



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Markedsanalyse og kortlægning af engangsplast- produkter og deres alternativer

Miljøprojekt nr. 2137

Juni 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Linda Høibye, COWI A/S

Frans Christensen, COWI A/S

Michael Reymann, COWI A/S

Julie Rønholt, COWI A/S

Jan Gravers Skygebjerg, COWI A/S

Björn Cederberg, COWI A/S

Carsten Lassen, COWI A/S

Marlies Warming, COWI A/S

Li Shen, Utrecht Universitet

Projektgruppen:

Linda Høibye, COWI A/S

Jan Gravers Skygebjerg, COWI A/S

Jesper Skovby Jørgensen, Miljøstyrelsen

Mathias Vrå Hjorth, Miljøstyrelsen

Nanna Dreyer Nørholm, Miljøstyrelsen

Helle Antvorskov, Miljøstyrelsen

Pernille Cuisy Svensson, Miljø- og Fødevareministeriet

ISBN: 978-87-7038-199-4

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

Sammenfatning	6
Summary	9
Forkortelser	12
1. Indledning	13
1.1 Formål med projektet	13
1.2 Proces og metode	13
2. Markedsanalyse	15
2.1 Formål	15
2.2 Dataindsamling til markedsanalysen	15
2.3 Sammenfatning af markedsanalyse og vurdering af alternativer	16
2.3.1 Markedsførte mængder og alternativer	16
2.3.2 Supplerende oplysninger om alternativer til produkter omfattet af markedsføringsforbud	19
3. Erhvervsøkonomiske konsekvenser af markedsføringsforbud	22
3.1.1 Konsekvenser for fremstillingsvirksomheder	23
3.1.2 Konsekvenser for brugere af produkter omfattet af markedsføringsforbuddet	24
3.1.2.1 Omkostningsestimater for alternativer	25
3.1.3 Omkostninger fordelt på aktører	27
4. Livscyklusvurderinger	29
4.1 Engangsplastprodukter og alternativer til de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet	29
4.2 Afgrænsning og scope for livscyklusvurderingerne	30
4.2.1 Geografisk afgrænsning	30
4.2.2 Tidsmæssig afgrænsning	30
4.2.3 Teknisk afgrænsning	30
4.2.4 Indikatorer/effektkategorier	30
4.3 Metode	30
4.4 Datagrundlag	31
4.5 Funktionelle enheder og tilknyttede oplysninger	32
4.6 Livscyklusfaser	33
4.7 Resultater fra livscyklusvurderinger	33
4.7.1 Vatpinde	36
4.7.2 Bestik	36
4.7.3 Tallerkener	37
4.7.4 Sugerør	37
4.7.5 Rørepinde	37
4.7.6 Ballonpinde	38
4.7.7 Fødevarer beholdere	38
4.7.8 Drikkebægre	38
4.7.9 Opsummering af resultater	39

4.8	Sensitivitetsanalyse	40
4.8.1	Ændring af energisammensætningen	40
4.8.2	Ændring i genanvendelsesprocenterne for plast	41
4.8.3	Ændring i vægt af udvalgte produkter	42
4.8.3.1	Sugerør	42
4.8.3.2	Ballonpinde	42
4.8.3.3	Drikkebægre	43
4.8.3.4	Fødevarebeholdere	43
4.8.4	Diskussion af antagelser og usikkerheder	43
4.8.5	Konklusion	46
5.	Henkastet affald	48
6.	Forventede miljøeffekter ved skift til flergangsprodukter	50
7.	Nabotjek	52
7.1	Beskrivelse af udvalgte tiltag	52
7.1.1	Norge	54
7.1.2	Skotland	55
7.1.3	England	56
7.1.4	USA	58
7.2	Opsamling på erfaringer	58
8.	Sammenfattende konklusion	60
	Referencer	64
	Bilag A.Varekoder	69
	Bilag B.Eksempel på dataindsamlingstabel	71
	Bilag C.Vægtskema	74
	Bilag D.Normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer	76
	Bilag E.LCA-processer	77
	Bilag F.Bortskaffelses-værdier	81
	Bilag G.Import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangsservice fra 2014-2018	83
Bilag G.1	Varegrupper relateret engangshygiejneartikler	86
	Bilag H.Baggrundsdata til markedsanalyse	89
Bilag H.1	Danmarks Statistik	89
Bilag H.2	Litteratursøgning	90
Bilag H.3	Kommunikation med markedsaktører	93
Bilag H.4	Sammenfatning af mængder	94
	Bilag I.Landescreening	97
Bilag I.1	Konklusioner fra screening	101
Bilag I.2	Oversigt over allerede implementerede erhvervstiltag i detailhandlen i Danmark	102
	Bilag J.Uddybende livscyklusvurdering	104
Bilag J.1	Engangsplastprodukter og alternativer til de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet	104
Bilag J.2	Afgrænsning/scope for livscyklusvurderingerne	105
Bilag J.3	Metode	106
Bilag J.4	Indikatorer/effektkategorier	108

Bilag J.5	Datagrundlag	110
Bilag J.6	Funktionelle enheder	111
Bilag J.7	Systemgrænser	112
Bilag J.8	Livscyklusfaser	113
Bilag J.9	Anvendte materialetyper	117
Bilag J.10	Resultater fra livscyklusvurderinger	121
Bilag J.11	Sensitivitetsanalyse	142
Bilag K.Henkastet affald		160
Bilag K.1	Mængder og sammensætning	160
Bilag K.2	Konsekvenser af Engangsplastdirektivet (mængder og materialer)	161
Bilag K.3	"De nye produkter" i naturen	162
Bilag L.Forventede miljøeffekter ved skift til flergangsprodukter.		163
Bilag L.1	De mest anvendte alternative flergangsprodukter	163
Bilag L.2	Resultater fra tidligere, gennemførte studier	164

Sammenfatning

Den 21. maj 2019 vedtog EU Engangsplastdirektivet, som har til formål at reducere miljøpåvirkningen, herunder begrænse den mængde affald, der ender i naturen, gennem regulering af udvalgte plastprodukter. Særligt har der været stor fokus på at reducere mængden af plast i havene, hvilket er et emne, der har stor folkelig og politisk bevågenhed.

Den 3. juli 2019 trådte direktivet i kraft.

Direktivet angiver, at medlemsstaterne har to år til at gennemføre direktivets bestemmelser, hvilket bl.a. betyder, at ni udvalgte engangsplastprodukter ikke må forhandles fra den 3. juli 2021. Yderligere ni produkter er omfattet af krav om forbrugsreduktion.

Nærværende projekt er gennemført for at bidrage til at afdække de erhvervsøkonomiske og miljømæssige konsekvenser af direktivet.

I projektet er der gjort brug af forskellige tilgange og datakilder, som beskrives kort i det følgende sammen med de emner, projektet berører.

I den første del af projektet er der gennemført en markedsanalyse, der afdækker de markedsførte mængder samt alternative produkter for de 18 specifikke produktkategorier, der er omfattet af Engangsplastdirektivet, samt for plastprodukter af oxonedbrydeligt plast, som også er omfattet af direktivet. Derudover er der foretaget en vurdering af de forventede, fremtidige solgte og anvendte mængder.

Markedsanalysen er foretaget ved gennemgang af statistiske data, data fra brancheorganisationer og virksomheder samt data provenumæssige konsekvenser fra rapporten "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsprodukter" (COWI, 2020). De fleste af produktkategorierne indgår i statistikken i sammensatte varegrupper, hvor engangsplastprodukterne kun udgør en mindre del. De statistiske data er derfor af begrænset brugbarhed for de fleste produktkategorier. Som resultat er de markedsførte mængder af mange af varekategorierne bestemt med relativ stor usikkerhed. De mængdemæssigt største kategorier er drikkeflasker med låg og drikkevarekartoner efterfulgt af drikkebægre og fødevarebeholdere.

Data indsamlet i markedsanalysen er anvendt i den erhvervsøkonomiske analyse, som er suppleret med viden fra andre studier, kontakt til relevante virksomheder og analyse af tilgængelige prisdata.

I den erhvervsøkonomiske analyse er der set på de ændrede produktions- og afsætningsmuligheder for danske virksomheder, der fremstiller produkter omfattet af markedsføringsforbuddet. Herudover er virksomhedernes ændrede omkostninger til indkøb af alternativer til engangsprodukter af plast vurderet.

Af analysen ses det, at danske virksomheder, der fremstiller engangsplastprodukter kun i begrænset omfang vil blive påvirket af markedsføringsforbuddet. I aftagerleddet vurderes omkostningerne at være betydelige - det estimeres, at der vil forekomme en samlet årlig direkte omkostning for erhvervslivet på ca. 100 mio. DKK. Hertil kommer omkostninger på ca. 30 mio. DKK for offentlige myndigheder og borgere til alternativer til engangsplastprodukter. Særligt brugere af engangsbestik, -sugerør og -tallerkener forventes at blive pålagt meromkostninger som følge af markedsføringsforbuddet, da der er et stort forbrug af produkterne, og alternativerne er dyrere. Særligt for sugerør vurderes alternativerne at være betydeligt dyrere end køb

af engangsplastsugerør. Innovation og øget produktion af alternativer forventes på sigt at kunne reducere omkostningerne ved alternativerne. Det har dog ikke været muligt at kvantificere denne effekt.

Det andet formål med markedsanalysen har været at udpege de mest gængse alternative engangsprodukter, der erstatter engangsplastprodukterne, der er omfattet af markedsføringsforbuddet. Engangsplastprodukterne og de alternative engangsprodukter er undersøgt ved anvendelse af livscyklusvurderinger, som har til formål at afdække de potentielle miljøpåvirkninger fra både engangsplastprodukterne samt deres alternativer. Da drikkevarebeholdere af EPS ikke forekommer i betydeligt antal på det danske marked, er der ikke gennemført LCA-beregninger af denne produktkategori.

Livscyklusvurderingerne er gennemført på screeningsniveau ved anvendelse af data fra LCA-databaser, som har dannet grundlag for en vurdering af seks indikatorer.

Resultatet af livscyklusvurderingerne er behæftet med nogen usikkerhed via brugen af gennemsnitlige data fra LCA-databasen, EcolInvent. Dog vurderes det, at resultaterne er solide og giver et vejledende billede af de gennemsnitlige, potentielle miljøpåvirkninger.

Konkluderende kan det opsummeres, at produkter af træ typisk giver anledning til mindre potentielle miljøpåvirkninger end de fossilt baserede produkter. Dette til trods for, at træprodukterne ikke kan genanvendes efter brug.

Resultaterne for produkterne af papir er vanskelige at konkludere ud fra, da valg af LCA-data, type af papir mv. er afgørende. Dermed bliver antagelserne betydende for, om produkter af papir giver anledning til mindre eller større potentiel miljøpåvirkning end produkter af andre materialetyper i samme produktkategori.

Det kan også konkluderes, at produktionsfasen inklusive råstofudvinding er den fase, der betyder mest for det samlede resultat for alle typer produkter. Bortskaffelsesfasen har nogen betydning og afhænger af valget af energisammensætning ved forbrænding af de bortskaffede produkter. Transportens effekt er ofte af mindre betydning for de samlede potentielle miljøeffekter for de fleste af de vurderede produkter – dog med undtagelse af træ- og bagasseprodukter.

Tre væsentlige antagelser i livscyklusvurderingerne er undersøgt i en sensitivitetanalyse, som danner grundlag for at konkludere, at produkternes vægt er betydende for valg af alternativer. Det er derfor essentielt at koble vægt af produkter med viden om materialers potentielle miljøpåvirkning ved eventuel udarbejdelse af anbefalinger for alternative produkter.

Sammenfattende kan det konkluderes, at der kan være positive miljømæssige effekter ved skift til de fleste alternative engangsprodukter. Der er dog enkelte af produkterne, såsom sugerør, ballonpinde og fødevarebeholdere, hvor der ikke kan tegnes et tydeligt billede af, at alternative engangsprodukterne er fordelagtige ud fra en miljømæssig betragtning, når der ikke tages hensyn til miljømæssige effekter af henkastet affald. I en tilstræben efter at reducere miljøpåvirkningerne kan omlægning til grønne energiformer samt en reduktion af de alternative produkters vægt være anvendelige løsningsmuligheder.

Som følge af øget forbrugerbevidsthed bliver flegangsprodukter stadig mere fremtrædende. I en kvalitativ vurdering af flegangsprodukter må det konkluderes, at flegangsprodukter som hovedregel er at foretrække ud fra et miljømæssigt synspunkt.

Henkastet affald er vurderet kvalitativt i dette projekt grundet manglende data om bl.a.: i) mængder henkastet affald, ii) hvor affaldet ender i naturen, og iii) hvilken miljømæssig effekt

dette affald har. Derfor kan de miljømæssige effekter af henkastet affald ikke inkluderes i LCA-beregningerne.

Vurderingen af effekterne af henkastet affald giver ikke anledning til en entydig konklusion om forventningerne til mængden af henkastet affald som følge af Engangsplastdirektivet. Der er både bekymringer for, at der vil opstå mere affald som følge af de alternative produkters naturlige udseende og anprisninger. Af andre vurderes det, at mængden af henkastet affald vil falde. Der er dog en klar forventning om, at andelen af henkastet plastaffald vil falde betydeligt. Det vurderes også, at det henkastede affald fra de alternative engangsprodukter, der er omfattet af Engangsplastdirektivet, typisk vil blive nedbrudt.

Til sidst i projektet er der gennemført et nabotjek, der beskriver analyser hos EU-medlemslande (inkl. Norge), der er blevet identificeret gennem dette studie. Der er gjort brug af både internetsøgninger samt kontakt til relevante personer i medlemslandene til afdækning og uddybning af baggrundsanalyser og effekter af forbud mod engangsplastprodukter.

Nabotjekket viser en generel positiv indstilling til Engangsplastdirektivet blandt befolkningen. Det fremgår dog også, at de europæiske erfaringer med at indføre markedsføringsforbud mod engangsplastprodukter er begrænset. De tiltag, der er beskrevet i nabotjekket, omfatter således overvejende tiltag, der er ved at blive implementeret.

Ud fra en erhvervsøkonomisk betragtning vil der være betydelige omkostninger forbundet med forbuddet. Muligheder for omkostningsreduktioner er ikke afdækket, men etablering af rammer for at sikre erfaringsudveksling mellem virksomheder om fordele og ulemper ved alternativer er et bud på en mulig afhjælpning.

Summary

On 21 May 2019, the EU passed the Single-Use Plastics Directive, which aims to reduce the environmental impact, including reduce the waste volumes that end up in nature, by regulating selected plastic products. Reducing plastics in the ocean has been a special priority, which has enjoyed vast public and political attention.

On 3 July 2019, the directive took effect.

The directive states that within two years, EU member states must implement the directive provisions, which entails, e.g., that marketing of nine selected single-use plastic products will be prohibited from 3 July 2021. An additional nine products are subject to the requirement for reduction of consumption.

Present project was carried out to contribute to uncovering the business economic and environmental consequences of the directive.

The project applies a range of approaches and data sources, which are described in brief below along with the topics treated by the project.

The first part of the project includes a market analysis, which identifies the marketed volumes as well as alternative products for the 18 specific product categories covered by the Single-Use Plastics Directive as well as for plastic products made of oxo-degradable plastics, which are also covered by the directive. Furthermore, the expected future sales and consumption volumes are assessed.

The market analysis was carried out by reviewing statistical data, data from industry organisations and companies as well as data on profit consequences, which is presented in the report "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsprodukter" (market mapping of taxed single-use products) (COWI, 2020). In the statistics, most product categories appear in combined commodity groups, of which the single-use products only make up a small part, so the usefulness of the statistical data is limited for most product categories. As a result, the determined marketed volumes of many commodity groups are subject to relatively high uncertainty. In terms of volume, the largest categories are water bottles with lid and drink cartons followed by drinking cups and food containers.

Data collected during the market analysis was used in the business economic analysis, which was complemented with knowledge from other studies, communication with relevant companies and an analysis of available price data.

The business economic analysis considers the change to production and sales opportunities for Danish companies which produce the products covered by the marketing ban. Moreover, the change to the companies' costs of buying alternatives to single-use plastic products was assessed.

The analysis showed that Danish companies which produce single-use plastic products will only be affected by the marketing ban to a limited extent. Costs are assessed to be considerable in the downstream sector – the annual direct cost for business and industry is estimated to be approx. DKK 100 million. In addition, public entities and citizens are estimated to have to bear the costs of approx. DKK 30 million for alternatives to single-use plastic products. In particular, consumers of single-use cutlery, straws and plates are expected to see additional costs

resulting from the marketing ban, since consumption of these products is high and since alternatives are more expensive.

Especially the alternatives to straws are assessed to be significantly more expensive than single-use plastic products. Innovation and increased production of alternatives are expected to be able to reduce the costs of alternatives in the long term. However, it was not possible to quantify this effect.

The second purpose of the market analysis was to identify the most widespread alternative single-use products that replace the single-use plastic products covered by the marketing ban. The single-use plastic products and the alternative single-use products were studied by means of life-cycle assessments (LCA), which aimed to uncover the potential environmental impacts of both single-use plastic products and their alternatives. Since EPS beverage containers are scarce in the Danish market, no LCA calculations were carried out for this product category.

Life-cycle assessments were carried out at screening level by applying data from LCA databases, which formed the basis for an assessment of six indicators.

The result of the LCAs is subject to some uncertainty, given the application of average data from the LCA database Ecolnvent. Nevertheless, the results are considered to be solid and to provide an indicative picture of the average potential environmental impacts.

In conclusion, wood products typically cause smaller potential environmental impacts compared to fossil-based products, despite the fact that single-use wood products cannot be re-used after end of use.

It is rather more difficult to conclude anything on the results for the paper products since they depend on the choice of LCA data, type of paper etc. Therefore, the underlying assumptions determine whether paper products cause a smaller or larger potential environmental impact than products made of other types of material in the same product category.

It can also be concluded that the production phase, including extraction of raw materials, is the phase that has the largest impact on the total result for all product types. The disposal phase is somewhat important, depending on the energy composition used for incinerating the products after end of use. The impact of traffic is often less important to the total potential environmental impacts for most of the products assessed – with the exception of wood and bagasse products.

Three main assumptions used in the LCAs were studied in a sensitivity analysis, which led to the conclusion that product weight influences the choice of alternatives. Consequently, it is essential to link product weight to knowledge about the potential environmental impact of materials when preparing any recommendations on alternative products.

To sum up, there may be positive environmental effects of switching to most alternative single-use products. However, for some of the products – such as straw, balloon sticks and food containers – there is no clear picture that the alternative single-use products are useful from an environmental perspective, when disregarding the environmental effect of discarded waste. In the aim to reduce the environmental impacts, switching to green energy types and reducing the weight of alternative products may be useful solutions.

As a result of increased awareness among consumers, multi-use products are becoming ever more common. In a qualitative assessment of multi-use products, it must be concluded that multi-use products are preferable from an environmental perspective.

Discarded waste was assessed qualitatively in present project, given lack of data on, e.g.: i) volumes of discarded waste, ii) where waste ends up in nature, and iii) what the environmental effect of such waste is. Therefore, the environmental effects of discarded waste cannot be included in the LCA calculations.

The assessment of the effects of discarded waste did not lead to any unambiguous conclusion regarding expectations for the volume of discarded waste as a result of the Single-Use Plastics Directive. On one side, there are concerns that more waste will emerge as a result of the natural look and puff of the alternative products. On the other hand, some assess that the volume of discarded waste will decrease. However, there is a clear expectation that the share of discarded plastic waste will decrease significantly. It is also assessed that the discarded waste from the alternative single-use products covered by the Single-Use Plastics Directive will usually degrade.

At the end of the project, a neighbour study was carried out, describing analyses with EU member states (incl. Norway) identified during this study. The study involved internet search and communication with relevant persons in member states to uncover and elaborate on background analyses and the effects of single-use plastic product bans.

The neighbour study demonstrated that the populations generally have a positive attitude towards the Single-Use Plastics Directive. However, it also showed that European experiences with introducing marketing bans on single-use plastic products are limited. The measures described in the neighbour study thus mainly include measures that are being implemented.

From a business economic perspective, the ban will come with considerable costs. The possibilities for reducing costs have not been uncovered, but establishing frameworks for ensuring exchange of experience among companies regarding the pros and cons of alternatives is one possible way to mitigate the issue.

Forkortelser

ADPf	Forbrug af knappe ressourcer
CA-QC	Canada, Québec
CO ₂ e	CO ₂ -ækvivalenter
EPS	Ekspanderet polystyren
FE	Funktionel Enhed
GWP	Global opvarmning
HDPE	High density polyethylene
HDR	Hold Danmark Rent
ILCD	International Reference Life Cycle Data System
ISO	International Organization for Standardization
LCA	Livscyklusvurderinger
LCIA	Life cycle impact assessment
LDPE	Low density polyethylene
LLDPE	Liniear low density polyethylene
MDPE	Medium density polyethylene
NR	Normaliseringsreference
PE	Polyethylen
PEF	Product environmental footprint
PEFCR	Product Environmental Footprint Category Rules
PE _m	Personækvivalent
PLA	Polylactic acid
PM	Partikelemission
POCP	Fotokemisk ozondannelse
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
Pt	Points (jordkvalitets indeks)
RER	Europa
rPET	Genanvendt polyethylenterephthalat
SUP	Single use plastic
TE	Terrestrisk eutrofiering
VE	Vedvarende energisammensætning
VR	Vægtningsreference
XPS	Ekstruderet polystyren
Ækv.	Ækvivalent

1. Indledning

EU-direktiv 2019/904 om reduktion af visse plastprodukters miljøpåvirkning (det såkaldte Engangsplastdirektiv – Single Use Plastic Directive) har til formål at reducere visse plastprodukters miljøpåvirkning.

Direktivet blev udarbejdet og vedtaget som følge af de store mængder plastaffald, der henkastes i naturen og dermed ender i havet, på strande mv. Det primære fokus var således på at reducere marint affald.

Alle medlemsstaterne i Europa skal implementere direktivets bestemmelser om forbud senest den 3. juli 2021, hvilket bl.a. betyder, at ni engangsplastprodukter vil blive forbudt. Dette vil blive omtalt som produkter omfattet af 'markedsføringsforbuddet'. Direktivet regulerer også en række andre engangsprodukter i plast blandt andet gennem indførelse af genanvendelsesmål, tiltag til at reducere forbrug samt introduktion af producentansvar og oprydningsansvar på udvalgte produkter, der dog først træder i kraft senere.

Implementering af direktivet vil medføre et skift i forbrugsmønstre til engangsartikler, der er produceret af alternative materialetyper (dvs. ikke plast).

1.1 Formål med projektet

Formålet med dette projekt er at vurdere de erhvervsøkonomiske konsekvenser af markedsføringsforbuddet og vurdere de miljømæssige effekter af de produkter, der forventes at forekomme i Danmark ved implementering af direktivet. Derudover er de miljømæssige konsekvenser af de alternativer, som vil være resultatet af skift til alternativer for de produkter, som vil blive forbudt ved implementering af direktivet, undersøgt.

1.2 Proces og metode

For at skabe klarhed over de i dag markedsførte mængder samt de forventede effekter, som direktivet vil have på det nuværende forbrug, import og eksport, er der først gennemført en markedsanalyse. Informationer og data hertil er indsamlet via udenrigshandelsstatistikken fra Danmarks Statistik, erfaringer fra nabolande samt ved kontakt til brancheorganisationer, virksomheder mv.

Dernæst er der foretaget en vurdering af de erhvervsøkonomiske konsekvenser som følge af direktivets markedsføringsforbud, hvor to typer af konsekvenser er vurderet:

- Ændrede produktions- og afsætningsmuligheder for danske virksomheder, der fremstiller produkter omfattet af markedsføringsforbuddet
- Virksomhedernes ændrede omkostninger til indkøb af alternativer til engangsprodukter af plast.

Den erhvervsøkonomiske analyse er gennemført på baggrund af kontakter til nogle af de virksomheder, der forventes at blive påvirket af forbuddet, samt på basis af markedsanalysen.

Særligt for de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, er både de miljømæssige effekter af de eksisterende engangsplastprodukter samt deres forventede alternativer undersøgt ved anvendelse af livscyklusvurderinger (LCA). Disse vurderinger er gennemført på

screeningsniveau ved anvendelse af eksisterende data fra tidligere gennemførte LCA'er til beskrivelse af de miljømæssige effekter¹.

Da henkastet affald ikke er inkluderet i LCA'erne, behandles dette emne i separat afsnit, da netop dette emne er hovedårsagen og -argumentet for udarbejdelse af Engangsplastdirektivet.

Derudover foretages der en mindre dybdegående vurdering af de miljømæssige effekter, der må forventes at opstå som følge af et skifte fra engangsplastprodukter til produkter, der kan anvendes flere gange. Denne vurdering er foretaget på baggrund af eksisterende analyser, der er relevante for de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet.

Sluttelig er der gennemført et nabotjek for at afdække andre landes erfaringer med at indføre markedsføringsforbud mod engangsprodukter af plast. Undersøgelsen afdækker også landenes bevæggrunde for at indføre reguleringen samt forventninger til og erfaringer med reguleringens effekter.

¹ Den primære datakilde er LCA-databaser.

2. Markedsanalyse

2.1 Formål

Formålet med markedsanalysen er at skabe overblik over markedsførte mængder og alternativer for 18 kategorier af engangsplastprodukter omfattet af Engangsplastdirektivet på det danske marked. Ni kategorier ud af de 18 kategorier er omfattet af markedsføringsforbuddet, jf. artikel 5 i direktivet. For disse produkter er der indhentet yderligere informationer om materiale- og produktalternativerne samt den forventede udvikling af forbrugsmængderne for at vurdere de erhvervsøkonomiske konsekvenser, som et markedsføringsforbud vil medføre.

Angående fødevarereholdere ses der udelukkende på 'to-go'-emballage, som anvendes til fødevarer, der kan fortæres på farten jf. Engangsplastdirektivet².

2.2 Dataindsamling til markedsanalysen

Der er ved dataindsamlingen kombineret information fra en række datakilder. Den detaljerede beskrivelse af datakilderne og de indhentede data fremgår af Bilag H.

Følgende datakilder har været anvendt til analysen:

- **Danmarks Statistik.** Relevante handelskoder for de af undersøgelsen omfattede produktkategorier blev identificeret fra den Kombinerede Nomenklatur og kan ses i Bilag A. For de identificerede varekoder blev der trukket data over import, eksport og produktion fra Danmarks Statistik for perioden 2014-2018. Ud fra disse data blev den årlige forsyning beregnet på følgende måde: Import - Eksport + Produktion = Forsyning. Data fremgår af Bilag G og er videre diskuteret i Bilag H.
- **Litteraturen.** Offentligt tilgængelige oplysninger om mængder, alternativer og konsekvenser af markedsføringsforbuddet af engangsplastprodukter blev søgt på internettet via Google-søgninger og på producenters og forhandlernes hjemmesider. Der er især anvendt data fra en undersøgelse udgivet af Miljødirektoratet i Norge, som omfatter engangsplastprodukter, deres forbrug i Norge og en vurdering af alternativer (Briedis et al., 2019). Rapporten omfattede 19 kategorier af plastprodukter, herunder mange produkter, der er relevante for nærværende undersøgelse.
- **Data indhentet direkte fra markedsaktører.** Markedsaktører blev kontaktet pr. telefon og derefter pr. e-mail med skriftlig forklaring af undersøgelsens formål. På basis af dette blev spørgsmål i spørgeskemaer tilpasset den relevante organisation (brancheorganisationer, producenter, importører/grossister/distributører, convenience-butikker (nærbutikker) og detailforhandlere). Et eksempel på en dataindsamlingstabel med spørgsmål, som dannede udgangspunkt for dataindsamlingen, er angivet i Bilag B.
- Data fra "**Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsservice-produkter**" udarbejdet for Miljø- og Fødevarerministeriet. Markedskortlægningen omfatter både engangsservice-produkter af plast og af andre materialer. Markedskortlægningen af de afgiftsbelagte produkter bygger på en række kilder:
 - Den samlede tonnage af engangsservice omfattet af afgift baseret på afgiftsprovenuet og en vurdering af, hvordan mængderne fordeler sig på forskellige materialetyper.

² Annex A, del A.

- Interviews og dataindsamling blandt de mest centrale aktører på markedet. I alt blev 16 virksomheder kontaktet, hvoraf syv virksomheder fremsendte data for deres mængder i 2018.
- Oplysninger fra Statens og Kommunernes Indkøbsservice (SKI).

2.3 Sammenfatning af markedsanalyse og vurdering af alternativer

Informationerne indhentet fra handelsstatistikkerne, litteratursøgning, kommunikation med brancheorganisationer og virksomheder samt resultaterne af markedskortlægningen af afgiftsbelagte engangsservice-produkter er sammenfattet i dette afsnit.

2.3.1 Markedsførte mængder og alternativer

Tabel 1 giver et overblik over markedsførte mængder for de 18 specifikke produktkategorier omfattet af Engangsplastdirektivet samt for plastprodukter af oxonedbrydeligt plast, som også er omfattet af direktivet.

Ni produktkategorier og plastprodukter af oxonedbrydeligt plast er omfattet af Engangsplastsdirektivets bestemmelse om markedsføringsforbud, og disse produkter er markeret ved understregning i tabellen.

For mange produktkategorier er de bestemte forbrugsmængderne usikre. I Tabel 37 i Bilag H er estimerne for disse produktkategorier angivet som intervaller både for tonnage og stykantal, og i nogle tilfælde er intervallerne ret brede, og usikkerhederne er beskrevet i bilaget. Tabel 1 angiver for disse produktgrupper middelværdien af intervallerne, som vurderes at repræsentere det bedste bud på forbrugsmængderne.

For fire af kategorierne – bestik, tallerkner, krus og rørepinde – er estimerne baseret på ovenfor nævnte markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsservice-produkter. Usikkerheden er ikke angivet i markedskortlægningen, men vurderes her at være relativt lille sammenlignet med usikkerheden på estimerne for flere af de øvrige produktgrupper. Engangsplastprodukterne bestik, tallerkener, sugerør, rørepinde, emballager af EPS og drikkebægre kan sammenregnes i én gruppe som engangsservice. Det samlede estimat for engangsservice af plast i Tabel 1 udgør ca. 5.000 tons om året. Denne mængde er i overensstemmelse med det estimerede forbrug fra Danmarks Statistik, som er opgjort til ca. 5.000 tons engangsservice af plast.

Drikkevarebeholdere er i Engangsplastdirektivet angivet som: *"Drikkeflasker eller kompositdrikkevareemballage til øl, vin, vand, flydende forfriskninger, juice og nektar, pulverdrikkevarer eller mælk, men ikke bægre til drikkevarer, da de udgør en særskilt kategori af engangsplastprodukter med henblik på dette direktiv, er eksempler på drikkevarebeholdere, der betragtes som engangsplastprodukter."* Baseret på opdelingen i den norske undersøgelse skelnes der i nedenstående tabel mellem drikkeflasker med låg og drikkekartoner. Ifølge Bryggeriforeningen udgør flasker af plast ca. 41 procent af det samlede stykantal af flasker til vand, læskedrikke, iste m.m. Samlet anvendes der ifølge Bryggeriforeningen 550 mio. pantbelagte PET-flasker pr. år, som svarer til ca. 17.500 tons PET/år. Derudover er der et stort salg af andre drikkevarer og fødevarer i engangsplastflasker, der ikke omfattes af pant. Mængde/antal af disse kendes ikke af Bryggeriforeningen. I mangel af danske opgørelser af mængden af plastflasker til produkter, der ikke omfattes af pant, anslås den samlede tonnage af plastflasker her at være i intervallet 20.000-30.000 tons/år med 25.000 tons/år som det bedste bud.

Tabel 1. Overblik over estimerede markedsførte mængder af engangsplastprodukter i 2018. Opgørelsen angiver bedste bud, som repræsenterer middelværdien i de intervaller, der er angivet i Bilag H.

Produkt-kategori ¹	Årligt forbrug/markedsførte mængder af engangsplastprodukter, bedste bud	
	Tonnage (ton/år)	Stk. antal (mio.)
Vatpinde	257	646
Engangsbestik ⁴	827	200
Tallerkener ⁴	562	44
Sugerør	146	377
Rørepinde ⁴	27	52
Ballonpinde	1,9	0,3
Fødevarebeholdere, drikkebægre og drikkevarebeholdere af ekspanderet polystyren (EPS) ⁵	79	16
Fødevarebeholdere	2.998	150
Drikkebægre ^{3,4}	3.272	300
Drikkevarekartoner (med en plastlining)	19.362	1.489
Bind, tamponer og indføringshylstre til tamponer	2.295	395
Vådservietter	721	656
Balloner	28	28
Indpakningsposer og folier ²	1.081	201
Drikkeflasker m. låg	25.000	785
I alt (afrundet)	56.700	5.500
<u>Plastprodukter af oxonedbrydeligt plast</u>	Ingen informationer om produkter på det danske marked er tilgængelige. Tidligere kunne der fås hundeposer af oxonedbrydeligt plast.	

¹ Produkter med understregning er omfattet af markedsføringsforbuddet under Engangsplastdirektivet.

² Definition i Engangsplastdirektivet: "Indpakningsposer og -folier, der er fremstillet af fleksibelt materiale indeholdende fødevarer, der er beregnet til umiddelbar fortæring fra indpakningsposen eller -folien uden yderligere tilberedning". Denne kategori omfatter f.eks. chipsposer og bolsjepapir. Denne kategori omfatter ikke letvægtsbæreposer, som f.eks. bruges til at pakke frugt på salgsstedet.

³ Engangsplastlåg til drikkebægre er også omfattet af flere bestemmelser i Engangsplastdirektivet, men er – i modsætning til sugerør – ikke omfattet af markedsføringsforbuddet.

⁴ Baseret på undersøgelsen "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsservice-produkter" (upubliceret)

⁵ Det kan ikke afvises, at der kan være et overlap mellem opgørelsen af drikkebægre og opgørelsen af drikkebægre af EPS.

Nedenstående Tabel 2 giver et overblik over alternativer til engangsplastprodukter. Produktkategorier omfattet af Engangsplastdirektivets bestemmelse om markedsføringsforbud er markeret ved understregning i tabellen. For disse produktkategorier er der indhentet supplerende oplysninger om alternativer, som er beskrevet i afsnit 2.3.2.

Nogle af respondenterne til markedsundersøgelsen forholder sig ikke bevidst til definitionen af "engangsplast" i Engangsplastdirektivet. I flere tilfælde blev der derfor angivet bioplasttyper som PLA (polylactic acid) eller genanvendt plastik som rPET (genanvendt polyethylenterephthalat) i svarene om alternative materialer til plastprodukter. Da disse materialer ikke kan betragtes som alternativer, er de derfor undladt i opgørelsen i tabellen. Undtaget fra dette er dog

alternativer til produkter af den specifikke plasttype EPS, som er omfattet af markedsføringsforbuddet, og hvor produkter af andre plasttyper, som ikke er omfattet af markedsføringsforbuddet, ville fungere som alternativer. Dette gælder kun for produkter til færdigretter, der ikke kræver yderligere opvarmning samt drikkebægre og -beholdere. Disse produkter er dog omfattet af krav om forbrugsreduktion.

Tabel 2. Overblik over alternativer til engangsplastprodukter.

Produkt-Kategori ¹	Alternativer
<u>Vatpinde</u>	Papir/pap Træ
<u>Engangsbestik</u>	Træbestik (evt. FSC-mærket) Bambusbestik Bestik (forskellige materialer), som kan vaskes/genbruges Tilbyde varer, der ikke kræver bestik
<u>Tallerkener</u>	Bagasse/sukkerrørsfibre ² Pap med voks til kolde anvendelser Bambus Træ (birketræ) Palmeblade Presset hvedeklid Tallerkener (f.eks. porcelæn), som kan vaskes/genbruges Undlade brug af tallerken ved at tilbyde papirsposer eller servietter i stedet
<u>Sugerør</u>	Metal, bambus, glas, hvede, papir/pap, pasta, græs Hvede og bambus kan dyrkes økologisk Pap el. papir Sugerør af bambus, metal og glas kan vaskes og genbruges Låg med integreret drikkeløsning i stedet for sugerør (forskellige materialer) ⁴ Ingen brug af sugerør
<u>Rørepinde</u>	Træ Metal Glas
<u>Ballonpinde</u>	Træ Papir
<u>Fødevarerholdere af ekspanderet polystyren (EPS)</u>	Papir med voks til kolde anvendelser Papir med metallfolie til varme anvendelser Papir med coating eller lining (f.eks. PLA eller LDPE) Bagasse Beholdere af XPS, PET, rPET (genanvendt PET), PP eller PS Genbrugsbeholdere Pantemballage
<u>Drikkebægre af ekspanderet polystyren (EPS)</u>	PET, rPET PS Papirkrus med plastlining (f.eks. PLA eller LDPE) eller coating <i>Flere alternativer – se under Drikkebægre</i>
<u>Drikkevarerholdere af ekspanderet polystyren (EPS)</u>	Se under Drikkevarerholdere

Produkt-Kategori ¹	Alternativer
Fødevarer beholdere	Papir/pap med coating Bambus Træ Bagasse Genbrugsbeholdere
Drikkebægre	Papir-/papkrus med coating Papkrus med voksbelægning til kolde drikke Bagasse Genbrugsdrikkebægre
Drikkevarekartoner (med en plastlining)	Glasflasker Aluminiumsdåser Pantflasker (af glas eller plast) Genbrugsbeholdere
Bind, tamponer og indførings-hylstre til tamponer	Alternative materialer: bomuld (evt. økologisk) Alternative produkter, som kan vaskes og genbruges: stofbind, menstruationskop, natursvamp, menstruationstrusser
Vådservietter	Engangsbomuldsklude Flergangs-bomuldsklude
Balloner	<i>Ingen materialealternativer er identificeret</i> Ingen brug af balloner
Indpkningsposer og folier ³	Papir/pap Aluminiumsfolie Papirposer med eller uden coating (f.eks. til frisksmurte sandwich frem for færdigpakkede sandwich)
Drikkeflasker m. låg	Glasflasker Aluminiumsdåser Pantflasker (af glas eller plast)
<u>Plastprodukter af oxonedbrydeligt plast</u>	Erstattet med andre typer af plast

¹ Produkter med understregning er omfattet af markedsføringsforbuddet under Engangsplastdirektivet.

² Bagasse er lavet af sukkerrørsfibre, der er et affaldsprodukt fra produktionen af sukker.

2.3.2 Supplerende oplysninger om alternativer til produkter omfattet af markedsføringsforbud

For de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, er der indhentet supplerende oplysninger om tilgængelighed af alternativer samt en vurdering af, hvilke konsekvenser markedsføringsforbuddet vil have for mængderne af disse alternativer. Disse kvalitative informationer er angivet i nedenstående Tabel 3 for hver produktkategori. De mest udbredte materialer er fremhævet med fed skrift. Disse materialer bliver vurderet nærmere i kapitel 4 om livcyklusvurderinger.

Tabel 3. Alternative materialer og produkter for ni produktkategorier og oxonedbrydeligt plast omfattet af Engangsplastdirektivets markedsføringsforbud. De mest udbredte materialer er fremhævet med fed skrift.

Produktkategori	Alternativt materiale eller produkt, som er mest brugt eller forventes at blive brugt i større omfang	Fremskrivning af markedsførte mængder af fremhævede alternativer
Vatpinde	Alternativer i pap/papir og træ er allerede vidt udbredt. Derudover er der også kommet vaskbare genbrugs(vat)pinde af plast og silikone på markedet. Disse produkter må dog anses som nicheprodukter indtil videre.	Mængderne forventes at være tilsvarende plastproduktet.
Engangsbestik	Fiberbaserede alternative materialer (af træ og bambus) samt alternative produkter og services er tilgængelige. Bambusbestik bliver kun i enkelte tilfælde også brugt som engangsbestik. På grund af forholdsvis høj pris og kvalitet bruges det dog oftere som flergangsbestik. I restaurationsbranchen vil plastbestik ofte substitueres med vaskbart bestik af f.eks. metal. I convenience-branchen kan plastbestik delvist undgås ved at tilbyde varer, som ikke kræver bestik. Træbestik , f.eks. af birketræ, bruges allerede i convenience-branchen.	På grund af den nedsatte brugeroplevelse samt øget anvendelse af flergangsservice forventes der generelt en nedgang i forbruget af engangsbestik af træ.
Tallerkener	Engangstallerkener af bagasse er allerede tilgængelige. Disse alternativer har en tilsvarende pris som plastproduktet og forventes at blive endnu mere udbredte. Derudover bruges også træ , f.eks. 'træbåde' – dog i mindre omfang. Produkter af bambus og palmeblade er væsentligt dyrere alternativer, men bruges nogle gange i restaurations-/convenience-branchen af markedsføringsårsager af specielle produkter, men må anses som nicheprodukter. Alternativer af hvedekliid markedsføres også som 'spiseligt' alternativ til plasttallerkener, men har og forventes at have begrænset anvendelse pga. produktets ringere funktionalitet. I convenience-branchen kan plasttallerkener delvist undgås ved at tilbyde varer, som ikke kræver tallerken, men kan pakkes i papirpose eller serveres med en serviet, f.eks. frisksmurte sandwiches i stedet for pakkede sandwiches. I restaurationsbranchen vil plasttallerkener substitueres med fiberbaserede engangsprodukter eller vaskbare tallerkener f.eks. af porcelæn.	Mængderne forventes at være tilsvarende plastproduktet. Øget anvendelse af flergangstallerkener i dele af restaurationsbranchen forventes at bidrage til reduceret forbrug.
Sugerør	Alternativer er tilgængelige som både engangsprodukter (primært af papir/pap , men også hvedestrå og pasta) og vaskbare flergangsprodukter af metal, bambus, glas. Papir/pap er indtil videre det mest udbredte og billigste alternativ. Store forskelle i kvaliteten af papirsugerør forekommer. Som produktalternativer bruges og udvikles der også låg med integreret drikkeløsning i stedet for sugerør (forskellige materialer) ⁵ , eller det er muligt helt at undlade brugen af sugerør. Flere convenience-aktører oplyser, at plastiklåg og -sugerør som udgangspunkt fjernes fra udleveringen af drikkevarer, men at kunderne kan få det udleveret, hvis de beder om det.	På grund af den nedsatte brugeroplevelse forventes der generelt en nedgang i forbruget af sugerør af papir/pap og et begrænset forbrug af de vaskbare alternativer, da disse er væsentligt dyrere.
Rørepinde	Rørepinde af træ er allerede vidt udbredt. Vaskbare alternativer af metal og glas er blevet nævnt, men formodes at være nicheprodukter.	Mængderne forventes at være tilsvarende plastproduktet.
Ballonpinde	Alternativer af papir er udbredt.	På grund af højere pris og nedsat brugerople-

Produktkategori	Alternativt materiale eller produkt, som er mest brugt eller forventes at blive brugt i større omfang	Fremskrivning af markedsførte mængder af fremhævede alternativer
	<p>Træ er også blevet nævnt som muligt alternativ, men tilgængeligheden på markedet lader til at være begrænset for nuværende.</p>	<p>velse forventes der generelt en nedgang i forbruget af ballonpinde.</p>
Fødevarer beholdere af ekspanderet polystyren (EPS)	<p>Forekomsten af fødevarer beholdere af EPS er begrænset, mens forekomsten af fødevarer beholdere af det relaterede materiale XPS er mere udbredt. Fødevarer beholdere af EPS er f.eks. engangssuppeskåle, mens XPS bruges til 'burgermuslinger'.</p> <p>Bagasse er et ikke-plast-alternativ, som også har let isolerende egenskaber, og angives derfor som et godt alternativ til EPS. Ellers kan engangsbeholdere af pap eller papir med plast-lining, af coated papir, af PET, PS, LDPE eller PP nævnes som alternativer, hvoraf papirbeholdere med en LDPE- eller PLA-lining anses som det mest sandsynlige alternativ.</p> <p>Isbeholdere af EPS og XPS forventes ikke at være omfattet af Engangsplastdirektivet grundet angivelse af, at der er tale om fødevarer beholdere tiltænkt indtagelse af fødevarer umiddelbart efter køb³.</p>	<p>Mængderne forventes at være tilsvarende EPS-produktet.</p>
Drikkebægre af ekspanderet polystyren (EPS)	<p>Drikkebægre af EPS er i stort omfang allerede erstattet af andre engangsdrikkebægre, først og fremmest papirkrus med LDPE- eller PLA- lining eller -coating.</p> <p>Andre plasttyper (PET, PS) samt papirkrus med coating eller voks og bagasse, der også anses som engangsalternativer, er dog mindre udbredt som substitution for EPS-drikkebægre. Papir- eller plastkrus har – afhængig af produktdesignet – ofte ikke den samme isolerende effekt som EPS-bægre, hvorfor 'double-cupping' er et udbredt, når der anvendes alternativer.</p>	<p>Mængderne forventes at være tilsvarende EPS-produktet.</p>
Drikkevarer beholdere af ekspanderet polystyren (EPS)	<p>Der er ikke identificeret drikkevarer beholdere af EPS (undtagen drikkebægre, som er en kategori for sig) på det danske eller europæiske marked.</p>	-
Produkter af oxonedbrydeligt plast	<p>Produkter af oxonedbrydeligt plast er ikke identificeret for nuværende på det danske marked.</p>	-

³ Jf. Engangsplastdirektivets Annex A, del A.

3. Erhvervsøkonomiske konsekvenser af markedsføringsforbud

Markedsføringsforbuddet mod udvalgte engangsprodukter i plast påvirker dansk erhvervsliv på forskellige måder.

Denne erhvervsøkonomiske vurdering tager udgangspunkt i Erhvervsstyrelsens vejledning herfor (Erhvervsstyrelsen, 2015), som deler de direkte erhvervsøkonomiske konsekvenser op i tre kategorier:

1. Skatter, afgifter, tariffere, gebyrer, tilskud, garantier og lån mv.
2. Administrative konsekvenser, som vedrører de omkostninger, virksomhederne har ved at opfylde skriftlige dokumentationskrav i reguleringen samt ved at stille informationen til rådighed for myndigheder eller tredjepart.
3. Øvrige efterlevelseskonsekvenser, som vedrører alle andre direkte erhvervsøkonomiske konsekvenser end ovennævnte, herunder udgifter eller besparelser som følge af reguleringsmæssige krav, samt omkostninger eller lettelser som følge af ændrede produktionsbegrænsninger/-muligheder, der følger direkte af ny regulering.

Brugen af de tre kategorier beror på en væsentlighedsbetragtning. Således har Erhvervsstyrelsen fastsat nogle grænseværdier for, hvornår der er krav om kvantificering af de forskellige effekter. I tabellen nedenfor præsenteres Erhvervsstyrelsens beløbsgrænser.

Tabel 4. Erhvervsstyrelsens beløbsgrænser for kvantificering af erhvervsøkonomiske konsekvenser (Erhvervsstyrelsen, 2015).

Erhvervsøkonomiske konsekvenser for de omfattede virksomheder		
Type af konsekvens	Krav om kvantificering	Ansvarlig myndighed
Administrative konsekvenser	Ja, hvis > 4 mio. DKK.	Opgøres af Erhvervsstyrelsen
Skatter, afgifter, subsidier mv.	Ja	Opgøres af ressortministeriet
Øvrige efterlevelseskonsekvenser	Ja, hvis > 10 mio. DKK.	Opgøres af ressortministeriet
Adfærdsvirkninger	Beskrives kvalitativt	Opgøres af ressortministeriet

COWI vurderer, at indførelsen af markedsføringsforbud for plastprodukter ikke vil få administrative konsekvenser af betydning for virksomhederne. Virksomhederne kan have omkostninger til at sætte sig ind i den nye regulering og vurdere, i hvilket omfang de bliver påvirket af reguleringen. Disse omkostninger vurderes dog at være små, særligt da branchen allerede har fokus på at anvende alternativer til engangsplast.

Markedsføringsforbuddet må forventes at påvirke provenuet fra emballageafgiften, da blandt andet engangsservice er omfattet af emballageafgiftsloven. Afgiften er vægtbaseret, og da alternativerne til engangsplastservice overvejende er tungere, kan man forvente en øget skatteindtægt fra markedsføringsforbuddet. Modsat kan man forvente, at markedsføringsforbuddet medfører en samlet reduktion i anvendelsen af engangsservice, hvilket så vil reducere skatteprovenuet. Det er uden for rammerne af dette projekt at vurdere de samlede provenumæssige konsekvenser af markedsføringsforbuddet. Der henvises i stedet til rapporten "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsprodukter" (COWI, 2020).

Det er særligt kategorien "øvrige efterlevelseskonsekvenser", der vurderes at rumme de væsentligste konsekvenser – som behandles nedenfor. Kategorien inkluderer omkostninger for to typer af virksomheder, der særligt vurderes at blive påvirket af markedsføringsforbuddet:

- Danske virksomheder, der fremstiller engangsprodukter, som ikke vil kunne afsættes på det europæiske marked som følge af markedsføringsforbuddet.
- Danske virksomheder, der anvender engangsprodukter omfattet af markedsføringsforbuddet, og derfor skal skifte til alternative produkter. De potentielle alternative produkter er kortlagt i forbindelse med markedskortlægningen i kapitel 2.

Konsekvenserne for de to typer af virksomheder behandles i de to efterfølgende afsnit om hhv. konsekvenser for fremstillingsvirksomheder og konsekvenser for brugere af produkterne. Virksomheder, der fremstiller alternative produkter vil kunne opnå nye afsætningsmuligheder, men dette vil afhænge af, hvordan markedsforholdene udvikler sig, og er ikke vurderet. COWIs vurdering er, at de økonomiske effekter for importører, grossister og forhandlere er begrænsede, da disse aktører vil kunne sælge alternativer med nogenlunde samme samlede avance. Eventuelle omkostninger som følge af adfærdsvirkninger for disse vil indgå som delelement i estimatet for omkostningerne for aktørerne der køber engangsprodukter.

3.1.1 Konsekvenser for fremstillingsvirksomheder

Effekterne for fremstillingsvirksomhederne vurderes at bestå af et ophør af produktionen af produkter, som er omfattet af markedsføringsforbuddet. Produkterne vil forsat kunne afsættes uden for Europa, men i praksis må produktionen forventes at ophøre. Kortlægningen viser, at der i Danmark er en begrænset produktion af de produkter, som rammes af markedsføringsforbuddet.

Gennem dialog med brancheorganisationer og erhverv er der identificeret enkelte virksomheder, der producerer produkter omfattet af forbuddet. COWI har været i dialog med de identificerede virksomheder for at vurdere, hvordan virksomhederne vil blive påvirket.

Fra markedsdialogen fremgår det, at som følge af det kommende markedsføringsforbud har én virksomhed foretaget produktudvikling af et alternativ til det nuværende plastprodukt. Virksomheden vurderer, at dette har været forbundet med udviklingsomkostninger i omegnen af 0,5 mio. DKK, som er anvendt til test og udvikling af et alternativ i papir. Det skal fremhæves, at de endelige konsekvenser for virksomheden vil afhænge af, hvordan kunderne tager imod det nye alternativ, og hvordan produktet fungerer i forhold til andre alternativer. Virksomheden forventer dog ikke øget omsætning, men håber, at det udviklede produkt vil klare sig lige så godt som plastproduktet.

Der er desuden identificeret to andre virksomheder, der fremstiller produkter, som bliver omfattet af markedsføringsforbuddet. Begge virksomheder har vurderet, at de økonomiske konsekvenser af forbuddet vil være små for dem, da produkter omfattet af markedsføringsforbuddet udgør en meget lille andel af den samlede produktion.

Endelig er der virksomheder, der har været i tvivl om, i hvilket omfang de vil blive påvirket af markedsføringsforbuddet. Det har efterfølgende vist sig, at disse i overvejende grad ikke producerer produkter, der bliver påvirket af markedsføringsforbuddet. Der kan eksempelvis være fremstillingsvirksomheder, der ikke er blevet identificeret, da produkterne omfattet af markedsføringsforbuddet kan indgå som delelementer i produktionen. Der er dog ikke indikation af betydelige omkostninger for danske fremstillingsvirksomheder som følge af markedsføringsforbuddet.

Da markedsføringsforbuddet allerede skal implementeres i 2021, er der risiko for, at virksomhederne ikke har tilstrækkelig tid til at omstille produktionen og udfase de tidligere produkter og fuldt indfase nye produkter. Denne effekt er dog ikke kvantificeret.

Danske virksomheder der fremstiller alternativer til produkterne, der omfattes af markedsføringsforbuddet, vil kunne udnytte det nye markedspotentiale. Den erhvervsøkonomiske værdi heraf vil afhænge af virksomhedernes værditilvækst og de generelle konkurrenceforhold, der følger af de ændrede markedsforhold. Dette er ikke kvantificeret i denne vurdering, men må forventes at være forbundet med erhvervsøkonomiske gevinster for danske fremstillingsvirksomheder, særligt hvis danske producerer kan markedsføre nye, innovative løsninger.

Samlet set medfører indførelsen af markedsføringsforbuddet erhvervsøkonomiske omkostninger for danske fremstillingsvirksomheder, idet der er initiale omstillingsomkostninger for enkelte virksomheder. Effekten vurderes dog at være begrænset og særligt være knyttet til omstillingen til alternative produkter. Markedsføringsforbuddet kan også åbne nye produktionsmuligheder for alternative produkter, lige såvel som der kan opstå øget konkurrence på markedet for alternativer. Det er ikke vurderet, i hvilket omfang dette samlet må forventes at medføre omkostninger eller gevinster for danske fremstillingsvirksomheder. Allerede inden vedtagelsen af Engangsplastdirektivet blev der indført initiativer til at reducere brugen af engangsplast. Se f.eks. oversigten over allerede besluttede tiltage i detailhandlen i Bilag I.2. Dette kan have fremskyndet en del af fremstillingsvirksomhedernes og importørers omstilling til andre, alternative produkter.

3.1.2 Konsekvenser for brugere af produkter omfattet af markedsføringsforbuddet

De erhvervsøkonomiske konsekvenser af markedsføringsforbuddet for virksomheder, der anvender produkterne, afhænger af forbrugeradfærden. Overordnet set kan forbrugerne reagere på tre forskellige måder:

- Flytte forbruget til tilsvarende engangsprodukter af andre materialer
- Flytte forbruget til produkter, der kan anvendes flere gange
- Reducere forbruget.

I praksis vil et markedsføringsforbud formentlig medføre en kombination af ovenstående forbrugsændringer. Forbrugeradfærden i forhold til det enkelte produkt omfattet af markedsføringsforbuddet vil afhænge af substitutionsmulighederne, samt kvalitet og priser for alternativer.

Markedskortlægningen tyder på, at der kan forventes en nedgang i forbruget af engangsbestik og sugerør, fordi kvaliteten af alternativerne ikke modsvarer engangsprodukterne i plast. Denne vurdering er foretaget på baggrund af de nuværende produkter på markedet. Det må forventes, at innovation i markedet på sigt vil forbedre alternativerne og reducere produktionsomkostningerne. I omstillingsfasen er der dog risiko for højere priser, hvis produktionskapaciteten ikke i tilstrækkeligt omfang når at blive omstillet til den ændrede efterspørgsel efter engangsprodukter.

Afhængig af de konkrete forhold kan produkter til flergangsbrug være mere eller mindre direkte substitutter for engangsprodukter i plast. Dette vil afhænge af forhold såsom muligheder for at vaske produkterne, eller om produktet anvendes til take away. Det vurderes, at virksomheder allerede i dag vil skifte til flergangsprodukter, hvis de kan opnå en økonomisk fordel af det. Ved et mindre udbud af engangsprodukter må et vist skift forventes i retning af flergangsprodukter. Det må antages, at dette skift kun vil finde sted, hvis flergangsprodukter fremstår samlet mere økonomisk attraktive for virksomheden end engangsalternativerne, herunder taget kundernes produktoplevelse i betragtning.

I overensstemmelse med Erhvervsstyrelsens vejledning om erhvervsøkonomiske konsekvensvurderinger (Erhvervsstyrelsen, 2015) tager analysen udgangspunkt i de direkte effekter. Indirekte adfærdsvirkninger kvantificeres ikke⁴. Ved ikke at indregne en reduktion i produktforbrug eller skift til flergangsprodukter må de økonomiske konsekvenser forventes at blive overvurderet.

