



Kortlægning af kemikalier i forbrugerprodukter med genanvendt plast

En risikovurdering af tekstiler
lavet af genanvendt plast til
børn

Kortlægning af kemiske stoffer
i forbrugerprodukter, nr. 203

September, 2025

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Marlies Warming

Emilie Bak Pedersen

Klaudija Obajdin

Benjamin Schramm

Sara Grundén

(Rambøll A/S))

ISBN: 978-87-7564-040-9

Indhold

Resumé 5

Forkortelser	9
1. Introduktion	12
1.1 Baggrund	12
1.2 Formål	12
2. Kortlægning af genanvendt plast i forbrugerprodukter	13
2.1 Formål	13
2.2 Metode	13
2.2.1 Litteratursøgning	13
2.2.2 Undersøgelse af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast hos forhandlere	14
2.2.3 Interessenthøring	14
2.3 Resultater af undersøgelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter	15
2.3.1 Forsyningskæde og livscyklus for genanvendt plast til forbrugerprodukter	15
2.3.1.1 Produktion af virgine plastmaterialer	17
2.3.1.2 Fremstilling af produkter af virgint plastmateriale	18
2.3.1.3 Brugsfase	18
2.3.1.4 Indsamling	19
2.3.1.5 Sortering og genanvendelse af plastaffald	19
2.3.1.6 Re-compounding	21
2.3.1.7 Fremstilling og salg af nye produkter af genanvendt plast	22
2.3.2 Forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast	23
2.3.2.1 Produkter af genanvendt plast, som børn kan blive eksponeret for	23
2.3.2.2 Polymerer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast	23
2.3.2.3 Oprindelse af genanvendt plast brugt til forbrugerprodukter (PIR/PCR)	24
2.3.3 Farlige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast	26
2.3.3.1 Bromerede flammehæmmere (BFR'er)	27
2.3.3.2 Organofosfor-flammehæmmere (halogenerede eller ikke-halogenerede)	33
2.3.3.3 Ftalater	34
2.3.3.4 Metaller	37
2.3.3.5 PAH (Polyaromatiske kulbrinter)	44
2.3.3.6 Primære aromatiske aminer (PAA)	44
2.3.3.7 Benzotriazol UV-stabilisatorer (BUV'er)	46
2.3.3.8 Benzophenon UV-stabilisatorer	47
2.3.3.9 Alkylerede phenoler og deres nedbrydningsprodukter	48
2.3.3.10 Bisphenoler	48
2.3.3.11 Resterende monomerer	49
2.4 Diskussion og konklusion om genanvendt plast i forbrugerprodukter	51
2.4.1 Typer af plastpolymerer anvendt i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast	51
2.4.2 Oprindelse af den genanvendte plast brugt til forbrugerprodukter	51
2.4.3 Additiver og deres nedbrydningsprodukter, der forekommer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast	52

2.4.4	Sporbarhed og informationsoverførsel gennem forsyningskæden	53
3.	Udvælgelse af fokusområde, indkøb af produkter og kemiske analyser	55
3.1	Udvælgelse af fokusområde	55
3.2	Køb af produkter	57
3.3	Kemiske screeningsanalyser	59
3.3.1	Metoder og prøveforberedelse	59
3.3.2	Resultater	59
3.3.2.1	Resultater af GC-MS-screening	59
3.3.2.2	Resultater af ICP-MS-screening	63
3.3.3	Diskussion af kemiske screeningsresultater	64
3.3.3.1	GC-MS screening	64
3.3.3.2	Metal screening	64
3.4	Migrationsanalyse	66
3.4.1	Udvælgelse af stoffer til migrationsanalyser	66
3.4.2	Metoder og prøveforberedelse	69
3.4.3	Resultater	69
3.4.4	Diskussion af resultater fra migrationsanalysen	71
3.5	Konklusion på kemiske analyser	72
4.	Fare-, eksponerings- og risikovurdering	73
4.1	Farevurdering	73
4.1.1	Toluen-diisocyanat (TDI)	73
4.1.1.1	Stoffets anvendelse og fysisk-kemiske egenskaber	73
4.1.1.2	Stoftoksicitet	74
4.1.2	4,4'-Diphenylmethan-diisocyanat (MDI)	76
4.1.2.1	Stoffets anvendelse og fysisk-kemiske egenskaber	76
4.1.2.2	Stoffets toksicitet	76
4.2	Eksponeringsvurdering	77
4.2.1	Relevant eksponeringsvej og gruppe	77
4.2.2	Metode til beregning af eksponering	78
4.2.3	Eksponering for MDI og TDI	79
4.3	Risikovurdering	80
4.4	Diskussion og konklusion om risikovurdering	82
5.	Overordnet konklusion	84
	Referencer	87
	Bilag 1. Questionnaires for stakeholder consultation	93
Bilag 1.1	Questionnaire for recyclers, producers and/or compounders	93
Bilag 1.2	Questionnaire for manufacturers and retailers	94
Bilag 1.3	Questionnaire for industry and manufacturer associations	95
	Bilag 2. Analytical methods and sample preparation	97
	Determination of organic substances by GC-MS screening	97
	Semi-quantitative determination of metals and other elements by ICP-MS	97
	Bilag 3. Analytical results from the screening analyses	99

Resumé

Det overordnede mål med projektet er at opbygge viden om forekomsten af forbrugerprodukter, der indeholder genanvendt plast, herunder om typerne (polymerer) og oprindelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter, hvilke farlige stoffer der kan forekomme i sådanne produkter, om deres forekomst er relateret til genanvendelse, samt om disse stoffer migrerer ud fra plasten i en mængde, der kan udgøre en risiko for forbrugerne, især børn, under brugsfasen. Undersøgelsen omfatter således to overordnede dele; (1) en bred kortlægning af genanvendt plast i forbrugerprodukter og (2) en snæver risikovurdering med fokus på en specifik gruppe af forbrugerprodukter lavet af genanvendt plast og på udvalgte stoffer, der forekommer i disse.

Dataindsamlingen til kortlægningsdelen af denne undersøgelse omfattede en litteraturnemgang, en undersøgelse af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast på forhandlernes hjemmesider og en høring af interessenter, herunder plastgenanvendelsesvirksomheder, producenter og virksomheder der sammensætter og blander stoffer til forskellige plasttyper (kaldet "compoundering"), produktionsvirksomheder og/eller forhandlere samt producent- og brancheorganisationer.

Risikovurderingen var baseret på publikationer fra offentlige agenturer til identifikation af farer samt kemiske analyseresultater. Eksponerings- og risikovurderingen fulgte de respektive ECHA-retningslinjer.

De væsentligste resultater af denne undersøgelse er sammenfattet for hvert emne under undersøgelsens formål:

Plastpolymere i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. PET, inklusive polyester, er den hyppigst anvendte polymer (41%) i legetøj, småbørnsartikler, tekstiler til beklædning, boligtekstiler og møbler af genanvendt plast. Sporbarheden af PET blev fremhævet som værende højere end for andre polymerer, da PET ofte indsamles separat, hvilket resulterer i en mere ensartet og mindre forurenede plastfraktion. Andre polymerer der genanvendes er PE, PP, PS, ABS, nylon og – i mindre grad – PVC. For omkring 31% af produkterne i undersøgelsen, som blev markedsført med at være lavet af genanvendt plast, var polymertypen ukendt.

Oprindelse af genanvendt plast brugt til forbrugerprodukter. Der er uklarhed og mangel på information vedrørende oprindelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter. Omkring halvdelen af de undersøgte produkter havde en uspecificeret oprindelse af det genanvendte plast; cirka 40% var fremstillet af genanvendt plast efter forbrug (PCR), og 10% fra genanvendt plast fra industrien (PIR). Tallene kan være misvisende, da de er baseret på et relativt lille antal forbrugerprodukter (62 produkter) og på produktbeskrivelser fra onlineforhandlere, som muligvis har en interesse i at fremme deres produkter ved at hævde, at de er lavet af PCR-plast.

Interessenter understreger, at PIR-plast er lettere at genanvende på grund af dets høje renhed og kendte sammensætning. Estimer om mængder og fordeling af PCR- og PIR-plast kunne ikke genereres inden for rammerne af dette projekt. Generelt indikerer dataene fra undersøgelsen af forbrugerprodukter og interessenthøringen, at PCR-plast er mere almindeligt anvendt end PIR-plast i forbrugerprodukter med en forventet stigning i mængden af PCR-plast.

Farlige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Der er flere grunde til, at farlige stoffer kan være til stede i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Farlige stoffer kan tilsættes som additiver til det genanvendte materiale for funktionelle formål såsom

holdbarhed, fleksibilitet, farve eller forekomme som urenheder, på samme vis som der er tilfældet med produkter af ny plast. En anden grund er tilstedeværelsen af gamle additiver, som stammer fra den genanvendte plast, som ikke blev tilføjet bevidst til de nye genanvendte produkter. Derudover kan genanvendelsesprocessen indebære introduktion af funktionelle additiver for at muliggøre effektiv brug af genanvendte plasttyper såsom varmestabilisatorer, lugtadditiver (der kan maskere dårlig/stærk lugt) og/eller pigmenter.

Litteraturgennemgangen viste, at adskillige stoffer med farlige egenskaber kan være til stede i forbrugerprodukter eller genanvendt plastmateriale, der potentielt anvendes til forbrugerprodukter. Lave niveauer af bromerede flammehæmmere, organofosfat-flammehæmmere og nogle ftalater i forbrugerprodukter indikerer, at stoffernes tilstedeværelse sandsynligvis stammer fra brugen af genanvendte materialer eller kontaminering fra andre plasttyper under genanvendelsesprocessen.

Mange af de identificerede stoffer forekommer som gamle additiver, hvis anvendelse i forbrugerprodukter er reguleret og/eller begrænset via REACH-forordningen, POP-forordningen, RoHS-direktivet og/eller Legetøjsdirektivet, f.eks. bromerede flammehæmmere som PBDE, nogle ftalater, metaller, otte PAH'er samt nogle azofarvestoffer og de aromatiske aminer, der stammer fra azofarvestofferne. Andre stoffer er kun delvist eller ikke reguleret i forbrugerprodukter via europæisk lovgivning, f.eks. nye flammehæmmere (såsom TBBPA og dets derivater, bromerede diphenylethyl og bromerede ftalater), ikke-halogenerede organofosforflammehæmmere, benzotriazol UV-stabilisatorer (undtagen UV-328) og benzophenon-relaterede UV-stabilisatorer.

Sporbarhed og informationsoverførsel gennem forsyningskæden

Forsyningskæden for genanvendte plastprodukter på det danske/europæiske marked involverer adskillige aktører, som kan være placeret både inden for og uden for Europa. Kilden og typen af den genanvendte plast er ikke altid kendt i alle dele af forsyningskæden.

Processen fra produktion af virgin plast til fremstilling af endelige forbrugerprodukter inkluderer trin, hvor information om kemisk sammensætning, såsom sikkerhedsdatabladet (SDS), ikke længere er gældende eller tilgængelig, især når platten ikke længere er i granulat-form, men er blevet omdannet til et produkt. Dette komplicerer genanvendelsesprocessen, når de brugte produkter bliver til forbrugeraffald.

Viden om tilstedeværelsen af kemikalier i plastaffaldet genereres i forbindelse med genanvendelse, sammensmeltning og fremstilling af genanvendte plastprodukter. I henhold til affaldsrammedirektivet (2008/98/EF) skal analysen udføres af den aktør, der er forpligtet til at sikre kriterierne for affaldsfasens ophør (end-of-waste kriterierne).

Metoderne og hyppigheden af kemiske analyser af de genanvendte partier varierer meget og afhænger af den genanvendte affaldsstrøm, genanvendelsesvirksomhedens praksis og kundernes krav. Der findes ingen standarder for, hvor ofte et plast-parti (et "batch") af genanvendt plast skal analyseres for dens indhold af farlige kemikalier, eller hvilke kemikalier der skal undersøges. Batch-specifikke erklæringer om f.eks. indholdet af metaller, indholdet af SVHC-stoffer eller CLP-overensstemmelse kan leveres af genanvendelsesvirksomhederne eller compounding-virksomheder efter anmodning fra producenter.

For det genanvendte plastgranulat udarbejdes der et sikkerhedsdatablad (SDS), som leveres til producenten af (genanvendte) plastprodukter. SDS'et informerer producenterne om, at platten er fremstillet af genanvendt affald og skal også inkludere tilføjede farlige additiver og resterende farlige stoffer fra den første brug, hvis de er til stede over en vis koncentrationstærskel.

Indkøb af tekstilprodukter af genanvendt plast og kemiske analyser. For at opnå mere viden om stofferne blev en specifik produktgruppe udvalgt til yderligere undersøgelse via kemiske analyser. Den udvalgte produktgruppe var tekstilprodukter af genanvendt polyester, som blev markedsført til børn, eller hvor eksponering af børn ansås for sandsynligt. 20 produkter, bestående af både boligtekstiler, børneovertøj og børnetøj med direkte hudkontakt, blev indkøbt.

De indkøbte produkter blev analyseret med en screeningsanalyse for organiske stoffer (GC-MS screening) og metaller (ICP-MS screening).

GC-MS-screeningen identificerede i alt 194 stoffer, hvoraf cirka 60% kunne identificeres med sikkerhed. Baseret på stoffernes koncentrationer, antallet af detektioner, deres fareegenskaber og deres reguleringsstatus under REACH blev otte stoffer og ni produkter prioriteret til yderligere undersøgelse via migrationsanalyse.

Tilstedeværelsen af tre til 12 metaller kunne identificeres per produkt i ICP-MS-screeningen. Generelt gav koncentrationerne af metallerne, der blev fundet i screeninganalysen, ikke anledning til umiddelbar bekymring med undtagelse af de målte niveauer af antimon. Dog blev de potentielle sundhedsrisici forbundet med tilstedeværelsen af antimon i genanvendt PET ikke yderligere undersøgt inden for rammerne af denne undersøgelse.

Derefter blev otte prioriterede stoffer inkluderet i migrationsanalyse, der simulerede eksponering via sved. Af disse blev kun tre stoffer målt over detektionsgrænsen i svedsimulant ved koncentrationer ≤ 100 mg/kg: 2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI), 2,6-toluendiisocyanat (2,6-TDI) og 4,4'-methylen-diphenyldiisocyanat (MDI). Disse tre stoffer hører til den kemiske gruppe af isocyanater, som normalt optræder i forbindelse med polyurethan (PUR) og ikke polyesterprodukter. Dog kan isocyanater også forekomme i virgin eller genanvendt polyester på grund af deres anvendelse i lim (bruges til fastgørelse af forskellige tekstillag eller dekorationer), deres brug i overfladebehandlinger af PET eller deres anvendelse som polymerisationsadditiver i virgin eller genanvendt PET. Deres tilstedeværelse kan derfor ikke fortolkes som værende specifik for tekstiler lavet af genanvendt polyester.

Risikovurdering af stoffer identificeret i tekstilprodukter fremstillet af genanvendt polyester.

På grund af mangel på anvendelige, kvantitative data om sundhedseffekter af diisocyanater ved forbrugeranvendelse af produkter, kunne en kvantitativ risikovurdering ikke udføres. Derfor blev risikovurderingen gennemført baseret på en kvalitativ tilgang for hudirriterende, hudsensibiliserende og/eller kræftfremkaldende stoffer.

For hudirritation anses sundhedsrisiciene for at være kontrollerede for begge diisocyanater (både TDI og MDI), i henhold til de forskellige gældende koncentrationsgrænser for CLP-klasificering af blandinger.

Hudsensibiliserende og kræftfremkaldende virkninger af stofferne kan ikke udelukkes, i henhold til den kvalitative risikovurderingsmetodologi baseret på fare-kategorier, som den er beskrevet i ECHA-retningslinjerne. For at kunne fastslå, hvorvidt de vurderede stoffer er henholdsvis hudsensibiliserende og kræftfremkaldende, er det nødvendigt at foretage yderligere overvejelser i risikovurderingen.

De analytisk bestemte niveauer af MDI i tekstilprøver er væsentlig lavere end koncentrationsgrænsen på 0,1 %, hvilket er defineret som det tilladte indhold i blandinger i begrænsningen for MDI under REACH. TDI-niveauerne er også væsentlig lavere end koncentrationsgrænsen på 0,1%, selvom en sådan grænse ikke er defineret for TDI i forbrugerprodukter, men kun for industrielle eller professionelle anvendelser. Fare- og risikovurderingerne af TDI og MDI er af

begrænset omfang på grund af manglende faredata, og den kvalitative risikovurdering kan ikke fuldt ud udelukke, om de lave niveauer af isocyanater, der kan frigives fra tekstilprodukter fremstillet af genanvendt plast, kan udgøre en uacceptabel risiko for børn, der bærer sådanne tekstiler. Under alle omstændigheder bemærkes det, at der ikke er klare indikationer for, at indhold af diisocyanater knytter sig særligt til genanvendt polyester. Det betyder, at de sandsynligvis lige så godt kan forekomme i virgine tekstiler fremstillet af PET eller PUR.

Forkortelser

Forkortelser vil blive skrevet ud i teksten første gang de bruges.

Forkortelse	Betydning
ABS	Akrylonitril-butadien-styren
ASA	Akrylonitril-styren-akrylat
B2B	Business til business
B2C	Business til forbruger
BADGE	Bisphenol A diglyceridether
BaP	Benzo[a]pyren
BBP	Benzylbutylftalat
BDP	Ftalater
BFR	Bromerede flammehæmmere
BHA	Tert-butyl-4-methoxyphenol
BHT	2,6-bis(1,1-dimethyl)-4-methylphenol
BPA	Bisphenol A
BPAF	Bisphenol AF
BPF	Bisphenol F
BPS	Bisphenol S
BTBPE	1,2-Bis(2,4,6-tribromphenoxy)ethan
BUV	Benzotriazol UV-stabilisatorer
BBP (eller BBzP)	Butylbenzylftalat
CMR	Kræftfremkaldende, mutagen eller reproduktionstoksisk
DBDPE	Decabromodiphenylethan
decaBDE	Decabromo-diphenylether
DEEP	Diethylethylfosfonat
DF	Detektionsfrekvens
DiBP	Diisobutylftalat
DMP	Dimethylftalat
DEP	Diethylftalat
DPP	Di-n-pentylftalat
DIDP	Di-'isodecyl' ftalat
DINP	Di-'isononyl' ftalat
DBP	Dibutylftalat
DEHP	Bis(2-ethylhexyl)ftalat
DCHP	Dicyklohexylftalat
DnOP (eller DNOP)	Di-n-oktylftalat
ELV	Udtjent køretøj (End-of-life vehicle)
GC	Gaskromatografi
HBB	Hexabromobenzen
HBCD	Hexabromocyclododecan
HDPE	Høj densitet polyethylen
HPLC	Højtryks-væskrokromatografi
IR	Infrarød
LC	Væskrokromatografi
LDPE	Lav densitet polyethylen
LDPET	Lav densitet Polyethylen tereftalat
LMW	Lav molekylær vægt

LOD	Detektionsgrænse
LOQ	Kvantificeringsgrænse
MS	Massespektroskopi
nBFR	Nye bromerede flammehæmmere
NBR	Acrylo-nitril-butadien-gummi
OC	Operationelle betingelser
OBIND	Octabromo-1,3,3-trimethylphenyl-1-indan
octaBDE	Octabrom-diphenylether
OPFR	Organofosfor-flammehæmmere eller organofosfat-flammehæmmere
PAA	Primære aromatiske aminer
PAH	Polycykliske aromatiske kulbrinter
PAM	Polyakrylamid
PBB	Polybromerede bifenyl
PBDE	Polybromerede diphenylethere
PBEB	2,3,4,5,6-pentabromoethylbenzen
PBT	Pentabromotoluen
PC	Polycarbonat
PCR	Genanvendt plast efter forbrug (Post-consumer recycled)
PE	Polyethylen
PES	Polyethersulfon
PET	Polyethylen tereftalat
PETG (eller PET-G)	Polyethylen tereftalat glykol-modificeret
PIR	Postindustrielt genanvendt (Post-industrially recycled)
PLA	Polymælkesyre
PMMA	Polymethylmethacrylat
PP	Polypropylen
PS	Polystyren
PUR	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
RDP	Resorcinol bis(diphenyl)fosfat
RHP	Genanvendt husholdningsplast, underkategori af PCR-plast (Recycled household plastics)
RIP	Genanvendt industriel plast (Recycled industrial plastic)
RMM	Risikostyringsforanstaltninger
RoHS Direktiv	Direktiv om begrænsning af anvendelsen af visse farlige stoffer i elektrisk og elektronisk udstyr
RWP	Restaffald af plast (Residual waste plastics)
SAN	Styren-acrylonitril
SBC	Styren-butadien-blokkopolymer
SBR	Styren-butadien-gummi
SBS	Styren-butadien-styren-blokkopolymer
SDS	Sikkerhedsdatablad
SEBS	Styren-ethylen-buthylen-styren-gummi
SSWP	Kildesorteret plastaffald
STOT RE	Specifik mål organotoksicitet, gentagen eksponering
STOT SE	Specifik mål organotoksicitet, enkelt eksponering
SVHC	Særligt problematiske stoffer
TBBPA	Tetrabromobisphenol A
TBOEP	Tris(2-butoxyethyl)fosfat
TCEP	Tris(2-chloroethyl)fosfat
TCP	Tricresylfosfat
TCIPP	Tris(2-chloro-1-methylethyl)fosfat

TCP	Tris(2-chloro-1-methylethyl)fosfat
TDBPP	Tris(2,3-dibromopropyl)fosfat
TDCP	Tris[2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl]fosfat
TDCPP	Tris(1,3-dichloro-2-propyl)fosfat
TEHP	Tris(2,3-dibromopropyl)fosfat
TEP	Triethylfosfat
TPhP/DPP	Triphenylfosfat
UV	Ultraviolet
VP	Virgint plastmateriale
vPvB	Meget persistent og meget bioakkumulerende
WEEE	Affald af elektrisk og elektronisk udstyr
XRF	Røntgenfluorescens

1. Introduktion

1.1 Baggrund

Den cirkulære dagsorden stiller stigende krav til virksomheder om at genanvende plast i produktionen af nye produkter. Desuden brander et stigende antal virksomheder sig som "økologiske", "bæredygtige" eller "grønne" ved at bruge genanvendte materialer i produktionen af nye produkter, herunder forbrugerprodukter. Denne tendens kræver et konstant fokus på forbrugersikkerhed, da potentielt skadelige stoffer fra de genanvendte plasttyper kan forekomme i nye produkter.

Miljøstyrelsen vurderer, at der mangler viden om, hvilke plasttyper der typisk genanvendes i forbrugerprodukter, og hvilke skadelige stoffer der derfor kan blive (re-)introduceret i disse nye forbrugerprodukter.

Med dette projekt ønsker Miljøstyrelsen at undersøge, om plasttyper, der indeholder skadelige stoffer, genanvendes i forbrugerprodukter, og om denne genanvendelse kan udgøre en risiko for forbrugerne. Fokus for risikovurderingen er på børn, da børn anses for at være særligt følsomme over for eksponering for skadelige stoffer.

1.2 Formål

Det overordnede mål med projektet er at opbygge viden om forekomsten af forbrugerprodukter, der indeholder genanvendt plast. Projektet skal informere om:

- typerne/polymererne af (typisk) genanvendt plast i forbrugerprodukter,
- oprindelsen af den genanvendte plast, der bruges til forbrugerprodukter,
- hvilke additiver, nedbrydningsprodukter og andre farlige stoffer (f.eks. forurenende stoffer) der kan forekomme i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast, og
- om sådanne stoffer har skadelige sundhedseffekter og kan udgøre en risiko for forbruget, herunder især børn, under brugsfasen.

Projektet skal:

- give Miljøstyrelsen viden om potentielle sundhedsrisici for børn i forbindelse med brugen af produkter fremstillet af genanvendt plast,
- muliggøre for Miljøstyrelsen at udvikle vejledning til forbrugere om køb af produkter fremstillet af genanvendt plast, og
- muliggøre for leverandører eller forhandlere at definere kriterier for genanvendt plast for forsyningskæden.

Overordnet set er projektet opdelt i to dele; den første del er en bred undersøgelse, hvor generel information om kemikalier i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast indsamles (Fase 1).

I den anden del udvælges et afgrænset fokusområde til yderligere undersøgelse, herunder kemisk analyse for visse forbindelser i specifikke forbrugerprodukter og en risikovurdering for menneskers sundhed (Fase 2 og 3).

2. Kortlægning af genanvendt plast i forbrugerprodukter

2.1 Formål

Formålet med Fase 1 er at kortlægge den eksisterende viden om genanvendt plast i forbrugerprodukter, med fokus på produkter som børn kan komme i kontakt med. Produkter i fokus inkluderer legetøj af alle slags, børneprodukter (f.eks. barnesæder, autostole, barnevogne), børnetøj samt møbler, boligtekstiler og interiør, som børn kan forventes at komme i kontakt med i deres dagligdag.

De specifikke formål for denne fase er at:

- få et overblik over hvilke typer plast, der hovedsageligt anvendes i forbrugerprodukter,
- opnå viden om oprindelsen af den genanvendte plast, der bruges til forbrugerprodukter,
- kortlægge additiver og nedbrydningsprodukter, der kan forekomme i forbrugerprodukter af genanvendt plast, inklusive deres status under relevant EU-lovgivning,
- beskrive kriterier, der anvendes af interessenter gennem hele værdikæden for genanvendt plast for at sikre sporbarhed og information om kemikalier i den genanvendte plast, og
- foreslå et fokusområde til undersøgelse af kemikalier i genanvendt plast for fase 2.

2.2 Metode

2.2.1 Litteratursøgning

Flere tilgange blev anvendt for at identificere relevant litteratur til dette projekt:

For det første blev grå-litteratur afsøgt ved hjælp af forskellige kombinationer af søgetermerne "genanvendt", "kemiske/farlige stoffer/additiver", "cirkulær økonomi" og "plast" på engelsk og dansk i generelle websøgemaskiner (Google). For det andet blev vidensbankerne fra organisationer, der beskæftiger sig med plastgenanvendelse (Plastindustrien¹, Dakofa² og Plastic Change³) gennemgået. Ved hjælp af disse to tilgange blev der fundet 32 publikationer. Heraf blev 27 fundet relevante, da de enten indeholdt information om kemikalier i forbrugerprodukter eller om kemikalier i genanvendt plast generelt.

For det tredje blev der udført en systematisk litteratursøgning for at finde videnskabelige publikationer om farlige stoffer i genanvendt plast. Relevante søgetermer blev identificeret i en foreløbig ikke-systematisk søgning, hvor kun titlerne af søgeresultaterne blev inspiceret.

Den følgende søgestreng blev anvendt:

("hazardous substance*" OR "hazardous chemical*" OR "harmful substance*" OR "harmful chemical" OR "substance of concern" OR SVHC OR SOC OR "chemical* of concern" OR "plastic additive*" OR "chemical additive*") AND ABSTRACT:(consumer* OR child* OR tod-

¹ <https://plast.dk/plastindustriens-genavendelseskatalog/>

² <https://dakofa.dk/vidensbank/plast/>

³ <https://plasticchange.dk/videnscenter/>

dlers* OR newborn OR infant* OR baby OR kids) **AND** (recyc* OR circular*) **AND** ABSTRACT:(plastic* OR toy* OR cloth* OR product* OR article* OR polymer* OR PET OR polyethylene OR "high density polyethylene" OR HDPE OR "low density polyethylene" LDPE OR "Acrylonitrile Butadiene Styrene" OR PE OR polyester OR polystyrene OR PS OR PVC OR "poly vinyl chloride" OR "polyvinyl chloride" OR polypropylene OR PP OR fabric* OR textile* OR furniture* OR carpet* OR foam OR mat)) **AND** (FIRST_PDATE:[2009 TO 2024])

Søgningen gav 134 resultater i Europe PMC-databasen den 8. april 2024. Artiklerne/publikationerne blev screenet henholdsvis baseret på titel, resumé og deres fulde tekst. Artikler blev ekskluderet, hvis de ikke indeholdt specifik information om skadelige kemikalier (dvs. koncentrationer eller kvalitative beviser for deres tilstedeværelse) i genanvendt plast. Artikler om forbrugerprodukter, der ikke markedsføres i EU, blev også ekskluderet. Desuden blev artikler om mikroplast og bioplast ekskluderet.

Efter en screening af resuméerne blev 117 artikler/publikationer ekskluderet som ikke-relevante baseret på de definerede eksklusionskriterier. Efter screeningen af den fulde tekst blev de resterende 17 artikler/publikationer ekskluderet, hvilket resulterede i at ingen artikler/publikationer blev fundet relevante. Mange af artiklerne/publikationerne indeholdt information om additiver i virgine plastmaterialer og nævnte implikationer for genanvendelse, men gav dog ikke specifik information om additiver i genanvendt plast. Under screeningen af den fulde tekst blev fem yderligere publikationer identificeret gennem referencerne i artiklerne.

2.2.2 Undersøgelse af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast hos forhandlere

For at identificere forbrugerprodukter på både det danske marked og EU's marked, blev der udført åbne, genrelle søgninger om forskellige udtryk for produkter af genanvendt plast, på Google og Amazon. Derudover blev interessenterne spurgt, og deres hjemmesider blev gennemgået for at identificere forbrugerprodukter fremstillet af eller indeholdende genanvendt plast. Søgningen fokuserede både på produkter beregnet til børn samt forbrugerprodukter, som børn kan forventes at komme i kontakt med i deres dagligdag, i henhold til de aftalte rammer for dette projekt.

Forskellige kombinationer af følgende søgetermer blev anvendt i de åbne søgninger:

- Dansk: genanvendt, recycle*, plast, børn, børnemøbler, møbler, bestik, pusle*, pude, tæppe, tøj, legetøj, småbørnsartikler*
- Engelsk: recycle*, plastic, children, furniture, cutlery, pad, cushion, blanket, cloth*, toys, childcare

Forbrugerprodukterne blev listet i et Excel-ark med informationer, herunder produktkategori, plasttype, oprindelse af plast, tilstand af plast (blød/hård), farve, producentland og forhandler, og pris. Derudover blev eksponeringsvarigheden, de mest relevante eksponeringsveje og aldersgruppen for den forventede målgruppe af forbrugerartiklen noteret, baseret på beskrivelsen af forbrugerartiklen fra forhandlerens hjemmeside og projektteamets vurdering. Ved udvælgelse af forbrugerprodukterne, der skulle listes i Excel-arket, var fokus på at dække så mange forskellige producenter/mærker og produkttyper som muligt. Det betød f.eks., at hvis en forhandler tilbød flere forbrugerprodukter, fra samme producent og/eller af samme type, men i forskellige former/farver, blev information om kun ét af produkterne fra denne forhandler noteret.

2.2.3 Interessenthøring

Interessenter fra plastgenanvendelses- og fremstillingsindustrien samt forhandlere og producentforeninger blev kontaktet i løbet af april og maj 2024. Antallet af interessenter fra de re-

spektive dele af forsyningskæden og modtagne svar er præsenteret i TABEL 2-1. Flere interessenter foretrak ikke at oplyse deres navn; derfor er svarene anonymiseret i afsnit 2.3.1. Spørgsmålene, som blev brugt til dataindsamling fra interessenterne, kan ses i Bilag 1.

TABEL 2-1. Antal kontaktede interessenter og modtagne svar.

Kategori af interessenter	Antal kontaktede interessenter	Antal modtagne svar
Genanvendelsesvirksomheder, producenter og/eller compounding-virksomhed	10	4
Forbrugerprodukt-producenter og/eller forhandlere	12	5
Producent- eller brancheforeninger	12	3
Total	34	12

2.3 Resultater af undersøgelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter

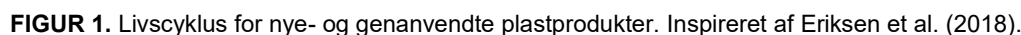
I de følgende afsnit rapporteres resultaterne fra dataindsamlingen (litteraturundersøgelse og interessenthøring) samt undersøgelsen af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Dette underkapitel (2.3) er opdelt i tre hovedafsnit:

- Afsnit "2.3.1 Forsyningskæde og livscyklus for genanvendt plast til forbrugerprodukter" giver et overblik over forsyningskæden og livscyklussen for genanvendt plast for at identificere de trin, hvori (blandt andet) additiver tilsættes og hvordan information om disse overføres gennem forsyningskæden.
- Afsnit "2.3.2 Forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast" rapporterer resultaterne af undersøgelsen af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast hos forhandlere, herunder information om de plasttyper (polymerer) der anvendes og oprindelsen af den genanvendte plast.
- Afsnit "2.3.3 Farlige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast"

2.3.1 Forsyningskæde og livscyklus for genanvendt plast til forbrugerprodukter

Dette afsnit opsummerer plastens livscyklus, herunder dens genanvendelse samt den typiske forsyningskæde. Afsnittet oplyser om, hvor additiver kan tilføjes i livscyklussen, samt hvilken information, der videregives gennem forsyningskæden. Tilgængelig information vedrørende sporbarhed af genanvendt plast, kvalitetsdokumentation og krav rapporteres under de respektive livscyklus-trin.

Et overblik over plastens livscyklus, herunder dens genanvendelse, kan findes i FIGUR 1.



For at opnå en forståelse af de involverede aktører og deres formål inden for hvert trin i forsyningskæden, defineres følgende termer til beskrivelsen af livscyklus-trinene i dette kapitel. Det er dog vigtigt at bemærke, at disse termer ikke er standardiserede, og forskellige udtryk kan forekomme i forskellig litteratur.

- 16** Miljøstyrelsen / Kortlægning af kemikalier i forbrugerprodukter med genanvendt plast - En risikovurdering af tekstiler lavet af genanvendt plast til børn

en genanvendelsesvirksomhed. I nogle tilfælde genanvender et sorteringsanlæg også affald.

- Genanvendelsesvirksomhed – En genanvendelsesvirksomhed renser og sorterer yderligere det indkommende affald for at producere et output, der kun indeholder én type polymer. Affaldet stammer enten fra en fabrikant, en indsamler eller fra et sorteringsanlæg.
- Compoundering-virksomhed – En compoundering-virksomhed sammensætter/smelter de genanvendte plasttyper til granulat/pellets (eller lignende) og sælger dem derefter på markedet til en fabrikant. I nogle tilfælde sammensætter en genanvendelsesvirksomhed også deres eget output. Compoundering-virksomheden kan tilføje additiver til deres plast afhængigt af kundens behov.

De forskellige dele af forsyningskæden kan være repræsenteret af virksomheder, der er specialiseret i et eller flere af trinene. For eksempel agerer nogle virksomheder både indsamlere, genanvendelsesvirksomhed og compoundering-virksomhed (f.eks. Plastix)⁴, mens andre både producerer produkter og forhandler disse (f.eks. Dantoy)⁵.

Desuden bruges begrebet 'genanvendt plast' om plast, der har været affald, som herefter er gennemgået en genanvendelsesproces. Genanvendt plast kan bestå af én eller flere plastpolymerer, samt potentielt indeholde skadelige stoffer. Til forskel bruges begrebet 'polymer' om en specifik type plastpolymer (f.eks. polyethylen, PE, eller polypropylen, PP).

Under interessenthøringen er virksomheder fra alle dele af forsyningskæden (undtagen slutbrugere) blevet følgende interviewet: producenter, indsamlere, genanvendelsesvirksomheder, compoundering-virksomheder og forhandlere samt flere brancheforeninger. Oplysningerne i de følgende underafsnit er afleveret på baggrund af oplysningerne fra interessenthøringen, projektteamets erfaring om emnet og suppleret med nyere litteratur.

2.3.1.1 Produktion af virgine plastmaterialer

Virgine plastmaterialer fremstilles af fossile brændstoffer. Biobaseret plast er også tilgængelig på markedet; bioplast er dog ikke en del af dette projekt.

Ved produktion af virgine plastmaterialer køber en kemiproducent enten monomererne til den pågældende polymer eller producerer monomererne selv, afhængigt af producentes størrelse og kapacitet. På den måde fremstilles typisk polymerer som PE, PP, polystyren (PS), polyethylenterephthalat (PET) og acrylonitril-butadien-styren (ABS). Nogle producenter fremstiller også specialiserede polymerer til nichebrug. De fleste plasttyper i Europa bruges til emballage, efterfulgt af bygnings- og konstruktionsbrug, bilindustrien og elektronik (PlasticsEurope, 2023).

Producenten kan tilføje visse additiver for at opnå særlige egenskaber. Dette kan inkludere blødgørere, farvestoffer, flammehæmmere, stabilisatorer osv. Plasten sælges normalt som granulat, der kan smeltes og formes til den ønskede form (Andersson et al., 2019).

Den efterfølgende bruger, typisk en anden virksomhed, køber sådanne granulater og kan have ret til et sikkerhedsdatablad (SDS) i henhold til artikel 31 i REACH (1907/2006). Dog behøver ikke alle stoffer (dvs. additiver) at blive nævnt i SDS'et. For eksempel, hvis et stof ikke er klassificeret under CLP, eller hvis koncentrationen af et klassificeret stof er under en vis grænse, behøver det ikke at blive inkluderet i SDS'et. I nogle tilfælde kan fortrolige forretningsoplysninger også udelades fra SDS'en. Hvis ingen farlige stoffer er til stede i blandingen, eller stofferne selv ikke er farlige, kræves der ifølge bestemmelserne i artikel 31 i REACH ikke noget SDS. Således kommunikerer kun information om farlige stoffer til kunden.

⁴ <https://plastixglobal.com/howwedoit/>

⁵ <https://www.dantoy.dk/en>

2.3.1.2 Fremstilling af produkter af virgint plastmateriale

De efterfølgende brugere smelter granulatet, tilsætter additiver om nødvendigt og former den smeltede masse til den ønskede form. Til nogle formål, f.eks. i mange emballageapplikationer, er additiver ikke nødvendige, da emballageplast typisk ikke har brug for specielle egenskaber som f.eks. flammehæmning. Fabrikanten sælger deres produkt enten direkte eller via en forhandler til slutbrugeren (f.eks. legetøj) eller til en anden produktionsvirksomhed (f.eks. et plastsæde til en fabrikant af stole).

Fabrikanten har igen pligt til at levere et SDS til modtageren, hvis deres produkt er et stof eller en blanding og opfylder betingelserne i artikel 31 i REACH. Dette betyder, at et SDS skal leveres gennem hele forsyningskæden, så længe produktet er et stof eller en blanding og indeholder klassificerede farlige stoffer over de definerede koncentrationstærskler. Artikel 34 i REACH kræver også, at enhver aktør i forsyningskæden videregiver nye oplysninger om farlige egenskaber til den næste aktør eller distributør opad i forsyningskæden, hvis nye oplysninger om farlige egenskaber bliver tilgængelige.

Hvis plasten er blevet formet til en specifik form, overflade eller design, som er afgørende for produktets anvendelse, klassificeres den som en artikel og ikke som et stof eller en blanding (for eksempel et plastsæde; se også definitionen af "artikel" i artikel 3 i REACH. Begrebet "artikel" ville jf. REACH-definitionen være retvisende at bruge som betegnelse for de analyserede produkter i projektet. Det er dog valgt at anvende begrebet "produkter" eller "forbrugerprodukter" istedet, da det vurderes at skabe en bedre forståelse af, hvad der undersøgt). Som sådan er SDS og andre forpligtelser for stoffer og blandinger ikke længere gældende. For produkter har leverandøren dog pligt til at kommunikere tilstedeværelsen af særligt problematiske stoffer (SVHC) over 0,1 % vægt til modtageren af produktet (artikel 33(1) i REACH). Efter anmodning har leverandøren også pligt til at kommunikere tilstedeværelsen af særligt problematiske stoffer (SVHC) over 0,1 % vægt til forbrugeren (artikel 33(2) i REACH).

Under fremstillingsfasen genereres der normalt en fraktion af plasten som affald. Denne fraktion indeholder enten ingen eller en kendt mængde af additiver, består kun af én polymer og er ikke blevet brugt yderligere. Derfor er plastaffaldsfraktionen fra industrien af høj kvalitet. Denne fraktion kan sælges til genanvendelsesvirksomheder og omdannes til genanvendte plastpellets/-granulat. For sådanne fraktioner kan der leveres et SDS til genanvendelsesvirksomheden (i henhold til kommunikation med genanvendelsesvirksomheden). Resultatet af materialet omtales som postindustrielt genanvendt (PIR) plast.

2.3.1.3 Brugsfase

Under brugsfasen tilføjes der typisk ikke additiver. Dog kan brugere tilsætte stoffer til overfladen af et produkt, f.eks. maling, belægninger eller imprægneringsspray for vandafvisning, ved opbevaring af ikke-tilsigtede kemikalier i produktet eller kemikalier fra rengøring af produktet. Sådanne materialer/stoffer vil så også være til stede i affaldsfasen.

Desuden kan der muligvis forekomme nye potentielt farlige stoffer i plastprodukterne på grund af nedbrydning af additiver eller forurenende stoffer, somer blevet tilsat tidligere i produktets livscyklus (Dahl et al., 2024), eller på grund af nedbrydning/depolymerisering af selve plastpolymeren. For eksempel kan der ske en nedbrydning af polymeren eller additiverne i produkter der bruges udendørs eller under forhold med høje temperature. Det kan føre til dannelsen af potentielt farlige stoffer og reducerer kvaliteten af plasten (kan ofte ses ved en gullig farve) (Zaini et al., 2024). I materialer, der kommer i kontakt med fødevarer, kan monomerer, der frigøres ved nedbrydning af plastpolymererne, migrere fra plastmaterialet og ind i fødevaren (Hahladakis et al., 2018).

Til sidst bliver produktet ubrugeligt og må bortskaffes som affald. Slutbrugeren ved normalt ikke, hvilke farlige stoffer der er til stede i produkterne. Af den grund, er det typisk ikke kendt hvilke farlige stoffer der er til stede, når plastaffald fra forbrugerne når til genanvendelsesvirksomheden, da denne information går tabt under brugsfasen.

2.3.1.4 Indsamling

Indsamling af plastaffald kan finde sted direkte fra industrielle produktionsanlæg som produktionsspild (PIR-plast), fra husholdninger, fra genbrugspladser og som kommercielt plastaffald (excl. produktionsspild) (PCR-plast).

Indsamlingen af (plast)affald er organiseret forskelligt mellem geografiske regioner (lande, kommuner osv.). Ofte er det delt mellem afhentningstjenester for (blandet) husholdningsaffald (indsamlere), indsamlingsordninger (f.eks. WEEE og storskrald), afleveringssteder som genbrugspladser og pantsystemer (f.eks. drikkevareflasker) (ICIS, 2023). Generelt er de fleste husholdningsplasttyper en blanding af flere typer plastpolymerer, som muligvis skal adskilles for at muliggøre en høj kvalitetsgenanvendelse.

Indsamlingen af affald spiller en vigtig rolle ift. at adskille produkter, der potentielt indeholder farlige stoffer, fra dem, der ikke gør. For eksempel indeholder plast fra udtjente køretøjer (ELV) eller fra affald af elektrisk og elektronisk udstyr (WEEE) ofte farlige stoffer som flammehæmmere, stabilisatorer og UV-filtre (Haarman et al., 2020), hvoraf mange allerede er begrænset og derfor skal fjernes. Af denne grund fastsætter WEEE-direktivet (2012/19/EU) kategorier af elektronik, der skal indsamles separat. Dette sikrer en højere homogenitet i affaldsstrømmene, hvilket understøtter en mere effektiv genanvendelse.

Genanvendelsespotentialet for en plastaffaldsstrøm kan påvirkes af, i hvor høj grad de forskellige plastpolymerer adskilles under indsamlingen. For eksempel indsamles PET-flasker oftest separat via et pantsystem, hvilket skaber en homogen PET-affaldsstrøm (ICIS, 2023). Da der er lidt til ingen andre polymerer (eller andre urenheder) til stede i denne affaldsstrøm, kan PET'en genanvendes i høj kvalitet. Dette gør genanvendt PET egnet til fremtidige anvendelser, hvor visse krav skal opfyldes, såsom til materialer i kontakt med fødevarer eller emballage til kosmetik og rengøringsprodukter, hvor sidstnævnte har mindre veldefinerede krav til renhed og sporbarhed (Dahl et al., 2024). Dog er sorterings- og oparbejdningen ifølge Hahladakis et al. (2018) endnu vigtigere end indsamlingsfasen for den endelige kvalitet af den genanvendte plast.

2.3.1.5 Sortering og genanvendelse af plastaffald

Formålet med sorterings- og genanvendelsesprocessen er at skabe separate plasttyper for hver polymertype, eller i det mindste plasttyper, hvor polymerens sammensætning og renhed er kendt. Viden om input-materialet i en fremstillingsproces kan være essentielt for at muliggøre dokumentation af det endelige genanvendte plastprodukt, herunder eventuelt dekontamineringens effektivitet, i overensstemmelse med relevant lovgivning.

Ideelt set bør den sorterede plastfraktion kun indeholde én polymertype uden urenheder (dvs. andre polymerer eller materialer som træ, glas, papir osv.) og være fri for farlige stoffer. Sidstnævnte kræves også af EU-lovgivning som REACH- og POP-forordningerne, som begge begrænser visse stoffer i produkter over en bestemt koncentration. Desuden kan farlige kemikalier også være reguleret gennem produktspecifik lovgivning som Direktivet om begrænsning af anvendelsen af visse farlige stoffer i elektrisk og elektronisk udstyr (RoHS-direktivet (2011/65)), Legetøjsdirektivet (2009/48), Forordningen om materialer og genstande bestemt til kontakt med fødevarer (1935/2004) og Kosmetikforordningen (1223/2009). Udover europæisk lovgivning kan der være nationale regler, f.eks. den danske bekendtgørelse (BEK nr. 947 af 20/06/2020), som forbyder ftalater i legetøj og småbørnsartikler beregnet til børn i alderen 0-3 år. Som udgangspunkt stilles der samme lovmæssige krav til kemikalieindholdet i produkter

der fremstiles af henholdsvis genanvendt plast og virgin plast. Da mange af begrænsningerne trådte i kraft for nylig (dvs. for mindre end 10 år siden), er der stadig mange produkter på markedet, som kan forventes at indeholde farlige stoffer, afhængig af produkternes levetid i brugsfasen. Desuden er ikke alle farlige stoffer reguleret i alle produktgrupper, og som nævnt i afsnit 2.3.1 kan farlige stoffer også dannes under plastprodukters livscyklus.

Genanvendelse af plastprodukter udfordres derfor af deres potentielle indhold af farlige stoffer, hvilket skal håndteres enten ved at adskille de farlige stoffer fra plastfraktionen (eksempler beskrives i de følgende afsnit), eller ved at anvende de genanvendte plastpolymerer til formål, hvor de specifikke farlige stoffer ikke er reguleret.

Genanvendelsesprocessen starter typisk med et sorteringstrin, afhængigt af den pågældende affaldsstrøm. For WEEE og ELV skilles visse dele ad, såsom batterier, printplader, kølegasser fra f.eks. køleskabe, kofangere og brændstoftanke. Dette gøres for at adskille højværdigensstande, mindske risici (f.eks. brandfare fra batterier) eller opfylde lovkrav (f.eks. vedr. kølegasser), men også for at skabe homogene affaldsstrømme til høj kvalitets genanvendelse (Potrykus et al., 2024). En lignende proces anvendes for plastemballageaffald, dvs. papir og lim adskilles fra plastfraktionen gennem en række vasketrin (Dehoust et al., 2021).

Den tilbageværende affaldsfraktion bliver derefter typisk findelt ved hjælp af forskellige findelingsteknikker, hvilket skaber en blandet fraktion bestående af plast, metaller, glas og andre materialer til stede i affaldet. Denne fraktion skal derefter yderligere adskilles. Oftest bliver den først adskilt via densitetsseparation, hvorved de tungere partikler synker til bunden, og de lette partikler flyder til toppen (Andersson et al., 2019). På denne måde kan metaller, glas og visse plasttyper adskilles. Plast som polycarbonat (PC) og polyvinylchlorid (PVC) har en højere densitet end for eksempel PE, PP og PS og kan adskilles med denne metode. Ligeledes synker plast, der indeholder additiver, især bromerede flammehæmmere, til bunden på grund af højere densitet; dog kan ikke alle adskilles med denne metode (Potrykus et al., 2024). Metallerne skilles fra den tunge fraktion ved hjælp af magneter og hvirvelstrømme, og den resterende plast sendes typisk til forbrænding. Den lette fraktion adskilles yderligere i de individuelle plastpolymerer med yderligere densitetsseparation og sensorbaseret separation. Sådan adskillelse er baseret på de forskellige fysik-kemiske egenskaber af de individuelle plastpolymerer som f.eks. ultraviolet (UV) eller infrarød (IR) absorption, densitet, elektrisk ledningsevne og farve (Strobl et al., 2021). Udbyttet af genanvendelsesprocessen er plastflager sorteret efter polymertype.

Der var begrænset information tilgængelig fra interessenthøringen og litteraturgennemgangen om mulig forurening af plastaffaldsfraktionerne under sortering og genanvendelse. Pivnenko et al. (2016) fandt, at husholdningsplastaffald kan forurenes af andre høj-falatholdige produkter som PVC, hvilket potentielt kan føre til forurening af den genanvendte plast, da det praktisk talt er umuligt at opnå fuldstændig renhed ved sortering af husholdningsaffald. Problemet med (kryds-)kontaminering fra forskellige plasttyper og affaldsfraktioner under genanvendelse, fremhæves også af Brosché et al. (2021, IPEN-rapport om forurening af genanvendt plast) som en udfordring for genanvendelsesvirksomheder, men der gives ingen yderligere detaljer.

For at overholde EU-lovgivningen om kemikalier (f.eks. REACH, POP, RoHS osv.) kontrolleres de genanvendte plast-partier ved hjælp af kemiske analyser, med henblik på at detektere regulerede stoffer. Analyserne skal udføres af den aktør der er forpligtet til at sikre, at kriterierne for ophør af affald (end of waste) overholdes. Disse er fastsat i artikel 6.1 i Affaldsrammedirektivet (2008/98/EF).

Røntgenfluorescens-scannere kan hurtigt påvise koncentrationen af bestemte metaller eller andre grundstoffer i prøven og kan derfor bruges til at sikre overholdelse af EU-lovgivning. For

eksempel kan cadmium, bly eller zink, der stammer fra tilsætning af stabilisatorer eller antioxidant, dokumenteres (Eriksen et al., 2018). Grundstofferne kan også bruges som indikatorer for andre stoffer, f.eks. analyseres brom almindeligvis for at kontrollere for bromerede flammehæmmere (Potrykus et al., 2024). For eksempel har hexabromocyclododecan en affaldsgrænseværdi på 500 mg/kg i POP-forordningen og en molær masse på 641 g/mol, hvoraf 75% er brom. Hvis den genanvendte plast har en bromkoncentration på under 375 mg/kg, er overholdelse af POP-grænseværdien stadig sikret, selvom der ikke fås information om en specifik forbindelse med XRF-analyse. Mere dybdegående analyse udføres typisk ved hjælp af gas- eller væskechromatografi koblet til et massespektrometer (henholdsvis GC-MS og HPLC-MS) (Weber, 2017). Begge metoder giver information om forbindelserne til stede i prøven. Desuden oplyste en interessent, at induktivt koblet plasmaanalyse koblet til et massespektrometer (ICP-MS) kan bruges til analyse af metalindhold.

Forsyningskædens aktører (indsamlere, genanvendelsesvirksomheder og/eller compounding-virksomheder) af genanvendt plast, der blev interviewet under interessenthøringen, rapporterer, at de primært genanvendte polymerer er PE, PP, PS, ABS, PET, nylon og – i mindre grad – PVC.

Ifølge oplysninger fra genanvendelsesvirksomheder varierer metoderne og hyppigheden af kemiske analyser af de genanvendte plast-partier meget og afhænger af den genanvendte affaldsstrøm, genanvendelsesvirksomhedens praksis og kundens krav. Baseret på operatørens erfaring og input-affaldet estimerer genanvendelsesvirksomheden, om et output har en høj sandsynlighed for at indeholde farlige stoffer, og derfor kræver analyse. En producent der deltog i interessenthøringen oplyste, at de selv analyserer den genanvendte plast fra PCR der bruges som inputmateriale til produktionen, da kvaliteten af det genanvendte materiale varierer fra plast-parti til plast-parti.

Ifølge oplysninger fra interessenterne genanvendes både post-industriel og post-forbruger plast, men PIR-plast er lettere at genanvende på grund af dets høje renhed og kendte sammensætning. PIR-plast kan modtages fra hygiejne-, fødevareproduktions-, bygnings- eller rør-industrien, mens PCR-plast kan stamme fra husholdningsaffald, genbrugsstationer og producenter, der har en tilbagekøbsaftale med deres kunder.

En dansk compounding-virksomhed oplyste i interessenthøringen, at 30-40% af deres producerede volumen er PIR, men at fraktionen af PCR er stigende på grund af øget fokus på ressourcer og bæredygtighed. En dansk genanvendelsesvirksomhed rapporterer, at 95% af deres produktion er baseret på PCR-plast (primært fra emballage), og kun 5% stammer fra PIR. En anden genanvendelsesvirksomhed, der leverer genanvendt plastmateriale til møbler og andre produkter, oplyste, at deres produktion udelukkende er baseret på PCR.

2.3.1.6 Re-compounding

Efter tørring omsættes flagerne til granulat og sælges til fabrikanter. Støbning og ekstrudering er nøgleprocesser i dette trin, hvilket normalt involverer driftstemperaturer på 200-300 °C. Ved denne temperatur kan en række farlige stoffer (f.eks. PBDE, VOC som restmonomerer, ftalater og PAH) frigives (Hahladakis et al., 2018).

Interessenter oplyser, at der under processen for re-compounding kan tilsætte varmestabilisatorer og antioxidant til den genanvendte plast for henholdsvis at muliggøre opvarmning af materialet og forlænge dets levetid. Eksempler på stabilisatorer og antioxidant nævnt af interessenter inkluderer Irganox 1010 (tetrakismethyl-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyhydrocinnamat) methan) og Irgafos 168 (tris (2,4-di-tert-butylphenyl) phosphit). Desuden kan calciumstearat tilføjes for at binde støv, der dannes under processen. Interessenter nævner også, at lugt typisk ikke er et problem i PIR-plast, og stoffer til at afhjælpe dårlig lugt (lugtadditive) derfor normalt ikke tilføjes. Afhængig af kundens behov kan andre additiver, for eksempel farver, tilføjes.

Til sort farvning bruges carbon black, mens titaniumdioxid anvendes til hvid farvning. Interessenter oplyser dog, at på grund af øget bevidsthed om at indføre færre stoffer til plasten, er kunderens efterspørgsel efter farvet granulat faldet.

Genkomponeringen udføres enten af genanvendelsesvirksomheden selv eller af en specialiseret compounding-virksomhed. Re-compounding processen sikrer et homogent produkt og kan også bruges til at filtrere eventuelle tilbageværende urenheder som ikke-smeltende plast og dele af printplader (Andersson et al., 2019). Hvilke affaldsfraktioner og hvilken plast, der genanvendes og re-compounderes, afhænger af markedssituationen og genanvendelses-/compounding-virksomhedens specialisering; for eksempel oplyste en genanvendelses-/compounding-virksomhed, at de kun bearbejder PP og PE.

Ifølge oplysninger fra interessenterne er der ingen standardiserede krav vedrørende kemiske analyser eller hyppigheden af analyserne på plastflagerne. En dansk compounding-virksomhed oplyser, at alt det modtagne sorterede materiale (flager eller postindustrielt affald) stammer fra EU og derfor normalt forventes at være i overensstemmelse med REACH. I nogle tilfælde er der yderligere information tilgængelig. Ofte leveres en overensstemmelseserklæring, som erklærer, at det sorterede materiale er i overensstemmelse med REACH, af leverandøren til sammensætteren. For PIR-materiale kan SDS leveres af leverandøren. Derudover kan analyser lejlighedsvis blive udført (to-tre gange om året) på materialer, hvor der forventes mindre renhed, f.eks. flager, der stammer fra husholdningsaffald.

Om der udføres kemiske analyser på granulatet og i så fald hvor ofte, afhænger af køberen af det genanvendte plastgranulat. En compounding-virksomhed oplyser, at for genanvendt plast til brug for emballage til kosmetik eller møbler testes hvert plast-parti af granulat. Desuden nævner den samme interessent, at der ikke er nogen forskel mellem PIR og PCR med hensyn til den kemiske analyse, hvilket også er grunden til, at PIR og PCR-plast nogle gange sælges i blandede plast-partier.

Ingen af de compounding-virksomheder, der blev interviewet under interessenthøringen, oplyste, at deres genanvendte plastgranulat sælges til materialer i kontakt med fødevarer, legetøj eller medicinske og farmaceutiske anvendelser.

For det genanvendte plastgranulat udarbejdes et sikkerhedsdatablad (SDS), som leveres til kunden. SDS'en informerer køberen om, at plasten er fremstillet af genanvendt affald og skal også inkludere tilføjede farlige additiver samt resterende farlige stoffer fra første brug, hvis de er til stede over en vis koncentrationstærskel.

2.3.1.7 Fremstilling og salg af nye produkter af genanvendt plast

I det sidste trin bruger en fabrikant den genanvendte plast til at fremstille nye produkter. Plastartiklen sælges enten business-til-business (B2B) eller business-til-forbruger (B2C) gennem en forhandler.

Fabrikantens valg om at inkludere genanvendt plast i produkterne afhænger af kvaliteten af den tilgængelige genanvendte plast samt af anvendelsesområde og de lovkrav, der stilles til produkterne. For eksempel anvendes genanvendt plast ofte i sandwichstrukturer i emballage, hvor den genanvendte plast i midten er dækket af et lag af virgint plast på ydersidener (Jiang et al., 2020).

Ifølge interviewede fabrikanter er polymererne PP, PE og PET de mest anvendte polymerer til fremstilling af genanvendte plastforbrugerprodukter. I nogle tilfælde stammer polymererne fra et land uden for EU. Hvis en fabrikant eller forhandler kræver dokumentation for, at plastproduktet er i overensstemmelse med REACH eller endda kræver dokumentation for indholdet af SVHC eller tungmetaller, kan der laves en erklæring for det specifikke plast-parti på grundlag

af kemiske analyser udført af enten compounding-virksomheden eller dens leverandører. Denne erklæring kan videregives til fabrikanten eller forhandleren til dokumentationsformål. En dansk genanvendelsesvirksomhed bemærker, at prisen på det genanvendte plastgranulat påvirkes af antallet af ekstra analyser og certifikater, som kunden kræver. Af de fem producenter og/eller forhandlere, der svarede i interessenthøringen, oplyser kun tre, at de gennemfører yderligere kvalitetskontrol i form af kemiske analyser. Fabrikterne nævner, at tekniske egenskaber, f.eks. trækstyrken af den genanvendte plast, er af større betydning end den kemiske sammensætning. En af de kontaktede fabrikanter stoler på testene til EU Ecolabel-certificeringen for at dokumentere fraværet af potentielt farlige stoffer.

Der var begrænset information tilgængelig om, hvilke additiver der tilføjes i fremstillingsprocessen af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. En fabrikant oplyste, at calcium tilføjes for at forbedre de tekniske og brandhæmmende egenskaber af den genanvendte plast.

2.3.2 Forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast

2.3.2.1 Produkter af genanvendt plast, som børn kan blive eksponeret for

Forbrugerprodukterne på det danske marked blev fundet pba. hjemmesider fra danske forhandlere, forhandlere af børnetøj, boligindretnings- og boligudstyrsforhandlere, samt flere legetøjsforhandlere (i alt 20 danske forhandlere). Det bemærkes, at disse forhandlere driver danske webshops, men nogle af dem opererer også i andre europæiske lande eller globalt. Derudover blev relevante produkter fra to internationale online markedsplatforme, en EU-interiørforhandler og en EU-møbelhandler tilføjet til produktlisten (fire yderligere forhandlere).

I alt blev 62 produkter oplistet, omfattende børneprodukter, møbler, boligtekstiler og interiør, tekstiler til børnetøj og legetøj (TABEL 2-2). Alle opførte produkter blev hævdet at være fremstillet af genanvendte materialer på forhandlerens hjemmesider.

TABEL 2-2. Antal identificerede forbrugerprodukter af genanvendt plast og eksempler på produkter inden for hver produktkategori i fokus.

Produktkategori	Antal produkter	Eksempler på produkter
Møbler	8	Stole, skammel, bord
Boligtekstiler og interiør	11	Pude, tæppe, svamp, klud, håndklæde, gummigulv ¹ , skummåtte
Tekstiler til beklædning	8	Frakker, bukser, badetøj, jumpsuit
Børne(pasnings)produkter	17	Babynest, puslepude, ammepude, sikkerhedsskinne til stol, bidering, toilet-sæde, tandbørste
Legetøj	18	Tøjdyr, lastbil, legetæppe, cykel, legesværd, spil
Total	62	

¹ Strengt taget ikke et tekstil, men inkluderet i denne kategori som et gulvprodukt

2.3.2.2 Polymerer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast

For omkring en tredjedel af produkterne (19/62) var det ikke specificeret, hvilken type genanvendt plast (polymer) produkterne bestod af (TABEL 2-3). Af de produkter, hvor den genanvendte polymer var specificeret, var de mest udbredte typer PET og polyester (ca. 42% af alle produkter). Polyester er en generel betegnelse for polymerer, der indeholder en esterfunktional gruppe i hver gentagne enhed af deres hovedkæde. Den mest almindelige polyester er PET, og nogle gange bruges udtrykkene PET og polyester som synonymer (PET Europe, 2024). Andre almindelige polymerer i genanvendte plastprodukter omfatter PP (ca. 10%) og

PE (ca. 5%). Kun få produkter blev annonceret som værende fremstillet af genanvendt PUR (polyurethan), PS eller PES (polyethersulfon).

TABEL 2-3. Antal identificerede produkter af genanvendt plast fremstillet af de respektive polymerer, HDPE, LDPE, LDPET, PES, PET, polyester, PP, PS, PU, andre eller uspecificerede polymerer.

Polymer	Småbørns- artikler	Møbel	Boligteksti- ler og inte- rør	Tekstiler til beklæd- ning	Legetøj	Antal produkter pr. polymer
HDPE		1			1	2
LDPE					1	1
LDPET					1	1
PES				1		1
PET	7		3	1	2	13
Polyester	4	1	2	4	2	13
PP	3			1	2	6
PS		1			1	2
PU				1		1
Andre	1 ^b	2 ^{a, c}				3
Ikke specificeret	2	3	5	1	8	19
Antal produkter pr. kategori	17	8	11	8	18	62

^a Et produkt fremstillet af Ecothylene®. Polymerens sammensætning er ikke specificeret på producentens hjemmeside ([Ecobirdy](#)). Baseret på navn og anvendelse formodentlig et HDPE-materiale.

^b Copolyester Tritan Renew (copolyester fremstillet ved hjælp af molekylær genanvendelsesteknologi, der indeholder op til 50 % certificeret genanvendelsesindhold ifølge polymerproducenten [Eastmen](#)).

^c En af eller en kombination af PS, PP, PC, PETG (polyethylentereftalat glycol-modificeret), ABS og/eller PLA (polymælkesyre).

2.3.2.3 Oprindelse af genanvendt plast brugt til forbrugerprodukter (PIR/PCR)

De fleste produkter er produceret inden for Europa (48 produkter). For seks produkter er produktionslandet angivet at være uden for Europa (Indien, Thailand, USA), og for de resterende otte produkter er produktionslandet ikke angivet. Det bemærkes, at produktionslandet for produkterne ikke nødvendigvis er identisk med oprindelsen af den genanvendte plast, dvs. at den genanvendte plast til fremstilling af produkter i EU stadig kan komme fra lande uden for EU, selvom produktet i sig selv er produceret i EU.

Med hensyn til oprindelsen af den genanvendte plast, der bruges til forbrugerprodukter, blev der for cirka halvdelen af produkterne angivet oplysninger om, hvorvidt det genanvendte materiale stammede fra genanvendt plast efter forbrug (PCR) eller fra industrielt affald (PIR) (TABEL 2-4). Af disse blev de fleste produkter angivet til at være fremstillet af PCR-plast (24 produkter) stammende fra PET-flasker eller uspecificerede polymerer fra husholdningsaffald eller havaffald. Kun seks produkter blev angivet til at stamme fra PIR-plast. Produkter fremstillet af PIR-PS og PP blev fremstillet uden for EU og solgt gennem EU-forhandlere (oversigt over data på produktionslande og forhandlere ikke vist), hvilket kan indikere, at kilden til den genanvendte PIR-plast var uden for EU. For de resterende produkter (32 produkter) var oprindelsen af den genanvendte plast ikke specificeret.

Det bemærkes, at der er usikkerhed forbundet med tallene om oprindelsen af den genanvendte plast, da oplysningerne er baseret på informationer tilgængelige fra forhandlerne. Påstanden om, at plasten er genanvendt fra forbrugerkilder, bruges aktivt i markedsføringen af

nogle produkter, mens færre produkter reklameres som værende fremstillet af PIR-plast. Desuden kan nogle produkter indeholde genanvendt plast (som angivet ved indholdet af f.eks. flammehæmmere på niveauer under funktionalitet, se afsnittet om flammehæmmere i 2.3.3), men er ikke annonceret som sådanne. Produkter, der ikke markedsføres som indeholdende genanvendt plast, blev ikke identificeret i undersøgelsens søgemetode.

TABEL 2-4. Produkternes oprindelse og polymer.

Oprindelse	Polymer	Antal produkter	Bemærkning om oprindelse
PCR	<i>Alle polymerer</i>	24	
	HDPE	2	-
	LDPE	1	-
	Ikke specificeret	9	Fra marint affald, husholdningsaffald eller flasker
	PET	9	Hovedsageligt fra flasker
	PP	3	-
PIR	<i>Alle polymerer</i>	6	
	NA	2	-
	PET	1	-
	PP	1	Produkt produceret i Asien
	PS	2	Produkter produceret i Asien
Ikke specificeret	<i>Alle polymerer</i>	32	
	LDPET	1	-
	Ikke specificeret	8	Et produkt (gummiflase) fremstillet af genanvendt gummidæk
	PES	1	-
	PET	3	-
	Polyester	13	-
	PP	2	-
	PU	1	-
	Andre	3	-
Total		62	

Baseret på resultaterne af undersøgelsen af forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast ser PET ud til at være den mest almindelige polymertype, der anvendes til forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Desuden viser undersøgelsen, at PCR-plast oftere anvendes i forbrugerprodukter sammenlignet med PIR-plast. For størstedelen af forbrugerprodukterne (ca. 52%) er oprindelsen af den genanvendte plast dog ikke specificeret. Det bemærkes også, at den præsenterede produktinventar (62 produkter fra 24 forhandlere) ikke giver en udtømmende liste over tilgængelige produkter, men præsenterer et udvalg af produkter tilgængelige for danske forbrugere.

2.3.3 Farlige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast

Tilstedeværelsen af skadelige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af virgine plastmaterialer er relativt velundersøgt, og Miljøstyrelsen har også offentliggjort en lang række publikationer om dette emne⁶.

Potentielt kan produkter af genanvendt plast indeholde additiver⁷ af følgende grunde:

- Samme additiver som i virgine plastprodukter, tilføjet af funktionelle årsager (eller til stede som urenheder).
- Additiver, der stammer fra genanvendt plast, uden tilsigtet brug i de genanvendte plastprodukter (potentielt ældre additiver).
- Additiver til at muliggøre brugen af genanvendte plasttyper, f.eks. varme stabilisatorer, lugtadditiver til at dække over lugten af genanvendt plast eller pigmenter for at opnå farvning af den genanvendte plast.

Hovedformålet med dette afsnit er at give et overblik over stofgrupper og stoffer, der kan være til stede i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast, samt at rapportere deres koncentrationer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast og/eller genanvendt plastmaterialer, der potentielt kunne bruges til forbrugerprodukter. I det omfang, informationen er tilgængelig fra publikationerne, rapporteres oprindelsen af det farlige stof i den genanvendte plast samt polymertypen.

Afsnittet er struktureret efter kemiske/funktionelle grupper af additiver, der i litteraturen er blevet identificeret som forekommende i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast eller i genanvendt plast generelt. Visse stoffer eller stofgrupper, der tidligere er blevet rapporteret at være til stede i virgine plastmaterialer (f.eks. visse blæsemidler, organiske tinbiocider osv. som nævnt i Hansen et al., 2014), er ikke opført her, da der ikke blev identificeret nogen information om deres tilstedeværelse i genanvendt plast. Dette betyder dog ikke, at disse stoffer ikke forekommer i genanvendt plast, men blot at der ikke er fundet nogen information om deres tilstedeværelse i genanvendt plast.

De følgende underafsnit inkluderer også information om tilstedeværelsen og funktionen af stofferne i plast, deres generelle reguleringsstatus med hensyn til fareidentifikation (CLP) og regulering af deres anvendelse i produkter, der er relevante inden for dette projekt. Denne information gives på et overordnet niveau, da formålet og omfanget af gennemgangen ikke var at levere udtømmende information om klassificering, fare og reguleringsdata for det store antal enkeltstoffer, som hver stofgruppe omfatter.

Det bemærkes, at der ikke anvendes nogen fast definition af 'farligt stof' her. Hvis et stof blev identificeret som farligt, skadeligt, bekymrende eller lignende i de identificerede litteraturkilder, anerkendes det også som farligt i den aktuelle rapport.

⁶ Eksempler er: Undersøgelse og risikovurdering af kemikalier fra gamingudstyr nr. 191, april 2023; CMR-stoffer i legetøj - Undersøgelse af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 141, 2015; Undersøgelse og sundhedsvurdering af ftalater i legetøj og andre produkter til børn - Undersøgelse af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 139, 2015; Kemiske stoffer i autostole og andre tekstilprodukter til børn - Undersøgelse af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 135, 2015; Problematiske kemiske stoffer i plast - Undersøgelse af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 132, 2014.

⁷ Plastråvarer tilsættes ofte additiver for at styrke bestemte egenskaber i plasten, for at lette forarbejdningen og for at forbedre egenskaberne i det færdige produkt (<https://plast.dk/plast-leksikon/>).

2.3.3.1 Bromerede flammehæmmere (BFR'er)

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

BFR'er er en gruppe kemikalier, der bruges til at reducere materialers antændelighed. De tilføjes ofte til plast, tekstiler og elektronisk udstyr for at forhindre eller bremse spredning af brand (Ionas et al. 2014, Zuiderveen et al. 2020). Disse kemikalier kan derfor findes i forskellige forbrugerprodukter som elektronik, møbler og byggematerialer. I produkter fremstillet af genanvendt plast er der potentielt en risiko for tilstedeværelsen af BFR'er på grund af genanvendelse af materialer, der oprindeligt indeholdt disse stoffer. Da genanvendt plast kan stamme fra en række forskellige kilder, herunder elektronik og andre BFR-behandlede genstande, er der en risiko for, at BFR'er kan overføres til nye produkter. Dette vækker bekymring om menneskelig eksponering for disse potentielt skadelige kemikalier gennem hverdagsgenstande, da BFR'er er forbundet med miljømæssig persistens, bioakkumulering og potentielle sundhedsrisici såsom hormonforstyrrelser og neuro-udviklingsmæssige effekter (Zuiderveen et al. 2020).

Regulering og fareinformation

På grund af deres farlige egenskaber er nogle flammehæmmere allerede blevet udfaset. De er reguleret under forskellige europæiske love, herunder POP-forordningen (2019/1021), REACH-forordningen (1907/2006) og RoHS-direktivet (2011/65/EU).

Flere bromerede flammehæmmere er inkluderet i bilag XIV (Autorisationslisten) til REACH-forordningen (1907/2006), herunder hexabromocyclododecan (HBCD) og diastereoisomerer samt decaBDE. Desuden inkluderer bilag XVII (Begrænsningslisten) til den samme forordning polybromerede biphenyl (PBB) (Indgang 8, begrænsning af brugen i tekstilprodukter, såsom beklædningsgenstande, undertøj og linned) og octaBDE (Indgang 45, ikke tilladt at anvende som stof og begrænset til 0,1% vægt, når det anvendes som bestanddel i andre stoffer eller i blandinger). HBCD, PBB og PBDE'er er inkluderet i bilag I (Del A) og bilag IV til POP-forordningen (2019/2021). Og endelig begrænser RoHS-direktivet (2011/65/EU) brugen af PBB og PBDE til 0,1% i elektrisk og elektronisk udstyr.

Selvom anvendelsen af nogle bromerede flammehæmmere er stærkt begrænset, er nye bromerede flammehæmmere som TBBPA og derivater, bromerede diphenylethyl (f.eks. DBDPE) og bromerede ftalater (f.eks. bis(2-ethylhexyl) tetrabromoftalat) ikke reguleret på europæisk niveau. Det er dog vigtigt at bemærke, at TBBPA og bis(2-ethylhexyl) tetrabromoftalat er opført på kandidatlisten, hvilket udløser overholdelse af artikel 31 og artikel 33 i REACH-forordningen (sammenlign sektion 2.3.1.2 for bestemmelser i produkterne i REACH).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Flere undersøgelser (DiGangi et al., 2017, Strakova et al., 2017, Strakova et al., 2018) undersøgte, om flammehæmmere, der findes i elektronisk affald, bliver overført til nye forbrugerprodukter på grund af genanvendelse af plast.

For eksempel analyserede DiGangi et al. (2017) tilstedeværelsen af octaBDE, decaBDE og HBCD i Rubiks terninger sammen med flere andre typer af plastlegetøj. Laboratorieanalyse af 95 Rubiks terninger og 16 andre genstande såsom termokopper, hårspænder, kamme, hovedbeklædninger og børnelegetøj fra 26 lande (både europæiske og ikke-europæiske) afslørede betydelig forurening med BFR'er. I produkter købt i europæiske lande blev octaBDE detekteret i koncentrationer, der spænder fra 1 til 210 mg/kg, HBCD i koncentrationer fra 0 til 375 mg/kg og decaBDE i koncentrationer fra 0 til 400 mg/kg. Det er relevant at bemærke, at betydeligt højere koncentrationer blev målt i forbrugerprodukter købt i ikke-europæiske lande, f.eks. octaBDE op til 1174 mg/kg i Nigeria, decaBDE op til 672 mg/kg i Nigeria og HBCD op til 1586 mg/kg i Argentina.

En lignende undersøgelse blev gennemført af Strakova et al. (2018), hvor i alt 430 plastprodukter, herunder legetøj, hårtilbehør, køkkenredskaber og andre forbrugerprodukter, blev købt i butikker og markeder på tværs af medlemsstaterne i Den Europæiske Union samt omkringliggende centraleuropæiske lande mellem april og juli 2018. Forfatterne forklarer, at fokus var på forbrugerprodukter med sorte komponenter som potentielle indikatorer for genanvendt plast fra elektronisk affald. Efter en indledende screening af produkterne for indhold af brom, blev 109 ud af de 430 indsamlede genstande valgt til yderligere målrettet analyse af PBDE'er, HBCD og nye BFR'er, dvs. 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethan (BTBPE), decabromodiphenylethan (DBDPE), hexabromobenzen (HBB), OBIND, 2,3,4,5,6-pentabromoethylbenzen (PBEB) og pentabromotoluen (PBT). Kvantifikationsgrænsen (LOQ) varierede mellem 0,0005 til 0,005 mg/kg for PBDE'er, mellem 0,0005 til 0,010 mg/kg for nye BFR'er og var 0,010 mg/kg for HBCD. Undersøgelsen fandt, at 94 prøver (86%) indeholdt octaBDE med koncentrationer fra 1 til 161 mg/kg, mens 100 prøver (92%) indeholdt decaBDE med koncentrationer fra 1 til 3318 mg/kg. 45 prøver (41%) havde HBCD-koncentrationer fra 1 til 207 mg/kg, mens 99 prøver (91%) indeholdt mindst én type af de nye BFR'er.

Forfatterne konkluderede, at tilstedeværelsen af BFR'er i de undersøgte prøver sandsynligvis stammede fra genanvendt elektronisk affald. Denne konklusion udspringer af det faktum, at det testede børnelegetøj, hårtilbehør og køkkenredskaber ikke kræver brandsikring, og de påviste koncentrationer var lavere end de nødvendige for at opnå brandsikring i produkter som elektroniske plastkabinetter, der typisk har brug for 7-20% af vægten (70.000 – 200.000 mg/kg) fra kommercielle PBDE-blandinger for at opfylde brandkravene (Strakova et al., 2018).

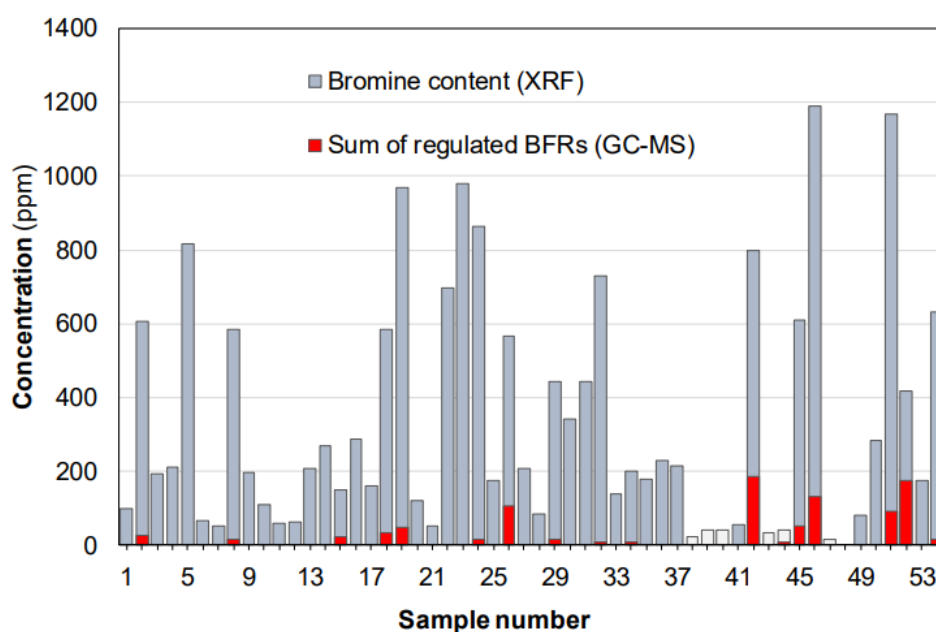
Mere detaljeret information om koncentrationerne af påviste BFR'er og produkttyper, hvor stofferne blev påvist, er angivet i TABEL 2-5. Ingen af de identificerede kilder specificerede, hvilken polymer legetøjet er lavet af.

Derudover målte Ionas et al. (2014) koncentrationer af PBDE'er i børnelegetøj (n=114). Nogle legetøjsgenstande blev doneret af forældre fra Belgien, og nogle blev indsamlet fra en genbrugsplads eller købt på loppemarked/legetøjsbutik. Generelt blev koncentrationerne af de målte BFR'er fundet at være ret lave, hvilket indikerer et lavt eksponeringspotentiale for børn, der bruger disse legetøjsgenstande. BDE-209 (også kendt som decaBDE) var den dominerende congener og udgjorde 99% af de samlede PBDE'er, der blev påvist. Tre prøver havde væsentligt højere koncentrationer sammenlignet med andre, hvoraf to stammede fra Kina og en fra et ukendt land. To af disse prøver blev produceret før 2007 (med koncentrationer på 143 og 16 mg/kg) og en efter (koncentration på 19 mg/kg). Den højeste koncentration af BDE-209 (143 mg/kg) blev fundet i et stykke legetøj bestående af en skumkerne og et tekstildække. Forfatterne observerede, at denne koncentration er af en størrelsesorden under REACH-grænsen og utilstrækkelig til at give brandsikring. Derudover blev det også observeret, at det meste af BDE-209 var i tekstilet snarere end i skummet, sandsynligvis fordi det var tilføjet til tekstilens bagsidebelægning. Undersøgelsen konkluderede, at tilstedeværelsen af PBDE'er på disse niveauer sandsynligvis stammer fra genanvendte materialer, der indeholder PBDE'er. Denne konklusion støttes også af højere koncentrationsniveauer i prøver produceret før 2007 og højere detektionsfrekvenser observeret på prøver produceret efter 2007.

Tilstedeværelsen af BFR'er, især i genanvendt plast, blev undersøgt af Andersson et al. (2019). Materialerne analyseret i undersøgelsen blev indsamlet fra flere genanvendelsesvirksomheder på tværs af Europa. I alt blev 54 materialer indsamlet, bestående af 17 PS, 20 PP, 13 ABS, 3 PE og 1 MEP⁸. Disse plastmaterialer stammede fra WEEE og/eller ELV, herunder små og store husholdningsapparater, TV-skærme, køleskabe og forskellige typer af ELV. Dog

⁸ Fuldt navn på polymeren er ikke angivet i undersøgelsen. Muligvis en fejlskrivning af metallocen-polyethylen, som normalt forkortes mPE.

er oplysningerne om den præcise produkttype eller del samt oplysningerne om indsamlingsåret ikke angivet. XRF-screening viste, at 47 ud af 54 prøver indeholdt brom, som sandsynligvis stammer fra BFR'er, med et gennemsnitligt indhold på 377 mg/kg. Den højeste gennemsnitlige værdi af brom-indhold blev observeret i ABS med en koncentration på 396 mg/kg, mens den højeste målte koncentration af brom blev påvist i PS. Yderligere analyse med GC-MS afslørede tilstedeværelsen af PBDE'er i 15 prøver, hvoraf 14 prøver indeholdt decaBDE og tre prøver indeholdt en kombination af nona-, octa- og decaBDE. Den gennemsnitlige koncentration af decaBDE var 19 mg/kg, og højeste værdi var 48 mg/kg. TBBPA blev påvist i 23 prøver med en gennemsnitlig koncentration på 26,6 mg/kg og en maksimal værdi på 78 mg/kg. DBDPE, almindeligvis brugt som erstatning for decaBDE, blev påvist i syv prøver; dog blev der ikke opnået kvantitative oplysninger på grund af materialeforringelse under prøveforberedelse. Kombinationen af de to analyser afslørede, at det meste af brom stammer fra de ikke-regulerede forbindelser (også kaldet nye BFR'er, se FIGUR 2).



FIGUR 2. Data fra brom-indhold fra XRF (grå) sammenlignet med summen af regulerede BFR'er (PBDE'er og PBB'er) målt med GC-MS (rød). Lysegrå søjler angiver værdier under LOQ på 50 mg/kg for XRF-analysemetoden (Andersson et al., 2019).

TABEL 2-5. Bromerede flammehæmmere identificeret i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast.

Stof	Forkortelse	CAS-nr.	Produkttype	Antal prøver	Koncentration, mg/kg	Prøvetagningssted (år)	Informationskilde(r)
octabromodiphenyl ether	octaBDE	32536-52-0	Rubiks terning	23	0-210	Lande i Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
			Rubiks terning	74	0-1174	Lande uden for Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	9	1-34	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (bil, Formel 1)	3	2-9	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer biler)	10	1-35	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer, f.eks. teleskop, fidget cube, skakspil, lille guitar, vandspil, magisk terning osv.)	12	<LOQ - 161	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som hårbørste, diadem, hårspænde, hårklemmer, kam)	30	<LOQ-50	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som diadem, hårspænde, hårklemmer, kam, hårbånd)	12	<LOQ-70	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Massagerulle	1	42	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Affaldsspand	1	13	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
decabromodiphenyl ether	decaBDE	1163-19-5	Rubiks terning	23	0-400	Lande i Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
			Rubiks terning	74	0-672	Lande uden for Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	9	3-1043	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018

Stof	Forkortelse	CAS-nr.	Produkttype	Antal prøver	Koncentration, mg/kg	Prøvetagningssted (år)	Informationskilde(r)
			Legetøj (bil, Formel 1)	2	33-118	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer biler)	11	4-1170	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer, f.eks. teleskop, fidget cube, skakspil, lille guitar, vandspil, magisk terning osv.)	16	<LOQ-3318	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som hårbørste, diadem, hårspænde, hårklemmer, kam)	32	<LOQ-2491	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som diadem, hårspænde, hårklemmer, kam, hårbånd)	13	<LOQ-1494	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Massagerulle	1	178	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Affaldsspand	1	165	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Rubiks terning	23	0-42	Lande i Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
hexabromocyclododecan	HBCD	3194-55-6	Rubiks terning	74	0-1586	Lande uden for Den Europæiske Union	Di Gangi et al 2017, Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	6	1-8	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	2	1-8	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer biler)	7	<LOQ-10	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer, f.eks. teleskop, fidget cube, skakspil, lille guitar, vandspil, magisk terning osv.)	11	<LOQ - 25	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018

Stof	Forkortelse	CAS-nr.	Produkttype	Antal prøver	Koncentration, mg/kg	Prøvetagningssted (år)	Informationskilde(r)
Summen af nye BFR	ΣnBFR'er*		Hårtilbehør (herunder produkter som kam, hårbørste, diadem, hårspænde, hårklemmer)	20	<LOQ-207	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som kam, hårspænde, hårbånd)	10	<LOQ-94	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Massagerulle	1	<LOQ	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Affaldsspand	1	<LOQ	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	10	<LOQ-89	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer af pistoler)	2	27-57	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (bil, Formel 1)	2	9-18	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer biler)	11	<LOQ-119	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Legetøj (forskellige typer, f.eks. teleskop, fidget cube, skakspil, lille guitar, vandspil, magisk terning osv.)	15	<LOQ - 1076	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som hårbørste, diadem, hårspænde, hårklemmer, kam)	33	<LOQ-161	Lande i Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Hårtilbehør (herunder produkter som kam, diadem, hårspænde, hårklemmer, hårbånd)	12	<LOQ-289	Lande uden for Den Europæiske Union (2018)	Strakova et al 2018
			Massagerulle	1	160	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018
			Affaldsspand	1	77	Tyskland (2018)	Strakova et al 2018

* Prøven indeholder mindst ét af følgende stoffer: 1,2-bis(2,4,6-tribromophenoxy)ethan (BTBPE), decabromodiphenylethan (DBDPE), hexabromobenzen (HBB), octabromo-1,3,3-trimethylphenyl-1-indan (OBIND), 2,3,4,5,6-pentabromoethylbenzen (PBEB) og pentabromotoluen (PBT). Præcist stof er ikke specificeret.

2.3.3.2 Organofosfor-flammehæmmere (halogenerede eller ikke-halogenerede)

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Organofosfor-flammehæmmere (OPFR'er) er en gruppe kemikalier, der indeholder fosforbase-rede grupper, og bruges almindeligvis til at forbedre materialers brandmodstand, og derfor tilføjes de til forskellige forbrugerprodukter som tekstiler, elektronik, industrimaterialer og møbler for at forhindre brandrisici (Pantelaki og Voutsas, 2019). I modsætning til reaktive flammehæmmere (f.eks. PBDE og TBBPA), der er kemisk bundet til materialer, betragtes OPFR'er som additive flammehæmmere, hvilket gør dem mere tilbøjelige til at udvaskes i miljøet (Yao et al., 2021). De kan føre til eksponeringer i indendørsmiljøer gennem processer som slid, fordampning og direkte kontaktmigration fra produkter (Song et al., 2024). Disse forbindelser bruges også som blødgørere, antiskummidler eller slidbeskyttelsesmidler i lakker, hydraulikvæsker og gulvpoleringsmidler (Pantelaki and Voutsas, 2019).

Gruppen kan underinddeles i halogenholdige og ikke-halogenholdige OPFR'er. Almindelige stoffer inden for de ikke-halogenholdige OPFR'er er triethylfosfat (TEP; CAS-nr. 78-40-0), diethylethylfosfonat (DEEP; CAS-nr. 78-38-6), tricresylfosfat (TCP; CAS-nr. 1330-78-5) og triphenylfosfat (TPP; CAS-nr. 115-86-6), mens eksempler på de halogenholdige (chlorerede) OPFR'er er tris(2-chloroethyl)fosfat (TCEP; CAS-nr. 115-96-8), tris(2-chloro-1-methylethyl)fosfat (TCPP; CAS-nr. 13674-84-5) og tris[2-chloro-1-(chloromethyl)ethyl]fosfat (TDCP; CAS-nr. 13674-87-8).

Regulering og fareinformation

Nogle OPFR'er er begrænset eller forbudt i EU. For eksempel er tilstedeværelsen af TCEP, TCPP og tris(1,3-dichloro-2-propyl)fosfat (TDCPP) begrænset til 5 mg/kg i legetøj beregnet til brug af børn under 36 måneder eller i legetøj beregnet til at blive puttet i munden (Legetøjssikkerhedsdirektivet 2009/48/EF). Desuden begrænser REACH brugen af tris(2,3-dibromopropyl)fosfat (CAS-nr.: 126-72-7) i tekstilprodukter, såsom beklædningsgenstande, undertøj og linned, beregnet til at komme i kontakt med huden. Derudover er TCEP og tryxylfosfat inkluderet i bilag XIV til REACH ("Autorisationslisten"), hvilket betyder, at virksomheder, der ønsker at fortsætte med at bruge disse stoffer, skal udarbejde en ansøgning om autorisation, ellers kan de ikke fortsætte med at bruge det.

Nogle af de halogenerede OPFR'er (TCEP, TCPP og TDCP) er anerkendt som kræftfremkaldende, mutagene eller reproduktionstoksiske (CMR-stoffer) i børneprodukter (ECHA, 2023a).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

De Jonker et al. (2023) målte additiver i forskellige plastforbrugerprodukter, herunder børnelegetøj. Analysen af børnelegetøj dækkede en legetøjsterning, legetøjsbil, sort legetøjsskat og legetøjscowboypistol, afslørede tilstedeværelsen af OPFR'er, herunder TBOEP, TPhP/DPP, RDP (resorcinol bis(diphenyl)fosfat), BDP, methyl-, bis[(5-ethyl-2-methyl-2-oxid-1,3,2-dioxafosforinan-5-yl)methyl], og butyldiphenylfosfat (koncentrationer blev ikke angivet, da OPFR'erne blev påvist ved en ikke-quantitativ screeningsmetode). Forfatterne konkluderede, at tilstedeværelsen af OPFR'er og BFR'er i de analyserede prøver muligvis kom fra en genanvendt fraktion af WEEE, hvilket kan føre til eksponering af børn. Dog er yderligere kvantificeringer nødvendige, da der ikke er oplysninger om fremstillingsåret for de analyserede legetøjsgenstande, og undersøgelsen blev udført på tilfældigt udvalgte forbrugerprodukter og ikke på dem, der indeholder en vis andel genanvendt plast. Derudover er det vigtigt at bemærke, at undersøgelsen brugte en analytisk metode, der kun foreløbigt identificerede OPFR'er i de screenede produkter (AP-MALDI i positiv ioniseringstilstand), hvilket betyder, at identifikationen kun er foreløbig og endnu ikke bekræftet. Dette indebærer, at de påviste forbindelser er blevet identificeret baseret på deres massespektre, men yderligere valideringer er nødvendige for at bekræfte deres identiteter.

Ionas et al. (2014) målte koncentrationen af flere OPFR'er i børnelegetøj (n=114) hvoraf noget legetøj var doneret af forældre fra Belgien, noget blev indsamlet fra en genbrugsplads eller købt på loppemarked/legetøjsbutik. Koncentrationerne af ftalater og OPFR'er blev fundet at være betydeligt højere sammenlignet med PBDE'er. Mere specifikt blev tris(2,3-dibromopropyl)fosfat (TDBPP) ikke påvist i nogen af de analyserede prøver, mens TCEP fulgte samme tendens som PBDE'er. I gennemsnit var koncentrationsniveauerne af OPFR'er ca. 1000 gange højere end for PBDE'erne, og deres detektionsfrekvenser var også højere (i området 10-52% sammenlignet med området 2-19% for PBDE'er). De mest hyppigt påviste OPFR'er var tris(2,3-dibromopropyl)fosfat (TEHP) og TPhP, begge med en detektionsfrekvens på 52%. TEHP bruges som flammehæmmer, blødgører og opløsningsmiddel i nogle industrielle processer. TEP blev påvist med en median koncentration på 3 mg/kg, en 90. percentil på 17 mg/kg og en maksimal koncentration på 20 mg/kg. Dog var dens genvindingsrater lave og svingende, da det var den mest flygtige forbindelse, der blev undersøgt i undersøgelsen. Mens en faldende tendens blev observeret for legetøj produceret efter REACH-forordningen trådte i kraft, indikerer påvisning af lave restniveauer kombineret med en stigning i detektionsfrekvenser, at denne forurening kan opstå på grund af genanvendelse af de råmaterialer, der bruges i legetøjsfremstillingen.

Andersson et al. (2019) undersøgte tilstedeværelsen af flere stoffer i genanvendt plast, herunder tris(2-chloroethyl)fosfat (TCEP), en OPFR, der også almindeligvis bruges som blødgører for at gøre plast blødere og mere fleksibel. Materialerne analyseret i undersøgelsen blev indsamlet fra genanvendelsesvirksomheder på tværs af Europa. I alt blev 54 materialer indsamlet, bestående af 17 PS, 20 PP, 13 ABS, 3 PE og 1 MEP. Disse plastmaterialer stammede fra WEEE og/eller ELV, herunder små og store husholdningsapparater, TV-skærme, køleskabe og forskellige typer af ELV. Undersøgelsen specificerede dog ikke den præcise produkttype eller del samt indsamlingsåret. Resultaterne viste, at ingen af de analyserede prøver (n=4) indeholdt TCEP over LOQ på 100 mg/kg.

Afslutningsvis gav de gennemgåede undersøgelser ikke entydige beviser for, at de påviste OPFR'er stammer fra genanvendt plast. Den øgede brug af OPFR'er skyldes primært strengere reguleringer og forbud mod brugen af visse BFR'er, såsom PBDE'er, på grund af deres miljømæssige persistens og potentielle sundhedsrisici. Mens nogle OPFR'er kan forekomme bevidst i forbrugerprodukter som erstatning for nogle regulerede flammehæmmere, kan det ikke udelukkes, at der også er stoffer, der tilhører denne gruppe, som forekommer som urenheder fra genanvendt plast, især hvis de påvises i lave koncentrationer, som er utilstrækkelige til at give flammehæmmende egenskaber.

2.3.3.3 Ftalater

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Ftalater er en gruppe kemiske forbindelser, der almindeligvis bruges som blødgørere for at øge plastens fleksibilitet, gennemsigtighed, holdbarhed og levetid. Disse stoffer findes i vid udstrækning i forskellige forbrugerprodukter, inklusive dem, der er fremstillet af genanvendt plast. Tilstedeværelsen af ftalater i plastgenstande er særligt bekymrende, da stofferne ikke er kemisk bundet og lettere kan udvaskes fra plastprodukterne over tid. Bis(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP) er et eksempel på en tidligere almindeligt anvendt blødgører i PVC og andre sprøde plasttyper som PS (Andersson et al 2019). DEHP blev i 2020 begrænset i artikler i koncentrationer > 0.1%, med enkelte industrielle undtagelser.

Regulering og fareinformation

REACH-forordningen (EF) nr. 1907/2006 begrænser tilstedeværelsen af DEHP (CAS-nr.: 117-81-7), dibutylftalat (DBP) (CAS-nr.: 84-74-2), benzylbutylftalat (BBP) (CAS-nr.: 85-68-7) og

diisobutylftalat (DIBP) (CAS-nr.: 84-69-5) til 0,1% vægt i artikler herunder alt legetøj og børneprodukter. Den begrænser også di-n-octylftalat (DNOP) (CAS-nr.: 117-84-0), di-'isononyl'ftalat (DINP) (CAS-nr.: 28553-12-0) og di-'isodecyl'ftalat (DIDP) (CAS-nr.: 26761-40-0) til samme procentdel i legetøj designet til at blive puttet i munden.

Både DEHP, DBP, BBP samt fire yderligere ftalater (1,2-benzendicarboxylsyre, dipentylester, forgrenede og lineære; n-pentyl-isopentylftalat; di-n-pentylftalat; diisopentylftalat) har en harmoniseret klassificering som reproduktionstoksiner (Repr. 1B) under CLP-forordningen (1272/2008).

I juni 2020 udstedte Miljø- og Fødevareministeriet en ny bekendtgørelse om forbud mod ftalater i legetøj og produkter til små børn⁹, som gælder for børn i alderen 0-3 år. Ifølge denne bekendtgørelse er brugen af ftalater forbudt i legetøj og produkter til små børn eller deres dele i koncentrationer over 0,05% af massen. Det forbyder også import eller salg af sådant legetøj og produkter eller deres dele, der indeholder ftalater i samme koncentrationsgrænse.

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Ionas et al. (2014) målte koncentrationen af flere ftalater i børnelegetøj (n=49), hvor nogle blev doneret af forældre fra Belgien, nogle indsamlet fra en genbrugsplads eller købt på loppemarked/legetøjsbutik. Koncentrationerne af ftalater og organofosfor-flammehæmmere viste sig at være betydeligt højere sammenlignet med dem af PBDE'er. DEHP var den hyppigst påviste ftalat med en detektionsfrekvens i området 88-100%. DBP havde en lignende detektionsfrekvens, men blev sjældnere fundet i hård og blød plast. DEP og BBP blev også hyppigt påvist, med detektionsfrekvenser, der spænder fra 63% til 100% for DEP og 52% til 100% for BBP. De højeste koncentrationer af ftalater, påvist i forskellige typer legetøj, var som følger: DMP blev fundet ved 25 mg/kg i legetøj lavet af blød plast, DEP ved 250 mg/kg i legetøj lavet af hård plast, DBP ved 6.200 mg/kg i legetøj lavet af hård plast, DEHP ved 686.000 mg/kg i legetøj lavet af hård plast, BBP ved 1.900 mg/kg i legetøj lavet af skum og tekstil, DPP ved 1 mg/kg i legetøj lavet af hård og blød plast. DNOP blev kun påvist i legetøj lavet af skum og tekstil i koncentrationer op til 4 mg/kg. Ud af alle 49 prøver indeholdt kun fem ftalater, der overskred grænsen på 0,1% (1000 mg/kg). Forfatterne forklarede, at mange af prøverne viste ftalatkoncentrationer, der var for lave til at ændre væsentligt på materialets egenskaber, hvilket indikerer, at deres tilstedeværelse måske ikke er blevet introduceret med vilje, men kan skyldes brugen af genanvendte materialer eller krydskontaminering under fremstillingsprocesserne.

Pivnenko et al. (2016) målte udvalgte lavmolekylære (LMW) ftalater (DMP, DEP, DPP, DiBP, DBP, BBzP, DEHP, DCHP og DnOP) i prøver af husholdningsplast samt i genanvendt og virgin plast. Formålet var at vurdere, om kilden til plast (affald, genanvendt eller virgin) har indflydelse på ftalatindholdet i de indsamlede prøver. Prøver af restaffald (RWP) og kildeopdelt affaldsplast (SSWP) blev indsamlet fra en kommune i Syddanmark i april 2013, dækkende 100 enfamiliehusholdninger. For at supplere husholdningsaffaldsprøverne blev forarbejdede plastprøver indsamlet fra industrien. Disse inkluderede genanvendt husholdningsplast (RHP) og postindustrielt genanvendt plast (PIR)¹⁰, samt virgin plastmateriale (VP), der blev hentet direkte fra genanvendelsesvirksomheder og producenter i Kina, Danmark, Tyskland og Holland. I alt blev 20 affaldsprøver (13 RWP og 7 SSWP), 20 genanvendte prøver (9 RHP og 11 RIP) og 8 VP-prøver indsamlet og analyseret. Baseret på de opnåede resultater TABEL 2-6 konkluderede forfatterne, at der ikke er nogen væsentlig forskel i ftalatindhold mellem RWP og SSWP, hvilket indikerer, at indsamlet husholdningsplast ikke påvirkede ftalatindholdet. Lig-

⁹ BEK nr. 947 af 20/06/2020: [Executive Order on the Prohibition of Phthalates in Toys and Childcare Articles \(retsinformation.dk\)](https://www.retsinformation.dk/eli/2020/06/20/947)

¹⁰ Kilden bruger RIP som en forkortelse for "postindustrielt genanvendt materiale".

nende ftalatindhold i RWP, SSWP og RHP antyder, at ftalater ikke fjernes under genanvendelse og kan fortsætte med at ophobe sig i genanvendt plast. Endvidere viser fraværet af signifikante forskelle mellem RIP og VP, at genanvendelse af industrielt affald ikke væsentligt øger ftalatindholdet. Endelig antyder de betydelige forskelle mellem RWP, SSWP, og RHP, RIP og VP, at ftalater kan tilføjes under senere fremstillingsstadier (såsom mærkning og limning), eller at husholdningsplast kan være forurenet af andre høj-ftalat produkter, såsom PVC. Denne kontaminering kan sprede sig til genanvendt plast, da det praktisk talt er umuligt at opnå fuldstændig renhed ved sortering af husholdningsaffald (Pivnenko et al., 2016).

TABEL 2-6. Koncentrationsinterval (min-maks, mg/kg) af målte ftalater i prøverne af plast (Pivnenko et al., 2016).

Prøve*	DMP	DEP	DPP	DiBP	DBP	BBzP	DEHP	DCHP	DnOP
LOD	0,077	3,4	0,036	0,20	0,094	0,022	0,43	0,16	0,20
DF	19	11	14	86	93	36	79	4	20
RWP	<LOD-120	<LOD-150	<LOD-4,3	<LOD-460	<LOD-190	<LOD-92	<LOD-860	<LOD-0,72	<LOD-99
SSWP	<LOD-0,54	<LOD-5,5	<LOD-0,36	<LOD-23	<LOD-360	<LOD-1,1	<LOD-2700	<LOD	<LOD-2,0
RHP	<LOD-3,4	<LOD-6,3	<LOD	<LOD-23	<LOD-11	<LOD-15	<LOD-600	<LOD-2,5	<LOD-31
RIP	<LOD-0,22	<LOD-19	<LOD-0,47	<LOD-7,1	<LOD-12	<LOD-0,36	<LOD-17	<LOD	<LOD-0,38
VP	<LOD	<LOD-5,3	<LOD-0,44	<LOD-4,8	<LOD-15	<LOD-0,21	<LOD-21	<LOD-0,34	<LOD-7,5

Forkortelser: LOD: Detektionsgrænse, DF: Detektionsfrekvens, RWP: Restaffaldsplast, SSWP: Kildeadskilt affaldsplast, RHP: Genanvendt husholdningsplast, RIP: Genanvendt industrielt plast, VP: Virgint plastmateriale

Tilstedeværelsen af ftalater i genanvendt plast blev også undersøgt af Andersson et al. (2019). Til denne undersøgelse blev forskellige typer plastmaterialer indsamlet fra genanvendelsesvirksomheder på tværs af Europa. Disse plastmaterialer stammede fra WEEE og/eller ELV, herunder små og store husholdningsapparater, TV-skærme, køleskabe og forskellige typer ELV. I alt blev 54 materialer indsamlet, bestående af 17 PS, 20 PP, 13 ABS, 3 PE og 1 MEP, men ftalater blev kun undersøgt i PS-prøverne, hvor DEHP blev detekteret i 10 ud af 16 prøver af PS, og med koncentrationer op til 300 mg/kg og en gennemsnitsværdi på 140 mg/kg. Andre ftalater blev ikke detekteret i PS-prøverne.

De gennemgåede undersøgelser tyder på, at tilstedeværelsen af ftalater i forbrugerprodukter sandsynligvis stammer fra urenheder fra genanvendte plastmaterialer uden bevidst anvendelse i de genanvendte plastprodukter, især for ftalater, der er reguleret under REACH.

2.3.3.4 Metaller

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Tilstedeværelsen af metaller i plastmateriale kan forekomme af flere årsager. De kan tilsættes bevidst som en del af et additiv (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Pb, Sb, Ti, Zn), bruges som katalysatorer i produktionen (Sb, Ti, Cr, Hg, Mn) eller forekomme fra forurening under brug eller fra affaldshåndteringen (Fe, Al, Cu, Mn, Zn, Ni) (Eriksen et al. 2018). Tidligere blev cadmiumforbindelser brugt både som stabilisatorer og pigmenter i forskellige PVC-produkter (både hårde og bløde) og som pigmenter i andre plastmaterialer såsom PE, PP, PE-X, PUR.

Anvendelsen af cadmiumforbindelser i PVC og andre plastmaterialer blev udfaset i Europa, bl.a. gennem det frivillige initiativ Vinyl 2010, hvor brugen af cadmiumstabilisatorer i PVC blev udfaset i 2001 i EU-15 og i 2007 i EU-27 (EF, 2011). Historisk set er bly blevet brugt som pigment i plast, selvom visse blybaserede pigmenter blev forbudt i Eu-ropa i 1989. Det samme er gældende for kviksølv, som tidligere er blevet brugt som pigment og som katalysator i produktionen af plast.

Regulering og fareinformation

På grund af deres iboende farlige egenskaber er nogle metaller reguleret i EU.

For eksempel fastsætter Legetøjssikkerhedsdirektivet migrationsgrænser for 19 tungmetaller (såsom cadmium, bly, kviksølv osv.) i legetøjsdele, der er tilgængelige for børn.

REACH-forordningen (1907/2006) pålægger begrænsninger. Indgang 23 i bilag XVII begrænser brugen af cadmium i plastmateriale, maling og malede produkter til en koncentration på 0,01% (100 mg/kg) af vægten, med en undtagelse for genanvendt PVC, som tillader op til 0,1% (1000 mg/kg) af vægten. Visse undtagelser muliggør også brugen af cadmium i produkter farvet med cadmiumholdige blandinger til sikkerhedsformål. Endvidere vil brugen af bly i produkter fremstillet af PVC fra november 2024 være begrænset til 0,1% af vægten af PVC-materialet (Indgang 47 i bilag XVII). Begrænsningerne på krom (VI) vedrører hovedsageligt dets brug i cement og læderprodukter (Indgang 47 i bilag XVII). Indgang 18 i bilag XVII forbyder brugen af kviksølv til at forhindre tilsmudsning af mikroorganismer, konservering af træ, imprægnering af tunge industrielle tekstiler og behandling af industrielt vand, mens Indgang 18a forbyder dets markedsføring i febertermometre og andre måleinstrumenter såsom manometre, barometre og blodtryksmålere. Ifølge Indgang 27 i bilag XVII er nikkel begrænset i produkter, der kommer i kontakt med huden, såsom øreringe, halskæder, armbånd, ankelkæder, urkasser (til armbåndsure), urremme og nitter, med en frigivelsesrate, der ikke overstiger 0,5 µg/cm²/uge. Fra januar 2022 forbyder forordning (EU) 2017/852 brugen af kviksølv som katalysator i produktionen af vinylchloridmonomer. Kviksølv er også forbudt i plastmaterialer og produkter beregnet til at komme i kontakt med fødevarer (Kommissionens forordning (EU) 2020/1245). Endelig begrænser RoHS-direktivet (2011/65/EU) brugen af flere metaller i elektrisk og elektronisk udstyr, herunder cadmium (0,01% af vægten), krom (VI) (0,1% af vægten), bly (0,1% af vægten) og kviksølv (0,1% af vægten).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Undersøgelser, der har undersøgt tilstedeværelsen af metaller i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast, kunne ikke identificeres. Der er dog få undersøgelser, der har målt metaller i genanvendt plastmateriale.

For eksempel undersøgte Eriksen et al. (2018) tilstedeværelsen af 15 metaller i prøver af genanvendte polymerer (PET, PE, PP og PS). Udvalgte metaller omfattede Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Ni, Pb, Sb, Ti og Zn. 10 prøver af genanvendt plast fra husholdningsaffald og 19 prøver af genanvendt plast fra industrielt affald, i form af flager eller granulat, blev indsamlet fra flere genanvendelsesvirksomheder i Europa og Kina. Ifølge forfatterne består genanvendt plast fra industrielt affald enten af affald fra industrien før forbrug (såsom skæreaffald) eller affald fra industrien, der har været igennem en brugsfase (f.eks. plastomslag omkring bal-

ler af halm, der bruges i landbrugssektoren). Grænseværdien for den anvendte analytiske metode var i området 0,04 mg/kg for Cd og As til 43 mg/kg for Al, og detektionsfrekvensen varierede fra 10-85% for hhv. Fe og Ti.

Koncentrationerne af påviste metaller varierede fra de laveste, med As og Cd påvist ved 3 mg/kg i alle plasttyper, til de højeste, med Ti målt ved 12.800 mg/kg påvist i genanvendt PP-plast fra industrielt affald. Koncentrationer af individuelle metaller påvist i forskellige typer af genanvendt plast er angivet i TABEL 2-7.

Desuden målte Andersson et al. (2019) cadmium, bly og kviksølv i genanvendt plastmateriale indsamlet fra flere genanvendelsesvirksomheder på tværs af Europa. I alt omfattede 54 materialer PS (n=17), PP (n=20), ABS (n=13), PE (n=1) og MEP (n=1), hovedsageligt stammende fra WEEE og ELV. Forfatterne oplyser, at alle materialer blev markedsført som genanvendt materiale. Cadmium blev påvist i 13 prøver. I de øvrige 41 prøver var cadmium under LOQ på 30 mg/kg. ABS- og PE-prøverne udviste lidt højere cadmium niveauer, med den højeste koncentration på 109 mg/kg påvist i en ABS-prøve. Bly blev påvist i 10 prøver, mens det i de øvrige 44 prøver var under LOQ på 45 mg/kg. Den gennemsnitlige blyværdi var 32 mg/kg med den højeste mængde på 157 mg/kg påvist i PP. Alle materialer havde kviksølvniveauer under detektionsgrænsen på 50 mg/kg.

De gennemgåede undersøgelser indikerer, at genanvendt plast fra både husholdnings- og industrielt affald kan indeholde forskellige koncentrationer af forskellige metaller, med niveauer, der varierer meget afhængigt af kilden og typen af genanvendt plast. Da de identificerede undersøgelser primært fokuserer på tilstedeværelsen af metaller i genanvendt plast snarere end i de færdige forbrugerprodukter, er det svært at bestemme relevansen for menneskelig eksponering for disse metaller, da det forbliver uklart, om den genanvendte plast i sidste ende anvendes til fremstilling af nye forbrugerprodukter.

TABEL 2-7. Liste over identificerede metaller i genanvendt materiale.

Stof	Forkortelse	CAS-nr.	Produkttype	Materiale	Antal prøver	Koncentrationsinterval, mg/kg	Prøvetagningssted (år)	Informationskilde(r)
Aluminium	Al	7429-90-5	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	284-451	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	195-808	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	207-390	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	537-885	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	12-913	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	284-443	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	360-436	Danmark	Eriksen et al 2018
Arsen	As	7440-38-2	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	3-39	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	6-15	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	3-18	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	3-32	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	3-4	Danmark	Eriksen et al 2018
Cadmium	Cd	7440-43-9	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	24-450	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	159-581	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	3-164	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	3-3	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra WEEE og ELV	PS, PP, ABS, PE, MEP	54	<LOD-109	Europa	Andersson et al 2019
Kobolt	Co	7440-48-4	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	313-1074	Danmark	Eriksen et al 2018

Stof	Forkor- telse	CAS-nr.	Produkttype	Materiale	Antal prø- ver	Koncentrationsin- terval, mg/kg	Prøvetag- ningssted (år)	Informationskilde(r)
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	19-248	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	112-154	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	19-38	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	19-38	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	43-184	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	19-83	Danmark	Eriksen et al 2018
Krom	Cr	7440-47-3	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	48-239	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	179-483	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	143-737	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	48-48	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	48-183	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	48-91	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	48-66	Danmark	Eriksen et al 2018
Kobber	Cu	7440-50-8	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	75-107	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	159-581	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	101-217	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	65-75	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	65-489	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	96-220	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	65-193	Danmark	Eriksen et al 2018
Jern	Fe	7439-89-6	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	175-569	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	110-735	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	173-226	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	405-973	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	121-931	Danmark	Eriksen et al 2018

Stof	Forkor- telse	CAS-nr.	Produkttype	Materiale	Antal prø- ver	Koncentrationsin- terval, mg/kg	Prøvetag- ningssted (år)	Informationskilde(r)
Kviksølv	Hg	7439-97-6	Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	315-372	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	242-713	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	117-117	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	117-161	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	117-164	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	117-138	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	117-146	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	117-145	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	117-138	Danmark	Eriksen et al 2018
Litium	Li	7439-93-2	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	18-21	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	20-36	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	28-129	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	14-16	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	14-45	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	14-17	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	23-132	Danmark	Eriksen et al 2018
Mangan	Mn	7439-96-5	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	30-36	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	70-425	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	207-333	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	368-567	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	13-239	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	13-368	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	13-36	Danmark	Eriksen et al 2018
Nikkel	Ni	7440-02-0	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	67-631	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	107-179	Danmark	Eriksen et al 2018

Stof	Forkor- telse	CAS-nr.	Produkttype	Materiale	Antal prø- ver	Koncentrationsin- terval, mg/kg	Prøvetag- ningssted (år)	Informationskilde(r)
Bly	Pb	7439-92-1	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	68-185	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	58-58	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	58-97	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	69-302	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	58-106	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	13-13	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	117-707	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	428-1840	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	15-17	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	13-104	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	13-40	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	13-33	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra WEEE og ELV	PS, PP, ABS, PE, MEP	54	<LOD-157	Europa	Andersson et al 2019
Antimon	Sb	7440-36-0	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	271-304	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	158-584	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	38-102	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	38-102	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	9-110	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	9-108	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	9-12	Danmark	Eriksen et al 2018
Titanium	Ti	7440-32-6	Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	643-339	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	133-363	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	1740-3660	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	192-1620	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	112-1030	Danmark	Eriksen et al 2018

Stof	Forkor- telse	CAS-nr.	Produkttype	Materiale	Antal prø- ver	Koncentrationsin- terval, mg/kg	Prøvetag- ningssted (år)	Informationskilde(r)
Zink	Zn	7440-66-6	Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	358-12800	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	257-3500	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PET	2	660-660	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PE	5	150-979	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra husholdningsaffald	PP	3	122-345	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PET	2	660-660	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PE	11	101-823	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PP	3	660-697	Danmark	Eriksen et al 2018
			Genanvendt plast fra industriaffald	PS	3	552-824	Danmark	Eriksen et al 2018

2.3.3.5 PAH (Polyaromatiske kulbrinter)

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH) er normalt til stede som komplekse blandinger af understrukturer af flere hundrede congenere. PAH i plast menes at stamme fra forurening af det sorte pigment, der bruges til at farve plast (carbon black), som urenhed i plastificeringsmidler fra mineralolie og kulbaserede blødgøringsolier (i gummi) og/eller fra termisk forarbejdning af plast (Hansen et al., 2014; Kastbjerg et al., 2021).

Regulering og fareinformation

Ifølge CLP-forordningen (1272/2008) er PAH anerkendt som kræftfremkaldende stoffer. Stofferne benzo[a]pyren (BaP, CAS-nr. 50-32-8), benz[a]antracen (CAS-nr. 56-55-3), benz[e]acephenanthrylen (CAS-nr. 205-99-2), benzo[j]fluoranthren (CAS-nr. 205-82-3) og benzo[k]fluoranthren er alle klassificeret som Carc. 1B. Desuden er nogle PAH toksiske for vandmiljøet, og nogle betragtes som hudsensibiliserende (CLP-forordningen (1272/2008)). Brugen af PAH er begrænset i flere apparater ifølge bilag XVII i REACH (1907/2006), Indgang 50. De otte opførte PAH'er er således ikke tilladt i produkter til almenheden i koncentrationer over 1 mg/kg (0,0001 % af vægten) og over 0,5 mg/kg (0,00005 % af vægten) i legetøj og børneprodukter. Desuden er PAH begrænset i blødgøringsolier, der anvendes til produktion af dæk eller dele af dæk (koncentrationsgrænse 1 mg/kg (0,0001 % af vægten) for BaP og 10 mg/kg (0,0010 % af vægten) for alle opførte PAH). Dansk national lovgivning begrænser også PAH i legetøj, da bekendtgørelsen om legetøj (BEK nr. 815 af 07/06/2022) forbyder CMR-stoffer i tilgængelige dele af legetøj, medmindre koncentrationen af CMR-stoffet er under klassificeringsgrænsen.

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Dahl et al. (2024) påviste ingen PAH'er i en analyse af husholdningsindsamlet HDPE og PET fra Danmark, Europa og Indien. Kastbjerg et al. (2021) rapporterer derimod koncentrationer af PAH, der migrerer fra genanvendt plastemballage til kosmetisk produktsimulant (iso-octan). Phenanthren (CAS-nr. 85-01-8) var det mest udbredt påviste stof, der var til stede over LOD i seks ud af syv prøver i koncentrationer op til 6,2 mg/kg simulant. Pyren (CAS-nr. 129-00-0) og fluoranthren (CAS-nr. 206-44-0) blev påvist i fire ud af syv prøver i koncentrationer op til henholdsvis 0,88 og 1,6 mg/kg simulant. Naphthalen (CAS-nr. 91-20-3) og fluoren (CAS-nr. 86-73-7) blev påvist i to ud af syv prøver i koncentrationer op til henholdsvis 4,4 og 0,83 mg/kg simulant. Endelig blev acenaphten (CAS-nr. 83-32-9) og anthracen (CAS-nr. 120-12-7) påvist i to ud af syv prøver i koncentrationer op til henholdsvis 0,52 og 1,7 mg/kg simulant.

Det skal bemærkes, at de rapporterede koncentrationer er baseret på mængden, der er migreret ind i det kosmetiske produkt. Mængden afspejler dermed ikke den direkte koncentration af stofferne i den genanvendte plastemballage og kan ikke sammenlignes med koncentrationsgrænserne defineret under REACH. Hverken farven på plastemballagen (sort eller mørke farver), eller andre oplysninger om den mulige oprindelse af PAH i den genanvendte plast (der angiver den potentielle tilstedeværelse af carbon black pigmenter), blev angivet.

Desuden nævner ECHA (2023a), at produkter fremstillet af genanvendt gummi (f.eks. dæk) kan indeholde PAH.

2.3.3.6 Primære aromatiske aminer (PAA)

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Primære aromatiske aminer (PAA) er en gruppe stoffer, der består af en aromatisk ring, der er bundet til en primær aminogruppe. PAA tilføres ikke bevidst til plast, men de findes i fraktioner af genanvendt plast, herunder materialer, der kommer i kontakt med fødevarer (Kastbjerg et al., 2021; Dahl et al., 2024). Dahl et al. (2024) rapporterer, at kilden til PAA er nedbrydningen

af organiske farvestoffer (azofarvestoffer) under genanvendelsesprocessen. Disse oplysninger understøttes af analytiske fund, hvor PAA forekommer i højere koncentrationer i prøver af grå granulat end i prøver af hvid granulat (Dahl et al., 2024).

Hansen et al. (2014) erkender, at det ofte er vanskeligt at identificere kilden til aromatiske aminer i plast, f.eks. kan PAA i polyamid stamme fra hydrolyse af aromatisk diisocyanat, PAA brugt som stabilisatorer eller fra et sort farvestof.

Stoffer inkluderer o-anisidin (CAS-nr. 90-04-0), o-toluidin (CAS-nr. 95-53-4), 3,3-dichlorbenzedin (CAS-nr. 91-94-1), 4,4-diaminophenylmethan (CAS-nr. 101-77-9) og p-cresidin (CAS-nr. 120-71-8) (Dahl et al., 2024; Bilag VIII i REACH-forordningen)¹¹.

Regulering og fareinformation

På grund af deres kræftfremkaldende, mutagene og/eller reproduktionstoksiske egenskaber, er azofarvestoffer og azoforstyrrelser, der frigiver PAA, opført i tillæg 8 til REACH bilag XVII (22 stoffer) eller indeholdt i tillæg 9¹² til REACH bilag XVII, begrænset under REACH i tekstil- og læderprodukter (REACH bilag XVII, Indgang 43). Koncentrationsgrænsen for azofarvestoffer er 1000 mg/kg (0,1 % af vægten). Azofarvestoffer, der ved reduktiv spaltning af en eller flere azogrupeer frigiver en eller flere af PAA i målbare koncentrationer, dvs. over 30 mg/kg (0,003 % af vægten) i produkter, må ikke anvendes i tekstil- og læderprodukter med direkte hudkontakt (REACH bilag XVII, Indgang 43).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Dahl et al. (2024) og Kastbjerg et al. (2021) målte migrationen af PAA til en kosmetikproduktssimulant (3% eddikesyre) fra HDPE- og PET-affald indsamlet fra husholdninger i Danmark, Europa og ikke-EU-lande (herunder Indien, Indonesien og Egypten). Mens der ikke blev påvist PAA i PET-prøverne (Dahl et al., 2024), indeholdt HDPE-prøverne forskellige PAA.

HDPE-prøverne indsamlet i Danmark indeholdt o-toluidin (migration op til ca. 0,45 mg/kg simulant), o-anisidin (op til ca. 0,65 mg/kg simulant), 3,3-dichlorbenzedin (op til ca. 0,1 mg/kg simulant) samt lave niveauer af 4-chloro-o-toluidin, 2,4-diaminotoluen, 4,4-diaminodiphenylmethan og p-chloroanilin (koncentrationer mindre end 0,05 mg/kg simulant).

HDPE-prøver indsamlet i Europa indeholdt 3,3-dichlorbenzedin (op til ca. 0,22 mg/kg simulant), 4,4-diaminodiphenylmethan (op til ca. 0,28 mg/kg simulant), p-cresidin (op til ca. 0,31 mg/kg simulant) samt koncentrationer af o-toluidin og o-anisidin under 0,05 mg/kg simulant.

HDPE-prøver indsamlet uden for Europa indeholdt 4,4-diaminodiphenylmethan (op til ca. 0,62 mg/kg simulant) og p-cresidin (op til 0,2 mg/kg simulant) samt o-toluidin, o-anisidin, 3,3-dichlorbenzedin og 4-chloro-o-toluidin i niveauer lavere end 0,05 mg/kg simulant.

Databasen er for lille til at tillade nogen generelle konklusioner om koncentrationsniveauer i affaldsprøver fra forskellige lande eller hvilke PAA der kan være til stede i hvilke polymerer. Det skal bemærkes, at de rapporterede koncentrationer er baseret på mængden, der er migreret ind i det kosmetiske produkt, og derfor ikke direkte afspejler koncentrationerne af stofferne i den genanvendte plastemballage og ikke kan sammenlignes med koncentrationsgrænserne defineret under REACH. Ingen oplysninger om den mulige oprindelse af PAA i den genanvendte plast blev angivet.

¹¹ Tillæg 8, Punkt 43 — Azofarvestoffer — Liste over aromatiske aminer, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:02006R1907-20231201#toctid1216>.

¹² Tillæg 9, Punkt 43 — Azofarvestoffer — Liste over azofarvestoffer, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:02006R1907-20231201#toctid1218>.

2.3.3.7 Benzotriazol UV-stabilisatorer (BUV'er)

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Benzotriazol UV-stabilisatorer (BUV'er) er bredt anvendte stoffer, der tilsættes plast for at forhindre nedbrydning fra sollys eksponering (Brosché et al., 2021; Potrykus et al 2024).

Regulering og fareinformation

I januar 2024 offentliggjorde ECHA en screeningsrapport for at vurdere, om brugen af fire benzotriazoler i produkter, UV-328 (CAS-nr. 25973-55-1), UV-327 (CAS-nr. 3864-99-1), UV-350 (CAS-nr. 36437-37-3) og UV-320 (CAS-nr. 3846-71-7) bør begrænses under REACH (ECHA, 2024). Alle fire stoffer er anerkendt som meget persistente og meget bioakkumulerende (vPvB) stoffer (UV-328 og UV-320 er desuden anerkendt som PBT-stoffer), og stofferne er blevet inkluderet i bilag XIV til REACH ("Autorisationslisten"). ECHA mener, at brugen af stofferne i produkter kan udgøre en risiko for miljøet, som ikke er tilstrækkeligt kontrolleret.

UV-328 er allerede opført på bilag A (Eliminering) under Stockholm-konventionen¹³, og dets begrænsning for brug i produkter forventes at blive implementeret gennem POP-forordningen. For UV-320, UV-327 og UV-350 er det ECHA's opfattelse, at kravene for at udarbejde et bilag XV-dossier for begrænsning (på alle eller udvalgte) anvendelser af disse stoffer i produkter er opfyldt.

For fem yderligere BUV'er (UV-329, CAS-nr. 3147-75-9; UV-234, CAS-nr. 70321-86-7; UV-928, CAS-nr. 73936-91-1; UV-P, CAS-nr. 2440-22-4 og UV-326, CAS-nr. 3896-11-5) er behovet for reguleringsforanstaltninger på EU-niveau blevet vurderet. Mens identifikationen som SVHC er realiseret, afventes harmoniseret klassificering stadig (ECHA, 2022).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

I IPEN-rapporten af Brosché et al. (2021) citerer forfatterne flere studier, der dokumenterer migrationen af BUV'er fra plast, f.eks. anvendt som materialer i kontakt med fødevarer.

Sakuragi et al. (2021) målte koncentrationerne af ni repræsentative BUV'er i nye plastprodukter: plastflaskekapsler fra 10 drikkevarer, i fire fødevareemballager og i fire plastindkøbsposer købt fra japanske dagligvarebutikker. Ved GC-MS-analyse blev otte BUV'er detekteret i prøverne (alle undtagen UV-320). Bemærkelsesværdigt blev UV-P og UV-326 detekteret i alle flaskekapsler i koncentrationer i størrelsesordenen ng/g.

Brosché et al. (2021) købte 24 prøver af genanvendt HDPE-plastgranulat fra lokale genanvendelsesvirksomheder i 23 lande i Sydamerika, Afrika og Asien. Granulatet blev analyseret for tilstedeværelse af følgende BUV'er: UV-234, UV-326, UV-327, UV-328, UV-329 og UV-P. Alle granulateksempler indeholdt UV-stabilisatoren UV-326 (område $0,26 \times 10^{-3}$ – 83,2 mg/kg), og 19 ud af de 24 analyserede prøver indeholdt UV-327 (område $0,07 \times 10^{-3}$ – 56,2 mg/kg). UV-234, UV-328, UV-329 og UV-P blev også detekteret, men i færre prøver (13-17) og i koncentrationer under 9,6 mg/kg (Brosché et al., 2021).

Selvom ovenstående resultater er fra Japan/uden for Europa, anses de for relevante her, da fødevareemballage og flasker ofte genanvendes (se afsnit 2.3.3), og fordi genanvendt PET og HDPE kan stamme fra lande uden for EU, se afsnit 2.3.1.7).

¹³ <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>

Der er ikke fundet data om, i hvilket omfang BUV'er er til stede i genanvendte forbrugerprodukter på det europæiske marked. Dog fremhæver forfatterne, at sådanne genanvendte plastmaterialer også kan ende i produkter som køkkenredskaber og legetøj (Brosché et al., 2021).

2.3.3.8 Benzophenon UV-stabilisatorer

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Benzophenoner bruges som UV-stabilisatorer i plast (Song et al., 2021) og forekommer i både virgint og genanvendt plast (Dahl et al., 2024). De mest almindelige UV-stabilisatorer i plast er benzophenon (CAS-nr. 119-61-9) og 4-phenylbenzophenon (CAS-nr. 2128-93-0) (Dahl et al., 2024).

Regulering og fareinformation

Benzophenon (CAS-nr. 119-61-9) er klassificeret som kræftfremkaldende 1B ifølge CLP-forordningen (1272/2008). Relaterede stoffer, for eksempel 4-phenylbenzophenon (CAS-nr. 2128-93-0) og 2-methylbenzophenon (CAS-nr. 131-58-8), har ingen harmoniserede klassificeringer. Benzophenon er blevet evalueret under CoRAP af Miljøstyrelsen, som initierede den harmoniserede klassificering af stoffet. Andre reguleringsforanstaltninger (SVHC-identifikation, begrænsning eller andre risikohåndteringsforanstaltninger) blev ikke overvejet i substansevalueringens konklusionsdokument.¹⁴

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Dahl et al. (2024) og Kastbjerg et al. (2021) målte migrationen til en kosmetikproduktsimulant (95% ethanol) af flere UV-fotoinitiatorer (inklusive benzophenon) fra HDPE- og PET-affald indsamlet fra husholdninger i Danmark, Europa og ikke-EU-lande (herunder Indien, Indonesien og Egypten). Ingen UV-fotoinitiatorer blev påvist i PET-prøverne (Dahl et al., 2024); dog indeholdt HDPE-prøverne forskellige UV-fotoinitiatorer, hvor de mest udbredte stoffer var benzophenon og 4-phenylbenzophenon.

HDPE-prøverne indsamlet i Danmark indeholdt op til ca. 1,2 mg benzophenon/kg simulant og op til ca. 2,8 mg 4-phenylbenzophenon/kg simulant.

De målte koncentrationer af benzophenon og 4-phenylbenzophenon i HDPE-prøver indsamlet i Europa var op til henholdsvis ca. 7,9 mg/kg simulant og 1,2 mg/kg simulant.

For HDPE-prøver indsamlet uden for Europa blev der rapporteret koncentrationer af benzophenon på op til ca. 2,2 mg/kg simulant, mens koncentrationen af 4-phenylbenzophenon var op til ca. 0,5 mg/kg simulant.

Koncentrationer af andre stoffer tilhørende benzophenonerne, herunder methyl-2-benzoylbenzoat (MBB; CAS-nr. 606-28-0), 2-isopropylthioxanthon (2-ITX; CAS-nr. 5495-84-1), 4-dimethylaminobenzoesyreethylester (CAS-nr. 10287-53-3), 2-ethylhexyl 4-(dimethylamino)benzoat (CAS-nr. 21245-02-3) og 2,4-diethyl-9H-thioxanthen-9-on blev også målt. Alle de førnævnte stoffer blev påvist i koncentrationer under 0,5 mg/kg simulant i alle prøver (Dahl et al., 2024; Kastbjerg et al., 2021).

Antvorskov et al. (2023) rapporterer også yderligere koncentrationer af benzophenoner i PCR-plast baseret på migration til kosmetiske produkter: Benzophenon blev fundet i en koncentration på 2,2 mg/kg simulant, mens 2,8 mg/kg simulant af 4-phenylbenzophenon (CAS-nr. 2128-93-0) og 0,6 mg/kg simulant af 2-methylbenzophenon blev fundet.

Det skal bemærkes, at koncentrationerne er baseret på migration, og derfor afspejler de ikke den direkte koncentrationer af stofferne i den genanvendte plast.

¹⁴ Substansevaluering - CoRAP-liste, benzophenon: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807e5a83>

2.3.3.9 Alkylerede phenoler og deres nedbrydningsprodukter

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Alkylerede phenoler tilsættes plast som stabilisatorer og antioxidanter. Med tiden og brugen kan disse stoffer og deres nedbrydningsprodukter migrere ud af plasten (Kastbjerg et al., 2021). Gruppen omfatter en række stoffer, herunder tris-(2,4-di-t-butylphenol)phosphit (CAS-nr. 31570-04-4), 2,6-bis(1,1-dimethyl)-4-methylphenol (BHT; CAS-nr. 128-37-0) og tert-butyl-4-methoxyphenol (BHA; CAS-nr. 25013-16-5) samt nedbrydningsprodukter som 2,4-di-tert-butylphenol (CAS-nr. 96-76-4) (Kastbjerg et al., 2021; Antvorskov et al., 2023).

Regulering og fareinformation

Tris-(2,4-di-t-butylphenol)phosphit er under vurdering som persistent, bioakkumulerende og toksisk (PBT), men har ingen andre klassificeringer i CLP-forordningen (1272/2008). 2,4-di-tert-butylphenol og BHT er begge under vurdering som hormonforstyrrende og klassificeret som meget giftige for vandlevende organismer ifølge CLP-forordningen (1272/2008). Ifølge CLP-forordningen (1272/2008) er BHA klassificeret som giftig for vandlevende organismer, skadelig ved indtagelse, forårsager alvorlig øjenskade og hudirritation, kan forårsage ånde-drætsirritation, mistænkes for at forårsage kræft og mistænkes for at skade fertiliteten. Nogle alkylerede phenoler og deres nedbrydningsprodukter er blevet identificeret som skadelige for lever og nyrer og forårsager genetisk skade (se Kastbjerg et al., 2021).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Kastbjerg et al. (2021) analyserede koncentrationer af alkylerede phenoler og deres nedbrydningsprodukter, der migrerede fra prøver af PCR-plast til en kosmetikproduktsimulant bestående af 95% ethanol over en periode på tre dage. Nedbrydningsproduktet 2,4-di-tert-butylphenol blev påvist i seks ud af syv prøver, med koncentrationer, der varierede fra under detektionsgrænsen (LOD) til 6,5 mg/kg simulant. BHT blev også påvist i seks ud af syv prøver, med koncentrationer, der varierede fra under detektionsgrænsen (LOD) til 5,9 mg/kg simulant.

Antvorskov et al. (2023) målte også koncentrationen af alkylerede phenoler i PCR-plast baseret på migration til kosmetiske produkter: nedbrydningsproduktet 2,4-di-tert-butylphenol blev påvist med en koncentration på 160 mg/kg simulant, mens tris-(2,4-di-t-butylphenol)phosphit blev påvist med en koncentration på 1000 mg/kg simulant.

Det skal bemærkes, at koncentrationerne fra begge ovennævnte undersøgelser er baseret på migration, og derfor afspejler de ikke den direkte koncentrationerne af stofferne i plastprodukterne. Resultaterne viser dog, at de nævnte stabilisatorer er til stede i den genanvendte plast.

2.3.3.10 Bisphenoler

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Bisphenoler tilhører den kemiske gruppe af phenoler, som bruges i plast på grund af deres antioxidante egenskaber. I PE og PP tilsættes typisk en koncentration på 0,05 til 0,2% phenoler til plasten, mens højere koncentrationer (op til 2%) kan tilsættes ABS, PS og syntetisk gummi (Poulsen et al., 2020). Derudover kan bisphenol A også være til stede som en restmonomer i epoxyharpikser såsom bisphenol A diglyceridether (BADGE) (Hahladakis et al., 2018).

Regulering og fareinformation

Et velkendt stof i bisphenolgruppen er bisphenol A (BPA; CAS-nr. 80-05-7), som er bredt anvendt i plast globalt (IPEN, 2020). BPA er blevet begrænset i termopapir i EU, da det blev opført i bilag XVII, Indgang 66, under REACH (1907/2008) i 2016. Desuden er BPA identificeret

som et SVHC-stof på grund af dets reproduktionstoksiske og hormonforstyrrende egenskaber for menneskers sundhed og miljø. Ifølge den harmoniserede klassificering under CLP-forordningen (1272/2008) er BPA reproduktionstoksisk, hudsensibiliserende, hormonforstyrrende, giftig for vandlevende organismer, forårsager øjenskader og kan forårsage allergiske hudreaktioner og åndedrætsirritation. Derudover specificerer Legetøjssikkerhedsdirektivet (Direktiv 2009/48/EF) en migrationsgrænseværdi på 0,04 mg/l for bisphenol A i legetøj beregnet til brug af børn under 3 år eller i andet legetøj, der skal puttes i munden. Grænseværdien er implementeret i dansk lov via bekendtgørelsen om legetøj (BEK nr. 815 af 07/06/2022).

Andre bisphenolanaloger inkluderer bisphenol AF (BPAF; CAS-nr. 1478-61-1), bisphenol F (BPF; CAS-nr. 2467-02-9) og bisphenol S (BPS; CAS-nr. 80-09-1). Ligesom for BPA er klassificeringen af BPS under CLP-forordningen (1272/2008) harmoniseret og angiver, at BPS er reproduktionstoksisk, hormonforstyrrende, giftig for vandlevende organismer, øjenskadelig og hudsensibiliserende. Ifølge CLP-forordningen (1272/2008) er BPF klassificeret (ikke harmoniseret) som værende giftig for vandlevende organismer, forårsager øjenskader og hudirritation og muligvis forårsager åndedrætsirritation og allergiske hudreaktioner. Det er vigtigt at bemærke, at der er nogle igangværende diskussioner om ændringer i klassificeringerne for BPF. BPAF kan ligeledes skade fertiliteten, er giftig for vandlevende organismer, forårsager øjenskader og kan forårsage skade på organer gennem forlænget eller gentagen eksponering (ikke harmoniseret klassificering under CLP-forordningen (1272/2008)).

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

IPEN (2020) og Hahladakis et al. (2018) rapporterer, at BPA kan forekomme i genanvendt plast, men der er ingen oplysninger om koncentrationer. Hahladakis et al. (2018) rapporterer migration af BPA ind i fødevarer fra nye materialer i kontakt med fødevarer (f.eks. dåser foret med plastharpikser, PC-flasker, PE- og PP-plastposer og -film). Disse fund betragtes som af begrænset relevans her, og migrationsfigurer rapporteres derfor ikke.

2.3.3.11 Resterende monomerer

Årsag til tilstedeværelse og funktion i plast

Resterende monomerer forekommer i plastpolymerer på grund af ufuldstændige reaktioner i polymerisationsprocessen, hvor ikke alle monomerer (plastpolymerernes "byggesten") er fuldstændigt reagerende. De resterende monomerer forekommer generelt i lave koncentrationer, typisk mellem 0 og 2% (Poulsen et al., 2019).

Regulering og fareinformation

I EU's ekspertgruppe om legetøjssikkerhed "Sub-group Chemicals"¹⁵ er følgende monomerer blevet identificeret som særligt problematiske, baseret på deres kræftfremkaldende egenskaber og deres anvendelse i polymerer, der bruges til legetøj:

- Vinylchlorid (også kendt som chlorethen, CAS-nr. 75-01-4, til stede i PVC).
- 1,3-Butadien (CAS-nr. 106-99-0, til stede i ABS, styren-butadien gummi (SBR/SBS) og acrylonitril-butadien gummi (NBR)).
- Acrylonitril (CAS-nr. 107-13-1, til stede i ABS, NBR, styren-acrylonitril (SAN), acrylonitril-styren-acrylat (ASA) og NBR).
- Acrylamid (CAS-nr. 79-06-1, til stede i polyacrylamid (PAM)).
- Styren (CAS-nr. 100-42-5, til stede i PS, ABS, SBR, SAN, styren-ethylen-butylen-styren gummi (SEBS), styren-butadien blok copolymer (SBC) og umættede polyester).

For vinylchlorid og acrylamid er begrænsninger defineret under REACH (henholdsvis Indgang 2 og Indgang 60). Dog har disse reguleringer begrænset eller ingen relevans for forbrugerprodukter. Mere specifikt gælder begrænsningen for vinylchlorid ikke for produkter, da den kun

¹⁵ ANEC Position Paper <https://anec.eu/images/ANEC-CHILD-2018-G-065.pdf>

vedrører drivmidler i aerosoler. Begrænsningen af acrylamid kan være relevant, da den begrænser acrylamid i blandinger, herunder plastgranulat.

De nævnte fem monomerer blev undersøgt i detaljer i en rapport af Miljøstyrelsen vedrørende deres tilstedeværelse og migration fra plastmaterialer brugt i legetøj (Poulsen et al., 2019). Derudover er 15 andre monomerer med CMR-egenskaber, der kan være til stede i legetøj, opført, men ikke vurderet yderligere i rapporten af Poulsen et al. (2019)¹⁶.

Koncentrationer i produkter og materialer af genanvendt plast

Poulsen et al. (2019) analyserede indhold og migration af disse monomerer i 29 prøver af legetøj lavet af virgint plast (ABS, PS, PVC og SEBS-gummi) samt i nogle få prøver af PIR plast.

Analysen af de resterende monomerer i legetøjet lavet af virgin plast viste, at koncentrationerne enten var under detektionsgrænsen eller påvist i lave niveauer, med undtagelse af ABS-legetøj (gennemsnitligt restindhold på 26,7 mg/kg for acrylonitril, 0,57 mg/kg for butadien og 842 mg/kg for styren) og styrenkoncentration i PS-legetøj (351 mg/kg). Migrationsanalyser udført på visse legetøjsprodukter indikerede ingen migration over detektionsgrænsen.

Ud over produkterne fremstillet af virgin plast blev der leveret PIR-prøver af både ABS og PS fra to forskellige danske genanvendelsesvirksomheder. ABS-materialet stammer formodentlig fra en legetøjsproducent, mens PS-prøven var fra materialer bestemt til fødevarekontakt.

Både PIR-granulatprøver og PIR-plast i form af plader (granulat støbt til plader) blev analyseret. Pladerne har således gennemgået alle de fremstillingsprocesser, som legetøj fremstillet af genanvendt plast gennemgår, hvilket gør dem repræsentative for legetøjsprodukter fremstillet af genanvendt plast.

Indholdet af de resterende monomerer acrylonitril, butadien og styren i granulat af genanvendt ABS var henholdsvis 10, 2,1 og 330 mg/kg. Indholdet af styren i PS-granulat var 270 mg/kg. De resterende monomerer blev ikke påvist i prøverne. Indholdsanalyser blev ikke udført på plastpladerne; derfor er det ikke muligt at vurdere, om det ekstra procestrin kan have reduceret indholdet af de (ret flygtige) monomerer.

Derudover blev migration til ethanol og mavesyresimulant testet. Ingen af monomererne blev fundet at migrere i koncentrationer over detektionsgrænsen (LOD) fra nogen af PIR-plastprøverne (LOD i ABS-prøver 0,04 – 3,6 mg/kg, LOD i PS-prøver 0,15 – 3,9 mg/kg).

Poulsen et al. (2019) sammenlignede de analytiske resultater af resterende monomerer i legetøjsprodukter lavet af virgint plast og PIR-plast og fandt ingen forskel med hensyn til indhold og migration af de relevante monomerer. Det bemærkes dog, at kun få prøver (10 ABS og fem PS-legetøj sammenlignet med to prøver af hver PIR-ABS og PIR-PS) blev inkluderet. Desuden bemærker forfatterne, at store variationer i indhold (og migration) af de relevante resterende monomerer i genanvendt materiale forventes, afhængig af oprindelsen af det genanvendte materiale.

Baseret på deres fund konkluderer Poulsen et al. (2019), at tilstedeværelsen af nogen af monomererne ikke udgør en risiko for nogen af de undersøgte legetøjsmaterialer (ABS, PS, PVC, SEBS og SBC) på grund af den lave migration af monomererne fra plastmaterialerne.

Yderligere referencer om resterende monomerer i genanvendt plast er ikke blevet identificeret.

¹⁶ Disse omfatter bisphenol A, phenol, formaldehyd, ethylenoxid, propylenoxid, 2-methyl-1,3-butadien, epichlorhydrin, ethylenimin, 2,4-toluendiisocyanat, 2,4'-methylen-diphenyldiisocyanat, hydroquinon, vinylacetat, vinylidenklorid, 1,3-fenylenediamin, 1,3,5-trioxan.

2.4 Diskussion og konklusion om genanvendt plast i forbrugerprodukter

I fase 1 blev der gennemført en litteraturgennemgang, en interessenthøring og en produktundersøgelse. Disse aktiviteter havde til formål at give svar på hovedformålene for denne projektfase som beskrevet i afsnit 2.1 Følgende afsnit opsummerer resultaterne.

2.4.1 Typer af plastpolymerer anvendt i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast

Under undersøgelsen af forbrugerprodukter (afsnit 2.3.2), blev 62 produkter identificeret på danske og europæiske hjemmesider. Oplysninger om polymertypen blev ofte ikke angivet i produktbeskrivelserne på forhandlernes hjemmesider. For omkring 31% af produkterne i undersøgelsen var polymertypen ukendt. For de produkter, hvor polymeren var angivet, var PET (en type polyester) den mest anvendte polymer (41%) i de fokuserede genanvendte forbrugerprodukter (legetøj, børneprodukter, tekstiler til beklædning samt boligtekstiler og møbler).

Forsyningskædens aktører (indsamlere, genanvendelsesvirksomheder og/eller compounding-virksomheder) af genanvendt plast, der blev interviewet under interessenthøringen, rapporterer, at de primært genanvendte polymerer er PE, PP, PS, ABS, PET, nylon og – i mindre grad – PVC. Nogle genanvendelsesvirksomheder/compounding-virksomheder behandler kun visse polymerer. Alle disse polymerer anvendes i forbrugerprodukter. Der blev dog ikke identificeret produkter fremstillet af PVC og ABS, som ligger indenfor fokusområdet af forbrugerprodukter i nærværende undersøgelse, dvs. legetøj, børneprodukter (f.eks. barnesæder, autostole, barnevogne), børnetøj samt møbler, boligtekstiler og interiør (jf. afsnit 2.1). Ifølge producenter er polymererne PP, PE og PET de mest anvendte polymerer til fremstilling af forbrugerprodukter i genanvendt plast.

Ifølge oplysningerne fra interessenthøringen og informationen fra litteraturgennemgangen bruges PET mere udbredt til fremstilling af genanvendte forbrugerprodukter, fordi sporbarheden af PET-fraktioner er højere end for andre polymerer, f.eks. PP og PE, især når det indsamles efter brug (post-consumer). PET indsamles typisk separat og er derfor mere ensartet og mindre forurenset end andre polymerfraktioner, hvilket tillader den genanvendte polymer at blive brugt til en bredere vifte af anvendelser.

2.4.2 Oprindelse af den genanvendte plast brugt til forbrugerprodukter

Oplysninger om, hvorvidt den genanvendte plast i produktet stammer fra postindustrielt affald eller fra forbrugeraffald (post-consumer) angives sjældent i produktbeskrivelserne fra producenterne eller forhandlerne. I undersøgelsen af forbrugerprodukter (afsnit 2.3.2) var oprindelsen af den genanvendte plast ukendt for omkring halvdelen af produkterne, mens ca. 40% af produkterne var fremstillet af PCR-plast, og 10% var fremstillet af PIR. Det bemærkes, at der er en vis usikkerhed forbundet med disse tal, da de er baseret på et relativt lille antal forbrugerprodukter (62 produkter) og produktbeskrivelser fra forhandlernes hjemmesider.

Ifølge oplysninger fra interessenterne genanvendes både postindustrielt og post-forbruger plast, men PIR-plast er lettere at genanvende på grund af dets høje renhed og kendte sammensætning. PIR-plast kan modtages fra hygiejne-, fødevarerproduktions-, bygnings- eller rørindustrien, mens PCR-plast kan stamme fra husholdningsaffald, genbrugsstationer og producenter, der har en tilbagekøbsaftale med deres kunder.

En dansk compounding-virksomhed oplyste under interessenthøringen, at 30-40% af deres producerede volumen er PIR plast, men de nævner også, at fraktionen af PCR plast er sti-

gende på grund af øget fokus på ansvarligt ressourcebrug og bæredygtighed. En dansk genanvendelsesvirksomhed rapporterer, at 95% af deres produktion er baseret på PCR-plast (primært fra emballage) og 5% fra PIR, mens en anden europæisk genanvendelsesvirksomhed udelukkende baserer sig på PCR.

Det har ikke været muligt at udvikle et fuldstændigt overblik over mængderne af PCR- og PIR-plast, der bruges til forbrugerprodukter på det danske eller europæiske marked inden for rammerne af dette projekt. Samlet set indikerer dataene fra undersøgelsen af forbrugerprodukter og interessenthøringen, at PCR-plast er mere almindeligt anvendt end PIR-plast i forbrugerprodukter, med en forventet stigning i mængden af PCR-plast. Det bør dog bemærkes, at der er usikkerhed forbundet med oplysningerne om oprindelsen af den genanvendte plast fra undersøgelsen af forbrugerprodukter, fordi dataene stammer fra forhandlere, som fremhæver at deres produkter er lavet af PCR-plast som en del af markedsføringen.

2.4.3 Additiver og deres nedbrydningsprodukter, der forekommer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast

Der er flere grunde til, at farlige stoffer kan være til stede i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. En grund er tilstedeværelsen af additiver, der oprindeligt var tilstede i de forhenværende nye plastprodukter. Disse additiver, som tilføjes for funktionelle formål såsom holdbarhed, fleksibilitet, farve eller hvis de er tilstede som urenheder, forbliver i det genanvendte materiale. En anden grund er tilstedeværelsen af gamle additiver, som stammer fra den genanvendte plast, som ikke blev tilføjet bevidst til de nye genanvendte produkter. Derudover kan genanvendelsesprocessen indebære introduktion af funktionelle additiver for at muliggøre effektiv brug af genanvendte plasttyper såsom varme stabilisatorer, lugtadditiver og/eller pigmenter. Indholdet af potentielt farlige stoffer er blevet undersøgt i litteraturgennemgangen.

På trods af de gældende regler, der begrænser genanvendelse af plast indeholdende bromerede flammehæmmere, viste de opnåede resultater, at bromerede flammehæmmere (inklusive octaBDE, decaBDE, HBCD, andre PBDE'er og nogle nBFR'er) hyppigt påvises i forskellige forbrugerprodukter som børnelegetøj, køkkenredskaber og hårtilbehør. Forfatterne af disse undersøgelser konkluderer, at oprindelsen af de påviste BFR'er sandsynligvis stammer fra genanvendt plast på grund af koncentrationer, der er under niveauerne hvor flammehæmmende funktionalitet ville blive opnået. Derudover kræver disse produktgrupper ikke flammehæmmende egenskaber. Det samme gælder for OPFR'er og nogle ftalater i børnelegetøj, hvor stofferne blev påvist i koncentrationer, der var for lave til at ændre materialets egenskaber, hvilket indikerer, at deres tilstedeværelse sandsynligvis stammer fra brugen af genanvendte materialer eller krydskontaminering under procesforløb.

Der er indikationer på, at flere PAH, PAA, benzophenon UV-stabilisatorer og alkylerede phenoler er til stede i genanvendt plastemballage, men dette var baseret på migrerede koncentrationer i kosmetikproduktsimulanter, og den præcise koncentration af de påviste stoffer i genanvendt plastemballage er ikke kendt.

PAA'er tilføjes ikke bevidst til plast, men findes almindeligvis i fraktioner af genanvendt plast, især i farvede plasttyper, som nedbrydningsprodukter af azofarvestoffer. Alkylerede phenoler tilsættes plast som stabilisatorer og antioxidant, og både stofferne såvel som deres nedbrydningsprodukter er blevet påvist i genanvendt plastemballage.

Flere benzotriazol UV-stabilisatorer blev påvist i forbrugerprodukter købt i Japan. Imidlertid, da genanvendt PET og HDPE kan stamme fra lande uden for EU, kan eksponering for forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt PET og HDPE, der indeholder disse stoffer, også forekomme inden for EU.

Tilstedeværelsen og migrationen af kræftfremkaldende resterende monomerer (vinylchlorid, 1,3-butadien, acrylonitril, acrylamid og styren) fra plastmaterialer brugt i legetøj blev også undersøgt. Det blev konkluderet, at på grund af de lave migrationsniveauer af monomererne fra de virgine og PIR plastmaterialer, var der ingen risiko forbundet med tilstedeværelsen af monomerer i nogen af de undersøgte legetøjsmaterialer (ABS, PS, PVC, SEBS og SBC). Der har ikke været tilgængelige data om tilstedeværelsen og migrationen af resterende monomerer fra PCR-plast. På den ene side er tilstedeværelsen af monomerer, der frigives ved nedbrydningen af plastpolymerer i fødevarekontaktmaterialer, blevet rapporteret. På den anden side kan fjernelsen af de flygtige resterende monomerer også forventes i genanvendelses- og re-compounding procestrinene, der involverer forhøjede temperaturer. Ingen oplysninger er blevet identificeret om, hvorvidt nedbrydningen af polymerer (der frigiver kræftfremkaldende resterende monomerer) forekommer i en højere hastighed i PCR-plast sammenlignet med virgine og PIR-plast. Derfor kan det ikke konkluderes, om PIR og PCR-plast adskiller sig i indholdet af resterende monomerer.

Under re-compounding, processer (støbning og ekstrudering) ved forhøjede temperaturer, kan fordampning bidrage til frigivelsen af nogle semivolatile og flygtige stoffer i det genanvendte materiale, f.eks. VOC som resterende monomerer eller ftalater. En anden undersøgelse af forskellige genanvendte plasttyper i Danmark antydede dog også, at ftalater ikke fjernes under genanvendelse og kan fortsætte med at ophobe sig i genanvendt plast.

Afslutningsvis viste litteraturgennemgangen, at adskillige stoffer med farlige egenskaber kan være til stede i forbrugerprodukter eller genanvendt plastmateriale, der potentielt bruges til forbrugerprodukter. Mange af disse stoffer optræder som gamle additiver, hvis anvendelse i forbrugerprodukter er reguleret og/eller begrænset via REACH-forordningen, POP-forordningen, RoHS-direktivet og/eller Legetøjsdirektivet, f.eks. bromerede flammehæmmere som PBDE, nogle ftalater, metaller, otte PAH'er samt nogle azofarvestoffer og de aromatiske aminer, der stammer fra dem. Andre stoffer er kun delvist eller slet ikke reguleret i forbrugerprodukter via europæisk lovgivning, f.eks. nye flammehæmmere (såsom TBBPA og dets derivater, bromerede diphenylethyls og bromerede ftalater), ikke-halogenerede organofosforflammehæmmere, benzotriazol UV-stabilisatorer (undtagen UV-328) og benzophenon-relaterede UV-stabilisatorer.

2.4.4 Sporbarhed og informationsoverførsel gennem forsyningskæden

Oplysninger om sporbarhed og informationsoverførsel gennem livscyklussen og forsyningskæden for genanvendt plast er blevet beskrevet baseret på resultaterne fra interessenthøringen, litteraturgennemgangen og projektteamets professionelle erfaring.

Forsyningskæden for genanvendte plastprodukter på det danske/europæiske marked involverer adskillige aktører, som kan være placeret både inden for og uden for Europa. Kilden og typen af den genanvendte plast er ikke altid kendt i alle dele af forsyningskæden.

Til produktion af nyt plastgranulat kan producenten tilsætte visse additiver for at opnå de ønskede egenskaber, f.eks. blødgørere, farvestoffer, flammehæmmere, stabilisatorer. Den efterfølgende bruger, der køber sådanne granulater, kan have ret til et sikkerhedsdatablad (SDS) i henhold til artikel 31 i REACH (1907/2006). Så snart polymeren er blevet formet til en specifik form, overflade eller design, som er afgørende for brugen af produktet, klassificeres den som en artikel (REACH-definition) og ikke som et stof, og SDS og andre forpligtelser for stoffer og blandinger er ikke længere gældende. For artikler (omtales som produkter i nærværende projekt) har leverandøren dog pligt til at kommunikere tilstedeværelsen af særligt problematiske stoffer (SVHC) over 0,1 % vægt til kunden (artikel 33 i REACH).

Under fremstillingsfasen af nye plastprodukter genereres der normalt en fraktion af plasten som affald. Denne fraktion indeholder enten ingen eller en kendt mængde af additiver og er af høj kvalitet, og kan derfor sælges til genanvendelsesvirksomheder og re-compounderes til genanvendt plastgranulat. For sådanne fraktioner kan der leveres et SDS til genanvendelsesvirksomheden. Det endelige materiale omtales som postindustrielt genanvendt (PIR) plast. Et SDS er kun påkrævet, hvis PIR-blandingen klassificeres som farlig, eller hvis den indeholder nogle (kendte) farlige stoffer. PIR-blandingen kan dog stadig indeholde farlige stoffer (enten under klassificeringsgrænserne eller ukendte). Kravet skyldes europæisk lovgivning (REACH), som aktører uden for EU ikke er forpligtet til at overholde.

Slutbrugeren af et produkt ved normalt ikke, hvilke farlige stoffer der er til stede i produkterne. Når forbrugeraffald ankommer til genanvendelsesvirksomheden, er det derfor typisk ikke kendt, hvilke farlige stoffer der er til stede, da denne information går tabt under brugsfasen. SCIP-databasen, som stiller krav til virksomheder om at indsende oplysninger om SVHC i produkterne til ECHA, har til formål at lukke dette videnshul. Dog kunne der på nuværende tidspunkt ikke udtrækkes nogen nyttige oplysninger vedrørende forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast fra databasen¹⁷.

Viden om tilstedeværelsen af kemikalier i plastaffald genereres under genanvendelses-, sammensmeltning- og fremstillingsprocesserne af genanvendte plastprodukter. Ifølge artikel 6.1 i Affaldsrammedirektivet (2008/98/EF) skal analysen udføres af den aktør, der er forpligtet til at sikre kriterierne for ophør af affald (end-of-waste kriterierne).

Baseret på oplysninger fra genanvendelsesvirksomheder varierer metoderne og hyppigheden af kemiske analyser af de genanvendte partier meget og afhænger af den genanvendte affaldsstrøm, genanvendelsesvirksomhedens praksis og kundernes krav. Baseret på operatørens erfaring og inputaffaldet kan det estimeres, om et output har en høj sandsynlighed for at indeholde farlige stoffer og derfor kræver analyse.

Der findes ingen standarder for, hvor ofte en plast-parti af genanvendt plast skal analyseres for dens indhold af farlige kemikalier, eller hvilke kemikalier der skal undersøges. Specifikke plast-parti erklæringer om f.eks. indholdet af metaller, indholdet af SVHC-stoffer eller CLP-overensstemmelse kan leveres af genanvendelsesvirksomheder eller compounding-virksomheder efter anmodning fra producenter.

For det genanvendte plastgranulat udarbejdes et sikkerhedsdatablad (SDS), som leveres til producenten af plastprodukter. SDS'en informerer producenterne om, at plasten er fremstillet af genanvendt affald og skal også inkludere tilføjede farlige additiver samt resterende farlige stoffer fra første brug, hvis de er til stede over en vis koncentrationstærskel.

¹⁷ SCIP-database, tilgængelig på https://echa.europa.eu/scip-database?p_p_id=diss_scip_portlet&p_p_lifecycle=1&p_p_state=normal&p_p_mode=view&diss_scip_portlet_javax.portlet.action=searchArticlesAction. Søg efter forbrugerprodukter, der inkluderer termen "recycled".

3. Udvælgelse af fokusområde, indkøb af produkter og kemiske analyser

3.1 Udvælgelse af fokusområde

Gennem de aktiviteter, der blev gennemført i fase 1 af dette projekt, er flere emner med relevans for forbrugersikkerheden i forbindelse med brugen af produkter fremstillet af genanvendt plast blevet identificeret. Disse potentielle fokusområder præsenteres i TABEL 3-1 sammen med en argumentation for deres relevans.

TABEL 3-1 opdeler de potentielle fokusområder i tre overordnede kategorier afhængigt af udgangspunktet i enten (i) typen af plastpolymer, (ii) typen af produkt eller (iii) typen af additiv(er) anvendt i produkterne.

En generel udfordring for kategori (i) og (iii) er, at det er vanskeligt at identificere relevante produkter på markedet, som indeholder en bestemt plastpolymer, da denne information ofte ikke er tilgængelig i produktbeskrivelserne. For eksempel er oplysninger om polymeren ofte tilgængelige for udendørsmøbler og tekstiler, men for andre produktgrupper som legetøj eller børneprodukter er disse oplysninger typisk ikke tilgængelige. Derfor ville en polymeranalyse i nogle tilfælde være nødvendig inden kemiske indholdsanalyser, hvilket ikke er gennemførligt inden for projektets omfang. Derfor blev fokusområder, der kræver en polymeranalyse, udelukket.

Desuden blev det anset for mere relevant at udføre en eksplorativ undersøgelse af potentielt skadelige kemikalier i forbrugerprodukter af genanvendt plast, og ikke en målrettet analyse af specifikke stoffer/stofgrupper. Dette blev prioriteret for at opnå bredere viden om det kemiske indhold i forbrugerprodukter af genanvendt plast. Derfor blev kategori (iii) udelukket.

I samarbejde med Miljøstyrelsen blev det endelige fokusområde besluttet at være tekstilprodukter af genanvendt polyester eller PET.

Ved den endelige udvælgelse af fokusområde blev følgende parametre vægtet:

- Pris – Produkter med lavere priser tillader flere prøver inden for projektbudgettet
- Eksponeringsvarighed – Længere eksponeringstider kan forventes ved brug af mange tekstilprodukter sammenlignet med andre produkter
- Bæredygtighedspåstande – Mange tekstilprodukter markedsføres som indeholdende genanvendt plast
- Type plastpolymer – polyester eller PET – er ofte specificeret i markedsføringsmaterialet for tekstilprodukter, derfor er en yderligere polymeranalyse ikke nødvendig

TABEL 3-1. Potentielle fokusområder for yderligere undersøgelse af kemisk indhold i fase 2.

Potentielle fokus-områder	Relevans
(i) Plasttyper i fokus	
Produkter af PET	Generelt ser koncentrationerne af farlige stoffer ud til at være lave, men forureninger med nogle metaller og benzotriazoler er blevet påvist i genanvendt og virgint PET fra ikke-EU-lande. Da den genanvendte PET kan stamme fra områder uden for EU, kan sådanne forureninger også forekomme i forbrugerprodukter på det europæiske marked. Desuden ser PET ud til at være den mest almindelige PCR-polymer.
Produkter af PS og/eller ABS	Mange urenheder formodes (Pivnenko et al., 2017). Styren findes i PS, og acrylonitril, butadien og styren i ABS (Poulsen et al., 2019). DEHP identificeret i genanvendt PS fra WEEE/ELV (Andersson et al., 2019). Genanvendt ABS fra WEEE/ELV viste øgede niveauer af cadmium (Andersson et al., 2019). Derudover identificerede produktundersøgelsen PS-produkter, der stammer fra områder uden for EU (f.eks. Indien), hvilket gør det mere sandsynligt, at kildematerialerne ikke er i overensstemmelse med EU's kemikalielovgivning.
Produkter af sort plast (ikke annonceret som genanvendt)	Strakova et al. (2018) og Brosché et al. (2021) rapporterer, at sorte plastprodukter (eller sorte dele af plastprodukter) kan stamme fra genanvendt elektronisk affald og derfor indeholde farlige stoffer, f.eks. BFR'er.
Produkter fremstillet af genanvendt WEEE og ELV	Genanvendte forbrugerprodukter, der indeholder genanvendt WEEE- og/eller ELV-materiale, er blevet identificeret under litteraturgennemgangen (Strakova et al., 2018). For at være i overensstemmelse bør forbrugerprodukter dog ikke indeholde genanvendt WEEE- og/eller ELV-materiale, hvis koncentrationerne af begrænsede stoffer er over grænserne fastsat af eksisterende lovgivning. Derfor vurderes dette fokusområde at have mindre relevans.
(ii) Produktkategorier i fokus	
Udendørsmøbler	PCR-plast bruges ofte til udendørs apparater på grund af den potentielt blandede sammensætning af polymerer og ukendt indhold af additiver (interessentinformation). Tilsætning af visse potentielt farlige stoffer (f.eks. UV-stabilisatorer, antioxidanter) kan være nødvendigt for, at sådanne produkter kan holde i udendørsmiljøer. Desuden er sådanne produkter normalt ikke reguleret som børneprodukter, men børns eksponering kan forventes. Dog er børns eksponeringsvarighed begrænset. Derudover er varer fra denne produktgruppe ofte dyre, hvilket tillader kun et lille antal produkter til analyse inden for projektbudgettet.
Tekstilprodukter	Flere forhandlere brander deres tekstilprodukter som værende lavet af genanvendt plast, ofte plastflasker (PCR-plast). Den mest almindeligt anvendte type genanvendt plast til tekstiler er PET (polyester), derfor gælder de samme argumenter som for produkter lavet af PET. Stoffer i tekstilbeklædning er ikke reguleret under en specifik forordning, men nogle stoffer er specifikt begrænset under REACH vedrørende deres anvendelse i tekstiler med hudkontakt og børneprodukter. Børns eksponeringsvarighed for tekstilbeklædning og boligtekstiler (f.eks. plaider/tæpper og puder) anses for at være relevant inden for rammerne af dette projekt.
(iii) Kemikalier i fokus	
PAA i HDPE	Undersøgelser af migration af PAA fra genanvendt plastemballage til kosmetiksimulant viser målbare koncentrationer af PAA i kosmetiksimulanten (Kastbjerg et al., 2021; Dahl et al., 2024). Det kan være relevant at undersøge, om PAA i genanvendte plastmaterialer er et generelt problem, og om koncentrationerne udgør en sundhedsrisiko for forbrugerne. Derudover findes der mange flere PAA, end der er reguleret under REACH.
Analyse af stabilisatorer	En interessant nævnte, at fx Irganox 1010 og Irgafos 168 er almindeligt anvendte additiver i både PIR- og PCR-plast. Dette understøttes af fund i litteraturen (Hahladakis et al., 2018). Nogle stabilisatorer udviser også hormonforstyrrende effekter (Poulsen et al., 2020).
Metaller i forbrugerprodukter	Metaller er blevet påvist i forskellige mængder i genanvendt PET, PP, PE og PS (Eriksen et al., 2018). Undersøgelse af tilstedeværelsen af metaller i det endelige forbrugerprodukt er relevant for at vurdere, om de udgør en sundhedsrisiko.

Potentielle fokus- områder	Relevans
Benzotriazoler i forbrugerprodukter	Fremvoksende stofgruppe af bekymring med fire stoffer inkluderet i bilag XIV under REACH i 2024. Der er ikke identificeret data om tilstedeværelsen af BUV'er i forbrugerprodukter af genanvendt plast, men BUV'er er blevet påvist i nye plastflasker og -emballage (to produkttyper, der ofte genanvendes) samt i genanvendt plastgranulat. Derfor kan det være relevant at undersøge tilstedeværelsen af BUV'er i forbrugerprodukter. Dog har kemiske analyser af benzotriazoler i forbrugerprodukter ikke været tilgængelige inden for den analytiske ramme af det nuværende projekt.

3.2 Køb af produkter

For at undersøge produkter med forskellige eksponeringsscenarier blev det besluttet at købe 20 produkter af følgende kategorier:

- Boligtekstiler, hvor børns eksponering er sandsynlig (f.eks. puder, tæpper)
- Udendørstøj til børn antaget at have begrænset hudkontakt (f.eks. jakker)
- Børnetøj med direkte hudkontakt (f.eks. undertøj)

Produkter blev søgt på internettet og købt gennem onlineforhandlere. Alle produkter er lavet af mindst 90% genanvendt plast, og flere produkter hævder at være fremstillet af genanvendte flasker, dvs. PCR-plast.

Ved købstidspunktet modtog hvert produkt et prøveidentifikationsnummer (ID) med et bogstav afhængigt af tekstilkategorien ("H" for boligtekstiler, "O" for udendørstøj og "S" for tøj med hudkontakt) samt prøvenummeret. En oversigt over de købte tekstiler samt deres prøve-ID'er er præsenteret i TABEL 3-2.

For at laboratoriet kunne analysere ægte duplikatprøver blev der købt to eksemplarer af hver produkt. Dog blev der kun købt ét produkt af prøve O-10 (regnponcho) og S-20 (t-shirt), da der kun var ét produkt tilgængelig for bestilling på købstidspunktet.

TABEL 3-2. Købte tekstilprodukter og deres prøve-ID'er.

Produktkategori	Prøve-ID	Produkt
Boligtekstiler	H-01	Plaid
	H-02	Plaid
	H-03	Plaid
	H-04	Pude
	H-05	Pudebetræk
	H-06	Gulvtæppe
	H-07	Mikrofiberhåndklæde
Børnetøj, yderste lag	O-08	Fleecejakke
	O-09	Fleecejakke
	O-10	Regnponcho
	O-11	Regnjakke
	O-12	Termojakke
	O-13	Termobukser
Børnetøj med direkte hudkontakt	S-14	Badekåbe
	S-15	Kjole
	S-16	Boxershorts
	S-17	Badeshorts
	S-18	Badeshorts
	S-19	Badedragt
	S-20	T-shirt

3.3 Kemiske screeningsanalyser

3.3.1 Metoder og prøveforberedelse

Kemiske analyser blev udført af Teknologisk Institut. To screeningsanalyser blev udført: En semikvantitativ GC-MS screening for at detektere og kvantificere organiske stoffer samt en semikvantitativ ICP-MS screening for at detektere og kvantificere metaller.

Prøver blev taget fra to eksemplarer af hver produkt for ægte duplikatbestemmelser (undtagen for prøve O-10 og S-20, hvor prøverne blev taget fra samme produkt) og ekstraheret med dichlormethan.

Semikvantitative screeningsanalyser kvantificerer analyterne i forhold til tilsatte interne standarder. Denne type kvantificering er underlagt en vis usikkerhed, som varierer mellem de forskellige analyter.

I GC-MS screeningen blev usikkerheden af hver rapporteret komponent kategoriseret i et af tre identificeringsniveauer:

- Kategori A: Sikker og bekræftet identifikation. Stoffet er identificeret ved navn, CAS-nr. (eller NIST-nr., hvis CAS-nr. ikke er tilgængeligt for stoffet i biblioteket). Det bemærkes, at der også for kategori A-stoffer er en vis usikkerhed vedrørende den præcise stofidentifikation.
- Kategori B: Delvis identifikation. Stoffet er identificeret ved kemisk klasse af forbindelsen, et fragment af stoffet eller ved en forbindelse bundet til stoffet.
- Kategori C: Uidentificeret stof.

En tilsvarende usikkerhedskategorisering har ikke været tilgængelig for metalscreeningen. Flere detaljer om metoder og prøveforberedelse kan findes i Bilag 2.

3.3.2 Resultater

3.3.2.1 Resultater af GC-MS-screening

GC-MS screeningen identificerede i alt 194 stoffer, hvoraf cirka 60% kunne identificeres med sikkerhed (TABEL 3-3).

TABEL 3-3. Antal stoffer pr. identificeringskategori i GC-MS screeningen.

Kategori	Antal stoffer
Kategori A: Sikker og bekræftet identifikation	117 (60%)
Kategori B: Delvis identifikation	32 (17%)
Kategori C: Uidentificeret stof	45 (23%)
Total	194

I de analyserede produkter kunne der identificeres 11-23 stoffer pr. produkt, hvilket betyder, at antallet af identificerede stoffer i ingen af produkterne oversteg 23 eller faldt til under 11 (TABEL 3-4). De tre produkter, der indeholdt mere end 20 stoffer, omfattede både en udendørsprodukt og to produkter med direkte hudkontakt. Forskellene er dog små, og ingen af produkterne skiller sig ud ved at indeholde særligt mange eller få stoffer.

TABEL 3-4. Antal identificerede stoffer pr. produkt.

Produkt med identificerede stoffer pr. produkt	Antal produkter	Produkt-ID
Produkter med >25 stoffer	0	-
Produkter med >20-25 stoffer	3	O-13 S-16 S-19
Produkter med >15-20 stoffer	8	H-03 H-05 H-06 O-10 O-11 S-14 S-17 S-20
Produkter med >10-15 stoffer	9	H-01 H-02 H-04 H-07 O-08 O-09 O-12 S-15 S-18
Produkter med ≤10 stoffer	0	-

Et uddrag af de hyppigst påviste stoffer inden for identifikationskategori A er angivet i TABEL 3-5. Et uddrag af de 10 stoffer fundet i de højeste koncentrationer samt deres detektionsfrekvens er angivet i TABEL 3-6. . Den fulde liste over analyseresultater præsenteres i 0Bilag 1.

TABEL 3-5. Stoffer hyppigst påvist (i fire eller flere produkter) i GC-MS screeningen. Bemærk, at de angivne koncentrationer er semikvantitative.

Stof	IUPAC-navn	CAS-nr.	Antal detekti- oner	Konc. max (mg/kg)	Detekteret i produkt-ID
13-Docosenamid, (Z)-	(Z)-docos-13-enamid	112-84-5	7	260	H-03 H-06 O-12 O-13 S-14 S-19 S-20
Benzenamin, 2-chloro-4,6-dinitro-	2-chloro-4,6-dinitro-anilin	3531-19-9	5	270	H-05 O-08 O-13 S-15 S-16
1,4-benzendicarboxylsyre, bis(2-hydroxyethyl)ester	bis(2-hydroxyethyl)benzen-1,4-dicarboxylat	959-26-2	5	30	H-01 H-03 O-12 S-14 S-20
Decyloleat	decyl (Z)-octadec-9-enoat	3687-46-5	4	230	H-04 O-12 O-13 S-19
9,10-Anthracendion, 1-amino-4-hydroxy-2-phenoxy-	1-amino-4-hydroxy-2-phenoxyanthracen-9,10-dion	17418-58-5	4	120	O-09 O-10 S-18 S-20
2,6-dichloro-4-nitroanilin	2,6-dichloro-4-nitroanilin	99-30-9	4	46	H-05 O-16 S-14 S-15
2-Ethylhexylstearat	2-ethylhexyl octa-decanoat	22047-49-0	4	40	H-04 S-14 S-16 S-17
n-Hexadecansyre	Hexadecansyre	57-10-3	4	17	H-03 O-09 S-19 S-20

TABEL 3-6. De 10 stoffer fundet i højeste koncentrationer samt antallet af deres påvisninger i tekstilprodukterne. Bemærk, at koncentrationerne er semikvantitative.

Stof	IUPAC-navn	CAS-nr.	Konc. max (mg/kg)	Antal de- tektioner
-Hydroxy-4-(p-toluidino)an- thraquinon	1-hydroxy-4-(4-methylanilino)antra- cen-9,10-dion	81-48-1	1600	1
2-(4-Acetylphenylamino)-1,4- naphthoquinon	2-(4-acetylanilino)naphthalen-1,4- dion	88590-25-4	520	2
Benzen, 1,1'-methylenbis[4- isocyanato- (MDI)	1-isocyanato-4-[(4-isocyanatophe- nyl)methyl]benzen	101-68-8	450	3
Benzen, 2,4-diisocyanato-1- methyl- (2,4-TDI)	2,4-diisocyanato-1-methylbenzen	584-84-9	380	2
Benzenpropansyre, 3-(1,1- dimethylethyl)-4-hydroxy-5- methyl-, 1,2-ethan- diylbis(oxy-2,1-ethan- diyl)ester	2-[2-[2-[3-(3-tert-butyl-4-hydroxy-5- methylphe-nyl)pro- panoyloxy]ethoxy]ethoxy]ethyl 3-(3- tert-butyl-4-hydroxy-5-methylphe- nyl)propanoat	36443-68-2	350	3
Benzylbenzoat	benzylbenzoat	120-51-4	310	1
Benzenamin, 2-chloro-4,6- dinitro-	2-chloro-4,6-dinitroanilin	3531-19-9	270	5
13-Docosenamid, (Z)-.	(Z)-docos-13-enamid	112-84-5	260	7
Decyloleat	decyl (Z)-octadec-9-enoat	3687-46-5	230	4
2-Butendisyre (E)-, bis(2- ethylhexyl)ester	bis(2-ethylhexyl) (E)-but-2-enedioat	141-02-6	210	3

3.3.2.2 Resultater af ICP-MS-screening

Metalscreeningen omfattede 63 metaller. Den fulde liste over analyseresultater præsenteres i Bilag 3.

I de analyserede produkter kunne der identificeres mellem tre og 12 metaller per produkt. Kun tre produkter indeholdt påviselige koncentrationer af mere end 10 metaller, omfattende to boligtekstiler og ét udendørs produkt (TABEL 3-7). Forskellene i antallet er dog ikke betydelige, og derfor skiller ingen af produkterne sig ud med hensyn til metalindhold.

TABEL 3-8 viser koncentrationer og detektionsfrekvens for 13 ud af de 63 analyserede metaller, som ofte anerkendes som farlige eller er en del af farlige forbindelser.

TABEL 3-7. Antal identificerede metaller pr. produkt.

Produkter med identificeret antal metaller	Antal produkter	Produkt-ID
Produkter med >15 metaller	0	-
Produkter med >10-15 metaller	3	H-03 H-06 O-11
Produkter med >5-10 metaller	7	H-01 H-02 O-10 O-13 S-15 S-18 S-19
Produkter med 0-5 metaller	10	H-04 H-05 H-07 O-08 O-09 O-12 S-14 S-16 S-17 S-20

TABEL 3-8. Koncentrationer og detektionsfrekvens af nogle metaller i ICP-MS screeningen. Koncentrationsintervaller (minimum til maksimum) er angivet på tværs af prøver. Bemærk, at de angivne koncentrationer er semikvantitative.

Metal	LOD (mg/kg)	Konc. min (mg/kg)	Konc. max (mg/kg)	Antal detektioner i produkter	Produkt-ID
Aluminium	50	98,6	143,0	3	H-03 H-06 O-11
Antimon	1,25	61,6	223,8	20	Alle
Arsen	1,25	0,0	0,0	0	-
Cadmium	1,25	0,0	0,0	0	-
Krom	1,25	0,0	0,0	0	-
Kobolt	1,25	1,4	1,4	1	H-01
Kobber	1,25	0,0	0,0	2	H-03 O-10
Bly	1,25	0,0	0,0	0	-
Kviksølv	1,25	0,0	0,0	0	-
Molybdæn	1,25	0,0	0,0	0	-
Nikkel	1,25	0,0	0,0	0	-
Tin	1,25	4,0	8,1	3	H-01 H-03 O-08
Zink	2,5	2,8	296,0	9	H-01 H-03 H-06 O-10 O-11 S-15 S-17 S-19 S-20

3.3.3 Diskussion af kemiske screeningsresultater

3.3.3.1 GC-MS screening

I alt kunne 117 organiske flygtige og semi-flygtige stoffer med sikkerhed identificeres (Kategori A) i screeningsanalysen.

Disse stoffer er blevet yderligere gennemgået og vurderet ved brug af et fare-screeningsværktøj udviklet af Miljøstyrelsen. Med det Excel-baserede værktøj matches de identificerede stoffer op mod forskellige lister over problematiske stoffer, f.eks. REACH-bilag XVII. Fare-screeningsværktøjet tillader en hurtig evaluering af de stoffer, der blev påvist i de analyserede produkter efter deres sundhedsfare. Det bemærkes, at fare-screeningsværktøjet ikke er blevet opdateret siden 2021. Da værktøjet kun bruges til en indledende vurdering af de påviste stoffer, blev det dog accepteret, at værktøjet ikke er blevet opdateret for nylig.

Resultatet fra fare-screeningen er på grund af dets omfang ikke tilgængeligt i denne rapport. En omfattende beskrivelse af Excel-værktøjet kan findes i afsnit 3 af Miljøstyrelsens rapport Antvorskov et al. (2023).

3.3.3.2 Metal screening

Resultaterne af metalscreeningerne sammenlignes med resultaterne i Eriksen et al. (2018) som rapporteret i afsnit 2.3.3.4.

Antimon blev rapporteret i koncentrationsområderne 271 – 304 mg/kg i PCR PET og 38 – 102 mg/kg i PIR PET i Eriksen et al. (2018). Derfor er antimon-niveauerne sammenlignelige mellem denne undersøgelse (62 – 224 mg/kg) og resultaterne i Eriksen et al. (2018). Antimon har en anmeldt klassificering fra en REACH registreringsom mistænkt kræftfremkaldende (Carc. 2, H351), reproduktionstoksisk (Repr. 1A, H360) og toksisk ved gentagen indånding (STOT RE 2, H373, lunge). Antimontrioxid er en almindeligt anvendt katalysator i processen ved syntese af polyethylentereftalat (PET). Derfor har dets tilstedeværelse i PET-flasker og dets migrationspotentiale til flaskevand eller andre fødevarer været genstand for tidligere undersøgelser (f.eks., Carneado et al., 2023; Westerhoff et al., 2008).

Da de analyserede tekstiler i det nuværende projekt er lavet af PET, er tilstedeværelsen af antimon ikke overraskende. Yderligere undersøgelser om antimon i genanvendt PET, f.eks. vedrørende dets udvaskningspotentiale, dets speciering i tekstilerne, om indhold og udvaskningsadfærd adskiller sig mellem virgint og genanvendt PET, vil være værdifulde for at vurdere eventuelle potentielle sundhedsrisici forbundet med tilstedeværelsen af antimon i genanvendt PET. Dog overstiger sådanne opfølgingsundersøgelser omfanget af det aktuelle projekt og forfølges derfor ikke yderligere her.

Vedrørende zink er de koncentrationer, der er fundet i den aktuelle undersøgelse, lavere end de værdier, der er rapporteret af Eriksen et al. (2018). I den aktuelle undersøgelse rapporteres koncentrationer på op til 396 mg/kg zink, mens Eriksen et al. (2018) rapporterer op til 660 mg/kg zink i PIR og PCR PET. Der er ingen umiddelbar forklaring på tilstedeværelsen af zink i den genanvendte PET, men da zink er et allestedsnærværende og et af de mest udbredte elementer, er det sandsynligt, at indholdet stammer fra forurening. Dog har uorganisk zink ingen åbenlyse sundhedsfarer, og derfor anses dets tilstedeværelse i tekstilprodukterne ikke som bekymrende.

Vedrørende metallerne på REACH bilag XVII gælder der maksimale koncentrationsgrænser på 1 mg/kg for As, Cd, Hg og Pb i tekstiler (både beklædning og andre tekstiler end beklædning). Ved brug af ICP-MS metoden beskrevet tidligere, var LOD for de fire metaller 1,25 mg/kg. Ingen af de begrænsede metaller blev påvist i ICP-MS analysen.

For de resterende metaller blev der ikke fundet nogen koncentrationer af bekymring i ICP-MS analysen.

3.4 Migrationsanalyse

3.4.1 Udvalgelse af stoffer til migrationsanalyser

Formålet med migrationsanalysen er at opnå data til eksponeringsvurderingen. For at optimere ressourcerne prioriteres visse stoffer, produkter og typen af migrationssimulering blandt alle stoffer, produkter og typen af migrationssimulering.

Metaller blev udeladt fra udvælgelsen, da resultaterne fra metalscreeningen ikke indikerer nogen umiddelbar bekymring vedrørende tilstedeværelsen af metallerne i tekstilerne. En undtagelse er antimon; dog var yderligere undersøgelse af dette metal ikke inden for opgavens omfang. Som nævnt i det foregående afsnit, er ingen af de metaller, der er begrænset under REACH, blevet påvist i ICP-MS analysen.

Stofferne til migrationsanalyserne udvælges baseret på en prioritering af følgende:

- a. Stoffer fundet i "forhøjede" koncentrationer i forhold til stoffernes koncentrationer fundet generelt i produkterne
- b. Stoffer, der oftest er blevet påvist i produkterne
- c. Tilstedeværelse på SVHC-listen (fare-screeningsværktøj)
- d. Tilstedeværelse på bilag XVII i REACH (fare-screeningsværktøj)
- e. Harmoniseret eller anmeldt klassificering som hormonforstyrrende (ED1, ED2), CMR, STOT RE og/eller allergi (fare-screeningsværktøj)

For hvert af de anførte kriterier blev stoffet tildelt point, som blev summeret til en samlet score.

De otte mest relevante stoffer påvist i GC-MS screeningen af de 20 tekstilprøver indeholdende genanvendt PET/polyester præsenteres i TABEL 3-9. I tabellen er stofferne rangeret efter deres score. Scoren er vurderet ved at tildele et point, hvis stoffet blev påvist i en koncentration på mere end 100 mg/kg (>0,01%), et point, hvis stoffet blev påvist i mere end 3/20 produkter, et point, hvis stoffet var opført som SVHC eller i bilag XVII til REACH, og 1 point pr. klassificeringsliste (uanset om klassificeringen var harmoniseret eller ej). Fare-screeningsværktøjet inkluderer fem klassificeringslister (ED1, ED2, CMR, STOT RE, Allergi). Alle de anførte stoffer hører til identifikationskategori A (som beskrevet i afsnit 3.3.1) med en LOD på 5 mg/kg.

Da fare-screeningsværktøjet sidst blev opdateret i 2021, blev reguleringsstatussen for de anførte stoffer dobbeltkontrolleret og opdateret i henhold til deres nuværende status i ECHA's kemikalielatabase. Her blev det fundet, at diethylftalat (CAS-nr. 84-66-2) ikke er opført som et SVHC-stof eller i bilag XVII. Den korrekte score for diethylftalat ville derfor være 2 (og ikke 3), og stoffet blev udelukket fra udvælgelsen til migrationsanalyse. For phenol, 4,4-(1-methylethyliden)bis-, (BPA; CAS-nr. 80-05-7), blev det fundet, at listeoplysningerne i fareværktøjet ikke var i overensstemmelse med dets reguleringsstatus under REACH (se TABEL 3-9). I løbet af de seneste år er fokus på BPA i forbrugerprodukter øget, og det er derfor af interesse, om dette stof forekommer i produkter af genanvendt plast. Derfor blev BPA inkluderet til migrationsanalyse.

Sammenfattende blev følgende otte stoffer udvalgt til migrationsanalyserne:

- 9,10-Anthracendion, 1-amino-4-hydroxy-2-phenoxy-, CAS-nr. 17418-58-5
- Benzen, 1,1'-methylenbis[4-isocyanato-, CAS-nr. 101-68-8
- Benzenamin, 2-chloro-4,6-dinitro-, CAS-nr. 3531-19-9
- Benzen, 2,4-diisocyanato-1-methyl-, CAS-nr. 584-84-9
- Benzen, 1,3-diisocyanato-2-methyl-, CAS-nr. 91-08-7
- 2,6-dichloro-4-nitroanilin, CAS-nr. 99-30-9
- 1-Hydroxy-4-(p-toluidino)anthraquinon, CAS-nr. 81-48-1
- Phenol, 4,4-(1-methylethyliden)bis-, CAS-nr. 80-05-7

Baseret på stoffernes forekomst og koncentrationer i produkterne blev følgende ni produkter udvalgt til migrationsanalyserne:

- H-01, H-05 (plaid, pudebetræk)
- O-08, O-10, O-11 (fleecejakke, regnponcho, regnjakke)
- S-15, S-16, S-18, S-20 (kjole, boxershorts, badeshorts, t-shirt)

De anførte produkter, der indeholder de prioriterede stoffer, er beregnet til børn (med undtagelse af H-01 og H-05), men ikke specifikt småbørn. I betragtning af produkternes tiltænkte brug og den tiltænkte brugergruppe for de fleste af produkterne (>2 år) er oral eksponering anset for at være mindre relevant sammenlignet med hudeksponering. Derfor vil migrationsanalyserne bruge en svedsimulant til at generere data til vurdering af hudeksponering.

TABEL 3-9. Prioriterede stoffer fra GC-MS screeningen.

Stof	CAS-nr.	Score ¹	Opført i farescreeningsværktøj	Opført som SVHC, bilag XVII og klassificering i C&L-fortegnelsen	Konc. min (mg/kg)	Konc. max (mg/kg)	Antal detekti- oner	Produkt- ID	Produkt
9,10-Anthracendion, 1-amino-4-hydroxy-2-phenoxy-	17418-58-5	5	SVHC, XVII Har. Class.: ED1 Self-class.: CMR	Self-class.: Skin Sens. 1A	8,2	120	4	O-09 O-10 S-18 S-20	Fleece-jakke Regnponcho Badeshorts T-shirt
Benzen, 1,1'-methylenbis[4-isocyanato-	101-68-8	4	Har. Class.: CMR STOT RE Allergi	XVII Har. Class.: Skin Sens. 1 CMR STOT RE 2	11	450	3	O-10 O-11 S-19	Regnponcho Regnjakke Badedragt
Benzenamin, 2-chloro-4,6-dinitro-	3531-19-9	3	Self-class.: CMR	Self-class.: CMR STOT RE 2	10	270	5	H-05 O-08 O-13 S-15 S-16	Regnponcho Regnjakke Badedragt
Benzen, 2,4-diisocyanato-1-methyl-	584-84-9	3	Har. Class.: CMR Allergi	XVII Har. Class.: Skin Sens. 1 CMR	12	380	2	O-10 O-12	Regnponcho Termojakke
Benzen, 1,3-diisocyanato-2-methyl-	91-08-7	3	Har. Class.: CMR Allergi	XVII Har. Class.: Skin Sens. 1 CMR	120	120	1	O-10	Regnponcho
2,6-dichloro-4-nitroanilin	99-30-9	3	Har. Class.: ED2 Self-class.: CMR	Self-class.: STOT RE 2	3	46	4	H-05 O-08 S-14 S-15	Pudebetræk Fleece-jakke Badekåbe Kjole
Diethylftalat ²	84-66-2	3	SVHC, XVII Har. Class.: ED1 Self-class.: CMR	Self-class.: STOT RE 2 CMR Skin Sens. 1	17	17	1	S-17	Badeshorts
1-Hydroxy-4-(p-toluidino)anthraquinon	81-48-1	3	Self-class.: CMR Allergi	Self-class.: Skin Sens. 1B	1600	1600	1	O-11	Regnjakke
Phenol, 4,4-(1-methylethyliden)bis- (BPA) ²	80-05-7	2	CMR, Allergi	SVHC, XVII Har. Class.: Repr. 1B Skin Sens. 1	4,6	21	2	H-01 S-20	Plaid T-shirt

¹ Scoren gives som følger: 1 point, hvis koncentration > 100 mg/kg; 1 point, hvis antallet af detektioner > 3; 1 point, hvis stoffet er SVHC eller i bilag XVII; 1 point pr. klassificering (ED1, ED2, CMR, STOT RE, Allergi (Sens.)). Selvklassificering og harmoniseret klassificering vægtes lige.

² Diethylftalat erstattet af Phenol, 4,4-(1-methylethyliden)bis- (BPA). Se teksten for uddybet beskrivelse af stofvalg til migrationsanalyse.

3.4.2 Metoder og prøveforberedelse

Migrationsanalysen blev udført på Teknologisk Institut.

Prøver blev taget fra to eksemplarer af hver produkt for ægte duplikatbestemmelser (undtagen for prøve O-10 og S-20, hvor prøverne blev taget fra samme produkt).

Efter standardproceduren DS/EN 1811 blev prøverne lagt i kunstig svedsimulant i 12 timer ved 37 °C, mens de blev rystet ved 90 rpm. Analyseparametrene for migrationsanalysen blev valgt for at efterligne et realistisk værst tænkeligt eksponeringsscenarie. Derfor svarer den valgte temperatur til kropstemperatur, mens eksponeringsvarigheden blev valgt for at tage højde for den lange, men ikke urealistiske eksponering for produkterne. Desuden blev migrationsanalysen udført under dynamiske forhold (rystning) for at afspejle bevægelse under eksponering.

Derefter blev migration af stoffer i den kunstige svedsimulant målt ved at ekstrahere migrationsvæsken med dichlormethan indeholdende interne standarder. Dichlormethanfase blev derefter analyseret med LV-GC/MS¹⁸ og resultaterne blev kvantificeret ved hjælp af autentiske standarder.

3.4.3 Resultater

Resultaterne fra migrationsanalysen er angivet i TABEL 3-10.

Af de otte testede stoffer blev kun tre (ca. 40%) målt over detektionsgrænsen i svedsimulanten: 2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI), 2,6-toluendiisocyanat (2,6-TDI) og 4,4'-methylen-diphenyldiisocyanat (MDI).

I praksis er 2,4-TDI og 2,6-TDI en kommerciel blanding, kendt som 2,4-/2,6-toluendiisocyanatblanding – eller bare TDI (CAS-nr. 26471-62-5) (Vium et al., 2015). Begge isomere og blandingen har den samme EU-harmoniserede klassificering. Derfor vil 2,4-TDI og 2,6-TDI blive diskuteret som ét stof – TDI – i den følgende tekst.

Indholdet af både TDI og MDI blev påvist at være migreret fra prøve O-10 (en regnponcho), mens MDI også blev påvist at være migreret fra prøve O-11 (en regnjakke). Fra de øvrige prøver blev ingen af de målrettede kemikalier målt over detektionsgrænsen.

¹⁸ Stor-volumen gaskromatografi koblet til massespektrometri.

TABEL 3-10. Resultater fra migrationsanalysen. Resultaterne rapporteres for de respektive prøver i mg/kg og mg/cm²/12 t.

Stof	CAS-nr.	LOD [mg/kg] / [mg/cm ² /12 t]	Detekteret koncentrationer, der er migreret fra prøver [mg/kg] / [mg/cm ² /12 t]								
			H-01	H-05	O-08	O-10	O-11	S-15	S-16	S-18	S-20
Benzen, 1,3-diisocyanato-2-methyl- (2,6-TDI)	91-08-7	5 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	56 / 4,8×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Benzen, 2,4-diisocyanato-1-methyl- (2,4-TDI)	584-84-9	5 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	103 / 8,8×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
2,6-dichloro-4-nitroanilin	99-30-9	5 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Benzenamin, 2-chloro-4,6-dinitro-	3531-19-9	1 / 9,0×10 ⁻⁶ – 5,0×10 ⁻⁵	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
Benzen, 1,1'-methylenbis[4-isocyanato- (MDI)]	101-68-8	1 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	2,1 / 1,8×10 ⁻⁵	21 / 2,1×10 ⁻⁴	<LOD	<10 / <4,0×10 ⁻⁴ ^a	<LOD	<LOD
Phenol, 4,4'-(1-methylethyliden)bis-	80-05-7	5 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
9,10-Anthracendion, 1-amino-4-hydroxy-2-phenoxy-	17418-58-5	5 / 5,0×10 ⁻⁵ – 3,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
1-Hydroxy-4-(p-toluidino)anthraquinon	81-48-1	10 / 9,0×10 ⁻⁵ – 5,0×10 ⁻⁴	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

^a Detektionsgrænsen blev hævet til 10 mg/kg / 4,0×10⁻⁴ for denne prøve på grund af matrixinterferens. Derfor er dette fund <LOD.

3.4.4 Diskussion af resultater fra migrationsanalysen

Kun tre ud af otte stoffer, der blev målt i GC-MS screeningen og prioriteret til migrationsanalyse, blev faktisk påvist i migrationsanalyserne. Desuden var koncentrationerne af de påviste og kvantificerede stoffer (isocyanaterne) lavere sammenlignet med koncentrationerne målt i GC-MS screeningen. Der er to grunde til dette; for det første og vigtigst, blev stofferne i prøverne ekstraheret direkte ved hjælp af et stærkt opløsningsmiddel (dichlormethan) ved GC-MS screeningen, hvilket effektivt ekstraherede stofferne fra prøverne. I migrationsanalysen blev prøverne ekstraheret ved hjælp af kunstig sved, hvilket er et mildt opløsningsmiddel sammenlignet med dichlormethan. For det andet skal det bemærkes, at der er betydelig usikkerhed forbundet med de rapporterede koncentrationer fra GC-MS screeningen, da stofspecifikke standarder ikke blev inkluderet, og de rapporterede koncentrationer er semikvantitative.

De stoffer, der blev påvist i migrationsanalysen, MDI og TDI, er begge isocyanater, som normalt er forbundet med PU-materiale (Sharmin og Zafar, 2012). Isocyanater er blevet påvist i tidligere undersøgelser af forbrugerprodukter, i squishies (bløde legetøjsskumfigurer) og PU-skum-madrasser (Klinke et al., 2018; Kjølholt et al., 2015; Vium et al., 2015). Ifølge oplysningerne fra distributørerne er de analyserede produkter fremstillet af 100% genanvendt polyester, der er hentet fra PET-flasker eller tekstilaffald og ikke af PU-materiale.¹⁹

Årsagerne til fundene af isocyanater kunne være overfladebehandlinger med PU-baserede belægninger (indeholdende isocyanater), som kan bruges til at forbedre tekstilprodukternes egenskaber, f.eks. vandtæthed, holdbarhed eller fleksibilitet. Isocyanater kan også anvendes som polymerisationsadditiver (kædeforlængere) i både virgint PET og/eller rPET for at forbedre PET-polymerens egenskaber (Vozniak et al., 2024; Çavuşoğlu og Acar, 2023; Torres et al., 2001).

Isocyanater kunne også stamme fra lim brugt til at samle forskellige lag af tekstilmateriale eller til fastgørelse af dekorationer eller etiketter til polyesteræv. Selvom limede sømme ikke blev inkluderet, da tekstilprøverne blev skåret, kan det ikke udelukkes, at prøverne er blevet forurenet med klæbestoffer, hvori isocyanater almindeligvis anvendes (Liu et al., 2013).

Derudover kan en årsag til fundene af isocyanater være, at de givne oplysninger om produktets materialesammensætning kan være unøjagtige eller vildledende (dvs. at artiklen ikke består af 100% genanvendt PET).

Bortset fra den bevidste tilsætning af isocyanater i genanvendelsesprocessen, kunne en kilde til isocyanater også være forurening af PET-flasker eller tekstilaffald under indsamling, genanvendelse eller genkomponering i plastens livscyklus (angivet med blå pile i FIGUR 1).

Den sidstnævnte mulige forklaring vedrører genanvendelsen – de øvrige mulige årsager til, hvorfor isocyanater er til stede i PET-produkterne, er ikke specifikke for tekstiler lavet af genanvendt plast, hvilket betyder, at isocyanater lige så godt kunne være til stede i tekstiler lavet af virgint plast.

Koncentrationen af MDI i forbrugerprodukter er begrænset i henhold til Indgang 56 på bilag XVII til REACH-forordning 1907/2006.²⁰ Ingen af fundene i migrationsanalysen eller i GC-MS screeningen overskrider imidlertid MDI-koncentrationsgrænseværdien på 0,1% af vægten (svarende til 1.000 mg/kg). TDI er også begrænset med en koncentrationsgrænse på 0,1% af

¹⁹ Ifølge distributørernes hjemmesider var begge produkter fremstillet af 100% genanvendt polyester hentet fra PET-flasker eller tekstilaffald. O-11 var desuden behandlet med en "non-PFAS BIONIC-FINISH® ECO" coating.

²⁰ <https://echa.europa.eu/documents/10162/a3af0497-4775-1a05-7037-80d653a39272>

vægten gennem Indgang 74 på bilag XVII til REACH, men kun for industriel og professionel anvendelse.²¹ Der findes ingen koncentrationsgrænseværdier for TDI i forbrugerprodukter.

3.5 Konklusion på kemiske analyser

GC-MS screeningen identificerede i alt 194 stoffer, hvoraf cirka 60% (117 stoffer) kunne identificeres med sikkerhed. De fleste tekstilprodukter (17 ud af 20) indeholdt mellem 11-20 stoffer. Baseret på stoffernes koncentrationer, antallet af detektioner, deres fareegenskaber (sundhedsfareklassificering) og deres reguleringsstatus (opført i bilag XVII til REACH og/eller SVHC-listen), blev otte stoffer og ni produkter prioriteret til yderligere undersøgelse via migrationsanalyse.

Derudover kunne tilstedeværelsen af tre til tolv metaller identificeres pr. produkt i ICP-MS screeningen. Generelt gav koncentrationerne af metallerne, der blev fundet i screeningsanalysen, ikke anledning til bekymring med undtagelse af de målte niveauer af antimon. Yderligere undersøgelse af indhold, speciering og udvaskningsadfærd af antimon i genanvendt PET vil være værdifuldt for at vurdere eventuelle sundhedsrisici forbundet med tilstedeværelsen af antimon i genanvendt PET.

Af de otte stoffer, der blev inkluderet i migrationsanalysen, blev kun tre målt over detektionsgrænsen i svedsimulant: 2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI), 2,6-toluendiisocyanat (2,6-TDI) og 4,4'-methylen-diphenyldiisocyanat (MDI). Disse tre stoffer hører til den kemiske gruppe af isocyanater, som normalt er forbundet med PU, ikke PET, produkter. Deres tilstedeværelse kan derfor ikke fortolkes som værende specifik for tekstiler lavet af genanvendt PET.

Koncentrationerne og antallet af påviste stoffer i migrationsanalysen var lavere end koncentrationerne og antallet af påviste stoffer i screeningsanalysen. En sandsynlig forklaring på dette er, at den vandbaserede svedsimulant ikke er lige så effektiv til at ekstrahere stoffer som opløsningsmidlet dichlormethan, der blev brugt i screeningsanalysen. Dog afspejler brugen af svedsimulant en mere realistisk hudeksponering via sved. Resultaterne fra screenings- og migrationsanalyserne viser således, at selvom mange stoffer kan være til stede i tekstiler lavet af genanvendt PET, vil hudeksponering via sved som simuleret i migrationsanalysen kun forekomme for en mindre brøkdel (i denne undersøgelse ca. 40%) af disse stoffer.

De stoffer, der blev påvist i migrationsanalysen, vurderes i den følgende fare-, eksponerings- og risikovurdering af stoffer i genanvendte plastprodukter.

²¹ <https://echa.europa.eu/documents/10162/503ac424-3bcb-137b-9247-09e41eb6dd5a>

4. Fare-, eksponerings- og risikovurdering

4.1 Farevurdering

Da kun stofferne toluendiisocyanat (TDI – en blanding af isomererne 2,4-toluendiisocyanat og 2,6-toluendiisocyanat) og 4,4'-methylen-diphenyldiisocyanat (MDI) blev påvist i migrationsanalysen, er begge stoffer/blandinger valgt til farevurdering.

I de følgende afsnit beskrives isocyanaterne med hensyn til deres harmoniserede klassificering i henhold til CLP-forordningen (1272/2008), deres fysisk-kemiske egenskaber samt deres toksicitet. Stoffernes toksicitet undersøges med fokus på børns hudeksponering gennem en målrettet gennemgang af grå litteratur og myndighedsvurderinger af stofferne.

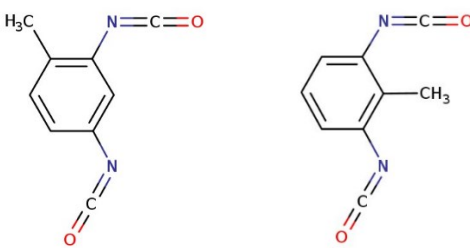
4.1.1 Toluen-diisocyanat (TDI)

4.1.1.1 Stoffets anvendelse og fysisk-kemiske egenskaber

TDI anvendes i fremstillingen af PU-skum og maling samt elastomerer og belægninger (PubChem 2024a; 2024b).

TABEL 4-1 giver oplysninger om identifikation, fysisk-kemiske egenskaber samt EU-harmoniseret klassificering^{22,23} (i henhold til CLP-forordningen (1272/2008)) af begge isomerer af TDI.

TABEL 4-1. Identifikation og fysisk-kemiske egenskaber af begge isomerer af TDI.

Parameter	Beskrivelse af isomerer, der udgør TDI (CAS-nr. 26471-62-5)		Kilde
Stoffets navn i laboratorierapportering	Benzen, 2,4-diisocyanato-1-methyl-	Benzen, 1,3-diisocyanato-2-methyl-	Laboratorierapport
IUPAC-navn	2,4-toluen-diisocyanat (2,4-TDI)	2,6-toluen-diisocyanat (2,6-TDI)	ECHA-stof-infokort
CAS-nr.	584-84-9	91-08-7	ECHA CHEM
Struktur			ECHA CHEM
Kemisk gruppe	Isocyanater	Isocyanater	
Damptryk (fortolkning)	14 – 21 Pa ved 20 °C (flygtig)	2,78 Pa ved 25 °C (ikke-flygtig)	ECHA CHEM
Molekylvægt	174,16 g/mol	174,16 g/mol	PubChem (2024a; 2024b)
LogKow	3,43 ved 22 °C	3,74	ECHA CHEM
Harmoniseret CLP-klassificering	Skin Irrit. 2; H315 Eye Irrit. 2; H319 Skin Sens. 1; H317	Skin Irrit. 2; H315 Eye Irrit. 2; H319 Skin Sens. 1; H317	ECHA's C&L-fortegnelse

²² ECHA's C&L-fortegnelse, tilgået 01.11.2024. URL: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/35640>

²³ ECHA's C&L-fortegnelse, tilgået 01.11.2024. URL: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/43530>

Parameter	Beskrivelse af isomerer, der udgør TDI (CAS-nr. 26471-62-5)	Kilde
	Acute Tox. 2; H330 STOT SE 3; H335 Resp. Sens. 1; H334 Carc. 2; H351 Aquatic Chronic 3; H412 Specific concentrations limits: Resp. Sens. 1; H334: C ≥ 0.1 %	Acute Tox. 2; H330 STOT SE 3; H335 Resp. Sens. 1; H334 Carc. 2; H351 Aquatic Chronic 3; H412 Specific concentrations limits: Resp. Sens. 1; H334: C ≥ 0.1 %

4.1.1.2 Stoftoksicitet

Som vist i TABEL 4-1 er der harmoniserede klassificeringer for TDI for en række endpoints, herunder hud- og indåndingsirritation og sensibilisering samt carcinogenicitet. Flere kilder er blevet inddraget for at beskrive stoffets toksicitet, heriblandt to tidligere rapporter fra Miljøstyrelsen (Christensen et al., 2014; Vium et al., 2015), baggrundsdokumentet for begrænsningsforslaget for diisocyanater (ECHA, 2018b) samt den videnskabelige evaluering af erhvervmæssige eksponeringsgrænser af RAC (ECHA, 2020). Ingen af disse kilder (Christensen et al., 2014; Vium et al., 2015, ECHA, 2018b eller ECHA, 2020) adresserer stoffets kræftfremkaldende egenskaber i deres farevurderinger, selvom den harmoniserede klassificering angiver TDI som mistænkt for at forårsage kræft. Det har ikke været muligt at finde baggrundsdata for beslutningen om CLH og inklusion i bilag VI til CLP.

For professionelle brugere er den mest kritiske effekt af TDI respiratorisk sensibilisering, for hvilken ingen nedre tærskel kan defineres (ECHA 2018b). Flere kilder (Pawlak et al., 2024; NICNAS, 2020) rapporterer, at TDI er farligt for arbejdstagere, og den professionelle brug af TDI er blevet begrænset gennem Indgang 74 på bilag XVII i REACH-forordningen (begrænsningen dækker diisocyanater som en gruppe, inklusive TDI). Derfor er grænseværdien for brug af diisocyanater, inklusive TDI, til industrielle eller professionelle anvendelser 0,1 % (w/w), medmindre arbejdstagere har "*gennemført uddannelse i sikker brug af diisocyanateer*".²⁴ Selvom det primære sundhedsproblem anført i Indgang 74 er respiratorisk sensibilisering, antages det, i RAC-baggrundsdokumentet (ECHA, 2018b) for udtalelsen om diisocyanater, at de foreslåede foranstaltninger vil reducere den etablerede risiko for respiratorisk sensibilisering såvel som enhver anden potentiel sundhedsrisiko, herunder bekymringer vedr. carcinogenicitet. Ifølge RAC-udtalelsen er det ikke muligt at udlede nogen DNEL-værdier baseret på de tilgængelige data (ECHA, 2018b). På den anden side findes der indåndings-DNEL'er for arbejdere i den offentliggjorte information fra ECHA CHEM om stoffet, men dette er den eneste eksponeringsvej, der vurderes. I det toksikologiske informationsresumé om stoffet konkluderer REACH-registranterne, at der ikke findes nogen dermale toksicitetsundersøgelser med gentagen dosis for TDI. Det oplyses, at hudpenetrationen af TDI er lav, og en dermal DNEL for systemisk toksicitet (kortvarig og langvarig) er derfor ikke udledt. Dette er også i overensstemmelse med konklusionerne truffet af Vium et al. (2015), som angiver, at TDI er et reaktivt stof, og at de systemiske effekter fra hudeksponering forventes at være begrænsede.

For forbrugere er data om de farlige endpoints, der er relevante for forbrugeranvendelser, og dermed den mest kritiske effekt, mere begrænsede. Ved at slå CAS-numrene for TDI-isomererne op i ECHA CHEM fremgår det, at der ikke er aktive dossierer for 2,6-TDI, mens der er aktive dossierer for 2,4-TDI samt blandingen af de to TDI-isomerer 2,4-TDI og 2,6-TDI under CAS-nummer 26471-62-5. Som rapporteret af Christensen et al. (2014), er der dog ingen afledte "ingen-effekt-niveauer" (DNEL'er) angivet for forbrugereksposering for TDI i nogen af REACH-dossiererne. Både isomererne og blandingen angives at have hudsensibiliserende egenskaber i de offentliggjorte dele af stofinformationen i ECHA CHEM. Dette er beskrevet i de robuste studiesammendrag for flere *in vivo* hudsensibiliseringstests, men ikke detaljeret nok til at kunne anvendes som udgangspunkt for udledning af DNEL-værdier. Som angivet af

²⁴ <https://echa.europa.eu/documents/10162/503ac424-3bcb-137b-9247-09e41eb6dd5a>

Christensen et al. (2014): "det virker underligt, at der ikke er nogen dermal DNEL, (...) selvom indånding virkelig må antages at være en nøgleeksponeringsvej for den flygtige TDI"

En anden undersøgelse udført af Vium et al. (2015) på vegne af Miljøstyrelsen rapporterer kvantitative DNEL-værdier for hudirritation og hudsensibilisering. Disse er vist i TABEL 4-2. DNEL-værdierne er baseret på humane LOAEL'er udledt af Arnold et al. (2012).

TABEL 4-2. DNEL-værdier for TDI (Arnold et al., 2012 citeret i Vium et al., 2015).

Endpoint	Type af værdi	Værdi	Vurderingsfaktor	DNEL	Kommentar
Hudirritation	LOAEL for mennesker	600 µg/cm ²	3	200 µg/cm ²	Værdien vil ikke blive anvendt i den aktuelle risikovurdering, da den blev ignoreret af RAC (se tekst)
Hudsensibilisering	Mus, EC3	5 µg/cm ²	15	0,33 µg/cm ²	Værdien vil ikke blive anvendt i den aktuelle risikovurdering, da den blev ignoreret af RAC (se tekst)

Det skal bemærkes, at de ovennævnte DNEL-værdier for hudirritation og hudsensibilisering ikke er blevet taget i betragtning af Udvalget for Risikovurdering (RAC) og Udvalget for Socio-økonomisk Analyse (SEAC) i deres udtalelse om bilag XV-dossieret, der foreslår begrænsninger for diisocyanater (ECHA, 2018b). Faktisk argumenterer RAC (ECHA, 2018b): "Der er ingen tilgængelig information om sundhedsrisici ved anvendelse af diisocyanat-holdige produkter af forbrugere (Lockey et al. 2015; Verschoor and Verschoor 2014; og Web of Science-alle databaser (litteratursøgning udført af ordførerne)), og ingen ny information om eksponering og sundhedsrisici i forbindelse med forbrugernes brug af diisocyanater blev indsendt under den offentlige høring. RAC er derfor enig i dossierindgiverens begrundelse for at udelade forbrugerprodukter med indhold af diisocyanater fra omfanget af dette begrænsningsforslag, men understreger, at dette spørgsmål bør revurderes, når der bliver information tilgængelig om eksponering og sundhedsrisici for forbrugere."

Baseret på RAC's argumentation anses de ovennævnte DNEL'er ikke for at være passende til at udføre en kvantitativ risikovurdering af forbrugerfare. En kvantitativ risikovurdering udføres derfor ikke for TDI.

ECHA's vejledning om risikokarakterisering (Del E, kapitel 3.4.1 i ECHA 2016b) angiver, at en kvalitativ risikovurdering er nødvendig for stoffer med sensibiliserende og/eller kræftfremkaldende egenskaber. En kvalitativ risikovurdering foreslås derfor i det følgende afsnit 4.3 for at dække eventuelle potentielle risici i relation til de fareparametre, der anses for mest relevante for forbrugereksposering i dette projekt: hudirritation, hudsensibilisering og carcinogenicitet.

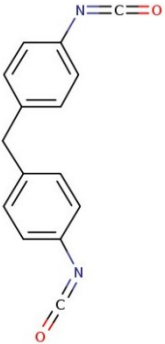
4.1.2 4,4'-Diphenylmethan-diisocyanat (MDI)

4.1.2.1 Stoffets anvendelse og fysisk-kemiske egenskaber

MDI anvendes til fremstillingen af PU-skum (PubChem, 2024c).

TABEL 4-3 giver oplysninger om identifikation, fysisk-kemiske egenskaber samt EU-harmoniseret klassificering²⁵ (ifølge CLP-forordningen (1272/2008)) af MDI.

TABEL 4-3. Identifikation og fysisk-kemiske egenskaber af 4,4'-MDI.

Parameter	Beskrivelse	Kilde
Stoffets navn i laboratorierapportering	Benzen, 1,1'-metylenbis[4-isocyanato-	Laboratorierapport
IUPAC-navn	4,4'-Diphenylmethan-diisocyanat	ECHA-stof-infokort
Andet navn	4,4'-methylendiphenyldiisocyanat (MDI)	ECHA CHEM
CAS-nr.	101-68-8	ECHA CHEM
Struktur		ECHA CHEM
Kemisk gruppe	Isocyanater	
Damptryk (fortolkning)	0,001 Pa ved 20 °C (ikke-flygtig)	ECHA CHEM
Molekylvægt	250,25 g/mol	PubChem
LogKow	Ingen data	ECHA CHEM
Harmoniseret CLP-klassificering	Skin Irrit. 2; H315 Eye Irrit. 2; H319 Skin Sens. 1; H317 Acute Tox. 4; H332 STOT SE 3; H335 Resp. Sens. 1; H334 Carc. 2; H351 STOT RE 2; H373 Specific concentrations limits: Eye Irrit. 2; H319: C ≥ 5 % Resp. Sens. 1; H334: C ≥ 0,1 % STOT SE 3; H335: C ≥ 5 % Skin Irrit. 2; H315: C ≥ 5 %	ECHA's C&L-fortegnelse

4.1.2.2 Stoffets toksicitet

Som vist i TABEL 4-1 er der EU-harmoniserede klassificeringer for MDI for en række endpo-
ints, herunder hud- og indåndingsirritation, sensibilisering samt carcinogenicitet. Ingen af de
konsulterede datakilder (Christensen et al., 2014 eller Health Board Estonia, 2018) adresserer
stoffets mulige kræftfremkaldende egenskaber i deres farevurderinger, selvom den harmonise-
rede klassificering angiver MDI som mistænkt for at forårsage kræft. Det har ikke været muligt
at finde baggrundsdata for beslutningen om CLH og inkluderingen i bilag VI til CLP.

²⁵ ECHA's C&L-fortegnelse, tilgået 01.11.2024. URL: <https://echa.europa.eu/da/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/5150>

MDI er inkluderet i begrænsningen for diisocyanater via Indgang 74 i bilag XVII til REACH-forordningen sammen med TDI.²⁶ Det primære sundhedsproblem anført i begrænsningen er den respiratoriske sensibilisering, men andre potentielle sundhedsfarer ved diisocyanater, såsom carcinogenicitet, nævnes også i ECHA (2018b) baggrundsdokumentet til RAC-udtalelsen. Ifølge RAC-udtalelsen er det dog ikke muligt at udlede nogen DNEL-værdier baseret på de tilgængelige data (ECHA, 2018b).

Desuden er MDI reguleret gennem Indgang 56 på bilag XVII til REACH-forordningen, som definerer en koncentrationsgrænse for MDI på 0,1% (w/w) i blandinger beregnet til forbrugerbrug.²⁷ Begrænsningen angiver ikke nogen baggrund eller argumentation for grænseværdien.

Christensen et al. (2014) rapporterer DNEL-værdier for akut toksicitet (dermal) for forbrugere (systemiske effekter 50 mg/kg kropsvægt/dag og lokale effekter 17,2 mg/cm²) baseret på information fra ECHA-dossieret om MDI; dog kan dataene ikke valideres, fordi informationerne ikke er begrundede i ECHA-dossieret (som tidligere nævnt; Christensen et al., 2014). Derfor kan værdierne ikke bruges til risikovurdering. De offentliggjorte dele af stofinformationen i ECHA CHEM indikerer hudsensibiliserende egenskaber fra flere *in vivo* hudsensibiliseringstests samt humane data. I REACH-dossieret konkluderes det i farevurderingen for den generelle befolkning, at "*ingen pålidelige dosisdeskriptorer kan udledes for dermal og okulær irritation og for hudsensibilisering via huden*". Da dele af dossieret er fortroligt, er det ikke muligt at validere denne erklæring eller udlede nogen DNEL-værdier baseret på data fra ECHA CHEM.

MDI blev evalueret under CoRAP af eMSCA Estland²⁸ (Health Board Estonia, 2018). I evalueringen blev kritiske DNEL'er for arbejdstagere identificeret for carcinogenicitet og irritation af luftvejene ved indånding, men der blev ikke identificeret nogen DNEL'er for hudeksponering. eMSCA konkluderede også, at der ikke var nogen bekymring for forbrugereksponeering og ingen behov for yderligere regulatorisk opfølgning på EU-niveau.

Baseret på manglen på pålidelige data om faren ved stoffet er der ikke identificeret nogen DNEL'er til brug i en kvantitativ risikovurdering af forbrugerfare. En kvantitativ risikovurdering udføres derfor ikke for MDI. ECHA's vejledning om risikokarakterisering (Del E, kapitel 3.4.1 i ECHA 2016b) angiver, at en kvalitativ risikovurdering er nødvendig for stoffer med sensibiliserende og/eller kræftfremkaldende egenskaber. En kvalitativ risikovurdering foreslås derfor i det følgende afsnit 4.3 for at dække eventuelle potentielle risici i relation til de fareparametre, der anses for mest relevante for forbrugereksponeering i dette projekt: hudirritation, hudsensibilisering og carcinogenicitet.

4.2 Eksponeringsvurdering

I de følgende afsnit beskrives den potentielle eksponering for de stoffer, der blev identificeret i migrationsanalysen. Eksponeringsvurderingen følger en trinvis tilgang, hvor beregningerne antager værst tænkelige scenarier. Hvis antagelserne, der anvendes i de værst tænkelige scenarier, indikerer en risiko, vil scenarierne blive raffineret ved brug af mere realistiske antagelser. Hvis de værst tænkelige scenarier ikke indikerer en risiko, vil der ikke blive foretaget yderligere beregninger.

4.2.1 Relevant eksponeringsvej og gruppe

Projektets formål er at vurdere eksponering for potentielt skadelige kemikalier fra forbrugerprodukter, som børn kan støde på og udsættes for – men som ikke nødvendigvis markedsføres til

²⁶ <https://echa.europa.eu/documents/10162/503ac424-3bcb-137b-9247-09e41eb6dd5a>

²⁷ <https://echa.europa.eu/documents/10162/a3af0497-4775-1a05-7037-80d653a39272>

²⁸ Community rolling action plan (CoRAP), evaluating Member State Competent Authority (eMSCA).

<https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table>

børn. Baseret på de udvalgte og analyserede tekstilprodukter (kapitel 3) er den relevante eksponeringsgruppe identificeret som små børn i alderen 2 – <6 år (kategoriseret ifølge ECHA, 2017).

Som beskrevet i afsnit 3.4.1, fokuserede eksponeringsvurderingen på at vurdere eksponering via den dermale vej baseret på brugen af tekstilprodukterne. Selvom oral eller indåndingseksponering kan forekomme, blev disse eksponeringsveje anset for at være mindre relevante sammenlignet med hudeksponering og blev ikke prioriteret i det analytiske budget og omfanget af risikovurderingen i denne undersøgelse.

4.2.2 Metode til beregning af eksponering

Eksponeringsvurderingen følger principperne angivet i ECHA's vejledningsdokument "Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Chapter R.15: Consumer Exposure Assessment" (ECHA, 2016).

Den dermale eksponering for et produkt - f.eks. en tekstil - kan beregnes baseret på resultater fra migrationsanalysen og ved at bruge følgende ligninger og parametre i TABEL 4-4 (ECHA, 2016a; Kjølholt et al., 2015).

$$L_{der} = Migr \times T_{kontakt}$$

Ligning 4-1

$$D_{der,ekstern} = \frac{L_{der} \times A_{hud} \times n}{LGV}$$

Ligning 4-2

TABEL 4-4. Parametre brugt i eksponeringsestimatet for hudabsorption af stoffer i tekstiler (ECHA, 2016a; Kjølholt et al., 2015).

Parameter	Beskrivelse	Enhed
A_{hud}	Overfladeareal af den eksponerede hud (se TABEL 4-5)	cm ²
LGV	Kropsvægt (Antages at være 15,6 kg for små børn ifølge ECHA (2017))	kg
$D_{der,ekstern}$	Dermal dosis (ekstern): Mængde af stof pr. kropsvægt, der potentielt kan absorberes	mg/kg lgv/d
L_{der}	Dermal belastning: Mængde af stof pr. enhed hudareal	mg/cm ²
Migr	Mængde af stoffet, der migrerer til kunstig sved pr. overfladeareal af produktet på huden pr. tidsenhed	mg/cm ² /t
n	Brugshyppighed; gennemsnitligt antal hændelser pr. dag (Antages at være 1)	/d
$T_{kontakt}$	Varighed af kontakt mellem produkt og hud pr. hændelse (12 timer i henhold til testbetingelserne beskrevet i afsnit 1.1.1)	t

Ifølge ECHA's vejledningsdokument udtrykkes den dermale belastning som "*mængden af stof pr. enhed overfladeareal af eksponeret hud*" (ECHA, 2016a) og kan beregnes ud fra stoffets koncentration i produktet. Her er ligningen blevet justeret i overensstemmelse med metoden anvendt af Kjølholt et al. (2015). Dette gøres for at tage højde for, at migrationskoncentrationer, og ikke kun målte koncentrationer af stoffer i tekstilerne, er tilgængelige. Denne metode anses for mere passende, da migration i sved anses for at repræsentere en mere realistisk eksponering for stoffet. I beregningerne angiver de værdier, der er rapporteret i

TABEL 3-10, den dermale belastning, da migrationsresultaterne allerede tager højde for eksponeringstiden på 12 timer.

Den dermale belastning bruges herefter til at udlede den eksterne dermale dosis, som er mængden af stof pr. kropsvægt, der potentielt kan optages gennem huden over tid (Ligning 4-2).

Hudarealdata for børn i alderen 2-6 år, brugt som inputparameter til udledning af den dermale dosis, er angivet i TABEL 4-5 i overensstemmelse med anbefaling nr. 14 fra Biocidal Product Committee Ad hoc Working Group on Human Exposure om "Standardhumanværdier til brug i eksponeringsvurderinger for biocidprodukter"²⁹ (ECHA, 2017). Som et værst tænkeligt scenarie antages direkte hudkontakt i beregningerne, dvs. at overkroppen og armene er direkte eksponeret ved brug af en jakke. Desuden antages en gennemsnitlig kropsvægt for et lille barn at være 15,6 kg ifølge ECHA's anbefaling (ECHA, 2017).

TABEL 4-5. Hudområde for børn i alderen 2 – <6 år (Bilag A i ECHA, 2017).

Kropsdel	Hudområde (cm ²)
Hoved (ansigt)	523,6
Torso	2774,4
Arme	945,2
Overarme	573,5
Underarme	371,7
Hænder (for- og bagside)	330,9
Ben	1797,5
Lår	1049,5
Underben	748
Fødder	428,4
Total	6800

Hvis den eksterne dermale dosis indikerer en risiko, kan beregningen yderligere raffineres ved at tage højde for, at det eksponerede hudområde sandsynligvis ikke er hele overkroppen, men snarere kun underarmene.

4.2.3 Eksponering for MDI og TDI

Ved hjælp af ovenstående ligninger og resultaterne fra migrationsanalysen givet i TABEL 3-10 beregnes eksponeringen for de påviste isocyanater. Da migration af stoffer kun blev fundet at forekomme fra to tekstilprodukter, er resultaterne fra kun disse prøver (O-10 og O-11) inkluderet i eksponeringsvurderingen.

Eksponeringen for TDI beregnes som summen af eksponeringen for 2,4-TDI og 2,6-TDI. Begge isomerer blev påvist i prøve O-10 (en regnponcho). Et eksempel på eksponeringsberegningen gives nedenfor. Bemærk, at den dermale belastning ikke multipliceres med eksponeringstiden, da resultaterne i TABEL 3-10 allerede er angivet for 12 timers eksponeringsvarighed.

²⁹ Selvom anbefalingen vedrører eksponeringsvurderinger for biocidprodukter, henviser ECHA's vejledningsdokument (ECHA, 2016a) til anbefalingen for standardhumanværdier til eksponeringsvurdering.

$$L_{der} = 4,8 \times 10^{-4} \text{ mg/cm}^2 + 8,8 \times 10^{-4} \text{ mg/cm}^2 = 1,36 \times 10^{-3} \text{ mg/cm}^2$$

$$D_{der,ekstern} = \frac{1,36 \times 10^{-3} \frac{\text{mg}}{\text{cm}^2} \times (2774,4 \text{ cm}^2 + 945,2 \text{ cm}^2) \times 1/\text{d}}{15,6 \text{ kg lgv}} = 0,32 \text{ mg/kg lgv/d}$$

De dermale belastninger (L_{der}) og dermale doser (D_{der}) for de respektive fund i tekstilprøverne er angivet i TABEL 4-6.

TABEL 4-6. Dermal belastninger (L_{der}) og dermale doser (D_{der}) af TDI og MDI (Værst tænkelige scenarie) i de respektive prøver med fund. Inputparametre for beregningerne er også givet. Hudområdet er summen af arealet af overkrop og arme angivet i TABEL 4-5.

Stof	Prøve	Hudområde (cm ²)	LGV	Migr / 12 t [mg/cm ²]	L_{der} [mg/cm ²]	$D_{der, ekstern}$ [mg/kg lgv/d]
TDI	O-10	3719,6	15,6	$1,1 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-3}$	0,32
MDI	O-10	3719,6	15,6	$1,5 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-5}$	0,0043
MDI	O-11	3719,6	15,6	$1,9 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-4}$	0,055

Da begge tekstilprodukter (regnponcho og regnjakke) er overtøj, er det mere realistisk at antage, at et andet lag tøj bæres mellem huden og jakken/ponchoen. Derfor, ved at udføre de samme beregninger som ovenfor, men samtidig justere det eksponerede hudområde til kun at være underarmene i stedet for både overkrop og arme, fås følgende resultater (TABEL 4-7).

TABEL 4-7. Dermal belastninger (L_{der}) og dermale doser (D_{der}) af TDI og MDI (Forfintet scenarie) i de respektive prøver med fund. Inputparametrene til beregningerne er også givet. Hudområdet er kun for underarmene, angivet i TABEL 4-5.

Stof	Prøve	Hudområde (cm ²)	LGV	Migr / 12 t [mg/cm ²]	L_{der} [mg/cm ²]	$D_{der, ekstern}$ [mg/kg lgv/d]
TDI	O-10	330,9	15,6	$1,1 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-3}$	0,029
MDI	O-10	330,9	15,6	$1,5 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-5}$	0,00038
MDI	O-11	330,9	15,6	$1,9 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-4}$	0,0049

4.3 Risikovurdering

På grund af manglen på passende data om sundhedsfarer kan en kvantitativ risikovurdering ikke udføres for hverken TDI eller MDI.

I stedet forsøges her en kvalitativ risikovurdering i overensstemmelse med ECHA's vejledningskapitel R.8 og del E (ECHA, 2012; 2016b). Den kvalitative tilgang bruger sundhedsfareklassificeringen og underliggende data til kategorisering af stofferne i "farebånd" for systemiske og lokale effekter: "høj fare", "moderat fare" og "lav fare". For hvert farebånd foreslås generelle risikostyringsforanstaltninger og operationelle betingelser (RMM'er og OCs). Som beskrevet i kapitel 4.1 ovenfor, er de mest relevante farer identificeret for projektets omfang hudirritation, hudsensibilisering samt carcinogenicitet.

Hudirritation

Den samtidige klassificering for irriterende virkninger på hud, øjne og åndedrætsorganer (H315, H319 og H335) medfører en kategorisering af begge stoffer i det moderate farebånd. (E.3.4.2 i ECHA, 2016b). Dog afledes der ingen forslag vedrørende RMM'er eller OCs, der er anvendelige for forbrugerprodukter ud fra denne kategorisering.

En alternativ strategi for kvalitativ vurdering er at overveje de generiske koncentrationsgrænser for ingredienser klassificeret for hudirriterende fare, der udløser klassificering af blandingen som irriterende, i henhold til tabel 3.2.3 i CLP-forordningen (1272/2008). For stoffer klassificeret som hudirriterende kategori 2, er den højeste koncentration af denne ingrediens, der ikke medfører klassificering af blandingen, 10 %. Hvis svedsimulanten betragtes som en blanding, er den tilladte koncentration af et hudirriterende kategori 2-stof i en ikke-irriterende blanding <10 % (100.000 mg/kg). De analytiske resultater af TDI i kunstig sved er langt under denne værdi.

Det bemærkes, at der for klassificeringen af MDI er defineret en stofspecifik koncentrationsgrænse på ≥ 5 %. Hvis den specifikke koncentrationsgrænse anvendes, og følges den samme argumentation som for TDI ovenfor, er den tilladte koncentration af MDI i svedsimulantblandingen <5 % (50.000 mg/kg). De analytiske resultater af MDI i kunstig sved er langt under denne værdi.

Baseret på deres CLP-klassificering og tærskelkoncentrationerne for klassificering af blandinger, der er anvendelige for hvert af stofferne, kan det afslutningsvis konkluderes, at det er usandsynligt, at hudirriterende virkninger af TDI og MDI vil forekomme via eksponering gennem brugen af tekstilprodukter lavet af genanvendt polyester.

Hudsensibilisering

For stoffer, der er klassificeret som hudsensibiliserende (Kategori 1/1A/1B) ifølge CLP, bør studier levere information om potensen, hvormed stofferne kan kategoriseres som værende ekstremt, stærkt eller moderat sensibiliserende (E.3.4.2 i ECHA, 2016b).

For MDI er de tilgængelige data i registreringsdossiererne tvetydige og tillader ikke endelige konklusioner vedr. potensen, hvilket resulterer i en harmoniseret klassificering som Skin. Sens. Kategori 1. I overensstemmelse med forsigtighedsprincippet medfører dette, at stoffet kategoriseres i "høj" farebåndet. For erhvervsmæssig eksponering bør visse RMM'er eller OCs, der gælder for høj risikobånd, overvejes,³⁰ men for forbrugereksponeering er RMM'er eller OCs begrænsede, og de, der er tilgængelige, omhandler ikke produkter. En lignende situation gælder for TDI, der har samme kategorisering baseret på dets harmoniserede klassificering.

Ifølge den kvalitative risikovurderingsmetodologi baseret på farebånd kan hudsensibiliserende virkninger af stofferne ikke udelukkes. Yderligere overvejelser skal derfor anvendes ved risikovurderingen.

Carcinogenicitet

For både TDI og MDI tillader de tilgængelige data vedr. kræftfremkaldende egenskaber i registreringsdossiererne ikke at udlede nogen DNEL- eller DMEL-værdier for stofferne. Baseret på den harmoniserede klassificering vedr carcinogenicitet (Carc Kat 2, H351) for begge stoffer skal de kategoriseres i "moderat"-farebåndet. For erhvervsmæssig eksponering bør visse RMM'er eller OCs gældende for moderat farebåndet overvejes ifølge ECHA's vejledningsdokument, men ingen tilsvarende RMM'er eller OCs er gældende for forbrugere, der håndterer produkter.

Ifølge den kvalitative risikovurderingsmetodologi baseret på farebånd kan de potentielle sundhedsrisiko-effekter i relation til de formodede kræftfremkaldende egenskaber af stofferne derfor ikke udelukkes. Yderligere overvejelser skal derfor anvendes ved risikovurderingen.

³⁰ Eksempler på RMM og OC i arbejdsmiljøet er: Højt niveau af indeslutning, lukkede systemer, kontrolpersonale for adgang til arbejdsområdet, udstyrsvedligeholdelse, medarbejderuddannelse, brug af personlige værnemidler (PPE). Disse RMM er ikke anvendelige for forbrugere.

REACH bilag XVII koncentrationsgrænse på 0,1 %

For MDI er der defineret en koncentrationsgrænse på 0,1 % (1.000 mg/kg) af vægten i blandinger beregnet til forbrugerbrug, selvom baggrundsdata for denne koncentrationsgrænse mangler. En koncentrationsgrænse for produkter ("artikler" jf. REACH-definition) er ikke defineret. De målte koncentrationer i både GC-MS-screeningen og migrationsanalysen tyder på koncentrationer <0,1 % (<1.000 mg/kg). Hvis svedsimulanten betragtes som en "blanding", eller hvis det antages, at koncentrationsgrænsen også kunne gælde for produkter, kan det forventes, at de påviste niveauer af MDI ikke udgør en sundhedsrisiko. Den samme koncentrationsgrænse for forbrugere blev ikke udviklet for TDI. Selvom en lignende koncentrationsgrænse på <0,1 % for arbejdere har været gældende siden 2020, har RAC i baggrundsdokumentet for udtalelsen om diisocyanater fastlagt, at det antages, at disse foreslåede foranstaltninger vil reducere den etablerede risiko for respiratorisk sensibilisering samt enhver anden potentiel sundhedsrisiko, herunder bekymringer ift. carcinogenicitet (ECHA, 2018b). Det faktum, at de målte restniveauer af diisocyanatstoffer i tekstil fra genanvendt plast er langt under de respektive koncentrationsgrænser i bilag XVII, indikerer en lav risiko for skadelige virkninger fra eksponering for TDI og MDI via tekstilprodukter lavet af genanvendt polyester.

4.4 Diskussion og konklusion om risikovurdering

Da der mangler data om farer, der stammer fra forbrugernes brug af diisocyanatholdige produkter, forhindrer dette en kvantitativ risikovurdering i denne rapport. I tilfælde, hvor en kvantitativ risikovurdering ikke kan udføres, foreskriver ECHA's vejledning om risikokarakterisering (ECHA, 2016b) en kvalitativ tilgang. Kvalitative risikovurderinger, der resulterer i kategorisering i farebånd, bør udføres for hudirriterende, hudsensibiliserende og/eller kræftfremkaldende stoffer.

For hudirritation anses sundhedsrisiciene for at være kontrollerede for både TDI og MDI, i henhold til de forskellige gældende koncentrationsgrænser for CLP-klassificering af blandinger.

Sensibilisering er "*væsentlig systemisk i natur*" (ECHA, 2016b), og det kan være, at der ikke kan fastsættes nogen nedre tærskel for dette endpoint, som det er tilfældet for respiratorisk sensibilisering for arbejdstagere (ECHA, 2018b). Både TDI og MDI bør derfor tildeles det høje farebånd baseret på deres hudsensibiliseringsklassificering, mens det moderate farebånd er anvendeligt ift. carcinogenicitet. For disse to farekategorier er det svært at konkludere, at risici er kontrollerede for forbrugere, der udsættes for restniveauer i tekstil, da ingen risikostyringsforanstaltninger og operationelle betingelser er anvendelige for denne type brug i noget farebånd. Det bemærkes dog, at de analytisk bestemte niveauer af MDI i svedsimulantudtrækningen fra tekstilprøverne er langt under koncentrationsgrænsen på 0,1 %, som defineres som tilladeligt indhold i blandinger i begrænsningen for MDI under REACH. TDI-niveauerne er også langt under koncentrationsgrænsen på 0,1 %, selvom en koncentrationsgrænse ikke er defineret for TDI i forbrugerprodukter, men kun for industrielle eller professionelle anvendelser.

En alternativ tilgang til vurdering af hudsensibiliserende stoffer er kategoriseringsmetoden som skitseret af Chilton et al. (2022). Denne tilgang er især nyttig for stoffer uden harmoniserede klassificeringer og bruges i andre projekter af Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, personlig kommunikation).

Chilton et al. (2022) kategoriserer stoffer som havende høj, medium eller lav potentiale ift. hudsensibiliserende egenskaber, baseret på statistiske analyser af fordelingen af EC3-værdier fra LLNA-tests for en række sensibiliserende stoffer karakteriseret som ikke-reaktive (79 stoffer), reaktive (331 stoffer) og meget reaktive (146 stoffer). Chilton et al. (2022) brugte derefter den laveste 5 %-percentil af EC3-værdierne i de tre grupper som grænseværdien for dermal sensibilisering (DST). For de ikke-reaktive, reaktive og meget reaktive sensibilisatorer blev DST-værdierne sat til henholdsvis 710 µg/cm², 73 µg/cm² og 1 µg/cm². Baseret på deres harmoni-

serede klassificering som Skin Sens. 1, kan MDI og TDI betragtes som moderat hudsensibiliserende stoffer, hvilket gør DST-værdien på $73 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ relevant ift. sammenligning med eksponeringsestimater. Da eksponeringsestimaterne er langt under $73 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ (højeste dermale belastninger (L_{der}) er $1,4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for TDI og $0,23 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ for MDI, se TABEL 4-6), indebærer eksponeringen ingen risiko for hudsensibilisering.

Det bemærkes, at denne fortolkning er baseret på den harmoniserede klassificering som Skin Sens. 1. Klassificeringen som Skin Sens. 1 anvendes, hvor data ikke er tilstrækkelige til underkategorisering i underkategorierne Skin Sens. 1A ("signifikant sensibilisering hos mennesker") eller Skin Sens. 1B ("potentiale til at fremkalde sensibilisering hos mennesker").³¹ Anvendelsen af DST-metoden tillader derfor ikke at drage entydige konklusioner om risikoen relateret til eksponeringen overfor MDI og TDI, men kan betragtes som støttende information ift. at konkludere, at eksponeringen for TDI og MDI fra tekstilprodukterne sandsynligvis ikke vil forårsage en uacceptabel risiko.

Flere detaljer og information om anvendelsen af DST-metoden kan findes i den originale publikation af Chilton et al. (2022), en gennemgang offentliggjort af Bialas et al. (2023) og Miljøstyrelsens forbrugerprojekt om plastbriller (Højriis et al., 2025).

Fare- og risikovurderingerne af TDI og MDI er begrænsede på grund af mangel på faredata. Sammenligningen af eksponeringsestimaterne med REACH-begrænsningskoncentrationsgrænsen på 0,1 % for MDI og DST-værdien på $73 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ antyder ikke uacceptable risici. Den kvalitative risikovurdering kan dog ikke fuldt ud udelukke, at de lave niveauer af isocyanater, der kan frigives fra tekstilprodukter fremstillet af genanvendt plast, kan forårsage en uacceptabel risiko for børn, der bærer sådanne tekstiler. Under alle omstændigheder bemærkes det, at der ikke er klare indikationer af, at indhold af diisocyanatstoffer er begrænset til genanvendt polyester, hvilket betyder, at stofferne sandsynligvis lige så godt kan forekomme i nye tekstiler fremstillet af PET eller PUR.

³¹ Tabel 3.4.2 i CLP-forordningen (1272/2008)

5. Overordnet konklusion

Det overordnede mål med projektet er at opbygge viden om forekomsten af forbrugerprodukter, der indeholder genanvendt plast, herunder om typerne (polymerer) og oprindelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter, hvilke farlige stoffer der kan forekomme i sådanne produkter, om deres forekomst er relateret til genanvendelse, samt om disse stoffer udgør en risiko for forbrugerne, især børn, under brugsfasen.

De vigtigste resultater af denne undersøgelse er:

Plastpolymere i forbrugerprodukter lavet af genanvendt plast. PET, inklusive polyester, er den hyppigst anvendte polymer af genanvendt plast (41%) i legetøj, småbørnsartikler, tekstiler til beklædning, boligtekstiler og møbler, som var forbrugerprodukterne i fokus i undersøgelsen om genanvendt plast. Sporbarheden af PET blev fremhævet som værende højere end for andre genanvendte polymerer, da den ofte indsamles separat, hvilket resulterer i en mere ensartet og mindre forurenede genanvendt plastfraktion. Andre genanvendte polymere er PE, PP, PS, ABS, nylon og – i mindre grad – PVC. For omkring 31% af produkterne i undersøgelsen, som blev reklameret som lavet af genanvendt plast, var typen af genanvendt polymer ukendt.

Oprindelse af den genanvendte plast brugt til forbrugerprodukter. Der er uklarhed og mangel på information vedrørende oprindelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter. Omkring halvdelen af de undersøgte produkter havde en uspecificeret oprindelse af genanvendt plast; cirka 40% var lavet af PCR plast, og 10% fra genanvendt plast fra industrien (PIR). Tallene kan være farvet af, at de er baseret på et relativt lille antal forbrugerprodukter (62 produkter) og på produktbeskrivelser fra onlineforhandlere, som fremhæver at deres produkter er lavet af PCR-plast som en del af markedsføringen.

Interessenter understreger, at PIR-plast er lettere at genanvende på grund af dets høje renhed og kendte sammensætning. Estimer om mængder og fordeling af PCR- og PIR-plast kunne ikke genereres inden for rammerne af dette projekt. Generelt indikerer dataene fra undersøgelsen af forbrugerprodukter og interessenthøringen, at PCR-plast er mere almindeligt anvendt end PIR-plast i forbrugerprodukter (med forbehold for de ovennævnte begrænsninger vedrørende tilgængeligheden af information om oprindelse og markedstendens) med en forventet stigning i mængden af PCR-plast.

Farlige stoffer i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Der er flere grunde til, at farlige stoffer kan være til stede i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast. Farlige stoffer kan tilsættes som additiver til det genanvendte materiale for funktionelle formål såsom holdbarhed, fleksibilitet, farve eller forekommer som urenheder, på samme vis som der er tilfældet med produkter af virgin plast. En anden grund er tilstedeværelsen af gamle additiver, som stammer fra den genanvendte plast som ikke blev tilføjet bevidst til de nye genanvendte produkter. Derudover kan genanvendelsesprocessen indebære introduktion af funktionelle additiver for at muliggøre effektiv brug af genanvendte plasttyper såsom varmestabilisatorer, lugtadditiver (der kan maskere dårlig/stærk lugt) og/eller pigmenter.

Litteraturgennemgangen viste, at adskillige stoffer med farlige egenskaber kan være til stede i forbrugerprodukter eller genanvendt plastmateriale, der potentielt anvendes til forbrugerprodukter. Lave niveauer af bromerede flammehæmmere, organofosfat-flammehæmmere og

nogle ftalater i forbrugerprodukter indikerer, at stoffernes tilstedeværelse sandsynligvis stammer fra brugen af genanvendte materialer eller krydskontaminering under genanvendelsesprocessen.

Mange af de identificerede stoffer optræder som gamle additiver, hvis anvendelse i forbrugerprodukter er reguleret og/eller begrænset via REACH-forordningen, POP-forordningen, RoHS-direktivet og/eller Legetøjsdirektivet, f.eks. bromerede flammehæmmere som PBDE, nogle ftalater, metaller, otte PAH'er samt nogle azofarvestoffer og de aromatiske aminer, der stammer fra azofarvestofferne. Andre stoffer er kun delvist eller ikke reguleret i forbrugerprodukter via europæisk lovgivning, f.eks. nye flammehæmmere (såsom TBBPA og dets derivater, bromerede diphenylethylere og bromerede ftalater), ikke-halogenerede organofosfor-flammehæmmere, benzotriazol UV-stabilisatorer (undtagen UV-328) og benzophenon-relaterede UV-stabilisatorer.

Sporbarhed og informationsoverførsel gennem forsyningskæden

Forsyningskæden for genanvendte plastprodukter på det danske/europæiske marked involverer adskillige aktører, som kan være placeret både inden for og uden for Europa. Kilden og typen af den genanvendte plast er ikke altid kendt i alle dele af forsyningskæden.

Processen fra produktion af jomfruelig plast til fremstilling af endelige forbrugerprodukter inkluderer trin, hvor information om kemisk sammensætning, såsom sikkerhedsdatabladet (SDS), ikke længere er gældende eller tilgængelig, især når plasten ikke længere er i pelletform, men er blevet omdannet til et produkt. Som følge heraf er slutbrugere typisk uvidende om eventuelle farlige stoffer, der er til stede i de produkter, de bruger. Dette komplicerer genanvendelsesprocessen, når de brugte produkter bliver til forbrugeraffald.

Viden om tilstedeværelsen af kemikalier i plastaffald genereres under genanvendelses-, sammensmeltnings- og fremstillingsprocesserne af genanvendte plastprodukter. Ifølge affaldsrammedirektivet (2008/98/EF) skal analysen udføres af den aktør, der er forpligtet til at sikre kriterierne for ophør af affaldfasen (end-of-waste kriterierne).

Metoderne og hyppigheden af kemiske analyser af de genanvendte partier varierer meget og afhænger af den genanvendte affaldsstrøm, genanvendelsesvirksomhedens praksis og kundernes krav. Der findes ingen standarder for, hvor ofte et plast-parti af genanvendt plast skal analyseres for dens indhold af farlige kemikalier, eller hvilke kemikalier der skal undersøges. Specifikke plast-parti erklæringer om f.eks. indholdet af metaller, indholdet af SVHC-stoffer eller CLP-overensstemmelse kan leveres af genanvendelsesvirksomheden eller compoundering-virksomheder efter anmodning fra producenter.

For de genanvendte plastpellets udarbejdes et sikkerhedsdatablad (SDS), som leveres til producenten af (genanvendte) plastprodukter. SDS informerer producenterne om, at plasten er fremstillet af genanvendt affald og skal også inkludere tilføjede farlige additiver og resterende farlige stoffer fra den første brug, hvis de er til stede over en vis koncentrationstærskel.

Indkøb af tekstilvarer af genanvendt plast og kemiske analyser. For at generere data til risikovurderingen blev en specifik produktgruppe udvalgt til yderligere undersøgelse via kemiske analyser. Den udvalgte produktgruppe var tekstilprodukter af genanvendt polyester, som blev markedsført til børn, eller hvor eksponering af børn ansås for sandsynlig. 20 produkter, bestående af både boligtekstiler, børneovertøj og børnetøj med direkte hudkontakt blev indkøbt.

Først blev produkterne analyseret med en screenings analyse for organiske stoffer (GC-MS-screening) og metaller (ICP-MS screening).

GC-MS-screeningen identificerede i alt 194 stoffer, hvoraf cirka 60% kunne identificeres med sikkerhed. Baseret på stoffernes koncentrationer, antallet af detektioner, deres fareegenskaber og deres reguleringsstatus under REACH blev otte stoffer og ni produkter prioriteret til yderligere undersøgelse via migrationsanalyse.

Tilstedeværelsen af tre til 12 metaller kunne identificeres per produkt i ICP-MS-screeningen. Generelt gav koncentrationerne af metallerne, der blev fundet i screeninganalysen, ikke anledning til umiddelbar bekymring med undtagelse af de målte niveauer af antimon. Antimontrioxid er en almindeligt anvendt katalysator i processen ved syntese af PET. Derfor er dets tilstedeværelse i PET-flasker måske ikke overraskende, og dets migrationspotentiale til flaskevand eller andre fødevarer har været genstand for tidligere undersøgelser. Dog blev de potentielle sundhedsrisici forbundet med tilstedeværelsen af antimon i genanvendt PET ikke yderligere undersøgt inden for rammerne af denne undersøgelse.

Derefter blev otte prioriterede stoffer inkluderet i migrationsanalyse, der simulerede eksponering via sved. Af disse blev kun tre stoffer målt over detektionsgrænsen i svedsimulant ved koncentrationer ≤ 100 mg/kg: 2,4-toluendiisocyanat (2,4-TDI), 2,6-toluendiisocyanat (2,6-TDI) og 4,4'-methylen-diphenyldiisocyanat (MDI). Disse tre stoffer hører til den kemiske gruppe af isocyanater, som normalt optræder i forbindelse med polyurethan (PUR) og ikke polyesterprodukter. Deres tilstedeværelse kan dog ikke fortolkes som værende specifik for tekstiler lavet af genanvendt polyester.

Risikovurdering af stoffer identificeret i tekstilvarer fremstillet af genanvendt polyester

På grund af mangel på anvendelige, kvantitative faredata for forbrugeranvendelse af produkter, der indeholder diisocyanater, kunne en kvantitativ risikovurdering ikke udføres. Derfor blev risikovurderingen gennemført baseret på en kvalitativ tilgang for hudirriterende, hudsensibiliserende og/eller kræftfremkaldende stoffer.

For hudirritation anses sundhedsrisiciene for at være kontrollerede for både TDI og MDI, i henhold til de forskellige gældende koncentrationsgrænser for CLP-klassificering af blandinger.

Hud-sensibiliserende og kræftfremkaldende virkninger af stofferne kan ikke udelukkes, i henhold til den kvalitative risikovurderingsmetodologi baseret på farebånd, som beskrevet i ECHA's vejledning. Yderligere overvejelser skal derfor anvendes ved risikovurderingen.

De analytisk bestemte niveauer af MDI i tekstilprøver er væsentlig lavere end koncentrationsgrænsen på 0,1 %, hvilket er defineret som det tilladte indhold i begrænsningen for MDI under REACH. TDI-niveauerne er også væsentlig lavere end koncentrationsgrænsen på 0,1%, selvom en sådan grænse ikke er defineret for TDI i forbrugerprodukter, men kun for industrielle eller professionelle anvendelser. Fare- og risikovurderingerne af TDI og MDI er af begrænset omfang på grund af manglende faredata, og den kvalitative risikovurdering kan ikke fuldt ud udelukke, om de lave niveauer af diisocyanater, der kan frigives fra tekstil produkter fremstillet af genanvendt plast, kan udgøre en uacceptabel risiko for børn, der bærer sådanne tekstiler. Under alle omstændigheder bemærkes det, at der ikke er klare indikationer på, at indhold af diisocyanater knytter sig særligt til genanvendt polyester. Disse stoffer optræder almindeligvis i forbindelser med polyurethan (PUR) og ikke polyesterprodukter. Dog kan diisocyanater forekommer i virgint eller genanvendt polyester på grund af deres anvendelse i lim (bruges til fastgørelse af forskellige tekstillag eller dekorationer), deres brug i overfladebehandlinger af PET eller deres anvendelse som polymerisationsadditiver i virgint eller genanvendt PET. Deres tilstedeværelse kan derfor ikke fortolkes som værende særlig for tekstiler lavet af genanvendt polyester.

Referencer

Andersson, M., Oxfall, H. and Nilsson, C. (2019). Mapping and evaluation of some restricted chemical substances in recycled plastics originating from ELV and WEEE collected in Europe. RISE IVF AB. ISBN: 978-91-88907-54-7

Antvorskov, H., Elbro, H. S., Sørensen, P. H., Petersen, C. M., Jensen, M. T., Boyd, H. B., Højris, S., Møller, L. and Rasmussen, D. (2023). Problematic chemicals in recycled plastic intended for cosmetics packaging. Miljøstyrelsen. ISBN: 978-87-7038-507-7

Arnold, S., Collins, M., Graham, C., Jolly, A., Parod, R., Poole, A., Schupp, T., Shiotsuka, R. and Woolhiser, M. (2012). Risk assessment for consumer exposure to toluene diisocyanate (TDI) derived from polyurethane flexible foam. Regulatory Toxicology and Pharmacology, vol. 64, pp. 504-515. DOI

Carneado, S., López-Sánchez, J. F., & Sahuquillo, Á. (2023). Antimony in Polyethylene Terephthalate-Bottled Beverages: The Migration Puzzle. Molecules (Basel, Switzerland), 28(20), 7166.

Bialas, I., Zelent-Kraciuk, S., & Jurowski, K. (2023). The Skin Sensitisation of Cosmetic Ingredients: Review of Actual Regulatory Status. Toxics, 11(4), 392. <https://doi.org/10.3390/toxics11040392>.

Brosché, S., Strakova, J., Bell, L., and Karlsson, T. (2021). Widespread chemical contamination of recycled plastic pellets globally. International Pollutants Elimination Network (IPEN). https://ipen.org/sites/default/files/documents/ipen-recycled-plastic-pellets-v1_2.pdf

Çavuşoğlu, F. and Acar, I. (2023). Synthesis of PET-based urethane-modified alkyd resins from depolymerization intermediates of post-consumer PET bottles: coating properties and thermal behaviors. J Coat Technol Res 20, 741–761 (2023). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11998-022-00705-y>

Chilton, M. L., Api, A. M., Foster, R. S., Gerberick, G. F., Lavelle, M., Macmillan, D. S., ... & Tennant, R. E. (2022). Updating the Dermal Sensitisation Thresholds using an expanded dataset and an in silico expert system. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 133, 105200. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2022.105200>

Christensen, F., Nilsson, N., Jeppensen, C. and Clausen, A. (2014). Survey of certain isocyanates (MDI and TDI), part of the LOUS-review. Miljøstyrelsen. Environmental Project No. 1537. URL: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2014/01/978-87-93026-91-9.pdf>

Dahl, M., Jakobsen, B. R., Hürdum, D., Bønnelykke, M., Jeppesen, M., Malmgren-Hansen, B., Thøgersen, M. K., Kastbjerg, S. and Christensen, P. S. (2024). Udvikling af plastemballager i en cirkulær økonomi – Rette kvalitet til rette anvendelse. Miljøstyrelsen. ISBN: 978-87-7038-576-3

Dehoust, G., Hermann, A., Christiani, Dr. J., Bartnik, S., Beckamp, S. and Bünemann, A., (2021), Ermittlung der Praxis der Sortierung und Verwertung von Verpackungen im Sinne des §21 VerpackG, Umweltbundesamt

De Jonker, M., Leonards, P. E. G., Lamoree, M. H. and Brandsma, S. H. (2023). A rapid screening method for the detection of additives in electronics and plastic consumer products using AP-MALDI-qTOF-MS. *Toxics*, vol. 11, issue 108. DOI:

<https://doi.org/10.3390/toxics11020108>

ECHA (2012). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health. Version 2.1, November 2012. European Chemicals Agency. URL: https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r8_en.pdf/e153243a-03f0-44c5-8808-88af66223258

ECHA (2016a). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.15: Consumer exposure assessment. Version 3.0, April 2016, European Chemicals Agency. URL: https://www.echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r15_en.pdf/35e6f804-c84d-4962-acc5-6546dc5d9a55

ECHA (2016b). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Part E: Risk characterisation. Version 3.0, April 2016, European Chemicals Agency. URL: https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_part_e_en.pdf/1da6cadd-895a-46f0-884b-00307c0438fd

ECHA (2017). Recommendation no. 14 of the BPC Ad hoc Working Group on Human Exposure. Default human factor values for use in exposure assessments for biocidal products. Revision of HEEG opinion 17 agreed at the Human Health Working Group III on 12 June 2017. URL: https://echa.europa.eu/documents/10162/21664016/recom_14+default+human_factor_values_biocidal+products_en.pdf/88354d31-8a3a-475a-9c7d-d8ef8088d004

ECHA (2018). Background document for 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320). European Chemicals Agency. URL: <https://echa.europa.eu/documents/10162/cca92438-548e-435d-9a75-5ec59b6ebcd0>

ECHA (2018b). Background document to the opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on diisocyanates. European Chemicals Agency. URL: <https://echa.europa.eu/documents/10162/2452ec92-628c-42c2-b4d4-9ccdfef3773a>

ECHA (2020). Committee for Risk Assessment RAC Opinion on scientific evaluation of occupational exposure limits for Diisocyanates. European Chemicals Agency. URL: https://echa.europa.eu/documents/10162/30184854/oel_diisocyanates_final_opinion_en.pdf/4c4c70ae-2632-0038-3035-43ea10db554d

ECHA (2022). Regulatory management option analysis conclusion document for benzotriazoles (CAS no. 3147-75-9, 70321-86-7, 73936-91-1, 2440-22-4 and 3896-11-5). Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA). URL: <https://echa.europa.eu/documents/10162/798b2c12-3ee1-14bf-fe26-22d779dee1e3>

ECHA (2023a). Investigation report to support the Commission on the preparation of a restriction proposal for the use and presence of CMR 1A or 1B substances in childcare articles based on REACH Article 68(2). European Chemicals Agency.

EC (European Commission, 2011). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT - IMPACT ASSESSMENT - Accompanying document to the COMMISSION REGULATION (EU) Amending Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council on the Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of Chemicals (REACH) as regards Annex XVII (Cadmium), SEC(2011) 633 final. URL: https://ec.europa.eu/smart-regulation/impact/ia_carried_out/docs/ia_2011/sec_2011_0633_en.pdf

ECHA (2024). SCREENING REPORT TO ASSESS WHETHER THE USE OF FOUR BEN-ZOTRIAZOLES IN ARTICLES SHOULD BE RESTRICTED IN ACCORDANCE WITH REACH ARTICLE 69(2). [ECHA \(2024\). SCREENING REPORT TO ASSESS WHETHER THE USE OF FOUR BEN-ZOTRIAZOLES IN ARTICLES SHOULD BE RESTRICTED IN ACCORDANCE WITH REACH ARTICLE 69\(2\)](#)

Eriksen, M. K., Pivnenko, K., Olsson, M. E. and Astrup, T. F. (2018). Contamination in plastic recycling: Influence of metals on the quality of reprocessed plastic. Waste Management, vol. 79, pp. 595-606. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.007>

Haarman, A., Magalini, F. and Courtois, J. (2020). Study on the impacts of brominated flame retardants on the recycling of WEEE plastics in Europe. Sofies. URL: <https://www.bsef.com/wp-content/uploads/2020/11/Study-on-the-impact-of-Brominated-Flame-Retardants-BFRs-on-WEEE-plastics-recycling-by-Sofies-Nov-2020-1.pdf>

Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E. and Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. Journal of Hazardous Materials, vol. 344, pp. 179-199. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>

Hansen, E., Nilsson, N., and Vium, K. S. R. (2014). Hazardous substances in plastics, Survey of chemical substances in consumer products No. 132, 2014, Danish Environmental Protection Agency.

Health Board Estonia (2018). SUBSTANCE EVALUATION CONCLUSION as required by REACH Article 48 and EVALUATION REPORT for 4,4'-methylenediphenyl diisocyanate, EC No 202-966-0, CAS No 101-68-8. URL: <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807e57f1>.

Højriis, S., Larsen, P. B., Semark, I.D., Andersen, D. N., Poulsen, P. B., Gelardi, R. M., Geschke, S. (2025). Survey and risk assessment of chemical substances in spectacle frames. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 201.

Independent Commodity Intelligence Services (ICIS) (2023). PET Market in Europe State of Play: Production, collection and recycling data 2022. Plastics Recyclers Europe. URL: <https://www.plasticsrecyclers.eu/publications/>

Ionas, A. C., Dirtu, A. C., Anthonissen, H. N. and Covaci, A. (2014). Downsides of the recycling process: Harmful organic chemicals in children's toys. Environment International, vol. 65, pp. 54-62. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.019>

IPEN (2020). Plastic's toxic additives and the circular economy. URL: https://ipen.org/sites/default/files/documents/plastics_and_additives_final-low-o-en.pdf

Jiang, Q., Chen, G., Kumar, A., Mills, A., Jani, K., Rajamohan, V., Barathan, V. and Rahatekar, S. (2020). Sustainable Sandwich Composites Manufactured from Recycled Carbon Fibers, Flax Fibers/PP Skins, and Recycled PET Core. Journal of Composites Science, vol. 51, issue 1. DOI: <https://doi.org/10.3390/jcs5010002>

Klinke, H., Lund, B., Villadsen, S., Tordrup, S., Kristensen, G. and Larsen, P. (2018). Undersøgelse og risikovurdering af parfume og andre organiske forbindelser i squishy legetøj. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 164. URL: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2018/06/978-87-93710-46-7.pdf>

Kjølholt, J., Warming, M., Lassen, C., Mikkelsen, S., Brinch, A., Nielsen, I. and Jacobsen, E. (2015). Forbrugerprojekt om kemiske stoffer i autostole og andre produkter med tekstil til børn. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 135. URL: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/04/978-87-93352-06-3.pdf>

Liu, X., Sheng, D., Gao, Z., Li, T. and Yang, Y. (2013). UV-assisted surface modification of PET fiber for adhesion improvement. Applied Surface Science, vol. 264, pp. 61-69. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2012.09.107>

NICNAS (2013). Toluene diisocyanates: Human health tier II assessment. National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme. URL: https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Toluene%20diisocyanates_Human%20health%20tier%20II%20assessment.pdf

RAC (2020). Opinion on scientific evaluation of occupational exposure limits for Diisocyanates. Committee for Risk Assessment. ECHA/RAC/A77-O-0000006826-64-01/F. URL: <https://echa.europa.eu/documents/10162/4ea3b5ee-141b-63c9-8ffd-1c268dda95e9>

Pantelaki, I. and Voutsas, D. (2019). Organophosphate flame retardants (OPFRs): A review on analytical methods and occurrence in wastewater and aquatic environment. Science of The Total Environment, vol. 649, pp. 247-263. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.286>

Pawlak, M., Pobłocki, K., Drzeżdżon, J., Gawdzik, B. and Jacewicz, D. (2024). Isocyanates and isocyanides - life-threatening toxins or essential compounds? Science of the Total Environment, vol. 934, 173250. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173250>

PET Europe Producer's Association (2024). What is PET? URL: <https://www.pet-europe.org/what-is-pet/>. Accessed 28.05.2024.

Pivnenko, K., Eriksen, M. K., Martín-Fernández, J. A., Eriksson, E. and Astrup, T. F. (2016). Recycling of plastic waste: Presence of phthalates in plastics from households and industry. Waste Management, vol. 54, pp. 44-52. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.014>

PlasticsEurope 2023, Plastics – the Facts 2023. URL: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023>

Potrykus, A., Berlinghof, T., Burgstaller, M., Schramm, B., Kühnl, M., Castellani, D. F., Haberstock, T., Deutschland, R., Schlummer, D. M., and Arends, D. (2024). Stärkung des Recyclings technischer Kunststoffe vor dem Hintergrund steigender stoffrechtlicher Anforderungen am Beispiel Elektroaltgeräte und Altfahrzeuge—KUREA. Umweltbundesamt.

Poulsen, P.B (2019). Kortlægning og undersøgelse af migration af monomerer i legetøjsmaterialer. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter Nr. 174

Poulsen, P.B, Geschke, S., Borregaard, C., Merlin, C. (2020). Kortlægning af udvalgte hormonforstyrrende stoffer. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter Nr. 183.

PubChem (2024a). Compound Summary for CID 11443, 2,4-Diisocyanato-1-methylbenzene. National Center for Biotechnology Information. Accessed 05.11.2024. URL: https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/2_4-Diisocyanato-1-methylbenzene

- PubChem (2024b). Compound Summary for CID 7040, 2,6-Diisocyanatotoluene. National Center for Biotechnology Information. Accessed 05.11.2024. URL: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/26-Diisocyanatotoluene>
- PubChem (2024c). Compound Summary for CID 7570, 4,4'-Diphenylmethane diisocyanate. National Center for Biotechnology Information. Accessed 05.11.2024. URL: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/44'-Diphenylmethane-diisocyanate>
- Sharmin, E. and Zafar, F. (2012). Polyurethane: An Introduction. Chapter 1 in "Polyurethane", ISBN: 978-953-51-0726-2. DOI: <http://dx.doi.org/10.5772/51663>
- Torres, N., Robin, J. and Boutevin, B. (2001). Chemical modification of virgin and recycled poly(ethylene terephthalate) by adding of chain extenders during processing. Journal of Applied Polymer Science, vol. 79, pp. 1816-1824. DOI: [https://doi.org/10.1002/1097-4628\(20010307\)79:10<1816::AID-APP100>3.0.CO;2-R](https://doi.org/10.1002/1097-4628(20010307)79:10<1816::AID-APP100>3.0.CO;2-R)
- Weber, R. (2017). Draft Guidance on Sampling, Screening and Analysis of Persistent Organic Pollutants in Products and Articles. Stockholm Convention. URL: <https://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-SamplingScreeningAnalysis-201703.En.pdf>
- Sakuragi, Y., Takada, H., Sato, H., Kubota, A., Terasaki, M., Takeuchi, S., Ikeda-Araki, A., Watanabe, Y., Kitamura, S. and Kojima, H. (2021). An analytical survey of benzotriazole UV stabilizers in plastic products and their endocrine-disrupting potential via human estrogen and androgen receptors. Science of the Total Environment, vol. 800, issue 149374. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149374>
- Strobl, L., Diefenhardt, T., Schlummer, M., Leege, T. and Wagner, S. (2021). Recycling Potential for Non-Valorized Plastic Fractions from Electrical and Electronic Waste. Recycling, 6(2), 33. DOI: <https://doi.org/10.3390/recycling6020033>
- Song, J., Na, J., An, D. and Jung, J. (2021). Role of benzophenone-3 additive in chronic toxicity of polyethylene microplastic fragments to Daphnia magna. Science of the Total Environment, vol. 800, issue 149638. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149638>
- Song, X., Zhu, S., Hu, L., Chen, X., Zhang, J., Liu, Y., Bu, Q. and Ma, Y. (2024). A Review of the Distribution and Health Effect of Organophosphorus Flame Retardants in Indoor Environments. Toxics, vol. 12, issue 3. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxics12030195>
- Vium, K., Heckmann, L., Nielsen, I., Tønning, K., Larsen, P and Engelund, E. (2015). Børneinstitutioners anvendelse af materialer fra brugte produkter. Miljøstyrelsen. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 143. URL: <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/10/978-87-93352-84-1.pdf>
- Vozniak, A., Hosseinneshad, R., Vozniak, I. and Galski, A. (2024). PET mechanical recycling. A new principle for chain extender introduction. Sustainable Materials and Technologies, vol. 40, e00886. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2024.e00886>
- Westerhoff, P., Prapaipong, P., Shock, E., & Hillaireau, A. (2008). Antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. Water research, 42(3), 551–556. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.048>.
- Yao, C., Yang, H. and Li, Y. (2021). A review on organophosphate flame retardants in the environment: Occurrence, accumulation, metabolism and toxicity. Science of the Total Environment, vol. 795, issue 148837. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148837>

Zaini, N., Kasmuri, N., Mojiri, A., Kindaichi, T. and Nayono, S. E. (2024). Plastic pollution and degradation pathways: A review on the treatment technologies. *Heliyon*, vol. 10, issue 7. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e28849

Zuiderveen, E. A. R., Slootweg, J. C., & de Boer, J. (2020). Novel brominated flame retardants - A review of their occurrence in indoor air, dust, consumer goods and food. *Chemosphere*, 255, 126816. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126816>

Bilag 1. Questionnaires for stakeholder consultation

Bilag 1.1 Questionnaire for recyclers, producers and/or compounders

No.	Question	Answer
Consumer articles and manufacturers made of recycled plastics		
1	Do you know any consumer articles or manufacturers of consumer articles within the listed product categories made of recycled plastic? If yes, please provide links to the manufacturers' web-sites or attach product information sheets.	
	• Childcare products • Toys • Textiles (clothing or home textiles) • Furniture	
Types of recycled plastic		
2	Which types of recycled plastics are typically used in these articles (e.g., ABS, PE, PP, PS, PET, ...)?	
Presence of potentially hazardous additives in plastic types		
3	Do you have any knowledge about intentionally used additives, that could be present in the recycled plastic types? If you have any documentation, please attach it to your answer.	<i>e.g., triphenyl phosphate (flame retardant) in PS</i>
4	Do you have any knowledge about (legacy) additives stemming from the original plastic, that could be present in recycled plastic types? If you have any documentation, please attach it to your answer.	<i>e.g., phthalates in HDPE</i>
Origin of recycled plastic		
5	What is the source of the recycled plastic used for the articles, e.g., PCR (post-consumer recycled plastic), PIR (post-industrial recycled plastic), used plastic fruit packaging, etc.?	
Quality of the recycled plastic and information through the supply chain		
7	Are there any industry standards or company-specific quality criteria regarding chemical composition of the recycled plastics?	
8	Are there differences in chemical quality requirements for different industries? Are certain plastic fractions sold to certain industries?	
9	Are chemical analyses performed on the recycled plastics materials? If yes, how often (e.g., routinely on each batch or sporadically)? If yes, which substances are analysed?	

	If yes, how often are analyses performed?
10	How is information regarding chemical composition and content of potentially hazardous substances in the recycled plastic transferred along the supply chain?
Additional information	
11	If you consider additional information relevant for this project, please insert here.

Bilag 1.2 Questionnaire for manufacturers and retailers

No.	Question	Answer
Consumer articles made of recycled plastics		
1	Do you have any consumer articles within the listed product categories made of recycled plastic? If yes, please provide links to the manufacturers' web-sites or attach product information sheets.	
	• Childcare products • Toys • Textiles (clothing or home textiles) • Furniture	
Types of recycled plastic		
2	Which types of recycled plastics are these articles made of (e.g. ABS, PE, PP, PS, PET)?	
	• Childcare products • Toys • Textiles (clothing or home textiles) • Furniture	
Presence of potentially hazardous additives		
3	Do you have any knowledge about intentionally used additives, that could be present in the recycled plastic types?	
4	Do you have any knowledge about (legacy) additives stemming from the original plastic, that could be present in the plastic types?	
Origin of recycled plastic		
5	What is the source of the recycled plastic used for the articles, e.g. PCR (post-consumer recycled plastic), PIR (post-industrial recycled plastic), used plastic fruit packaging, etc.?	
Quality of the recycled plastic and information through the supply chain		
6	What are the quality criteria regarding chemical composition of the recycled plastics?	
7	Which information regarding chemical composition is required from the supplier of the recycled plastic/from the manufacturer of the article made of recycled plastic?	
Additional information		
8	If you consider additional information relevant for this project, please insert here.	

Bilag 1.3**Questionnaire for industry and manufacturer associations**

No.	Question	Answer
Manufacturers of recycled plastics or of consumer goods made of recycled plastics		
1	Do any of your members produce recycled plastics for consumer articles? Do any of your members produce consumer articles made of recycled plastic within the listed product categories of recycled plastic? If yes, please provide links to their websites. • Childcare products • Toys • Textiles (clothing or home textiles) • Furniture	
Presence of potentially hazardous additives		
2	Do you have any knowledge about intentionally used additives, that could be present in the recycled plastic types? If you have any documentation, please attach it to your answer.	<i>e.g., triphenyl phosphite (flame retardant) in PS</i>
3	Do you have any knowledge about (legacy) additives stemming from the original plastic, that could be present in recycled plastic types? If you have any documentation, please attach it to your answer.	<i>e.g., phthalates in HDPE</i>
Origin of recycled plastic		
4	What is the source of the recycled plastic used for the articles, e.g., PCR (post-consumer recycled plastic), PIR (post-industrial recycled plastic), used plastic fruit packaging, etc.?	
5	Do you have knowledge about compounders/plastic producers supplying manufacturers of consumer goods with recycled plastic materials? If yes, please provide links/contact information to these suppliers.	
Quality of the recycled plastic and information through the supply chain		
6	Are there any industry standards or company-specific quality criteria regarding chemical composition of the recycled plastics?	
7	Are there differences in chemical quality requirements for different industries? Are certain plastic fractions sold to certain industries?	
8	Is routine analysis performed on the recycled plastics? If yes, which substances are analysed? If yes, how often are analyses performed?	
9	How is information regarding chemical composition of and content of potentially hazardous substances in the recycled plastic transferred along the supply chain?	
Additional information		

10 If you consider additional information relevant for this project, please insert here.

Bilag 2. Analytical methods and sample preparation

Determination of organic substances by GC-MS screening

Sample preparation

Samples were taken from two specimens of each article for true duplicate determinations (except for sample O-10 and S-20, for which specimens were taken from the same article). A subsample of 10 cm² in duplicate was taken from each article, and the size and weight of the samples were noted. The subsample was extracted with dichloromethane/acetone added with an internal standard using ultrasound followed by mechanical shaking on a shaker table for 12 hours.

Screening method

The extract from the textile samples was analysed by capillary gas chromatography combined with mass-selective detection (GC-MS). To evaluate the results, the chromatograms were analysed by a specialist using MassHunter software. The chromatograms of all samples were compared to blanks and internal standard samples. The semi-quantitative screening analysis quantitates the analytes relative to the added internal standards. Due to expected differences in response factor this type of quantification is subject to uncertainty. The uncertainty is not the same for the different analytes. The MS spectrum of all relevant detected analytes was compared to NIST 20 and Wiley Registry 12th edition mass spectral databases and manually interpreted.

Each reported component was given one of three identification levels:

- Category A: Confident and confirmed identification with NIST hit rate $\geq 80\%$. The substance is identified by name, CAS no. (or NIST no. if CAS no. is not available for the substance in the library). It is noted that also for category A substances, some uncertainty remains regarding the precise substance identification.
- Category B: Partial identification. The substance is identified by chemical class of the compound, a fragment of the substance or by a compound bound to the substance. In some cases (especially for larger molecules with complicated structures), a suitable name for a chemical class is not available. In such cases, a substance name is chosen as class name, and CAS or NIST no. is not provided.
- Category C: Unidentified substance.

Semi-quantitative determination of metals and other elements by ICP-MS

Sample preparation

0.2 g sample – accurately weighed – were by means of microwave induced heating prepared with concentrated nitric acid. The resulting solution was diluted to 50 ml with Milli-Q water. Duplicate preparation was carried out. Blanks were made correspondingly.

Semi-quantitative screening by ICP-MS

The content of metals was analysed on inductively coupled plasma mass spectroscopy with mass selective detection (ICP-MS). With this method, it is possible to screen for the content of 62 metals from mass 6 (lithium) to mass 238 (uranium). The following elements could not be quantified due to interference: bromine (Br), calcium (Ca), carbon (C), chlorine (Cl), fluorine (F), iodine (I), nitrogen (N), oxygen (O), phosphorous (P), sulphur (S), and silicon (Si). The

method is semi-quantitative and subject to some uncertainty. When more precise quantification is needed, a quantitative ICP-MS analysis with a reference compound is recommended. Germanium (Ge), rhodium (Rh), and rhenium (Re) were used as internal standards.

The samples were analysed according to Danish Technological Institute's method UA-263 with a reported uncertainty of 20% – 70%. No reference method was applied.

Bilag 3. Analytical results from the screening analyses

Concentrations in mg/kg

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Category	LOD	Sample ID H-01	Sample ID H-02	Sample ID H-03	Sample ID H-04	Sample ID H-05	Sample ID H-06	Sample ID H-07	Sample ID O-08	Sample ID O-09	Sample ID O-10	Sample ID O-11	Sample ID O-12	Sample ID O-13	Sample ID S-14	Sample ID S-15	Sample ID S-16	Sample ID S-17	Sample ID S-18	Sample ID S-19	Sample ID S-20
GC-MS screening	Naphthalene, 1,2-dihydro-	447-53-0		A	5	-	-	-	6.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Naphthalene	91-20-3		A	5	-	-	-	8.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Ethanol, 2-phenoxy-	122-99-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.9	-	-	-	-
GC-MS screening	Triethylene glycol	112-27-6		A	5	-	-	-	-	-	27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Quinoline	91-22-5		A	5	-	-	-	-	-	-	5.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,2-Benzenedicarboxylic acid	88-99-3		A	5	-	-	-	-	-	-	-	59	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 4-methoxy-N-methyl-	5961-59-1		A	5	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzene, 1,3-diisocyanato-2-methyl-	91-08-7		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzene, 2,4-diisocyanato-1-methyl-	584-84-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	380	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1H-Isoindole, 3-methoxy-4,7-dimethyl-	100813-60-3		A	5	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-Dodecanol	112-53-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13
GC-MS screening	3,6-Dimethylbenzene-1,2-diamine, N-methyl	-	499850	A	5	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Chloro-1,4-dinitrobenzene	619-16-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Tetraethylene glycol	112-60-7		A	5	-	-	-	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Naphthalenol	135-19-3		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-Dodecanamine, N,N-dimethyl-	112-18-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.2	6.7	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Category	LOD	Sample ID H-01	Sample ID H-02	Sample ID H-03	Sample ID H-04	Sample ID H-05	Sample ID H-06	Sample ID H-07	Sample ID O-08	Sample ID O-09	Sample ID O-10	Sample ID O-11	Sample ID O-12	Sample ID O-13	Sample ID S-14	Sample ID S-15	Sample ID S-16	Sample ID S-17	Sample ID S-18	Sample ID S-19	Sample ID S-20
GC-MS screening	Butylated Hydroxytoluene	128-37-0		A	5	-	-	-	-	-	32	-	-	-	-	-	-	-	3.1	-	-	-	-	17	-
GC-MS screening	1,6,11-Trioxacyclopentadecane	295-63-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.4	-
GC-MS screening	1,6-Dioxacyclododecane-7,12-dione	777-95-7		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 4-nitro-	100-01-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22	-	-	-	-
GC-MS screening	Diethyl Phthalate	84-66-2		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-
GC-MS screening	Dodecanoic acid	143-07-7		A	5	-	-	9.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzoic acid, 2-(1-oxopropyl)-	2360-45-4		A	5	-	-	18	-	-	-	-	-	5.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 4-methoxy-2-nitro-	96-96-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Ethylhexyl 2-ethylhexanoate	7425-14-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	26
GC-MS screening	Ethylene glycol - Adipate - Diethylene glycol	-	446006	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,4-Benzenedicarboxylic acid, monoethyl ester	713-57-5		A	5	-	-	18	-	-	-	-	-	7.2	-	-	-	-	3.2	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 2-chloro-4-nitro-	121-87-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45	-	-	-	-	-
GC-MS screening	3-Methylglutaconic acid, diethyl ester	-	223-06-1	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	530	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2,6-Dichloro-4-nitroaniline	99-30-9		A	5	-	-	-	-	16	-	-	46	-	-	-	-	-	3	14	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Ethanol, 2-(dodecyloxy)-	4536-30-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11
GC-MS screening	Benzyl Benzoate	120-51-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	310
GC-MS screening	1H-Benzimidazole, 5-nitro-	94-52-0		A	5	-	-	-	-	-	-	170	-	-	-	-	-	27	-	-	18	-	-	-	-
GC-MS screening	Pentaethylene glycol	4792-15-8		A	5	-	-	-	-	-	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 2-bromo-6-chloro-4-nitro-	99-29-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	7.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	N-Pyridin-3-yl-benzenesulfonamide	53472-19-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	14	25	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-Octadecene	112-88-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	140	-	120	-	-	-	72	-	-	-
GC-MS screening	2,4-Diphenyl-4-methyl-2(E)-pentene	22768-22-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.7	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Cat- e- gor y	LO D	Sam- ple ID H- 01	Sam- ple ID H- 02	Sam- ple ID H- 03	Sam- ple ID H- 04	Sam- ple ID H- 05	Sam- ple ID H- 06	Sam- ple ID H- 07	Sam- ple ID O- 08	Sam- ple ID O- 09	Sam- ple ID O- 10	Sam- ple ID O- 11	Sam- ple ID O- 12	Sam- ple ID O- 13	Sam- ple ID S- 14	Sam- ple ID S- 15	Sam- ple ID S- 16	Sam- ple ID S- 17	Sam- ple ID S- 18	Sam- ple ID S- 19	Sam- ple ID S- 20
GC-MS screening	Unidentified adipate	-		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	290	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified adipate	-		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	320 / 43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	dl-Isocitric acid lactone	4702-32-3		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	66	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Bis(2-hydroxyethyl) phthalate	84-73-1		B	5	-	-	-	-	-	-	-	43	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 2-chloro-4,6-dinitro-	3531-19-9		A	5	-	-	-	-	36	-	-	160	-	-	-	-	10	-	270	85	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Propenamide, N-[2-[ethyl(3-methylphenyl)amino]ethyl]-	-	396398	A	5	-	-	-	-	-	-	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 2,4-dinitro-	97-02-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenamine, 2,6-dibromo-4-nitro-	827-94-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	77	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Dimethyl palmitamine	112-69-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,3-Dioxolane, 2-(methoxymethyl)-2-phenyl-	-	156712	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21	-	-	-	-
GC-MS screening	n-Hexadecanoic acid	57-10-3		A	5	-	-	17	-	-	-	-	-	8.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.3	12
GC-MS screening	Benzenamine, 2-bromo-4,6-dinitro-	1817-73-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	110	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Diethylene glycol monododecyl ether	3055-93-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11
GC-MS screening	1,6,11-Trioxacyclopentadecane	295-63-6		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.3 / -	-
GC-MS screening	Methyl 1-amino-pentasulfide - 5-Sulfinate	-	2000321-65-1	B	5	-	-	-	-	-	-	8.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	N,N-diethyl-2-methyl-1H-benzo[d]imidazol-6-amine	-	2000171-60-5	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	31	-	-	-	-
GC-MS screening	Cyclohexadecane	295-65-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-
GC-MS screening	1-Octadecanol	112-92-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Hexadecane, 1-chloro-	4860-03-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Cetene	629-73-2		A	5	-	-	8.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzene, 1,1'-methylenebis[4-isocyanato-	101-68-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	56	450	-	-	-	-	-	-	-	11	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Cate-gor-y	LO D	Sampl e ID H-01	Sampl e ID H-02	Sampl e ID H-03	Sampl e ID H-04	Sampl e ID H-05	Sampl e ID H-06	Sampl e ID H-07	Sampl e ID O-08	Sampl e ID O-09	Sampl e ID O-10	Sampl e ID O-11	Sampl e ID O-12	Sampl e ID O-13	Sampl e ID S-14	Sampl e ID S-15	Sampl e ID S-16	Sampl e ID S-17	Sampl e ID S-18	Sampl e ID S-19	Sampl e ID S-20
GC-MS screening	9-Octadecenoic acid (Z)-, methyl ester	112-62-9		A	5	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Dimantine	124-28-7		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-
GC-MS screening	Ethylene glycol - Adipate - Diethylene glycol	-	446006	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	480	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,4-Benzenediamine, N4-(2-aminoethyl)-N4-ethyl-2-methyl-	-	400284	B	5	-	-	-	-	-	-	360	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Phenol, 4,4'-(1-methylethylene)bis-	80-05-7		A	5	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.6
GC-MS screening	Bis(2-ethylhexyl) maleate	142-16-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-
GC-MS screening	Oxacyclohexadecan-2-one	106-02-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.3	-	6.3	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,4-Benzenedicarboxylic acid, bis(2-hydroxyethyl) ester	959-26-2		A	5	9.8	-	30	-	-	-	-	-	-	-	8	-	2.4	-	-	-	-	-	-	13
GC-MS screening	1-Decanamine, N-decyl-N-methyl-	7396-58-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	11-Octadecenoic acid, (Z)-	506-17-2		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	9.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	9.2
GC-MS screening	Palmitoleamide	106010-22-4		A	5	-	-	-	-	9.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	(2,5,7-Trimethyl-pyrazolo[1,5-a]pyrimidin-6-yl)-acetic acid ethyl ester	-	2000298-22-6	C	5	-	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Hexadecanamide	629-54-9		A	5	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Octadecanoic acid	57-11-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	5.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-
GC-MS screening	Benzenesulfonamide, N-(3-hydroxyphenyl)-	59149-19-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27	-	20	34	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Hexadecanoic acid, butyl ester	111-06-8		A	5	-	-	24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Butenedioic acid (E)-, bis(2-ethylhexyl) ester	141-02-6		A	5	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	210	-
GC-MS screening	Triethylene glycol monododecyl ether	3055-94-5		A	5	-	-	-	-	-	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10
GC-MS screening	hexadecyl acrylate	13402-02-3		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	12	-	-	-	-
GC-MS screening	Heptaethylene glycol	5617-32-3		A	5	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	9,12-Octadecadien-1-ol, (Z,Z)-	506-43-4		B	5	-	-	-	-	7.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Cat- e- gor y	LO D	Sam- ple ID H- 01	Sam- ple ID H- 02	Sam- ple ID H- 03	Sam- ple ID H- 04	Sam- ple ID H- 05	Sam- ple ID H- 06	Sam- ple ID H- 07	Sam- ple ID O- 08	Sam- ple ID O- 09	Sam- ple ID O- 10	Sam- ple ID O- 11	Sam- ple ID O- 12	Sam- ple ID O- 13	Sam- ple ID S- 14	Sam- ple ID S- 15	Sam- ple ID S- 16	Sam- ple ID S- 17	Sam- ple ID S- 18	Sam- ple ID S- 19	Sam- ple ID S- 20
GC-MS screening	Tricyclo[3.3.1.1,3,7]decane-1-acetonitrile, 2-phenyl-	117077-13-1		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	38	-	-	-	-
GC-MS screening	9-Octadecenamide, (Z)-	301-02-0		A	5	-	-	-	-	130	-	7.3	140	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Diethylene glycol - Adipate - Diethylene glycol	-	446007	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Octadecanamide	124-26-5		A	5	-	-	-	-	7.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	3-Hydroxyphthalic anhydride	37418-88-5		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	93	-	-	-
GC-MS screening	Octadecanoic acid, butyl ester	123-95-5		A	5	-	-	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Hexanedioic acid, bis(2-ethylhexyl) ester	103-23-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	84	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Cyclohexane, 1,3,5-triphenyl-	28336-57-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Ethanol, 2-[2-(2-butoxyethoxy)ethoxy]-	143-22-6		B	5	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Adipate Ethylene glycol	-	445975	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	370	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	9-Methyl-2,9-dihydropyridazino(3,4-b)indol-3-one	22294-02-6		B	5	-	-	-	-	-	-	9.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Phenol, 2,4-bis(1-methyl-1-phenylethyl)-	2772-45-4		A	5	-	-	-	-	-	110	-	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-tert-Butyl-1,1-dimethyl-N-(4-nitrobenzyl)silaneamine	-	417406	B	5	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Bis(2-ethylhexyl) phthalate	117-81-7		A	5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Octan-2-yl palmitate	55194-81-5		A	5	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	-	52	3 / 12	-	-	-
GC-MS screening	1,6,11,16,21-Pentaoxacyclopentacosane	56890-57-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36	-	-	-	-
GC-MS screening	1H-Indole-1-acetic acid, 3-(ethoxycarbonyl)-5-hydroxy-2-methyl-, methyl ester	-	319070	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-[2-[2-[2-[2-(2-Hydroxyethoxy)ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethanol	5117-19-1		B	5	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzamide, 4-butyl-N-pentyl-	-	407450	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.4	-
GC-MS screening	Hexadecanoic acid, decyl ester	42232-27-9		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	47	-	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Category	LOD	Sample ID H-01	Sample ID H-02	Sample ID H-03	Sample ID H-04	Sample ID H-05	Sample ID H-06	Sample ID H-07	Sample ID O-08	Sample ID O-09	Sample ID O-10	Sample ID O-11	Sample ID O-12	Sample ID O-13	Sample ID S-14	Sample ID S-15	Sample ID S-16	Sample ID S-17	Sample ID S-18	Sample ID S-19	Sample ID S-20
GC-MS screening	2-[(2RS)-2-(2-Hydroxyethoxy)propyl]-2-methyl-1,3-dioxolane	102275-52-5		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,2 / 51	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzoxazole, 2,2'-(1,2-ethenediyl)bis[5-methyl-	1041-00-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-
GC-MS screening	9-Octadecenoic acid, (E)-	112-79-8		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Ethylhexyl stearate	22047-49-0		A	5	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9,2	-	40	12	-	-	-
GC-MS screening	1,4-Benzenedicarboxylic acid, 1,4-bis(2-ethylhexyl) ester	6422-86-2		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	98 / 170	-	-
GC-MS screening	13-Docosenamides, (Z)-	112-84-5		A	5	-	-	12	-	-	260	-	-	-	-	-	2,3 / 11	3 / 9,6	13	-	-	-	-	15	8,4
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2,3-Dihydroquinoxalin-2,3-dione, 1-[2-acetoxyethyl]-6,7-dimethyl-	-	127855	B	5	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-	-	-	230	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Adipate Ethylene glycol	-	445975*	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	350	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Pentaethylene glycol monododecyl ether	3055-95-6		C	5	-	13	-	-	-	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,9
GC-MS screening	Hexaethylene glycol monododecyl ether	3055-96-7		B	5	-	-	8,7	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,4 / 4,8
GC-MS screening	1-Acetyl-2-amino-3-cyano-7-isopropyl-4-methylazulene	-	241324	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8,4	-	-
GC-MS screening	Succinic acid, 2-octyl 2,2,3,3-tetrafluoropropyl ester	-	370973	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	12-Cyclohex-3-enyl-3-methyl-8,9,10,12-tetrahydro-7H-benzo[b][4,7]phenanthroline-11-one	-	296085	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	130	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Aristolactam II	-	2000346-10-4	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83 / 49	-	-	-	-	-	-	-	7,7	-	-
GC-MS screening	2(3H)-Furanone, dihydro-5-tetradecyl-	502-26-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-[2-[2-[2-[2-[2-(2-Hydroxyethoxy)ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethanol	3386-18-3		A	5	-	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Stearic acid, isohexyl ester	-	438986	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	96	-	-	-	-
GC-MS screening	2-Methyl-5,6,7,8-tetrahydro[1]benzothieno[2,3-d]pyrimidin-4-ylamine, TMS derivative	-	479757	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	260	-	-
GC-MS screening	3,6,13,16-tetraoxatricyclo[16.2.2.2(8,11)]tetracosane-8,10,18,20,21,23-hexaene-2,7,12,17-tetrone	-	2000640-93-0	B	5	78	84	110	73	92	130	68	93	97	-	-	110	80	100	-	-	-	29	60	35
GC-MS screening	Unidentified adipate	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	250	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2-(4-Acetylphenylamino)-1,4-naphthoquinone	88590-25-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	440	520	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Category	LOD	Sample ID H-01	Sample ID H-02	Sample ID H-03	Sample ID H-04	Sample ID H-05	Sample ID H-06	Sample ID H-07	Sample ID O-08	Sample ID O-09	Sample ID O-10	Sample ID O-11	Sample ID O-12	Sample ID O-13	Sample ID S-14	Sample ID S-15	Sample ID S-16	Sample ID S-17	Sample ID S-18	Sample ID S-19	Sample ID S-20
GC-MS screening	3,6,13,16-tetraoxatricyclo[16.2.2.2(8,11)]tetracos-8,10,18,20,21,23-hexaene-2,7,12,17-tetrone	-	398770*	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12 / -	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Phosphonous acid, phenyl-, diethyl ester	1638-86-4		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	57	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Hexadecanoic acid, dodecyl ester	42232-29-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1,6,11,16,21,26-Hexaoxacyclotriacontane	64001-05-4		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	90	-	-	-	-
GC-MS screening	Nonadecane	629-92-5		A	5	-	-	9.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Adipate Diethylene glycol cyclic dimer	-	445974	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Heptaethylene glycol monododecyl ether	3055-97-8		B	5	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Binaphthyl sulfone	32390-26-4		C	5	-	5.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Dodecyl nonyl ether	-	406375	B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.4	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1H-Indene-1,3(2H)-dione, 2-(3-hydroxy-2-quinolinyl)-	7576-65-0		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49 / -	-	-
GC-MS screening	2-[2-[2-[2-[2-[2-[2-(2-Hydroxy-ethoxy)ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethoxy]ethanol	5579-66-8		B	5	-	-	8.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1H-Indene-1,3(2H)-dione, 2-(3-hydroxy-2-quinolinyl)-	-	2000422-07-1	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	140	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	3,6,13,16-tetraoxatricyclo[16.2.2.2(8,11)]tetracos-8,10,18,20,21,23-hexaene-2,7,12,17-tetrone	-	398770*	A	5	23	4.9	13	5.4	-	22	-	-	-	-	-	-	-	3.3	-	-	-	-	10	7.5
GC-MS screening	Decyl oleate	3687-46-5		A	5	-	-	-	22	-	-	-	-	-	-	-	230	33	-	-	-	-	-	9.8	-
GC-MS screening	Octadecanoic acid, dodecyl ester	5303-25-3		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6.7	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-Decanol, 2-hexyl-	2425-77-6		B	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	3,6,13,16-tetraoxatricyclo[16.2.2.2(8,11)]tetracos-8,10,18,20,21,23-hexaene-2,7,12,17-tetrone	-	398770*	B	5	-	-	-	4.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	trans-9-Octadecenoic acid, pentyl ester	-	405191	B	5	-	-	-	9.9	7.9	-	7	-	27	-	-	22	9.4	11	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	9,10-Anthracenedione, 1-amino-4-hydroxy-2-phenoxy-	17418-58-5		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	8.2	120	-	-	-	-	-	-	-	59	-	20
GC-MS screening	1-Hydroxy-4-(p-toluidino)anthraquinone	81-48-1		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1600	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Cate- gor y	LO D	Sampl e ID H- 01	Sampl e ID H- 02	Sampl e ID H- 03	Sampl e ID H- 04	Sampl e ID H- 05	Sampl e ID H- 06	Sampl e ID H- 07	Sampl e ID O- 08	Sampl e ID O- 09	Sampl e ID O- 10	Sampl e ID O- 11	Sampl e ID O- 12	Sampl e ID O- 13	Sampl e ID S- 14	Sampl e ID S- 15	Sampl e ID S- 16	Sampl e ID S- 17	Sampl e ID S- 18	Sampl e ID S- 19	Sampl e ID S- 20
GC-MS screening	1-(2-Cyanostyryl)-4-(4-cyanostyryl)benzene	13001-38-2*		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.9	43	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	290	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Octaethylene glycol monododecyl ether	3055-98-9		B	5	-	3.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	26 / 53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	2,2'-Dihydroxybenzophenone, bis(tert-butyl dimethylsilyl) ether	-	462449	C	5	160	200	170	130	190	220	140	180	210	-	120	170	170	210	29 / 240	47	-	40	78	66
GC-MS screening	A-Homo-4-oxacholestane, 3,5-epoxy-6-iodo-3,4a,4a-trimethyl-, (3.alpha.,5.alpha.,6.beta.)-	72349-16-7		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.6
GC-MS screening	1-(2-Cyanostyryl)-4-(4-cyanostyryl)benzene	13001-38-2*		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	12	-
GC-MS screening	hexadecanamide, N-methyl-N-(1-oxohexadecyl)-	-	402932	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	44	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1H-Thiopyrano[3,4-c]pyridine-5-carbonitrile, 3,4-dihydro-6-isopropylthio-8-morpholino-3,3-dimethyl-	-	2000603-16-0	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	170	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	1-(2-Cyanostyryl)-4-(4-cyanostyryl)benzene	13001-38-2*		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.3	-	-
GC-MS screening	Adipate Ethylene glycol	-	445975*	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	190	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Benzenepropanoic acid, 3,5-bis(1,1-dimethylethyl)-4-hydroxy-, octadecyl ester	2082-79-3		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	63	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	4,11-bis(azanyl)-2-(3-methoxypropyl)naphtho[2,3-f]isoin- dole-1,3,5,10-tetrone	-	2000632-92-8	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	-	-	-	-
GC-MS screening	1-(2-Cyanostyryl)-4-(4-cyanostyryl)benzene	13001-38-2*		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	89	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	14H-Benzo[4,5]isoquinol[2,1-a]perimidin-14-one	-	306341	A	5	-	-	-	-	-	160	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Dimethyldioctadecylammonium bromide	3700-67-2		A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	-	-	-
GC-MS screening	Propanenitrile, 3-[[2-(acetyloxy)ethyl][4-[(2,6-dichloro-4-nitrophenyl)azo]phenyl]amino]-	5261-31-4		C	5	53	-	-	-	310	-	-	1200	-	-	-	-	-	8.2	140 / -	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Bis(1,3-dioxindene-2-yl)(2-quinolinyl)methane	-	2000707-52-6	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.5	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	6.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Analysis	Component (GC-MS)/ Element (ICP-MS)	CAS no.	NIST no.	Category	LOD	Sample ID H-01	Sample ID H-02	Sample ID H-03	Sample ID H-04	Sample ID H-05	Sample ID H-06	Sample ID H-07	Sample ID O-08	Sample ID O-09	Sample ID O-10	Sample ID O-11	Sample ID O-12	Sample ID O-13	Sample ID S-14	Sample ID S-15	Sample ID S-16	Sample ID S-17	Sample ID S-18	Sample ID S-19	Sample ID S-20
GC-MS screening	3-(Benzylamino)-1-phenyl-7-(trifluoromethyl)[1,2,4]triazolo[4,3-a]pyrimidin-5(1H)-one	-	2000642-90-2	C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Adipate Diethylene glycol cyclic dimer	-	445974*	A	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GC-MS screening	Unidentified	-		C	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	200 / 670	-	-	-	-	-

Analysis	Element (ICP-MS)	LOD	Sam- ple ID H-01	Sam- ple ID H-02	Sam- ple ID H-03	Sam- ple ID H-04	Sam- ple ID H-05	Sam- ple ID H-06	Sam- ple ID H-07	Sam- ple ID O-08	Sam- ple ID O-09	Sam- ple ID O-10	Sam- ple ID O-11	Sam- ple ID O-12	Sam- ple ID O-13	Sam- ple ID S-14	Sam- ple ID S-15	Sam- ple ID S-16	Sam- ple ID S-17	Sam- ple ID S-18	Sam- ple ID S-19	Sam- ple ID S-20
ICP-MS screening	Lithium	1.25	-	-	-	-	-	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Beryllium	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Boron	37.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Sodium	12.5	62 / 88	297	95	40	210	180 / 240	32	51	20	106	86	42	34	83	320	61	390 / -	287	106	140
ICP-MS screening	Magnesium	12.5	36	-	40	-	-	1569	-	-	-	-	93	-	24	-	13	-	-	46 / 74	1007	-
ICP-MS screening	Aluminium	50	-	-	68 / 38	-	-	99	-	-	-	-	143	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Potassium	12.5	14	24	68	-	13	42	-	-	-	15	24	14	14	15	13	8,7 / 28	-	-	27 / 46	-
ICP-MS screening	Scandium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Titanium	1.25	2,0 / 20	760 / 78	330 / 120	140 / 200	99	140 / 13	360 / 23	359	550 / 82	565	683	68 / 150	782	550 / 180	27 / 42	840 / 170	4,1 / 20	310 / 590	615	68
ICP-MS screening	Vanadium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Chromium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Manganese	1.25	-	-	-	-	-	6.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Iron	6.25	52	-	26	-	-	53	6,3 / 9,5	-	-	10	10	-	-	-	8,2 / 6,1	-	-	-	-	12
ICP-MS screening	Cobalt	1.25	1.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Nickel	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Copper	1.25	-	-	12 / -	-	-	-	-	-	-	5,8 / 1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Zinc	2.5	2.8	-	9,1 / 4,8	-	-	296	-	-	-	4,1 / 2,7	5.7	-	-	-	7,4 / -	-	6,2 / -	-	"-" / 5,9	250
ICP-MS screening	Gallium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Arsenic	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Selenium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Rubidium	6.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Strontium	1.25	-	1.8	7.1	-	-	34	-	-	-	-	15	-	1.3	-	-	-	-	2.4	-	-

Analysis	Element (ICP-MS)	LOD	Sam- ple ID H-01	Sam- ple ID H-02	Sam- ple ID H-03	Sam- ple ID H-04	Sam- ple ID H-05	Sam- ple ID H-06	Sam- ple ID H-07	Sam- ple ID O-08	Sam- ple ID O-09	Sam- ple ID O-10	Sam- ple ID O-11	Sam- ple ID O-12	Sam- ple ID O-13	Sam- ple ID S-14	Sam- ple ID S-15	Sam- ple ID S-16	Sam- ple ID S-17	Sam- ple ID S-18	Sam- ple ID S-19	Sam- ple ID S-20
ICP-MS screening	Yttrium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Zirconium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	3.9	-	-	-	-	-	-	2.4	1.3	-
ICP-MS screening	Niobium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.4	-
ICP-MS screening	Molybdenum	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Ruthenium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Palladium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Silver	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Cadmium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Indium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Tin	1.25	7.0	-	4.0	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Antimony	1.25	224	146	197	186	174	62	151	150	106	106	144	134	109	202	111	73	120 / -	134	140	107
ICP-MS screening	Tellurium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Caesium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Barium	12.5	27	96	1183	-	-	-	-	28	-	-	1067	56	65	-	-	-	150 / -	99 / 67	59	-
ICP-MS screening	Lanthanum	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Cerium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Praseodymium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Neodymium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Samarium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Europium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Gadolinium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Terbium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Analysis	Element (ICP-MS)	LOD	Sam- ple ID H-01	Sam- ple ID H-02	Sam- ple ID H-03	Sam- ple ID H-04	Sam- ple ID H-05	Sam- ple ID H-06	Sam- ple ID H-07	Sam- ple ID O-08	Sam- ple ID O-09	Sam- ple ID O-10	Sam- ple ID O-11	Sam- ple ID O-12	Sam- ple ID O-13	Sam- ple ID S-14	Sam- ple ID S-15	Sam- ple ID S-16	Sam- ple ID S-17	Sam- ple ID S-18	Sam- ple ID S-19	Sam- ple ID S-20
ICP-MS screening	Dysprosium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Holmium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Erbium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Thulium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Ytterbium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Lutetium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Hafnium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Tantalum	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Tungsten	2.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Osmium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Iridium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Platinum	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Gold	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Mercury	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Thallium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Lead	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Bismuth	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Thorium	12.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ICP-MS screening	Uranium	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Kortlægning af kemikalier i forbrugerprodukter med genanvendt plast - En risikovurdering af tekstiler lavet af genanvendt plast til børn

Det overordnede formål med projektet er at opbygge viden om forekomsten af forbrugerprodukter, der indeholder genanvendt plast, herunder om typerne (polymerer) og oprindelsen af genanvendt plast i forbrugerprodukter, hvilke farlige stoffer der kan forekomme i sådanne produkter, og om disse stoffer udgør en risiko for forbrugerne, især børn, under brugsfasen.

PET er den hyppigst forekommende polymer (41%) i legetøj, børneprodukter, tekstiler til beklædning, boligtekstiler og møbler, som er fremstillet af genanvendt plast. Omkring halvdelen af de undersøgte produkter havde en uspecificeret oprindelse af det genanvendte plast; cirka 40% var lavet af genanvendt plast fra efter forbrug (PCR) og 10% fra genanvendt plast fra industrien (PIR). Det bemærkes dog, at disse tal ikke er fuldt repræsentative.

Resultaterne fra litteraturgennemgangen viser, at farlige stoffer kan være til stede i forbrugerprodukter fremstillet af genanvendt plast af flere årsager, f.eks. som additiver, der oprinder fra de oprindelige plastprodukter, som additiver tilføjet for at forbedre egenskaberne af den genanvendte plast eller som urenheder fra genanvendelsesprocessen. For at opnå data til risikovurderingen blev en specifikke produktgruppe, tekstilprodukter fremstillet af genanvendt polyester med eksponering for børn, udvalgt til yderligere undersøgelse ved kemisk analyse.

En screeningsanalyse identificerede omkring 200 forskellige organiske stoffer og 12 metaller i tekstilprodukterne. Udvalgte produkter blev analyseret yderligere ved en kemisk analyse der simulerer migration af stoffer til sved. Diisocyanater (2,4-TDI, 2,6-TDI og MDI) var de eneste stoffer, der blev målt i koncentrationer over detektionsgrænsen ved denne analyse.

På grund af mangel på anvendelige, kvantitative faredata for forbrugeranvendelse af diisocyanater kunne en kvantitativ risikovurdering ikke udføres. Derfor blev risikovurderingen gennemført baseret på en kvalitativ tilgang for hudirriterende, hudsensibiliserende og/eller kræftfremkaldende stoffer. For hudirritation anses sundhedsrisiciene for at være kontrollerede. For hudsensibiliserende og kræftfremkaldende virkninger kan den kvalitative risikovurdering ikke fuldt ud udelukke, om de lave niveauer af isocyanater, der potentielt frigøres fra tekstilprodukterne, kan forårsage en uacceptabel risiko for børn, som bruger disse tekstiler. Under alle omstændigheder bemærkes det, at der ikke er klare indikationer for, at stofferne er udelukkende forekommer i genanvendt polyester, hvilket betyder, at de sandsynligvis lige så godt kunne forekomme i virgine tekstiler fremstillet af PET eller PUR.



Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35
5000 Odense C

www.mst.dk