



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Prisen for Cirkulære Indkøb

Juni 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Christian Aage Lundsgaard,

Peter Martin Skov Hansen,

Jakob Mau Pedersen

Jan Viegan

(Viegand Maagøe A/S)

ISBN: 978-87-7038-193-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

1.	Sammenfatning og konklusion	6
1.1	Sammenfatning	6
1.2	Konklusion	6
2.	Introduktion	8
2.1	Baggrund	8
2.2	Formål, tilgang og aktiviteter	8
2.3	Inddragelse af interessenter	9
3.	Analyser af udvalgte produktgrupper	10
3.1	Udvælgelse af produktgrupper	10
3.2	Grønne cirkulære indkøb	11
3.3	Indkøbsvolumen	14
3.4	Miljøpåvirkninger af indkøb	17
3.5	Input fra interessenter	19
4.	Analyser	20
4.1	Forudsætninger for miljøberegninger	20
4.2	Forudsætninger for de økonomiske analyser	22
4.2.1	Indkøbspriser	22
4.2.2	Forudsætninger for de samfundsøkonomiske analyser	23
4.2.3	Forudsætninger for de selskabsøkonomiske analyser	27
4.3	Belysning	27
4.3.1	Produktvalg	27
4.3.2	Cirkulær økonomi	28
4.3.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	29
4.3.4	Beregningsforudsætninger	31
4.3.5	Resultater	33
4.3.6	Konklusion	33
4.3.7	Diskussion og usikkerheder	33
4.3.8	Øvrige miljøindikatorer	34
4.4	Vaskemaskiner	35
4.4.1	Produktvalg	35
4.4.2	Cirkulær økonomi	36
4.4.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	36
4.4.4	Beregningsforudsætninger	37
4.4.5	Resultater	39
4.4.6	Konklusion	39
4.4.7	Diskussion og usikkerheder	40
4.4.8	Øvrige miljøindikatorer	40
4.5	Opvaskemaskiner	41
4.5.1	Produktvalg	41
4.5.2	Cirkulær økonomi	42
4.5.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	43
4.5.4	Beregningsforudsætninger	43
4.5.5	Resultater	45

4.5.6	Konklusion	45
4.5.7	Diskussion og usikkerheder	46
4.5.8	Øvrige miljøindikatorer	46
4.6	Computere	47
4.6.1	Produktvalg	48
4.6.2	Cirkulær økonomi	48
4.6.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	49
4.6.4	Beregningsforudsætninger	50
4.6.5	Resultater	52
4.6.6	Konklusion	52
4.6.7	Diskussion og usikkerheder	53
4.6.8	Øvrige miljøindikatorer	53
4.7	Transport	54
4.7.1	Produktvalg	55
4.7.2	Cirkulær økonomi	55
4.7.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	57
4.7.4	Beregningsforudsætninger	58
4.7.5	Resultater	60
4.7.6	Konklusion	60
4.7.7	Diskussion og usikkerheder	60
4.7.8	Øvrige miljøindikatorer	61
4.8	Hæve-sænkeborde	63
4.8.1	Produktvalg	63
4.8.2	Cirkulær økonomi	63
4.8.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	65
4.8.4	Beregningsforudsætninger	66
4.8.5	Resultater	67
4.8.6	Konklusion	67
4.8.7	Diskussion og usikkerheder	67
4.8.8	Øvrige miljøindikatorer	68
4.9	Asfalt	69
4.9.1	Produktvalg	70
4.9.2	Cirkulær økonomi	70
4.9.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	72
4.9.4	Beregningsforudsætninger	72
4.9.5	Resultater	74
4.9.6	Konklusion	74
4.9.7	Diskussion og usikkerheder	74
4.9.8	Øvrige miljøindikatorer	75
4.9.9	Anvendelse af genbrugsasfalt på landsplan	75
4.10	Krus	76
4.10.1	Produktvalg	76
4.10.2	Cirkulær økonomi	77
4.10.3	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	79
4.10.4	Beregningsforudsætninger	79
4.10.5	Resultater	81
4.10.6	Konklusion	81
4.10.7	Diskussion og usikkerheder	82
4.10.8	Øvrige miljøindikatorer	83
	Bilag 1. Baggrund for energiberegninger og andet forbrug i brugsfasen	84
Bilag 1.1	Belysning	84
Bilag 1.2	Vaskemaskiner	85
Bilag 1.3	Opvaskemaskiner	86

Bilag 1.4	Computere	87
Bilag 1.5	Transport	87
Bilag 1.6	Hæve-sænkeborde	88
Bilag 1.7	Asfalt	88
Bilag 1.8	Krus	88
Bilag 2. Baggrund for miljøberegninger		89
Bilag 2.1	Belysning	89
Bilag 2.2	Vaskemaskiner	92
Bilag 2.3	Opvaskemaskiner	96
Bilag 2.4	Computere	99
Bilag 2.5	Transport	103
Bilag 2.6	Hæve-sænkeborde	106
Bilag 2.7	Asfalt	110
Bilag 2.8	Krus	110
Bilag 3. Beregning af opvask af krus på AUH		113
Bilag 4. Følsomhedsanalyse for krus		117

1. Sammenfatning og konklusion

1.1 Sammenfatning

I denne rapport undersøges potentialet for det offentlige grønne og cirkulære indkøb. Cirkulære indkøb skal forstås bredt og omfatter både valg af bæredygtige materialer og produkter, udnyttelse af ressourcer, forlængelse af produkters levetid, deling af produkter, produkter udbudt som service og genbrug/genanvendelse af produkter efter endt levetid. Disse begreber uddybes i afsnit 3.2.

Rapporten er skrevet for Miljøstyrelsen, hvor ansvaret for indholdet og analyserne ligger hos forfatterne. Når der i rapporten står "vi", "vores" mv., menes der forfatterne.

I rapporten gennemregnes totaløkonomi, samfundsøkonomi og klimabelastning for forskellige typer af cirkulære indkøb inden for 8 forskellige produktområder. Indkøbene er tilrettelagt, så de svarer til et typisk indkøb i en kommune eller tilsvarende offentlig myndighed, og beregningerne kan derfor bruges som inspirationscase ved udformningen af fremtidige udbud, hvor man ønsker at inkludere cirkulær økonomi, miljøforhold og totaløkonomi.

Valget af produktområder er sket på baggrund af en række interviews med offentlige indkøbere og i samarbejde med Miljøstyrelsen og projektets følgegruppe, der bestod af repræsentanter fra Moderniseringsstyrelsen, Gladsaxe Kommune, Københavns Kommune, Miljømærkning Danmark, Miljø- og Fødevarerministeriet, IKA (ved Esbjerg Kommune), Gate 21, Kommunernes Landsforening, Dansk Industri, Aarhus Kommune, SKI, Erhvervsstyrelsen og Danske Regioner.

Metoden for analysen har omfattet indhentning af estimerede priser fra både indkøbere, leverandører og SKI og vurdering af mulige cirkulære forretningsmodeller i samarbejde med en række leverandører. Af hensyn til fortrolighed er alle priser fra SKI, indkøbere og leverandører indhentet i prisintervaller og ikke eksakte priser. Herefter er der opstillet relevante og realistiske forretningsmodeller og løsninger for hvert produktområde og regnet totaløkonomi, herunder investeringspriser, forbrug i driftsfasen og bortskaffelse eller gensalg.

Sideløbende er miljø- og klimabelastningen for produkternes livscyklus beregnet og medtaget i rapporten i form af udledning af CO₂, SO₂ og partikler. Endeligt har vi værdisat disse udledninger i et samfundsøkonomisk perspektiv og inkluderet værdien af udledningerne i totaløkonomien.

Det færdige resultat er en totaløkonomisk og klimamæssig sammenligning af forskellige måder at indkøbe produkter på inden for 8 forskellige produktområder. Rapporten giver for de 8 produktområder indblik i mulighederne inden for cirkulære indkøb og et bud på hvilke indkøb, der har den laveste pris og den laveste udledning af klimagasser.

1.2 Konklusion

Det kan konkluderes, at der for stort set alle produktområder er en sammenhæng mellem de laveste totaløkonomipriser og de laveste klimabelastninger. Det at tænke cirkulær økonomi ind i udbud og vælge produkter med lavest klimabelastning vil altså ikke føre til højere priser, men tværtimod til lavere priser, når totaløkonomien vel at mærke tages i betragtning.

For produkter med kortere levetider som fx bærbare computere og hvidevarer kan det konkluderes, at forlængelse af produkters levetid er afgørende for at mindske udledningen af klimagasser. Længere produktlevetider behøver ikke nødvendigvis medføre krav om længere brugsperioder i den offentlige enhed, men kan blot indebære, at produktet bliver brugt i en anden anvendelse enten før eller efter anvendelsen i enheden fx ved køb af brugte hvidevarer eller køb af nye møbler med tilbagekøbsaftale efter endt brug.

Desuden spiller energiforbruget i brugsfasen stadig en vigtig rolle for mange produkter og bør regnes med i en totaløkonomisk pris, når der vælges produkter.

Det konkluderes, at elbiler er både billigere og mere klimavenlige, selv når opstilling af lade-standere og produktion af bilernes batterier tages med i beregningen. Elbilerne har dog en større udledning af svovldioxid og partikler forbundet med batteriproduktionen end benzinbiler.

Analysen konkluderer også, at der for en konkret case for anvendelse af krus på Århus Universitetshospital kan opnås en reduktion af klimagasser uden stigning i omkostninger ved at skifte fra engangsemballage til en flergangsløsning i enten plast eller porcelæn.

En sidste vigtig konklusion er, at markedet allerede nu står klar til at tilbyde cirkulære forretningsmodeller for mange produkter. Alle de i rapporten belyste måder at købe mere cirkulært på er tilgængelige på markedet i dag.

I tabel 1 kan ses en oversigt over løsningerne med de laveste priser og udledninger af klimagasser for hvert produktområde.

TABEL 1. Løsninger med lavest pris og lavest udledning for hvert produktområde.

Produktområder	Laveste pris	Laveste udledninger af klimagasser
Belysning	Køb af retrofit med LED-board	Køb af LED-kvalitetsarmatur
Vaskemaskiner	Køb af energieffektiv maskine	Køb af brugt maskine
Opvaskemaskiner	Køb af brugt maskine	Køb af maskine med lang holdbarhed
Bærbare computere	Køb af ny computer med tilbagekøbsgaranti	Køb af ny computer inkl. opgradering
Transport (biler)	Køb af elbil	Køb/leasing af elbil
Hæve-sænkeborde	Køb af nyt bord med tilbagekøbsgaranti	Leasing af nyt bord
Asfalt	Asfalt med genbrug	Asfalt med genbrug
Krus	Køb af flergangskrus i porcelæn	Køb af flergangskrus i porcelæn

Det skal understreges, at for næsten alle produktområderne ligger flere løsninger så tæt, at resultatet vurderes at være inden for usikkerheden af beregningerne. Det anbefales derfor at konsultere resultaterne for hvert enkelt produktområde i kapitel 4. For mange produktområder er der flere cirkulære løsninger, der resulterer i lavere priser og lavere udledninger af klimagasser.

2. Introduktion

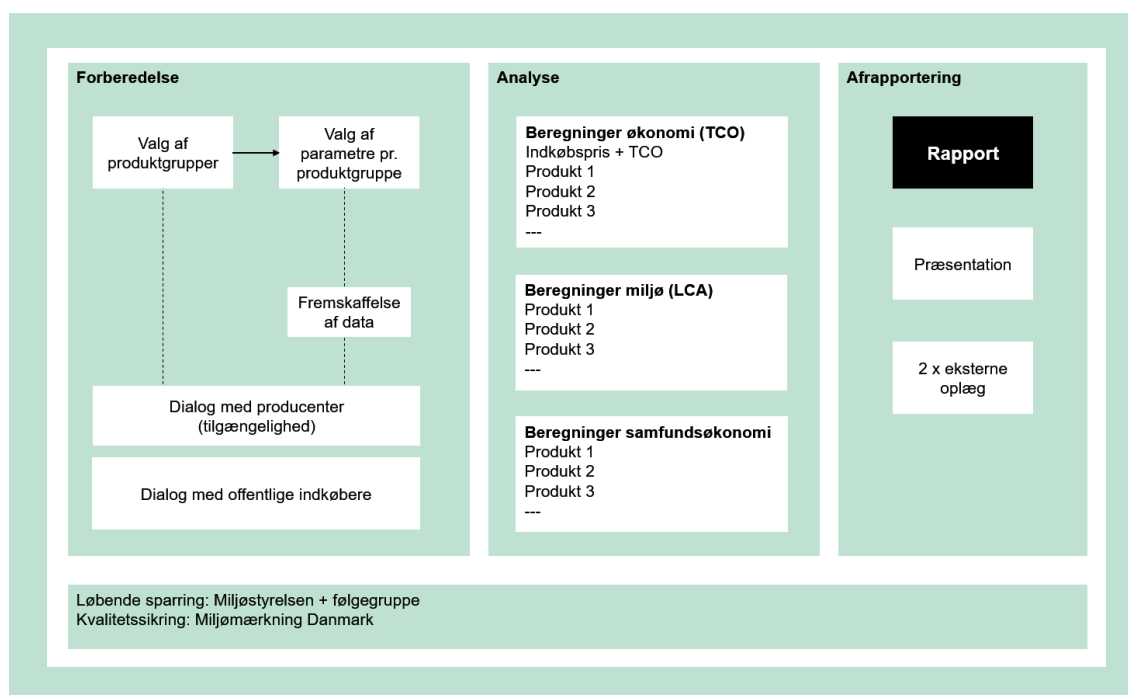
2.1 Baggrund

Den tidligere regerings Strategi for cirkulær økonomi fra september 2018¹ indeholdt en række initiativer med det fælles formål at "sikre at danske virksomheder kan bibeholde en høj konkurrenceevne og levere løsninger, der bidrager til en bæredygtig forvaltning af naturressourcerne og en fortsat økonomisk vækst i Danmark". Et vigtigt element i denne strategi omhandler cirkulære indkøb i det offentlige, og på baggrund af dette initiativ igangsatte Miljøstyrelsen i 2019 denne analyse af de miljømæssige og økonomiske konsekvenser ved at købe cirkulært ind på en række udvalgte områder.

2.2 Formål, tilgang og aktiviteter

Analysen har til formål at undersøge, hvor det samlet set giver bedst mening både økonomisk og miljømæssigt at købe grønne og cirkulære produkter og tjenester. Krav til cirkulære produkter og tjenester skal i denne forbindelse forstås som fx krav om miljømærkede produkter, krav til produkters totalomkostninger og/eller miljøbelastning, krav til produkters levetid, adskillelighed, levetidsforlængelse, anvendelse af genanvendte og genanvendelige råvarer, reparation, tilbagetagning, leasing mv. Disse parametre skal i det omfang, de er målbare og relevante for de udvalgte produktgrupper, udgøre grundlaget for at beregne de økonomiske konsekvenser ved at anvende cirkulære krav i forbindelse med udbud af konkrete produktgrupper.

Projektgruppen har arbejdet efter processen illustreret i figur 1.



FIGUR 1. Procesdiagram for projektets analyse

I forberedelsesfasen af projektet gennemførtes en række interviews med offentligt ansatte, der arbejder med indkøb fra både kommuner, regioner og staten. Ved disse interviews satte vi

¹ https://www.regeringen.dk/media/5626/strategi-for-cirkulaer-oekonomi_web.pdf

fokus på de erfaringer, der allerede var gjort inden for cirkulære indkøb og spurgte ind til konkrete ønsker og idéer til relevante produktområder til analysen.

Herefter foretog vi udvælgelsen af produkter og tilhørende forretningsmodeller i samarbejde med Miljøstyrelsen og følgegruppen. Baggrunden for valg af produkter beskrives nærmere i kapitel 3. Efter produktvalget indledte vi dialog med en række leverandører for at afdække mulighederne for cirkulære forretningsmodeller. Desuden fortsatte vi dialogen med en række af de offentlige indkøbere for at sikre validitet af de valgte modeller, prisniveauer, mængder mv.

Herefter opstillede vi de konkrete forretningsmodeller for hvert produktområde og dimensionerede indkøbene, så de repræsenterer realistiske indkøb i en gennemsnitlig kommune eller anden offentlig institution. De enkelte beregninger fungerer altså som konkrete cases for fx en kommune, der gerne vil vurdere økonomi og klimavenlighed af et konkret produktområde.

Beregningerne gennemførtes ved at kombinere tre elementer: en beregning af totaløkonomien for indkøbet, en simpel livscyklusanalyse på udvalgte miljøindikatorer og en værdisætning af de klima- og miljømæssige effekter i et samfundsmæssigt perspektiv. Disse tre beregninger kombineret giver overblik over, hvad det enkelte cirkulære indkøb koster i kroner, hvad den samfundsmæssige værdi af de udledte klimagasser er, og hvilket af de cirkulære indkøb der er mest klimavenligt, når hele livscyklussen for produktet inkluderes.

Analysen sammenfattes i denne rapport og vil blive præsenteret for relevante parter i løbet af 2020.

2.3 Inddragelse af interessenter

Miljøstyrelsen nedsatte en følgegruppe, som har givet kommentarer dels ved et fysisk møde, dels gennem skriftlige kommentarer. Følgegruppen bestod af repræsentanter fra Moderniseringsstyrelsen, Gladsaxe Kommune, Københavns Kommune, Miljømærkning Danmark, Miljø- og Fødevareministeriet, IKA (ved Esbjerg Kommune), Gate 21, Kommunernes Landsforening, Dansk Industri, Aarhus Kommune, SKI, Erhvervsstyrelsen og Danske Regioner.

Dertil har projektgruppen haft kontinuerlig kontakt med en række kommuner, regioner, statslige indkøbsorganisationer og leverandører.

Projektteamet takker for alle de værdifulde bidrag, vi har modtaget.

3. Analyser af udvalgte produktgrupper

3.1 Udvalgelse af produktgrupper

Følgende produktgrupper er udvalgt for analyserne, som vist i tabel 2.

TABEL 2. Udvalgte produktområder.

Produktområder
Belysning
Vaskemaskiner
Opvaskemaskiner
Bærbare computere
Transport (biler)
Hæve-sænkeborde
Asfalt
Krus

I udvælgelsen af produkter er der sigtet på at etablere et bredt og forskelligartet udsnit, der omfatter produktområder med stort indkøbsvolumen. Dette sikrer, at beregningerne er relevante både i forhold til hyppighed af indkøb og et stort miljømæssigt potentiale.

Grønne og cirkulære krav findes i mange afskygninger. Det er vigtigt, at forskellige typer af forretningsmodeller bliver belyst, og at de udvalgte produkter og tjenester tilsammen viser bredden i de cirkulære indkøb og ikke blot den samme forretningsmodel for forskellige produkter. Denne analyse tager udgangspunkt i, at de cirkulære indkøb også skal være grønne, hvilket vil sige, at deres miljøbelastning skal være mindre end de konventionelle indkøb for, at der er tale om et grønt cirkulært indkøb.

Forud for dette projekt blev der udarbejdet en rapport om prisen for det offentlige grønne valg². I denne rapport blev produkterne ligeledes valgt ud fra indkøbsvolumen og produkternes potentielle miljøpåvirkning. Derfor har det været relevant at tage udgangspunkt i disse produkter, og undersøge om der findes relevante cirkulære alternativer.

En sidste parameter inkluderet i udvælgelsen af produktområderne har været en grundig dialog med de offentlige indkøbere. Som indledning på dette projekt er der således udført 10 kvalitative interviews med indkøbere fra staten, regionerne og kommunerne for at sikre, at de valgte produkter og tjenester er relevante og realistiske. Disse samtaler er efterfølgende fulgt op med specifikke møder med flere indkøbere for at diskutere konkrete indkøb, prisniveauer og udfordringer.

Nedenfor uddybes de forskellige parametre anvendt i forbindelse med udvælgelse af produkter og tjenester.

² <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2018/dec/undersoegelse-af-prisen-for-det-offentlige-groenne-valg/>

3.2 Grønne cirkulære indkøb

Cirkulær økonomi dækker over mange forretningsområder, så det er vigtigt at etablere et godt overblik og at overveje hvilke områder, der skal belyses. Der eksisterer efterhånden mange gode værktøjer til at beskrive omfanget af den cirkulære økonomi. Blandt de bedste og hyppigst anvendte beskrivelser er Ellen MacArthurs sommerfuglemodel³ og Accentures oversigt over de fem forretningsmodeller⁴, som er vist i illustrationen herefter.



FIGUR 2. De fem forretningsmodeller i den cirkulære økonomi.

En hurtig gennemgang af de fem forretningsmodeller følger her:

- **Cirkulære råmaterialer:** Dette område fokuserer på at udskifte ikke fornybare råvarer, som fx oliebaseret plastik eller bindemidler med fornybare ressourcer, fx baseret på planter. Fokus kan også være på at anvende ikke-fornybare materialer på en bedre måde, der sikrer, at de genanvendes. Dette kunne fx være etablering af en tilbagetagningsordning og en direkte genanvendelse af et produkt af metal eller oliebaseret plast.
- **Ressourcegenvinding:** Her ligger fokus på at udnytte ressourcer, der i dag går til spilde. Det kan være materialer, der bliver til affald, produkter der ender som forurening i naturen, produktionsspild, eller materialer som bliver brændt i mangel af bedre anvendelsesmuligheder. Mulighederne for bedre udnyttelse af disse ressourcer er mange.
- **Forlænget levetid og cirkularitet:** Her handler det om, at produkterne bruges så længe som muligt, hvorved man sparer på materialerne og energien til at producere nye produkter. Man kan desuden udnytte forretningspotentialet i at genbruge, genstandsætte og gensælge produkter. På designsiden findes der mange strategier til at forlænge produkters levetid, herunder robust design, mulighed for adskillelse, reparation og opgradering og udvikling af service- og vedligeholdelsesydelser.
- **Deling af produkter:** Dette område har fokus på udnyttelsesgraden af vores produkter. Målet er at omlægge vores forbrug i en bedre retning, hvor vi bruger færre materialer, mindre energi og færre penge til at opnå den samme service, som vi får i dag. Strategierne omfatter bedre planlægning af produktudnyttelsen og deleøkonomiske platforme.
- **Produkt-som-service:** Denne forretningsmodel har fokus på at leje eller lease den ydelse, man har brug for i den nødvendige mængde og tidsperiode. Dette frigiver

³ <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/infographic>

⁴ https://www.accenture.com/t20150523T053139__w__/us-en/_acnmedia/Accenture/Conversion-Assets/DotCom/Documents/Global/PDF/Strategy_6/Accenture-Circular-Advantage-Innovative-Business-Models-Technologies-Value-Growth.pdf

produkterne til at blive udnyttet af andre efterfølgende og man undgår, at gamle, endnu ikke udtjente produkter, ender i en opbevaringssituation og ikke bliver udnyttet.

De fem forretningsområder overlapper hinanden på mange områder, og den ene model udelukker bestemt ikke den anden. Modellerne kan med fordel kombineres på kryds og tværs. Det kan fx sagtens give mening at vælge et produkt i fornybare materialer, der samtidig er designet, så det kan adskilles, sættes i stand og sælges flere gange, eller måske endda tilbydes som en service eller en deleordning.

Vi har i valget af parametre og forretningsmodeller søgt at dække den cirkulære økonomi så bredt som muligt. I tabel 3 skabes der overblik over, hvordan forretningsmodellerne er repræsenteret på tværs af de forskellige produkter.

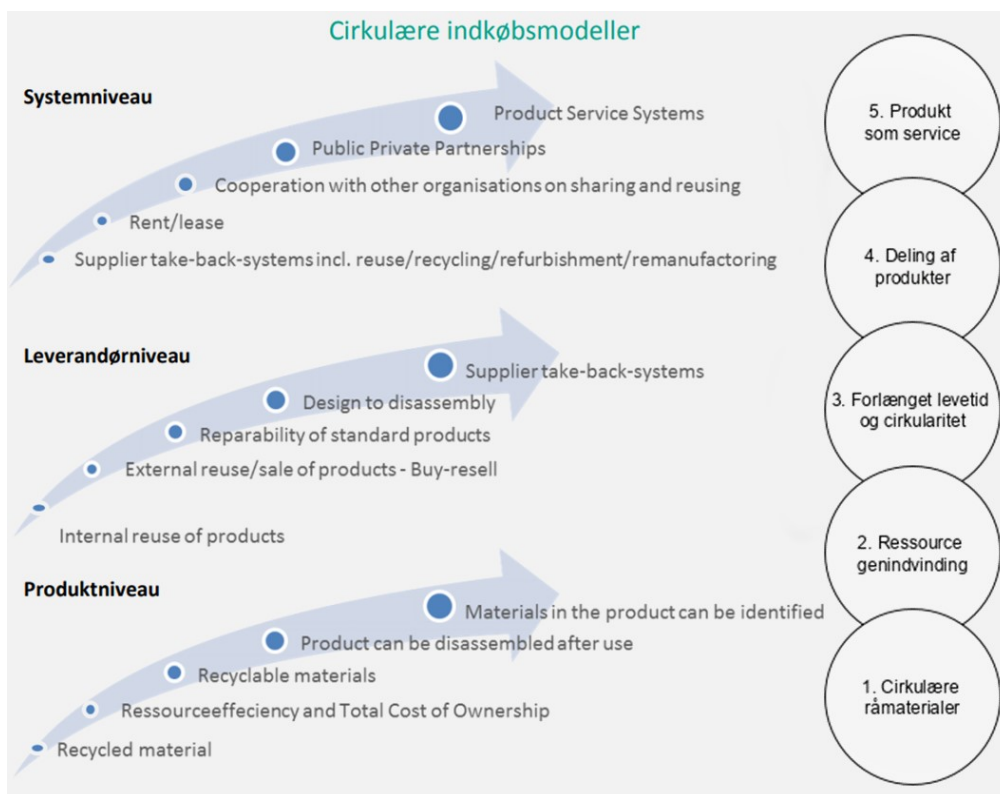
TABEL 3. Analysens fordeling på tværs af cirkulære forretningsområder

	Cirkulære materialer	Ressourcegenindvinding	Forlænget levetid og cirkularitet	Deling af produkter	Produkt som service
Belysning		X	X		
Vaskemaskiner			X		X
Opvaskemaskine			X		X
Bærbare computere			X		X
Transport	X		X		X
Hæve-sænkeborde	X		X		X
Asfalt		X			
Krus	X		X	X	

De fleste forretningsområder kan være relevante for de valgte produkter. At områder her er valgt fra, kan skyldes, at de analyserede indkøb vurderes at være ens på den valgte parameter. Det vurderes fx, at alle de analyserede vaskemaskiner indeholder sammenlignelige mængder af genanvendte materialer, hvorfor det ikke giver mening at sammenligne i forhold til denne parameter.

De fem forretningsområder kan også ansues i forhold til, hvorvidt de har en indflydelse på et produktniveau, leverandørniveau eller et systemniveau. Disse forskellige niveauer er afbilledet i efterfølgende figur og er baseret på en SPP Regions "Best practice"-rapport om cirkulære indkøb⁵. I figuren er indsat de fem overordnede forretningsmodeller fra Accenture (se ovenover), så man kan se hvilke niveauer og modeller, der passer sammen.

⁵ http://www.sppregions.eu/fileadmin/user_upload/Resources/Circular_Procurement_Best_Practice_Report_Summarised_Version-DK.pdf



FIGUR 3. Cirkulære indkøbsmodeller. SPP Regions "Best Practice"-rapport om cirkulære indkøb.

Af figuren fremgår det, at man på produktniveauet kan arbejde med indholdet af genanvendt materiale, om materialerne kan genanvendes, om produktet kan adskilles i rene affaldsfraktioner, og om det er muligt at identificere de forskellige materialer, der bruges. Udfordringen med i et udbud at stille krav på produktniveauet er risikoen for at fastsætte krav, som ingen produkter lever op til, fx 100% genanvendt plastik i en vaskemaskine. Samtidigt er det ikke sandsynligt, at de store producenter vil producere denne type opvaskemaskine på baggrund af et enkelt udbud i Danmark.

På leverandørniveauet er der stadig fokus på produktet, men her er det leverandøren, der skal sørge for, at produkter fx bliver taget tilbage, repareret og genbrugt eller solgt igen. Der er fokus på, at produkterne kommer retur, og materialerne bliver brugt længst muligt. En af udfordringerne er, at nogle leverandører godt kan tage deres produkt tilbage, men dette er ikke nødvendigvis ensbetydende med, at produktet blive brugt igen. Der kan være en risiko for, at produktet bliver kasseret, når det først er blevet indsamlet.

På systemniveauet opfattes produktet ofte som en service, og man køber for eksempel belysning til en bygning og ikke blot et antal pærer. Det vil sige, at man køber funktionen af pæren, så man betaler for den lysmængde (lumen), man bruger i stedet for at købe pæren.

Der er således mange tilgange til den cirkulære økonomi, og måder hvorpå, man kan inkludere tankegangen i grønne indkøb. Det er komplekst, og det kan være svært at navigere i hvilke krav, der giver mening og har den største effekt. I forhold til de miljømæssige effekter kan der udarbejdes livcyklusanalyse af produkterne, men hvis leverandøren selv udfører denne analyse, kan det i mange tilfælde være svært at gennemskue, hvilke afgrænsninger og

forudsætninger, der er brugt, og hvor objektiv analysen i virkeligheden er. Hvis afgrænsningerne på tværs af konkurrerende produkter ikke er de samme, risikerer man at lave en unfair sammenligning.

I denne rapport forsøger vi at opstille simple miljømæssige vurderinger på tværs af produkter og forretningsmodeller, der bunder i fælles afgrænsninger. Miljøberegningerne kan ses i kapitel 4.

3.3 Indkøbsvolumen

Et stort indkøbsvolumen kan skyldes et stort antal indkøbte varer og tjenester og/eller høj pris for varerne og tjenesterne. Begge dele er interessante ifm. valg af produkttyper, dog kan produkter i et lille antal med meget høj pris indikere meget specialiserede indkøb af fx en super-computer og hospitalsskannere, hvor der oftest vil være stort ekspertinput undervejs, som også kan vurdere de cirkulære økonomi-aspekter specifikt.

Det samlede offentlige indkøb af varer, tjenesteydelse og bygge- og anlægsopgaver er ca. 300 milliarder kroner, hvor kommunerne udgør ca. 223 milliarder, regionerne ca. 40 milliarder og staten ca. 37 milliarder^{6,7}. Kun en mindre del af det samlede indkøb er dog relevant for denne undersøgelse, da formålet er at vurdere indkøb af varer og tjenesteydelser, som er relevant for en bred del af det offentlige og fx ikke bygge- og anlægsopgaver og heller ikke institutionsspecifikke indkøb, dvs. indkøb, der kun købes af få offentlige institutioner. Bygge- og anlægsopgaver er bevidst udeladt af denne analyse, da området udbydes efter en anden proces end varer og derfor ville være vanskeligt at vurdere efter samme metode. Desuden vurderes det, at cirkularitet og klimavenlighed af byggeriet allerede behandles i mange andre analyser. I denne analyse er dog inkluderet produkter, der relaterer sig til byggeri, herunder belysning og asfalt.

I TABEL 4 er vist omtrentlige tal for volumen af det samlede indkøb i det offentlige og af det samlede vareindkøb, som kunne være relevant for denne undersøgelse. Tallene skal ses som meget tilnærmede, da nogle tjenesteydelser også kan være relevante, da de kan erstatte varekøb (fx vaskeriydelser ift. vaskemaskiner); da nogle vareindkøb ikke er relevante fx energiindkøb, der kun indgår indirekte som en del af driftsomkostninger, og da tallene for nogle produkttyper er begrænset til indkøb af produkter, der ligger under SKI's og Statens Indkøbs indkøbsaftaler. Men tallene i tabel 4 viser alligevel en størrelsesorden af indkøbene. Datagrundlaget er tal for 2017, der er indsamlet ifm. en foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer.⁸ Disse tal er de nyeste tilgængelige tal, som er bredt dækkende for indkøbsområdet i den offentlige sektor.

TABEL 4. Indkøb i det offentlige i alt og af varer.

Myndighed	Indkøb i alt Milliarder kr.	Vareindkøb Milliarder kr.
Stat	37	6
Regioner	40	11
Kommuner	223	19
I alt	300	36

⁶ <https://oes.dk/indkoeb/indkoeb-i-staten/indkoeb-i-tal/>

⁷ <https://www.regioner.dk/aftaler-og-oekonomi/indkoeb>

⁸ "Foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer". Notat udkast. Udarbejdet af COWI for Miljøstyrelsen.

Det skal understreges, at tallene der fremgår af tabel 4, er medtaget i rapporten udelukkende med det formål at belyse størrelsen af det offentlige indkøb. De konkrete produktanalyser i denne rapport er udarbejdet på baggrund af andre data, herunder data fra SKI, og data fra indkøbere og leverandører, der er nyere end 2017.

Datagrundlaget i tabel 4 giver en opdeling af vareindkøbet på produktgrupper for staten og kommunerne, men ikke for regionerne. En stor del af regionernes indkøb er anderledes end statens og kommunernes indkøb, da specielt medicin og medico-udstyr udgør en langt større del af indkøbsvolumenet. Derudover er der flere krav i forbindelse med patientsikkerhed og hospitalsudstyr, som gør, at noget udstyr er mere specialiseret, og udvalget kan være mindre. Denne type indkøb er under alle omstændigheder ikke relevant for dette projekt.

I tabel 5 og tabel 6 er vist henholdsvis indkøb i staten og kommunerne fordelt på overordnede produktgrupper.

TABEL 5. Statens indkøb fordelt på 36 overordnede produktgrupper, heraf de 4 mindste slået sammen i "Øvrige produktgrupper". Data og kategorier er fra foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer³⁷.

Kategori	Indkøb 2017 (mio. kr.)
It-hardware og software	1.648
Bygnings-, konstruktions- og fabrikationskomponenter og -artikler	614
Erhvervs-, militær- og private køretøjer, udstyr og komponenter	575
Brændstoffer, brændstofadditiver, smøremidler, korrosionsbeskyttende materialer	444
Værktøjer og generelt maskineri	267
Belysning	249
Laboratorie-, måle-, observations- og testudstyr	245
Møbler og inventar	218
Publicerede produkter	216
Husholdningsapparater og forbrugerelektronik	202
Medicinsk udstyr, tilbehør og forbrugsstoffer	191
Fødevarer, drikkevarer og tobaksprodukter	177
Beklædning, bagage og plejeprodukter	176
Kontorudstyr, -tilbehør og -artikler	134
Energigeneratorer og distributionsmaskiner og tilbehør	73
Tryk-, fotografisk- og audio/visuelt udstyr og -artikler herfor	58
Forsvar, lovhåndhævelse, sikkerhedsudstyr og tilbehør	55
Maskiner og tilbehør til brug ved landbrug, fiskeri, skovbrug og dyreliv	39
Papirmateriale og -produkter	38
Rengøringsudstyr og -artikler	36
Lægemidler	27
Mineraler, tekstiler og plante- og dyrematerialer	27
Maskiner og tilbehør til industriel produktion og tilbehør	25
Musikinstrumenter og spil	19
Maskiner, udstyr og forbrugsstoffer til serviceindustri	19
Bygnings- og anlægsudstyr og tilbehør	18
Levende og animalsk materiale, tilbehør og forsyning	17
Materialehåndtering, -behandling og lagermaskiner, tilbehør og forsyninger	16
Komponenter og forbrugsstoffer til produktion	13
Kemikalier inkl. biologiske og gasholdige	13
Udstyr og tilbehør til sport og fritid	12
Øvrige produktgrupper under 10 mio. kr.	14
Samlet	5.875

TABEL 6. Kommunernes indkøb fordelt på 24 overordnede produktgrupper. Data og kategorier er fra foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer³⁷.

Kategori	Indkøb 2017 (mio. kr.)
It og teleudstyr	4.082
Forsyningsvirksomhed	2.861
Hjælpe midler til borgere	2.455
Fødevarer	2.044
Inventar	1.040
Bøger og undervisningsudstyr	955
Tekniske artikler	748
Byggematerialer og værktøj	642
Vej og park-ydelser	479
Lægemedler	395
Husholdningsapparater og forbrugerelektronik	387
Transportmidler	357
Sygeplejeartikler	343
Kontorhold	318
Aftørings- og engangsartikler (forbrugsartikler)	295
Produkter til børn og unge	279
Entreprenørmaskiner, bygnings- og anlægsudstyr	259
Rengøringsmaterialer	202
Beklædning og værnemidler	186
Sports og genoptræningsudstyr	144
Sikring	139
Diverse varekøb	109
Musikinstrumenter	23
Kirurgiske produkter	5
Samlet	18.747

Det kan ses, at størstedelen af de udvalgte produkter, bærbare computere, belysning, transport (biler), vaskemaskiner, opvaskemaskiner, hæve-sænkeborde, asfalt og krus (dog engangsartikler er nr. 15) er blandt de 10 mest indkøbte produkter i staten og blandt de 12 mest indkøbte produkter i kommunerne. It er klart den største enkelt-produktgruppe for varekøbet i både staten og kommunerne. SKI har også bekræftet dette ved at oplyse, at to tredjedele af den samlede omsætning på deres aftaler gælder it-udstyr, herunder computere, software, telefoner, kopi/print-udstyr, av-udstyr og forbrugerelektronik.

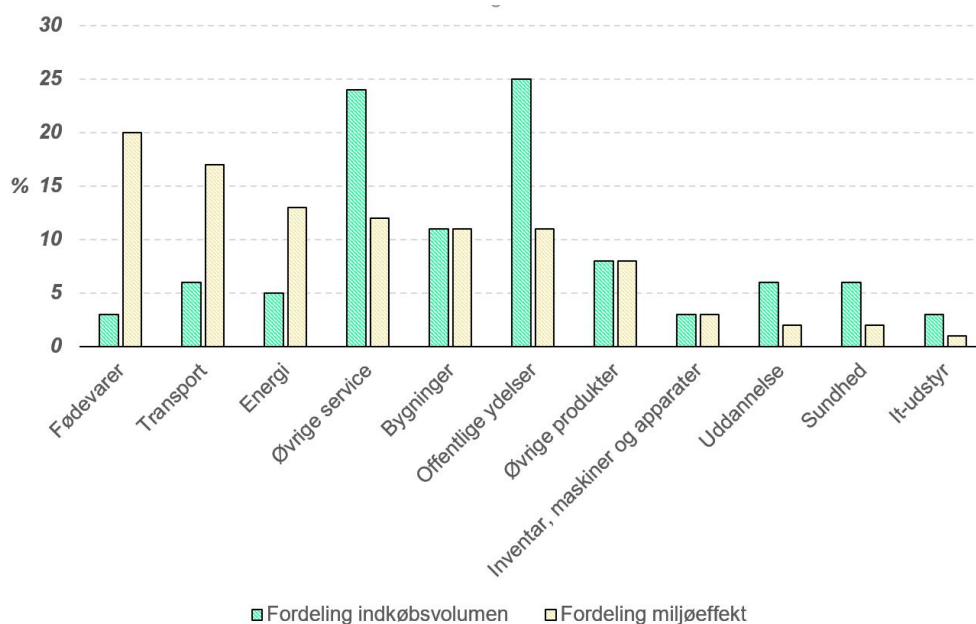
3.4 Miljøpåvirkninger af indkøb

Produkternes potentielle miljøpåvirkning har også indgået som en faktor i valget af produkttyper, men da produkter kan påvirke miljøet på mange områder, er det mere komplekst at vurdere dette.

For en lang række energiforbrugende produkter er der en sammenhæng mellem et lavt energiforbrug i brugsfasen og et bæredygtigt produkt. Ofte viser en livscyklusvurdering af et energiforbrugende produkt, at produktet udleder mest CO₂ i brugsfasen. Derfor får man ofte den største CO₂-besparelse ved at vælge produkter med et lavt energiforbrug. Der findes dog mange produkter, som ikke har et energiforbrug, eller som har et meget lavt energiforbrug i

brugsfasen som følge af fx EU-energikrav og EU-energimærker. Dertil kommer så andre miljøpåvirkninger i produkternes levetid.

Det er derfor svært at sammenligne de forskellige indkøb i forhold til miljøpåvirkning, og projektgruppen har ikke haft en éntydig reference at tage udgangspunkt i. Vi har i stedet taget udgangspunkt i en ældre undersøgelse fra Odense Kommune, hvor de har sammenlignet værdien af deres indkøbsvolumen med den afledte miljøbelastning bestående af blandt andet drivhuseffekt, naturbeslaglæggelse, næringssaltbelastning og forsuring mv. Se hovedresultaterne i figuren herunder.



FIGUR 4. Procentmæssige fordeling af indkøbene i forhold til indkøbsvolumen og miljøbelastning i Odense 2010. MST Miljørapport 1390, 2011.

Undersøgelsen medtager kommunens samlede indkøb, hvoraf en del ikke er relevant for dette projekt – helt eller delvist - som fx indkøb af energi, bygninger, offentlige ydelser, uddannelse og sundhed. Undersøgelsens konklusion var, at indkøb af transportydelser, fødevarer, energi og fysiske produkter havde den største miljøbelastning, og at det derfor burde være disse områder, der skulle i fokus i kommunens strategiarbejde. En anden konklusion var – som man kan se af figuren – at der for mange områder ikke er en klar sammenhæng mellem indkøbsvolumen og miljøeffekt.

Konklusionen understøtter vores valg af transport og diverse fysiske produkter. Energi er valgt fra, da energi som nævnt tidligere ikke direkte er en del af projektets formål. Fødevarerområdet blev også valgt fra, da dette område undersøges grundigt i flere andre analyser og strategiske samarbejder.

For transport, som dækker over køb og brug af brændstoffer til egne transportmidler, køb og vedligehold af transportmidler og køb af transporttjenester, ser man samme tendens som for fødevarer, men blot ikke så udtalte. Udledningen fra transporten stammer i høj grad fra forbrug af benzin og diesel. Historisk har forbrændingsmotoren opnået store effektiviseringer, men på grund af øget komfort og funktioner og et større antal kørte kilometer, er det totale brændstofforbrug ikke reduceret væsentligt.

3.5 Input fra interessenter

I forbindelse med projektet er der gennemført 10 kvalitative interviews med offentlige indkøbere fra henholdsvis staten, regionerne og kommunerne. I løbet af disse interviews er der blevet spurgt ind til de områder, hvor man allerede har erfaringer med at stille cirkulære krav, og for hvilke produktområder man finder det relevant at inkludere cirkulære indkøbskrav.

Resultatet af disse interviews har indgået som vigtig inspiration i udvælgelsen af produkter til analyse. Blandt de vigtigste produktområder, der blev nævnt i løbet af interviewrunden, vil vi fremhæve følgende:

- **Transport:** Mange kommuner har allerede erfaringer med at sammenligne på tværs af drivmidler (benzin, diesel, hybrid og el), og flere af de interviewede kommuner har gjort erfaringer med inkludering af gensalgsværdi og leasingkontrakter.
- **Energiforbrugende produkter:** Både it-udstyr, belysning og vaske- og opvaske-maskiner blev nævnt flere gange. Det er område, hvor der købes meget, og hvor der begynder at eksistere cirkulære alternativer i markedet.
- **Engangsemballage og engangsartikler:** Flere af de interviewede nævnte frustrationer omkring dette område. Det er produkter, der dels er meget synlige, og dels bliver til affald umiddelbart efter brug. Der opleves store ønsker om at kigge nærmere på dette område og de cirkulære og miljøvenlige alternativer, der eksisterer i markedet.
- **Kontormøbler:** Dette område blev også nævnt flere gange i interviewrunden. Flere kommuner oplever, at brugte og ukurante møbler hober sig op i lagre, og i mange tilfælde bliver møbler udskiftet, før de er udtjente. Det skyldes ofte en omrokering mellem afdelinger eller flytning fra en bygning til en anden kombineret med et udbredt ønske om, at det offentlige kontormiljøer har et ensartet udtryk.
- **Asfalt:** Dette område blev nævnt som et område, hvor tidligere større undersøgelser har vist stort potentiale, og der blev udtrykt et ønske om at belyse potentialet i forhold til et konkret offentligt indkøb.

4. Analyser

4.1 Forudsætninger for miljøberegninger

Alle miljøberegningerne foretages i EcoReport Tool efter MEErP metoden⁹ (Methodology for the Ecodesign of Energy-related Products), hvilket også anvendes til at vurdere miljøbelastningen i ecodesign og energimærkningsstudier for EU-Kommissionen. Miljøberegningerne tager udgangspunkt i produkternes livscyklus, hvilket betyder, at følgende livscyklusfaser er inkluderet i beregningerne:

- Udvinning af materialer – Miljøpåvirkningerne ved at udvinde de råmaterialer, der anvendes
- Produktion af materialer og produkter – Miljøpåvirkningerne er forbundet ved forarbejdning af materialerne og produktionen af færdige produkter
- Brug – Miljøpåvirkningerne ved at bruge produktet. Her er det i form af elforbrug, vandforbrug og benzinforbrug. Derudover er det i denne del af livscyklus et evt. forbrug af reservedele tilskrives
- Genbrug og genanvendelse – Her krediteres de materialer der enten genbruges, genanvendes eller energiudnyttes.
- Bortskaffelse – Inklusive indsamling og behandling af udtjente produkter som fx afbrænding eller deponi.

En vigtig del af miljøberegningerne er således at indsamle data om de materialer, der indgår i de forskellige produkter, hvilket blandt andet sker på basis af ecodesign-studier og gennem dialog med leverandører. For flere af produkterne er der ikke forskel på materialesammensætningen for de forskellige oplyste alternativer, da det fx ikke har været muligt at fastlægge, hvorvidt en mere effektiv vaskemaskine har en anderledes materialesammensætning end en traditionel vaskemaskine. Alligevel inkluderes materialefasen og produktionen, da resultatet viser, hvilken del af livscyklus, der har de største miljøpåvirkninger.

Derudover er der forskelle på levetiderne for flere af de forskellige løsninger. Når levetiden ændres, så ændres det antal år, miljøbelastningen spredes ud over. Det vil sige, at et produkt med længere levetid antages at have en lavere årlig miljøbelastning, når produkterne ellers er sammenlignelige. For produkter med åbenlyse forskelle i materialesammensætningen som fx elbiler og benzinbiler inkluderes disse forskelle i analysen.

I brugsfasen er det hovedsageligt udledninger, der stammer fra forbrug af enten el, benzin eller vand. Hvor mange gram CO₂ der udledes i forbindelse med forbrug af el, vil blive reduceret i Danmark i de kommende år, hvilket betyder, at for de produkter hvor fx elforbrug og benzinforbrug sammenlignes, vil resultaterne i løbet af få år ændre sig til fordel for elbilen, da udledningen ved benzinforbrug er uændret. Dog kan effektiviteten af benzinbilen selvfølgelig også forbedres. Men i brugsfasen er udledningerne i forbindelse med forbrug af vand og benzin faste, mens udledningen for el er reduceret. Reduktionen i udledningen er baseret på fremskrivninger fra Energistyrelsen¹⁰. Denne fremskrivning af CO₂-udledninger ifm. med forbrug af el er medregnet for alle strømforbrugende produkter i analysen. Se desuden tabel 7.

⁹ https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign_en

¹⁰ https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsokonomiske_beregningsforudsætninger_for_energi-priser_og_emissioner_2019.pdf

TABEL 7. Estimerede udledninger i forbindelse med elforbrug fra år 2020 til 2040.

	2020	2025	2030	2035	2040
CO ₂ -eq g/MWh	130494	65579	15878	13219	12751
SO ₂ -eq g/MWh	72	47	28	23	21
PM _{2,5} g/MWh	0,9	0,7	0,4	0,2	0,2

I forbindelse med bortskaffelse bruges der en mindre mængde energi på indsamling og processering af de forskellige produkter, men denne påvirkning er relativt lille i forhold til de andre udledninger og de udledninger, der kan krediteres ved genanvendelse, genbrug eller energiidnyttelse. Med hensyn til hvor stor en andel af produkterne der genanvendes, benytter vi her de samme forudsætninger, der anvendes i forbindelse med ecodesign- og energimærkningsstudier for EU-Kommissionen, og som er nærmere beskrevet i MEErP-metoden¹¹. Overordnet bestemmes genanvendelsesprocenten af de materialer, der indgår i produktet. For produkter, hvor der indgår store mængder jern, vil genanvendelsesprocenten være høj, mens det er mindre udbredt at genanvende plast.

En stor del af de miljøpåvirkninger, der beregnes i EcoReport Tool, præsenteres i Bilag 2. De miljøindikatorer, der fremgår af bilaget, er:

- Total energi (GER) [MJ]
- Drivhusgasser i GWP100 [kg CO₂ eq.]
- Forsuring, emissioner [g SO₂ eq.]
- Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]
- Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]
- Tungmetaller [mg Ni eq]
- PAH'er [mg Ni eq.]
- Partikelmateriale (PM, støv) [g]

I rapportens resultatafsnit har vi begrænset præsentationen til CO₂, SO₂ og partikler. Dette hænger sammen med den vægtning, der benyttes i forbindelse med PEF¹² (Product Environmental Footprint). Hvis man følger denne beregningsmetode, er vægtningsfaktorerne for CO₂, partikler og SO₂ blandt de højeste og dermed de udledninger, der vurderes at være vigtigst¹³. Disse vægtningsfaktorer er således blevet brugt som en rettesnor i forhold til de udledninger, der præsenteres i resultatafsnittene. Udledningerne præsenteres i en given vægtenhed uden normalisering og vægtning¹⁴, hvilket vil sige, at det er den direkte beregnede udledning, der fremgår af resultaterne og at udledningerne ikke kan sammenlignes direkte med hinanden. I forhold til miljø- og sundhedsskadelige stoffer, er det ikke alle typer stoffer, der indgår i den anvendte LCA-metode. Af stoffer som ikke indgår i analysen, findes blandt andet halogenerede flammehæmmere, der fx anvendes i bærbare computere. For at undgå en række af disse miljø- og sundhedsskadelige stoffer kan man med fordel også stille krav til miljømærker som Svanemærket og EU-Blomsten.

I resultatafsnittet er udledningerne fordelt på henholdsvis brugsfasen og materialefasen (netto). Brugsfasen inkluderer således forbrug af el, vand og benzin, mens materialefasen inkluderer materialets livscyklus fra udvinding af råmaterialerne til produktets end-of-life inkl.

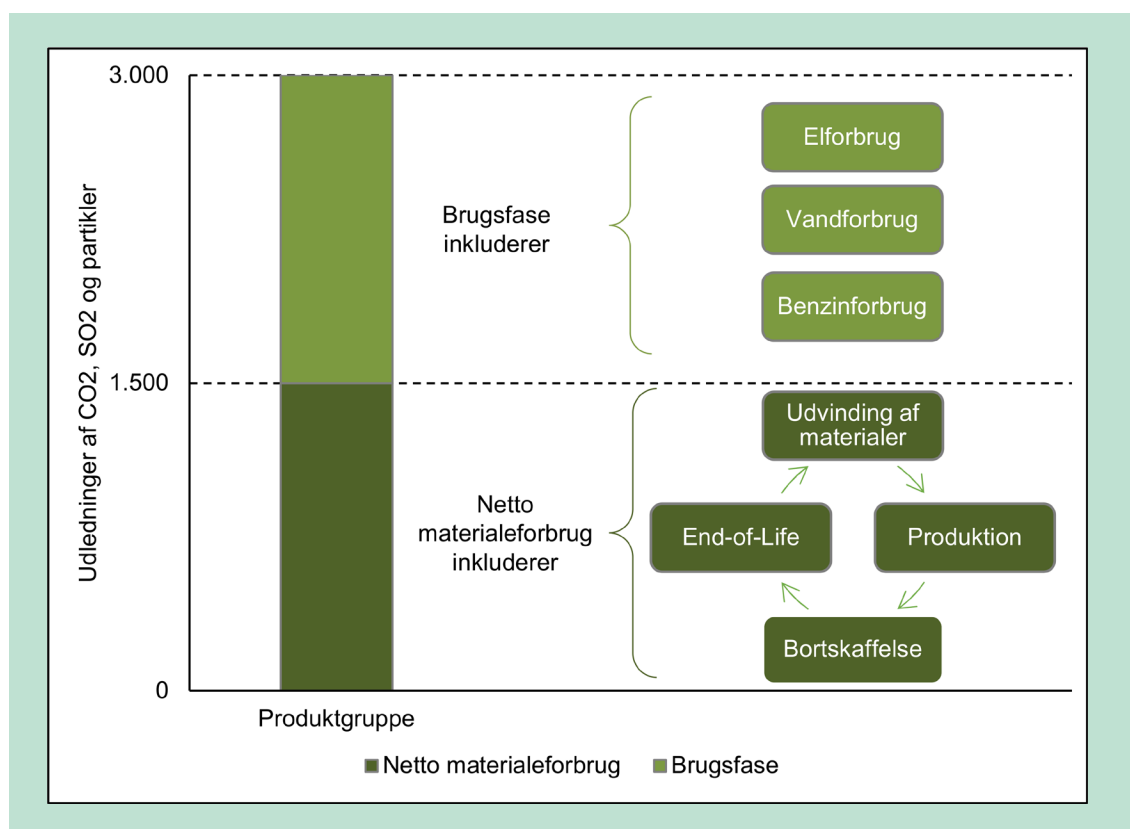
¹¹ https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign_en

¹² https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/documents/2018_JRC_Weighting_EF.pdf

¹³ I forbindelse med vægtning af resultater, der skal resultaterne først karakteriseres og normaliseres inden de vægtes

¹⁴ Resultaterne er dog karakteriseret

evt. genanvendelse af materialerne. I figur 5 er det visuelt præsenteret, hvad der er inkluderet i figurerne.



FIGUR 5. Visuel præsentation af livcyklusfaser inkluderet i miljøberegningerne

4.2 Forudsætninger for de økonomiske analyser

Der er i analysen sondret mellem de samfundsøkonomiske omkostninger og de direkte omkostninger for den offentlige enhed, dvs. selskabsøkonomien.

4.2.1 Indkøbspriser

Indkøbspriserne er generelt fastsat ud fra, at de repræsenterer de priser, som offentlige indkøbere kan forvente at købe produkterne til. Dette er detaljeret i analysen af de udvalgte produktgrupper.

En stor del af arbejdet har derefter bestået af at indsamle og analysere tal for de overordnede økonomiske parametre (energi- og vandpriser, værdisætning af miljøparametre, kalkulationsrente mv.) og de specifikke forudsætninger for analyse af indkøb af de udvalgte produkttyper (produktvariationer, forretningsmodeller, indkøbspriser, brugsmønstre, ressourceforbrug, bortskaffelse mv.)

Alle produktberegninger er sket med udgangspunkt i indkøb i forskellige relevante offentlige enheder. Fx er indkøb af hævesænkborde, belysning, transport, vaskemaskiner, opvaskemaskiner og bærbare computere dimensioneret efter indkøb i en gennemsnitlig kommune, mens der i analysen af krus tages udgangspunkt i et konkret forbrug på ét af regionernes hospitaler, Århus Universitetshospital. For asfalt analyseres både Vejdirektoratets indkøb af asfalt til en konkret strækning på Fyn og et totalt årligt forbrug. Det dimensionerende indkøb er således defineret under hver produktkategori, og de enkelte analyser skal ses i relation til det valgte indkøb for fx at kunne omregnes til andre indkøbssituationer.

Ift. data for priser, brugsmønstre, produktvariationer mv. har tilgangen været at simulere konkrete indkøb i det offentlige og tage udgangspunkt i konkrete produkter på markedet. Vi har derfor haft tæt kontakt med offentlige indkøbere og leverandører til det offentlige og har fået en del data og oplysninger herfra. Mange af disse data er fortrolige, og vi har derfor vurderet data fra flere kilder og brugt gennemsnitstal. Vi har så vidt muligt brugt data for typiske indkøb, så resultaterne kan være bredt dækkende, men resultaterne afhænger naturligvis af de konkrete produkter og produkttyper.

4.2.2 Forudsætninger for de samfundsøkonomiske analyser

I de samfundsøkonomiske analyser tages højde for, at mange aktører og sektorer kan blive påvirket af fremstillingen og brugen af et produkt. Hvis energi- og produktafgifterne ikke afspejler de politiske hensyn¹⁵, er den samfundsøkonomisk "sande pris" på produktet ikke lig med markedsprisen (dvs. faktorprisen plus afgifter m.v.), som kommunen eller en anden offentlig organisation i praksis betaler for produktet.

Et vigtigt element i den samfundsøkonomiske analyse er derfor værdisætning af afledte effekter herunder de marginale klima- og miljøeffekter (eksternalitetsvirkninger). Værdisætningen kan fx tage udgangspunkt i en omkostningsbaseret metode, hvor der fokuseres på de afholdte omkostninger ved den eksterne effekt, fx omkostninger til udbedring af skader og initiativer, der afhjælper problemer forbundet med eksternaliteten.

Omregning af udledninger (som beregnes i vægtenheder) til samfundsøkonomiske omkostninger (som beregnes i kr.) foretages ud fra skadesomkostningerne, som danske udledninger medfører i Danmark og evt. også i udlandet. Der er i analysen identificeret tre samfundsøkonomisk vigtige udledninger: CO₂ (carbondioxid), SO₂ (svovldioxid) og PM_{2,5} (partikler).

Ifølge Energistyrelsen indebærer Danmarks klimaforpligtelse, at den anbefalede omkostning for ændret CO₂-udledning inden for kvotesektoren og i høj grad også uden for kvotesektoren vil være lig den marginale reduktionsomkostning for CO₂ svarende til CO₂-kvoteprisen. Energistyrelsen vurderer imidlertid også, at der er generelt stor usikkerhed omkring kvoteprisen, og at kvoteprisen i praksis udgør et nedre skøn for den samfundsøkonomiske CO₂-pris¹⁶. Kvoteprisen for 2020 er forventet at være ca. 200 kr./ton CO₂. For at få et bedre skøn for den samfundsøkonomiske CO₂-pris, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet fx forbundet med drivhusgasemissioner, har projektteamet for CO₂ valgt at tage udgangspunkt i et omfattende tysk studie gennemført af den tyske føderale miljøstyrelse af de skadesomkostninger, som udledningen af CO₂-medfører globalt¹⁷. Denne pris ligger på ca. 5000 kr./ton CO₂, dvs. ca. 25 gange så høj som kvoteprisen. Denne pris ligger i samme størrelsesorden som den pris Trafikverket i Sverige¹⁸ har besluttet at bruge for fremtidige analyser i Sverige nemlig 4900 kr./ton¹⁹ (danske kroner).

SO₂- og PM_{2,5}-emissioner udgør luftemissioner med negative effekter for både borgere i Danmark og i nabolandene. Skadesomkostningerne følger de miljøøkonomiske beregningspriser, som er blevet opgjort af Miljø- og Fødevarerministeriet.

¹⁵ Lokale, nationale eller globale hensyn

¹⁶ Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

¹⁷ Umwelt Bundesamt (2019): Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs

¹⁸ Den svenske offentlige transportstyrelse ansvarlig for planlægning af infrastruktur for vejtrafik, jernbane, skibstrafik og flytrafik mv.

¹⁹ Mangedobling af CO₂-pris skal gøre trafikken grønnere. Artikel fra Mobility Tech, 27. februar 2020

Se den resulterende værdisætning i tabellen herefter.

TABEL 8. Værdisætning af emissioner.

År	CO ₂ kr./ton	SO ₂ kr./kg	PM2,5 kr./kg
2020	5.041	574,9	470,5
2021	5.058	574,9	470,5
2022	5.075	574,9	470,5
2023	5.091	574,9	470,5
2024	5.108	574,9	470,5
2025	5.124	574,9	470,5
2026	5.141	574,9	470,5
2027	5.158	574,9	470,5
2028	5.174	574,9	470,5
2029	5.191	574,9	470,5
2030	5.208	574,9	470,5
2031	5.231	574,9	470,5
2032	5.254	574,9	470,5
2033	5.278	574,9	470,5
2034	5.301	574,9	470,5
2035	5.324	574,9	470,5
2036	5.348	574,9	470,5
2037	5.371	574,9	470,5
2038	5.394	574,9	470,5
2039	5.418	574,9	470,5
2040	5.441	574,9	470,5

Kilde: Baseret på Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner", Miljø- og Fødevareministeriet (2018): "Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 2.0" og Umwelt Bundesamt (2019): "Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs"

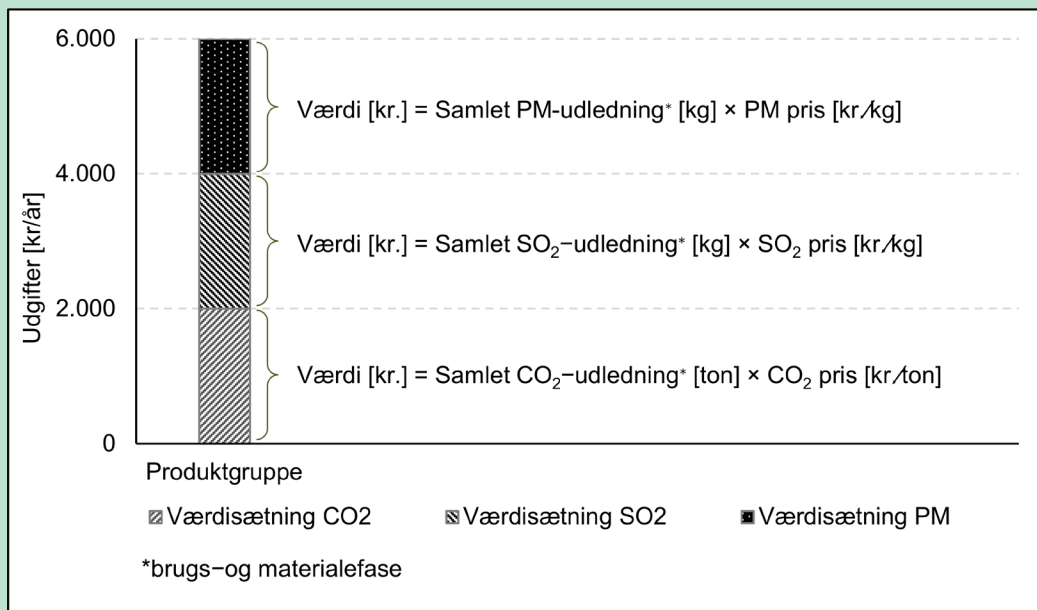
I den samfundsøkonomiske analyse er det bl.a. indregnet, at elforbrugets eksternalitetsvirkninger reduceres ved en stigende integration af vedvarende energi i energisystemet, se tabellen herefter.

TABEL 9. Emissionskoefficienter for el

	CO₂ Kg/MWh	SO₂ g/MWh	PM_{2,5} g/MWh
2020	130	72	0,9
2021	89	61	0,8
2022	79	56	0,8
2023	71	52	0,7
2024	67	49	0,7
2025	66	47	0,7
2026	49	41	0,6
2027	44	39	0,5
2028	41	37	0,5
2029	18	31	0,4
2030	16	28	0,4
2031	15	27	0,3
2032	14	25	0,3
2033	14	24	0,3
2034	14	24	0,2
2035	13	23	0,2
2036	13	22	0,2
2037	13	22	0,2
2038	13	22	0,2
2039	13	21	0,2
2040	13	21	0,2

Kilde: Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

I figur 6 er det vist, hvordan værdien af CO₂, SO₂ og partikler beregnes.



FIGUR 6. Oversigt over, hvordan værdien af CO₂, SO₂ og partikler beregnes.

I en samfundsøkonomisk analyse sammenlignes samfundets betalingsvillighed med omkostningerne, og det er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt at købe et produkt, hvis betalingsvilligheden er højere end omkostningerne. Samfundets betalingsvillighed regnes typisk i markedspriser, mens de samfundsøkonomiske omkostninger for CO₂-emissioner, drift- og vedligehold m.v. i udgangspunktet er opgjort i faktorpriser (dvs. ekskl. afgifter og skatter). Der ganges typisk en nettoafgiftsfaktor på faktorpriserne, så der regnes i markedspriser. Indregning af nettoafgiftsfaktoren vanskeliggør imidlertid sammenligning med selskabsøkonomien og komplicerer desuden beregningerne. Nettoafgiftsfaktoren er derfor ikke indregnet i analysen i dette projekt²⁰.

Skatteforvridning er en samfundsøkonomisk omkostning, som opstår som følge af, at en reduktion i statens nettoprovenu (herunder provenuet fra afgifter) typisk finansieres ved en forvridende skattestigning i bredt baserede skatter på forbrug og arbejdsindkomst. Der er i den samfundsøkonomiske analyse valgt ikke at indregne forvridningstab, som skyldes tilskuds- og afgiftsbetalingerne knyttet til de forskellige produkter, da forvridningstabene ofte har begrænset indvirkning på det samfundsøkonomiske resultat og i praksis er behæftet med usikkerhed.

Omkostningerne i de enkelte år tilbagediskonteres til en nutidsværdi (samlet) og en nutidsværdi pr. år. Diskontering er et centralt element i en samfundsøkonomisk analyse, da det muliggør sammenligning af nutidige og fremtidige værdier. Den vægt, som anvendes til at tilbagediskontere fremtidige værdier til nutidsværdier, er den samfundsøkonomiske diskonteringsrente også kaldet kalkulationsrenten. Den er i beregningerne fastlagt til 4 %, og den afspejler det tabte samfundsøkonomiske afkast, som ressourcerne anvendt til at købe produktet alternativt kunne skabe i andre dele af samfundet, fx inden for transport- eller sundhedssektoren mv. Kalkulationsrenten følger Finansministeriets vejledning²¹.

²⁰ Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

²¹ Finansministeriet (2018): "Den samfundsøkonomiske diskonteringsrente"

4.2.3 Forudsætninger for de selskabsøkonomiske analyser

I de selskabsøkonomiske analyser (dvs. for den enkelte offentlige enhed) indregnes de faktiske direkte omkostninger, som er forbundet ved at købe og anvende et produkt i enheden. Det vil sige, at omkostningerne afspejler *markedspriser*, som afhængig af de politiske præferencer ikke nødvendigvis er lig med eksternaliteterne forbundet ved produktet.

Ligesom for samfundsøkonomi tilbagediskonteres der, og der beregnes *nutidsværdi* (samlet) og en nutidsværdi pr. år. Diskonteringsfaktoren svarer til renten på et 20-årigt fastforrentet lån i Kommune Kredit, som den 2. april 2019 udgjorde 0,82 % per år²².

4.3 Belysning

Der findes et TCO-værktøj for belysning (Miljøstyrelsens værktøj for både for lyskilder og for belysningssystemer), og mange offentlige institutioner har allerede gennemført udbud af belysningssystemer og lyskilder. Der er dog stadig et behov for at vurdere området nærmere med fokus på cirkulær økonomi i forhold til nye forretningsmuligheder som retrofitting (dvs. renovering og forbedring af belysningssystemet) og inddragelse af flere miljøforhold ifm. materialer og bortskaffelse.

LED-lysrør har et lavere strømforbrug og på papiret en længere levetid end traditionelle lysstofrør²³, men LED-lysrør er dyrere, mere komplekse i deres konstruktion, og kvaliteten kan variere meget fra produkt til produkt. Levetiden er i høj grad afhængig af kvaliteten af driveren og dioderne, og en billig LED-løsning holder derfor ikke lige så længe som et produkt af høj kvalitet.

Dertil kommer, at mange LED-armaturer er såkaldte integrerede enheder, der ikke kan adskilles. De kan derfor ikke opdateres med nye dioder eller drivere, når disse ikke længere fungerer eller i forbindelse med introduktion af ny og bedre teknologi. Der findes dog også armaturer på markedet, der er designet til at kunne adskilles, hvilket muliggør opgraderinger, forlænger levetiden af armaturet og understøtter korrekt bortskaffelse af de enkelte materialefraktioner ved endt levetid. Modsat kan integrerede armaturer og lamper ofte gøres mindre og derved sandsynligvis opnå et lavere materialeforbrug.

4.3.1 Produktvalg

Vi fokuserer på indendørs belysning, da vi vurderer, at en væsentlig del af udendørs belysning og især vejbelysning er dækket gennem servicekontrakter, og at indendørs belysning udgør den største del af indkøb af belysning undtaget vejbelysning.

Lamper og armaturer findes i mange former, herunder:

1. Lamper med traditionelle 230 V-pærer med forskellige størrelser af fatning
2. Lamper med lavspændings LED-pærer med separate strømforsyninger
3. 230 V-lysrørsarmaturer, hvor man kan skifte gamle lysstofrør ud med LED-lysrør
4. 230 V-LED-armaturer

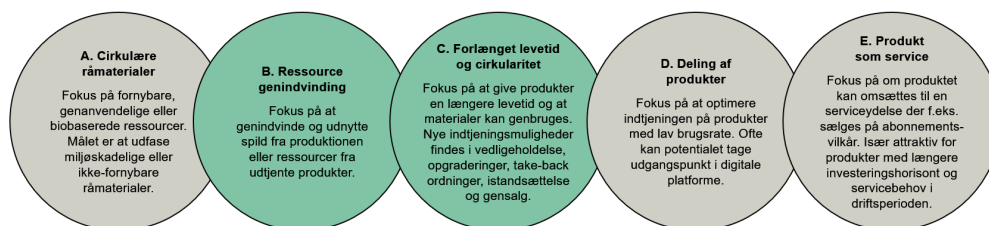
Flere af de kommuner vi har været i dialog med gennem projektet, har ønsket fokus på lysrørsarmaturerne, der kan opgraderes med LED-lysrør eller udskiftes med nye LED-armaturer, da dette vurderes at være det mest udbredte indkøb inden for belysning i kommunerne. Vi har valgt at regne på de almindelige 120-125 cm lange kassearmaturer med 2 lysstofrør.

²² Kommune Kredit (besøgt 20/2-2020): <https://www.kommunekredit.dk/laan/vejledninger/fastsaettelse-af-rente-til-brug-for-takstberegninger/>

²³ <https://sparenergi.dk/forbruger/el/belysning/led-lystroer>

4.3.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser, hvilke områder af den cirkulære økonomi, der er medtaget i analysen af belysning. Vi begrundet valget i det efterfølgende.



FIGUR 7. Analysen af belysning inkluderer områderne B og C.

A. Cirkulære materialer

LED-lysrør er komplekse og sammensatte konstruktioner. Der anvendes flere forskellige materialer herunder glasfiber til printpladen, glas til dioder, aluminium til LED-modulet, og diverse metaller og sjældne jordarter til de elektriske komponenter. LED-pærer falder derfor ind under WEEE-direktivet og skal bortskaffes som elektronikaffald, mens elsparepærer og lysstofrør samles ind som farligt affald, da de kan indeholde kviksølv. Det vurderes dog, at der på nuværende tidspunkt ikke findes udbredte muligheder for genanvendelse af LED-pærer²⁴, ligesom der heller ikke findes udbredte produkter i markedet, der anvender fornybare materialer til selve LED-lyskilden.

Genanvendelsen af elektronik er stigende, og den understøttes af EU's WEEE-direktiv og producentansvaret, men det vurderes ikke at være muligt at vælge en lyskilde, der er mere cirkulær i forhold til råmaterialer end andre lyskilder. Dog sker der en omfattende udvikling i energieffektiviteten af lyskilderne, hvilket er inkluderet her i analysen i form af et energieffektivt armatur.

B. Ressource-genindvinding

Der findes i Danmark ikke en udbredt anvendelse af genindvundne ressourcer til produktion af lamper eller lyskilder. Dog findes enkelte undtagelser som fx en producent, der tilbyder et LED-board, der kan indbygges i eksisterende armaturer, og hvor plastindsatserne, der fikserer elektronikken er fremstillet af indvundet fiskegarn²⁵. Dette konkrete produkt er en kombination af områderne B og C.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

I teorien er det muligt at udskifte et brugt lysstofrør med et nyt og mere energieffektivt lysstofrør, men flere kommuner har valgt at forhindre denne løsning ved at stille krav om LED i de byggetekniske standarder. Af denne grund vælger vi at se bort fra denne løsning.

I de fleste tilfælde kan gamle armaturer til lysstofrør forholdsvis nemt ombygges til LED-lysrør. Den gamle elektronik herunder kondensator, spoler og glimtænder fjernes og det nye LED-lysrør installeres. Herved levetidsforlænges selve armaturet, mens lyskilden opgraderes til en løsning med et væsentligt lavere energiforbrug. Udbudsgiveren skal ved denne løsning være opmærksom på produktansvaret og sikkerheden ved den færdige løsning, hvilket beskrives i

²⁴ <https://www.led-professional.com/resources-1/articles/led-lamps-recycling-technology-for-a-circular-economy>

²⁵ <https://www.danskindustri.dk/vi-radgiver-dig-ny/forretningsudvikling/gronne-forretningspotentialer/cirkular-okonomi/cases/Fischer/>

flere detaljer i det følgende afsnit. Vi undersøger, hvordan denne løsning klarer sig i forhold til indkøb af forskellige komplette LED-armaturer.

Desuden er der som tidligere nævnt stor forskel på levetiden af LED-løsninger. Vi har medtaget denne variation ved at sammenligne billigere LED-lyskilder med dyrere LED-lyskilder, der i deres tekniske specifikationer har opgivet længere levetider. For uddybning af levetider for lyskilder se bilag 1.

D. Deling af produkter

Vurderes ikke at være relevant for dette produktområde.

E. Produkt som service

Denne forretningsmodel findes inden for belysning. Bedst kendt er nok Philips, der har leaset lys til Amsterdam lufthavn i en "pay-per-lux" model. Desværre har det ikke været muligt at finde eksempler på denne forretningsmodel i det danske marked inden for det valgte produktområde.

4.3.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Der tages udgangspunkt i en kommune, der har armaturer i én eller flere bygninger i forvejen, og som står overfor at skulle skifte de nuværende lysrør og/eller armaturer. De eksisterende armaturer antages at være traditionelle kassearmaturer med to T8-lysstofrør på 120 cm, hvilket ifølge flere adspurgte kommuner er den mest udbredte variant.

Det er vigtigt at holde sig for øje, at bygningsreglement BR18 stiller krav om dagslysregulering²⁶, hvilket ikke er inkluderet i alle armaturer, og hvilket kan give udfordringer, hvis der udskiftes til LED-lysrør, hvor denne funktionalitet ikke er udbredt. I denne analyse har vi dog valgt løsninger, der ikke har dagslysregulering for at sikre, at de 4 løsninger kan sammenlignes direkte.

En anden vigtig variabel er kvaliteten og mængden af lys. Lyskilderne har opgivet værdier for lysstyrke i lumen. Der går dog en del lys tabt i armaturet, og desuden er gamle armaturer designet til lysstofrør som lyskilde og ikke LED, hvilket kan forøge tabet. Derfor kan det være vanskeligt at sammenligne lysudbyttet for en separat lyskilde og et armatur med en lyskilde. Tabet er afhængigt af armaturets udformning, overfladernes farve og beskaffenhed, lysdiodernes retning, placering og flere andre detaljer. Efter konsultation af flere leverandører og leverandørhjemmesider vurderes det, at et gennemsnitligt tab på ca. 30 % i armaturet er retvisende, og denne værdi anvendes til at sikre, at de 4 løsninger har sammenlignelige lysstyrker for armaturerne. Desuden bør belysningsløsninger ikke kun vurderes på lysstyrke og strømforbrug (Lm/W) alene. Kvaliteten af lyset er sammensat af mange yderligere faktorer som fx blænding og lystemperatur. Disse parametre svinger meget fra løsning til løsning og er i sidste ende desuden afhængig af det rum, løsningerne installeres i. En fysisk test af produkter på lokationen er derfor et vigtigt skridt i valg af den rigtige løsning.

I analysen vurderes levetiden på flere niveauer. Lyskilder er ét af de få områder, hvor der findes en standard for estimering af levetid²⁷. De fleste lyskilder, vi har kigget på, angiver levetiden i timer med et præfix, som fx: "50.000 timer - L70/B50". Det betyder, at efter 50.000 timer vil kun 50 % af dioderne stadig lyse med 70 % af den oprindelige styrke. De resterende dioder vil lyse med lavere lysstyrke eller være slukkede. Levetiderne kan virke meget lange i

²⁶ <https://bygningsreglementet.dk/Tekniske-bestemmelser/18/Krav>

²⁷ <https://www.ee.co.za/article/lifetime-led-luminaire-determined.html>

forhold fx glødepærer og halogenpærer, men det er vigtigt at huske, at lysstyrken og den procentvise andel af funktionelle dioder daler over tid.

Spørgsmålet er, hvor stort et fald i lysstyrken og i antal funktionelle dioder, der kan accepteres før et LED-lysrør eller et armatur skiftes ud. Vi har i denne analyse valgt at regne med hele lyskildens oplyste levetid, da den repræsenterer et af de få områder, hvor vi kan få en officiel værdi for levetiden. Dette gøres velvidende, at lyskilderne i virkeligheden nok ville blive skiftet tidligere. Det vil de blandt andet fordi driveren ikke vil have samme lange levetid. Det vigtigste for analysen er dog, at løsningerne sammenlignes på lige grundlag.

Note: "Retrofit" bruges her som betegnelse for at udskifte elektronik og lyskilde i et eksisterende armatur. "Installation" bruges som betegnelse for at opsætte og tilslutte armaturer i en bygning.

I tabellen herefter beskrives de 4 valgte produkter og forretningsmodeller.