3.1.2.1 Omkostningsestimater for alternativer

Som baggrund for vurderingen af omkostningerne for brugerne af produkterne, der omfattes af markedsføringsforbuddet, har COWI dels været i dialog med aktører, herunder regionerne, og dels indsamlet prisdata for alternative produkter. Det fremgår, at aktørerne endnu ikke har fuld klarhed over, hvordan de vil ændre indkøbsmønstre som følge af den kommende regulering, samt hvad de økonomiske konsekvenser forventes at være. For indkøbere må der frem til indførelsen af markedsføringsforbuddet forventes et svagt forøget tidsforbrug til at identificere nye produktalternativer i en tilfredsstillende kvalitet.

Den norske undersøgelse "Reduced Littering of Single-Use Plastic" for den norske miljøstyrelse (Briedis R. , et al., 2019) undersøgte prisdata for udvalgte engangsplastprodukter og deres alternativer. Undersøgelsen viser, at konsekvenserne varierer fra ingen prisforskel til en prisforskel på 200 procent for de enkelte produkttyper.

Af Tabel 5 fremgår de norske resultater for de produkttyper, der er sammenlignelige med de produkttyper, der omfattes af markedsføringsforbuddet.

Tabel 5. Priser på produkter og alternativer fra "Reduced Littering of Single-Use-Plastic".

Produktkategori	Engangsprodukt af plast (DKK pr. styk*)	Sammenligneligt engangsprodukt i andet materiale end plast (DKK pr. styk*)
Vatpinde	0,10	0,10
Ballonpinde	1,62	1,62
Fødevarerholder, tallerkener og bakker (ikke EPS)	2,06	3,05
Fødevarerholder (EPS)	1,77	3,09
Sugerør	0,13	0,30
Rørepinde	0,13	0,11
Engangsbestik	0,37	0,74

Kilde: "Reduced Littering of Single-Use-Plastic" (Briedis R. , et al., 2019)

*Omregnet fra NOK til DKK baseret på en kurs på 75,79 (OECD gennemsnitlig kurs for 2019)

⁴ Direkte effekter omfatter effekter, der opstår direkte som følge af reguleringen. For eksempel at et bestemt produkt ikke længere kan sælges. De indirekte effekter omfatter de effekter, der opstår som følge af ændringen, f.eks. at forbrugerne ændrer deres forbrugssammensætning som følge af ændringerne i markedet.

Ud over den norske undersøgelse baserer COWI vurderingen på undersøgelsen "Markeds-kortlægning af engangsserviceprodukter" (COWI, 2020), som COWI udførte for Miljø- og Fødevarerministeriet. I det projekt undersøgte COWI priserne på plastprodukter og deres alternativer hos et antal forhandlere. Resultatet for sammenlignelige produkter fra denne undersøgelse fremgår af Tabel 6.

Tabel 6. Priser på engangsplastprodukter og alternativer fra "Markedskortlægning af engangsserviceprodukter".

Produktkategori	Materiale	Pris pr. stk. (DKK)
Bestik	Plast	0,34
	Træ	0,54
Tallerkener	Plast	1,00
	Lined papir	0,55
	Coated papir	0,40
	Bagasse	1,29
Rørepinde	Plast	0,09
	Træ	0,10

Kilde: "Markedskortlægning af engangsserviceprodukter" (COWI, 2020). Alle priser er eksklusive moms.

COWI har anvendt værdierne i de to ovenstående tabeller til at vurdere priserne for alternativer og understøttet disse vurderinger gennem yderligere internetsøgninger for omkostninger ved alternativerne. Prisforskelle er vurderet på produkter, der er sammenlignelige i størrelse, pakningsstørrelse og kvalitet. Produkterne sælges på et frit marked, hvor priserne fastsættes gennem løbende forhandlinger. I praksis kan der derfor være afvigelser fra de priser, der fremgår af leverandørernes hjemmesider. I den samme produktgruppe kan der desuden inden for det samme materiale være betydelige forskelle i både pris og kvalitet fra forskellige leverandører. Herudover spiller størrelsen af en bestilling også en rolle for prisen pr. stk. I vurderingen af prisforskellen mellem produktet, som er omfattet af markedsføringsforbuddet, og alternativerne er det i videst muligt omfang forsøgt at sikre et sammenligneligt grundlag, hvad angår mængde og kvalitet. Priserne er opgjort eksklusive moms.

Effekten af markedsføringsforbuddet er vurderet isoleret. I vurderingen af priserne er der derfor ikke taget hensyn til effekten af den forøgede emballageafgift, der blev besluttet i forbindelse med finansloven for 2020.

Markedsføringsforbuddet omfatter tre produkttyper i EPS. Der vurderes at være en ubetydelig mængde drikkevarebeholdere i EPS på markedet. Mængden af EPS-produkter fordeler sig således mellem drikkebægre og fødevarerbeholdere. I praksis kan det være vanskeligt at adskille de to produkter, da der er et vist overlap, hvor et produkt kan anvendes til begge formål. Produkterne i EPS behandles på den baggrund samlet i den erhvervsøkonomiske analyse.

På baggrund af analyserne gennemført i Norge og Danmark samt yderligere internetsøgning og markedsdialog fås de meromkostninger, der fremgår af Tabel 7.

Tabel 7. Forventede meromkostninger ved køb af alternativer.

	Antal mio. stk.	Merpris DKK/stk.	Alternativt materiale	Meromkostning (mio. DKK)
Vatpinde	646	0	Papir	0
Ballonpinde	0,3	0	Papir	0
Drikkevarebeholdere af EPS	Mængden vurderes at være ubetydelig	-	-	-
Fødevarerholdere og drikkebægre af EPS	16	0,62	Dobbeltlag bagasse	10
Sugerør	377	0,17	Papir	63
Rørepinde	52	0,01	Træ	1
Engangsbestik	200	0,20	Træ	40
Tallerkener	44	0,33	Bagasse	14
Produkter af oxo- nedbrydeligt plast	Produkter af oxo- nedbrydeligt plast er ikke identificeret for nuværende på det danske mar- ked.	-	-	-
Samlet omkostning				128

Kilde: COWIs egen tilvirkning. I vurderingen af omkostningerne er der ikke taget hensyn til adfærdssænderinger som følge af højere omkostninger/ændret kvalitet for alternativerne. Der er desuden ikke taget højde for ændrede priser for alternativerne som følge af et større markedstræk eller øget innovation. Alle priser opgjort eksklusiv moms.

COWI forventer meromkostninger ved køb af alternativer til engangsprodukter på 128 mio. DKK årligt baseret på de forbrugte mængder og merprisen på produkternes alternativer. Næsten halvdelen af de samlede omkostninger udgøres af sugerør. Udviklingen af alternativer vil således have en særlig stor betydning for denne produktkategori.

Som det fremgår af markedskortlægningen, vil der sandsynligvis ske et fald i brugen af sugerør, da kvaliteten af alternativerne overvejende ikke vurderes at svare til produkterne i plast. Omkostninger for denne produktkategori er derfor sandsynligvis væsentligt overvurderet.

Flere danske virksomheder er allerede fokuseret på at reducere brugen af engangsplastprodukter. Disse tiltag vil alt andet lige reducere omkostningerne ved et forbud. I Bilag I.2 er der udarbejdet en oversigt over tiltag i danske supermarkeder, der allerede er besluttet. Dette er ikke en udtømmende liste over initiativer i danske erhvervsliv, men giver en indikation af de tiltag, der allerede findes.

3.1.3 Omkostninger fordelt på aktører

Det er vurderet, at 80 procent af produkterne omfattet af emballageafgiften anvendes af virksomheder, fem procent af stat, regioner og kommuner, og de resterende 15 procent anvendes af borgere (COWI, 2020). Da engangsprodukterne omfattet af denne analyse i et vist omfang er sammenfaldende med produkterne analyseret i "Markedskortlægning af engangsserviceprodukter", antages en tilsvarende fordeling for dette studie. Det skal dog understreges, at fordelingen for særligt sugerør og EPS-produkterne er usikker, da denne fordeling ikke er undersøgt, men som nævnt antages at være på niveau med de øvrige produkter.

Tabel 8. Vurdering af fordeling af omkostninger.

	Meromkostninger til køb af engangsprodukter for erhverv (mio. DKK)	Meromkostninger til køb af engangsprodukter for kommuner, regioner og stat (mio. DKK)	Meromkostninger til køb af engangsprodukter for borger (mio. DKK)
Vatpinde	0	0	0
Ballonpinde	0	0	0
Drikkevarebeholdere af EPS	-	-	-
Fødevarebeholdere og drikkebægre af EPS	8	<1	1
Sugerør	50	3	9
Rørepinde	1	<1	<1
Engangsbestik	32	2	6
Tallerkener	12	1	2
Produkter af oxoned-brydeligt plast	-	-	-
Total	103	6	19

I vurderingen er de direkte økonomiske konsekvenser estimeret. Der er ikke taget hensyn til indirekte adfærdsvirkninger, såsom reduceret forbrug eller øget brug af flergangsprodukter som følge af, at alternativerne har højere priser eller ændrede egenskaber. Meromkostningerne for borger er ikke tillagt moms.

4. Livscyklusvurderinger

Hovedformålet med dette kapitel er at skabe overblik over de potentielle miljømæssige påvirkninger, som engangsplastforbuddet kan medføre som følge af skift fra engangsplastprodukter til alternative engangsprodukter.

Projektet anvender livscyklusvurderinger (LCA) til belysning af de miljømæssige konsekvenser, da LCA vurderes som det bedste bud på en internationalt anerkendt metode til estimering af potentielle miljøpåvirkninger forbundet med engangsplastprodukter og deres alternativer. Yderligere information om metoden er anført i Bilag J.

For at lette læsningen af hovedrapporten er det valgt at præsentere de vigtigste rammer, resultater og til sidst en diskussion og konklusion. Hvis læseren ønsker mere dybdegående information og resultater, kan dette findes i Bilag J, som er en uddybning af dette kapitel, og kan læses separat. Der er dog ikke diskussion og konklusion i Bilag J.

Henkastet affald og skift fra engangsprodukter til flergangsprodukter er diskuteret i dette kapitel samt Bilag K og Bilag L.

4.1 Engangsplastprodukter og alternativer til de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet

Med udgangspunkt i markedsanalysen beskrevet i kapitel 2 er de mest anvendte alternative engangsprodukter til engangsplastprodukterne udvalgt. Denne udvælgelse er sket i samarbejde med og godkendt af Miljøstyrelsen.

Engangsplastprodukterne, de udvalgte alternative engangsprodukter, materialetyperne og produkternes estimerede gennemsnitsvægt er vist i Tabel 9 herunder. For disse kombinationer af engangsprodukter og alternativer er der gennemført sammenlignende livscyklusvurderinger på screeningsniveau.

Tabel 9. Oversigt over engangsplastprodukterne omfattet af markedsføringsforbuddet og de udvalgte alternativer med samme funktionelle enheder.

Engangsprodukt	Plasttype af engangsplastprodukt	Vægt af engangsplastprodukter [gram]	Materialetyper til de alternative produkter	Vægt af alternative produkter [gram]
Vatpinde	Plast (PP)	0,155	Træ	0,19
			Papir	0,32
Bestik	Plast (PP)	3,5	Træ	2,6
Tallerkener	Plast (PS)	20,0	Bagasse	14,3
Sugerør	Plast (PP)	0,65	Papir	1,15
Rørepinde	Plast (PP)	2,0	Træ	0,9
Ballonpinde	Plast (PP)	6,0	Papir	7,0
Fødevarerholdere	EPS	5,0	XPS	7,8
			Papir m. PLA-coating	11,0 (papir) + 1,0 (LDPE)
			Papir m. LDPE-coating	11,0 (papir) + 2,0 (PLA)
			Bagasse	17,7
Drikkebægre	EPS	6,0	Papir m. LDPE-coating	8,6 (papir) + 0,7 (LDPE)
			Papir m. PLA-coating	8,6 (papir) + 1,4 (PLA)
			Bagasse	8,6

Hvor der i markedsanalysen står papir/pap, er det valgt blot at beskrive denne materialetype som papir i dette kapitel. Det skyldes, at det ikke har været muligt at komme tættere på data om sammensætningen af de produkter, der anvendes. Der vurderes at være variationer inden for produktkategorierne, hvormed valg af råvarer til produkterne kan være forskellige fra én producent til en anden. Derudover er der ikke tilgængelige LCA-data, der kan beskrive forskelle mellem varierende typer af pap og papir. Det vides ikke, hvor stor en forskel, som LCA-data fra specifikke producenter vil kunne påvirke resultatet.

4.2 Afgrænsning og scope for livscyklusvurderingerne

I dette afsnit beskrives afgrænsning og scope for livscyklusvurderingerne, hvilket omfatter den geografiske, tidsmæssige og tekniske afgrænsning samt beskrivelse af valgte indikatorer til at belyse miljøpåvirkningerne.

4.2.1 Geografisk afgrænsning

Den geografiske afgrænsning er foretaget på flere niveauer:

- Produkterne forbruges og forbrændes i Danmark efter endt brug. Valg af bortskaffelse ved forbrænding er truffet ud fra et ønske om at tage udgangspunkt i det nuværende system i Danmark.
- Genanvendelse af plast antages at ske i Europa.
- Produktionen af de færdige produkter antages at ske i Europa.
- Produktionen af råvarer til produkterne antages at ske i hele verden (se Tabel 10).

4.2.2 Tidsmæssig afgrænsning

Den tidsmæssige afgrænsning er kort sigt, hvilket bestemmes af de tidsmæssige krav om implementering af Engangsplastdirektivet (år 2021).

4.2.3 Teknisk afgrænsning

Den tekniske afgrænsning er samholdende med den geografiske og den tidsmæssige afgrænsning. Det vil med andre ord sige, at den tekniske afgrænsning udgøres af den teknologi, der er tilgængelig nu og inden for de kommende par år.

4.2.4 Indikatorer/effektkategorier

I dette projekt er det valgt at gennemføre LCA-beregninger for seks indikatorer. Disse indikatorer samt de valgte karakteriseringsmodeller er anført herunder. Uddybende information herom kan findes i Bilag J.

- Global opvarmning (CO₂-ækv.), IPCC, 2013
- Partikelemission (PM 2,5-ækv.), Rabl et al., 2013
- Fotokemisk ozondannelse (NMVOC-ækv.), Van Zelm et al., 2008, som anvendt i ReCiPe, 2008
- Terrestrisk eutrofiering (mol N-ækv.), Posch et al., 2008
- Forbrug af knappe ressourcer (MJ), van Oers et al., 2002
- Arealforbrug (pt, soil quality index), baseret på LANCA, bos et al., 2016.

Den primære årsag til, at LCA-resultater for de øvrige indikatorer ikke anbefales inkluderet, er at der ikke foreligger robuste og troværdige data for de øvrige indikatorer. Der henvises til Bilag J for yderligere begrundelse af dette valg.

4.3 Metode

Livscyklusvurderingerne i rapporten tager udgangspunkt i internationale LCA-standards, ISO 14040 og ISO 14044 samt de af Europakommissionen udviklede vejledninger i LCA (Product

Environmental Footprint (PEF) og de mere specifikke LCA-retningslinjer i Product Environmental Footprint Categori Rules (PEFCR)) til at kvantificere de potentielle miljømæssige påvirkninger fra de udvalgte engangsplastprodukter og deres alternative engangsprodukter.

Der er fire beregningstrin ved en beregning af de potentielle miljøpåvirkninger:

- 1 Det første trin er klassificering, hvor ressourceforbrug og emissioner listes under de indikatorer, som de bidrager til.
I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er klassificering obligatorisk.
- 2 Det andet trin er en karakterisering, hvor de klassificerede data omregnes til fælles enheder (ækvivalenter), hvorefter de potentielle miljøpåvirkninger kan summeres inden for de enkelte indikatorer. Resultatet heraf er et indikatorresultat for hver af indikatorerne (som eksempelvis CO₂-ækvivalenter). Tilsammen giver indikatorresultaterne en profil for produktets potentielle miljøpåvirkninger.
I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er karakterisering obligatorisk.
- 3 Tredje trin består af en normalisering, hvor resultatet forholdes til den gennemsnitlige potentielle miljøpåvirkning, som en gennemsnitsperson har inden for hver indikator. Ved denne beregning kan de forskellige indikatorer udtrykkes på en fælles skala, som gør det muligt at sammenligne på tværs af indikatorer. Resultatet udtrykkes i personækvivalenter.
I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er normalisering valgfrit.
- 4 Sidste og fjerde trin er vægtning, hvor de normaliserede potentielle miljøpåvirkninger vurderes i forhold til deres relative vigtighed ved anvendelse af en vægtningsfaktor for hver indikator. Vægtningen udføres baseret på vægtningsfaktorerne anbefalet i PEFCR-vejledning, version 6.3 for de udvalgte indikatorer (European Commission, 2018).
I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er vægtning valgfrit.

De karakteriserede resultater er vist i Bilag J.

De vægtede resultater vist her i hovedrapporten er beregnet for at kunne udgøre et relativt entydigt indspil til de nationale anbefalinger.

4.4 Datagrundlag

Data for ressourceforbrug og emissioner er indhentet fra følgende typer af kilder:

- LCA-rapporter, der har vurderet de produkter, der også er omfattet af dette studie.
- Data fra LCA-databaser (GaBi Professional, 2019 og EcoInvent 3.6, 2019).
- Markedsaktører.

Se mere om datavalg i Bilag E. Dette valg af data til beregning af potentielle miljøpåvirkninger fra engangsplastprodukter og deres alternativer leder til resultater, der er baseret på data, som betragtes som robuste, da de er tredjepartsverificerede og stammer fra anerkendte LCA-databaser.

De anvendte LCA-data er generiske, hvilket bevirker, at LCA-resultaterne efterlader et gennemsnitligt billede af de potentielle miljøpåvirkninger for de anvendte materialetyper. Miljøpåvirkninger fra de enkelte producenter vil variere fra dette gennemsnit. Det har ikke været inden for rammerne af nærværende studie at indsamle specifikke data fra individuelle producenter.

4.5 Funktionelle enheder og tilknyttede oplysninger

De funktionelle enheder er referenceenheder for studiet og definerer den funktion, som de undersøgte produkter leverer. Miljøpåvirkninger kvantificeres ift. den funktionelle enhed for at sikre sammenlignelighed. I Tabel 10 ses de anvendte funktionelle enheder:

Tabel 10. Funktionelle enheder for de undersøgte produkter og deres produktsystemer.

Produkt	Funktionel enhed	Alternative materialer	Engangsplastmaterialer
Vatpinde	Én engangsvatpind.	1. Træet er birketræ og stammer fra Europa. 2. Papir indeholder 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt baseret plastmateriale (PP) produceret i Europa.
Engangsbestik	Ét sæt engangsbestik bestående af en kniv, en gaffel og en ske.	1. Træet er birketræ stammer og fra Europa.	Fossilt baseret plastmateriale (PP) produceret i Europa.
Engangstallerkener	Én engangstallerken med en diameter på 22 cm	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og antages produceret i Brasilien.	Fossilt baseret plastmateriale (PS) produceret i Europa.
Sugerør	Ét engangssugerør.	1. Papir. Indeholder også 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt baseret plastmateriale (PP) produceret i Europa.
Rørepinde	Én engangsrørepind til brug i op til 500 ml drikkebægre.	1. Træet er birketræ og stammer fra Europa.	Fossilt baseret plastmateriale (PP) produceret i Europa.
Ballonpinde	Én engangsballonpind på 40 cm.	1. Papir. Indeholder 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres ved anvendelse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt baseret plastmateriale (PP) produceret i Europa.
Fødevarerbeholdere	Én engangsfødevarerbeholder, som kan indeholde mad med et volumen på 150 cm ³ til en person ⁵ .	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og er produceret i Brasilien. 2. XPS er ekstruderet PS. 3. LDPE. Coating af fossilt baseret plastmateriale. 4. Papir indeholder 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af bøge- og birketræ fra Europa. 5. PLA. Coating af PLA produceret af amerikanske majs.	EPS er et fossilt baseret plastmateriale af ekspanderet PS produceret i Europa.
Drikkebægre	Én engangskop, som kan indeholde 200 ml væske.	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og er produceret i Brasilien. 2. Papir indeholder 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Indeholder bøge- og birketræmasse fra Europa. 3. Coating af fossilt baseret plastmateriale LDPE. 4. Coating af PLA produceret af amerikanske majs.	EPS er et fossilt baseret plastmateriale af ekspanderet PS produceret i Europa.

⁵ <https://www.gmccorsehill.co.uk/shop/Hot-Food-Containers/Polystyrene-hot-food-box>

LCA-data til beskrivelse af det træ, der anvendes til de træprodukter, der er angivet i ovenstående tabel, består af primære træfibre. Det skyldes, at det kan være vanskeligt at sikre fravær af farlige stoffer, som kan frigives fra genanvendt papir (Geueke, 2016).

Som vist i Tabel 3 i afsnit 2.3.2, er XPS ikke omfattet af markedsføringsforbuddet til trods for, at EPS er omfattet, og at disse to materialer er produceret af fossile råvarer (se yderligere beskrivelse af EPS og XPS i Bilag J (**EPS** og **XPS**)).

Beskrivelse af de øvrige, udvalgte materialetyper ses også i Bilag J.

4.6 Livscyklusfaser

Livscyklusfaserne inkluderet i dette studie omfatter råvareudvinding, produktionsfasen, transport og bortskaffelsesfasen. Brugsfasen er ikke inkluderet, da de miljømæssige påvirkninger i brugsfasen er antaget at være ens for de analyserede engangsprodukter og deres engangsalternativer.

Yderligere information om livscyklusfaserne og den måde, de potentielle miljøpåvirkninger i de enkelte faser er beregnet på, ses i Bilag J.

4.7 Resultater fra livscyklusvurderinger

I dette afsnit præsenteres resultaterne fra de gennemførte livscyklusvurderinger for udvalgte engangsplastprodukter omfattet af markedsføringsforbuddet sammenlignet med de udvalgte alternative engangsprodukter.

Det er valgt at vise de vægtede værdier her i hovedrapporten, mens de karakteriserede resultater er vist i Bilag J. For forklaring af karakterisering og vægtning henvises til Bilag J.

Det skal i den sammenhæng bemærkes, at en sådan vægtning på tværs af miljøkategorier indebærer en række subjektive antagelser om miljøpåvirkningernes indbyrdes vigtighed. Dette betyder, at resultaterne skal tolkes med varsomhed.

Som det ses af figurene med de vægtede resultater, er der angivet en 'sumprik', som viser den totale, vægtede påvirkning fra det pågældende produkt. Grunden til, at sumprikken ikke ligger på samme niveau som den samlede positive påvirkning (den øverste linje på den lodrette bar), er, at de 'negative påvirkninger' (som stammer fra genindvinding af energi ved forbrænding af emballagen) bevirker, at sumprikken er lavere end det højeste positive tal.

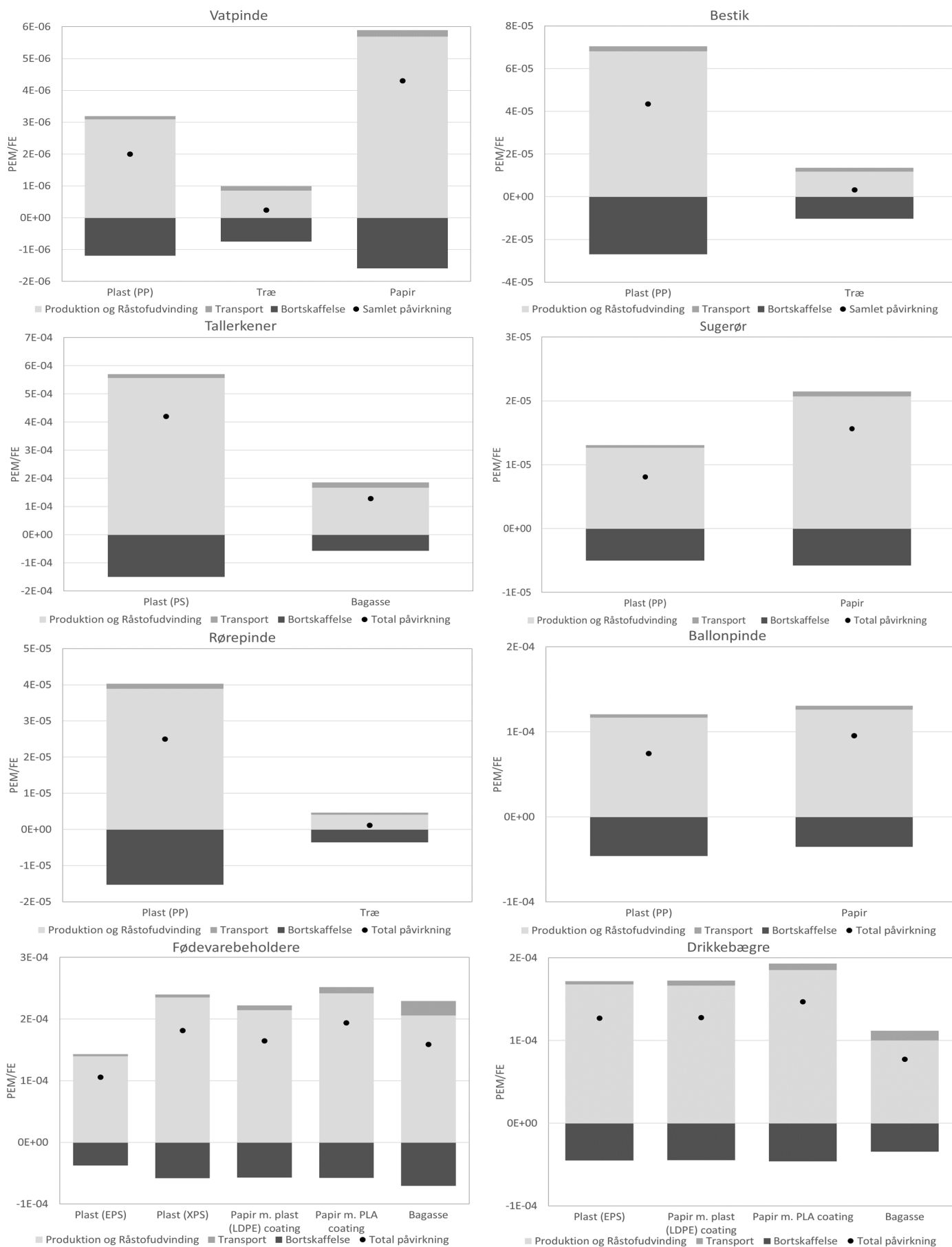
Kreditering kan også kaldes godskrivning. I LCA inkluderes kreditering, når det studerede produkt enten genbruges eller ressourcerne genanvendes i et nyt produkt. Kreditering anvendes også i de tilfælde, hvor produktionen af hovedproduktet danner biprodukter, som skaber værdi i andre produktsystemer. Eksempler på anvendelse af kreditering i denne rapport er forbrænding af engangsplastprodukterne og deres engangsalternativer efter endt brug. Ved forbrænding produceres el og varme i et kraftvarmeverk. Hovedproduktet krediteres/godskrives da for de potentielle miljøpåvirkninger, der sker som følge af den elektricitet og varme, der skabes.

Resultaterne er angivet som eksakte, beregnede værdier, da det har ligget uden for projektets rammer at kvantificere et usikkerhedsinterval. Som diskuteret ovenfor er der dog som ved enhver LCA taget en række data- og metodemæssige valg, som har indflydelse på resultatet. De specifikke tal for miljøpåvirkninger skal således ikke forstås som en meget præcis indikation af potentielle miljøpåvirkninger for de betragtede produkter.

For at tage højde for usikkerhederne er det tilstræbt ikke at konkludere for skarpt, når der ikke er væsentlige forskelle mellem de vurderede produkter.

Efter resultatvisningen er der gennemført en sensitivitetsvurdering, der vurderer de miljømæssige konsekvenser af de mest betydende antagelser.

I det følgende vises resultaterne af livscyklusvurderingerne, hvorefter resultaterne kommenteres for hvert produkt.



Figur 1. Vægtede miljøpåvirkninger for engangsplastprodukterne og de udvalgte alternativer. Enheden er Person Equivalents Målsat. Til beregning af resultaterne i figuren er der anvendt LCA-data for europæisk papirproduktion.

4.7.1 Vatpinde

Som beskrevet tidligere er vatpinde af træ og papir sammenlignet med vatpinde af plast. Der er ikke gennemført beregninger af de potentielle miljøpåvirkninger fra bomulden for alle tre produkter, da de potentielle miljøpåvirkninger er de samme for alle tre produkter, da vi antager af mængden af bomuld er ens for de vurderede vatpinde.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger⁶, som er vist i Figur 1, er de potentielle miljøpåvirkninger fra trævatpinde mindre end de potentielle miljøpåvirkninger fra plast- og papirvatpinde.

Den samlede påvirkning i de vægtede resultater er højest for papirvatpinden. Dette skyldes, at partikelemissionerne knyttet til papirproduktion er langt højere end partikelemissionerne knyttet til plast- og træproduktionen. Plast har ligesom papirvatpinden en relativ høj CO₂-udledning, som også skyldes en høj udledning ved produktion. Træ har en væsentlig lavere vægtnet, potentiel miljøpåvirkning end de to andre produkter, som skyldes relativt lave miljøpåvirkninger i produktionen.

Disse forholdsvist høje påvirkninger fra papirproduktionen kan diskuteres, da brunkul anvendes som energikilde i LCA-data for den europæiske papirproduktion. Det kan således være, at disse LCA-data beskriver et forgangenværende valg af energikilder, som er blevet ændret, efter LCA-data er udviklet. Det er derfor valgt at undersøge konsekvenserne nærmere ved at benytte en LCA-proces fra canadisk papirproduktion, hvor der anvendes diesel og propan i stedet for brunkul som energikilde. Hvorvidt LCA-data fra europæisk eller canadisk papirproduktion er mest repræsentativt for produkter, der anvendes i Danmark, er ikke muligt at vurdere. Derfor er resultaterne fra anvendelse af både LCA-data fra europæisk og canadisk papirproduktion inkluderet i projektet for alle produkter af papir.

Resultaterne viser, at den samlede, vægtede potentielle miljøpåvirkning fra vatpinden af papir er på samme niveau som vatpinden af plast (se resultaterne i Figur 9 i bilagsafsnit Bilag J.10) ved anvendelse af LCA-data for canadisk papirproduktion. Alt i alt kan vi således på basis af de gennemførte vurderinger ikke vurdere, om der er forskel mellem plast og papir.

Det ses desuden, at de potentielle miljøpåvirkninger fra transport er af samme størrelse for plast-, træ- og papirvatpinde. Transporten udgør en lille del af de samlede miljøpåvirkninger for henholdsvis plast- og papirvatpinde igennem hver af produkternes livscyklus (fem procent for plastvatpinde og fem procent for papirvatpinde). Derimod udgør transporten en større netto-andel af den samlede, potentielle miljøpåvirkning for trævatpinde, da træets påvirkninger fra produktionen næsten udlignes af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af trævatpinde i forhold til produktionen af trævatpinde, udgør transporten 16 procent.

4.7.2 Bestik

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, er det tydeligt at se, at produktionsfasen er den fase, der giver anledning til de største potentielle miljøpåvirkninger for begge produkter.

Det ses også, at de vægtede miljøpåvirkninger knyttet til produktion af træ er betydeligt lavere end for produktionen af plastbestik.

Det ses desuden, at de potentielle miljøpåvirkninger fra transport er af samme størrelse for plast- og træbestik. Transporten udgør en lille del af miljøpåvirkningerne fra plastbestik (fem procent af de samlede påvirkninger fra plastbestik igennem hele livscyklus). Derimod udgør

⁶ Vægtning er yderligere beskrevet i Bilag J.3. De vægtede, potentielle miljøpåvirkninger er fremkommet ved at normalisere de karakteriserede værdier først, hvorefter der foretages vægtning baseret på faktorer, der kan ses i der kan ses i Bilag D.

transporten en større andel af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger fra træbestik (55 procent), da træets påvirkninger fra produktionen næsten udlignes af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af træbestik i forhold til produktionen af træbestik, udgør transporten en mindre del, nemlig 16 procent.

4.7.3 Tallerkener

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, ses det, at produktionsfasen er den mest betydende fase for de to vurderede tallerkener. Transporten har den laveste påvirkning sammenlignet med de andre livscyklusfaser.

De samlede vægtede miljøpåvirkninger er markant højere for plasttallerkenen sammenlignet med tallerkenen af bagasse⁷.

Det ses desuden, at transporten udgør en mindre del af den samlede potentielle miljøpåvirkning fra det enkelte produkt. Mere specifikt udgør transporten tre procent af de samlede potentielle miljøpåvirkninger for plasttallerkener og 15 procent af de samlede potentielle miljøpåvirkninger for bagassetallerkener. Sidstnævnte skyldes, at bagasse transporteres fra Brasilien og har lave påvirkninger i produktionsfasen.

4.7.4 Sugerør

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, ses det, at papirsugerøret har højere vægtede miljøpåvirkninger end plastsugerøret, hvilket primært skyldes emissionerne af partikler. Som tidligere nævnt, er dette ikke overraskende, da partikelemissionerne knyttet til papirproduktion ved anvendelse af LCA-data for europæisk papirproduktion er langt større end partikelemissionerne knyttet til plast.

Hvis der anvendes LCA-data fra en canadisk papirproduktion, vil den samlede, vægtede potentielle miljøpåvirkning fra sugerøret af papir være på samme niveau som sugerøret af plast (se resultaterne i Figur 13 i bilagsafsnit Bilag J.10). Det er derfor i dette studie ikke muligt konkludere, om plastsugerøret eller papirsugerøret er bedst ud fra en miljømæssig betragtning på basis af de anvendte LCA-data.

Det ses desuden, at transporten står for en lille del af miljøpåvirkningerne (fem procent for både plast- og papirsugerør).

4.7.5 Rørepinde

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger i Figur 1 ses det, at plastrørepinde har langt højere vægtede miljøpåvirkninger end træørepinde.

Det ses desuden, at transporten står for en meget lille del af de samlede, potentielle miljøpåvirkningerne⁸ for rørepinde af plast (fem procent). Ses der derimod på hele livscyklus for træørepinde, udgør de potentielle miljøpåvirkninger fra transport af træørepinde en større andel (ca. 55 procent) af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger fra træørepinde, da træets påvirkninger fra produktionen næsten udlignes af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af rørepinde i forhold til produktionen af rørepinde, udgør transporten en mindre del, nemlig 16 procent.

⁷ Vægtning er yderligere beskrevet i Bilag J.3. De vægtede, potentielle miljøpåvirkninger er fremkommet ved først at normalisere de karakteriserede værdier, hvorefter der foretages vægtning baseret på faktorer, der kan ses i Bilag D.

⁸ Af den samlede potentielle miljøpåvirkning, når krediteringen af fratrukket.

4.7.6 Ballonpinde

De vægtede miljøpåvirkninger i Figur 1 viser, at produktionsfasen for begge produkttyper udgør den største miljøpåvirkning.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, ses det, at papirballonpinden og plastballonpinden giver anledning til potentielle miljøpåvirkninger på tilnærmelsesvist samme niveau.

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle viser, at de potentielle miljøpåvirkninger fra ballonpinden af papir bliver mindre end ballonpinden af plast (se resultaterne i Figur 16 i bilagsafsnit Bilag J.10). Der må derfor rettes opmærksomhed på betydningen af at anvende repræsentative data generelt – og at der er et særligt behov for at afdekke de potentielle miljøpåvirkninger fra papirproduktion, som kan få betydning for valg af det materiale til bl.a. ballonpinde, der har den mindste miljøpåvirkning.

Det ses desuden, at transporten står for en meget lille del af miljøpåvirkningerne for ballonpinde af plast (fem procent) og ballonpinde af papir (fem procent).

4.7.7 Fødevarer beholdere

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, er det tydeligt at se, at produktionsfasen generelt giver anledning til den højeste miljøpåvirkning sammenlignet med transport og bortskaffelse for alle de analyserede fødevarer beholdere.

Den primære årsag til, at de papirbaserede produkter har en forholdsvis høj påvirkning, er, at partikelemissionen under produktion af papir har en betydelig indflydelse på resultatet. Hvis det alternative LCA-datasæt fra en canadisk papirproduktion anvendes, vil de potentielle miljøpåvirkninger fra engangsprodukterne af papir falde til samme niveau som fødevarer beholderne af plast (EPS) (se resultaterne i Figur 18 i bilagsafsnit Bilag J.10).

Fødevarer beholderen med LDPE-coating har en marginalt lavere potentiel miljøpåvirkning end fødevarer beholderen med PLA-coating. Dette skyldes primært, at der anvendes dobbelt så meget PLA i forhold til LDPE til coating (Abena, 2019).

Det ses også, at EPS-fødevarer beholderen har den laveste vægtede miljøpåvirkning. Den højeste vægtede påvirkning findes for fødevarer beholderne af XPS og papir med PLA-coating. Med de usikkerheder, som er forbundet med vægtede LCA-resultater, er det dog svært at drage endelige konklusioner om reelle forskelle mellem de vurderede produkter.

Det ses desuden, at transporten for fødevarer beholderen af bagasse giver anledning til 15 procent af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger fra hele livscyklus af fødevarer beholderen af bagasse. Det skyldes, at bagassen stammer fra Brasilien og dermed skal transporteres længere. For de øvrige produkter udgør transporten en meget lille del af den samlede potentielle miljøpåvirkning fra det enkelte produkt (tre til fem procent).

4.7.8 Drikkebægre

Det skal bemærkes, at EPS-drikkebægeret har en varmeisolerende egenskab, hvilket ikke er tilfældet for de to analyserede typer af drikkebægre af papir samt drikkebægeret af bagasse. Hvis de isolerende egenskaber ønskes for drikkebægrene af papir, findes der alternativer til enkeltvæggede drikkebægre på markedet. Alternativet består af dobbeltvæggede drikkebægre, som vurderes i sensitivitetsanalysen.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 1, ses det, at produktionsfasen for alle produkter medfører de højeste miljøpåvirkninger sammenlignet med de øvrige faser (bortskaffelse og transport). Det ses, at PLA-coatingen giver anledning til en marginalt højere vægtet

miljøpåvirkning end LDPE-coatingen, hvilket primært skyldes, at PLA har højere udledning af drivhusgasser⁹, og at der anvendes dobbelt så meget PLA som LDPE til coating. Der er dog ikke tale om signifikante forskelle.

Det ses, at transporten af bagasse til drikkebægeret af bagasse giver anledning til 15 procent af den samlede, potentielle miljøpåvirkning af drikkebægre af bagasse. Transport i hele livscyklus for drikkebægre af EPS udgør tre procent af den samlede, potentielle miljøpåvirkninger for EPS. For drikkebægre af papir udgør transport fem procent af de samlede miljøpåvirkninger gennem hele livscyklus.

Det ses i Figur 1, at de vægtede, potentielle miljøpåvirkninger fra de fire engangsprodukter ligger på omtrent det samme niveau. Ved at udskifte LCA-data for europæisk papirproduktion med LCA-data fra canadisk papirproduktion, hvor der benyttes diesel og propan i stedet for brunkul som energikilde, reduceres de potentielle miljøpåvirkninger fra papirprodukterne (se resultaterne i Figur 20 i bilagsafsnit Bilag J.10). Dog ligger produkterne stadig på omtrent det samme niveau.

4.7.9 Opsummering af resultater

Baseret på resultaterne i afsnittene 4.7.1-4.7.8 og Figur 1 ses det, at der kan drages følgende overordnede konklusioner:

- Produkter af træ giver typisk anledning til mindre potentielle miljøpåvirkninger end de fossilt baserede produkter. Det skyldes dels, at træ som hovedregel giver anledning til lav drivhuseffekt, partikelemissioner, fotokemisk ozondannelse, terrestrisk eutrofiering og forbrug af knappe ressourcer sammenlignet med de øvrige, anvendte materialer. Selve træmaterialet er også CO₂ neutralt i og med, at den carbon, der er bundet i træet og dermed også produkterne som følge af CO₂ optag under vækst af træ, ikke er inkluderet i beregningerne.
- Produkterne af papir giver som hovedregel anledning til større potentielle miljøpåvirkninger end produkter af plast baseret på fossile ressourcer samt træ og bagasse, hvis der anvendes LCA-data for europæisk papirproduktion. Jf. de anvendte data skyldes det, at produktionen af papir i Europa anledning til partikelemissioner, som skyldes afbrænding af fast, fossilt brændsel såsom brunkul til opvarmning af papirmøllen. Derudover dannes der også partikelemissioner under selve papirfremstillingen, hvor der typisk anvendes en proces, hvor fibrene i papirmaterialet filtreres, hvorved der skabes lange baner af papir, som tørres. Hvis LCA-data for canadisk papirproduktion anvendes, vil de udvalgte produkter af papir i mange tilfælde være på samme niveau som engangsplastprodukterne. Papirprodukterne giver også anledning til et arealforbrug, der er væsentlige større end arealforbruget til produktion af plast-, bagasse- og træprodukter.
- Produkter af bagasse giver som hovedregel anledning til mindre potentielle miljøpåvirkninger end de øvrige produkter. Det skyldes, at bagasse er et affaldsprodukt fra sukker- og ethanolproduktionen.
- De potentielle miljøpåvirkninger fra produkterne af plast (EPS, XPS og PP) giver sig primært udslag i drivhuseffekt og forbrug af knappe, fossile ressourcer sammenlignet med ikke fossilt baserede alternativer.

⁹ Jf. den anvendte LCA-proces fra EcoInvent for produktionen af PLA stammer emissionen af drivhusgasser fra: 1) Elforsøg: 44 procent, 2) Varmeforsøg: 23 procent samt 3) Selve produktionen af majs: 28 procent.

- Generelt giver produktionsfasen anledning til de største potentielle miljøpåvirkninger og omvendt påvirker bortskaffelsesfasen i mindre grad de samlede resultater.
- I relation til produktionsfasens relativt store betydning, er energisammensætningen i denne fase af betydning for det samlede resultat.

Som det ses, er konklusionerne overordnede, hvilket skyldes, at der er truffet en række antagelser mht. energisammensætning, vægt mv., som er afgørende for resultaterne.

For at øge robustheden af resultaterne er der gennemført en sensitivitsanalyse, der beskrives i det følgende afsnit.

4.8 Sensitivitsanalyse

Igennem forløbet med opbygningen af LCA-beregninger og -resultater er der foretaget en række antagelser.

De væsentligste antagelser vedrørende produktsystemer og tilhørende data for miljøpåvirkninger, der forventes at kunne have en større betydning for det samlede resultat, vurderes i tre sensitivitsanalyser, som er beskrevet i dette afsnit. Sensitivitsvurderingerne inkluderer scenarier, som vurderer mulige fremtidige forhold, som har betydning for miljøpåvirkningerne.

Det har ikke været inden for rammerne af projektet at lave sensitivitsanalyser med alternative LCA-data for de vurderede produkter.

Der er ligeledes en stor subjektiv usikkerhed forbundet med de anvendte vægtningsfaktorer, som er udviklet af Europakommissionen. I mangel af bedre alternativer kan der ikke laves sensitivitsanalyser med alternative vægtningsdata.

4.8.1 Ændring af energisammensætningen

Det er politisk besluttet, at energisammensætningen fremover i højere grad skal baseres på vedvarende energikilder. I denne sensitivitsanalyse ses der på, om en fremtidig situation med et grønnere energinet vil påvirke den relative miljøpåvirkning af produkterne.

I scenariet ændres energisammensætningen i Danmark således, at varmeproduktionen er baseret 100 procent på biomasse, og elektriciteten er 100 procent baseret på vindmøllestrøm. Dette har betydning for den strøm og varme, der krediteres under forbrænding af produktet efter endt brug. Denne sammensætning er fiktiv og dermed ikke baseret på en eksakt fremskrivning til en fremtidig energisammensætning. Derimod er scenariet udvalgt ud fra et ønske om at beskrive en yderpol mht. energisammensætning, som potentielt kan vise en stor effekt. Antagelse om forøget andel vindmøllestrøm inkluderer også lagring af el fra vindmøllestrøm, der kan anvendes i de situationer, hvor der ikke genereres vindmøllestrøm.

Der er ikke foretaget ændringer for energisammensætningen i baggrundsprocesserne såsom råstofudvinding og bearbejdning af råstofferne, da råvareudvinding og bearbejdning af råvarerne finder sted både uden for og i Europa, hvor den fremtidige energisammensætning ikke er kendt. Det vil sige, at der anvendes et el- og varmemiks baseret på energiproduktion i de lande og regioner, der er nævnt i Tabel 10. Det er COWIs ekspertvurdering, at såfremt energisammensætningen til baggrundsprocesserne ændres til et grønnere energimiks, vil de potentielle miljøpåvirkninger falde.

Med hensyn til produktionsfasen, hvor de færdige produkter produceres, er der benyttet et grønt el-miks bestående af fornybare energikilder sammensat af følgende energikilder: 50 procent vind, 21 procent vandkraft, 20 procent solenergi og ni procent biomasse (e-Highway2050, 2015).

LCA-resultaterne ved anvendelse af disse alternative antagelser viser, at der for flere produkter ses begrænsede ændringer i den totale miljøpåvirkning ved overgang til mere vedvarende energikilder. Dette skyldes hovedsageligt, at gevinsterne i produktionsfasen ved brug af den grønne strøm¹⁰ opvejes af den reducerede, krediterede miljøpåvirkninger ved forbrænding af produkterne.

I det grønne energiscenarie reduceres krediteringen af miljøpåvirkninger, da energien, som substitueres ved forbrænding, bliver baseret på fornybare ressourcer og derfor har lavere miljøpåvirkninger end den marginale energisammensætning i basisscenarierne.

Yderligere uddybning af resultaterne for hvert produkt kan ses i Bilag J.

4.8.2 Ændring i genanvendelsesprocenterne for plast

I dette afsnit undersøges konsekvenserne af at ændre genanvendelsesprocenterne for plastprodukterne, altså de produkter, der forbydes som følge af markedsføringsforbuddet.

Dette fokus på genanvendelsesprocenterne skyldes, at der er øgede krav til separat indsamling af plast i de danske kommuner, hvilket forventes at medføre en øget udsortering af plast og dermed også øget genanvendelse af plasten.

For at kunne beregne de miljømæssige konsekvenser har COWI foretaget en ekspertvurdering af, hvordan genanvendelsesfordelingen kan se ud fremadrettet. Der er taget højde for, at disse produkter er engangsprodukter og derfor vil blive anvendt til take away. Det medfører, at der ikke kan forventes betragtelige ændringer i genanvendelsesprocenterne – som det ellers ses for andre produktkategorier som eksempelvis fødevareemballage, der bortskaffes fra kantiner og private hjem.

Med genanvendelse menes her udsortering af engangsplastprodukter, som genanvendes sammen med den øvrige udsorterede plast.

Den øgede genanvendelse og formindskede forbrænding ses i Tabel 11.

Tabel 11. Forøget genanvendelse og formindsket forbrænding af engangsplastprodukter.

	Basisscenariet		Sensitivitetsanalyse med øget genanvendelse og mindsket forbrænding af engangsplastprodukter	
	Genanvendelse	Forbrænding	Genanvendelse	Forbrænding
Vatpinde	1 %	99 %	5 %	95 %
Bestik	1 %	99 %	10 %	90 %
Tallerkener	5 %	95 %	15 %	85 %
Sugerør	0,6 %	99,4 %	10 %	90 %
Rørepinde	0 %	100 %	10 %	90 %
Ballonpinde	1 %	99 %	5 %	95 %
Fødevarebeholdere	5 %	95 %	10 %	90 %
Drikkebægre	5 %	95 %	10 %	90 %

¹⁰ Der er ikke indregnet potentielle miljøpåvirkninger ved anlæg, dvs. eksempelvis vindmøller og raffinaderier.

Den øgede genanvendelse medfører en større kreditering i form af undgået produktion af virgint plast samt mindsket forbrænding af engangsplastprodukterne¹¹.

Generelt viser denne sensitivitetsanalyse, at der må forventes en mindre miljømæssig effekt ved øget genanvendelse af plastprodukterne. Den højeste miljømæssige gevinst er fundet for sugerør, hvor den øgede genanvendelse giver anledning til en reduktion i de potentielle miljøpåvirkninger på fem procent. Yderligere uddybning af resultaterne for hvert produkt kan ses i Bilag J.

4.8.3 Ændring i vægt af udvalgte produkter

I LCA-resultatafsnittet (afsnit 4.7) er der anvendt gennemsnitsvægte for de udvalgte produkter, der omfattes af markedsføringsforbuddet. Her i sensitivitetsanalysen ses der nærmere på disse produktvægte, da det vides, at resultatet er følsomt for produkternes vægt (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019).

For netop at vurdere produktvægtens følsomhed er det valgt at undersøge effekterne af en vægtforøgelse eller vægtreduktion på 20 procent, hvilket må vurderes at være et rimeligt spænd for produktvægtene.

For at lette læsningen er der udelukkende gennemført beregninger for de produkter, hvor resultaterne i afsnit 4.7 ligger så tæt, at konklusionerne vil kunne ændre sig som følge af, at vægtene ændrer sig. Det betyder, at der ikke er gennemført sensitivitetsanalyse for vatpinde, bestik, tallerkener og rørepinde.

Yderligere uddybning af resultaterne for hvert produkt kan ses i Bilag J.

4.8.3.1 Sugør

Resultaterne af beregningerne viser, at datavalget er sensitivt i forhold til resultaterne. Hvis der anvendes LCA-data for den europæiske papirproduktion, skal der gennemføres en vægtreduktion på minimum 20 procent for papirsugerørene, for at de er på et niveau for den potentielle miljøpåvirkning, der er i samme størrelsesorden som sugerør af plast, der endda har en vægtforøgelse på 20 procent. Dette svarer til, at plastsugerøret vejer 0,78 g, mens papirsugerøret med en 20 procent vægtreduktion vil opnå en vægt på 0,92 g. Hvorvidt dette er teknisk muligt – samtidig med, at funktionaliteten bibeholdes – er uvist. Dog har brugere af sugerør oplevet problemer med funktionaliteten af papirsugerør, der kan smuldre og dermed ikke opretholde deres funktion (Kjeldsen N. , 2019), hvilket kan hænge sammen med sugerørets vægt.

Hvis der anvendes LCA-data for den canadiske papirproduktion, giver papir- og plastsugerører anledning til tilnærmelsesvist samme niveau af miljøpåvirkninger – uden at have ændret på vægten af sugerørene.

Der kan argumenteres for, at usikkerheden på data kan betvivle nøjagtigheden af disse resultater, og dermed om forskellen mellem plast- og papirsugerør reelt er tilstrækkelig signifikant til at kunne konkludere, at det ene produkt har mindre potentielle miljøpåvirkninger end det andet.

4.8.3.2 Ballonpinde

Resultaterne viser, at antagelser om vægten af ballonpinde kan påvirke LCA-resultatet betydeligt. Det er således afgørende for udpegelse af det miljømæssigt foretrukne valg, at disse vægte er retvisende.

¹¹ Ved genanvendelse af PP-produkterne substitueres primært PP. Ved genanvendelse af PS-produkterne substitueres primært PS.

4.8.3.3 Drikkebægre

Særligt for drikkebægre af papir undersøges sensitiviteten af resultaterne gennem vurdering af effekten af ekstra isolering for papirdrikkebægrene. Hermed ses der nærmere på konsekvenserne af, at drikkebægre udstyres med et ekstra lag, hvorved bægrene opnår samme isolerende evne som de EPS-drikkebægre, som papirbægrene vil erstatte.

En vejning af drikkebægre med og uden et ekstra isolerende lag afslørede en vægtforøgelse af produktet på 50 procent.

LCA-resultaterne viser en betydelig ændring af papir- og bagassedrikkebægernes potentielle miljøpåvirkninger, da de potentielle miljøpåvirkninger ændres tilnærmelsesvist proportionalt med vægten. For papirdrikkebægrene er ændringen lidt mindre, da disse produkters samlede potentielle miljøpåvirkning også er påvirket af coatingen, og at vægten af coatingen antages at forblive den samme, uanset om drikkebægrene er varmeisolerede eller ej. Særligt ses der en væsentlig forøgelse af de potentielle miljøpåvirkninger fra de papirbaserede drikkebægre.

Drikkebægret af bagasse er stadig det produkt, der vurderes at have den laveste potentielle miljøpåvirkning under de givne forudsætninger.

4.8.3.4 Fødevarerholdere

Sensitivitetsanalysen for fødevarerholdere tager udgangspunkt i, at papir- og bagasseprodukterne får forhøjet isoleringsevne, så maden holder sig varm i længere tid, og beholderen er mere behagelig at holde – ligesom EPS-engangsplastproduktet. Samme procentuelle vægtforøgelse, som vi ser for drikkebægre (50 procent), antages også for fødevarerholderne.

Som det fremgår af i Bilag J.11, ses der en tydelig forskel for det enkelte produkt, når fødevarerholderens vægt øges med 50 procent.

De potentielle miljøpåvirkninger ændres næsten proportionalt med vægten. Resultaterne viser, at en vægtforøgelse på 50 procent ikke ændrer rankingen af produkterne – særligt ikke hvis der anvendes LCA-data for canadisk papirproduktion.

4.8.4 Diskussion af antagelser og usikkerheder

I dette projekt er der gennemført en række livscyklusvurderinger baseret på data fra LCA-databasen Ecolnvent for alle inkluderede livscyklusfaser på nær forbrænding, som er modelleret ved anvendelse af data fra EASETECH.

Der er usikkerheder forbundet med antagelser, data mv., hvoraf de vigtigste er:

- Ecolnvent-data er historiske data, der er baseret på indsamling fra en række producenter. Der er ikke anvendt producentspecifikke data, som kan resultere i betydelige forskelle i miljøpåvirkninger mellem enkeltproducenter, hvilket kan bevirke, at resultaterne kan ændre sig. Det skyldes, at det er fundet mest hensigtsmæssigt at anvende verificerede gennemsnitsdata fra flere producenter ved anvendelse af Ecolnvent.
- Det kan overvejes, om papirproduktionen bør vurderes separat ved anvendelse af data fra flere producenter, da Ecolnvent-data viser relativt store miljømæssige påvirkninger, som primært er forbundet med forbrug af brunkul som energikilde. På grund af øget regulering af produktionsvirksomheder i Europa, kan det tænkes, at produktionsoptimeringer er planlagt eller gennemført, som vil kunne få indflydelse på resultaterne for miljøpåvirkningerne. Det vil kræve data fra specifikke leverandører og producenter, hvis præcisionen skal øges, hvorved resultaterne ville blive specifikke omkring enkelt-producenter.

Som beskrevet i resultatafsnittet i dette kapitel giver anvendelse af LCA-data fra en canadisk

papirmølle anledning til væsentlige ændringer i miljøpåvirkningerne, hvilket primært skyldes den betydeligt mindre emission af partikler sammenlignet med partikemissionerne fra den europæiske proces. Grundet denne betydelige variation i resultaterne kan der generelt ikke identificeres forskelle mellem plast- og papirprodukter.

