Linköpings universitet — Institutionen för ekonomisk och industriell utveckling

Masteruppsats 30 hp — Teknologie masterexamen, huvudområde Energi- och miljöteknik

Våren 2025 — ISRN: LIU-IEI-TEK-A--25/05064--SE

Från restavfall till resurs – klimatnytta med maskinell eftersortering av hushållsavfall i Linköping

From Residual Waste to Resource – Climate Impact of Introducing a Material Recovery Facility for Household Residual Waste in Linköping

Otto Hultin

Sixten Landin

Handledare: Niclas Svensson

Examinator: Joakim Johansson

Handledare, Tekniska verken: Ulrika Bark Andersson

Linköpings universitet

SE-581 83 Linköping, Sverige

013-28 10 00, www.liu.se

Förord

Detta examensarbete markerar avslutningen på fem intensiva och lärorika år vid civilingenjörsprogrammet i Energi – Miljö – Management vid Linköpings universitet. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har genomförts under vårterminen 2025, i samarbete med Tekniska verken i Linköping AB.

Vi vill rikta ett varmt tack till Tekniska verken för möjligheten att genomföra arbetet, och särskilt till vår handledare Ulrika Bark Andersson för engagerad vägledning och stöd. Vi vill även tacka vår handledare på LiU, Niclas Svensson, för värdefull återkoppling och kloka synpunkter som bidragit till arbetets kvalitet. Ett stort tack riktas också till vår examinator Joakim Johansson, vars skarpa och konstruktiva kommentarer har hjälpt oss att utveckla arbetet vidare. Vi vill även tacka Emma Fältström för visat intresse och uppmuntrande stöd.

Ett särskilt tack till våra opponenter, Nadja Ydehall och Matilda Arvidsson, för både värdefull återkoppling och trevligt sällskap under examensarbetets gång. Vi vill också tacka Elsa Arlebäck och Hilda Andersson för fin gemenskap under långa dagar i A-huset. Otto vill särskilt tacka sin hustru Miranda för ovärderligt stöd – och för tålamodet att stå ut med en livspartner som tänker på avfallshantering hela dagarna.

Slutligen vill vi tacka varandra för ett synnerligen gott samarbete. Vi har utmanats, lärt oss mycket och utvecklats både tillsammans och individuellt. Med stolthet och glädje tar vi nu steget ut i våra arbetsliv – stärkta av de erfarenheter som examensarbetet gett oss.

Otto Hultin & Sixten Landin

Linköping, juni Herrens år 2025

Abstract

In Sweden, substantial volumes of municipal solid waste are currently incinerated in combined heat and power (CHP) plants, leading to the loss of potentially recyclable materials and the generation of fossil-based carbon dioxide emissions. In response, Tekniska verken in Linköping is establishing a material recovery facility (MRF) designed to extract plastics, paper, biowaste, as well as ferrous and non-ferrous metals from residual household waste for further material recycling and biogas production.

This master's thesis aimed to assess the climate implications of the MRF within the broader waste management system. A life cycle assessment (LCA) approach was applied to encompass both the energy recovery from waste incineration and the new material flows introduced by the facility. Recovered materials were modelled to displace the production of virgin materials, while biogas generated from biowaste was assumed to replace fossil fuels in heavy transport, and digestate was assumed to substitute mineral fertilizers. As the sorting process reduces the amount of waste available for incineration, imported industrial waste and biofuel are utilised as substitute fuels.

Since the facility is not yet operational, key parameters such as sorting performance, recycling rates, market absorption of recovered materials, and the composition of substitute fuels remain uncertain. Scenario-based sensitivity analyses were therefore conducted. The results show that the MRF has the potential to reduce greenhouse gas emissions significantly, particularly under conditions of high material recovery efficiency and effective substitution of virgin materials. However, the climate benefits may be marginal if market outlets for recovered fractions are lacking, recovery rates are low, and industrial waste with high plastic content is used as replacement fuel.

The study concludes that the climate performance of implementing a mechanical MRF is highly dependent on the degree of material separation, recycling efficiency, market conditions for secondary materials, and the properties of the substituted fuel. To realise the system's climate mitigation potential, it is critical to achieve high recovery rates and strengthen the market demand for recycled materials.

Sammanfattning

I Sverige förbränns idag stora mängder hushållsavfall i kraftvärmeverk, vilket medför en förlust av material som hade kunnat materialåtervinnas, samtidigt som fossila koldioxidutsläpp genereras. För att öka resurseffektiviteten och reducera klimatutsläppen etablerar Tekniska verken i Linköping en maskinell eftersorteringsanläggning. Anläggningen syftar till att sortera ut plast, papper, bioavfall samt magnetiska och icke-magnetiska metaller från hushållens restavfall för vidare materialåtervinning och biogasproduktion.

Detta examensarbete syftade till att analysera hur införandet av en sorteringsanläggning påverkar klimatutsläppen från ett avfallshanteringssystem. Analysen genomfördes ur ett livscykelperspektiv som omfattar både energiåtervinningen i avfallsförbränningen och de nya materialflöden som uppstår genom utsortering. De återvunna fraktionerna antas ersätta jungfruliga material, medan bioavfall rötas till biogas som ersätter fossila drivmedel, med rötrester som ersätter mineralgödsel. Eftersom utsorteringen minskar tillgången på avfall för energiåtervinning, inkluderas importerat verksamhetsavfall och biobränslen som potentiella ersättningsbränslen.

Eftersom anläggningen ännu inte är i drift erhölls osäkerheter avseende grad av utsortering och återvinning, avsättning för återvunnet material samt sammansättningen av ersättningsbränslet. Därför genomfördes känslighetsanalyser baserade på olika scenarier. Resultaten visar att sorteringsanläggningen bidrar till minskade koldioxidutsläpp, med störst effekt vid höga återvinningsgrader och effektiv ersättning av jungfruliga material. Sorteringsanläggningen har samtidigt potential att enbart innebära en marginell minskning av klimatutsläpp ifall fraktioner inte erhåller avsättning, systemet materialåtervinner i låg grad och verksamhetsavfall med hög plasthalt används som ersättningsbränsle.

Slutsatsen är att klimatnyttan från införandet av eftersorteringsanläggningen är starkt beroende av utsorteringsgrad, återvinningseffektivitet, marknadens avsättning för återvunnet material samt egenskaperna hos ersättningsbränslet. För att realisera systemets klimatpotential är det avgörande att möjliggöra höga återvinningsgrader och att stärka efterfrågan på återvunna material.

Innehållsförteckning

1. Introduktion 1
1.1 Projektets syfte och frågeställningar 3
2. Bakgrund 4
2.1 Avfall och restavfall 4
2.2 Insamling av avfall 4
2.3 Producentansvar 5
2.4 Avfallshierarkin 6
2.5 Materialåtervinning 7
2.5.1 Papper och kartong 7
2.5.2 Metaller 7
2.5.3 Bioavfall 8
2.5.4 Plast 8
2.5.5 Mål om ökad materialåtervinning 9
2.6 Energiåtervinning 10
3. Fallbeskrivning 12
3.1 Systembeskrivning 12
3.2 Tekniska verken i Linköping 13
3.2.1 Gärstadverket 13
3.2.2 Biogasproduktion 13
3.3 Svensk Plaståtervinning i Motala 14
3.4 Fiskeby Board 14
4. Teoretiskt ramverk 15
4.1 Tidigare forskning 15
4.2 Systemanalys 17
5. Metod 20
5.1 Systemdefinition 20
5.1.1 Systemfunktioner 22
5.1.2 Avgränsningar 25
5.2 Datainsamling 25
5.3 Livscykelmodellering 27
5.3.1 Scenario- och känslighetsanalys 29

5.3.2 Energiflöden 36
5.3.3 Transporter 37
5.3.4 Total klimatpåverkan vid införande av sorteringsanläggning 37
6. Resultat & Analys 39
6.1 Dagens system och införandet av sorteringsanläggningen 39
6.2 Känslighetsanalys 41
6.2.1 Ingen avsättning för pappers och biofraktion 43
6.3.2 Biobränsle som ersättningsbränsle 44
6.3.3 Plastinnehåll utländskt verksamhetsavfall 44
6.3.4 Sorterings- och återvinningsgrad 45
6.3.5 Worst-case-scenario 45
6.4 Total utsläppsminskning 46
7. Diskussion 48
7.1 Strukturella utmaningar för ökad materialåtervinning 49
7.2 Undviken deponi och ökad materialåtervinning 50
7.3 Reducerade klimatutsläpp från Gärstadverket 51
7.4 Främjande av återvunna material 52
8. Slutsatser 54
8.1 Avslutning och vidare studier 55
Referenser 56
Bilaga A 64

1. Introduktion

I enlighet med övergången mot en mer cirkulär ekonomi behöver materialåtervinningsgraden i Sverige öka. Endast tre av de nio uppsatta nationella målen om materialåtervinning nåddes 2023 (1) och då målen ökas till 2030 (2) finns det ett behov av att utveckla avfallshanteringssystemet med omkringliggande faktorer för att nå dessa mål. Avfallshierarkin prioriterar avfallsbehandling utefter fem steg där förebyggande av avfall, återanvändning och materialåtervinning värderas högre än energiåtervinning och deponi (3). Inom avfallsbehandlingssektorn används detta som ett ramverk för hur avfall förhindras och behandlas (3).

Det svenska avfallshanteringssystemet ger totalt sett upphov till miljövinster genom både materialåtervinning och energiåtervinning (4). Samtidigt är energiåtervinning, av framför allt plast, den behandlingsform som orsakar störst klimatpåverkan inom systemet på grund av fossila koldioxidutsläpp (4). Minskad förbränning av plast har på så vis en stor potential att påverka avfallssystemets klimatpåverkan om man samtidigt lyckas införa andra mer klimateffektiva sätt att hantera avfallet. Bland annat kan ökad utsortering av återvinningsbara material konstateras vara en åtgärd som leder till miljövinster då materialåtervinning ersätter fossil råvara och utsorteringen minskar koldioxidutsläpp från förbränning (5). Samtidigt interagerar avfallssystemet med energisystemet, vilket medför att förändringar av avfallsflöden får konsekvenser för hur energibehov tillgodoses. Det är därför relevant att utvärdera åtgärder för ökad materialåtervinning ur ett perspektiv som även inkluderar energisystemets roll.

Trots miljövinster med ökad materialåtervinning finns det flera hinder i det nuvarande avfallshanteringssystemet som begränsar utsorteringen av återvinningsbara material. Medan lagstiftning och ramverk på ett övergripande plan syftar till att främja materialåtervinning (6), kan dessa regelverk också fungera som hinder för en fullt effektiv hantering. Enligt lag ska avfallsfraktioner som bioavfall, returpapper, textil och förpackningar sorteras ut och behandlas separat (7). Förpackningsavfall omfattas av ett producentansvar, vilket delger hushållen ansvar att sortera ut förpackningar och lämna dessa till återvinning. I praktiken innebär detta att efterlevnaden till stor del är beroende på hushållens kunskap och aktörers kommunikationsinsatser. Enligt en enkätundersökning kände emellertid endast 76 procent av de tillfrågade till att det är ett lagkrav att sortera och lämna förpackningar till återvinning (8).

För exempelvis plast saknas tydliga och heltäckande system för det plastavfall som inte omfattas av producentansvaret. Kommuner kan frivilligt samla in sådant avfall via återvinningscentraler, men det finns inget nationellt krav att tillhandahålla denna service (9). I praktiken innebär detta att många återvinningsbara material riskerar att hamna i restavfallet och därmed gå till energiåtervinning, vilket försvårar möjligheten att nå uppsatta återvinningsmål och samtidigt ökar systemets klimatpåverkan.

Även om rikstäckande fastighetsnära insamling (FNI) till följd av separerade kärl för olika material förväntas bidra med minskade mängder restavfall från hushållen (10), finns det ändå ett intresse över kompletterande tekniker som kan förbättra utsorteringen ytterligare. Ett

exempel är maskinell eftersortering, en teknik som möjliggör återvinning av material som annars hade gått förlorade i förbränningsprocessen.

I dagsläget bedrivs maskinell sortering av hushållsavfall vid två anläggningar i Sverige, belägna i Högdalen och Brista, med syftet att återvinna plast- och metallfraktioner ur restavfall. Anläggningarna (11–13) kommunicerar att eftersortering av hushållsavfall bidrar till ökad materialåtervinning och minskade klimatutsläpp, något som även finns beskrivet i akademisk litteratur av Esguerra m.fl. (14), Blasenbauser m.fl. (15), Faraca m.fl. (16).

För att bidra till ökad materialåtervinning och minskade utsläpp från förbränning av avfall bygger Tekniska verken i Linköping AB (TvAB) en ny avfallssorteringsanläggning för eftersortering av kommunalt hushållsavfall (17). Anläggningen beräknas driftsättas under 2025 och ska sortera ut fraktionerna plast, papper, bioavfall och magnetisk- och icke-magnetisk metall med en behandlingskapacitet på 200 000 ton ingående avfall per år.

Även om nyttan med anläggningen kan uppskattas utifrån andra anläggningar och tidigare forskning, kvarstår osäkerheter kring hur väl införandet i detta fall kommer bidra till faktiska utsläppsminskningar. En central aspekt är i vilken utsträckning det återvunna materialet faktiskt efterfrågas och ersätter jungfruliga material. För att material som materialåtervinns till följd av eftersorteringssteget ska kunna bidra till klimatvinster krävs att det finns tillräckliga incitament för aktörer att välja det återvunna materialet. Här spelar faktorer som materialets tekniska kvalitet (18) och prisförhållandet mellan återvunnet och jungfruligt material (19,20) en avgörande roll. Dessa aspekter påverkar därmed i hög grad återvinningssystemets totala klimatpåverkan (4) och bör beaktas vid utredning av hur väl avfallshanteringssystemet presterar. Tidigare nämnd litteratur ger vissa indikationer kring klimatnyttan men har främst fokuserat på att påvisa teoretiska potentialer utan att analysera faktiska effekter inom ett specifikt system. I synnerhet saknas studier som undersöker systemeffekterna av eftersortering i en svensk kontext där både materialflöden och energisystem samverkar, vilket leder till osäkerheter gällande tillämpningen inom avfallshanteringssystemet TvAB verkar inom. Denna studie bidrar med en systemspecifik analys av införandet av en sorteringsanläggning och hur den påverkar klimatutsläppen genom att se till hur materialflöden, energibehov och substitutionsmöjligheter samspelar. När hänsyn tas till flertalet förekommande faktorer som kan påverka systemet erhålls ett brett verklighetsförankrat underlag för bedömning av klimatnyttan med införandet av en eftersorteringsanläggning.

En central aspekt är hur energibehovet ska tillgodoses när material som idag går till energiåtervinning istället sorteras ut till materialåtervinning och hur det påverkar systemets prestanda ur ett klimatperspektiv. Eftersom förbränningskapaciteten och energibehovet inte förväntas förändras behöver ett alternativt bränsle ersätta det utsorterade materialet. Detta väcker frågor kring vilket ersättningsbränsle som används och hur denna ändring påverkar systemets klimatprestanda. TvAB importerar avfall för energiåtervinning idag (21), vilket gör det relevant att se till utländskt avfall som potentiellt ersättningsbränsle. För att förstå klimatkonsekvenserna ur ett livscykelperspektiv krävs det även att det importerade avfallets alternativa behandlingssätt beaktas. Om avfallet annars skulle ha deponerats innebär energiåtervinning i Sverige en uppgradering enligt avfallshierarkin (3) som kan innebära en

minskning av utsläpp från deponi i Europa (23). För att uppnå en rättvisande bild av systemets klimatpåverkan bör sådana effekter integreras inom livscykelperspektivet.

Sammanfattningsvis påverkas klimatnyttan av sorteringsanläggningen av flera faktorer som samverkar inom avfalls- och energisystemet. För att bedöma dessa konsekvenser på ett robust sätt krävs en systemanalytisk ansats där både materialflöden och energiflöden beaktas ur ett livscykelperspektiv.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med detta projekt är att analysera hur införandet av en eftersorteringsanläggning för hushållsavfall i ett avfallshanteringssystem påverkar klimatutsläpp ur ett livscykelperspektiv. Studien syftar även till att redogöra för vilka faktorer som är mest centrala vid beslutsfattande och processoptimering gällande anläggningens klimatpåverkan, samt för utveckling av policy och regelverk. Analysen genomförs med Tekniska verkens planerade maskinella eftersorteringsanläggning som studieobjekt. Projektet ämnar besvara följande forskningsfrågor:

1. Vilken potentiell klimatnytta kan uppnås genom införandet av ett eftersorteringssteg för hushållens restavfall i ett befintligt avfallshanteringssystem, i syfte att öka materialåtervinningen?

Denna frågeställning syftar till att kvantifiera den potentiella klimatnyttan med sorteringssteget, och därigenom konkretisera hur införandet påverkar systemets klimatutsläpp ur ett livscykelperspektiv.

2. Vilka faktorer inom ett avfallshanteringssystem är centrala för att uppnå klimatnytta vid införandet av ett maskinellt eftersorteringssteg?

Frågan syftar till att identifiera och analysera de systemfaktorer som har störst påverkan på klimatutsläppen ur ett livscykelperspektiv, för att ge underlag till processoptimering och styrning mot ökad klimatprestanda.

3. Hur påverkar införandet av en sorteringsanläggning klimatutsläppen för en avfallsförbränningsanläggning?

Frågeställningen fokuserar på hur utsläppen från energiåtervinning förändras till följd av att en del av hushållets restavfall sorteras ut innan förbränning. Analysen utgår från ett skorstensperspektiv och syftar ge underlag för att värdera beslutsfattande även från klimatpåverkan på lokal nivå.

2. Bakgrund

I följande kapitel presenteras bakgrundsinformation som syftar till att ge en grundläggande förståelse för det gällande avfallshanteringssystemet, bland annat hur insamling av avfall går till och hur material kan material- och energiåtervinns.

2.1 Avfall och restavfall

Avfall i allmänhet beskrivs i miljöbalken som varje ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser att göra sig av med (22). Kommunalt avfall beskrivs som avfall från hushåll samt det avfall från andra källor som har liknande sammansättning som avfall från hushåll (22). Det avfall som inte klassificeras som kommunalt avfall kallas för verksamhetsavfall och utgör en stor andel av det uppkomna avfallet i Sverige (23). Med gruvsektorn exkluderat står hushållen för ca 13 procent av allt avfall, med resterande avfall kommer från olika verksamheter så som byggbranschen (23). 8,9 miljoner ton avfall energiåtervanns 2020 varav 28 procent var hushållsavfall eller liknande avfall (23). Resterande fraktioner som energiåtervanns klassificerades som blandat avfall, träavfall, sorteringsrester eller plastavfall (23). Restavfall är det avfall som återstår efter att avfall som kan materialåtervinnas sorterats ut (24). Restavfallet används som bränsle i kraftvärmeverk vid produktion av fjärrvärme, fjärrkyla och el (24). Avfall Sverige beskriver emellertid att över 60 % av det som hamnar i restavfallet hade kunnat materialåtervinnas, vilket kan röra sig om matavfall, förpackningar och returpapper (25).

2.2 Insamling av avfall

Idag sker insamling av avfall på flera olika sätt. Enligt 15 kap 20 § i miljöbalken (26) ansvarar varje kommun för att behandla kommunalt avfall, avloppsfraktioner, latrin från torrtoaletter och bygg- och rivningsavfall som inte produceras i yrkesmässig verksamhet. Bortforsling av avfallet har kommunerna ansvar för om det behövs för att skydda mänsklig hälsa och miljön eller för att fastighetsinnehavaren begär det (15 kap 20 a §). I förordning (2022:1274) om producentansvar för förpackningar (27) specificeras detta ansvar när det kommer till förpackningsavfall. 6 kap 2 § specificerar att när kommunen samlar in förpackningsavfall ska följande material samlas in separat:

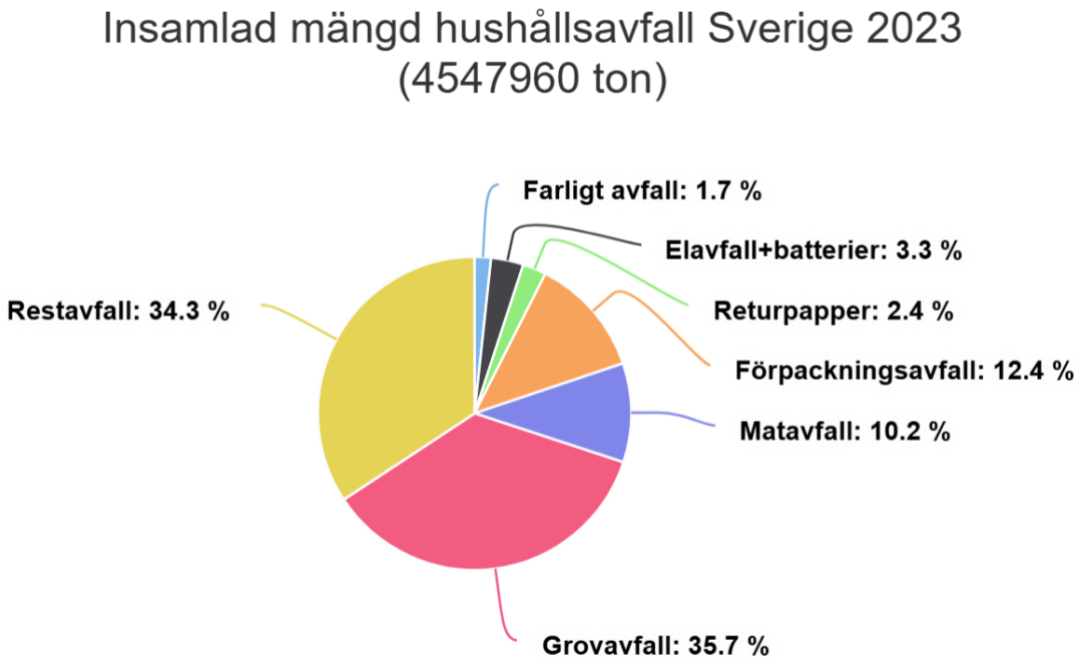
a. papper och kartong,
b. plast,
c. metall,
d. färgat och ofärgat glas,
e. trä, och
f. övrigt förpackningsmaterial.

Sedan 1 januari 2024 har kommunerna ett operativt ansvar för att samla in hushållens förpackningsavfall och att informera hushållen om förebyggande åtgärder för att minska uppkomsten av avfall (28). Kommunen ska även informera om sortering av förpackningsavfallet. Inom ramen för utbyggnaden av fastighetsnära insamling ska även kommunerna från 1 januari 2024 till slutet av december 2026 samla in hushållens avfall

bestående av pappers- plast-, glas- och metallförpackningar genom antingen fastighetsnära insamling eller via lättillgängliga insamlingsplatser enligt förordning (2022:1274) om producentansvar för förpackningar 6 kap 3 § (27). 6 kap 4 § delger kommunerna från och med 1 januari 2027 en skyldighet att tillhandahålla hushållsnära insamling av förpackningsavfall av papper, plast, glas och metall. Detta gäller både för hushåll och för verksamheter som har samlokaliserat sin avfallshantering med hushållens.

De hushåll som redan idag har FNI källsorterar bättre än andra hushåll enligt statistik från Avfall Sverige (10) som visade att hushåll med FNI slänger 0,9kg förpackningar i restavfallet per vecka, jämfört med 1,2kg för hushåll utan FNI. Till följd av detta förväntas sorteringsgraden av förpackningar öka efter införandet av krav på FNI. Dock betonar Edo m.fl. (29) att en stor andel förpackningsavfall även sorteras fel vid förekomst av FNI.

Edo m.fl. (29) delger att ökad källsortering endast bör ses som ett delsteg snarare än en heltäckande lösning, då det även krävs andra insatser som ytterligare ökar effektiviteten av utsorteringen. En insats som lyfts är att producenter av förpackningar ska designa för återvinning för att undvika rejekt i återvinningsstegen. 40 procent av klimatutsläppen som erhålls från plastförpackningars avfallsbehandling beräknas uppstå till följd av förbränning av rejekt (5), något som i hög grad tillskrivs avsaknaden av design för återvinning. Samtidigt så bidrar icke utsorterade plastförpackningar med 54 procent av hanteringens klimatutsläpp (12). Se Figur 1 för fördelningen av Sveriges insamlade hushållsavfall 2023.



Figur 1: Visar insamlad mängd hushållsavfall 2023 i olika kategorier enligt data från Avfall Sverige (20).

2.3 Producentansvar

En förpackning får enligt förordning 2022:1274 endast tillhandahållas på marknaden i Sverige om förpackningen bland annat kan återanvändas eller återvinnas, genom antingen material-, energiåtervinning eller kompostering om avfallet är biologiskt nedbrytbart (27). Förordningen definierar en förpackning som: *en engångsartikel eller annan produkt som har framställts för*

att innehåll, skydda eller presentera en vara för att användas eller för att användas för att leverera eller på annat sätt hantera en vara, från råmaterial till slutlig produkt och från producent till användare (27).

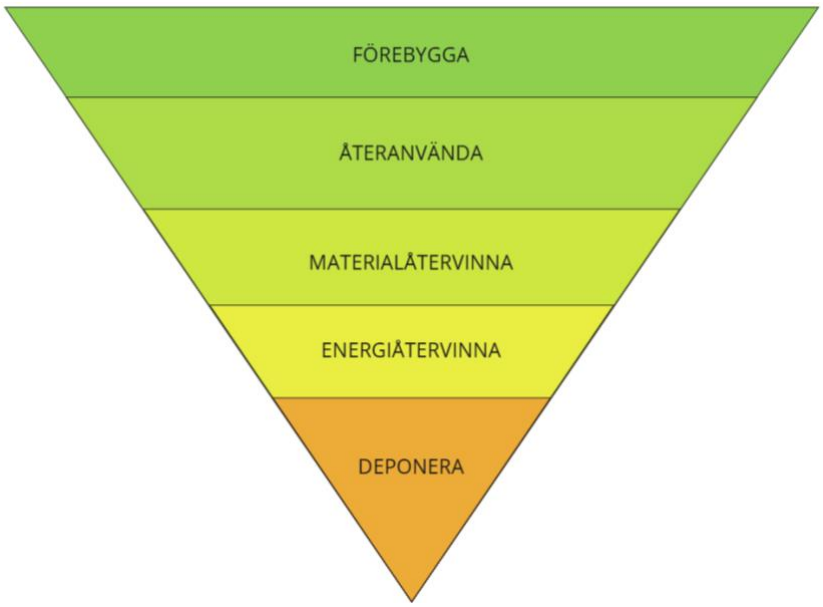
Ett annat krav för förpackningsproducenten från samma förordning (kap 4 § 1) är att denne måste anlita eller på annat sätt tillhandahålla en producentansvarsorganisation innan förpackningen förs ut på den svenska marknaden (27). Producentansvarsorganisationen ska ha som syfte att förebygga och hantera förpackningsavfall och åta sig att ta hand om producentens förpackning när den blir avfall (27). Utländska producenter som vill verka på den svenska marknaden utser ett så kallat producentombud som är etablerat i Sverige som i den utländska producentens ställe ska fullgöra alla producentrelaterade skyldigheter (27).

Producentansvarsorganisationerna delges också ansvar att tillgängliggöra information om verksamheters förpackningsavfall och information till både verksamheter och hushåll om organisationen driver ett pantsystem (27). Samtidigt har kommuner ett ansvar att informera hushåll och verksamheter om ansvar att sortera förpackningsavfall, hur sorteringen ska gå till och om avfallsförebyggande åtgärder (27).

2.4 Avfallshierarkin

Avfallshierarkin (se Figur 2) är en prioriteringsordning som används som beslutsunderlag till lagstiftning och politik med syfte att minimera de negativa effekterna av uppkomst och hantering av avfall samt att förbättra resurseffektiviteten (3). Prioriteringsordningen fastställs i EU:s direktiv om avfall 2008/98/EG (3). Den ordning som förespråkas är enligt följande:

1. *Förebyggande av avfall*: Här ingår åtgärder som vidtas innan en produkt eller ett material blir till avfall med målen att minska mängden uppkommen avfall genom att förlänga livslängden på produkten, minska det uppkomna avfallets negativa inverkan på miljö och hälsa och minska innehållet av farliga ämnen i produkten eller materialet.
2. *Förberedelse för återanvändning*: Här ingår kontroll, rengöring och reparation för att möjliggöra att produkter eller komponenter som blivit avfall kan återanvändas utan ytterligare förbehandling.
3. *Materialåtervinning* innebär bearbetning av material i avfall så att materialet kan återanvändas i sitt ursprungliga ändamål eller i nya ändamål.
4. *Annan återvinning (t.ex. Energiåtervinning)*: Här ingår hantering av avfall som inte inkluderar ovanstående punkter men som ändå leder till att avfallet används till ett nyttigt ändamål. Det kan vara att annat material ersätts, exempelvis att energin i avfall används till att skapa el och värme.
5. *Bortskaffning*: Hantering av avfall som inte utgör återvinning räknas till denna kategori, exempelvis deponering av avfall eller förbränning utan energiåtervinning (3).



Figur 2: Avfallshierarkin inkluderat dess prioriteringsordning från förebyggande av avfall i toppen till kvittblivning av avfall på deponi.

2.5 Materialåtervinning

2.5.1 Papper och kartong

Vid materialåtervinning av papper kan insamlade fraktioner behöva förbehandling innan det återvinns på ett pappersbruk (30). Mängden förbehandling som krävs är kopplat till dels ursprung, dels kvalitetskrav för produktionen (30). Pappersbrukets funktion är att ta olika fraktioner som kan skilja sig i kvalitet och egenskaper och kombinera dessa samtidigt som en konsekvent kvalitet på slutprodukten nås (30). Inom bruket används steg för separationsprocesser som renar pappersmassan från andra ämnen, fiberförbättrande processer och slutförberedande steg som avlägsnande av överflödigt vatten och blekning (30). Även om det finns många fördelar med att återvinna papper finns det faktorer som begränsar möjligheterna bland annat att kvaliteten på pappret försämras varje gång det återvinns på grund av försvagade fibrer (30,31). Detta medför att en viss mängd jungfruliga fibrer behöver blandas in i det nya materialet för att kompensera för den annars försämrade kvaliteten.

2.5.2 Metaller

Materialåtervinning av utsorterade metallförpackningar inleds med att *induktionssortering* identifierar och sorterar ut olika magnetiska metaller genom att induktiva sensorer identifierar metallfraktionen och tryckluft avlägsnar föremålet från avfallsmixen (32). En *virvelströmseparator* separerar ut icke-magnetiska metaller genom att avfallet utsätts för ett snabbt varierande magnetfält som inducerar en så kallad virvelström i metallen. Detta motverkar det omgivande magnetfältet och får föremålet att separeras från de andra materialen (15). Efter att magnetiska och icke-magnetiska metaller sorterats ut smälts de och blir till nya metaller (33). Metallers egenskaper förändras inte av återvinning och kan därför återvinnas oändligt antal gånger (33).

2.5.3 Bioavfall

Bioavfall i form av matrester och andra organiska råvaror kan via biogasanläggningar omvandlas till biogas (34). Det fungerar genom att det utsorterade bioavfallet mals ned och värms upp för att döda bakterier, sedan röts avfallet i en syrefri miljö för att bilda metangas. Gasen renas sedan från andra ämnen som koldioxid för att möjliggöra nyttjande till att driva fordon (34). Vid rötningen erhålls även en näringsrik rötrest som kan användas för att gödsla åkrar istället för mineralgödsel (34). Det kan förutom näringsämnena kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) också förekomma tungmetaller i biogödsel men normalt inte mer än vad som finns i stallgödsel (35).

2.5.4 Plast

Den vanligaste metoden för att materialåtervinna plast är genom mekanisk återvinning där plastmaterialet vanligtvis behandlas genom fyra övergripande steg (32). I första hand så sorteras all insamlad plast för att skapa enhetliga fraktioner.

Efter olika steg som sorterat ut ett renare plastavfall så mals plastmaterialet ner för att möjliggöra behandling av större föremål och öka densiteten av plastavfallet vilket möjliggör en effektivare transport och lagerhållning (32). Efter det tvättas plasten med upp till 60 gradigt vatten och torkas sedan innan fliset är redo för återbearbetning (32).

Processer för återbearbetning kan se olika ut beroende på polymertyp och slutprodukt. De två vanligaste teknikerna kallas för *agglomering* och *extrudering* (32). Agglomering tillämpas huvudsakligen i återvinningsprocessen av plastfilmer där filmen klipps upp i små bitar, värms upp av friktion där värmen får de små bitarna att klumpas ihop i agglomerat, och till sist kyls ner och stelnar (32). Extrudering innebär att materialen blandas och injiceras så att plasten kommer i kontakt med en roterande skruv som för plasten framåt i en cylinder som håller materialets smälttemperatur (32). Inuti cylindern gör trycket att plastkulorna blandas och smälter gradvis samtidigt som smältan avgasas för att avlägsna främmande ämnen. Den smälta plasten pressas slutligen genom en sikt för att ta bort föroreningar, sedan kyls materialet och formas till pellets (32).

Alla plaster kan inte materialåtervinnas via mekanisk återvinning på grund av karaktäristiska egenskaper hos specifika material och till följd av låg renhetsgrad (32). Många olika faktorer medför att plastfraktionen erhåller en låg renhet även efter alla sorteringssteg enligt ovan. Att olika plastmaterial mixas i sorteringen, plasten ingår i kompositmaterial, plastprodukter är laminerade i flertalet lager, eller innehåller tillsatser och andra utfyllnadsmaterial är anledningar till plastmaterialet på olika sätt förorenas (32). Kemisk återvinning av plaster ses här som ett alternativ där man på olika sätt bryter ner plaster till dess grundläggande kemiska byggstenar för att producera nya plastmaterial (32). Det finns ett flertal olika tekniker och utveckling sker på detta område (se t.ex. (36,37)), men samtidigt ifrågasätts kemisk återvinnings effektivitet för att rå bukt med dessa återvinningsproblematiker (38).

2.6 Mål om ökad materialåtervinning

Ett direktiv för materialåtervinning inom EU är direktiv 2018/852 vilket är en ändring av det tidigare förpackningsdirektivet 94/62/EG (39). Syftet med direktivet är att minska mängden förpackningsavfall och öka materialåtervinningen samt främja cirkulär ekonomi i Europa (39). Direktivet beskriver återvinningskraven gällande förpackningsavfall för år 2025 och 2030 enligt Tabell 1 (39).

Tabell 1: Beskriver minimikraven för återvinning av olika förpackningsmaterial som EU:s medlemsstater väntas arbeta mot till år 2025 samt 2030.

Material till återvinning	Återvinningsgrad [vikt-%] 2025	Återvinningsgrad [vikt-%] 2030
Plast	50	55
Trä	25	30
Järnhaltiga metaller	70	80
Aluminium	50	60
Glas	70	75
Papper och kartong	75	85
Totalt	65	70

Direktivet har stort fokus på avfallsförebyggande åtgärder som att minska förpackningsavfall redan vid källan och undvika onödiga förpackningar. Vidare uppmuntras medlemsstaterna att främja återanvändning av förpackningar och användande av återvinningsbara material (39). Direktivet beskriver även rapporteringskrav vilket innebär att nivåerna av återvinning måste rapporteras på årsbasis enligt en standardiserad metod (39). Förutom att arbeta mot kraven i Tabell 1 gällande förpackningsavfall, har Sverige som mål att senast 31 december 2025 öka andelen kommunalt avfall som materialåtervinns eller förbereds för återanvändning till minst 55 viktprocent (2). Till 2030 ska andelen öka till 60 viktprocent och 2035 ska återvinningen öka ytterligare till 65 viktprocent (2,40). För att uppnå dessa mål föreslås bland annat designkrav för att erhålla materialåtervinning av hög kvalitet och kvotplikt på plastråvara (41). Packaging and Packaging Waste Regulation (PPWR) ämnar på så vis att harmonisera nationella åtgärder ytterligare, för att stärka den inre marknaden speciellt för återvunna material och för materialåtervinning och återanvändning generellt (42).

Sveriges mål om nettonollutsläpp av växthusgaser år 2045 ställer också krav på att utsläppen från avfallsförbränningen minskar (43). Även här finns etappmål om 63 procents minskning av Sveriges nettoutsläpp av växthusgaser till 2030, jämfört med 1990s nivå, och 75 procents minskning år 2040 (43). Energiåtervinningsbranschen har till följd av detta åtagit sig att bland annat bidra till utveckling av lösningar för fossilfri avfallsförbränning, aktivt verka med producenter och materialåtervinnare för att uppnå ett mer hållbart avfallssystem (44). Återvinningsföretagen åtar sig även att eftersortera ut plast ur avfall förutsatt att det inte skapar andra miljö- eller hälsoproblem och att andra aktörer ser ett värde i det återvunna materialet (44). Sveriges riksdag har även beslutat om en målsättning om 100 procent fossilfri elproduktion till år 2040, vilket ställer krav på ingen förbränning av fossilt avfall för elproducerande avfallsförbränningsanläggningar (45,46).

2.7 Energiåtervinning

För att ta tillvara på materialets energiinnehåll är energiåtervinning en utbredd avfallshanteringsmetod i Sverige där förbränningen av avfall blir till fjärrvärme och elektricitet (47). Förbränning av avfall frigör energi som tas tillvara, men processen medför också utsläpp av växthusgaser, där de trettiotalet avfallsförbränningsanläggningarna som finns i Sverige står för cirka 7 procent av landets totala växthusgasutsläpp. (47). Enligt 3kap. 19§ i avfallsförordningen (2020:614) är det förbjudet att förbränna avfall som samlats in separat för återanvändning eller materialåtervinning (7)), men till följd av att allt återvinningsbart material från hushållsavfall inte sorteras ut och en stor andel (se Figur 1) av det totala hushållsavfallet hamnar i fraktionen restavfall (48) finns det en potential att öka utsorteringen genom att efterbehandla hushållsavfallet i eftersorteringssteg. En speciellt intressant fraktion att sortera ut är plasten då man på så vis kan minska den fossila andelen i avfallet som energiåtervinns och utsläppen av koldioxid från avfallsförbränningsanläggningarna. Samtidigt så uppstår avfall med för låg kvalitet för att materialåtervinna (32) och rejekt från olika led i avfallshanteringen (5), vilket pekar på att fossilt innehåll ändå kommer förbrännas och ge upphov till fossila utsläpp av koldioxid. För dessa flöden kan andra typer av lösningar behövas. Unsbo m.fl. (47) anger design för återanvändning, reparation och biobaserade produkter som åtgärder uppströms för att minska det fossila avfallet, samtidigt som att det nedströms behövs avsättning för de material som kan återvinnas och att olika ekonomiska incitament behöver peka på andra lösningar än just avfallsförbränning. Att avskilja och lagra koldioxid (kallad CCS, eng. Carbon Capture and Storage) är även en typ av teknisk lösning som har potential att minska energiåtervinningens påverkan på klimatet (47). Ett annat exempel är mätutrustning som möjliggör analys av det fossila innehållet i avfallet, vilket i sin tur gör det möjligt att identifiera avfallskunder med hög respektive låg fossilhalt – något som kan användas för att skicka tydligare signaler uppströms kring ansvarsfördelning och ekonomiska incitament kopplade till klimatpåverkan från energiåtervinning (49).

Även om avfallets fossila andel är särskilt relevant för klimatpåverkan från energiåtervinning, bidrar även andra avfallstyper (så som bioavfall och papper) till så kallade biogena koldioxidutsläpp. Dessa utsläpp kan dock, ur ett livscykelperspektiv, betraktas som koldioxidneutrala vid förbränning eftersom den utsläppta koldioxiden bundits i ny biomassa (50). För att undvika nettoutsläpp under livscykeln krävs dock att biomassauttaget inte överstiger tillväxten, att återplantering sker med växter som binder koldioxid, samt att kolförrådet i mark och vegetation där biomassan utvinns inte minskar påtagligt (50). Dessutom bör användningen av fossila bränslen vid utvinning, transport och omvandling av biomassan undvikas. Enligt Karlsson m.fl. (51) bidrar inte användningen av biomassa i Sverige till koldioxidutsläpp som är överstiger upptaget, och energianvändning med biogent ursprung kan därmed ses som koldioxidneutralt.

Trots att energiåtervinningen ger upphov till klimatpåverkan har även alternativa behandlingsmetoder miljömässiga konsekvenser, vilket gör att alternativ behöver vägas mot varandra. Deponering är den typ av avfallshantering som är lägst värderat i enlighet med avfallshierarkin (3) och förekommer i begränsad omfattning i Sverige (52), delvis tack vare den omfattande användningen av energiåtervinning. Utifrån det perspektivet importeras avfall

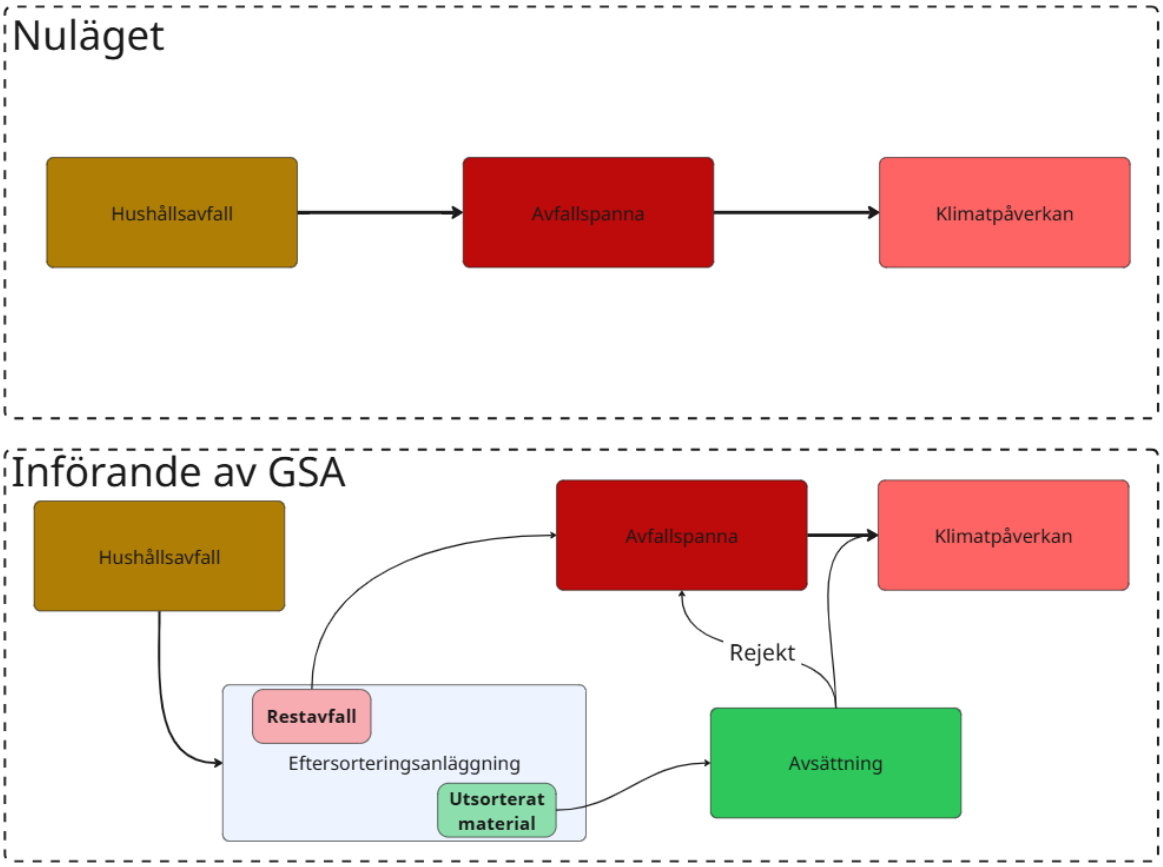
från utlandet för att gå till energiåtervinning i Sverige så att energiinnehållet nyttjas till el- och fjärrvärmeproduktion (53). Samtidigt minskar deponeringen i EU över tid (54,55), vilket aktualiserar frågan om i vilken utsträckning importerat avfall faktiskt ersätter deponi. I takt med att material och energiåtervinning blir allt vanligare inom EU (55) kan de klimatmässiga förtjänsterna med importen därmed bli mer begränsande än tidigare antagits.

3. Fallbeskrivning

I detta avsnitt presenteras fallspecifika förutsättningar för detta projekt, med fokus på Tekniska verken i Linköping och deras roll i hanteringen av kommunalt hushållsavfall. Centrala aktörer för tillvaratagandet av det utsorterade materialen beskrivs också för att delge kontextuell bakgrund gällande dessa aktörer och de interaktioner som förväntas ske inom det studerade systemet.

3.1 Systembeskrivning

Studien genomförs i lokal kontext och undersöker den specifika anläggningen som byggs på Gärstadverket inom TvAB:s verksamhet med fokus på vilka effekter införandet av sorteringsanläggningen har på systemets funktioner. Sorteringsanläggningen kommer sortera ut fraktioner av plast, bioavfall, papper och magnetiska (ferro) och icke-magnetiska (non-ferro) metaller från hushållsavfall och därför ser studien till materieåtervinningsleden för dessa material i livscykelmodellen. I enlighet med Figur 3 går hushållsavfallet i dagens system direkt till förbränning. Efter införandet av sorteringsanläggningen leds de material som sorteras ut vidare till så kallad avsättning, där ett rejekt uppstår. Detta rejekt, tillsammans med det material som inte kan sorteras ut, går till förbränning i avfallspannan. Livscykelanalysen syftar till att fastställa den klimatpåverkan som uppstår från förbränningen i båda systemen, samt från de utsorterade materialens avsättning.



Figur 3: Övergripande illustration över nulägets avfallshanteringen i jämförelse med hur hanteringen av hushållsavfallet kommer gå till vid införandet av eftersorteringssteget.

3.2 Tekniska verken i Linköping

Tekniska verken i Linköping AB (TvAB) är ett kommunalägt bolag som agerar inom områdena avfall och återvinning, fjärrvärme och fjärrkyla, el, vatten och avlopp, biogas och bredband i området runt Linköping och Katrineholm (56). I Linköpings kommun är TvAB den aktör som samlar in hushållens avfall och skickar vidare det källsorterade avfallet till materialåtervinningsaktörer samtidigt som restavfallet förbränns i TvAB:s kraftvärmeverk på Gärstad. Matavfallet och annat organiskt material som sorteras ut i "gröna påsen" blir till biogas på Tekniska verkens biogasanläggning (56).

3.2.1 Gärstadverket

Gärstadverket är ett kraftvärmeverk med fem pannor som har en gemensam panneffekt på 220 MW och som producerar både el och fjärrvärme med avfall som bränsle (56). Avfallet som förbränns kommer från runt 20 svenska kommuner, lokala företag och nationella avfallsaktörer (21). Avfall importeras även från länder som Norge och Storbritannien (21). Avfallet sorterat efter avfallstyp, samt dess ursprung kan observeras i Tabell 2.

Tabell 2: Visar hur mycket av vardera avfallstyp som behandlades via energiåtervinning på Gärstadverket årligen för åren 2020–2022.

Förbränning Gärstad [kton]	2020	2021	2022
Hushållsavfall inhemskt	131	130	92,8
Hushållsavfall import	44,2	24,2	23,5
Verksamhetsavfall inhemskt	114	112	100
Verksamhetsavfall import	254	243	267
Oklar definition	38,7	41,2	53,2
Totalt avfall:	582	550	536

Bygget av Gärstad sorteringsanläggning (GSA) väntas vara klart under 2025 (57). När hushållsavfallet ankommit till sorteringsanläggningen kommer det tippas ned på ett rullband där soppåsar med vibrationer sorteras ut och öppnas. Större fraktioner skickas vidare till en kross. Sorteringen av material sker sedan genom skanning och identifiering med en optisk NIR-teknik, magneter samt med virvelströmsseparatorer (57). Fem olika avfallsfraktioner kommer kunna sorteras ut ur hushållsavfallet; plast, papper och kartong, två sorters metaller samt matavfall (57). Anläggningen väntas kunna hantera 40 ton hushållsavfall per timme (58) och har en maximal kapacitet på 200 kton på ett år (57).

3.2.2 Biogasproduktion

Tekniska verken producerar biogas på en anläggning i Kallerstad i utkanten av Linköping. Biogasen tillverkas av olika typer av organiskt material, så som matrester från hushåll och restprodukter från industrier (59). Materialet förbehandlas genom att fast material mals ner och

sedan så värms allt material upp till 70 grader för att döda bakterier. En rötningsprocess sker sedan i en syrefri miljö som håller ungefär 42 grader för att gas ska bildas. Det tar ungefär 50 dagar. När gasen har bildats förädlas den och sedan komprimeras gasen till 200 bar eller så kyls den ned till -162 grader Celsius beroende på ändamål.

3.3 Svensk Plaståtervinning i Motala

Svensk Plaståtervinning erbjuder ett system för insamling och återvinning av svenska plastförpackningar från verksamheter med producentansvar (60). Deras anläggning Site Zero finns i Motala och är Europas största anläggning för utsortering av plastförpackningar (60). Verksamheten fungerar genom att plast inkommer packat som balar på 1 kubikmeter för att därefter sorteras efter plasttyp och färg (61). Plast som inte kan materialåtervinnas skickas istället till energiåtervinning. Den plast som kan materialåtervinnas säljs efter sorteringen till köpare för vidare tvätt och granulering innan det blir ny plastråvara (61). Svensk Plaståtervinning i Motala inledde 2021 en uppgradering av sin anläggning som resulterar i en fördubbling av kapaciteten från 100 kton till 200 kton (60). Första etappen av uppgraderingen blev klar under 2023 och anläggningen väntas färdigställas under 2025 (60). Förutom uppgraderingen i mottagningskapacitet kan den nya anläggningen sortera ut 12 olika plastsorter i jämförelse med tidigare fyra (62). Det kommer därav vara möjligt att sortera ut upp till 95 % av all mottagen plast till återvinning (62).

3.4 Fiskeby Board

Fiskeby Board är en papperstillverkare som ligger i Fiskeby utanför Norrköping. Fiskeby tillverkar förpackningskartonger av 100 procent returfiber, vilket de är ensamma om att göra i Skandinavien (63). Fiskeby köper på så vis in returfiber bestående av kartongförpackningar, tryckerispill och kontorspapper från hela landet. Eftersom vätskekartonger innehåller plast så separeras pappersfibret från plasten med hjälp av en trumma som blandar returförpackningarna med ljummet vatten (64). Plasten som sorteras ut blir rejekt som förbränns för att producera ånga till interna processer medan pappersfibern blir råvara i kartongproduktionen (64).

4. Teoretiskt ramverk

I detta avsnitt presenteras det teoretiska ramverk som ligger till grund för och påverkar studiens utförande. Syftet är att introducera tidigare forskning på området medan argumentation förs för att lyfta studiens relevans samtidigt som de modeller som används för att förstå och analysera studiens forskningsområde introduceras.

4.1 Tidigare forskning

Med olika förutsättningar och systemdesign för avfallshantering i världen har forskning och utredningar gjorts för att se till hur avfallshanteringssystemet bidrar till miljöpåverkan. Avfallshanteringssystemens miljöpåverkan har utvärderats utifrån olika perspektiv och metodologier (4,20,65–69) men fortfarande saknas djupgående analyser av eftersortering av hushållsavfall ur ett klimatperspektiv och dess följder för det svenska avfallshanteringssystemet.

Ma m.fl. (68) utvärderar växthusgasutsläppen från fyra avfallsförbränningsanläggningar i Kina utifrån ett livscykelperspektiv, i syfte att kartlägga och presentera strategier för att minska utsläppen baserade på regionala förutsättningar. De viktigaste faktorerna för anläggningarnas klimatutsläpp konstateras vara avfallets sammansättning, samt i vilken utsträckning energin från förbränningen tillvaratas (68). Det sistnämnda är en särskilt relevant aspekt då majoriteten av städer i södra Kina saknar fjärrvärmenät, vilket i studien innebar att endast 3 procent av den producerade ångan kunde tillvaratas i två av fyra fall (68). I en svensk kontext kan denna aspekt anses som mindre relevant, då fjärrvärme är mer utbrett. Det kan fortfarande anses betydelsefullt att säkerställa att energin tillvaratas och att tillskriva avfallsförbränningen de potentiella klimatvinster som uppstår genom att ersätta andra uppvärmningsformer.

Utöver de direkta utsläppen belyser Ma m.fl. (68) även åtgärder för ökad materialåtervinning och tillvaratagande av plast med lågt ekonomiskt värde. Att åtgärder kan ha olika effekt beroende på kontext är något som Arushanyan m.fl. (4) diskuterar i sin utvärdering av det svenska avfallshanteringssystemets miljöprestanda för olika framtidsscenarier, ur ett livscykelperspektiv. Förbränning av plast konstateras vara den process som bidrar till störst miljöpåverkan i alla scenarier som undersöks även om energi tillvaratas och ersätter andra bränslen (4). Det påvisar att avfallets plastinnehåll är särskilt relevant för denna utredning, och att åtgärder och faktorer som minskar förbränningen av plast bör eftersträvas.

Eftersom allt material inte kan materialåtervinnas (32) och energiåtervinningen bidrar med växthusgasutsläpp så föreslår Eriksson & Finnveden (67) ett annat sätt att hantera plastavfall. Enligt författarna är det i vissa fall fördelaktigt att lägga plast på deponi istället för att energiåtervinna den (67). Artikeln fokuserar på det plastavfall som inte går att materialåtervinna och konstaterar att deponialternativet är klimatmässigt gynnsamt om man beaktar den långsamma nedbrytningen av kolväten under hundra år i deponin. Att inte nyttja avfallet som bränsle kräver såklart någon annan typ av kraftproduktion, som i sin tur kan innebära klimatpåverkan vilket inte beaktas i artikeln. Samtidigt är snarare trenden att gå från deponi mot ökad material- och energiåtervinning (70). Monni (66) ser till detta skifte genom att jämföra avfallsbaserad kraftvärme med avfallsbehandling via deponi och annan el- och

värmeproduktion (främst baserat på fossila bränslen) i Finland. Avfallsbaserad kraftvärme uppvisar där lägre klimatutsläpp än de andra alternativen, men resultaten är starkt beroende av avfallssammansättningen. En hög andel biogent kol i avfallet innebär högre utsläpp vid deponering, medan en hög andel fossilt kol ger högre utsläpp vid förbränning (66). Pivato m.fl. (65) konstaterar på liknande sätt att deponi av avfall som innehar ett lågt biogent kolinnehåll, presterar bättre än förbränning av det avfallet, även om endast elektricitet produceras via avfallsförbränningen.

Utifrån denna relation mellan deponering och förbränning av avfall som undersökts i dessa artiklar kan för denna utredning konstateras att avfallsbehandling via deponi fortfarande förekommer, och att även om eftersorteringsanläggningens syfte snarare är att styra material från förbränning till materialåtervinning, så finns det förtjänster av energiåtervinning av avfall. Det beror alltså på vilken alternativ behandling som är relevant. I Sverige kan det vara svårare att se deponi som alternativ behandling till följd av deponiförbud av brännbart avfall (71) men samtidigt bör deponi kunna betraktas som ett alternativt behandlingssätt när avfall importeras till Sverige för energiåtervinning. Som tidigare diskuterats betonar även dessa källor att avfallssammansättningen är betydelsefull, eftersom det fossila och det biogena innehållet påverkar klimatpåverkan från olika avfallshanteringssätt på olika sätt. Det kan även konstateras vara viktigt för avfallsförbränningens klimatpåverkan ur ett systemperspektiv att energin tillvaratas för att producera el och fjärrvärme som ersätter annan produktion.

Materialåtervinning av förpackningar bidrar med ett negativt klimatutsläpp enligt Avfall Sverige (69), och att öka insamlingen av förpackningsmaterial i Europa räknas komma med miljövinster ur ett livscykelperspektiv där återvunnen råvara ersätter jungfruligt material (20). Eftersom förbränning av plastmaterial bidrar med höga klimatutsläpp (4,65–67) har studier utrett på vilket sätt och hur materialåtervinningen av plast ska öka.

Blasenbauer m.fl. (15) undersöker införandet av ett eftersorteringssteg av hushållsavfall i Österrike för att öka mängden utsorterade plastförpackningar. Med antagandet att allt hushållsavfall i Österrike kan sorteras i förbehandlingssteg kan återvinningsgraden ökas från 25 till 35 procent (15). På liknande sätt visar Esguerra m.fl. (14) att den svenska återvinningsgraden för plastförpackningar kan ökas från 31 till 59 procent i Sverige genom karakterisering av förpackningar utifrån materialtyp, sammansättning och polymerkomposition. Två huvudsakliga strategier diskuteras för att uppnå denna potential: att förbättra den separata insamlingen, exempelvis genom utvecklad FNI, samt att införa eftersortering där hushållsavfall sorteras mekaniskt – likt vad Blasenbauer (15) utrett. Att graden av materialåtervinning kan ökas på detta sätt utgör ett betydande underlag för denna utredning. Samtidigt behövs fortfarande en analys av det specifika fallets klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv, som även inkluderar fler materialflöden än endast plast.

För att kontextualisera insatser för ökad återvinning i Sverige visar Milios m.fl. (72) hur olika målsättningar och tillvägagångssätt för ökad materialåtervinning kan påverka avfallshanteringssystemets ekonomiska kostnader, jobbtillfällen och växthusgasutsläpp. Även om vår utredning inte fokuserar på ekonomisk genomförbarhet, illustrerar deras analys att ökade krav på materialåtervinning, bland annat genom förbud av förbränning av

återvinningsbara plastflöden, har potential att bidra till minskade utsläpp och ökad resurseffektivitet. Detta stödjer vikten av att utvärdera hur stor minskning av klimatpåverkan och ökad materialåtervinning som införandet av eftersorteringsanläggningen kan komma att bidra med.

4.2 Systemanalys

Livscykelanalys (LCA) är ett verktyg som används till att undersöka miljöpåverkan och resursanvändning hos en produkt under hela dess livscykel (73). Syftet med en LCA är att ge beslutsfattare bättre underlag gällande miljöpåverkan hos en specifik produkt eller funktions livscykel (74,75). En LCA tydliggör olika livscykelfasers bidrag till miljöpåverkan och möjliggör jämförelse mellan olika produkter (74). LCA-metodiken ämnar ge en mer nyanserad bild av produkters eller systems miljöpåverkan genom att erhålla en vidare bild av flertalet livscykelsteg beaktas tillsammans med diverse biprodukter som produktsystemet kan ge upphov till. Det avfallshanteringssystem som denna studie betraktar omger sig med en mångfald av produkter och funktioner vilket motiverar nyttjandet av LCA-metodiken. Samtidigt konstateras att val av metod och tillvägagångssätt för LCA-modelleringen har stor påverkan på resultatet (76) något som bör beaktas när det används för jämförelse mellan olika system och beslutsfattande.

Vid utförande av LCA bör analysens mål tydligt ange vad syftet med analysen är, vad för målgrupp och hur resultatet ska användas (74). För denna studie är syftet att utvärdera införandet av ett eftersorteringssteg i ett existerande avfallshanteringssystem för att ge underlag till beslutsfattande och operationell styrning. Baserat på detta kan studiens omfattning och systemgränser bestämmas så att analysen ser till en modellerad bild av verkligheten i sådan grad att resultatet passar målgruppen och det ändamål som resultatet har. Inom ramen för det modellerade systemet identifieras och kvantifieras sedan relevanta flöden av material och tjänster (75) vilket möjliggör en kartläggning av systemets utbyte med omkringliggande system och dess påverkan på miljön (74), särskilt i de fall där olika scenarier eller systemexpansion används för att belysa alternativa funktioner eller behandlingar. Bedömningen av systemets miljöpåverkan genomförs för att kunna avgöra och uppskatta de kvantifierade flödenas bidrag till miljöpåverkan under livscykeln (74), inklusive eventuell undviken miljöpåverkan från substitution av produkter eller processer i omgivande system. Detta steg genomförs ofta med hjälp av digitala verktyg som baseras på standarder och vetenskapligt granskade data för att beräkna miljöpåverkan (77,78).

För att möjliggöra tolkning och för att göra resultatet mätbart och tydligt definierat baseras resultatet på en så kallad funktionell enhet som delger livscykelns miljöpåverkan per funktionell enhet och fungerar på så vis som referens för samtliga beräkningar inom miljöpåverkansbedömningen. Den funktionella enheten ska vara mätbar och tydligt definierad för att säkerställa att alla påverkansbedömningar genomförs på samma grund (74). För kommunicerbarhetens skull föreslår Ekvall m.fl. (79) att analysen utvidgas till ett multifunktionellt system, där flera funktioner integreras som en del av den funktionella enheten – eller snarare flera parallella funktionella enheter. Detta tillvägagångssätt benämns *basket-of-functions* (funktionskorg) av Majeau-Bettez m.fl (80) och Ekvall m.fl (79), och utgör ett sätt

att hantera multifunktionella system genom att uttryckligen inkludera samtliga funktioner som systemet leverera inom en så kallad *attributionell* rammodell. Analysens multifunktionella system motiverar detta tillvägagångssätt i linje med resonemang från Curran m.fl:s (81), som betonar att *attributional* LCA syftar till att beskriva relevanta utbyten och flöden mellan det betraktade systemet och dess omgivning. Detta skiljer sig från andra vedertagna tillvägagångssätt som hanterar sekundära funktioner genom att tilldela systemet miljövinster för undvikna utsläpp (sk. a*voided burden)* som är vanligt i *consequential* LCA.

I motsats till *avioded burden* fokuserar basket-of-functions-metoden på att analysera och fördela miljöpåverkan för de funktioner som systemet faktiskt tillhandahåller, vilket bidrar till transparens när resultatet redovisas. Denna skillnad lyfts både av Curran m.fl. (81) och Frischknecht m.fl (82) och som understryker att metodvalet bör styras av studiens frågeställningar och den typ av beslut som analysen ska stödja. Därför väljs basket-of-functions som angreppssätt för att kunna inkludera de flertalet funktioner som kan tillskrivas denna studies avfallsbehandlingssystem och för att kunna kommunicera varje funktions bidrag till utsläpp på ett översiktligt sätt.

För att även möjliggöra bedömning och förbättring av beslutsunderlag genom tillhandahållandet av en mer utförlig bild över möjliga utfall och dess konsekvenser kan scenarioanalys vara en lösning (83). Scenarioanalyser kan ta olika former men delas generellt in i *prediktiva*, *utforskande* och *normativa* analyser som vardera används för att uppfylla olika syften med analysen.

I denna studie är så kallade prediktiva scenarier av särskilt intresse, då de syftar till att svara på frågan *"Vad kommer hända?"* (84). Genom modellering av sannolika utvecklingsförlopp vid införandet av det maskinella eftersorteringssteget möjliggörs planering och anpassning inför både potentiella utmaningar och möjligheter (84). Prediktiva scenarier delas ofta in i två underkategorier. *Prognoser* bygger på den mest sannolika utvecklingen och dess konsekvenser för att generera ett referensscenario. Detta kan sedan kompletteras med alternativa utfall för att illusterara ett möjligt intervall av utvecklingsförlopp (84). Samtidigt som *Ifall*-scenarier belyser vad som kan ske under förutsättning att vissa interna eller externa händelser inträffar

En etablerad metod för scenarieutveckling är *intuitive logics* (intuitiv logikmetod), vilket syftar till att skapa förståelse för olika framtidsscenarier samtidigt som etablerade föreställningar utmanas (85). Tillvägagångssättet fokuserar på att analysera relationer mellan kritiska osäkerheter, betydande förutsagda trender och beteende hos relevanta aktörer och intressenter (85). Eftersom systemets verkliga utfall förväntas påverkas i hög grad av trender, omkringliggande aktörer och andra osäkerheter kan på så vis denna metod ses som viktig för att inkludera hur olika krafter interagerar med varandra och hur nutida och framtida drivkrafter påverkar systemet och analysens utfall. Metoden bygger på ett antal steg: att identifiera en fokusfråga, samla in bakgrundsinformation om relevanta trender, identifiera centrala drivkrafter och osäkerhetsfaktorer, samt att konstruera och analysera scenarier.

Derbyshire & Wright (86) betonar vikten av att behålla ett brett perspektiv vid användning av intuitive logics, snarare än att fokusera på enskilda faktorer. Ett sådant angreppssätt möjliggör inkludering av både samverkande och motverkande faktorer, vilket kan ge en mer realistisk

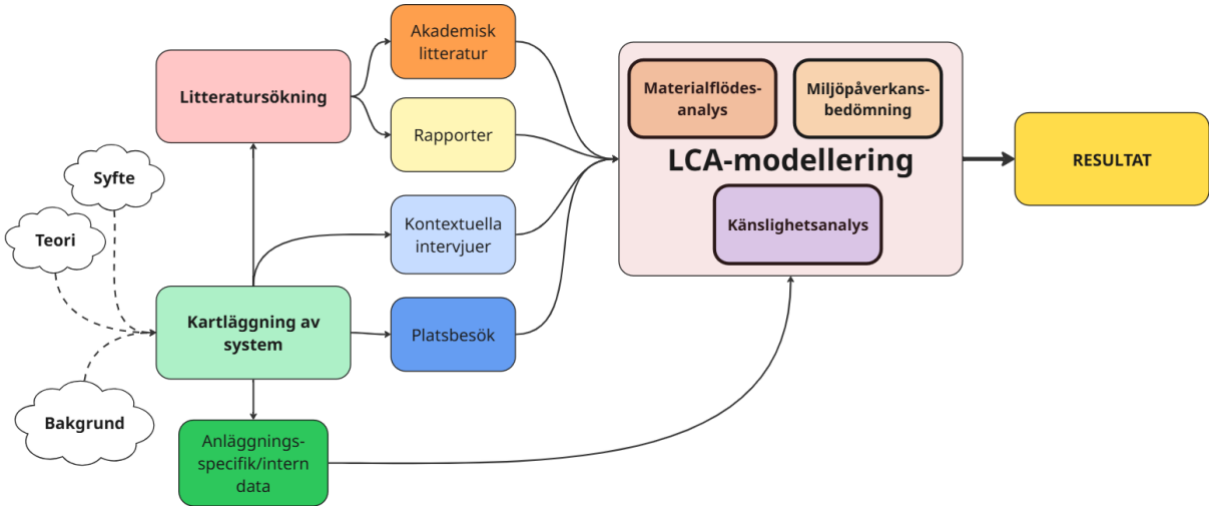
bild av framtida utveckling. Detta breda perspektiv stämmer väl med studiens övergripande angreppssätt, där LCA:n använder basket-of-functions som förhållningssätt för att belysa det komplexa avfallshanteringssystemet och de flertalet funktioner som uppfylls. Genom att kombinera dessa två skapas bättre förutsättningar för att fånga systemets komplexitet och potentiella utvecklingsförlopp på ett realistiskt sätt, då LCA:ns möjliggör en kvantifiering av miljöpåverkan vilket kompletteras av scenarioanalysens förmåga att synliggöra framtida osäkerheter. Detta har möjlighet att ge beslutsfattare en mer robust grund att stå på för långsiktiga satsningar.

Samtidigt kan även kombinationen av dessa två metodiker medföra problem för utredningen. Enligt Ekvall m.fl. (87) medför LCA-metodiken en statisk uppbyggnad av den modell som betraktas, med inlåsningar som innebär LCA i första hand kan delge information varpå man kan se vad som är bästa vägen framåt utifrån hur systemet ser ut idag. Men i och med att avfallshanteringssystem kräver långtgående investeringar för flertalet decennier, så ändras hur väl modellen överensstämmer med verkligheten under tiden som går (87). Till viss del kan scenarioanalysen fungera som ett sätt att ta höjd för hur framtida utveckling kan komma att påverka systemet, speciellt utifrån att prediktiva scenarier används. Ändå är det svårt att säga huruvida det ur dagens perspektiv går att förutse de faktorer som kommer vara av störst intresse framöver och hur införandet av eftersorteringssteget kommer att påverka det bakgrundssystem påverkar systemets prestanda (se Ekvall m.fl. (87)). Metoden kan på så vis konstateras ha begränsningar, men den kombination av LCA och scenarioanalys möjliggör ändå en analys mer anpassad för långsiktigt strategiskt beslutsfattande, vilket är centralt för denna studies syfte och målgrupp.

5. Metod

Detta kapitel beskriver den metodik som använts för att utvärdera klimatpåverkan vid införandet av en maskinell sorteringsanläggning för hushållsavfall vid Gärstadverket. Den övergripande metoden bygger på en livscykelanalys (LCA), där det aktuella avfallshanteringssystemet har modellerats och analyserats i programvaran SimaPro med hjälp av inventeringsdata från Ecoinvent. Genom att kombinera interna anläggningsdata, akademisk litteratur, branschrapporter, expertintervjuer och platsbesök har en verksamhetsnära modell utformats som möjliggör en kvalitativt relevant och beslutsstödsorienterad analys för TvAB.

För att möjliggöra en heltäckande analys har metoden delats upp i flertalet delmoment. Systemets avgränsningar och funktioner definieras först i avsnitt 5.1 Systemdefinition, där särskild vikt läggs vid de materialflöden och tjänster som anläggningen förväntas påverka. Datainsamlingen beskrivs sedan och omfattar såväl kvantitativa som kvalitativa källor. Avsnitt 5.3 redogör för hur LCA-modelleringen i SimaPro genomförts samt hur utsläpp, energiflöden och återvunna materialflöden hanterats i analysen. Slutligen beskrivs den scenario- och känslighetsanalys som använts för att hantera osäkerheter och identifiera nyckelfaktorer med särskilt stor påverkan på resultaten. Figur 4 illustrerar hur data integreras i modellens uppbyggnad och därigenom tydliggör metodens struktur.

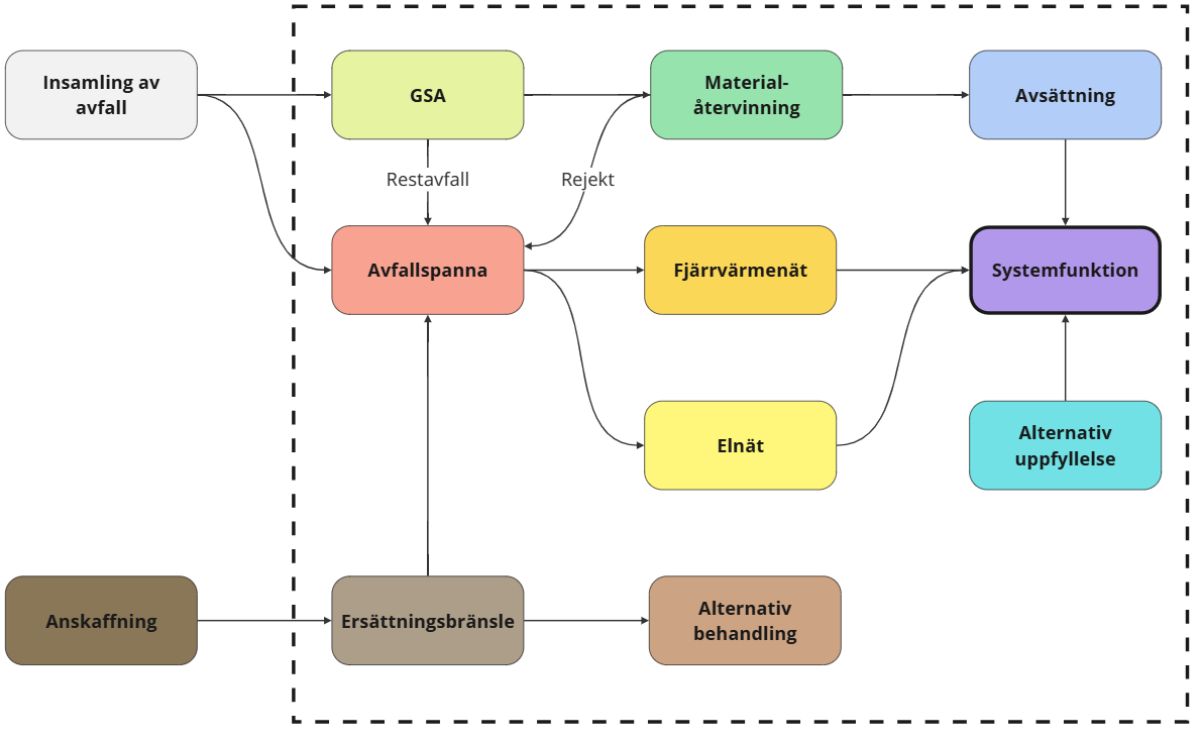


Figur 4: Bild över studiens översiktliga metod som presenterar hur kartläggningen av systemet bidragit till modelleringen av livscykelanalysen med diverse metodsteg. Diverse steg för kartläggning av systemet och datainsamling har bidragit till livscykelmodellens materialflödes- och känslighetsanalys som baserat på miljöpåverkansbedömningen har producerat ett resultat.

5.1 Systemdefinition

Projektet undersökte de förändringar som väntas uppkomma till följd av införandet av sorteringsanläggningen varav övriga insatser för ökad materialåtervinning så som förbättrad kommunikation till hushållen eller bredare införande av FNI diskuteras men tas inte hänsyn till inom ramen för studiens livscykelmodellering. Denna avgränsning genomförs för att belysa en mer isolerad potential av sorteringsanläggningens införande vilket tydligare möjliggör jämförelse med dagens system, där ingen eftersortering finns.

Det system som betraktas har sitt fokus på sorteringsanläggningen och de materialflöden som den ger upphov till följd av utsorteringen av de fem fraktionerna plast, papper, bioavfall, magnetisk och icke-magnetisk metall. Vardera fraktion har ett bakgrundssystem som nedströms tillhandahåller en funktion som betraktas som systemfunktioner. Se Figur 5 för en illustrering av det studerade systemet.



Figur 5: Illustration över det system som beaktas inom denna studie där livscykeln tar hänsyn till den miljöpåverkan som sorteringsanläggningen, avfallspannan och materialåtervinningen ger upphov till. För de fall som kräver alternativ uppfyllelse av systemfunktionerna beaktas även dess bidrag till klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv.

Systemgränserna i modellen omfattar hela kedjan från eftersortering av hushållens restavfall till dess att återvunna material och energi ersätter andra funktioner i samhället. Insamling av hushållsavfall exkluderas då fokus ligger på de förändrade material- och energiflödena nedströms som följer av sorteringsanläggningens införande. Därmed inkluderas energiåtervinning i Gärstadverket, materialåtervinning av utsorterade material, produktion av biogas och rötrester från bioavfall samtidigt som systemet beaktar sorteringsanläggningens påverkan och det restavfall som går till förbränning via sorteringen. Transporter och behandlingssteg inkluderas fram till dess att systemets funktioner är uppfyllda. När sorteringsanläggningen är i drift och införandet medför uppfyllelse av alla systemfunktioner nås den utveckling som kommer benämnas som projektets referensscenario. Detta innebär att ingen funktion uppfylls på alternativ väg (se Figur 5). Innan sorteringsanläggningen tagits i drift tillförs inga återvunna material från avfallshanteringen och då krävs alternativ uppfyllelse för att uppfylla systemets funktioner. Ersättningsbränsle krävs ej innan sorteringsanläggningen tagits i drift men är nödvändigt i projektets referensscenario, då material sorteras ut finns ett behov för att uppfylla funktioner kring produktion av el och fjärrvärme.

Eftersom utsorteringen minskar mängden avfall till förbränning, beaktas ersättningsbränsle i form av utländskt verksamhetsavfall alternativt biobränsle av returträ, som tillförs pannan för att uppfylla energifunktionen. Processer uppströms (som insamling och import) exkluderas. Då verksamhetsavfall inte fullt ut (eller alls) nyttjas som ersättningsbränsle, antas verksamhetsavfallet deponeras utomlands. Biobränslet antas gå till energiåtervinning på en annan anläggning inom Sverige. Ekonomiska aspekter har inte beaktats i den förväntade utvecklingen och de scenarier som analyseras. Däremot har hänsyn ur ett marknadsperspektiv tagits till att återvunnet material i vissa fall behöver användas i större mängd än jungfruligt material för att uppnå samma funktionalitet, till följd av återvunnet materials generellt lägre marknadsvärde och potentiellt lägre kvalitet.

Studien genomförs huvudsakligen i en lokal kontext och avgränsar sig till att undersöka det specifika system som GSA introduceras inom med TvAB som aktör och avfallsförbränningsanläggningen på Gärstadverket i Linköping. Systemets uppbyggnad syftar till att möjliggöra en heltäckande bedömning av klimatpåverkan från införandet av eftersorteringssteget och dess roll i det lokala avfallshanteringssystemet.

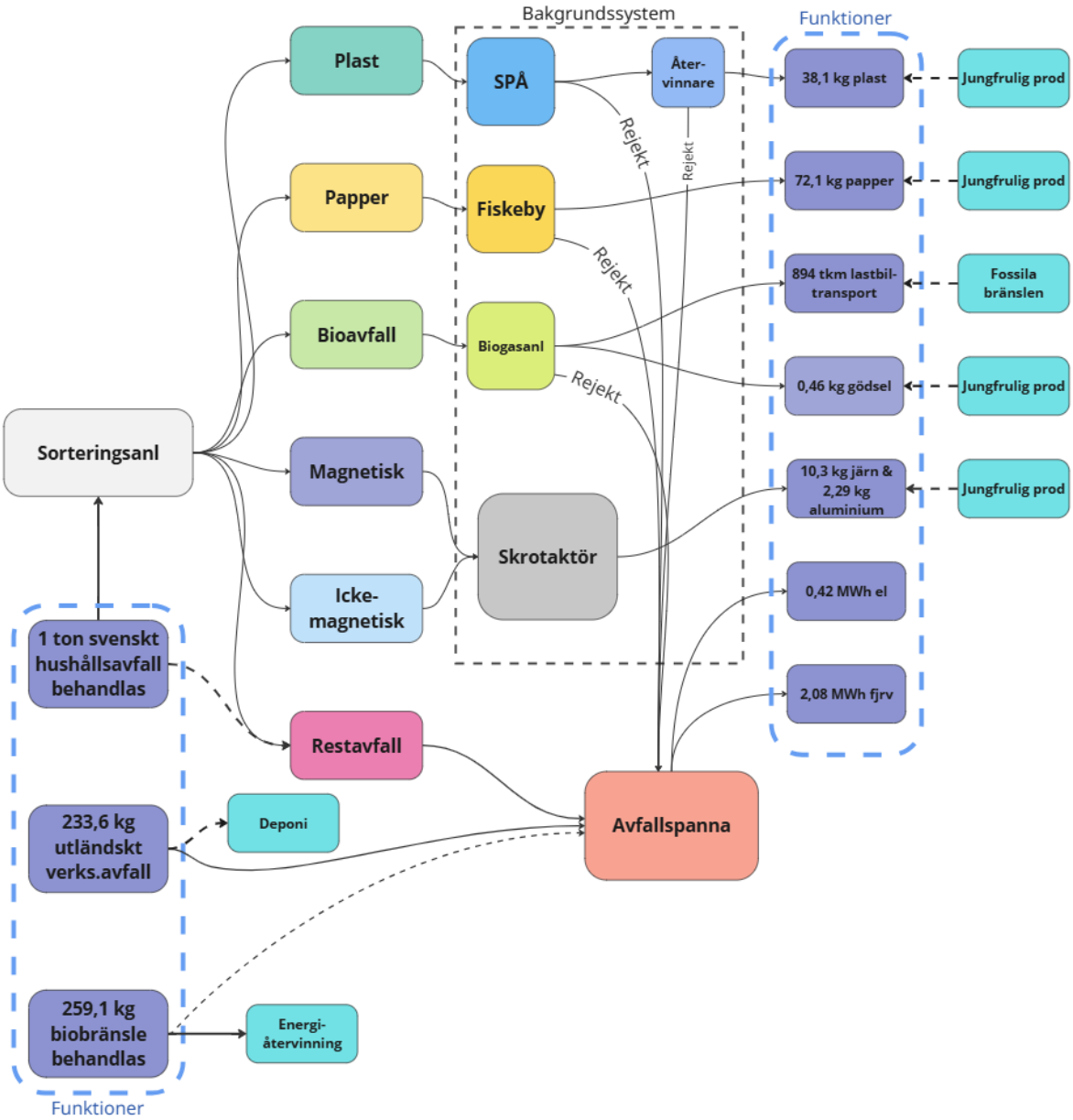
5.1.1 Systemfunktioner

Baserat på vilka funktioner som systemet med infört eftersorteringssteg förväntas kunna uppfylla bestäms systemets *basket-of-functions* (funktionskorg) till följande, med avseende på den energiproduktion som ett ton ingående hushållsavfall förväntas generera samt nyttjandet av sorteringsanläggningens fem utsorterade fraktioner:

a. Behandling av ett ton ingående hushållsavfall,
b. behandling av 233,6 kg utländskt verksamhetsavfall,
c. behandling av 259,1 kg biobränsle,
d. 0,42 MWh producerad elektricitet,
e. 2,08 MWh producerad fjärrvärme,
f. 10,3 kg magnetiska metaller,
g. 2,29 kg icke-magnetiska metaller,
h. 38,1 kg plastmaterial,
i. 72,1 kg pappersmaterial,
j. 894 km lastbilstransport, och
k. 0,46 kg gödsel.

Mängden behandlat utländskt verksamhetsavfall bestämdes med avseende på den mängd ersättningsbränsle som behövdes för att tillgodose den ursprungliga energimängd som energiåtervinning av ett ton hushållsavfall ger upphov när material undviker energiåtervinning till följd av utsorteringen. Rejekt från diverse nedströmsaktörer (sett från GSA) går till energiåtervinning och minskar på så vis behovet av ersättningsbränsle. Resterande funktioner är de materialflöden som kan utvinnas och nyttjas ur hushållsavfallet genom eftersorteringen och ersätta alternativ funktion i referensscenariot. Plast- och pappersfraktionen återvinns för att bli nytt plast- respektive pappersmaterial, bioavfallet nyttjas till produktion av biogas som ger upphov till lastbilstransporter samtidigt som rötrester uppfyller funktion som gödsel. De båda metallfraktionerna återvinns och väntas fylla funktionen av magnetiska respektive icke-

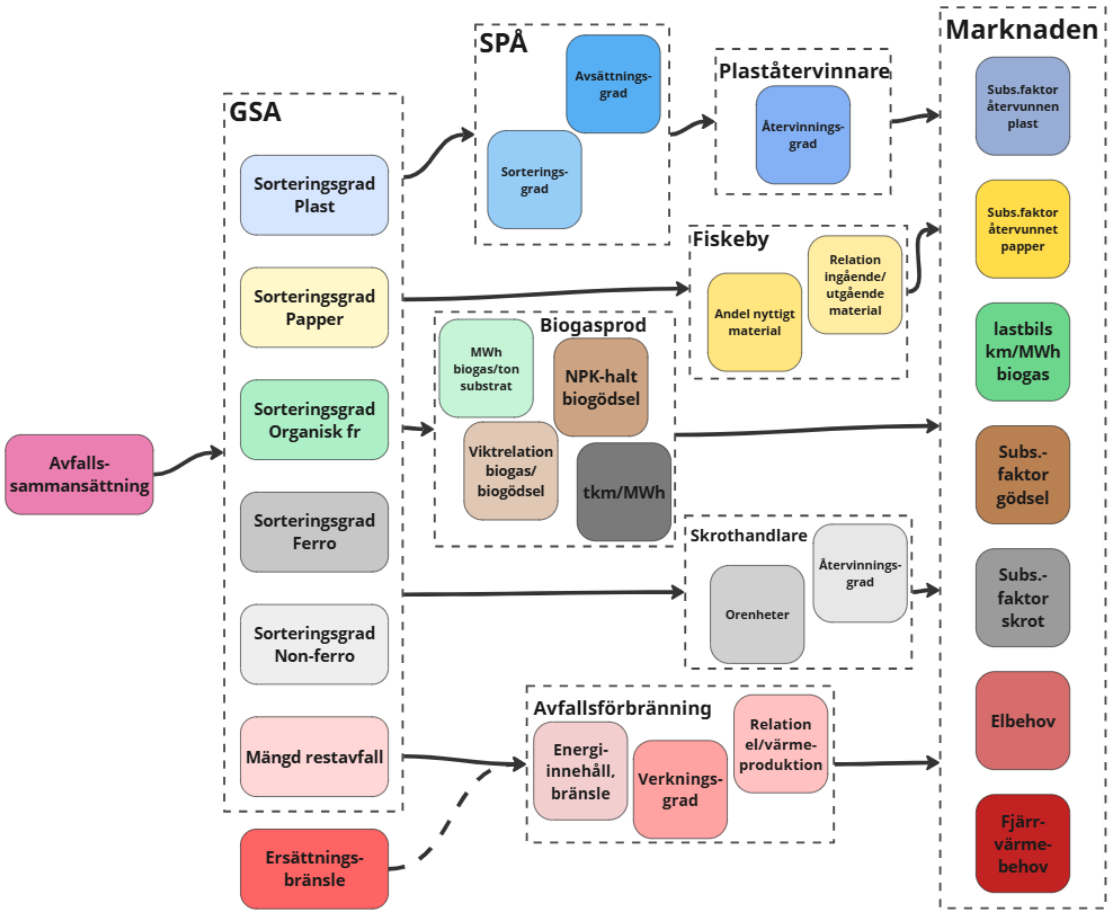
magnetiska material. Se Figur 6 för bild på översiktlig bild över systemet och hur GSA uppfyller systemets funktioner.



Figur 6: Visualisering över systemet efter införandet av sorteringsanläggningen samt med funktionernas alternativa uppfyllelse. Systemets funktioner uppfylls för referensscenariot av de utsorterade fraktionerna och av energiåtervinning av restfraktionen från sorteringsanläggningen, rejekt från bakgrundssystemet samt från det importerade ersättningsbränslet.

Figur 7 åskådliggör de faktorer som påverkar systemets materialflöden. I första hand baseras modellens materialflöden på sorteringsanläggningens utsorteringsgrad för de fem avfallsfraktionerna med en restfraktion som förbränns, och det behovet av ersättningsbränsle som uppkommer till följd av utsorteringen. Plastfraktionen påverkas nedströms av sorteringsgraden hos Svensk Plaståtervinning (SPÅ), vilken grad av avsättning som SPÅ har för olika plastsorter samt av återvinningsgraden hos de plaståtervinnare som SPÅ säljer sitt material till. Den pappersfraktion som sorteras ut påverkas nedströms av hur stor andel nyttigt material som fraktionen består av och hur effektiv återvinning som sker hos Fiskeby Board. Utbytet mellan utsorterad mängd bioavfall och den resulterande lastbilstransportsträckan

påverkas av mängden rejekt i anläggningens förbehandlingssteg, utbytet mellan hur mycket biogas som produceras per vikt ingående substrat samt hur mycket energimängd som behövs per sträcka. Gödselfunktionen bestäms av hur mycket rester som erhålls per ingående substrat samt dess halt av kväve, fosfor och kalium och uppskattad substitutionsfaktor mellan biogödsel och mineralgödsel. För utbytet mellan utsorterad mängd magnetisk och icke-magnetisk metall så påverkas den främst av mängden orenheter i flödet, samt eventuella förluster under materialåtervinningsprocessen. El- och fjärrvärmeproduktionen som erhålls inom systemet påverkas av energiinnehållet från bränslet som tillförs pannan, verkningsgraden och med vilken relation som den nyttiga energin nyttjas som el eller fjärrvärme. Då hushållsavfallet enbart utgör en mindre andel av det totala avfallet som förbränns i avfallspannan avgränsar sig projektet från att se till behandling av den aska och slagg som uppstår vid avfallsförbränning. Denna avgränsning grundar sig i att förenkla beräkningar och modellering samt i att sorteringsanläggningen inte väntas ha en nämnvärd påverkan på mängden avfall som förbränns och därmed den aska och slagg som uppstår. Förutom nämnda faktorer så påverkas funktionerna i modellen av olika marknadsmekanismer så som relationen mellan det ekonomiska värdet på återvunnet och jungfruligt material.



Figur 7: Bild över de parametrar som påverkar utbyten mellan utsorterade material och de uppfyllda funktionerna som kan observeras inom systemet. Avfallssammansättningen bidrar med den totala förekomst av specifika material i det hushållsavfall som behandlas via GSA. Sorteringsgraderna hos GSA bidrar till hur stort materialflöde som erhålls för varje fraktion samt hur stor mängd restavfall som går till avfallsförbränning, vilket indirekt influerar mängden ersättningsbränsle som behandlas av systemet. Flertalet aktörer med diverse parametrar bidrar sedan till att materialflödena nyttjas innan de slutligen relateras till diverse marknadsmekanismer för att uppfylla systemets funktioner.

Återvunna material förväntas erhålla en lägre kvalitet och ett lägre marknadsvärde än jungfruligt producerade material. För att hantera detta beaktas en alternativ uppfyllelse av varje funktion, med en substitutionsfaktor som jämför systemets sätt att tillgodose funktionen och det alternativa tillvägagångssättet. Substitutionsfaktorn illustrerar skillnaden i funktionalitet mellan användningen av återvunna material och den konventionella metoden. Den resulterande graden av funktionell uppfyllelse för systemet och alternativet presenteras i Tabell 3.

Tabell 3: Relation mellan systemets egentliga upphov av funktioner och alternativ uppfyllelse av funktionen. De värden som listas under "Alternativ uppfyllelse" är alltså det som definieras som systemfunktioner medan systemets egentliga upphov är den riktiga funktionen som uppstår för referensscenariot men som sedan skalas med avseende på en marknadsmässig substitutionsrelation mellan återvunna och jungfruliga material.

Funktion	Egentligt upphov, system	Alternativ uppfyllelse	Alternativ källa
Järn [kg]	11,4	10,3	Jungfrulig prod.
Aluminium [kg]	2,55	2,29	Jungfrulig prod.
Plast [kg]	47,0	38,1	Jungfrulig prod.
Papper [kg]	83,8	72,1	Jungfrulig prod.
Lastbilstransport [tkm]	894	894	Fossil transport
Gödsel [kg]	88,5	0,46	Jungfrulig prod., mineralgödsel

5.2 Datainsamling

På översiktlig nivå har en kartläggning av systemet inneburit bearbetning av branschrelevanta rapporter och akademisk litteratur, kontextuella intervjuer med personer på olika aktuella roller inom den svenska avfallshanteringssystemet samt platsbesök på Svensk Plaståtervinnings anläggning Site Zero i Motala och TvABs kraftvärmeverk och den blivande sorteringsanläggningen på Gärstadverket. Slutligen har interna anläggningsspecifika data bearbetats för att tillsammans med andra källor bidra till modelleringen av systemet och till beräkningen av systemets klimatpåverkan.

I studiens inledning genomfördes en ostrukturerad litteratursökning via databasen Scopus med ändamålet att kartlägga systemet. Detta genomfördes via databasen Scopus samt med verktyget Scopus AI, för att hitta akademisk litteratur som behandlar potentialer och lösningar till hur materialåtervinning kan öka inom avfallshanteringssystemet samt hur avfallsförbränningens fossila klimatutsläpp kan minskas. Rapporter från relevanta aktörer som Naturvårdsverket, IVL Svenska Miljöinstitutet och branschorganisationen Avfall Sverige har bearbetats för att erhålla kontextuell information för systemet och data till LCA-modelleringen.

Projektet har tagit del av interna data och forskningsunderlag från TvAB och Linköpings Universitet (LiU) som rör Gärstadverkets sorteringsanläggning. Med bakgrund av detta har möten och utbyten med aktörer från företag och organisationer som LiU, SPÅ, IVL Svenska

Miljöinstitutet, SÖRAB, Fiskeby Board, Ragn-Sells och RISE uträttats för att bidra till projektgruppens lärandeprocess, verifiera data och diskutera hinder och möjligheter för avfallshanteringssystemet.

Som grund för gällande system och ingående parametrar har denna utredning även tagit del av en förstudie som internt på TvAB beräknar GSA:s miljönytta ur ett livscykelperspektiv. På så vis har anläggningens förväntade utsorteringsgrad, energianvändning och den energimängd som kan utvinnas via energiåtervinning kunnat definierats för denna utredning. Baserat på den källhänvisning som angivits för förstudien har dess data undersökts för att uppdatera och justera dessa baserat på aktuella källor.

Avfallssammansättningen för hushållsavfallet och verksamhetsavfall bestämdes med hjälp av plockanalyser. Hushållsavfallets sammansättning bestämdes som ett genomsnitt mellan flerbostadshus och villor för åren 2021 och 2022 på plockanalyser för hushållsavfall från Linköpings kommun, utfört av EnvirAB. Sammansättningen för importerat verksamhetsavfall kunde också bestämmas med hjälp av en plockanalys utförd av EnvirAB på verksamhetsavfall från Norsk Gjenvinning som slutbehandlades av TvAB 2024. Se

Tabell 5 för resulterande sammansättning för hushålls- och verksamhetsavfallet.

För att sedan se till nedstigande led i livscykeln har data samlats in från branschrelevanta rapporter och aktuella aktörer för varje utsorterad fraktion. Kontakt och samtal har till följd av detta hållits med aktörer som listas i

Tabell 4.

Tabell 4: Lista över centrala aktörer som bidragit till studiens datainsamling.

Aktör	Roll	Media
TvAB	Projektledare förstudie	Möte i person
SPÅ	Klimat- och miljöstrateg	Distansmöte
TvAB	Bränsleplanerare	Distansmöte
Naturvårdsverket	Forskare	Distansmöte
Fiskeby Board	Sektionschef	Mail
TvAB	Projektledare biogas	Möte i person
RISE	Samordnare SPCR120	Distansmöte
TvAB	Produktansvarig biogas	Distansmöte
SÖRAB	Anläggningschef	Distansmöte
Ragn-Sells	Säljare	Distansmöte

LiU	Forskare biogas	Mail

Uppgifter såsom återvinningsgrader och energianvändning för olika processteg har i första hand kunnat verifieras genom kontakt med relevanta aktörer, när dessa uppgifter inhämtats från litteratur eller branschrapporter. I de fall då sådan data inte funnits tillgänglig har aktörerna även kunnat bidra med kompletterande värden till modelleringen.

5.3 Livscykelmodellering

I modelleringen används två olika bestämda avfallssammansättningar som hölls konstanta inom systemet (om inget annat anges), en för hushållsavfallet och en för det utländska verksamhetsavfall som används som ersättningsbränsle. Dessa avfallssammansättningar bestämdes baserat på plockanalyser för hushållsavfall från Linköping 2021–2022 samt verksamhetsavfall från Norsk Gjenvinning som behandlats av TvAB. Avfallssammansättningarna återfinns i

Tabell 5.

Tabell 5: Avfallsammansättning på det hushållsavfall som behandlas i sorteringsanläggningen baserat på plockanalys av hushållsavfall från Linköping 2021–2022 samt utländskt verksamhetsavfall från Norsk Gjenvinning 2024. Observera att vissa rapporterade fraktioner skiljer sig från mellan plockanalyserna.

Avfallsfraktion	Hushållsavfall [%]	Verksamhetsavfall [%]
Bioavfall	29,4	4,9
Papper/kartong	24,3	30,3
Plast	15,5	21,4
Glas	2,4	1,5
Metall	1,8	2,8
Övrigt oorganiskt	4,4	-
Farligt avfall	0,1	0,04
Elektronik	0,2	0,2
Textil	3,0	7,8
Övrigt	18,7	20,1
Trä	-	9,8
Gummi	-	1,3

För att underlätta genomförandet av livscykelanalyserna användes modelleringsverktyget SimaPro och inventeringsdatabasen Ecoinvent. SimaPro användes till att kvantifiera

miljöpåverkan hos det undersökta systemet och skapa underlag för analys. SimaPro användes för simulering av olika scenarier vilket gav underlag för jämförelser mellan och analys kring olika val och strategier. Då projektet endast ämnade modellera avfallshanteringen av de ingående materialen modellerades de utan att inkludera råvaruutvinning, materialförädling och tillverkningsprocesser.

Projektet fokuserade på modellering av klimatpåverkan uttryckt i koldioxidekvivalenter. Detta val gjordes för att möjliggöra en tydlig och lättförståelig kommunikation av resultaten och för att förenkla kopplingen till klimatrelaterade mål. Detta perspektiv har valts till följd av delad målbild från TvAB och fokus från ett forskningsprojekt som TvAB genomför tillsammans med Linköpings Universitet som ser till klimatnyttan av införandet av FossilEye och sorteringsanläggningen i avfallshanteringssystemet. Avgränsningen syftade även till att resultaten ska vara mer lättillgängliga och användbara i olika sammanhang, särskilt i strategiarbete och beslutsfattande kopplat till klimatomställningen. Samtidigt innebar avgränsningen att andra hållbarhetsaspekter inte beaktades, såsom andra miljöpåverkanskategorier eller ekonomiska och sociala dimensioner. Inkluderandet av fler hållbarhetsaspekter hade potentiellt påverkat vissa scenariers relevans, exempelvis om ett scenario visade sig vara ekonomiskt ohållbart eller medfört annan betydande miljöpåverkan. Det är dock värt att notera att när det gäller avfallshantering genom energiåtervinning är klimatpåverkan en av de mest centrala miljöaspekterna, eftersom det fossila innehållet i avfallet bidrar i hög grad till klimatutsläpp (47).

Vid modellering beräknades Gärstadverkets skorstensutsläpp från den resulterande energiåtervinning som sker. Även om sammansättningarna hos inkommande hushållsavfall och ersättningsbränsle består kan sammansättningen i det som slutligen går till energiåtervinning skilja sig mellan scenarierna bland annat baserat på resulterande rejektströmmar. Energiåtervinningens bidrag till klimatpåverkan fördelas över produktionen av el och fjärrvärme med antagandet att verkningsgraden är 90 procent och en sjättedel av den nyttiga energin blir el och fem sjättedelar fjärrvärme enligt interna data. Övrig klimatpåverkan som tillskrivs systemet är kopplat till hanteringen av utsorterat material och de systemfunktioner som utsorteringen ger upphov till, vilket inkluderar transporter och behandlingsprocesser för respektive material. Inom systemets funktioner inkluderas även behandling av 233,6 kg utländskt verksamhetsavfall och 259,1 kg biobränsle som kan användas för att tillgodose det energibehov som uppstår till följd av att material sorteras ut och nyttjas på andra sätt än för energiutvinning. För de fall som de ersättningsbränslena inte går till energiåtervinning så går verksamhetsavfallet till deponi utomlands medan biobränslet går till energiåtervinning på annan svensk anläggning och som därför tillskrivs systemets påverkan men inte TvAB:s skorstensutsläpp.

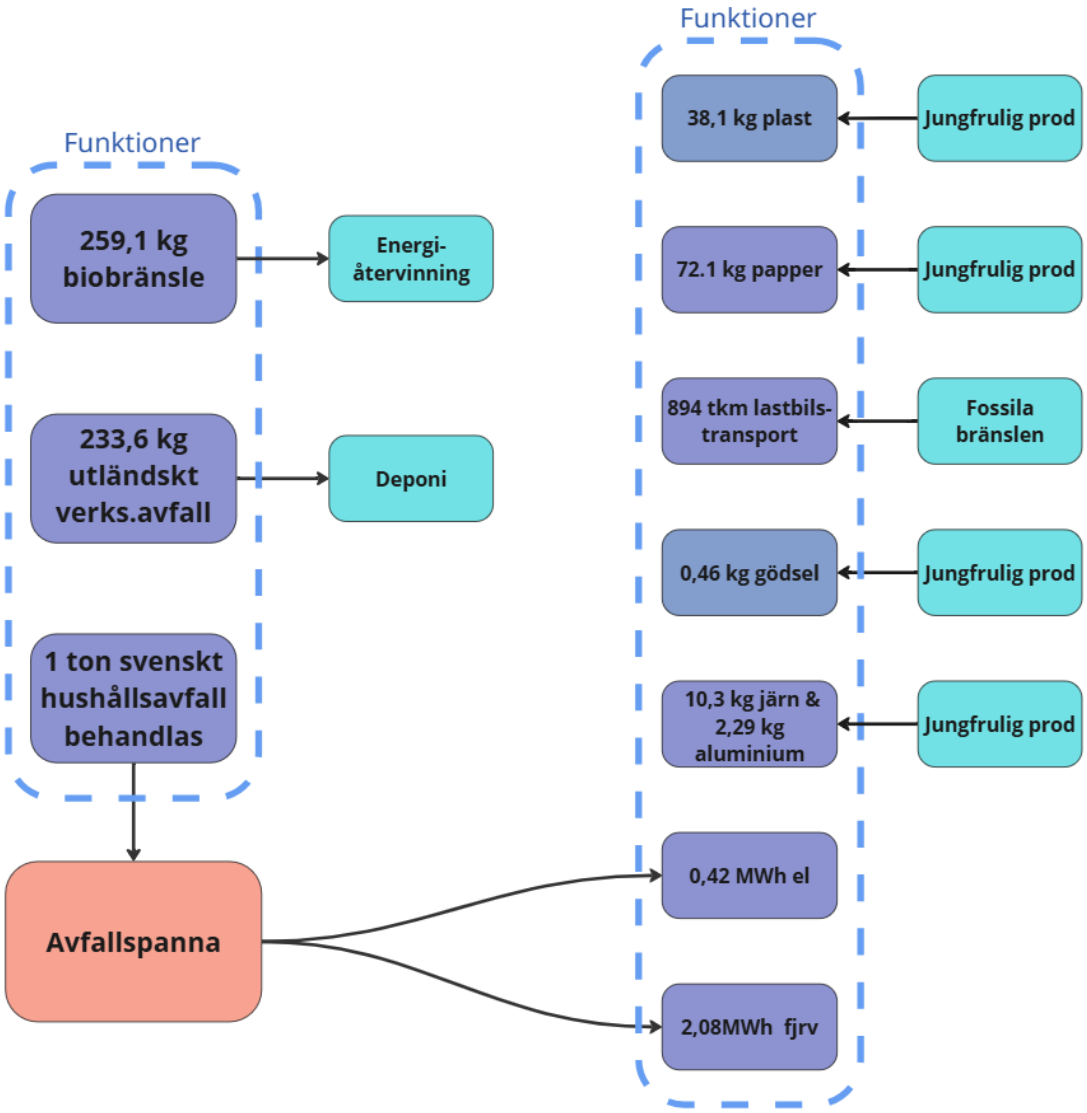
Behovet av ersättningsbränsle kvantifierades efter mängden energi i det material som sorterats ut av GSA. Mängden ersättningsbränsle beräknades genom att dividera ersättningsbehovet med energiinnehållet per ton ersättningsbränsle med sammansättning enligt Tabell 5.

Viktigt att ta hänsyn till är till vilken grad modelleringen har möjlighet att avbilda verkligheten och eventuella begränsningar det medfört. Modellen konstruerades till viss del med antaganden

och data från andra system än det faktiskt beaktade systemet vilket bidragit till vissa modellosäkerheter. Inom detta projekt orsakas ett tydligt kunskapsgap av att sorteringsanläggningen ännu inte i drift vilket minimerar möjligheten till anläggningsspecifika data. För att hantera denna brist på data beaktades både leverantörsdata, som specificerade sorteringsanläggningens förväntade prestanda, och andra svenska eftersorteringsanläggningar för att skapa en mer omfattande bild om vad som kan väntas av den nya sorteringsanläggningen. Modelleringen har utformats så att hänsyn tas till bristande datatillgång och datakvalitet genom att lyfta osäkerheter kring avsättningar, ersättningsbränslet och återvinningsgraden för de utsorterade materialfraktionerna genom en scenarioanalys. De diverse scenarier och utfall som beaktas ämnar bilda ett sannolikt resultatintervall vilket stärker metodens tillförlitlighet då det ger en tydligare bild över möjlig klimatnytta eller negativa utfall beroende på hur de identifierade nyckelfaktorerna utvecklas.

5.3.1 Nuläge

I dagens system förbränns med energiutvinning varje ton svenskt hushållsavfall som hanteras på Gärstad, vilket ger upphov till 420 kWh elektricitet som TvAB säljer på elmarknaden och 2080 kWh fjärrvärme som säljs på fjärrvärmenätet i Linköping. För översiktsbild över avfallshanteringssystemet i nuläget, se Figur 8.



Figur 8: Dagens system med behandling av hushållsavfallet enbart via energiåtervinning som ger upphov till energifunktionerna medan resterande funktioner uppfylls på alternativt vis.

För att uppnå modellens systemfunktion krävs jungfrulig produktion av plast, papper, metallerna och mineralgödsel. Lastbilstransporten baseras på fossila bränslen. Det utländska verksamhetsavfall går till deponi när den inte importeras och förbränns av TvAB, medan biobränslet går till energiåtervinning på annan svensk anläggning.

Miljöpåverkan från förbränningen av hushållsavfallet modelleras i SimaPro med hjälp av emissionsfaktorer för avfallsförbränning från databasen Ecoinvent v3.10 för varje respektive material i hushållsavfallets sammansättning. För det utländska verksamhetsavfallet modelleras miljöpåverkan via kontrollerad sanitär deponi av det ingående materialet, baserat på RoW-värden (Rest of World) från Ecoinvent. För samtliga använda processer i SimaPro, se kompletterande material.

Den miljöpåverkan som tillskrivs plast tas för jungfrulig produktion av LDPE, HDPE, PP och PET med antagandet fördelning på 62, 8, 16 respektive 14 procent, enligt data från TvAB:s tidigare ansökan till klimatklivet. Inventeringsdata för varje plastsort från Ecoinvent väljs inom modelleringen för att tillskriva systemet miljöpåverkan från uppkomsten av materialet. För

jungfrulig produktion av pappersmaterialet väljs en europeisk vätskekartong för att modellera miljöpåverkan då det anses representativt för det pappersmaterial som ingår i hushållsavfallet. För att modellera magnetisk metall väljs låglegerat stål från en världsgenomsnittlig marknad. För icke-magnetisk metall valdes aluminium från Europa för att representera miljöpåverkan från jungfrulig produktion. Miljöpåverkan från mineralgödsel beräknades genom att inkludera produktion och distribution av de ingående näringsämnena kväve, fosfor och kalium inom svenska marknader.

Vid modellering av transporter användes värden för en genomsnittlig europeisk lastbilstransport som uppfyller utsläppsklassen EURO6. Dessa värden valdes för att ge utrymme till användning av olika typer av fordonstyper då specifik information om dessa saknades.

Samtliga utsläpps- och miljöpåverkansdata från jungfrulig produktion hämtades från ecoinvent v3.10 med systemmodellen APOS (Allocation at the Point of Substitution), som tillämpar ekonomisk allokering i kombination med marknadssubstitution. Miljöpåverkan från multifunktionella processer fördelas utifrån produkternas ekonomiska värde, där biprodukter antas ersätta motsvarande marginalprodukter på marknaden. Beräkningarna genomfördes i SimaPro med hjälp av ReCiPe 2016 Midpoint (H) som metod för miljöpåverkansbedömningen. Midpoint användes för att belysa miljöpåverkan tidigt i processen innan effekterna gett slutliga konsekvenser. Den hierarkiska (H) tidsramen används då det anses vara det mest neutrala och tar hänsyn till både kort- och långsiktiga konsekvenser. Miljöpåverkansbedömningen fokuserade på klimatpåverkan (Global Warming Potential) uttryckt i kilogram koldioxidekvivalenter (kg CO2e).

5.3.2 Framtida scenarier

Under projektets gång har flertalet osäkerheter framkommit kring anläggningens och återvinningssystemets effektivitet, kommande beslutsfattande och utveckling av lagar och regler på området. För att kunna se till hur stor påverkan som förändringar inom systemet kan komma att ha på modellen genomfördes känslighetsanalyser på scenario- och parameternivå. Framtagandet av scenarierna baserades på *intuitive logics* där systemets drivkrafter och osäkerheter kunde identifieras baserat på den bakgrundsinformation som tidigare samlats in. Detta tillvägagångssätt möjliggjorde utveckling av kontextspecifika scenarier som baserade på systemspecifika data, snarare än på generella antaganden. Drivkrafter för systemet kunde konstaterats vara ökad materialåtervinning och minskade klimatutsläpp. Samtidigt kan ekonomiska intäkter för avfallsbehandling ses som en typ av drivkraft för TvAB då de får betalt för att behandla avfall och de på så vis erhåller incitament att behandla så mycket avfall som systemet tillåter. Aspekter av osäkerheter utkristalliserades också kring avsättning för det utsorterade bioavfallet och vilka bränslen eller tekniker som ska fungera som ersättning för den undvikna energiåtervinningen. De resulterande scenarierna listas i Tabell 6.

Tabell 6: De scenarier som undersöks inom studien listas tillsammans med scenariets syfte.

Scenario	Syfte

Referensscenario	Utreda förväntad utveckling vid införandet av GSA
Ingen avsättning för papper och bioavfall	Utreda följderna ifall papper ej tas emot hos materialåtervinnare samtidigt som bioavfallet inte tillåts användas till biogasproduktion
Biobränsle som ersättningsbränsle	Utvärdera följderna av att använda ersättningsbränsle med bättre klimatprestanda ur ett skorstensperspektiv
Plastinnehåll i ersättningsbränsle	Se till systemets känslighet för verksamhetsavfallets plastinnehåll
Sorterings/återvinningsgrad	Undersöka systemets känslighet för antagna parametervärden
Worst case	Undersöka systemets resulterande prestanda vid sämst antagna förutsättningar

Den använda metoden inkluderar känslighetsanalyser för att identifiera och analysera de faktorer som har störst betydelse för systemets klimatpåverkan. Eftersom varje känslighetsanalys har ett specifikt fokusområde kan det ifrågasättas om vissa aspekter har förbisetts, aspekter som vid en framtida utvärdering av systemet efter införandet skulle kunna visa sig ha en avsevärd inverkan på klimatpåverkan. Angreppspunkterna för känslighetsanalyserna valdes utifrån identifierade drivkrafter bakom införandet av eftersortering samt osäkerheter kring hur beslutsfattande och faktorer utanför TvAB:s rådighet kan påverka systemets prestanda. Dessa utgångspunkter baserades i hög grad på kommunikation med branschaktörer, vilket till viss del ger antagandena legitimitet. Samtidigt är eftersortering av hushållsavfall ännu inte särskilt utbrett i Sverige, vilket innebär att vissa potentiellt viktiga faktorer fortfarande kan ha förbisetts. Något som understryker behovet av att genomföra fördjupade analyser efter att anläggningen har tagits i drift.

För att på detaljnivå beskriva hur de olika modellerade scenarierna tillgodoser systemets funktioner beskrivs varje scenario för sig nedan. Systemets detaljerade utsorterings- och återvinningsgrader delges också och antas vara den samma för alla scenarier om inget annat anges.

Införande av sorteringsanläggningen

Ett referensscenario för systemet definierades utefter att varje utsorterad fraktion hittar en avsättning och samtliga funktioner uppfylls av avfallshanteringen (se Figur 6 för övergripande bild). Scenariot kan ses som en prediktiv prognos då det delger en preliminärt förväntad utveckling där plast-, pappers- och metallfraktionerna förväntas ersätta jungfrulig produktion. Bioavfallet ämnas användas till biogasproduktion som möjliggör lastbilstransporter och rötresterna kan uppfylla mineralgödsels funktion samtidigt som importerat verksamhetsavfall behandlas via energiåtervinning på Gärstad. Varje fraktions sorteringsgrad kunde bestämmas med hjälp av intern kommunikation från TvAB och presenteras i

Tabell 7. Sorteringsgraderna ska beaktas som preliminära eftersom GSA inte är driftsatt ännu.

Tabell 7: Identifierade preliminära sorteringsgrader för sorteringsanläggningen på Gärstad.

Avfallsfraktion	Sorteringsgrad GSA
Plast	60 %
Papper	42 %
Bioavfall	64 %
Magnetisk metall	95 %
Icke-magnetisk metall	85 %

Enligt tidigare ses SPÅ, Fiskeby och TvABs biogasproduktion som aktörer som möjliggör avsättningen av de utsorterade fraktionerna och för att beräkna den resulterande materialåtervinningen som GSA ger upphov till togs sorterings- och återvinningsgrader för dessa aktörer och processteg fram. SPÅ förväntas ha en sorteringsgrad på 82 procent baserat på Ekvall m.fl (79), en siffra som verifierats via kommunikation SPÅ. 75 procent av det utsorterade plasterna hos SPÅ antas ha avsättning hos en materialåtervinnare. Plaståtervinnaren i sin tur förväntas ha 82 procent återvinningsgrad enligt Ekvall m.fl. (79). Pappersfraktionen förväntas ha en total återvinningsgrad på 84 procent baserat på kommunikation med Fiskeby Board. För den organiska fraktionen förväntas 17 procent sorteras ut under förbehandlingen innan rötkammaren i enlighet med Björnberg (88) och kommunikation med biogasproduktionen på TvAB. För de båda metall-flödena antas 8 procent av fraktionen inte återvinnas till följd av orenheter samt att återvinningsgraden förväntas ligga på 90 procent i enlighet med intern kommunikation samt Björnberg (88). Se

Tabell 78 för resulterande nyttjandegrader för samtliga avfallsfraktioner nedströms från GSA.

Tabell 78: Resulterande nyttjandegrader för de fem materialfraktionerna i samtliga beaktade nedstigande led efter GSA.

Avfallsfraktion	Resulterande återvinningsgrad
Plast	50,4 %
Papper	82 %
Bioavfall	83 %
Magnetisk metall	82,8 %
Icke-magnetisk metall	82,8 %

I referensscenariot beräknas miljöpåverkan i stora drag på samma sätt som beskrivs i 5.3.1 Nuläge, med några skillnader. Förbränning av de olika materialen i hushållsavfallet modelleras på samma sätt enligt tidigare beskrivning. I referensscenariot förbränns emellertid även ersättningsbränslet i form av utländskt verksamhetsavfall och den miljöpåverkan beräknas på liknande sätt som det svenska hushållsavfallet, via materialspecifika förbränningsprocesser nära Sverige i den mån det var möjligt ur datasynpunkt. Energi- och värmeanvändning hos samtliga återvinningssteg, med tillhörande miljöpåverkan modellerades med data för el och fjärrvärme från Sverige. Eftersom referensscenariot precist uppfyller alla systemfunktioner modellerades inte någon undviken miljöpåverkan till följd av återvinning av material.

Ingen avsättning för bio- och pappersfraktionen

Ett scenario konstruerades för att beakta huruvida det utsorterade bio- och pappersavfallet tillåts användas till produktion av biogas respektive återvunnet papper och dess påverkan på systemets klimatprestanda. Scenariot anses relevant då regelverk kring certifiering av rötrester från biogasanläggningar och standarder kring inköp av ingående material till pappersåtervinning idag förhindrar användning av eftersorterat material till dessa processer, se (89,90). När de utsorterade bio- och pappersfraktionerna inte skickas vidare för behandling av externa aktörer förväntas de gå till energiåtervinning på Gärstad, vilket ger upphov till ett lägre behov av ersättningsbränsle. Det utländska verksamhetsavfallet som inte förbränns på Gärstad deponeras istället. Samtidigt behöver systemfunktionerna relaterade till de påverkade flödena uppfyllas på alternativ väg, vilket leder till att fossil lastbilstransport, och jungfrulig produktion av mineralgödsel och pappersmaterial modelleras in i systemet.

Detta scenario modellerades på liknande sätt som beskrivs för tidigare scenarier med vissa skillnader för hur mycket material som tillförs avfallspannan från det svenska avfallshanteringssystemet, importbehovet av utländskt verksamhetsavfall, mängden deponi utomlands och energi- och värmebehov i respektive återvinningsprocess. Då avfallshanteringssystemet i detta scenario inte tillför marknaden med bioavfall och papper modelleras transporter som lastbilstransporter med fossila bränslen och papper som jungfrulig produktion av vätskekartong, enligt tidigare beskrivningar.

Biobränsle som ersättningsbränsle

Vid modellering av biobränsle som ersättningsbränsle antas inget utländskt verksamhetsavfall importeras. Scenariot modellerades med avseende på att användning av trädbränsle är inom TvAB:s rådighet då förbränning av flis och returträ med energiutvinning redan idag sker inom företagets verksamhet (56). Det utländska verksamhetsavfallet antas hanteras via deponering som alternativt behandlingssätt. Införskaffandet av biobränslet tas ej hänsyn till enligt tidigare resonemang. Mängden biobränsle som behövs för att uppfylla energibehovet modelleras baserat på energibehovet och returträs uppskattade energiinnehåll. Resterande systemfunktioner uppfylls i enlighet med referensscenariot.

I detta scenario modellerades ersättningsbränslet som obehandlat avfallsträ från Sverige i LCA-modellen. Som följd modelleras en hantering av det utländska verksamhetsavfallets på deponi enligt tidigare beskrivning. Förbränning och materialåtervinningsprocesser med tillhörande klimatpåverkan modelleras enligt tidigare beskrivningar.

Plastinnehåll utländskt verksamhetsavfall

För att beakta det importerade verksamhetsavfallets fossila innehåll genomfördes en parameteranalys där plastinnehållet i ersättningsbränslet halverades respektive dubblerades baserat på den plasthalt som presenteras i

Tabell 5. Övriga materialfraktioner skalades proportionerligt för att behålla samma relativa sammansättning som innan. Mängden verksamhetsavfall som behövs för att tillfredsställa energibehovet varierar med avseende på att energiinnehållet justeras i enlighet med avfallets materialsammansättning. När mängden importerat avfall justerats påverkar det också mängden material som hanteras via deponi utomlands för att uppfylla den fastställda mängden behandling av utländskt avfall som delges i funktionskorgen, dvs 233,6 kg avfall (se 5.1.1 Systemfunktioner).

Scenariot modellerades enligt tidigare beskrivningar men med skillnader för det utländska verksamhetsavfallets sammansättning vilket påverkar sammansättningen på de material som förbränns och både mängd och sammansättning hos det avfall som hanteras via deponi.

Sorterings- och återvinningsgrad

Sedan utformas en känslighetsanalys på parameternivå som ser till systemets utsorterings- och återvinningsgrader och marknadens substitutionsfaktorer för två fall. Ett fall för höga erhållna och antagna värden och ett för lägre värden. För plast kunde utsorteringsgraden i GSA varieras mellan olika kommunicerade värden, från litteraturkällor kunde ett högt och ett lågt värde för utsorteringsgraden hos SPÅ och för återvinningsgraden hos materialåtervinnare erhållas samt så kunde olika marknadsbaserade substitutionsfaktor bestämmas baserat på källor. För pappersfraktionen kunde återvinningsgraden varieras baserat på olika källor. Mängden bioavfall som sorteras ut under förbehandlingssteget på biogasanläggningen varieras mellan uppgifter från intern kommunikation på TvAB och litteraturkällor. Utsorteringsgraden för de magnetiska fraktionerna hos GSA varieras utefter kommunikation med Brista sorteringsanläggning. Återvinningsgraden för magnetisk och icke-magnetisk metall varieras

något utefter litteraturkällor och substitutionsfaktorn antas vara den samma för magnetisk och icke-magnetiska metallen. I

Tabell 9 listas de värden som antas för de olika fallen där de icke redovisade relationer är de samma i alla fall. Förändrade mängder och flöden gällande rejekt och ersättningsbränslen hanteras enligt tidigare beskrivning där rejekt går till energiåtervinning på Gärstad medan de ersättningsbränslen som inte behövs för att uppfylla energibehovet behandlas på alternativt sätt.

Tabell 9: Känslighetsanalys på parameternivå av sorterings- och återvinningsgrader med högt respektive lågt räknade värden. För referensscenariot listas de parametervärden som delges systemet för i alla övriga fall medan de ändrade värden som antas för hög respektive låg återvinningsgrad.

Fraktion	Steg	Referens	Hög	Låg
Plast	Sorteringsgrad GSA	60%	-	35% (91)
	Sorteringsgrad SPÅ	82%	90% (92)	67% (92)
	Avsättningsgrad	75%	100%	-
	Återvinningsgrad	82%	-	47% (93)
	Substitutionsfaktor	81% (92)	95% (16)	48% (16)
Papper	Återvinningsgrad	82%	85% (94)	65% (88)
	Substitutionsfaktor	86%	100%	56%
Bioavfall	Utsortering förbehandling	83%	-	80%
Magnetisk metall	Sorteringsgrad GSA	95%	-	60% (91)
	Återvinningsgrad	90%	97% (93)	-
	Substitutionsfaktor	90%	100%	-
Icke-magnetisk metall	Sorteringsgrad GSA	85%	-	60% (91)
	Utsortering förbehandling	92%	-	65% (93)
	Återvinningsgrad	90%	-	87% (93)
	Substitutionsfaktor	90% (95)	100%	-

Detta scenario modellerades med samma processer och tillhörande klimatpåverkan som används i tidigare beskrivningar med numeriska modifikationer enligt

Tabell 9 och implikationer av dessa modifikationer.

Worst-case-scenario

Det modellerades även ett *worst-case*-scenario som kombinerar låga grader av utsortering och återvinning, avsaknad av avsättning för pappers- och bioavfallet, samt ett verksamhetavfall med hög fossilhalt som ersättningsbränsle. Modelleringen av detta scenario skedde i enlighet med tidigare beskrivningar kring ersättningsbränsle, avsättningar och återvinningsgrader. Detta scenario modellerades för att se till systemets sämst antagna förutsättningar och för att på så vis belysa konsekvenserna av hur illa sorteringsanläggningen potentiellt kan prestera.

5.3.3 Energiflöden

Energianvändningen som krävs för att hantera systemets materialflöden inkluderades i modelleringen. För all elanvändning hos anläggningarna antas medelspänning och avfallsbaserad fjärrvärme antas för värmeanvändningen. Sorteringsanläggningens el- och värmeanvändning bestämdes baserat på kommunicerad preliminär total energianvändning samt total hanteringskapacitet för anläggningen på årsbasis. Elanvändningen hos SPÅ baserat på kommunicerad användning per utsorterat kilogram samtidigt som värmebehovet uppskattades till en åttondel av elbehovet baserat på relationen mellan el- och värmebehovet hos GSA. För plaståtervinnare kunde värden för återvinning av HDPE, PP, PET och LDPE erhållas från litteraturkällor (88,92,93). Biogasanläggningens energibehov kunde bestämmas med hjälp av litteraturkällor (88) och kommunikation med representanter hos TvAB:s biogasproduktion samt forskare på LiU. Med hjälp av kommunikation med Fiskeby Board kunde ett energibehov per kilogram återvunnet pappersmaterial bestämmas. Slutligen kunde ett energibehov per kilogram återvunnen metall bestämmas baserat på litteraturkälla (93). För flertalet externa källor har endast användningen av el eller energi benämnts vilket inneburit att denna studie antagit att eventuellt värmebehov som tillräknats under angett energibehov går att tillgodose med elektricitet, det vill säga att det totala energibehovet modellerats som ett elbehov.

*Tabell 10: Energianvändningen per kilogram material för varje hanteringssteg som modelleras. *Produkterna från biogasproduktionen fördelas energianvändning baserat på relation i utgående vikt. **Metallåtervinningen för magnetisk och icke-magnetisk metall antas ha ett samma energibehov per kg material.*

Hanteringssteg	Elanvändning (kWh/kg material)	Värmeanvändning (kWh/kg material)
GSA	0,118	0,031
SPÅ	0,140	0,018
Plaståtervinnare HDPE	0,861	-
Plaståtervinnare PP	0,861	-
Plaståtervinnare PET	0,169	-
Plaståtervinnare LDPE	1,853	-
Biogasanläggning*	0,097	0,108
Pappersåtervinnare	2,570	-
Metallåtervinning**	2,811	-

5.3.4 Transporter

Systemet inkluderar transporter mellan GSA och materialåtervinnare där alla transporter antas ske med hjälp av lastbil. Plastfraktionen transporteras från GSA till SPÅ i Motala, därifrån antas det utsorterade materialet skickas till materialåtervinnare i Nederländerna medan rejektet från sorteringsprocessen i Motala antas transporteras tillbaka till Gärstad för energiåtervinning. Rejekt från plaståtervinningsaktören i Nederländerna förväntas inte transporteras tillbaka till Gärstad. Den organiska fraktionen transporteras till TvAB:s biogasanläggning i Kallerstad och rejekt från förbehandlingssteget förs tillbaka till Gärstad. Distribution av biogas och biogödslet inkluderas inte i modellen. Till Fiskeby Board utanför Norrköping transporteras pappersfraktionen med energiåtervinning av rejektet på Gärstad. Metallfraktionerna förväntas tas emot och behandlas av en extern aktör på Gärstad enligt intern kommunikation och därför modelleras inga transporter av de fraktionerna.

5.3.5 Total klimatpåverkan vid införande av sorteringsanläggning

Eftersom GSA i dagsläget endast har kapacitet att behandla 200 000 ton avfall per år, medan det årligen behandlas upp emot 600 kton avfall på Gärstad (96) så genomförs en proportionell skalning av livscykelmodelleringens resultat för energiåtervinningen för att se till hur stor påverkan införandet har för TvAB:s totala avfallsbehandling. Syftet är att kunna uppskatta hur införandet av GSA påverkar Gärstadverkets direkta klimatutsläpp.

Beräkningen baseras på antagandet att allt hushållsavfall (enligt

Tabell 2) behandlas genom GSA, medan allt resterande avfall fortsatt förbränns. Resultaten viktas därefter utifrån hushållsavfallets andel av den totala avfallsmängden samt den klimatpåverkansförändring som uppstår vid införande av eftersortering ur ett skorstensperspektiv. Detta gör det möjligt att uppskatta den totala lokala utsläppsminskningen som kan uppnås genom införandet av eftersorteringssteget.

6. Resultat & Analys

Nedan presenteras resultaten från projektets genomförda modelleringar. Först delges modellens resulterande prestanda för det nuvarande avfallshanteringssystemet i jämförelse med referensscenariot vid införandet av sorteringsanläggningen. Därefter redovisas både systemets totala klimatpåverkan och skorstensutsläpp för samtliga scenarier. Varje scenario analyseras med fokus på de mest relevanta skillnaderna i jämförelse med övriga scenarier, med avseende på de scenariospecifika förutsättningarna.

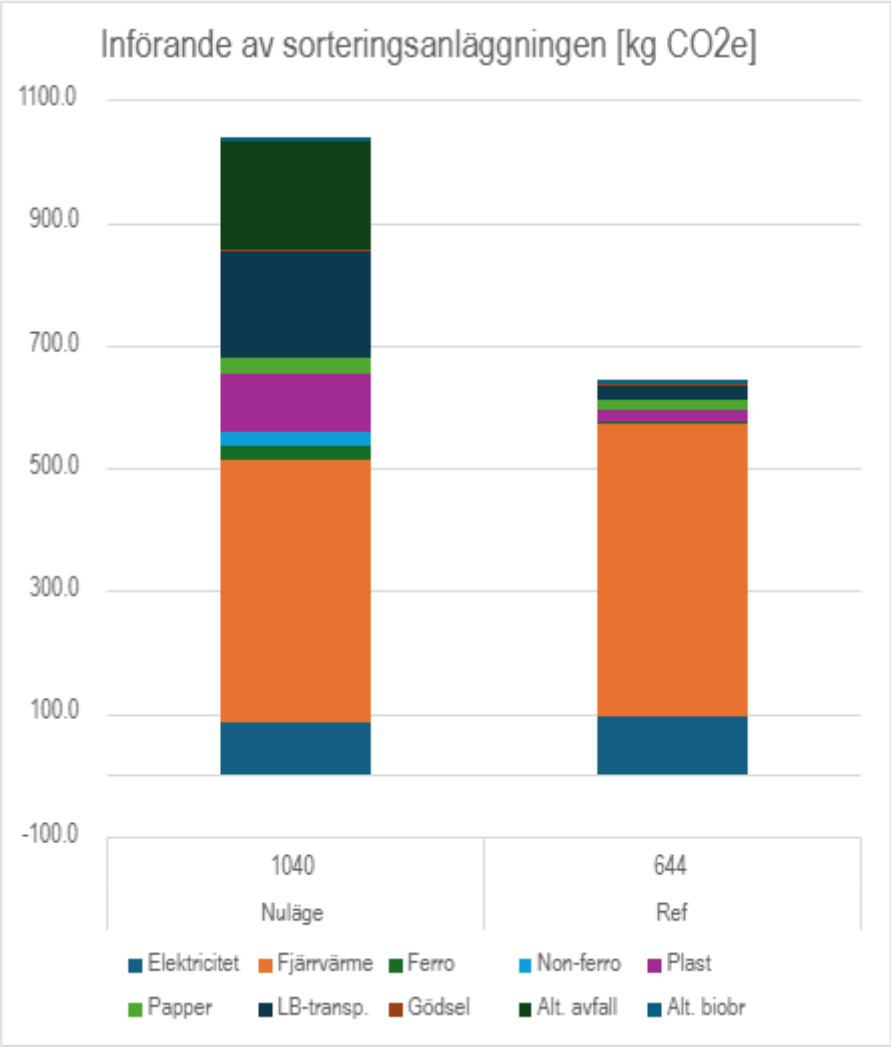
6.1 Dagens system och införandet av sorteringsanläggningen

Figur 9 visar utsläpp av koldioxidekvivalenter från dagens system där hushållsavfall förbränns med energiutvinning för produktion av el och fjärrvärme, samtidigt som resterande systemfunktioner tillfredsställs med hjälp av jungfrulig produktion av metaller, plast, papper och gödsel samt till fossilt bränsle till transportfunktionen. Energiåtervinning av ett ton kommunalt hushållsavfall tillsammans med alternativ uppfyllelse av systemets funktioner ger upphov till utsläpp på 1040 kg koldioxidekvivalenter. En väsentlig del av utsläppen kan kopplas till energiåtervinningen vilket tilldelas funktionerna el- och fjärrvärmeproduktion. Plastfunktionen bidrar i hög grad till de totala utsläppen i nuläget, vilket sannolikt förklaras av att produktion är jungfrulig och plast inkluderar utvinning av fossila råmaterial och har energikrävande tillverkningsprocesser, liknande hur lastbilstransporterna har en märkbar klimatpåverkan till följd av sin användning av fossila drivmedel. I Figur 9 framgår att deponi står för en stor del av utsläppen, vilket beror på att 233,6 kg utländskt verksamhetsavfall i detta scenario inte importeras för energiåtervinning utan behandlas på deponi vilket leder till påtagliga klimatutsläpp.

Införandet av sorteringsanläggningen möjliggör utsortering av material som kan ersätta jungfrulig produktion av de utsorterade materialen. Till följd av återvunna materials lägre värde behöver systemet tillgodose en större mängd material än vad som efterfrågas av funktionerna, med avseende på en substitutionsfaktor. I referensscenariot nyttjas 156 kg bioavfall, 83,8 kg pappersmaterial, 47 kg plastmaterial och 11,4 respektive 2,5 kg magnetisk och icke-magnetisk metall med ursprung ur ett ton hushållsavfall för att tillgodose systemets funktioner. Detta ger tillsammans med den avfallsbehandling av de inkluderade ersättningsbränslen och energiåtervinning av det hushållsavfall som inte sorteras ut samt rejekt från bakgrundssystemet upphov till 644 kg klimatutsläpp.

Energibehovet tillgodoses till viss del vid eftersorteringens införande av energiåtervinning av hushållsavfall eftersom allt material inte kan sorteras ut från GSA samtidigt som rejektströmmar uppstår från utsorteringssteg och återvinningsprocesser nedströms. Totalt beräknas 699 kg material av det ursprungliga tonnet hushållsavfall gå till energiåtervinning, varav 100 kg går till energiåtervinning som rejekt från aktörer nedströms från sorteringsanläggningen. Det behov av energi som kvarstår tillgodoses med hjälp av att 233,6 kg utländskt verksamhetsavfall går till energiåtervinning vilket gör att el- och fjärrvärmeproduktionen bidrar med avsevärda klimatutsläpp. Samtidigt så kan man med hjälp av införandet av GSA uppfylla systemfunktionerna för samtliga material med hjälp av

återvinning istället för med jungfrulig produktion. Detta bidrar med lägre utsläpp, vilket gör att systemet efter införandet av GSA erhåller en betydligt lägre klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv enligt Figur 9. Även nyttjandet av bioavfallet för att producera biogas till lastbilstransport medför en betydlig förbättring mellan nuläget och referensscenariot.



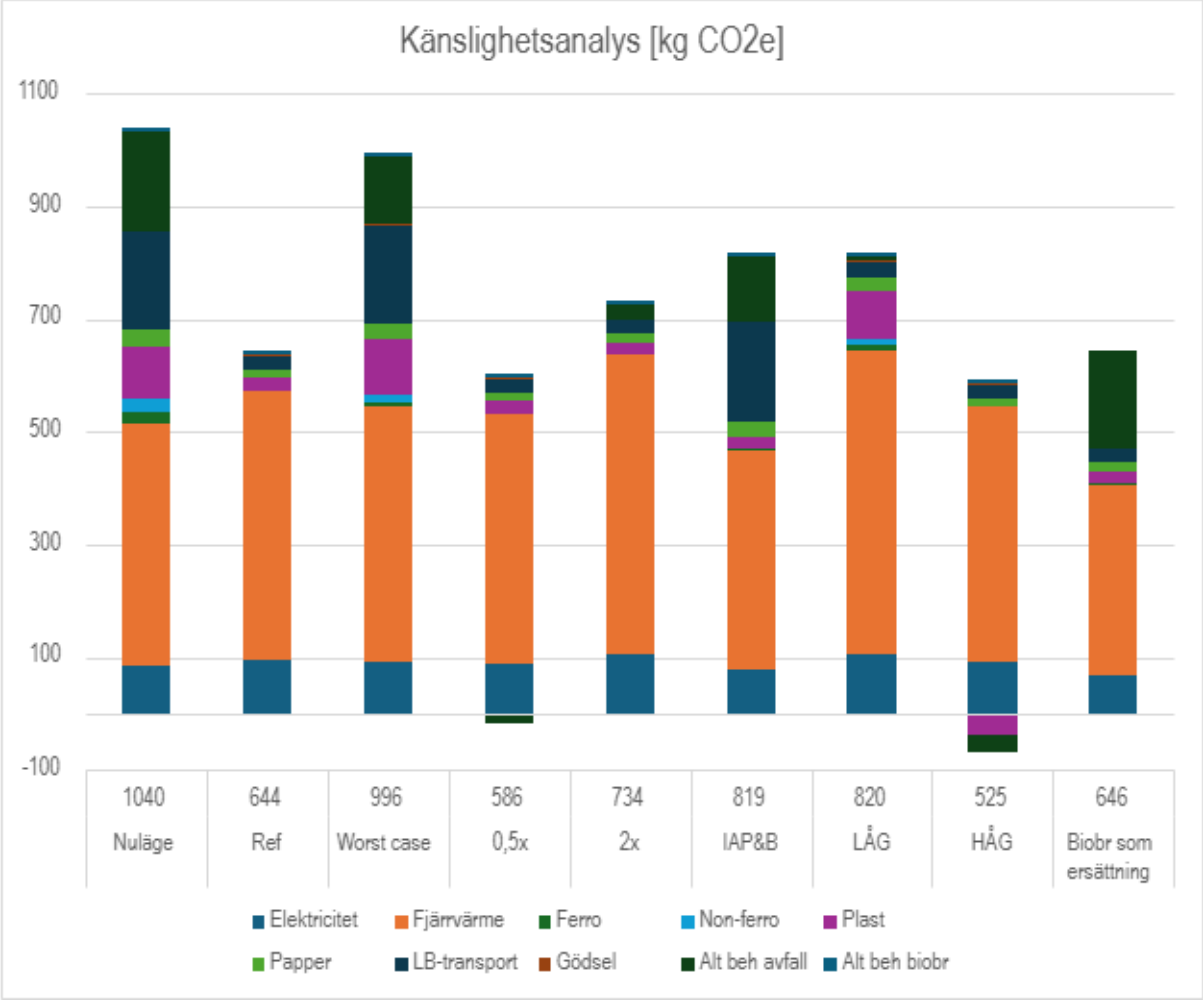
Figur 9: Visa koldioxidutsläppen för dagens system jämfört med referensscenariot efter sorteringsanläggningens införande. Dagen system energiåtervinner hushållsavfall vilket uppfyller systemets el- och fjärrvärmefunktionerna samtidigt som resterande funktioner uppfylls av diverse marknadsaktörer. Referensscenariot kan genom eftersortering av hushållsavfallet uppfylla resterande systemfunktioner genom nyttjande av de fem utsorterade avfallsfraktionerna men behöver energiåtervinna ett utländskt verksamhetsavfall för att uppfylla energifunktionerna. När verksamhetsavfallet inte energiåtervinns importeras till energiåterinning går det till deponi i utlandet, samtidigt som biobränslet går till energiåtervinning någon annanstans i Sverige.

Figur 9 visar att systemet efter att sorteringsanläggningen införts orsakats utsläpp av 644 kg koldioxidekvivalenter, vilket motsvarar en minskning på 38,1 procent i jämförelse med dagens system som ger upphov till 1040 kg. Hela funktionen i den funktionella enheten uppfylls i referensfallet efter sorteringsanläggningens införande utan att material eller bränslen behöver tillgodoses via marknaden. De totala klimatutsläppen i Figur 9 visar att eftersortering av material från hushållsavfall totalt sett är ett effektivt sätt att minska koldioxidutsläppen från avfallshanteringen. Det kan observeras att koldioxidutsläppen från elektricitet och fjärrvärme

är något högre för referensfallet än i nulägesfallet. Detta beror på att fyra av fem fraktioner (papper, magnetiska metaller, icke-magnetiska metaller och bioavfall) som sorteringsanläggningen sorterar ut har en lägre fossil andel än ersättningsbränslet som energiåtervinns och att på så vis erhålls högre utsläpp från energiåtervinningen på Gärstad. De minskade klimatutsläppen kan konstateras erhållas från tillvaratagandet av avfallets materialinnehåll, där avfall förvandlas till ny råvara. De funktioner som påvisar störst besparingar efter sorteringsanläggningens införande är plast och lastbilstransport. Den alternativa behandlingen av verksamhetsavfallet som undviks för referensscenariot kan även ses som en betydande del av den klimatpåverkan som undviks, men eftersom verksamhetsavfallet energiåtervinns och bidrar till ökade skorstensutsläpp så erhålls en ganska liten förändring av det totala klimatutsläppet till följd av detta (se Bilaga A).

6.2 Känslighetsanalys

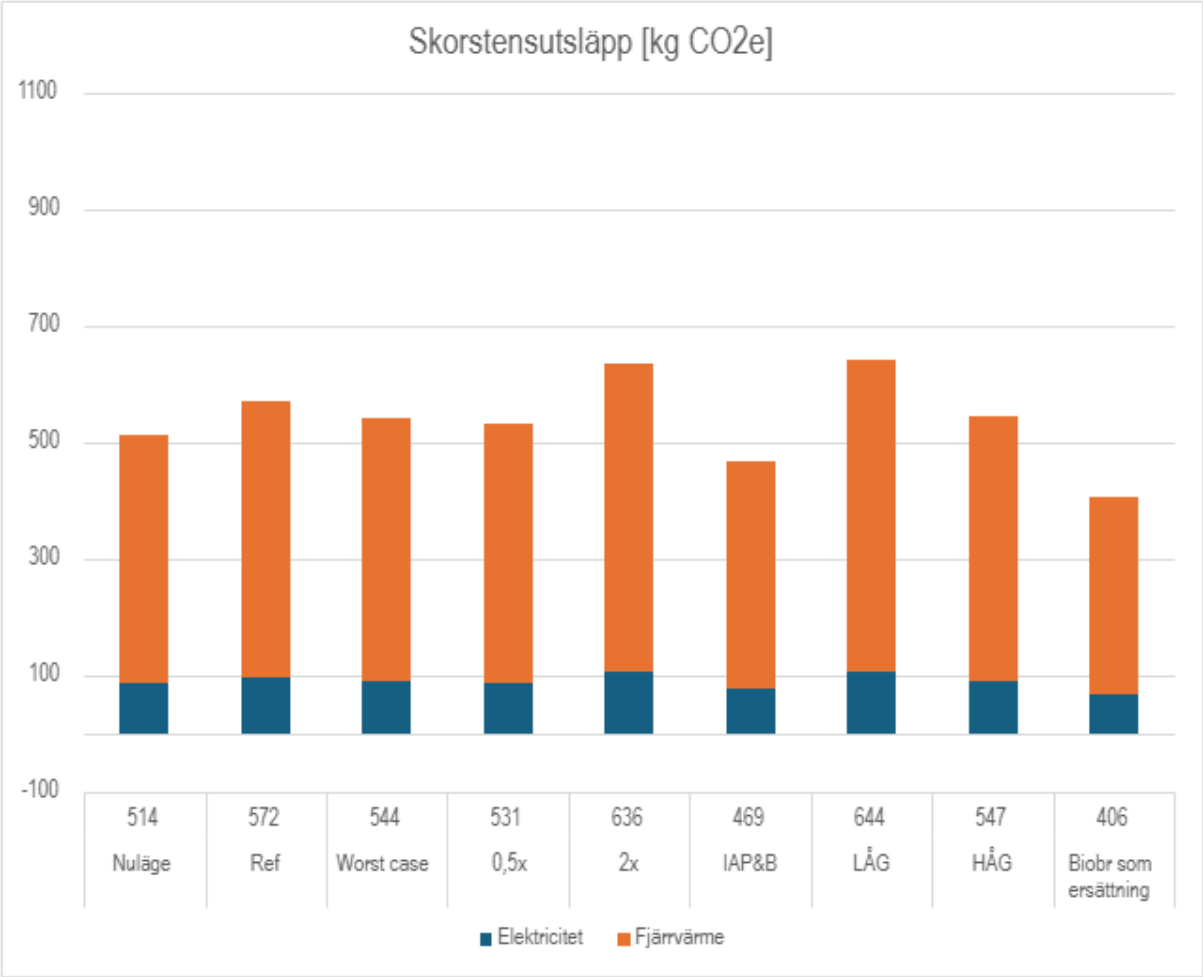
Den potential på 38,1 procent minskning som lyfts ovan bör tolkas med försiktighet då modelleringen är grundat på flertalet parametrar och antaganden som vid sorteringsanläggningens praktiska införande kan visas inte stämma överens med modellen. Referensscenariot förväntas erhålla avsättning för samtliga fraktioner, använda utländskt verksamhetsavfall som ersättningsbränsle och har antagit utsorterings- och återvinningsgrader för både förgrunds- och bakgrundssystemet. Olika känslighetsanalyser har därför modellerats med avseende på dessa faktorer för att erhålla ett bredare perspektiv på potentiella utfall vid införandet av eftersorteringssteget. Den resulterande klimatpåverkan från dessa utfall summeras i Figur 10 och delger där att samtliga utfall presterar bättre än dagens system som saknar eftersortering av hushållsavfall, men flertalet utfall presterar sämre än referensscenariot utifrån ett klimatperspektiv. För specificerade utsläpp per systemfunktion, se Bilaga A.



Figur 10: Varje känslighetsanalys resulterande klimatutsläpp representerat per systemfunktion. Från vänster presenteras dagens system, referensscenariot tillsammans med ett så kallat worst case (eng. värst utfall), två scenarier för hälften och dubbel plasthalt hos det utländska ersättningsbränslet, ett scenario som inte erhåller någon avsättning för pappers- och bioavfallsfraktionen (IAP&B), två scenarier för låg respektive hög återvinningsgrad (LÅG/HÅG) samt ett scenario där biobränsle används som ersättningsbränsle istället för utländskt verksamhetsavfall.

Från känslighetsanalysen erhålls ett spann på hur väl systemet presterar mellan 525 kg och 996 kg koldioxidekvivalenter jämfört med dagens system som erhåller 1040 kg utsläpp. Scenariot som enligt Figur 10 presterar sämst är ett så kallat *worst-case-scenario* som kombinerar högt plastinnehåll hos ersättningsbränslet med låg återvinningsgrad och ingen avsättning för pappers- och bioavfallsfraktionen. Det scenario som erhåller hög grad av utsortering- och återvinning är det scenario som presterar bäst.

Klimatpåverkan från energiåtervinningen representeras under elektricitet och fjärrvärme i Figur 10 och skiljer sig mellan de olika scenarierna. Tydligare illustration över de utsläpp som energiåtervinningen av restavfakk, rejekt och ersättningsbränsle ger upphov till för de olika scenarierna delges i Figur 11.



Figur 11: Illustration över de skorstensutsläpp som energiåtervinningen ger upphov till inom systemet för de olika scenarierna. Produktionen av elektricitet och fjärrvärme tilldelas utsläpp relaterade till vardera funktion.

Systemets skorstensutsläpp varieras för de olika scenarierna mellan 406 och 644 kg koldioxidekvivalenter. Utifrån Figur 11 konstateras scenariot som nyttjar biobränsle som ersättningsbränsle erhålla lägst klimatpåverkan medan scenariot med låg återvinningsgrad erhåller högst påverkan utifrån ett lokalt skorstensperspektiv.

6.2.1 Ingen avsättning för pappers och biofraktion

Systemets klimatpåverkan ökar med 175 kg koldioxidekvivalenter när avsättningar för papper och bioavfall inte erhålls, i jämförelse md referensscenariot. Figur 11 visar att utsläppen från energiåtervinningen minskar då de 102,2 respektive 188,5 kg pappersmaterial och bioavfall som sorteras ut från GSA återförs till avfallspannan när avsättning saknas, och på så vis minskar behovet av ersättningsbränsle. Det utländska verksamhetsavfallet har en högre fossilhalt än pappers- och bioavfallet, vilket sannolikt medför denna utsläppsminskning.

Minskningen i klimatpåverkan kompenseras emellertid på systemnivå av att vissa funktioner behöver tillgodoses på alternativa vis vilket det bidrar till att systemets totala klimatutsläpp överskrider referensscenariot.

Figur 11 delger scenariot en minskning av klimatpåverkan ur ett skorstensperspektiv samtidigt som att det kan konstateras att systemet som helhet presterar sämre när avsättning för pappers

och biofraktionerna saknas. När bioavfallet inte kan användas för att producera biogas måste fossilt drivmedel tillföras för att uppfylla funktionen om 894 tkm lastbilstransport och mineralgödsel för att uppfylla gödselfunktionen. Jungfrulig produktion av papper behövs också. Det lägre behov av ersättningsbränsle som erhålls leder till att deponi sker eftersom mindre utländskt verksamhetsavfall importeras till Sverige för energiåtervinning. Dessa systemföljder visar på vikten av att arbeta med att samtliga utsorterade fraktioner ska få avsättningar för att full effekt av sorteringsanläggningen ska nås.

6.3.2 Biobränsle som ersättningsbränsle

Då biobränsle bestående av returträ används som ersättningsbränsle i stället för importerat avfall erhålls en knapp ökning av klimatutsläpp ur ett systemperspektiv i jämförelse med referensscenariot. 644 kg koldioxidekvivalenter erhålls för referensscenariot medan 646 kg erhålls om biobränsle används som ersättningsbränsle för energiåtervinningen. Samtidigt erhåller Figur 11 att skorstensutsläppen minskas avsevärt när biobränsle förbränns, från 572 kg för referensscenariot till 406 kg utsläpp. Det som erhåller ökade totala utsläpp vid detta scenario är att verksamhetsavfallet deponeras när det inte går till energiåtervinning vilket medför ett utsläpp på 175 kg som kompenserar energiåtervinningens utsläppsminskning på 166 kg vilket belyser olika systemkomponenters påverkan på hela systemets klimatprestanda.

Det kan på så vis konstateras att scenariot med biobränsle hade kunnat prestera betydligt bättre i jämförelse med referensscenariot om bördan för deponeringen av det utländska verksamhetsavfallet inte hade tillgivits systemet. Man kan därför uppskatta att om denna utredning hade haft som syfte att beräkna energiåtervinningens skorstensutsläpp så hade scenariot med biobränslet vara att föredra, men till följd av modellens livscykelperspektiv så kan detta scenario ifrågasättas huruvida det är att föredra eller inte med referensscenariot.

6.3.3 Plastinnehåll utländskt verksamhetsavfall

Systemets klimatprestanda med avseende på det utländska verksamhetsavfallets plastinnehåll har utvärderats genom att ta fram klimatpåverkan för två fall där plastinnehållet (se verksamhetsavfall i

Tabell 5) har halverats respektive dubblerats. För halverat plastinnehåll erhålls ett utsläpp på 586 kg medan dubblerat innebar 734 kg klimatutsläpp. Systemets totala klimatutsläpp erhåller alltså en potential att i jämförelse med referensscenariot minska utsläppen med 58 kg, alternativt öka med 90 kg koldioxidekvivalenter.

Resultaten från Figur 10 visar hur ersättningsbränslets sammansättning påverkar systemets utsläpp av koldioxidekvivalenter. Detta belyser att klimatpåverkan i stor utsträckning kan komma att påverkas av den slutliga fossila andelen i ersättningsbränslet, ifall avfall väljs som ersättningsbränsle. Det vore följaktligen i linje med TvAB:s satsning på ett maskinellt eftersorteringssteg för att bland annat sortera ut plast att även sträva efter att elda ersättningsbränsle med så låg halt av plast som möjligt. Då sorteringsanläggningen ännu inte är i bruk är det svårt att säkerställa vilket ersättningsbränsle som kommer användas men det finns fortfarande goda skäl att baserat på detta resultat sträva efter att använda ersättningsbränsle med låg fossilhalt.

En annan aspekt att analysera är undviken deponi till följd av import och energiåtervinning hos TvAB. Även om Figur 11 visar att utsläppen från energiåtervinningen ökar efter sorteringsanläggningens införande belyser Figur 10 att hänsyn även bör tas till den deponering som undviks. För fallet med låg plasthalt i ersättningsbränslet behövs mer ersättningsbränsle än i referensscenariot eftersom den lägre plasthalten gör att bränslet har ett lägre värmeinnehåll, vilket medför att mer verksamhetsavfall behöver importeras som undviker deponi. På så vis erhålls en god klimatprestanda ur både ett skorstens- och systemperspektiv av att utländskt verksamhetsavfall med lågt plastinnehåll går till energiåtervinning.

6.3.4 Sorterings- och återvinningsgrad

När systemets utsorterings- och återvinningsgrader varieras mellan höga och låga parametervärden (se

Tabell 9) erhåller systemet klimatpåverkan på 525 kg respektive 820 kg koldioxidekvivalenter. Resultatet visar att det går att nå betydande utsläppsminskningar genom förbättring av utsorterings- och återvinningsgrader. På samma sätt kommer utsläppen att öka om det inte går att utvinna den mängd material som modellerats i referensscenariot.

Figur 10 tydliggör att återvinningsgrader är en viktig aspekt som bör bevakas noga efter att sorteringsanläggningen tagits i drift. Det kommer att vara effektfullt att sträva efter en så hög återvinningsgrad som möjligt för samtliga material men framför allt för plasten. För att uppfylla funktionen gällande plast i referensscenariot orsakas utsläpp på 20,9 kg koldioxidekvivalenter, en siffra som är 83,9 kg vid den lägre återvinningsgraden och -33,7 kg då hög återvinningsgrad antas. Den ökade mängden jungfrulig produktion som krävs vid låga återvinningsgrader innefattar energi- och resurskrävande processer vilket bidrar avsevärt till modellens utsläpp. Samma processer undviks då en större mängd plast materialåtervinns vilket innebär negativa utsläpp. Figur 11 visar även att skorstensutsläppen påverkas både vid låg och vid hög återvinningsgrad i jämförelse med referensscenariot. När återvinningsgraden är hög innebär det en lägre mängd rejekt från de olika materialens efterbehandlingar vilket i sin tur medför att en större mängd importerat ersättningsbränsle elda. Detta innebär att deponi av verksamhetsavfall undviks vilket inte påverkar skorstensutsläppen, men har systemeffekter. Vid låg återvinningsgrad återförs en större mängd rejekt till energiåtervinning vilket medför att en lägre mängd ersättningsbränsle krävs för att uppfylla energibehovet. Den minskade mängden återvunnet material innebär också att mängden plast som förbränns ökar i jämförelse med referensfallet vilket sammantaget medför ökade skorstensutsläpp. En högre återvinningsgrad erhåller även ett högre behov av ersättningsbränsle vilket leder till att deponering ersätts med energiåtervinning.

6.3.5 Worst-case-scenario

Det scenario som sammanställer samtliga känslighetsanalyser i ett så kallat worst-case-scenario erhåller ett totalt klimatutsläpp på 996 kg koldioxidekvivalenter vilket är en betydlig ökning i jämförelse med referensscenariot som beräknas ge upphov till 644 kg utsläpp. Detta utfall kan snarare jämföras med systemet utan eftersortering som ger upphov till 1040 kg utsläpp, något som belyser att införande av eftersorteringssteget har potential att i värsta fall knappt innebära

några klimatvinster. Skorstensutsläppen minskas något i jämförelse med referensscenariot enligt Figur 11 vilket kompenseras av att jungfrulig produktion krävs för plast och papper på grund av låg effektivitet i återvinningsleden för dessa material. Samtidigt behövs fossila lastbilstransporter för att uppfylla systemfunktionen vilket tillsammans med att verksamhetsavfall deponeras bidrar till betydande utsläpp enligt Figur 10. Resultatet pekar således på att det är av stor vikt att se till att diverse faktorer så som avsättning och effektivitet i återvinningsleden erhålls i hög grad för att erhålla god klimatprestanda vid införandet av sorteringsanläggningen.

6.4 Total klimatpåverkan

En proportionell justering av resultaten genomfördes för att beakta att sorteringsanläggningen främst är avsedd för hushållsavfall och har en lägre årlig kapacitet än den totala mängd avfall som hanteras vid Gärstad. För referensscenariot erhålls enligt Figur 11 en ökning av skorstensutsläppen i jämförelse med nuläget på 11,4 procent vilket proportionellt skalas till en total ökning på 3,05 procent. Tabell 10: visar intervallet på klimatpåverkan kopplat till införandet av GSA och illustrerar betydelsen för de totala årliga utsläppen från Gärstadverket. Den totala påverkan beräknas till mellan –5,58 och +6,81 procent i jämförelse med nuläget, beroende på scenario. Den totala utsläppspåverkan baseras på fördelningen mellan utsläppspåverkan för det avfall som behandlas via GSA och den andel av den totala avfallshanteringen som inte hanteras genom GSA. Från Figur 11 delges påverkan på systemets skorstensutsläpp inom intervallet –20,8 till +25,4 procent samtidigt som hushållsavfallets genomsnittliga andel av den totala mängden avfall som behandlas på Gärstadverket konstateras vara 26,8 procent, i enlighet med Tabell 2.

Tabell 10: Skalning av resultatet från livscykelmodellering för att uppskatta ett intervall för hur införandet av sorteringsanläggningen påverkar Gärstadverkets totala klimatpåverkan. Intervallet av utsläppsminskningar för införandet av sorteringsanläggningen skalas baserat på den andel hushållsavfall utgör av den totala mängden avfall som behandlas på Gärstad för att erhålla en uppskattning på total påverkan från införandet av sorteringsanläggningen.

Avfallshantering	Andel av total vikt	Kvarvarande CO2e
Direkt energiåtervinning	73,2 %	100 %
Energiåtervinning via GSA	26,8 %	79,2 % (lägst) 125 % (högst)
Påverkan på avfallsförbränningsanläggning	-5,58 % till +6,81 %	

Utifrån Tabell 10: framgår att införandet av GSA kan innebära både minskning och ökning av utsläpp för energiåtervinningen på Gärstad, utifrån de olika modellerade scenarierna. Denna variation återspeglar osäkerheter kopplade till framtida förutsättningar, såsom avfallssammansättning, sorteringseffektivitet och beslutsfattande. Ur ett systemperspektiv uppvisar samtliga scenarier en minskning av klimatpåverkan (se Figur 10), medan man ur ett skorstensperspektiv erhåller både minskning och ökning av klimatpåverkan från

avfallsförbränningen. Detta tydliggör att klimatnyttan till stor del realiseras utanför själva förbränningsanläggningen. De olika scenarier som beaktats inom ramen för denna studie belyser även förutsättningar för att erhålla minskade utsläpp även ur ett skorstensutsläpp.

Samtidigt visar den proportionella skalningen till hela avfallsflödet att den totala påverkan på Gärstadverkets direkta utsläpp är relativt begränsad. Detta understryker vikten av att betrakta avfallshanteringen ur ett brett systemperspektiv och att i första hand värdera den klimatnytta som uppstår på systemnivå, även om vissa minskningar kan uppnås lokalt.

7. Diskussion

Denna studie har genom analys av scenarier ur ett livscykelperspektiv undersökt klimatpåverkan från ett avfallshanteringssystem före och efter införandet av ett maskinellt eftersorteringssteg för hushållsavfall. Ett centralt resultat är att klimatprestandan förbättras på systemnivå för samtliga scenarier, även vid den mest ogynnsamma händelseutvecklingen. Detta resultat bekräftar det flertalet tidigare studier pekat på (4,72,97), att nyttjande och materialåtervinning av avfall förbättrar avfallshanteringssystems klimatprestanda. Resultaten må vara specifika för det studerade systemet, men bör även kunna ge viktiga indikationer för andra svenska utredningar rörande eftersortering eftersom energiåtervinning interagerar med avfallshanteringssystemet i hög grad i Sverige (98,99).

Ett bidrag från denna studie är att klimatpåverkan inte enbart betraktas på systemnivå, utan även i relation till lokala utsläpp från energiåtervinningen. Resultaten visar att utsläppen från energiåtervinningen ökar för majoriteten av scenarierna efter införandet av sorteringssteget, trots att den totala klimatpåverkan för hela systemet minskar avsevärt – i flera fall mellan 40 och 50 procent. Denna skillnad i utsläppsfördelning kan få konsekvenser för aktörer som förbränner avfall, exempelvis i form av ökade kostnader för utsläppsrätter. Det belyser vikten av att väga lokala incitament mot systemövergripande klimatnytta. Dock bör även den potentiella ökningen i utsläpp betraktas med avseende på avfallsförbränningsanläggningen totala utsläpp, något som visar att ökningen är marginell.

Studien bidrar också med en ökad förståelse för hur sorteringssteget interagerar med energisystemet och hur olika bränsleflöden påverkar klimatutsläppen. Bland annat lyfts verksamhetsavfallets plastinnehåll som avgörande i linje med Monni (66) och Unsbo m.fl (47), och det biogena ersättningsbränslet som erhåller förbättrad klimatprestanda på lokal nivå och en snarlik prestanda på systemnivå, även när verksamhetsavfallet går till deponi. Genom att inkludera dessa faktorer tydliggörs hur avfallshanterings- och energisystemet samverkar och vilka följder det har på lokal och systemövergripande klimatpåverkan.

Studien har även bidragit med insyn i vilka materialflöden som är av störst intresse för avfallshanteringssystemet. Plast och bioavfallet identifieras som de mest relevanta fraktionerna och bör därmed prioriteras vid utveckling av sortering och nedströmsanvändning, då alternativa funktioner (så som jungfrulig produktion av plast och fossildriven lastbilstransport) anses ha särskilt hög klimatpåverkan ur ett livscykelperspektiv. Svenska utredningar som Unsbo m.fl. (47) och Esguerra m.fl. (14) lyfter båda fram potentialen med ökad materialåtervinning och minskad förbränning av plast, men betonar samtidigt att eftersortering främst bör ses som en åtgärd bland flera som tillsammans bidrar till en så god systemprestanda som möjligt. Hantering av bioavfall är även något som betraktas av flertalet källor (66,100) men ofta ur ett perspektiv av att deponi för denna fraktion bör undvikas, och att förbränning därför är att föredra. Denna studie kan däremot delge perspektiv av att nyttjandet av bioavfallet till produktion av biogas för lastbilstransport och rötrester är att föredra över energiåtervinning ur ett systemperspektiv likt Ali & Courtenay (97) och Abdallah & Elfeky (97) delger.

7.1 Strukturella utmaningar för ökad materialåtervinning

För att minska både avfallsförbränningens utsläpp och samtidigt minska behovet av jungfruligt producerat material har mål på nationell nivå för materialåtervinning och minskad förbränning av plastmaterial satts upp (se exempelvis 2.6 Mål om ökad materialåtervinning). Dock verkar det finnas flertalet faktorer som hindrar utvecklingen av avfallshanteringssystemets materialåtervinningsgrad. Producentansvaret för förpackningar ses som en grundläggande förutsättning för att nyttja och återvinna material från hushållens avfall. Samtidigt så lägger det systemet stor vikt vid avfallets härkomst, det spelar både roll vad för produkt som blivit avfall och hur det har hanterats. Bland annat så inkluderas inte en plastförpackning som sorterats ut på en eftersorteringsanläggning inom producentansvaret idag (71) och kan därför inte återvinnas genom de existerande återvinningsleden för förpackningar om sorteringsaktören inte betalar en behandlingssavgift till SPÅ.

Även pappersförpackningsproducenter undgår ansvar för de förpackningar som inte sorteras rätt, vilket gör att det finns en risk att eftersorterade pappersförpackningar inte materialåtervinns. På liknande sätt får inte eftersorterat bioavfall användas till produktion av biogödsel i enlighet med certifieringsregelverket SPCR 120 (se (89)) vilket förhindrar att det utsorterade bioavfallet används till att fylla funktioner som ersätter andra material och bränslen. Om ingenting görs för att underlätta nyttjandet av eftersorterade förpackningar och avfall på policynivå så riskerar eftersorteringsanläggningen att prestera klimatmässigt sämre, i enlighet med resultatet för det scenario där avsättning saknas för bioavfalls- och pappersflödet.

De två svenska eftersorteringsanläggningarna som är i drift idag sorterar ut plast och betalar behandlingsavgifter till producentansvarets insamling via SPÅ. Ansvaret för den eftersorterade plasten tilldelas alltså avfallshanteraren istället för de producenter som sätter förpackningarna på marknaden, vilket är ett omdiskuterat ämne (se (101,102)). Detta kan anses vara orättvist, eftersom producentansvarets syfte är att finansiera behandlingen av det uppkomna avfallet genom avgifter vid konsumtion. Samtidigt till följd av producentorganisationernas bristande rådighet över hushållens källsortering kan det anses rättvist att producenterna inte ska vara skyldiga att stå för de investeringar som de kommunala avfallsbehandlarna behöver göra för att minska energiåtervinningens klimatutsläpp och kostnader för utsläppsrätter.

Denna studie visar avfallshanteringssystemets potential gällande återvinning av material och klimatpåverkan när ovanstående utmaningar hanterats och materialflödena tillvaratas inom existerande system. Genom att relatera dessa hinder till projektets resultat erhålls en djupare förståelse för varför de faktiska återvinningsnivåerna är lägre än den tekniska potentialen. Resultatet tydliggör genom detta att systemförändringar är nödvändiga för att förbättra systemets möjlighet att uppnå uppsatta mål och konstaterade potentialer (14,47).

Till följd av att maskinell eftersortering inte är så utbrett inom avfallshanteringssystemet i Sverige finns det inte speciellt mycket information kring hur de utsorterade fraktionerna ser ut, vilket får aktörer att hänvisa till att de av försiktighetsskäl gällande eventuella föroreningar inte klassificerar eftersorterat avfall i klass med källsorterade fraktioner. Samtidigt kan föroreningshalter konstateras i även de källsorterade fraktionerna enligt samma aktörer, vilket lyfter frågan kring huruvida det rent praktiskt är någon skillnad på fraktionerna. Mer

utredningar behöver här göras för att undvika att byråkratiska regler begränsar avfallshanteringssystemets potentiella återvinningsgrad, speciellt eftersom målsättningarna för EU:s medlemsstater kräver betydande ökning av materialåtervinning.

7.2 Undviken deponi och ökad materialåtervinning

En annan aspekt som är relevant utifrån studiens resultat är vilket bränsle som väljs för att ersätta energibehovet. Utifrån hur modellen är uppbyggd är det även av intresse, och något som kan ifrågasättas, vilken alternativ behandling av det importerade verksamhetsavfallet som beaktas. Att deponi undviks genom att avfallet energiåtervinns är ett perspektiv som stämmer överens med hur avfallshierarkin är uppbyggd och något som TvAB hävdar (96). I Sverige är det dock förbudet att deponera utsorterat brännbart och organiskt avfall (103) vilket medfört att man ur ett svenskt perspektiv har svårt att tillskriva sig de förtjänster som undvikandet av deponi innebär, då avfallsbehandling via kvittblivning inte får förekomma för utsorterat avfall. Samtidigt är deponering förekommande inom EU (55), vilket underbygger perspektivet att det importerade avfallet faktiskt undviker deponi. Fletcher & Dunk (104) delger att avfallsförbränning med energiutvinning ser ut att öka inom EU för att ta itu med den höga graden av deponering och för att säkra framtida energiförsörjning, något som skulle kunna vara indikationer för högre konkurrens av avfall mellan energiåtervinnare i framtiden. En sådan konkurrens skulle kunna leda till att ytterligare import av ersättningsbränsle för TvAB:s verksamhet gör att avfallet snarare undviker energiåtervinning på annan anläggning än deponering. Samtidigt kan det konstateras vara en ganska låg skillnad för resultatet i denna studie huruvida verksamhetsavfallet behandlas via deponi eller energiåtervinning, vilket kan ses som indikationer över att detta perspektiv inte är särskilt relevant för eftersorteringens införande. Deponeringen av allt avfall inom EU har dock enbart minskat med dryga 25 procent mellan 2004 och 2022 och utgjorde fortfarande 38,6 procent av all avfallshantering 2022 (54), vilket tyder på att det finns indikationer att import av avfall för energiåtervinning gör att deponin minskar, vilket är eftersträvbart i enlighet med avfallshierarkin.

Fletcher & Dunk (104) diskuterar att satsningar och utökning av avfallshantering via energiåtervinning kan ses som problematiskt ur ett cirkulär ekonomi-perspektiv och på så vis motsäger andra målsättningar inom EU:s ramverk för cirkulär ekonomi (105). Hög grad av materialåtervinning bidrar till betydande klimatvinster utifrån ett livscykelperspektiv enligt projektets resultat och ska prioriteras över energiåtervinning och deponi (3). Enbart 3 av 27 EU-länder konstateras klara mål om 60 procent materialåtervinning av hushållsavfallet (106) vilket belyser behovet av att åtgärder för att öka materialåtervinningen. Vare sig syftet är att öka materialåtervinningen genom att rädda material från förbränning, eller att minska deponeringen genom att styra avfall mot energiåtervinning, visar resultaten att införandet av ett eftersorteringssteg leder till förtjänster. Genom att sortera ut material från hushållsavfallet ges dubbel nytta då materialåtervinningen ökar samtidigt som energibehovet ersätts med avfall som annars hade deponerats. Blasenbauer (15) stödjer projektets resultat genom att visa att materialåtervinningen ökar genom införandet av eftersortering för hushållsavfall, samtidigt som Ali och Courtenay (107) lyfter att eftersorteringsanläggningar både reducerar mängden avfall till deponi och möjliggör hög återvinningsgrad. Abdallah och Elfeky (97) pekar även de på att klimatpåverkan kan minskas genom att avfallsflöden styrs bort från deponi och mot

återvinning och energiutvinning. Därtill visar Faraca (16) att utsläppen minskar ytterligare när återvunnet material ersätter användning av jungfruliga resurser.

Sammantaget visar utredningens resultat att eftersortering av hushållsavfall bidrar till att öka avfallshanteringssystemets klimatnytta i form av ökad materialåtervinning i Sverige samtidigt som deponi undviks utomlands. Det kommer emellertid vara viktigt att beakta konkurrenssituationen gällande brännbart avfall för att säkerställa att det är deponi som undviks genom import av avfall och inte energiåtervinning på annan plats. För TvAB:s egen del visar resultatet att valet av ersättningsbränsle har en påverkan, där verksamhetsavfall med lågt fossilinnehåll eller biobränsle som ersättningsbränsle innebär en minskning av skorstensutsläppen från energiåtervinningen på Gärstad. Om en ökad efterfrågan på importerat avfall med låg fossilhalt erhålls utifrån detta perspektiv, skulle ytterligare miljönytta kunna erhållas om avfallsaktörer uppströms finner incitament att sortera ut fossilt avfall till materialåtervinning. Det kan konstateras vara ett perspektiv som TvAB har möjlighet att driva för att agera proaktivt för minskad klimatpåverkan, både lokalt och ur ett systemperspektiv, samt i enlighet med egna ställningstagande (108). Ett sådant agerande stärker inte bara TvAB:s beredskap inför framtida mål om utsläppsminskning och klimatneutralitet utan skickar också signaler till producenter, kommuner och hushåll att fossilt avfall ska sorteras ut och materialåtervinnas.

7.3 Klimatutsläpp från Gärstadverket

Det uppskalade resultatet i 6.4 Total visar att sorteringsanläggningens införande bidrar till en förändring av Gärstadverkets klimatpåverkan på mellan –5,58 och +6,81 procent jämfört med i dagsläget. Det kan på så vis konstateras att systemförändringen har ganska låg potential att påverka TvAB:s klimatutsläpp från energiåtervinning. Den begränsade påverkan beror delvis på att anläggningen är ämnad för hushållsavfall som utgör en minoritet av den totala mängd avfall som går till energiåtervinning på Gärstad men också på att det finns flera hinder och ineffektiviteter i de nedströms processer som hanterar det utsorterade materialet.

För att rå bukt med energiåtervinningens utsläpp ser TvAB över möjligheten att med påverkansarbete uppströms påverka verksamheters avfallsströmmar genom att med ny mätutrustning mäta avfalls fossila innehåll och kunna rikta om kostnader till avgiftslämnaren för de utsläppsrätter som behövs för att behandla avfallet (109). En avgift baserat på specifik fossilhalt skapar incitament för verksamheter att på ett effektivare sätt sortera ut avfall med fossilt innehåll vilket på så sätt leder till minskade utsläpp från avfallsförbränningen samt en ökad mängd till materialåtervinning.

I denna utredning som i första hand undersöker hushållsavfall blir denna prissättning främst intressant för undersökning av det importerade ersättningsbränslet. Resultatet från känslighetsanalysen för varierat plastinnehåll hos ersättningsbränslet kan kopplas till denna utveckling där man tydligt erhåller att modellens klimatutsläpp minskas definitivt av att plastinnehållet på ersättningsbränslet minskas. En aspekt att även beakta för framtiden är hur införandet av fastighetsnära insamling för hushållen kommer påverka avfallsförbränningens utsläpp då avfallssammansättningen konstateras påverka utsläppen (66,68), speciellt eftersom denna utredning baseras på en fast mängd avfall med bestämd sammansättning och på så vis

inte ser till förändringar i hushållsavfallets sammansättning eller vilka följder som minskad uppkomst av hushållsavfall skulle kunna ha på systemet.

Skorstensutsläpp vid Gärstadverket är en viktig del av avfallshanteringssystemets klimatutsläpp och orsakar en stor del av det undersökta systemets totala påverkan. Även om flera av scenarierna erhåller ökade skorstensutsläpp erhålls en minskning på systemnivå. Det är därav viktigt att ha ett brett systemperspektiv och ta hänsyn till att eftersorteringen av avfall innebär minskad klimatpåverkan i andra delar av avfallets värdekedja genom minskad jungfrulig produktion och undviken deponi. Det leder till att avfallshanteringssystemet som helhet blir mer resurseffektivt och får en minskad klimatpåverkan.

7.4 Främjande av återvunna material

Kopplat till resultatet gällande graden av utsortering och återvinning är det av stor vikt att materialen hittar avsättning på marknaden och kan räknas ersätta jungfruliga material. Grundläggande förutsättningar för detta är dels att kvaliteten är tillräckligt hög, dels att priset jämfört med jungfruligt producerat material är försvarbart. Både Unsbo m.fl. (47) och Milios m.fl. (19) beskriver att priset för att hantera återvunnet plastmaterial ofta inte är tillräckligt fördelaktigt för att det återvunna materialet ska föredras. Milios m.fl. (19) lyfter även att det kan finnas en viss skepticism mot kvaliteten hos återvunnen plast i jämförelse med jungfrulig plast där kvaliteten lättare kan garanteras. Dessa båda är betydande hinder för att återvunna material ska kunna väljas istället för jungfruliga material. Resultatet pekar på att det är av stor vikt för systemets klimatprestanda att det återvunna materialet hittar avsättning och får ersätta jungfruliga material. Energiåtervinningen kan både gynnas och missgynnas av att vissa material inte hittar avsättning, exempelvis så minskar skorstensutsläppen av att pappers- och bioavfallet saknar avsättning. Samtidigt är det tydligt att scenariot med låg återvinningsgrad bör undvikas både utifrån resursnyttjande och klimatpåverkan.

Ett annat sätt att främja att det återvunna materialet kommer ut på marknaden i nya produkter är att sätta regulatoriska krav som tvingar producenter att använda en viss andel återvunnet material i sina produkter. För att upprätta en bredare infrastruktur för återvinning och hjälpa återvunnet material att konkurrera med jungfruliga material ställs exempelvis krav på innehåll av återvunnet material i alla plastförpackningar till 2030 inom EU (110). Idag finns exempelvis redan krav på 25 procent återvunnet material i engångsflaskor för dryck tillverkade av PET som beskrivs i riksdagens förordning 2022:1274 om producentansvar för förpackningar (27). Där lyfts det även att kravet kommer att skärpas till 30 procent år 2030.

Subventionering av återvunna material kan ses som ett annat alternativ då det underlättar konkurrenssituationen med jungfrulig produktion. Bland annat så delges att subventionering av återvinningssystemet leder till ökade försäljningspriser för återvinnare, minskade totala marknadspriser och ökade värdering av samtliga aktörer inom produktkedjan enligt Liao m.fl. (111). Marknadsandelen för nya produkter förväntas även minska vilket påverkar priserna på dessa produkter. Björklund och Finnveden (112) delger att en skatt på avfallsförbränning med energiutvinning till viss del medför ökad materialåtervinning, men att skatten behöver vara designad så att den relaterar till avfallets fossila innehåll. Något som går i linje med den fossilbaserad avgift som TvAB utreder.

Problem kopplade till att utsorterade material från hushållsavfall saknar avsättning kan komma att lindras i viss grad med hjälp av införandet av fastighetsnära insamling (FNI), eftersom mer avfall förväntas källsorteras och hamna inom ramen för producentansvaret. FNI skulle kunna ses bidra till reducerade effekter av eftersorteringssteget när en mindre mängd förpackningar hamnar i restavfallet. Dock innebär FNI sannolikt en ökad total återvinningsnivå i systemet som helhet och bidra till andra faktorer som bygger ut och ger systemet förutsättningar för effektivare resurshantering. Det skulle alltså kunna antas finnas en symbios mellan dessa två system. Det är också något som Esguerra et.al (14) lyfter gällande plast i svenskt hushållsavfall, att kombinationen av ökad källsortering och maskinell eftersortering av hushållsavfall är nödvändig för att nå uppsatta återvinningsmål. Att det nationella införandet av FNI på ett konceptuellt plan skulle kunna leda till något sämre effekt hos sorteringsanläggningen bör därför inte direkt ses som något negativt utan som en följd av två åtgärder som bidrar till samma mål från olika angreppsvinklar. Visar det sig att mängden hushållsavfall minskas avsevärt finns möjligheter till att även eftersortera annat avfall, vilket kommunicerats vara en möjlighet på GSA. Sammantaget kommer det krävas olika typer av åtgärder för att lyckas med de återvinningsmål som finns och olika åtgärder kommer sannolikt att påverka varandra och i dessa fall bör det ses till helheten gällande vilka systemeffekter som åstadkommits.

En annan aspekt kopplat till införandet av sorteringsanläggningen är potentiella rebound-effekter som kan uppstå. En risk är att hushåll slutar eller blir sämre på att sortera sitt hushållsavfall till följd av vetskapen om att det finns systemsteg som sorterar avfallet nedströms. För att undvika detta kommer det vara viktig med tydlig kommunikation från relevanta aktörer över vad som är syftet med etableringen, att erhålla ännu högre utsorteringsgrad och inte att ersätta källsortering. Detta i kombination med åtgärder som FNI bör kunna bidra till att hushållen fortsätter källsortera, men det kommer fortfarande vara viktigt med kommunikation kring syftet och vilka systemeffekter som kan erhållas. Uppföljningar och kontroller kan behövas för att säkerställa att avsett resultat nås och för att eventuellt kunna genomföra kompletterande åtgärder. Vidare bör TvAB aktivt involvera berörda intressenter såsom hyresvärdar och bostadsrättsföreningar för att bibehålla goda källsorteringsrutiner.

8. Slutsatser

Denna studie har genomfört en livscykelmodellering av Tekniska verken i Linköping AB:s hantering av hushållsavfall före och efter införandet av en eftersorteringsanläggning som avser sortera ut plast, papper, organiskt avfall samt magnetisk och icke-magnetisk metall från hushållsavfall. Studien visar på att införandet har en potential att leda till ökat nyttjade av material och minskad klimatpåverkan.

1. *Vilken potentiell klimatnytta kan uppnås genom införandet av ett eftersorteringssteg för hushållens restavfall i ett befintligt avfallshanteringssystem, i syfte att öka materialåtervinningen?*

Införandet av sorteringsanläggningen på Gärstad leder till en förbättring av systemets klimatprestanda ur ett livscykelperspektiv med 38,1 procent från 1040 kg till 644 kg koldioxidekvivalenter per ton behandlat hushållsavfall.

Studiens känslighetsanalys delger ett intervall på utsläppsminskning inom systemet på mellan 4,23 och 49,5 procent beroende på vilket scenario som erhålls efter sorteringsanläggningens införande.

2. *Vilka faktorer inom ett avfallshanteringssystem är centrala för att uppnå klimatnytta vid införandet av ett maskinellt eftersorteringssteg?*

Studien visar att graden av utsortering och återvinning har störst betydelse för avfallshanteringssystemets klimatpåverkan vid införandet av ett maskinellt eftersorteringssteg. Det undersökta systemets utsläpp varierar mellan 525 och 996 kg koldioxidekvivalenter beroende på resursutnyttjandets nivå. Även plastinnehållet i det importerade verksamhetsavfallet som används som ersättningsbränsle har betydande påverkan, liksom möjligheten att finna avsättning för pappers- och bioavfallsfraktionerna. Användningen av returträ som ersättningsbränsle, i stället för verksamhetsavfall, påverkar klimatprestandan marginellt ur ett livscykelperspektiv. Dock indikerar resultaten att klimatutsläppen kan minska avsevärt ur ett skorstensperspektiv, eftersom biobränslet ger lägre upphov till utsläpp när det går till energiåtervinning än vad verksamhetsavfallet. Denna förbättrade klimatprestanda motverkas dock ur ett systemperspektiv då verksamhetsavfallet antas deponeras i utlandet om det inte energiåtervinns i Sverige.

3. *Hur påverkar införandet av en sorteringsanläggning klimatutsläppen för en avfallsförbränningsanläggning?*

Genom att proportionellt skala modellens resultat om minskning av klimatutsläpp till den totala mängden avfall som hanteras på Gärstadverket, uppskattas en förändring mellan en minskning på 5,58 % och en ökning på 6,81 % av klimatutsläppen, i jämförelse med nuläget. Denna uppskattning baseras på hushållsavfallets andel av den totala avfallshanteringen och de scenarier som betraktats inom systemet.

8.1 Avslutning och vidare studier

Sammantaget visar denna studie att införandet av eftersortering av hushållsavfall vid Gärstadverkets anläggning har potential att förbättra klimatprestandan för TvAB:s avfallshanteringssystem. Genom ökad materialåtervinning och effektivare resursutnyttjande kan både direkta och indirekta utsläpp av växthusgaser minskas, samtidigt som systemet blir mer cirkulärt. Resultaten bör dock betraktas som vägledande, då både modellens antaganden och osäkerheter i faktiska utfall kan påverka realiserade miljövinster. Det framstår därför som viktigt att genomföra kompletterande uppföljningar efter driftsättning för att säkerställa att de antagna miljöförbättringarna realiseras i praktiken, samt för att identifiera ytterligare möjligheter till förbättring. På så vis kan erfarenheterna från Gärstad bidra till kunskapsuppbyggnad även i andra kommunala avfalls- och energiaktörers omställningsarbete mot en mer hållbar framtid.

Det kan vara av intresse att se över studien på nytt efter sorteringsanläggningen är i full drift och när FNI är fullt utvecklat. En sådan studie kan ge värdefulla insikter om de långsiktiga effekterna av sorteringsanläggningens införande. Det kommer över tid visa sig om de hinder detta projekt förutspått blivit till verklighet eller om nya hinder dykt upp. Det finns många faktorer i avfallshanteringssystemet som kan påverka resultatet i detta projekt och till följd av det kommer det vara av intresse att undersöka avfallssystemet igen utefter framtidens förutsättningar.

Framöver kan man även behöva se till marknaden för återvunna material och dess interaktioner med avfallshanteringssystemet i stort. Goda möjligheter finns för att återvunna material blir mer attraktiva i framtiden om en större mängd återvunnet material tillförs marknaden. Marknaden kan även komma att påverkas av policyåtgärder som exempelvis subventioner och obligatoriska krav där en framtida studie kan se hur väl eftersorteringsanläggningen presterar utifrån dessa förutsättningar. Andra framtida studier skulle också undersöka avfallsförbränningens roll i det svenska energisystemet och de interaktioner som sker mellan energiåtervinning i Sverige och avfallshantering i Europa för att utreda hur stora effekter importen av avfall till energiåtervinning har för minskning av deponi i andra länder.

Sammanfattningsvis bidrar denna studie med perspektiv på hur eftersortering av hushållsavfall kan bidra till minskade klimatutsläpp och ökad materialåtervinning ur ett systemperspektiv. Samtidigt kvarstår en stor del av systemets klimatpåverkan vilket pekar på behov av fler åtgärder för att ytterligare sänka avfallshanteringssystemets påverkan.

Referenser

1. Avfall Sverige. Avfall Sverige. [citerad 24 januari 2025]. Vi missar målet för återvinning av förpackningar. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/aktuellt/nyheter/vi-missar-malet-for-atervinning-av-forpackningar/

2. Sveriges miljömål. Öka andelen kommunalt avfall som materialåtervinns och förbereds för återanvändning [Internet]. 2023 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.sverigesmiljomal.se/etappmalen/oka-andelen-kommunalt-avfall-som-materialatervinns-och-forbereds-for-ateranvandning/

3. EUR-Lex. Avfallshierarkin [Internet]. u.å [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=LEGISSUM%3Awaste_hierarchy

4. Arushanyan Y, Björklund A, Eriksson O, Finnveden G, Ljunggren Söderman M, Sundqvist JO, m.fl. Environmental Assessment of Possible Future Waste Management Scenarios. Energies. 19 februari 2017;10(2):247.

5. Svensk Plaståtervinning. Hållbarhetsrapport 2023 - Högkvalitativ materialåtervinning för cirkulära plastströmmar [Internet]. Tillgänglig vid: https://www.svenskplastatervinning.se/wp-content/uploads/HallbarhetsRapport23_FINAL-webb.pdf

6. Regeringskansliet R och. Regeringskansliet. Regeringen och Regeringskansliet; 2024 [citerad 21 maj 2025]. Reformering av avfallsområdet för att öka materialåtervinningen och den cirkulära ekonomin. Tillgänglig vid: https://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2024/11/reformering-av-avfallsomradet-for-att-oka-materialatervinningen-och-den-cirkulara-ekonomin/

7. Sveriges Riksdag. Avfallsförordning (2020:614) [Internet]. 2020 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/avfallsforordning-2020614_sfs-2020-614/

8. Avfall Sverige. Avfall Sverige. 2024 [citerad 16 maj 2025]. Kunskapen om källsortering ökar. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/aktuellt/nyheter/kunskapen-om-kallsortering-okar/

9. Anna Fråne. Kommunplast i en cirkulär ekonomi [Internet]. Göteborg: IVL Svenska Mijlöinstitutet; 2017 mar [citerad 15 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://resource-sip.se/projekt/kommunplast-i-en-cirkular-ekonomi/

10. Avfall Sverige. Avfall Sverige. 2022 [citerad 07 mars 2025]. Bättre sortering fastighetsnära. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/aktuellt/nyheter/battre-sortering-fastighetsnara/

11. Stockholm Exergi. Om oss / Brista eftersorteringsanläggning [Internet]. 2021 [citerad 13 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.stockholmexergi.se/om-stockholm-exergi/bristasorteringsanlaggning/

12. Stockholm Vatten och Avfall. på eftersorteringsanläggningen [Internet]. 2024 [citerad 13 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.stockholmvattenochavfall.se/rus

13. NEX. Högdalens sorteringsanläggning - HSMA [Internet]. u.å [citerad 13 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.nexab.se/projekt-hsma

14. Esguerra JL, Carlsson A, Johansson J, Anderberg S. Characterization, recyclability, and significance of plastic packaging in mixed municipal solid waste for achieving recycling targets in a Swedish city. Journal of Cleaner Production. 25 augusti 2024;468:143014.

15. Blasenbauer D, Lipp AM, Fellner J, Tischberger-Aldrian A, Stipanović H, Lederer J. Recovery of plastic packaging from mixed municipal solid waste. A case study from Austria. Waste Management. 15 maj 2024;180:9–22.

16. Faraca G, Martinez-Sanchez V, Astrup TF. Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres. Resources, Conservation and Recycling. april 2019;143:299–309.

17. Tekniska verken. Tekniska Verken. [citerad 24 januari 2025]. Framtidens avfallssortering i Linköping. Tillgänglig vid: http://www.tekniskaverken.se/om-oss/hallbarhet/miljo/sorteringsanlaggning/

18. Schmidt S, Laner D. The environmental performance of plastic packaging waste management in Germany: Current and future key factors. J of Industrial Ecology. december 2023;27(6):1447–60.

19. Milios L, Holm Christensen L, McKinnon D, Christensen C, Rasch MK, Hallstrøm Eriksen M. Plastic recycling in the Nordics: A value chain market analysis. Waste Management. juni 2018;76:180–9.

20. Tallentire CW, Steubing B. The environmental benefits of improving packaging waste collection in Europe. Waste Management. 2020;103:426–36.

21. Tekniska verken. Import av sopor [Internet]. [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.tekniskaverken.se/om-oss/hallbarhet/miljo/import-sopor/

22. Klimat- och näringslivsdepartementet. Miljöbalk (1998:808) [Internet]. 2025 [citerad 05 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/#K15

23. Naturvårdsverket. Avfall i Sverige 2020: uppkomst och behandling [Internet]. Stockholm: Naturvårdsverket; 2022. 45 s. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/4ac5db/globalassets/media/publikationer-pdf/7000/978-91-620-7048-9.pdf

24. Tekniska verken. Avfall och återvinning [Internet]. u.å [citerad 15 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.tekniskaverken.se/privat/avfall-atervinning/

25. Avfall Sverige. Fakta & Statistik - Restavfall [Internet]. 2022 [citerad 15 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/fakta-statistik/insamling/restavfall/

26. Sveriges Riksdag. Miljöbalk (1998:808) [Internet]. 1998 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808/

27. Sveriges Riksdag. Förordning (2022:1274) om producentansvar för förpackningar [Internet]. [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-20221274-om-producentansvar-for_sfs-2022-1274/

28. Naturvårdsverket. Kommuners insamling av förpackningsavfall [Internet]. 2023 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/producentansvar/producentansvar-for-forpackningar/kommuners-insamling-av-forpackningsavfall-fran-hushall-och-vissa-verksamheter/

29. Edo M, Gunilla Henriksson, Carl Jensen. Fördjupad analys av plast i hushållens restavfall och dess potential till ökad materialåtervinning och minskad klimatpåverkan. RISE Research Institutes of Sweden AB; Report No.: 2024:03.

30. Scott GM. Recovered Paper. I: Waste [Internet]. Elsevier; 2011 [citerad 05 maj 2025]. s. 137–49. Tillgänglig vid: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780123814753100105

31. Avfall Sverige. Avfall Sverige. 2022 [citerad 16 maj 2025]. Materialåtervinning. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/fakta-statistik/avfallsbehandling/materialatervinning/

32. Shen L, Worrell E. Plastic Recycling. I: Handbook of recycling: state-of-the-art for practitioners, analysts, and scientists. Amsterdam ; Boston: Elsevier; 2014.

33. Feil A, Pretz T, Julius J, Go N, Bosling M, Johnen K. Metal Waste. I: Waste [Internet]. Elsevier; 2019 [citerad 05 maj 2025]. s. 211–23. Tillgänglig vid: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128150603000104

34. SvenskBiogas. Produktion av biogas [Internet]. u.å [citerad 05 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.svenskbiogas.se/biogas-miljo/produktion-av-biogas/

35. Blomquist J, Nilsson SB, Melin M, Anette Bramstorp. Faktablad Biogödsel - Så här fungerar biogödsel [Internet]. 2014 [citerad 05 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/media/r2wpurd1/faktablad_biogodsel_hela_dokumentet.pdf

36. Hann S, Toby Connocl. Chemical Recycling: State of Play [Internet]. Bristol UK: Eunomia Research & Consulting Ltd; 2020 dec. Tillgänglig vid: https://chemtrust.org/wp-content/uploads/Chemical-Recycling-Eunomia.pdf

37. Henric Lassesson, Mare Gottfridsson, Maja Nellström, Tomas Rydberg, Lars Josefsson, Cecilia Mattsson. Kemisk återvinning av plast: teknik, flöden och miljöaspekter. Stockholm: Naturvårdsverket; 2021 juni. Report No.: 6990.

38. Davis Allen. Center for Climate Integrity. 2025 [citerad 16 maj 2025]. The Fraud of Advanced Recycling - How Big Oil and the plastics industry are promoting a false solution to the plastic waste crisis. Tillgänglig vid: https://climateintegrity.org/projects/advanced-recycling-fraud

39. EUR-Lex. DIRECTIVE (EU) 2018/852 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL [Internet]. 2018 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2018/852/oj

40. Naturvårdsverket. Nya regler för avfallsförebyggande, och återvinning – från avfall till resurs [Internet]. u.å [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/avfall/hander-pa-omradet/nya-regler-for-avfallshantering-och-atervinning--fran-avfall-till-resurs/

41. Åsa Romson, Flintull Annica Eriksson, Annelise De Jong. Färdplan ska öka återvinningen av plastförpackningar [Internet]. [citerad 16 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.ivl.se/press/pressmeddelanden/2023-05-30-fardplan-ska-oka-atervinningen-av-plastforpackningar.html

42. European Commission. Energy, Climate change, Environment. [citerad 16 maj 2025]. Packaging waste - European Commission. Tillgänglig vid: https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/packaging-waste_en

43. Naturvårdsverket. Sveriges klimatmål och klimatpolitiska ramverk [Internet]. 2024 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/sveriges-klimatarbete/sveriges-klimatmal-och-klimatpolitiska-ramverk/

44. Avfall Sverige. Energiåtervinningsbranschens ståndpunkter om fossilfri avfallsförbränning [Internet]. 2019 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/media/q2hbwm1m/staandpunkter_energiaatervinning.pdf

45. Niklas Svahn. Riksdagen säger ja till nytt energimål. [citerad 07 mars 2025]; Tillgänglig vid: https://www.tn.se/inrikes/29717/riksdagen-sager-ja-till-nytt-energimal/

46. Regeringen. Mål för energipolitiken [Internet]. [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.regeringen.se/regeringens-politik/energi/mal-och-visioner-for-energi/

47. Unsbo H. Scenarier för minskad förbränning av fossil plast i el- och fjärrvärmesektorn: olika åtgärders potentialer att bidra till att nå Sveriges klimatmål 2045. Stockholm: Naturvårdsverket; 2023. 76 s.

48. Avfall Sverige. Power BI Report. [citerad 07 mars 2025]. Avfallsstatistik. Tillgänglig vid: https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiODFmMzg5NmItYjc5NS00YzEyLTk5YTktZDU0

ODRiNTZhZDY0IiwidCI6IjQ2ODBkMGYwLWIyZTQtNDkxYy1iMzc4LTg1MTY5ZDFhYzVmOSIsImMiOjh9

49. TT Nyhetsbyrån. Ny effektiv metod för att identifiera och mäta plast i avfall. 2023-11-27 [Internet]. 27 november 2023 [citerad 10 mars 2025]; Tillgänglig vid: https://via.tt.se/pressmeddelande/3387469/ny-effektiv-metod-for-att-identifiera-och-mata-plast-i-avfall?publisherId=2746664&lang=sv

50. Naturvårdsverket. Biogena koldioxidutsläpp och klimatpåverkan [Internet]. 2024 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/klimatomstallningen/omraden/klimatet-och-skogen/biogena-koldioxidutslapp-och-klimatpaverkan/

51. Karlsson P, Lundblad M, Ortiz CJ, Wikberg PE, Gustafsson T. Kartläggning av inhemska biogena koldioxidutsläpp i Sverige.

52. Fredrika Stranne. Avfall Sverige. 2025 [citerad 16 maj 2025]. Deponering av avfall. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/fakta-statistik/avfallsbehandling/deponering-av-avfall/

53. Tekniska verken. Vår syn på avfall [Internet]. [citerad 16 maj 2025]. Tillgänglig vid: http://www.tekniskaverken.se/om-oss/vilka-vi-ar/var-syn-pa-avfall/

54. Eurostat. Waste statistics [Internet]. 2024 [citerad 25 maj 2007]. Tillgänglig vid: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics#Waste_treatment

55. Eurostat. Municipal waste statistics [Internet]. 2025 [citerad 25 maj 2007]. Tillgänglig vid: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment

56. Tekniska verken. Tekniska verken - Vad vi gör [Internet]. 2025 [citerad 25 mars 2007]. Tillgänglig vid: https://www.tekniskaverken.se/om-oss/vad-vi-gor/

57. Tekniska verken. Framtidens sorteringsanläggning tar form [Internet]. 2024. Tillgänglig vid: https://www.tekniskaverken.se/om-oss/hallbarhet/miljo/sorteringsanlaggning/

58. Lindståhl H. Minimizing plastic to incineration, state-of-the-art: Tekniska verken i Linköping on sorting plant technology and measurement based market communication through FossilEye. 2025; Linköping.

59. Svensk Biogas. Svensk Biogas. [citerad 16 maj 2025]. Hur produceras biogas? Så här blir matavfall ett förnybart bränsle. Tillgänglig vid: http://www.svenskbiogas.se/biogas-miljo/produktion-av-biogas/

60. Svensk Plaståtervinning. Om Svensk Plaståtervinning [Internet]. 2025 [citerad 10 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.svenskplastatervinning.se/om-svensk-plastatervinning/

61. Svensk Plaståtervinning. Så funkar plaståtervinning [Internet]. 2025 [citerad 10 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.svenskplastatervinning.se/sa-funkar-plastatervinning/

62. Svensk Plaståtervinning. Site Zero - Störst och mest avancerade [Internet]. 2025 [citerad 10 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://www.svenskplastatervinning.se/site-zero/

63. Fiskeby Board. Fiskeby. [citerad 16 maj 2025]. Om Fiskeby. Tillgänglig vid: https://www.fiskeby.com/om-fiskeby/

64. Fiskeby Board. Fiskeby. [citerad 16 maj 2025]. Returfiber – en miljövänlig råvara. Tillgänglig vid: https://www.fiskeby.com/hallbarhet/returfiber/

65. Pivato A, Girotto F, Megido L, Raga R. Estimation of global warming emissions in waste incineration and landfilling: An environmental forensic case study. Environmental Forensics. 2018;19(4):253–64.

66. Monni S. From landfilling to waste incineration: Implications on GHG emissions of different actors. International Journal of Greenhouse Gas Control. 2012;8:82–9.

67. Eriksson O, Finnveden G. Plastic waste as a fuel - CO2-neutral or not? Energy Environ Sci. 2009;2(9):907.

68. Ma Y, He PJ, Lü F, Zhang H. Greenhouse Gas Emissions and Mitigation Strategies across the Life Cycle of Municipal Solid Waste Incineration Plants in China. ACS Sustainable Chem Eng. 17 juni 2024;12(24):9268–78.

69. Avfall Sverige. Klimatpåverkan från olika avfallsfraktioner. Malmö: Avfall Sverige; 2019 aug. Report No.: 2019:19.

70. Naturvårdsverket. Avfall i EU. 2024 [citerad 18 mars 2025]. Avfall i EU. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avfall/avfall-i-eu/

71. Naturvårdsverket. Vägledning - Deponering av avfall [Internet]. u.å [citerad 13 maj 2025]. Tillgänglig vid: https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/deponering-av-avfall/dispens-fran-deponeringsforbud/

72. Milios L, Esmailzadeh Davani A, Yu Y. Sustainability Impact Assessment of Increased Plastic Recycling and Future Pathways of Plastic Waste Management in Sweden. Recycling. 22 juli 2018;3(3):33.

73. Finnveden G, Hauschild MZ, Ekvall T, Guinée J, Heijungs R, Hellweg S, m.fl. Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management. oktober 2009;91(1):1–21.

74. Curran MA. Life cycle assessment: principles and practice [Internet]. National Risk Management Research Laboratory Ohio; 2006 [citerad 10 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000L86.PDF?Dockey=P1000L86.PDF

75. Hussin F, Hazani NN, Khalil M, Aroua MK. Environmental life cycle assessment of biomass conversion using hydrothermal technology: A review. Fuel Processing Technology. juli 2023;246:107747.

76. Sanabria Garcia E, Huysveld S, Nachtergaele P, Nhu TT, Dewulf J. How multifunctionality modelling in LCA affects decision-making: The case of chemical recycling of plastic waste. Resources, Conservation and Recycling. 15 maj 2025;218:108262.

77. Ecoinvent. Ecoinvent [Internet]. 2025 [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://ecoinvent.org/database/

78. Ecoinvent. ISO14000, EN15804, ISO21930, GHG, ILCD [Internet]. [citerad 07 mars 2025]. Tillgänglig vid: https://support.ecoinvent.org/relevant-standards

79. Ekvall T, Linnea Granström, Rikard Jansson, Emma Moberg, Tomas Rydberg. Comparing high-quality recycling and downcycling of plastics. IVL Svenska Mijlöinstitutet; 2025 feb. Report No.: B2498.

80. Majeau-Bettez G, Wood R, Strømman AH. Unified Theory of Allocations and Constructs in Life Cycle Assessment and Input-Output Analysis. Journal of Industrial Ecology. 2014;18(5):747–70.

81. Curran MA, Mann M, Norris G. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. Journal of Cleaner Production. juni 2005;13(8):853–62.

82. Frischknecht R, Benetto E, Dandres T, Heijungs R, Roux C, Schrijvers D, m.fl. LCA and decision making: when and how to use consequential LCA; 62nd LCA forum, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, 9 September 2016. Int J Life Cycle Assess. februari 2017;22(2):296–301.

83. Nielsen SK, Karlsson K. Energy scenarios: a review of methods, uses and suggestions for improvement. IJGEI. 2007;27(3):302.

84. Börjeson L, Höjer M, Dreborg KH, Ekvall T, Finnveden G. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. Futures. september 2006;38(7):723–39.

85. Wright G, Bradfield R, Cairns G. Does the intuitive logics method – and its recent enhancements – produce "effective" scenarios? Technological Forecasting and Social Change. 01 maj 2013;80(4):631–42.

86. Derbyshire J, Wright G. Augmenting the intuitive logics scenario planning method for a more comprehensive analysis of causation. International Journal of Forecasting. 01 januari 2017;33(1):254–66.

87. Ekvall T, Assefa G, Björklund A, Eriksson O, Finnveden G. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. Waste Management. 01 januari 2007;27(8):989–96.

88. Emma Björnberg. Högdalens sorteringsanläggnings koldioxid - En jämförelse mellan två olika materialåtervinningssystem. Stockholm: Stockholm Vatten och Avfall AB; 2018 jan.

89. Avfall Sverige. Avfall Sverige. [citerad 14 mars 2025]. Certifieringsregler för biogödsel. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/fakta-statistik/certifierad-atervinning/certifieringsregler-for-biogodsel/

90. SIS. Svenska institutet för standarder, SIS. 2014 [citerad 22 maj 2025]. Standard - Papper och kartong - Europeisk förteckning över standardkvaliteter för pappersåtervinning SS-EN 643:2014. Tillgänglig vid: https://www.sis.se/produkter/terminologi-och-dokumentation/ordlistor/pappersteknik/ssen6432014/

91. Stellan Höglund. Sorteringsanläggning - Brista. 9 april 20205.

92. Rigamonti L, Grosso M, Møller J, Martinez Sanchez V, Magnani S, Christensen TH. Environmental evaluation of plastic waste management scenarios. Resources, Conservation and Recycling. 01 april 2014;85:42–53.

93. Eva Svensson Myrrin. Livscykelanalys av mekanisk sortering av restavfall - Energi- och växthusgasprestanda. Västerås: Avfall Sverige; 2017 jan. Report No.: 2017:09.

94. David Holmström, Martyna Solis. Reviderade schabloner för beräkning av avfallsindikatorer [Internet]. Malmö: Avfall Sverige; 2020 maj. Report No.: 2020:03. Tillgänglig vid: https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2020-03-reviderade-schabloner-for-berakning-av-avfallsindikatorer/?tab=summary

Bilaga A

Tabell a: Utsläpp i kilogram koldioxidekvivalenter för samtliga utredda scenarier delges med detaljer för varje specifik funktions bidrag. "Nu" representerar dagens system innan införandet av sorteringsanläggningen med "Ref" delger resultatet över det förväntade utfallet i och med införandet av anläggningen i systemet, även kallat referensscenariot. "Worst-case" anger resulterande utsläpp ifall systemet med eftersortering erhåller sämst möjliga förutsättningar när det kommer till avsättning och graden av utsortering och återvinning. För "0,5x" och "2x"erhålls utsläppen ifall systemet behandlar ett utländskt verksamhetsavfall med hälften respektive dubbel plasthalt i jämförelse med referensscenariot. "IAP&B", kort för Ingen Avsättning för Papper och Bioavfall, representerar de följder på klimatpåverkan som erhålls ifall pappersmaterialet och bioavfallet som sorteras ut från eftersorteringen inte finner någon avsättning och istället går till energiåtervinning. "LÅG", kort för Låg ÅtervinningsGrad, och "HÅG", Hög ÅtervinningGrad, presenterar systemets klimatprestanda vid antagandet om en hög respektive låg grad av nyttjande av material från hushållsavfallet. "Med biobr" visar på följderna av att ett biobränsle används som ersättningsbränsle istället för det utländska verksamhetsavfallet.

Funktion	Nu [kg CO2e]	Ref [kg CO2e]	Worst-case [kg CO2e]	0,5x [kg CO2e]	2x [kg CO2e]	IAP&B [kg CO2e]	LÅG [kg CO2e]	HÅG [kg CO2e]	Med biobr [kg CO2e]
Elektricitet	85,6	95,4	90,7	88,6	106	78,1	107	91,2	67,8
Fjärrvärme	428	477	453	443	530	391	537	456	339
Magnetiska metaller	22,7	1,89	9,52	1,89	1,89	1,89	9,52	-2,24	1,89
Icke-magnetiska metaller	23,3	0,43	12,3	0,43	0,43	0,43	12,2	-2,11	0,43
Plast	93,3	20,9	99,0	20,9	20,9	20,9	83,9	-33,7	20,9
Papper	28,1	15,5	28,1	15,5	15,5	28,1	25,9	12,5	15,5
LB-transport	174	24,6	174	24,6	24,6	174	27,0	24,6	24,6
Gödsel	2,46	0,79	2,46	0,79	0,79	2,46	1,00	0,79	0,79
Alt. beh. avfall	175	0	119	-16,5	25,8	115	8,91	-29,3	175
Alt. beh. biobr	7,23	7,23	7,23	7,23	7,23	7,23	7,23	7,23	0
Totalt	**1040**	**644**	**996**	**586**	**734**	**819**	**820**	**525**	**646**

Tabell β: Relationen mellan olika utfall i jämförelse med dagen system (Nuläge) och förväntat utfall av införandet av sorteringsanläggningen presenteras i procent. En positiv procentuell relation innebär att scenariot som listas i den vänstra kolumnen innebär en ökning av klimatutsläpp i jämförelse med det nuläges- eller referensscenariot. En negativ procentuell relation innebär att scenariot innebär en utsläppsminskning på systemnivå.

Scenario	Δ Nuläge [%]	Δ Referensscenario [%]
Nuläge	-	+ 61,5
Referensscenario	- 38,1	-
Worst-case	- 4,23	+ 54,7
0,5x	- 43,7	- 9,01
2x	- 29,4	+ 14,0
IAP&B	- 21,3	+27,2
LÅG	- 21,2	+ 27,3
HÅG	- 49,5	- 18,5
Biobränsle som ersättning	- 37,9	+ 0,31