



Nr B 2266
Oktober 2016

Avfallsimport och materialåtervinning



Anna Fråne, Lena Youhanan, Tomas Ekvall och Carl Jensen

Författare: Anna Fråne, Lena Youhanan, Tomas Ekvall och Carl Jensen, IVL Svenska Miljöinstitutet

Medel från: Stiftelsen IVL, Avfall Sverige och Energiföretagen Sverige

Fotograf: Öresundskraft AB

Rapportnummer B 2266

ISBN 978-91-88319-10-4

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2016

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

1	Inledning, syfte och bakgrund	14
1.1	Syfte och frågeställningar.....	15
1.2	Förklaring av begrepp.....	16
1.3	Metod.....	17
2	Avfallshandeln inom EU.....	18
2.1	Avfallsförbränningskapacitet inom EU.....	19
3	Sverige som importland.....	21
3.1	Varför importerar Sverige avfall till energiåtervinning?.....	23
3.2	Krav på importerat avfall till energiåtervinning	25
3.3	Det importerade avfallets sammansättning.....	26
3.4	Planer på utökad avfallsförbränningskapacitet i Sverige	27
4	Norge som exportland	28
4.1	Varför exporteras avfallet?.....	30
4.2	Kostnader förknippade med exporten	31
4.3	Avfallssystemet i Norge	33
4.3.1	Lagstiftning.....	33
4.3.2	Producentansvar	35
4.3.3	Materialåtervinningsmål och faktiska nivåer.....	35
4.3.4	Insamlingssystem	38
5	Irland som exportland	40
5.1	Varför exporteras avfallet?.....	41
5.2	Kostnader förknippade med exporten	43
5.3	Avfallssystemet på Irland	43
5.3.1	Producentansvar.....	43
5.3.2	Materialåtervinningsmål och faktiska materialåtervinningsgrader.....	44
5.3.3	Insamlingssystem	46
6	Storbritannien som exportland	47
6.1	Varför exporteras avfallet?.....	48
6.2	Kostnader förknippade med exporten	50
6.3	Avfallssystemet i Storbritannien	51
6.3.1	Lagstiftning.....	51
6.3.2	Producentansvar	52
6.3.3	Insamlingssystem.....	52
6.3.4	Materialåtervinningsmål och faktiska nivåer.....	55
7	Hypoteser kring importens inverkan på materialåtervinningen i exporterande länder och i Sverige	58
7.1	Avfallsflöden som exporteras till Sverige	58
7.2	Vad påverkar om avfall materialåtervinns eller inte?	60
7.3	Exportmöjlighetens inverkan på utsortering av avfall till materialåtervinning i exportländerna.....	63

7.3.1	Resonemang kring hypoteserna	64
7.3.2	Slutsats	67
7.4	Avfallshandelns inverkan på källsorteringsbenägenheten hos hushåll och verksamheter	67
7.5	Resonemang kring hypotesen	68
7.5.1	Slutsats	69
7.6	Svenska mottagningsavgifters (till energiåtervinning) inverkan på materialåtervinningen i de exporterande länderna	70
7.6.1	Resonemang kring hypotesen.....	71
7.6.2	Slutsats.....	73
7.7	Avfallshandelns påverkan på politiska åtgärder.....	74
7.7.1	Resonemang kring hypotesen.....	75
7.7.2	Slutsats.....	80
8	Slutsatser	82
9	Referenser.....	85
	Personlig kommunikation:	89

Utökad sammanfattning

Energiåtervinning är en del av avfallshierarkin, den prioriteringsordning som EU fastställt i avfallsdirektivet 2008/98/EG för hur avfall ska behandlas ur miljösynpunkt¹. Avfallshierarkin listar förebyggande av avfall som det mest eftersträvarvärda före, i rangordning, förberedelse för återanvändning, materialåtervinning, annan återvinning (däribland energiåtervinning) och bortskaffande (deponering eller förbränning utan energiåtervinning). År 2015 gick 5,8 miljoner ton avfall till energiåtervinning på svenska anläggningar klassade som avfallsförbränningsanläggningar varav 1,3 miljoner ton var importerat (Avfall Sverige, 2016a). De svenska avfallsförbränningsanläggningarna får betalt för att energiåtervinna det importerade avfallet som år 2015 främst kom från Norge, Storbritannien och Irland. Avfall kan även energiåtervinnas på industrianläggningar, till exempel inom cementindustrin, eller på anläggningar med tillstånd att visst avfall, men inte hushållsavfall.

Projektets syfte var att utreda hur materialåtervinning av avfall påverkas av import av avfall till energiåtervinning i Sverige. Utredningen omfattade både materialåtervinningen i Sverige och i de länder som Sverige importerar mest avfall ifrån: Norge, Storbritannien och Irland. Dessa länder exporterar avfall till energiåtervinning i Sverige, men också till andra länder.

Sverige har ett förhållandevis kallt klimat som kräver uppvärmning av bostäder och lokaler. Bland annat därför finns det väl utbyggda fjärrvärmenät som medger användning av många olika bränslen och andra energibärare. Biobränslen representerade drygt 40 procent av fjärrvärmens bränslemix år 2015 och avfallsklassade bränslen drygt 20 procent (Svensk Fjärrvärme, 2016).

Den svenska avfallsförbränningskapaciteten ökar. Det finns idag 34 avfallsförbränningsanläggningar i Sverige som har tillstånd att energiåtervinna hushållsavfall och en ny anläggning planeras. Den nuvarande avfallsförbränningskapaciteten i Sverige ligger på ca 6,65 miljoner ton och överstiger därmed det svenska behovet av avfallsförbränningskapacitet för att behandla inhemskt restavfall från hushåll och verksamheter med omkring 1,6 miljoner ton (Avfall Sverige, 2016b). Samtidigt som avfallsförbränningskapaciteten byggts ut i Sverige har EU ställt krav på att deponering av avfall ska minska inom EU, vilket har fått som följd att stora mängder avfall behöver tas omhand på ett alternativt sätt. Storbritannien och Irland har till exempel infört deponiskatt som har höjts successivt och Norge har infört förbud mot att deponera biologiskt nedbrytbart avfall. Svenska avfallsförbränningsanläggningar kan erbjuda konkurrenskraftiga mottagningsavgifter för detta avfall eftersom fjärrvärmenäten gör att energin i avfallet kan utnyttjas effektivt och på grund av höga svenska skatter på fossilt bränsle som gör att relativt dyra biobränslen blir huvudalternativet för produktion av fjärrvärme. För svenska avfallsförbränningsanläggningar styrs bränslevalt av marknaden och importerat avfall för energiåtervinning har i många fall visat sig ge lägre värmeproduktionskostnader jämfört med alternativa bränslen.

Det importerade avfallet har dessutom ofta högre kvalitet som bränsle, jämfört med svenskt avfall till energiåtervinning. Det avfall som brukar förknippas med Sveriges import av avfall till energiåtervinning är klassat enligt tre avfallskoder²:

¹ Hierarkin kan dock frångås för särskilda avfallsflöden om det är motiverat på grund av bland annat teknisk genomförbarhet, ekonomisk livskraft och miljöskydd.

² Enligt European List of Waste (Commission Decision 2000/532/EC) och Bilaga 4 i Avfallsförordningen.

19 12 10 Brännbart avfall (avfallsfraktion behandlad för förbränning - RDF)
19 12 12 Annat avfall (även blandningar av material) från mekanisk behandling av avfall
20 03 01 Blandat kommunalt avfall

I takt med att import av avfall för energiåtervinning i Sverige har ökat har området fått allt större uppmärksamhet, inte minst i media. Frågetecken kring hur materialåtervinningen i Sverige och i de exporterande länderna påverkas av den ökade importen har höjts, men få faktamässiga belägg har lagts fram i debatten för om, och i så fall hur, materialåtervinningen påverkas.

I sammanhanget är det viktigt att belysa varför avfall går till materialåtervinning. Materialåtervinning av avfall kan ske på grund av marknadskrafter, det vill säga att det är ekonomiskt lönsamt att materialåtervinna avfall på grund av avfallets ekonomiska värde och/eller att det är ekonomiskt lönsamt i förhållande till andra behandlingsalternativ. Materialåtervinning under ekonomiskt fördelaktiga grunder bygger på att värdet av det återvunna materialet täcker extra kostnader för insamling, sortering, transport och andra aktiviteter som omgärdar materialåtervinningen jämfört med andra behandlingsalternativ. Det sekundära materialet behöver också ha en tillräckligt hög kvalitet för att kunna konkurrera med jungfruligt material. Lönsamheten i att sortera ut mer material till materialåtervinning beror även på avfallets sammansättning, vilket i sin tur beror på i vilken utsträckning avfallet har källsorterats och på tillgängliga insamlingssystem. Om avfallet som potentiellt kan materialåtervinnas är kontaminerat med annat avfall är det svårare att sortera ut det för materialåtervinning än om avfallet har källsorterats med syfte att materialåtervinnas.

Avfall kan också materialåtervinnas till följd av nationella eller EU-gemensamma mål och andra styrmedel. Utöver materialåtervinningsmål finns styrmedel som indirekt kan påverka hur mycket avfall som materialåtervinnas, till exempel mål för materialåtervinning av vissa produktgrupper samt producentansvar. Styrmedel kan leda till att avfall materialåtervinnas trots att det inte är ekonomiskt fördelaktigt för de inblandade aktörerna.

Projektet har genomförts baserat på tillgänglig litteratur och på intervjuer med aktörer som direkt eller indirekt är involverade i avfallshandeln, till exempel representanter från myndigheter, kommuner, avfallsentreprenörer och anläggningsägare. Fakta har analyserats och använts för att presentera och resonera kring tänkbara samband/hypoteser kring avfallsimporten och materialåtervinningen. Studien har avgränsats till Irland, Norge, Storbritannien och Sverige.

En tydlig slutsats är att avfallet som exporteras till Sverige har olika ursprung och har genomgått olika typer av behandling innan export. Avfallet kommer både från hushåll och från verksamheter och har källsorterats i varierande utsträckning. Utöver källsortering kan avfallet ha eftersorterats på ett enklare eller mer avancerat sätt. Avfallet som exporteras är således inte en homogen ström utan en komplex blandning av avfall som hanterats på olika sätt.

Av de studerade länderna är det endast Storbritannien som har krav på att avfall som exporteras ska ha förbehandlats. Det finns dock inte specifika krav på hur förbehandlingen ska vara utformad. I praktiken innebär det att avfall från hushåll och verksamheter kan ha gått igenom alltifrån mycket enkel sortering där enstaka materialslag har sorterats ut till avancerad sortering och bearbetning. Dock räknas inte källsortering som förbehandling.

De huvudsakliga avfallsflödena som exporteras från Irland, Norge och Storbritannien är rejekt från MRF-anläggningar (Materials Recovery Facilities), rejekt från MBT-anläggningar (Mechanical Biological Treatment) samt avfall från hushåll och verksamheter som genomgått varierande grad av källsortering och/eller eftersortering. MRF-anläggningar finns i Irland och Storbritannien och tar

främst emot blandat förpackningsavfall för sortering i olika materialfraktioner som sedan skickas vidare till materialåtervinning. Felsorterat material, föroreningar, smuts och vätska som inte kan materialåtervinnas liksom avfall som skulle kunna materialåtervinnas, men där det under rådande ekonomiska förutsättningar inte är lönsamt att göra ytterligare sortering till materialåtervinning, bildar tillsammans ett rejekt som behandlas genom energiåtervinning eller deponering. MBT-anläggningar finns i Storbritannien och kan konstrueras på olika sätt och byggas med olika syften. Anläggningarna har dock gemensamt att de främst tar emot kommunalt avfall som i varierande utsträckning genomgått källsortering, men där matavfallet är kvar, och att de innehåller både mekaniska steg och steg för biologisk behandling.

I det exporterade avfallet, liksom i svenskt avfall, finns avfall som tekniskt sett skulle kunna materialåtervinnas, men avfallet finns kvar på grund av att det inte har källsorterats eller på grund av att det inte har sorterats ut för materialåtervinning genom eftersortering. Det finns alltså potential att sortera ut mer avfall till materialåtervinning från både MBT- och MRF-anläggningar och genom annan utsortering. Att det inte görs är på grund av två huvudanledningar: att värdet på material som sorteras ut inte kompenserar för de extra kostnaderna som en utökad sortering medför och att det för vissa materialfraktioner saknas en marknad. Utsorteringsgraden i MRF- och MBT-anläggningar och genom annan utsortering bestäms i större utsträckning av säljbarhet och pris för det utsorterade materialet än av kostnaden för att bli av med rejektet. Det är alltså marknaden för sekundärmaterial, graden av sortering och kvaliteten på det utsorterade materialet som primärt avgör om ett avfall går till materialåtervinning eller om det blir ett rejekt som går till energiåtervinning eller bortskaffande.

Kostnadsskillnaden mellan att materialåtervinna mer avfall eller istället skicka avfallet till annan behandling, energiåtervinning eller deponering, kan påverka hur avfall behandlas. Ur marknadsmässigt perspektiv kan det teoretiskt argumenteras för att ju dyrare det är att deponera eller energiåtervinna avfall, desto större blir det ekonomiska utrymmet för när materialåtervinningen blir det mest ekonomiskt fördelaktiga alternativet jämfört med andra alternativ. Det kan i sin tur leda till att incitamenten till att materialåtervinna avfall ökar. Om istället motsatsen skulle gälla, att det blir billigare att skicka avfallet till energiåtervinning, hämmas materialåtervinningen. Att de svenska mottagningsavgifterna är konkurrenskraftiga innebär att det kan vara billigare för norska, brittiska och irländska aktörer att skicka avfallet till Sverige än att behandla samma avfall i det egna landet. Det kan i teorin hämma materialåtervinningen i exportländerna. Importen till Sverige har dock begränsad effekt på kostnaden för dessa aktörer, eftersom mottagningsavgifter till energiåtervinning i Sverige bestäms med hänsyn till alternativkostnaderna, vilket speglar betalningsviljan hos avfallsgenereraren. Importen kan bidra till att öka mottagningsavgifterna i Sverige just eftersom de påverkas av kostnaden för de dyrare behandlingsalternativen i exportländerna. Genom att bidra till högre mottagningsavgifter för energiåtervinning kan importen av avfall i teorin faktiskt stimulera materialåtervinning i Sverige.

I en framtid där kapaciteten för energiåtervinning byggs ut i norra Europa kan det så småningom uppstå konkurrens om avfallet mellan olika avfallsförbränningsanläggningar. Om det händer kan mottagningsavgifterna sjunka generellt, vilket teoretiskt skulle kunna hämma materialåtervinningen. Mottagningsavgifterna till energiåtervinning, både i Sverige och generellt inom den marknad som aktörer i Storbritannien, Irland, Norge och Sverige verkar inom, har tvärtom stigit under de senaste 1-2 åren. Det indikerar att det ekonomiska utrymmet för när materialåtervinningen, teoretiskt, blir det mest ekonomiskt fördelaktiga alternativet jämfört med andra alternativ inte krymper utan snarare har ökat under den senaste tiden. Resultaten från projektet tyder också på att en begränsad möjlighet att exportera inte säkert hade gjort att avfall i ökad utsträckning hade sorterats ut till materialåtervinning utan att det billigaste alternativet att behandla avfallet genom deponering eller inhemsk avfallsförbränning istället hade använts. Om

det endast hade varit Sverige som begränsat importen från Storbritannien hade ökad export till andra länder också varit aktuellt.

Vad som faktiskt händer med materialåtervinningen om det blir dyrare eller billigare att energiåtervinna avfall är dock svårbedömt då många andra faktorer i samhället påverkar. Tidigare kunskap tyder på att materialåtervinning av avfall sannolikt är ganska okänslig för förändringar i kostnadsskillnad mellan materialåtervinning och energiåtervinning så länge materialåtervinningen i huvudsak är beroende av källsortering.

I Norge har projektgruppen hittat ett konkret exempel där de svenska mottagningsavgifterna till energiåtervinning bidragit till att utbyggnad av infrastruktur för utsortering av matavfall hämmats. Grunden till beslutet att skicka matavfall tillsammans med restavfall till energiåtervinning i Sverige istället för att sortera ut matavfall till biologisk behandling motiverades både av miljöskäl och av kostnadsskäl.

Import av avfall till energiåtervinning i Sverige kan hypotetiskt ha en psykologisk effekt på hushålls- och verksamheters benägenhet att källsortera i Sverige och/eller i de exporterande länderna. Detta är ett outforskat område där mer kunskap behövs. Projektet har endast hittat en beteendestudie som berör ämnet, vilken inte anses omfattande nog för att kunna dra övergripande slutsatser. Resultat från studien i fråga indikerade dock att effekten på hushållens källsortering är liten. Tillförlitliga beteendestudier kan vara svåra att genomföra eftersom frågorna lätt blir ledande. Studier som undersökt det eventuella sambandet har heller inte hittats i Storbritannien, Irland eller Norge.

Möjligheten att skicka avfallet till energiåtervinning i Sverige skulle kunna påverka de politiska initiativen till ökad materialåtervinning i de exporterande länderna. Något sådant samband mellan mål och åtgärder och exportmöjligheten av avfall till bland annat Sverige har dock inte kunnat påvisas i det här projektet. De exporterande länderna har minst lika höga ambitioner för materialåtervinning av avfall som Sverige. De EU-gemensamma målen gäller för samtliga studerade länder. Delar av Storbritannien (Wales, Skottland och Nordirland) har dock högre mål för förberedelse för återanvändning och materialåtervinning av avfall från hushåll och från liknande källor än Sverige. I samtliga av de studerade exportländerna samt i Sverige finns producentansvar för förpackningar, dock är producentansvaret olika utformat. I samtliga av de studerade länderna finns tuffare materialåtervinningsmål för förpackningar än EU:s minimimål, antingen i form av krav på enskilda producentansvarsorganisationer eller i nationell lagstiftning.

Möjligheten att skicka avfallet till energiåtervinning i Sverige kan också påverka hur mycket som investeras i avfallsförbränning i de exporterande länderna. Den kapaciteten byggs dock fortfarande ut i Storbritannien och Irland. I mindre omfattning byggs kapaciteten ut även i Norge, men där drivs exporten till Sverige i högre utsträckning av prisskillnaden mellan att energiåtervinna avfall i Norge jämfört med Sverige, och inte i lika hög utsträckning brist på avfallsförbränningskapacitet.

Exporten till bland annat Sverige gör att nya avfallsförbränningsanläggningar har svårt att konkurrera med mottagningsavgifter utomlands, vilket hämmar investeringsviljan och i sin tur uppbyggnaden av egen avfallsförbränningskapacitet. Importen till Sverige minskar därför energiåtervinningen i exportländerna på kort sikt och, eventuellt ännu mer, på lång sikt. Utbyggnad i egen materialåtervinningskapacitet i de studerade exportländerna, utöver MBT- och MRF-anläggningar, styrs främst av den sekundära råvarumarknaden. Både Storbritannien, Irland och Norge är beroende av export för slutlig materialåtervinning av avfall som genereras.

Sammanfattningsvis tyder vår studie på att import av avfall för energiåtervinning i Sverige leder till en kombination av minskad deponering av både behandlat och obehandlat avfall och minskad inhemsk avfallsförbränning i de studerade exportländerna. Den kunskap som framkommit i denna studie och i tidigare studier tyder på att den svenska avfallsimportens effekter på materialåtervinningen är små i praktiken, men kunskapen behöver fortfarande fördjupas.

Extended summary

Energy recovery is part of the waste hierarchy, a general priority order for treatment of waste³. The waste hierarchy found in Directive 2008/98/EC, lists prevention as the most desirable option before preparing for reuse, recycling, recovery (there among energy recovery) and disposal (landfill or incineration without energy recovery). Roughly 5.8 million tonnes of waste was used for energy recovery at waste-to-energy plants (WtE) in Sweden in 2015 of which 1.6 million tonnes was imported (Avfall Sverige, 2016a). The Swedish waste-to-energy plants are paid to treat the imported waste, which came primarily from the UK, Norway and Ireland in 2015. Waste can also be recovered in industrial plants, for example in the cement industry or at facilities with permission to recover energy from certain types of waste.

The aim of the project was to investigate how recycling of waste is affected by waste imports to energy recovery in Sweden. The study covered both recycling in Sweden and in the countries where most of the imported waste is derived; the UK, Norway and Ireland. These countries export waste for energy recovery in Sweden, but also to other countries.

Sweden has a relatively cold climate requiring heating of dwellings and premises. This is one of the reasons why district heating systems are well-established in Sweden; with the fuels coming from a number of sources. In these systems, biofuels represent around 40 percent of the total energy supply to district heating and waste around 20 percent (Svensk Fjärrvärme, 2016).

The Swedish waste incineration capacity is increasing. Today there are 34 waste-to-energy plants in Sweden with permission to recover energy from household waste, and one additional plant is planned. The capacity in Sweden is around 6.65 million tonnes of waste per year meaning that the capacity is exceeding the current demand for energy recovery for domestic residual waste from households and businesses with around 1.6 million tonnes (Avfall Sverige, 2016b). At the same time as the Swedish capacity is increasing, the EU has strengthened efforts to decrease landfilling of waste in the EU. As a result large quantities of waste need to be taken care of by other treatment methods than disposal. As an example, the UK and Ireland have in response to policy intervention, implemented landfill taxes, which have increased continuously. Norway has also implemented a landfill ban on biodegradable waste. Swedish waste-to-energy plants can offer competitive gate fees for this waste as the energy in the waste can be efficiently used, and due to Swedish taxes on fossil fuels, waste becomes competitive with the relatively expensive biofuel alternatives. For Swedish waste-to-energy plants, the choice of fuel is dependent on the market conditions. Imported waste for energy recovery has in many cases shown to give lower heat production costs compared to alternative fuels. In addition, the imported waste is often of higher fuel quality compared to domestic waste to energy recovery due to higher heating value, and lower ash and moisture content. The waste often associated with the waste import to energy recovery is classified according to three waste codes⁴:

19 12 10 Combustible waste (refuse derived fuel)

19 12 12 Other wastes (including mixtures of materials) from mechanical treatment of wastes

20 03 01 Mixed municipal waste

³. Departing from the hierarchy may be necessary for specific waste streams when justified for reasons of, inter alia, technical feasibility, economic viability and environmental protection.

⁴ According to the European List of Waste (Commission Decision 2000/532/EC) and Appendix 4 in the Swedish Waste Order.

In recent years, the import of waste has received increased attention from Swedish media. Questions have been raised whether recycling of waste in Sweden and in the exporting countries are influenced by the waste imports to Sweden, but few facts have been put forward in the debate. In this context it is important to highlight why waste is recycled. Recycling of waste occurs due to two main reasons; 1) market conditions, i.e. it is economically profitable to recycle waste due to the economic value of the waste and/or compared to other treatment options, or 2) due to national or EU targets as well as other policy instruments. For recycling under economically advantageous basis, the value of the waste must cover the extra costs of collection, sorting, transport and other activities surrounding recycling compared to other treatment methods. The secondary material must also be of sufficiently high quality in order to compete with virgin materials. Profitability in sorting out more material for recycling also depends on the composition of the waste and thus on the degree of source-separation of the incoming waste and on the available collection systems.

National or EU targets or other policy instruments indirectly affect the amount of waste that is recycled, for example, targets for recycling of certain product groups and producer responsibility obligations. Policy instruments may lead to recycling even though it is not economically advantageous for the actors involved.

The project was conducted based on available literature and interviews with actors directly or indirectly involved in the waste trade. This included representatives from government agencies, municipalities, waste contractors and facility owners. The findings were analyzed and used to present and discuss possible connections / hypotheses on the import of waste and recycling. The study has been limited to Ireland, Norway, UK and Sweden.

One clear conclusion is that the waste exported to Sweden has different origins and has undergone various types of processing before export. The waste comes both from households and from businesses, and has been separated at source in varying degree. In addition to source-separation the waste can have undergone other types of sorting in a simple or more advanced manner. The waste exported is thus not a homogeneous stream, but a complex mixture of waste handled in different ways.

Of the countries studied only the UK requires that waste to energy recovery must be pre-treated prior to export. However, there are no specific requirements on how pre-treatment should be designed. In practice this means that waste from households and businesses may have gone through everything from very simple sorting and processing, where some types of materials are separated, to advanced sorting and processing. Source-separation is not considered pre-treatment.

The main waste streams exported from Ireland, Norway and the UK are rejects from MRF facilities (Materials Recovery Facilities), rejects from MBT plants (Mechanical Biological Treatment) as well as waste from households and businesses that have undergone varying degrees of source-separation and sorting after collection. MRF facilities located in Ireland and in the UK, primarily sort mixed packaging waste into numerous material fractions that are sent further to recycling. MBT plants in the UK can be constructed in different ways and be built with different purposes. Common to these facilities are the inputs, i.e. they all receive municipal waste that has been source-separated to a varying extent, but where food waste is part of the incoming fraction. They contain both mechanical steps and steps for biological treatment. Contaminants, dirt and liquid as well as waste that potentially could be recycled, but not under prevailing economic conditions, form a reject when sorted that needs to be treated by energy recovery or disposal. There remains thus a potential to sort out more waste for recycling from both MBT and MRF facilities and through other types of sorting procedures. The reason why the waste remains in the exported waste fractions is

primarily due insufficient economic value of the secondary materials, which does not compensate for the extra costs of sorting, and due to lack of market possibilities for some of the material.

The level of sorting at MRF and MBT plants and for other types of sorting is to a greater extent determined by the marketability and price of the sorted material than the cost for treatment of the reject fractions. It is thus the market for secondary materials, the degree of sorting and the quality of the sorted material that primarily determine whether the waste will be recycled or turned into a reject to energy recovery or disposal.

The cost difference between recycling more waste, or instead send the waste to other treatment; energy recovery or disposal, can affect how the waste is finally treated. From a market perspective, it can theoretically be argued that the more expensive disposal or energy recovery, the greater is the economic incentive for recycling to become the most economical option compared to other options. This may in turn lead to stronger incentives to recycle waste. If, instead, the opposite would apply, that it is cheaper to send the waste to energy recovery or disposal, recycling is hampered. The relatively low Swedish gate fees to energy recovery result in more economic incentive for Norwegian, British and Irish actors to send the waste to Sweden than to treat the waste in their own countries. This can theoretically inhibit recycling of waste in the exporting countries. Imports to Sweden, however, has limited effect on the cost for these players because the gate fees for energy recovery in Sweden are determined with respect to the alternative costs reflecting the willingness to pay of the waste exporter/generator. The waste imports can increase the gate fees in Sweden due to the fact that the gate fees are affected by the cost of the more expensive treatment options in the exporting countries. By contributing to higher gate fees for energy recovery, imports of waste can in theory actually stimulate recycling in Sweden.

If the capacity for energy recovery in the future is expanded in northern Europe there may eventually be competition for waste between waste-to-energy plants. If that happens, the gate fees might generally decrease, which theoretically could hamper recycling of waste. The gate fees for energy recovery, both in Sweden and in the market actors in the UK, Ireland, Norway and Sweden operate in have thus risen over the past 1-2 years. This indicates that the economic incentive for when recycling, theoretically, becomes the most economically feasible option compared with other options does not shrink, but has rather increased in recent times. The results from the project also indicate that a limited possibility to export waste to energy recovery did not necessarily lead to increased sorting to recycling. The most cost-efficient way of treating the waste had likely been used, domestic energy recovery or disposal. If only Sweden had put restrictions on the waste imports, increased export to other countries would have also been the likely option.

What actually happens to recycling if energy recovery in comparison becomes more or less expensive is difficult to assess. This is due to the fact that many other factors in the society influence the outcome. Previous knowledge indicates that recycling of waste is likely to be fairly insensitive to changes in the cost difference between recycling and energy recovery as long as the recycling is mainly dependent on source-separation.

In Norway, the project team found one concrete example where the Swedish gate fees for energy recovery have contributed to hampering biological treatment of food waste. The basis for the decision to send food waste with residual waste for energy recovery in Sweden instead of sorting out the food waste to biological treatment was justified both for environmental and for economic reasons. Imported waste for energy recovery in Sweden could hypothetically have a psychological effect on households' source-separation behaviour in Sweden and / or in the exporting countries. This is an unexplored area where more knowledge is needed. The project has only found one behavioral study concerning the subject, which is not considered enough to draw general

conclusions. Results from the study in question indicated, however, that the effect on households' source-separation is small. Behavioral studies of this kind have neither been possible to identify in the UK, Ireland and Norway. Reliable behavioral studies can be challenging to carry out as the questions posed easily become leading.

The possibility to export waste to energy recovery in Sweden could affect policy instruments to increase recycling in the exporting countries. No connection between objectives and measures and the possibility to export waste to countries such as Sweden has thus been identified. The exporting countries have equally high ambitions recycling of waste compared to Sweden. The EU common objectives are valid in all studied countries. Parts of the UK (Wales, Scotland and Northern Ireland) have higher targets for preparation for reuse and recycling of waste from households and from similar sources than Sweden. In all of the studied exporting countries, and in Sweden, there are producer responsibility obligations for packaging, although the responsibilities' are designed differently. In all of the countries studied there are higher recycling targets for recycling of packaging than the EU minimum targets, either in the form of requirements on individual producer responsibility schemes or according to national legislation. In Ireland, weight-based waste tariffs are introduced for areas with more than 500 people as a way to increase the share of waste going to recycling. The Norwegian EPA (Miljødirektoratet) has examined possibilities of introducing mandatory food waste and plastic waste collection in municipalities.

The possibility to export waste for energy recovery in Sweden can also affect investments in waste-to-energy in the exporting countries. The capacity is expanding in the UK and Ireland, and to a limited extent in Norway. The export from Norway is more highly driven by the price difference between energy recovery in Norway compared to Sweden, and not to the same extent by the insufficient waste incineration capacity. Exports of waste for energy recovery in countries like Sweden, with relatively low gate fees to energy recovery, result in reluctance to invest in new waste-to-energy plants, which inhibits the development of domestic waste incineration capacity. Waste imports to Sweden therefore reduce energy recovery in the exporting countries in the short term and, possibly even more in the long term. Expansion of own recycling capacity, in addition to MBT and MRF facilities are governed primarily by the secondary raw materials market in the studied exported countries. The UK, Ireland and Norway are dependent on exports for final recycling of waste generated.

In summary, our study concludes that waste imports for energy recovery in Sweden lead to a combination of reduced landfilling of both treated and untreated waste as well as reduced domestic energy recovery and incineration without energy recovery in the studied exported countries. The knowledge developed in this study and in previous studies suggests that the effects the waste imports to Sweden have on recycling are small in practice, but more knowledge is encouraged.

1 Inledning, syfte och bakgrund

Energiåtervinning är en del av den så kallade avfallshierarkin, EU:s prioriteringsordning fastställd i avfallsdirektivet 2008/98/EG för hur avfall allmänt ska behandlas inom EU ur miljösynpunkt⁵. Avfallshierarkin listar förebyggande av avfall som det mest eftersträvansvärda före förberedelse för återanvändning, materialåtervinning, annan återvinning (däribland energiåtervinning) och bortskaftande. Bortskaftande kan dels handla om förbränning av avfall utan att tillvarata energin i avfallet, dels om deponering.

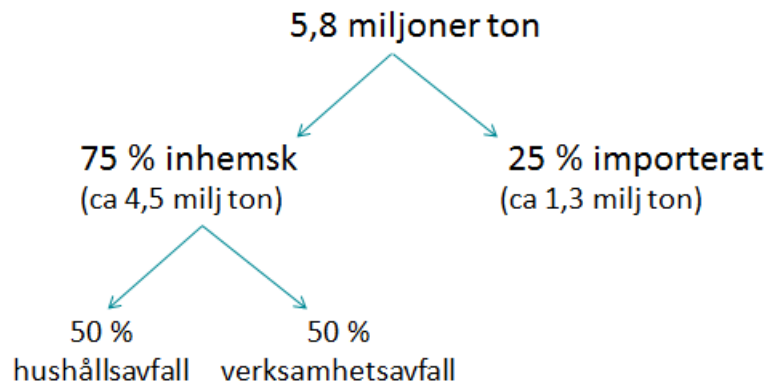
Ambitionen inom EU är att klättra högre upp i avfallshierarkin. Det bekräftas av det så kallade cirkulära ekonomi-paketet, som presenterades av EU-kommissionen i december 2015 och som nu hanteras inom Europaparlamentet och ministerrådet. Paketet består av två delar; en handlingsplan för cirkulär ekonomi (Europeiska Kommissionen, 2015a) och ett nytt avfallspaket med förslag på revidering av sex direktiv inom avfallsområdet (Europeiska Kommissionen, 2015b). Bland annat föreslås höjda mål för materialåtervinning av kommunalt avfall och för förpackningsavfall 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.

Inom den så kallade Energiunionen, ramstrategin för EU:s energipolitik, betonas att energiåtervinning av avfall i större utsträckning skulle kunna användas för att bidra till EU:s energiförsörjning. Inom Energiunionen avser man också att tydliggöra energiåtervinningens roll i avfallshierarkin samt klargöra under vilka förutsättningar det är befogat att frånga avfallshierarkins prioriteringsordning för hur avfall ska tas omhand (Europeiska kommissionen, 2016).

I denna rapport ligger fokus på två steg i avfallshierarkin, energiåtervinning och materialåtervinning. Det finns inom EU materialåtervinningsmål inom flera områden; förpackningar, elektronik, batterier, uttjänade bilar, avfall från hushåll och andra liknande källor samt bygg- och rivningsavfall. Energiåtervinning avser förbränning av avfall med tillvaratagande av energin i form av el, värme och/eller kyla.

Mängden hushållsavfall till energiåtervinning i Sverige har ökat under 2000-talet liksom mängden hushållsavfall till materialåtervinning och biologisk behandling. Samtidigt har mängden avfall till deponi minskat (Naturvårdsverket, 2012). År 2015 gick 5,8 miljoner ton avfall till energiåtervinning på svenska anläggningar klassade som avfallsförbränningsanläggningar, 33 stycken (Avfall Sverige, 2016a). Statistiken kommer från Avfall Sveriges statistikverktyg Avfall Web som samlar in uppgifter från avfallsförbränningsanläggningarna i Sverige. Avfall kan även energiåtervinnas på industrianläggningar, till exempel inom cementindustrin, eller på anläggningar med tillstånd att energiåtervinna visst avfall, men inte hushållsavfall. Den statistiken ingår inte i Avfall Sveriges statistik. Omkring en fjärdedel av avfallet som gick till energiåtervinning på svenska avfallsförbränningsanläggningar år 2015 bestod av importerat avfall och resterande mängd var inhemskt avfall (Figur 1). Av det inhemska avfallet var ungefär hälften klassat som hushållsavfall och hälften som verksamhetsavfall (Avfall Sverige, 2016a).

⁵ Hierarkin kan dock frångås för särskilda avfallsflöden om det är motiverat på grund av bland annat teknisk genomförbarhet, ekonomisk livskraft och miljöskydd.



Figur 1. Energiåtervinningen hos svenska avfallsförbränningsanläggningar, 2015 (Avfall Sverige, 2016a).

Avfallsklassade bränslen representerade drygt 20 procent av fjärrvärmens bränslemix år 2015 (Svensk Fjärrvärme, 2016). Enligt Avfall Sveriges statistik representerade elproduktionen från avfallsförbränningsanläggningar som har tillstånd att energiåtervinna hushållsavfall drygt en procent av den totala elproduktionen i Sverige år 2014 (Avfall Sverige, 2016a och SCB, 2015). För fjärrvärmeproduktionen spelar energiåtervinning av avfall alltså en större roll än för elproduktionen.

Import av avfall till energiåtervinning, eller export av avfallsbehandlingstjänster, har blivit en allt vanligare företeelse i Sverige. I takt med att importen av avfall för energiåtervinning i Sverige har ökat har området fått allt större uppmärksamhet, inte minst i media. Frågetecken kring hur materialåtervinningen i Sverige och i de exporterade länderna påverkas av den ökade importen har höjts, men få faktamässiga belägg har lagts fram i debatten för om, och i så fall hur, materialåtervinningen påverkas.

1.1 Syfte och frågeställningar

Projektet syftade till att utreda hur materialåtervinning av avfall påverkas av import av avfall till Sverige. Utredningen omfattade påverkan på materialåtervinningen både i Sverige och i de exporterande länderna som studien avgränsade sig till; Norge, Storbritannien och Irland, de länder som Sverige importerar mest avfall till energiåtervinning ifrån.

Syftet skulle uppfyllas genom att besvara följande frågeställningar:

1. Hämmas materialåtervinningen av avfallsimporten? Frågeställningen rör både materialåtervinningen i de exporterande länderna och i Sverige.
2. Vad är de främsta anledningarna till att Storbritannien, Norge och Irland exporterar avfall till Sverige för energiåtervinning?

3. Vad är de främsta anledningarna till att svenska avfallsförbränningsanläggningar importerar avfall från Storbritannien, Norge och Irland?
4. Går det att identifiera samband, både praktiska och baserat på statistik, mellan hur mycket avfall som materialåtervinns/samlas in för materialåtervinning i Storbritannien, Norge och Irland och hur mycket avfall som exporteras från länderna? Om ja, hur ser dessa samband i så fall ut?
5. Går det att identifiera samband mellan hur mycket avfall som materialåtervinns/samlas in för materialåtervinning i Sverige och hur mycket avfall som importerats för energiåtervinning? Om ja, hur ser dessa samband i så fall ut?
6. Påverkas hushållens vilja att källsortera avfall av avfallsimporten/avfallsexporten?
7. Hur påverkas utbyggnaden av energiåtervinning i Storbritannien, Irland och Norge av svensk avfallsimport? Hur påverkas utbyggnaden av materialåtervinningssystem?

Projektgruppen bestod av medarbetare från IVL Svenska Miljöinstitutet. Som stöd till projektgruppen fanns en referensgrupp, se Bilaga 1 för förteckning över referensgruppsmedlemmar. Projektet finansierades av Stiftelsen IVL, Avfall Sverige och Energiföretagen Sverige.

1.2 Förklaring av begrepp

Nedan förklaras innebörden av några i rapporten vanligt förekommande begrepp och termer.

Energiåtervinning:

Användning av avfall främst som bränsle eller annan energikälla.

Förbehandling:

Olika typer av bearbetning av avfall efter att det samlats in vid källan. Förbehandlingen kan bestå av sortering, kvarning, balning etc.

Källsortering:

När avfall sorteras från annat avfall där det uppkom, till exempel i ett hushåll eller i en verksamhet.

Materialåtervinning:

Återvinning genom att upparbeta avfallsmaterial till nya produkter, material eller ämnen som inte ska användas som bränsle eller fyllnadsmaterial,

Mechanical Biological Treatment (MBT)-anläggningar:

Anläggningar som innehåller både mekaniska steg och steg för biologisk behandling, främst kompostering. Anläggningarna tar typiskt emot blandat kommunalt avfall för sortering. Mer information om MBT-anläggningar finns i kapitel 6.3.

Materials Recovery Facilities (MRF)-anläggningar:

Anläggningar som tar emot blandat avfall till materialåtervinning och sorterar avfallet i olika

materialslog och olika kvaliteter, till exempel papper, plast, metall, glas. MRF-anläggningar är vanligt i Storbritannien och Irland eftersom källsortering av avfall till materialåtervinning i blandad fraktion, så kallat *co-mingled*, ofta förekommer. Mer information om MBT-anläggningar finns i kapitel 6.3.

Mottagningsavgift:

Den avgift som en avfallsanläggning, till exempel en avfallsförbränningsanläggning, deponi, rötningsanläggning eller komposteringsanläggning, tar ut per ton avfall för att behandla avfallet.

RDF (Refuse-derived fuel):

RDF är avfall som genomgått någon form av behandling och är ämnat för att användas som bränsle. Det finns ingen standard för RDF utan sammansättningen kan variera för att möta specifikationskraven från mottagaren, till exempel vad gäller värmevärde, askhalt och klorhalter. Generellt sorteras en del material till materialåtervinning ut från avfallet. Graden av utsortering varierar. Därefter är det vanligt att avfallet kvarnas och balas inför transport.

R1: R1 är en hanteringskod för avfall enligt Bilaga 2 i avfallsdirektivet 2008/98/EG. R1 betyder att avfallet främst ska användas som bränsle eller annan energikälla och att energieffektiviteten ska vara en viss nivå. Ju högre R1-faktor desto mer värme, el eller kyla utvinns.

Rejekt:

Avfallsfraktion som uppkommer vid sortering av avfall, både från hushåll och verksamheter, till materialåtervinning (efter eventuell källsortering). Rejekt kan uppstå på grund av att den inkommande avfallsfraktionen innehåller felsorterat material, på grund av förluster i sorteringsprocesserna eller på grund av att avfall av olika anledningar inte sorteras ut till materialåtervinning. Rejektet behandlas genom energiåtervinning, förbränning utan energiåtervinning eller deponering.

Restavfall:

Avfall (från både hushåll och verksamheter) som blir kvar efter varierande grad av källsortering av avfall till materialåtervinning samt till biologisk behandling.

SRF (Solid Recovered Fuel):

Bränsle producerat från avfall som uppfyller klassificering och specificering enligt EN15359.

1.3 Metod

Projektet genomfördes baserat på tillgänglig litteratur och på intervjuer med aktörer som direkt eller indirekt är involverade i exporten/importen, till exempel representanter från myndigheter, kommuner, avfallsentreprenörer och anläggningsägare. Vilka som projektgruppen varit i kontakt med framgår av referenslistan. Fakta som samlades in analyserades för att kunna besvara projektets frågeställningar och uppfylla syftet med projektet.

Projektet delades in i fyra aktiviteter.

Aktivitet 1: Nulägesanalys

Avfallssystemen i Sverige, Norge, Irland och Storbritannien kartlades med avseende på lagstiftning, avfallsstrategier, mål och uppföljning av mål, styrmedel inom avfallsområdet liksom

beskrivning av insamlingssystem för olika typer av avfall. Nulägesanalysen var viktig för förståelsen för vilka drivkrafter som ligger till grund för exporten av avfall. Resultat från nulägesanalysen finns i kapitel 3-6, men även i kapitel 7.

Aktivitet 2: Vad importeras och varifrån?

Aktiviteten innefattade en kartläggning över vilken typ av avfall som exporteras/importeras, dess ursprung, sammansättning och mängd. Information som framkom i aktivitet 2 presenteras framförallt i kapitel 3-6.

Aktivitet 3: Påverkan på materialåtervinning

Tillgänglig litteratur och utredningar om importens/exportens eventuella påverkan på materialåtervinningen identifierades och studerades. Aktivitet 3 inkluderade även kartläggning av gjorda beteendeundersökningar för att ta reda på om hushållens inställning till källsortering påverkas av export av avfall i de exporterande länderna liksom hur svenska hushålls inställning till källsortering påverkas av avfallsimporten. Det visade sig finnas mycket lite tillgänglig litteratur om avfallshandelns eventuella påverkan på materialåtervinningen varför projektgruppen främst fick förlita sig på egen analys av inhämtad fakta från projektet.

Aktivitet 4: Analys och identifiering av tänkbara samband

Baserat på resultat från aktivitet 1-3 formulerades hypoteser/tänkbara samband (kapitel 7) för hur materialåtervinningen påverkas av avfallshandeln i Sverige, Norge, Storbritannien och Irland. Varje hypotes som presenteras föregås av en bakgrund och följs av ett resonemang kring hypoteserna och sammanfattande slutsats.

2 Avfallshandeln inom EU

Avfall köps och säljs över hela världen. Icke-farligt avfall kan med få undantag handlas mellan EU-länder och importeras till EU om avsikten är att materialåtervinna eller energiåtervinna avfallet. Avfallshandeln inom EU och mellan EU och övriga världen har ökat de senaste åren. Export av icke-farligt avfall från EU:s medlemsländer till länder utanför EU ökade i hög utsträckning mellan 1999 och 2011. Exporten av plastavfall ökade med en faktor fem, ädelmetaller tredubblades och exporten av järn, stål, koppar, aluminium och nickel dubblades. Sedan 2003 har mer plastavfall exporterats till Asien, speciellt till Kina, än vad som har exporterats inom EU (EEA, 2012). Gränsöverskridande transporter av avfall regleras via en EG-förordning (1013/2006) som bland annat listar de avfallslag som får exporteras samt vart. Förordningen baseras på Baselkonventionen och OECD-avtalet om avfallstransporter. Baselkonventionen är en internationell konvention om kontroll av gränsöverskridande transporter och omhändertagande av farligt avfall. Avfallsexport till de länder som inte är med i EU, EFTA eller OECD regleras av EG-förordning 1418/2007 (Naturvårdsverket, 2016).

De främsta anledningarna till den ökade handeln med avfall är EU:s materialåtervinningsmål, obalans i kapacitet för att materialåtervinna avfall, ökande sekundära råvarupriser och ökad efterfrågan på sekundära råvaror, framförallt från Asien. Variationen i kapacitet för att materialåtervinna avfall kommer från att det krävs infrastruktur som till exempel sortering och upparbetning för att kunna materialåtervinna avfall liksom en viss mängd för att göra processerna kostnadseffektiva. Det krävs också att det finns produkttillverkare som kan använda de sekundära råmaterialen (EEA, 2012). Handeln av avfall har även ökat till följd av ökade deponiskatter och

deponiförbud i kombination med inhemsk kapacitetsbrist för alternativa behandlingsmetoder som till exempel avfallsförbränning. Att avfall i större utsträckning ses som en resurs och inte enbart något som behöver bortskaffas ökar ytterligare drivkraften för gränsöverskridande transporter.

Handeln med avfall till energiåtervinning (förutom returträflis) skiljer sig från handeln med avfall till materialåtervinning i den mån att de importerande avfallsförbränningsanläggningarna, till exempel i Sverige, får betalt för avfallet de importerar. Det är således snarare så att de exporterande länderna betalar de svenska avfallsförbränningsanläggningarna för en avfallsbehandlingstjänst.

Principen om självförsörjning och närhet i avfallsdirektivet (2008/98/EG) fastslår att EU:s medlemsstater tillsammans med andra medlemsländer där så är nödvändigt "ska vidta lämpliga åtgärder för att upprätta ett sammanhängande och ändamålsenligt utformat nätverk av anläggningar för bortskaffande av avfall och anläggningar för återvinning av blandat kommunalt avfall". Återvinning inbegriper energiåtervinning av avfall. Nätverket ska utformas så att EU som helhet blir självförsörjande i fråga om bortskaffande av avfall och återvinning. Närhets- och självförsörjandeprinciperna i avfallsdirektivet innebär inte att varje medlemsstat ska ha samtliga slag av anläggningar för slutlig återvinning på sitt territorium.

Efterhand som EU på olika sätt driver på att avfall ska hanteras högre upp i avfallshierarkin, framförallt bort från deponering, kommer många länder som fortfarande deponerar mycket avfall få ett ökat behov av alternativa sätt att hantera avfallet på. Om högre materialåtervinningsmål inom EU, till exempel förslag om det cirkulära ekonomi-paketet (Europeiska Kommissionen, 2015b) beslutas kommer det ytterligare minska utrymmet för avfall att deponeras eller energiåtervinnas. Dock kan definitionen av materialåtervinning och hur materialåtervinning mäts inverka på detta utrymme liksom när och i vilken utsträckning deponirestriktioner och förbud blir realitet inom hela EU.

Det går att uppskatta hur mycket annan behandlingskapacitet än materialåtervinning som kommer behövas om samtliga mål om ökad materialåtervinning inom EU uppnås, men frågan som kvarstår är hur utvecklingen av de totala avfallsmängderna kommer se ut. Kommer avfallsmängderna fortsätta öka och i så fall med hur mycket? När påtryckningar införs för att minska deponeringen, idag och i framtiden, gäller det att det finns incitament och förutsättningar till att behandla avfallet högt upp i avfallshierarkin, genom materialåtervinning. Idag är det lika mycket kommunalt avfall (municipal waste) som deponeras som går till materialåtervinning (inkl. biologisk behandling genom rötning), 66 miljoner ton för vardera behandlingsmetod år 2014, eller 28 procent av totalt behandlade mängder kommunalt avfall inom EU. Det kan jämföras med att fördelningen 1995, även om statistiken då kan antas vara mindre tillförlitlig, då elva procent gick till materialåtervinning inkl. rötning och 64 procent deponerades av totalt behandlade mängder kommunalt avfall (Eurostat, 2016a).

2.1 Avfallsförbränningskapacitet inom EU

European Environment Agency (EEA) publicerade 2014 en skrivbordsstudie där avfallsbehandlingskapaciteten inom EU uppskattades. Enligt metoden som användes jämfördes befintlig avfallsförbränningskapacitet med uppkomna mängder kommunalt avfall.

Enligt studien fanns det inom EU år 2010 448 avfallsförbränningsanläggningar⁶ med tillstånd att förbränna blandat kommunalt avfall med en total kapacitet på närmare 77 miljoner ton avfall. De flesta länder inom EU har en avfallsförbränningskapacitet som motsvarar mindre än en fjärdedel av den uppkomna mängden kommunalt avfall. Enligt Wilts och von Gries (2014) kan det betyda att materialåtervinningsgraderna är höga eller att landet deponerar mycket avfall. Det borde också kunna innebära att landet importerar mycket avfall till avfallsförbränning. Enligt samma studie hade sju av 32 länder en avfallsförbränningskapacitet som översteg de uppkomna mängderna kommunalt avfall med 50 procent år 2010. I två av länderna, Sverige och Danmark, var avfallsförbränningskapaciteten dubbelt så stor som den totala mängden uppkommet kommunalt avfall. Dock tog studien inte hänsyn till att svenskt avfall som energiåtervinns i Sverige till ungefär hälften består av verksamhetsavfall, varför avfallsförbränningskapaciteten inte översteg de totalt uppkomna restavfallsmängderna i samma utsträckning som studien framhöll. I studien konstaterades att det finns stora regionala skillnader i avfallsförbränningskapacitet för kommunalt avfall. Totalt inom EU27 uppkom 2012 närmare 919 miljoner ton avfall exklusive mineralavfall och jord (Eurostat, 2015).

Den generellt ojämna fördelningen av avfallsförbränningskapacitet inom EU poängteras också av EU-kommissionen inom Energiunionen, ramstrategin för EU:s energipolitik. Där betonas att den ojämna kapaciteten skulle kunna användas på ett mer fördelaktigt sätt för EU:s avfallshantering. EU:s medlemsländer uppmanas att lyfta fram åtgärder som gynnar hantering av avfall högt upp i avfallshierarkin; förebyggande, återanvändning och materialåtervinning samt att undvika "end-of-pipe"-lösningar som att bygga överkapacitet av deponier, MBT-anläggningar eller förbränningsanläggningar utan energiåtervinning (Europeiska Kommissionen, 2016).

I Wilts och von Gries (2014) konstateras vidare att även om avfallshantering spelar en nyckelroll inom en cirkulär ekonomi saknas en konsekvent och kontinuerlig uppföljning av avfallsbehandlingskapacitet inom EU. I nuvarande rapportering till Eurostat rapporteras antal avfallsförbränningsanläggningar och deras kapacitet uppdelat på R1⁷ eller D10, förenklat förbränning med energiåtervinning respektive utan energiåtervinning. Det är dock ofta oklart om kapaciteterna avser använd kapacitet eller tillåten kapacitet (ibid).

CEWEP (Confederation of European Waste-to-Energy plants) konstaterar att avfallsförbränningskapaciteten ökar inom EU. Enligt CEWEP har avfallsförbränningskapaciteten (både status R1 och D10) ökat med elva procent mellan 2001 och 2014 (Stengler, 2016). Det finns inte någon fullständig överblick av behovet av avfallsförbränningskapacitet inom EU, mestadels på grund av att analyserna ofta begränsas till kommunalt avfall. Det leder till att kapaciteten för kommunalt avfall lätt överskattas eftersom avfallsförbränningsanläggningarna ofta även tar emot verksamhetsavfall. Olika tolkning av kommunalt avfall leder också till att behovet av avfallsförbränningskapacitet är svåra att uppskatta. Enligt CEWEP får fler och fler avfallsförbränningsanläggningar R1-status till följd av lagstiftning och fokus på ökad energieffektivitet. År 2014 uppskattar CEWEP att 88,6 miljoner ton avfall, inkluderat både kommunalt avfall och verksamhetsavfall, gick till avfallsförbränning inom EU⁸ (R1 och D10 status) på 484 anläggningar (Stengler, 2016).

CEWEP uppskattar att knappt 80 miljoner ton kommunalt avfall behöver energiåtervinnas till 2030 om målen i det Cirkulära ekonomi-paketet beslutas. CEWEP baserar sin uppskattning på att

⁶ Både anläggningar med R1 status och utan R1 status.

⁷ R1 är en hanteringskod för avfall enligt Bilaga 2 i avfallsdirektivet 2008/98/EG. R1 betyder att avfallet främst används som bränsle eller annan energikälla. Ju högre R1-faktor desto mer värme, el eller kyla utvinns.

⁸ EU 28+NO+CH+Andorra.

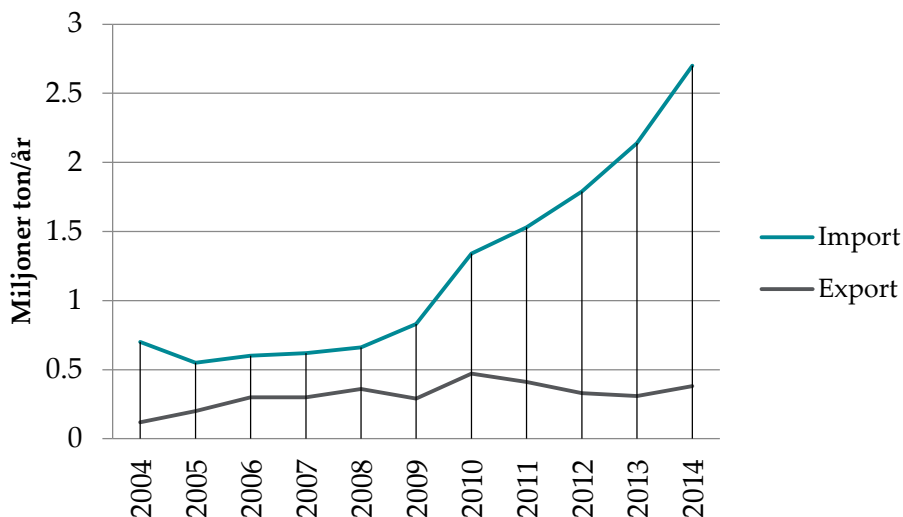
omkring 240 miljoner ton kommunalt avfall uppkom 2014 enligt Eurostat. Uppskattningen bygger vidare på att max tio procent av det uppkomna kommunal avfallet får deponeras till 2030 och att 65 procent av det kommunala avfallet skickas till materialåtervinning. Det antas att två procent av restavfallet från materialåtervinning och biologisk behandling skickas till deponering som rejekt och åtta procent som rejekt till energiåtervinning. Med dessa siffror blir behovet av avfallsförbränning 28 procent av uppkomna mängder kommunalt avfall plus 12,5 miljoner ton rejekt, totalt 79,7 miljoner ton. Den totala mängden kommunalt avfall som gick avfallsförbränning (R1 och D10) 2014 var 64,4 miljoner ton. Enligt CEWEP finns det därför inga indikationer på överkapacitet av avfallsförbränningskapacitet inom EU, varken för kommunalt avfall eller för verksamhetsavfall. För verksamhetsavfall behövs mer tillförlitlig data på uppkomna och behandlade mängder (Stengler, 2016).

3 Sverige som importland

Gränsöverskridande transporter av avfall regleras via EG-förordningen (1013/2006). Naturvårdsverket har tagit fram två vägledningar till förordningen: *tolkning av EG-förordningen 1013/2006* och *Roller och ansvar i EG-förordningen* (Naturvårdsverket, 2016). EG-förordningen gäller direkt och oavkortat i Sverige och kompletteras ytterligare i avfallsförordningen (bland annat med att Naturvårdsverket är behörig myndighet och att de godkänner/nekas transporter av avfall till och från Sverige). För att göra en ansökan om gränsöverskridande transporter av avfall tar Naturvårdsverket en avgift på 8500 kr för att granska anmälan. Avgiften för ärendeprovningen gäller vanligtvis för tillstånd på ett år. I vissa specialfall går det även att få tillstånd i upp till tre år. Antal transporter och mängden avfall som transporteras inom tillståndet varierar (Naturvårdsverket, 2016). Naturvårdsverket tar emot ca 700-800 ärenden per år (Naturvårdsverket, 2016). Ett godkännande behövs även från ansvarig myndighet i landet avfallet kommer ifrån.

Majoriteten av avfallet som Sverige importerar går till energiåtervinning (Naturvårdsverket, 2016). I Figur 2 visas importerade och exporterade mängder anmälningspliktigt avfall (t.ex. farligt avfall, blandat avfall, hushållsavfall och bygg- och rivningsavfall) under åren 2004-2014. Under 2014 gick ca sex procent (160 000 ton) av det importerade avfallet till metallåtervinning, 3-4 procent till annan återvinning och 1,4 procent (38 000 ton) bortskaffades. Resterande 86 procent (2,3 miljoner ton) bestod av avfall till energiåtervinning (Naturvårdsverket, 2016). Från 2009 har den totala avfallsimporten ökat betydligt. År 2009 importerades 0,83 miljoner ton och till 2014 ökade siffran till 2,7 miljoner ton.

Sverige exporterar även en del avfall. De exporterade avfallsmängderna uppgick under 2014 till 382 000 ton. Cirka 68 000 ton (18 %) av de exporterade avfallet gick till bortskaffandet och 314 000 ton (82 %) till återvinning. Av det avfall som gick till återvinning gick 39 000 ton till metallåtervinning, 25 000 ton till energiåtervinning, 39 000 ton till oljeregenerering och 211 000 ton till övrig materialåtervinning eller annan återvinning. Av de totala exporterade avfallsmängderna bestod 108 000 ton (28 %) av flygaska och rökgasrester från avfallsförbränning (SMED, 2016).



Figur 2. Import och export av anmälningspliktigt avfall 2004 till 2014 (Naturvårdsverket, 2015).

Den största andelen av den totala mängden importerat avfall kom 2014 från Norge (49 %) och Storbritannien (32 %). I Tabell 1 visas var det importerade avfallet kom ifrån 2014.

Tabell 1. De länder som Sverige importerade mest avfall ifrån år 2014 samt hur stor andel av det importerade avfallet som kommer från respektive land. Tabellen visar allt importerat avfall, inte bara avfall till energiåtervinning (Naturvårdsverket, 2015).

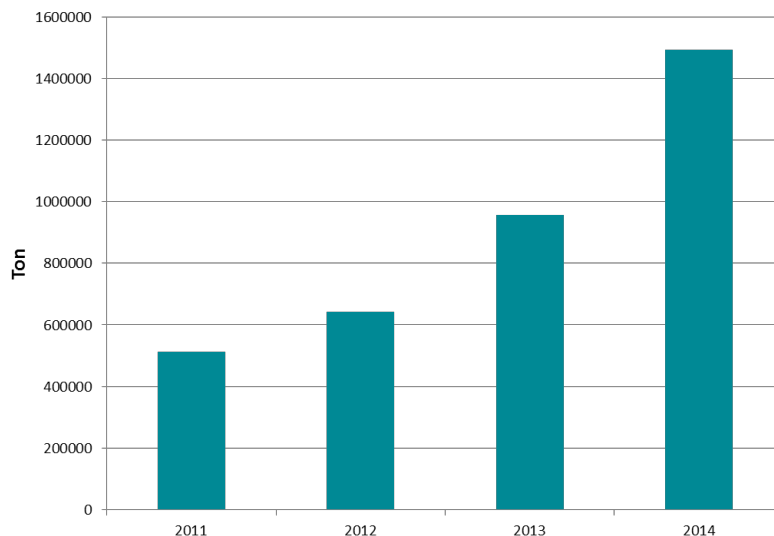
Experterande land	Andel av importerat avfall [%]
Norge	49
Storbritannien	32
Irland	7
Nederländerna	5
Finland	4
Danmark	2
Övriga länder	4

De avfallskoder⁹ som framförallt förknippas med import av avfall till Sverige och som det framöver i rapporten fokuseras på är:

⁹ Enligt European List of Waste (Commission Decision 2000/532/EC) och Bilaga 4 i Avfallsförordningen.

19 12 10 Brännbart avfall (avfallsfraktion behandlad för förbränning - RDF)
19 12 12 Annat avfall (även blandningar av material) från mekanisk behandling av avfall
20 03 01 Blandat kommunalt avfall

I Figur 3 visas importen av avfallskoderna 191212, 191210 och 200301 enligt officiell statistik för 2011 till 2014. Enligt statistiken ökade mängden importerat avfall från drygt 500 000 ton år 2011 till drygt 1,4 miljoner ton 2014. Den officiella statistiken från Naturvårdsverket för 2015 är inte tillgänglig ännu, men enligt Avfall Sverige importerades mindre avfall 2015 jämfört med 2014 enligt inrapporterade mängder från avfallsförbränningsanläggningarna i Avfall Web (Avfall Sverige, 2016b).



Figur 3. Import av avfallskoderna 191212, 191210 och 200301 enligt officiell statistik för 2011 till 2014 (Naturvårdsverket, 2016).

3.1 Varför importerar Sverige avfall till energiåtervinning?

Bakgrunden till Sveriges avfallsimport till energiåtervinning bottnar i att EU har ställt krav på att deponering av avfall ska minska liksom att avfall ska hanteras högre upp i avfallshierarkin, vilket har fått som följd att stora mängder avfall behöver tas omhand på ett alternativt sätt. Storbritannien och Irland har till exempel infört deponiskatt som har höjts successivt och Norge har infört förbud mot att deponera biologiskt nedbrytbart avfall. I de exporterande länderna har bristen på inhemsk avfallsförbränningskapacitet, eller i fallet Norge bristen på avfallsförbränningskapacitet som kan konkurrera med svenska mottagningsavgifter, blivit en delösning för att behandla avfallet som drivits bort från deponi.

Sverige har samtidigt ett kallt klimat som kräver uppvärmning varför det finns väl utbyggda fjärrvärmesystem som kräver tillförsel av bränsle. Biobränslen representerade drygt 40 procent av fjärrvärmens bränslemix år 2015 och avfallsklassade bränslen drygt 20 procent (Svensk Fjärrvärme, 2016). Valet av bränsle påverkas av marknaden och importerat avfall för energiåtervinning har i många fall visat sig vara ett konkurrenskraftigt bränsle som minskar produktionskostnaderna för

anläggningsägarna jämfört med alternativa bränslen. Istället för att betala för biobränslen får anläggningsägarna betalt för att ta emot och energiåtervinna avfall, både inhemskt och importerat. Dock medför energiåtervinning av avfall ökade krav på till exempel rökgasrening varför valet av bränsle styrs av betydligt fler faktorer än endast bränslekostnaden. Förutom restriktioner för deponering och kapacitetsbrist för alternativ behandling i de exporterade länderna identifierade Olofsson m.fl. (2005) fyra drivkrafter för att avfall importeras till energiåtervinning i Sverige: infrastrukturen för energiförsörjningen i Sverige som ger en hög energiåtervinning, höga svenska skatter på fossilt bränsle som gör att relativt dyra biobränslen blir alternativet för produktion av fjärrvärme, kvaliteten på avfallsbränsle som är högre hos det importerade avfallet jämfört med svenskt avfall till energiåtervinning, samt skillnader i mottagningsavgifter mellan Sverige och exporterande länder. Skillnader i mottagningsavgifter har flera orsaker, bland annat att Sverige kan nyttiggöra energin i avfallet i form av både el och värme tack vare välutbyggda fjärrvärmenät. Det produktiva svenska systemet leder till lägre mottagningsavgifter och konkurrenskraftiga svenska avfallsförbränningsanläggningar (Naturvårdsverket, 2015). Till skillnad från i till exempel Norge, som idag försöker bygga ut sina fjärrvärmenät, har fjärrvärmenäten i Sverige sedan länge varit utbyggda och infrastrukturen har till stor del hunnit betalas av, vilket också bidrar till lägre mottagningsavgifter i jämförelse med exporterande länder. Något som ytterligare har bidragit till ökad import av avfall till energiåtervinning i Sverige är finanskrisen. I och med krisen 2009 genererades mindre avfall till energiåtervinning i de svenska anläggningarna, vilket pressade ner mottagningsavgifterna. År 2010 avskaffades förbränningskatten (Avfall Sverige, 2015).

Enligt Sysav (Thysell, 2016), som började importera avfall 2010 och där en sjättedel av kapaciteten täcks av importerat avfall från England och Norge, är fördelen med att importera avfall att det har en prisstabiliserande effekt då man får ersättning för det avfall som tas emot. Det blir även bättre förbränningskvalitet jämfört med svenskt avfall då avfallet som importeras sorteras i förhand. Sysav menar också att de har bättre kontroll på det importerade avfallet jämfört med avfallet från ägarkommunerna (Thysell, 2016).

I Kiruna är man helt beroende av import från Norge för fjärrvärmeproduktion då endast 30 000 ton avfall kommer från kommunen eller grannkommunerna. Resterande 40 000 ton importeras från Nordnorge, till exempel importeras 100 procent av Narvik kommuns restavfall (Lestander, 2016). Det finns också planer på att ta emot ca 20 000 – 30 000 ton avfall från Finland. Anläggningen har funnits sedan 1985 och importen inleddes för 20 år sedan. Anläggningen har idag ett femårigt avtal med en avfallsmäklare i Norge som troligen kommer att förlängas med ytterligare fem år. Ett normalt kontrakt kan till exempel bestå i att anläggningen är skyldig att ta emot 25 000 ton avfall per år, därefter kan anläggningen begära mer avfall. Anläggningen lagrar avfall över sommaren och siktar på att nå maxkapacitet (Lestander, 2016).

I Sverige var länge deponering det vanligaste sättet att behandla avfall på. Som ett resultat av att deponierna började ses som ett problem byggdes regionala avfallsförbränningsanläggningar upp på slutet av 1960-talet. Miljölagstiftningen, som kom 1969, ställde dessutom krav på deponiernas utformning, vilket gjorde det svårare att hitta lämpliga platser att anlägga deponier på. Deponidirektivet som trädde i kraft 1999 infördes i svensk lagstiftning 2001 genom Förordning (2001:512) om deponering av avfall. I och med avfallsdirektivets och deponidirektivets implementering ställdes krav på att deponeringen skulle minska. På avfall som deponeras tas det ut en skatt om 500 kr per ton i Sverige. Skatten höjdes från och med den 1:e januari 2015 från 435 kr per ton till 500 kr per ton. Deponiförbud mot att deponera brännbart avfall infördes 2002 och förbud mot att deponera biologiskt nedbrytbart avfall 2005.

3.2 Krav på importerat avfall till energiåtervinning

De anläggningar som tar emot importerat avfall har i avtalen specificerat krav på vad avfallet kan innehålla baserat på vilken avfallssammansättning som bäst passar pannan i fråga. Kraven på importerat avfall är högre än på inhemskt avfall (Lestander, 2016; Baaring, 2016). Detta beror bland annat på att avfallet omfattas av lagar för gränsöverskridande avfall och anläggningarnas kravspecifikationer. Uppfattningen att det kan finnas otillåtna material i gränsöverskridande avfall kan också bidra till högre krav på importerat avfall jämfört med inhemskt avfall. Nedan följer exempel på hur kravspecifikationer på importerat avfall kan se ut.

- Inga avfallsdelar större än 50*50 cm
- Max 30 procent biologiskt nedbrytbart avfall
- Max två procent inert avfall
- Avfall ska bestå av utsorterat brännbart avfall (men det finns inget specifikt krav på hur det ska ha sorterats)

Följande avfallsmottagare behålls anonym och kallas hädanefter för Mottagare I. Mottagare I ställer bland annat följande krav på importerat avfall (RDF):

- Ska innehålla låga andelar icke-brännbara material
- Leverantören ska om möjligt sortera ut metaller
- Leverantören ska minimera innehåll av elektriskt avfall, kablar och PVC (för att uppnå önskade kemiska parametrar)
- Inget avfall ska vara större än 30 cm i diameter
- Max 25 procent plast
- Max 50 procent papper/kartong
- Max 40 procent trä
- Max fyra procent metall
- Max fem procent inert material
- Max tio procent organiskt avfall
- Värmevärdet förväntas vara 11-17 MJ/kg
- Max 40 procent fukt

Mottagare I:s krav ska omformuleras. Bland annat ska den övre gränsen för värmevärdet sänkas liksom tillåtna nivåer på plast och inert material. Om en leverans inte uppfyller kraven skickas avfallet tillbaka till leverantören på leverantörens bekostnad. Vilket värmevärde avfallet har får betydelse då det påverkar med vilken hastighet avfallet förbränns. Kravet på just värmevärde är dock svårare att kontrollera än andra krav, men i slutändan beror det även på vilken blandning av avfall man tillslut får i pannan.

Vilka krav som ställs beror till stor del på vilken typ av panna som ska ta emot avfallet. I Kiruna Krafts anläggning används en rosterpanna som är relativt okänslig för typ av avfall och därför finns heller inte några uttalade krav på förbehandling. Hur sorteringen sker beror enligt Lestander (2016) på vad avfallsmäklaren får in av underleverantörerna.

Indaver, som exporterar avfall från Irland till Sverige, menar att de svenska avfallsanläggningarna ställer motsvarande krav som avfallsanläggningar i andra länder, men att kraven varierar från anläggning till anläggning. Kravet på att avfallet ska ha ett visst värmevärde är viktigt att ta

hänsyn till, liksom krav på att avfallet inte ska lukta för mycket, att det inte innehåller farligt avfall samt att avfallsbalarna håller en viss kvalitet. Vissa anläggningar ställer krav på att det inte ska förekomma biologiskt nedbrytbart material, främst för att reducera lukt, medan andra vill att det ska finnas visst innehåll av biologiskt nedbrytbart material för att inte värmevärdet ska bli för högt. Vissa länder tillåter endast att förbehandlat avfall importeras. I Tyskland tillåter man inte att blandat kommunalt avfall, avfallskod 200301, importeras (Kavanagh, 2016).

Sammanfattningsvis är kraven som ställs på avfallet som importeras anläggningsspecifika. Vilken parntyp anläggningen använder sig av har stor betydelse. Vissa anläggningar ställer krav på att avfallet ska ha en viss sammansättning, till exempel hur mycket papper, plast etc., avfallet får innehålla. Andra anläggningar ställer inte krav på sammansättning utan fokuserar istället på värmevärde (vilket indirekt har med sammansättningen att göra), storlek och minimerad lukt.

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut leder en studie med syfte att skapa en branschgemensam plattform för kvalitetssäkring av avfallsbränsle som tas emot vid svenska avfallsförbränningsanläggningar och därmed höja både kvaliteten hos bränslet och förtroendet för hanteringen. Projektet ska avrapporteras under hösten 2016 (Jones, 2016).

3.3 Det importerade avfallets sammansättning

Sammansättningen på avfallet, importerat eller inhemskt, påverkas av en rad faktorer såsom typ av källsortering, geografisk plats, konsumtionsbeteenden etc. I en rapport från Waste Refinery (Bisaillion m.fl., 2013), studerades sammansättning och egenskaper för både inhemskt och importerat avfallsbränsle till energiåtervinning i Sverige. För importerat avfall fokuserade rapporten huvudsakligen på avfall från Storbritannien respektive Norge.

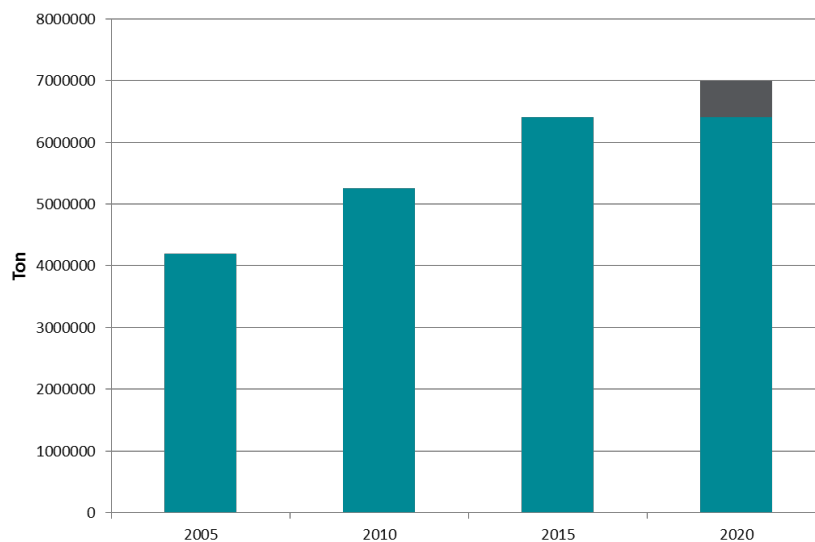
Kemiska analyser utfördes år 2010-2013 på försorterat avfall från sex olika aktörer i Storbritannien (Bisaillion m.fl., 2013). Dessa prover jämförs i Waste Refinerys rapport med den svenska avfallsmixen som användes som avfallsbränsle i Sverige 2011. Resultaten indikerade att det importerade avfallet från Storbritannien generellt var av högre kvalitet jämfört med det svenska avfallet, det vill säga avfallet hade lägre fukt- och askhalter, högre effektivt värmevärde och lägre innehåll av föroreningar. Detta tros bland annat bero på att mat- och metallavfall, som har låga värmevärden, till stor del har sorterats ut i försorteringsstegen. Även kravspecifikationer från importerande avfallsförbränningsanläggningar tros vara av betydelse.

För Norge konstaterades däremot att det avfall som exporteras till Sverige är av sämre kvalitet än det svenska inhemska avfallet, det vill säga högre andel inert avfall och gips jämfört med svenskt avfall (Bisaillion m.fl., 2013). Det importerade hushållsavfallet från Norge eftersorteras oftast inte, vilket gör att sammansättningen uteslutande beror på hur källsorteringen ser ut till skillnad från det försorterade avfallet från Storbritannien. Sedan rapporten från Waste Refinery skrevs har separat insamling av gips varit under uppbyggnad i Norge och förväntas förbättra kvaliteten på det norska avfallet. En mottagare av norskt avfall i Sverige (Mottagare I) har tidigare haft problem med det norska, importerade avfallet då det inte sorterats tillräckligt väl hos hushållen. Mottagare I konstaterade dock att liknande problem även finns hos det svenska hushållsavfallet. Även om samma krav ställs på både det norska och brittiska avfallet ser Mottagare I över tid att avfallet från

Storbritannien blivit torrare och innehåller även mindre biologiskt avfall (bättre kvalitet). Detta antas bero på ett ökat fokus på lönsamhet på den brittiska marknaden.

3.4 Planer på utökad avfallsförbränningskapacitet i Sverige

Den svenska avfallsförbränningskapaciteten ökar. Enligt en rapport utförd av Profu på uppdrag av Avfall Sverige finns idag 40 förbränningsanläggningar i Sverige som har tillstånd att förbränna hushållsavfall, verksamhetsavfall eller RDF och PTP (papper, trä, plast) varav tre ansöker om ett utökat tillstånd. Det finns 33 avfallsförbränningsanläggningar med tillstånd att förbränna hushållsavfall (Avfall Sverige, 2016b). Ytterligare två anläggningar är under planering, en i Nybro (under byggnation) och en i Upplands-Bro (har fått miljötillstånd) (ibid). Idag ligger den nuvarande avfallsförbränningskapaciteten i landet på ca 6,65 miljoner ton. Inkluderat här är en panna i Linköping och den anläggning som är under byggnation i Nybro (tas i drift under 2016). Avfallsförbränningskapaciteten överstiger det svenska behovet av förbränningskapacitet för att behandla restavfall från hushåll och verksamheter med omkring 1,6 miljoner ton. Detta överskott omnämns ibland som att Sverige har en överkapacitet på avfallsförbränning. Profu bedömer att ett sådant överskott av förbränningskapacitet kommer att råda under hela perioden för studien alltså under 2016 till 2020 och att importbehovet styrs av utbyggnaden på ny kapacitet, den ekonomiska tillväxten och på hur väl mål för avfallsförebyggande och materialåtervinning i Sverige nås. Rapporten menar att om kapaciteten ska fyllas år 2020 behöver ca 1,1–2,0 miljoner ton avfall importeras samma år. Enligt rapporten är den förväntade avfallsförbränningskapaciteten till år 2020 ca sju miljoner ton, Figur 4.



Figur 4. Befintlig och förväntad avfallsförbränningskapacitet i Sverige fram till 2020.

Den uppskattade avfallsbehandlingskapaciteten (grå del av stapel) inkluderar kapacitet under byggnation, kapacitet som har fått miljötillstånd och planer som ej fått miljötillstånd (Avfall Sverige, 2016b).

4 Norge som exportland

Sverige är det land Norge exporterar mest avfall till. I Tabell 2 presenteras Norges totala exporterade mängder (anmälningspliktigt avfall exklusive farligt avfall) år 2013 och 2014 samt mottagarländer. I siffrorna ingår inte exporterat avfall till materialåtervinning. Merparten av avfallet som exporteras till Sverige för energiåtervinning består av restavfall (drygt 40 procent av det totalt exporterade avfallet). Utöver dessa mängder exporterades även drygt 430 000 ton farligt avfall eftersom Norge saknar behandlingslösningar för en del farligt avfall. 2014 importerade Norge även 290 900 ton anmälningspliktigt avfall (Miljødirektoratet, 2016b).

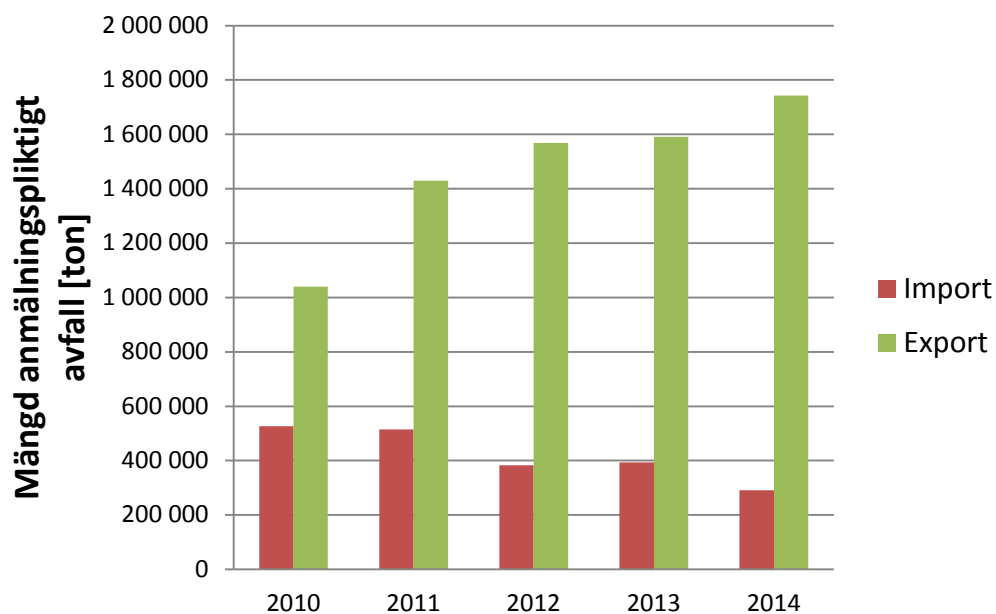
Tabell 2. Exporterade mängder anmälningspliktigt avfall exkl. farligt avfall 2013 och 2014 samt mottagarländer. Här inkluderas inte exporterat avfall till materialåtervinning (Miljødirektoratet, 2016b).

Mottagarland	Exporterat avfall [ton]		Andel av totalt exporterad mängd [%]
	2013	2014	2014
Sverige	1 246 769	1 321 024	76,4
Danmark	261 885	270 340	15,6
Storbritannien	13 255	66 753	3,9
Tyskland	27 301	27 266	1,6
Nederländerna	8 229	25 934	1,5
Finland	26 737	9 627	0,6
Spanien	3 665	4 327	0,3
Litauen	1 329	2 493	0,1
Belgien	73	250	0,01
Kanada	-	38	0,02
Estland	1247	-	-
Totalt	1 590 515	1 728 416	

Norges export av avfall har ökat betydligt de senaste åren där restavfall till energiåtervinning i Sverige står för merparten av ökningen. År 2002 till 2007 ökade exporterade avfallsmängder relativt lite (anmälningspliktigt avfall), från ca 150 000 ton 2002 till strax under 400 000 ton 2006 för att sedan minska till 300 000 år 2007 (Miljødirektoratet, 2016). Från 2007 till 2010 ökade de exporterade avfallsmängderna drastiskt. Ökningen berodde främst på deponiförbudet av biologiskt nedbrytbart avfall som infördes 2009 (Miljødirektoratet, 2016) kombinerat med att

Sverige behövde täcka den tillgängliga avfallsförbränningskapaciteten som hade byggts. Finanskrisen ledde till att avfallsmängderna sjönk i Sverige, vilket i sin tur resulterade i sänkta mottagningsavgifter till energiåtervinning i Sverige (Avfall Norge, 2009). Sedan 2010 har avfallsexporten ökat från drygt en miljon ton till 1,74 miljoner ton år 2014, se Figur 5.

Norge importerar avfall från bland annat Danmark, Sverige och Storbritannien. Av den totala importen kom 38 procent från Danmark, 34 procent från Sverige och 23 procent från Storbritannien år 2014 (Miljødirektoratet, 2016b). Enligt en rapport från Waste Refinery (Sahlin m.fl., 2013) har exporten till Sverige gjort att avfall till energiåtervinning importeras från bland annat Storbritannien och Irland. Vidare vann norska företag under 2011 även en del upphandlingar om energiåtervinning av svenskt hushållsavfall i Norge. Den svenska och den norska marknaden för energiåtervinning av avfall benämns mer och mer som en gemensam marknad. Sahlin m.fl., (2013) bedömde för ett antal år sedan att den norsk-svenska marknaden var större än de avfallsmängder till energiåtervinning som finns tillgängliga i Norge och Sverige.



Figur 5. Import och export av anmälningspliktigt avfall till och från Norge 2010-2014. (Miljødirektoratet, 2016b).

I Tabell 3 visas totala mängder avfall till energiåtervinning som under 2013 och 2014 exporterades och importerades. Den övervägande delen bestod av behandlat avfall från olika typer av avfallsbehandlingsanläggningar. Mängderna är baserade på avfallskoder¹⁰ och inte på behandling.

¹⁰ Enligt European List of Waste (Commission Decision 2000/532/EC) och Bilaga 4 i Avfallsförordningen.

Tabell 3. Totalt exporterat och importerat avfall 2013 och 2014 i ton (avfallskoder 191212, 191210 och 200301). Data är baserat på avfallskoder och inte behandling (Miljødirektoratet 2016a).

Ursprung	Brännbart avfall	EWC-statkod	2013		2014	
			Export	Import	Export	Import
Avfall från avfallshanteringsanläggningar (tot. exporterat 1 104 277 ton år 2014)	Trä innehållande farliga ämnen	191206	9 805	-	26 929	-
	Annat trä	191207	365 117	-	346 242	-
	Brännbart avfall (avfallsbränsle)	191210	591 478	59 168	665 559	66 327
	Annat avfall (även blandningar av material)	191212	45 357	-	65 547	-
Kommunalt hushållsavfall från hushåll och verksamheter. Även separat insamlade fraktioner	Blandat kommunalt avfall	200301	27 709	2 118	241	-
Totalt			1 088 995	59 168	1 144 186	66 327

4.1 Varför exporteras avfallet?

I Norge infördes deponiförbud år 2009 och till följd ökade exporten av biologisk nedbrytbart avfall följande år. Enligt Miljødirektoratet (2016b) påverkas avfallsströmmarna av flera faktorer bland annat: avgifter och prisnivå för behandling av avfallet, lokalisering av specialiserade återvinningsanläggningar och deponier samt behandlingskapacitet i olika länder och regioner.

Enligt Oslo kommun och Grønt Punkt Norge är Sveriges avfallsförbränningsanläggningar konkurrenskraftiga på grund av flera faktorer såsom elpriser, utbyggda fjärrvärmenät och avbetalade anläggningar (se 3.1) samtidigt som det är dyrt att bygga ut den norska fjärrvärmen (Jentoft, 2016; Oland, 2016).

I och med att elmarknaden i Sverige avreglerades 1996 avreglerades även fjärrvärmemarknaden, vilket innebär att fjärrvärmepriset styrs av marknaden samt genom en dialog med fjärrvärmekunder. I Norge råder reglerad fjärrvärme, vilket innebär att sedan 2011 finns en

anslutningsplikt för fastigheter nära fjärrvärmenät. Fjärrvärmepriset får inte överstiga priset för uppvärmning med el. Låga elpriser innebär alltså en stor ekonomisk utmaning för de norska fjärrvärmebolagen (Avfall Norge och Norsk Fjernvarme, 2015; LOV 1990-06-29-50).

I rapporten *Markedet for avfallsforbrenning i Sverige og Norge*, utförd av Profu på uppdrag av Avfall Norge (2009), förutspås att exporten av avfall från Norge till Sverige kommer att fortsätta öka om inte marknads förutsättningar ändras. Enligt resultaten kommer den totala avfallsförbränningskapaciteten i Sverige och Norge att öka. Kostnaderna är lägre för avfallsförbränning i Sverige jämfört med i Norge även om långväga transporter inkluderas. Både verksamhetsavfall och hushållsavfall (blandat eller sorterat) exporteras från Norge till Sverige. I Tabell 3 ovan visades att av avfallet till energiåtervinning som exporteras från Norge består merparten av behandlat avfall som uppstår i olika avfallsbehandlingsanläggningar. Denna behandling kan dock variera från enklare sortering på sorteringsplatta till avancerad sortering, troligtvis är den enklare varianten vanligast. Enligt Öresundskraft som importerar norskt verksamhetsavfall från Moss i Oslo-regionen har avfallet sorterats på en sorteringsplatta. Till exempel sorteras inert material och metaller ut (Baaring, 2016). Enligt Geminor, en aktör som tillhandahåller bränsle till energiåtervinning, beror sammansättningen på det hushållsavfall som exporteras främst på vilken typ av källsortering som avfallet gått igenom. För verksamhetsavfallet styr både källsortering och eftersortering i mekaniska anläggningar sammansättningen (Vikingstad, 2016). Enligt en rapport från Mepex på uppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet har ökningen av mängden avfall som exporteras till Sverige främst bestått av fallsexport av hushållsavfall (Mepex, 2012). År 2009 exporterades till exempel omkring 125 000 ton hushållsavfall och 275 000 ton verksamhetsavfall. Följande år var motsvarande siffror ungefär 495 000 ton respektive 160 000 ton (ibid).

4.2 Kostnader förknippade med exporten

Mottagningsavgifter för verksamhetsavfall och hushållsavfall som faller utanför eneretten¹¹ i Norge är marknadsstyrda och därmed oftast lägre än de mottagningsavgifter som gäller för anläggningar som omfattas av eneretten (Avfall Norge, 2014). Enligt Avfall Norge (2009) är mottagningsavgiften till energiåtervinning i Norge mellan 75-118 euro och för att norska anläggningar ska gå runt krävs ca 75 euro i mottagningsavgift (Avfall Norge och Norsk Fjernvarme, 2015). Avfall Norge uppskattade i *Status for energiutnyttelse av avfall i Norge* (Avfall Norge, 2014) mottagningsavgifter för norskt avfall 2013 med och utan transport, se Tabell 4. Med transporten inräknad såg man att svenska mottagningsavgifter blir något dyrare än för det marknadsstyrda avfallet som behandlas i Norge. Snittet baseras dock endast på tio procent av volymen som exporteras till Sverige och kan vara missvisande. Lokala förhållanden har en stor inverkan. Enligt Geminor är kostnaderna för att exportera avfall till Sverige från Norge i snitt 64-75 euro per ton med geografiska variationer. I Kristiansandsområdet i Norge ligger mottagningsavgiften till energiåtervinning på ca 70-75 euro per ton (Døvik, 2016). Mottagningsavgiften sätts utifrån gällande priser i Sverige inklusive transportkostnader då detta är alternativet för kunderna. Dock krävs det att en högre mottagningsavgift tas ut för att de norska anläggningarna inte ska förlora på affären på lång sikt, ca 86-96 euro (Døvik, 2016). Transportkostnaden står för ca 40-50 procent av den totala kostnaden (Vikingstad, 2016). Enligt

¹¹ Enerett (ensamrätt) kan tilldelas offentliga avfallsanläggningar som får monopol på behandling av det kommunala hushållsavfallet. Se 4.3.1 *Lagstiftning* för utförligare beskrivning.

Olsen (2016) ligger transportkostnaden från Norge till Sverige på ca 13-27 euro beroende på avstånd. Transporten av avfallet till Sverige sker oftast med lastbil/släpvagn och i en del fall är det enligt Miljødirektoratet kortare avstånd till svenska förbränningsanläggningar än norska. Vidare utgörs en stor del av transporten av returtransport (Miljødirektoratet, 2016a).

Mottagningsavgifterna som de svenska avfallsförbränningsanläggningarna tar ut ligger i snitt på 80 euro per ton med transportkostnaderna inräknade. För att kunna exportera/importera avfall behövs ett godkännande av Miljødirektoratet. För att behandla ärendet tas en avgift ut (407 euro för import och 890 euro för export) (Miljødirektoratet, 2016c). Utöver det krävs också att ärendet behandlas i mottagande land.

Tabell 4. Mottagningsavgifter till energiåtervinning för norskt avfall enligt Avfall Norge (2014).

	Mottagningsavgifter [EUR/ton]		
	Avfall till egna förbränningsanläggningar i Norge (egen regi, enerett)	Avfall till annan avfallsanläggning i Norge (marknadsstyrt)	Avfall till utlandet (marknadsstyrt)
Exkl. transportkostnader	97	54	42
Inkl. transportkostnader	102	63	81

Trenden för norska mottagningsavgifter är att de stiger, speciellt för verksamhetsavfall och marknadsstyrt hushållsavfall. Under 2012 var mottagningsavgifterna i Norge för hushållsavfall respektive verksamhetsavfall (inklusive konkurrenssatt hushållsavfall) 149 respektive 70 euro (Avfall Norge, 2014). Ökningen av deponiskatten i Storbritannien har pressat upp mottagningsavgifterna hos de importerande anläggningarna i Norge (Olsen, 2016). Anläggningar som omfattas av eneretten och som också tar emot marknadsstyrt avfall för att utnyttja restkapaciteten förlorar på det då mottagningsavgifterna är lägre (för marknadsstyrt avfall) än det som krävs för att betala kostnaderna (Døvik, 2016).

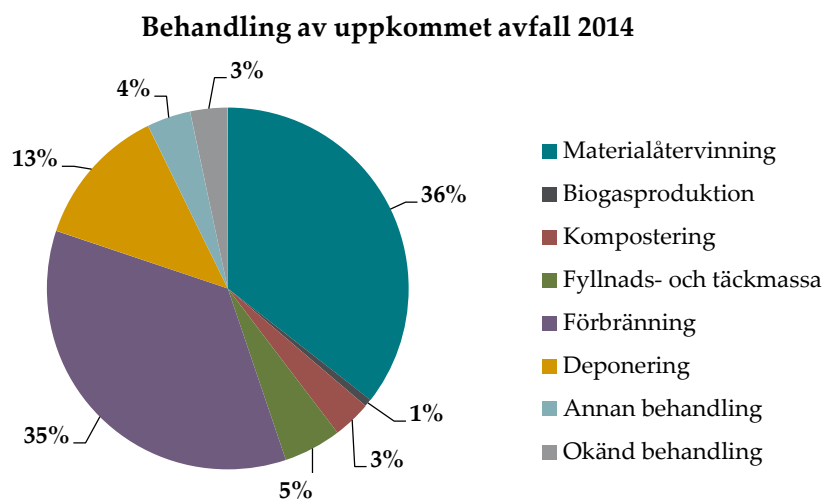
Tidigare fanns en skatt för förbränning av avfall i Norge, men när Sverige avskaffade sin förbränningsskatt togs den även bort i Norge 2010 för att förbättra konkurrenskraften. I en rapport från Mepex (2012) undersöktes hur avfallsströmmarna ändrats till följd av bortskaffandet av förbränningsskatten och eventuella miljökonsekvenser som detta inneburit. På grund av den korta perioden från avskaffandet till rapportens genomförande visade det sig vara svårt att identifiera konsekvenser av avskaffandet av förbränningsskatten. De slutsatser som ändå formulerades med avseende på hur avfallsströmmarna ändrats var att (Mepex, 2012):

- avgiftsbortfallet inte påverkat mängden avfall som exporteras till Sverige.
- ändringar i marknadsförhållandet mellan materialåtervinning och avfallsförbränning inte kunde påvisas.

- på lång sikt (2-5 år) kan prisändringen på avfallsförbränning förvärra konkurrenssituationen för materialåtervinning.
- de ekonomiska förutsättningarna för utbyggnad av norsk förbränningskapacitet inte har förbättrats till följd av skattebefrielsen. Dock borde förutsättningarna, trots Mepex slutsats, ha varit värre om skatten inte hade tagits bort.

4.3 Avfallssystemet i Norge

Sedan år 1995 har uppkomna avfallmängder i Norge ökat med 60 procent. År 2014 uppkom totalt 12 miljoner ton avfall (Miljødirektoratet, 2016c). Under 2014 utgjordes den största mängden av verksamhetsavfall (22 %) följt av bygg- och rivningsavfall (21 %) och hushållsavfall (20 %). De senaste åren har verksamhetsavfallet dock minskat något samtidigt som mängden hushållsavfall har ökat (Miljødirektoratet, 2016d). Hur det uppkomna avfallet behandlades 2014 framgår av Figur 6 nedan.



Figur 6. Behandling av uppkommet avfall 2014 (Statistics Norway, 2016).

4.3.1 Lagstiftning

Norge är inte medlem i EU, men har däremot skrivit avtal inom det europeiska ekonomiska samarbetsområdet. Norsk avfallshantering styrs alltså till stor grad av EU:s avfallsdirektiv (Direktiv 2008/98/EC), i Norge *Rammedirektivet for avfall*. Alla gällande avfallsförordningar i Norge är samlade i Avfallsforskriften som innehåller 14 kapitel som var för sig reglerar olika avfallskategorier. Den nationella avfallshanteringen regleras också via *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)* (Lov 1981-03-13 nr 06). Även internationella avtal, främst Basel-konventionen gäller för reglering av handel med farligt avfall (Miljødirektoratet, 2016c). År 2009 infördes förbud mot deponering av biologiskt nedbrytbart avfall och året därpå avvecklades förbränningskatten för att öka konkurrenskraften gentemot svenska anläggningar.

Vid export/import av avfall behövs tillstånd av Miljødirektoratet samt av mottagar-/avsändarland. Utsorterat avfall utan farliga egenskaper till exempel papper och metall kan skickas till materialåtervinning i andra EU-länder utan tillstånd. Vid export/import av icke-farligt avfall utanför EU krävs tillstånd (Miljødirektoratet, 2016d). I ett uttalande från oktober 2015 meddelade Miljødirektoratet (2015a) att de inte avser lägga restriktioner på export av avfall till energiåtervinning utomlands.

År 2004 kom en ändring i den norska avfallslagstiftningen som innebär att kommunerna ansvarar för insamling och behandling av hushållsavfall. Kommunerna kan välja att samla in och behandla avfallet i egen regi eller lägga ut uppdraget på entreprenad. Denna ändring konkurrensatte en större del av avfallet än tidigare (Avfall Norge, 2014). I och med lagändringen kom också definitionen av hushållsavfall att ändras. Tidigare ingick liknande verksamhetsavfall i benämningen hushållsavfall, men efter lagändringen är det endast avfall från hushåll som avses. Avfall från skolor, kontor, restauranger räknas till exempel nu som verksamhetsavfall. Om kommunen äger skolan är kommunen ansvarig för avfallet, men avfallet räknas fortfarande som ett verksamhetsavfall. Utöver EU-gemensamma mål och materialåtervinningsmål inom det frivilliga producentansvaret finns det projektgruppen veterligen inget ytterligare som reglerar materialåtervinning av verksamhetsavfall.

Eftersom den gamla definitionen av hushållsavfall motsvarar vad de flesta andra europeiska länder använder när de rapporterar in statistik skiljer sig statistik avseende mängder och materialåtervinningsgrad av hushållsavfall som rapporteras in till Eurostat från de siffror som norska Statistisk sentralbyrå har. Vid rapportering till EU använder norska myndigheter en korrektionsfaktor för att likställa definitionerna av hushållsavfall. Korrektionsfaktorn kommer från ett genomsnitt av det inrapporterade verksamhetsavfallet som kommunerna rapporterar in (verksamhetsavfall som samlas in på kommunernas insamlingspunkter). Skillnaden som uppstår i statistiken beror, bland annat, på att hushållsavfall även omfattar bygg- och rivningsavfall från hushåll i den norska statistiken. Innan rapportering till EU dras dessa mängder bort (Lystad, 2016).

Kommunen kan tilldela så kallad enerett (ensamrätt) till offentliga avfallsanläggningar, det vill säga anläggningen får monopol på behandling av det kommunala hushållsavfallet (Miljødirektoratet, 2015a). Idag behandlas en fjärdedel av allt hushållsavfall i Norge genom eneretten. Eneretten är utformad så att den endast bör tilldelas när verksamheten bidrar till att täcka grundläggande samhälleliga behov, till exempel avfallshantering. Mottagningsavgifterna för dessa anläggningar är inte marknadsstyrda utan omfattas av regelverk för självkostnad (ska täcka de faktiska kostnaderna).

Det råder en inhemsk diskussion bland intressenter huruvida eneretten snedvrider konkurrensen eller inte (Miljødirektoratet, 2015a). Miljødirektoratet menar att eneretten bidrar till att ge Norge en tillräcklig kapacitet för behandling av hushållsavfall genom att över tid garantera ett inflöde av avfall samt genom att förbättra förutsägbarheten. Vidare menar Miljødirektoratet att kommunerna antagligen inte hade investerat i egna avfallsförbränningsanläggningar och biogasanläggningar för behandling av restavfall respektive matavfall om det inte vore för bland annat eneretten. Man ser heller inte konkurrensen från svenska avfallsförbränningsanläggningar som negativ ur miljösynpunkt och argumenten som förs fram är bland annat att svenska avfallsförbränningsanläggningar har mer utbyggda fjärrvärmenät och därmed också ett högre energiutnyttjande av avfallet. Detta kan kompensera för de ibland högre transportkostnaderna som exporten medför (Miljødirektoratet, 2015a). Sammanfattningsvis menar Miljødirektoratet att Norge bör fortsätta samarbeten med andra länder för behandling av avfall, men samtidigt se till att det finns tillräckligt kapacitet inrikes för att inte vara alltför exportberoende.

4.3.2 Producentansvar

Klima- og miljødepartementet har sedan 1994/1995 ett avtal med förpackningsindustrin som uppdaterades 2003 då förpackningsmaterial innehållande farliga ämnen inkluderades. Det råder således ett frivilligt producentansvar för förpackningar i Norge. Avtalet innefattar mål för total återvinningsgrad, energiåtervinningsgrad, materialåtervinningsgrad samt att aktörerna ska arbeta mot ett minskat användande av förpackningsmaterial. För varje material finns därför materialbolag som årligen rapporterar uppkomst av avfall, material- och energiåtervinning till Miljødirektoratet, till exempel Syklus AS, Plastretur AS, Norsk Resy AS med flera. I Norge ansvarar Grønt Punkt Norge för finansiering av materialåtervinning av förpackningar i samarbete med de deltagande materialbolagen

Grønt Punkt Norge betalar kommunerna 138 euro per ton för utsorterat förpackningsavfall och står för transporten till sorteringsanläggningar i Sverige och Nordtyskland. Mottagningsavgiften till sorteringsanläggningarna ligger på ca 90-150 euro, en ökning från ca 80-125 euro tre år tidigare (Oland, 2016). Priset på det utsorterade materialet bestäms sedan av sorteringsbranschen och återvinningsbranschen. Grønt Punkt Norge får in medel för att betala kommunerna för materialet via återvinningsavgifter som betalas av förpackningsproducenter och importörer. Dessa sätts efter råvarupriser, transportkostnader, insamlingskostnader och efterfrågan av sekundärt material.

För dryckesförpackningar gäller ett annat system för materialåtervinning än för andra typer av förpackningar. Norge tillämpar en skatt på alla typer av dryckesbehållare upp till fem liter som betalas till Directorate for Custom and Exercise av dryckesimportörer samt producenter. Producenterna kan välja mellan att betala skatten eller att införa ett pantsystem. Nivån på skatten bestäms årligen av parlamentet och sänks sedan beroende på andelen dryckesförpackningar som materialåtervinns (vid över 95 procent materialåtervinning tas skatten bort) och aktörerna bör då vara med i ett återtagningssystem för förpackningarna (Miljødirektoratet, 2015c).

4.3.3 Materialåtervinningsmål och faktiska nivåer

I Tabell 5 visas materialåtervinningsgraderna (inkl. kompostering och rötning) för hushållsavfall mellan år 2004 till 2014. I Norge beräknas återvinningsgraden (%) för avfall från hushåll och från andra liknande källor, enligt avfallsdirektivet som (Statistics Norway, 2016):

$$\frac{\text{Återvunnen mängd hushållsavfall}}{\text{Total mängd hushållsavfall (exkl. fordonsavfall och mineralavfall)}}$$

Just denna beräkningsmodell som endast inkluderar hushållsavfall har valts i Norge då verksamhetsavfallet faller utanför kommunens insamlingsansvar (Miljødirektoratet, 2015d). Beräkningsmetoden har aldrig ändrats, däremot ändrades definitionen av hushållsavfall 2004 i och med ansvarsfrågan som tidigare beskrivits (Lystad, 2016).

Tabell 5. Levererat hushållsavfall till materialåtervinning (inkl. till kompostering och rötning) av totalt genererat hushållsavfall år 2004 till 2011 (Statistics Norway, 2016).

	Genererat hushållsavfall [1000 ton]	Levererat till materialåtervinning* [1000 ton]	Andel av totalt genererat hushållsavfall till materialåtervinning* [%]
2004	1746	639	37
2005	1844	725	39
2006	1940	784	40
2007	2034	868	43
2008	2079	906	44
2009	2039	876	43
2010	2088	880	42
2011	2183	871	40
2012	2173	866	40
2013	2255	885	39
2014	2264	846	37
2015	2280	875	38

*Inkluderar material till kompostering och rötning.

Enligt Avfall Norge (2016) är dagens materialåtervinningsnivåer i landet inte tillräckliga. Materialåtervinningsgraden för hushållsavfall var år 2014 37 procent, samma som Norge hade år 2004. Norge är idag i mellanskiktet vad gäller materialåtervinningsgrader för hushållsavfall inom EU (Avfall Norge, 2016). För att uppnå EU:s förslag om minst 65 procent materialåtervinning kommunalt avfall formulerat i paketet för cirkulär ekonomi krävs alltså nya strategier. Förutom de EU- gemensamma målen finns inga specifika materialåtervinningsmål för hushålls- respektive verksamhetsavfall. Dock finns materialåtervinningsmål inom det frivilliga producentansvaret för förpackningar.

Mellan åren 2008 till 2014 har materialåtervinningsnivåerna för hushållsavfall (inkl. kompostering och rötning) minskat med sju procent och mellan år 2013 och 2014 med fyra procent (Statistics Norway, 2016). Regionala skillnader i materialåtervinning (inkl. kompostering och rötning) av hushållsavfall i Norge finns beskrivet i EEA (2013) med hänvisning till rapporterade data från Eurostat. I rapporten framhävs att de regionala skillnaderna främst baseras på skillnader i behandling av biologiskt nedbrytbart hushållsavfall. Bland annat hade Oslo och Akershus de lägsta totala materialåtervinningsgraderna (34 procent) och Hedmark och Uppland de högsta (53

procent). Materialåtervinningsgraden varierar från 23 procent i Nordnorge och 32 procent i Torndelar, vilket rapporten menar kan bero på att de norra delarna är glest befolkade och tillgången till infrastruktur sämre. Enligt Avfall Norge (2014) varierar återvinningsgraderna mellan 27 procent och 77 procent bland de kommunala avfallsbolagen.

Det finns flera bakomliggande orsaker till att materialåtervinningen av hushållsavfall minskat i Norge. En huvudsaklig anledning är den minskade mängden återvinningsbara material som sätts på marknaden, såsom tidningar och dryckesförpackningar (Mepex, 2016; Grønt Punkt Norge, 2016, Miljødirektoratet, 2015c; Avfall Norge, 2014). Då detta är en stor och tung fraktion med relativt hög materialåtervinning får det genomslag i statistiken. Papp/papper och dryckesförpackningar står för den största mängden utsorterat material samtidigt som utsorterad mängd minskade med 16 000 ton år 2014 jämfört med 2013 (Avfall Norge, 2014).

Vidare har också vissa kommuner sedan förbränningsskatten avskaffades upphört med separat insamling av matavfall för biologisk behandling. Detta tros dock inte ha en betydande effekt då det sannolikt har handlat om ett fåtal kommuner samtidigt som SSB visar att utsortering av matavfall ökar. År 2014 sorterades 8000 ton mer matavfall ut jämfört med året innan (Avfall Norge, 2014). Tidigare räknades också textil som samlas in i containrar av välgörenhetsorganisationer som avfall, vilket har ändrats och därmed påverkat statistiken, om än i liten omfattning (Sivertsen, 2016). Uppkommen mängd grovavfall har också ökat, vilket främst går till energiåtervinning (Avfall Norge, 2014).

De lägre mottagningsavgifterna till energiåtervinning i Sverige kan också vara en delorsak till den minskade materialåtervinningsgraden (Avfall Norge, 2014), bland annat menar Avfall Norge (2016) att en av faktorerna som påverkat sjunkande materialåtervinningsgrader är att marknadspriserna idag gör det billigare för kommuner och företag att skicka sitt avfall utomlands. Vidare menar de att systemet inte är uppbyggt för att gynna materialåtervinning: för företag med avgifter på källsortering och hämtning av avfall blir det svårt att få en lönsamhet i verksamheten (Avfall Norge, 2016). Avfall Norge menar också att norska myndigheter inte har varit tillräckligt tydliga genom mål och åtgärder. För verksamhetsavfall finns få incitament för utsortering/materialåtervinning av avfall utöver att avfallet ska behandlas enligt rådande avfallslagstiftning. Mepex utförde en scenarioanalys på uppdrag av Avfall Norge (2015) där de analyserade olika scenarier för avfallsmängder och behandlingskapacitet fram till 2030. De visar att även om en hög returandel uppnås för de flesta materialen genom åtgärder för de största avfallsströmmarna skulle den totala utsorteringsgraden för norskt hushållsavfall bli 54 procent som inte är tillräckligt för att nå materialåtervinningsmålet som ligger på förslag inom det cirkulära ekonomi-paketet om att 65 procent av det kommunala avfallet ska materialåtervinnas till 2030.

I Tabell 6 nedan visas materialåtervinningsgrader och materialåtervinningsmål för förpackningar under producentansvar. Data för materialåtervinning av förpackningar beräknas baserat på utgående fraktioner från sorteringsanläggningar och ingående fraktioner till materialåtervinningsanläggningar. Grønt Punkt Norge rapporterar statistiken till Miljødirektoratet (Oland, 2016).

Tabell 6. Materialåtervinningsmål för förpackningar samt materialåtervinning 2014 för förpackningar inom det frivilliga producentansvaret (Miljödirektoratet, 2015c).

Förpackningsmaterial	Materialåtervinningsmål [%]	Materialåtervinningsgrad 2014 [%]
Brunt papper	65	92
Plast (EPS)	50	35
Kartong	50	45
Plast	30	40
Metall	60	68
Glas	-	88
Plast (FA)	-	38
Metall (FA)	-	71

4.3.4 Insamlingssystem

Alla hushåll i Norge är skyldiga att ha ett avfallsabonnemang för hämtning av avfall, men däremot finns olika system och lösningar i olika kommuner. Kommunen avgör vilket insamlingssystem som ska införas. Nästan 60 procent av hushållsavfallet källsorteras i Norge (Syversen, 2011), men fastighetsnära insamling av matavfall erbjuds i varierande grad i olika regioner. I Oslo och Akershus erbjöds insamling av matavfall till 30 respektive 26 procent av invånarna och i Hedmark och Uppland till 64 procent respektive 90 procent år 2012 (EEA, 2013).

I Norges kommuner är det vanligast med fastighetsnära insamling i tre fraktioner: matavfall, papper/kartong och restavfall. Glas- och metallavfall kan lämnas på återvinningsstationer (Jentoft, 2016). I Oslo gäller att hushållen källsorterar i fyra fraktioner: matavfall, plastförpackningar, papper/kartong och restavfall (ibid). Alla fraktioner utom papper/kartong källsorteras i olikfärgade påsar som sedan genomgår en optisk eftersortering. Glas- och metallavfall samlas in på återvinningsstationer.

Glåmdal Interkommunale Renovasjonselskap IKS (GIR) nordost om Oslo slutade med sin matavfallsinsamling 2011. Tidigare hade man i de fyra kommunerna som ingår i sällskapet haft separat insamling av matavfall under tio år. Beslutet att upphöra med insamlingen av matavfall baserades bland annat på att mottagningsavgifterna till avfallsförbränningsanläggningen i Sverige som man skickade avfallet till var fördelaktiga (Åmotfors), men också på grund av att den komposteringsanläggning man använde inte uppfyllde kraven (ytterligare investeringar skulle krävas). Även logistiken var en avgörande faktor. Transportavståndet till den svenska avfallsförbränningsanläggningen är 40-50 km medan avståndet till komposteringsanläggningen var 150 km varför miljövinster med matavfallsinsamlingen inte ansågs tillräckliga (Sørensen, 2016).

I Norge infördes deponiavgift 1999 och sedan 2003 har skatten justerats efter den miljöstandard som deponierna uppfyller. De deponier som inte uppfyllde kraven stängdes ner 2009 då deponiförbud på biologiskt nedbrytbart avfall infördes (Fischer m.fl., 2012). År 2014 avlägsnades deponiavgiften då kostnaden för förvaltningen av avgiften översteg intäkterna som genererades i och med införandet av deponiförbudet. Deponeringsgraden har minskat från 25 procent till sex procent mellan åren 2001 och 2010 och minskningen är främst kopplad till deponiförbudet. Enligt rapport från ETC/SCP har deponiavgiften haft en effekt på energiåtervinning av hushållsavfall då energiåtervinningen ökade från 30 till 50 procent mellan 2001 och 2010. Vidare konstaterades att deponiavgiften inte hade haft stor effekt på materialåtervinningsgraden av hushållsavfall (Fischer m.fl., 2012). Mottagningsavgifterna för deponi i Norge skiljer sig från deponi till deponi och beror också på vilket avfallsslag som deponeras.

5 Irland som exportland

Irland är ett exportberoende land. Både avfall till materialåtervinning och farligt avfall har länge exporterats på grund av små möjligheter att behandla avfallet på Irland. Under senare år har även exporten av avfall till energiåtervinning ökat markant. Sedan 2012 har trenden gått från deponering till energiåtervinning, främst på grund av ökade möjligheter att exportera avfall och på grund av ökade deponeringskostnader (EPA Ireland, 2014a).

Avfallet som exporteras till energiåtervinning är framförallt klassat som refuse derived fuel (RDF) och som annat avfall som mekaniskt behandlats (191210 och 191212) samt som kommunalt avfall. Skillnaden mellan klassningarna är inte alltid tydlig och gråzonen är uppenbar. Exporten av RDF och balat kommunalt avfall har ökat från små mängder 2009 till 117 000 ton 2012 och 347 000 ton 2013, en ökning på nästan 200 procent under ett år. Det uppskattas att omkring 500 000 ton RDF, SRF och balat kommunalt avfall exporterades 2014, men den officiella statistiken är inte publicerad. Exporten av RDF ökade från närmare 100 000 ton 2012 till drygt 230 000 ton 2013, medan balat hushållsavfall ökade från knappt 20 000 ton 2012 till drygt 110 000 ton 2013. Enligt den svenska importstatistiken importerades knappt 80 000 ton avfall klassat som 19 12 10 och 19 12 12 samt knappt 105 000 ton kommunalt avfall klassat som 20 03 01 2014 från Irland. Tidigare gick en hög andel av det exporterade avfallet till energiåtervinning i cementindustrin, men sedan 2013 har avfallsförbränningsanläggningar varit den främsta destinationen för avfallet (EPA Ireland, 2014b).

Till skillnad från i Storbritannien finns det på Irland inga lagstadgade krav på att förbehandla avfall som ska exporteras. Det som exporteras är främst restavfall som blivit kvar efter varierande grad av källsortering, bland annat så kallat "black bin waste" från hushåll samt rejekt från sortering av avfall som samlats in med syfte att materialåtervinnas. Det som exporteras kommer framförallt från hushåll eller andra kommunala källor. Mindre än 15 procent kommer från verksamheter (CIWM, 2013).

Mottagarländerna har varierat genom åren. Under 2011 exporterades avfallet främst till Lettland, Danmark och Spanien, men under 2012 kom istället Nederländerna att dominera följt av Danmark, Lettland och Sverige. Under 2013 fortsatte Nederländerna att dominera (47 procent) följt av Tyskland (28 procent), Sverige (13 procent), Danmark (nio procent) och Estland (två procent). Mindre mängder (under en procent) exporterades till Spanien och Storbritannien (Southern Waste Region, 2015).

Ungefär 30 procent av mängden exporterat avfall från irländska Indaver, en av de största exportörerna av avfall till förbränning från Irland, går till Sverige. Den största mängden som Indaver exporterar går till Nederländerna, därefter Sverige och sedan Tyskland. Avfallet som exporteras till energiåtervinning av Indaver är kommunalt avfall som genomgått varierande grad av källsortering, ingen eftersortering görs (Kavanagh, 2016).

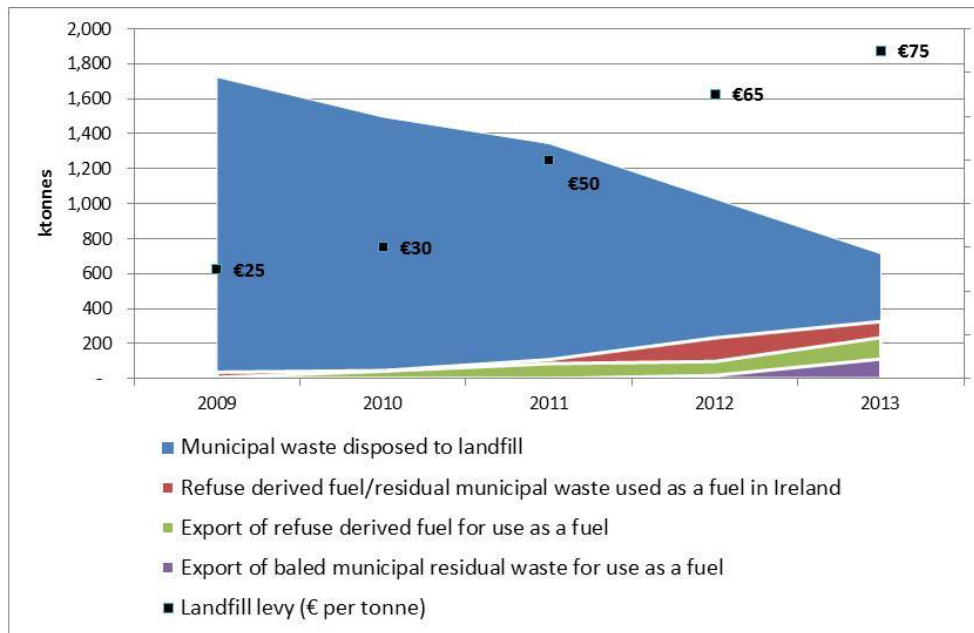
Indaver har i genomsnitt treåriga kontrakt med aktörerna i Sverige och menar att man till skillnad från Storbritannien ofta inte vill ha längre kontrakt. Eftersom Indaver är i färd med att bygga upp sin egen avfallsförbränningskapacitet vill man undvika att vara bunden till långa avtal (Kavanagh, 2016). Indavers andra avfallsförbränningsanläggning planeras att stå klar 2020 (DECLG, 2015).

5.1 Varför exporteras avfallet?

Alla EU:s medlemsländer måste enligt deponidirektivet minska mängden biologiskt nedbrytbart avfall till deponi med en viss procent till 2006, 2009 och 2016 i förhållande till hur mycket biologiskt nedbrytbart avfall som genererades 1995. Irland förhandlade sig till mål om att mängden biologiskt nedbrytbart avfall till deponi ska reduceras till 75 procent av uppkommen mängd biologiskt nedbrytbart avfall 1995 till 2010, med 50 procent till 2013 och med 35 procent till 2016 (Watson, 2013). Kravet har lett till att åtgärder har införts för att kraftigt minska mängden biologiskt nedbrytbart avfall till deponi och deponiskatten har stigit från 30 euro per ton 2010 till 75 euro per ton 2013. Som ett resultat sjönk deponerade mängder restavfall, det vill säga det som blivit kvar efter varierande grad av källsortering, med en tredjedel från nästan 1,5 miljoner ton 2010 till drygt en miljon ton 2012 (Southern Waste Region, 2015). Samtidigt har antalet aktiva deponier gått från 28 stycken 2010 till sex stycken 2015.

Avfallet som styrts bort från deponi behöver tas omhand på ett alternativt sätt. Exporten av avfall till energiåtervinning har öppnat upp en möjlighet och bidragit till att Irland är ett starkt exportberoende land. Det saknas tillräcklig inhemsk förbränningskapacitet för att ta hand om avfallet. De relativt låga mottagningsavgifterna för avfallsförbränning utomlands har blivit det mesta ekonomiskt fördelaktiga sättet och har bidragit till att hålla avfallskostnaderna för hushåll och verksamheterna nere. I

Figur 7 presenteras hur mängden kommunalt avfall till deponi har sjunkit från 2009-2013 liksom hur både export av balat kommunalt avfall och avfall klassat som RDF till förbränning har ökat samt den inhemska förbränningen av avfall på Irland genom både avfallsförbränning och genom användning som bränsle i cementindustrin. I figuren visas också hur deponiskatten har ökat från 2009 till nuvarande nivå på 75 euro per ton (EPA Ireland, 2014b). Enligt figuren var det ungefär hälften så mycket avfall som användes som bränsle på Irland som mängden som exporterades 2013.



Figur 7. Minskning av kommunalt avfall till deponi i takt med ökad deponiskatt (EPA Ireland, 2014b).

Department of the Environment, Community and Local Government (DECLG) gick under våren 2016 ut med ett offentligt samrådsdokument kring hur Irland kan bli mer resurseffektivt och öka materialåtervinningen (DECLG, 2015). När den här rapporten publicerades hade svaren ännu inte offentliggjorts. Enligt DECLG medför den ökade exporten att Irland hanterar sitt avfall högre upp i avfallshierarkin och att landet förser EU med en resurs till följd av exporten. I motsats till avfallsexporten importerar Irland 90 procent av energitillförseln i landet. DECLG konstaterar att Irland inte använder sina avfallsresurser på ett för landet fördelaktigt sätt. Ökad avfallsbehandlingskapacitet på Irland och därmed minskat exportberoende skulle kunna generera arbetstillfällen och leda till att resurser som nu förloras hade gynnat den irländska marknaden, både i form av jobbskapande, men också för att öppna upp nya marknader för irländska produkter och stärka ekonomin. DECLG är vidare oroliga för att Irland går längre och längre ifrån principen i avfallsdirektivet om att avfall ska hanteras så nära källan som möjligt, den så kallade närhetsprincipen. Även om principen inte är en lag betyder exporttrenden dock att Irland rör sig längre och längre ifrån ett sådant mål. Det uppskattas att över 2100 arbeten skulle kunna skapas om allt inhemskt avfall i form av återvinningsbara fraktioner och avfall till biologisk behandling togs omhand på Irland istället för att exporteras (DECLG, 2015).

Irlands ekonomi håller på att återhämta sig från den finansiella krisen. Den stärkta ekonomin förväntas leda till ökade avfallsmängder, och då även ökade mängder restavfall, som behöver avfallsbehandling, trots ansträngningar för att öka materialåtervinningen. Utvecklingen kan komma att påverka kapaciteten för avfallsbehandling liksom leda till stängning av äldre anläggningar, vilket förväntas leda till stigande mottagningsavgifter för avfallsförbränning. Situationen kan utgöra en potentiell risk för Irlands kostnadseffektiva exportmöjligheter på längre sikt. En ökning av avfallsexporten kan komma att påverka investeringar i infrastruktur för förbehandlingsanläggningar med syfte att producera balat avfall för export (Southern Waste Region, 2015). Hur avfallsförbränningskapaciteten utvecklas på Irland tas upp i kapitel 7.6.

5.2 Kostnader förknippade med exporten

Kostnaden för exporten består av förberedelsekostnader inför transport (till exempel balning), transportkostnader (inkluderat lastning och transportförsäkringar), kostnad som tas ut av irländska myndigheter och mottagningsavgifter som tas ut av de mottagande avfallsförbränningsanläggningarna. Enligt Indaver är mottagningsavgifterna till avfallsförbränning utomlands ca 45-60 euro per ton avfall. Generellt har de svenska aktörerna något lägre mottagningsavgifter än aktörer i Nederländerna och Tyskland. Eftersom transporten till Sverige är dyrare än transport till de andra länderna blir kostnaderna ungefär densamma oavsett till vilket land avfallet exporteras (Kavanagh, 2016).

5.3 Avfallssystemet på Irland

2,7 miljoner ton kommunalt avfall uppkom på Irland 2013 (Eurostat, 2016a). Utöver det uppskattar Vinogradova m.fl. (2013) att knappt fyra miljoner ton verksamhetsavfall (exkl. bygg- och rivningsavfall) uppkom samma år.

Avfallslagstiftningen på Irland baseras i huvudsak på Waste Management Act (WMA) 1996 och Protection of the Environment Act 2003. WMA har implementerats genom en rad olika förordningar, till exempel Waste Management (Planning) Regulations 1997. För att underlätta planeringen av avfallshantering på Irland har landet delats upp i tre regioner: Southern, Eastern-Midlands and Connacht-Ulster. Varje region har sin egen avfallsplan som publicerades i maj 2015.

2014 presenterade det irländska naturvårdsverket den nationella avfallsförebyggandeplanen "Towards a Resource-Efficient Ireland: A National Strategy to 2020". Det övergripande målet med planen är att bryta sambandet mellan ekonomisk tillväxt och miljöpåverkan (EPA Ireland, 2014).

5.3.1 Producentansvar

Det finns implementerat producentansvar för ett antal produktgrupper på Irland, däribland elektriska och elektroniska produkter som ett resultat av WEEE-direktivet. Det finns två producentansvarsorganisationer, WEEE Ireland och ERP Ireland, som har tillstånd från DECLG att samla in konsumentelavfall. Producenter av verksamhetsprodukter tar eget ansvar för att uppfylla producentansvaret. Producenter av elektronik är skyldiga att registrera sig i WEEE Register Society, som är en oberoende nationell registreringsorganisation, och ange hur mycket elektronik de sätter på den irländska marknaden. Det råder också producentansvar på batterier, vilka samlas in av WEEE Ireland och ERP Ireland (DECLG, 2015).

På Irland finns det även implementerat producentansvar för förpackningar. Som producent räknas leverantörer av förpackade varor och förpackningar, till exempel affärer, pubar, mataffärer, partihandel, importörer och exportörer. Alla producenter är skyldiga att separera förpackningsavfall som uppstår i deras lokaler i separata avfallsströmmar och se till att

förpackningsavfallet hämtas av avfallsentreprenörer med tillstånd att hämta avfallet. Deponering av förpackningsmaterial från verksamheter är förbjudet. Producenter som har en årlig omsättning som överstiger en miljon euro och som tillför minst tio ton förpackningsmaterial till den irländska marknaden kallas för "major producers" och har ytterligare krav på sig. Major producers har till exempel krav på att samla in förpackningsavfall från sina kunder, informera allmänheten, rapportera data och registrera sig hos lokala myndigheter. Major producers kan antingen uppfylla kraven producentansvaret medför på egen hand (self-comply) eller ansluta sig till ett producentansvarsbolag. Det finns ett godkänt producentansvarsbolag på Irland, Repak. Enligt Repak är friåkare, det vill säga producenter som inte tar sitt producentansvar, ett utbrett problem på Irland och de uppskattar att producentansvaravgifter inte betalas för ca 40 procent av de förpackningar som sätts på den irländska marknaden. Myndigheterna har inte resurser för att utöva tillräcklig tillsyn och det är således många producenter som slipper undan sitt producentansvar. Repak tar betalt per kg förpackningsmaterial (olika pris för olika material) som sina anslutna producenter sätter på marknaden och anlitar godkända avfallsentreprenörer som hämtar förpackningsavfallet (Dolan, 2016).

Förpackningsavfallet från hushåll, som oftast samlas in i en blandad fraktion, går till MRF-anläggningar. Rejektet från anläggningarna klassas som RDF och exporteras ofta. Förpackningsavfallet från företag ska kunna gå direkt till vidare bearbetning och materialåtervinning utan att passera MRF-anläggningar. Mottagningsavgiften för RDF är ca 120 euro per ton och för SRF (som går till industrin) 65-80 euro. Om avfallet är förbehandlat exporteras det som 19-kod. Om det är obehandlat som 20-kod (Dolan, 2016).

Enligt Repak och Indaver råder fria marknadskrafter på Irland, vilket gör att det billigaste sättet att bli av med avfall vinner. För tillfället är det mest ekonomiskt fördelaktiga sättet att producera och exportera RDF (Kavanagh, 2016; Dolan, 2016).

Enligt en undersökning genomförd av Repaks kontrakterade avfallsentreprenörer (98 stycken) var den genomsnittliga mottagningsavgiften till MRF drygt 27 euro per ton. Enligt Repak har mottagningsavgiften varit relativt stabil, men höjts något på grund av sjunkande priser på sekundära råvaror. Den genomsnittliga kostnaden för att sortera avfallet var knappt 50 euro per ton. Försäljningspriserna för ett urval av de utgående materialslagen var i genomsnitt följande år 2015 (Repak, 2016):

- Wellpapp: €69 per ton
- Blandat mjukt papper: €48 per ton
- Plastfilm: €216 per ton
- Plast (t.ex. flaskor): €108 per ton
- Glas: €39 per ton
- Metall: €202 per ton
- Trä: €22 per ton

5.3.2 Materialåtervinningsmål och faktiska materialåtervinningsgrader

På Irland gäller EU:s mål om materialåtervinning för avfall från hushåll och andra liknande källor, bygg- och rivningsavfall, förpackningar, elektronik, uttjänta bilar och batterier. Repak har i sitt tillstånd (som är giltigt till 2018) från DECLG högre materialåtervinningsmål än minimikraven i förpackningsdirektivet (Repak, 2013).

Från och med 2014 ska:

- 75 procent av glasförpackningarna som satts på marknaden materialåtervinnas
- 80 procent av pappersförpackningarna som satts på marknaden materialåtervinnas
- 65 procent av metallförpackningarna

Från och med december 2016 ska:

- 50 procent av plastförpackningarna som satts på marknaden materialåtervinnas
- 90 procent av träförpackningarna som satts på marknaden materialåtervinnas

Av det förpackningsavfall som samlades in inom Repaks system från urbana områden (data från 2015) materialåtervanns 76 procent, 14 procent deponerades och tio procent gick till energiåtervinning. Från rurala områden skickades 84 procent till materialåtervinning, tio procent deponerades och 16 procent gick till energiåtervinning. Felsorteringsgraden för förpackningsavfallet tenderar att vara bättre på landsbygden (Dolan, 2016).

Repak beräknar materialåtervinningsgraden baserat på en modell som uppskattar förpackningsavfallsmängderna för 2014 och 2015 utifrån uppkomna mängder 2013. Mängden förpackningsavfall som går ut från MRF-anläggningar och skickas till materialåtervinning räknas som materialåtervinning vid beräkning av materialåtervinningsgraderna (Dolan, 2016).

För uppföljning av materialåtervinningsmålet för avfall från hushåll och från liknande källor i avfallsdirektivet använder sig Irland av den första av fyra metoder som är tillåtna att använda. Man tar endast hänsyn till hur mycket plast, metall, papper och glas som materialåtervinnas från hushållsavfall av den uppkomna mängden papper, metall, plast och glas i hushållsavfallet. Enligt den senaste rapporteringen till Eurostat rapporterade Irland att samtliga materialåtervinningsmål för förpackningar, liksom målet för bygg- och rivningsavfall uppfylldes. Målet för förberedelse för återanvändning och materialåtervinning av avfall från hushåll och från liknande källor (uttryck som kommunalt avfall) uppnåddes dock inte, se Tabell 7.

Tabell 7. Urval av materialåtervinningsmål och Irlands måluppfyllnad 2013 (Eurostat, 2016a).

	Materialåtervinningsgrader (%) rapporterade till Eurostat för år 2012	EU-gemensamma materialåtervinningsmål (%)
Kommunalt avfall	37	50
Förpackningsavfall, totalt	70	55
Pappersförpackningar	79	60
Plastförpackningar	40	22,5
Metallförpackningar	79	50
Glasförpackningar	80	60
Träförpackningar	82	15

Bygg- och rivningsavfall	94	70
--------------------------	----	----

5.3.3 Insamlingsystem

Av insamlat kommunalt avfall 2012 gick 41 procent till deponering, 40 procent till materialåtervinning eller biologisk behandling och 17 procent till förbränning (med eller utan energiåtervinning) (DECLG, 2015).

Källsorteringsmöjligheten för avfall till materialåtervinning är utbrett på Irland. Enligt officiell statistik hade 96 procent av hushållen med avfallsabonnemang på Irland minst två soptunnor, en för restavfall och en för blandat avfall till materialåtervinning. 39 procent hade insamling av matavfall och fem procent en källsorteringsmöjlighet för glas (EPA Ireland, 2013a). Från och med juli 2016 krävs det enligt lag att matavfall från hushåll källsorteras i områden med över 500 boende. Idag går endast sex procent av matavfallet till rötning eller kompostering. Anledningen till att inte mer matavfall källsorteras är på grund av bristande källsorteringsmöjligheter och brist på biologisk behandlingskapacitet i landet.

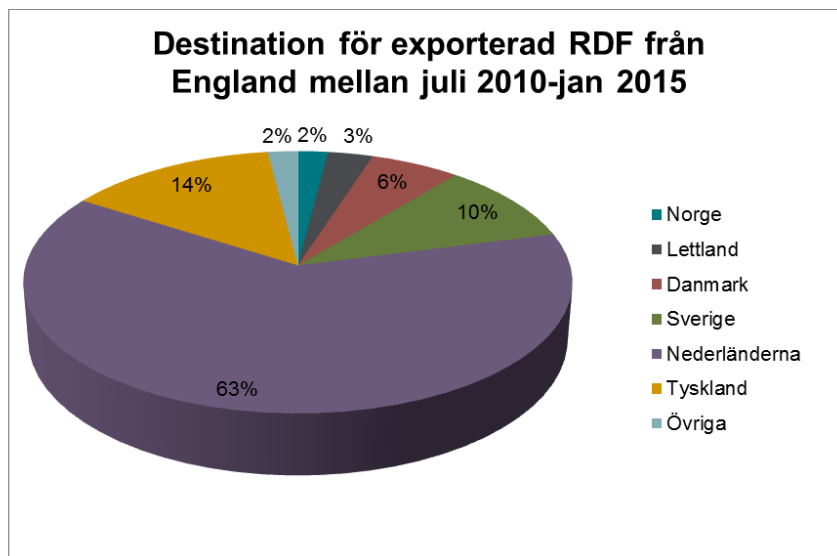
Household Food Waste och Bio -Waste regulations på Irland syftar till att öka utsortering och därmed behandlingen av separat insamlat matavfall. Lagstiftningen kräver att insamlingsaktörer måste erbjuda hushållen separat insamling av matavfall, att hushåll måste sortera ut matavfallet från annat avfall och se till att matavfallet hämtas av en godkänd insamlingsaktör. Som alternativ till att ha en insamlingstjänst för matavfall kan hushållen hemkompostera avfallet eller själv transportera matavfallet till behandlingsanläggningar. Lagstiftningen fasthåller också att hushåll inte är tillåtna att kasta matavfall i det svarta avfallskärlet avsedd för restavfall (EPA Ireland, 2016).

I nuläget är det inte tydligt för hushållen vad de betalar för och det är svårt att jämföra olika avfallstjänster med varandra. Det finns exempel på att man betalar per vikt, volymbaserat och användarbaserat (pay per use). Från och med den 1:e juli 2016 träder en ny lag i kraft som kräver att insamling av hushållens avfall ska betalas per vikt. Det blandade avfallet till materialåtervinning behöver dock inte debiteras per vikt, men avfallsaktörerna kan välja att göra det. Restavfall och matavfall kommer att debiteras viktbaserat. Det finns oro att hushållen kommer börja blanda avfall och kontaminera förpackningsavfallet (Rourke, 2016).

6 Storbritannien som exportland

Storbritannien är en stor exportör av avfall till energiåtervinning. Från England och Wales har mängden exporterad RDF ökat från att ha varit i det närmaste obefintligt 2010 till omkring 200 000 ton per månad sedan 2014 (Georges, 2015). Av den totala mängden RDF som exporterades från mitten av juli 2015 till och med januari 2015 tog Holland emot störst mängder (63 procent) följt av Tyskland (14 procent), Sverige (tio procent), Danmark (tio procent), Österrike (sex procent), Lettland (tre procent), Norge (två procent) och övriga länder (två procent), se

Figur 8. Sedan i slutet av 2013 har andelen som exporterats till Tyskland och Sverige ökat (Georges, 2015).



Figur 8. Destination for exporterad RDF från England mellan juli 2010 och januari 2015 (Georges, 2015).

Under samma tidsperiod var det nio företag som importerade två tredjedelar av Englands RDF och fyra företag som importerade drygt hälften. Afvalverwerking BV i Nederländerna importerade 21 procent av den totala mängden RDF, Cemex SA i Lettland 17 procent och HVC i Nederländerna sju

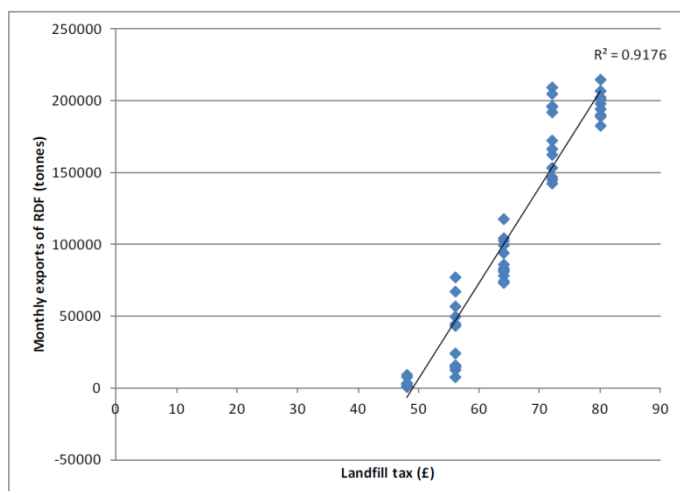
procent. Svenska Renova importerade tre procent av den totalt exporterade mängden RDF mellan juli 2010 och januari 2015 (Georges, 2015).

Exporten till Sverige från Storbritannien är tydligt säsongsberoende. Under vintermånaderna är exporten till Sverige märkbart högre än under resten av året. Enligt Georges (2016) är det enbart exporten till Sverige som uppvisar en så tydlig säsongsbaserad trend.

6.1 Varför exporteras avfallet?

Avfall exporteras för energiåtervinning utomlands dels på grund av att exporten ofta är ett billigare alternativ jämfört med att hantera avfallet inom landet, dels grundat på brist på egen kapacitet att ta hand om avfallet på annat sätt än deponering (Georges, 2016; CIWM, 2013; Holmes, 2016 m.fl.). Den höga deponiskatten på 84 pund per ton i Storbritannien har gjort att avfall till deponi har minskat drastiskt och att mer RDF exporteras. I

Figur 9 presenteras månadsvis export av RDF i förhållande till deponiskatten. Grafen visar att det finns ett tydligt samband mellan exporten av RDF och deponiskatten.



Figur 9. Månadsvis export av RDF i förhållande till deponiskatten (Georges, 2015).

I juni 2010 presenterade Environment Agency ett beslut som ledde till att exporten av avfall till energiåtervinning tog fart (Winpenny, 2016). Enligt beslutet:

- är export av kommunalt avfall förbjudet
- är export av *behandlat* kommunalt avfall från avfallsanläggningar tillåtet
- är nivån av behandling som krävs för export inte definierad, men avfallet ska ha genomgått någon form av behandling, till exempel kvarning, sortering och kompaktering
- måste avfallet som exporteras möta de krav som den importerande anläggningen kräver
- måste avfallet som exporteras återvinnas (recovery) och kan inte deponeras eller förbrännas utan energiåtervinning (disposal)

Som nämnts tidigare är det ofta billigare att exportera avfallet än att behandla det inom landet. Dock är fallet inte alltid så. Det som avgör vilket som blir det mest ekonomiskt fördelaktiga sättet är den tillgängliga kapaciteten att ta emot avfallet och hur transportmöjligheterna ser ut. Speciellt långa landtransporter kan göra export kostsamt. Därför är det ingen tillfällighet att många tyska avfallsförbränningsanläggningar som importerar avfall från Storbritannien ligger längs floden Rhen, till exempel i Essen eller i Köln. Samtliga avfallsförbränningsanläggningar som importerar avfall i Nederländerna ligger längs kusten. I takt med att den tillgängliga avfallsförbränningskapaciteten i Storbritannien blir upptecknad blir anläggningsägarna mindre benägna att erbjuda kostnadseffektiva priser till brittiska avfallsexportörer (Georges, 2016).

Det är tydligt att exporten från Storbritannien hjälper till att gå mot "non-landfill solutions". Företag i Storbritannien efterfrågar ofta avfallstjänster som inte involverar deponering, men accepterar ofta lösningar som involverar export (Hill, 2016).

Av de omkring 700 000 ton per år som exporterades under 2011 och 2012 kom omkring 85 procent från kommunala källor och resterande 15 procent från verksamheter (Vinogradova m.fl., 2013). Det förväntas att andelen avfall från verksamheter som exporteras kommer att öka på grund av de ekonomiska drivkrafterna som underbygger exporten (Vinogradova m.fl., 2013). Projektgruppen har inte hittat någon senare uppskattning på förhållandet mellan avfall från hushåll och verksamheter som exporteras.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) gick 2014 ut med en offentlig rådföring kring huruvida regeringen ska reglera den brittiska RDF-marknaden. Vissa respondenter visade sig vara oroliga att en fortsatt export av RDF innebär att potentiellt värdefulla resurser går förlorade då dessa mängder hade kunnat hanteras inom landet. Flera efterfrågande en standard över vilken behandling avfallet måste ha genomgått för att klassas som RDF vilket skulle förbättra kvaliteten, men också bringa klarhet i branschen för vad som definieras som RDF (Defra, 2014).

Defra har utifrån inkomna synpunkter tagit fram en definition för RDF som ska testas till och med augusti 2016. Enligt definitionen består RDF av restavfall som ska energiåtervinnas enligt kontrakt

med en slutmottagare. Kontraktet måste innehålla slutmottagarens tekniska krav som minst specificerar värmevärdet, fukthalten, formen och mängden RDF som ska levereras (Defra, 2015a). Hur avfallsförbränningskapaciteten utvecklas i Storbritannien tas upp i kapitel 7.6.

6.2 Kostnader förknippade med exporten

Att exportera avfall till energiåtervinning från Storbritannien, till exempelvis Sverige, medför en kostnad för avfallsexportören. Kostnaderna skiljer sig åt beroende på avtalens utformning och längd, transportbehov och mottagningsavgifter som de importerande avfallsförbränningsanläggningarna tar ut. I nedanstående tabell listas kostnader som har inhämtats för 2014 och 2015 från Environment Agency (Georges, 2015). Priserna är en sammanslagning av en rad olika källor som Environment Agency har använt sig av. Från tabellen kan det konstateras att kostnader för att bala avfallet inför export tillkommer oavsett var avfallet ska exporteras. Exporten till Sverige kan medföra högre transportkostnader för sjötransport än exporten till Nederländerna och Tyskland. Bland mottagningsavgifterna verkar de tyska mottagningsavgifterna kunna vara något högre än motsvarande mottagningsavgifter i Sverige och Nederländerna. Den främsta anledningen till varför Sverige har relativt låga mottagningsavgifter är att det finns avsättning för värmen då man har ett utbyggt fjärrvärmesystem (Tolvik consulting, 2011). Generellt är kostnadsspannet att skicka avfall till Nederländerna lägre än motsvarande svenska och tyska. Att exportera avfallet kostar totalt omkring 60 och 140 pund per ton.

Tabell 8. Kostnader för export till olika länder 2014-2015 (Georges, 2016). Kostnaderna är avrundade till hela pund.

	Balning och annan förbered.	Brittisk vägtransport	Hamn-kostnader	Sjö-transport	Vägtransport i mottagarlandet	Mottagnings-avgift	TOTALT
Export Nederländerna	17-25	5-10	4-8	0-10	33-49	33-49	58-102
Export Tyskland	17-25	5-10	4-8	0-20	44-61	44-61	84-139
Export Sverige	17-25	5-10	4-8	0-35	35-50	35-50	70-138

I tabellen nedan visas mottagningsavgifter som brittiska avfallsförbränningsanläggningar tar ut och hur avgifterna har förändrats mellan 2009 och 2016 (för avfallsförbränningsanläggningar som byggdes innan respektive efter år 2000) (Wrap, 2010; Wrap, 2011, Wrap, 2012, Wrap, 2013, Wrap, 2014, Wrap, 2015, Wrap, 2016). Det kan konstateras att medianen för mottagningsavgifterna till avfallsförbränningsanläggningar som byggdes efter år 2000 är betydligt högre än anläggningar som byggdes före år 2000. Det kan också konstateras att mottagningsavgifterna stigit. Jämfört med

mottagningsavgifter i Sverige, Nederländerna och Tyskland är de inhemska mottagningsavgifterna generellt högre (Tabell 8), åtminstone för anläggningar som byggdes före år 2000. Som tidigare nämnts avgör lokala förutsättningar vilket som blir det mest ekonomiskt lönsamma alternativet.

Tabell 9. Mottagningsavgifter till energiåtervinning i Storbritannien från 2009 till 2016 (WRAP, 2009-2016).

År	Pund/ton (anläggningar som byggdes före år 2000)			Pund/ton (anläggningar som byggdes efter år 2000)		
	Median	Min	Max	Median	Min	Max
2009/2010	-	-	-	-	-	-
2010/2011	54	35	79	73	54	97
2011/2012	64	32	75	82	44	101
2012/2013	58	32	76	90	62	126
2013/2014	59	35	100	94	62	112
2014/2015	73	36	110	99	65	132
2015/2016	58	22	90	95	65	131

6.3 Avfallssystemet i Storbritannien

I Storbritannien bestämmer kommunerna hur avfallshanteringen för kommunalt avfall ska organiseras och skötas i kommunen och vilka insamlingssystem som ska implementeras för att nå nationella mål inom avfallsområdet. Det gör att avfallshanteringen kan vara olika utformad och organiserad i landets kommuner.

Gemensamt för de brittiska kommunerna är dock att volyms- eller viktsbaserad avfallstaxa inte används utan hushållen betalar en fast avgift oberoende av hur mycket avfall man ger upphov till. Avfallshämtningen kostar uppskattningsvis ett par pund per vecka och hushåll. Avgiften som tas ut ingår i den årliga skatten som varje person betalar och som förutom avfallshantering även ska täcka kostnader för bland annat skola och polisväsende (Benfield, 2016). Det är olagligt att ta ut volyms- eller viktsbaserad avfallstaxa i Storbritannien och den nuvarande regeringen prioriterar inte avfallsfrågor speciellt högt jämfört med andra utmaningar i landet (Stet, 2016).

6.3.1 Lagstiftning

Avfallsdirektivet anger de rättsliga ramarna för insamling, transport, återvinning och bortskaffande av avfall i Storbritannien precis som i övriga EU-länder. I England och Wales har kraven i direktivet implementerats genom Waste Regulations 2011 och i Skottland genom "Zero

Waste Management Plant for Scotland” och i ”Waste Regulations 2012.26” samt i Nordirland genom ”Waste Regulations (Northern Ireland) 2011.27”.

Avfallsdirektivet slår fast att medlemsländer ska sätta in åtgärder för att främja materialåtervinning av hög kvalitet och sätta upp separata insamlingssystem för avfall där det är tekniskt, miljömässigt och ekonomiskt möjligt (where technically, environmentally and economically practicable [TEEP]) för att möta de nödvändiga kvalitetskrav för varje återvinningsssektor. I Storbritannien har skrivningen haft stor påverkan på hur insamlingssystemen byggts upp och tolkningen av när det är möjligt att införa separat insamling har fått mycket uppmärksamhet. I praktiken innebär det att insamlingssystemen för avfall till materialåtervinning mer och mer går från insamling av blandat material (så kallade *co-mingled streams*) till separat insamling av olika avfallsfraktioner (så kallade *single-streams*). Undantaget i lagstiftningen innebär dock att både insamlingsmodellerna förekommer. I Wales har regeringen tagit fram en vägledning eller plan för separat insamling som kommuner i Wales uppmanas att följa även om det inte är obligatoriskt. I England måste varje kommun göra en bedömning huruvida separat insamling är tekniskt, miljömässigt och ekonomiskt i praktiskt mening. Beslutet fattas alltså på lokal nivå och varje kommun kan tolka lagstiftningen på sitt sätt. I Nordirland krävs separat insamling om det underlättar eller förbättrar återvinningen. Det gör att kommuner med insamling i en blandad ström måste visa att separat insamling inte är tekniskt, miljömässigt och ekonomiskt i en praktisk mening (Pannett m.fl., 2015).

6.3.2 Producentansvar

I Storbritannien råder producentansvar på förpackningar, batterier och elavfall. För förpackningar krävs att producenten eller gruppen av företagen som producenten tillhör hanterat 50 ton förpackningar per år och har en årlig omsättning som överstiger två miljoner pund per år för att klassas som ”obligated producer”. En producent sätter förpackningar på marknaden genom att tillverka, importera, sälja eller fylla förpackningar. Producenter är skyldiga att registrera sig till en nationell databas och ansluta sig till ett materialbolag (compliance scheme) som uppfyller producentansvaret åt producenten. I början av 2016 fanns ca 50 materialbolag listade. Materialåtervinningsmålet för producenterna skiljer sig åt beroende på vad för typ av aktivitet som producenten utför (Defra, 2016).

6.3.3 Insamlingssystem

Kommunerna i Storbritannien är ansvariga för insamling och hantering av uppkommet hushållsavfall. Dock köper många kommuner insamlings- och behandlingstjänster av privata aktörer. Omkring 50 procent (utifrån insamlad mängd) av kommunerna samlar in avfall i egen regi och resterande 50 procent köper tjänsten av privata aktörer. Endast fem procent av avfallet behandlas på anläggningar som drivs av kommuner medan 95 procent av avfallet behandlas på anläggningar som drivs av privata aktörer (Papineschi, 2016).

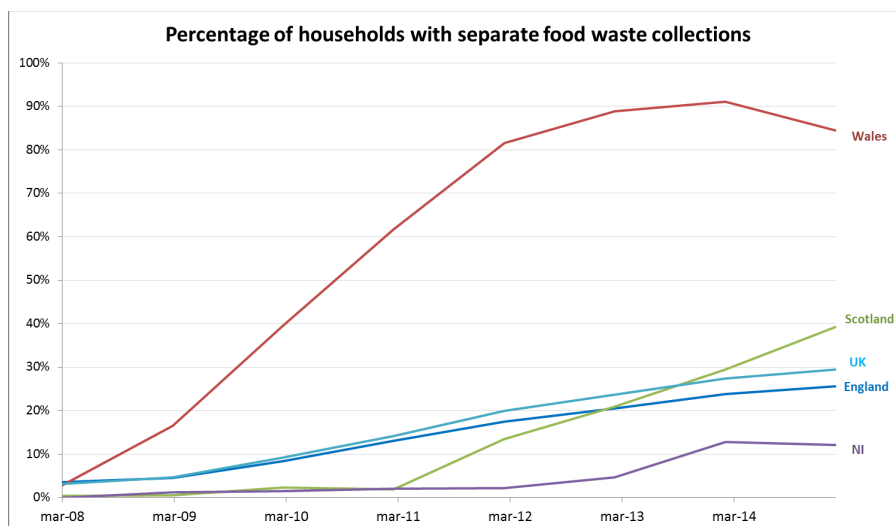
Insamling av avfall till materialåtervinning görs som tidigare nämnts på två sätt i Storbritannien. I båda fallen rör det sig om fastighetsnära insamling där avfallet hämtas utanför varje hushåll. Antingen källsorteras det återvinningsbara avfallet i så kallade *co-mingled streams*, det vill säga att det samlas in i en fraktion som sedan sorteras på MRF-anläggningar eller som *single streams* där de olika materialslagen källsorteras från början.

I Storbritannien hade 2013/2014 ungefär 45 procent av landets kommuner insamling av avfall till materialåtervinning i blandad ström och ytterligare 30 procent samlade minst in två materialslag i

en ström. I det senare fallet är det vanligast att samla in papper och/eller glas i separata behållare (Pannett m.fl., 2015).

Insamlingen av tidningar och förpackningar finansieras genom den allmänna avgift som hushållen får betala för att få sitt avfall hämtat där myndigheterna är skyldiga att tillhandahålla insamlingssystem för hushållen (Benfield, 2016). Dock finns det möjligheter till undantag om det inte är kostnadsmässigt motiverat som exempelvis långs ut på landsbygden (Benfield, 2016). Det finns således inte några ekonomiska incitament för hushållen att sortera ut avfall till materialåtervinning jämfört med att lägga avfallet i restavfallet. Insamlingen och hantering av avfall från hushåll kostar omkring 100 pund per hushåll och år, vilket inkluderar fastighetsnära insamling (Papineschi, 2016).

Separat insamling av matavfall är vanligast i Wales och Skottland. I Wales hade 95 procent av hushållen 2014 separat insamling av matavfall och Skottland närmade sig 40 procent. Det är betydligt högre täckningsgrad än England (25 procent) och Nordirland (12 procent). I hela Storbritannien har ca 30 procent av hushållen insamling av matavfall (Turner, 2016).



Figur 10. Andel av hushållen i Storbritannien som har separat utsortering av matavfall, utveckling mellan 2008 och 2014 (Wrap, 2016).

6.3.3.1 MRF-anläggningar

MRF-anläggningar tar emot blandat avfall till materialåtervinning. Syftet med MRF-anläggningarna är att separera olika materialslag från varandra och förbereda dem för försäljning på den sekundära råvarumarknaden.

En av de första stegen är ofta att separera olika papperskvaliteter från övrigt material, typiskt med hjälp av ett trumsäll. I Storbritannien sorteras ofta tre papperskvaliteter ut: OCC (old corrugated cardboard), tidningar och magasin (news and pams) samt blandat papper. Ett begränsat antal MRF-anläggningar hanterar glasfraktionen som del av det inkommande avfallet. Det mesta av glaset kan separeras med hjälp av luft på grund av densitetsskillnader mellan olika materialslag. Magneter sorterar ut magnetisk metall och virvelströmsmagneter aluminium. Många kommuner i Storbritannien accepterar endast att plastflaskor sorteras ut för återvinning. Generellt identifieras och separeras HDPE och PET genom manuell och automatisk sortering.

Vilka fraktioner som sorteras ut för materialåtervinning kan variera beroende på anläggning. Som exempel sorteras följande fraktioner ut och skickas till materialåtervinning på en MRF-anläggning i England. Avfallet kommer bland annat från kommun i England som skickar blandat avfall som samlats in med syfte att materialåtervinnas till MRF-anläggningen:

- Tidningar och magasin
- OCC (Old corrugated board)
- Blandat papper
- Tetra Pak
- Glas
- N-PET flaskor
- N-HDPE flaskor
- C-HDPE flaskor
- C-PET flaskor
- PP-flaskor
- PVC-flaskor
- LDPE-film (plastpåsar)
- Aluminiumburkar
- Stålburkar

Bland avfallet som inte sorteras ut för materialåtervinning återfinns bland annat matavfall, trädgårdsavfall, trä, annan plastfilm än LDPE, övrig plast och textil. Allt som inte sorteras ut för materialåtervinning blir ett rejekt som dels består av felsorterat avfall som inte hör hemma i den inkommande strömmen, dels av avfall som på grund av olika anledningar inte har sorterats ut för materialåtervinning av MRF-anläggningen (Stet, 2016).

Det har historiskt funnits begränsat med information om kvaliteten på avfallet som samlas in för materialåtervinning. Från och med den 1:a oktober 2014 måste dock MRF-anläggningar som kräver miljötillstånd rapportera:

- totala mängden avfall som tagits emot under rapporteringsperioden
- antalet prover som tagits och hur mycket proverna vägde
- den genomsnittliga sammansättningen av målfraktionerna glas, metall, papper och plast
- den genomsnittliga andelen av målfraktioner, icke-målfraktioner som kan materialåtervinnas och andelen material som inte kan materialåtervinnas

Kraven är implementerade i förordningen om miljötillstånd (The Environmental Permitting (England and Wales) (Amendment) Regulations 2014) och syftar till att öka kunskapen om kvaliteten på inkommande och utgående material. Resultaten från provtagningen måste rapporteras var tredje månad till Environment Agency i England eller Natural Resources Wales i Wales (Defra, 2014b).

MRF-anläggningar ägs både av privat och av offentlig sektor. Chapinal (2016) uppskattar att 75 procent av MRF-anläggningarna i Storbritannien ägs av privat sektor och 25 procent av offentlig sektor. Det vanligaste i Storbritannien är att privata MRF-anläggningar sorterar material från kommunal insamling av förpackningsmaterial och att anläggningarna tar ut en mottagningsavgift från kommunerna per ton avfall de tar emot. Det finns även exempel på kommuner som äger och driver MRF-anläggningar och på kommuner som äger anläggningen, men upphandlar driften. Kommuner kan i sina kontrakt med MRF-anläggningarna ställa krav på hur mycket material som ska skickas till materialåtervinning, hur mycket rejekt som får förekomma etc. Det är vanligt att kontraktperioden sträcker sig fem år, men det kan även röra sig om längre kontraktstider (Stet, 2016). Oftast är det anläggningsägarna som ansvarar för att materialet som sorterats når ut på den sekundära återvinningsmarknaden. Enligt WRAPs rekommendationer bör kontrakten innehålla en mekanism som tar hänsyn till marknadsfluktuationer. Det är vanligt att intäkterna som MRF-anläggningarna genererar delas 50/50 mellan kommunen och anläggningsägaren. I sådana fall får båda aktörerna incitament att förbättra kvaliteten på de sekundära råvarorna i både insamlings- och sorteringssteg (WRAP, 2006).

6.3.3.2 MBT-anläggningar

MBT-anläggningar kan konstrueras på olika sätt och byggas med olika syften, men anläggningarna har gemensamt att de innehåller både mekaniska steg och steg för biologisk behandling (rötning eller kompostering). MBT-anläggningar som koncept kommer från Tyskland och härstammar från behovet av att driva avfall bort från deponier på grund av begränsad yta för deponier, deponiförbud, försök att hitta alternativ till förbränning, ökade kostnader för alternativa behandlingsmetoder etc. (Defra, 2012).

I Storbritannien tar MBT-anläggningarna emot kommunalt avfall som i varierande utsträckning har genomgått källsortering, men där matavfallet är kvar. Det kan röra sig om avfall där det inte förekommit någon källsortering eller restavfall som har gått igenom olika nivåer av källsortering. Hur källsorteringen är utformad och därmed sammansättningen på avfallet varierar i hög utsträckning på lokal nivå. Många MBT-anläggningar har byggts under det så kallade Government's private finance initiative (PFI).

6.3.4 Materialåtervinningsmål och faktiska nivåer

Materialåtervinningsgraderna i Storbritannien för avfall från hushåll har ökat sedan 2000, men det finns nu oro att återvinningsgraderna har börjat stagnera de senaste åren. Wales är det enda landet i Storbritannien som enligt officiell statistik överträffar målet om 50 procents materialåtervinning. 2014/2015 rapporterades en materialåtervinningsgrad på 56,2 procent. England, Skottland och Nordirland rapporterar lägre materialåtervinningsnivåer, på mellan 42-45 procent. Storbritannien som helhet rapporterade för 2014 en materialåtervinningsgrad på 44,9 procent (Defra, 2015b).

I Figur 11 presenteras materialåtervinningsgraden för avfall från hushåll för åren 2010 till 2014 för Storbritannien som helhet samt uppdelat på England, Nordirland, Skottland och Wales.



Figur 11. Materialåtervinningsgrad för avfall från hushåll mellan 2010 och 2014 (Defra, 2015b).

Sannolika anledningar till att materialåtervinningsgraden inte är högre presenteras i en rapport framtagen av House of Commons publicerad 2014. Anledningar som nämns är bland annat att möjligheten att sortera ut avfall till materialåtervinning är begränsad i många kommuner. I områden med ökad andel flerfamiljshus sjunker materialåtervinningsgraden. Materialåtervinningsgraden konstateras också vara lägre i områden med sociala problem, språkproblem och integrationsproblem. Hushållen har heller inget incitament att sortera ut mer avfall till materialåtervinning på grund av bristen på volym- och viktbaserad avfallstaxa (House of Commons, 2014).

För att beräkna materialåtervinningsmålet för avfall från hushåll och andra liknande källor använder Storbritannien den metod som listas som nummer tre, nämligen:

$$\frac{\text{Materialåtervunnen mängd avfall från hushåll}}{\text{Total mängd avfall från hushåll (exkl. några avfallsslag)}}$$

För att hela Storbritannien ska beräkna materialåtervinningsgraden på ett harmoniserat sätt tog Defra under 2014 fram ett beräkningsverktyg. Tidigare hade materialåtervinningsgraderna beräknats på något olika sätt i Storbritanniens länder. Före maj 2014 inkluderade den engelska materialåtervinningsgraden allt kommunalt avfall, inte bara avfall från hushåll. Till exempel inkluderades avfall från offentliga papperskorgar och parkavfall. Så var även fallet i Skottland till och med 2012. I Wales är det fortfarande allt kommunalt avfall som ingår i beräkningen. Varje kommun rapporterar data till beräkningarna i en avfallsprotal som heter WasteDataFlow.

Materialåtervinningsmålen för förpackningar framgår av Tabell 10 nedan. Samtliga materialåtervinningsmål förutom för papper och trä ska gradvis öka till 2017.

Tabell 10. Materialåtervinningsmål för olika förpackningsslag (Recoup, 2016a).

Material	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	2015 (%)	2016 (%)	2017 (%)

Papper	69.5	69.5	69.5	69.5	69.5	69.5
Glas	81	81	81	81	81	81
Trä	22	22	22	22	22	22
Stål	71	72	73	74	75	76
Aluminium	40	43	46	49	52	55
Plast	32	37	42	47	52	57

Enligt den senaste rapporteringen till Eurostat rapporterade Storbritannien att samtliga materialåtervinningsmål för förpackningar uppfylldes. Målet för avfall från hushåll och andra liknande källor uttryckt som kommunalt avfall uppnåddes dock inte, se Tabell 11.

Tabell 11. Urval av materialåtervinningsmål (%) samt Storbritanniens måluppfyllnad förår 2013.

	Materialåtervinningsgrader (%) rapporterade till Eurostat för år 2013	Materialåtervinnings- mål (%)
Kommunalt avfall	44	50
Förpackningsavfall, totalt	65	55
Pappersförpackningar	89	60
Plastförpackningar	32	22,5
Metallförpackningar	57	50
Glasförpackningar	68	60
Träförpackningar	42	15

7 Hypoteser kring importens inverkan på materialåtervinningen i exporterande länder och i Sverige

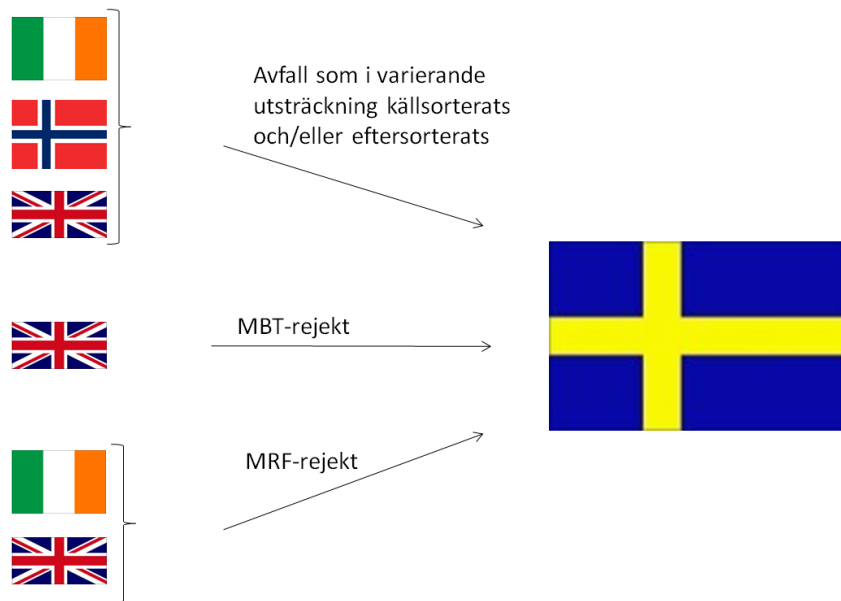
I följande kapitel presenteras tänkbara samband/hypoteser mellan avfallsimporten/avfallsexporten och materialåtervinningen i Sverige, Irland, Norge och Storbritannien. Hypoteserna baseras på kunskap som genererats och information som framkommit under projektets gång. Inom varje delkapitel, förutom de två inledande, presenteras hypoteser följt av resonemang kring hypoteserna och slutsatser.

7.1 Avfallsflöden som exporteras till Sverige

Avfallet som exporteras till Sverige har olika ursprung och har genomgått olika typer av behandling innan export. Avfallet kommer både från hushåll och från verksamheter och har källsorterats i varierande utsträckning. Utöver källsortering kan avfallet ha eftersorterats på ett enklare eller mer avancerat sätt. Avfallet som exporteras är således inte en homogen ström utan en komplex blandning av avfall som hanterats på olika sätt.

Av de studerade länderna är det endast Storbritannien som har krav på att avfall som exporteras ska ha förbehandlats. Det finns dock inte specifika krav på hur förbehandlingen ska vara utformad, vilket har resulterat i att tolkningen av vad som menas med förbehandling kan skilja sig åt i stor utsträckning. I praktiken innebär det att avfall från hushåll och verksamheter kan ha gått igenom alltifrån mycket enkel sortering där enstaka materialslag har sorterats ut till avancerad sortering och bearbetning. Källsortering räknas inte som en förbehandlingsmetod (Georges, 2016).

De huvudsakliga avfallsflödena som exporteras från Irland, Norge och Storbritannien till Sverige illustreras i Figur 12.



Figur 12. Huvudsakliga avfallsflöden som exporteras från Irland, Norge och Storbritannien till Sverige.

Grundprincipen för MRF-anläggningar (se mer i kapitel 6.3.3) är att inkommande avfall, oftast blandat förpackningsavfall, sorterats i olika materialfraktioner som sedan skickas vidare till materialåtervinning. Felsorterat material, föroreningar, smuts och vätska som inte kan materialåtervinnas liksom avfall som skulle kunna materialåtervinnas, men där det under rådande ekonomiska förutsättningar inte är lönsamt att göra ytterligare sortering till materialåtervinning, bildar tillsammans ett rejekt. Rejektfraktionen kan klassas som RDF och/eller SRF och kan exporteras till energiåtervinning utomlands eller tas omhand i ursprungslandet. Rejekt från MRF-anläggningar exporteras från Storbritannien och Irland. En annan avfallsfraktion som exporteras är rejekt från MBT-anläggningar. MBT-anläggningar (se mer i kapitel 6.3.3) kan konstrueras på olika sätt och byggas med olika syften, men anläggningarna har gemensamt att de innehåller både mekaniska steg och steg för biologisk behandling.

I Storbritannien tar MBT-anläggningarna emot kommunalt avfall som i varierande utsträckning genomgått källsortering, men där matavfallet är kvar. Det kan röra sig om avfall där det inte förekommit någon källsortering eller restavfall som har gått igenom olika nivåer av källsortering. Utöver rejekt från MRF-anläggningar och MBT-anläggningar exporteras även avfall från hushåll och verksamheter som genomgått varierande grad av källsortering och/eller eftersortering från samtliga av de studerade exportländerna.

7.2 Vad påverkar om avfall materialåtervinns eller inte?

I avfallet som exporteras finns "återvinningsbart" avfall kvar. Återvinningsbart avfall är enligt projektgruppen ett missvisande begrepp. Det viktigt att klargöra att det är skillnad på vad som är tekniskt materialåtervinningsbart, vilket många typer av avfallslag är trots att de inte sorteras ut till materialåtervinning, och vad som är ekonomiskt lönsamt att materialåtervinna. I det exporterade avfallet finns mycket avfall som tekniskt sätt mycket väl skulle kunna materialåtervinnas, men materialet finns kvar på grund av att det inte har källsorterats eller på grund av att det inte har inte sorterats ut för materialåtervinning genom eftersortering.

Materialåtervinning av avfall kan ske på grund av marknadskrafter, det vill säga att det är ekonomiskt lönsamt att materialåtervinna avfall på grund av avfallets ekonomiska värde och/eller att det är ekonomiskt lönsamt i förhållande till andra behandlingsalternativ. Materialåtervinning under ekonomiskt fördelaktiga grunder bygger på att värdet av det återvunna materialet täcker extra kostnader för insamling, sortering, transport och andra aktiviteter som omgärdar materialåtervinningen jämfört med andra behandlingsalternativ. Kostnaderna är representerade i priset på det återvunna materialet varför materialåtervinningen drivs av marknadsvärdet. Ur ett marknadsmässigt perspektiv materialåtervinns avfall om materialvärdet är högt nog och om det finns nödvändig infrastruktur och återvinningsteknik (UNEP, 2013).

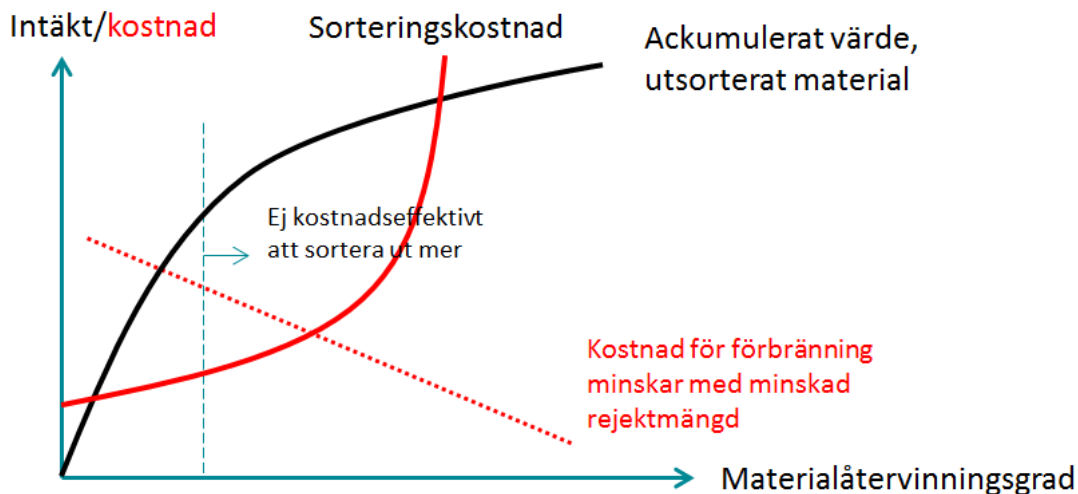
Avfall kan också materialåtervinnas till följd av nationella eller EU-gemensamma mål såsom materialåtervinningsmål för bygg- och rivningsavfall, förpackningar, elektronik, uttjänta bilar och för avfall från hushåll och från andra liknande källor. Höga mål för materialåtervinning minskar möjligheten att skicka avfallet till energiåtervinning eller deponering. Utöver materialåtervinningsmål finns även andra styrmedel som indirekt kan påverka hur mycket avfall som materialåtervinns, till exempel deponeringsförbud, deponiskatt och producentansvar för olika varugrupper. Styrmedel kan leda till att avfall materialåtervinns trots att det inte är ekonomiskt fördelaktigt för de inblandade aktörerna. Ett exempel är utsortering av matavfall som beroende på lokala förutsättningar med hänsyn till insamlingskostnader och mottagningsavgifter kan bli dyrare för en kommun än att skicka en blandad avfallsfraktion till energiåtervinning. Trots det inför fler och fler kommuner i Sverige utsortering av matavfall (Avfall Sverige, 2016a) på grund av nationella mål om att utsorteringen av matavfall från hushåll, storkök, butiker och restauranger ska vara minst 50 procent till 2018 och behandlas biologiskt så att växtnäring tas tillvara. Ett annat exempel är kommunplast som samlas in på återvinningscentraler i vissa svenska kommuner. Kommunplasten skickas till materialåtervinning hos ett sorteringsföretag i Småland. En kombination av långa transporter, svårigheter att transportera plasten och sorteringskostnader gör att kommunerna kan få betala flera gånger mer per ton för att skicka kommunplasten till materialåtervinning jämfört med energiåtervinning. Det hade i många fall alltså varit billigare att skicka kommunplasten till energiåtervinning, men i de aktuella kommunerna väger en ökad materialåtervinning högre än lägre kostnader.

För en aktör som tar emot avfall som innehåller avfall som kan materialåtervinnas avgör följande faktorer i vilken utsträckning avfall sorteras ut för materialåtervinning:

- Sekundära råvarupriser. Ju högre sekundära råvarupriser desto starkare ekonomiska incitament till att sortera ut en ökad andel avfall till materialåtervinning.
- Sorteringskostnader. Sorteringskostnaden ökar ju mer avfall som sorteras ut för materialåtervinning. Det beror på att det blir svårare och svårare att identifiera avfallet till materialåtervinning ju mindre av det önskade avfallet som finns kvar. Den ökande sorteringskostnaden ställs i relation till ökade intäkter av att sortera ut mer till materialåtervinning.
- Krav att sortera ut en viss andel av inkommande avfall till materialåtervinning, till exempel i kontrakt mellan kommuner och anläggningsägare.
- Kostnaden för att bli av med rejeftfraktionen, det vill säga den fraktionen som kvarstår efter att utsortering till materialåtervinning har gjorts. Ju högre kostnad desto större incitament att sortera ut mer.

Sambandet mellan intäkter och kostnader för utsortering av avfall till materialåtervinning kan förenklat beskrivas enligt

Figur 13.



Figur 13. Konceptuell bild av hur den ökade sorteringskostnaden tillslut inte gör att ytterligare sortering till materialåtervinning blir ekonomiskt fördelaktigt. Bilden är baserad på Widmer (2016).

Lönsamheten i att sortera ut mer material till materialåtervinning beror även på vilken grad av källsortering som avfallet har genomgått innan eventuell eftersortering, och således på avfallets sammansättning. Om avfallet som potentiellt kan materialåtervinnas är kontaminerat med annat avfall är det svårare att sortera ut det för materialåtervinning än om avfallet har källsorterats med syfte att materialåtervinnas. Det kontaminerade avfallet kan även vara av lägre kvalitet och därför ha ett lägre värde vid utsortering. För ett restavfall som på grund av källsortering inte innehåller mycket avfall som kan materialåtervinnas är det följaktligen svårare att sortera ut väsentliga mängder till materialåtervinning. Källsortering påverkas också av de ekonomiska förutsättningarna. Högt värde på sekundära råvaror täcker i högre grad de extra kostnaderna för insamling.

7.3 Exportmöjlighetens inverkan på utsortering av avfall till materialåtervinning i exportländerna

I följande delkapitel undersöks hur utsorteringen av avfall till materialåtervinning på MRF-anläggningar, MBT-anläggningar och vid annan utsortering av avfall till materialåtervinning påverkas av exportmöjligheten.

Utsortering på MRF-anläggningar

På MRF-anläggningar sorteras inkommande avfall upp i olika materialfraktioner som sedan skickas vidare till materialåtervinning. Eftersom det inkommande avfallet innehåller felsorterat material, föroreningar, smuts och vätska som inte kan materialåtervinnas är det oundvikligt att rejekt uppstår. Rejektet innehåller dock även avfall som skulle kunna materialåtervinnas, men där det under rådande ekonomiska förutsättningar inte är lönsamt att göra ytterligare sortering till materialåtervinning. Den extra kostnaden för att sortera ut materialet till materialåtervinning samt besparingen i form av minskat rejekt täcks alltså inte av den ökade intäkten vid försäljning av materialet. Rejektfraktionen kan klassas som RDF och/eller SRF och kan exporteras till energiåtervinning utomlands eller tas omhand i ursprungslandet.

Utsortering på MBT-anläggningar

MBT-anläggningar tar typiskt emot restavfall från hushåll som blivit kvar från varierande grad av källsortering.

Utgående fraktioner från en MBT-anläggning är främst (Defra, 2013):

- En bränslefraktion som innehåller kaloririka avfallsslag såsom plast och trä. Fraktionen kan klassas som RDF eller SRF och antingen exporteras till energiåtervinning utomlands eller tas omhand i ursprungslandet.
- Biologiskt nedbrytbart avfall till biologisk behandling (främst kompostering). Avsättningen för komposten är oftast begränsat till sluttäckningsmaterial på deponier eller annan avsättning med låga kvalitetskrav. Jämfört med matavfall som sorteras vid källan är kvaliteten på komposten betydligt sämre, bland annat på grund av relativt höga föroreningsnivåer.
- Fraktioner som skickas till materialåtervinning, främst metaller, men även andra material kan sorteras ut för materialåtervinning.

Material som sorteras ut från MBT-anläggningar är typiskt sett av lägre kvalitet jämfört med källsorterade fraktioner varför även marknadsförutsättningarna är sämre. På många MBT-anläggningar är det endast metaller som går till materialåtervinning. Andra materialslag är svårare att rengöra än metaller, vilket gör att utsorteringen inte alltid betalar sig (Benfield, 2016). Papper kan sorteras ut för materialåtervinning från MBT-anläggningar, men marknaden för en sådan pappersråvara är begränsad. Kvaliteten på pappret är lägre än om pappret har källsorterats i separata strömmar, och därmed också värdet (Boo, 2016). Dessutom har källsortering av papper

ökat i Storbritannien varför tillgången på sekundär pappersråvara har ökat. Istället för att sorteras ut till materialåtervinning hamnar pappret därför ofta i RDF-fraktionen (Benfield, 2016).

Annan utsortering av avfall till materialåtervinning

Förutom rejekt från MRF-anläggningar och MBT-anläggningar exporteras avfall som genomgått varierande grad av källsortering eller eftersorterats på enklare sätt, till exempel på en sorteringsplatta. Den här typen av avfall exporteras från samtliga av de studerade länderna även om klassningen av avfallet kan variera.

Baserat på ovanstående information om utsortering av avfall från MRF- och MBT-anläggningar samt annan utsortering av avfall till materialåtervinning formuleras två hypoteser kring hur exporten av avfall till energiåtervinning kan påverka utsorteringen av avfall till materialåtervinning.

Hypotes 1: Materialåtervinningen i de exporterande länderna påverkas positivt av avfallsimporten för att exportmöjligheten gör att MRF-anläggningar och MBT-anläggningar (och annan utsorteringsverksamhet) kan bli av med rejektfraktionen på ett relativt "billigt" sätt. Det i sin tur leder till att MRF- och MBT-sektorn växer och därmed till att en större mängd avfall kan samlas in för materialåtervinning.

Hypotes 2: Materialåtervinningen i de exporterande länderna påverkas negativt av avfallsimporten för att exportmöjligheten gör att MRF-anläggningar och MBT-anläggningar (och annan utsorteringsverksamhet) kan bli av med rejektfraktionen på ett relativt "billigt" sätt, vilket inte ger incitament till ökad utsortering till materialåtervinning.

7.3.1 Resonemang kring hypoteserna

Ett företag som tar emot ett ton blandat avfall försöker få ut så mycket värde som möjligt ur avfallet genom att sortera ut avfall till materialåtervinning, samma princip gäller för MBT- och MRF-anläggningar. Förutsättningarna skiljer sig dock åt beroende på det inkommande avfallets sammansättning. Det som kvarstår efter utsorteringen motsvarar en kostnad för företaget, en kostnad som företaget vill göra så liten som möjligt. Företaget kan tjäna pengar på att sortera ut och sälja avfall till materialåtervinning samt genom att ta ut ett pris för att ta hand om avfallet av avfallsproducenten. Om det är ekonomiskt lönsamt att sortera ut mer avfall till materialåtervinning genom att priserna på sekundära råvaror är fördelaktiga kommer företaget att sortera ut mer material för att öka sina intäkter. Oavsett priset på sekundära råvaror är det dock sannolikt att det kommer kvarstå avfall som behöver tas omhand på annat sätt än genom materialåtervinning. Om företaget producerar stora mängder restavfall kan det behövas en exportlösning och en inhemsk lösning. Om de sekundära råvarupriserna stiger är det logiskt att minska mängden avfall som skickas till den dyraste avfallsbehandlingsmetoden. Om det är deponering som är det dyraste alternativet, då är det avfallet till deponering som sannolikt minskar. De sekundära råvarupriserna påverkar alltså mängden och sammansättningen på det restavfall som produceras. Med tanke på hur mycket avfall som fortfarande deponeras i Storbritannien och på Irland visar nuvarande

situation att de sekundära råvarupriserna inte är tillräckligt höga för att hindra att restavfall deponeras i Storbritannien och att det därför är rimligt att anta att andra billigare sätt att bli av med restavfallet används till fullo (Georges, 2015). I Norge råder förbud mot deponi av biologiskt nedbrytbart avfall och här gäller att de sekundära råvarupriserna inte är tillräckligt höga för att förhindra förbränning av avfall (för det avfall som inte är tillåtet att deponera).

Kapacitetsutveckling för MBT

MBT-kapaciteten i England har ökat från ca 350 000 ton avfall 2009 (Patel, 2014) till närmare 2,4 miljoner ton i slutet av 2015 (Patel, 2016). Ytterligare en miljon ton kommer att byggas under 2016 och 2017, en utbyggnad som finansieras av kommuner. Dock har ingen kommun under de senaste fem åren tagit beslut om att investera i MBT-kapacitet. Beslut om den kommunala utbyggnaden togs för upp till tio år sedan, men planerna har först realiserats nu på grund av långa upphandlings- och byggnationstider. Anledningen till att det inte tas nya beslut om MBT är att det är för dyrt jämfört med att skicka avfallet till energiåtervinning (Patel, 2016). Det finns exempel på MBT-anläggningar som läggs ner av ekonomiska skäl, till exempel i Lanchester, norr om Liverpool i England. Avfallet kommer istället att gå till deponering. Enligt Westminster City Council är detta ett resultat av att deponiskatten har planat ut och nu endast höjs indexbaserat, i takt med inflationen. Det gör att kostnaderna för annan avfallsbehandling på vissa relativt avlägsna platser i Storbritannien har hunnit ikapp kostnaden för att deponera avfallet. Det finns också exempel på MBT-anläggningar som har konverterats till att ha som huvudsyfte att producera RDF, till exempel UBB i Essex och Biffas anläggning i West Sussex (Stet, 2016). Erfarenheten av MBT-anläggningar är dessutom inte positiv. Många anläggningar har misslyckats med att uppfylla kravspecifikationerna och inte kunnat leverera vad de har lovat (Patel, 2016). Mottagningsavgifterna till MBT-anläggningar har ökat från 79 pund per ton 2012/2013 (medianen) till 85 pund per ton 2015/2016 (Wrap, 2012; Wrap, 2016). Det finns sammanfattningsvis inget som tyder på att MBT-kapaciteten kommer att öka efter att den sista utbyggnaden är gjord (Patel, 2016; Winpenny, 2016). Regeringen försöker ge incitament till ökad källsortering av matavfall istället för att sortera ut matavfall på MBT-anläggningar. Beslutet lämnas dock åt kommunerna varför MBT kvarstår som metod (Patel, 2016).

Kapacitetsutveckling för MRF

Det finns idag ingen brist på MRF-kapacitet i Storbritannien (Patel, 2016; Winpenny, 2016). Utökad kapacitet för sortering av verksamhetsavfall på MRF-anläggningar styrs av ekonomiska faktorer där kalkylerna baseras på alternativkostnader för deponering och energiåtervinning och möjliga intäkter från försäljning av sekundärt material. Enligt Defra drivs den kommunala sektorn i mindre utsträckning av ekonomisk lönsamhet än den privata sektorn. Drivkraften är främst att nå satta materialåtervinningsmål varför investeringar i infrastruktur görs även om kostnaderna för materialåtervinning (insamling, upparbetning/sortering och transport till en slutdestination) inte alltid är ekonomiskt fördelaktiga jämfört med alternativen att deponera eller förbränna avfallet (Chapinal, 2016). Den brittiska regeringen vill ge incitament till att gå från insamling i en blandad ström till källsortering i separata strömmar för att öka materialåtervinningen, men även här gör kommunerna olika och beslutet är upp till varje enskild kommun (Patel, 2016). Historiskt har marknaden klarat av att anpassa sig till rådande förhållanden, till exempel när kommuner har samlat in mer material som behöver sorteras på MRF-anläggningar har kapaciteten anpassat sig därefter. Nu är trenden att materialåtervinningsgraderna planar ut i Storbritannien. Förutom att bygga ny MRF-kapacitet kan befintliga anläggningar också gå från ett till två skift (Patel, 2016).

Anledningar till att avfall exporteras i Irland, Norge och Storbritannien

Anledningen till varför avfall transporteras till andra länder för behandling vare sig det rör sig om materialåtervinning eller avfallsförbränning är på grund av marknadskrafter och brist på tillräcklig kapacitet för avfallsförbränning. Om det är billigare att behandla avfallet i ett annat land till en

lägre kostnad uppstår ett incitament till export. På samma sätt fungerar marknaden inom andra områden, till exempel produkttillverkning, där det inte är ovanligt att produkttillverkning flyttar till länder där kostnaderna för produktionen är lägre. Om marknaden får styra kommer avfallet alltså behandlas på det billigaste sättet.

Kostnaden för att deponera avfall i Storbritannien och Irland överstiger ofta, men dock inte alltid, kostnaden för att exportera avfallet. Dock innebär exporten fortfarande en kostnad för verksamhetsutövarna och som flera som projektgruppen har talat med har påpekat är kostnaden för att exportera avfallet lägre än att deponera det, men skillnaden blir mindre (Patel, 2016; Hill, 2016). Det är ingen slump att kostnaden för att exportera avfall till energiåtervinning i Sverige är strax under kostnaden för att deponera avfallet i Storbritannien. Mottagningsavgifter till energiåtervinning bestäms med hänsyn till alternativkostnaderna, vilket speglar betalningsviljan hos avfallsgenereraren. Exporten av RDF har ökat i takt med att deponiskatten har höjts (Georges, 2015). Det är viktigt att belysa att alternativen och därmed också alternativkostnaderna kan variera mellan olika länder.

Allt rejekt från MRF och MBT exporteras inte. Rejektet kan också tas omhand genom avfallsförbränning i det avfallsproducerande landet. Ett praktiskt exempel är Westminster City Council som upphandlat sorteringstjänster från två MRF-anläggningar för att sortera och avsätta insamlat kommunalt så kallat *blue bag waste*, det vill säga blandat avfall som samlas in med syfte att materialåtervinnas. Den ena av de två upphandlade anläggningarna skickar rejektet till inhemsk avfallsförbränning medan den andra exporterar rejektet till Sverige (Stet, 2016).

Om det skulle vara ännu dyrare att exportera avfall till energiåtervinning utomlands skulle man kunna argumentera för att det skulle ge ökade incitament till att sortera ut mer material till materialåtervinning och att andra behandlingsalternativ är dyrare. Det skulle kunna vara fallet, men det kräver att det finns en marknad för det utsorterade avfallet till materialåtervinning. Det bekräftas av de avfallsexportörer som projektgruppen har intervjuat i Storbritannien och Irland. Med nuvarande marknadsförhållanden är det alltså inte så att ökad utsortering skulle generera en ökad vinst. Enligt en aktör på Irland kan man snabbt ändra vad man plockar ut från en MRF-anläggning. Om de sekundära råvarupriserna är högre kan man plocka ut mer eller tillsätta en ytterligare linje. Kostnader för sortering blir billigare för alla materialslag ju mer värdet för alla material aggregerat ökar (Dolan, 2016).

Vad hade hänt om exportmöjligheten strypts eller begränsats?

Om exporten av avfall till energiåtervinning i Sverige och till andra länder hade begränsats eller rentav omöjliggjorts är det intressant att tänka sig vad alternativet hade varit för de exporterande länderna. De aktörer som projektgruppen har pratat med i Storbritannien menar att lösningen, åtminstone på kort sikt, hade varit deponering (Hill, 2016; Benfield, 2016; Papineschi, 2016; Holmes, 2016; Winpenny, 2016). Det är som tidigare nämnts inte förbud att deponera avfall i Storbritannien, men det är oftast ett kostsamt alternativ jämfört med att förbränna avfallet i landet eller att exportera det. I den mån avfallsförbränningskapaciteten hade räckt hade avfallet även gått till inhemsk avfallsförbränning som till exempel skulle vara fallet med norskt hushållsavfall. Resultaten från projektet tyder alltså på att en begränsad möjlighet att exportera, även genom att mottagningsavgifterna till energiåtervinning utomlands hade stigit, inte säkert hade gjort att avfall i ökad utsträckning hade sorterats ut till materialåtervinning utan att det billigaste alternativet att behandla avfallet genom deponering eller inhemsk avfallsförbränning istället hade använts. Om det endast hade varit Sverige som begränsat importen från Storbritannien hade ökat export till andra länder också varit aktuellt.

7.3.2 Slutsats

Varken Hypotes 1 eller Hypotes 2 bekräftas. Informationen som framkommit i projektet visar att varken MBT-kapaciteten eller MRF-kapaciteten byggs ut i nämnvärd omfattning i Storbritannien eller på Irland. Den kommande kapacitetsökningen för MBT i Storbritannien är ett resultat av beslut som har tagits för många år sedan, men först nu blivit realiserade. MRF-kapacitet byggs ut baserat på efterfrågan och för tillfället är behovet täckt.

Drivkraften för att exportera rejekt från MBT- och MRF-anläggningar är främst ekonomisk. Även om kostnaderna kan variera lokalt är det generellt billigare att exportera avfallet än att skicka det till inhemsk energiåtervinning eller deponering. Skillnaden mellan inhemsk energiåtervinning och deponering jämfört med export har dock minskat.

Det finns potential att sortera ut mer material till materialåtervinning från både MBT- och MRF-anläggningar och genom annan utsortering. Anledningen till att det inte görs är på grund av två huvudanledningar, att värdet på material som sorteras ut inte kompenserar för de extra kostnaderna som en utökad sortering medför och att det för vissa materialfraktioner saknas en marknad. Det är alltså i huvudsak inte exportmöjligheten som gör att avfall som kan materialåtervinnas finns kvar i rejektfraktionerna. Enligt aktörerna som projektgruppen varit i kontakt med hade ökat värde på materialet och en ökad efterfrågan gjort att mer material hade kunnat sorteras ut för materialåtervinning istället för att exporteras eller tas omhand genom inhemsk energiåtervinning eller deponering. Potentialen är högre för MRF-anläggningar än för MBT-anläggningar, dels på grund av att mer avfall tas omhand av MRF-anläggningar och att potentialen i mängder därför är högre, dels för att avfallet till MRF är renare än avfall till MBT och därför har bättre återvinningsmöjligheter.

Resultaten från projektet tyder alltså på att en begränsad möjlighet att exportera, även genom att mottagningsavgifterna till energiåtervinning utomlands hade stigit, inte säkert hade gjort att avfall i ökad utsträckning hade sorterats ut till materialåtervinning utan att det billigaste alternativet att behandla avfallet genom deponering eller inhemsk avfallsförbränning istället hade använts. Om det endast hade varit Sverige som begränsat importen från Storbritannien hade ökad export till andra länder också varit aktuellt.

7.4 Avfallshandelns inverkan på källsorteringsbenägenheten hos hushåll och verksamheter

Källsortering, när avfall sorteras i olika materialslag där det uppkom, är ett verktyg för att samla in avfall till materialåtervinning och oftast får avfall insamlat på detta vis en högre kvalitet jämfört med eftersorterade fraktioner. Ibland ges ekonomiska incitament till att källsortera, till exempel miljöstyrande taxa, vilket gör det billigare för hushåll och/eller verksamheter att källsortera jämfört med att kasta avfallet i blandade avfallsfraktioner. Styrmedel, till exempel deponiskatt eller deponiförbud, kan vidare göra det dyrare att inte sortera ut avfall till materialåtervinning eller annan avfallsbehandling. Oavsett graden av incitament som ges är det slutligen avfallsgenereraren som behöver göra ett aktivt val att källsortera avfallet för att möjliggöra materialåtervinning istället för att kasta det i avfallsfraktioner som skickas till annan behandling. Det gör att källsortering är

beroende av engagemang från avfallsgenereraren förutsatt att alternativet finns tillgängligt. I samtliga länder som studeras inom projektet är källsortering en väletablerad metod för att möjliggöra materialåtervinning av avfall och nå uppsatta mål för materialåtervinning.

Den svenska avfallsgenererarens vetskap om att avfall importeras till energiåtervinning i Sverige skulle potentiellt sett kunna inverka på benägenheten och motivationen att källsortera, det vill säga psykologiska effekter som hämmar källsorteringen. Till exempel skulle minskad miljöpåverkan i närmiljön kunna vara ett incitament till att källsortera eftersom förbränning av avfall leder till både slagg och flygaska som behöver tas omhand, liksom till emissioner till luft och vatten. Importen gör också att avfallsgenererarens egna ansträngningar för att materialåtervinna mer inte nödvändigtvis leder till minskade avfallsmängder till avfallsförbränning, vilket också skulle kunna hämma källsorteringen. I Sverige får såväl Avfall Sverige som både Naturvårdsverket och Förpacknings- och tidningsinsamlingen FTI återkommande frågor om källsortering kopplat till import av avfall till energiåtervinning, vilket framkom på projektets andra referensgruppsmöte.

För att hushållen ska vara motiverade att källsortera krävs det, utöver en fungerande infrastruktur, ett förtroende till kommunens avfallshantering och att det som källsorteras verkligen går till den materialåtervinning som kommuniceras till hushållen. Det är därför som många kommuner i sina medborgarenkäter inkluderar frågor om hur förtroendet för avfallshanteringen i kommunen ser ut (Avfall Sverige, 2013). Korrelationen mellan förtroendet till avfallshanteringen och viljan att källsortera är med andra ord viktig, varför vetskapen/intrycket av att avfall importeras/exporteras kan innebära en risk för att förtroendet försvagas (se ovanstående exempel) och på så vis även källsorteringsgraden. Baserat på ovanstående resonemang har projektgruppen formulerat följande hypotes:

Hypotes 3: Avfallsgenererarens vetskap eller intryck av att avfallet importeras/exporteras kan ha en psykologisk effekt som hämmar källsorteringen

7.5 Resonemang kring hypotesen

I projektet har det hittats mycket lite information som antingen kan stödja eller dementera hypotesen. I Sverige är den enda undersökningen som hittats en medborgarundersökning genomförd av Göteborgs Stad under 2014 och 2015 som innehöll frågor om import av avfall. I undersökningarna tillfrågades villahushåll och lägenhetshushåll om de kände till att Sverige importerar avfall till energiåtervinning. De hushåll som svarade att de visste att Sverige importerar avfall till förbränning fick svara på ytterligare frågor om importen inverkar negativt på deras källsortering. De allra flesta, nästa nio av tio, ansåg inte att importen påverkade deras källsorteringsbeteende. I undersökningarna menade 13 procent av villahushållen (Göteborgs Stad, 2015) och 12 procent av lägenhetshushållen (Göteborgs Stad, 2014), som visste att Sverige importerar avfall till energiåtervinning, att deras källsorteringsbenägenhet hämmas av importen. Resterande andel menade att importen påverkar deras källsortering i liten utsträckning, i mycken liten utsträckning, varken eller att de inte visste. Studien indikerar alltså att avfallsimporten leder till minskad källsortering hos en liten andel av hushållen.

Även om det inte finns mer omfattande beteendeundersökningar gjorda finns det exempel på att importen har väckt frågor ute i landets kommuner. Vafab Miljö har till exempel tagit fram kommunikationsmaterial till sin ÅVC-personal för hur de ska bemöta frågor kring importen och skepsis kring behovet av att källsortera när det importeras avfall. Importen av avfall har dessutom varit omskriven i den lokala pressen, periodvis en till två insändare varje månad, och Vafab Miljö personal har mött kunder som ifrågasätter importen (Helmin, 2016).

Tyskland och Nederländerna importerar stora mängder avfall till energiåtervinning. Projektgruppen har därför undersökt om det finns beteendeundersökningar i länderna som tagit reda på om källsorteringsbenägenheten påverkas av importen av avfall till förbränning. Inga studier har påträffats. Varken det tyska Naturvårdsverket (Umweltbundesamt) eller Wuppertal Institute i Tyskland känner till att sådana studier skulle ha genomförts (Wuttke, 2016; Wilts, 2016). Däremot publicerade Umweltbundesamt (UBA) år 2008 en rapport som belyste om förebyggande av avfall motverkas av utbyggnaden av avfallsförbränning. UBA argumenterar för att förebyggande av avfall och avfallsförbränning inte motsätter sig varandra. Man menar att avfallsförebyggande handlar om produktdesign, produktion och beteende och att mängden avfall som uppkommer enbart kan minska märkbart genom mer resurseffektiva produkter och förändringar i beteende. Man menar att samma mängd avfall skulle ha uppstått även om avfallsförbränningskapaciteten inte byggdes ut. Man menar också att långa kontraktstider med fasta mängder avfall som ska levereras till energiåtervinning inte inverkar negativt på avfallsförebyggande eftersom avfallsbolagen inte har kontroll över avfallsmängderna som uppkommer. UBA menar att det inte är sannolikt att man skulle förändra existerande insamlingssystem för att få in mer avfall till förbränning (UBA, 2008). Enligt Ministry for Infrastructure and the Environment, som är ansvariga för avfallsfrågor i Nederländerna, har inga sådana studier genomförts i Nederländerna (Bas, 2016).

Projektgruppen har heller inte kunnat identifiera studier eller belägg för det eventuella sambandet mellan källsorteringsbenägenhet och export av avfall i Storbritannien, Irland eller Norge. Frågan om det potentiella sambandet har konsekvent varit en fråga vid intervjuer av aktörer i länderna. Fastän materialåtervinningsgraderna i stort sett har ökat i de studerade exportländerna kan informationen inte användas för att dementera hypotesen eftersom det inte utesluter att materialåtervinningsgraderna potentiellt hade kunnat vara ännu högre om psykologiska effekter som hypotesen beskriver finns.

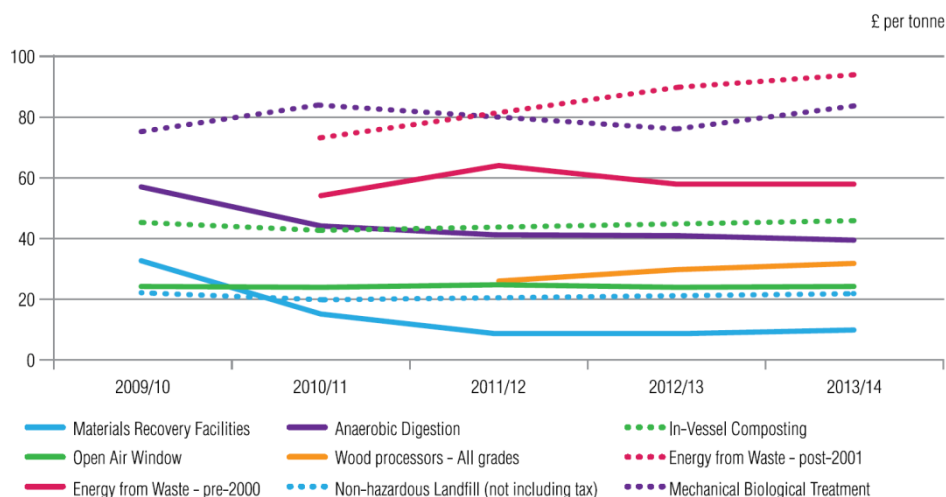
7.5.1 Slutsats

Huruvida import av avfall till energiåtervinning i Sverige har en psykologisk effekt på hushålls och verksamheters benägenhet att källsortera är ett område där mer kunskap behövs. Projektet har endast hittat en beteendestudie som berör ämnet, vilket inte anses omfattande nog för att kunna dra övergripande slutsatser kring huruvida importen av avfall till energiåtervinning påverkar källsorteringsbenägenheten och därmed materialåtervinningen eller inte. Studien i fråga indikerade dock att avfallsimporten leder till minskad källsortering hos en liten andel av hushållen. Tillförlitliga beteendestudier hade troligtvis varit svåra att genomföra eftersom frågorna lätt blir ledande. Studier som undersökt det eventuella sambandet har heller inte hittats i Storbritannien, Irland eller Norge. Här finns en uppenbar kunskapslucka.

7.6 Svenska mottagningsavgifternas (till energiåtervinning) inverkan på materialåtervinningen i de exporterande länderna

Materialåtervinning av avfall drivs av två huvudsakliga anledningar, på grund av ekonomisk lönsamhet och/eller på grund av krav eller mål. Anledningarna har tidigare beskrivits i kapitel 7.3. En avfallsaktör som ska skicka avfallet till olika typer av behandling kan således ha krav på sig om att en viss procent av avfallet ska skickas till materialåtervinning eller biologisk behandling, men utöver det är det troligt att kostnader och intäkter avgör hur aktören går tillväga. Mottagningsavgifter till olika typer av avfallsbehandling är därför en viktig faktor som avfallsaktören tar hänsyn till och som kan påverka hur avfallet slutligen behandlas.

Nedanstående figur kommer från Defra (2015c) efter data från WRAP och visar olika mottagningsavgifternas utveckling över tid i Storbritannien. Mottagningsavgiften till deponi åskådliggörs i figuren, men till de i genomsnitt 20 pund per ton i mottagningsavgift tillkommer deponiskatten på 84 pund per ton, vilket gör deponering till det dyraste alternativet, ca 100 pund per ton. Figuren visar också mottagningsavgifter till energiåtervinning (avtal efter 2001) liksom mottagningsavgifter till MBT har ökat. Mottagningsavgifterna till MRF-anläggningar har legat relativt stabilt sedan mitten på 2011. I figuren ingår inte mottagningsavgifter till energiåtervinning utomlands genom export.



Figur 14. Mottagningsavgifter för olika typer av avfallsbehandling i Storbritannien (Defra, 2015c).

Något som heller inte visas i figuren är kostnader och intäkter för att kunna skicka avfallet till materialåtervinning. Det som försvårar är att materialåtervinning är långt ifrån en kategori. Värdet på material varierar med råvarupriserna, man kan få olika mycket betalt för olika papperskvaliteter, olika plasttyper, olika metaller etc. Även om avfallsförbränning skulle vara gratis finns det avfall som hade materialåtervunnits på grund av sitt värde, men för avfall där materialåtervinning ibland är ekonomiskt lönsamt och ibland inte ökar komplexiteten.

Ur marknadsmässigt, teoretiskt perspektiv blir materialåtervinning mer konkurrenskraftigt jämfört med deponering och energiåtervinning ju dyrare det är att deponera eller energiåtervinna avfall. Om energiåtervinning och deponering blir billigare än att materialåtervinna ett visst avfall eller om skillnaden i kostnad minskar kan materialåtervinningen hämmas med samma resonemang. Det går således att argumentera för att nivån på mottagningsavgifter till energiåtervinning spelar roll för hur avfallet behandlas. Frågan är hur de svenska mottagningsavgifterna till energiåtervinning påverkar den här prisbilden.

Effektiviteten i materialåtervinningsprocesserna inverkar dock på hur stor drivkraft sådana kostnadsskillnader ger. Ju mer rejekt som produceras från materialåtervinningsprocesserna, som i sin tur behöver tas omhand genom energiåtervinning eller deponering till samma behandlingskostnad, desto lägre blir drivkraften att materialåtervinna mer trots en uppenbar kostnadsskillnad mellan att materialåtervinna och energiåtervinna.

Hypotes 4: Sveriges relativt låga mottagningsavgifter leder till att materialåtervinning blir mindre ekonomiskt konkurrenskraftig i förhållande till energiåtervinning, vilket har en hämmande effekt på materialåtervinningen i de exporterande länderna.

7.6.1 Resonemang kring hypotesen

Projektgruppen veterligen finns det ingen sammanställning över mottagningsavgifter till energiåtervinning inom EU, men intervjuerna inom projektet ger en bild av hur mottagningsavgifterna har utvecklats. Samtliga personer som projektgruppen har talat med menar att mottagningsavgifter till energiåtervinning, inom den marknad de verkar inom, har ökat de senaste 1-2 åren. Det menar representanter från svenska avfallsförbränningsanläggningar såväl som exportörer av avfall till energiåtervinning i Storbritannien, Irland och Norge liksom andra aktörer som på olika sätt är involverade i exporten (Kavanagh, 2016; Dolan, 2016; Hill, 2016; Georges, 2016; Olsen, 2016; Lestander, 2016). Dock är det viktigt att förtydliga att lokala förutsättningar, och således prisbilden, kan variera. Under 2008 sjönk mottagningsavgifterna till energiåtervinning i Sverige till följd av att det fanns mer avfallsförbränningskapacitet än avfall till energiåtervinning, vilket också sammanföll med finanskrisen. Under 2014 tog importen från Storbritannien fart (deponiskatten slog igenom tillräckligt för att alternativkalkylen att behandla avfallet i Sverige blev attraktiv) och prisnivåerna stabiliserades och började öka. Under 2015 och 2016 har trenden fortsatt för både nationellt och importerat avfall (Nilsson, 2016). Enligt svenska representanter är det den brittiska deponiskatten som sätter taket på mottagningsavgifterna de svenska anläggningarna tar ut från brittiska aktörer (Baaring, 2016; Nilsson, 2016). De svenska mottagningsavgifterna är något lägre än mottagningsavgifter i till exempel Nederländerna och Tyskland, främst för att de svenska anläggningarna har avsättning för både värme och el på grund av de utbyggda fjärrvärmesystemen (Georges, 2015). Dock medför exporten till Sverige något högre transportkostnader varför den totala kostnaden jämfört med att exportera till Tyskland eller Nederländerna är ungefär densamma (Kavanagh, 2016).

Sverige är det land som Norge exporterar mest till varför argument kan föras fram att just Sveriges import kan påverka Norges avfallshantering i större utsträckning än vad Sveriges import kan påverka avfallshanteringen i Storbritannien och Irland. I Norge konkurrerar de svenska mottagningsavgifterna med mottagningsavgifterna för norska förbränningsanläggningar som tar emot konkurrensutsatt avfall. I sin tur konkurrerar anläggningar som omfattas av eneretten med konkurrensatta priser. Enerettomfattande anläggningar måste sänka sina mottagningsavgifter för den andel konkurrensatt avfall som de behöver ta in för att fylla kapaciteten utöver det kontrakterade kommunala avfallet. Eftersom dessa anläggningar tar ut priser som täcker anläggningarnas kostnader får anläggningarna inte kostnadstäckning för det avfall som tas emot till ett lägre pris. Det är alltså en klar prisskillnad mellan mottagningsavgifter till norska anläggningar jämfört med svenska, vilket också är den huvudsakliga anledningen till att exporten äger rum, avfallsaktörer i Norge försöker hitta ett billigare alternativ än inhemsk energiåtervinning.

Eftersom norska mottagningsavgifter generellt är högre än svenska mottagningsavgifter till energiåtervinning, konkurrerar de inte i lika hög grad med priset för ökad materialåtervinning. Dagens alternativkostnad för ökad materialåtervinning skulle alltså inte vara fullt så hög om export till Sverige inte var möjlig eller om de svenska mottagningsavgifterna varit högre (Døvik, 2016). För att dra resonemanget till sin ytterlighet kan man tänka att om det inte hade varit möjligt för Norge att exportera avfall till Sverige och andra länder hade skillnad i kostnad mellan att materialåtervinna mer och energiåtervinna avfallet i landet blivit mindre, vilket också borde innebära att incitamenten till att materialåtervinna blivit större. I Norge finns det ett exempel på ett interkommunalt sällskap där fyra kommuner ingår som slutade med separat insamling av matavfall med argumentet att det inte lönar sig ekonomiskt jämfört med att istället exportera avfallet samtidigt som den komposteringsanläggning man skickade avfallet till inte uppfyllde satta krav (Jentoft, 2016). I detta fall är det ett faktum att exportmöjligheten just till Sverige bidragit till att den biologiska behandlingen av matavfall hämmats. Enligt en undersökning utförd av Avfall Norge (2014) framgick att sju procent av de norska kommunala avfallsbolagen ändrade sina sorteringsystem på grund av ekonomiska fördelar med energiåtervinning. Man fann dock inga samband mellan kostnaden för energiåtervinning och andelen hushållsavfall som gick till materialåtervinning i kommunala avfallssällskap.

För kommuner med en ägarandel i en avfallsförbränningsanläggning i Norge är det en ekonomisk utmaning att de svenska mottagningsavgifterna är relativt låga. Vidare innebär en ökad materialåtervinning att en reducerad mängd avfall förbränns till självkostnadspris (mottagningspriser satta så att de täcker alla förknippade kostnader, t.ex. insamling och sortering) och avfallsförbränningsanläggningarna ersätter det då med konkurrensutsatt avfall till lägre pris. Ansträngningar för att öka materialåtervinningen i kommunerna kommer därmed ge kommunerna en extrakostnad i tillägg till kostnaden för ökad utsortering av avfall till materialåtervinning. Kostnaden för den kommunala avfallsförbränningsanläggningen kommer öka (Avfall Norge, 2014). Ovanstående resonemang kan också tillämpas på Storbritannien och Irland. Dock tar Sverige endast emot en liten del av det totalt exporterade avfallet från de länderna varför de svenska mottagningsavgifterna i mycket lägre omfattning kan påverka incitamenten till materialåtervinning.

Det bör tilläggas att skillnaderna mellan de norska och de svenska mottagningsavgifterna har minskat de senaste 1-2 åren, vilket betyder att det blivit dyrare för Norge att exportera avfall till energiåtervinning i Sverige (Olsen, 2016).

Även om det kan konstateras att de svenska mottagningsavgifterna generellt gör att utrymmet för när materialåtervinning blir ekonomiskt fördelaktigt jämfört med energiåtervinning krymper är konstaterandet på ett teoretiskt plan. Med samma resonemang skulle det betyda att materialåtervinning hämmas när avfallsförbränning blir billigare och gynnas när avfallsförbränning blir dyrare. I Sahlin m.fl. (2007) konstaterades att förbränningsskatten som infördes på fossilt hushållsavfall höjde mottagningsavgifterna till energiåtervinning. En av huvudanledningarna till att skatten infördes var att gynna ökad materialåtervinning och biologisk behandling av avfall. Enligt modellen som skapades ökade mängden avfall till biologisk behandling med en procent när förbränningsskatten infördes i modellen. Enligt modellen gav skatten inte heller någon betydande effekt på materialåtervinning av plastförpackningar från hushåll. Materialåtervinningen av plastförpackningar bedömdes öka med en procent på grund av förbränningsskatten. Modellen inkluderade en grov uppskattning av hur stora ekonomiska drivkrafter som behövs för att hushållen ska källsortera mer. Trögheten i hushållens beteende var den främsta orsaken till att förbränningsskatten fick så liten effekt på materialåtervinningen i modellen.

I Ekvall m.fl. (2014) diskuterades möjliga effekter av en klimatskatt på förbränning av avfall, vilket skulle resultera i att förbränningen blev dyrare. I studien konstaterades att effekten på materialåtervinningen endast är indirekt eftersom det inte är avfallsförbränningsanläggningarna som främst styr hur mycket avfall som materialåtervinns. Sammanfattningsvis är det inte tydligt hur dyrare eller billigare avfallsförbränning påverkar materialåtervinningen av avfall. Det är inte ens säkert att en sådan analys skulle kunna genomföras eftersom så mycket annat händer samtidigt i samhället. Regeringen har beslutat att en särskild utredare ska se över förutsättningarna för avfallsförbränning samt analysera behovet av att införa skatt på förbränning av avfall. Uppdraget ska redovisas 1:a juni 2017 (Kommittédirektiv 2016:34).

7.6.2 Slutsats

Kostnadsskillnaden mellan att materialåtervinna mer avfall eller istället skicka avfallet till annan behandling, energiåtervinning eller deponering, kan påverka hur avfall behandlas. Ur marknadsmässigt, teoretiskt perspektiv kan det argumenteras för att ju dyrare det är att deponera eller energiåtervinna avfall, desto större blir det ekonomiska utrymmet för när materialåtervinningen blir det mest ekonomiskt fördelaktiga alternativet jämfört med andra alternativ. Det kan i sin tur leda till att incitamenten till att materialåtervinna avfall ökar. Om istället motsatsen, att det är billigare att skicka avfallet till energiåtervinning framför materialåtervinning, hämmas materialåtervinningen.

Svenska mottagningsavgifterna bidrar i teorin till att göra materialåtervinningen mindre konkurrenskraftig. Vad som faktiskt händer med materialåtervinningen om avfallsförbränning blir dyrare eller billigare är svårbedömt då både materialåtervinning och avfallsförbränning påverkas av många andra faktorer i samhället. Dock visar en tidigare studie, baserat på en modell, att materialåtervinningen av avfall sannolikt är okänslig för ändringar i kostnadsskillnad mellan materialåtervinning och energiåtervinning så länge materialåtervinningen i huvudsak är beroende av källsortering. Detta beror dels på trögheten i hushållens beteende (invanda beteenden ändras inte enkelt) och dels på att kopplingen mellan priset för materialåtervinning och avfallsförbränning bara har en indirekt effekt på hushållen. Nationalekonomer skulle uttrycka det som att korspriselasticiteten är låg.

I Norge har projektgruppen hittat ett exempel där de svenska mottagningsavgifterna till energiåtervinning bidragit till att utbyggnad av infrastruktur för utsortering av matavfall

hämmats. Grunden till beslutet att skicka matavfall tillsammans med restavfall till energiåtervinning i Sverige istället för att sortera ut matavfall till biologisk behandling motiverades både av miljöskäl och av kostnadsskäl. Ett enskilt exempel utgör inte tillräcklig grund för att kunna dra övergripande slutsatser om Sveriges avfallsimport hämmar den biologiska behandlingen.

Samtidigt har det framkommit att mottagningsavgifterna till energiåtervinning, både i Sverige och generellt inom den marknad som aktörer i Storbritannien, Irland, Norge och Sverige verkar inom, har stigit under de senaste 1-2 åren. Det indikerar att det ekonomiska utrymmet för när materialåtervinningen blir det mest ekonomiskt fördelaktiga alternativet jämfört med andra alternativ inte krymper utan snarare har ökat under den senaste tiden (se också kapitel 7.6.2).

Sammanfattningsvis saknas bevis för att de lägre mottagningsavgifterna för energiåtervinning i Sverige skulle påverka materialåtervinning i de studerade exporterande länderna.

7.7 Avfallshandelns påverkan på politiska åtgärder

Rådande miljöstrategier och materialåtervinningsmål i ett land kan styra mot högre materialåtervinning. Om nationella strategier och mål inte ger incitament för materialåtervinning kan det antas att marknaden tar över och att avfallet hanteras på det mest ekonomiskt fördelaktiga sättet. Det finns de som menar att avfallshandeln motverkar egen uppbyggnad av avfallsbehandlingskapacitet i de exporterande länderna och att exportmöjligheten leder till mindre ambitiösa materialåtervinningsmål på grund av att exporten skulle vara ett "enkelt" sätt att bli av med avfallet. Detta är en svår fråga att bemöta, speciellt eftersom tidsperspektivet inte alltid tydliggörs i diskussionerna. På liknande sätt finns det argument för att importen av avfall inverkar negativt på politiska åtgärder för ökad materialåtervinning i importlandet. Två hypoteser formuleras.

Hypotes 5: Exportmöjligheten riskerar att minska trycket på politiska åtgärder för ökad materialåtervinning, och därmed på sikt leda till minskad materialåtervinning i de exporterande länderna

Hypotes 6: Importen till Sverige riskerar att minska trycket på politiska åtgärder för ökad materialåtervinning, och kan därmed på sikt leda till minskad materialåtervinning i Sverige

7.7.1 Resonemang kring hypotesen

Materialåtervinningsmål och materialåtervinningsgrader

I de studerade exportländerna samt i Sverige råder EU:s minimimål för materialåtervinning av olika produktgrupper. Vad som framförallt skiljer sig mellan länderna är Skottlands, Wales, och Nordirlands mål för materialåtervinning och förberedelse för återanvändning av hushållsavfall som är högre än de EU-gemensamma målen. I Skottland är målet 60 procent, i Wales 64 procent, i England 50 procent och i Nordirland 60 procent materialåtervinning av avfall insamlat av kommuner till 2020. I Skottland och Wales är målet till 2030 att 70 procent ska materialåtervinnas (Recoup, 2016b). Förutom materialåtervinningsmål för förpackningar, bygg- och rivningsavfall, elektronik, batterier och uttjänta bilar, som omfattar både avfall från hushåll och verksamheter, finns det inga specifika materialåtervinningsmål som riktar sig mot verksamhetsavfall i något av länderna, till exempel för produktionsavfall från industrier. I samtliga av de studerade exportländerna samt i Sverige finns producentansvar för förpackningar, dock är producentansvaret olika utformat. I samtliga av de studerade länderna finns tuffare mål för förpackningar än EU:s minimimål, antingen i form av krav på enskilda producentansvarsorganisationer eller i nationell lagstiftning.

I Storbritannien och Irland visar uppföljning av målet för förberedelse för återanvändning och materialåtervinning i avfallsdirektivet att materialåtervinningen av avfall från hushåll och liknande källor har stigit sedan början av 2000-talet även om ökningen har börjat plana ut. Samtidigt som materialåtervinningsgraderna för avfall från hushåll och från andra liknande källor har ökat i Storbritannien och på Irland har även de exporterade mängderna ökat. Det är inte speciellt anmärkningsvärt eftersom de deponerade mängderna har minskat och källsortering av avfall har blivit tillgängligt för fler och fler medborgare. De ökande exportmängderna är ett resultat av att avfall drivits bort från deponi, men också att de totala avfallsmängderna har ökat.

Uppföljning av samma mål för Norge visar att materialåtervinningsgraden har gått ner sedan början av 2000-talet. Nedgången har flera förklaringar, som har belysts i kapitel 4.3.3, till exempel att en mindre mängd tidningar och dryckesförpackningar sätts på marknaden, att ett fåtal kommuner har upphört med separat insamling av matavfall sedan förbränningsskatten avskaffades, att marknadspriser gör det billigare för kommuner och företag att skicka sitt avfall utomlands till energiåtervinning samt brist på mål och åtgärder som ger incitament till ytterligare materialåtervinning. Officiella materialåtervinningsgrader för förpackningar uppvisar också en stigande trend i Storbritannien, Irland och Sverige, dock med fluktuationer, men har sjunkit i Norge (enligt data sen 2006) (Eurostat, 2016b).

I Sverige var den till Eurostat inrapporterade materialåtervinningsgraden för kommunalt avfall knappt 50 procent år 2014, en ökning med ungefär tio procent sedan 2002 (Eurostat, 2016a). Importen av avfall till energiåtervinning har ökat samtidigt som materialåtervinningsgraden har gått upp. I andra länder som relativt sätt importerar mycket avfall, till exempel Tyskland och Nederländerna, har enligt Eurostat också några av EU:s högsta materialåtervinningsgrader. Att materialåtervinningsgraderna ökar trots att importen ökar används ibland som ett argument för att importen inte hämmar materialåtervinningen. Materialåtervinningen beror som tidigare belysts på en rad faktorer och att isolera en parameter i sammanhanget, importen, är att förenkla verkligheten. Huruvida importen hämmar materialåtervinningen eller inte kan inte dras grundat på ett sådant resonemang då kunskapen om hur materialåtervinningen hade utvecklats utan importen är okänt. Materialåtervinningen skulle potentiellt sätt kunnat vara ännu högre utan importen, men där saknas kunskap. I sammanhanget bör också nämnas att statistik och data som

ligger till grund för uppföljning av mål för materialåtervinning alltid kan ifrågasättas och att jämföra materialåtervinningsgrader mellan länder ska göras med yttersta försiktighet.

Hushållens incitament för utsortering av avfall till materialåtervinning och biologisk behandling

Hushåll i Storbritannien betalar en fast avgift för avfallshanteringen oberoende av vilket insamlingssystem eller hur mycket avfall som hushållen ger upphov till. Det finns därför inga incitament till att källsortera avfall på grund av ekonomiska skäl. På Irland har taxekonstruktionen hittills inte varit transparent för hushållen och det har varit otydligt vad hushållen debiteras för. Under sommaren 2016 införs dock viktbaserad avfallstaxa för områden med mer än 500 invånare som ett led i att försöka öka utsorteringen av avfall till materialåtervinning. I Norge kan taxekonstruktionen skilja sig åt mellan olika kommuner, precis som i Sverige, men det vanligaste är att hushåll betalar volymsbaserat och baserat på tömningsfrekvens. Även i Sverige är volymsbaserad taxa den vanligaste taxemodellen. 2014 hade 30 svenska kommuner dock infört viktbaserad avfallstaxa (Avfall Sverige, 2016a)

I de studerade exportländerna erbjuds fastighetsnära insamling av förpackningar och tidningar samt matavfall i varierande utsträckning. Insamlingssystemen är olika uppbyggda i olika kommuner. Inget av de studerade länderna, förutom Irland, har lagstadgat krav på att matavfall ska samlas in separat för biologisk behandling. Under sommaren 2016 införs det krav på att områden med över 500 boende ska ha separat matavfallsinsamling. Enligt den senaste statistiken, från 2012, hade nästan 40 procent av hushållen med avfallsabonnemang på Irland tillgång till separat insamling av matavfall (EPA Ireland, 2014a). År 2013 hade över 90 procent av hushållen med avfallsabonnemang på Irland minst två soptunnor, till exempel en för restavfall och en för blandat material som samlas in med syfte att materialåtervinnas. Fem procent hade källsorteringsmöjlighet för glas (ibid).

I Storbritannien varierar tillgängligheten för källsortering av matavfall mellan länderna. 90 procent av hushållen i Skottland har tillgång till separat insamling av matavfall medan 12 procent av hushållen i Nordirland, 25 procent i England och 40 procent av hushållen i Wales har tillgång till matavfallsinsamling. I Storbritannien hade 2013/2014 ungefär 45 procent av landets kommuner infört insamling av avfall till materialåtervinning i blandad ström och ytterligare 30 procent samlade minst in två materialslag i en ström. I det senare fallet är det vanligast att samla in papper och/eller glas i separata behållare (Pannett m.fl., 2015).

I Norge källsorteras nästan 60 procent av allt hushållsavfall, men i varierande utsträckning. Det vanligaste är att ha källsortering i tre fraktioner: matavfall, papper/kartong och restavfall. Glas- och metallavfall samlas ofta in på publika återvinningsstationer. Utsortering av plast och matavfall har varit en politiskt uppmärksam fråga i Norge och Miljødirektoratet utreder hur en ökad utsortering av plast och matavfall kan ske. Bland annat undersöks om separat insamling av plastavfall och matavfall ska vara obligatoriskt i norska kommuner (Oland, 2016). I Norge finns även planer på utökad sorteringskapacitet för att öka materialåtervinningen. I Norge finns inga MBT-anläggningar, däremot finns det sedan 2014 en central sorteringsanläggning utanför Oslo med en kapacitet på 35 000 ton avfall per år. Anläggningen sorterar ut matavfall och avfall till materialåtervinning. Idag sorterar anläggningen ca 40 procent av avfallet i elva olika fraktioner, bland annat plast, metaller, textil och papper. Målsättningen är dock att sortera ut 50 procent (Olsen, 2016). Den befintliga anläggningen drivs av ROAF, ett interkommunalt sällskap som tar emot avfall från elva kommuner. Även några svenska kommuner är intresserade av att lämna restavfall till Norge för eftersortering. Skälen som förs fram är att det är svårt, särskilt för flerfamiljshus, att få upp källsorteringsgraden, och därav är det intressant att testa olika alternativ för att öka materialåtervinningen. En liknande anläggning som den utanför Oslo är under

konstruktion i Stavanger och en annan under planläggning i Trondheim (Jentoft, 2016). Alla anläggningar ägs av kommunerna.

I Sverige hade 66 procent, eller 190 av de svenska kommunerna, någon form av separat matavfallsinsamling år 2014 (Avfall Sverige, 2016a). Det svenska etappmålet för ökad resurshushållning i livsmedelskedjan innebär att minst 50 procent av matavfallet från hushåll, storkök, butiker och restauranger ska sorteras ut och behandlas biologiskt så att växtnäring tas tillvara senast år 2016, och minst 40 procent av matavfallet behandlas så att även energi tas tillvara.

Deponering är förknippat med deponiskatt i Irland och Storbritannien. Deponiskatten ligger för tillfället på 84 pund per ton i Storbritannien (Georges, 2016) och 75 euro per ton på Irland (Southern Waste Region, 2015). I Norge är det deponiförbud för biologiskt nedbrytbart avfall. I Sverige finns det förbud mot att deponera organiskt och brännbart avfall. I Sverige omfattas deponering av en skatt på 500 kr per ton (Avfall Sverige, 2016a).

Kapacitetsutbyggnad för avfallsförbränning i exporterande länder

I Storbritannien fanns det 2015 47 avfallsförbränningsanläggningar (Eunomia, 2016). Under 2015 gick ungefär sju miljoner ton avfall till inhemsk energiåtervinning i England (siffran är något högre för hela Storbritannien) (Patel, 2016). Den totala avfallsförbränningskapaciteten i Storbritannien är ungefär åtta miljoner ton (Winpenny, 2016). För jämförelsens skull exporterades ca 3,4 miljoner ton avfall till energiåtervinning 2015 från Storbritannien (Eunomia, 2016).

Det finns ett antal brittiska studier som har försökt analysera hur avfallsförbränningskapaciteten i Storbritannien kommer utvecklas under de kommande åren. Green Investment Bank (2014) uppskattar att förbränningskapaciteten i Storbritannien kommer ligga runt 12 miljoner ton per år till 2020, vilket ska inkludera kapacitet som är under byggnation och befintlig kapacitet, men exkludera cementtillverkning. Suez (2015) uppskattar att avfallsförbränningskapaciteten i Storbritannien 2020 kommer vara 13,3 miljoner ton och 16,4 miljoner ton år 2025. Exporten av RDF förväntas minska till en miljon ton 2020 och 0,5 miljoner ton 2025.

Alla brittiska utredningar har som gemensamt att avfallsförbränningskapaciteten förväntas öka, men storleken på ökningen beror på vilka antaganden som ligger till grund för bedömningen. Enligt Defra (Patel, 2016) är de olika studiernas bedömningar baserade på grova antaganden. Defras egen bedömning, som är något mer restriktiv, men som de menar är realistisk och som de har förtroende för, är att det kommer finnas avfallsförbränningskapacitet motsvarande 12 miljoner ton avfall till 2020 i England och ytterligare ca 1,5 miljoner ton i resten av Storbritannien. Den privata sektorn investerar inte längre i avfallsförbränningskapacitet eftersom det anses för osäkert. Osäkerheterna ligger bland annat i att deponering fortfarande finns som möjlighet och att det kostar mer att bygga ut kapaciteten än vad det kostar att exportera avfallet (Patel, 2016; Benfield, 2016). Inhemska anläggningar kan inte konkurrera med utländska mottagningsavgifter. Dock har kostnadsskillnaden mellan inhemsk och utländsk avfallsförbränning blivit mindre. 90 procent av det kommunala avfallet i England är redan kontrakterat varför nya investeringar främst skulle behöva rikta in sig mot verksamhetsavfall. Brexit har gjort att nya investeringar hämmas och valutakursen påverkas till nackdel för Storbritannien (Patel, 2016).

Med "The Renewable Energy Planning Database" (Restats) som tillhandahålls av Department of Energy and Climate Change kan man månad för månad följa hur bland annat avfallsförbränningskapaciteten utvecklas i Storbritannien. Man kan se vilka anläggningar som är i drift, vilka som är under uppbyggnad och hur tillståndsprocessen fortlöper. Enligt databasen var nio nya avfallsförbränningsanläggningar under byggnation i april 2016 med en total installerad

eleffekt på drygt 200 MW. Utöver det har 21 anläggningar fått tillstånd att byggas med en total installerad eleffekt på drygt 640 MW.

Enligt Environment Agency grundas de anläggningar som byggs och investeras i på enstaka, långa kontrakt (till exempel 25 år) med kommuner. Det underlättar finansieringsmöjligheter och lån eftersom avfallet är garanterat för en lång tid framöver. Så kallade "merchant plants", som baseras på kortare kontrakt, byggs i princip inte längre. Det innebär att vissa kommuner binder upp sig för att leverera avfall till anläggningarna under lång tid och får betala för varje ton de inte klarar att leverera. Även om det öppnas upp möjligheter för ökad materialåtervinning, till exempel genom en starkare marknad för återvunna råvaror, behöver de sekundära råvarupriserna vara så höga att de överstiger de straffavgifter per ton som kommunerna behöver betala om de inte följer kontraktet (Georges, 2016).

Enligt Environment Agency ökar avfallsförbränningskapaciteten i Storbritannien medan deponier stänger. Inom tio år tror man att deponierna i högre utsträckning kommer vara specialiserade på olika typer av farligt avfall. Deponerade avfallsmängder kommer minska och det dyraste alternativet kommer istället att vara mottagningsavgifter för relativt nya avfallsförbränningsanläggningar som inte har betalats av (Georges, 2016). 6-8 miljoner ton avfall uppskattar dock Defra kommer gå till deponi år 2020. Typen och längden av kontrakt kommer troligtvis spela stor roll för hur avfallet tas omhand (Patel, 2016).

På Irland finns för tillfället en avfallsförbränningsanläggning och tre cementindustrier (som kan ta emot SRF) (CIWM, 2013). Hur avfallsbehandlingskapaciteten kommer utvecklas på Irland beror på flera faktorer. Som en konsekvens av underskottet i de offentliga finanserna finns det inte medel för att finansiera ny infrastruktur. Investeringarna måste därför baseras på privata initiativ. Historiskt har Irland dock inte investerat i ansevärda summor (över tio miljoner euro) i avfallsbehandlingskapacitet. Istället har satsningarna varit kortsiktiga och marknadsdrivna för att hitta de mest kostnadseffektiva vägarna för avfallet. Nu när Irland är uppdelad i tre avfallsregioner måste varje region presentera en infrastrukturplan. På Irland pågår också uppbyggnad av egen avfallsförbränningskapacitet. En avfallsförbränningsanläggning (Indaver i Carranstown) tas i drift 2017 och kommer öka Irlands avfallsförbränningskapacitet markant genom att ta emot 200 000 ton per år (CIWM, 2013). Förutom Indavers anläggning finns det planer för ytterligare avfallsförbränningsanläggningar. Covanta har planer på att bygga en anläggning för upp emot 600 000 ton i Poolbeg och Indaver har ytterligare planer på en anläggning i Cork med en kapacitet att ta emot 240 000 ton om året (CIWM, 2013). År 2020 borde därför Irlands exportberoende ha minskat betydligt förutsatt att mottagningsavgifterna kan konkurrera med utländska mottagningsavgifter. Så länge kostnaderna för att exportera avfall utomlands är lägre än kostnaderna för att behandla avfallet i landet är det sannolikt att exporten kommer att fortsätta trots uppbyggnad av lokal kapacitet.

I Norge finns idag 17 avfallsförbränningsanläggningar som tillsammans utgör en avfallsförbränningskapacitet på nästan två miljoner ton Miljødirektoratet (2016b). Enligt Avfall Norge (2016b), har landet tillräckligt med kapacitet för att behandla det egna restavfallet från hushållsavfall med undantag för Nordnorge. Nordnorge är en region som är beroende av exporten av avfall, i princip allt avfall som uppstår i Tromsø exporteras till Kirunas förbränningsanläggning. Med verksamhetsavfallet inräknat har dock Norge brist på förbränningskapacitet. Norges mål är att bli mer självförsörjande i framtiden och inte vara lika beroende av exporten (Avfall Norge, 2016). Det finns planer på att bygga en avfallsförbränningsanläggning i Tromsø där drivkraften har varit att undvika transporter samt att kunna försörja det egna fjärrvärmenätet, som är under uppbyggnad, med fjärrvärme (Jentoft, 2016). Mellan åren 2006 och 2009 fattades beslut om investeringar i nya förbränningsanläggningar eller kapacitetsutbyggnader i Oslo, Bergen,

Trondheim, Kristiansand, Hamar, Ålesund, Sarpsborg, Fredriksstad och Stavanger. Enligt Avfall Norge (2014) hade inga planer efter 2009 realiserats. Det finns idag inga ytterligare planer på att bygga ut förbränningskapaciteten i landet. Enligt Miljødirektoratet (2016b) är det i många fall inte lönsamt att bygga egna förbränningsanläggningar eftersom det krävs större avfallsvolymer för att investeringarna ska vara ekonomiskt försvarbara.

Importens inverkan på politiska åtgärder för ökad materialåtervinning i Sverige

Under 2015 gick 5,8 miljoner ton avfall till energiåtervinning på svenska anläggningar klassade som avfallsförbränningsanläggningar, varav ungefär en fjärdedel bestod av importerat avfall (Avfall Sverige, 2016a). Avfallsförbränningskapaciteten i Sverige ökar, både baserat på privata och kommunala initiativ. Kapaciteten, då inräknat kapacitet under byggnation, kapacitet med miljötillstånd och kapacitet som är i planstadiet, uppskattas till sju miljoner ton till 2020 (Avfall Sverige, 2016b).

Enligt miljöbalken ansvarar kommuner för att samla in och behandla hushållsavfall, tjänster som ofta upphandlas. Behandling av avfall genom energiåtervinning är något som samtliga Sveriges kommuner använder sig av och en tjänst som köps in genom offentlig upphandling, dock förekommer även direkttilldelning. Mottagningsavgifterna till energiåtervinning är något som har avgörande roll för vilken anbudsgivare som vinner upphandlingen. Avtalslängden varierar, men är ofta två till tre år med en option på förlängning i ett eller två år. I en kommun som har utbyggt fastighetsnära insamling av förpackningar och tidningar liksom utsortering av matavfall blir mängderna avfall som skickas till energiåtervinning mindre och kostnaderna för energiåtervinning lägre. Dock behöver inte de totala kostnaderna för avfallshanteringen bli lägre, det beror på kostnader för att ha utbyggt fastighetsnära insamling och utsortering av matavfall.

En fråga är om avfallsimporten leder till att kostnaderna för energiåtervinning ökar eller minskar för kommunerna eller de kommunala avfallsbolagen som upphandlar tjänsten. Projektgruppen har talat med ett antal kommuner som upphandlar en avfallsförbränningstjänst och frågat hur avfallsimporten påverkar dem. Vi kallar inte kommunerna vid namn utan benämner dem med bokstäver.

Det kommunala avfallsbolaget A skickar för tillfället restavfallet till en privatägd avfallsförbränningsanläggning. Avtalslängden är på tre år med en option på ytterligare två år. När avfallstjänsten handlades upp fick kommunen bara en anbudsgivare, den privata avfallsförbränningsanläggningen, trots att det inom 15-20 mil finns flera avfallsförbränningsanläggningar med tillstånd att förbränna det avfall som genereras i kommunen. Kommun A menar att det med aktörer i EU som efterfrågar avfallsbehandlingstjänster är mer lönsamt för avfallsförbränningsanläggningarna i närområdet att importera avfall än att förbränna det inhemska. Det driver i sin tur upp mottagningsavgifterna på energiåtervinning i Sverige och gör att förbränning blir mer kostsamt för både kommuner/kommunala avfallsbolag och privata entreprenörer som hanterar verksamhetsavfall. De ökade kostnaderna ger incitament till ökad materialåtervinning, även om kommun A framhåller att miljöambitioner är prioriterat för kommunen och därefter kostnader.

Det kommunala avfallsbolaget B upplever att kostnaderna för energiåtervinning av restavfall ökar. Själva upphandlar de förbränningstjänster på ca ett år och i den senaste upphandlingen har priserna ökat. Kostnadsökningen ligger på ca 20 procent mot tidigare år. Samtidigt är trenden att intäkterna för utsorterade fraktioner till energiåtervinning, i det här fallet trä samt grenar och kvistar minskar.

Bilden som målas upp av de kommunala avfallsbolagen A och B bekräftas av två privata avfallsentreprenörer som ser att köpstarka avfallsaktörer utomlands driver upp priserna för energiåtervinning i Sverige, vilket leder till att svenska aktörer får betala mer för avfallsförbränning nu än för några år sedan. Priserna har varierat och så även valutakurserna, men eftersom alternativkostnaden i utlandet, att deponera avfallet, har blivit högre och högre har mottagningsavgifterna drivits upp. Tidigare var priser för importerat avfall lägre än för det inhemska, men nu är det ofta tvärtom. Projektgruppen har dock sett exempel på när mottagningsavgifterna fortfarande är lägre för det importerade avfallet. Kraven på inhemskt avfall menar man också har ökat eftersom kraven på det importerade avfallet sprids till det inhemska.

Enligt det teoretiska resonemanget i kapitel 7.5 om att de svenska mottagningsavgifterna kan göra att utrymmet för när ökad materialåtervinning blir ekonomiskt lönsamt jämfört med energiåtervinning minskar (vilket i sin tur skulle kunna hämma materialåtervinningen) ser vi en omvänd situation för Sverige. Med samma typ av resonemang skulle man kunna hävda att importen av avfall till Sverige har gjort att de svenska mottagningsavgifterna stigit, vilket har gjort att utrymmet för när materialåtervinning blir ekonomiskt lönsamt jämfört med energiåtervinning större. Det skulle teoretiskt kunna gynna materialåtervinningen. Projektgruppen har dock inte kunnat se några praktiska bevis på att materialåtervinningen har ökat på grund av prisökningen.

Ett annat frågetecken är om infrastrukturen kring insamling av avfall till materialåtervinning, till exempel genom fastighetsnära insamling för förpackningar och tidningar, är mer eller mindre utbyggd i kommuner som har nära till avfallsförbränningsanläggningar som importerar mycket avfall. Fokus i en sådan frågeställning är egentligen inte importen i sig utan det handlar om incitament att materialåtervinna avfall när kommunen äger en egen avfallsförbränningsanläggning. Det skulle vara möjligt att göra en mer ingående analys av hur det ser ut i Sverige, dock inte inom ramen för projektet eftersom fokus ligger specifikt på importens inverkan. Uppbyggnaden av infrastruktur för insamling av avfall till materialåtervinning och till biologisk behandling beror på många faktorer som inte kan isoleras till en parameter. Det är därför tveksamt vad en sådan analys skulle ge.

Sverige har en avfallsförbränningskapacitet som överstiger det egna behovet av avfallsförbränning. I takt med att mer avfall hanteras högre upp i avfallshierarkin kan det förväntas att en mindre och mindre andel av det uppkomna avfallet i framtiden hanteras genom energiåtervinning. Dock kan effekten utjämnas om den totala mängden avfall som uppkommer växer. Förutsatt att Sveriges avfallsförbränningskapacitet överstiger det inhemska behovet av att behandla avfall genom energiåtervinning skulle det vara riskfyllt att begränsa möjligheten att importera avfall till energiåtervinning. Det skulle kunna göra att incitamenten till ökad materialåtervinning blir lägre då avfallsförbränningsanläggningarna får sänka sina mottagningsavgifter på grund av konkurrens om inhemskt avfall. Avfallsförbränningsanläggningarna är enligt avtal skyldiga att leverera en viss mängd fjärrvärme och el till sina kunder under en viss tid. Om det hade blivit konkurrens om avfallet hade mottagningsavgifterna troligen sjunkit. Konkurrensen hade sannolikt blivit ännu mer påtaglig vid ett förbud mot att importera avfall till energiåtervinning.

7.7.2 Slutsats

Ambitioner för en ökad materialåtervinning av avfall är likvärdiga i de exporterande länderna som studeras jämfört med Sveriges mål för ökad materialåtervinning. De EU-gemensamma målen gäller för samtliga studerade länder. Delar av Storbritannien har dock högre materialåtervinningsmål för kommunalt avfall än Sverige (Wales, Skottland och Nordirland). I samtliga av de studerade länderna finns producentansvar på förpackningar, men

producentansvaren är olika utformade. I samtliga av de studerade länderna finns tuffare materialåtervinningsmål för förpackningar än EU:s minimimål, antingen i form av krav på enskilda producentansvarsorganisationer eller i nationell lagstiftning.

På Irland införs viktbaserad avfallstaxa för områden med mer än 500 invånare som ett led i att försöka öka utsortering av avfall till materialåtervinning. I Norge tittar Miljødirektoratet på att införa obligatorisk matavfallsinsamling och insamling av plastavfall i kommunerna. Skillnader i materialåtervinningsmål och implementering av åtgärder för att öka materialåtervinning i de studerade exportländerna förekommer, men ett eventuellt samband mellan mål och åtgärder och exportmöjligheten av avfall till bland annat Sverige har inte kunnat påvisas i det här projektet. Hypotes 5 kan alltså inte bevisas.

I både Storbritannien och Irland byggs avfallsförbränningskapaciteten ut. Hur stor avfallsförbränningskapaciteten hade varit om exportmöjligheten inte hade funnits är svårbedömt. Nya avfallsförbränningsanläggningar har svårt att konkurrera med de utländska mottagningsavgifterna, vilket hämmar investeringsviljan i nya anläggningar.

I Norge byggs avfallsförbränningskapaciteten ut i begränsad utsträckning. De enda planerna som finns är en ny anläggning i Nordnorge. Avfallsförbränningskapaciteten täcker i större utsträckning det egna behovet i Norge än vad den gör i Storbritannien och Irland. Mot bakgrund av den informationen kan det konstateras att exporten inte har stoppat den egna uppbyggnaden av avfallsförbränningskapacitet, men hämmat den.

Utbyggnad i egen materialåtervinningskapacitet, utöver MBT- och MRF-anläggningar, styrs av den sekundära råvarumarknaden. Både Storbritannien, Irland och Norge är starkt beroende av export för slutlig materialåtervinning av avfall som genereras.

I Sverige indikerar resultat från projektet att importen av avfall har gjort att de inhemska mottagningsavgifterna stigit. Med samma teoretiska resonemang som i kapitel 7.5 skulle det ge incitament till ökad materialåtervinning i Sverige. Dock har inte projektet kunna påtala några konkreta bevis för att prisökningen har lett till en ökad materialåtervinning i praktiken. Emellertid, förutsatt att Sveriges avfallsförbränningskapacitet överstiger det inhemska behovet av att behandla avfall genom energiåtervinning skulle det vara riskfyllt att begränsa möjligheten att importera avfall till energiåtervinning. Det skulle kunna göra att incitamenten till ökad materialåtervinning blir lägre då avfallsförbränningsanläggningarna får sänka sina mottagningsavgifter på grund av konkurrens av inhemskt avfall. Projektgruppen har inte hittat faktamässiga belägg för att hypotes 6 skulle stämma.

8 Slutsatser

Projektets slutsatser besvaras kortfattat utifrån frågeställningarna som presenterades i kapitel 1.1:

1. Hämmas materialåtervinningen av avfallsimporten? Frågeställningen rör både materialåtervinningen i de exporterande länderna och i Sverige.

Vår studie tyder på att import av avfall för energiåtervinning i Sverige leder till en kombination av minskad deponering av både behandlat och obehandlat avfall och minskad energiåtervinning i exportländerna. Vi har funnit ett enda exempel på när importen har bidragit till minskad biologisk behandling. Den kunskap som framkommit i denna studie och i tidigare studier tyder på att den svenska avfallsimportens effekter på materialåtervinningen är små i praktiken och att marknadsförutsättningarna för sekundära råvaror samt nationella materialåtervinningsmål spelar en viktigare roll vad gäller utsorteringsgraden till materialåtervinning. Den psykologiska effekten på källsorteringsbenägenheten i exportländerna och i Sverige är oviss. Vi har hittat en enda studie som studerat effekten på beteendet. Resultat från studien i fråga indikerade dock att effekten på hushållens källsortering är liten. Ur marknadsperspektiv bidrar den svenska avfallsimporten i teorin till att materialåtervinningen hämmas i exportländerna och gynnas i Sverige. I praktiken kan sådana effekter dock inte påvisas och viktiga kunskapsluckor behöver fortfarande fyllas.

2. Vad är de främsta anledningarna till att Storbritannien, Norge och Irland exporterar avfall till Sverige för energiåtervinning?

EU har ställt krav på att deponering av avfall ska minska, vilket har fått som följd att stora mängder avfall behöver tas omhand på ett alternativt sätt. Storbritannien och Irland har infört deponiskatt, som har höjts successivt, och Norge har infört förbud mot att deponera organiskt avfall. Svenska avfallsförbränningsanläggningar kan erbjuda konkurrenskraftiga mottagningsavgifter för detta avfall eftersom fjärrvärmenäten gör att energin i avfallet kan utnyttjas effektivt och på grund av höga svenska skatter på fossilt bränsle som gör att relativt dyra biobränslen blir huvudalternativet för produktion av fjärrvärme. I de exporterande länderna har även bristen på inhemsk avfallsförbränningskapacitet, eller i fallet Norge bristen på avfallsförbränningskapacitet som kan konkurrera med svenska mottagningsavgifter, bidragit till att exporten har blivit en delösnings för att behandla det avfall som drivits bort från deponi.

3. Vad är de främsta anledningarna till att svenska avfallsförbränningsanläggningar importerar avfall från Storbritannien, Norge och Irland?

Sverige har ett förhållandevis kallt klimat som kräver uppvärmning av bostäder och lokaler. Bland annat därför finns det väl utbyggda fjärrvärmenät som medger användning av många olika bränslen och andra energibärare. Svenska förbränningsanläggningar kan erbjuda konkurrenskraftiga mottagningsavgifter för energiåtervinning, eftersom fjärrvärmenäten gör att energin i avfallet kan utnyttjas effektivt och eftersom höga svenska skatter på fossilt bränsle som gör att relativt dyra biobränslen blir alternativet för produktion av fjärrvärme. För svenska avfallsförbränningsanläggningar styrs bränsleval av marknaden och importerat avfall för energiåtervinning har i många fall visat sig ge lägre el- och värmeproduktionskostnaderna jämfört med alternativa bränslen.

4. Går det att identifiera samband, både praktiska och baserat på statistik, mellan hur mycket avfall som materialåtervinns/samlas in för materialåtervinning i Storbritannien, Norge och Irland och hur mycket avfall som exporteras från länderna? Om ja, hur ser dessa samband i så fall ut?

I Storbritannien och på Irland har de exporterade mängderna ökat samtidigt som materialåtervinning av avfall har stigit. Det är inte anmärkningsvärt eftersom de deponerade mängderna har minskat och insamling av källsorterat avfall har blivit tillgängligt för fler och fler medborgare. De ökande exportmängderna är ett annat resultat av samma strävan att driva bort avfall från deponi samt att avfallsmängderna generellt har ökat. Ökad export kan i princip därför gå hand i hand med ökad utsortering till materialåtervinning eller biologisk behandling på MRF- respektive MBT-anläggningar eller genom annan utsortering. Att ett sådant positivt samband finns i praktiken kan vi dock inte påvisa.

Materialåtervinningsgraden för avfall från hushåll och från liknande källor har gått ner i Norge under de senaste åren. Nedgången har flera förklaringar, däribland att marknadspriser kan göra det billigare för kommuner och företag att skicka sitt avfall utomlands till energiåtervinning samt brist på mål och åtgärder som ger incitament till ytterligare materialåtervinning.

5. Går det att identifiera samband mellan hur mycket avfall som materialåtervinns/samlas in för materialåtervinning i Sverige och hur mycket avfall som importeras för energiåtervinning? Om ja, hur ser dessa samband i så fall ut?

Materialåtervinningen har ökat samtidigt som importen har ökat till Sverige. Det är dock inte ett bevis för att importen inte skulle hämma materialåtervinningen. Det är endast en indikator på att importen åtminstone inte hämmar materialåtervinning i sådan utsträckning att materialåtervinningsgraden sjunker. Materialåtervinningen beror på en rad faktorer och vi vet inte hur materialåtervinningen hade utvecklats utan importen. Att hitta samband baserat på materialåtervinningsstatistik eller insamlade mängder till materialåtervinning som gör att det går att dra slutsatser om avfallsimportens effekter är komplicerat eftersom det inte går att isolera en parameter, importen. Importen kan teoretiskt bidra till ökad materialåtervinning genom att hålla uppe de svenska avfallsförbränningsanläggningarnas mottagningsavgifter. Den kan å andra sidan hypotetiskt bidra till minskad materialåtervinning om den sänker viljan att källsortera. Projektet har dock inte kunnat bekräfta att något av dessa samband har betydelse i verkligheten.

6. Påverkas hushållens vilja att källsortera avfall av avfallsimporten/avfallsexporten?

Det finns i dagsläget inte tillräcklig kunskap för att kunna besvara frågeställningen. Vi har endast hittat en beteendestudie i Sverige som berör ämnet, och den är inte omfattande nog för att kunna dra övergripande slutsatser. Resultat från studien i fråga indikerade dock att effekten på hushållens källsortering är liten. Någon studie som undersökt det eventuella sambandet i Storbritannien, Irland eller Norge har vi inte funnit. Här finns alltså en viktig kunskapslucka.

7. Hur påverkas utbyggnaden av energiåtervinning i Storbritannien, Irland och Norge av svensk avfallsimport? Hur påverkas utbyggnaden av materialåtervinningsystem?

Avfallsförbränningskapaciteten byggs ut i Storbritannien och Irland. I mindre omfattning byggs kapaciteten ut även i Norge, efter att tidigare ha byggts ut ordentligt, i samband med att man införde deponiförbud. Exporten till bland annat Sverige gör att nya avfallsförbränningsanläggningar har svårt att konkurrera med mottagningsavgifter utomlands, vilket hämmar investeringsviljan och i sin tur uppbyggnaden av egen

avfallsförbränningskapacitet. Importen till Sverige minskar därför energiåtervinningen i exportländerna på kort sikt och, eventuellt ännu mer, på lång sikt.

Utbyggnad av egen materialåtervinningskapacitet styrs främst av den sekundära råvarumarknaden. Både Storbritannien, Irland och Norge är starkt beroende av export för slutlig materialåtervinning av avfall som samlats in för materialåtervinning.

9 Referenser

Avfall Norge (2009). Markedet for avfallsforbrenning i Sverige og Norge. Avfall Norge Rapport 6/2009. ISBN: 82-8035-080-2

Avfall Norge (2011). Rammebetingelser for energiutnyttelse fra avfall Hvordan kan lønnsomheten i norske anlegg forbedres? Rapport nr 3/2011.

Avfall Norge (2014). SSB melder om nedgang i materialgjenninningsgraden. <http://www.avfallnorge.no/nyheter.cfm?pArticleId=40022&pArticleCollectionId=2556>

Avfall Norge (2014). Status for energiutnyttelse av avfall i Norge. Rapport 3/2014. ISBN: 82-8035-001-2.

Avfall Norge (2015). Scenarier for avfallsmengder og behandlingsskapasitet fram mot 2030. Avfall Norge rapport 4/2015.

Avfall Norge (2016). Hvorfor transporteres avfall ut av Norge? <http://www.avfallnorge.no/nyheter1.cfm?pArticleId=43711&STARTROW=1>

Avfall Norge och Norsk Fjernvarme (2015). Kommentar till den norske beskrivelsen i notat fra 15.10.15 fra Avfall Sverige.

Avfall Sverige (2015). Skatter och avgifter. <http://www.avfallsverige.se/avfallshantering/ekonomi-och-styrmedel/ekonomiska-styrmedel/>

Avfall Sverige (2016a). Svensk Avfallshantering 2016.

Avfall Sverige (2016b). Kapacitetsutredning 2016- Avfallsförbränning och avfallsmängder till 2020. Rapport 2016:13.

Avfall Sverige (2016c). Varför går det avfall från Norge till Sverige för behandling i svenska energiåtervinningsanläggningar?

CEWEP (2016). MW WtE capacity need according to CE.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2016). Packaging Waste-Producer Responsibilities. <https://www.gov.uk/guidance/packaging-producer-responsibilities>

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2012). Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste, February 2013.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2014a). Refuse derived fuel market in England. Summary of responses to the call for evidence.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2014b). Materials facilities: how to report on mixed waste sampling.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2015a). Definition for Refuse-Derived Fuel.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2015b). UK Statistics on Waste.

Department for Food, Environment and Rural Affairs (Defra) (2015c). Digest of Waste and Resource Statistics – 2015 Edition.

Department of Environment, Community and Local Government (DECLG) (2015). Exporting a Resource Opportunity? Measures to Maximize Resource Efficiency and Jobs in Ireland. Consultation Paper.

Department of Environment, Community and Local Government (DECLG) (2014). Review of the Producer Responsibility Initiative Model in Ireland.

EEA (2013). Municipal waste management in Norway. Prepared by ETC/SCP.

Ekvall T, Sundqvist J-O, Hemström K, Jensen C (2014). Stakeholder analysis of incineration tax, raw material tax and weight-based waste fee. IVL Rapport C74.

Energimyndigheten och SCB (2014). El-, gas- och fjärrvärmeförsörjningen 2014.

Environmental Protection Agency Ireland (2014a). Bulletin 2: Household Waste Statistics for 2013.

Environmental Protection Agency Ireland (2014b). Bulletin 3: Residual waste treatment trends 2009 to 2013.

Environmental Protection Agency Ireland (2004). Towards a Resource-Efficient Ireland: A National Strategy to 2020.

Environmental Protection Agency Ireland (2016). Household Food Waste and Bio –Waste. <http://www.epa.ie/waste/householder>

Eunomia (2016). Residual Waste Infrastructure Review Issue 10.

European Environment Agency (2012). Movements of waste across the EU's internal and external borders. EEA Report No 7/2012.

Europeiska Kommissionen (2015a). Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt regionkommittén. Att sluta kretsloppet – en EU-handlingsplan för den cirkulära ekonomin.

Europeiska Kommissionen (2015b). Europeiska kommissionen – Pressmeddelande. Att sluta kretsloppet: Kommissionen antar ett ambitiöst nytt paket om cirkulär ekonomi för att öka konkurrenskraften, skapa jobb och generera en hållbar tillväxt. http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_sv.htm

Europeiska Kommissionen (2016). Exploiting the potential of waste to energy under the energy union framework strategy and the circular economy.

Eurostat (2016a). http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Municipal_waste_landfilled,_incinerated,_recycled_and_composted_in_the_EU-27,_1995_to_2014_new.png

Eurostat (2016b). Packaging. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/key-waste-streams/packaging>

Eurostat (2015). Generation of waste.

<http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>

Fischer, C., Lehener, M., McKinnon, D.L. (2012). Overview of the use of landfill taxes in Europe. ETC/SCP.

House of Commons (2014). Waste management in England. Fourth Report of Session 2014–15.

Green Investment Bank (2014). The UK residual waste market. A market report by the UK Green Investment Bank July 2014.

Göteborgs Stad (2015). Attitydundersökning villakunder i Göteborg. 403 telefonintervjuer v 42 - 43 2015. IMA Marknadsutveckling.

Göteborgs Stad (2014). Marknadsundersökning: Attitydundersökning – lägenhetskunder för Kretslopp och vatten. IMA Marknadsutveckling.

LOV-1990-06-29-50. LOV-1990-06-29-50 om produksjon, omforming, overføring, omsetning, fordeling og bruk av energi m.m. (energiloven), 5.5 §. https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1990-06-29-50/KAPITTEL_5

Mepex (2012). Foreløpig evaluering av fjerning av sluttbehandlingsavgiften på forbrenning. På oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). (TA 2983/2012).

Miljødirektoratet (2015a). Enerett og avfallseksport sikrer Norges miljømål. <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Oktober-2015/Enerett-og-avfallseksport-sikrer-Norges-miljomal/>

Miljødirektoratet (2015b). Papiravfall. <http://www.miljostatus.no/Tema/Avfall/Avfall-og-gjenvinning/Avfallstyper/Papiravfall/>

Miljødirektoratet (2015c). Emballasjeavfall. <http://www.miljostatus.no/miljotall/?topic=0&dataset=5>

Miljødirektoratet (2015d). Report on sources and method – Norway.

Miljødirektoratet (2016a). Personlig kommunikation, e-mail. 2016.04.08.

Miljødirektoratet (2016b). Import og eksport av avfall. <http://www.miljostatus.no/tema/avfall/import-og-eksport-av-avfall/#grafUnikIdd4c36b2406854c4fa64421f405cacd0a>

Miljødirektoratet (2016c). Avfall. <http://www.miljostatus.no/tema/avfall/>

Miljødirektoratet (2016d). Chapter 13. <http://miljodirektoratet.no/en/Legislation1/Regulations/Waste-Regulations/Chapter-13/>

Naturvårdsverket (2015). Importen av avfall till Sverige ökar. <http://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pressmeddelanden/Pressarkiv/Nyheter-och-pressmeddelanden-2015/Importen-av-avfall-till-Sverige-okar/>

Naturvårdsverket (2016). Gränsöverskridande transporter av avfall – export och import. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Avfall/Gransoverskridande-avfallstransporter/>

Naturvårdsverket (2012). Från avfallshantering till resurshushållning Sveriges avfallsplan 2012–2017. Rapport 6502.

Olofsson M, Sahlin J, Ekvall T, Sundberg J (2005). Driving forces for import of waste for energy recovery in Sweden. *Waste Management Research* 2005: 23: 3–12.

Pannett L, Boulos S, Owen N, Read A (2015). Teep and lessons learned from UK approach to EU compliance Proceedings Sardinia 2015, Fifteenth International Waste Management and Landfill Symposium.

Patel, N (2014). Residual Waste Infrastructure Development in England. PPT.

Recoup (2016a). UK Packaging Recycling and Recovery targets. <http://www.recoup.org/p/204/uk-packaging-recycling-and-recovery-targets>

Recoup (2016b). UK Waste and Recycling Legislation and Strategy. <http://www.recoup.org/p/186/uk-waste-and-recycling-legislation-and-strategy>

Repak (2013). Repak Compliance Scheme Approval 2013-2018. <https://www.repak.ie/wp-content/uploads/2015/06/Repak5yrApprovalOct13.pdf>

Repak (2016). Summary analysis results of Repak 2016 Contract Questionnaire. PPT.

Sahlin J, Ekvall T, Bisailon M, Sundberg J (2007). Introduction of a waste incineration tax: Effects on the Swedish waste flows. *Resources, Conservation and Recycling* 51 (2007) 827–846.

SCB och Energimyndigheten (2015). El-, gas- och fjärrvärmeförsörjningen 2014.

SMED (2016). Avfall i Sverige 2014. SMED på uppdrag av Naturvårdsverket. Rapport 6719.

Southern Waste Region (2015). Southern Region Waste Management Plan 2015 – 2021.

Statistics Norway (2016). Avfall fra hushalda 2014. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfkomm/aar/2015-07-07?fane=tabell&sort=nummer&tabell=233128>

Svensk Fjärrvärme (2016). Tillförd energi. <http://svenskfjarrvarme.se/Statistik--Pris/Fjarrvarme/Energitillforsel/>.

Tolvik Consulting (2011). The future of waste. A continuing opportunity.

Statistics Norway (2016). Avfallsregnskapet 2014. <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/avfregno/aar/2016-05-25#content>

Suez (2015). Mind the gap. The UK residual waste capacity infrastructure requirements, 2015 to 2025.

The Chartered Institution of Wastes Management (CIWM)(2013). Research into SRF and RDF Exports to Other EU Countries Final Technical Report.

Umweltbundesamt (2008). Waste Incineration and Waste Prevention: Not a Contradiction in Terms.

UNEP (2013). Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Reuter, M. A.; Hudson, C.; van Schaik, A.; Heiskanen, K.; Meskers, C.; Hagelüken, C.

Watson, D (2013). Municipal Waste Management in Ireland. Report for European Environment Agency.

Widmer, R (2016). Recovering scarce technology metals from EoL equipment in Switzerland. Empa, Technology & Society Lab. PPT från Circular Materials Conference 2016.

Wilts H, von Gries N. (2014). Municipal Solid Waste Management Capacities in Europe Desktop Study. ETC/SCP Working Paper No 8/2014.

Vinogradova M, Gandy S, Aplin S (2013). Commercial and Industrial Waste in the UK and Republic of Ireland. CIWM Report 2013.

WRAP (2006). Recovering value from MRFs. A review of key studies relating to the specification, operation and costs of Materials Recovery Facilities.

WRAP (2012). Comparing the cost of alternative waste treatment options. Gate fees report 2011.

WRAP (2013). Comparing the cost of alternative waste treatment options. Gate fees report 2012.

WRAP (2014). Comparing the cost of alternative waste treatment options. Gate fees report 2013.

WRAP (2015). Comparing the cost of alternative waste treatment options. Gate fees report 2014.

WRAP (2016). Comparing the cost of alternative waste treatment options. Gate fees report 2015.

WRAP (2016). WRAP - households with a separate food only collection service.

Personlig kommunikation:

Baaring, Jesper. Project Director, Öresundskraft AB.

Benfield, Tina. Senior Technical Advisor. The Chartered Institute for Waste Management (CIWM).

Boo, Andreas. VD, Pressretur.

Chapinal, Paul. Residual Waste Team. Department for Environment, Food and Rural Affairs.

Dolan, Billy. Strategy and Compliance Manager, Repak Ltd.

Døvik, Odd Terje. Administrerande direktör, Returkraft Norge.

Helmin, Mikael. Avdelningschef Support, Vafab Miljö.

Georges, Matt. Principal Economist. Environment Agency.

Hill, Andy. Market Development Director. Suez UK.

Holmes, Alan. Environment Agency.

Jentoft, Håkon. Seniorrådgiver, Oslo kommune Renovasjonsetaten.

Jones, Frida. Forskare och projektledare, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.

Kavanagh, Brendan. Business Development Manager, Indaver Ireland.

Lestander, Peter. Bränsleansvarig, Kiruna Kraft AB.

Lystad, Henrik. Head av department, Avfall Norge.

Nilsson, Henrik. Bränslechef. E.ON Värme Sverige AB.

Oland, Eirik. Head of external affairs, Grønt Punkt Norge.

Olsen, Kjell Henrik. Chief marketing officer, Klemetsrudanlegget AS (KEA).

Papineschi, Joe. Director, Eunomia.

Patel, Niranjana. National Transactor Coordinator. Department for Environment, Food and Rural Affairs.

Rourke, Joanne. Waste Prevention Officer Eastern-Midlands Waste Region. Dublin City Council.

Stengler, Ella. Managing director at CEWEP (Confederation of European Waste-to-energy plants).

Stet, Jarno. Waste Services Manager, Westminster City Council.

Syversen, Frode. Mepex Consult AS

Sørensen, Trond. Daglig ledare, Glåmdal Interkommunale Renovasjonsselskap IKS

Turner, Julia. Business Developer, WRAP.

Thysell, Magnus. Marknadschef, SYSAV.

van Huet, Bas. Rijkswaterstaat Environment.

Vestli, Christoffer Back. Seniorrådgiver, seksjon for avfall og gjenvinning, Miljødirektoratet.

Wilts, Henning. Head of Research Unit Circular Economy. Wuppertal Institute for Climate, Environment, Energy.

Winpenny, James. Residual Waste Team. Department for Environment, Food and Rural Affairs.

Wuttke, Joachim. Umweltbundesamt.