- I EASETECH er der anvendt data for et gennemsnitligt forbrændingsanlæg. Til trods for at disse anlæg drives på forskellig vis, vurderes det dog at være det bedst mulige valg i denne sammenhæng, da affaldet vil blive indsamlet og forbrændt på alle danske anlæg. Slutteligt er affald, der hæfter sig på produkterne (eksempelvis mad på bestik mv.) ikke indregnet. Da bortskaffelsesfasen overordnet set har en mindre procentuel påvirkning på det samlede resultat, vurderes det, at disse antagelser har en marginal betydning for det samlede resultat.
- Arealforbrug er inkluderet i de vægtede resultater, og det ses af resultaterne, at arealforbrug har betydning for biobaserede produkter (særligt træ og papir)¹². Repræsentativiteten af de LCA-data, der foreligger i bl.a. EcoInvent kan diskuteres – særligt omkring de antagelser, der træffes i forbindelse med opgørelse af arealforbrug (eksempelvis om et induceret merforbrug giver anledning til intensivisering eller arealudvidelse mv.). Det vurderes dog, at arealforbrug er en relevant parameter at inkludere i studiet og således også en parameter, der med fordel kan medtages ved vurdering af de alternative produkters samlede, potentielle miljøpåvirkning.
- Det er antaget, at bagasse stammer fra sukker- og ethanolproduktionen i Brasilien og importeres til Europa. Det kan diskuteres, om bagassen stammer fra andre lande, hvilket primært vil påvirke resultatet for den energi, der forbruges til at substituere den varme, som ellers ville komme fra afbrænding af bagasse. Der er ikke gennemført beregninger af de potentielle miljøpåvirkninger for det tilfælde, hvor bagasse stammer fra andre lande og det vides således ikke, hvordan sådanne data ville påvirke resultaterne.
- Der vurderes at være relativt stor usikkerhed i resultaterne for papir- og træprodukter, da trætypen, træets oprindelse mv. kan give anledning til varierende emissioner. Resultater fra træ- og papirprodukter skal således tolkes med omhu – og der må påregnes at være relativt store varianter i resultaterne afhængig af de anvendte antagelser og datagrundlag.
- Grundet valg af LCA-datakilde i dette projekt vil der være nogen usikkerhed på resultaterne. Data for de fossilt baserede produkter er 'lukkede', hvilket vil sige, at kilderne til påvirkningerne ikke kan identificeres. Data er med andre ord en 'black box', hvor det ikke er muligt at kvantificere og forstå usikkerhederne, der er forbundet med de fossilt baserede produkter. Det vil kræve data fra specifikke leverandører og producenter, hvis præcisionen skal øges, hvormed resultaterne ville blive specifikke omkring enkelt-producenter.
- Netop for vatpinde, sugerør, ballonpinde, tallerkener, fødevarebeholdere og drikkebægre af papir er der valgt en proces fra EcoInvent, der beskriver de potentielle miljøpåvirkninger ved anvendelse af primære papirfibre. Det skyldes, at COWI har fået oplyst, at der som udgangspunkt anvendes primære papirfibre (dvs. ikke genanvendt papir). Da hovedparten af de udvalgte produkter (vatpinde, sugerør, tallerkener, fødevarebeholdere og drikkebægre) skal overholde de krav, der gælder for emballage til fødevarer (Geueke, 2016). Hvis det kan godkendes, at producenter anvender genanvendt papir i stedet for papir af primære papirfibre, vil miljøpåvirkningerne ændres. Der er ikke foretaget beregninger heraf.
- I projektet er det valgt at gennemføre en sensitivitetanalyse, hvor selve produktionen af produkterne (støbning af produkterne mv.) samt bortskaffelse er vurderet ved anvendelse af

¹² Se evt. de karakteriserede værdier i Bilag J.

mere grøn energi. Baggrundsprocesserne såsom råstofudvinding og bearbejdning af råstofferne er ikke ændret i energisammensætning, da råvareudvinding og bearbejdning af råvarerne finder sted både uden for og i Europa, hvor den fremtidige energisammensætning ikke er kendt. Det er COWIs ekspertvurdering, at såfremt energisammensætningen til baggrundsprocesserne ændres til et grønnere energimiks, vil de potentielle miljøpåvirkninger falde for alle de vurderede produkter. Dette vil påvirke resultaterne, men det kan ikke på forhånd vurderes, hvad det vil betyde for hhv. plastprodukter og deres alternativer. Hvorvidt dette er kritisk, afhænger af, om der ses på en nær-fremtidssituation, hvor energimikset ikke er ændret betydeligt – eller der ses på en langsigtet ændring, hvor energisammensætningen må formodes at være markant ændret.

- Som det ses i resultaterne, pålægger vægtning resultaterne en faktor, der har til formål at udtrykke den relative vigtighed af indikatorerne. Da vægtningsfaktorerne er udviklet og fastsat af et ekspertpanel for Europakommissionen, vurderes det, at disse vægtningsfaktorer giver værdi i forhold til at kunne gennemføre en samlet tolkning og sammenligning af produkterne. Man skal dog være opmærksom på, at dette er en subjektiv ekspertvurdering af den relative vigtighed af miljøpåvirkningerne.

For at undersøge resultaternes sensitivitet i forhold til energisammensætningen er der foretaget en analyse, hvor energisammensætningen er antaget at være baseret på 100 procent vindmøllestrøm og varme baseret på 100 procent biomasse som alternativ til dansk elektricitetsmarginalsammensætning (Tabel 28) og varmemarginalsammensætning (Tabel 28. Elmarginal for Danmark (Schmidt et al. 2016)

- Tabel 29). Det kan diskuteres, om dette valg af energikilder er fornuftigt udvalgt til denne projektsammenhæng. Da resultaterne kun viste en mindre ændring af resultaterne som følge af den grønne energisammensætning, vurderes det, at en ændret grøn energisammensætning ikke ville have ændret signifikant på energisammensætningens betydning for det samlede resultat. Det er derfor valgt ikke at simulere andre fremtidige energimiks.
- I projektet er der anvendt data om produkternes vægt på basis af de produkter, der nu findes på markedet. Da resultaterne påvirkes af produkternes vægt, er disse yderligere analyseret i sensitivitetsanalysen. Det kan diskuteres, om de valgte produktvægte og varianser er retvisende for de produkter, der fremover vil være på det danske marked for engangsprodukter. Der kan tænkes at forekomme en situation, hvor de alternative produkters vægt optimeres yderligere, hvorved de potentielle miljøpåvirkninger kan reduceres yderligere.
- Det kan diskuteres, om livscyklusvurderingerne bør suppleres med yderligere vurderinger som eksempelvis biodiversitet; effekter som følge af træhugst i en tid, hvor forbruget af træ stiger drastisk; sociale aspekter mv. Der er dog ikke udpeget og udviklet en metode hertil endnu, som er indarbejdet i PEF (European Commission, 2018).
- Det er valgt at medtage seks miljøeffektindikatorer i projektet for at skabe det stærkest mulige grundlag til at kunne præsentere en troværdig vurdering af de miljømæssige konsekvenser på basis af de anvendte LCA-data. Det kan dog diskuteres, hvordan inkludering af de øvrige indikatorer i PEF ville have påvirket resultatet. Dette er ikke undersøgt i projektet, da de resterende indikatorer er belagt med langt højere grad af usikkerhed end de seks udvalgte indikatorer. Det vurderes derfor, at det ikke er muligt at skabe et solidt grundlag for vurdering af de miljømæssige konsekvenser på basis af alle indikatorerne i PEF.
- Sidst men ikke mindst er henkastet affald ikke inkluderet i livscyklusvurderingerne, da data om nedbrydning af og miljøpåvirkninger fra enkelt-produkter, mikroplast mv. ikke er tilgængelige. Ydermere er de toksiske effekter af henkastet affald ikke inkluderet i livscyklusvurderingsmetoder endnu, da skæbne, eksponering og effektmodellering for makro- og mikroplast

stadig er ved at blive udredt og beskrevet. De miljømæssige forhold relateret til henkastet affald er dog kvalitativt beskrevet i kapitel 5.

Baseret på ovenstående forhold kan det konkluderes, at en række forhold bevirker, at LCA-resultaterne i dette projekt ikke kan betragtes som et præcist resultat af de potentielle miljøpåvirkninger. Det er dog COWIs vurdering, at resultaterne kan være retningsgivende, da resultaterne kan betragtes som et gennemsnit af de inducerede, potentielle miljøpåvirkninger, der vil finde sted som følge af engangsprodukternes påvirkning gennem hele livscyklus.

4.8.5 Konklusion

De potentielle miljøpåvirkninger fra den fulde livscyklus for engangsplastprodukter og deres alternativer er beregnet ud fra udvalgte indikatorer.

Som diskuteret ovenfor er livscyklusvurderingerne forbundet med en række antagelser, og resultater skal derfor anvendes med omtanke. For eksempel er produkternes vægt nogenlunde proportional med miljøeffekterne, og antagelser om vægt har derfor stor betydning for de beregnede miljøeffekter. Det er således af stor betydning at koble anbefalinger om vægten af produkterne med de konklusioner, som drages om potentielle miljøpåvirkninger.

Det kan dog med en vis sikkerhed konkluderes, at produktionsfasen inklusive råstofudvinding er den fase, der betyder mest for det samlede resultat for alle typer produkter. Bortskaffelsesfasen har nogen betydning, og når der ses isoleret på bortskaffelsesfasen, har valget af energisammensætning (dvs. hvilken type af energi den genererede energi fra forbrænding erstatter) betydning.

Transportens effekt er typisk af mindre betydning for de samlede beregnede miljøeffekter for alle vurderede produkter. For produkter, hvor der anvendes råvarer fra Brasilien og USA, er transportens bidrag større.

Det ses generelt af resultaterne, at de fossilt baserede produkter i reglen har højere potentielle miljøpåvirkninger end de alternative træprodukter og produkter af bagasse. Dette er dog ikke tilfældet for fødevarer, hvilket primært skyldes den forøgede vægt af de alternative produkter sammenlignet med fødevarer af EPS.

Derimod viser resultaterne, at de papirbaserede produkter typisk enten har større potentielle miljøpåvirkninger end de fossilt baserede produkter – eller nogenlunde den samme potentielle miljøpåvirkning. Dog er forskellen i flere af produktsammenligninger så lille, at det er svært at drage meget faste konklusioner. Der er generel usikkerhed om de underliggende miljøpåvirkningsdata anvendt for papir, hvorfor der ikke kan konkluderes noget entydigt for denne materialetype. Resultaterne viser, at de potentielle miljøpåvirkninger fra papir i høj grad påvirkes af de energikilder og den proces, der anvendes under selve papirproduktionen. De indikatorer, der udgør den største andel af det vægtede resultat, er drivhuseffekt, emission af partikler samt forbrug af fossile ressourcer. Derudover giver papirforbrug også anledning til det største potentielle arealforbrug pr. kg materiale, der anvendes (sammenlignet med plast-, bagasse- og træprodukter).

Skift fra marginal el og varme til grønnere el og varme har nogen betydning for produktionsfasen. Det indikerer, at produkternes fremtidige miljøpåvirkning vil falde, efterhånden som de eksisterende energikilder udskiftes med vedvarende energikilder.

En forventet, øget genanvendelse af engangsplastprodukterne vurderes at have mindre betydning for anbefalingerne. Det skal dog nævnes, at det for nogle af denne type produkter vurderes, at potentialet for mekanisk genanvendelse er begrænset, selv i fremtiden, ikke mindst da flere af produkterne anvendes til fødevarer og derved ofte er kontamineret.

Konklusionerne i dette afsnit vil blive knyttet sammen med viden om henkastet affald og produkter til flergangsbrug i den samlede konklusion. Der kan nemlig perspektiveres omkring engangsprodukter som 'det miljømæssigt fornuftige valg' set i lyset af Engangsplastdirektivets overordnede formål om at undgå miljøpåvirkninger som følge af henkastet affald.

5. Henkastet affald

En væsentlig del af baggrunden for indførelse af Engangsplastdirektivet er at begrænse mængden af henkastet affald, herunder affald i havet. Det er derfor væsentligt at give et bud på direktivets påvirkning af mængde og sammensætning af henkastet affald i Danmark.

I dette kapitel er der givet et kort sammendrag, og der henvises til Bilag K for uddybning heraf.

Affald fra to-go-produkter udgør en væsentlig andel af grupperne stort og småt affald¹³. For stort affald ligger andelen på omkring 30 procent af de indsamlede affaldsstykker (Hold-Danmark-Rent, 2016).

Den seneste opgørelse af marint affald på danske strande er netop under udgivelse og samler alle målinger fra 2015 og frem. Plast er meget dominerende og udgør på landsplan ca. 85 procent af det indsamlede affald opgjort i stk.

De foretagne undersøgelser viser, at en væsentlig del¹⁴ af det henkastede affald omfatter produkter, der omfattes af Engangsplastdirektivet (markedsføringsforbud eller anden regulering). Dette gælder både affald indsamlet 'på land' i forskellige lokalitetstyper (Hold-Danmark-Rent, 2016) og for affald indsamlet langs de danske kyster (DCE, 2019). Det antages derfor, at hyppigheden af disse plastemner fremover vil falde som følge af direktivet. For de emner, der omfattes af markedsføringsforbuddet, antages produkter af plast stort set at forsvinde.

Det forventes, at folk går mere og mere væk fra "brug-og smid-væk"-tankegangen og dermed i højere grad vil bruge genbrugelige alternativer. Derudover er der nogle af de alternative engangsprodukter, der ikke har den samme funktionalitet som engangsplastprodukterne, hvilket også må forventes at give anledning til reduceret forbrug. Et eksempel herpå er papirsugerør, hvor forbrugerne oplever, at funktionen ikke er tilfredsstillende, hvilket kan medvirke til, at forbrugerne undlader at bruge sugerør (Kjeldsen N. P., 2019). Dermed vil direktivet trække i den rigtige retning hvad angår mængden af henkastet affald. Derudover formodes det, materialsammensætningen af det henkastede affald sandsynligvis ændres til fremover at indeholde mindre plast.

Hvis de nye engangsartikler af træ og papir fremover henkastes i naturen, vil deres evne til at nedbrydes indgå som en vigtig parameter i vurderingen af miljøpåvirkningerne.

Produkter lavet af træ vil nedbrydes langsomt, og nedbrydeligheden vil afhænge meget af tykkelsen af produktet, og hvorvidt træet er behandlet eller ubehandlet. Produkter af ubehandlet papir vil nedbrydes relativt hurtigt. Engangsartikler af papir (f.eks. to-go-emballager) vil dog ofte have en coating af plast for at hindre fedt og væske i at opløse papiret i brugsfasen, som medfører, at den del af produktet, der er af plast ikke nedbrydes og at papiret nedbrydes væsentligt langsommere end ubehandlet papir.

Der kan være en tendens til, at 'de nye' engangsartikler er mindre skadelige over for dyrelivet end plastprodukterne, bl.a. fordi de i mindre grad vil forveksles med naturlige fødeemner af

¹³ Jf. Hold-Danmark-Rent's definition af stort og småt affald. For yderligere information henvises der til (Hold-Danmark-Rent, 2016).

¹⁴ Andelen er ikke kendt af forfatterne til denne rapport.

bl.a. fugle og havdyr. I forhold til menneskers opfattelse af henkastet affald kan der ligeledes være en tendens til, at de nye produkter er mindre synlige (i højere grad naturfarver), og at et område dermed vil virke mere rent, selvom mængden af affald er den samme.

6. Forventede miljøeffekter ved skift til flergangsprodukter

I dette kapitel ses der nærmere på de overordnede miljømæssige effekter, som skift til flergangsprodukter i stedet for engangsprodukter (omfattet af markedsføringsforbuddet) må forventes at have.

Denne vurdering tager afsæt i tidligere gennemførte studier og består af en kvalitativ vurdering foretaget af COWI.

De mest anvendte alternativer til engangsprodukterne vurderes at være:

Tablet 12. De engangspplastprodukter, der er omfattet af forbuddet, samt engangsalternativer og mulige alternative flergangsprodukter.

	Engangspplastprodukter	Alternativer (behandlet i LCA i kapitel 4)	Flergangsprodukter
Vatpind	Plast (PP)	Træ og papir	Genbrugelig vatpind ¹⁵
Bestik	Plast (PP)	Træ	Stål
Tallerkener	Plast (PS)	Bagasse	Porcelæn eller genbrugeligt plast ¹⁶
Sugerør	Plast (PP)	Papir	Stål eller glas
Rørepinde	Plast (PP)	Træ	Stål
Ballonpinde	Plast (PP)	Papir	-
Fødevarebeholdere	Plast (EPS)	XPS, papir og bagasse	Genbrugeligt plast
Drikkebægre	Plast (EPS)	Papir og bagasse	Genbrugelig plastkop, porcelæn eller glas

Baseret på foreliggende studier samt COWIs ekspertvurdering er flergangsprodukterne kendetegnet ved at have en produktionsfase, der har større miljømæssige påvirkninger end produktion af engangspplastprodukter. Det skyldes hovedsageligt, at flergangsprodukter ofte er kraftigere og ofte består af mere hårdført materiale, der muliggør indsamling, vask mv. Et eksempel herpå er stålbestik, der kan genbruges et stort antal gange.

Derudover giver flergangsprodukter også anledning til miljøpåvirkninger i driftsfasen, hvor produkterne typisk vaskes. Derimod kan miljøpåvirkningerne af flergangsprodukter fordeles ud over alle de gange, som produktet anvendes. I dette projekt er det ikke undersøgt, hvor mange gange disse produkter kan genbruges.

Vurderingerne af de miljømæssige påvirkninger af engangsprodukter sammenlignet med flergangsprodukter er gennemført på basis af en lang række antagelser, der er foretaget i de anvendte kilder: "Life Cycle Inventories of Single Use Plastic Products and their Alternatives"

¹⁵ Kan f.eks. være produceret af en pind i nylon og selve 'hovedet' i silikone som beskrevet i (LastSwab.com, 2019)

¹⁶ Baseret på COWIs ekspertvurdering

(Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018) og "Greenhouse Gas Impacts Disposable vs Reusable Foodservice Products" (Sheehan, Gordon, & Sommer, 2017)¹⁷.

Der fremstår følgende konklusioner:

- For genbrugelige vatpinde er der markant mindre miljøpåvirkninger end for engangsprodukterne. Dette gælder alle vurderede miljøindikatorer.
- De to vurderede studier for bestik konkluderer ikke enslydende – det ene studie konkluderer, at genbrugeligt stålbestik typisk har en højere påvirkning end engangsalternativerne, hvilket skyldes de store påvirkninger under produktionen af rustfrit stål. Et andet studie viste, at stålskeer kun skulle genbruges to gange, før de er bedre end skeer af plast.
- For sugerør giver resultatet af vurderingerne ikke et entydigt billede af, om engangsprodukter giver anledning til større eller mindre miljøpåvirkninger i forhold til flergangsprodukter (heraf stål eller silikone).
- Resultaterne for rørepinde er ikke entydige, og der kan derfor ikke drages entydige konklusioner ift. miljøpåvirkninger.
- Fødevarer beholdere til flergangsbrug er overordnet set mere fordelagtige end engangsplastprodukter og alternative engangsprodukter.
- For drikkebægre er flergangskopper mere fordelagtige miljømæssigt end engangsplastbægre.
- Genbrugelige tallerkener har mindre potentielle miljøpåvirkninger efter brug af flergangstallerkener 50 gange.

Sammenfattende kan det konkluderes, at flergangsprodukter som oftest giver anledning til mindre miljøpåvirkninger end engangsprodukter, hvis flergangsprodukterne anvendes efter hensigten (dvs. mange gange).

Energiforbruget og energikilden kan have stor betydning, så jo mindre energi, der forbruges under produktion og brug af flergangsprodukter, og jo grønnere energikilden er, jo mere fordelagtige er flergangsprodukter sammenlignet med engangsprodukter.

¹⁷ Antagelser om LCA-metode, systemgrænser, allokering mv. er ikke beskrevet for engangsplastprodukterne. For flergangsprodukter er der anvendt antagelser om energi- og vandforbrug i forbindelse med vask af produkter, levetider mv.

7. Nabotjek

For at skabe et bedre indblik i de forventede effekter af indførelsen af markedsføringsforbudet gennemføres et nabotjek af erfaringerne med at indføre markedsføringsforbud mod engangsplastprodukter.

Der gennemføres først en landescreening, hvor relevante initiativer identificeres. Metode og selve landescreeningen fremgår af Bilag I. I landescreeningen har der særligt været fokus på initiativer i europæiske lande og andre højindkomstlande. Erfaringerne med indførelse af markedsføringsforbud mod plastprodukter er dog sparsomme i Europa.

For at give et samlet overblik over typerne af tiltag er der derfor også inddraget tiltag fra andre dele af verden.

På baggrund af screeningen er de tiltag, som vurderes at være mest relevante i en dansk kontekst, udvalgt. Denne udvælgelse er foretaget på baggrund af en vurdering af kvaliteten af de tilgængelige informationer om effekterne af tiltagene. Desuden er lande prioriteret, hvor affaldshåndtering og økonomisk udvikling er sammenlignelig med Danmark.

7.1 Beskrivelse af udvalgte tiltag

Nedenstående tabel viser de udvalgte tiltag, hvilke produkter de omhandler, samt en kort begrundelse for udvælgelse.

Beslutningsgrundlag og forudsætninger for det franske markedsføringsforbud mod drikkebægre, bestik og vatpinde i plast er desuden undersøgt. Efter dialog med de franske myndigheder, har det dog ikke været muligt at få udleveret tilstrækkelig dokumentation, til at beskrive de forventede konsekvenser af reguleringen i Frankrig.

Mængden af tilgængelig information om de forskellige tiltag varierer kraftigt mellem landene. Derfor er der også forskel på, hvor grundigt tiltagene og deres forventede effekter er blevet beskrevet.

Tabel 13. Tiltag udvalgt til nærmere beskrivelse.

Land/region	Forbud el. kommende forbud	Produkt og beskrivelse af tiltag	Begrundelse for udvælgelse
Skotland	Forbud	Markedsføringsforbud mod vatpinde i plast	Sammenlignelighed og data fra konsekvensvurdering
USA (Seattle)	Forbud	Markedsføringsforbud mod sugerør, engangsbestik, tallerkener og drikkebægre i plast	Til en vis grad sammenlignelig. Erfaringer fra indførelse af forbud
England	Kommende forbud (indføres i april 2020)	Markedsføringsforbud mod sugerør, vatpinde og rørepinde i plast	Sammenlignelighed og data fra konsekvensvurdering
Norge	Forslag om forbud (forventes behandlet i 2020)	Markedsføringsforbud mod sugerør, engangsbestik, tallerkener, vatpinde, ballonpinde og fødevarebeholdere og drikkebægre af EPS	Sammenlignelighed og data fra konsekvensvurdering

Som det fremgår af ovenstående tabel, har Norge endnu ikke vedtaget regulering, men har udarbejdet forberedende arbejde, hvor de forventede konsekvenser for miljø og økonomi er beskrevet. Norge har af de udvalgte lande gennemført den mest detaljerede konsekvensvurdering.

Da alle tiltag enten er under implementering eller nyligt implementeret, har det ikke været muligt at indsamle information om tiltagens faktiske effekt. Dataindsamling har i stedet været fokuseret på det forberedende arbejde for reguleringen og de forventede effekter af reguleringen.

Af Tabel 14 fremgår estimer for omkostninger ved markedsføringsforbud for hhv. England, Skotland og Norge på baggrund af landenes konsekvensvurderinger. Resultaterne er sammenholdt med resultater fra den erhvervsøkonomiske konsekvensvurdering for Danmark. For at sikre sammenlignelighed på tværs af resultaterne er kun direkte budgetøkonomiske konsekvenser præsenteret. Dette betyder blandt andet, at ændrede omkostninger til strandoprydning og miljøeksternaliteter ikke er inkluderet. Alle tal er desuden omregnet til omkostning pr. indbygger.

Tabel 14. Sammenligning af omkostninger ved markedsføringsforbud på tværs af lande. Omkostninger opgjort som DKK pr. indbygger (negative tal er økonomiske gevinster som følge af lavere priser for alternativerne).

Produkt	England	Skotland	Norge	Danmark
Bestik	-	-	31	7
Vatpinde	0*	0*	0	0
Fødevarerholdere	-	-	29	2
Sugerør	2*	-	16	11
Rørepinde	-	-	<0	0
Ballonpinde	0*	-	0	0
Tallerkener	-	-	-4	2
Drikkebægre inkl. låg	-	-	>0	0

* Ikke medregnet gevinster ved mindre strandoprydning eller eksternaliteter.

Som det ses af ovenstående tabel, er der betydelige forskelle på de estimerede omkostninger for de enkelte produkter. Omkostningerne for vatpinde og ballonpinde vurderes på tværs af landene at være meget små. Det engelske estimat for omkostningerne ved skift fra sugerør af plast til andre alternativer er betydeligt lavere end de danske og norske. Baggrundsdata for den engelske konsekvensvurdering kendes ikke, og årsagen til denne forskel kan derfor ikke bestemmes entydigt. Der er dog indikation af, at forbruget af sugerør pr. person vurderes lavere i England, ligesom omkostningsforskellen mellem sugerør af plast og sugerør af alternative materialer vurderes at være lavere i England.

Forskellen i omkostninger til bestik mellem Norge og Danmark skyldes forskelle i den estimerede prisforskel mellem plastbestik og alternativerne, samt at der i Norge estimeres at være 2,5 gange mere engangsbestik. I Norge vurderes der også at blive anvendt et markant større antal fødevarerholdere end i Danmark. Dette skyldes muligvis, at den norske undersøgelse også har inkluderet produkter af XPS, hvorved resultaterne ikke er sammenlignelige.

Resultaterne på tværs af landene indikerer, at særligt for bestik kan der være en betydelig usikkerhed i estimatet for de samlede omkostninger. Det skal desuden fremhæves, at der er

metodemæssige forskelle mellem de enkelte studier, hvilket bevirker, at studierne ikke er fuldt sammenlignelige.

I det følgende beskrives resultaterne for de enkelte lande mere uddybende.

7.1.1 Norge

Norge har ikke vedtaget en lov om forbud mod plastforbud endnu, men der foreligger et lovforslag fra Miljødirektoratet, som indebærer et markedsføringsforbud mod sugerør, engangsbestik, tallerkener, vatpinde, ballonpinde samt fødevarebeholdere og drikkebægre i EPS (Miljødirektoratet, 2019). Det vil sige et markedsføringsforbud, der sikrer implementering af EU's Engangsplastdirektiv, som Norge er forpligtet til at implementere, da landet er medlem af EØS.

Forslaget indeholder en kort konsekvensanalyse af det mulige kommende forbud, der er sammenfattet i et høringsnotat (Miljødirektoratet, 2019). Efter planen skal det norske markedsføringsforbud træde i kraft samtidig med markedsføringsforbud i de enkelte lande i Europa i 2021. Den norske miljøminister har dog efterfølgende tilkendegivet, at han ønsker implementering af markedsføringsforbuddet i løbet af 2020 (Regjeringen, 2019).

Selvom størstedelen af brugt engangsplast i Norge bliver indsamlet og håndteret i affaldssystemet, vurderes et markedsforbud at forhindre, at seks millioner engangsplastartikler spredes til naturen (Miljødirektoratet, 2019).

Alternativerne til de produkter, der omfattes af markedsføringsforbuddet, er overvejende dyrere at indkøbe. De forventede samlede økonomiske konsekvenser estimeret i den norske konsekvensvurdering er vist i Tabel 15 nedenfor. Konsekvenserne er baseret på prisforskellen mellem det konkrete plastprodukt og alternativet.

Tabel 15. Vurderingen af samlede økonomiske konsekvenser ved norsk markedsføringsforbud.

Produkt	Plastprodukt Enhedspris DKK pr. stk. (inkl. moms)	Alternativt produkt Enhedspris DKK pr. stk. (inkl. moms)	Afrundede ekstra omkostninger DKK (inkl. moms)
Bestik	0,36	0,72	163.548.000
Vatpinde	0,10	0,10	0
Fødevarebeholder	1,72	2,98	153.765.000
Sugerør	0,13	0,29	86.991.000
Rørepinde	0,17	0,11	-1.134.000
Ballonpinde	1,04	1,04	0
Tallerkener	0,8	0,52	-19.262.000
Drikkebægre inkl. låg	0,69	0,73	235.000
Samlet			384.143.000

Kilde: Miljødirektoratet, 2019

Estimatet for meromkostninger til alternativer er baseret på, at forbruget af engangsprodukter ikke vil ændre sig. Det norske Miljødirektorat vurderer, at den højere pris for de fleste alternativer vil betyde, at forbrugsmønstret ændrer sig. De vurderer, at det er sandsynligt, at der vil ske en vis omlægning fra engangsprodukter til flergangsprodukter. Omlægning kan også ske grundet dårligere kvalitet eller funktionalitet af engangsprodukter i alternative materialer. Det

norske Miljødirektorat har ikke kunnet estimere omfanget af denne omlægning. Af Miljødirektoratets høringsnotat fremgår det, at estimatet for omkostningerne blandt andet af denne grund ses som det højst tænkelige.

Det norske Miljødirektorat vurderer, at det er sandsynligt, at prisen på de alternative produkter vil falde, hvis produktionskapaciteten for produkterne øges, eller hvis reguleringen medfører udvikling af nye, bedre alternativer.

Take away-branchen vurderes at være den branche, hvor virksomheder og forbrugere vil opleve de største ekstraomkostninger ved markedsføringsforbuddet. Ifølge Miljødirektorats højeste estimat vil denne ekstra omkostning svare til ca. 60 mio. DKK årligt. I Norge vurderes antallet af beholdere af EPS dog at være betydeligt højere end i Danmark. Årsagen til denne forskel er uklar, men kan muligvis skyldes, at også produkter af XPS er blevet omfattet i den norske vurdering.

Det norske Miljødirektorat vurderer, at der foreligger en risiko for, at omkostninger til strandoprydning vil øges, da de alternative engangsprodukterne vejer mere, og borgerne muligvis er mere tilbøjelige til at henkaste de i alternative produkter, da de overvejende er lavet af organisk materiale, som borgerne muligvis er mindre bekymrede om at henkaste.

7.1.2 Skotland

Skotland er den eneste region i Europa med et eksisterende forbud mod et produkt, som omfattes af Engangsplastdirektivets markedsføringsforbud. Forbuddet omfatter vatpinde af plast og trådte i kraft oktober 2019. Forbuddet omfatter både fremstilling og salg af vatpinde af plast.

Ifølge lovforslaget er formålet med markedsføringsforbuddet at mindske mængden af plastafald, som havner i havet (Cunningham, 2019). Vatpinde er et af de engangsplastprodukter, som oftest bliver fundet på strande i Skotland.

En offentlig høring viste, at lovforslaget havde massiv opbakning, idet over 99 procent af respondenterne støttede et markedsføringsforbud mod vatpinde af plast.

De samlede økonomiske konsekvenser, som blev estimeret i den skotske konsekvensvurdering i forbindelse med lovforslaget om markedsføringsforbud mod vatpinde af plast i Skotland, fremgår af nedenstående Tabel 16. Omkostningerne omfatter overvejede administrative omkostninger til centraladministrationen i forbindelse med implementering af regulering. Der er således ikke tale om erhvervsøkonomiske omkostninger.

Tabel 16. Estimerede samlede økonomiske konsekvenser som følge af markedsforbud mod vatpinde i Skotland. Effekterne er opgjort i DKK.

Økonomiske konsekvenser	Lavt estimat	Centralt estimat	Højt estimat
Udgift implementering (år 1)	0	57.024	142.560
Årlig omkostning (år 1-3)	0	5.880	5.880
Årlig omkostning (år 4-10)	0	5.880	5.880

Kilde: Skotlands konsekvensvurdering af forslag om forbud af vatpinde af plast (Cunningham, 2019)

Der fremstilles ikke vatpinde i Skotland, og derfor forventer den skotske regering ikke negative økonomiske konsekvenser for fremstillingsindustrien i Skotland. Det forventes heller ikke, at udbuddet af vatpinde vil begrænses for forbrugerne, da vatpinde i andre materialer allerede er udbredte på markedet (Cunningham, 2019). Forbuddet mod vatpinde i plast forventes desuden ikke at medføre udvikling af nye produkter eller ændring af eksisterende produkter. De

samlede økonomiske konsekvenser vurderes af den skotske regering at være meget begrænsede og omfatter overvejende implementering af reguleringen.

7.1.3 England

I England er der vedtaget et kommende markedsforbud mod sugerør, vatpinde og rørepinde i plast, der træder i kraft i 2020. Det vil sige en implementering af dele af EU's Engangsplastdirektiv tidligere end påkrævet. Beslutningsforslaget blev fremsat i 2018 før vedtagelsen af Engangsplastdirektivet (Defra, 2018). Formålet med at indføre reguleringen har været at begrænse skaderne på marint dyreliv og mindske visuel tilsvining af miljøet (Defra, 2018).

Det estimerede årlige forbrug af vatpinde af plast i England er på cirka 1,8 milliarder stk. Det årlige forbrug af plastsugerør er beregnet til cirka 4,7 milliarder stk., og det årlige forbrug af rørepinde vurderes at være 316 millioner stk. (Defra, 2018). Dette svarer til hhv. 32, 84 og 6 stk. pr. indbygger pr. år. I Danmark er det tilsvarende forbrug pr. person opgjort til hhv. 123, 67 og 22. De engelske myndigheder forventer ikke, at mængden af affald, som havner i naturen, reduceres ved at indføre forbud mod disse plastprodukter, men da de produkter, som vil erstatte engangsplastprodukterne, forventes at være i træ, vil det reducere den negative miljøpåvirkning, idet træ nedbrydes betydeligt hurtigere end plast (Defra, 2018).

Ifølge konsekvensvurderingen, som er udarbejdet af det engelske miljøministerium for de respektive produkter, forventes de økonomiske effekter af at indføre et markedsforbud mod rørepinde og vatpinde at være begrænsede, mens der vil være betydelige omkostninger for sugerør. Der findes alternative produkter på markedet, og en del butikker har allerede stoppet salg af nogle af engangsprodukterne (Defra, 2018). I opgørelsen af konsekvenserne i England indgår både erhvervs- og samfundsøkonomiske konsekvenser. En betydelig del af konsekvenserne for hhv. sugerør, rørepinde og vatpinde omfatter således værdien af forbedret kvalitet af badestrandene, hvilket ikke er et element i den erhvervsøkonomiske konsekvensvurdering.

Sugerør

Sugerør af alternative materialer (forventes at være i papir) vurderes i den engelske konsekvensvurdering (Defra, 2018) samlet at reducere emissioner til luften og presset på miljøet. Reduktionen i CO₂-udledningen ved et forbud mod sugerør i plast estimeres i konsekvensvurderingen at være ca. 5.000 tons CO₂. Sugør i papir nedbrydes desuden hurtigere, hvilket vil give renere strande, som ifølge konsekvensvurdering vurderes højt af borgerne.

Det engelske miljøministerium forventede også omkostninger, idet eksisterende alternativer til plastsugerør er dyrere. I konsekvensvurderingen fremhæves desuden, at forbrugerne foretrækker sugerør i plast. Forbrugerne vil derfor opleve reduceret nytte ved kun at have adgang til sugerør i alternative materialer. Den samlede vurdering af de økonomiske konsekvenser fremgår af nedenstående Tabel 17. Som det fremgår af tabellen, medfører forbuddet omkostninger på ca. 760 mio. DKK over en 10-års periode.

Tabel 17. Estimerede økonomiske omkostninger over en tiårig periode som følge af markedsforbud mod plasticsugerør i England (alle tal er i DKK).

Fordele (samlet for tiårig periode)	Lavt estimat	Centralt estimat	Højt estimat
Reduktion af emission af CO ₂ ved affaldsforbrænding	- 2.688.000	- 3.584.000	- 5.376.000
Mindsket behov for strandoprydning	- 4.480.000	- 4.480.000	- 4.480.000
Forbedret kvalitet af badestrande	- 39.424.000	- 60.032.000	- 79.744.000
Ekstra omkostning for forbrugere grundet sugerør i papir	627.200.000	492.800.000	367.360.000
Ekstra omkostning for erhverv til sugerør i alternative materialer	421.120.000	331.520.000	246.400.000
Samlede økonomiske konsekvenser	1.003.520.000	761.600.000	528.640.000

Baseret på "Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale and of plastic drinking straws in England" (Defra, 2018).

Rørepinde

Markedsføringsforbuddet mod rørepinde i plast vurderes i den engelske konsekvensvurdering at medføre et skift til rørepinde i træ. Det vurderes, at dette skifte vil reducere CO₂-udledning ved produktion og affaldsforbrænding af rørepinde med ca. 400 tons CO₂ over ti år (Defra, 2018).

Implementering af forbuddet vurderes i konsekvensvurderingen at kunne medføre omkostninger for erhvervslivet, som tvinges til at skifte til rørepinde i træ, selvom prisen på alternativerne ikke vurderes at være højere. De øgede omkostninger er forbundet med at skulle finde og skifte til et nyt produkt. Disse omkostninger vurderes at være mindre og er ikke opgjort i forbindelse med konsekvensvurderingen (Defra, 2018).

I Tabel 18 vises en oversigt over vurderingen af de samlede økonomiske konsekvenser ved indførelsen af forbud mod rørepinde af plast i England. Som det fremgår af tabellen, vurderes de økonomiske konsekvenser at være begrænsede. Dette skyldes blandt andet, at alternativerne til rørepinde i plast ikke er dyrere. Samlet set fremgår det af konsekvensvurderingen, at der er en økonomisk gevinst, da værdien af reduceret CO₂-udledning og færre omkostninger til strandrensning overstiger omkostningerne. Da en del af det engelske affald deponeres, indgår en omkostning til dette som følge af større vægt af alternativerne (Defra, 2018).

Tabel 18. Estimerede økonomiske omkostninger over en tiårig periode som følge af markedsforbud mod rørepinde i England (alle tal er i DKK).

Fordele (samlet for tiårig periode)	Lavt estimat	Centralt estimat	Højt estimat
Reduceret CO ₂ ved affaldsforbrænding	- 107.520	- 152.320	- 206.080
Mindsket behov for strandrensning	- 80.640	- 152.320	- 313.600
Reduceret CO ₂ fra produktion	- 17.920	- 44.800	- 53.760
Forbedret kvalitet af badestrande	- 707.840	- 2.024.960	- 5.268.480
Ekstra omkostninger deponi	62.720	44.800	26.880
Samlet	- 851.200	- 2.338.560	- 5.815.040

Kilde: "Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale of plastic drink stirrers in England" (Defra, 2018).

Vatpinde

I den engelske konsekvensvurdering er det vurderet, at et markedsføringsforbud mod vatpinde af plast i England vil føre til færre emissioner af CO₂ i produktionsfasen og ved bortskaffelse

svarende til 316 tons CO₂ over ti år. Der forventes desuden renere strande og reducerede omkostninger til strandoprydning (Defra, 2018).

Det fremgår af Tabel 19, at de britiske myndigheder forventer en samlet økonomisk gevinst ved indførelsen af tiltaget. Gevinsterne opstår særligt grundet den værdi, borgerne tillægger kvaliteten af badestrande. Det bør bemærkes, at der ikke forventes at være meromkostninger ved at skifte til alternativer af andre materialer som papir og træ.

Tabel 19. Estimerede økonomiske konsekvenser over tiårig periode som følge af markedsforbud mod vatpinde i plast i England (alle tal er i DKK).

Fordele (samlet for 10-års periode)	Lavt estimat	Centralt estimat	Højt estimat
Reduktion af emission af CO ₂ ved affaldsforbrænding	- 89.600	- 89.600	- 179.200
Mindsket behov for strandoprydning	- 806.400	- 2.777.600	- 4.032.000
Besparelser af CO ₂ -emissioner fra produktion	0	0	0
Forbedret kvalitet af badestrande	- 7.526.400	- 35.840.000	- 67.827.200
Ekstra omkostninger deponi	89.600	89.600	0,00
Samlet	- 8.422.400	- 38.707.200	- 71.948.800

Kilde: "Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale of plastic-stemmed cotton buds in England" (Defra, 2018).

7.1.4 USA

Der findes flere tiltag i USA for at begrænse forbruget af engangspplast. Et af disse tiltag er i Seattle, hvor der i 2018 blev indført et forbud mod engangspplastsugerør, -bestik og -tallerkener i plast i restauranter mv. COWI har været i kontakt med Seattles miljøstyrelse for at få mere information om de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af forbuddet.

Allerede i 2009 blev der indført forbud mod fødevarerholdere i EPS/XPS og lavet krav om, at engangspplastprodukter på restauranter/cafeer skal være komposterbare. Dengang vurderede miljømyndighederne i Seattle, at der ikke fandtes et acceptabelt udbud af komposterbare alternativer til alle engangsprodukter. Derfor blev der lavet en undtagelse for sugerør, bestik og tallerkener. Efterfølgende har miljømyndighederne vurderet, at der nu findes gode alternativer, og derfor blev reguleringen i 2018 udvidet til også at gælde disse produkter (oplyst af Seattles miljøstyrelse i interview).

Formålet med et markedsføringsforbud mod disse produkter er primært at mindske mængden af plastaffald, som ender i havet. Tiltagene bidrager dog også til at opnå Seattles målsætning om 70 procent genanvendelse af affald i 2025. En offentlig høring viste, at de fleste var positive over for et forbud (oplyst af Seattles miljøstyrelse i interview).

Seattles miljøstyrelse har oplyst, at der ikke findes beregninger af tiltagets effekt, og der er heller ikke blevet udarbejdet en konsekvensvurdering forud for indførelsen af forbud. Dette skyldes blandt andet, at den offentlige høring viste relativ stor opbakning (både i erhvervslivet og blandt borgere) for et markedsføringsforbud mod sugerør, bestik og tallerkener i plast. Derfor blev det besluttet at indføre forbuddet, selvom konsekvenserne ikke er analyseret. Der er ikke efterfølgende gennemført analyser af effekterne af reguleringen.

7.2 Opsamling på erfaringer

Informationer om og konsekvenser af implementering af forbud mod engangspplastprodukter i de udvalgte lande stammer udelukkende fra konsekvensanalyser og undersøgelser, som er foretaget forud for implementering af den aktuelle regulering.

I den skotske og engelske effektvurdering forventes positive økonomiske effekter som følge af forbuddene. Fordele, som nævnes af landene, er blandt andet værdien af reduceret CO₂-udledning og færre omkostninger til strandrensning. Dette er dog ikke omkostninger, der påvirker de erhvervsøkonomiske konsekvenser.

I de engelske og skotske undersøgelser forventes desuden en meget betydelig værdi, idet borgerne tillægger det en høj værdi, at strandene er rene. Værdien af dette vurderes i analyserne at overstige erhvervslivets omkostninger til alternative produkter. Samlet omfatter de engelske og skotske analyser dog kun sugerør, vatpinde og rørepinde, hvor der kun for sugerør vurderes at være en omkostning ved et skift til alternative materialer. Det er derfor interessant, at det norske Miljødirektorat vurderer, at der er en risiko for, at omkostninger til strandoprydning kan øges ved introduktion af markedsføringsforbud. Det er ikke vurderet i en dansk kontekst, om et skift til alternative produkter vil reducere eller øge omkostninger til strandrensning.

Selvom størstedelen af brugte engangsplastprodukter bliver indsamlet korrekt og ikke havner i naturen, vurderer de forskellige lande, at de miljømæssige negative effekter fra henkastet affald vil blive reduceret som følge af markedsføringsforbud. Plastprodukterne forventes i høj grad at blive erstattet af alternativer i træ eller papir, som nedbrydes i naturen. Derfor vil det reducere den negative miljøpåvirkning.

De fleste af de udvalgte tiltag har haft stor folkelig opbakning i de respektive lande. Dette kan ses i de offentlige høringer, som er blevet gennemført forud for implementering af forbuddene. Viljen til at udfase engangsplastprodukter findes også i erhvervslivet. Dette kan f.eks. ses i England, hvor en del butikker og kaffekæder allerede før indførelse af forbud har stoppet salg og forbrug af visse engangsplastprodukter.

8. Sammenfattende konklusion

I dette afsnit konkluderes der på markedsanalysen, vurderingen af de erhvervsøkonomiske konsekvenser, livscyklusvurderingerne, kapitlet om henkastet affald og flegangsprodukter samt slutteligt nabotjekket.

I den første del af projektet er der gennemført en markedsanalyse, der afdækker de markedsførte mængder samt alternative produkter for de 18 produkter, der er omfattet af Engangsplastdirektivet. Derudover er der foretaget en vurdering af de forventede, fremtidige solgte og anvendte mængder af alternative engangsprodukter.

Markedsanalysen er foretaget ved gennemgang af data fra anerkendte statistikker, information indhentet fra brancheorganisationer og virksomheder samt data om provenumæssige konsekvenser af markedsføringsforbuddet fra rapporten "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsprodukter" (COWI, 2020). På grund af projektets korte tidsfrist har det ikke været muligt at få data fra alle relevante aktører, men det vurderes, at de væsentligste mængder er inkluderet i projektet. Derudover må det nævnes, at resultaterne fra markedsanalysen viser, at der er nogen usikkerhed i data, hvorfor resultater for årligt forbrug er udtrykt i intervaller.

De skønnede nuværende og fremskrevne mængder fra markedsanalysen er anvendt i den erhvervsøkonomiske analyse sammen med viden fra andre studier og fra kontakt med relevante virksomheder.

I den erhvervsøkonomiske analyse er der set på både de ændrede produktions- og afsætningsmuligheder for danske virksomheder, der fremstiller produkter omfattet af markedsføringsforbuddet og virksomhedernes ændrede omkostninger til indkøb af alternativer til engangsprodukter af plast. Vurderingen er gennemført for de enkelte produktkategorier for herefter at etablere en samlet vurdering af omkostningerne.

Af analysen ses det, at danske fremstillingsvirksomheder kan have omstillingsomkostninger i forbindelse med omstilling af produktionen. Virksomheder, der i dag anvender produkter, som bliver omfattet af markedsføringsforbuddet, kan desuden have visse omkostninger i forbindelse med omstillingen til nye produkter. Det har ikke været muligt at fastsætte størrelsesordenen af denne omkostning, men den vurderes at være begrænset.

Omkostningerne for erhvervsdrivende, der i dag anvender produkter, som bliver omfattet af markedsføringsforbuddet, vurderes at være betydelige og er vurderet til en samlet årlig direkte omkostning for erhvervslivet på ca. 100 mio. DKK – hvor de største omkostninger ses for superbrød. Hertil kommer omkostninger til offentlige myndigheder og borgere på ca. 30 mio. kr. årligt. Usikkerheder vedr. antallet af markedsførte produkter, som er identificeret i markedsanalysen, påvirker også sikkerheden af det erhvervsøkonomiske resultat. Herudover skal det bemærkes, at det endnu er usikkert, hvilke alternative produkter virksomhederne vil skifte til. På sigt vil markedspriserne for alternativerne desuden kunne ændre sig som følge af indførelsen af markedsføringsforbuddet.

Tabel 20. Opsummering af de erhvervsøkonomiske konsekvenser.

Type af konsekvens	Mio. DKK
Erhvervslivets efterlevelsomkostninger (meromkostning til alternativer til engangsprodukter i plastik)	Ca. 100
Administrative konsekvenser	Der vurderes at være initialomkostninger i forbindelse med omstillingen, og disse vurderes at være under 4 mio. DKK.
Skatter og afgifter	Skatter og afgifter indgår erhvervslivets efterlevelsomkostninger, men er ikke opgjort selvstændigt. I beregningerne indgår ikke den efterfølgende beslutning om at hæve emballageafgiften. Der henvises til COWI (2020) for en afdækning af de afgiftsmæssige effekter.

I opgørelsen af erhvervslivets efterlevelsomkostninger er der ikke taget højde for, at virksomhederne frem for at skifte til et alternativ helt kan ophøre med at bruge et produkt.

Det andet formål med markedsanalysen har været at udpege de mest gængse alternative engangsprodukter, der erstatter de engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet.

De nuværende engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, og de mest forekomne alternativer er valgt som grundlag for livscyklusvurderingerne, som ses af Tabel 26:

Tabel 21. Oversigt over engangsplastprodukterne og de udvalgte alternativer.

Studie	Engangsplastprodukt	Materialetyper til de alternative produkter
Vatpinde	Plast (PP)	Træ Papir
Engangsbestik	Plast (PP)	Træ
Engangstallerkener	Plast (PS)	Bagasse
Sugerør	Plast (PP)	Papir
Rørepinde	Plast (PP)	Træ
Ballonpinde	Plast (PP)	Papir
Fødevarer beholdere	EPS	XPS Papir m. PLA-coating Papir m. LDPE-coating Bagasse
Drikkebægre	EPS	Papir m. LDPE-coating Papir m. PLA-coating Bagasse

Livscyklusvurderingerne har til formål at sammenligne forskelle i de potentielle miljøpåvirkninger fra de ni engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, med alternative engangsprodukter. Der er ni engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, men da drikkevarer beholdere af EPS ikke forekommer i betydeligt antal på det danske marked, er der ikke gennemført LCA-beregninger for denne produktkategori.

Livscyklusvurderingerne er gennemført ved anvendelse af data for ressourceforbrug og emission fra LCA-databaser, som har dannet grundlag for en vurdering af udvalgte indikatorer til beskrivelse af miljøeffekterne.

Resultatet af livscyklusvurderingerne er behæftet med nogen usikkerhed på grund af brugen af gennemsnitlige data fra LCA-databasen, Ecolinvent. Dog vurderes det, at resultaterne giver et vejledende billede af de gennemsnitlige, potentielle miljøpåvirkninger. De udvalgte gennemsnitsdata anses for at være mest relevante i nærværende studie, da implementering af Engangsplastdirektivet vil påvirke alle producenter og produkter.

Konkluderende kan det opsummeres, at produkter af træ typisk giver anledning til mindre, potentielle miljøpåvirkninger end de plastprodukter, som er baseret på fossile ressourcer.

Hvorvidt produkter af papir giver anledning til mindre eller større potentiel miljøpåvirkning end produkter af andre materialetyper i samme produktkategori er vanskelige at konkludere på basis af de anvendte LCA-data.

Det kan konkluderes, at produktionsfasen inklusive råstofudvinding er den fase, der betyder mest for det samlede resultat for alle typer produkter; altså såvel både plastprodukter og alternativer. Bortskaffelsesfasen har nogen betydning og afhænger af valget af energisammensætning ved forbrænding af de bortskaffede produkter (dvs. hvilke typer af energi som den genererede energi fra forbrænding af affaldsprodukterne erstatter).

Transportens effekt er ofte af mindre betydning for de samlede potentielle miljøeffekter for de fleste af de vurderede produkter – dog med undtagelse af træ- og bagasseprodukter. For disse produkter har transport en procentuel større betydning for den samlede potentielle miljøpåvirkning gennem hele livscyklus, som varierer alt efter afstand, vægt af produktet, potentielle miljøpåvirkninger i de øvrige faser mv.

Tre væsentlige antagelser i livscyklusvurderingerne er undersøgt i en sensitivitsanalyse, som danner grundlag for at konkludere, at produkternes vægt er betydende for valg af alternativer. Det er derfor vigtigt at koble vægt af produkter med viden om materials potentielle miljøpåvirkning ved eventuel udarbejdelse af anbefalinger for alternative produkter.

Sammenfattende for LCA'erne kan det konkluderes, at der kan være positive miljømæssige effekter ved skift til de fleste alternative engangsprodukter. Der er dog enkelte af produkterne såsom sugerør, ballonpinde og fødevarer beholdere, hvor der ikke kan tegnes et tydeligt billede af, at de undersøgte, alternative engangsprodukter er fordelagtige ud fra en miljømæssig betragtning. I en tilstræben efter at reducere miljøpåvirkningerne kan omlægning til grønne energiformer samt en reduktion af de alternative produkters vægt bidrage.

Som følge af øget forbrugerbevidsthed bliver flergangsprodukter stadig mere fremtrædende. I en kvalitativ vurdering af flergangsprodukter må det konkluderes, at flergangsprodukter som hovedregel er at foretrække ud fra et miljømæssigt synspunkt. Dermed kan flergangsprodukter understøtte ønsker om at anvende produkter, der har en lavere miljøpåvirkning.

Henkastet affald er vurderet kvalitativt i dette projekt grundet manglende data om bl.a.: i) mængder henkastet affald, ii) hvor affaldet ender i naturen, og iii) hvilken miljømæssig effekt dette affald har. Der kan således ikke foretages en inkludering og balancering af det henkastede affald med LCA-resultaterne.

Da Engangsplastdirektivets hovedformål udtrykker klare ønsker om, at andelen af plastaffald reduceres på strande og i havet, er vurderingen af mængder henkastet affald central. Der er en klar forventning om, at andelen af henkastet plastaffald vil falde betydeligt. Det vurderes

desuden, at det henkastede affald fra de alternative engangsprodukter, der er omfattet af Engangsplastdirektivet, typisk vil nedbrydes.

Til sidst i projektet er der gennemført et nabotjek, der beskriver analyser hos EU-medlemslande (inkl. Norge), der er blevet identificeret gennem dette studie. Der er gjort brug af både internetsøgninger samt kontakt til relevante personer i medlemslandene for afdækning og uddybning af baggrundsanalyser og effekter af forbud mod engangsplastprodukter.

Konklusionen af nabotjekket viste, at ingen medlemslande endnu har erfaring med indførelse af et forbrug mod de engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet. Dette bevirker, at effekterne i et EU-land som følge af forbud ikke kan afdækkes i skrivende stund.

Nabotjekket viser en generel positiv indstilling til Engangsplastdirektivet – og flere virksomheder, organisationer mv. har allerede indført forbud mod udvalgte engangsplastprodukter for at nedbringe plastforbruget og de tilknyttede miljøpåvirkninger.

Ud fra en erhvervsøkonomisk betragtning vil køberne af de alternative engangsprodukter formentlig opleve betydelige omkostninger forbundet med forbuddet. Muligheder for omkostningsreduktioner er ikke afdækket, men etablering af rammer for at sikre erfaringsudveksling mellem virksomheder om fordele og ulemper ved alternativer er et bud på en mulig afhjælpning. I denne analyse er det ikke vurderet, om de erhvervsøkonomiske omkostninger står mål med gevinster for samfundet, som eksempelvis den samfundsøkonomiske værdi af mindre plastaffald på strandene.

Referencer

- Abena. (2019). [mundtlig kommunikation med Tommy Husen d. 13.11.2019].
- Affald.dk. (2013). *Hvordan laver man plast?* Hentet 10. december 2019 fra <https://www.affald.dk/da/ungdomsuddannelser/plast/artikler/662-hvordan-laver-man-plast.html>
- Alibaba.com. (u.d.). *Disposable Clamshell Biodegradable Food Containers Sugarcane Bagasse Tableware for Takeaway*. Hentet fra https://www.alibaba.com/product-detail/Disposable-Clamshell-Biodegradable-Food-Containers-Sugarcane_60814214982.html
- Alibaba.com. (u.d.). *Embossing leakproof Sugarcane bagasse food container box paper bento lunch box*. Hentet fra https://www.alibaba.com/product-detail/Embossing-leakproof-Sugarcane-bagasse-food-container_60677337895.html
- Amazon. (2019). *Amazon*. Hentet 09. 12 2019 fra <https://www.amazon.com/Wooden-Double-Tipped-Purification-Dust-Free-Sterile/dp/B07F5KCFMM>
- An, V., Carolin, S., Theo, G., & Pieter, C. (2006). *Comparative LCA of 4 types of drinking cups used at events*. OVAM.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Manfredi, S., Schau, E. M., & Pant, R. (2014). *Normalisation method and data for Environmental Footprints*. European Commission, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxemburg, ISBN: 978-92-79-40847-2 .
- Bigsby, T., Bigsby, R., & Gerlach, C. (2011). *United States Patentnr. US 8,079,390 B2*.
- Boulay, A.-M., Bare, J., De Camillis, C., Döll, P., Gassert, F., Gerten, D., . . . Pfister, S. (2015). Consensus building on the development of a stress-based indicator for LCA-based impact assessment of water consumption: outcome of the expert workshops. *Int. J. Life Cycle Assess* 20, 577-583.
- Briedis, R., Kirkevaag, K., Elliott, T., Darrah, C., Bapasola, A., & Sherrington, C. (2019). *Reduced Littering of Single-Use Plastics*. The Norwegian Environment Agency.
- Briedis, R., Kirkevaag, K., Elliott, T., Darrah, C., Bapasola, A., & Sherrington, C. (2019). *Reduced Littering of Single-Use Plastics*. Project nr. 1455. Tilgængelig: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1360/m1360.pdf>.
- Canada Brown. (2019). *1 Kraft Paper Food Containers 5" x 4 1/2" x 2 1/2"*. Hentet fra <https://www.canadabrown.com/product/1-kraft-paper-food-container-5-x-4-5-x-2-5/>
- COWI. (2020). *Markedkortlægning af Engangsserviceprodukter*. Miljøstyrelsen.
- COWI A/S and Utrecht University. (2019). *Environmental impact assessment of innovative bio-based products - task 1 of "Study on Support to R&I Policy in the Area of Bio-based Products and Services"*. European Commission.
- COWI, & Utrecht-University. (2018). *Environmental Impact Assessment of Innovative Bio-Based Product*. European Union.
- CSR.dk. (2019). *Føtex erstatter 87 tons plastik med alternativer*. Hentet 22. oktober 2019 fra <https://csr.dk/f%C3%B8tex-erstatter-87-tons-plastik-med-alternativer>
- Cunningham, R. (2019). *The Environmental Protection (Cotton Buds) (Scotland) Regulations 2019*.
- DCE. (2019). *Mængder, sammensætning og trends i udviklingen af marint affald på danske referencetrænde (udkast)*. Aarhus Universitet, DCE/Institut for Bioscience i samarbejde med KIMO.
- Defra. (2018). *Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale and of plastic drinking straws in England*.
- Defra. (2018). *Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale of plastic drink stirrers in England*.

- Defra. (2018). *Consultation Stage Impact Assessment on the proposal to ban the distribution and/or sale of plastic-stemmed cotton buds in England*.
- DS/EN ISO 14040. (2008). *Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework*.
- DS/EN ISO 14044. (2008). *Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines*.
- EC-JRC. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance, Constraints*.
- Eco Biopack. (2019). *Komposterbare bordservice*. Hentet fra <https://www.ecobiopack.dk/4136-runde-sukkerroers-tallerkener-oe-22-cm?c=7169#>
- Ecoinvent. (2019). Ecoinvent, version 3.6. Hentet fra <https://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-36/ecoinvent-36.html>
- e-Highway2050. (2015). *Europe's future secure and sustainable electricity infrastructure*. RTE.
- Engbo, L. (2018). *Stor forskel på bioplast, bionedbrydeligt plast og oxonedbrydeligt plast*. Hentet 2. Februar 2019 fra <https://ing.dk/blog/genanvendeligt-bioplast-vejen-frem-210755>
- EPSbranchen. (2019). *Hvordan laver man EPS?* Hentet 12. december 2019 fra <https://eps-airpop.dk/hvordan-laver-man-eps/>
- Erhvervsstyrelsen. (2015). *Erhvervsøkonomiske konsekvensvurderinger*. Hentet 2019 fra <https://erhvervsstyrelsen.dk/vejledning-erhvervsøkonomiske-konsekvensvurderinger>
- European Commission - Joint Research Centre. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability.
- European Commission. (2012). *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. February 2012. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union*. Joint Research Centre and Institute for Environment and Sustainability.
- European Commission. (2012). *Product Environmental Footprint (PEF) Guide*.
- European Commission. (2018). *PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR), version 6.3*.
- European Commission. (2018). *PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3, December 2017*.
- European Commission. (2019). *European Platform on Life Cycle Assessment*. Hentet fra <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>
- European Commission. (2019). *Results and deliverables of the Environmental Footprint pilot phase*. Hentet fra https://ec.europa.eu/environment/eusssd/smgp/PEFCR_OEFSR_en.htm
- Franklin Associates. (2011). *Life Cycle Inventory of Foam Polystyrene, Paper-Based, and PLA Foodservice Products*.
- GaBi. (2019). GaBi Professional. Thinkstep.
- Geueke, B. (2016). *FoodPackagingForum.org*. Hentet 04. February 2020 fra <https://www.foodpackagingforum.org/food-packaging-health/food-packaging-materials/paper-and-board>
- GreenMatch.dk. (2018). *Undersøgelse: Danskernes vilde plastikforbrug*. Hentet fra <https://www.greenmatch.dk/blog/2018/09/danskernes-plastikforbrug>
- Gust, K., Collier, Z., Mayo, M., Stanley, J., Gong, P., & Chappell, M. (2016). Limitation of toxicity characterization in life cycle assessment: Can adverse outcome pathways provide a new foundation? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12(doi:10.1002/ieam.1708), 580-590.
- Götze, R., Pivenko, K., Boldring, A., Scheutz, C., & Astrup, T. (2016). Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household

- waste in Denmark. *Waste Management, Volume 54*(<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.009>), 13-26.
- Hold-Danmark-Rent. (2016). *Henkastet affald. Kortlægningsanalyse*.
- Horneman, U. F. (2018). *Supermarkedet bandlyser al engangsplastik*. Hentet 22. oktober 2019 fra <https://www.tv2lorry.dk/helsingor/supermarkedet-bandlyser-al-engangsplastik>
- Jensen, M. B., Møller, J., Kromann, M., Neidel, T. L., & Jakobsen, J. B. (2013). *Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation*. Miljøstyrelsen.
- Kirkeby, J., Rosenhagen, C., Høiby, L., Dalgaard, O. G., Neidel, T. L., Kromann, M., & Hansen, J. P. (2013). *Livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse for anvendelse af spildevandsslam, Miljøprojekt nr. 1459*. Miljøstyrelsen.
- Kjeldsen, N. (2019). *McDonald's i strid mod vind – risikerer det samme i Danmark*. Hentet december 2019 fra <https://www.bt.dk/forbrug/mcdonalds-i-strid-modvind-risikerer-det-samme-i-danmark>
- Kjeldsen, N. P. (2019). *bt.dk*. Hentet 06. 04 2020 fra <https://www.bt.dk/forbrug/mcdonalds-i-strid-modvind-risikerer-det-samme-i-danmark>
- Knudsen, A. S. (u.d.). *Danmarks træforbrug*. Hentet fra <https://www.trae.dk/leksikon/danmarks-traeforbrug/>
- Lassen, C., Warming, M., Kjølholt, J., Jakobsen, L. G., Vrubliauskiene, N., Novichkov, B., . . . Bach, L. (2019). *Survey of polystyrene foam (EPS and XPS) in the Baltic Sea*. Hentet fra <https://mfvm.dk/nyheder/nyhed/nyhed/undersogelse-af-epsxps-plast-i-oestersoen/>.
- LastSwab.com. (2019). *LastSwab - The Reusable Cotton Swab* . Hentet December 2019 fra <https://www.kickstarter.com/projects/193289139/lastswab-the-reusable-cotton-swab>
- MFVM. (2019). *Danmarks Havstrategi II. Første del. God miljøtilstand, Basisanalyse, Miljømål*. Miljø- og Fødevareministeriet.
- Miljødirektoratet. (2019). *Utkast til høringsnotat med konsekvensutredning, forbud mot enkelte produkter av plast* .
- Miljøministeriet. (2015). Notat - Strategi for risikohåndtering af styren.
- MiljøNet. (2019). *MiljøNet*. Hentet 5. Februar 2020 fra <http://www.miljonet.org/page.dsp?area=84>
- Miljøstyrelsen. (Under udarbejdelse, endnu ikke publiceret). *Markedsanalyse af engangsserviceprodukter*.
- NRK. (2019). *Om ett år er disse forbudt*. Hentet 14. December 2019 fra <https://www.nrk.no/norge/om-ett-ar-er-disse-forbudt-1.14538522>
- Paspaldzhiev, I., Stenning, J., & Seizov, P. (2018). *Life Cycle Inventories of Single Use Plastic Products and their Alternatives*. European Commission.
- PE Americas. (2009). *Comparative Life Cycle Assessment Ingeo biopolymer, PET, and PP Drinking Cups*.
- Pedersen, H. B. (2017). *Valg-strips og oxo-plast dur ikke*. Hentet 2. Februar 2019 fra <https://ing.dk/blog/valg-strips-oxo-plast-dur-ikke-208958>
- Plastic Change. (2019). *Plastiktyper: Konventionel plastik, bioplastik og bionedbrydelig plastik*. Hentet 2. Oktober 2019 fra <https://plasticchange.dk/knowledge-view/plastiktyper-bioplastik-og-bionedbrydelig-plastik/>
- PlasticsEurope. (2013). *Eco-Profile General-Purpose Polystyrene (GPPS) and High-Impact Polystyrene (HIPS)*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.
- PlasticsEurope. (2015). *Eco-Profile Expandable Polystyrene (EPS)*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.
- PlasticsEurope. (2016). *Eco-Profile High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE)*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.
- PlasticsEurope. (2016). *Eco-Profile Polypropylene (PP)*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.

- PlasticsEurope. (u.d.). *About plastics - Polystyrene*. Hentet 5. December 2019 fra <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/polystyrene>
- PlasticsEurope. (u.d.). *About plastics - Thermoplastics*. Hentet December 2019 fra <https://www.plasticseurope.org/en/about-plastics/what-are-plastics/large-family/thermoplastics>
- Plastindustrien. (u.d.). *Ekstrudering*. Hentet 9. december 2019 fra <https://plast.dk/det-store-plastleksikon/ekstrudering/>
- Plastindustrien. (u.d.). *EPS-plast (ekspanderet polystyren)*. Hentet fra <https://plast.dk/det-store-plastleksikon/eps/>
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J., Johansson, M., Margni, M., & Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* (13), 477-486.
- Prof. Dr. Matthias Finkbeiner. (2012). Gap Analysis for the Life Cycle Assessment of Container Packaging. *Final report for FEVE – the European Container Glass Federation* (ISBN 978-3-00-04 1338-4, <https://feve.org/wp-content/uploads/2019/05/FINAL-ISBN-feve-gap-lca-report.pdf>).
- Rabl, A., Spadaro, J. V., & Holland, M. (2014). *Description of the RiskPoll software*, in: *How*. doi:<https://doi.org/10.1017/CBO9781107337831.020>
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., & Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment Part 2: impact assessment and interpretation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(DOI: 10.1007/s11367-008-0009-9), 374-388.
- Regjeringen. (2019). *Regjeringen varsler forbud mot engangsartikler av plast innen ett år*. Hentet 27. februar 2020
- Roes, A. L., & Patel, M. K. (2011). Environmental Assessment of a Sugar Cane Bagasse Food Tray Produced by Roots Biopack - Results of a Shortcut-Life Cycle Assessment. *Biobased Mater. Bioenergy* 5, 140-152.
- Roes, A. L., & Patel, M. K. (2011). Environmental Assessment of a Sugar Cane Bagasse Food Tray Produced by Roots Biopack - Results of a Shortcut-Life Cycle Assessment. *Journal of Biobased Materials and Bioenergy Vol. 5*, 140-152.
- Rolf Schmidt - Industri plast. (u.d.). *Rolf Schmidt - Industri plast*. Hentet 9. december 2019 fra <https://rsip.com/polypropylen/>
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A., Jolliet, O., Juraske, R., . . . Hauschild, M. Z. (2008). USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 532.
- Schmidt, A. (2006). *Miljø- og sundhedsforhold for plastmaterialer - miljøprojekt nr. 1103*. Miljøministeriet.
- Schmidt, A., Watson, D., Roos, S., Askham, C., & Poulsen, P. B. (2016). *Gaining benefits from discarded textiles - LCA of different pathways. Report 537*. Nordic Council of Ministers.
- Sheehan, B. f., Gordon, M. a., & Sommer, S. f. (2017). *Greenhouse Gas Impacts of Disposable vs Reuseable Foodservice Products*.
- Stettler, C. (2006). *Polactide production, granulate, GLO, Ecoinvent v3.6, consequential*.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., & and Huijbregts, M. (2009). *Aquatic Eutrophication. Chapter 6 in: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R. .*
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., & Huijbregts, M. (2009). Aquatic Eutrophication, Chapter 6. I M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs, & R. Van Zelm, *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation factors*.

- Takou, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., & Damgaard, A. (2019). *LCA of Single Use Plastic Products in Denmark*. The Danish Environmental Protection Agency.
- Takou, V., Boldrin, A., Astrup, T. F., & Damgaard, A. (2019). *LCA of Single Use Plastic Products in Denmark*. Miljøstyrelsen.
- Træ.dk. (2019). *Fremstilling af papir*. Hentet fra <https://www.trae.dk/leksikon/papir-og-miljoe/>
- Valsasina, L. (2. December 2019). Partikelemissioner for papir.
- Van Oers, L., de Koning, A., Guinee, J., & Huppes, G. (2002). *Abiotic Resource Depletion in LCA*. Amsterdam: Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water.
- van Zelm, R., Huijbregts, M., den Hollander, H., van Jaarsveld, H., Sauter, F., Struijs, J., . . . van de Meent, D. (2008). *European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment*. Atmos. Environ. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>.
- vegware. (2019). *vegware*. Hentet 09. 12 2019 fra https://www.vegware.com/bagasse-tableware/plates/10in-bagasse-plate/prod_51.html
- Vidal-Legaz, B., Sala, S., Antón, A., Maia De Souza, D., Nocita, M., Putman, B., & F.M. Teixeira, R. (2016). *Land-use related environmental indicators for Life Cycle Assessment - Analysis of key aspects in land use modelling*. JRC Technical report.
- Wholesale. (2019). *Wholesale*. Hentet 05. 12 2019 fra <https://www.wholesale.com.au/foam-burger-boxes-large/>

Bilag A. Varekoder

Relevante varekoder for engangsplastprodukter og deres alternativer

Produktkategori	Materiale	Relevante KN ¹ -koder	Varebeskrivelse	Kommentar
Vatpinde	-	-		
Engangsbestik	Plast	3924 10 00	– Bordservice og køkkenartikler	Indeholder også andre køkkenartikler – ikke specifik for engangsprodukter
Tallerkener				
Drikkebægre	Bambus	4419 19 00	– – Af bambus, andre varer	Indeholder også andre køkkenartikler (dog ikke skærebretter og spise-pinde) – ikke specifik for engangsprodukter
	Tropiske træsorter	4419 90 10	– – Af tropiske træsorter som nævnt i supplerende bestemmelse 2 til dette kapitel.	
	Andet træ	4419 90 90	– – Af andet træ	
Tallerkener, drikkebægre	Bambus	4823 61 00	– – Af bambus	Opført under gruppen "– Bakker, fade, tallerkener, bægre og lignende varer, af papir eller pap". Varegruppen anses som ikke specifik for engangsprodukter
Tallerkener	Papir eller pap	4823 69 10	– – – Bakker, fade og tallerkener	Opført under gruppen "– Bakker, fade, tallerkener, bægre og lignende varer, af papir eller pap". Det formodes at være primært engangsprodukter og være rimeligt dækkende for produktkategorien tallerkener af papir eller pap.
Drikkebægre	Papir eller pap	4823 69 90	– – – Andre varer	Opført under gruppen "– Bakker, fade, tallerkener, bægre og lignende varer, af papir eller pap". Det formodes at være engangsprodukter og være rimeligt dækkende for produktkategorien drikkebægre af papir eller pap.
Sugerør	-	_-2	_-2	-
Rørepinde	-	_-2	_-2	-
Ballonpinde	-	_-2	_-2	-
Fødevarebeholdere af ekspanderet polystyren	-	_-2	_-2	-
Drikkebægre af ekspanderet polystyren	-	_-2	_-2	-
Drikkevarebeholdere af ekspanderet polystyren	-	_-2	_-2	-
Fødevarebeholdere	-	_-2	_-2	-
Drikkevarebeholdere	-	_-2	_-2	-
Bind, tamponer og indføringshylstre til tamponer	Vat af tekstil	9619 00 30	- Af vat af tekstilmaterialer	Under gruppen 9619 00 "Hygiejnebind og tamponer, bleer og bleindlæg til spædbørn og lignende varer, af ethvert materiale"

Produktkategori	Materiale	Relevante KN ¹ -koder	Varebeskrivelse	Kommentar
	Tekstil	9619 00 40	--Hygiejnebind, tamponer og lignende varer	Rimeligt specifikt. Der skelnes dog ikke ml. tamponer med el. uden indføringshylstre
	Af andre materialer	9619 00 71	Hygiejnebind	Specifikt, materialet formodes at være plast.
	Af andre materialer	9619 00 75	Tamponer	Specifikt, materialet formodes at være plast. Der skelnes dog ikke ml. tamponer med el. uden indføringshylstre
	Af andre materialer	9619 00 79	Andre varer	Uvist, hvad det omfatter. Omfatter dog ikke bleer, bløddug eller inkontinensartikler
Vådservietter ³	-	_2	_2	-
Balloner	-	_2	_2	-
Indpkningsposer og folier	-	_2	_2	-
Drikkeflasker	Plast	3923 30	– Balloner, flasker, kopper og lignende varer	Opført under 3923 "Transport- og emballagegenstande, af plast; propper, låg, kapsler og andre lukkeanordninger, af plast.". Det er uvist, hvor relevant kategorien er for drikkeflasker som engangsprodukt.
Plastprodukter af oxo- og nedbrydeligt plast	-	_2	_2	-

¹ Varekoder fra den Kombinerede Nomenklatur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1568372421759&uri=CELEX:32018R1602>.

² ingen oplagt varegruppe tilgængeligt, som disse produktkategorier kunne føres under

³ Varekoden "-- Lømmetørklæder og renseservietter" er tilgængelig, dog kun for materialerne "papirmasse, papir, cellulosevat eller cellulosefiberduk". Vådservietter er typisk lavet af polyester og viskose, og for disse materialer findes der ingen relevant varekode.

Bilag B. Eksempel på dataindsamlingstabel

Dataindsamling Engangsplast – Distributører og detailforhandlere

Respondent:								
Engangsplast produktkategori	1. Største/vigtige producenter, importører, distributører og forhandlere på det danske marked? Hvis muligt med kontaktoplysninger?	2. Hvilke materialealternativer findes til engangsproduktet?	3. Hvilke andre alternativer findes der til engangsplastikproduktet?	4. Hvilke mængder af produktet er der på det danske marked? Hvis muligt, angiv mængder i antal, vægt og/eller omsætning. Hvis information kun er tilgængelig for din egen virksomhed, hvad vil du vurdere er markedsandelen af din virksomhed på det danske marked?	5. Hvilke mængder af produktalternativerne er der på det danske marked? Hvis muligt, angiv mængder i antal, vægt og/eller omsætning. Hvis information kun er tilgængelig for din egen virksomhed, hvad vil du vurdere er markedsandelen af din virksomhed på det danske marked?	6. Har du kendskab til virksomheder/organisationer som allerede har substitueret engangsplastproduktet? Hvis ja, hvordan er produktet blevet substitueret? Hvilke økonomiske konsekvenser har substitution medført?	7. Hvilke konsekvenser vil et markedsføringsforbud af produktet medføre efter din vurdering?	8. Har du kendskab til lande, hvor markedsføringen af engangsplastproduktet allerede er forbudt/reguleret? Hvis ja, hvilke konsekvenser har denne reguleringen haft?
Vatpinde								
Engangsbestik								
Tallerkner								
Sugerør		<i>Eksempel:</i> - engangssugerør af pap eller hvede	<i>Eksempel:</i> - sugerør af stål, glas, eller bambus som kan vaskes og genbruges - undlade brugen af sugerør					
Rørepinde								
Ballonpinde								
Fødevarerbeholdere af ekspanderet polystyren								
Drikkebægre af ekspanderet polystyren								
Drikkevarerbeholdere af ekspanderet polystyren								
Fødevarerbeholdere							Ikke relevant	

Drikkebægre							<i>Ikke relevant</i>	
Drikkevarebeholdere							<i>Ikke relevant</i>	
Bind, tamponer og indføringshylstre til tamponer							<i>Ikke relevant</i>	
Vådservietter							<i>Ikke relevant</i>	
Balloner							<i>Ikke relevant</i>	
Indpkningsposer og folier							<i>Ikke relevant</i>	
Drikkeflasker							<i>Ikke relevant</i>	
Plastprodukter af oxonedbrydeligt plast								

Bilag C. Vægtskema

Produkternes vægt brugt i livscyklusanalyserne er baseret på data fra eksisterende livscyklusvurderinger og søgninger på produkterne på internettet. De vægtdata som er benyttet ses i Tabel 22.

Tabel 22. Vægten for de forskellige engangsplastprodukter og engangsalternativer, baseret på gennemsnitsvægt fra de forskellige kilder.

Studie	Materiale	Vægt i gram	Reference
Vatpind	Plast (PP)	0,155	a
	Træ	0,19	a
	Papir	0,0316	a
Bestik	Plast (PP)	3,5	a
	Træ	2,6	a
Tallerkener	Plast (PS)	20	a
	Bagasse	15	d, h, e
Sugerør	Plast (PP)	0,65	a
	Papir	1,19	a
Rørepinde	Plast (PP)	2	a
	Træ	0,9	a
Ballonpinde	Plast (PP)	6	b
	Papir	7	b
Fødevarerholdere	Plast (EPS)	5	b
	Plast (XPS)	7,8	c
	Papir m. PLA coating	11	p, m
	Bagasse	17,6	i, j, h
Drikkebægre	Plast (EPS)	6	a, o
	Bagasse	8,6	n, q, r, f, g, k
	Papirkrus m. LDPE coating	8,6	n, q, r, f, g, k, l, m
	Papirkrus m. PLA coating	8,6	n, q, r, f, g, k, l, m

Tabel 23. Vægtreferencer benyttet i Tabel 22.

Referencenr.	Reference
a	LCA of Single Use Plastic Products in Denmark (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
b	Reduced Littering of Single-Use Plastics (Briedis R. , et al., 2019)
c	Life Cycle Inventory of Foam Polystyrene, Paper-Based, and PLA Foodservice Products (Franklin Associates, 2011)
d	https://www.ecobiopack.dk/4136-runde-sukkerroers-tallerkener-oe-22-cm?c=7169
e	https://www.vegware.com/bagasse-tableware/plates/10in-bagasse-plate/prod_51.html
f	https://www.ecobiopack.dk/3359-papir-kop-200-ml/8-oz-ubleget
g	Life Cycle Inventories of Single Use Plastic Products and their Alternatives (Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018)
h	Environmental Assessment of a Sugar Cane Bagasse Food Tray Produced by Roots Biopack - Results of a Shortcut-Life Cycle Assessment (Roes & Patel, 2011)

i	https://www.alibaba.com/product-detail/Embossing-leakproof-Sugarcane-bagasse-food-container_60677337895.html
j	https://www.alibaba.com/product-detail/Disposable-Clamshell-Biodegradable-Food-Containers-Sugar-cane_60814214982.html
k	Comparative LCA of 4 types of drinking cups used at events (An, Carolin, Theo, & Pieter, 2006)
l	https://www.dsymachinery.com/paper-cup-business-tips/
m	http://www.hb-machinery.com/en-News0.html
n	https://www.lomax.dk/foedevarer-og-koekken/engangsartikler/engangsglas-og-kopper/abena-kaffebaeger-flerfarvet-24-cl-60021050/
o	https://www.amazon.com/Party-Dimensions-8-Ounce-White-51-Count/dp/B0053KMNZM
p	https://www.canadabrown.com/product/1-kraft-paper-food-container-5-x-4-5-x-2-5/
q	https://www.staples.dk/kopper-og-bagre-til-varme-drikke/cbs/183955.html
r	https://www.biofutura.com/dk/kaffekop-240-ml

Bilag D. Normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer

Til beregning af miljøpåvirkninger benytter alle processer fra EcoInvent 3.6 databasen LCIA metoden *ILCD 2.0 2018 midpoint*, undtaget miljøpåvirkningen partikelemission som benytter *ILCD 1.0.8 2016*.

Alle processer fra GaBi benytter LCIA metoden *Environmental Footprint 2.0*, undtagen partikelemission som benytter *ReCiPe 2016 v1.1 Midpoint (H)*.

Tabel 24. Miljøindikatorer, karakteriseringsmodeller, normaliseringsreferencer (NR) og vægtningsfaktorer (VF).

Miljøindikator	Enhed	Karakteriseringsmodel	Normaliserings referencer pr. person EU 27 (2010) ILCD 2015*	Enhed for normaliseringsreferencer	Vægtningfaktorer
Global opvarmning	(kg CO ₂ -ækv.)	IPCC, 2013	9,22E+03	kg CO ₂ ækv./person	22,19
Partikelemission	(PM 2,5-ækv.)	Rabl et al., 2013	3,80E+00	PM2.5 ækv./person	9,54
Fotokemisk ozon dannelse	(kg NMVOC-ækv.)	Van Zelm et al., 2008, som anvendt i ReCiPe, 2008	3,17E+01	kg NMVOC ækv./person	5,1
Terrestrisk eutrofiering	(mol N-ækv.)	Posch et al., 2008	1,76E+02	mol N ækv./person	3,91
Arealforbrug	(pt)	Soil quality index (baseret på LANCA, bos et al., 2016)	8,19E+05	pt/person	8,42
Forbrug af knappe ressourcer	(MJ)	ADP fossils (van Oers et al., 2002)	6,53E+04	MJ/person	8,08

Normaliseringsreferencerne stammer fra ILCD 2015 (Benini, et al., 2014) og er angivet pr. person i EU27 – dog med undtagelse af vandforbrug og forbrug af knappe ressourcer, som er baseret på potentielle påvirkninger pr. person i verden for 2010 som anbefalet i PEFCR guidelines 6.3. Arealforbrug er baseret på LANCA (Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment) modellen og er angivet pr. person i verden for 2019 i EF 3.0.

Vægtningfaktorerne er anvendt som anbefalet i PEFCR vejledning v6.3 (European Commission, 2018)

Bilag E. LCA-processer

For at angive miljøpåvirkningerne for materialerne, er hvert materiale tilknyttet en proces, som beregner miljøpåvirkningerne for ressourceudvinding, produktion og transport af materialet. Materialerne og dertilhørende valg af LCA-processer kan ses i Tabel 25.

Bagasse bliver ofte afbrændt i et anlæg på sukker- og ethanolfabrikkerne, og producerer derved den strøm og varme, som fabrikkerne har behov for. Konsekvensen ved at producere produkter af bagasse, vil derfor være at denne strøm og varme skal produceres af andre energikilder. Der er i dette studie taget udgangspunkt i, at bagasse produceres i Brasilien, og energikilderne er derfor baseret på de mest fremtrædende energikilder for el og varme i Brasilien.

Bagasse er derfor modelleret ved anvendelse af følgende proces:

Proces: market for bagasse, from sugarcane, consequential

Det er antaget at bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktionen og bliver benyttet som biomasse i Brasilien hvor 1 kg producerer 0,268 kWh strøm og 9,33 MJ varme.

Denne energi er substitueret af følgende processer:

Electricity from natural gas; BR (100 %)

Thermal energy from heavy fuel oil; BR (100 %)

Fordelingen af den elektricitet og varme som substitueres ved fjernelse af bagasse som brændsel, er ud fra et konsekvensperspektiv baseret på at 100 procent af Brasiliens elektricitet stammer fra naturgas, og det er tidligere rapporteret at flere virksomheder benytter bagasse som alternativ varmekilde til olie (COWI & Utrecht-University, 2018).

Transport fra Brasilien til Europa (7800 km) beskrives ved anvendelse af denne proces:
s: market for transport, freight, sea, container ship, GLO

Til sidst er energi til formning af bagasseprodukterne i Europa inkluderet med et konsekvensbaseret EU-28 energinet (2,4 kWh pr. kilo bagasse produkt) (Roes & Patel, 2011).

EU-28 energinettets energikilde til formning er:

Electricity from natural gas; EU-28(100 %)

Følgende LCA-processer er anvendt til beregning af de potentielle miljøpåvirkninger fra de valgte materialetyper:

Tabel 25. LCA-processerne benyttet til modellering af potentielle miljøpåvirkninger i produktionsfasen.

Studie	Materiale	Proces
Vatpind	Plast (PP)	EcolInvent polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	hardwood forestry, birch, sustainable forest management, woodchips, SE, consequential

	Papir	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
Bestik	Plast (PP)	polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	hardwood forestry, birch, sustainable forest management, woodchips, SE, consequential
Tallerkener	Plast (PS)	polystyrene production, general purpose, RER, consequential
	Bagasse	market for bagasse, from sugarcane, BR, consequential (anvendt til beregning af undgået energi fra biomasse på det brasilianske marked)
Sugerør	Plast (PP)	polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Papir	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
Rørepinde	Plast (PP)	polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	hardwood forestry, birch, sustainable forest management, woodchips, SE, consequential
Ballonpinde	Plast (PP)	polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Papir	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
Fødevarer beholdere	Plast (EPS)	Market for polystyrene, expandable; GLO, consequential
	Plast (XPS)	market for polystyrene, extruded, GLO, consequential
	Papir m. PLA coating	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
	Bagasse	market for bagasse, from sugarcane, BR, consequential (anvendt til beregning af undgået energi fra biomasse på det brasilianske marked)
Drikkebægre	Plast (EPS)	polystyrene production, expandable, GLO, Consequential
	Bagasse	market for bagasse, from sugarcane, BR, consequential (anvendt til beregning af undgået energi fra biomasse på det brasilianske marked)
	Papir m. LDPE coating	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
	Papir m. PLA coating	paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER, consequential
Coating	PLA coating	polylactide production, granulate, GLO, consequential
	LDPE coating	Polyethylene production, low density, granulate, RER, consequential

I det følgende er LCA-processer til beskrivelse af bortskaffelse angivet.

Tabel 26. Processerne benyttet til modellering af potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse.

Studie	Materiale	Proces
Vatpinde	Plast (PP)	Polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	Genanvendes ikke
	Papir	Genanvendes ikke
Bestik	Plast (PP)	Polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	Genanvendes ikke
Tallerkener	Plast (PS)	Polystyrene production, general purpose, RER, consequential
	Bagasse	Genanvendes ikke
Sugerør	Plast (PP)	Polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Papir	Genanvendes ikke
Rørepinde	Plast (PP)	Polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Træ	Genanvendes ikke
Ballonpinde	Plast (PP)	Polypropylene production, granulate, RER, consequential
	Papir	Genanvendes ikke

Fødevarer beholdere	Plast (EPS)	Polystyrene production, general purpose, RER, consequential
	Plast (XPS)	Polystyrene production, general purpose, RER, consequential
	Papir m. PLA coating	Genanvendes ikke
	Bagasse	Genanvendes ikke
Drikkebægre	Plast (EPS)	Polystyrene production, general purpose, RER, consequential
	Bagasse	Genanvendes ikke
	Papirkrus m. LDPE coating	Genanvendes ikke
	Papirkrus m. PLA coating	Genanvendes ikke

Tabel 27. Processerne benyttet til modellering af potentielle miljøpåvirkninger ved forbrænding.

De potentielle miljøpåvirkninger fra forbrænding af produkterne består af en kreditering ved at substituere den marginale el- og varmesammensætning med den energi, som genereres på forbrændingsanlægget.

El- og varmemarginalen kan ses i Tabel 30.

Derudover forekommer der miljøpåvirkninger ved den direkte forbrænding, og disse påvirkninger er beregnet ved brug af programmet EASETECH.

Studie	Materiale	Proces
Vatpind	Plast (PP)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Træ	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Wood waste
	Papir	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste
Bestik	Plast (PP)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Træ	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Wood waste
Tallerkener	Plast (PS)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Bagasse	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Wood waste
Sugerør	Plast (PP)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Papir	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste
Rørepinde	Plast (PP)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Træ	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Wood waste
Ballonpinde	Plast (PP)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Papir	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste

Fødevarerholdere	Plast (EPS)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Plast (XPS)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Papir m. PLA coating	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste
	Bagasse	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Wood waste
Drikkebægre	Plast (EPS)	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Plastic waste
	Papirkrus m. LDPE coating	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste, EASETECH Plastic waste
	Papirkrus m. PLA coating	Kreditering: el- og varmemarginal Direkte forbrænding: EASETECH Paper waste

Bilag F. Bortskaffelsesværdier

Det er i rapporten valgt at inkludere to bortskaffelsesmetoder; genanvendelse og forbrænding. I Danmark bliver der på nuværende tidspunkt kun sorteret i plast i husholdningsaffald, og derfor medtages genanvendelse af alle de produkter, der ikke er produceret af plast, ikke (Takou et al., 2019). For disse produkter anvendes derfor udelukkende forbrænding som bortskaffelsesmetode.

Brændværdien for produkterne er fundet i litteraturen (Götze, Pivenko, Boldring, Scheutz, & Astrup, 2016). Dertil er der anvendt et vandindhold i produkterne til føde- og drikkevarer på 35 procent. Fordelingen af energien produceret i forbrændingsanlægget for varme og elektricitet er fordelt med følgende effektivitet: 73 procent varme, 22 procent elektricitet og et tab på fem procent (Takou et al., 2019).

Sammensætningen af den marginale el og varme er baseret på den procentuelle fordeling ses i Tabel 28 og Tabel 29.

Tabel 28. Elmarginal for Danmark (Schmidt et al. 2016)

Biomasse	Gas	Vind
49,8 %	18,6 %	31,6 %

Tabel 29. Varmemarginal for Danmark (Jensen et al. 2013)

Biomasse	Gas	Kul	Olie	Biogas
39 %	26 %	20 %	9 %	6 %

Processerne brugt til at beregne miljøpåvirkningerne for de forskellige energikilder ses i Tabel 30.

Processerne til beskrivelse af de potentielle miljøpåvirkninger for elektricitet stammer fra LCA-databasen GaBi, mens processerne til beskrivelse af de potentielle miljøpåvirkninger for varme stammer fra LCA-databasen GaBi

Tabel 30. Processerne anvendt til beregning af miljøpåvirkningerne fra energikilderne, der substitueres i Danmark.

Elmarginal	
Energikilde	Proces
Biomasse	Electricity from biomass (solid) GaBi; DK
Gas	Electricity from natural gas GaBi; DK
Vind	Electricity from wind power GaBi; DK
Varmemarginal	
Energikilde	Proces
Biomasse	heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000kW, state-of-the-art 2014; CH, consequential
Gas	heat production, natural gas, at boiler modulating >100kW; Europe without Switzerland, consequential

Kul	heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW; CH, consequential
Olie	heat production, heavy fuel oil, at industrial furnace 1MW; CH, consequential
Biogas	heat and power co-generation, biogas, gas engine; DK, consequential

Bilag G. Import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangsservice fra 2014-2018

Tabel 31 Import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangsservice

Materiale	Varegruppe	Eksport (ton)					Import (ton)				
		2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018
Plast	39241000 Bordservice og køkkenartikler, af plast	6.408	13.319	17.661	17.781	20.359	13.946	21.334	26.422	26.603	28.661
Bambus	44191900 Bordservice og køkkenudstyr, af bambus (undt. skærebrætter og lignende brætter og spisepinde)	0	0	0	519	340	0	0	0	457	397
Træ	44199090 Bordservice og køkkenudstyr, af træ, i.a.n. i pos. 4419	0	0	0	798	567	0	0	0	1.521	1.765
Bambus	48236100 Bægre og lignende varer, bakker, fade og tallerkener (undtagen papir og pap af bambus)	49	29	32	35	35	139	122	110	80	119
Papir eller pap	48236910 Bakker, fade og tallerkener, af papir eller pap (undtagen af papir eller pap af bambus)	292	276	275	324	304	1.651	1.830	1.910	1.677	1.870
Papir eller pap	48236990 Bægre og lignende varer, af papir eller pap (undtagen papir og pap af bambus, bakker, fade og tallerkener)	2.001	1.597	886	1.006	1.032	2.855	2.802	3.182	3.184	3.606

Tabel 32 Produktions- og forsyningsmængder af varegrupper relateret til engangsservice

Materiale	Varegruppe	Produktion (ton)					Beregnet forsyning (ton)					
		2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018	Gennemsnit 2014-2018
Plast	39241000 Bordservice og køkkenartikler, af plast	1.787	1.694	1.528	1.728	1.590	9.325	9.709	10.289	10.550	9.892	9.953
Bambus	44191900 Bordservice og køkkenudstyr, af bambus (undt. skæbrætter og lignende brætter og spisepinde)	0	0	0	28	31	0	0	0	-34	88	11
Træ	44199090 Bordservice og køkkenudstyr, af træ, i.a.n. i pos. 4419	0	0	0	5	10	0	0	0	728	1.208	387
Bambus	48236100 Bægre og lignende varer, bakker, fade og tallerkener (undtagen papir og pap af bambus)	2	2	0	0	0	92	95	78	45	84	79
Papir eller pap	48236910 Bakker, fade og tallerkener, af papir eller pap (undtagen af papir eller pap af bambus)	0	0	0	0	0	1.359	1.554	1.635	1.353	1.566	1.493
Papir eller pap	48236990 Bægre og lignende varer, af papir eller pap (undtagen papir og pap af bambus, bakker, fade og tallerkener)	0	0	2	0	0	854	1.205	2.298	2.178	2.574	1.822

Bilag G.1 Varegrupper relateret engangshygiejneartikler

Tabel 33 viser import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangshygiejneartikler fra 2014-2018, mens Tabel 34 viser produktionen og den beregnede forsyning af disse varer i Danmark. Importen er større end eksporten for alle varegrupper, hvilket viser, at Danmark er nettoimportør for disse artikler.

Overordnet giver varegruppebeskrivelserne anledning til at der findes to overordnede grupper for de relevante hygiejneartikler: hygiejneartikler af (vat af) tekstil og hygiejneartikler af andre materialer. Varegrupper under "Andre materialer" er i den Kombinerede Nomenklatur (2018) defineret som omfattende bestanddele af både papirmasse, papir, cellulosevat, cellulosefibernug og/eller plast, svarende til sammensætning af konventionelle hygiejneartikler.

"Tekstil-varegruppen" 96190030 omfatter også bleer til spædbørn, som ikke er omfattet af engangsplastdirektivet. En ukendt andel af varegruppe 96190030, samt varegruppe 96190040 udgør relevante alternativer til de konventionelle hygiejneartikler registreret under 96190071-79. Der skelnes ikke mellem tamponer med og uden indføringshylstre.

Den beregnede forsyning af hygiejnebind viser store variation over de sidste 5 år, hvilket ikke umiddelbart giver mening, men er muligvis udtryk for usikker registrering af handelsmængderne. Den samlede forsyning af konventionelle bind og tamponer udgør ca. 1.550 tons (sum af gennemsnit for disse to varegrupper).

Tabel 33 Import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangshygiejneartikler

Materiale	Varegruppe	Eksport (ton)					Import (ton)				
		2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018
Vat af tekstil	96190030 Hygiejnebind og tamponer, bleer og bleindlæg til spædbørn og lignende artikler, af vat af tekstilmaterialer	1	141	110	64	138	890	557	521	569	290
Tekstil	96190040 Hygiejnebind, tamponer og lignende varer, af andre tekstilmaterialer, undt. af vat af tekstilmaterialer	0	0	0	2	3	119	49	131	63	121
Andre materialer (inkl. plast)	96190071 Hygiejnebind, undt. af tekstilmaterialer	714	688	445	70	186	1.556	1.701	1.674	1.628	2.711
Andre materialer (inkl. plast)	96190075 Tamponer, undt. af tekstilmaterialer	3	4	3	6	17	129	140	131	105	128
Andre materialer (inkl. plast)	96190079 Andre varer undt. hygiejnebind og tamponer, undt. af tekstilmaterialer [undt. bleer og lign. til spædbørn]	332	336	295	56	72	460	371	523	370	346

Tabel 34 Produktions- og forsyningsmængder af varegrupper relateret til engangshygiejneartikler

Materiale	Varegruppe	Produktion (ton)					Beregnet forsyning (ton)					Gennemsnit 2014-2018
		2014	2015	2016	2017	2018	2014	2015	2016	2017	2018	
Vat af tekstil	96190030 Hygiejnebind og tamponer, bleer og bleindlæg til spædbørn og lignende artikler, af vat af tekstilmaterialer	0	0	0	0	0	889	416	411	505	152	475
Tekstil	96190040 Hygiejnebind, tamponer og lignende varer, af andre tekstilmaterialer, undt. af vat af tekstilmaterialer	0	0	0	0	0	119	49	131	61	118	96
Andre materialer (inkl. plast)	96190071 Hygiejnebind, undt. af tekstilmaterialer	0	0	0	0	0	842	1.013	1.229	1.558	2.525	1.433
Andre materialer (inkl. plast)	96190075 Tamponer, undt. af tekstilmaterialer	0	0	0	0	0	126	136	128	99	111	120
Andre materialer (inkl. plast)	96190079 Andre varer undt. hygiejnebind og tamponer, undt. af tekstilmaterialer	0	0	0	12	22	128	35	228	326	296	203

Bilag H. Baggrundsdata til markedsanalyse

Dette bilag indeholder informationer om mængder, markedsaktører og alternativer, der er tilgængelige fra Danmarks Statistik og litteraturen, samt de informationer der er indhentet fra relevante markedsaktører.

Resultaterne er sammenfattet i rapportens kapitel 2.

Bilag H.1 Danmarks Statistik

Relevante handelskoder for de af undersøgelsen omfattede produktkategorier blev identificeret fra den Kombinerede Nomenklatur¹⁸ og kan ses i Bilag A. I flere tilfælde er engangsprodukterne at finde i overordnede frem for specifikke varegrupper; f.eks. er "Engangsbestik" og "Tallerkener" indeholdt i varekoden "3924 10 00 – Bordservice og køkkenartikler [af plast]", mens nogle af deres alternativer er indeholdt under varekoden " 4419 00 00 - Bordservice og køkkenudstyr, af træ". I mange tilfælde er varebeskrivelserne på et meget overordnet niveau, således at et udtræk ikke ville give nogen indikation for handelsmængder af de relevante produktkategorier.

For de identificerede varekoder blev der trukket data over import, eksport og produktion fra Danmarks Statistik for perioden 2014-2018. Ud fra disse data blev den årlige forsyning beregnet på følgende måde: Import - Eksport + Produktion = Forsyning.

Data fremgår af Bilag G.

Varegrupper relateret til engangsservice

Tabel 31 i Bilag G viser import- og eksportmængder af varegrupper relateret til engangsservice fra 2014-2018, mens Tabel 32 viser produktionen og den beregnede forsyning af disse varer i Danmark. Importen er større end eksporten for alle varegrupper, hvilket viser, at Danmark er nettoimportør af disse artikler.

"Bordservice og køkkenartikler, af plast" udgør en stor post, men det vides ikke, hvor stor en del af denne varegruppe, der udgøres af engangsartikler, da plast anvendes i vid udstrækning til både engangsartikler og artikler til gentagen brug, f.eks. gryderedskaber, skærebrædder og skåle. Da sidstnævnte artikler har en væsentlig længere levetid end engangsartikler, kan det stadig antages, at engangsartikler udgør en væsentlig andel af import- og eksportmængderne af denne varegruppe. Der er ikke identificeret kilder eller interessenter, som kunne give en nærmere beskrivelse af opdelingen i denne varegruppe, men en andel på 50 procent bliver ikke anset som en urimelig antagelse i kommunikationen med markedsaktører. Forsyningen har ligget rimeligt stabilt på omkring 10.000 tons om året i perioden 2014-2018. Hvis det antages, at engangsservice udgør 50 procent af denne varegruppe, vil det svare til ca. 5.000 tons engangsservice i plast om året.

Service af papir og pap (de to varegrupper under 482369) formodes at være udelukkende engangsservice. Disse artikler produceres ifølge statistikken ikke i Danmark, men importeres, og en væsentlig del eksporteres igen (f.eks. ca. 1/3 af papir- eller papbægre i årene 2016-

¹⁸ Varekoder fra den Kombinerede Nomenklatur <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1568372421759&uri=CELEX:32018R1602>.

2018). Importen og den beregnede forsyning af paptallerkener og lign. (varegruppe 48236910) har ligget rimeligt stabilt i løbet af de sidste 5 år med en gennemsnitlig forsyning på ca. 1.500 tons. Importen og dermed også forsyningen af papir- og papbægre er steget væsentligt over de sidste 5 år, hvilket kunne tyde på at papir- eller papbægre i højere grad anvendes som alternativ til plastbægre. Forsyningen af papir- eller papbægre toppede med ca. 2.600 tons i 2018. Det noteres dog, at en relativ stor, men ukendt andel af disse papir- eller papbægre vil være belagt med en plastlining eller -coating, hvilket bevirker, at plast udgør en teknisk del af produkterne og potentielt vil kunne fortolkes som plastprodukter under Engangsplastdirektivet. Arbejdet med det tekniske guidelines for, hvad der er omfattet af direktivet og hvordan centrale tekniske definitioner i direktivet skal forstås, er endnu ikke afsluttet.

Bordservice og køkkenudstyr af bambus og træ kan omfatte både artikler til engangs- og flergangsbrug, og fordelingen mellem disse kendes ikke. Tallene viser stor variation og vurderes som uegnede til at udlede indikationer om markedet for disse artikler.

Bilag H.2 Litteratursøgning

Offentligt tilgængelige oplysninger om mængder, alternativer og konsekvenser af markedsføringsforbuddet af engangsplastprodukter blev søgt på internettet via Google-søgninger og på producenters og forhandlernes hjemmesider. Der findes generelt talrige kilder til oplysninger om alternative materialer og produkter, mens oplysninger om forsyningsmængder af engangsplastprodukter på markedet og vurderinger af konsekvenserne af markedsføringsforbuddet er mere begrænsede i den offentligt tilgængelige litteratur.

En undersøgelse foretaget af GreenMatch.dk, som er en online sammenligningstjeneste, som arbejder med forbrugerinformation, har kortlagt danskernes plastikforbrug inden for en række kategorier og opstillet en række muligheder for at mindske forbruget (GreenMatch.dk, 2018). Ifølge undersøgelsen bruges der gennemsnitligt 71 **vatpinde** á 1 g pr. person om året, hvilket svarer til ca. 412 tons forbrug i Danmark ved en indbyggertal på 5,8 mio. Det vides ikke, hvor stor usikkerheden er på estimatet. Som alternativ nævnes vatpinde af pap. Mht. **sugerør** nævnes det, at der bruges 300 mio. sugerør svarende til 300 tons sugerør om året i Danmark. Sugør fremstillet af metal eller bambus nævnes som alternativer til plastsugerør.

En undersøgelse af ekspanderet polystyren (EPS) i Østersøen beskriver kilder og udslip af EPS og XPS (ekstruderet polystyren) fra alle lande omkring Østersøen (Lassen, et al., 2019). EPS anvendes f.eks. til **engangsdrikkebægere** som kaffekopper, mens XPS typisk anvendes som take away-**fødevarer beholdere** (Tabel 3). Der er ikke identificeret eksempler på **drikkebægere af EPS** (eller XPS). I flere undersøgelser, bl.a. (Lassen, et al., 2019), er XPS og EPS behandlet samlet, da der f.eks. i strandundersøgelser eller handelsstatistikker ikke skelnes mellem de to materialer. Begge materialer består af opskummet polystyren, og der kan derfor argumenteres for, at XPS i lighed med EPS kunne være omfattet af direktivet.

Fødevareremballager af EPS og XPS findes i miljøet og på strandene, men kvantificeringen af forbrug og kilder af disse emballager har vist sig at være problematisk i undersøgelsen pga. manglende data fra handelsstatistikker og manglende data fra udenlandske producenter/importører. Fiskekasser og madkasser af EPS, som bruges af madleveringstjenester, er eksempler på fødevareremballager, der ikke betragtes som engangsplastprodukter i Engangsplastdirektivet, men disse udgør hovedparten af EPS-forbruget til fødevareremballage. Baseret på tal tilgængelige fra (Lassen, et al., 2019) (dansk forbrug på 25.300 tons, andel til emballage 45 procent, heraf andel til fødevareremballage 25 procent) kan forbruget til fødevareremballager anslås til ca. 2.851 tons. EPS/XPS til take away-emballager kan antages at udgøre 1-10 procent af fødevareremballager i Danmark (forfatterens ekspertvurdering), hvilket giver et estimat på 29-285 tons i Danmark. Der findes ingen opgørelser over, hvordan forbruget fordeler sig på

XPS og EPS. Ifølge kommunikation med EPS-branchen i Danmark og COWIs ekspertvurdering er det en rimelig antagelse, at forbruget fordeler sig ligeligt mellem de to materialer, hvilket resulterer i et estimat på 15-143 tons EPS til engangsfødevareemballage.



Figur 2. Fødevarebeholdere af XPS og en kaffekop af EPS. Kun EPS anses for nuværende at være omfattet af markedsføringsforbuddet under Engangsplastdirektivet (billeder fra Lassen et al. 2019)

Miljødirektoratet i Norge har i år publiceret en rapport om engangsplastprodukter, deres forbrug og vurdering af alternativer (Briedis R. , et al., 2019). Rapporten omfattede 19 kategorier af plastprodukter med et stort overlap af produkter, der er relevante for nærværende undersøgelse. Forbrugsdata for de enkelte produktkategorier er blevet modelleret baseret på ikke nærmere specificerede kommercielle og offentligt tilgængelige data samt interviews og spørgeskemaer. Til brug i denne undersøgelse er tallene omregnet til det danske befolkningstal under antagelse af, at forbruget pr. indbygger i Norge er tilsvarende forbruget pr. indbygger i Danmark. Forbruget er vist i nedenstående Tabel 35. Mængderne giver en indikation af størrelsesordenen, men er forbundet med stor usikkerhed, både pga. deres oprindelse og fordi der kan være forskelle i forbrugsmønstre mellem danske og norske (for-)brugere af disse engangsplastprodukter. Undersøgelsen angiver også vægt pr. stk. for de fleste af de nævnte produkter, som er blevet brugt til at beregne tonnagen i Tabel 37.

Tabel 35 Estimeret forbrug af engangsplastprodukter i Danmark baseret på forbruget i Norge (omregnet fra Briedis et al., 2019)

Produktkategori	Stk. antal pr. år i Danmark (i mio.)	Alternativer
Drikkeflasker, med låg	692	Glasflasker, aluminiumsdåser, pantflasker
Vatpinde	691	Pind af papir/pap, plastpind som kan genbruges
Balloner	28	<i>Ingen brugbare alternativer identificeret</i>
Ballonpinde	0,33	Pind af træ
Fødevarebeholdere (ikke EPS)	150	Pap + voks for kolde fødevarer Pap + folie for varme fødevarer Genbrugsbakker
Drikkebægre, med låg	116	Papir Genbrugskopper
Fødevarebeholdere af EPS	134	Pap + voks for kolde fødevarer Pap + folie for varme fødevarer Genbrugsbakker
Sugerør	576	Papir/ træ Produkter, som kan bruges flere gange

Rørepinde	86	Papir/ træ Produkter, som kan bruges flere gange
Vådservietter	656	Bomuldsservietter til engangs- eller flergangsbrug
Indpakkingsposer	63	<i>Ingen brugbare alternativer identificeret</i>
Folier	138	Metalfolie, papir/pap
Engangsbestik	498	Træ Produkter, som kan bruges flere gange
Drikkekartoner (med plastiklag)	1.489	Glasflasker, aluminiumsdåser, pantflasker
Bind	251	Menstruationskop Tekstilbind
Tamponer og indføringshylstre til tamponer	272	Menstruationskop Tekstilbind

Engangsplastdirektivet omfatter, ud over en række bestemte produktkategorier, også et bestemt plastmateriale: **oxonedbrydeligt plast**. Alle produkter af oxonedbrydeligt plast, uanset om det er engangs- eller flergangsprodukter, er omfattet af markedsføringsforbuddet. Oxonedbrydelig plast er et plastmateriale, der er tilsat metalsalte, som fremmer nedbrydningen af materialet igennem iltning. Reelt nedbrydes plasten dog i små fragmenter til mikroplast. Miljøorganisationen 'Plastic Change' nævner, at oxonedbrydeligt plast er blevet anvendt til hundeposer (Plastic Change, 2019). Produkter som poser af oxonedbrydeligt plast ser ikke ud til at være særligt udbredt i Danmark, men produceres og sælges til andre europæiske lande af danske pose- og folieproducenter (Engbo, 2018) (Pedersen, 2017). Derudover er der ikke identificeret kilder, som dokumenterer brugen af oxonedbrydeligt plast i Danmark.

Supermarkedskæden Føtex har (ligesom en række andre detailforhandlere) allerede substitueret en række engangsplastprodukter, herunder **vatpinde, engangsbestik, tallerkener, sugerør og drikkebægre** (Horneman, 2018), og har til websiden CSR.dk oplyst mængder over tidligere salg af engangsplastprodukter (CSR.dk, 2019). Baseret på estimater af markedsandelen (afledt igennem kommunikation med markedsaktører), kan antallet af engangsplastprodukter i Danmark estimeres, se Tabel 36. For de fleste af disse plastprodukter er produkter i alternative materialer tilgængelige.

Tabel 36 Salg af engangsplastprodukter i detailhandelskæden Føtex ekstrapoleret til det samlede danske marked

Produktkategori	Salg i Føtex i 2018 i stk.	Estimeret markedsandel i Danmark	Estimeret stk. antal (mio.) i Danmark
Vatpinde	44 mio.	5-10 %	440 - 880
Engangsbestik	3,3 mio.	1-5 %	66 - 330
Tallerkener	1,9 mio.	1-5 %	38 - 190
Sugerør	7,2 mio.	1-5 %	144 - 720
Drikkebægre	13,4 mio.	1-5 %	268 - 1.340

På grund af markedsanalysens tidsafgrænsning (august 2019 til januar 2020) har det ikke været muligt at indhente data fra øvrige, relevante aktører.

Parallelt med denne undersøgelse er der foregået en kortlægning af engangsservice for Miljø- og Fødevarerministeriet med henblik på at estimere de fremtidige statslige indtægter fra emballageafgiften på engangsservice af plast, træ og andre materialer. I forbindelse med den undersøgelse har Skatteministeriet oplyst, at den samlede forbrugsmængde af **engangsservice** (alle materialer) i Danmark beløber sig til 8.000 tons.

Mængden af drikkebægre og fødevarer beholdere af EPS samt drikkebægere af andre materialer er blandt de vanskeligste at opgøre. Den norske markedsundersøgelse har opgjort forbruget af fødevarer beholdere til 134 mio. stk. årligt, mens der ikke kunne opgøres nogen mængde af drikkebægre af EPS og drikkebægre af andre materialer. Det vurderes dog, at denne mængde også omfatter produkter af XPS, som minder om EPS, men som ikke er omfattet af markedsføringsforbuddet. Det er estimeret, at i Danmark bliver der brugt mellem 15 og 143 tons drikkebægre og fødevarer beholdere af EPS samt drikkebægere af andre materialer. Baseret på data fra livscyklusvurderingen for fødevarer beholdere og drikkebægre i EPS vurderes disse produkter at have en vægt på ca. 5 gram. Hvis der tages udgangspunkt i disse værdier, svarer 15-143 tons EPS til 3,0-29 mio. stk.

Bilag H.3 Kommunikation med markedsaktører

Markedsaktører blev kontaktet pr. telefon og derefter pr. e-mail med skriftlig forklaring om undersøgelsens formål. På basis af dette blev spørgsmål i spørgeskemaer tilpasset den relevante organisation (brancheorganisationer, producenter, importører/grossister/distributører, convenience-butikker (nærbutikker) og detailforhandlere). Et eksempel på en dataindsamlingsstabel med spørgsmål, som dannede udgangspunkt for dataindsamlingen, kan findes i Bilag B. Derudover blev enkelte aktører også bedt om at forholde sig til data fra handelsstatistikkerne.

Følgende brancheorganisationer blev kontaktet for dataindsamling til dette projekt:

- Plastindustrien, herunder EPS-sektionen i Plastindustrien
- Dansk Industri
- Dansk Erhverv
- PlasticsEurope
- DRC - Danmarks Restauranter og Cafeer
- Horesta - brancheorganisation for hotel-, restaurant- og turisterhvervet
- GRAKOM – brancheforening for produktions-, handels- og rådgivningsvirksomheder inden for grafisk kommunikation, medier og markedsføring
- Bryggeriforeningen.

Brancheorganisationerne tog enten kontakt til deres medlemmer for at indsamle informationer, videreformidle kontakt til relevante markedsaktører, leverede informationer direkte eller var ikke i stand til at levere informationer inden for tidsfristen. Listerne over brancheorganisationer, producenter, importører/grossister/distributører, convenience-butikker og detailforhandlere i dette afsnit anses at være dækkende for de vigtigste markedsaktører på det danske marked.

Udover de virksomheder, der blev kontaktet af brancheorganisationerne, blev ni virksomheder bestående af producenter, importører/grossister/distributører, convenience-butikker og detailforhandlere kontaktet direkte af projektteamet. Nogle af disse virksomheder formidle kontakten videre til deres datterselskaber eller partnere, således at 17 virksomheder blev adspurgt direkte:

- Producenter, importører/grossister/distributører
 - Abena A/S
 - Duni A/S
 - Multiline A/S
 - Reitan Distribution A/S (eksterne partnere bl.a. Circle-K, Q8, BFI, OK plus)
 - Rajapack ApS
- Convenience-butikker og detailforhandlere
 - Coop Danmark A/S

- Salling Group (Bilka, Føtex, Netto, Salling, Starbucks, Carl's Jr.)
- REMA1000
- 7-eleven (Reitan Convenience A/S).

Respondenterne udfyldte enten dataindsamlingstabellerne direkte, opfordrede deres partner/datterselskaber til at udfylde dataindsamlingstabellerne, deltog i telefoninterview eller var ikke i stand til at levere informationer inden for tidsfristen.

I alt blev der modtaget 16 svar med kvalitative og/eller kvantitative informationer fra brancheorganisationer, producenter af engangsplastprodukter, en plastproducent, convenience-kæder og detailforhandlere. For mange af respondenterne var det udfordrende at levere kvantitative data på f.eks. mængder eller markedsandele, da disse informationer enten ikke foreligger udspecificeret i de relevante produktkategorier i virksomhedernes egne systemer eller anses som fortrolige. Derimod var responsen større på kvalitative spørgsmål om alternative materialer og produkter.

De indsamlede oplysninger blev analyseret i et samlet regneark for hver produktkategori. Oplysninger indsamlet via direkte kommunikation med aktørerne refereres i de følgende afsnit til som "Kommunikation med markedsaktører" (uden specifikt virksomhedsnavn) for at tage hensyn til evt. fortrolighedsforhold.

Som nævnt er der parallelt med nærværende projekt for Miljø- og Fødevareministeriet gennemført en undersøgelse med titlen "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsserviceprodukter". Markedskortlægningen omfatter både engangsserviceprodukter af plast og af andre materialer. Som led i markedskortlægningen af afgiftsbelagte produkter er der foretaget interview og dataindsamling blandt de mest centrale aktører på markedet. I alt er 16 virksomheder kontaktet, hvoraf syv virksomheder har fremsendt data for deres mængder i 2018 og svaret på spørgsmål vedrørende adfærdsændringer. Desuden er der i undersøgelsen indhentet oplysninger fra Statens og Kommunernes Indkøbsservice (SKI), som oplyser, at kommunernes indkøb udgjorde tæt på 90 pct. af det samlede offentlige indkøb af engangsservice i 2018. Det er på det grundlag i undersøgelsen vurderet, at det er retvisende at benytte kommunernes indkøb som datagrundlag for de offentliges brug af engangsservice. På basis af oplysninger fra markedsaktører og SKI er der i undersøgelsen foretaget en opgørelse af mængden af engangsservice af plast og andre materialer. I relation til de produktgrupper, der dækkes af nærværende undersøgelse, indeholder markedskortlægningen mængdeoplysninger for følgende produktgrupper: Bestik, tallerkner, drikkebægre og rørepinde. Mængderne er opgjort i tons og mio. stk. uden angivelse af usikkerheder. Mængdeopgørelserne er baseret på viden om den samlede tonnage af engangsservice omfattet af afgift og en vurdering af, hvordan mængderne fordeler sig på forskellige materialetyper. Mængdeoplysninger vurderes på dette grundlag at være behæftet med relativ lille usikkerhed og vil for de omfattede produktgrupper anvendes som bedste estimat i nærværende undersøgelse.

Bilag H.4 Sammenfatning af mængder

Tabel 37 giver et overblik over markedsførte mængder samt alternative materialer og produkter for 18 produktkategorier omfattet af engangsplastdirektivet samt for plastprodukter af oxonedbrydeligt plast. Ni produktkategorier og plastprodukter af oxonedbrydeligt plast er omfattet af Engangsplastsdirektivets bestemmelse om markedsføringsforbuddet, og disse produkter er markeret ved understregning i tabellen.

For mange produktkategorier er forbrugsmængderne angivet som intervaller både for tonnage og stykantal, og i nogle tilfælde er intervallerne ret brede. Det skyldes, at forskellige kilder (som opført i foregående beskrivelse har angivet forskellige estimater, og som udgangspunkt er det højeste og det laveste estimat brugt for at angive intervallet. De brede intervaller afspejler også den usikkerhed, der er forbundet med mængdeestimerne. I nogle tilfælde er der kun

identificeret data, der angiver mængderne som stykantal *eller* tonnage. I disse tilfælde er mængderne omregnet med vægt/stk. som angivet i den norske rapport (Briedis R. , et al., 2019).

Tablet 37 Overblik over estimerede markedsførte mængder af engangsplastprodukter for 18 produktkategorier omfattet af Engangsplastdirektivet i 2018.

Produkt-kategori ¹	Årligt forbrug/ markedsførte mængder af engangsplastprodukter	
	Tonnage (ton)	Stk. antal (mio.)
Vatpinde	101-412	412-880
Engangsbestik ⁴	Ca. 827 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 200 (usikkerhed er ikke kendt)
Tallerkener ⁴	Ca. 562 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 44 (usikkerhed er ikke kendt)
Sugerør	3-288	33-720
Rørepinde ⁴	Ca. 27 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 52 (usikkerhed er ikke kendt)
Ballonpinde	Ca. 1,9 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 0,33 (usikkerhed er ikke kendt)
Fødevarerholdere af ekspanderet polystyren (EPS)	Alle tre produktkategorier af EPS:	Alle tre produktkategorier af EPS: 3 – 29 ⁶
Drikkebægre af ekspanderet polystyren (EPS)	15-143 (primært drikkebægre) ⁵	Beregnet på baggrund af vægt data og
Drikkevarerholdere af ekspanderet polystyren (EPS)		
Fødevarerholdere	Ca. 2.998	Ca. 150
Drikkebægre ^{3,4}	Ca. 3.272 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 300 (usikkerhed er ikke kendt)
Drikkevarerkartoner (med en plastlining)	Ca. 19.362 (usikkerhed er ikke kendt)	Ca. 1.489 (usikkerhed er ikke kendt)
Bind, tamponer og indføringshylstre til tamponer	1.550-3.040	Ca. 266-523
Vådservietter	721 (tørvægt, usikkerhed er ikke kendt)	656 (usikkerhed er ikke kendt)
Balloner	28 (usikkerhed er ikke kendt)	28 (usikkerhed er ikke kendt)
Indpkningsposer og folier ³	1.081 (usikkerhed er ikke kendt)	201 (usikkerhed er ikke kendt)
Drikkeflasker m. låg	20.000-30.000	630-940
Plastprodukter af oxonedbrydeligt plast	Ingen informationer om produkter på det danske marked tilgængelig. Tidligere kunne der fås hundeposer af oxonedbrydeligt plast.	

¹Produkter med understregning er omfattet af markedsføringsforbuddet under Engangsplastdirektivet.

² Definition i Engangsplastdirektivet: "Indpkningsposer og -folier, der er fremstillet af fleksibelt materiale indeholdende fødevarer, der er beregnet til umiddelbar fortæring fra indpkningsposen eller -folien uden yderligere tilberedning". Denne kategori omfatter f.eks. chipsposer og bolsjepapir. Denne kategori omfatter ikke letvægtsbæreposer, som f.eks. bruges til at pakke frugt på salgsstedet.

³ Engangsplastlåg til drikkebægre er også omfattet af flere bestemmelser i Engangsplastdirektivet, men er – i modsætning til sugerør – ikke omfattet af markedsføringsforbuddet.

⁴ Baseret på undersøgelsen "Markedskortlægning af afgiftsbelagte engangsservice-produkter" (upubliceret)

⁵ Det kan ikke afvises, at der kan være et overlap mellem opgørelsen af drikkebægre og opgørelsen af drikkebægre af EPS

⁶Antallet er beregnet på baggrund af den estimeret vægt under en forudsætning om en gennemsnitlig vægt på 5 gram pr. produkt.

Bilag I. Landescreeening

Denne landescreeening har til formål at skabe overblik over eksisterende og planlagte markedsføringsforbud mod engangsprodukter i plast. I denne indledende kortlægning inddrages alle typer af tiltag omhandlende markedsføringsforbud mod engangsprodukter i plast. Dette inkluderer dermed også engangsprodukter, der ikke er omfattet af markedsføringsforbud i forbindelse med implementering af Engangsplastdirektivet.

Screeningen er udført som en skrivebordsscreening ved at søge efter artikler og nyheder om "plastic ban", "single use plastic" og efter søgning på "ban" sammensat med en af de konkrete produkters engelske navn på Google. F.eks. "plastic straw ban".

Landescreeeningen har særligt været fokuseret på andre EU-lande, da de formentlig i højere grad ligner Danmark, sammenlignet med lande uden for Europa/fjernere lande. Som udgangspunkt for screeningen blev Europakommissionens effektivurdering af forslag om Engangsplastdirektiv anvendt. Dette blev understøttet af yderligere søgninger på nye initiativer.

På kortet i Figur 3 er med orange indikeret de EØS-lande, hvor der er blevet identificeret forbud eller kommende forbud mod engangsprodukter i plast, som går udover Europakommissionens Engangsplastdirektiv, eller som er besluttet før vedtagelsen af Engangsplastdirektivet.



Figur 3. Lande der forud for Engangsplastdirektivet har besluttet eller indført nationale markedsføringsforbud mod et eller flere engangsprodukter af plast er markeret med orange.

De forbud og kommende forbud mod plastprodukter indenfor EU/EØS, som er blevet identificeret, fremgår af nedenstående tabel.

Tablet 38 Forbud og kommende forbud mod engangsplast indenfor EU/EØS.

Land/region	Forbud/Kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
Belgien (Bruxelles)	Forbud	2018	Tynde engangsplastposer (under 50 µm)
Frankrig	Kommende forbud	2020	Drikkebægre, glas og bestik i plast
Frankrig	Kommende forbud	2020	Vatpinde
Frankrig	Forbud	2015	Oxo-fragmentable poser
Italien	Forbud	2019	Ikke-bionedbrydelige vatpinde
Italien	Forbud	2016	Ikke-bionedbrydelige tynde engangsplastposer (f.eks. til frugt, grøntsager)
Storbritannien (Skotland)	Forbud	2019	Vatpinde
Storbritannien (England)	Kommende forbud	2020	Sugerør, vatpinde og rørepinde

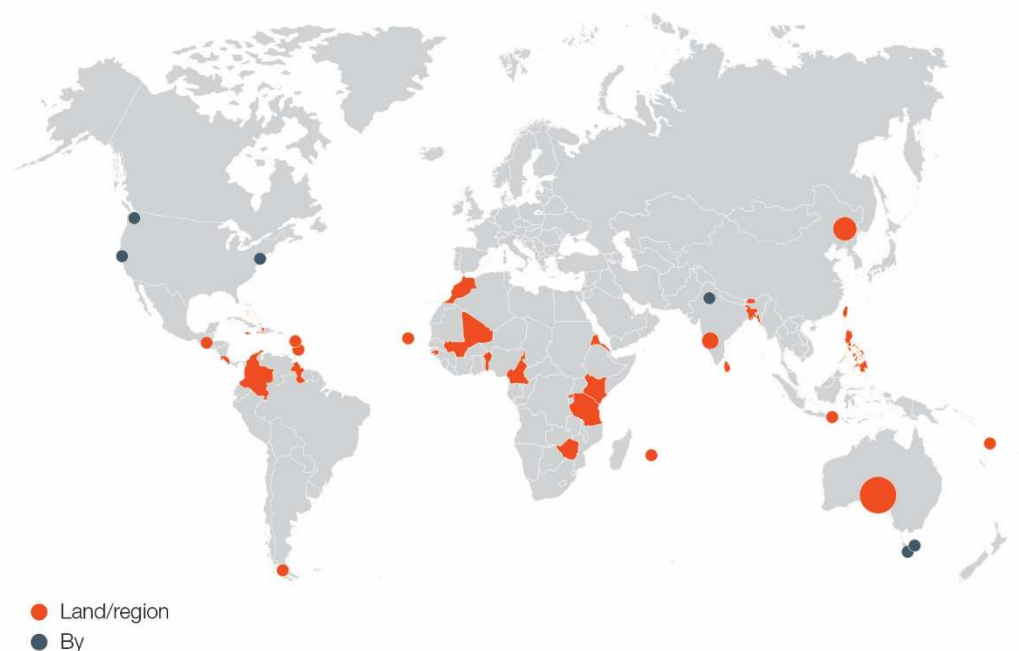
Som det fremgår af ovenstående tabel, er der få europæiske erfaringer med forbud mod de konkrete produkter. De markedsføringsforbud, der allerede er implementeret, er overvejende for engangsplastposer. Der er også et lovforslag i høring i Danmark, som vil indebære forbud mod udlevering af tynde plastbæreposer. Betækningsafgivelse er planlagt til 15-01-2020.

Generelt er der få tiltag, der er fuldt implementerede, og alle tiltag er relativt nye. Det kan derfor være vanskeligt allerede nu at vurdere deres faktiske effekt. Skotland er det eneste land i Europa, der allerede har implementeret et markedsføringsforbud mod et produkt omfattet af Engangsplastdirektivets markedsføringsforbud, nemlig forbud mod vatpinde af plast, som er trådt i kraft i 2019. Norge har desuden gennemført en konsekvensvurdering af markedsføringsforbud for en række produkter, der er omfattet af Engangsplastdirektivet. Som medlem af EØS er Norge forpligtet til at implementere Engangsplastdirektivet, men markedsføringsforbuddet planlægges indført allerede i 2020 (NRK, 2019).

For at finde flere landecases, som kan være relevante at undersøge nærmere, er screeningen udvidet til hele verden. Dette kan desuden bidrage til at give et overblik over, hvilke typer af markedsføringsforbud der er særligt udbredte.

Ved den globale screening er der identificeret lande og byer/regioner, som har indført forbud mod et eller flere engangsprodukter af plast. Formålet med den globale landescreening har været at give en indikation af omfanget af tiltag på globalt plan. Der kan dog være tiltag, der ikke er blevet identificeret i screeningen.

Af Figur 4 nedenfor fremgår identificerede forbud eller kommende forbud i lande og byer uden for Europa.



Figur 4. Oversigt over lande og regioner (orange) samt byer (blå) med forbud eller planlagte forbud af et eller flere engangsprodukt(er) i plast.

I det følgende gives en kort beskrivelse af tiltagene i de enkelte verdensdele, herunder hvad de enkelte forbud overordnet omfatter. Det skal bemærkes, at der i informationerne om reguleringen i de pågældende lande i nogle tilfælde er angivet, at markedsføringsforbuddet omfatter Styrofoam. Styrofoam er et varemærke og anvendes som populærnavn for en større gruppe af produkter. Disse produkter kan være fremstillet af plastmaterialerne EPS eller XPS.

I opgørelsen nedenfor er angivet, at reguleringen omfatter EPS/XPS. Det har dog ikke været muligt at afklare, om reguleringen både omfatter EPS og XPS. Nogle forbud er beskrevet som forbud mod plastposer, men som eksempler er kun nævnt plastikbæreposer. Det er på den baggrund vurderet, at forbuddene mod plastposer overvejende omhandler plastbæreposer - men der er dog en særlig usikkerhed knyttet til denne opdeling.

Asien

Regulering er særlig fokuseret på plastposer. Halvdelen af de identificerede tiltag indebærer forbud mod plastbæreposer eller plastbæreposer af et vist specifikt materiale. Der er også en del fokus på plasttypen EPS/XPS, som er forbudt i tre lande.

Tabel 39 Forbud og kommende forbud mod engangspast i Asien.

Land/region	Forbud/kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
Bangladesh	Forbud	2002	Plastbæreposer af plastpolymertypen polyethylen
Bhutan	Forbud	2009	Plastbæreposer
Kina (Jilin provinsen)	Forbud	2015	Ikke-bionedbrydelige bestik og tallerkener i plast
Indonesien (Badung)	Forbud	2016	EPS/XPS* (bruges til isolering, emballage og fødevarer-beholdere)
Indonesien (Bali)	Forbud	2018	Plastbæreposer, sugerør og polystyrenprodukter

Indien (Karnataka)	Forbud	2016	Plastbæreposer, engangsbestik i plast og plastfolie
Indien (Dehli)	Forbud	2016	Engangsbestik, tallerkener, drikkebægre og glas i plast
Filippinerne	Forbud	2011	Ikke-bionedbrydelig plastbæreposer og EPS/XPS* (kun i Manila)
Sri Lanka	Forbud	2017	Beholder i EPS/XPS* (bruges f.eks. til mad)
Taiwan	Kommende forbud	2030	Drikkebægre, sugerør, plastposer og engangsbestik i plast

* Er beskrevet under populærnavnet Styrofoam. Det er uklart, om reguleringen omfatter både EPS og XPS

Nordamerika

I Nordamerika er der ingen eksisterende forbud mod plastprodukter på landniveau. Det er kun enkelte byer/regioner, som har indført forbud. Forbuddene retter sig mod engangsservice og EPS/XPS.

Tabel 40 Forbud og kommende forbud mod engangspast i Nordamerika.

Land/region	Forbud/kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
USA (San Fransisco)	Forbud	2014	Forbud mod plastflasker i bygninger/arealer ejet af byen
USA (New York City)	Forbud	2013	Engangsbeholdere i EPS/XPS*
USA (Seattle)	Forbud	2018	Sugerør, engangsbestik, tallerkener, drikkebægre og glas i plast
USA (Seattle)	Forbud	2009	Beholdere i EPS/XPS*

* Er beskrevet under populærnavnet Styrofoam. Det er uklart, om reguleringen omfatter både EPS og XPS

Sydamerika

Reguleringen i Sydamerika har særlig fokus på udfasning af produkter lavet af EPS/XPS samt plastbæreposer. Costa Rica har desuden planlagt regulering af en række forskellige typer engangsservice.

Tabel 41 Forbud og kommende forbud mod engangspast i Sydamerika.

Land/region	Forbud/kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
Costa Rica	Kommende forbud	2021	Engangspast (drikkebægre, glas, bestik, tallerkener, sugerør, flasker)
Antigua og Barbuda	Forbud	2019	Engangsbestik og tallerkener i plast og beholdere i EPS/XPS*
Chile (Punta arenas og i kystnære byer)	Forbud	2014 2017	Forbud mod plastbæreposer i polyetylen (Punta Arenas) Forbud mod plastbæreposer i 102 kystnære byer
Colombia	Forbud	2016	Plastposer mindre end 30x30 cm
Guatemala (San Pedro La Laguna)	Forbud	2016	Plastbæreposer og beholdere i EPS/XPS*
Guyana	Forbud	2016	Alle produkter i EPS/XPS*
Haiti	Forbud	2013	Plastposer og beholdere i EPS/XPS*
Jamaica	Forbud	2018	Ikke-bionedbrydelige plastbæreposer med kapacitet mindre end 190 liter og beholdere i EPS/XPS*
St Vincent og Grenadines	Forbud	2017	Import af produkter i EPS/XPS*

* Er beskrevet under populærnavnet Styrofoam. Det er uklart, om reguleringen omfatter både EPS og XPS

Australien/Oceanien

Forbud er fokuseret på fødevarer beholdere til take away og plastbæreposer.

Tiltagene i Australien er for delstat eller byer.

Tabel 42 Forbud og kommende forbud mod engangsplast i Australien/Oceanien.

Land/region	Forbud/kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
Australien (Hobart)	Kommende forbud	2020	Beholdere til take away i plast
Australien (Coles Bay)	Forbud	2003	Ikke-bionedbrydelige plastbæreposer
Australien (South Australia)	Forbud	2009	Tynde plastposer (til grøntsager, frugt mm)
Vanuatu	Forbud	2018	Beholdere til take away i polystyren

Afrika

Der er en forholdsvis stor andel afrikanske lande, der har indført markedsføringsforbud mod plastposer i forskellige former. Zimbabwe har som det eneste afrikanske land indført forbud mod produkter i EPS/XPS. Forbud i de øvrige lande har været målrettet plastbæreposer.

Tabel 43 Forbud og kommende forbud mod engangsplast i Afrika.

Land/region	Forbud/Kommende forbud	År	Produkt og beskrivelse af tiltag
Benin	Forbud	2018	Ikke-nedbrydelige plastbæreposer
Cameroun	Forbud	2014	Ikke-nedbrydelige plastbæreposer
Kap Verde	Forbud	2017	Plastbæreposer
Eritrea	Forbud	2004	Plastbæreposer
Guinea-Bissau	Forbud	2016	Plastbæreposer
Kenya	Forbud	2017	Plastbæreposer
Mali	Forbud	2012	Ikke-bionedbrydelige plastbæreposer
Mauritius	Forbud	2016	Plastbæreposer
Marokko	Forbud	2016	Plastbæreposer
Rwanda	Forbud	2008	Plastbæreposer i polyethylen
Tanzania	Forbud	2018	Plastbæreposer
Zimbabwe	Forbud	2017	Produkter i EPS/XPS*

* Er beskrevet under populærnavnet Styrofoam, det er uklart om reguleringen omfatte både EPS og XPS

Bilag I.1 Konklusioner fra screening

På baggrund af screeningen kan det konkluderes, at brugen af markedsføringsforbud er udbredt i forhold til engangsplastprodukter. Særligt er der indført forbud mod plast i flere lav- og mellemindkomstlande¹⁹, hvor reguleringen særligt er fokuseret på plastbæreposer.

Flere afrikanske lande har indført markedsforbud mod plastposer, mens kun to lande i Europa har indført dette (desuden gælder disse forbud kun mod tynde engangsplastposer). Afrikanske lande har generelt en mangelfuld affaldshåndtering sammenlignet med Danmark. Næsten 20

¹⁹ Som opgjort af Verdensbanken

af verdens 50 største lossepladser findes i Afrika ifølge "Waste Atlas", og 90 procent af alt affald i Sydafrika ender i deponi²⁰. I Danmark er det kun få procent af alt affald som deponeres²¹. Dette kan have motiveret lande til at indføre forbud mod plast.

En meget stor andel af markedsføringsforbuddene i verden er indført inden for de sidste par år, hvilket indikerer, at den regulatoriske opmærksomhed på udfasning af engangsplast er relativ ny, og at denne tendens først rigtig har taget fart det sidste årti.

De forbud der er indført af de vestlige lande (EU, USA, Australien mv.), omhandler i høj grad forskellige engangsserviceartikler. F.eks. bestik, drikkebægre og vatpinde i plast. Dette adskiller sig fra den øvrige verden, hvor den overvejende del af tiltagene retter sig mod plastbæpøser. De vestlige forbud mod plastprodukter er generelt blevet indført i de seneste år, mens en del tiltag i andre dele af verden er ældre end 10 år. Blandt andet har Rwanda, Eritrea og Bangladesh alle indført markedsføringsforbud mod engangsplastprodukter før 2010.

Bilag I.2 Oversigt over allerede implementerede erhvervs tiltag i detailhandlen i Danmark

Selv om Danmark ikke har markedsføringsforbud mod engangsplastprodukter, eksisterer der allerede flere tiltag for at mindske mængden af engangsplast i den danske detailhandel. Disse tiltag må i sig selv allerede nu, og i takt med de fuldt ud implementeres, forventes at reducere mængden af engangsplastprodukter og derigennem de økonomiske konsekvenser ved et markedsføringsforbud. Denne effekt er ikke indarbejdet i analysen, da butikkernes enkelte mål ikke direkte kan sammenlignes, og tiltagene kan medføre et større forbrug andre steder. For at opnå et overblik over den potentielle betydning af eksisterende tiltag og mål har COWI foretaget en screening af offentliggjorte tiltag rettet mod engangsplastprodukter i de største danske detailkæder.

Screeningen er baseret på tilgængelig information på de store supermarkedskæders hjemmesider og er opsummeret i nedenstående tabel. Den forventet effekt af tiltagene er oplyst, som den fremgår af virksomhedernes hjemmesider. COWI har ikke vurderet effekten eller foretaget omregninger for at kunne sammenligne effekter på tværs af tiltag.

Tiltagene omfatter både plastprodukter, der er omfattet af Engangsplastdirektivet og produkter, der ikke er omfattet. Tiltag i andre sektorer end detailhandlen er ikke blevet gennemgået. Oversigten har udelukkende til hensigt at skabe et overblik og tiltag, der allerede findes i erhvervslivet.

Tabel 44: Tiltag og mål i detailhandlen for reduceret brug af engangsplastprodukter

Supermarked	Tiltag	Forventet effekt (vurderet af virksomhederne)
Føtex	Fra 2019 er det ikke muligt at købe tallerkener, bestik, sugerør og drikkebægre/glas i plast til engangsformål.	Besparelse på 87 tons engangsplast årligt.
LIDL	Stoppet salg af drikkebægre, tallerkener, bestik og vatpinde i plast til engangsformål.	Besparelse på 30 tons engangsplast.
COOP-koncern	Stopper salg af vatpinde i plast.	Besparelse af 34 tons engangsplast.

²⁰ <http://www.statssa.gov.za/?p=11527>

²¹ <https://mst.dk/affald-jord/affald/affaldsdatabasystemet/find-affaldsdata/affaldsstatistikker/>

COOP-koncern	Emballage i plast bliver skiftet ud til mere miljøvenlige alternativer for 4.000 produkter.	25 % reduktion i plastforbrug.
Bilka/Føtex	Sugerør i plast bliver skiftet ud til sugerør i pap i Bistro/Quickfood afdelingerne.	Besparelse på 1.100.000 sugerør i plast.
Rema 1000	Bruger kun genanvendt plast til kødbakker. Reducerer brug af plastemballage på egne varer med 25 % frem til 2023.	Ingen information om forventet effekt samlet for kæden.
IRMA	Stop for salg af sugerør, engangsbestik, engangstallerkener og engangskrus i plast.	Mere end 60 mio. enheder i plast udskiftes.

Som det fremgår af ovenstående Tabel 44 eksisterer der allerede en række tiltag rettet mod produkter, der omfattes af markedsføringsforbuddet. Virksomhedernes tiltag for generelt at reducere brugen af engangspast og fremme genanvendelse viser, at en række danske detailvirksomheder allerede har opmærksomhed på området, og at der i detailhandlen er en udvikling væk fra nogle af produkterne, der omfattes af markedsføringsforbuddet. Hertil kommer tiltag i andre brancher, som ikke er dækket af denne screening.

Bilag J. Uddybende livscyklusvurdering

Formålet med dette bilag er at skabe et dybere overblik over de potentielle miljømæssige påvirkninger, som engangsplastforbuddet kan medføre som følge af skift fra engangsplastprodukter til alternative engangsprodukter.

Bilaget udgør en udvidet version af hovedrapportens kapitel 4 og har således til formål at præsentere flere detaljer omkring beregningerne og resultaterne. Bilaget viser også de resultater, der kan læses i hovedrapportens kapitel 4 – dog er diskussion og konklusion ikke gentaget her i dette bilag.

Projektet anvender livscyklusvurderinger (LCA) til belysning af de miljømæssige konsekvenser, da LCA er det bedste bud på en internationalt anerkendt metode til estimering af potentielle miljøpåvirkninger forbundet med produkter og deres alternativer. Dette understøttes af internationale standarder (DS/EN ISO 14040, 2008) (DS/EN ISO 14044, 2008) samt europæiske retningslinjer (European Commission, 2019) for udarbejdelse af LCA'er.

Det er af central betydning at anvende den mest opdaterede LCA-vejledning. Det er derfor valgt at anvende Europakommisionens 'Product Environmental Footprint' (PEF) og 'Product Environmental Footprint Category Rules' (PEFCR) (European Commission, 2018) i stor udstrækning, som specificerer krav til udvælgelse af data samt vurdering af datakvalitet – for på den måde at gennemføre beregninger, der er mest muligt retvisende.

PEF er en forkortelse for Product Environmental Footprint, som er en LCA-baseret metode, der er udviklet af Europakommisionens Joint Research Center. Metoden er kompatibel med principperne i ISO 14040 og ISO 14044. Målet med PEF er at tilbyde en ensartet og fælles metode til måling af miljøpåvirkninger, som virksomheder kan anvende.

PEFCR er en forkortelse af Product Environmental Footprint Category Rules, som angiver mere specifikke og målrettede retningslinjer for beregning af de potentielle miljøpåvirkninger inden for produktgrupper. Formålet med udvikling af PEFCR for produktgrupper er at muliggøre sammenligninger af produkter, når deres potentielle miljøpåvirkninger er vurderet ved anvendelse af de samme regler inden for samme kategori ("category rules").

Produktgrupperne kan ses her: https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/PEFCR_OEFSR_en.htm (European Commission, 2019)

Bilag J.1 Engangsplastprodukter og alternativer til de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet

Med udgangspunkt i markedsanalysen beskrevet i kapitel 2 i hovedrapporten er de mest anvendte alternative engangsprodukter til engangsplastprodukterne udvalgt. Denne udvælgelse er sket i samarbejde med og er godkendt af Miljøstyrelsen.

Engangsplastprodukterne, de udvalgte alternative engangsprodukter og materialetyperne er vist i Tabel 45 herunder. For disse kombinationer af engangsprodukter og alternativer vil der blive gennemført sammenlignende livscyklusvurderinger på screeningsniveau.

Tabel 45: Oversigt over engangsplastprodukterne og de udvalgte alternativer

Studie	Engangsplastprodukt	Materialetyper til de alternative produkter
Vatpinde	Plast (PP)	Træ Papir
Engangsbestik	Plast (PP)	Træ
Engangstallerkener	Plast (PS)	Bagasse

Sugerør	Plast (PP)	Papir
Rørepinde	Plast (PP)	Træ
Ballonpinde	Plast (PP)	Papir
Fødevarer beholdere	EPS	XPS Papir m. PLA coating Papir m. LDPE coating Bagasse
Drikkebægre	EPS	Papir m. LDPE coating Papir m. PLA coating Bagasse

Der er ni engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet, men da drikkevarebeholdere af XPS ikke forekommer i betydeligt antal på det danske marked, er der ikke gennemført LCA-beregninger for denne produktkategori.

Hvor der i markedsanalysen står papir/pap, er det valgt blot at beskrive denne materialetype som papir i dette kapitel. Det skyldes, at det ikke har været muligt at komme tættere på data om sammensætningen af de produkter, der anvendes. Der vurderes at være variationer inden for produktkategorierne, hvormed valg af råvarer til produkterne kan være forskellige fra én producent til en anden. Derudover er der ikke tilgængelige LCA-data, der kan beskrive forskelle mellem varierende typer af pap og papir. Det vides ikke, hvor stor en forskel, som LCA-data fra specifikke producenter vil kunne påvirke resultatet.

Bilag J.2 Afgrænsning/scope for livscyklusvurderingerne

Baseret på projektets formål tager livscyklusvurderingerne udgangspunkt i, at de analyserede produkter vil blive anvendt og forbrændt i Danmark. Genanvendelse, hvor det er relevant, antages at vil finde sted i Europa.

Produkterne antages at blive produceret på det europæiske eller globale marked.

Livscyklusvurderingerne fokuserer på at sammenligne engangsprodukter af plast med alternative engangsprodukter af andre materialer. Eksisterende viden samt LCA'er er brugt til at skabe overblik over de potentielle miljømæssige påvirkninger, forbuddet kan medføre. Hvor den eksisterende viden er mangelfuld eller LCA'er ikke er tilgængelige, er der gennemført LCA'er på basis af data fra LCA-databaser.

Projektets tidsmæssige afgrænsning er 2021, dvs. at der ses på de forventede nær-fremtid miljømæssige konsekvenser af engangsplastforbuddet ved ikrafttrædelse. I en sensitivitetanalyse vil der blive set nærmere på konsekvenserne af en forventet ændret sammensætning af energikilder samt øget plastgenanvendelse fremadrettet (5-10 år).

Den teknologiske afgrænsning tager udgangspunkt i den tidsmæssige afgrænsning. Dvs. at der for "nær-fremtid" (2021) tages udgangspunkt i de nuværende og anvendte processer og teknologier til fremstilling af plast, forbrænding af affald, genanvendelse af plast mv., mens forventede trends i energisammensætningen og plastgenanvendelse vil blive adresseret i sensitivitetanalysen (5-10 års perspektiv).

Den geografiske afgrænsning er foretaget på flere niveauer:

- Produkterne forbruges og forbrændes i Danmark efter endt brug. Valg af bortskaffelse ved forbrænding er taget ud fra et ønske om at tage udgangspunkt i det nuværende system i Danmark.
- Plast til genanvendelse antages at ske i Europa

- Produktionen af de færdige produkter antages at ske i Europa
- Produktionen af råvarer til produkterne antages at ske i hele verden (se Tabel 48).

Bilag J.3 Metode

Livscyklusvurderingerne i rapporten tager udgangspunkt i internationale LCA-standarder, ISO 14040 og ISO 14044 samt de af Europakommissionen udviklede vejledninger i LCA (PEF og PEFCR) til at kvantificere de potentielle miljømæssige påvirkninger fra de omfattede engangsplastprodukter og deres alternative engangsprodukter.

Da formålet med livscyklusvurderingerne netop er at afdække de potentielle miljøpåvirkninger fra både de ni engangsplastprodukter samt deres alternativer – og dermed udgøre et mangefacetteret indspil til nationale anbefalinger, anvendes konsekvens-LCA. Ved anvendelse af denne LCA-tilgang kvantificeres de miljømæssige konsekvenser ved at undersøge konsekvenser af ændringer i en eksisterende økonomi og på et eksisterende marked. Konsekvensmodellering benytter ikke gennemsnitlige processer, men derimod marginale processer, som er processer, der bliver inddraget eller udtaget fra markedet ved henholdsvis et eventuelt fald eller en forøget efterspørgsel på et produkt eller en ressource. Et eksempel er en umiddelbar forøget efterspørgsel på elektricitet i Danmark, den marginale elektricitet bliver ikke produceret af vind, men derimod naturgas, da generering af vindenergi ikke kan kontrolleres i samme omfang som eksempelvis en forbrændingsproces ved brug af fossile brændsler.

Derudover medfører metodevalget også, at der ved produktion af engangsprodukter kun anvendes materialer, der produceres af producenter, som producerer dette materiale som deres hovedprodukt. Denne metodemæssige konsekvens er relevant at håndtere for de engangsprodukter, hvor der anvendes biprodukter som input i produktionen. Et eksempel kan gives fra papirindustrien, hvor der netop anvendes en række biprodukter som input til papirproduktionen. Nogle af disse er:

- kalk
- methanol
- træ
- svovlsyre

Disse produkter modelleres ved at anvende data fra produktioner, som har til hovedformål at producere ovenstående produkter, hvorved de potentielle miljøpåvirkninger, der har fundet sted under produktionen, allokeres til netop disse produkter.

Produkternes miljøpåvirkning i alle faser fra råvareudvinding til produktion er modelleret i beregningsprogrammet GaBi 2019 ved brug af GaBis life cycle inventory database 2019 udviklet af Thinkstep samt inventory data fra EcoInvent's database i version nr. 3.6. Der er i høj udstrækning anvendt processer og data fra andre LCA-studier, som er integreret i GaBi. Særligt er der for emissioner fra forbrænding i Danmark anvendt faktorer fra EASETECH.

Jf. de metoder, der er anvendt i dette projekt, kan der medtages fire trin i en LCA:

1. Det første er klassificering, hvor ressourceforbrug og emissioner listes under de indikatorer, som de bidrager til.
I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er klassificering obligatorisk.
2. Det andet skridt er en karaktisering, hvor de klassificerede data omregnes til fælles enheder (ækvivalenter), hvorefter de potentielle miljøpåvirkninger kan summeres inden for de enkelte indikatorer. Resultatet heraf er et indikatorresultat for hver af indikatorerne (som eksempelvis CO₂-ækvivalenter), og tilsammen giver indikatorresultaterne en profil for produktets potentielle miljøpåvirkninger.

De karakteriserede resultater danner grundlag for beregning af de normaliserede resultater.

I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er karakterisering obligatorisk.

3. Tredje trin består af en normalisering, hvor resultatet forholdes til den gennemsnitlige potentielle miljøpåvirkning, som en gennemsnitsperson har inden for hver indikator. Ved denne beregning kan de forskellige indikatorer udtrykkes på en fælles skala, som gør det muligt at sammenligne på tværs af indikatorer. Resultatet udtrykkes i personækvivalenter. Jf. ISO 14044 er normalisering "calculating the magnitude of category indicator results relative to reference information".

I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er normalisering valgfrit.

4. Sidste og fjerde trin er vægtning, hvor de normaliserede potentielle miljøpåvirkninger vurderes i forhold til deres relative vigtighed ved anvendelse af en vægtningsfaktor for hver indikator. Vægtningen udføres baseret på vægtningsfaktorerne anbefalet i PEFCR-vejledning, version 6.3, for de ni udvalgte miljøpåvirkninger (European Commission, 2018).

I henhold til ISO 14040 samt ISO 14044 er vægtning valgfrit.

De karakteriserede resultater skaber en gennemsigtighed i forhold til tolkning af årsagerne til de potentielle miljøpåvirkninger. De vægtede resultater er beregnet for at kunne udgøre et relativt entydigt indspil til de nationale anbefalinger.

Tabel 46. Miljøindikatorerne, karakteriseringsmodeller, normaliseringsreferencer (NR). Normaliseringsreferencerne stammer fra ILCD 2015 (Benini, et al., 2014)

Miljøindikator	Enhed	Karakteriseringsmodel	Normaliserings reference pr. person EU 27 (2010) ILCD 2015*	Normaliserings reference, enhed
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	IPCC, 2013	9220	kg CO ₂ ækv./person
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	Rabl et al., 2013	3,8	PM2.5 ækv./person
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	Van Zelm et al., 2008, som anvendt i ReCiPe, 2008	31,7	kg NMVOC ækv./person
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	Posch et al., 2008	176	mol N ækv./person
Arealforbrug	pt	Soil quality index (baseret på LANCA, bos et al., 2016)	819.000	pt/person
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	ADP fossils (van Oers et al., 2002)	65.300	MJ/person

Ovenstående karakteriseringsmodeller for global opvarmning, fotokemisk ozondannelse, terrestrisk eutrofiering, arealforbrug og forbrug af knappe ressourcer stammer fra PEFCR version 6.3. Karakteriseringsmodellen for emission af partikler stammer fra ILCD 2012 (European Commission, 2012), hvor det karakteriserede resultatet angives i PM 2,5-ækv.

Ovenstående normaliseringsreferencer er angivet pr. person i EU27 – dog med undtagelse af forbrug af knappe ressourcer, som er baseret pr. person i Verden for 2010, som anbefalet i PEFCR guidelines 6.3. Arealforbrug er baseret på LANCA (Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment) modellen pr. person i Verden for 2019 i Environmental Footprint 3.0.

De vægtede resultater er beregnet ud fra normaliserede resultater. Vægtning beskrives i ISO 14044 på følgende vis: "converting and possibly aggregating indicator results across impact categories using numerical factors based on value choices".

Tabel 47. Miljøindikatorerne og vægtningsfaktorer

Miljøindikator	Vægningsfaktorer
Global opvarmning	22,19
Partikelemission	9,54
Fotokemisk ozondannelse	5,1
Terrestrisk eutrofiering	3,91
Arealforbrug	8,42
Forbrug af knappe ressourcer	8,08

Vægningsfaktorerne er anvendt som anbefalet i PEFCR vejledning v6.3 (European Commission, 2018). Vægningsfaktorerne er enhedsløse.

Bilag J.4 Indikatorer/effektkategorier

I 2018 blev den gældende udgave af PEFCR publiceret (European Commission, 2018). I den publikation er der angivet 16 midpoint²² indikatorer/effektkategorier, der anvendes til at beskrive de potentielle miljøpåvirkninger, som et produkt, en organisation eller en service giver anledning til. Eksempler på indikatorer er klimapåvirkning, eutrofiering, næringssaltbelastning, human toksicitet osv.

Baseret på konklusioner fra LCA-studier (som eksempelvis (COWI & Utrecht-University, 2018), er det dog ikke alle 16 indikatorer i PEFCR-vejledningen (European Commission, 2018), der danner grundlag for at skabe solide input til anbefalinger om miljøkonsekvenser ved forbud mod visse typer af engangsplastprodukter.

Derudover viser studier²³, at flere af de indikatorer, der er krav til opgørelse af, jf. PEF, skal beregnes med metoder, der medfører en høj usikkerhed for resultaterne (eksempelvis toksicitet).

Særligt i et stort LCA-studie udarbejdet for Europakommissionen (COWI & Utrecht-University, 2018), hvor fossilt baserede og biobaserede produkter blev sammenlignet, kunne det konkluderes, at sammenligningerne skulle baseres på et reduceret antal indikatorer. Dette skyldes, at ufuldstændige inputdata for de fossilt-baserede produkter ikke muliggør en vurdering af de

²² Midpoint indikatorer angiver potentielle miljøpåvirkninger i ækvivalenter som eksempelvis CO₂-ækvivalenter for klimapåvirkning. Udover at midpoint indikatorer anvendes som grundlag for normalisering og vægtning (som det gøres i denne rapport), kan midpoint indikatorer også anvendes som grundlag til at beregne endpoints. Endpoints beregner effekter på et højere niveau i tre kategorier: 1) Menneskers sundhed, 2) Biodiversitet og 3) Ressourceknaphed.

²³ Eksempler på studier, hvor en eller flere af indikatorerne er ekskluderet grundet uacceptabelt store usikkerheder er: (COWI & Utrecht-University, 2018) (Kirkeby, et al., 2013) (Reap, Roman, Duncan, & Bras, 2008) (Prof. Dr. Matthias Finkbeiner, 2012) (Gust, et al., 2016). Hverken før eller efter studiet for Europakommissionen af COWI og Utrecht Universitet (COWI & Utrecht-University, 2018) har der (så vidt det vides af forfatterne til denne rapport) ikke været gennemført lignende sammenlignende studie af LCA-data for fossilt baserede og biobaserede produkter på grundlag af karakteriseringsmodellerne i PEFCR version 6.3 og ILCD 2012 (European Commission, 2012).

potentielle miljøpåvirkninger udtrykt i de 16 indikatorer i PEF. De følgende indikatorer og tilhørende metoder til beregning af de karakteriserede resultater blev anbefalet af COWI og Utrecht Universitet (COWI & Utrecht-University, 2018):

- Global opvarmning (CO₂-ækv.), GWPa IPCC 2013²⁴
- Partikelemission (PM 2,5-ækv.), ILCD 2011 (Rabl, Spadaro, & Holland, 2014)
- Fotokemisk ozondannelse (NMVOC-ækv.), ILCD 2011 (van Zelm, et al., 2008)
- Terrestrisk eutrofiering (mol N-ækv.), ILCD 2011 (Posch, et al., 2008)
- Forbrug af knappe ressourcer (MJ), ILCD 2011/CML-IA baseline (Van Oers, de Koning, Guinee, & Huppes, 2002)

De primære årsager til, at LCA-resultater for de øvrige indikatorer ikke anbefales inkluderet, er beskrevet i det følgende. Ikke alle af de nedenstående begrundelser er i sig selv årsag til denne udvælgelse – og årsagerne skal derfor læses, som om årsagerne i fællesskab udgør begrundelsen for valget.

LCA-data for fossile plastmaterialer er genereret af PlasticsEurope og indarbejdet i flere LCA-databaser som eksempelvis Ecolinvent, der anvendes i dette projekt. Ved en sammenligning af LCA-data for fossilt baseret plast fra fire forskellige kilder (som eksempelvis Ecolinvent) ses der meget store forskelle i de potentielle miljøpåvirkninger²⁵. Forskellene er vurderet, og på baggrund heraf er valget af indikatorer foretaget. Kun de indikatorer, hvor forskellene er maks. 50 procent, er det valgt at medtage indikatoren i dette projekt.

Disse store forskelle forventes at skyldes en række forhold, herunder:

- LCA-data for de fossile produkter fra PlasticsEurope er ikke opdateret de seneste år (data er som minimum seks år gamle). Derfor overholdes krav til dataalder, jf. Product Environmental Footprint (European Commission, 2012) fra Europakommissionen, ikke. Disse LCA-data må derfor betragtes som værende forældede, men da der ikke foreligger nyere data, har det været nødvendigt at anvende disse data i projektet. Nogle af LCA-databaserne har opdateret de bagvedliggende energikilder mv., som kan have stor påvirkning på resultaterne og dermed også udløser en forskel i forhold til andre LCA-data for fossile plastprodukter, hvor der enten ikke er foretaget opdateringer – eller der er anvendt en anden energikilde.
- Der er ikke anvendt samme karakteriseringsmodeller til beregning af karakteriserede resultater for de fossile baserede produkter vs. de alternative produkter i de fire LCA-databaser, hvor der findes LCA-data for fossilt baseret plast. Spredningen i resultaterne er derfor meget stor.
- Størstedelen af data fra PlasticsEurope overholder ikke gældende krav til gennemførelse af livscyklusvurderinger jf. ILCD-metoden²⁶, som Europakommissionen har udarbejdet. Der kan derfor være store forskelle ved anvendelse af LCA-data fra andre databaser, der har anvendt krav jf. ILCD-metoden.

²⁴ Karakteriseringsfaktor for metan af fossil oprindelse er 36,75 kg CO₂-ækv. Tallet er 34 kg CO₂-ækv. for biogent metan, hvor climate change feedback er indregnet. (European Commission, 2018)

²⁵ Et eksempel er økotoxicitet i ferskvand, hvor der for nogle fossile plasttyper blev fundet en forskel på en faktor 20.

²⁶ ILCD er en forkortelse af International Reference Life Cycle Data System. ILCD er en metode til beregning af potentielle miljøpåvirkninger. Der er udarbejdet en tilknyttet håndbog, som udgør en teknisk vejledning til gennemførelse af livscyklusvurderinger. ILCD er udarbejdet i overensstemmelse med kravene i ISO 14040 samt ISO 14044 og er indeholdt i PEF. (European Commission - Joint Research Centre, 2010)

- Der skelnes ikke mellem udledning til ferskvand og saltvand for de fossilt baserede produkter, hvilket har stor betydning for resultaternes sammenlignelighed og validitet i sammenlignende studier. Derfor kan data for disse indikatorer ikke sammenlignes med data fra andre LCA-kilder, der tager højde for denne skelnen mellem ferskvand og saltvand.

Som det ses af ovenstående begrundelser, er det primært tilgængelige data for de fossile plastmaterialer, der udgør en begrænsning i valg af indikatorer.

Derudover anvendes og sammenholdes resultater i dette projekt med data fra andre studier, der også har anvendt modellen foreskrevet af Rabl et al, hvor resultatet angives i PM 2,5-ækv. I et større studie for Europakommissionen (COWI & Utrecht-University, 2018) begrundes dette valg med en usikkerhed omkring valg og anbefaling af karakteriseringsmodel for partikelemissioner i PEFCR version 6.3.

For at give størst mulig sikkerhed ved resultaterne er det valgt at tage udgangspunkt i de fem ovenstående indikatorer for på den måde at angive resultater med større sikkerhed, robusthed og troværdighed.

Derudover er det besluttet at inkludere arealforbrug, da dette ofte vil være af stor betydning for de alternative produkter. Denne indikator blev ikke inkluderet i det store studie for Europakommissionen (COWI & Utrecht-University, 2018), da denne indikator ikke var indarbejdet i GaBi og SimaPro på det tidspunkt, hvor projektet blev udført. Arealforbrug beregnes ved anvendelse af LANCA-modellen (Vidal-Legaz, et al., 2016) sammen med de karakteriseringsfaktorer, der er anbefalet af PEFCR-vejledning nr. 6.3.

Bilag J.5 Datagrundlag

Data og eksisterende LCA-resultater stammer fra følgende typer af kilder:

- LCA-rapporter, der har vurderet de produkter, der også er omfattet af dette studie
- Data fra LCA-databaser (GaBi Professional, 2019 og Ecolnvent 3.6, 2019)
- Markedsaktører.

Livscyklusvurderingerne og de miljømæssige påvirkninger for alle produkterne er beregnet på basis af Ecolnvent-processer samt i mindre omfang processer fra GaBi (se mere om datavalg i Bilag E). Dette valg af data leder til resultater, der er baseret på data, som betragtes som robuste, da de er tredjepartsverificerede og stammer fra anerkendte LCA-databaser. Dog må det påpeges, at brugen af disse data efterlader resultater, der ikke indeholder en vurdering af den iboende usikkerhed, som data fra LCA-databaserne har.²⁷

De eksisterende LCA-studiers resultater og konklusioner vil blive vurderet i denne rapport - herunder pålideligheden af anvendte input-data og om antagelser/afgrænsninger giver mening i forhold til nærværende projekt. Resultaterne vil blive anvendt til at anskueliggøre de potentielle miljømæssige konsekvenser af den danske gennemførelse af Engangsplastdirektivet.

Det understreges, at de anvendte LCA-data er generiske, hvilket bevirker, at LCA-resultaterne efterlader et gennemsnitligt billede af de potentielle miljøpåvirkninger for de anvendte materialetyper. Miljøpåvirkninger for enkelte producenter vil variere fra dette gennemsnit. Det har ikke været inden for rammerne af nærværende studie at indsamle specifikke data fra individuelle

²⁷ Data fra Ecolnvent indeholder information om standardafvigelse for hvert input og output til processerne. Dog skal der gennemføres en Monte Carlo simulering af den samlede usikkerhed for hvert produkt, hvis denne usikkerhed skal beregnes. Monte Carlo simuleringen er ikke medtaget i dette projekt.

producenter. I forhold til projektets formål vurderes det at være hensigtsmæssigt at se på gennemsnit, da markedsføringsforbuddet vil ramme på tværs af produkter og producenter, og leverandører/producenter kan skifte som følge af varierende markeds mekanismer såsom pris, efterspørgsel mv.

Vurdering af gennemsnitlige forhold betyder således, at faktiske forhold hos specifikke producenter kan vise sig at være afgørende forskellige fra gennemsnitsresultaterne. Et eksempel kunne være papirproduktionen, som kan vise sig at være energioptimeret hos en specifik producent i Europa. Fra denne specifikke producent kan der således forekomme en lavere miljøpåvirkning sammenlignet med den gennemsnitlige papirproduktion. Sådanne overvejelser er ikke inkluderet i dette projekt, hvilket er af betydning for den måde, resultaterne kan anvendes på og dermed også hvilken styrke, hvormed anbefalingerne fra projektet kan gives og anvendes.

Derudover må det fremhæves, at produktionssteder også har indflydelse på resultatet – både for transport af materialer og for de potentielle miljøpåvirkninger, der opstår som følge af energiforbruget til produktionen. Et eksempel herpå er bagasse, som antages produceret i Brasilien. For dette materiale regnes der bl.a. på konsekvenserne af, at bagassen ikke kan anvendes til energiproduktion (som følge af, at bagasse skal anvendes til engangsprodukter i stedet). I dette tilfælde skal energien, som ellers ville være produceret ved afbrænding af bagasse, produceres ved anvendelse af andre energikilder. I Brasilien er det hovedsageligt olie, der anvendes til varmeproduktion og for elmarginale er det naturgas, der anvendes til elektricitetsproduktionen. De marginale energikilder kan være nogle andre i andre lande, og dermed vil bagasse have et andet miljøaftryk i andre lande.

Bilag J.6 Funktionelle enheder

De funktionelle enheder er referenceenheder for studiet og definerer funktionen af det undersøgte produkt. I Tabel 48 ses de funktionelle enheder, som er valgt på baggrund af de følgende fire kriterier i det omfang, det giver mening:

1. *hvad (funktion)*
2. *hvor meget (kvantitet)*
3. *hvor længe (varighed) og*
4. *hvor godt (kvalitet)*

Denne fire-delte måde at beskrive den funktionelle enhed på, er defineret i PEF-vejledningen. Både engangsplastprodukterne samt de alternative produkter inden for hver produktgruppe i nedenstående tabel antages at opfylde den samme funktion. Der er ikke taget højde for brugernes præferencer fra engangsplastprodukterne til alternativerne.

"Hvor godt" og "hvor længe" som anført ovenfor er således blot brug af produktet én gang.

Tabel 48: Funktionelle enheder for de undersøgte produkter samt deres produktsystemer

Produkt	Funktionel enhed	Alternative materialer	Engangsplastmaterialer
Vatpinde	En engangsvatpind.	1. Træet er birketræ og stammer fra Europa. 2. Papir indeholdende 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt-baseret plastmateriale PP produceret i Europa.
Engangsbestik	Et sæt engangsbestik bestående af en kniv, en gaffel og en ske.	1. Træet er birketræ stammer og fra Europa.	Fossilt-baseret plastmateriale PP produceret i Europa.

Engangstallerkener	En engangstallerken med diameter på 22 cm	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og er produceret i Brasilien.	Fossilt-baseret plastmateriale PS produceret i Europa.
Sugerør	Et engangssugerør.	1. Papir indeholdende 3 % kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt-baseret plastmateriale PP produceret i Europa.
Rørepinde	En engangsrørepind til brug i op til 500 ml drikkebægre.	1. Træet er birketræ og stammer fra Europa.	Fossilt-baseret plastmateriale PP produceret i Europa.
Ballonpinde	En engangsballonpind på 40 cm.	1. Papir indeholdende 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa.	Fossilt-baseret plastmateriale PP produceret i Europa.
Fødevarer beholdere	En engangsfødevarer beholder som kan indeholde et måltid til en person med et volumen på 150 cm ³ ²⁸ .	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og er produceret i Brasilien. 2. XPS er ekstruderet PS. 3. Coating af fossilt-baseret plastmateriale, LDPE. 4. Papir indeholdende 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa. 5. PLA produceret af amerikanske majs.	EPS er et fossilt-baseret plastmateriale af ekspanderet PS produceret i Europa.
Drikkebægre	En engangskop, som kan indeholde 200 ml væske.	1. Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og er produceret i Brasilien. 2. Papir indeholdende 3 procent kartoffelstivelse med primær produktion uden for Europa. Papiret produceres også af træmasse af bøge- og birketræ fra Europa. 3. Fossilt-baseret plastmateriale LDPE. 4. PLA produceret af amerikanske majs.	EPS er et fossilt-baseret plastmateriale af ekspanderet PS produceret i Europa.

XPS er ikke omfattet af markedsføringsforbuddet til trods for, at EPS er omfattet og da disse materialer er produceret af fossile råvarer (se yderligere beskrivelse af EPS og XPS i Bilag J).

Bilag J.7 Systemgrænser

Der bliver taget udgangspunkt i de funktionelle enheder beskrevet i Bilag J.6 og i afgrænsningerne beskrevet i Bilag J.2.

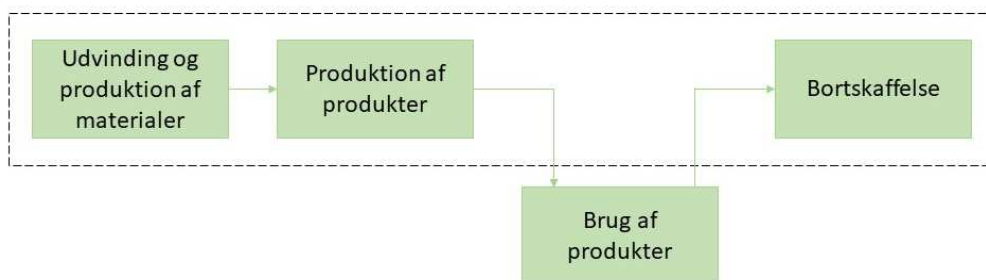
Livscyklusfaserne inkluderet i dette studie omfatter råvareudvinding, produktionsfasen, transport og bortskaffelsesfasen. De miljømæssige påvirkninger i brugsfasen er antaget værende ens for de analyserede engangsprodukter og deres engangsalternativer, hvilket betyder, at der ikke forventes nogen miljømæssige forskelle i brugsfasen.

Genanvendelse af plast efter brug vil blive håndteret ved brug af systemudvidelse som anbefalet for konsekvens-LCA i ILCD-håndbogen (European Commission - Joint Research Centre, 2010).

Systemudvidelse anvendes i de situationer, hvor det er nødvendigt at kunne fordele miljøpåvirkninger fra processen mellem de enkelte produkter. Der er to muligheder for valg af metode: systemudvidelse eller allokering. ISO 14040-serien foreskriver videst mulig brug af systemud-

²⁸ <https://www.gmccorsehill.co.uk/shop/Hot-Food-Containers/Polystyrene-hot-food-box>

videlse. Ved anvendelse af systemudvidelse kan biprodukter (f.eks. el og varme ved forbrænding af plast) erstatte andre produkter på markedet (også el og varme – her benævnt "den eksisterende"). Dermed bliver den eksisterende el og varme på markedet i systemudvidelsen anset som fortrængt energi og dermed en fortrængt produktion af energi.



Figur 5. Systemafgrænsningen for livscyklusfaserne.

Systemudvidelsen er betydende for de alternative produkter, hvor råvarerne hertil vil give anledning til konsekvenser for eksisterende produkter. Et eksempel herpå er bagasse, som i høj grad anvendes i til engangsservice som alternativ til engangsplastprodukter. I dette tilfælde ville bagasse primært være blevet anvendt til varmeproduktion hos sukker- og ethanolproducenter (ca. 90 procent) som erstatning for olie til varmeproduktion. De resterende 10 procent af energien i bagasse ville være blevet anvendt til elektricitetsproduktion²⁹.

Bilag J.8 Livscyklusfaser

I dette afsnit beskrives hver livscyklusfase for engangsplastprodukterne og alternativerne.

Råvareudvinning

Råvareudvinning inkluderer udvinning af råstoffer, brug af maskiner, brug af energi og transport.

Engangsplastprodukterne er produceret af råolie.

Træprodukterne består af træ udvundet fra skovområder i Tyskland og Sverige.

Papir er produceret af en blanding af kartoffelstivelse udvundet fra kartofler med primær produktion i Kina og træmasse produceret i Tyskland og Sverige. Kartoffelstivelsen, som anvendes til at producere det papir, der er analyseret i denne rapport, antages primært at blive produceret i lande uden for Europa – herunder 23 procent fra Kina, 10 procent fra Indien, 8 procent fra Rusland, 6 procent fra Ukraine, og 5 procent fra USA. De resterende 48 procent er uden oprindelsesland og er et mix af den samlede kartoffelproduktion i verden. Det kan argumenteres, at der til produkterne til det europæiske marked er anvendt kartoffelmel fra landbrug i Europa. Derfor er konsekvensen af at udskifte produktionen af kartoffelstivelse til et europæisk land - eksempelvis fra Kina til Ukraine. Disse beregninger viser, at der kan opnås en samlet reduktion på 3 procent for CO₂ ækvivalenter for papirproduktionen.

Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion og antages produceret i Brasilien.

²⁹ Ecolnvent 3.6 proces: treatment of bagasse, from sugarcane, in heat and power co-generation unit, 6400kW thermal

PLA'en, der er anvendt til coating af papirprodukterne, er produceret ved anvendelse af majs, som primært stammer fra USA. Yderligere informationer om råvarernes oprindelse kan ses i Tabel 48.

Produktionsfasen

Det antages, at produktionen af engangsprodukter sker i Europa.

I denne fase anvendes råvarerne som primært input til produkter ved anvendelse af en marginal elsammensætning for Europa. Plastgranulatet smeltes og formes til produkter. Papiret trykkes og formes. Fødevarebeholdere og drikkebægre formes og coats med henholdsvis PLA eller LDPE. Bagassemassen bliver blandet med vand og bliver derefter presset til produkter.

Brugsfasen

Brugsfasen er ekskluderet i denne rapport, da det må antages, at brugsfasen er ens for engangsplastprodukterne og de alternative engangsprodukter.

Transport

Under transport medregnes de potentielle påvirkninger, der opstår som følge af følgende transportprocesser:

- Transport med lastbil af råvarer til fabrik i Europa, hvor de færdige produkter produceres. Hvor råvarerne stammer fra Brasilien, Kina mv. med lang afstand til Danmark, antages der transport med skib.
- Der er for alle produkterne antaget en gennemsnitskørselsafstand på 1500 km i lastbil fra producent til importør i Danmark.

Transport til forbruger er ekskluderet, da transporten af de enkelte produkter fra sælger til forbruger er antaget værende tilnærmelsesvist ens for plastprodukterne og de alternative produkter. Grundet variation i produkternes vægt kan der dog forekomme mindre forskelle i de potentielle miljøpåvirkninger fra transporten i de tilfælde, hvor vægt har indflydelse på, hvor mange enheder, der kan transporteres.

Bortskaffelsesfasen

Bortskaffelsesfasen tager udgangspunkt i to metoder til bortskaffelse – nemlig genanvendelse og forbrænding.

Forbrænding er modelleret ud fra en betragtning om, at energien produceret ved affaldsforbrænding af produktet substituerer den marginale energisammensætning for henholdsvis elektricitet og varme. Da produktion af energi med den substituerede marginale energisammensætning undgås, krediteres produktet for de undgåede emissioner i bortskaffelsesfasen.

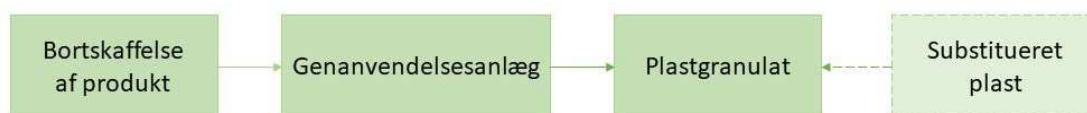
Emissionerne fra forbrændingsprocesserne beregnet via programmet EASETECH. Fordelingen af energikilderne til elektricitet og varme samt processerne relateret hertil er yderligere beskrevet i Bilag F.

Utilsigtet bortskaffelse er ikke inkluderet i livscyklusvurderingerne – men vil blive behandlet kvalitativt i Bilag K.

Den genanvendte plast antages at substituere virgint plast. Ved modellering af substitution vil den virgine plast blive erstattet af genanvendt plast med en genanvendelsesgrad beregnet i et tidligere studie (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019). Dette studie viste, at 85 procent af plasten, som gik til genanvendelse, var i god nok kvalitet til at kunne genanvendes til produktion af nye plastprodukter. 15 procent blev af plasten blev kategoriseret som plast af for lav kvalitet til genanvendelse.

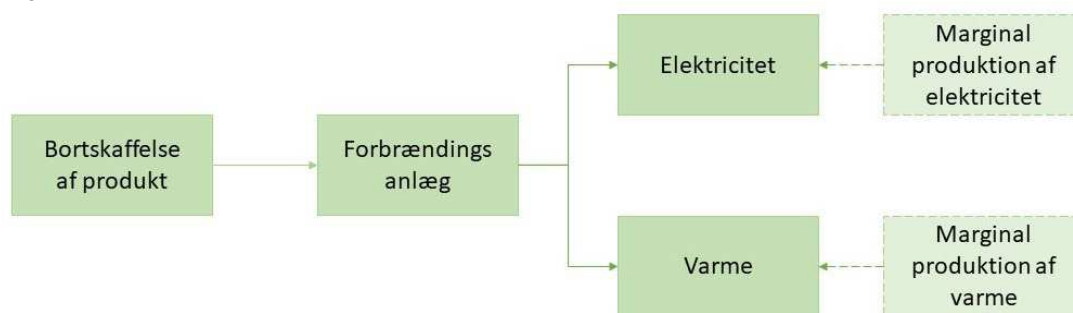
Derudover er der et tab i selve omsmeltningsprocessen, som betyder, at der kun produceres 81 procent ny PP af den omsmeltede mængde af PP og at 68 procent ny PS produceres af den omsmeltede mængde PS. Tabet ved sortering samt tabet ved omsmeltning giver anledning til, at 69 procent af den indsamlede mængde af PP omdannes til ny plast, og at 58 procent af mængden af PS omdannes til ny plast (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019). COWIs eksperter vurderer, at denne fordeling er rimelig – og er derfor benyttet i dette projekt. Restproduktet af plast, der ikke er egnet til genanvendelse, bortskaffes ved forbrænding.

Substitutionen for det genanvendte plastmateriale for hvert casestudie er beskrevet i Bilag F.



Figur 6. Flowdiagram for plastgenanvendelse.

Den genvundne energi substituerer den marginale el- og varmesammensætning i Danmark. Den marginale elsammensætning kan ses i Tabel 49, og den marginale varmesammensætning kan ses i Tabel 50.



Figur 7. Flowdiagram for forbrænding.

De benyttede energimarginaler for elektricitet og varme er baseret på en procentuel fordeling udarbejdet af henholdsvis (Schmidt, Watson, Roos, Askham, & Poulsen, 2016) og (Jensen, Møller, Kromann, Neidel, & Jakobsen, 2013) og kan ses i Tabel 49 og Tabel 50. Fordelingen og processerne er yderligere beskrevet i Bilag F.

Tabel 49: Elmarginal for Danmark.

Biomasse	Gas	Vind
49,8 %	18,6 %	31,6 %

Tabel 50: Varmemarginal for Danmark.

Biomasse ³⁰	Gas	Kul	Olie	Biogas
39 %	26 %	20 %	9 %	6 %

I Tabel 51 og Tabel 52 angives det, hvor stor en andel af produkterne, som ender på henholdsvis genanvendelsesanlæg og forbrændingsanlæg.

³⁰ I processen fra Ecolivent: " heat production, hardwood chips from forest, at furnace 5000kW, state-of-the-art 2014; CH, consequential" anvendes træflis. Træflis produceres af biprodukter – dvs. rester fra produktion af træprodukter.

Fordelingerne for bortskaffelse (forbrænding og genanvendelse) vist i Tabel 51 og Tabel 52 er baseret på fordelinger fundet i et tidligere studie (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019).

Grundlaget for, at 100 procent af de alternative produkter bliver sendt til forbrænding, er, at produkterne bortskaffes sammen med det øvrige husholdningsaffald. Den primære årsag hertil er, at det antages, at produkterne af træ/papir forurenes af madrester eller andet i brugsfasen og derved ikke er egnede til genanvendelse. De samme antagelser er gjort for alternative produkter produceret af bagasse.

Træ kan i princippet bioforgasses, men vil sandsynligvis ikke blive nedbrudt i biogasanlægene ved normal opholdstid. Derudover kan det give problemer ift. at anlæggene pumper affaldet rundt. Dermed antages det at træprodukterne ikke bioforgasses.

Nogle typer af papir kan bioforgasses. Andre typer af papir kan det ikke anbefales at bioforgasse. Dette skyldes dels, at det ikke passer til systemerne (pumpning i rør) og vil kræve særlig neddeling. Derudover har papiret værdi ved genanvendelse (oparbejdning til nyt papir), og vil derfor i praksis ikke blive bioforgasset.

Papirprodukter er også ofte coated med plast, hvilket hæmmer nedbrydningen. En stor del af fraktionen vil sandsynligvis blive frasorteret i forbehandlingen inden biogasanlægget (afhængigt af tykkelse og udformning ift. hvor nemt det opløses i en pulp).

Da der ikke er etableret industrielle komposteringsanlæg i Danmark på nuværende tidspunkt, er bioforgasning ikke inkluderet i projektet.

De anvendte fordelinger mellem genanvendelse og forbrænding kan ses i Tabel 51 og Tabel 52.

Tabel 51. Den procentmæssige fordeling af bortskaffelse for engangsplastprodukterne. Procentfordelingen viser, hvor stor en andel af et givet produkt, der genanvendes, og hvor stor en del der forbrændes.

Bortskaffelse af plastikprodukter	Genanvendelse	Forbrænding
Vatpinde	1 %	99 %
Bestik	1 %	99 %
Tallerkener	5 %	95 %
Sugerør	0,6 %	99,4 %
Rørepinde	0 %	100 %
Ballonpinde	1 %	99 %
Fødevarerholdere	5 %	95 %
Drikkebægre	5 %	95 %

Tabel 52: Den procentmæssige fordeling af bortskaffelse af alternativerne. Procentfordelingen viser, hvor stor en andel af et givet produkt, som genanvendes, og hvor stor en del som forbrændes.

Bortskaffelse af alternative produkter	Genanvendelse	Forbrænding
Vatpinde	0 %	100 %

Bestik	0 %	100 %
Tallerkener	0 %	100 %
Sugerør	0 %	100 %
Rørepinde	0 %	100 %
Ballonpinde	0 %	100 %
Fødevarerholdere	0 %	100 %
Drikkebægre	0 %	100 %

Grundet manglende data om genanvendelsesgraden for ballonpinde og fødevarerholdere samt drikkebægre (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019), er det i dette projekt antaget, at genanvendelsesgraden for ballonpinde er den samme fordeling som for bestik. Derudover er det antaget, at genanvendelsesgraden for fødevarerholdere og drikkebægre er den samme som for tallerkener.

Det må understreges, at ovenstående fordeling mellem genanvendelse og forbrænding, er gældende for de nuværende forhold i Danmark. I takt med at der stilles stadig større krav til udsortering og genanvendelse af plast, formodes det, at genanvendelsesprocenterne vil stige. Konsekvensen af denne ændring vil blive vurderet i en sensitivitetanalyse.

Bilag J.9 Anvendte materialetyper

I dette projekt er der udvalgt en række alternativer til de engangsplastprodukter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet (se markedsanalysen i kapitel 2). Disse alternativer produceres alle af få typer af materialer; nemlig papir, bagasse, træ, PLA, XPS og LDPE – hvoraf de første fire materialetyper alle er produceret med råvarer af biologisk oprindelse. Disse alternativer er sammenlignet med de typer engangsplastprodukter, som er produceret ved anvendelse af relativt få typer af fossilt baseret plast; nemlig PP, PS, EPS og LDPE.

Disse materialetyper har hver særegne karakteristika, særligt hvad angår de tilknyttede, potentielle miljøpåvirkninger under råvareekstraktion, produktion og bortskaffelse. Disse vil kort blive skitseret kvalitativt nedenfor.

Der er i dette projekt taget udgangspunkt i antagelser om oprindelse af råvarerne, transportafstande, bortskaffelsesmetoder mv. som er beskrevet i Bilag J.8. Disse antagelser er i høj grad baseret på udvalgte og retvisende antagelser fra andre LCA-studier (COWI A/S and Utrecht University, 2019) (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019) med samme fokus som dette studie efter en vurdering af anvendeligheden i forhold til formålet med nærværende projekt. Der er dog ikke gennemført en egentlig sammenligning af gennemførte studier på dette område, da det ikke er en del af projektets formål.

Disse karakteristika og antagelser for de anvendte materialetyper er beskrevet i dette afsnit for at øge læsevenligheden af LCA-resultaterne i det efterfølgende Bilag J.10.

Specifikt for alle de fossilt baserede plasttyper ses det, at der er et relativt højt forbrug af knappe ressourcer. Det skyldes, at det er en plasttype, som er baseret på fossile ressourcer (PlasticsEurope, u.d.). Derimod giver brug af materialer med fossil oprindelse anledning til et lavt vand- og arealforbrug i forhold til biobaserede materialer.

Yderligere beskrivelse af materialerne og de tilhørende processer kan ses i Bilag E.

Polypropylen (PP)

Produktion af polypropylen (PP) sker ved udvinding af råolie og raffinering. Herefter foretages en cracking-proces, hvor propylen bliver udvundet og herefter polymeriseres til PP

(PlasticsEurope, 2016). Produktionen af PP antages at ske i Europa, hvilket vurderes at være en retvisende antagelse, da der er mange PP-producenter i Europa (PlasticsEurope, 2016).

PP fremstilles typisk i store mængder i hele verden og anvendes til mange forskellige typer produkter, som også er med til at gøre det til en af de mest anvendte plasttyper (PlasticsEurope, u.d.). De mange anvendelsesmuligheder for PP skyldes bl.a., at det er en plast med høj slidstyrke og sejhed samt en høj modstandsdygtighed over for kemikalier (PlasticsEurope, 2016).

Polystyren (PS)

Efter udvinding af råolie og raffinering af olien, udvindes ethylen og benzen ved en katalytisk proces. Ethylen og benzen bruges til at producere ethylbenzen, som anvendes til at producere styren. Styren bliver polymeriseret til polystyren (PS).

Produktionen af PS antages at ske i Europa, hvilket vurderes at være en retvisende antagelse, da der er mange PS-producenter i Europa (PlasticsEurope, 2013). Råvarerne til fremstilling af PS er giftige, men det gælder ikke for PS og dermed anvendelsesfasen (Miljøministeriet, 2015).

PS anvendes til mange forskellige typer produkter, herunder emballage og engangsprodukter.

EPS

EPS (ekspanderet polystyren) fremstilles ud fra PS ved at "udvide" polystyrenpolymerer, som sker ved hjælp af pentan (EPSbranchen, 2019). EPS er en celleplast, som består af 94 vægtprocent pentan og kun 6 vægtprocent PS. Det høje pentanindhold bevirker, at produkter af EPS typisk har en lav vægt (PlasticsEurope, 2015).

EPS har isolerende og stødabsorberende egenskaber, som gør det anvendeligt til en bred vifte af formål, herunder i særlig høj grad til emballage og bygningsisolering (PlasticsEurope, 2015).

XPS

XPS (ekstruderet polystyren) fremstilles af PS ved en ekstruderingsproces, hvor varme og friktion gennem en cylinder omdanner PS til en sejtflydende masse (Plastindustrien, u.d.). XPS er en plast, der langt hen ad vejen minder om EPS - dog er porerne i materialet mindre. XPS har isolerende egenskaber ligesom EPS.

XPS har flere af de samme egenskaber som EPS, herunder isolerende og stødabsorberende egenskaber og bruges derfor også til især emballage, drikkebægre og bygningsisolering (Lassen, et al., 2019).

Low Density Polyethylen (LDPE)

LDPE fremstilles ud fra råolie og naturgas og produceres i Europa som LDPE- (low density polyethylene) granulat. Denne type polymer er blandt de letteste plastmaterialer. Varieres procesbetingelserne og trykket i produktionen, kan der fremstilles mange varianter af PE, som ud over LDPE inkluderer HDPE (high density polyethylene), LLDPE (linear low density polyethylene) samt MDPE (medium density polyethylene) (PlasticsEurope, 2016).

LDPE anvendes til en lang række formål, herunder til coating af drikkebægre, film til transportemballage mv.

Træ

Træet fremstilles af frisk træ, som udskæres i tynde finerplader, som herefter blødgøres i varmt vand. Det blødgjorte træ skæres eller stemples til ønskede former, dvs. gafler, skeer og

knive. Udskæringerne anbringes herefter i en form, hvor de under tryk og ved hjælp af vand-damp formes med kurver og buer (United States Patentnr. US 8,079,390 B2, 2011).

Som tidligere nævnt i markedsanalysen er birketræ et af de typiske træprodukter, der benyttes som alternativ til engangsplastprodukter. Der er derfor anvendt LCA-data for svensk produceret birketræ³¹, da en relativt stor del (25 procent af træ anvendt i Danmark) er importeret fra Sverige (Knudsen, u.d.).

Træprodukter kan have et højt arealforbrug i livscyklusvurderingerne, som skyldes det produktive areal, som kræves til træproduktionen³². Skovning af det svenske birketræ sker på bekostning af naturligt voksende birketræer, og der fældes kun træer i et omfang, som sikrer, at skoven når at regenerere sig selv. De produkter, der består af træ i denne rapport, stammer fra svensk birkeskov, hvor det antages, at træproduktionen intensiveres ved efterspørgsel efter supplerende mængder træ.

Det skal bemærkes, at produkter produceret ved anvendelse af træ kan give anledning til varierende emissioner afhængigt af trætypen, hvor træet stammer fra mv. Derfor anbefales det at tolke resultater for træprodukter med omhu, da der formentlig er relativt store variationer i LCA-resultaterne afhængigt af de anvendte antagelser og datagrundlag.

Træprodukter kan produceres bæredygtigt, hvilket bl.a. bevirker, at der plantes nye træer, når ældre træer fældes, og at mængden af træ til produktion derved opretholdes. Benyttes der derimod ikke bæredygtigt træ til at producere produkterne, er der risiko for, at skovområdet ikke reproduceres, og skovområdet vil efterhånden svinde ind. Denne vurdering af bæredygtig skovforvaltning og biodiversitet er ikke en del af en LCA, men er værd at have i tankerne, når miljøpåvirkningerne fra træprodukter vurderes.

Træ har generelt et lavt forbrug af knappe ressourcer, da det ikke er et fossilt baseret materiale. Derudover har træ den egenskab, at det optager CO₂ gennem dets levetid og lagrer CO₂ i produkterne.

Anvendelse af træ til produktion af træprodukterne medfører ikke ændringer i områdernes nuværende anvendelse, da træ til langt de fleste træprodukter i Europa produceres i forvaltede skovområder.

Papir

I dette projekt anvendes LCA-data for papir, der angiver potentielle miljøpåvirkninger for primære, blegede papirfibre, som er produceret ved at blande træmasse, vand og tilsætningsstoffer til papirmasse for derefter at omforme denne masse til papir (Træ.dk, 2019). Det er antaget, at der benyttes såkaldt "træfrit papir"³³, som produceres ved en kemisk proces, hvor lignin, som binder træfibrene sammen, opløses. I de LCA-data for papirproduktionen, som er anvendt til beregning af de potentielle miljøpåvirkninger fra papirproduktionen, indgår lim ikke.

Papir, som produceres til fødevareemballage, bliver oftest produceret af primære træfibre. Det skyldes, at det kan være vanskeligt at sikre fravær af farlige stoffer, som kan frigives fra genanvendt papir (Geueke, 2016).

³¹ EcolInvent 3.6 database proces: hardwood forestry, birch, sustainable forest management, woodchips, SE, consequential

³² I nogle tilfælde produceres træprodukter også af affaldstræmasse, som ikke har et højt arealforbrug.

³³ Ifølge (MiljøNet, 2019) anvendes der træfibre til "træfrit papir" træ – men det kaldes blot "træfrit papir" fordi lignin i træfibrene opløses i en kemisk proces.

Jf. de anvendte data fra Ecolnvent giver produktionen af papir i Europa anledning til partikel-emissioner, som skyldes afbrænding af fast, fossilt brændsel som brunkul til opvarmning af papirmøllen. Derudover dannes der også partikelemissioner under selve papirfremstillingen, hvor der jf. de valgte LCA-data anvendes en proces, hvor fibre i papirmaterialet filtreres, hvorved der produceres lange baner af papir, som tørres (Valsasina, 2019).

Typisk anvendes den type af fast brændsel, der er billigst - og dermed er valg af brændsel ikke nødvendigvis påvirket af produktionslandet.

Det vides, at papirmøller, som benytter anden brændselstype end brunkul, har en lavere udledning af partikler. Derudover ses det i data, at udledningen af partikler kan reduceres med omkring 80 procent (Valsasina, 2019).³⁴ I det anvendte eksempel med alternative LCA-data for papirproduktion i Canada anvendes diesel og propan som brændsel.

Derfor vil konklusionerne fra LCA-beregningerne blive draget med varsomhed angående emission af partikler. I resultatafsnittet er det valgt at se på denne følsomhed ved både at gennemføre beregningerne med LCA-data for den europæiske og canadiske produktion af papir. Data for den canadiske papirmølle er af nyere oprindelse (2011), hvorimod data fra den gennemsnitlige, europæiske papirmølle er af ældre karakter (2000).

Den canadiske papirproces tager udgangspunkt i nyere data, og der kan argumenteres for, at denne data er mere retvisende for papirproduktionen i Europa i dag. Der er dog ikke foretaget en yderligere vurdering af disse data, og det vides derfor ikke, om data fra den canadiske proces er mere retvisende end data fra den europæiske proces for papirproduktion.

Generelt er det også observeret, at papirprodukter giver anledning til et betydeligt vandforbrug. Dette skyldes, at der forekommer et højt vandforbrug i forbindelse med, at træet omdannes til en papirmasse, som er cellulosefibre opslæmmet i vand (Træ.dk, 2019)³⁵.

Det skal bemærkes, at papir er produceret ved anvendelse af træ, som kan give anledning til varierende emissioner afhængigt af trætypen, hvor træet stammer fra mv. Ligesom resultater fra træprodukter skal resultater fra papirprodukter således tolkes med omhu – og der må påregnes at være relativt store variationer i resultaterne afhængigt af de anvendte antagelser og datagrundlag.

Bagasse

Bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktion. Det består af restfibre, som dannes efter at saften fra sukkerrør er udvundet.

Bagasse anvendes typisk til brændsel i sukker- og ethanolproduktionen, og udgør dermed energikilder til den strøm og varme, som fabrikkerne har behov for. Energien, der genereres ved forbrænding af bagasse, består af både elektricitet (10 procent) og varme (90 procent). Den overskydende energi eksporteres ud til energinettet. Konsekvensen ved at anvende bagasse til produktion af de engangsprodukter, der er inkluderet i dette projekt, er at alternative brændsler skal bruges i sukker- og ethanolproduktionen.

³⁴ Sammenlignet partikeludledning fra Ecolnvent-processerne: *2011 paper production, woodfree, uncoated, at integrated mill, CA-QC* med *2000 paper production, wood free, uncoated, at integrated mill, RER* (Ecolnvent, 2019)

³⁵ Denne information omkring produktionen af papir er angivet på Træ.dk. Der er ikke deciderede henvisninger til specifikke studier eller publikationer herom.

Der er i dette studie taget udgangspunkt i, at bagasse produceres i Brasilien, og energikilderne er derfor baseret på de mest fremtrædende energikilder for el og varme i Brasilien. Den typiske marginale energikilde til varmeproduktion i Brasilien er olie, mens den typiske marginale energikilde til elektricitetsproduktion i Brasilien er naturgas. Baseret på data fra den anvendte Ecolnvent-proces ses det, at 1 kg bagasse giver anledning til produktion af 0,268 kWh strøm og 9,33 MJ varme³⁶.

Da bagasse er et restprodukt fra sukker- og ethanolproduktionen, er miljøpåvirkningerne fra sukker- og ethanol fremstilling ikke allokeret til engangsprodukterne af bagasse - men derimod til sukker og ethanol.

Polylactic Acid (PLA)

PLA er en 100 procent biobaseret polymer. Der findes to nøgleaktører inden for den industrielle produktion af PLA i hhv. USA og Thailand. I USA produceres PLA fra majs med en produktionskapacitet på 150 ktons PLA/år, hvorimod PLA produceres fra sukkerrør i Thailand med en produktionskapacitet på 75 ktons mælkesyre³⁷/år (COWI A/S and Utrecht University, 2019).

Der er i dette studie taget udgangspunkt i, at PLA produceres af majs i USA, da produktionskapaciteten for PLA i USA er 50 procent højere end produktionskapaciteten i Thailand.

PLA-produktionen starter med dyrkning og høst af majs. Input til denne fase er hovedsageligt pesticider, gødning, elektricitet, brændstof, landbrugsjord og vand. PLA-granulatet transporteres herefter til Europa, hvor PLA'en anvendes til coating af drikkebægre mv. (COWI A/S and Utrecht University, 2019).

PLA er et bionedbrydeligt materiale, men kan kun nedbrydes på industrielle komposteringsanlæg (COWI A/S and Utrecht University, 2019). Produktionen af PLA giver anledning til et forholdsvist lavt forbrug af knappe ressourcer, da det ikke er et fossilt baseret materiale. Derimod giver PLA anledning til et højere vand- og arealforbrug end de fossile baserede plasttyper (Stettler, 2006).

Bilag J.10 Resultater fra livscyklusvurderinger

I dette afsnit præsenteres resultaterne fra de gennemførte livscyklusvurderinger for udvalgte engangsplastprodukter omfattet af markedsføringsforbuddet sammenlignet med de udvalgte alternative engangsprodukter.

I det følgende er der ét afsnit for hvert af produkterne, hvor produkternes vægt samt karakteriserede og vægtede resultater er vist. For forklaring af karakterisering og vægtning henvises til Bilag J.3.

Det er valgt at vise de karakteriserede resultater først i de følgende resultat afsnit. Disse resultater giver det bedst mulige grundlag for at se på årsagerne til de potentielle miljøpåvirkninger, dvs. at der er grundlag for at vurdere, hvordan de potentielle miljøpåvirkninger fra de biobaserede produkter eksempelvis er sammensat af et højt areal- og vandforbrug sammenlignet med de fossile baserede produkter.

Dog kan det være vanskeligt at vurdere hvilke produkter, der giver anledning til de mest eller mindst betydende miljøpåvirkninger, hvis der udelukkende anvendes karakteriserede data.

³⁶ Antunes de Souza Junior, H.R; treatment of bagasse, from sugarcane, in heat and power co-generation unit, 6400kW thermal, BR-Southern grid, 2014-2017, Ecolnvent v3.6, consequential

³⁷ = lactid

Derfor er det valgt også at vise de vægtede resultater, der viser ét resultat for hvert fossilt baseret produkt og for alternativerne. Vægtningstaktorerne er udarbejdet af et af Europakommis-sionen nedsat ekspertpanel, der har vurderet indikatorernes vigtighed i forhold til hinanden. Vægtningstaktorerne er dermed udtryk for en ekspertvurdering (snarere end en beregning af faktiske forhold som eksempelvis normaliseringsreferencerne er skabt ud fra). Det skal i den sammenhæng bemærkes, at en sådan vægtning på tværs af miljøkategorier indebærer en række delvist subjektive antagelser om miljøpåvirkningernes indbyrdes vigtighed. Dette bevirker, at man skal være yderst forsigtig med at konkludere bastant på vægtede LCA-data.

Som det ses af figurene med de vægtede resultater, er der angivet en "sumprik", som viser den totale, vægtede påvirkning fra det pågældende produkt. Grunden til, at sumprikken ikke ligger på samme niveau, som den samlede positive påvirkning (den øverste linje på den lodrette bar), er, at de negative påvirkninger bevirker, at sumprikken er lavere end det højeste positive tal.

Der gøres ydermere opmærksom på, at der udelukkende ses på de seks indikatorer, der er udvalgt tidligere i rapporten. Der kan argumenteres for, at den fulde potentielle miljøpåvirkning ikke beskrives via anvendelse af de udvalgte seks indikatorer. Det er dog COWIs ekspertvurdering, at de øvrige indikatorer påvirker resultaterne med så stor usikkerhed, at der ikke vil kunne træffes anbefalinger på baggrund heraf.

I det følgende er resultater for de givne beregninger angivet som specifikke værdier, da det har ligget uden for projektets rammer at kvantificere et usikkerhedsinterval. Som diskuteret ovenfor er der dog som ved enhver LCA anvendt en række data- og metodemæssige valg, som har indflydelse på resultatet. De specifikke tal for miljøpåvirkninger skal således ikke forstås som en meget præcis indikation af miljøpåvirkninger for de betragtede produkter.

Med andre ord repræsenterer resultaterne således beregninger på basis af de antagelser, som er taget. For at tage højde for usikkerhederne er det tilstræbt ikke at konkludere for skarpt, når der ikke er væsentlige forskelle mellem de vurderede produkter. Generelt vurderes det, at resultaterne er retningsgivende og dermed giver et fornuftigt bud på de gennemsnitlige, potentielle miljøpåvirkninger.

Efter resultatvisningen i dette afsnit er der gennemført en sensitivitetsvurdering i Bilag J.11, der vurderer betydningen af de mest betydende antagelser.

Vatpinde

I livscyklusvurderingen for vatpinde er et plastprodukt af polypropylen (PP) sammenlignet med et træprodukt af birketræ og et produkt af papir. Der er ikke medtaget bomuld i livscyklusvurderingen, da mængden og typen af bomuld antages at være ens for disse typer vatpinde.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 53.

Tabel 53. Vægten af de forskellige typer vatpinde

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. vatpind	Reference
Vatpind	Plast (PP)	0,155	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Træ	0,19	
	Papir	0,316	

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for vatpindeprodukter er præsenteret i Tabel 54.

Tabel 54. Karakteriserede miljøpåvirkninger for vatpinde pr. funktionel enhed gennem hele levetiden

	Enhed	Plast (PP)	Træ	Papir
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	4,8E-04	1,2E-05	2,2E-04
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	-5,7E-08	-3,9E-08	7,4E-07
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	1,6E-07	3,6E-09	1,1E-06
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-3,8E-06	-9,6E-07	2,6E-06
Arealforbrug	pt	-1,7E-02	2,3E-02	1,2E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	9,2E-03	7,7E-04	4,0E-03

Sammenlignes trævatpinden med plastvatpinden ses det, at trævatpinden har lavere karakteriserede miljøpåvirkninger i to ud af de seks kategorier.

Trævatpinden har højere påvirkninger end plastvatpinden, når der ses på partikelemission og arealforbrug.

Negative, karakteriserede værdier er udtryk for en undgået emission. De negative værdier (særligt for træ ved partikelemission og terrestrisk eutrofiering) skyldes at produktionen for træ giver anledning til relativt små miljøpåvirkninger samtidigt med, at energigenvindingen under bortskaffelsesfasen krediteres (dvs. fratrækkes). I dette tilfælde er de krediterede værdier højere end udledningen ved produktionen for de pågældende indikatorer.

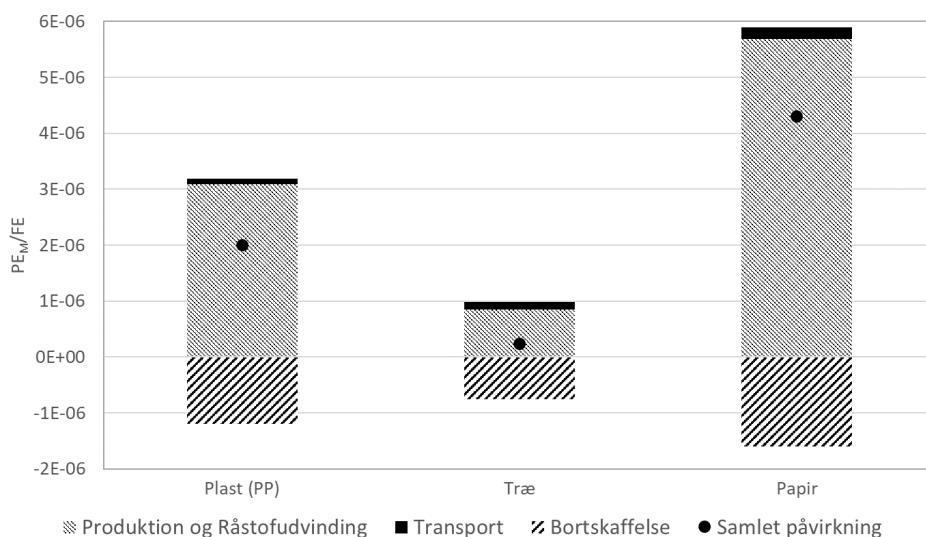
Sammenlignes papirvatpinden med plastvatpinden observeres det, at papir har højere påvirkninger i fire ud af seks kategorier. For potentielle miljøpåvirkninger knyttet til global opvarmning og forbrug af knappe ressourcer, har plast har en højere påvirkning.

Ved sammenligning af papirvatpinden med trævatpinden ses det, at papirvatpinden har højere påvirkninger i alle kategorier.

For at kunne sammenligne på tværs af miljøkategorier, er der gennemført en normalisering og vægtning af de karakteriserede resultater. De anvendte normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer ses i Bilag D.

De normaliserede værdier anvendes til at beregne de vægtede værdier. Kun de vægtede værdier er vist for hvert produkt i dette afsnit.

Resultatet af vægtningen er præsenteret i Figur 8.



Figur 8. Vægtede miljøpåvirkninger for vatpinde.

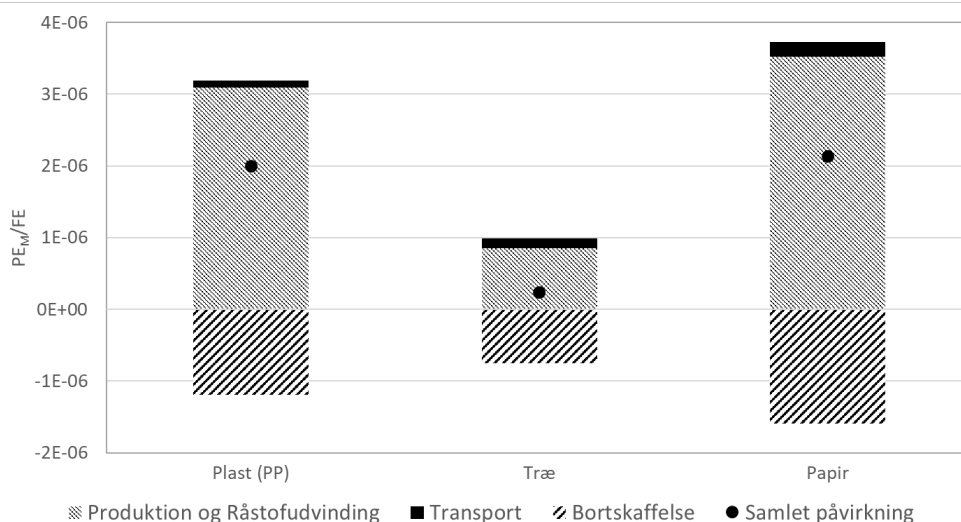
Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger³⁸, som er vist i Figur 8, giver trævatpinden anledning til de mindste påvirkninger grundet lave påvirkninger i råstof- og produktionsfaserne.

Den samlede påvirkning i de vægtede resultater er højest for papirvatpinden. Dette er ikke overraskende, da partikelemissionerne knyttet til papirproduktion er langt højere end partikelemissionerne knyttet til plast- og træproduktionen (Tabel 54). Plast har ligesom papirvatpinden en relativ høj CO₂-udledning, som også skyldes en høj udledning ved produktion af plasten.

Disse forholdsvist høje påvirkninger fra papirproduktionen kan diskuteres, da der i den anvendte LCA-proces anvendes brunkul for den europæiske papirproduktion. Det kan således være, at disse LCA-data beskriver et forgangenværende valg af energikilder, som er blevet ændret efter LCA-data er udviklet. Det er derfor valgt at undersøge konsekvenserne nærmere ved at benytte en LCA-proces fra canadisk papirproduktion, hvor der anvendes diesel og propan i stedet for brunkul som energikilde. Hvorvidt LCA-data fra europæisk eller canadisk papirproduktion er mest repræsentativt for produkter, der anvendes i Danmark, er ikke muligt at vurdere. Derfor er resultaterne fra anvendelse af både LCA-data fra europæisk og canadisk papirproduktion inkluderet i projektet for alle produkter af papir.

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle er præsenteret i Figur 9.

³⁸ Vægtning er yderligere beskrevet i afsnit 4.7. De vægtede, potentielle miljøpåvirkninger er fremkommet ved at normalisere de karakteriserede værdier først, hvorefter der foretages vægtning baseret på faktorer, der kan ses i Bilag D.



Figur 9. Vægtede miljøpåvirkninger for vatpinde ved brug af LCA-data for canadisk papirmølle.

Det ses desuden, at de potentielle miljøpåvirkninger fra transport er af samme størrelsesorden for plast-, træ- og papirvatpinde. Transporten udgør en lille del af de samlede miljøpåvirkninger for henholdsvis plast- og papirvatpinde igennem hver af produkternes livscyklus (fem procent for plastvatpinde og fem procent for papirvatpinde). Derimod udgør transporten en større netto-andel af den samlede, potentielle miljøpåvirkning for trævatpinde, da træets påvirkninger fra produktionen næsten udlignes af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af trævatpinde i forhold til produktionen af trævatpinde, udgør transporten 16 procent.

Bestik

I livscyklusvurderingen for bestik sammenlignes et plastprodukt af polypropylen (PP) med et træprodukt af birketræ.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 55.

Tabel 55. Vægten af de forskellige typer bestik

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. sæt bestik	Reference
Bestik	Plast (PP)	3,5	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Træ	2,6	

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for bestik er præsenteret i Tabel 56.

Tabel 56. Karakteriserede miljøpåvirkninger for bestik pr. funktionel enhed gennem hele levetiden

	Enhed	Plast (PP)	Træ
Global opvarmning	kg CO2-ækv.	1,1E-02	1,6E-04
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	-1,3E-06	-5,4E-07
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	3,7E-06	4,9E-08
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-8,7E-05	-1,3E-05

Arealforbrug	pt	-3,8E-01	3,1E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	2,1E-01	1,0E-02

Ved sammenligning af træbestikket og plastbestikket, ses det, at plastbestikket har de højeste karakteriserede miljøpåvirkninger i fire ud af de seks kategorier.

Træbestikket har væsentligt højere arealforbrug end plastbestikket.

De negative værdier for miljøpåvirkningerne skyldes lave emissioner ved produktion af produkterne koblet med tilsvarende højere kreditering primært fra energien produceret ved forbrænding i bortskaffelsesfasen. Det vil med andre ord sige, at der opstår gevinster som følge af, at plasten forbrændes og derved medvirker til en undgået produktion af energi fra biomasse, som kræver areal. Som tidligere beskrevet udgør andelen af marginal energi fra biomasse 40 procent af den producerede elektricitet og 50 procent af den producerede varme.

Der er stor forskel for produkterne hvad angår indikatoren global opvarmning, hvor plastbestikket giver anledning til den største, potentielle påvirkning.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



Figur 10. Vægtede miljøpåvirkninger for bestik.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 10, er det tydeligt at se, at produktionsfasen er den fase, der giver anledning til de største potentielle miljøvirkninger for begge produkter.

Det ses også, at de vægtede miljøpåvirkninger knyttet til produktion af træbestik, er omtrent fem gange lavere end for produktionen af plastbestik.

Det ses desuden, at de potentielle miljøpåvirkninger fra transport er af samme størrelse for plast- og træbestik. Transporten udgør en lille del af miljøpåvirkningerne fra plastbestik (fem procent af de samlede påvirkninger fra plastbestik igennem hele livscyklus). Derimod udgør transporten en større andel af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger fra træbestik (55 pro-

cent), da træets påvirkninger fra produktionen næsten udlignes af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af træbestik i forhold til produktionen af træbestik, udgør transporten 16 procent.

Tallerkener

I livscyklusvurderingen af tallerkener sammenlignes et plastprodukt af polystyren (PS) med et produkt af bagasse.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 57.

Tabel 57. Vægten af de forskellige typer tallerkener.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. tallerken	Reference
Tallerkener	Plast (PS)	20	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Bagasse	14,3	(Eco Biopack, 2019) (Roes & Patel, 2011)

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for tallerkener er præsenteret i Tabel 58

Tabel 58. Karakteriserede miljøpåvirkninger for tallerkener pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

	Enhed	Plast (PS)	Bagasse
Global opvarmning	kg CO2-ækv.	9,9E-02	2,7E-02
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	3,9E-06	-2,1E-06
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	9,2E-05	7,9E-05
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-2,8E-04	1,6E-04
Arealforbrug	pt	-2,3E+00	-5,0E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	1,4E+00	4,6E-01

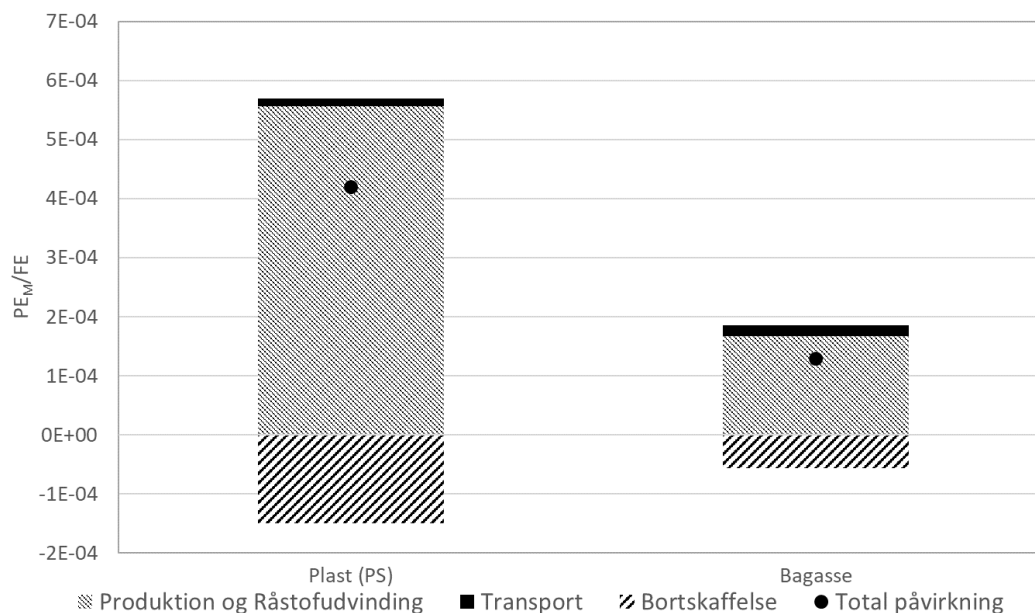
Sammenlignes resultaterne for tallerkenen af bagasse med tallerkenen af plast (PS), ses det, at tallerkenen af bagasse har de laveste miljøpåvirkninger i fire ud af seks kategorier.

Dette skyldes, at bagasse er et restprodukt fra produktionen af sukker og ethanol. Som beskrevet tidligere anvender denne produktion som udgangspunkt bagasse til at generere energi – 90 procent varme og 10 procent elektricitet. Når bagasse i stedet anvendes til engangsprodukter som omfattet af denne rapport, vil energien til sukker- og ethanolproduktionen blive genereret ved anvendelse af olie (til varme) og naturgas (til elektricitet).

Det er kun for potentielle miljøpåvirkninger fra terrestrisk eutrofiering og arealforbrug, at bagassetallerkenen har højere, potentielle miljøpåvirkninger end plasttallerkenen. Den højere potentielle terrestriske eutrofiering og arealforbrug for bagassetallerkenen sammenlignet med tallerkenen af plast skyldes hovedsageligt, at plast har en højere brændværdi og derfor bliver krediteret mere i bortskaffelsesfasen end bagassetallerkenen gør. Alt i alt leder det til, at bagassetallerkenen har en samlet højere eutrofiering og arealforbrug for plasttallerkenen.

Der er en stor forskel på partikelemissionen ved produktion af de to produkter, hvor bagasse-tallerkenen har en negativ miljøpåvirkning, og plasttallerkenen har en positiv miljøpåvirkning. De negative påvirkning fra partikelemissioner for bagassetallerkenen skyldes, at energien, som substituerer bagasse (olie og naturgas), har lavere vægtede, potentielle miljøpåvirkninger end hvis bagasse anvendes til energiproduktion. Det vil med andre ord sige, at der forekommer en højere udledning af partikelemissioner ved forbrænding af bagasse end ved forbrænding af olie og naturgas.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



Figur 11. Vægtede miljøpåvirkninger for tallerkener.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 11, er det tydeligt at se, at produktionsfasen er den mest betydende fase for de to udvalgte tallerkener. Transporten har den laveste påvirkning sammenlignet med de andre livscyklusfaser.

De samlede vægtede miljøpåvirkninger er markant højere for plasttallerkenen sammenlignet med tallerkenen af bagasse³⁹.

Det ses desuden, at transporten udgør en mindre del af den samlede potentielle miljøpåvirkning fra det enkelte produkt. Mere specifikt udgør transporten tre procent af de samlede potentielle miljøpåvirkninger for plasttallerkener og 15 procent af de samlede potentielle miljøpåvirkninger for bagassetallerkener. Sidstnævnte skyldes, at bagasse transporteres fra Brasilien samt at bagassetallerkenen giver anledning til lave påvirkninger i produktionsfasen.

Sugerør

I livscyklusvurderingen for sugerør sammenlignes et plastprodukt af polypropylen (PP) med et papirprodukt. Det skal nævnes, at der har været en del debat om kvaliteten af papirsugerør. Som nævnt i afsnit 3.1.2 er der ikke taget hensyn til dette forhold i beregningerne af potentielle miljøpåvirkninger, men det har naturligvis stor indflydelse på, om der rent faktisk kan eller vil ske et skift til sugerør af papir.

³⁹ Vægtning er yderligere beskrevet i afsnit 4.7. De vægtede, potentielle miljøpåvirkninger er fremkommet ved at normalisere de karakteriserede værdier først, hvorefter der foretages vægtning baseret på faktorer, der kan ses i Bilag D

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 59.

Tabel 59. Vægten af de to forskellige typer sugerør.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. sugerør	Reference
Sugerør	Plast (PP)	0,65	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Papir	1,15	

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for sugerør er præsenteret i Tabel 60.

Tabel 60. Karakteriserede miljøpåvirkninger for sugerør pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

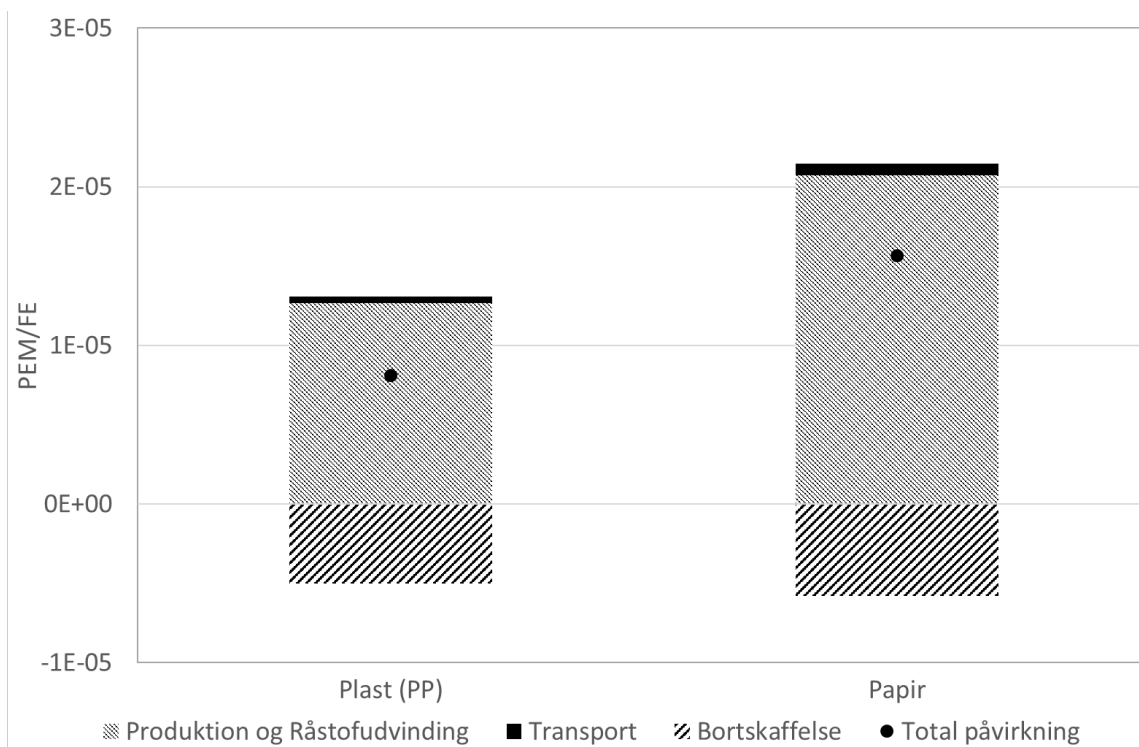
	Enhed	Plast (PP)	Papir
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	2,0E-03	8,1E-04
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	-2,4E-07	2,7E-06
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	6,6E-07	3,9E-06
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-1,6E-05	9,6E-06
Arealforbrug	pt	-7,2E-02	4,2E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	3,9E-02	1,5E-02

Ved sammenligning af sugerørene ses det, at papirsugerøret har de højeste miljøpåvirkninger i fire ud af seks kategorier.

Dette skyldes høje miljøpåvirkninger i papirproduktionen, og at papirsugerøret vejer omtrent det dobbelte af et plastsugerør. De negative værdier for miljøpåvirkningerne skyldes lave emissioner ved produktion af papirsugerør og tilsvarende højere kreditering fra energien produceret ved forbrænding samt kreditering ved genanvendelse i bortskaffelsesfasen. Der er stor forskel for produkterne i miljøpåvirkningen "partikelemission", hvor papirsugerøret har den største udledning. Årsagen til dette findes i selve produktionen af papiret. Forskellen i arealforbrug skyldes, at der til produktionen af papir benyttes kartoffelstivelse samt træmasse.

Plast giver dog anledning til højere emission af drivhusgasser og forbrug af knappe ressourcer i forhold til papirsugerør. Dette er et forventeligt resultat, da plastsugerør er produceret ved anvendelse af fossile råstoffer, som er en knap ressource. Derudover er det energikrævende at ekstrahere og behandle olie, gennemføre raffinering og omdanne olien til plastpellets.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:

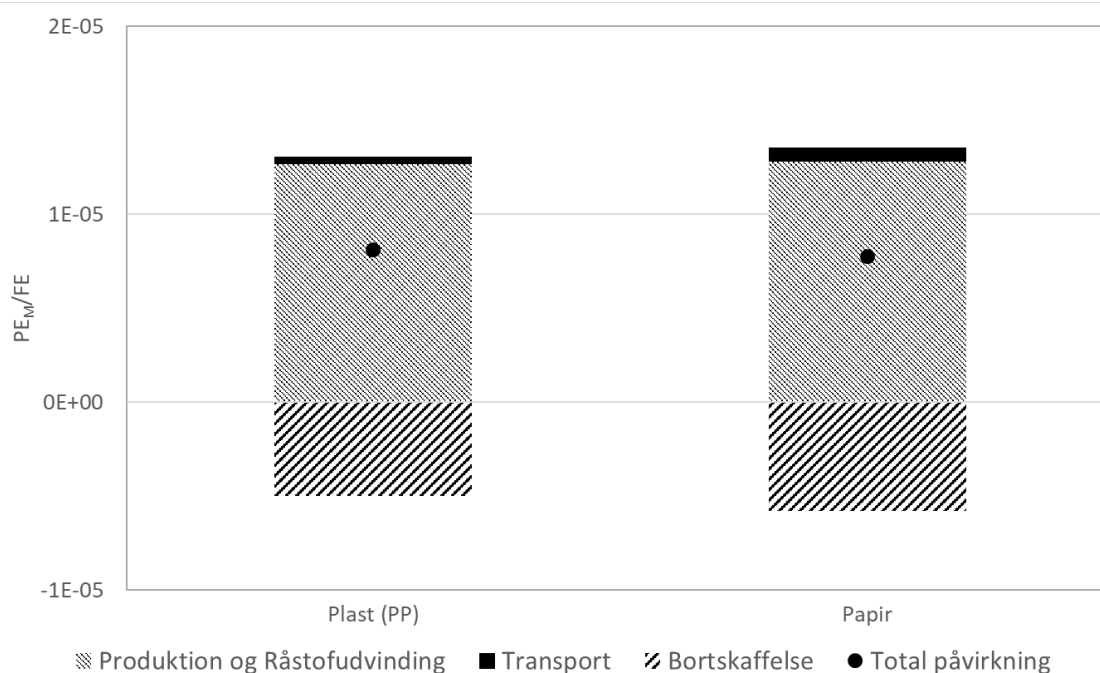


Figur 12. Vægtede miljøpåvirkninger for sugerør.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger som er vist i Figur 12, ses det, at papirsugerøret har højere vægtede miljøpåvirkninger end plastsugerøret, hvilket primært skyldes emissionerne af partikler. Som tidligere nævnt, er dette ikke overraskende, da partikelemissionerne knyttet til papirproduktion er langt højere end partikelemissionerne knyttet til plast.

Det ses desuden, at transporten står for en lille del af miljøpåvirkningerne (5 procent for både plast- og papirsugerør).

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle er præsenteret i Figur 13.



Figur 13. Vægtede miljøpåvirkninger for sugerør ved brug af LCA-data for canadisk papirmølle.

Anvendes LCA-data fra en canadisk papirproduktion, vil den samlede, vægtede potentielle miljøpåvirkning fra sugerøret af papir være på samme niveau som sugerøret af plast. Det er derfor i dette studie ikke muligt konkludere, om plastsugerøret eller papirsugerøret er bedst ud fra en miljømæssig betragtning på basis af de anvendte LCA-data.

Rørepinde

I livscyklusvurderingen for rørepinde sammenlignes et plastprodukt af polypropylen (PP) med et træprodukt.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 61.

Tabel 61. Vægten af de to forskellige typer rørepinde.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. rørepind	Reference
Rørepinde	Plast (PP)	2	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Træ	0,9	

De karakteriserede resultater fra livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for rørepinde er præsenteret i Tabel 62.

Tabel 62. Karakteriserede miljøpåvirkninger for rørepinde pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

	Enhed	Plast (PP)	Træ
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	6,3E-03	5,6E-05
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	-7,5E-07	-1,9E-07
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	2,1E-06	1,7E-08

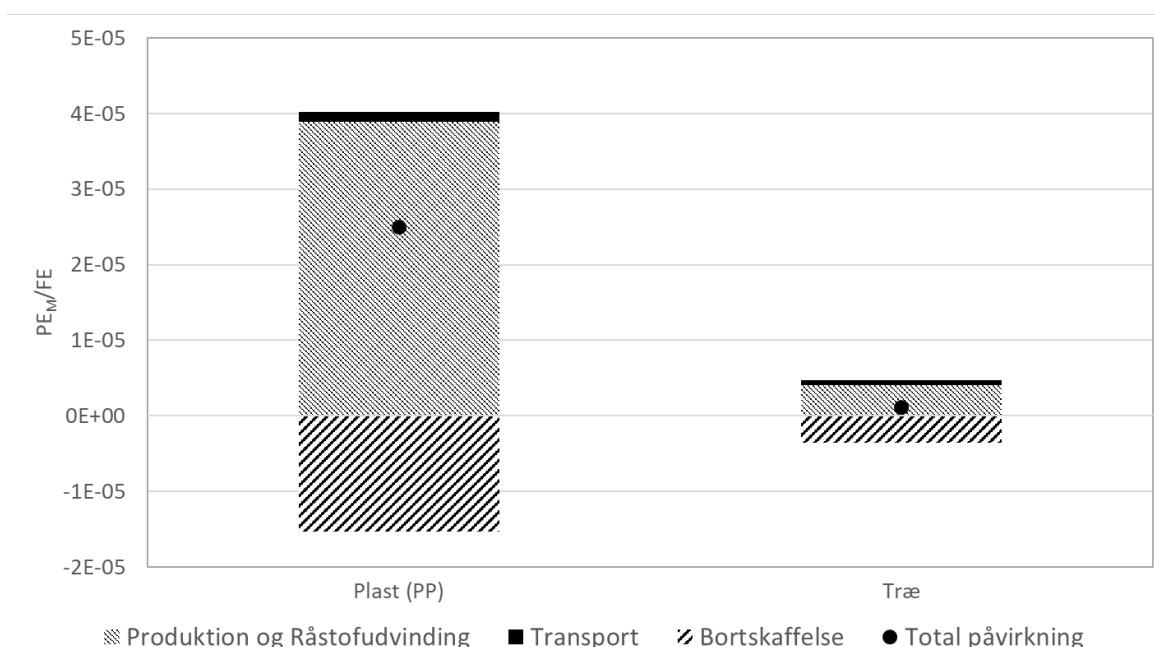
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-5,0E-05	-4,6E-07
Arealforbrug	pt	-2,2E-01	1,1E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	1,2E-01	3,6E-03

Ved sammenligning af de to forskellige rørepinde ses det, at plastrørepinde har betydeligt højere miljøpåvirkninger inden for kategorierne global opvarmning, fotokemisk ozondannelse og forbrug af knappe ressourcer.

Dette skyldes, at produktionen af trærørepindene giver anledning til lave miljøpåvirkninger sammenlignet med produktionen af plastrørepindene. Det skyldes også, at plastrørepindene har dobbelt så stor vægt som trærørepindene.

Negative værdier for miljøpåvirkningerne beror på lave emissioner ved produktion af produkterne og tilsvarende højere kreditering fra energien produceret ved forbrænding samt kreditering ved genanvendelse i bortskaffelsesfasen.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



Figur 14. Vægtede miljøpåvirkninger for rørepinde.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger i Figur 14 ses det, at plastrørepinde har langt højere vægtede miljøpåvirkninger end trærørepinde.

Det ses desuden, at transporten står for en meget lille del af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger⁴⁰ for rørepinde af plast (fem procent). Ses der derimod på hele livscyklus for trærørepinde, udgør de potentielle miljøpåvirkninger fra transport af trærørepinde en større andel (ca. 55 procent) af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger, da træets påvirkninger fra produktionen næsten udliges af krediteringen ved bortskaffelse. Ses der på transporten af rørepinde i forhold til produktionen af rørepinde, udgør transporten 16 procent.

⁴⁰ Af den samlede potentielle miljøpåvirkning når krediteringen af fratrukket.

Ballonpinde

I livscyklusvurderingen af ballonpinde sammenlignes et plastprodukt af polypropylen (PP) med et papirprodukt.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 63.

Tabel 63. Vægten af de forskellige typer ballonpinde.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. ballonpind	Reference
Ballonpind	Plast (PP)	6	(Briedis R. , et al., 2019)
	Papir	7	

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for ballonpinde er præsenteret i Tabel 64.

Tabel 64. Karakteriserede miljøpåvirkninger for ballonpinde pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

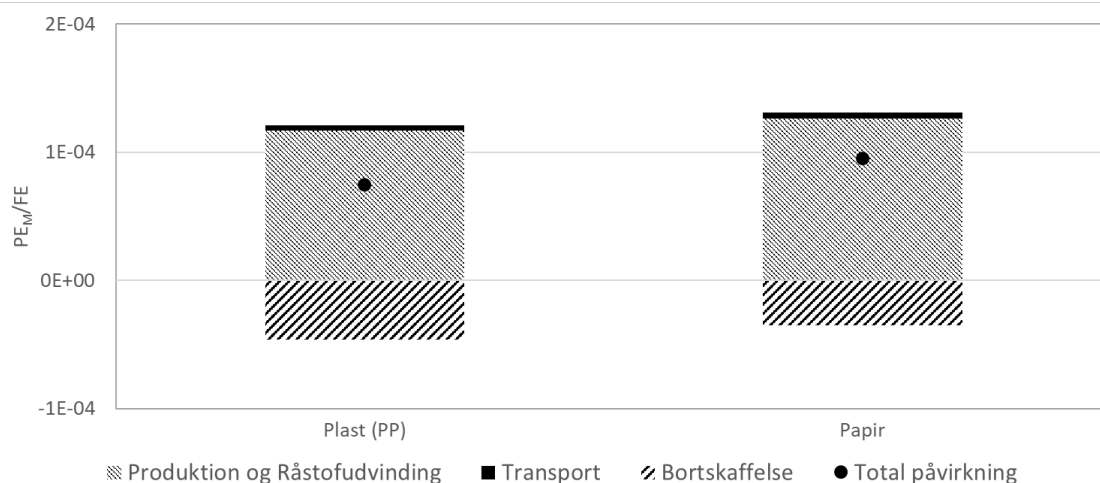
	Enhed	Plast (PP)	Papir
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	1,9E-02	4,9E-03
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	-2,2E-06	1,6E-05
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	6,3E-06	2,4E-05
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-1,5E-04	5,9E-05
Arealforbrug	pt	-6,6E-01	2,5E+00
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	3,6E-01	8,9E-02

Ved sammenligning af ballonpindene ses det, at ballonpinden af plast har de laveste påvirkninger i fire ud af seks kategorier.

Det er kun for potentielle miljøpåvirkninger fra global opvarmning og forbrug af knappe ressourcer, at plastballonpinden har højere påvirkninger end ballonpinden af papir.

For potentielle miljøpåvirkninger knyttet til terrestrisk eutrofiering, partikelemission, og arealforbrug har ballonpinden af plast negative påvirkninger, hvorimod ballonpinden af papir har positive påvirkninger. De negative værdier for miljøpåvirkningerne skyldes lave emissioner ved produktion af produktet og tilsvarende højere kreditering fra energien produceret ved forbrænding samt kreditering ved genanvendelse i bortskaffelsesfasen.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



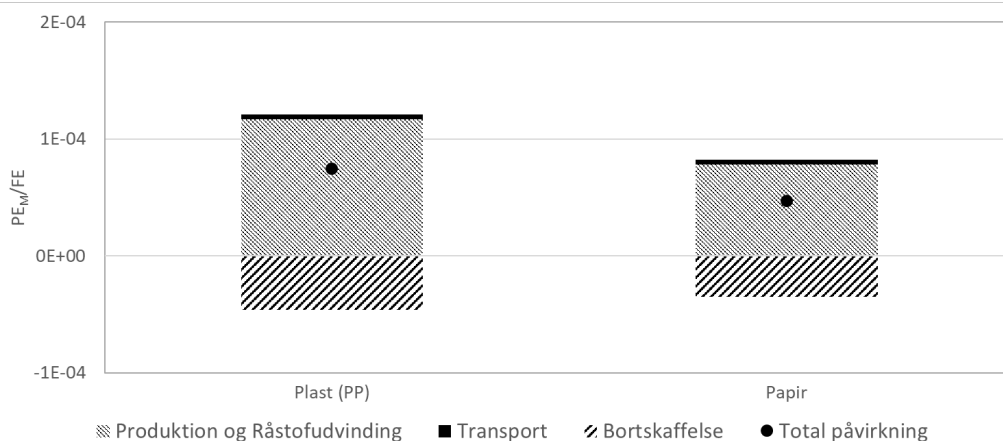
Figur 15. Vægtede miljøpåvirkninger for ballonpinde.

De vægtede miljøpåvirkninger i Figur 15 viser, at produktionsfasen i begge tilfælde har den højeste miljøpåvirkning.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger som er vist i Figur 15, ses det, at papirballonpinden og plastballonpinden giver anledning til potentielle miljøpåvirkninger på tilnærmelsesvist samme niveau.

Det ses desuden, at transporten står for en meget lille del af miljøpåvirkningerne for ballonpinde af plast (5 procent) og ballonpinde af papir (5 procent).

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle er præsenteret i Figur 16.



Figur 16. Vægtede miljøpåvirkninger for ballonpinde ved brug af LCA-data for canadisk papirmølle.

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle viser, at de potentielle miljøpåvirkninger fra ballonpinden af papir bliver mindre end ballonpinden af plast. Der må derfor rettes opmærksomhed på betydningen af at anvende repræsentative data generelt – og at der er et særligt behov for at afdække de potentielle miljøpåvirkninger fra papirproduktion, som kan få betydning for valg af det anbefalelsesværdige materiale til bl.a. ballonpinde.

Fødevarerholdere

I livscyklusvurderingen af fødevarebeholdere sammenlignes et plastprodukt af ekspanderet polystyren (EPS) med følgende alternative produkter:

- Et plastprodukt af ekstruderet polystyren (XPS)
- Et produkt af bagasse
- To papirprodukter med coating af henholdsvis:
 - Low Density Polyethylen (LDPE 15 g/m²)
 - Polylactid (PLA 30 g/m²).

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 65.

Tabel 65. Vægten af de forskellige typer fødevarebeholdere.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. fødevarebeholder	Referencer
Fødevarebeholdere	EPS	5	(Briedis R. , et al., 2019)
	XPS	7,8	(Wholesale, 2019) (Franklin Associates, 2011)
	Papir med LDPE-coating	12 (inkl. coating, som vejer 1)	(Canada Brown, 2019)
	Papir med PLA-coating	12,4 (inkl. coating, som vejer 2 g)	(Canada Brown, 2019)
	Bagasse	18	(Alibaba.com, u.d.) (Alibaba.com, u.d.) (Roes & Patel, 2011)

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for fødevarebeholdere er præsenteret i Tabel 66.

Tabel 66. Karakteriserede miljøpåvirkninger fra fødevarebeholdere pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

	Enhed	EPS	XPS	Papir med LDPE-coating	Papir med PLA-coating	Bagasse
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	2,5E-02	4,0E-02	9,6E-03	1,6E-02	3,4E-02
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	1,1E-06	4,1E-06	2,7E-05	2,8E-05	-2,6E-06
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	3,2E-05	6,9E-05	4,6E-05	5,9E-05	9,7E-05
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-3,8E-05	-7,4E-05	1,1E-04	2,2E-04	2,0E-04
Arealforbrug	pt	-5,4E-01	-7,2E-01	4,0E+00	4,1E+00	-6,1E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	3,6E-01	5,9E-01	2,1E-01	2,4E-01	5,7E-01

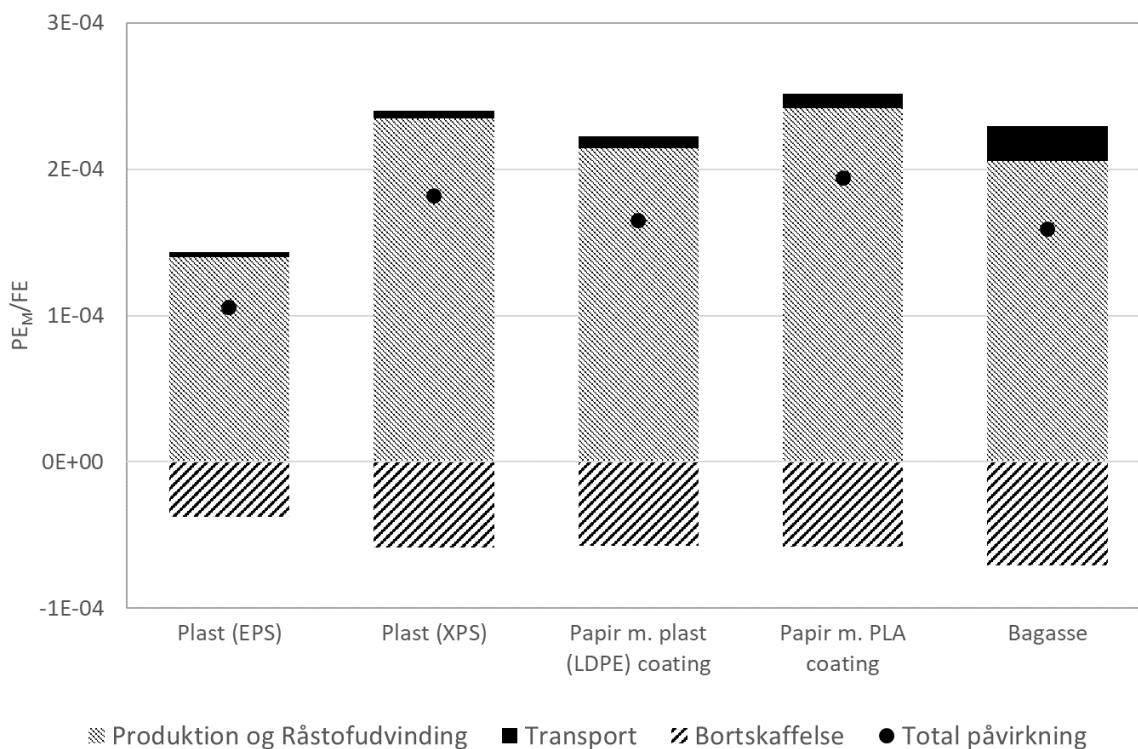
Ved sammenligning af fødevarebeholderne ses det, at de fossilt baserede produkter; EPS og XPS, giver anledning til en højere drivhuseffekt end de øvrige produkter. Det skyldes, at udvinningen af olie samt produktionen af plast medfører et højt energiforbrug. Derudover er der en øget udledning af drivhusgasser ved bortskaffelse af de fossilt baserede produkter, samt at de direkte emissioner ved forbrænding er højere end de krediterede emissioner.

De papirbaserede produkter har høje potentielle miljøpåvirkninger knyttet til partikelemissioner og arealforbrug. Årsagen er, at der forekommer en forholdsvis høj emission af partikler ved

produktion af papir. Derudover forbruges der kartoffelstivelse og træmasse under produktion af papiret, som påvirker arealforbruget.

De negative værdier for miljøpåvirkningerne skyldes lave emissioner ved produktion af produkterne koblet med en tilsvarende højere kreditering af miljøpåvirkninger ved energigenerering ved forbrænding samt kreditering ved genanvendelse i bortskaffelsesfasen.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



Figur 17. Vægtede miljøpåvirkninger for fødevarebeholdere.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 17, er det tydeligt at se, at produktionsfasen giver anledning til den højeste miljøpåvirkning sammenlignet med transport og bortskaffelse.

Den primære årsag, til at de papirbaserede produkter har en forholdsvis høj påvirkning, er, at partikelemissionen under produktion af papir har en betydelig indflydelse på resultatet.

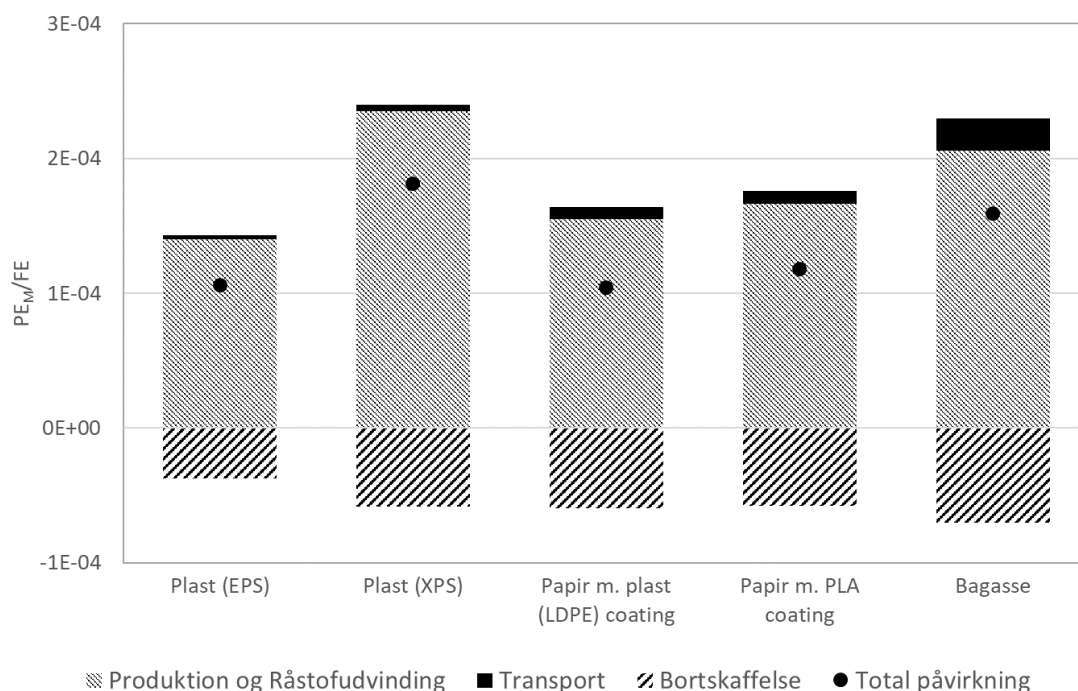
Papirfødevarebeholderen med plastcoating har lavere potentiel miljøpåvirkning end papirfødevarebeholderen med PLA-coating. Dette skyldes primært, at der anvendes dobbelt så meget PLA end LDPE til coating (Abena, 2019).

Det ses også, at EPS fødevarebeholderen har den laveste vægtede miljøpåvirkning. Den højeste vægtede påvirkning findes for fødevarebeholderne af XPS og papir med PLA-coating. Med de usikkerheder, som er forbundet med vægtede LCA-resultater, er det dog svært at drage endelige konklusioner om reelle forskelle mellem alternativerne.

Det ses desuden, at transporten for fødevarebeholderen af bagasse giver anledning til 15 procent af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger fra hele livscyklus af fødevarebeholderen af bagasse. Det skyldes, at bagassen stammer fra Brasilien og dermed skal transporteres over en

lang afstand. For de øvrige produkter udgør transporten en meget lille del af den samlede potentielle miljøpåvirkning fra det enkelte produkt (tre til fem procent).

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle er præsenteret i Figur 18.



Figur 18. Vægtede miljøpåvirkninger for fødevarer beholdere ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle.

Anvendes det alternative LCA-datasæt fra en canadisk papirproduktion, vil de potentielle miljøpåvirkninger fra engangsprodukterne af papir falde til omtrent samme niveau som fødevarer beholdere af plast (EPS).

Drikkebægre

I livscyklusvurderingen af drikkebægre sammenlignes et plastprodukt af ekspanderet polystyren (EPS) med to papirprodukter påført coating af henholdsvis LDPE og PLA samt med et produkt af bagasse.

Til beregning af mængden af LDPE og PLA er der anvendt information om overfladearealet af indersiden af drikkebægrene, som efterfølgende er ganget med vægten af den mængde LDPE og PLA, der typisk anvendes i drikkebægre pr. m² (Abena, 2019).

Det skal bemærkes, at EPS-drikkebægeret har en varmeisolerende egenskab, hvilket ikke er tilfældet for de to typer af drikkebægre af papir samt drikkebægeret af bagasse. Hvis de isolerende egenskaber ønskes for drikkebægrene af papir, findes der alternativer til enkeltvæggede drikkebægre på markedet. Alternativet består af dobbeltvæggede drikkebægre. De potentielle miljøpåvirkninger herfra vurderes i sensitivitetsanalysen.

Vægtfordelingen for de forskellige materialer kan ses i nedenstående Tabel 67.

Tabel 67. Vægten af de forskellige typer drikkebægre.

Produkt	Materiale	Vægt i gram pr. drikkebæger	Reference
Drikkebægre	EPS	6	(Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019)
	Papir med LDPE-coating	9,3 (inkl. coating, som vejer 0,7 g)	(Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018)
	Papir med PLA-coating	10 (inkl. coating: 1,4 g)	(Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018)
	Bagasse	8,6	(PE Americas, 2009) (Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018)

De karakteriserede resultater for livscyklusvurderingen af en funktionel enhed for drikkebægre er præsenteret i Tabel 68.

Tabel 68. Karakteriserede miljøpåvirkninger for drikkebægre pr. funktionel enhed gennem hele levetiden.

	Enhed	EPS	Papir med LDPE-coating	Papir med PLA-coating	Bagasse
Global opvarmning	kg CO ₂ -ækv.	3,0E-02	8,3E-03	1,4E-02	1,7E-02
Partikelemission	PM 2,5-ækv.	1,3E-06	2,0E-05	2,1E-05	-1,4E-06
Fotokemisk ozondannelse	kg NMVOC-ækv.	3,9E-05	3,3E-05	4,2E-05	4,2E-05
Terrestrisk eutrofiering	mol N-ækv.	-4,5E-05	6,7E-05	1,3E-04	8,7E-05
Arealforbrug	pt	-6,5E-01	3,1E+00	3,1E+00	-2,9E-01
Forbrug af knappe ressourcer	MJ	4,3E-01	1,5E-01	1,6E-01	2,8E-01

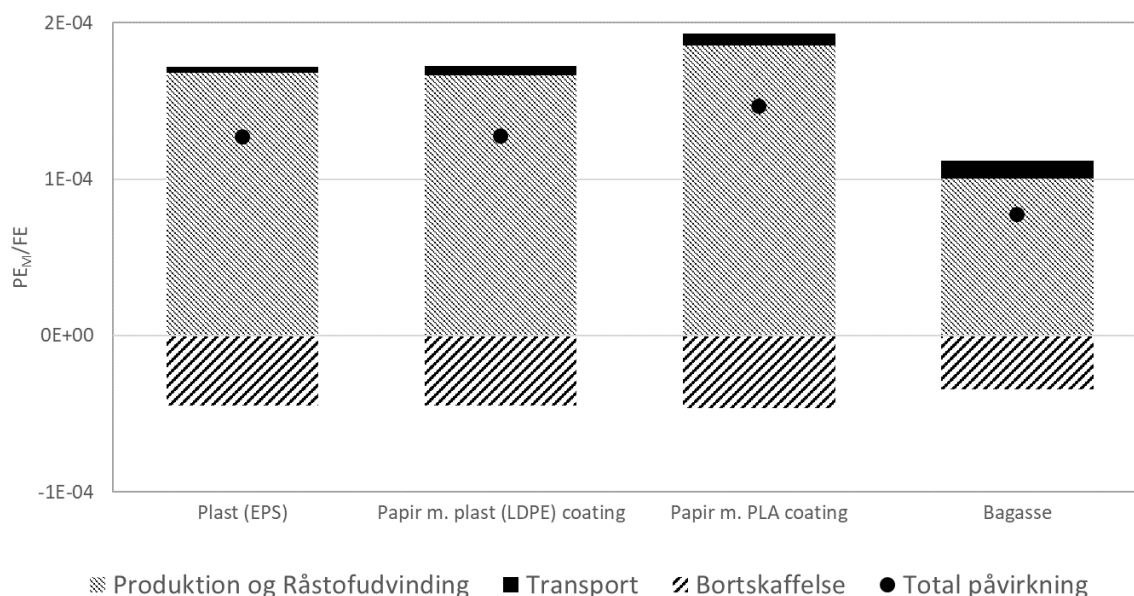
Ved sammenligning af drikkebægre ses det, at EPS – som er det eneste fossilt baserede produkt – giver anledning til den største emission af drivhusgasser. Det skyldes, at udvindingen af fossile ressourcer samt produktionen af plastgranulat har en høj miljøpåvirkning i denne effekt-kategori. Derudover er der en øget udledning af drivhusgasser ved bortskaffelse af de fossilt baserede produkter, da de direkte emissioner ved forbrænding er højere end de krediterede emissioner ved energigenerering. Herudover har EPS også den højeste påvirkning for forbruget af knappe ressourcer.

Drikkebægret af papir med PLA-coating har de højeste påvirkninger med hensyn til partikel-emissioner og terrestrisk eutrofiering. Størstedelen af disse emissioner skyldes miljøpåvirkningerne fra papirproduktionen, samt at PLA produceres ved anvendelse af biobaserede råvarer, der forbruger gødning samt optager areal. Drikkebægret af papir med PLA-coating giver også anledning til en betydelig emission af drivhusgasser, hvilket blandt andet er konsekvensen af et højt elektricitetsforbrug ved produktionen af PLA.

Drikkebægre af papir med LDPE-coating giver anledning til potentielle miljøpåvirkninger på tilnærmelsesvist det samme niveau som drikkebægret af papir med PLA-coating. Forklaringen ligger i, at selve papiret udgør den største påvirkning, og dermed at coatingen har mindre betydning for de samlede påvirkninger fra de to typer af drikkebægre.

Drikkebægret af bagasse har mindre potentielle miljøpåvirkninger sammenlignet med de andre sammenlignelige produkter.

Når resultaterne vægtes, opnås følgende resultater:



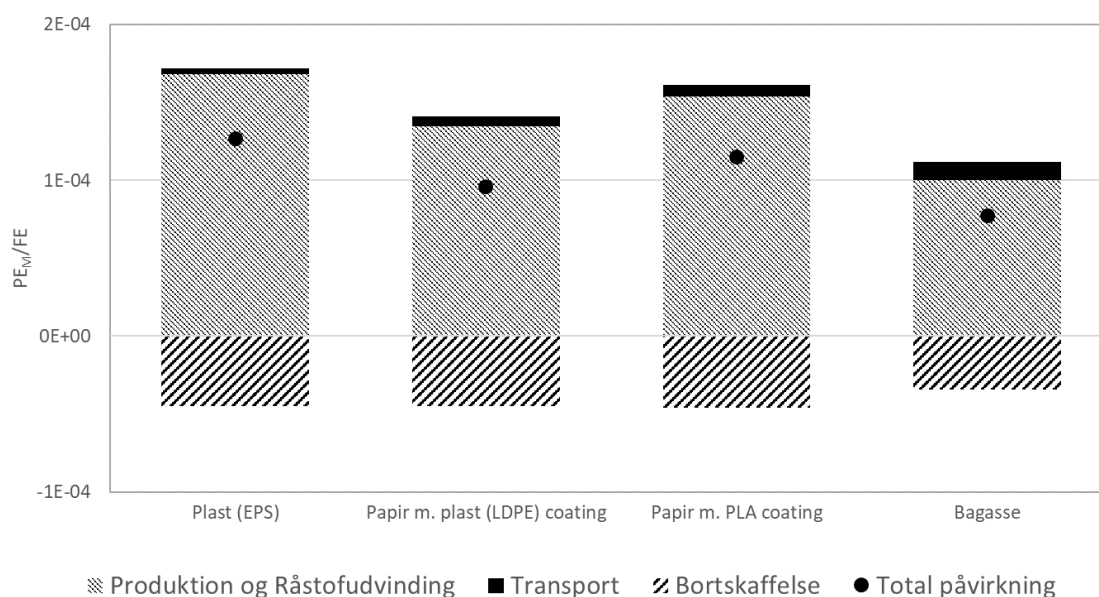
Figur 19. Vægtede miljøpåvirkninger for drikkebægre.

Ud fra de vægtede miljøpåvirkninger, som er vist i Figur 19, ses det, at produktionsfasen er den fase, der medfører de højeste miljøpåvirkninger sammenlignet med bortskaffelse og transport. Det ses, at PLA-coatingen giver anledning til højere miljøpåvirkning end LDPE-coatingen, hvilket primært skyldes, at PLA har højere udledning af drivhusgasser⁴¹, og at der anvendes dobbelt så meget PLA til coating sammenlignet med LDPE til coating.

Det ses, at transporten af bagasse til drikkebægret af bagasse giver anledning til 15 procent af den samlede, potentielle miljøpåvirkning fra drikkebægre af bagasse. Transport i hele livscyklus for drikkebægre af EPS udgør tre procent for EPS af de samlede, potentielle miljøpåvirkninger. For drikkebægre af papir udgør transport fem procent af de samlede miljøpåvirkninger gennem hele livscyklus.

Resultatet af vægtningen ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle er præsenteret i Figur 20.

⁴¹ Jf. den anvendte LCA-proces fra Ecolnvent udgøres eksempelvis emissionen af drivhusgasser fra produktionen af PLA 44 procent fra elforbrug og 23 procent fra varmekraft. De resterende 28 procent stammer fra selve produktionen af majs.



Figur 20. Vægtede miljøpåvirkninger for drikkebægre ved brug af LCA-data for en canadisk papirmølle.

Ved at udskifte LCA-data for europæisk papirproduktion med LCA-data fra canadisk papirproduktion, hvor der benyttes diesel og propan i stedet for brunkul som energikilde, reduceres de potentielle miljøpåvirkninger fra papirprodukterne. Dog ligger produkterne stadig på samme niveau med hinanden.

Opsummering af resultater

I det ovenstående er alle resultaterne for livscyklusvurderingerne vist.

I dette afsnit sammenfattes alle de karakteriserede resultater for at give læseren et overblik, hvilket er illustreret grafisk herunder i Figur 21. Den grønne bjælke viser den laveste potentielle miljøpåvirkning inden for den pågældende produktkategori, de lysegule bjælker viser den næstlaveste potentielle miljøpåvirkning, den gule bjælke viser den tredje laveste potentielle miljøpåvirkning, den orange bjælke viser den næsthøjeste potentielle miljøpåvirkning og til sidst viser den røde bjælke den højeste potentielle miljøpåvirkning. Da der er fra 1-4 produktalternativer, er det ikke alle af de beskrevne farvede bjælker, der indgår for alle produkter.

Produktgruppe	Materiale	Global opvarmning (kg CO ₂ -ækv.)	Partikelemission (PM 2,5-ækv.)	Fotokemisk ozondannelse (kg NMVOC-ækv.)	Terrestrisk eutrofiering (mol N-ækv.)	Arealforbrug (pt)	Forbrug af knappe ressourcer (MJ)
Vatpinde	Plast (PP)	100%	-7%	15%	-59%	-13%	100%
	Træ	2%	-5%	0%	-27%	20%	8%
	Papir	46%	100%	100%	100%	100%	43%
Bestik	Plast (PP)	100%	-100%	100%	-100%	-55%	100%
	Træ	1%	-41%	1%	-15%	100%	5%
Tallerkener	Plast (PS)	100%	100%	100%	-63%	-100%	100%
	Bagasse	27%	-35%	85%	100%	-22%	33%
Sugerør	Plast (PP)	100%	-9%	17%	-63%	-15%	100%
	Papir	40%	100%	100%	100%	100%	38%
Rørepinde	Plast (PP)	100%	-100%	100%	-100%	-67%	100%
	Træ	1%	-25%	1%	-9%	100%	3%
Ballonpinde	Plast (PP)	100%	-12%	27%	-72%	-21%	100%
	Papir	26%	100%	100%	100%	100%	25%
Fødevarerholdere	Plast (EPS)	61%	4%	33%	-15%	-12%	62%
	Plast (XPS)	100%	15%	71%	-25%	-15%	100%
	Papir med PE coating	24%	96%	47%	50%	98%	35%
	Papir med PLA coating	40%	100%	61%	100%	100%	42%
	Bagasse	85%	-8%	100%	92%	-13%	97%
Drikkebægre	Plast (EPS)	100%	6%	91%	-25%	-17%	100%
	Papir med PE coating	28%	98%	78%	50%	100%	34%
	Papir med PLA coating	46%	100%	98%	100%	100%	38%
	Bagasse	56%	-6%	100%	66%	-9%	65%

Figur 21 De karakteriserede resultater for alle de produkter, der er omfattet af markedsføringsforbuddet. OBS: Til generering af figuren er der anvendt data for den gennemsnitlige, europæiske papirproduktion.

Som beskrevet tidligere, vurderes der at være en betydelig usikkerhed i data. Dog er det valgt at vise Figur 21 for at lette læsningen og skabe et overblik af resultaterne.

I de tilfælde hvor de karakteriserede resultater for de undersøgte produkter er små inden for den samme produktkategori, kan der argumenteres for, at der ikke kan drages en klar og troværdig konklusion. I de tilfælde hvor forskellen er større, vil konklusionerne kunne fremstå tydeligere.

Baseret på resultaterne i Bilag J.10 og dermed også i Figur 21 ses det, at der kan drages følgende overordnede konklusioner:

- Produkter af træ giver typisk anledning til mindre potentielle miljøpåvirkninger end de fossilt baserede produkter. Det skyldes dels, at træ som hovedregel giver anledning til lav drivhus-effekt, partikelemissioner, fotokemisk ozondannelse, terrestrisk eutrofiering og forbrug af knappe ressourcer sammenlignet med de øvrige, anvendte materialer. Selve træmaterialet er CO₂-neutralt i og med, at den carbon, der er bundet i træet og dermed også produkterne som følge af CO₂-optag under vækst af træ, ikke er inkluderet i beregningerne.
- Produkterne af papir giver som hovedregel anledning til større potentielle miljøpåvirkninger end produkter af plast baseret på fossile ressourcer samt træ og bagasse, hvis der anvendes LCA-data for europæisk papirproduktion. Jf. de anvendte data skyldes det, at produktionen af papir i Europa giver anledning til partikelemissioner, som skyldes afbrænding af fast, fossilt brændsel som kul og brunkul til opvarmning af papirmøllen. Derudover dannes der også partikelemissioner under selve papirfremstillingen, hvor fibre i papirmaterialet filtreres, hvorved der skabes lange baner af papir, som tørres. Hvis LCA-data for canadisk papirproduktion anvendes, vil de udvalgte produkter af papir i mange tilfælde være på samme niveau som engangsplastprodukterne.
- Produkter af bagasse giver som hovedregel anledning til færre potentielle miljøpåvirkninger end de øvrige produkter. Det skyldes, at bagasse er et affaldsprodukt fra sukker- og ethanolproduktionen.
- Generelt giver produktionsfasen anledning til de største potentielle miljøpåvirkninger og omvendt påvirker bortskaffelsesfasen i mindre grad de samlede resultater.
- Hvad angår produktionsfasens relativt store betydning, så er energisammensætningen i denne fase af betydning for det samlede resultat.

Som det ses, er konklusionerne overordnede, hvilket skyldes, at der er truffet en række antagelser mht. energisammensætning, vægt mv., som er afgørende for resultatet.

For at øge robustheden af resultaterne er der gennemført en sensitivitetsanalyse, der beskrives i det følgende afsnit.

Bilag J.11 Sensitivitetsanalyse

I gennem forløbet med opbygningen af LCA-resultater er der foretaget en række antagelser.

Det har ikke været indenfor rammerne af projektet at lave sensitivitetsanalyser med alternative LCA-data for de vurderede produkter. Der er ligeledes en stor subjektiv usikkerhed forbundet med de vægtningsparametre som er anvendt ved præsentation af resultaterne. I mangel af alternativer kan der ikke laves sensitivitetsanalyser med alternative vægtningsdata.

De væsentligste antagelser, der forventes at kunne have en større betydning for det samlede resultat, vurderes i sensitivitetsanalyser, som er beskrevet i dette afsnit.

Sensitivitetsanalyserne inkluderer scenarier, som vurderer mulige fremtidige forhold, som kan påvirke, hvordan de potentielle miljøpåvirkninger vil se ud i fremtiden.

Der er udvalgt tre emner, der vil blive behandlet i sensitivitetsanalysen. Disse er:

- Ændring af energisammensætningen, der krediteres ved afbrænding af produkterne til 100 procent vindmøllestrøm samt 100 procent varme baseret på biomasse.
- Ændring i genanvendelsesprocenterne for plast.
- Vægt af udvalgte produkter.

Resultaterne af sensitivitetsanalysen skal ligge til grund for den samlede konklusion for livscyklusvurderingskapitlet. Sensitivitetsanalysen får dermed funktion af en trykprøvning af resultaternes robusthed over for ændringer i udvalgte antagelser, som må formodes at kunne finde sted under givne betingelser. Et eksempel er fremskrivning af energisammensætningen til grøn energi, som må forventes at blive en realitet – det vides blot ikke, hvordan den fremtidige grønne energisammensætning vil blive på sigt. Ligeledes må det forventes, at der vil ske en gradvis forøgelse af den mængde plast, der udsorteres til genanvendelse som følge af de kommende EU-krav til øget, reel genanvendelse af plast.

Hvert af de tre scenarier vurderes i det følgende.

Ændring i energisammensætningen

Det er politisk besluttet, at energisammensætningen fremadrettet i højere grad skal baseres på vedvarende energikilder. Dog er sammensætningen af energikilder endnu ikke besluttet og dermed ikke kendt for den fremtidige situation.

Denne sensitivitetanalyse ser på de potentielle miljømæssige påvirkninger, som et grønnere energinet vil have på de udvalgte produkter, og hvor vidt det kan have en påvirkning på anbefalingerne af produkterne.

Sensitivitetsanalysen er udvalgt for at vise en ekstrem situation mht. valg af grønne energikilder. Det vil med andre ord sige, at scenariet ikke afspejler en forventet, fremtidig situation, men snarere en yderpol, der kan anvendes til at afdække, hvor stor betydning en grøn energiomstilling kan have for det samlede resultat.

I scenariet er energisammensætningen i Danmark ændret således, at varmeproduktionen er baseret 100 procent på biomasse, og elektriciteten er 100 procent baseret på vindmøllestrøm. Dette har betydning for den strøm og varme, der krediteres under forbrænding af produktet efter endt brug. Det antages dermed, at vindmøllestrøm er meget mere udbredt end i dag og dermed udgør en stor andel af den samlede elproduktion. Dette inkluderer også lagring af el fra vindmøllestrøm, der kan anvendes i de situationer, hvor der ikke genereres vindmøllestrøm.

I alle sensitivitetanalyser, hvor papir indgår, er det valgt at anvende LCA-data for den gennemsnitlige, europæiske papirproduktion.

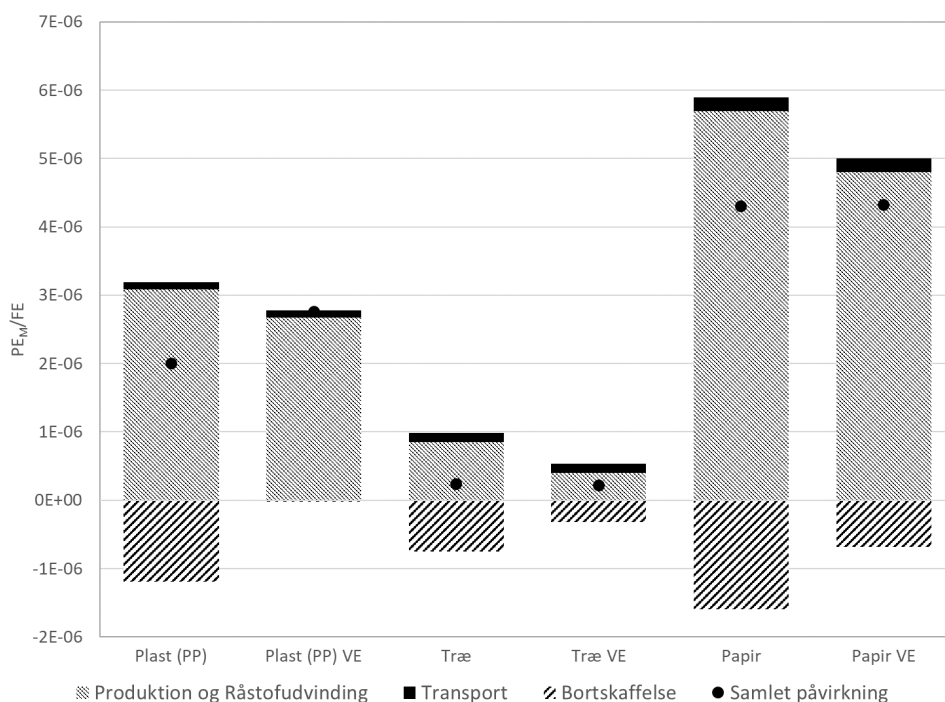
For de opstrømsprocesser (dvs. råstofudvinding samt produktion af mellemprodukter som eksempelvis plastpellets) er der fortsat anvendt el- og varme baseret på energiproduktion i de lande og regioner, der er nævnt i Tabel 48.

Der er i analysen ikke foretaget ændringer for energisammensætningen i baggrundsprocesserne – dvs. for råstofudvinding og bearbejdning af råstofferne, da lokationen for råvareudvinding og bearbejdning af råvarerne finder sted både uden for og i Europa, hvor den fremtidige energisammensætning ikke er kendt. Det er COWIs ekspertvurdering, at såfremt energisammensætningen til baggrundsprocesserne ændres til et grønnere energimiks, vil de potentielle miljøpåvirkninger falde.

Mht. produktionsfasen, hvor de færdige produkter produceres, er der benyttet et grønt elmiks bestående af fornybare energikilder sammensat af følgende energikilder: 50 procent vind, 21 procent vandkraft, 20 procent solenergi og 9 procent biomasse (e-Highway2050, 2015).

Den danske fremtidige energisammensætning, som antages at være baseret på fornybare ressourcer, påvirker produkternes miljøpåvirkninger i bortskaffelsesfasen. Det skyldes, at den genvundne energi giver anledning til mindre krediterede miljøpåvirkninger ved anvendelse af en grønnere energisammensætning.

I de følgende figurer (Figur 22 til Figur 29), ses den forskel, der opnås ved ændring af energikilderne til et fremtidigt energiscenarie. Der er vist resultater for hvert produkt.



Figur 22. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for vatpinde sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

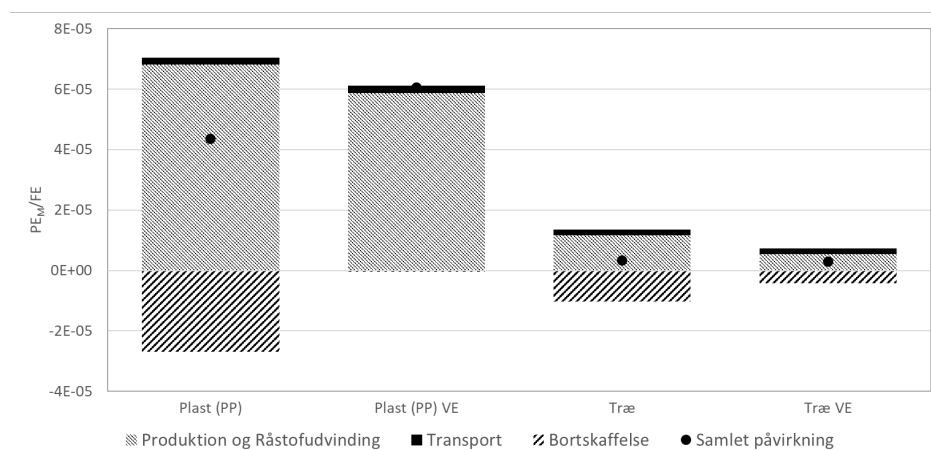
For vatpinde ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil indflydelse på anbefalingerne.

Trævattindene vil stadig være de mest fordelagtige ud fra en miljømæssig betragtning.

Kreditering i bortskaffelsesfasen i scenariet med vedvarende energi viser de undgåede potentielle miljøpåvirkninger fra biomasse og vindenergi fratrukket de direkte emissioner fra forbrænding af produkterne. Ses der nærmere på de alternative produkter viser Figur 22, er krediteringen for papir ca. 40 procent større end krediteringen for træ. Det skyldes primært, at vægten på en papirvatpind er 1,68 gange større end vægten af en trævatpind.

I bortskaffelsesfasen for plast krediteres plastvatpinden mindre i dette scenarie, hvor en grøn energisammensætning anvendes. Det skyldes, at den genvundne energi giver anledning til mindre krediterede miljøpåvirkninger ved anvendelse af en grønnere energisammensætning samtidig med, at der ved afbrænding af plast skabes større emission af drivhusgasser end ved afbrænding af de alternative produkter. Sidstnævnte vil selvfølgelig blive mindre, hvis der samtidig sker en øget genanvendelse, hvilket adresseres separat i det følgende (Figur 31).

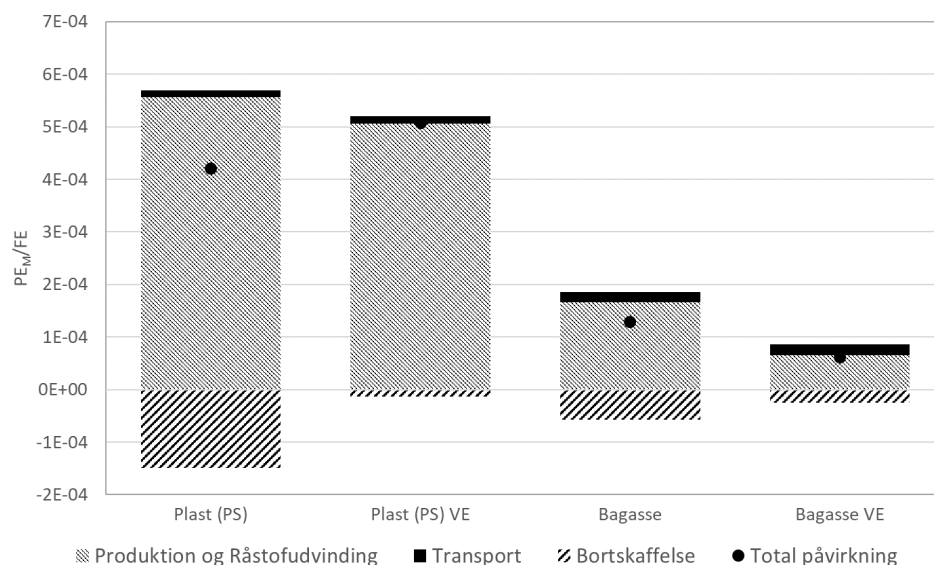
Resultaterne for bestik er som følger:



Figur 23. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for bestik sammenlignet med det vægtede resultat for den nuværende energisammensætning.

For bestik ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil have indflydelse på anbefalingerne – træbestik vil stadig være det mest fordelagtige ud fra en miljømæssig betragtning baseret på vægtede miljøpåvirkninger.

For tallerkenerne er resultatet som følger:

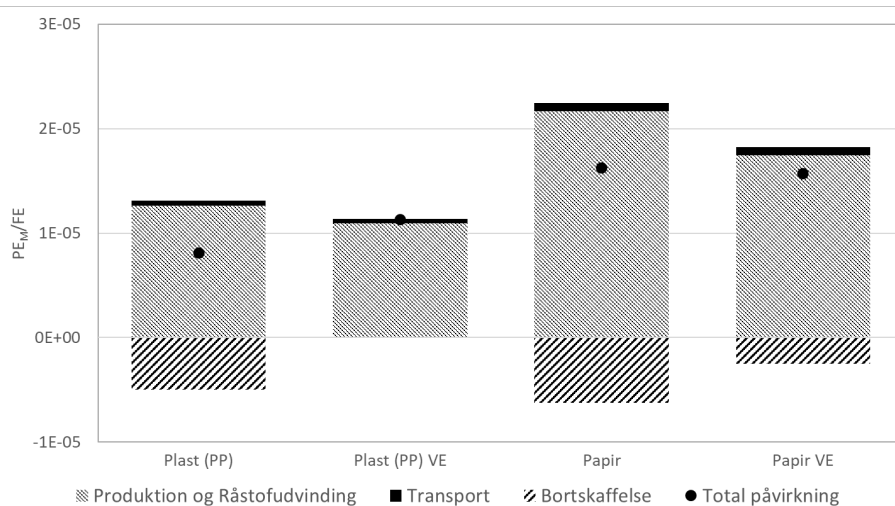


Figur 24. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for tallerkener sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

For tallerkener ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil have indflydelse på anbefalingerne. Tallerkenerne af bagasse vil stadig være den mest fordelagtige engangstallerken ud fra en miljømæssig betragtning.

For bagassetallerkenen har et skift til en grøn energisammensætning stor indvirkning på global opvarmning, som reduceres med 60 procent og på forbrug af knappe ressourcer, som reduceres med 70 procent. Disse to påvirkninger har den største effekt på det vægtede resultat.

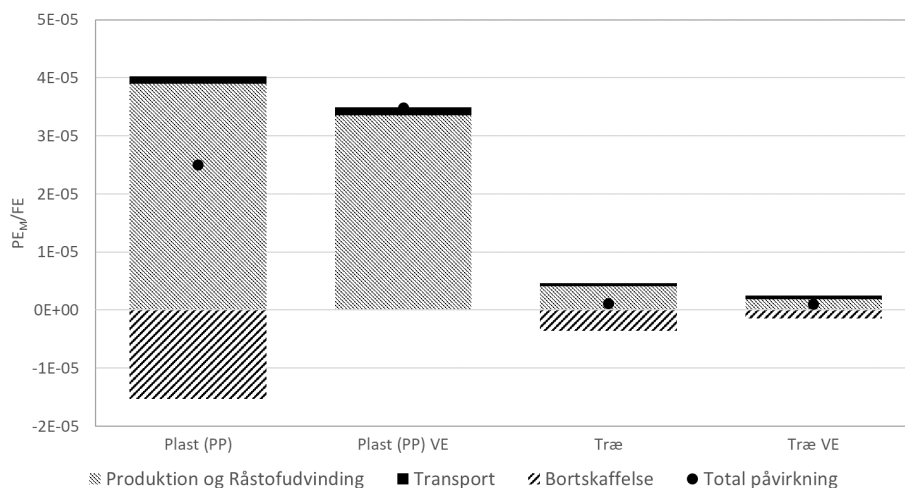
For sugerør er resultaterne som vist i Figur 25:



Figur 25. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for sugerør sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

For sugerør ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil have indflydelse på anbefalingerne.

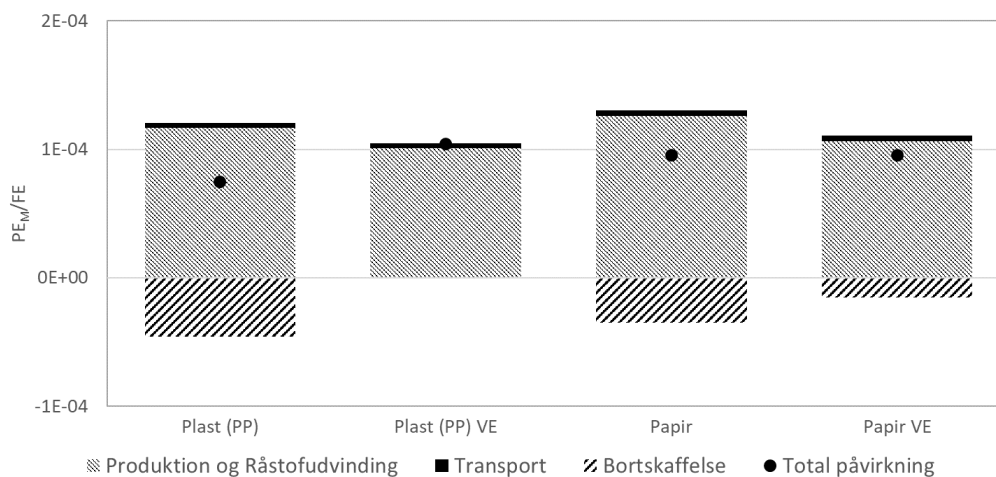
I Figur 26 ses resultatet for rørepinde:



Figur 26. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for rørepinde sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

For rørepinde ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil have indflydelse på anbefalingerne. Rørepindene af træ vil stadig være de langt mest fordelagtige ud fra en miljømæssig betragtning.

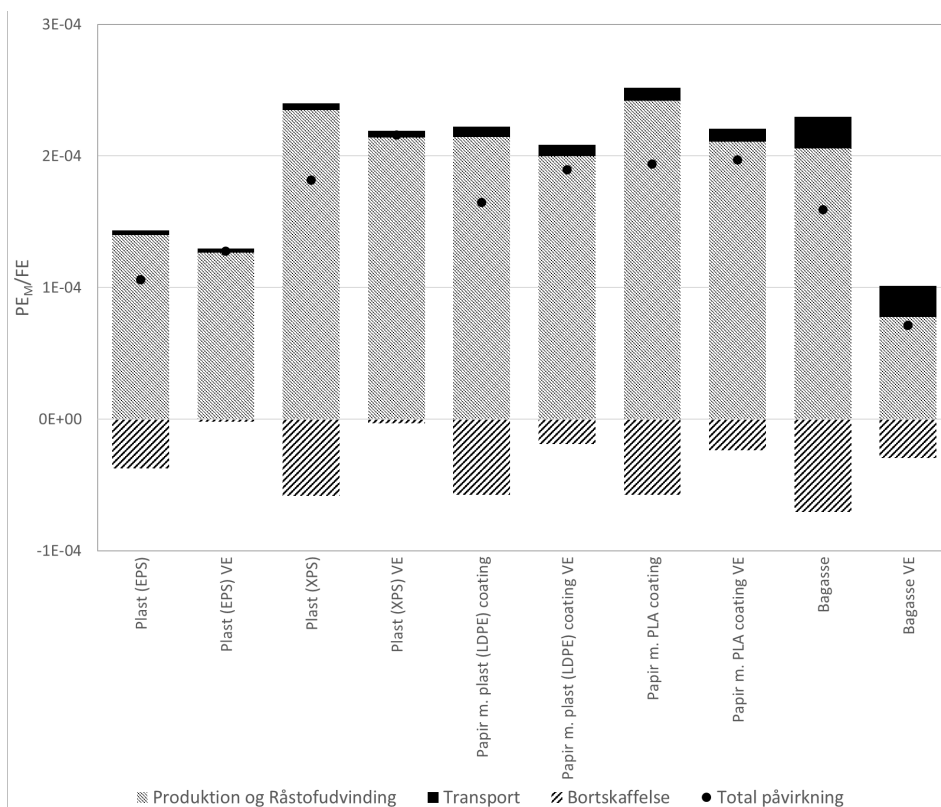
I Figur 27 ses resultaterne for ballonpinde:



Figur 27. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for ballonpinde sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

For ballonpinde ses det, at et skift til grønnere energi ikke vil have indflydelse på anbefalingerne. Ballonpinde af papir og plast ligger stadig på omtrent det samme niveau.

For fødevarebeholderne ses resultatet af Figur 28:

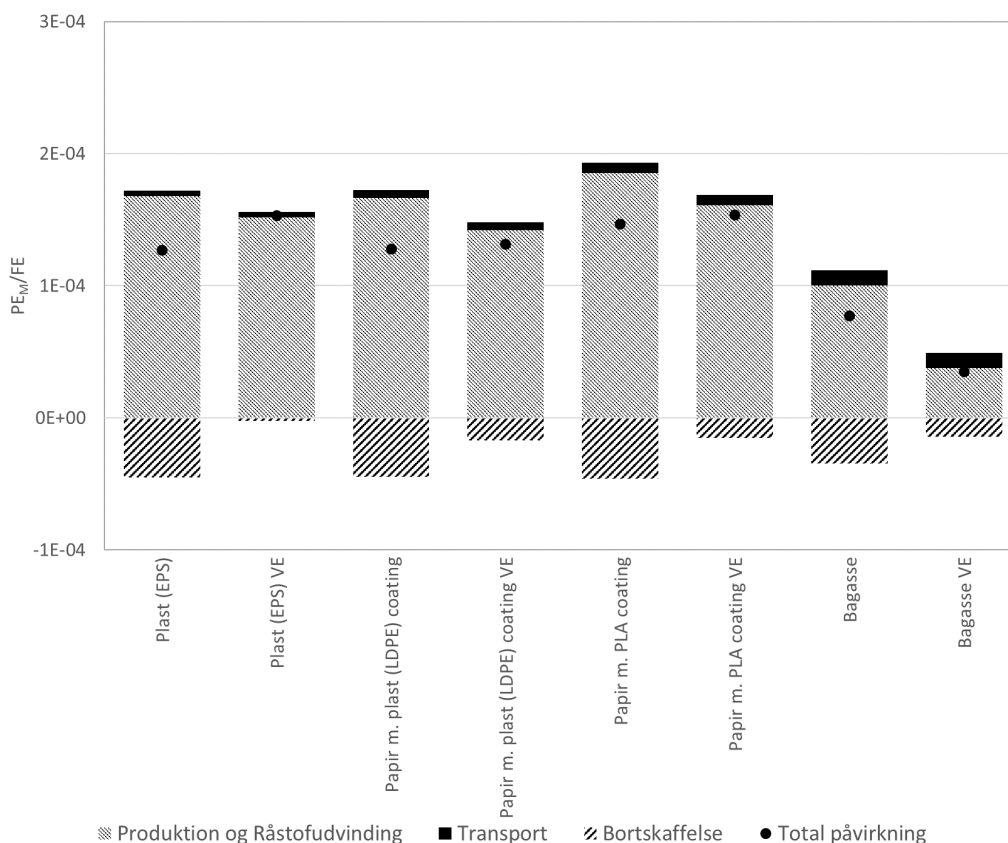


Figur 28. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for fødevarebeholdere sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

For fødevarebeholdere ses det, at der kun opstår mindre ændringer for plastprodukter af EPS og XPS. Også den samlede påvirkning fra papirprodukterne er stort set uforandrede.

Der ses en væsentligt mindre miljøbelastning for bagasse-baserede produkter. Det skyldes, at en stor andel af miljøpåvirkningerne for bagasseproduktet stammer fra den energikrævende formningsproces (Roes & Patel, 2011), som nu baseres på vedvarende energikilder. Det skal dog understreges, at man givet usikkerhederne i øvrigt skal være varsom med at udpege det ene alternativ som miljømæssigt klart bedre end det andet.

For drikkebægre ses resultatet i Figur 29:



Figur 29. Vægtet resultat for en vedvarende energisammensætning (VE) for drikkebægre sammenlignet med vægtet resultat for nuværende energisammensætning.

Ligesom for fødevarerholdere ses det, at de potentielle miljøpåvirkninger fra drikkebægre af bagasse reduceres betydeligt ved skift til grønnere energiformer.

Som det ses af figurene (Figur 22 til Figur 29), giver ændringen i energisammensætningen ikke anledning til betydelige ændringer af anbefalingerne produkterne imellem.

En generel konklusion på denne sensitivitetanalyse er, at der for flere produkter ses begrænsede ændringer i den totale miljøpåvirkning ved overgang til mere vedvarende energikilder. Dette skyldes hovedsageligt at gevinsterne i produktionsfasen ved brug af den grønne strøm⁴², opvejes af reducerede krediterede miljøpåvirkninger ved forbrænding af produkterne.

I det grønne energiscenarie reduceres krediteringen af miljøpåvirkninger, da energien som substitueres ved forbrænding, bliver baseret på fornybare ressourcer, som har lavere miljøpåvirkninger end den marginale energisammensætning fra basisscenarierne.

Derudover skyldes det, at der er i analysen ikke foretaget ændringer for energisammensætningen i baggrundsprocesserne såsom råstofudvinding og bearbejdning af råstofferne. Det kan diskuteres, om dette valg er retvisende for en nær-fremtidig energisituation. COWI vurderer, at de potentielle miljøpåvirkninger kan falde betydeligt, hvis energisammensætningen i baggrundsprocesserne ændres til et grønnere energimiks.

⁴² Der er ikke indregnet potentielle miljøpåvirkninger ved anlæg, dvs. eksempelvis vindmøller, raffinaderier.

Ændring i genanvendelsesprocenterne for plast

I dette afsnit undersøges konsekvenserne af at ændre genanvendelsesprocenterne for plastprodukterne.

Dette fokus på genanvendelsesprocenterne skyldes, at der er øgede krav til separat indsamling af plast i de danske kommuner, hvilket forventes at medføre en øget udsortering af plast og dermed også øget genanvendelse af plasten.

For at kunne beregne de miljømæssige konsekvenser, har COWI foretaget en ekspertvurdering af, hvordan genanvendelsesfordelingen kan se ud fremadrettet. Der er taget højde for, at disse produkter er engangsprodukter og derfor vil blive anvendt til take-away. Det medfører, at der ikke kan forventes betragtelige ændringer i genanvendelsesprocenterne – som det ellers ses for andre produktkategorier som eksempelvis fødevareemballage, der bortskaffes fra kantiner og private hjem.

Med genanvendelse menes her udsortering af engangsplastprodukter, som genanvendes sammen med den øvrige udsorterede plast.

Den øgede genanvendelse og formindskede forbrænding ses i Tabel 11.

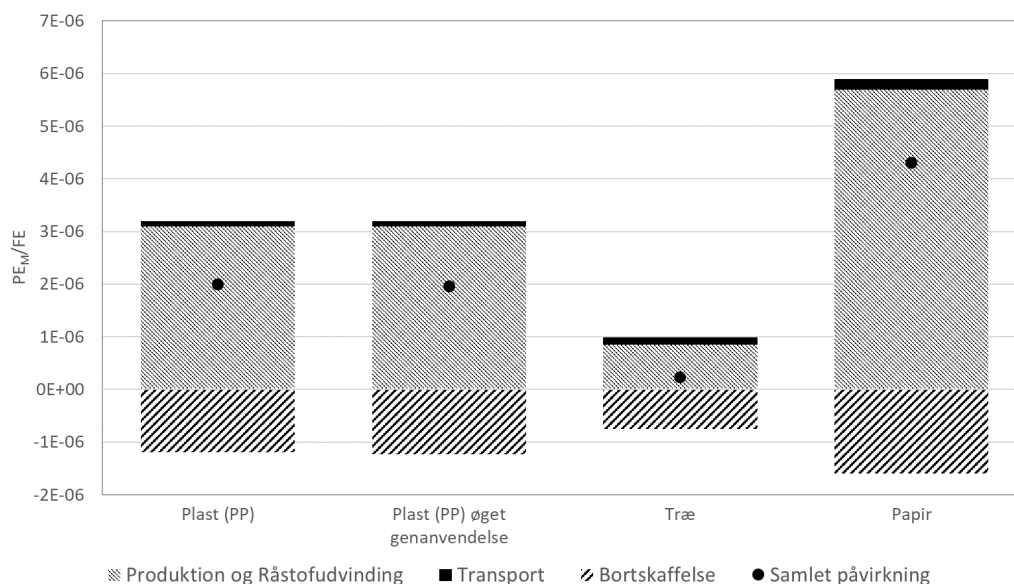
Tabel 69. Forøget genanvendelse og formindsket forbrænding af engangsplastprodukter

	Basisscenariet		Sensitivitetsanalyse med øget genanvendelse og mindsket forbrænding af engangsplastprodukter	
	Genanvendelse	Forbrænding	Genanvendelse	Forbrænding
Vatpinde	1 %	99 %	5 %	95 %
Bestik	1 %	99 %	10 %	90 %
Tallerkener	5 %	95 %	15 %	85 %
Sugerør	0,6 %	99,40 %	10 %	90 %
Rørepinde	0 %	100 %	10 %	90 %
Ballonpinde	1 %	99 %	5 %	95 %
Fødevarebeholdere	5 %	95 %	10 %	90 %
Drikkebægre	5 %	95 %	10 %	90 %

Den øgede genanvendelse medfører en større kreditering i form af undgået produktion af virgint plast samt mindsket forbrænding af engangsplastprodukterne⁴³.

For vatpindene af plast ser resultaterne ud som følger:

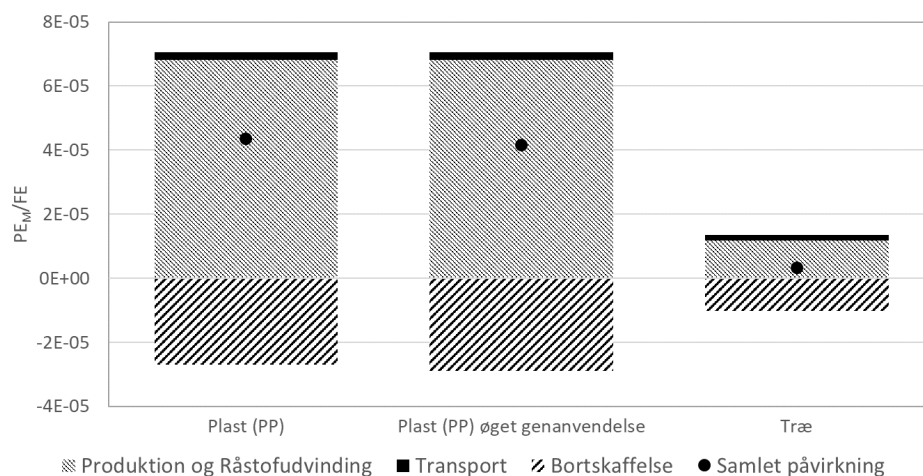
⁴³ Ved genanvendelse af PP produkterne substitueres primært PP ved anvendelse af EcolInvent processen *polypropylene production, granulate, RER, consequential*. Ved genanvendelse af PS produkterne substitueres primært PS ved anvendelse af EcolInvent processen *polystyrene production, general purpose, RER, consequential*



Figur 30. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastvatpinde.

Som det ses af Figur 30, er de miljømæssige konsekvenser af mindre betydning for resultatet. Der er antaget en ændring i genanvendelsesprocenten fra en procent til 5 procent.

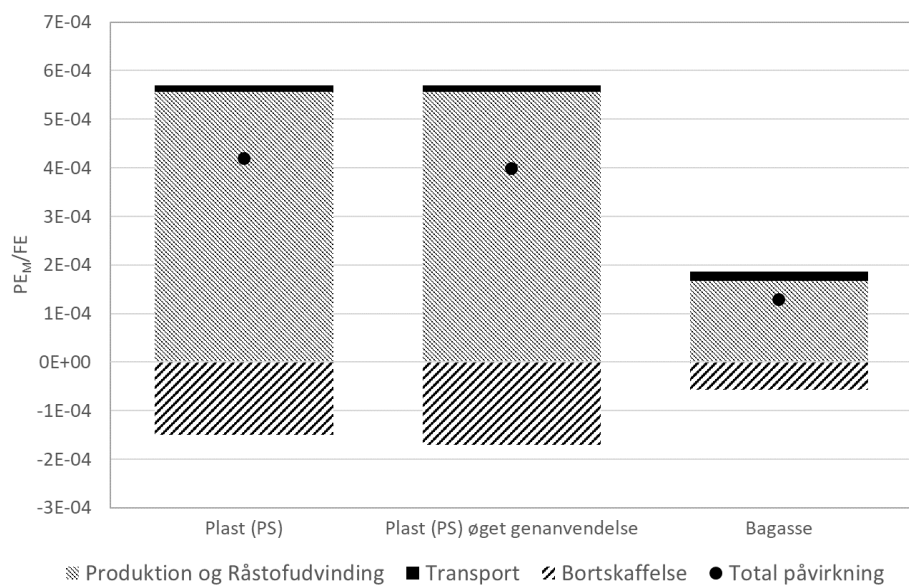
For bestik ses resultaterne i Figur 31, hvor det er vurderet, at genanvendelsesprocenten kan stige betydeligt fra en procent til 10 procent:



Figur 31. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastbestik.

Til trods for den betydelige ændring i genanvendelsesprocent, ses der en marginal ændring af resultaterne, som derfor ikke har indflydelse på anbefalingerne.

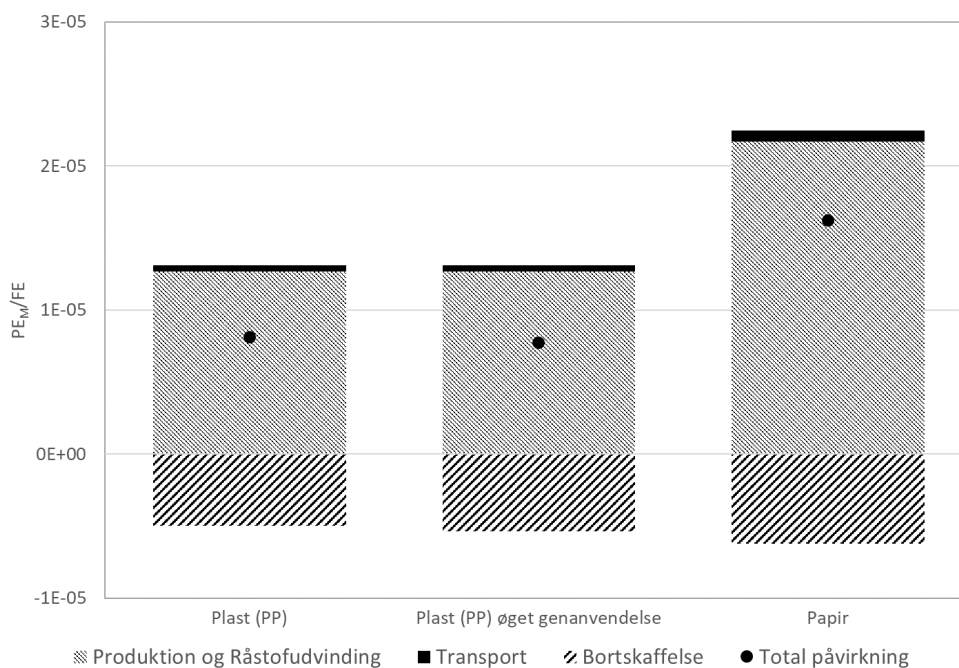
Resultaterne for engangsplasttallerkener ses i Figur 32:



Figur 32. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangstallerkener.

For engangstallerkener ses der heller ikke nogen signifikant betydning af øget genanvendelse af plast til trods for, at der er regnet på en genanvendelsesprocent, der stiger fra 5 procent (jf. afsnit 4.7.3) til 15 procent i denne scenarieanalyse.

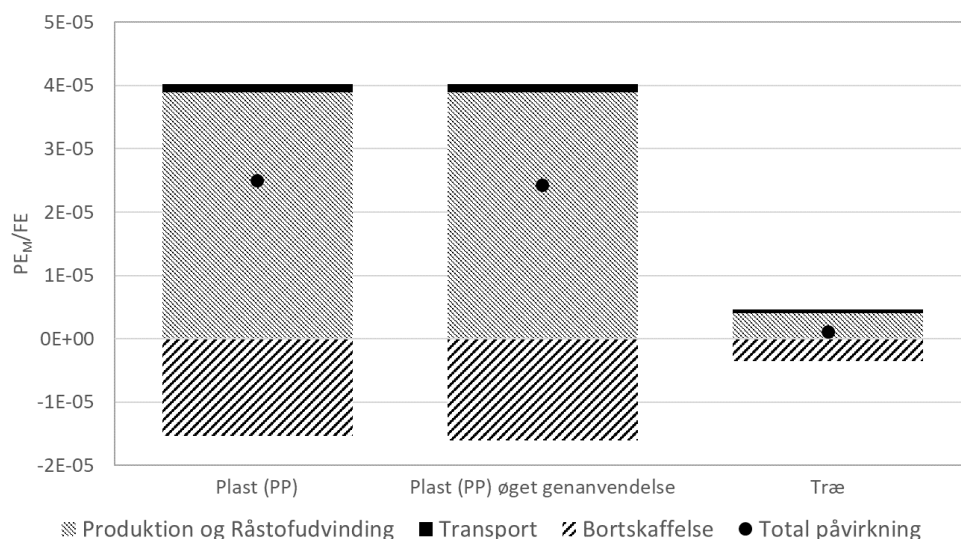
For sugerør ses resultatet i Figur 33:



Figur 33. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangstalsugerør.

Også her ses der ikke markante ændringer, der har indflydelse på konklusionen omkring sugerør (se afsnit 4.7.4 i hovedrapporten): på basis af de anvendte data er det ikke muligt at konkludere, om plastsugerør eller papirsugerør er bedst ud fra en miljømæssig betragtning.

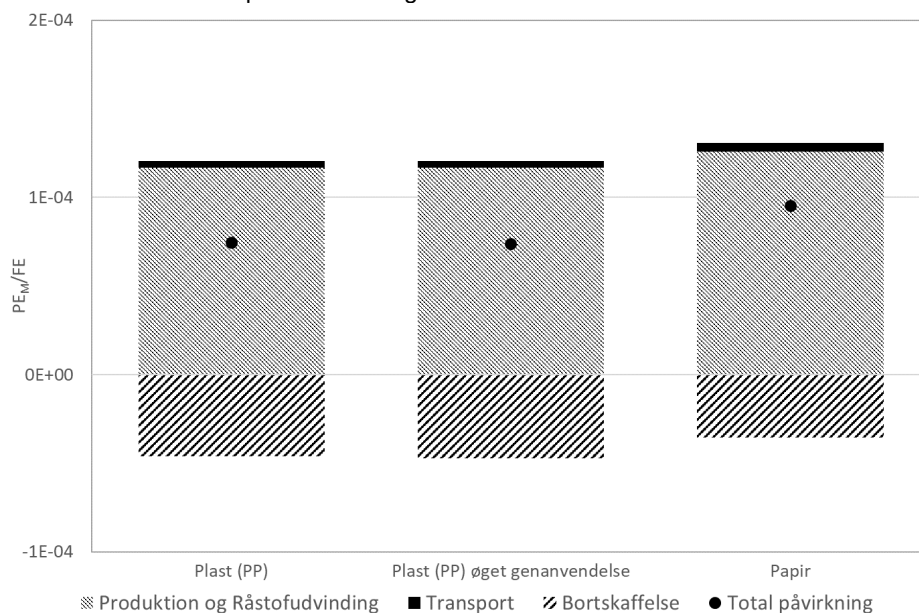
Resultatet for rørepinde ses i Figur 34:



Figur 34. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastrørpinde.

Også her er det tydeligt, at rørpinden af træ er det mest fordelagtige produkt ud fra en miljømæssig betragtning.

Resultaterne for ballonpinde vises i Figur 35:

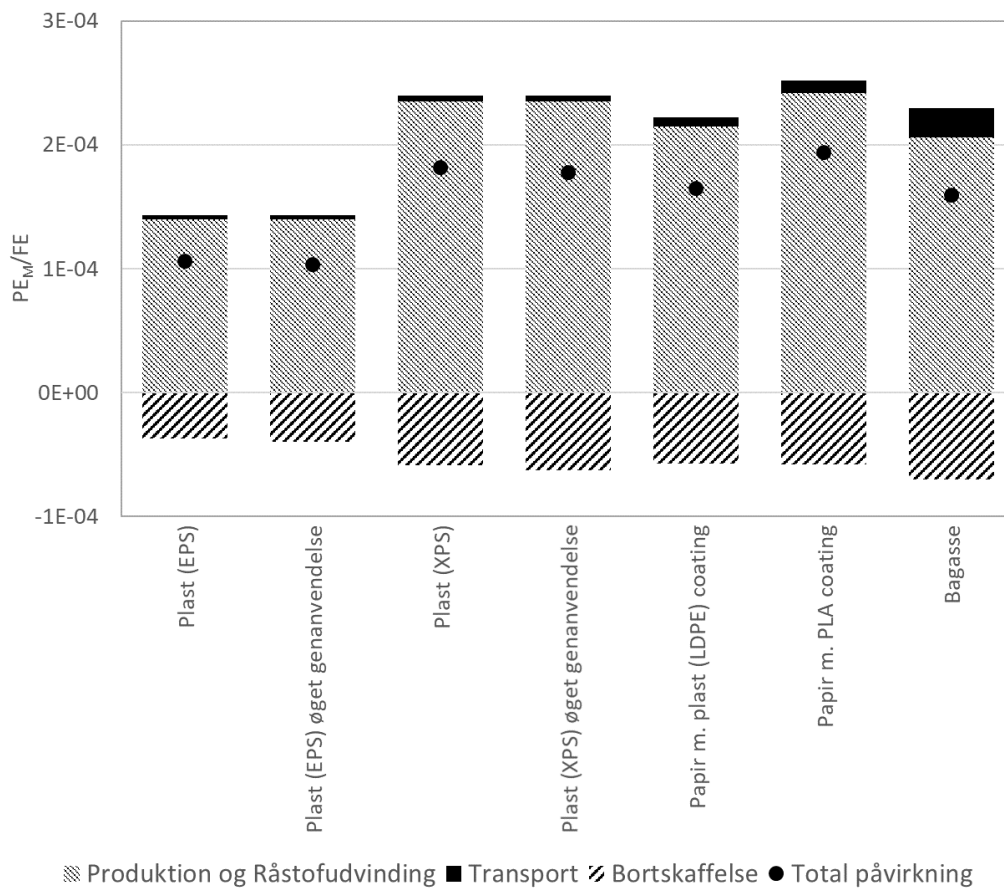


Figur 35. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastballonpinde.

I denne scenarieanalyse er der set på en mindre ændring i genanvendelsesprocenten (fra 0 procent til 5 procent), da det vurderes, at genanvendelsen af ballonpinde også fremadrettet vil være minimal.

Som det ses af Figur 35, viser resultaterne, at den øgede genanvendelse af plastballonpinde ikke har nogen signifikant betydning for konklusionen: de beregnede forskelle mellem ballonpinde af plast og papir er stadig så små, at et af de to produkter ikke kan udpeges som det produkt, der har den laveste potentielle miljøpåvirkning.

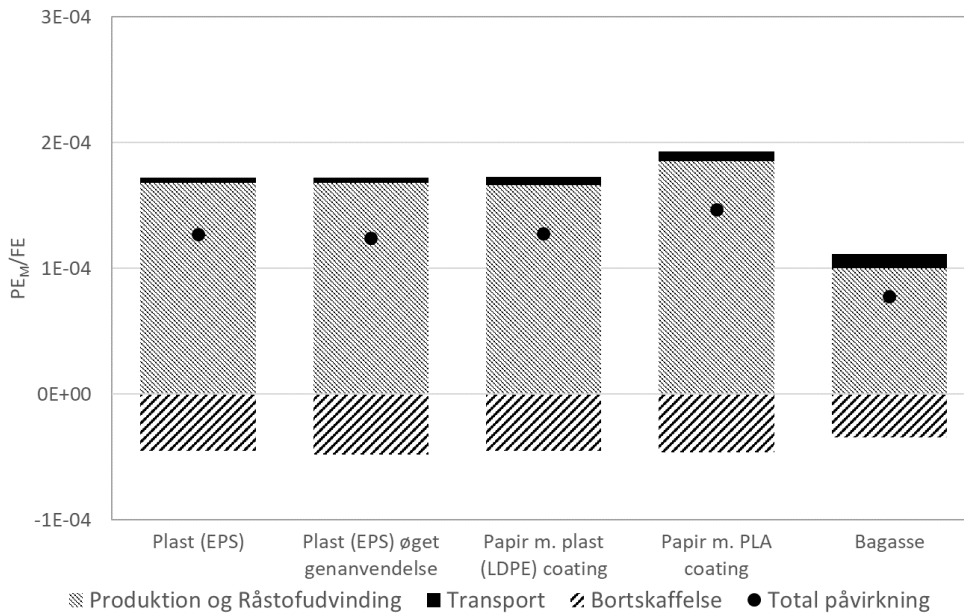
For fødevarebeholdere er resultatet som følger:



Figur 36. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastfødevarer.

Som det ses for de andre produkter, der er analyseret i dette afsnit, er der ikke nogen signifikant ændring ved at øge genanvendelsesprocenten af plast fra 5 procent til 10 procent.

Resultaterne for drikkebægre er vist i Figur 37:



Figur 37. Vægtet resultat ved øget genanvendelse af engangsplastdrikkebægre.

Der ses ikke nogen signifikant ændring for drikkebægre ved at øge plastgenanvendelsen fra 5 procent til 10 procent.

Generelt viser denne sensitivitsanalyse, at der må forventes en mindre miljømæssig effekt ved øget genanvendelse af plastprodukterne. Den højeste miljømæssige gevinst er fundet for tallerkener, hvor den øgede genanvendelse giver anledning til en reduktion i de potentielle miljøpåvirkninger på ca. 5 procent.

Ændring i vægt af udvalgte produkter

I LCA-resultatbilaget (Bilag J.10) er der angivet gennemsnitsvægte for de udvalgte produkter, der omfattes af markedsføringsforbuddet. Vægten af produkterne i rapporten er baseret på gennemsnitsværdier fundet på det nuværende danske marked (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019).

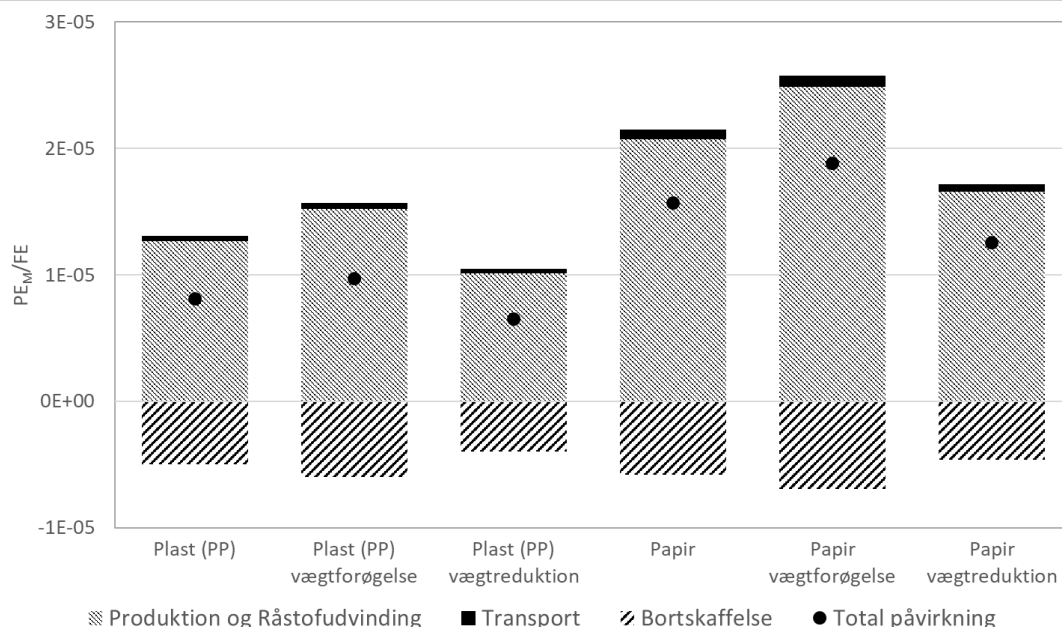
Her i sensitivitsanalysen ses der nærmere på disse produktvægte, da det vides, at resultatet er følsomt for produkternes vægt (Takou V. , Boldrin, Astrup, & Damgaard, 2019), hvilket også er intuitivt underbygget, da miljøbelastninger ved et produkt er nogenlunde proportionalt med vægten.

Det er valgt at se nærmere på effekterne af en vægtforøgelse eller vægtreduktion på 20 procent, hvilket må vurderes at være et rimeligt spænd for produktvægtene. For at lette læsningen er der udelukkende vist resultater for de produkter, hvor resultaterne i afsnit 4.7 ligger så tæt, at konklusionerne vil kunne ændre sig som følge af, at vægtene ændrer sig. Det betyder, at der ikke er gennemført sensitivitsanalyse for vatpinde, bestik, tallerkener og rørepinde.

Særligt for drikkebægre af papir undersøges sensitiviteten af resultaterne gennem vurdering af effekten af ekstra isolering for papirdrikkebægrene. Hermed ses der nærmere på konsekvenserne af, at drikkebægre udstyres med et ekstra lag, hvorved bægrene opnår samme isolerende evne som de EPS-drikkebægre, som papirbægrene vil erstatte.

Det samme er gældende for fødevarerholderne, som også undersøges for konsekvenserne af en øget vægt ved at opnå den isolerende effekt, som EPS- og XPS-produkterne har.

Resultaterne for sugerør ses i Figur 38:

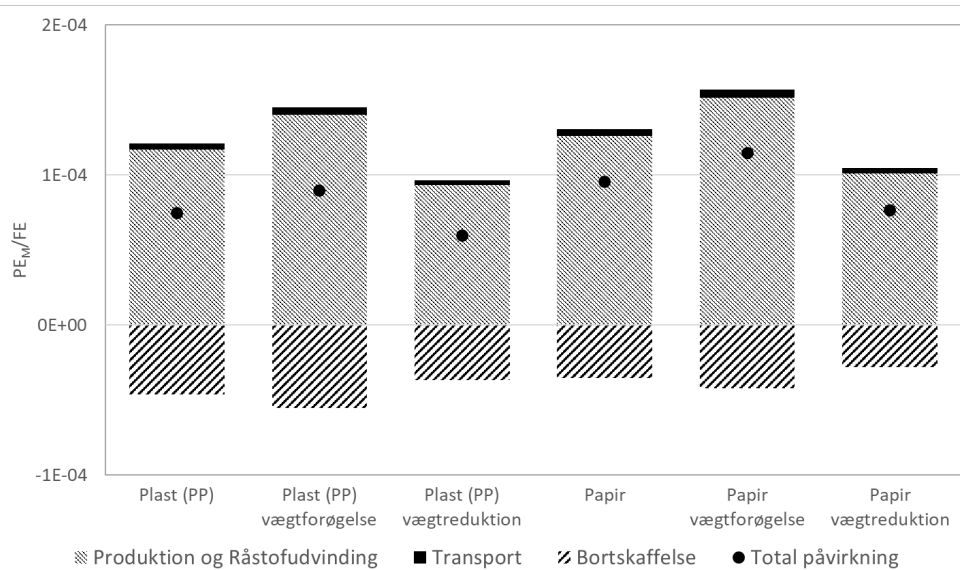


Figur 38. Vægtet resultat af vægtsensitivitet for sugerør. Vægtene forøges med 20 procent og reduceres med 20 procent.

Det ses af resultaterne i Figur 38, at der skal gennemføres en vægtreduktion på minimum 20 procent for papirsugerørene, for at de er på et niveau for den potentielle miljøpåvirkning, der er i samme størrelsesorden som sugerør af plast, der endda har en vægtforøgelse på 20 procent. Dette svarer til, at plastsugerøret vejer 0,78 g, mens papirsugerøret med en 20 procent vægtreduktion vil opnå en vægt på 0,92 g. Der kan argumenteres for, at usikkerheden på data kan betvivle nøjagtigheden af disse resultater, og dermed om forskellen mellem plast- og papirsugerør reelt er tilstrækkelig signifikant til at kunne konkludere, at det ene produkt har mindre potentielle miljøpåvirkninger end det andet.

Hvorvidt dette er teknisk muligt – samtidig med, at funktionaliteten bibeholdes, er uvist. Dog har brugere af sugerør oplevet problemer med funktionaliteten af papirsugerør, der kan smuldre og dermed ikke opretholde deres funktion (Kjeldsen N. , 2019), hvilket kan hænge sammen med sugerørets vægt.

Når vægten af ballonpinde ændres med 20 procent, opnås der følgende resultat:

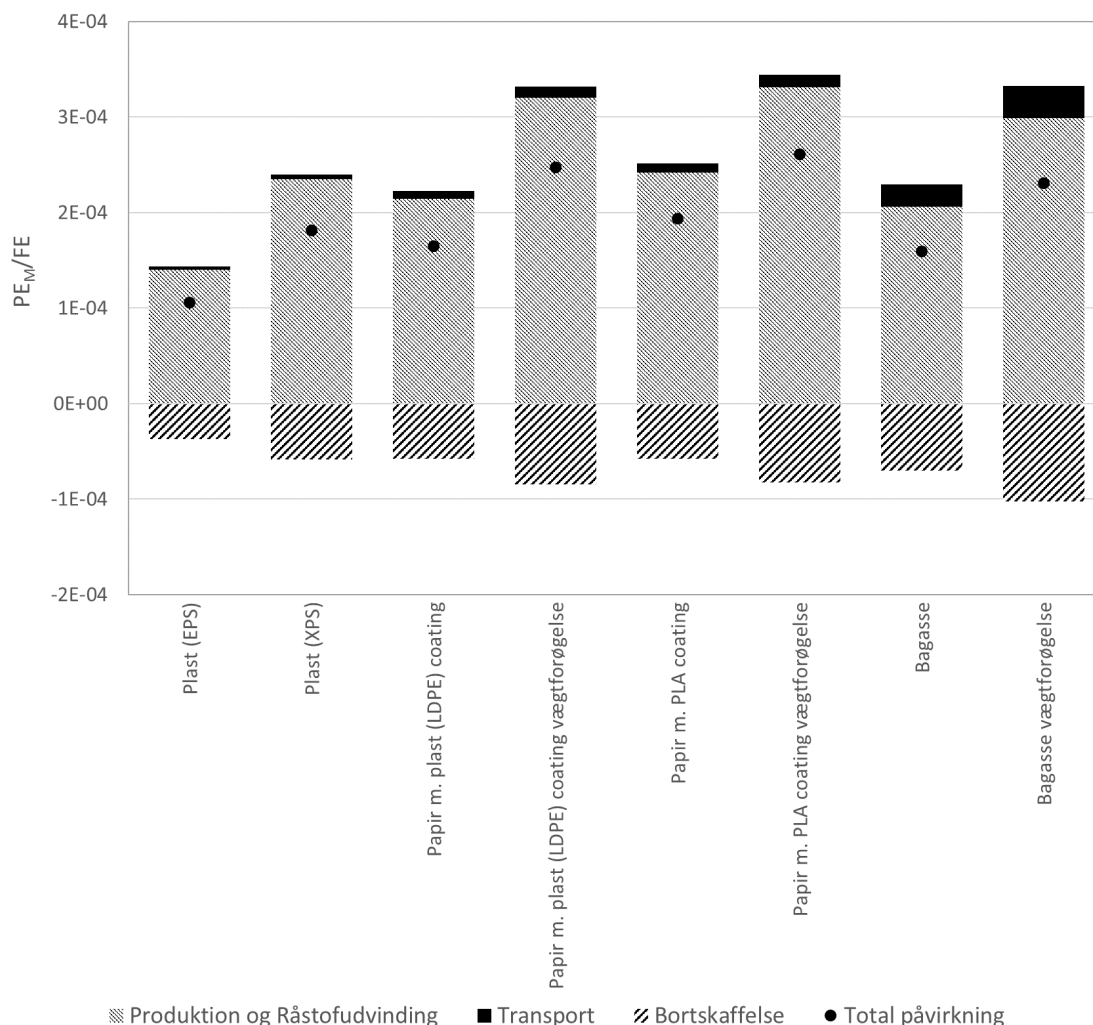


Figur 39. Vægtet resultat af vægtsensitivitet for ballonpinde. Vægtene øges med 20 procent og reduceres med 20 procent.

Det ses af Figur 39, at antagelser om vægten af ballonpinde har betydeligt indflydelse på resultatet. Det er således afgørende for udpegelse af det miljømæssigt foretrukne valg, at disse vægte er retvisende.

Sensitivitetsanalysen for fødevarebeholdere tager udgangspunkt i, at papir- og bagasseprodukterne får forhøjet isoleringsevne, så maden holder sig varm i længere tid og beholderen er mere behagelig at holde - ligesom EPS- og XPS-engangsplastproduktet. En vejning af drikkebægre med og uden et ekstra isolerende lag afslørede en vægtforøgelse af produktet på 50 procent.

Samme procentuelle vægtforøgelse er antaget for fødevarebeholderne.

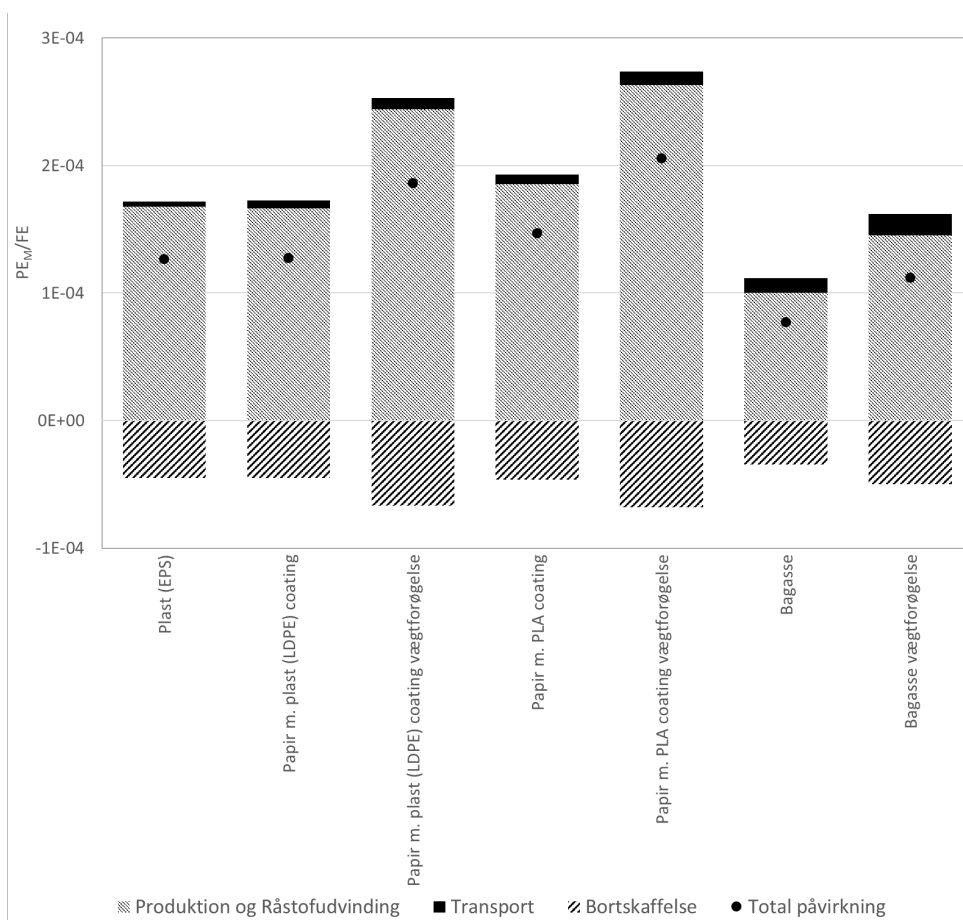


Figur 40. Vægtet resultat for fødevarebeholdere hvor papirfødevarebeholderens og bagassefødevarebeholderens vægt øges med 50 procent.

Som det fremgår af Figur 40, ses der en tydelig forskel for det enkelte produkt, når fødevarebeholderens vægt øges med 50 procent.

Det er således afgørende for udpegelse af det miljømæssigt foretrukne valg, at disse vægte er retvisende.

For drikkebægre er der målt en vægtforskel på 50 procent for papir- og bagassedrikkebægre ved at tilføje et ekstra lag papir om drikkebægret.



Figur 41. Vægtforøgelse på 50 procent af papirdrikkebægre og bagassedrikkebægre for at opnå højere varmeisolerende evne.

Som det ses af resultatet i Figur 41, ændrer resultaterne sig betydeligt ved ændring af papir- og bagassedrikkebægrenes vægt, da de potentielle miljøpåvirkninger ændres proportionalt med vægten.

For papirdrikkebægre er ændringen lidt mindre, da disse produkters samlede potentielle miljøpåvirkning også er påvirket af coatingen, og fordi at vægten af coatingen antages at forblive den samme uanset om drikkebægrene er varmeisolerede eller ej.

Bilag K. Henkastet affald

En væsentlig del af baggrunden for indførelse af Engangsplastdirektivet er at begrænse mængden af henkastet affald - herunder affald i havet. Det er derfor væsentligt at give et bud på direktivets påvirkning af mængde og sammensætning af henkastet affald i Danmark.

Bilag K.1 Mængder og sammensætning

Henkastet affald opgøres i Danmark i forskellige måleprogrammer. Hold Danmark Rent (HDR) laver regelmæssige opgørelser over henkastet affald, hvor den seneste opgørelse dækker 12 forskellige lokalitetstyper, f.eks. rekreative parker, indfaldsveje og bymidter i 17 kommuner, svarende til 33 procent af den danske befolkning. I undersøgelsen er indsamlet affald fra de forskellige lokalitetstyper, der efterfølgende har fået karakter efter, hvor rene de fremstår. Derudover fokuserer undersøgelsen meget på borgernes opfattelse af områdernes renhed, der ikke altid er sammenfaldende med den "tekniske karakter" (Hold-Danmark-Rent, 2016).

Analysen viser, at boligområder generelt er blandt de reneste lokaliteter i landet, imens arealer omkring indkøbsområder har de største udfordringer med henkastet affald. I indkøbsområder dominerer især cigaretskod og to-go affald. To-go affaldet udgør en væsentlig del af det henkastede affald i analysen, og er, næst efter cigaretskod, den type affald, som virker mest generende på borgerne, bl.a. fordi det anses for uhygiejnisk og tiltrækker skadedyr. Områder med høj intensitet af trafik og mennesker har - ikke overraskende - en større andel henkastet affald end områder med lav intensitet af trafik og mennesker. Dette gælder dog ikke lokalitetstypen bymidte, hvilket sandsynligvis skyldes hyppig (daglig) renholdning af disse områder (Hold-Danmark-Rent, 2016).

Det indsamlede affald er opdelt i fem grupper:

- Cigaretskod
- Stort affald
- Særligt affald
- Småt affald
- Tyggegummi.

Affald fra to-go produkter udgør en væsentlig andel af grupperne stort og småt affald. For stort affald ligger andelen omkring 30 procent af de indsamlede affaldsstykker (Hold-Danmark-Rent, 2016). En del to-go produkter vil blive omfattet af markedsføringsforbud i Engangsplastdirektivet, herunder bestik, sugerør, rørepinde og fødevarebeholdere af ekspanderet polystyren. Derudover vil en række to-go produkter blive omfattet af anden regulering end forbud i samme direktiv.

En væsentlig del af det henkastede affald nedbrydes ikke, eller kun meget langsomt. Dette gælder i særlig grad plast, metal og glas. Hvis affaldet ikke fjernes (ryddes op), vil det blive i naturen og spredes, bl.a. med vinden eller via vandafstrømning (åer, gennem overløb fra kloakker efter kraftig regn eller skybrud mv.). Der vil være forskel på tendensen til spredning og spredningsveje alt efter hvilken type affald, der er tale om, og om det f.eks. er små eller store stykker affald. Let affald og små stykker affald spredes lettere end store tunge affaldsemner. Det henkastede affald vil således kunne spredes over større områder med deraf potentiel større negativ påvirkning af natur og mennesker. En del af det henkastede affald vil ende i havet.

Miljø og Fødevarerministeriet har som led i det regionale samarbejde omkring havmiljøet under Havstrategidirektivet udviklet et nationalt overvågningsprogram for en lang række indikatorer, bl.a. marint affald (igangsat i 2015). Det nationale overvågningsprogram inkluderer systematisk opgørelse af marint affald på seks danske referencestrande tre gange årligt. Overvågningen indrapporteres til de regionale organisationer (OSPAR og HELCOM) og indgår dermed i den regionale overvågning af havmiljøet (MFVM, 2019).

Den seneste opgørelse af marint affald på danske strande er netop under udgivelse og samler alle målinger fra 2015 og frem. I opgørelsen opdeles det indsamlede affald fra strandene i materialetyper og affaldstyper. Plast er meget dominerende og udgør på landsplan ca. 85 procent af det indsamlede affald opgjort i stk. Derudover består affaldet primært af glas, keramik og træ. De hyppigste affaldstyper udgøres på landsplan af uidentificerbare plaststykker, snor, kapsler og låg, slikpapir og en række andre plastemner (DCE, 2019). Det er COWIs ekspertvurdering, at denne viden i hovedtræk stemmer overens med den baggrundsinformation, der blev fremlagt som grundlag for engangsplastdirektivet.

Det er vanskeligt at definere kilderne til det affald, der findes på strandene, da meget af affaldet er så fragmenteret, at det ikke er muligt præcist at sige, hvad det har været, og hvor det kommer fra. DCE (2019) har fastlagt kilderne så godt som muligt og ser en tydelig regional forskel i Danmark. Affaldet fra strande ud til Nordsøen og Skagerrak viser en høj andel af affaldsemner relateret til fiskeri, imens de øvrige strande i højere grad domineres af affald fra rekreative aktiviteter (både direkte strandrelaterede aktiviteter og affald transporteret dertil fra andre steder). Sanitært affald (herunder vatpinde) udgør også lokalt et væsentlig bidrag. Dette kan både stamme fra henkastet affald og fra overløb på rensningsanlæg. Da affaldet transporteres med havstrømmene, stammer affaldet på de danske strande både fra Danmark og de øvrige lande, som grænser ud til samme havområder (DCE, 2019).

De engangsplastartikler, der med sikkerhed vil blive omfattet af markedsføringsforbud i Engangsplastdirektivet, udgør omkring fem procent af det indsamlede affald fra danske strande. Tilsvarende udgør engangsplastartikler, der med sikkerhed vil blive omfattet af anden regulering end forbud, 7-13 procent af det indsamlede affald. Dertil kommer dog et meget stort antal ikke identificerede plaststykker, hvoraf en væsentlig andel må antages også at blive omfattet af Direktivet. Andelen af disse kan blot ikke identificeres (DCE, 2019).

Bilag K.2 Konsekvenser af Engangsplastdirektivet (mængder og materialer)

De foretagne undersøgelser viser, at en væsentlig del⁴⁴ af det henkastede affald omfatter produkter, der omfattes af Engangsplastdirektivet (markedsføringsforbud eller anden regulering). Dette gælder både affald indsamlet "på land" i forskellige lokalitetstyper (Hold-Danmark-Rent, 2016) og for affald indsamlet langs de danske kyster (DCE, 2019). Det antages derfor, at hyppigheden af disse affaldsemner fremover vil falde som følge af direktivet. For de emner der omfattes af markedsføringsforbuddet antages produkter af plast stort set at forsvinde.

Formålet med direktivet er bl.a. at reducere brugen af engangsartikler og anspore til i stedet at anvende genbrugelige komponenter. I de tilfælde hvor det ikke er muligt at erstatte engangsartikler med genbrugelige artikler, vil der i stedet skulle anvendes engangsartikler af andre materialer end plast, f.eks. træ eller papir (ofte med en tynd plastcoating).

Det er uvist, hvorvidt man kan antage, at borgernes adfærd ift. henkastet affald vil ændres pga. dette materialeskift. Én tese kunne være, at borgerne bliver mere opmærksomme på miljømæssige forhold, da produkterne vil have en mere "miljøvenligt udtryk". En anden tese kunne være, at borgerne kunne tænke, at det er acceptabelt at smide denne engangsartikel i

⁴⁴ Andelen er ikke kendt af forfatterne til denne rapport.

naturen, fordi den er lavet af "naturlige materialer". Hvilken vej det vil gå er uvist og afhænger bl.a. af kommunikationsindsatser og tilgængelighed til affaldsindsamling i det offentlige rum.

I og med at den samlede mængde engangsartikler antages at falde fremover, må man dog antage, at direktivet vil "trække den rigtige vej" i forhold til mængden af henkastet affald. Derudover vil materialesammensætningen af det henkastede affald sandsynligvis ændres til fremover at indeholde mindre plast.

Bilag K.3 "De nye produkter" i naturen

Hvis de nye engangsartikler af træ og papir fremover henkastes i naturen, vil deres evne til at nedbrydes indgå som en vigtig parameter i vurderingen af de negative effekter.

Produkter af træ vil nedbrydes langsomt, og nedbrydeligheden vil afhænge meget af tykkelsen af produktet, og hvorvidt træet er behandlet eller ubehandlet. Som eksempel angiver en undersøgelse fra Friluftsrådet, at en ispind vil nedbrydes over ca. 10 år. Man må på den baggrund antage, at en rørepind af træ vil kunne nedbrydes væsentligt hurtigere, da den er betragtelig tyndere.

Produkter af ubehandlet papir vil nedbrydes relativt hurtigt. Engangsartikler af papir (f.eks. to-go emballager) vil dog ofte have en coating af plast for at hindre fedt og væske i at opløse papiret i brugsfasen. Denne coating kan f.eks. være lavet af LDPE eller PLA og medfører, at produktet nedbrydes væsentligt langsommere end ubehandlet papir. Hvorvidt selve plastcoatingen nedbrydes (og om den nedbrydes helt eller "kun" til mikroplast), afhænger af den anvendte plasttype - herunder også om den er bionedbrydelig.

Der kan være en tendens til, at "de nye", alternative engangsartikler er mindre skadelige over for dyrelivet end plastprodukterne, bl.a. fordi de i mindre grad vil forveksles med naturlige fødeemner af bl.a. fugle og havdyr. I forhold til menneskers opfattelse af henkastet affald kan der ligeledes være en tendens til, at de nye produkter er mindre synlige (i højere grad "naturfarver"), og at et område dermed vil virke mere rent, selvom mængden af affald er den samme.

Bilag L. Forventede miljøeffekter ved skift til flergangsprodukter.

Dette bilag udgør en uddybning af hovedrapportens kapitel 6.

Bilag L.1 De mest anvendte alternative flergangsprodukter

De mest anvendte alternativer til engangsprodukterne vurderes at være:

Tabel 70 De engangsplastprodukter, der er omfattet af forbuddet samt engangsalternativer og mulige alternative flergangsprodukter.

	Engangsplastprodukter	Alternativer (behandlet i LCA i kapitel 4)	Flergangsprodukter
Vatpind	Plast (PP)	Træ og papir	Genbrugelig vatpind ⁴⁵
Bestik	Plast (PP)	Træ	Stål
Tallerkener	Plast (PS)	Bagasse	Porcelæn eller genbrugeligt plast ⁴⁶
Sugerør	Plast (PP)	Papir	Stål eller glas
Rørepinde	Plast (PP)	Træ	Stål
Ballonpinde	Plast (PP)	Papir	-
Fødevarer beholdere	Plast (EPS)	XPS, papir og bagasse	Genbrugeligt plast
Drikkebægre	Plast (EPS)	Papir og bagasse	Genbrugelig plastkop, porcelæn eller glas



Baseret på foreliggende studier samt COWIs ekspertvurdering er flergangsprodukterne kendetegnet ved at have en produktionsfase, der har større miljømæssige påvirkninger end produktion af engangsplastprodukter. Det skyldes hovedsageligt, at flergangsprodukter ofte er kraftigere og ofte består af mere hårdført materiale, der muliggør indsamling, vask mv. Et eksempel herpå er stålbestik, der kan genbruges et stort antal gange.

Derudover giver flergangsprodukter også anledning til miljøpåvirkninger i driftsfasen, hvor produkterne typisk vaskes.

Derimod kan miljøpåvirkningerne af flergangsprodukter fordeles ud over alle de gange, som produktet anvendes. I dette projekt er det ikke undersøgt, hvor mange gange disse produkter kan genbruges.

⁴⁵ Kan f.eks. være produceret af en pind i nylon og selve "hovedet" i silikone som beskrevet i (LastSwab.com, 2019)

⁴⁶ Baseret på COWIs ekspertvurdering.

Bilag L.2 Resultater fra tidligere, gennemførte studier

Der tages udgangspunkt i "Life Cycle Inventories of Single Use Plastic Products and their Alternatives" (Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018), hvori antallet af gange, som produktet kan genbruges, er estimeret til at være:

Tabel 71 Antallet af gange som flergangsprodukter kan genbruges.

	Antal
Vatpind (nylon og silikone)	734
Bestik (stål)	4.416
Tallerkener	-
Sugerør (stål eller silikone)	5.412
Rørepinde (stål)	11.274
Ballonpinde	-
Fødevarer beholdere (plast)	515
Drikkebægre (plast)	564

Det angivne studie omfatter ikke data for tallerkener og ballonpinde.

Vurderingerne af de miljømæssige påvirkninger af engangsprodukter over for flergangsprodukter er gennemført på basis af en lang række antagelser⁴⁷, som ikke er fuldt beskrevet i studiet og derfor ikke kan vurderes i forhold til de antagelser, der er gjort i nærværende projekt (Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018). Dog fremstår følgende konklusioner:

- For genbrugelige vatpinde er der markant mindre miljøpåvirkninger end for engangsprodukterne. Dette gælder alle vurderede miljøindikatorer.
- Genbrugeligt stålbestik har typisk en højere påvirkning end engangsalternativerne, hvilket skyldes de store påvirkninger under produktionen af rustfrit stål. Dog er indikatorerne partikeludledning og arealforbrug højere for træbestik.
- For sugerør giver resultatet af vurderingerne ikke et entydigt billede af, om engangsprodukter giver anledning til større eller mindre miljøpåvirkninger i forhold til flergangsprodukter (heraf stål eller silikone).
- Resultaterne for rørepinde er ikke entydige, og der kan derfor ikke drages entydige konklusioner ift. miljøpåvirkninger.
- Fødevarer beholdere til flergangsbrug er overordnet set mere fordelagtige end engangsplastprodukter og alternative engangsprodukter. Denne konklusion stemmer overens med de resultater, der er beregnet i forbindelse med nærværende produkt (afrapporteret i bilagsafsnit 0).
- For drikkebægre er flergangskopper mere fordelagtige miljømæssigt end engangsplastbægre.

Grundet de talrige antagelser der ligger til grundlag for dette studie (Paspaldzhiev, Stenning, & Seizov, 2018), er det dog vanskeligt at gå i dybden med resultaterne og årsagen til ovenstående, overordnede resultater.

⁴⁷ Antagelser om LCA-metode, systemgrænser, allokering mv. er ikke beskrevet for engangsplastprodukterne. For flergangsprodukter er der anvendt antagelser omkring energi- og vandforbrug i forbindelse med vask af produkter, levetider mv.

Det må således konkluderes, at der mangler tilstrækkelige og specifikke data og oplysninger fra studier baseret på danske forhold for at der kan gennemføres en solid sammenligning mellem alternative engangsprodukter og flegangsprodukter.

Dog underbygger et andet studie (Sheehan, Gordon, & Sommer, 2017) flere af konklusionerne i ovennævnte studie. Studiet analyserer flere forskellige andre studier, der er gennemført i flere lande – herunder flere europæiske lande.

Generelt konkluderes det, at energi- og vandeffektivitet samt energitypen i høj grad er afgørende for, om flegangs- eller engangsprodukter er den miljømæssigt mest fordelagtige løsning.

Studiet viser den store varians, der er i resultaterne i de vurderede studier. Der refereres til et break-even punkt, som angives ved det antal gange, som et flegangsprodukt skal genbruges for at miljøpåvirkningerne fra flegangs- og engangsproduktet er ens.

Ved sammenligning af XPS-drikkebægre med porcelænskopper er dette break-even punkt mellem 70 og 1.000 gange i 6 vurderede studier. Ved sammenligning af drikkebægre af papir med porcelænskopper er break-even punktet mellem 18 og 120 gange i fem vurderede studier.

Fødevarerholdere er der ifølge (Sheehan, Gordon, & Sommer, 2017) kun gennemført to studier af, hvor flegangs- og engangsbeholdere er sammenlignet. Disse studier viste, at flegangsfødevarerholdere af plast kun skulle genbruges 5½ gange førend de havde en lavere emission af drivhusgasser end engangsbeholdere.

For tallerkener, hvor genbrugelige porcelænstallerkener blev sammenlignet med tallerkener af PLA, var break-even punktet 50 gange.

Et ældre studie beskrevet i (Sheehan, Gordon, & Sommer, 2017) analyserede forbrug af energi til hele livscyklus for stål-, PS- og PP-skeer. Studiet konkluderede, at break-even punktet for stålskeer sammenlignet med PS skeer var 2 gange, og 4 gange når stålskeerne blev sammenlignet med PP skeerne.

Markedsanalyse og kortlægning af engangsplastprodukter og deres alternativer

Analysen er gennemført for at bidrage til at afdække de erhvervsmæssige og miljømæssige konsekvenser af EU's Engangsplastdirektiv.

I en markedsanalyse afdækkes markedsførte mængder for de 18 produktkategorier, der er omfattet af direktivet, undtaget fiskeriudstyr og cigaretfiltre. Markedsanalysen kortlægger endvidere hvilke produkter, der ud fra den nuværende situation kan forventes at ville erstatte engangsplastprodukterne.

Analysen sammenligner i en livscyklusvurdering miljøpåvirkningerne ved de materialer, som forventes at erstatte plastik.

Gennem et nabotjek indsamles der er erfaringer fra tilsvarende tiltag med markedsføringsforbud i lande, der kan sammenlignes med Danmark.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk