



Research Centre on
ZERO EMISSION
NEIGHBOURHOODS
IN SMART CITIES



ALLOKERING AV KLIMAGASSUTSLIPP FRA AVFALLSFORBRENNING MED ENERGIGJENVINNING I LIVSLØPSANALYSER

ZEN REPORT No. 61 – 2024



Jan Sandstad Næss, Kim Rainer Mattson, Baptiste Giroux, Ida Rustad, Helge Brattebø og
Edgar Hertwich | NTNU



Research Centre on
ZERO EMISSION
NEIGHBOURHOODS
IN SMART CITIES

ZEN REPORT No. 61

Jan Sandstad Næss (NTNU), Kim Rainer Mattson (NTNU), Baptiste Giroux (NTNU), Ida Rustad (NTNU), Helge Brattebø (NTNU) og Edgar Hertwich (NTNU).

ALLOKERING AV KLIMAGASSUTSLIPP FRA AVFALLSFORBRENNING MED ENERGI-GJENVINNING I LIVSLØPSANALYSER

Nøkkelord: avfallsforbrenning med energigjenvinning, livsløpsanalyse, allokering, klimagassutslipp, fjernvarme, energibruk i bygninger, avfallsbehandling og resirkulering.

ISBN 978-82-536-1839-5 (pdf)

Norwegian University of Science and Technology (NTNU) | www.ntnu.no
SINTEF Community | www.sintef.no

<https://fmezen.no>

Preface

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the support from the Research Council of Norway (project no. 257660) and several partners through the Research Centre on Zero Emission Neighbourhoods in Smart Cities (FME ZEN). Views and opinions expressed are those of the authors only and do not necessarily reflect those of the funding institutions.

The Research Centre on Zero Emission Neighbourhoods (ZEN) in Smart Cities

The ZEN Research Centre develops solutions for future buildings and neighbourhoods with net zero greenhouse gas emissions and thereby contributes to a low carbon society.

Researchers, municipalities, industry and governmental organizations work together in the ZEN Research Centre in order to plan, develop and run neighbourhoods with zero greenhouse gas emissions. The ZEN Centre has nine pilot projects spread over all of Norway that encompass an area of more than 1 million m² and more than 30 000 inhabitants in total.

In order to achieve its high ambitions, the Centre will, together with its partners:

- Develop neighbourhood design and planning instruments while integrating science-based knowledge on greenhouse gas emissions;
- Create new business models, roles, and services that address the lack of flexibility towards markets and catalyze the development of innovations for a broader public use; This includes studies of political instruments and market design;
- Create cost effective and resource and energy efficient buildings by developing low carbon technologies and construction systems based on lifecycle design strategies;
- Develop technologies and solutions for the design and operation of energy flexible neighbourhoods;
- Develop a decision-support tool for optimizing local energy systems and their interaction with the larger system;
- Create and manage a series of neighbourhood-scale living labs, which will act as innovation hubs and a testing ground for the solutions developed in the ZEN Research Centre. The pilot projects are Furuset in Oslo, Fornebu in Bærum, Sluppen and Campus NTNU in Trondheim, Mære Campus, Ydalir in Elverum, Campus Evenstad, Ny by-ny flyplass Bodø, and Zero Village Bergen.

The ZEN Research Centre will last eight years (2017-2024), and the budget is approximately NOK 380 million, funded by the Research Council of Norway, the research partners NTNU and SINTEF, and the user partners from the private and public sector. The Norwegian University of Science and Technology (NTNU) is the host and leads the Centre together with SINTEF.



<https://fmezen.no>



@ZENcentre



FME ZEN (page)

Sammendrag

Avfall som ved endt livsløp brukes til å produsere energi til bruk i et nytt livsløp, skaper et allokeringssproblem i livsløpsanalyser (LCA) der miljøpåvirkninger enten må allokeres til avfallsbehandling, energiproduksjon eller en miks av de to. Valg av allokeringssmetode kan påvirke miljøvurderingen og hvilke insentiver en LCA vil kunne gi til en avfallsprodusent eller en utbygger under design av energisystemer. Det finnes ingen objektiv vitenskapelig sannhet i allokeringsspørsmålet, men problemet kan løses på en måte som tjener formålet til en LCA. Problematikken har blitt diskutert av fagekspertene over lengre tid uten at noen entydig konsensus har blitt oppnådd, og det er fortsatt uklart hvordan klimagassutslipp bør allokeres i metodikk for nullutslippssområder (ZEN) og hvordan ulike allokeringssalternativer påvirker resultatene.

Her går vi gjennom nåværende allokeringssmetodikk anvendt for nullutslippssområder spesifikt, og i vitenskapelig litteratur generelt. Vi bruker systemekspansjon med substitusjon for å evaluere alternative behandlingsmåter for avfall. Effektene av allokering analyseres gjennom regneeksempler sett både fra avfallsprodusent og ved design av energisystemer i bygg. Vi viser hvordan kombinasjonen av ulike allokering og valg av ulike scenarioer kan påvirke resultatene i et klimagassregnskap og insentiver gitt til avfallsbehandlingsmåter, valg av energisystem, og energieffektivisering i bygg. Identifiserte allokeringssmetoder for bruk i klimagassberegninger for nullutslippssområder blir vurdert mot ti generelle kriterier for hva som anses som gode allokeringssmetoder i LCA og fem rammeverkspesifikke kriterier som beskriver mål og bruksmuligheter.

Litteraturgjennomgangen viser stor bredde i allokeringssmetoder brukt både på tvers av studier og relevante standarder. En foretrukket allokeringssmetode bør være enkel nok til at den kan tas i bruk. Det er viktig at en samproduksjon som gir miljøgevinst relativt til separat produksjon, ikke skal allokeres mer miljøpåvirkninger enn separat produksjon. Energigjenvinning bør ikke gis disinsentiver så lenge blandet avfall eller farlig avfall bør forbrennes fremfor å behandles med teknologier lavere i avfallshierarkiet. Vi anbefaler derfor at det settes en enkel allokeringssfaktor B som allokere miljøpåvirkninger til livsløpet som bruker energi, og at denne holdes på $B=0$, dvs. *at alle avfallsforbrenningsutslipp allokeres til avfallssystemet*. Full allokering av miljøpåvirkninger til avfallssystemet vil minimere risikoen for feil avfallsbehandling av rene avfallsfraksjoner, som for eksempel å sende fossilt polyetylen til forbrenning. Full allokering til avfallssystemet vil gi fjernvarme med lave utslipp, noe som kan svekke insentivene til energieffektivisering og føre til at desentraliserte varmpumper velges bort i bygg som tilknyttes et fjernvarmesystem. Ved bruk av $B=0$ er det derfor viktig at tilstrekkelige insentiver for energieffektivitet sikres gjennom å vektlegge supplerende bruk av andre indikatorer enn bare klimapåvirkning. Dette gjøres i ZEN-definisjonen som har et sett av nøkkelindikatorer som både omfatter klimagassutslipp og energibruk, forutsatt brukt parallelt. Dersom løsninger i et utbyggingsområde skal vurderes ved hjelp av et metodisk rammeverk annerledes enn ZEN-definisjonen, og som ikke har en egen KPI for energibruk, er vi åpne for at det kan velges en verdi for B som fraviker anbefalingen $B=0$. I så fall må valget begrunnes ut fra rammeverkets formål og dokumenteres grundig gjennom både kvantitative og kvalitative analyser.

På sikt må klimagassutslipp fra avfallsforbrenning elimineres i overgangen mot et nullutslippssamfunn, trolig både gjennom økt sirkularitet og med karbonfangst og lagring. Det er viktig å vurdere miljøkonsekvenser av avfallsforbrenning med energigjenvinning fra ulike synsvinkler og på tvers av livsløp for å øke miljøytelse.

Summary

Waste that at end-of-life is sent for waste incineration with energy recovery produces energy that can be utilized in a new life cycle, thereby creating an allocation problem in Life Cycle Assessment (LCA) where environmental impacts must be allocated either to waste treatment, to energy production, or a mix of the two. Choice of allocation method can affect the conclusions of an LCA, including incentives given to different waste treatment options or to the choice of energy system during the development of buildings and neighbourhoods. There are no objective truths as to how this kind of multifunctionality in LCA should be solved, but allocation methods can be chosen in a way that serves the goal of an LCA.

For the Zero Emission Neighbourhoods (ZEN) framework, it is still unclear how greenhouse gas emissions from waste incineration with energy recovery should be allocated and how different methodological choices may affect results. In this report, we critically assess the current practice used in ZEN and review and evaluate other allocation methods found in scientific literature. The allocation problem is tackled both from a waste producer perspective aiming to ensure environmentally beneficial waste treatment and from an energy planner perspective aiming to design sustainable energy systems for buildings. We use system expansion with substitution to assess alternative waste treatment methods for mixed waste and fossil plastics. The effects of chosen allocation methods on greenhouse gas calculations are analyzed and discussed. We show how a combination of varying allocation methods and scenarios affect incentives given through LCA to different waste treatment options, energy systems, and energy efficiency measures in buildings. Identified allocation methods used in literature are qualitatively evaluated considering ten general criteria for good allocation methods in LCA and five ZEN-specific criteria considering ZEN goals and framework usability.

The literature review shows that a variety of allocation methods are used across scientific studies and relevant standards. The preferred allocation method should be simple enough that LCA practitioners are able to use it in a real planning context. A joint production process that is environmentally beneficial relative to separate production of the same products or services should be allocated less environmental impacts than separate production. Energy recovery should not be disincentivized if mixed waste, non-recyclable waste, or hazardous waste is incinerated instead of treated with other waste treatment options further down the waste hierarchy. We recommend that a simple allocation factor B is defined that allocates a share of greenhouse gas emissions from waste incineration to the life cycle that uses energy recovered from the incineration, and that this factor is set to $B=0$, thereby *allocating all emissions from burning waste to the life cycle that produced the waste*. The recommendation ensures the competitiveness of energy recovery as an environmentally beneficial joint production relative to separate production. Allocating all environmental impacts to the waste treatment will reduce the risk of a waste producer sending fossil plastics for incineration instead of recycling. $B=0$ will also lead to a low emission intensity in district heating grids that rely on waste incineration with energy recovery. However, this can also weaken the incentives for advanced energy efficiency investments in buildings. If $B=0$ is used, energy efficiency measures in buildings should be motivated through supplementary usage of other indicators. In the ZEN-framework, this is done through a set of key performance indicators that includes both greenhouse gases and energy use that should be used in parallel. If construction projects are evaluated through other LCA frameworks that lacks indicators for energy use, we acknowledge that other values for B can be chosen that differs from our $B=0$ recommendation. In such cases, the choice must be justified based on the goal of the LCA and be thoroughly evaluated through both quantitative and qualitative analysis.

In the future, greenhouse gas emissions from waste incineration must be eliminated, likely both through increased circularity measures and carbon capture and storage deployment. It is vital to evaluate the environmental consequences of waste incineration with energy recovery from different viewpoints and across life cycles to enhance environmental performance.

Innhold

Preface.....	3
Acknowledgements.....	3
The Research Centre on Zero Emission Neighbourhoods (ZEN) in Smart Cities.....	3
Sammendrag.....	4
Summary	5
1. Innledning	8
2. Metode	10
2.1 Livsløpsanalyse (LCA).....	10
2.1.1 Modulær LCA for klimagassberegninger av nullutslippsområder	11
2.2 Litteratursøk.....	12
2.3 Miljøpåvirkninger og insentiver gitt av ulike allokeringmetoder.....	12
2.3.1 Fordeling av miljøpåvirkninger mellom livsløp	13
2.3.2 Avfallsbehandling av blandet avfall	15
2.3.3 Avfallsbehandling av fossilt polyetylen	16
2.3.4 Energibruk i drift	17
2.3.5 Energibruk i drift	18
2.3.6 Usikkerhetsanalyse	18
2.4 Miljøpåvirkninger og insentiver gitt av ulike allokeringmetoder.....	18
3. Litteraturgjennomgang.....	21
3.1 Allokeringmetoder av miljøpåvirkninger fra avfallsforbrenning med energigjenvinning brukt i litteraturen	21
3.2 Avfallsforbrenning i Norge og det sirkulære nullutslippssamfunnet.....	24
4. Resultater og diskusjon.....	26
4.1 Avfallsbehandling av blandet avfall	26
4.2 Avfallsbehandling av fossil plast og påvirkning av ulike allokeringfaktorer.....	29
4.3 Insentiver gitt ved ulik allokeringfaktor sett fra modul B6 - energibruk i drift.....	31
4.4 Evaluering av mulige allokeringmetoder for nullutslippsområder.....	35
4.5 Insentiver for energieffektivisering.....	38
4.6 Anbefalinger for metodikk for nullutslippsområder	39
4.7 Implikasjoner for beslutningstaking og politiske føringer	40
4.8 Studiens begrensninger og usikkerhet.....	41
5. Konklusjon.....	43
Åpen vitenskap	44
Referanseliste	45
Vedlegg 1: Avfallsforbrenning med energigjenvinning i nåværende metodikk:	
Klimagassregnskap for nullutslippsområder.....	58
V1.1 Fjernvarme produsert via avfallsforbrenning med energigjenvinning	58

V1.2 Avfallsbehandling	60
Vedlegg 2: Energimiks i levert fjernvarme	63
Vedlegg 3: Påvirkning av avfallskomposisjon, valgt tidshorisont og valgt indikator på klimaytelsen av ulike avfallsbehandlingsmåter for blandet avfall.....	66
Vedlegg 4: Påvirkning av endret energimiks i modul B6	72
Vedlegg 5: Påvirkning av å bruke naturgass som en marginal elektrisitetmiks	74
Vedlegg 6: Avfallsstrømmer i europeiske avfallsscenarioer.....	76
Vedlegg 7: Kvalitativ vurdering av allokeringmetoder	77

1. Innledning

Fjernvarme dekker en betydelig andel av oppvarmingsbehovet i norske bygg (Sandberg et al., 2021). Fjernvarme kan gi en klimagevinst dersom den er produsert fra fornybare energikilder og erstatter fossile brenslere som oppvarmingskilde, men den er også selv en kilde til klimagassutslipp (Lausselet et al., 2017). Varme fra avfallsforbrenning er den viktigste bidragsyteren til norsk fjernvarmeproduksjon per dags dato (48 %) (Norsk Fjernvarme, 2023).

Avfallsforbrenning er en veletablert måte å håndtere avfall på i Norge som også typisk produserer nyttbar energi i form av elektrisitet og varme. Det er sju større avfallsforbrenningsanlegg i Norge med kapasitet på mer enn 10^5 tonn avfall per år, og i tillegg er det flere mindre anlegg (Lausselet et al., 2017). Total norsk forbrenningskapasitet er på om lag 1,7 millioner tonn avfall per år, hvorav 90 % av kapasiteten utnyttes årlig (Lausselet et al., 2017). Avfallet er typisk en miks av biogent og fossilt karbon, og avfallsforbrenninga produserer derfor utslipp av fossil CO_2 som må inkluderes i klimagassregnskap. For eksempel, fant Lausselet et al. (2016) en fossilandel på 37 % og estimerte livsløpsutslipp på 498 gCO_2 -ekvivalenter (gCO_2ekv) per kg behandlet avfall, eller 216 $\text{gCO}_2\text{ekv kWh}^{-1}$ for varme, i Trondheim. Totalt slippes det ut rundt 1 million tonn CO_2 -ekvivalenter årlig fra norske avfallsforbrenningsanlegg (Statistisk Sentralbyrå, 2022). Samtidig er Norge en stor netto avfallseksportør. I 2018 ble det eksportert 750 kilotonn med restavfall til forbrenning i Sverige, mens det ble importert 160 kilotonn restavfall, hovedsakelig fra Storbritannia (Miljødirektoratet, 2019). Norge har dermed en underkapasitet på forbrenning på om lag en tredjedel relativt til hvor mye norsk avfall som sluttbehandles via avfallsforbrenning med energigjenvinning årlig.

Avfallshåndtering er et komplisert fenomen som involverer mange interessenter og påvirkes både av avfallsstrømmer, tilgjengelig teknologi og økonomiske forhold. Livsløpsanalyse (LCA) kan brukes til å evaluere miljøpåvirkninger fra alternativ avfallsbehandling (ISO, 2006a), både miljøpåvirkninger fra selve avfallsbehandlinga, og videre konsekvenser i samfunnet som unngått alternativ energiproduksjon ved energigjenvinning eller unngått primærproduksjon av materialer ved resirkulering (Ekvall et al., 2007). Litteraturen er tydelig på at når LCA-metodikk skal brukes for å evaluere alternative avfalls-systemer, må den funksjonelle enheten settes basert på systemets input, dvs. til behandling av en gitt mengde avfall, i tillegg til at systemekspansjon må tas i bruk (Cherubini et al., 2009; Ekvall et al., 2007; Lausselet et al., 2017).

I metodikk for nullutslippssområder brukes ikke systemekspansjon ved import av gjenvunnet varme fra avfallsforbrenning, og utslipp må derfor allokere mellom livsløpet som sender avfall til forbrenning og livsløpet som bruker fjernvarme i klimagassregnskap (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Baer, et al., 2022; Wiik, Homaei, et al., 2022). Dette er en forenkling av virkeligheten. Behovet for allokering oppstår på grunn av et ønske om å isolere ut en funksjon fra flere funksjoner (Guinée et al., 2021). I tilfeller hvor allokering ikke kan unngås bør allokeringsvalg informeres av scenarioanalyser som tar i bruk LCA med systemekspansjon (Ekvall et al., 2007; Ekvall & Finnveden, 2001). Det er også viktig å evaluere effekten av allokering via sensitivitetsanalyser (Pelletier et al., 2015). For multifunksjonelle prosesser finnes det ingen objektiv sannhet, men allokeringsproblemet kan løses på en måte som tjener formålet til en LCA (Guinée et al., 2021; Wardenaar et al., 2012). Dersom en samproduksjon gir miljøgevinster relativt til separat produksjon, så bør ikke samproduksjon allokere større utslipp enn separat produksjon av samme produkt (Frischknecht, 2000). En rimelig fordeling av miljøpåvirkninger til individuelle produkter og tjenester bør også reflektere forholdet mellom utslipp

knyttet til unngåtte prosesser i et alternativt konkurrerende referansesystem med separat produksjon av de samme produktene og tjenestene, samtidig som at konkurransedyktighet bør opprettholdes (Cherubini et al., 2011; Gnansounou, 2018; Ijassi et al., 2021).

Allokeringsdebatten har pågått i tre tiår uten at konsensus har blitt nådd. Det finnes mange forskjellige allokeringsmetoder brukt i litteraturen, inkludert binære allokeringsmetoder (full allokering til enten avfallshåndtering eller energiproduksjon), økonomisk allokering og 50-50 allokering (Ekvall et al., 2021; Lausset et al., 2022). Historisk sett har full allokering til avfallshåndtering vært den dominerende metoden brukt i norske standarder. For eksempel, i NS 3720 (Standard Norge, 2018) allokeres utslipp til avfallsforbrenning basert på Product Category Rules for «Electricity, Steam and Hot/Cold Water Generation and Distribution» (International EPD System, 2021), med argumentasjon om at dette støttes av «forurensere-betaler» prinsippet. Det er allikevel ingen konsensus i forskningslitteraturen om at dette er den riktige tolkningen av «forurensere betaler»-prinsippet eller om dette prinsippet bør være utslagsgivende for valg av allokeringsmetode. Det er fortsatt et åpent spørsmål hvordan utslipp bør allokeres i metodikk for nullutslippsområder. Fordeler og ulemper av ulike allokeringsmetoder må evalueres for å kunne forstå hvordan miljøkonsekvenser fra avfallsforbrenning med energigjenvinning bør allokeres. Det er også behov for å kartlegge eksisterende allokeringsmetoder i lys av underliggende avfallsstrategier, samt å kvantifisere klimaeffekten av disse sett både fra livsløpet som produserer avfall og livsløpet som bruker energi.

LCA-metodikk brukes til å gi informasjon om miljøytelsen til produkter og tjenester og kan brukes til å veilede investeringsbeslutninger (Najjar et al., 2022; Pryshlakivsky & Searcy, 2021; Tukker, 2000). Antagelsen om at forbrukere nyttiggjør seg av denne informasjonen betyr at man må se lengre enn bare fysiske eller økonomiske parametere for allokering (Cherubini et al., 2011; Ijassi et al., 2021). Dersom en samproduksjon av produkter og tjenester er miljømessig fordelaktig sammenlignet med annen separat produksjon av de samme produktene og tjenestene, så bør man sikre at samproduksjon velges (Frischknecht, 2000). For en multifunksjonell prosess blir da oppgaven å allokere utslipp og miljøpåvirkninger til samproduserte produkter og tjenester slik at hver av disse individuelt yter bedre enn sin konkurrerende produksjon (Cherubini et al., 2011; Frischknecht, 2000; Gnansounou, 2018; Ijassi et al., 2021). Det vil være miljømessig ugunstig om en LCA skal kunne føre til at man ikke skal benytte de mest effektive produksjonsmetodene.

I denne rapporten beskriver vi nåværende allokeringsmetodikk brukt i klimagassregnskap for nullutslippsområder og evaluerer denne kritisk. Vi går igjennom forskningslitteratur for å undersøke hvordan allokeringsproblematikken har blitt håndtert av forskjellige initiativer, standarder og studier, og hvilken rolle avfallsforbrenning kan forventes å spille i et sirkulært nullutslippsamfunn. Vi bruker systemekspansjon med substitusjon for å kvantifisere klimapåvirkninger av å behandle blandet avfall via avfallsforbrenning, avfallsforbrenning med CCS samt deponering med og uten metanopsamling. Videre kvantifiseres klimapåvirkninger av å sende utsortert fossilt polyetylen til resirkulering eller til energigjenvinning med varierende allokering. Vi analyserer fire ulike scenarioer som beskriver hvordan det å sende fossilt polyetylen til norsk avfallsforbrenning kan få konsekvenser i Europa (overkapasitet, europeisk avfallsforbrenning, europeisk moderne deponi med metanopsamling samt europeisk deponi uten metanopsamling). Videre kvantifiserer vi effekten av valgt allokeringsmetode på utslippsintensitet for fjernvarme opp mot utslippsintensitet til varmepumper som alternativ konkurrerende energiforsyning når en utbygger skal designe et nytt energisystem i bygg. Styrken på insentiver gitt til

energieffektivisering i bygg via klimagassregnskap fra levert fjernvarme blir sammenlignet mot varmpumper. Basert på funn fra litteraturgjennomgangen og kvantifiseringen av allokeringseffekter på LCA-resultater evaluerer vi identifiserte allokeringmetoder opp mot flere kriterier for hva vi vurderer å være gode allokeringssprinsipper i LCA. Til slutt gir vi et sett med anbefalinger for hvordan metodikk for nullutslippsområder bør håndtere allokering av klimapåvirkninger fra avfallsforbrenning med energigjenvinning i fremtiden.

Det har vært vårt mandat å kartlegge allokeringmetoder for avfallsforbrenning med energigjenvinning brukt i forskningslitteratur og å komme med en anbefaling for bruk i metodikk for nullutslippsområder. Avfallsforbrenning med energigjenvinning er en teknologi som står i et krysningsspunkt mellom flere ulike fagfelt. Som en del av denne prosessen, har vi derfor gått i tett dialog med flere aktører og fagekspert gjennom workshops og ved å sende rapportutkast ut til ekstern evaluering og kommentering. Dette har bidratt til at vi kan vurdere et bredere spenn med faglige argumenter, og til å forstå hvordan ulike aktører med tilhørighet i energisektoren og i byggenæringen posisjonerer sine interesser ut fra hvordan allokering av utslipp fra avfallsforbrenning gir insentiver til utnyttelse av fjernvarme sammenlignet med andre energiløsninger i bygg, eksempelvis varmpumper, eller økt energieffektivisering. Her registrerer vi at det er tydelige interessemotsetninger. Vår oppgave har ikke vært å megle mellom ulike aktører, men å komme med den anbefalingen som vi mener best bidrar til å oppnå målet om å komme nærmere et nullutslippssamfunn basert på litteratur, datanalyser, LCA-modellering og eventuelle faglige innspill fra fagekspert.

2. Metode

2.1 Livsløpsanalyse (LCA)

LCA er en metode som kan brukes for å evaluere miljøpåvirkninger av teknologier, produkter og tjenester over et helt livsløp (Hellweg et al., 2023; Hellweg & Milà i Canals, 2014). Metoden brukes til å kvantifisere miljøpåvirkninger knyttet til ulike steg i verdikjeder, inkludert anskaffelse av materialer, produksjon, bruk og slutfasen av livsløpet. Miljøpåvirkninger blir kvantifisert for en funksjonell enhet som måler funksjonene produktet eller tjenesten leverer. LCA-metodikk er definert gjennom en rekke standarder fra nasjonale og internasjonale organisasjoner, som for eksempel International Organization for Standardization (ISO) (se f.eks. ISO 14040 (ISO, 2006a) og ISO 14044 (ISO, 2006b)). Sektorspesifikke standarder som bruker LCA-metodikk til klimagassberegninger er også vanlige, slik som "NS 3720 – Klimagassberegninger for bygninger» (Standard Norge, 2018) som brukes av byggesektoren i Norge, og som definisjonen for Nullutslippsområder i Smarte Byer (Wiik, Homaei, et al., 2022).

Innen LCA eksisterer det to hovedretninger som kan brukes til å svare på ulike forskningsspørsmål, og valget av metode påvirker modelleringen og valg av data (Finnveden et al., 2009).

- i) Attribusjonell LCA, også kalt regnskap-LCA, forsøker å kvantifisere miljørelevante fysiske strømmer til og fra et produkt/tjeneste over dets delsystemer og livsløp.
- ii) Konsekvensiell LCA forsøker å kvantifisere hvordan miljørelevante fysiske strømmer vil kunne endres som følge av at mulige beslutninger endrer teknologier eller varestrømmer i systemet.

I en attribusjonell LCA brukes typisk gjennomsnittlige data og det antas gjennomsnittlige teknologier som representasjon for faktiske fysiske varestrømmer i markedet (Finnveden et al., 2009). Systemet modelleres slik at strømmer som går inn og ut av systemet, blir tilskrevet den funksjonelle enheten av et produktsystem ved å koble og/eller dele opp systemprosessene etter et sett med etablerte normative regler (Sonnemann & Vigon, 2011). Ved multifunksjonelle prosesser må miljøpåvirkninger allokere på tvers av systemgrenser, typisk basert på materiell eller kjemisk komposisjon, økonomisk verdi eller andre fysiske parametere som energi eller masse (Schrijvers et al., 2016). Avfallsbehandling med energigjenvinning er en slik multifunksjonell prosess som både leverer avfallsbehandling som en tjeneste, og produserer et energiprodukt (Ekvall et al., 2021; Ilic & Ödlund, 2018). Valg av allokeringsmetode kan ha stor betydning for resultatet av en LCA og skape risiko for å gi feil insentiver (Ekvall et al., 2020). Dette bør alltid utforskes gjennom sensitivitetsanalyser. Den internasjonale standarden sier at allokering bør unngås når dette er mulig gjennom systemutvidelse som innebærer å utvide den funksjonelle enheten til å inkludere alle tjenester og produkter produsert av den multifunksjonelle prosessen (ISO, 2006b). For et avfallsforbrenningsanlegg med energigjenvinning kan en slik funksjonell enhet for eksempel være håndtering av en gitt mengde avfall pluss produksjon av en gitt mengde varme.

I en konsekvensiell LCA brukes gjerne marginale data og det antas marginale teknologier (altså teknologier som antas å kunne tilpasse seg endringen i systemet) for å modellere konsekvenser av ulike beslutninger som kan føre til endring i teknologier eller varestrømmer i markedet (Finnveden et al., 2009). I tilfeller med multifunksjonelle prosesser skal systemet modelleres slik at effekten av alle endringer og unngåtte prosesser blir tatt hensyn til gjennom systemutvidelse. Utfordringen blir å forstå hva de faktiske (sannsynlige) konsekvensene av beslutninger og tiltak blir (Heijungs & Guinée, 2007), og dersom dette ikke er opplagt bør det utforskes gjennom scenarioanalyser. For nordisk avfallshåndtering kan konsekvensen av å forbrenne mer avfall være endrede materialstrømmer andre steder i økonomien, som at mindre materialer resirkuleres og/eller at importen av avfall fra utlandet minker med økt bruk av deponier i Europa (Ekvall et al., 2021). Valg av scenarioantagelse kan være vel så viktig for resultatene som prosessrelaterte deler av LCA-en.

2.1.1 Modulær LCA for klimagassberegninger av nullutslippsområder

Formålet for Forskningscenteret nullutslippsområder i smarte byer er å bidra til at områder reduserer og kompenserer sine direkte og indirekte klimagassutslipp mot null innenfor en gitt analyseperiode (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Cheng, et al., 2022). Virkemidler for å oppnå dette inkluderer å designe energisystemer med sikte på null klimagassutslipp over livsløpet, oppnåelse av høy energieffektivitet med en energiforsyning dominert av fornybar energi, smart styring av energiflyt for fleksibilitet med omkringliggende energisystem og kostnadseffektivitet i klimatiltak (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Cheng, et al., 2022).

LCA-metodikk brukes i definisjonen for nullutslippsområder i smarte byer for å kvantifisere klimapåvirkninger for et område over levetiden (Wiik, Homaei, et al., 2022). Utviklet metodikk for kvantifisering av klimapåvirkning for nullutslippsnabolag (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Baer, et al., 2022; Wiik, Homaei, et al., 2022) er i stor grad basert på standarden «NS 3720 – Klimagassberegninger for bygninger» (Standard Norge, 2018). Hovedmodulene inkluderer produktstadiet (A1-A3), gjennomføringsstadiet (A4-A5), bruksstadiet (B1-B7), livsløpets slutfase (C1-C4) og konsekvenser utenfor systemgrensa (D) (Figur 1). Metoden kan mer generelt kalles «cut-off med

kreditt», hvor modulene A-C genererer resultater som passer godt inn i attribusjonell LCA, mens modul D kan ha potensiale til å passe inn i konsekvensiell LCA (Ekvall et al., 2020). Den definerte LCA-metodikken kan derfor sees på som en miks av attribusjonell og konsekvensiell LCA. I moduler A-C innebærer dette forskjellige valg av allokeringemetoder for multifunksjonelle prosesser, mens i modul D innebærer det valg av scenarioer og modellering av unngåtte prosesser utenfor systemgrensa.

A1-3 Produktstadiet			A4-5 Gjennomføringsstadiet		B1-7 Bruksstadiet								C1-4 Livsløpets sluttstadiet				D
A1: Råvarer	A2: Transport	A3: Produksjon	A4: Transport	A5: Anlegg-, bygge- og monteringsarbeid	B1: Bruk	B2: Vedlikehold	B3: Reparasjon	B4: Utskiftning	B5: Ombygging	B6: Energlbruk i drift	B7: Vannforbruk i drift	B8: Transport i drift	C1: Riving	C2: Transport	C3: Avfallsbehandling	C4: Avhending	D: Material- og energigjenvinning og ombruk av materialer ellersport av egenprodusert energi

Figur 1: Livsløpsmoduler for kvantifisering av klimagassutslipp brukt i definisjonen for nullutslippsområder i smarte byer. Kilde: (Wiik, Homaei, et al., 2022).

2.2 Litteratursøk

Vi tok et dypdykk ned i hvordan allokeringproblematikken blir løst i klimagassregnskap for nullutslippsområder i dag og evaluerte kvalitativt nåværende metoder. Dette er presentert i Vedlegg 1.

Deretter ble et bredt litteratursøk gjennomført i Google Scholar og Scopus for å undersøke hvilke allokeringemetoder som historisk har blitt brukt i LCA av ulike aktører for å allokere karbonutslipp for avfallsforbrenning med energigjenvinning. Vi brukte søkeord som «avfallsforbrenning», «fjernvarme», «kogenerering», «avfall-til-energi», «allokeringsmetoder» og lignende i kombinasjon med «LCA». Søket ble gjennomført på norsk, engelsk og svensk. Vi vurderte både fagfelleverdert litteratur og grå litteratur. Dette ga oss muligheten til å sette dagens praksis for nullutslippsområder inn i en bredere kontekst hvor ulike tankesett og strategier for avfallshåndtering har ledet til ulik allokeringpraksis. Vi evaluerte hvordan ulik allokeringpraksis kan påvirke resultater i en livsløpsanalyse og hvordan det kan bidra til å gi insentiver for ulike løsninger.

I tillegg gjorde vi en litteraturgjennomgang på avfallsforbrennings rolle i overgangen til et sirkulært nullutslippssamfunn. Dette kan ha betydning for hvilke insentiver som bør sendes via metodikk for nullutslippsområder.

2.3 Miljøpåvirkninger og insentiver gitt av ulike allokeringemetoder

Miljøgevinstene av ulike avfallsbehandlingsstrategier varierer som følge av flere faktorer, inkludert miljøpåvirkninger fra enkeltsteg i livsløpet, hvilke prosesser som konsekvensielt kan unngås, og hvilket livsløp miljøpåvirkninger og gevinster allokeres til. Allokering kan også direkte påvirke miljøvurderinger av fjernvarme. Testing og scenarioanalyser er nødvendig for å forstå hvilke insentiver ulike allokeringemetoder gir i ulike situasjoner.

2.3.1 Fordeling av miljøpåvirkninger mellom livsløp

Ekvall et al. (2021) presenterer hvordan gitte insentiver i LCA kan beregnes når materialer og energibærere krysser livsløp via avfallsforbrenning med energigjenvinning og via resirkulering. Her viser vi et eksempel ved hjelp av visualisering og notasjon vist i Figur 2. Generelt kan man med enkel substitusjon si at resirkulering gir en miljøgevinst relativt til en annen avfallshåndtering når miljøpåvirkningene av unngått avfallsbehandling (E_D^*) og primær materialproduksjon (E_V^*) er større enn byrdene ved resirkulering (E_R):

$$E_V^* + E_D^* - E_R > 0 \quad (1)$$

Tilsvarende vil avfallsforbrenning med energigjenvinning (E_{ER}) gi en miljøgevinst relativt til alternativ avfallshåndtering og alternativ energiproduksjon (E_E^*) dersom:

$$E_E^* + E_D^* - E_{ER} > 0 \quad (2)$$

For blandede avfallsfraksjoner som ikke kan sorteres, ikke-resirkulerbare fraksjoner og farlig avfall, vil avfallsforbrenning bare konkurrere med deponering. I slike tilfeller må derfor unngått avfallsbehandling (E_D^*) antas som deponering i ligning 2.

For resirkulerbare avfallsfraksjoner, vil en LCA veilede beslutningstakere mot resirkulering når miljøfordelene med resirkulering er større enn fordelene med avfallsforbrenning med energigjenvinning.

$$E_V^* - E_R > E_E^* - E_{ER} \quad (3)$$

Ellers så vil det veilede mot forbrenning med energigjenvinning.

Det er viktig å forstå at begge forutsetningene må oppfylles, både i) at miljøpåvirkning av avfallsforbrenning med energigjenvinning er mindre enn miljøpåvirkning av deponering pluss alternativ energiproduksjon (ligning 2), og ii) at miljøpåvirkning av avfallsforbrenning minus alternativ energiproduksjon er mindre enn miljøpåvirkning av materialgjenvinning minus alternativ materialproduksjon (ligning 3).

Hvis en kombinert produksjon forårsaker mindre miljøbelastning enn separat produksjon av produkter og tjenester, så bør allokeringen være slik at miljøbelastning av ett produkt fra kombinert produksjon ikke tilordnes mer miljøbelastning enn separat produksjon av produktet (Frischknecht, 2000). Denne regelen, formulert av Rolf Frischknecht, skaperen av EcoInvent-databasen, bør gjelde for alle allokeringemetoder uansett konsekvensielt eller attribusjonelt perspektiv (Frischknecht, 2000).

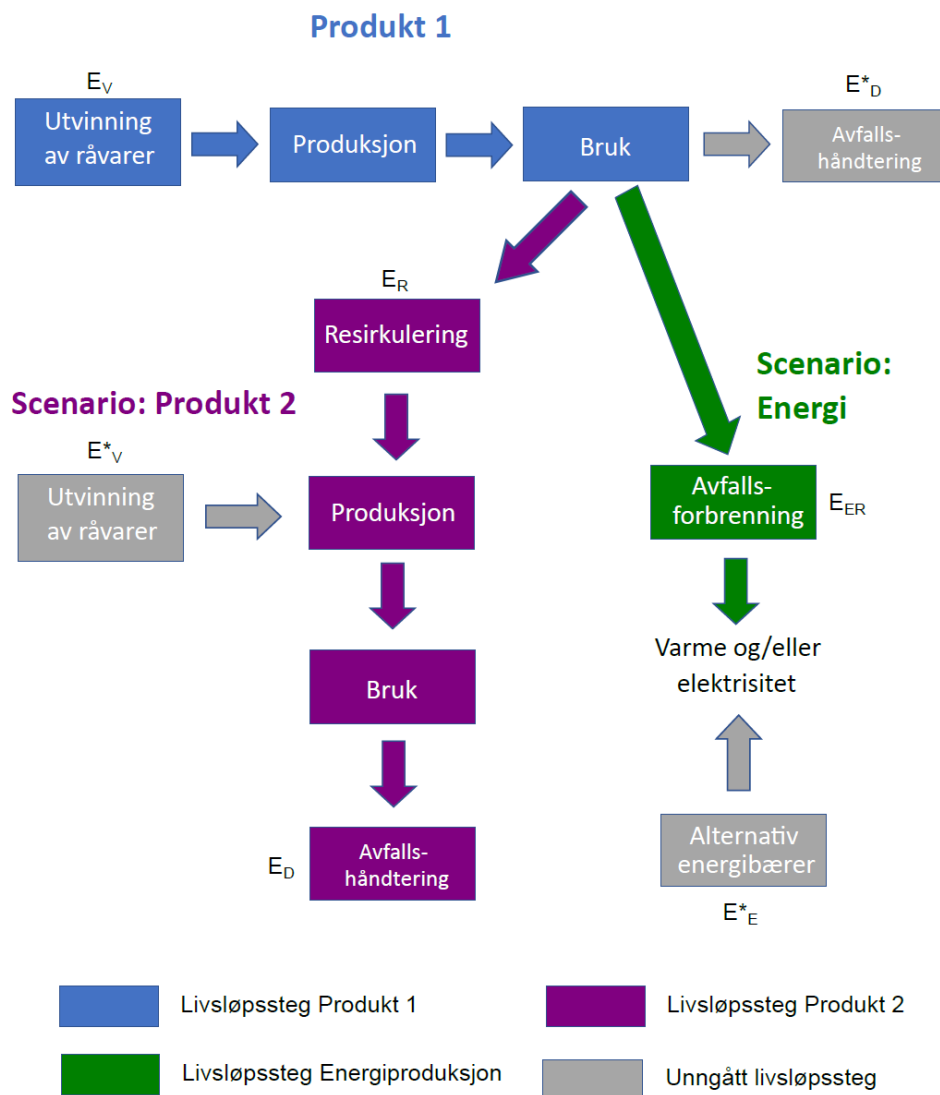
I mange tilfeller vil det være mulig å resirkulere deler av avfallet. Konsekvensielt, med enkel substitusjon, så kan miljøpåvirkninger eller miljøgevinster fra resirkulering allokeres slik til livsløpet som sender materialer til resirkulering (E_{WR}) (European Commission, 2018):

$$E_{WR} = (1 - A) * (E_R - E_V^*) \quad (4)$$

der A er en faktor som allokerer en andel av miljøbelastninger og miljøgevinster til livsløpet som bruker resirkulerte materialer. Likedan kan miljøpåvirkninger fra avfallsforbrenning allokeres til livsløpet som sender materialer til forbrenning (E_{WI}) ifølge (Ekvall et al., 2021):

$$E_{WI} = (1 - B) * (E_{ER} - E_E^* + E_{SC}) \quad (5)$$

der B er en faktor som allokerer en andel av miljøpåvirkninger til livsløpet som bruker energien fra avfallsforbrenninga (f.eks. et fjernvarmesystem) og E_{SC} er scenariospesifikke netto miljøpåvirkninger av å fortrenge avfall til annen behandling.



Figur 2: Illustrasjon av hvordan materialer fra et produkt som bruker primære materialer (produkt 1) kan bli resirkulert og gjenbruk i ett nytt livsløp (produkt 2) eller levert til avfallsforbrenning med energigjenvinning (energi). Fargekoder representerer ulike livsløp og unngåtte livsløpssteg.

2.3.2 Avfallsbehandling av blandet avfall

For blandet avfall vurderte vi fire avfallsbehandlingsmetoder. Disse var i) avfallsforbrenning med energigjenvinning til fjernvarme, ii) avfallsforbrenning med energigjenvinning til fjernvarme med karbonfangst og lagring ii) moderne deponi med biogassproduksjon via metansamling og iii) deponi uten metansamling. Vi brukte systemekspansjon med substitusjon, en generaliserbar metode for å analysere multifunksjonelle prosesser i LCA uten allokering (Weidema, 2000).

Vi beregnet nedre brennverdi samt biogent og fossilt karboninnhold av blandet husholdningsavfall basert på plukkanalyser (Avfall Norge, 2019; Hjellnes Consult, 2017) og inventarer for avfalls-karakteristikk av ulike avfallstyper (Haupt et al., 2018a, 2018b). Trondheim-spesifikk parametersetting ble brukt for avfallsforbrenningsanlegget og antok at all energigjenvinning går til fjernvarme med en energieffektivitet på 77 % (Lausselet et al., 2016). En transferkoeffisient på 0,984 ble brukt på andel karbon som oksideres til luft. Livsløpsutslipp ble satt til 3,1 gCO₂ekv kWh⁻¹ forutbygging av infrastruktur for fjernvarme (Soldal & Modahl, 2021). Erstattet varmeproduksjon på marginen ble antatt å være moderne desentraliserte varmepumper med en ytelseskoeffisient på 225 % drevet av elektrisitet fra norsk strømmnett (Sadeghi et al., 2022). Dette reflekterer et valg som tas i en situasjon hvor energibehovet øker under langtidsgdesign av energisystemer i byer, der man enten kan gjøre seg mer avhengig av fjernvarme fra avfallsforbrenning via økt forbrenningskapasitet eller i stedet velge desentraliserte varmepumper på marginen for å møte et behov. Livsløpsutslipp ble satt til 21 gCO₂ekv kWh⁻¹ for produksjon av varmepumper i alle beregninger (Knobloch et al., 2020), og vi brukte en gjennomsnittlig utslippsintensitet på 18 gCO₂ekv kWh⁻¹ for norsk elektrisitet (Standard Norge, 2018). Vi antok at 90 % av CO₂ kunne fanges med en energikostnad på 0,24 kWh elektrisitet per kg CO₂ (Lausselet et al., 2016). Injeksjonslekkasjer knyttet til langtidslagring av CO₂ i reservoar ble satt til 0,04 kgCO₂ kgCO₂⁻¹ (Alvarez et al., 2018; Brandt et al., 2014). Utslipp fra skipstransport av CO₂ til reservoar ble satt til 0,015 kgCO₂ekv kgCO₂⁻¹ (Element Energy, 2018).

Vi brukte FNs klimapanels standardmetode for beregning av klimagassutslipp fra deponi (Eggleston et al., 2006; Towprayoon et al., 2019). Alt biogent organisk karbon ble antatt å være nedbrytbart, mens fossilt karbon ble antatt å ikke være nedbrytbart (Towprayoon et al., 2019). Andelen biogent karbon som faktisk brytes ned varierer mellom avfallstyper og ble satt til 0,7 for våtorganisk avfall, 0,5 for papirprodukter og 0,1 for tre (Bayard et al., 2018; Towprayoon et al., 2019). Fossil plast sendt til deponi vil bidra til lagring av fossilt karbon over en lengre tidshorisont. En andel av biogent karbon vil også bli lagret i deponiet og opptre som et karbonsluk over tidshorisonter som er relevante for nullutslipps-områder. Den største klimapåvirkningen i deponier kommer fra metanutslipp fra nedbrytbart biogent avfall, og omtrent halvparten av deponigassen er karbondioksid og halvparten metan. For moderne deponi, antok vi at 70 % av metan i deponigassen kunne bli samlet opp (Powell et al., 2016) og brukt til elektrisitetsproduksjon via en gassturbin (40 % effektivitet (Poullikkas, 2005)) og at dette erstattet gjennomsnittlig elektrisitet fra naturgass (537 gCO₂ekv kWh⁻¹, (Scarlat et al., 2022)). En andel av metan skapt på deponier vil oksidere i jordsmonnet eller i andre materialer i deponiet, og vi antok en oksidasjonsfaktor av metan til karbondioksid på 10 % for metan som ikke samles (Towprayoon et al., 2019). Globalt oppvarmingspotensial på 100 år (Forster et al., 2021) ble brukt i tråd med NS 3720 og metodikk for nullutslippsområder (Standard Norge, 2018; Wiik, Homaei, et al., 2022), men vi testet også effekten av valgt tidshorisont og hvordan bruk av globalt temperaturpotensial som en alternativ indikator ville slå ut på resultater (Boucher et al., 2009).

2.3.3 Avfallsbehandling av fossilt polyetylen

Vi kvantifiserte insentiver gitt via LCA til en avfallsprodusent av utsortert fossilt polyetylen med lav tetthet i moduler A-C og D ved å sammenligne klimagevinsten av resirkulering og avfallsforbrenning med energigjenvinning. Beregningene er basert på dagens situasjon og reflekterer hvordan avfallsbehandling av utsortert plast skapt på byggeplass i nær fremtid vil påvirkes av allokering og konsekvenser utenfor LCA-systemgrensa. Utsortert fossilt polyetylen brukes her forenklet som et eksempel på en gjenvinnbar plastfraksjon, men det bør bemerkes at i mange tilfeller vil blandet plastavfall måtte gå gjennom flere trinn med forbehandling før mekanisk materialgjenvinning er mulig (Al-Salem et al., 2009; Ragaert et al., 2017). Vi vurderte fem forskjellige scenarier for avfallsbehandling (Tabell 1), delvis basert på Ekvall et al. (2021).

Klimagassutslipp for resirkulering ble satt til 51 kg CO₂ekv per tonn polyetylen og unngått primærproduksjon til 1,9 tonn CO₂ekv tonn polyetylen⁻¹ (Ekvall et al., 2021). Vi antok at kapasiteten til avfallsforbrenningsanlegget begrenses av energiinnholdet i avfallet. Dette betyr at ett tonn fossilt polyetylen med en nedre brennverdi på 41,1 GJ tonn⁻¹ (ECN.TNO, 2019) vil fortrenge 3,5 tonn blandet husholdningsavfall om avfallet, eksempelvis, har en nedre brennverdi på 11,6 GJ tonn⁻¹.

I alle scenarier med avfallsforbrenning antok vi at polyetylen sendes til forbrenning på et tidspunkt hvor det er etterspørsel etter fjernvarme. I scenarioet med avfallsforbrenning ved overkapasitet antok vi at erstattet marginal varmegenerering var elkjel, basert på statistikk for Trondheim fra 2022 (Norsk Fjernvarme, 2023). Elkjel har neglisjerbare energitap under varmeproduksjon (Martinopoulos et al., 2018). For alle scenarier med fortrenging av avfall til europeisk avfallsbehandling antok vi at unngått transportdistanse var 1500 kilometer, satt representativt for skipstransport mellom Storbritannia og Norge. Europeisk forbrenning ble antatt å være koblet til energigjenvinning med elektrisitetsproduksjon (33 % effektivitet) som erstattet gjennomsnittlig europeisk elektrisitet (334 gCO₂ekv kWh⁻¹) (Scarlat et al., 2022). Europeiske deponier med eller uten samling av metangass fulgte parametersetting som beskrevet i kapittel 2.3.2.

Tabell 1: Scenarier for avfallsbehandling av fossilt polyetylen og konsekvenser utenfor systemgrensa (delvis basert på Ekvall et al. (2021)). I alle scenarier med varmeproduksjon for fjernvarme antas det at det eksisterer etterspørsel etter varmeenergi.

Scenario	Beskrivelse
Mekanisk resirkulering	Innsamlet fossilt polyetylen sendes til mekanisk resirkulering og erstatter primærproduksjon av polyetylen.
Avfallsforbrenning med energigjenvinning (overkapasitet)	Fossilt polyetylen sendes til avfallsforbrenning med energigjenvinning under overkapasitet i norske forbrenningsanlegg. Ingen fortrenning av avfall. Varmeproduksjon erstatter elkjel.
Avfallsforbrenning med energigjenvinning (underkapasitet), europeisk forbrenning	Fossilt polyetylen sendes til avfallsforbrenning med energigjenvinning med underkapasitet i norske forbrenningsanlegg. Blandet avfall erstattes og fortrennes til europeisk sluttbehandling via avfallsforbrenning med elektrisitetsproduksjon på marginen. Gjennomsnittlig elektrisitetsproduksjon erstattes i Europa.
Avfallsforbrenning med energigjenvinning (underkapasitet), europeisk moderne deponi	Fossilt polyetylen sendes til avfallsforbrenning med energigjenvinning med underkapasitet i norske forbrenningsanlegg. Blandet avfall erstattes og fortrennes til europeisk sluttbehandling via moderne deponier med metansamling på marginen. Oppsamlet metan erstatter naturgass i Europa.
Avfallsforbrenning med energigjenvinning (underkapasitet), europeisk deponi	Fossilt polyetylen sendes til avfallsforbrenning med energigjenvinning med underkapasitet i norske forbrenningsanlegg. Blandet avfall erstattes og fortrennes til europeisk sluttbehandling via deponier uten metansamling på marginen.

2.3.4 Energibruk i drift

Dersom elektrisitet eller varme importeres til bruk i et nullutslippsområde, skal utslipp fra denne energien inkluderes i modul B6 (attribusjonelt perspektiv) som vist i Vedlegg V.1.1 og Figur V.1 (Wiik, Homæi, et al., 2022). Vi kvantifiserte klimagassutslipp knyttet til importert fjernvarme i Oslo og Trondheim basert på lokal energimiks brukt i 2022 (Norsk Fjernvarme, 2023) med varierende utslippsallokering ($0 \leq B \leq 1$). En viktig forskjell mellom de to byene var at Trondheim bruker relativt mer gjenvunnet varme fra avfallsforbrenning enn Oslo, med 76 og 56 % i energimiksen, respektivt. Energigjenvinning fra avfallsforbrenning av blandet avfall ble modellert likt som beskrevet i kapittel 2.3.2. For andre energikilder i fjernvarmeproduksjon brukte vi data på energiandeler fra Fjernkontrollen (Norsk Fjernvarme, 2023) og fjernvarmebransjens felles utslippsfaktorer (Torstensen, 2020) som vist i Vedlegg 2 og Tabell V.1. Varmetap i distribusjonsnettet ble satt til 9% basert på primærdata fra Oslo.

Allokert klimapåvirkning fra fjernvarme i modul B6 under varierende allokering ble sammenlignet mot klimapåvirkning av varmepumper som alternativ konkurrerende teknologi ved design av energisystemer. Vi vurderte en luft-til-vann-varmepumpe og en høyeffektiv grunnvarmepumpe med ytelseskoeffisienter på 225 % og 500 %, respektivt, drevet av elektrisitet fra nettet (Sadeghi et al., 2022). Vi vurderte både norsk ($18 \text{ gCO}_2\text{ekv kWh}^{-1}$) og europeisk ($136 \text{ gCO}_2\text{ekv kWh}^{-1}$) utslippsintensitet for elektrisitet (2015-2075 snitt) tatt fra NS 3720 (Standard Norge, 2018).

Vi testet også effekten av endret gjennomsnittlig energimiks i fjernvarmenettet. Vi vurderte fjernvarmemiksen fra 2016 for Oslo og Trondheim (Norsk Fjernvarme, 2023) (Tabell V.2). I tillegg vurderte vi fjernvarmemiksen fra 2012 i Göteborg (Holm & Ottosson, 2016) for både svensk og

europesk elektrisitet (Scarlat et al., 2022; Standard Norge, 2018) (Tabell V.3). Effekten av å bruke naturgass som elektrisitetsmiks med en utslippsintensitet på $537 \text{ gCO}_2\text{ekv kWh}^{-1}$ ble også vurdert (Scarlat et al., 2022).

2.3.5 Energibruk i drift

Vi har definert en indikator ($I_{E,rel}$) som viser den relative styrken på insentivet til energieffektivisering i bygg gitt via LCA for en produksjonsmetode sammenlignet med en referanse konkurrerende produksjonsmetode:

$$I_{E,rel} = \frac{E_t}{E_{ref}} \quad (6)$$

Der E_t er miljøpåvirkninger av levert energi fra produksjonsteknologien som undersøkes og E_{ref} er miljøpåvirkninger av levert energi fra referanse konkurrerende produksjonsmetode i ligning 6.

Styrken på insentivet for energieffektivisering fra fjernvarme i Trondheim og Oslo gitt med ulik allokeringsfaktor B ble sammenlignet mot konkurrerende luft-til-vann varmepumper som referanse, i tillegg til høyeffektive grunnvarmepumper.

2.3.6 Usikkerhetsanalyse

En Monte-Carlo simulering ble kjørt med 10 000 kjøring for å vurdere forplantet usikkerhet i beregningene. Vi samlet data fra litteraturen og spesifiserte usikkerhetsintervall representativt for variasjon på de fleste parameterne. Datagrunnlaget var generelt ikke stort nok til å etablere en normalfordeling. Vi brukte derfor triangulære fordelinger i parametersettingen med en mest sannsynlig verdi, et minimum og et maksimum. Dette muliggjorde en vurdering av hvor sensitive resultater var til variasjon i nøkkelparametere som avfallskomposisjon (inkludert nåværende observerte variasjoner og fremtidig avfallskomposisjon med økt sirkularitet (Avfall Norge, 2019; Hjellnes Consult, 2017; Lausset et al., 2016)), andel biogent karbon som faktisk brytes ned for ulike avfallstyper ($0,7 \pm 30 \%$ for våtorganisk avfall, $0,5 \pm 70 \%$ for papp/papir, $0,1 \pm 90 \%$ for tre og $0,5 \pm 20 \%$ for biogent karbon i øvrig blandet avfall (Towprayoon et al., 2019)), andel metan i deponigass ($0,5 \pm 5 \%$ (Towprayoon et al., 2019)) og andel metan samlet opp for biogassproduksjon ($0,7 \pm 0,2$ (Powell et al., 2016)) med mer. Detaljert parametersetting er tilgjengelig i en ekstern database (Næss, Mattson, et al., 2024).

2.4 Miljøpåvirkninger og insentiver gitt av ulike allokeringsmetoder

Valg av allokeringsmetode bør bidra til at samfunnets negative miljøpåvirkninger minsker over tid, både totalt og per funksjonell enhet i en LCA. En god allokeringsmetode bør være lett anvendelig, rettfærdig, begripelig, inspirerende og robust (Ekvall, 2018, 2019). Vi fulgte anbefalinger fra Ekvall et al. (2020) og evaluerte allokeringsmetoder for avfallsforbrenning med energigjenvinning basert på et sett med kriterier for valg av allokeringsmetode (Tabell 2). Evalueringen ble gjort spesifikt med hensyn til utviklet metodikk for klimagassregnskap for nullutslippsnabolag i smarte byer (Wiik, Homaei, et al., 2022). Vi ga alle kriterier en score mellom 1-5 på tvers av allokeringsmetoder. Høy score indikerte at kriteriet var oppfylt i større grad, mens lavere score indikerte at kriteriet var oppfylt i mindre grad.

I tillegg la vi til fem tilleggskriterier spesifikt for metodikk for nullutslippsområder (ja/nei/ikke bevist):

- i) Allokeringmetoden sikrer at en samproduksjon som skaper mindre miljøpåvirkning enn en separat produksjon ikke allokere større miljøpåvirkninger enn den separate produksjonen.
- ii) Allokeringmetoden unngår risiko for at spillvarme ikke tas i bruk.
- iii) Allokeringmetoden bidrar til økte insentiver for energieffektivisering utover insentiver gitt fra topplast i energimiksen til fjernvarme.
- iv) Allokeringmetoden kan brukes i metodikk for nullutslippsområder i modul B6 – energibruk i drift.
- v) Allokeringmetoden kan brukes i metodikk for nullutslippsområder for avfallsbehandling på tvers av moduler A-C og D.

Tabell 1: Kriterier for gode LCA-allokeringsmetoder ved gjenbruk av materialer mellom livsløp (Ekvall, 2018; Ekvall et al., 2020).

Kriteria	Beskrivelse
Enkel å bruke	Allokeringsmetoden blir sett på som enkel å bruke, med lav teoretisk kompleksitet.
Tilgjengelige data	Nødvendige data for å bruke allokeringsmetoden er åpent tilgjengelig gjennom databaser eller fra interessenter, eller det er gitt som standardverdier i metodebeskrivelse.
Generaliserbare resultater	Allokeringsmetoden er designet slik at den gir resultater som fungerer like godt under varierende case-spesifikke forhold.
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Nødvendige prosesser og strømmer som forventes å spille en nøkkelrolle for miljøpåvirkninger er gjort rede for. Metoden differensierer mellom primær og sekundær materialbruk samt mellom resirkulering av materialer, energigjenvinning og avhending, mellom hvordan gjenvunnet ressurser brukes, og mellom materialtyper. Metoden bidrar til at miljøgunstige valg gis insentiver.
Livsløpsomfang	Allokeringsmetoden må følge eller i det minste gi mulighetsrom for å følge livsløpsperspektiver. Alle steg i produktets livsløp må tas hensyn til, både primær materialproduksjon, eventuell resirkulering og slutten av livsløpet. Dobbeltelling unngås. Symmetri av materialstrømmer sikres, f.eks. samme byrder tildeles når et livsløp forlates og et annet livsløp kommer inn.
Eksplisitt, rettferdiggjort og evaluert	Allokeringsmetoden er dokumentert eksplisitt (standarder etc.), rettferdiggjort og evaluert (sensitivitetsanalyser eller scenarioanalyser).
Begripelig	Allokeringsmetoden er dokumentert på en måte som gjør at den matematisk kan lett forstås av forventede brukere gjennom klar struktur og terminologi.
Relevant for beslutningstakere	Beslutningstakere kan bruke metoden og endre nøkkelparametere for å beregne miljøpåvirkninger. Metoden er tilpasset kunnskapsbehovet til beslutningstakere.
Legitim	Allokeringsmetoden blir sett på av brukere som velbegrunnet og rettferdig.
Reproduserbar	Allokeringsmetoden gir ingen eller lite rom for brukeren til å endre dens design eller data. Metoden gir dermed reproduserbare resultat og tillater ikke misbruk.

3. Litteraturgjennomgang

3.1 Allokeringmetoder av miljøpåvirkninger fra avfallsforbrenning med energigjenvinning brukt i litteraturen

Historisk sett har forskjellige allokeringmetoder blitt tatt i bruk av ulike aktører og initiativer (Tabell 3). De ulike allokeringmetodene er representative for ulik problemforståelse, eller virkelighetsoppfatning, om hva som er hovedårsaken til avfallsproblemet og miljøpåvirkningene dette skaper. Det varierer hvorvidt ulike metoder kan plasseres innenfor attribusjonell eller konsekvensiell LCA, eller om de innehar elementer fra begge hovedtypene. Ofte begrunnes valg av allokeringmetode med at man følger «forurensers betaler» prinsippet og at de som skaper negative miljøpåvirkninger skal stå til ansvar for sosioøkonomiske kostnader (Ilic & Ödlund, 2018). Et sentralt spørsmål blir hvorvidt avfall sorteres riktig høyere opp i avfallshierarkiet og om avfallet som kommer til avfallsforbrenning faktisk kunne blitt gjenbrukt eller om materialene kunne vært gjenvunnet. Har gjenvinningspotensialet blitt nådd?

Dagens dominerende praksis i Norge har vært å allokere alle utslipp til avfallshåndtering, som for eksempel gjort i den norske standarden NS 3720, som beskriver klimagassberegninger for bygninger (Standard Norge, 2018). Dette har også blitt kalt sluttlivsallokering (Allacker et al., 2014). Ved full allokering til avfallshåndtering argumenteres det for at handlingene som fører til avfallsgenerering er hovedproblemet og at avfallet som forbrennes allerede har blitt avvist høyere opp i avfallshierarkiet og ikke er egnet for gjenbruk eller materialgjenvinning. Hovedformålet med forbrenningen sees på som å håndtere avfall og avfallsprodusent anses for å være forurensers. Prinsipielt reflekterer dette en oppfatning om at alle materialer som hentes fra naturen, en gang må ende opp som avfall (Ekvall et al., 2020). Full allokering til avfallshåndtering har blitt kritisert for å ikke gi et godt sammenligningsgrunnlag når fjernvarme skal evalueres mot andre energikilder i klimagassregnskapet til en bygning og for å ikke gi insentiver til energieffektivisering (Resch et al., 2023). Andre har poengtert at absolutte utslipp fra et avfallsforbrenningsanlegg ikke påvirkes av energigjenvinning eller energieffektivisering og at spillvarme må utnyttes for å ikke gå tapt (Kauko et al., 2022). Avfall kan ikke lagres og avfallsopphopning må unngås (Martínez et al., 2022).

På den andre siden har man i noen svenske initiativer allokert utslipp til energiproduksjon (Ilic & Ödlund, 2018). Sverige er en avfallsimportør med større forbrenningskapasitet enn egen avfallsproduksjon. Ved full allokering til energiproduksjon snus argumentasjonen rundt. Den økonomiske verdien av å levere energi hevdes å være med på å drive avfall nedover i avfallshierarkiet og å hindre resirkulering. Hovedformålet med avfallsforbrenninga er dermed energiproduksjon. Med denne avfallsfilosofien blir livsløpet som taper materialer fra økonomien, regnet som forurensers og hovedansvarlig for miljøpåvirkninger.

Imellom disse endepunktene har det blitt brukt flere ikke-binære allokeringmetoder. FutureBuilt har valgt å dele utslipp likt (50-50) og argumentert med at både avfallshåndteringa og energiproduksjon leverer samfunnsnyttige tjenester (Resch et al., 2022), noe som også reflekterer at både tilbud av materialer samt etterspørsel etter energi må eksistere om energiproduksjon fra avfall skal finne sted. Metodikken brukt av FutureBuilt er basert på dynamisk LCA (Levasseur et al., 2010), og inkluderer både teknologisk utvikling av karbonintensitet for energigjenvinning og tidsvektning av utslipp med større vekt på nær fremtid (Resch et al., 2022). Noen brukere av 50-50-metoden allokere også, i tillegg

til selve avfallsforbrenninga, halvparten av primær materialproduksjon til livsløpet som taper materialer fra økonomien (Ekvall et al., 2020). Det har også blitt foreslått at utslipp bør deles etter økonomisk verdi (Ekvall et al., 2021; Helseth, 2022; Johansson, 2014). Ved allokering ved substitusjonspunkt blir en andel av byrdene fra tidligere livsløp allokert til senere livsløp. Ved avfallsforbrenning med energigjenvinning vil dette bety at energiproduktet også må ta ansvar for en andel av utslipp knyttet til tidligere livsløp (produksjonsfase, bruksfase og eventuell resirkulering) og gi incentiver for økt resirkulering (Wernet et al., 2016).

Flere allokeringmetoder kan plasseres innenfor konsekvensiell LCA eller inneholder elementer fra både attribusjonell og konsekvensiell LCA. Et eksempel her er metoden «cut-off med kreditt», som er veletablert i flere internasjonale og bransjespesifikke standarder (CEN, 2014, 2019; Standard Norge, 2018) og i definisjonen for nullutslippsområder (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Baer, et al., 2022; Wiik, Homaei, et al., 2022). Denne metoden deler opp livsløp i flere moduler (A-D) hvor moduler A-C kan plasseres tydelig innenfor attribusjonell LCA, mens modul D kan ha potensiale til å brukes konsekvensielt (se Figur 1 for et eksempel). En annen mye brukt metode er Circular Footprint Formula hvor det differensieres både mellom materialtyper og materialkvalitet (European Commission, 2018). Circular Footprint Formula kan ha potensiale til å brukes konsekvensielt, men bør klassifiseres som en attribusjonell metode på grunn av manglende marginalbetraktninger, begrensninger i hvordan substitusjon kan modelleres og ufullstendig modellering av effekter av resirkulering når etterspørsel er begrenset (Schrijvers et al., 2021).

Europakommisjonens Climate-Neutral Cities initiativ kan tolkes dit at fullallokering skal gjøres begge veier som et utgangspunkt, men deler opp rapportering i «scopes», og initiativet kan ikke klassifiseres som å følge LCA-metodikk (European Commission, 2021a). Avfallsforbrenning nevnes derimot som en teknologi byer bør vurdere å etablere for energigjenvinning av ikke-resirkulerbart avfall, men det skrives ikke spesifikt hvordan allokering skal foregå. Det er viktig å merke seg at det spesifiseres at alle fasiliteter for energiproduksjon som er registrert under EUs klimavotesystem (EU ETS), ikke skal rapporteres i klimagassberegninger. Sverige, Danmark og Litauen har valgt å inkludere avfallsforbrenningsanlegg i ETS-kvotesystemet, mens andre europeiske nasjoner ikke inkluderer slike anlegg (European Commission, 2021b; Nordic Council of Ministers, 2015). Fra og med 2028 skal avfallsforbrenning inkluderes i ETS i alle EUs medlemsland (European Union, 2023), og energigjenvinning vil i så fall ikke allokere utslipp. Vi vurderer ikke denne metodikken videre i dette arbeidet, hovedsakelig på grunn av uklarhet rundt hva initiativet faktisk anbefaler å inkludere i klimagassberegninger.

Prinsippet om livsløpsomfang og at summen av allokerte utslipp skal være lik summen av uallokerte utslipp før allokering står sterkt i etablert LCA-metodikk. Det tydeliggjøres både i vitenskapelig litteratur (Allacker et al., 2014, 2017; Ekvall et al., 2020; Ekvall & Finnveden, 2001) og etablerte standarder (CEN, 2019, p. 15; ISO, 2006b, p. 14044; Standard Norge, 2018, p. 372). Å avvike fra dette vil være kontroversielt.

Siden definisjonen for nullutslippsområder er bygd opp rundt «cut-off med kreditt»-prinsippet, vil bare metoder som kan tas i bruk i et attribusjonelt perspektiv, kunne brukes i modul «B6 – Energibruk i drift». Dette inkluderer binære allokeringmetoder, økonomisk allokering, 50-50 allokering, økonomisk priselastisitet og allokering ved substitusjonspunkt.

Tabell 3: Allokeringsmetoder for miljøpåvirkninger ved avfallsforbrenning med energigjenvinning funnet i litteratur. Metoder merket med (*) har blitt brukt ved resirkulering og burde konseptuelt kunne brukes ved avfallsforbrenning med energigjenvinning selv om vi ikke har funnet eksempler på dette.

Allokeringsmetode	Aktør/Initiativ/Studie	LCA perspektiv	References
100 % til avfalls-håndtering (allokering til primær materialbruk)	Product Category Rules – Electricity, Steam and Hot/Cold Water Generation and Distribution, NS 3720 – Metode for klimagassberegninger for bygninger, EN 15804 – Sustainability of construction works, Zero Emission Neighbourhoods, Ecoinvent (cut-off models), Klimapartnere, Norsk Energi, Sandberg et al. (2021), Sandberg et al. (2019), Lausset et al. (2022), Næss et al. (2018), Resch et al. (2023)	Attribusjonell	(CEN, 2016, 2019; International EPD System, 2021; Klimapartnere, 2022; Lausset et al., 2022; Næss et al., 2018; Resch et al., 2023; Sandberg et al., 2019, 2021; Standard Norge, 2018; Torstensen, 2020; Wernet et al., 2016; Wiik, Homaci, et al., 2022)
100 % til energi-produksjon (allokering til materielle tap)	Intergovernmental Panel on Climate Change – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, The Greenhouse Gas Protocol, Miljöbyggnad (Sverige), Värmemarknadskommittén (Sverige), Lausset et al. (2022)	Attribusjonell	(Bhatia et al., 2004; Eggleston et al., 2006; Lausset et al., 2022; Miljöbyggnads Tekniska råd, 2014; Värmemarknadskommittén, 2013)
Økonomisk allokering (pris)	Waste Sweden, Ekvall et al. (2021), Helseth (2022)	Attribusjonell (kan ha potensiale til å bli semi-konsekvensiell)	(Ekvall et al., 2021; Helseth, 2022; Johansson, 2014; Waste Sweden, 2014)
50-50% allokering	FutureBuilt, Lausset et al. (2022), Ekvall (2000), Resch et al. (2023)	Attribusjonell	(Ekvall, 2000; Lausset et al., 2022; Resch et al., 2022, 2022, 2023)
Cut-off med kreditt (Modul D)	EN 15804:2012+A2, ISO 21930:2017, EN 16485:2014, NS 3720 – Metode for klimagassberegninger for bygninger, Zero Emission Neighbourhoods	Attribusjonell (moduler A-C) og attribusjonell/konsekvensiell (modul D)	(CEN, 2014, 2019; ISO, 2017; Standard Norge, 2018; Wiik, Homaci, et al., 2022)
Circular Footprint Formula (100% til avfalls-håndtering)	Product Environmental Footprints, Ekvall et al. (2021)	Attribusjonell (kan ha potensiale til å bli konsekvensiell)	(Ekvall et al., 2021; European Commission, 2018)
Økonomisk prisbasert substitusjon*	Schrijvers et al. (2016)	Konsekvensiell	(Schrijvers et al., 2016)
Økonomisk priselastisitet*	Ekvall (2000)	Attribusjonell	(Ekvall, 2000)
Allokering ved substitusjons-punkt	Ecoinvent	Attribusjonell	(Wernet et al., 2016)

3.2 Avfallsforbrenning i Norge og det sirkulære nullutslippssamfunnet

Et viktig spørsmål er hvordan globale bærekraftsmål og klimamål kan nås. Hvilken rolle spiller avfallsforbrenning med energigjenvinning? Med så mye på spill, så må man stoppe opp for å reflektere.

Det største bidraget til globale klimagassutslipp fra avfallsbehandling er metanutslipp fra deponier (Gómez-Sanabria et al., 2022), tilsvarende 18 % av globale antropogene metanutslipp (Saunois et al., 2020). Nedbrytbart organisk avfall skaper metanutslipp, mens plastavfall typisk har lav nedbrytningsgrad i et hundreårsperspektiv. Det mest betydelige potensialet for global utslippsreduksjon ligger i å stoppe metanutslipp fra deponier, enten ved å hindre avfallsgenerering eller å flytte nedbrytbart avfall høyere opp i avfallshierarkiet til energigjenvinning, resirkulering eller gjenbruk (Gómez-Sanabria et al., 2022). Avfallsforbrenning spiller en viktig rolle for å få flyttet avfallsstrømmer fra deponier i Europa (EEA, 2022b, 2022c; Persson & Münster, 2016). Avfallshandelen går fra land med utstrakt deponibruk og til Skandinavia for forbrenning (Martínez et al., 2022; Scarlet et al., 2019), noe som både bidrar til å holde nedbrytbart avfall unna deponier og å erstatte alternativ energiproduksjon (Pizarro-Alonso et al., 2018). Avfallshandelen mellom Norge og Sverige har vært viktig for å hindre avfallsopphopning i Norge etter at det ble innført et nasjonalt deponiforbud for nedbrytbart avfall (Malinauskaite et al., 2017).

I et sirkulært samfunn vil avfallsforbrenning fortsatt bidra med viktige tjenester, som å destruere farlig avfall og energigjenvinning av ikke-resirkulerbare materialer av lav kvalitet (Brunner & Rechberger, 2015; Martínez et al., 2022; Van Caneghem et al., 2019). I enkelte tilfeller vil avfallsforbrenning bare konkurrere med deponering (Van Caneghem et al., 2019). Design av avfallssystemer og energisystemer i overgangen mot et sirkulært nullutslippssamfunn bør veiledes av integrert modellering hvor indirekte effekter utenfor systemgrenser kan elimineres (Fritzeen et al., 2023; Stegmann, Daioglou, Londo, & Junginger, 2022; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022). Scenarioanalyser viser at europeisk forbrenningskapasitet øker med 250 % mot 2050 selv i scenarioer med ambisiøse tiltak for økt sirkularitet og klimavern (Gómez-Sanabria et al., 2022; Riahi et al., 2017). Mengden avfall som bør sendes til forbrenning i fremtiden forventes å kunne begrenses av fremvoksende teknologier (Moustakas et al., 2023; Shah et al., 2021), som kjemisk gjenvinning (Häußler et al., 2021), anaerob nedbrytning (Feng & Rosa, 2024; Marconi & Rosa, 2023; Zamri et al., 2021), gassifisering (Lümmen & Røstbø, 2020) og pyrolyse (Chen et al., 2014). Gradvis økt utsortering av avfall er en nøkkel for at fremvoksende teknologier som anaerob nedbrytning skal kunne løfte avfall opp i avfallshierarkiet (Cherubini et al., 2008). Hvilke avfallsfraksjoner som skal sorteres ut reguleres typisk via lover og forskrifter (Lovdata, 2004, 2023).

Plastforbrenning dominerer fossile CO₂ utslipp fra avfallsforbrenningsanlegg. For rene og ikke-nedbrytbare plastfraksjoner, kan deponering gi en klimagevinst sammenlignet med energigjenvinning selv om det ligger lavere i avfallshierarkiet fordi forbrenning av fossil plast skaper fossile CO₂-utslipp (Fritzeen et al., 2023; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022). Det har ofte blitt trukket frem at samfunnet bør bruke mindre plast til fordel for alternative materialer, men å substituere plast med andre produkter er også utfordrende fordi det kan risikere å øke miljøpåvirkninger og i noen tilfeller så eksisterer det få eller ingen gode alternativer (Meng et al., 2024). Økt materialeeffektivitet, avkarbonisering av energibruk til produksjon, biomasse-basert binding av karbon i plastprodukter (bioplast) og innfasing av CCS både under materialproduksjon og avfallsforbrenning kan bidra til å

avkarbonisere plastsektoren (Fritzeen et al., 2023; Gabrielli et al., 2023; Meng et al., 2024; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022; Xia et al., 2021; Zuiderveen et al., 2023).

Avfallsforbrenning med energigjenvinning uten CCS er en overgangsløsning på veien til et nullutslippssamfunn. Man må skille mellom ulike tidshorisonter. På kort sikt, kan avfallsforbrenning globalt bidra til å løfte avfall opp i avfallshierarkiet og hindre metanutslipp (Gómez-Sanabria et al., 2022). På lengre sikt, må karbonutslippene fra avfallsforbrenning elimineres, trolig både gjennom økt sirkularitet, økt bruk av bioplast i stedet for fossil plast og innfasing av CCS (Fritzeen et al., 2023; Gómez-Sanabria et al., 2022; Rogelj, Shindell, et al., 2018; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022). Det er for øyeblikket 119 CCS-prosjekter (inkludert karbonfangst med utnyttelse og lagring) under utvikling i Europa (Levina et al., 2023). Med CCS har avfallsforbrenning også potensial til å levere negative utslipp over tid gjennom å langtidslagre biogent CO₂ (Rosa et al., 2021). Bærekraftig tilgang på biomasse er en nøkkelutfordring å løse for å kunne skalere opp negative utslipp via bioenergi med karbonfangst og lagring (Calvin et al., 2021; Muri, 2018; Næss et al., 2021, 2023), og biogene avfallsstrømmer er attraktive (Rosa et al., 2021; Wu et al., 2024). En tidlig oppskalering av negative utslippsteknologier kan gi store miljøfordeler sammenlignet med en forsinket skalering (Xu et al., 2022). Strømmer av CO₂ ut fra et avfallsforbrenningsanlegg kan også fanges opp og brukes til produksjon av elektrobrensel og elektrodrivstoff (Galimova et al., 2022), som videre kan erstatte fossile drivstoff i sektorer som er vanskelig å avkarbonisere, som skipstrafikk (Korberg et al., 2021) og luftfart (Drünert et al., 2020; Klenner et al., 2023). Fanget CO₂ kan også resirkuleres for ny materialproduksjon, for eksempel til plast via termisk hydrogenerering og metanolproduksjon (Meng et al., 2023; Meys et al., 2021).

Det er forbudt å deponere nedbrytbart organisk karbon i Norge. Allikevel, på grunn av den internasjonale avfallshandelen Norge er en del av og et stort internasjonalt overskudd av brennbar avfall, så er deponering likevel den avfallsbehandlingsmetoden i Skandinavia som på marginen erstatter forbrenning, i situasjoner med begrenset forbrenningskapasitet, i et konsekvensielt LCA-perspektiv (Broberg et al., 2022; Ekvall et al., 2021; Ekvall & Finnveden, 2001; Hagberg et al., 2017; Martínez et al., 2022; Sahlin et al., 2013). Forbrenningskapasiteten i Norge er for liten til å håndtere alt norsk avfall som sendes til forbrenning og Norge er derfor en netto avfallseksportør (Avfall Norge, 2019; Malinauskaite et al., 2017; Miljødirektoratet, 2019). Norges avfallshandel til energigjenvinning domineres av eksport til Sverige, i tillegg til noe import fra Storbritannia (Scarlat et al., 2019). Sverige er en stor avfallsimportør som importerer avfall til energigjenvinning fra mange europeiske land (Scarlat et al., 2019). For hvert tonn avfall Norge eksporterer til Sverige for forbrenning, så forhindres svensk import av avfall fra andre europeiske land som ikke har eller praktiserer et deponiforbud. Generelt, vil økt norsk forbrenningskapasitet kunne bidra til mindre avfallseksport til energigjenvinning, med den konsekvens at Sverige (og Skandinavia) kan importere mer avfall fra kontinentet.

Viktige strategier for å minske forbrenningsbehov inkluderer forebyggende tiltak mot avfallsgenerering, økt gjenbruk og økt resirkulering (Hultman & Corvellec, 2012). Et norsk forbud mot forbrenning av gjenvinnbar plastemballasje og et pålegg om utsortering av våtorganisk avfall i husholdninger og næringsliv vil kunne lede til at opptil 60 kilotonn plast år⁻¹ og 150 kilotonn våtorganisk avfall år⁻¹, totalt 210 kilotonn avfall år⁻¹, kan ledes bort fra forbrenning (Raadal et al., 2016). Dette er likevel vesentlig mindre enn netto norsk internasjonal avfallshandel til forbrenning (netto eksport 600 kilotonn år⁻¹) i 2019 (Miljødirektoratet, 2019). Om tilgangen på avfall som bør brennes blir mindre enn

forbrenningskapasiteten vil bioenergievekster eller skogrester kunne erstatte avfall i et forbrenningsanlegg og bidra til å opprettholde energiproduksjonen til et fjernvarmenett (Hanssen et al., 2020; Næss, Henriksen, et al., 2024; Wu et al., 2023).

Om det bevises at den dominerende systemeffekten endres slik at avfallsforbrenning med energigjenvinning bidrar til å holde avfall nede i avfallshierarkiet på marginen, slik som tidligere funnet for Japan (Yamamoto & Kinnaman, 2022), så bør også insentiver for resirkulering for rene og resirkulerbare avfallsfraksjoner vurderes styrket. Europa har ikke nådd dette punktet enda (Kinnaman & Yamamoto, 2023) og det er heller ikke bevist at Norge har det. Dette punktet vil allikevel trolig nås med tiden (Levaggi et al., 2022). Totalt sett er det usikkert hvor raskt omfanget av avfallsdeponering vil avta i Europa, og i hvilken grad behovet for avfallsforbrenning vil endres som følge av redusert deponering og økt fokus på materialgjenvinning og sirkulær økonomi. Forskningslitteraturen er begrenset på dette området. Derfor velger vi å følge det gode fagfelleverderte studier her skisserer i sine scenarionalyser, at avfallsdeponering mot 2035 og 2050 gradvis vil utfases i Europa mens avfallsforbrenning vil øke til tross for økt fokus på sirkulære løsninger (Gómez-Sanabria et al., 2022; Riahi et al., 2017), se Figur V.11.

4. Resultater og diskusjon

4.1 Avfallsbehandling av blandet avfall

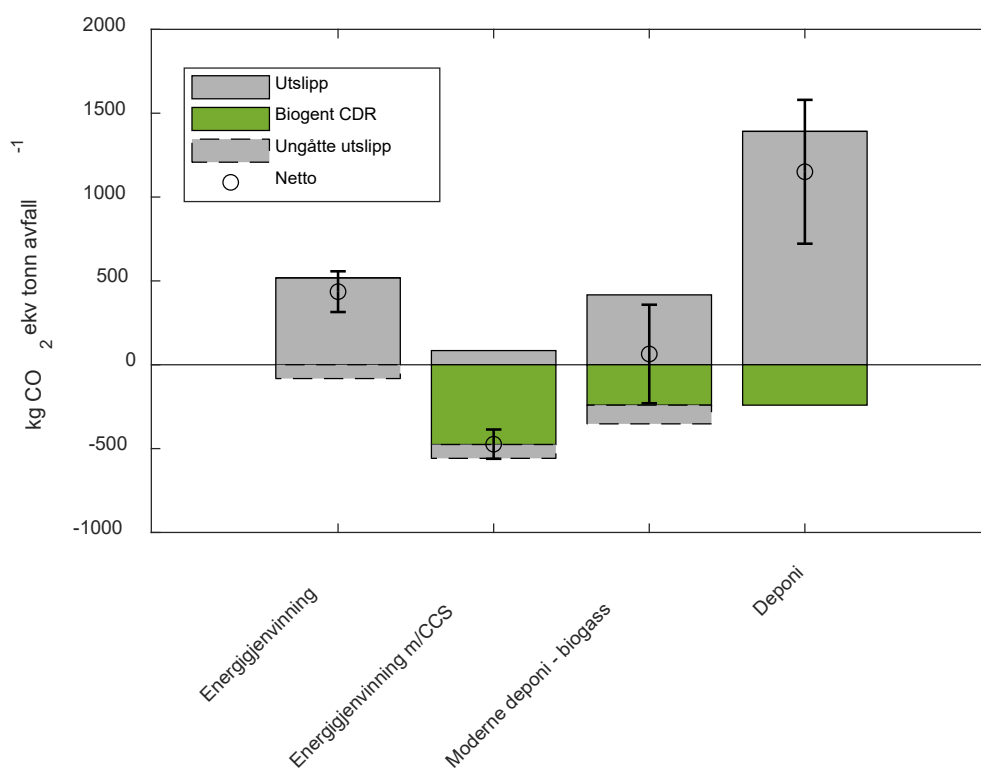
Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall avhenger av valgt behandlingsmåte (Figur 3). Tradisjonelt deponi uten samling av metan gir netto klimapåvirkning på $1,2 \pm 0,4$ tonn CO₂ekv (intervall representerer to standardavvik fra Monte Carlo simuleringen). Negative utslipp fra langtidslagring av biogent karbon kompenserer for 17% av metanutslippene. Med nyere teknologi, kan samling av metangass i et moderne deponi redusere metanutslipp til luft mye. Brukes samlet metan som biogass og erstatter fossil naturgass med en 1:1 ratio i et gasskraftverk vil det kunne gi en lavere netto klimapåvirkning (64 ± 290 kg CO₂ekv). Energigjenvinning til fjernvarmeproduksjon gir til sammenligning en netto klimapåvirkning på 435 ± 120 kg CO₂ekv. Bidraget fra unngåtte livsløpsutslipp fra bruk av varmepumper med norsk elektrisitet er 16% av utslippene til luft i forbrenningsanlegget. Kobles avfallsforbrenninga til CCS oppnås en netto klimagevinst på -470 ± 87 kg CO₂ekv grunnet negative utslipp fra langtidslagring av biogent karbon (-474 ± 87 kg CO₂ekv).

For deponier har parametersettingen av avfallsfraksjoner og metansamling stor betydning for resultatene. Usikkerhetsstolpen til moderne deponi overlapper med usikkerhetsstolpene til energigjenvinning uten CCS i Monte Carlo simuleringer hvor metansamlingen oppnår lavere effektivitet (ned mot 50 %).

Resultatene veileder primært mot energigjenvinning med CCS som avfallsbehandlingsmåte, sekundært moderne deponi med biogassproduksjon, deretter energigjenvinning uten CCS, og som dårligste løsning deponi uten metansamling. Dette er utelukkende basert på miljøindikatoren klimaendringer og om andre miljøindikatorer tas med i vurderingen vil trolig deponi med biogassproduksjon komme dårligere ut på grunn av forurensing fra sigevann og lignende. Det er essensielt å analysere LCA resultater i kontekst av installert kapasitet for ulike avfallsbehandlingsmåter og avfallsstrømmer over rom og tid. Derfor

analyseres ofte avfallssystemer på bynivå (Cherubini et al., 2008), eller for større geografiske områder som land eller kontinenter (Gómez-Sanabria et al., 2022; Lausset et al., 2017).

Flyttes blandede avfallsstrømmer fra tradisjonelle deponier til avfallsforbrenning med energigjenvinning (uten CCS) oppnås en relativ netto klimagevinst på $0,7 \pm 0,4$ tonn CO₂ekv fra unngått avfallsbehandling per tonn blandet avfall. Frischknecht (2000) fastslår at en samproduksjon som gir miljøgevinst relativt til separat produksjon ikke skal allokeres større miljøpåvirkninger enn den separate produksjonen. Et nøkkelspørsmål blir hvordan avfallssystemet påvirkes av en kapasitetsendring på avfallsforbrenning. I Europa som helhet er tilgangen på organisk og biogent nedbrytbart avfall tre ganger større enn den faktiske installerte forbrenningskapasiteten (Scarlat et al., 2019). Flere studier slår fast at importert blandet avfall til forbrenning påvirkes på marginen i Skandinavia med konsekvens at Europeisk deponibruk endres (Ekvall et al., 2021; Hagberg et al., 2017; Sahlin et al., 2013). I 2020 ble 35 % av metangassen produsert på Europeiske kontrollerte deponier samlet og enten faklet (10%) eller brukt som biogass (25%) (EEA, 2022a). Dette er en langt lavere andel enn vanlig effektivitet på metansamling (70-80 %) i moderne deponier (Powell et al., 2016) og indikerer at store mengder avfall fortsatt deponeres uten metansamling. Med internasjonal avfallshandel blir deponi uten metansamling den mest sannsynlige marginale teknologien. Om målet er å maksimere netto klimagevinster bør ikke energigjenvinning allokeres større miljøpåvirkninger enn alternativ konkurrerende separat produksjonsteknologi.



Figur 3: Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall. Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

I Vedlegg 3 presenterer vi en dypere analyse på hvordan metodevalg kan påvirke funn. For eksempel, om vi legger en blandet avfallsmiks som inkluderte både husholdningsavfall og avfall fra tjenesteytende næringer til grunn så synker klimapåvirkningen fra avfallsforbrenning til 290 kg CO₂ekv og fra deponier til 840±430 kg CO₂ekv grunnet mer treavfall i avfallsmiksen (Figur V.3). Det er i hovedsak nedbrytning av våtorganisk avfall (inkludert matavfall og hageavfall (ekskludert tre)) og moderat nedbrytbart avfall (inkludert papp/papir, tekstiler og bleier) som driver opp metanutslipp fra deponier. For rene avfallsfraksjoner av tre og plast som er mindre nedbrytbare er deponering derimot mer klimagunstig enn avfallsforbrenning med energigjenvinning (Figur V.4).

Klimapåvirkninger vist i Figur 3 er beregnet med karakteriseringsfaktorer basert på globalt oppvarmingspotensial på 100 år (GWP100) (Forster et al., 2021) i tråd med NS 3720 og metodikk for nullutslippsområder (Standard Norge, 2018; Wiik, Homaei, et al., 2022). Metan er en klimagass med sterkere strålingspådriv enn karbondioksid, men har også en kortere gjennomsnittlig levetid på rundt 9 år i atmosfæren (Dalsøren et al., 2016). Valg av tidshorisont og indikator når karakteriseringsfaktor for metan skal settes kan være utslagsgivende for resultater i klimagassregnskap (Balcombe et al., 2018; Brandão et al., 2024). Brukes globalt oppvarmingspotensial i et 20-årsperspektiv (GWP20), så øker klimapåvirkningen fra deponier med 313 % relativt til ved GWP100, mens om man velger et 500-årsperspektiv (GWP500) så synker klimapåvirkningen fra deponier med 80 % og deponier kan bli fordelaktig (Figur V.5). Globalt temperaturpotensial (GTP) har blitt trukket frem som en alternativ indikator som kan brukes til å veilede beslutningstaking ut fra politiske temperaturmål (Boucher et al., 2009; Shine et al., 2005). GTP gir et øyeblikksbilde av temperaturresponsen skapt av klimagassutslipp på slutten av den evaluerte tidsperioden (Boucher et al., 2009). En vanlig problemstilling er hvilken tidshorisont som er mest aktuell å vurdere. I systemet som vår klode representerer finnes det flere vippepunkter som kan nås når globale temperaturer øker hvor prosesser blir selvforsterkende (Lenton et al., 2008). Oppvarming over 1.5°C relativt til førindustriell tid skaper risiko for at flere vippepunkter nås, inkludert en kollaps av Grønlandsisen, utryddelse av korallrev på lave breddegrader, brå tining av permafrost og kollaps av sjøisen i Barentshavet (Armstrong McKay et al., 2022). Oppvarming bør unngås før temperaturtopp nås. På tvers av 1.5°C scenarier («Shared Socioeconomic Pathways») (O'Neill et al., 2014; Riahi et al., 2017) i kombinasjon med «Representative Concentration Pathway» 1.9 (Rogelj, Popp, et al., 2018; van Vuuren et al., 2011) sendt inn til FNs Klimapanelers spesialrapport på 1.5°C oppvarming (Rogelj, Shindell, et al., 2018) kommer temperaturtoppen i gjennomsnitt 24 år frem i tid (Abernethy & Jackson, 2022). Ved bruk av GTP24 vil klimapåvirkning fra deponier være 557 % høyere enn fra avfallsforbrenning og å flytte blandede avfallsstrømmer fra deponi til forbrenning kan gi en klimagevinst på 2,1 ± 0,7 tonn CO₂ekv per tonn avfall (Figur V.6). Dette viser viktigheten av å hindre metanutslipp på kort sikt.

Et viktig spørsmål blir hvilken tidshorisont som er mest aktuell å bruke når allokeringmetoder i multifunksjonelle prosesser skal velges i tilfeller hvor dette kan påvirke konklusjoner. Generelt bør det være konsistens mellom karakteriseringsfaktoren brukt i et rammeverks metode og karakteriseringsfaktoren brukt i analyser gjort for å veilede valg av allokering. Siden metodikk for nullutslippsområder baserer seg på GWP100 i klimagassregnskapet (Standard Norge, 2018; Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Cheng, et al., 2022), så bør også GWP100 tas i bruk for å veilede valg av allokering i dette rammeverket. Sensitivitetsanalyser er likevel nødvendig for å forstå implikasjonene av valgt tidshorisont og indikator.

4.2 Avfallsbehandling av fossil plast og påvirkning av ulike allokeringstaktorer

Det er viktig å sikre at resirkulering gis insentiver over både forbrenning og deponering i tilfeller hvor avfallsfraksjoner kan sorteres ut og resirkuleres. For fossilt polyetylen, kan valg av allokeringstaktorer for gjenvunnet energi ved avfallsforbrenning (*B*) og mekanisk resirkulering av materialer (*A*) påvirke styrken av insentivet som gis til en avfallsgenerator for å resirkulere (Figur 4). For avfallsforbrenning med energigjenvinning, vurderte vi fire scenarier for hvordan det å sende ett tonn mer plastavfall til forbrenning vil kunne påvirke avfallssystemet og fortrenge blandet avfall til annen sluttbehandling i Europa ved underkapasitet i forbrenningsanlegget (se Tabell 1). Disse var i) overkapasitet (høyere forbrenningskapasitet enn tilgang på brennbart avfall) hvor gjenvunnet varme fra avfallsforbrenning erstatter bruk av elkjel som alternativ energi til et fjernvarmenett, ii) underkapasitet (lavere forbrenningskapasitet enn tilgang på brennbart avfall) med fortrenging av blandet avfall til avfallsforbrenning med elektrisitetsproduksjon i Europa som erstatter gjennomsnittlig europeisk elektrisitet, iii) underkapasitet med fortrenging av avfall til deponi med metansamling og erstattet naturgass via biogassproduksjon og iv) underkapasitet med fortrenging av avfall til deponi uten metansamling.

Den mest brukte praksisen i norske nullutslippsområde-studier er å allokere alle miljøpåvirkninger og miljøgevinster til livsløpet som skaper avfall. Når både *A* og *B* settes til 0, gis et klart insentiv om å sende fossilt polyetylen til resirkulering (Figur 4a). Forbrenning av 1 tonn fossilt polyetylen gir klimagassutslipp på $3,1 \pm 0,0$ tonn CO₂ekv fra anlegget som vi i beregningseksempelet velger å allokere til modul A-C for alle scenarier (systemgrense satt mellom forbrenning og energigjenvinning). Viste usikkerhetsintervall representerer to standardavvik fra Monte Carlo simuleringen for å avdekke mulighetsrommet for å påvirke resultater via parametersetting. Ved tilgjengelig overkapasitet i forbrenningsanlegget (AF O) kan enkel substitusjon brukes og fjernvarme erstatter $9,4 \pm 0,7$ MWh levert energi til fjernvarmenettet fra elkjel lokalt i modul D, noe som gir en netto klimapåvirkning på $2,8 \pm 0,0$ tonn CO₂ekv. Erstattet energibærer inn i fjernvarmeanlegget kan allikevel variere, og om erstattet energibærer er naturgass eller fossil olje kan unngåtte utslipp bli høyere. Sammenlignet med netto klimapåvirkning fra mekanisk resirkulering (RES) ($-1,8 \pm 0,4$ tonn CO₂ekv) finner vi en differanse mellom resirkulering og avfallsforbrenning med energigjenvinning på 4,6 tonn CO₂ekv, eller 2,6 ganger klimagevinsten av resirkulering alene, og et sterkt insentiv for resirkulering. Det er ingen overlapp mellom usikkerhetsintervall og liten risiko for å gi insentiver til avfallsforbrenning fremfor resirkulering. Klimagevinsten fra resirkulering kommer fra unngåtte utslipp fra primærproduksjon av polyetylen og må ikke forveksles med faktiske permanente negative utslipp eller CO₂ fjerning fra atmosfæren når Figur 4 skal tolkes (Terlouw et al., 2021).

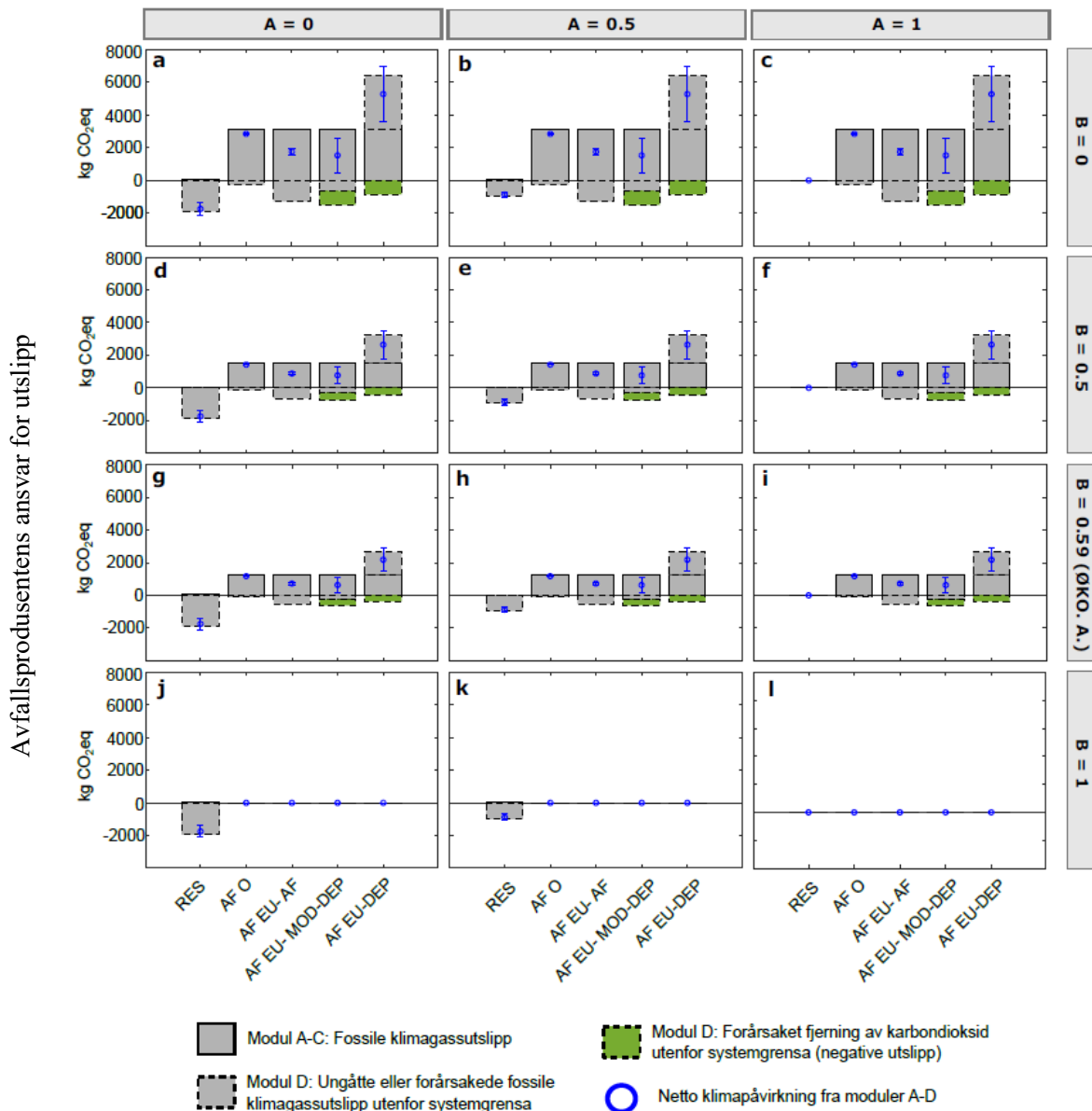
Insentivstyrken avhenger av hvorvidt polyetylen sendt til forbrenning fortrenger annet husholdningsavfall til avfallsbehandling andre steder eller ikke. Et mer sannsynlig scenario er at å sende plastavfall til forbrenning i Norge vil fortrenge blandet husholdningsavfall importert til Skandinavia fra utlandet, som dermed må gå til annen sluttbehandling i utlandet. Brennverdien for blandet husholdningsavfall er lavere enn for polyetylen, og 1 tonn polyetylen fortrenger $3,5 \pm 0,4$ tonn blandet husholdningsavfall, avhengig av husholdningsavfallets antatte komposisjon og beregnet brennverdi. Vi vurderte først et scenario med fortrenging av blandet husholdningsavfall til avfallsforbrenning med energigjenvinning for elektrisitetsproduksjon i Europa (AF EU-AF). Erstattet gjennomsnittlig europeisk elektrisitet og unngått transport av avfall ga en klimagevinst i Modul D ($-1,3 \pm 0,2$ tonn CO₂ekv). Netto klimapåvirkning (moduler A-D) synker 38 % sammenlignet med overkapasitet-scenariet. Dersom fortrent avfall i stedet ender på et deponi vil netto klimapåvirkning avhenge mye av hvorvidt deponiet

har installert kapasitet for å fange metan fra deponigassen (-46 % og +186 % med (AF EU-MOD-DEP) og uten metansamling (AF EU-DEP), respektivt, sammenlignet med overkapasitet). Med metansamling på europeisk deponi synker dermed insentivstyrken for å resirkulere fossilt polyetylen fra 2,6 til 1,9 ganger klimagevinsten av resirkulering alene, men uten risiko for å gi insentiver for forbrenning (ikke overlapp i usikkerhetsstolper). Klimapåvirkningen i modul D i deponi-scenarioene er hovedsakelig knyttet til metanutslipp, unngått internasjonal avfallstransport, langtidslagring av ikke-nedbrutt biogent karbon i deponi og eventuell erstattet fossil naturgassproduksjon ved metansamling.

Når faktor B øker fra 0 til 0,5, men A holdes på 0 (Figur 4d), blir klimapåvirkning og klimagevinster fra forbrenning og energiproduksjon delt likt mellom avfallsbehandling og energigjenvinning. Insentivet for å resirkulere svekkes på tvers av forbrenningsscenarioer sammenlignet med ved $B=0$. Ved statisk økonomisk allokering ($B=0,59$) svekkes insentivet ytterligere (Figur 4g). Dersom $B=1$ (Figur 4j) allokeres alle klimapåvirkninger og gevinster til energiproduksjon og valgt scenario i modul D får ikke lenger noen påvirkning på beregningene. Insentivet for å resirkulere blir lik klimagevinsten av å erstatte primærproduksjon av polyetylen.

Effekten av å allokere klimapåvirkninger til energiproduksjon må settes i kontekst av valgt allokeringemetode for resirkulering av materialer for å forstå systemimplikasjonene. Dersom livsløpet som bruker resirkulert materiale blir allokert en andel av miljøgevinstene fra resirkulering ($A > 0$), vil samtidig insentivet for en avfallsgenerator til å sende fossilt polyetylen til resirkulering synke (Figurer 4b-c, 4e-f, 4h-i, 4k-l). For eksempel, ved $B=0$, og dersom A settes til 0,5 som er standard for polyetylen i Circular Footprint Formula (European Commission, 2018), så minsker differansen mellom usikkerhetsstolpene til mekanisk resirkulering og avfallsforbrenning med fortrenging av avfall til deponi med metansamling (Figur 4b). Når A går mot 1 vil det oppstå en overlapp i usikkerhetsstolpene (Figur 4c). Dersom både A og B settes til 1 vil det ikke gis noen insentiver til valg av sluttbehandlingsmetode for avfall (Figur 4l), siden alle miljøpåvirkninger (og miljøgevinster) allokeres til neste livsløp.

Beregningene er spesifikke for fossilt polyetylen, og effekten av allokering kan slå annerledes ut for andre avfallstyper eller i andre lands energisystemer hvor erstattet varmeenergi har en høyere utslippsintensitet. For andre rene avfallstyper kan allokering direkte påvirke om insentiver gis til resirkulering eller forbrenning. For eksempel, så er det en spesiell risiko for å gi insentiver til forbrenning av bio-polyetylen over resirkulering om $A=0.5$ når faktor B settes for lavt i Sverige (Ekvall et al., 2021). Spesielt, så vil en økning i faktor A kunne motiveres av å gi insentiver for bruk av resirkulerte materialer i byggeprosjekter, og dette må vurderes opp mot valg av faktor B . Allokeringsfaktorer A for resirkulering og B for avfallsforbrenning med energigjenvinning må vurderes i sammenheng.



Figur 4: Vurdering av fem ulike avfallsbehandlinger for 1 tonn fossilt polyetylen - effekt av ulike allokering (faktor A og B) sett fra avfallsproducentens ståsted. Faktor A beskriver andel av klimagevinst og klimapåvirkning allokert til livsløpet som bruker resirkulert materiale (kolonner). Faktor B beskriver andel av klimagevinst og klimapåvirkning allokert til livsløpet som bruker gjenvunnet energi fra avfallsforbrenning (rader). Ved faktor A=0 er hele klimagevinsten og klimapåvirkningen av resirkulering allokert til avfallshåndtering; ved faktor A=1 er alt allokert til livsløpet som bruker resirkulert materiale. Ved faktor B=0 er hele klimagevinsten og klimapåvirkningen av avfallsforbrenning allokert til avfallshåndtering; ved faktor B=1 er alt allokert til livsløpet som bruker energi. Når B=0,59 tilsvarer dette økonomisk allokering basert på dagens svenske forhold (ØKO. A.) for avfallsforbrenning med energigjenvinning. X-akse notasjoner beskriver resirkulering (RES), avfallsforbrenning med tilgjengelig overkapasitet (AF O), avfallsforbrenning med blandet husholdningsavfall fortrenget til et moderne europeisk deponi med naturgassproduksjon (AF EU-MOD-DEP) og avfallsforbrenning med blandet husholdningsavfall fortrenget til et europeisk deponi uten metansamling (AF EU-DEP). Usikkerhetsstolpene beskriver to standardavvik fra gjennomsnittet i en Monte Carlo simulering med 10 000 kjøringene. Figuren viser at resirkulering av fossilt polyetylen er mest attraktivt fra et klimaståsted, men at størrelsen på gevinsten i klimagassregnskapet er avhengig av både A og B.

4.3 Incentiver gitt ved ulik allokeringsfaktor sett fra modul B6 - energibruk i drift

Sett fra modul B6 vil valg av faktor B som allokerer klimapåvirkninger og klimagevinster fra avfallsforbrenning til livsløpet som bruker energi kunne påvirke gitte incentiver ved design av energisystemer (Figur 5). Vi kvantifiserte klimapåvirkning allokert til et nullutslippsområde som bruker fjernvarme (1

kWh) i Trondheim og i Oslo. Fjernvarme ble sammenlignet med luft-til-vann- og grunnvarmepumper drevet av norsk og europeisk elektrisitet.

Med norsk elektrisitetsmiks og 100 % allokering av utslipp fra avfallsforbrenning til livsløpet som bruker energi ($B=I$), var utslipp knyttet til gjennomsnittlig levert fjernvarme i 2022 186 ± 26 gCO₂eq kWh⁻¹ i Trondheim og 134 ± 20 gCO₂eq kWh⁻¹ i Oslo (usikkerhetsintervall representerer to standardavvik i Monte Carlo simuleringen) (Figur 5a). Denne forskjellen kom av at Trondheim hadde en større andel gjenvunnet varme fra avfallsforbrenning (76 %) i energimiksen enn Oslo (56 %). Samtidig var avfallsforbrenningsandel av totalutslipp relativt likt i begge byer (89-91 %) og Trondheim brukte en større andel av fossile energibærere for å dekke varmebehov (5 %) enn Oslo (2 %). Med fullallokering til energiproduksjon vil varmepumper være foretrukket energikilde om en LCA brukes til å veilede design av energisystemer i bygg. Dette er også tilfelle med $B=0.5$ og økonomisk allokering ($B=0.59$). Med 100 % allokering av utslipp fra avfallsforbrenning til avfallsbehandling ($B=0$ i stedet for $B=I$) ble utslippsintensiteten i klimagassregnskapet for importert fjernvarme redusert med 89 % i Trondheim og med 91 % i Oslo. En fullallokering til avfallsbehandling vil gi insentiver for å velge fjernvarme som varmekilde for bygninger. Vurderes i stedet en europeisk elektrisitetsmiks vil også her fjernvarme være fordelaktig med $B=0$, mens varmepumper gradvis yter bedre når B øker og er fordelaktige (Figur 5b).

Ved $B=0$ og med norsk elektrisitetsmiks gis det insentiver til energieffektivisering fra fjernvarme som er 27 % svakere i Trondheim enn referanse luft-til-vann varmepumper, mens i Oslo er insentivstyrken til energieffektivisering omtrent halvparten (Figur 5c). Insentivstyrken til energieffektivisering i Trondheim er sammenlignbar med en grunnvarmepumpe med $B=0$ (-2%). Økes B til $B=0.5$, $B=0.59$, og $B=I$ blir styrken på insentivet 2.6-3.6, 2.9-4.1 og 4.6-6.4 ganger referanse luft-til-vann varmepumpe. Legges europeisk utslippsintensitet til grunn, så vil insentivstyrken gitt fra fjernvarme med $B=0$ i Oslo være 39 % av insentivstyrken til referanseteknologien og 65% av insentivstyrken til en grunnvarmepumpe (Figur 5d). Med $B=0.5$ er insentivstyrken til energieffektivisering 51 % og 13 % sterkere med fjernvarme enn luft-til-vann varmepumper i Trondheim og Oslo, respektivt.

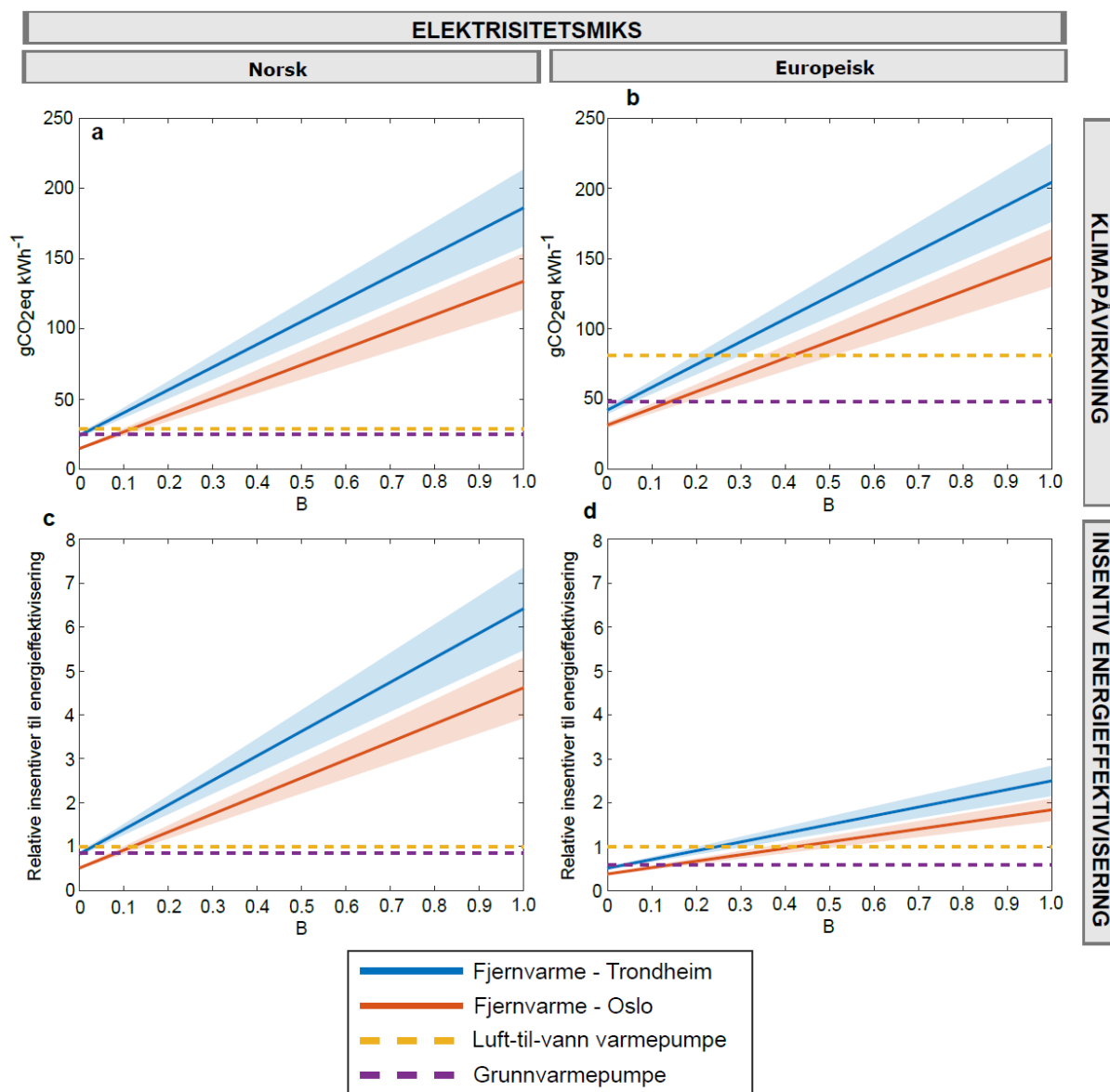
Valgt allokering metode i kombinasjon med lokal energimiks i fjernvarmesystemet og valgte utslippsfaktorer for elektrisitet er utslagsgivende for insentiver som gis av en LCA. Det kan påvirke om fjernvarme eller varmepumper velges som energikilde. Fjernvarme med energigjenvinning som fordelaktig samproduksjon bør ikke allokere større utslipp enn varmepumper som konkurrerende energiforsyning (Frischknecht, 2000). Høyeste faktor B som kan settes uten å bryte denne regelen kan dermed leses av Figur 5a og Figur 5b som krysningpunktet mellom varmepumper og fjernvarme for ulike modelleringsvalg. Luft-til-vann varmepumper og fjernvarme gis like insentiver ved $B=0.25$ og $B=0.42$ ved bruk av utslippsfaktor for europeisk elektrisitet i Trondheim og Oslo, respektivt. Med norsk elektrisitetsmiks kommer krysningpunktet ved $B=0.03$ og $B=0.12$ i Trondheim og Oslo. Vurderes grunnvarmepumper med norsk elektrisitetsmiks kommer like insentiver ved $B<0.01$ i Trondheim og usikkerhetsintervallet til fjernvarme fra Monte Carlo simuleringen overlapper med grunnvarmepumpen ved $B=0$.

Skal det sikres at prinsippet fra Frischknecht (2000) følges på en teknologinøytral måte, så bør faktor B settes til $B=0$ for alt blandet avfall, ikke-resirkulerbart avfall og farlig avfall slik at bestemte teknologier for separat energiproduksjon kan forkastes om de ikke yter godt nok. Med $B=0$ blir energimiksen i topplasten til fjernvarmen, andre livsløpsutslipp knyttet til fjernvarme og livsløpsutslipp knyttet til

alternativ energiproduksjon avgjørende for hvilken teknologi som kommer best ut i en LCA analyse. Dette reflekterer en situasjon hvor kombinasjonen av separat avfallsbehandling og separat energiproduksjon (for eksempel, deponi + varmepumper eller avfallsforbrenning uten energigjenvinning + varmepumper) bare bør velges om dette kombinert er bedre enn samproduksjon (avfallsforbrenning med energigjenvinning).

Vi testa også hvordan bruk av årlig energimiks i Oslo og Trondheim fra 2016 ville påvirke resultater (Figur V.7). Dette året var 12 % av levert energi i Trondheims fjernvarmenett fossil og luft-til-vann varmepumper blir foretrukket teknologi selv med $B=0$ om norsk elektrisitet legges til grunn. I Oslo var det mindre forskjell i energimiks mellom årene og liten endring i klimapåvirkning sammenlignet med 2022. Legges energimiksen i Göteborgs fjernvarmenett fra 2012 (Holm & Ottosson, 2016) til grunn med svensk elektrisitmiks, så vil fjernvarme ha en klimapåvirkning som er omtrent det dobbelte av ei luft-til-vann varmepumpe (Figur V.8a). Brukes europeisk elektrisitmiks, så får Göteborgs fjernvarme lavere klimapåvirkning enn ei luft-til-vann-varmepumpe, men høyere klimapåvirkning enn ei grunnvarmepumpe (Figur V.8b). Dette illustrerer at en LCA-praktiker kan nå ulike konklusjoner i modul B6 med $B=0$ om parametersetting som energimiks i fjernvarme, utslippsintensitet for elektrisitet, eller ytelseskoeffisient for varmepumper endres.

Setter man $B=0.5$ eller bruker økonomisk allokering med $B=0.59$, så vil varmepumper bli miljøfordelaktig sammenlignet med fjernvarme i de fleste av våre tester. Unntaket er om naturgass velges som teknologi for elektrisitetsproduksjon, hvor fjernvarme vil yte bedre enn luft-til-vann varmepumper i både Trondheim og Oslo, mens grunnvarmepumper yter bedre enn fjernvarme (Figur V.9). Ved bruk av elektrisitet fra naturgass som marginal teknologi vil også samproduksjonen avfallsforbrenning med energigjenvinning kunne oppnå en netto klimagevinst fordi miljøgevinstene av unngått bruk av luft-til-vann varmepumper drevet av elektrisitet fra naturgass vil være større enn utslippene av CO₂ til luft i forbrenningsanlegget, noe som også vil kunne gjøre energigjenvinning fordelaktig sammenlignet med moderne deponier med metansamling (Figur V.10).



Figur 5: Klimapåvirkning fra varmepumper og fjernvarme i Oslo og Trondheim med varierende allokering til livsløpet som bruker fjernvarme ($0 \leq B \leq 1$). (a) Klimapåvirkning med norsk elektrisitetsmiks. (b) Klimapåvirkning med europeisk elektrisitetsmiks. (c) Normaliserte insentiver for energieffektivisering med norsk elektrisitetsmiks. (d) Normaliserte insentiver for energieffektivisering med europeisk elektrisitetsmiks. Referanseteknologi satt til verdi 1 i (c-d) er luft-til-vann varmepumpe. Usikkerhetsintervall representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

4.4 Evaluering av mulige allokeringmetoder for nullutslippsområder

Vi vurderte ti ulike allokeringmetoder for mulig implementasjon i metodikk for nullutslippsområder etter et sett med kriterier for gode allokeringmetoder i LCA (Tabell 4). Målet var å kartlegge fordeler og ulemper med individuelle allokeringmetoder. Merk at Tabell 4 ikke kan brukes direkte til å konkludere fordi ulike kriterier ikke kan vektet likt. Verdiene bør ikke aggregeres til gjennomsnittsverdier, men analysen er nyttig for å forstå fordeler og ulemper av allokeringmetoder. Vår vurdering var delvis basert på en lignende analyse gjort av Ekvall et al. (2020) for resirkulering. En detaljert evaluering av individuelle allokeringmetoder er presentert i Vedlegg 7 og Tabeller V.4-V.12.

De enkleste binære metodene er påvirket av mangel på legitimitet. Det er også en utfordring å fange opp alle de miljømessige avgjørende systemegenskapene slik at metoden oppfattes som relevant for beslutningstakere både fra avfalls- og energisiden. Enkelte av de identifiserte metodene som gjerne oppfattes som mest legitime og relevante og som gjerne tar hensyn til materialkvalitet, innehar også betydelig kompleksitet og store datakrav, eller passer ikke inn i «cut-off med kreditt» metodikken (attribusjonelle LCA moduler A-C og unngåtte utslipp utenfor systemgrensen kvantifisert i modul D) som brukes for nullutslippsområder. Selv om aller fleste metodene får full score på livsløpsomfang, så betyr dette bare at de ikke bidrar til å øke den eksisterende mangelen på aggregeringsmuligheter over flere livsløp og asymmetrien som allerede skapes av modul D.

Dagens metodikk med $B=0$ og full allokering av miljøpåvirkninger til avfallsbehandling er enkel å bruke og reflekterer i stor grad miljømessige avgjørende systemegenskaper sett fra avfallsprodusent i moduler A-C og D. Metoden støter derimot på legitimitetsproblemer når den skal brukes til å evaluere valg av energisystem for et område attribusjonelt i modul B6, siden den skjuler klimagassutslipp fra avfallsforbrenning. Dette gir et insentiv for å velge fjernvarme fra avfallsforbrenning over andre energikilder selv om de faktiske utslippene fra hele materialsyklusen gjerne er større. Det gjør det også vanskelig å differensiere mellom ulike avfallstyper under energiproduksjon og hvorvidt forbrenning er koblet til karbonfangst og lagring. I tillegg gis ikke insentiver til energieffektivisering på energisiden via LCA utover energimiks i topplast, hverken i fjernvarmenettet eller i bygninger. Dette, kombinert med at energiproduksjon har en økonomisk verdi, bidrar til å utfordre legitimiteten til metoden. Løsningen kan bli å øke B slik at karbonutslipp fra forbrenning får en viss betydning i modul B6.

Når B øker, vil miljøpåvirkninger kunne analyseres både fra avfalls- og energisiden. En 50-50 allokering ($B=0.5$) vil av mange sannsynligvis vurderes som legitimt siden den deler miljøpåvirkninger likt. Paradoksalt har metoden også blitt kritisert for nettopp å være valgt av legitimitetshensyn og ikke fordi den reflekterer miljømessige avgjørende systemegenskaper. Samtidig har flere studier poengtert at en rimelig fordeling av byrder i multifunksjonelle prosesser heller bør reflektere utslipp knyttet til unngåtte prosesser i et alternativt referansesystem med separat produksjon (Cherubini et al., 2011; Gnansounou, 2018; Ijassi et al., 2021), noe en 50-50 allokering ikke sikrer.

Økonomisk allokering ($B=0.59$ i Sverige under dagens forhold (Ekvall et al., 2021)) kan ha større potensial for å bli sett på som rettferdig, siden den anerkjenner at både avfallsbehandling og energiproduksjon har en økonomisk verdi (portavgift og energisalg) og allokering settes deretter. Økonomisk allokering bidrar også indirekte til at materialkvalitet tas hensyn til og er den eneste enkle metoden som kan hevdes å gjøre dette. Dersom allokeringmetoden skal brukes dynamisk over livsløpet til et nullutslippsområde så trengs modellerte data for fremtidig prisutvikling for avfallsbehandling og energi,

noe som vil være en utfordring. Økonomisk allokering har blitt kritisert for å sette et urealistisk likhetstegn mellom at lav økonomisk verdi indikerer lavere miljøpåvirkning, og at varierende markedseffekter ikke reflekterer de faktiske fysiske avfallsstrømmene som må behandles og assosierte miljøpåvirkninger (Pelletier & Tyedmers, 2011, 2012).

Ved $B=1$ støter man på nye problemer fordi forskjellige avfallsbehandlingsmetoder med energigjenvinning ikke kan evalueres mot hverandre, noe som ikke reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene. Samtidig vil dette maksimere insentiver for å ikke velge fjernvarme med avfallsforbrenning som energikilde, bidra til at spillvarme tapes til omgivelsene, samt å hindre utvidelse av fjernvarmenett. Allokering av alle utslipp til livsløpet som bruker energi vurderes som lite legitimt, fordi det ikke anerkjenner at deler av avfallet ikke vil være gjenvinnbart og fordi det gjør det vanskelig å vurdere ulike avfallsbehandlinger opp mot hverandre.

To mer kompliserte metoder er relevante alternativer. 50-50 allokering med delt allokering av primær materialbruk (50-50 m/PM) tar hensyn til at energiproduksjon ikke ville vært mulig uten primær materialbruk (Ekvall et al., 2020). Circular Footprint Formula (CFF) er også mye brukt og inkluderer en evaluering av materialkvalitet som bidrar til at materialer som er mer resirkulerbar gis insentiver for resirkulering og materialer som taper kvalitet i større grad sendes til energigjenvinning (European Commission, 2018). Begge metodene er vanskeligere å bruke og krever mer data (spesielt for resirkulering som alternativ), men kan brukes med mye tilrettelegging.

Tabell 4: Evaluering av allokeringmetoder for miljøpåvirkninger og miljøgevinster fra avfallsforbrenning med energigjenvinning mot ti kriterier for gode allokeringmetoder i LCA. Skalaen er 1-5, hvor laveste verdi 1 indikerer at kriteria ikke er møtt, mens høyeste verdi 5 indikerer at kriteria er møtt. Fargekoder er en blåskala hvor mørkere blåfarger indikerer at kriteria er i større grad møtt, mens lysere blåfarger indikerer at kriteria er i mindre grad møtt. Notasjoner: Lik allokering (50-50), økonomisk allokering (ØA), lik allokering med deling av primær materialproduksjon (50-50 m/PM), priselastisk allokering (PE), allokering ved substitusjonspunkt (APOS), Circular Footprint Formula (CFF), økonomisk pris-substitusjon (ØPS). Kilde: Forfattere, delvis basert på Ekvall et al. (2020).

Kriteria	B=0	B=0.5 50-50	B=0.59 ØA	B=1	50-50m/PM	PE	APOS	CFF	ØPS
Enkel å bruke	5	5	4	5	3	1	1	3	1
Tilgjengelig data	5	5	4	5	2	1	1	2	1
Generaliserbare resultat	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	3	2	2	1	2	5	3	4	5
Livsløpsomfang	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	5	5	5	5	5	2	5	5	3
Begripelig	5	5	5	5	5	1	1	3	1
Relevant for beslutningstakere	4	5	5	3	5	5	5	5	5
Legitim	3	4	4	2	4	4	3	4	5
Reproduserbar	5	5	4	5	3	3	2	3	1

Videre vurderte vi allokeringmetodene mot fem kriterier som beskriver målsetninger for metodikk for nullutslippsområder og faktiske bruksmuligheter (Tabell 5). Flere av de mest kompliserte metodene evalueres til å være for vanskelig å ta i bruk til å inkluderes i ZEN metodikk. Bare to av allokeringmetodene som vurderes mulig å bruke i både modul B6 og moduler A-C og D vil følge prinsippet om at en miljøgunstig samproduksjon ikke skal allokere mer utslipp enn konkurrerende separat produksjon (se Figur 5). Disse er 100% allokering til avfallsbehandling med $B=0$ og Circular Footprint Formula som også setter $B=0$ som standardverdi. Økte insentiver til energieffektivisering utover bidraget fra energimiks i toppplast kan derimot bare gis om $B>0$. Insentivstyrken vil øke med høyere B , men dette vil også skape risiko for at spillvarme fra avfallsforbrenning ikke tas i bruk og i stedet går tapt til omgivelsene. Siden hovedmålet med et nullutslippsområde er å bidra til at global oppvarming begrenses, så bør prinsippet om at miljøgunstig samproduksjon ikke skal allokere mer utslipp enn separat produksjon følges.

Tabell 5: Evaluering av allokeringmetoder for miljøpåvirkninger og miljøgevinster fra avfallsforbrenning med energigjenvinning opp mot bruksmuligheter og spesifikke målsetninger for metodikk for nullutslippsområder. Notasjoner: Lik allokering (50-50), økonomisk allokering (ØA), lik allokering med deling av primær materialproduksjon (50-50 m/PM), priselastisk allokering (PE), allokering ved substitusjonspunkt (APOS), Circular Footprint Formula (CFF), økonomisk pris-substitusjon (ØPS).

Kriteria	B=0	B=0.5 50-50	B=0.59 ØA	B=1	50-50 m/PM	PE	APOS	CFF	ØPS
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon (ja/nei/ikke vist)	Ja	Nei	Nei	Nei	Nei	Ikke vist	Ikke vist	Ja	Ikke vist
Unngår risiko for at spillvarme ikke tas i bruk (ja/nei/ikke vist)	Ja	Nei	Nei	Nei	Nei	Ikke vist	Ikke vist	Ja	Ikke vist
Bidrar til økte insentiver for energieffektivisering utover insentiver gitt fra topplast (ja/nei/ikke vist)	Nei	Ja	Ja	Ja	Ja	Ikke vist	Ikke vist	Nei	Ja
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nei	Ja	Ja	Nei
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Nei	Nei	Ja	Ja

4.5 Insentiver for energieffektivisering

Ressurseffektivisering er viktig for å nå bærekraftsmål. Energieffektivisering i bygninger kan motiveres både gjennom økonomiske insentiver, strengere bygningsstandarder og LCA-analyser. Dagens praksis i LCA-metodikk for nullutslippsområder som allokere alle utslipp til livsløpet som sender materialer til forbrenning har blitt kritisert for å ikke gi tilstrekkelig insentiver for energieffektivisering. Vi har vist at insentiver for energieffektivisering eksisterer i klimagassregnskap for fjernvarme med en styrke som kan være sammenlignbar med en referanse konkurrerende energiproduksjon, men at bidraget da kommer fra energimiksen i topplasten til levert fjernvarme. Med tiden vil topplasten i fjernvarme avkarboniseres, ved at man unngår topplastfyring med fossile energikilder. I så fall vil insentivet for energieffektivisering i tilknyttede bygg svekkes, med mindre det forutsettes en høy utslippskoeffisient for elmiksen i kraftsystemet som forsyner området (og el-basert varmeproduksjon i fjernvarmesystemet). Dette kan eksempelvis være tilfelle om man antar at den marginal teknologien som erstattes er naturgass eller den resterende blanding av fossile energiteknologier som finnes igjen og skal erstattes i kraftsystemet. De samme svekkede insentivene for energieffektivisering vil også sees i klimagassregnskap om karbonintensiteten til alternativ energiproduksjon synker, som f.eks. for desentraliserte varmepumper drevet av elektrisitet som gradvis også avkarboniseres. Også her vil insentivene ikke svekkes dersom vi vurderer at varmepumper forsynes med en marginal elektrisitet som relaterer seg til fossil restmiks i kraftsystemet.

Kombinasjonen av ambisiøse energieffektiviseringstiltak og bruk av fjernvarme med energigjenvinning kan bidra til å senke effekttopper i strømmettet når etterspørselen er størst (Kauko et al., 2023). Vi har vist at det i metodikk for nullutslippsområder eksisterer en trade-off når allokeringmetode for avfallsforbrenning med energigjenvinning skal velges i klimagassberegninger. Det kan enten gis insentiver til valg av fjernvarme som energisystem i bygninger eller gis økende insentiver til energieffektivisering.

Det er viktig å forstå at energieffektivisering gjennom oppgradering av bygningsmasse eller utbedring av distribusjonsnett ikke påvirker utslipp til luft fra et avfallsforbrenningsanlegg om avfallsstrømmene ikke endres. Avfall må behandles året rundt for å unngå avfallsopphopning og kan ikke lagres (Martínez et al., 2022), noe som betyr at varmeenergien må utnyttes om den ikke skal gå tapt til omgivelsene (Egging-Bratseth et al., 2021; Kauko et al., 2022). Det som derimot vil påvirkes av energieffektivisering er hvor stort gulvareal som kan forsynes med varmeenergi per tonn avfall som forbrennes. Derfor kan en indikator som energi per oppvarmet gulvareal per år ($\text{kWh m}^{-2} \text{år}^{-1}$) brukes for å gi ekstra insentiver for energieffektivisering om faktor B må settes lavt for å hindre at en miljøgunstig samproduksjon ikke allokere mer utslipp enn konkurrerende separat energiforsyning.

Alternativt, kan energieffektivisering også motiveres via scenarioanalyser hvor innfasing av mer ambisiøse bygningsstandarder under rehabilitering og nybygging (for eksempel, passivhus) sammenlignes med dagens vanlige praksis (Lausselet et al., 2022). Om unngått alternativ energiproduksjon kvantifiseres kan dette åpne opp for å vurdere flere miljøindikatorer i tillegg til klimagasser (Huijbregts et al., 2016), som unngått arealbruk og naturpåvirkning fra vindparker (S. Wang & Wang, 2015) eller unngått bruk av vann i vannkraftverk (Dorber et al., 2019) knyttet til alternativ energiforsyning. Marginalbetraktninger for hvordan energieffektivisering påvirker klimagassutslipp fra topplast i fjernvarmemiksen gjennom året kan også bidra til å gi insentiver for energieffektivisering.

4.6 Anbefalinger for metodikk for nullutslippsområder

Her har vi forsøkt å angripe allokeringsspørsmålet ved energigjenvinning for nullutslippsområder bredt med forskjellige miksede metoder, noe som kan lede til mer sofistikerte svar på forskningsspørsmål og bidra til å overvinne begrensningene fra individuelle disipliner (Sovacool et al., 2018). Dette muliggjør at vi kan komme med noen forskningsbaserte anbefalinger.

1. Metoden må være enkel å bruke. Noen av de kartlagte metodene er attraktive fordi de fremstår som legitime og med en god representasjon av viktige systemegenskaper, men blir vurdert som ikke egnede på grunn av kompleksitet eller datautfordringer. Vi anbefaler at metoden holdes enklest mulig og at det benyttes en allokeringsfaktor B med tilhørende tallverdi.
2. Konsistens bør søkes. Dersom verdien av allokeringsfaktor B endres i modul B6 så bør den også vurderes endret for avfallsbehandling av eget avfall i moduler A-C og for konsekvenser utenfor systemgrensa i modul D.
3. Allokeringsfaktorer A og B for resirkulerte materialer og gjenvunnet energi, respektivt, må vurderes og velges sammen. Det bør sikres at insentivet for en avfallsprodusent peker mot å resirkulere mest mulig.
4. Vi anbefaler at det settes en enkel allokeringsfaktor $B=0$ som allokere alle utslipp til livsløpet som sender materialer til avfallsforbrenning. Vitenskapelig litteratur peker mot at mindre avfallsforbrenning i Norge vil øke deponering av avfall uten metansamling. $B=0$ vil følge regelen om at miljøgunstig kombinert produksjon ikke skal allokere mer miljøpåvirkninger enn mindre gunstig separat produksjon. Det er lite rom for å øke faktor B om denne regelen skal følges. Vi finner ikke gode nok argumenter her til å anbefale en grunnleggende endring fra dagens praksis. Anbefalingen gir også lav risiko for å sende fossile polymerer til avfallsforbrenning fremfor materialeresirkulering, selv om faktor A skulle økes til $A=0.5$ for å øke insentiver for bruk av resirkulert materiale. Anbefalingen kan også sees på som en rimelig

byrdefordeling av miljøpåvirkninger, ved at den både sikrer konkurransedyktighet for miljøgunstig samproduksjon og i stor grad opprettholder fordelingen av utslipp fra konkurrerende separat produksjon (deponi + varmpumper, eller avfallsforbrenning uten energigjenvinning + varmpumper).

5. Det må sikres at nøkkelindikatoren for energibruk tillegges stor vekt ved evaluering av nullutslippsområder, slik at det også gis så sterke insentiver som mulig for energieffektivisering. ZEN-definisjonen gjør bruk av egne nøkkelindikatorer (KPI)'er for energi som sikrer dette, når de brukes parallelt med KPI for klimagassutslipp. Om man i prosjekter som ikke benytter ZEN-definisjonens sett av KPI'er, og ikke tar med en egen KPI for energibruk, kan det være riktig å fravike anbefalingen om $B=0$, for å gi tilstrekkelig insentiv også til energieffektivisering. I slike tilfeller bør det tydelig dokumenteres hva formålet med rammeverket er og hvordan en slik økning i faktor B påvirker miljøytelsen til separat energiproduksjon sammenlignet med samproduksjon via avfallsforbrenning med energigjenvinning. Spesielt, bør det evalueres hvorvidt det kan skape risiko for å gi feil insentiver til valg av energisystem.
6. Systemgrense som avfallsprodusent mellom moduler A-C og D bør defineres tydeligere for å unngå misbruk. Vi anbefaler for avfallsforbrenning med energigjenvinning at systemgrensa settes etter forbrenningsprosessen, men før energigjenvinningsprosessen i et forbrenningsanlegg, slik at allokerede klimagassutslipp fra forbrenning plasseres i modulene A-C. Dette er i tråd med EPD-regelverket (International EPD System, 2021). Ved allokering av utslipp fra forbrenningsprosessen til importert energi i drift bør disse plasseres i modul B6.
7. Alternative scenarier for avfall brukt i modul D må defineres bedre for å hindre misbruk. Per dags dato, tyder tilgjengelig data på at det mest sannsynlige utfallet i nær fremtid er at dersom avfall sendes til forbrenning i Norge eller Sverige vil det fortrenge blandet husholdningsavfall til deponi i Europa.

4.7 Implikasjoner for beslutningstaking og politiske føringer

LCA er en metode som ofte tas i bruk for å veilede beslutninger og investeringer. For multifunksjonelle prosesser kan valg av allokeringmetode få direkte påvirkning på hvilken produksjonsmetode som kommer best ut i LCA-resultater. Dette gjør LCA-metodikk sårbar for misbruk og bevisst manipulasjon av allokeringmetoder for å påvirke i retning gitte ønskede beslutninger.

Vi har vist at avfallsforbrenning med energigjenvinning er en slik multifunksjonell prosess hvor allokeringmetodikk vil bli avgjørende for hvilken energiproduksjonsmetode som kommer fordelaktig ut i et klimagassregnskap. Dette betyr at det er en risiko for at allokering av utslipp fra avfallsforbrenning kan endres for å påvirke LCA-resultater, med konsekvens at den faktiske mest miljøeffektive løsningen forkastes.