TABEL 10. Beskrivelser af de 4 valgte produkter og forretningsmodeller for belysning.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Retrofit med LED-board	Denne løsning indbefatter en komplet ombygning (retrofit) af armaturet. De gamle lysstofrør og al elektronik afmonteres og erstattes med LED-boards (selve LED-lyskilden) og en ny driver. Leverandøren står for både ombygningen og installationen. Sikkerhedsmæssigt og garantimæssigt svarer denne løsning til at købe et nyt komplet armatur. Løsningen er CE-mærket, og leverandøren giver 10 års garanti på lyskilden.
2. Retrofit med LED-lysrør	I denne løsning ombygger (retrofitter) en elinstallatør et eksisterende armatur med 2 nye LED-lysrør i høj kvalitet. Udskiftningen består i at fjerne eksisterende spoler, kondensator og glimtænder og derefter installere LED-røret med integreret driver og sikring. Ved denne løsning er det yderst vigtigt at tage hensyn til sikkerhed og at følge Sikkerhedsstyrelsens regler og vejledning ²⁸ . Desuden skal produktansvaret for løsningen defineres mellem elinstallatør, kommune og muligvis producent af lysrøret.
3. Nyt billigt LED-armatur	I dette alternativ indkøbes et billigt komplet LED-armatur, som hverken kan adskilles eller opgraderes. Denne løsning er billigere i indkøb i forhold til at købe et nyt kvalitetsarmatur, og produktet har næsten lige så lavt elforbrug, men levetiden er væsentlig kortere end ved de øvrige LED-løsninger. Levetiden angives som fx L70/B50 30.000 timer, hvilket betyder at armaturet efter 30.000 timer i gennemsnit afgiver 70 % af dets oprindelige lysstyrke fra 50 % af dioderne. Der medregnes både timer til nedtagning af det brugte armatur, installation af det nye armatur og reparation af lofter.
4. Nyt kvalitets-LED-armatur	I den fjerde løsning skiftes der til et nyt komplet armatur i en bedre kvalitet, som holder længere, kan opgraderes med ny lyskilde og driver og som har lavt strømforbrug. Det er klart den dyreste løsning i anskaffelse, men produktet har lang levetid i kraft af kvaliteten og opgraderingsmuligheden. Der medregnes både timer til nedtagning af det brugte armatur, installation af det nye armatur og reparation af lofter.

4.3.4 Beregningsforudsætninger

Der regnes på udskiftning af 2000 lamper, der hver har et årligt forbrug på 2200 timer. Der er ikke taget stilling til en specifik applikation, men mulighederne omfatter skoler, rådhus, kulturcentre, daginstitutioner, plejehjem mv. Dog skal bygningsreglementets krav om døgnrytmelys i visse applikationer tages til efterretning.

Tidsforbruget er estimeret i samarbejde med kommunerne og baseres på en gennemsnitlig anvendelse på ca. 10 timer om dagen over et år. Et år har ca. 220 arbejdsdage, og dertil kommer en række øvrige anvendelsesdage i weekender og anvendelse ved fx rengøring uden for almindelig arbejdstid. Priser på de forskellige lyskilder afspejler mængden af lamper.

Der skelnes i beregningen mellem produktets forventede brug og armaturets forventede levetid. Dette skyldes, at armaturet i nogle tilfælde holder længere end lyskilden. I løsning 2, "Re-

²⁸ <https://www.sik.dk/erhverv/produkter/vejledninger/elprodukter/sikkerhed-ved-elprodukter/ombygning-belysningsarmaturer>

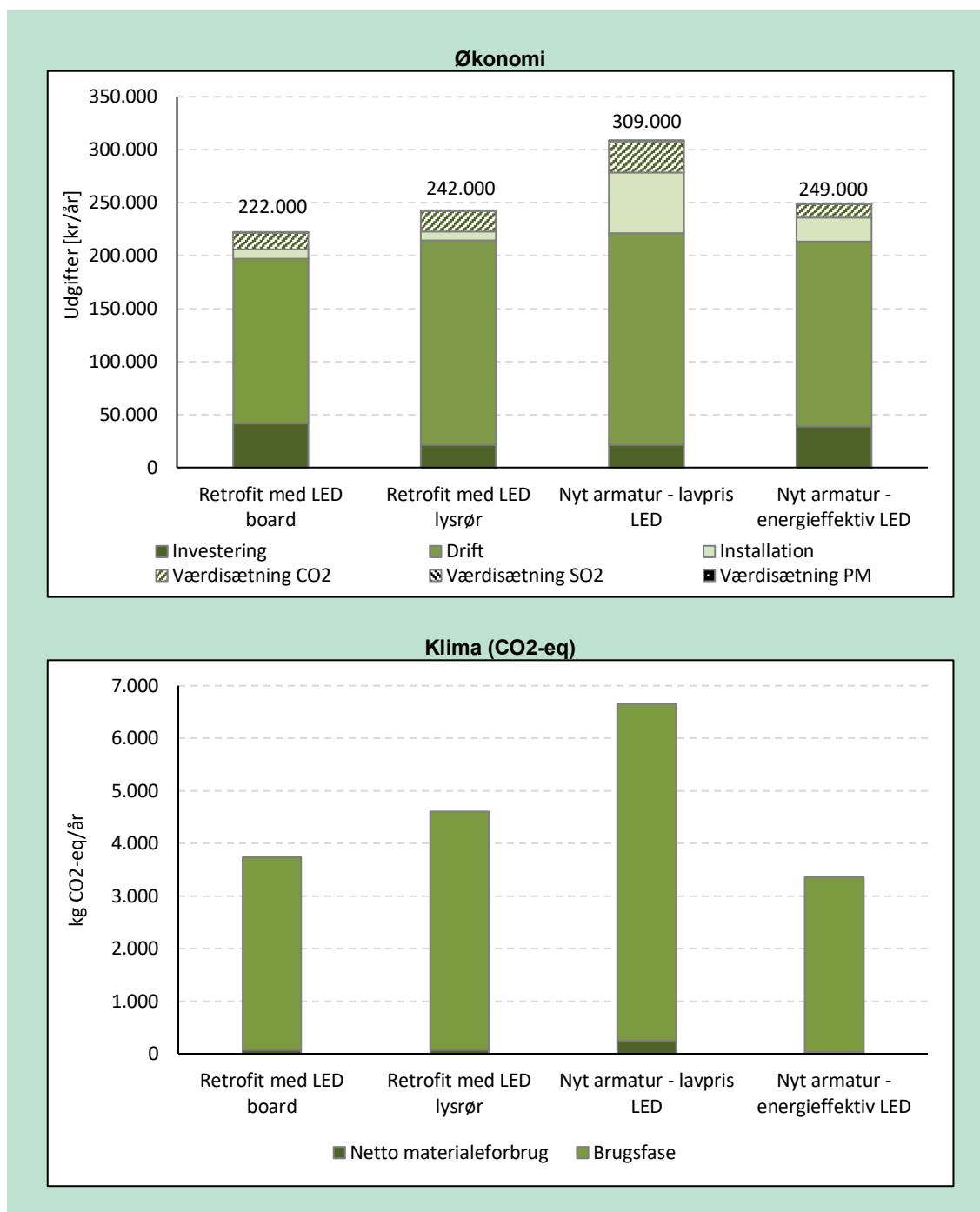
trofit med LED-lysrør" udskiftes udtjente lysstofrør med nye LED-lysrør med en forventet levetid på 23 år, men armaturet antages allerede at være 15 år gammelt på dette tidspunkt, hvilket giver armaturet en total levetid på 38 år. Denne forlængelse af anvendelsen af en ressource regnes ind ved, at CO₂-udledningen fra produktionen af armaturet fordeles over 38 år, mens lyskildens belastning kun fordeles over 23 år.

Data til analysen, herunder det årlige forbrug i timer, lyskildernes effekt, prisen for installation og reparation af lofter, og produkternes indkøbspris og forventede levetid er baseret på input fra både kommuner og leverandører, se tabellen herefter.

TABEL 11. Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for belysning.

	1. Retrofit med LED-board	2. Retrofit med LED-lysrør	3. Nyt billigt LED-armatur	4. Nyt kvalitets-LED-armatur
Pris produkt [DKK]	480	250	150	700
Pris installation [DKK]	100	100	200	200
Pris rep. af lofter [DKK]	0	0	200	200
Oplyst levetid lyskilde (L70/B50) [timer]	50.000 (estimeret)	50.000	30.000	80.000
Forventet brug [år]	23	23	14	36
Forventet levetid lyskilde [år]	23	23	14	36
Forventet levetid armatur [år]	38	38	14	36
Lysstyrke (ud af armatur) [Lm]	3000	3000	3000	3000
Energieffektivitet [Lm/W]	130	105	105	110
Strømforbrug (W)	23,1	28,6	28,6	27,3

4.3.5 Resultater



FIGUR 8. Økonomi og udledning af klimagasser for belysning pr. år ved udskiftning af 2000 armaturer med 2200 timers årlig drift.

4.3.6 Konklusion

Løsning 1, retrofit med LED-board er den billigste løsning pr. år, mens løsning 4, indkøb af nye kvalitetsarmaturer den mest klimavenlige løsning pr. år for den forventede levetid.

4.3.7 Diskussion og usikkerheder

De 4 løsninger ligger forholdsvis tæt i begge analyser, hvilket indikerer, at der kan være flere modeller til at opnå besparelser i både totaløkonomi og udledning af klimagasser. Det er dog tydeligt, at det armatur, der har den laveste anskaffelsespris, er den dårligste løsning for både

økonomi og klima. Det ses også tydeligt, at driftsfasen har stor indflydelse på de samlede omkostninger, hvilket skyldes strømforbruget.

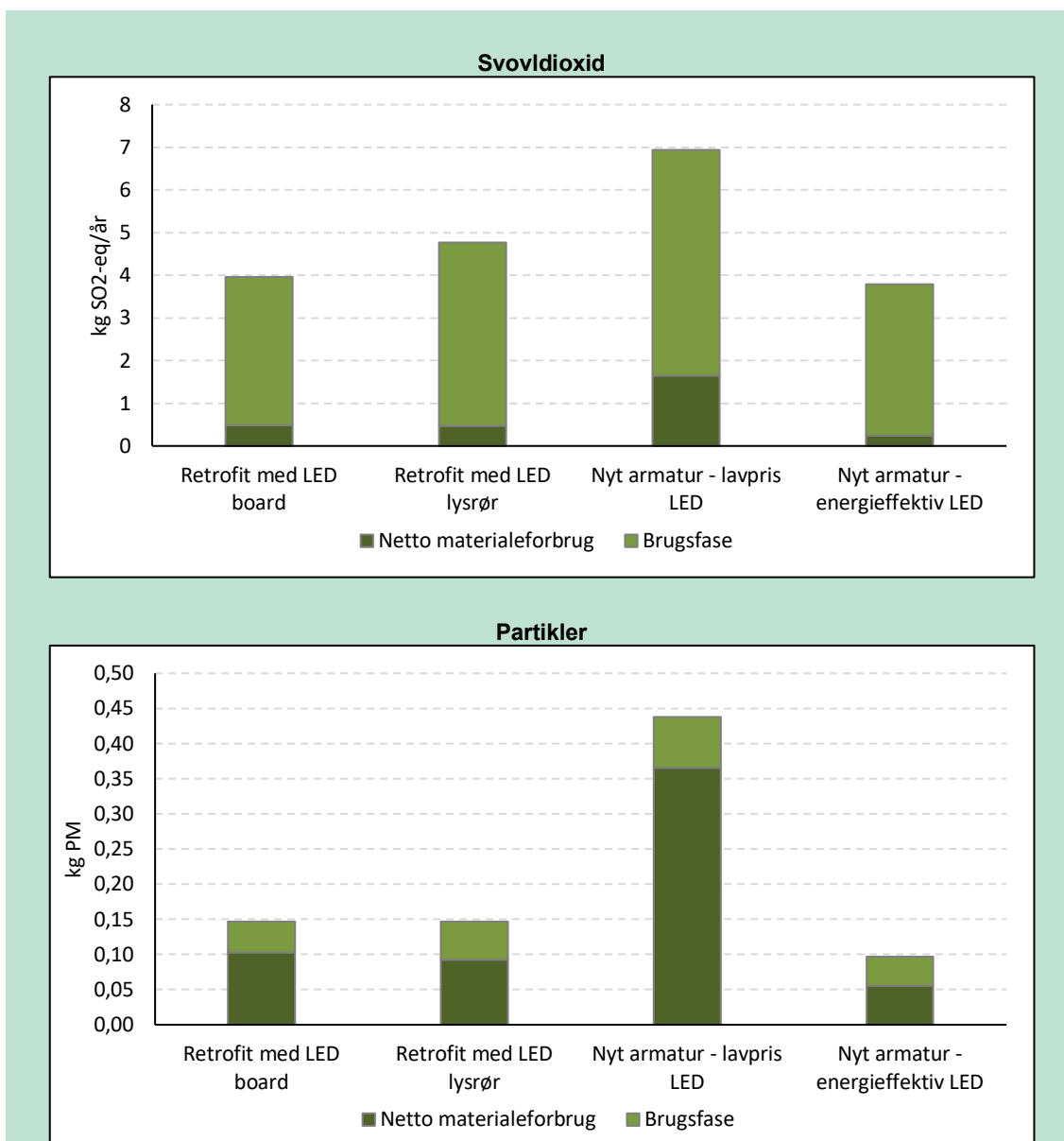
Levetiden og strømforbruget er begge af afgørende betydning. Løsning 1, retrofit med LED-board, er den mest energieffektive (højest lumen pr watt), mens løsning 4 har den længste oplyste levetid. Derfor ender resultatet ud til disse to løsningers fordel i henholdsvis total økonomi og udledning af klimagasser, dog med en lille margin til løsning 2, der også ligger fornuftigt i begge analyser.

Beregningen er dog behæftet med en vis usikkerhed, da levetiden på trods af standarden om LED-lyskilders levetid er vanskelig at forudsige. Vi har taget udgangspunkt i de efter standarden oplyste levetider på de enkelte lyskilder, men kvaliteten af driveren er også af stor betydning, og den vil næppe holde så længe som lyskilderne. Leverandører oplyser, at der sjældent gives garantier på driveren på mere end 5 år, og at det vurderes at være urealistisk, at en driver skulle holde så længe som lyskildernes oplyste levetid. Driveren kan dog udskiftes i løsning 1, 2 og 4, hvilket giver disse tre løsninger en stor fordel.

Desuden bør man altid kigge på garantien som indikator på levetiden. Inden for belysning siger garanti formentlig mere om levetiden end de ekstremt lange oplyste levetider på lyskilderne.

4.3.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 9 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 4 belysningsløsninger.



FIGUR 9. Udledning af svovldioxid og partikler for belysning pr. år ved udskiftning af 2000 armaturer med 2200 timers årlig drift.

For belysning vurderes det, at CO₂-udledningen er den vigtigste måleparameter på grund af den klimapolitiske dagsorden, og fordi udledningerne inden for de to øvrige områder ikke afviger markant.

4.4 Vaskemaskiner

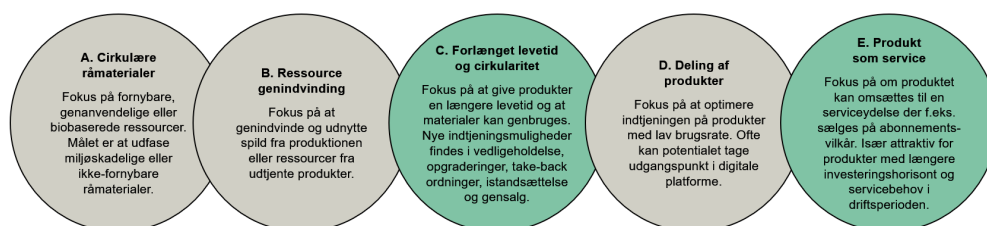
Kommuner, regioner og staten bruger vaskemaskiner på mange niveauer herunder til kantine-drift, dag- og døgninstitutioner og boliger ejet af det offentlige. En del af disse er husholdnings-maskiner, som kan bruges til enfamilie-boliger, mindre institutioner mv.

4.4.1 Produktvalg

Som gennemgående produkt er valgt en husholdningsmaskine, der vil kunne finde anvendelse i et enfamilie-hus, i daginstitutioner, på plejehjem mv.

4.4.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser hvilke områder af den cirkulære økonomi, der er medtaget i analysen af vaskemaskiner. Vi begrundet valget i det efterfølgende.



FIGUR 10. Analysen af vaskemaskiner inkluderer områderne C og E.

A. Cirkulære materialer

Vaskemaskiner er konstrueret af en række komponenter af ikke-fornybare materialer. Blandt de tungeste dele finder vi tromlen af rustfrit stål, karret der laves i enten glasfiber eller overfladebehandlet stål, kabinettet i lakeret pladestål og ballastblokke i beton eller støbejern. Desuden rummer maskinen motordele af aluminium, stål, og en lang række plastkomponenter, kobberledninger, elektronik mv.

Fælles for disse materialer er, at de er baseret på ikke-fornybare råmaterialer som olie og mineraler. Vaskemaskinerne er omfattet af WEEE-direktivet, og indsamling af produkter og genanvendelse af råmaterialerne er udbredt. Det vurderes, at der ikke findes maskiner i markedet, der skiller sig markant ud i forhold til muligheder for genanvendelse af materialer, og derfor medtages områderne A og B ikke i analysen.

B. Ressource-genindvinding

Se A.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Der findes et professionelt marked for brugte hvidevarer i Danmark i form af en række virksomheder, der indkøber, istandsætter og videresælger brugte hvidevarer under garanti. Denne løsning er derfor inkluderet i analysen. Dyrere maskiner med forventet lang levetid og mulighed for længere garantiperioder er ligeledes etablerede på markedet og er derfor også inkluderet i analysen. Fx tilbydes der ofte en 10 års-garanti på motoren på dyrere modeller.

D. Deling af produkter

Løsninger for fællesvaskerier eksisterer på det danske marked, men her anvendes oftest ikke husholdningsmaskiner, som vi har valgt at fokusere på her. Derfor inkluderes denne løsning ikke i analysen.

E. Produkt som service

Der findes en række virksomheder, der tilbyder leasing af husholdningsvaskemaskiner. Denne løsning er derfor inkluderet i analysen.

4.4.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

I dette afsnit beskrives de forskellige vaskemaskiner og tilhørende forretningsmodeller udvalgt til analysen.

TABEL 12. Beskrivelser af de seks valgte produkter og forretningsmodeller for vaskemaskiner

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Klassisk maskine	Den klassiske maskine har energiklasse A+++ og er på tværs af parametre som vaskekapacitet, lydniveau, strøm- og vandforbrug en repræsentativ maskine for markedet i 2019/2020. Der antages en brugstid på 6 år.
2. Effektiv maskine	Den effektive maskine ligner den klassiske maskine på alle parametre, men har et strømforbrug, der er ca. 34 % lavere og en indkøbspris, der ligger ca. 20 % højere. Se bilag 2 for detaljeret beregning af strømforbrug. Der antages en brugstid på 6 år.
3. Lang holdbarhed	Maskinen med lang holdbarhed ligner den klassiske maskine på alle parametre, men leverandøren tilbyder en længere garantiperiode end de sædvanlige 6 måneder og 2 års reklamationsret mod betaling. I det valgte produkts pris er inkluderet en 5-års garanti. Desuden er maskinen en model, der ifølge producenten er testet til 20 års brug. Maskinen er ca. 70 % dyrere i investeringsomkostning end løsning 1. Der antages en brugstid på 8 år.
4. Brugt maskine	Den brugte maskine har et funktionsniveau, der ligger tæt på den effektive maskine herunder energiklasse A+++ . Maskinens alder er ca. 4 år, og den leveres istandsat, rengjort og med samme garanti som de nye maskiner (6 måneders garanti og 2 års reklamationsret). Den brugte maskine har en brugperiode på 4 år, men en total levetid på 8 år, hvilket giver flere år at afskrive udledningerne af klimagasser over.
5. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti	Maskinen med tilbagekøbsgaranti svarer til den klassiske maskine, og den købes tilbage af leverandøren eller en samarbejdspartner efter 5 år til 500 kr. En væsentlig usikkerhed ved denne model er, at virksomheden der forpligter sig til at købe produktet tilbage, kan være ophørt med at eksistere efter 5 år, hvilket man ikke kan forsikre sig imod. Denne usikkerhed kan dog indregnes i TCOen og sikre at der findes mere end en udbyder i markedet, der tilbyder tilbagekøb, dog uden at indgå aftale med dem.
6. Leasing	Maskinen svarer til den klassiske maskine, og der regnes med en brugstid på 6 år.

4.4.4 Beregningsforudsætninger

Der tages udgangspunkt i et indkøb på 40 husholdningsmaskiner med kapacitet på 8 kg pr. vask. Priser er hentet på leverandørers hjemmeside og sammenlignet med konkrete indkøb i kommunerne. Beregning af maskinernes energiforbrug er baseret på EU-Kommissionens gældende regler for energimærkning²⁹. Efter dialog med en kommune om et konkret indkøb og efterfølgende forbrug af vaskemaskiner antages det, at der vaskes 330 gange pr. år i modsætning til energimærkningens antagelse om 220 vaske pr. år.

Det antages, at medgået tid og udgifter til vedligeholdelse og evt. reparation i levetiden er den samme for alle produkter/løsninger.

²⁹ Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

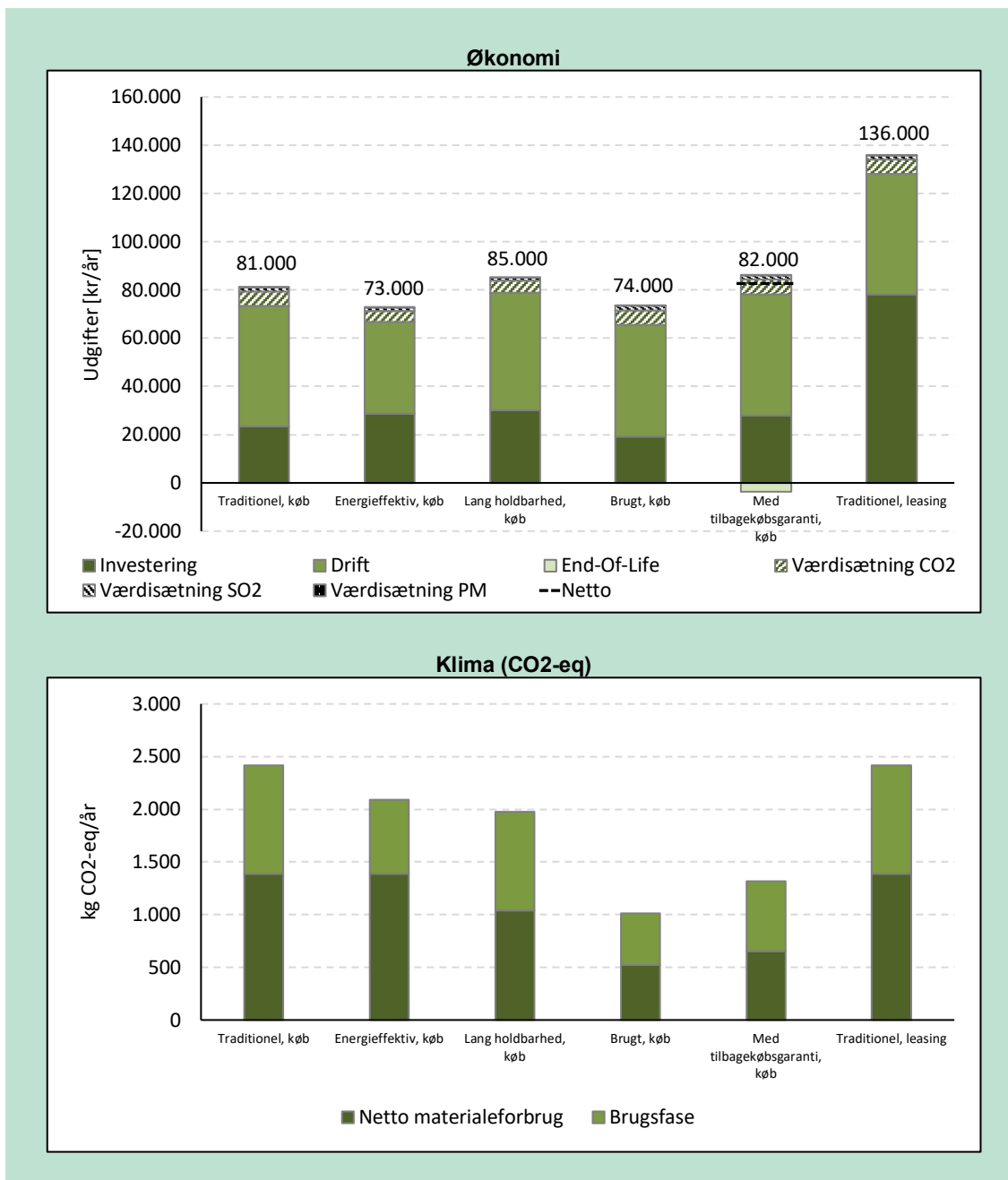
I tabellen herefter følger et overblik over nøgleparametre for de forskellige produkter og forretningsmodeller.

TABEL 13. Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for vaskemaskiner.

	Klassisk	Effektiv	Lang holdbarhed	Brugt	Ny med tilbagekøb	Leasing
Investeringspris [DKK]	3500	4300	6000	1916	3500 (-500)	166 kr./måned
Forventet brug [år]	6	6	8	4	5	6
Forventet produktlevetid [år]	6	6	8	8	8	6
Energimærke	A+++	A+++	A+++	A+++	A+++	A+++
Kapacitet [kg]	8	8	8	8	8	8
Årligt energiforbrug [kWh]	260	170	260	225	260	260
Årligt vandforbrug [liter]	14850	12150	14520	14100	14850	14850
Antal vaske årligt	330	330	330	330	330	330

For detaljeret gennemgang af beregningsforudsætninger, se bilag 1 og 2.

4.4.5 Resultater



FIGUR 11. Økonomi og udledning af klimagasser for vaskemaskiner ved indkøb af 40 husholdningsmaskiner til 330 vaske pr. år pr. maskine. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

4.4.6 Konklusion

Løsning 2, der dækker indkøb af en energieffektiv vaskemaskine, er den billigste løsning, mens løsning 4, køb af en brugt vaskemaskine, er den mest klimavenlige løsning. Ift. økonomi ligger løsning 3 og 4 dog meget tæt.

4.4.7 Diskussion og usikkerheder

De vandrette streger i figuren repræsenterer nettoudgiften, dvs. efter en eventuel indtægt fra et tilbagekøb. Det kan konkluderes, at de seks løsninger økonomisk set ligger forholdsvis tæt med undtagelse af den leasede vaskemaskine, som er markant dyrere.

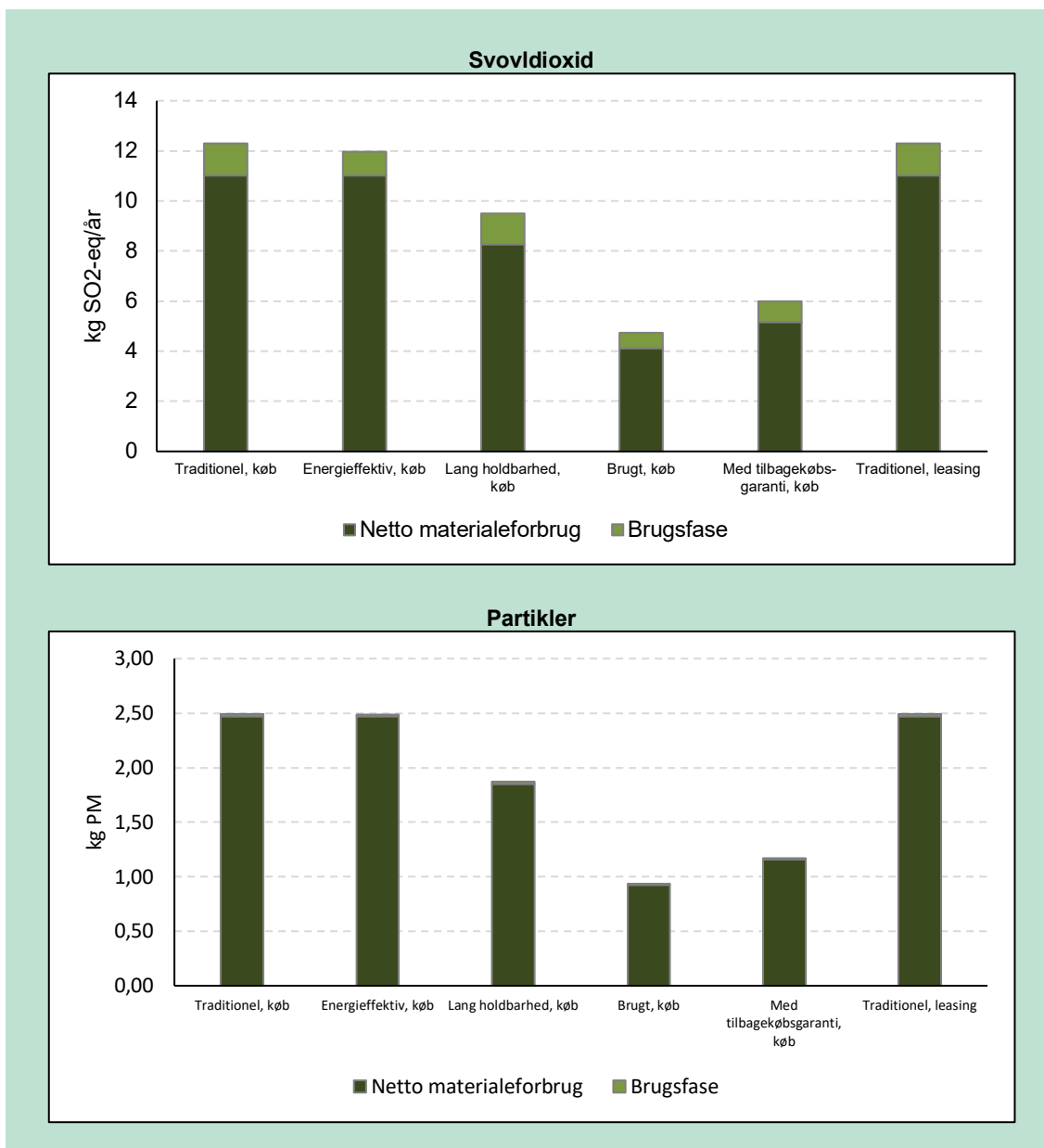
Der ses en større forskel i CO₂-udledningen. Dette skyldes den lange produktlevetid. Ved at købe en brugt maskine forlænges produktets samlede levetid fra 6 til 8 år sammenlignet med løsning 1, hvilket giver 2 ekstra år at afskrive klimabelastningen over. Maskinen i løsning 3 har også en levetid på 8 år, men den valgte maskine har et lidt højere strømforbrug end den brugte, hvilket gør at CO₂-udledningen samlet set bliver lidt højere. Det kan dog konkluderes, at lang levetid er vigtigt i forhold til klimabelastningen, og hvis der kan findes en maskine med længere levetid uden et højere strømforbrug, så kunne dette også være en attraktiv løsning.

Lang levetid kan dog være vanskeligt at forudsige og sikre i en udbudssituation. Levetid beskrives ofte på hjemmesider ved beskrivelse af de levetids-tests maskinerne har været udsat for. Disse tests kan være meget relevante, men beskrivelserne fremsættes af producenterne selv og kan derfor ikke bruges som en sammenligningsparameter. For produktområder som vaskemaskiner, hvor der ikke findes standarder for estimering af levetiden, er garantien derfor det mest effektive værktøj til at sikre lang levetid. Leasingmodeller som inkluderer løbende vedligeholdelse, kan være med til at sikre produkterne en lang levetid.

De miljømæssige belastninger relateret til produktionen er i denne beregning ens for alle maskinerne. De største usikkerheder i beregningerne er levetiden og priserne. Der findes mange forskellige modeller på markedet med variationer i komponenter, vandforbrug, strømforbrug, udvalg af vaskeprogrammer, energimærker, priser, rabatter mv. Vi har forsøgt at finde maskiner, der ydelsesmæssigt er sammenlignelige, og at estimere realistiske priser, men de små forskelle i de økonomiske resultater for løsning 1-5 ligger inden for beregningens usikkerhedsmargen.

4.4.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 12 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 6 løsninger for vaskemaskiner.



FIGUR 12. Uledning af svovldioxid og partikler for vaskemaskiner ved indkøb af 40 husholdningsmaskiner til 330 vaske pr. år pr. maskine.

Graferne for partikler og svovldioxid-udledning følger CO₂-graften og vi vurderer derfor, at CO₂ er tilstrækkelig som miljøparameter til udvælgelse i dette tilfælde.

4.5 Opvaskemaskiner

Kommuner, regioner og staten anvender opvaskemaskiner på mange niveauer herunder til kantinedrift, dag- og døgninstitutioner og boliger ejet af det offentlige. En del af disse opvaskemaskiner er husholdningsmaskiner, som kan bruges til enfamilie-boliger. Opvaskemaskiner til institutioner mv. skal opfylde Fødevarestyrelsens krav om slutskyl på minimum 80° C for termisk desinfektion, hvilket typiske husholdningsmaskiner ikke opfylder.

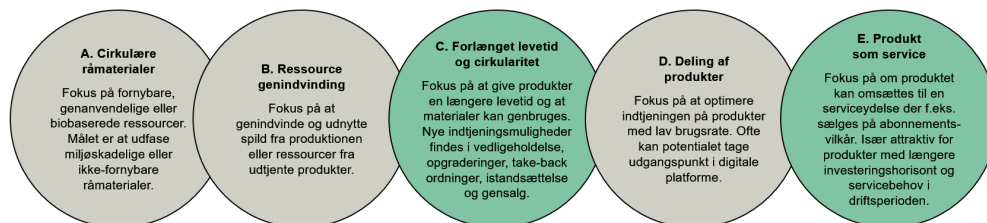
4.5.1 Produktvalg

Som gennemgående produkt er valgt en almindelig husholdningsmaskine, som vil kunne finde anvendelse i et enfamilieshus, i børneinstitutioner, på plejehjem mv. Husholdningsmaskinerne opfylder ikke Fødevarestyrelsens krav om desinficerende slutskyl på minimum 80°C, men

ifølge adspurgte kommuner og leverandører købes der store mængder husholdningsmaskiner til applikationer, der falder uden for kravet, eller hvor desinficeringen foretages på anden vis.

4.5.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser hvilke områder af den cirkulære økonomi, der er medtaget i analysen af belysning. Vi begrundet valget i det efterfølgende.



FIGUR 13. Analysen af opvaskemaskiner inkluderer områderne C og E.

A. Cirkulære materialer

Opvaskemaskiner består af en række komponenter fremstillet af diverse materialer. Kasse og frontlåg er typisk lavet af pladestål, mens de indvendige vægge udføres i rustfrit stål. Maskinerne rummer en række tekniske komponenter som fx varmelegeme, blæser, cirkulationspumpe og afløbspumpe, samt en motor og dertilhørende elektronik. Dertil kommer slanger, pakninger, skuffer og roterende spulearme. De primære materialer er stål, rustfrit stål, plastik og gummi. Maskinerne indeholder desuden mindre mængder af aluminium, kobber, keramiske elementer, træ samt sjældne metaller i forbindelse med printpladerne, herunder sølv, guld og palladium. For detaljer omkring materialesammensætningen, se bilag 2.

Maskinerne er omfattet af WEEE-direktivet og skal derfor miljøhåndteres iht. Elektronikbekendtgørelsen, hvilket vil sige, at de samles ind, og miljøfarlige materialer fjernes. Affaldshåndteringen foregår oftest ved, at maskinerne shreds af et recycling-firma med henblik på genanvendelse af de forskellige metaller. Dette vurderes at være et fælles udgangspunkt for alle opvaskemaskiner i markedet, og derfor medtages område A og B ikke til sammenligning i analysen.

B. Ressource-genindvinding

Se A.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Der findes adskillige udbydere af brugte opvaskemaskiner i Danmark og de omkringliggende lande. Der udbydes brugte maskiner, der er fuldt ud på niveau med nye maskiner i forhold til energiklasse og performance, men til priser der ligger langt under nypriserne. Køb af en brugt opvaskemaskine er derfor inkluderet i beregningerne.

Maskiner med længere potentiel levetid og mulighed for tilkøb af længere garantiperioder er ligeledes veletablerede i markedet og denne type maskine er derfor også inkluderet i analysen.

D. Deling af produkter

Deling af produkter vurderes at være naturligt inkluderet i produktets brug inden for de fleste offentlige applikationer og er derfor ikke medtaget i analysen.

E. Produkt som service

Leasing af opvaskemaskiner er udbredt og er derfor inkluderet i analysen.

4.5.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Dette afsnit beskriver de forskellige opvaskemaskiner og tilhørende forretningsmodeller vi har valgt til analysen.

TABEL 14. Beskrivelser af de forskellige produkter og forretningsmodeller for opvaskemaskiner.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Klassisk maskine	Den klassiske maskine har energiklasse A++ og er på tværs af parametre som kapacitet, lydniveau, strøm- og vandforbrug en repræsentativ maskine for markedet i 2019/2020. Der antages en brugstid på 6 år.
2. Effektiv maskine	Den effektive maskine ligner den klassiske maskine på alle parametre, men har energiklasse A+++, et ca. 10% lavere strømforbrug og er ca. 20% dyrere. Der antages en brugstid på 6 år.
3. Lang holdbarhed	Maskinen med lang holdbarhed ligner den klassiske maskine på alle parametre, men leverandøren tilbyder lange garantiperioder mod betaling. I produktets pris er inkluderet en 5 års-garanti. Desuden tilbyder producenten service og originale reservedele mod betaling. Der antages en brugstid på 8 år.
4. Brugt maskine	Den brugte maskine har et funktionsniveau, der ligger tæt på den effektive maskine, men en lavere energiklasse. Maskinens alder er ca. 4 år, og den leveres istandsat, rengjort og med samme garanti som de nye maskiner (6 måneders garanti og 2 års reklamationsret). Den brugte maskine har en brugsperiode på 4 år, men en total levetid på 8 år, hvilket giver flere år at afskrive udledningerne af klimagasser over.
5. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti	Maskinen med tilbagekøbsgaranti svarer til den klassiske maskine og den købes tilbage af leverandøren eller en samarbejdspartner efter 5 år til 500 kr. Det antages at maskinen kan sættes i stand, sælges som brugt og herefter anvendes i yderligere 3 år. Dette giver i alt 8 år at afskrive udledningen af klimagasser over. En væsentlig usikkerhed ved denne model er, at virksomheden der forpligter sig til at købe produktet tilbage, kan være ophørt med at eksistere efter 5 år, hvilket man ikke kan forsikre sig imod. Denne usikkerhed kan dog indregnes i TCOen og sikre at der findes mere end en udbyder i markedet, der tilbyder tilbagekøb, dog uden at indgå aftale med dem.
6. Leasing	Maskinen svarer til den klassiske maskine, og der regnes med en brugstid på 6 år.

4.5.4 Beregningsforudsætninger

Der regnes på et indkøb af 40 maskiner og et forventet brugsmønster på 420 vaske pr år pr opvaskemaskine, hvilket er baseret på feedback fra kommunerne. Priser er hentet på leverandørers hjemmeside og sammenholdt med konkrete indkøb i kommunerne. Beregning af maskinernes energiforbrug er baseret på EU-Kommissionens gældende regler for energimærkning³⁰. Det antages, at der vaskes 420 gange pr år i modsætning til energimærkningens antagelse om 280 vaske pr. år.

³⁰ Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household

Det antages, at medgået tid og udgifter til vedligeholdelse og evt. reparation i levetiden er den samme for alle produkter/løsninger.

I tabel 15 følger en gennemgang af nøgledata for de forskellige produkter og forretningsmodeller.

TABEL 15. Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for opvaskemaskiner

	Klassisk	Effektiv	Lang holdbarhed	Brugt	Ny med tilbagekøb	Leasing
Indkøbspriser eller månedlig leasingpris* [DKK]	3500	4800	6000	1440	3500	166 kr./måned
Forventet brug [år]	6	6	8	4	5	4
Forventet produktlevetid [år]	6	6	8	8	8	6
Kapacitet	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter
Energimærke	A++	A+++	A++	A+ ³¹	A++	A++
Antal vaske årligt	420	420	420	420	420	420
Årligt energiforbrug [kWh]	387	349	392	436	387	387
Årligt vandforbrug [liter]	3990	3990	4158	4200	3990	3990

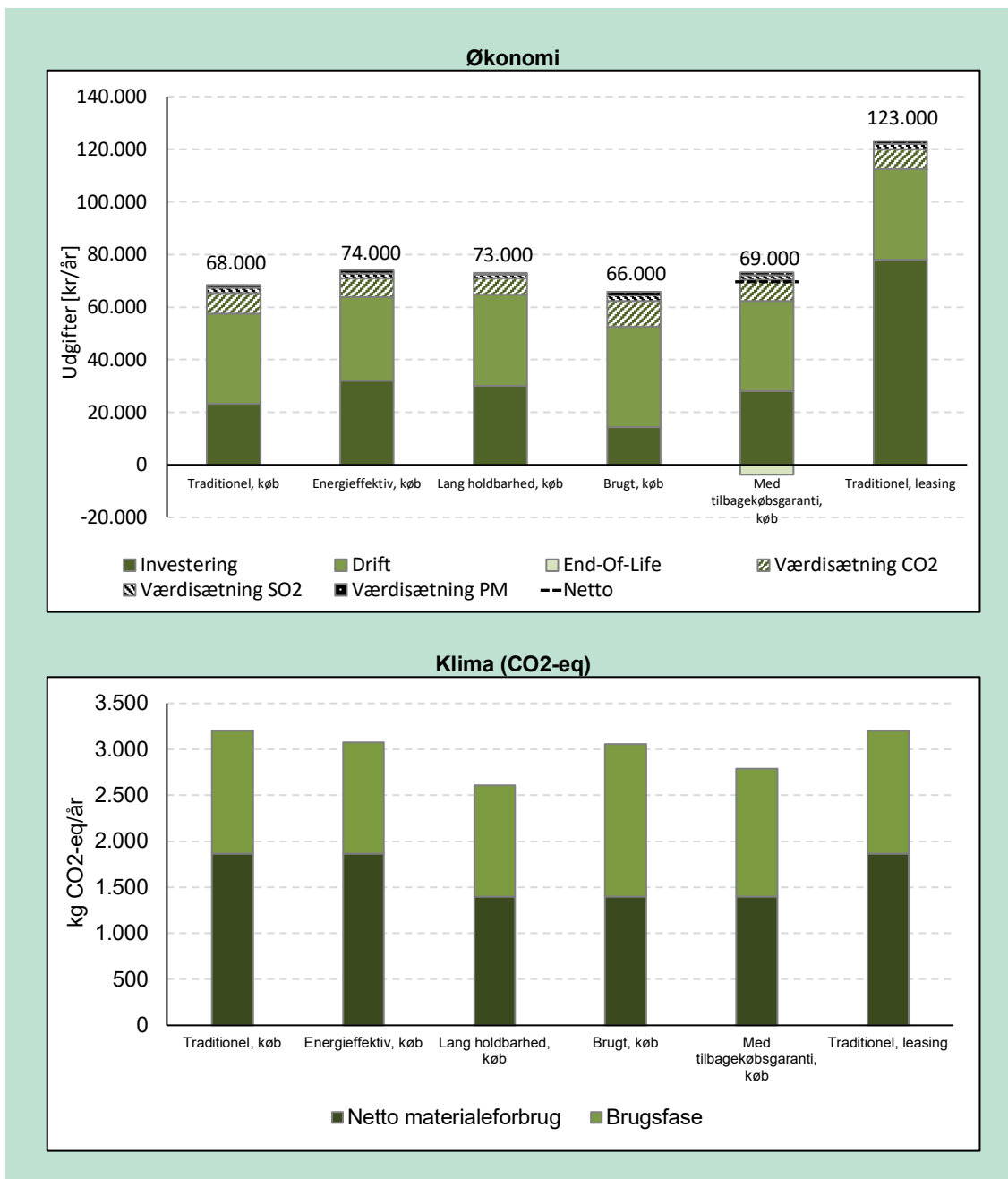
* Priserne er baseret på internetsøgninger og sammenlignet med konkrete indkøb i kommunerne

For detaljeret gennemgang af beregningsforudsætninger, se bilag 1.

washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

³¹ I 2016/2017 var de fleste opvaskemaskiner på markedet enten energiklasse A+ eller A++. Ud fra en markedsundersøgelse (Primo 2020) er de fleste brugte opvaskemaskiner der udbydes i Energiklasse A+, hvorfor denne energiklasse bruges i beregningerne.

4.5.5 Resultater



FIGUR 14. Økonomi og udledning af klimagasser pr. år ved indkøb af 40 opvaskemaskiner til 420 opvaske pr. år pr. maskine. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

4.5.6 Konklusion

Løsning 4, der dækker indkøb af en brugt opvaskemaskine, er den billigste, men løsning 1, 2, 3, 4 og 5 ligger så tæt i den økonomiske analyse, at udsvingene må siges at være inden for beregningens usikkerhed. Løsning 3, der repræsenterer maskinen med lang holdbarhed, er den mest klimavenlige, men også her ligger løsningerne tæt.

4.5.7 Diskussion og usikkerheder

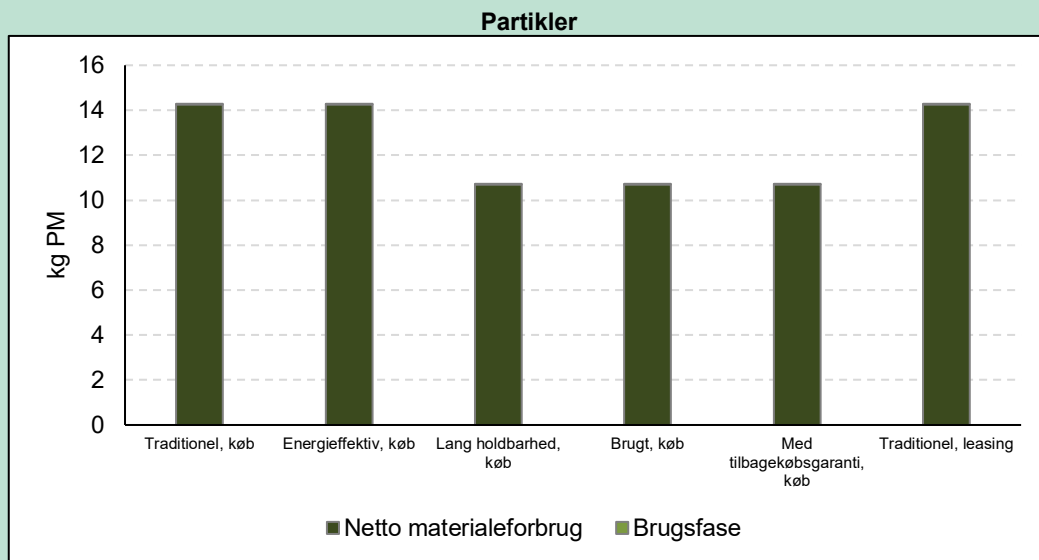
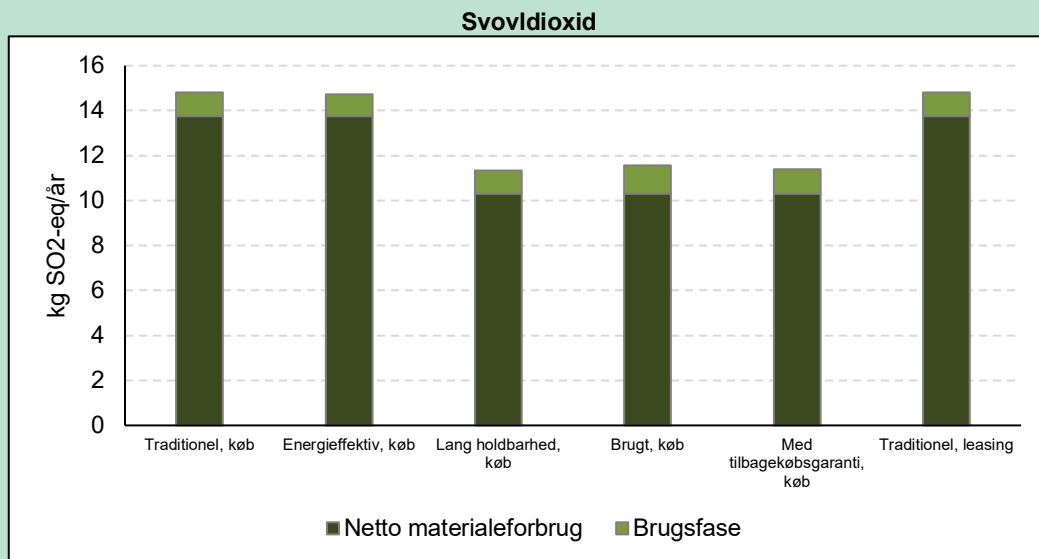
På samme måde som ved vaskemaskinerne er det den lange levetid, der giver løsning 3 en fordel i den klimamæssige sammenligning. Den brugte maskine i løsning 4 har også en lang levetid, men i dette tilfælde har vi valgt en brugt opvaskemaskine med et højere strømforbrug, hvilket modvirker den fordel, maskinen har i kraft af sin lange produktlevetid.

Lang levetid kan dog være vanskeligt at både forudsige og sikre i en udbudssituation. Levetid beskrives ofte på hjemmesider ved beskrivelse af de levetidstests maskinerne har været udsat for. Disse tests kan være meget relevante, men beskrivelserne fremsættes af producenterne selv og kan derfor ikke bruges som en sammenligningsparameter. For produktområder som opvaskemaskiner, hvor der ikke findes standarder for estimering af levetiden er garantien derfor det mest effektive værktøj til at sikre lang levetid.

Alle opvaskemaskinerne ligger økonomisk set tæt, med undtagelse af den leasede maskine, der bliver markant dyrere. At totalomkostningerne ender så tæt på hinanden, kan tolkes som et udtryk for, at man får, hvad man betaler for i denne kategori.

4.5.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 15 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 6 løsninger for opvaskemaskiner.



FIGUR 15. Udlledning af svovldioxid og partikler pr. år ved indkøb af 40 opvaskemaskiner til 420 opvaske pr. år pr. maskine.

Graferne for svovldioxid og partikler afviger ikke væsentligt fra CO₂-udledningen, og vi vurderer derfor, at CO₂-udledningen for opvaskemaskiner er en tilstrækkelig indikator for produktets miljøvenlighed.

4.6 Computere

Computere er en yderst relevant produktgruppe at undersøge, da gruppen repræsenterer et stort indkøbsvolumen, men produkterne har en kort levetid. Vi har valgt at undersøge bærbare computere, da denne gruppe repræsenterer det største indkøbsvolumen.

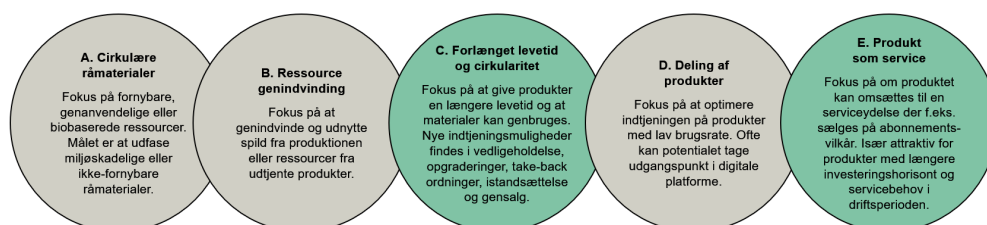
Computeres ressourceforbrug i brugsfasen er reduceret over de sidste mange år, dels pga. ønsker om lang batteritid, og dels gennem energimærker som Energy Star og ecodesign-energikrav. Derfor udgør ressourceforbrug til produktion af computere nu en stor del af den samlede miljøbelastning over levetiden.

4.6.1 Produktvalg

Bærbare computere til almindeligt kontorbrug.

4.6.2 Cirkulær økonomi

I det følgende gennemgås hvilke områder af den cirkulære økonomi, der er relevant at kigge på for bærbare computere.



FIGUR 16. Områderne C og E medtages i analysen af bærbare computere.

A. Cirkulære materialer

Bærbare computere består simpliciteret set af et chassis, et bundkort, en processor, en hard-disk eller SSD (Solid State Disk), en LCD-skærm, en strømforsyning, et batteri, et tastatur og evt. diverse grafik kort og tilslutningsporte. Knap halvdelen af vægten udgøres af elektronikken, der ofte er printplader i glasfyldt epoxy kombineret med en lang række elektriske komponenter indeholdende et bredt spekter af jordarter og metaller. Chassiset og tastatur er lavet af plastik eller i nogle tilfælde af magnesium eller aluminium. LCD-skærmen består af to glasskiver, der omgiver et lag af flydende krystaller med LED som lyskilder. Der er altså primært tale om ikke-fornybare materialer, og mens enkelte eksempler på anvendelse af naturmaterialer³² til konstruktion af computeres chassis findes, så er dette ikke udbredt, og dette område af den cirkulære økonomi medtages derfor ikke i analysen.

Desuden skal det nævnes, at der findes en lang række miljømærker inden for computere (fx TCO, EPEAT og nationale mærker), hvor der stilles krav til miljø- og sundhedsskadelige stoffer. De analyserede maskiner vurderes alle at være sammenlignelige på dette punkt og dette er derfor ikke medtaget som sammenligningsparameter.

B. Ressource-genindvinding

De største producenter af bærbare computere har i de seneste år annonceret forskellige strategier for at inkludere genanvendte materialer i deres bærbare computere. Disse tiltag inkluderer genanvendelse af aluminium og magnesium til chassiset³³, plastikkomponenter med stort indhold af genanvendt plast og endda anvendelse af plastikaffald fra havene³⁴.

Kilden til materiale-genanvendelsesprocenterne er ofte producenterne selv. Der er uden tvivl positive tiltag i gang i branchen, og der er formentlig miljømæssige forskelle på de enkelte modeller af bærbare computere, men vi vurderer, at markedet generelt flytter sig i retning af

³² <https://www.pcworld.com/article/3397093/the-hp-envy-wood-series-puts-real-walnut-or-birch-in-five-stylish-laptops.html>

³³ <https://www.theverge.com/2018/10/30/18042448/macbook-mac-mini-recycled-materials-2018-environmental-impact>

³⁴ <https://www.digitaltrends.com/computing/hp-elite-dragonfly-g2-sustainability/>

øget genanvendelse af plast og metaller, og vi vurderer derfor ikke, at det giver mening at sammenligne specifikke maskiner inden for denne del af den cirkulære økonomi.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Der findes i markedet virksomheder, der køber brugte computere fra virksomheder, det offentlige og private, renser dem fysisk og digitalt, hvorefter de sælges som brugte under garanti³⁵. Denne løsning er inkluderet i analysen.

Levetidsforlængelse kan også opnås igennem opgradering af software eller hardware. Der findes it-udbydere, der tilbyder denne løsning og på baggrund af dialog med kommunerne vurderes det at være muligt at inkludere det i et udbud. Denne løsning er inkluderet i analysen.

Der findes desuden high-end-maskiner i markedet, der er designet til længere levetid. Dette sikres både gennem mere robuste mekaniske komponenter og gennem specifikation af elektroniske komponenter, der vil kunne følge udviklingen i kompleksitet og hastighed af databehandling i en længere periode end de billigere maskiner. Der tilbydes ofte længere garantiperioder mod betaling på disse maskiner. Vi har inkluderet en high-end-maskine i analysen under antagelse af, at den vil holde længere end et billigere alternativ.

D. Deling af produkter

Deling af computere er en model, der stadig praktiseres flere steder i samfundet. Mange skoler tilbyder delecomputere til eleverne, og adgang til computere er stadig en almindelig ydelse på fx biblioteker. Dog har udviklingen gjort os mere afhængige af it-systemer, og vores computere er blevet mere individualiserede. Gennem interviews med kommunerne drøftede vi flere gange muligheden for at skære ned på antallet af computere ved at deles om færre maskiner, men idéen blev mødt med stor skepsis. Vi har derfor valgt ikke at inkludere denne model i analysen.

E. Produkt som service

Denne forretningsmodel eksisterer i flere udgaver inden for computere. Begrebet "PCs as a Service"³⁶ dækker over, at en udbyder stiller den service at have adgang til et varierende antal software-opdaterede maskiner til rådighed for en kunde. Der kan altså skiftes ud i maskinerne og justeres på antallet løbende.

Leasing af et specifikt antal computere vurderes dog på baggrund af interviews og desk research at være mere udbredt i Danmark, og denne forretningsmodel inkluderes derfor i analysen.

4.6.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Tabellen herefter beskriver de bærbare computere og tilhørende forretningsmodeller, vi har valgt til analysen.

³⁵ <https://www.tv2fyn.dk/frit-lejde-elskrot/nyt-liv-til-computeren-genbrug-er-en-god-forretning>

³⁶ <https://www.delltechnologies.com/en-us/services/pc-as-a-service.htm#accordion0>

TABEL 16. Beskrivelse af de analyserede produkter og forretningsmodeller for computere.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Klassisk (almindelig maskine)	Den klassiske maskine er en gennemsnitlig maskine velegnet til kontorbrug. Den har nyere generation I5-processor eller tilsvarende, 8GB RAM, SSD-lager og en skærmstørrelse på 14". Garantiperioden er 36 måneder.
2. Effektiv (lavere strømforbrug)	Den effektive maskine er identisk med den klassiske bortset fra et lavere strømforbrug.
3. High-end (lang holdbarhed)	Ved high-end-maskinen søger vi at specificere en maskine med længere levetid ift. nødvendige tekniske specifikationer. Dette gøres ved at vælge en maskine med bedre komponenter, herunder en hurtigere processor og 16 GB RAM. Desuden tilvælges der 2 års ekstra garanti, så den samlede garanti bliver 5 år. Herigennem vurderes det, at en gennemsnitlig levetid på 6 år bliver realistisk.
4. Brugt	Den brugte maskine er 3 år gammel, rensat, istandsat, og opgraderet, så den har egenskaber og ydeevne direkte sammenlignelig med den klassiske maskine. Der gives 3 års garanti. Brugsperioden for maskinen sættes til 3 år, hvilket giver mulighed for at afskrive klimabelastningen over produktets samlede levetid på 6 år.
5. Opgradering	I denne forretningsmodel levetidsforlænges en klassisk maskine med yderligere 2 år, hvilket giver en samlet brugsperiode og produktlevetid på 6 år. Opgraderingen vil oftest kun indeholde tilføjelse af 8 GB RAM, men kan i enkelte tilfælde også inkludere reparation af mekaniske dele og/eller batteriskift. For at holde analysen så enkel som muligt vælger vi kun at inkludere isætning af 8 GB RAM til en samlet pris på 1000 kr.
6. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti	I denne forretningsmodel forpligter en leverandør sig til at købe den klassiske maskine tilbage efter 4 år til en på forhånd aftalt pris. Dette giver en økonomisk indtægt og er med til at forlænge produktets samlede levetid til 6-7 år, da det vil blive sat i stand og solgt igen. En væsentlig usikkerhed ved denne model er, at virksomheden der forpligter sig til at købe produktet tilbage, kan være ophørt med at eksistere efter 4 år, hvilket man ikke kan forsikre sig imod. Denne usikkerhed kan dog indregnes i TCO'en, og det kan sikres, at der findes mere end en udbyder i markedet, der tilbyder tilbagekøb, dog uden at indgå aftale med dem.
7. Leasing	Leasing af den klassiske maskine i stedet for indkøb. Leasingperioden sættes til 4 år, men produktets levetid sættes til 6 år, da det vurderes, at leasingselskabet vil have interesse i at udnytte maskinerne efter de 4 år enten ved leasing af brugte enheder eller gennem videresalg.

4.6.4 Beregningsforudsætninger

Der regnes på køb eller leasing af 150 bærbare computere til en kommune eller anden offentlig institution. Computernes brugsmønster er defineret som følger:

- Tændt tilstand: 30 % af tiden
- Slumretilstand (standby): 10 % af tiden
- Slukket tilstand: 60 % af tiden.

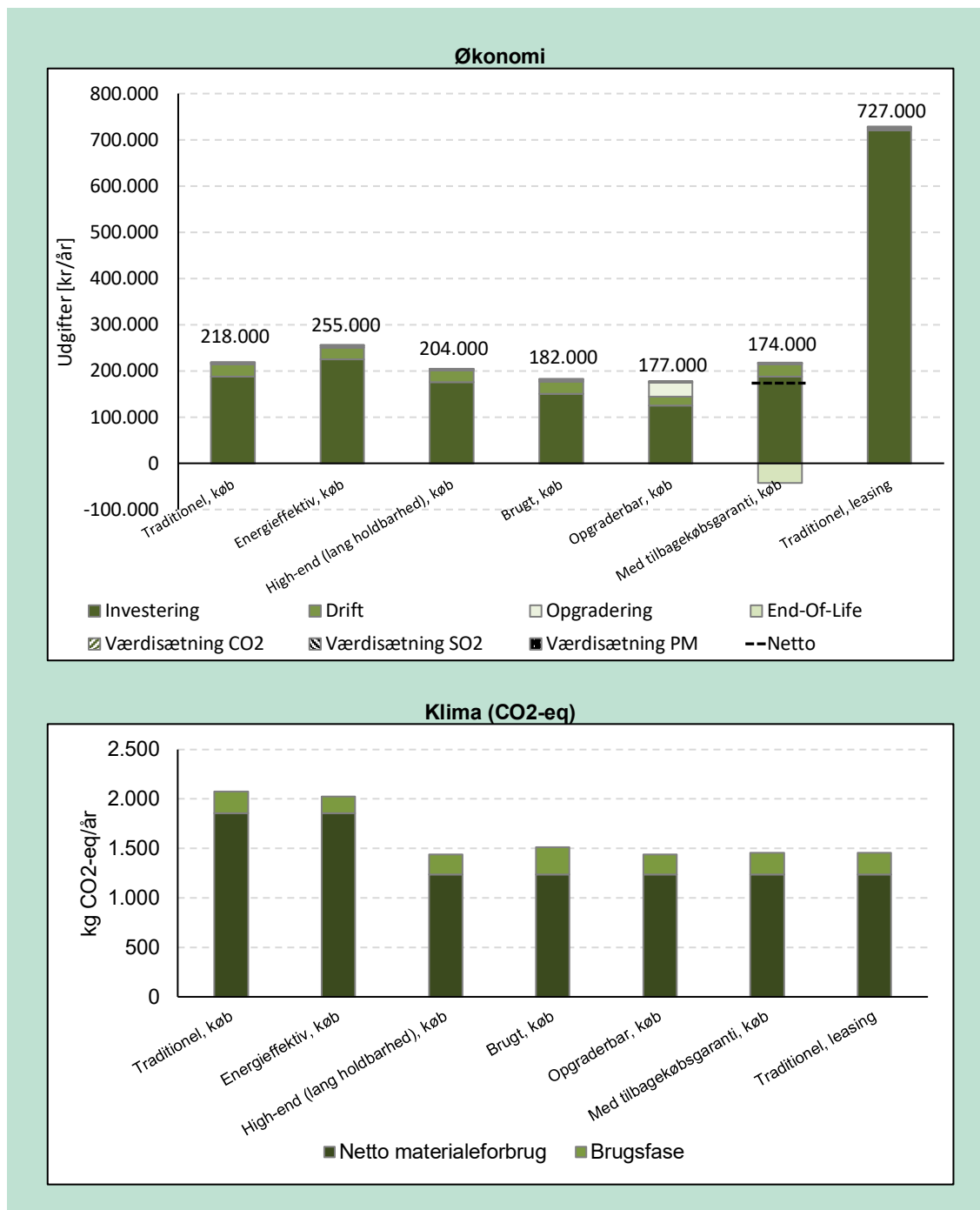
Alle priser er gennemsnitspriser estimerede ud fra oplysninger fra både leverandører og kommuner inkl. fra konkrete udbud og ud fra priser på el. Data og forudsætninger for vurderingen af miljøbelastning stammer fra en række ecodesign-studier projektgruppen har gennemført for EU-Kommissionen.

I tabel 17 ses et overblik over nøgleparametre for de forskellige produkter og forretningsmodeller.

TABEL 17. Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for computere.

	Klassisk (almindelig maskine)	Effektiv (lavere strømforbrug)	High-end (lang holdbarhed)	Brugt	Opgradering	Ny maskine (med tilbagekøbs- garanti)	Leasing
Indkøbspris [DKK]	5000	6000	7000	3000	5000 +1250 (opgradering)	5000 -1500 (tilbagekøb)	400 kr./måned
Brugs- periode [år]	4	4	6	3	4+2	4	4
Total produkt- levetid [år]	4	4	6	6	6	6	6
Årligt elforbrug [kWh]	16	13	16	18	16	16	16

4.6.5 Resultater



FIGUR 17. Økonomi og udledning af klimagasser pr. år for indkøb og drift af 150 bærbare computere. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

4.6.6 Konklusion

I den økonomiske sammenligning ligger løsning 4, 5 og 6 (køb af brugt, køb af ny opgraderbar og køb ny med tilbagekøbsgaranti) bedst, men de ligger alle meget tæt og inden for beregningens usikkerhed. I den klimamæssige sammenligning ligger løsning 3, 4, 5, 6 og 7 bedst og alle på samme niveau.

4.6.7 Diskussion og usikkerheder

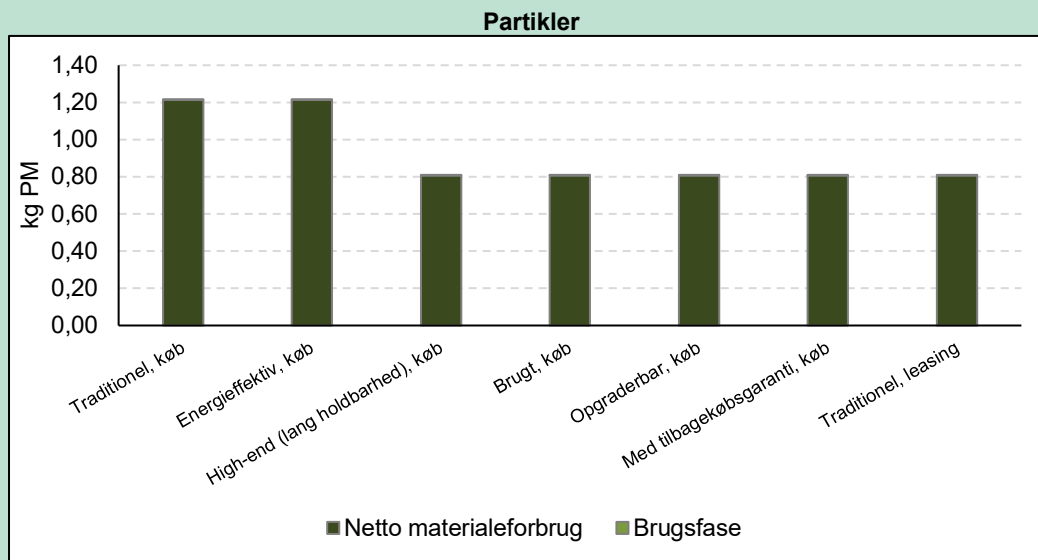
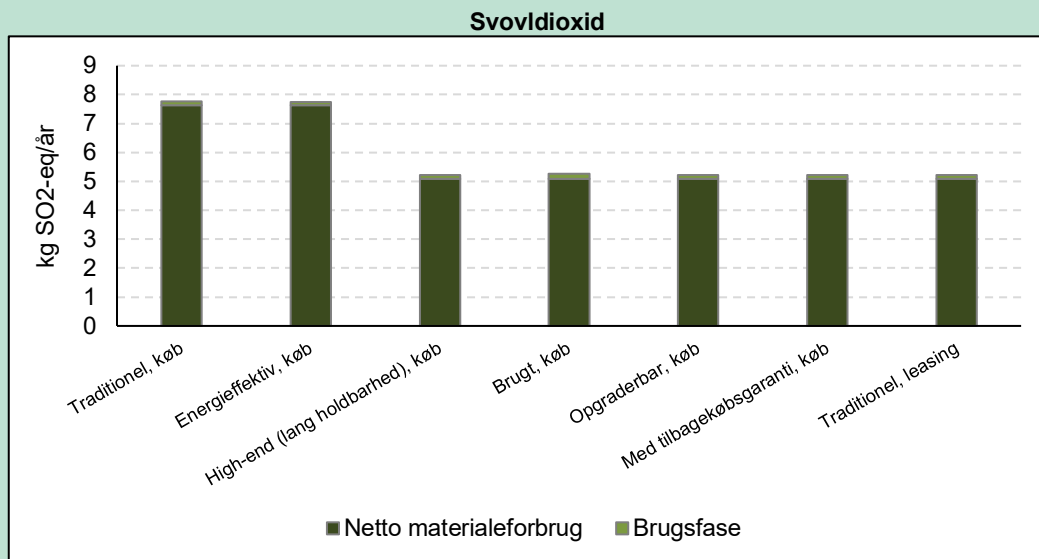
Med undtagelse af leasingmodellen, som er markant dyrere end de øvrige løsninger, ligger totalomkostningerne ret tæt for alle produkterne med løsning 4, 5, og 6 som de laveste. Det kan konkluderes, at reduktionen i klimabelastning kan opnås på forskellige måder endda med en økonomisk besparelse til følge. Resultatet tyder på, at samme lave totaløkonomi og positive forbedring i klimabelastning kan opnås ved at købe brugt udstyr, ved at købe nyt eller ved at opgradere det efter 4 år, og ved at købe nyt, men sikre et tilbagekøb af en leverandør, der er i stand til og interesseret i at få produktet til at leve videre i en anden brugsperiode.

I en sammenligning af CO₂-udledningen mellem de forskellige løsninger kan det konkluderes, at de 4 løsninger med en lang produktlevetid har de laveste CO₂-udledninger pr. år. Lang levetid for computere kan, ligesom for flere af de øvrige produkter, sikres gennem garantier, men længere levetid kan også understøttes ved at købe maskiner med større processorkraft og større kapacitet, som fx flere RAM, da udviklingen typisk har gået i denne retning og historisk set gjort produkter forældede, før de er fysisk slidt op.

Beregningen er forbundet med en vis usikkerhed. Den klimamæssige belastning fra produktionen er her ens for alle maskinerne, og priserne baserer sig på konkrete input fra både leverandørsiden og det offentlige, så usikkerheden skal primært findes i levetiderne.

4.6.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 18 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 7 løsninger inden for bærbare computere.



FIGUR 18. Udlledning af svovldioxid og partikler pr. år for indkøb og drift af 150 bærbare computere

Graferne for svovldioxid og partikler afviger ikke væsentligt fra CO₂-udledningen, og det vurderes derfor, at CO₂-udledningen for computere er en tilstrækkelig indikator for produktets miljøvenlighed.

4.7 Transport

Transportområdet står for omkring en fjerdedel af Danmarks samlede CO₂ udledning³⁷, og det miljømæssige potentiale inden for dette område er derfor omfattende.

På det politiske plan arbejdes der med en række strategier til at reducere CO₂-udledningen forbundet med transportsektoren, herunder regeringens mål om at stoppe for salget af nye

³⁷ https://www.danskindustri.dk/globalassets/dokumenter-analyser-publikationer-mv/publikationer/dis-2030-plan-2019_web.pdf

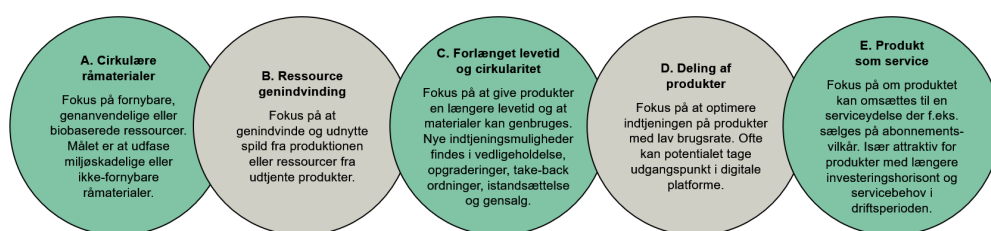
diesel- og benzinbiler fra 2030. Der sker derfor en løbende omstilling af person- og varebiler til især hybridbiler og elbiler.

I projektets interviews med offentlige indkøbere blev biler ofte nævnt. Nogle kommuner har stillet krav til, at alle virksomheder, der leverer serviceydelser til kommunen skal dokumentere, at en bestemt andel af kørslen sker i elbiler. Andre kommuner har gennemført komplette TCO-udbud, hvor elbiler og hybridbiler er blevet sammenlignet med traditionelle biler med benzin- og dieselmotorer. Der blev desuden givet en del eksempler på leasing af både elbiler og benzinbiler.

4.7.1 Produktvalg

Vi tager udgangspunkt i en kommunes indkøb af biler til persontransport, fx hjemmepleje. Alle priser der indgår i beregningerne, er gennemsnitlige priser baseret på input fra indkøbere i flere kommuner.

4.7.2 Cirkulær økonomi



FIGUR 19. Analysen af transport inkluderer områderne A, C og E.

A. Cirkulære materialer

Biler er sammensat af en lang række komponenter, hvor de primære dele inkluderer karrosseri, chassis, motor, udstødning, drivline, hjul, elektroniske systemer, ruder, sæder og kabine. Jernholdigt metal udgør knap to tredjedele af bilens vægt, der typisk ligger lidt over et ton. De resterende komponenter fordeler sig på andre metaller, plastik og øvrige materialer herunder glas, lak og tekstiler.

Langt de fleste materialer i biler stammer fra ikke-fornybare ressourcer som olie og mineraler. Blandt materialerne i kabinen findes der dog producenter, der eksperimenterer med fornybare materialer, som fx at erstatte polyuretanskummet i instrumentbord og døre med duge af vævede kenaf-fibre, der stammer fra den hurtigt voksende hibiskusplante. Der anvendes også en del genbrugsplast i visse fabrikanters instrumentborde og sæder.

Men i forhold til område "A. Cirkulære materialer" er det dog mest relevant at kigge på den brændsel bilen forbruger i driftsfasen, da den udgør en omfattende del af produktets CO₂-aftryk³⁸. Benzin og diesel er i sagens natur ikke-fornybare materialer, hvorimod elektricitet produceret på vedvarende energi i høj grad er fornybar.

Lidt over halvdelen af elproduktionen i Danmark kommer stadig fra fossile brændsler som kul, olie og gas. Danmarks officielle plan på området består i at udfase olie, kul og gas i 2050 og erstatte det med vedvarende energi. Følges denne plan vil det betyde, at elbiler gradvist bliver mere miljøvenlige med tiden, dette er medregnet i analysen ved, at vi har inkluderet Energi-styrelsens emissionsfaktor for CO₂-udledning pr. kilowatt-time for hele analyseperioden.

³⁸ Hvor klimavenlige er elbiler sammenlignet med benzin- og dieselbiler, Klimarådet, 2018

Desuden er det vigtigt at bemærke, at bilmarkedet befinder sig midt i en større produktmæssig omstilling. På den ene side lanceres der i de kommende år en lang række nye elbiler og hybridbiler fra de fleste mærker samtidig med, at flere mærker tager andre drastiske skridt som fx at udelade dieslbiler fra produktprogrammet (Honda) eller at annoncere en total omlægning til elbiler i løbet af få år (Volvo).

Disse udviklinger skaber en vis uforudsigelighed i branchen specielt på brugtvoغنsmarkedet, hvor det kan være vanskeligt at estimere, hvad en elbil fra 2020 vil være værd om 4 år, eller om man overhovedet vil kunne sælge en brugt diesebil til en fornuftig pris til den tid. Dialogen med kommunerne har dog vist, at der ofte laves aftaler om tilbagekøbspriser på biler.

Da elbiler i Danmark delvist kører på vedvarende energi, og idet en elbil substituerer et ikke-fornybart brændsel (benzin) med en vedvarende energikilde (sol- og vindenergi), vurderes det, at dette område af den cirkulære økonomi er inkluderet i analysen.

B. Ressource-genindvinding

Op mod 95% af materialerne fra biler, der skrottes i dag genanvendes³⁹. Værdifulde dele demonteres og sælges, mens diverse væsker tappes af og bl.a. udnyttes som brændsel. Herefter knuses chassiset, der primært består af stål. Stålfractionen sorteres fra i store sorteringsanlæg, hvorefter det kan smeltes om og indgå i andre produkter.

I den cirkulære økonomi søger man også at reducere klimaaftrykket af genanvendelsesfasen. Dette kan fx ske ved at sortere materialer eller komponenter ud, inden de blandes med andre materialer og indgår i de konventionelle genanvendelsessystemer. Renault har fx igennem en årrække arbejdet målrettet med tilbagetagning, istandsættelse og gensalg af hele og dele af gearkasser og motorblokke⁴⁰. Hos Renault genanvendes også plastmaterialer udsortet fra udtjente Renault-biler direkte i nye biler.

Vi mener dog ikke, at der er afgørende forskel på de biler, der udbydes i Danmark på dette punkt, og derfor er dette område i den cirkulære økonomi ikke indeholdt i analysen.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Bilers levetid kan forlænges gennem planlagt service, vedligehold og rengøring. Bilernes design er vigtigt i forhold til, hvor længe de fx kan modstå rust og gennemtæring, og hvor nemme de er at servicere. Det vurderes ikke at være realistisk, at en dansk kommunes indkøb kan påvirke de store bilproducenter til at indføre mere robuste designs. Derimod er der mulighed for at vælge et bilmærke, der tilbyder længere garantiperioder (3-7 år)⁴¹, hvilket er et vigtigt skridt i retning mod biler med længere levetider. Sammenligningen mellem biler med kort og lang garantiperiode medtages dog ikke i analysen, da de udbudte garantier stadig ligger forholdsvis langt fra bilernes reelle levetid.

Biler til hjemmepleje, som analyseres her, vil ofte blive brugt i 3-5 år, hvorefter de skiftes ud med nye biler. Her er gensalgsværdien vigtig, da bilerne stadig har en betydelig restværdi. I visse kontrakter er gensalgsværdien forhånds aftalt under bestemte forudsætninger. Dette område er inkluderet i analysen.

D. Deling af produkter

³⁹ <https://www.stenarecycling.dk/ydelser/branchelosninger/genvinding-af-bilertrading/>

⁴⁰ <https://group.renault.com/en/our-commitments/respect-for-the-environment/circular-economy/>

⁴¹ <https://fdm.dk/alt-om-biler/koeb-leasing-salg/garanti-reklamation/garanti-paa-bilmaerker>

Deleøkonomi kan være et relevant område at overveje. En bil er dyr i anskaffelse, og mange biler holder stille en stor del af tiden. Kommunerne bruger ofte puljer af biler, som deles mellem medarbejdere indenfor et fagområde. Deling af hjemmeplejens biler er i denne analyse valgt som forudsætning for alle de analyserede biler og kan derfor ikke medtages som en sammenligningsparameter.

E. Produkt som service

Ifølge flere kommuner er leasing efterhånden almindeligt inden for det offentlige bilpark. Dette skyldes blandt andet et ønske om at undgå den høje investeringsomkostning og ønsket om at kunne kalkulere med en på forhånd kendt restværdi af bilen ved afslutning af leasingperioden. Det er derfor valgt at medtage leasing af både benzin- og elbil.

4.7.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Det er valgt udelukkende at kigge på typen minibil, der oftest anvendes til udkørende funktioner som hjemmepleje. Betegnelsen minibil dækker over biler på størrelse med VW Polo og Opel Corsa. Vi har valgt ikke at regne på dieselmotorer, da de ikke var blandt de foretrukne biltyper i de kommuner, vi har talt med. Forklaringerne på dette var, at dieselmotorer er ikke velegnede til kortere ture og, at der har været fokus på dieselmotorernes højere partikelforurening i de senere år. Dog skal det nævnes, at dieselmotorer stadig kan være relevante for landkommuner, hvor turene typisk er længere.

I analysen sammenligner vi benzinbiler, hybridbiler og elbiler. I forhold til forretningsmodeller kigger vi på både køb og leasing af benzin- og elbiler, se tabellen herefter.

TABEL 18. Beskrivelser af de fem valgte produkter og forretningsmodeller for transportområdet.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Benzinbil, køb	Benzinbilen er en gennemsnitlig minibil, der indkøbes. Tilbagekøbsprisen er estimeret på baggrund af kommunernes erfaringer med den konkrete biltype.
2. Hybridbil, køb	Hybridbilen er en såkaldt mild hybrid, hvor et 1,5 kW batteri oplades under kørslen og driver en elektrisk motor. Bilen kan køre kortere afstande på ren el eller køre på en kombination af el og benzin med et ca. 14 % lavere totalt benzinforbrug til følge. Hybridbilen er i denne analyse en anelse billigere end benzinbilen både i anskaffelse og i serviceaftale, hvilket formentlig skyldes at priserne bygger på konkrete indkøb af specifikke modeller, der ikke nødvendigvis har 100 % identisk udstyr, og som kan have forskellige rabatter. Det skal nævnes, at hybridbilen er en mere kompleks bil, med to drivlinjer og et større batteri, og derfor på lang sigt vil være både dyrere at producere og servicere end en tilsvarende benzinbil.
3. Elbil, køb	Elbilen er sammenlignelig med benzinbilen. Den har ca. samme størrelse og egenskaber. Bilen er forsynet med et 50 kWh batteri og elektrisk drivline, hvilket giver den en rækkevidde omkring 300-400 km på en opladning. Elbilen har væsentligt færre sliddele og serviceaftalen koster derfor under det halve af serviceaftalen for benzinbilen.
4. Benzinbil, leasing	Bilen er identisk med den indkøbte benzinbil. Service er inkluderet i leasingydelsen
5. Elbil, leasing	Elbilen er identisk med den indkøbte elbil. Service er inkluderet i leasingydelsen.

4.7.4 Beregningsforudsætninger

Der regnes på et indkøb af 50 minibiler til brug i udkørende funktioner som hjemmepleje. Indkøbspriserne og leasingpriserne er gennemsnitlige estimater baseret på en række forskellige udbud.

I tabel 19 følger en gennemgang af nøgledata for de forskellige produkter og forretningsmodeller.

TABEL 19. Baggrundsdata for de forskellige produkter og forretningsmodeller for transportområdet

	Benzinbil, køb	Hybridbil, køb	Elbil, køb	Benzinbil, leasing	Elbil, leasing
Produktets brugstid [år]	4	4	4	4	4
Produktets levetid [år]	10	10	10	10	10
Kørsel [km/år]	25.000	25.000	25.000	25.000	25.000
Forbrug [l/100 km] eller [kWh/100 km]	5,7 liter	4,9 liter	17,7 kWh	5,7 liter	17,7 kWh
Årligt forbrug [liter] eller [kWh]	1425 liter	1225 liter	4425 kWh	1425 Liter	4425 kWh
Årlig udgift serviceaftale [DKK]	3990	3990	4158	4200	3990
Aftalt tilbagekøbspris* [DKK]	65000	85000	86000		
Indkøbspriser eller månedlig leasingpris* [DKK]	145000	140000	190000	1850 kr./måned	2850 kr./måned

* Priserne er baseret på dialog med offentlige indkøbere

For alle biler regnes der med et årligt kørselsbehov på 25.000 km, en anvendelsesperiode på 4 år og en levetid for bilen på 10 år. Priser for service og vedligehold er estimeret ud fra konkrete priser fra kommunerne. Service er inkluderet i leasingydelse.

I prisberegningen for ladestandere antages det, at det primært drejer sig om 11 kW-standere, der ofte anvendes til private elbiler. Den valgte elbil kan lades op fra 0-100% på ca. 4-5 timer med disse standere. Rækkevidden på elbilerne ligger et sted mellem 250 og 450 km afhængig af årstid og kørselsmønster. Typisk køres omkring 70 km i gennemsnit pr. dag, hvilket vil sige, at der kan gå flere dage imellem opladninger.

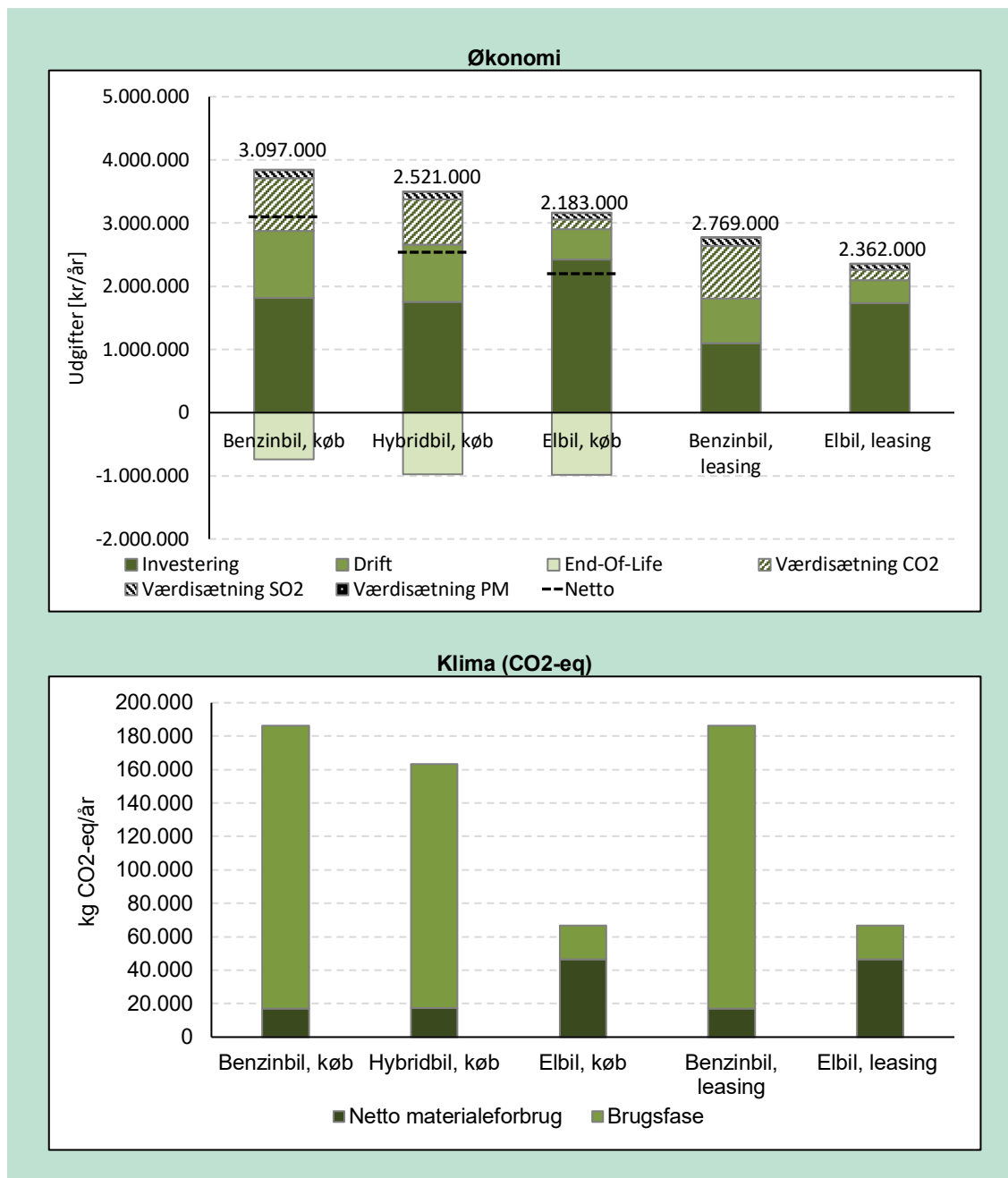
For elbilerne er der regnet med én ladestander pr. bil, hvilket formentlig kan reduceres i fremtiden ved mere optimal koordinering af opladningen. Udgifter til ladestandere og anlægsomkostninger er estimeret ud fra reelle erfaringer fra flere kommuner. Se tabellen herefter.

TABEL 20. Udgifter til etablering af ladestander medregnes i de to løsninger, der inkluderer elbiler

	Ladestander (Elbil, køb)	Ladestander (Elbil, leasing)
Produktets levetid [år]	30	30
Pris ladestander* [DKK]	7.500	7.500
Pris infrastruktur* [DKK]	20.000	20.000

* Priserne er baseret på dialog med offentlige indkøbere

4.7.5 Resultater



FIGUR 20. Økonomi og udledning af klimagasser pr. år for anskaffelse og drift af 50 minibiler i 4 år med et årligt kørselsbehov på 25.000 km. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i de relevante søjler, og ved prisen, der står over hver søjle.

4.7.6 Konklusion

I både den økonomiske og den klimamæssige sammenligning ligger løsning 3, køb af elbil, bedst placeret. Udgifter til ladestandere er inkluderet i beregningen.

4.7.7 Diskussion og usikkerheder

Biler har så høj en restværdi efter brugsperioden på 4 år, at det ville være uhensigtsmæssigt ikke at medregne en gensalgsværdi. Nettoomkostningen efter denne gensalgsværdi er trukket

fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i hver søjle og ved prisen der står over hver søjle.

Det bemærkes, at leasing er mere relevant for biler end for mange af de andre produktområder.

For dette produktområde ses det desuden, at prissætningen af eksternaliteterne (CO₂, SO₂, og partikler) har væsentlig betydning. For benzinbiler og hybridbiler, der begge bruger store mængder benzin i løbet af deres brugsperiode udgør prissætningen af disse udledninger en væsentlig del af prisen.

Hvor levetiden er afgørende for fx vaskemaskiner, opvaskemaskiner, og computere har den mindre i betydning i denne analyse. Dette skyldes dels, at brugsperioden er væsentligt kortere end produktets levetid. For andre produkter kan en cirkulær forretningsmodel forlænge produktets levetid, hvilket vi ikke mener gør sig gældende for biler på samme måde. De har så høj en pris, at man oftest vil forsøge at holde dem kørende så længe som muligt. Derfor har vi sat bilernes levetid til at være ens i beregningen.

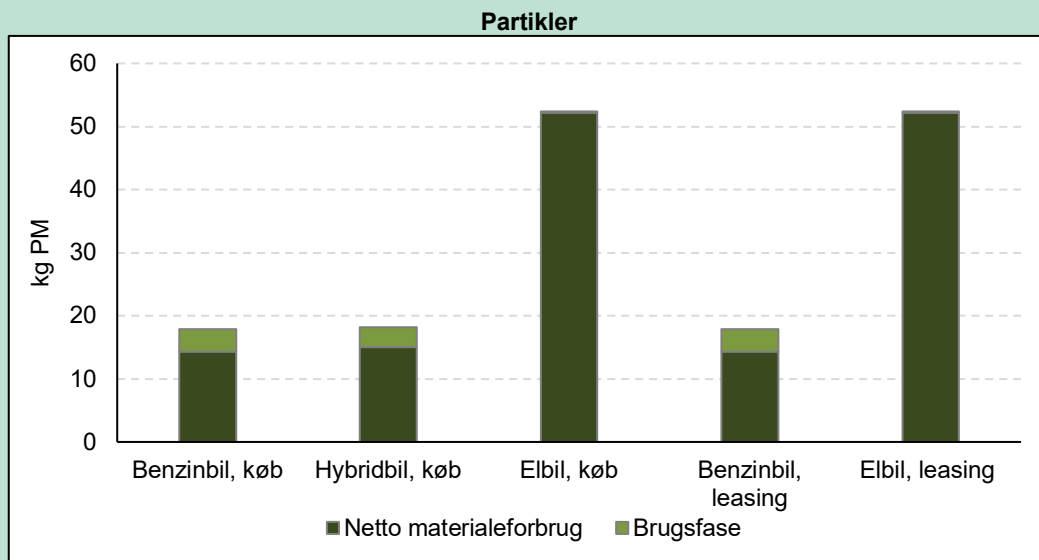
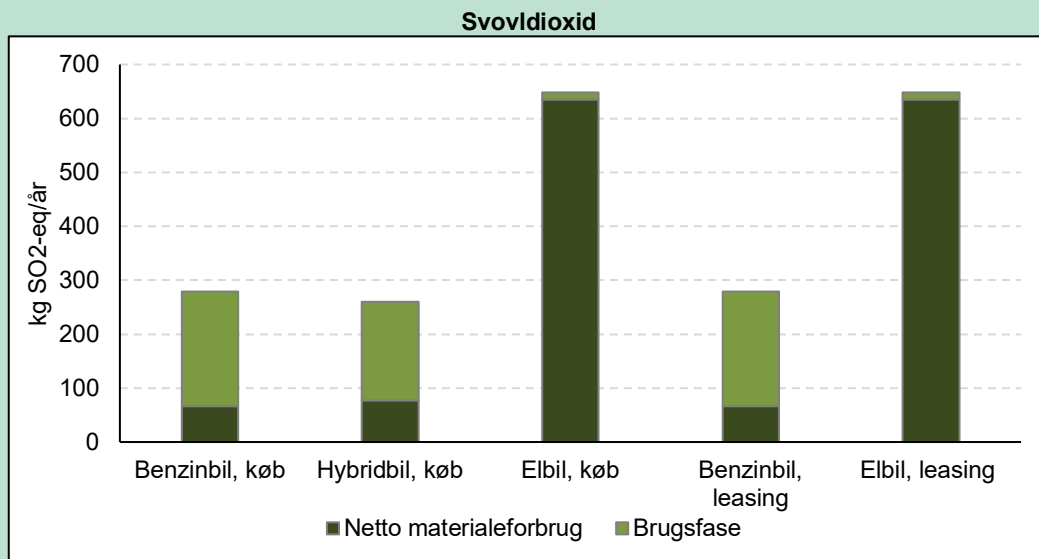
De miljøtekniske data stammer fra pålidelige kilder⁴² og priserne er estimeret på baggrund af konkrete udbud i flere kommuner. Usikkerhederne i beregningen stammer dog stadig fra disse to områder. Biler er forskellige og LCA-analyser af biler er meget komplekse og vil altid være behæftet med usikkerheder.

Priserne på bilerne er mere præcise, men de reflekterer konkrete modeller, hvor der kan være forskelle i udstyr og rabatordninger. Som tidligere nævnt er det fx nok ikke retvisende, at hybridbilen er billigere end en tilsvarende benzinbil, idet hybridbilen i princippet er en benzinbil med en ekstra drivline og et større batteri lagt oveni.

4.7.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 21 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 5 løsninger inden for transport.

⁴² https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin-og_dieselmotorer.pdf



FIGUR 21. Udledning af svovldioxid og partikler for transportområdet pr. år for anskaffelse og drift af 50 minibiler i 4 år med et årligt kørselsbehov på 25.000 km.

For biler er det relevant at medtage andre miljøindikatorer end CO₂-udledningen. Det ses af figur 21, at elbiler har en væsentlig højere udledning af SO₂ og partikler end de benzindrevne biler. Disse udledninger stammer fra udvindingen af materialer til bilernes batteri, der primært foregår i andre verdensdele end Europa. Udledningerne er af lokal betydning i de områder, hvor batterierne produceres og hvor materialerne udvindes, mens elbilerne kun har meget begrænsede udledninger i Danmark i kraft af deres strømforbrug.

Elbilerne har altså en større udledning af SO₂ og partikler end benzindrevne biler, men det politiske fokus på klimagasser og vores høje prissætning af CO₂ resulterer i, at denne udledning ikke har afgørende betydning for resultatet.

4.8 Hæve-sænkeborde

Hæve-sænkeborde er en vigtig del af det offentlige indkøb. Kommunerne alene indkøbte møbler for over en halv milliard i 2017, og hæve-sænkeborde udgør en væsentlig del af dette beløb.

Det er en kategori med mange variationer i materialer og størrelser, men samtidig også et område, hvor mange kommuner ønsker ensartethed specielt inden for det samme kontorkontorlandskab. Hæve-sænkeborde er typisk bygget op af et stålstel bestående af to ben med brede fødder og i nogle tilfælde en tværbom, der sikrer stabilitet. Benene kan være to- eller tredelte afhængig af bordets justeringshøjde. Benene rummer to elektriske aktuatorer, der sikrer en kontrolleret og støjsvag justering. Tidligere var fjederbelastede manuelle løftmekanismer almindelige, men de er i dag næsten fuldstændig erstattet af de elektriske varianter.

Der udbydes en del fleksible rammer, som kan anvendes sammen med forskellige størrelser af bordplader. Stellet er oftest lavet i pulverlakeret stål. Bordplader fås i mange materialer og størrelser. Der findes en række komposit- og laminatplader samt massive træbordplader. Størrelsesmæssigt varierer bordpladerne typisk fra 80 x 120 cm til 90 x 200 cm, med 80 x 160 cm som den mest foretrukne variant i øjeblikket. Der er generelt sket en udvikling i retning af mindre bordplader i løbet af de sidste 10 år.

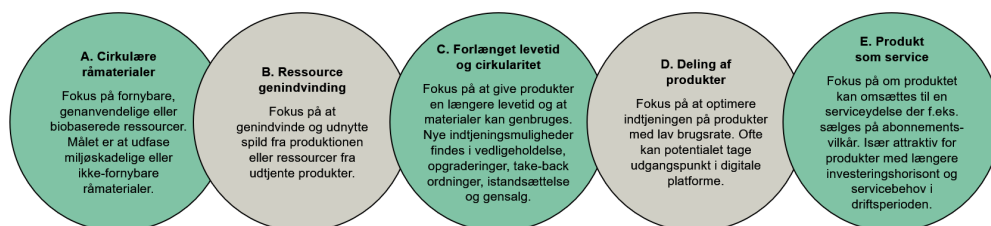
I styringen af bordet findes også en række variationer, herunder kan nævnes anti-kollisionssikring, påmindelsesfunktion og programmerbare øvre og nedre positioner. Specielt anti-kollisionssikringen er vigtig i forhold til holdbarhed, da skader forårsaget af påkørsler undgås. Aktuatorerne forsynes af en strømforsyning, der ofte har et standby forbrug på mellem 0,06 W og 1 W⁴³. Energistyrelsen anbefaler at vælge borde med maksimalt 0,5 W i standby forbrug⁴⁴.

4.8.1 Produktvalg

Som udgangspunkt for analysen er valgt et gennemsnitligt bord, som både indkøbere og producenter vurderer som værende repræsentativt. Bordet har et fleksibelt stålstel, der muliggør montage af forskellige størrelser af bordplader; bordet har 2 aktuatorer og er udstyret med anti-kollisionssystem, der forhindrer beskadigelser på bordplader og dermed er med til at sikre en længere levetid. Bordpladen er 80 x 160 cm og er fremstillet i MDF med træfiner, hvilket er et almindeligt valg.

4.8.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser, hvilke områder af den cirkulære økonomi, vi har valgt at inkludere i analysen.



FIGUR 22. Analysen af hæve-sænkeborde inkluderer områderne A, C og E.

A. Cirkulære materialer

For bordplader findes en række bæredygtige materialer at vælge imellem. De fleste plader er baseret på en kerne af MDF eller spånplade, som består af mindre træfibre presset sammen

⁴³ <https://cdn.linak.com/-/media/files/brochure-source/en/deskline-product-overview-brochure-eng.ashx>

⁴⁴ <https://sparenergi.dk/offentlig/vaerktøjer/indkobsanbefalinger/andet-kontorudstyr>

med et bindemiddel. Kvaliteten af MDF og spånplader kan variere meget, da træfibrene ofte er overskudstræ fra produktion af andre træprodukter. Der findes dog plader bestående af FSC/PEFC-mærket træ. FSC og PEFC er internationalt anerkendte miljømærker, der sikrer bæredygtig træhugst, men FSC/PEFC mærker på en bordplade siger dog intet om det anvendte bindemiddel og lakken, som kan repræsentere et større problem ved visse bordplader. Bindemidlet indeholder for det meste formaldehyd, der afgasses især i den første periode efter produktionen. Formaldehyd står på Miljøministeriets liste over uønskede stoffer⁴⁵ og er omfattet af EU's REACH restriktioner⁴⁶, da det kan forårsage irritationer og ved langvarig eksponering være kræftfremkaldende. Heldigvis kan der sættes krav i offentlige udbud til indholdet af formaldehyd i pladerne og i lakken fx ved at kræve, at produktet er mærket med Svanemærket eller EU-Blomsten, eller at kriterierne bag mærkerne overholdes.

MDF-kernerne dækkes med forskellige overflader, som fx linoleum, vinyl, træfiner, HPL-laminat (high pressure laminate baseret på lag af papir med bindemiddel). Disse overflader har forskellige miljømæssige profiler, men ingen af materialerne kan genanvendes separat pga. sammenlimningen med MDF-pladen. I forhold til fornybare materialer bør træfiner og linoleum fremhæves, da de begge er fremstillet af naturmaterialer. Linoleum er en blanding af linolie, kork-, sten- og træmel, harpiks og hessianfibre.

Der findes altså en række genanvendelige og cirkulære materialer i bordplader, men konstruktionsmetoden med at lime dem sammen forhindrer, at disse materialer kan genanvendes separat. Hele bordplader genanvendes dog som fyld i nye spånplader, men her er tale om en begrænset udnyttelse af materialerne, fordi en genanvendelse kan kun gennemføres få gange for det samme materiale.

En mere komplet cirkulær løsning er massive træbordplader, hvor pladen ville kunne slibes ned og genbruges direkte. Massive træbordplader har dog sjældent de samme egenskaber som laminatplader, specielt inden for slidstyrke og ridsefasthed, de kræver mere vedligehold, og de er dyrere.

B. Ressource-genindvinding

Der findes processer i markedet i dag, hvor man opkradser bordplader af MDF-plade med træfiner for at kunne genanvende dem i spånplader, der kan bruges til bordplader beklædt med træfiner. Anvendelse af brugte fibre i nye plader vurderes at være en mulighed for alle de valgte produkter og forretningsmodeller i analysen og vælges derfor ikke som en sammenligningsparameter.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

På det danske marked findes adskillige udbydere, der enten tager hele produkter tilbage og sælger dem videre, eller som genbruger stellet, men skifter bordpladen, når den er for slidt, bliver umoderne eller ikke længere matcher øvrige bordplader på et kontor. Vi har i denne rapport inkluderet både et eksempel, hvor hele bordet tages tilbage til en aftalt returpris og genbruges komplet og et eksempel, hvor det brugte stel kombineres med en ny bordplade.

I markedet findes fleksible stel, der passer til alle almindelige bordstørrelser, men der sælges også en del ikke-fleksible stel, hvor det ikke er muligt at skifte bordpladestørrelse uden at skifte hele bordet. I de senere år har markedet oplevet en trend i retning af mindre borde, så hvor standardbredden tidligere hed 200 cm, anvendes i dag oftest 160 cm. Ved den type udvikling i markedet kan fleksible stel være med til at begrænse materialeforbruget i overgangsfasen fra én bordpladestørrelse til en anden.

⁴⁵ <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92617-15-6/pdf/978-87-92617-16-3.pdf>

⁴⁶ <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.000.002>

Endeligt skal det nævnes, at både Svanemærket og EU-Blomsten stiller krav om test af møblers kvalitet og holdbarhed. Dermed kan det sikres, at bordene lever op til skrappe krav til kvalitet og holdbarhed, hvilket kan bidrage til at sikre en lang produkt-levetid.

D. Deling af produkter

Flere kommuner har ofte en materialecentral eller depot, hvor overskydende møbler opbevares. Det giver mulighed for at søge i dette lager i stedet for at købe nyt. Flere af de interviewede kommuner oplyste dog, at hæve-sænkeborde på lageret sjældent kan genbruges på nye kontorer, da de brugte borde ikke passer med de nye kontorers farver og materialevalg.

E. Produkt som service

En række danske møbelvirksomheder tilbyder leasing, og denne mulighed er medtaget i beregningerne.

4.8.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

I analysen tages der udgangspunkt i samme type bord for alle forretningsmodeller, hvor andet ikke er nævnt. Samlet køb er sat til 75 borde. Alle borde på nær det leasede er forudsat at have samme garanti og reklamationsret for forbrugere, dvs. henholdsvis 6 måneder og 2 år. I tabellen herefter ses en oversigt over de analyserede forretningsmodeller.

TABEL 21. Oversigt over de analyserede forretningsmodeller inden for hæve-sænkeborde.

Produkt / forretningsmodel	Beskrivelse
1. Nyt bord	Simpelt indkøb af et komplet nyt standardbord til en gennemsnitlig pris med en forventet levetid på 8 år.
2. Nyt bord med tilbagekøbsgaranti	Samme bord som ovenfor, men med kontrakt på, at leverandøren køber bordet tilbage til en aftalt pris efter 6 år. Det antages, at leverandøren herefter istandsætter bordet ved at skifte bordpladen og gensælger det, hvorved stallets samlede produktlevetid kommer op på 12 år. En væsentlig usikkerhed ved denne model er, at virksomheden der forpligter sig til at købe produktet tilbage, kan være ophørt med at eksistere efter 6 år, hvilket man ikke kan forsikre sig imod. Denne usikkerhed kan dog indregnes i TCO'en og det kan sikres, at der findes mere end en udbyder i markedet, der tilbyder tilbagekøb, dog uden at indgå aftale med dem.
3. Nyt energieffektivt bord	Det energieffektive bord har et lavere strømforbrug og en lidt højere pris end de øvrige produkter, men ellers samme ydelse. Levetiden er 8 år.
4. Komplet brugt bord	I denne forretningsmodel købes der et komplet brugt bord. Dvs., at man accepterer en slidt bordplade, og af denne grund vurderes brugsperioden at være kortere end løsningen med ny plade/brugt stel. Bordet antages at være 5 år gammelt og bruges derefter i 5 år, hvilket giver en samlet produktlevetid på 10 år.
5. Ny plade / brugt stel	I denne variant har leverandøren forsynet et 6 år gammelt stel med en ny bordplade. På den måde kan både genbrug og stilmæssig tilpasning i kontormiljøet tilgodeses. Bordet er lidt billigere end nyt, men dyrere end et komplet brugt. Levetiden er dermed 6 år for bordpladen og 12 år for stellet.
6. Leasing	Leasing af det samme bord som 1.

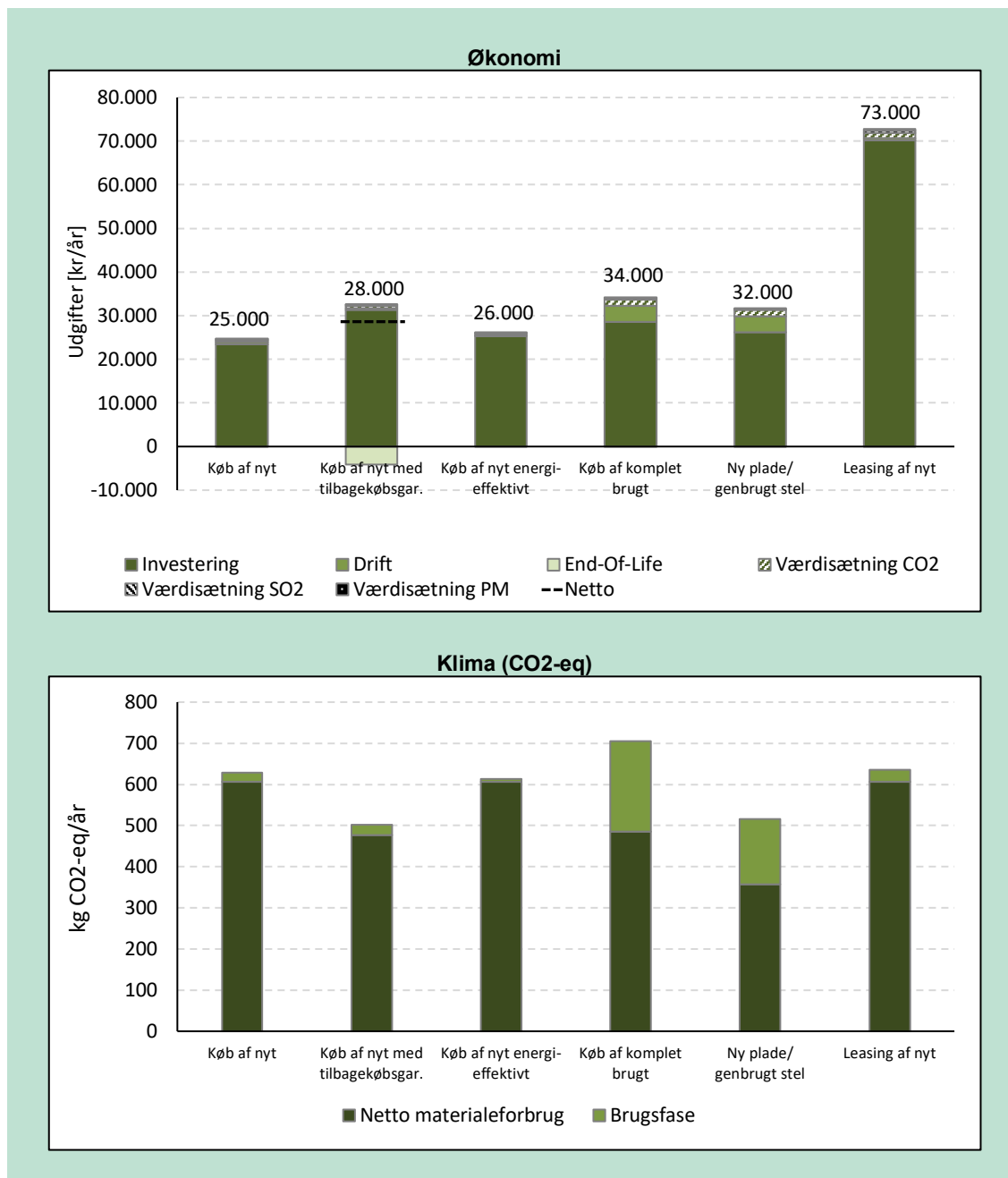
4.8.4 Beregningsforudsætninger

Både priser, levetider, materialeindhold og valg af produkttyper kommer fra dialog med leverandører og indkøbere fra kommuner. Beregningen er ikke baseret på et konkret udbud. Se tabellen herefter.

TABEL 22. Oversigt over forretningsmodeller for hæve-sænkeborde.

Hæve-sænkeborde	Nyt bord	Nyt bord med tilbagekøbsgaranti	Nyt energieffektivt bord	Komplet brugt bord	Ny plade / brugt stel	Leasing
Pris [DKK]	2500	2500	2700	1900	2100	85 (kr./måned)
Gensalgpris [DKK]	0	350	0	0	0	0
Brugsperiode [år]	8	6	8	5	6	3
Levetid bordplade [år]	8	6	8	10	6	8
Levetid stel [år]	8	12	8	10	12	8
Strømforbrug pr. år [kWh/år]	4	4	1	34	34	4

4.8.5 Resultater



FIGUR 23. Økonomi og udledning af klimagasser pr. år for indkøb og drift af 75 hæve-sænkeborde. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

4.8.6 Konklusion

Løsning 1, indkøb af et nyt bord, er den billigste løsning pr. år over levetiden. Den mest klimavenlige løsning er løsning 2, der dækker over køb af nyt bord med tilbagekøbsgaranti. Dog ligger alle løsningerne tæt prismæssigt med undtagelse af leasingmodellen.

4.8.7 Diskussion og usikkerheder

Den vandrette streg i figuren repræsenterer nettoudgiften, dvs., efter en eventuel indtægt fra et tilbagekøb. På økonomisiden er anskaffelsesprisen af større betydning end driftsomkostninger, der består af strømforbrug. På de to brugte løsninger (løsning 4 og 5) træder eludgifter

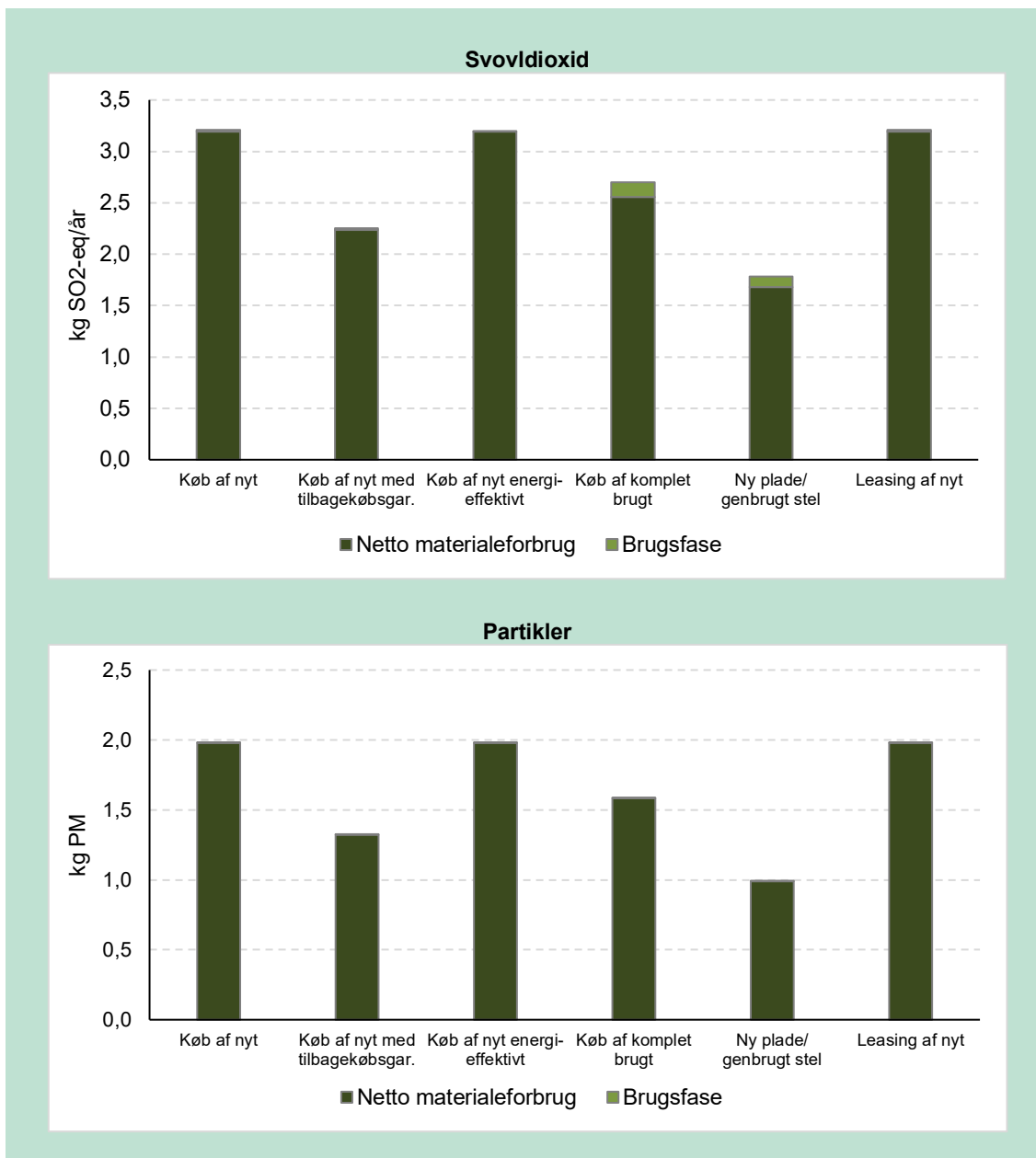
i driftsfasen dog tydeligere frem, da disse brugte borde ikke er lige så energieffektive. De er dog stadig prismæssigt konkurrencedygtige, da prisen er tilsvarende lavere. Af de to brugte løsninger ses det også, at det komplette brugte bord (løsning 4) er billigst i anskaffelse, mens bordet med ny plade og brugt stel (løsning 5) har den bedste totaløkonomi, hvilket skyldes, at investeringen afskrives over 6 år i modsætning til de 5 år for det brugte bord.

I forhold til CO₂-udledningen klarer løsning 2 og 5 sig bedst, hvilket skyldes at de begge har kombinationen af lang levetid for stellet og lavt strømforbrug i driftsfasen. Beregningen illustrerer muligheden for at fordele forskellige dele af produktets klimabelastning udover forskellige levetider. Kigger vi fx på løsning 5, med kombinationen af en ny bordplade og et genbrugt stel, er klimabelastningen fra stellet fordelt over 12 år, mens belastningen fra bordpladen kun er fordelt over 6. Investeringen i bordet er også kun fordelt over 6 år, da kommunen kun bruger bordet i denne periode.

Beregning er ikke forbundet med særligt store usikkerheder, men det skal nævnes, at de økonomiske resultater ligger så tæt, at mindre justeringer i priserne nemt ville kunne forrykke billedet.

4.8.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 24 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 6 løsninger for hæve-sænkeborde.



FIGUR 24. Udledning af svovldioxid og partikler for hæve-sænkeborde pr. år for indkøb og drift af 75 hæve-sænkeborde

Graferne for svovldioxid og partikler afviger ikke væsentligt fra CO₂-udledningen, og vi vurderer derfor, at CO₂-udledningen for hæve-sænkeborde er en tilstrækkelig indikator for produktets miljøvenlighed.

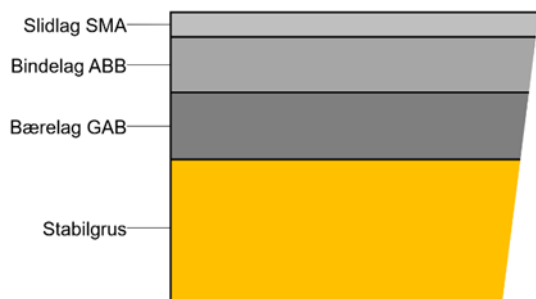
4.9 Asfalt

En tilbagevendende problemstilling inden for den cirkulære økonomi ligger i, at når en affaldsfraktion af høj kvalitet blandes med en fraktion af lavere kvalitet, så nedgraderes den samlede fraktion til en lavere kvalitet, og anvendelsesmulighederne reduceres kraftigt. Det sker også for asfalt, hvor genanvendelse ikke er et nyt begreb. I Danmark har man siden starten af 1980'erne genanvendt asfalt, men primært som fyldstof i de nedre bærelag, som indeholder en lavere kvalitet af sten.

Produktet, der kigges på i dette projekt, er asfaltbelægninger på større veje i Danmark (fx motorveje og større hovedveje). Asfalten er principielt opbygget i tre lag (se illustrationen

herefter). Alle lag består af blandinger af sten og bitumen (udvundet af råolie), og forskellige tilsætningsstoffer i mindre mængder som kalk, kunstvoks, cellulose og polymerer.

Den væsentligste forskel mellem lagene ligger dog i kvaliteten af stenene. For bærelaget, kaldet grusasfaltbeton (GAB), er almindelige danske grusgravssten tilstrækkelige og det mest nærliggende valg. For de to øverste lag derimod er det afgørende, at der anvendes klippegranit fra Norge og Sverige for at opnå den nødvendige bæreevne for asfaltbetonbindelaget (ABB) og slidstyrke for slidlaget kaldet skærvemastiks (SMA).



FIGUR 25. Principskitse, opbygning af asfalt vejbelægning.

Ved udlægning af ny asfalt fræses der et samlet lag brugt asfalt af, som indsamles. Herefter lægges der nye individuelle lag, primært fremstillet af nye materialer.

Den genbrugsasfalt, der indtil for få år siden er blevet indsamlet af asfaltfabrikkerne, har været en sammenblanding af bærelag og slidlag og har derfor primært været anvendelig som bærelag i nye veje. For nye bærelag ligger procentandelen af genanvendt asfalt på ca. 30 %, mens andelen for slidlag ligger nede på 8-10 % af ovennævnte grunde.

4.9.1 Produktvalg

Valget af asfalt som produkt i dette projekt bundes i konklusionerne fra Miljøstyrelsens analyse fra 2019 "Cirkulær Asfaltproduktion i Danmark"⁴⁷ udarbejdet i samarbejde med Teknologisk Institut, Asfaltindustrien, KL, YIT og Vejdirektoratet. Det omfattende MUDP-projekt kombinerede forundersøgelser, laboratorietest, fuldskala-test og beregninger af både miljøfaktorer (LCA) og økonomi (LCC).

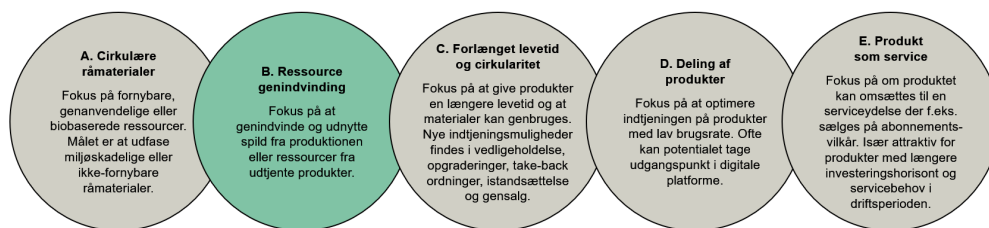
Analysen undersøgte muligheden for at holde brugte slidlag og brugte bærelag adskilt med henblik på at øge genanvendelsesandelen i de øvre lag af SMA og ABB. Analysen konkluderede, at dette var muligt, og at man ved genanvendelsesprocenter på 25-30 % i ABB og SMA kan opnå reduktioner i CO₂-udledninger på 14-22 % og økonomiske besparelser på ca. 50 kr./ton svarende til ca. 12 % af råvareprisen. Disse besparelser kan opnås uden at gå på kompromis med vejens øvrige egenskaber, herunder sikkerhed, støj og holdbarhed.

I denne analyse opstilles konkrete regneeksempler for det offentlige indkøb af asfalt baseret på data fra MUDP-projektet.

4.9.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser hvilke områder af den cirkulære økonomi, der er inkluderet i analysen af asfalt.

⁴⁷ <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/10/978-87-93710-95-5.pdf>



FIGUR 26. Området B er inkluderet i analysen af asfalt.

A. Cirkulære materialer

Muligheder inden for dette forretningsområde er fornybare alternativer til klippeskærver og bitumen (olie-baseret), der begge er ikke-fornybare ressourcer. Der vurderes ikke at eksistere realistiske skalerbare alternativer i markedet endnu, men et skridt i den rigtige retning kunne være det rapsoliebaserede bindemiddel Ecobit⁴⁸, der dog ikke anvendes i selve produktionen af vejbelægningen som beskrevet ovenfor, men derimod i forbindelse med en overfladebehandling af veje. I denne proces spredes bindemidlet ud over den slidte vej, hvorefter der nedlægges skærver i det varme bindemiddel. Leverandører har erstattet terpentinen i bindemidlet med rapsolie.

En anden interessant udvikling i disse år for asfaltveje er eksperimenter med asfaltbelægninger, der giver reduktion af køretøjers brændstofforbrug på op til 5 %⁴⁹. Denne mulighed indgår ikke i vores analyse.

Et tredje interessant udviklingsområde er såkaldt lavtemperaturasfalt (LTA), hvor bitumen injiceres med små mængder vand inden blandingen, hvilket får den til at skumme op og blive mere viskøs og hele blandingen bliver lettere at bearbejde, hvorved udlægningstemperaturen kan sænkes med sænkes med op til 30 °C⁵⁰. Denne mulighed indgår heller ikke i vores analyse.

B. Ressource-genindvinding

Det vurderes, at de mest relevante muligheder ligger under dette forretningsområde, som MUDP-projektet har belyst. Øget anvendelse af den affræsede asfalt giver god mening både økonomisk og miljømæssigt set. Den affræsede asfalt er et blandingsprodukt, der ellers udelukkende kan anvendes som fyldstof i lavere liggende lag af lavere kvalitet eller sendes til deponi. Der ligger store mængder opfræset asfalt hos de danske asfaltproducenter, der potentielt kunne genanvendes. Denne del af den cirkulære økonomi medtages i analysen.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Asfalt er som produkt allerede designet til levetidsforlængelse gennem vedligehold og reparationer. Ved istandsættelser af veje udskiftes kun de øverste slidlag af vejen.

Af nyere danske udviklingstiltag kan nævnes "Klimavejen"⁵¹, der er udviklet i Miljøstyrelsens projekt af samme navn af bl.a. Teknologisk Institut, Asfaltindustrien, NCC m.fl. Klimavejen er en permeabel asfaltbelægning med de primære formål at forbedre vandafledningen og støj-

⁴⁸ ncc.dk/medier/pressrelease/b4109b790c7fad65/

⁴⁹ <https://ing.dk/artikel/ny-asfalt-skal-spare-danske-bilejere-fem-pct-braendstof-212390>

⁵⁰ <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/10/978-87-93710-95-5.pdf>

⁵¹ <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/03/978-87-93614-93-2.pdf>

gener fra kørsel på vejen uden at gå på kompromis med levetiden. Klimavejen hjælper således med at løse nogle samfundsmæssige problemer, men vurderes ikke relevant at analysere i dette projekt.

D. Deling af produkter

En deleøkonomi inden for asfaltbranchen kunne bestå af udnyttelse og deling af genbrugsasfalten som ressource, som dog ikke analyseres her.

E. Produkt som service

Dette område vurderes ikke relevant for analysen.

4.9.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Anvendelsen af SMA og ABB er mest udbredt på motorveje og større omfartsveje med tung trafik. Derfor har projektet udvalgt udbygningen af den fynske motorvej E20, der blev udbudt i 2018 som beregningseksempel⁵². Der medtages desuden et estimat for det totale potentiale for genanvendelse af slidlag på landsplan.

Motorvejsudvidelsen består i udvidelse fra 4 til 6 spor over en 24 km strækning fra Odense V til Gribsvad. Udbuddet er lavet som totalentreprise og indbefatter dermed mange andre områder end selve lægningen af asfalten. Det vindende tilbud havde en samlet entreprisensum på ca. 319 mio DKK.

Der regnes på to scenarier for asfalletægning på den valgte strækning:

1. Traditionel udlægning uden genbrug i de to øverste asfaltlag (SMA og ABB)
2. Udlægning med genanvendelsesprocenter på 28,7% for SMA og 24,1% for ABB.

Se tabellen herefter.

TABEL 23. Beskrivelser af de to asfalttyper

Produkter	Beskrivelse
Uden genbrug	Denne løsning beskriver udlægning af SMA- og ABB-lagene af asfalten for motorvejsstrækningen ved Odense uden anvendelse af genbrugsasfalt i disse to lag.
Med genbrug	Denne løsning beskriver udlægning af asfaltlag af SMA og ABB jf. MUDP-projektets formulering, hvor der til henholdsvis SMA- og ABB-lagene er tilføjet 28,7% genbrugt SMA og 24,1% genbrugt ABB. Det genbrugte materiale erstatter både klippegranit, grusgravsmateriale, bitumen og kalk. Den i MUDP-projektet beregnede procentvise besparelse i kroner og i udledninger er her kalkuleret for motorvejsstrækningen ved Odense.

4.9.4 Beregningsforudsætninger

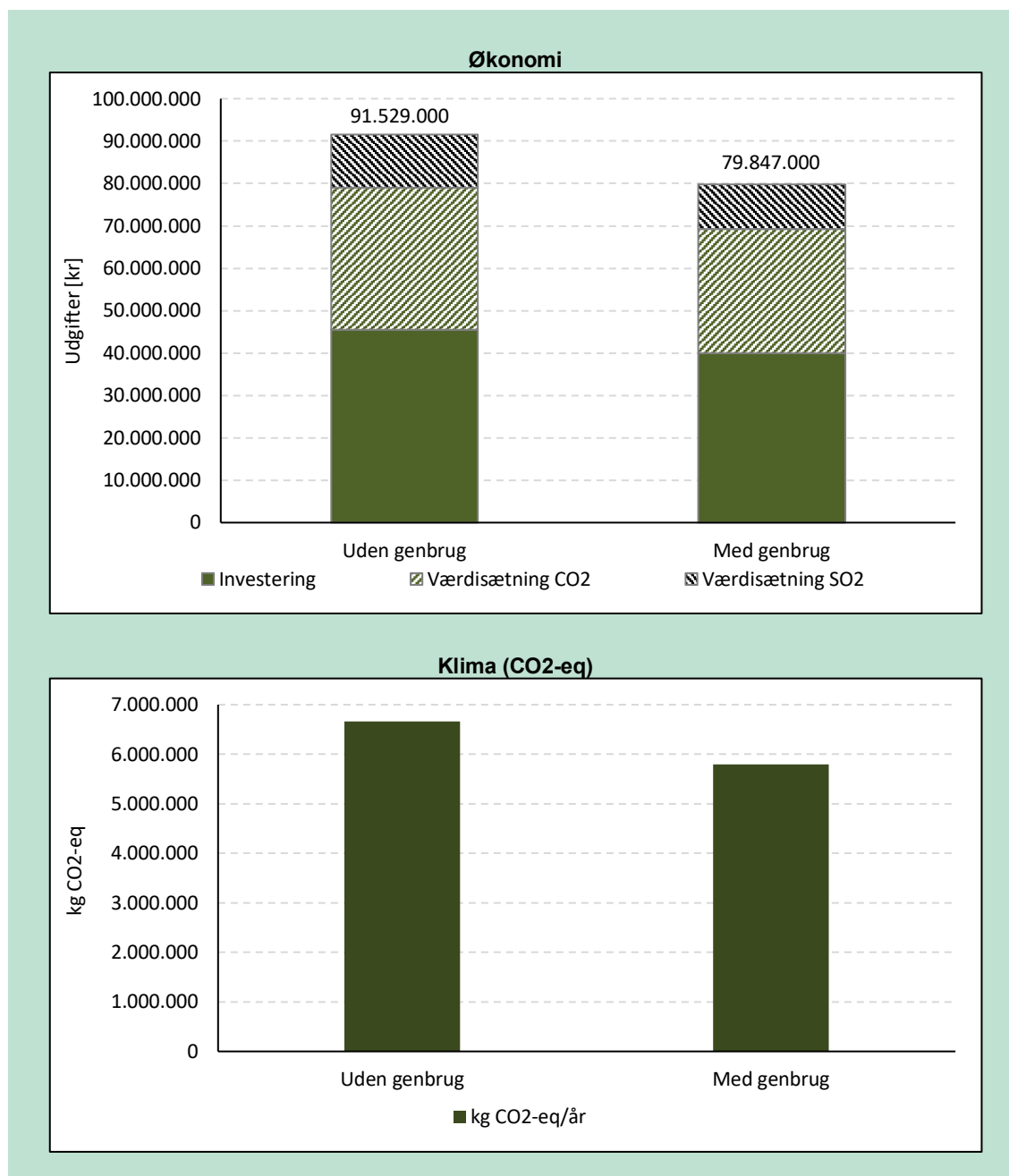
Der regnes udelukkende på materialepriser på asfalt leveret færdigblandet. De kalkulerede besparelser i økonomi og udledning af klimagasser som følge af tilsætningen af genbrugsasfalt er overført fra MUDP-projektets LCA og LCC-beregninger. Se tabellen herefter.

⁵² <https://www.vejdirektoratet.dk/projekt/udbygning-af-fynske-motorvej>

TABEL 24. Data for de to asfalttyper for motorvejsstrækningen ved Odense

	Uden genbrug	Med genbrug
Indkøbspris SMA [DKK/ton]	483	425
Indkøbspris ABB [DKK/ton]	367	323
Udlægningsareal for SMA [m ²]	426.284	426.284
Udlægningsareal for ABB [m ²]	434.019	434.019
Lagtykkelse SMA [kg/m ³]	70	70
Lagtykkelse ABB [kg/m ³]	195	195
Masse SMA [ton]	29.854	29.854
Masse ABB [ton]	84.634	84.634
Forventet levetid [år]	15	15

4.9.5 Resultater



FIGUR 27. Økonomi og udledning af klimagasser for asfalt pr. år ved udbygning af 24 km motorvej fra 4 til 6 spor.

4.9.6 Konklusion

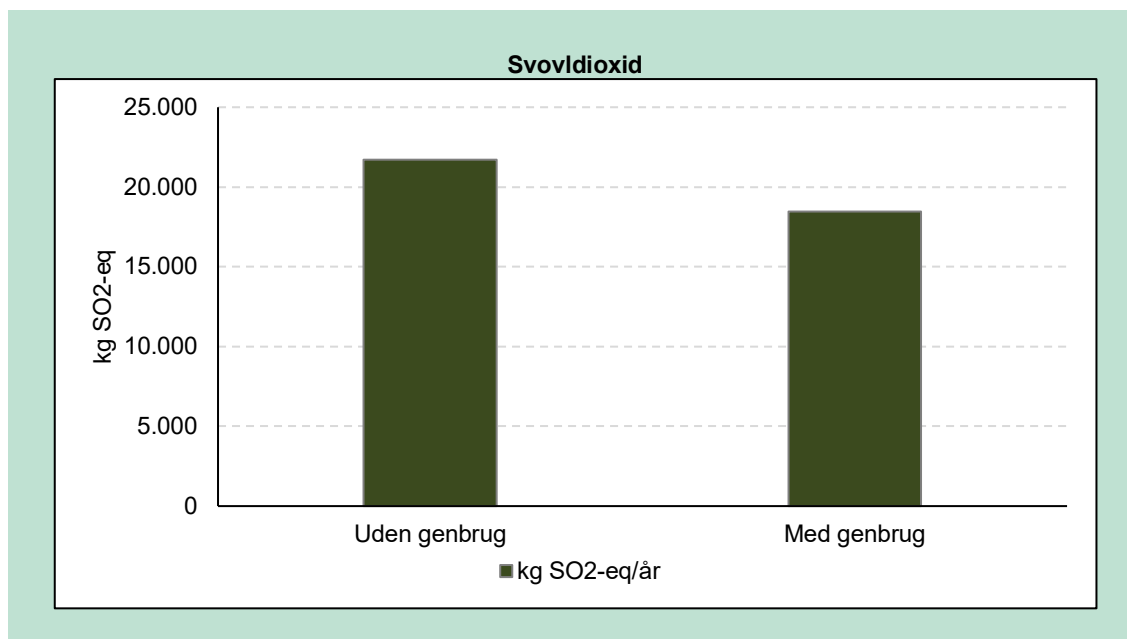
Genanvendelse af asfalt i de øvre lag SMA og ABB på de valgte 24 km udbygning af motorvejen ved Odense har en potentiel besparelse på mere end 10 % af udgiften på ca. 90 mio. Dertil kommer en besparelse på ca. 800 ton CO₂.

4.9.7 Diskussion og usikkerheder

Usikkerhed og forbehold i forbindelse med beregningen diskuteres i det følgende afsnit.

4.9.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 28 viser udledningen af svovldioxid for de 2 løsninger for asfalt. Projektet har ikke haft adgang til data for udledninger af partikler for dette produkt.



FIGUR 28. Udledning af svovldioxid for asfalt pr. år ved udbygning af 24 km motorvej fra 4 til 6 spor

Graferne for svovldioxid afviger ikke væsentligt fra CO₂-udledningen, og vi vurderer derfor, at CO₂-udledningen for asfalt er en tilstrækkelig indikator for produktets miljøvenlighed.

4.9.9 Anvendelse af genbrugsasfalt på landsplan

Projektet har diskuteret potentialet for øget genanvendelse med flere af de involverede i MUDP-projektet om genbrug af asfalt, herunder Teknologisk Institut, Vejdirektoratet og Asfaltindustrien. Generelt kommenteres der, at rapporten og dens resultater er valide, at de potentielle besparelser inden for økonomi vil motivere branchen til investere i området, og at genanvendelsesprocenterne i slidlagene derved vil stige i de kommende år. Dog nævnes en række vigtige forbehold. Det vigtigste forbehold omhandler tilgængeligheden af materialer i den rigtige kvalitet, den rigtige mængde, på den geografiske lokation og på det rigtige tidspunkt. Der er store mængder opfræset asfalt tilgængelig i Danmark (1.165 mio. tons i 2017⁵³), men en stor del af denne fraktion er ikke opdelt i slidlag og bærelag og kan derfor ikke anvendes i slidlaget. Der skal altså ske en ændring i den måde, asfalten fræses op og opbevares på. Der er dog optimisme i branchen omkring, at dette vil ske i løbet af få år, da det økonomiske incitament er stort for producenterne.

Det valgte eksempel for motorvejsudvidelsen ved Odense giver indblik i potentialet for et konkret projekt. Omregner man dette til potentiale til hele asfaltbranchen i Danmark tegner der sig et billede af et stort økonomisk og miljømæssigt potentiale, men resultaterne bliver samtidigt mere usikre, da LCA- og LCC-analyserne i MUDP-projektet er gennemført under en række specifikke antagelser, herunder den ovennævnte geografiske tilgængelighed af genbrugsasfalt i den rette kvalitet.

⁵³ Perspektiver for asfaltbranchen, Uno Helk Asfaltindustrien

I forbindelse med præsentationen af MUDP-projektet i januar 2019 estimerede Asfaltindustrien potentialet for genanvendelse af asfalt i slidlagene på landsplan. Her blev det præsenteret, at der anvendes ca. 2.000.000 tons SMA og ca. 275.000 tons ABB om året i Danmark. Hvis man antager, at der kan fremskaffes genbrugsasfalt i den rigtige kvalitet, mængde og inden for en acceptabel transportafstand, når man frem til et besparelspotentiale på ca. 129 mio. kr. og godt 20.000 tons CO₂.

I tabellen herefter ses estimater af besparelserne ved anvendelse af genanvendt asfalt i slidlaget på landsplan.

TABEL 25. Oversigt over besparelspotentialer ved anvendelse af genbrug i SMA og ABB på landsplan i Danmark.

Besparelser på landsplan	SMA	ABB	Total
Årlig masse [ton]	2.018.520	275.183	-
Årlig økonomisk besparelspotentiale [DKK]	117.074.160	12.108.052	129.182.212
Årligt besparelspotentiale GWP [kg CO ₂ eq]	18.774.255	1.897.222	20.671.478

Der er tale om et estimat, hvor en række faktorer (som både trækker resultatet op og ned) ikke er inkluderet. Herunder skal følgende nævnes:

- Der anvendes allerede op mod 10 % genanvendt asfalt i slidlaget (2017), hvilket ikke er trukket fra tallene
- Transport af genbrugsasfalten er medregnet som en del af belastningen ved at genanvende, men ikke i det nuværende scenarie, hvor asfalten også skal transporteres (dette ville øge besparelse i CO₂-udledningen fra 14,2 % til 17,4 %).
- Investeringer i asfaltbranchen er ikke medregnet. En leverandør oplyser fx at have investeret ca. 30 mio. kr. over de seneste 5 år i genanvendelse af asfalt.
- Asfalten er antaget tilgængelig i den rette mængde, kvalitet og geografiske lokation.

4.10 Krus

Engangsservice anvendes mange steder herunder i de offentlige institutioner. Der anvendes blandt andet engangskrus, som typisk fremstilles i plast eller pap kombineret med en indvendig liner af plast.

Inden for engangskrus er EPS (ekspanderet polystyren) er et hyppigt anvendt materiale. Det opskummede plastmateriale har gode isolerende egenskaber, hvilket både beskytter krusets varme indhold og brugerens hænder. Polystyren har dog den ulempe, at håndtering af styren, som EPS er fremstillet af, har vist sig at være kræftfremkaldende⁵⁴. Denne håndtering af styren foregår under fremstillingen af EPS og ikke i forbindelse med anvendelse af kruset. Dertil kommer EU's kommende direktiv om engangsplast⁵⁵, der træder i kraft i 2021, som forbyder anvendelsen af plast til engangskrus og specifikt nævner EPS som et materiale, der ikke længere må anvendes til dette formål.

4.10.1 Produktvalg

Ovenstående faktorer har gjort det afgørende at finde alternativer til EPS-krusene og samtidig at vurdere økonomien og miljøvenligheden af forskellige alternative løsninger.

Projektgruppen har samarbejdet med Susanne Backer, der er projektleder inden for cirkulær økonomi ved Aarhus Universitets Hospital (AUH). AUH søger en erstatning for EPS-krusene i

⁵⁴ <https://www.accessscience.com/content/toxicological-and-environmental-effects-of-polystyrene/BR0807141>

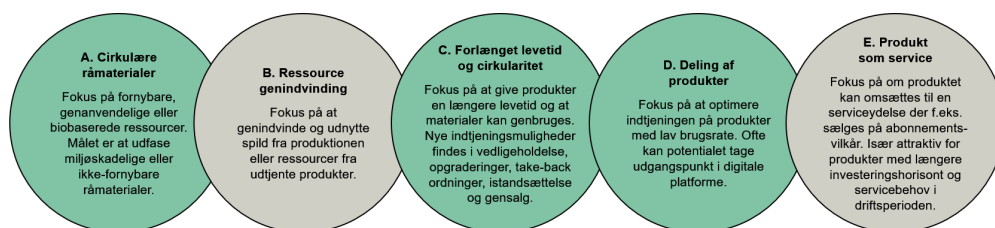
⁵⁵ https://ec.europa.eu/commission/news/single-use-plastics-2018-may-28_en

kommende udbud, og mens både éngangs- og flergangskrus har været under overvejelse, er der primært fokus på en éngangsløsning i første omgang pga. hospitalets layout og tilgængeligheden af opvaskemaskiner i forbindelse med mindre køkkener og kaffemaskiner.

Projektgruppen ønsker dog at inkludere flere forskellige løsninger, heriblandt både engangs- og flergangsløsninger. Med flergangsløsninger menes krus, der kan anvendes flere gange som fx porcelænskrus.

4.10.2 Cirkulær økonomi

Illustrationen viser hvilke områder, der indgår i analysen af krus.



FIGUR 29. Områderne A, C og D indgår i analysen af krus.

A. Cirkulære materialer

Generelt for materialer skal det nævnes, at der i Svanemærkets krav til kopper er forbud mod bl.a. fluorstoffer, ftalater og bisphenol A. Disse krav tager hensyn til både miljø og sundhed og sikrer, at de materialer, der recirkuleres, er fri for de nævnte stoffer.

Pap

Der findes en række fornybare materialer, som anvendes til engangskrus. Blandt de mest udbredte er pap, som dog altid kombineres med en indvendig liner af plast for at sikre vandtæthed. Papmaterialet kan indeholde forskellige bæredygtige elementer. Der findes produkter af genbrugspap og andre produkter baseret på FSC-mærket pap. Pappet i sig selv er et miljøvenligt og fornybart materiale, men kombinationen med plastlineren giver et problem ift. genanvendelse. Plastlineren i papkrusene laves for det meste i polyethylen (PE), men der findes også eksempler i biobaseret plast som fx PLA (Polylactic Acid), som er fremstillet på basis af majs eller sukkerrør. PLA er i teorien nedbrydeligt, men materialet kan kun nedbrydes under særlige komposteringsforhold i et industrielt komposteringsanlæg, hvor materialet nedbrydes under høj temperatur, afmålte ilt-, fugt- og lysforhold og en stor koncentration af mikroorganismer.

Anvendelsen af plastlineren i papkrusene (oliebaseret eller biobaseret plast) resulterer i, at papkrusene ikke kan indgå i genanvendelsessystemet for pap i Danmark. I udlandet (fx England) findes der industrielle anlæg, hvor de brugte krus af pap kombineret med PE opløses i varmt vand, hvorefter plasten kan skummes fra. Dette muliggør genanvendelse af både pap og plastmateriale.

Pap klassificeres som cirkulært materiale, da det både er fornybart og har en veludviklet infrastruktur for genanvendelse. Pap kan dog ikke betegnes som værende cirkulært i denne applikation, hvor den primære materialeegenskab (vandtæthed) ikke er tilstrækkelig, hvilket resulterer i en hybridkonstruktion med pap og plast, der forhindrer genanvendelse. Papmaterialet er dog stadig fornybart i modsætning til det oliebaseerede EPS og derfor inkluderes det i denne analyse.

Bionedbrydelig plast

Der eksisterer en del forvirring om begreberne *biobaseret* og *biologisk nedbrydeligt* plast.

Bionedbrydelig plast kan fremstilles af både biobaseret plast og oliebaseret plast. Bionedbrydeligt plast har en kort holdbarhed, hvilket ikke nødvendigvis udgør et problem i forbindelse med anvendelse til engangskrus, dog kan visse typer ikke anvendes til varme drikke. Den bionedbrydelige plast egner sig ikke til genanvendelse, hvilket kunne være relevant ved krus fremstillet udelukkende af plast. Bionedbrydeligt plast er skabt til at blive nedbrudt, og hvis man blander den med traditionel plast (designet til ikke at blive nedbrudt) med henblik på genanvendelse, ødelægges genanvendelsesmulighederne for den samlede fraktion.

Der findes i Danmark ikke en ressourcekæde for bionedbrydeligt plast, så den mest miljøvenlige løsning ville formentligt være at brænde plasten. Af ovenstående grunde er bionedbrydeligt plast ikke medtaget i analysen.

Biobaseret plast

Denne betegnelse dækker over forskellige plasttyper, hvor grundbestanddelen er lavet af plantemateriale i stedet for råolie. Biobaserede plasttyper er direkte sammenlignelige med de traditionelle oliebaseerede plasttyper i forhold til funktion, holdbarhed og manglende nedbrydelighed. Hvis man ser på hele plastens livscyklus, kan de biobaserede plaster have et lavere CO₂-aftryk. Planterne optager CO₂ fra atmosfæren og frigiver den igen, når bioplasten brændes. Dog vil der oftest være en del udledninger i forbindelse med forarbejdning og transport af plasten, så selvom bioplasten har en lavere udledning end tilsvarende oliebaseerede plasttyper, så er den altså ikke helt CO₂-neutral.

En anden vigtig problemstilling i forbindelse med biobaseret plast er oprindelsen af planterne, og hvorvidt den jord de dyrkes på kunne have været anvendt til fødevarerproduktion eller naturområder med vigtig biodiversitet. Der skelnes mellem plast fra primærproduktion (hvor planten dyrkes med det formål at lave plast) og sekundærproduktion (hvor man anvender restprodukter fra fx fødevarerproduktion til plastråvarer). Det er vigtigt at medtage denne faktor i valget af biobaseret plast.

Bambus

Bambus er en græstype, der udmærker sig ved at være hurtigt fornybar, da den vokser hurtigt. Plantens form er som et gigantisk græsstrå og stråene anvendes blandt andet inden for byggeri. Den anvendelse af bambus vi oftest ser på disse breddegrader, er bambusfibre blandet med et bindemiddel (som fx bambuskrus) eller bambusfiner (fx møbler og skærebretter).

Ved anvendelse af bambuskrus er det vigtigt at være opmærksom på bindemidlet. Tysk forskning har tidligere påvist en sundhedsrisiko ved bambuskrus produceret med melamin⁵⁶. Det har ikke været muligt at finde produkter i bambus, der opfylder anvendelsen i tilstrækkelig grad.

B. Ressource-genindvinding

Projektet har søgt efter krus af husholdningsplast eller anden genbrugsplast. Disse kunne ikke findes på markedet, og det vurderes at ville være vanskeligt at få produkterne fødevarer godkendt.

C. Forlænget levetid og cirkularitet

Der udbydes i dag løsninger, hvor producenter sælger flergangskrus i stærk plast som polycarbonat, polypropylen eller copolyester og samtidigt tilbyder tilbagesending, omsmelting og genanvendelse til nye krus⁵⁷. Dette er en interessant udnyttelse af plastmaterialet, hvor der i

⁵⁶ <https://labdoor.com/article/melamine-an-in-depth-look-at-the-toxic-chemical-in-our-kitchen>

⁵⁷ <https://www.glassforever.dk/shop/genbrugssystem-57c1.html>

stedet for at designe krus til at være så lette og billige som muligt, fokuseres på robusthed, slagstyrke og holdbarhed i forhold til opvask, samtidig med at der vælges termoplastiske materialer, som er lette at omsmelte til nye produkter i lukkede kredsløb, hvor plasten holdes som en ren og værdifuld fraktion. Denne løsning er medtaget i analysen.

D. Deling af produkter

Flergangskrus er et grundlæggende eksempel på deleøkonomi. I stedet for at alle skal have et nyt engangskrus, deles man om en langt mindre pulje af flergangskrus. Denne løsning er inkluderet i analysen.

E. Produkt som service

Projektgruppen kunne sagtens forestille os en service, der gik på at levere og rengøre flergangskrus til et hospital i stil med adskillige danske vaskeriers forsyning og vask af arbejdstøj til det offentlige. Vi er dog ikke stødt på denne løsning i markedet, og den medtages derfor ikke i analysen.

4.10.3 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Vi har udvalgt 4 krus og tilhørende forretningsmodeller til sammenligning, se tabellen herunder.

TABEL 26. Beskrivelser af de valgte krus

Produkt	Beskrivelse
1. EPS-engangskrus	EPS-kruset leveres stablede i kasser med 1250 stk. i hver. I analysen er medregnet transport fra varemottagelse til udskækningspunkt, transport af affald til logistikafdelingen, transport til forbrændingsanlæg og betaling af affaldsavgift. Tests på hospitalet har vist, at krusene fylder ca. 3,5 gange så meget, når de smides i affald ustablet. Transport af denne ekstra volumen er medregnet.
2. Pap-engangskrus	Papkrusene leveres stablede i kasser med 1000 stk. Beregning af transport er som ved EPS-krus. Papkrusene er dyrere end EPS, men kræver ingen forandringer på hospitalet fra den nuværende situation.
3. Porcelæn-flergangskrus	Porcelænskrusene leveres i kasser med 6 stk., men den årlige mængde er væsentligt lavere end ved engangsløsningerne så logistik spiller en mindre rolle. Krusene skal vaskes op, hvilket er indregnet. Levetiden er sat til 10 år med et årligt spild på 5%. Efter endt brug skal krusene bortskaffes på genbrugsstation. Dette er ikke medregnet, da det vurderes at være af begrænset betydning.
4. Plastik-flergangskrus	Plastik-krusene er valgt i ikke-gennemsigtig polypropylen, der er fri for BPA, velegnet til varme drikke og som kan vaskes ca. 1500 gange, hvorefter leverandøren tager dem retur uden beregning og genanvender materialet til nye krus. Også her er den årlige mængde langt lavere end ved engangsløsningerne så logistik spiller en mindre rolle. Krusene skal vaskes op, hvilket er indregnet. Levetiden er sat til 4 år med et årligt spild på 2,5%. Opvask er medregnet.

4.10.4 Beregningsforudsætninger

Analysen tager udgangspunkt i AUH's nuværende forbrug af engangskrus. Der forbruges årligt ca. 2,85 millioner engangskrus på hospitalet fordelt på patienter og personale. Dette tal

dækker dog ikke det totale forbrug, da der også findes en del porcelænskrus og opvaske-maskiner og en mindre del af personalet, der anvender medbragte termokopper. Der tages i analysen udgangspunkt i de 2,85 millioner krus for at gøre produkterne sammenlignelige, hvilket vil sige, at der regnes med, at denne mængde flergangskrus skal vaskes årligt.

Den økonomiske analyse inkluderer transport fra varemodtagelse til de respektive kafferum og kantiner fordelt ud over hospitalet og transport af affald tilbage til logistikcentret og til forbrændingsanlægget i Lisbjerg for engangskrusenes vedkommende.

For flergangsløsningerne har opvasken af krusene været i fokus. Køkkenområderne på AUH er pladmæssigt set ikke designet til at håndtere store mængder opvask, men ikke desto mindre findes der mange mindre vaskemaskiner (primært husholdningsmaskiner) fordelt ud over hospitalet.

AUH's Forsyning og Service afdeling har været behjælpelige med at vurdere opvaskebehovet som et årligt timeforbrug. Det blev estimeret at opvask af de 2,85 millioner flergangskrus ville kræve lidt over 6 fuldtids årsværk svarende til en udgift på 2,18 millioner. Forudsætningerne for beregningerne er inkluderet i bilag 3. Det skal dog nævnes, at beregningen forudsætter anvendelse af industrivaskemaskiner, der kræver udsugning. AUH har en række af disse maskiner i dag, men ikke i alle afdelinger. Denne investering er ikke medtaget i analysen.

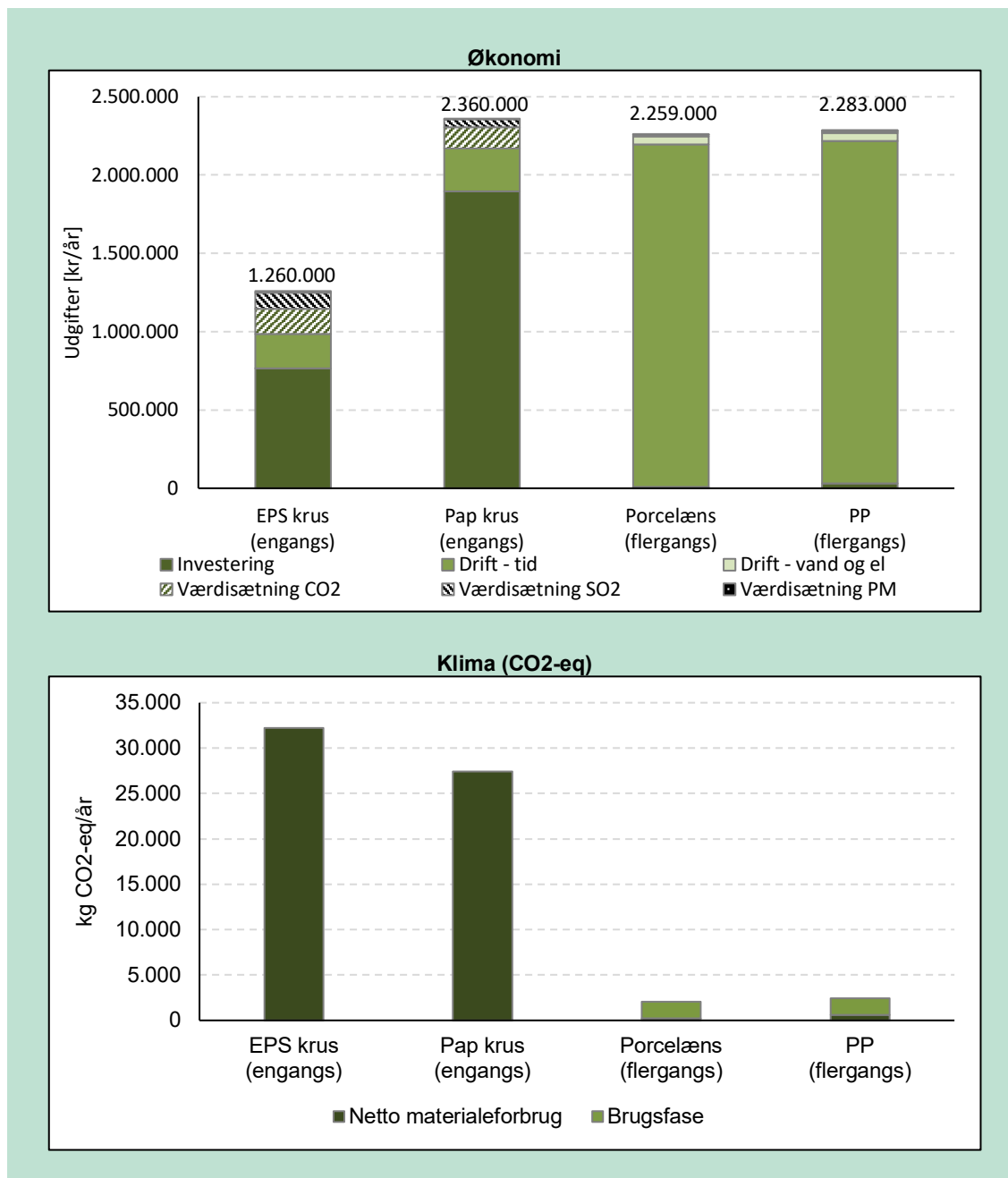
Den miljømæssige analyse inkluderer produktionen af krusene og opvask af flergangsløsningerne.

Nøgletal for de fire løsninger kan ses i tabel 27.

TABEL 27. Nøgletal for krus.

	EPS-engangskrus	Pap-engangskrus	Porcelæn-flergangskrus	Polypropylen-flergangskrus
Gennemsnitligt forbrug pr. år over levetiden [stk.]	2.852.343	2.852.343	1.172	2.149
Pris pr. stk. [DKK]	0,27	0,66	8,95	13,99
Volumen [ml]	240	250	260	270
Levetid	1 dag	1 dag	10 år	4 år

4.10.5 Resultater



FIGUR 30. Økonomi og udledning af klimagasser pr. år ved anskaffelse af krus til 7.815 drikkebegivenheder pr. dag (opvask inkluderet for flergangskrus).

4.10.6 Konklusion

Den klart billigste løsning er AUH's nuværende løsning med EPS krus. Da denne løsning efter implementeringen af EU's direktiv for engangsplast i 2021 ikke længere er tilladt, vælger vi at fokusere på de øvrige løsninger.

Den billigste af de tre andre løsninger er porcelænskrus, men løsning 2, 3 og 4 ligger så tæt, at det må siges at være inden for usikkerheden i beregningen. I forhold til klimabelastningen ser billedet noget anderledes ud. De to flergangsløsninger har et markant lavere CO₂-aftryk end engangsløsningerne.

4.10.7 Diskussion og usikkerheder

På økonomisiden ses det tydeligt, at omkostningerne for engangsløsningerne primært udgøres af investeringer og i lidt mindre grad af driften og prisfastsættelsen af eksternaliteter, mens omkostningerne for flergangsløsningerne næsten udelukkende består af driftsomkostninger nærmere bestemt lønudgifter forbundet med opvask.

Det skal nævnes, at priserne for de to engangsløsninger EPS og pap er steget kraftigt ved overgangen til 2020-priser, hvor regeringen indførte en tredobling af afgiftssatserne på engangsemballage⁵⁸. Den årlige pris for fx papkrus er steget fra ca. 940.000 kr. til 1.895.000 kr. som følge af afgiftsændringen. I denne analyse er der regnet med 2020-priser.

Beregningen for krus er behæftet med forholdsvis stor usikkerhed og følsomhed. Specielt udgiften til opvask er vigtig. Justeringer i antallet af medarbejdertimer til at transportere krus samt tømme og fylde opvaskemaskinerne, kan let rykke på resultatet. Af denne grund har vi taget udgangspunkt i AUH's egen vurdering af behovet, der er vedlagt som bilag 3.

For at illustrere beregningens følsomhed overfor ændringer i antallet af opvaske har vi gennemført en følsomhedsberegning, hvor antallet er reduceret. Den i rapporten repræsenterede beregning tager udgangspunkt i, at alle krus vaskes op efter hver drikkebegivenhed. Krusene anvendes dog både af hospitalets personale, patienter og pårørende og AUH har oplyst, at personalet ofte genbruger et krus 3 gange inden det vaskes op. Derfor har vi reduceret antallet af opvaske for den andel af krusene, der benyttes af personalet til 33%. Resultatet for denne beregning kan ses i bilag 4. Klimamæssigt set har ændringen næsten ingen betydning. Men økonomisk set reduceres de årlige omkostninger med ca. 1 mio for både løsning 3 og 4. Dette bringer dem ned på niveau med EPS-løsningen. For eventuelle fremtidige lignende beregninger for andre applikationer end AUH, skal det understreges, at fokus på udgiften til opvask er af afgørende betydning for økonomien.

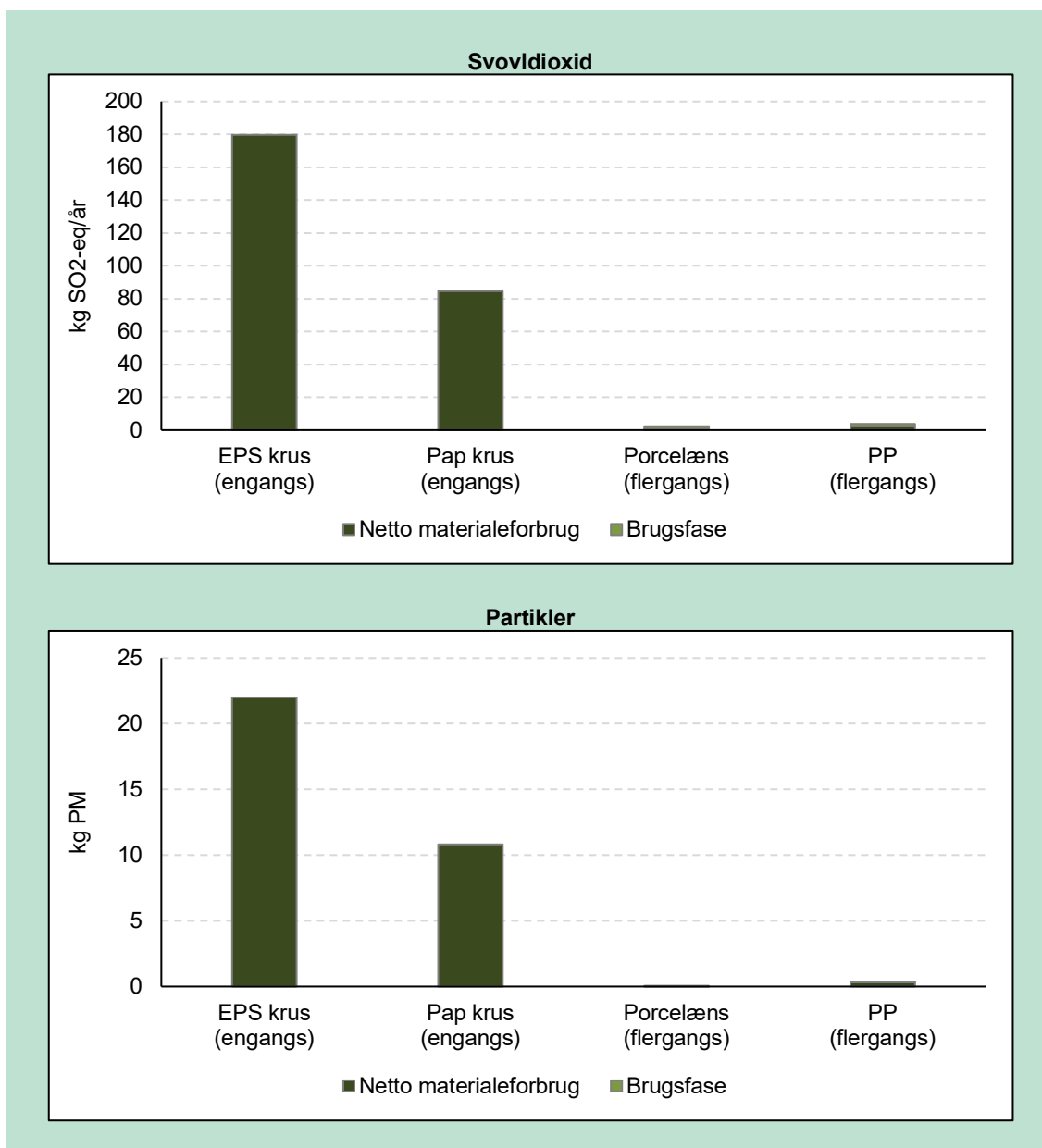
Grafen for klimabelastning viser med stor tydelighed forskellen på engangsløsninger og flergangsløsninger. Det klimamæssige aftryk ved produktion af et porcelænskrus er 20 gange højere end ved et papkrus. Den afgørende forskel ligger dog i, at der skal bruges ca. 2400 gange så mange papkrus som porcelænskrus om året for at dække behovet på AUH.

Klimarelaterede diskussioner handler ofte om det ene materiale frem for det andet, hvor dette eksempel tydeligt viser, at man også bør tænke i *engangs-* eller *flergangsanvendelse*. I både løsning 1 og 4 anvendes en form for plast som materiale, men applikationen af plast er vidt forskellig. Polypropylenkrusene i løsning 4 vurderes at være en virkelig god anvendelse af plastmaterialet. Løsningen er konkurrencedygtig med papkrus og har et markant lavere CO₂-aftryk.

⁵⁸ <https://www.regeringen.dk/media/7705/aftale-om-finansloven-for-2020.pdf>

4.10.8 Øvrige miljøindikatorer

Figur 31 viser udledningen af svovldioxid og partikler for de 4 løsninger for krus.



FIGUR 31. Udledning af svovldioxid og partikler for krus.

Graferne for SO₂ og partikler følger næsten grafen for CO₂. Den miljømæssige gevinst ved at anvende papkrus fremfor EPS træder lidt tydeligere frem, men flergangsløsningerne er stadig markant bedre. Vi vurderer, at CO₂-udledningen er en retvisende indikator for miljøvenligheden af produkterne.

Bilag 1. Baggrund for energiberegninger og andet forbrug i brugsfasen

For de fleste af de produktgrupper der indgår i analyserne, er der enten et direkte eller indirekte energiforbrug i brugsfasen. Det er kun for asfalt og for engangskrus at produkterne ikke bruger energi i brugsfasen.

Ud over energi anvendes der også vand for flere af produktgrupperne. Nedenfor gennemgås det hvorledes energiforbruget samt vandforbruget i brugsfasen beregnes for de forskellige produkter.

Bilag 1.1 Belysning

Det årlige energiforbrug for de forskellige typer belysning af baseret på pæernes/armaturernes watt-forbrug samt brugstid. For at sikre at pæerne er sammenlignelige, anvendes den samme lysstrøm (3000 lumen) på tværs af produkterne i beregningerne. For de enkelte beregnes først deres effektivitet (lumen/watt), hvor følgende formel benyttes:

$$Watt = \frac{3000 \text{ lumen}}{\text{lumen/watt}}$$

For at finde produkternes lumen/watt er der anvendt data fra leverandørens hjemmesider samt ved dialog med leverandørerne. I det første alternativ "2. Retrofit med LED-lysrør" der kan det dog være svært at vurdere den korrekte lumen/watt, da tabet af lysstrøm ikke kendes. Hvis man udelukkende anvender lysrørets data, så vil lysstrømmen ud af armaturet være væsentlig mindre, da armaturets opbygning som fx diffusere vil reducere lysstrømmen. Derfor anvendes et fast standardtal for lumen/watt for dette alternativ⁵⁹. De anvendte lumen/watt for de forskellige alternativer er:

- Retrofit med LED-board – 130 lumen/watt
- Retrofit med LED-lysrør – 105 lumen/watt
- Nyt billigt LED-armatur – 105 lumen/watt
- Nyt kvalitets LED-armatur – 110 lumen/watt

Når watt-tallet kendes beregnes det årlige energiforbrug ud fra følgende formel:

$$kWh/\text{år} = \frac{Watt \times 2200 \text{ timer}/\text{år}}{1000 \text{ watt/kilowatt}}$$

⁵⁹ https://www.byggeriogenergi.dk/media/1990/led_ok.pdf

Bilag 1.2 Vaskemaskiner

Ifølge revisionsstudiet⁶⁰, for vaskemaskiner med hensyn til nye ecodesign og energimærkningskrav, er størstedelen af de vaskemaskiner der blev solgt i 2014 mærket bedre end A. Ifølge studiet var 31% af vaskemaskinerne A+ mærket, 21% A++ mærket og 43% A+++ mærket. Derfor formodes langt størstedelen af de vaskemaskiner, der er tilgængelige på markedet i dag, at være A+++ . Dette bekræftes også af en hurtig internetundersøgelse der viser, at udvalget er størst af de effektive maskiner. Dermed må det formodes, at de fleste vaskemaskiner der bliver tilbudt, har højeste energimærke. Dette betyder dog langt fra, at alle vaskemaskiner er lige effektive. Selvom markedet på det nuværende energimærke er nået til højeste effektivitet, så er der stadig stor forskel på hvor effektive vaskemaskiner er. Derfor giver det stadig mening at kigge på vaskemaskiner med lav effektivitet (traditionel) og med høj effektivitet, da energiforbruget vil være forskelligt.

Energiforbruget for vaskemaskiner er baseret på de energiberegninger for årligt energiforbrug der er gældende i den nuværende energimærkning for vaskemaskiner⁶¹. Det skal dog bemærkes, at der kommer en ny forordning fra d. 1. marts, 2021. Den nuværende metode til at beregne det årlige energiforbrug (AE_C) er indsat nedenfor:

$$AE_C = E_t \times 220 + \frac{(P_l \times T_l \times 220) + P_o \times [525600 - (T_t \times 220) - (T_l \times 220)]}{60 * 1000}$$

E_t = vægtet energiforbrug

P_o = vægtet effektforbrug i slukket tilstand

P_l = vægtet effektforbrug i left on – tilstand

T_t = vægtet programvarighed

T_l = varighed af left on – tilstand

220 = det samlede antal normale vaskecykluser pr. år

De forskellige værdier er tilgængelige fra datablade fra producenternes hjemmesider. Det skal dog bemærkes, at det antages, at vaskemaskiner hos det offentlige bliver brugt mere og derfor har 330 vaskecykluser på et år. Dermed bliver formlen:

$$AE_C = E_t \times 330 + \frac{(P_l \times T_l \times 330) + P_o \times [525600 - (T_t \times 330) - (T_l \times 330)]}{60 * 1000}$$

Ud over elektricitet bruger vaskemaskiner også vand i brugsfasen. I 2014 var det årlige vandforbrug for nye vaskemaskiner ca. 9900 liter. En hurtig internetundersøgelse viser også at de fleste vaskemaskiner med en kapacitet på 8 kg har et årligt vandforbrug på mellem 8000 liter og 12000 liter. Formlen til at beregne det årlige vandforbrug (AW_C) er baseret på den nuværende energimærkeforordning.

$$AW_C = W_t \times 220$$

W_t = vægtet vandforbrug

220 = det samlede antal normale vaskecykluser pr. år

⁶⁰ [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy\(6\).pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy(6).pdf)

⁶¹ Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

Formlen for vandforbruget justeres også i forhold til det øgede antal vaskecyklusser så formelen bliver:

$$AW_C = W_t \times 330$$

Bilag 1.3 Opvaskemaskiner

Ifølge revisionsstudiet⁶², for opvaskemaskiner med hensyn til nye ecodesign og energimærkningskrav, er størstedelen af de opvaskemaskiner, der blev solgt i 2013 mærket med A eller bedre. Ifølge studiet var 39% af vaskemaskinerne A+ mærket, 33% A++ mærket og 10% A+++ mærket. Derfor formodes langt størstedelen af de vaskemaskiner, der er tilgængelige på markedet i dag, at være enten A++ eller A+++ . Dette bekræftes også af en hurtig internetundersøgelse, der viser, at udvalget er størst af de effektive maskiner. Dermed må det formodes, at de fleste vaskemaskiner der bliver tilbudt til de offentlige indkøbere, har enten energiklasse A++ eller A+++ .

Energimærket er forbundet med det årlige energiforbrug. Det årlige energiforbrug er beregnet på baggrund beregningerne i den nuværende energimærkning for opvaskemaskiner⁶³. Det skal dog bemærkes, at der kommer en ny forordning fra d. 1. marts 2021. Den nuværende metode til at beregne det årlige energiforbrug (AE_C) er indsat nedenfor:

$$AE_C = E_t \times 280 + \frac{(P_l \times T_l \times 280) + P_o \times [525600 - (T_t \times 280) - (T_l \times 280)]}{60 * 1000}$$

E_t = energiforbruget for normalcyklussen

P_o = effekt i »slukket tilstand« for den normale opvaskecyklus

P_l = effekt i »left on – tilstand« for den normale opvaskecyklus

T_t = programvarighed for den normale opvaskecyklus,

T_l = målt varighed i »left on – tilstand«

280 = det samlede antal normale opvaskecyklusser pr. år

De forskellige værdier er tilgængelige fra datablade fra producenternes hjemmesider. Det skal dog bemærkes at det antages at opvaskemaskiner hos det offentlige bliver brugt mere og derfor har 420 vaskecyklusser på et år. Dermed bliver formelen:

$$AE_C = E_t \times 420 + \frac{(P_l \times T_l \times 420) + P_o \times [525600 - (T_t \times 420) - (T_l \times 420)]}{60 * 1000}$$

Ud over at opvaskemaskiner er blevet mere energieffektive, så er de også blevet større. Dette betyder, at de fleste opvaskemaskiner der i dag sælges enten har en kapacitet på 13 eller 14 kuverter. Til beregningerne i denne rapport er der valgt en kapacitet på 13 kuverter, da dette umiddelbart er den mest gængse størrelse på markedet nu.

⁶² https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf

⁶³ Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

Ud over elektricitet bruger vaskemaskiner også vand i brugsfasen. I 2014 var det årlige vandforbrug for nye vaskemaskiner ca. 3500 liter⁶⁴. En hurtig internetundersøgelse viser også at de fleste vaskemaskiner med en kapacitet på 13 kuverter har et årligt vandforbrug på mellem 2300 liter og 3000 liter. Formlen til at beregne det årlige vandforbrug (AW_C) er baseret på den nuværende energimærkeforordning.

$$AW_C = W_t \times 280$$

$W_t =$ vægtet vandforbrug

220 = det samlede antal normale vaskecyklusser pr. år

Formlen for vandforbruget justeres også i forhold til det øgede antal vaskecyklusser så formelen bliver:

$$AW_C = W_t \times 420$$

Bilag 1.4 Computere

Det årlige energiforbrug for de forskellige computere er baseret på deres strømforbrug i tre forskellige tilstande samt tiden i hver tilstand. De tilstande der er inkluderet i analysen og tiden i hver tilstand er:

- Tid slukket tilstand (off) – 60% af tiden
- Tid slumre-tilstand (SB (standby)) – 10% af tiden
- Tid tændt tilstand (on) – 30% af tiden

Watt-forbruget i hver tilstand er baseret på data fra Energy Star-databasen⁶⁵, hvor effektforbruget i hver tilstand er opgivet. Dog findes der ikke en alment anerkendt målestandard for forbruget i aktiv tilstand, hvilket betyder at effektforbruget i aktiv tilstand er opgivet på baggrund af "short idle" i Energy Star, da det er dette tal der kommer tættest på effektforbruget i aktiv tilstand. Short idle er beskrevet i Energy Star som:

- "Short Idle: The mode where the Computer has reached an Idle condition (i.e., 5 minutes after OS boot or after completing an active workload or after resuming from Sleep Mode), the screen is on, and Long Idle power management features have not engaged (e.g. HDD is spinning and the Computer is prevented from entering sleep mode). PSHORT_IDLE represents the average power measured when in the Short Idle Mode."

På baggrund af tiden i de forskellige tilstande og effektforbruget i tilstandene beregnes det årlige energiforbrug ved hjælp af følgende formel:

$$\frac{kWh}{\text{år}} = 8760 \text{ timer/år} \times \frac{Off (W) \times Tid \text{ off} (\%) + SB (W) \times Tid SB(\%) + On (W) \times Tid \text{ on}(\%)}{1000 W/kW}$$

Bilag 1.5 Transport

Hvor mange kilometer en mini eller mellemklasses størrelse bil kører på en liter benzin eller kWh kan være svært at få et realistisk bud på, da brændstofsøkonomien dels er forbundet med føreren af bilen, men også i høj grad af temperatur, rute, køkørsel osv. Det er almindelig

⁶⁴ Baseret på et vandforbrug pr kuvert på 0,959 liter pr vask (for en opvaskemaskine med 12 kuverter).

Dette tal er blevet omregnet til en opvaskemaskine med 13 kuverter. Vandforbruget pr kuvert er baseret på: https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf

⁶⁵ <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-computers/>

kendt, at den brændstoføkonomi, der bliver reklameret for hos forhandlerne, ofte overestimerer hvor effektive bilerne er. I den erkendelse er der blevet udviklet en ny standard til at opgøre hvor brændstoføkonomiske biler er. Tidligere benyttede man NEDC-standard, som stadig er synlig på mange handelsplatforme. Derfor kan det være svært at få et overblik. I dag benytter man WLTP-standard⁶⁶ til at opgøre brændstofsøkonomien for biler. Dette har generelt betydet at biler bliver opgjort til at kører kortere på literen end for få år siden. Ud fra en hurtig internetsøgning hos de mest gængse bilmærker, så bliver benziner opgjort til at køre mellem 16-18 km/l mens hybridbiler er opgjort til 19-22 km/l. Det skal her bemærkes at der er tale "mild" hybrid hvilket betyder at man ikke skal lade hybridbilerne op. Elbilerne er opgjort i forhold til kWh/100 km, og her er der forbruget typisk imellem 16 kWh/100 km og 22 kWh/100 km efter WLTP-standard⁶⁷. Dette betyder at de forskellige typer biler, bliver sammenlignet efter den samme WLTP-standard.

For at beregne energiforbruget (kWh eller liter benzin) for at køre 25000 km om året bruges følgende formel:

$$\text{Liter pr år (25000 km)} = \frac{\text{liter}/100 \text{ km}}{100 \text{ km}} \times 25000 \text{ km}$$

Bilag 1.6 Hæve-sænkeborde

Det årlige energiforbruget af hæve-sænkeborde er baseret på input fra leverandører. Det skal yderligere bemærkes at energiforbruget er forholdsvis lavt for hæve-sænkeborde. Derfor vil de største miljøpåvirkninger ske i forbindelse med produktion af selve bordet.

Bilag 1.7 Asfalt

For asfalt er der ikke noget forbrug i brugsfasen.

Bilag 1.8 Krus

For krus er der et energiforbrug og vandforbrug for de to alternativer for flergangskrus, da disse skal vaskes op. Selvom det i bilag 1.3 er beskrevet, hvordan energiforbruget og vandforbruget er beregnet for opvaskemaskiner, så bruges der en anderledes fremgangsmåde for beregninger for opvask af krus. I bilag 1.3 der beskrives de formler der anvendes i den nuværende energi-mærkning for husholdningsopvaskemaskiner. I dette scenarie antages det at der anvendes industrimaskiner, hvorfor beregningerne ikke kan bruges. I stedet anvendes data fra leverandørernes hjemmeside, hvor produkternes effekt og vandforbrug pr vask er opgivet.

For at beregne strømforbruget pr år anvendes følgende formel:

$$kWh/\text{år} = \text{Effekt}(kW) \times \text{Antal brugstimer pr år}$$

Brugstiden beregnes på baggrund af det nødvendige antal opvaske pr dag (260 vaske) samt tiden pr opvask (150 sekunder).

Vandforbruget er baseret på antallet af opvaske pr dag, hvor hver opvask bruger 2 liter vand.

⁶⁶ <https://wltpfacts.eu/what-is-wltp-how-will-it-work/>

⁶⁷ <https://ev-database.org/>

Bilag 2. Baggrund for miljøberegninger

Nedenfor præsenteres nogle af de forudsætninger, som er blevet lavet i forbindelse med miljøberegningerne for de forskellige produkter. I miljøberegningerne kigges der på påvirkningerne gennem hele produktets liv. Det vil sige fra udvinding af råmateriale, produktion af materialer, brug af produktet og genbrug/genanvendelse når produktet bortskaffes. Produktets brugsfase er allerede beskrevet i tidligere afsnit hvor energiforbruget for de forskellige typer af produkter fastsættes. Energiforbruget omsættes i dette afsnit til nogle miljøfaktorer, som så sammenholdes med påvirkninger i de andre dele af livscyklussen.

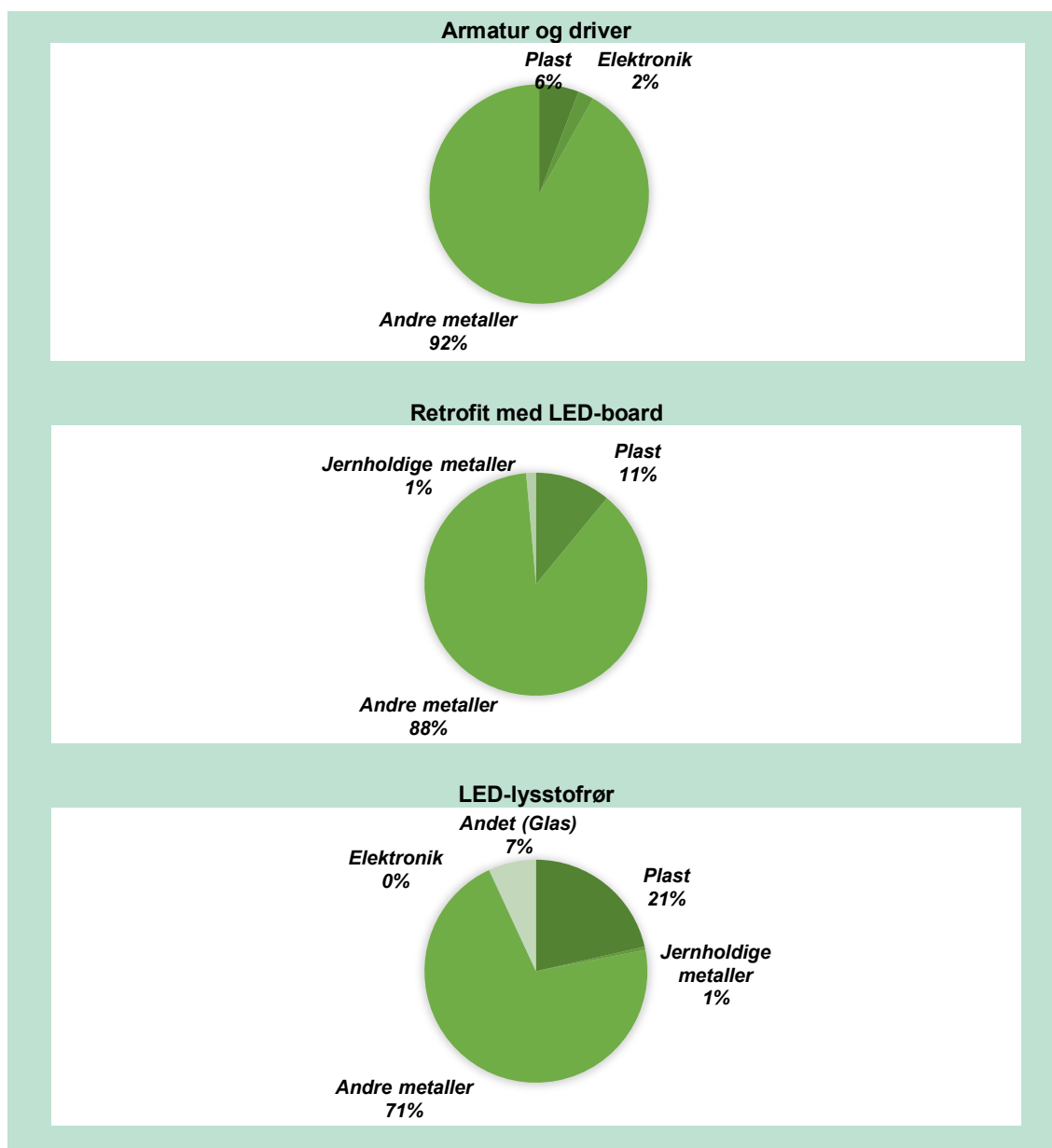
I afsnittene nedenfor gennemgås opsummeres kort følgende:

- En overordnet BOM (Bill-of-Materials/materialesammensætning) for produkterne visuelt præsenteret samt henvisninger til litteratur hvor de specifikke materialesammensætninger samt fremstillingsprocesser fremgår.
- Henvisning til information om den samlede materialesammensætning der anvendes
- De årlige miljøpåvirkninger for de forskellige alternativer der sammenlignes

Bilag 2.1 Belysning

Selve udvindingen er materialer, produktionen af belysningen samt hvordan det bortskaffes, har også en stor betydning for miljøbelastningen. Hvilke materialer der anvendes og hvor meget af de forskellige materialer varierer meget, og det er ikke muligt at differentierede materialesammensætningen for de forskellige armaturer. For armaturerne anvendes derfor den samme materialesammensætning, men der antages forskellige levetider. Sammen med armaturet skal der også bruges en driver, hvilket er inkluderet i materialesammensætningen for armaturet. For retrofit med LED board der anvendes det eksisterende armatur, men der bruges yderligere materialer for at opgradere det eksisterende armatur. Materialesammensætning for armatur og retrofit med LED board er baseret på dialog med en leverandør. For LED-rør er materialesammensætningen baseret på revisionsstudiet for belysning, hvor en mere udførlig materialesammensætning er præsenteret⁶⁸. I følgende figur er de overordnede materialesammensætningerne præsenteret.

⁶⁸ https://www.eup-network.de/fileadmin/user_upload/2016/LightSources_Task4_Final_20151031.pdf



FIGUR 32. Overordnet materialesammensætning for armaturer, materialer til retrofiting med LED-board samt LED lysstofrør.

For alle de belysningsprodukter indgår der en del andre metaller som hovedsageligt er aluminium. Derudover så indgår der også en smule elektronik i driveren osv. Det antages følgende vægt for de forskellige produkter:

- Armaturog driver: 3,2 kg
- Retrofit med LED board (materialer til at ombygge armatur uden driver): 0,57 kg
- 2 LED lysrør uden driver: 0,49 kg

På baggrund af overstående materialesammensætninger samt de forskellige antagelser om levetider samt energiforbrug præsenteret i afsnit 4.3.3 beregnes miljøpåvirkningerne. De beregnede miljøpåvirkninger er præsenteret i efterfølgende tabeller.

TABEL 28. Årlige miljøpåvirkninger for Retrofit med LED-board (armatur + ombygning) med en antaget levetid for ombygningen på 23 år samt en levetid for selve armaturet på 38 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	20,5	2,3	45,8	0,1	-7,6	61,1
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	1,1	0,1	2,0	0,0	-0,4	2,8
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	7,9	0,6	1,9	0,0	-2,9	7,5
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,5	0,3	0,1	0,0	-0,2	0,7
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0,5	0,6	0,5	0,0	-0,2	1,4
PAH'er [mg Ni eq.]	9,5	0,0	0,2	0,0	-3,6	6,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,7	0,1	0,0	0,0	-0,6	1,2

TABEL 29. Årlige miljøpåvirkninger for Retrofit lysstofrør til LED (Armatur + LED rør) med en antaget levetid for LED rør på 23 år samt en levetid for selve armaturet på 38 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	19,4	2,3	56,6	0,2	-6,8	71,6
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	1,0	0,1	2,4	0,0	-0,4	3,2
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	7,3	0,6	2,3	0,0	-2,5	7,8
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,8	0,2	0,1	0,0	-0,3	0,8
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0,7	0,5	0,6	0,0	-0,2	1,6
PAH'er [mg Ni eq.]	7,8	0,0	0,2	0,0	-3,0	5,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,5	0,1	0,0	0,0	-0,5	1,1

TABEL 30. Årlige miljøpåvirkninger for Nyt armatur - lavpris LED med en antaget levetid på 14 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	43,9	5,1	56,8	0,2	-16,2	89,8
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	2,3	0,3	2,4	0,0	-0,9	4,2
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	16,0	1,4	2,4	0,0	-5,8	13,9
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1,1	0,6	0,1	0,0	-0,4	1,4
Tungmetaller [mg Ni eq.]	1,0	1,3	0,6	0,0	-0,3	2,5
PAH'er [mg Ni eq.]	20,5	0,0	0,3	0,0	-7,9	13,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	3,7	0,2	0,1	0,0	-1,4	2,6

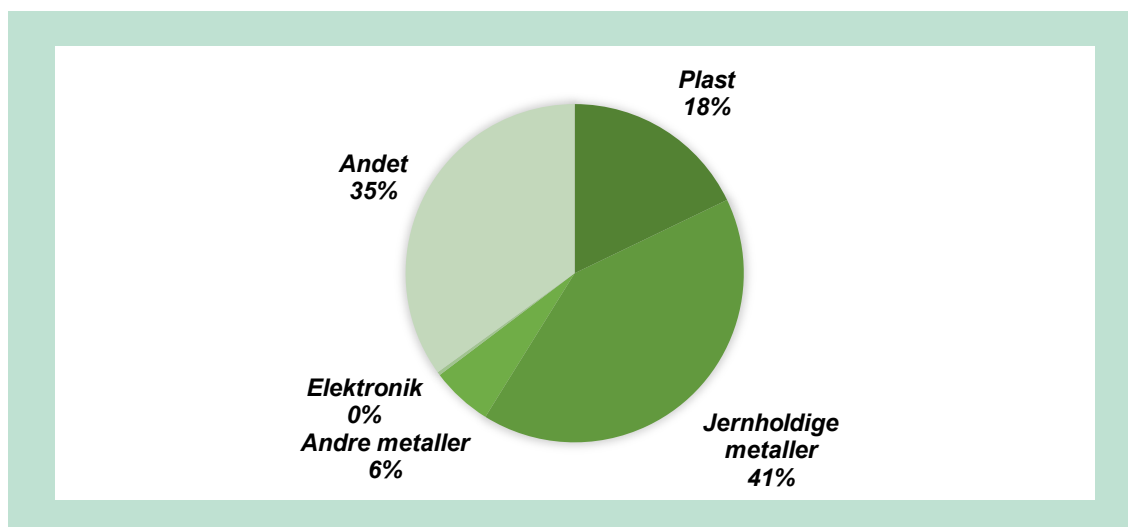
TABEL 31. Årlige miljøpåvirkninger for Nyt armatur - energieffektiv LED med en antaget levetid på 36 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	17,1	2,0	54,0	0,1	-6,3	66,8
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	0,9	0,1	2,3	0,0	-0,3	3,0
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	6,2	0,5	2,2	0,0	-2,3	6,7
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	1,2
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,4	0,2	0,1	0,0	-0,2	0,6
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0,4	0,5	0,5	0,0	-0,1	1,3
PAH'er [mg Ni eq.]	8,0	0,0	0,2	0,0	-3,1	5,1
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,4	0,1	0,0	0,0	-0,5	1,0

Bilag 2.2 Vaskemaskiner

Selve udvindingen er materialer, produktionen af vaskemaskinen osv. har også en betydelig påvirkning på miljøet. Hvor de forskellige typer af vaskemaskiner adskiller sig i forhold til energiforbrug, så er det ikke muligt at vurdere at en mere effektiv maskine har et større eller mindre ressourceforbrug end en traditionel vaskemaskine. Dette vil være forskelligt fra de forskellige producenter og modeller. Derfor antages det at materialesammensætningen for de forskellige typer af vaskemaskiner er den samme.

Materialesammensætningen for vaskemaskiner er baseret på revisionsstudiet for vaskemaskiner⁶⁹ og den detaljerede materialesammensætning som anvendes i beregninger kan ses i studiet. Nedenfor er præsenteret et overblik over materialerne, der indgår.



FIGUR 33. Overordnet materialesammensætning for vaskemaskiner

Den samlede vægt af vaskemaskine antages at være ca. 70 kg. Af de forskellige plast typer, der indgår der mest PP samt ABS med varierende indhold af glasfibre. De jernholdige metaller består mest af forskellige typer stål, mens de andre metaller hovedsageligt består af aluminium og kobber. Elektronikken som indgår, der er det specielt de forskellige printplader som er interessante, da printpladerne kan indholdet værdifulde materialer som guld og sølv samt nogle sjældne jordarter. Dog vurderes graden af printpladen lav og mængderne af disse metaller antages at være lav. I kategorien andet der indgår pap, beton, glas osv. Den komplette liste over materialer der indgår i opvaskemaskinen kan findes i det krav forberedende studie⁷⁰, hvor specifikationer om produktionsprocesser er specificeret.

Med den overstående materialesammensætning samt de forudsætninger om levetid og energiforbrug, som er præsenteret i afsnit 4.4.3, beregnes miljøpåvirkningerne for de forskellige vaskemaskiner. Miljøpåvirkningerne er præsenteret i følgende tabeller.

⁶⁹ Ecodesign and Energy Label for Household Washing machines and washer dryers, [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy\(6\).pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy(6).pdf)

TABEL 32. Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb samt Traditionel, leasing med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	552	156	608	10	-155	1171
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	38	9	26	0	-12	61
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	357	37	36	1	-120	311
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	13	0	0	14
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	76	2	2	0	-29	51
Tungmetaller [mg Ni eq.]	484	5	11	1	-183	318
PAH'er [mg Ni eq.]	17	0	2	0	-4	14
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	75	6	1	2	-21	63

TABEL 33. Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	552	156	416	10	-155	979
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	38	9	18	0	-12	53
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	357	37	28	1	-120	303
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	9	0	0	10
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	76	2	2	0	-29	51
Tungmetaller [mg Ni eq.]	484	5	9	1	-183	316
PAH'er [mg Ni eq.]	17	0	1	0	-4	14
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	75	6	1	2	-21	63

TABEL 34. Årlige miljøpåvirkninger for Lang holdbarhed, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	551	7	-116	973
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	24	0	-9	50
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	34	0	-90	240
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	12	0	0	13
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	9	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	1	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47

TABEL 35. Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	579	7	-116	1001
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	25	0	-9	51
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	33	0	-90	240
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	13	0	0	13
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	9	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	1	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47

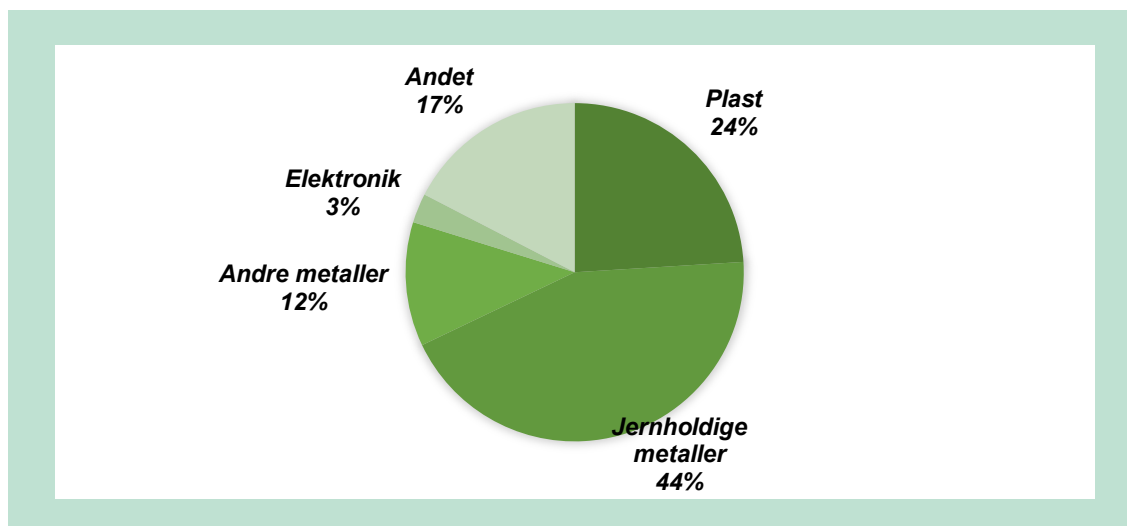
TABEL 36. Årlige miljøpåvirkninger for køb med tilbagekøbsgaranti, med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	629	7	-116	1051
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	27	0	-9	53
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	35	0	-90	242
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	14	0	0	14
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	10	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	2	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47

Bilag 2.3 Opvaskemaskiner

Selve udvindingen af materialer, produktionen af opvaskemaskinen, transport af opvaskemaskinen osv. har også en betydelig påvirkning på miljøet. Hvor de forskellige typer af opvaskemaskiner adskiller sig i forhold til energiforbrug, så er det ikke muligt at sige at en mere effektiv maskine har et større eller mindre ressourceforbrug end en traditionel opvaskemaskine. Dette vil være forskelligt fra de forskellige producenter og modeller. Derfor antages det at materialesammensætningen for de forskellige typer af opvaskemaskiner er den samme.

Materialesammensætningen for opvaskemaskiner er baseret på revisionsstudiet for opvaskemaskiner⁷⁰. Den samlede vægt for en opvaskemaskine antages at være ca. 49 kg, hvor langt hovedparten af vægten udgøres af plast og jernholdige metaller. Fordelingen af typer af materialer er præsenteret nedenfor i figuren.

**FIGUR 34.** Overordnet materialesammensætning for vaskemaskiner

⁷⁰ Ecodesign and Energy Label for Household Dishwashers, https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf, den specifikke materialesammensætning kan ses i afsnit 4.4.1.

Af de forskellige plast typer, der indgår der mest ABS og forskellige typer af PP med varierende indhold af glasfibre. De jernholdige metaller består mest af forskellige typer stål, mens de andre metaller hovedsageligt består af zink og kobber. Elektronikken som indgår, der er det specielt de forskellige printplader som er interessante, da printpladerne kan indholdet værdifulde materialer som guld og sølv samt nogle sjældne jordarter. Dog vurderes graden af printpladen lav og mængderne af disse metaller antages at være lav. I kategorien andet der indgår pap, beton osv. Den komplette liste over materialer der indgår i opvaskemaskinen kan findes i det krav forberedende studie⁷⁰, hvor specifikationer om produktionsprocesser og transport er specificeret.

På baggrund af materialesammensætningen samt de levetider og energiforbrug, som er specificeret i afsnit 4.5.3, beregnes miljøpåvirkningerne. Miljøpåvirkningerne pr. år er præsenteret i følgende tabeller.

TABEL 37. Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb samt Traditionel, leasing med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	940	138	792	25	-217	1678
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	52	8	34	0	-13	81
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	424	33	31	1	-115	374
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	9	0	18	0	-2	24
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	88	2	3	0	-33	60
Tungmetaller [mg Ni eq.]	408	4	12	1	-138	287
PAH'er [mg Ni eq.]	26	0	2	0	-5	23
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	446	5	5	15	-109	362

TABEL 38. Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	940	138	718	25	-217	1604
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	52	8	31	0	-13	77
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	424	33	29	1	-115	372
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	9	0	16	0	-2	23
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	88	2	3	0	-33	60
Tungmetaller [mg Ni eq.]	408	4	11	1	-138	287
PAH'er [mg Ni eq.]	26	0	2	0	-5	23
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	446	5	5	15	-109	362

TABEL 39. Årlige miljøpåvirkninger for Lang holdbarhed, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	716	19	-163	1380
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	31	0	-10	66
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	29	1	-86	286
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	16	0	-2	21
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	66	1	2	0	-25	45
Tungmetaller [mg Ni eq.]	306	3	10	1	-103	217
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

TABEL 40. Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	976	19	-163	1641
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	42	0	-10	77
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	35	1	-86	292
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	22	0	-2	27
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	66	1	3	0	-25	46
Tungmetaller [mg Ni eq.]	306	3	13	1	-103	219
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

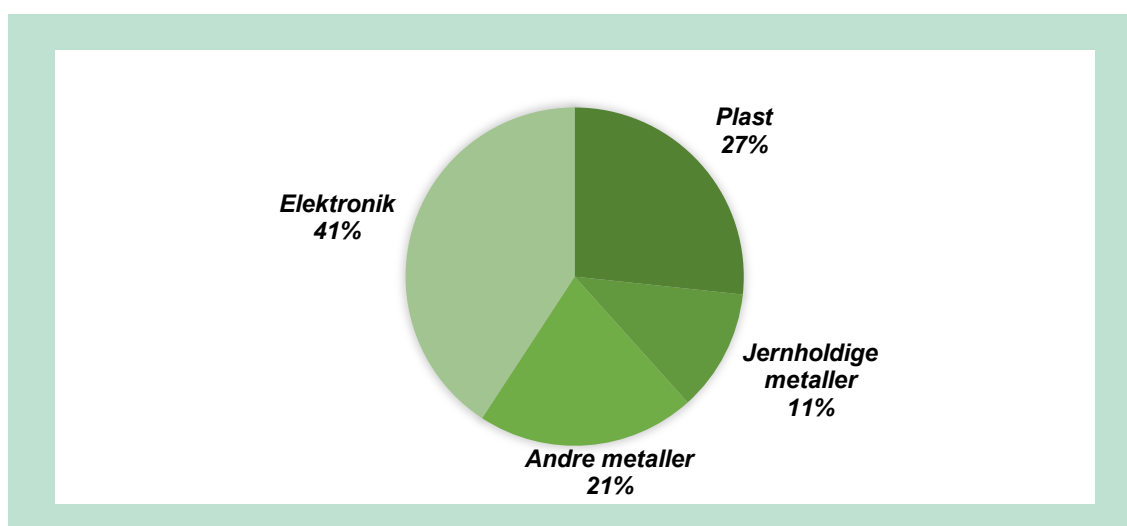
TABEL 41. Årlige miljøpåvirkninger for Med tilbagekøbsgaranti, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	822	19	-163	1486
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	35	0	-10	70
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	30	1	-86	288
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	18	0	-2	23
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	66	1	3	0	-25	45
Tungmetaller [mg Ni eq.]	306	3	11	1	-103	218
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

Bilag 2.4 Computere

Computere indeholder en del printplader samt andet elektronik, hvilket medfører at selvom computeren ikke vejer meget, så kan materiale samt produktionsfasen have en stor miljøpåvirkning. Derudover så er energiforbruget reduceret væsentlig for specielt bærbare computere. Derudover kan materialerne der indgår i computere have særlig interesse, da printet kan indeholde sjældne og værdifulde råmaterialer. De sjældne og værdifulde råmateriale bliver ikke kvantificeret i denne analyse. I denne analyse tages der udgangspunkt i en computer der vejer lidt under 2 kg. Materialesammensætningen er baseret på et JRC-studie⁷¹ for computere og ressourceeffektivt. De materialer der indgår i de forskellige computere antages at være ens, da det ikke er muligt at differentiere de forskellige typer af computere der indgår i analysen.

Den specifikke materialesammensætning der er anvendt, er præsenteret i JRC-studiet. Den overordnede materialesammensætning er præsenteret i følgende figur.

**FIGUR 35.** Overordnet materialesammensætning for en bærbar computer.

⁷¹ https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC105156/20180115_-_jrc_technical_report_online_v02.pdf

En bærbart computer består overordnet af forskellige typer plast som ABS og PP. Derudover består den selvfølgelig af en masse forskellige printplader og anden elektronik. Det er især i disse dele af de sjældne og værdifulde råmaterialer findes.

Baseret på denne materialesammensætning samt antagelserne om energiforbrug samt levetiderne præsenteret i afsnit 4.6.3 beregnes den årlige miljøpåvirkning. Den årlige miljøpåvirkning er præsenteret i følgende figurer.

TABEL 42. Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb med en levetid på 4 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	259	27	37	8	-56	275
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	14	2	2	0	-3	14
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	54	9	2	0	-13	52
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	2
Tungmetaller [mg Ni eq]	15	1	0	0	-5	11
PAH'er [mg Ni eq.]	21	0	0	0	-6	17
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	7	3	0	0	-2	8

TABEL 43. Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 4 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	259	27	30	8	-56	268
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	14	2	1	0	-3	14
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	54	9	1	0	-13	52
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	2
Tungmetaller [mg Ni eq]	15	1	0	0	-5	11
PAH'er [mg Ni eq.]	21	0	0	0	-6	16
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	7	3	0	0	-2	8

TABEL 44. Årlige miljøpåvirkninger for High-end (lang holdbarhed), køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	33	5	-37	192
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	1	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

TABEL 45. Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	45	5	-37	203
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	2	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	1	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

TABEL 46. Årlige miljøpåvirkninger for Opgraderbar, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	33	5	-37	192
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	1	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

TABEL 47. Årlige miljøpåvirkninger for Med tilbagekøbsgaranti, køb med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	36	5	-37	195
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

TABEL 48. Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, leasing med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	36	5	-37	195
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

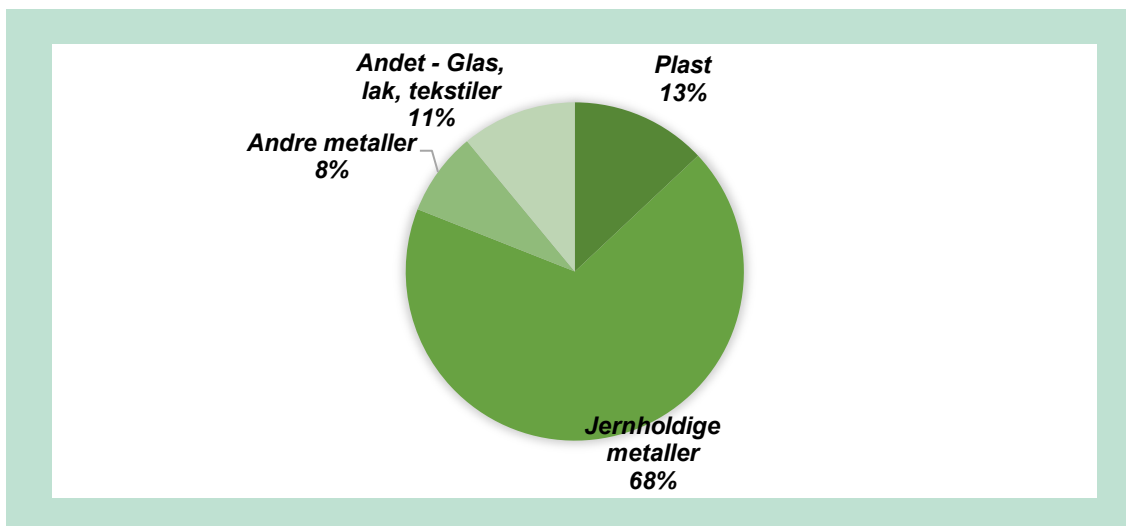
Bilag 2.5 Transport

Biler adskiller sig på flere punkter for mange af de andre produkter i analyserne. Først og fremmest så er der forskel på "brændstoffet" som bilerne bruger hvor nogle af bilerne i analysen anvender benzin, mens andre anvender elektricitet eller en kombination af de to. Derudover indgår der væsentlig flere materialer i bilerne som vejer over et ton og specielt for elbilerne indgår der nogle sparsomme og sjældne jordarter i batterierne. Det er også særligt batterierne som adskiller de forskellige typer af biler. Hvis man fjerner batterierne, så kan det antages at bilerne består af de samme materialer⁷². Vægten af mini- og mellemstørrelsesbiler antages at være ca. 1100 kg⁷³ for benzinbiler samt el og hybridbiler uden batteri.

Materialiesammensætningen varierer meget fra bil til bil, men i grove træk så består en bil af en stor del stål og aluminium. Den overordnede materialesammensætning er præsenteret i følgende figur.

⁷² Antagelse baseret på klimarådet rapport om elbiler: https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin_og_dieselbiler.pdf

⁷³ Baseret på opslag i følgende database over biler: <https://www.parkers.co.uk/>



FIGUR 36. Overordnet materialesammensætning for en almindelig bil.

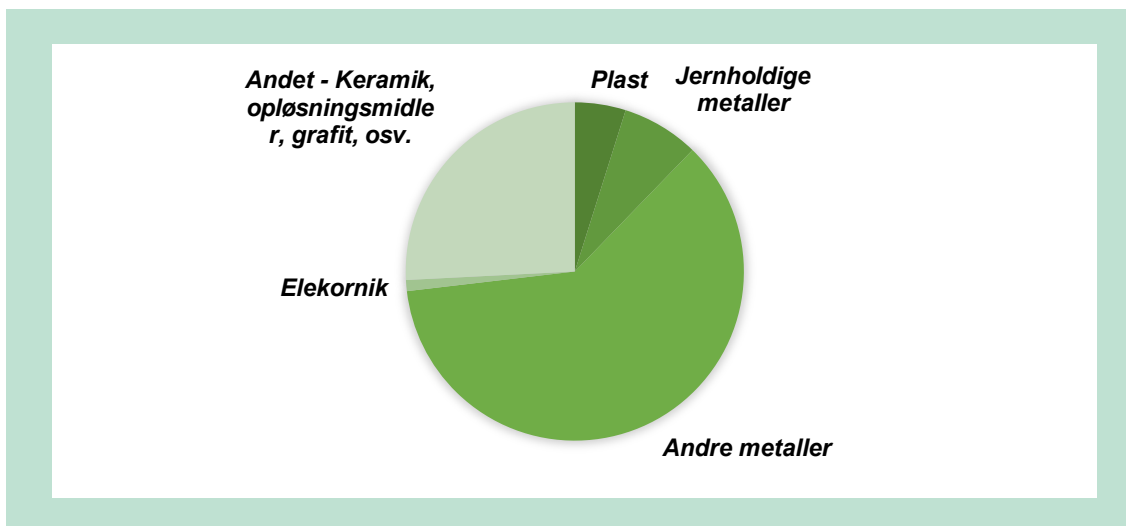
Den specifikke materialesammensætning som er anvendt, er baseret på en JRC-rapport⁷⁴ angående mulige forbedringer af personbiler. Dog angives den samlede vægt en anelse højere end de 1100 kg det antages at en bil i mini eller i mellemstørrelsen vejer, hvilket medfører at det er den procentvise materialesammensætning som er anvendt fra JRC-rapporten.

Som skrevet tidligere så anvendes denne materialesammensætning for alle bilerne, men for hybridbilerne samt elbilerne, er batteriet også inkluderet. Hvor meget batteriet vejer afhænger i høj grad af hvor mange kWh batteriet kan lagre. Dette afhænger i høj grad af typen af køretøj, hvor mild-hybrid biler typisk har et batteri på 1-2 kWh, plug-in hybrid biler har 10-15 kWh og elbiler kan have alt mellem 35 og 100 kWh⁷⁵. På baggrund af data for små og mellemstore biler antages det at en mild-hybrid bil har et batteri på 1,5 kWh (11,4 kg) mens en ren elbil antages at have et batteri på 50 kWh (380 kg). Begge typer/størrelser af batterier antages at have samme materialeindhold. Materialerne der indgår i et batteri, er baseret på det kravforbedrende studie for batterier⁷⁶, hvor den eksakte materialesammensætning fremgår. Nedenfor i figuren er den overordnede materialesammensætning præsenteret.

⁷⁴ <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/environmental-improvement-passenger-cars-impro-car>

⁷⁵ <https://ev-database.org>

⁷⁶ <https://ecodesignbatteries.eu/documents>



FIGUR 37. Overordnet materialesammensætning for batterier.

Som det fremgår af figuren, så indeholder bilen en stor del jern samt forskellige typer stål mens batterierne indeholder en lang række forskellige metaller som litium, nikkel og aluminium. I forhold til miljøbelastningen, så er det særligt de andre metaller som fx aluminium som er særligt energitunge at udvinde. Det betyder at selvom batterier kun udgør en mindre del af den samlede vægt, så er batteriet ansvarlig for en stor del af miljøpåvirkningerne. Det vil sige at elbilerne har en væsentlig større miljøbelastning ved produktion end benzin og dieselmotorer. Derimod har elbiler en væsentlig lavere miljøpåvirkning i brugsfasen som kun bliver mindre fremadrettet når elforbruget bliver grønnere. I følgende tabeller er den årlige miljøpåvirkning af de forskellige typer biler præsenteret. Det skal her bemærkes at levetiden for bilerne antages at være 10 år, hvilket vil sige at miljøbelastningen for materialerne er fordelt over 10 år.

TABEL 49. Årlige miljøpåvirkninger for Benzinbil, køb samt Benzinbil, leasing med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	5659	1951	45525	80	-1674	51540
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	341	110	3395	0	-113	3734
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	1235	477	4261	2	-393	5583
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	12	1	59	0	-4	68
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1855	161	19	1	-711	1324
Tungmetaller [mg Ni eq.]	888	375	9	1	-340	932
PAH'er [mg Ni eq.]	565	1	8	0	-128	445
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	320	73	75	4	-111	361

TABEL 50. Årlige miljøpåvirkninger for Hybridbil, køb med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	5816	2056	39143	86	-1704	45397
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	350	115	2919	0	-115	3269
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	1471	498	3665	4	-423	5214
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	14	4	51	0	-4	64
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1860	162	19	1	-713	1329
Tungmetaller [mg Ni eq.]	940	377	9	2	-346	981
PAH'er [mg Ni eq.]	590	1	8	0	-137	462
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	337	74	65	4	-114	366

TABEL 51. Årlige miljøpåvirkninger for Elbil, køb samt Elbil, leasing med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	13533	7223	9619	359	-3194	27540
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	782	341	412	1	-197	1340
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	13039	1502	280	81	-1917	12986
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	133	112	214	0	-12	447
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2110	189	41	1	-776	1565
Tungmetaller [mg Ni eq.]	3483	462	106	38	-618	3470
PAH'er [mg Ni eq.]	1860	14	28	0	-597	1304
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1128	112	7	46	-243	1050

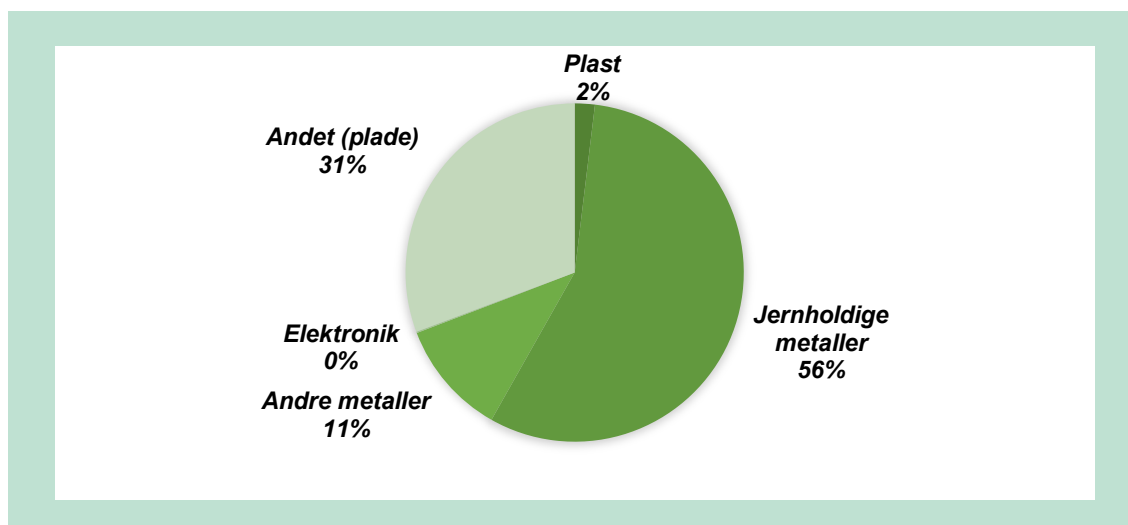
Som det fremgår af foregående tabeller er der en høj miljøbelastning ved produktion af biler, og i særlig høj grad af elbiler. Samtidig viser tabellerne også at klimabelastningen for brugsfasen er væsentlig lavere end for benzin og hybridbiler. Resultaterne stemmer godt overens med klimarådets rapport⁷⁷ "Hvor klimavenlige er elbiler sammenlignet med benzin- og dieslbiler?"

Bilag 2.6 Hæve-sænkeborde

Hæve-sænkeborde er simple produkter med et meget lavt energiforbrug. Dette betyder at materialerne får en større betydning i forhold til miljøpåvirkningerne. Dermed bliver levetid er de forskellige dele, da en længere levetid vil fordele belastningen af produktionen over en længere periode. For denne produktgruppe er der flere løsninger, hvor der er forskel på levetiden mellem stellet og selve pladen. Levetider samt energiforbrug af hæve-sænkeborde kan ses i afsnit 4.8.3. Materialesammensætningen er baseret på information fra en

⁷⁷ https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin-og_dieslbiler.pdf

leverandørs hjemmeside og den overordnede materialesammensætning er præsenteret i efterfølgende figur.



FIGUR 38. Overordnet materialesammensætning for et hæve-sænkebord.

Et hævesænkebord overordnet af to dele, som er pladen og stellet. Pladen er ofte enten en finer eller en komposit, mens stellet hovedsageligt består af forskellige typer stål og aluminium.

Baseret på denne materialesammensætning samt antagelserne om energiforbrug samt levetiderne præsenteret i afsnit 4.8.3 beregnes den årlige miljøpåvirkning. Den årlige miljøpåvirkning er præsenteret i tabel 52 til tabel 57.

TABEL 52. Årlige miljøpåvirkninger for Køb af nyt med en levetid på 5 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	353	30	11	4	-116	282
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	17	2	1	0	-6	13
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	96	7	1	0	-35	69
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	0	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	36	2	0	0	-14	24
Tungmetaller [mg Ni eq.]	16	5	0	0	-6	15
PAH'er [mg Ni eq.]	78	0	1	0	-30	49
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	66	1	1	0	-25	43

TABEL 53. Årlige miljøpåvirkninger for Køb af nyt med tilbagekøbsgaranti. med en levetid på 5 år for pladen og 10 år for stellet

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	240	15	10	4	-75	193
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	10	1	0	0	-3	8
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	50	4	1	0	-18	36
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	0	0	0	0
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	18	1	0	0	-7	12
Tungmetaller [mg Ni eq.]	8	3	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	39	0	0	0	-15	24
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	33	1	0	0	-13	21

TABEL 54. Årlige miljøpåvirkninger for Køb af nyt energi-effektivt med en levetid på 5 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	353	30	5	4	-116	276
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	17	2	0	0	-6	13
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	96	7	1	0	-35	69
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	0	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	36	2	0	0	-14	24
Tungmetaller [mg Ni eq.]	16	5	0	0	-6	15
PAH'er [mg Ni eq.]	78	0	1	0	-30	49
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	66	1	1	0	-25	43

TABEL 55. Årlige miljøpåvirkninger for Køb af komplet brugt med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	221	19	74	3	-73	244
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	11	1	3	0	-4	11
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	60	5	3	0	-22	45
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	2	0	0	2
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	22	1	0	0	-9	15
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	3	1	0	-4	10
PAH'er [mg Ni eq.]	49	0	1	0	-19	31
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	41	1	0	0	-16	27

TABEL 56. Årlige miljøpåvirkninger for Ny plade/ genbrugt stel med en levetid på 5 år for pladen og 10 år for stellet

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	240	15	74	4	-75	257
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	10	1	3	0	-3	11
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	50	4	2	0	-18	38
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	2	0	0	2
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	18	1	0	0	-7	12
Tungmetaller [mg Ni eq.]	8	3	1	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	39	0	1	0	-15	25
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	33	1	0	0	-13	21

TABEL 57. Årlige miljøpåvirkninger for Leasing af nyt med en levetid på 5 år for pladen og 10 år for stellet.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	240	15	10	4	-75	193
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	10	1	0	0	-3	8
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	50	4	1	0	-18	36
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	0	0	0	0
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	18	1	0	0	-7	12
Tungmetaller [mg Ni eq.]	8	3	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	39	0	0	0	-15	24
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	33	1	0	0	-13	21

Bilag 2.7 Asfalt

For detaljerede miljøberegninger for asfalt henvises der til Miljøstyrelsens analyse fra 2019 "Cirkulær Asfaltproduktion i Danmark".

Bilag 2.8 Krus

Krusene adskiller sig fra de andre produkter i analysen ved at består af enten et eller få materialer. Disse materialer er allerede beskrevet i afsnit 4.10.3, hvor både vandforbrug og energiforbrug til vask af flergangsløsningerne er beskrevet. I disse beregninger skal det bemærkes at materialerne til opvaskemaskinerne ikke er medtaget i beregningerne, da dette bidrag vurderes at være marginalt i forhold til forbruget af energi og vand. Den årlige miljøpåvirkning for de forskellige typer krus er præsenteret i efterfølgende tabeller.

TABEL 58. Årlige miljøpåvirkninger for EPS-krus (engangs).

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	565546	276150	5655	21087	-44395	824043
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	18266	15322	183	51	-1434	32388
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	122587	66061	1226	661	-9623	180912
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	20	0	0	0	20
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0	0	0	0	0	0
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0	0	0	0	0	0
PAH'er [mg Ni eq.]	411303	85	4113	0	-32287	383213
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	12168	10187	122	585	-955	22107

TABEL 59. Årlige miljøpåvirkninger for pap-krus (engangs)

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	860540	186430	8605	24868	-163647	916797
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	21069	10344	211	45	-4064	27605
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	46783	44598	468	213	-7240	84822
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	744	13	7	0	-61	704
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	239	0	2	1	-64	178
Tungmetaller [mg Ni eq.]	626	0	6	4	-167	469
PAH'er [mg Ni eq.]	1642	57	16	0	-142	1573
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	4125	6878	41	195	-362	10877

TABEL 60. Årlige miljøpåvirkninger for porcelænskrus (flergangs)

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	6086	0	83312	141	-1622	87917
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	313	0	3557	1	-83	3787
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	1127	0	2121	4	-300	2951
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	2	0	1859	0	0	1860
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	29	0	195	0	-8	216
Tungmetaller [mg Ni eq.]	66	0	842	0	-18	892
PAH'er [mg Ni eq.]	0	0	194	0	0	194
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	24	0	29	1	-6	48

TABEL 61. Årlige miljøpåvirkninger for PP (flergangs)

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	10935	6145	83360	408	-858	99991
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	297	341	3557	1	-23	4172
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	844	1470	2118	5	-66	4371
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	3	0	1859	0	0	1862
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0	0	194	0	0	194
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0	0	842	0	0	842
PAH'er [mg Ni eq.]	58	2	195	0	-5	250
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	113	227	30	5	-9	366

Bilag 3. Beregning af opvask af krus på AUH

Opvask af porcelænskopper

Februar 2020

Til Susanne Becker
Projektleder, Cirkulær Økonomi

Beregning af opvask ved evt. udfasning af polystyren (EPS) termokopper og overgang til porcelænskopper på AUH.

Jeg vil tillade mig at tage udgangspunkt i det oplyste tal på 13.744 stk. termokrus pr. døgn (7 dag/ugen), hvilket er oplyst i din mail á 21. januar 2020.

Ved forbrug på
13.744 krus dagligt

Såfremt forudsætningerne i mail á d. 21. januar 2020, der skal ligge til grund for analysen er retvisende, kan jeg komme med følgende bud på den personalemæssige omkostning.

Jeg vil vurdere at 80% af alle krus anvendes af patienter og pårørende.(10.995 stk.). Jeg antager at en maskine fyldes/tømmes og vasker på 3 min. da bakkerne blot skal løftes fra rullebord og tilbage igen. Rullebordene skal aftørres før rene bakker sættes tilbage. Til indsamling/transport af kopper estimerer jeg en tid på gennemsnitlig 3 min. pr bakke. Nogle bakker er fyldte af personale og pårørende, og andre skal indsamles over større arealer enten på afsnittene eller på fællesarealer, samt transporteres fra opvask og retur til brugssted. Det er også sandsynligt at nogle kopperne er brugt til affald/servietter eller der er sjatter i, der skal hældes ud. (I alt pr. bakke 6 min.)

20 % er til personalet (2749 stk.). En del personale bruger deres egne porcelænskopper, der sættes i opvaskemaskiner eller afvaskes af brugeren selv. Jeg antager at de 20 % vaskes i Miele opvaskemaskiner i personalespisestuer, der sandsynligvis ikke udskiftes med Hobart industrimaskiner. Der beregnes normalt 10 min. til at fylde og tømme en maskine inc. delvis indsamling i lokalet.

Simpel beregning

Gå til og fra maskinen 3 min.(vasker i op til 120 min.)

10995 krus. Opvaskebakke kapacitet 30 stk. kopper.
Hobart industrimaskine. (Tid 6 min.) 2299 min. **36,65 timer/dagligt.**

2749 krus. Opvaskemaskine kapacitet 45 stk. kopper.
Miele opvaskemaskine. (Tid 13 min.) 794,1 min. **13,23 timer/dagligt.**

(I tilfælde af at disse maskiner udskiftes til Hobart Industrimaskiner, reduceres tiden til 9,2 timer/dagligt)

49,88 timer håndtering pr. døgn (7 dage ugen) 349,2 t/ugen
En fuldtidsmedarbejder leverer 6,9 t/dagen.(34,5 t/ugen) 10 medarbejder á 37 t/ugen

Når der tages højde for ferie, andet fravær, weekend tillæg o.l. tillægges en tillægstid på 18-20%.
12,5 medarbejder á 37/ugen ved 20% tillæg).

10,0 medarbejder á 350.000 kr. **3.500.000 kr./året**
12,5 medarbejder á 350.000 kr. **4.375.000 kr./året.**

Forudsætning for beregningen

Beregningen er med forbehold for at alle punkter i "forudsætningen for analysen" er opfyldte:

AUH har det nødvendige antal industriopvaskemaskiner af typen *Hobart Fp 10b*, der kan vaske en bakke med 30 kopper på 80-150 sek.

Der findes opbevaringsløsning til kopper der ikke er i brug. Køkkenborde i opvaskekøkkener monteres med hæve/sænke funktion

At hospitalet accepterer at der står kopper på fællesarealer, i konferencerum og mødelokaler, der kun indsamlet 1-2 x i døgnet.

1. Maskinerne kan placeres frit over hele hospitalet. (Hvad med damp fra maskinerne? Kræver det udsugning?)
2. Hver maskiner rummer også plads til bakkerne og andet nødvendigt tilbehør
3. En bakke rummer 30 kopper
4. Der skal vaskes 13744 kopper i løbet af et døgn (beregnet tal)
5. Der er tilstrækkeligt med kopper til at man kun skal hente beskidte kopper en gang om dagen (Det er ikke muligt. Der skal mindst indsamles morgen og eftermiddag. Vi kan ikke have snavset service stående på gangene i et helt døgn.)
6. Der er rulleborde og andet kørende materiel nok til at løse opgaven. 2-4 borde pr. afsnit.
7. Man kan hente de beskidte når man fordeler de rene
8. Det antages at man fordeler kopper vha. vogne der transporterer opvaskebakkerne rundt

9. Det antages at kopperne opbevares i bakkerne
10. Man skal altså ikke have fat i hver enkelt kop, men blot flytte hele bakke fra vogn til skab ved kaffemaskine og fra vogn til opvaskemaskine. (*Mange steder skal der indsamles fra borde, vindueskarme, under stole etc.*)

(Kursiv er kommentarer eller tilføjelser til de forudsætningerne, der er oplyst som beregningsgrundlag.)

Hvor anvendes
EPS termokrus

Hovedsageligt anvendes EPS kopper på sengeafsnit med patienter, der kan håndtere disse kopper (f.eks. bruges der hovedsageligt porcelæn på afsnittet for Ældresygdomme). Der anvendes ESP kopper til pårørende og personale på langt de fleste sengeafsnit og i klinikker, der stiller drikkevarer til rådighed for patienter og pårørende.

Ved overgang til porcelænskopper skal disse også indsamles fra fællesarealer. Patienter og pårørende tager uvægerligt kaffe/te med sig til undersøgelser og i ventetider. Vi ser i dag mange patienter med et krus i hånden på vej til Rtg. eller prøvetagning.

Hvor vaskes op

Langt de fleste sengeafsnit er beliggende i sengetårne med et køkken på hver etage. De deler køkkenfaciliteter og har 1 industriopvaskemaskine til rådighed til 50- 80 patienter og deres pårørende. Køkkenerne anvendes til madhåndtering, oprydning og opvask 4 x dagligt, hvilket tager ca. 45 min. pr. gang pr. køkken (effektivt ca.3 timer dagligt). I personalesspisestuerne vaskes der op i Miele opvaskemaskiner.

Klinikker/ambulatorier har Miele opvaskemaskiner, der kan rumme maksimum 45 kopper og tager 28 min. om en opvask. I disse maskiner kan bakkerne ikke løftes ud, som i en industriopvaskemaskine, og de skal derfor fyldes og tømmes.

Alt service køres på rulleborde mellem køkkener og afsnit/brugssteder.

Arbejds miljø

Ved stillingtagen til brug af porcelænskopper, bør der vurderes på den arbejdsmiljømæssige belastning, der er i at løfte opvaskebakker fra rulleborde til opvaskemaskine og retur, samt de flere tømninger af Miele opvaskemaskiner.

Der må nødvendigvis være flere hylder, i de rulleborde der skal transportere opvaskebakkerne rundt, og derfor mange løft og bøjninger med tunge opvaskebakke, fyldt med porcelænskopper. Køkkenbordene i opvaskekøkkenerne har ikke hæve-sænke funktion, hvilket er en forudsætning for at der kan vasket mere op. Det er allerede en arbejdsmiljømæssig udfordring, der er påtalt ved APV.

- Miljø Der skal beregnes på miljøbelastning, idet der vil være et øget forbrug af midler i opvaskemaskinerne, forhøjet energiforbrug, slitage og reinvestering i nye maskiner.
- Man vil sandsynligt opnå en CO2 besparelse, ved mindsket lastbiltransport.
- Hygiejne Der skal bestykses med skabe til opbevaring af krus. Hygiejneorganisationen skal tages i ed på, at man må have opvaskebakker stående til opsamling af snavsede kopper, i nærheden af bakker med rene kopper, hvor personale, patienter og pårørende risikere at stille snavsede krus i rene bakker. Hvordan undgår man det? Muligvis rulleborde i forskellige farver, der indikerer snavset og rent? Er der plads på gangarealerne og fællesarealer? Hvad siger brandtilsynet om flere rulleborde på gangene? Der er ikke plads i patient-spisestuer og slet ikke i klinikkerne.
- Forslag til indkøb af krus der skal vaskes op Med udgangspunkt i EPS termokruset må det være muligt at udvikle et flergangskrus der er lettere end porcelæn, og samtidigt har en termoeffekt. Hvis denne produceres i samme mål som det nuværende EPS termokrus, kan det anvendes til både kolde og varme drikke, og der vil derfor kun være en type krus/glas der skal håndteres. De vil kunne anvendes i alle kaffeautomater. Produceres de i (hvidt) hårdt plast, vil det være naturligt at anvende dem både til varme og kolde drikke. En porcelænskop anvendes kun til varme drikke, den er tung og kan gå i stykker/få skår, hvilket ikke "sender signaler" om god hygiejne.
- Besparelse Intertransport og indkøbsafdelingen vil spare tid på håndtering af engangskopperne. Hvor meget er uvist.
- Ang. affaldsindsamling på afsnit og fælles arealer, tror jeg ikke der bliver den store besparelse, idet der stadig vil være indsamling fra affaldskurve, uanset deres fyldningsgrad.
- Hvorvidt der er besparelse på afhentningen af centrale affaldscontainere, er uvist.

Venlig hilsen

Lone Gabel
Controller

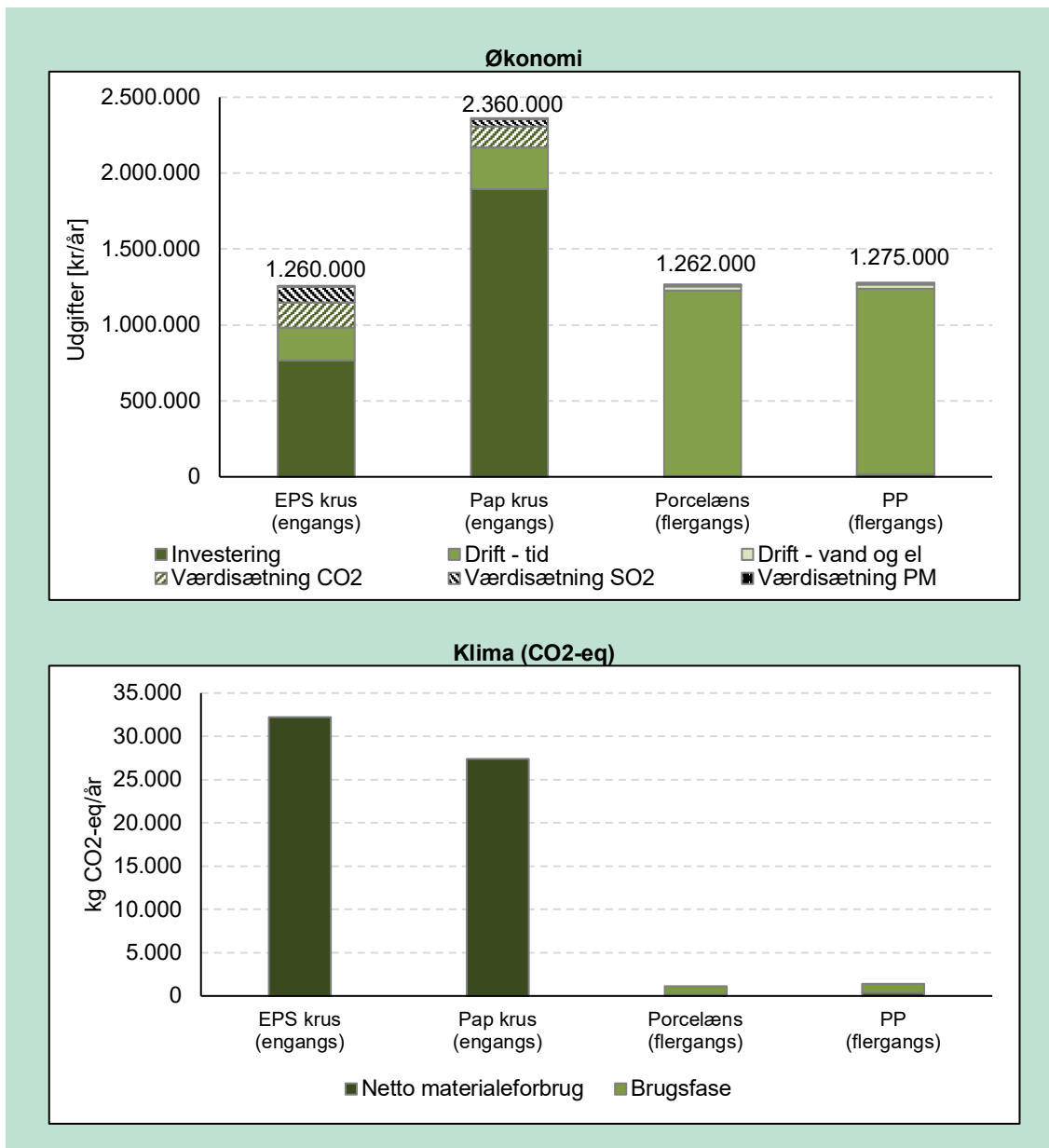
Jane Speedtsberg
Serviceplanlægger

Forsyning & Service AUH

tlf.51530003
Janespee@rm.dk

Bilag 4. Følsomhedsanalyse for krus

I FIGUR 39 er resultatet af følsomhedsanalysen præsenteret. I følsomhedsanalysen bruger personalet deres flergangskrus tre gange inden det vaskes op. Derved bliver der langt færre opvaske hvilket tydeligt ses på økonomien. I dette scenarie er flergangskrus allerede konkurrencedygtig i forhold til EPS krus og er kun marginalt dyrere.



FIGUR 39. Resultatet af en følsomhedsanalyse hvor personalet i gennemsnit anvender deres krus tre gange før det vaskes op.

Prisen for Cirkulære Indkøb

Denne rapport indeholder en analyse af det offentlige indkøb af produkter efter cirkulær økonomi-principper. Analysen undersøger de klimamæssige og økonomiske konsekvenser ved at indkøbe otte produktområder efter cirkulære forretningsmodeller sammenlignet med traditionelle indkøb. Produkterne er valgt ud fra indkøbsvolumen, klimamæssigt potentiale, interesse fra indkøbere, tilgængelighed i markedet og input fra projektets følgegruppe. De cirkulære forretningsmodeller, der sammenlignes i rapporten, inkluderer: køb af varer med øget indhold af genanvendt materiale og genbrugte komponenter, køb af brugte produkter, tilbagesalg af varer efter endt brugsperiode, køb af energieffektive produkter, levetidsforlængelse gennem opgradering, leasing og sammenligninger mellem engangs- og flergangsservice. De udvalgte produktgrupper er belysning, vaskemaskiner, opvaskemaskiner, computere, biler, hæve-sænkeborde, krus og asfalt.

Analysens metode er en kombination af totaløkonomi, hvor udgifter og indtægter fra hele levetiden beregnes, og livscyklusanalyse, hvor klimabelastninger fra produktets livscyklus og en økonomisk værdisætning af miljøskaderne heraf regnes med, herunder fremskaffelse af materialer, produktion, brugsfase og end-of-life. Samlet beregnes en total udgift pr. levetidsår.

Konklusionen er, at de mest klimavenlige indkøb i de fleste tilfælde også er de billigste ift. totaløkonomien. For produkter med kortere levetider fx bærbare computere er forlængelse af levetiden afgørende for at mindske udledningen af klimagasser. Desuden er energiforbruget i brugsfasen vigtig at regne med i en totaløkonomisk pris for produkter med lange brugstider fx belysning. For flere af produkterne viste analyserne, at der findes flere løsninger til at opnå klimaforbedringer med nogenlunde samme pris. Rapporten giver inspiration og en metode ved offentlige indkøb med fokus på cirkulær økonomi.



Miljøstyrelsen
Tolderundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk