



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Kortlægning af PVC i Danmark 2018

Miljøprojekt nr. 2049

November 2018

Enkelte rettelser er foretaget i maj 2020.
Meningsforstyrrende fejl på siderne 12, 22 og 71
er angivet ved note.

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Carsten Lassen, Marlies Warming, Simon Graas-
bøl, Linda Høibye og Frans Christensen: COWI
A/S

Gitte Tang Kristensen og Søren Sejer Donau:
Teknologisk Institut

ISBN: 978-87-7038-000-3

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

Må citeres med kildeangivelse.

Forord

Som led i den politiske aftale om en Ny fælles kemiindsats 2018-21 er der afsat i alt 4 mio. kr. til en indsats målrettet PVC. Det fremgår af aftaleteksten, at *"Indsatsen over for skadelige stoffer i PVC skal styrkes, herunder ses på substitution til andre materialetyper. Der vil blive udarbejdet en række konkrete forslag, som vil blive forelagt aftalekredsen i 2018."*

Nærværende undersøgelse skal danne baggrund for den videre planlægning af indsatsen.

Projektet er blevet fulgt af en følgegruppe bestående af:

- Sara Højriis, Miljøstyrelsen
- Flemming Ingerslev, Departementet, Miljø- og Fødevarerministeriet
- Jesper Skovby Jørgensen, Miljøstyrelsen
- Lone Mikkelsen, Det Økologiske Råd
- Ole Grøndahl Hansen, PVC Informationsrådet
- Carsten Lassen, COWI
- Marlies Warming, COWI
- Linda Højbye, COWI

Projektet er gennemført i et samarbejde mellem COWI A/S og Teknologisk Institut i perioden juni 2018 til september 2018.

Indhold

Forord	3
Sammenfatning	6
English Summary	16
1. Introduktion	26
1.1 Baggrund	26
1.2 Formål	27
2. PVC hovedgrupper og additiver	28
2.1 PVC hovedgrupper	28
2.1.1 Hård PVC	29
2.1.2 Blød PVC	34
2.2 Screening af additivens miljø- og sundhedsegenskaber	39
2.2.1 Stabilisatorer	40
2.2.2 Blødgørere	44
2.2.3 Flammehæmmere og røgundertrykkende midler	46
2.2.4 Biocider	47
2.3 Sundheds- og miljøprofil og risikoscreening af udvalgte additiver	49
2.3.1 Stabilisatorer	49
2.3.2 Blødgørere	51
2.3.3 Flammehæmmere	55
2.3.4 Konklusion	59
3. Opgørelse af mængden af PVC i produkter	61
3.1 Hård PVC	62
3.1.1 Internationalt perspektiv	62
3.1.2 Forsyning i Danmark	63
3.2 Blød PVC	66
3.2.1 Internationalt perspektiv	67
3.2.2 Forsyning af afgiftsbelagte produkter med blød PVC	69
3.2.3 Samlet forsyning af blød PVC med produkter	73
3.3 Forsyning af PVC råvarer	76
4. Affaldshåndtering	78
4.1 Hård PVC	78
4.1.1 Affaldsmængder af hård PVC	78
4.1.2 Aktuell håndtering af affald med hård PVC	81
4.2 Blød PVC	83
4.2.1 Affaldsmængder af blød PVC	83
4.3 Situationen i EU	87
4.3.1 Potentielle mængder	87
4.3.2 Mængder genanvendt	88
4.3.3 Metoder til genanvendelse af hård PVC	90
4.4 Metoder til genanvendelse af blød PVC	90

4.4.1	Andre metoder til (forbedret) genanvendelse af blød og hård PVC	93
4.5	Muligheder for øget genanvendelse af PVC	94
4.5.1	Muligheder for øget indsamling og genanvendelse af hård PVC	94
4.5.2	Muligheder for øget indsamling og genanvendelse af blød PVC	95
4.5.3	Muligheder for øget genanvendelse af PVC	95
5.	Sammenligning af potentiel miljøpåvirkning i livsforløbet	97
5.1	Livscyklusfaser i PVC produkters livsforløb og deres potentielle miljøpåvirkninger	97
5.2	Sammenligning med andre, substituerbare materialetyper	99
5.3	Gennemgang af eksisterende sammenlignende LCA studier	100
5.3.1	Vinduer	101
5.3.2	Gulve	102
5.3.3	Tagmaterialer	103
5.3.4	Rør	103
5.3.5	Legetøj	105
5.3.6	Transportsektoren	106
5.3.7	Produkter til hospitalssektoren	106
5.4	Forbrænding af PVC og brande	106
5.4.1	Livscyklusstudier	106
5.4.2	Forbrænding i forbrændingsanlæg	107
5.4.3	Brande	107
6.	Alternativer	110
6.1	Introduktion	110
6.5	Potentiale for substitution af PVC med andre materialer	120
7.	Forkortelser anvendt	122
8.	Referencer	124
Bilag 1.	Produktgrupper – hård PVC	136
Bilag 2.	Produkter omfattet af PVC afgiftsloven	139
Bilag 3.	Forbruget af ftalater i historisk perspektiv	141
Bilag 4.	Beregningsforud-sætninger for beregning af mængder af blød PVC	143
Bilag 5.	Miljøstyrelsens råd til forbrugere vedrørende PVC	151
Bilag 6.	Alternative blødgørere	153

Sammenfatning

Hovedgrupper af PVC

PVC er en forkortelse af polyvinylklorid. I modsætning til de fleste andre plasttyper indeholder PVC klor, som gør materialet meget stærkt, men også følsomt over for nedbrydning. PVC tilsættes derfor stabilisatorer, som stabiliserer plastmaterialet ved opvarmning i forbindelse med produktion af artikler og beskytter mod nedbrydning af materialet under brug. Herved bliver materialet meget modstandsdygtigt, og PVC materialer er kendetegnede ved at have meget lange tekniske levetider. Samtidig er PVC et relativt billigt materiale, og kan som andre termoplasttyper omsmeltes. PVC inddeles traditionelt i to hovedgrupper: Hård PVC og blød PVC. De to grupper adskiller sig først og fremmest ved, at den bløde PVC er gjort fleksibelt ved at tilsætte i gennemsnit 30 % blødgørere. Ofte anvendes begrebet "vinyl" som synonymt for PVC, men der findes også andre plast typer med vinylgrupper uden klor; eksempelvis ethylen/vinylacetat (EVA).

Strategier og handlingsplaner for PVC-området

Den seneste strategi, som har omfattet hele PVC området, er Miljø- og Energiministeriets "Strategi for PVC-området. Statusredegørelse og fremtidige initiativer" fra 1999. I følge strategien var hovedproblemerne med PVC de sundheds- og miljøbelastende additiver og bortskaffelsen af gamle PVC-produkter. Strategien blev udmøntet i en række initiativer:

- Ændring af affaldsbekendtgørelsen, med henblik på at hindre at PVC bortskaffes til affaldsforbrænding
- Afgift på produkter med PVC
- Forbud mod anvendelsen af bly som stabilisator
- Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af ftalater i blød plast
- Offentlige grønne indkøb
- Informationsaktiviteter om alternativer
- Udviklingsprojekter om substitution

Senere statusredegørelser har fokuseret på ftalaterne, hvor Danmark har været særlig aktiv med indførelse af afgifter på PVC og ftalater (som ophæves fra 1. januar 2019), forbud mod visse ftalater (som senere måtte hæves efter krav fra EU) og udarbejdelse af forslag til anvendelsesbegrænsning under REACH af de fire mest problematiske ftalater. Anvendelsesbegrænsningsforlaget har støtte fra de øvrige EU medlemslande og forventes at blive gennemført i efteråret 2018.

Med et forbud mod blystabilisatorer har Danmark gået foran de øvrige EU medlemsstater. Blystabilisatorer er senere blevet udfaset af producenter i EU ved en frivillig aftale og for øjeblikket er et forslag til anvendelsesbegrænsning af blystabilisatorer i PVC under REACH under vurdering.

De vigtigste grupper af additiver og deres miljøprofiler

PVC plast består af PVC-resin tilsat forskellige additiver. Blødgjort PVC kan således bestå af PVC-resin, som udgør ca. halvdelen af plasten, mens den anden halvdel typisk udgøres af en primær og en sekundær blødgørere, en primær-stabilisator, co-stabilisatorer, antioxidant, et fyldstof, pigmenter og evt. et biocid. Der anvendes flere hundrede forskellige additiver til PVC. De anvendte varmestabilisatorer og blødgørere er karakteristiske for PVC og anvendes derfor i

overvejende grad til PVC. En række andre additiver så som flammehæmmere, antioxidant, UV-stabilisatorer, fyldstoffer, pigmenter og biocider anvendes i høj grad også i andre typer af plast eller andre polymer-baserede produkter. Fokus har især været på stabilisatorerne og blødgørerne. Bly- og cadmium stabilisatorer, der tidligere udgjorde hovedparten af stabilisatorerne, er stort set udfaset i dag på EU plan. Begge typer er forbudte i Danmark og det samme er cadmium stabilisatorer i EU, mens blystabilisatorer er ved at blive anvendelsesbegrænset på EU-plan. Primær-stabilisatorerne består i dag af forbindelser baseret på barium, zink, calcium, magnesium, kalium eller organotin. De fleste af stofferne er ikke klassificerede, men nogle af organotin-stabilisatorerne er nu forbudte og andre har problematiske sundhedsegenskaber og er under evaluering under REACH¹. Flere stoffer som anvendes som co-stabilisatorer og UV-stabilisatorer er ligeledes under evaluering.

Inden for gruppen af blødgørere har det primært været ftalaterne der har været i fokus, på grund af en række af stoffernes reproduktionstoksicitet og iboende hormonforstyrrende egenskaber. Stofferne anses derfor som særlig problematiske stoffer, også kendt som SVHC (Substances of Very High Concern), under REACH. Anvendelsen i legetøj og børneartikler er begrænset under REACH, og det forventes, at en mere generel anvendelsesbegrænsning for DEHP, DBP, BBP og DiBP vil træde i kraft inden længe (med en undtagelse for bl.a. medicinske produkter, visse udendørs anvendelser og anvendelser i industri og landbrug). Disse ftalater er primært blevet erstattet af andre ftalater (især DINP og DIDP) og en række ikke-ftalat blødgørere. Af disse alternativer er DINP, DIDP og DNOP forbudt i legetøj og småbørnsartikler, der kan puttes i munden, men stofferne har ikke nogen harmoniseret klassificering. Danmark foreslog i 2017 en klassificering af DINP som reproduktionstoksisk. En sådan klassificering ville kunne initiere en proces under REACH i forhold til udfasning af stoffet, hvis alternativer er tilgængelige, men Udvalget for Risikovurdering under REACH (RAC) har for nylig vurderet, at der ikke er basis for en sådan klassificering. De fleste af ikke-ftalat blødgørerne er ikke klassificerede eller klassificeret som svagt toksiske i vandmiljøet.

En række af stoffer, som kan anvendes som flammehæmmere, primært i kabler og visse produkter af PVC skum, er klassificerede som reproduktionstoksiske eller kræftfremkaldende og er på Kandidatlisten (er SVHC stoffer) eller er under evaluering under REACH.

Forsyning af hård PVC med produkter

Forsyningen af hård PVC i 2017 er opgjort til ca. 40.000 tons. Dette er et fald i forhold til slutningen af 1990'erne, hvor forsyningen var på omkring 65.000 tons/år (se tabel 1). Alle mængdeopgørelser er - med mindre andet er præciseret - mængden af PVC materiale; dvs. den samlede mængde PVC resin og additiver. Hård PVC anvendes først og fremmest i bygge- og anlægssektoren, som repræsenterer over 90 % af den samlede forsyning. De største anvendelsesområder er rør, afløb og fittings, vinduer og døre, kabelbakker og paneler, tagrender og nedløbsrør samt klare tagplader. Ud over disse anvendelser bruges hård PVC til en række mindre anvendelser som eksempelvis kreditkort, grammofonplader, lamper og skum i vindmøllevinger, men listen over mindre anvendelser er lang.

¹ Har været eller er omfattet af Den Løbende Handlingsplan for Fællesskabet (CoRAP).

TABEL 1. Estimeret forsyning af hård PVC i 2017.

Anvendelsesområde	Forsyning i 2017, tons PVC/år *	% af samlet forsyning
Rør, afløb, fittings	18.720	46%
Vinduer og døre	5.688	14%
Kabelbakker og paneler	1.049	2,6%
Tagrender og nedløbsrør **	9.566	24%
Tagplader	4.611	11%
Andre produkter af hård PVC	694	1,7%
I alt	40.327	

* Usikkerheden på tallene er større end indikeret med antal betydende cifre. Usikkerheden kan meget vel være $\pm 30\%$ og større for enkelte produktgrupper

** Forsyningen er estimeret med brug af en beregningsmodel udarbejdet i tidligere undersøgelser. Industrien anser den beregnede mængde med tagrender og nedløbsrør at være urealistisk høj.

Forsyning af blød PVC med produkter

Forsyningen af blød PVC i 2017 er opgjort til ca. 23.000 tons, således at den samlede forsyning af hård og blød PVC produkter opgøres til ca. 63.000 tons (Tabel 2). Produkterne kan opdeles i produkter, som er afgiftsbelagte, hvor forsyningen på ca. 7.500 tons er relativt sikkert bestemt og andre produkter, hvor forsyningen på ca. 15.500 tons er ret usikkert bestemt. For de afgiftsbelagte produkter er forsyningen faldet fra ca. 20.000 tons i år 2000 til ca. 7.500 tons i 2017. Dette fald skyldes primært et fald i forsyningen af PVC kabler, hvor der er set et fald på næsten 10.000 tons, men der er også sket et markant fald i forsyningen af blød PVC i beklædning, tagfolier og kontorartikler. For de ikke-afgiftsbelagte produkter ses et fald for biler, som skyldes, at biler i dag generelt indeholder mindre PVC end tidligere, men for andre produkter er data for usikre til at vurdere, om der er sket væsentlige ændringer siden den seneste detaljerede opgørelse fra 2000/2001. Opgørelsen af ikke-afgiftsbelagt PVC bygger primært på data fra handelsstatistikker og nogle usikre estimater over, hvor meget PVC udgør af de forskellige varepositionsnumre. For biler, medicinsk udstyr og elektriske produkter er opgørelsen ekstrapoleret fra viden om forbruget på EU plan. En mere præcis opgørelse vil kræve en omfattende indsamling af oplysninger om de vigtigste produktgrupper fra markedsaktører og en vurdering af betydningen af nethandel. Blød PVC anvendes lige som hård PVC til en lang række forskellige anvendelser, men bygge- og anlægssektoren repræsenterer i Danmark i dag ikke mere end ca. $\frac{1}{4}$ af den samlede forsyning.

TABEL 2. Estimeret forsyning af blød PVC i 2017.

Anvendelsesområde	Forsyning i 2017 tons PVC/år	% af opgjort forsyning
Afgiftsbelagte produkter:		
Kabler og ledninger	2.299	10%
Gulvbelægning, væg- og loftsbeklædning	1.705	8%
Bløde rør og slanger	1.338	6%
Beklædning	296	1%
Tape	612	3%
Tagfolier, membranfolier, tagplader	180	1%
Presenninger	791	3%
Kontorartikler, dækketøj gardiner	109	0,40%
I alt, afgiftsbelagte	7.330	32%
Ikke- afgiftsbelagte produkter: *		
Biler og andre køretøjer	1.800	8%
Støvler og vaders, sko og såler	580	3%
Emballage	1.471	6%
Legetøj inkl. dukker og dukkedele	324	1%
Svømme- og soppebassiner og lign. udstyr	1.444	6%
Plader, ark, film, mm.	3.280	15%
Varer fremstillet af plastfolier, ikke opgjort andetsteds	2.215	10%
Tasker og kuffertter	500	2%
Medicinske formål, bl.a. katedre, kanyler, blodposer	850	4%
Bestrøget papir og pap	724	3%
Tekstilstof beklædt med PVC	163	1%
Ledninger og andre dele af elektriske og elektroniske artikler	1.800	8%
Møbler	140	1%
Hoppeborge	225	1%
I alt, opgjort, ikke-afgiftsbelagte	15.517	68%
Alt i alt, opgjort	22.847	100%

Bemærk at usikkerheden på estimater for ikke-afgiftsbelagte produkter er betydeligt større end indikeret med antallet af betydende cifre, da værdier generelt kun er afrundet til hele tal. Usikkerheden kan meget vel være $\pm 30\%$, og større for enkelte produktgrupper .

Affaldshåndtering af hård PVC

Idet bygge- og anlægssektoren i dag og tidligere repræsenterede mere end 90% af forsyningen af hård PVC, er det også i bygge- og anlægsaffald at langt hovedparten af den hårde PVC vil findes. Den samlede mængde indsamlet til genanvendelse i 2017 var ca. 5.000 tons. Heraf blev ca. halvdelen indsamlet af WUPPI, som er den danske plastbranches ordning for indsamling og genanvendelse af brugte PVC-produkter fra byggeriet.

På basis af viden om det historisk forbrug og antagelser om levetider når modelberegninger frem til, at der skulle være omkring 30.000 t/år PVC i produkter, der nåede til enden af deres forventede levetid i 2017. Dette tal er noget usikkert specielt grundet antagelserne om levetider. Det anslås, at det muligvis kun er halvdelen af denne mængde (dvs. ca. 15.000 tons), der faktisk vil bortskaffes som affald, fordi eksempelvis kloakrør vil efterlades i jorden. Selv med

denne korrektion er mængden signifikant forskelligt fra de ca. 5.000 ton, som indsamles. Endvidere kan en del af den hårde PVC, som ikke nemt adskilles fra andre bygningsdele ende sammen med murbrokker o. lign., som nogle gange graves ned i forbindelse med nedrivning. Endelig kan en del af den hårde PVC, og i særligt grad den del, der stammer fra andre anvendelser end byggematerialer, ende i blandede affaldsfraktioner, hvorfra det ikke bliver adskilt. En del vil kunne ende i affaldsforbrænding, men det er på det foreliggende grundlag ikke muligt at vurdere, hvor meget det kan dreje sig om.

Grundet levetiden af denne type produkter indeholder den hårde PVC, der indsamles i dag, langt overvejende blystabilisatorer og kan grundet den danske blybekendtgørelse ikke genanvendes i Danmark. Det bliver derfor eksporteret. De 5.000 tons hård PVC/år kan dog ikke findes i eksportstatistikker, som indikerer at mellem 1.000 og 1.500 tons eksporteres årligt. Årsagen til denne forskel vurderes at skyldes, at affald indsamlet fra genbrugsstationer og registreret som PVC-affald til genanvendelse eksporteres som blandet plastaffald, fordi der er en mindre del andre plasttyper i affaldet. Affaldet bliver ifølge genvindingsvirksomheder eksporteret til oparbejdning og genanvendelse i andre EU lande, hvor det bliver brugt til produktion af nye artikler. Blyholdigt PVC bliver bl.a. indarbejdet i artikler, hvor den genanvendte PVC bliver omgivet af et lag PVC uden blystabilisatorer. VinylPlus, som er den europæiske PVC industris bæredygtighedsinitiativ, oplyser, at vinduesrammer kan produceres med op til 70 % genanvendt PVC, samt at hård PVC i profiler og rør kan genvindes mere end 8 gange uden at det påvirker kvalitet eller holdbarhed.

Forslag fra det Europæiske Kemikalieagentur (ECHA) til anvendelsesbegrænsning af blystabilisatorer under REACH indeholder en 15-årig undtagelse for genanvendelse med et blyindhold på op til 1 %. Danmark har i forbindelse med høring af forslaget foreslået en grænseværdi for bly på 0,01 % for alle PVC artikler, herunder også artikler fremstillet af genanvendt PVC.

Affaldshåndtering af blød PVC

Udtjente produkter med blød PVC indsamles ikke i større omfang separat til genanvendelse i Danmark. Dog indsamles i nogen omfang PVC isolering som en 'sekundær' fraktion fra kabler og ledninger, der primært indsamles og oparbejdes for at genanvende indholdet af kobber eller aluminium.

For at undgå dannelse af restprodukter ved affaldsforbrænding er det foreskrevet, at PVC, der ikke genanvendes, skal bortskaffes til deponi. For mange forbrugerprodukter, og fra anvendelser hvor blød PVC anvendes til mindre artikler eller komponenter, vurderes det dog, at en væsentlig del stadig vil blive bortskaffet til affaldsforbrænding, da produkterne antages at ende i affaldsfraktioner, som går til forbrænding. Den samlede mængde blød PVC til bortskaffelse er på basis af viden om det historiske forbrug og antagelser om levetider anslået til ca. 36.000 tons/år; heraf er 13.000 tons indeholdt i produkter, der af forfatterne vurderes primært at bortskaffes til affaldsforbrænding. PVC vurderes at være ansvarlig for mindre end 5 % af de dannede røggasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg. Der er dog stor usikkerhed om de samlede mængder, der bortskaffes til affaldsforbrænding, da der er forskelle mellem kommunerne, hvad angår oplysning til borgerne vedrørende den rette håndtering af PVC produkter, og der ikke findes nogle landsdækkende undersøgelser af den faktiske håndtering af produkterne.

På europæisk plan sker der en vis genanvendelse af blød PVC. Ud over produktionsaffald, som er velegnet til genanvendelse til tilsvarende produkter, er der primært tale om affald fra presenninger o. lign., kabelisolering og i mindre omfang gulvbelægninger og coatede tekstiler. Genanvendelsen vanskeliggøres af, at der anvendes så mange forskellige additiver, så det er

vanskeligt at opnå en kvalitet af materialet som, svarer til kvaliteten af de produkter, der genanvendes. Endvidere er det en udfordring for genanvendelsen af udtjente produkter, at disse i stor udstrækning indeholder DEHP og andre ftalater, som er uønskede, og hvor der er en EU anvendelsesbegrænsning på vej. Blødt PVC genanvendes derfor typisk til nye produkter, som anvendes industrielt og/eller udendørs og derved ikke leder til væsentlig forbrugerkontakt. Der er i høj grad tale om en nedgradering af materialerne (Eng: downcycling).

DEHP er på REACH godkendelseslisten, og det er derfor kun tilladt at oparbejde blødt PVC fra udtjente produkter til nyt salgbar granulat, hvis virksomheden har en sådan godkendelse. Det er der p.t. kun tre virksomheder i EU som har, hvoraf én netop er lukket grundet økonomiske problemer, og en anden ikke vil søge om fornyet godkendelse, når den nuværende udløber i 2019, da markedet for genanvendt blødt PVC granulat med indhold af DEHP er vigende. Det skal nævnes, at blødt PVC med DEHP indhold kan genvindes uden REACH godkendelse, hvis den virksomhed, som genvinder materialet, samtidig producerer nye artikler af den genvundne PVC. Sådanne virksomheder er lovteknisk ikke omfattet af REACH godkendelsesordningen, som fokuserer på stoffer og blandinger.

Der arbejdes i EU også på et anvendelsesbegrænsningsforslag, som vil forbyde DEHP og flere andre ftalater i en række forbrugerprodukter og andre anvendelser, som medfører længe-revarende hudkontakt. Forslaget, som det foreligger nu, indeholder ikke en undtagelse for genanvendelse til disse typer anvendelser.

Der er derfor en række udviklingsprojekter i gang, herunder også et projekt i Danmark, hvor man forsøger at fjerne additiverne, så PVC-resinet kan genanvendes til nye produkter.

Udover bedre separationsmetoder, overvejes der andre metoder, herunder raffinering og forbrænding/forgasning med materiale-opsamling. Ved raffinering nedbrydes PVC-polymeren og kulstofindholdet genvindes til produktion af nye organiske kemikalier, samtidig med at klorindholdet bindes i saltsyre og/eller salte. Sådanne anlæg vil typisk kunne behandle blandet plast, hvoraf hård og blødt PVC ville være en del. Dette omtales af flere aktører, som én mulighed for at nå målene i EU's plaststrategi. Der findes i dag store anlæg i Japan og der forskes i nye anlæg og processer. Et prøveanlæg i Danmark i starten af 00erne, det såkaldte Stignæs-projekt, viste sig hverken teknisk muligt eller økonomisk rentabelt. En anden mulighed, som undersøges, er forbrænding af PVC med energiindvinding, hvor der sker samtidig opsamling af klor som saltsyre og/eller salte.

Sammenligning med andre materialer i et livscyklusperspektiv

Der er gennem tiden foretaget en lang række livscyklusanalyser, der i et livscyklusperspektiv har sammenlignet PVC med andre materialer. Der foreligger en række analyser for eksempelvis vinduer, gulve, tagmaterialer og rør. Generelt er det ikke entydigt, hvad studierne når frem til, hvilket primært skyldes, at antagelserne om levetid, andel genanvendt materiale som inputmateriale, bortskaffelse, mv. er vidt forskellige i studierne. De fleste af undersøgelserne er gennemført på et tidspunkt, hvor metoderne til vurdering af human toksicitet og økotoksicitet, og til at sammenholde disse effekter med andre effektkategorier, ikke har været veludviklet. Da en væsentlig bekymring i relation til PVC er toksiciteten af additiver og risikoen for dannelse af farlige stoffer, eksempelvis ved brand, har de sammenlignende livscyklusvurderinger ikke i tilstrækkelig grad kunnet medregne disse centrale aspekter.

Dannelse af restprodukter ved affaldsforbrænding

Når PVC brænder dannes der saltsyre. I forbindelse med den normale affaldsforbrænding skal den dannede syre neutraliseres med kalk, og derved dannes der røggasrensingsprodukter,

der skal bortskaffes som farligt affald. Derfor skal PVC, som ikke bortskaffes til genanvendelse, bortskaffes til deponi, som betyder at energipotentialet i affaldet ikke kan udnyttes. Der er dog stadig som nævnt ovenfor en del PVC, som bortskaffes til affaldsforbrændingsanlæg i blandede anlæg, men PVC vurderes at være ansvarlig for mindre end 5 % af de dannede røg-gasrensingsprodukter fra affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

Risiko for dannelse af korrosive forbindelser og farlig røg ved brand

Ved brande, som involverer PVC-holdige materialer, dannes saltsyre, som er ansvarlig for en væsentlig del af de sekundære skader i forbindelse med brande. Omend der er nogen usikkerhed omkring vægtningen af fordele og ulemper ved brug af PVC i byggematerialer, er det risikoen for øget dannelse af korrosive gasser, kulilte og sort røg, som er drivkraften bag udviklingen og brugen af halogen-frie² kabler og andre halogen-frie byggematerialer. Nye standarder for kabler, hvad angår brandsikkerhed, indført som en del implementeringen af den europæiske byggevarerforordning, betyder i følge førende producenter af kabler øget interesse for halogenfrie kabler. Siden 2000 er der set et fald i forsyningen af PVC med kabler i Danmark på 81 %.

Dannelsen af dioxiner og andre klorerede organiske forbindelser ved brande har traditionelt også været et punkt for bekymring, men betydningen af dette er ikke velbelyst og de foreliggende undersøgelser tyder ikke på, at dette er en væsentlig problemstilling. Risikoen for dannelse af dioxiner nævnes typisk ikke af producenter af halogen-frie produkter som grund til at bruge disse produkter.

Alternativer til blød PVC med ftalater

De klassificerede ftalater er langt overvejende blevet erstattet af ikke-klassificerede ftalater, hvor DINP og DIDP er de vigtigste. BBP og DBP, som i høj grad har været anvendt som co-blødgører³, er blevet erstattet af såvel andre ftalater som ikke-ftalat alternativer. Der findes en lang række alternativer til ftalater i blød PVC. De har typisk været udviklet til brug i legetøj og småbørnsartikler, der kan puttes i munden, hvor der forbud mod DINP og DIDP, og fødevarer-kontaktmaterialer. Nogle af alternativerne er væsentligt dyrere end ftalaterne, men for de vigtigste ikke-ftalat alternativer til DEHP, DEHT og DINCH, er prisen mere eller mindre den samme som prisen på de ftalater, der anvendes i dag (som er lidt dyrere end de klassificerede ftalater). For BBP og DBP, der mest anvendes som co-blødgører³, er prisen for de billigste ikke-ftalater typisk 5 % højere end prisen for ftalat alternativer.

Der findes en række alternative materialer til blød PVC, og der er en række produkter, som markedsføres som PVC-fri eller halogen-fri. Til legetøj har begrænsningen af brugen af de vigtigste ftalater til legetøj, der kan puttes i munden, betydet, at PVC er blevet erstattet af bl.a. polyethylen-vinylacetat (PEVA)³ eller polyetylen (PE). Alternativerne har generelt en lidt dårligere holdbarhed. I forhold til det tidligere største anvendelsesområde, kabler, er der sket en markant skift til andre materialer som bl.a. omfatter PEX (crosslinked polyetylen), polyetylen (PE) og PP. Produkterne med alternative materialer er typisk omkring 20 % dyrere. Til andre af de væsentligste anvendelsesområder er der alternative materialer til de fleste, men til mange af områderne er materialernes tekniske egenskaber ikke på højde med PVC. Der er ikke foretaget en indgående vurdering af, hvorvidt alternative materialer kan indeholde problematiske additiver.

² Halogener er en gruppe af grundstoffer bestående af chlor, brom, jod, fluor og astat.

³ Tilrettet i maj, 2020

Alternativer til hård PVC

Der findes en række alternativer til PVC baseret på polypropylen og polyethylen til de fleste af de store anvendelsesområder, så som rør til brugsvand og spildevand, kabelrør og drænrør. Priserne for alternativerne er typisk 0-30 % højere end prisen for tilsvarende løsninger af PVC. Ud fra tekniske parametre er løsningerne i det store hele sammenlignelige. Forsyningen af PVC rør er halveret siden 2000, og der er samtidigt sket en markant stigning i forsyningen af stive rør og slanger af andre plasttyper. Til klare tagplader er der alternativer i polycarbonat, hvis pris typisk er 0-70 % højere end tilsvarende løsninger i PVC. Til tagrender er der ikke fundet alternativer baseret på andre plasttyper, men der er en række alternativer baseret på bl.a. zink eller forzinket stål.

Potentiale for at erstatte PVC med andre materialer

PVC anvendes fordi materialet har en række gode tekniske egenskaber, er relativt billigt og nemt at arbejde med. Alternative materialer vil derfor typisk være lidt dyrere end PVC eller/og have tekniske egenskaber, der ikke helt er på højde med PVC. Der findes alternativer for stort set alle større anvendelser af hård PVC og potentialet for erstatning af PVC vil stort set afspejle forsyningsmængderne. For PVC anvendt til kabler, der historisk har været det største anvendelsesområde for blød PVC, er hovedparten af forsyningen af afgiftsbelagte kabler blevet erstattet af alternativer, men der er stadig et forbrug på 2.300 tons/år, hvor PVC kunne erstattes med alternativer. Til store anvendelsesområder af blød PVC som gulvbelægning, væg og loftsbelægning og tagmembraner, er der alternativer baseret på andre plasttyper, men som kun er anvendelige til visse anvendelser. Ellers er alternativerne helt andre materialer, som teknisk og æstetisk er meget anderledes end PVC, og hvor det kan være vanskeligt at sammenligne fordele og ulemper ved en substitution.

Ideer til yderligere aktiviteter

På basis af undersøgelsen er der identificeret en række problemstillinger, som er oplistet i nedenstående tabel.

TABEL 3. Identificerede problemstillinger og mulige aktiviteter

Problemstilling	Mulige aktiviteter
Mere viden om og regulering af additiver	
Med anvendelsesbegrænsning af de klassificerede ftalater og bly- og cadmium stabilisatorer er de mest problematiske additiver blevet udfaset. Men for nogle af organotin-stabilisatorerne er der begrænset viden. Det kan betyde, at selvom stofferne ikke er klassificerede som CMR stoffer, så kan det vise sig relevant at erstatte nogle af disse stoffer med problematiske egenskaber med stoffer, som er mindre problematiske	Opbygge mere viden om de additiver der anvendes i dag, med henblik på at vurdere, om der er basis for yderligere anvendelsesbegrænsninger eller behov for projekter til udvikling af miljø- og sundhedsmæssigt bedre additiver
Forslaget til begrænsning af klassificerede ftalater på EU plan indeholder en lang række undtagelser, f.eks. for produkter til udendørs brug. Det kan betyde, at de klassificerede ftalater stadig vil kunne optræde i affaldsstrømmen, og at der fremover kan være risiko for, at disse stoffer i forbindelse med genanvendelse vil indgå i nye produkter, til forskellige formål.	Opbygge mere viden om forekomsten af klassificerede ftalater på områder, som er undtaget for EU-reglerne for på sigt, at arbejde på EU plan for at indskrænke undtagelserne, hvor det er hensigtsmæssigt.

Problemstilling	Mulige aktiviteter
<p>Den store mængde forskellige additiver som anvendes i PVC gør det meget vanskeligt ved genanvendelse at opnå en kvalitet, der er på højde med jomfruelige materialer, med mindre der er tale om affald af en ensartet kvalitet (typisk produktionsaffald)</p> <p>Det skal bemærkes, at denne problemstilling ikke er specifik for PVC, men er generel i forhold til mange plasttyper.</p>	<p>Udvikle mere viden om, hvorledes det store antal forskellige additiver er begrænsende for at genanvende PVC til kvaliteter, der svarer til kvaliteterne der kan opnås med brug af jomfruelige materialer. Der er i den sammenhæng brug for viden om mulighederne for yderligere at standardisere brug af additiver og viden om mulighederne for brug af mærkningsordninger eller andre metoder, der på sigt sikrer, at der kan etableres flere lukkede materialekredsløb.</p>
Mere viden om forsyningsmængder	
<p>Der er en meget lille del af den bløde PVC der indsamles til genanvendelse. Det er generelt vanskeligt at genanvende blød PVC til nye produkter, dels fordi affaldet indeholder klassificerede ftalater som ikke ønskes genanvendt, dels fordi der er så mange forskellige additiver at det er svært at få et ensartet materiale. Der vil ved genanvendelse derfor typisk være tale om nedgradering (Eng: downcycling)</p> <p>Det vil derfor være hensigtsmæssigt at få adskilt strømme af ny og "gammel" PVC og undersøge mulighederne for at samle større mængder af ensartede kvaliteter.</p> <p>Opgørelser af forsyningsmængder af blød PVC er relativt usikre, så der vil være behov for at undersøge, hvor der kunne være større mængder der kunne indsamles selektivt</p>	<p>Bedre opgørelser af forsyningsmængder af blød PVC for udvalgte varegrupper i samspil med en analyse af, hvor det vil være muligt at indsamle større mængder PVC af en ensartet kvalitet uden uønskede additiver. Dette kan føre frem til at kunne pege på, hvor der vil være et potentiale for øget separat indsamling og genanvendelse.</p>
Forbedret affaldsbehandling	
<p>Der er begrænset viden om, hvor store mængder PVC, der mod reglerne bortskaffes til affaldsforbrænding. For mange produkter ved borgerne ikke, at produktet er af PVC og hvordan det skal bortskaffes.</p> <p>Der synes at være at være stor forskel på hvor meget information kommunerne formidler til borgerne, og hvor stor en indsats der gøres for at sikre at PVC bortskaffes korrekt.</p> <p>Udtjente produkter af både blød og hård PVC indeholder i stort omfang additiver som ikke er tilladte i nye produkter. Hård PVC med bly kan eksporteres til genanvendelse uden for Danmark, men eksport til aktiviteter der ikke er tilladte i Danmark er ikke hensigtsmæssigt.</p> <p>Behovet for dette skal ses i lyset af, at det er estimeret, at der grundet levetiden af PVC produkter, er ophobet ca. 23 gange så meget PVC i samfundet, som der årligt anvendes.</p>	<p>Generelt mere viden om, hvordan det sikres, at udtjente PVC produkter bortskaffes i overensstemmelse med forskrifterne, og hvorledes indsamling og udsortering af PVC til genanvendelse kan øges.</p> <p>Udarbejdelse af fælles retningslinjer og oplysningsmateriale til borgerne, så der sikres en mere ensartet håndtering af PVC på tværs af landet.</p> <p>Tilskynde kommunerne til at etablere bedre indsamlings- og sorteringsløsninger der sikrer effektiv frasortering af PVC fra plastaffald.</p> <p>Videre udvikling af metoder til håndtering af PVC, med additiver som ikke længere ønskes anvendt til produktion af nye produkter. Det kan være metoder til fjernelse af de uønskede additiver eller ved af udnytte kulstofindholdet eller energien i materialerne med pyrolyse eller andre metoder med samtidig genvinding af klor.</p>
<p>Sammenligningen mellem beregnede mængder hård PVC i affald og indsamlede mængder kunne tyde på, at der er en del af den hårde PVC, der ikke selektivt indsamles til genanvendelse. Der er blevet stillet spørgsmål til beregningsforudsætningerne benyttet til beregning af affaldsmængder, men det vil stadig kunne være relevant at se nærmere på, om indsamlingseffektiviteten kunne øges.</p>	<p>Undersøgelse af om genanvendelsen kunne øges gennem mere selektiv nedrivning og gennem bedre udsortering af hård PVC på affaldsstationerne. Dette kunne suppleres af udvikling/optimering af omkostnings-effektive metoder til at adskille udtjent PVC hhv. med og uden bly- og cadmium additiver. Dette kunne medføre at en del af den udtjente PVC (hvor bly- og cadmiumholdigt PVC er sorteret fra) ville kunne genanvendes i Danmark.</p>
<p>PVC, der bortskaffes til deponi, bliver typisk ikke opbevaret i særskilte afdelinger, men bliver blandet med andre typer affald. Dette gør en fremtidig anvendelse af affaldet, når brugbare metoder er udviklet, meget vanskeligt.</p>	<p>Stille krav om at PVC, der deponeres, holdes adskilt fra andet affald, som det eksempelvis er tilfældet med shredderaffald.</p>

Problemstilling	Mulige aktiviteter
Andre aktiviteter	
Eksisterende livscyklusvurderinger når frem til meget forskellige resultater, og mange af studierne er af ældre dato eller er udarbejdet for organisationer med en interesse i et særligt udfald af vurderingerne.	At udvikle realistiske scenarier og antagelser på basis af danske forhold i et samarbejde med de relevante brancheforeninger, som dækker alle materialer, som skal vurderes.
En af drivkræfterne bag udfasning af PVC i kabler og andre byggematerialer er et ønske om at undgå halogenerede byggematerialer. Begrundelsen er, at PVC ved brand giver anledning til udvikling af saltsyre, kullite og måske mere sort røg. Der er dog delte meninger om betydningen af dette, og det ville være hensigtsmæssigt med mere viden og en mere samlet vurdering.	Bedre data, der belyser eventuelle fordele og ulemper i relation til brand ved brug af PVC og andre halogenerede materialer i bygge- og anlægssektoren. Sammenlignende vurderinger, der tager alle forhold i betragtning, og vurderer på de økonomiske og sundhedsmæssige fordele og ulemper.
Selv med en øget oplysningsindsats vil der stadig være en del forbrugerprodukter, som må forventes at blive bortskaffet til affaldsforbrænding	Forsat oplyse forbrugerne om mulighederne for at købe produkter med alternative materialer.
De meget store antal forskellige produkter af blød PVC og den stigende internethandel gør det meget krævende at håndhæve et forbud. Der vil derfor kunne være behov for at påvirke producentlandene til at indføre lignende forbud.	Arbejde internationalt, f.eks. i relation til den internationale kemikaliestrategi SAICEM, med at påvirke de store producentlande især i Asien.

English Summary

Main PVC types

PVC is an abbreviation of polyvinyl chloride. Unlike most other plastic types, PVC contains chlorine, which makes the material strong, but also prone to degradation. PVC therefore has added stabilisers to strengthen the material during heating in the production of articles and protect against degradation of the material during use, thus making the material highly resistant. PVC materials are indeed characterized by long technical lifetimes. At the same time, PVC is a relatively inexpensive material and, like other thermoplastic types, it can be recycled. PVC is traditionally divided into two main types or groups: Rigid and flexible. The two groups differ first and foremost in that flexible PVC contain approximately 30% plasticizer. Often, the term "vinyl" is used as synonymous with PVC, but there are also other plastic types with vinyl groups without chlorine; for example, ethylene / vinyl acetate (EVA).

Strategies and Action Plans for the PVC Area

The latest strategy that covered the entire PVC field was the Environment and Energy Ministry's "Strategy for the PVC Area. Status Report and Future Initiatives" of 1999. According to this strategy, the main problems with PVC were the health and environmental impacts and the disposal of old PVC products. The strategy was implemented through a number of initiatives:

- Changing the Waste Statutory Order in order to prevent PVC from being disposed of via waste incineration
- Levy on PVC products
- Prohibition of the use of lead as a stabiliser
- Action plan to reduce and terminate the use of phthalates in flexible plastic
- Green public procurement
- Information activities regarding alternatives
- Development projects on substitution.

Later status reports focused on the phthalates, whereby Denmark has been particularly active in introducing levies for PVC products and phthalates (repealed from 1 January 2019), banning certain phthalates (later withdrawn according to EU requirements) and preparing proposals for restrictions under REACH of the four most problematic phthalates. The restriction dossier is supported by other EU Member States and is expected to finally be agreed upon in the autumn of 2018.

With a ban on lead stabilisers, Denmark has gone ahead of the other EU Member States. Lead stabilisers have subsequently been phased out by EU producers by a voluntary agreement; currently, a proposal for a REACH restriction of lead stabilisers in PVC is under consideration.

The main groups of additives and their environmental profiles

PVC plastic consists of PVC resin and various additives. Flexible PVC can therefore consist of PVC resin which constitutes approximately half of the plastic, while the other half typically consists of a primary and secondary plasticizer, a primary stabiliser, co-stabilisers, antioxidants, a filler, pigments and, if necessary, a biocide. Several hundred different additives are used in PVC. The applied heat stabilisers and plasticizers are characteristic to PVC and are therefore

used mainly for PVC. The other additives, such as flame retardants, antioxidants, UV stabilisers, fillers, pigments and biocides, are also widely used in other types of plastics or other polymer-based products. Political focus has been on the stabilisers and the plasticizers in particular. Lead and cadmium stabilisers, which previously formed the majority of stabilisers, have largely been phased out at EU level. Both types are banned in Denmark and cadmium stabilisers are restricted in the EU, while lead stabilisers are becoming restricted at EU level. Primary stabilisers currently consist of compounds based on barium, zinc, calcium, magnesium, potassium or organotin. Most of the substances are not classified, but some organotin stabilisers are now restricted and others have problematic health properties and are being evaluated under REACH. Several substances used as co-stabilisers and UV stabilisers are also under evaluation.

For the plasticizers, it has primarily been the phthalates that have been in focus due to the reproductive toxicity and inherent hormone-disrupting properties for some of the substances. The substances are therefore considered to be particularly problematic, also known as SVHC (Substances of Very High Concern) under REACH. Their use in toys and childcare articles is restricted under REACH and it is expected that a more general restriction on DEHP, DBP, BBP and DiBP will enter into force shortly (with the exception of, for example, medical products, certain outdoor applications and applications in industry and agriculture). These phthalates have primarily been replaced by other phthalates (especially DINP and DIDP) and a number of non-phthalate plasticizers. Of these alternatives, DINP, DIDP and DNOP are prohibited in toys and childcare articles that can be put into the mouth, but the substances have no harmonized classification. Denmark proposed a classification of DINP as toxic for reproduction in 2017. Such a classification could initiate a process under REACH leading to phasing out of the substance if alternatives are available, but the Risk Assessment Committee (RAC) has recently concluded that there is no basis for such a classification. Most of the non-phthalate plasticizers are not classified or classified as "low toxic for the aquatic environment".

A number of substances that can be used as flame retardants, mainly in cables and certain PVC foam products, are classified as toxic for reproduction or carcinogenic and are either on the candidate list (SVHC substances) or currently being evaluated under REACH.

Supply of rigid PVC with products

The supply of rigid PVC was estimated at approximately 40,000 tonnes in 2017. This represents a decline compared with the end of the 1990s, where the supply was about 65,000 tonnes / year (see Table 1). All amounts are - unless otherwise specified - the amount of PVC material, i.e. the total amount of PVC resin and additives. Rigid PVC is used primarily in the construction sector, which represents more than 90% of the total supply. The main applications are pipes, drains and fittings, profiles for windows and doors, cable trays and panels, roof gutters and downpipes, as well as clear roofing panels. In addition to these applications, rigid PVC is used for a number of minor applications such as credit cards, long player records, lamps and foam in wind turbine wings. The list of minor applications is long.

TABLE 1. Estimated supply of rigid PVC in products in 2017

Main categories	Supply in 2017, tonnes PVC/year*	% of total supply
Pipes, drains, fittings	18,720	46%
Window and door profiles	5,688	14%
Cable trays and panels	1,049	2.6%
Downpipes and roof gutters**	9,566	24%
Roof sheets and plates	4,611	11%
Other rigid PVC products	694	1.7%
Total	40,327	

* The uncertainty is greater than indicated by the number of significant digits. The uncertainty may quite well be $\pm 30\%$, and even higher for some of the product groups.

** The supply is estimated using a calculation model prepared in previous studies. The industry considers the calculated amount of roof gutters and downpipes to be unrealistically high.

Supply of flexible PVC with products

The supply of flexible PVC in 2017 was estimated at approximately 23,000 tonnes, so that the total supply of rigid and flexible PVC products would be calculated at approximately 63,000 tonnes. The flexible PVC products may be divided into products that are subject to levies, where the estimated supply of approximately 7,500 tonnes is relatively certain and other products, for which the estimated supply of approximately 15,500 tonnes is quite uncertain. For the products subject to a levy, the supply has decreased from approximately 20,000 tonnes in 2000 to approximately 7,500 tonnes in 2017. This decrease is mainly due to a decline in the supply of PVC cables, with a decrease of almost 10,000 tonnes, but there is also a significant decrease in the supply of flexible PVC in clothing, roofing sheets and office supplies. For the non-levied products, there is a decrease for cars, as cars generally contain less PVC than in the past. For other products, data are too uncertain to assess whether significant changes have occurred since the latest detailed inventory from 2000/2001. The estimation of non-levied PVC is primarily based on data from trade statistics and some uncertain estimates of the share of PVC for the different item numbers in the statistics. For cars, medical equipment and electrical products, the inventory is extrapolated from knowledge of consumption at EU level. A more accurate estimation will require a comprehensive collection of information about the main product groups from market players and an assessment of the importance of online trading. Flexible PVC is used for a wide range of applications, as is rigid PVC, but the construction industry in Denmark currently does not represent more than approximately $\frac{1}{4}$ of the total supply.

TABLE 2. Estimated supply of flexible PVC in 2017

Application area	Supply in 2017 tonnes PVC/year	% of estimated supply
Products subject to a levy:		
Cables and wires	2,299	10%
Flooring, wall and ceiling cladding	1,705	8%
Flexible pipes and hoses	1,338	6%
Clothing	296	1%
Tape	612	3%
Roofing foils, membrane sheets, roof plates	180	1%
Tarpaulins	791	3%
Office supplies, tableware, curtains	109	0.40%
Total estimated, levied products	7,330	32%
Non-levied products:		
Cars and other vehicles	1,800	8%
Boots and waders, shoes and soles	580	3%
Packaging	1,471	6%
Toys including dolls and doll parts	324	1%
Swimming and paddling pools and similar equipment	1,444	6%
Sheets, films, etc.	3,280	15%
Articles made of plastic film not elsewhere specified or included	2,215	10%
Bags and suitcases	500	2%
Medical devices, including catheters, needles, blood bags	850	4%
Coated paper and cardboard	724	3%
Textile coated with PVC	163	1%
Wires and other parts of electrical and electronic equipment	1,800	8%
Furniture	140	1%
Bouncy castles	225	1%
Total estimated, non-levied products	15,517	68%
Total estimated	22,847	100%

Note that the uncertainty of estimates for the non-levied products is significantly greater than indicated by the number of significant digits, since values are generally only rounded to whole numbers. The uncertainty may quite well be $\pm 30\%$, and even higher for some of the product groups.

Waste management of rigid PVC

As the construction sector currently represents, as in previous years, more than 90% of the supply of rigid PVC, it is also in construction waste that the vast majority of rigid PVC will be found. The total amount collected for recycling in 2017 was approximately 5,000 tonnes. Approximately half of this amount is collected by WUPPI, which is the Danish plastic industry's scheme for collecting and recycling of used PVC products from construction.

Based on knowledge of historical consumption and assumptions about lifetimes, model calculations suggest that there should be around 30,000 tonnes / year PVC in products that

reached the end of their expected product life in 2017. This figure is somewhat uncertain, especially due to assumptions about lifetimes. It is estimated that it may only be half that amount (i.e. about 15,000 tonnes) that would actually be disposed of as waste, as, for example, sewer pipes might be left in the soil. Even with this correction, the amount is significantly different from the approximately 5,000 tonnes collected. A part of the rigid PVC, which cannot easily be separated from other parts of a building being demolished, might end up with bricks, etc., which are sometimes dug into the soil during demolition. Finally, a portion of the rigid PVC - especially that derived from uses other than construction materials - may end up in mixed waste fractions from which it is not separated. Some may end up in waste incineration, but it is not possible in this current context to assess quantities.

Given the lifetime of these types of products, the rigid PVC that is currently collected contains predominantly lead stabilisers and cannot be recycled in Denmark due to the Danish lead statutory order. This rigid PVC is therefore exported. However, the 5,000 tonnes of rigid PVC / year cannot be identified in export statistics, which indicate that only 1,000-1,500 tonnes PVC are exported annually. The reason for this difference is that waste collected from recycling stations and registered as PVC waste for recycling is exported as mixed plastic waste because there is a small amount of other plastic types in the waste. According to recycling companies, the waste is being exported for reprocessing and recycling in other EU countries where it is used for the production of new articles. Lead PVC would be incorporated into articles where the recycled PVC is surrounded by a layer of PVC without lead stabilisers. VinylPlus, the European PVC industry's sustainability initiative, states that window frames can be produced with up to 70% recycled PVC and that rigid PVC in profiles and tubes can be recycled more than eight times without affecting quality or durability.

A REACH restriction proposal on lead stabilisers from the European Chemicals Agency (ECHA) contains a 15-year derogation for recycling with lead content of up to 1%. During the consultation for this proposal, Denmark proposed a 0.01% lead limit for all PVC articles, including articles made of recycled PVC.

Waste management of flexible PVC

End-of-life products with flexible PVC are not separately collected for recycling to any significant degree in Denmark. However, PVC insulation is to some extent collected as a 'secondary' fraction from cables and wires that are primarily collected and recycled due to the copper or aluminium content.

In order to avoid the formation of residues from waste incineration, it is prescribed that PVC that is not recycled must be disposed of to landfill. However, for many consumer products, and from applications where flexible PVC is used for smaller items or components, it is estimated that a significant part would still be disposed of for waste incineration, as the products are expected to end up in waste fractions that go to incineration. Based on knowledge of historical consumption and assumptions about life expectancy, the total amount of flexible PVC for disposal is estimated at approximately 36,000 tonnes / year; of which 13,000 tonnes are contained in products that the authors believe to be primarily disposed of by waste incineration. PVC is assessed to be responsible for less than 5% of the resulting flue gas purification residues from waste incineration plants. However, there is considerable uncertainty about the total quantities disposed of for waste incineration; there are differences between municipalities as regards information available to citizens regarding the proper handling of PVC products, and furthermore, there are no nationwide studies looking at actual handling of the products.

At the European level, some flexible PVC is recycled. In addition to waste from production (so-called post-industrial waste), suitable for recycling to similar products, this flexible PVC waste consists primarily of tarpaulins (and similar), cable insulation and, to a lesser extent, floor coverings and coated fabrics. Recycling is hampered by the use of many different additives, making it difficult to achieve a quality of the material that corresponds to the quality of the products recycled. Furthermore, it is a challenge for the recycling of end-of-life products (so-called post-consumer waste) because they often contain DEHP and other phthalates used historically, and which today are undesirable. In addition, there is an EU REACH restriction in the pipeline that will apply. Flexible PVC is therefore recycled to new products that are used industrially and / or outdoors, thus not leading to significant consumer contact. Overall the recycling of flexible PVC largely can be considered down-cycling.

DEHP is on the REACH authorisation list (Annex XIV), and therefore, recycling flexible PVC from waste products into new merchantable granules is only allowed if the company has such an authorisation. At the moment, only three EU companies have such an authorisation, one of which has just been closed due to economic problems, and another of which will not apply for renewed approval when the current authorisation expires in 2019, as the market for recycled flexible PVC granules containing DEHP is declining. It should be mentioned that flexible PVC with DEHP content can be recycled without REACH authorisation if the company that recycles the material simultaneously produces new articles from the recycled PVC. Such companies are not technically covered by the REACH authorisation scheme, which focuses on substances and mixtures.

The EU is also working on a restriction that will ban DEHP and several other phthalates in a number of consumer products and other applications that lead to prolonged skin contact. The proposal as it is now does not contain an exception for recycling for these types of applications.

Because of these issues, there are a number of development projects underway, including a project in Denmark, whereby the aim is to attempt to remove the undesired additives so that the PVC resin can be recycled into new products.

In addition to better separation methods, other methods, including feedstock recycling and combustion / gasification with material collection, are being considered. During feedstock recycling, the PVC polymer decomposes and the carbon content is recycled for production of new organic chemicals, while chlorine is bound in hydrochloric acid and / or salts. Such plants would typically be able to process mixed plastics, of which rigid and flexible PVC would be a part. This method is mentioned by several actors as one possible opportunity to achieve some of the goals of the EU's plastic strategy. Today there are large plants in Japan that do this kind of work, and research into new plants and processes is ongoing. A test facility in Denmark in the beginning of the new millennium, the so-called Stignæs project, proved neither technically feasible nor economically viable. Another option being investigated is the incineration of PVC with energy recovery, whereby the chlorine content is simultaneously collected as hydrochloric acid and / or salts.

Comparison with other materials in a life-cycle perspective

Over time, a range of life-cycle assessments have been carried out, which, from a life-cycle perspective, compared PVC with other materials. Of these, there are a number of assessments available for windows, floors, roofing materials and pipes. It is inconclusive what the studies show largely because assumptions about lifetime, share of recycled material such as

input materials, disposal, etc. differ widely between the studies. Most of the studies were carried out at a time when the methods for assessing human toxicity and ecotoxicity, and for cohesion of these effects with other effect categories, were not well developed. As a significant concern in relation to PVC is the toxicity of additives and the risks of formation of hazardous substances by fire retardants; the comparative life-cycle assessments carried out do not adequately address these key aspects.

Formation of residues during waste incineration

When PVC is incinerated, hydrochloric acid is formed. In normal waste incineration plants, the resulting acid must be neutralized with lime, thereby creating flue gas residues to be disposed of as hazardous waste. Therefore, PVC, which is not disposed of by recycling, must be disposed of to landfill. This means that the energy content in the waste cannot be recovered. However, as mentioned above, some PVC is disposed of to waste incineration plants in mixed waste fractions. PVC is assessed to be responsible for less than 5% of the flue gas purification residues generated by waste incineration plants in Denmark.

