

Engangsartikler i bioplast i Danmark

Marked, egenskaber og miljø

December 2010

Kristian Dammand Nielsen, Hanna Merrild, Nanja Hedal Kløverpris, Pia Brunn Poulsen og Anders Schmidt

Afdelingen for Anvendt Miljøvurdering
FORCE Technology



Forord

Denne rapport er udarbejdet i 2009-2010 af FORCE Technology som en del af innovationsnetværket PlastNet. Netværket består af en række virksomheder med interesse for plast, som sammen med en række vidensinstitutioner gennem en 4-årig periode skal øge kendskabet til plast og forbedre konkurrenceevnen for plastbranchen.

Plast Center Danmark er administrator for netværket og har sammen med Aalborg Universitet i Esbjerg og Danmarks Tekniske Universitet bidraget til dette projekt med viden om plastens tekniske egenskaber.

Afsnit 4.1 indeholder resultater fra undersøgelser udført af Plast Center Danmark. Bilag A indeholder selve undersøgelsen og er skrevet af Plast Center Danmark.

Afsnit 4.2 indeholder resultater fra undersøgelser udført af Aalborg Universitet i Esbjerg og Danmarks Tekniske Universitet. Bilag B og C indeholder de undersøgelser, der ligger bag resultaterne, og er skrevet af Aalborg Universitet i Esbjerg.

Sammenfatning

Bioplast opfattes af mange intuitivt som et miljøvenligt alternativ til konventionel plast, og specielt derfor oplever plastindustrien en stigende efterspørgsel på produkter af bioplast. FORCE Technology har i samarbejde med Aalborg Universitet i Esbjerg, Danmarks Tekniske Universitet og Plast Center Danmark undersøgt mulighederne for produktion og levering af engangsartikler til detailhandel og forbrugere i Danmark som en del af innovationsnetværket PlastNet.

Denne rapport gennemgår således forskellige typer af bioplast, deres tekniske egenskaber, udbredelsen på det danske marked i relation til engangsartikler, relevant lovgivning samt en vurdering af de miljømæssige fordele og ulemper ved anvendelse af bioplast som alternativ til konventionel plast fra råolie.

Bioplastens egenskaber

Der findes grundlæggende tre typer af bioplast: stivelsespolymerer, polymerer fremstillet ved kemisk syntese (f.eks. PLA, polylactic acid) og polymerer fremstillet ved biologiske processer (fx PHA, polyhydroxyalkanoat). De har alle tilfælles, at de produceres ud fra fornybare råvarer, såsom majs. I nogle tilfælde blandes disse biobaserede polymerer for at opnå bestemte egenskaber – og i visse applikationer blandes de med polymerer af fossil oprindelse (konventionel plast).

PLA har nogle gode materialeegenskaber, som gør den velegnet til substitution af konventionelle plasttyper såsom PET, og PLA er bl.a. derfor den mest udbredte bioplasttype. Migrationstests udført i dette projekt viser, at PLA og PET begge har migrationsniveauer under grænseværdien. PET har den højeste migration til vand, mens PLA har den højeste værdi til olie. PLA er dog for nuværende ikke varmebestandig over 40 °C, hvilket viser sig ved de gennemførte tests af varmebestandighed, hvor PLA blev deformeret ved påfyldning af 60 °C varmt vand. PLA er således ikke egnet til eksempelvis varme drikke.

PLA er et relativt sprødt materiale, men er til gengæld mere UV-bestandigt end PET. Vandoptaget er omtrent ens for de to materialer.

Markedsforhold

Producenterne arbejder på at forbedre egenskaberne, og det gælder generelt for bioplast, at materialerne er under konstant udvikling. Det er af væsentlig betydning for det stigende marked for bioplast, men også efterspørgslen efter mere miljøvenlige produkter, lovgivning og stigende oliepriser har bidraget positivt til udbredelsen af bioplast. På verdensplan produceres formodentlig mere end 200.000 tons bioplast årligt, men det udgør kun ca. 0,1% af den globale

plastproduktion. Produktionen af bioplast er begrænset til relativt få producenter, hvoraf NatureWorks LLC med en kapacitet på 140.000 tons/år er blandt de største.

I Danmark er anvendelsen af bioplast stadig begrænset, og de engangsartikler, der sælges på det danske marked, er i høj grad importeret. Færch Plast producerer dog en mængde engangsartikler lavet af PLA fra NatureWorks. Eksempler på markedsførte engangsartikler i bioplast (evt. kombineret med konventionel plast) er:

- Drikkekrus, madbeholdere, bestik og bæreposer fra Plant2Plast, Greenway Denmark, Abricon, Field Advice m.fl.
- Bionedbrydelige poser til køkkenaffald og hundeefterladenskaber fra Zenzo Group
- Ligkisteornamenter i bionedbrydelig plast fra Rubek Emballage

Produkter i bioplast anvendes således primært til mademballage, f.eks. i storkøkkener eller ved større events. Dog er prisen for bioplast stadig flere gange højere end for konventionel plast, og det nævner mange af aktørerne inden for salg af bioplastartikler som en væsentlig barriere for udbredelsen af bioplast.

Lovgivning og afgifter

På miljøområdet er bioplast langt hen ad vejen omfattet af den samme lovgivning, som er gældende for konventionel plast. Det betyder, at bioplast er omfattet af:

- EU-direktivet om emballage og emballageaffald, der stiller krav om anvendelse af mindst mulig emballage, fremstilling og anvendelse med henblik på genanvendelse samt minimering af emissionen af skadelige stoffer ved forbrænding eller deponering. Desuden stilles krav til bionedbrydelig emballage.
- EU's kemikaliereregulering, REACH, som stiller krav til kemikalieproducenterne om at indberette kemiske stoffer og derigennem også til emballageproducenterne, som skal melde tilbage i leverandørkæden, hvad de forventer, at materialerne bliver anvendt.
- EU's slamdirektiv (i Danmark omsat til Slambekendtgørelsen), der udstikker regler for spredning af kompost på dansk jord. Det kan være svært at få tilladelse til at kompostere bioplast, da producenten skal oplyse, hvilke kemiske stoffer det indeholder, og disse oplysninger er som regel svært tilgængelige.

Dertil kommer en række krav til emballage eller andre plastartikler, der anvendes til fødevarer, heriblandt krav om eksempelvis hygiejne under produktion og tilsætning af additiver.

På afgiftsområdet er bioplast omfattet af de samme emballageafgifter som konventionel plast, dog med den undtagelse, at bæreposer af biologisk nedbrydeligt materiale baseret på stivelsespolymere siden efteråret 2009 har været omfattet af den væsentligt lavere afgiftssats, der er gældende for papirposer.

Bortskaffelse

Et af de oftest nævnte salgsparemetre for bioplast er, at det er bionedbrydeligt og komposterbart. Det er dog langt fra alle typer bioplast, der lever op til kravene i de internationale standarder for bionedbrydelighed og komposterbarhed, EN13432 og ASTM D6400, og i øvrigt kan konventionel plast i visse tilfælde også opfylde standarderne.

Ser man på det danske marked ender langt størstedelen af plastaffaldet i affaldsforbrændingsanlæg, hvor energiindholdet i affaldet effektivt udnyttes til produktion af el og varme. Enkelte kommuner indsamler organisk affald til kompostering, hvor affaldet nedbrydes til kompost, vand og kuldioxid, eller til bioforgasning, hvor affaldet nedbrydes til energiholdig biogas og slam, som anvendes til gødning. I andre lande er deponering mere udbredt, men her vil nedbrydningen af bioplast kun ske langsomt.

Det er også en mulighed at genanvende plastaffald ved kemisk eller mekanisk bearbejdning, men det kræver relativt store fraktioner af de enkelte plastmaterialer, og derfor er genanvendelse af bioplastartikler, der ender hos forbrugeren, ikke muligt på nuværende tidspunkt, mens genanvendelse af produktionsspild er mere relevant.

Miljøperformance

En sammenligning af de miljømæssige aspekter ved bioplast og konventionel plast foretages i denne undersøgelse som en livscyklusvurdering (LCA), hvor miljøpåvirkningerne fra vugge til grav opgøres efter en standardiseret metode. Trods standardiseringen kommer LCA'er af bioplast og konventionel plast ofte frem til forskellige resultater, fordi anvendelsen af plasten, den geografiske afgrænsning og andre faktorer kan være afgørende for resultatet.

To casestudier af hhv. en kødbakke og en legetøjsæske i PLA illustrerer netop denne pointe, idet kødbakken i PLA viser sig som et bedre alternativ miljømæssigt set, end hvis bakken var produceret i konventionel plast (PET), hvorimod der ikke kan drages entydige konklusioner om legetøjsemballagen. Det samme gør sig gældende i LCA'er udført af andre parter, men det står dog klart, at selve produktionen af plast og bortskaffelsen har størst betydning for den miljømæssige profil.

Et andet vigtigt aspekt i sammenligning af bioplast og konventionel plast er valget mellem at bruge fossile ressourcer og naturressourcer. Da bioplast er lavet af afgrøder, såsom majs, og der i øvrigt er stigende efterspørgsel på afgrøder til fødevarer og biobrændsel, vil produktion af bioplast sandsynligvis føre dels til øgede fødevarerpriser, dels til øget arealanvendelse. Førstnævnte er et socialt problem, og flere rapporter fra internationale organisationer slår fast, at fødevarerpriserne til en vis grad er påvirket af brugen af biomasse til energiproduktion, men at stigende fødevarerpriser også er et resultat af en række andre faktorer.

Øget arealanvendelse kan have konsekvenser for biodiversiteten og kan også føre til øget global opvarmning pga. skovrydning, men videnskaben er endnu ikke i stand til at kvantificere denne type af miljøeffekter uden en meget stor usikkerhed.

Selvom disse konsekvenser af bioplast-produktionen ikke kan opgøres, bør de dog indgå i den samlede vurdering af bioplast. Desuden ligger et væsentligt forbedringspotentiale i udnyttelsen af sekundære råvarer, f.eks. restprodukter fra produktion af majs, også kaldet anden generations bioplast, som dog endnu kun er på forsøgsstadiet.

Indholdsfortegnelse

1	INDLEDNING	7
2	DEFINITIONER	9
3	BIOPLAST – HVAD ER DET?	12
3.1	Stivelsespolymerer	15
3.2	PLA (Polylactid)	18
3.3	PHA'er	20
4	TESTS AF PRODUKTER I BIOPLAST	23
4.1	Migrationstest af PLA- og PET-bakker	23
4.2	Tests af legetøjsemballage i PLA og PET	24
4.3	Ikke-videnskabelig kvalitetstest af tre produkter	25
5	MARKED	26
5.1	Det globale marked	26
5.2	Det danske marked	28
5.3	Pris	34
6	LOVGIVNING OG AFGIFTER	36
6.1	Miljørelateret lovgivning	36
6.2	Fødevarerrelateret lovgivning	39
6.3	Emballageafgifter	41
7	AFFALDSHÅNTERING	44
7.1	Kompostering og bioforgasning	44
7.2	Genanvendelse	48
7.3	Forbrænding	49
7.4	Deponering	50
8	MILJØVURDERINGER	51
8.1	Resultater fra tidligere miljøvurderinger	52
8.2	Casestudie 1	58
8.3	Casestudie 2	61
8.4	Casestudie 3	64
8.5	Opsamling på LCA-resultater og casestudier	66
8.6	Potentiale for miljøforbedringer	67
9	AREALANVENDELSE OG FØDEVAREMANGEL	69
9.1	Arealanvendelse	69
9.2	Fødevarer kontra biobaserede produkter	70
10	DISKUSSION OG KONKLUSION	74
11	REFERENCER	76
BILAG A	Migrationstest af PLA og PET	
BILAG B	Rapport - Test af legetøjsemballage	
BILAG C	Review of polylactic acid (PLA)	
BILAG D	Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA	

1 Indledning

Engangsartikler i plast er traditionelt fremstillet af konventionelle plastmaterialer baseret på hovedsageligt mineralsk råolie og naturgas. Engangsartiklerne i plast er ofte emballage til fødevarer eller andre forbrugerprodukter, men kan også være plastposer og andre artikler, som kun bruges én gang, før de bortskaffes igen.

Markedet for plastmaterialer og plastprodukter baseret på fornybare råvarer (bioplast) har været stigende i en årrække, og i dag findes der en række engangsartikler i bioplast på markedet i Danmark.

Denne vækst skyldes en række faktorer, f.eks.

- 1) efterspørgsel efter mere miljømæssigt bæredygtige produkter
- 2) den teknologiske udvikling
- 3) øgede restriktioner for brug af ikke-nedbrydelige plastprodukter (især plastposer)
- 4) de stigende priser på mineralsk råolie og naturgas [1, 2].

Mange forbrugere har den opfattelse, at bioplast er mere miljøvenlig at producere, anvende og bortskaffe end den konventionelle plast baseret på mineralsk råolie og naturgas. Det gælder også andre aktører i samfundet, f.eks. myndigheder, producenter og forhandlere.

Der er flere årsager til, at man generelt anser bioplast som mere miljøvenlig end konventionel plast. Nogle af de vigtigste årsager er:

- bioplast er fremstillet af fornybare råvarer
- bioplast er biologisk nedbrydelig og komposterbar
- der anvendes få eller ingen kemiske additiver (dette er en antagelse, se afsnit 9.4 om toksicitet)
- ved affaldsforbrænding af bioplast udvikles biogen CO₂ i stedet for fossil CO₂, som det er tilfældet ved affaldsforbrænding af konventionel plast. Dvs., at den råvare (feedstock, f.eks. majs) der anvendes til bioplast frigiver "naturens egen CO₂" ved forbrænding og indgår derved i et naturligt CO₂ kredsløb i atmosfæren. Råvaren til mineralsk råolie eller naturgas hentes derimod op af undergrunden, hvorved der sker en yderligere tilførsel (additiv tilførsel) af CO₂ til naturen, når materialer af den mineralske råolie eller naturgas forbrændes med udledning til atmosfæren som følge.

Der kan også være ulemper forbundet med produktion, anvendelse og bortskaffelse af bioplast.

F.eks. kan man forestille sig anvendelsen af landbrugsafgrøder til non-food produktion, hvor det ville være mere hensigtsmæssigt at bruge landbrugets produkter til fødevarer.

Det er også sandsynligt, at der vil ske en øget henkastning af bioplastaffaldet, idet mange producenter og leverandører reklamerer med, at produkterne er bionedbrydelige, og derfor forsvinder af sig selv i naturen.

Formålet med dette projekt har været at undersøge mulighederne for produktion og levering af engangsartikler i bioplast til detailhandel og forbrugere i Danmark.

Projektet omfatter undersøgelser og vurdering af marked, lovgivning, afgifter, kvalitet, tekniske egenskaber og mulige bortskaffelses-metoder.

Som et af de væsentligste elementer i denne undersøgelse er bioplast-produkternes miljøperformance blevet vurderet. Dette element er i fokus, da det synes at være den primære årsag til anvendelsen af bioplastprodukter i Danmark.

Til sidst diskuteres kort nogle enkelte etiske aspekter, der ofte nævnes i debatten omkring produkter baseret på fornybare råvarer (både bioplast og biobrændstoffer) f.eks. arealanvendelse.

2 Definitioner

Additiver:

Tilsætningsstoffer som anvendes i små mængder i materialer eller produkter til at opnå en bestemt funktion eller kvalitet.

Biobaserede polymerer:

Biobaserede polymerer er enten helt eller delvist baserede på fornybare råmaterialer.

Bioplast:

Defineres i denne rapport som plast produceret af polymerer fremstillet fra biomasse. Det kan f.eks. være halm, sukkerrør, sukkerroer, majs, hvede og træ. Eksempler på polymerer er:

- PHA (Polyhydroxyalkanoat), herunder:
 - PHB (Polyhydroxybutyrat)
 - PHBV(Polyhydroxybutyratvalerate)
- PLA (Polylaktid)
- Stivelsesbaserede polymerer

Bionedbrydelig:

At et produkt eller et materiale er bionedbrydeligt betyder, at produktet eller materialet kan nedbrydes af naturligt forekommende mikroorganismer indenfor en relativt kort tidsperiode. Bionedbrydelighed defineres og testes i forhold til det miljø, som et materiale skal nedbrydes i, og der er mange standardiserede testmetoder (OECD guidelines) for måling af bionedbrydelighed.

Nedbrydningshastigheden og effektiviteten afhænger af ilt, fugt, temperatur, enzymer, mikroorganismer og andre faktorer. Bionedbrydelige plastprodukter er ikke nødvendigvis bioplast, da bionedbrydelige plastprodukter godt kan være baseret på mineralsk råolie. Men f.eks. er PLA bionedbrydelig, mens PET plast (Polyethylentereftalat) er ikke-bionedbrydelig.

Emballage:

Alle produkter af hvilken som helst art og materiale, som anvendes til pakning, beskyttelse, håndtering, levering fra producenten til brugeren eller forbrugeren og præsentation af varer, det være sig råvarer eller forarbejdede varer. Alle engangsartikler, der anvendes til samme formål, skal tilsvarende betragtes som emballage [66].

Energiudnyttelse:

Anvendelse af brændbart affald (f.eks. emballage eller andre engangsartikler) til energifremstilling direkte ved forbrænding sammen med eller uden andet affald, men med udnyttelse af varme [66].

Engangsartikler:

Produkter, der anvendes én eller et begrænset antal gange, idet produktet ikke er lavet til at kunne bruges flere gange.

Feedstock:

Den råvare, der anvendes i materiale til et produkt, uanset om den er af fornybar eller ikke-fornybar oprindelse.

Fornybare råvarer:

Med fornybare råvarer menes i denne rapport biologiske materialer, som kontinuerligt reproduceres i naturen.

Genbrug:

Enhver bortskaffelsesform, hvor emballage, som er udformet med henblik på i sin levetid at kunne genbruges mindst et bestemt antal gange, genpåfyldes eller genbruges til samme formål, som den er udformet til, med eller uden støtte af hjælpeprodukter, som findes på markedet, og som muliggør genpåfyldning af emballagen [66].

Genanvendelse:

Enhver af de bortskaffelsesformer, der er anført i bilag II B til direktiv 75/442/EØF [3]. Bilag II B lister følgende:

- Hovedanvendelse som brændsel eller andre midler til energifremstilling
- Genvinding eller regenerering af opløsningsmidler
- Genvinding eller videreudnyttelse af organiske stoffer, der ikke anvendes som opløsningsmidler (herunder kompostering eller andre former for biologisk omdannelse)
- Genvinding eller videreudnyttelse af metaller eller metalforbindelser
- Genvinding eller videreudnyttelse af andre uorganiske stoffer
- Regenerering af syrer eller baser
- Videreudnyttelse af produkter, der tjener til opfangning af forurenende stoffer
- Videreudnyttelse af produkter fra katalysatorer
- Regenerering eller anden genbrug af olie
- Spredning på jorden med positive virkninger for landbrug eller økologi
- Anvendelse af affald hidrørende fra en af ovenstående operationer
- Udveksling af affald med henblik på at lade det gennemgå en af ovenstående operationer
- Oplagring af affald forud for en af ovenstående operationer

Genvinding:

Oparbejdning i en produktionsproces af affaldsmaterialer til deres oprindelige formål eller til andre formål, herunder også organisk genvinding men ikke energiudnyttelse [66].

Komposterbar:

At et produkt eller et materiale er komposterbart betyder, at produktet eller materialet nedbrydes ved biologiske processer under aerobe (iltrige) forhold til enkeltstoffer, som for eksempel kuldioxid, vand og uorganiske stoffer uden synlige eller ikke-synlige kontamineringer og indholdsstoffer med negativ effekt på nedbrydningen [4, 5]. I henhold til den europæiske standard EN13432 er et komposterbart produkt komposterbart, hvis det nedbrydes indenfor 90 dage i et defineret miljø.

Konventionel plast:

Plast produceret på basis af mineralsk råolie og naturgas. Konventionel plast kan også kaldes fossil plast. Eksempler på konventionelle plastpolymerer er:

- PE (Polyethylen)
- PET (Polyethylentereftalat)
- PP (Polypropylen)
- PS (Polystyren)
- PA6 (Polyamid (Nylon6))

LCA:

LCA er en forkortelse for Life Cycle Assessment, som på dansk bedst oversættes til livscyklusvurdering. LCA er et redskab til at miljøvurdere et produkt i hele dets livsforløb, fra vugge til grav. LCA er standardiseret gennem ISO 14040 og ISO 14044.

Nedbrydelig:

At et produkt eller et materiale er nedbrydeligt betyder, at produktet eller materialet nedbrydes, men ikke nødvendigvis af mikroorganismer, som hvis det var bionedbrydeligt (se definition ovenfor) [4, 5]. Der kan f.eks. være tale om UV-nedbrydning, hvilket betyder, at materialet nedbrydes i kontakt med lys.

Organisk genvinding:

Kontrolleret aerob behandling (kompostering) eller anaerob behandling (biogasudvinding) ved hjælp af mikroorganismer, hvorved der produceres stabiliserede organiske jordforbedringsmidler eller metan [66].

3 Bioplast – hvad er det?

Bioplast er plastmaterialer, der er baseret på biopolymerer. Biopolymerer er udvundet fra biologiske materialer, såsom stivelse, sukker, cellulose og protein. Disse kan udvindes fra forskellige fornybare ressourcer, som f.eks. hvede, majs, sukkerrør, sukkerroer, kartoffelskræller, organisk husholdningsaffald og afløbsslam.

Der findes et stort antal biopolymerer, men det er kun et fåtal, der bliver produceret i større omfang. Figur 3-1 viser udviklingsstadierne for forskellige biopolymerer omkring år 2008.

Bioplast kan være bionedbrydelig og/eller komposterbar, men dette afhænger af bioplastens fysiske/kemiske forhold, samt de biologiske forhold, der er gældende i det miljø, hvor nedbrydningen finder sted.

Bionedbrydelig bioplast skal ikke forveksles med bionedbrydelig, konventionel plast baseret på mineralisk råolie og naturgas. Et eksempel på et bionedbrydeligt plastprodukt, baseret på mineralisk råolie, er Ecoflex® fra BASF [6].

Bionedbrydelig bioplast skal heller ikke forveksles med plast, der nedbrydes ved kontakt med UV-stråling eller ilt. Ej heller skal det forveksles med oxo-nedbrydelig plast, som nedbrydes til mindre molekyler ved udsættelse for "almindeligt" vind og vejr, men som primært er baseret på mineralisk råolie.

Der findes desuden flere blandingsprodukter, hvor bioplast kombineres med konventionel plast for at opnå bedre egenskaber. Sammenhængen mellem bioplast og konventionel plast samt bionedbrydelighed og komposterbarhed er illustreret i Figur 3-2.

For videre beskrivelse af bioplast og forskellige nedbrydningsformer henvises til kapitel 2 "Definitioner".

Biopolymerer kan produceres af biologiske systemer, f.eks. mikroorganismer, planter og dyr. De kan også være kemisk modificerede fra biologiske udgangsmaterialer.

Biopolymerer kan inddeles i tre hovedkategorier baseret på deres oprindelse og produktionsmetode:

- Polymerer, som udvindes direkte fra biomasse. Det er f.eks. stivelsespolymerer, og det kan også være celluloseprodukter eller produkter baseret på protein [5, 7, 8].

- Polymerer fremstillet gennem klassisk kemisk syntese ved brug af biobaserede monomerer. Monomererne kan være produceret gennem fermentering eller kemisk syntese. Et eksempel er PLA (polylaktid), som er polymeriseret fra mælkesyre-monomerer [5, 7, 8].
- Polymerer produceret af mikroorganismer eller genmodificerede afgrøder ved biologiske processer. Denne kategori består hovedsagelig af PHA'er (Polyhydroxyalkanoater) [5, 7, 8].

Det er især nogle bestemte polymerer, der er af interesse for engangsartikler i Danmark: Stivelsespolymerer, polylaktider (PLA), og polyhydroxyalkanoater (PHA) [1].

Fremstilling, anvendelse og kvalitet af disse tre polymergrupper er beskrevet i afsnittene 3.1 til 3.3 nedenfor. Teksten er til stor del baseret på information fra [7, 8], hvori mere dybdegående beskrivelser af de forskellige polymergrupper kan findes. Beskrivelsen af de forskellige polymerer er næsten ens i de to dokumenter, dog er [8] et mere opdateret dokument.

Mange engangsprodukter i bioplast bliver i dag brugt til fødevarerindustrien. En af udfordringerne ved at bruge biobaseret emballage i fødevarerindustrien er at matche emballagens holdbarhed med produktets holdetid [5]. F.eks. er nogle typer af bioplast hydrofile (vandopløselige) og andre typer er ikke særlig stabile og varmebestandige, og går derfor nemt i stykker under visse forhold.

Mange biopolymerer har en udmærket UV-bestandighed og en flot overfladeglans men ofte en beskedent kemikaliebestandighed [9]. Da de forskellige typer bioplast har forskellige anvendelsesmuligheder og kvaliteter, bruges de ofte sammen i flerlagede produkter, så produktet opnår den ønskede funktion.

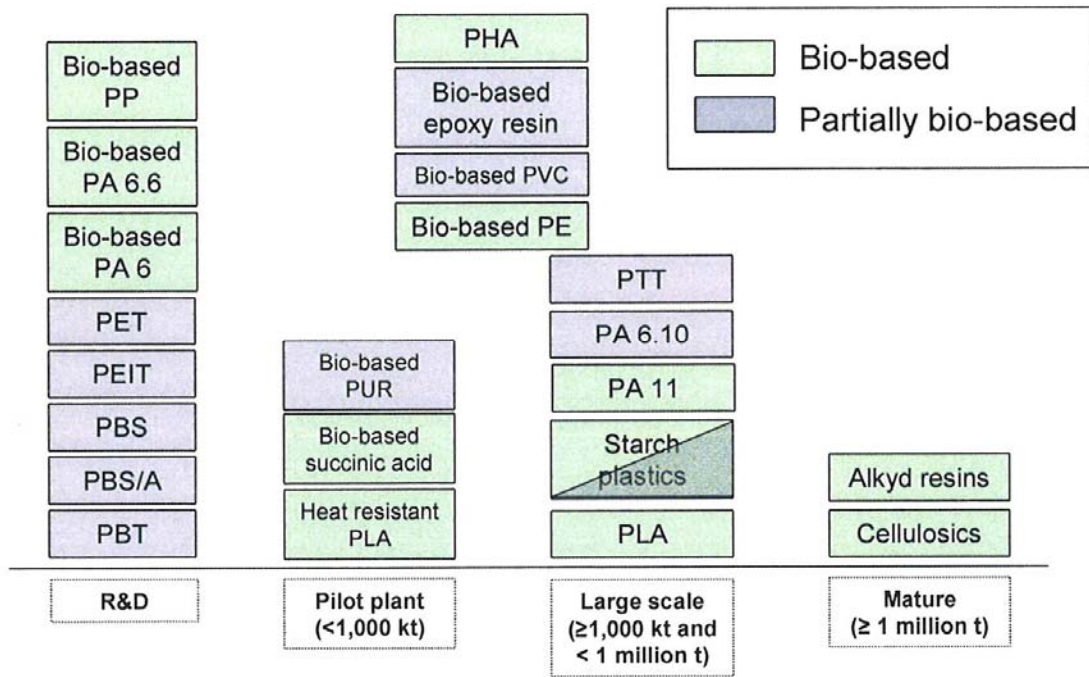
Engangsartikler til fødevarer skal opfylde lovgivningen vedrørende materialer og genstande i kontakt med fødevarer samt den generelle fødevarerlovgivning, se afsnit 6.2.

Denne lovgivning omfatter, at materialer og genstande i kontakt med fødevarer ikke må afgive stoffer, der kan misfarve, give afsmag eller være til sundhedsfare for mennesker [10].

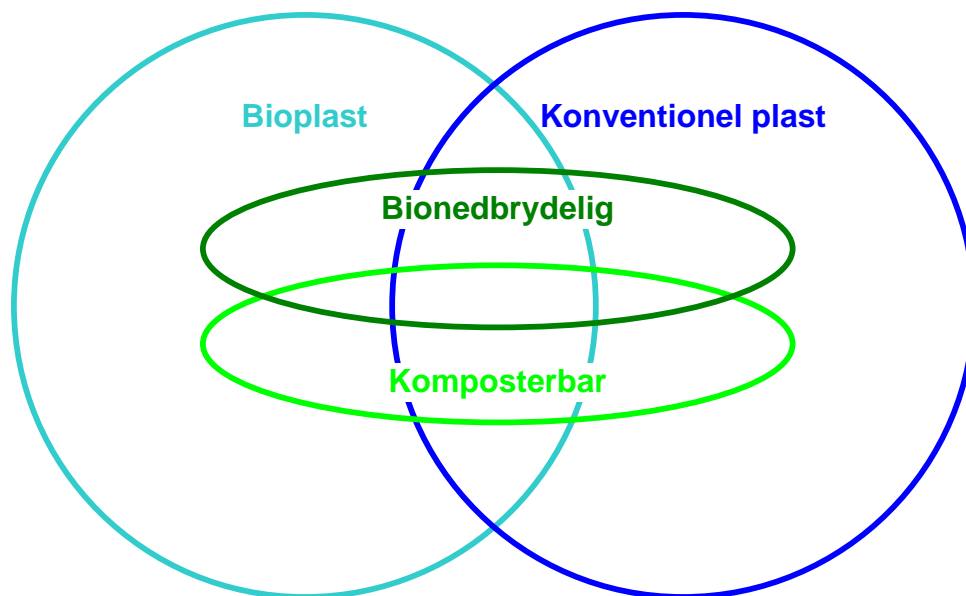
Materialer i bioplast er forholdsvis nye materialer, hvori der kan forekomme andre typer af additiver (f.eks. blødgørere, farvestoffer, osv.) end i de konventionelle plastmaterialer.

I tilfælde af, at der ikke findes specifikke grænseværdier for stoffer, der indgår i bioplastmaterialet, er det producentens/forarbejderens/grossistens/importørens ansvar at fremskaffe videnskabeligt baseret dokumentation for, at stofferne overholder lovgivningen [10].

Mange bioplastprodukter markedsføres som komposterbare, og dermed skal også de additiver, der anvendes, være komposterbare, se nærmere beskrivelse af disse krav i afsnit 7.1.1.



Figur 3-1. Udviklingsstadiet for de typer af biobaserede materialer, som har størst vækst [8].



Figur 3-2. Mulige kombinationer af bioplast og konventionel plast i relation til bionedbrydelighed og kombosterbarhed. Bioplast omtalt i denne rapport henviser til cirklen til venstre og kan således være bionedbrydelig, komposterbar, begge dele eller ingen af delene afhængig af den enkelt bioplasttype.

3.1 Stivelsespolymerer

Stivelsespolymerer har længe været brugt til andre formål end til produktion af plast, f.eks. indenfor papirindustrien og i medicinalindustrien. Derfor produceres stivelsespolymerer i relativt store mængder, og denne gruppe polymerer er af økonomisk stor betydning for disse andre anvendelsesområder [8].

På plastområdet er stivelsespolymerer blevet brugt til bl.a. emballage i de sidste to årtier. Stivelsespolymerer er en af de vigtigste polymerer indenfor bioplast [7, 8], og den europæiske produktionskapacitet var i 2007 omkring 130.000 ton [8].

Stivelsespolymerer fremstilles ved at stivelse udvindes fra plantematerialer, enten direkte fra plantematerialet gennem en våd proces, hvor plantedelene males (wet milling), eller gennem oprensning af stivelsesrigt slam fra fødevareproduktion [7, 8].

Stivelsesrige afgrøder som majs, hvede, kassava, kartofler og ris bliver ofte anvendt ved fremstilling af stivelsespolymerer [7].

Stivelsespolymerer kan omdannes til termoplast, ved at stivelsen ekstruderes under særlige trykforhold, temperaturforhold osv.

Eksempler på plastmaterialer produceret af stivelsespolymerer er:

- 1) Mater-Bi® fra Novamont S.p.A. i Italien
- 2) Solanyl® BP fra Rodenburg Biopolymers B.V. i Holland
- 3) Biowertstoffe fra Loick AG i Tyskland [11, 12, 13].

Mater-Bi® findes både som stivelse-cellulose acetat og som stivelse-PLC, dvs. både som en ren bioplast og som en blanding af biopolymerer og konventionelle polymerer [8].

Information omkring typer af stivelsespolymerer fra forskellige større producenter kan ses i Tabel 3-1. Novamont fra Italien var i 2005 den førende producent af stivelsesbaserede biopolymerer på verdensplan [14].

Tabel 3-1. Information om stivelsespolymerer fra større producenter [8]

Producent	Type af stivelsespolymerer	Co-polymer	Handelsnavn	Bio-baseret	Bionedbrydelig/komposterbar	Produktionskapacitet 2007 (ton/år)
Novamont	Blanding	PCL, PVOH	Mater-Bi	Delvist	Ja	60.000
Rodenburg	Delvis fermenteret	-	Solanyl	Helt	Ja	40.000
Biotec	Termoplast	-	Bioplast TPS	Helt	Ja	20.000
	Blanding	n/a	Bioplast	Delvist	Ja	
Limagrain	Blanding	PBS, PLA	Biolice	Delvist	Ja	10.000
BIOP	Blanding	PBS/A, PBSL, PBAT	BioPar	Delvist	Ja	3.500
	Blanding	TPU	BioPar TPU	Delvist	Nej	
	Blanding og stivelsesacetat	PHA/B	BioParen	Helt	Ja	
PaperFoam	Komposit	Cellulose	PaperFoam	Helt	Ja	n/a
Livan	Blanding	n/a	Livan	Delvist	Ja	10.000
Plantic	Blanding	n/a	Plantic	Delvist	Ja	5.000
Cereplast	Blanding	PLA, PBS	Cereplast Comostable	Delvist	Ja	10.000
	Blanding	PP	Cereplast Hybrid	Delvist	Nej	n/a
Biograde	Blanding	n/a	Biograde Biohybrid	Delvist	Ja	n/a
	Blanding	PE	Biograde Hybrid	Delvist	Nej	n/a

n/a: informationen ikke relevant eller ikke tilgængelig

3.1.1 Materialeegenskaber

Nogle af stivelsespolymerernes egenskaber såsom høj skrøbelighed og vandopløselighed gør dem uegnede til visse anvendelser. De er bl.a. ikke så gode at anvende til emballering af væsker. Derfor blandes stivelsespolymererne ofte med andre polymerer for at opnå bedre egenskaber.

Stivelsespolymererne kan enten bruges som tilsætning eller blandes med andre polymerer, enten konventionelle eller biobaserede [15, 8]. Kun i de tilfælde, hvor stivelsespolymererne blandes med andre biobaserede polymerer (hvor alle råvarer (feedstock) er baseret på biologiske materialer), vil det samlede plastprodukt kunne klassificeres som bioplast.

Barriereegenskaberne i forhold til ilt og kuldioxid er moderate til gode i bioplasten baseret på stivelsespolymerer [7, 8]. Stivelsespolymerer har til gengæld en lav modstandskraft mod opløsningsmiddel og olie [7, 8].

Stivelsespolymerer er, modsat f.eks. PLA, egnede til at emballere og understøtte varme ting (f.eks. varme fødevarer i supermarkedet eller middagsmaden på spisebordet), idet de har en høj varmebestandighed [16].

Termoplastfilm baseret på stivelsespolymerer har en rimelig gennemsigtighed, og er derfor ofte velegnede til emballering af fødevarer [7, 8].

Stivelsespolymerernes mekaniske egenskaber er generelt dårligere end konventionelle polymerers. Stivelsespolymerer er forholdsvis nemme at bearbejde, men de er til gengæld også sårbare overfor nedbrydning [7, 8].

3.1.2 Anvendelsesområder

Stivelsespolymerer kan anvendes til produkter såsom:

- Urtepotter
- Engangsemballage til fødevarer
- Engangsservice, f.eks. bægre, bakker, bestik
- CD-omslag
- Golf tees
- Folier
- Poser og sække
- Landbrugsformål
- Løsfyldningsmateriale [17, 7, 8].

75 % af stivelsespolymerer anvendes til emballageformål [7].

3.2 PLA (Polylactid)

Forsøg på at udvikle PLA til en plasthandelsvare begyndte i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne, hvor der foregik store forsknings- og udviklingsprojekter. I 2001 startede Cargill Dow LLC byggeriet af det første storskala produktionsanlæg [7, 8].

PLA fremstilles gennem flere procestrin:

- Stivelse udskilles fra majs gennem en våd proces, hvor majsens males (wet milling).
- Stivelsen hydrolyseres til dekstrose gennem brug af enzymer.
- Mælkesyre produceres gennem fermentering af dekstrosen.
- Mælkesyren omdannes til lactid.
- Lactiden polymeriseres til PLA [18].

Sammen med NatureWorks LCC er der også andre producenter af PLA, og enkelte udvalgte producenter beskrives kort i den følgende tekst:

NatureWorks LLC (<http://www.natureworkslc.com>) er den største producent af PLA. Denne PLA markedsføres under navnet Ingeo®, og det sker i dag over hele verden [8,19].

NatureWorks LLC er en uafhængig virksomhed, som ejes 100 % af Gargill (www.gargill.com).

Virksomheden startede sit udviklingsprogram i 1997 med at finde nye innovative plasttyper baseret på fornybare råvarer udvundet af plantedele. I 2002 færdiggjorde NatureWorks LCC byggeriet af en fabrik i Blair, Nebraska, USA, til produktionen af polymerer.

I 2003 supplerede NatureWorks LCC samme sted denne fabrik med verdens største produktionssted for fremstilling af mælkesyre til brug som råvare i produktionen af polylactid (PLA) polymerer. I dag har det samlede produktionssted en kapacitet på 140.000 tons polymerer.

I dag arbejder ca. 120 personer i virksomheden med Ingeo®-produkterne.

Futero (<http://www.futero.com>) er et 50/50 joint venture i Belgien mellem virksomhederne Galactic (www.lactic.com) og Total Petrochemicals (www.totalpetrochemicals.com) dannet i 2007.

Formålet med dette joint venture er at udvikle viden og teknologier til produktionen af PLA af fornybare, vegetabiliske råvarer (feedstock).

Målet er at kunne producere mindst 1500 tons PLA om året ved hjælp af forureningsfri, innovativ og konkurrencedygtig teknologi. Galactic skal levere mælkesyren til fremstillingen af PLA, og Total Petrochemicals skal fremstille de færdige polymerer, som i sidste ende primært skal anvendes til fødevareemballage.

Futerra indviede i april 2010 et PLA produktionsanlæg i pilotskala i Escanaffles i Belgien [20], og selve produktionen var planlagt til at kunne igangsættes i større skala i 2010.

Synbra (www.synbra.com) producerer også PLA, men kun til brug i deres eget produkt BioFoam® [21].

Synbra ligger i Holland, men har også produktionslokaliteter i Frankrig, Danmark, Portugal og England.

3.2.1 Materialeegenskaber

PLA's fysiske og mekaniske egenskaber gør, at det er en god kandidat til at erstatte konventionelle plastmaterialer indenfor mange anvendelsesområder [8]. Hårdhed, stivhed, elasticitet og slagstyrke er på niveau med de samme kvaliteter som for PET [8].

PLA film har desuden egenskaber, der gør, at det kan sammenlignes med cellofanfilm [8].

PLA er forholdsvis gennemsigtig og har en høj glans samt lav uklarhed. Dog er de optiske egenskaber følsomme overfor additiver og fabrikationseffekter [8].

PLA har i øvrigt høje barriereegenskaber i forhold til lugt og smag, og PLA har også høj modstandsdygtighed mod fedt og olie og en høj UV-resistans [7, 8].

PLA er egnet til emballage for tørre varer og for varer med kort holdetid [8]. PLA er ikke egnet til emballering af drikkevarer med brus eller andre drikkevarer på grund af sine dårlige barriereegenskaber overfor O₂, CO₂ og vanddamp [7, 8].

Hvis man sammenligner PLA med stivelsespolymerer, har PLA en bedre fugtbarriere men en ringere gasbarriere [7, 8]. Til gengæld er PLA mindre stabilt, når det bliver udsat for varme, og derfor er det ikke hensigtsmæssigt at anvende PLA til produkter eller emballage, som udsættes for over 40 °C [22, 8, 23]. Der forskes dog i at udvikle PLA med bedre varmebestandighed og stabilitet [22], og det kan føre til, at materialets anvendelsesområde i fremtiden kan udvides til at også dække f.eks. bægre til varme drikkevarer [14, 8, 24].

PLA udviser god kemisk modstandskraft overfor alifatiske molekyler og en medium til dårlig modstandskraft overfor opløsningsmidler, syrer og baser [7, 8].

PLA's fysisk-kemiske egenskaber er beskrevet yderligere i Bilag C.

3.2.2 Anvendelsesområder

PLA er en alifatisk polyester, der bl.a. kan ekstruderes, termoformes, sprøjttestøbes, blæsestøbes og opskummes.

Det betyder, at materialet kan anvendes til en lang række produkter, såsom:

- Film og transparente etiketter, som f.eks. erstatter cellofan og celluloseacetat.
- Stive termoformede produkter, som f.eks. kan erstatte PET.
- Poser, som f.eks. erstatter LDPE og HDPE.
- Flasker.
- Engangsservice, f.eks. engangskrus, glas, skåle, tallerkner og bestik.
- Specialkort, fx nøgle-, kredit- og telefonkort.
- Fiberprodukter.
- Ekspanderet skum [17, 7, 8].

3.3 PHA'er

Den mest almindelige PHA (Polyhydroxyalkanoat) er PHBV (poly-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) [5, 8]. Produktionen af PHA'er er, sammenlignet med produktion af stivelsespolymerer og PLA, forholdsvis ny, og kommercialisering af PHA'er er derfor også på et tidligt stadie. I år 2000 anlagdes det første pilotanlæg for produktion af PHBV af virksomheden *PHB Industrial* i Brasilien, og i 2003 realiseredes det første anlæg på kiloton basis af Tianan Biological Material Co. Ltd. i Kina [8].

Ligesom PLA er PHA'er alifatiske polyestere, der produceres gennem fermentering af fornybare ressourcer. Til forskel fra PLA produceres disse polymerer direkte gennem fermentering af kulstofsubstrat, såsom sakkharose, vegetabilsk olie og fedtsyrer i mikroorganismen [1, 7, 8]. Processen består i hovedsag af 5 trin: fermentering, isolering, oprensning, blanding og eventuelt pelletering [7]. Der forskes også i at overføre PHA-produktion fra mikroorganismer til planter, bl.a. ved brug af genteknologi [1, 8].

PHA'er kan anvendes som både blød og hård plast, f.eks. som plastfilm og støbt plast. PHBV har mange egenskaber, der ligner konventionel polypropylen, selvom den har en noget anderledes kemisk struktur [25]. PHBV kan bruges til både plastposer, sodavandsflasker og engangsskrabere til barbering [25].

Et eksempel på et PHA produkt er Mirel™, som kommercialiseres af Telles i USA [26]. Tabel 3-2 giver en oversigt over producenter af PHA'er. Som det kan ses, er det kun et fåtal, der producerer PHA'er i industriel skala.

Tabel 3-2. Oversigt over PHA producenter [8]

Producent	Råmateriale	PHA	Handelsnavn	Stadie/skala
Tianan	Majssukker	P(3HB-co-3HV)	Enmat	Industriel
Telles	Majssukker	PHB co-polymerer	Mirel	(erklæret) Industriel
Kaneka	Vegetabilsk olie	P(3HB-co-3HHx)	Kaneka	Pilot & (erklæret) industriel
Green Bio/DSM	Sukker (ikke specificeret)	P(3HB-co-4HB)	Green Bio	Pilot & (erklæret) industriel
PHB Industrial	Sukkerrørs-sukker	P(3HB) P(3HB-co-3HV)	Biocycle	F&U, Pilot & (erklæret) industriel
Biomer	Sukker (sakarose)	P(3HB)	Biomer	F&U, Pilot
Mitsubishi Gas Chemical	Methanol (fra naturgas)	P(3HB)	Biogreen	F&U, Pilot
Biomatera	Sukker (ikke specificeret)	P(3HB-co-3HV)	Biomatera	F&U, Pilot
Meredian	Majssukker	n/a	n/a	
Tepha	n/a	n/a	Tephaflex, TephaElast	F&U, Pilot
Tianzhu	n/a	P(3HB-co-HHX)	Tianzhu	F&U, Pilot

3.3.1 Materialeegenskaber

PHA'er er semikrystallinske, termoplastiske polyestere [7, 8].

PHA-film er semitransparent, og sprøjttestøbte produkter i PHA har en høj glans. Forskellige PHA-typer har forskellige mekaniske, termiske og kemiske egenskaber [8].

P(3HB) har gode termoplastiske egenskaber og kan forarbejdes som konventionelle termoplaster [7, 8]. Temperaturintervallet, som denne polymer kan bruges i, er bredt fra 30 °C til 120 °C [7, 8]. Det er et stift og skrøbeligt materiale, hvilket gør at dets anvendelsesområde er noget begrænset.

Produkter baseret på P(3HB)-polymeren kan anvendes til fødevarer [8]. Til forskel fra mange andre biobaserede polymerer er P(3HB) uopløseligt i vand, og det er relativt modstandsdygtigt for hydrolytisk nedbrydning [7, 8]. Disse

egenskaber betyder bl.a., at P(3HB) kan klare varme væsker uden at smelte eller gå i stykker på anden vis.

P(3HB) har en meget høj modstandsdygtighed for opløsningsmidler, medium til god modstandsdygtighed over for fedt og olie, god UV resistans men dårlig modstandsdygtighed overfor syrer og baser. Ilt permeabiliteten er lav, og derfor egner P(3HB) sig til produkter, der er følsomme over for påvirkning af ilt [7, 8].

De mekaniske egenskaber, såsom mindsket stivhed og skrøbelighed af polymermaterialet, kan forbedres væsentligt ved at inkorporere hydroxyalkanoat (HA) co-monomerer i P(3HB)-kæden. Co-polymerer af P(3HB) og HA'er er i dag de kommercielt vigtigste typer af PHA [8].

3.3.2 Anvendelsesområder

Egnede anvendelsesområder for PHA'er er:

- Fødevareemballage
- Engangskrus og andre engangsartikler til fødevarer
- Husholdningsartikler
- Husholdningsapparater
- Elektronik
- Landbrugsformål og jordstabilisering
- Bindemiddel, farve og coating
- Produkter til bilindustrien
- Medicinal industri [14].

4 Tests af produkter i bioplast

I dette projekt har Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet og Plast Center Danmark arbejdet sammen om at undersøge udvalgte bioplast-produkters tekniske egenskaber.

Resultaterne fra de forskellige tests præsenteres i dette afsnit. Derudover rapporteres resultater fra tests udført af producenten af en af artiklerne, samt resultater fra en ikke-videnskabelig test på tre forskellige produkter.