I Norge er det i enkelte geografiske områder tilknytningsplikt innenfor et konsesjonsområde for fjernvarme, for nybygg og for bygg som gjennomgår større rehabilitering. Kommuner kan gjøre unntak fra tilknytningsplikten i tilfeller hvor det bevises miljømessig fordelaktig å ta i bruk alternative energiløsninger. For avfallsfraksjoner som ikke kan ombrukes eller resirkuleres (inkludert blandet avfall, farlig avfall og avfall med lav materialkvalitet) kan det argumenteres for at alternativ energiproduksjon er miljømessig bedre om varme fra avfallsforbrenning med energigjenvinning kommer som et gratis biprodukt med $B=0$. Det innebærer at en slik analyse bør vise at kombinasjonen av alternativ energiproduksjon og å la varmen fra avfallsforbrenning gå tapt til miljøet gir miljøfordeler relativt til å

gjenvinne varmen fra avfallsforbrenning for fjernvarmeproduksjon. Prinsippet kan bare fravikes dersom avfallsfraksjoner som er rene eller kan sorteres, benyttes til å produsere energi og det kan bevises at materialkvaliteten er høy nok til at disse ellers ville blitt resirkulert eller ombrukt med relative miljøgevinster, eller for plast, deponert på en måte som ikke fører til negative miljøpåvirkninger.

Varme fra avfall vil generelt begrenses av enten lokal forbrenningskapasitet eller tilgang på brennbart avfall. Fjernvarme vil gjennom året typisk produseres med en blanding av energibærere, både gjennom samproduksjon (avfallsforbrenning med energigjenvinning og spillvarme fra industri) og separat produksjon (f.eks. elkjel, varmepumper, bioenergi, naturgass eller olje) og analyser bør reflektere faktisk lokal energimiks tilgjengelig for bygg. Utslippsintensiteten til de andre energibærerne i fjernvarmemiksen blir med $B=0$ utslagsgivende for hvilken produksjonsmåte som blir miljømessig fordelaktig i LCA-resultater. Dette vil godt reflektere miljøtelsen til fjernvarme så lenge ikke-resirkulerbart avfall forbrennes og så lenge forbrenningskapasitet i større grad bidrar til å hindre deponering av blandet avfall internasjonalt enn å hindre økt sirkularitet.

Analysen bør ikke brukes alene som beslutningsgrunnlag for endringer i forbrenningskapasitet. Optimal forbrenningskapasitet lokalt og internasjonalt vil avhenge av befolkningsendringer, økonomisk utvikling, teknologisk utvikling, oppnådd utsortering av avfall, etterspørsel etter varme, innfasing av nye sirkulære strategier, innfasing av nye teknologier for avfallsbehandling og CCS. For å veilede investeringsbeslutninger med hensyn til forbrenningskapasitet, anbefaler vi bruk av integrerte evalueringsmodeller (Fritzeen et al., 2023; Stegmann, Daioglou, Londo, & Junginger, 2022; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022) i kombinasjon med scenarioanalyser av avfallssystemet (Gómez-Sanabria et al., 2022).

4.8 Studiens begrensninger og usikkerhet

Flere regneeksempler har blitt presentert her, men de er alle påvirket av usikkerhet og begrensninger. Vi gjennomførte en Monte Carlo simulering for å evaluere hvor sensitive klimagassberegningene av å sende blandet avfall og fossilt polyetylen til avfallsbehandling var til ulike antagelser. Parametersettingen av deponi hadde stort utslag på miljøkonsekvensene av å fortrenge blandet husholdningsavfall til europeiske deponi, hovedsakelig drevet av usikkerhet knyttet til andel nedbrytbart organisk karbon (O'Dwyer et al., 2018), andel metan i deponigassen (Majdinasab et al., 2017) og andel samlet metan for biogassproduksjon (Powell et al., 2016). Klimapåvirkningen av avfallsforbrenning av plast med energigjenvinning ved overkapasitet eller ved fortrengning av avfall til europeisk avfallsforbrenning med energigjenvinning viste mindre variasjon, noe som reflekterer mindre usikkerhet i parametersettingen. For resirkulering og produksjon av nytt polyetylen var vårt datagrunnlag basert på Ecoinvent (Ekvall et al., 2021; Wernet et al., 2016), men vi forventer ikke at et bredere datagrunnlag ville påvirket konklusjoner. Materialkvalitet er også viktig for resirkuleringsmuligheter (Allacker et al., 2017; European Commission, 2018), og det har vi ikke tatt hensyn til her grunnet datamangel. Gjentatt resirkulering av materialer på tvers av mange livsløp kan også øke aggregerte miljøgevinster fra unngått materialproduksjon (Nyland et al., 2003). For utsortert fossilt polyetylen finnes det også andre behandlingsmåter som vi ikke har tatt hensyn til her, inkludert kjemisk resirkulering som kan bidra til unngått nafta produksjon (Ekvall et al., 2021). Vi vurderte fossil plast som et eksempel på en ren avfallsfraksjon i dette arbeidet, fordi det er forbrenning av plast som hovedsakelig skaper fossile CO₂-utslipp i forbrenningsanlegg. Det kan være hensiktsmessig å vurdere effekten av allokering ved avfallsbehandling av andre rene avfallsfraksjoner i fremtidig arbeid.

Lock-in effekter etter oppskalering av avfallsbehandlingssystemer og energiforsyninger kan vanskelig gjøre endringer de neste tiårene etter at valg tas (Erickson et al., 2015; Greer et al., 2021; Sandberg et al., 2016). En viktig begrensning i denne studien er at avfallsgenerering, avfallssammensetning, avfallsbehandling, og energisystemet ikke har blitt modellert dynamisk, eksempelvis frem mot 2050. Integrerte evalueringsmodeller bør vurderes tas i bruk for å modellere når gunstig kapasitet på avfallsforbrenning nås og når unngåtte metanutslipp fra deponier ikke lenger representerer marginaleffekten i forhold til forbrenning. Dette kan bidra til å gi innsikt i hvordan unngåtte utslipp bør modelleres i modul D over tid. Det er likevel sannsynlig at mengden norsk restavfall sendt til forbrenning vil forbli høyere enn tilgjengelig forbrenningskapasitet frem mot 2035 (Avfall Norge, 2019; L. Wang & Becidan, 2021), og scenarioanalyser viser også at europeisk forbrenningskapasitet øker med 250 % mot 2050 (Figur V.11) i utviklingsforløp med ambisiøse tiltak for økt sirkularitet og klimavern (Gómez-Sanabria et al., 2022; Riahi et al., 2017).

I dette arbeidet har vi sett på avfallstyper som bidrar til fossile klimagassutslipp fra forbrenning, hovedsakelig blandet avfall og rene plastfraksjoner. Material-spesifikk allokering for rene avfallsfraksjoner er derimot veletablert i Circular Footprint Formula (European Commission, 2018), hvor faktor A som allokerer miljøpåvirkninger til livsløpet som bruker resirkulert materiale varierer med materialtype, mens faktor B som allokerer miljøpåvirkninger til livsløpet som bruker gjenvunnet energi har en standardverdi $B=0$. Fremtidig arbeid bør undersøke om det kan være hensiktsmessig å implementere material-spesifikk allokering for rene og resirkulerbare avfallsfraksjoner også i metodikk for nullutslippsområder, for å sikre at LCA-resultater gir insentiver til de mest miljøgunstige løsningene. I tillegg har vi ikke spesifikt vurdert allokering for avfallsbaserte drivstoff (flytende eller fast), noe som bør undersøkes i fremtidig arbeid.

Vi har brukt årlige gjennomsnittlige utslippsintensiteter for energiproduksjon, mens energimiksen i levert fjernvarme faktisk vil endre seg betydelig gjennom året (Dæhlin, 2018). Spesielt kan økt etterspørsel etter fjernvarme føre til økt bruk av andre energibærere, for å dekke topplast på tider av året når forbrenningskapasiteten ikke er høy nok til å møte etterspørselen etter varme. Om topplast dekkes av karbonintensive energibærere, som fossil olje eller naturgass, kan dette føre til økt klimapåvirkning på marginen. I slike tilfeller kan marginalbetraktninger bidra til å gi innsikt om hvordan beslutninger om å knytte mer gulvareal til et fjernvarmenett vil påvirke miljøytelse av energisystemet. Om alternativet er å installere annen desentralisert energiforsyning som varmpumper, så vil dette også belaste elektrisitetsnettet. En marginalanalyse burde dermed også utforske hvordan økt etterspørsel etter elektrisitet påvirker effektbehov i kraftnettet, hvordan det påvirker spisslast på kalde dager og hvorvidt det påvirker muligheter for alternativ bruk av elektrisitet for å substituere fossil energi i andre prosesser (f.eks., industri, transport) (Kauko et al., 2023). Det er verdt å merke seg at på kort sikt er ikke forbrenningskapasiteten elastisk i forhold til etterspørselen av fjernvarme, mens vi på lengre sikt kan anta at investeringer i forbrenningskapasitet påvirkes av etterspørsel etter fjernvarme, portavgifter som tas for å behandle avfall, priser ved energisalg og eventuelle politiske insentiver og føringer (Ekvall et al., 2021). Langtidseffekter av valg blir viktige når langsiktige klimamål skal oppfylles, jfr. Parisavtalens mål om å begrense global oppvarming til under 2°C (Rogelj, Popp, et al., 2018). Beslutningstakere må dermed finne balansen mellom å benytte innsikt som kommer fra analyser gjort med forskjellige tidshorisonter. Dette kan både gjelde analyser gjort med fokus på kjappe utslippsreduksjoner for å frembringe kortsiktige miljøgevinster (Luderer et al., 2016) og scenarioanalyser som søker å identifisere

gunstige langsiktige strategier (Gómez-Sanabria et al., 2022; Stegmann, Daioglou, Londo, van Vuuren, et al., 2022).

Dersom den kvalitative evalueringen av allokeringsmetoder hadde blitt gjort av andre forskere med en annen fagkunnskap kunne poengsettingen blitt annerledes. Evalueringer av allokeringsmetoder bør ideelt sett gjøres individuelt for ulike metodiske rammeverk. I denne studien har vi forholdt oss til det metodiske rammeverket som den internasjonale LCA-standarden tilbyr, i kombinasjon med det analytiske rammeverket i ZEN-definisjonen som forskningscenteret FME ZEN benytter.

5. Konklusjon

Allokering i attribusjonell LCA for multifunksjonelle prosesser og mellom livsløp er en velkjent utfordring, og et stort mangfold av allokeringsmetoder eksisterer i litteraturen. Det finnes ingen objektiv vitenskapelig sannhet i allokerings spørsmål. Forskjellige avfallshåndteringsfilosofier kan lede til ulike konklusjoner, avhengig av om primær materialproduksjon eller tap av materialer fra økonomien blir sett på som hovedproblemet, og om avfallsgenerering eller økonomiske interesser i energiproduksjon blir vurdert som hoveddriveren til avfallsforbrenning. Noen metoder er bedre evaluert og rettferdiggjort enn andre gjennom vitenskapelig litteratur og standarder. Selv i nasjonale og internasjonale standarder finnes det en variasjon i metoder og tenkning. Miljømessige avgjørende systemegenskaper reflekteres forskjellig på tvers av metoder, og økt representasjon betyr typisk økt kompleksitet. Metoden må være enkel nok til at den kan tas i bruk.

Valg av allokeringsmetode kan direkte påvirke LCA-resultater og dermed hvordan en utbygger velger å håndtere avfall og designe energiløsninger i et område. Globale miljøimplikasjoner av alternative avfallshåndteringssystemer og oppvarmingssystemer bør reflektere faktiske forhold og kommuniseres til alle lokale beslutningstakere. For blandet avfall er det fordelaktig å lede avfallsstrømmer bort fra deponier uten metansamling og til avfallsforbrenning, også når avfall flyter på tvers av landegrensler grunnet behandlingsskapasitet og markedsforhold. Forbrenningskapasiteten i Norge og i Europa er i dag mindre enn tilgangen på brennbart avfall og behovet for å redusere deponering av restavfall. Til tross for at det fremover skal gis økt prioritet til sirkulære løsninger og avfallsgjenvinning, vil det være behov for avfallsforbrenning i Norge og Europa. Økt utsortering av avfall vil bidra til å løfte avfall videre opp i avfallshierarkiet. Våre resultater viser at det er liten risiko for å gi insentiver for avfallsforbrenning med energigjenvinning fremfor resirkulering for fossilt polyetylen, men at valg og parametersetting av scenario kan være svært viktig for klimagassberegninger. Spesielt, vil klimaeffekten av økt deponering av avfall i Europa være avhengig av flere faktorer, slik som avfallssammensetning, andel nedbrytbart karbon og eventuell metansamling for biogassproduksjon. For modul B6, vil fjernvarme fra avfallsforbrenning med energigjenvinning typisk gis insentiver dersom allokeringsfaktor B som allokere miljøimplikasjoner til livsløpet som bruker energi settes til $B=0$, mens varmpumper blir gradvis mer fordelaktig dersom B øker. Det er viktig at LCA-praktikere og beslutningstakere er klare over hvor sensitive LCA-resultater kan være til valg av allokeringsfaktor. Lokal kontekst og elektrisitetsmix kan også ha betydning for insentivstyrke og når gitte insentiver skifter mellom ulike energisystemer i bygg.

Vi anbefaler at allokeringsmetoden holdes enklest mulig for nullutslippsområder og at det settes en enkel faktor B som allokere en andel av miljøimplikasjoner til livsløpet som bruker energi. Det anbefales at

B holdes på $B=0$ slik at alle klimagassutslipp fra avfallsforbrenning allokeres til livsløpet som sender avfall til forbrenning. Anbefalingen følger Frischknechts regel, som sier at dersom en kombinert produksjon forårsaker mindre miljøbelastning enn separate produksjoner, så bør allokeringen være slik at miljøbelastning av ett produkt fra kombinert produksjon ikke tilordnes mer miljøbelastning enn separat produksjon av produktet. Dette prinsippet bør gjelde for alt blandet avfall, ikke-resirkulerbare avfallsfraksjoner og farlig avfall. Full allokering til avfallssystemet vil gi fjernvarme med lave utslipp, noe som kan svekke insentivene til energieffektivisering og føre til at desentraliserte varmpumper velges bort i bygg som tilknyttes et fjernvarmesystem. Ved bruk av $B=0$ er det viktig at tilstrekkelige insentiver for energieffektivitet sikres gjennom å vektlegge supplerende bruk av andre indikatorer enn bare klimapåvirkning. Dette gjøres i ZEN-definisjonen som har et sett av KPI'er som både omfatter klimagassutslipp og energibruk, forutsatt brukt parallelt. Dersom løsninger i et utbyggingsområde skal vurderes ved hjelp av et metodisk rammeverk annerledes enn ZEN-definisjonen, og som ikke har en egen KPI for energibruk, er vi åpne for at det kan velges en verdi for B som fraviker anbefalingen $B=0$. I så fall må valget begrunnes ut fra rammeverkets formål og dokumenteres grundig gjennom både kvantitative og kvalitative analyser.

Allokeringsproblemer i attribusjonell LCA oppstår generelt etter et ønske om å isolere en funksjon fra flere funksjoner. Selv om det ikke finnes noen objektive sannheter, så kan allokeringsproblemer løses på en måte som tjener formålet til en LCA. Vår analyse står som et eksempel på hvordan systemekspansjon med substitusjon kan brukes til å veilede valg av allokeringsmetoder for multifunksjonelle prosesser.

Åpen vitenskap

Data som støtter funn, programmeringskode utviklet under arbeidet, samt respons til kommentarer på rapportutkast fra eksterne fagfeller er gjort tilgjengelig i en ekstern database (Næss, Mattson, et al., 2024).

Referanseliste

- Abernethy, S., & Jackson, R. B. (2022). Global temperature goals should determine the time horizons for greenhouse gas emission metrics. *Environmental Research Letters*, *17*(2), 024019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4940>
- Allacker, K., Mathieux, F., Manfredi, S., Pelletier, N., De Camillis, C., Ardente, F., & Pant, R. (2014). Allocation solutions for secondary material production and end of life recovery: Proposals for product policy initiatives. *Resources, Conservation and Recycling*, *88*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.016>
- Allacker, K., Mathieux, F., Pennington, D., & Pant, R. (2017). The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *22*(9), 1441–1458. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1244-0>
- Al-Salem, S. M., Lettieri, P., & Baeyens, J. (2009). Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review. *Waste Management*, *29*(10), 2625–2643. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.004>
- Alvarez, R. A., Zavala-Araiza, D., Lyon, D. R., Allen, D. T., Barkley, Z. R., Brandt, A. R., Davis, K. J., Herndon, S. C., Jacob, D. J., Karion, A., Kort, E. A., Lamb, B. K., Lauvaux, T., Maasackers, J. D., Marchese, A. J., Omara, M., Pacala, S. W., Peischl, J., Robinson, A. L., ... Hamburg, S. P. (2018). Assessment of methane emissions from the U.S. oil and gas supply chain. *Science*, *361*(6398), 186–188. <https://doi.org/10.1126/science.aar7204>
- Armstrong McKay, D. I., Staal, A., Abrams, J. F., Winkelmann, R., Sakschewski, B., Loriani, S., Fetzer, I., Cornell, S. E., Rockström, J., & Lenton, T. M. (2022). Exceeding 1.5°C global warming could trigger multiple climate tipping points. *Science*, *377*(6611), eabn7950. <https://doi.org/10.1126/science.abn7950>
- Avfall Norge. (2019). *Avfallsmengder fram mot 2035*. <https://avfallnorge.no/fagomraader-og-faggrupper/rapporter/avfallsmengder-fram-mot-2035>
- Balcombe, P., F. Speirs, J., P. Brandon, N., & D. Hawkes, A. (2018). Methane emissions: Choosing the right climate metric and time horizon. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *20*(10), 1323–1339. <https://doi.org/10.1039/C8EM00414E>
- Bayard, R., Benbelkacem, H., Gourdon, R., & Buffière, P. (2018). Characterization of selected municipal solid waste components to estimate their biodegradability. *Journal of Environmental Management*, *216*, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.087>
- Bhatia, P., Ranganathan, J., & Development (WBCSD), W. B. C. for S. (2004). *The Greenhouse Gas Protocol*. <https://policycommons.net/artifacts/1360835/the-greenhouse-gas-protocol/1974813/>
- Boucher, O., Friedlingstein, P., Collins, B., & Shine, K. P. (2009). The indirect global warming potential and global temperature change potential due to methane oxidation. *Environmental Research Letters*, *4*(4), 044007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/044007>
- Brandão, M., Kirschbaum, M. U. F., & Cowie, A. L. (2024). Evaluating metrics for quantifying the climate-change effects of land-based carbon fluxes. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *29*(2), 328–343. <https://doi.org/10.1007/s11367-023-02251-0>
- Brandt, A. R., Heath, G. A., Kort, E. A., O’Sullivan, F., Pétron, G., Jordaan, S. M., Tans, P., Wilcox, J., Gopstein, A. M., Arent, D., Wofsy, S., Brown, N. J., Bradley, R., Stucky, G. D., Eardley, D., & Harriss, R. (2014). Methane Leaks from North American Natural Gas Systems. *Science*, *343*(6172), 733–735. <https://doi.org/10.1126/science.1247045>

- Broberg, T., Dijkgraaf, E., & Meens-Eriksson, S. (2022). Burn or let them bury? The net social cost of producing district heating from imported waste. *Energy Economics*, *105*, 105713. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.105713>
- Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2015). Waste to energy – key element for sustainable waste management. *Waste Management*, *37*, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.003>
- Calvin, K., Cowie, A., Berndes, G., Armeth, A., Cherubini, F., Portugal-Pereira, J., Grassi, G., House, J., Johnson, F. X., Popp, A., Rounsevell, M., Slade, R., & Smith, P. (2021). Bioenergy for climate change mitigation: Scale and sustainability. *GCB Bioenergy*, *13*(9), 1346–1371.
- CEN. (2014). *Round and sawn timber – Environmental Product Declarations – Product category rules for wood and wood-based products for use in construction (EN 16485:2014)*. European Committee for Standardization.
- CEN. (2016). *SN-CEN/TR 16970:2016. Sustainability of construction works—Guidance for the implementation of EN 15804*.
- CEN. (2019). *Sustainability of construction works—Environmental product declarations—Core rules for the product category of construction products. EN 15804:2012+A2:2019*.
- Chen, D., Yin, L., Wang, H., & He, P. (2014). Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. *Waste Management*, *34*(12), 2466–2486. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.004>
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2008). Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. *Waste Management*, *28*(12), 2552–2564. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.11.011>
- Cherubini, F., Bargigli, S., & Ulgiati, S. (2009). Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, *34*(12), 2116–2123. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.08.023>
- Cherubini, F., Strømman, A. H., & Ulgiati, S. (2011). Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, *55*(11), 1070–1077. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.001>
- Cowie, A. L., Berndes, G., Bentsen, N. S., Brandão, M., Cherubini, F., Egnell, G., George, B., Gustavsson, L., Hanewinkel, M., Harris, Z. M., Johnsson, F., Junginger, M., Kline, K. L., Koponen, K., Koppejan, J., Kraxner, F., Lamers, P., Majer, S., Marland, E., ... Ximenes, F. A. (2021). Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. *GCB Bioenergy*, *13*(8), 1210–1231. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12844>
- Dæhlin, E. (2018). *Temporal Carbon Intensity of Current and Future Energy Carriers at NTNU Gløshaugen* [Master thesis, NTNU]. <https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2562286>
- Dalsøren, S. B., Myhre, C. L., Myhre, G., Gomez-Pelaez, A. J., Søvde, O. A., Isaksen, I. S. A., Weiss, R. F., & Harth, C. M. (2016). Atmospheric methane evolution the last 40 years. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *16*(5), 3099–3126. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3099-2016>
- Dorber, M., Mattson, K. R., Sandlund, O. T., May, R., & Verones, F. (2019). Quantifying net water consumption of Norwegian hydropower reservoirs and related aquatic biodiversity impacts in Life Cycle Assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, *76*, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.12.002>

- Drünert, S., Neuling, U., Zitscher, T., & Kaltschmitt, M. (2020). Power-to-Liquid fuels for aviation – Processes, resources and supply potential under German conditions. *Applied Energy*, 277, 115578. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115578>
- ECN.TNO. (2019). *Phyllis2, database for (treated) biomass, algae, feedstocks for biogas production and biochar*. <https://phyllis.nl/>
- EEA. (2022a). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2020 and inventory report 2022—European Environment Agency* [Publication]. <https://www.eea.europa.eu/publications/annual-european-union-greenhouse-gas-1>
- EEA. (2022b). *Diversion of waste from landfill in Europe*. <https://www.eea.europa.eu/ims/diversion-of-waste-from-landfill>
- EEA. (2022c). *Methane emissions in the EU: The key to immediate action on climate change — European Environment Agency* [Briefing]. <https://www.eea.europa.eu/publications/methane-emissions-in-the-eu>
- Egging-Bratseth, R., Kauko, H., Knudsen, B. R., Bakke, S. A., Ettayebi, A., & Haufe, I. R. (2021). Seasonal storage and demand side management in district heating systems with demand uncertainty. *Applied Energy*, 285, 116392. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.116392>
- Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). *IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*.
- Ekvall, T. (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29(1), 91–109. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00057-9)
- Ekvall, T. (2018). *Miljöbedömning av energibärare—Vägledning för livscykelanalyser*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-196>
- Ekvall, T. (2019). Attributional and consequential life cycle assessment. In *Sustainability Assessment at the 21st century*. IntechOpen.
- Ekvall, T., Albertsson, G. S., & Jelse, K. (2020). *Modeling recycling in life cycle assessment*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-27>
- Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 27(8), 989–996. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015>
- Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041—A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 9(3), 197–208. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00052-4)
- Ekvall, T., Gottfridsson, M., Nellström, M., Nilsson, J., Rydberg, M., & Rydberg, T. (2021). Modelling incineration for more accurate comparisons to recycling in PEF and LCA. *Waste Management*, 136, 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.09.036>
- Element Energy. (2018). *Shipping CO2—UK Cost Estimation Study*. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/761762/BEIS_Shipping_CO2.pdf
- Erickson, P., Kartha, S., Lazarus, M., & Tempest, K. (2015). Assessing carbon lock-in. *Environmental Research Letters*, 10(8), 084023. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084023>
- European Commission. (2018). *Product Environmental Footprint Category Rules Guidance. Version 6.3—May 2018*. https://eplca.jrc.ec.europa.eu/permalink/PEFCR_guidance_v6.3-2.pdf
- European Commission. (2021a). *European Missions. 100 Climate-Neutral and Smart Cities by 2030. Info Kit for Cities*. https://research-and-innovation.ec.europa.eu/system/files/2021-11/ec_rtd_eu-mission-climate-neutral-cities-infokit.pdf

- European Commission. (2021b). *List of Stationary Installations in the Union Registry*.
https://ec.europa.eu/clima/policies/ets/registry_en#tab-0-1
- European Union. (2023). *Document L:2023:130:TOC*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L:2023:130:TOC>
- Feng, Y., & Rosa, L. (2024). Global biomethane and carbon dioxide removal potential through anaerobic digestion of waste biomass. *Environmental Research Letters*, 19(2), 024024.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad1e81>
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Forster, P., Storelvmo, T., Armour, K., Collins, W., Dufresne, J.-L., Frame, D., Lunt, D., Mauritsen, T., Palmer, M., Watanabe, M., & Zhang, H. (2021). *The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity*. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>
- Fråne, A., Ekvall, T., & Jensen, C. (2016). *Avfallsimport och materialåtervinning*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2916>
- Frischknecht, R. (2000). Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(2), 85–95.
<https://doi.org/10.1007/BF02979729>
- Fritzeen, W. E., O'Rourke, P. R., Fuhrman, J. G., Colosi, L. M., Yu, S., Shobe, W. M., Doney, S. C., McJeon, H. C., & Clarens, A. F. (2023). Integrated Assessment of the Leading Paths to Mitigate CO₂ Emissions from the Organic Chemical and Plastics Industry. *Environmental Science & Technology*, 57(49), 20571–20582. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05202>
- Gabrielli, P., Rosa, L., Gazzani, M., Meys, R., Bardow, A., Mazzotti, M., & Sansavini, G. (2023). Net-zero emissions chemical industry in a world of limited resources. *One Earth*, 6(6), 682–704.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.05.006>
- Galimova, T., Ram, M., Bogdanov, D., Fasihi, M., Khalili, S., Gulagi, A., Karjunen, H., Mensah, T. N. O., & Breyer, C. (2022). Global demand analysis for carbon dioxide as raw material from key industrial sources and direct air capture to produce renewable electricity-based fuels and chemicals. *Journal of Cleaner Production*, 373, 133920.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133920>
- Gnansounou, E. (2018). Coproducts performances in biorefineries: Development of Claiming-based allocation models for environmental policy. *Bioresource Technology*, 254, 31–39.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.052>
- Gómez-Sanabria, A., Kiesewetter, G., Klimont, Z., Schoepp, W., & Haberl, H. (2022). Potential for future reductions of global GHG and air pollutants from circular waste management systems. *Nature Communications*, 13(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27624-7>
- Greer, R., von Wirth, T., & Loorbach, D. (2021). The Waste-Resource Paradox: Practical dilemmas and societal implications in the transition to a circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 303, 126831. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126831>
- Guinée, J., Heijungs, R., & Frischknecht, R. (2021). Multifunctionality in Life Cycle Inventory Analysis: Approaches and Solutions. In A. Ciroth & R. Arvidsson (Eds.), *Life Cycle Inventory Analysis: Methods and Data* (pp. 73–95). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-62270-1_4

- Hagberg, M., Gode, J., Lätt, A., Ekvall, T., Adolfsson, I., & Martinsson, F. (2017). *Miljövärdering av energilösningar i byggnader (etapp 2)*. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-2882>
- Hanssen, S. V., Daioglou, V., Steinmann, Z. J. N., Doelman, J. C., Van Vuuren, D. P., & Huijbregts, M. A. J. (2020). The climate change mitigation potential of bioenergy with carbon capture and storage. *Nature Climate Change*, *10*(11), 1023–1029. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0885-y>
- Haupt, M., Kägi, T., & Hellweg, S. (2018a). Life cycle inventories of waste management processes. *Data in Brief*, *19*, 1441–1457. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.067>
- Haupt, M., Kägi, T., & Hellweg, S. (2018b). Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, *79*, 815–827. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>
- Häußler, M., Eck, M., Rothauer, D., & Mecking, S. (2021). Closed-loop recycling of polyethylene-like materials. *Nature*, *590*(7846), Article 7846. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-03149-9>
- Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, *27*(8), 997–1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>
- Hellweg, S., Benetto, E., Huijbregts, M. A. J., Verones, F., & Wood, R. (2023). Life-cycle assessment to guide solutions for the triple planetary crisis. *Nature Reviews Earth & Environment*, *4*(7), Article 7. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00449-2>
- Hellweg, S., & Milà i Canals, L. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, *344*(6188), 1109–1113. <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Helseth, I. A. (2022). *Metode for timesoppløst marginal utslippsprofil og anvendelse i klimagassberegninger for Nyhavna*. Norwegian University of Science and Technology.
- Hjellnes Consult. (2017). *Avfallsanalysen 2017. En analyse av husholdningsavfallet fra heneordningens avfallsbeholdere i Oslo kommune*.
- Holm, J., & Ottosson, J. (2016). *The future development of district heating in Gothenburg*. <https://hdl.handle.net/20.500.12380/246046>
- Huijbregts, M. A., Steinmann, Z. J., Elshout, P. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Hollander, A., Zijp, M., & van Zelm, R. (2016). *ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level report I: characterization*.
- Hultman, J., & Corvellec, H. (2012). The European Waste Hierarchy: From the Sociomateriality of Waste to a Politics of Consumption. *Environment and Planning A: Economy and Space*, *44*(10), 2413–2427. <https://doi.org/10.1068/a44668>
- Ijassi, W., Ben Rejeb, H., & Zwolinski, P. (2021). Environmental impact evaluation of co-products: Decision-aid tool for allocation in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *26*(11), 2199–2214. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01984-0>
- Ilic, D. D., & Ödlund, L. (2018). Method for allocation of carbon dioxide emissions from waste incineration which includes energy recovery. *Energy Procedia*, *149*, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.08.204>
- International EPD System. (2021). *Product Category Rules: Electricity, Steam and Hot/Cold Water Generation and Distribution*.
- ISO. (2006a). *ISO 14040:2006 Life Cycle Assessment, Principles and Framework*. <https://www.iso.org/standard/37456.html>

- ISO. (2006b). *ISO 14044:2006 Life cycle assessment—Requirements and guidelines*.
<https://www.iso.org/standard/38498.html>
- ISO. (2017). *Sustainability in buildings and civil engineering works—Core rules for environmental product declarations of construction products and services*. International Organization for Standardization.
- Johansson, I. (2014). *Ekonomisk allokering av emissioner och resurser vid avfallsförbränning med energiåtervinning*. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-5614>
- Kauko, H., Manrique Delgado, B., Sartori, I., & Backe, S. (2023). *Energy efficiency and district heating to reduce future power shortage. Potential scenarios for Norwegian building mass towards 2050*. SINTEF akademisk forlag. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/3063886>
- Kauko, H., Pinel, D., Graabak, I., & Wolfgang, O. (2022). Assessing the potential of seasonal thermal storage for local energy systems: Case study for a neighborhood in Norway. *Smart Energy*, 6, 100075. <https://doi.org/10.1016/j.segy.2022.100075>
- Kinnaman, T. C., & Yamamoto, M. (2023). Has Incineration Replaced Recycling? Evidence from OECD Countries. *Sustainability*, 15(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/su15043234>
- Klenner, J., Lund, M., Muri, H., & Strømman, A. (2023). *Fleet-wide assessment of alternative aviation fuels with a combined flight and LCA model*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3117157/v1>
- Klimapartnere. (2022). *Klimaregnskap*. <https://klimapartnere.avinet.no/-/klimaregnskap>
- Knobloch, F., Hanssen, S. V., Lam, A., Pollitt, H., Salas, P., Chewpreecha, U., Huijbregts, M. A. J., & Mercure, J.-F. (2020). Net emission reductions from electric cars and heat pumps in 59 world regions over time. *Nature Sustainability*, 3(6), Article 6. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0488-7>
- Korberg, A. D., Brynolf, S., Grahn, M., & Skov, I. R. (2021). Techno-economic assessment of advanced fuels and propulsion systems in future fossil-free ships. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 142, 110861. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110861>
- Lausselet, C., Cherubini, F., del Alamo Serrano, G., Becidan, M., & Strømman, A. H. (2016). Life-cycle assessment of a Waste-to-Energy plant in central Norway: Current situation and effects of changes in waste fraction composition. *Waste Management*, 58, 191–201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.014>
- Lausselet, C., Cherubini, F., Oreggioni, G. D., del Alamo Serrano, G., Becidan, M., Hu, X., Rørstad, P. Kr., & Strømman, A. H. (2017). Norwegian Waste-to-Energy: Climate change, circular economy and carbon capture and storage. *Resources, Conservation and Recycling*, 126, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.025>
- Lausselet, C., Rokseth, L. S., Lien, S. K., Bergsdal, H., Tønnesen, J., Brattebø, H., & Sandberg, N. H. (2022). Geo-referenced building stock analysis as a basis for local-level energy and climate mitigation strategies. *Energy and Buildings*, 276, 112504. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2022.112504>
- Lenton, T. M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J. W., Lucht, W., Rahmstorf, S., & Schellnhuber, H. J. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(6), 1786 LP – 1793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705414105>
- Levaggi, L., Levaggi, R., Marchiori, C., & Trecroci, C. (2022). Waste-to-Energy and recycling: The role of plant ownership and waste mobility. *Waste Management*, 141, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.01.020>

- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. (2010). Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169–3174. <https://doi.org/10.1021/es9030003>
- Levina, E., Gerrits, B., & Blanchard, M. (2023). *CCS in Europe – Regional Overview*. Global CCS Institute. <https://www.globalccsinstitute.com/resources/publications-reports-research/ccs-in-europe-regional-overview/>
- Lovdata. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)—Lovdata*. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930>
- Lovdata. (2023). *Forskrift om endring i forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)—Lovdata*. <https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2023-12-04-1954>
- Luderer, G., Bertram, C., Calvin, K., De Cian, E., & Kriegler, E. (2016). Implications of weak near-term climate policies on long-term mitigation pathways. *Climatic Change*, 136(1), 127–140. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0899-9>
- Lümmen, N., & Røstbø, E. V. (2020). Biowaste to hydrogen or Fischer-Tropsch fuels by gasification – A Gibbs energy minimisation study for finding carbon capture potential and fossil carbon displacement on the road. *Energy*, 211, 118996. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118996>
- Majdinasab, A., Zhang, Z., & Yuan, Q. (2017). Modelling of landfill gas generation: A review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 16(2), 361–380. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9425-2>
- Malinauskaitė, J., Jouhara, H., Czajczyńska, D., Stanchev, P., Katsou, E., Rostkowski, P., Thorne, R. J., Colón, J., Ponsá, S., Al-Mansour, F., Anguilano, L., Krzyżyńska, R., López, I. C., A.Vlasopoulos, & Spencer, N. (2017). Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy*, 141, 2013–2044. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.128>
- Marconi, P., & Rosa, L. (2023). Role of biomethane to offset natural gas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 187, 113697. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113697>
- Martínez, J. H., Romero, S., Ramasco, J. J., & Estrada, E. (2022). The world-wide waste web. *Nature Communications*, 13(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28810-x>
- Martinopoulos, G., Papakostas, K. T., & Papadopoulos, A. M. (2018). A comparative review of heating systems in EU countries, based on efficiency and fuel cost. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 687–699. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.060>
- Meng, F., Brandão, M., & Cullen, J. M. (2024). Replacing Plastics with Alternatives Is Worse for Greenhouse Gas Emissions in Most Cases. *Environmental Science & Technology*, 58(6), 2716–2727. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c05191>
- Meng, F., Wagner, A., Kremer, A. B., Kanazawa, D., Leung, J. J., Goult, P., Guan, M., Herrmann, S., Speelman, E., Sauter, P., Lingeswaran, S., Stuchtey, M. M., Hansen, K., Masanet, E., Serrenho, A. C., Ishii, N., Kikuchi, Y., & Cullen, J. M. (2023). Planet-compatible pathways for transitioning the chemical industry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(8), e2218294120. <https://doi.org/10.1073/pnas.2218294120>
- Meys, R., Kätelhön, A., Bachmann, M., Winter, B., Zibunas, C., Suh, S., & Bardow, A. (2021). Achieving net-zero greenhouse gas emission plastics by a circular carbon economy. *Science*, 374(6563), 71–76. <https://doi.org/10.1126/science.abg9853>
- Miljöbyggnads Tekniska råd. (2014). *Miljöbyggnads bedömningskriterier för nyproduktion, Manual 2.2*.

- Miljødirektoratet. (2019). *Avfallsplan 2020-2025. Status og planer for avfallshåndtering, inkludert avfallsforebyggingsprogram*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1582/m1582.pdf>
- Moe, S. H. (2010). *En analyse av det norske markedet for avfallsforbrenning* [Master thesis, Norwegian University of Life Sciences, Ås]. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/187177>
- Moustakas, K., Loizidou, M., Klemes, J., Varbanov, P., & Hao, J. L. (2023). New developments in sustainable waste-to-energy systems. *Energy*, 284, 129270.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.129270>
- Muri, H. (2018). The role of large-scale BECCS in the pursuit of the 1.5°C target: An Earth system model perspective. *Environmental Research Letters*, 13(4), 44010.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab324>
- Næss, J. S., Cavalett, O., & Cherubini, F. (2021). The land–energy–water nexus of global bioenergy potentials from abandoned cropland. *Nature Sustainability*, 4(6), 525–536.
<https://doi.org/10.1038/s41893-020-00680-5>
- Næss, J. S., Henriksen, I. M., & Skjølvold, T. M. (2024). Bridging Quantitative and Qualitative Science for BECCS in Abandoned Croplands. *Earth's Future*, 12(3), e2023EF003849.
<https://doi.org/10.1029/2023EF003849>
- Næss, J. S., Hu, X., Gvein, M. H., Iordan, C.-M., Cavalett, O., Dorber, M., Giroux, B., & Cherubini, F. (2023). Climate change mitigation potentials of biofuels produced from perennial crops and natural regrowth on abandoned and degraded cropland in Nordic countries. *Journal of Environmental Management*, 325, 116474. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116474>
- Næss, J. S., Mattson, K. R., Giroux, B., Rustad, I., Brattebø, H., & Hertwich, E. (2024). *Kode og tilleggsdata: Klimagassvektning av avfallsforbrenning med energigjenvinning i livsløpsanalyser* (Energigjenvinning) [Computer software]. Zenodo.
<https://doi.org/10.5281/zenodo.10681124>
- Næss, J. S., Sandberg, N. H., Nord, N., Vestrum, M. I., Lausselet, C., Woszczek, A., Rønneseth, Ø., & Brattebø, H. (2018). Neighbourhood building stock model for long-term dynamic analyses of energy demand and GHG emissions. In 63. SINTEF akademisk forlag.
<https://ntnuopen.ntnu.no/ntnu-xmlui/handle/11250/2595085>
- Najjar, M. K., Figueiredo, K., Evangelista, A. C. J., Hammad, A. W. A., Tam, V. W. Y., & Haddad, A. (2022). Life cycle assessment methodology integrated with BIM as a decision-making tool at early-stages of building design. *International Journal of Construction Management*, 22(4), 541–555. <https://doi.org/10.1080/15623599.2019.1637098>
- Nordic Council of Ministers. (2015). *Sectoral expansion of the EU ETS*. <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:893105/FULLTEXT06.pdf>
- Norsk Fjernvarme. (2023). *Fjernkontrollen* [dataset].
- Norsk Gjenvinning. (2023). *Avfallstyper*. <https://www.norskgjenvinning.no/tjenester/avfallstyper/>
- Nyland, C. A., Modahl, I. S., Raadal, H. L., & Hanssen, O. J. (2003). Application of LCA as a decision-making tool for waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 331–336. <https://doi.org/10.1007/BF02978506>
- O'Dwyer, J., Walshe, D., & Byrne, K. A. (2018). Wood waste decomposition in landfills: An assessment of current knowledge and implications for emissions reporting. *Waste Management*, 73, 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.002>

- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P. (2014). A new scenario framework for climate change research: The concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, *122*(3), 387–400.
<https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>
- Pelletier, N., Ardente, F., Brandão, M., De Camillis, C., & Pennington, D. (2015). Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: Is increased consistency possible? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *20*(1), 74–86.
<https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>
- Pelletier, N., & Tyedmers, P. (2011). An Ecological Economic Critique of the Use of Market Information in Life Cycle Assessment Research. *Journal of Industrial Ecology*, *15*(3), 342–354. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00337.x>
- Pelletier, N., & Tyedmers, P. (2012). Response to Weinzettel. *Journal of Industrial Ecology*, *16*(3), 456–458. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00479.x>
- Peng, L., Searchinger, T. D., Zions, J., & Waite, R. (2023). The carbon costs of global wood harvests. *Nature*, *620*(7972), Article 7972. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06187-1>
- Persson, U., & Münster, M. (2016). Current and future prospects for heat recovery from waste in European district heating systems: A literature and data review. *Energy*, *110*, 116–128.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.12.074>
- Pizarro-Alonso, A., Cimpan, C., & Münster, M. (2018). The climate footprint of imports of combustible waste in systems with high shares of district heating and variable renewable energy. *Waste Management*, *79*, 800–814. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.006>
- Poullikkas, A. (2005). An overview of current and future sustainable gas turbine technologies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *9*(5), 409–443.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2004.05.009>
- Powell, J. T., Townsend, T. G., & Zimmerman, J. B. (2016). Estimates of solid waste disposal rates and reduction targets for landfill gas emissions. *Nature Climate Change*, *6*(2), Article 2.
<https://doi.org/10.1038/nclimate2804>
- Pryshlakivsky, J., & Searcy, C. (2021). Life Cycle Assessment as a decision-making tool: Practitioner and managerial considerations. *Journal of Cleaner Production*, *309*, 127344.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127344>
- Raadal, H. L., Stensgård, A. E., Lyng, K.-A., & Hanssen, O. J. (2016). *Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje*.
<https://norsus.no/publikasjon/vurdering-av-virkemidler-for-okt-utsortering-av-vatorganisk-avfall-og-plastemballasje/>
- Ragaert, K., Delva, L., & Van Geem, K. (2017). Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste. *Waste Management*, *69*, 24–58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.044>
- Resch, E., Andresen, I., Selvig, E., Wiik, M. K., Tellnes, L. G., & Stoknes, S. (2021). FutureBuilt Zero-Materialer og Energi Metodebeskrivelse. *Norway: Future Built*.
https://www.futurebuilt.no/content/download/28118/file/FutureBuilt%20ZERO_metodenotat_V2.0%2014.06.2021.pdf
- Resch, E., Fjellheim, K., Fufa, S. M., Selvig, E., Sandberg, H., Stoknes, S., & Brattebø, H. (2023). *Metode for klimagassberegninger av bygg—ZEN-case for test og sammenligning av NS 3720 og FutureBuilt Zero*. SINTEF akademisk forlag. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/3065182>

- Resch, E., Wiik, M. K., Tellnes, L. G., Andresen, I., Selvig, E., & Stoknes, S. (2022). FutureBuilt Zero—A simplified dynamic LCA method with requirements for low carbon emissions from buildings. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1078(1), 012047. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1078/1/012047>
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Samir, K. C., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., ... Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153–168.
- Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K. V., Luderer, G., Emmerling, J., Gernaat, D., Fujimori, S., Strefler, J., Hasegawa, T., Marangoni, G., Krey, V., Kriegler, E., Riahi, K., van Vuuren, D. P., Doelman, J., Drouet, L., Edmonds, J., Fricko, O., Harmsen, M., ... Tavoni, M. (2018). Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5 °C. *Nature Climate Change*, 8(4), 325–332.
- Rogelj, J., Shindell, D., Jiang, K., Fifita, S., Forster, P., Ginzburg, V., Handa, C., Kheshgi, H., Kobayashi, S., Kriegler, E., Mundaca, L., Seferian, R., Vilarino, M. V., Calvin, K., Edelenbosch, O., Emmerling, J., Fuss, S., Gasser, T., Gillet, N., ... Zhou, W. (2018). Chapter 2: Mitigation pathways compatible with 1.5°C in the context of sustainable development. In *Global Warming of 1.5 °C an IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*. Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/15515/>
- Rosa, L., Sanchez, D. L., & Mazzotti, M. (2021). Assessment of carbon dioxide removal potential via BECCS in a carbon-neutral Europe. *Energy & Environmental Science*, 14(5), 3086–3097. <https://doi.org/10.1039/D1EE00642H>
- Sadeghi, H., Ijaz, A., & Singh, R. M. (2022). Current status of heat pumps in Norway and analysis of their performance and payback time. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 54, 102829. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2022.102829>
- Sahlin, J., Holmström, D., & Bisailon, M. (2013). *Import av avfall till energiutvinning i Sverige*. https://wasterefinery.se/media/2016/02/WR3546-Delproj-1_Import-av-avfall_till-AI.pdf
- Sandberg, N. H., Næss, J. S., Brattebø, H., Andresen, I., & Gustavsen, A. (2021). Large potentials for energy saving and greenhouse gas emission reductions from large-scale deployment of zero emission building technologies in a national building stock. *Energy Policy*, 152, 112114. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2020.112114>
- Sandberg, N. H., Næss, J. S., Gustavsen, A., & Brattebø, H. (2019). Energianalyse for bygningsmassen i Oslo. Scenarioanalyse av energibruk og klimagassutslipp 2009–2040. In 14. SINTEF akademisk forlag; NTNU; SINTEF. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/2593260>
- Sandberg, N. H., Sartori, I., Heidrich, O., Dawson, R., Dascalaki, E., Dimitriou, S., Vimmr, T., Filippidou, F., Stegnar, G., Zavrl, M. Š., & Brattebø, H. (2016). Dynamic Building Stock Modelling: Application to 11 European countries to support the energy efficiency and retrofit ambitions of the EU. *Energy and Buildings*, 1–70. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.05.100>
- Saunio, M., Stavert, A. R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Raymond, P. A., Dlugokencky, E. J., Houweling, S., Patra, P. K., Ciais, P., Arora, V. K., Bastviken, D.,

- Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K. M., Carrol, M., ... Zhuang, Q. (2020). The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12(3), 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Scarlat, N., Fahl, F., & Dallemand, J.-F. (2019). Status and Opportunities for Energy Recovery from Municipal Solid Waste in Europe. *Waste and Biomass Valorization*, 10(9), 2425–2444. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0297-7>
- Scarlat, N., Prussi, M., & Padella, M. (2022). Quantification of the carbon intensity of electricity produced and used in Europe. *Applied Energy*, 305, 117901. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.117901>
- Schrijvers, D. L., Loubet, P., & Sonnemann, G. (2016). Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 976–993. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1063-3>
- Schrijvers, D. L., Loubet, P., & Weidema, B. P. (2021). To what extent is the Circular Footprint Formula of the Product Environmental Footprint Guide consequential? *Journal of Cleaner Production*, 320, 128800. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128800>
- Shah, A. V., Srivastava, V. K., Mohanty, S. S., & Varjani, S. (2021). Municipal solid waste as a sustainable resource for energy production: State-of-the-art review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(4), 105717. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105717>
- Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., & Stuber, N. (2005). Alternatives to the Global Warming Potential for Comparing Climate Impacts of Emissions of Greenhouse Gases. *Climatic Change*, 68(3), 281–302. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-1146-9>
- Soldal, E., & Modahl, I. S. (2021). *LCA of infrastructure for district energy*. https://www.fjernkontrollen.no/uploaded/files/or.13.21_district_heating_infrastructure.pdf
- Sonnemann, G., & Vigon, B. (2011). *Global guidance principles for Life Cycle Assessment (LCA) databases: A basis for greener processes and products*. United Nations Environment Programme.
- Sovacool, B. K., Axsen, J., & Sorrell, S. (2018). Promoting novelty, rigor, and style in energy social science: Towards codes of practice for appropriate methods and research design. *Energy Research & Social Science*, 45, 12–42. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.07.007>
- Standard Norge. (2018). *NS3720:2018 Metode for klimagassberegninger for bygninger*.
- Standard Norge. (2022). *NS 3451:2022. Bygningsdelstabell og systemkodetabell for bygninger og tilhørende uteområder*. <https://online.standard.no/ns-3451-2022>
- Statistisk Sentralbyrå. (2022). *08940: Klimagasser, etter energiprodukt, komponent, år og statistikkvariabel*. <https://www.ssb.no/statbank/table/08940/>
- Stegmann, P., Daioglou, V., Londo, M., & Junginger, M. (2022). The plastics integrated assessment model (PLAIA): Assessing emission mitigation pathways and circular economy strategies for the plastics sector. *MethodsX*, 9, 101666. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101666>
- Stegmann, P., Daioglou, V., Londo, M., van Vuuren, D. P., & Junginger, M. (2022). Plastic futures and their CO2 emissions. *Nature*, 612(7939), Article 7939. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05422-5>
- Terlouw, T., Bauer, C., Rosa, L., & Mazzotti, M. (2021). Life cycle assessment of carbon dioxide removal technologies: A critical review. *Energy & Environmental Science*, 14(4), 1701–1721. <https://doi.org/10.1039/D0EE03757E>
- Torstensen, S. B. (2020). *Klimaregnskap for fjernvarme 2020—Felles utslippsfaktorer for den norske fjernvarmebransjen – Oppdatering 2020*.

- https://www.fjernkontrollen.no/uploaded/files/2020_06_01_klimaregnskap_for_fjernvarme_2020.pdf
- Towprayoon, S., Tomonori, I., Chiemchaisiri, C., Abdel-Aziz, A. O., Hunstone, M. E., Jarusutthirak, C., Ritzkowski, M., & Thomsen, M. (2019). *Chapter 3—Solid waste disposal. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/5_Volume5/19R_V5_3_Ch03_SWDS.pdf
- Tukker, A. (2000). Philosophy of science, policy sciences and the basis of decision support with LCA Based on the toxicity controversy in Sweden and the Netherlands. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(3), 177–186. <https://doi.org/10.1007/BF02978621>
- Van Caneghem, J., Van Acker, K., De Greef, J., Wauters, G., & Vandecasteele, C. (2019). Waste-to-energy is compatible and complementary with recycling in the circular economy. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 21(5), 925–939. <https://doi.org/10.1007/s10098-019-01686-0>
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., & Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, 109(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>
- Värmemarknadskommittén. (2013). *Överenskommelse i värmemarknadskommittén 2013*.
- Wang, L., & Becidan, M. (2021). MSW in a Circular Economy: 2020 - 2035 Scenarios for the City of Oslo, Norway. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 691(1), 012006. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/691/1/012006>
- Wang, S., & Wang, S. (2015). Impacts of wind energy on environment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49, 437–443. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.137>
- Wardenaar, T., van Ruijven, T., Beltran, A. M., Vad, K., Guinée, J., & Heijungs, R. (2012). Differences between LCA for analysis and LCA for policy: A case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), 1059–1067. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0431-x>
- Waste Sweden. (2014). *Guide# 12-Rekommendation avseende miljövärdering av avfallsförbränning med energiåtervinning*. https://www.malarenergi.se/globalassets/dokument/koncerngemensamma/miljo/guide12_rekommendationer.pdf
- Weidema, B. (2000). Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4(3), 11–33. <https://doi.org/10.1162/108819800300106366>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): Overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Wiik, M. R. K., Fjellheim, K., Vandervaeren, C., Lien, S. K., Meland, S., Nordström, T., Baer, D., Cheng, C. Y., Truloff, S., Brattebø, H., & Gustavsen, A. (2022). *Nullutslippsnabolag i smarte byer: Definisjon, vurderingskriterier og nøkkelindikatorer: Versjon 3.0*. SINTEF akademisk forlag. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/2997598>
- Wiik, M. R. K., Fjellheim, K., Vandervaeren, C., Lien, S. K., Meland, S., Nordström, T., Cheng, C. Y., Brattebø, H., & Thiis, T. K. (2022). *Nullutslippsområde i smarte byer. Definisjon, nøkkelindikatorer og vurderingskriterier: Versjon 4.0*. SINTEF akademisk forlag. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/3043360>

- Wiik, M. R. K., Homaei, S., Lien, S. K., Fjellheim, K., Vandervaeren, C., Fufa, S. M., Baer, D., Sartori, I., Nordström, T., Meland, S., Cheng, C. Y., & Thomsen, J. (2022). *ZEN-definisjonen – En veileder for ZEN-pilotområder. Versjon 3.0. Norsk*. SINTEF akademisk forlag. <https://sintef.brage.unit.no/sintef-xmlui/handle/11250/3051261>
- WRAP. (2022). *Gate Fees 2021/22 report*. <https://wrap.org.uk/resources/report/gate-fees-202122-report>
- Wu, F., Muller, A., & Pfenninger, S. (2023). Strategic uses for ancillary bioenergy in a carbon-neutral and fossil-free 2050 European energy system. *Environmental Research Letters*, *18*(1), 014019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aca9e1>
- Wu, F., Pfenninger, S., & Muller, A. (2024). Land-free bioenergy from circular agroecology—A diverse option space and trade-offs. *Environmental Research Letters*, *19*(4), 044044. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad33d5>
- Xia, Q., Chen, C., Yao, Y., Li, J., He, S., Zhou, Y., Li, T., Pan, X., Yao, Y., & Hu, L. (2021). A strong, biodegradable and recyclable lignocellulosic bioplastic. *Nature Sustainability*, *4*(7), Article 7. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00702-w>
- Xu, S., Wang, R., Gasser, T., Ciais, P., Peñuelas, J., Balkanski, Y., Boucher, O., Janssens, I. A., Sardans, J., Clark, J. H., Cao, J., Xing, X., Chen, J., Wang, L., Tang, X., & Zhang, R. (2022). Delayed use of bioenergy crops might threaten climate and food security. *Nature*, *609*(7926), Article 7926. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05055-8>
- Yamamoto, M., & Kinnaman, T. C. (2022). Is incineration repressing recycling? *Journal of Environmental Economics and Management*, *111*, 102593. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102593>
- Zamri, M. F. M. A., Hasmady, S., Akhilar, A., Ideris, F., Shamsuddin, A. H., Mofijur, M., Fattah, I. M. R., & Mahlia, T. M. I. (2021). A comprehensive review on anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *137*, 110637. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110637>
- Zuiderveen, E. A. R., Kuipers, K. J. J., Caldeira, C., Hanssen, S. V., van der Hulst, M. K., de Jonge, M. M. J., Vlysidis, A., van Zelm, R., Sala, S., & Huijbregts, M. A. J. (2023). The potential of emerging bio-based products to reduce environmental impacts. *Nature Communications*, *14*(1), 8521. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-43797-9>

Vedlegg 1:

Avfallsforbrenning med energigjenvinning i nåværende metodikk: Klimagassregnskap for nullutslippsområder

V1.1 Fjernvarme produsert via avfallsforbrenning med energigjenvinning

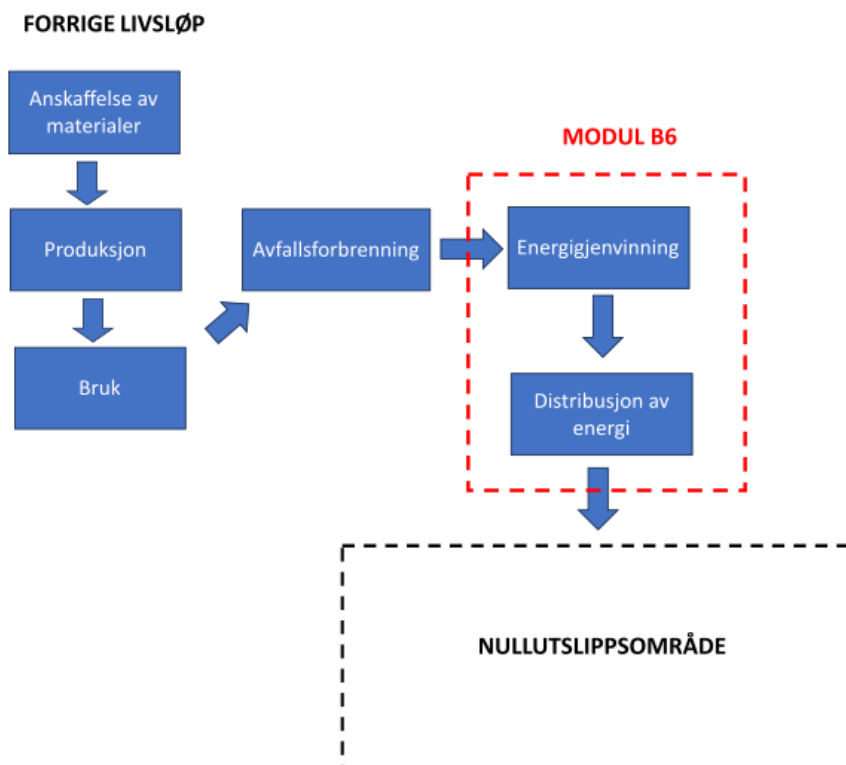
Fjernvarme produsert via avfallsforbrenning med energigjenvinning og som blir levert til området, skal i henhold til definisjonen for nullutslippsområder rapporteres via modul «B6: Energibruk i drift» og følge metodikk fra NS3720 (Wiik, Homaei, et al., 2022). I NS3720:2018 står det (Standard Norge, 2018):

«Hvis restavfall eller spillvarme inngår som en energivare i fjernvarmeproduksjonen, skal forbrenningsutslippene og utslipp fra transport og håndtering av restavfallet allokeres i henhold til gjeldende PCR for elektrisitet, varme og kjøling.»

PCR refererer her til Product Category Rules, hvor det står beskrevet (International EPD System, 2021):

«For waste incineration, gasification or other means of energy recovery treatment, the burdens of the process that destructs the waste shall be allocated to the waste generator (according to the Polluter Pays allocation method) whereas equipment and processes needed to recover and make use of the heat as e.g., district heat, process steam or for generating electricity shall be allocated per kWh of these products»

Dette betyr i praksis at fjernvarme produsert via avfallsforbrenning levert til et område ofte antas byrdefritt for nullutslippsområder i klimagassregnskap begrunnet med forurenser betaler prinsippet. Utslipp knyttet til forbrenning av avfall allokeres til forrige livsløp, mens nullutslippsområdet kun skal ta ansvar for selve energigjenvinninga og distribusjonen av energi i modul B6 (Figur V.1).



Figur V.1: Systemgrense for fjernvarme produsert via avfallsforbrenning i klimagassregnskap for nullutslippsområder.

V1.2 Avfallsbehandling

Systemgrensa for livsløpsvurdering i definisjonen for nullutslippsnabolag skal dekke hele livsløpet, inkludert avfallsbehandling, gjenbruk og gjenvinning, samt modul D, fordeler og konsekvenser (Wiik, Fjellheim, Vandervaeren, Lien, Meland, Nordström, Baer, et al., 2022). Spesifikt vises det til at livsløpene fra modulene i NS 3720 (Standard Norge, 2018) skal inkluderes (se Figur 1) og at hvilke fysiske bygningsdeler som inkluderes følger bygningsdelstabellen i NS 3451 (Standard Norge, 2022).

Utslipp knyttet til transport av avfall fra byggeplass (inkludert emballasje) til avfallsbehandling rapporteres i modul A (moduler A4 og A5) (Wiik, Homaei, et al., 2022). Det er ikke spesifikt definert hvor systemgrensa går og om utslipp under avfallshåndteringen skal inkluderes i Wiik, Homaei, et al. (2022). I NS 3720, derimot, står det følgende som peker mot at avfallshåndteringen skal tas hensyn til: *«Klimagassutslipp som skyldes kapp og svinn på byggeplass, skal tilordnes modul A5, der utslipp knyttet til produksjon, transport og avfallshåndtering inkluderes.»*

Avfall som oppstår under bruksfasen (modul B) er ikke spesifikt nevnt i definisjonen for nullutslippsnabolag (Wiik, Homaei, et al., 2022), men det refereres til at beregninger skal følge NS 3720 også her. NS 3720 sier generelt at utslipp som oppstår skal følge modularitetsprinsippet og at utslipp fra en aktivitet (inkludert avfall) tilordnes informasjonsmodulen (A1-C4) der aktiviteten forekommer (Standard Norge, 2018).

Om modul D – «fordeler og konsekvenser» står det følgende i definisjonen for nullutslippsnabolag (Wiik, Homaei, et al., 2022):

«Det inkluderer fordeler og konsekvenser utover systemgrensen knyttet til gjenbruk, gjenvinning og materialenergiutvinning fra avfallsfasens opphør («end-of-waste») samt eksport av lokal fornybar energiproduksjon.»

Avfallsfraksjoner av ulike avfallstyper (Norsk Gjenvinning, 2023) skal tas hensyn til i beregningene, inkludert sluttbehandling av avfall (gjenbruk, resirkulering, energigjenvinning eller deponi). Avfallskomposisjonen blir også viktig under utarbeidelsen av scenarier brukt i modul D for å beregne unngåtte utslipp og miljøpåvirkninger. Et viktig spørsmål blir hvor «end-of-waste» inntreffer siden dette skal markere overgangen mellom modulene A-C og modul D. I NS 3720 står det:

«Der en materialstrøm krysser systemgrensen og har en økonomisk verdi eller har nådd stadiet der materialet opphører å være et avfall, og dermed erstatte et annet produkt, kan klimagassutslippene beregnes.»

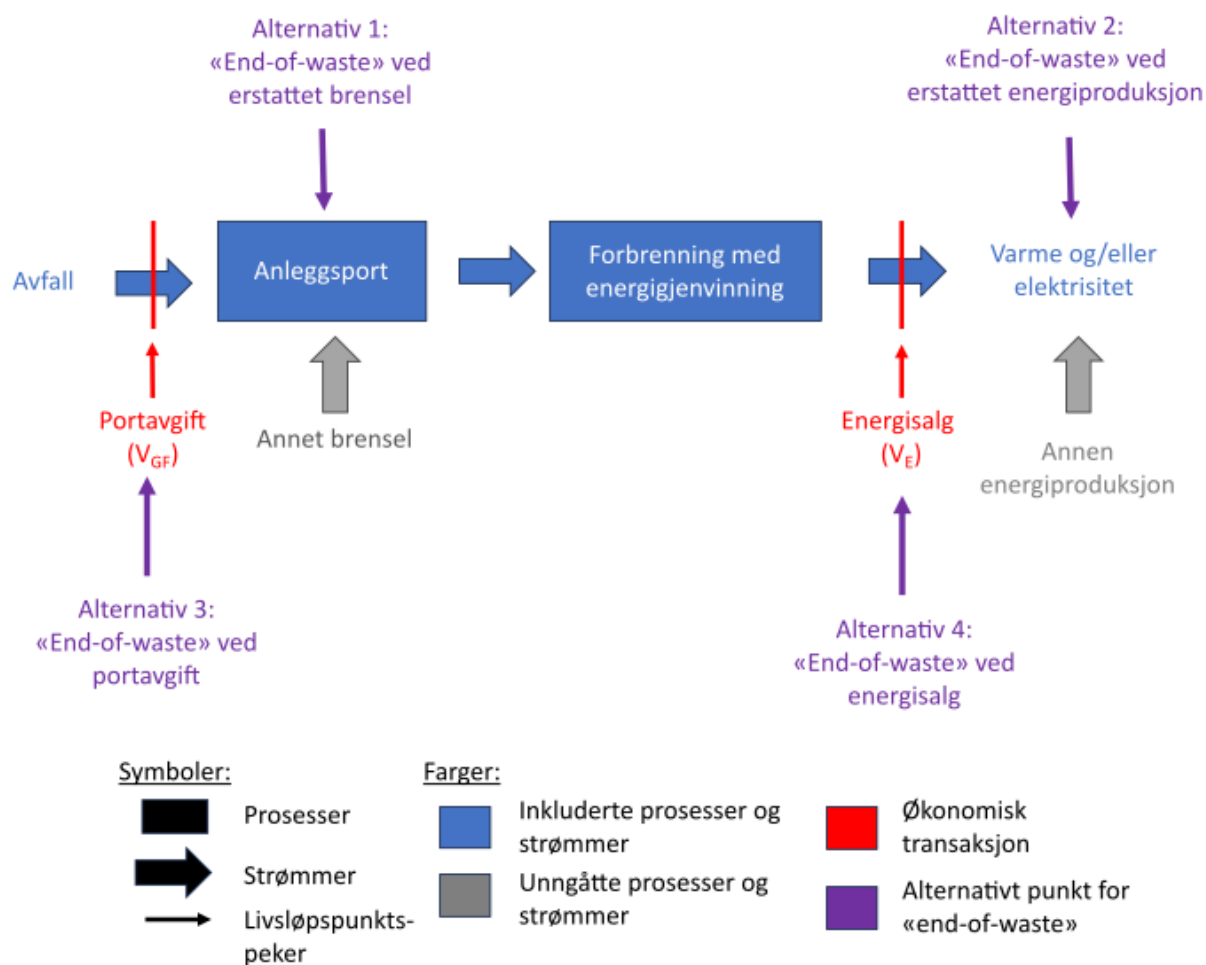
Dette åpner opp for fire ulike tolkninger av hvor «end-of-waste» inntreffer når avfall sendes til avfallsforbrenning med energigjenvinning (Figur V.2).

- i) Prinsippet om produkterstatning følges. Anlegget går på full kapasitet og kan bruke annet avfall eller andre brensel enn avfall for å produsere energi. «End-of-waste» blir ved anleggsporten hvor avfallet erstatter annet brensel som for eksempel importert avfall, dedikert bioenergi eller fossil energi fra andre kilder.
- ii) Prinsippet om produkterstatning følges. Det er ikke et alternativ å bruke annet brensel enn avfall for å produsere energi eller forbrenningsanlegget har ledig kapasitet. «End-of-waste» blir ved energidistribusjon hvor energi fra avfallsforbrenning erstatter annen produksjon av varme eller elektrisitet.

- iii) Prinsippet om økonomisk verdi følges. Portavgiften (V_{GF}) er negativ slik at avfallsgenerator får betalt for å levere avfall til anlegget. «End-of-waste» blir ved anleggsporten.
- iv) Prinsippet om økonomisk verdi følges. Portavgiften (V_{GF}) er positiv slik at avfallsgenerator betaler for at avfallet skal forbrennes. «End-of-waste» blir ved energisalg (V_E) etter avfallsforbrenning med energigjenvinning.

Ved alternativene i) og iii) vil systemgrensa for nullutslippsområdet gå ved anleggsporten. Transport av avfall til forbrenningsanlegg allokeres til moduler A-C. Modul D blir allokert klimagassutslipp knyttet til forbrenninga av avfall og konsekvensene av erstattet brensel eller erstattet energiproduksjon. Her må et scenario velges som enten erstattet brensel eller erstattet alternativ energiproduksjon og dobbelttelling unngås. Dersom det å sende avfall til forbrenning fører til redusert import fra andre land, må konsekvensene av dette beregnes i Modul D. Ved alternativer ii) og iv) settes systemgrensa for nullutslippsområdet til etter avfallsforbrenning med energigjenvinning. Klimagassutslipp fra avfallstransport og avfallsforbrenning allokeres til moduler A-C. Konsekvensene av å erstatte annen energiproduksjon allokeres til modul D basert på valgt scenario.

Fra NS 3720 kan definisjonen også tolkes dit at grensen mellom moduler A-C og D skal gå ved det som kommer først av gjenvunnet økonomisk verdi eller erstattet produkt. I beregninger med månedlig eller høyere tidsoppløsning kan dette variere gjennom året, siden varmebehovet er mindre enn produsert varme på sommeren (i.e., ikke noe erstattet brensel eller energi). Historisk sett har portavgiften vært positiv (Fråne et al., 2016; WRAP, 2022), og nordiske forbrenningsanlegg har hatt inntekt både fra å motta avfall til behandling og fra energisalg etter energigjenvinning (Ekvall et al., 2021; Moe, 2010). Det er allikevel mulig å se for seg et scenario hvor portavgiften blir negativ dersom balansen mellom tilgang og etterspørsel på avfall endrer seg.



Figur V.2: Alternative punkter for «end-of-waste» (avfallsfasens opphør) ved avfallsforbrenning med energigjenvinning.

Vedlegg 2: Energimiks i levert fjernvarme

Tabell V.1: Energikilder i 2022 og utslippsintensiteter for fjernvarme i Oslo og Trondheim. Utslipp fra avløpsvarme, røykgass og spillvarme fra datasenter settes til null basert på en antagelse om at varmen ellers ville gått tapt. I tillegg til utslippsfaktorene som vises i tabellen inkluderes livsløpsutslipp fra fjernvarmeinfrastruktur, livsløpsutslipp fra produksjon av varmepumper og energitap i fjernvarmenettet i beregninger.

Energikilde	Andel av levert varme i Trondheim (Norsk Fjernvarme, 2023)	Andel av levert varme i Oslo (Norsk Fjernvarme, 2023)	Utslippsfaktor (gCO ₂ eq / kWh)	Referanse, utslippsfaktor
Gjenvunnet varme	76,2 %	56,0 %	188±28	Beregnet. Usikkerhetsintervall er to standardavvik i Monte Carlo simulering.
Elektrisitet (El-kjel)	15,3 %	12,5 %	NOR: 18 EUR: 136	(Scarlat et al., 2022)
Elektrisitet (varmepumpe)	0 %	3,4 %	NOR: 18 EUR: 136	(Knobloch et al., 2020; Scarlat et al., 2022)
Bioenergi (briketter)	2,1%	0,0 %	15	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (bioolje), antatt med bærekraftskriterie	0,8 %	8,0 %	4	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (pellets)	0.0 %	10,7 %	13	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (biogass), antatt fra kommunalt avfall	0,6 %	0,0 %	11	(Torstensen, 2020)
Naturgass (LPG)	2,6 %	1,4 %	241	(Torstensen, 2020)
Olje (lettolje)	2,5 %	0,1 %	286	(Torstensen, 2020)
Avløpsvarme	0 %	3,8 %	0	(Torstensen, 2020)
Røykgass	0 %	3,3 %	0	(Torstensen, 2020)
Spillvarme fra datasenter	0 %	0,7 %	0	(Torstensen, 2020)

Tabell V.2: Energikilder i 2016 og utslippsintensiteter for fjernvarme i Oslo og Trondheim. Utslipp fra avløpsvarme, røykgass og spillvarme fra datasenter settes til null basert på en antagelse om at varmen ellers ville gått tapt. I tillegg til utslippsfaktorene som vises i tabellen inkluderes livsløpsutslipp fra fjernvarmeinfrastruktur, livsløpsutslipp fra produksjon av varmepumper og energitap i fjernvarmenettet i beregninger.

Energikilde	Andel av levert varme i Trondheim (Norsk Fjernvarme, 2023)	Andel av levert varme i Oslo (Norsk Fjernvarme, 2023)	Utslippsfaktor (gCO ₂ eq / kWh)	Referanse, utslippsfaktor
Gjenvunnet varme	78,4%	57,6 %	188±28	Beregnet. Usikkerhetsintervall er to standardavvik i Monte Carlo simulering.
Elektrisitet (El-kjel)	6,5 %	28,0 %	NOR: 18 EUR: 136	(Standard Norge, 2018)
Elektrisitet (varmepumpe)	0 %	3,2 %	NOR: 18 EUR: 136	(Standard Norge, 2018)
Bioenergi (briketter)	2,1%	0,0 %	15	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (bioolje), antatt med bærekraftskriterie	0 %	0,2 %	4	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (pellets)	0 %	3,6 %	13	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (biogass), antatt fra kommunalt avfall	0,4 %	0,0 %	11	(Torstensen, 2020)
Naturgass (LPG)	11,4 %	0,8 %	241	(Torstensen, 2020)
Olje (lettolje)	0,6 %	0,2 %	286	(Torstensen, 2020)
Avløpsvarme	0 %	0 %	0	(Torstensen, 2020)
Røykgass	0 %	0 %	0	(Torstensen, 2020)
Spillvarme fra datasenter	0 %	5,4 %	0	(Torstensen, 2020)

Tabell V.3: Energikilder i 2012 og utslippsintensiteter for fjernvarme i Göteborg. Utslipp fra avløpsvarme, røykgass og spillvarme fra datasentermat settes til null basert på en antagelse om at varmen ellers ville gått tapt. I tillegg til utslippsfaktorene som vises i tabellen inkluderes livsløpsutslipp fra fjernvarmeinfrastruktur, livsløpsutslipp fra produksjon av varmepumper og energitap i fjernvarmenettet i beregninger.

Energikilde	Andel av levert varme i Göteborg i 2012 (Holm & Ottosson, 2016)	Utslippsfaktor (gCO ₂ eq / kWh)	Referanse, utslippsfaktor
Gjenvunnet varme	56,8 %	188±28	Beregnet. Usikkerhetsintervall er to standardavvik i Monte Carlo simulering.
Elektrisitet (El-kjel)	0 %	SWE: 23 EUR: 136	Beregnet. (Scarlat et al., 2022; Standard Norge, 2018)
Elektrisitet (varmepumpe)	11,6 %	SWE: 23 EUR: 136	Beregnet. (Scarlat et al., 2022; Standard Norge, 2018)
Bioenergi (briketter)	9,5%	15	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (bioolje), antatt med bærekraftskriterie	2,0 %	4	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (pellets)	3,1 %	13	(Torstensen, 2020)
Bioenergi (biogass), antatt fra kommunalt avfall	0,0 %	11	(Torstensen, 2020)
Naturgass (LPG)	18,9 %	241	(Torstensen, 2020)
Olje (lettolje)	0 %	286	(Torstensen, 2020)
Avløpsvarme	0 %	0	(Torstensen, 2020)
Røykgass	0 %	0	(Torstensen, 2020)
Spillvarme fra datasenter	0 %	0	(Torstensen, 2020)

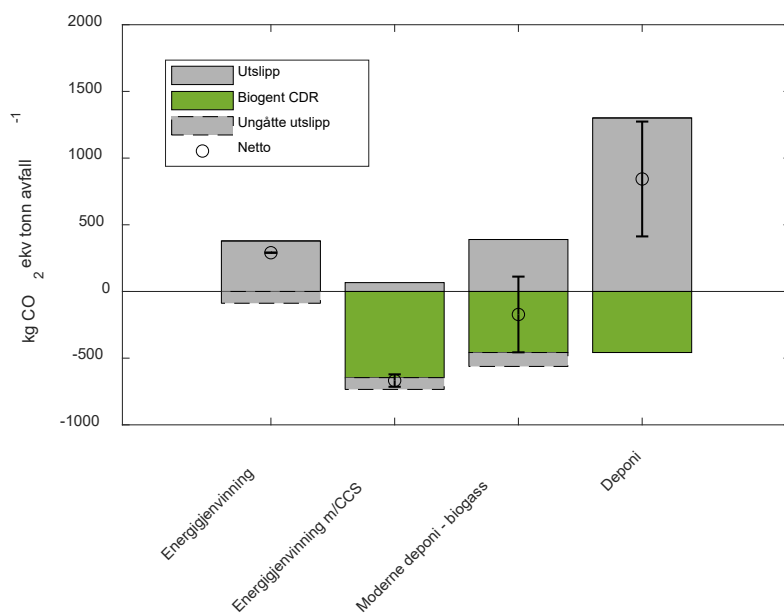
Vedlegg 3:

Påvirkning av avfallskomposisjon, valgt tidshorisont og valgt indikator på klimaytelsen av ulike avfallsbehandlingsmåter for blandet avfall

Blandet husholdningsavfall ble brukt som basis i vår hovedanalyse med varierende avfallskomposisjon i Monte Carlo simuleringer. Husholdningsavfall kjennetegnes av at det biogene avfallet har store andeler av matavfall og papp/papir og gjerne har en lav andel treprodukter (Avfall Norge, 2019; Hjellnes Consult, 2017). I dette arbeidet har vi satt utslippintensiteten til biogent CO₂ fra avfallsforbrenning til null. For matavfall som har kort rotasjonstid fra CO₂ fanges opp fra lufta via fotosyntese til CO₂ slippes ut igjen via forbrenning/nedbrytning (gjerne mindre enn ett år) er ikke en karakteriseringsfaktor på null kontroversielt. Biogene utslipp av karbondioksid var 567kg CO₂ per tonn avfall for forbrenning og 180 kgCO₂ per tonn avfall for deponi.

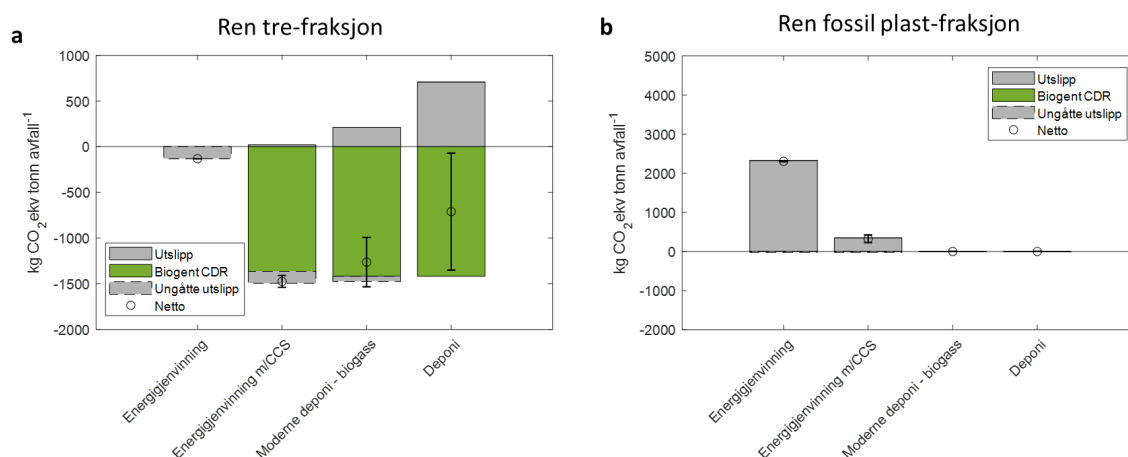
Vi har gjentatt beregningen med en fastsatt blandet avfallsmiks som inkluderer både husholdningsavfall og avfall fra tjenesteytende næringer og industri (Lauselet et al., 2016). Spesifikt, så antok vi 26% våtorganisk avfall, 18% tre, 16% papir/papp, 13% plast, 13% inerte masser, og resterende en blanding av restavfall. Treprodukter er mindre nedbrytbare. Med denne parametersettingen og med karakteriseringsfaktor for utslipp av biogent CO₂ på null så går klimapåvirkningen fra fossile utslipp fra avfallsforbrenning noe ned til 290 kgCO₂ per tonn avfall, mens klimapåvirkningen fra deponier synker til 840±430 kgCO₂ekv (figur V.3). I dette tilfelle slippes det ut 750 kg biogent CO₂ ved avfallsforbrenning og 170 kg biogent CO₂ fra deponigass ved deponi. 69% av det biogene karbonet vil da komme fra enten treprodukter eller papp/papir. I mange tilfeller er ikke bioenergi fra treprodukter klimanøytralt (se f.eks., Peng et al. (2023) som vurderer en kort tidshorisont). Samtidig, i Skandinavia drives skogen etter rotasjonsprinsipper hvor karbonlagre over bakken har økt over tid (Cowie et al., 2021). Så lenge treprodukter kommer fra skandinavisk skogdrift kan det argumenteres for at en tidshorisont som starter ved forbrenning er misvisende og at utslipp av biogent CO₂ bør settes til null (Cowie et al., 2021).

Om det brukes en karakteriseringsfaktor på 1 i stedet for 0 for disse fraksjonene vil dette reflektere en tidshorisont som starter ved forbrenning, ingen regenerering av karbonlageret og et scenario hvor karbonet ellers ville vært permanent langtidslagret. For biogene utslipp knyttet til treprodukter og papp/papir, så vil klimapåvirkninga til avfallsforbrenninga øke til 810 kgCO₂ per tonn avfall. Da må også karakteriseringsfaktor for langtidslagring av biogent karbon fra treprodukter og papp/papir endres fra -1 til 0. Rundt 82% av langtidslagret biogent karbon i deponi kommer fra tre/papir/papp (374 kgCO₂ekv) og vil falle bort fra resultatene (bli lik null) i Figur V.3. 51% av biogent CO₂ i deponigass kommer fra tre/papp/papir og må telles med. Klimapåvirkning fra deponier vil øke til 1,3 tonn CO₂ekv tonn avfall⁻¹. I tillegg kan metanutslipp knyttet til tre/papp/papir modelleres som fossil CH₄ i stedet for biogen CH₄ (karakteriseringsfaktor 29.8 i stedet for 27.0) og klimapåvirkning fra deponier kan forventes å gå enda noe mer opp. Foretrukket avfallsbehandlingsmåte vil ikke endres.



Figur V.3: Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall (antatt husholdningsavfall og avfall fra tjenesteytende næringer og industri (Lauselet et al., 2016)). Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

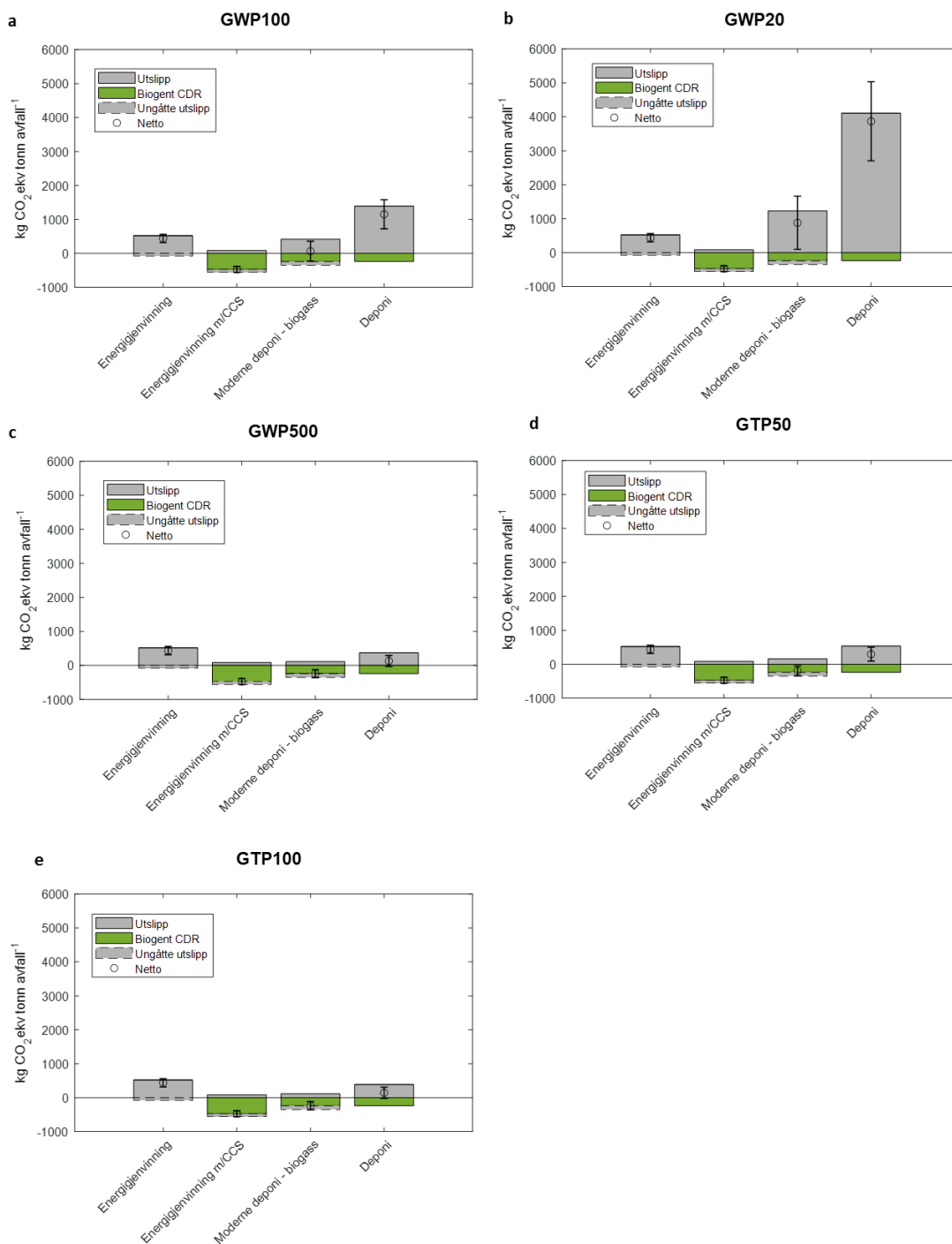
Vi modellerte også rene avfallsfraksjoner av tre og fossil plast for denne teknologisammenligningen for å tydeliggjøre hvilken behandlingsmåte som gir lavest klimapåvirkning når resirkulering eller ombruk ikke er en mulighet via bruk av systemekspansjon med substitusjon (Figur V.4). Plastfraksjoner bør heller deponeres enn forbrennes (Figur V.4b). Energigjenvinning av tre er mindre klimagunstig enn både moderne deponi og tradisjonelt deponi om utslipp av biogent CO₂ antas klimanøytralt (Figur V.4a). Biogent CO₂ sluppet til luft er 1580 kg CO₂ fra avfallsforbrenning uten CCS, 60 kg CO₂ fra moderne deponi og 190 kg CO₂ fra deponi.



Figur V.4: Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn rene avfallsfraksjoner av (a) trevirke og (b) fossil plast. Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

I vår analyse brukte vi karakteriseringsfaktorer for globalt oppvarmingspotensial (GWP) på 100 år (GWP100) (Figur V.5a). GWP100 måler akkumulert strålingspådriv over 100 år sammenlignet mot CO₂ og er den dominerende indikatoren brukt i klimagassregnskap. Metan er en klimagass som har en halveringstid på omtrent 9 år (Dalsøren et al., 2016). Generelt så vil bruk av kortere tidshorisonter øke karakteriseringsfaktoren og klimapåvirkning fra deponier i resultater, mens en lengre tidshorison vil senke karakteriseringsfaktoren og klimapåvirkning fra deponier i resultater. Ser man på nær fremtid (20 år) så vil klimagevinsten av å senke metanutslipp ved å flytte blandet avfall fra deponier til avfallsforbrenning med energigjenvinning være 8 ganger større enn klimapåvirkning fra karbondioksidutslipp fra avfallsforbrenning (Figur V.5b). I dette tilfellet vil det også være fordelaktig å avfallsforbrenne med energigjenvinning relativt til å bruke moderne deponier med biogassproduksjon og unngått bruk av naturgass. Vurderes en lengre tidshorison på 500 år (Figur V.5c), så kommer deponier bedre ut enn avfallsforbrenning med energigjenvinning (-70% klimapåvirkning). Valg av tidshorison kan påvirke konklusjoner.

Globalt temperaturpotensial (GTP) er en alternativ indikator som gir et øyeblikksbilde av temperaturresponsen på slutten av en tidsperiode (Boucher et al., 2009; Shine et al., 2005). GTP har blitt foreslått som en metodikk som kan bidra til å veilede beslutningstaking basert på måloppnåelse av et fremtidig temperaturmål. Bruk av GTP vil gi lavere klimapåvirkning for metanutslipp enn ved bruk av GWP fordi metan har en kort levetid i atmosfæren. Tas denne indikatoren i bruk for en periode på 100 år (GTP måler temperaturresponsen i år ~2125), så vil bruk av deponier komme bedre ut (Figur V.5e). For en tidsperiode på 50 år (med GTP50), så vil deponier også her være fordelaktig (52% høyere klimapåvirkning med avfallsforbrenning med energigjenvinning, (Figur V.5d)).

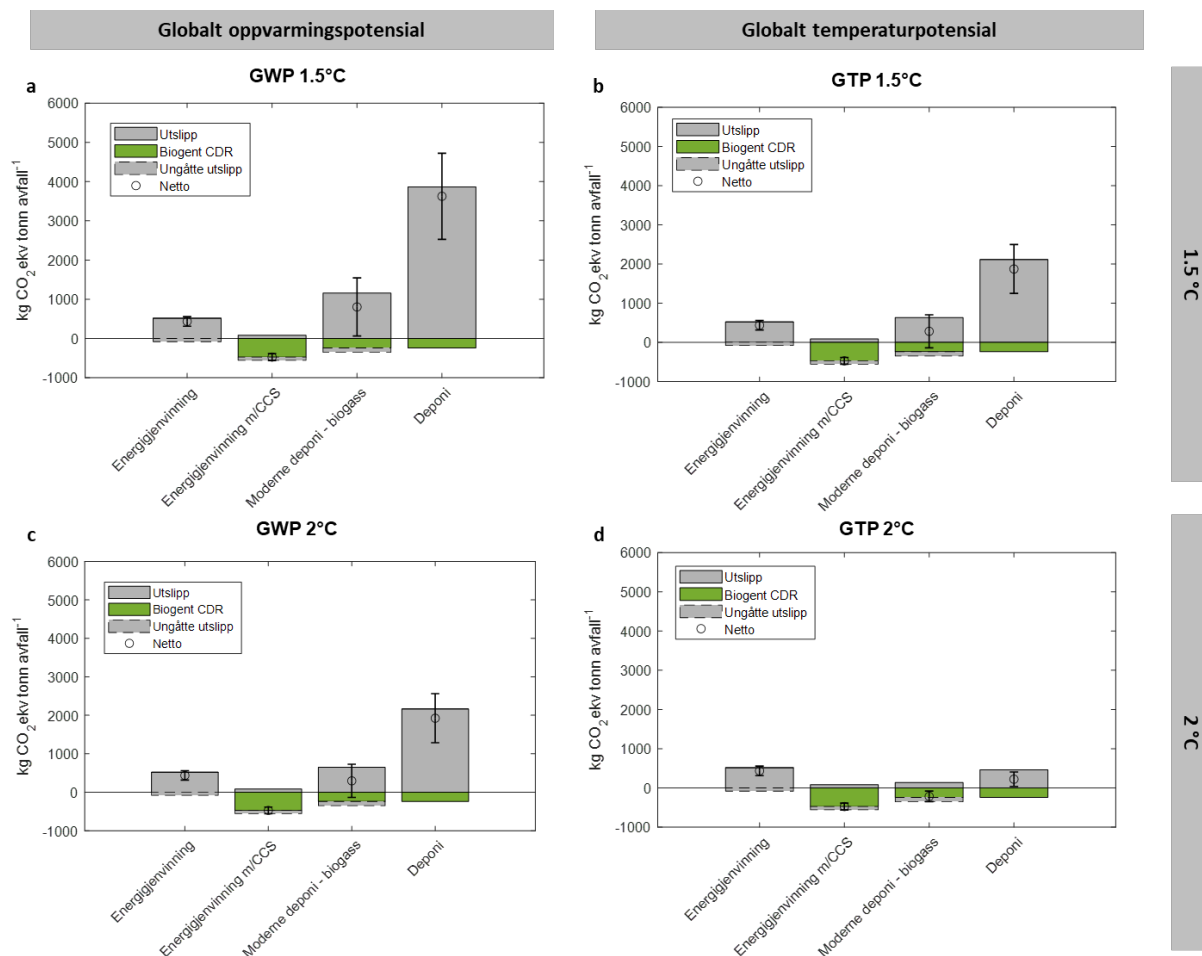


Figur V.5 Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall med varierende tidshorisonter og metode for vektning. (a) Globalt oppvarmingspotensial med en tidshorison på 100 år. (b) Globalt oppvarmingspotensial med en tidshorison på 20 år. (c) Globalt oppvarmingspotensial med en tidshorison på 500 år. (d) Globalt temperaturpotensial med en tidshorison på 100 år. (e) Globalt temperaturpotensial med en tidshorison på 50 år. Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

Resch et al. (2021) argumenterer for at klimagassutslipp og klimapåvirkning i nær fremtid skal gis større vektning i analyser. I jordsystemet finnes det ulike vippepunkter som kan nås når globale temperaturer øker, inkludert smelting av Grønlandsisen, tap av arktisk sjøis og tropisk-regnskog død (Armstrong

McKay et al., 2022; Lenton et al., 2008). Dette betyr at det er spesielt viktig å unngå oppvarming frem til en temperaturtopp nås. En mulighet kan være å veilede beslutninger gjennom analyser gjort over tidsperioder satt kvantitativt mellom i dag og tidspunktet hvor temperaturtoppen nås i scenarioer som er konsistente med Parisavtalens togradersmål. Dette er i gjennomsnitt på tvers av alle scenarioer sendt inn og validert i IPCCs spesialrapport på 1.5°C oppvarming 24 år for et mål på 1.5°C i 2100 og 58 år for et mål på 2°C i 2100 (Abernethy & Jackson, 2022). Med ambisiøse klimamål kan det dermed være fornuftig å bruke kortere tidshorisonter heller enn lange. Vi vurderte derfor fire karakteriseringsfaktorer til (GWP 1.5°C, GWP 2°C, GTP 1.5°C og GTP 2°C) fra Abernethy & Jackson (2022). Ved bruk av GWP 1.5°C (Figur V.6a) og GTP 1.5°C (Figur V.6b) oppnås resultater som er sammenlignbare med bruk av GWP 20 og GTP 20, respektivt. Et skifte fra deponier til avfallsforbrenning med energigjenvinning er å foretrekke i begge tilfeller. Dette er også tilfelle med GWP 2°C (Figur V.6c), hvor karakteriseringsfaktoren brukt (42 for metan) er svært lik den for GTP 1.5°C (41 for metan). Brukes GTP 2°C er klimapåvirkningen fra avfallsforbrenning med energigjenvinning høyere enn for deponi og CCS vil være nødvendig for å gjøre avfallsforbrenning fordelaktig (Figur V.6d).

Metanutslipp skjer gradvis over flere år etter at avfall deponeres og bruken av disse karakteriseringsfaktorene direkte er en approksimasjon. Halveringstiden er rapportert å kunne variere mellom 3-14 år for matavfall, 6-17 år for hageavfall, 10-23 år for papir/papp og tekstiler og 17-69 år for treavfall i boreale klima (Towprayoon et al., 2019). Det meste av nedbrutt biogent karbon i våre beregninger kommer fra matavfall og papp/papir.

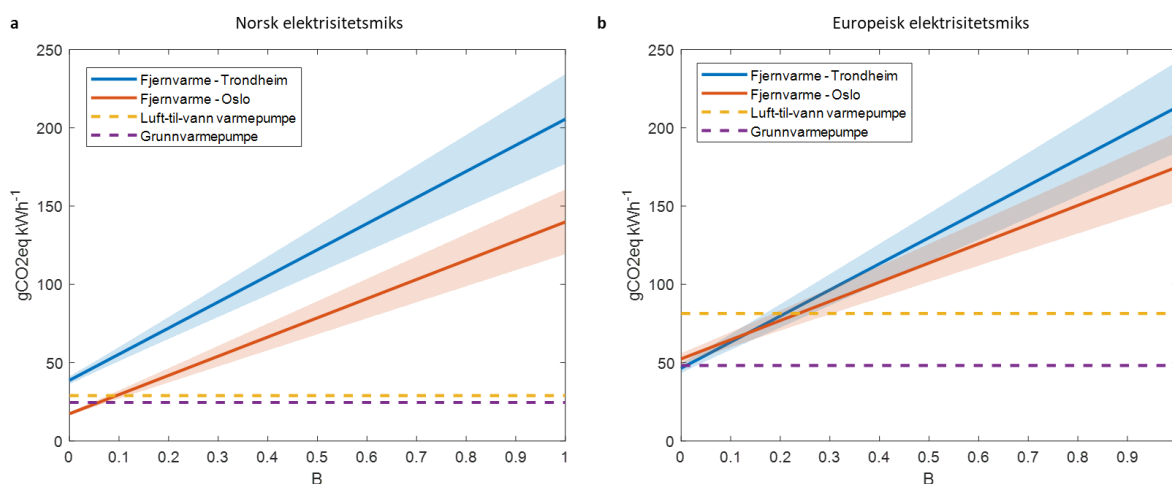


Figur V.6: Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall med varierende tidshorisonter (satt basert på gjennomsnittlig tidspunkt for temperaturtopp i 1.5°C og 2°C scenarier) og varierende metode for vektning. (a) Klimapåvirkning ved bruk av globalt oppvarmingspotensial for et 1.5°C mål i 2100. (b) Klimapåvirkning ved bruk av globalt temperaturpotensial for et 1.5°C mål i 2100. (c) Klimapåvirkning ved bruk av globalt oppvarmingspotensial for et 2C mål i 2100. (d) Klimapåvirkning ved bruk av globalt temperaturpotensial for et 2°C mål i 2100. Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

Vedlegg 4:

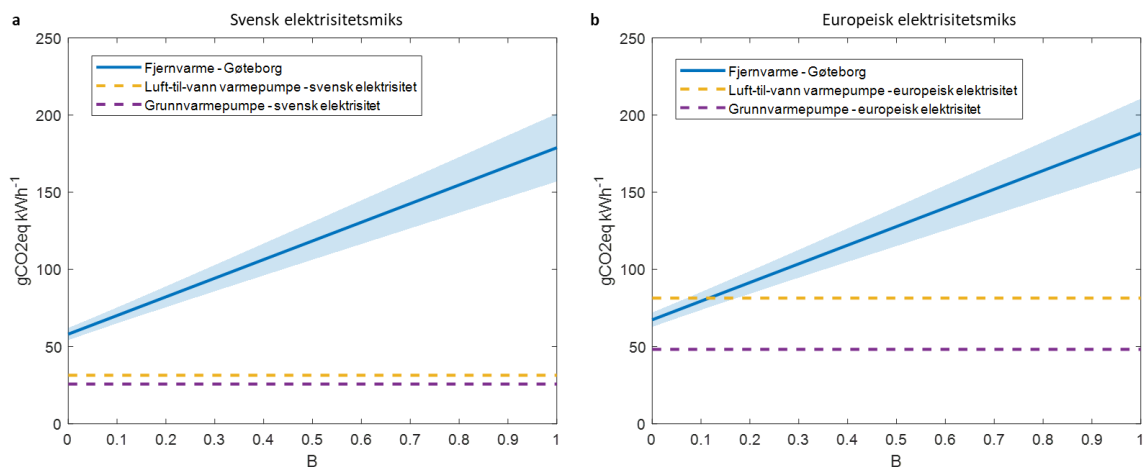
Påvirkning av endret energimiks i modul B6

Vi testa ut hvordan endret parametersetting for årlig gjennomsnittsennergimiks i fjernvarme påvirket klimapåvirkning med ulik allokering og hvordan dette slo ut i konkurranse med varmepumper. Bruk av energimiks fra 2016 i Oslo og Trondheim er gitt i Figur V.7. I 2016 var 12 % av levert energi til fjernvarmenettet i Trondheim fra fossil energi. Benyttes dette datagrunnlaget vil varmepumper som drives på norsk elektrisitet komme bedre ut enn fjernvarme i Trondheim med $B=0$. Dette betyr også at insentivene for energieffektivisering blir sterkere med fjernvarme enn varmepumpe i dette tilfelle. For Oslo var ikke fossile energibærere noe særlig brukt i 2016 og fjernvarme kommer bedre ut enn varmepumper med norsk elektrisitetsmiks. Brukes europeisk elektrisitetsmiks, så vil fjernvarme i både Trondheim og Oslo få en klimapåvirkning med $B=0$ som er sammenlignbar med grunnvarmepumpa, men lavere enn luft-til-vann varmepumpe. Luft-til-vann varmepumpe blir fordelaktig med europeisk elektrisitetsmiks når B øker til 0.21 og 0.24 i Trondheim og Oslo, respektivt.



Figur V.7. Klimapåvirkning av varmepumper og fjernvarme i Oslo og Trondheim basert på data fra 2016 med varierende allokering til livsløpet som bruker fjernvarme ($0 \leq B \leq 1$). Sub-figurer viser resultater med (a) norsk elektrisitetsmiks og (b) europeisk elektrisitetsmiks fra NS 3720. Usikkerhetsintervall representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering. Klimapåvirkning fra varmepumper ble modellert både med europeisk og norsk elektrisitet etter NS 3720.

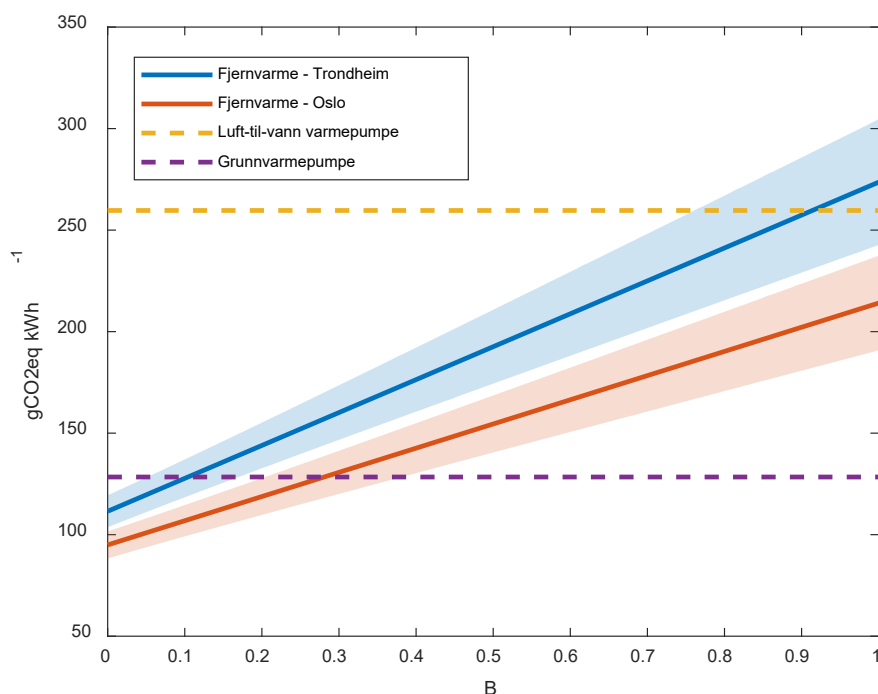
Vi testa også ut dette med energimiksen fra fjernvarmenettet i Göteborg fra 2012 (Holm & Ottosson, 2016). Når varmepumpene drives med antatt brukt svensk elektrisitetsmiks (30 % høyere utslippsintensitet enn norsk ((Scarlat et al., 2022), antatt samme fremtidig relative utvikling som i NS 3720), så vil begge varmepumper oppnå en klimagevinst relativt til Göteborgs fjernvarme med $B=0$ (Figur V.8a). Når varmepumpene drives med antatt europeisk elektrisitetsmiks, så vil grunnvarmepumpe fortsatt komme bedre ut enn fjernvarme, men den kommer ikke bedre ut enn luft-til-vann varmepumpe med $B=0$ (Figur V.8b).



Figur V.8. Klimapåvirkning av varmepumper og fjernvarme i Göteborg i 2012 med varierende allokering til livsløpet som bruker fjernvarme ($0 \leq B \leq 1$). Sub-figurer viser resultater ved bruk av (a) svensk og (b) europeisk elektrisitetsmiks. Usikkerhetsintervall representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

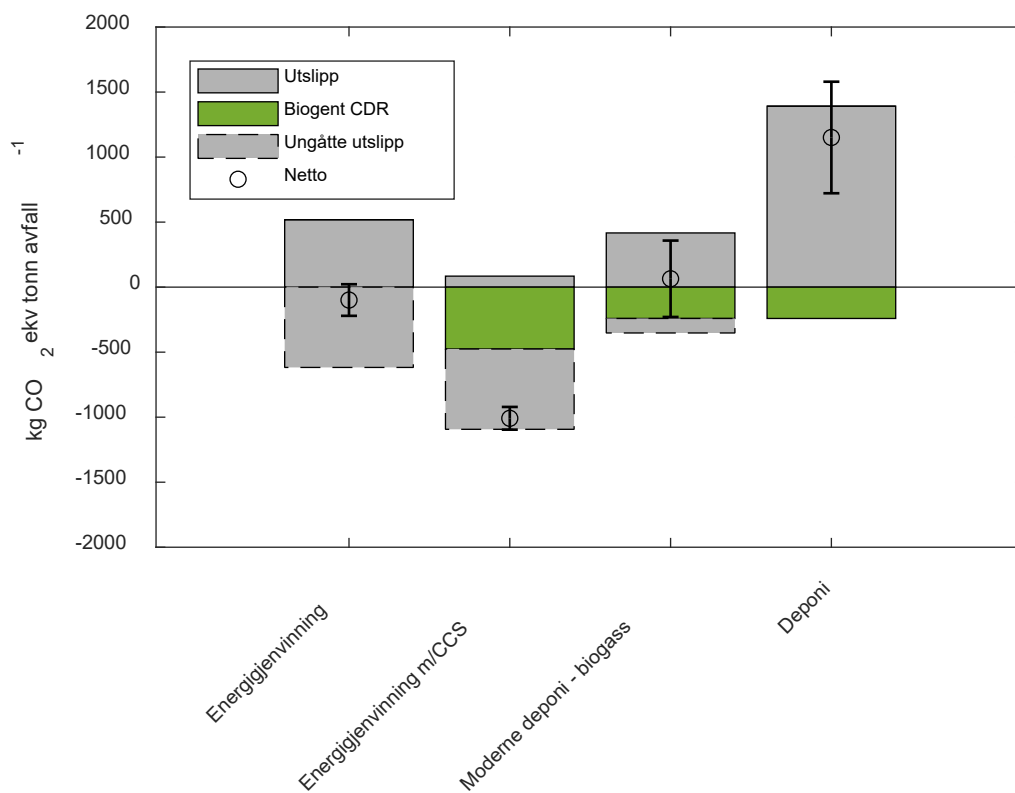
Vedlegg 5: Påvirkning av å bruke naturgass som en marginal elektrisitet

I modul B6 så vil bruk av naturgass som produksjonsteknologi for elektrisitet øke miljøgevinstene av å ta i bruk en grunnvarmepumpe over en luft-til-vann-varmepumpe sammenlignet ved med europeisk eller norsk elektrisitetsmiks (Figur V.9). Det påvirker også hvordan allokering av utslipp fra avfallsforbrenning med energigjenvinning slår ut på insentiver som gis til ulike teknologier. I Oslo vil bruk av naturgass-elektrisitet gjøre at fjernvarme yter bedre enn en luft-til-vann-varmepumpe selv med $B=1$, mens i Trondheim blir luft-til-vann varmepumpe fordelaktig når $B=0.9$ eller høyere. Om fjernvarme sammenlignes med ei grunnvarmepumpe er fortsatt LCA-resultatene og insentiver gitt til produksjonsteknologier sensitive til små økninger i faktor B fra $B=0$.



Figur V.9. Klimapåvirkning av varmepumper og fjernvarme i Trondheim og Oslo i 2022 ved bruk av naturgass som elektrisitetsmiks og med varierende allokering av utslipp til livsløpet som bruker fjernvarme ($0 \leq B \leq 1$). Usikkerhetsintervall representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

Når utslippsintensitet for elektrisitet settes til produksjon med naturgass så påvirker dette miljøytelsen til avfallsforbrenning med energigjenvinning når blandet avfall skal behandles (Figur V.10). Unngåtte utslipp fra bruk av varmepumper øker mye siden elektrisitet fra naturgass erstattes på marginen, med den konsekvens at energigjenvinning oppnår en netto miljøgevinst. Energigjenvinning vil yte bedre enn moderne deponier. Energigjenvinning med CCS blir også enda mer miljøgunstig enn tidligere.

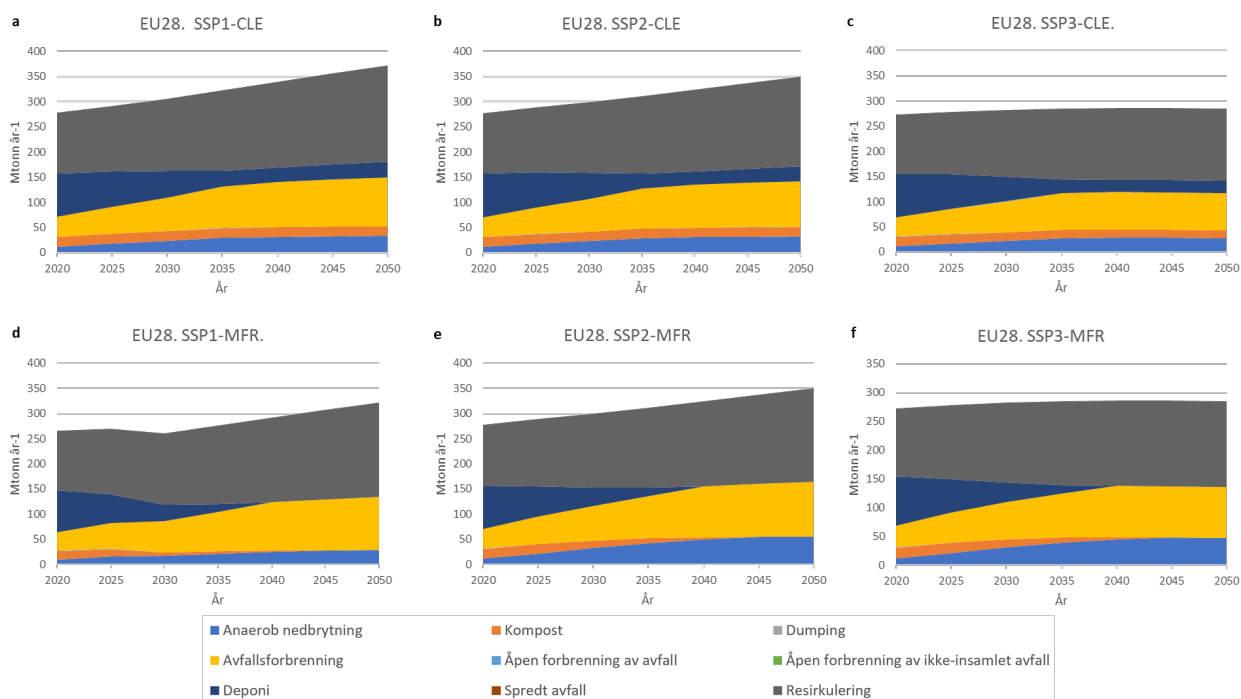


Figur V.10. Klimagassutslipp fra avfallsbehandling av 1 tonn blandet avfall med naturgass brukt som elektrisitetsmiks. Vurderte teknologier er avfallsforbrenning med energigjenvinning, avfallsforbrenning med energigjenvinning koblet med karbonfangst og lagring (CCS), moderne deponi med metansamling for biogassproduksjon, og deponi uten metansamling. Unngåtte utslipp fra alternativ energiproduksjon er varme levert via varmepumper og fossil naturgass for energigjenvinning og moderne deponi, respektivt. Langtidslagring av biogent karbon fjernet fra atmosfæren (Biogent CDR) er markert i grønt. Usikkerhetsstolper representerer to standardavvik i en Monte Carlo simulering.

Vedlegg 6:

Avfallsstrømmer i europeiske avfallsscenarioer

Scenarioanalyser av avfallssystemet (Gómez-Sanabria et al., 2022) fremskriver at avfallsforbrenning vil øke i EU mot 2050, selv med en ambisiøs innfasing av sirkulære strategier (Figur V.11). Generelt går deponier mot null i alle scenarioer, mens både avfallsforbrenning og resirkulering øker. Anaerob nedbrytning får en viktig rolle i behandling av matavfall. Overgangen skjer raskere i scenarioene med ambisiøs innfasing av nye avfallsstrategier (MFR-scenarioer), men dynamikken er i stor grad lik på tvers av scenarioer. I MFR-scenarioer fases også kompostering helt ut til fordel for anaerob nedbrytning. For mer detaljer referer vi til Gómez-Sanabria et al. (2022).



Figur V.11. Avfallsstrømmer mot 2050 i europeiske avfallsscenarioer basert på data fra Gómez-Sanabria et al. (2022). Scenarioene er basert på ulike Shared Socio-economic Pathways (SSP) (O'Neill et al., 2014; Riahi et al., 2017) i kombinasjon med to sub-varianter av avfallspolitikk («Baseline» – CLE og «Maximum feasible reduction» - MFR). (a) SSP1-CLE, (b) SSP2 -CLE, (c) SSP3-CLE, (d) SSP1-MFR, (e) SSP2-MFR, (f) SSP3-MFR.

Vedlegg 7:

Kvalitativ vurdering av allokeringmetoder

Vi vurderte identifiserte allokeringmetoder for mulig bruk i metodikk for nullutslippsområder basert på 10 kriterier for gode allokeringmetoder i livsløpsanalyser. I tillegg vurderte vi om de oppfyller prinsippet om at mindre utslipp skal allokere til en miljøgunstig samproduksjon enn separat produksjon, og om metodene kan brukes i modul B6 og moduler A-C og D i metodikk for nullutslippsområder. Dette er presentert i tabeller V.4 – V.12.

Tabell V.4. Evaluering av allokeringsmetode med full allokering til avfallsbehandling (B=0).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som svært enkel å bruke. Alle miljøimplikasjoner allokeres til avfallsprodusent.	5
Tilgjengelig data	Ingen videre datainnhenting er nødvendig. Kriteria vurderes som oppfylt.	5
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Metoden fanger miljøimplikasjonen av å sende materialer til resirkulering eller forbrenning med energigjenvinning så lenge samme faktor brukes i modul D. Metoden fanger ikke opp materialets kvalitet. Sett fra modul B6 vil gjenvunnet energi ikke bidra til å øke insentiver for energieffektivisering utover insentiver gitt fra andre energibærere via topplast. Metoden vil gi insentiver for avfallsimport for energiproduksjon, noe som vil bidra til miljøgevinst internasjonalt om deponibruk minker. Det sikres at miljøfordelaktig samproduksjon ikke allokeres mer utslipp enn konkurrerende separat produksjon i modul B6. Metoden gir ingen insentiver for bruk av energi til å bidra til å finansiere CCS.	3
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettfærdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet og brukt i flere standarder og fullfører dette kravet.	5
Begripelig	Metoden er lettbegripelig og lett å forklare.	5
Relevant for beslutningstakere	Kriteria stort sett møtt. Metoden blir sett på som fullt relevant for beslutningstakere på avfallssiden. Endres sluttbehandlingsmåte for fraksjoner av avfallsstrømmer vil dette påvirke LCA-resultater. For beslutningstakere på energisystemets side vil en endring i energimiksen i fjernvarmen (større eller mindre andel gjenvunnet energi) påvirke LCA-resultater. Metoden gir ikke insentiver for energieffektivisering via gjenvunnet energi i importert fjernvarme utover insentiver som kommer fra andre energibærere i fjernvarmemiksens topplast.	4
Legitim	Metoden vurderes som delvis legitim. En styrke med å allokere utslipp til avfallsgenerator er at den vil treffe bredt i samfunnet, da hele befolkningen og industrisektoren kan klassifiseres som avfallsprodusenter. Metoden er også brukt i flere standarder. Det er risiko for at den oppleves som mindre legitim av beslutningstakere på energisystemets side da den ikke reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene sett derfra. Metoden vil alltid peke på gjenvunnet energi som fordelaktig over alternative energibærere fra energisiden (unntatt om alternativ energibærer er BECCS) og synliggjør ikke utslipp til luft under avfallsforbrenning fra energisiden. Spesifikt for nullutslippsområder, så kan metoden virke lite legitim dersom nullutslippsområdet ikke selv tar ansvar for avfallsbehandling av eget husholdningsavfall.	3
Reproduserbar	Metoden blir sett på som reproduserbar da den er lettforståelig og transparent.	5
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria møtt i alle eksempler vist i Figur 5.	Ja
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan brukes.	Ja
Kan brukes i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan brukes både i moduler A-C og D dersom man følger prinsippene fra Circular Footprint Formula og bruker samme faktor <i>B</i> i alle moduler.	Ja

Tabell V.5. Evaluering av allokeringsmetode med 50-50 allokering til avfallsbehandling og energiproduksjon (B=0.5).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som svært enkel å bruke.	5
Tilgjengelig data	Ingen videre datainnhenting er nødvendig. Kriteria vurderes som oppfylt.	5
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Kriteria møtt i liten grad. Metoden vil tydeliggjøre utslipp til luft fra avfallsforbrenning med energigjenvinning både for avfallsgenerator og energiproducent. Det er liten risiko for å sende insentiver for avfallsforbrenning av polyetylen over resirkulering. Materialkvalitet tas ikke hensyn til. Metoden vil bidra til å sende insentiver for varmepumper over fjernvarme som valgt energisystem i nye prosjekter i modul B6. Dette kan bidra til å hindre energigjenvinning, hindre ny utbygging av forbrenningsanlegg i Norge, og å hindre økt avfallsimport fra land med deponibruk i fremtiden. Siden utviklet metodikk for nullutslippsområder ikke tar hensyn til konsekvenser som skjer utenfor systemgrensa i tidligere livsløp vil ikke internasjonale konsekvenser av å hindre metanutslipp tas hensyn til. Miljøfordelaktig samproduksjon allokere mer utslipp enn separat produksjon. Metoden bryter med Frischknecht (2000) og vil føre til at miljøgunstig samproduksjon kan velges bort. Metoden gir insentiver for både avfallsprodusent og energikjøper til å finansiere CCS.	2
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettfærdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet i standarder som en enkel metode som generelt kan brukes for multifunksjonelle prosesser. Brukes også av FutureBuilt initiativet.	5
Begripelig	Metoden er lettbegripelig og lett å forklare.	5
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden og endret parametersetting vil påvirke resultater.	5
Legitim	Metoden vurderes som stort sett legitim. Den er legitim på det viset at den allokere miljøkonsekvenser helt likt mellom livsløp. Allikevel har den blitt kritisert for at 50-50 er valgt uten spesifikt design som reflekterer miljømessige avgjørende systemegenskaper og gitte insentiver.	4
Reproduserbar	Metoden blir sett på som reproduserbar da den er lettforståelig og transparent.	5
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke møtt i noen av eksemplene vist i Figur 5.	Nei
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan brukes.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan brukes både i moduler A-C og D dersom man følger prinsippene fra Circular Footprint Formula og bruker samme faktor <i>B</i> i alle moduler.	Ja

Tabell V.6. Evaluering av allokeringsmetode med økonomisk allokering (B=0.59).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som overordnet enkel å bruke, men det er nødvendig å samle data på priser (energialg og portavgift).	4
Tilgjengelig data	I tillegg til miljødata trengs her også data på portavgift og prisen av energialg. Data på portavgift er ikke åpent tilgjengelig for alle anlegg, men man kan finne data fra noen case-studier i vitenskapelig litteratur.	4
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessige avgjørende systemegenskapene	Kriteria møtt i liten grad. Metoden vil tydeliggjøre utslipp til luft fra avfallsforbrenning med energigjenvinning både for avfallsgenerator og energiproducent. Det er liten risiko for å sende insentiver for avfallsforbrenning av fossilt polyetylen over resirkulering. Materialkvalitet tas indirekte hensyn til gjennom økonomiske data. Metoden vil bidra til å sende insentiver for varmpumper over fjernvarme som valgt energisystem i nye prosjekter i modul B6. Dette kan på lang sikt bidra til å hindre ny utbygging av forbrenningsanlegg i Norge, og å hindre økt avfallsimport fra land med deponibruk i fremtiden. Siden utviklet metodikk for nullutslippsområder ikke tar hensyn til konsekvenser som skjer utenfor systemgrensa i tidligere livsløp kan ikke internasjonale konsekvenser av å hindre metanutslipp gjennom import fanges opp. Metoden bryter med Frischknecht (2000) og vil veilede bort fra miljøgunstig samproduksjon. Metoden setter et likhetstegn mellom økonomisk inntjening og miljøpåvirkning, noe som ikke reflekterer en situasjon hvor avfall må behandles for å unngå avfallsoppbygging. Metoden gir insentiver for både avfallsprodusent og energikjøper til å finansiere CCS.	2
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende usymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettfærdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet og brukt i enkelte standarder.	5
Begripelig	Metoden er lettbegripelig og lett å forklare.	5
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden og endret parametersetting vil påvirke resultater.	5
Legitim	Metoden blir vurdert som stort sett legitim da den anerkjenner at det finnes økonomiske interesser som kan bidra til å drive avfall nedover i avfallshierarkiet for å produsere energi. Noen stakeholdere vil kunne se det som problematisk at områder med mye eksisterende bygningsmasse som allerede har knyttet seg til et fjernvarmenett allokeres en forholdsmessig stor andel av miljøpåvirkningene. Det kan også motvirke legitimitet at metoden setter et likhetstegn mellom miljøpåvirkninger og økonomisk inntjening i en situasjon hvor avfall må behandles for å unngå avfallsoppbygging.	4
Reproduserbar	Metoden blir sett på som stort sett reproduserbar, men det er avhengig av at økonomiske data rapporteres.	4
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke møtt i noen av eksemplene vist i Figur 5.	Nei
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan brukes.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan brukes både i moduler A-C og D dersom man følger prinsippene fra Circular Footprint Formula og bruker samme faktor <i>B</i> i alle moduler.	Ja

Tabell V.7. Evaluering av allokeringsmetode med full allokering til energi (B=1).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden er svært enkel å bruke.	5
Tilgjengelig data	Ingen videre datainnhenting er nødvendig.	5
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Kriteria ikke møtt. Metoden kan ikke brukes til å vurdere ulike avfallsbehandlingsstrategier for en avfallsprodusent i modul A-C. I modul B6 vil den i stor grad sende et insentiv for å ikke bruke fjernvarme som er produsert med avfallsforbrenning, med risiko om å hindre import av avfall som ellers ville gått på deponi. Metoden vil kategorisk motvirke utnyttelse av spillvarme. Metoden bryter med Frischknecht (2000).	1
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet og brukt i enkelte standarder.	5
Begripelig	Metoden er lettbegripelig og lett å forklare.	5
Relevant for beslutningstakere	Metoden er delvis relevant for beslutningstakere på energisiden via at LCA resultater vil påvirkes av endringer i energimiksen i fjernvarme og at den gir sterke insentiver for energieffektivisering. Fra avfallssiden påvirkes LCA-resultater av avfallsfraksjoner sendt til ulik sluttbehandling (forbrenning eller deponering), men energieffektiviteten i energigjenvinning vil ikke få noen påvirkning på resultater. Samtidig vil heller ikke forholdet mellom forbrenningskapasitet og tilgang på brennbart avfall påvirke resultater via scenarier i modul D.	3
Legitim	Det virker usannsynlig at metoden vil virke legitim både fra energisiden og avfallssiden. Metoden er brukt i enkelte standarder og initiativer, noe som bidrar til å gi den noe legitimitet.	2
Reproduserbar	Metoden blir sett på som reproduserbar.	5
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke møtt i noen av eksemplene vist i Figur 5.	Nei
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan brukes.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan brukes både i moduler A-C og D dersom man følger prinsippene fra Circular Footprint Formula og bruker samme faktor <i>B</i> i alle moduler.	Ja

Tabell V.8. Evaluering av 50-50 allokering med deling også av miljøpåvirkninger fra primær materialproduksjon (50-50 m/PM).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som delvis enkel å bruke, men det kan være noen utfordringer med innhenting av data for primær materialproduksjon.	3
Tilgjengelig data	Det vurderes som utfordrende å skaffe data for primær produksjon av materialer i restavfall som forbrennes.	2
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessige avgjørende systemegenskapene	Kriteria møtt i liten grad. Metoden vil tydeliggjøre miljøimplikasjonene fra avfallsforbrenning med energigjenvinning både for avfallsgenerator og energiproducent. Det er liten risiko for å sende insentiver for avfallsforbrenning over resirkulering. Materialkvalitet tas ikke hensyn til. Metoden vil bidra til å sende insentiver for varmepumper over fjernvarme som valgt energisystem i nye prosjekter i modul B6. Dette kan bidra til å hindre ny utbygging av forbrenningsanlegg i Norge, og å hindre økt avfallsimport fra land med deponibruk i fremtiden. Siden utviklet metodikk for nullutslippsområder ikke tar hensyn til konsekvenser som skjer utenfor systemgrensa i tidligere livsløp kan ikke internasjonale konsekvenser av å hindre metanutslipp fanges opp. Metoden bryter med Frischknecht (2000). Metoden gir insentiver for begge sider til å finansiere CCS.	2
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet og brukt i standarder.	5
Begripelig	Metoden er lettbegripelig og lett å forklare.	5
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden.	5
Legitim	Metoden vurderes som stort sett legitim. Den er legitim på det viset at den allokere miljøkonsekvenser helt likt mellom livsløp. Den anerkjenner at energiproduksjon aldri kunne skjedd uten primær materialproduksjon. 50-50 metoder har allikevel blitt kritisert for å være valgt uten spesifikt design som reflekterer miljømessige avgjørende systemegenskaper og gitte insentiver.	4
Reproduserbar	Kriteria delvis møtt. Avhengig av at data for primær materialproduksjon publiseres.	3
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke møtt i noen av eksemplene vist i Figur 5 uten deling av miljøpåvirkninger fra primær materialproduksjon. Vil heller ikke møtes med denne delingen.	Nei
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan brukes, men det behøves å bygge en database for primær materiellproduksjon som kan gjøre metoden enklere å bruke.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan brukes både i moduler A-C og D. Noen utfordringer kan oppstå dersom produsert avfall har vært gjennom flere livsløp med resirkulering (mangel på data på primær materialproduksjon), men dette vurderes til å kunne være overkommelig.	Ja

Tabell V.9. Evaluering av priselastisk allokering (PE).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som utfordrende å bruke. Den har tidligere blitt brukt for resirkulering og tankegangen kan trolig brukes for avfallsforbrenning, men vi fant ikke eksempler på faktisk bruk. En hovedutfordring er datatilgang. Tilpasninger er nødvendige.	1
Tilgjengelig data	Det vurderes som svært utfordrende å skaffe data på elastitet av priser.	1
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Kriteria vurderes som møtt. Metoden gir materialspesifikke incentiver for resirkulering og energigjenvinning. Metoden differensierer mellom primær og sekundære materialer, samt materialkvalitet. Dette gjøres via økonomisk verdi. Jo mer verdi materialer taper, jo fortere vil materialer sendes til sluttbehandling i stedet for resirkulering, som avfallsforbrenning med energigjenvinning.	5
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	Metoden er beskrevet i vitenskapelig litteratur, men ikke i standarder.	2
Begripelig	Metoden er kompleks og vanskelig å forklare.	1
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden.	5
Legitim	Metoden vurderes som stort sett legitim. Det er sannsynlig at den vil sees på som rettferdig av ulike stakeholdere, men det kan være avhengig av valg av faktor A.	4
Reproduserbar	Kriteria delvis møtt. Avhengig av at innsamlet data publiseres.	3
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke undersøkt kvantitativt.	Ikke vist
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan trolig teoretisk brukes med tilpasning, men mangel på tilgjengelig data og ferdigutviklet metodikk for avfallsforbrenning med energigjenvinning er en såpass stor utfordring at kriteriet evalueres til ikke møtt på nåværende tidspunkt.	Nei
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan teoretisk brukes med tilpasning, men mangel på tilgjengelig data og ferdigutviklet metodikk for avfallsforbrenning med energigjenvinning er en såpass stor utfordring at kriteriet evalueres til ikke møtt på nåværende tidspunkt.	Nei

Tabell V.10. Evaluering av allokering ved substitusjonspunkt (APOS).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som utfordrende å ta i bruk. Metoden avhenger av data på alle livsløpssteg i tidligere livsløp før forbrenning og energiproduksjon.	1
Tilgjengelig data	Det vurderes som svært utfordrende å skaffe case-spesifikke data fra forrige livsløp av avfall som forbrennes. Metoden kan trolig ikke brukes i praksis, unntatt med gjennomsnittlige data fra Ecoinvent.	1
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Kriteria delvis møtt. Metoden gir materialspesifikke insentiver for resirkulering og energigjenvinning. Metoden differensierer mellom primær og sekundære materialer, samt materialkvalitet. Metoden vil sannsynligvis gi risiko for å bryte med Frischknecht (2000) siden en andel av utslipp fra forrige livsløp vil allokere til energiproduksjon.	3
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	Metoden er integrert i Ecoinvent, noe som betyr at den brukes mye. Kriteriet vurderes som møtt.	5
Begripelig	Metoden er kompleks og vanskelig å forklare.	1
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden.	5
Legitim	Metoden vurderes som delvis legitim. Metoden allokere miljøpåvirkninger fra tidligere livsløp (alle livsløpssteg) til senere livsløp, noe som kan bli sett på som irrelevant i senere livsløp av enkelte stakeholdere. Faktumet at den er integrert i Ecoinvent gjør den noe mer legitim.	3
Reproduserbar	Case-spesifikk variasjon og store databehov kan hindre reprodusering. Mangel på standardverdier. Modelleringen kan gjøres med stor variasjon på produksjons og bruksfase, samt antall resirkuleringssykluser, noe som hindrer reprodusering.	2
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke undersøkt kvantitativt. Det vil sannsynligvis komme an på andelen av utslipp fra tidligere livsløp som allokere til energi.	Ikke vist
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Kan teoretisk brukes, men med utfordringer. Bytter allokering metode til APOS i modul B6 vil spørsmålet reise seg om man også burde brukt APOS i de andre modulene i A-C. Case-spesifikk data tilgang på tidligere livsløp er også en stor utfordring dersom standard Ecoinvent data ikke er tilstrekkelig. En innfasing av APOS i modul B6 vil risikere å skape inkonsistens i utviklet metodikk for nullutslippsområder på tvers av moduler, med mindre samme endring også gjøres i de andre modulene.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Kan muligens brukes så lenge nullutslippsområdet har case-spesifikk data på hele materialsyklusen til produsert avfall eller bruker standard Ecoinvent APOS data med de begrensningene dette innebærer. Det er uklart hvordan denne metoden bør modelleres i Modul D, når en andel av miljøpåvirkningene fra moduler A-C skal allokere til neste livsløp. Flyttes noen av miljøpåvirkningene fra moduler A-C over i D vil dette kunne gjøre resultatene mindre forståelige. Kriteriet er ikke oppfylt per nå.	Nei

Tabell V.11. Evaluering av Circular Footprint Formula (CFF).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes som enkel å ta i bruk for avfallsforbrenning med energigjenvinning i modul B6 i metodikk for nullutslippsområder. Den er mer komplisert å ta i bruk som avfallsgenerator, siden data behøves på primær materialproduksjon, unngått materialproduksjon, og materialkvalitet under ulike livsløp.	3
Tilgjengelig data	For avfallsforbrenning med energigjenvinning trengs ikke noen ekstra data-innhenting for modul B6 siden standardverdi for faktor B er $B=0$. Datainnhenting trengs for moduler A-C. En del data finnes oppgitt som standardverdier i åpne databaser for noen materialer. Det må samles data på materialkvalitet i ulike fraksjoner av blandet avfall som forbrennes og data på unngått materialproduksjon.	2
Generaliserbare resultat	Metoden er lik uansett kontekst og derfor generaliserbar. Valg av faktor B vil påvirke resultater, men en standardverdi er satt til $B=1$ (full allokering av miljøimplikasjoner til energiproducent). Standardverdier for faktor A varierer mellom materialtyper, men det er en konsistens sikret for individuelle materialer.	5
Reflekterer de miljømessige avgjørende systemegenskapene	Kriteria stort sett møtt. Metoden gir materialspesifikke insentiver for resirkulering og energigjenvinning. Metoden differensierer mellom primære og sekundære materialer, samt materialkvalitet. Standardverdi for faktor B kan påvirke sendte insentiver, men faktor B kan også endres for spesifikke materialer å sikre best mulig representasjon av systemegenskaper. Frischknecht (2000) er møtt om standardverdier brukes. Metoden vil ikke gi insentiver for energieffektivisering med standardverdier.	4
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende usymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettfærdiggjort, og evaluert	Metoden er velutviklet, godt dokumentert og basert på en konsensus fra en femårig prosess i Europakommisjonen. Kriteria møtt.	5
Begripelig	Metoden har en viss kompleksitet. Den er noe enklere for avfallsforbrenning med energigjenvinning enn for resirkulering.	3
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden.	5
Legitim	Metoden vurderes som stort sett legitim siden den er veldokumentert, utviklet gjennom et 5-årig prosjekt i Europakommisjonen, og brukt i forskningslitteratur. Legitimiteten av faktor B er en utfordring, på samme måte som det er det i metodikk for nullutslippsområder.	4
Reproduserbar	Kriteria delvis møtt da metoden er dataintensiv, men god dokumentasjon bidrar til å gjøre den mer reproduserbar.	3
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Standardverdi for faktor B er $B=0$. Kriteria møtt som vist i Figur 5.	Ja
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Den attribusjonell delen av metoden er prinsipielt lik den som nå brukes i modul B6, men faktor B må velges også her. Standardverdi for faktor B er 1, mens nåværende standardverdi for nullutslippsområder er 0.	Ja
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Metoden kan brukes i moduler A-C og D. For avfallsforbrenning med energigjenvinning er prinsippet sammenlignbar med nåværende metodikk. For resirkulering trengs data på materialkvalitet.	Ja

Tabell V.12. Evaluering av økonomisk prishasert substitusjon (ØPS).

Kriteria	Vurdering	Score (1-5 / ja/nei)
Enkel å bruke	Metoden vurderes svært vanskelig å bruke. Den har mange variabler og avhenger av mye data.	1
Tilgjengelig data	Kriteria ikke møtt. Metoden er dataintensiv, men det finnes ikke standardverdier eller åpne databaser. Det behøves data på tvers av livsløp.	1
Generaliserbare resultat	Kriteria møtt. Metoden endres ikke etter kontekst. Faktor <i>A</i> avhenger av materialer, men er konsistent for samme material.	5
Reflekterer de miljømessig avgjørende systemegenskapene	Kriteria møtt. Metoden differensierer mellom primær og sekundær materialbruk, resirkulering, energigjenvinning, deponering og materialkvalitet. Metoden sender generelt insentiver for resirkulering, men insentivet svekkes når materialkvalitet synker.	5
Livsløpsomfang	Alle livsløp tas hensyn til. Metoden bidrar ikke til å øke den allerede eksisterende asymmetrien som kommer fra Modul D.	5
Eksplisitt, rettferdiggjort, og evaluert	Delvis møtt, metoden er inkludert i en guide.	3
Begripelig	Metoden er kompleks og vanskelig å forklare.	1
Relevant for beslutningstakere	Metoden er relevant for beslutningstakere både på energisiden og avfallssiden.	5
Legitim	Metoden vurderes som legitim siden den tar hensyn til mange miljømessig avgjørende systemegenskaper. Det er sannsynlig at den vil oppfattes som rettferdig.	5
Reproduserbar	Kriteria ikke møtt da metoden er vanskelig å bruke, data er vanskelig å oppdrive og variabler er dårlig definerte.	1
Allokerer mindre utslipp til fordelaktig samproduksjon enn konkurrerende separat produksjon i norsk kontekst (ja/nei/ikke vist)	Kriteria ikke undersøkt kvantitativt.	Ikke vist
Kan brukes i modul B6 (ja/nei)	Metoden er av design konsekvensiell og det er ikke klart hvordan den kan tilpasses for å kunne brukes i modul B6. Kriteriet evalueres til ikke møtt.	Nei
Kan brukes som avfallsprodusent i moduler A-C og D (ja/nei)	Metoden kan trolig brukes i moduler A-C og D med noen tilpasninger for å skille ut konsekvenser utenfor systemgrensa.	Ja



VISION:

**«Sustainable
neighbourhoods
with zero
greenhouse gas
emissions»**



Research Centre on
ZERO EMISSION
NEIGHBOURHOODS
IN SMART CITIES



<https://fmezen.no>