Risk of corrosive compound formation and hazardous smoke by fire

In the case of fires involving PVC-containing materials, hydrochloric acid is formed which is responsible for a significant part of the secondary damage associated with fires. Although there is some uncertainty about the weighting of the pros and cons of using PVC in building materials, it is the risk of higher formation of corrosive gases, carbon monoxide and black smoke formation which are the driving forces behind the development and use of halogen-free cables and other halogen free building materials. New standards for cables with regard to fire safety, introduced as part of the implementation of the European Building Product Regulation, mean increased interest in halogen-free cables according to leading cable manufacturers. Since 2000, there has been an 81 % decline in the supply of cables with PVC in Denmark.

The formation of dioxins and other chlorinated organic compounds from fires has traditionally also been a concern, but the significance of this issue is not well documented and the available studies do not indicate it as being an important issue. Typically, the risk of dioxins formation is not mentioned by manufacturers of halogen-free products as the reason for using those products.

Alternatives to flexible PVC with phthalates

The classified phthalates have been largely replaced by non-classified phthalates, with DINP and DIDP being the most important. BBP and DBP, which have been widely used as co-plasticizers⁴, have now been replaced by both other phthalates and non-phthalate alternatives. There are many alternatives to phthalates in flexible PVC. They have typically been developed for use in toys and childcare articles that can be put in the mouth, an area where DINP and DIDP are banned, and for food contact materials. Some of the alternatives are significantly more expensive than the phthalates, but for the most important non-phthalate alternatives to DEHP, DEHT and DINCH, the price is similar to the price of the phthalates used today (slightly more expensive than the classified phthalates). For BBP and DBP, mostly used as co-plasticizers⁴, the price of the cheapest non-phthalates is typically 5% higher than the price of phthalate alternatives.

There are a number of alternative materials to flexible PVC and there are a number of products that are marketed as PVC-free or halogen-free. For toys, the limitation on the use of the

⁴ Tilrettet i maj 2020

most important phthalates that can be put in the mouth means that PVC has already been replaced by, *inter alia*, polyethylene vinyl acetate (PEVA)⁴ or polyethylene (PE) to some extent. The alternatives generally have a slightly lower durability. As regards the former major application area, insulation for cables, a significant shift has been made toward other materials such as PEX (crosslinked polyethylenes), polyethylene (PE) and polypropylene (PP). The products made from alternative materials are typically about 20% more expensive. In other important application areas, there are alternative materials for most, but in many areas, the technical properties of the alternative materials are not in line with those of PVC. No thorough assessment has been carried out in the current project as to whether alternative materials may contain problematic additives.

Alternatives to rigid PVC

There are a number of alternatives to rigid PVC that are based on polypropylene and polyethylene for most of the major applications, such as pipes for domestic water and sewage, cable ducts and drain pipes. Prices for the alternatives are typically 0-30% higher than the price for similar PVC solutions. Based on technical parameters, the alternatives are broadly comparable to PVC. The supply of PVC pipes has been reduced by 50% since 2000, and there has also been a marked increase in the supply of rigid pipes and hoses of other types of plastics. For clear roofing panels there are alternatives in polycarbonate, for which the price is typically 0-70% higher than equivalent PVC solutions. For roof gutters, alternative plastic-based materials have not been identified, but there are a number of alternatives based on zinc or galvanized steel for example.

Potential for replacing PVC with other materials

PVC is used because the material has a number of good technical properties, is relatively cheap and easy to work with. Alternative materials are typically slightly more expensive than PVC and/or have technical properties which are not quite equivalent to PVC. There are alternatives for virtually all major applications of rigid PVC; the potential for replacing PVC is largely reflected in the supply volumes. For PVC used for cables that have historically been the largest field of application for flexible PVC, most of the supply of levied cables has been replaced by alternatives, but it remains that there is still consumption of 2,300 tonnes / year where PVC could be substituted with alternatives. For large applications of flexible PVC such as floor coverings, wall and ceiling coatings and roofing membranes, there are alternatives based on other types of plastics, but these are only applicable for certain applications. Otherwise, the alternatives are other materials entirely; technically and aesthetically different from PVC, it can be difficult to compare the pros and cons.

Ideas for further activities

Based on the current survey, a number of possible future activities have been identified that are listed in the table below.

TABLE 3. Identified issues and possible activities

Issues	Possible activities
More knowledge and regulation of additives	
<p>With the restriction of the classified phthalates and lead and cadmium stabilisers, the most problematic additives have been phased out. However, there is still a need for more knowledge about some organotin stabilisers.</p> <p>This may mean that although the substances are not classified as CMR substances, it may prove appropriate to replace some of these substances with problematic properties with substances that are less problematic.</p>	<p>Build more knowledge about the additives currently applied to assess whether there is a basis for further restrictions or the need for projects for the development of additives with better health and environmental properties.</p>
<p>The proposal for restriction of classified phthalates at EU level contains a large number of exceptions, such as for outdoor products. This may mean that the classified phthalates may still occur in the waste stream, and in future there may be a risk that these substances would be recycled into new products for various purposes.</p>	<p>Build more knowledge about the presence of classified phthalates in areas exempted from the EU restriction in order to work at the long term at EU level to limit the exceptions as appropriate.</p>
<p>The large amounts of different additives used in PVC makes it difficult to achieve a recycling quality that is comparable to virgin materials unless the waste stream is of uniform quality (typical for production/post-industrial waste).</p> <p>It should be noted that this problem is not specific to PVC but is an issue for many plastic types.</p>	<p>Develop more knowledge about how the large number of different additives limit recycling of PVC into qualities that correspond to the qualities achieved using virgin materials. In this context, there is a need for knowledge about the possibilities for further standardizing the use of additives and knowledge about the possibilities for using labelling schemes or other methods that eventually ensure that more closed material cycles can be established.</p>
More knowledge about supply quantities	
<p>A small proportion of flexible PVC waste is collected for recycling today. It is generally difficult to recycle flexible PVC into new products, partly because the waste contains problematic classified phthalates, partly because many different additives are applied, making it is difficult to get a uniform waste material stream. As a result, recycling typically consists of down-cycling.</p> <p>It would therefore be preferable to have separate flows of new and "old" PVC and examine the possibilities for collecting large quantities of uniform grades.</p> <p>Estimations of supply quantities of flexible PVC are relatively uncertain, so there is a need to investigate where there could be larger amounts that could be selectively collected.</p>	<p>Better inventories of flexible PVC supply quantities for selected product groups in conjunction with an analysis of where it would be possible to collect large amounts of PVC of a uniform quality without undesirable additives. This may lead to a situation where the potential for increased separate collection and recycling can be identified.</p>
Improved waste treatment	
<p>There is limited knowledge about how much PVC is disposed of via waste incineration. For many products, the consumer would not know that the product is made of PVC and how it should be disposed of.</p> <p>There appears to be major differences between the amount of information different municipalities convey to the consumers and how much effort is being made to ensure that PVC is disposed of correctly.</p>	<p>Generally, more knowledge about how to ensure that end-of-life PVC products are disposed of in accordance with the regulations and how collection and disposal of PVC for recycling can be increased.</p> <p>Develop common guidelines and provide sufficient information to consumers to ensure more consistent handling of PVC across the country.</p> <p>Encourage municipalities to establish improved collection and sorting schemes for PVC.</p>

Issues	Possible activities
<p>End-of-life products of both flexible and rigid PVC contain large amounts of additives that are not allowed in new products. Rigid PVC with lead can be exported for recycling outside Denmark, but export to activities not allowed in Denmark does not seem appropriate.</p> <p>This must be seen in context: because of the life time of PVC products, it is estimated that there is approximately 23 times as much PVC in society as is used annually.</p>	<p>Further development of handling methods for PVC containing additives which are no longer allowed in the production of new products. There may be methods for removing the unwanted additives or to utilise the carbon or energy content in the materials with pyrolysis or other methods with simultaneous recovery of chlorine.</p>
<p>Discrepancies between calculated amounts of rigid PVC in waste and collected amounts could indicate that there is a portion of rigid PVC that is not selectively collected for recycling. Assumptions used to calculate waste volumes have been questioned, but it may still be relevant to look into whether collection efficiency could be increased.</p>	<p>Investigation of whether recycling could be increased through more selective demolition and through improved sorting of rigid PVC at waste stations. These steps could be supplemented by the development / optimization of cost-effective methods of separating end-of-life PVC into fractions with and without lead and cadmium additives, respectively. This could lead to a situation where part of the waste PVC (where lead and cadmium-containing PVC is sorted out) could be recycled in Denmark.</p>
<p>PVC disposed of to landfill is typically not stored in separate compartments but rather mixed with other types of waste, making potential future use of PVC waste - when useful methods have been developed - difficult.</p>	<p>Demand that PVC to be disposed of at landfill is kept separate from other waste, as is the case with shredder waste.</p>
Other activities	
<p>Existing life-cycle assessments reach very different results, and many of the studies are of an earlier date or have been prepared for organizations with an interest in a particular outcome of the assessments.</p>	<p>To develop realistic scenarios and assumptions based on Danish conditions in collaboration with the relevant industry associations covering all materials to be assessed.</p>
<p>One of the driving forces behind phasing out PVC in cables and other building materials is a desire to avoid halogenated building materials. The reason is that PVC, when on fire, gives rise to the development of hydrochloric acid, carbon monoxide and perhaps increases the amount of black smoke. However, there are mixed opinions about the importance of this phenomenon, and it would be appropriate to generate more knowledge and a build a better overall assessment.</p>	<p>Improved data illustrating possible advantages and disadvantages in relation to fire when using PVC and other halogenated materials in the building and construction sector. Comparative assessments that take into account all issues and assess the economic and health benefits and disadvantages.</p>
<p>Even with increased awareness efforts, there would still be some consumer products that would be expected to be disposed of to waste incineration.</p>	<p>Continued information to consumers about the possibilities for purchasing products with alternative materials.</p>
<p>The very large number of different products of flexible PVC and increasing internet trade make it demanding to enforce a restriction on phthalates. Consequently, there may be a need to influence producer countries to introduce similar prohibition.</p>	<p>Work internationally, for example in relation to the international chemical strategy SAICEM, affecting the major producer countries, especially in Asia.</p>

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Som led i den politiske aftale om en Ny fælles kemiindsats 2018-21 er der afsat i alt 4 mio. kr. til en indsats målrettet PVC. Det fremgår af aftaleteksten, at *"Indsatsen over for skadelige stoffer i PVC skal styrkes, herunder ses på substitution til andre materialetyper. Der vil blive udarbejdet en række konkrete forslag, som vil blive forelagt aftalekredsen i 2018."*⁵

Nærværende undersøgelse skal danne baggrund for den videre planlægning af indsatsen.

PVC kom for alvor på dagsordenen i 1990'erne, som resulterede i at Miljø- og Energiministeriet i 1999 udarbejdede en "Strategi for PVC-området. Statusredegørelse og fremtidige initiativer" (Miljø- og Energiministeriet, 1999a). I følge strategien var hovedproblemerne med PVC de sundheds- og miljøbelastende tilsætningsstoffer og bortskaffelsen af gamle PVC-produkter, når de ender i affaldsforbrændingen og deponeres. Strategien blev udmøntet i en række initiativer:

- Ændring af affaldsbekendtgørelsen
- Forslag om afgift på nye produkter
- Forbud mod anvendelsen af bly som stabilisator
- Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af ftalater i blød plast
- Offentlige grønne indkøb
- Informationsaktiviteter om alternativer
- Udviklingsprojekter om substitution af PVC eller additiver

Ændring af affaldsbekendtgørelsen. Som konsekvens af, at der ved affaldsforbrænding dannes store mængder restprodukter, indførtes krav om at PVC, som ikke genanvendes, bortskaffes til deponi.

Forslag om afgift på nye produkter - Blev gennemført med Bekendtgørelse af lov om afgift af polyvinylklorid og ftalater (PVC-afgiftsloven) (Lov nr. 959/1999)⁶. Loven omfattede også udvalgte produkter af hård PVC, men afgiften på hård PVC blev fjernet i 2004 gennem en frivillig aftale med industrien. I forbindelse med denne aftale etableredes en indsamlingsordning for hård PVC, WUPPI-ordningen. Efter ændringen af loven i 2007 har kun udvalgte produkter af blød PVC været omfattet. Et flertal på Christiansborg har i 2017 indgået en aftale om en ny erhvervs- og iværksætterpakke, der medfører en afskaffelse af PVC-afgiftsloven med virkning fra 1. januar 2019.

⁵ Politisk aftale om ny Fælles Kemiindsats 2018-21

http://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/MFVM/Nyheder/Faelles_Kemiaftale_2018-21.pdf

⁶ Gældende version: Bekendtgørelse af lov om afgift af polyvinylklorid og ftalater (pvc-afgiftsloven). LBK Nr. 1110/2017.

Forbud mod anvendelsen af bly som stabilisator - Blev gennemført med Blybekendtgørelsen (Bekendtgørelse Nr. 1012/2000⁷), som med en enkelt undtagelse forbød brug af blystabilisatorer i PVC.

Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af ftalater i blød plast - Handlingsplanen for at reducere og afvikle anvendelsen af ftalater i blød plast fra 1999 indeholdt en lang række initiativer i relation til at udfase disse blødgørere (Miljø- og Energiministeriet, 1999b). Dette har blandt andet resulteret i, at Danmark i samarbejde med den Europæiske Kemikalieagentur (ECHA) har taget initiativ til at forbyde de mest problematiske ftalater på EU plan. Miljøstyrelsens seneste ftalatstrategi er fra 2013 (Miljøstyrelsen, 2013) og i 2015 er der gjort status over denne strategi (Miljøstyrelsen, 2015).

Offentlige grønne indkøb - Har bl.a. resulteret i et indkøbsmål for "Partnerskab for offentlige grønne indkøb" om at alle emballager er PVC- og ftalatifre (Grønne Indkøb, 2013).

Informationsaktiviteter om alternativer - I forlængelse af strategien igangsatte Miljøstyrelsen en række informationsaktiviteter, som blandt andet udmøntede sig i en række gode råd til forbrugerne, som stadig findes på Miljøstyrelsens hjemmeside (se bilag 5). Nærværende undersøgelses resultater skal anvendes til at vurdere, om der er behov for at opdatere nogle af disse råd.

Udviklingsprojekter om substitution - Miljøstyrelsen har de seneste 20 år støttet en lang række projekter vedrørende substitution af ftalater bl.a. gennem MUDP ordningen (Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationprogram).

1.2 Formål

Projektets overordnede formål er:

- At få et overblik over PVC produkter på det danske marked og deres indhold af potentielt skadelige stoffer;
- At få et overblik over den aktuelle bortskaffelse af PVC-holdigt affald;
- At få et overblik over mulighederne for at erstatte PVC additiver eller PVC med alternative additiver eller materialer og de miljø- og sundhedsmæssige såvel som tekniske og økonomiske fordele og ulemper ved substitution;
- At indkredse relevante produktområder, hvor der er potentiale for at erstatte PVC med andre materialetyper.

Resultatet skal kunne anvendes som fagligt fundament for tilrettelæggelsen af PVC indsatsen i den resterende del af aftaleperioden.

⁷ Gældende version. Bekendtgørelse om forbud mod import og salg af produkter, der indeholder bly. Bekendtgørelse Nr. 856/2009.

2. PVC hovedgrupper og additiver

2.1 PVC hovedgrupper

Polyvinylklorid (PVC) er en termoplast og er den tredje mest anvendte plasttype efter polyethylen (PE) og polypropylen (PP) (Plastindustrien, 2017). Som andre termoplast-typer kan PVC genanvendes, idet plasten kan smeltes og omformes til nye produkter.

PVC plast består af en PVC-resin⁸ og forskellige additiver.

Udgangsmaterialerne for PVC-resin er vinylklorid monomer (VCM), som er baseret på råolie/naturgas og klor. Klor er udvundet fra bordsalt (natriumklorid) i en proces, hvor der samtidig produceres natriumhydroxid (kaustisk soda) og brint. PVC-resin fremstilles ved polymerisation af vinylklorid monomeren. PVC-resin indeholder 57 % klor (på vægtbasis). Klorindholdet af PVC plasten vil afhænge af mængden af additiver.

PVC-resin er som udgangspunkt stiv og hornagtig, har ringe varme- og vejrbestandighed og en glasovergangstemperatur på 82 °C (dvs. det er stift ved temperaturer under 82 °C). PVC-resinet er dog foreneligt med et stort antal additiver (f.eks. varmestabilisatorer og blødgørere), som tilsættes for gøre det nemmere at bearbejde PVC'en og øge de potentielle anvendelsesområder. Den største del af råvarerne til produktion af PVC i Danmark importeres som ren PVC-resin, som tilsættes additiver i forbindelse med produktion af PVC produkter (omtales nærmere i afsnit 3.3).

Der findes to typer PVC-resin: S-PVC (suspensions-PVC) og E-PVC (emulsions-PVC), som adskiller sig ved den måde, hvorpå polymeriseringen foregår. Anvendelsesområderne for de to typer resin er lidt forskellige. Da der i relation til de problemstillinger, der behandles i denne rapport, ikke er forskel mellem de to typer, vil de ikke omtales yderligere.

PVC inddeles overordnet i to grupper:

- Hård PVC, som også betegnes stiv PVC (Eng: rigid PVC), og
- blød PVC, som også betegnes fleksibelt PVC (Eng: flexible PVC)

I nogle sammenhænge regnes PVC-plastisolere som en tredje, noget mindre gruppe. Plastisolere fremstilles ved at opvarme materialet i et blødgøringsmiddel. Derved dannes et geléagtigt materiale (en emulsion), som typisk anvendes til at danne tynde film af PVC på overflader. Det færdige PVC materiale vil være en blød type PVC, og vil her henregnes til den bløde PVC.

Såvel hård som blød PVC anvendes i et vist omfang i opskummede kvaliteter.

Vinylklorid anvendes i begrænset omfang i co-polymerer, hvor vinylklorid polymeriseres sammen med andre monomerer som eksempelvis ethylen/vinyl acetat (EVA), hvor der dannes en

⁸ Resin betegnes også "kunstharpiks" og består af den rene polyvinylchlorid uden tilsætning af additiver.

VC/EVA co-polymer, der f.eks. kan anvendes til vinduesrammer. Ligeledes kan PVC til visse anvendelser blandes med andre polymerer til en polymer legering, som eksempelvis TPA termoplastisk tagdækning, hvor PVC er blandet med keton ethylen ether og kloreret polyethylen. Co-polymerer og plast-legeringer vil ikke yderligere omtales i denne kortlægning.

Begrebet "vinyl" anvendes ofte som synonym for PVC, eksempelvis i "vinylgulve", men dette kan virke forvirrende, da der findes vinyl-baserede plasttyper uden klor som eksempelvis ethylen/vinyl acetat (EVA), polyethylen vinyl acetat (PEVA) og polyvinyl butyral (PVB).

2.1.1 Hård PVC

Karakteristika og fysisk/kemiske egenskaber

Hård PVC er er ligesom PVC-resin et hårdt materiale. Forekomsten af klor i resinnet gør plasten meget stærkt, men mindsker samtidigt materialets varmebestandighed. For ikke at nedbrydes ved opvarmning i forbindelse med produktion af artikler og senere ved brug af artiklerne, tilsættes der derfor stabilisatorer (Kirk Othmer, 2017). Disse stabilisatorer beskytter også mod andre former for nedbrydning af materialet, som vil kunne ske, når materialet udsættes for vind og vejr.

De fysisk/kemiske egenskaber af hård PVC fremgår af nedenstående tabel.

TABEL 4. Fysisk/kemiske egenskaber af hård PVC

Fysisk/kemiske egenskaber	Kilde
Glasovergangstemperatur	82 °C Hansen m.fl, 2013
Densitet	1.38 - 1.53 g/cm ³ afhængigt af klorindhold Hansen m.fl, 2013
Fremtræden	PVC-resinen er klar, men ellers er PVC hvid eller andre farver afhængigt af additiver Hansen m.fl, 2013
Kemisk stabilitet og opløselighed	PVC har meget gode barriereegenskaber mod ilt, nitrogen og vand. Kan (delvis) opløses eller svulme i aromatiske kulbrinter, ketoner, klorerede opløsningsmidler og cykliske ætere, men svært opløseligt i andre organiske opløsningsmidler. Hansen m.fl, 2013, 2013; ECVM, 2018
Mekanisk stabilitet	Overordnet stabilt materiale med begrænsede ændringer i molekylær struktur, og derfor også begrænsede ændringer i mekanisk styrke. Langkædede polymerer er dog viskoelastiske materialer og kan deformeres ved kontinuerlig trykpåvirkning. Deformationen er dog meget langsom på grund af begrænset molekylær bevægelse ved almindelig temperaturer. I forhold til andre typer af termoplast har PVC en relativt lav deformationstemperatur (90°C) ECVM, 2018

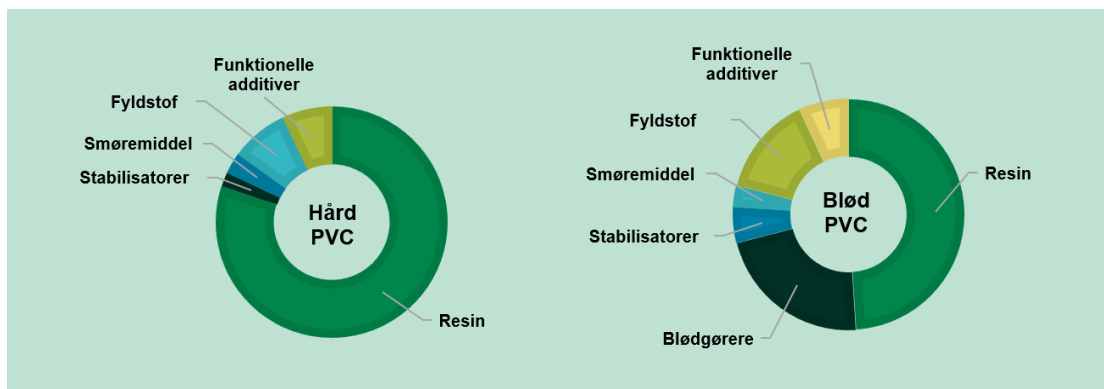
Hovedanvendelser

PVC er den mest anvendte plasttype i byggeriet, og det er også her langt det meste af den hårde PVC anvendes (PVC Informationsrådet, 2017a). De største anvendelsesområder er til rør, vinduer, døre, kabelbakker, tagrender og tagplader, men der anvendes også mange andre produkter af hård PVC-plast (nærmere beskrevet i afsnit 3.1).

PVC bruges for at gøre byggeprodukterne langtidsholdbare, prisbillige, lette, og fordi de kræver et minimum af vedligeholdelse (PVC Informationsrådet, 2017a). Produkternes vurderes at have lange levetider (op til 100 år for rør og 50 år for vinduer), og de kan i princippet genanvendes efter brug med mindre de indeholder additiver, som ikke ønskes i nye produkter (nærmere beskrevet i afsnit 4.1).

Hovedgrupper af additiver og deres funktion

Der er stor forskel på sammensætningen af PVC afhængig af anvendelsen. Overordnet er der væsentlige forskelle på de typiske sammensætninger af henholdsvis hård og blød PVC, som det fremgår af nedenstående figur. Der er generelt tilsat en mindre mængde additiver til den hårde PVC, mens blød PVC typisk vil indeholde mere end 50 % additiver.



FIGUR 2.1. Typiske sammensætninger af hhv. hård og blød PVC (Baseret på Teknor Apex, 2018)

Der anvendes en lang række additiver i PVC og den europæiske brancheforening ECVMs additiv task force (VinylPlus Additives Task Force) arbejder for øjeblikket med at kortlægge sundheds- og miljøegenskaber ved de vigtigste af omkring 200 forskellige additiver, som anvendes.

Der er fra ECVM indhentet oplysninger om typiske sammensætninger af hård PVC, som de produceres og markedsføres i dag. Der er stor variation i sammensætningerne afhængig af de konkrete anvendelser, og hvilke stabilisatorer der anvendes, men organisationen har peget på en række eksempler på sammensætninger. To eksempler på sammensætninger af PVC for henholdsvis vinduesprofiler og rør er vist i de næste to tabeller. Opskrifter på plastmaterialer er oftest angivet som dele per hundrede dele resin (phr), og det er de også i eksemplerne givet i denne rapport.

TABEL 5. Eksempel på sammensætning af PVC vinduesprofiler, som de produceres i dag (Arkema, 2018)

Funktion	Ingrediens	Dele per 100 dele resin (phr) på vægtbasis
Basis resin	PVC-resin	100
Varme stabilisator	Organotin-baseret *	1,1 -1,2 (> 18% tin)
	Ca/Zn eller andre *	3,5-4,0
Smøremiddel, intern	Calcium stearat (kun hvis der anvendes tin stabilisatorer)	1,0-1,5
Smøremiddel, ekstern	Paraffin voks (kun hvis der anvendes tin stabilisatorer)	0,8-1,2
Smøremiddel, ekstern	PE/OPE voks ** (kun hvis der anvendes tin stabilisatorer)	0,0-0,2
Hjælpe middel i forbindelse med smeltning	Hjælpe middel (uspecificeret)	1,1-1,0
Øget slagfasthed (Eng: impact resistance)	Akryl modifikator (AIM)	4,5-6,0
Fyldstof	Calcium karbonat	2,0-18,0
Pigment/UV beskyttelse	Titanium dioxid	3,5-9,5
Farve	Pigment/farvestof	som nødvendigt

* Enten den ene eller den anden stabilisator.

** Polyethylen/oxideret polyethylen voks.

TABEL 6. Eksempler på sammensætning af PVC rør, som de produceres i dag (Uni-Bell, 2015*)

Ingrediens	Dele per 100 dele resin (phr) på vægtbasis		
	Drikkevandsrør	Kloakrør (profiler)	Kloakrør (faste vægge)
PVC-resin	100	100	100
Varmestabilisator (kemi?)	0,69	2,26	0,57
Paraffin voks	1,38	1,65	1,12
Calcium karbonat (fyldstof)	5,51	9,59	17,65
Calcium stearat	0,72	0,70	0,84
Polyethylen voks	0,21	0,22	0,15
Titanium dioxid	0,83	1,03	1,11
Proces hjælpe middel	-	1,13	-
Ændring af slagfasthed (Eng: impact modifier)	-	5,30	-
Pigment	0,23	0,20	0,30
I alt	109,75	122,06	121,74

* Baseret på miljøvaredeklaration udarbejdet af den amerikanske Uni-Bell PVC Pipe Association.

Stabilisatorer. Alle produkter af PVC tilsættes stabilisatorer for at kunne tåle opvarmning under produktion og mere generelt, for at beskytte materialet mod nedbrydning under brug. Stabilisatorerne er typisk baseret på metalforbindinger. Traditionelt har der være anvendt varme-

stabilisatorer baseret på bly-, cadmium- og organotinforbindelser, men bly og cadmium-forbindelser er i dag erstattet af stabilisatorer baseret på hovedsageligt calcium, zink, barium og tin (ECVM, 2018). Stabilisatorerne er ofte kombineret med **co-stabilisatorer**, som kan være polyoler, epoxiderede estere (ECVM, 2018) eller organofosfiter (Kirk Othmer, 2006).

Stabilisatorsystemer består i praksis af en lang række stoffer. Forslag til anvendelsesbegrænsning af blyforbindelser i PVC (ECHA, 2016b) beskriver i afsnit om alternativer bl.a. to calcium-baserede systemer, med og uden zink, som er vist i nedstående tabel. Som det fremgår af tabellen, udgør primærstabilisatorer calcium/zink stearat samlet omkring 40 % af stabilisatorsystemerne, mens 24 % udgøres af zeolit (aluminumsilikater) co-stabilisatorer og 20 % af paraffin voks. Hertil kommer en phenolbaseret antioxidant, polyol og fedtsyre estere.

Primær-stabilisatorerne er angivet typisk at være calcium stearat (fedtsyrer, C16-C18, calcium salte; CAS nr. 85251-71-4) med eller uden zinc stearat (fedtsyrer, C16-C18, zink salte; CAS nr. 91051-01-3). Andre kommercielt tilgængelige metal stabilisatorer er baseret på magnesium stearat (CAS nr. 91031-63-9) og aluminium (ECHA, 2016b).

TABEL 7. Typisk sammensætning på vægtbasis af calcium-baserede stabilisatorsystemer anvendt i EU (ECHA, 2016 baseret på oplysninger fra den europæiske brancheorganisation ESPA)

Komponent	Specifikt navn	Calcium-baseret zink-fri stabilisator	Calcium-zink stabilisator
Stabilisator	Calcium stearat	40,7%	23,7%
	Zink stearat	0,0%	17,0%
	Zeolit co-stabilisator	23,7%	23,7%
	Phenol-baseret antioxidant	1,7%	1,7%
	Polyol	6,8%	6,8%
Smøremiddel	Paraffin voks	20,3%	20,3%
	Fedtsyre estere	6,8%	6,8%
Samlet		100%	100%

Anvendelsen af bly-, og cadmiumstabilisatorer har traditionelt været en af de største bekymringer i relation til brug af hård PVC. Forekomsten af bly og cadmium i PVC affald begrænser aktuelt genanvendelsen af denne type PVC i Danmark som nærmere omtalt i afsnit 4.1.1. Cadmiumstabilisatorer har været brugt i Danmark fra ca. 1965 til 1992, hvor der kom en bekendtgørelse om forbud mod salg, import og fremstilling af cadmiumholdige produkter (Bekendtgørelse Nr. 1199/1992). Cadmiumstabilisatorer har på EU plan siden 2000 været faset ud som led i en frivillig aftale med PVC-industrien. Brug af cadmiumstabilisatorer er i dag forbudte i henhold til Bilag XVII til REACH (indgang 23), men der er undtagelser for genanvendt PVC, som tillader op til 0,1 % for visse anvendelser. Denne anvendelsesbegrænsning er under vurdering af ECHA. Blystabilisatorer blev anvendt i Danmark fra 1950'erne frem til ikrafttræden af bekendtgørelse om forbud mod import og salg af produkter, der indeholder bly (Bekendtgørelse Nr. 1012/2000). Afhængig af de enkelte anvendelser, trådte forbuddet i kraft i perioden december 2001 - december 2003. Det var i følge bekendtgørelsen stadig tilladt at anvende blystabilisatorer i elkabler, der indgår i produkter, frem til den seneste revision af bekendtgørelsen fra 2009 (bekendtgørelse Nr. 856/2009). Der er på EU-plan endnu ingen anvendelsesbegrænsning på brugen af blystabilisatorer, men brugen af blystabilisatorer er stort set udfaset

fra 2015. Medlemmerne af European Stabiliser Producer Association (ESPA), som repræsenterer 95 % af produktionen i Europa, har således frivilligt udfaset bly fra 2015. PVC med blystabilisatorer kan i mange EU lande genanvendes og hård PVC indsamlet i Danmark eksporteres til genanvendelse i andre lande som nærmere omtalt i afsnit 4.1.1. ECHA har i 2016 udarbejdet et forslag til anvendelsesbegrænsning af brugen af blystabilisatorer på EU plan (ECHA, 2016). Forslaget indeholder en 15-årig undtagelse for genanvendt PVC fra en række produkttyper af hård PVC, hvis koncentrationen er under 1 % bly (udtrykt som metal). Det vurderes af ECHA, at dette i praksis betyder, at blyholdig PVC stadig kan genanvendes i den 15 årige periode.

Organotin-stabilisatorer, først og fremmest baseret på dibutyltin (DBT) og i mindre grad dioctyltin (DOT), var i slutningen af 1990'erne almindeligt anvendt i en lang række forbrugerprodukter og byggevarer af hovedsageligt transparent, hård PVC (Lassen m.fl., 1999, Havelund m.fl., 2004). Strategi for PVC-området (Miljø- og Energiministeriet, 1999) konkluderede på basis af en miljøvurdering af brug og bortskaffelse af PVC stabiliseret med organotin-stabilisatorer (Stuer-Lauridsen m.fl., 1999), at der ikke var et grundlag for regulering af området. I forlængelse af en risikovurdering foretaget for Europakommissionen (RPA, 2005) blev der på EU plan i 2010 indført begrænsninger, som betød, at dibutyltin (DBT) og dioctyltin (DOT) stabilisatorer efter 1. januar 2012 ikke længere måtte anvendes med nogle få undtagelser, der nu er fjernet (REACH Bilag XVII, indgang 20). Begrænsningerne gælder også genanvendt PVC. Det må forventes, at disse organotin-stabilisatorer forekommer i PVC affald fra bl.a. klare tagplader. Der er ikke fundet undersøgelser, der beskriver problemer i relation til genanvendelse af PVC med organotinforbindelser. Organotin-stabilisatorer, der i dag anvendes i EU især til transparent PVC, er primært baseret på methyltin, butyltin and octyltin mercaptider og carboxylater.

UV-stabilisatorer. UV-stabilisatorer kan tilsættes for at beskytte materialet mod nedbrydning af sollys, hvor der er særligt behov for beskyttelse ud over den beskyttelse, som ydes af stabilisatorerne nævnt ovenfor. UV-stabilisatorer kan være forskellige stoffer af benzotriazol- og benzophenontypen, som også anvendes til andre materialer (Mikkelsen m.fl., 2015) eller carbon black og titanium dioxid (Kirk-Othmer, 2006).

Smøremiddel. Smøremidler anvendes primært i relation til selve produktionsprocessen. Smøremidler er typisk voks, fedtsyre estere eller calcium stearat (som også fungerer som stabilisator). Der skelnes mellem to typer: Interne og eksterne smøremidler (Eng. Internal and external lubricants). De interne smøremidler er med til at forbedre smelteegenskaberne af PVC'en, mens de eksterne smøremidler er med til at mindske gnidningsmodstanden mellem PVC og metaloverflader på produktionsudstyret.

Pigmenter. PVC er ligesom andre plastmaterialer oftest tilsat pigmenter. Bly- og cadmiumpigmenter anvendtes tidligere i et vist omfang til farvning af plast i lysægte, klare gule og røde farver og blandet med andre farver til at fremstille brune og grønne nuancer. Hård PVC, som typisk er gråt eller jordfarvet har ikke været et typisk anvendelsesområde for bly- og cadmiumpigmenter, og der er ikke fundet information om brug af disse pigmenter i hård PVC eller i affaldsstrømmen af hård PVC.

Hård PVC er ofte tilsat **fyldstoffer**, som er med til at reducere prisen på materialet. Fyldstof er typisk calcium karbonat (kridt) eller lerminerale.

Flammehæmmere og røgundertrykkende midler. PVC er med et indhold af mere end 50 % klor i sig selv brandhæmmende og flammehæmmere er sædvanligvis ikke tilsat hård PVC,

men anvendes i et vist omfang i kabler, som omtalt under blød PVC. Det samme gælder røgendertrykkende midler.

Opkunningsmidler. Til produktion af PVC-skum, eksempelvis til skilteplader, tilsættes opkunningsmidler som eksempelvis kan være azodicarbonamid eller natriumhydrogencarbonat. Stofferne vil omsættes i forbindelse med produktionen og ikke være til stede i de færdige produkter.

TABEL 8. Vigtigste grupper af additiver i hård PVC.

Gruppe af additiv	Funktion	Typisk koncentration i materiale	Eksempler på produktgrupper	Eksempler på stoffer som ikke længere bruges, men kan forekomme i affald	Eksempler på stoffer som anvendes i dag
Stabilisatorer	Beskytter mod nedbrydning ved opvarmning ved produktion (varmestabilisering), men har også mere generel funktion i relation til at hindre nedbrydning af plasten under brug	1-5%	Alle anvendelser	Blyforbindelser (få undtagelser) Cadmium forbindelser Dibutyltin og dioctyltinforbindelser	Calcium/zink forbindelser Andre typer af organotinforbindelser Kalium/zink forbindelser Co-stabilisatorer af polyoler eller epoxiderede estere
Co-stabilisatorer	Øger effekten af stabilisatorer	1-5%	Alle anvendelser	-	Polyoler, epoxiderede estere, organofosfiter, zeolitter (aluminumsilika-ter)
UV-stabilisatorer	Beskytter mod UV nedbrydning under brug (mange af de generelle stabilisatorer har samme effekt)	0.25–1.0%	Nedløbsrør, tagrende, vinduer og lign. anvendelser med udsættelse for sol	Dibutyltin og dioctyltinforbindelser	Diverse stoffer af bl.a. benzotriazol- og benzophenontypen Andre typer af organotinforbindelser
Smøremiddel	Påvirker smelteegenskaberne og mindsker friktion mellem PVC og metal ved produktion	1-2%	De fleste anvendelser	-	Paraffin voks, fedtsyre estere, ethylenvoks
Pigmenter	Farver materialet	0-2%	Alle anvendelser	Blychromater, cadmiumforbindelser (ikke typisk)	Jernforbindelser, titaniumdioxid
Fyldstoffer	Reducerer prisen på materialet	5-15%	De fleste anvendelser	-	Calcium karbonat (kridt) talkum eller lerminerale

2.1.2 Blød PVC

Karakteristika og fysisk/kemiske egenskaber

Blød PVC fremstilles ved at blande PVC-resin med blødgørere, hvorved materialet bliver fleksibelt. PVC-resin blandes med blødgøreren under opvarmning, hvorved resin og blødgørere smelter sammen (engelsk: fuse) og blødgøreren lægger sig populært sagt mellem polymerkæderne, hvorved disse kan bevæge sig i forhold til hinanden og materialet bliver fleksibelt.

Blød PVC anvendes typisk, når der er brug for et fleksibelt og blødt materiale med stor styrke, som ikke revner ved gentagne mekaniske påvirkninger og har stor brandbestandighed (Plastindustrien, 2017).

Materialet kan i forbindelse med opvarmningen formes eksempelvis ved ekstrudering (f.eks. kabler og slanger), sprøjttestøbning (f.eks. legetøj eller fodtøj) eller kalendrering (f.eks. visse typer gulvbelægninger og vægbeklædninger). En særlig proces er knyttet til plastisol, hvor der ved opvarmningen dannes et geléagtigt materiale (en emulsion), som typisk anvendes til at danne tynde film af PVC på overflader (f.eks. på beklædningsgenstande).

De fysisk/kemiske egenskaber for blød PVC er helt afhængig af, hvor meget blødgørere der tilsættes, idet materialet bliver blødere med større tilsætning af blødgørere.

TABEL 9. Fysisk/kemiske egenskaber af blød PVC

Fysisk/kemiske egenskaber		Kilde
Glasovergangstemperatur, T_g	Afhængig af tilsætningen af blødgørere. Med et højt indhold af blødgørere kan Glasovergangstemperatur sænkes ned til $-50\text{ }^\circ\text{C}$	Hansen m.fl, 2013
Densitet	1.15 - 1.35 g/cm ³ afhængigt af klorindhold og indhold af blødgørere.	Plastuddannelse, 2017.
Fremtræden	PVC-resinen klar, men ellers hvid eller andre farver afhængigt af additiver/pigmenter	Hansen m.fl, 2013
Kemisk stabilitet og opløselighed	PVC har meget gode barriereegenskaber mod ilt, nitrogen og vand. Kan (delvis) opløses eller svulme i aromatiske kulbrinter, ketoner, klorerede opløsningsmidler og cykliske ætere, men svært opløseligt i andre organiske opløsningsmidler. Er i relation til kemisk stabilitet sammenligneligt med andre termoplasttyper	Hansen m.fl, 2013, 2013; ECVN, 2018
Mekanisk stabilitet	Trækstyrke (eng: tensile strength) og elasticitet (eng: elongation) afhænger af den tilsatte mængde blødgørere: I forhold til andre typer af termoplast har PVC en relativt lav deformationstemperatur (90°C)	ECVN, 2018; Plastuddannelse, 2017.

Hovedanvendelser

Blød PVC anvendes til en lang række anvendelser. De største anvendelsesområder er plastisolering på kabler og ledninger, gulvbelægning, væg- loftsbeklædning, tagfolier, bløde rør og slanger, PVC folier i ringbind o.lign., medicinsk udstyr, presenninger, tape, PVC-belagt beklædning, kunstlæder, badebassiner og andet oppusteligt legetøj, men listen over anvendelser af blød PVC er meget lang.

Hovedgrupper af additiver og deres funktion

Blød PVC består af PVC-resin og en lang række forskellige additiver, som giver den bløde PVC særlige egenskaber og sammensætningen af additiver er afhængig af anvendelsen af materialet. Eksempler på sammensætninger af blød PVC er vist i nedenstående tabel.

TABEL 10. Eksempler på sammensætning af blød PVC.

Ingrediens	Dele per 100 dele resin (phr)		
	"Typisk" (anvendelse ikke specificeret) *	Kabel-isolering **	Fødevarekontaktmaterialer og medicinske anvendelser***
PVC-resin	100	100	100
Primær blødgører	18-70	20-50 (DEHP, DINP el. DIDP)	16 (di-(2-ethylhexyl adipat, DEHA)
Sekundær blødgører	3-5		
Stabilisator	1-10	5 (Ca/Zn eller Ba/Zn)	0,2 Zink stearat
Co-stabilisator		5 (Epoxideret sojabønneolie, ESO)	10 (Epoxideret sojabønneolie, ESO)
Antioxidant		1	0,7 (Dilauryl 3,3'-thiodipropionat) 0,1 Butyleret hydroxytoluen (BHT)
Fyldstof	10-50	40-75 (calcium karbonat)	-
Flammehæmmere	2-15	3 (Antimon trioxid)	-
Pigment	Andre additiver (som nødvendigt): UV-stabilisator, smøremiddel, pigment, biocider, anti-statiske midler, og mere.	3 Titanium dioxid	-
Smøremiddel		-	0,2 Wax E
Antidugmiddel **** (Eng: antifogging agent)		-	4 (ethoxileret nonylphenol)

* Kilde: DiMaio, 2009.

** Kilde: ChemCeed, 2018.

*** Kilde: Wypych,(2004).

**** Middel som begrænser dannelse af dug på overfladen af materialet

Blødgørere. Blødgørere tilsættes for at opnå særlige egenskaber af det færdige blødgjorte materiale og særlige egenskaber i forbindelse med forarbejdning. Der anvendes ofte en kombination af flere blødgørere. Hovedparten af blød PVC er blødgjort med ftalater, hvor der overordnet skelnes mellem de højmolekylære og de lavmolekylære ftalater. Højmolekylære ftalater er ofte defineret som ftalater, hvor alkylkæden består af 7 eller flere kulstof-atomer, og omfatter bl.a. ftalaterne DINP, DIDP, DPHP, DIUP, DTDP (Miljøstyrelsen, 2013). Lavmolekylære ftalater defineres ofte som ftalater, hvor alkylkæden består af 3 til 6 kulstofatomer og omfatter bl.a. DEHP, DBP, DIBP, BBP. Samlet er der registreret omkring 25 ftalater under REACH, heraf udgør ovennævnte de vigtigste.

De lavmolekylære ftalater DEHP, DBP, BBP og DiBP er klassificerede som reproduktionsskadelige og DEHP, DBP og BBP må ikke anvendes i legetøj og småbørnsartikler (REACH Bilag XVII, indgang 51). Til andre anvendelser skal producenterne i dag ansøge om godkendelse

(Eng.: authorisation) under REACH. De fire stoffer er under vurdering til yderligere anvendelsesbegrænsning under REACH (Annex XVII)⁹ og bruges kun i meget lille omfang til produktion i EU i dag. Traditionelt har DEHP været den vigtigste primær-blødgører, mens BBP, DBP and DiBP (og andre, mindre brugte ftalater) typisk har været anvendt som sekundære blødgørere i lavere koncentrationer. Der er dog også eksempler på at DBP og DiBP anvendes som primære blødgørere, som bl.a. demonstreret i nogle af Miljøstyrelsens forbrugerprojekter. Kravet om REACH godkendelse gælder også genanvendelse af blød PVC. Se dog afsnit 4.3, som beskriver, at genanvendelse under visse omstændigheder ikke er omfattet af dette krav om REACH godkendelse.

De højmolekylære ftalater er ikke klassificerede som reproduktionstoksiske. DINP er for nylig blevet vurderet af komiteen for risikovurdering under REACH (RAC), der når frem til, at der ikke er behov for at stoffet klassificeres som reproduktionstoksisk (RAC, 2018). DINP, DIDP og DNOP er dog i REACH-forordningen (Bilag XVII, indgang 52) omfattet af et forbud i legetøj og småbørnsartikler, som kan puttes i munden. De tre stoffer anvendes typisk som primære blødgørere, enten alene eller i kombination med andre blødgørere, og har altovervejende erstattet den tidligere anvendelse af DEHP. Dette beskrives nærmere i afsnit 2.3.

Ud over ftalaterne (betegnelsen anvendes normalt kun om *ortho*-ftalater) anvendes der en lang række alternative blødgørere, hvoraf de vigtigste omfatter DINCH (gruppe: cyklohexanoater), DEHT (*tere*-ftalater), ASE (sulfonater), ATBC (citrater) og DINA (alifatiske dibasiske estere) (Maag m.fl, 2010). Som det fremgår af opgørelserne af forsyningen af afgiftsbelagt PVC i afsnit 3.2.2 udgør andelen af blød PVC, som er blødgjort med andre blødgørere end ftalater, samlet 37 % af forsyningen i 2017.

Stabilisatorer. Som nævnt ovenfor vil alle produkter af PVC tilsættes **stabilisatorer** for at kunne tåle opvarmning under produktion og for mere generelt at beskytte materialet mod nedbrydning under brug. Stabilisatorerne er typisk baseret på metalforbindelser. I følge massestrømsanalyse for bly fra 1996 blev blystabilisatorer ikke anvendt i dansk produktion af blød PVC (Lassen m.fl, 1996), men det er ikke klart, hvilke stabilisatorer der i stedet blev anvendt, og i hvilken grad blystabilisatorer indgik i importerede produkter. Bly- og cadmium-forbindelser er under alle omstændigheder i dag erstattet af andre stabilisatorer i PVC produceret i EU (ECVM, 2018). Organotin-stabilisatorer har typisk ikke været anvendt til blød PVC, men en kortlægning fra 1997 angiver at organotin-stabilisatorer i Danmark blev anvendt til produktion af presenninger (Lassen m.fl, 1997). I følge DiMaio (2010) er de vigtigste primærstabilisatorer til blød PVC baseret på barium, calcium, kalium og magnesium og zink salte.

Co-stabilisatorer. Stabilisatorerne er ofte kombineret med co-stabilisatorer, som eksempelvis kan være baseret på organofosfit eller epoxideret sojabønneolie, ESO (DiMaio, 2010). En type af co-stabilisatorer er **antioxidanter**, som beskytter materialet mod nedbrydning ved oxidation og er på den måde også en type stabilisator. Antioxidanter er typisk phenolderivater som eksempelvis octadecyl-3-(3,5-di-tert.butyl-4-hydroxyphenyl)-propionate (Titow, 2012). Andre eksempler på antioxidant er dilauryl 3,3'-thiodipropionat og butyleret hydroxytoluen (BHT). Der anvendes mange forskellige typer af co-stabilisatorer.

⁹ Restriktionsforslag (Annex XV dossier) udarbejdet af ECHA og Danmark i fællesskab (ECHA, 2016a).

UV-stabilisatorer. UV-stabilisatorer tilsættes for at beskytte materialet mod nedbrydning ved sollys, ved anvendelser hvor der er særligt behov for beskyttelse ud over den som ydes af stabilisatorerne nævnt ovenfor. UV-stabilisatorer kan være forskellige stoffer af benzotriazol- og benzophenontypen, som også anvendes til andre materialer (Mikkelsen m.fl., 2015)

Biocider. Biocider kan være tilsat blød PVC for at forhindre, at mikroorganismer angriber blødgøreren. De anvendes typisk til produkter, som anvendes under fugtige forhold. I følge en kortlægning af biocider i Danmark i 1999 blev biocidet 10,10-oxybis-10H-phenoxarsine (OBPA) anvendt i samlet set 2.000-3.000 tons blød PVC; primært i tagmembraner, gulvbelægninger (kun en mindre del af gulvbelægningerne), presenninger, badeværelsesforhæng og telte (Lassen m.fl., 2001). OBPA sælges stadig af førende producenter af biocider på verdensmarkedet, men er ikke godkendt som biocid i EU eller omfattet af vurderingsprogrammet under Biocidforordningen, og må derfor ikke anvendes til produktion af blød PVC i EU eller indgå i importerede artikler.

Pigmenter. PVC er ligesom andre plastmaterialer sædvanligvis tilsat pigmenter. Bly- og cadmiumpigmenter anvendtes tidligere i et vist omfang til farvning af plast i lysægte, klare gule og røde farver og blandet med andre farver til at fremstille brune og grønne nuancer. Blød PVC, som ofte er i klare røde og gule farver kan udmærket godt have været et typisk anvendelsesområde for bly- og cadmiumpigmenter, men der er ikke fundet information om brug af disse pigmenter i blød PVC.

Flammehæmmere. Indholdet af klor i ren PVC gør polymeren tilstrækkeligt selvslukkende til de fleste anvendelser. Miljøstyrelsen (1999a) nævner at klorparaffiner ikke anvendes som brandhæmmer i PVC-produkter produceret i Danmark, men at importerede kabler kan indeholde klorparaffiner. Schmidt (2006) nævner, at der ved visse anvendelser, f.eks. i fly, stilles meget strenge krav til brandsikkerhed og fravær af røgdudvikling, og det kan derfor være nødvendigt at tilsætte ekstra flammehæmmer. Blødgjort PVC er selvslukkende, hvis der er anvendt fosforsyreester som blødgørere, men hvis der er anvendt ftalater eller adipater som blødgørere, kan det være nødvendigt at tilsætte flammehæmmer, f.eks. i form af 10 % tricresylphosphat og eventuelt også antimon trioxid (Schmidt, 2006). Der markedsføres en lang række fosforforbindelser som flammehæmmere, hvor det angives af producenterne, at de også kan anvendes til blød PVC (Lassen m.fl., 2016). Flere af forbindelserne, så som tricresylfosfat og cresyl diphenyl fosfat, er ikke registrerede under REACH, og er derfor ikke videre undersøgt. Mange af fosforforbindelserne fungerer også som blødgørere.

Røgundertrykkende midler (som også har en flammehæmmende funktion) anvendes til visse typer af kabler og ledninger. Der anvendes typisk uorganiske forbindelser så som zink molybdat, calcium molybdat, magnesium hydroxid eller aluminum trihydrat.

Fyldstoffer. Blød PVC vil ofte være tilsat fyldstoffer (eng: fillers). En kortlægning af forbruget af PVC i Danmark i 1994/95 angiver, at der anvendtes 1.000 tons fyldstoffer i blød PVC til kabler produceret i Danmark (DTI Miljøteknik, 1996). Et typisk fyldstof er CaCO₃ (kalk), men det kan også være brandhæmmere/røgundertrykkende midler som nævnes ovenfor. I relation til miljø- og sundhed må de betragtes som uproblematisk.

Opskumningsmidler. Til produktion af PVC-skum, eksempelvis til skosåler, tilsættes opskumningsmidler som eksempelvis kan være azodicarbonamid eller natriumhydrogencarbonat. Stofferne vil omsættes i forbindelse med produktionen og ikke være til stede i de færdige produkter.

Genanvendelse. Blød PVC er i princippet velegnet til genanvendelse, men det varierende og høje indhold af additiver giver en række udfordringer som nærmere belyses i kapitel 4.

TABEL 11. Vigtigste grupper af additiver i blød PVC.

Gruppe af additiv	Funktion	Typisk koncentration i materiale	Eksempler på produktgrupper	Eksempler på stoffer som ikke længere bruges, men kan forekomme i affald	Eksempler på stoffer som anvendes i dag
Stabilisatorer	Beskytter mod nedbrydning ved opvarmning ved produktion (varmestabilisering), men har også mere generel funktion i relation til at hindre nedbrydning af plasten under brug	1-5%	Alle anvendelser	Blyforbindelser (få undtagelser) Cadmium forbindelser	Calcium/zink forbindelser Andre typer af organotinforbindelser Kalium/zink forbindelser
Co-stabilisatorer, herunder antioxidant	Øger effekten af stabilisatorer	0-10%	Alle anvendelser	-	Polyoler eller epoxiderede estere
UV-stabilisatorer	Beskytter mod UV nedbrydning under brug (mange af de generelle stabilisatorer har samme effekt)	0,25–1.0%	Tagmembraner	-	Diverse stoffer af bl.a. benzotriazol- og benzophenontypen
Flammehæmmere / røgundertrykkende midler	Mindsker dannelsen af røg i forbindelse med brand	3-10%	Kabler og ledninger, skumisolering	-	Zink molybdat / magnesium hydroxid complex Aluminum trihydrat Organofosfor forbindelser
Fyldstoffer	Reducerer prisen på materialet	5-15%	Kabler og ledninger, gulvbelægninger	-	Calcium karbonat (kridt) talkum eller lerminerale
Biocider	Beskytter blødgørere mod nedbrydning af mikroorganismer	0,04-0,05% (OBPA) 0,04-0,08 (DOIT)	Anvendelser hvor produktet kan blive fugtigt: tagmembraner, gulvmaterialer, badeværel-sesforhæng, mm	OBPA (10,10-oxybis-10H-phenoxarsin)	4,5-Dikloro-2-octyl-4-isothiazolin-3-one (DOIT) 2-Octyl-2H-isothiazol-3-one (OIT)
Pigmenter	Farver materialet	0-2%	Alle anvendelser, bortset fra klare film	Blychromater, cadmiumforbindelser	Jernforbindelser, titaniumdioxid, mange forskellige organiske pigmenter

2.2 Screening af additivs miljø- og sundhedsegenskaber

I nedenstående afsnit angives for udvalgte stoffer fra hver af de vigtigste grupper af additiver en screening af en række parametre, som kan indikere om der er væsentlige sundheds- og/eller miljøaspekter ved stofferne. Tabellerne omfatter:

- Klassifikation som angivet i C&L-fortegnelsen på ECHAs hjemmeside. Hvis der er en harmoniseret klassifikation, dvs. stoffet indgår i bilag til CLP Forordningen, er denne klassifikation angivet med et "CLP". For stoffer uden harmoniseret klassifikation angives klassifikationen, som fremgår af industriens fælles registrering (joint entry) i C&L-fortegnelsen. Hvis der ikke er angivet klassifikation fra den fælles registrering, angives den registrering, som repræsenterer flest virksomheder. Hvis stofferne er vurderet ikke at skulle klassificeres, er de angivet som "Not Classified" i overensstemmelse

med notationen i C&L-fortegnelsen. Hvis de ikke indgår i C&L-fortegnelsen er dette angivet.