4.1 Migrationstest af PLA- og PET-bakker

For at sammenligne migrationen fra emballage af bioplast (PLA) med konventionel plast (PET), har Plast Center Danmark udført migrationstest på PLA og PET bakker fra Færch Plast A/S.

Migrationstestene er udført som beskrevet i DS/EN 1186 fra 2002. Standarden bestemmer den totale migration af ikke flygtige stoffer fra en prøve af plast i form af væggtab pr. overfladeareal, der kommer i kontakt med fødevarer.

Det er ikke kendt, til hvilket formål bakkerne skal anvendes, dog vides det, at PLA ikke er varmestabil ved temperaturer over 40 °C i længere perioder. Derfor blev bakkerne eksponeret i 10 dage ved 40 °C. Følgende simulanter er anvendt:

- 3 % eddikesyre i vandig opløsning (vandig fødevarsimulant)
- 10 % ethanol i vandig opløsning (vandig fødevarsimulant)
- Olivenolie (fed fødevarsimulant)

Bakkerne blev eksponeret ved total neddykning, hvilket er beskrevet i DS/EN 1186-2 for olivenolie og DS/EN 1186-3 for vandige simulanter.

På baggrund af testresultaterne kan det konkluderes, at der sker en migration til både eddikesyre og ethanol (vandige simulanter) for PET, men ikke for PLA. Det forholder sig modsat ved migration til olivenolie. Dog har både PET og PLA migrationer under grænseværdien på 10 mg/dm², og begge materialer kan derved anvendes til emballage til fødevarer, der indeholder vand, syre, alkohol og fedt, når temperaturen er under 40 °C.

En mere udførlig beskrivelse af denne test findes i Bilag A.

4.2 Tests af legetøjsemballage i PLA og PET

Der er udført forskellige tests af en specifik legetøjsemballage, dels af emballageproducenten og dels af Aalborg Universitet i samarbejde med Danmarks Tekniske Universitet.

Emballagen, det drejer sig om, er en æske, der normalt produceres i PET. Legetøjsproducenten har dog overvejet også at få produceret æsken i PLA fremover.

4.2.1 Test af bearbejdningsevne og varmebestandighed

Emballageproducenten har testet produktion af æsken i PLA med to forskellige PLA-typer ved brug af forskellige procesparametre som f.eks. formtemperatur samt ved forskellige tilsætninger af farvemasterbatch og nukleater.

I alt er der blevet støbt 11 forskellige æsker. Disse æsker er blevet testet for varmebestandighed, dels ved at blive fyldt med 60 °C varmt vand og dels i varmeskab ved enten 50 °C eller 60 °C.

Ved tilsætning af 4 % af den valgte farvemasterbatch opstod der revner i æsken allerede under produktionen, og derfor blev denne æske ikke testet for varmebestandighed. Udover de 10 tilbageværende PLA-æsker, blev en PET-æske også testet.

Resultaterne viser, at PLA har gode bearbejdningsegenskaber i de produktionsapparater, der normalt bruges til at lave PET-æsker.

Derudover viser resultaterne, at det ene PLA-materiale deformeres uacceptabelt ved varmebestandighedstesterne. Den anden type PLA viser bedre resultater, især ved testen, der er udført med 60 °C varmt vand. Dog er der i de fleste tilfælde stadig en vis grad af deformation på grund af udsættelse for varme i varmeskab. PET-æsken bliver ikke deformet ved de to varmebestandighedstest.

4.2.2 Test af vandoptag og UV-bestandighed

Der er på det samme legetøjsemballageprodukt udført en række tests, dels på den PET-æske, der er i produktion nu, dels på seks æsker fremstillet af PLA.

Testresultaterne viste, at vandoptaget i PLA er sammenligneligt med vandoptaget i PET. PLA er et relativt sprødt materiale og har dermed lav brudforlængelse, hvorimod det har en væsentlig højere UV-bestandighed end PET, der mister en stor del af sin fleksibilitet ved eksponering i UV-lys.

En mere udførlig beskrivelse af denne test findes i Bilag B.

4.3 Ikke-videnskabelig kvalitetstest af tre produkter

For at teste kvaliteten af produkter i bioplast, har man i et tidligere projekt udvalgt 3 bioplastprodukter fra en tysk producent og testet deres holdbarhed ved brug [27]. Testene i dette tidligere projekt følger ikke nogle standarder, men er lavet ud fra praktiske erfaringer og viden om produktet.

4.3.1 Kaffekrus af cellulose belagt med majsstivelse

Testen foregik ved at kruset blev udsat for varm væske gentagne gange. Der blev hældt 80 °C varm kaffe ned i kruset, hvorefter kaffen fik lov til at stå i kruset og afkøle.

Efter denne første tilsætning af varm væske var der ikke nogen synlig forandring af kruset. Herefter hældte man kaffe med temperaturen 80 °C i kruset gentagne gange.

Efter 2 gange var kruset stabilt og tæt. Efter 3 gange var kruset ustabil eller utæt. Forhandleren konkluderer på basis af denne test, at kruset kan holde til at drikke varm kaffe med eventuel påfyldning, men der er naturligvis en vis usikkerhed forbundet med denne slutning.

4.3.2 PLA-bæger

PLA-bægre blev testet ved, at der blev hældt koldt vand, kold sodavand eller kold kaffe i tre bægre, hvorefter man lod dem stå ved stuetemperatur og indendørs fugtighed i en måned. Efter denne måned var der ikke synlige tegn på nedbrydning, og bægrene var stadig stabile. Forhandleren konkluderer på baggrund af denne test, at bægrene er fuldt stabile ved brug til kolde væsker i en normal anvendelse (til f.eks. ét arrangement, hvor glasset smides ud efter endt brug).

4.3.3 Majsstivelses-bæreposer

Denne test foregik ved, at bæreposer i majsstivelse blev fyldt med 10 liter vand og derefter hængt op. Efter 5 dage var posen stadig fyldt med vand. Hankene var udvidet, men posen bar ikke tegn på nedbrydning.

Forhandleren konkluderer derfor, at poserne er stabile og velegnede til at bære forskellige varer i - også ved kontakt med væske, så som f.eks. ved regnvejr, eller hvis der ved uheld løber væsker ud i posen. Det forudsættes dog, at poserne kun anvendes til et indkøb og ikke skal bruges igen og igen.

5 Marked

Markedet for bioplast og andre materialer baseret på fornybare råvarer er i vækst ikke mindst på grund af en stigende efterspørgsel efter bæredygtige produkter. I det følgende præsenteres viden om det globale og det danske marked samt information om pris.

5.1 Det globale marked

BCC Research estimerede i 2007, at det globale marked for bioplast i 2012 vil være ca. 547.000 tons (1.203 millioner lb) [28]. Det svarer til en tilvækst i markedet for bioplast på 17,3 % pr. år fra 2007. En anden kilde estimerer en gennemsnitlig stigning på 17,7 % i verdensmarkedet for bionedbrydelig plast i perioden 2005-2010 [14], fra 94.800 tons i 2005 til 214.400 tons i 2010. Brancheforeningen European Bioplastics estimerede, at det europæiske marked for bioplast i 2007 udgjorde 75.000-100.000 tons [29], mens en undersøgelse fra 2009 angiver, at efterspørgslen på bioplast i 2008 var på omkring 200.000 tons på verdensplan [2].

Som det kan ses, er estimaterne meget forskellige, hvilket bl.a. kan skyldes, at man bruger termen bioplast og bionedbrydelig plast på forskellige måder og dermed inkluderer forskellige typer af plast.

De tre største markeder er Vesteuropa, Nordamerika og Asien, hvor efterspørgslen i 2008 var henholdsvis 38 %, 29 % og 29 % [2]. Grunden til at efterspørgslen i Europa er forholdsvis stor, er dels forbrugernes efterspørgsel, dels lovgivning, der fremmer bioplast, og dels eksisterende indsamlingssystemer for komposterbart affald [2].

I 2008 var den globale produktion af plast ca. 245 millioner ton [30]. Det betyder, at de ovennævnte ca. 200.000 tons kun udgør en meget lille del af den totale plastproduktion (ca. 0,1 %).

På verdensplan var der i 2005 ca. 30 leverandører af bioplast [14]. Det er kun en håndfuld af de plastproducenter, der opererer i kommerciel skala [14], og de inkluderer bl.a. Novamont, NatureWorks LLC, Telles og Tianan.

Produktionen af biopolymerer foregår i hovedsagen i Nordamerika, Vesteuropa og Japan, men det forudses, at Brasilien vil blive verdensførende i fremtiden [2].

Figur 5-1 viser European Bioplastics estimat for, hvor stor produktionskapacitet af bioplast der globalt kan opnås i 2007, 2009 og 2011. Sammenlignes tallet for 2011 med de 245 millioner tons fra 2008, kan det ses, at det også i dette estimat

er en meget lille del af den samlede plastproduktion, der kan udgøres af bioplast (ca. 0,6 %).

Et andet estimat for, hvor stor en andel biobaserede polymerer kan udgøre af den totale polymerproduktion (hvis man tager hensyn til tekniske, økonomiske, sociale og miljømæssige faktorer), ligger på 1-2 % i 2010 og 1-4 % i 2020 [7], hvilket er noget højere.

75 % af de plasttyper, som efterspørges i Europa, er polyethylen (primært LDPE, LLDPE og HDPE), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC), polystyren (PS og EPS) og polyethylen terephthalat (PET) [2].

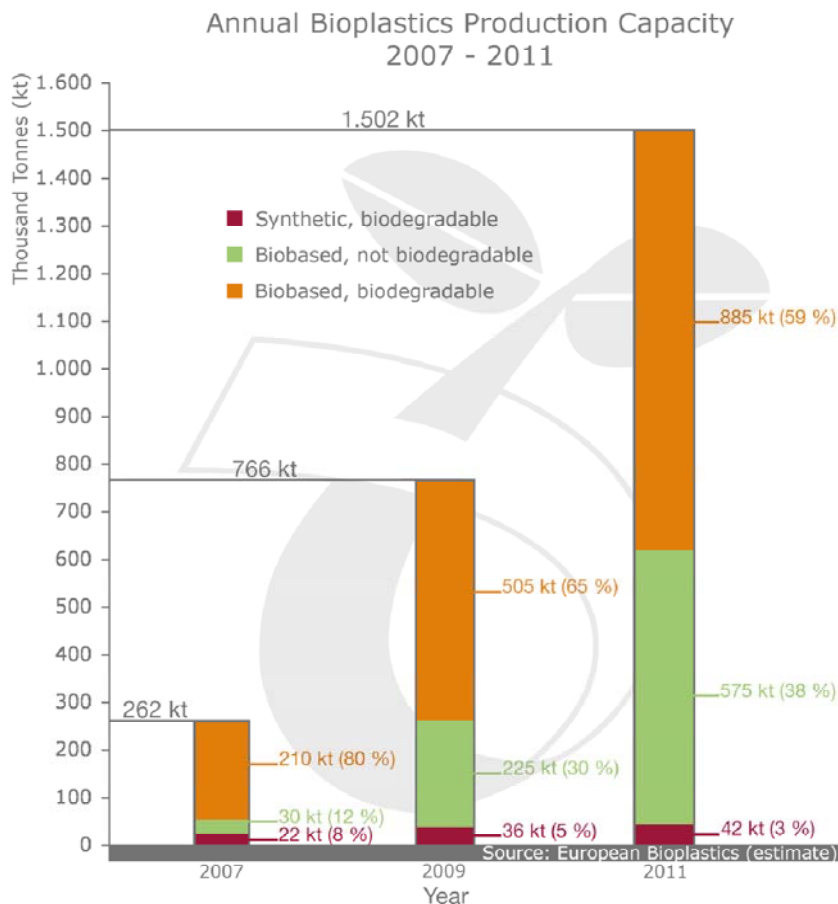
For mange af disse plasttyper er det potentielt muligt at substituere med bioplast [7, 8]. Substitutionspotentialitet afhænger selvfølgelig af anvendelsesområdet. Emballage udgør den største individuelle gruppe af plastprodukter, nemlig ca. 38 % [30]. For netop denne gruppe af produkter er substitutionspotentialitet stort, da det er et af bioplastens vigtigste anvendelsesområder. Ca. 39 % af al bioplast i verden anvendes til emballage og 21 % til poser og sække [14].

Der er en række faktorer, der har indflydelse på, hvor hurtigt bioplast implementeres på markedet. Det er f.eks. råvarepris, pris på konventionel plast, regulering (f.eks. afgifter), markedskræfter osv. [14, 7, 8].

PLA er den bioplast-type, som har opnået størst kommerciel interesse [31]. Denne tendens ses også i Danmark, hvor flere virksomheder køber PLA fra udlandet for at lave forretning i Danmark ved videresalg eller forarbejdning til nye produkter [32].

Det forventes også, at PLA er den biopolymer, som vil have den hurtigste tilvækst, på grund af reduceret pris, anvendelighed og produktionsudviklingsmuligheder [33, 14].

Også PHA'er vil have en stærk tilvækst, på ca. 60 % pr. år, i takt med at kommercielle anlæg bygges og processerne optimeres [14]. Dette skal dog ses i lyset af, at udgangspunktet for dette tilvækstestimat var tæt på 0, da der nærmest ikke var noget marked for PHA'er for bare 10 år siden (år 2000 er brugt som basisår).



Figur 5-1. Estimeret årlig produktionskapacitet for bioplast [29].

5.2 Det danske marked

Anvendelse af biopolymerer er et område med et stort udviklingspotentiale i Danmark [34].

Der er på nuværende tidspunkt en begrænset produktion og anvendelse af biopolymerer i Danmark [34]. Den nuværende produktion af halvfabrikata og produkter er primært baseret på PLA indkøbt på verdensmarkedet [34].

Mange af de engangsartikler, der sælges på det danske marked af danske leverandører, er importerede som færdige produkter, dvs. de fremstilles ikke i Danmark. Færch Plast er et eksempel på en dansk virksomhed, der faktisk producerer engangsartikler i bioplast, nærmere bestemt PLA [23].

Danske virksomheder, der forhandler engangsartikler i bioplast på det danske marked (uden at have en egentlig produktion), inkluderer:

- Plant2Plast
- Greenway Denmark
- ZENZO group
- Abricon
- Field Advice
- Rubek Emballage

Plant2PLast

Plant2Plast markedsfører engangsartikler, især i form af take-away beholdere til fødevarer, der er produceret ud fra flere forskellige fornybare råmaterialer [35]. Produkter i bioplast er f.eks. PLA-glas til kolde drikke, PLA-belagte papbægre til varme drikke, beholdere i PLA til kolde retter, bestik, PLA-belagte papæsker, salatbeholdere med bioplastvindue og poser og bæreposer i MaterBi/PLA.

Plant2Plast leverer emballagen til Københavns Kommunes skolemadordning EAT (<http://www.kk.dk/eat.aspx>).

Greenway Denmark

Greenway Denmark markedsfører ligeledes en række beholdere til fødevarer, bl.a. drikkebægre i PLA, salat- og dessertbeholdere i PLA [36]. Desuden markedsfører Greenway Denmark poser i stivelsesbaseret plast.

Virksomheden har specialiseret sig i salg og produktion af produkter, som kommer fra fornybare materialer, og virksomheden fokuserer meget på, at produkterne er fremstillet af bionedbrydelige materialer, og at de er komposterbare [36].

Greenway Danmark tilbyder produkter indenfor catering, poser, folier, emballering og legetøj. Produkter såsom krus, glas og fødevareremballage laves i bioplasten PLA. PLA'en produceres af den tyske virksomhed Cornpack GmbH & Co. KG [36] under navnet "Loick Biowertstoffe" (<http://www.loick-biowertstoffe.de>).

PLA'en er produceret af majs, hvede og gulerødder. Produkterne i denne PLA egner sig kun til kolde drikke og fødevarer (de er varmestabile op til 45 grader celsius) og er testet til at blive nedbrudt i løbet af 6 uger. Produkterne kan ikke bruges i en mikrobølgeovn [36].

Zenzo Group

Zenzo Group markedsfører bionedbrydelige plastposer af mærket BioBag [37]. BioBag produceres af Biobag International, og det fremgår af Biobag

Internationals hjemmeside, at poserne er fremstillet af MaterBi® [38]. Det vil sige, at disse poser formentlig kun består delvist af fornyelige råvarer, hvilket teksten på hjemmesiden også antyder.

Virksomhedens plastposer er lavet af PHA/PHB, og poserne er både til køkkenaffald og til hundeefterladenskaber.

Zenzo Group har i 8 år været partner med producenten BioBag International, Norge. De har i denne periode haft kontakt med de danske kommuner og de professionelle aktører inden for sektoren for affaldshåndtering.

Markedets interesse for poser lavet af bioplast, har været jævnt stigende gennem de seneste år, ifølge Philip Bertel fra Zenzo Group. Det er virksomhedens overbevisning, at kildesortering vil vinde indpas i flere sammenhænge, også i forbindelse med sortering af køkkenaffald i private husholdninger og i større professionelle storkøkkener.

I disse år, og indenfor den næste 3-5 årige periode, vil der i flere danske kommuner blive foretaget flere test, hvor poser i bioplast, papirposer og konventionelle plastposer vil blive sammenlignet i forbindelse med den videre håndtering af bioaffald fra køkkener, mener Philip Bertel. I denne fase vil det være helt afgørende for testenes udfald, hvorvidt de fælleskommunale affaldsselskaber er klar til at modtage og behandle bioaffaldet.

Behandles poser i bioplast korrekt i komposteringsfasen hos affaldsselskaberne vil slutproduktet (komposten) være af en meget høj kvalitet uden fragmentrester fra poserne i bioplast. Det er vigtigt her at pointere, at virksomhedens poser i bioplast altid er certificeret i henhold til EN-13432, hvor specifikke krav til nedbrydelighed og 100% komposteringsevne skal dokumenteres, udtaler Philip Bertel (pers. komm. d. 23. juli 2009).

Markedet kan, ifølge Philip Bertel, opdeles i 3 segmenter:

1. Kommuner og offentlige institutioner
2. Private virksomheder
3. Konsumentmarkedet (direkte til forbrugere)

Zenzo Group sælger og leverer direkte til kommuner og offentlige institutioner. Bioposer anvendes her alene til håndtering af bioaffald, det være sig køkkenaffald fra private husholdninger, kommunalt drevne storkøkkener og kantiner m.fl.

Nogle kommuner anvender poser i bioplast til indsamling af hundeefterladenskaber. Her er argumentet ofte "hvorfor opsamle en

bionedbrydelig hunde høm-høm i en konventionel plastpose, som har en nedbrydelighed på mere end 100 år?" (Philip Bertel, pers. komm. d. 23. juli 2009).

Zenzo Group sælger ikke direkte til den professionelle køkkenbranche. Her er det oftest de større aktører inden for sektoren for affaldshåndtering, som varetager og tilbyder en samlet pakke med afhentning af bioaffald og levering af poser i bioplast.

Konsumentmarkedet er heller ikke der, hvor Zenzo Group har den store erfaring, dog er det virksomhedens indtryk, at supermarkederne ikke er interesserede i at tage for mange poser i bioplast med i varesortimentet. Efterspørgslen er lille og omsætningshastigheden er for langsom sammenlignet med konventionelle plastposer, mener Zenzo Group (Philip Bertel, pers. komm. d. 23. juli 2009).

Priserne er, ifølge Zenzo Group, svære umiddelbart at sammenligne, idet man typisk skelner mellem levering af et koncept bestående af flere sammenhængende produkter, når der afgives tilbud i forbindelse med offentlige udbud. Zenzo Group opererer derfor ikke med en prisliste på poserne i bioplast.

Dog kan man godt drage en prissammenligning på poser i bioplast til hundeefterladenskaber og poser til samme anvendelse fremstillet i konventionel plast, udtaler Zenzo Group. Her er prisen på en pose i bioplast ca. 75-85 % dyrere, ifølge virksomheden selv (Philip Bertel, pers. komm. d. 23. juli 2009).

Zenzo Groups forventninger til det fremtidige markedet er meget afhængig af politikernes holdning og beslutninger indenfor håndtering af køkkenaffald og bioaffald i øvrigt. Virksomheden forklarer det ved, at der i dag jo er flere interesser i den danske affaldssektor, hvor de store forbrændingsanlæg er i høj prioritet rent politisk, og alt affald afbrændes og anvendes til fremstilling af energi.

Philip Bertel fra Zenzo Group tror på, at der over de næste 5-10 år vil ske en langsom holdningsændring på området, og at der vil blive taget beslutninger om en mere selektiv og bedre udnyttelse af de forskellige fragmenter i det indsamlede affald. Dette vil forhåbentlig medføre et større behov for bioposer på alle tre markedssegmenter og dermed et øget salg, udtaler Philip Bertel (pers. komm. d. 23. juli 2009).

Abricon

Informationen på Abricons hjemmeside er meget kortfattet, idet der kun oplyses, at "Abricon er et Dansk firma, som distribuerer biologisk nedbrydelige emballageprodukter. Vi har alt indenfor bestik, tallerkner, krus, kopper, skåle,

fade og beholdere. Alle produkter i vores sortiment er lavet af naturlige materialer, som miljørigtigt alternativ til forurenende plasticprodukter" [39].

Field Advice

Field Advice er forhandler af samlede løsninger inden for områderne snacks, maskiner, engangsemballage/mademballage, engangsservice, bestik og tallerkener. De sælger glas, salatbægre, containere og bestik i PLA fra NatureWorks LCC, samt beholdere og bestik i stivelsesbaseret plast [40]. Produkterne leveres af www.natureplastic.com, som er en leverandør i Frankrig. Field Advice indgår ikke i dette projekt, da vi først fik kendskab til deres eksistens under selve rapportskrivningen.

Rubek Emballage

Rubek Emballage leverer ligkisteornamenter i bionedbrydelig plast [41]. Om denne plast er baseret 100 % på bioplast fremgår ikke, men der er primært tale om bioplasten af typen Transmare BIO, som er et PLA-produkt lavet af stivelse fra hvede.

Rubek Emballage forbruger ca. 5 tons bioplast pr. år til produktion af ligkistepynt i bioplast. Det er et krav, at produkterne skal være komposterbare og ikke må afgive giftige gasser ved afbrænding. Rubek Emballage har ca. 15 kunder, som producerer ligkister med pynt lavet af bioplast.

Kravene til ligkistepynten er, at den ikke må være for sprød, da den sømmes fast med en sømpistol. Desuden er det et krav, at overfladen skal være glat og pæn og kunne males med en maling, som altid skal være vandbaseret.

Krematorieforeningen angiver, at materialet ikke må forurene omgivelserne ved afbrænding i deres gas- og olieovne. Og foreningen stiller desuden krav til, at materialerne skal være nedbrydelige over en årrække – men uden at stille krav til type nedbrydelighed eller antal år (Ole Rubek, pers. komm. d. 24. november 2009).

I tillæg til produktionen af ligkistepynt er det ønskeligt også at kunne anvende bioplasten til kisternes håndtag, men det har indtil videre ikke været en succes, da belastningen af håndtagene er for stor i forhold til styrken i bioplasten, hvorfor den går i stykker, når kisten skal bæres.

Det er et krav fra Krematorieforeningen, at håndtaget heller ikke må brække ved fejlhåndtering. Det vil i praksis sige, at hvis en person kommer til at løfte i ét af håndtagene, uden at der er andre der løfter, skal håndtaget fortsat kunne holde til kistens vægt.

Desuden må materialet til håndtaget ikke ændre struktur ved ydre påvirkninger fra miljøet, som for eksempel fugt, varme og frost. Der må dog gerne være 25 % anden ikke-bionedbrydelig materiale anvendt til forstærkning af håndtagene, som er mere hårdfør end bioplast, men det må ikke indeholde tilsætningsstoffer, som kan forurene ved afbrænding (Ole Rubek, pers. komm. d. 24. november 2009).

Rubek Emballage er pt. i gang med et projekt, hvor det undersøges nærmere, om lerdUER til flugtskydning med fordel kan produceres i bioplast, da de nuværende lerdUER er baseret på et petroleumprodukt. Det skal dog nærmere undersøges, hvilken bioplast, der kan anvendes, og om der er bindemidler i bioplasten, som skal erklæres uden negative miljøpåvirkninger før produktion og salg iværksættes. Desuden er det vigtigt, at eventuelle fremtidige lerdUER i bioplast har den rigtige porøsitet, da lerdUERne gerne skulle kunne eksplodere i en sky af partikler, når de bliver ramt af et haglskud (Ole Rubek, pers. komm. d. 30. juni 2009).

Når det gælder fremtidige produkter i bioplast, udtaler Ole Rubek, at det nok er lidt tvivlsomt, hvor mange emballageprodukter, der vil blive produceret, da det er virksomhedens erfaring, at markedet ikke vil betale ekstra, idet emballageprodukterne alligevel bare går til affaldsforbrænding efter endt brug. Det er først, når der kommer miljøkrav, at man er villig til at betale ekstra for emballagen (Ole Rubek, pers. komm. d. 30. juni 2009).

Distrupol Nordic

Forhandler bioplast produkter fra Transmare i Holland. Sælger blandt andet PLA produkter til Rubek Emballage A/S til deres pynt til ligkister. Produkterne har varemærket Transmare Bio 35MI-10-0,001.

Også de markedsledende virksomheder for engangsartikler i Europa producerer artikler af bioplast, f.eks. Huhtamaki, Duni & Papstar [22, 42, 43].

5.2.1 Brugere af engangsartikler i bioplast

I Danmark er brugerne af engangsartiklerne i bioplast meget forskellige.

Det kan være private virksomheder, som ønsker at anvende engangsartikler i bioplast i deres kantine eller til større arrangementer.

Det kan også være specialforretninger, som ønsker at kunne tilbyde deres kunder alternativer til engangsartikler i konventionel plast, fordi de selv (og dermed også deres kundegruppe) har en bestemt miljøprofil.

Større detailkæder er også seriøst interesserede i at kunne forhandle engangsartikler i bioplast, men det er vigtigt for detailkæderne at priserne er på et niveau, hvor det er muligt at have en indtjening på produkterne, og at produkterne med sikkerhed kan markedsføres med den rigtige miljøprofil – fx med et officielt miljømærke, såsom det nordiske miljømærke Svanemærket og det europæiske miljømærke Blomsten.

Endelig er der en tendens til at større events i Danmark i stigende grad ønsker at benytte sig af engangsartikler i bioplast. Det gælder f.eks. COP15 og Roskilde festival (se mere i case 3, afsnit 8.4). Ved sådanne arrangementer er det relativt let at indsamle produkterne igen efter endt brug uden at kontaminere affaldet med andre typer produkter, og derfor er det oplagt at lave forsøg med f.eks. bioforgasning af dette affald, som det er gjort med bioplast-affaldet fra Roskilde festival.

5.3 Pris

Prisen på plast varierer over tid og varierer betragteligt fra en plasttype til en anden.

Mange faktorer påvirker markedsprisen for en polymer, bl.a. råvarepris, pris på konkurrerende materialer, forarbejdningsomkostninger og efterspørgsel [7].

Den høje pris på biobaserede polymerer har i lang tid været den største barriere for udviklingen af et verdensmarked for bioplast. Produktionsprocesserne for bioplast er stadig i den primære udviklingsfase, og de er derfor ikke fuldt optimerede [83]. Men ny teknologi, produktionsudvikling og større produktionsmængder medvirker til, at prisen på biopolymerer er faldende, og dermed bliver bioplast mere konkurrencedygtig i forhold til konventionel plast [31, 14, 44].

Udover den teknologiske udvikling, har også de stigende oliepriser medført en bedre prismæssig konkurrenceevne for bioplast.

Ifølge European Bioplastics, ligger prisen på biobaserede polymerer på €1,50 til €4 per kg [44]. Det er dog ikke oplyst, hvilken dato der er gældende for denne prisinformation.

I en rapport fra 2009 oplyses det, at prisen for stivelsespolymerer i Europa ligger mellem €2 og €5 per kg, og at NatureWorks LLC solgte PLA til store kunder for ca. €1,9 per kg [8].

Generelt har prisen på PHA'er været meget højere end prisen på andre biopolymerer. Dette skyldes høje råvarepriser, høje forarbejdningsomkostninger

og små produktionsvolumener [8]. Dog er prisen i de seneste fem år faldet væsentligt. I 2009 solgte Tianan dets PHBV for €3,4 per kg (omregnet fra \$4,40 per kg) [8].

Plastindustrien oplyser på deres hjemmeside, at basisplast, såsom typer af PE og PP, i oktober 2008 kunne købes for under €0,75 per kg [45]. Gennemsnitlige priser for PE og PP på London Metal Exchange var i juli 2010 henholdsvis €0,98 og €0,94 (omregnet fra \$1,29 er kg og \$1,24 per kg) [46]. Dvs. prisen for bioplast er ca. 1,5-7 gange dyrere per kg end konventionel plast. Det er væsentligt lavere end de prisforskelle, der tidligere er blevet rapporteret, f.eks. helt op til 30 gange dyrere [9].

Men det er vigtigt, at man her gør sig klart, at priser på den konventionelle plast kan variere markant i takt med olieprisen og andre markedsforhold (som f.eks. råvare-tilgængelighed), og derfor er det vanskeligt at sammenligne priser generelt mellem bioplast og konventionel plast. Man er nødt til at se på situationen i det enkelte øjeblik.

Termoplastmaterialer, der er baserede på stivelsespolymerer, har en større densitet end de fleste konventionelle termoplaste og andre bioplastmaterialer. Dette mindsker, på volumenbasis, den prismæssige konkurrenceevne for bioplast [8].

6 Lovgivning og afgifter

Ved brug af bioplast i engangsartikler er der flere lovgivningskrav, der skal efterleves.

I princippet bliver bioplast og konventionel plast behandlet ens i den europæiske og danske lovgivning. Plastmaterialer og plastgenstande er dels omfattet af lovgivning på miljø- og afgiftsområdet, dels omfattet af lovgivning på fødevarerområdet, hvis materialerne er påtænkt til fødevarerbrug. Nedenfor beskrives relevant lovgivning i store træk.

6.1 Miljørelateret lovgivning

Engangsartikler af bioplast skal blandt andet opfylde de krav, der opstilles i EU-direktivet om emballage og emballageaffald samt i REACH [47, 48]. Anden affaldslovgivning, der er relevant for bioplast, er bl.a. deponeringsdirektivet [49], der forbyder deponering af forbrændingseget affald og stiller krav til begrænsning af deponering af bionedbrydeligt affald samt slamdirektivet [50], der stiller krav til spredning af materiale på landbrugsjord.

Europa-Parlamentet og Rådets direktiv 94/62/EF af 20. december 1994 om emballage og emballageaffald finder anvendelse på al emballage, uanset hvilke materialer der er anvendt [47]. Direktivet fastsætter foranstaltninger rettet mod, som første prioritet, at forebygge produktion af emballageaffald. Andre grundlæggende principper i Emballagedirektivet er genbrug, genvinding og andre former for genanvendelse af emballageaffald samt, som følge heraf, reduktion af den endelige bortskaffelse af affaldet.

Indtil der foreligger videnskabelige og teknologiske resultater vedrørende genanvendelsesprocesser, betragtes genbrug og genvinding som de foretrukne processer med hensyn til miljøbelastning.

Der stilles krav til, hvordan emballagen skal udformes, fremstilles og markedsføres.

Emballagen skal:

- fremstilles på en sådan måde, at emballagens rumfang og vægt mindskes til det minimum, der behøves til at bevare det for det emballerede produkt og for forbrugeren nødvendige sikkerheds-, hygiejne- og acceptniveau.
- udformes, fremstilles og markedsføres på en sådan måde, at den kan genbruges eller genanvendes, herunder genvindes, og således at miljøbelastningen herfra mindskes mest muligt i forbindelse med

bortskaffelse af emballageaffald eller restprodukter fra emballageaffaldshåndtering

- fremstilles på en sådan måde, at indholdet af skadelige og andre farlige stoffer og materialer som bestanddele af emballagematerialet eller af emballagekomponenterne, minimeres for så vidt angår deres tilstedeværelse i emissioner, aske eller nedsivende vand fra lossepladser, når emballager eller restprodukter fra håndtering af emballageaffald forbrændes eller deponeres [47].

Når det gælder bionedbrydelig emballage, er der desuden opstillet følgende to krav:

- Emballageaffald, der forarbejdes med henblik på kompostering, skal være bionedbrydeligt i en sådan grad, at det ikke hindrer separat indsamling og den komposteringsproces eller komposteringsaktivitet, som affaldet underkastes.
- Bionedbrydeligt emballageaffald skal kunne nedbrydes fysisk, kemisk, termisk eller biologisk på en sådan måde, at det meste af komposten til slut nedbrydes til kuldioxid, biomasse og vand.

Medlemslandene skal også tilskynde industrien til ved fremstilling af emballage og andre produkter at bruge materialer, der stammer fra genvundet emballageaffald, hvis dette er hensigtsmæssigt.

Hvis bioplastprodukterne komposteres, er anvendelsen af det kompostprodukt, der produceres, reguleret gennem bekendtgørelse nr. 1650 af 13. december 2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål, herefter kaldet Slambekendtgørelsen [51].

Slambekendtgørelsen angiver overordnede regler for hvilket affald, der må bruges til fremstilling af kompost, der skal bruges på dansk jord. Den danske slambekendtgørelse er baseret på EU's direktiv om slam [50]. I Slambekendtgørelsen er der angivet præcist, hvad affaldet skal analyseres for, og hvilke grænseværdier, det skal overholde, før det må bruges til jordbrugsformål.

De testmetoder, man skal anvende for at sikre overholdelsen af slambekendtgørelsen, skal man have oplyst hos Miljøstyrelsen. Det er f.eks. ikke nok at have et tysk DIN certifikat, hvis andre testmetoder ønskes, da det ikke nødvendigvis er det samme, der er analyseret for, og fordi testmetoderne kan være forskellige.

Når man har analyseret korrekt i henhold til Slambekendtgørelsen, kan man indsende en ansøgning til den kommune, hvor kompostproduktet skal ud på

jorden. I kommunen vil man, når man modtager en ansøgning, udover at se på om Slambekendtgørelsen er overholdt, også kontrollere om paragraf 19 i Miljøbeskyttelsesloven er overholdt [52]. Det skyldes, at bioplast ikke er blandt de affaldstyper, som Slambekendtgørelsen primært omhandler (for eksempel spildevandsslam).

Miljøbeskyttelseslovens paragraf 19 sikrer, at intet affald, som kan være til skade for jord og grundvand udledes på marken. Og det kræver en indsigt i, hvilke råmaterialer og kemiske stoffer, som affaldet indeholder. Da sådanne oplysninger kan være meget svære at få fat i fra producenternes side, på grund af fortrolighedshensyn, kan der opstå problemer med at få tilladelse. Kommunen vil normalt ikke godkende affaldet til kompostering, hvis de ikke kender affaldets sammensætning fuldstændig. Derfor kan det i Danmark være svært at få tilladelse til at bruge kompostprodukterne, for eksempel på landbrugsjord [53].

REACH, som er EU's kemikalierregulering, har blandt andet bestemmelser om, hvilken dokumentation for kemiske stoffer, der skal foreligge, for at de kan godkendes.

Formålet med REACH er blandt andet at sikre et højt beskyttelsesniveau for menneskers sundhed og miljøet samt sikre fri bevægelighed på det indre marked for stoffer generelt - i kemiske produkter og i artikler [48].

Nogle få grupper af stoffer, såsom visse mellemprodukter og polymerer, er fritaget for registreringskravet. Der er dog stadig en informationsforpligtelse, der har betydning for den plastforarbejdende industri.

For den plastforarbejdende industri betyder det f.eks., at for at kemikalieproducenterne er i stand til at lave en risikovurdering, er det nødvendigt, at deres kunder, råvareproducenterne, der f.eks. producerer polymerblandingerne ud fra basiskemikalierne, informerer kemikalieproducenterne om den forventede anvendelse af råvaren og det forventede eksponeringsniveau af kemikalierne under produktion og anvendelse af råvaren.

Denne informationsforpligtelse gælder i nogen grad også den plastforarbejdende industri. Den vil modtage oplysninger om kemikalierne og deres forventede anvendelser fra råvareproducenterne/-leverandørerne.

Men såfremt råvarerne anvendes til formål, der ikke var forudsat af råvareleverandørerne, vil brugeren være ansvarlig for at give oplysninger om denne anvendelse samt det forventede eksponeringsniveau til råvareleverandørerne [54].

6.2 Fødevarerrelateret lovgivning

Alle materialer og genstande, der er bestemt til kontakt med fødevarer, er dækket af bestemmelserne i EU forordning 1935/2004 [55], der danner rammen for reglerne til fødevarekontaktmaterialer. For plastmaterialer er der endvidere direktiv 2002/72/EF om plastmaterialer og plastgenstande, der er bestemt til at komme i berøring med levnedsmidler. Desuden er også forordning 282/2008 om materialer og genstande af genvundet plast, der er bestemt til kontakt med fødevarer [56, 57].

Samme sikkerhedskriterier og testmetoder skal anvendes for alle materialer, uanset deres oprindelse [5]. EU-forordning 1935/2004 er ikke til hinder for, at de forskellige EU-lande kan have særregler på fødevarekontaktmateriale området, så længe de er i overensstemmelse med forordningens bestemmelser.

Der er således en række lande, der har særregler på området. For plast har lande som Frankrig, Tyskland, Grækenland, Italien, Holland og Spanien specielle regler. Danmark har ingen særregler for plast som fødevarekontaktmateriale [3].

Reglerne er gældende for materialer og genstande, som i færdig tilstand:

- er bestemt til at komme i kontakt med fødevarer,
- allerede er i kontakt med fødevarer, eller
- med rimelighed kan antages at komme i kontakt med fødevarer eller at afgive deres bestanddele til fødevarer under normale eller forudsigelige anvendelsesforhold [55].

EU-reglerne er implementeret i Danmark via BEK nr. 1068 af 13.11.2009, "Bekendtgørelse om materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer" [58]. Det fremgår som beskrevet i BEK nr. 1068/2009, at udgangsstoffer, såsom mælkesyre (som PLA er baseret på), stivelse og cellulose (som nogle typer bioplast er baseret på) er på listen over tilladte monomerer og andre udgangsstoffer, der må anvendes ved fremstilling af plastmaterialer og plastgenstande. I bekendtgørelsen betragtes folie af cellulosegenerater, der er fremstillet af raffineret cellulose af ikke-genanvendt træ eller bomuld, ikke som værende plast.

Der er en række generelle krav til fødevarekontaktmaterialer og især fødevarekontaktmaterialer af plast:

- Materialer og genstande af plast må udelukkende fremstilles af de monomerer og andre udgangsstoffer, der er anført i bilag til bekendtgørelsen og udelukkende på de fastsatte restriktioner og/eller specifikationer [58]. Listen over de tilladte monomerer og andre udgangsstoffer kan udvides ved en godkendelse af "nye stoffer" [56].

- Materialer og genstande af plast må udelukkende fremstilles ved brug af de additiver, der er anført i bilag til bekendtgørelsen, og med de anførte restriktioner og/eller specifikationer. Fra den 1.1.2010 må kun additiver, der er opført på fællesskabslisten (positivlisten) over additiver anvendes ved fremstilling af plastmaterialer og plastgenstande [58].
- Materialer og genstande skal fremstilles i overensstemmelse med god fremstillingspraksis (GMP) [55]. Regler for god fremstillingsmæssig praksis for materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer fremgår af EU forordning 2023/2006 [59].
- Materialer og genstande må ikke under normale eller forudsigelige anvendelsesforhold afgive bestanddele til fødevarer i mængder:
 - der kan frembyde en fare for menneskers sundhed [55]
 - der kan forårsage en ændring af fødevarens sammensætning (total migrationsgrænse) [55]. Denne totale migrationsgrænse er for plast fastsat til 10 mg/dm² eller 60 mg/kg fødevarer.
 - der kan forårsage en forringelse af fødevarernes organoleptiske egenskaber (dvs. ændre på sanseindtryk som lugt, smag, udseende) [55].
- Materialer og genstande, der ved markedsføringen endnu ikke er i kontakt med fødevarer, skal:
 - ledsages af angivelse "til kontakt med fødevarer" eller et specifikt symbol (med glas/bestik) gengivet i EU Forordning 1935/2004, (med mindre genstanden er klart bestemt til at komme i kontakt med fødevarer). Det skal være angivet direkte på materialerne og genstandene eller deres emballage.
 - om nødvendigt ledsages af særlige anvisninger, der skal overholdes, for at de pågældende materialer og genstande kan anvendes sikkert og korrekt (på et sprog, der er let forståeligt for køberen).
 - ledsages af passende mærkning, så de pågældende materialer og genstande kan spores [55].

Materialer og genstande af genvundet plast må kun markedsføres, hvis de indeholder genvundet plast, der udelukkende er tilvejebragt ved en genvindingsproces, som er godkendt i henhold til forordning (EF) Nr. 282/2008.

Forordningen finder ikke anvendelse på følgende materialer og genstande af genvundet plast, forudsat at de er fremstillet i overensstemmelse med god fremstillingspraksis:

- Materialer og genstande af genvundet plast fremstillet med monomerer og udgangsstoffer fremkommet ved kemisk depolymerisering af plastmaterialer og plastgenstande.

- Materialer og genstande af genvundet plast fremstillet af ubrugt afklip fra plastproduktion og/eller processkrot, og som genvindes på samme produktionssted eller anvendes på et andet sted.
- Materialer og genstande af genvundet plast, hvor den genvundne plast anvendes bag en funktionel plastbarriere [57].

Krav om hygiejne, kontrol og egenkontrol på fødevarerområdet findes i en række forordninger mv.:

- Lov nr. 526 af 24/06/2005: Lov om fødevarer
- Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) nr. 178/2002 af 28. januar 2002 om generelle principper og krav i fødevarerlovgevingen, om oprettelse af Den Europæiske Fødevarsikkerhedsautoritet og om procedurer vedrørende fødevarsikkerhed.
- Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) nr. 882/2004 af 29. april 2004 om offentlig kontrol med henblik på verifikation af, at foderstof og fødevarerlovgevingen, samt dyresundheds- og dyrevelfærdsbestemmelserne, overholdes.
- Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) Nr. 852/2004 af 29. april 2004 om fødevarerhygiejne.

Disse krav vil også være gældende for engangsartikler i bioplast.

6.3 Emballageafgifter

I Danmark er der en lang række afgifter fordelt på forskellige emballagetyper. Afgifterne er beskrevet i emballageafgiftsloven, "Lovbekendtgørelse 101 af 13. februar 2001 om afgift af visse emballager, poser, engangsservice og PVC folier" [60].

Mange af de fastlagte afgifter har relevans for engangsartikler i bioplast, da det netop er poser, engangsservice og emballage, der er de mest almindelige produkter, som i dag produceres i bioplast i Danmark.

Poser af plast med et rumfang på over 5 liter med hank beskattes med en afgift på 22 kr. pr. kg [60]. Sådanne poser i bioplast, deriblandt bæreposer, er på dette grundlag blevet beskattet som poser af konventionel plast med 22 kr. pr. kg. Poser i bioplast er som regel tungere end almindelige plastposer, og da afgiften beregnes efter posernes vægt, har det betydet, at poserne i bioplast på stykbasis har været pålagt højere afgifter end konventionelle plastposer.

I efteråret 2009 er afgiftsstrukturen ændret, så bæreposer af biologisk nedbrydeligt materiale, der er fremstillet på basis af plantestivelse (herunder majs- og kartoffelstivelse), er omfattet af afgiftssatsen for papirposer. Ved

biologisk nedbrydeligt materiale forstås, at materialet lever op til anerkendte tekniske standarder herfor, f.eks. den europæiske standard EN 13432 [61].
Dermed er afgiftssatsen 10 kr. pr. kg. [60].

Engangsservice er også underlagt en afgift, og den ligger i både 2009 og 2010 på 19,20 kr. pr. kg [60]. Afgiften er den samme for alle materialer. I Danmark forsøger man fra statens side formentlig at fastholde denne afgift på 19,20 kr. pr. kg, også for engangsservice i bioplast, idet produkterne indtil videre skal affaldshåndteres ligesom andre engangsartikler [16].

Afgiftsstrukturen for emballage er mere kompliceret end afgiftsstrukturen for poser og engangsservice. Afgiftssatser for forskellige kategorier emballage er listet i Tabel 6-1 og Tabel 6-2. Som det ses af tabellerne nedenfor, er der ikke specifikke afgifter for emballage i bioplast. Derfor skal bioplast påregnes den samme afgift som konventionelle plasttyper.

Tabel 6-1. Afgiftssatser for drikkevareemballager i 2009/10 [60]

	spiritus, vin eller frugtvin		øl, sodavand m.v. alkoholsodavand, cider m.v. kildevand, limonade, iste m.v.
	Karton eller laminat	Andre materialer, f.eks. glas, plast eller metal	Alle materialer, både karton og glas, plast eller metal
Rumindhold:	kr. pr. stk.	kr. pr. stk.	kr. pr. stk.
under 10 cl.	0,15	0,25	0,05
ikke under 10 cl. og ikke over 40 cl.	0,30	0,50	0,10
over 40 cl., men ikke over 60 cl.	0,50	0,80	0,16
over 60 cl., men ikke over 110 cl.	1,00	1,60	0,32
over 110 cl., men ikke over 160 cl.	1,50	2,40	0,48
over 160 cl.	2,00	3,20	0,64

Tabel 6-2. Emballager omfattet af den vægtbaserede emballageafgift [60]¹

Emballager indeholdende følgende varer	
<ul style="list-style-type: none">- Andre varer, som er uden kulsyre, samt saft, most og koncentrater- Eddike og spiseolier- Denatureret sprit, f.eks. husholdningssprit- Sæbe-, vaske, rengørings- og rensemidler, pudse-, poler- og skuremidler mv.- Smøreolier, hydraulikolier og lign., smøremidler mv. samt mineralolieafgiftspligtige varer- Bekæmpelsesmidler- Maling, lakker, farvestof, kit- og spartelmasse mv.- Parfumevarer, kosmetik og toiletmidler mv.- Kølervæske til motorer og sprinklervæske- Kemiske stoffer og produkter, som er klassificerede som farlige eller som opfylder farlighedskriterierne (bortset fra visse genpåfyldelige trykbeholdere)- Mælk og mejeriprodukter, dog ikke flydende sød-, let-, skummet- og kærnemælk- Margarine mv. samt smørbare produkter bestående af en blanding af mælkefedt og vegetabiliske fedtstof- Hunde- og kattefoder- Saucer, sennep mv. samt tomatpuré og tomatsaft	
Afgiftssatser for den vægtbaserede emballageafgift	2009/10
Emballagemateriale:	kr. pr. kg
Plast (undtaget EPS og PVC), primært materiale	12,95
Plast (undtaget EPS og PVC), sekundært materiale	7,75
Plast (undtaget EPS og PVC), højfyldt	7,75
Plast (undtaget EPS og PVC), UN-godkendt	10,35
EPS og PVC	20,35

¹ Her vises kun afgifter for plastemballager

7 Affaldshåndtering

Mange biopolymerer markedsføres som biologisk nedbrydelige og/eller komposterbare, f.eks. Materbi og Ingeo [62, 63]. I kapitel 2 i denne rapport er begreberne bionedbrydelighed og komposterbarhed defineret.

Bionedbrydelighed og komposterbarhed synes at blive brugt som argument for at produkter baseret på biopolymerer er miljøvenlige. Afhængigt af, hvordan bioplastprodukterne bortskaffes, er denne egenskab dog ikke altid en miljømæssig fordel.

De miljømæssige forhold ved bortskaffelse af bioplastprodukter afhænger af, hvordan affaldssystemet er struktureret. I EU, Norge og Schweiz blev 21,3 % af det plastaffald, der kom fra forbrugere, genanvendt og 30 % blev anvendt til energiudnyttelse i 2008 [30].

I mange lande kildesorteres og indsamles engangsprodukter af bioplast ikke separat, hvilket medfører at dette materiale indgår i den almindelige håndtering af restaffald. Det betyder, at bioplastprodukter enten bliver deponeret eller forbrændt, afhængigt af hvilket marked de er blevet solgt til.

Ovenstående har den effekt, at bionedbrydelighed nødvendigvis ikke er en entydig positiv egenskab. F.eks. vil der ved deponering af bionedbrydelige bioplastprodukter kunne udvikles metan, og medmindre denne metan opsamles og afbrændes, vil den bidrage til drivhuseffekten. I Danmark forbrændes bioplasten i dag i affaldsforbrændingsanlæg med udnyttelse af energien til produktion af el og varme.

Produkterne, som omtales i dette projekt, er som udgangspunkt engangsartikler, som er ophav til en betydelig affaldsfraktion i dagrenovationen. I nedenstående afsnit gennemgås kort forskellige bortskaffelsesmuligheder for bioplastprodukter.

7.1 Kompostering og bioforgasning

Både kompostering og anaerob bioforgasning af bioplastprodukter kræver, at disse indsamles separat fra restaffaldet, f.eks. sammen med det organiske affald. I Danmark sker dette dog sjældent. Det er kun et fåtal kommuner, der indsamler organisk affald separat.

I sorteringsvejledningerne fra nogle kommuner fremgår det, at materialer, såsom "Snavset plast- og indpakningspapir", "Andet småt emballage", "Plastikbestik, paptallerkener, plastikkrus", "Beskidt og fedtet plastikemballage" og "Kødbakker", skal bortskaffes sammen med restaffaldet [64, 65].

Der er dog ved store arrangementer, som f.eks. Roskilde Festival og COP 15, blevet brugt engangsartikler i bioplast, der er blevet indsamlet for efterfølgende at blive behandlet biologisk [66, 67, 68]. Yderligere informationer om Roskilde Festival findes i afsnit 8.4. Det har desværre ikke været muligt at indhente detaljerede oplysninger om COP15.

Ved kompostering omsættes det organiske materiale gennem en aerob biologisk proces, og der dannes kompost, kuldioxid og vand. Hvis bioplasten også indeholder kvælstof dannes der endvidere kvælstofforbindelser, men det er ikke tilfældet for alle bioplaster, f.eks. PLA.

Ved bioforgasning foregår omsætningen af det organiske stof ved en anaerob biologisk proces, og der dannes energiholdig biogas samt faste og flydende produkter til gødning.

Kompostering og bioforgasning er processer, der er følsomme for en række procesparametre, så som C/N-forhold, pH-værdi, vandindhold osv. Det betyder, at behandling af bioplast (som ofte ikke indeholder nogle næringsstoffer) gennem kompostering eller bioforgasning kun vil kunne foregå sammen med andre materialer, f.eks. husholdningsaffald. Nedbrydeligheden af bioplastprodukter afhænger til stor del af materialets tykkelse.

Der er ikke blevet identificeret nogen offentligt tilgængelig rapport, der beskriver praktiske erfaringer med kompostering og bioforgasning af bioplast i forhold til, hvordan det påvirker komposteringsprocessen eller kompostproduktets mulighed for afsættelse, men i case 3 afsnit 8.4 i denne rapport er det angivet, hvem der i dag har erfaringer og viden på området.

PLA er meget resistent overfor mikroorganismer ved stuetemperatur. Inden polymeren kan nedbrydes af mikroorganismer, er det nødvendigt, at materialet hydrolyseres ved termofile temperaturer. Derfor vil PLA ikke blive nedbrudt ved normal hjemmekompostering, mens det ved industriel kompostering vil kunne nedbrydes [8].

Danske forsøg, hvor affaldsposers desintegration ved bioforgasning er testet, tyder på, at det anaerobe miljø i et termofilt biogasanlæg ikke er tilstrækkelig til at nedbryde de bionedbrydelige plastposer, der er fremstillet af andre materialer end PLA, fuldstændigt [69]. Tykkelsen af PLA materialet var i dette forsøg 38 µm.

Producenten NatureWorks LLC har testet forskellige kvaliteter af deres PLA produkt Ingeo i bioforgasning. Testene viste, at Ingeo ville være et dårligt råmateriale i mesofile bioforgasningsprocesser, mens det lader til, at termofile

forhold bidrager til en større nedbrydning [70]. Det er ikke oplyst, hvilke tykkelser af materialet, der er testet.

7.1.1 Standarder for komposterbarhed og bionedbrydelighed

Eksempel på standarder, der knytter sig til kompostering af emballage og plast (både biobaseret og konventionel plast), er:

- EN 13432:2000 Emballage - Krav til emballage, som kan genanvendes ved kompostering og bionedbrydning - Prøvningsmetoder og evalueringskriterier for endelig godkendelse af emballage (seneste danske version DS/EN 13432+AC:2006) [71]
- EN 14955:2006 Plast - Evaluering af komposteringsmuligheder - Prøvningsplan og specifikationer (seneste danske version DS/EN 14955:2007) [72]
- ASTM D6400 Standard Specification for Compostable Plastics [73]

De to europæiske standarder fastlægger krav og metoder til at bestemme muligheden for kompostering og anaerob behandling af henholdsvis emballage, emballagematerialer og plast ud fra fire egenskaber:

- bionedbrydelighed,
- desintegration under biologisk behandling,
- indvirkning på den biologiske behandlingsproces og
- indvirkning på kvaliteten af den færdige kompost.

EN 13432:2000 fastlægger krav og metoder til at bestemme muligheden for kompostering og anaerob behandling af emballage og emballagematerialer. Standarden fastlægger, at for at et emballageprodukt skal kunne betegnes som genanvendeligt ved kompostering og bionedbrydning

- skal alle emballager, emballagematerialer og emballagekomponenter være endeligt bionedbrydelige som påvist i laboratorieprøvninger
- skal alle emballager, emballagematerialer og emballagekomponenter desintegrere i en biologisk affaldsbehandlingsproces /.../ uden at der iagttages negativ indvirkning på processen
- må emballager eller emballagekomponenter, der udsættes for en biologisk affaldsbehandlingsproces, ikke have negativ indvirkning på kvaliteten af den færdige kompost

ASTM D6400 er meget lig EN 13432:2000, og denne standard fastlægger kriterier for at fastslå, om et plastmateriale, eller et produkt af plastmateriale, er komposterbart.

Den største forskel er, at ASTM D6400 kræver 60 % bionedbrydning af materialet i løbet af 180 dage, mens EN 13432:2000 kræver en bionedbrydning på 90 % i løbet af den samme tid [74].

Kompostering og bionedbrydning af emballage, emballagematerialer og plast omfatter i EN 13432:2000 aerob kompostering og anaerob bioforgasning af emballage i kommunale eller industrielle affaldsbehandlingsanlæg.

Ifølge EN 13432:2000 skal, medmindre det er teknisk umuligt, "emballagen, emballagematerialet eller emballagekomponenten prøves for disintegration i den form, hvori den endeligt vil blive anvendt". Det betyder, at det er det endelige engangsprodukt, der skal testes. Dog er det ikke nødvendigt at teste det samme emballagemateriale flere gange, da "et emballagemateriale, der er påvist at være genanvendeligt gennem kompostering eller bionedbrydning i en bestemt form, skal godkendes som værende genanvendeligt ved kompostering og bionedbrydning i enhver anden form, hvor forholdet mellem masse og overflade eller godstykkelse er den samme eller mindre."

Testen som skal udføres, skal følge en række ISO standarder:

- ISO 14855-1:2007 Bestemmelse af den maksimale aerobe bionedbrydelighed for plastmaterialer under kontrollerede komposteringsbetingelser - Metode til analyse af udviklet kuldioxid - Del 1: Generel metode
- DS/EN ISO 14855-2:2009 Bestemmelse af plastmaterialers fuldstændige aerobe bionedbrydelighed under kontrollerede komposteringsbetingelser - Metode ved hjælp af analyse af udvikling af kuldioxid - Del 2: Gravimetrisk måling af kuldioxidudvikling ved laboratorieskalaprøvning
- ISO 14851:1999 Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous medium - Method by measuring the oxygen demand in a closed respirometer
- ISO 14852: 1999 Determination of the ultimate aerobic biodegradability of plastic materials in an aqueous medium - Method by analysis of evolved carbon dioxide
- ISO 14853:2005 Plastics - Determination of the ultimate anaerobic biodegradation of plastic materials in an aqueous system - Method by measurement of biogas production.

Desuden specificerer EN 13432:2002, at emballagen eller emballagekomponenterne skal gøres genkendelig for slutbrugeren som komposterbare eller bionedbrydelige. Et eksempel på en sådan mærkeordning er et mærke udviklet af European Bioplastics, se Figur 7-1.

DIN CERTCO driver en certificeringsordning for komposterbare produkter fremstillet af biologisk nedbrydelige materialer og giver licens til anvendelsen af mærket fra European Bioplastics.



Figur 7-1. European Bioplastics mærke for produkter, der er certificerede i henhold til EN 13432 eller ASTM D6400

7.2 Genanvendelse

Plastaffald kan genanvendes både gennem mekanisk oparbejdning og kemisk oparbejdning, og dette gælder i princippet også for mange bioplastmaterialer.

Ved mekanisk oparbejdning bliver plasten mekanisk neddelte til genanvendeligt granulat. Under forudsætning af at plastaffaldet er rent og homogent, forbliver den kemiske struktur af materialet næsten uforandret. Det regenererede granulat kan erstatte nye plastråmaterialer i produktionen af nye produkter. Fra Færch Plast bliver PLA, der opstår som processpild, i dag sendt til mekanisk genanvendelse.

Kemisk oparbejdning betyder, at plastaffaldet nedbrydes til sine kemiske bestanddele ved brug af varme eller kemiske reaktioner, f.eks. hydrolyse. Dette betyder, at plastaffaldet kan udnyttes til fremstilling af nyt plastmateriale eller andre kemiske råvarer.

Kemisk oparbejdning er et godt alternativ, når flere plasttyper er blandet sammen, eller når plastmaterialet er kontamineret med andre stoffer. Eksempel på en kemisk oparbejdningsproces er depolymerisering af PLA til mælkesyre gennem hydrolyse [75]. Mælkesyren kan i princippet bruges til fremstilling af ny PLA eller til andre industrielle formål.

Genanvendelse af plast, herunder også bioplast, vanskeliggøres af manglende kildesortering og indsamling af engangsartikler i plast. Det er kun en begrænset del af den anvendte plast, der på nuværende tidspunkt recirkuleres.

Statistik for håndtering af plastemballage i Europa viser, at ca. 28 % af plastemballagen i 2007 i gennemsnit blev genanvendt [76]. For Danmark viser statistikken, at ca. 22 % af plastemballagen blev genanvendt, mens genanvendelsesprocenten for nogle andre europæiske lande er oppe på over 40 % (f.eks. i Tyskland og Sverige).

Årsagen til at genanvendelsen er begrænset er bl.a., at det for at opnå en fornuftig udnyttelse er nødvendigt at kunne holde de enkelte plastmaterialer adskilt i oparbejdningsprocessen. Det største genanvendelsespotentiale findes derfor, hvor der er store og ensartede fraktioner, der kan indsamles og oparbejdes [77], og dette er normalt ikke tilfældet ved engangsartikler, der sælges til husholdninger.

Tyskland har i 2008 vedtaget en ændring i landets emballageforordning. Ændringen medfører, at engangsflasker produceret af mindst 75 % fornyelige ressourcer fra 1. januar 2009 til 31. december 2012 vil være fritaget fra den ellers obligatoriske afgift på engangsflasker [78].

Målet med ændringen af emballageforordningen er at motivere til udvikling og øget brug af fornyelige ressourcer i drikkevareemballager og derigennem støtte udviklingen af markedet for bioplast i Tyskland.

Det er dog en forudsætning for at blive fritaget, at producenten deltager i et emballage-retursystem (f.eks. Duale System Deutschland) [4, 78]. På kort sigt forventes der ikke at være genanvendelseskapacitet nok for bioplast i Europa, og materialet vil derfor hovedsageligt blive sendt til energiudnyttelse [78, 79].

7.3 Forbrænding

Som nævnt ovenfor er det sjældent, at engangsartikler i bioplast indsamles separat i Danmark, det sker sandsynligvis kun ved de events, hvor det er gjort muligt at indsamle separat. I stedet indsamles engangsartikler i bioplast sammen med restaffald, og de forbrændes med energiudnyttelse.

Ved forbrænding af bioplast omdannes bioplasten til kuldioxid, vand og aske (og hvis bioplasten indeholder kvælstof, dannes også kvælstofforbindelser). Til forskel fra konventionel plast regnes den kuldioxid, der udledes fra bioplast, generelt som CO₂-neutral. Det betyder, at bidraget til drivhuseffekten sættes til nul, da råvarerne til bioplasten har optaget den samme mængde kuldioxid fra luften indenfor en forholdsvis kort tidshorisont. Ved brug af bioplast i stedet for konventionel plast undgås således en netto udledning af fossil kuldioxid fra forbrændingsanlæggene.

I danske forbrændingsanlæg udnyttes energien i plasten til produktion af elektricitet og varme. Danske forbrændingsanlæg har en høj energiudnyttelsesgrad. I 2007 udnyttede man i gennemsnit 67 % af affaldets energiindhold til fjernvarme og 15 % til elektricitet [80].

Bioplast har generelt lavere brændværdi end konventionel plast, f.eks. har PLA en teoretisk nedre brændværdi på ca. 18 MJ/kg, mens PET har en teoretisk nedre brændværdi på ca. 22 MJ/kg.

Ifølge statistik fra EUROSTAT blev 76 % af plastemballagen i Danmark i 2007 forbrændt med energiudnyttelse. [76]. Statistikken viser også, at i Europa blev i gennemsnit 24 % af plastemballagen forbrændt i affaldsforbrændingsanlæg med energiudnyttelse.

7.4 Deponering

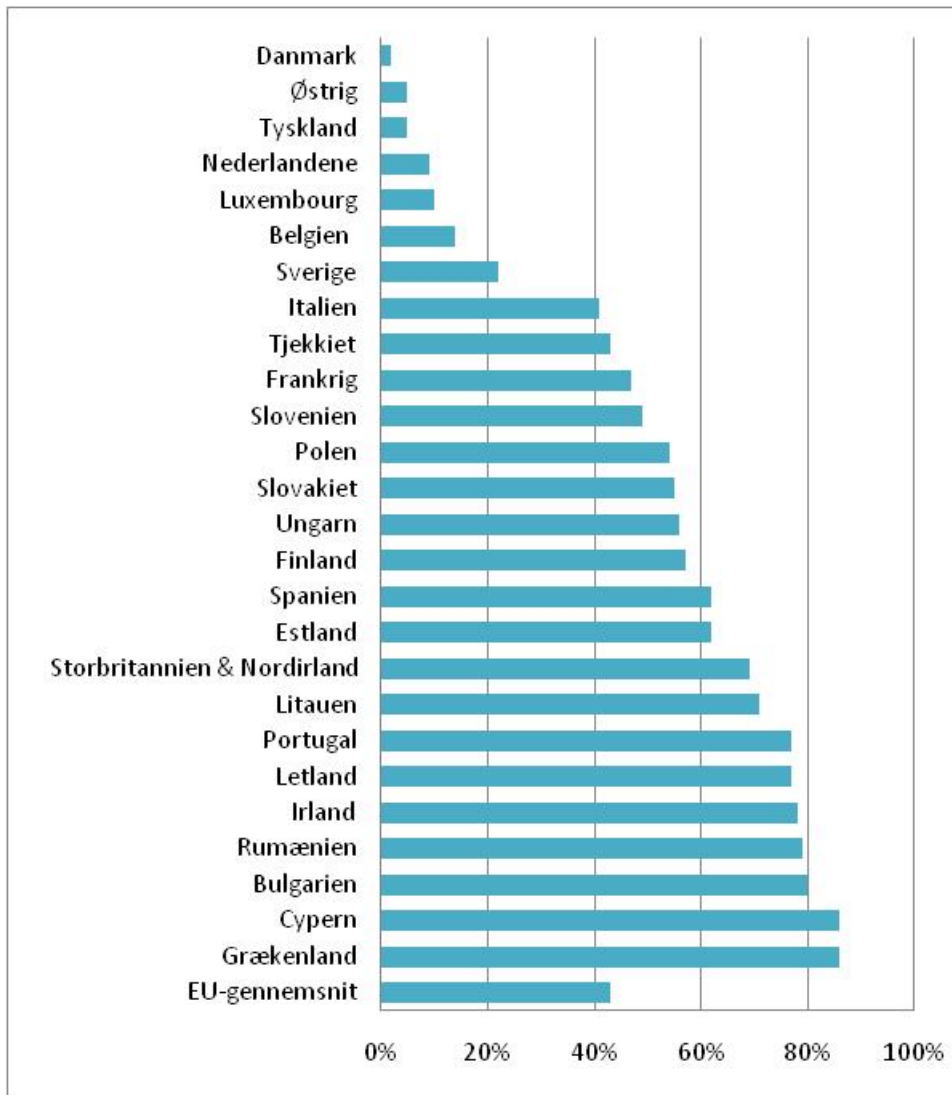
Ved deponering af affald, der indeholder organisk materiale, vil der ske en nedbrydning af materialet, og metan vil dannes. Hvor meget af et bioplastmateriale, der vil blive nedbrudt i et deponi, afhænger af hvilken type af deponi, det drejer sig om, samt vejrforhold osv. Viden om, hvad der sker i deponier på lang sigt, er meget begrænset, og det er derfor svært at forudsige, hvor hurtigt bioplast bliver nedbrudt.

Ved nedbrydning af organisk materiale i lossepladser dannes metan. Denne metan kan f.eks. blive udledt direkte til luften, oxideres i designet topdække eller indsamles og bruges til energiproduktion. Afhængigt af, hvilken teknologi der bruges, vil miljøpåvirkningen fra bioplasten være forskellig.

I Danmark er det ikke tilladt at deponere bionedbrydeligt eller brændbart affald. Dette medfører, at størstedelen af plastemballagen genanvendes eller forbrændes med energiudnyttelse (~98 %), hvilket kan ses fra statistikkerne omtalt i afsnit 7.2 og 7.3. Deponering er en mere almindelig bortskaffelsesmetode i mange andre europæiske lande.

Statistikken viser, at 57 % af plastemballagen bliver genanvendt eller forbrændt med energiudnyttelse på EU-niveau. Det vil sige, at hele 43 % deponeres. I enkelte lande var deponeringsraten for plastemballage i 2007 væsentligt højere, se Figur 7-2.

Produkter produceret i Danmark kan også ende på eksempelvis det amerikanske marked. I USA findes der ikke forbrændingsmuligheder for affald i samme omfang som i Europa, og ca. 93 % af plasten i dagrenovationen bliver deponeret [81]. Det er derfor mere interessant at se på bioplastens potentiale for andre bortskaffelsesveje i USA, end det f.eks. er i Danmark.



Figur 7-2. Deponeringsrater for plastemballage i EU-landene [76].

8 Miljøvurderinger

For at vurdere om bioplastprodukter er miljømæssigt fornuftige, bør man sammenligne med de produkter, de erstatter. Livscyklusvurdering (LCA) er en standardiseret metode, der kan bruges til at vurdere miljøpåvirkningen af et produkt eller en serviceydelse fra vugge til grav.

Der er blevet udført en række livscyklusvurderinger (LCA'er), hvor bioplast sammenlignes med andre plastmaterialer, og disse kan give en indikation af hvilken miljøgevinst, der potentielt kan opnås ved at bruge bioplast.

Det er også relevant at se på den miljømæssige forskel mellem alternative bortskaffelsesmetoder for bioplast, da mange biopolymermaterialer og bioplastprodukter markedsføres som miljøvenlige på baggrund af deres komposterbarhed (se f.eks. [82]).

I de følgende afsnit opsummeres konklusioner fra LCA'er, der sammenligner bioplast med konventionel plast, samt resultaterne af de studier, der har undersøgt alternative bortskaffelsesveje af bioplast.

I en livscyklusvurdering opgøres resultaterne i såkaldte miljøpåvirkningskategorier, f.eks.:

- Drivhuseffekt (global opvarmning forårsaget af emissioner af bl.a. kuldioxid og metan)
- Forsuring (skovdød mm. som følge af syrerregn forårsaget af emissioner af bl.a. svovldioxid)
- Nærings saltbelastning (iltsvind mm. som følge af udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet)
- Fotokemisk ozondannelse (smogdannelse forårsaget af udledning af flygtige stoffer)

Resultatet fra forskellige LCA'er kan variere afhængigt af en række faktorer, såsom studiets formål, hvilke livscyklusfaser, der er inkluderet, forskellige systemvalg i f.eks. bortskaffelsesfasen osv. Det kan derfor være svært at drage generelle konklusioner ud fra tidligere studier, og man bør kun med stor forsigtighed anvende disse resultater i en ny beslutningsproces. Man bør altid foretage en vurdering af det aktuelle produkt i den aktuelle beslutningskontekst.

Nedenfor præsenteres også resultater fra to casestudier udført for to danske virksomheder i forbindelse med dette projekt. Ligesom alle andre LCA'er kan resultaterne fra disse to casestudier i princippet kun bruges i den specifikke kontekst, dvs. alene som beslutningsgrundlag i de pågældende virksomheder og for det pågældende produkt. Det er dog muligt ud fra disse og andre studier at drage nogle generelle konklusioner om miljøprofilen for bioplast.

8.1 Resultater fra tidligere miljøvurderinger

8.1.1 LCA af PLA fra vugge-til-port

En LCA af PLA-granulat, produceret af NatureWorks LLC, fra vugge til port² viser, at:

² Inkluderer miljøbelastninger fra fremskaffelse af råvarer til fabrikkens port, dvs. brug og bortskaffelse er ikke inkluderet.

- fremstilling af PLA har et fossilt energiforbrug, der ligger lidt over energiforbruget for fremstilling af konventionelle plasttyper såsom HIPS (high impact polysterene), GPPS (general purpose polystyrene), LDPE (low density polyethylene), PET bottle grade (Polyethylene theraphthalate), PET amourphous og PP (polypropylene)
- sammenlignet med Nylon 66, Nylon 6, PC (polycarbonate) og cellofan har fremstillingen af PLA et lavere energiforbrug
- PLA fremstår som den polymer med det laveste bidrag til drivhuseffekten. Dette skyldes især, at optag af kuldioxid fra luften er medregnet i produktionen af PLA
- vandforbruget varierer meget mellem de forskellige polymertyper. De to PET typer har det laveste vandforbrug, mens PLA har et lidt højere vandforbrug. LDPE og PP har også et vandforbrug på niveau med PET og PLA, mens de øvrige polymerer har et væsentlig højere vandforbrug [83].

Resultater for PLA-fremstilling ved brug af vindenergi og bioenergi som energikilder i produktionen er ikke taget med i dette resumé, da alle andre polymertyper i princippet også kan forbedre deres miljøprofil ved at indregne køb af certifikater for grøn strøm i resultaterne.

Fremgangsmåden er ikke tilladt i relevante standarder som Greenhouse Gas Protocol og PAS 2050 og vil i givet fald ofte blive opfattet som forsøg på at "grønvaske" et produkt [108, 109].

NatureWorks LLC har også i andre publikationer præsenteret vugge til port resultater for PLA, der inkluderer udnyttelsen af grøn energi fra f.eks. vindmøller til produktionen af PLA [18]. Dette resulterede i, at PLA fremstod som et miljømæssigt fortrinligt produkt.

Da beregningsmetoden er blevet meget kritiseret, har NatureWorks LLC nu opdateret sine beregningsmetoder, og anvendelsen af grøn energi er ikke længere inkluderet i beregningerne [84].

8.1.2 LCA af PHA fra vugge-til-port

Et vugge-til-port LCA-studie [85] for PHA'er produceret af hhv. majs-korn og en blanding af majs-korn og majs-halm konkluderer, at:

- Med den nuværende fermenteringsteknologi giver PHA baseret på majs-korn ikke miljømæssige fordele sammenlignet med PS.
- PHA fremstillet med fremtidsteknologi for fermentering vil medføre, at PHA har en lavere drivhuseffekt og et lavere fossilt energiforbrug end PS,

men for andre påvirkningskategorier, som f.eks. fotokemisk ozondannelse, forsuring og næringssaltbelastning, er påvirkningen højere end for PS.

- PHA produceret fra en blanding af majs-korn og majs-halm har en lavere påvirkning end PS i de fleste miljøpåvirkningskategorier, dog ikke næringssaltbelastning [85].

8.1.3 LCA'er af PLA-produkter

Der er udført en del LCA'er, der sammenligner forskellige produkter, f.eks. drikkekrus, produceret i PLA, konventionel plast og andre materialer.

En LCA fra Belgien af drikkekrus lavet af 4 forskellige materialer (genanvendeligt PC, engangs-PP, PE-betrukket karton og PLA) konkluderede, at ingen af krusene har den højeste eller laveste miljøpåvirkning i alle de inkluderede miljøpåvirkningskategorier, og det er derfor ikke muligt at lave entydige anbefalinger omkring valg eller fravalg af krus [86].

I en anden LCA fra Tyskland er fødevareremballage i form af beholdere til kolde madvarer (clamshells) produceret i PLA (fra NatureWorks LCC), PS, PP og PET blevet sammenlignet [87]. Følgende var resultater af undersøgelsen:

- PLA-produktet har lavere belastning end PS, PP og PET, hvad angår miljøpåvirkningskategorierne "forbrug af fossile ressourcer", "drivhuseffekt" og "fotokemisk ozondannelse".
- PS- og PP-produkter har lavere belastning end PLA, hvad angår miljøpåvirkningskategorierne "forsuring", "næringssaltbelastning på land" og "humantoksicitet".
- PLA-produktet har lavere belastning end PP, hvad angår miljøkategorien "eutrofiering i vand" og højere belastning end PS og PET.
- PET-produktet har lavere belastning end PLA, hvad angår miljøkategorien "eutrofiering på land".
- Det er især produktion af polymererne, der påvirker resultatet.

Hovedkonklusionen er, at det ikke er muligt at konkludere, at et alternativ er bedre end et andet, da det er forskelligt, hvilket materiale der præsterer bedst og dårligst i de forskellige påvirkningskategorier.

Med henblik på bortskaffelse af PLA konkluderer studiet følgende:

- Kemisk genanvendelse af PLA vil forbedre PLA's miljøpåvirkning.
- Der er ikke signifikant forskel på, om produkterne bortskaffes ved forbrænding, kompostering eller bioforgasning.

I en tillægsrapport, der sammenligner "clamshells" i PLA og genanvendt PET [88], er det den samme trend, der viser sig, nemlig at det ikke er muligt at konkludere, at det ene alternativ er bedre end det andet, da PLA har lavest miljøpåvirkning i nogle kategorier og PET i andre.

Der er også udført en LCA i USA af fem forskellige produkter produceret af enten PLA eller konventionel plast, nemlig 16-ounce drikkebægre til kolde drikke, 16-ounce 2-dels deli-beholdere, film til rudekoverter, kødbakker af opskummet plast og 12-ounce vandflasker [89].

Afhængigt af hvilket produkt der er tale om, sammenlignes PLA med forskellige konventionelle polymerer, nærmere bestemt:

- Drikkebægre i PP, HIPS og PET
- Deli-beholdere i GPPS (general purpose polystyrene) og PET
- Film til rudekoverter i GPPS
- Kødbakker i GPPS
- Vandflasker i PET

Konklusionerne for de fem forskellige produkter er:

- PP-bægret har lavest energiforbrug og lavest drivhuseffekt. Når energigenvinding inkluderes, har PLA-bægrene et større energiforbrug end HIPS-bægrene. Der er ingen signifikant forskel mellem drivhuseffekten fra PLA- og HIPS-bægrene, der begge har en større drivhuseffekt end PP-bægret. PET-bægrene præsterer dårligst i de to påvirkningskategorier.
- PLA-beholderen har et større energiforbrug end GPPS (når energiudvinding inkluderes) og et lavere energiforbrug end PET. Desuden viser resultaterne, at der ikke er nogen signifikant forskel på drivhuseffekten for PLA og GPPS, mens PET har en væsentlig større drivhuseffekt end PLA.
- For film til rudekoverter viser resultaterne, at PLA har et væsentlig større energiforbrug (når energiudnyttelse inkluderes), og PLA har en højere udledning af drivhusgasser end GPPS.
- For undersøgelsen af kødbakkerne er konklusionen anderledes end for deli-beholderne og film til koverter, selv om det er de samme materialer, der sammenlignes. Grunden til dette er ikke kendt. I denne sammenligning er energiforbruget eller drivhuseffekten for PLA og GPPS ikke signifikant forskellige.
- Resultaterne for vandflaskerne viser ikke nogen signifikant forskel mellem energiforbruget for de to flasketyper. Derimod er drivhuseffekten for PET-flaskerne signifikant højere end for PLA-flaskerne.

Et andet studie fra USA, hvor PLA-vandflasker sammenlignes med PET-vandflasker, konkluderer, at et PLA-flaskesystem kræver væsentlig mere energi end et PET-flaskesystem, mens drivhuseffekten fra de to systemer er lige stor [90].

Et lignende studie, også fra USA, sammenligner mælkebeholdere i glas, HDPE, plastovertrukket karton og PLA [91].

Konklusionerne fra dette studie er, at:

- genbrugsglasflaskerne har det laveste energiforbrug, HDPE- og kartonløsningerne har ca. det samme energiforbrug. PLA-beholderen kræver væsentlig mere energi end de andre tre typer af beholdere.
- HDPE-flaskesystemet producerer den laveste mængde drivhusgasser, og selv om PLA-systemet har den højeste udledning af drivhusgasser, er denne ikke signifikant højere end udledningen fra genbrugsglasflaskerne.

8.1.4 LCA for produkt indeholdende flere biobaserede plasttyper

En sammenligning fra Schweiz [92] af to flerlags-film til engangsfødevareremballage, én bestående af bionedbrydelige materialer (PLA-stivelse-PLA) og én bestående af konventionelle polymerer (PP-PA6-PP), konkluderer, at:

- den bionedbrydelige film har en mindre belastning i påvirkningskategorierne drivhuseffekt og fossilt energiforbrug
- at forskellen i forsureningskategorien er relativt lille
- at den konventionelle film har en mindre belastning i kategorien næringssaltbelastning [92].

8.1.5 LCA af delvist biobaserede bionedbrydelige plastprodukter

I et studie fra London, der analyserer bæreposer i en britisk kontekst, sammenlignes en HDPE pose, en oxo-nedbrydelig HDPE-pose, som nedbrydes til mindre molekyler ved udsættelse for "almindeligt" vind og vejr, en bionedbrydelig pose i MaterBi (en blanding af stivelsebaseret plast og polycaprolactone (PCL)) og en bionedbrydelig pose fremstillet af en blanding af PLA fra NatureWorks og Ecofoil fra BASF [93].

De to poser, der betegnes som bionedbrydelige, er således delvist baserede på biopolymerer og delvist syntetiske polymerer.

Studiet viser, at det især er fremstilling af råmaterialer, der er den dominerende kilde til miljøpåvirkning, og at bortskaffelsesfasen er vigtig, når man sammenligner alternative materialer.

Overordnet konkluderer studiet, at det er muligt at opnå miljømæssige fordele ved at bruge biopolymerer i engangsbæreposer.

Et studie fra Schweiz [94], hvor man har sammenlignet løsfyld lavet af stivelsesbaseret plast (fra Mater-Bi) med løsfyld lavet af EPS (expanderet polystyren), konkluderer, at det stivelsesbaserede produkt har mindre miljøpåvirkning i otte ud af 13 miljøpåvirkningskategorier, højere belastning i to kategorier og er ligeværdig med EPS i de sidste tre kategorier. Hvilke kategorier, det drejer sig om, har det ikke været muligt at identificere.

En LCA fra Australien sammenligner bæreposer i konventionel plast, papir, bomuld og nedbrydelige plastmaterialer fra vugge til grav [95].

Nogle af poserne er ikke engangsartikler (bomuldspose, PP-pose, HDPE-pose samt LDPE-pose antages brugt forskelligt antal gange). Studiet undersøger forbruget af poser på baggrund af, at "en husholdning bærer omkring 70 dagligvarer hjem fra et supermarked hver uge i 52 uger". Der skal altså bruges forskellige mængder af poser afhængigt af, om det er genbrugsposer eller engangsposer.

De fleste af de nedbrydelige poser, der er inkluderet i studiet, er baserede på enten konventionelle polymerer, eller en blanding af biopolymerer og konventionelle polymerer.

Det er kun en pose af PLA, der er fuldstændig biobaseret. PLA posen ligger generelt blandt de poser, der har højest miljøpåvirkning i kategorierne drivhuseffekt, ressourceforbrug og næringsbelastning. I to ud af tre tilfælde er PLA posen kun overgået af poser lavet i kraftpapir.

Studiet konkluderer, at genanvendelige poser baseret på konventionelle polymerer har lavere miljøpåvirkning end alle engangsposerne [95]. Dette er ikke overraskende, da genanvendelse af en pose medfører, at miljøbelastningen kan fordeles over flere anvendelser.

8.1.6 Tidligere reviews

I et EU-projekt refereres resultater fra nogle tidlige LCA-studier af biobaserede produkter [5]. For bioplast drejer det sig om to studier af produkter fremstillet af stivelsesbaseret plast.

Det første studie konkluderer, at det vil være fordelagtigt at erstatte konventionel plast med stivelsesbaseret plast i forhold til energiforbrug, drivhuseffekt, luftforurening, forurening af vandløb med toksiske stoffer og salte. Derimod vil stivelsebaseret plast øge næringssaltbelastningen af vandløb.

Det andet studie konkluderer, at poser i stivelsebaseret plast (fra Mater-Bi) og poser i PE var miljømæssigt ligeværdige i syv ud af 13 miljøpåvirkningskategorier. De biobaserede poser var bedre i fire miljøpåvirkningskategorier (drivhuseffekt, fotokemisk ozondannelse, toksicitet i luft og tungmetaller) og dårligere i to (næringssaltbelastning og deponeret affald) [5].

Et review fra den engelske nonprofit virksomhed WRAP, der fokuserer på bortskaffelsesalternativer for forskellige bionedbrydelige materialer (både de helt biobaserede og blandinger af biopolymerer og syntetiske polymerer), refererer resultater fra syv forskellige studier, heraf også nogle af ovenstående [96].

De polymerer, der er inkluderet, er PLA, cellulose, majsstivelse, Mater-Bi (blanding af stivelse og PCL), Octopus (blanding af PLA og Ecofoil), Biolice og Multi-bio (blanding af stivelse, PCL og PLA).

Kompostering, deponering og forbrænding indgår i mange af scenarierne, mens inkludering af genanvendelse og bioforgasning i undersøgelserne er mere sjældent.

Baseret på de forskellige studier, konkluderes følgende:

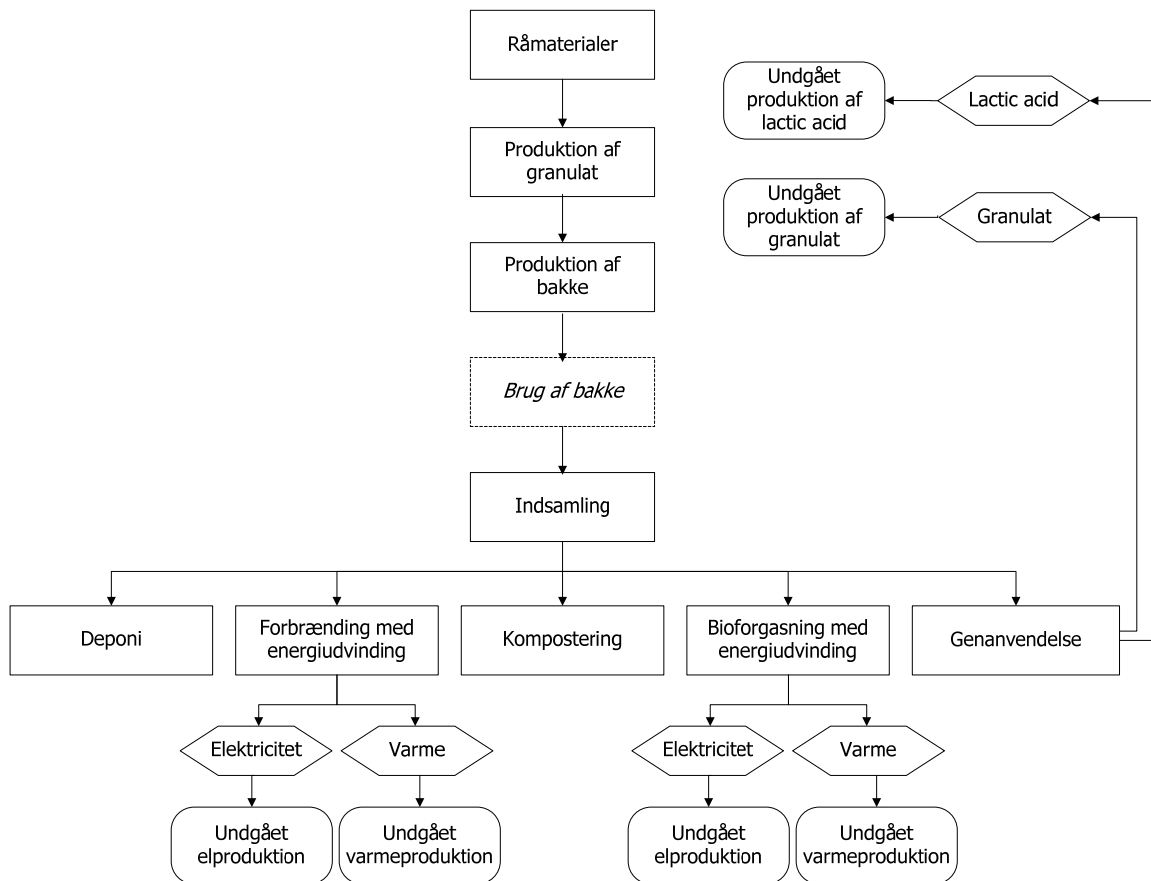
- Resultaterne fremhæver den miljømæssigt gode performance som mekanisk og kemisk genanvendelse har med hensyn til energiforbrug, ressourceforbrug og drivhuseffekt.
- Forbrænding og bioforgasning er at foretrække frem for at bruge affaldet som reduktionsmiddel i højovne (til udvinding af jern).
- Kompostering fremstår ikke som fordelagtigt i forhold til andre bortskaffelsesalternativer, når man ser på energiforbrug og ressourceforbrug.
- Bioforgasning er kun inkluderet i et studie af PLA og et studie af majsstivelse. Dette bortskaffelsesalternativ har mindre energiforbrug og mindre drivhuseffekt end kompostering.

8.2 Casestudie 1

Dette casestudie sammenligner kødbakker lavet af henholdsvis PLA fra NatureWorks LLC og PET. Studiet er udført for den danske virksomhed Færch Plast af FORCE Technology som en del af innovationsnetværket PlastNet .

Begge produkter er i produktion og markedsføres i dag. Sammenligningen af de to produktsystemer inkluderer 1) fremstilling af råmateriale og plastgranulat, 2) produktion af bakker og 3) bortskaffelse. Brugsfasen er ikke inkluderet, da den kan antages at være den samme uanset materiale. Transport af råmaterialer og af granulat er inkluderet. En simplificeret tegning af systemet kan ses i Figur 8-1.

Fem påvirkningskategorier er inkluderet i undersøgelsen. Det er drivhuseffekt, forsurening, nærings saltbelastning, fotokemisk ozondannelse og energiforbrug.



Figur 8-1. Forsimpleret livscyklusdiagram for de undersøgte kødbakker.

Flere forskellige bortskaffelsesalternativer er undersøgt, nemlig forbrænding med energiudvinding, deponering, genanvendelse (mekanisk for PET og kemisk for PLA), kompostering (kun PLA) og bioforgasning (kun PLA). Desuden er der lavet en vurdering af blandede bortskaffelses-scenarier baseret på statistik fra det pågældende europæiske land, hvor produktet markedsføres.

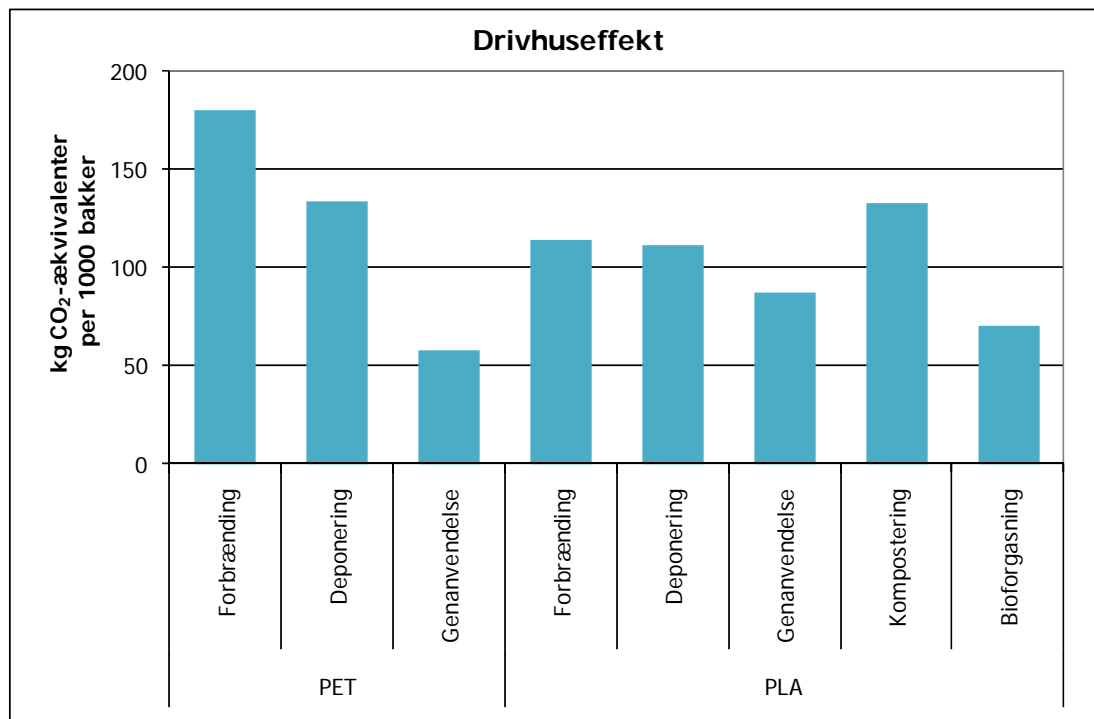
Resultaterne viser, at produktionen af råmaterialer (plastgranulat) er den livscyklusfase, der har den største miljøpåvirkning for begge materialer. Selve produktionen og transport af bakkerne er af mindre betydning.

Også bortskaffelsesfasen er af stor betydning for den samlede miljøpåvirkning. Resultaterne viser, at for de fleste af de inkluderede påvirkningskategorier er udfaldet af, hvilket materiale, der har den mindste miljøpåvirkning, afhængigt af hvilke bortskaffelsesalternativer, der sammenlignes.

Et eksempel på dette kan ses i Figur 8-2, der blandt andet viser, at PET med de givne forudsætninger har en mindre drivhuseffekt end PLA, hvis det genanvendes, uanset hvordan PLA bortskaffes. Det modsatte gælder ved forbrænding med energiudnyttelse eller deponering af PET, som resulterer i en højere drivhuseffekt end PLA's livscyklus.

Dette fund er generelt for alle påvirkningskategorier bortset fra fotokemisk ozondannelse, da produktion af PET-granulat udgør en relativt høj påvirkning i denne kategori.

Hvis man tager udgangspunkt i, hvordan plastemballage bliver behandlet i det pågældende land i dag i form af en blanding af forbrænding, genanvendelse og deponering, så indikerer resultaterne, at PLA er at foretrække, da denne løsning har en lavere miljøpåvirkning end PET i fire ud af de fem påvirkningskategorier (kun for næringssaltbelastning har PET en lavere påvirkningspotentiale). Sandsynligheden for at kødbakker vil blive genanvendt er formentlig lille, men selv en blanding af kun forbrænding og deponering peger i retning af PLA som det bedste alternativ.



Figur 8-2. Potentiel drivhuseffekt i hele livscyklus for 1000 bakker lavet af hhv. PET og PLA ved forskellige bortskaffelsesalternativer.

Flere informationer om dette studie er vedlagt som Bilag D i form af en rapport på engelsk udarbejdet af FORCE Technology som en del af innovationsnetværket PlastNet.

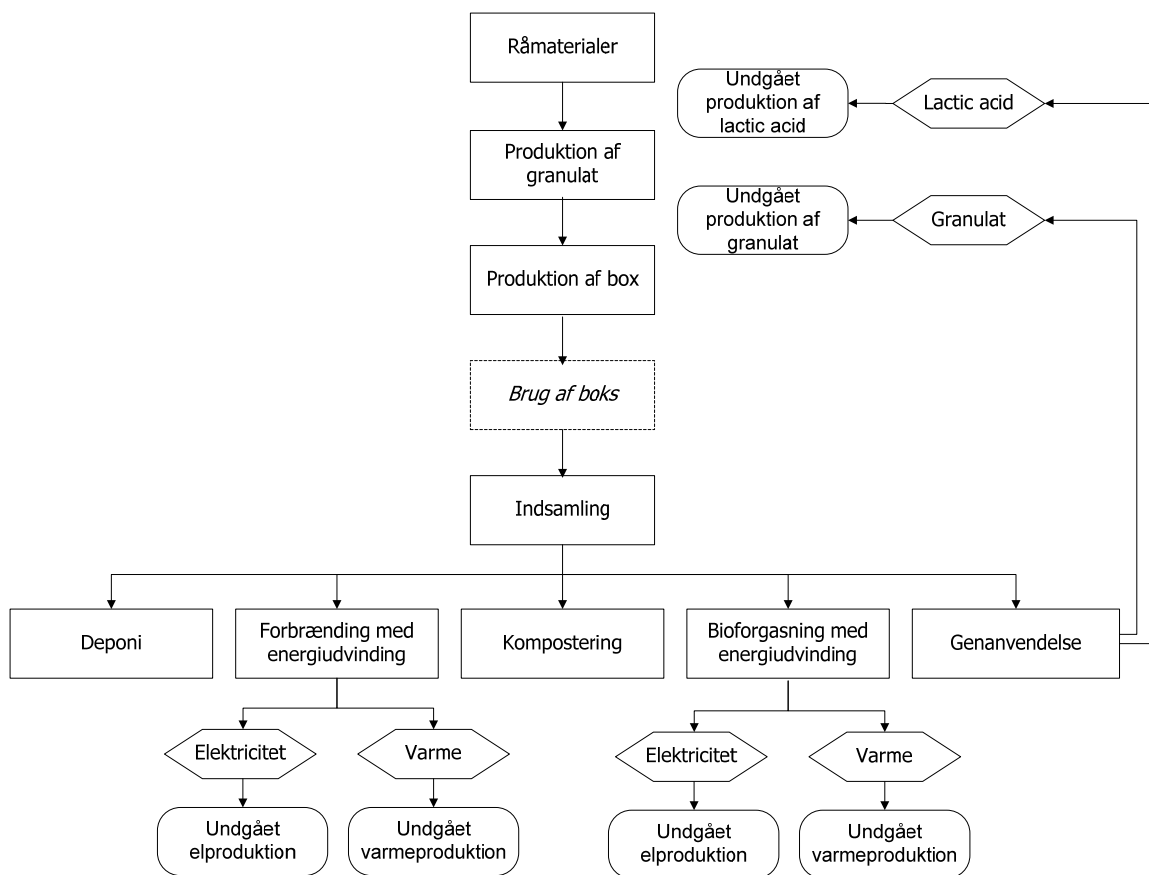
8.3 Casestudie 2

Dette casestudie af et emballageprodukt til legetøj er også udført af FORCE Technology som en del af innovationsnetværket PlastNet.

Emballagen består i dag af en æske produceret i PET og et låg produceret i PP. Studiet er udført i to dele, en del hvor hele emballageproduktet erstattes med PLA fra NatureWorks LLC og en del, hvor kun æsken erstattes med PLA. Dvs. PLA sammenlignes med henholdsvis en kombination af PET og PP og kun PET. PLA anvendes ikke til produktet på markedet, og kun det konventionelle emballageprodukt af PET og PP er i produktion i dag.

Sammenligningen af produktsystemerne inkluderer de samme faser som i casestudiet beskrevet ovenfor, dvs. fremstilling af råmateriale, produktion af æsker og låg, bortskaffelse og transport af råmaterialer og granulat. En simplificeret tegning af systemet kan ses i Figur 8-3.

Også i dette studie er fem påvirkningskategorier inkluderet, nemlig drivhuseffekt, forsurening, nærings saltbelastning, fotokemisk ozondannelse og primær energiforbrug.



Figur 8-3. Forsimplet livscyklus diagram for det undersøgte emballageprodukt.

De generelle resultater i dette casestudie ligner meget resultaterne i casestudiet af kødbakker i afsnit 8.2 ovenfor. Det vil sige, at produktionen af råmaterialer er den livscyklusfase, der har den største miljøpåvirkning, og bortskaffelsesfasen er afgørende for resultaterne. Transport og produktion af emballagen er af lille betydning. Også her er konklusionen således, at det ikke er entydigt, hvilket materialevalg der er det miljømæssigt bedste, da dette afhænger af bortskaffelsesmuligheder og miljøpåvirkningskategori.

Da produktet, som emballagen bruges til, sælges både på det europæiske marked og i USA, er der i dette studie modelleret blandinger af bortskaffelsesalternativer baseret på affaldsstatistik for plastemballage i EU og USA.

To blandede bortskaffelsesscenarier analyseres for begge markeder, én med en høj genanvendelsesrate og én med en lav genanvendelsesrate.

Tabel 8-1 og Tabel 8-2 viser hvilket materialealternativ, der har mindst miljøbelastning for det pågældende bortskaffelsesscenarie og den pågældende miljøpåvirkningskategori. Et X betyder, at materialet har den laveste påvirkning i

påvirkningskategorien for det aktuelle bortskaffelsesscenarie. Hvis der ikke er noget kryds, betyder det, at de to materials miljøpåvirkning ikke er signifikant forskellige.

Sammenligningen mellem "rent" PET og PLA viser, ikke overraskende, samme tendenser som for kødbakkerne i casestudiet ovenfor. PLA har således en lavere miljøpåvirkning i alle fem kategorier, når genanvendelsesraten er høj og i tre kategorier, når genanvendelsesraten er lav. Resultaterne indikerer derfor, at PLA er at fortrække frem for PET både på det europæiske marked og i USA.

Sammenligningen mellem PET-PP kombinationen og PLA viser et lidt andet resultat. Hvis genanvendelsesraten er høj viser resultaterne både for EU og USA, at PLA har mindre miljøpåvirkning i to kategorier (fotokemisk ozondannelse og primær energi), og at de to alternativer er ligeværdige i de resterende tre kategorier.

Ved en lav genanvendelsesrate viser resultaterne, at PLA er bedre i to miljøpåvirkningskategorier (fotokemisk ozondannelse og primær energi), dårligere i to påvirkningskategorier (forsuring og næringssaltbelastning) samt ligeværdigt med PET-PP kombinationen med hensyn til drivhuseffekt.

Det er på denne baggrund ikke muligt at konkludere, at ét af materialealternativerne er bedre end det andet.

Tabel 8-1. Sammenligning af PET og PLA for fire bortskaffelsesscenarier og i fem påvirkningskategorier.

	EU				USA			
	Høj genanvendelse		Lav genanvendelse		Høj genanvendelse		Lav genanvendelse	
	PET	PLA	PET	PLA	PET	PLA	PET	PLA
Drivhuseffekt		X		X		X		X
Forsuring		X				X		
Næringssalts- belastning		X				X		
Fotokemisk ozondannelse		X		X		X		X
Primært energiforbrug		X		X		X		X

Tabel 8-2. Sammenligning af PET-PP kombination og PLA for fire bortskaffelsesscenarioer og i fem påvirkningskategorier.

	EU				USA			
	Høj genanvendelse		Lav genanvendelse		Høj genanvendelse		Lav genanvendelse	
	PET-PP	PLA	PET-PP	PLA	PET-PP	PLA	PET-PP	PLA
Drivhuseffekt								
Forsuring			X				X	
Næringssalts-belastning			X				X	
Fotokemisk ozondannelse		X		X		X		X
Primært energiforbrug		X		X		X		X

Flere informationer om dette studie findes i en rapport på engelsk udarbejdet af FORCE Technology som en del af innovationsnetværket PlastNet. Denne rapport kan desværre ikke offentliggøres, da case-virksomheden ønsker at holde oplysningerne i rapporten fortrolige.

8.4 Casestudie 3

Roskilde Festival har i mange år anvendt bioplast engangsartikler til festivalens bestik og til øl-og vandkrus (pers. komm. med koordinator Thomas Niebuhr d. 25. august 2010).

Bestik engangsartiklerne har været anvendt siden midten af 1990'erne og var i starten lavet af kartoffelstivelse, som ikke helt bestod kvalitetsprøven, da de f.eks. ofte smeltede i den suppe, som man kunne købe. Det kom der mange gode historier ud af i medierne.

Engangsartiklerne i bioplastkrus til øl og vand har været anvendt i de seneste 3 år. De leveres af Greenway Danmark, og det estimeres, at antallet ligger på ca. 1,6 mio. krus til én enkelt Roskilde Festival.

Roskilde Festival har indført anvendelsen af engangsartikler til mad og drikke i bioplast, fordi festivalen ønsker at kunne gøre noget godt for miljøet og få en bedre miljøprofil.

Det er overbevisningen, at det er bedre for miljøet at anvende fornybare ressourcer til engangsartiklerne i stedet for fossile ressourcer (konventionelle plastmaterialer baseret på mineralisk olie og naturgas). Årsagen er, at anvendelsen af fornybare ressourcer ikke forventes at have den samme negative effekt på klimaet og verdens ressourcemangel, idet man ved anvendelse af bioplast ikke henter olie op fra undergrunden og tilfører det til atmosfæren.

I øvrigt antager festivalen, at kompostering af produkterne er bedre for miljøet end forbrænding. Derfor forsøgte man sig allerede i midten af 1990'erne med at etablere en indsamlingsordning for det komposterbare affald, hvor gæsterne selv kunne bortskaffe mad, bestik i bioplast og paptallerkner til kompostering. Indsamling af de komposterbare affaldsfraktioner blandt publikum bruges ikke længere, da de var til for store lugt- og synsgener for festivalgæsterne.

På Roskilde Festival har man i mange år haft et pantsystem på tilbageleverede øl- og vandkrus, og i dag får man 1 kr. pr. krus. Det gælder fortsat kun for øl og vandkrus, som alle er i bioplast. På festival pladsen er der mange, der bruger hele festivalperioden på at indsamle plastikrusene og derved tjene en del penge i løbet af de dage, som festivalen varer.

De indsamlede krus bliver efter aftale med Renoflex kørt til bortskaffelse. Det estimeres af Festivalen, at der er tale om ca. 7 tons krus pr. år. Tidligere blev bioplast-affaldet kørt til forbrændingsanlæg med energiudnyttelse, og det har også været forsøgt at køre affaldet til det samme traditionelle bioforgasningsanlæg i Slagelse (Hashøj), hvor madaffaldet fra Roskilde Festival blev håndteret med energiudnyttelse. Men desværre var det ikke muligt for dette traditionelle anlæg at håndtere affaldet i bioplast.

I dag modtager Bio Vækst A/S i Holbæk det organiske affald fra Roskilde Festival, ifølge Martin Wittrup Hansen, som er projektudviklingschef i Solum A/S (pers. komm. d. 26/8-3010).

Bio Vækst A/S er grundlagt i 2003 og ejet af Solum Gruppen i et offentligt privat samarbejde med de 2 affaldsselskaber I/S Vestforbrænding og Kara/Noveren I/S. Bio Vækst A/S ejer bioforgasningsanlægget i Holbæk, hvor der modtages og behandles kildesorteret bioaffald fra husholdninger og andet organisk industriaffald til bioforgasning, samt slam fra offentlige renseanlæg til kompostering (kilde: http://www.solum.com/content/dk4/om_bio_vakst).

I 2008 modtog Bio Vækst A/S organisk dagrenovation fra 9 nord- og vestsjællandske kommuner.

Anlægget omdanner affaldet til biogas og kompost i en proces udviklet af Solum A/S. Den producerede kompost afsættes til landbruget, som et kombineret jordforbedringsmiddel og gødningsprodukt (kilde: http://www.solum.com/content/dk4/om_bio_vakst).

Ifølge Martin Wittrup Hansen, har Bio Vækst A/S modtaget både bestik, krus, tallerkner og andre bionedbrydelige materialer inkl. fødevarerester. Han mener, at den samlede mængde var på ca. 50 tons affald i 2010 fra de ca. 50.000 gæster og 30.000 frivillige. Roskilde Festival oplyser til Solum A/S, at de gør

dette for at forbedre deres Carbon Footprint, hvilket stemmer godt overens med oplysningerne fra Thomas Niebuhr ovenfor.

Det biologiske affald fra Roskilde Festival blandes med haveaffald (blade og kviste) for at give affaldet struktur, og det tilføres husholdningsaffald (f.eks. grønsagsrester og kartoffelskræller) for at tilføre affaldet væske. Hefter omdannes affaldet til biogas og kompost, ifølge Martin Wittrup Hansen.

Biogassen fra affaldet fra Roskilde Festival anvendes til at lave el og varme til Roskilde Kommunes indbyggere i et samarbejde med Kara/Noveren I/S. Komposten fra affaldet transporteres tilbage til markerne, hvor festivalpladsen har været placeret, så kulstof og eventuelle næringsstoffer kan bruges til jordforbedring.

“Det er en rigtig god idé, men det er ikke noget, vi tjener penge på”, siger Martin Wittrup Hansen.

Roskilde Festival har også eksperimenteret med at anvende plastposer i bioplast, men har opgivet dette, da der ikke anvendes særlig mange poser. Man har også forsøgt at lave engangstelte i bioplast, men det har heller ikke været en succes. Og endelig har nogle studerende fra DTU eksperimenteret med at lave hvide pavilloner i bioplast. Resultatet af dette projekt kendes endnu ikke.

8.5 Opsamling på LCA-resultater og casestudier

Som nævnt ovenfor skal man være forsigtig med at drage generelle konklusioner fra tidligere LCA'er, da resultaterne er stærkt afhængige af en række faktorer, som f.eks. studiets formål, dets valg af systemgrænser, og om der har været specifikke interesser forbundet med undersøgelsesresultater.

De fleste LCA'er af bioplast har undersøgt PLA - eller mere specifikt - PLA fra producenten NatureWorks LLC. Om bioplast har lavere eller højere miljøpåvirkning end konventionel plast afhænger også af, hvilke plasttyper man sammenligner med. Dette skyldes bl.a. forskellige densiteter på materialerne.

En opsummering af resultaterne fra de studier, der sammenligner PLA med andre materialer, såsom konventionelle polymerer og plastbelagt pap, viser tydeligt, at der ikke kan gives en entydig konklusion på, om PLA er miljømæssigt bedre (eller værre) end andre materialer. Mange af studierne undlader helt at konkludere, eller også konkluderer de, at det ikke er muligt at sige, at et materialealternativ er bedre end et andet, da rækkefølgen af materialernes miljøpåvirkning varierer fra en belastningstype til en anden.

Nogle af studierne fremhæver, at produktionsfasen er den fase, der har størst miljøpåvirkning i materialernes livscyklus. Dog er det ikke alle studier, der inkluderer bortskaffelsesfasen.

De fleste studier, der inkluderer bortskaffelsesfasen, påpeger hvor vigtig denne fase er for resultatet, især for de bionedbrydelige polymerers vedkommende. Genanvendelse ser ud til at være det bedste bortskaffelsesalternativ for både bioplast og konventionel plast. Kompostering falder derimod forholdsvis dårligt ud i en sammenligning af bortskaffelsesmetoder.

Da bioplastproduktion og -genanvendelse er relativt nye teknologier, er datagrundlaget for miljøvurdering relativt spinkelt, og der er en vis usikkerhed forbundet med resultaterne. Desuden er Plastics Europe, der laver LCA-data for mange plasttyper, ved at revidere deres datagrundlag. I en ny såkaldt eco-profile for produktion af PET – udgivet efter beregningerne i dette projekt var afsluttet – er det opgjorte bidrag til klimaeffekten faldet med 38% sammenlignet med de tal, der er anvendt i dette projekt (primært på grund af en reduktion i energiforbrug i fremstillingsprocessen). Tallene er endnu ikke indarbejdet i de eksisterende LCA-databaser og har dermed heller ikke været igennem grundig kvalitetskontrol, men en så stor ændring kan have betydning for resultaterne og også for konklusionerne af de livscyklusvurderinger, der er foretaget ikke bare i dette projekt, men også i andre projekter.

8.6 Potentiale for miljøforbedringer

Da der i mange af LCA'erne, der er opsummeret ovenfor, peges på at produktion af råmaterialer og bortskaffelse er de to vigtigste livscyklusfaser med hensyn til miljøpåvirkning, er det også i disse to faser, der er størst potentiale for miljøforbedringer.

På produktionsområdet drejer det sig især om at mindske energiforbruget. Da mange biopolymerer ikke har eksisteret særlig længe, bør der være potentiale for at optimere på produktionsprocesserne.

I forhold til bortskaffelse kan man ud fra LCA'erne sætte spørgsmålstejn ved, om kompostering af bioplast er miljømæssigt fornuftigt. Der kan derfor også sættes spørgsmålstejn ved, om markedsføring af bioplast som komposterbar er fornuftigt, da resultaterne i de fleste tilfælde viser, at dette bortskaffelsesalternativ har en dårligere miljøperformance end andre alternativer.

Det ser ud til, at det i stedet for vil være en god idé at etablere systemer til indsamling af bioplast, og samtidig udvikle teknologier til effektiv genanvendelse af materialerne. Man kan dog diskutere, hvorvidt dette for nærværende er en god idé for danske forhold, set ud fra et samlet miljømæssigt synspunkt [97].

Det afhænger naturligvis af mange faktorer, men primært af, hvor stort energiforbrug og energibesparelse, der er ved indsamling og genanvendelse, sammenlignet med forbrug og besparelse ved at udnytte energien ved forbrænding, således som det sker i dag, når plast smides ud sammen med husholdningsaffaldet.

9 Arealanvendelse og fødevaremangel

Anvendelsen af fornybare plastmaterialer giver en umiddelbar gevinst i form af reduceret brug af de begrænsede, fossile ressourcer (olie og gas). Til gengæld kræver dyrkningen af biomasse til bioplast anvendelse af landbrugsareal, og der er sået tvivl om, hvorvidt stigende fødevarepriser er et resultat af en øget efterspørgsel på afgrøder til energiformål.

Ingen af disse elementer kan kvantificeres tilstrækkeligt på nuværende tidspunkt, men bør alligevel indgå i en vurdering af bioplastens potentiale. Nedenfor beskrives den nuværende viden om bioplastproduktionens påvirkning af arealanvendelsen og fødevarepriserne primært baseret på rapporter fra FN.

9.1 Arealanvendelse

I 2009 udgav UNEP (United Nations Environment Programme) en omfattende rapport, som giver et overblik over de eksisterende undersøgelser af biobrændstoffer [98]. Med denne rapport som den primære reference har vi sammenfattet aktuel viden om arealanvendelse til biobaserede produkter.

Politiske målsætninger og en øget efterspørgsel efter biobaserede produkter, primært biobrændstoffer, fører til en øget efterspørgsel af afgrøder. Det gælder i hvert fald, når man betragter, hvad der betegnes som første generations bioprodukter. Anden og tredje generations bioprodukter er produkter, der er produceret fra biologisk affald fra landbruget, biprodukter eller andre kilder, som ikke nødvendigvis kræver dyrkning af nye afgrøder og dermed anvendelse af (nyt) areal.

I de tilfælde, hvor fremstilling af biobaserede produkter også fører til produktion af foderprodukter, kan arealanvendelsen måske reduceres betydeligt, da dette biprodukt vil fortrænge andre afgrøder, der anvendes til foderproduktion.

På den anden side kræver verdens befolkningsvækst, at der produceres flere fødevarer. Indtil nu har denne stigende efterspørgsel på afgrøder kunnet dækkes ved at øge udbyttet på eksisterende dyrkede arealer, men da efterspørgslen efter fødevarer er ved at ændre sig mod et øget kødforbrug, kan der forventes en stigning i efterspørgslen efter landbrugsjord.

Den øgede efterspørgsel efter afgrøder kan opfyldes ved hjælp af en kombination af mekanismer:

- ved en stigning i udbyttet fra de eksisterende landbrugsarealer,
- ved fortrængning af mindre effektive afgrøder og
- ved udvidelse af det dyrkede areal.

Regionale ændringer i arealanvendelsen kan til en vis grad imødekomme en øget efterspørgsel efter afgrøder, men da markedet for afgrøder er globalt, kan ændringer i efterspørgslen lige så godt påvirke arealanvendelsen i andre dele af verden.

Forskere arbejder på at udvikle metoder, der kan forudsige konsekvenserne af ændringer i arealanvendelsen, men det er en kompleks opgave. Det kræver en indgående forståelse af markedets struktur og mekanismer samt viden om muligheder for at øge udbyttet, fortrænge andre afgrøder og udvide landbrugsarealet.

Desuden kræver det modeller til at forudsige, hvordan forskellige regioner i verden vil reagere på ændringer i efterspørgsel, samt metoder til at bestemme de miljøpåvirkninger (såsom næringssaltbelastning eller tab af biodiversitet), der ofte er knyttet til at øge udbyttet og udvide landbrugsarealet.

Det er imidlertid klart, at en øget efterspørgsel efter afgrøder, der anvendes til fremstilling af bioplast, kan have væsentlige virkninger i form af ændringer i arealanvendelsen - specielt i de tilfælde, hvor øget efterspørgsel fører til skovrydning eller andre væsentlige landskabsændringer, der f.eks. forårsager at drivhusgasser frigives fra jord og planter.

Den nuværende viden omkring disse spørgsmål er ikke omfattende nok til præcist at kvantificere de miljømæssige konsekvenser, som ændringer af arealanvendelsen kan medføre.

9.2 Fødevarer kontra biobaserede produkter

Mange steder i verden anvendes afgrøder i dag til bioprodukter såsom biobrændstoffer og bioplast. Det er ofte afgrøder fra landbrugsarealer, som tidligere blev anvendt til fødevarerproduktion. Set i lyset af, at mange mennesker i verden lider af sult og hungersnød, er det blevet en samfundsdiskussion, om det er etisk forsvarligt at producere bioprodukter fra landbrug, som i stedet kunne levere fødevarer.

Mange biobaserede polymerer, som kommer fra fornybare ressourcer (for eksempel stivelsesbaseret PHA og PLA), konkurrerer ofte med produktionen af fødevarer om den primære råvare majs. Det er derfor vigtigt at overveje, hvor stor en effekt produktionen af bioplast vil have på fødevarerpriserne og på muligheden for at udnytte landarealer til fødevarerproduktion.

Diskussionen er meget kompleks og skal ses i et perspektiv, hvor både økonomiske, politiske, ressourcemæssige og miljømæssige faktorer inddrages. Fødevaremanglen i visse steder af verden er ikke nødvendigvis betinget af, at

der ikke produceres mad nok til alle klodens indbyggere. Det er derimod et spørgsmål om, at fordelingen af den producerede mad ikke fungerer tilfredsstillende. Og det er både produktion, salg og fordeling af fødevarerne, der er underlagt økonomiske, politiske, ressourcemæssige og miljømæssige faktorer.

Så spørgsmålet er, om der er en reel fødevareremangel på verdensplan, eller om det mere er et spørgsmål om, hvorvidt produktionen er tilrettelagt optimalt, og om fordelingen af fødevarer kan blive bedre.

Der er ingen tvivl om, at der mange steder i verden er en mangel på fødevarer [99]. Men der er også mange oplysninger, der tyder på, at der kunne være mad nok til alle på verdensplan, hvis produktion, opbevaring og fordeling af fødevarerne foregik mere optimalt.

For eksempel oplyser FAO (FN's landbrugsorganisation), at mere end 400 mio. tons frugt og grønt og mere end 280 mio. tons korn hvert år går tabt (primært i udviklingslande), på grund af dårlig produktionsplanlægning, lang og hård transport, samt ringe opbevaringsfaciliteter. Denne mængde tabt frugt og korn er mad nok til at forsyne alle sultende i verden med den energi, de har behov for [100].

I de steder i verden, hvor der produceres så store mængder fødevarer, at der er mere end rigeligt til alle i produktionsområdet, kan det på baggrund af ovenstående godt forsvares at producere korn til bioprodukter set i et samfundsmæssigt perspektiv.

Det kan dog fortsat diskuteres, om det er etisk forsvarligt at bruge landbrugsarealer til ikke-fødevarerproduktion i områder, hvor folk sulter. Men man skal huske på, at det også er muligt at anvende sekundære produkter fra majsproduktionen til bioprodukter.

Det skal ikke nødvendigvis være den samme majscolbe, som kunne være anvendt som fødevarer. Det kan være affaldet fra majscolben, når majsene er taget fra til foder. Eller det kan være stænglen og bladene, der kan anvendes til produktionen.

Mange steder eksperimenteres der i dag med at anvende de sekundære produkter fra f.eks. produktion af korn og sukkerrør til fremstilling af anden generations bioprodukter i stedet for at bruge de primære produkter, som kan anvendes til føde for mennesker og dyr.

I takt med at verdens olielagre udtømmes og mængden af tilgængelig olie i undergrunden bliver mindre, stiger oliepriserne. Det betyder, at prisen på brændstof stiger, og at det dermed er muligt at få en højere pris på sine

landbrugsafgrøder, hvis de kan erstatte olien fra undergrunden i form af biobrændstof. Det har igen den effekt, at priserne på mad stiger lokalt, idet madpriserne kobles til oliepriserne, da det er de samme afgrøder, der kan levere biobrændstof og fødevarer. Samtidig sker der en stigning i efterspørgslen på specielt biobrændsler, som er med til at holde prisen oppe.

Andre faktorer er også med til at fremme de stigende fødevarerpriser på globalt plan, for eksempel kinesernes fødevarerindtag, som er i kraftig vækst [101].

I Brasilien fremstiller man meget bioethanol, fortrinsvis til biobrændstoffer. I Brasilien er mange mennesker fattige og har ikke råd til nok mad – specielt med de stigende fødevarerpriser. Men det skal pointeres, at her er det primært priserne på fødevarer – og ikke fødevareremængden – der er afgørende for, om folk har nok at spise.

Selv om EU måtte ønske ikke at støtte den brasilianske produktion af bioprodukter fra landbrugsjord, er det formentlig ikke muligt, da WTO's regler ville blive overtrådt, hvis man officielt oprettede handelshindringer [102].

Med den stigende efterspørgsel efter biobaserede brændstoffer og produkter udfordres Jordens potentiale til at producere biomasse.

Hidtil har biomasse været betragtet som en ubegrænset ressource, men det er gået op for os, at vi måske ikke har nok landbrugsjord til at imødekomme den fremtidige efterspørgsel efter fødevarer, energiafgrøder, osv.

Fra 2006 til 2008, oplevede verden en markant stigning i fødevarerpriser, og den øgede efterspørgsel efter biobrændstoffer blev ofte nævnt som en af de vigtigste årsager til disse prisændringer.

Generelt er markedet for afgrøder komplekst og svært at modellere. I et arbejdspapir fra Verdensbanken [103] er øget produktion af biobrændstoffer i Europa og USA fremhævet som den vigtigste faktor for stigende fødevarerpriser, mens andre rapporter konkluderer, at biobrændstoffer spiller en mindre rolle [104].

En rapport fra FAO indeholder et kapitel om fødevarerkrise i 2007/2008, hvor nogle af mekanismerne bag den pludselige stigning i priserne er forklaret [105]. I rapporten konkluderer FAO, at disse prisstigninger ikke er usædvanlige set i et længere tidsperspektiv, og at der ikke er tegn på en ny markedsorden. Prisstigningerne kan i høj grad forklares med en kombination af ringe høst, øget efterspørgsel på afgrøder til kødproduktion i Kina og Indien pga. hurtige indtægtsændringer samt politiske beslutninger om biobrændstoffer (forstærket af de høje oliepriser).

Den øgede efterspørgsel på afgrøder til biobaserede produkter påvirker sandsynligvis fødevarepriserne, men det er vanskeligt at vurdere i hvilket omfang.

Markedet for bioplast er stadig meget lille i forhold til markedet for biobrændstoffer, men konklusionerne af de nævnte undersøgelser peger på vigtigheden af at fremme mere bæredygtigt producerede biobaserede produkter, f.eks. ved at basere dem på affaldsprodukter fra landbruget i stedet for primære afgrøder, som også kunne bruges til fødevareproduktion.

En undersøgelse peger på, at hvis det totale forbrug af bioplast er på 200.000 tons, så udgør behovet for majs til produktion af stivelseplast og PLA mindre end 0,1 % af den majs, der dyrkes i verden [106]. Hvis dette er rigtig, vil en øget efterspørgsel efter bioplast sandsynligvis ikke i sig selv kunne påvirke fødevarepriserne.

Det er også vigtigt at overveje, hvordan vi bedst kan udnytte den begrænsede mængde biomasse, for eksempel om det er bedst at producere flydende biobrændstof til brug i transportsektoren, at producere bioplast eller at anvende biomassen direkte til energiproduktion i kraftværker. I alle tre tilfælde erstattes fossile ressourcer.

I produktion af bioplast er det desuden muligt at anvende restprodukter som råvare, eksempelvis affaldsstoffer fra fødevareproduktion eller et billigt biprodukt fra produktionen af biobrændsel, såsom glycerol [107].

NatureWorks LLC (producenten af PLA) undersøger brugen af restprodukter fra f.eks. produktion af majs eller andre afgrøder som råvare til næste generations PLA. Den tidligere anvendte fornyelige råvare, som for eksempel majs, kan i stedet anvendes til biobrændsel eller fødevarer [83].

10 Diskussion og konklusion

Det danske marked for bioplast er stigende, og flere producenter af engangsartikler viser interesse for at bruge bioplast i deres produktion. Bioplast er helt eller delvist produceret af fornybare råvarer og er ofte bionedbrydeligt og/eller komposterbart. Det leder naturligt forbrugeren til at tro, at bioplast er et meget miljøvenligt alternativ til konventionel plast produceret af ikke-fornybare ressourcer. På baggrund af indsamlet viden og vurderinger foretaget i dette projekt tegner der dog sig et mere nuanceret billede.

For det første er det ikke alle bioplastprodukter, der er bionedbrydelige eller komposterbare, og produkter af konventionel plast kan fremstilles, så de opnår samme egenskaber. For at et produkt kan karakteriseres som bionedbrydeligt eller komposterbart skal det leve op til specifikke krav (f.eks. i den europæisk standard EN 13432) om nedbrydning under ideelle mikrobiologiske forhold, som de forekommer ved kontrolleret kompostering eller bioforgasning. Produktet er derfor ikke nødvendigvis umiddelbart nedbrydeligt, hvis det efterlades i naturen, selvom det er fremstillet af biologiske materialer fra naturen selv.

Faktisk er det danske affaldssystem så effektivt, at det ofte er ganske fornuftigt at smide bioplastaffaldet ud med resten af dagrenovationen. Det ender i et affaldsforbrændingsanlæg, der producerer el og varme, som erstatter afbrændingen af fossile brændsler. Genanvendelse, kompostering og bioforgasning kræver separate indsamlingssystemer, men hvis disse findes kan især bioforgasning være en god løsning – endda bedre end forbrænding. De miljømæssige og økonomiske fordele kan dog kun dokumenteres og realiseres, hvis der er et stabilt marked eller et lukket system, hvor bioplasten kan håndteres simpelt og effektivt. Det kunne eksempelvis være anvendelse af PLA-poser og -emballage i et storkøkken, hvor det indsamles sammen med det organiske affald. Et andet, men dog ikke helt rentabelt eksempel er indsamling af pantbelagte ølkrus på Roskilde Festival.

Bioplast skal opfylde stort set samme lovkrav på emballage- og fødevarerområdet som konventionel plast, dog er der en reduceret afgift på bæreposer af bioplast. Kvaliteten af bioplast er på mange områder på niveau med konventionel plast. PLA har dog eksempelvis en lavere varmebestandighed end PET, hvorimod PLA klarer sig bedst på UV-bestandighed. Derfor anvendes bioplast i flere tilfælde som blandingsprodukter – også kombineret med konventionel plast.

Miljømæssige sammenligninger af bioplast og konventionel plast foretaget i dette og andre studier giver varierende og ikke nødvendigvis entydige resultater. Det skyldes dels en stor variation i geografisk dækning, dels at studierne dækker produkter med forskelligt livsforløb. Dog fremgår det klart, at det kræver en del energi at fremstille både bioplast og konventionel plast, så selvom råvarerne til

bioplast kan opfattes som CO₂-neutrale, når de brændes af i affaldsforbrændingsanlæg, er der stadig en væsentlig miljømæssig belastning fra fremstillingen. Det er således ikke muligt overordnet at konkludere på basis af livscyklusvurderinger, at bioplast er miljømæssigt bedre end konventionel plast, men at det kan være det i visse applikationer. Hvis man ønsker at træffe det "rigtige" valg af materiale til sit produkt, vil det således være en god idé først at gennemføre en livscyklusvurdering. Et vigtigt element heri bør være et realistisk scenarie for bortskaffelsen.

Et væsentligt kritikpunkt er det faktum, at bioplast øger efterspørgslen på afgrøder. Det kan dels føre til et øget behov for landbrugsareal, dels medvirke til stigninger i fødevarepriserne. Denne problemstilling er velkendt fra biobrændstof-debatten, men konsekvenserne er desværre ikke umiddelbart kvantificerbare. Det er dog en væsentlig pointe at have med i vurderingen, når bioplast holdes op imod konventionel plast, som jo til gengæld vil tære på forsyningerne af olie og gas. På sigt kan bioplast formentlig fremstilles af affald fra f.eks. majsproduktion (anden generations bioplast), hvorved problemstillingen får mindre betydning.

11 Referencer

1. Det Rådgivende Udvalg for Fødevareforskning, 2006. Værditilvækst og bedre miljø – en bioteknologisk forskningsstrategi for nonfood og foder, ISBN 87-91791-71-5, Direktoratet for FødevareErhverv, februar 2006.
2. World Bioplastics – Industry Study with Forecasts for 2013 & 2018, Study #2548, November 2009, The Freedonia Group
3. Summary of the National Legislation, European Commission, Health & Consumer Protection Directorate-General, Directorate E – Safety of the food chain, E3 – Chemicals, contaminants and Pesticides. SANCO E3/FV (25.6.2007). http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/foodcontact/sum_nat_legis_en.pdf
4. Stevens, E. S. 2002. How green are green plastics, BioCycle December 2002, pp. 42-45.
5. Weber, C.J. (Editor), 2000. Biobased Packaging materials for the food industry – Status and Perspectives – A European Concerted Action, November 2000, ISBN 87-90504-07-0 (<http://www.biomatnet.org/publications/f4046fin.pdf>).
6. Biodegradable Polymers – inspired by nature. Ecoflex, Ecovio. BASF http://www.plasticsportal.net/wa/plasticsEU~en_GB/function/conversions:/publish/common/upload/biodegradable_plastics/Ecoflex_Brochure.pdf, Besøgt 6. august 2010
7. Wolf, O., M. Crank, M. Patel, F. Marscheider-Weidemann, J. Schleich, B. Hüsing & G. Angerer, 2005. Techno-economic Feasibility of Large-scale Production of Bio-based Polymers in Europe, Technical Report Series EUR 22103 EN, European Commission, DG JRC, European Science and Technology Observatory, Institute for Prospective Technology Studies, December 2005
8. Shen, L., J. Haufe & M.K. Patel. Product overview and market projection of emerging bio-based plastics, PRO-BIP 2009, Final report, June 2009. Group Science, Technology and Society, Copernicus Institute for Sustainable Development and Innovation, Utrecht University, commissioned by European Polysaccharide Network of Excellence and European Bioplastics.
9. <http://www.plastcenter.dk/defaults.asp?id=6&uid=0&sid=26>, Besøgt 10. august 2010
10. DTU Fødevareinstituttet, Afsmittning fra emballage – Materialetyper, <http://www.dfvf.dk/Default.aspx?ID=9453#101857>, Besøgt 02. februar 2009
11. www.materbi.com, Besøgt 11. august 2010
12. <http://www.biopolymers.nl/en/bioplactic/>, Besøgt 11. august 2010
13. www.loick-biowertstoffe.de, Besøgt 11. august 2010
14. Platt, D.K., 2006. Biodegradable Polymers: Market Report. Rapra Technology, Smithers Rapra Ltd, 2006.
15. <http://www.environment.gov.au/settlements/publications/waste/degradables/biodegradable/chapter2.html>, Besøgt 10. august 2010

16. pers. komm. Søren Andreassen, Greenway Danmark, d. 30. juni 2009
17. Majsplast vinder frem, Plast Panorama, nr. 12 2005, s. 15
18. Vink, E.T.H., D.A. Glassner, J.J. Kolstad, R.J. Wooley & R.P. O'Connor, 2007. The eco-profiles for current and near-future NatureWorks® polyactide (PLA) production, Industrial Biotechnology, vol. 3, no. 1, 2007, pp. 58-81
19. <http://www.natureworkslc.com/product-and-applications/ingeo-biopolymer.aspx>, Besøgt 25. januar 2010
20. <http://www.futero.com/documents/futeroPressrelease20100416.pdf>, Besøgt 6. august 2010
21. http://www.bioplastics24.com/component/option.com_sobi2/catid.31/Itemid.101/lang.en/, Besøgt 22. september 2010
22. http://www.papstar.se/stuff/kataloge/papstar_sjalvklart.pdf, Besøgt 5. august 2010
23. <http://www.færchplast.dk/pla.asp>, Besøgt 5. august 2010
24. http://www.purac.com/EN/Green_chemicals/Products/Biobased_plastics/Applications/Heat_stable_applications.aspx, Besøgt 10. august 2010
25. Green plastics could help reduce carbon footprint, ScienceDaily 2009, <http://www.sciencedaily.com/releases/2009/02/090211122145.htm>, Besøgt 10. august 2010
26. <http://www.mirelplastics.com/>, Besøgt 29. marts 2009
27. Projekt "Dansk distribution af engangsartikler i bionedbrydeligt plast" 2008, videnkupon af FORCE Technology hos Forsknings- og Innovationsstyrelsen.
28. <http://www.bccresearch.com/report/PLS025C.html>, Besøgt 9. august 2010
29. European Bioplastics, 2009. Bioplastics, Frequently Asked Questions (FAQs), June 2008 – Updated January 23rd 2009
30. PlasticsEurope, 2009. The Compelling facts about plastics 2009 – An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2008, http://www.plasticseurope.org/Documents/Document/20100225141556-Brochure_UK_FactsFigures_2009_22sept_6_Final-20090930-001-EN-v1.pdf, Besøgt 10. august 2010
31. Miljø og plast, Plast Panorama, nr. 8 2007, s. 25
32. Plakett, D., 2008. Citat fra Bioplastseminar, Risø DTU, 17. februar 2008
33. Biodegradable Plastics forecasts for 2012 & 2017, August 2008. The Freedonia Group, Inc. <http://www.bharatbook.com/Market-Research-Reports/Biodegradable-Plastics-forecasts-for-2012-2017.html>, Besøgt 10. august 2010
34. Randers Kommune, 2009. Bioplast – erhvervsmæssigt potentiale og perspektiver, Oktober 2009
35. <http://www.plant2plast.dk>, Besøgt 5. august 2010
36. <http://www.greenway-denmark.dk>, Besøgt 12. november 2010 <http://www.zenzo.dk/pages.php?sub=miljo&page=bioposer&expandable=3>, Besøgt 11. august 2010
38. <http://biobag.no/default.pl?showPage=263>, Besøgt 11. august 2010

39. http://www.abricon.dk/om_abricon.html, Besøgt 11. august 2010
40. <http://www.fieldadvice.dk>, Besøgt 11. august 2010
41. <http://www.rubek.dk/?vm=7989>, Besøgt 11. august 2010
42. <http://www2.huhtamaki.com/web/guest/foodservice>, Besøgt 25. januar 2010
43. <http://www.duni.com/da/Cateringtakeaway/Losninger/Materialeguide/>, Besøgt 25. januar 2010
44. <http://www.european-bioplastics.org/index.php?id=142>, Besøgt 10. august 2010
45. <http://www.plast.dk/Fakta/Prisenpåplast/>, Besøgt 10. august 2010
46. http://www.lme.com/dataprices_historical.asp, Besøgt 10. august 2010
47. Europa-Parlamentet og Rådets direktiv 94/62/EF af 20. december 1994 om emballage og emballageaffald
48. Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1907/2006 af 18. december 2006 om registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier (REACH), om oprettelse af et europæisk kemikalieagentur og om ændring af direktiv 1999/45/EF og ophævelse af Rådets forordning (EØF) nr. 793/93 og Kommissionens forordning (EF) nr. 1488/94 samt Rådets direktiv 76/769/EØF og Kommissionens direktiv 91/155/EØF, 93/67/EØF, 93/105/EF og 2000/21/EF
49. Rådets direktiv 1999/31/EF af 26. april 1999 om deponering af affald
50. Rådets direktiv 86/278/EØF af 12. juni 1986 om beskyttelse af miljøet, navnlig jorden, i forbindelse med anvendelse i landbruget af slam fra rensningsanlæg
51. Bekendtgørelse om anvendelse af affald til jordbrugsformål (Slambekendtgørelsen), BEK nr 1650 af 13/12/2006, Miljøstyrelsen
52. Bekendtgørelse af lov om miljøbeskyttelse (Miljøbeskyttelsesloven), LBK nr 1757 af 22/12/2006, Miljøministeriet
53. pers. komm. Linda Bagge, Miljøstyrelsen, 17. februar 2010.
54. Materialer og genstande bestemt til at komme i kontakt med fødevarer – egenkontrol. Rapport med vejledning og forslag til initiativer fra Fødevarestyrelsen og danske erhvervsorganisationer. Rapport fra Fødevarestyrelsens samarbejdsforum om materialer og genstande og egenkontrol, marts 2007
55. Europa-Parlamentets og Rådets Forordning (EF) nr. 1935/2004 af 27. oktober 2004 om materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer og om ophævelse af direktiv 80/590/EØF og 89/109/EØF
56. Kommissionens direktiv 2002/72/EF af 6. august 2002 om plastmaterialer og –genstande bestemt til at komme i berøring med levnedsmidler. Konsolideret udgave 27.3.2008.
57. Kommissionens forordning (EF) Nr. 282/2008 om materialer og genstande af genvundet plast bestemt til kontakt med fødevarer og om ændring af forordning (EF) nr. 2023/2006
58. BEK nr. 1068 af 13.11.2009 Bekendtgørelse om materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer

59. Kommissionens forordning (EF) Nr. 2023/2006 af 22. december 2006 om god fremstillingsmæssig praksis for materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer.
60. http://www.skm.dk/tal_statistik/satser_og_beloeb/207.html, Besøgt 25. januar 2010
61. <http://www.skat.dk/SKAT.aspx?old=110673>, Besøgt 25. januar 2010
62. <http://www.novamont.com/default.asp?id=504>, Besøgt 1. juni 2010
63. <http://www.natureworksllc.com/the-ingeo-journey/end-of-life-options/composting.aspx>, Besøgt 1. juni 2010
64. <http://www.ikast-brande.dk/site.aspx?MenuID=134&Langref=1&Area=&topID=&ArticleID=8626&expandID=3055&moduleID=&ParentID=8294>, Besøgt 1. juni 2010
65. [https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13056 - FN501#FN501](https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13056-FN501#FN501)
66. <http://www.affaldgenbrug.vejle.dk/page43172.aspx>, Besøgt 1. juni 2010
67. European Parliament and Council Directive [94/62/EC](#) on packaging and packaging waste, Art. 3(8).
68. <http://www.dr.dk/Regioner/Nord/Nyheder/Frederikshavn/2010/02/08/070350.htm>, Besøgt 2. juni 2010
69. <http://www.ecoseed.org/en/general-green-news/copenhagen-conference-2009/copenhagen-leading-stories/5550>, Besøgt 2. juni 2010
70. Nilsson, N.H., K. Tønning & B. Malmgren-Hansen, 2002. Bionedbrydelige plastposer til indsamling af den organiske del af dagrenovationen til biogasanlæg, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 14, Miljøstyrelsen, 2002.
71. http://www.jgpress.com/biocycleenergy/Monday/A_Morning/Glasbrenner_s.pdf, Besøgt 2. juni 2010
72. DS/EN 13432+AC:2006 Emballage – Krav til emballager, som kan genanvendes ved kompostering og bionedbrydning – Prøvningsmetoder og evalueringskriterier for endelig godkendelse af emballage, 2. udgave, 2006-10-12, Dansk Standard
73. DS/EN 14955:2007 Plast - Evaluering af komposteringsmuligheder - Prøvningsplan og specifikationer, , 2007-04-25, Dansk Standard
74. ASTM D6400 Standard Specification for Compostable Plastics, 2004, The American Society for Testing and Materials.
75. http://www.greenplastics.com/reference/index.php?title=ASTM_D6400, Besøgt 2. juni 2010
76. <http://plarecycling.com/>, Besøgt 4. juni 2010
77. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/wastestreams/packaging_waste, Besøgt 3. juni 2010
78. Schmidt, A. & K. Strömberg, 2006. Genanvendelse i LCA – systemudvidelse, Miljønyt nr. 81, 2006, Miljøstyrelsen
79. Internationalt Affaldsnyt, nr 4 oktober 2008, Videncenter for Affald.
80. <http://www.tricorbraun.com/news-and-events/sustainability-times-newsletter/maximizing-sustainability>, Besøgt 7. juni 2010

80. <http://www.ens.dk/documents/faktaark/affald%20150709.pdf>, Besøgt 2. juni 2010.
81. Municipal Solid Waste Generation, Recycling and Disposal in the United States – Detailed Tables and Figures for 2008, November 2009, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Resource Conservation and recovery
82. www.greenway-denmark.dk/faq.aspx, Besøgt 12. august 2010
83. Vink, E.T.H., K.R. Rabago, D.A. Glassner & P.R. Gruber, 2003. Applications of life cycle Assessment to NatureWorks™ polylactide (PLA) production, Polymer Degradation and Stability, vol. 80, Issue 3, 2003, pp. 403-419.
84. pers. komm. Erwin T.H. Vink, NatureWorks LLC, 27-10-2009
85. Kim, S & B.E. Dale, 2005. Life cycle assessment study of biopolymers (polyhydroxyalkanoates) derived from no-tilled corn, International Journal of Life Cycle Assessment 10 (3), 200-210.
86. Vercalsteren, A., C. Spirinckx, T. Geerken, P. Claeys, 2006. Eco-Efficiency analysis of 4 types of drinking cups used at events, OVAM (Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaams Gewest), Belgium.
87. Detzel, A. & M. Krüger, 2006. Life Cycle Assessment of PLA – A comparison of food packaging made from NatureWorks® PLA and alternative materials, Final report, IFEU GmbH Heidelberg, July 2006
88. Krüger, M., B. Kauertz & A. Detzel, 2009. Life Cycle Assessment of food packaging made of Ingeo™ biopolymer and (r)PET – Addendum to the LCA study on food packaging made of NatureWorks® biopolymer and alternative materials [2006], Final report, 29 January 2009, IFEU GmbH, Heidelberg
89. Franklin Associates, 2006. Life Cycle Inventory of five products produced from polylactide (PLA) and petroleum-based resins – Technical report, Prepared for Athena Institute International, November 2006.
90. Franklin Associates, 2007. Final report – LCI summary for PLA and PET 12-ounce water bottles, Prepared for PET Resin Association, December 2007
91. Franklin Associates, 2008. Peer Reviewed Final Report – LCI Summary for four half-gallon milk containers, Prepared for The Plastics Division of the American Chemistry Council, September 2008
92. Garraín, D., R. Vidal, P. Martinez, V. Franco & D. Cebrián-Tarrasón, 2007. LCA of biodegradable multilayer film from biopolymers, Abstract LCM2007, 3rd International Conference on Life Cycle Management, Zurich, University of Zurich at Irchel, August 27 to 29, 2007. <http://www.lcm2007.org/paper/169.pdf>
93. Murphy, R.J., G. Davis & M. Payne, 2008. Life Cycle Assessment (LCA) of Biopolymers for single-use Carrier bags – A research report for the National Non-Food Crops Centre (NNFCC) – Reference No. NNFCC 07-005, Imperial College London, UK
94. Schwarzwälder, B, R. Estermann & L. Marini, 2000. The Part of Life-Cycle-Assessment for Biodegradable Products: Bags and Loose fills, Paper for the 2nd International Conference on Biopolymer Technology, Ischia 10/2000

95. James, K. & T. Grant, 2005. LCA of Degradable Plastic Bags, Centre for Design at RMIT University, Paper presented at the 4th Australian LCA Conference, February 2005, Sydney.
96. Michaud J.-C., Farrant L., Jan O., Kjær B. & Bakas I, 2010. Final report – Environmental benefits of recycling – 2010 update, WRAP
97. Nielsen, A.M. & B.P. Weidema, 2002. Miljøvurdering af alternative bortskaffelsesveje for bionedbrydelig emballage, Miljøprojekt nr. 680, Miljøstyrelsen, 2002.
98. UNEP, 2009. Towards sustainable production and use of resources: Assessing Biofuels. International Panel for Sustainable Resource Management, United Nations Environment Programme
99. The millennium development goals report, 2008. United Nations.
100. Kæmpe spild i verdens fødevarerproduktion, Information 22. august 2008.
101. Strategic Issues 2008. Medlemsrapport nr. 1, 2008. Institutet for fremtidsforskning.
102. Brasilien i strid med EU, Politiken d. 10. maj 2008.
103. Mitchell, D., 2008: A Note on Rising Food Prices, Development Prospects Group, The World Bank, July 2008
104. CBO, 2009. The Impact of Ethanol Use on Food Prices and Greenhouse-Gas Emissions, A CBO Paper, Pub. No. 3155, The Congress of the United States, Congressional Budget Office, April 2009
105. FAO, 2009. Food Outlook – Global Market Analysis, Food and Agriculture Organization of the United Nations, December 2009
106. Reimer, V., A. Künkel & S. Philipp, 2008. Bio-Sense or nonsense, Kunststoffe international 8/2008. Tilgængelig fra: http://www.plasticsportal.net/wa/plasticsEU/portal/show/common/content/campaigns/Ecoflex_presentation/english/images/ecoflex_sense_EN.pdf
107. Blom L., & R. Buck, Bioplasten er lige om hjørnet, Plastindustrien, Tilgængelig fra www.plastindustrien.dk (15.01.2009)
108. WRI and WBCSD, 2004. The Greenhouse Gas Protocol – A Corporate Accounting and Reporting Standard, <http://www.ghgprotocol.org/files/ghg-protocol-revised.pdf>
109. BSI, 2008. PAS 2050:2008 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services <http://www.bsigroup.com/en/Standards-and-Publications/How-we-can-help-you/Professional-Standards-Service/PAS-2050/>

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Migrationstest af PLA og PET

Denne del af rapporten er udført og beskrevet af Jesper Hinz og Louise Tosti Kristensen, Plast Center Danmark

For at sammenligne migrationen fra bioplast (PLA) med konventionel emballage plast (PET), udføres der migrationstest på PLA og PET bakker fra Færch Plast A/S af typerne K2233-1C - 2233017000 og 2233-1A.

PLA bakkerne er transparente, mens PET bakkerne er sorte. Fra Færch er det oplyst, at den sorte farve ikke skulle have indflydelse på migrationen.

Migrationstestene er udført som beskrevet i DS/EN 1186 fra 2002. Standarden bestemmer den totale migration af ikke flygtige stoffer fra en prøve af plast som væggtab pr. overfladeareal, der kommer i kontakt med fødevarer.

Det er ikke kendt, til hvilket formål bakkerne skal anvendes, dog vides det at, PLA ikke er varmestabil ved temperaturer over 40 °C i længere perioder. Derfor vælges det at eksponere i 10 dage ved 40 °C. Følgende simulanter anvendes:

- 3% eddikesyre i vandigopløsning (vandig fødevarsimulant)
- 10 % ethanol i vandigopløsning (vandig fødevarsimulant)
- Olivenolie (fed fødevarsimulant)

Der eksponeres ved total neddykning, hvilket er beskrevet i DS/EN 1186-2 for olivenolie og DS/EN 1186-3 for vandige simulanter.

Udskæring af prøver

Da der ikke kan udskæres et helt stykke på 1 dm², udskæres der flere stykker, der tilsammen giver 1 dm². Det er dog kun det areal, der er tiltænkt at komme i kontakt med fødevaren, der tælles med i beregningen af arealet¹. Da testen udføres som total neddykning, betyder det, at arealet af prøven, der eksponeres, reelt er ca. 2 dm², hvilket er en hårdere test end normalt².

Af PET bakkerne blev der skåret to stykker på hvert 8,0 cm x 6,3 cm, disse udgør én prøve. Stykkerne, der udgør en prøve, kommer fra samme bakke.

Af PLA bakkerne blev der skåret tre stykker: To på 8,0 cm x 4,0 cm og et på 6,5 cm x 5,5 cm, disse tre stykker udgør én prøve. Stykkerne, der udgør en prøve, kommer fra samme bakke.

¹ EN 1186-3:2002 afsnit 3.4.4 side 7 og EN 1186-2:2002 afsnit 6.4 side 10.

² EN 1186-1:2002 afsnit 9.3 side 23.

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Princip for migrationstest med vandige simulanter

Prøverne eksponeres i de vandige fødevarsimulanter ved den forudbestemte tid og temperatur. Efter eksponering fjernes prøverne fra simulanterne og simulanterne fordampes til tørhed. Massen af de ikke flygtige rester bestemmes gravimetrisk.

Forløb for migrationstest med vandige simulanter

Der eksponeres i glas med skruelåg. Begge PET stykker halveres, så de passer ned i et glas. For PLA halveres stykket med dimensionerne 6,5 cm x 5,5 cm.

Der udføres 4-dobbelt bestemmelse af hvert materiale + 2 blindprøver for hver simulant.

Eksponering med vandige simulanter starter den 23/11 2009 og forløber til den 3/12 2009. Efter 10 døgns eksponering overføres simulanterne til respektive inddampningskolber, der i forvejen er konditioneret til konstant vægt. Prøverne inddampes og kolberne konditioneres igen til konstant vægt. Herefter behandles resultaterne.

Resultater for migrationstest med vandige simulanter

Beregningsmetode til test med vandig simulant:

$$M = (m_a - m_b) \cdot d$$

Hvor:

M: Total migration i mg/dm² af arealet af plasten, der er tiltænkt til at komme i kontakt i med fødevaren.

m_a: Migrationsrest efter fordampning af simulanten.

m_b: Resten efter fordampning af blindprøven.

S: Arealet af prøven, der er tiltænkt til at komme i kontakt med fødevaren.

Et testresultat for hver prøve er gældende, hvis det ikke afviger fra middelværdien af den tredobbelte bestemmelse med mere end den analytiske tolerance. Den analytiske tolerance er 1 mg/dm².

Bilag A Migrationstest af PLA og PET

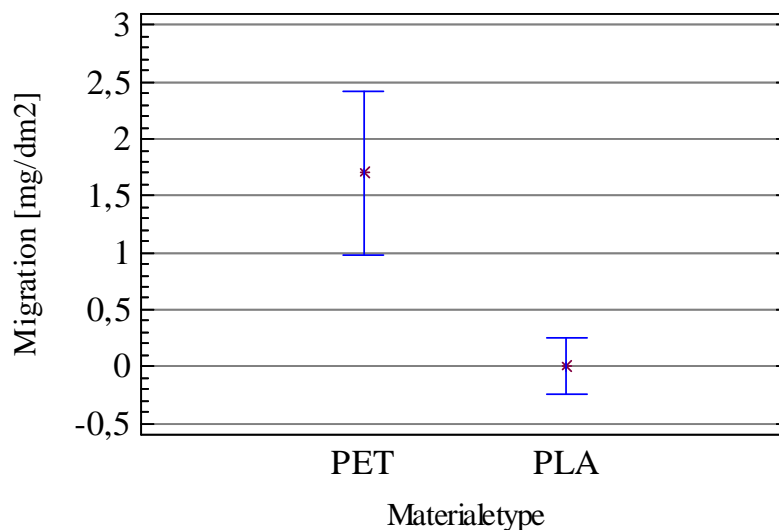
Resultater for migrationstest med eddikesyre som simulant

I Tabel 1 og på Figur 1 ses resultaterne for migrationstesten med eddikesyre som simulant. Prøverne PET1 og PLA1 er udeladt, da de ligger uden for den analytiske tolerance, der er derefter udregnet nye middelværdier.

Tabel 1: Resultater for migrationstest med eddikesyre som simulant. De røde værdier er udeladt.

Navn	Kolbe	Kolbe efter fordampning	Massen af resten m_a	Rest af blindprøver m_b	Migration	Ny middelværdi Migration	95 % konfidensinterval
	g	g	g	g	mg/dm ²	mg/dm ²	mg/dm ²
PET1	72,1365	72,1406	0,0041		3,5	1,7	0,97 – 2,42
PET2	68,6573	68,6593	0,0020		1,4		
PET3	70,2351	70,2375	0,0024		1,8		
PET4	71,1005	71,1031	0,0026		2,0		
PLA1	68,8752	68,8788	0,0036		3,0	0,0	-0,25 – 0,25
PLA2	71,3878	71,3883	0,0005		-0,1		
PLA3	71,5917	71,5924	0,0007		0,1		
PLA4	72,0859	72,0865	0,0006		0,0		
Blind1	66,6259	66,6265		0,0006			
Blind2	71,7361	71,7367		0,0006			

Middel migration med 95 % konfidensintervaller til eddikersyre



Figur 1: Resultater for migrationstest med eddikesyre som simulant. 95 % konfidensintervaller betyder, at med 95 % sandsynlighed vil fremtidige bestemmelser af migrationen give resultater, der falder indenfor disse intervaller.

Som det ses af Tabel 1 og Figur 1, er migrationen for hverken PET eller PLA prøverne over grænseværdien på 10 mg/dm².

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

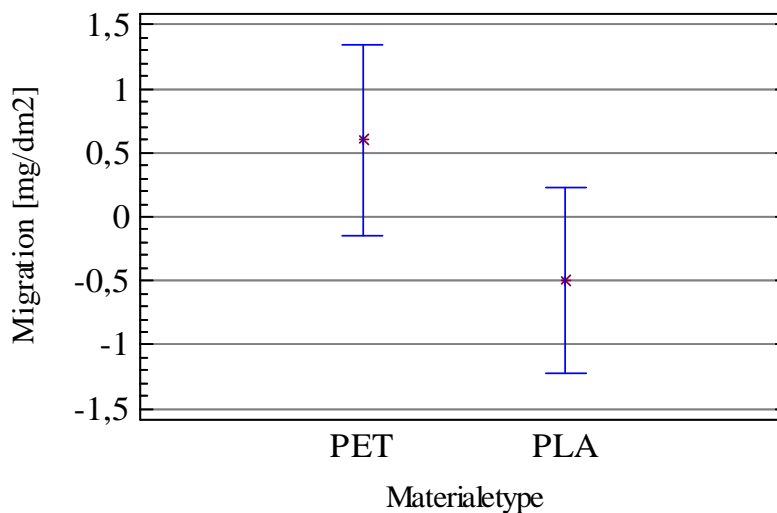
Resultater for migrationstest med ethanol som simulant

I Tabel 2 og på Figur 2 ses resultaterne for migrationstesten med ethanol som simulant.

Tabel 2: Resultater for migrationstest med ethanol som simulant.

Navn	Kolbe	Kolbe efter fordampning	Massen af resten m_a	Rest af blindprøve m_b	Migration	Middel Migration	95 % konfidens-interval
	g	g	g	g	mg/dm ²	mg/dm ²	mg/dm ²
PET5	72,5574	72,5582	0,0008		0,4	0,6	-0,15 – 1,35
PET6	72,2768	72,2785	0,0017		1,3		
PET7	66,9425	66,9433	0,0008		0,4		
PET8	66,2772	66,2779	0,0007		0,3		
PLA5	67,8212	67,8208	-0,0004		-0,8	-0,5	-1,22 – 0,22
PLA6	70,5627	70,5622	-0,0005		-0,9		
PLA7	70,4987	70,4987	0,0000		-0,4		
PLA8	68,8962	68,8967	0,0005		0,1		
Blind3	70,6240	70,6244		0,0004			
Blind4	66,7356	66,7360		0,0004			

Middel migration med 95 % konfidensintervaller til ethanol



Figur 2: Resultater for migrationstest med ethanol som simulant. 95 % konfidensintervaller betyder, at med 95 % sandsynlighed vil fremtidige bestemmelser af migrationen give resultater, der falder indenfor disse intervaller.

Som det ses af Tabel 2 og Figur 2 er migrationen for hverken PET eller PLA prøverne over grænseværdien på 10 mg/dm². For PLA er middel migrationen negativ, hvilket må betragtes som 0.

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Princip for migrationstest med olivenolie som simulant

Prøver med kendt masse eksponeres i olivenolie ved den forudbestemte tid og temperatur. Efter eksponering aftørres prøverne for olie og de vejes igen.

Prøverne absorberer olivenolie. Olien ekstraheres fra prøverne, hvorefter den methyleres og mængden af methylester bestemmes kvantitativt ved en gaskromatografisk analyse (GC-analyse).

Migrationen til olivenolien beregnes ved at trække massen af absorberet olivenolie fra massen af prøven efter eksponering og derefter trække denne masse fra massen af prøven før eksponering. Migrationen angives som middel af minimum 3 bestemmelser på separate prøver.

Forløb for migrationstest med olivenolie som simulant

Inden eksponering i olivenolie testes det, om prøverne optager fugt. Hvis de gør det, skal de konditioneres før og efter eksponeringen i olivenolie. Testen udføres ved at placere en prøve af hvert materiale i eksikatorer med kontant relativ luftfugtighed. Først placeres de i 75 % RH opnået med mættet natriumklorid opløsning. Derefter placeres de i 43 % RH opnået med mættet kaliumcarbonat opløsning. Testen viser, at både PLA og PET skal konditioneres, da de optager fugt fra luften.

Før eksponeringen konditioneres prøverne i 43 % RH i 2 døgn for at opnå en konstant masse.

Det undersøges også, om PLA og PET afgiver stoffer, der kan forstyrre GC-MS analysen. PLA og PET afgiver begge stoffer, der har retentions-tider som methylestre fra olivenolie. Dog er mængderne så små, at der kan ses bort fra dem i beregningen af migrationen.

Der eksponeres i glas med skruelåg. Begge PET stykker halveres så de passer ned i et glas. For PLA halveres stykket med dimensionerne 6,5 cm x 5,5 cm.

Der udføres 5-dobbelt bestemmelse af hvert materiale + 1 blindprøve.

Desuden medtages der 2 prøver fra hvert materiale, der eksponeres uden olivenolie, for at undersøge om prøverne taber flygtige stoffer.

Eksponering med olivenolie som simulant starter den 8/1 2010 og forløber til den 18/1 2010. Efter 10 døgn eksponering aftørres prøverne og sættes til konditionering ved 43 % RH. Efter 2 døgn er der opnået konstant masse for alle

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

prøverne undtagen 3, disse konditioneres yderligere 2 døgn, hvorefter de har opnået konstant masse.

Herefter ekstraheres prøverne med en blanding af pentan og ethanol i 7 timer, hvorefter de ekstraheres med diethylether i 7 timer. Der tilsættes 10,0 mL internstandard til hver ekstraktion.

Herefter inddampes ekstraktionsmidlerne og den ekstraherede olie samt den interne standard methyleres til fede syre methylestre, som kvantitativt bestemmes ved GC-MS analyse. Der laves dobbeltbestemmelse ved GC-MS analyserne. Olivenolien giver følgende toppe ved GC-MS analysen: C16, C:16:1, C18, C18:1 og C18:2. Den interne standard giver en C:17 top.

Der fremstilles 4 kalibreringsprøver med mellem 1,09 mg olivenolie og 21,8 mg olivenolie. Olien methyleres og der udføres dobbeltbestemmelse på hver prøve med GC-MS. Forholdet mellem arealet af toppene fra olivenolie methylester (C16, C:16:1, C18, C18:1 og C18:2) og arealet fra toppen fra den interne standard methylester (C:17) beregnes. Herefter udføres en regressionsanalyse for at bestemme regressionsligningen, der beskriver det beregnede forhold som funktion af olieindholdet.

På baggrund af regressionsligningen bestemmes hvor meget olie prøverne har absorberet. Ud fra dette og masserne af prøverne, som er korrigeret for tab af flygtige stoffer, beregnes migrationen.

Resultater for migrationstest med olivenolie som simulant

Beregningsmetode til bestemmelse af migration til olivenolie:

$$M = \frac{[m_a - (m_b - m_c)] \cdot 1000}{S}$$

Hvor:

M: Total migration til olivenolie i mg/dm² af prøvens overfladeareal.

M_a: Prøvens masse før eksponering i olivenolie i gram.

M_b: Prøvens masse efter eksponering i gram eller den korrigerede masse, hvis tabet af flygtige stoffer er større end 2 mg pr. prøve.

M_c: Massen af olivenolie der er absorberet i prøven i gram.

S: Overfladearealet af prøven i dm².

Et testresultat for hver prøve er gældende, hvis det ikke afviger fra middelværdien af den tredobbelte bestemmelse med mere end den analytiske tolerance. Den analytiske tolerance er 3 mg/dm².

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

I Appendiks 1 ses beregningerne af: Tab af flygtige stoffer, kalibreringskurven og beregninger af masse af ekstraheret olie.

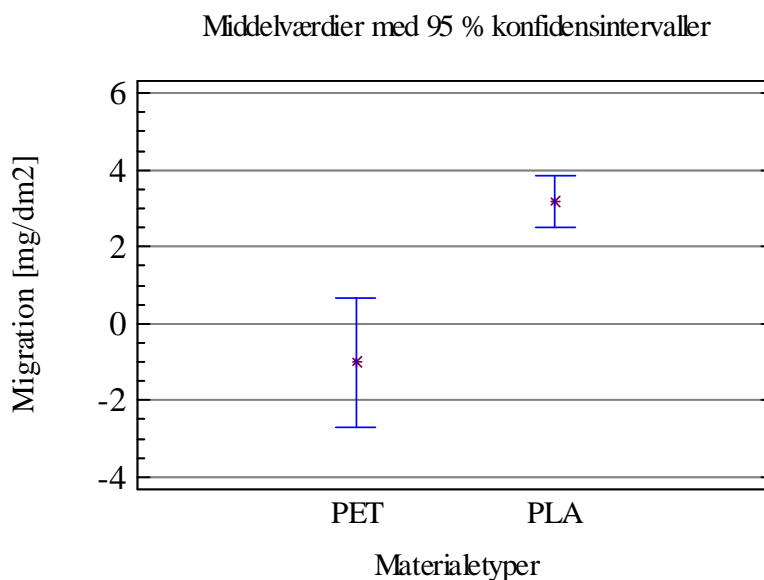
Masserne af ekstraheret olie, masserne før og efter eksponering og arealerne af prøverne bruges til at beregne migrationen fra prøverne, se Tabel 3.

Tabel 3: Beregning af migrationen fra PLA og PET.

Navn	Ekstraheret olie m_c	Masse før eksponering m_a	Masse efter eksponering m_b	Samlet areal S	Migration	Middel Migration	95 % konfidens-interval
	g	g	g	dm ²	mg/dm ²	mg/dm ²	mg/dm ²
PLA11	0,0074	4,9615	4,9664	1,0015	2,5	3,2	2,49 – 3,86
PLA12	0,0092	5,0635	5,0693	1,0055	3,4		
PLA13	0,0118	4,9845	4,9929	1,0151	3,3		
PLA14	0,0096	4,9388	4,9445	1,011	3,9		
PLA15	0,0094	5,0062	5,0128	1,011	2,7		
PET12	0,0008	5,0359	5,039	1,5263	-1,5	-1,0	-2,70 – 0,68
PET13	0,0019	5,2251	5,225	1,5326	1,3		
PET14	0,0020	5,0224	5,028	1,5326	-2,3		
PET15	0,0020	5,3107	5,3145	1,5488	-1,2		
PET17	0,0022	5,0497	5,0533	1,0304	-1,3		

Alle prøver ligger inden for den analytiske tolerance. PLA har en migration på 3,2 mg/dm², hvilket ligger under grænseværdien på 10 mg/dm². PET har en negativ migration, hvilket må betragtes som 0.

På Figur 3 er migrationen illustreret grafisk med 95 % konfidensintervaller.



Figur 3: Migrationen fra PET og PLA med 95 % konfidensintervaller.

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Det ses, at PLA har den højeste migration på $3,2 \text{ mg/dm}^2$, dog er den under grænseværdien på 10 mg/dm^2 . PET har en negativ middel migration, hvilket må betragtes som 0.

Konklusion

Det kan konkluderes, at ved migration til både eddikesyre og ethanol (vandige simulanter) har PET de højeste migrationer i forhold til PLA, der har meget lave migrationer med middelværdier på nul eller derunder.

Ved migration til olivenolie har PLA den højeste migration, mens middelværdien for PET er negativ.

Det kan derved konkluderes, at både PET og PLA har migrationer under grænseværdien på 10 mg/dm^2 . Begge materialer kan derved anvendes til emballage til fødevarer, der indeholder vand, syre, alkohol og fedt, når temperaturen er under $40 \text{ }^\circ\text{C}$.

Esbjerg den 1. marts 2010

Louise Tosti Kristensen
Teknisk projektingeniør – M.Sc. Chem. Eng.
Plast Center Danmark

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Appendiks 1 – Beregninger til migration

I dette appendiks ses beregningerne af: Tab af flygtige stoffer, kalibreringskurven og beregninger af masse af ekstraheret olie. Disse beregninger bruges til at beregne migrationen til olivenolie.

Tab af flygtige stoffer

For at undersøge om materialerne vil afgive flygtige stoffer ved eksponerings-temperaturen (40 °C), sættes 2 prøver med kendt masse af hvert materiale til eksponering uden olivenolie. Masserne af prøverne kan ses i Tabel 4.

Tabel 4: Bestemmelse af tab af flygtige stoffer fra prøverne.

Navn	Masse før eksponering	Masse efter eksponering	Forskel	Middel vægttab
	g	g	g	g
PLA16	5,0796	5,0799	0,0003	-0,0008
PLA17	4,9962	4,9944	-0,0018	
PET11	5,3031	5,3003	-0,0028	-0,0023
PET16	5,3072	5,3054	-0,0018	

Det ses, at PET prøverne har et vægttab på mere end 2 mg pr. prøve. Derfor skal masserne af PET prøverne, der har været eksponeret i olivenolie korrigeres med 2,3 mg pr. prøve.

Kalibreringskurve

Spektre fra GC-MS analysen af kalibreringsprøverne kan rekvireres hos Plast Center Danmark.

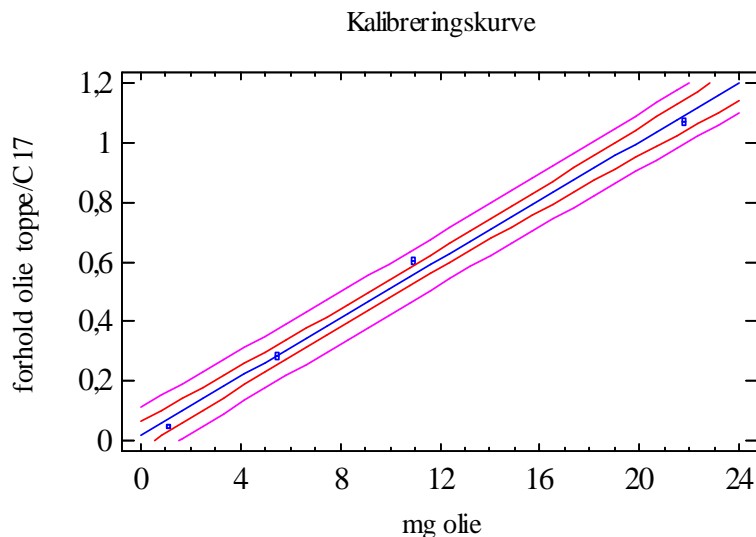
Der fremstilles 4 kalibreringsprøver, der hver analyseres to gange. Forholdet mellem arealet af toppene fra olivenolie methylester (C16, C:16:1, C18, C18:1 og C18:2) og arealet fra toppen fra den interne methylester (C:17) beregnes, se Tabel 5. Herefter udføres en regressionsanalyse for at bestemme regressionsligningen, der beskriver det beregnede forhold mellem toppene som funktion af olieindholdet. På Figur 1 ses kalibreringskurven.

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

Tabel 5: Forholdet mellem arealet af toppen fra olivenolie methylester og arealet af toppen fra den interne standard methylester. Prøvenavn med 001 efter er 2. GC-MS måling.

Navn	Areal C17	Samlede areal olie toppe (C16, C16:1, C18, C18:1 og C18:2)	Forhold olie toppe/C17	mg olie
Std. 1	2,38E+06	111683	0,047	1,09
Std. 1 001	2,54E+06	125429	0,049	1,09
Std. 2	2,56E+06	743403	0,290	5,45
Std. 2 001	2,74E+06	762895	0,279	5,45
Std. 3	2,81E+06	1701719	0,606	10,9
Std. 3 001	2,90E+06	1731910	0,598	10,9
Std. 4	2,69E+06	2864174	1,065	21,8
Std. 4 001	2,69E+06	2893746	1,075	21,8



Figur 1: Kalibreringskurve.

Regressionsanalysen viser, at der er en statistisk signifikant sammenhæng mellem forholdet af toppene og oliemængden på et 99 % konfidensniveau. Regressionsligningen er:

$$\text{Forhold olietoppe/C17} = 0,0177092 + 0,0492779 * \text{mg olie}$$

Ekstraheret olie

Spektre for GC-MS analyserne af migrationsprøverne kan rekvireres hos Plast Center Danmark.

På baggrund af regressionsligningen bestemmes hvor meget olie, prøverne har absorberet. I Tabel 6 ses de ekstraherede oliemængder beregnet ud fra

Bilag A

Migrationstest af PLA og PET

middelværdierne af forholdene mellem olie toppene og den interne standard top. Der er ekstraheret med en blanding af pentan og ethanol.

Tabel 6: Olie ekstraheret med en blanding af pentan og ethanol. Prøvenavn med 001 efter er 2. GC-MS måling.

Navn	Areal C17	samlet areal olie toppe	Forhold olie toppe/C17	Middelværdi	ekstraheret olie
					mg
PLA11	3,34E+06	859832	0,257	0,260	4,911
PLA11 001	3,58E+06	937899	0,262		
PLA12	2,42E+06	847100	0,350	0,354	6,819
PLA12 001	2,51E+06	895804	0,357		
PLA13	3,12E+06	1467987	0,470	0,472	9,228
PLA13 001	3,16E+06	1501847	0,475		
PLA14	2,23E+06	690959	0,310	0,315	6,035
PLA14 001	2,43E+06	779879	0,321		
PLA15	2,61E+06	819421	0,315	0,313	6,002
PLA15 001	2,61E+06	815229	0,312		
PET12	2,68E+06	147416	0,055	0,055	0,754
PET12 001	2,74E+06	149846	0,055		
PET13	2,37E+06	258338	0,109	0,110	1,876
PET13 001	2,36E+06	262459	0,111		
PET14	3,36E+06	379946	0,113	0,118	2,036
PET14 001	3,42E+06	420770	0,123		
PET15	2,45E+06	287443	0,117	0,117	2,012
PET15 001	2,54E+06	295530	0,116		
PET17	2,44E+06	304065	0,125	0,127	2,224
PET17 001	2,56E+06	331662	0,130		

I

Tabel 7 ses de ekstraherede oliemængder ved 2. ekstraktion, hvor der anvendes diethylether som ekstraktionsmiddel.

Tabel 7: Olie ekstraheret med diethylether. Prøvenavn med 001 efter er 2. GC-MS måling.

Navn	Areal C17	samlet areal olie toppe	Forhold olie toppe/C17	Middelværdi	ekstraheret olie
					mg
PLA11e	2,42E+06	344485	0,1424	0,141	2,498
PLA11e 001	2,47E+06	344446	0,1392		
PLA12e	2,59E+06	349017	0,1348	0,136	2,406
PLA12e 001	2,62E+06	360581	0,1378		
PLA13e	3,02E+06	438654	0,1453	0,143	2,550
PLA13e 001	2,99E+06	423229	0,1414		
PLA14e	2,74E+06	545324	0,1991	0,195	3,590

Bilag A
Migrationstest af PLA og PET

PLA14e 001	2,64E+06	501849	0,1901		
PLA15e	2,42E+06	444915	0,1838		
PLA15e 001	2,47E+06	455205	0,1842	0,184	3,374
PET12e	2,33E+06	1007	0,0004		
PET12e 001	2,22E+06	1121	0,0005	0,000	-0,350
PET13e	2,41E+06	453	0,0002		
PET13e 001	2,44E+06	1070	0,0004	0,000	-0,353
PET14e	3,82E+06	2510	0,0007		
PET14e 001	3,81E+06	10811	0,0028	0,002	-0,324
PET15e	2,58E+06	1911	0,0007		
PET15e 001	2,51E+06	323	0,0001	0,000	-0,351
PET17e	2,01E+06	1354	0,0007		
PET17e 001	2,07E+06	909	0,0004	0,001	-0,348

Det ses af tabel 7, at PLA prøverne indeholder lidt olie, der først bliver ekstraheret ved 2. ekstraktion. Disse mængder olie lægges til mængderne, der blev ekstraheret ved 1. ekstraktion. Den samlede mængde olie bruges til beregning af migrationen.

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

Rapport – test af legetøjsemballage

Birgit Storm, AAU, august 2010

Baggrund

En dansk legetøjsproducent overvejer at erstatte noget af deres PET emballage med emballage i bioplast. Derfor er der her lavet forskellige test af emner i PLA og PET. Emballagen, der testes, er en sprøjttestøbt æske.

Der fremstilles 6 forskellige æsketyper i PLA. De 6 æsker er fremstillet under forskellige forhold og forskellige procesparametre. Der anvendes en æske af PET som referencemateriale.

Den anvendte PLA er Ingeo fra Natureworks®. Emnerne er alle – også referenceemnet – sprøjttestøbt hos den leverandør, som fremstiller denne æske i PET for legetøjsproducenten.

Udførte tests

På de tilsendte emner er der lavet IR-spektre, og der er lavet differentiell scanning calorimetri (DSC). Der er desuden lavet træktest, og der er målt vandoptag. Derudover er alle emnerne ældet ved 60°C for at se, hvordan langtidsegenskaberne er for materialerne.

IR-spektre (infrarød spektre) udføres ved anvendelse af ATR udstyr ("Attenuate Total Reflexion" udstyr), som er en metode, der normalt anvendes til IR af faste stoffer.

De 60°C giver deformationer i PLA-emnerne, da glasovergangstemperaturen (T_g) er lige under 60°C. Det skal bemærkes, at det på grund af emnernes udformning har været problematisk at udskære ensartede emner til træktest. Specielt har det været problematisk at få gode emner af PLA-æskerne, da PLA er et sprødere materiale end PET.

Materialer

Der er undersøgt 6 emner i PLA og et emne i PET. Emnerne er mærkede 1 – 7. Emne 3 er referenceemne fremstillet af PET, og de seks emner, mærkede 1-2-4-5-6-7 er af PLA. De adskiller sig fra hinanden ved at være sprøjttestøbt ved forskellige procesparametre, f.eks. tryk og temperatur.

Identifikation af materialerne

For identifikation af materialerne, og for at få kendskab til forskellen i emnerne udføres der en DSC-test. DSC testen kan bruges for måling af T_g , udkrystallisation og smeltepunkt.

Desuden laves der IR-spektrum af alle emnerne, som også kan anvendes til at identificere materialerne.

Figur 1 og 2 viser DSC-scan for henholdsvis emne 1 og emne 3.

For emne 1 kan det ses, at T_g er 60°C og smeltepunkt ca. 147°C og for emne 3 ses det, at T_g er 62°C og smeltetemperaturen er 246°C. Bemærk at emne 3 er amorft i sin udgangspunkt og udkrystalliserer under DSC kørslen. Dvs. ud fra disse tests kan det bekræftes, at emnerne 1-2-4-5-6 og 7 er lavet af PLA og emne 3 af PET, da T_g og smeltepunkt passer med kendte værdier.

Bilag B

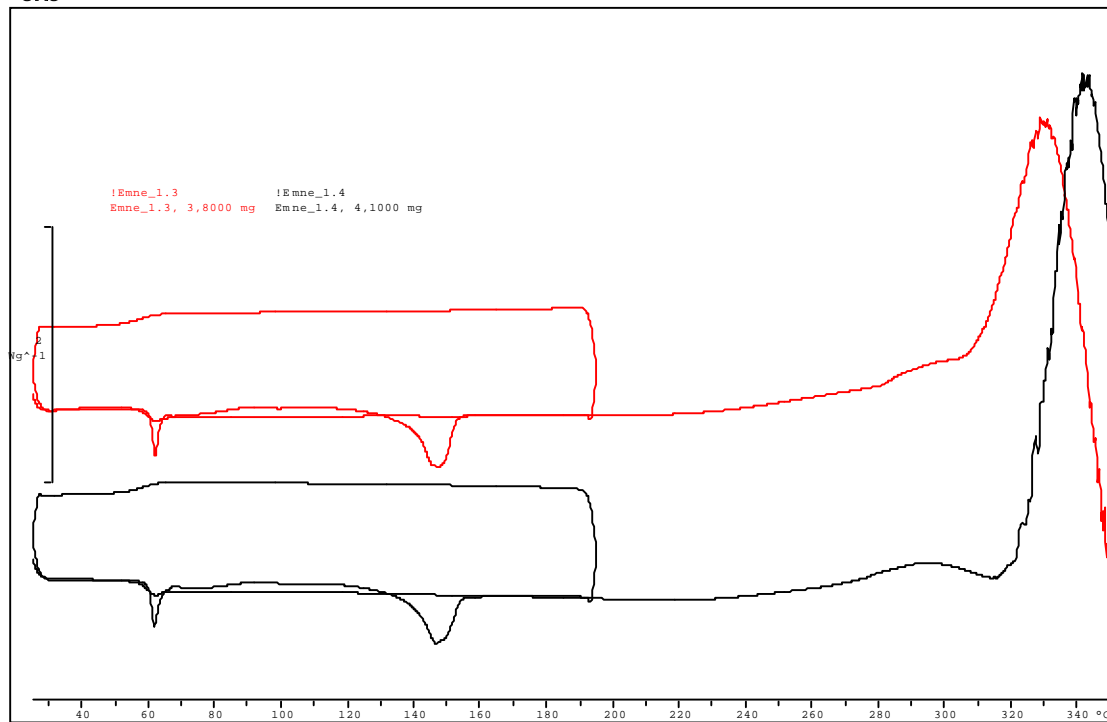
Rapport – test af legetøjsemballage

Tilsvarende DSC scan af alle øvrige emner kan ses i bilag. Fra disse DSC-scan ses det tydeligt, at emne 3 adskiller sig fra de øvrige emner.

Fra DSC test kan det også ses at, PET er helt amorf i grundtilstanden, mens PLA er delkrystallinske.

Figur 3 viser IR-spektre for emnerne 1 og 3. Ud fra spektrumnerne ses det, at selvom begge materialer er en ester, så er der forskel i opbygningen. IR-spektre, hvor 2 emners spektre er lagt over hinanden – alle med spektret af emne 1 som udgangspunkt, er vedhæftet som bilag. Ud fra IR-spektrene ses det, at alle emnerne 1-2-4-5-6 og 7 er lavet af PLA og kun emne 3 af PET.

^exo



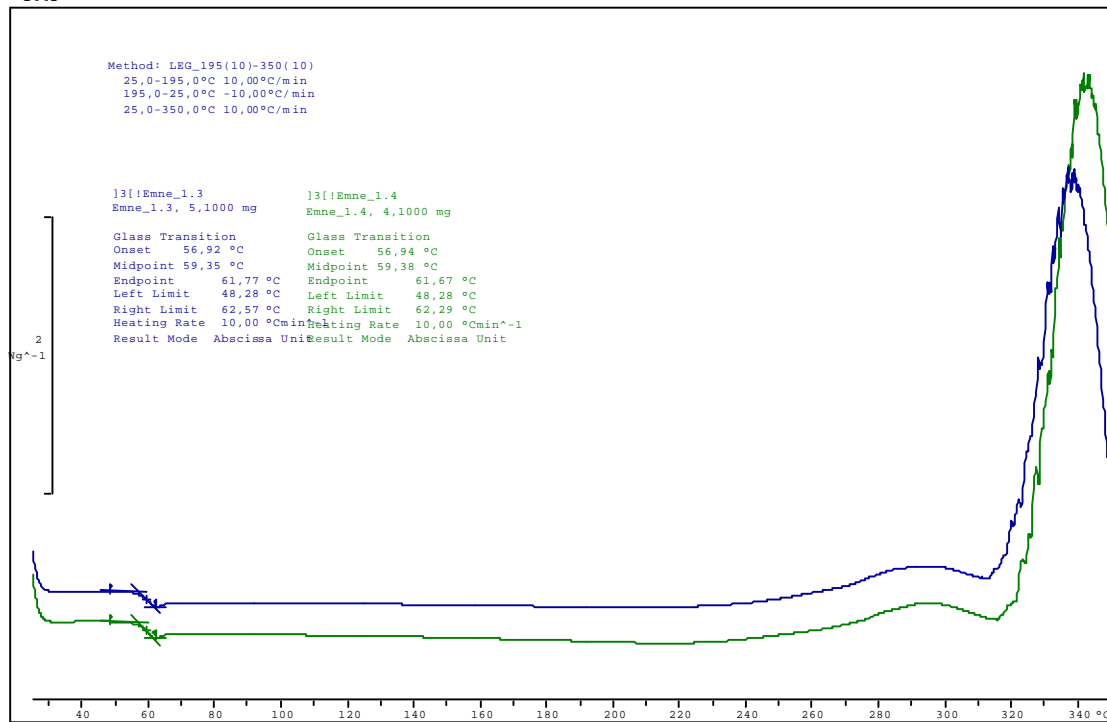
Aalborg University Esbjerg: Materiale lab.

METTLER TOLEDO STAR® System

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

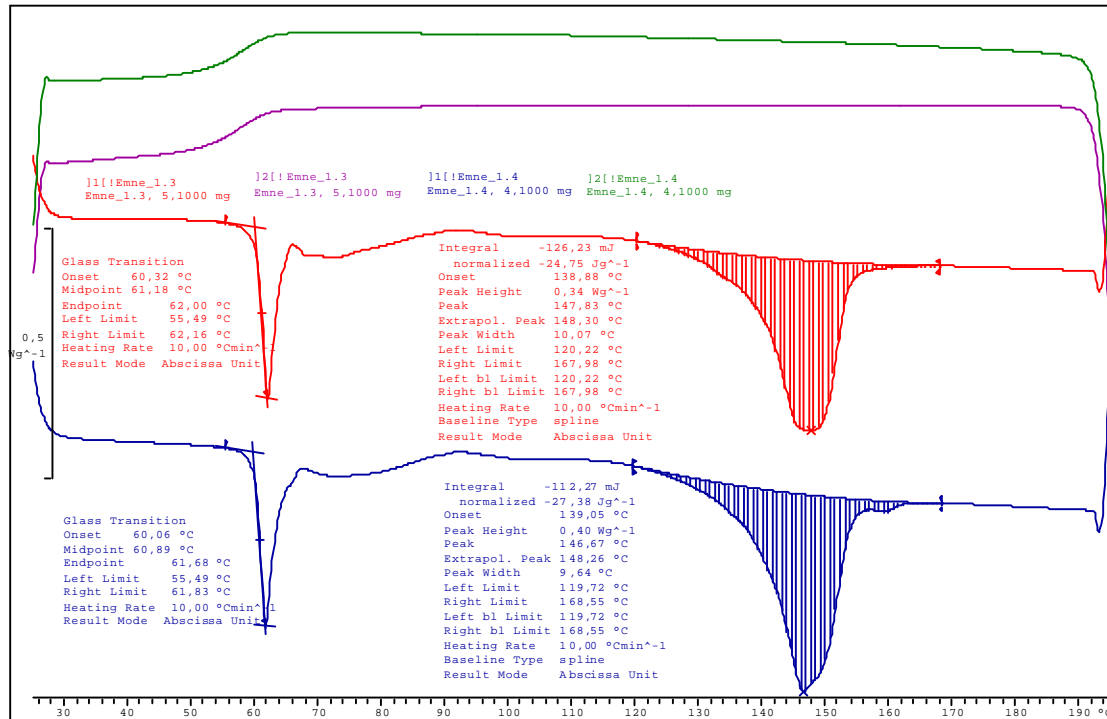
^exo



Aalborg University Esbjerg: Materiale lab.

METTLER TOLEDO STAR[®] System

^exo



Aalborg University Esbjerg: Materiale lab.

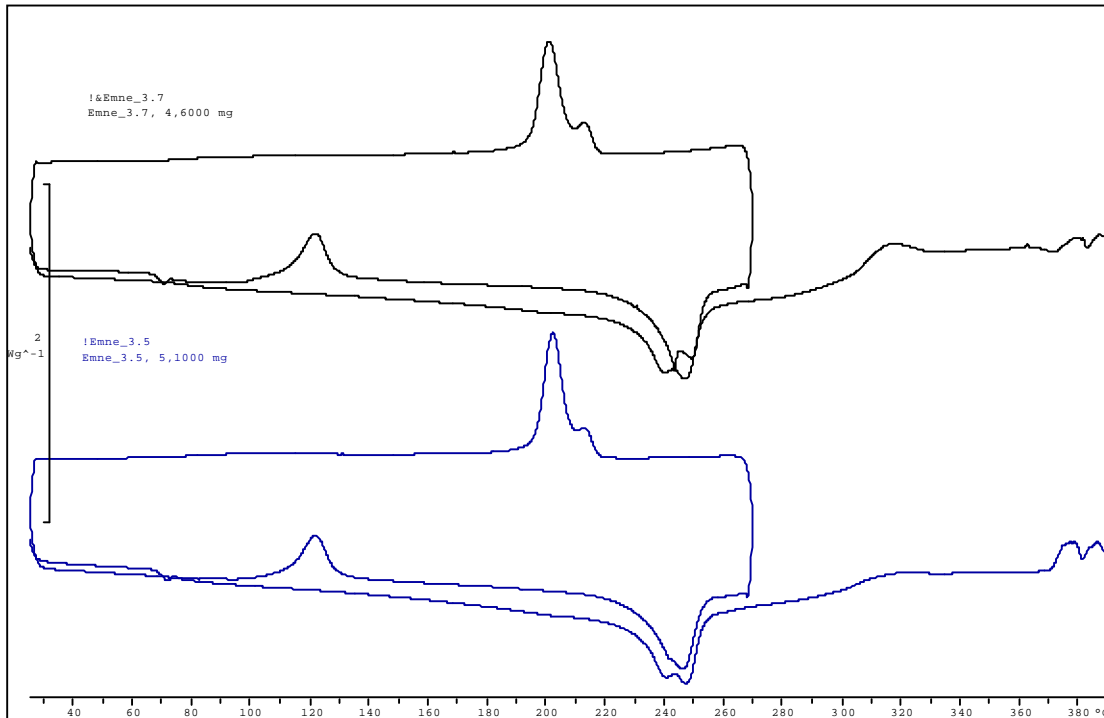
METTLER TOLEDO STAR[®] System

Figur 1: DSC scan af emne 1.

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

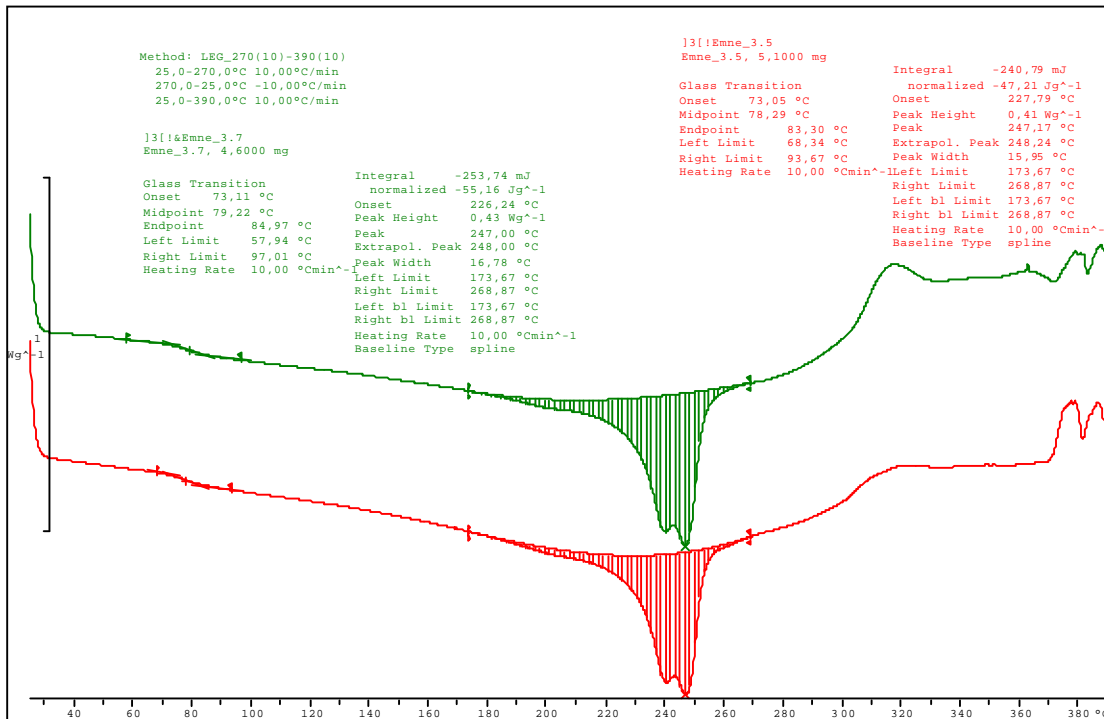
^exo



Aalborg University Esbjerg: Materiale lab.

METTLER TOLEDO STAR® System

^exo

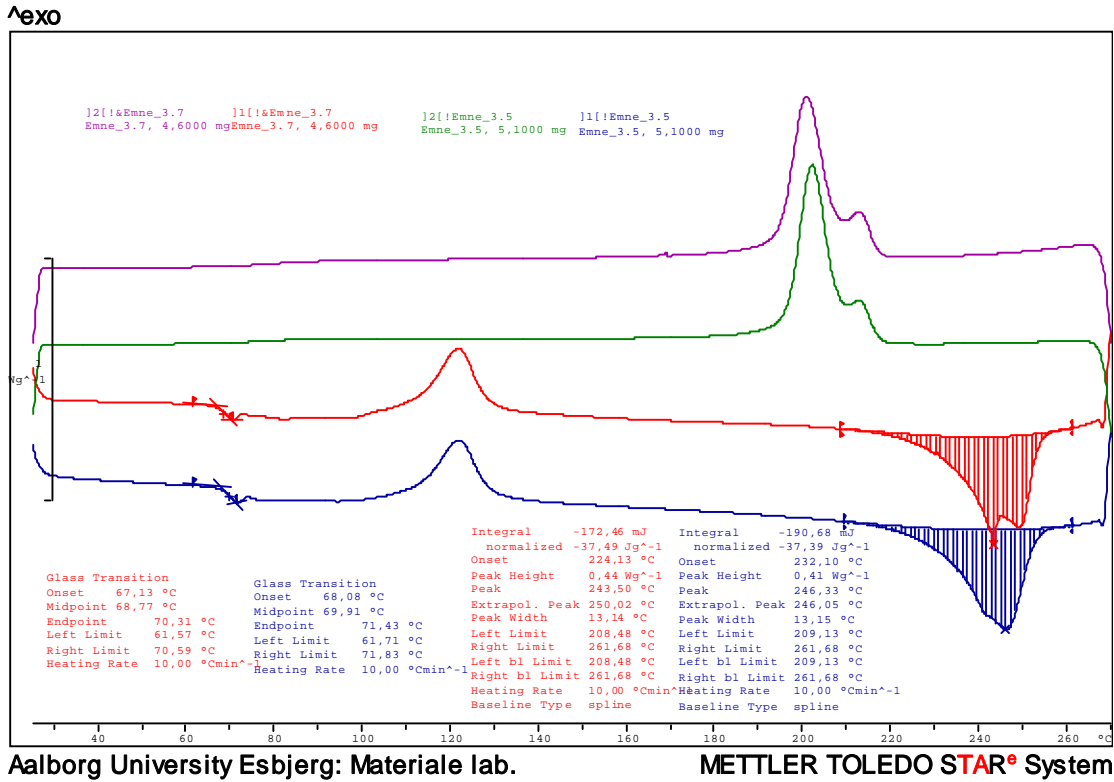


Aalborg University Esbjerg: Materiale lab.

METTLER TOLEDO STAR® System

Bilag B

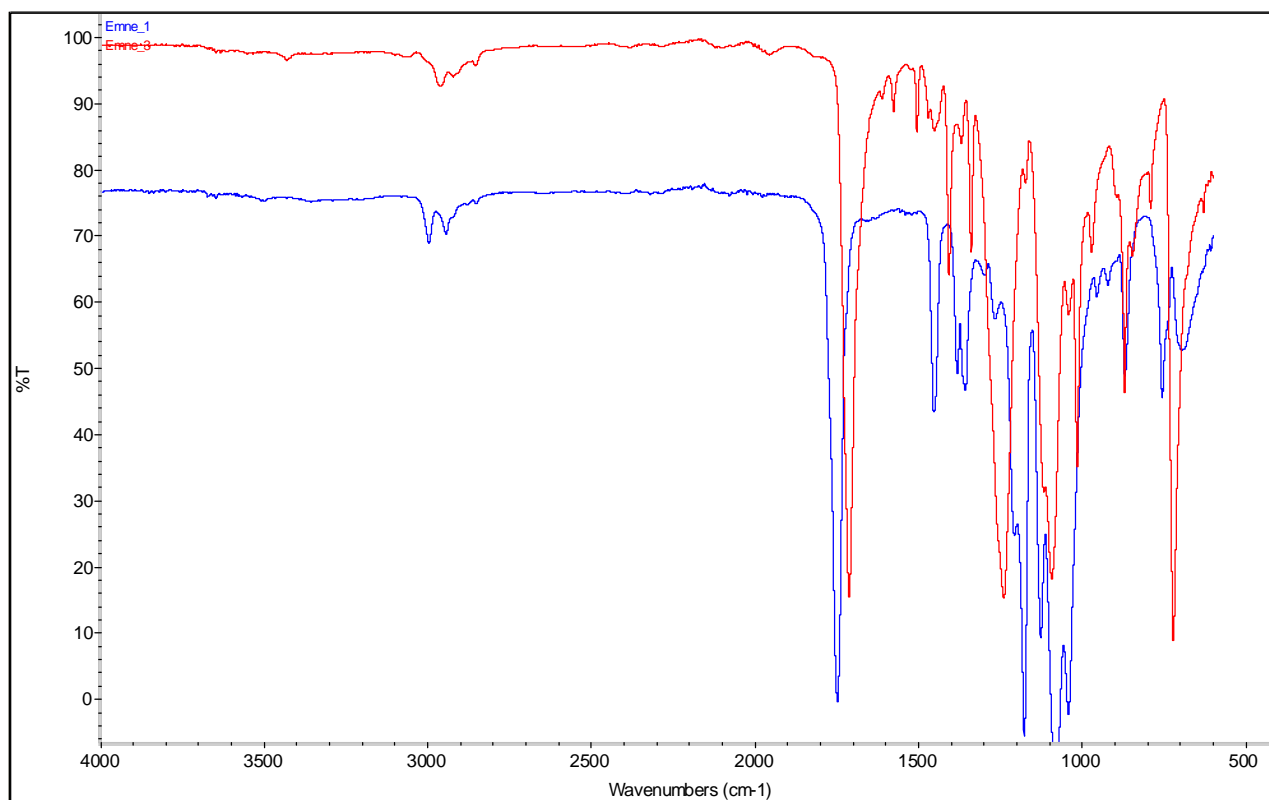
Rapport – test af legetøjsemballage



Figur 2: DSC scan af emne 3, PET.

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage



Figur 3: IR-spektrum for emne 1 og emne 3. Emne 1 er den blå kurve og emne 3 er den røde kurve.

Vandoptag

En vigtig egenskab for et materiale er vandoptag. I emner af PLA og PET må der forventes et vist vandoptag, da materialerne indeholder iltatomer og derved kan danne hydrogenbindinger. Densiteten af hydrogenbindinger vil være afgørende for vandoptag sammen med mængden af krystallinsk struktur. Amorf struktur må forventes af kunne absorbere mere vand end krystallinsk struktur, da der er mere fri volumen i den amorf struktur.

Vandoptaget er målt over tid, og resultaterne kan ses i Tabel 1.

Ud fra disse data kan det ses, at vandoptaget øges med tiden. Der er kun målt i 7 dage, og til denne tid er der ikke opnået ligevægt, men optaget er aftagende, idet der for nogle emner ikke er forskel i optag mellem dag 4 og dag 7. Referenceemnet 3 optager ligeså meget vand, eller mere vand, end PLA-emnerne.

Emne 7 er det emne, der har højst andel af krystallinsk struktur set ud fra DSC-scan, og det er det emne, der optager mindst vand.

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

Tabel 1: Vandoptag i PLA og PET (vægt%)

Prøve	Eksposeringstid						
	1h	2h	4h	24h	2 dage	4 dage	7 dage
	Vandoptag [vægt%]						
1.1	0,1606	0,2007	0,2007	0,3212	0,2810	0,4014	0,4014
1.2	0,1793	0,2050	0,2050	0,3075	0,2562	0,4099	0,4099
2.1	0,0000	0,1048	0,1222	0,3143	0,3143	0,4016	0,4365
2.2	0,1089	0,1525	0,1961	0,3268	0,3268	0,4139	0,4575
2A.1	0,1257	0,1728	0,2357	0,3456	0,3614	0,4556	0,5499
2A.2	0,1313	0,1688	0,2250	0,3750	0,3938	0,4688	0,5438
REF 3.1	0,0234	0,0467	0,0817	0,2569	0,3387	0,4554	0,5022
REF 3.2	0,0809	0,1348	0,1618	0,3236	0,3776	0,4045	0,4854
4.1	0,0760	0,1267	0,2028	0,3168	0,3675	0,4182	0,5069
4.2	0,1044	0,1566	0,2088	0,3132	0,3654	0,4002	0,5046
5.1	0,1252	0,1252	0,2087	0,2504	0,2713	0,3130	0,3756
5.2	0,0719	0,0899	0,1978	0,2697	0,3056	0,3776	0,3955
5A.1	0,0702	0,1054	0,1932	0,2898	0,3337	0,3864	0,4917
5A.2	0,0536	0,0893	0,1786	0,2858	0,3394	0,3751	0,4823
5B.1	0,0458	0,0763	0,1679	0,2671	0,3206	0,4122	0,5190
5B.2	0,0325	0,0488	0,1463	0,2600	0,3088	0,4063	0,5363
6.1	0,0674	0,0842	0,1852	0,1852	0,2526	0,3031	0,4042
6.2	0,0447	0,0670	0,1786	0,1786	0,2456	0,2679	0,3795
7.1	0,0638	0,1063	0,1700	0,1913	0,2763	0,2763	0,3613
7.2	0,0378	0,0756	0,1323	0,1701	0,2646	0,2835	0,3402

Træktest og UV-test

Af alle 7 emner er der klippet stykker ud, der kan anvendes til trækprøvning. Det antages, at alle emner har en tykkelse på 0,50mm (emner buer samt svinger relativt meget i tykkelsen). Det er som nævnt før problematisk at få emner, der er velegnede til træktest. Derfor er emnernes beskaffenhed forskellige, men det er forsøgt at få så ensartede emner som muligt.

Emnerne i PLA er relativt sprøde og kan revne i forbindelse med tilspænding. Det har derfor været nødvendigt at anvende andre kæber til opspænding af emnerne i PLA sammenholdt med emner i PET. Der er stor usikkerhed på forlængelsen, fordi emner spændes forsigtigt for at undgå revner/brud samt løbende spændes til for at mindske glidning i kæber. Emnernes sprødhed/følsomhed over for tilspænding, er årsagen til relativ stor usikkerhed for stress.

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

Før træktesten er halvdelen af emnerne anbragt i UV skab for eksponering med UVA-lys. Emnerne har været eksponeret i UV-skabet i 8 uger. UV-skabet påvirker emnerne med lys i 16 timer, og så er der slukket for lys i 8 timer. Denne cyklus gentages. Skabet er stillet på 60°C, og denne eksponering modsvarer nogenlunde 2½ år ved stuetemperatur. 60°C er lidt for høj temperatur til PLA-emner, hvorfor de deformeres, men ellers ikke påvirkes væsentlig på grund af, at temperaturen er over T_g . PET's T_g er ca. 62°, og dette materiale deformeres ikke ved 60°C.

I tabel 2 ses resultaterne af træktestene før og efter UV-påvirkning. Emner med "UV" i navnet er påvirket med UV/varme som beskrevet ovenfor. Ud fra testene ses det, at PET mister en stor del af sin flexibilitet ved eksponering i UV-lys. PLA mister ikke meget i styrke og flexibilitet. Det skyldes bl.a., at PLA i forvejen er et meget sprødt materiale med meget lav brudforlængelse, ca. 7,5% sammenlignet med PET, der fra start har en flexibilitet på ca. 500%.

Ud fra de foretagne målinger ses det også, at PLA trods det, at materialet er påvirket med en temperatur, der giver deformationer af emnet, er holdbar ved UV-eksponering.

Tabel 2: Resultater af træktest for emner uden påvirkning og efter eksponering af UVA-stråler.

Gauge Length (mm)	Breadth (mm)	Batch	Speed (mm/min)	Maximum Load (N)		Deflection at Maximum Load (mm)		Stress at Maximum Load (N/mm ²)	
40,00	0,50	1	20,00	565,42	+/- 10%	3,14	+/- 2 mm	77,40	+/- 10%
40,00	0,50	2	20,00	435,22	+/- 10%	3,40	+/- 2 mm	62,17	+/- 10%
40,00	0,50	2A	20,00	490,25	+/- 10%	3,34	+/- 2 mm	70,54	+/- 10%
		Ref. (3) (andre kæber)			+/- 10%		+/- 20 mm		+/- 10%
40,00	0,50		20,00	445,00		210,00		66,37	
40,00	0,50	4	20,00	386,86	+/- 10%	3,61	+/- 2 mm	57,74	+/- 10%
40,00	0,50	5	20,00	389,11	+/- 10%	3,09	+/- 2 mm	59,29	+/- 10%
40,00	0,50	5A	20,00	400,64	+/- 10%	2,73	+/- 2 mm	56,92	+/- 10%
40,00	0,50	5B	20,00	309,06	+/- 10%	2,93	+/- 2 mm	44,89	+/- 10%
40,00	0,50	6	20,00	389,52	+/- 10%	3,39	+/- 2 mm	57,71	+/- 10%
40,00	0,50	7	20,00	414,10	+/- 10%	3,67	+/- 2 mm	60,16	+/- 10%
40,00	0,50	1 UV	20,00	327,32	+/- 10%	2,81	+/- 2 mm	49,97	+/- 10%
40,00	0,50	2 UV	20,00	346,95	+/- 10%	3,91	+/- 2 mm	50,84	+/- 10%
40,00	0,50	2A UV	20,00	334,88	+/- 10%	2,94	+/- 2 mm	51,13	+/- 10%
		Ref. (3) UV (andre kæber)			+/- 10%		+/- 2 mm		+/- 10%
40,00	0,50		20,00	459,59		5,81		70,71	
40,00	0,50	4	20,00	358,14	+/- 10%	2,26	+/- 2 mm	55,26	+/- 10%
40,00	0,50	5	20,00	423,37	+/- 10%	2,50	+/- 2 mm	59,32	+/- 10%
40,00	0,50	5A	20,00	375,59	+/- 10%	2,82	+/- 2 mm	55,5	+/- 10%
40,00	0,50	5B	20,00	349,90	+/- 10%	2,24	+/- 2 mm	52,02	+/- 10%
40,00	0,50	6	20,00	448,20	+/- 10%	2,83	+/- 2 mm	65,00	+/- 10%
40,00	0,50	7	20,00	429,00	+/- 10%	3,41	+/- 2 mm	61,34	+/- 10%

Bilag B

Rapport – test af legetøjsemballage

Konklusion

Ud fra de foretagne test ses det, at:

- PLA er et sprødt materiale, der i sit udgangspunkt har lav brudforlængelse.
- Vandoptaget i PLA er sammenlignelig med vandoptaget i PET.
- PLA nedbrydes ikke, så det påvirker de mekaniske egenskaber væsentligt, under UV-eksponering svarende til ca. 2,5 års påvirkning i stuetemperatur.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Review of polylactic acid (PLA) - general structure-property relationship

Qian Wang

Aalborg University Esbjerg, Niels Bohrs Vej 8, 6700 Esbjerg

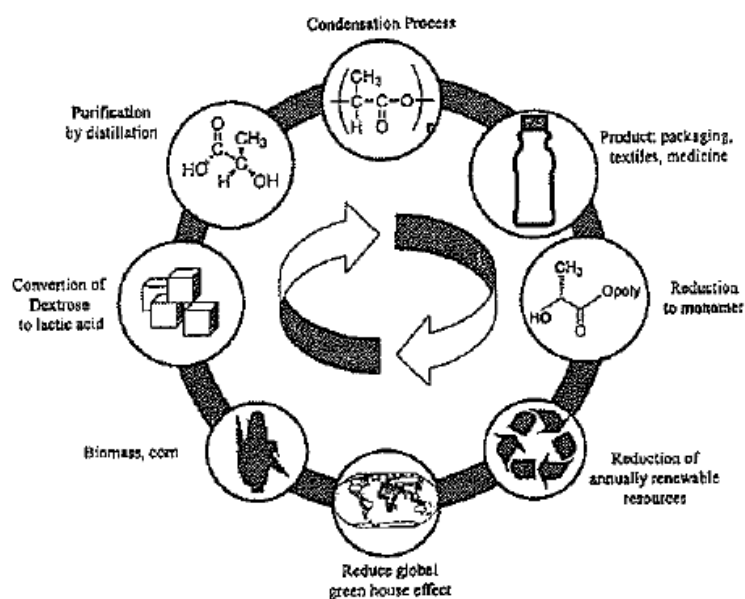
Background

PLA is synthesized based on renewable raw materials¹. Scheme 1² shows the life cycle of PLA. Briefly, from the breakdown of hydrocarbon chain in corn, wheat, sugar beets or sugar cane you get dextrose (D-glucose),³ this is followed by converting dextrose to lactic acid by bacterial fermentation,⁴ and then after purification, the lactic acid is polymerized to obtain high molecular weight PLA.⁵ PLA can be used as resin or for fibre applications.⁶ PLA as a resin product can be easily applied on conventional thermoforming machines to make film, plates, cups, bottles and packaging boxes, and in most cases used as an alternative to products made of PET, PS, PP and PE. PLA can also be made into fibre form to produce nonwoven or knitted fibre products, such as clothes and carpet. Generally, PLA is currently a bio-plastic polymer that has comparable mechanical and physical properties to the petroleum based plastics. Due to the variation of the amount of D- and L- lactic acid monomer in the polymer, PLA can be made into a wide range of products which properties can vary a lot, for example, from amorphous to semicrystalline polymer and with various molecular weight. Furthermore, by adding different additives, such as plasticizers, stabilizers and other functional additives, the processibility of PLA can be extended to span a larger process parameter window, and the final property of PLA is also modified as well. Finally, PLA can be copolymerized or blended with other polymer, or form composites with other biobased materials or fillers such as starch and silicate.

PLA as an alternative to traditional petroleum based packaging materials has attracted large attention because it is based on renewable raw materials and its compostability. To have a better understanding of the performance of this emerging polymer, it is important to know the main characteristics of PLA, the structure property relationship, and the comparison of properties with other petroleum based plastics. In the following, the routes to synthesize PLA are introduced first; and followed with the structure property relationship description that focused on the physical properties, mechanical properties and degradation of PLA.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship



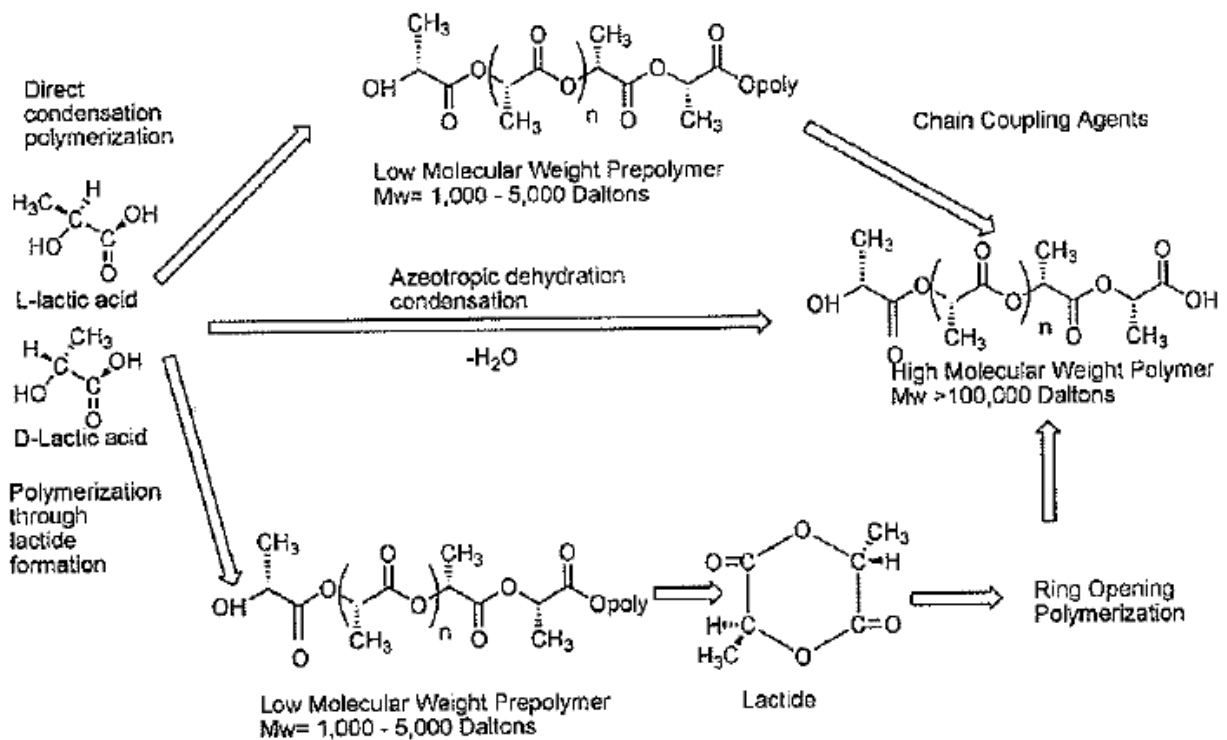
Scheme 1. Life cycle for polylactide polymers, from Hartmann².

Methods for high molecular weight PLA synthesis

Scheme 2 shows the three routes to obtain high molecular weight PLA.⁵ The PLA can be synthesized by 1) condensation followed by using chain coupling agents,⁷⁻⁹ 2) lactide formation followed with ring opening polymerization of lactide to get highly pure PLA^{10,11} (commercialized by NatureWorks LLC), 3) azeotropic distillation of the pre-condensation product of PLA to form pure PLA⁵ (commercialized by Mitsui Toatsu Chemicals). Since the PLA that has been used by the case studies in this project is from Natureworks, who use the PLA made from lactide polymerization, only the second route for PLA polymerization will be described here.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship



Scheme 2. Synthesis methods for obtaining high molecular weight PLA, from Hartmann.⁵

Lactide have three enantiomers, that is, LL-, DD-, and LD-lactide as shown in Figure 1.¹² Ring-opening polymerization of lactide in solution can be via cationic or anionic polymerization.^{13,14} Pure poly(L-lactic acid) (PLLA), pure poly(D-lactic acid) (PDLA) and PLA that contain different amount of D-isomer can be synthesized depending on the raw material feed. To reduce the racemization, transesterification, and especially impurity levels, bulk polymerization at high temperature in presence of less-reactive metal carboxylates, oxides, and alkoxides (anionic catalyst) has been more investigated and successful.¹⁵⁻¹⁹ And the best results were reported with tin oxide and octoate at 120 – 150 °C with conversion >90% and less than 1% racemisation.¹⁷ The influence of impurities on the polymerization rate and final molecular weight varied depending on the functional groups in the impurities. The water or lactic acid impurity which contain both hydroxyl and carboxyl groups influence only the final molecular weight; free carboxylic acid inhibit the polymerization rate but does not affect the final molecular weight; hydroxylic impurities increase the polymerization rate and also control the final molecular weight.^{5,20,21}

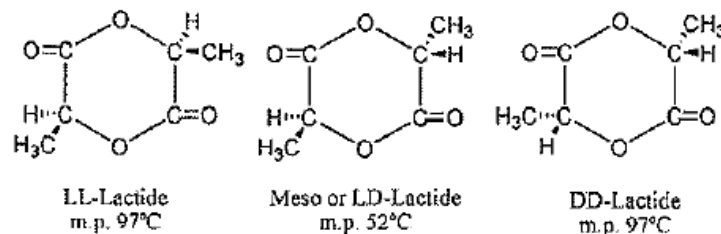


Figure 1. Chemical structures of LL-, meso- and DD-lactides, m.p. is melting point, from Auras¹².

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Structure property relationships of PLA

The monomer chemistry, stereochemical architecture and molecular weight determine the properties of polymer. The repeating unit in PLA containing one ester group that form the backbone of the chain, and one methyl group as the pedant group, leads to PLA to have similar hydrophobicity and chemical resistance as that of PET. The ester group in the backbone also hinders the rotation of the chain, and because there is only one spacing carbon-carbon bond between the ester groups, the PLA polymer is more glassy and brittle than that of PET. Due to the small methyl group at the chain side in PLA compared with the rigid benzene side group in PET, PLA has generally lower glass transition temperature (T_g) than that of PET. Furthermore, PLA film is transparent in the whole UV-A (400-315 nm) and UV-B (315-280 nm) zone and need be added UV absorbing agents when used in light sensitive food packaging (see Figure 2).¹² The molecular weight of PLA can be controlled by addition of hydroxylic compound.⁵ Besides the molecular weight, the PLA stereochemical architecture has big influence on the crystallization of the polymer, which leads to significant differences in the processing temperatures, mechanical properties as well as degradation behaviour of the polymer. In the following, the stereochemical architecture of PLA and its influence on the PLA crystallization will be discussed.

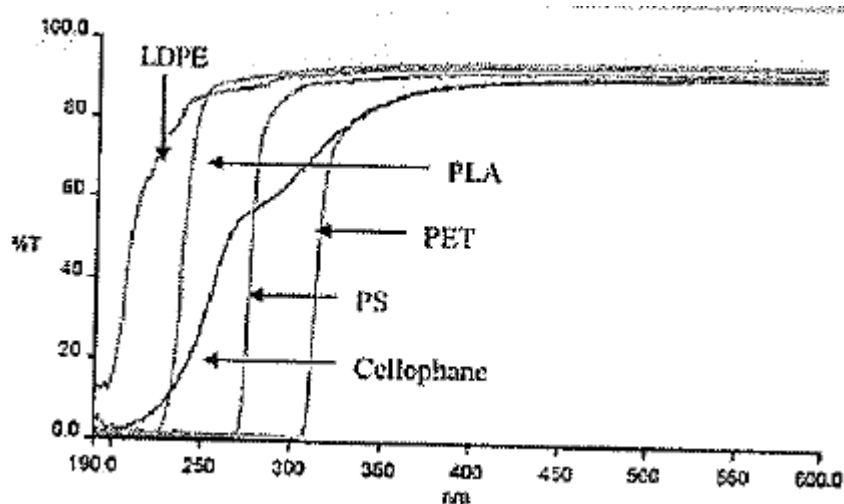


Figure 2. Percent transmission versus wavelength for PLA (98% L-lactide), PS, LDPE, PET and cellophane films, from R. Auras.¹²

The degree of crystallinity and the rate of crystallization

The repeated unit of PLA contains one stereocenter that is either L(S) or D(R) in configuration. The D-isomer can twist the very regular poly(L-lactide) molecular structure. PLA derived from greater than 93% L-lactic acid can be semicrystalline whereas PLA from between 50 and 93% L-lactic acid is strictly amorphous.¹² Since PLA production always contains some meso-lactide impurities, practically all PLAs are made up of L- and D,L-lactide copolymers. The enthalpy of melting (ΔH_m) for a pure crystal (100% crystallinity) was calculated through extrapolation to be 93.7 J/g.^{22,23} In practice ΔH_m of the most pure PLA is in the range of 40-50 J/g and a degree of crystallinity of 37-47% can be obtained. Pure poly(D-lactide) or poly(L-lactide) has an equilibrium crystalline melting point of 207 °C²⁴⁻²⁷ but typical melting points are in the 170-180 °C range. This is due to small and imperfect crystallites, slight racemisation, and impurities. PLA can form three types of crystallite, that is, α , β and γ -structure. α -crystallite is more stable with the melting temperature of 185 °C versus 175 °C for the β -crystallite.²⁸

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

The crystallization temperature, time and rate determine the total degree of crystallinity, which in turn will influence the physical properties of PLA. PLA is a slowly crystallizing polymer. Quenching²² can inhibit the crystal formation of some thermally crystallisable PLA. Nucleating agents, such as talc,²⁹ PDLA^{30,23} or calcium lactate,³¹ can increase the nucleating density thus the crystallization rate. However, fast quenching can lead to amorphous polymer even in some nucleated PLA. The crystallization rate increased by decreasing PLA molecular weight, but decreased by increasing the amount of meso- or D-lactide in the PLA²⁹ (see Table 1). Quenching, more D-isomer content, as well as very high molecular weight (400,000 g/mol)³¹ in the PLA will give lower degree of crystallinity in the polymer. On the other hand, annealing at temperature higher than T_g (between 75 °C and melting point) for enough long time will increase the degree of crystallinity. Annealing at temperature close to the melting point (from 100 to 140 °C) will lead to the more perfect and higher melting crystal formation.³²

Temperature (°C)	0% meso		3% meso		6% meso	
	$M_n = 101$ K	$M_n = 157$ K	$M_n = 88$ K	$M_n = 114$ K	$M_n = 58$ K	$M_n = 114$ K
85	14.8		23.9			
90	7.0	11.4	11.0			
95	4.5		8.1			
100	3.8	4.8	9.4	11.4	27.8	
105	2.9					
110	1.9	4.0	6.0	10.8	19.7	44
115	3.5		6.9		22.2	
120	4.0	5.7	8.2	11.6		
125	5.1		11.5			
130	8.7	13.4				
135	22.9					

Table 1. Crystallization half time (minutes) for polylactide, from ref.²⁹

Density

The density of PLA has been reported as 1.248 g/ml for amorphous PLLA and 1.290 g/ml for crystalline PLLA.³³

Glass transition temperature (T_g) and melting temperature (T_m)

Glass transition temperature depends on the excess free volume of the end groups (K) and the molecular weight (M_n), which can be generally represented by a Flory-Fox equation, see equation 1.³⁴ According to equation 1, the T_g is not influenced largely by varying the molecular weight (only 5 °C difference between the PLA with infinite molecular weight and PLA with molecular weight of 22 730, which has a T_g of 55.5 °C). For PLA, T_g is also influenced by the proportions of different lactides, while Perego³⁵ found that the glass transition temperature was not greatly affected by the stereochemical makeup or the range of molecular weights tested. PLA can have T_g varying in the range from 50 to 80 °C. For amorphous PLA, glass transition temperature (T_g) is one of the most important parameters. Amorphous PLA product is used under its T_g commercially. Plasticizer can be added in PLA to reduce the T_g and melt viscosity during processing, but it will not change the melting point of PLA.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

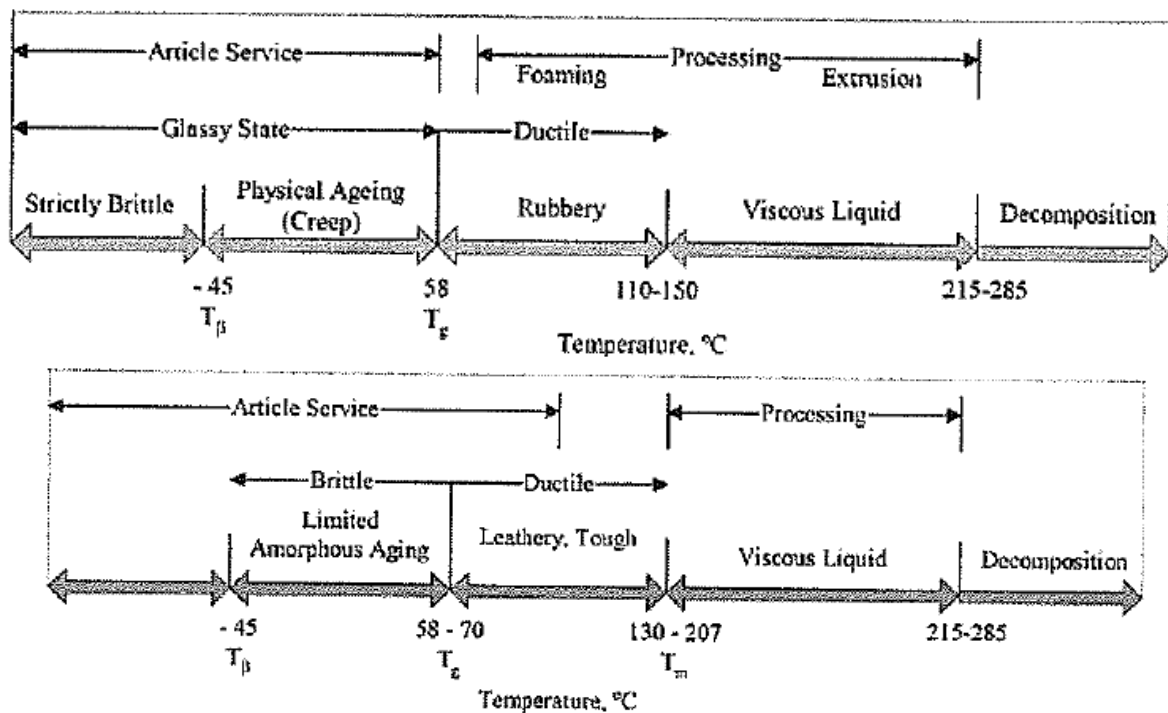
$$T_g = T_g^\infty - K / M_n \quad \text{equation 1}$$

where T_g^∞ is T_g at inf inite molecular weight, Jamshidi¹⁴ reported the following values:

$T_g^\infty = 58^\circ\text{C}$ for PLLA (semicrystalline) and 57°C for PDLLA (amorphous)

$K = 5.50 \times 10^4$ for PLLA (semicrystalline) and 7.30×10^4 for PDLLA (amorphous)

For semicrystalline PLA, not only T_g , but also the melting temperature (T_m) determine its application temperature range. The highest service temperature of semicrystalline PLA can be larger than its T_g but lower than its thermal deformation temperature (lower than T_m). The T_m of PLA is influenced by the D-isomer proportion in the polymer chain, the more the D-isomer, the higher the depression of the melting point.²¹ T_m is also influenced by the molecular weight of PLA, the T_m will increase to its maximal practical value (180°C) with increasing molecular weight.³⁶ Typical T_m range for PLA is from 130 to 180°C . Scheme 3 shows the metastable stages of amorphous and semicrystalline PLA.



Scheme 3. Metastable states of high molecular weight amorphous poly lactides (up) and semicrystalline poly lactides (down), from Witzke.²¹

Rheological properties

The rheological properties of PLA, is essential for thermal processing, such as injection moulding, extrusion, film blowing, sheet forming, fibre spinning and thermoforming. The viscosity of PLA melt decreases under high shear, which is shear thinning similar to polystyrene. Fang and Hanna³⁷ studied the melt viscosity of amorphous and semicrystalline PLA on a single-screw Brabender extruder. Both PLA were from Cargill and had same number-average molecular weight of $88\,000\text{ g/mole}$. The amorphous PLA had a D- to L-lactide ratio of 18 to 82, and the semicrystalline PLA had a D- to L-lactide ratio of 5 to 95. The melt viscosity of PLA was

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

expressed in the powder-law equation. Table 2 summarizes their results. It can be seen that at relative low temperature (150 °C), semicrystalline PLA has slightly lower melt viscosity than that of amorphous PLA, while at higher temperature (170 °C), the amorphous PLA has slightly lower melt viscosity than that of semicrystalline PLA. This could be due to the fact that at lower temperature, there is higher order in the main chain in the semicrystalline PLA, which lead to lower shear viscosity in the sample; while at higher temperature, when the entanglement of polymer chain in both samples take the major role in determining the viscosity, the stronger interchain interaction in the less D-lactide semicrystalline PLA contribute to the slightly higher melt viscosity (similar results were also obtained for the viscosity difference of PLA measured in different solutions at room temperature, see the Mark-Houwink constants shown in Table 3). However, the difference in the melt viscosity caused by the difference in the D- to L-lactide ratio is quite small, it is the molecular weight and the shear rate that characterize the rheological property of PLA. Therefore, the practical working temperature of a given PLA for thermo-processing depend on the molecular weight, the shear rate, the amount of plasticizer, the type of melt processing, and the amount of work put into the polymer.

PLA	Temperature (°C)	Equation	r^2
Amorphous	150°C	$\eta = 649,386 \gamma^{-0.8332}$	0.9984
Amorphous	170°C	$\eta = 242,038 \gamma^{-0.7097}$	0.9980
Semicrystalline	150°C	$\eta = 609,159 \gamma^{-0.8134}$	0.9992
Semicrystalline	170°C	$\eta = 241,721 \gamma^{-0.7031}$	0.9982

Table 2. Power-law equations for PLA.³⁷ η is the melt viscosity (Pa.s), γ is shear rate (s^{-1}).

1. PLLA	$[\eta] = 5.45 \times 10^{-4} M_v^{0.73}$	25°C in chloroform [96, 110]
2. PDLA	$[\eta] = 2.21 \times 10^{-4} M_v^{0.77}$	25° C in chloroform [96, 110]
3. PDLA	$[\eta] = 1.29 \times 10^{-5} M_v^{0.82}$	25°C in chloroform [97]
4. Linear PLLA	$[\eta] = 4.41 \times 10^{-4} M_w^{0.72}$	25°C in chloroform [113]
5. "Star" PLLA (6 arms)	$[\eta] = 2.04 \times 10^{-4} M_w^{0.77}$	25°C in chloroform [113]
6. PDLA	$[\eta] = 2.59 \times 10^{-4} M_v^{0.689}$	35°C in THF (iterative using GPC) [115]
7. PDLA	$[\eta] = 5.50 \times 10^{-4} M_v^{0.639}$	31.15°C in THF (iterative using GPC) [115]
8. PLLA (amorphous)	$[\eta] = 6.40 \times 10^{-4} M_v^{0.68}$	30°C in THF [4]
9. PLLA (amor./semicryst.)	$[\eta] = 8.50 \times 10^{-4} M_v^{0.66}$	30°C in THF [4]
10. PLLA (semicryst.)	$[\eta] = 1.00 \times 10^{-3} M_v^{0.65}$	30°C in THF [4]
11. PDLA	$[\eta] = 2.27 \times 10^{-4} M_v^{0.75}$	30°C in Benzene [116–118]
	$[\eta] = \frac{2^{1/2} (nsp - \ln \eta_{rel})^{1/2}}{C \text{ (g/dl)}}$	Tuan–Fuoss viscometer
	(one-point method)	
12. PDLA	$[\eta] = 6.06 \times 10^{-4} M_v^{0.64}$	25°C in chloroform [118]
13. PLLA	$[\eta] = 5.72 \times 10^{-4} M_v^{0.72}$	30°C in Benzene [118]
14. PDLA	$[\eta] = 1.58 \times 10^{-4} M_w^{0.78}$	25°C in ethyl acetate [119]
15. PDLA	$[\eta] = 1.63 \times 10^{-4} M_w^{0.73}$	25°C in ethyl acetate [119]

Note: The PDLA supplied by Cargill is insoluble in sequencer-grade ethyl acetate.

Table 3. Mark-Houwink Constants for PLA in selected solvents (K=dl/g), from D. Garlotta¹⁵.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Mechanical properties

The mechanical properties of PLA depend on the molecular weight, the degree of crystallinity and the pro- and post-heating histories. Molecular weight of greater than 50 000 g/mole PLA sample gains the highest tensile strength and modulus.³⁵ The average molecular weight of PLA used for injection molding is around 100 000 g/mole and approximately 300 000 g/mole for cast-extruded film grades.¹² More L-isomer in the chain can result in higher regularity in the polymer and thus higher tensile strength and elongation at the maximum load. The impact strength and Vicat softening temperature increased with molecular weight and the degree of crystallinity. In addition, annealing PLA can increase both the tensile strength and the impact strength.^{5,35} See Table 4, 5 and 6 for the influence of chemical makeup, annealing and processing conditions on the mechanical properties of PLA.

The tensile strength of PLA (amorphous and semicrystalline, 60-80 MPa) lay in the similar range as that of PS (55-82 MPa), but is significantly lower than that of PET (275 MPa).³⁸

Table 4. Effects of stereochemistry and crystallinity on mechanical properties. The molecular weight of L-PLA is 66 000, of D,L-PLA is 114 000. from Garlotta.¹⁵

	Annealed		
	L-PLA	L-PLA	D,L-PLA
Tensile strength (MPa)	59	66	44
Elongation at break (%)	7.0	4.0	5.4
Modulus of elasticity (MPa)	3750	4150	3900
Yield strength (MPa)	70	70	53
Flexural strength (MPa)	106	119	88
Unnotched izod impact (J/m)	195	350	150
Notched izod impact (J/m)	26	66	18
Rockwell hardness	88	88	76
Heat deflection temperature (°C)	55	61	50
Vicat penetration (°C)	59	165	52

Table 5. Comparison of physical properties of poly(D,L-lactic acid) supplied by Cargill, from Garlotta.¹⁵

Type of PDLLA	Percent of D-isomer	Ultimate tensile ^a strength (MPa)	Percent ^a elongation	Young's ^a modulus (MPa)	Specific gravity	Glass-Transition temp. (°C) ^d
General purpose	5%	67 ± 1.15	11.3 ± 0.40	914 ± 37.7	1.25 ^b	55
Injection mold grade	3.6%	72.356 ± 0.832	11.346 ± 1.254	1279.907 ± 109.05	1.27 ^c	55

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Table 6. Effect of processing conditions on the mechanical properties of PLA copolymers.^{15,31}

Copolymer Ratio, (L/D,L)-PLA	Process condition	Tensile strength, MPa	Young's modulus, GPa	Elongation (percent)	M_w
100/0	Injection molded, crystallized	64.8	4.00	—	800,000
90/10	Injection molded, amorphous	53.4	1.03	4.6	—
90/10	Injection molded, crystallized	58.6	1.29	5.1	—
90/10	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized	80.9	3.41	41.2	145,000
90/10	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized, heat set	70.1	2.76	20.7	145,000
95/5	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized	68.6	1.88	56.7	120,000
95/5	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized, heat set	60.7	1.63	63.8	120,000
80/20	Injection molded, amorphous	51.7	2.10	5.7	268,000
80/20	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized	84.1	2.94	18.2	268,000
80/20	Extruded, biaxially oriented, strain crystallized, heat set	80.1	2.54	32.3	268,000

Moisture sorption property

Auras³⁸ determined a series of moisture sorption isotherms for two semicrystalline PLA films (98% and 94% L-lactide) under different humidity at 5, 23 and 40 °C. It was found that after more than one week storage no measurable absorbed water can be detected. Witzke²¹ reported the very low levels of water absorption by PLA pellet (see Table 7). In Table 7, the solubility parameters of water and other polymers are compared, and the larger the difference in the solubility parameter between water and polymer, the less the water absorption will be. PLA has similar low water absorption as those of PET and PS.

Table 7. The water absorption amount of different polymers.

Sample	Solubility parameter ($\text{MPa}^{0.5}$)	Moisture sorption (ppm) at 25 °C	A_w
Water	48		
PLA (pellets)	19-20.5	8000	0.9
PLA (film, semicrystalline)	19-20.5	<100	0.1-0.94
PET	16	60	0.5
PS	19	320	0.5

A_w : the ratio of the partial pressure of water to the saturation (vapour) pressure of water at a specified temperature.

Change of T_g and T_m with time, temperature and humidity

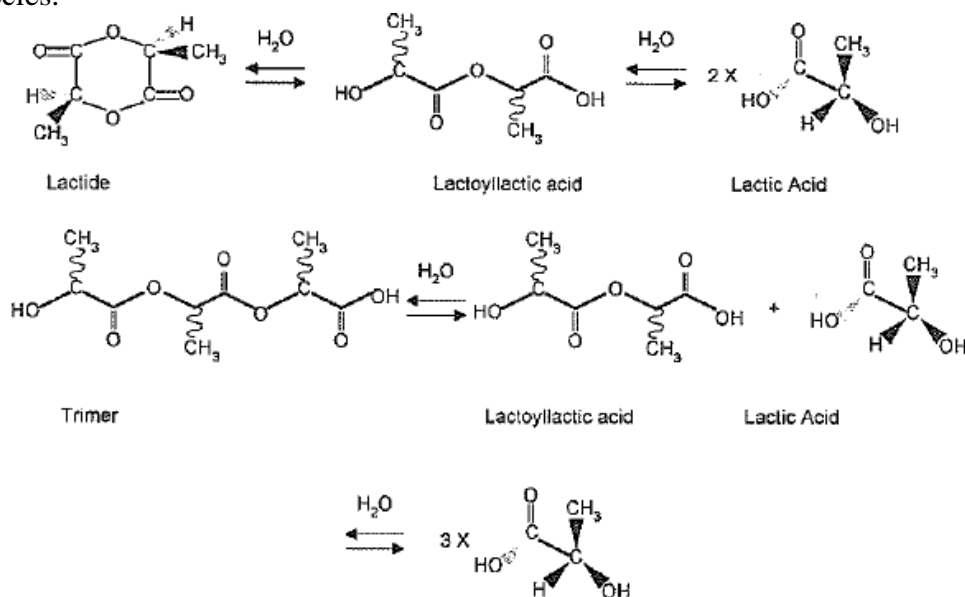
Auras³⁸ conducted a series of experiments to study the variation of T_g and T_m in two PLA film samples (98% and 94% L-lactide) with storage time up to 120 days at 5, 23 and 40 °C at 0.11, 0.53 and 0.94 water activities. A reduction in T_g in both types of films was found before 7 days of storage (2-3 °C difference), but the temperature and moisture had no significant influence on T_g . In case of T_m , no significant change was observed with time, temperature and humidity.

Migration

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Migrants from PLA may include lactic acid, lactoyllactic acid, other small oligomers of polylactide and lactide. As shown in scheme 3, lactic acid is the end degradation product of other species.



Scheme 3. Chemical structure of lactic acid and lactide, lactoyllactic acid and its trimer, from Conn et al.³⁹

Studies of total and specific migration have been done by Conn³⁹ et al. and Auras.³⁸ The migration from the PLA film (98% L-lactide) in the two food simulants, that is, 10% and 95% ethanol at 40 °C for 40 days is 12.9 mg/kg, which is lower than the amount of lactic acid present in a kilogram yogurt (10g/kg) or beef (9g/kg) and it is less than the average dietary intake of lactic acid by infants.

Degradation

Degradation during thermo-processing

Pure PLA thermally degrades at 300 °C and completely decompose at 400 °C in presence of nitrogen with a heating rate of 10 °C/min. Bigg showed that when PLA was held at 10 °C above its melting point (150°C) for a sustained period of time (30 min), significant molecular weight reduction occurred.³¹ Chain splitting instead of hydrolysis is the main reason for degradation and no measurable oxidation occurred.⁴⁰ Since PLA pellets naturally absorb moisture, it is very important to dry PLA pellets before any thermo-forming to inhibit hydrolysis degradation. On the commercial grade PLA from Cargill-Dow (with corresponding product available from NatureWorks LLC currently), the molecular weight didn't always show reduction after thermoprocessing (see Table 8 and 9).

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

Table 8. Effect of processing on molecular weight of general—purpose Cargill-Dow PDLLA (5% D-isomer content), from Garlotta.¹⁵

Process	Mol. wt. method	M_n (g/mol)	M_w (g/mol)
Before injection molding	SEC-MALLS	53,000	168,000
After injection molding	SEC-MALLS	54,500	173,000
Before injection molding	Dilute solution viscometry		$M_v = 187,562$
After injection molding	Dilute solution viscometry		$M_v = 146,571$
Before twin-screw extrusion	Dilute solution viscometry		$M_v = 187,562$
After twin-screw extrusion	Dilute solution viscometry		$M_v = 110,654$

Note: SEC/multi-angle laser light scattering used chloroform as solvent.

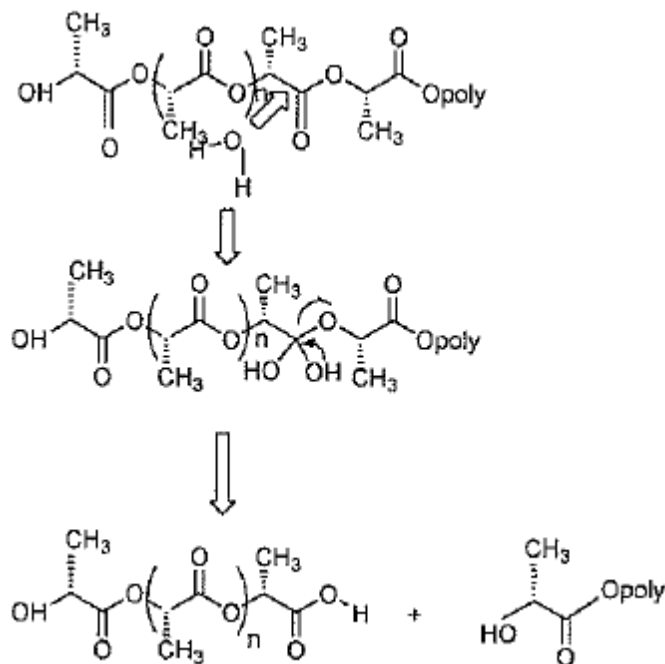
Table 9. Effect of processing on molecular weight of injection-mold-grade Cargill-Dow PDLLA (3.6% D-isomer content), from Garlotta.¹⁵

Process	Mol. wt. method	M_n (g/mol)	M_w (g/mol)
Before injection molding	Gel permeation chromatography	98,000	203,000
Before injection molding	Dilute solution viscometry		$M_v = 164,737$
After injection molding	Dilute solution viscometry		$M_v = 195,333$
Before twin-screw extrusion	Dilute solution viscometry		$M_v = 164,737$
After twin-screw extrusion	Dilute solution viscometry		$M_v = 173,729$

Note: Gel permeation chromatography used a THF/methylene chloride mixture as a solvent.

Degradation during service

PLA is biodegradable, however, the degradation rate of PLA can vary a lot depending on its service conditions. PLA degrade in two stages. First, random non-enzymatic hydrolysis of the ester groups lead to reduction of molecular weight; secondly, low molecular weight PLA can diffuse out of the bulk polymer and be used by microorganisms, yielding carbon dioxide, water and humus (see scheme 4).



Scheme 4. PLA hydrolysis and molecular weight loss, from Auras.¹²

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

The first step is crucial for the composting of PLA materials. Water as the hydrolyzing reactant must be able to diffuse to the reaction site. It is reported⁴¹ that at high temperature the hydrolysis occurred mainly in the amorphous phase of PLA, therefore, PLA with higher crystallinity will be more resistant to degrade. Again, when the temperature is lower than the T_g of PLA, water diffusion is also limited, and thus the degradation is less possible to happen. In general, high temperatures (50 to 60 °C) and humidity will cause PLA to degrade rapidly.

PLA, however, can undergo slow degradation at temperature lower than its T_g by some accelerating factors, such as, carboxylic acid end group,⁴² UV light,^{43,44} acid or base catalyst,^{45,46} phosphate buffer,⁴⁷ or by adding fillers (layered silicate⁴⁸).

Copolymers, blends, composites and nano-composites

Nearly all commercial available PLAs are a blend of stereoisomers (poly(L-lactide) and poly(D-lactide) with different compositions). PLA have also been blended with many different biodegradable polymers such as polymers obtained from glycolic acid,^{36,49-52} starch¹⁵ and ε-caprolactone.^{36,53-60} Starch is cheap and renewable. PLA is not compatible with starch granules.⁶¹ PLA/starch blend has lower tensile strength than PLA, but increased degree of crystallinity.⁶² Addition of starch in PLA reduced the thermo-degradation temperature of PLA and increased its moisture absorption ability. To enhance the interfacial adhesion between PLA and starch, modification of PLA (maleated PLA⁶³) or starch (gelatinized starch⁶⁴), or addition of methylenediphenyl diisocyanate or poly(vinyl alcohol)⁶⁵ have shown to be effective.

PLA composites have also been reported, such as PLA/layered silicate nanocomposites,⁶⁶⁻⁶⁹ PLA/calcium phosphate composites⁷⁰ and PLA/clay composites.⁷¹ PLA has also be blended with oil-based thermoplastics, such as polyethylene⁷² and polyvinyl acetate.⁷³ PLA blends and composites have been widely compared and discussed in comparison with commercial biodegradable polymers for medical applications.

Summary

Poly(lactic acid) or polylactide (PLA) is one important commercialized bio-based thermoplastic polymer. As a moderate expensive resin, PLA has been first widely applied in the medical area, but now extends to packaging as well as fiber applications. Due to its unique compostable property, PLA distinguishes from other fossil oil based thermoplastics, such as PS, PET and PE in the packaging market as environmental friendly material. With extending market size and enhanced production efficiency, PLA can be cheaper in the future.

PLA is colorless, glossy and stiff. It has similar or better mechanical properties than polystyrene. The ultraviolet light barrier property of PLA film is better than that of low density polyethylene, but less worse than that of PET, PS and cellophane. PLA can be safely stored and used at temperature between 5 to 40 °C and at humidity between 10 and 95%. PLA undergo hydrolysis at higher temperature over its glass transition temperature (at around 50 °C) and its degradation products are non-toxic. The amount of lactic acid and lactic acid derivatives that migrate to the food stimulants from PLA is much less than the average dietary lactic acid intake values allowed by several governmental agencies. PLA is safe as a food contact material.

By adjusting the L- and D-isomer amount, the molecular weight and plasticizers in the PLA, it can be made into a wide range of products. To reduce the cost as well as to improve the mechanical and thermal properties, blends of PLA with starch, polyethylene or inorganic nanofillers, such as layered silicates, clay and calcium phosphate are available to meet some specific applications.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

References

1. S.J Holland, B.J. Tighe, "Biodegradable Polymers", in: *Advances in Pharmaceutical Sciences*, 1st edition, Academic Press London 1992, 101.
2. M.H. Hartmann, N. Whiteman, "TAPPI Polymers, Laminations, & Coatings Conference", Chicago, IL, United States 2000, 467.
3. D.M. Mousdale, *Biofuels: biotechnology, chemistry, and sustainable development*, CRC Press, Taylor & Francis Group, United States 2008.
4. G.B. Kharas, F. Sanchez-Riera, D.K. Severson, "Polymers of Lactic Acid", in *Plastics from Microbes*, D.P. Mobley, Ed., Hanser Publishers, Munich 1994, 93.
5. M.H. Hartmann, "High Molecular Weight Polylactic Acid Polymers", in: *Biopolymers from Renewable Resources*, 1st edition, D.L. Kaplan, Ed., Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Berlin 1998, 367.
6. <http://www.natureworksllc.com/>
7. H.R. Kricheldorf, I. Kreiser-Saunders, C. Jurgens, D. Wolter, *Macromol. Symp.* 1996, 103, 85.
8. J.W. Leenslag, A.J. Pennings, *Makromol. Chem.* 1987, 188, 1809.
9. Y. Zhao, Z. Wang, H. Mai, B. Yan, F. Yang, *J. Appl. Polym. Sci.* 2004, 91, 2143.
10. R.E. Drumright, P.R. Gruber, D.E. Henton, *Adv. Mater.* 2000, 12, 1841.
11. US 5142023 (1992), invs.: P.R. Gruber, E.S. Hall, J.H. Kolstad, M.L. Iwen, R.D. Benson, R.L. Borchardt.
12. R. Auras, B. Harte, S. Selke, *Macromol. Biosci.*, 2004, 4, 835.
13. A.C. Albertsson, I.K. Varma, *Biomacromolecules* 2003, 4, 1466.
14. S Jacobson, H.G. Fritz, P. Degee, P. Dubois, R. Jerome, *Ind. Crops Prod.* 2000, 11, 265.
15. D. Garlotta, *J. Polym. Environ.* 2001, 9(2), 63.
16. H.R. Kricheldorf, I. Kreiser-Saunders, *Makromol. Chem.* 1990, 191(5), 1057.
17. H.R. Kricheldorf, A. Serra, *Polym. Bull.* 1985, 14, 497.
18. J. Dahlman, G. Rafler, K. Fechner, B. Mehlis, *British Polym. J.* 1990, 23(3), 235.
19. H.R. Kricheldorf, M. Sumbel, *Eur. Polym. J.* 1989, 25(6), 585.
20. X. Zhang, D.A. MacDonald, M.F.A. Goosen, K.B. McAuley, *J. Polym. Sci. Part A: Polym. Chem. Ed.* 1994, 32(15), 2965.
21. D.R. Witzke, PhD Thesis, Michigan State University, East Lansing, MI 1997, 389.
22. H. Tsuji, Y. Ikada, *Polymer*, 1995, 36, 2706.
23. H. Tsuji, Y. Ikada, *Polymer* 1996, 37, 595.
24. D.K. Gilding, A.M. Reed, *Polymer*, 1979, 20, 1459.
25. H.R. Kricheldorf, I. Kreiser-Saunders, C. Boettcher, *Polymer* 1995, 36(6), 1253.
26. R. Vasanthakumari, A.J. Pennings, *Polymer*, 1983, 24(2), 175.
27. B. Kalb, A.J. Pennings, *Polymer*, 1980, 21(6), 607.
28. W. Hoogsteen, A.R. Postema, A.J. Pennings, G. ten Brinke, *Macromolecules* 1990, 23, 634.
29. J.J. Koltad, *J. Appl. Polym. Sci.*, 1996, 62, 1079.
30. S.C. Schmidt, M.A. Hillmyer, *J. Polym. Sci., Part B: Polym. Phys.* 2001, 39, 300.
31. D.M. Bigg, in *Society of Plastic Engineers-Annual Technical Conference* 1996, 54(2), 2028.
32. H. Tsuji, Y. Ikada, *Macromolecules*, 1993, 26, 6918.
33. A.G. Mikos, A.J. Thorsen, L.A. Czerwonka, Y. Bao, R. Langer, D.N. Winslow, J.P. Vacanti, *Polymer* 1994, 35(5), 1068.
34. K. Jamshidi, S.H. Hyon, Y. Ikada, *Polymer*, 1988, 29, 2229.
35. G. Perego, G.D. Cella, C. Bastioli, *J. Appl. Polym. Sci.*, 1996, 59, 37.
36. Y. Ikada, H. Tsuji, *Macromol. Rapid Commun.* 2000, 21, 117.
37. Q. Fang, M.A. Hanna, *Industrial Crops and Products*, 1999, 10(1), 47.
38. R. Auras, PhD Thesis, Michigan State University, East Lansing 2004, 268.

Bilag C

Review of polylactic acid (PLA) – general structure-property relationship

39. R.E. Conn, J.J. Kolstad, J.F. Borzelleca, D.S. Dixler, L.J. Filer, Jr, B.N. LaDu, M.W. Pariza, *Fd. Chem. Toxic*, 1995, 33, 273.
40. C. Migliaresi, D. Cohn, A. DeLollis, L. Fambri, *J. Appl. Polym. Sci.*, 1991, 43(1), 83.
41. H. Tsuji, K. Nakahara, K. Ikarashi, *Macromol. Mater. Eng.*, 2001, 286, 398.
42. X. Zhang, U.P. Wyss, D. Pichora, M.F.A. Goosen, *J. Bioact. Comp. Polym.*, 1994, 9, 80.
43. G.H. Kai-Lai, A.L. Pometto III, *J. Environ. Polym. Degrad.*, 1999, 7, 93.
44. G.H. Kai-Lai, A.L. Pometto III, A. Gadea-Rivas, J.A. Briceno, A. Rojas, *J. Environ. Polym. Degrad.*, 1999, 7, 173.
45. H. Tsuji, K. Nakahara, *J. Appl. Polym. Sci.*, 2001, 86, 186.
46. H. Tsuji, Y. Ikada, *J. Polym. Sci., Part A: Polym. Chem.*, 1998, 36, 59.
47. H. Tsuji, Y. Ikada, *Polym. Degrad. Stab.*, 2000, 67, 179.
48. S. Sinha Ray, M. Okamoto, *Macromol. Rapid Commun.*, 2003, 24, 815.
49. A.M. Reed, D.K. Gilding, *Polymer* 1981, 22, 494.
50. H. Younes, D. Cohn, *Eur. Polym. J.* 1988, 24, 765.
51. S.E.M. Iblm, A.M.A. Ambrosio, M.S. Kwon, S.F. El-Amin, H. Allcock, C.T. Laurecin, *Biomaterials* 1997, 18, 1565.
52. J.-S. Yoon, W.-S. Lee, K.-S. Kim, I.-J. Chin, M.-N. Kim, C. Kim, *Eur. Polym. J.* 2000, 36, 435.
53. H. Tsuji, A. Mizuno, Y. Ikada, *J. Appl. Polym. Sci.* 2000, 76, 947.
54. C.X. Song, X.D. Feng, *Macromolecules* 1984, 17, 2764.
55. H. Tsuji, T. Yamada, M. Suzuki, S. Itsuno, *Polym. Int.* 2003, 52, 269.
56. G.L. Siparsky, K.J. Voorhees, J.R. Dorgan, K.J. Schilling, *J. Environ. Polym. Degrad.* 1997, 5, 125.
57. Z. Gan, D. Yu, Z. Zhong, Q. Liangand, X. Jing, *Polymer* 1999, 40, 2859.
58. M.F. Meek, K. Jansen, R. Steendam, W. van Oeveren, P.B. van Wachem, M.J.A. van Luyn, *J. Biomed. Mater. Res., Part A* 2003, 68A, 43.
59. M. Stolt, M. Viljanmaa, A. Sodergard, P. Tormala, *J. Appl. Polym. Sci.* 2003, 91, 196.
60. E.J. Choi, J.K. Park, H.N. Chang, *J. Polym. Sci., Part B: Polym. Phys.* 1994, 32, 2481.
61. H.S. Kim, I.-J. Chin, J.-S. Yonn, S.H. Kim, J.-S. Jung, *Korea Polym. J.*, 1998, 6, 422.
62. J.W. Park, D.J. Lee, E. Sang Yoo, S. Soon Im, S.H. Kim, Y.H. Kim, *Korea Polym. J.*, 1999, 7, 93.
63. D. Carlson, L. Nie, R. Narayan, P. Dubois, *J. Appl. Polym. Sci.* 1999, 72, 477.
64. H. Wang, X. Sun, P. Seib, *J. Polym. Environ.* 2002, 10, 133.
65. T. Ke, S.X. Sun, *J. Polym. Environ.* 2003, 11, 7.
66. S.S. Ray, Y. Kazunobu, M. Okamoto, K. Ueda, *Polymer*, 2003, 44, 857.
67. S.S. Ray, K. Yamada, M. Okamoto, A. Ogami, K. Ueda, *Chem. Mater.* 2003, 15, 1465.
68. S.S. Ray, K. Okamoto, K. Yamada, M. Okamoto, *Nanoletters* 2002, 2 423.
69. S.S. Ray, M. Okamoto, *Macromol. Mater. Eng.* 2003, 288, 936.
70. N.C. Bleach, K.E. Tanner, M. Kellomaki, P. Tormala, *J. Mater. Sci.: Mater. Med.* 2001, 12, 911.
71. N. Ogata, G. Jimenez, H. Kawai, T. Ogihara, *J. Polym. Sci., Part B: Polym. Phys.* 1997, 35, 389.
72. K.S. Anderson, M.C. Hillmyer, *Polymer* 2004, 45, 8809.
73. A.M. Gajria, *Polymer* 1996, 37(3), 437.



Comparative life cycle assessment of two
materials for the K2233-1C tray:

PET compared to the PLA polymer Ingeo

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Table of contents

1	Introduction	1
2	Goal of the study	1
3	Scope of the study	2
3.1	Methodological considerations	2
3.2	Functional unit	2
3.3	System description	3
3.4	Geographical scope	4
3.5	Temporal scope	4
3.6	Technological scope	4
3.7	Life cycle impact assessment methodology	4
3.8	Calculation tool and data sources	5
4	Life cycle inventory analysis	6
4.1	Production of granulate	6
4.1.1	PET	7
4.1.2	Ingeo	7
4.1.3	Transport of raw materials	7
4.1.4	Transport of granulate	7
4.2	Production of tray	7
4.2.1	Additives	8
4.2.2	Transport of trays	8
4.3	End-of-life treatment	8
4.3.1	Disposal in landfill	9
4.3.2	Incineration with energy recovery	9
4.3.3	Mechanical recycling of PET	10
4.3.4	Chemical recycling of Ingeo	10
4.3.5	Composting	11
4.3.6	Anaerobic digestion	11
4.3.7	Collection and transport of waste	12
5	Results	12
5.1	Basic scenarios	12
5.1.1	Global warming	14
5.1.2	Acidification	16
5.1.3	Nitrification	17
5.1.4	Photochemical ozone creation	18
5.1.5	Primary energy	20
5.1.6	Overall results	21
5.2	Mixed end-of-life scenarios	22
6	Conclusion and discussion	24
7	Literature	25

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

1 Introduction

During the last decade there has been a growth in the development of new plastic materials based on biological and renewable resources, here called bioplastics. Rising oil-prices and increased environmental focus has been the primary driving forces. The number of single-use bioplastic packaging commodities on the market are today numerous, but still the market share is very small.

When comparing the environmental profile of products produced from bioplastic to products produced from conventional fossil based plastics there are many aspects that have to be taken into account, such as energy use during production, emissions from end-of-life treatment options etc.

Færch Plast A/S is at this point in time producing a small amount of trays in polylactide (PLA) material, as an alternative to amorphous polyethylene terephthalate (A-PET). Færch Plast A/S has previously performed an LCA screening for trays produced of these materials. However, there is a wish to have a more detailed LCA performed, which in addition to the screening can shed light on several end-of-life scenarios. The specific PLA tray studied here is K2233-1C, which is used as meat packaging. This is compared to a conventional tray produced from PET. Ingeo is the trade name of PLA produced by NatureWorks LLC. The results in this report are only valid for Ingeo and not for PLA in general.

Please observe that the report contains confidential information which should not be used for other purposes without permission.

2 Goal of the study

The goal of this study is to *identify the environmental consequences of using the PLA polymer Ingeo instead of PET* in the tray K2233-1C.

The report is intended to be used as decision support for Færch Plast A/S in the process of deciding on whether to continue to increase and develop the production of articles in Ingeo. In addition Færch Plast A/S wishes to use the report as part of background for public discussion and debate on the environmental benefits and costs from using bioplastic.

The growth in the development of new bioplastic materials makes it interesting to study the environmental consequences of introducing such materials into existing product systems. The environmental impact from a product is complex when considering the whole life cycle from cradle to grave. Only few studies examining the consequences of introducing Ingeo as a substitute for PET and have been identified, and most of these do not include the end-of-life options for the materials. There is thus a need to examine the environmental impacts closer.

The primary target group for this report is the product developers at Færch Plast A/S. In addition the results will be used as a case study example in a larger project regarding bioplastics. The larger project includes, in addition to environmental aspects, also other aspects such as market possibilities, ethics in relation to use of food for material production etc.

To be ISO-compliant a critical review needs to be performed before communicating comparative results to a broader public.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

3 Scope of the study

The overall scope of the study is to assess the environmental consequences of using trays made from Ingeo instead of PET. The two product systems are compared including raw-material phase, production phase and end-of-life phase. The processes during the use phase, including both the filling of the tray and the use at the retailer and consumers, do not change due to a change in polymer material and this phase will thus be left out of the assessment. The study is a Life Cycle Assessment (LCA).

3.1 Methodological considerations

There are two basic approaches to LCA: attributional (or accounting) and consequential (or effect-oriented). In attributional LCA, the environmental impacts of a product or a system are calculated as they appear to be. In consequential LCA, the consequences of a given choice are modelled and calculated.

According to the ISO LCA standards, ISO 14040 and ISO 14044, allocation should be avoided wherever possible. Using the consequential LCA-approach reduces the need for allocation, making use of system expansion and the avoided burden approach to a very large extent. However, allocation can be used when a precise identification of which processes are affected, and to what extent, is judged to be necessary.

In Denmark, consequential LCA is recommended when examining systems like those addressed in the present study, i.e. a system describing a change. It is therefore also the general approach used in the study. In principle, only the differences between the two systems need to be addressed in a consequential LCA and therefore some lifecycle stages can be left out.

3.2 Functional unit

The functional unit is defined as *protection of meat to be sold in supermarkets by 1000 pieces of K2233-1C trays* (see Figure 3-1). It is assumed that the tray gives the consumer the same experience in regards to appearance, durability etc. regardless if it is produced from PET or from Ingeo. This is believed to be a fair assumption as the Ingeo tray is in use already and no customer problems or complaints have been registered.



Figure 3-1: Meat tray, product nr. K2233-1C

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

As the trays have the same thickness regardless of the material, there will be a weight difference between trays made from PLA and PET. This weight difference is based on the materials densities of respectively 1.25 g/cm³ for PLA and 1.35 g/cm³ for PET. According to the technical info sheet, the weight of the Ingeo tray is 29.2 g (Færch Plast, 2009). This means that the PET tray weighs 31.5 g.

The covering film and labels are not included in the assessment.

3.3 System description

A simplified life cycle for the tray is illustrated in Figure 3-2.

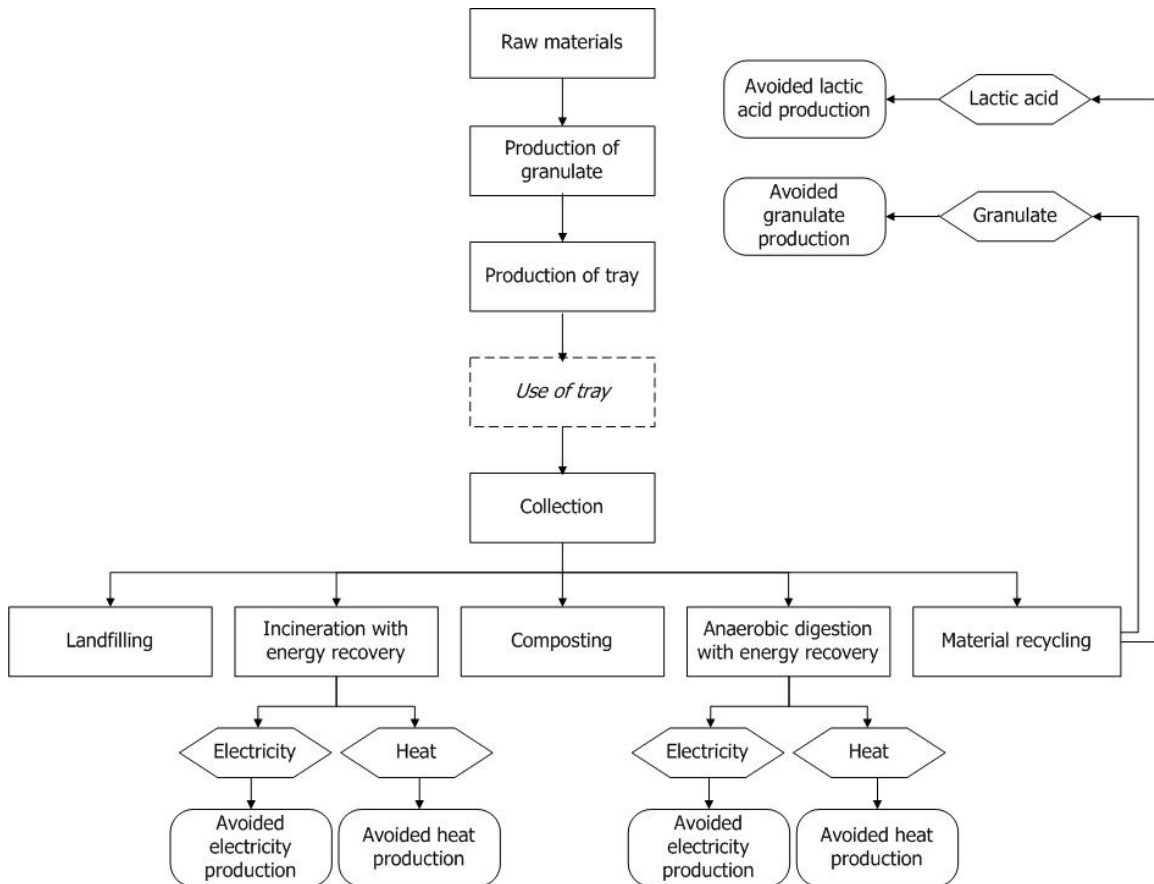


Figure 3-2: Life cycle of the tray

Following raw material extraction, granulate is produced. The tray consists mainly of plastic, either PET or Ingeo, and in addition a small fraction of additives arising to approximately 0.2%. As the amount of additives is small, these are not included further in this study. The production of the tray consists of two processes, extrusion and thermoforming. Both extrusion and thermoforming of PET takes place at Færch Plast A/S. The extrusion of Ingeo is performed by a subcontractor while the thermoforming of the tray takes place at Færch Plast A/S. The use of the tray includes filling of the tray, use at the retailer and use at the consumer up until the end-of-life disposal. Depending on how the tray is disposed of, several end-of-life treatment options are in principle possible. If disposed of with the residual waste the tray would either be landfilled or incinerated, depending on where the product has been sold. If source separated the tray can be

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

recycled, either by mechanical recycling into granulate or by chemical recycling back into feedstock. In theory, if the tray is produced from Ingeo, the tray can alternatively, after source separation, either be composted or anaerobically digested under thermophilic conditions.

Transport of the material or the tray will occur in between all illustrated life cycle phases, and within some of the phases e.g. the use phase.

3.4 Geographical scope

As the product is produced and marketed in Europe, we have used European background data for most of the generic processes e.g. electricity production. The production of PLA takes place in the US and for this process US background data have been used. Other processes might take place outside Europe, such as PET granulate production or extraction of fuels, but we assume that such deviations are of no importance in the overall picture.

3.5 Temporal scope

The goal of the study is to support Færch Plast A/S in the decision on whether to expand the production of trays based on Ingeo. The implementation of a change, e.g. an increase in the amount of trays produced from Ingeo, could take place on a relatively short term basis as the tray is produced on the same line as the PET tray. A limiting factor for implementation could be delivery of raw-material, depending on how much Ingeo would be required. The spare production capacity at the Ingeo plant is today of a magnitude, that it is most likely that the extra Ingeo required can be delivered (Vinks, 2009).

The temporal scope cover the product's whole lifecycle, as it can be assumed that single use products have a short lifetime and are disposed of immediately after use.

3.6 Technological scope

The production of PET has a much longer history than the production of Ingeo. This means that PET production has undergone more technological development and is much more mature. The technological data used for PET can thus be expected to be valid not only for PET production today, but also for the near future. Ingeo production is however a young technology, compared to PET production, and some technological developments might be expected.

For the end-of-life options, technological developments are also possible. The energy efficiency at the incineration plant is one example of a parameter that can be improved. Here average energy efficiency data for Europe are used, but much higher efficiencies are reached in some countries, e.g. Denmark, already today. The chemical recycling of Ingeo is a fairly novel process and future improvements may be expected also for this technology.

3.7 Life cycle impact assessment methodology

Several methods for calculations of the potential environmental impacts are available. In this study, the impact assessment will primarily be made using the Danish EDIP methodology, which is internationally recognised (Hauschild and Wenzel, 1998). Compared to the full methodology, some simplifications have been made. Most notably, the impact categories addressed will be limited to the following global and regional impacts:

- Global Warming using the most recent update of the CML 2001 method. The CML 2001 method is preferred to the EDIP method to calculate results for Global Warming

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

- Potential, the reason being that the CML method is fully up to date with respect to IPCC characterisation factors for single substances, using the factors from the 4th Assessment Report (Solomon et al., 2007).
- Acidification. Acidification is a regional effect caused primarily by emission of sulphur dioxide and nitrogen oxides, which may lead to e.g. forest die-back and clear lakes without aquatic life.
 - Nutrification (also called Eutrophication Potential or nutrient enrichment potential) reflects primarily the regional emission of nutrients (nitrogen and phosphorous) to the aquatic environment where they may cause depletion of oxygen in the bottom layers and as a consequence lifeless ecosystems.
 - Photochemical Ozone Creation. Formation of ground level ozone (smog) is an important threat at the regional scale. At high concentrations it is hazardous to human health but even at lower concentrations it causes damage to vegetation.
 - Consumption of primary energy, measured in MJ

In the report both the characterized units (kg CO₂-eq., kg SO₂-eq. etc) and the normalized units (PE) appear. The unit PE is an acronym for person equivalents. One PE expresses the average environmental impact in the given category caused by all activities of one person in one year.

Local environmental impacts like human toxicity and ecotoxicity are not addressed as is the case for assessment of waste amounts. The local environmental impacts are not included, because they can only be assessed with a relatively high degree of uncertainty. The emissions of relevant substances are in many cases determined with large uncertainty and/or in an inconsistent manner, and the potential effects (the so-called characterisation factors) have only been established for a limited number of substances.

It is thus not possible to make a precise quantification of the environmental impacts from activities like generation of electricity (e.g. through emissions of mercury) and distribution by trucks (e.g. through emission of fine and ultra-fine particles).

Futhermore, the issue of land use and competition for food, when considering the use of crops for production of bioplastics is also important. This complex issue is not covered by a life cycle assessment as it is made in this project, but is of course relevant to include as soon as an appropriate methodology with an adequate database is established.

3.8 Calculation tool and data sources

The LCA software tool GaBi 4 from PE International was used for the calculations. Table 3-1 presents an overview of the used processes and the data sources. The data are further described in Section 4.

For the production of PET the European Reference Life Cycle Database (ELCD) as available in GaBi 4 was used (GaBi Databases 2006). The data for incineration of PET are likewise ELCD data, while the landfilling data stem from ecoinvent 2.0 as available in GaBi 4 (GaBi Databases 2006). The data for mechanical plastic recycling stem from the GaBi database as well.

For Ingeo most of the datasets have been developed during the course of this study, based on data from the producer of Ingeo as well as data from the packaging producer and theoretical calculations. A closer description of these follows in the inventory analysis in Section 4.

Danish marginal power has been used for the production of trays, as the extrusion and thermoforming takes place in Denmark. Marginal Danish power is assumed to be hard coal based power and the data for this process is from the Gabi database. Generic emission data for power

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

production and thermal energy production that are used for the end-of-life processes are ELCD data, as available in GaBi 4.

Table 3-1: Data source and data quality for life cycle process

	Data sources	Comments
Production of Ingeo granulate	Primary data from NatureWorks LLC	
Production of PET granulate	ELCD as in GaBi Database	
Transport by truck	GaBi Databases 2006	
Transport by train	GaBi Databases 2006	
Transport by ship	GaBi Databases 2006	
Production of PET tray	Primary data from Færch Plast A/S	
Production of Ingeo tray	Primary data from Færch Plast A/S	
Incineration of PET	ELCD as in GaBi Database	Energy recovery rate modified to fit with the lower heating value of PET
Landfilling of PET	ecoinvent 2.0	
Recycling of PET	GaBi Databases 2006	
Incineration of Ingeo	Calculated	
Landfilling of Ingeo	Calculated	
Recycling of Ingeo	Primary data from Galactic combined with data from ecoinvent 2.0 as presented by Velcasteren et al., (2008)	
Composting of Ingeo	Calculated	
Anaerobic digestion of Ingeo	Calculated	
Power from hard coal, Denmark	Gabi Databases 2006	
Power grid mix	ELCD as in GaBi Database	UCTE grid mix used for EOL
Thermal energy production from natural gas	ELCD as in GaBi Database	
Sand excavation	ecoinvent 2.0	
Diesel burned in building machine	econivent 2.0	

4 Life cycle inventory analysis

4.1 Production of granulate

The datasets for production of the different granulates include the data for raw-material extraction.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

4.1.1 PET

The process data used for the production of PET granulate is representative for average European production of amorphous PET. The data stem from the ELCD database, which in turn stem from Plastics Europe. The dataset is used as it appears in GaBi 4.

4.1.2 Ingeo

The data for production of the PLA polymer Ingeo stem from NatureWorks LLC. The ecoprofile data for Ingeo follows the same methodology and uses the same model as Plastics Europe uses for developing data for conventional plastics ecoprofiles, the Bousted model. Ecoprofiles are terminated datasets that include the processes from cradle-to-factory gate, i.e. for Ingeo it includes lifecycle data from corn production to PLA granulate leaving the factory. The data are representative for the technology as operating in 2009. The background data for electricity is representative for the US grid-mix.

4.1.3 Transport of raw materials

The data for transport of raw-materials for granulates is imbedded in the ecoprofiles for the Pet and Ingeo granulate production. The data for PET is average data for European plastic producers, while the data for Ingeo are data specific for NatureWorks LLC's plant. The fuel use for the transport of raw materials is according to the ecoprofiles of the same order of magnitude, i.e. approximately 0.5 MJ/kg granulate.

4.1.4 Transport of granulate

The PET granulate used for the trays is purchased from either Holland or Oman. If we assume worst case, i.e. Oman, the granulate would be transported by ship to Esbjerg/Århus and then onwards to Færch Plast A/S by truck. We have assumed that the transport to the harbour in Oman is by truck. We have estimated the distance travelled by ship to approximately 11000 km, the distance by truck in Oman to approximately 100 km and the distance by truck in Denmark likewise to 100 km. The process used for ship transport is a process for ocean going container ship with a pay load of approximately 27500 tonnes. The truck transport is modelled as a truck with trailer total capacity of 34 - 40 tonnes, 27 tonnes payload and emission standard equivalent to Euro 3. The load was assumed to be equivalent to 85%. The driving was modelled as 68% on motorway, 24% outside town and 8% within town.

The transport of Ingeo is according to NatureWorks LLC taking place by rail to the coast, ship to Rotterdam and truck to the end user. The distances are thus approximately 2000 km by rail, 6000 km by ship and 850 km by truck. The process used for rail transport is an average process for transport by diesel train and electric train. The ship and truck transport is modelled with the same processes as the transport of PET granulate described above. The distance for this truck transport is a bit further than the PET transport and this is due to Ingeo first being transported to the subcontractor.

4.2 Production of tray

The extrusion and the thermoforming of PET take place at Færch Plast A/S. Extrusion of Ingeo takes place at a subcontractor in Denmark, while thermoforming takes place at Færch Plast A/S. Only the electricity consumption has been included in the modelling. No material loss has been included. The electricity consumption for extrusion of Ingeo is 1.15 kWh per kg and for the extrusion of PET 0.439 kWh per kg. The thermoforming of Ingeo consumes 0.168 kWh per kg and PET 0.130 kWh per kg.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

It is assumed that the material loss during the processing from granulate to the final tray is the same regardless if PET or Ingeo is used. This loss is only approximately 1.5% of the weight. As this is assessed to have little influence on the results, the loss has been omitted from the modelling.

4.2.1 Additives

The amount of additives used in the tray is relatively small and these are excluded from this study. This is assessed to be fair also from the perspective that the tray is intended to be used for foodstuff, and thus the environmental impact in the use phase and end-of-life phase can be assumed to be small.

4.2.2 Transport of trays

As the weight of the tray depends on whether it is produced from PET or Ingeo, theoretically there will be a difference between the environmental impacts when the trays are transported from manufacturing to the retailer and further on to the consumer. However as the differences in weight are small and the transport of light plastic materials most often are restricted by volume and not weight this difference is neglected.

4.3 End-of-life treatment

The end-of-life treatment depends on the application of the material. For the trays, there are several end-of-life options. Incineration and landfilling are applicable in the case where the trays are disposed of together with the residual waste, regardless if it is produced from PET or from Ingeo. If the trays are source separated, the polymers (both PET and Ingeo) can be recycled either by mechanical recycling or by chemical recycling (a.k.a. feedstock recycling). Here, mechanical recycling is chosen for PET and chemical recycling for Ingeo as these are the recycling option with the most reliable data. Theoretically, the Ingeo based trays can also be either centrally composted or anaerobically digested if separated either as a clean fraction or together with other organic waste such as food waste. In practise it might not be that the tray is readily degraded during composting or anaerobic digestion, due to the thickness of the material. However, as bioplastics in general are marketed as being compostable these options are included in this study in order to examine the environmental performance.

The different end-of-life treatment options are today, and in the near future, of varying feasibility. Treating the post consumer waste by recycling, composting or anaerobic digestion requires a well functioning source separation system to be in place. Source separation refers to the practice of separating post-consumer materials so that they do not enter a mixed waste stream. Furthermore, the feasibility of recycling, composting and anaerobic digestion depends on the availability of the technologies and on the cost of the end-of-life treatment options. For PET which is a material that has a more mature market and a larger production volume recycling technologies exists today. For Ingeo, which is a less mature polymer and has a relatively small production volume, the technologies for recycling are few. The feasibility of different options can also be limited by legislation, for example it is the EU Landfill directive which requires reduction of biodegradable waste in landfills. In some EU countries, like Denmark and Sweden, bans on landfilling of combustible waste have been introduced.

In this study all the end-of-life treatment options have been modelled regardless of how feasible they are today. A very limited number of studies dealing with end-of-life treatment of Ingeo have

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

been identified, thus it is interesting to investigate if the treatment option would improve or deteriorate the environmental performance of the material.

The end-of-life scenario is depending on which country the product is distributed to, as the waste management systems are very different. In addition to results for single end-of-life treatment routes, a mixed end-of-life scenario for Holland is also presented as this is the primary market for the Ingeo tray.

4.3.1 Disposal in landfill

Emissions from landfills are dependent on many factors such as landfilled material, precipitation, technical measures implemented for gas and leachate collection etc.

The data for landfilling of PET represents landfilling of plastic in a sanitary landfill. The dataset assumes 1% degradation of plastic within the timeframe of 100 years. Thus the emissions related to landfilling of PET arise mainly from the running of the landfill, e.g. from the combustion of diesel during excavation.

When biodegradable material is landfilled the material will be degraded by microorganisms and CH₄ and CO₂ formed. The data for disposal of Ingeo in a landfill is based on theoretical calculations and assumptions. The CH₄ potential for Ingeo is calculated to be 0.467 Nm³ per kg volatile solids. The following assumptions were used in the calculations of emissions from landfilling of Ingeo:

- Ingeo does not contribute to any emissions in the leachate
- The degradation factor of Ingeo is 27% for a time period of 100 years
- The accumulated amount of leachate over 100 year is 2 l per kg
- The following resources are used (Manfredi et al., 2009):
 - 0.0013 l diesel per kg waste combusted in onsite vehicles
 - 0.008 kWh electricity per kg waste
 - 5 kWh per m³ leachate
 - 0.5 kg soil/clay/plastic material per kg waste – here modelled as clay
- Capture rate of gas is 50% (ETC/SCP, 2010)
- The captured gas is flared without energy recovery, and CH₄ is thus converted to CO₂
- CH₄ oxidation rate in the top cover is 40% (one value suggested in Manfredi et al., (2009))
- Energy content of CH₄ gas is 35.91 MJ per Nm³ (Christensen et al., 2003)

The background data used for electricity is from the ELCD database and representative for electricity produced in the UCTE region. Data for combustion of diesel and excavation of clay stem from the ecoinvent 2.0 database.

4.3.2 Incineration with energy recovery

During incineration the inherent energy in the product can be utilised for energy production. Both heat and electricity can be produced, and different plants produce these energy forms in varying amounts. The produced electricity is distributed to the regional electricity grid, which can cover many countries, and is assumed to substitute the marginal electricity production. The marginal electricity production on the grid should thus be identified and here we have used data representative for the UCTE region.

The produced heat is however distributed on a local district heating system and the substitution effect is thus varying from plant to plant. The heat can e.g. substitute domestic heating systems

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

like oil-fired boilers if there is no other district heat producer in the area or it can substitute heat from other combined heat and power plants connected to the same distribution net. Here we assume that thermal energy from natural gas is substituted.

The datasets used for incineration of PET is from the ELCD database. The emissions data, electricity and heat delivery data are based on data from CEWEP and the data are representative for average incineration technologies in Europe. The delivered electricity is equal to approximately 10% of the lower heating value of the waste and the district heating delivered equals approximately 32% of the lower heating value. The same electricity and heat production data was used for the Ingeo incineration process. However, the emission data for Ingeo was established based on the chemical composition of PLA. Incineration of waste causes both waste specific and process specific emissions. The waste specific emissions, e.g. CO₂, are emissions that occur due to the chemical content of the incinerated material while the process specific emissions, e.g. NO_x, are due to the technology and the operation of the incineration plant. The process specific emissions are constant values per tonne of waste incinerated.

The theoretical lower heating values (LHV) of Ingeo and PET have been calculated based on the following equation from Christensen (1998):

$$LHV = 348 * X_C + 939 * X_H + 105 * X_S + 63 * X_N - 108 * X_O - 245 * X_{H_2O}$$

X_C, X_H, X_S, X_N, X_O and X_{H₂O} are the contents of carbon (C), hydrogen (H) sulphur (S), nitrogen (N), oxygen (O) and water (H₂O) given in percentage of weight.

This results in the following lower heating values for the studied materials:

- 17.8 MJ/kg for Ingeo
- 22.1 MJ/kg for PET

4.3.3 Mechanical recycling of PET

The mechanical recycling of plastic takes place in several steps. The process modelled here includes cutting followed by granulating and compounding by extrusion. The data sets are from the GaBi 4 database and represents gate to gate inventories.

We have assumed that the recycled plastic granulate substitutes virgin granulate at a ratio of approximately 1:0.7 (7% material loss based on the process specific data and 20% material quality loss based on Schmidt and Strömberg, (2006)). The data for production of virgin PET granulate is the same as mentioned in Section 4.1.1.

4.3.4 Chemical recycling of Ingeo

The description of chemical recycling of Ingeo is representative for the LOOPLA by Galactic process (Vercauteren et al., 2008). The post consumer Ingeo is collected and separated. The obtained single Ingeo stream goes into different washing and grinding steps. The ragged Ingeo is hydrolyzed into a reactor which runs the reverse reaction, i.e. turning Ingeo back into lactic acid. The lactic acid is then purified to reach the quality needed to produce new PLA. A simplified process diagram is shown in Figure 4-1.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

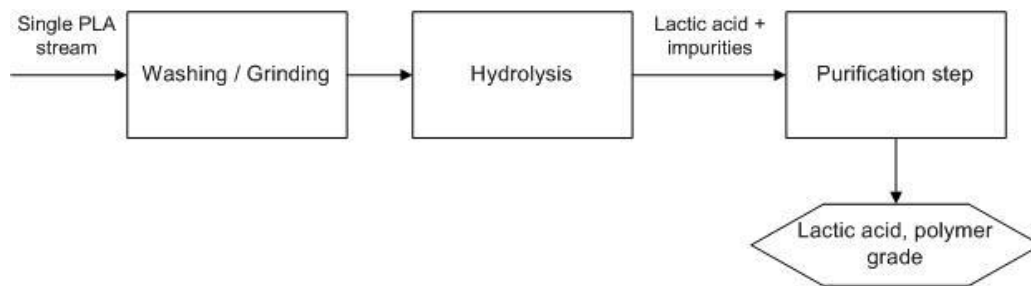


Figure 4-1: Simplified process diagram for the LOOPLA process (based on Vercauteren et al., 2008).

The lactic acid produced from the chemical recycling is expected to substitute the lactic acid otherwise produced by Galactic. The substituted process uses beets as source of sugar.

All the data for chemical recycling of Ingeo, sugar production and lactic acid production are from Vercauteren et al. (2008). In addition to the process specific data, Vercauteren et al. (2008) have used processes that stem from the ecoinvent 2.0. database. Some of these data are not very transparent, and it is thus difficult to judge the uncertainty of the data.

4.3.5 Composting

The data for emissions from composting are based on theoretical calculations and on assumptions. Composting is a process where organic material is degraded under aerobic conditions. According to Natureworks LLC, the Ingeo material fulfils the European standard EN 13432 (NatureWorks LLC, 2010). However, this standard requires certification of each product, not the material as such, and it is not known if the tray would pass the tests in EN 13432. The characteristic of the Ingeo packaging material results in the material being difficult to degrade under conditions that are not optimal, e.g. with respect to the right temperature, the right moisture level and the right oxygen level. Thus the material is unsuitable for home-composting as the conditions seldom are optimal during home-composting. This is supported by Klaus (2004), who made trials with composting of PLA packaging. These trials showed almost no degradation of PLA during home composting. Therefore we are here calculating the emissions from composting as if the composting would take place at a central plant, mixed with other organic material. We assume that the composting is running under optimal conditions, and thus there are no methane emissions from the composting process. The data for composting is representative for a composting plant on the industrial scale, and include an electricity use of 0.360 MJ per kg waste for ventilation (Hoffmann et al. (1995) as cited in Nielsen and Weidema, 2002). The CO₂ emissions are calculated based on the chemical composition of Ingeo. We have assumed that 2% of the carbon is irreversibly bound in humus (Nielsen and Weidema, 2002). As the amount of nutrients (N, P and K) in the Ingeo packaging material is very limited, we have assumed that the compost produced from the material does not substitute any fertilizer.

The dataset used for electricity is from the ELCD database and represents average grid electricity from the UCTE region.

4.3.6 Anaerobic digestion

During anaerobic digestion the organic material is degraded in a closed vessel under anaerobic conditions, i.e. without oxygen present, and biogas consisting of mainly CH₄ and CO₂ is formed. The methane potentially produced from Ingeo is calculated based on the chemical composition and equals 0.467 Nm³ per kg volatile solids. The biogas is combusted in a gas engine and

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

electricity and heat produced. This electricity and heat substitute energy from other sources. In addition to biogas, digested material is produced. As mentioned above under the description of composting in section 4.3.5, the amount of nutrients in Ingeo is very limited and thus does not have any value as fertilizer. The data for emissions from the anaerobic digestion process are based on theoretical calculations and assumptions. The following assumptions were used:

- Electricity consumption is 0.009 kWh per kg waste
- 2% of the carbon is irreversibly bound in humus (Nielsen and Weidema, 2002)
- 3% of the methane is emitted without being combusted (Tønning et al., 1997)
- Energy content of CH₄ gas is 35.91 MJ per Nm³ (Christensen et al., 2003)
- The electricity efficiency of the gas engine is 37% and the heat efficiency 48% (Niras A/S, 2004)

4.3.7 Collection and transport of waste

The transported distances to the different end-of-life treatment options can be quite different. However, as previous studies have shown that the environmental impact from collection and transport of waste are negligible compared to the impact from the actual treatment (see e.g. Beigl and Salhofer, 2004; Salhofer et al., 2007; Larsen et al., 2009a; Larsen et al., 2009b), the collection of waste and transport in the disposal phase has been omitted from this study.

5 Results

The results of the modelling are here presented for the five impact categories presented in section 3.7. The results are presented per 1000 trays. Results per kg material can be found in Appendix A.

5.1 Basic scenarios

The basic scenarios are three PET scenarios and five Ingeo scenarios. The three PET scenarios differ from each other through the end-of-life treatment, as is the case with the five Ingeo scenarios. The other three phases (transport, raw material and production) are thus identical for the respective material. In general this means that the results show the importance of the end-of-life phase when comparing the PET tray to the PLA tray, as the other phases do not change.

The net results for the eight scenarios in the five impact categories are shown in Table 5-1. In the table the scenario with the lowest impact in a given impact category is marked as bold. As it can be seen, Ingeo recycling is the scenario that performs best in the three categories acidification, nitrification and photochemical ozone creation. PET recycling performs best in the global warming category while anaerobic digestion performs best in the primary energy category. A more detailed description of the results follows in section 5.1.1 to section 5.1.5. Section 5.1.6 presents a summary of the overall results.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Table 5-1: Characterized net results for the eight scenarios and five impact categories assessed per 1000 trays

		Global warming [kg CO ₂ - Equiv.]	Acidification [kg SO ₂ - Equiv.]	Nutrication [kg NO ₃ - Equiv.]	Photochemical ozone creation [kg Ethene- Equiv.]	Primary energy demand [MJ]
PET/PP	Incineration	1,80E+02	5,92E-01	4,62E-01	1,76E-01	2,22E+03
	Landfilling	1,34E+02	7,79E-01	8,08E-01	1,78E-01	2,68E+03
	Recycling	5,85E+01	3,86E-01	2,77E-01	5,05E-02	1,03E+03
Ingeo	Incineration	1,14E+02	6,11E-01	7,53E-01	3,04E-02	1,22E+03
	Landfilling	1,12E+02	6,69E-01	7,46E-01	3,36E-02	1,57E+03
	Recycling	8,74E+01	-7,92E-02	-3,11E-01	2,00E-02	8,21E+02
	Composting	1,33E+02	6,77E-01	7,46E-01	2,79E-02	1,58E+03
	Anaerobic Digestion	7,08E+01	4,21E-01	6,51E-01	2,62E-02	7,43E+02

Bilag D Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

5.1.1 Global warming

The results for the global warming calculations are illustrated in

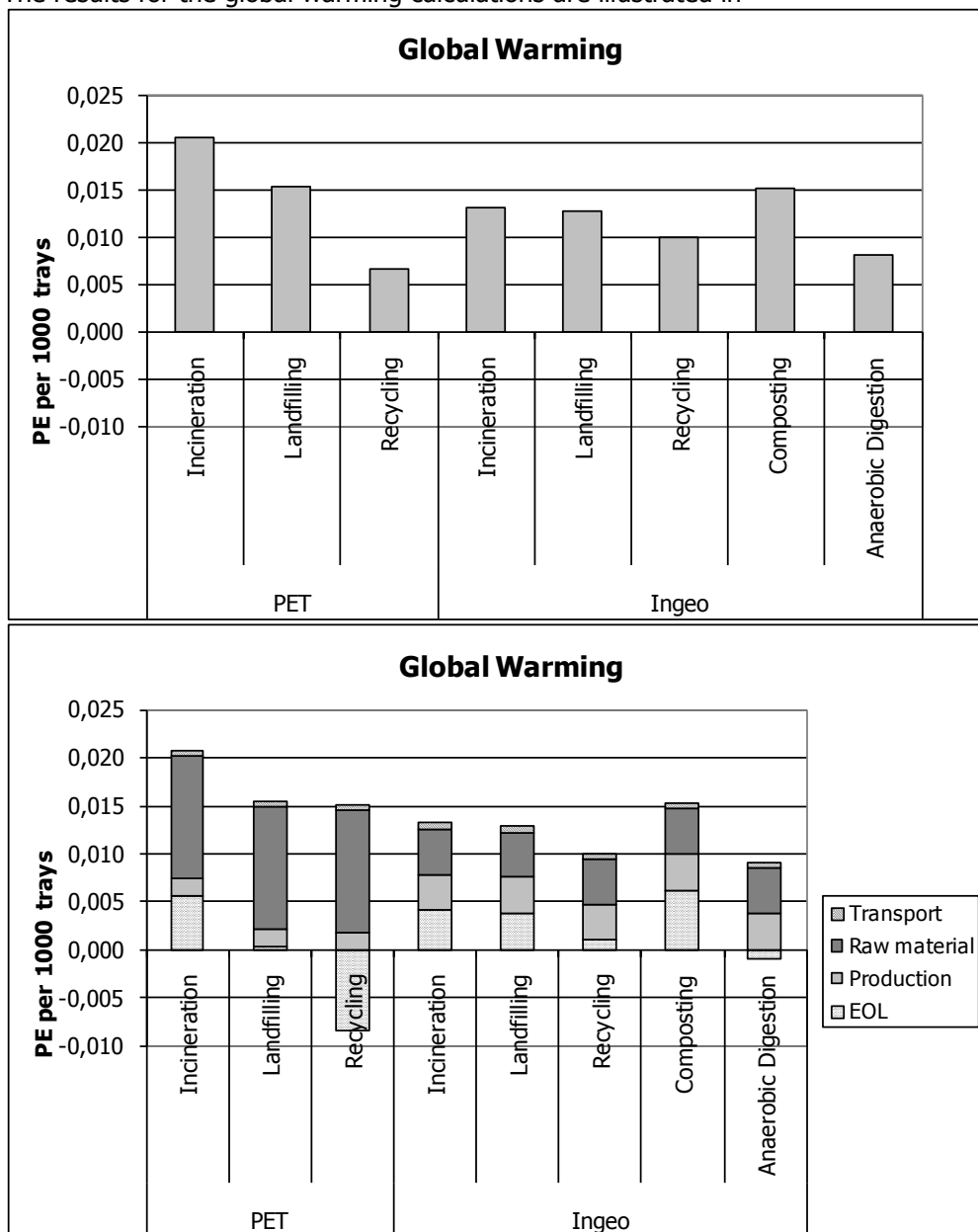


Figure 5-1. Overall the results show that the raw material phase is an important net contributor both for the PET tray and the Ingeo tray, though being larger for the PET tray than the Ingeo tray. The results also show that the transport phase is of minor importance.

According to the result, the PET recycling scenario has the lowest global warming impact. This is due to the relatively large benefit achieved by avoiding production of virgin plastic in the end-of-life phase.

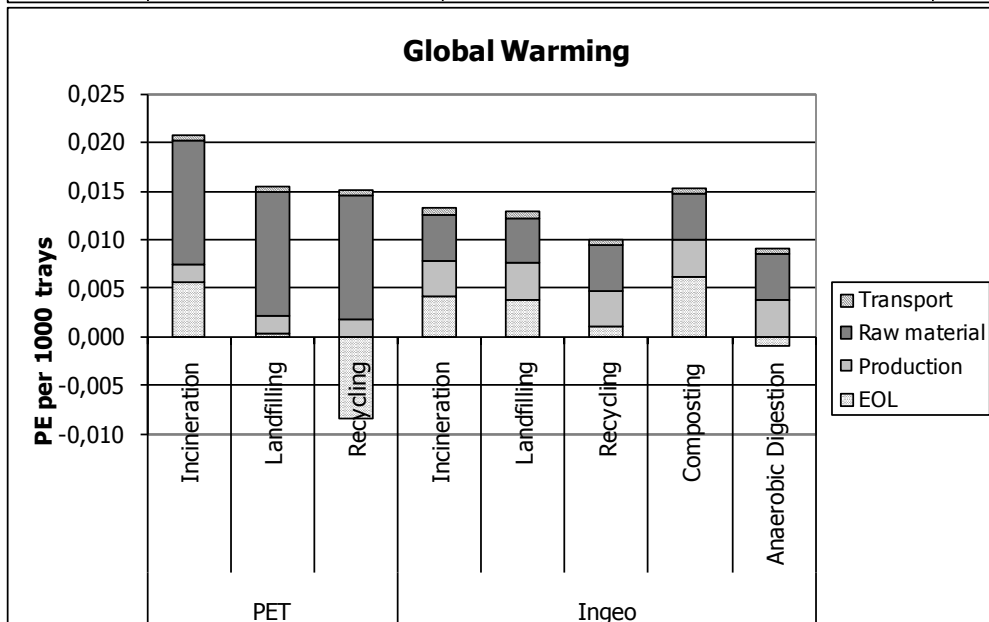
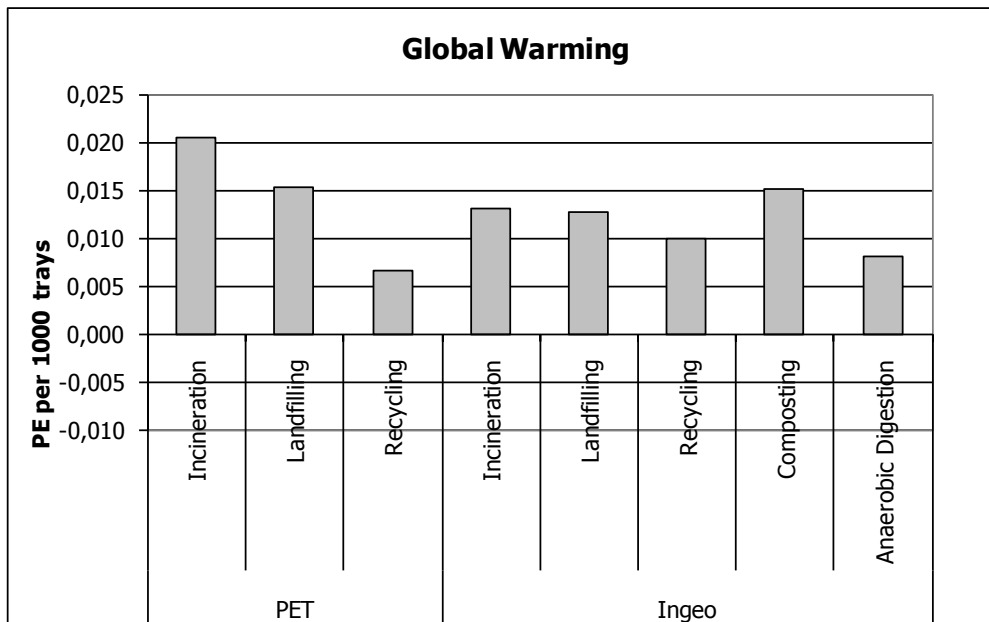
The second lowest global warming impact potential arises from the Ingeo anaerobic digestion. The reason for this scenario being relatively low, compared to the other Ingeo scenarios, is the benefit occurring in the EOL phase. The assumption that energy produced from Ingeo substitute energy from other conventional energy sources results in avoided greenhouse gas emissions.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

The Ingeo recycling scenario performs a little worse than Ingeo anaerobic digestion. During recycling savings of CO₂ emissions arise when lactic acid production is avoided, and this result in the impact from the EOL phase being small.

If the tray is incinerated, the impact from the Ingeo tray is lower than that from the PET tray. This difference is mainly connected to the difference in the raw material phase and not the EOL phase. Actually incineration of the PET tray performs worst of all scenarios. If the trays were to be landfilled, the impact from the two trays would be approximately the same. Composting is the worst EOL option for the Ingeo tray, and it is the second worst of all scenarios only followed by incineration of PET.



Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Figure 5-1: Potential global warming impact for PET trays and Ingeo trays for different end-of-life options. The upper diagram shows total impact and the lower diagram shows the impact split on life cycle phases.

5.1.2 Acidification

The acidification results can be seen in Figure 5-2. For acidification it can again be seen that the raw material phase is an important contributor to the impact for both material options. The impact from the raw material phase is of the same magnitude for the Ingeo tray and the PET tray in this impact category. The impact caused in the raw material phase of Ingeo is probably due to emissions from agricultural activities. In the transport phase the impact for the Ingeo tray is larger than the impact for the PET tray. This is mainly due to emissions during intercontinental shipping.

The lowest net impact occurs for the scenario where the Ingeo tray is recycled. This is mainly due to a large saving achieved by avoiding production of lactic acid and the related agricultural activities. PET recycling is the second best scenario, mainly due to emission savings caused by avoided production of virgin material. The two recycling scenarios are followed by the scenarios which produce energy, namely PLA anaerobic digestion, PET incineration and PLA incineration in the given order.

A comparison of the scenarios for incineration and landfilling for the two material combinations shows that Ingeo exerts a higher impact for incineration, but a lower impact for landfilling. PET landfilling is overall the least desirable scenario. The impact from the Ingeo composting scenario is of the same magnitude as landfilling of Ingeo.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

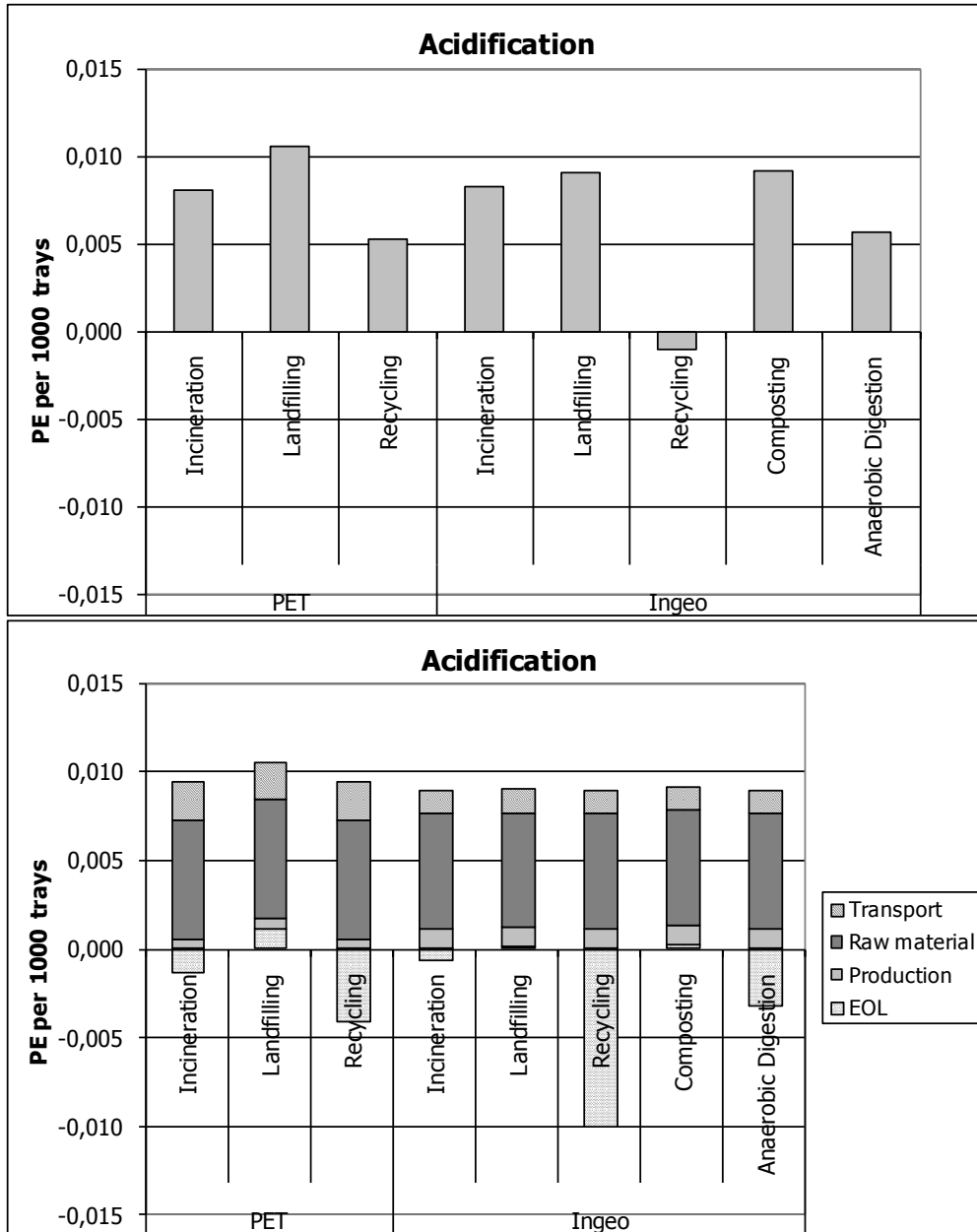


Figure 5-2: Potential acidification impact for PET trays and Ingeo trays for different end-of-life options. The upper diagram shows total impact and the lower diagram shows the impact split on life cycle phases.

5.1.3 Nutrification

As it can be seen in Figure 5-3 the results for the nutrification impact shows that Ingeo raw material phase has a larger impact than the PET raw material phase. This is presumably due to agricultural activities. The contribution from the transport phase is larger for PET than for Ingeo, and this is mainly due to the longer ship transport.

Recycling of the Ingeo tray turns out most favourable due to the avoided lactic acid and sugar beet production. The two PET scenarios recycling and incineration have lower impacts than the remaining Ingeo scenarios. This is mainly due to the impact from the raw material phase being

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

smaller, as well as the EOL phase saving impacts. The Ingeo anaerobic digestion scenario performs a little bit better than the remaining scenarios PET landfilling, Ingeo incineration, Ingeo landfilling and Ingeo composting. These remaining four scenarios show very similar results.

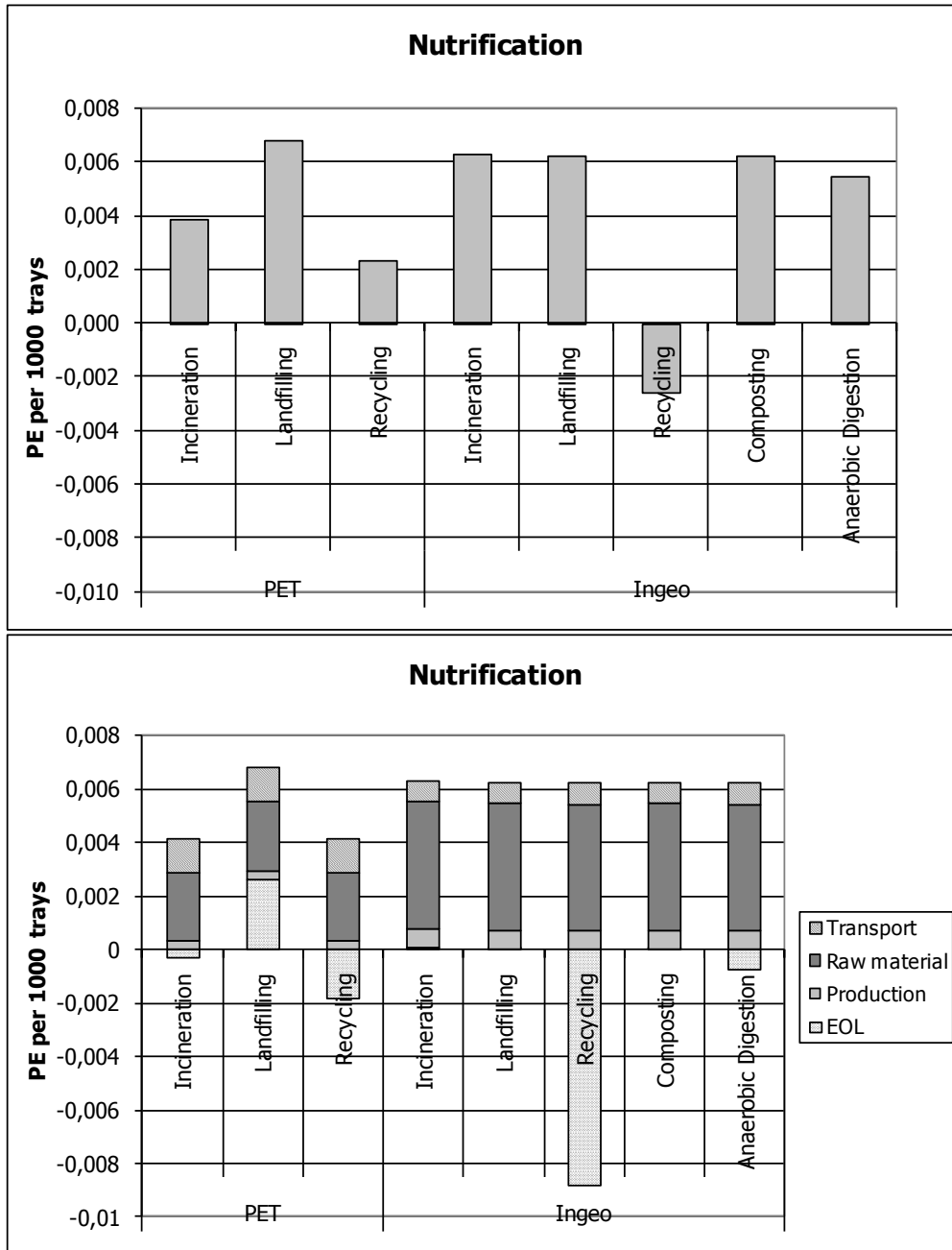


Figure 5-3: Potential nitrification impact for PET trays and Ingeo trays for different end-of-life options. The upper diagram shows total impact and the lower diagram shows the impact split on life cycle phases.

5.1.4 Photochemical ozone creation

When conventional plastic is produced, emissions of VOC during the raw material extraction results in fairly high photochemical ozone creation impact. As it can be seen in Figure 5-4 this has

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

a great influence on the results in this impact category, where the impacts from the two scenarios PET incineration and PET landfilling are much higher than in the other scenarios. The impact from the PET recycling scenario is more similar to the Ingeo scenarios as the saved production of virgin PET counterbalances the large impact from the raw material phase. The results indicate that the Ingeo recycling scenario is the scenario that performs best. In general it is the five Ingeo scenarios that perform best in the photochemical ozone creation category.

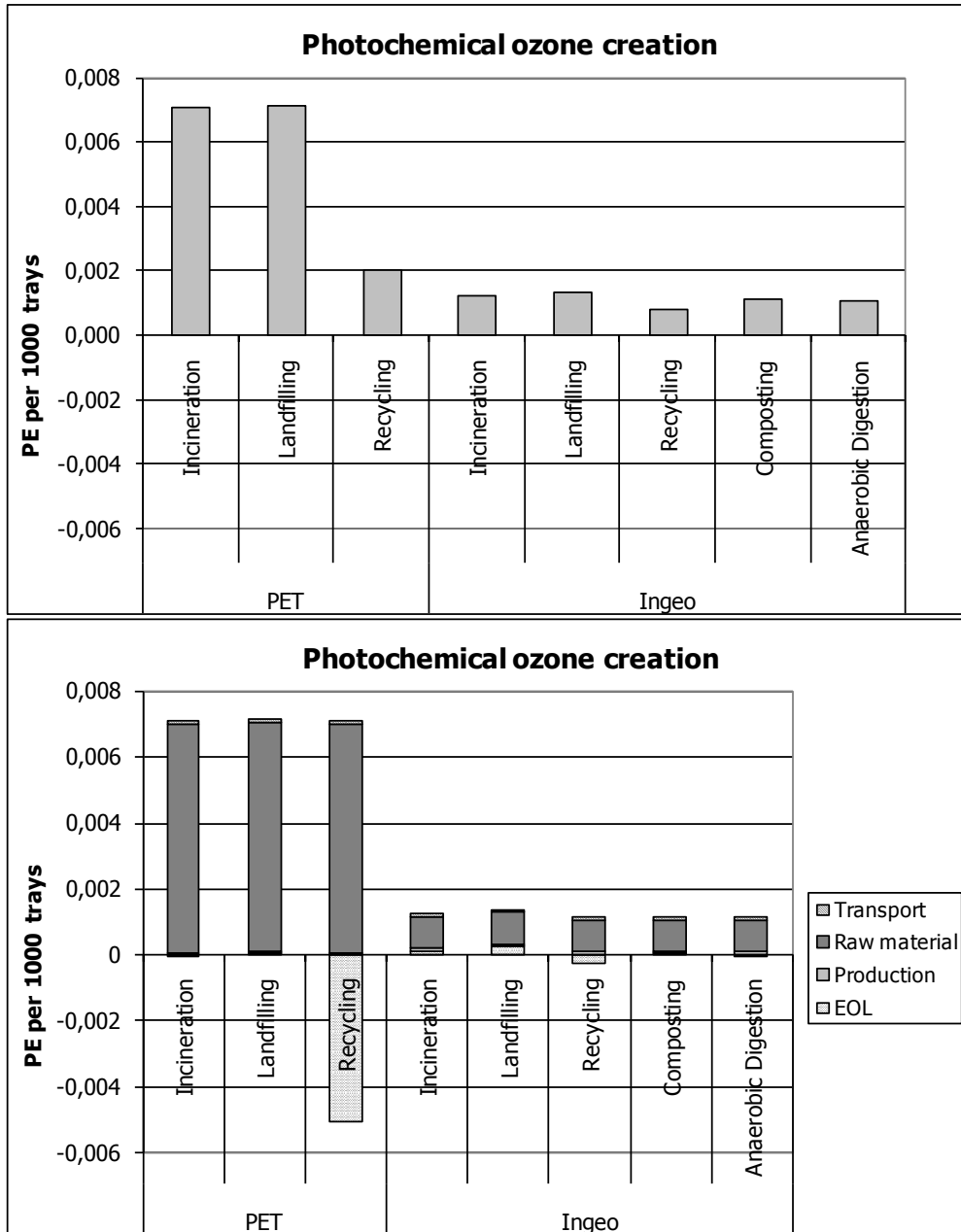


Figure 5-4: Potential photochemical ozone creation impact for PET trays and Ingeo trays for different end-of-life options. The upper diagram shows total impact and the lower diagram shows the impact split on life cycle phases.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

5.1.5 Primary energy

Figure 5-5 shows the primary energy consumption. More primary energy is used in the raw material phase for PET than PLA and this attributes to the impact being larger for PET than PLA when comparing incineration respectively landfilling of the materials. The large savings due to avoiding virgin production of PET results in PET recycling having the lowest impact of all scenarios, despite the higher consumption during the raw material phase. Following PET recycling, anaerobic digestion of PLA and recycling of PLA have the lowest impacts. Incineration, landfilling and composting of PLA have the same impact level as incineration of PET. As it can be seen in Appendix A, only a small amount of the primary energy use is based on renewable energy sources. In 2008 the primary energy use in Denmark corresponded to 158 GJ per capita (DEA, 2010). If the different energy net results are compared to this, these correspond to 0.7 to 1.7% of one Danish person's annual energy use.

As Figure 5-5 shows, the consumption of primary energy in the raw material phase is lower for the Ingeo tray than for the PET tray. The impact from the transport phase is of a comparably small magnitude and thus of minor importance for the results. The impacts from the production phase for the two materials are similar, and therefore this phase is also of minor importance for the ranking of the scenarios.

The impacts from the end-of-life phase vary a lot between the scenarios and is thus of importance for the prioritisation of the scenarios. The scenario with the lowest primary energy demand is Ingeo anaerobic digestion, which is closely followed by Ingeo recycling. The reason for these two scenarios performing better than the others is that they have fairly large energy savings in the EOL phase. The PET recycling scenario actually have the largest energy saving in the EOL phase, but due to the higher consumption of energy in the raw material phase this scenario has a higher impact than Ingeo anaerobic digestion and Ingeo recycling.

PET recycling performs better than Ingeo incineration, Ingeo landfilling and Ingeo composting, which show similar impacts. Due to the higher energy consumption during the PET raw material phase, PET incineration and PET landfilling have a higher impact than any of the Ingeo scenarios.

The amount of renewable energy constitutes between approximately 1% and 4% of the primary energy consumption. In Appendix A, the distribution between non-renewable and renewable energy can be seen for the different materials and different EOL option scenarios.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

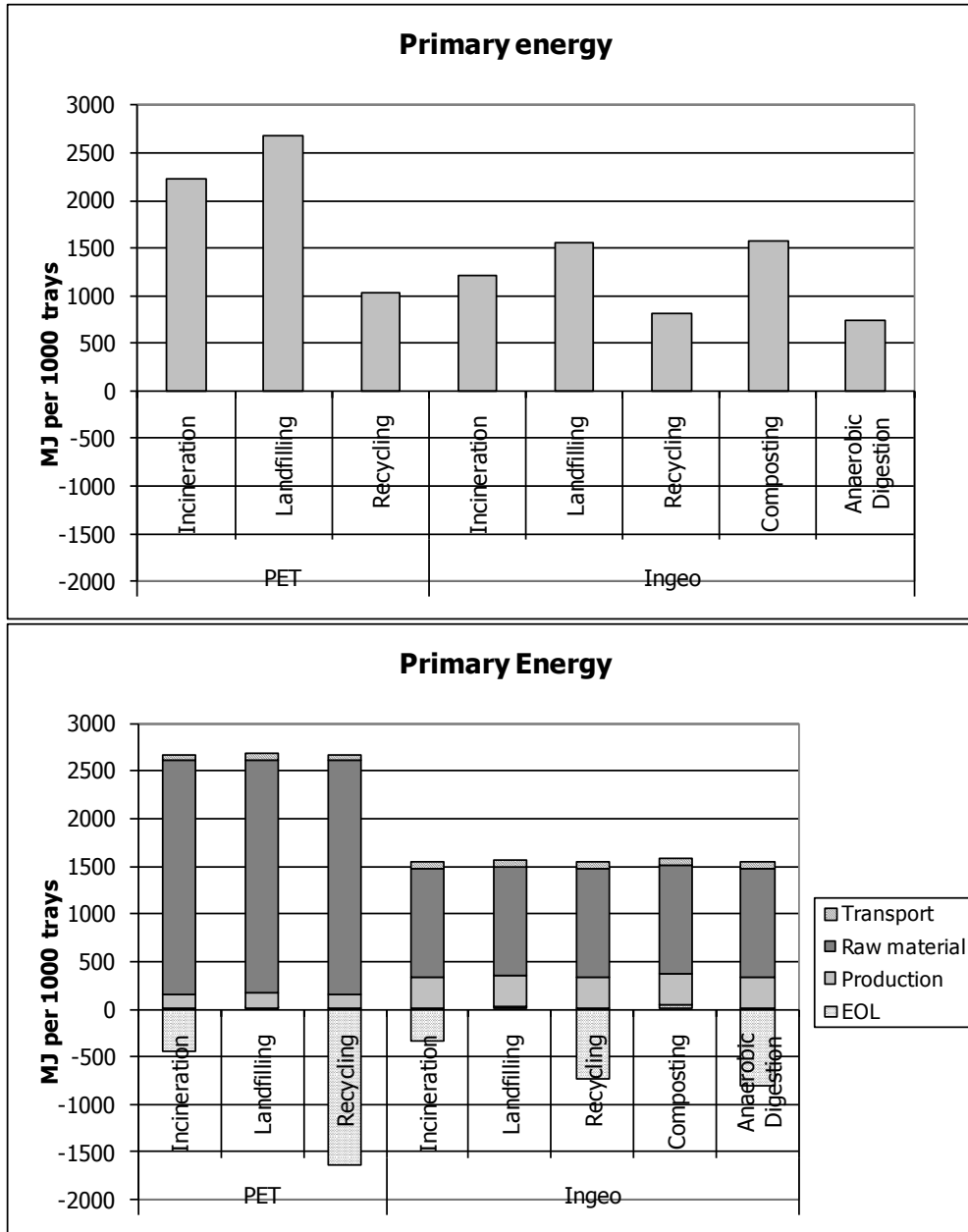


Figure 5-5: Potential primary energy consumption for PET trays and Ingeo trays for different end-of-life options. The upper diagram shows total impact and the lower diagram shows the impact split on life cycle phases.

5.1.6 Overall results

Based on the five impact categories the following can be observed:

- The raw material phase is an important contributor to the overall impacts for both materials in most of the impact categories. The Ingeo raw material phase has a:
 - smaller impact than the PET raw material phase in the impact categories global warming, photochemical ozone creation and primary energy consumption
 - larger impact than the PET raw material phase in the impact category nitrification

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

- Approximately the same impact as the PET raw material phase in the impact category acidification
- The end-of-life treatment contributes with a saved environmental impact for some scenarios in some impact categories. This is due to avoided virgin raw material production when recycling and avoided energy production when incinerating or anaerobically digesting the material. The differences between the environmental impacts from the end-of-life phases are of large importance for the outcome of the results.
- The transport phase is:
 - of minor importance in the impact categories global warming (3 to 7%), photochemical ozone creation (1 to 7%) and primary energy (2 to 5%)
 - contributing approximately 15 to 23% to the load¹ in the acidification category and 13 to 30% to the load in the nutrification category
- The impact from the production phase is larger for Ingeo than PET, due to higher energy consumption. The production phase contributes to the load¹ with between 1% and 12% for PET and between 5% and 42% for Ingeo.

The rating of the scenarios in each impact category can be seen in Table 5-2. This shows that recycling of Ingeo performs best in three impact categories, anaerobic digestion of Ingeo performs best in one impact category and recycling of PET performs best in one impact category. For most of the scenarios the rating change quite a lot between the different impact categories and it is thus not possible to state an overall rating of the scenarios. However, it seems like recycling of Ingeo and anaerobic digestion of Ingeo performs comparatively well in most cases. Recycling of PET, does also in many cases perform better than other scenarios.

Table 5-2: Rating of scenarios

	PET			Ingeo				
	Incineration	Landfilling	Recycling	Incineration	Landfilling	Recycling	Composting	Anaerobic digestion
Global warming	8	6	1	5	4	3	7	2
Acidification	4	8	2	5	6	1	7	3
Nutrification	3	7	2	8	6	1	5	4
Photochemical ozone formation	7	8	6	4	5	1	3	2
Primary energy	7	8	3	4	5	2	6	1

5.2 Mixed end-of-life scenarios

As the end-of-life treatment is important for the outcome of the results a mixed end-of-life scenario for Holland was constructed. Holland is used as an example as the product at this point in time only is sold on the Dutch market. According to EUROSTAT 26% percent of plastic waste was recycled in Holland 2007 and all in all 92% of the plastic waste was either recycled or incinerated, i.e. 66% was incinerated (EUROSTAT, 2010). We assume that the remaining 8%

¹ Please note that the percentage is calculated as a fraction of the total load, not the overall net result as this in two cases are negative.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

was landfilled. However, recycling does not seem likely for meat trays and thus a scenario where the incineration and landfill rates have been extrapolated to fit with 100%, i.e. 89% incineration and 11% landfilling, has also been modeled. The results are listed in Table 5-3. The lowest impact within the waste scenario and impact category is marked with bold text. The results show that if the Dutch end-of-life treatment mix or the extrapolated mix is applied, the use of Ingeo turns out to have the lowest impact in most impact categories. Only in the impact category nitrification, does PET seem to perform better than Ingeo.

Table 5-3: Results for mixed end-of-life scenarios. The numbers marked with bold text represents the lowest impact within the waste scenario and impact category.

	Dutch EOL mix		No recycling	
	PET	Ingeo	PET	Ingeo
Global warming, fossil only (mPE)	17	14	20	14
Acidification (mPE)	7.5	5.9	8.3	8.3
Nitrification (mPE)	3.7	4.0	4.2	6.3
Photochemical ozone creation (mPE)	5.7	1.1	7.1	1.2
Primary energy (MJ)	1950	1141	2274	1253

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

6 Conclusion and discussion

In this study the lifecycle of PET trays and the life cycle of PLA trays are compared with respect to five environmental impact categories.

The results show that the production of raw materials gives the largest contribution to the environmental impacts, and that the EOL phase is of great importance for the results. The production and transport of the trays are of less importance for the overall results.

Production of the Ingeo raw material has a lower impact than the production of the PET raw material in three out of five impact categories (global warming, photochemical ozone creation and primary energy), while PET raw material production has a lower impact in one category (nitrification). In the last impact category (acidification) the load is very similar.

The impacts from the production phase are larger for the Ingeo tray than for the PET tray, due to production of the Ingeo tray requiring more energy than the production of the PET tray. The impact from the transport phase is larger for the PET tray in three impact categories (acidification, nitrification and photochemical ozone creation), while it is larger for the Ingeo tray in the two remaining impact categories (global warming and primary energy). This difference is due to the differences in modes of transport.

The assumptions on how the tray is treated at the EOL have great influence on the results, as the other life cycle phases do not change. For example, if the trays are incinerated Ingeo has a lower net contribution to global warming than the PET tray, whereas recycling of the tray results in a lower net global warming contribution from the PET tray.

The modeling that considers the Dutch end-of-life treatment mix for plastic, as well as a Dutch mix of incineration and landfilling only, indicates that Ingeo is a better alternative for the Dutch market as it has a lower impact in 4, respectively 3, impact categories.

In many cases the differences between the two material options are small and it is important to remember a number of uncertainties when interpreting the results. These are uncertainties like:

- Inherent data uncertainty:
 - Some data are average technology data, e.g. PET granulate production, while other data are only representative for one specific technology, potentially state of the art
 - There could be a large difference in the number of emissions etc. that are included when using data from the databases compared to using primary data.
- Choice of energy efficiencies, e.g. in the incineration technology. It is well known that the energy aspects are of large importance for the outcome of an LCA, and thus these choices are often vital
- Some of the assumptions made, e.g. in regards to landfilling of the materials, have a large influence on the results. The knowledge on what happens in a landfill during the 100 years following landfilling is very limited.

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

7 Literature

Beigl and Salhofer, 2004: Comparison of ecological effects and costs of communal waste management systems. *Resources, Conservation & Recycling*, 41: 83-102

Christensen, 1998: *Affaldsteknologi*, Teknisk forlag

Christensen, Lund Hansen, Kirkeby, la Cour Jansen, Svård, Toudal, Hulgaard, Rasmussen and Gruvberger, 2003: Basisdokumentation for biogaspotentialiet i organisk dagrenovation, Miljøprojekt Nr. 802 2003, Miljøstyrelsen

DEA, 2010: http://www.ens.dk/da-DK/Info/TalOgKort/Statistik_og_noegletal/Noegletal/Samlet_energiproduktion_forbrug/Sider/Forside.aspx, visited 19-02-2010.

ETC/SCP, 2010: Sustainable projections of municipal waste management and greenhouse gases, European Topic Centre on Sustainable Production and Consumption. To be published in 2010.

EUROSTAT, 2010: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/documents/Packaging_2009_11_26_publication.xls, visited 17-02-2010.

GaBi Databases 2006: PE International GmbH, LBP University of Stuttgart: GaBi 4.0 LCA and DfE Software, 2006, Leinfelden-Echterdingen, PE Europe GmbH

Klauss, 2004: Degradation of Biologically Degradable Packaging Items in Home or Backyard Composting Systems - With a Special Focus on the Pilot Scale Field Test for Compostable Packing in Kassel, Germany, Rhombos-Verlag

Larsen, Vrgoc, Lieberknecht and Christensen 2009a: Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance, *Waste Management & Research*, 27, 7: 652-659

Larsen, Merrild, Møller and Christensen 2009b: Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark), *Waste Management*, DOI: [10.1016/j.wasman.2009.10.021](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.021)

Manfredi et al., 2009: Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste, Manuscript submitted to *Waste Management*

Nielsen and Weidema, 2002: Miljøvurdering af alternative bortskaffelsesveje for bionedbrydelige emballage, Miljøprojekt Nr. 680 2002, Miljøstyrelsen

Niras, 2004: Madaffald fra storkøkkener, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 1 2004, Miljøstyrelsen

Salhofer, Schneider and Obersteiner 2007: The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe. *Waste Management*, 27: 47-57

Schmidt and Strömberg, 2006: Genanvendelse i LCA – systemudvidelse, *Miljønyt* Nr. 81,2006, Miljøstyrelsen

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Solomon, Qin, Manning, Alley, Bernsten, Bindoff, Chen, Chidthaisong, Gregory, Hegerl, Heimann, Hewitson, Hoskins, Joos, Jouzel, Kattsov, Lohmann, Matsuno, Molina, Nicholls, Overpeck, Raga, Ramaswamy, Ren, Rusticucci, Somerville, Stocker, Whetton, Wood and Wratt, 2007: Technical Summary. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, Qin, Manning, Chen, Marquis, Averyt, Tignor and Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Tønning, Mørck Ottosen, Malmgren-Hansen, Petersen and Skovgaard, 1997: Genanvendelse af dagrenovation – miljømæssig og økonomisk vurdering: Hovedrapport, Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 85 1997, Miljøstyrelsen

Vercalsteren, Spirinckx and Vanderrydt, 2008: Analysis of the environmental impact of chemical recycling of PLA post-consumer waste, Comparison with 3 alternative end-of-life treatment technologies, Final report, Study accomplished under the authority of Galactic and NatureWorks, Flemish Institute of Technology (VITO)

Vinks, 2009: Personal comment from Erwin Vinks about spare capacity at the plant October 27th 2009.

Bilag D
Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Appendix A: Results per kg material

PET

Incineration	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	5,71E+00	1,54E+00	4,86E-01	3,53E+00	1,53E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	1,88E-02	-3,25E-03	1,22E-03	1,58E-02	5,02E-03
Nutrication [kg NO3-Equiv.]	1,47E-02	-1,04E-03	1,21E-03	9,72E-03	4,77E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	5,59E-03	-3,50E-05	2,56E-05	5,52E-03	7,60E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	7,06E+01	-1,40E+01	4,93E+00	7,78E+01	1,94E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	1,22E-02	-5,46E-01	6,60E-03	5,49E-01	2,46E-03
Primary energy from non renewable resources [MJ]	7,06E+01	-1,35E+01	4,93E+00	7,72E+01	1,94E+00

Landfilling	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	4,26E+00	8,97E-02	4,86E-01	3,53E+00	1,53E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	2,47E-02	2,66E-03	1,22E-03	1,58E-02	5,02E-03
Nutrication [kg NO3-Equiv.]	2,57E-02	9,96E-03	1,21E-03	9,72E-03	4,77E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	5,66E-03	3,07E-05	2,56E-05	5,52E-03	7,60E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	8,50E+01	3,14E-01	4,93E+00	7,78E+01	1,94E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	5,63E-01	5,46E-03	6,60E-03	5,49E-01	2,46E-03
Primary energy from non renewable resources [MJ]	8,44E+01	3,09E-01	4,93E+00	7,72E+01	1,94E+00

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Recycling	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	1,86E+00	-2,31E+00	4,86E-01	3,53E+00	1,53E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	1,23E-02	-9,80E-03	1,22E-03	1,58E-02	5,02E-03
Nutrification [kg NO3-Equiv.]	8,80E-03	-6,90E-03	1,21E-03	9,72E-03	4,77E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	1,60E-03	-4,02E-03	2,56E-05	5,52E-03	7,60E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	3,27E+01	-5,20E+01	4,93E+00	7,78E+01	1,94E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	5,58E-01	2,72E-04	6,60E-03	5,49E-01	2,46E-03
Primary energy from non renewable resources [MJ]	3,21E+01	-5,20E+01	4,93E+00	7,72E+01	1,94E+00

Ingeo

Incineration	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	3,92E+00	1,22E+00	1,13E+00	1,39E+00	1,87E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	2,09E-02	-1,80E-03	2,81E-03	1,64E-02	3,46E-03
Nutrification [kg NO3-Equiv.]	2,58E-02	4,11E-04	2,80E-03	1,93E-02	3,28E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	1,04E-03	8,97E-05	5,92E-05	8,28E-04	6,38E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	4,16E+01	-1,14E+01	1,14E+01	3,90E+01	2,62E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	3,12E-01	-4,17E-01	1,53E-02	6,64E-01	5,01E-02
Primary energy from non renewable resources [MJ]	4,13E+01	-1,10E+01	1,14E+01	3,83E+01	2,57E+00

Landfilling	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	3,84E+00	1,13E+00	1,13E+00	1,39E+00	1,87E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	2,29E-02	1,78E-04	2,81E-03	1,64E-02	3,46E-03
Nutrification [kg NO3-Equiv.]	2,55E-02	1,54E-04	2,80E-03	1,93E-02	3,28E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	1,15E-03	1,98E-04	5,92E-05	8,28E-04	6,38E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	5,36E+01	5,94E-01	1,14E+01	3,90E+01	2,62E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	7,48E-01	1,85E-02	1,53E-02	6,64E-01	5,01E-02
Primary energy from non renewable resources [MJ]	5,29E+01	5,76E-01	1,14E+01	3,83E+01	2,57E+00

Recycling	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO2-Equiv.]	2,99E+00	2,88E-01	1,13E+00	1,39E+00	1,87E-01
Acidification [kg SO2-Equiv.]	-2,71E-03	-2,54E-02	2,81E-03	1,64E-02	3,46E-03
Nutrification [kg NO3-Equiv.]	-1,06E-02	-3,60E-02	2,80E-03	1,93E-02	3,28E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	6,87E-04	-2,65E-04	5,92E-05	8,28E-04	6,38E-05

Bilag D
Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Ethene-Equiv.]					
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	2,81E+01	-2,49E+01	1,14E+01	3,90E+01	2,62E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	4,49E-01	-2,80E-01	1,53E-02	6,64E-01	5,01E-02
Primary energy from non renewable resources [MJ]	2,77E+01	-2,46E+01	1,14E+01	3,83E+01	2,57E+00

Bilag D

Livscyklusvurdering af plastbakke i PET og PLA

Composting	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO ₂ -Equiv.]	4,56E+00	1,86E+00	1,13E+00	1,39E+00	1,87E-01
Acidification [kg SO ₂ -Equiv.]	2,32E-02	4,76E-04	2,81E-03	1,64E-02	3,46E-03
Nitrification [kg NO ₃ -Equiv.]	2,55E-02	1,44E-04	2,80E-03	1,93E-02	3,28E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	9,56E-04	4,79E-06	5,92E-05	8,28E-04	6,38E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	5,42E+01	1,20E+00	1,14E+01	3,90E+01	2,62E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	8,17E-01	8,76E-02	1,53E-02	6,64E-01	5,01E-02
Primary energy from non renewable resources [MJ]	5,34E+01	1,11E+00	1,14E+01	3,83E+01	2,57E+00

Anaerobic digestion	Total	EOL	Production	Raw material	Transport
Global Warming [kg CO ₂ -Equiv.]	2,42E+00	-2,82E-01	1,13E+00	1,39E+00	1,87E-01
Acidification [kg SO ₂ -Equiv.]	1,44E-02	-8,31E-03	2,81E-03	1,64E-02	3,46E-03
Nitrification [kg NO ₃ -Equiv.]	2,23E-02	-3,09E-03	2,80E-03	1,93E-02	3,28E-03
Photochemical ozone creation [kg Ethene-Equiv.]	8,98E-04	-5,36E-05	5,92E-05	8,28E-04	6,38E-05
Primary energy demand from ren. and non ren. resources [MJ]	2,54E+01	-2,76E+01	1,14E+01	3,90E+01	2,62E+00
Primary energy from renewable raw materials [MJ]	-7,04E-01	-1,43E+00	1,53E-02	6,64E-01	5,01E-02
Primary energy from non renewable resources [MJ]	2,61E+01	-2,62E+01	1,14E+01	3,83E+01	2,57E+00