

Miljösystemanalys av torkat matavfall för biogasproduktion

av Alexander Woin
27 maj 2024

Examensarbete för Civilingenjörsexamen i Ekosystemteknik



LUND UNIVERSITY

Handledare: Lovisa Björnsson

Examinator: Mikael Lantz

Detta examensarbete för en civilingenjörsexamen i ekosystemteknik 2024 har genomförts vid avdelningen för miljö- och energisystem, institutionen för teknik och samhälle, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet.

Handledare vid avdelningen för miljö- och energisystem var Lovisa Björnsson.

Biträdande handledare vid Göteborgs stad var Bo von Bahr.

Examinator vid Lunds universitet var Mikael Lantz.

© Alexander Woin 2024

Avdelningen för miljö- och energisystem

Institutionen för teknik och samhälle

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet

ISSN: 1102-3651

ISRN: LUTFD2/TFEM—24/5209–SE + (1-62)

Lund 2024

Förord

Detta examensarbete är den sista delen av min civilingenjörsutbildning i ekosystemteknik med en specialisering inom miljö- och energisystem vid Lunds universitet.

Till att börja med skulle jag vilja tacka mina handledare Lovisa Björnsson vid avdelningen för miljö- och energisystem vid Lunds universitet och Bo von Bahr från Kretslopp och vatten vid Göteborgs stad för all vägledning, uppmuntran och allt stöd de bidragit med under projektets gång.

Jag vill också tacka alla mina kontaktpersoner, Angelika Blom vid Avfall Sverige, Anna Grill från Lunds kommun, Helena Ensegård vid Sustainalink och Rickard Heed vid NSR som bidragit med värdefulla kontakter, feedback och ordnat med studiebesök hos verksamheter. Jag vill också tacka all kökspersonal som ställde upp under provtagningen, bland annat Midheta Custic vid Varlaskolan, Ingrid Olsson vid Katedralskolan och Emma Fernqvist vid Polhemskolan.

Slutligen vill jag tacka alla mina nära och kära som har stöttat mig under hela min studietid.

Abstract

The food waste created in Swedish commercial kitchens presents a difficult logistical and environmental problem for local governments. Today all the food waste is collected separately and recycled organically to create biogas, an energy-rich fuel that can be used for both industrial and domestic applications. To mitigate the logistical and sanitary issues associated with large amounts of organic waste, some commercial kitchens have installed food waste dryers that significantly reduce the amount of waste that the staff has to handle. The purpose of this thesis was to examine the environmental implications and consequences that arise when food waste drying is introduced in the recycling system of food waste. A life cycle analysis was carried out where energy consumption and greenhouse gas emissions were calculated for the entire recycling process, from waste to biogas, of a day's worth of food waste from three different kitchens. The recycling process was constructed in different ways to compare a system with and without food waste drying. The results showed that the energy consumption from the drying process was almost as large as the energy that gets recycled from the biogas. The emissions were increased by ca. 20 % when food waste drying was introduced into the system using Swedish electricity mix. If EU electricity mix was used, which contains a higher degree of fossil precursors, almost all of the environmental benefits associated with recycling food waste to biogas disappear in the system. The food drying process did not cause a significant reduction in the biomethane potential of the food waste. This points toward the conclusion that food waste drying results in a bad energy balance for the system and that it leads to an increase in emissions, that is heavily reliant on the type of electricity used in the process.

Keywords: Food waste drying, Food waste recycling, Biogas, Life cycle analysis, Energy consumption, Greenhouse gas emissions, Biomethane potential.

Innehåll

Förord	i
Abstract	ii
Figurer	vi
Tabeller	vii
Lista över förkortningar	viii
1. Introduktion	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte & frågeställningar	1
1.3 Metod & avgränsningar	2
1.4 Läsanvisningar	2
2. Bakgrund	3
2.1 Rötning	4
2.2 Uppgradering	5
2.3 Rötrest som jordförbättringsmedel	5
2.4 Matavfall till biogasproduktion	5
2.5 Förbehandling av matavfall	5
2.6 Torkning av matavfall	6
2.7 Regleringar kring matavfallshantering	6
2.7.1 Vem ansvarar för att behandla matavfall från storkök?	6
2.7.2 Nya krav på källsortering av matavfall	7
2.7.3 Kan torkning göra att matavfall upphör att klassas som avfall?	7
3. Provtagning och laboratorieanalys	9
3.1 Provtagning	9
3.2 Laboratorieanalys	11
4. Livscykelanalys	13
4.1 Inledning	13
4.2 Metod	13
4.3 Mål och omfattning	13
4.3.1 Bakgrund	13
4.3.2 Studiens mål och syfte	13
4.3.3 Studiens omfattning	14
4.3.4 Funktionell enhet	15
4.3.5 Systemgränser	16
4.3.6 Systemutvidgning	16
4.3.7 Energi	16
4.3.8 Datakvalitet	16

4.4	Processbeskrivning	17
4.4.1	Torkning	17
4.4.2	Förbehandlingsprocessen	19
4.4.3	Biogasprocessen	19
4.4.4	Uppgradering	19
4.4.5	Förbränning av rejekt	20
4.4.6	Spridning av biogödsel	20
4.4.7	Transporter	20
4.4.8	Biogas ersätter naturgas	20
4.5	Inventering	21
4.5.1	Matavfall	21
4.5.2	Torkning av matavfall	21
4.5.3	Förbehandling	22
4.5.4	Biogasprocessen	23
4.5.5	Uppgradering	24
4.5.6	Spridning av biogödsel	24
4.5.7	Energi från förbränning av rejekt	25
4.5.8	Transporter	25
4.5.9	Biogas ersätter naturgas	27
4.5.10	Beräkning av CO ₂ -ekvivalenter	27
4.6	Miljöpåverkansbedömning	28
5.	Resultat	29
5.1	Torkning	29
5.2	Kondensat	31
5.3	Energianvändning	32
5.4	Global uppvärmningspotential (GWP)	35
5.5	Sammanfattande resultat	38
5.6	Känslighetsanalys	40
5.7	Redovisning av analysens begränsningar	41
6.	Diskussion och slutsatser	42
6.1	Diskussion	42
6.2	Slutsatser	43
	Referenser	44
	Appendix	47
A.1	Fall 1: klimatavtryck	47
A.2	Fall 2: klimatavtryck	47
A.3	Fall 3: klimatavtryck	47
A.4	Fall 1: energianvändning	48
A.5	Fall 2: energianvändning	49
A.6	Fall 3: energianvändning	49
A.7	Aggregerat klimatavtryck	50

A.8 Aggregerad energianvändning	50
A.9 Massa TS och vätska i matavfallet	50
A.10 Europeisk elmix	50
A.11 Diesel MK1	51
A.12 Analysmetoder för fasta prov	51
A.13 Analysmetoder för flytande prov	51
A.14 Analys på laboratorium	52

Figurer

1	Blandat matavfall	10
2	Uppsamling av kondensat	10
3	Tömd torkningsmaskin	11
4	Fall 1: Processdiagram	14
5	Fall 2: Processdiagram	15
6	Fall 3: Processdiagram	15
7	Torkningsmaskin	18
8	Torkat matavfall	18
9	Transportsträckor	26
10	TS före och efter torkning	30
11	Fall 1: Energianvändning	32
12	Fall 2: Energianvändning	33
13	Fall 3: Energianvändning	34
14	Fall 1: Klimatpåverkan	35
15	Fall 2: Klimatpåverkan	36
16	Fall 3: Klimatpåverkan	37
17	Aggregerad klimatpåverkan	38
18	Aggregerad energianvändning	39
19	EU elmix: Klimatpåverkan	40
20	Diesel MK1: Klimatpåverkan	41

Tabeller

1	Typ av matavfall	9
2	Testparametrar	12
3	Data: Vått matavfall	21
4	Vått matavfall: näringsämnen och BMP	21
5	Data: Torkat matavfall	22
6	Torkat matavfall: näringsämnen och BMP	22
7	Elförbrukning: Torkning	22
8	Metanhalt	24
9	Emissionsfaktorer	27
10	Torkning: Vikter	29
11	TS-halt	29
12	Torkning: BMP	30
13	Kemisk analys: Kondensat	31
14	Näringsämnen: Kondensat	31
15	Fall 1: klimatavtryck	47
16	Fall 2: klimatavtryck	47
17	Fall 3: klimatavtryck	47
18	Fall 1: energianvändning	48
19	Fall 2: energianvändning	49
20	Fall 3: energianvändning	49
21	Aggregerat klimatavtryck	50
22	Aggregerad energianvändning	50
23	Massa TS och vätska i matavfallet	50
24	Europeisk elmix	50
25	Diesel MK1	51
26	Analysmetoder för fasta prov	51
27	Analysmetoder för flytande prov	51

Lista över förkortningar

GWP - Global warming potential - Global uppvärmningspotential

LCA - Life Cycle Assessment - Livscykelanalys

LBG - Liquid biogas - Flytande biogas

MÖD - Mark- och miljööverdomstolen

MB - Miljöbalken

BMP - Biomethane potential - Biometanpotential

TS - Dry matter- Torrsubstans

VS - Volatile solids - Glödförlust

ÅVC - Återvinningscentral

Kapitel 1

Inledning

1.1 Bakgrund

Matavfall är en resurs som har ett högt energi- och näringsvärde, vilket gör den ytterst intressant ur återvinningssynpunkt. Idag går matavfallet efter insamling till diverse samrötningsanläggningar, där matavfallet tillsammans med annat organiskt avfall genomgår en anaerobisk nedbrytningsprocess (Energigas Sverige 2023a). Från processen får man ut två delprodukter: en energirik biogas, som kan användas som biodrivmedel eller för att producera processvärme, samt en näringsrik biogödsel som kan spridas på åkrar och återföra näring till jorden.

Kommunerna har som uppgift att ta hand om det matavfall som uppkommer i samhället och återvinna det som samlas in på ett så effektivt och miljövänligt sätt som möjligt, i enlighet med miljömål och lagstiftning på området (Naturvårdsverket 2023a). Därför har kommunerna också ett ansvar att se till så att matavfallet hanteras på ett bra sätt av olika verksamheter. En torkningsmaskin som torkar matavfall har dykt upp på den svenska marknaden och vissa storkök använder sig av dessa maskiner i sin dagliga verksamhet. Maskinerna kan enligt leverantören markant reducera volymen matavfall som behöver hanteras av personalen samt minska problemet med obehaglig lukt som ofta uppkommer med stora mängder matavfall. Detta gör maskinerna attraktiva hos verksamheter som genererar stora mängder matavfall dagligen (exempelvis skolor och sjukhus), då de gör mängden matavfall mer hanterbar för verksamheten samt eventuellt kan minska kostnaden för avfallshämtning.

1.2 Syfte & frågeställningar

I detta examensarbete undersöks ifall dessa torkningsmaskiner bidrar till någon nytta ur ett miljösystemperspektiv, detta för att ta fram underlag som kan vara till stöd i kommunernas bedömning av om torkning bidrar till en effektiv och miljövänlig hantering av matavfall. Projektet initierades av NSR, Avfall Sverige och Göteborgs Stad samt genomfördes med stöd av kontakter på Lunds Renhållningsverk och Agrenco.

Med detta som bakgrund ska följande frågeställningar besvaras:

- Vilka för- och nackdelar finns med torkning av matavfall ur ett miljösystemperspektiv?
- Är torkat matavfall från torkningsmaskiner ett bra substrat för biogasproduktion?
- Vad blir ändringen i energiförbrukning vid användning av torkningsmaskiner jämfört med att inte använda torkningsmaskiner sett till hela systemet?
- Vad blir global uppvärmningspotential (GWP) vid användning av torkningsmaskiner?
- Påverkas näringsinnehåll och biogaspotential i matavfallet av torkning?
- Hur påverkas transporterna av att matavfall torkas?

1.3 Metod & avgränsningar

Studien omfattar en livscykelanalys (LCA) där tre olika återvinningssystem jämförs ur ett miljösystemperspektiv: ett referenssystem baserat på nuvarande hantering av matavfall med en förbehandlingsprocess följt av biogasproduktion, ett andra system där matavfallet torkas i en torkningsmaskin innan det går vidare till förbehandlingsprocessen, samt ett tredje system där det torkade matavfallet kringgår förbehandlingsprocessen och går direkt till biogasproduktion. Miljöpåverkan jämförs sedan mellan de tre återvinningssystemen ur ett livscykelperspektiv och de miljöpåverkanskategorier som analyseras är klimatpåverkan i form av GWP och energianvändning (kWh). Resultatet redovisas per kg behandlat matavfall som uppkommer vid ett typiskt storkök under en dag. Även en litteraturstudie genomförs för att skapa en bättre förståelse för ämnet, där punkter som biogasproduktion och matavfallshantering behandlas.

För att genomföra analysen krävdes information om hur näringsämnen och biogaspotential påverkas av torkning, och Göteborg Stad genomförde i samband med detta projekt en analys av kväve (N), fosfor (P) och kalium (K) samt biogaspotential från matavfall före och efter torkning.

Prov togs på matavfall före och efter torkning från tre olika storkök som använder samma typ av torkningsmaskin från företaget Agrenco. Tre prov togs per maskin, av det matavfall som stoppades in i maskinen, ett av motsvarande torkat matavfall efter torkning, samt ett prov på kondensatet som uppstår under torkningsprocessen. Det blev alltså totalt 9 prov som skickades på analys.

1.4 Läsanvisningar

Studien är uppdelad i ett antal kapitel. Kapitel 2 diskuterar problematiken och det rådande tillståndet för matavfallshantering och biogasproduktion i Sverige. Även olika processer och vanliga tekniker som används av verksamheter i Sverige behandlas. I kapitel 3 beskrivs den provtagning och efterföljande laboratorieanalys som genomfördes för att skaffa ett beräkningsunderlag till rapporten. I kapitel 4 genomförs en LCA som beräknar hur torkning av matavfall påverkar klimatavtryck och energianvändning i miljösystemet. Här återfinns både metodik och den inventering som gjordes som en del av analysen. I kapitel 5 redovisas resultatet från livscykelanalysen, provtagningen och laboratorieanalysen. Även en känslighetsanalys och redovisning av analysens begränsningar genomförs på resultatet. Kapitel 6 består av en avslutande diskussionsdel där en sammantagen bedömning görs av hur bra matavfallstorkning är ur ett miljösystemperspektiv.

Kapitel 2

Bakgrund

År 2005 förbjöds deponering av organiskt avfall i Sverige och man var därför tvungen att börja återvinna det organiska avfallet, antingen genom förbränning eller biologisk behandling (Energigas Sverige 2023a). Vid förbränning återvinns en del av energin som finns bunden i de kemiska bindningar som bygger upp materialet. Den värme som skapas vid förbränningen kan till exempel användas för att framställa fjärrvärme eller för att driva en turbin som producerar el. Vid rötning, en form av biologisk behandling, bryts det organiska materialet ner i mindre beståndsdelar av en biologisk process kallad anaerob nedbrytning som orsakas av mikroorganismer (Lantz & Björnsson 2016).

Vid rötning återvinns också energin i avfallet, men till skillnad från förbränning försöker man istället med olika tekniker bearbeta de komplexa organiska föreningarna i materialet till mer högvärdiga energibärare, i detta fall gasen metan (CH_4). Metan är i princip synonymt med naturgas och kan användas som bränsle till en mängd olika processer. Om metangasen har sitt ursprung från biologisk behandling kallas den för biogas. Biogas räknas som en förnybar energibärare och biogasprocessen kan utformas på många olika sätt med varierande klimatnytta. Biogas kan produceras av flera olika verksamheter bl.a.: biogasanläggningar, på deponier eller i förgasningsanläggningar (Energigas Sverige 2023a). Substratets sammansättning, lagringstid i reaktorn och de reaktortemperaturer som används påverkar mängden metan som produceras (Lantz & Björnsson 2016). Utöver huvudkomponenterna metan och koldioxid innehåller biogas även små mängder vattenånga och svavelväte. Metanhalten i biogasen varierar stort beroende på substratets sammansättning men är oftast runt 60 - 70 % (Energigas Sverige 2023a).

Biogas kan bl.a. ersätta fossil naturgas och användas som processbränsle inom industrin, men det vanligaste i Sverige är att den inhemskt producerade biogasen istället används som fordonsgas och för att producera värme (Energigas Sverige 2023a). Under 2022 producerades totalt ca. 2,3 TWh biogas i Sverige, varav hälften (50 %) i samrötningsanläggningar. Rötning av matavfall bidrog till 21 % av den producerade biogasen år 2022. Av gasen som producerades vid samrötningsanläggningar gick 91 % till uppgradering (en typ av reningsprocess), varav totalt 546 GWh uppgraderad biogas injicerades på de svenska gasnäten under 2022. Detta motsvarar 12,4 % av all den gas som konsumerades i Sverige under samma år (4,4 TWh) (Energigas Sverige 2023a).

Tidigare studier visar att störst minskning av växthusgasutsläpp uppnås när biogasen ersätter användning av fossila drivmedel. Används biogasen istället för att producera kraftvärme uppnås endast en marginell minskning av växthusgasutsläpp, antaget att den ersätta värmeproduktionen inte är fossil (Lantz & Björnsson 2016). Användningen av uppgraderad biogas som uppvärmningsbränsle inom industrin och hos kraftvärmeverk ökar. Gasen kan vid dessa verksamheter brännas i gasbrännare för att få ut processvärme vid höga temperaturer. Även i detta fall uppnås stora utsläppsminskningar om biogasen ersätter fossil naturgas (Energigas Sverige 2023a). Inom livsmedelsindustrin och stålindustrin kan biogas direkt ersätta naturgas i många industriella processer. Biogas kan även ersätta naturgas som råvara inom plast- och kemiindustrin (Energigas Sverige 2023b).

2.1 Rötning

Rötning är en form av materialåtervinning och enligt Naturvårdsverkets rapport "Avfall i Sverige 2020" så gick 2,2 miljoner ton avfall till slutbehandling genom rötning år 2020, en ökning med 10 % sedan 2018. I denna summa ingår ej rötning av avloppsslam. Av detta avfall räknas hälften (1,1 miljoner ton) till kategorin animaliskt och blandat matavfall (Naturvårdsverket 2022a).

För att driva en samrötningsanläggning för produktion av biogas krävs både elektricitet och värme. Elen används till att driva pumpar och omrörare i reaktorn samt annan elektrisk utrustning. Värmen behövs för att upprätthålla en korrekt processtemperatur i reaktorn samt vid hygienisering av substrat. Hygienisering är en process där substratet värms upp till ca. 70 °C innan rötning. Mängden värme som krävs kan variera stort beroende på olika faktorer, som exempelvis förekomst av värmeväxlare vid anläggningen och bra isolering av reaktortank. Den producerade biogasen kan också användas lokalt av anläggningen för att producera värme och elektricitet (Lantz & Björnsson 2016). Rötkammaren är syrefri, vilket krävs för den anaeroba nedbrytningsprocessen, samt isolerad för att minska värmeförluster. I toppen på rötkammaren finns en rörledning där den producerade biogasen leds ut under rötning (Energigas Sverige 2023a). Rötning kan ske vid antingen 37 °C (mesofilt) eller vid 50 - 55 °C (termofilt). Hur effektiv biogasproduktionen är beror på en mängd olika faktorer, däribland processtemperatur, uppehållstid av substrat i reaktorn och teknisk utformning av biogasprocessen. I samrötningsanläggningar blandas ofta slurry (matavfall) med gödsel för att få ett högre biogasutbyte jämfört med att enbart använda gödsel vid rötning (Lantz & Björnsson 2016). Substratet befinner sig i rötkammaren ca. 15 - 30 dagar. Exakt hur lång tid det tar att bryta ner substratet beror på vilken typ av process som används och substratets sammansättning (Energigas Sverige 2023a).

Det finns risk för att metan läcker ut från samrötningsanläggningar när biogas produceras. Ett exempel på detta är när rötresten som blir kvar efter rötning lagras vid ett rötrestlager som konstruerats utan möjlighet för uppsamling av metan. Det kan även förekomma rena felaktigheter i konstruktionen av biogasanläggningen vilket leder till läckage av metan. Läckage kan också förekomma när biogasen uppgraderas eller vid produktion av kraftvärme. Eftersom metan är en växthusgas är det viktigt att inkludera metanläckage i miljöanalyser av biogassystem (Lantz & Björnsson 2016).

Biogas som inte kan tas om hand av verksamheten måste förbrännas, detta för att inte metan, som har en hög klimatpåverkan, ska släppas ut i atmosfären. Denna process kallas fackling och innebär att metan genom förbränning övergår till koldioxid och vatten, vilket resulterar i en betydligt lägre klimatpåverkan än utsläppt metan. Fackling används exempelvis när anläggningen inte kan ta tillvara på all producerad gas eller när gasen inte är brukbar (Energigas Sverige 2023a).

Det sker ingen fullständig nedbrytning av det organiska materialet i rötkammaren under biogasprocessen. Det som återstår är en rötrest (även kallad biogödsel) som innehåller kvarvarande organiska material, vatten samt de näringsämnen som tillfördes via substratet. Om biogödseln är av god kvalitet kan den ersätta mineralgödsel som används inom jordbruket. År 2022 återfördes 99,8 % av biogödseln från samrötningsanläggningar till åkermark i form av gödningsmedel (Energigas Sverige 2023a).

2.2 Uppgradering

Om biogasen som produceras vid samrötningsanläggningar ska injiceras på gasnätet eller användas för fordonsdrift måste den först genomgå en uppgraderingsprocess. Under denna process höjs metanhalten i biogasen till 95 - 99 % samtidigt som den rensas från korrosiva ämnen, vatten och partiklar. Uppgraderad biogas innehåller minst 97 % metan och högst 3 % koldioxid och kvävgas (Energigas Sverige 2023a). Innan gasen injiceras på naturgasnätet tillsätts propan för att höja energiinnehållet i gasen. Det finns flera olika tekniker som används vid uppgradering av biogas men de två vanligaste i Sverige är vattenskrubber och kemisk skrubber. Kemisk skrubber bygger på samma teknik som vattenskrubber, men istället för att använda rent vatten tillsätter man kemikalier som binder koldioxiden i biogasen mer effektivt. På så sätt kan man separera koldioxid från metan i gasen och uppnå en högre metanhalt (Energimyndigheten 2017).

Uppgraderad biogas kan transporteras på olika sätt. Finns det tillgång till ett lokalt naturgasnät så kan gasen trycksättas och injiceras på naturgasnätet. Andra alternativ är att komprimera gasen och transportera den i gasflaskor eller att genom kylning förvätska den till flytande biogas (LBG) (Energigas Sverige 2023a).

2.3 Rötrest som jordförbättringsmedel

År 2022 användes 2,8 miljoner ton rötrest från svenska biogasanläggningar som gödningsmedel inom jordbruket. Det finns ett certifieringssystem kallat SPCR 120 som används för att säkerställa kvaliteten på biogödsel innan det sprids på åkermark (Energigas Sverige 2023a). Om biogödsel sprids på åkermark minskar behovet att använda mineralgödsel inom jordbruket (Lantz & Björnsson 2016).

2.4 Matavfall till biogasproduktion

Under 2022 uppskattar man att ca. 808 000 ton matavfall uppkom i Sverige. Detta är med allt matsvinn som spolades ner i avloppet exkluderat. Av allt matavfall kom totalt 619 000 ton från svenska hushåll, 65 000 ton från restauranger och hotell, 33 000 ton från storkök samt 91 000 ton från livsmedelsbutiker. Ungefär hälften av detta matavfall (406 090 ton) behandlades biologiskt i samrötningsanläggningar för att producera biogas och biogödsel. Kommunerna samlade under samma period in 428 340 ton källsorterat matavfall (Avfall Sverige 2022).

2.5 Förbehandling av matavfall

Innan biogasprocessen genomgår matavfallet en förbehandlingsprocess. I förbehandlingsprocessen blöts matavfallet upp och sönderdelas för att bli en pumpbar slurry. Oftast förekommer föroreningar i matavfallet (exempelvis papper, plast och metall) som kommer in till förbehandlingsanläggningarna. Dessa föroreningar kan avskiljas från matavfallet i en skruvpress där matavfallet pressas och man får ut två delprodukter, en flytande slurry och ett fast rejekt. Slurryn transporteras sedan till en biogasanläggning för rötning och det fasta rejektet kan användas i en förbränningsanläggning för att återvinna energi (Sysav u.å).

2.6 Torkning av matavfall

Torkningsmaskiner reducerar vikten på matavfallet som torkas med 75 - 85 % på cirka 16 timmar och producerar ett pulver som är fritt från bakterier. Maskinen kan fyllas med matavfall under dagtid för att sedan köra en torkningsprocess över natten. Efterföljande morgon töms torkningsmaskinen på det torkade matavfallet. Eftersom mängden matavfall som behöver förvaras av verksamheten blir mindre efter matavfallet har torkats behöver inte kommunen ställa ut lika många sopkärl vid dessa verksamheter. Även antalet sophämtningar från verksamheten skulle kunna minska. Eftersom vatten och bakterier försvinner från matavfallet vid torkning minskar risken för skadedjur och obehaglig lukt (Agrenco u.å.). Idag samlas det torkade matavfallet in av samma sopbil som hämtar vått matavfall och behandlas tillsammans med otorkat matavfall.¹

2.7 Regleringar kring matavfallshantering

I detta projekt är det relevant att redogöra för dels vem som har ansvar för att hantera matavfall från storkök och dels om detta ansvar påverkas av att matavfallet torkas. Därför görs en undersökning i detta avsnitt av regleringar kring matavfallshantering och behandling av matavfall.

2.7.1 Vem ansvarar för att behandla matavfall från storkök?

Matavfall har traditionellt sett alltid tagits hand om av kommunerna, då ansvar för insamling av matavfallet har legat på dem under en lång tid. Det har ganska länge varit oklart var gränsen går för ansvaret av det kommunala avfallet hos vissa verksamheter. Detta har i vissa fall lett till tvister i domstol då verksamheter har motsatt sig kommunens anspråk på olika typer av avfall. Två exempel på detta är "McDonald's-domen" samt "Frukt- och Gröntdomen".

I MÖD 2012:49, även kallad "Frukt- och Gröntdomen", motsatte sig en livsmedelsbutik att kommunen skulle ta hand om deras grönsaksavfall då de hellre ville anlita en privat aktör till att ta hand om avfallet. Kommunen å sin sida ansåg att det var ett hushållsavfall och därför ett kommunalt avfall som skulle tas hand om av kommunen. Mark- och miljööverdomstolen (MÖD) beslutade att avfallet inte skulle anses som hushållsavfall då avfallet uppstod som en följd av verksamheten och inte på grund av att människor vistades i lokalerna. Därför ansågs avfallet inte vara hushållsavfall och verksamheten hade därför rätt att anlita privata aktörer för att ta hand om avfallet (Naturvårdsverket 2022b).

"McDonald's-domen" handlade om vem som hade rätt till restaurangernas förbrukade fritureolja. Även i detta fall uppstod frågan om det var ett verksamhetsavfall där privata aktörer kunde anlitas utan dispens, eller ett hushållsavfall och därför ett kommunalt avfall. McDonald's företrädare menade att det avfall som uppstod i restaurangen av att människor vistades där var ett kommunalt avfall, medan fritureoljan som användes i köket var en del av verksamheten och därför ett verksamhetsavfall. MÖD (M 6924-19) beslutade att det var ett verksamhetsavfall och att McDonald's inte behövde ansöka om dispens för bortforsling av avfall i form av spillfett och fett från fettavskiljare.

¹ Anna Grill, Lunds Kommun, personlig kommunikation, 18 september 2023

År 2020 modifierades definitionen av vad som är hushållsavfall inom svensk lagstiftning för att bättre stämma överens med motsvarande definition för "municipal waste" inom europeiska unionen. Detta ledde till att det som tidigare kallades hushållsavfall bytte namn till kommunalt avfall. Exakt var gränsen går för vad som anses vara kommunalt avfall från verksamheter är inte helt självklar och diskuteras fortfarande. Med införandet av definitionen kommunalt avfall utvidgades också kommunens ansvar eftersom det är mer som ingår i denna kategori jämfört med den tidigare kategoriseringen av hushållsavfall, de tidigare domarna enligt ovan gällde alltså inte längre. Det blev därför väldigt mycket mer avfall som tidigare var privat som nu kommunen skulle ta hand om vilket flera verksamheter, som exempelvis livsmedelsbutiker och restauranger, motsatte sig eftersom de inte ville förändra sina befintliga metoder för avfallshantering.

2.7.2 Nya krav på källsortering av matavfall

Mat- och livsmedelsavfall har även påverkats av införandet av avfallsdirektivet (2008/98/EG) artikel 22, vilket ställer särskilda krav vid hantering och behandling av bioavfall (Naturvårdsverket 2024a). Enligt SFS 2022:1871 3 kap. 1 § definieras biologiskt nedbrytbart livsmedels- eller köksavfall som bioavfall. I (2008/98/EG) artikel 22 ställs krav på att från och med den 1 januari 2024 så ska medlemsstater säkerställa att bioavfall antingen separeras och materialåtervinns vid källan eller samlas in separat från verksamheter och hushåll och inte blandas med andra typer av avfall (Naturvårdsverket 2024a). Införandet av denna lag har lett till mycket arbete för kommunerna, då separat insamling, fram tills införandet av denna lag, inte har tillämpats i alla kommuner. Utöver detta så finns det även möjlighet att använda matavfallet för privat bruk genom att använda en egen kompost, men då med krav att verksamhetsutövaren ska använda all kompost på den egna fastigheten. Kommunen ställer även krav på att komposten sköts på ett bra sätt så att komposten inte utvecklas till en sanitär olägenhet för omgivningen².

2.7.3 Kan torkning göra att matavfall upphör att klassas som avfall?

På grund av osäkerheter om vad som gäller har kommuner avvaktat med att göra anspråk på avfall från butiker³. Denna osäkerhet bidrog till att Naturvårdsverket gavs ett regeringsuppdrag den 3 mars 2022 att analysera om ansvaret för kommunalt avfall borde förändras avseende vissa avfallsströmmar. Detta mynnade ut i en skrivelse som publicerades 1 september 2022, där Naturvårdsverket gör bedömningen att ansvaret för matavfall från restauranger och storkök även fortsättningsvis ska ligga på kommunerna. Detta innebär att matavfall som har torkats i torkmaskiner hos restauranger och storkök bör vara ett kommunalt avfall. För matavfall från livsmedelsbutiker drog Naturvårdsverket en annan slutsats; att det skulle vara ett så kallat "begränsat frival". Butikerna skall alltså själva få anlita entreprenörer för att ta hand om avfallet om de vill, men om de inte gör det så måste kommunen rycka in och behandla avfallet. Kommunen har alltså det yttersta ansvaret att se till så att avfallet behandlas korrekt. Observera att Naturvårdsverkets arbete mynnade ut i dessa förslag eller tolkningar, men något beslut är ännu inte fattat (Naturvårdsverket 2022b).

²Bo von Bahr, Göteborgs Stad, personlig kommunikation, 20 december 2023

³Bo von Bahr, Göteborgs Stad, personlig kommunikation, 20 december 2023

För att bedöma om ett avfall ska anses ha blivit behandlat, och då upphör att vara avfall, används inom EU ett antal ”end-of-waste” kriterier för vissa typer av avfall. Det är viktigt att veta var dessa gränserna dras eftersom det avgör om entreprenörer får lov att sälja det behandlade avfallet vidare som en produkt. Idag finns förordningar som anger ”end-of-waste” kriterier för olika typer av metallskrot, krossglas och kopparskrot (Naturvårdsverket 2024b).

Utöver ”end-of-waste” kriterier finns även miljöbalkens (MB) generella kriterier i 15 kap. 9 a § för när avfall upphör att vara avfall. Enligt dessa bestämmelser upphör avfall att vara avfall om avfallet har genomgått ett återvinningsförfarande och:

- ämnet eller föremålet ska användas för ett visst ändamål,
- det finns en marknad för eller efterfrågan på sådana ämnen eller föremål,
- ämnet eller föremålet uppfyller tillämpliga krav i lag och annan författning,
- och användningen av ämnet eller föremålet inte leder till allmänt negativa följder för människors hälsa eller miljön.

I 15 kap. 9 b § MB står även att en verksamhetsutövare eller annan aktör som antingen släpper ut ett behandlat avfall på marknaden som produkt, eller använder det privat, ska kunna visa att samtliga kriterier för behandlat avfall i MB är uppfyllda. Det är också viktigt att göra en bedömning av i vilket skede produkterna i en återvinningsprocess upphör att vara avfall då produkterna måste uppfylla kemikalielagstiftningen för att få användas och säljas på marknaden (Naturvårdsverket 2024b). Eftersom torkning av matavfall inte är något godkänt återvinningsförfarande upphör inte matavfall att vara avfall efter att det har torkats⁴.

⁴Bo von Bahr, Göteborgs Stad, personlig kommunikation, 20 december 2023

Kapitel 3

Provtagning och laboratorieanalys

Inför provtagningen gjordes en undersökning av vilka skolor i området kring Lund och Göteborg som använde sig av torkningsmaskiner i sin dagliga verksamhet. Katedralskolan, Polhemskolan och Varlaskolan valdes ut för att samtliga använde samma typ av torkmaskin och ville vara en del av studien. Anledningen till att provtagningen genomfördes på tre olika skolor var för att kunna göra tre parallella analyser med olika ingångsvärden och typ av matavfall.

3.1 Provtagning

Provtagningen genomfördes år 2023 under vecka 45 på tre olika skolor; Polhemskolan och Katedralskolan i Lund samt Varlaskolan i Kungsbacka. Köken som deltog i undersökningen informerades i god tid om upplägget inför provtagningen. På grund av avståndet till laboratoriet togs proverna på Varlaskolan redan under måndag och tisdag för att sedan skickas med post till Lund. I Lund genomfördes provtagningen istället på onsdag och torsdag. Därefter kördes proverna och lämnades direkt till de representanter för AnoxKaldnes som utförde den kemiska analysen. Under provtagningen togs prover på det matavfall som uppkom i storköket samma dag som provtagningen. Typen av matavfall varierade hos de olika skolorna och finns redovisade i tabell 1.

Tabell 1: Typ av matavfall som uppstod samma dag som provtagningen genomfördes på de tre olika skolorna. Allt matavfall torkades i torkningsmaskinerna.

	Katedralskolan	Varlaskolan	Polhemskolan
Matavfall	Tomatsoppa, bröd och diverse grönsaker.	Falukorv, makaroner och sallad.	Tomatsoppa, bröd, diverse grönsaker och bulgur.

På morgonen kördes torkningsmaskinens tömningsprogram två gånger med öppen lucka för att se till så att torkningsmaskinen var så tom som möjligt från gårdagens avfall. Därefter vägdes dagens matavfall satsvis innan det hälldes ner i torkningsmaskinens trumma. När allt av dagens matavfall var vägt och placerat i trumman kördes torkningsmaskinens tömningsprogram i ca. 5 - 15 min med stängd lucka för att få en homogen blandning i avfallet (se figur 1). När matavfallet var någorlunda homogent togs några skopor av matavfallet från olika delar i blandningen. Dessa matavfallsprov placerades i en 3 liters plastburk som sedan vägdes. Samtliga uppmätta vikter under provtagningen antecknades för att senare användas som underlag i livscykelanalysen. Burken med matavfall tillslöt ordentligt med lock och förvarades svalt (8 - 10 °C) över natten.



Figur 1: Matavfallet i en torkningsmaskin från Polhemskolan den 8 november efter blandning i 5 minuter med tömningsprogrammet (Foto: A. Woin).

Innan torkningsprogrammet sattes igång placerades en 20 liters plastdunk intill torkningsmaskinen. När matavfallet torkas bildas ett kondensat som rinner ut från torkningsmaskinen genom en slang. Slangen fästes vid plastdunkens mynning med antingen buntband eller tejp (se figur 2). Därefter antecknades tidpunkt och torkningsprogrammet sattes igång. Torkningsmaskinen torkade sedan matavfallet över natten.



Figur 2: Slangen med kondensat från torkningsmaskinen fästes vid en 20 liters plastdunk (Foto: B. von Bahr).

På morgonen nästa dag tömdes torkningsmaskinen på det torkade matavfallet som därefter samlades upp i påsar och vägdes. Efter tömningen fanns det dock en liten mängd torkat matavfall kvar i torkningsmaskinen, men det bedömdes att det inte borde ha någon större inverkan på slutresultatet (se figur 3). Från det torkade matavfallet togs mindre prover som vägdes och förvarades på samma sätt som proven av otorkat matavfall. På både Katedralskolan och Polhemskolan hade torkningen producerat så mycket kondensat att plastdunkarna hade blivit överfulla. Inga data finns därför på total volym producerat kondensat. Allt kondensat som fanns kvar i plastdunken sparades och plastdunken förslöts med skruvkork. Därefter transporterades samtliga prov till AnoxKaldnes laboratorium i Lund för ytterligare analys. Sammanlagt togs tre olika prov från varje maskin och totalt nio prov skickades in för analys på laboratorium.



Figur 3: En liten mängd torkat matavfall finns kvar i trumman efter att torkningsprogrammet har körts. I detta fall hade någon form av icke organiskt avfall också slängts ner i torkningsmaskinen (Foto: A.Woin).

3.2 Laboratorieanalys

AnoxKaldnes, en del av Veolia Water Technologies, anlätades av Göteborg stad och utförde analyser av biokemisk metanpotential (BMP) och kemisk karaktärisering av proverna på deras laboratorium i Lund. BMP är ett värde på hur stort biogasutbyte man kan förvänta sig av substratet (Avfall Sverige 2009). I testerna ingick också analyser av bland annat torrsubstans (TS) och mängden flyktigt material (volatile solids) VS i proverna. TS anger halten kvarvarande föreningar efter att allt vatteninnehåll i materialet har avdunstats. VS är ett värde på hur mycket förbränningsbar substans materialet innehåller och kan användas som en indikation på substratets organiska innehåll (Avfall Sverige 2009). Tester av BMP genomfördes endast på de sex fasta substraten (matavfall + torkat matavfall) medans kemisk karaktärisering utfördes på samtliga substrat. I testerna gjordes satsvisa provrötningar av substraten under optimala anaeroba förhållanden för att bestämma det maximala metanutbytet. De parametrar som undersöktes av laboratoriet finns presenterade i tabell 2.

Tabell 2: Följande parametrar mättes i proven.

	Parametrar
Fasta prov (matavfall)	BMP (Nml CH ₄ /g VS)
	Metanhalt (%)
	TS/VS (%)
	P-tot (mg/kg)
	N-tot (mg/kg)
	K-tot (mg/kg)
Flytande prov (kondensat)	pH
	Hg (mg/L)
	Pb (mg/L)
	Cd (mg/L)
	Zn (mg/L)
	Cu (mg/L)
	Cr (mg/L)
	Ni (mg/L)

Kapitel 4

Livscykelanalys

4.1 Inledning

Syftet med denna livscykelanalys är att analysera miljöpåverkan från torkningsmaskiner och skapa en bättre uppfattning om hur torkning av matavfall påverkar utsläppen av växthusgaser och energianvändning vid biogasproduktion av matavfall.

4.2 Metod

Informationen som studien är baserad på är hämtad från publicerad litteratur, egna analyser samt kontakter med verksamheter. Beräkningarna av resultatet är utförda i LibreOffice Calc 7.5, ett alternativ till Microsoft Excel med öppen källkod.

4.3 Mål och omfattning

4.3.1 Bakgrund

För att skapa en bättre uppfattning om vilka effekter torkning av matavfall har på växthusgasemissioner och energianvändning utförs i denna studie en livscykelanalys på tre processsystem för biologisk återvinning av matavfall.

4.3.2 Studiens mål och syfte

Målsättningen med studien är att genomföra en livscykelanalys med tre olika fall. Analysen utförs parallellt för matavfall från tre olika storkök där matavfallet sedan genomgår ett antal delprocesser. Syftet är att kombinera klimatpåverkan och energianvändning från delprocesserna och sedan jämföra de olika fallen med varandra med anspråk på dessa faktorer, detta för att skapa en bättre uppfattning om vilken effekt det har på miljösystemet om torkning av matavfall etableras i en högre grad i samhället. Målgruppen för arbetet är aktörer verksamma inom den svenska avfallsbranschen samt mat- och servicebranschen.

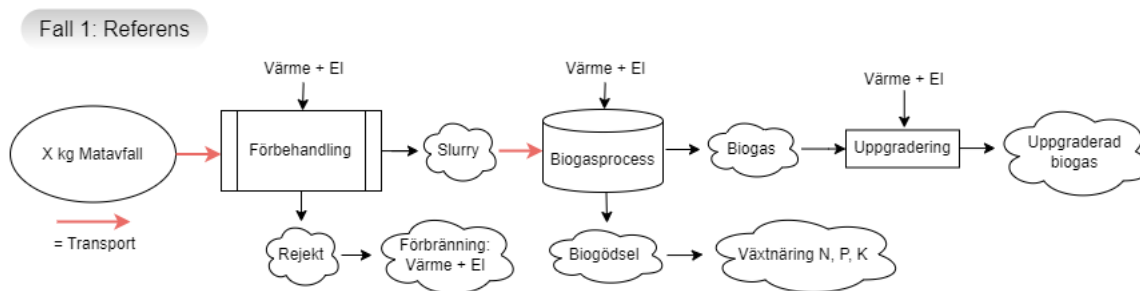
De miljöpåverkanskategorier som behandlas i studien är GWP, där utsläpp av växthusgaser redovisas som CO₂-ekvivalenter, samt energianvändning i kWh.

4.3.3 Studiens omfattning

Analysen omfattar följande delprocesser: torkning av matavfall, förbehandlingsprocessen, biogasprocessen med inkluderad hygienisering, uppgradering av biogas samt transport av intermediära produkter mellan olika delprocesser. Även el- och värmeproduktion från förbränning av rejekt som uppkommer vid förbehandlingsprocessen är med i analysen. Spridning av rötrest på åkermark omfattas också av studien. Inga skattningar av osäkerhetsintervaller (standardavvikelser) för indata har genomförts och studien är av typen ”vagga till grav”. Analysen omfattar inte energianvändning eller emissioner som uppstår i samband med produktion av maskiner, fordon eller infrastruktur. Klimatavtrycket som uppstår från materialanvändning vid produktion av torkningsmaskiner behandlas i en separat överslagsberäkning.

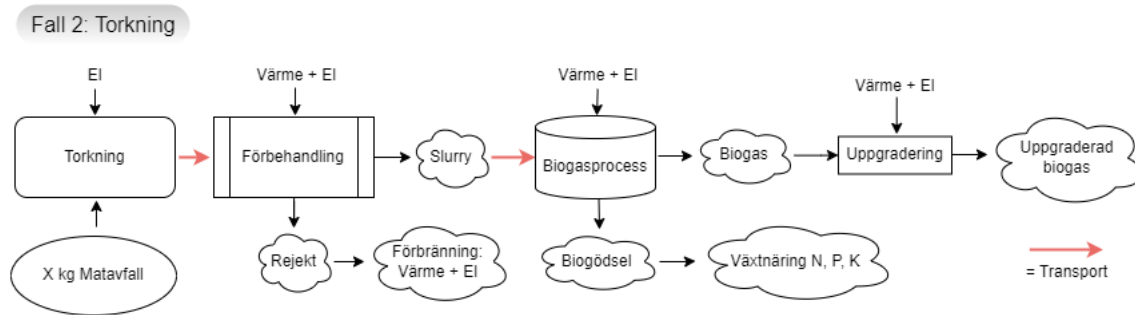
Data angående energiförbrukning och växthusgasutsläpp samlades in från samtliga delprocesser. I figur 4 till 6 nedan presenteras processdiagram som illustrerar massflödet i de tre olika fallen. En mer detaljerad beskrivning av individuella delprocesser samt vilken data som beräkningarna är baserade på delges i livscykelinventeringen.

Fall 1 är baserat på dagens förfarande vid återvinning av matavfall. Detta fall används som referens och resterande fall kommer att jämföras med detta fall med avseende på klimatpåverkan och energianvändning. Råvaran som går in i systemet är den mängd matavfall som uppkommer under en hel dags verksamhet i ett storkök. Huvudprodukten för systemet blir en volym uppgraderad biogas som är trycksatt och injicerad på ett gasnät. Delprodukter som uppkommer är värme och el från förbränning av rejekt samt växtnäring från biogödsel i form av kväve ($\text{NH}_4\text{-N}$), fosfor (P) och kalium (K). De delprocesser som ingår i fall 1 är förbehandlingsprocessen, förbränning av rejekt, biogasprocessen, uppgradering av biogas samt spridning av rötrest på åkermark. Transporter sker mellan köket och förbehandlingsanläggningen via en omlastningscentral samt mellan förbehandlingsanläggningen och biogasanläggningen.



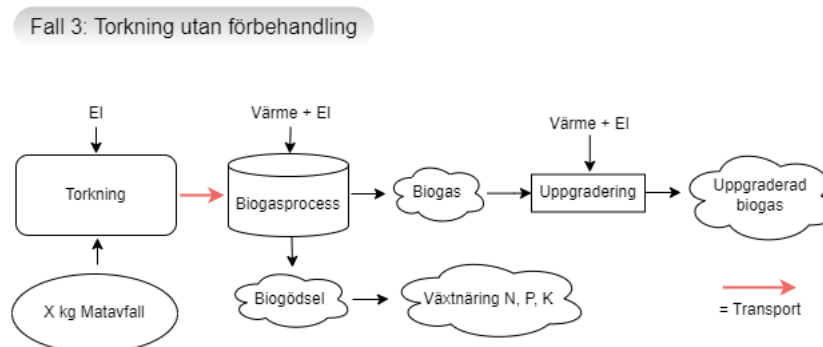
Figur 4: Processdiagram för fall 1. Detta fall används som referens och är baserat på konventionell bearbetning av matavfall för biogasproduktion.

I fall 2 undersöks vilken påverkan torkning av matavfall har på miljösystemet, detta genom att matavfallet först får genomgå en torkningsprocess innan det transporteras till förbehandlingsprocessen. Detta fall representerar hur avfallshanteringen fungerar hos verksamheter som använder torkningsmaskiner idag, där det torkade matavfallet samlas in tillsammans med otorkat matavfall och genomgår samma återvinningsförfarande. Bortsett från detta så är fall 2 identiskt med fall 1.



Figur 5: Processdiagram för fall 2. Detta fall inkluderar en torkningsprocess innan förbehandlingsprocessen.

Eftersom matavfallet blir till ett finfördelat pulver under torkningsprocessen, och någon ytterligare förbehandling av matavfallet därför inte behövs, undersöks i fall 3 vilken effekt det har på miljösystemet om det torkade matavfallet kringgår förbehandlingsprocessen och går direkt till biogasprocessen. Detta innebär att man går miste om energiproduktionen från förbränning av rejekt samt att transporterna i systemet blir annorlunda. Detaljer om hur transporterna är utformade redovisas i livscykelinventeringen. En förutsättning för att fall 3 praktiskt ska kunna genomföras är att matavfallet är så pass fritt från oönskade föroreningar (t.ex. plast) att ingen förbehandling krävs samt att torkat matavfall kan samlas in separat från otorkat matavfall.



Figur 6: Processdiagram för fall 3. I detta fall ingår ingen förbehandlingsprocess och det torkade matavfallet går direkt till biogasprocessen.

4.3.4 Funktionell enhet

Den funktionella enheten sätts till 1 kg behandlat matavfall från ett storkök hos en gymnasieskola, detta för att matavfall är den centrala resursen av intresse för arbetet.

4.3.5 Systemgränser

Beräkningsmodellen som ligger till grund för analysen kommer inte att utgå från en specifik biogasanläggning utan istället skapa en generell process baserad på data, information från litteratur och kommunikation med verksamheter. Studien utgår från att samtliga delprocesser, transporter och användning av slutprodukter sker i Sverige.

Växthusgasemissioner och energianvändning som uppstår vid tillverkning eller nedmontering av maskiner och infrastruktur (t.ex. pumpar, lokaler och rötammare) är exkluderade ur studien. Energiförbrukning från samtliga delprocesser är inkluderade i studien. En separat övergripande analys genomförs av klimatpåverkan som uppkommer från materialanvändning vid tillverkning av torkningsmaskiner. Lagring av rötresten (och metan- eller lustgasläckage som uppkommer under lagring) är inte med i analysen.

Systemet börjar vid uppkomsten av matavfall vid ett typiskt storkök och slutar när motsvarande mängd uppgraderad biogas förbränns och ersätter naturgas. Studien blir alltså från "vaggan-till-graven". Utöver uppgraderad biogas uppkommer också delprodukter i form av el, värme och växtnäring under återvinningsprocessen.

4.3.6 Systemutvidgning

Den klimatpåverkan som uppkommer under systemets samtliga delprocesser presenteras som klimatpåverkan per kg behandlat matavfall. De produkter och delprodukter som uppkommer i systemet inkluderas i analysen genom systemutvidgning. Växtnäringen som återfinns i rötresten antas ersätta motsvarande mängd mineralgödsel. Den klimatpåverkan som uppkommer vid produktion av motsvarande mängd mineralgödsel dras av från matavfallets klimatavtryck. Den el och värme som genereras vid förbränning av rejekt antas ersätta nationell respektive regionalt producerad el och värme, vilket ger undvikna växthusgasutsläpp. Den uppgraderade biogasen antas bli injicerad på ett naturgasnät där det ersätter fossil naturgas. Detta i sin tur ger upphov till undvikna växthusgasutsläpp. Undvikna växthusgasutsläpp redovisas i resultaten som negativa staplar.

4.3.7 Energi

I analysen räknas inte energin från de olika delprocesserna om till primärenergi utan redovisas i form av användning av el, värme och drivmedel, samt produktion av el, värme och uppgraderad biogas. Energiproduktionen redovisas i resultatet som negativa staplar och energiförbrukningen som positiva staplar.

4.3.8 Datakvalitet

Data i en livscykelanalys måste vara av en viss kvalitet och ha bra täckning om man ska kunna dra några slutsatser från resultatet. Datakvaliteten brukar bedömas utifrån hur bra täckningen är med anspråk på geografi, teknik och aktualitet. Dessa tre aspekter har tagits i åtanke vid val av data inför analysen.

Data på BMP och kemiska parametrar hos matavfallet samt det torkade matavfallet erhöles från laboratorieanalyser genomförda i ett certifierat laboratorium av AnoxKaldnes. Proven som analyserades togs från tre olika storkök vid svenska skolor som använder sig av samma typ av torkningsmaskin i deras dagliga verksamhet. Provmethodiken som användes var densamma vid samtliga provtagningstillfällen. För att bibehålla aktualiteten i analysen lades mest vikt vid data hämtad från mer aktuella källor och personlig kontakt med verksamheter. En tidsgräns för data från källor som användes i analysen sattes till max 15 år.

Eftersom studien främst är riktad åt aktörer inom den svenska avfalls- och restaurangbranschen så är analysen endast baserad på data med ursprung från svenska biogasanläggningar och verksamheter. På så sätt uppfylls kriteriet på geografisk täckning i analysen. Vid utformningen av den generella återvinningsprocessen som analysen är baserad på valdes processtekniker som idag används på marknaden, detta för att bättre kunna representera den teknik som skulle användas i ett verkligt fall. Bedömningen gjordes med underlag från handledare och kontaktpersoner.

4.4 Processbeskrivning

Här beskrivs huvudstegen i den återvinningsprocess som analysen är baserad på och de tekniker som används. Systemet uppdelat på följande vis:

- Torkning
- Förbehandlingsprocessen
- Biogasprocessen
- Uppgradering
- Förbränning av rejekt
- Transporter
- Spridning av biogödsel
- Ersättning av naturgas

4.4.1 Torkning

Torkningsmaskinen i denna studie är av typen Greenbox G100 och är producerad av Agrenco AB i Malmö (se figur 7). Torkningsmaskinen används dagligen av personalen i ett vanligt storkök för att torka matavfall. Maskinen torkar matavfallet som placeras i maskinen genom kontinuerlig omrörning och uppvärmning med el. Över tid så avdunstar vattnet i matavfallet och det som återstår är en brun pulverliknande massa (se figur 8). Vattnet som avdunstar från matavfallet kondenseras separat och rinner ut ur maskinen genom en slang, vilket sedan rinner ut i en golvbrunn. Efter torkning samlas det torkade matavfallet ihop av personalen i matavfallspåsar som hämtas av kommunen för att sedan återvinnas på samma sätt som normalt matavfall.



Figur 7: En Greenbox GB100 med kapacitet för 100 kg matavfall per torkcykel (Foto: B. von Bahr).



Figur 8: Den pulverliknande massa som återstår av matavfallet efter torkning i torkningsmaskin (Foto: B. von Bahr).

4.4.2 Förbehandlingsprocessen

Syftet med förbehandlingen är dels att separera ut allt icke organiskt avfall från det organiska avfallet samt att bearbeta det till en homogen pumpbar slurry. I analysen antas förbehandlingsprocessen bestå av att matavfallet går genom en skruvpress, vilket producerar två delprodukter; slurry och rejekt. Det fasta rejektet förbränns för att återvinna energi och den flytande slurryn pumpas upp på tankbilar. Slurryn transporteras sedan till biogasanläggningen för att rötas.

När det gäller flödet av olika näringsämnen och organiskt material genom förbehandlingsprocessen görs följande antaganden:

- TS fördelar sig mellan slurry och rejekt på samma sätt i samtliga tre fall. I ett verkligt fall kan TS-fördelningen och TS-halten i slurryn variera stort från fall till fall beroende på avfallets sammansättning.
- Kväve, fosfor och kalium fördelar sig på samma sätt som TS i slurry respektive rejekt.
- Att all TS i slurryn kommer från matavfallet.
- Fördelningen av TS och metanpotential i slurry respektive rejekt antas bli densamma procentuellt.

4.4.3 Biogasprocessen

Innan slurryn pumpas in i rötkammaren måste den genomgå hygienisering för att ta död på potentiellt skadliga mikrober. I denna studie antas hygieniseringen vara en del av biogasprocessen och att energiförbrukningen som uppkommer under hygieniseringen är inräknad i biogasprocessen.

Organiskt avfall kan antingen rötas mesofilt (vid ca. 37 °C) eller termofilt (vid ca. 55 °C) samt under våta eller torra förutsättningar. Eftersom mesofila och våta röttningsanläggningar är vanligast i Sverige så används denna typ av rötning för beräkningarna i analysen. Biogasprocessen är av typen omrörd tank och substrat tillförs i form av pumpbar slurry.

I analysen görs följande antaganden för biogasprocessen:

- Att allt kväve i slurryn är organiskt bundet.
- Under biogasprocessen sker en 90 % VS-reduktion av slurryn.
- Att metanutbytet för substratet under fullskalig biogasproduktion uppgår till 90 % av värdet på BMP erhållen från laboratorieanalyserna.
- Att endast metan och koldioxid produceras under rötningen.

4.4.4 Uppgradering

Den biogas som produceras i rötkammaren innehåller oftast en stor mängd koldioxid samt andra restgaser och har därför en alldeles för låg metanhalt för att injiceras på naturgasnätet. Därför måste gasen genomgå en process som kallas uppgradering där metanhalten höjs genom att man separerar ut koldioxiden och andra restgaser från biogasen. I denna studie antas att gasen uppgraderas med hjälp av en kemisk skrubber, detta för att det är en av de vanligaste reningsteknikerna på moderna biogasanläggningar i Sverige. Det krävs också en liten mängd el för att komprimera biogasen innan den kan injiceras på naturgasnätet, vilket är inräknat i analysen.

4.4.5 Förbränning av rejekt

Det rejekt som uppkommer i samband med förbehandlingsprocessen förbränns i en rosterpanna för att återvinna energin ur materialet. Från denna process får man ut både el och fjärrvärme.

4.4.6 Spridning av biogödsel

När det gäller spridning av rötrest på åkermark görs följande antaganden:

- Rötresten används som biogödsel på åkermark.
- Att all biogödsel som produceras används och återför samtliga näringsämnen till jorden.
- Att i genomsnitt 11,5 % av det ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) som finns i biogödseln avgår i form av ammoniak (NH_3) till atmosfären (Björnsson et al. 2016).
- Att endast biogödseln innehåll av ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$) efter förluster ersätter motsvarande mängd mineralgödsel.
- Att allt fosfor och kalium i slurryn går till biogödseln och ersätter motsvarande mängd mineralgödsel.

4.4.7 Transporter

I denna kategori ingår alla processer som involverar transport av avfall eller delprodukter. I analysen sker transporter mellan två av delprocesserna. Mellan köket och förbehandlingsanläggningen antas transporterna ske med en lastbil som använder drivmedlet HVO100. Först fraktas matavfallet till en omlastningscentral för att sedan transporteras vidare till förbehandlingsanläggningen. Efter förbehandlingsprocessen transporteras slurryn till biogasanläggningen med en tankbil som använder drivmedlet HVO100. I fall 3 där det torkade matavfallet kringgår förbehandlingsprocessen transporteras det torkade matavfallet direkt från omlastningscentralen till biogasanläggningen med en lastbil som använder drivmedlet HVO100.

Gällande transporternas klimatpåverkan görs följande antaganden:

- HVO100 används som drivmedel av samtliga fordon.
- Vid beräkningarna för samtliga fordon används energiförbrukningen per km för en full lastbil.

4.4.8 Biogas ersätter naturgas

Den uppgraderade biogasen som injiceras på naturgasnätet ersätter en ekvivalent mängd fossil naturgas och bidrar till undvikna emissioner.

4.5 Inventering

I detta delkapitel redovisas vilken indata, vilka källor och vilken metodik som har använts vid beräkningarna i livscykelanalysen.

4.5.1 Matavfall

Information angående uppmätta halter av N, P, K, BMP/g VS, % VS och TS i det våta matavfallet tillhandahålls av AnoxKaldnes och finns presenterade i tabell 3.

Tabell 3: Indata från AnoxKaldnes för det våta matavfallet samt vikter från provtagningen.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
N-tot konc. (mg/kg)	6000	5600	11 000
P-tot konc. (mg/kg)	640	580	1000
K-tot konc. (mg/kg)	2700	1600	2500
BMP/g VS (Nml CH₄/g VS)	521	489	531
VS (%)	28	27	30
TS (%)	26,8	27,5	29,4
Vikt på avfallet (kg)	39,38	103,39	50,4

Det våta matavfallets vikt som noterades i samband med provtagningen användes tillsammans med värdena över halter i tabell 3 för att beräkna den totala mängden N, P, K och BMP i matavfallet från varje storkök (tabell 4). Halterna för N, P, och K multiplicerades med matavfallets vikt för att få den totala massan av näringsämnen i matavfallet. För att få fram värden för gram VS multiplicerades vikten på matavfallet med uppmätt procent VS i motsvarande prov. Det resulterande värdet multiplicerades sedan med BMP/g VS för att få en volym CH₄ i enheten normalliter (Nl).

Tabell 4: Beräknad mängd N, P, K och BMP i det våta matavfallet som uppkommer per torkcykel.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
N-tot (g)	236	579	554
P-tot (g)	25,2	60,0	50,4
K-tot (g)	106	165	126
BMP (Nl CH₄)	5 740	13 700	8 030

4.5.2 Torkning av matavfall

Det torkade matavfallet analyserades på samma sätt som det våta matavfallet och indata finns presenterade i tabell 5.

Tabell 5: Rapporterade resultat från AnoxKaldnes samt vikter från provtagningen. Användes som indata vid beräkningarna av det torkade matavfallet.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
N-tot konc. (mg/kg)	24 000	17 000	30 000
P-tot konc. (mg/kg)	2500	1800	3200
K-tot konc. (mg/kg)	8700	5500	8000
BMP/g VS (Nml CH₄/g VS)	494	482	508
VS (%)	93	81	93
TS (%)	96,2	83	97,5
Vikt på avfallet (kg)	12,18	32,52	14,1

Precis som vid beräkningarna av innehållet i det våta matavfallet användes vikt och VS-halt i motsvarande prov för att beräkna mängder av N, P och K samt BMP i det torkade matavfallet (se tabell 6).

Tabell 6: Beräknad mängd N, P, K och BMP i det torkade matavfallet per torkcykel.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
N-tot (g)	292	553	423
P-tot (g)	30,5	58,5	45,1
K-tot (g)	106	179	113
BMP (Nl CH₄)	5 600	12 700	6 660

De värden som finns presenterade i tabell 6 ovan representerar de mängder som går vidare till förbehandlingsprocessen i fall 2. I fall 3 går istället mängderna direkt till biogasprocessen. I fall 1 ingår inte någon torkningsprocess och beräkningarna börjar därför först vid förbehandlingsprocessen.

En medeleffekt under torkning på 3,2 kW för Greenbox 100 delges i torkningsmaskinens manual (Agrenco, u.å.). Detta värde tillsammans med uppmätta tider för respektive körcykel användes för att beräkna torkningsprocessens energiförbrukning (se tabell 7).

Tabell 7: Medeleffekt, torktid samt elförbrukning av torkningsmaskinerna som undersöktes i studien.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Medeleffekt (kW)	3,2	3,2	3,2
Torktid (h)	16,95	18,03	13,00
Elförbrukning (kWh)	54	58	42

4.5.3 Förbehandling

I modellen som används för denna analys finns endast ett inflöde till förbehandlingsprocessen: matavfallet (vilket antingen kan vara vått eller torkat), och två utflöden: en flytande slurry och ett fast rejekt. För att beräkna hur de olika näringsämnena och BMP i matavfallet fördelar sig mellan de två delprodukterna gjordes antagandet att fördelningen skedde på samma sätt som TS fördelar sig mellan slurry och rejekt. De värden som användes i beräkningarna var att 62 % av TS hamnar i slurrin och resterande 38 % av TS hamnar i rejektet (Bohn et al. 2011).

Mängden el och värme som förbrukas i förbehandlingsprocessen är proportionerlig till mängden matavfall som går genom processen. El- och värmeförbrukningen beräknades genom att multiplicera mängden matavfall som gick genom processen med ett värde för förbrukad energi per ton inkommande mängd avfall. De värden som användes i analysen var medelvärden för energiförbrukningen från ett antal olika verksamheter, 30,5 kWh el/ton avfall och 3,6 kWh värme/ton avfall (Yngvesson et al. 2013).

För att beräkna el- och värmeförbrukningen i efterföljande processteg behöver massan på slurryn som flödar ut från förbehandlingsprocessen beräknas. Med antagandet att all TS som finns i slurryn kommer från matavfallet och resten av massan är vätska som tillsätts under processen, beräknas först massan av TS i matavfallet som går in i förbehandlingsprocessen. Därefter fördelar sig massan TS i slurry och rejekt. Massan TS i slurryn divideras sedan med en TS % för slurry på 11 % för att få total massa för slurryn som flödar ut från förbehandlingsprocessen (Bohn et al. 2011).

4.5.4 Biogasprocessen

Biogasprocessens materiella flöden består av ett inflöde i form av slurry från förbehandlingsprocessen, och två utflöden i form av biogas som går vidare till uppgradering och rötrest vars näringsämnen i ett senare steg ersätter mineralgödsel.

För biogasprocessen görs antagandet att metanutbytet vid fullskalig biogasproduktion uppgår till 90 % av BMP och att resterande 10 % av BMP blir kvar i rötresten. Utöver detta antogs att det sker två typer av metanläckage. En liten mängd metan läcker ut från biogasprocessen på grund av att rören och reaktorn inte är helt täta. Ett värde på detta sätts till 0,24 % av metanproduktionen och detta värde används vid beräkningarna i analysen (Bristav et al. 2021). En viss andel av den producerade biogasen brukar facklas bort på grund av att verksamheten inte kan ta hand om all biogas som produceras. I analysen beräknas 3 % av metanproduktionen gå förlorad i facklan (Avfall Sverige 2022). En liten mängd av den metan som går förlorad i facklan bränns inte upp utan läcker direkt ut i atmosfären. Värdet på detta sätts till 2 % av den metan som går till facklan (Björnsson et al. 2016). Samtliga gasläckor dras av från den totala metanproduktionen och resterande metangas går vidare till uppgradering.

Det fosfor och kalium som finns i slurryn går oförändrat igenom biogasprocessen och allt av dessa näringsämnen hamnar i rötresten. I analysen antas att kvävet i slurryn är organiskt bundet och att det under biogasprocessen sker en nedbrytning av det organiska materialet i slurryn (VS-reduktion). Detta leder till att en viss del av det organiskt bundna kvävet omsätts till ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$). Metanutbytet i fullskalig biogasproduktion antas vara 90 % av det utbyte som erhöles vid fullständig utrötning i laboratorieskala. Detta ligger till grund för antagandet om att VS-reduktionen i biogasprocessen är 90 %. Detta resulterar i att 90 % av det totala kvävet som går in i biogasprocessen återfinns som $\text{NH}_4\text{-N}$ i rötresten. Resterande kväve (10 %) påverkas ej och förblir organiskt bundet i rötresten.

Både el och värme används för att driva biogasprocessen. Värden för el- och värmeanvändning antas vara 28,8 respektive 127 MJ/ton råvara in till biogasprocessen (Börjesson et al. 2015). I fall 1 och 2 multipliceras dessa värden med värdet för massan slurry med 11 % TS som beräknades i föregående processteg. I fall 3 används istället massan torkat matavfall för att beräkna el- och värmeanvändningen eftersom det inte finns någon förbehandlingsprocess.

4.5.5 Uppgradering

I föregående processteg beräknades endast volymen metan som producerades under biogasprocessen men i verkligheten produceras även en stor mängd andra gaser, som under uppgraderingen separeras bort från metangasen. Även i uppgraderingen sker en liten mängd läckage av metan och värdet som används för att beräkna detta läckage är ett viktat medelvärde för kemisk skrubber på 0,16 % av metanproduktionen (Bristav et al. 2021). Detta läckage dras av från den totala mängden producerad metan för att få den slutgiltiga mängden metan som injiceras på naturgasnätet.

Energianvändningen under uppgraderingen är uppdelad i två delar. Den första delen består av en viss mängd el och värme som går åt till att driva uppgraderingsprocessen. Detta värde sätts till 0,4 respektive 2,2 MJ/m³ biogas till uppgraderingen (Börjesson et al. 2016). Den andra delen består av en liten mängd el som behövs för att trycksätta gasen innan den injiceras på naturgasnätet. Ett värde på elförbrukningen under trycksättningen sätts till 0,9 MJ el per m³ uppgraderad gas (Börjesson et al. 2016). För att beräkna el- och värmeanvändning under uppgraderingen måste den totala biogasen som går till uppgraderingsprocessen kvantifieras. Med antagandet att all gas som produceras under biogasprocessen är antingen metan eller koldioxid, beräknas sedan volymen CH₄ i biogasen genom att använda metanhalten i biogasen som mättes under BMP-testerna från AnoxKaldnes (tabell 8). Från detta kan volymen metan och koldioxid som går till uppgraderingen beräknas och dessa summeras sedan för att kunna beräkna energiförbrukningen under uppgradering.

Tabell 8: Metanhalten i provrötningsflaskorna vid avslut. BMP-tester utfördes av AnoxKaldnes. Medelvärde av triplikat.

		Metanhalt (%)
Katedralskolan	Vått matavfall	59
	Torkat matavfall	60
Polhemskolan	Vått matavfall	58
	Torkat matavfall	59
Varlaskolan	Vått matavfall	60
	Torkat matavfall	61

4.5.6 Spridning av biogödsel

I analysen substitueras näringsämnena N, P och K i biogödseln med motsvarande mängd mineralgödsel. Av kvävet är det endast ammoniumkvävet (NH₄-N) som antas ersätta mineralgödsel. En viss andel av ammoniumkvävet går förlorat från biogödseln till atmosfären i form av ammoniak. Denna avgång beror på spridningsteknik samt tidpunkt och gröda som odlas. Ett medelvärde på ammoniakavgång från spridning av rötrest i vall och spannmål på 11,5 % används i analysen (Björnsson et al. 2016). Ett värde på mängden ammoniumkväve som stannar kvar i biogödseln sätts därför till 88,5 %. Vid beräkning av undviken klimatpåverkan som uppstår på grund av att biogödseln ersätter mineralgödsel, multipliceras resterande mängd NH₄-N, P och K i biogödseln med motsvarande emissionsfaktorer för mineralgödsel i tabell 9 för att få ett värde i gCO₂-ekv.

4.5.7 Energi från förbränning av rejekt

I förbehandlingsprocessen uppstår det en viss mängd rejekt som sedan förbränns i en rosterpanna för att utvinna energi. Från förbränningen får man ut både el och värme, som i denna analys ersätter motsvarande mängd svensk medelel och biobaserad fjärrvärme.

För att beräkna den undvikna klimatpåverkan som uppstår från att den producerade elen och värmen ersätter annan energi behövs ett värde på hur många kWh som produceras vid förbränning av en viss massa rejekt. I avsnittet om förbehandlingsprocessen beräknades hur TS fördelade sig mellan slurry och rejekt. Från detta ges ett värde på hur stor massa TS det finns i rejektet. Genom kontakt med verksamheter erhöles en procentsats för halten TS i rejekt från ett försök år 2012: 35,7 % TS⁵. Genom att dividera denna procentsats med massan TS beräknas ett värde på den totala massan rejekt som går till förbränning. Från samma verksamhet gavs även ett värde på hur mycket energi som produceras vid förbränning av en viss massa rejekt (ca. 4,1 GJ/ton rejekt) och hur den producerade energin fördelar sig mellan el och värme (13 % blir el)⁶. Genom att multiplicera värdet på massan rejekt med 4,1 GJ/ton fås ett värde på den totala mängden energi som produceras. Energin fördelas sedan som 13 % el och 87 % fjärrvärme. Därefter multipliceras dessa energimängder med motsvarande emissionsfaktorer för att beräkna undviken klimatpåverkan från förbränning av rejekt.

4.5.8 Transporter

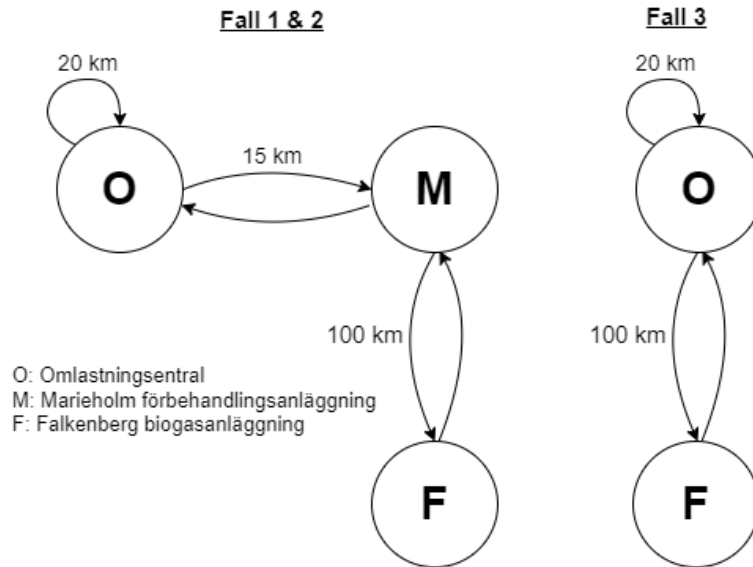
Beräkningsmodellen för transportererna är baserad på information från Göteborgs Stad och Renova angående deras verksamhet vid återvinning av matavfall. Ett scenario byggdes upp där matavfall samlas in i Göteborg, lastas om på en återvinningscentral (ÅVC), transporteras till en förbehandlingsanläggning i Marieholm och slutligen till en biogasanläggning i Falkenberg.

Transporterna är uppbyggda på samma sätt i fall 1 och 2, där transportererna är uppdelade i tre steg. Först transporteras matavfallet från skolans storkök till en omlastningscentral. Denna körcykel är satt till 20 km med antagandet att fordonet kör en runda och hämtar matavfall från flertalet verksamheter. Enligt Renova Högsbo ÅVC transporteras 2 ton matavfall per körcykel, vilket tillsammans med körcykelns sträcka ger en transport på 0,01 km/kg matavfall⁷. I analysen antas att all transport genomförs av en full lastbil med 26 tons lastvikt som drivs med HVO100 och har en energiförbrukning på 11,3 MJ/km (Volvo Truck Corporation 2018). Transporterna i de tre fallen är illustrerade i figur 9.

⁵V. Edvardson, Renova, personlig kommunikation, 7 december 2023

⁶L. Detterfelt, Renova, personlig kommunikation, 8 december 2023

⁷E. Alexandersson, Renova, personlig kommunikation, 13 december 2023



Figur 9: Illustration av sträckor som används vid beräkning av transporternas energianvändning och klimatpåverkan.

Den andra delen av transporterna i fall 1 och 2 tar plats mellan omlastningscentralen och förbehandlingsanläggningen i Marieholm. Samma beräkningsmetod som användes i förra steget används även i detta steg. En transportsträcka sätts till 15 km samt ett lass på 32,28 ton per transport enligt kommunikation med verksamheter⁸⁹. Från detta beräknas hur stor transportsträcka det blir per kg matavfall, i detta fall 0,00046 km/kg matavfall. Även returtransporter är inräknade i den här delen av transporterna.

I den tredje och sista delen av transporterna i fall 1 och 2 transporteras slurry från förbehandlingsanläggningen i Marieholm till biogasanläggningen i Falkenberg. Detta sker med en fylld tankbil med kapacitet för 30 ton och en transportsträcka på 100 km. Dessa värden i kombination med en beräknad massa av producerad slurry från förbehandlingsprocessen, används för att beräkna drivmedelsförbrukningen på samma sätt som i föregående steg. Även här är returtransporten inräknad i resultatet. Därefter summeras drivmedelsanvändningen för samtliga transportsteg för att få den totala drivmedelsanvändningen per kg behandlat matavfall.

I fall 3 är transporterna annorlunda jämfört med fall 1 och 2. Här sker transporterna endast i två steg, först från skolans storkök till omlastningscentralen och sedan från omlastningscentralen till biogasanläggningen. Samma parametrar används vid beräkningarna av transporter mellan storkök och omlastningscentral i fall 3 som i fall 1 och 2. I det andra transportsteget, mellan omlastningscentralen och biogasanläggningen, används samma parametrar som mellan omlastningscentralen och förbehandlingsanläggningen i fall 1 och 2 med ett undantag; transportsträckan sätts istället till 100 km. Slutligen är även returtransporten inkluderad för detta transportsteg.

⁸B. von Bahr, Göteborgs Stad, personlig kommunikation, 8 december 2023

⁹E. Alexandersson, Renova, personlig kommunikation, 13 december 2023

4.5.9 Biogas ersätter naturgas

Mängden uppgraderad metan i kWh beräknas genom att ta den beräknade volymen metan som injiceras på naturgasnätet och multiplicera med värmeverdet 9,94 kWh/m³ för ren metan vid 1 atm och 0 °C. Den resulterande energimängden multipliceras därefter med 230,04 gCO₂-ekv/kWh, ett värde på hur mycket klimatnytta uppgraderad biogas ger om det ersätter fossil naturgas (Energimyndigheten 2020).

4.5.10 Beräkning av CO₂-ekvivalenter

I denna studie används emissionsfaktorer för svensk elmix och biobaserad kraftvärme för att beräkna klimatpåverkan från energianvändningen (se tabell 9). Merparten av svensk energiproduktion har sitt ursprung i icke-fossila energislag och därför bedöms miljöpåverkan från energianvändningen i denna analys vara relativt låg. Klimatpåverkan från användningen av fjärrvärme är beräknat utifrån Kraftringens redovisade emissionsfaktor för biobaserad fjärrvärme i Lund-Eslöv-Lomma området år 2022 (Energiföretagen 2022). Emissionsfaktorn för el är baserad på Sveriges elmix år 2019 (Energimyndigheten 2023). Samma emissionsfaktorer används vid både produktion och användning av el och värme. I känslighetsanalysen används en emissionsfaktor för klimatavtrycket från genomsnittlig elproduktion inom EU (EEA 2023). För mineralgödsel av fosfor (P) och kalium (K) är emissionsfaktorerna baserade på beräkningar av typiska värden för svensk odling av grödor för bioenergi. Emissionsfaktorn för mineralgödsel av kväve (N) är baserad på mineralgödsel som har importerats till Sverige (Björnsson et al. 2016). När uppgraderad biogas substitueras används en emissionsfaktor för naturgas (Energimyndigheten 2020). Vid beräkningar av klimatpåverkan från drivmedel används emissionsfaktorer för HVO100 och Diesel MK1 (Energimyndigheten 2023). Vid överslagsberäkningar av torkningsmaskinens klimatavtryck används konservativa värden för resursens klimatpåverkan (Boverket 2024).

Tabell 9: Samtliga emissionsfaktorer som används vid beräkningarna i analysen.

	GWP	Källa
N mineralgödsel (kgCO ₂ -ekv/kg)	3,1	Björnsson et al. 2016
P mineralgödsel (kgCO ₂ -ekv/kg)	0,71	Björnsson et al. 2016
K mineralgödsel (kgCO ₂ -ekv/kg)	0,46	Björnsson et al. 2016
Svensk elmix (gCO ₂ -ekv/kWh)	26	Energimyndigheten 2023
EU elmix (gCO ₂ -ekv/kWh)	251	EEA 2023
Biobaserad värme (gCO ₂ -ekv/kWh)	11,1	Energiföretagen 2022
HVO100 (gCO ₂ -ekv/MJ)	10,5	Energimyndigheten 2023
Diesel MK1 (gCO ₂ -ekv/MJ)	66,7	Energimyndigheten 2023
Naturgas (gCO ₂ -ekv/kWh)	230,04	Energimyndigheten 2020
Lättreglar av stål (primär) (gCO ₂ -ekv/kWh)	3010	Boverket 2024
Rostfritt stål (plåt) (65% skrotbaserad) (gCO ₂ -ekv/kWh)	4250	Boverket 2024
Koppartråd (primär) (gCO ₂ -ekv/kWh)	5300	Boverket 2024

En GWP på 100 år uttryckt i gram CO₂-ekvivalenter, har använts som karaktäriseringsindex i denna studie. Under biogasprocessen och uppgraderingen sker en liten mängd läckage av metan till atmosfären. Metan är en kraftig växthusgas och omräknat till CO₂-ekvivalenter blir GWP för metan 28 kg CO₂-ekvivalenter per kg metan (Naturvårdsverket 2023b).

4.6 Miljöpåverkansbedömning

Resultaten från inventeringsanalysen klassificeras och karaktäriseras i miljöpåverkansbedömningen. Detta för att på ett enklare sätt visa vilken miljöeffekt de studerade parametrarna från inventeringen har. Miljöpåverkansbedömningen är alltså inte en studie av den faktiska miljöpåverkan som produktsystemet har utan endast en bedömning utifrån inventeringsanalysen, dvs. en slags sortering där t.ex. CO₂ kopplas ihop med klimatpåverkan, men inte med försurning. De miljöpåverkanskategorier som har utvärderats i denna studie är kWh energi, i form av användning och produktion av värme, el, drivmedel och uppgraderad biogas, samt GWP, där utsläppen av växthusgaser presenteras i enheten CO₂-ekvivalenter.

Kapitel 5

Resultat

5.1 Torkning

Torkningen av matavfallet resulterade i en stor viktninskning. Matavfallets vikt från de tre storköken minskade med 68,6 - 72,0 % efter en torkcykel (se tabell 10).

Tabell 10: Uppvägda mängder matavfall i kg före och efter torkning, samt viktninskning i procent. Dessa resultat är för en torkcykel.

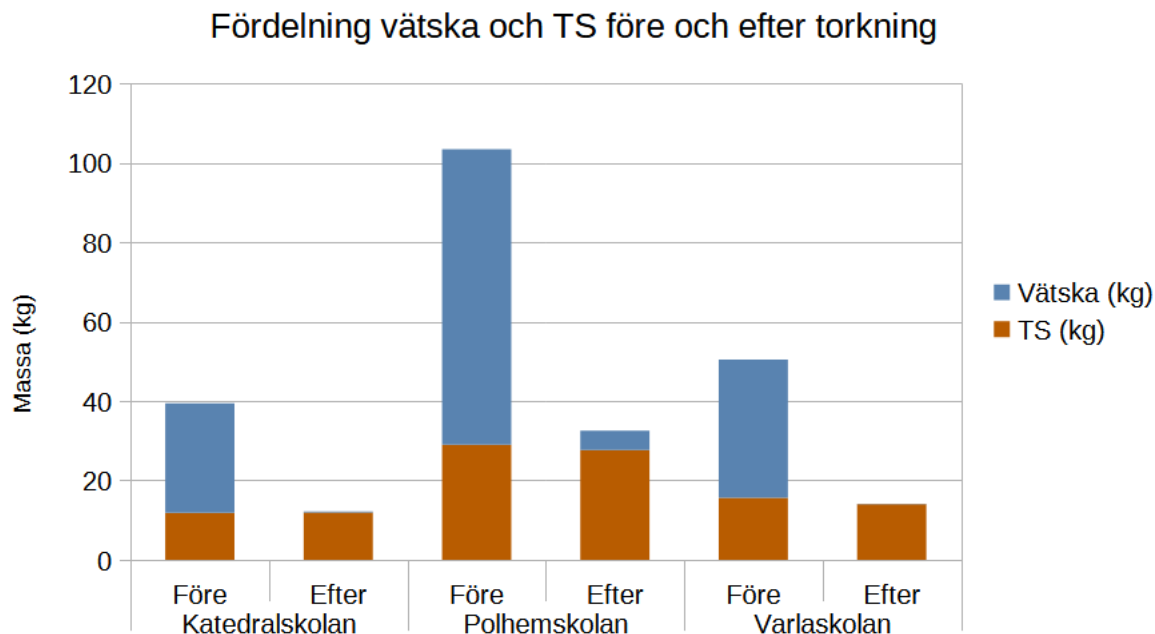
	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Matavfall (kg)	39,38	103,39	50,4
Torkat matavfall (kg)	12,18	32,52	14,1
Viktninskning (%)	69,1	68,6	72,0

I tabell 11 redovisas TS-halt i matavfallsproverna från laboratorieanalysen. Dessa värden i kombination med vikterna på matavfallet angivna tabell 10 används för att illustrera mängden vätska som försvinner ur matavfallet efter en torkcykel (se figur 10).

Tabell 11: Uppmätt torrsubstanshalt (TS-halt) i matavfallet.

		TS (%)
Katedralskolan	Vått matavfall	30
	Torkat matavfall	98
Polhemskolan	Vått matavfall	28
	Torkat matavfall	85
Varlaskolan	Vått matavfall	31
	Torkat matavfall	99

På Polhemskolan fylldes torkningsmaskinen med ca. 104 kg matavfall. Detta överstiger torkningsmaskinens rekommenderade last på max 100 kg matavfall. Efter torkningsprocessen var det torkade matavfallet på Polhemskolan inte lika torrt som de andra storkökens torkade matavfall (se figur 10).



Figur 10: Matavfallets totala massa uppdelad på vätska och torrs substans före och efter torkning. Rådata finns i appendix tabell 24.

Provrötningarna genomförda av AnoxKaldnes visade att matavfallet från Katedralskolan, Polhemskolan och Varlaskolan hade en BMP på 521, 489 respektive 531 mätt i Nml CH₄/g VS. Motsvarande torkat matavfall från samma storkök hade en BMP på 494, 482 respektive 508 Nml CH₄/g VS. Detta antyder att det sker en minskning av BMP efter torkning med 5,47 %, 1,45 % respektive 4,53 % (se tabell 12). Standardavvikelsen från BMP-analyserna varierade mellan 2-16 %. Detta betyder att ingen slutsats kan dras angående torkningsprocessens negativa effekt på BMP, då de uppmätta värdena inte är signifikant skilda från varandra. Källsorterat matavfall från hushåll brukar ha en BMP på 461 Nml CH₄/g VS, vilket indikerar att uppmätta värden från laboratorieanalysen är rimliga (Avfall Sverige 2009).

Tabell 12: Uppmätt BMP från provrötningar av matavfall i enheten Nml CH₄/g VS före och efter torkning.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Matavfall (Nml CH ₄ /g VS)	521	489	531
Torkat matavfall (Nml CH ₄ /g VS)	494	482	508
Minskning (%)	5,47%	1,45%	4,53%

5.2 Kondensat

Koncentrationer av grundämnen samt uppmätt pH i kondensatet finns presenterade i tabell 13. Angivna varningsvärden är baserade på rådgivning från Svenskt Vatten och bör inte överskridas då det kan påverka ledningsnät, reningsprocesser och slamkvalitet. Värt att notera är att pH var mycket lågt (3,4 - 3,6) i samtliga kondensat, vilket är långt under utfärdat minimum på 6,5. Detta betyder att det finns en risk för att det sura kondensatet orsakar skador på rör och ledningar hos verksamheten. Kondensatet från Varlaskolan överskred dessutom varningsvärdena för bly (Pb), zink (Zn) och koppar (Cu). Koncentrationen för koppar i kondensatet från Katedralskolan låg precis på varningsvärdet 0,2 mg/l. En låg koncentration av näringsämnen återfanns i kondensatet vilket tyder på att mycket lite näring avgår vid torkning av matavfall (se tabell 14).

Tabell 13: Resultat från den kemiska analysen av kondensat samt utfärdade varningsvärden (Svenskt Vatten 2012).

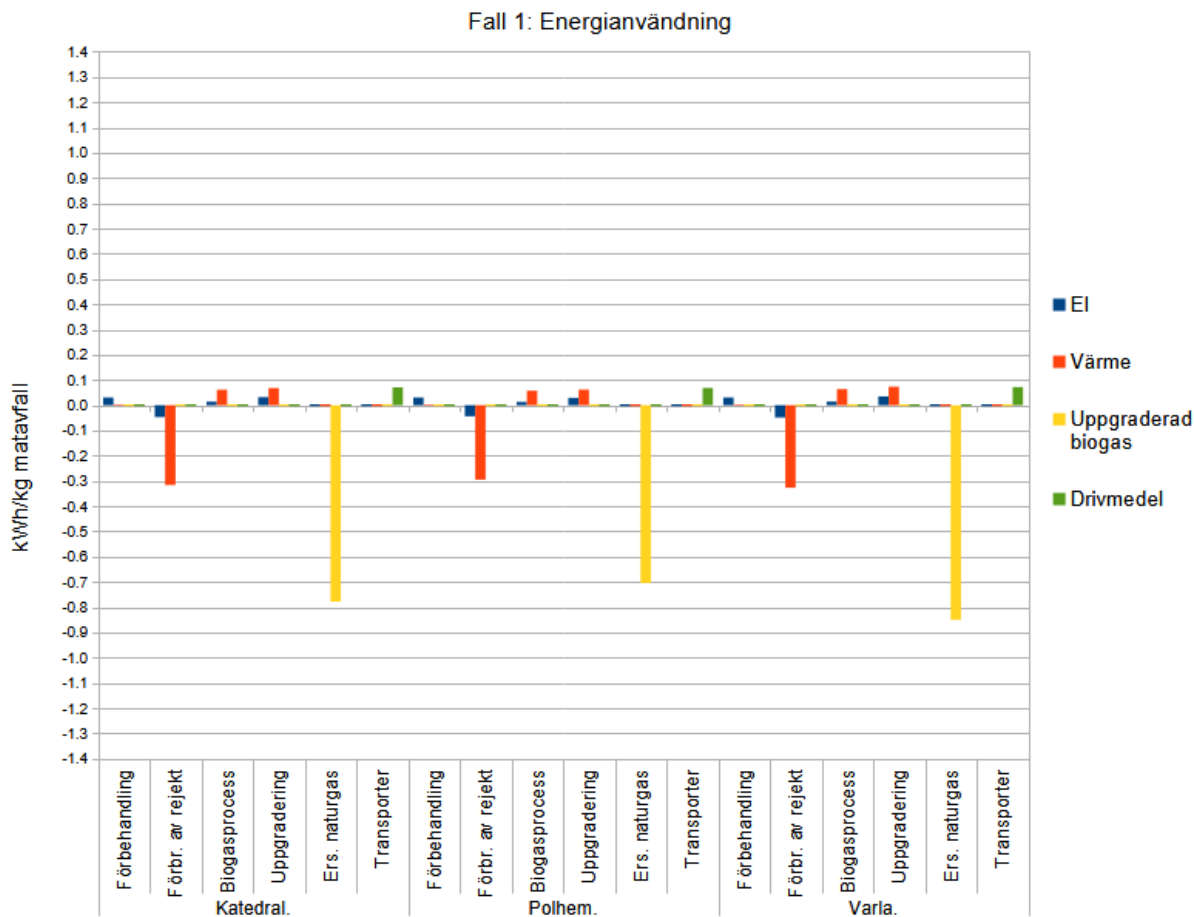
	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan	Varningsvärde
pH	3,4	3,6	3,5	Min. 6,5
Hg (mg/l)	<0,00010	<0,00010	<0,00010	bör inte förekomma
Pb (mg/l)	0,0096	0,0064	0,094	0,05
Cd (mg/l)	<0,00010	<0,00010	<0,00010	bör inte förekomma
Zn (mg/l)	0,13	0,11	0,65	0,2
Cu (mg/l)	0,20	0,16	0,79	0,2
Cr (mg/l)	0,0086	<0,00050	0,00084	0,05
Ni (mg/l)	0,0029	<0,00050	0,0016	0,05

Tabell 14: Uppmätta halter av näringsämnen i kondensat.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
P-tot (Hach Lange) (mg/l)	<0,05	<0,05	<0,05
N-tot (Hach Lange) (mg/l)	12	10	28
NH₄-N (mg/l)	7,9	3,9	18

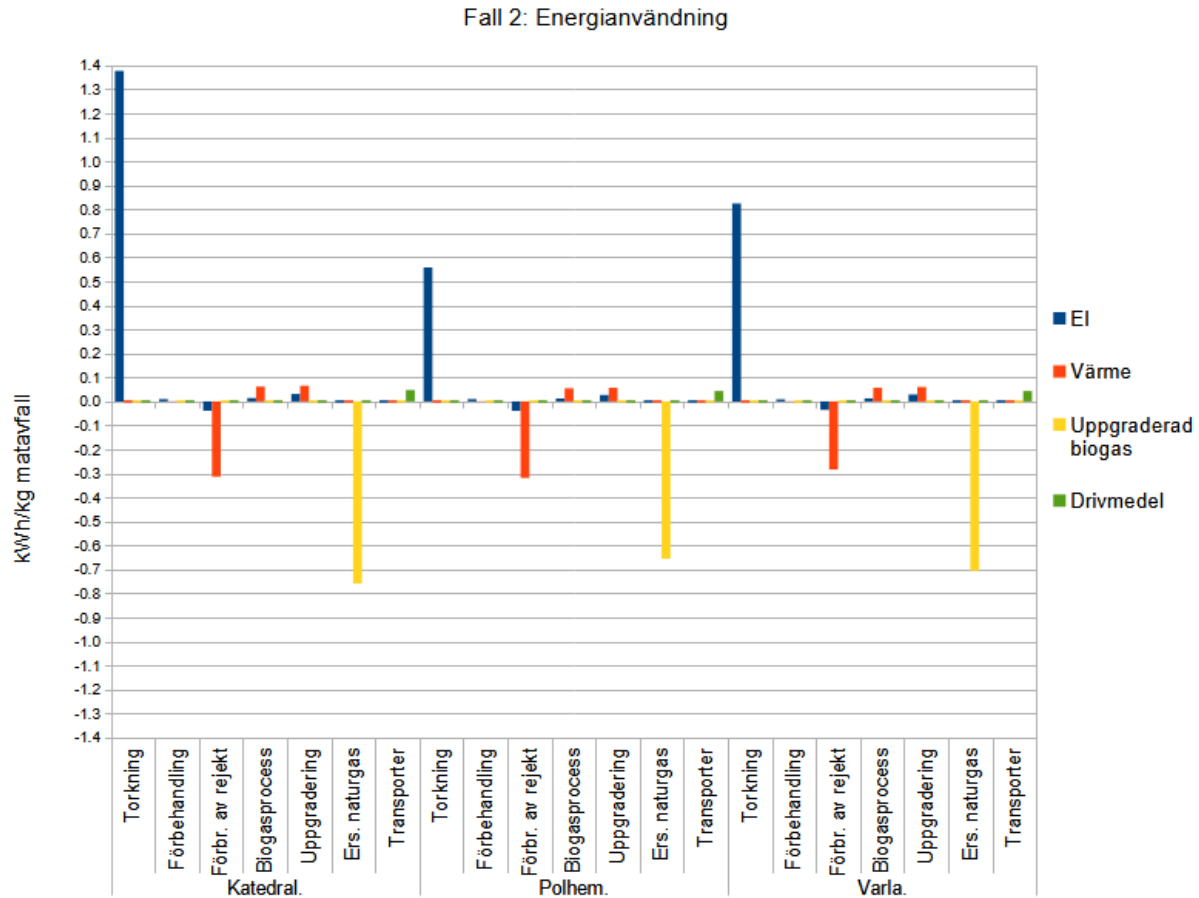
5.3 Energianvändning

Användning och produktion av energi från de olika delprocesserna i fall 1 finns presenterade i figur 11 och specifika värden återfinns i appendix tabell 18. Energin är uppdelad på el, värme, uppgraderad biogas och drivmedel. Ett positivt värde innebär en användning av energi i motsvarande delprocess och ett negativt värde innebär att energi produceras. Ersättning av naturgas med uppgraderad biogas och förbränning av rejekt från förbehandlingsprocessen bidrog till en stor produktion av energi i systemet. Transporter, biogasprocessen och uppgraderingen var de kategorier som hade högst energianvändning.



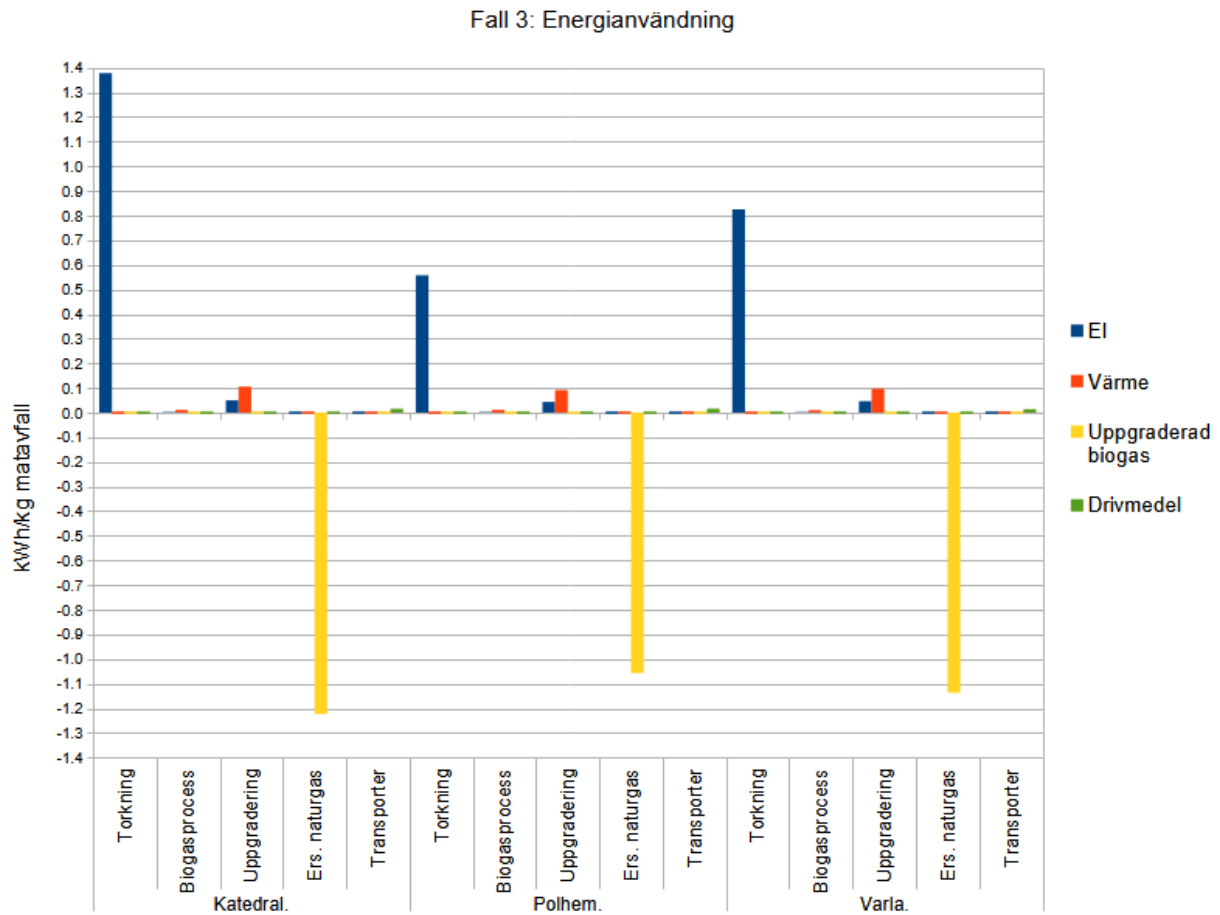
Figur 11: Energianvändningen i kWh/kg behandlat matavfall i fall 1 uppdelad på de olika delprocesserna.

I fall 2 sker en hög elanvändning under torkningsprocessen (se figur 12). Elanvändningen under torkningsprocessen varierar stort mellan storköken beroende på torktid och hur mycket matavfall som torkas. I fall 2 bidrar ersättningen av naturgas med uppgraderad biogas till en något mindre energiproduktion jämfört med fall 1 (ca. -9,2 %). Torkningsprocessen leder till att en mindre mängd matavfall måste fraktas och därför är förbrukningen av drivmedel i genomsnitt ca. 36 % lägre i fall 2 jämfört med fall 1. Beräknade värden för energianvändning i fall 2 finns presenterade i appendix tabell 19.



Figur 12: Energianvändningen i kWh/kg behandlat matavfall i fall 2 uppdelad på de olika delprocesserna.

Jämfört med fall 2 så sker en betydligt högre produktion av biogas i fall 3, en ökning med i genomsnitt ca. 47 % jämfört med fall 1. Elanvändningen i torkningsprocessen för fall 3 är densamma som i fall 2 då samma mängd avfall torkas i båda fallen. Drivmedelsförbrukningen från transporter i fall 3 är i genomsnitt ca. 66 % lägre jämfört med fall 2. Resultaten är presenterade i figur 13 och bakomliggande värden finns i appendix tabell 20.

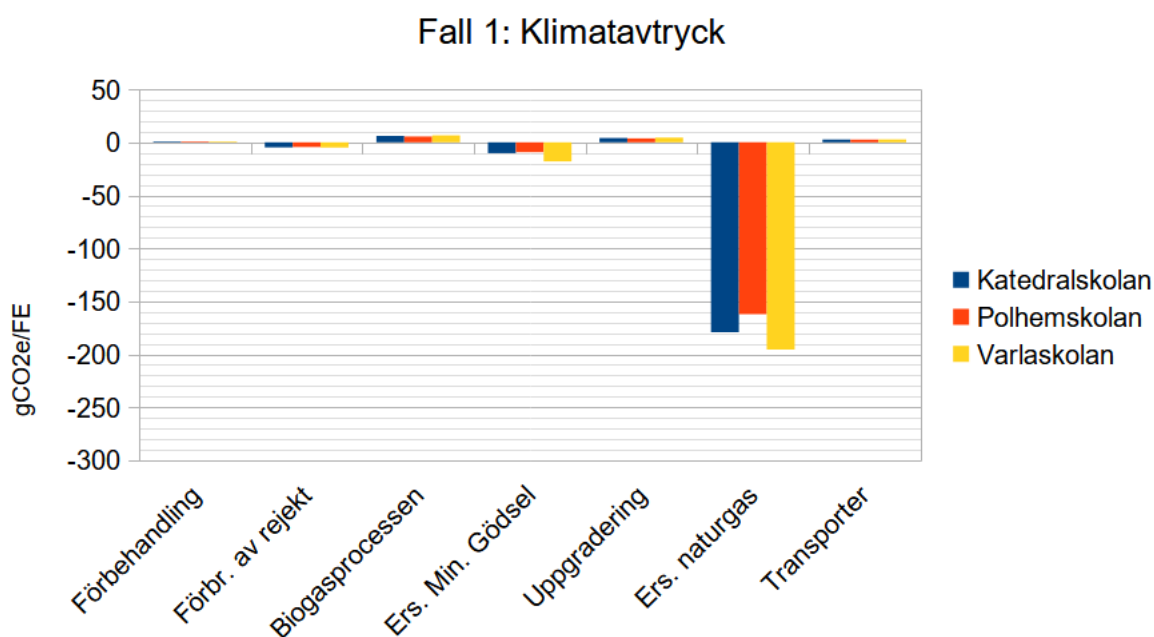


Figur 13: Energianvändningen i kWh/kg behandlat matavfall i fall 3 uppdelad på de olika delprocesserna.

5.4 Global uppvärmningspotential (GWP)

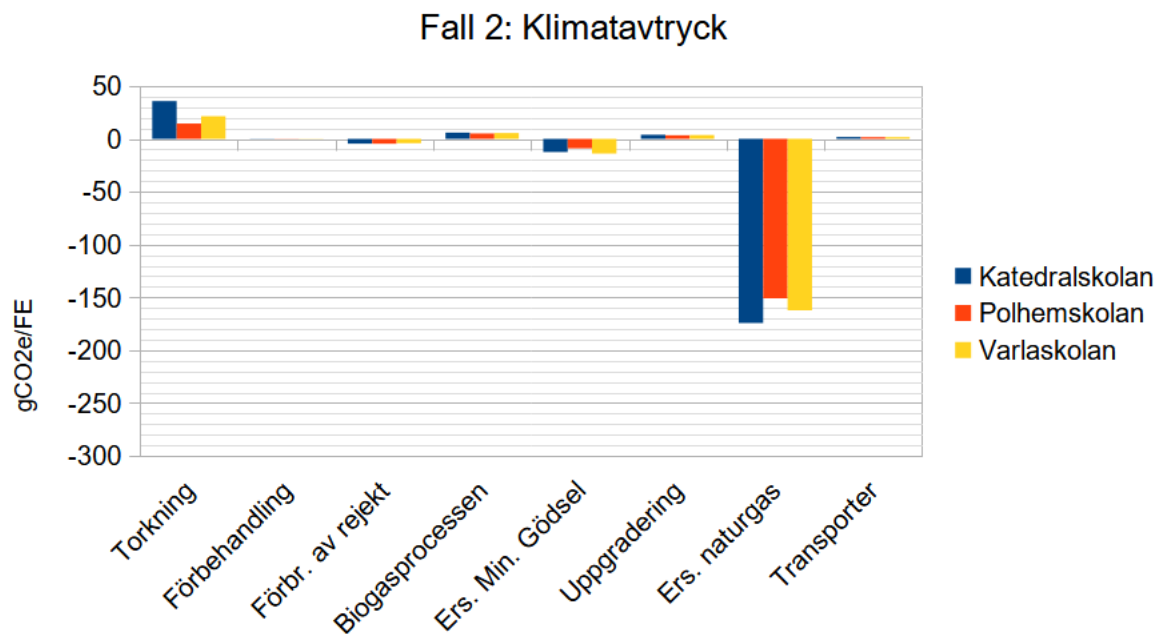
Klimatpåverkan i enheten $\text{gCO}_2\text{-ekv/kg}$ behandlat matavfall för alla delprocesser i fall 1 finns presenterat i figur 14 med bakomliggande värden i appendix tabell 15. Energianvändning och läckage av metan syns som positiva staplar då de bidrar till utsläpp av växthusgaser. Undvikna utsläpp av växthusgaser redovisas som negativa staplar. Resultaten visas i per kg behandlat matavfall från de tre olika storköken.

Ersättning av naturgas med producerad biogas resulterade i undvikna utsläpp av växthusgaser (ca. -162 till -196 $\text{gCO}_2\text{-ekv/kg}$ behandlat matavfall). Även förbränning av rejekt från förbehandlingsprocessen samt ersättning av mineralgödsel medförde ett reducerat klimatavtryck i systemet. Den process som hade högst klimatpåverkan i fall 1 var biogasprocessen. Transporternas emissioner uppgick till ca. 2,58 - 2,72 $\text{gCO}_2\text{-ekv/kg}$ behandlat matavfall.



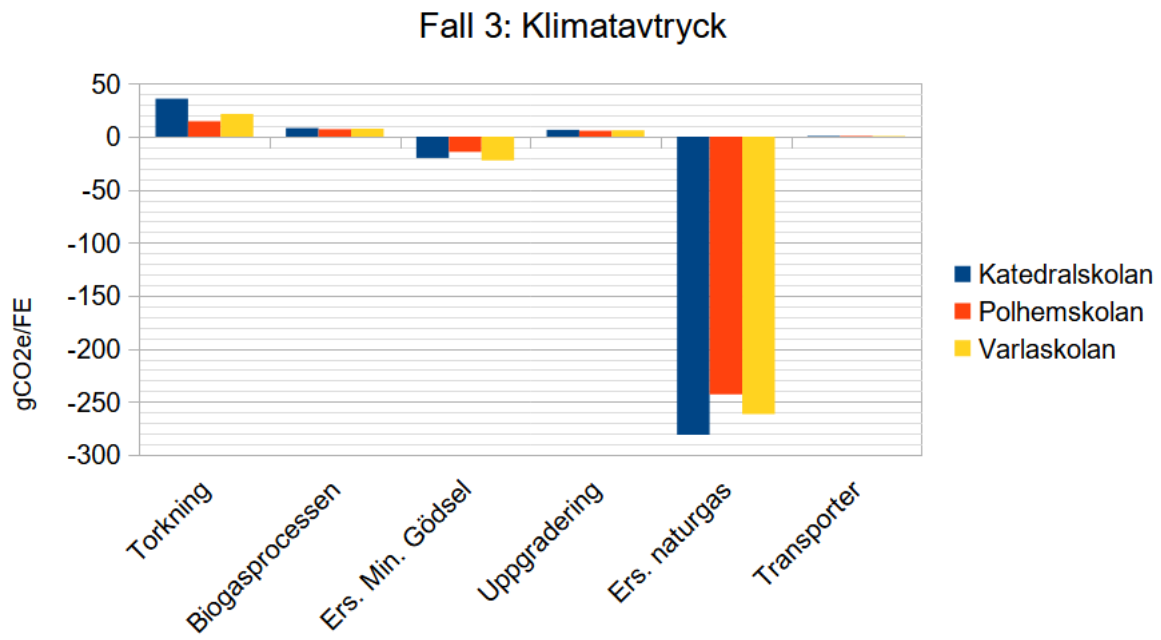
Figur 14: Klimatpåverkan i $\text{gCO}_2\text{-ekv/kg}$ behandlat matavfall i fall 1 uppdelad på de olika delprocesserna.

I fall 2 var torkningsprocessen den process som hade högst klimatavtryck av de olika delprocesserna, i genomsnitt 24 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall (se figur 15 och appendix tabell 16). Biogasproduktionen i fall 2 minskade något (ca. 9,3 %) jämfört med fall 1 vilket resulterar i en mindre mängd undvikna emissioner från ersatt naturgas. Eftersom torkningsprocessen bidrar till en viktminskning av matavfallet, och därför till en mindre avfallsmängd, leder detta till att en mindre mängd rejekt förbränns och därav en lägre energiproduktion. Av samma orsak blir det också färre undvikna emissioner i samband med ersättning av mineralgödsel. Även emissionerna från förbehandlingsprocessen, biogasprocessen och uppgraderingen är lägre jämfört med fall 1. Emissionerna från transporterna minskade med ca. 36 % i genomsnitt jämfört med fall 1.



Figur 15: Klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall i fall 2 uppdelad på de olika delprocesserna.

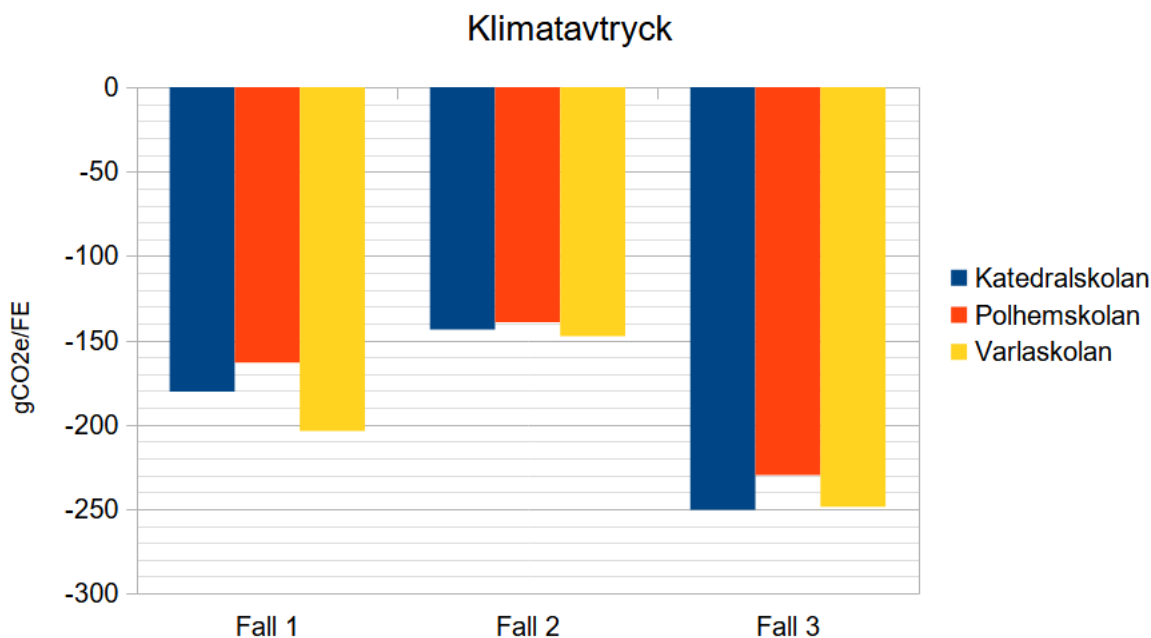
I fall 3 var emissionerna från torkningen densamma som i fall 2 eftersom samma avfallsmängd torkas i båda fallen (se figur 16). Emissionerna från transporterna var lägre än i fall 2 eftersom transporter till och från förbehandlingsanläggningen uteblir i fall 3. Transporternas emissioner minskade med ca. 78 % jämfört med fall 1. Att förbehandlingsprocessen exkluderas från fall 3 resulterar i att mer torkat matavfall går till efterföljande delprocesser, detta då inget matavfall går förlorat som rejekt i förbehandlingsprocessen. Detta leder till en stor ökning av mängden uppgraderad biogas som produceras, betydligt högre än i resterande fall. Substituering av fossil naturgas med uppgraderad biogas gav i fall 3 en minskning av antalet växthusgasutsläpp med ca. -243 till -281 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall. Detta är en ökning med ca. 46 % jämfört med fall 1. Undvikna emissioner från ersättning av mineralgödsel ökade också stort med ca. 52 % från referensfallet.



Figur 16: Klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall i fall 3 uppdelad på de olika delprocesserna. Värden finns i appendix tabell 17.

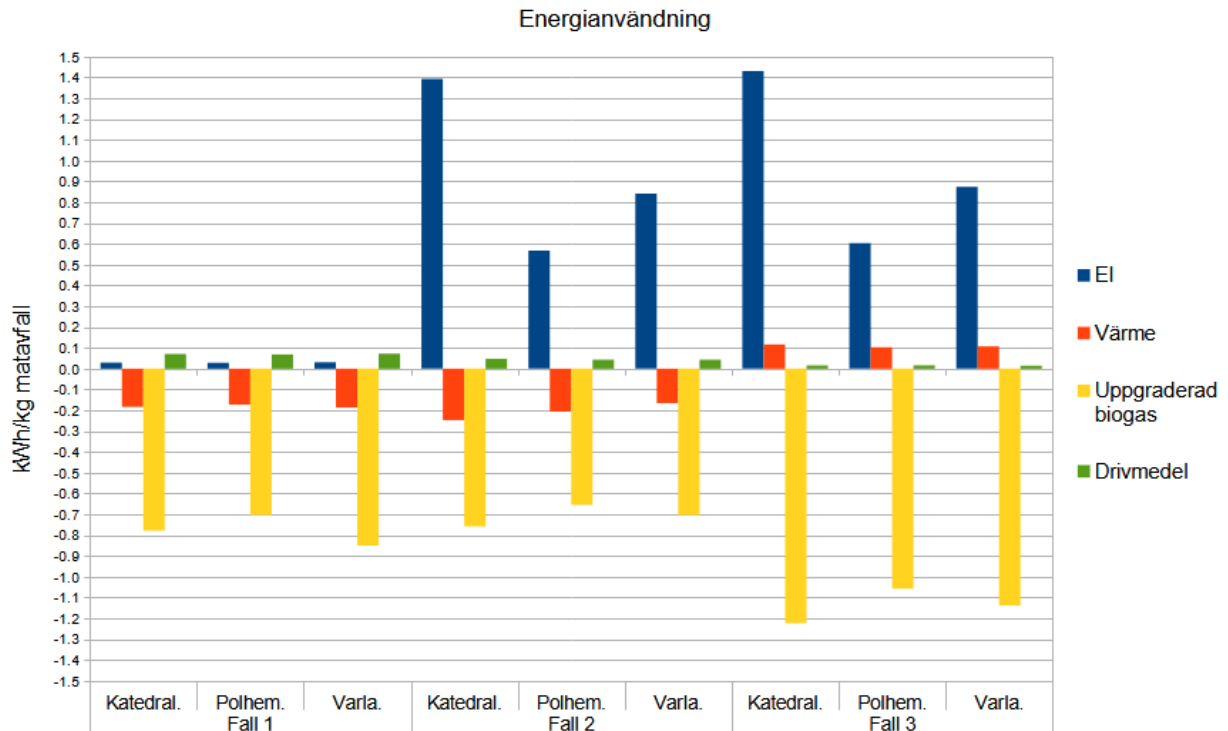
5.5 Sammanfattande resultat

I figur 17 redovisas den aggregerade klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall för fall 1-3. Referensfallet för återvinning av matavfall (fall 1) bidrar med undvikna växthusgasutsläpp på ca. 163 - 204 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall. Att införa torkning av matavfall minskar denna klimatnytta med 14,7 - 27,4 %, till 139 - 148 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall (fall 2). Om torkning av matavfall kombineras med att förbehandlingsprocessen exkluderas från systemet och det torkade matavfallet transporteras direkt till biogas-anläggningen (fall 3), skulle istället klimatnyttan öka med 18,7 - 29,0 %, till 230 - 251 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall jämfört med referensfallet.



Figur 17: Den aggregerade klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall i de olika fallen. Värden finns presenterade i appendix tabell 21.

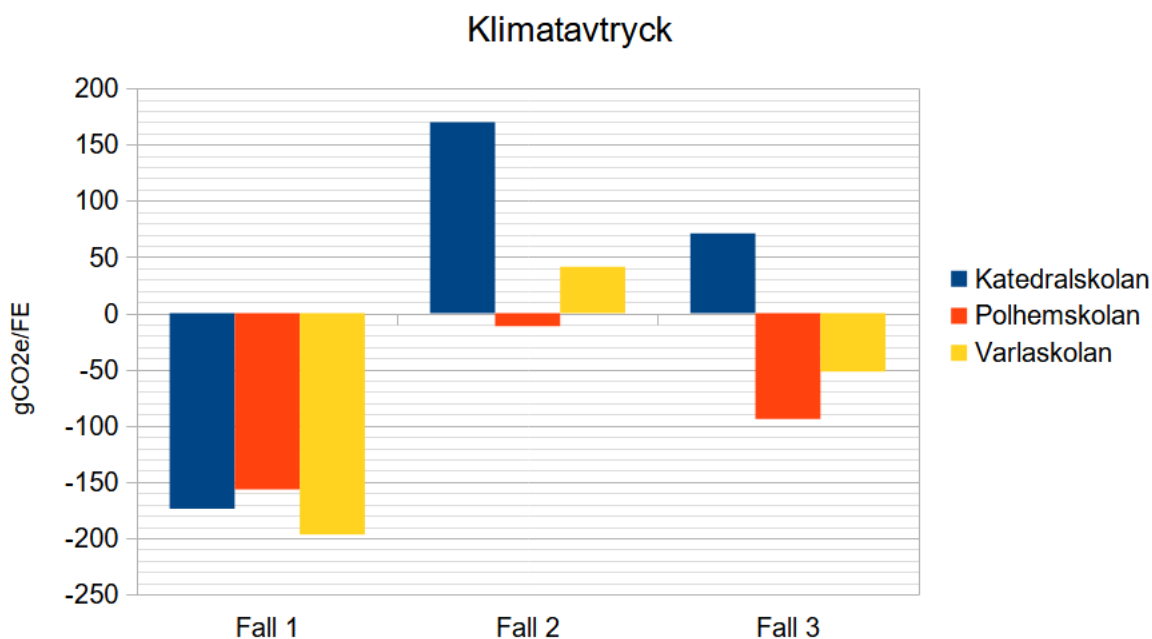
I figur 18 redovisas den aggregerade energianvändningen för de olika fallen. I fall 3 tillkommer ingen värme-produktion under förbehandlingsprocessen vilket leder till en högre aggregerad värmeanvändning jämfört med de andra fallen. Elanvändningen i fall 3 är något högre än i fall 2 på grund av den ökade mängden matavfall som går till biogasprocessen och efterföljande uppgradering när förbehandlingen exkluderas. Drivmedels-användningen minskar i fall 2 jämfört med fall 1 eftersom torkningsprocessen leder till att mindre avfall behöver transporteras. I fall 3 minskar drivmedelsanvändningen ytterligare då transporter till och från förbehandlingsprocessen uteblir. Att introducera torkningsprocessen resulterade i en liten minskning av produktionen av uppgraderad biogas (5,70 - 10,5 %), från 0,70 - 0,85 kWh/kg behandlat matavfall i fall 1 till 0,66 - 0,76 kWh/kg behandlat matavfall i fall 2. I fall 3 blev det istället en ökad energiproduktion i form av uppgraderad biogas på 25,4 - 34,0 % då fall 3 producerade 1,06 - 1,14 kWh/kg behandlat matavfall.



Figur 18: Den aggregerade energianvändningen i kWh/kg behandlat matavfall för de olika fallen. Värden finns i appendix tabell 22.

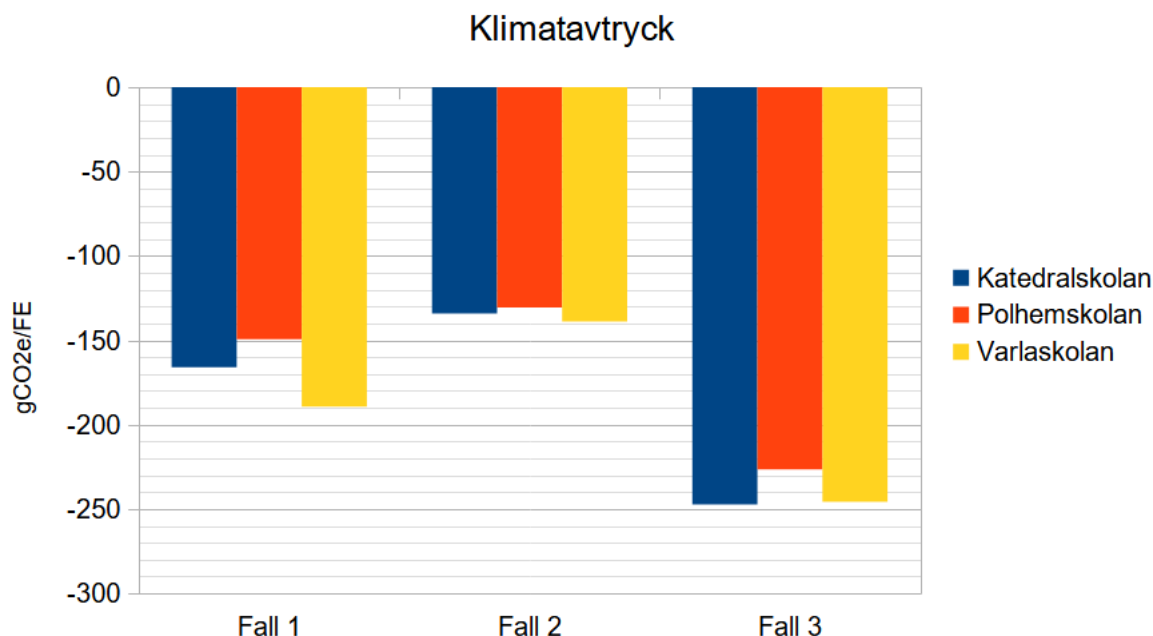
5.6 Känslighetsanalys

För att analysera känsligheten i resultatet och skapa en bättre uppfattning om hur olika val påverkar utfallet i analysen genomförs i denna del en känslighetsanalys genom att testa olika emissionsfaktorer vid beräkningen av klimatavtrycket. Indata för mass- och energiflöden ändras inte utan endast de emissionsfaktorer som bedöms vara viktiga i beräkningarna. Fossila bränslen används i större utsträckning för elproduktion inom EU jämfört med Sverige. Detta leder till att både användning och produktion av el får mycket större påverkan på emissioner av växthusgaser om emissionsfaktorn för svensk elmix ersatts av en faktor för europeisk elmix. Detta syns tydligt i fall 2 och 3 där klimatnyttan man uppnår genom ersättning av fossil naturgas försvinner helt i några av storköken, detta på grund av att elförbrukningen från torkningsmaskinerna får betydligt högre genomslag på miljösystemet med emissionsfaktorn för elmix inom EU (se figur 19).



Figur 19: Den aggregerade klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall i de olika fallen med emissionsfaktor för europeisk elmix. Värden finns presenterade i appendix tabell 24.

Att fossila drivmedel används vid transporter är vanligt, därför genomförs en analys av vilken effekt ett byte av drivmedel från HVO100 till Diesel MK1 får på miljösystemet. Endast emissionsfaktorn för drivmedel ändras, alla indata för mass- och energiflöden lämnas orörda. Figur 20 visar att valet av drivmedel inte har någon större effekt på miljösystemet som helhet. I fall 1 sker en ökning av emissionerna med i genomsnitt 7,8 % jämfört med när HVO100 används som drivmedel. I fall 2 blir skillnaden 6,3 % och i fall 3 endast 1,3 %.



Figur 20: Den aggregerade klimatpåverkan i gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall i de olika fallen med Diesel MK1 som drivmedel. Värden finns presenterade i appendix tabell 25.

5.7 Redovisning av analysens begränsningar

I analysen har inte emissionerna som uppkommer under lagringen av rötrest tagits med. Även klimatavtrycket som uppkommer under produktionen av torkningsmaskinerna är exkluderat. En överslagsberäkning av emissionerna som uppkommer under produktionen av en torkningsmaskin utförs här för att kunna jämföra med klimatnyttan man uppnår från återvinningsprocessen. Torkningsmaskinen antas behandla 64,4 kg matavfall per skoldag, vilket är ett genomsnitt baserat på den uppmätta avfallsmängden från storköken i denna analys. Torkningsmaskinen används bara på skoldagar, d.v.s. 178 dagar per år och används bara en gång per dag (Skolverket 2024). Med ett antagande om en brukningstid på 20 år blir detta totalt 3560 torkningssyklar. Alltså behandlas totalt ca. 229 000 kg matavfall under hela torkningsmaskinens brukningstid.

Torkningsmaskinen antas bestå av:

- 60 % Stål
- 38 % Rostfritt stål
- 2 % Koppar

Vikten på torkningsmaskinen är 290 kg, vilket enligt antagandet ovan ger 174 kg vanligt stål, 110,2 kg rostfritt stål och 5,8 kg koppar (Agrenco, u.å.). Sammanlagt ger detta ett växthusgasutsläpp på 1020 kgCO₂-ekv för produktionen av en torkningsmaskin. För att kunna jämföra med övriga resultat i analysen divideras detta värde med mängden behandlat matavfall som uppkommer under hela torkningsmaskinens brukningstid, vilket ger värdet 4,46 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall. I analysen varierade klimatavtrycket för fall 1 - 3 mellan -139 och -251 gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall. Detta tyder på att klimatavtrycket från produktionen av torkningsmaskiner kan anses vara försumbar sett till hela miljösystemet.

Kapitel 6

Diskussion och slutsatser

6.1 Diskussion

Denna studie visar att en klar nackdel med torkning av matavfall ur ett miljösystemperspektiv är den höga elförbrukningen under torkningsprocessen. Detta framgår tydligt i både fall 2 och 3. På grund av det låga klimatavtrycket för svensk medellev erhålls dock fortfarande en klimatvinst sett utifrån undvikna CO₂-ekv. Används europeisk medellev blir dock resultatet annorlunda och klimatnyttan försvinner helt i några av fallen.

Energibalansen i systemet påverkas mycket negativt av elanvändningen under torkningsprocessen. I referenssystemet får man ut mer energi i form av uppgraderad biogas än den el, värme och det drivmedel man stoppar in för att driva processen. I fall 2 och 3, där en torkningsprocess ingår, går det åt mycket energi i form av el för att driva torkningsprocessen. Frågan om man "går back" energimässigt genom att använda torkning av matavfall är beroende på hur effektiv torkningsprocessen är och varierar mellan de olika storköken. Men det är otvivelaktigt så att en stor del av energiinnehållet i biogasen förbrukas av torkningsprocessens energiförbrukning i fall 2 och 3. Ur energisynpunkt är det därför svårt att rekommendera torkning av matavfall.

En möjlig fördel med att torka avfallet är att man får ut ett lätthanterligt och homogent pulver, vilket teoretiskt skulle kunna kringgå förbehandlingsprocessen och transporteras direkt till biogasprocessen. En förutsättning för detta är dock att det finns någon form av flytande substrat vid biogasanläggningen (exempelvis flytgödsel) som kan användas för att blanda ut det torkade matavfallet. Att använda torkningsmaskiner leder till en liten ökning av total klimatpåverkan jämfört med referenssystemet. Om förbehandlingsprocessen exkluderas från systemet går inget rötbart material förlorat som rejekt. Detta leder till att en större mängd biogas produceras per kg behandlat matavfall. Detta motsvarar fall 3 i analysen och klimatpåverkan i ett sådant system blir lägre än i referenssystemet. Detta tyder på att det är möjligt att göra en klimatvinst vid torkning av matavfall men endast under vissa förutsättningar. För detta ställs krav på separat insamling, hantering och frakt av torkat matavfall samt att det finns tillräckligt med flytande substrat vid biogasanläggningen att blanda ut det insamlade avfallet.

Provrötningsresultaten antyder att torkning av matavfall inte påverkar BMP i substratet. I samtliga fall minskade BMP för torkat matavfall med 1,45 - 5,47 % men minskningen var inte signifikant skild från BMP för motsvarande otorkat matavfall. Eftersom biogaspotentialerna är relativt höga kan torkat matavfall fortsatt anses vara ett bra substrat för biogasproduktion.

Torkningsmaskinerna har en hög energiförbrukning vilken inte verkar påverkas av mängden avfall som torkas utan endast av torktiden. Detta framgår tydligt i fall 2 och 3 där Katedralskolan har en mycket högre elförbrukning och klimatavtryck per behandlat kg matavfall än de andra storköken. Torktiden på Katedralskolan var nästan lika lång som på Polhemskolan men vikten på matavfallet som torkades på Katedralskolan var mindre än hälften av det på Polhemskolan. Detta leder till att klimatpåverkan och elanvändningen per behandlat kg matavfall blir mer än dubbelt så hög på Katedralskolan, vilket antyder att just energiförbrukningen under torkningsprocessen har en stor inverkan på hela miljösystemet.

Torkning av matavfall verkar inte påverka näringsinnehållet i matavfallet nämnvärt utan leder endast till att det blir torrare med en högre TS %. Däremot innehåller kondensatet i vissa fall höga halter av oönskade metaller (ex. Pb, Cu och Zn) och har ett mycket lågt pH. Enligt Svenskt Vatten bör inte pH understiga 6,5 ens under kort tid då det kan leda till korrosionsskador på ledningsnätet. Laboratorieanalysen av kondensatet visade på ett mycket lägre pH än rekommendationerna från Svenskt Vatten. Det finns alltså en risk för skada på ledningsinfrastruktur om kondensatet släpps ut i avloppet obehandlat.

Transporterna minskar kraftigt vid användning av torkningsmaskiner eftersom torkningen reducerar mängden matavfall som måste transporteras. Om förbehandlingen exkluderas, vilket leder till att transporten av slurry från förbehandlingsanläggningen till biogasanläggningen uteblir, minskar emissionerna och energianvändningen från transporterna ytterligare. Sett till hela miljösystemet utgör transporterna en mindre del av emissionerna och faktorer som elanvändning under torkning och ersättning av naturgas spelar en betydligt större roll.

6.2 Slutsatser

- Torkning av matavfall reducerar mängden matavfall kraftigt men leder också till en mycket hög elanvändning per kg behandlat avfall.
- En reducerad mängd matavfall innebär en minskad användning av drivmedel för transporter. Transporterna utgör dock en liten del av klimatavtrycket för miljösystemet.
- Klimatnyttan för systemet reduceras genom använda torkningsmaskiner. Detta är dock starkt relaterat till i vilken grad fossil el används för att driva torkningsprocessen.
- Om det torkade matavfallet samlas in separat och levereras direkt till biogasanläggningen kan en större klimatnytta uppnås per kg behandlat matavfall jämfört med nuvarande hantering av matavfall.
- Torkningsprocessen påverkar inte matavfallets innehåll av näringsämnen eller biometanpotential i någon nämnvärd omfattning.

Referenser

Agrenco, u.å. GREEN BOX 100 - MANUAL. Agrenco.

Avfall Sverige, 2022. Svensk Avfallshantering 2022.

https://www.avfallsverige.se/media/whafyutn/svensk_avfallshantering_2022.pdf

Avfall Sverige, 2009. RAPPORT U2009:14 - Substrathandbok för biogasproduktion.

https://www.biogodsel.se/media/1huf5snm/u2009-14_substrathandbok.pdf

Björnsson, L., Prade, T., Lantz, M., 2016. Grass for biogas – Arable land as a carbon sink. Energiforsk AB. ISBN 978-91-7673-280-9.

Bohn I., Murto M., Björnsson L., Rosqvist H., 2011. Torrötning av rejekt från förbehandling av matavfall. Rapport SGC 245.

<http://www.sgc.se/ckfinder/userfiles/files/SGC245.pdf>

Boverket, 2024. Öppna data - Klimatdatabas.

<https://www.boverket.se/sv/om-boverket/publicerat-av-boverket/oppna-data/boverkets-klimatdatabas/>

Bristav H., Sahlin J. & Dvali K., 2021. Klassificering av avfallsbränsle. Avfall Sverige 2021:11.

<https://www.avfallsverige.se/rapporter-utveckling/rapporter/2021-11-klassificering-av-avfallsbransle/>

Börjesson, P., Prade, T., Lantz, M., Björnsson, L., 2015. Energy Crop-Based Biogas as Vehicle Fuel—The Impact of Crop Selection on Energy Efficiency and Greenhouse Gas Performance. *Energies* 2015, 8, 6033-6058.

<https://doi.org/10.3390/en8066033>

EEA, 2023. Greenhouse gas emission intensity of electricity generation.

<https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/greenhouse-gas-emission-intensity-of-1?activeAccordion=ecdb3bcf-bbe9-4978-b5cf-0b136399d9f8>

Energiföretagen, 2022. Fjärrvärmens lokala miljövärden 2022.

<https://www.energiforetagen.se/49d1fb/globalassets/energiforetagen/statistik/fjarrvarme/miljovardering-av-fjarrvarme/fjarrvarmens-lokala-miljovarden-2022.xlsx>

Energigas Sverige, 2023a. Produktion av biogas och rötresten och dess användning år 2022.

<https://www.energigas.se/publikationer/rapporter/produktion-av-biogas-och-rotrester-och-dess-anvandning-ar-2022/>

Energigas Sverige, 2023b. Används biogas i industrin?

<https://www.energigas.se/fakta-om-gas/biogas/faq-om-biogas/anvands-biogas-i-industrin/>

Energimyndigheten, 2023. Drivmedel 2022.

<https://www.energimyndigheten.se/statistik/drivmedelsstatistik/>

Energimyndigheten, 2020. Drivmedel 2019.

https://www.energimyndigheten.se/globalassets/nyheter/2020/er-2020_26-drivmedel-2019.pdf

Energimyndigheten, 2017. Nya metoder för att uppgradera och lagra biogas.

<https://www.energimyndigheten.se/arkiv-for-resultat/Resultat/nya-metoder-for-att-uppgradera-och-lagra-biogas/>

Lantz, M., & Björnsson, L., 2016. Emissioner av växthusgaser vid produktion och användning av biogas från gödsel. Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.

Mark- och miljööverdomstolen MÖD M 6924-19.

<https://www.domstol.se/globalassets/filer/domstol/markochmiljooverdomstolen/avgoranden/2020/m-6924-19-.pdf>.

Naturvårdsverket, 2024a. Krav på separat insamling av bioavfall.

<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/krav-pa-separat-insamling-av-bioavfall/>

Naturvårdsverket, 2024b. Bedömning av när avfall upphör att vara avfall.

<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/bedomning-av-nar-avfall-upphor-att-vara-avfall/#E-2070450070>

Naturvårdsverket, 2023a. Ökad utsortering och biologisk behandling av matavfall.

<https://sverigesmiljomal.se/etappmalen/okad-utsortering-och-biologisk-behandling-av-matavfall/>

Naturvårdsverket, 2023b. Beräkna klimatpåverkan.

<https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/luft-och-klimat/berakna-klimatpaverkan/>

Naturvårdsverket, 2022a. Avfall i Sverige 2020. RAPPORT 7048, JUNI 2022.

<https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7000/978-91-620-7048-9/>

Naturvårdsverket, 2022b. Ansvar för kommunalt avfall avseende vissa enskilda avfallsströmmar - Redovisning av ett regeringsuppdrag.

<https://www.naturvardsverket.se/4acbab/contentassets/e46f2701d800447f9a8eb8a6960cd475/ansvar-for-kommunalt-avfall-avseende-vissa-enskilda-avfallsstrommar.pdf>

SFS 2022:1871. Förordning om ändring i avfallsförordningen (2020:614)

Skolverket, 2024. Undervisningstid, lärotider och schema.

<https://www.skolverket.se/regler-och-ansvar/ansvar-i-skolfragor/undervisningstid-larotider-och-schema>

Svenskt Vatten, 2012. Råd vid mottagande av avloppsvatten från industri och annan verksamhet. Publikation P95.

Sysav, u.å. Matavfall blir biogas och biogödsel.

<https://www.sysav.se/om-oss/om-avfall/matavfall-blir-biogas-och-biogodsel/#Forbehandling>

Volvo Truck Corporation, 2018. Emissions from Volvo's trucks.

https://www.volvotrucks.com/content/dam/volvo-trucks/markets/global/our-values/environmental-care/our-trucks/Emis_eng_10110_14001.pdf

Yngvesson, J., Persson, E., Fransson, M., Olsson, M., Henriksson, G., Björkmalm, J., 2013. Energi- och kostnadseffektiv biogasproduktion från avfall - kartläggning och jämförande av nyckeltal. Waste Refinery. https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR54_Slutrapport.pdf

Appendix

A.1 Fall 1: klimatavtryck

Tabell 15: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) i fall 1.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Förbehandling	0,833	0,833	0,833
Förbr. av rejekt	-4,74	-4,43	-4,90
Biogasprocessen	6,06	5,52	6,56
Ers. min. gödsel	-10,2	-9,28	-18,0
Uppgradering	4,09	3,71	4,46
Ers. naturgas	-179	-162	-196
Transporter	2,68	2,58	2,72

A.2 Fall 2: klimatavtryck

Tabell 16: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) i fall 2.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Torkning	35,8	14,5	21,5
Förbehandling	0,258	0,262	0,233
Förbr. av rejekt	-4,49	-4,56	-4,06
Biogasprocessen	5,94	5,15	5,51
Ers. min. gödsel	-12,5	-8,93	-13,9
Uppgradering	3,98	3,45	3,70
Ers. naturgas	-174	-151	-162
Transporter	1,79	1,64	1,64

A.3 Fall 3: klimatavtryck

Tabell 17: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) i fall 3.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Torkning	35,8	14,5	21,5
Biogasprocessen	8,07	7,00	7,50
Ers. min. gödsel	-20,1	-14,4	-22,4
Uppgradering	6,42	5,56	5,96
Ers. naturgas	-281	-243	-262
Transporter	0,594	0,604	0,537

A.4 Fall 1: energianvändning

Tabell 18: Utdata från LCA för energianvändning (kWh/kg behandlat matavfall) i fall 1.

		El	Värme	Uppgraderad biogas	Drivmedel
Katedral.	Förbehandling	0,0305	0,00360	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0473	-0,316	0	0
	Biogasprocess	0,0140	0,0614	0	0
	Uppgradering	0,0319	0,0676	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,778	0
	Transporter	0	0	0	0,0708
Polhem.	Förbehandling	0,0305	0,00360	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0441	-0,295	0	0
	Biogasprocess	0,0130	0,0573	0	0
	Uppgradering	0,0289	0,0616	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,705	0
	Transporter	0	0	0	0,0683
Varla.	Förbehandling	0,0305	0,00360	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0489	-0,327	0	0
	Biogasprocess	0,0144	0,0634	0	0
	Uppgradering	0,0347	0,0733	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,850	0
	Transporter	0	0	0	0,0720

A.5 Fall 2: energianvändning

Tabell 19: Utdata från LCA för energianvändning (kWh/kg behandlat matavfall) i fall 2.

		El	Värme	Uppgraderad biogas	Drivmedel
Katedral.	Torkning	1,38	0	0	0
	Förbehandling	0,00943	0,00111	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0387	-0,314	0	0
	Biogasprocess	0,0141	0,0620	0	0
	Uppgradering	0,0310	0,0654	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,758	0
	Transporter	0	0	0	0,0475
Polhem.	Torkning	0,558	0	0	0
	Förbehandling	0,00959	0,00113	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0394	-0,319	0	0
	Biogasprocess	0,0124	0,0547	0	0
	Uppgradering	0,0268	0,0569	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,655	0
	Transporter	0	0	0	0,0433
Varla.	Torkning	0,825	0	0	0
	Förbehandling	0,00853	0,00101	0	0
	Förbr. av rejekt	-0,0350	-0,284	0	0
	Biogasprocess	0,0129	0,0566	0	0
	Uppgradering	0,0287	0,0604	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-0,705	0
	Transporter	0	0	0	0,0433

A.6 Fall 3: energianvändning

Tabell 20: Utdata från LCA för energianvändning (kWh/kg behandlat matavfall) i fall 3.

		El	Värme	Uppgraderad biogas	Drivmedel
Katedral.	Torkning	1,38	0	0	0
	Biogasprocess	0,00247	0,0109	0	0
	Uppgradering	0,0499	0,105	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-1,22	0
	Transporter	0	0	0	0,0157
Polhem.	Torkning	0,558	0	0	0
	Biogasprocess	0,00252	0,0111	0	0
	Uppgradering	0,0433	0,0918	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-1,06	0
	Transporter	0	0	0	0,0160
Varla.	Torkning	0,825	0	0	0
	Biogasprocess	0,00224	0,00984	0	0
	Uppgradering	0,0463	0,0974	0	0
	Ers. naturgas	0	0	-1,14	0
	Transporter	0	0	0	0,0142

A.7 Aggregerat klimatavtryck

Tabell 21: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) där klimatpåverkan från delprocesserna har summerats.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Fall 1	-180	-163	-204
Fall 2	-144	-139	-148
Fall 3	-251	-230	-249

A.8 Aggregerad energianvändning

Tabell 22: Utdata från LCA för energianvändning (kWh/kg behandlat matavfall) där energianvändningen från delprocesserna har summerats.

		El	Värme	Uppgraderad biogas	Drivmedel
Fall 1	Katedral.	0,0290	-0,184	-0,778	0,0708
	Polhem.	0,0283	-0,173	-0,705	0,0683
	Varla.	0,0308	-0,187	-0,850	0,0720
Fall 2	Katedral.	1,39	-0,247	-0,758	0,0475
	Polhem.	0,568	-0,206	-0,655	0,0433
	Varla.	0,840	-0,166	-0,705	0,0433
Fall 3	Katedral.	1,43	0,116	-1,22	0,0157
	Polhem.	0,604	0,103	-1,06	0,0160
	Varla.	0,874	0,107	-1,14	0,0142

A.9 Massa TS och vätska i matavfallet

Tabell 23: Data över mängden vätska och massa TS i matavfallet före och efter torkning.

		Massa TS (kg)	Vätska (kg)
Katedralskolan	Före	11,8	27,6
	Efter	11,9	0,244
Polhemskolan	Före	28,9	74,4
	Efter	27,6	4,88
Varlaskolan	Före	15,6	34,8
	Efter	14,0	0,141

A.10 Europeisk elmix

Tabell 24: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) där klimatpåverkan från delprocesserna i varje fall har summerats och en emissionsfaktor för EU elmix har använts i beräkningarna.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Fall 1	-174	-157	-197
Fall 2	170	-11,5	41,4
Fall 3	71,1	-94,0	-52,0

A.11 Diesel MK1

Tabell 25: Utdata från LCA för klimatavtryck (gCO₂-ekv/kg behandlat matavfall) där klimatpåverkan från delprocesserna i varje fall har summerats och en emissionsfaktor för Diesel MK1 har används i beräkningarna.

	Katedralskolan	Polhemskolan	Varlaskolan
Fall 1	-166	-149	-189
Fall 2	-134	-130	-139
Fall 3	-247	-227	-246

A.12 Analysmetoder för fasta prov

Tabell 26: Analysmetoderna som användes av AnoxKaldes och Eurofins vid den kemiska analysen av fasta prov.

Analys	Metod/Standard
Gasvolym och sammansättning	GC-TCD
TS/VS	SS-028113-1
P-tot	SS-EN ISO 17294-2:2016
N-tot	EN 13342
K-tot	SS-EN ISO 17294-2:2016

A.13 Analysmetoder för flytande prov

Tabell 27: Analysmetoderna som användes av AnoxKaldes och Eurofins vid den kemiska analysen av flytande prov.

Analys	Metod/Standard
pH	SS-EN ISO 10523:2012
Hg	SS-EN ISO 17852:2008 mod
Pb	SS-EN ISO 15587-2:2002
Cd	SS-EN ISO 15587-2:2002
Zn	SS-EN ISO 15587-2:2002
Cu	SS-EN ISO 15587-2:2002
Cr	SS-EN ISO 15587-2:2002
Ni	SS-EN ISO 15587-2:2002

A.14 Analys på laboratorium

Test av BMP i matavfall utfördes enligt vedertagen praxis genom att blanda substraten med en ymp, i detta fall rötslam från röt-kammaren på Sjö-lunda avloppsreningsverk. Ympen bidrog med både näring och mikro-organismer till substratet och därför kunde rötningsprocessen komma igång mycket fortare jämfört med en naturlig nedbrytningsprocess. Hur utfallet av utrötningsförsöket blir beror därför mycket på ympens kvalitet. Därför utfördes även ett separat test av ympens kvalitet med lämpligt kontrollsubstrat. Man kontrollerade även ympens bidrag till metanproduktionen genom att sätta upp blanklösningar för rötning innehållandes endast ympslam spätt med vatten. Ympens bidrag till metanproduktionen drogs sedan av från den totala metanproduktionen hos matavfallssubstraten.

Matavfallet mixades först i en matberedare för att göra substratet mer homogent innan testlösningarna bereddes. Vid beredningen av testlösningarna blandades sedan substrat med ympslam och vatten. Även en kontrollösning med cellulosa, ympslam och vatten förbereddes för att kunna mäta ympslammets metanproduktion under optimala förhållanden och med känt substrat. Volymen på lösningarna uppmättes till 300 ml och sattes i 1100 ml trycktåliga testflaskor. Flaskorna spolades med kvävgas och förseglades med aluminiumkapsyler och butylgummiproppar. Efter detta inkuberades alla flaskor vid mesofil temperatur (35 ± 1 °C) under hela testperioden. Gasproduktionen mättes genom att gasprover regelbundet togs ut från flaskorna med en trycklåst spruta. Alla lösningar bereddes i triplikat. Val av analysmetoder och standarder för matavfallsproven finns angivna i appendix tabell 26. Teströtningarna påbörjades 10 november och avslutades 14 december.

Kondensatet utsattes för andra analyser än de fasta matavfallsproven. Vilka metoder och standarder som användes vid analysen av kondensatet finns angivna i appendix tabell 27. Proven lämnades in till AnoxKaldnes den 9 november och resultaten erhöles den 22 december.