- Det angives, om stofferne er registreret som Substances of Very High Concern (SVHC) under REACH, dvs. om de er på Kandidatlisten under REACH.
- Det angives, om stofferne er på Den Løbende Handlingsplan for Fællesskabet (CoRAP) under REACH.
- Det angives, om stofferne indgår i produktgrupper på Miljøstyrelsens Liste over Uønskede Stoffer, LOUS (Miljøstyrelsen, 2009).
- Det angives om stofferne er reguleret i Danmark enten via specifik dansk lovgivning (f.eks. via bekendtgørelser) eller af generel EU lovgivning (typisk gennem forordninger).

2.2.1 Stabilisatorer

Det har for nogle typer af stabilisatorer vist sig meget vanskeligt at få oplysninger om kemisk navn og CAS-numre fra litteraturen eller producenternes eller leverandørers hjemmesider, idet den præcise sammensætning af stabilisatorer ikke er offentligt tilgængelig. Der er rettet henvendelse til europæiske brancheorganisationer, som har bidraget med oplysninger om nogle af stabilisatorerne, men for gruppen af blandede flydende metal stabilisatorer er de kun opnået begrænset information.

Forbruget af stabilisatorer i EU i 2014 fordelte sig med 14.000 tons bly-baserede, 92.000 tons calcium-baserede, 13.000 tons flydende blandet metal¹⁰ (Ba, Zn, Ca, Mg or K carboxylater) og 11.000 tons baseret på organotinforbindelser (ECHA, 2016b). Det fremgår ikke, om disse mængder repræsenterer den samlede vægt af stabilisator-systemerne eller kun primær-stabilisatorerne.

Bly-stabilisatorer. Stofferne er klassificerede reproduktionstoksiske og anvendelsesbegrænsning er under udarbejdelse på EU plan. Stoffernes miljø- og sundhedsegenskaber, som er velbeskrevne, vil derfor ikke blive beskrevet yderligere her.

Cadmium-stabilisatorer. Ligeledes vil cadmium-stabilisatorer ikke beskrives yderligere, da de har været reguleret i mange år.

Organotin-stabilisatorer. Stabilisatorer baseret på dibutyltin- og dioctyltin-forbindelser er i dag forbudte at anvende som stabilisatorer til PVC. I følge producenteres hjemmesider er organotin-stabilisatorer, der anvendes i dag, baseret på methyltin, dimethyltin, butyltin og octyltin mercaptider og carboxylater. Ingen af producenterne, som er medlemmer af den europæiske brancheorganisation (ESPA, European Stabiliser Producers Association), angiver præcise kemiske navne og CAS-numre på deres hjemmesider eller stiller sikkerhedsdatablade med disse oplysninger til rådighed. De nævnte stoffer i tabellen er eksempler angivet i en dansk massestrømsanalyse for organotinforbindelser (Lassen m.fl., 1997), samt søgninger i ECHAs registreringsdatabase efter relevante stoffer, eller efter stoffer som er fundet ved brede internet-søgninger. Stoffer fundet ved brede søgninger er kun med i tabellen, hvis de er registreret under REACH til anvendelse i PVC eller mere bredt anvendelse i plastmaterialer. Dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetat og octyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetat) er begge registreret i mængder i intervallet 1.000-10.000 t/år, og formodes at være de væsentligste organotin-stabilisatorer i dag.

Flere af stofferne, også de som der ikke er anvendelsesbegrænsning for, er klassificeret reproduktionstoksiske og denne gruppe af stoffer vil derfor behandles yderligere i afsnit 2.3.

¹⁰ Liquid mixed metal (LMM)

De faste calcium/zink systemer er ofte baseret på fedtsyrer med kæder på 16 C-atomer (stearinsyre) eller 12 C-atomer (laurinsyre), mens flydende blandede metal stabilisatorer er baseret på fedtsyrer med kortere kæder (Nwaogu m.fl., 2007).

Stofferne er registreret som blandinger af metalsalte af fedtsyrer med et interval af kædelængder. I følge ECHA vil de mest almindelige stabilisatorer være calcium stearat (registreret som fedtsyrer, C16-C18, calcium salte) og zink stearat (registreret som fedtsyrer, C16-C18, zink salte. Mens zink stearat er registreret med en samlet import og produktion på 10.000+ t/år er calcium stearat registreret med en mængde på kun 10 - 100 t/år, hvilket indikerer, at dette ikke det CAS nummer, som hovedparten af calcium stabilisatorerne er registreret under. Der er registreret en række næsten ens stoffer med forskellige intervaller af kædelængder, som anvendes i produktion af polymerer, men det er ikke specifikt angivet, om de anvendes til PVC. I nedenstående Tabel 12 er angivet klassificering for eksempler af CAS-numre, for hvilke der er specifikt information om, at de anvendes i PVC. Produkterne er typisk ikke klassificeret, og det formodes også at være tilfældet for blandinger af tilsvarende kædelængder.

Blandede flydende metal stabilisatorer. Der er ikke fundet konkrete CAS-numre for blandede flydende metal stabilisatorer. I følge ESPA (2018) er disse stabilisatorer baseret på blandinger af barium, zink, calcium, magnesium og kalium carboxylater og de kræver tilførsel af co-stabilisatorer, antioxidanter og organo-phosphiter for at fungere optimalt. I følge (Nwaogu m.fl., 2007) er det typisk salte af 2-ethylhexanoic acid, neodecanioc acid and og andre kortkædede fedtsyrer og aromatiske syrer som benzoesyre og tert-butylbenzoesyre (ESPA & ERPA, 2007). En gruppe af specialiserede flydende stabilisatorer er kalium/zinc stabilisator som anvendes i systemer med opskumning. Typisk metal koncentration i blandede flydende metal stabilisatorer er (Nwaogu m.fl., 2007):

- Barium/zink systemer: Ba (7-12 %) / Zn (1-3 %)
- Calcium/zinc systems: Ca (1-2 %) / Zn (1-2 %).

Et enkelt stof fundet ved søgning i ECHAs registreringsdatabase er 2-ethylhexanoic acid, zinc salt, basic (CAS nr. 85203-81-2), som angives at anvendes til produktion af polymerer.

Organofosfiter. Der markedsføres en række organofosfiter som co-stabilisatorer til brug sammen med flydende blandede metal stabilisatorer til PVC. Disse stoffer anvendes også til gummi og andre plasttyper. I Tabel 12 gives eksempler fra forhandlere af additiver til PVC. Flere af stofferne er på CoRAP under REACH.

UV-stabilisatorer. En kortlægning af UV-stabilisatorer i Danmark oplister en række UV-stabilisatorer, som markedsføres til anvendelse i PVC sammen med en række andre plasttyper (Mikkelsen m.fl., 2015). Der er ikke fundet information om, hvilke der er i særlig grad anvendes til PVC. I tabellen er angivet eksempler på UV stabilisatorer fra Mikkelsen m.fl. (2015) og fra hjemmesider af forhandlere af additiver til PVC og andre plasttyper. Flere af stofferne i tabellen er på CoRAP under REACH og et enkelt er på Kandidatlisten (SVHC stof).

TABEL 12. Stabilisatorer i hård og blød PVC - eksempler fra de vigtigste grupper af stabilisatorer.

Gruppe af stabilisator	Kemisk navn	CAS nr	Klassificering	SVHC/CoRAP status	På LOUS	Anvendelsesbegrænsning i
*Bly-stabilisatorer. Fra Lassen og Hansen, 1996; **Angivet som registreret til brug i PVC ECHA, 2016	Blystearat*	1072-35-1	CLP: Inkl. i "andre blyforbindelser" Repr. 1A	SHVC (desom anvendes i dag)	Ja	Forbud i Danmark, alle anvendelser også genanvendelse jf. Blybekendtgørelsen Anvendelsesbegrænsning på EU plan under udarbejdelse med visse undtagelse for genanvendt PVC
	Basisk blycarbonat*, **	1319-46-6				
	Di-basisk blystearat*	7428-48-0				
	Basisk blysilikat*	11120-22-2	Acute Tox. 4 *			
	Tetra-basisk blyulfat ***	12065-90-6	Acute Tox. 4 *			
	Blyoxid fosfonat *, **	12141-20-7	STOT RE 2 *			
	Di-basisk blyfosfit *	16038-76-9	Aquatic Acute 1			
	Tri-basisk blyulfat*	52732-72-6	Aquatic Chronic 1			
	Di-basisk blyftalat **	69011-06-9				
	Basic blyulfat**	12036-76-9				
	Dioxobis(stearato)trilead**	235-702-8				
	Sulfurous acid, lead salt, dibasic**	62229-08-7				
Fatty acids, C16-18, lead salts**	91031-62-8					
Tetrably trioxid sulfat **	12202-17-4					
Cadmium-stabilisatorer (eksempler)	Cadmium laurat	2605-44-9	CLP: Cadmium compounds, with the exception of Acute Tox. 4 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	-	Ja	Forbud, alle anvendelser jf. Bilag XVII til REACH (indgang 23) Undtagelse for genanvendt PVC med op til 0,1% cadmium til visse anvendelser
	Cadmium dioleat	10468-30-1				
	Cadmium distearat	2223-93-0				
Organotin-stabilisatorer * Lassen m.fl., 1997 ** registreret under REACH som anvendt til PVC eller produktion af plast generelt	Dibutyltin bis(methylmaleat) *, **	15546-11-9	Acute Tox. 4 Skin Corr. 1C Eye Dam. 1 Eye Dam. 1 Muta. 2 Repr. 1B STOT SE 1 (thymus) STOT RE 1 (thymus)	-	-	Forbud, alle anvendelser jf. Bilag XVII til REACH (indgang 20) Undtagelse for artikler eller dele deraf med op til 0.1% tin
	Diocetyl tin bis(isooctyl mercaptoacetat) *, **	26401-97-8				
	Diocetyl tin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetat) *	15571-58-1				
	Monomethyltin tris(isooctyl) mercaptoacetat *	54849-38-6				
	Monooctyltin tris(isooctyl) mercaptoat *, **	26401-86-5				

Gruppe af stabilisator	Kemisk navn	CAS nr	Klassificering	SVHC/CoRAP status	På LOUS	Anvendelsesbegrænsning i
	Dimethyltin (isooctyl) mercaptoat *	26636-01-1	Acute Tox. 4 Skin Sens. 1 Repr. 2 STOT RE 1 Aquatic Chronic 3	-	-	-
	Dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetate) **	57583-35-4	CLP: Acute Tox. 4 Skin Sens. 1A STOT RE 1 (nervesystem, immunsystem) Repr. 2	-	-	-
	Methyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) ** (MMT(EHMA))	57583-34-3	CLP: Repr. 2	CoRAP*	-	-
	Octyltin mercaptid **	26401-97-8	Acute Tox. 4 STOT RE 1 (Thymus, Oral) Aquatic Chronic 3	-	-	-
	Octyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) ** (MOTE)	27107-89-7	Repr. 1B STOT RE 1 (Thymus, Oral) Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	-	-
Calcium stabilisatorer	Calcium stearat (fedtsyrer, C16-C18, calcium salte)	85251-71-4	Not Classified	-	-	-
	Calcium distearat	1592-23-0	Not Classified	-	-	-
Zink stabilisatorer	Zink distearat	557-05-1	Aquatic Acute 1	-	-	-
	Zinc stearat (fedtsyrer, C16-C18, zink salte)	91051-01-3	Not Classified	-	-	-
Magnesium stabilisatorer	Magnesium stearat	91031-63-9	Not Classified	-	-	-
	Magnesium distearat	557-04-0	Not Classified	-	-	-
Barium stabilisatorer	Fedtsyrer, C16-18, barium salts	91002-07-2	Acute Tox. 4	-	-	-
	Fedtsyrer, C14-18 og C16-18-umættede, barium salte	95465-85-3	Acute Tox. 4	-	-	-
Flydende metalbaserede stabilisatorer	Hexansyre, 2-ethyl-, zink salt, basisk	85203-81-2	Eye Irrit. 2 Repr. 2 Aquatic Chronic 3	-	-	-
Epoxideret sojabønneolie	Epoxideret sojabønneolie (ESO)	8013-07-8	Not Classified	-	-	-
Organofosfiter	Diphenyl isodecyl fosfit	26544-23-0	Skin Sens. 1 STOT RE 2 Aquatic Chronic 2	-	-	-
	Triphenyl fosfit	101-02-0	CLP: Skin Irrit. 2 Eye Irrit. 2 Aquatic Acute 1	CoRAP*	-	-

Gruppe af stabilisator	Kemisk navn	CAS nr	Klassificering	SVHC/CoRAP status	På LOUS	Anvendelsesbegrænsning i
			Aquatic Chronic 1			
	Tris(nonylphenyl) fosfit	26523-78-4	CLP: Skin Sens. 1 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	-	-
	Fosforsyre, (1-methylethyliden)di-4,1-phenylen tetra-C12-15-alkyl estere	96152-48-6	Skin Sens. 1B	-	-	-
	Triisodecyl fosfit	25448-25-3	Skin Sens. 1	-	-	-
Andre antioxidant	Butyleret hydroxytoluen	128-37-0	Aquatic Chronic 1	-	-	-
	Dilauryl 3,3'-thiodipropionat	123-28-4	Not Classified	-	-	-
	Octadecyl-3-(3,5-ditert.butyl-4-hydroxyphenyl)-propionat	2082-79-3	Not Classified	-	-	-
UV stabilisatorer	N,N',N'',N'''-tetrakis(4,6-bis(butyl-(N-methyl-2,2,6,6-tetramethylpiperidin-4-yl)amino)triazin-2-yl)-4,7-diazadecane-1,10-diamin	106990-43-6	CLP: Skin Sens. 1 Aquatic Chronic 2	-	-	-
	Benzophenon-12 (2-hydroxy-4-octoxyphenyl)-phenyl-methanon	1843-05-6	Skin Sens. 1B	CoRAP*	-	-
	2-(2H-benzotriazol-2-yl)-p-cresol	2440-22-4	Skin Sens. 1B Aquatic Chronic 1	CoRAP*	-	-
	2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol 2-(2'-Hydroxy-3',5'-di-tert-amylphenyl) benzotriazol	25973-55-1	STOT RE 2 Aquatic Chronic 4	SVHC	-	-
	Bumetrizol	3896-11-5	Not Classified	-	-	-
	Dimethyl 2-[(4-methoxyphenyl)methyliden] propanedioat	7443-25-6	Eye Irrit. 2 Aquatic Chronic 2	-	-	-
	N-(2-ethoxyphenyl)-N'-(2-ethylphenyl)oxamid	23949-66-8	Not Classified	-	-	-

* Ikke på Kandidatlisten, men har været eller er under Den Løbende Handlingsplan for Stofvurdering (CoRAP).

2.2.2 Blødgørere

For gruppen af blødgørere skelnes der her mellem grupperne:

- **Ortho-ftalater som er klassificerede reproduktionstoksiske** herunder de fire ftalater DEHP, BBP, DBP og DiBP, som der er udarbejdet et anvendelsesbegrænsningsforslag for. Der indgår på nuværende tidspunkt 12 ftalater på kandidatlisten under ECHA. Det er ikke undersøgt om alle stoffer bliver eller har været anvendt i PVC.
- **Andre ortho-ftalater.** Det er under REACH registreret et stort antal ftalater, som typisk er blandinger af estere med forskellige kædelængder (Miljøstyrelsen, 2013)

- **Andre blødgørere**, hvor stofgruppen vil angives for hvert stof. Stofferne omfatter de stoffer, som er beskrevet i Maag m.fl. (2010), og som ligeledes er beskrevet i den danske ftalatstrategi fra 2013 (Miljøstyrelsen, 2013).

For ftalaterne, som generelt er velbeskrevne, vil der for overskuelighedens skyld udelukkende angives forkortelser, hvis disse almindeligvis bruges - fulde navne kan findes i listen over forkortelser i kapitel 6.5.

Sundheds- og miljøprofiler for de fire ftalater, som er klassificerede som reproduktionstoksiske og omfattet af anvendelsesbegrænsningsforslaget, er velbeskrevne (bl.a. i anvendelsesbegrænsningsforslaget), så disse stoffer vil ikke behandles yderligere. Sundheds- og miljøprofiler i næste afsnit vil derfor fokusere på de øvrige ftalater og de øvrige blødgørere.

TABEL 13. Blødgørere i blød PVC - eksempler på de vigtigste blødgørere.

Gruppe af additiv	Kemisk navn (forkortelse)	CAS nr	Klassificering (CLP angiver harmoniseret klassificering)	SVHC/CoRAP status	Forekomst på LOUS	Anvendelsesbegrænsning i (EU og/eller specifikt i DK)
Ortho-ftalater klassificerede reproduktionstoksiske	DEHP	117-81-7	CLP: Repr. 1B	SVHC	Ja	Annex XVII til REACH (indgang 51) - forbudt i legetøj og småbørnsartikler
	BBP	85-68-7	CLP: Repr. 1B Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	SVHC	Ja	
	DBP	84-74-2	CLP: Repr. 1B Aquatic Acute 1	SVHC	Ja	Yderligere anvendelsesbegrænsning på vej Optaget på REACH Annex XIV (stoffer som kræver godkendelse)
	DiBP	84-69-5	CLP: Repr. 2	SVHC	Ja	Anvendelsesbegrænsning på vej Optaget på REACH Annex XIV
	DMEP	117-82-8	CLP: Repr. 1B	SVHC	Ja	Optaget på REACH Annex XIV
	DHNUP	68515-42-4	CLP: Repr. 1B	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV
	1,2- Benzenedicarboxylsyre, di-C6-8-forgrenet alkyl estre, C7-rich	71888-89-6	CLP: Repr. 1B	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV
	Dihexyl ftalat	84-75-3	CLP: Repr. 1B	SVHC	-	-
	Dipentyl ftalat (DPP)	131-18-0	CLP: Repr. 1B Aquatic Acute 1	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV
	Diisopentyl ftalat (DIPP)	605-50-5	CLP: Repr. 1B Aquatic Acute 1	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV
N-pentyl-isopentylftalat	776297-69-9	Ikke i C&L	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV	
1,2-benzenedicarboxylsyre, dipentylester, branched and linear	84777-06-0	Repr. 1B Aquatic acute 1	SVHC	-	Optaget på REACH Annex XIV	

Gruppe af additiv	Kemisk navn (forkortelse)	CAS nr	Klassificering (CLP angiver harmoniseret klassificering)	SVHC/CoRAP status	Forekomst på LOUS	Anvendelsesbegrænsning i (EU og/eller specifikt i DK)
Andre ortho-ftalater	DINP	28553-12-0 68515-48-0	Not Classified	-	-	Annex XVII til REACH (indgang 51) - forbudt i legetøj og småbørnsartikler der kan puttes i munden
	DIDP	26761-40-0 68515-49-1	Not Classified	-	-	
	DNOP	117-84-0	Not Classified	-	-	
	Bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP)	53306-54-0	Not Classified	-	-	-
	Diethyl ftalat (DEP)	84-66-2	Not Classified	-	-	-
	Dimethyl ftalat (DMP)	131-11-3	Not Classified	-	-	-
	Diallyl ftalat (DAP)	131-17-9	CLP: Acute tox 4 Aquatic acute 1 Aquatic chronic 1	-	-	-
	Diisotridecyl ftalat (DITP)	27253-26-5	Not Classified	-	-	-
Cyclohexanoater	Di-isononyl-cyclohexane-1,2dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8	Not Classified	-	-	-
Tere-ftalater	Di (2-ethyl-hexyl) tereftalat (DEHT)	6422-86-2	Not Classified	-	-	-
Sulfonater	Sulfoniske syrer, C10 – C18-alkaner, phenylestere (ASE)	91082-17-6	Not Classified	-	-	-
Citrater	Acetyl tributyl citrat (ATBC)	77-90-7	Not Classified	-	-	-
Alifatiske dibasiske estere	Diisononyl adipat (DINA)	33703-08-1	Not Classified	-	-	-
Benzoater	DEGD	120-55-8	Not Classified	-	-	-
	DGD	27138-31-4	Aquatic Chronic 3	-	-	-
Castor olie derivater	12-(Acetoxy)-stearic acid, 2,3-bis(acetoxy)propyl ester (COMGHA)	330198-91-9	Ikke i C&L Inventory	-	-	-
Glycerol ester	Glyceryl triacetate (GTA)	102-76-1	Not Classified	-	-	-
Andre alkyl estere	Trimethyl pentanyl diisobutyrat (TXIB)	6846-50-0	Aquatic Chronic 3	-	-	-

2.2.3 Flammehæmmere og røgundertrykkende midler

Der er en række flammehæmmere, der er nævnt i litteraturen som anvendt i PVC, eller som på hjemmesider af producenter nævnes at kunne anvendes til PVC (Tabel 14). Det synes primært at være i kabler og skumisolering, at der er behov for at tilsætte flammehæmmere. Der er ikke fundet oplysninger om, hvilke flammehæmmere der primært anvendes. De oplyste flammehæmmere er ikke reguleret i Danmark.

Organofosfat flammehæmmere nævnes i forbindelse med søgen efter alternativer til bromerede flammehæmmere, herunder til anvendelse i PVC (f.eks. Lassen m. fl., 2016). Som oplysninger om klassificeringen af det lille udvalg af organofosfater i nedenstående tabel indikerer, er der stor forskel i miljø- og sundhedseffekter mellem de enkelte stoffer i gruppen.

En række af flammehæmmerne er på CoRAP. I den videre beskrivelse af sundheds- og miljøegenskaber i afsnit 2.3 fokuseres på stoffer, som er på CoRAP og har en klassificering som CMR, da kendskabet og en eventuel indsats overfor disse stoffer vurderes at være mest relevant.

TABEL 14. Flammehæmmere og røgundertrykkende midler i hård og blød PVC - eksempler på stoffer som er nævnt i litteraturen og på producenters hjemmesider.

Gruppe af additiv	Kemisk navn (forkortelse)	CAS nr	Klassificering	SVHC/CoRAP status	Forekomst på LOUS
Klorparaffiner	Mellemkædede klorparaffiner	85535-85-9	CLP: Lact. Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	Ja
Metaloxider	Diantimon trioxid	1309-64-4	CLP: Carc. 2	CoRAP*	-
	Aluminium trihydroxide (ATH)	21645-51-2	Not Classified	-	-
	Magnesium hydroxid	1309-42-8	Not Classified	-	-
Molybdat	Zink molybdat	13767-32-3	Not Classified	-	-
	Calcium molybdat	7789-82-4	Not Classified	-	-
Organofosfater	Tricresylfosfat	1330-78-5	Repr. 2 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	-
	Diphenyl (2-ethylhexyl) fosfat	1241-94-7	Not Classified	-	-
	Tris-(2-ethylhexyl) fosfat	78-42-2	Not Classified	-	-
	Trietyl fosfat	25155-23-1	CLP: Repr. 1B	CoRAP, SVHC	-
	Tributyl fosfat	126-73-8	CLP: Acute Tox. 4 Skin Irrit. 2 Carc. 2	CoRAP*	-

* Ikke på Kandidatlisten, men har været eller er under Den Løbende Handlingsplan for Fællesskabet (CoRAP).

2.2.4 Biocider

Der synes at være relativt få biocider anvendt til at beskytte blødgørerne i blød PVC. Nedenstående tabel indeholder biocider, som leveres til formålet af større globale producenter af biocider. Biocider reguleres under biocidforordningen, og beskrives derfor ikke nærmere i denne kortlægning.

Tre af de biocider som er nævnt i nedenstående tabel, DCOIT, OIT og IPBC, er under vurdering som led i arbejdsprogrammet til undersøgelse af eksisterende biocid-aktivstoffer, der er indeholdt i biocidholdige produkter. Programmet blev iværksat af Europakommissionen under direktivet om biocidholdige produkter (BPD) og fortsætter under forordningen om biocidholdige produkter (BPR). Eksisterende aktivstoffer er de stoffer, der var på markedet d. 14. maj 2000 som et biocidholdigt produkts aktivstof (for andre formål end videnskabelig eller produkt- og procesorienteret forskning og udvikling). De eksisterende aktivstoffer, som man accepterede at undersøge i vurderingsprogrammet, var de stoffer, der var identificeret som aktivstoffer, og for hvilke en anmeldelse var accepteret som beskrevet i bilag II til Kommissionens forordning (EF) nr. 1451/2007. Vurderingsprogrammet forventes afsluttet i 2024. Som led i programmet foretages der en separat vurdering for hvert anvendelsesområde (Produkttype), og de tre nævnte biocider er i dag godkendt til nogle anvendelser, men er stadig under vurdering i relation til anvendelse som konserveringsmiddel i plast (Produkttype 9).

Biocidet 10,10-oxybis-10H-phenoxarsin (OBPA), som tidligere har været den vigtigste biocid i PVC, har ikke en godkendelse som biocid og er ikke omfattet af vurderingsprogrammet. Biocidet må derfor ikke anvendes i EU eller indgå i artikler importeret til EU. Stoffet er ikke registreret under REACH.

TABEL 15. Biocider i blød PVC - stoffer som er nævnt i litteraturen og på producenters hjemmesider.

Gruppe af additiv	Kemisk navn (forkortelse)	CAS nr	Klassificering	SVHC /CoRAP	Forekomst på LOUS	Regulering i DK
Arsenforbindelser		58-36-6	Acute Tox. 2 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1B STOT RE 1 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1			Må i henh. til Biocidforordningen (528/2012) ikke anvendes
Isothiazolinoner	4,5-Dichloro-2-octyl-4-isothiazolin-3-one (DCOIT)	64359-81-5	Acute Tox. 4 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1C Skin Sens. 1A Eye Dam. 1 Acute Tox. 2 Aquatic Acute 1	-	-	Generel godkendelsesprocedure i henhold til Biocidforordningen (528/2012) - under vurdering
	2-Octyl-2H-isothiazol-3-one (OIT)	26530-20-1	CLP: Acute Tox. 4 Acute Tox. 3 Skin Corr. 1B Skin Sens. 1 Acute Tox. 3 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	-	-	
Carbamater	3-iodo-2-propynyl butylcarbamate (IPBC)	55406-53-6	CLP: Acute Tox. 4 Skin Sens. 1 Eye Dam. 1 Acute Tox. 3 STOT RE 1 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	-	-	

2.3 Sundheds- og miljøprofil og risikoscreening af udvalgte additiver

Fra hver af de screenede stofgrupper er der valgt enkelte stoffer, hvis sundheds- og miljøegenskaber belyses nærmere. Stofferne udvælges til nærmere beskrivelse på baggrund af deres reguleringsstatus, deres farlighed og deres nuværende anvendelse som additiver i PVC. Beskrivelserne baseres hovedsageligt på eksisterende litteratur fra ECHA og fra nationale miljømyndigheder. Udover de mest relevante miljø- og sundhedsegenskaber gives der også et kort overblik over stoffernes toksikokinetik (optag i kroppen, fordeling, metabolisme, udskillelse). Hvis regulatoriske risikovurderinger er tilgængelige for stofferne, refereres disse her.

2.3.1 Stabilisatorer

Som beskrevet i afsnit 2.2.1 er der en række stabilisatorer, som ikke længere bruges i PVC eller hvis brug er meget begrænset og/eller forventes at blive forbudt inden længe (med visse undtagelser for genanvendte materialer).

Blandt organotin stabilisatorerne er dibutyltin- og dioctyltin-forbindelser i dag forbudte at anvende som stabilisatorer til PVC. Der anvendes dog stadig en række andre organotin stabilisatorer baseret på methyltin, dimethyltin, butyltin og octyltin mercaptider og carboxylater. Flere af disse stoffer er ikke reguleret, men er klassificeret som reproduktionstoksiske. DMT(EHMA), MMT(EHMA) og MOTE produceres/importeres i EU i intervallet mellem 1.000-10.000 t/år og har en harmoniseret klassificering (DMT(EHMA), MMT(EHMA)) eller en selvklassificering (MOTE) som reproduktionstoksisk (Tabel 16). I den nærmere beskrivelse af sundheds- og miljøprofilen fokuseres derfor på disse tre stoffer.

TABEL 16. Udvalgte organotinforbindelser, som bruges som stabilisatorer i PVC.

Stof	CAS nr.	Klassificering	Aktiviteter under REACH	Registreret mængde i EU, t/år
Dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetate) ** (DMT(EHMA))	57583-35-4	CLP: Acute Tox. 4 Skin Sens. 1A STOT RE 1 (nervesystem, immunsystem) Repr. 2	-	1.000 – 10.000
Methyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) ** (MMT(EHMA))	57583-34-3	CLP: Repr. 2	CoRAP*	1.000 - 10.000
Octyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) ** (MOTE)	27107-89-7	Repr. 1B STOT RE 1 (Thymus, Oral) Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	1.000 - 10.000

Dimethyltin bis(2-ethylhexyl mercaptoacetat) - DMT(EHMA)

I 2012 afleverede Frankrig et dossier med forslag om en harmoniseret klassificering og mærkning af DMT(EHMA), som RAC vedtog næsten uændret (RAC, 2012).

Toksikokinetik

Information om optag, fordeling, metabolisme og udskillelse er sparsommeligt beskrevet i baggrundsrapporten for RAC's udtalelse (RAC, 2012a). Et enkelt *in vitro* studie, som simulerer forholdene i tarmen hos pattedyr, viser at DMT(EHMA) bliver meget hurtigt hydrolyseret i tin-EHMA bindingen, hvilket resulterer i en alkyltinforbindelse (dimethyltin diklorid, DMTC) og det resterende EHMA som toksikologisk relevante stoffer. EHMA hydrolyseres videre.

Sundhedseffekter

DMT(EHMA) har en harmoniseret klassificering som Acute Tox. 4, Skin Sens. 1A, STOT RE 1, (nervesystem, immunsystem) og Repr. 2. Carcinogenicitet blev ikke vurderet i det tilgængelige dossier (RAC, 2012a).

Vurderingen af reprotoxiske effekter blev baseret på flere udviklingsstudier i dyr, mens ingen fertilitetsstudier var tilgængelige. Alle udviklingsstudier undersøgte effekten af metabolitten DMTC. Da der ikke var humanstudier tilgængelige, kunne en klassificering som Repr. 1A ikke begrundes og DMT(EHMA) blev derfor klassificeret som Repr. 2 H361d baseret på toksiciteten af metabolitten DMTC (RAC, 2012a).

Miljøeffekter

Miljøeffekter blev ikke vurderet i det tilgængelige dossier (RAC, 2012a).

En ældre screening af OECD (OECD, 2006) angiver, at DMTC ikke kan bioakkumulere, men at det er ikke-let biologisk nedbrydeligt. Abiotisk nedbrydning forekommer ved atmosfærisk fotolyse (halveringstid på 7,9) og hurtig nedbrydning ved hydrolyse i vand. DMTC har egenskaber, der indikerer en fare for miljøet (toksicitet for vandlevende hvirveldyr og alger).

Methyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) – MMT(EHMA)

For MMT(EHMA), lavede Frankrig et dossier med forslag om en harmoniseret klassificering og mærkning som Muta. 2; H341 og Repr. 2; H361d. RAC vedtog en klassificering som Repr. 2; H361d (RAC, 2012). I 2013 er MMT(EHMA) blevet optaget i stofvurderingen under den løbende handlingsplan for Stofvurderinger (CoRAP). Årsagen til at optage MMT(EHMA) på CoRAP er formodede CMR egenskaber samt den høje tonnage (NL-CA, 2013). Behandlingen af MMT(EHMA) under CoRAP er dog p.t. sat i bero.

Toksikokinetik

I lighed med DMT(EHMA) hydrolyseres MMT(EHMA) hurtigt i tin-EHMA bindingen, hvilket fører til dannelse af methyltin klorid (MMTC) og EHMA. Ellers er der ingen oplysninger om absorption, distribution i kroppen eller udskillelse (RAC, 2011).

Sundhedseffekter

MMT(EHMA) er klassificeret som Repr. 2. Ingen studier af reprotoxiske effekter med MMT(EHMA) var tilgængelige for klassificeringen af MMT(EHMA), hvorfor MMT(EHMA) blev klassificeret analog til den formodede metabolit MMTC. Udviklingsstudier med rotter og MMTC viste sig at være svære at fortolke, men en reproduktionstoksisk effekt kunne ikke udelukkes (RAC, 2011a).

In vitro mutagenicitets- og genotoksicitetstest med MMT(EHMA) og metabolitten MMTC var negative. Et enkelt *in vivo* studie viste en svag, men ikke overbevisende sammenhæng mellem dosis og genotoksiske effekter. Derfor anses MMTC ikke for at være genotoksisk, og RAC konkluderede at den foreslåede klassificering som Muta 2 ikke var berettiget (RAC, 2011).

Miljøeffekter

Miljøeffekter er ikke blevet dækket af det tilgængelige dossier (RAC, 2011). Af registreringsdossieret¹¹ fremgår det, at MMT(EHMA) forventes at blive forholdsvis hurtigt nedbrudt (både biotisk og abiotisk) og ikke akkumulerer i organismer. Ligesom for DMT(EHMA) indikerer de tilgængelige PNEC værdier at MMT(EHMA) kan være en fare for miljøet (21 dage, LC50 0,305 mg/L for *Daphnia magna*).

¹¹ MMT(EHMA) registreringsdossieret <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/14432/1>

Octyltin tris(2-ethylhexyl mercaptoacetate) – MOTE

For MOTE foreligger ingen harmoniseret klassificering, men følgende klassificering er angivet af lead registranterne: Repr. 1B, STOT RE 1 (Thymus, Oral), Aquatic Acute 1, Aquatic Chronic 1. I 2016 blev MOTE optaget i stofvurderingen under den løbende handlingsplan for Stofvurderinger (CoRAP). Årsagen til at optage MOTE på CoRAP er stoffets egenskaber ift. CMR, sensibilisering, hormonforstyrrelser samt den høje tonnage (NL-MSCA, 2016). Behandlingen af MOTE under CoRAP er ikke startet endnu.

Oplysninger om toksikokinetikken, sundheds- og miljøeffekter er tilgængelige fra registreringsdossieret¹² og kort opridset herunder.

Toksikokinetik

I lighed med DMT(EHMA) og MMT(EHMA) hydrolyseres MOTE hurtigt i tin-EHMA bindingen, hvilket fører til dannelse af octyltin klorid (MOTC) og EHMA. Ellers er der ingen oplysninger om absorption, distribution i kroppen eller udskillelse.

Sundhedseffekter

Følgende klassificering er angivet af lead registranterne: Repr. 1B og STOT RE 1 (Thymus, Oral). Studier for en række andre sundhedseffekter er tilgængelige (akut toksicitet, irritation/korrosion, sensibilisering, kromosomaberration), men fører ikke til klassificeringer.

Miljøeffekter

Af registreringsdossieret fremgår det, at MOTE ikke er let bionedbrydeligt og ikke bioakkumulerer i organismer. Tilgængelige studier af effekter i vandmiljøet viser, at MOTE kan være en fare for miljøet, hvorfor stoffet klassificeres som Aquatic Acute 1, Aquatic Chronic 1.

2.3.2 Blødgørere

For fire af de klassificerede ftalater, DEHP, BBP, DBP og DiBP, er der udarbejdet et anvendelsesbegrænsningsforslag (Annex XV dossier) af ECHA og Danmark i fællesskab (ECHA, 2016a). Forslaget er blevet vurderet af Komiteen for Risikoanalyse og Komiteen for Socioøkonomisk Analyse under REACH, der støtter forslaget (RAC/SEAC, 2017). Sundheds- og miljøprofiler for de ftalater, som er klassificerede som reproduktionstoksiske, er velbeskrevne (bl.a. i anvendelsesbegrænsningsforslag for de fire mest anvendte). Disse stoffer beskrives ikke nærmere her. I stedet fokuseres på de øvrige ftalater og de øvrige blødgørere, som typisk anvendes i stedet for de 4 begrænsede ftalater.

Følgende afsnit giver således en opsummering af sundheds- og miljøprofilen for *ortho*-ftalaterne DINP, DIDP og DNOP, samt de øvrige blødgørere DINCH (gruppe: cyklohexanoater), DEHT (*tere*-ftalater), ASE (sulfonater), ATBC (citrater) og DINA (alifatiske dibasiske estere).

DINP

I forbindelse med en reevaluering af den eksisterende anvendelsesbegrænsning under REACH har ECHA i 2013 gennemført en fornyet sundheds- og risikovurdering af DINP og DIDP (ECHA, 2013). Resultaterne af denne evaluering er sammenfattet her.

I april 2017 afleverede Danmark et CLH dossier med forslag til klassificering som Repr.1B. RAC konkluderede, at en klassificering af DINP enten for virkninger på seksuel funktionsevne og fertilitet eller for udviklingstoksicitet ikke er berettiget (RAC, 2018).

Toksikokinetik

¹² MOTE registreringsdossier <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/14357/7>

DINP absorberes med ca. 50 % ved oral optag. Absorption via huden er meget lav. Via inhalation kan en biotilgængelighed på 75 % antages. DINP metaboliseres og udskilles hurtigt via urin og fæces (99,9 % i løbet af 72 timer). I analogi med DIDP, kan der forventes en lav overførsel af DINP via modermælken.

Sundhedseffekter

Leveren er et vigtigt målorgan for både DINP- og DIDP-toksicitet. Virkningerne set i de tilgængelige undersøgelser begrundet ikke en klassificering i henhold til EU-klassificeringskriterierne for akut toksicitet, hud-/øjenirritation, sensibilisering, toksicitet ved gentagen dosering, mutagenicitet/carcinogenicitet, frugtbarhed og udvikling (ECHA, 2013).

Ftalater (herunder DINP) mangler et iboende sensibiliserende potentiale, men det er blevet foreslået, at ftalater kunne bidrage til en stigende forekomst af atopiske (IgE-medierede) allergiske sygdomme og astma i Europa. En NOAEL på 15 mg/kg legemsvægt/dag blev bestemt for toksicitet ved gentagen dosering af DINP. DINP er ikke genotoksisk *in vivo* eller *in vitro*. Neoplasmer, der blev observeret i dyreforsøg med kræft, formodes at have virkemekanismer, der ikke anses for at være relevante for mennesker. En NOAEL på 50 mg/kg legemsvægt/dag baseret på nedsat T-produktion/niveau og histopatologiske ændringer i afkommets testikler foreslås med hensyn til effekter på udvikling (ECHA, 2013).

Miljøeffekter

Ingen data i ECHA (2013).

Risikovurdering

Risikokvotienter på 1,3 til 2,0 (fra "reasonable worst case scenarier") indikerer en risiko for lever toksicitet for børn på 0-18 måneder fra legetøj og børneplejeartikler indeholdende DINP eller DIDP. For andre eksponeringsscenarioer (dermal eksponering af voksne, skolemateriale, sexlegetøj, indendørs luft og husstøv, mad, indirekte eksponering af mennesker via miljøet) er det vurderet, at der ikke er væsentlig risiko.

DIDP

ECHA har i 2013 gennemført en fornyet sundheds- og risikovurdering af DINP og DIDP i forbindelse med anvendelsesbegrænsningen under REACH (ECHA, 2013). Resultaterne af denne evaluering er sammenfattet her.

Toksikokinetik

Absorptionen af DIDP er dosisafhængig, med større absorption (op til 56 %) at lave doser og lavere absorption (17 %) ved høje doser ved oral optag. Absorption via huden er meget lav. Via inhalation, en biotilgængelighed på 75 % kan blive antaget. DIDP metaboliseres og udskilles hurtigt via urin og fæces (99 % i løbet af 72 timer). DIDP kan muligvis overføres via modermælk, som indikeret i rotteforsøg.

Sundhedseffekter

Leveren er et vigtigt målorgan for DINP og DIDP toksicitet. De observerede virkninger i de tilgængelige undersøgelser begrundet dog ikke en klassificering i henhold til EU-klassificeringskriterierne for akut toksicitet, hud-/øjenirritation, sensibilisering, toksicitet ved gentagen dosering, mutagene/kræftfremkaldende virkninger, frugtbarhed og udvikling.

For nogle effekter er der udviklet effektkoncentrationer til risikovurderingen:

Ftalater (herunder DINP og DIDP) mangler generelt et iboende sensibiliserende potentiale. Det er imidlertid blevet foreslået, at ftalater muligvis kan bidrage til den stigende forekomst af atopiske allergiske sygdomme og astma i Europa. En NOAEL på 15 mg/kg legemsvægt/dag baseret på levervirkninger i et 90-dages studie hos hunde og en NOAEL på 60 mg/kg legems-

vægt/dag baseret på et 90-dages forsøg med rotter blev foreslået. Neoplasmer, der blev observeret i kræftfremkaldende dyreforsøg, antages at have virkningsmåder, som ikke anses for at være relevante for mennesker. LOAEL for den mest kritiske udviklingsmæssige virkning (overlevelse af F2-afkom) er estimeret fra to generationsstudier med rotter ved 114 mg/kg legemsvægt/dag, hvilket fører til en NOAEL på 33 mg/kg legemsvægt/dag (ECHA, 2013).

Miljøeffekter

Ingen data

Risikovurdering

Risikokvotienter på 1,3 til 2,0 (fra "reasonable worst case scenarier") indikerer en risiko for lever toksicitet for børn på 0-18 måneder fra legetøj og børneplejeartikler indeholdende DINP eller DIDP. For andre eksponeringsscenarier (dermal eksponering af voksne, skolemateriale, sexlegetøj, indendørs luft og husstøv, mad, indirekte eksponering af mennesker via miljøet) er det vurderet, at der ikke er væsentlig risiko.

DNOP

De australske myndigheder har i 2015 gennemført en fornyet sundheds- og risikovurdering af DIDP og DNOP (NICNAS, 2015). Resultaterne af denne evaluering er sammenfattet her.

Toksikokinetik

DNOP optages hurtigt fra mavetarmkanalen efter oral administration og omsættes overvejende til mono-n-octylftalat og dets oxiderede metabolitter. Udskillelse sker hurtigt via urinen.

Sundhedseffekter

De tilgængelige dyre-data indikerer, at DNOP har lav akut oral toksicitet. DNOP blev rapporteret at forårsage begrænset irritation i hud og øje. Data for irritation af åndedrætsorganerne var ikke tilgængelige.

Data er ikke tilstrækkeligt afgørende til at vurdere DNOP's sensibiliserende aktivitet, men generelt anses ftalater ikke for at være hudsensibiliserende.

Leveren ser ud til at være det primære målorgan for DNOP-toksicitet. En LOAEL på 350 mg/kg legemsvægt/dag og en NOAEL på 37 mg/kg legemsvægt/dag baseret på histologiske ændringer i leveren og skjoldbruskkirtlen fra et 13-ugers studie med rotter, anses for at være egnet til risikovurdering for mennesker.

Baseret på negative resultater fra *in vitro* bakteriel mutation og analyser på DNA anses DNOP for at være ikke-genotoksisk. Med hensyn til kræftfremkaldende effekter er der få tilgængelige dyreforsøg, men undersøgelser af genotoksiske effekter i dyr var for det meste negative. Der blev ikke fundet nogen humane undersøgelser af carcinogenicitet. Samlet set er data utilstrækkelige til at bestemme DNOPs kræftfremkaldende potentiale.

Generelt er der begrænset information til rådighed til karakterisering af DNOP's virkninger på udvikling. Den toksikologiske relevans af forekomsten af skeletvariationer som misdannelse er tvivlsom, men der blev alligevel fastsat en LOAEL på 250 mg/kg legemsvægt/dag, som relevant for risikovurdering i mennesker. Der blev på denne basis fastsat en tilsvarende NOAEL for udviklingstoksicitet bestemt til 83 mg/kg legemsvægt/dag. Data til at bestemme fertilitetseffekterne af DNOP hos mennesker var utilstrækkelige. DNOP viste ikke hormonforstyrrende virkninger i de tilgængelige undersøgelser.

Miljøeffekter

Ingen data.

Risikovurdering

Risikovurderingen af DNOP for levertoksicitet og påvirkning på udviklingen i typiske og worst case scenarier for børns legetøjsbrug, indikerer en lav risiko for negative virkninger på lever og fostrets udvikling.

DINCH (cyklohexanoat)

DINCH er det alternativ til ftalater, som anvendes i størst mængde. En evaluering af alternativet DINCH er blevet foretaget for Miljøstyrelsen i 2010 (Maag m.fl., 2010) som udgangspunkt for anvendelsesbegrænsningsforslaget for de 4 ftalater DEHP, BBP, DBP og DIBP (Miljøstyrelsen, 2011). I 2016 har den franske fødevarer-, miljø- og arbejdsmiljømyndighed ANSES i forbindelse med den franske nationale strategi for hormonforstyrrende stoffer gennemført en vurdering af mulige former for risikohåndtering (Risk Management Option Analysis, RMOA) for DINCH som alternativ til ftalater. BASF, som markedsfører DINCH, stillede bl.a. REACH registreringsdossieret¹³ til rådighed for evalueringen (ANSES, 2016a).

Konklusionerne vedr. toksikokinetik og sundhedseffekter samt miljøvurderingen i ANSES-evalueringen er i overensstemmelse med tidligere evalueringer, som bl.a. er sammenfattet i Miljøstyrelsens ftalatstrategi (2013).

ANSES (2016a) referer til en test af bionedbrydelighed, som viser 41% nedbrydning over 28 dage, hvilket ikke er tilstrækkeligt for en klassificering som let bionedbrydeligt (kriteriet er >60% nedbrydning over 28 dage ved den anvendte metode). ANSES (2016) beskriver bioakkumuleringspotentialer som moderat baseret på en BCF på 189 og en log K_{OC} på 6.59. ANSES (2016a) konkluderer, at DINCH ikke opfylder kriterierne som PBT eller vPvB stof.

Risikovurdering

ANSES vurderer flere sundhedsrisici forbundet med eksponering af babyer, nyfødte, arbejdere og den generelle befolkning. I ingen af eksponeringsscenarierne blev der fundet uacceptable sundhedsrisici (ANSES, 2016a).

DEHT (tere-ftalat)

En evaluering af alternativet DEHT (også kaldet DEHTP eller DOTP) er blevet foretaget for Miljøstyrelsen i 2010 (Maag m.fl., 2010), som baggrund for anvendelsesbegrænsningsforslaget for de 4 ftalater DEHP, BBP, DBP og DIBP (Miljøstyrelsen, 2011). Den franske myndighed ANSES har ligesom for DINCH foretaget en RMO analyse af DEHT som ftalater i forbindelse med den franske nationale strategi for hormonforstyrrende stoffer (ANSES 2016a).

Konklusioner vedr. toksikokinetikken, sundhedseffekter og miljøvurdering i ANSES evalueringen er i overensstemmelse med tidligere evalueringer, selvom data fra nogle få nyere undersøgelser er inkluderet i evalueringen. Resultaterne fra sundheds- og miljøvurdering fra Miljøstyrelsens ftalatstrategi (Miljøstyrelsen, 2013) er brugt her som baggrund.

Risikovurdering

ANSES (2016a) har ikke foretaget (en gennemgang) risikovurdering af DEHT pga. mangel på eksponeringsdata for forbrugere. Det angives dog, at DEHT er mindre velegnet som blødgører i blød PVC end *ortho*-ftalater, fordi det nemt migrerer ud fra PVC, hvilket begrænser dets anvendelser. DEHT bruges dog i vandafvisende vinyltekstilcoatings (f.eks. regntøj, lagner til hospitalssenge). Eksponering ved denne anvendelse anses dog for lav til at kunne medføre en risiko. Koncentrationer i miljøet vurderes ligeledes for lave til for at kunne medføre en risiko (ANSES, 2016b).

¹³ Registreringsdossieret er tilgængelig på ECHA homepage ved søgning efter EF nr. 431-890-2 (ikke ved søgning på CAS nr.): <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.103.017>

ASE (sulfonat)

En evaluering af ASE er blevet foretaget for Miljøstyrelsen i 2010 (Maag m.fl., 2010) som baggrund for anvendelsesbegrænsningsforslaget af de 4 ftalater DEHP, BBP, DBP og DIBP (Miljøstyrelsen, 2011). Resultaterne fra sundheds- og miljøvurderingerne er blevet sammenfattet i Miljøstyrelsens ftalatstrategi (Miljøstyrelsen, 2013).

Der er ikke identificeret andre publikationer vedr. toksikologiske vurderinger eller risikovurderinger siden 2010. Der er ikke fundet opdaterede oplysninger vedr. kræftfremkaldende effekter, herunder i REACH registreringsdossieret.

ATBC (citrat)

En evaluering af alternativet ATBC er blevet foretaget for Miljøstyrelsen i 2010 (Maag m.fl., 2010) som baggrund for anvendelsesbegrænsningsforslaget af de 4 ftalater DEHP, BBP, DBP og DIBP (Miljøstyrelsen, 2011). Resultaterne fra sundheds- og miljøvurdering er blevet sammenfattet i Miljøstyrelsens ftalatstrategi (Miljøstyrelsen, 2013).

ATBC er også blevet vurderet som alternativ blødgører i medicinsk udstyr (Nielsen, 2014). Denne vurdering indeholder ikke supplerende oplysninger til farevurderingen ift. ftalatstrategien i 2013. Der er ikke identificeret andre nyere publikationer vedr. toksikologiske vurderinger eller risikovurderinger siden 2010.

DINA (alifatisk dibasisk ester)

En evaluering af alternativet DINA er blevet foretaget for Miljøstyrelsen i 2010 (Maag m.fl., 2010) som baggrund for anvendelsesbegrænsningsforslaget af de 4 ftalater DEHP, BBP, DBP og DIBP (Miljøstyrelsen, 2011). Resultaterne fra sundheds- og miljøvurdering er blevet sammenfattet i Miljøstyrelsens ftalatstrategi (Miljøstyrelsen, 2013).

DINA er også blevet vurderet som alternativ blødgører i medicinsk udstyr (Nielsen, 2014). Denne vurdering har ikke givet anledning til ændrede konklusioner i farevurderingen ift. ftalatstrategien i 2013. Der er ikke identificeret andre nyere publikationer vedr. toksikologiske vurderinger eller risikovurderinger siden 2010.

2.3.3 Flammehæmmere

Flere af flammehæmmerne, som bruges i PVC, er på CoRAP. I den efterfølgende beskrivelse af sundheds- og miljøegenskaber fokuseres på stoffer, samt på deres reguleringsstatus. De relevante stoffer er listet i nedenstående tabel.

TABEL 17. Udvalgte flammehæmmere og røgundertrykkende midler i hård og blød PVC.

Gruppe af additiv	Kemisk navn (forkortelse)	CAS nr	Klassificering	SVHC/CoRAP status	Registreret mængde i EU, t/år
Klorparaffiner	Mellemkædede klorparaffiner	85535-85-9	CLP: Lact. Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	10.000 – 100.000
Metaloxider	Antimon trioxid	1309-64-4	CLP: Carc. 2	CoRAP*	10.000 +
Organofosfater	Tricresylfosfat	1330-78-5	Repr. 2 Aquatic Acute 1 Aquatic Chronic 1	CoRAP*	
	Trixylyl fosfat	25155-23-1	CLP: Repr. 1B	SVHC, CoRAP	
	Tributyl fosfat	126-73-8	CLP: Acute Tox. 4 Skin Irrit. 2 Carc. 2	CoRAP*	

* Ikke på Kandidatlisten, men har været eller er under Den Løbende Handlingsplan for Fællesskabet (CoRAP).

Mellemkædede klorparaffiner (MCCP)

De kortkædede klorparaffiner (SCCP) er blevet optaget på kandidatlisten allerede i 2008 pga. deres egenskaber som persistente, bioakkumulerende og toksiske (både vPvB og PBT). De mellemkædede klorparaffiner, MCCP, er ikke på kandidatlisten, men er optaget på CoRAP i 2012 pga. stoffets formodede PBT/vPvB egenskaber, den høje tonnage og den meget udbredte/dispersive anvendelse. I 2014 har den kompetente myndighed, i dette tilfælde UK Health Security Executive, opfordret registranterne til at tilvejebringe uddybet information vedr. MCCPs PBT/vPvB egenskaber. PBT/vPvB-vurderinger under REACH er endnu ikke afsluttet.

PBT vurderingen er kompliceret, da både bionedbrydelighed og biokoncentrationsfaktoren af MCCP afhænger af klorindhold og kædelængde. Tilmed er tendenserne modsatrettede, dvs. ved et stigende klorindhold ser persistensen ud til at stige, mens biokoncentrationsfaktoren ser ud til at falde. MCCP beskrives som UVBC stof (dvs. et stof af ukendt eller variabel sammensætning, kompleks reaktion products eller biologiske materialer) og PBT egenskaber af bestanddelene i forskellige kommercielle produkter kan ikke antages at være ens¹⁴.

MCCP har en harmoniseret klassificering som Lact., Aquatic Acute 1 og Aquatic Chronic 1. Sundheds- og miljøeffekter af MCCP er velbeskrevne, f.eks. i Miljøstyrelsens LOUS rapport om SCCP og MCCP (Lassen m. fl., 2014) og skal ikke gentages her. Danmark har en strategi for risikohåndtering af MCCP og følger aktiv vurdering af PBT-egenskaber for MCCP under REACH (Miljøstyrelsen, 2015).

Antimon trioxid

Antimon trioxid er optaget på CoRAP i 2016, da stoffet er kræftfremkaldende, medfører eksponering i arbejdsmiljøet, bruges i store tonnager (1.000 – 10.000 t/år), har en udbredt/dispersiv

¹⁴ MCCPs PBT/vPvB EVALUATION <https://echa.europa.eu/documents/10162/d503f71c-f7fa-4db8-bdf2-7497d372e2c9>

anvendelse, har vist en høj risikokvotient og medfører "andre eksponeringsbekymringer".¹⁵ Disse "andre eksponeringsbekymringer" vedrører anvendelsen af antimon trioxid i arbejdsmiljøet vedr. dannelse af eksplosivt støv og i cementproduktion. Sidstnævnte er en anvendelse, som ikke er blevet taget i betragtning i den svenske risikovurderingsrapport (Kemi, 2008). Derudover bliver der p.t. gennemført et 2-års studie vedr. kræftfremkaldende effekter i USA og resultaterne af dette vil muligvis udløse en genklassificering af stoffet. Det videre forløb under REACH afventer at resultaterne fra dette studie foreligger.

Toksikokinetik

Der er kun få og forældede data tilgængelige. Den mest relevante optagelsesvej for antimon trioxid er via inhalation. Optag via lungerne eller mavetarmkanalen er afhængig af partikelstørrelsen. Antimon trioxid kan til dels blive akkumuleret i lungevæv, men er også blevet fundet i foetus og modermælk.

Sundhedseffekter

Antimon trioxid har en harmoniseret klassificering som Carc. 2. Derudover angiver registranterne også Repr. 1A H360D og STOT RE 1 H372 (nervesystem og reproduktionssystem).

Miljøeffekter

Registranterne angiver også Aquatic Chronic 3, H412 i selvklassificeringen. Denne klassificering er ifølge registreringsdossieret baseret på 1,35 mg antimon trioxide/L som laveste kroniske værdi i et ferskvandsfisk studie.

Risikovurdering

Risikovurderingsrapporten konkluderede, at der kan være en risiko i arbejdsmiljøet, herunder i produktionen af antimon trioxid, samt i anvendelsen som flammehæmmere i plastik, i gummi og i behandlede tekstiler (Kemi, 2008).

Tricresylfosfat (TCP)

Tricresylfosfat (IUPAC navn: Tris(4-methylphenyl)phosphate) er optaget på CoRAP i 2014, fordi stoffet mistænkes for PBT/vPvB egenskaber, bruges i store tonnager (1.000 – 10.000 t/år), har en udbredt/dispersiv anvendelse og "andre farebekymringer".¹⁶ Disse "andre bekymringer" handler om mulige neurotoksiske effekter i mennesker som følge af eksponeringen til TCP fra dens anvendelse som olieadditiv i flyvemaskinemotorer. Status for TCP under CoRAP er for nuværende at afvente mere information om mulige PBT egenskaber, samt fare- og eksponeringsegenskaber. Hvis TCP viser sig at være P, ville det potentielt medføre optage på kandidatlisten en mulig enterfølgende optagelse på Godkendelseslisten REACH. Dette ville formentligt også fremme en substitution af stoffet til anvendelse i PVC.

Toksikokinetik

Der er ikke identificeret oplysninger om optag, fordeling, metabolisme og udskillelse i denne undersøgelse.

Sundhedseffekter

Industrien har foreslået en klassificering som Rep. 2. Derudover anbefales også en klassificering som STOT RE 2¹⁷. Dette er i overensstemmelse med en screening af TCPs sundhedsegenskaber, som er gennemført i en vurdering af alternativer til bromerede flammehæmmere

¹⁵ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e180b91312>

¹⁶ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e180694747>

¹⁷ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/annex-iii-inventory/-/dislist/details/AIII-100.014.136>

og baseret på en vurdering fra US EPA (Lassen m. fl., 2016), som ligeledes fremhæver reprotoxiske effekter og systemisk toksicitet ved gentagen eksponering som de største bekymringer.

Miljøeffekter

Industrien angiver en klassificering som Aquatic Acute 1 og Aquatic Chronic 1 for TCP. Derudover er stoffet ifølge GreenScreen-metoden også bioakkumulerende (Lassen m. fl., 2016). Alt i alt vurderes stoffet ikke til at være et mindre problematisk alternativ til mange af de regulerede bromerede flammehæmmere.

Trixylyl fosfat (TXP)

Tricresylfosfat er i 2013 blevet optaget på kandidatlisten pga. klassificeringen som reproduktionstoksisk. Efterfølgende er TXP optaget på CoRAP i 2014, fordi stoffet mistænkes for at være PBT/vPvB, bruges i store tonnager (1.000 – 10.000 t/år), har en udbredt/dispersiv anvendelse, medfører eksponering i både miljø og arbejdsmiljø samt har en høj risikovurderingskvotient.¹⁸ På baggrund af tilgængelige nedbrydnings- og bioakkumuleringsdata, kan TXP antages at være potentielt P eller vP samt B og T. Status af TXP under CoRAP for nuværende er at afvente mere information om mulige PBT-egenskaber. Hvis TXPs egenskaber som PBT kan dokumenteres, ville det potentielt medføre en rettelse af noteringen på kandidatlisten, samt evt. godkendelsesprocedure under REACH.

Toksikokinetik

Der er ikke identificeret oplysninger om optag, fordeling, metabolisme og udskillelse i denne undersøgelse. Efter vurdering af registranten er en udredning af de toksikokinetiske egenskaber af TXP ikke nødvendig.¹⁹

Sundhedseffekter

TXP har en harmoniseret klassificering som Repr. 1B; H360F. Derudover angiver registrantens selvklassificering STOT Rep. Exp. 2 H373 som farekode pga. mulige organskader ved langvarig eller gentagen eksponering.

Miljøeffekter

Registrantens selvklassificering anfører at stoffet er meget giftigt i vandmiljøet (Aquatic Acute 1; H400 og Aquatic Chronic 1; H410).

Tributyl fosfat (TBP)

Tributylfosfat er evalueret under CoRAP i 2012, fordi stoffet er CMR, bruges i store tonnager (1.000 – 10.000 t/år), har en udbredt/dispersiv anvendelse og medfører "andre farebekymringer".²⁰ Stoffet er allerede klassificeret som kræftfremkaldende (Carc. 2), men den kompetente myndighed (Ungarn) overvejede om denne klassificering er rigtig ud fra flere mulige fortolkninger af mutagenicitets- og genotocitetstests. Derudover har TBP også potentiale for at medføre skader på organer, neurotoksiske effekter og udviklingstoksicitet. Vurderingen af TBP resulterede i at datagrundlaget er tilstrækkeligt og at en klassificering for disse effekter ikke er berettiget. TBP er ikke inkluderet eller foreslået til inklusion på kandidatlisten.

¹⁸ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e180686bab>

¹⁹ <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/2204/7/2/2>

²⁰ <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807e46ea>

Toksikokinetik

TBP optages både oralt og via huden, omsættes og udskilles nærmest fuldstændigt fra organismen. De tilgængelige data fra registreringsdossieret viser derfor et lavt potentiale for bioakkumulering²¹.

Sundhedseffekter

TBP har en harmoniseret klassificering som Acute Tox. 4, Skin Irrit. 2 og Carc. 2.

Miljøeffekter

ATSDR (2012) har beskrevet opførsel i miljøet i en vurdering af flere organofosfat flammehæmmere. TBP ser ud til at være let bionedbrydeligt. Oplysninger om effekter i miljøet er ikke tilgængelige.

2.3.4 Konklusion

Baseret på ovenstående kan det - hvad angår de grupper af additiver, som der er set nærmere på - konkluderes:

- **Stabilisatorer:** De mest problematiske stabilisatorer med bly, cadmium og visse organotinforbindelser er i dag anvendelsesbegrænsede eller på vej til at blive det, men for blys vedkommende forventes en undtagelse for genanvendt PVC. Af de øvrige stabilisatorer, er der flere af organotin-stabilisatorerne, der er klassificeret reproduktionstoksiske, og påkalder sig øget opmærksomhed. Det har ikke været muligt at få detaljerede oplysninger om flydende metalbaserede stabilisatorer, og dermed afklare deres klassifikation, og det vil derfor være relevant at se nærmere på disse miljø- og sundhedsegenskaber. Der er flere af UV-stabilisatorerne, der er optaget på CoRAP listen under REACH, men det er uklart, i hvilket omfang disse stabilisatorer faktisk anvendes i PVC.
- **Blødgørere:** De fleste af de klassificerede ftalater er optaget på godkendelseslisten og en anvendelsesbegrænsning er på vej for de vigtigste af stofferne, dog med mange undtagelser for produkter anvendt udendørs, i industrien og landbruget, mm. For de vigtigste alternativer, DINP og DIDP, har ECHA's evaluering af den eksisterende anvendelsesbegrænsning af stofferne i produkter, som børn kan putte i munden, nået frem til, at der ikke var basis for at udvide anvendelsesbegrænsningen til flere produkter. ECHA's videnskabelig komité for risikovurdering (RAC) er for nylig nået frem til, at DINP ikke skal klassificeres som reproduktionstoksisk. De vigtigste alternativer til ftalater, herunder DINCH og DEHT er ikke klassificerede og vurderinger af stofferne når frem til, at stofferne ikke er kræftfremkaldende, mutagene eller reproduktionsskadelige (CMR), men det er stadig relevant at være opmærksom på eventuelt andre egenskaber. På basis af eksisterende viden er det ikke klart, om de mest anvendte alternativer som DINCH og DEHT ud fra et miljø- og sundhedsmæssigt synspunkt er væsentligt bedre end de ikke-klassificerede ftalater som DINP og DIDP.
- **Flammehæmmere:** Brug af flammehæmmere knytter sig primært til brug af PVC i elektriske og elektroniske produkter. Nogle af flammehæmmerne er klassificeret reproduktionstoksiske, mens andre er klassificeret kræftfremkaldende. Det er ikke klart, i hvilket omfang de enkelte flammehæmmere indgår i produkter på markedet, men resultaterne indikerer, at det kunne være relevant at se nærmere på de sundheds- og miljømæssige effekter af nogle af flammehæmmerne. Det skal bemærkes, at alternativer til PVC til tilsvarende formål også vil indeholde flammehæmmere.

²¹ <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/13548/7/2/2>

- **Biocider:** Biocider skal godkendes i henhold til godkendelsesprogrammet under Biocidforordningen. Det tidligere mest anvendte biocid, 10,10-oxybis-10H-phenoxarsin) (OBPA) må ikke længere anvendes. Øvrige biocider, der er identificeres som markedsført til brug i PVC, er under vurdering under godkendelsesprogrammet. Der er ingen af disse, som er klassificerede som kræftfremkaldende, mutagene eller reproduktionsskadelige (CMR).

3. Opgørelse af mængden af PVC i produkter

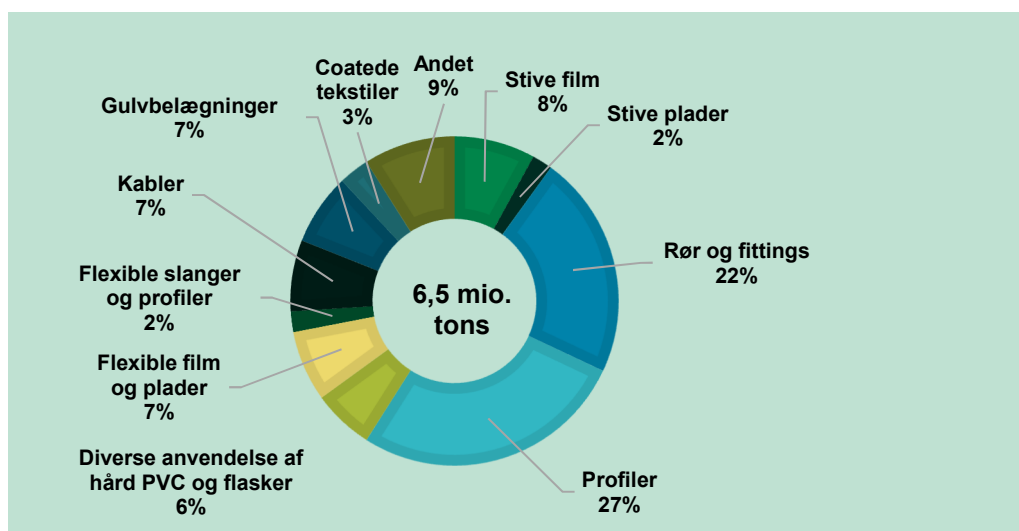
I dette kapitel opgøres mængderne af henholdsvis hård og blød PVC i produkter på det danske marked. Da langt hovedparten af produkterne importeres, vil hvert afsnit indledes med en kort beskrivelse af, i hvilket omfang additiverne i produkterne vil afspejle det internationale marked.

Internationalt perspektiv

Det globale forbrug af PVC udgør mere end 40 mio. tons per år, og forbruget er stigende. På det globale niveau stiger forbruget af PVC med gennemsnitligt 3 % pr. år med de største vækstrater i udviklingslande (ECVM, 2018). I EU produceres der i dag omkring 6,5 mio. tons PVC produkter, og der anvendes til denne produktion samlet 5 million tons PVC resin. Dette svarer til 10 % af alt plast produceret i EU (ECVM, 2018). Der er i EU set et fald i produktionen fra omkring 8 mio. tons PVC produkter før finanskrisen; et fald som også er set i Danmark.

Hård PVC udgjorde i 2017 omkring 2/3 af produktionen af PVC i EU, mens blød PVC udgjorde 1/3, som det fremgår af nedenstående figur, hvor de fem første kategorier udgøres af den hårde PVC. Der er ikke fundet opgørelser for den samlede forsyning i EU, hvor der tages højde for handel med lande uden for EU. Den samlede import til EU for med de største varekategorier af produkter anvendt i bygge-/anlægssektoren er i følge ECHA (2016b) steget fra omkring 0,1 mio. tons i 2006 til 0,35 mio. tons i 2015. I 2015 var 80 % af importen fra Asien. På trods af en markant stigning i importen, er denne stadig relativt lav sammenlignet med produktionen i EU. Hvis der groft regnes med at forsyningen i Danmark svarer til ca. 1 % af produktionen i EU (svarende til Danmarks andel af befolkningen i EU), ville det svare til en samlet forsyning på 43.000 tons hård PVC og 21.000 tons blød PVC. Forsyningen af hård PVC i Danmark i 2017 er i næste afsnit opgjort til ca. 40.000 tons i 2017, mens forsyningen med blød PVC er opgjort til ca. 23.000 tons. Forsyningen af PVC med produkter er således på niveau med det europæiske gennemsnit.

Det internationale perspektiv diskuteres yderligere for henh. hård og blød PVC i de følgende afsnit.



FIGUR 3.1. Fordeling af produktionen af blød og hård PVC i EU i 2017. (baseret på ECVM, 2018)

3.1 Hård PVC

3.1.1 Internationalt perspektiv

Som tidligere nævnt har det i Danmark i mange år været forbudt at anvende stabilisatorer baseret på bly- og cadmiumforbindelser og forbudt at importere artikler indeholdende disse stabilisatorer. På EU plan har det været forbudt at importere artikler med cadmiumstabilisatorer siden 2011, mens der hidtil ikke har været et forbud med import af artikler med bly-stabilisatorer.

Sammensætningen af stabilisatorer i produkter importeret til Danmark vil derfor ikke afspejle det internationale forbrug af stabilisatorer, da der er et specifikt dansk forbud mod blystabilisatorer. Da brugen af blystabilisatorer er mere eller mindre udfaset med en frivillig aftale i EU, vil der kun være en problemstilling i relation til genanvendelse og til artikler importeret fra lande uden for EU. I Kina er der en tilsvarende tendens til frivilligt at udfase blystabilisatorer i produktion af rør, men der er tilsyneladende endnu ikke sket en fuldstændig udfasning.

Anvendelsesbegrænsnings-dossieret for blystabilisatorer (ECHA, 2016b) estimerer, at tonnagen af blystabilisatorer i produkter produceret i EU i 2016 var 0-632 tons (mulig brug hos producenter ikke omfattet af den frivillige aftale), mens importerede varer indeholdt 1.057-3.980 tons blystabilisatorer. Langt den største del af tonnagen var således indeholdt i importerede produkter. Sammenlignet med det tidligere forbrug af blystabilisatorer i EU, hvor forbruget i 2007 til produktion af PVC artikler i EU var 100.000 tons (ECHA, 2016b), var importen i 2016 dog beskeden.

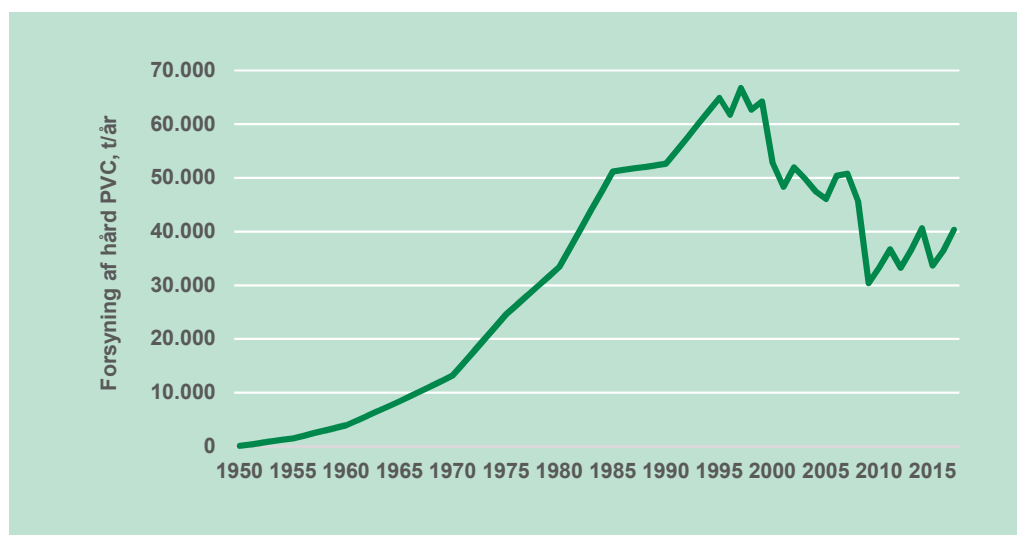
Det danske forbud mod brug af blystabilisatorer betyder, at hård PVC indsamlet i Danmark eksporteres til lande i EU, som ikke har et tilsvarende forbud, som nærmere beskrevet i afsnit 4.1.2. ECHA's forslag til anvendelsesbegrænsning af blystabilisatorer foreslår en grænseværdi på 0,1 %. Desuden er der for en lang række artikler af genanvendt PVC fremsat forslag om en undtagelse på 1 % over en 15 års periode. Danmark har i forbindelse med den offentlige høring (september 2017) forslået en grænseværdi for bly på 0,01 % for alle PVC artikler, herunder også artikler fremstillet af genanvendt PVC.²²

²² <https://mst.dk/kemi/kemikalier/fokus-paa-saelrige-stoffer/listen-over-uoenskede-stoffer/status-for-lous/13-bly/>

3.1.2 Forsyning i Danmark

Samlet forsyning af hård PVC med produkter

Hård PVC blev i Danmark introduceret i 1950. Den samlede forsyning med artikler steg jævnt de næste 40 år, og forsyningen toppede på et niveau omkring 65.000 t/år i slutningen af 1990'erne (se FIGUR 3.2). På dette tidspunkt begyndte der at være fokus på substitution af PVC, og forbruget begyndte at falde. Dette fald blev yderligere forstærket af finanskrisen i 2007/2008. Efter krisen er der set en mindre stigning, men forsyningen er i dag stadig mindre end inden finanskrisen, som det også er tilfældet i EU som hele.



FIGUR 3.2. Forsyning af hård PVC med artikler i perioden 1950-2017 (Kaysen m.fl., 2015; Danmarks Statistik, 2017).

Forsyning opdelt på produktgrupper

Med begrebet "forsyning med artikler" menes der i denne rapport den samlede mængde af hård PVC i artikler, som er solgt i Danmark et givent år. Forsyningen i Danmark er som det er almindeligt i massestrømsanalyser for Miljøstyrelsen beregnet som

$$\text{Forsyning} = \text{import} + \text{produktion} - \text{eksport}$$

Dvs. for hver produktgruppe er den samlede forsyning af artiklerne beregnet og denne mængde er ganget med den andel som hård PVC vurderes at udgøre af artiklerne.

Rapporten "Genanvendelse af hård PVC i Danmark" fra 2015 har beregnet forsyningen af artikler af hård PVC fra 1950 frem til 2012 (Kaysen m.fl., 2015).

Beregningerne tager for perioden 2000-2012 udgangspunkt i en metode anvendt i en opgørelse for Miljøstyrelsen fra 2003, hvor Skårup og Skytte (2003) beregnede forsyningen i 2000 og 2001 ud fra forsyningen af relevante varegrupper, og resultaterne blev sammenlignet med resultatet af beregninger på grundlag af afgiftsprovenuet af PVC Afgiftsloven, som på daværende tidspunkt også omfattede nogle grupper af varer med hård PVC. I Skårup og Skytte (2003) blev der for relevante varegrupper anslået, hvor stor en andel der vil kunne udgøres af PVC, og hvor stor en andel af PVC, der var henh. hård og blød PVC. Opgørelsen byggede på en lignende opgørelse fra 1995 (DTI Miljøteknik, 1995), men for nogle af produkterne blev der

foretaget en revurdering af PVC andelene. De relevante varepositionsnumre og de anslåede andele er angivet i Bilag 1. For nogle varegrupper er det sket en revurdering af andele, og for varegrupper, der i perioden er opdelt eller slået sammen, er der anslået andele ud fra de varegrupper, som indgik i opgørelsen fra 2003.

Rapporten om genanvendelse af hård PVC har opgjort forsyningen i følgende grupper, som også danner grundlag for de beregnede affaldsmængder. Den samme gruppering er anvendt i denne undersøgelse:

- Rør, afløb og fittings
- Vinduer og døre
- Kabelbakker og paneler
- Tagrender og nedløbsrør
- Tagplader; primært klare tagplader
- Andre produkter af hård PVC

Andre produkter af hård PVC omfatter bl.a. hårde klare film anvendt til emballage, PVC skum i bl.a. vindmøllevinger, kredit- og adgangskort, grammofonplader, møbler, lamper og andre designgenstande, men listen af anvendelser er lang. Opgørelsen baserer sig på data for 25 varepositionsnumre i handels- og produktionsstatistikken.

Udviklingen i forsyningen af hård PVC i perioden 2000-2017 opdelt på disse varegrupper fremgår af FIGUR 3.3 og Tabel19.

Figuren og tabellen er for perioden 2000-2012 baseret på data fra ovennævnte opgørelse af Kaysen m. fl. (2015), mens der for perioden 2013-2017 er foretaget en beregning med de samme forudsætninger på basis af data for import/eksport og produktion udtrukket fra Danmarks Statistiks databank (Danmarks Statistik, 2017). Et udtræk for 2010-2012, med de givne forudsætninger, gav ikke præcist samme fordeling mellem produktgrupperne, som angivet i Kaysen m. fl. (2015), men totalerne for perioden 2010-2012 afveg med mindre end 1 %. Da der ikke var tale om systematiske afvigelser (f.eks. grundet brug af forskellige andele), vurderes det, at forskellene formentlig skyldes opdateringer hos Danmarks Statistik, hvor varepositionsnumrene for enkelte indberetninger kan være blevet ændret. Da forsyningsmængderne fra Kaysen m. fl. (2015) anvendes til beregning af affaldsmængder, er det valgt at holde fast ved de beregnede mængder i denne rapport og kun angive nye mængdeberegninger for perioden 2012-2017.

Ved beregninger er der foretaget mindre korrektioner af de statistiske data:

- For KN 39252000 "Døre, vinduer og rammer dertil, samt dørtærskler, af plast" angives der i produktionsstatistikken ikke mængder, men udelukkende værdi i kr. og antal enheder. Mængden er her omregnet på basis af vægten per kr. af eksporterede varer.
- For enkelte år er mængderne for enkelte varepositionsnumre gjort fortrolige og fremgår ikke af statistikken. I disse tilfælde er mængderne beregnet på basis af den angivne værdi og vægten pr kr. for samme varepositionsnummer de omgivende år.
- For KN 39172310 "Rør og slanger...." er der korrigeret i 2014 for en fejlregistrering i angivelse af mængde (mere end 10 gange højere end de omgivende år) baseret på den angivne værdi og vægten pr kr. fra omgivende år.

For de fleste varegrupper er der ikke en entydig sammenhæng mellem anvendelser og varepositionsnumrene i statistikken, og fordelingen mellem de enkelte varegrupper skal tages med et vist forbehold.

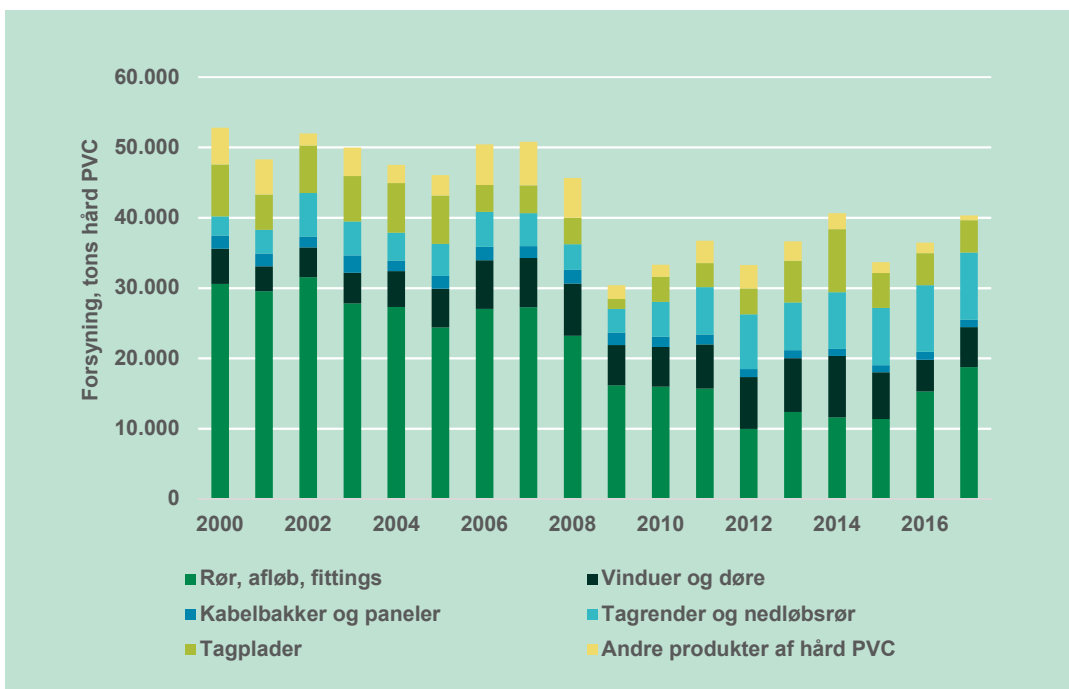
For rør og tagplader, angives for de fleste af varepositionsnumrene specifikt at produkterne er lavet af PVC, og der må regnes med, at mængder for disse grupper er relativt sikkert bestemt. For vinduer og døre samt kabelbakker og paneler omfatter varepositionsnumrene varer af plast, og da PVC er den dominerende plasttype til disse formål, må mængderne også regnes som relativt sikre. Tagrender og nedløbsrør indgår i et sammensat varepositionsnummer med mange andre produkter. Mængderne må dermed anses som meget usikre. Det samme er tilfældet for gruppen af "andre produkter".

Ud over de varegrupper, som er dækket af de omfattede varepositionsnumre, vil der kunne være såvel import som eksport af artikler (og i beskedent omfang maling og andre blandinger), som indeholder mindre mængder hård PVC, eller hvor hård PVC udgør en lille del af artiklerne. Som det senere beskrives i relation til blød PVC, vil der eksempelvis kunne være import af PVC med biler og andre køretøjer, smådele af elektriske og elektroniske produkter mm. Der er ingen af de tidligere opgørelser, der har anslået, hvor meget det vil kunne dreje sig om, men det vurderes at være en beskedent mængde sammenlignet med de omfattede varegrupper.

For den største af varegrupperne rør, afløb og fittings ses markante ændringer i perioden 2010 til 2017. Omkring år 2000 udgør denne produktgruppe væsentligt over halvdelen af forsyningen, men der sket et fald i forsyningen i perioden 2008 til 2012 til et niveau på 1/3 af niveauet i år 2000. Herefter ses en stigning i forsyningen, således at denne gruppe i 2017 udgør omkring 46 % af det samlede forbrug af hård PVC.

For tagrender og nedløbsrør ses en markant stigning i forsyningen fra ca. 2.700 tons i 1990 til omkring 9.600 tons i 2017, og denne gruppe udgør i 2017 24 % af den samlede forsyning. Som nævnt ovenfor er mængderne for denne gruppe meget usikkert bestemt. I følge WUPPI ordningen vurderes de opgjorte mængder for tagrender og nedløbsrør at være meget for høje.

For gruppen af andre produkter af hård PVC estimeres et fald i forsyningen. De største mængder inden for gruppen af andre produkter udgjordes i 2000 af persiener og lign. og diverse stænger og profiler, hvor der for begge grupper ses et meget markant fald. Forsyningen med maling og lakker er gennem perioden beregnet at være i størrelsesordenen 400 t/år, som udgør den eneste anvendelse i blandinger, som er omfattet af beregningsmodellen. Mængden er meget usikker, da der kun regnes med, at der PVC udgør 1 procent af forsyningen af maling og lakker, og dette kan have ændret sig gennem perioden.



FIGUR 3.3. Udviklingen i forsyningen af hård PVC opdelt på seks hovedgrupper i perioden 2000-2017 (Kaysen m.fl., 2015 (årene 2000-2012); beregninger på basis af Danmarks Statistik, 2017).

TABEL 18. Udviklingen i forsyningen af hård PVC opdelt på seks hovedgrupper i perioden 2000-2017 (Kaysen m.fl., 2015; beregninger på basis af Danmarks Statistik, 2017).

	Forsyning, tons hård PVC					% af samlet forbrug i 2017
	2000	2005	2010	2015	2017	
Rør, afløb, fittings	30.590	24.377	15.981	11.361	18.720	46%
Vinduer og døre	4.971	5.523	5.604	6.630	5.688	14%
Kabelbakker og paneler	1.881	1.819	1.495	1.004	1.049	2,6%
Tagrenden og nedløbsrør	2.722	4.536	4.938	8.184	9.566	24%
Tagplader	7.381	6.889	3.571	4.957	4.611	11%
Andre produkter af hård PVC	5.238	2.918	1.701	1.521	694	1,7%
I alt	52.783	46.062	33.290	33.656	40.327	

3.2 Blød PVC

Der har i Danmark siden 2000 været afgift på en lang række varer af PVC. Loven har siden ikrafttræden omfattet en stor del af de artikler, hvor blød PVC udgør en væsentlig del af produktet. Baseret på afgiftsprovenuet af PVC-afgiftsloven foreligger der for de omfattede produkter et godt datasæt for udviklingen i forsyningen af blød PVC og udviklingen i brugen af blødgørere til disse produkter. Udviklingen i forsyningen af afgiftsbelagte produkter vil derfor beskrives i afsnit 3.2.2, mens udviklingen i den samlede forsyning af blød PVC med produkter, inklusive de ikke-afgiftsbelagte produkter, vil beskrives i afsnit 3.2.3.

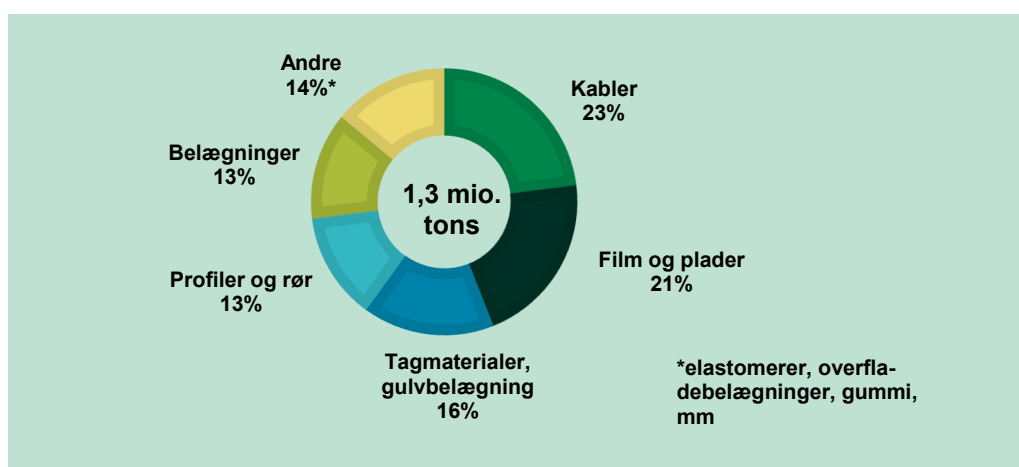
Kapitlet vil indledes med en kort beskrivelse af det internationale perspektiv i relation til brugen af blødgørere.

3.2.1 Internationalt perspektiv

Fordeling af forbrug i Europe

Nedenstående figur viser, hvorledes forbruget af blødgørere i Europa i 2015 fordelte sig mellem forskellige anvendelser. Mere end 90 % af forbruget af blødgørere anvendes til PVC (European Plastics, 2017). Figuren kan give en indikation på, hvorledes forbruget af blød PVC kan forventes at fordele sig.

Forbruget på 1,3 mio. tons, vil, hvis 90 % anvendes til PVC med et indhold på 30 % blødgørere, svare til 3,9 mio. tons blød PVC. Dette er væsentlig mere end mængderne opgjort på basis af data fra ECVN (2018), hvor mængderne vil svare til 2,1 mio. tons på EU plan (se indledning af afsnit 3.2). Der er ikke fundet en forklaring på disse forskelle.



FIGUR 3.4. Fordeling af anvendelse af blødgørere i Europa i 2015. (baseret på European Plastics, 2017)

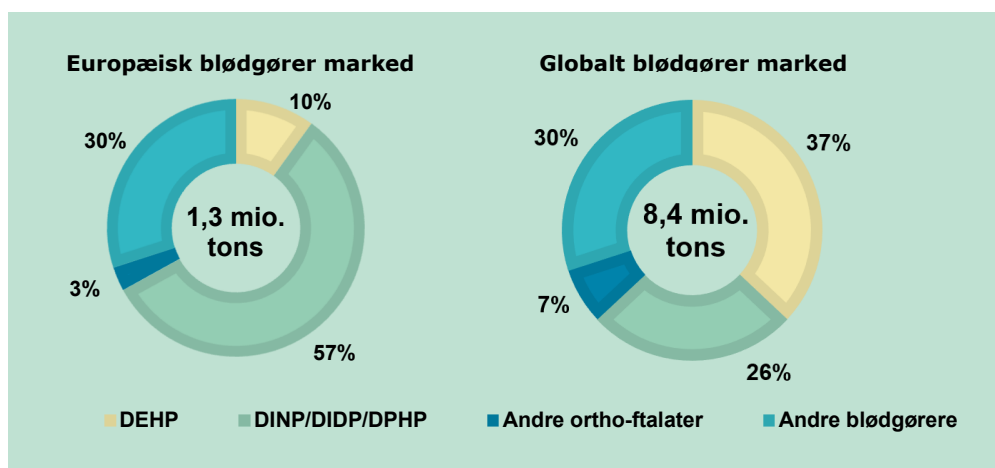
Blødgørere i importerede produkter

Langt hovedparten af produkter af blød PVC vil importeres og indholdet af blødgørerne vil reflektere forbrugsmønstret i de lande, hvorfra produkterne importeres.

For at undgå import af produkter med de fire klassificerede ftalater DEHP, DBP, BBP og DIBP indførtes i Danmark med bekendtgørelse nr. 1113 af 26/11/2012 et forbud mod import og salg af produkter med disse ftalater, men forbuddet blev igen hævet med bekendtgørelse nr. 979 af 05/09/2014. Disse ftalater vil derfor stadig kunne være til stede i importerede produkter bortset fra legetøj og børneartikler (hvor de er reguleret på EU niveau). Der vil være stor forskel i indholdet af blødgørere afhængig af, hvor produkterne kommer fra.

I 2015 udgjorde DEHP 10 % af det europæiske marked for blødgørere på 1,3 mio. tons (**FIGUR 3.5**). Heraf anvendtes omkring 95 % til PVC. På det globale marked for blødgørere udgjorde DEHP stadig 37 % af markedet.

Omkring 30 % af det globale marked for blødgørere udgjordes af ikke-ftalater. Af disse var de vigtigste grupper (se nærmere beskrivelse under blødgørere) *tere*-ftalater (12 % af totalt marked), epoxider (7 %), alifatiske blødgørere (4 %), trimellitater (2 %), mens andre blødgørere udgjorde de resterende 5 % (C&EN, 2015).



FIGUR 3.5. Fordeling af den europæisk og det globale forbrug af blødgørere til alle formål i 2015. (baseret på European Plasticiser, 2017). PVC udgør omkring 95 % af det samlede forbrug af blødgørere i Europa.

Der er ikke fundet data, der angiver forskellene mellem de forskellige dele af verden i 2015, men data for 2010 er vist i nedenstående tabel. På dette tidspunkt udgjorde DEHP 16 % af markedet i Vesteuropa, 19 % i USA og 60 % i Asien. Andelen, som udgøres af DEHP produktion af produkter i Vesteuropa, var som nævnt ovenfor faldet yderligere til 10 % i 2015.

TABEL 19. Det globale marked for blødgørere i 2010 (Plastemart.com, 2013).

Blødgørere	% af marked		
	Vesteuropa	USA	Asien
DEHP	16	19	60
C9/C10 ftalater *	63	33	21
Lineære og andre ftalater	6	19	9
Ikke-ftalater	16	38	10
I alt	100	100	100

* Note af forfatterne af nærværende rapport: Primært DINP og DIDP

Disse forskelle mellem anvendelserne i henh. USA og Vesteuropa og Asien betyder, at en meget væsentlig del af DEHP og de øvrige klassificerede ftalater i artikler på det Europæiske marked indgår i varer, som er importeret fra lande uden for EU. Fra 2011 til 2014 steg andelen af forsyningen af DEHP, DBP, DiBP og BBP med produkter, som udgjordes af importerede produkter, fra 57 % til 73 % (ECHA, 2017).

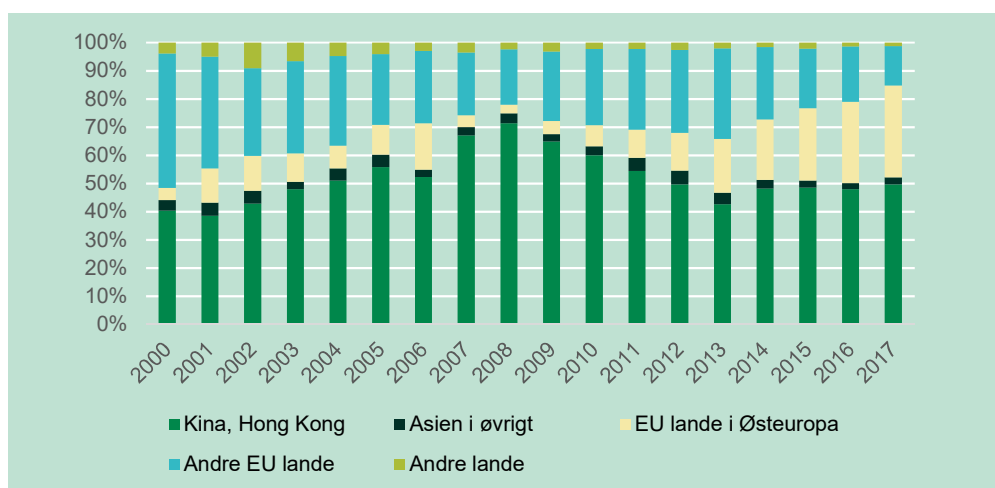
Det samme mønster, som ses for EU som et hele, vil højst sandsynligt ses for forsyningen af de fire ftalater med produkter i Danmark. En analyse af DEHP i artikler i Norge fra 2011 viste, at 60 % af DEHP i produkter solgt i Norge var indeholdt i produkter importeret fra lande uden for EU (Lassen m.fl., 2011). Analysen viste, at det samlet kun var 20 % af PVC produkterne som var importeret fra Asien, idet hovedparten af de store produktområder som kabler, gulvbelægninger og vægbelægninger, slanger samt plader og folier for mere end 90 % vedkommende var importeret fra Europæiske lande. For tasker, tøj, legetøj og fodtøj blev hovedparten af produkterne importeret fra Asien.

TABEL 20. Forsyning af de klassificerede ftalater DEHP, DBP, DiBP og BBP i EU med produkter (ECHA, 2017)*

	Mængde af DEHP, DBP, DiBP og BBP i t/år			
	2011	2012	2013	2014
Mængde anvendt til produktion i EU	92.403	84.259	73.458	62.612
Mængde i eksporterede artikler	14.438	14.924	15.755	15.722
Mængde i importerede artikler	101.256	100.015	122.822	124.245
Samlet forsyning	179.222	169.350	180.525	171.135
Andel af de forsyning som udgøres af import	56,5%	59,1%	68,0%	72,6%

* Baggrundsdata for beregningerne fremgår ikke af rapporten.

Der ser dog ud til at der for en række relevante varegrupper er sket en ændring de seneste år, hvor import fra EU lande i Østeuropa (først og fremmest Polen og Tjekkiet) fortrænger import fra Asien og fra andre EU lande, som illustreret i nedenstående figur for varepositionsnummeret, der dækker svømmebassiner, mm.



FIGUR 3.6. Fordelingen af import af KN 95069990 "Redskaber og rekvisitter til sport eller til udendørsleg og -spil, i.a.n.; svømmebassiner og soppebassiner"

3.2.2 Forsyning af afgiftsbelagte produkter med blød PVC

Forsyningen af afgiftsbelagte produkter med blød PVC er beregnet på grundlaget af provenu, som for hver produktgruppe er opdelt på produkter henholdsvis med og uden PVC. Afgifterne, som har været konstant gennem hele perioden 2000-2017, er angivet i Bilag 2.

For varer, der ikke i sig selv er afgiftspligtige, men som indeholder én eller flere afgiftspligtige varer, der udgør mindst 10 % af den samlede vares vægt, skal der i følge bekendtgørelsen svares afgift af den afgiftspligtige del af den samlede vare. Dette kan være relevant for nogle få produkter, hvor f.eks. rør og slanger kan udgøre mere end 10 %, men i de fleste sammensatte varer, som eksempelvis biler og elektriske og elektroniske produkter, vil de afgiftsbelagte komponenter udgøre mindre end 10 %, og dermed ikke være omfattet af afgiften.

Afgiftssatserne er beregnet ud fra det forventede indhold af blød PVC i produkterne og andelen af ftalater i den bløde PVC. Satserne er sammensat af en sats på 7 kr/kg ftalat og 2 kr/kg PVC-resin i produktet. For de fleste af produkterne betales afgiften på basis af produkternes indhold af blødgjort PVC, men for enkelte produkter betales der på basis af nettovægt af produkter, antal produkter eller varens overfladeareal.

For de produkter, hvor beregningsgrundlaget er vægten af blød-PVC i produkterne, er der her regnet med, at der kun er svaret afgift af indholdet af blød-PVC. Hvis dette ikke kendes skal der svares afgift af hele produktets vægt, men der er her antaget, at virksomhederne godt kender indholdet af blød PVC og ikke betaler mere end nødvendigt.

For andre produkter vil det være nødvendigt at estimere indholdet af blød-PVC i produkterne ud fra satserne, som antages at være fremkommet ved at anvende de ovenfor nævnte satser for PVC-resin og ftalater i produkterne. Ud fra forholdet mellem satsen for produkter henh. med og uden ftalater kan indholdet af ftalater i den bløde PVC beregnes, og størrelsen af afgifterne kan anvendes til at beregne, hvilken andel af produkterne, der udgøres af blød PVC.

Skårup og Skytte (2003) har for de fleste produkter antaget, at satserne er beregnet således at afgiften svarer til 3,5 kr/kg PVC i produkterne med ftalater og 1,4 kr/kg PVC uden ftalater. Forholdet mellem de to satser svarer til, at ftalater udgør 30 % af den bløde PVC, men dette er for en række af produkterne ikke i overensstemmelse med, hvad der kan beregnes ud fra afgifterne for produkter henh. med og uden ftalater. Der er derfor her foretaget en genberegning. Der er i lighed med Skårup og Skytte (2003) regnet med, at indholdet af blødgørere er den samme for produkter med ftalater og produkter med alternative blødgørere. De samlede mængde blød PVC i år 2000 er ved genberegningen estimeret til 19.776 tons mod 18.175 tons estimeret af Skårup og Skytte (2003)

Udviklingen i det samlede forbrug af blød PVC med afgiftsbelagte produkter er vist i FIGUR 3.7. Figuren viser også de samlede mængder af blød PVC med henh. ftalater og andre blødgørere, som vil blive yderligere diskuteret i næste afsnit.



FIGUR 3.7. Udviklingen i forsyningen af blød PVC med afgiftsbelagte produkter.

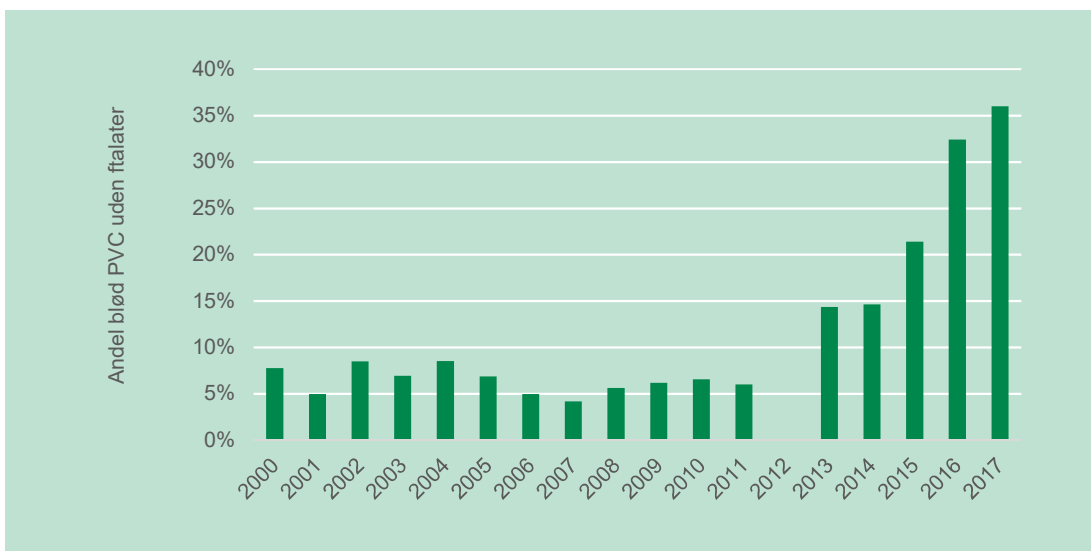
TABEL 21. Forbruget af afgiftsbelagt blød PVC opdelt på produktgrupper²³.

Totale mængder PVC	2000	2005	2010	2015	2017	% af samlet forbrug i 2017
Kabler og ledninger	12.084	9.320	3.746	2.526	2.299	31%
Andre gulvbelægninger, væg- lofts- beklædning	2.118	2.205	1.003	1.239	1.369	19%
Bløde rør og slanger	2.039	2.000	1.711	1.519	1.338	18%
Gulvbelægninger, væg-, loftsbe- klædning, korkfliser	288	311	274	258	336	5%
Handsker, forklæder, beskyttelses- dragter, regntøj	1.474	1.594	662	352	296	4%
Tape (blødgjort) og selvklæbende fo- lier	634	524	466	493	612	8%
Tagfolier, membranfolier, tagplader	487	477	303	205	180	2%
Charteks og plastlommer	210	143	80	78	35	0,5%
Ringbind og brevordnere	218	63	38	31	17	0,2%
Tidsskriftskassetter	111	46	29	7	4	0,1%
Presenninger	83	257	309	951	791	11%
Dækketøj, gardiner, rullegardiner. m.m.	29	47	96	49	53	0,7%
Tagrender, stålplader/-profiler, ned- løbsrør	1	10	4	1	0	0%
I alt	19.776	16.999	8.720	7.710	7.330	100%

Andel af afgiftsbelagt PVC med og uden ftalater

Udviklingen i andelen af afgiftsbelagte PVC produkter uden ftalater er vist i FIGUR 3.8. Som det fremgår af figuren, ligger andelen jævnt omkring 5 % i perioden 2000 til 2011, hvorefter der ses en markant stigning op til en andel på 37 %. Som det fremgår af FIGUR 3.7 er denne markante stigning primært et resultat af en stigning i forsyningen af blød PVC uden ftalater, mens den samlede forsyning af blød PVC er nogenlunde konstant fra 2011 til 2017. Ftalater omfatter både de klassificerede (primært DEHP, DBP, BBP og DiBP) og de ikke-klassificerede *ortho*-ftalater.

²³ Enkelte linier i tabellen var i første version byttet om. Dette er tilrettet i version fra maj, 2020.



FIGUR 3.8. Andel af blød PVC i afgiftsbelagte produkter, som er blødgjort med andre blødgørere end ftalater.

Der er stor forskel mellem produktgrupperne, hvad angår andel af andre blødgørere. Af nedenstående tabel fremgår det, at andelen af andre blødgørere for "Andre gulvbelægninger, væg- loftsbeklædning" er steget til 92 %, mens den for presenninger, kabler og ledninger, og tagfolier, membranfolier, tagplader stadig er under 1 %. Dette skal dog ses i sammenhæng med at forbruget af PVC med sidstnævnte produkter er faldet markant, hvilket kunne indikere, at der for disse produkter har været fokus på substitution til andre plastmaterialer, snarere end substitution til andre blødgørere i PVCen.

TABEL 22. Udviklingen i andel af blød PVC uden ftalater opdelt på produktgrupper.

Produktgruppe	2000	2005	2010	2015	2017
Kabler og ledninger	0%	8%	4%	5%	4%
Andre gulvbelægninger, væg- loftsbeklædning	44%	5%	1%	60%	92%
Bløde rør og slanger	13%	4%	4%	17%	45%
Gulvbelægninger, væg- loftsbeklædning, korkflis	10%	11%	8%	39%	62%
Handsker, forklæder, beskyttelsesdragter, regntøj	3%	7%	8%	13%	8%
Tape (blødgjort) og selvklæbende folier	19%	19%	35%	32%	45%
Tagfolier, membranfolier, tagplader	3%	0%	2%	14%	2%
Charteks og plastlommer	0%	0%	8%	51%	86%
Ringbind og brevordnere	0%	0%	0%	76%	65%
Tidsskriftskassetter	39%	0%	0%	26%	26%
Presenninger	40%	0%	2%	8%	11%
Dækketøj, gardiner, rullegardiner, m.m.	0%	2%	92%	85%	85%
Tagrender, stålplader/-profil, nedløbsrør	0%	0%	98%	55%	0%

Det forhold, at produkter med andre blødgørere i 2016 og 2017 udgjorde mere end 30% af den samlede forsyning af afgiftsbelagt blød PVC, er meget godt i overensstemmelse med at ikke-ftalat blødgørere udgjorde omkring 30% af forbruget i såvel Europa som det globale forbrug af blødgørere.

3.2.3 Samlet forsyning af blød PVC med produkter

Der er en lang række produkter, som kan indeholde blød PVC, men som ikke er afgiftsbelagt. Disse omfatter (Miljøstyrelsen; 2001; Skårup og Skytte, 2003; Højbye m.fl., 2011; ECHA, 2017; PVC Informationsrådet, 2017b):

- **Biler og andre køretøjer** - omfatter især indtræk til biler, ledninger og PVC til undervognsbehandling
- **Støvler og vaders**
- **Sko og såler** - bl.a. slippers og badesandaler af PVC samt såler på andre typer sko
- **Elektriske og elektroniske artikler** - især ledninger, stik og håndtag, men der kan være mange smådele af PVC
- **Emballage** omfattende propper, låg, balloner, flasker og kolber, mm.
- **Legetøj** - især dukker og dele til dukker
- **Svømme - og soppebassiner, badebolde, svømmevinger, hoppeborge og andet oppusteligt legeudstyr** - består typisk af forskelligt oppusteligt udstyr af PVC folie
- **Vandsenge og luftmadrasser** og andre produkter af PVC folie
- **Tasker og kufferter** - omfatter bl.a. tasker af kunstlæder, PVC-belagt tekstil eller tynd film på indersiden af taskerne samt mindre plastdele på tasker
- Poser og slanger til **medicinske formål**
- **Reklamebannere** og andre produkter af PVC belagt tekstil eller folier
- **Møbler** - især møbler overtrukket med kunstlæder, som ofte består af blød PVC
- **Bløde paneler og fodlister**
- **Plastbelagt trådhegn**
- **Teltbunde**
- **Måtter**
- **Transportbånd**
- **Andre produkter**, herunder sexlegetøj, bolde, urremme, kunstige blomster, paraplyer, parasoller, børster og pensler, mm

Den seneste opgørelse af forsyningen i Danmark af ikke-afgiftsbelagte produkter med PVC vedrører 2000 og 2001 (Skårup og Skytte, 2003). I denne opgørelse blev forbruget af blød PVC for nogle produktgruppers vedkommende opgjort på basis af oplysninger fra Plastindustrien til en foregående undersøgelse fra 1994/95, mens de for andre blev opgjort - som beskrevet for hård PVC - på basis af oplysninger fra Danmarks Statistik vedrørende forsyningen af relevante produktgrupper og et anslået indhold af blød PVC i de enkelte produktgrupper.

Skårup og Skytte (2003) opgjorde også forbruget af ftalater med afgiftsbelagte produkter ud fra forsyning af forskellige produktgrupper og sammenlignede det med opgørelser på basis af afgiftsprovenuene af PVC-afgiftsloven. Mængderne opgjort på basis af handels- og produktionsstatistikken var lidt større end mængderne opgjort på basis af afgiftsprovenuene. Skårup og Skytte (2003) anvendte i deres analyse af den samlede forsyning data beregnet på grundlag af handels- og produktionsstatistikken for såvel afgiftsbelagte og ikke-afgiftsbelagte produkter. Da dataene baseret på provenuet her vil anses som betydeligt mere sikre end mængder baseret på handelsstatistikken, er det her valgt at basere opgørelsen af den samlede forsyning på:

- Provenuet af PVC afgiftsloven for de produkter, der er omfattet af loven (er foretaget i foregående afsnit). Som tidligere nævnt er der i denne undersøgelse foretaget mindre ændringer i forudsætningerne for beregning af PVC-forbruget ud fra provenuet, og der vil derfor være mindre forskelle i relation til de opgørelser, der kan findes i Skårup og Skytte (2003).

- På andre kilder for øvrige produkter:
- Data fra handels- og produktionsstatistikken for varepositionsnumre, hvor PVC vides at udgøre en væsentlig andel af produkterne
- Ekspertestimer fra forfatterne af denne rapport for øvrige produktgrupper bl.a. baseret på viden om det europæiske marked.

Den samlede forsyning af blød PVC i 2000 og 2017 er vist i Tabel 24. Beregningsforudsætningerne for de enkelte varekategorier fremgår af bilag 4.

Den estimerede mængde for 2000 på 36.147 tons er stort set den samme som opgjort af Skårup og Skytte (2003), som opgør totalen til 36.528 tons på basis af metoden, hvor der for alle produktgrupper tages udgangspunkt i data fra handels- og produktionsstatistikken og anslået indhold af blød PVC i de enkelte produktgrupper.

For en del af produkterne er der foretaget analyser af ftalater i udvalgte produkter som led i Miljøstyrelsens kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, men i de fleste af forbrugerprojekterne er der kun analyseret for fire klassificerede ftalater, og undersøgelserne kan derfor generelt ikke anvendes til at belyse forekomsten af PVC i produkterne.

Den samlede mængde i 2017 er estimeret til ca. 23.000 tons. Faldet i forhold til estimererne for 2001 er primært en konsekvens af faldet i mængden af afgiftsbelagte produkter. Der kan dog for de ikke-afgiftsbelagte produkter være sket et fald, som der ikke er reflekteret i opgørelserne, idet der for flere varegrupper anvendes samme antagelser om PVC indhold som i 2000. For flere af de sammensatte varegrupper som plader, ark, film, mm. og andre varer af plast er det ret usikkert, hvad produktgrupperne faktisk omfatter, og det er også usikkert, i hvilken grad der indgår produkter, som anvendes som halvfabrikata til produktion i Danmark. Der er ændret i antagelserne for to sammensatte varegrupper. For plader, ark, film osv. er der kun medregnet de varepositionsnumre, hvor det specifikt er angivet, at produkterne er lavet af PVC. Varepositionsnummeret som dækker "andre varer af plast" er ikke taget med i opgørelsen. Skårup og Skytte (2003) estimerede at 3 % af varerne i denne gruppe kunne være PVC, men det er ikke klart, hvilke produkter der er tale om og uklart, om de er dækket ind andetsteds i opgørelsen.

De 23.000 tons blød PVC er meget godt i tråd med data for hele EU som omtalt i begyndelsen af kapitel 3.

Til estimererne af PVC i køretøjer, elektriske og elektroniske produkter (ikke med i estimatet for 2000), hoppeborge (ikke med i estimatet for 2000) og produkter til medicinske formål anvendes der andre forudsætninger end anvendt af Skårup og Skytte, idet der i høj grad skelnes til data for det samlede forbrug i EU eller data specifikt indsamlet til denne undersøgelse. For detaljer henvises til bilag 4.

Som nævnt i tabelteksten er der anvendt en notation, hvor mængder kun er rundet af til hele tal og dermed ikke reflekterer den reelle usikkerhed på estimererne.

For flere produktgrupper (eksempelvis reklamebannere og hoppeborge), hvor der er indhentet data i denne undersøgelse, kan det konstateres, at varepositionsnumre og andele af PVC anvendt af Skårup og Skytte ikke præcist afspejler de faktiske forhold, og resultaterne skal derfor tages med forbehold. En mere præcis opgørelse vil kræve, at der indsamles mere specifikke oplysninger om en lang række anvendelser, således at metoden kan forbedres og opdateres. Dette har været uden for rammerne af denne undersøgelse.

TABEL 23. Samlet forsyning af blød PVC opdelt på produktgrupper. Bemærk at usikkerheden på estimater er betydeligt større end indikeret med antallet af betydende cifre, da værdier generelt kun er afrundet til hele tal.

Produktgruppe/anvendelsesområde	Forsyning, 2000		Forsyning, 2017	
	t/år	% af opgjort forsyning	t/år	% af opgjort forsyning
Afgiftsbelagte produkter:				
Kabler og ledninger	12.084	33%	2.299	10%
Gulvbelægning, væg- og loftsbeklædning	2.406	7%	1.705	8%
Bløde rør og slanger	2.039	6%	1.338	6%
Beklædning	1.474	4%	296	1%
Tape	634	2%	612	3%
Tagfolier, membranfolier, tagplader	487	1%	180	1%
Kontorartikler	538	1%	56	0,2%
Presenninger *1	83	0,2%	791	3%
Dækketøj, gardiner, mm	29	0,1%	53	0,2%
I alt, afgiftsbelagte *	19.776	55%	7.330	32%
Ikke- afgiftsbelagte produkter:				
Biler og andre køretøjer *2	3.160	8,7%	1.800	8%
Støvler og vaders *3	380	1%	380	2%
Sko og såler *3	200	0,6%	200	1%
Emballage *4	598	2%	1.471	6%
Legetøj inkl. dukker og dukkedele *5	1.068	3%	324	1%
Svømme- og soppebassiner og lign. udstyr *6	1.384	4%	1.444	6%
Plader, ark, film, mm. *7	3.553	10%	3.280	15%
Varer fremstillet af plastfolier, ikke opgjort andetsteds (duge, gardiner, vandsenge, bruseforhæng, mm) *8	2.370	7%	2.215	10%
Tasker og kufferter *9	905	3%	500	2%
Medicinske formål, bl.a. katedre, kanyler, blodposer og slanger *10	715	2%	850	4%
Bestrøget papir og pap *11	853	2%	724	3%
Tekstilstof beklædt med PVC *12	123	0,3%	163	1%
Andre varer af plast (som opgjort i Skårup og Skytte, 2003) *13	1.062	3%	ikke medtaget	-
Ledninger og andre dele af elektriske og elektroniske artikler *14	i.e.	-	1.800	8%
Møbler *15	i.e.	-	140	1%
Hoppeborge *16	i.e.	-	225	1%
Andre anvendelser *17	i.e.	-	i.e.	0%
I alt, opgjort, ikke-afgiftsbelagte	16.371	45%	15.517	68%
Alt i alt, opgjort	36.147	100%	22.847	100%

i.e. : Ikke estimeret.

Øvrige noter til tabellen fremgår af Bilag 4

3.3 Forsyning af PVC råvarer

Den overordnede udvikling, som ses for forsyningen af hård og blød PVC med produkter, ses også for forsyningen af PVC råvarer anvendt til at producere PVC produkter i Danmark, som er vist i FIGUR 3.9.

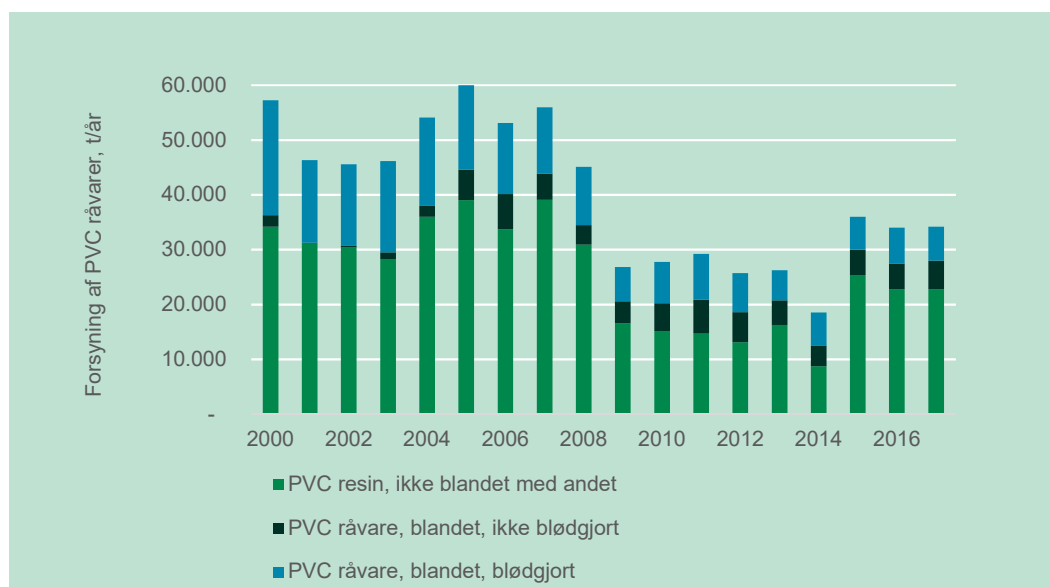
Der er i handels- og produktionsstatistikken tre varepositionsnumre for PVC råvarer:

- 39041000 Poly[vinylchlorid] i ubearbejdet form, ikke blandet med andre stoffer
- 39042100 Poly[vinylchlorid] i ubearbejdet form, blandet med andre stoffer, ikke blødgjort
- 39042200 Poly[vinylchlorid] i ubearbejdet form, blandet med andre stoffer, blødgjort

De angivne mængder repræsenterer råvarer til såvel blød som hård PVC. En mindre del af råvarerne sælges med iblandede additiver, og for disse er det specifikt angivet, om de anvendes til produktion af blød eller hård PVC. Hovedparten af PVC råvarerne importeres dog som PVC resin, som blandes med additiver hos producenterne af PVC produkter. For disse råvarer er det ikke muligt ud fra statistikken at vurdere, hvordan mængden fordeler sig mellem produktion af henholdsvis blød og hård PVC. Det er dermed heller ikke muligt præcist at omregne forsyningen af PVC resin til mængde produceret PVC. Der angives af DTI Miljøteknik (1995), at blød PVC gennemsnitligt vil blive iblandet omkring 30 % blødgørere, mens der til både blød og hård PVC anvendes omkring 2 % stabilisatorer og pigment. Hertil kom i 1995 omkring 1000 tons fyldstoffer til PVC til kabelproduktion. Ud fra de recepter, som er beskrevet tidligere i nærværende rapport, synes der dog generelt at være et væsentligt større indhold af additiver. Der vil derfor kunne være en tendens til at underestimere den resulterende mængde PVC.

Der er i perioden 2000-2007 en registreret produktion af langt overvejende ikke-blødgjort PVC råvarer. Da produktionen formodes at være baseret på importeret resin vil der være en dobbeltregning for disse. For at tage højde for dobbeltregning er den angivne forsyning af PVC resin fratrukket den rapporterede danske produktion af PVC råvarer. Da der langt overvejende er tale om hård PVC, er der ved korrektionen fratrukket 2 % af de producerede mængder for at tage højde for tilsat farve og stabilisator.

Hvis der groft regnes med, at forbruget af det registrerede PVC resin fordeler sig lige mellem blød og hård PVC, ses det, at den samlede PVC mængde er faldet fra godt 60.000 tons i 2000 til godt 40.000 tons i 2017. Effekten af finanskrisen i 2007/2008 (og deraf afledt nedgang i byggeriet) ses som et markant fald fra 2007 til 2009.



FIGUR 3.9. Forsyning af PVC råvarer til produktion af PVC produkter i Danmark. Bemærk, at PVC resin vil blive blandet med additiver og resultere i en større mængde PVC. PVC resin anvendt til produktion af PVC råvarer i Danmark (som videresælges til producenter af PVC produkter) er fratrukket forsyningen af PVC resin.

4. Affaldshåndtering

4.1 Hård PVC

4.1.1 Affaldsmængder af hård PVC

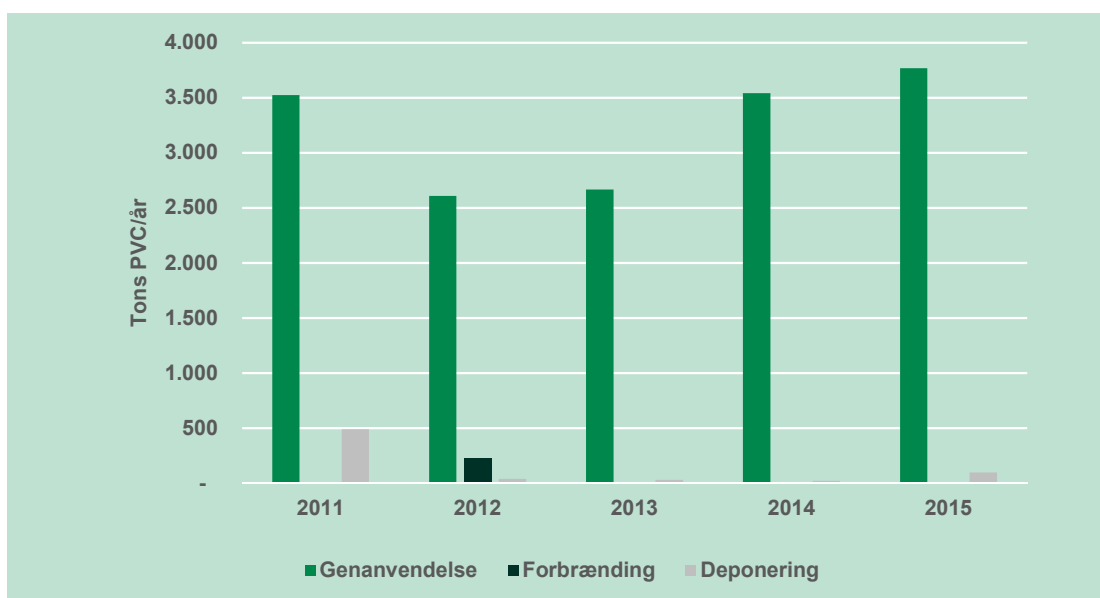
Mængder rapporteret i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem

Dette afsnit præsenterer udtræk fra Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem (ADS). For at undgå at tælle den samme mængde affald dobbelt, gengives de *primære registreringer*, dvs. af registreringer af affald, som er modtaget af affaldsbehandlere og sendt videre til andre behandlere, er taget ud. Som det vil fremgå senere i dette kapitel, må det antages, at det hovedsageligt er hård PVC, som er repræsenteret i disse primære registreringer. Denne antagelse er bekræftet af en repræsentant for WUPPI ordningen (WUPPI, pers. komm.).

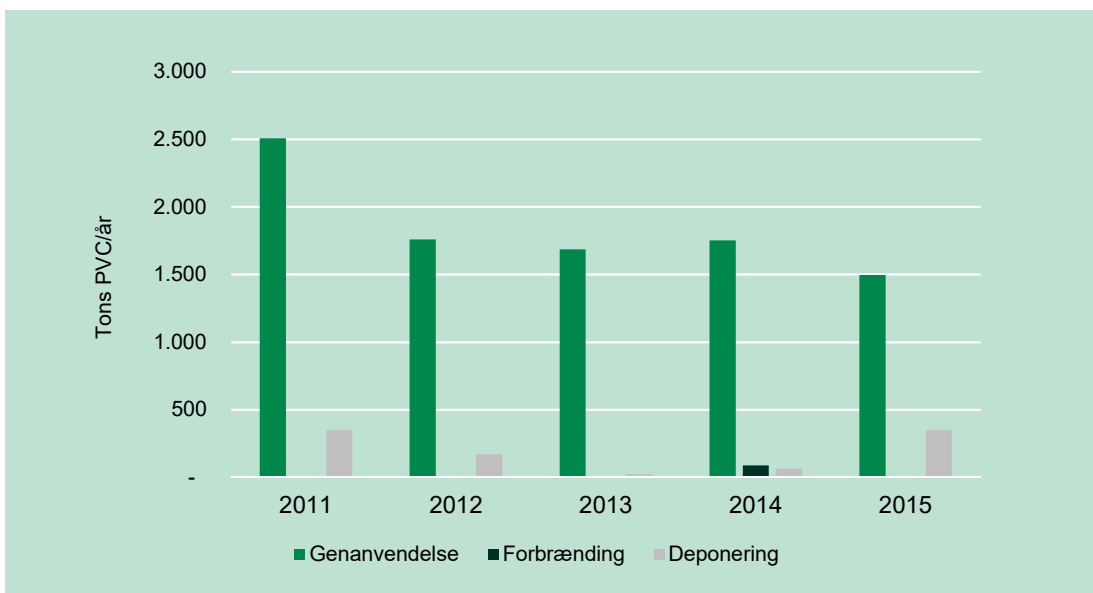
Data fra ADS viser, at der på tværs af husholdninger og erhverv registreres mellem 4.500 til 6.000 tons (hård) PVC om året indsamlet til genanvendelse i Danmark i perioden 2011 til 2015.

Mængderne opdelt på henholdsvis husholdnings- og erhvervsaffald er angivet i FIGUR 4.1 og FIGUR 4.2.

PVC indsamlet via de kommunale genbrugspladser, hvor der traditionelt kommer mange håndværkere, registreres som husholdningsaffald i det danske affaldsdatasystem. Der vil således være en del af den PVC, der registreres som husholdningsaffald, der faktisk stammer fra mindre erhvervsdrivende.



FIGUR 4.1. Den separat indsamlede mængde (hård) PVC i husholdningsaffald fra 2011 til 2015 registreret i ADS.



FIGUR 4.2. Den separat indsamlede mængde (hård) PVC i erhvervsaffald fra 2011 til 2015 registreret i ADS.

De estimerede samlede affaldsmængder for 2011 - 2015 er vist i FIGUR 4.4, og de udgjorde i 2015 godt 5.000 tons.

Der er registreret fra 0 til 500 t/år bortskaffet til deponering, mens de få mængder, der er registreret som PVC til forbrænding, formodes at være fejlregistreringer, idet der næppe vil være en bevidst bortskaffelse af vognlæs PVC-holdigt affald til forbrænding, idet dette ville være imod de gældende regler.



FIGUR 4.3. Den separat indsamlede mængde (hård) PVC i alle affaldstyper fra 2011 til 2015 registreret i ADS.

Beregnete affaldsmængder på basis af historisk forbrug

Den føromtalt kortlægning af genanvendelse af hård PVC i Danmark har foretaget beregninger af mængderne af hård PVC i affaldsstrømmen frem til 2050. Den samlede estimerede potentielle mængde hård PVC i affald i 2018 er estimeret til ca. 30.000 tons, og som det fremgår af FIGUR 4.4 og Tabel 25, er der tale om PVC anvendt i bygge- og anlægssektoren. Mængderne er beregnet ud fra det historiske forbrug af hård PVC og de forventede levetider for produkterne. Som det fremgår af figuren, forventes der de næste 10 år stigende mængder af affald af rør og fittings, vinduer og døre, kabelbakker og paneler samt tagrender og nedløbsrør, mens der for tagplader og andre produkter af hård PVC forventes faldende mængder.

Der er ved beregningen ikke taget højde for, at produkterne muligvis ikke bortskaffes som affald ved udløbet af deres levetid. Derfor omtales mængderne her som "potentielle affaldsmængder". Forfatterne angiver at: *"Det er vigtig at holde sig for øje, at der er tale om teoretiske beregninger. Enkelte produkter af hård PVC (som f.eks rør til spildevand) er nedgravede i jorden. Når disse rør har udtjent sin levetid forventes det, at de forsat forbliver i jorden – fordi man ikke vil bruge ressourcer på at grave dem op. Sådanne rør når derfor aldrig frem som affald i affaldssystemet. Det er således kun cirka halvdelen af den beregnede totale mængde PVC-affald, der normalt må ventes at være til rådighed for indsamling til genanvendelse."* (Kaysen m.fl., 2015).

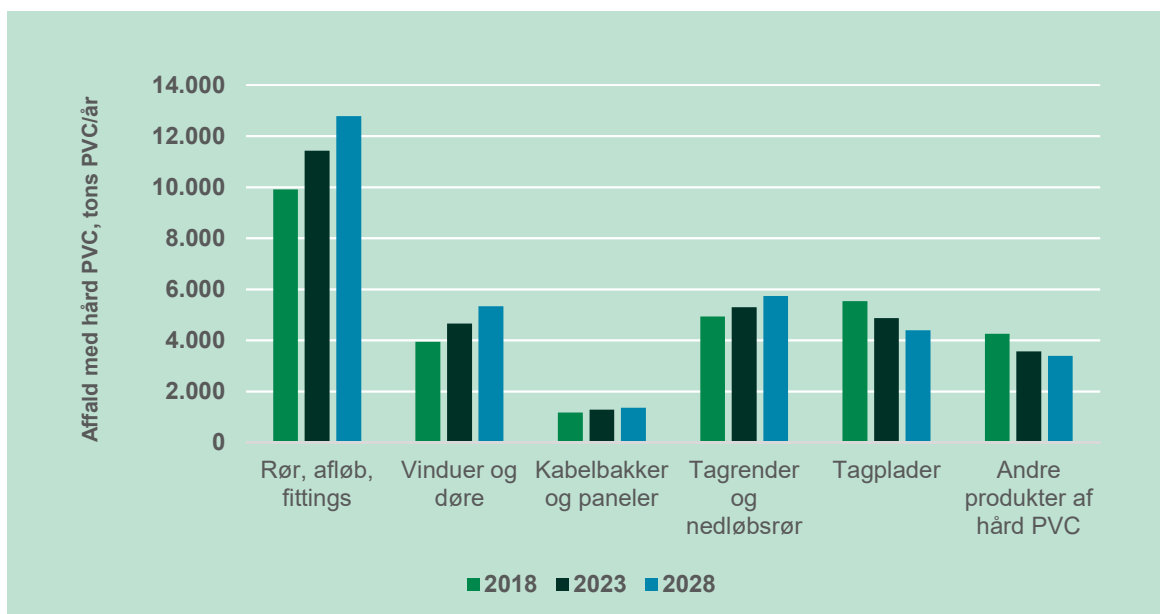
Flere aktører i branchen giver i forskellige sammenhænge udtryk for, at materialerne fra en del nedrivningsprojekter ender med at blive gravet ned i jorden i forbindelse med nedrivningen. Det gælder bl.a. PVC, der er indbygget i gulve, vægge mv., som ikke frasorteres inden nedrivning, men ender i en blandet bunke bygge- og nedrivningsaffald.

Hvis der regnes med, at det kun er halvdelen af de beregnede potentielle mængder, som er til rådighed for indsamling, skulle potentialet for indsamling i 2018 stadig være omkring 15.000 t/år, hvilket giver en reel (indsamlet) genanvendelsesprocent på omkring 33 % hvis de ca. 5000 t/år, som fremgår af FIGUR 4.3, bruges til beregningen. Det skal bemærkes, at de ca. 5000 t/år er for 2015. WUPPI oplyser dog, at det tal stadig kan anses for at gælde i dag (WUPPI, pers. komm.).

Denne forskel kan skyldes flere forhold. Beregningen af affaldsmængder er følsom over for antagelserne om levetider af produkterne. Det er således udtrykt af WUPPI (WUPPI, pers. komm.), at levetiden for en række PVC produkter er længere end de levetider, der har været anvendt i beregningerne i Kayser m.fl. (2015), som ligger til grund for tallene i Tabel 25. Det er også anført af Wuppi, at forsyningsmængderne for nogle af produktgrupperne er urealistisk høje, hvorved affaldsmængderne også vil overestimeres.

Derudover er det muligt, at store mængder PVC ikke separat indsamles og registreres som PVC i Miljøstyrelsens ADS. I de tilfælde vil den hårde PVC kunne registreres med en affaldskode, hvor det ikke specifikt er angivet at affaldet indeholder PVC. Det kan eksempelvis være vinduesrammer med rude, der registreres som glas, og blandet plast inklusiv PVC, der registreres som plast.

De væsentligste forklaringer på forskellen mellem det teoretisk beregnede (ca. 30.000 t/år) og det aktuelt indsamlede hårde PVC (ca. 5.000 t/år) vurderes således at være: i) Nedgravet PVC (rør i jorden og PVC i blandet byggeaffald), som ikke når affaldsstrømmen, ii) undervurdering af de faktiske levetider, som gør at beregningerne overestimerer mængderne, og iii) PVC som ender i 'andre' affaldsfraktioner.



FIGUR 4.4. Den estimerede udvikling i potentielle affaldsmængder af hård PVC opdelt på seks hovedgrupper (tons hård PVC i affaldet) (baseret på Kaysen m.fl., 2015).

TABEL 24. Estimerede potentielle mængder af hård PVC i affald i 2018 (baseret på Kaysen m.fl., 2015).

Hovedgruppe	Tons PVC	% af total
Rør, afløb, fittings	9.914	33%
Vinduer og døre	3.944	13%
Kabelbakker og paneler	1.168	4%
Tagrender og nedløbsrør	4.924	17%
Tagplader	5.538	19%
Andre produkter af hård PVC	4.254	14%
I alt	29.743	100%

4.1.2 Aktuel håndtering af affald med hård PVC

Som diskuteret ovenfor bliver en del af det hårde PVC affald indsamlet til genanvendelse. Eksempelvis indsamler Københavns Kommune en blandet hård plast fraktion på deres genbrugsstationer inklusiv PVC, som senere sorters, hvor andre kommuner typisk har en udsortering direkte på genbrugsstationen af PVC.

Der findes en stor landsdækkende ordning for genanvendelse af hård PVC – WUPPI A/S stiftet i 1998. WUPPI er plastbranchens genanvendelsesordning, hvis formål er i samarbejde med miljømyndighederne at forestå og sikre indsamling af udtjente byggeprodukter fremstillet af hård PVC til efterfølgende genanvendelse. WUPPI ordningen er nærmere beskrevet i Kaysen m.fl. fra 2015.

WUPPI ordningen håndterer p.t. omkring 2.400 tons hård PVC til genanvendelse om året og er den største enkelte indsamler af hård PVC i Danmark (WUPPI, pers. komm.). Marius Pedersen står i dag for den praktiske håndtering af PVC affald under WUPPI ordningen. WUPPI vurderer, at de i dag står for ca. halvdelen af hård PVC indsamlet til genanvendelse. Andre indsamlere, som er beskrevet af Kaysen m.fl. (2015) er f.eks. DK Råstoffer, RGS Nordic og

Dansk Affald a/s i Vojens. Den samlede mængde hård PVC indsamlet til genanvendelse er således ca. 5000 t/år, hvilket stemmer pænt overens med mængderne opgjort via ADS.

De indsamlede materialer frasorteres anden hård byggeplast inden de sendes til oparbejdning i udlandet. Der er krav om, at der maksimalt må være 5 % urenheder i PVCen ved modtagelse på oparbejdningsanlæggene.

De mængder af PVC affald, som er registreret eksporteret med varepositionsnummer '3915.3000 Affald, afklip og skrot, af polymerer af vinylchlorid' fremgår af FIGUR 4.5. Disse tal stemmer overens med eksporttal i ADS, som over de seneste år viser eksport af ca. 1.500 tons PVC/år. Tallene stemmer dog ikke overens med de forventede 5.000 tons hård PVC, som ifølge branchen (se ovenfor) indsamles og eksporteres om året.



FIGUR 4.5. Registreret import og eksport af varepositionsnummer 3915.3000 Affald, afklip og skrot, af polymerer af vinylchlorid.

Forskellen skyldes formentlig, at blandet PVC affald, der i forbindelse med indsamlingen registreres som PVC affald, indeholder en mindre del anden plast og derfor ved eksport, efter forudgående fragmentering, registreres som blandet plastaffald. Dette er blevet bekræftet på et større behandlingsanlæg; se nedenstående fotos af de to affaldsfraktioner indeholdende samme affald før og efter behandling.



Blandet PVC affald indsamlet på genbrugsstationer - registreres som PVC affald til genanvendelse. (Foto: COWI)



Samme affaldsfraktion efter at være blevet fragmenteret for at mindske volumen - registreres ved eksport til Holland som blandet plastaffald, fordi der er en mindre mængde andet plast i fraktionen. (Foto: COWI)

Idet den indsamlede PVC indeholder bly og cadmium, kan den hårde PVC ikke genanvendes i Danmark på grund af kravene i den danske blybekendtgørelse (cadmium er reguleret på EU plan under REACH). WUPPI oplyser, at forskellige metoder til frasortering af hård PVC med for højt blyindhold har været afprøvet, men at disse indtil videre har været for langsomme og derfor ikke omkostnings-effektive. PVCen eksporteres derfor; fortrinsvis til Holland, men også til Tyskland og Frankrig. Her granuleres den hårde PVC, og den anvendes efterfølgende bl.a. som mellemlag i produktion af trelagsrør (WUPPI, pers. komm.).

Prisen for at bortskaffe PVC til genanvendelse i udlandet er oplyst af en enkelt aktør at være ca. den dobbelte af at bortskaffe det til deponi. I følge denne aktør er der derfor nogle kommuner, der vælger at deponere indsamlet PVC, som godt kunne være eksporteret til genanvendelse.

4.2 Blød PVC

4.2.1 Affaldsmængder af blød PVC

Mængder rapporteret i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem

Mængder af PVC-holdigt affald i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem er vist i foregående afsnit. Som nævnt forventes mængderne indsamlet og bortskaffet til genanvendelse hovedsageligt at være hård PVC, mens mængderne bortskaffet til deponering kan være begge typer PVC. Disse mængder er dog meget små, se FIGUR 4.2.

Den meget lille mængde PVC, der er registreret som deponeret i de senere år, kan sandsynligvis forklares med, at en meget stor del blød PVC indsamles sammen med en blandet affaldsfraktion til deponering fra genbrugspladser og nedrivninger, og registreres som sådan. Der kommer ligeledes højst sandsynligt, som det fremgår nedenfor, en større mængde til forbrænding, som indsamles i diverse fraktioner til forbrænding.

Beregnete affaldsmængder på basis af historisk forbrug og forventet bortskaffelsesmetode

Tabel 26 angiver de estimerede mængder af blød PVC, som i 2017 blev bortskaffet som affald. Mængderne er for de fleste af produkterne ret usikkert bestemt, men skal betragtes som

det bedste bud på det foreliggende grundlag. Det er endvidere angivet, hvorledes de enkelte produktgrupper vurderes primært at blive bortskaffet.

I tabellen er angivet typiske levetider med henblik på at afgøre, hvor langt man skal se tilbage for at finde forsyningsmængder for produkter, som i dag vil ende som affald. Den faktiske levetid vil ofte være kortere end den tekniske levetid, fordi produkterne bortskaffes af andre grunde end slitage, f.eks. at gulvbelægninger fjernes af æstetiske årsager eller at installationskabler fjernes i forbindelse med renovering af bygninger. Middellevetider er anslået ud fra forfatterens generelle viden om levetider for forskellige typer af produkter og værdier anvendt i litteraturen. En mere præcis opgørelse af faktiske levetider vil være ganske omfattende, fordi der er mange faktorer, der har indflydelse på de faktiske levetider, og variationen er stor. Usikkerheden på estimaterne vurderes dog først og fremmest at være en konsekvens af usikkerheder på de historiske forsyningsmængder, mens de anvendte levetider vurderes at have mindre indflydelse.

For produkter med anslåede middellevetider på 20-30 år anvendes forsyningsdata fra en opgørelse fra 1994/95 (DTI Miljøteknik, 1996). For produkter med middellevetider i størrelsen 10-20 år anvendes data fra Skårup og Skytte (2003), mens der for produkter med middellevetider <10 år anvendes estimater fra denne undersøgelse. Dog bliver der for elektriske og elektroniske produkter og møbler anvendt et estimat fra denne undersøgelse, idet Skårup og Skytte (2003) ikke inkluderer estimater for disse produktgrupper.

Der er ikke identificeret analyser af affald, der kan anvendes til at fastlægge, hvor stor en andel af en bestemt produktkategori, der vil bortskaffes til henh. deponi, affaldsforbrænding eller genanvendelse. Vurderingerne i dette afsnit bygger derfor på forfatterens generelle viden om bortskaffelse af forskellige typer af affald, herunder følgende vurderinger:

- Det vurderes at være sandsynligt, at større dele af PVC såsom vinylgulve, tagfolier, presenninger mm, hvor det er almindelig kendt, at produkterne er lavet af PVC, vil bortskaffes med blandet affald til deponi.
- Blød PVC, der anvendes som mindre dele, eller som anvendes i husholdningerne, vurderes primært at bortskaffes med blandet affald til affaldsforbrænding. Der er en væsentlig usikkerhed knyttet til produkter, hvor forsyningsmængderne er beregnet ud fra sammensatte varepositionsnumre, og det dermed ikke er klart, hvilke produkter det præcist drejer sig om. For hovedparten af PVC, som anvendes med folier, plader, mm. (bortset fra de større artikler nævnt ovenfor), vurderes det, at de primært vil bortskaffes til affaldsforbrænding sammen med andre brændbare produkter.
- Kabler fra installationer vurderes primært at blive indsamlet som kabelskrot til metalgenanvendelse. De indsamlede kabler får skåret plast omkring metallet af for at få frigjort metallet. Den afskårne plast består ofte af blandinger af forskellig plast herunder PVC. Én affaldsaktør oplyser, at de afsætter denne blandede plastfraktion til en plastvirksomhed, der anvender fraktionen i produktion af vejstolper. Ledningerne vil i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystemet sandsynligvis blive registreret som enten WEEE (affald fra elektriske og elektroniske produkter) eller som metaller. Det betyder, at der ikke registreres nogen PVC fra kabler/ledninger i den primære registrering i Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem.
- Ledninger på elektrisk og elektronisk udstyr vurderes primært at blive oparbejdet her i landet eller eksporteret sammen med affald af elektrisk og elektroniske udstyr (WEEE) til oparbejdning i udlandet. Det er ikke undersøgt, hvad der videre sker med PVC, som fjernes fra ledninger. Den samlede WEEE mængde i 2015 er opgjort til 138.000 tons, hvoraf 6.500 tons bortskaffes til forbrænding (Neidel m.fl., 2016). Med

et indhold af PVC på 1,1 % (se afsnit 3.2) vil den samlede affaldsmængde svare til 1.500 tons PVC, hvoraf 72 tons bortskaffes til forbrænding.

- PVC i køretøjer vil, sammen med andet plast fra køretøjerne, ende i shredderaffald. Denne er indtil for nylig primært blevet deponeret, men der har i de senere år været en stigende interesse i at brænde dette affald for at udnytte energiindholdet. I følge Miljøstyrelsen forventes det på baggrund af ressourcestrategiens initiativer, at der fra 2018 højst deponeres 30 % af shredderaffaldet, mens 70 % nyttiggøres (mindst 10 % forventes genanvendt)²⁴.

Baseret på disse forudsætninger estimeres den samlede mængde blød PVC, der blev bortskaffet i 2017, til 36.000 tons. Den samlede mængde PVC i affald, der vurderes primært at bortskaffes til affaldsforbrænding, er beregnet til 13.000 tons svarende til ca. 1/3 af affaldet. En del af dette affald vil blive deponeret, men til gengæld vil der være mindre fraktioner af de øvrige produktkategorier (f.eks. shredderaffald), som bortskaffes til affaldsforbrænding. Den samlede mængde blød PVC, der bortskaffes til affaldsforbrænding, vurderes på den baggrund til 10.000-15.000 tons. Et forbedret estimat kan opnås ved en nærmere analyse af bortskaffelsen af de enkelte fraktioner af PVC-holdige artikler. Da information til borgerne vedr. korrekt håndtering af PVC-holdigt affald er forskellig fra kommune til kommune, vil der skulle iværksættes en større undersøgelse, med indsamling af data fra en række kommuner, for at opnå et væsentligt sikrere resultat.

Dannelse af røggasrensningsprodukter.

Den samlede mængde affald afbrændt på affaldsforbrændingsanlæg i Danmark i 2015 var ca. 3,6 mio. tons (Copenhagen Resource Institute, 2017). En mængde af blød PVC på 10.000-15.000 tons vil således svare til 0,3-0,4 % af affaldet. Hjelmar (2002) har på basis af et antaget indhold af PVC på 0,7 % anslået, at affaldet af PVC ville være ansvarlig for ca. 5 % af de dannede røggasrensningsprodukter. Antagelsen om 0,7% var baseret på EU tal, som viste en typisk andel på 0,6-0,8 % af affaldet. Dannelse af røggasrensningsprodukter er afhængig af design af røggasrensningen på anlæggene, og der kan være sket visse ændringer i sammensætningen på tværs af anlæggene siden Hjelmar foretog beregningen, men tallene tyder dog på, at den bløde PVC i dag vil være ansvarlig for mindre end 5 % af den samlede mængde røggasrensningsprodukt, som dannes.

TABEL 25. Estimerede mængder af blød PVC, som bortskaffes i 2017 opdelt på produktgrupper.

Produktgruppe	Estimeret gennemsnitlig levetid, år *	Estimerede mængder, der bortskaffes i 2017	Primær bortskaffelsesmetode	Kommentar
Afgiftsbelagte produkter				
Kabler og ledninger (installationer)	25-35	12.000	Kabelskrot	I et vist omfang genanvendelse af PVC fra kabelskrot
Gulvbelægninger, væg- og loftsbeklædning, korkfliser - alle typer	20-30	2.500	Deponi	
Tagfolier, membranfolier, tagplader	20-30	500 **	Deponi	
Bløde rør og slanger	10-20	2.000	Affaldsforbrænding	

²⁴ <https://mst.dk/affald-jord/affald/affaldsfraktioner/shredderaffald/>

Produktgruppe	Estimeret gennemsnitlig levetid, år *	Estimerede mængder, der bortskaffes i 2017	Primær bortskaffelsesmetode	Kommentar
Handsker, forklæder, beskyttelsesdragter, regntøj	5-10	300	Affaldsforbrænding	
Tape (blødgjort) og selvklæbende folier	1-5	600	Affaldsforbrænding	
Kontorartikler	5-10	50	Affaldsforbrænding	
Presenninger	5-10	800	Deponi	PÅ EU plan sker der en vis genanvendelse men der er ikke fundet oplysning om genanvendelse af produkter indsamlet i Danmark
Dækketøj, gardiner, rullegardiner. m.m.	1-5	50	Affaldsforbrænding	
Ikke afgiftsbelagte produkter				
	14-16	3.200	Shredderaffald	Traditionelt deponeret, i stigende grad affaldsforbrænding
Biler og andre køretøjer				
Støvler og vadere	10-15	380	Affaldsforbrænding	
Sko og såler	2-5	200	Affaldsforbrænding	
Emballage	1	150	Affaldsforbrænding	
Legetøj inkl. dukker og dukkedele	2-5	300	Affaldsforbrænding	
Svømme - og soppebassiner og andet udstyr	2-5	1.400	Affaldsforbrænding	Større artikler: Deponering
Plader, ark, film, mm. *7	5-10	3.300	Affaldsforbrænding	Større artikler: Deponering
Varer fremstillet af plastfolier, ikke opgjort andetsteds (duge, gardiner, vandsenge, bruseforhæng, mm)	5-10	2.200	Affaldsforbrænding	Sekundært: Deponering
Tasker og kufferter	5-10	500	Affaldsforbrænding	
Medicinske formål, bl.a. katedre, kanyler, blodposer og slanger til medicinske formål, mm	1	850	Klinisk sygehusaffald til forbrænding	
	1	700	Affaldsforbrænding	En del måske via pap- og papir indsamlet til genbrug
Bestrøget papir og pap				
Tekstilstof beklædt med PVC	5-10	150	Affaldsforbrænding	
Andre varer af plast (produkter af PVC)	?	2.000	?	
	10-15	1.800	WEEE indsamlet via DPA system	I et vist omfang genanvendelse af PVC fra WEEE
Ledninger og andre dele på elektriske og elektroniske artikler				
Møbler	20-30	150	Deponering	
I alt		36.000		
I alt, for produkter der vurderes primært at bortskaffes til affaldsforbrænding		13.000		

* Levetider er groft estimerede af forfatterne af denne rapport. Ved fastsættelsen af levetider er der for produkter anvendt i byggeriet skelet til en redegørelse om problematiske stoffer i byggeaffald (Lauridsen m.fl., 2006)

** På basis af provenu for 2000, idet denne produktgruppe indgik i en sammensat produktgruppe i opgørelsen for 1994/95.

Forfatterne af denne rapport har ikke kendskab til, at der i Danmark er nogen separat primær indsamling af blød PVC med henblik på genanvendelse. En del blød PVC, som skrælles af ledninger vil blive genanvendt, men der er i dette projekt indsamlet information om mængder.

4.3 Situationen i EU

For at undersøge eventuelle muligheder for øget genanvendelse af PVC i Danmark, er der foretaget en overordnet kortlægning af situationen på EU niveau, herunder mængder, muligheder og metoder. Muligheder er bl.a. bestemt af lovgivningen, som vedrører indholdet af diverse additiver.

Udover en litteraturgennemgang er der i projektet foretaget interview af repræsentanter fra Plastics Europe, European Plastics Converters (EuPC) og VinylPlus/Recovinyl. Organisationerne har endvidere tilsendt information. VinylPlus er PVC industriens frivillige 10-årige aftale om bæredygtig udvikling, som blev lanceret i 2011. Under dette initiativ varetager Recovinyl arbejdet med at øge genanvendelsen af PVC. De involverede personer og organisationer har givet koordinerede svar til nærværende undersøgelse. Når information videregives i denne dialog ikke refererer til en specifik bagvedliggende rapport/webisode, vil der i det følgende således blot blive henvist til, at "VinylPlus oplyser".

4.3.1 Potentielle mængder

I en nylig artikel har Ciacci m.fl. (2017) på basis af diverse officielle statistikker, rapporter, samt information fra branchen estimeret produceret, bortskaffet og ophobet PVC i EU27 for perioden 1960 til 2012.

Forfatterne estimerer, at der i 2012 var et input til forskellige anvendelser i EU27 på ca. 4 mio. tons PVC, hvilket svarer til ca. 11,7 kg/indbygger. Forfatterne sammenligner med en massestrømsanalyse for Japan, hvor mængderne per indbygger var i samme størrelsesorden (11,2 kg/indbygger).

Den estimerede affaldsmængde kan aflæses af en figur til ca. 5 kg/indbygger/år i 2012, hvilket svarer til ca. 1,7 mio. tons PVC per år (vores omregning); en mængde som er støt stigende. Det er andetsteds i artiklen estimeret, at dette svarer til en indsamlingsprocent på 55 %, hvilket svarer nogenlunde overens med overvejelserne i denne rapport om, at langt fra alt udtjent PVC når affaldsbehandlingen (se afsnit 4.1.2).

Ciacci m.fl. (2017) estimerer, at der i 2012 var ca. 270 kg PVC/indbygger ophobet i EU27. Dette svarer ifølge Ciacci m.fl. (2017) ca. til de mængder aluminium (ca. 200 kg/indbygger) og kobber (ca. 160 kg/indbygger), som er akkumuleret i samfundet. Der er således meget store mængder PVC akkumuleret i samfundet, som potentielt ville kunne genanvendes, når de bortskaffes. Mængden akkumuleret i samfundet svarer i 2012 til ca. 23 gange PVC anvendelsen.

I den seneste fremdriftsrapport fra VinylPlus angives det, at der i 2016 i Europa (EU28 plus Norge og Schweiz) var ca. 2,5 mio. tons PVC affald tilgængeligt ("available PVC waste")²⁵ (VinylPlus, 2018). Det bagvedliggende studie for estimering af dette tal har ikke været tilgængeligt. Tallet ligger dog relativt tæt på det ovenfor estimerede tal på 1,7 mio. t/år, som desuden er fire år ældre og for tre lande mindre (kun for EU27 mod VinylPlus-tallet, som er for EU28 plus Norge og Schweiz).

4.3.2 Mængder genanvendt

Et af målene med PVC industriens VinylPlus initiativ, er at nå et mål om recirkulering af 800.000 tons PVC/år i 2020. I 2017 blev der i regi af VinylPlus/Recovinyl, recirkuleret 639.648 tons (VinylPlus, 2018).

I en brochure fra VinylPlus, som giver flere detaljer om teknologier til genanvendelse er "genanvendt PVC" ("recycled PVC") defineret som (VinylPlus, 2017): *"Recycled PVC is a discarded PVC product, or semifinished product, that is diverted from waste for use within a new product; processing waste is included provided it cannot be reused in the same process that generated the waste."*

De genanvendte mængder er i VinylPlus fremdriftsrapport for 2017 (VinylPlus, 2018) opdelt på typer af PVC, som genanvendes. Efter interview med VinylPlus har organisationen leveret Tabel 27, som yderligere specificerer PVC typer, og hvorvidt der er tale om produktionsaffald, som genanvendes på en anden virksomhed, end der hvor det genereres (post-industrielt affald) eller udtjente produkter (post-forbruger affald). Som det også vil fremgå i det følgende, er affald fra udtjente produkter generelt væsentligt vanskeligere at genanvende pga. historisk anvendelse af additiver, som nu er reguleret.

Tabellen viser, at ca. 2/3 (over 400.000 t/år) af det genanvendte PVC er hård (rigid) PVC, som stammer fra profiler (specielt fra vinduer), rør og fittings og en mindre del fra film/plader af hård PVC. Det er angivet, at dette dækker såvel post-industrielt som post-forbruger affald.

For blød PVC er det hovedsageligt PVC fra kabler (hovedsageligt post-forbruger) og fra diverse anvendelser af blød PVC (hovedsageligt post-industrielt), som genanvendes. I VinylPlus (2017) er det nævnt, at diverse anvendelser af blød PVC dækker anvendelser såsom tagbeklædning og vandtætte membraner. Derudover er der mindre mængder blød PVC i "Coatede tekstiler" og fra anvendelse til gulve, som genanvendes.

²⁵ VinylPlus oplyser: "Available waste" means waste which is effectively available for collection. A typical example of waste which is not available is pipes no longer in use, but remaining in the ground.

TABEL 26. Oversigt over genanvendte mængder PVC på EU niveau i 2016 og 2017 (Vinyl-Plus, 2018 med tilføjelser modtaget direkte fra VinylPlus; forfatterens oversættelse til dansk).

Projekt navn	Type af PVC anvendelse/affald	Mængde recirkuleret i 2016		Type af PVC anvendelse/affald	Mængde recirkuleret i 2017		PVC type ****
EPCoat (incl. Recovinyll)	Coatede tekstiler	8.187	*	Coatede tekstiler	9.034	*	Blød PVC – PF og PI
Post-consumer Flooring Recycling initiative	Gulve	3.811	*	Gulve	3.051	*	Blød PVC - PF
EPPA (incl. Recovinyll)	Vinduesprofiler og andre relaterede profiler	256.607	**	Vinduesprofiler og andre relaterede profiler	302.824	**	Hård PVC – PF og PI
TEPPFA (incl. Recovinyll)	Rør og fittings	57.005	**	Rør og fittings	80.925	**	Hård PVC – PF og PI
Recovinyll and ESWA - ROOF-COLLECT	Blød PVC og folier/film, som består af	91.811		Blød PVC og folier/film, som består af:	117.905	*	
ESWA – ROOF-COLLECT	- Blød PVC	- 5.082	*	- Blød PVC	- 4.281	*	Blød PVC - PF
Recovinyll	- Diverse blød PVC anvendelser	- 86.729	**	- Blød PVC og hårde/bløde PVC folier/film***	- 113.624	**	Hovedsageligt PI. Fordeling på hård/blød PVC ikke opgjort i 2017, men svarer til 2016
Recovinyll	Hård PVC folier/film	24.061	**				
Recovinyll (incl. Vinyloop Ferrara)	Kabelaffald	127.214		Kabelaffald	125.909		Blød PVC – hovedsageligt PF
TOTAL		568.696			639.648		

* Mængder inkluderer Norge og Schweiz

** Mængder inkluderer Norge og Schweiz

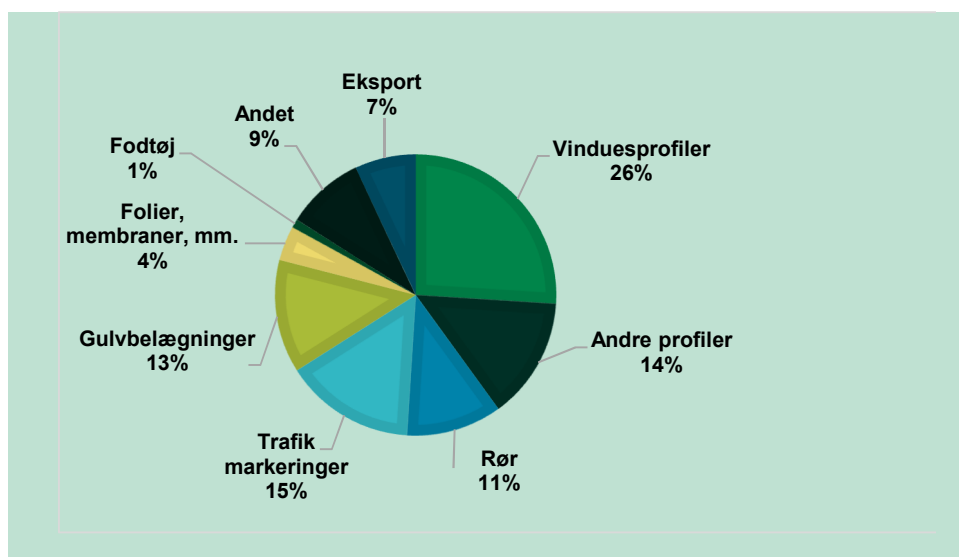
*** Fra 2017 er kategorierne 'rigid films' og 'flexible PVC applications' slået sammen til én kategori

**** PF: Post forbruger (altså udtjente produkter); PI: Post industrielt (altså industriaffald, som oparbejdes af en anden aktør end den virksomhed, som generer affaldet)

Der findes over 100 anlæg i EU, som recirkulerer PVC affald (VinylPlus, 2017). Vi har ikke kunnet få oplyst, hvor mange af disse som genanvender hhv. hård og blød PVC.

Kina har i år (2018) indført væsentlige begrænsninger på import af plastaffald. VinylPlus kan ikke umiddelbart vurdere effekten af dette på mængder og priser på PVC affald til potentiel genanvendelse, men oplyser, at de er i gang med at undersøge effekten. En dansk aktør har oplyst, at priserne på affaldsplast er faldet væsentlig efter det kinesiske importstop.

Der produceres en lang række produkter på basis af genanvendt PVC, som det fremgår af nedstående figur fra ECHAs anvendelsesbegrænsningsforslag for blystabilisatorer (ECHA, 2017b). Der er tale om produkter af både blød og hård PVC. Det er dog ikke klart, i hvilken grad produkterne produceres ud fra genanvendt produktionsaffald (hvor der generelt er nemmere at genanvende både blød og hård PVC) eller det produceres ud fra udtjente produkter.



FIGUR 4.6. Anvendelser af recirkuleret PVC på EU plan i 2015 (baseret på ECHA, 2016b som baseres på data fra VinylPlus)

4.3.3 Metoder til genanvendelse af hård PVC

Ved en søgning på nettet kan man rundt i Europa finde virksomheder, som arbejder med genanvendelse af PVC. Eksempelvis kan nævnes Ecoplas i England, der indsamler hård PVC til genanvendelse. Ligesom på anlæggene i Holland granuleres PVC'en, og granulatet leveres til virksomhedens kunder til brug i produktion af ny hård PVC.

VinylPlus (2017) beskriver, at der kan produceres nye vinduesprofiler med 70 % genanvendt PVC, hvilket resulterer i besparelser i energi (50 %), luftemissioner (60 %) og vandemissioner (60 %), sammenlignet med produktion af profiler ud fra jomfrueligt PVC.

VinylPlus (2017) oplyser desuden, at PVC i profiler og rør kan genanvendes mere end otte (8) gange uden at påvirke kvaliteten og holdbarheden.

Ovenstående stemmer overens med den generelle opfattelse fra dialog med en række aktører i branchen, nemlig at 'rene' affaldsstrømme med hård PVC er relativt nemme at genanvende. Endvidere anvendes hård PVC i stor udstrækning som konstruktionsmateriale, og medfører ikke på samme måde som mange produkter af blød PVC direkte forbrugerkontakt, hvilket giver større accept af rester af additiver end det vil være gældende for mange anvendelser af blød PVC.

4.4 Metoder til genanvendelse af blød PVC

Det er generelt vanskeligere at genanvende den bløde end den hårde PVC, da den indeholder op mod 50 % plastblødgørere. Det er relativt vanskeligt ved genanvendelse af gamle produkter, at opnå de ønskede egenskaber, og det er vanskeligt at adskille blødgørerne fra selve PVC-resinet. Dette gælder såvel post-industrielt som post-forbruger PVC.

For post-forbruger blød PVC er det yderligere udfordrende, at blød PVC sjældent indsamles som en ren plast-fraktion, men snarere forekommer som en del af en blandede affaldsfraktioner (se afsnit 4.2).

Post-forbruger blød indeholder ofte ftalaterne DEHP, BBP, DiBP og DBP. Alle fire stoffer er på EU's Godkendelsesliste (REACH Annex XIV) og er således i stor udstrækning udfaset fra produktion i EU (dog undtagelser for medicinske anvendelser). DEHP-indholdet i post-forbruger blødt PVC stammer derfor dels fra 'gamle' PVC produkter (grundet PVCs levetid), dels fra artikler importeret til EU. Indhold af farlige stoffer i importerede artikler er ikke omfattet af REACH Godkendelsesordningen, men vil blive omfattet af den anvendelsesbegrænsning, der er under udarbejdelse.

I relation til krav om REACH godkendelse, kan EU-baserede virksomheder, som genanvender post-forbruger blød PVC, inddeles i to kategorier:

- Virksomheder, som producerer granulat til videresalg. Disse virksomheder er omfattet af REACH godkendelsesordningen, da de markedsfører en blanding (det genvundne granulat)
- Virksomheder, som køber blød PVC affald (post-forbruger), men som direkte internt i virksomheden producerer nye produkter/artikler fra post-forbruger blød PVC. Europa-kommissionen har fastslået, at disse virksomheder ikke er omfattet af REACH godkendelsesordningen, men kun af affaldslovgivningen, da REACH godkendelse kun berører produktion af stoffer og blandinger.

De (få) virksomheder (se efterfølgende) som har søgt REACH godkendelse har i deres ansøgninger påpeget, at dette forhold er stærkt konkurrenceforvridende og dette synspunkt er gentaget i vores dialog med VinylPlus.

REACH godkendelsesansøgninger

Tre virksomheder fik i 2016 Godkendelse ('Authorisation') til²⁶:

- *"Formulation of recycled soft poly(vinyl chloride) (PVC) containing DEHP in compounds and dry-blends", og*
- *"Industrial use of recycled soft PVC containing DEHP in polymer processing by calendaring, extrusion, compression and injection moulding to produce PVC articles except: toys and childcare articles; erasers; adult toys (sex toys and other articles for adults with intensive contact with mucous membranes); household articles smaller than 10 cm that children can suck or chew on; consumer textiles/clothing intended to be worn against the bare skin; cosmetics and food contact materials regulated under sector-specific Union legislation. "*

Dvs. virksomhederne søgte og fik godkendelse til dels selv at recirkulere DEHP-holdigt blød PVC til *"compounds and dry-blends"* til videresalg, og på vegne af deres kunder godkendelse af den nedstrøms industrielle anvendelse af det recirkulerede bløde PVC granulat.

Godkendelsen er givet med en revurderingsperiode som udløber i februar 2019 og en ny godkendelsesproces er derfor i gang.

De tre virksomheder – VinyLoop Ferrara (Italien), Plastic Planet (Italien) og Stena Recycling ab (Sverige) – samarbejdede om den første godkendelse og fik samlet godkendelse. Virksomhederne søger ikke samlet om ny godkendelse.

²⁶ European Commission Decision on Authorisations. Decision C(2016) 3549.

Stena Recycling oplyser, at de pga. faldende efterspørgsel efter denne type PVC, som jo indeholder DEHP, ikke søger om fornyet REACH godkendelse (Stena Recycling, pers. komm.).

VinylLoop har indsendt en ansøgning om fornyet godkendelse, men virksomheden er i juni 2018 lukket grundet økonomiske problemer. VinylPlus oplyser dog, at det ikke kan udelukkes, at en anden virksomhed kan overtage denne godkendelse. VinylLoop adskilte sig fra de to øvrige oprindelige ansøgere, ved at anvende en proces, som indebærer opløsning af det indkomne affald med henblik på at sortere urenheder fra (f.eks. kobberrester fra kabelaffald og fibre fra presenninger), hvorved virksomheden i princippet kunne modtage en mere blandet PVC affaldsfraktion end de to øvrige virksomheder. Det oplyses dog, at langt det meste bearbejdede affald var kabelaffald og presenninger, som også er/var de typiske råvarer i de to andre virksomheder.

Plastic Planet har søgt om fornyet godkendelse under REACH. Af virksomhedens hjemmeside²⁷ fremgår det oversigtsmæssigt at trinene i oparbejdningen er følgende: i) modtagelse af shredded post-forbruger og post-industrielt blød PVC; ii) mekanisk neddeling til størrelsen på 8-10 mm; iii) videre neddeling til pulverstørrelse; iv) blanding med additiver og farvestoffer på basis af kundens ønsker; v) granulatproduktion i en ekstruder; vi) Pakning. I den opdaterede ansøgning om godkendelse (Plastic Planet S.R.L., 2017), som stadig dækker: i) recirkulation og markedsføring af genanvendt granulat, samt ii) kundernes industrielle anvendelse, lægger virksomheden vægt på, at der specifikt ikke søges om godkendelse til at kunderne kan anvende det recirkulerede granulat til forbrugerprodukter, og at det eksplicit bliver anbefalet til kunderne ikke at anvende materialet til produktion af PVC produkter til fødevarekontaktmaterialer, drikkevandsinstallationer, elektronik (DEHP begrænsning i RoHS direktivet), fiskebassiner til opdræt eller til andre anvendelser som kan lede til længerevarende hudkontakt. Det konkluderes er der således ikke søges om godkendelse for nogle af de anvendelser som er omfattet af den igangværende REACH anvendelsesbegrænsning ('Restriction') for DEHP, DBP, DIBP og BBP. Der ansøges derimod specifikt om anvendelse af den genvundne PVC til tre typer af produktgrupper:

1. Udendørs artikler (f.eks. vandtætte membraner, drænrør, måtter, vejkegler mv.)
2. Indendørs artikler anvendt industrielt eller i landbruget (f.eks. måtter og gulve anvendt i stalde og indkøbscentre)
3. Fodtøj anvendt industrielt (altså ikke til forbrugere)

Det oplyses, at det indkomne post-forbruger blød PVC indeholder 3-5 % DEHP og det garanteres, at der maksimalt er 5 % DEHP i det granulat, som produceret ud fra processen og sendes på markedet. Det anføres i den forbindelse, at DEHP indholdet er faldende og p.t. udgør mindre end 100 t/år. Heraf kan afledes, at hvis det antages at det indkomne PVC affald indeholder 3 % DEHP, vil der maksimalt blive recirkuleret 3.300 t/år på denne virksomhed. Endelig lægger virksomheden vægt på, at deres sikkerhedsvurdering nu er opdateret med nye eksponeringsmålinger, som viser at eksponering er på et acceptabelt niveau. RACs vurdering af dette er ikke tilgængelig.

²⁷ <https://www.plastic-planet.com/> (NB! Kun på italiensk)

Teknologier til genanvendelse af blød PVC

VinylPlus har udgivet en brochure, som fokuserer på genanvendelse, herunder metoder til genanvendelse af PVC. Fokus er på de fraktioner, som er svære at genanvende, hvilket især er blød PVC (VinylPlus, 2017).

Bl.a. beskrives en række metoder til at anvende og/eller adskille (blød) PVC fra produkter, hvor de forekommer i kompositmaterialer, herunder adskillelse af PVC-aluminium kompositter, PVC anvendt som coating på tekstiler og PVC film/presenninger, hvor PVC er bundet til fibre. Den genanvendte PVC bliver bl.a. brugt til produktion af måtter til drivhuse, lydabsorberende folier, fugttætte løbere, og rør-isolering. Som det ses af Tabel 27, er det hovedsageligt presenninger mv. og i mindre grad PVC i coatede tekstiler, som i dag genanvendes. Brochuren beskriver også en proces, hvor shreddede presenninger og kabelskrot blandes 50/50 med shreddede dæk, som giver et materiale, som kan anvendes i stedet for træ til visse anvendelser. Desuden beskrives meget overordnet en proces til recirkulering af PVC i gulve med en kapacitet op til 4.000 t/år (hvilket svarer nogenlunde til tallet i Tabel 27). Det oplyses ikke, hvad det recirkulerede PVC anvendes til.

Desuden beskrives et par anvendelser, hvor PVC affald anvendes/kunne anvendes til at producere nye kompositmaterialer såsom letbeton (ved blanding med polyurethan) og planker (blanding med savsmuld og anden plast).

Der er også en beskrivelse af VinylLoop teknologien, som er nævnt ovenfor under en af de virksomheder, som søgte om godkendelse under REACH.

4.4.1 Andre metoder til (forbedret) genanvendelse af blød og hård PVC

Forbedret sortering

PVC (specielt blød PVC) forekommer ofte i blandede affaldsfraktioner. Automatiske metoder til udsortering ville kunne øge genanvendelse. VinylPlus (2017) nævner en række mulige metoder kendt fra anden affaldssortering – uden dog at vurdere anvendeligheden nærmere:

- "Sink/float techniques, using gravity, water, brine, or other dense media applied as a separating medium.
- Idem, using centrifugal forces, as applied in centrifuges or hydrocyclone batteries.
- Froth flotation, i.e. successive collection of distinct resins after adding collector oils.
- Electrostatic separation, after corona charging, tribo-electric charging,
- Optical identification, based on Mid-Infrared, Near-Infrared, Fourier Transformed Infrared, Ultraviolet, various Laser and X-Ray identification Techniques, followed by mechanical or pneumatic separation"

VinylPlus oplyser i forbindelse med interview, at disse metoder ikke p.t. er udredte/omkostnings-effektive.

Raffinering ("*feedstock recycling*")

De ovenfor beskrevne metoder til genanvendelse er alle baseret på såkaldt mekanisk genanvendelse, hvor PVC molekylerne bevares. Raffinering (eller feedstock recycling) dækker over mere radikale metoder, som nedbryder PVC'en for at genindvinde kulstof-indholdet til produktion af andre organiske molekyler. Denne type processer omtales også i stigende grad i forbindelse med den generelle udfordring med at genvinde blandende plastfraktioner. VinylPlus (2017) beskriver tre overordnede metoder: i) Forgasning, ii) Pyrolyse, iii) dehydroklorering. Ud

fra VinylPlus (2017) virker førstnævnte mest lovende. To eksisterende processer/anlæg i Japan beskrives. Ved processen omdannes kuldstofindholdet til 'syngas', som kan anvendes til producere nye kemikalier, f.eks. methanol, ammoniak, oxo-aldehyder eller brændstoffer. Klorindholdet kan genvindes som HCl, CaCl₂ og/eller NH₄Cl. Ulempen ved denne type anlæg er ifølge VinylPlus, at de er meget store anlægsomkostninger.

Et ungarsk firma har patenteret en pyrolyse proces, som omdanner plastmaterialer (herunder halogenholdigt plast såsom PVC) til brændsler og HCl. Processen, som tilsyneladende kan køre som relativt små anlæg, er kort beskrevet på firmaets hjemmeside²⁸, men er endnu ikke kommercialiseret.

For godt 10 år siden blev der etableret et forsøgsanlæg i Danmark til pyrolyse af PVC, se f.eks. Miljøstyrelsen (2006). Det anlæg blev aldrig fuldt udbygget. Anlægget ville have haft en kapacitet på 100.000 t/år og havde bl.a. problemer med at skaffe tilstrækkelige mængder PVC affald²⁹.

Den mulige etablering af raffineringsanlæg i EU vil utvivlsomt blive diskuteret de kommende år som en af mulighederne til at opnå målene i EU's plaststrategi.

Forbrænding med energiindvinding og materialeopsamling

Som tidligere beskrevet er forbrænding af PVC politisk uønsket grundet den mulige dannelse af restprodukter. VinylPlus (2017) beskriver en række teknologier, som har vist lovende resultater i pilotforsøg, hvor energien i PVC polymeren genvindes ved forbrænding med samtidig delvis opsamling af klor som HCl eller som klorsalte.

4.5 Muligheder for øget genanvendelse af PVC

4.5.1 Muligheder for øget indsamling og genanvendelse af hård PVC

Som det fremgår af **FIGUR 4.4** anvendes den hårde PVC primært i bygge- og anlægssektoren. Det giver derfor mening at undersøge mulighederne for at få udsorteret PVC'en bedre i forbindelse med bygge- og anlægsarbejde. Selektiv nedrivning er en af metoderne til at sikre, at bygge- og anlægsaffaldet bliver håndteret korrekt, når gamle bygninger nedrives. Som det fremgår af de estimerede mængder af hård PVC affald i Tabel 25, er der tale om netop affald fra bygge- og anlægssektoren, og det fremgår af afsnit 4.1.2, at der er et potentiale for at øge indsamlingen og derved genanvendelsen af hård PVC.

Der har gennem de senere år været et stigende pres på at få udbredt selektiv nedrivning i Danmark. Selektiv nedrivning har været på dagsordenen både i PCB-handlingsplanen fra 2011, i et initiativ under Ressourcestrategi I og II og senest som en af anbefalingerne fra Regeringens Advisory Board for cirkulær økonomi.

Med selektiv nedrivning forstås, at bygningen nedtages på en måde, der sikrer, at de materialer, som bygningen består af, efterfølgende kan sorteres korrekt og anvendes bedst muligt. Hertil kommer, at de materialer, som indeholder problematiske mængder af miljøfremmede stoffer, udsorteres til bortskaffelse. Hvis ønskerne om selektiv nedrivning gennemføres, vil det formentlig kunne have betydning for en øget indsamling af den hårde PVC.

²⁸ http://www.plastenergo.com/our_technology.html

²⁹ <https://ing.dk/artikel/nyt-pvc-anlaeg-mangler-pvc-63481>

Det er vurderingen fra WUPPI-ordningens side, at der foregår en rimelig udsortering af den del af PVC'en, der er synlig såsom tagplader, vinduesrammer, tagrender mv., mens den skjulte PVC i vægge og under gulve ikke frasorteres (WUPPI, pers. komm.).

4.5.2 Muligheder for øget indsamling og genanvendelse af blød PVC

For at øge mulighederne for at genanvende blød PVC kunne de affaldsproducenter, hvor der kan indsamles mere homogene fraktioner af blød PVC i væsentlige mængder, kortlægges.

Der anvendes en del blød PVC i medicinsk udstyr. I Danmark arbejder flere Regioner mod en øget udsortering af flere plaststrømme. Planen er, over tid, at øge udsorteringen af endnu flere plaststrømme. Dialog med Regionerne, om at inddrage udsorteringen af den bløde PVC, som led i arbejdet med øget udsortering af plast på landets hospitaler, kan sikre, at der indsamles en ensartet og signifikant mængde. F.eks. viser en undersøgelse fra Århus Universitetshospital af den ikke kontaminede plast, at der genereres omkring 15 tons infusionslanger om året. Infusionslanger kan være produceret af blød PVC. Der er dog en problemstilling omkring kontaminering og et potentielt medfølgende behov for desinfektion. Der pågår i Danmark for tiden et udviklingsprojekt støttet af Miljøstyrelsens MUDP midler, om "Sikker og effektiv genanvendelse af blød PVC fra medicinsk udstyr ved miljøvenlig superkritisk kuldioxid (scCO₂)³⁰. Formålet med projektet er at udvikle og demonstrere nye muligheder for nyttiggørelse af blød PVC fra medicinsk udstyr med høj kvalitet i genanvendelsen gennem sikker fjernelse af blødgørere og additiver ved brug af miljøvenlig superkritisk kuldioxid (scCO₂) teknologi. Ved succesfuld demonstration er det visionen, at teknologien senere skaleres op dels geografisk til europæisk plan, dels til andre produktkategorier, hvor blød PVC anvendes såsom forbrugerelektronik, kabler, gulvbelægninger, bygge-komponenter, etc. De udviklede genanvendte PVC-materialer skal i følge projektbeskrivelsen designes til at kunne genanvendes i nye produkter med blød PVC baseret på sundhedsmæssigt forsvarlige additiver eller til at kunne indgå i den eksisterende værdikæde for genanvendelse af hård PVC. Der foreligger endnu ingen publicerede resultater fra projektet.

Der anvendes også PVC i bilindustrien blandt andet til "look-a-like" lædersæder. Ligesom med PVC i medicinsk udstyr kunne bilindustriens PVC evt. indsamles i en ensartet kvalitet og på forholdsvis få lokaliteter – værksteder og ophuggere. Det øger muligheden for at finde aftagere for en homogen fraktion.

Andre muligheder kunne være virksomheder, som anvender store mængder af produkter af PVC folier, som eksempelvis virksomheder der laver bannere til sportsarrangementer, festivaler, mm.

4.5.3 Muligheder for øget genanvendelse af PVC

For såvel blød som hård PVC ville en mere differentieret indsamling af PVC således kunne øge mængderne der bortskaffes til genanvendelse. Det er uden for dette projekts rammer at vurdere effektivitet og/eller de samfundsøkonomiske konsekvenser af en sådan forbedret indsamling.

Det må antages, at danske virksomheder som producerer PVC produkter internt genanvender produktionsaffald i et vist omfang. Det kunne evt. kortlægges, om en sådan intern genanvendelse kunne optimeres for at undgå affald, og/eller om der er potentiale for at sende affald til en af de mange genanvendelsesvirksomheder i EU, frem for på genbrugsstationen.

Bedre separationsmetoder til plastaffald ville også kunne øge genanvendelsesgraden. WUPPI har som nævnt søgt at adskille hård PVC med og uden bly, men sådanne metoder har ikke

³⁰ http://ecoinnovation.dk/media/176336/projektliste-mudp-tilskud-pr-14-september-16_til-hjemmeside.pdf

vist sig omkostnings-effektive. Øvrige metoder til at udsortere PVC fra blandet plast/blandede affaldsfraktioner er tilsyneladende endnu ikke omkostningseffektive. Det har dog været uden for rammerne af dette projekt at undersøge dette til bunds.

Som nævnt har der tidligere været forsøg i Danmark med teknologier som søger at genvinde kulstofindholdet/energien bundet i PVC samtidig med samtidig genvinding af klor-indholdet. Sådanne metoder er i fokus generelt i forbindelse med EU's plaststrategi, og der bør holdes øje med udviklingen på dette område og overvejes, om der skal sættes nationale aktiviteter i gang.

5. Sammenligning af potentiel miljøpåvirkning i livsforløbet

Dette kapitel indeholder følgende emner:

- En overordnet beskrivelse af, hvilke forhold i PVC produkternes livsforløb der har størst betydning for den samlede miljøpåvirkning.
- Sammenligning af PVCs miljøpåvirkning med andre, substituerbare materialetyper til produkter med samme funktion (funktionel enhed) – og fokus på forhold, der kan være af betydning ved vurdering af muligheder for substitution.
- Oplisting af eksisterende LCA studier, hvor produkter af PVC er blevet sammenlignet med produkter med alternative materialer.
- En analyse af mulige effekter vedr. brand/ukontrolleret forbrænding af PVC samt en analyse af andre problemstillinger i relation til bortskaffelse af PVC, der ikke genanvendes.

5.1 Livscyklusfaser i PVC produkters livsforløb og deres potentielle miljøpåvirkninger

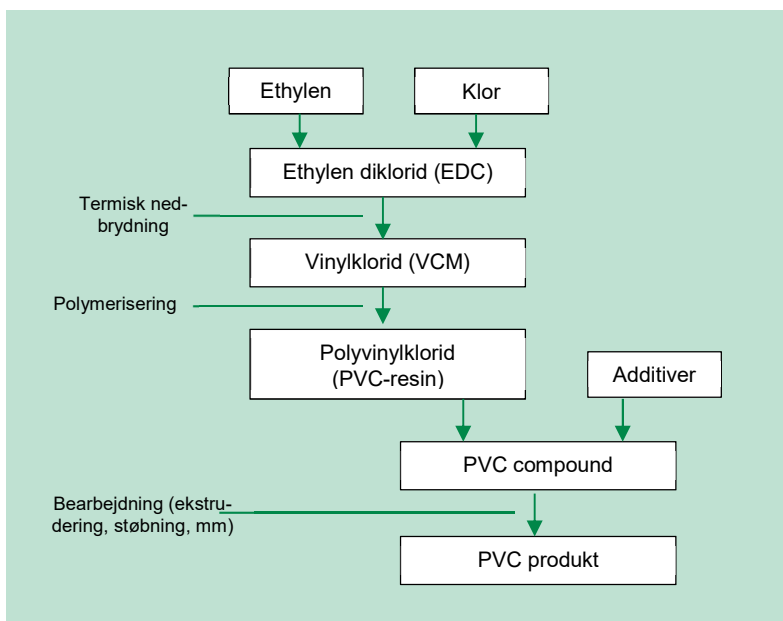
Formålet med dette afsnit er at belyse og udpege de faser i PVC produkternes livsforløb, der giver anledning til de største miljøpåvirkninger. Formålet med afsnittet er således at identificere de mest kritiske processer og/eller faser i livsforløbet (produktion af råvarer, produktion af artikler, brugsfasen, mm.).

Jf. en rapport udført af Baitz m.fl. (2004) for Europakommissionen (Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials) er der følgende overordnede faser i produktionen af PVC produkter:

De to mest betydende materialeinput baseret på vægten heraf, er ethylen og klor. Disse to produkter reagerer og danner ethylen diklorid (EDC). Derefter sker en termisk nedbrydning, hvorved vinylchlorid dannes (VCM). Derefter polymeriseres vinylchlorid – hvilket kan gøres på to forskellige måder, som leder til to forskellige produkter med særegne anvendelsesområder: suspension PVC (S-PVC) og emulsion PVC (E-PVC).

Stabilisatorer, pigmenter, blødgørere og andre additiver blandes sammen med PVC-resin til en PVC-compound, der anvendes til produktion af de færdige artikler – mængderne af additiver varierer alt efter hvilken type produkter, der produceres.

Efter at produktet har været i brug i produktets levetid, bortskaffes produktet. Dette kan ske via genanvendelsesordninger via f.eks. den danske WUPPI ordning. Den aktuelle bortskaffelse i Danmark og genanvendelse i EU er beskrevet i kapitel 4.



FIGUR 5.1. Overordnet procesdiagram for produktionen af S-PVC produkter (efter Baitz m.fl., 2004)

Det konkluderes i LCA studierne, at ekstraktionen og produktionen af inputmaterialer op til produktionen af vinyl klorid monomer (VCM) typisk giver anledning til de største potentielle miljøpåvirkninger gennem hele livscyklus. Særligt giver produktionen af ethylen (se figur) anledning til relative store potentielle miljøpåvirkninger som f.eks. fotokemisk ozondannelse, hvilket primært skyldes behandlingen af råolie til nafta (Baitz m.fl., 2004). Ved produktionen af klor er der et stort elektricitetsforbrug, som giver anledning til udledning af drivhusgasser, forurening, eutrofiering mv. Der har endvidere været fokus på, at der ved produktion af klor emitteres bly ved produktion af den forbrugte elektricitet og ved selve produktionen i de tilfælde, hvor klor blev produceret ved anvendelse af en kviksølv-proces³¹. Produktion af klor med brug af kviksølv-elektroder skal være udfaset i EU senest 2020. Denne emission af bly bidrog til effekt-kategorien for human toksicitet (Baitz m.fl., 2004, 2005; Ye m.fl., 2016).

Når ethylen og klor reagerer for at danne ethylen diklorid forbruges der forholdsvis store mængder energi som følge af, at der anvendes en høj-temperatur proces. Det bevirker, at der forekommer store, potentielle miljøpåvirkninger i form af drivhuseffekt, forurening, forbrug af fossile ressourcer, eutrofiering mv. Derudover dannes der flere biprodukter, som vurderes at bidrage til effekt-kategorien human toksicitet³² og dermed potentielt er skadelige for mennesker. Desuden kan der ske dannelse af dioxiner i denne proces, som også har en negativ miljøpåvirkning af human toksicitet (Baitz m.fl., 2004, 2005). Der har gennem en årrække været fokus på at mindske dannelsen af dioxiner og andre skadelige stoffer fra processerne. Det vurderes, at disse emissioner og affaldsdannelse derfor er reduceret og/eller elimineret, hvorved de potentielle miljøpåvirkninger fra denne del af processen har en mindre betydende rolle i PVC's fulde livscyklus

³¹ Baitz m.fl. (2004) henviser til LCA studier og LCA data, der viser emission af bly ved elektricitetsproduktion, da denne elektricitetsproduktion antages at finde sted i Tyskland.

³² Human toksicitet sammenfatter i LCA sammenhæng et antal forskellige effekter som akut toksicitet, irritation/korrosive effekter, allergiske effekter, uoprettelig skade/skade på organer, genotoksicitet, kræft-fremkaldende effekter, toksicitet på forplantningssystemet/fosterskader og neurotoksicitet i en enkelt parameter (toksiske karakteriseringsfaktorer, EF) (Miljøstyrelsen, 2005)

Afhængigt af typen af stabilisator anvendt i et givet PVC produkt, vil den potentielle miljøpåvirkning afspejle produktet samt de potentielle muligheder, der kan være for at genanvende PVC. Der er ikke kendskab til studier, der i en livscyklussammenhæng har vurderet anvendelsen af nyere stabilisatorer, der erstattede cadmium og bly.

Ud fra en LCA betragtning har blødgørere og tilsætningsstoffer en mindre miljøpåvirkning af PVC produkternes samlede livscyklus (Baitz m.fl., 2004). Dog må det igen fremhæves, at der i dette studie ikke har været kendskab til LCA studier, der har vurderet og fremhævet blødgørere og tilsætningsstoffer som værende særligt betydende i den samlede livscyklus for PVC produkter.

Ved produktion af pigmenter anvendes der forholdsvis meget energi, som giver anledning til udledning af drivhusgasser samt give anledning til potentiel forurening, eutrofiering mv. (Baitz m.fl., 2004). Dog udgør pigmenter ofte en mindre del af PVC produkter og har derfor ofte en mindre betydning for PVC produkters samlede potentielle miljøpåvirkning gennem hele livscyklus.

5.2 Sammenligning med andre, substituerbare materialetyper

I dette projekt er der taget udgangspunkt i offentligt tilgængelige data samt data fra LCA databasen GaBi Professional og Ecoinvent – dvs. data der stammer fra PlasticsEurope, TEPPFA, offentligt tilgængelige rapporter fra internettet, Ecoinvent mv.

Der er ikke foretaget egne LCA beregninger af potentielle miljøpåvirkninger på baggrund af specifikke produktioner af PVC.

Generelt er LCA data i LCA databaser (f.eks. Ecoinvent og GaBi) for PVC forældede i forhold til de datakrav, der normalt anvendes i LCA beregninger jf. ISO 14040. Eksempelvis er de nyeste data fra PlasticsEurope fra 2006, hvilket bevirker, at data kan kategoriseres som forældede og dermed kun kan anvendes med stor forsigtighed i sammenlignende analyser³³.

Udover den relativt høje dataalder, er der gennemført en række LCA studier, der sammenligner materialetyper, der ikke anvendes i dag og dermed ikke er et reelt alternativ til PVC produkter. Et eksempel herpå er plastrør, der sammenlignes med støbejernsrør – hvor dansk praksis mht. rør er, at der ikke anvendes støbejernsrør mere grundet en række forhold. Andre eksempler er sammenligning af PVC riste med aluminiumsriste (til brug ved afledning af vand fra veje), hvilket heller ikke udgør en realistisk og brugbar sammenligning af nuværende materialetyper i Danmark.

Ved anvendelse af de eco-profiles data, som er publiceret af PlasticsEurope for plastic til generelle anvendelser, ses det at der ikke er nogen betydelig forskel i forbruget af procesenergi ved ekstraktion af olie til plastproduktion mellem PVC og andre plasttyper³⁴.

Baseret på litteraturen kan det konkluderes, at substitution af PVC med alternative materialetyper kun giver mening at vurdere i veldefinerede sammenhænge for specifikke produkter med samme funktionelle enheder. Det kan med andre ord ikke konkluderes ved anvendelse af LCA, at en anden plasttype generelt er bedre end PVC (Baitz m.fl., 2004; 2005).

³³ PlasticsEurope.org

³⁴ PlasticsEurope.org

Det anbefales, hvis der ønskes mere specifikke sammenligninger, at foretage specifikke LCA-vurderinger af de specifikke produkter, der anvendes i høje volumener og/eller har en stor potentiel miljøpåvirkning af enten miljø eller sundhed. Baseret på disse specifikke vurderinger, kan anbefalinger til substitution af PVC foretages.

5.3 Gennemgang af eksisterende sammenlignende LCA studier

I dette afsnit gennemgås udvalgte LCA studier, hvor PVC-produkter indenfor udvalgte produkt-kategorier er blevet sammenlignet med produkter af alternative plasttyper.

Da der i 2004 blev publiceret en udførlig rapport med samme formål (sammenligning af PVC produkter med alternative plasttyper) er det valgt at anvende denne rapport (Baitz m.fl, 2004) samt supplere med studier, der er udarbejdet efter 2004.

Følgende studier er gennemgået:

- LCA of Australian Pipe
- Life Cycle Assessment Study on Resilient Floor Coverings
- Memorandum. TSAC Report on PVC
- Outline for PVC recycling project in hospitals
- Comparative service life assessment of window systems
- Life Cycle Assessment of Flooring Materials. A guide to intelligent selection.
- Rapport: Background and Outcomes of the Green Star PVC Minimisation Credit Review
- Estimation of greenhouse gas emissions from sewer pipeline system
- Estimate of energy consumption and CO₂ emission associated with the production, use and final disposal of PVC, aluminium and wooden windows
- Life Cycle Assessment of PVC Water and Sewage Pipe and Comparative Sustainability Analysis of Pipe Materials
- Life Cycle Assessment of Flooring Materials: Case Study
- Life cycle assessment of polyvinyl chloride production and its recyclability in China
- Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials
- Life cycle assessment of PVC in product optimisation and green procurement – fact-based decisions towards sustainable solutions.
- Life cycle assessment of recycling PVC window frames
- Life Cycle Assessment, LCA, of PVC Blood Bag
- Life Cycle of window materials – a comparative assessment
- Environmental impact analysis of windows made from wood and PVC using LCA
- Study to assess 2 RoHS new exemption requests: #1 for cadmium in video cameras designed for use in environments exposed to ionising radiation #2 for lead and cadmium in PVC profiles of electric windows and doors
- Sustainability Life Cycle Assessment (SLCA) of RePeck Packaging Bags
- Rapport: Comparative Life Cycle Assessment of a PVC-U multilayer sewer pipe system with a core of foam and recyclates versus a concrete (250 mm) sewer pipe system
- Life Cycle Analysis for Water and Wastewater Pipe Materials
- LCI Databases Sensitivity Analysis of the Environmental Impact of the Injection Moulding Process
- Life Cycle Assessment of Accoya® Wood and its applications

Som det ses af ovenstående, er der gennemført mange LCA studier, hvor PVC indgår. Mange af disse studier er gennemført i samarbejde med eller for interesseorganisationer, der har til formål at fremme anvendelse af PVC produkter. Omvendt er der også udført flere studier af personer, der har tilknytning til træindustrien. Som følge af dette ses, at der i nogle af studierne er antagelser og afgrænsninger, som kan påvirke resultaterne, f.eks. udelukkelse af bortskaffelsesfasen, fokusering på udvalgte effektkategorier som f.eks. drivhuseffekten, udelukkelse af levetider mv. Resultaterne skal derfor tolkes og anvendes med varsomhed.

I det følgende er der foretaget en overordnet vurdering af de resultaterne, med en skelen til betydningen af de anvendte antagelser og afgrænsninger. Vurderingerne er foretaget med udgangspunkt i de mest dominerende produktgrupper, hvor der anvendes PVC.

5.3.1 Vinduer

Brugsfasen for vinduer har stor betydning for vinduers samlede miljøpåvirkning gennem den fulde livscyklus fra udvinding af råvarer til bortskaffelse inklusiv genanvendelse og genbrug. Det skyldes, at vinduer i høj grad er medvirkende til at begrænse tab af varme under brugen af bygningen (og vinduerne).

Baitz m.fl. (2004) sammenfatter i deres udredning for Europakommissionen en række livscyklusanalyser af vinduer. Rapporten konkluderer, at optimeringer af vinduers energitab i brugsfasen er den mest betydende faktor for den samlede potentielle miljøpåvirkning. Valg af materialetype er således af mindre betydning (Baitz m.fl., 2004).

Når der udelukkende ses på processerne til og med produktionen af vinduer, så kan materialevalget have betydning for de potentielle miljøpåvirkninger. Det er dog ikke entydigt hvad studierne konkluderer, hvilket primært skyldes, at antagelserne om levetid, andel genanvendt materiale som inputmateriale mv. er vidt forskellige i studierne.

Til trods for forskelligheden i studierne er hovedkonklusionerne for de vinduestyper, der typisk anvendes i Danmark, opsamlet i følgende tabel. Tabellen indeholder de effektkategorier og faser i livscyklus, der er udslagsgivende, og som studierne indeholder information om.

En del af studierne i Baitz m.fl. (2004) omfatter også potentielle toksiske effekter, men disse er ikke vist i Tabel 28, da de fleste studier ikke inkluderer de effektkategorier, der vurderer økotoxicitet, human toksicitet og persistent toksicitet³⁵. Det skyldes primært, at metoderne til vurdering af toksicitet i en LCA ikke var veludviklet på det tidspunkt, da studierne blev gennemført.

Som det også ses af tabellen, er konklusionerne ikke umiddelbart entydige. Studierne som tabellen bygger på er typisk 15-20 år gamle, og en mere præcis opgørelse vil kræve, at realistiske scenarier og antagelser fastsættes af vinduesindustrien på basis af danske forhold, hvorefter der foretages reviderede vurderinger i form af livscyklusvurderinger og risikovurderinger af miljøfremmede stoffer.

³⁵ Økotoxicitet: Udledning af giftige stoffer til det vandige miljø eller til jord, der kan påvirke dyr, planter og andre organismer på kort sigt. Persistent toksicitet: Udledning af giftige stoffer, der ikke eller meget langsomt nedbrydes. Disse stoffer påvirker mennesker, dyr og planter på langt sigt. (Miljøstyrelsen, 2001)

TABEL 27. Opsummering af resultater fordelt på faser og effektkategorier - udvalgte resultater på tværs af studier.

	Effektkategori	PVC vinduer	Vinduer med indvendig træramme og udvendig alu-ramme	Trævindue
Produktionsfasen	Drivhuseffekt og energiforbrug	Medium	Højest *	Lavest
	Forsuring	Vurderes at være på samme niveau		
	Fotokemisk ozondannelse	Konklusionerne heraf er ikke ensvisende		
Brug	For trævinduer er der brug for vedligeholdelse af vinduet i form af maling. Denne miljøpåvirkning forekommer ikke for træ-alu-vinduer og PVC vinduer. Generelt påvirker materialevalget af rammen ikke brugsfasen betydeligt. Glassets isoleringsevne er den parameter, der påvirker hele livscyklus mest.			
Bortskaffelse	Generering af deponerbart affald	Høj	Lav/ingen	Lav/ingen
Potentiale for genanvendelse		Medium	Høj	Lav

* Det skal dog bemærkes, at det i de fleste studier er antaget, at kun en mindre andel af aluminium til rammerne indeholder sekundært/genanvendt aluminium. Da materialekvaliteten af aluminium ikke falder ved omsmelting af aluminium, anvender vinduesproducenter i høj grad genanvendt aluminium ved produktion af nye vinduer.

5.3.2 Gulve

Gulve kan indkøbes i mange forskellige materialer der varierer med hensyn til levetid, funktioner, mv.

I de LCA studier, hvor gulve indgår, er det som oftest linoleum og træ, der anvendes som alternative materialer.

Generelt vurderes det, at linoleumsgulv har mindre eller samme niveau af potentielle miljøpåvirkninger som PVC (Baitz m.fl., 2004).

Trægulve vurderes at have færre potentielle miljøpåvirkninger end PVC gulve – dog afhænger anbefalingerne i høj grad af antagelser for brugsfasen, da trægulve påpeges at kræve mere vedligeholdelse end gulve af andre materialetyper som PVC og linoleum (Baitz m.fl., 2004).

Flere af studierne, der er udført af eller for bæredygtighedsordninger, påpeger desuden muligheder for anvendelse af PVC produkter i byggeriet, hvor miljøpåvirkningerne igennem hele livscyklus reduceres. Det angives i flere studier, at det er vigtigt at genanvende PVC, da forbrænding giver anledning til betydelige emissioner og affaldsdannelse (Günter og Langowski, 1997; Green Building Council Australia, 2010).

Det vurderes af forfatterne af nærværende rapport, at der i de eksisterende analyser ikke danner tilstrækkeligt grundlag for en mere indgående vurdering af de enkelte fasers miljøpåvirkning samt materialevalgets betydning for de enkelte effektkategorier for denne produktgruppe.

5.3.3 Tagmaterialer

Så vidt vides er der ikke gennemført nyere LCA studier for PVC tagmaterialer end det studie, som refereres og vurderes af Baitz m.fl. (2004)³⁶. I dette studie konkluderes det, at der ikke er "vindere" indenfor specifikke tagmaterialetyper. Det væsentligste for tagmaterialernes potentielle miljøpåvirkninger gennem livscyklus er at levetiden forøges mest muligt ved at øge kvaliteten af produkterne samt at udføre korrekt og nødvendig vedligehold (Baitz m.fl., 2004).

Dog viser resultaterne også, at tagmaterialer af polymerer (herunder også PVC) generelt synes at have færre potentielle miljøpåvirkninger end bitumenholdige produkter grundet disse produkternes høje vægt pr. arealenhed/funktionel enhed (Baitz m.fl., 2004).

Opsummeringen fra disse to studier ses i følgende tabel. Som det ses i tabellen er potentielle toksiske effekter ikke nævnt, da studiet ikke inkluderer kategorierne økotoksicitet, human toksicitet og persistent toksicitet.

TABEL 28. Opsummering af resultater fra et enkelt LCA studie af tagmaterialer fordelt på faser og effektkategorier (studiet præsenteret i Baitz m.fl., 2004).

	Effektkategori	PVC	Bitumen
Produktionsfasen	Drivhuseffekt og energiforbrug	Lavest	Højest
	Forsuring	Lavest	Højest
	Affald	Højest	Lavest (40% af den affaldsmængde, der genereres for PVC taget)
	Eutrofiering	Lavest	Højest
	Fotokemisk ozondannelse	Lavest	Højest
Brug		Vurderes at skulle repareres 2 gange i livsforløbet => større miljøpåvirkninger	Vurderes at skulle repareres 1 gang i livsforløbet => mindre miljøpåvirkninger
Genanvendelse		Generelt giver PVC anledning til færre potentielle miljøpåvirkninger ved genanvendelse end bitumen – undtagen for affaldsdannelse, hvor genanvendelse PVC giver anledning til de affaldsmængder.	

5.3.4 Rør

Der er gennemført relativt mange LCA studier af rørmaterialers potentielle miljøpåvirkninger gennem livscyklus. Flere af dem er gennemført efter projektet for Europakommissionen i 2004.

Studiernes resultat er påvirket af de antagelser, der er gjort i studierne. Derudover er der flere studier, der inkluderer rørmaterialer, der ikke anvendes i Danmark og ikke er blevet anvendt i Danmark i mange år (såsom støbejern) (Sustainable Solutions Corporation, 2010; Howard, 2009).

³⁶ I studiet for Europakommissionen (Baitz m.fl., 2004) er 2 LCA studier vurderet. Konklusionerne i dette afsnit er således spinkle og kunne med fordel forstærkes ved gennemførelse af nye LCA studier af tage.

Flere studier påpeger dog, at rør med en større diameter (er ikke angivet til at være den samme i alle studier) har de laveste potentielle miljøpåvirkninger, hvis de er produceret af beton (Du m.fl., 2013; Kyong m.fl., 2017).

Ydermere påpeges det, at det er væsentligt at medregne hele livscyklus, da der kan forekomme betydelige forskelle i installationsfasen grundet rørenes vægt (Baitz m.fl., 2004). Denne konklusion er foretaget på baggrund af, at ikke alle studier medtager installationsfasen, hvilket kan påvirke konklusioner i disse LCA studier.

Særligt inden for PVC rør er der anbefalinger om at anvende PVC rør indeholdende genanvendt PVC, hvilket vurderes at reducere rørenes potentielle miljøpåvirkninger betydeligt (Spirinckx og Peeters, 2014; Green Building Council Australia, 2010).

Et studie af Spirinckx m.fl. (2012) sammenligner PVC afløbssystemer med systemer af beton. I analysen sammenlignes systemer, der anvender henh. DN 250 mm PVC rør og DN 300 mm betonrør. Ved denne sammenligning scorer PVC afløbssystemet for den samlede livscyklus bedre på fire ud af seks viste effektkategorier. Ved en følsomhedsanalyse, hvor der i stedet sammenlignes med et system med DN 250 mm betonrør vender billedet, således at afløbssystemet af beton scorer bedre på fire ud af de seks parametre. Dette illustrerer, hvor følsomme resultaterne er over for små ændringer i forudsætningerne. I begge tilfælde scorer PVC afløbssystemet bedre, hvad angår effektkategorierne drivhuseffekt og ozonlagsnedbrydning.

Generelt må det også konkluderes, at flere af studierne kun indeholder ganske få effektkategorier såsom drivhuseffekt og energiforbrug (Du m.fl., 2013; Kyung m.fl., 2017), hvilket kan vanskeliggøre anbefalinger på grundlag af disse resultater.

Det er dog forsøgt at opstille resultaterne fra studierne i tabelform for at give et overblik over de konklusioner, der er gennemgående i de fleste studier, se tabel herunder. Det skal dog bemærkes, at der kan være enkelte studier, som når frem til helt andre resultater.

TABEL 29. Opsummering af resultater på tværs af LCA studier af rør fordelt på faser og effektkategorier.

	Effektkategori	Beton	PVC	PE-HD
Produktionsfasen	Drivhuseffekt og energiforbrug	Medium	Medium	Højere
	Forsuring	Lavest	Medium ³⁷	Medium
	Affald	Lavest	Højest	Lavest
	Eutrofiering	Lavest	Højest	Medium
Lægning af rør		Højest grundet rørenes høje vægt ³⁸	Lavest	Lavest
Brug	De fleste LCA studier har ikke denne fase med, da flere studier konkluderer, at der ikke er behov for vedligehold. Undersøgelser, der specifikt beskæftiger sig med brugsfasen, når dog frem til, at der vil være forskelle i udsivningen af spildevand som kan give forskelle i de potentielle miljøpåvirkninger (bl.a. Stein & Partner, 2005)			
Affaldsdannelse		Lavest	Højest	Medium
Genanvendelse	Genanvendelse kan påvirke anbefalingerne – dog vurderes det, at rørene efter 100 års levetid muligvis ikke kan genanvendes grundet forurening (urenheder på rørene). Det viser sig også at være en almindelig praksis at lade rørene ligge i jorden, hvorved genanvendelsespotentialet ikke kan realiseres.			

Det må fremhæves, at der er gennemført mange LCA studier af rør, som når frem til forskellige konklusioner. Det vurderes umiddelbart, at konklusionerne i ovenstående tabel kun er gældende for rør med en større diameter idet det vurderes at konklusionerne kan være betydeligt anderledes, hvis det er rør med mindre diameter, der vurderes (Baitz m.fl., 2004).

For rør vil der, for at kunne komme med mere præcise sammenligninger, skulle udvikles realistiske scenarier og antagelser i et samarbejde med rørproducenternes brancheforening på basis af danske forhold, hvorefter der kan foretages reviderede vurderinger i form af livscyklusvurderinger og risikovurderinger af miljøfremmede stoffer.

5.3.5 Legetøj

I dette projekt er der kun fundet to LCA studier, der kort behandler de potentielle miljøpåvirkninger – hvoraf rapporten for Europakommissionen i 2004 er den ene af dem.

Der er mange produkter på markedet, der består af flere forskellige plasttyper, der er sat sammen. Det kan således være vanskelig for forbrugeren at skille legetøjet ad og dermed udsortere PVC fra de øvrige plastfraktioner. Dermed vil PVC ofte ende i affaldsforbrænding i stedet for at blive afleveret til genbrug eller deponi som foreskrevet af Miljøstyrelsen.

Baitz m.fl. (2004; 2005) vurderer, at LCA ikke er det optimale værktøj til vurdering af de potentielle miljø- og sundhedspåvirkninger. Dette skyldes at indtagelse, afsmitning, afdampning mv., der påvirker menneskers sundhed, vurderes at udgøre de største miljøpåvirkninger. Disse po-

³⁷ Højest i nogle studier, men i flere studier er PVC rør på omtrent sammen niveau som HDPE rør.

³⁸ Nogle af de studier, der er vurderet i Europakommissionens rapport (Baitz m.fl., 2004), påpeger dog, at de potentielle miljøpåvirkninger ved lægning af rør af forskellige materialetyper er af samme størrelse.

tentielle miljøpåvirkninger inkluderes som ofte ikke i LCA'er, da resultaterne af toksicitetsberegninger stadig er forbundet med væsentlige usikkerheder med den gældende metode (USEtox).

5.3.6 Transportsektoren

Det anføres i rapporten for Europakommissionen fra 2004, at der er lavet en række LCA studier af PVC, der anvendes i transportsektoren (herunder bilindustrien). Grundet fortrolighed omkring disse studier, er resultaterne ikke gengivet. Der er ikke identificeret LCA studier, der er udarbejdet efter 2004.

Det er således ikke muligt at vurdere PVC's eventuelle fordele eller ulemper i transportsektoren ud fra en LCA betragtning.

5.3.7 Produkter til hospitalssektoren

Jf. rapporten for Europakommissionen fra 2004 var der ikke udført studier af PVC produkter til hospitalssektoren (Baitz m.fl., 2004). Dog er der gennemført et LCA studie for PVC blodposer siden da, hvorfra konklusionerne er anført i det følgende (Carlson, 2012). Studiet er gennemført indenfor EU Life projektet for Europakommissionen. Derudover er der gennemført et LCA studie af katedre, der er fremstillet af tre forskellige materialetyper, hvoraf PVC er den ene af dem (Stripple m.fl., 2008).

I studiet af blodposer sammenlignes en pose af PVC med en fiktiv blodpose af HDPE, da forfatterne ikke har kunnet finde alternativer til PVC blodposen. Det konkluderes i rapporten, at der er betydelige potentielle, negative sundhedspåvirkninger fra PVC posen – i hele livscyklus og i særdeles grad pga. migration til det blod, som blodposen er tiltænkt at indeholde. Derimod har HDPE blodposen højere potentielle påvirkninger på drivhuseffekten samt forbrug af knappe ressourcer. (Carlson, 2012) Det skal påpeges, at konklusioner vedrørende sundhedspåvirkninger vil være afhængig af, hvorvidt der anvendes klassificerede blødgørere i artiklerne.

Forfatterne angiver en mulig måde at reducere forbruget af begrænsede ressourcer ved at anvende biobaserede ressourcer. Dog viser en række studier, at biobaserede ressourcer også kan være behæftet med forholdsvist store potentielle miljøpåvirkninger. Derudover er der forskning i gang til erstatning af PVC blodposer med andre plasttyper såsom PP (Metal Supply, 2017) – dog overholder dette produkt endnu ikke alle krav og er således endnu ikke et anvendeligt alternativ til PVC blodposen.

I et studie vedrørende katetre sammenlignes PVC med TPU og et nyudviklet materiale til katetre bestående af polyolefin elastomer ved anvendelse af LCA. Forfatterne til dette studie konkluderer, at det nye materiale er en smule bedre end PVC og betydeligt bedre end TPU. Det skal dog her bemærkes, at kun en mindre del af en traditionel LCA er gennemført, da der kun er foretaget beregninger af CO₂, NO_x og SO₂ - og dermed er toksicitet ikke vurderet. (Stripple m.fl., 2008)

5.4 Forbrænding af PVC og brande

5.4.1 Livscyklusstudier

Generelt er der ikke identificeret LCA studier, der indeholder en vurdering af ukontrolleret og/eller utilsigtet bortskaffelse af PVC affald.

5.4.2 Forbrænding i forbrændingsanlæg

Ved forbrænding af PVC, som alt efter mængden af additiver indeholder 25-57 % klor (57 % for det rene PVC resin), frigives der klor som danner klorbrinte, der, hvis det ikke neutraliseres, danner saltsyre (HCl) ved en reaktion med vand

Dannelse af restprodukter

Saltsyre neutraliseres i forbrændingsanlæg med kalk, og ved forbrænding af 1 kg PVC dannes der typisk noget nær 2 kg restprodukter, som skal deponeres som farligt affald. Den faktiske mængde restprodukt, der dannes afhænger, af, hvorvidt der anvendes tør, semitør eller våd røggasrensning på affaldsforbrændingsanlægget. Restprodukterne eksporteres til deponi i Norge eller Tyskland. Dannelsen af restprodukter er baggrunden for, at PVC, som ikke bortskaffes til genanvendelse, skal deponeres. Der vil dog stadig være en væsentlig mængde PVC, som forbrændes som nærmere omtalt i afsnit 4.2.1. Som angivet i afsnit 4.2.1. vurderes PVC at være ansvarlig for mindre end 5 % af de dannede røggasrensningsprodukter.

Dannelse af dioxiner³⁹ og andre klorerede organiske forbindelser

Da PVC indeholder klor har der gennem tiden være mange overvejelser om, hvorvidt PVC vil fungere som klorkilde til dannelse af dioxiner ved affaldsforbrænding og brande. Kaysen m.fl. (2015) har beskrevet en status for den videnskabelige dokumentation vedrørende dioxinemissioner i forbindelse med forbrænding af henholdsvis hård og blød PVC. Konklusionen er, at der ikke er meget ny viden om sammenhængen mellem PVC i affaldet og dannelse af dioxiner på forbrændingsanlæggene, men at udledningerne af dioxiner fra forbrændingsanlæggene i Danmark er mindsket bl.a. på grund af kravene om bedre filtre. Der er en lang række undersøgelser, som ikke har kunnet påvise en klar sammenhæng mellem affaldets indhold af klor og dannelsen af dioxiner på forbrændingsanlæg (bl.a. omtalt af ECVM, 2018). Dette er i overensstemmelse med at vejledningen under Stockholm-konventionen om nedbringelse af udledning af dioxiner og andre utilsigtet dannede POP-stoffer ikke nævner nedbringelse af tilførslen af PVC eller andet klorholdigt affald som en måde at nedbringe dioxinudledningerne fra forbrændingsanlæg (UNEP, 2007). I Strategi for PVC-området fra 1999, omtalt i kapitel 1, angives, at en kobling af PVC-problematikken med debatten om forbrændingsanlæggenes dioxinudledning er uhensigtsmæssig, da udledning af dioxiner under alle omstændigheder skal begrænses (Miljø- og Energiministeriet, 1999). Samme konklusion når en sammenfatningsartikel om problematikken af Zhang m.fl. (2015) frem til.

5.4.3 Brande

En sammenligning af forskellige materials betydning i forhold til brande er meget kompleks fordi der mange faktorer, der spiller ind, og det vil kunne være nødvendigt at opveje fordele og ulemper. Flammehæmmede materialer vil eksempelvis kunne mindske risikoen for at en brand opstår eller spreder sig, fordi de ikke antænder så nemt, men hvis branden først er opstået og fuldt udviklet vil den flammehæmmende virkning kunne forårsage udvikling af mere giftige gasser.

Projektet "Miljø- og sundhedsforhold for plastmaterialer" (Smidt, 2006) indeholder for en række plasttyper en beskrivelse af dannede nedbrydningsprodukter ved brand og deres giftighed. Rapporten beskriver også en række andre målte egenskaber af betydning så som nedbrydningsstemperatur, selvantændelsestemperatur, oxygen index, "tid til døden indtræffer", LC₅₀ (udtryk for toksiciteten), minimum antændelsestemperatur for støvskyer og minimum koncentration for støvekspllosioner. For to centrale risikofaktorer "Tid til døden indtræffer" og LC₅₀ er

³⁹ "Dioxin" og "dioxiner" anvendes her som synonym for polychlorerede dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) og polychlorerede dibenzofuraner (PCDF).

værdierne for PVC lavere end værdierne for polyethylen (PE), polypropylen (PP) og polystyren (PS), men højere end værdierne for polyurethan (PUR). Værdierne er bestemt under standardiserede forsøgsbetingelser, men der kan ved en faktisk brand være andre faktorer, som spiller ind. Det er angivet, at det er uden for undersøgelsens rammer at give en samlet vurdering af, hvordan plasttyperne opfører sig under en brand (Smidt, 2006). Desuden er det i sammenligningen ikke angivet, i hvilket omfang andre materialer er tilsat flammehæmmere, som kan have indflydelse på værdierne.

Dannelse af saltsyre og røg

I forbindelse med brande vil der ved opvarmningen af PVC frigives klor, som ved reaktion med vand danner klorbrinte, som ved en reaktion med vand danner saltsyre (HCl). Ved brande vil den dannede saltsyre fra PVC kunne resultere i sekundære skader i form af korrosion. I følge en virksomhed specialiseret i oprydning efter brande, vil sekundære skader bestående af sodbelægninger og korrosive belægninger som regel udgøre over 75 % af de samlede skader (AREPA, 2018). Virksomheden angiver, at det er erfaringen, at dannelsen af saltsyre, som et resultat af forbrænding af PVC, er en af hovedårsagerne til korrosion efter brand. Grundet denne risiko er det i dag standard at teste for forekomsten af klor efter en brand, så der kan tages de nødvendige tiltag for at mindske skaderne.

En rapport fra det amerikanske Underwriters Laboratories (UL, 2017), vedrørende lav-røg, halogenfrie⁴⁰ kabler, angiver, at brugen af disse kabler kan reducere skaderne som følge af brand og reducere toksiciteten af røgen. I følge rapporten vil kabler med halogenerede materialer også producere signifikant højere niveauer af kullite, som bidrager til øget fare ved røgen. I følge rapporten blev de halogenfrie kabler i første omgang anvendt på steder, hvor udvikling af røg og korrosive gasser var særlig problematisk som tunneler, miner og skibe, men brugen af disse kabler har i dag bredt sig til mange andre områder.

Hull m.fl. (2008) demonstrerede en signifikant højere samlet toksicitet af dannende gasser ved forbrænding af PVC kabler sammenlignet med kabler af LDPE (low density polyethylene). Den højere toksicitet skyldtes primært dannelsen af saltsyre og kullite.

Der har generelt været meget mindre opmærksomhed omkring andre PVC-anvendelser i bygge- og anlægssektoren end kabler, men man må forvente, at andre indendørs PVC anvendelser giver anledning til tilsvarende skader ved brand. En undersøgelse af resultaterne af afbrænding af PVC gulvbelægninger viste, at de mest problematiske stoffer, der blev dannet, var saltsyre og kullite (Stec m.fl., 2013).

Der er ikke fundet uafhængige undersøgelser, der kvantificerer omfanget af skader som konsekvens af forekomsten af PVC i forbindelse med brande.

Risikoen for dannelse af korrosive forbindelser og røg i forbindelse med brand er en af drivkræfterne bag udvikling af halogenfrie byggematerialer og halogenfri elektronik.

Der har indtil nu især været fokus på halogenfrie kabler. I følge en række producenter af kabler (bl.a. NKT, REKA Kabel, Nexans og Prysmian Group) vil indførelsen af produktstandarden EN 50575, som er en del af implementeringen af den europæiske byggevarerforordning (CPR, Forordning Nr. 305/2011), betyde øget interesse for halogenfrie kabler. Med den nye produkt-

⁴⁰ Engelsk; low-smoke, halogen-free (LSHF).

standard skal kablerne nu også testes for såvel energiindhold, brandspredning, røg, syre-dampe, varmeeffekt og dråbedannelse (brændende dråber som er brandspredende). I følge ovennævnte producenter vil halogenfri kabler have større chance for at opfylde kravene til de nye brandklasser idet de halogenfrie kabler brænder med afgivelse af mindre sort røg. Der er dog ikke fundet udtalelser fra den Europæiske brancheorganisation for kabelproducenter Europacable, der bekræfter eller afkræfter dette.

Dannelse af dioxiner⁴¹ og andre klorerede organiske forbindelser

Strategi for PVC-området fra 1999 nævner ikke risikoen for dannelse af dioxiner ved brand, som en baggrund for de foreslåede tiltag. I en massestrømsanalyse for dioxiner i Danmark (Hansen, 2000) diskuteres den daværende viden om dannelse af dioxiner ved brand og ukontrolleret afbrænding af affald. Blandt resultaterne, som diskuteres, er amerikanske undersøgelser af ukontrolleret afbrænding af affald i en tønde, der viser en meget markant øgning i dannelsen af dioxiner, når koncentrationen af PVC i affaldet øges fra 0,2 % til henh. 1 % og 7,5 %, hvilket tyder på, at forekomsten af PVC i affaldet vil være af betydning ved ukontrollerede forbrændingsprocesser (Gullet m.fl. 1999 refereret i Hansen, 2000). "*Håndbog om vurdering af spredning af dioxin og andre miljøskadelige stoffer fra ukontrollerede brande*" udarbejdet for Miljøstyrelsen i 2004 sammenfatter den daværende viden om dioxindannelse ved brande (Schleicher og Jensen, 2004). Rapporten konkluderer i relation til PVC, at "*En speciel opmærksomhed skal rettes mod brande, hvor der vides at være større mængder klorholdige materialer, der brænder, specielt oplag med PVC*". Yderligere nævnes det, at meget langsigtede tiltag kunne være at reducere mængderne af PVC og andre halogenerede stoffer. En svensk rapport om udslip af dioxiner, PAH og VOC fra brande nævner, at særlig opmærksomhed er på brande i lossepladser, PVC plast og bildæk (Räddningsverket, 2002).

En sammenfatningsartikel om problematikken af Zhang m.fl. (2015) konkluderer, at der er en række undersøgelser, der viser et sammenfald mellem klorindhold i materiale der brænder og dioxindannelse, men nævner også en undersøgelse, der ikke viser det. Der er en lang række faktorer, der har indflydelse på dannelsen af dioxiner, hvilket vanskeliggør sammenligninger mellem undersøgelser.

Ud over dioxiner dannes der også en række andre klorerede organiske stoffer ved brand især klorerede PAH'er, som forekommer i væsentligt højere koncentrationer end dioxiner, og Fernando m.fl. (2014) efterlyser mere viden om disse andre klorerede organiske forbindelser.

Konklusion

Samlet kan det konkluderes, at der er behov for yderligere viden om eventuelle fordele og ulemper i relation til brand ved brug af PVC og andre halogenerede materialer i bygge- og anlægssektoren.

Der er ligeledes behov for sammenlignende vurderinger, der tager alle forhold i betragtning, og vurderer de økonomiske og sundhedsmæssige fordele og ulemper i relation til brand af brug af PVC og andre materialer.

⁴¹ "Dioxin" og "dioxiner" anvendes her som synonym for polyklorerede dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) og polyklorerede dibenzofuraner (PCDF).

6. Alternativer

6.1 Introduktion

Der findes en række alternative additiver til blød PVC samt alternative materialer til hhv. blød og hård PVC. I det følgende præsenteres og evalueres relevante alternativer i forhold til deres tekniske egnethed og omkostning i forhold til den konkrete anvendelse, idet information fra tidligere kortlægninger og gennemgange opdateres med en ny gennemgang af produkter på det danske marked.

Da der i Danmark er forbud mod anvendelse af bly- og cadmiumstabilisatorer, vurderes en sammenligning mellem PVC med disse stabilisatorer og mere miljøvenlige alternativer ikke som relevant og indgår ikke i nedenstående. Ligeledes fokuseres på syntetiske polymeralternativer, således at alternativer i form af naturmaterialer, eksempelvis vinduer af træ og gulve af træ eller linoleum, betonrør etc., ikke inkluderes i denne gennemgang.

Miljøstyrelsen har udarbejdet en række råd til forbrugerne om produkter produceret af PVC. I bilag 5 er disse listet, og det er angivet, om de omtalte PVC-produkter jf. nærværende gennemgang er bekræftet som værende på det danske marked. Det bemærkes, at ikke alle af disse produkttyper har været i fokus for opgaven, hvorfor en manglende angivelse af, at PVC-produktet er fundet i denne gennemgang ikke er ensbetydende med, at sådanne produkter af PVC ikke kan findes på markedet.

6.2 Metode

Relevant information om **alternative blødgørere til blød PVC** er primært indhentet fra følgende kilder:

- Forslaget til forbud mod de fire ftalater (DEHP, BBP, DBP, DIBP): Annex XV restriction report 2016
- Ftalatstrategien (Miljøstyrelsen, 2013) og Status for ftalatstrategien (Miljøstyrelsen, 2015)
- RACs og SEACs vurderinger af ansøgningerne om godkendelse af DEHP, BBP, DBP, DIBP (ECHA RAC/SEAC 2017), samt
- En række rapporter om alternativer til ftalater og deres egnethed af både nyere og ældre dato, bl.a. Identification and assessment of alternatives to selected phthalates (Maag m.fl., 2010), Background data for Annex XV dossier – DEHP, BBP, DBP and DIBP (Højbye m.fl., 2011), Phthalates and their alternatives (Lowell 2011), og Alternatives to classified phthalates in medical devices (Nielsen m.fl., 2014).

Derudover er ovenstående information suppleret med information fra markedsaktører via interviews (se nedenfor) og, i mindre omfang, via tilgængeligt materiale om produkterne, herunder annoncer, markedsføringsmateriale og produktdatablade

Med hensyn til alternative materialer til **blød PVC** er der taget udgangspunkt i rapporten af Maag m.fl. (2010), som sammenfatter viden om alternative materialer og præsenterer sammenligninger for nogle få materialer. Dette er suppleret med yderligere relevante polymermaterialer og opdateret baseret på information indhentet via en søgning efter materiale online,

bl.a. en rapport over alternativer til PVC i byggebranchen (Andersson, 2002), samt fra markedsaktører, som producerer eller forhandler produkter med alternative materialer; enten via interview (se nedenfor) eller via tilgængeligt materiale om produkterne, herunder annoncer, markedsføringsmateriale og produktdatablade.

For **hård PVC** findes der relativt få publicerede sammenligninger, men der produceres i Danmark PVC-fri alternativer til en række væsentlige anvendelser som kloakrør, brønde, regnvandskassetter og elektriske komponenter. Beskrivelsen af de alternative materialer baserer sig derfor primært på oplysninger fra markedsaktører, som producerer eller forhandler produkter med alternative materialer; enten via interview (se nedenfor) eller via tilgængeligt materiale om produkterne, herunder annoncer, markedsføringsmateriale og produktdatablade.

I alt blev 12 danske virksomheder, som sælger produkter lavet af PVC og/eller alternative polymermaterialer (primært produktionsvirksomheder med et slutprodukt), samt en interesseorganisation kontaktet med henblik på interview. Af disse interviews var fordelingen fire gennemførte interviews omhandlende produkter og materialer af hård PVC og alternativer dertil, fem interviews omhandlende produkter og materialer af blød PVC og alternativer dertil i form af alternativ blødgørere og/eller alternativt materiale, mens det i de fire resterende virksomheder ikke var muligt at finde repræsentanter, som kunne eller ønskede at deltage i interviews. I de udførte interviews blev der spurgt ind til, hvilke overvejelser virksomhederne har gjort sig om materialevalg (PVC, alternative materialer eller blødgørere), fordele/ulempen, udfordringer samt priser. Spørgsmålene brugt i interviewet blev rettet specifikt til den enkelte virksomhed og deres produkter.

Informationer omkring pris er så vidt muligt indskrevet i tabellerne. For nogle alternative materialer/blødgørere har en sammenligning ikke været mulig, da et tilstrækkeligt prisgrundlag for PVC eller alternativerne ikke kunne findes. I enkelte tilfælde er en prissammenligning ikke relevant, da de udviklede alternativer også tjener andre formål (anvendelsesområdet har udviklet sig forskelligt) eller fordi alternativet kun kan findes i produkter, hvor andre faktorer (f.eks. brand, mærke, design) har stor betydning for prisen; eks. Gore-Tex® i regntøj, og dermed udelukker en fornuftig sammenligning.

6.3 Alternative additiver

De essentielle additiver i PVC udgøres af stabilisatorer, smøremidler og modifikatorer, og blød PVC er yderligere tilsat blødgørere. Derudover kan PVC-materialer indeholde additiver som f.eks. fyldstoffer, farvepigmenter, proceshjælpstoffer, mv. Det er især visse stabilisatorer og ftalater, som ønskes erstattet på baggrund af nogle af stoffernes miljø- og sundhedseffekter. Alternativer til de væsentlige grupper af uønskede stoffer gennemgås i nedenstående, idet der for hård plast gives en kort sammenfatning, mens der for blød plast listes en række alternativer til de uønskede additiver med tilhørende beskrivelse af egnethed og anvendelse ift. teknologi og pris.

6.3.1 Alternative additiver til hård eller blød PVC

I Danmark er der et forbud mod PVC med bly- og cadmiumstabilisatorer, som i stedet er erstattet med organiske stabilisatorer eller blandede metalstabilisatorer, f.eks. calcium-zinc (Ca/Zn). Organotinbaserede stabilisatorer er teknisk egnede, men besidder også dårlige effekter ift. miljø og sundhed. Tilsvarende udskiftes også pigmenter baseret på tungmetaller til organisk-baserede pigmenter (Markarian, 2005; EC 2000). Brugen af organotinbaserede stabilisatorer blev bekræftet i udførte interviews.

Nogle alternative materialer til hård PVC har en høj brændværdi, hvorfor tilsætningen af brandhæmmer er nødvendig for at kunne anvende og/eller godkende det endelige produkt til bestemte applikationer (f.eks. installationskabler). Der har ikke været fokus på identifikation af de specifikt anvendte brandhæmmere, men for bl.a. installationskabler refereres ofte til HFFR (*Halogen-Free-Flame-Retardant*) eller LSZH (*Low-Smoke-Zero-Halogen*), hvilket angiver, at de ikke indeholder bl.a. de ofte uønskede bromerede flammehæmmere.

6.3.2 Alternativer til ftalater i blød PVC

I blød PVC er det primært ftalatblødgørere, der er i fokus som uønskede stoffer pga. deres miljø- og sundhedseffekter. I TABEL 30 er en række anvendelser, hvori der anvendes alternative blødgørere, beskrevet ift. alternativet, tekniske fordele og ulemper, produktseksempler og sammenligning af omkostninger. For mange af de listede alternative additiver har det ikke været muligt at identificere konkrete produktseksempler, da information om den specifikt anvendte ikke-ftalatblødgørere oftest ikke udspecificeres i produktdata, men produktet anpriser blot med udsagnet "*ftalat-fri blødgørere*". Dermed har det ikke været muligt at placere dem i tabellen, men produktseksempler inkluderer:

- Svømmebassin uden PVC og ftalater (Naturebaby.dk)
- Tarkett Authentic vinylgulv (Tarkett.dk)
- Aspegren Denmark voksduk med ftalatfri PVC-coating (Aspegren-denmark.dk)
- Abaka ftalatfri PVC-kunsthæder (Tm-materialer.dk)
- Slangere til infusion fra MediPlast leveres i PVC, PVC uden DEHP og PVC-fri (MediPlast.dk)

Alternative blødgørere anvendt i legetøj og småbørnsartikler er tidligere beskrevet i en undersøgelse for Miljøstyrelsen fra 2010 (Maag m.fl., 2010).

Omkostningskurver for substitution af klassificerede ftalater udarbejdet for det Europæiske Kemikalieagentur viste, at omkostninger til udvikling og ændret produktionsudstyr for de fleste anvendelser var små sammenlignet med omkostninger knyttet til øget pris af blødgørerne (Lassen m.fl., 2012). For DEHP har det primære valg ved substitution været ftalaterne DINP og DIDP, med en merpris på 10-15 %. Blandt ikke-ortho-ftalat alternativer var DEHT (se nedenfor) det billigste, med en pris af samme størrelse som DINP og DIDP, mens merprisen for de billigste af de øvrige alternativer, ASE og DINCH, på daværende tidspunkt var 25-30 % større end prisen for DEHP. For BBP og DBP var ftalat alternativer typisk 5% dyrere mens de billigste ikke-ftalat alternativer var 10-15 % dyrere (Lassen m.fl., 2012).

Nogle blødgørere har fundet anvendelse indenfor flere forskellige produkttyper og betegnes ofte som et generelt anvendt alternativ til ftalater; f.eks. DINCH, ASE, DEHT og COMGHA (opsummeret herunder).

TABEL 30. Bredt anvendte ikke-ftalater.

Alternativ til ftalater	CAS-nr.	Bemærkninger	Kilde
Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8		Nielsen m.fl., 2014
Sulfonsyrer, C10-21-alkan, phenylestre (ASE)	91082-17-6		Maag m.fl., 2010 Nielsen m.fl., 2014

Glycerider, castor-olie mono-, hydrogeneret, acetater (COMGHA)	736150-63-3		Maag m.fl., 2010
Dioctyltereftalat (DEHT eller DOTP)	6422-86-2	Ikke ftalat i almindelig forstand, men tereftalat.	Nielsen m.fl., 2014

Tabel 36 i Bilag 6 indeholder en liste over alternativer til de klassificerede ftalater i blød PVC. Såfremt der ikke er nogen anmærkninger i tabellens kolonne "*Tekniske fordele/ulemper*" er der ikke identificeret væsentlige tekniske udfordringer eller fordele ved anvendelse af alternativet som erstatning for ftalater.

6.4 Alternative materialer

For både hård PVC og blød PVC kan anvendes helt andre materialer for dermed både at undgå anvendelsen af uønskede additiver og PVC-polymeren. I nedenstående opsummeres de alternative materialer, som vurderes mulige, og som findes på det danske marked som alternativ for produkter i hhv. blød PVC og hård PVC.

Det har inden for rammerne af denne undersøgelse ikke været muligt at undersøge, i hvilket omfang alternativer kan indeholde problematiske additiver eller ureagerede monomerer, og det har derfor ikke været muligt at afklare, i hvilket omfang alternativer sundheds- og miljø-mæssigt er bedre end produkter af PVC. Der har ved sammenligningen mellem produkterne være fokuseret på tekniske og økonomiske forhold.

6.4.1 Alternative materialer til blød PVC

I Tabel 32 er givet en række væsentlige anvendelser, hvortil der er alternative materialer til det bløde PVC-materiale. Hver anvendelse er beskrevet ift. det alternative materiale, tekniske fordele og ulemper, konkrete produktseksempler og sammenligning af omkostninger.

Ikke alle nævnte produktseksempler har erstattet konkrete produkter indeholdende PVC, men er udelukkende eksempler på produkter i den specifikke kategori, som produceres med beskrevne alternativer.

Polyolefiner (herunder forskellige typer og/eller blandinger af polyethylen (PE) og polypropylen (PP)) er et generelt anvendt alternativ til blød PVC og anvendes bredt i bl.a. legetøj, byggematerialer og medicinsk udstyr. Derudover ses der også flere produktseksempler med polyurethan- eller gummimateriale (EPDM-gummi eller latex) inden for de forskellige anvendelsesområder.

TABEL 31. Oversigt over alternative materialer til blød PVC.

Anvendelsestype	Produkttype	Alternativt materiale	Bemærkninger	Eksempler på produkter	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
Legetøj	Babyartikler, legetøj beregnet til at komme i munden	EVA	+ Lidt dårligere teknisk performance, bl.a.: levetid, modstandsdygtighed over for bid, træk. + Lav toksicitet, frigiver ikke store mængder monomerer/oligomerer	Svømmebassin uden PVC fra Naturebaby.dk Sophie Giraf badedyr Hevea badedyr – Alfie Jr. LEGO® (Fleksible dele og bildæk)		Maag m.fl., 2010 Naturebaby.dk Lego.com
		PE (herunder LDPE og LLDPE)				
		Naturgummi (latex)				
		SBS SEBS Silikone				
Byggematerialer	Gulvbelægninger	PE	+ Egenskaberne ikke på højde med PVC; kan ikke anvendes til vådrum, kan kun bruges ved enkelte gulvprodukter (designmæssigt opnås ikke resultatet fra PVC)	Tarkett Evolay Tarkett IQ ONE	Dyrere (hvor meget ikke oplyst)	Andersson, 2002 Tarkett.dk Interview 2018
		Fleksible polyolefiner	Tidligere testet i gulvbelægninger. + Dårligere performance; limer dårligere, "bobler/buler op"/kan løsne sig fra underlaget, f.eks ved brug af kontorstole på overfladen. + Mindre slidstyrke (ikke industrielt egnet), ofte kombineret med et yderligere underlag for tilsvarende egenskaber			

Anvendelsestype	Produkttype	Alternativt materiale	Bemærkninger	Eksempler på produkter	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
		Polyurethanlignende materiale	+ Kan replikere egenskaber og anvendelsesområder som tidligere kun har kunnet opnås ved PVC-gulve			
	Kabler (herunder; installationskabler, signalkabler mf.)	Polyolefiner (især PE og PP) PEX (XLPE/cross-linked PE) Halogenfri gummi		NKT NOVL 70 NKT NOIKX® 90 Nexans AXQJ 1kV (CPR) Nexans DK-EXQ EASY™ 300/500 V (CPR) Nexans CTS LIHH-HF/UV	Ca. 20% dyrene	NKT.com Nexans.dk Linak.dk Interview 2018 Andersson, 2002
	Tagfolie	Polyolefiner (især PE og PP)	+ Udvides ved varme og giver buler, ofte kombineret med yderligere underlag for tilsvarende egenskaber.	Sika Sarnafil® TS 77-15ER		Andersson, 2002 Sika.dk
	Slanger	PP EVA EPDM-gummi	+ Opnår for høj elasticitet ved tilstrækkelig fleksibilitet	Gardena® Gummislange	Gardena Gummislange er mellem 285% og 445% dyrere end tilsvarende dimensioner i PVC-produkter fra samme producent.	Interview 2018 Gardena.com/dk Lynddahl.dk Bygextra.dk
	Fuge- og tætningsbånd	Butylgummi Isobutylgummi Polyurethaner (forskellige typer) EPDM-gummi	+ Teknisk OK	Danalim: PU Byggefuge 532 Danalim: PU Fugelim 534 AAG: Ekspanderende fugebånd		Andersson, 2002 Maag m.fl., 2010 Danalim.dk Aag.world
Medicinalindustri	Medicinsk udstyr	Polyolefinelastomerer (polyethylen-/polypropylenelastomerer) Polyurethaner Siliconegummi	+ 30% lavere vægt ift. PVC + Ofte teknisk OK + Ikke alle alternativer er endnu godkendt til medicio	Urinsrørskateter Slanger Meliflex Blodposer (under udvikling - endnu kun brugbare til plasma)	Ofte dyrere (men hvor meget ikke oplyst)	Melitek.com Maag m.fl., 2010 Interview 2018

Anvendelsestype	Produkttype	Alternativt materiale	Bemærkninger	Eksempler på produkter	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
Beklædning	Regntøj	PU		Valdipino Poncho	Alternativerne er meget udbredt; ingen prisforskel på sammenlignelige produkter.	Taenk.dk
		Polyester	+ Mindre vandtæt	Tigris Boy's set børne-regnsæt		Gore-tex.com
Nylon	+ Åndbart	Gore-Tex® membran	Eventyrspport.dk			
Polytetrafluoroethylene (ePTFE) membran	+ Åndbart					
	Gummistøvler	Naturgummi		Bundgaard gummistøvler	Alternativerne er meget udbredt; ingen prisforskel.	Taenk.dk Bundgaard.dk Mst.dk
Andre	Presenninger	PE	+ Mindre styrke + Lavere vægt (55 g/m ² – 200 g/m ² for PE-foliepresenninger vs. 650 g/m ² for PVC-presenninger)	Bauhaus: Presenning Klar – Green>IT	Indkøbspris for PE-foliebaserede presenninger er 4-25 % af prisen for en PVC-presenning; dog har den PE-foliebaserede forventet kortere levetid.	bauhaus.dk p-lindberg.dk Andersson, 2002
				Bauhaus: Presenning Grøn – GREEN>IT		
	Folie og film (grafisk/print)	PP Polyurethan		P.Lindberg: Letvægt presenninger		
				PRIPLAK® iZiLYSS	PP-alternativer koster ca. 65% af prisen for PVC-produkt.	Antalis.dk Antalis prisliste Averydennison.com Avery Dennison produkt-datablade for MPI 3900 series og MPI 1405

6.4.2 Alternative materialer til hård PVC

I Tabel 33 er listet en række væsentlige anvendelser, hvortil der er egnede alternative materialer til hård PVC. Hver anvendelse er beskrevet ift. det alternative materiale, tekniske fordele og ulemper, konkrete produktseksempler og sammenligning af omkostninger.

Da der for hård PVC findes relativt få publicerede sammenligninger med alternative polymer-baserede materialer, er der i gennemgangen taget udgangspunkt i oplysninger fra markedsaktører, som producerer eller forhandler produkter med alternative materialer. Ikke alle nævnte produktseksempler har erstattet konkrete produkter indeholdende PVC, men er udelukkende eksempler på produkter i den specifikke kategori, som produceres med beskrevne alternativer. For flere produktkategorier og produkter findes både PVC-baserede og PVC-frie alternativer på markedet.

Polyolefiner (herunder forskellige typer og/eller blandinger af polyethylen (PE) og polypropylen (PP)) er generelt anvendte alternativer til hård PVC og anvendes bredt i bl.a. legetøj, vand- og spildevandsrør og plasttage. Helt generelt er det blevet oplyst, at ekstruderingsprocessen for PE/PP-baserede alternativer er mere energikrævende end for PVC-baserede produkter (interview 2018), hvilket øger produktionspris og miljøaftrykket afhængigt af energikilden. Det højere vægtmæssige indhold af råvarer fra fossile kilder i polyolefiner sammenlignet med PVC gør derudover prisen for en PE/PP-råvare, og dermed også produkter af PE/PP, mere afhængig af olieprisen (interview 2018).

TABEL 32. Oversigt over alternative materialer til hård PVC.

Anvendelsestype	Produkttype	Alternativt materiale	Bemærkninger	Eksempler på produkter	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
Børn/baby	Legetøj	PE PP ABS		Plastlegetøj fra Haba LEGO® ^a		Naturebaby.dk Lego.com
Brugsvand	Vandføring (føring i jord)	PE PEX PE + PP kombination (PE med PP kappe)		Wavin PE 100 standard Wavin PE 80 (spolede rør) Wavin PE Plus Uponor PE 80 Uponor PE 100 Uponor ProFuse	Listepriser for standard PE 100-trykrør er 80 % af prisen for standard PVC-trykrør ^a	Wavin.dk Uponor.dk Interview 2018 Wavin prisliste (feb. 2018) Uponor prisliste (okt. 2018)
Spildevand	Trykrør til kloaksystemer	PE	Forventet levetid på min. 100 år	Wavin PE 80 kloak trykrør Wavin PE 100 kloak trykrør Uponor PE100 Trykrør	Listeprisen for PE-alternativer fra Wavin og Uponor ligger 0-45 % højere, afhængigt af dimensioner og producent. ^a	Uponor.dk Wavin.dk Interview 2018 Wavin prisliste (feb. 2018) Uponor prisliste (okt. 2018)
	Kloakrør – gravitation	PP	Samme leverandør leverer også PVC-rør til samme applikation. Forventet levetid på min. 100 år	Uponor Ultra Classic Uponor Ultra Double Wavin Wafix PP	Listeprisen for PP-alternativer ligger 0-30 % højere afhængigt af dimensioner og producent. ^a Generelt er ikke-PVC dyrere (råvareprisen højere) og prisen mere afhængig af olieprisen sammenlignet med tilsvarende PVC-produkt.	Wavin.dk Interview 2018 Teppfa.eu Wavin prisliste (feb. 2018) Uponor prisliste (okt. 2018)
Kabel	Kabelrør	PE	PVC-form: Outer and inner ribbed. PE-form: Outer ripped, inner plain.		PE-produktet er typisk 10-25 % dyrere end PVC-produktet.	Wavin.dk

Anvendelsestype	Produkttype	Alternativt materiale	Bemærkninger	Eksempler på produkter	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
Regnvand	Tagrender	<i>Ingen alternative polymermaterialer fundet.^b</i> Alternativer baseret på galvaniseret stål, kobber, zink	-	-	-	Plastmo.dk Icopal.dk Plast.dk
	Drænrør	PE PP		Weholite Uponor IQ Wavin XL Wavin X-Stream drænrør		Uponor Wavin.dk
Byggematerialer	Vinduer	<i>Ingen alternative polymermaterialer fundet.^b</i> Alternativer primært baseret på træ eller aluminium		-	-	Velux.dk Rationel.dk Velfac.dk Plast.dk
	Plasttag	Polycarbonat		Plastmo JärboPro Icopal Fastlock Uni Icopal Fastlock Multi	Polycarbonatalternativerne er 0-75 % dyrere end PVC-produktet, afhængigt af producent.	Plastmo.dk Icopal.dk xl-byg.dk
	Profil	ABS Polycarbonater	For hårde plastslanger har alternativerne stort set udfaset PVC undtagen meget specifikke tilfælde			Lynddahl.dk Interview 2018

a Prissammenligning er for røret alene, evt. arbejde med og/eller dele til montering er ikke medregnet.

b Identificerede alternativer er primært lavet af materialer der ikke er omfattet af denne kortlægning (herunder; træ og metaller).

6.5 Potentiale for substitution af PVC med andre materialer

Potentialet for substitution af PVC med andre materialer er afhængig af det aktuelle forbrug af PVC til de enkelte produktanvendelser og tilgængeligheden af alternative materialer. Som det fremgår af de foregående afsnit, findes der alternativer til PVC til næsten alle større anvendelsesområder. Alternativerne vil typisk være lidt dyrere end PVC eller/og have tekniske egenskaber, der ikke helt er på højde med PVC.

Det har været uden for rammerne af denne opgave at vurdere de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en mulig substitution, eller at foretage en cost/benefit analyse af substitutionen. Som det fremgår af kapitel 5, er der mange faktorer, der skal tages med ved en sammenligning mellem PVC og alternativer i et livscyklusperspektiv, og det vil variere mellem de forskellige effekt kategorier, hvilke materialer der faldes bedst ud. Det er således ikke muligt at pege på substitutionsmuligheder, som i særlig grad vil have potentiale for at mindske miljøbelastningen i et livscyklusperspektiv.

TABEL 33. Sammenfatning af muligheder for at erstatte PVC med andre materialer for udvalgte produktgrupper.

Anvendelsesområde	Afrundede forsyningsmængder, t/år, 2017 *	Alternative materialer (eksempler)	Kommentar
Rør, afløb, fittings	19.000	PE, PP	Der er gennem de seneste 20 år set fald i forbruget i PVC. Alternativer sammenlignelige med PVC rør, men generelt lidt dyrere
Vinduer og døre	6.000	Ingen plastalternativer identificeret Træ, aluminium	Der ses et stigende forbrug af PVC til dette formål, så det aktuelt er PVC der går ind og erstatter andre løsninger.
Kabelrør og paneler	1.000	PE	Alternativer sammenlignelige med PVC rør, men generelt lidt dyrere
Tagrender og nedløbsrør	10.000 **	Ingen plastalternativer identificeret Zink eller forzinket stål	Produkter er ikke væsentligt anderledes end PVC og ikke umiddelbart sammenlignelige
Klare tagplader	5.000	Polycarbonat	Alternativer er væsentligt dyrere
Installationskabler og ledninger	2.300	PEX, polyolefiner (især PE og PP)	Der er set et markant skift til andre materialer de seneste 18 år
Gulvbelægninger	1.700	PE Træ, linoleum	Alternativer baseret på andet plast har egenskaber der ikke er på højde med PVC, og kan kun anvendes til visse anvendelsesområder.
Tagfolie	200	Polyolefiner (især PE og PP)	Udvides ved varme og giver buler, ofte kombineret med yderligere underlag for tilsvarende egenskaber. Der er set en markant skift til andre materialer, som også kan omfatte tagpap
Slanger	1.400	PP, EVA, EPDM-gummi	Opnår for høj elasticitet ved tilstrækkelig fleksibilitet. Gummislanger væsentligt dyrere
Regntøj, støvler, mm-	600	PU, polyester, nylon, naturgummi, mm	Alternativerne er meget udbredt; generelt ingen prisforskel
Presenninger	800	PE	Mindre styrke, men fordel ved at lavere vægt
Folie og film til grafisk print	ikke særskilt opgjort	PP, PU	Nogle alternativer er billigere, tekniske fordele/ulemper ikke undersøgt

* Angiver forsyningsmængder. Det er ikke vurderet, i hvilket omfang der til dele af denne mængde ikke findes et brugbart alternativ.

** Der er stillet spørgsmålstegn ved om den faktiske forsyning er så stor.

7. Forkortelser anvendt

ABS	Acrylonitril butadienstyrene
ADS	Miljøstyrelsens Affaldsdatasystem
ANSES	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Frankrig)
ASE	Alkylsulfonphenylester
ATBC	Acetyltributylcitrat
B	Bioakkumulerende
BBP	Benzylbutylftalat
BTHC	Butyltrihexylcitrat
CAS	Chemicals Abstract Services (identitetsnummer for kemikalier)
CLP	Forordning (EF) nr. 1272/2008 om klassificering, mærkning og emballering
COMGHA	Tris[2-(2-methoxyethoxy)ethyl]amin
CoRAP	Community Rolling Action Plan = Den Løbende Handlingsplan for Fællesskabet
DBP	Dibutylftalat
DEHP	Bis(2-ethylhexyl)ftalat
DEHT	Dioctyltereftalat
DHNUP	1,2-Benzenedicarboxylsyre, di-c7-11 forgrenet og lineær alkylestre
DIBP	Diisobutyl ftalate
DINA	Diisononyladipat
DINCH	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat
DMEP	Di(methoxyethyl) ftalat (DMEP) - NICNAS
DOA/DEHA	Bis(2-ethylhexyl)adipat
ECHA	European Chemical Agency = Det Europæiske Kemikalieagentur
EDC	Ethylen diklorid
EHMA	Ethylhexyl mercaptoacetat
EPDM	Ethylenpropylendien monomergummi
E-PVC	Emulsion-PVC
ESBO	Epoxideret soyabønneolie
EVA	Ethylvinylacetat
HCL	Saltsyre
KN	Kombinerede nomenklatur
LCA	Livscyklusvurdering
LDPE	Lavdensitet polyethylen
LLDPE	Lineær lavdensitet polyethylen
LOAEL	Lowest adverse effect level = laveste koncentration, hvorved der ses en negativ effekt
MCCP	Medium chain chlorinated paraffins = mellemkædede klorparaffiner
NICNAS	National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (Australien)
NOAEL	No adverse effect level = koncentration, hvorved der ikke ses nogen negativ effekt
PAH	Polyaromatiske hydrocarboner
PE	Polyethylen
PEX	Krydsbundet polyethylen
P	Persistent

PBT	Stoffer, der er persistente (langsomt nedbrydelige), bioakkumulerende (ophobes i levende væv), og toksiske (giftige)
PCDD	Polychlorerede dibenzo- <i>p</i> -dioxiner
PCDF	Polychlorerede dibenzofuraner
PP	Polypropylen
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylklorid
RAC	Risk Assessment Committee (Risikovurderingskomiteen under REACH)
REACH	Forordning (EF) nr. 1907/2006 om registrering, vurdering og godkendelse af samt begrænsninger for kemikalier; Forordning
RMO	Risk Management Options
SEAC	Socio-Economic Analysis Committee (Komiteen for socioøkonomisk analyse under REACH)
S-PVC	Suspension-PVC
SVHC	Substance of very high concern = stoffer, som giver anledning til særlig bekymring
T	Toksisk
TBP	Tributylfosfat
TCP	Tricresylfosfat
TEPPFA	The European Plastic Pipes and Fitting Association
TMP	Trimethylolpropan
TOTM	Trioctyltrimellitat/tri-(2-ethylhexyl)trimellitat (også TEHHTM)
TPU	Termoplastisk polyurethan
TXIB	2,2,4-Trimethyl-1,3-pentandioldiisobutyrat
TXP	Tricresylfosfat
VCM	Vinylklorid
VOC	Volative organic carbon (flygtige organiske forbindelser)
vPvB	Very Persistent and very Bioaccumulative = meget persistent og meget bioakkumulerende

8. Referencer

Andersson, M. (2002). Alternativer til blød PVC i byggebranchen, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 707, 2002.

Annex VX restriction report (2016). ANNEX XV RESTRICTION REPORT – Proposal for a restriction – four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP).

ANSES (2016). Risk Management Options Analysis - 1,2-cyclohexanedicarboxylic acid, diisononyl ester (DINCH®). (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, France, Date: January, 2016. <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/fc77bfd-e7ec-4846-b080-11de2564e582>

ANSES (2016a). Risk Management Options Analysis - Diethyl hexyl terephthalate (DEHTP). Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES), Frankrig. <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/dd0220b0-1187-4c2b-8991-51ddb9d462> (02-07-2018).

AREPA (2018). Brandskade og sodskade. AREPA Danmark.
[Ahttps://www.arepa.dk/parse.asp?func=page&pageid=2107511167&languageid=45389354](https://www.arepa.dk/parse.asp?func=page&pageid=2107511167&languageid=45389354)

Arkema (2018). Acrylic impact modifiers for rigid PVC compound: Composite aim technology. <http://www.vinyl.org.au/images/vinyl/Events/PVCAUS2018-presentations/Dexter-Chan-Alex-Krassas-Arkema-v3-AUST.pdf>

Asif, M., Davidson, A., Muneer, T. (uden årstal). Life Cycle of window materials – a comparative assessment. School of Engineering, Napier University, Edinburgh - egen udgivelse.

ATSDR (2012). Toxicological profile for phosphate ester flame retardant. U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Baitz, M., Kreißig, J., Byrne, E., Makashi, C., Kupfer, T. Frees, N., Bey, N., Hansen, M.S., Hansen, A., Bosch, T., Borghi, V., Watson, J., Miranda M. (2004). Life Cycle Assessment of PVC and of principal competing materials. Commissioned by the European Commission.

Baitz, M., Kreißig, J., Makashi, C. (2005). Life cycle assessment of PVC in product optimisation and green procurement – fact-based decisions towards sustainable solutions. *Plastics, Rubber and Composites* 34 (3): 95-98.

Bipro (2017). Study to assess 2 RoHS new exemption requests: #1 for cadmium in video cameras designed for use in environments exposed to ionising radiation #2 for lead and cadmium in PVC profiles of electric windows and doors. Bipro GmbH for the European Commission.

Brandt, U.K, Hansen, E. (2009). Ftalater i afgiftsbelagte produkter. Miljøprojekt Nr. 1290. Miljøstyrelsen, København.

C&EN (2015). Plasticizer Makers Want A Piece Of The Phthalates Pie. Chemical and Engineering News, 93 Issue 25: 16-18.

Carlson, R. (2012). Life Cycle Assessment, LCA, of PVC Blood Bag. Commissioned by Jegrelius Institute for Applied Green Chemistry, Regional Council of Jämtland within the EU Life+ project PVCfreeBloodBag.
https://pvc.dk/wp-content/uploads/2016/03/Eco2Win_LCA_PVC-DEHP.pdf

Chemical Watch (2017). Echa consults on first REACH authorisation review report.

ChemSeed (2018). Tag: flexible PVC formulation. Formulation 101: Wire and Cable Insulation and Jacket PVC Compounds. <http://www.chemceed.com/tag/flexible-pvc-formulation/>

Christensen, C.L., Høiby, L., Hansen, E. (2007). Forbrug af phthalater i Danmark i historisk perspektiv. Udkast af 8. februar 2007. COWI for Miljøstyrelsen. Upubliceret. Dele af rapporten er publiceret i Brandt og Hansen, 2009.

Copenhagen Resource Institute (2017). Udvikling i affaldsmængder i de lande hvorfra der importeres affald til forbrænding i Danmark. https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Affald/udvikling_i_affaldsmaengder_ens_notat_final.pdf

Danmarks Statistik (2017). Udtræk fra Statistikbanken fra databaserne "Im- og eksport KN (EU Kombineret nomenklatur) efter im- og eksport, varer, land og enhed" og "Industriens salg af egne varer efter varegruppe og enhed 1995-2012 for import og eksport af varer".

DiMaio, T. (2010). PVC stabilizer update: stabilizer options in an unstable world. Flexible Vinyl Products 21st Annual Compounding Conference, Lansdowne Conference Center, July 11-13, 2010. Tony DiMaio, Galata Chemicals, LLC.

DPA System (2018). Hjemmeside for Dansk Producent Ansvar på: <https://www.dpa-system.dk/da/DPA/Statistik/Elektronisk-udstyr-WEEE/Markedsfoert-maengde-ee-udstyr>

DTI Miljøteknik. (1996). Det danske PVC- forbrug 1994/1995. Arbejdsrapport nr. 53. Miljøstyrelsen, København.

Du, F., Woods, G.J., Kang, D., Lansey, K.E., Arnold, R.G. (2013). Life Cycle Analysis for Water and Wastewater Pipe Materials. *Journal of Environmental Engineering* 139 (5), May 2013.

EC (2000). Green Paper. Environmental issues of PVC, COM(2000) 469 final. European Commission.

ECHA (2013). Evaluation of new scientific evidence concerning DINP and DIDP in relation to entry 52 of ANNEX XVII to Regulation (EC) NO 1907/2006 (REACH). European Chemicals Agency, ECHA.

ECHA (2014). RAC og SEAC Opinion on an Application for Authorisation for Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) use: Industrial use of recycled soft PVC containing DEHP in polymer processing by calendaring, extrusion, compression and injection moulding to produce PVC articles. ECHA/RAC/SEAC Opinion N° AFA-O-000004151-87-17/D. Consolidated version. 22 October 2014.

ECHA (2016a). ANNEX XV Restriction Report. Proposal for a restriction. Four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP). European Chemicals Agency, ECHA, i samarbejde med Miljøstyrelsen.

ECHA (2016b). ANNEX XV Restriction Report. Proposal for a restriction. Lead compounds-PVC. European Chemicals Agency, ECHA.

ECHA RAC/SEAC (2017) Background document to the opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP). RAC, SEAC, ECHA.

ECVM (2018). The European Council of Vinyl Manufacturers. Hjemmeside på: <http://www.pvc.org/en/p/eco-profiles--lca>

ECVM (2018a). Hjemmeside på: <https://PVC.org>. European Council of Vinyl Manufacturers (ECVM).

ECVM (2018b). Personlig kommunikation med Arjen Sevenster, European Council of Vinyl Manufacturers (ECVM).

Elduque, A., Javierre, C., Elduque, D., Fernández, Á. (2015). LCI Databases Sensitivity Analysis of the Environmental Impact of the Injection Moulding Process. *Sustainability* 2015, 7, 3792-3800. <file:///C:/Users/Ian.COWI/Downloads/sustainability-07-03792.pdf>

ESPA (2018). Lead replacement. European Stabiliser Producers Association. Hjemmeside på <https://www.stabilisers.eu/lead-replacement/>

European Plasticisers (2017). The Plasticisers Information Centre. European Plasticisers. <https://www.plasticisers.org>

Fernando, S., Jobst, K.J., Taguchi, V.Y., Helm, P.A., Reiner, E.J., McCarry, B.E. (2014). Identification of the halogenated compounds resulting from the 1997 Plastimet Inc. fire in Hamilton, Ontario, using comprehensive two-dimensional gas chromatography and (ultra)high resolution mass spectrometry. *Environ Sci Technol.* 48(18): 10656-10663.

GBCA (2010). Background and Outcomes of the Green Star PVC Minimisation Credit Review. Green Building Council of Australia.

Grønne Indkøb (2013). Partnerskab for offentlige grønne indkøb – indkøbsmål. www.gronne-indkob.dk/

Hansen, E. (2000). Substance Flow Analysis for dioxins in Denmark. Environmental Project No. 570. Miljøstyrelsen, København.

Hansen, E., Nilsson, N., Vium, K.S.R. (2014). Hazardous substances in plastics. Survey of chemical substances in consumer products No. 132. Miljøstyrelsen, København.

Hansen, E., Nilsson, N.H., Lithner, D., Lassen, C. (2013). Hazardous substances in plastic materials. TA 3017. Klima- og Forurensningsdirektoratet, Oslo

Hansen, J., Lejre, A.-L. H. (2002). Reduktion af anvendelse af phthalater i textil- og beklædningsindustrien. Miljøprojekt nr. 742. Miljøstyrelsen.

Havelund, S., Havelund, Stuer-Lauridsen, F., Hansen, E. (2004). Organiske tinforbindelser. Forbrug i Danmark og substitutionsmuligheder. COWI for Miljøstyrelsen, upubliceret.

Hjelmar (2002). PVC i affaldsforbrændingen. PVC Informationsrådet på <https://pvc.dk/wp-content/uploads/2016/02/pvc-i-affaldsforbraendingen.pdf>

Høibye, L., Maag, J., Hansen, E. (2011). Background data for Annex XV dossier - DEHP, BBP, DBP and DIBP. Miljøprojekt Nr. 1362. Miljøstyrelsen, København.

Holtegaard Trading (pers. komm.). Personlig kommunikation med Leif Sørensen fra Holtegaard Trading den 29. august 2018.

Hull, T.R., Stec, A.A. and Paul, K.T., 2008. Hydrogen Chloride in Fires. *Fire Safety Science* 9: 665-676.

Kaysen, O., Poulsen K.G., Schmidt, A.C., Høgsted, B. (2015). Genanvendelse af hård PVC i Danmark. Miljøprojekt nr. 1717, 2015. Miljøprojekt nr. 1717. Miljøstyrelsen, København.

Kemi (2008). European Union Risk Assessment Report DIANTIMONY TRIOXIDE, Draft. Swedish Chemicals Inspectorate.

Kirk-Othmer (2006). Vinyl chloride polymers. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Ed.: Summers, J.W.

Kirk-Othmer (2017). Thermal Stabilizers For PVC. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Ed.: Chen, S., m.fl.

Kyung, D., Kim, D., Yi, S., Choi, W. (2017). Woojin Lee Email author Estimation of greenhouse gas emissions from sewer pipeline system. *International Journal of Life Cycle Assessment* 22: 1901–1911.

Lassen C., Maag, J., Sørensen, M.M. (2012). Abatement cost curves for the four phthalates DEHP, BBP, DBP AND DIBP. Indgår i: ECHA (2013). Estimating the abatement costs of hazardous chemicals. A review of the results of six case studies. European Chemicals Agency, Helsinki.

Lassen, C., Skårup, S., Mikkelsen, S.H., Kjølholt, J., Nielsen, P.J., Samsøe-Petersen, L., (2001). Inventory of biocides used in Denmark. Environmental Project No. 585. Miljøstyrelsen, København.

Lassen, C., Brandt, U.K. (2011). Survey of the phthalate DEHP in articles imported to Norway. TA 2845. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.

Lassen, C., Hansen, E. (1996). Massestrømsanalyse for bly. Miljøprojekt nr. 327. Miljøstyrelsen, København.

Lassen, C., Sørensen, G., Crookes, M., Christensen, F., Jeppesen, C.N., Warming, M., Mikkelsen, S. H., Nielsen, J.M. (2014). Survey of short-chain and medium-chain chlorinated paraffins. Part of the LOUS –review, Environmental project No. 1614, 2014.

Lassen, C., Vaaben, S., Hansen, E. (1997). Massestrømsanalyse for tin med særligt fokus på organotinforbindelser. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 7, 1997. Miljøstyrelsen, København.

Lassen, C., Warming, M., Brinck, A., Burkal, J., Kjølholt, J., Mikkelsen, S.H. (2016). Environmental and health screening pro-files of phosphorous flame retardants. A LOUS follow-up project. Environmental Project No. 1823. Miljøstyrelsen, København.

Lowell (2011). Phthalates and their alternatives: Health and environmental concerns, Lowell Center for sustainable production, 2011.

Maag, J., Lassen C., Brandt, U.K., Kjølholt, J., Molander, L. Mikkelsen, S.H. (2010). Identification and assessment of alternatives to selected phthalates. Environmental Project No. 1341. Miljøstyrelsen, København.

Markarian, J. (2005). Jennifer Markarian: Additives aid push for rigid PVC in construction. *Plastics, Additives and Compounding*, 7 (3): 34-37.

Metal Supply (2017). Phthalat-fri blodpose er velegnet til plasma. Metal Supply, Malin Folkesson, Plastnet.se. https://www.metal-supply.dk/article/view/549677/phthalatfri_bloodpose_er_velegnet_til_plasma

Mikkelsen, S.H., Lassen, C., Warming, M., Hansen, E., Brinch, A., Brooke, D., Crookes, M., Nielsen, E., Bredsdorff, L (2015). Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af UV-filtre. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 142. Miljøstyrelsen, København.

Miljø - og Energiministeriet (1999a). Strategi for PVC-området. Statusredegørelse og fremtidige initiativer.

Miljø - og Energiministeriet (1999b). Handlingsplan for at reducere og afvikle anvendelsen af phthalater i blød plast.

Miljøstyrelsen (2001a). PVC. Håndbog til hjælp ved sortering af PVC-affald. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (2001b). Håndbog i miljøvurdering af produkter – en enkelt metode. Miljønyt nr. 58. Håndbogen er skrevet af Kirsten Pommer og Pernille Bach fra Teknologisk Institut samt Henrik Wenzel, Nina Caspersen og Stig Irving Olsen fra Institutet for Produktudvikling (DTU) for Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2005). Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA: Miljønyt nr. 77.

Miljøstyrelsen (2006). Nyttiggørelse af kommunal indsamlet PVC-affald. Miljøprojekt nr. 1137, 2006. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2006/87-7052-329-0/html/samf.htm>

Miljøstyrelsen (2010). Listen over uønskede stoffer 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2010. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (2011). ANNEX XV RESTRICTION REPORT - PROPOSAL FOR A RESTRICTION. Substance name: bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), benzyl butyl phthalate (BBP), dibutyl phthalate (DBP), diisobutyl phthalate (DIBP). Version no. 2, 12. August 2011.

Miljøstyrelsen (2013). Ftalatstrategi. Miljøprojekt nr. 1488. Miljøstyrelsen, København.

Miljøstyrelsen (2015). Status for ftalatstrategi. Miljøprojekt nr. 1811. Miljøstyrelsen, København.

- Miljøstyrelsen (2015). Strategi for risikohåndtering af kort- og mellemkædede chlorparaffiner (SCCP og MCCP). Miljøstyrelsen, København.
- Neidel, T.L., Tronhus, M., Andersen, L., Poulsen, T.S., Hansen, A.D., Graasbøll, S., Vaaben, S. (2016). Kortlægning af affaldsstrømme for WEEE og batterier. Miljøprojekt nr. 1848. Miljøstyrelsen, København.
- NICNAS (2015). Priority Existing Chemical Assessment Report 39 - Diisodecyl phthalate, Di-n-octyl phthalate. National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS), Australia. <https://www.nicnas.gov.au/chemical-information/factsheets/chemical-name/diisodecyl-phthalate-didp-and-di-n-octyl-phthalate-dnop> (22.08.2018).
- Nielsen, B.S., Andersen, D.N., Giovalle, E., Bjergstrøm, M., Larsen, P.B. (2014). Alternatives to classified phthalates in medical devices. Environmental Project No. 1557, Miljøstyrelsen.
- Nilsson, N. H., Lorenzen, J., Hansen, O. C. (2002). Substitution af phthalatblødgjort PVC-vandmadras hos Akva Waterbeds, Miljøprojekt nr. 739. Miljøstyrelsen, København.
- NL-CA (2013). Justification for the selection of a candidate CoRAP substance. <https://echa.europa.eu/documents/10162/fe2cbdaf-7426-46a7-ae82-f3c3dcba929f> (22.08.2018).
- NL-MSCA (2016). Justification for the selection of a candidate CoRAP substance. <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e180b9316f> (22.08.2018).
- Nwaogu, T.A, Zarogiannis, P., Tuffnell, N., Floyd, P. (2007). Impact assessment of potential restrictions on the marketing and use of certain organotin compounds. RPA Risk & Policy Analysts for Europakommissionen DG ENT.
- OECD (2006). SIDS INITIAL ASSESSMENT PROFILE Dimethyltin chloride and selected thio-glycolate esters. SIAM 23, 17-20 October 2006. <https://hpvchemicals.oecd.org/UI/handler.axd?id=b9396835-a57c-424b-b901-43ac62dd2a32> (22.08.2018).
- Parajuli, R. (2014) Sustainability Life Cycle Assessment (SLCA) of RePeck Packaging Bags. Natural Interest Oy, Helsinki https://www.originalrepack.com/files/RePack_SLCA.pdf
- Plastemart.com (2013). Global plasticizer demand to rise on dynamic development in BRIC nations. <http://www.plastemart.com/plastic-technical-articles/global-plasticizer-demand-to-rise-on-dynamic-development-in-bric-nations/1949>
- Plastic Planet S.R.L (2017). Explanatory note to a review report. Public report. Authorisation REACH 16/2/2 and 16/2/5. 17 august 2017.
- Plastindustrien (2017). Plastindustriens Plastleksikon, PVC-plast (polyvinylchlorid) i (<https://plast.dk/det-store-plastleksikon/pvc-polyvinylchlorid/>)
- Plastuddannelse (2017). AMU Center Syd. <http://www.plastuddannelse.dk/pvc-beskrivelse>
- PVC Informationsrådet (2017a). Hjemmeside på: <https://pvc.dk/>

PVC Informationsrådet (2017b). Personlig kommunikation med Ole Grøndahl Hansen, PVC Informationsrådet.

RAC (2011). Annex 1 Background document to the Opinion proposing harmonised classification and labelling at Community level of 2-ethylhexyl 10-ethyl-4-[[2-[(2-ethylhexyl)oxy]-2-oxoethyl]thio]-4-methyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate/ (MMT(EHMA)).

<https://echa.europa.eu/da/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e180a0ffa3> (22.08.2018).

RAC (2011a). Opinion proposing harmonised classification and labelling at Community level of 2-ethylhexyl 10-ethyl-4-[[2-[(2-ethylhexyl)oxy]-2-oxoethyl]thio]-4-methyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate/(MMT(EHMA)). <https://echa.europa.eu/da/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e180a0ffa3> (22.08.2018).

RAC (2012a). Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of 2-ethylhexyl 10-ethyl-4,4-dimethyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate. Committee for Risk Assessment, <https://echa.europa.eu/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e180a09fcd> (22.08.2018).

RAC (2012b). Annex 1 Background document to the Opinion proposing harmonised classification and labelling at Community level of 2-ethylhexyl 10-ethyl-4,4-dimethyl-7-oxo-8-oxa-3,5-dithia-4-stannatetradecanoate. Committee for Risk Assessment, <https://echa.europa.eu/registry-of-clh-intentions-until-outcome/-/dislist/details/0b0236e180a09fcd> (22.08.2018).

RAC (2018). Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of 1,2-Benzenedicarboxylic acid, di-C8-10-branched alkylesters, C9- rich; [1] di-“isononyl” phthalate; [2] [DINP]. Committee for Risk Assessment.

RAC/SEAC (2017). Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on four phthalates (DEHP, BBP, DBP, DIBP). Committee for Risk Assessment (RAC) and Committee for Socio-economic Analysis (SEAC).

Räddningsverket (2002). Utsläpp från bränder till miljön. Utsläpp av dioxin, PAH och VOC till luften. P21-407/02. Räddningsverket, Karlstad.

RPA (2005). Risk assessment studies on targeted consumer applications of certain organotin compounds. Risk and Policy Analysts (RPA) for Europakommissionen.

Schleicher, O., Jensen, A.A. (2004). Håndbog om vurdering af spredning af dioxin og andre miljøskadelige stoffer fra ukontrollerede brande. Miljøprojekt Nr. 918. Miljøstyrelsen, København.

Schmidt, A. (2006). Miljø- og sundhedsforhold for plastmaterialer. Miljøprojekt Nr. 1103. Miljøstyrelsen, København.

Skårup, S., Skytte, L. (2013). Forbruget af PVC og phthalater i Danmark år 2000 og 2001. Kortlægning af Kemiske Stoffer i Forbrugerprodukter nr. 35, 2003. Miljøstyrelsen, København.

Spirinckx, C., Peeters, K. (2014). Comparative Life Cycle Assessment of a PVC-U multilayer sewer pipe system with a core of foam and recyclates versus a concrete (250 mm) sewer pipe system. VITO for the European Plastic Pipes and Fittings Association - TEPPFA.

<https://www.bureauleiding.nl/wp-content/uploads/v1/wiki/1675/final-version-of-the-epd-comparison-report-for-pvc-foam-core-with-recyclate-vs-concrete-including-the-denkstatt-review-march2014.pdf>

Spirinckx, C., Vercalsteren, A., Vanderreyt, I., Boonen, K., Peeters, K. (2012). Comparative Life Cycle Assessment of PVC-U solid wall versus concrete sewer pipe systems. VITO for the European Plastic Pipes and Fittings Association - TEPPFA.

Stachowiak-Wencek, A., Prądyński, W., Deska, T. (2013). Environmental impact analysis of windows made from wood and PVC using LCA. *Annals of Warsaw University of Life Sciences - SGGW Forestry and Wood Technology*, 84: 293-299.

Stec, A.A., Readman, J., Blomqvist, P., Gylestam, D., Karlsson, D., Wojtalewicz, D., Dlugogorski, B.Z. (2013). Analysis of toxic effluents released from PVC carpet under different fire conditions. *Chemosphere*, 90(1): 65-71.

Stein & Partner (2005). European study of the performance of various pipe systems, respectively pipe materials for municipal sewage systems under special consideration of the ecological range of effects during the service life. Prof. Dr.-Ing. Stein & Partner GmbH, Bochum, Tyskland.

Stena Recycling (pers. komm.). Personlig kommunikation med Erik Rasmussen fra Stena Recycling den 23. august 2018.

Stenvall, E. (2013). Electronic waste plastics characterisation and recycling by melt-processing. PhD afhandling, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Stichnothe, H., Azapagic, A. (2013). Life cycle assessment of recycling PVC window frames. *Resources, Conservation & Recycling*, 71: 40-47.

Stripple, H., Westman, R., Holm, D. (2008). Development and environmental improvements of plastics for hydrophilic catheters in medical care: an environmental evaluation. Publiceret i *Journal of Cleaner Production*.

Stuer-Lauridsen, F., C. Lassen, N.J. Jensen, C. Poll (1999). Miljøevaluering af organotin i plastprodukter. Miljøprojekt nr. 429. Miljøstyrelsen, København.

Sustainable Solutions Corporation (2017). The Life Cycle Assessment of PVC Water and Sewer Pipe and Comparative Sustainability Analysis of Pipe Materials. https://www.uni-bell.org/files/Reports/Life_Cycle_Assessment_of_PVC_Water_and_Sewer_Pipe_and_Comparative_Sustainability_Analysis_of_Pipe_Materials.pdf

Teknor Apex (2018). How PVC Resin is Transformed to Vinyl Compound. Teknor Apex. <https://www.teknorapex.com/from-pvc-resin-to-vinyl-compound>.

Titow, M.V. (ed.) (2012). *PVC Technology*. Springer Science & Business Media.

UL (2017). Clearing misconceptions about low-smoke, halogen-free cables. UL LLC. Underwriters Laboratories.

UNEP (2007). Waste incinerators. Guidelines on best available techniques and provisional guidance on best environmental practices relevant to Article 5 and Annex C of the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

Unibell (2015). Environmental Product Declaration. PVC Pressure Pipe: Potable Water, Reclaimed Water, Sewer Force. Main PVC Non-Pressure Pipe: Sanitary Sewer and Storm Sewer Pipe System. Uni-Bell PVC Pipe Association, Dallas.

Vinyl Council Australia (2018). Automotive. <http://www.vinyl.org.au/automotive>

VinylPlus (2017). PVC recycling technologies. VinylPlus, Bruxelles.

VinylPlus (2018). Progress report reporting on 2017 activities. Tilgængelig på <https://vinylplus.eu>

Vogtländer, J.G. (2010) Life Cycle Assessment of Accoya® Wood and its applications. Delft Univ. of Technology - egen publikation. <https://www.accoya.com/wp-content/uploads/2011/05/Life-cycle.pdf>

WUPPI (pers. komm.). Personlig kommunikation med Knud Jensen fra WUPPI den 27. juni 2018 og 15. august 2018.

Wypych, G. (ed.) (2004). Handbook of plasticisers. ChemTec Publishing, Toronto.

Zhang, M., Buekens, A., Jiang, X., Li, X. (2015). Dioxins and polyvinylchloride in combustion and fires. *Waste Manag Res.* 33(7): 630-643.

Hjemmesider besøgt i relation til kapitel med alternativer

Aag.world:

<https://aag.world/shop/ny--og-tilbygninger-723p.html> (24/08-2018),
<https://aag.world/shop/ekspanderende-fugebaand-1044p.html> (24/08-2018)

Antalis.dk:

<https://www.antalis.dk/business/hjem/om-antalis/nyheder/center-column/news-events-list/pvc-fri-folier-fra-avery.html> (28/08-2018)

Antalis produktkatalog og prisliste

Aspegren-denmark.dk:

<http://www.aspegren-denmark.dk/shop/udsalg/voksdug-design-aspegren-denmark-shell-ruby-red/> (28/08-2018)

Averydennison.com:

<http://graphics.averydennison.com/en/home/news/press-releases/7-18-17.html> (28/08-2018)
<https://graphics.averydennison.com/en/home/news/newsletter/april-2017/pvc-free.html> (28/08-2018)

Avery Dennison produktdatablade: MPI 3900 series (28/08-2018)

Avery Dennison produktdatablade: MPI 1405 (28/08-2018)

Bauhaus.dk:

<https://www.bauhaus.dk/haven/haveartikler/presenninger.html> (29/08-2018)

Bundgaard.dk:

<https://bundgaard.dk/om-gummistovler> (22/08-2018)

Bygextra.dk:

<https://www.bygextra.dk/kategorier/have/havevanding/haveslange/> (28/08-2018)

Danalim.dk:

<https://www.danalim.dk/produktkatalog/byggeri/fugemasser-proff/pu-byggefuge-532> (24/08-2018)

<https://www.danalim.dk/produktkatalog/byggeri/fugemasser-proff/pu-fugelim-534> (24/08-2018)

Eventyrsport.dk:

<https://www.eventyrsport.dk/valdipino-poncho-0991100287.html?c=132239> (24/08-2018)

<https://www.eventyrsport.dk/tigris-boy-s-set-0241700638.html?c=160675> (24/08-2018)

Gardena.com/dk:

<https://www.gardena.com/dk/produkter/vanding/haveslange/premium-gummislange-13-mm-1-2/901066301/> (29/08-2018)

Gore-tex.com:

<https://www.gore-tex.com/technology/gore-tex-membrane> (24/08-2018)

Icopal.dk:

<http://www.icopal.dk/Produkter/Oevrige/Tagrender.aspx> (15/08-2018)

<http://www.icopal.dk/Produkter/Fastlock.aspx> (29/08-2018)

Produktdatablade for Fastlock produkter (29/08-2018)

Lego.com:

<https://www.lego.com/en-us/service/help/bricks-building/brick-facts/what-lego-bricks-are-made-from-40810000007855> (27/08-2018)

Linak.dk:

<https://www.linak.dk/segmenter/deskline/teknologi-trends/pvc-free/> (23/08-2018)

Lynddahl.dk:

<http://www.lynddahl.dk/en-uk/focus/raw-materials/> (13/08-2018)

MediPlast:

https://www.mediplast.dk/dk/Produkter/Infusion/PVC-frie_produkter.aspx (28/08-2018),

https://www.mediplast.dk/dk/Produkter/Infusion/DEHP-frie_PVC-produkter.aspx (28/08-2018)

Produktdatablade for infusionslanger (28/08-2018)

Melitek.com:

<https://www.melitek.com/MELITEK---Specialist-in-medical-technologies/Products/meliflexcompunds/meliflex> (05/07-2018)

<https://www.melitek.com/MELITEK---Specialist-in-medical-technologies/Products/Polypropylene> (05/07-2018)

Mst.dk:

<https://mst.dk/kemi/kemikalier/saerligt-for-borgere-om-kemikalier/groenne-tips/fritiden/gum-mistoevler-og-waders/> (22/08-2018)

Naturebaby.dk:

<https://www.naturebaby.dk/shop/svoemmebassin-uden-pvc-8093p.html> (29/08-2018)

<https://www.naturebaby.dk/shop/sophie-giraf-badedyr-10113p.html> (24/08-2018)

<https://www.naturebaby.dk/shop/hevea-badedyr-alfie-5120p.html> (24/08-2018)

<https://www.naturebaby.dk/shop/3-baade-til-21427p.html> (24/08-2018)

<https://www.naturebaby.dk/shop/aba-sandsaet-med-29247p.html> (24/08-2018)

Nexans.dk:

http://www.nexans.dk/eservice/Denmark-da_DK/navigatepub_153236_-32603/Halogen-frie_kabler_.html (29/08-2018)

https://www.nexans.com/eservice/Corporate-en/navigatepub_352559_-35442/Nexans_launches_PVC_free_MOTIONLINE_HALEX_automati.html (29/08-2018)

http://www.nexans.dk/eservice/Denmark-da_DK/navigateproduct_540327040/15152498.html (29/08-2018)

http://www.nexans.dk/eservice/Denmark-da_DK/navigateproduct_540369029/34053099.html (29/08-2018)

http://www.nexans.dk/eservice/Denmark-da_DK/navigate_344197/CTS_LIHH_HF_UV.html (29/08-2018)

NKT.com:

https://www.nkt-dk.com/fileadmin/user_upload/nkt_dk/Various/NKT_Flyer_NOVL_70.pdf
(23/08-2018)
https://www.nkt.com/fileadmin/user_upload/Products/Data_sheets/NOIKX_90_FLEX_01.pdf
(produktdatablad, 29/08-2018)

Plast.dk

<https://plast.dk/2016/12/plastmo-pvc-tagrenden-paa-maader-baeredygtig/> (21/08-2018)
<https://plast.dk/doere-og-vinduer/> (21/08-2018)

Plastmo.dk:

<https://www.plastmo.dk/produkter/tagrender.aspx> (29/08-2018)
<https://www.plastmo.dk/produkter/trapeztage.aspx> (29/08-2018)

p-lindberg.dk:

<https://www.p-lindberg.dk/gaard/mark/ensilering/detaljer/pvc-presenninger> (29/08-2018)

Rationel.dk

<https://www.rationel.dk/vinduer> (29/08-2018)

Taenk.dk:

<https://taenk.dk/test-og-forbrugertiliv/boern/regntoej-til-boern-vaelg-det-riktige> (22/08-2018)
<https://kemi.taenk.dk/bliv-groennere/test-kemi-i-gummistoevler-til-boern> (22/08-2018)

Tarkett.dk:

<https://privat.tarkett.dk/produkter/tarkett-boligvinyl/boligvinyl/tarkett-authentic-boligvinyl-gulv#nav-tab-1> (29/08-2018)
<https://privat.tarkett.dk/content/good-materials-5#.W4JSj5IR2Uk> (24/08-2018)
<https://prof.tarkett.dk/produkter/homogene-vinylgulve/homegene-iq-gulve/iq-one-homogent-plastgulv-uden-pvc> (21/08-2018)
<https://prof.tarkett.dk/content/evolay-det-nye-pvc-frie-vinylgulv#.W3vvaRfpeUk> (21/08-2018)

Teppfa.eu:

<https://www.teppfa.eu/industry-studies/> (29/08-2018)

Tm-materialer.dk:

<http://www.tm-materialer.dk/product/abaka-ftalatfri-kunststof-5620/> (28/08-2018)

Uponor.dk:

https://www.uponor.dk/infra/produkter/inf_kloakrorssystemer (13/08-2018)
https://www.uponor.dk/infra/produkter/inf_drikkevand (13/08-2018)
https://www.uponor.dk/infra/produkter/inf_draen (14/08-2018)
Uponor Prisliste okt. 2018 (17/08-2018)

Velfac.dk:

<https://velfac.dk/Om-VELFAC-vinduer/CSR/materialer/pvc/> (21/08-2018)

Velux.dk:

https://velcdn.azureedge.net/~media/marketing/dk/professionelle/arkitektforum/bim_cad/produktdatablade/ggu_0618.pdf?la=da (produktdatablad, 29/08-2018)

Wavin.dk:

<https://www.wavin.com/da-dk/Catalog/Vand/Transport-i-jord> (13/08-2018)
<https://www.wavin.com/da-dk/Catalog/Regnvand/Transport-og-draening> (13/08-2018)
<https://www.wavin.com/da-dk/Catalog/Spildevand> (13/08-2018)
<https://www.wavin.com/da-dk/Catalog/Kabler> (13/08-2018)
<https://www.wavin.com/da-dk/Nyheder-Cases/Nyheder/PVC-versus-PP-hvem-sagde-religion>
(06/08-2018)
Wavin Prisliste feb. 2018 (17/08-2018)

xl-byg.dk:

<https://www.xl-byg.dk/produkter/trae-og-byggematerialer/tag/tagplade-plast/> (29/08-2018)

Bilag 1. Produktgrupper – hård PVC

Varekode	Varegruppe	Andel hård PVC*
Rør, afløb, fittings (stive rør og slanger)		
39172310	Rør og slanger, stive, af polymerer af vinylchlorid, sømløse, også overfladebehandlet, men ikke yderligere bearbejdet	100
39172390	Rør og slanger, stive, af polymerer af vinylchlorid (undtagen sømløse, også overfladebehandlet, men ikke yderligere bearbejdet)	100
39172391	Stive rør og slanger, af polymere af vinylchlorid, forsynet med fittings, til civile fly, undt sømløse	100
39172399	Stive rør og slanger, af polymere af vinylchlorid, undt sømløse	100
39172915	Stive rør og slanger, sømløse, også overfladebehandlet, af additions-polymerisationsplast	50
39174010	Fittings, af plast, til civile fly	10
39174090	Fittings, af plast, ej til civile fly	10
Vinduer og døre		
39252000	Døre, vinduer og rammer dertil, samt dørtærskler, af plast	30
Kabelbakker og paneler		
39259020	Kabelbakker og kabelpaneler til elektriske ledninger, af plast	100
Tagrender, nedløbsrør		
39174000	Fittings, f.eks. muffe, rørknæ og forbindelsesstykker, af plast, til rør og slanger	10
39259080	Konstruktionsdele til anvendelse i gulve, mure, skillevægge, lofter, tage og lignende, af plast, tagrender og tilbehør dertil, af plast, rækværker, balustrader, gelændere og lignende varer, af plast, store reolkonstruktioner til samlin...	50
Tagplader		
39204111	Stive plader,ark,film,bånd o l, af PVC-plast, max 1 mm tyk,ej blødgjorte, uden andre materialer, undt selvklæbende	100
39204119	Stive plader,ark,film,bånd o l, af PVC-plast, o 1 mm tyk,ej blødgjorte, uden andre materialer, undt selvklæbende	100
39204910	Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af polymerer af vinylchlorid, bortset fra celleplast, med indhold af blødgøringsmidler på måde i forbindelse...< 6 vægtprocent, ikke med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende	100**
39204990	Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af polymerer af vinylchlorid, bortset fra celleplast, med indhold af blødgøringsmidler på < 6 vægtprocent, ikke med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende måde i forbindelse...	100**
Andre produkter af PVC		
32082010	Opløsninger af acryl- eller vinylpolymerer i flygtige organiske opløsningsmidler, med indhold af opløsningsmiddel på > 50 vægtprocent	1
32082090	Maling og lakker, klare eller pigmenterede, på basis af acryl- eller vinylpolymerer, dispergeret eller opløst i et ikke-vandigt medium	1

Varekode	Varegruppe	Andel hård PVC*
32091000	Maling og lakker, klare eller pigmenterede, på basis af acryl- eller vinylpolymerer, dispergeret eller opløst i et vandigt medium	1
39162000	Monofilamenter, med største tværmål > 1 mm, stænger og profiler, også overfladebehandlede, men ikke yderligere bearbejdet, af polymerer af vinylchlorid	90
39162010	Polymere af polyvinylchlorid, monofilamenter, stænger og profiler, tværmål over 1 mm, også overfladebehandlet	90
39162090	Polymere af vinylchlorid (ej poly-), monofilamenter, stænger og profiler, tværmål over 1 mm, også overfladebehandlet	90
39191012	Strimler af poly[vinylchlorid], med klæbemiddel af ikke-vulkaniseret naturgummi eller syntetgummi, selvklæbende, i ruller af bredde <= 20 cm	50
39191013	Strimler m. klæbemidd. af ikke-vulkaniseret natur-el syntetgummi i rl br. max 20 cm, af ikke-blødgjort polyvinylchlorid	50
39191069	Plader, ark, film o a flade former (ej klæbestrimler), i rl br max 20 cm, selvklæbende, af additionsplast, i.a.n.	0
39191080	Film, folier, bånd, tape, strimler og andre flade former, af plast, selvklæbende, i ruller af bredde <= 20 cm (undtagen strimler med klæbemiddel af ikke-vulkaniseret naturgummi eller syntetgummi)	0
39199000	Plader, ark, film, folier, bånd, tape, strimler og andre flade former, af plast, selvklæbende, også i ruller af bredde > 20 cm (undtagen gulv-, væg- og loftsbeklædningsmaterialer henhørende under pos. 3918)	-
39199010	Plader, ark, film o a flade former (ej i rl af br max 20 cm), af plast, bearbejdet el tilskåret (ej kun firkantet)	4
39199061	Plader, ark, film o a flade former, også rl af br o 20 cm, bearb, kvadratisk el rektang, af blødg. polyvinylchlorid el -ethyle	4
39199069	Plader, ark, film o a flade former, også rl af br o 20 cm, bearb, kvadratisk el rektang, af additionsplast, i.a.n.	0
39199090	Plader, ark, film o a flade former, også rl af br o 20 cm, bearb, kvadratisk el rektang, selvklæbende, af plast i a n	4
39204211	Bøjelige plader, ark, film, bånd o l, af PVC-plast, max 1 mm tyk, ej blødgjorte, uden andre materialer, undt selvklæbende	100
39204219	Bøjelige plader, ark, film, bånd o l, af PVC-plast, o 1 mm tyk, uden andre materialer, undt selvklæbende	100
39209950	Plader, ark, film, bånd o l af additionsplast, uden underlag, ej selvklæbende	100
39209959	Plader, ark, film, folier, bånd og strimler af additionspolymerisationsprodukter, bortset fra celleplast, i.a.n., ikke med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende måde i forbindelse med andre materialer, ubearbejdet...	0
39219060	Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af additionspolymerisationsprodukter, med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende måde i forbindelse med andre materialer, ubearbejdet eller kun med overfladebehandling...	0
39233010	Balloner, flasker, kolber og lignende transport- og emballagegenstande, af plast, med rumindhold <= 2 liter	4
39253000	Skodder, jalousier, herunder persienner, og lignende varer samt dele dertil, af plast (undtagen beslag og tilbehør)	60
39269098	Varer af plast, i.a.n.	0
39269099	Varer af plast (undt plastfolie), i.a.n.	3
85241000	Grammofonplader med lydoptagelse	80

* S sammensat af andel af produkt der er PVC og andel af PVC i produkterne der udgøres af hård PVC. For de fleste produkter er den sammensatte andel lig med andelen af PVC i produkterne. Stammer, hvis andet ikke er angivet fra Skårup og Skytte (2003).

**Disse produkter er omfattet af opgørelsen af Kaysen m. fl. (2015) og derfor også taget med her. Det er angivet i beskrivelsen af positionsnummeret, at produkterne er blødgjorte med en koncentration af blødgører på < 6 vægtprocent.

Bilag 2. Produkter omfattet af PVC afgiftsloven

Følgende produkter er i dag omfattet af Bekendtgørelse af lov om afgift af polyvinylchlorid og ftalater (PVC-afgiftsloven) (LBK nr. 1110 af 19/09/2017). Disse varer har været omfattet af loven siden den trådte i kraft i 2000 og afgifterne har gennem hele perioden være de samme. Indtil 2007 var også en række produkter med hård PVC omfattet af loven.

Varer indeholdende blød pvc	Afgift		% Blødgører *
	Indhold af ftalater	Anden blødgører end ftalater	
Bløde rør og slanger	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Gulvbelægningsmateriale, vægbeklædning og loftsbeklædning fremstillet af støttemateriale imprægneret, overtrukket eller lamineret med PVC (efter varens nettovægt)	0,30 kr./kg	0,16 kr. /kg	20
Anden gulvbelægningsmateriale, vægbeklædning og loftsbeklædning	3,00 kr./kg	1,60 kr./kg	20
Korkfliser (efter varens nettovægt)	0,30 kr./kg	0,16 kr./kg	20
Tape (blødgjort) og selvkylæbende folier	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Tape, ikke blødgjort		2,00 kr./kg	0
Tagfolier, blødgjorte	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Membranfolier, blødgjorte	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Tagplader, blødgjorte	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Ovenlysvinduer, blødgjorte	3,50 kr./kg	1,40 kr./kg	30
Chartekker og plastlommer (efter antal varer)	0,05 kr./stk.	0,02 kr./stk.	30
Tidsskriftskassetter (efter antal varer)	0,33 kr./stk.	0,13 kr./stk.	31
Ringbind og brevordnere (efter antal varer)	0,28 kr./stk.	0,11 kr./stk.	31
Handsker	3,60 kr./kg	1,08 kr./kg	40
Forklæder	3,60 kr./kg	1,08 kr./kg	40
Beskyttelsesdragter	3,60 kr./kg	1,08 kr./kg	40
Regntøj	3,60 kr./kg	1,08 kr./kg	40
Presenninger (efter varens overfladeareal)	1,70 kr./m ²	0,42 kr./m ²	47
Dækketøj, gardiner, rullegardiner, forhæng og gardinkapper	0,60 kr./kg	0,32 kr./kg	20
Kabler og ledninger	2,48 kr./kg	0,91 kr./kg	33

Tagrender, stålplader og -profiler samt ned- løbsrør (efter <u>varens nettovægt</u>)	0,25 kr./kg	0,10 kr./kg	30
--	-------------	-------------	----

* Beregnet ud fra forholdet mellem satserne for produkter henh. med og uden PVC.

Bilag 3. Forbruget af ftalater i historisk perspektiv

Estimeret forsyning af ftalater med udvalgte produktgrupper i perioden 1965 - 2005, som danner grundlag for estimeret forbrug af blød PVC i Christensen m. fl (2007) er vist i nedenstående tabel. Alle mængder i tons ftalater per år.

	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005
Art. til bolig									
Gulvbelægning og vægbeklædning	<450?	<1300?	<1300?	1400-2100	1300-2300	1000-1900	1400-2400	900-1700	850-1600
Tæppefliser og måtter	<10	<10	<10	<10	45-57	67-84	67-84	<60?	<60
Kunstlæder til møbler	?	2-26	2-25	2-26	2-23	3-30	3-34	4-48	6-74
Plastmaling	250-330	0	0	0	0	0	0	0	0
Art. til spædbørn og børn									
Blesnipper	30-80	30-80	30-80	30-80	30-80	1,5-2	<1	<1	<1
Badedyr	5-19	26-86	21-71	43-140	68-230	64-130	76-150	210-410	200-400
Badeudstyr	23 - 38	26 - 43	42 - 71	43 - 72	100-170	100-160	190	210	400
Dukker og figurer	?	59-94	78-125	59-103	69-97	96-168	156-273	151-265	232-464
Bideringe	<4	<3	<3	<2,1	<2,1	<2,4	<3	~0	~0
Hage- og savlesmækker	1	1	1	<1	<1	<1	1	1	<1
Puslepuder	1-3	1-3	1-3	1-2	1-2	1-3	1-3	~0	~0
Art. til fødevarer									
Slanger til levnedsmiddelbrug	60-135	95-125	75-115	70-110	65-100	10-45	10-45	35-90	20-85
Indlæg i kapsler	59-144	75-177	105-209	108-216	112-224	77-154	5	<10?	<10?
Indlæg i låg	<50?	<60?	<70?	<80?	30-90	100-120?	120	<120	<120
Levnedsmiddelfolier	0	0	<20	<20	14-23	<25	<10	<5	<5
Art. til personlig pleje o.lign.									
Myggebalsam	<1?	<1?	<1?	<1	<1	<1	<1		
Sløringsstifter	0	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,005	<0,005	<0,005
Parfume og kosmetik	<2	<3	<4	<5	<6	<7	<8	<9	<10
Sexlegetøj	<5	<5	<10	<10	<15	<20	<30	3-50	5-90

	1965	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000	2005
Andet									
Medicinsk udstyr	155- 195	190- 240	200- 250	200- 300	220- 320	240- 350	240- 350	200- 300	150- 250
Biler	280- 340	330- 400	360- 440	230- 280	490- 590	880	1400	540	750
Lim	22-30	36-48	60-80	110- 140	190- 250	200- 270	170- 230	200	280
Viskelæder	<10	<10	<10	<10	<10	4-10	4-12	5-12	11-30

Bilag 4. Beregningsforudsætninger for beregning af mængder af blød PVC

Noter til Tabel 24 med samlet forsyning af blød PVC opdelt på produktgrupper. Numrene refererer til numre angivet i tabellen.

For nogle af produktgrupperne er der anvendt data fra udenrigshandels- og produktionsstatistikken men den metode der er benyttet ved den tidligere opgørelse fra 2000/2001. Forsyningsdata og beregningsforudsætninger er givet nederst i dette bilag. For produktgrupper, hvor der er data for afgiftsprovenu, er disse benyttet, og der er ikke indhentet data fra statistikken.

***1. Presenninger.** Mængden af presenninger opgjort på basis af handels- og produktionsstatistikken var både i 2000 og 2017 væsentligt højere end den mængde, der er betalt afgift af. Skårup og Skytte (2013) opgjorde forsyningen med presenninger til 2.179 tons mod 24 tons (her korrigeret til 83 tons) baseret på afgiftsprovenuet. Den markante stigning i afgiftsprovenuet kan således meget vel skyldes, at der ikke blev betalt korrekt afgift i begyndelse af perioden og behøver ikke at være et resultat af en reel stigning i forsyningen. Forskellene kan måske skyldes, at der under presenninger i handelsstatistikken føres produkter (store folier f.eks. til reklamebannere), der i relation til PVC-afgiftsloven af importørerne ikke henregnes til "presenninger", men kan også skyldes, at en del af presenningerne ikke består af PVC (varepositionsnummeret specificerer ikke at produkterne er af PVC).

***2. Køretøjer.** En gennemsnitlig europæisk køretøj indeholder i følge nye oplysninger fra ECVM (2018b) i gennemsnit 8 kg PVC, hvoraf stort set alt er blød PVC. Der blev i 2017 solgt 222.000 biler i Danmark i 2017⁴². Gennemsnitsstørrelsen af biler solgt i Danmark kunne meget vel være mindre end det europæiske gennemsnit, men til antallet af biler vil der skulle lægges antallet af andre køretøjer. Hvis der groft regnes med 222.000 biler a' 8 kg PVC, vil den samlede mængde være ca. 1.800 tons; noget mindre end de 3.160 tons estimeret for år 2000 (hvor der blev regnet med 12 kg blød PVC pr. bil). Blød PVC anvendes primært til interiør. Der er i de senere år sket et udvikling, hvor PVC undervognsbehandling i høj grad er blevet erstattet med andre materialer (ECVM, 2018b).

***3. Støvler, waders, sko og såler.** Mængderne anvendt af Skårup og Skytte (2003) stammede fra en opgørelse fra 1995 (DTI Miljøteknik, 1996). PVC er stadig udbredt anvendt til gummistøvler, waders, plastsandaler og såler. ECVM (2018a) nævner, at PVC også er vidt anvendt i sportssko. I mangel af nyere opgørelser er mængderne fra den tidligere undersøgelse fastholdt.

***4. Emballage mm.** Estimeres på basis af forsyning med metoden anvendt af Skårup og Skytte for de tre varegrupper: Propper & låg, balloner, flasker & kolber og poser & sække.

⁴² <https://bilmagasinet.dk/blogs/redaktoerens-dagbog/bilsalget-2017-her-er-vinderne-og-en-overraskende-taber>

Samlet estimat er 1.471 tons; heraf 621 tons med sække og poser hvor varepositionsnummeret specifikt dækker PVC produkter.

***5. Legetøj inkl. dukker og dukkedele.** Estimeres på basis af forsyning med metoden anvendt af Skårup og Skytte til 324 t/år i 2017. Det angives af forhandlere af legetøj, at dukker stadig kan indeholde PVC, men uden ftalater. Estimatet må anses som meget usikkert. Der kan være mange anvendelser af PVC i legetøj, som ikke er omfattet af de anvendte varepositionsnumre.

***6. Svømme- og soppebassiner og andet legeudstyr.** Estimeres på basis af forsyning med metoden anvendt af Skårup og Skytte til 1.416 tons i 2017. Varepositionsnummeret omfatter specifikt svømme- og soppebassiner, men der kan også være ført andet legetøj, som ikke indgår i andre varepositionsnumre, ind under dette nummer og Skårup og Skytte vurderer, at det kun er 30 % af tonnagen, som er PVC. Samme andel anvendes af Høibye m.fl. (2011) til beregning af forsyningen i EU. Christensen m.fl. (2007) estimerer, at forsyningen af ftalater med badedyr er af samme størrelse som forsyningen med bassiner og andet badeudstyr. Det er uklart, om disse produkter faktisk føres under samme varepositionsnummer som svømme- og soppebassiner, og mængderne estimeres derfor her udelukkende med metoden anvendt af Skårup og Skytte (2003).

*** 7. Plader, ark, folier, mm.** Skårup og Skytte (2003) opgør forsyning af plader, ark folier, mm. til 4.187 tons. Den samlede mængde er betydeligt højere end de 723 tons med tagfolier beregnet på basis af provenu. Der er ved beregningen angivet, at der er fratrukket mængder anvendt til produktion af visse produkter, men det angives også, at en del af pladerne og folierne vil blive anvendt til produktion af eksempelvis kontorartikler, som er omfattet af afgiften. Omfatter bl.a. selvklebende folier og folier til levnedsmidler. Produkterne adskiller sig fra varer fremstillet af folier nævnt nedenfor ved at langt hovedparten af produkterne er importeret fra EU lande i Vesteuropa, mens import fra Asien kun udgør en lille del.

Beregnet med samme forudsætninger kan forsyningen af blød PVC med plader, ark og folier opgøres til ca. 6.500 tons. Flere af varepositionsnumrene i Skårup og Skytte (2003) er ikke specifikt angivet at omfatte PVC, og det vurderes her, at der er stor usikkerhed om det faktiske indhold af PVC. Det er derfor valgt her kun at omfatte produkter, hvor det specifikt er angivet at de er af blødgjort PVC. Den samlede forsyning med produkter, hvor det specifikt er angivet at de består af PVC er 3,893 tons. Det vurderes at tape, som er omfattet af PVC afgiften, vil føres under et af disse varepositionsnumre og mængden opgjort på basis af provenuet er derfor fratrukket. En del af den øvrige tonnage kan eventuelt anvendes til produktion i Danmark, men der er ikke nogen basis for at korrigere for dette.

*** 8 Varer fremstillet af plastfolier, ikke opgjort andetsteds.** Varegruppen angives af Skytte og Skårup (2003) at omfatte presenninger, duge, gardiner, bruseforhæng, vandsenge mv. Presenninger og markiser har dog i dag et specifikt varepositionsnummer og forventes dermed ikke være omfattet af dette varepositionsnummeret for varer fremstillet af plastfolier. Mængderne opgjort på basis af forsyning med metoden anvendt af Skårup og Skytte (2003) vil her fratrækkes mængden der indgår under "Tagfolier, membranfolier, tagplader" og "Dækketøj, gardiner, mm", som det må formodes til en vis grad vil kunne føres under dette varepositionsnummer. Bannere anvendt til reklamer, sportsarrangementer, mm. forventes at føres under dette positionsnummer. Produkterne adskiller sig fra plader, ark og folier nævnt ovenfor ved at ca. halvdelen af importen er fra Asien.

I følge Skytte og Skårup (2003) indgår vandsenge under dette varepositionsnummer, men det er uklart om luftmadrasser også vil gøre det. Højbye m.fl. (2011) opgør forsyningen i EU til 5.000-9.500 tons. Hvis der regnes med, at den danske forsyning vil kunne svare til ca. 1 % af dette, vil mængden være 72,5 t/år, hvoraf luftmadrasser må regnes at udgøre den største andel. Da denne mængde er beskednen i forhold til mængden estimeret for den samlede varegruppe (ca. 2.300 tons), vil der i lighed med opgørelsen for år 2000 regnes med at den mængde indgår i opgørelsen for denne gruppe.

***9. Tasker og kufferter.** Estimatet i Skårup og Skytte på 905 t/år stammer fra en opgørelse fra 1995 (DTI Miljøteknik, 1996). Højbye m.fl. (2011) estimerer importen af blød PVC med tasker og kufferter i EU til 15.000 - 46.000 t/år, mens produktionen i EU estimeres at svare til 20.000 - 63.000 tons PVC per år. Forsyningen er ikke beregnet, men hvis det groft regnes med at eksport svarer til import og Danmark repræsenterer 1 % af forsyningen i EU ville det svare til 200-630 t/år. Dette kunne indikere, at det tidligere estimat af Skårup og Skytte er i den høje ende, og det vil her groft antages at forsyningen i dag snarere er i størrelsen 500 t/år.

***10. Medicinske formål, bl.a. katedre, kanyler, blodposer og slanger til medicinske formål, mm.** Forbruget af PVC i sundhedssektoren i hele EU er opgjort til ca. 85.000 t/år (ECVM, 2018a). De væsentligste anvendelsesområder er slanger og poser (f.eks. katedre og blodposer). Hvis der regnes med, at Danmarks forbrug svarer til 1 % af forbruget i EU vil det svare til 850 t/år. Skårup og Skytte anvender til estimatet for forsyning i 2001 på 715 t/år varepositionsnummer 90183900 og en antagelse om, at 80 % af produkternes samlede vægt er PVC. Beregnet på basis af disse forudsætninger og forsyningen i 20017 kan forsyningen af PVC i 2017 beregnes til ca. 4.300 t/år (se nedenstående tabel). Det er dog ret usikkert, hvilke produkter der faktisk føres under dette varepositionsnummer, og det vil her vurderes, at et estimat på basis at EU gennemsnit vil være mindre usikkert. Forsyningen estimeres på det grundlag til 850 t/år.

***11. Bestrøget papir og pap.** Estimeres på basis af forsyning med metoden anvendt af Skårup og Skytte til 724 t/år. Estimatet må anses som meget usikkert.

***12. Tekstilstof beklædt med PVC.** Den gennemsnitlige forsyning for de PVC belagte tekstilstoffer 2015-2017 var 815 t/år som udgjorde knap 50 % af plastbelagte tekstilstoffer. En del af dette kan muligvis være anvendt til produktion af produkter i Danmark. Skårup og Skytte (2003) regner med, at PVC udgør 20 % af produkterne og mængden vil således svare til ca. 163 t/år. Det er uklart om forklæder og andre produkter omfattet af PVC-afgiftsloven vil kunne føres under dette varepositionsnummer, men det vurderes at de snarere føres under andre numre, så der er ikke foretaget nogen korrektion.

*** 13. Andre varer af plast (som opgjort i Skårup og Skytte, 2003).** Skårup og Skytte (2003) regner på basis af opgørelsen for 1995 med, at 3 % af tonnagen under dette positionsnummer er PVC. Det er meget uklart, hvilke typer produkter der faktisk føres under dette nummer, og det er her valgt at udelukke denne gruppe, hvor der ikke er nogen evidens for, at der faktisk stadig er produkter af PVC der føres under dette nummer.

***14. Ledninger og andre dele på elektriske og elektroniske artikler.** Ledninger og andre dele på elektriske og elektroniske artikler er ikke opgjort i Skårup og Skytte (2003) eller andre opgørelser af forbruget af PVC i Danmark. En væsentlig del af blød PVC anvendt til kabler og ledninger vil anvendes i elektrisk og elektronisk udstyr. Der anvendes i EU omkring 455.000 tons PVC pr. år til kabler (FIGUR 3.1). Der er ikke fundet data for, hvorledes denne mængde fordeler sig mellem installationskabler og elektrisk og elektronisk udstyr, men ECVM (2018b)

estimerer, at det næppe er halvdelen, der anvendes i elektrisk og elektronisk udstyr. PVC anvendes kun i kabler op til 1000 V. Hvis forsyningen i Danmark skulle svare til 1 % af forsyningen i EU, vil det svare til ca. 4.500 t/år. Forsyningen af afgiftsbelagte kabler, som ikke omfatter kabler i udstyr, da PVC udgør under 10 % af produktet, er estimeret til ca. 2.300 tons i 2017. En undersøgelse der sammenfatter forskellige undersøgelser af plast i elektronikaffald (WEEE) viser, at PVC udgjorde i størrelsen 3-5 % af plast i udstyret (Stenvall, 2013). Plast udgjorde 20-35 % (vægtbasis) af WEEE, dvs. PVC udgjorde omkring 1,1 % af vægten af elektronikaffaldet. Det er muligt, at det gennemsnitlige PVC indhold i WEEE er højere eller lavere end i nyt udstyr, men indholdet i WEEE vil her anvendes som det bedste bud på indholdet i nyt udstyr. Forsyningen af elektrisk og elektronisk udstyr i Danmark i 2017 var ca. 167.000 tons (DPA System, 2018). Hvis 1,1 % af dette er blød PVC vil det svare til ca. 1.800 tons i 2017, som her vil bruges som det bedste bud på den samlede mængde. Sammen med de afgiftsbelagte kabler vil den samlede forsyning med kabler være ca. 4.100 t/år, som er i samme størrelsesorden som mængden beregnet ved at antage, at forsyningen i Danmark pr. indbygger svarer til forsyningen i EU.

***15 Møbler.** Møbler indgår ikke i opgørelsen af Skårup og Skytte. Christensen m. fl. (2007) opgør mængderne af ftalater i møbler med kunstlæder til 6-74 tons i 2005 svarende til 20-260 tons blød PVC. Middelværdien på 140 t/år vil her benyttes som bedste bud.

*** 16 Hoppeborge.** Markedet for hoppeborge kan overordnet deles op i store hoppeborge til det professionelle udlejningsmarked, hvor der er én væsentlig importør og mindre hoppeborge, som sælges direkte til forbrugerne af en række lejetøjsbutikker og større kæder – ikke mindst via nethandel. For hoppeborge til det professionelle marked anvendes i følge den førende importør varepositionsnummer "95 08 90 00 Karruseller, luftgynger, skydebaner og andre markedsforlystelser; omrejsende cirkus og omrejsende menagerier; omrejsende teatre". Dette varepositionsnummer indgår ikke i opgørelsesmetoden anvendt af Skårup og Skytte.

Den største aktør på det professionelle marked anslår, at der årligt importeres hoppeborge med et PVC indhold på mellem 50 og 100 tons. Mængden afhænger bl.a. af vind og vejr. Disse hoppeborge produceres i EU. En typisk hoppeborg vejer ca. 150 kg, hvoraf ca. 140 kg er PVC. Levetiden, som afhænger af kvalitet og anvendelse/slid, ligger fra 5 og op til 25 år. Hoppeborgene skal leve op til standarden "DS/EN 14960:2013 Oppustelige legeredskaber - Sikkerhedskrav og prøvningsmetoder". Mindre hoppeborge, som sælges direkte til forbrugerne vejer typisk mindre end 50 kg. Der er mange importører og udbydere (typisk via nettet) af sådanne hoppeborge. Det er således svært at skaffe overblik, men følgende kan sammenstykes på basis af informationer fra branchen:

- Mindre hoppeborge solgt direkte til forbrugerne produceres typisk i Asien.
- Levetiden er typisk væsentligt kortere end hoppeborge til den professionelle marked.
- Et forsigtig skøn på samlet importeret mængde er ca. 150 tons PVC/år (svarende til ca. 3.000 hoppeborge af 50 kg)
- Det har ikke været muligt at få overblik over, hvilke varepositionsnumre/importkoder som anvendes ved import.

På basis af ovenstående estimeres den samlede mængde PVC med hoppeborge til 225 t/år som det bedste bud. Det vil kræve en nærmere kortlægning af markedet for hoppeborge til private for at kunne opnå et mere præcist estimat.

* 17 Andre anvendelser

Der er flere anvendelser af PVC, som ikke specifikt er nævnt ovenfor, og hvor det er vanskeligt at vurdere, om de er omfattet af de varepositionsnumre, som er anvendt til ovenstående estimater.

Bolde. PVC anvendes i forskellige typer af bolde f.eks. store fitness og pilates bolde. Der findes ingen opgørelser af forsyningen af PVC med bolde i Danmark eller EU. Høibye m.fl. beskriver anvendelsen, og antallet af bolde der sælges af forskellige typer i Danmark, men foretager ikke en samlet beregning af mængder. Produkterne kan være ført under et af det generelle varepositionsnumre for plast ikke ført andetsteds.

Sexlegetøj - Christensen m. fl. (2007) estimerer mængder af ftalater med sexlegetøj til 5-90 tons i 2005 svarende til 15 - 300 tons blød PVC. Produkterne kan være ført under det generelle varepositionsnumre for plast ikke ført andetsteds.

Viskelæder - Christensen m. fl. (2007) estimerer mængder af ftalater med viskelæder til 11-30 tons i 2005 svarende til 36-100 tons blød PVC. Produkterne kan være ført under det generelle varepositionsnumre for plast ikke ført andetsteds.

Urremme, kunstige blomster, paraplyer, parasoller, mm kan også være fremstillet af PVC, men der er ikke fundet specifikke opgørelser for disse.

Reklamebannere og lignende. Produktgruppen er blevet nævnt af aktører som et væsentligt produktområde. PVC anvendes til bannere, såsom reklamer/informationsplancher på stilladser, gelændere, barrierer, mv. i forbindelse med f.eks. sportsarrangementer, byggerier, messer og diverse møder. En dansk importør oplyser, at følgende varepositionsnummer anvendes "39 21 90 60 99 Andre plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af plast". Det er ikke klart, om andre importører anvender samme kode. Skårup og Skytte anslår at andelen af PVC i produkter under dette varepositionsnummer er 0 %, så PVC under dette positionsnummer er ikke inkluderet i opgørelsen. I følge producenter af produkterne er PVC grundet holdbarheden og den lave pris det foretrukne materiale på mange bannere til udendørs anvendelse. En aktør oplyser, at der til en række anvendelser eksisterer forskellige PVC-fri alternativer, men at disse typisk koster det dobbelte og derfor ikke har en stor markedsandel. Selve PVC banneret produceres udenfor Danmark. En dansk aktør oplyser, at de købes af EU leverandører, som typisk har importeret dem fra Asien, f.eks. Korea. Bannere trykkes på en række banner-trykkerier i Danmark, men kan også bestilles online fra Polen eller Tyskland. Det har ikke været muligt at opnå estimater for totalmængder importeret.

Statistiske data

Følgende tabel angiver forsyningsdata for relevante produktgrupper anvendt under metoden udviklet af Skårup og Skytte. Til beregning af mængden af blød PVC anvendes estimater over andele fra Skårup og Skytte. Det har inden for projektets rammer ikke været muligt at foretage en revurdering af andelen af PVC i de enkelte varepositionsnumre. For mange er varepositionsnumrene er der sker sket ændringer siden 2001. De korresponderende varepositionsnumre fra Skårup og Skytte er angivet i højde kolonne.

Forsyningen er beregnet med formlen: Forsyning = import + produktion - eksport. For en del af varepositionsnumrene er der ikke angivet mængder i produktionsstatistikken. I disse tilfælde er mængden med samme metode som anvendt i tidligere opgørelser beregnet på basis af værdien af produktionen i kr. omregnet med kg/kr af eksporterede varer.

TABEL 34. Estimeret forsyning af blød PVC med produkter dækket af udvalgte varepositionsnumre.

Varepositionsnummer	Forsyning Gennemsnit 2015-2017 t/år	Andel blød PVC	Forsyning tons blød PVC t/år	Varepositionsnumre fra 2001 (Skårup og Skytte, 2003)
Plader, strimler, mm				
39191012 Strimler af poly[vinylchlorid] , med klæbemiddel af ikke-vulkaniseret naturgummi eller syntetgummi, selvklæbende, i ruller af bredde <= 20 cm	592	0,50	296	39191011
39199000 Plader, ark, film, folier, bånd, tape, strimler og andre flade former, af plast, selvklæbende, også i ruller af bredde > 20 cm (undtagen gulv-, væg- og loftsbeklædningsmaterialer henhørende under pos. 3918)	13.915	0,19	2.609	39199010; 39199038; 39199061; 39199090
39204310 Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af polymerer af vinylchlorid , bortset fra celleplast, med indhold af blødgøringsmidler på >= 6 vægtprocent, ikke med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende måde i forb...	498	1,00	498	39204191; 39204291
39204390 Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af polymerer af vinylchlorid , bortset fra celleplast, med indhold af blødgøringsmidler på >= 6 vægtprocent, ikke med underlag eller forstærket, lamineret eller på lignende måde i forb...	1.856	1,00	1.856	39204199; 39204299
39209928 Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af kondensationsprodukter eller intermolekylært omlejrrede polymerisationsprodukter, også kemisk modificerede, bortset fra celleplast, i.a.n., ikke med underlag eller forstærket, lamin...	201	0,25	50	
39211200 Plader, ark, film, folier, bånd og strimler, af celleplast af polymerer af vinylchlorid , ubearbejdet eller kun med overfladebehandling, eller kun tilskåret i kvadratisk eller rektangulær form (undtagen selvklæbende og undtagen g...	1.243	1,00	1.243	
Samlet plader, strimler, mm			6.552	
Samlet plader, strimler, mm, specifikt angivet at være PVC			3.893	
Emballage:				
39232910 Sække og poser, herunder kræmmerhuse, af polymerer af vinylchlorid	621	1,00	621	
39233010 Balloner, flasker, kolber og lignende transport- og emballagegenstande, af plast, med rumindhold <= 2 liter	24.737	0,01	309	
39235090 Propper, låg og andre lukkeanordninger, af plast (undtagen kapsler)	10.829	0,05	541	
Samlet emballage			1.471	

Varepositionsnummer	Forsyning Gennemsnit 2015-2017 t/år	Andel blød PVC	Forsyning tons blød PVC t/år	Varepositionsnumre fra 2001 (Skårup og Skytte, 2003)
39262000 Beklædningsgenstande og tilbehør til beklædningsgenstande fremstillet af syning eller klæber sammen af plastfolie, inkl. handsker, vanter og luffer (undtagen varer 9619)	1.172	0,15	176	
39269092 Varer, fremstillet af plastfolie, i.a.n.	4.898	0,50	2.449	39269091
39269097 Varer af plast, og varer af andet materiale under pos 3901 til 3914, i.a.n.	78.907	0,03	1.973	39269099, [39269010]
48115100 Papir og pap, farvet eller dekoreret på overfladen eller med påtryk, imprægneret eller belagt med plast, i ruller eller i kvadratiske eller rektangulære ark, uanset størrelse, bleget, af vægt > 150 g pr. m ² (undtagen imprægneret...	41.803	0,02	836	48113100
48115900 Papir og pap, farvet eller dekoreret på overfladen eller med påtryk, imprægneret eller belagt med plast, i ruller eller i kvadratiske eller rektangulære ark, uanset størrelse (undtagen bleget, af vægt > 150 g pr. m ² , og undtagen...	-5.595	0,02	-112	48115900
Samlet papir			724	
59031010 Tekstilstof, imprægneret med poly[vinylchlorid] (undtagen vægbeklædning af tekstilmaterialer, imprægneret med poly[vinylchlorid])	291	0,20	58	
59031090 Tekstilstof, overtrukket, belagt eller lamineret med poly[vinylchlorid] (undtagen vægbeklædning af tekstilmaterialer, belagt med poly[vinylchlorid] samt gulvbelægningsmaterialer bestående af tekstilunderlag med overtræk eller be...	524	0,20	105	
Samlet tekstilstof			163	
63061200 Presenninger og markiser, af syntetiske fibre (undtagen plane beskyttelsesovertræk af et lettere stof, konfektioneret på lignende måde som presenninger)	3.312	ikke omfattet	ikke omfattet	
90183900 Nåle, katetre, kanyler og lignende, til medicinsk brug (undtagen sprøjter, injektionsnåle af metal samt suturnåle)	5.415	0,80	4.332	
Dukker, mm.				
95030021 Dukker, som udelukkende forestiller mennesker, også påklædte	237	0,60	142	95021010
95030029 Dele og tilbehør til dukker, som udelukkende forestiller mennesker, i.a.n.	-235	0,60	-141	95029900
95030049 Legetøj, som forestiller dyr eller ikke-menneskelignende skabninger, uden fyld	538	0,60	323	95034930
Samlet dukker og legetøj der forestiller dyr			324	
95030095 Legetøj af plast, i.a.n.	konfidentielt	0,10	konfidentielt	95039032; 95039034
95069990 Redskaber og rekvisitter til sport eller til udendørsleg og -spil, i.a.n.; svømmebassiner og soppebassiner	4.814	0,30	1.444	

Bilag 5. Miljøstyrelsens råd til forbrugere vedrørende PVC

Miljøstyrelsen har på hjemmesiderne mst.dk og mitmiljo.dk en række råd til forbrugerne som vedrører PVC - ofte sammen med kemiske stoffer eller andre materialer i produkterne. Disse er angivet i nedenstående tabel, sammen med oplysninger om hvorvidt PVC-produkter stadig findes på markedet.

Titel	Produkter omtalt	Bekræftelse på, at PVC-produkter stadig findes på markedet
Tips om kontorartikler uden PVC og ftalater	Clipboards, konferencemapper og kalendarer Skriveunderlag af plast Ringbind og kassetter	Ikke undersøgt
Tips om legetøj	Legetøj generelt Legetøj der er kemiske produkter	Ingen produkter identificeret
Tips om PVC-tryk på tøj	Shirts, sweatshirts, børnetøj og arbejdstøj med PVC-tryk	Ikke undersøgt
Tips om overtøj og sko uden flourstoffer og PVC	Regntøj og gummistøvler	Primært alternative materialer, men der findes også PVC-produkter
Tips om dyrelegetøj	Dyrelegetøj	Ikke undersøgt
Tips om sexlegetøj	Sexlegetøj	Ikke undersøgt
Tips om gummistøvler og waders	Gummistøvler og waders	Mange alternative materialer, men der findes også PVC-produkter
Tips om babyudstyr	PVC-indtræk og PVC-regnslag til barnevogne	Ikke undersøgt
Tips om haveslanger uden PVC og ftalater	Haveslanger	Primært PVC-produkter, men produkter af alternative materialer findes også
Tips om sko og støvler uden PVC og ftalater	Sportssko, laksko, støvler og plateau-sko Sko med en overdel lavet af kunstskind	Ikke undersøgt
Tips om møbler	Møbler med kunstigt læder	Ikke undersøgt
Tips om skoleudstyr og legetasker	Viskelæder, legetasker og penalhuse	Ikke undersøgt
Ftalater (i serien "kend kemikalierne")	Vinylgulve Plastduge/dækservietter Luftmadrasser Slanger/haveslanger Sko Badeforhæng Ledninger/kabler Presenninger Fugemasser Sexlegetøj Legetøj til dyr	

PVC i byggematerialer	El-artikler Vinylgulve Ikke-specificerede byggevarer	Både PVC- og PVC-fri produkter
Møbler fri for uønsket kemi	Møbler med kunstlæder	Ikke undersøgt
Babyudstyr og kemikalier	PVC-indtræk og PVC-regnslag til barnevogne	Ikke undersøgt
Tips om overtøj og fodtøj til børn uden fluorstoffer og PVC	Regntøj og gummistøvler	Primært alternative materialer, men der findes også PVC-produkter
Kæledyr og miljø	Dyrelegetøj af blød PVC	Ikke undersøgt
Kemi og legetøj til små børn	Ikke specificeret legetøj af blød PVC	Ikke identificeret
Tøj uden kemirester	Tøj med plasttryk af PVC	Ikke undersøgt
Miljøvenlig renovering af din bolig	Diverse byggematerialer uden PVC	Både PVC- og PVC-fri produkter
Legetøj til små børn	Gammelt legetøj af blødt PVC	Ikke undersøgt

Bilag 6. Alternative blødgørere

TABEL 35. Oversigt over alternativer til klassificerede ftalater i blødgjort PVC.

Produkttype	Alternativ til ftalater	CAS-nr.	Tekniske fordele/ulemper	Produkteksempler	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
Medicinsk udstyr	Sulfonsyrer, C10-21-alkan, phenylstre (ASE)	91082-17-6	+ Compounding OK			Nielsen m.fl., 2014
	Acetyltributylcitrat (ATBC)	77-90-7	+ Højt migrationspotentiale, høj flygtighed, kan give problemer ved lipidkontakt			Lowell 2011 Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Glycerider, castor-olie mono-, hydrogeneret, acetater (COMGHA)	736150-63-3	+ Lavt migrationspotentiale + Lav flygtighed + Compounding OK			Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Diocyltrefthalat (DEHT)	6422-86-2	+ Lavt migrationspotentiale		Pris nærmer sig pris på DEHP 0-5 % forøgelse af pris	Nielsen m.fl., 2014 Maag m.fl., 2010 Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisononyladipat (DINA)	33703-08-1	+ Compounding OK + Migrationspotentiale			Nielsen m.fl., 2014
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8	+ Compounding OK + Lavt migrationspotentiale	Foreslås til blodposeslanget, ernæringsposer	Pris nærmer sig pris på DEHP	Lowell 2011 Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Butyltrihexylcitrat (BTHC)	82469-79-2			Blodposer	Nielsen m.fl., 2014
	Bis(2-ethylhexyl)adipat (DOA/DEHA)	103-23-1	+ Forringet fusion/kompatibilitet med PVC – anvendes i blanding med tunge ftalater			Nielsen m.fl., 2014
	Epoxideret soyabønneolie (ESBO) ^a	8013-07-8				Nielsen m.fl., 2014
	Triocyltrimellitat/tri-(2-ethylhexyl)trimellitat (TOTM/TEHHTM)	3319-31-1	+ Lav migrationsrisiko			Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
Legetøj og babyplejeprodukter	Sulfonsyrer, C10-21-alkan, phenylstre (ASE)	91082-17-6				Maag m.fl., 2010 Annex XV restriction report 2016

Produkttype	Alternativ til ftalater	CAS-nr.	Tekniske fordele/ulemper	Produkteksempler	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
	Acetyltributylcitrat (ATBC) ^b	77-90-7	+ Svær at bemale, høj migration til andre materialer ødelægger materialet	Dukkehoveder	Produktpris initielt fordoblet; efter en stabilisering 10-20 % prisforøgelse på produktet	Maag m.fl., 2010 Lowell 2011 Annex XV restriction report 2016
	Glycerider, castor-olie mono-, hydrogeneret, acetater (COMGHA)	736150-63-3	+ Lavt migrationspotential + Lav flygtighed + Compounding OK			Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Diocetyltereftalat (DEHT eller DOTP)	6422-86-2		Oppusteligt legetøj	Pris nærmer sig pris på DEHP 0-5 % forøgelse af pris	Maag m.fl., 2010 Lowell 2011 Miljøstyrelsen 2015 Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisononyladipat (DINA)	33703-08-1	+ Migrationsrisiko			Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH) ^{a, b}	166412-78-8		Små køretøjer, oppusteligt legetøj	Pris nærmer sig pris på DEHP	Maag m.fl., 2010 Lowell 2011 Annex XV restriction report 2016
	2,2,4-Trimethyl-1,3-pentandioldiisobutyrat (TXIB)	6846-50-0				Lowell 2011
	Trimethylolpropan (TMP)	77-99-6		Oppusteligt legetøj		Maag m.fl., 2010
	Trimethylolpropan, blandede tri- og diestre med benzoesyre og 2-ethylhexansyre (LG-Flex BET)	610787-76-3				Maag m.fl., 2010
Belægning på tekstil/beklædning	Sulfonsyrer, C10-21-alkan, phenylestre (ASE)	91082-17-6				Hansen og Lejre, 2002 Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP)	53306-54-0			Pris nærmer sig pris på DEHP	Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	103-23-1				Annex XV restriction report 2016
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8			Pris nærmer sig pris på DEHP	Lowell 2011 Annex XV restriction report 2016
	Di-isononylftalat (DINP)	28553-12-0			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017

Produkttype	Alternativ til ftalater	CAS-nr.	Tekniske fordele/ulemper	Produkteksempler	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
	Diisodecylftalat (DIDP)	26761-40-0			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
Fødevarekontaktmaterialer	Glycerider, castor-olie mono-, hydrogeneret, acetater (COMGHA)	736150-63-3	+ Lavt migrationspotentiale + Lav flygtighed + Compounding OK			Lowell 2011 Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	103-23-1				Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-ethylhexyl)tereftalat (DEHT)	6422-86-2			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8			Pris nærmer sig pris på DEHP	Lowell 2011 Annex XV restriction report 2016
Emballage/film	Diisononyladipat (DINA)	33703-08-1	+ Compounding OK + Tilsvarende hårdhed og flygtighed - Migrationsrisiko			Nielsen m.fl., 2014 Annex XV restriction report 2016
	Acetyltributylcitrat (ATBC)	77-90-7				Annex XV restriction report 2016
	Trioctyltrimellitat/tri-(2-ethylhexyl)trimellitat (TOTM/TEHHTM)	3319-31-1			5-15 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8			Pris nærmer sig pris på DEHP	Annex XV restriction report 2016
	Diisononylftalat (DINP)	28553-12-0			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
Gulvbelægninger	Glycerider, castor-olie mono-, hydrogeneret, acetater (COMGHA)	736150-63-3	+ Lav flygtighed	Tarkett IQ Natural vinylgulv		Højbye m.fl., 2011 Interview 2018 Tarkett.dk
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8			Pris nærmer sig pris på DEHP	Interview 2018 Annex XV restriction report 2016
	Diisononylftalat (DINP)	28553-12-0			0-5 % forøgelse af pris	Højbye m.fl., 2011 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisodecylftalat (DIDP)	26761-40-0			0-5 % forøgelse af pris	Højbye m.fl., 2011 ECHA RAC/SEAC 2017
	Bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP)	53306-54-0			Pris nærmer sig DEHP	Annex XV restriction report 2016

Produkttype	Alternativ til ftalater	CAS-nr.	Tekniske fordele/ulemper	Produkteksempler	Sammenligning af produktpris og andre omkostninger	Kilde
	Bis(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	103-23-1				Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-ethylhexyl)tereftalat (DEHT)	6422-86-2			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
Kabler og wires	Bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP)	53306-54-0			Pris nærmer sig DEHP	Højbye m.fl., 2011 Annex XV restriction report 2016
	Trioctyltrimellitat/tri-(2-ethylhexyl)trimellitat (TOTM/TEHHTM)	3319-31-1			5-15 % forøgelse af pris	Højbye m.fl., 2011 Annex XV restriction report 2016
	Diisononylftalat (DINP)	28553-12-0			0-5 % forøgelse af pris	Højbye m.fl., 2011 Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisodecylftalat (DIDP)	26761-40-0			0-5 % forøgelse af pris	Højbye m.fl., 2011 Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
Bløde slanger og rør	Diocyltereftalat (DEHT eller DOTP)	6422-86-2	± Mangler godkendelse i enkelte anvendelsestyper		Pris nærmer sig DEHP	Interview 2018 Miljøstyrelsen 2015 Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-propylheptyl)ftalat (DPHP)	53306-54-0			Pris nærmer sig DEHP	Annex XV restriction report 2016
	Bis(2-ethylhexyl)adipat (DEHA)	103-23-1			5-15 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016
	Diisononylcyclohexan-1,2-dicarboxylat (DINCH)	166412-78-8			Pris nærmer sig DEHP	Annex XV restriction report 2016
	Diisononylftalat (DINP)	28553-12-0			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
	Diisodecylftalat (DIDP)	26761-40-0			0-5 % forøgelse af pris	Annex XV restriction report 2016 ECHA RAC/SEAC 2017
Anden anvendelse	Sulfonsyrer, C10-21-alkan, phenylrestre (ASE)	91082-17-6		Film til vandsenge (udviklingstest)		Højbye m.fl., 2011 Nilsson m.fl., 2002 Annex XV restriction report 2016

^a Sekundær blødgører; anvendes sammen med primære blødgørere

^b Anvendes i blandinger af ATBC/DINCH/DEHT som alternativ til DINP

Kortlægning af PVC i Danmark - 2018

Rapporten giver et overblik over potentielt skadelige additiver i PVC, PVC produkter på det danske marked, samt affaldsbehandling af disse. Endvidere gennemgås; den aktuelle bortskaffelse af PVC affald, mulighederne for at erstatte problematiske additiver i PVC, samt mulighederne for at erstatte PVC med alternative materialer i forskellige produkter. Under gennemgangen belyses de miljø- og sundhedsmæssige, samt tekniske og økonomiske, fordele og ulemper ved substitution. Rapporten indgår som del af det faglige fundament for tilrettelæggelsen af den fremadrettede PVC-ind-sats, 2018-2021, og indeholder derfor et skema med mulige initiativer.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk