

DA



KOMMISSIONEN FOR DE EUROPÆISKE FÆLLESSKABER

Bruxelles, den 26.7.2000
KOM(2000) 469 endelig

GRØNBOG

Miljøaspekterne i forbindelse med PVC

(forelagt af Kommissionen)

NDHOLDSFORTEGNELSE

1.	Indledning	4
2.	PVC-industrien og dens produkter	4
2.1.	<i>PVC-materialet og dets anvendelser</i>	4
2.2.	<i>PVC-produktionsprocesser og PVC-forbindelser</i>	5
2.3.	<i>Beskrivelse af PVC-industrien og dens struktur</i>	7
3.	Anvendelsen af additiver i PVC	8
3.1.	<i>Additiver - typer og anvendelsesområde</i>	8
3.2.	<i>Stabilisatorer</i>	9
3.3.	<i>Blødgørere</i>	14
4.	Håndtering af PVC-affald	16
4.1.	<i>Den aktuelle situation og fremtidsperspektiver</i>	17
4.2.	<i>Mekanisk genvinding</i>	18
4.3.	<i>Kemisk genvinding</i>	22
4.4.	<i>Andre genvindings- og nyttiggørelsesteknologier, herunder kombineret forbrænding</i>	25
4.5.	<i>Forbrænding</i>	25
4.6.	<i>Deponering</i>	31
5.	Andre horisontale aspekter ved PVC.....	33
6.	Konklusion	34

GRØNBOG

Miljøaspekterne i forbindelse med PVC

1. INDLEDNING

Kommissionen har forpligtet sig til at vurdere PVC's indvirkning på miljøet, herunder på sundheden, som led i en integreret strategi. I forslag til Rådets direktiv om udrangerede køretøjer¹ står der, at "*Kommissionen vil evaluere den foreliggende dokumentation om miljøaspekterne ved PVC i affald; på grundlag af denne dokumentation vil Kommissionen overveje, om der er behov for en ny politik for PVC i affald og [...] fremlægge forslag, der kan løse de problemer, der måtte opstå i denne forbindelse.*" I Rådets fælles holdning om nævnte forslag² anføres det endvidere, at "*Kommissionen for tiden undersøger PVC's miljøindvirkning. Kommissionen vil på grundlag af sin undersøgelse fremsætte passende forslag om brug af PVC, også med særligt henblik på køretøjer.*"

PVC er et kontroversielt emne, der har været genstand for en omfattende debat i de sidste årtier. Divergerende videnskabelige, tekniske og økonomiske synspunkter er kommet til udtryk i spørgsmålet om PVC og dets indvirkning på menneskers sundhed og miljøet. Nogle medlemsstater har anbefalet eller vedtaget foranstaltninger vedrørende bestemte aspekter af PVC's livscyklus. Foranstaltningerne er imidlertid ikke ensartede, og nogle af dem kan have følger for det indre marked. Det er derfor nødvendigt at fastlægge en integreret strategi med henblik på at vurdere PVC's livscyklus og iværksætte de nødvendige foranstaltninger, der kan sikre et højt sundheds- og miljøbeskyttelsesniveau og det indre markeds funktion.

Der er to formål med dette udkast til grøn bog - dels på et videnskabeligt grundlag at præsentere og vurdere forskellige miljøaspekter, herunder sundhedsaspekter, i tilknytning til PVC-materialets livscyklus, og dels ud fra princippet om bæredygtig udvikling at diskutere forskellige muligheder for at begrænse virkningerne på de områder, hvor det er påkrævet. Fremstillingen skal tjene som grundlag for en høring af interesserede aktører med henblik på at indkredse praktiske løsninger på miljø- og sundhedsproblemer forårsaget af PVC.

2. PVC-INDUSTRIEN OG DENS PRODUKTER

2.1. PVC-materialet og dets anvendelser

Polyvinylchlorid (PVC) er en syntetisk polymer (eller harpiks), som er opbygget ved gentagne additioner af monomert vinylchlorid (MVC) med formlen $\text{CH}_2=\text{CHCl}$. PVC har således den samme struktur som polyethylen, bortset fra tilstedeværelsen af chlor. Chloren i PVC udgør 57 % af vægten af den rene polymere harpiks. 35 % af

¹ KOM(97) 358 endelig udg.

² (EF) nr. 39/1999.

chlora fra chloralkalie-elektrolysen samles i PVC, som således udgør den største enkeltanvendelse.

Rent PVC er et stift materiale, som har de mekaniske egenskaber at være stærkt, forholdsvis vejrbestandigt, vand- og kemikaliebestandigt og elektrisk isolerende, men relativt ustabil over for varme og lys. Varme og lys fører til frigivelse af chlor i form af hydrogenchlorid (HCl). Dette kan undgås gennem tilsætning af stabilisatorer. Stabilisatorerne er ofte forbindelser af metalsalte som bly, barium, calcium og cadmium eller organiske tinforbindelser³.

PVC's mekaniske egenskaber kan ændres ved tilsætning af stoffer med lav molekylvægt, som sætter sig i det polymere gitterværk. Tilsætning af disse såkaldte blødgørere i forskellige mængder frembringer materialer med alsidige egenskaber, som betyder, at PVC kan anvendes til mange forskellige formål. De mest benyttede blødgørere er estere af organiske syrer, hovedsagelig phthalater og adipater⁴.

Hovedskillelinjen mellem de talrige anvendelser går mellem "hård PVC" (der tegner sig for omkring to tredjedele af den samlede anvendelse) og "blød PVC" (der tegner sig for omkring en tredjedel).

Den følgende tabel viser de vigtigste PVC-anvendelsesområder i Europa og deres respektive andel af den samlede anvendelse. Som det fremgår af tabellen, er der tale om en meget stor spredning i stoffets levetid, strækkende sig fra nogle måneder op til mere end 50 år for nogle bygningsprodukter. I Europa tegner bygningssektoren sig for 57 % af det samlede PVC-forbrug, og det er også her, produkterne har den længste gennemsnitlige levetid.

Tabel 1: Vigtigste PVC-anvendelsesområder i Europa (1999)⁵

Brug/anvendelsesområde	Procentdel	Gennemsnitlig levetid (år)
Bygningssektoren	57	10 til 50
Emballage	9	1
Møbler	1	17
Andre husholdningsartikler	18	11
Elektricitet/elektronik	7	21
Automobilsektoren	7	12
Andet	1	2-10

2.2. PVC-produktionsprocesser og PVC-forbindelser

Masseproduktion og almindelig brug af PVC startede i 1950'erne og 1960'erne, mens den første industrielle produktion allerede startede i 1930'erne.

Verdens samlede produktion af PVC er på mere end 20 mio. tons om året - mod 3 mio. tons i 1965 - svarende til en femtedel af den samlede plastproduktion. PVC er således et af de vigtigste syntetiske materialer. Produktionen finder hovedsagelig sted i USA, Vesteuropa og Asien. Produktionen i Vesteuropa var i 1998 på 5,5 mio. tons

³ Flere detaljer og mængdeangivelser i afsnit 3.

⁴ Flere detaljer og mængdeangivelser i afsnit 3.

⁵ Prognos, *Mechanical recycling of PVC wastes*, undersøgelse foretaget for GD XI, januar 2000.

(omkring 26 % af verdensproduktionen). Den gennemsnitlige vækstrate i produktionen af PVC har i de senere år været på mellem 2 og 10 % - med forskelle efter region (højere i Asien, lavere i Europa) og mellem anvendelsesområderne (højere for hårdt, lavere for blødt). Prisen for rent PVC er yderst svingende afhængigt af udsvingene i udbud og efterspørgsel og priserne på råvarerne.

PVC fremstilles hovedsagelig ved to processer: suspensionspolymerisation af MVC (80 %) og emulsionspolymerisation (10 %).

Produktionen af MVC ud fra ethylen og chlor, eller ethylen og HCl, finder i stor udstrækning sted i lukkede industriprocesser. Emissioner af chlor, ethylen, ethylendichlorid, HCl, MVC og andre chlorerede biprodukter, bl.a. dioxiner, til arbejdsmiljøet og det ydre miljø (til luft og vand) kan forekomme. Adskillige af disse kemikalier er kendte toksiske stoffer⁶, og streng emissionskontrol er derfor nødvendig. Flere EF-direktiver finder anvendelse på PVC- og MVC-produktionsprocesser⁷.

Ligesom i andre sektorer af den kemiske industri er der også her sket stadige forbedringer af produktionsprocesserne i årenes løb. De bedste tilgængelige teknikker til fremstilling af MVC og suspensions-PVC er blevet indkredset, og det har ført til fastsættelse af en række emissionsgrænseværdier for udledning i OSPAR-beslutningerne (konventionen om beskyttelse af havmiljøet i det nordøstlige Atlanterhav)⁸. Et frivilligt tilsagn blev allerede i 1995 afgivet af Sammenslutningen af Europæiske PVC-producenter (ECVM). I dette industricharter vedrørende produktion af MVC og PVC (ved suspension) var der fastsat emissionsgrænseværdier for en række kemiske stoffer, som skulle være opfyldt senest i 1998. Overholdelsen af aftalen blev efterprøvet ved en uafhængig kontrol, hvor der konstateredes en opfyldelsesgrad på 88 % for samtlige fastsatte standarder. ECVM har erklæret, at der satses på at sikre fuld overholdelse af aftalen så hurtigt som muligt. Endvidere undertegnede ECVM i 1998 et charter vedrørende produktion af emulsions-PVC, hvori der er fastsat strenge grænseværdier for emission af MVC til luften og vandet og for MVC-indholdet i den færdige polymer. De virksomheder, som opfylder de eksisterende nationale og lokale krav og forskrifter, men som endnu ikke opfylder de strengere grænseværdikrav i det frivillige charter, har forpligtet sig til at efterkomme charteret senest i begyndelsen af 2004. En uafhængig ekstern revision er planlagt i begyndelsen af 2004.

⁶ I henhold til direktiv 67/548/EØF er MVC klassificeret som kræftfremkaldende kategori 1, EDC som kræftfremkaldende kategori 2 og HCl som et ætsende stof, der kan forårsage gener i det respiratoriske system.

⁷ Sundhedsbeskyttelse af arbejdstagere, der er udsat for påvirkning fra vinylchloridmonomer. Rådets direktiv 78/610/EØF af 29. juni 1978 (EFT L 197 af 22.7.1978, s. 12). Bestemmelserne i direktiv 96/61/EF om integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening, direktiv 76/464/EØF og 86/280/EØF om udledninger af visse farlige stoffer og direktiv 84/360/EØF om bekæmpelse af luftforurening fra industrianlæg, finder anvendelse på PVC- og MVC-produktionsprocesser. I henhold til direktiv 91/61/EF baseres fastsættelsen af grænseværdier for emission på den bedste tilgængelige teknik. Kommissionen vil i 2001/2002 offentliggøre oplysninger om de bedste tilgængelige teknikker for store mængder organiske kemikalier som led i udvekslingen af oplysninger i medfør af artikel 16, stk. 2, i direktiv 96/61/EF. Muligvis vil der herefter blive fastsat nye emissionsgrænseværdier i overensstemmelse med direktivets artikel 18.

⁸ Beslutning 98/4 og 98/5 træder i kraft den 9. februar 1999 for nye anlæg og den 1. januar 2006 for bestående anlæg. Kommissionen opfordrer i sit forslag til rådsafgørelse [KOM(1999) 190 endelig udg.] til, at Fællesskabet godkender disse beslutninger.

PVC forarbejdes til færdigprodukter gennem forskellige procestrin. Tilsætningen af additiver kaldes PVC-compounding. PVC er et termoplastisk materiale; dvs. at det smelter ved opvarmning og derved gennem forskellige processer kan formes til mange forskellige formål. Efter afkøling genvinder materialet sine oprindelige egenskaber. Ved forarbejdningen af PVC benyttes der mange forskellige fremstillingsprocesser, som bygger på dette princip, såsom ekstrudering, kalandrering, sprøjtstøbning, blæsestøbning, rotationsstøbning, termoformning og filmblæsning.

I forbindelse med compounding og den videre forarbejdning kan der forekomme emissioner af en række farlige stoffer, som kan udsætte arbejdstagerne for risici. Sammenblandingen af PVC-pulver og additiver (også i pulverform eller som væske) udføres sædvanligvis i lukket industriudstyr. Eksponering af arbejdstagerne kan ske, når de doserer stofferne i mixerudstyret. Denne risiko kan fjernes eller reduceres til et minimum ved overholdelse af bestemmelserne i Rådets direktiv 98/24/EF⁹ om beskyttelse af arbejdstagerne mod farerne ved at være udsat for kemiske agenser.

I tilfælde af overophedning under bearbejdningen af PVC ved opvarmning, formning og afkøling, er der risiko for emission af en række nedbrydningsstoffer, hvoraf HCl er den vigtigste. Imidlertid frembringes der kun små mængder HCl med yderst begrænsede potentielle negative virkninger for miljøet. Mængden af MVC-restmonomerer, der udledes under forarbejdningen, betragtes som værende meget lille¹⁰. Emissionerne fra stabilisatorer og blødgørere er også af beskedent omfang, hvis der træffes relevante forholdsregler. Generelt skal der træffes foranstaltninger til beskyttelse af arbejdstagerne i henhold til den eksisterende lovgivning om beskyttelse af arbejdstagernes sikkerhed og sundhed¹¹.

2.3. Beskrivelse af PVC-industrien og dens struktur

Ifølge nyere statistikker udarbejdet af PVC-industrien anslås det, at PVC-fremstillings- og forarbejdningsindustrien i Vesteuropa omfatter ca. 21 000 virksomheder med 530 000 job og en omsætning på 72 mia. EUR. Industrien kan inddeles i fire hovedgrupper: producenter af PVC-polymerer, producenter af stabilisatorer, producenter af blødgøringsmidler og PVC-forarbejdningsvirksomheder.

PVC-polymerer produceres af et relativt lille antal virksomheder, som for de flestes vedkommende er beliggende i Europa, USA og Japan. Produktionskapaciteten i udviklingslandene stiger også støt. Det årlige forbrug i Vesteuropa er en smule større end produktionen, og siden begyndelsen af 1990'erne har importen været større end eksporten, hvilket resulterede i en lille nettoimport på 230 000 tons i 1998 (hvor den indenlandske produktion var på 5,5 mio. tons)¹². Adskillige producentvirksomheder er integreret i chlorindustrien eller den petrokemiske industri og producerer tillige ethylen, chlor og MVC-monomerer. I 1999 var der 10 MVC- og PVC-producerende virksomheder, med 52 fabrikker i 40 forskellige områder i ti medlemsstater og Norge og med ca. 10 000 beskæftigede.

⁹ EFT L 131 af 5.5.1998, s. 11.

¹⁰ Den danske Miljøstyrelse, Environmental Project No. 313, *Environmental Aspects of PVC*, 1995.

¹¹ Den danske Miljøstyrelse, Environmental Project, op.cit.

¹² Kilde: ECVM, baseret på data fra Eurostat.

Elleve europæiske virksomheder (22 fabrikker) producerer mere end 98 % af de stabilisatorer, som sælges i Europa. De beskæftiger ca. 5 000 mennesker, producerer 160 000 tons stabilisatorer af forskellig type og har en omsætning på omkring 380 mio. EUR.

I 1999 var der tyve virksomheder, der producerer cirka 1 mio. tons blødgørere i Europa, hvoraf de tre største står for cirka 40 % af den samlede kapacitet¹³. Antallet af virksomheder er faldende, idet mindre virksomheder lukker eller bliver opkøbt af store selskaber. Det anslås, at omkring 6 500 personer er beskæftiget i denne industri. Udviklingstendensen i produktionen fra 1990 til 1995 var en årlig vækst på 1,5 %. Vesteuropa er nettoeksportør af blødgøringsmidler.

Forarbejdningen af PVC til slutprodukter, som kræver to eller tre forskellige fremstillingsprocesser, foregår for størstedelens vedkommende i 21 000 små og mellemstore virksomheder. 90 % af disse SMV'er har mindre end 100 ansatte, 5 % har mellem 100 og 500 ansatte, og 5 % har over 500 ansatte. Tabel 2 sammenfatter oplysningerne om antal virksomheder, produktion og beskæftigelse i PVC-industrien.

Tabel 2: PVC-industrien: virksomheder, produktion, beskæftigelse¹⁴

Produkter	Virksomheder	Produktion (i tons)	Antal ansatte
PVC-produkter i alt	21 199	7 900 000	530 000
Bløde produkter	10 321	3 700 000	260 000
Hårde produkter	10 878	4 200 000	270 000

3. ANVENDELSEN AF ADDITIVER I PVC

3.1. Additiver - typer og anvendelsesområde

For at tilvejebringe de egenskaber, der kræves i de færdige produkter, blandes PVC-polymeren med en række additiver. Afhængigt af anvendelsesformålet kan sammensætningen af PVC-compoundet (dvs. harpiks + additiver) variere afhængigt af de mængder additiver, som tilsættes polymeren enten som fyldstof, stabilisatorer, smørestoffer, blødgørere, farvestof eller flammehæmmere. Der anvendes mange forskellige PVC-compoundformuleringer til fremstillingen af produkter. Brugen af blødgørere (især phthalater) og stabilisatorer i forholdsvis store mængder er et særtræk ved PVC-produktionen i forhold til andre plasttyper. Alle andre typer additiver anvendes i varierende grad tillige ved fremstillingen af andre plastmaterialer.

De additivkategorier, som primært skal gøres til genstand for en videnskabelig vurdering med hensyn til farlighed og sundheds- og miljørisici, er stabilisatorer,

¹³ Oplysninger fra *European Council for Plasticisers and Intermediates*.

¹⁴ Oplysninger fra *Association of European Plastic Converters (EuPC)*.

navnlig dem, der indeholder tungmetaller som bly og cadmium, og blødgørere, navnlig phthalater.

3.2. Stabilisatorer

Stabilisatorer tilsættes PVC-polymeren for at hindre nedbrydning ved varme- og lyspåvirkninger. Der anvendes forskellige typer stabilisatorer, og mængden af dem i slutproduktet varierer afhængigt af de tekniske krav til det ønskede produkt.

Blystabilisatorer er for tiden de mest udbredte stabilisatorer, især blyulfat og blyphosphit. I Europa blev der i 1998 anvendt 112 000 tons¹⁵ blystabilisatorer indeholdende omkring 51 000 tons rent blymetal, som repræsenterer 70 %¹⁶ af det samlede forbrug af stabilisatorer. Med et blyforbrug i Europa på omkring 1,6 mio. tons i 1995¹⁷ tegner blystabilisatorerne sig således for omkring 3 % af det samlede forbrug. Blystabilisatorer anvendes hovedsagelig i rør, profiler og kabler.

Cadmiumstabilisatorer anvendes stadig af nogle producenter som stabilisatorer i PVC-vinduesrammer, hvor anvendelsen af dem stadigvæk er tilladt ifølge fællesskabslovgivningen. I Europa er brugen af cadmium faldet drastisk fra omkring 600 t/år i 1992¹⁸ til 100 t/år i 1997 og 50 t/år i 1998.

Omkring 14 500 tons blandede metalstabilisatorer i fastform og 16 400 tons stabilisatorer i væskeform blev anvendt i Europa i 1998^{19,20}. Blandt disse typer stabilisatorer er calcium/zink og barium/zink-blandinger de mest udbredte.

Organiske tinforbindelser tegner sig, med et forbrug på 15 000 tons²¹, for 9,3 % af det europæiske forbrug af stabilisatorer. Forskellige typer organiske tinforbindelser, navnlig blandinger af monoorganotin- og diorganotinforbindelser bruges som stabilisatorer i uelastisk emballagefilm, flasker, tagbeklædning og i klare hårde bygningsplader.

I henhold til Rådets direktiv 67/548/EØF om klassificering, emballering og mærkning af farlige stoffer som ændret²², klassificeres de fleste blyforbindelser, herunder også dem, der anvendes i PVC, som skadelige for den reproduktive sundhed, skadelige og farlige for miljøet (økotoksiske), og som indebærende en fare for kumulative virkninger. Bly er persistent, og visse blyforbindelser akkumulerer i bestemte organismer.

De fleste cadmiumforbindelser klassificeres i henhold til Rådets direktiv 67/548/EØF som skadelige og farlige for miljøet (økotoksiske). Andre cadmiumforbindelser

¹⁵ Donnelly, J.P. (1999): *Risk Assessment of PVC Stabilisers during Production and the Product Life Cycle*. Akter fra OSPARCOM-workshop.

¹⁶ *European Industry Position Paper on PVC and Stabilisers*. ECVM. Dokument udarbejdet af ECVM i samarbejde med ELSA og ORTEP, 1997.

¹⁷ Eurometaux, årsberetning 1999.

¹⁸ OSPARCOM-workshop om cadmium 1997.

¹⁹ Tal leveret af *European Stabilisers Producers Association (ESPA)*.

²⁰ Donnelly, J.P. (1999): op.cit.

²¹ Donnelly, J.P. (1999): op.cit.

²² EFT L 196 af 16.8.1967, s. 1. (Blyforbindelser er blevet klassificeret ved Kommissionens direktiv 98/98/EF af 15. december 1998 (femogtyvende tilpasning til den tekniske udvikling), EFT L 355 af 30.12.198, s. 1.

klassificeres som skadelige, toksiske og meget toksiske. Nogle forbindelser klassificeres også som kræftfremkaldende (kategori 2). Cadmium er persistent, og visse cadmiumforbindelser akkumulerer i bestemte organismer.

Data om de organiske tinforbindelser, der anvendes som stabilisatorer i PVC, viser, at dioctyltin er toksisk for immunsystemet. Sådanne immuntoksiske virkninger er ikke observeret for de øvrige organiske tinforbindelser, der anvendes som PVC-stabilisatorer (dimethyltin, dodecyltin, monobutyltin). Dioctyltinforbindelser udgør en potentiel miljørisiko lokalt i vandmiljøet.

Der må skelnes mellem farlige kemiske stoffer og kemiske stoffer, der indebærer en risiko. På indeværende tidspunkt er der endnu ikke foretaget en samlet risikovurdering af anvendelsen af cadmium- og blyforbindelser som stabilisatorer i PVC-produkter. I henhold til Rådets forordning (EØF) nr. 793/93 af 23. marts 1993 om vurdering og kontrol med risikoen ved eksisterende stoffer²³ er der ved at blive lagt sidst hånd på en risikovurdering af cadmium og cadmiumoxid. For så vidt angår bly, har Den Videnskabelige Komité for Toksicitet, Økotoksicitet og Miljø (CSTEE) for nylig vedtaget en udtalelse om et udkast til forbud mod anvendelse af bly i produkter i Danmark²⁴. CSTEE arbejder for tiden med spørgsmålet om risici i forbindelse med anvendelsen af bly i almindelighed, og en udtalelse om miljø- og sundhedsmæssige risici i forbindelse med anvendelsen af bly, der bl.a. bygger på en undersøgelse, Kommissionen vil lade foretage, vil efter planen blive vedtaget i midten af 2001.

Ligesom det gælder for andre tungmetaller, udledes også cadmium og bly i miljøet fra mange andre kilder, der bidrager væsentlig mere til spredningen af tungmetaller i miljøet, det gælder f.eks. industriproduktion, olieindustri, gødningsindustri og kloakslam. Begge tungmetaller anvendes i talrige produkter. Den vigtigste mængdemæssige anvendelse af bly og cadmium er i batterier og akkumulatore. Bortset fra batterier er PVC-stabilisatorer et af de største anvendelsesområder for bly.

De vigtigste punkter af interesse for diskussionen om potentielle risici hidrørende fra bly- og cadmiumstabilisatorer i PVC er følgende:

- Bly og cadmium i PVC-stabilisatorer vil højst sandsynligt forblive bundet i PVC'en i hele produktets brugsfase og vil således ikke bidrage væsentligt til eksponering. En potentiel forurening af miljøet fra bly- og cadmiumstabilisatorer i PVC kan forekomme i produktions- og affaldsfasen.
- I produktions- og affaldsbehandlingsfasen skal der træffes en række særlige forebyggelses- og beskyttelsesforanstaltninger for at fjerne risikoen for, at arbejdstagerne eksponeres for påvirkning fra bly og cadmium eller begrænse en sådan risiko til et minimum i overensstemmelse med EU's lovgivning om beskyttelse af arbejdstagernes sikkerhed og sundhed.
- Der foreligger ingen præcise oplysninger om, i hvilken grad PVC-blystabilisatorer bidrager til den samlede blybelastning i kommunalt fast affald, som deponeres på losseplads eller forbrændes. Forskellige beregninger og overslag giver vidt

²³ EFT L 84 af 5.4.1993, s. 1.

²⁴ CSTEE's udtalelse om bly - underretning 98/595/DK. Udtalelse fra det 15. CSTEE-plenarmøde, Bruxelles den 5. maj 2000.

forskellige resultater: 1 %, 3 %, 6 %, 10 %²⁵ og 28 %²⁶. For cadmium anslås det, at ca. 10 % af den samlede mængde cadmium i affaldsforbrændingsanlæg og deponeringsanlæg stammer fra PVC²⁷.

- Der er kun foretaget få eksperimentelle undersøgelser af bly- og cadmiumholdigt PVC-affalds adfærd på lossepladser. Det kan forventes, at bly- og cadmiumforbindelser vil forblive indlejret i hårdt PVC-affald. For bly i blød PVC er situationen mere usikker. En undersøgelse²⁸ har vist en 10 % udledning af blystabilisator fra en bestemt type **blød** PVC-kabel indeholdende en blanding af forskellige blødgørere. PVC's bidrag til blyindholdet i perkolater fra deponeringspladser er endnu ikke blevet undersøgt.
- Under forbrændingen af PVC og andet affald vil praktisk taget alt bly og cadmium samle sig i bundprodukter og flyveaske i forbrændingsanlæggene. På grund af stærk forurening med tungmetaller skal flyveaske og andre restprodukter, som normalt er sammenblandet, deponeres på kontrollerede lossepladser. Slaggeasken blive enten genbrugt eller kørt på lossepladsen. En spredning af tungmetaller i miljøet kan derfor ikke udelukkes, men forekommer ikke sandsynlig på kort sigt.

I betragtning af den ovenfor beskrevne videnskabelige usikkerhed er det ikke muligt at sige noget præcist om, hvad en erstatning af bly og cadmium vil betyde for de samlede emissioner i miljøet. Der kan imidlertid sættes spørgsmål ved, om en generel erstatning af disse stabilisatorer vil have en væsentlig betydning for den samlede udledning af bly og cadmium i miljøet. På den anden side vil blystabilisatorer ifølge nogle analyser på lang sigt bidrage til at øge blykoncentrationen i miljøet²⁹ via affaldsbehandlingsfasen.

På baggrund af de problemer, som tilstedeværelsen af farlige stoffer i affald kan forårsage, påpeges det i forbindelse med revisionen af Fællesskabets strategi for affaldshåndtering³⁰, at det med henblik på forebyggelse af farlig affaldsdannelse kan være nødvendigt med EF-dækkende regler for at begrænse tilstedeværelsen af tungmetaller i produkter og i produktionsprocesser eller for at forbyde bestemte stoffer. Det understreges endvidere, at dette kan være tilfældet i situationer, hvor hverken genbrug, genanvendelse eller risikofri bortskaffelse af det pågældende stof er en acceptabel løsning set fra et miljøsynspunkt.

Beskyttelsen af mennesker og miljø mod risici hidrørende fra eksponering for cadmium har været genstand for politiske tiltag på fællesskabsplan i adskillige år. Den 25. januar 1988 vedtog Rådet for De Europæiske Fællesskaber en resolution³¹ om et handlingsprogram for Fællesskabet til bekæmpelse af miljøforurening med

²⁵ Bertin Technologies, *The influence of PVC on quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration*, undersøgelse for GD XI, april 2000.

²⁶ Argus i samarbejde med Rostock Universitet, *The Behaviour of PVC in Landfill*, undersøgelse for Generaldirektoratet for Miljø, februar 2000.

²⁷ Bertin Technologies, op.cit.

²⁸ Mersiowski m.fl., *Long-Term Behaviour of PVC Products under Soil-Buried and Landfill Conditions*, Hamburg-Harburg Tekniske Universitet, juli 1999.

²⁹ Swedish National Chemicals Inspectorate, *Additives in PVC, Marking of PVC, report of a Government Commission*, 1997.

³⁰ KOM(96) 399.

³¹ EFT C 30 af 4.2.1988, s. 1.

cadmium. Rådet understregede, at anvendelsen af cadmium bør begrænses til situationer, hvor der ikke findes egnede alternativer.

Hvad angår anvendelsen af cadmium i PVC-stabilisatorer begrænser direktiv 91/338/EØF brugen af cadmium som stabilisator i en række PVC-anvendelser. Imidlertid er brugen af cadmium i PVC-profiler stadigvæk tilladt. Sverige, Østrig og Holland har forbudt anvendelse af cadmium i stabilisatorer, og direktiv 1999/51/EF giver Sverige og Østrig lov til at anvende strengere bestemmelser for anvendelsen af cadmium.

Der findes ingen lovgivning på fællesskabsplan om anvendelsen af blyforbindelser som stabilisatorer. Danmark³², Sverige³³, Østrig³⁴ og Tyskland³⁵ har presset på for videregående begrænsninger, tvungne eller frivillige, i anvendelsen bly og cadmium, navnlig som stabilisatorer i PVC.

Som tidligere nævnt er CSTEEN i gang med en risikovurdering af cadmium og en videnskabelig undersøgelse vedrørende bly. Beslutninger om eventuelle risikobegrænsende foranstaltninger bør baseres på den eksisterende videnskabelige dokumentation, som løbende tages op til revision i lyset af den videnskabelige udvikling, herunder resultaterne af eventuelle fremtidige risikovurderinger.

Erstatningsstoffer for bly og cadmium er allerede taget i brug, og de vigtigste er calcium-zink-stabilisatorer og organiske tinstabilisatorer. Calcium/zinkforbindelser har en mere fordelagtig risikoprofil end bly- og cadmiumforbindelser og er ikke i øjeblikket klassificeret som farlige stoffer. Af såvel tekniske grunde (produktkvalitet, standarder, testkrav) som økonomiske grunde (højere omkostninger) er en generel substitution af blystabilisatorer ikke mulig på indeværende tidspunkt. Der forventes i de kommende år en formindskelse af prisforskellen mellem blystabilisatorer og calcium/zink-stabilisatorer som følge af den igangværende udvidelse af produktionskapaciteten. Tinstabilisatorer har mindre fordelagtige miljø- og sundhedsmæssige egenskaber.

I marts 2000 afgav PVC-industrien (PVC-producenter, producenter af PVC-additiver og PVC-forarbejdningsvirksomheder repræsenteret ved deres respektive europæiske sammenslutninger (ECVM, ECPI, ESPA, EuPC³⁶) et frivilligt tilsagn med det erklærede mål at *fremme en bæredygtig udvikling inden for rammerne af en integreret strategi baseret på ansvarlig vugge-til-grav-forvaltning*.

Deltagerne i den frivillige aftale repræsenterer 98 % af producenterne af PVC-polymerer, -additiver og compoundformuleringer og mellem 60 og 80 % af den del af forarbejdningsindustrien, der fremstiller vinduesrammer og rør.

³² Underretning fra Danmark om et lovudkast om begrænsninger i anvendelsen af bly i produkter.

³³ Swedish National Chemicals Inspectorate, op.cit.

³⁴ Østrigs lovgivning om forbud mod cadmium i PVC.

³⁵ Kommission Human-Biomonitoring des Deutschen Umweltbundesamts "*Bleireferenz und Human-Biomonitoring-Werte*", 1996.

Rapport fra Bundestag Enquête Kommission "*The products of industrial society; Perspectives on sustainability management of material streams*", anbefalinger angående PVC, juli 1994.

³⁶ ECVM står for *European Council of Vinyl Manufacturers*, ECPI for *European Council for Plasticisers and Intermediates*, ESPA for *European Stabilisers Producers Association* og EuPC står for *European Plastics Converters*.

Det frivillige tilsagn omhandler forskellige miljøaspekter i forbindelse med PVC og indeholder en konkret plan for gennemførelsen af de aftalte foranstaltninger: nedbringelse af emissionerne i produktionsfasen, begrænsninger i anvendelsen af cadmium, gradvis opfyldelse af genvindingsmålene samt økonomiske forpligtelser, bl.a. i form af oprettelse af en fond til finansiering af relevante forskningsprojekter. De vigtigste foranstaltninger drejer sig om følgende:

- specifikke forpligtelser, gældende for perioden 2000-2010, som er nærmere beskrevet på de relevante steder i dette dokument;
- kvantitative mål for gradvis genvinding af visse former for affald og udfasning af cadmium;
- offentliggørelse af en årlig rapport, der gøres tilgængelig for interesserede parter;
- kontrol og evaluering af resultaterne ved en uafhængig tredjepart, første gang i 2003 og efterfølgende i 2008;
- revision af målsætningerne, således at der tages hensyn til den tekniske og videnskabelige udvikling og til ideer og forslag fra interesserede parter.

Undertegnelsen og ikrafttrædelsen af denne aftale er et vigtigt skridt, som skal vurderes på grundlag af de effektivitets- og lønsomhedskriterier, der er anført i meddelelsen fra Kommissionen til Rådet og Europa-Parlamentet om aftaler på miljøområdet (KOM(96) 561 endelig udg.).

For at denne strategi kan blive en succes, kræves der konstante fremskridt i bestræbelserne inden for de områder, der er omfattet af aftalen, navnlig med hensyn til at nedbringe produktionen og anvendelsen af visse additiver, mere ambitiøse kvantitative genvindingsmål, industriens bidrag til meromkostninger ved forbrænding og en fuldt operationel finansieringsmekanisme.

Med hensyn til cadmium har industrien forpligtet sig til at udfase brugen af cadmiumstabilisatorer i 2001. Denne forpligtelse omfatter ikke import af PVC fra tredjelande, som stadig kan indeholde cadmium.

Angående brugen af bly har European Stabilisers Producers Association (ESPA) forpligtet sig til at gennemføre *indledende risikovurderinger af bly-baserede stabilisatorer inden for rammerne af CEFIC- og ICCA-programmerne 'confidence in chemicals' frem til år 2004.*

ESPA har forpligtet sig til at udarbejde årlige statistikker, der viser, hvilke stabilisatorer der aftages af forarbejdningsindustrierne. ESPA anslår, at mængden af bly, der anvendes i PVC, vil falde fra 120 000 tons i 1999 til 80 000 tons i 2010, og sammenslutningen har erklæret at *ville understøtte denne tendens gennem udvikling af egnede alternativer.* PVC-stabilisatorindustrien træffer ikke i øjeblikket andre foranstaltninger til udfasning af anvendelsen af bly i PVC end *at fortsætte undersøgelserne med henblik på udvikling af alternativer til bly-baserede stabilisatorer.*

Spørgsmål til overvejelse

Kommissionen mener på baggrund af ovenstående analyse, at forureningen af miljøet med bly og cadmium skal undgås i videst muligt omfang. Kommissionen går ind for en begrænsning af anvendelsen af cadmium og bly som stabilisatorer i PVC-produkter. Der kan være tale om forskellige foranstaltninger, som skal vurderes i lyset af deres potentielle miljømæssige og økonomiske implikationer:

- 1. lovgivningsmæssig udfasning eller andre risikobegrænsende foranstaltninger vedrørende cadmium og/eller bly med mulighed for midlertidige dispensationer*
- 2. gennemførelse af PVC-industriens frivillige aftale vedrørende cadmium*
- 3. indgåelse af frivillige aftaler angående bly.*

Spørgsmål nr. 1:

Hvilke foranstaltninger bør der træffes for at imødegå problemerne med anvendelse af bly og cadmium i ny PVC? Og med hvilken tidshorisont?

3.3. Blødgørere

Blødgørere er nødvendige for fremstillingen af bløde PVC-produkter. I Vesteuropa produceres der hvert år omkring 1 mio. tons phthalater, hvoraf 900 000 tons bruges til blødgøring af PVC. I 1997 var 93 % af PVC-blødgørerne phthalater. De mest anvendte phthalater er: di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP), diisodecylphthalat (DIDP) og diisononylphthalat (DINP). I de senere år er brugen af DEHP aftaget, medens brugen af DIDP og DINP er tiltaget. Mængden af blødgørere, som tilsættes PVC-polymeren, varierer afhængigt af produktets ønskede egenskaber. Indholdet af blødgørere i de forskellige produkter svinger mellem 15 % og 60 %, med et typisk indhold for de fleste bløde plastmaterialer på mellem 35 % og 40 %.

Andre blødgøringsmidler, navnlig adipater, trimellitater, organiske phosphater og epoxyderet soyabønneolie kan også anvendes som blødgørere i PVC. Disse blødgørere udgør dog kun en lille brøkdel af den samlede anvendelse af blødgørere. Der foreligger kun begrænsede oplysninger om de ovennævnte blødgøreres miljø- og sundhedsmæssige virkninger ved anvendelse i PVC, og flere data er nødvendige som grundlag for en relevant vurdering. Dette afsnit vil derfor koncentrere sig om phthalater, som er det vigtigste blødgøringsmiddel både mængdemæssigt og med hensyn til vurderinger af miljø- og sundhedsrisici.

Phthalater er kemikalier, der produceres i store mængder, og fem af dem er på grund af de potentielle risici, de udgør for miljøet og sundheden, opført på de første tre prioriteringslister for risikovurdering i overensstemmelse med forordning nr. 793/93 om eksisterende stoffer. Risikovurderingen af disse fem stoffer udføres af rapportører

i forskellige medlemsstater³⁷. Risikovurderingerne af DEHP, DIDP, DINP og DBP er allerede eller forventes afsluttet i 2000 og for BBP's vedkommende i 2001.

DEHP, DINP og DIDP kan potentielt være bioakkumulerende. Ifølge de risikovurderinger, der er foretaget i henhold til forordning nr. 793/93, giver akkumuleringspotentialet for så vidt angår DBP, DINP og DIDP ikke anledning til bekymring; vurderingen af DEHP og BBP's indvirkning på miljøet er endnu ikke afsluttet. Phthalater med lange molekylekæder er svært nedbrydelige i biologiske systemer og nedbrydes kun delvist i almindelige afløbs- og spildevandsrensingsanlæg, hvor de akkumulerer i opløst faststof. Visse phthalater såvel som deres metabolitter og nedbrydningsprodukter kan have sundhedsskadelige virkninger (navnlig på lever og nyrer for DINP og på testikler for DEHP). Potentielle endokrinforstyrrende egenskaber er ved at blive undersøgt.

Alle de phthalater, som benyttes i store mængder i PVC-produkter, findes i dag over alt i miljøet. Phthalaters spredning i miljøet synes fortrinsvis at foregå via luften og ved udskilning. Phthalater i høje koncentrationer findes hovedsagelig i sediment og kloakslam. I Danmark er der meldt om koncentrationer af visse phthalater, som overstiger de nationale grænseværdier, der er fastsat for kloakslam, der anvendes som gødning i landbruget.

Den Videnskabelige Komité for Toksicitet, Økotoksicitet og Miljø (CSTEE) har ved flere lejligheder vurderet de risici, der er forbundet med anvendelsen af phthalater i blød PVC i legetøj og småbørnsartikler. Phthalater migrerer fra legetøj og småbørnsartikler, når børn putter dem i munden. Den Videnskabelige Komité for Toksicitet, Økotoksicitet og Miljø har givet udtryk for bekymring over, at børn udsættes for to phthalater (DINP og DEHP), der er indeholdt i disse produkter, på grund af deres mulige skadevirkninger på lever, nyre og testikler. Kommissionen vedtog den 10. november 1999 et forslag til direktiv og den 7. december 1999 en beslutning i henhold til hasteproceduren i direktiv 92/59/EF om forbud mod anvendelse af phthalater i legetøj og småbørnsartikler, som er beregnet til at blive puttet i munden.

Uden at vente på det endelige resultat af den ovennævnte risikovurdering er tre medlemsstater begyndt at udarbejde risikostyringsstrategier med udgangspunkt i det overordnede mål at begrænse anvendelsen af phthalater. Den svenske regering har fremsat et lovforslag om svenske miljøkvalitetsmål, som sigter imod at begrænse anvendelsen af det mest udbredte phthalat DEHP³⁸. Den danske regering har vedtaget en handlingsplan med henblik på at nedbringe anvendelsen af phthalater med 50% inden for de næste 10 år. Bæredygtigheden af anvendelsen af blød PVC er også blevet vurderet af det tyske Umweltbundesamt³⁹, som foreslår en udfasning af

³⁷ De fem phthalater er: di(2-ethylhexyl) phthalat (DEHP), rapportør: Sverige; diisononylphthalat (DINP), rapportør: Frankrig; diisodecylphthalat (DIDP), rapportør: Frankrig; dibutylphthalat (DBP), rapportør: Nederlandene; butylbenzylphthalat (BBP), rapportør: Norge.

³⁸ Den svenske regering anfører, at "anvendelse af DEHP og andre PVC-blødgørere med skadelige virkninger til udendørs brug i belagte trådnets- og pladeprodukter og til korrosionsbeskyttelse i biler udfases på frivillig basis senest i 2001. Andre anvendelser af DEHP som blødgørere i PVC, med undtagelse af medicinalprodukter og medikamenter, udfases på frivillig basis senest i 2001."

³⁹ Deutsches Umweltbundesamt, *Handlungsfelder und Kriterien für eine vorsorgende nachhaltige Stoffpolitik am Beispiel PVC*, 1999.

blød PVC inden for de anvendelsesområder, hvor der findes sikrere alternativer, på grund af det permanente udslip af blødgøringsmidler, navnlig phthalater, i miljøet.

Spørgsmål til overvejelse

Som det fremgår af det ovenstående, rejser anvendelsen af phthalater i PVC visse problemer, som kan afhjælpes gennem en række foranstaltninger, bl.a. lovgivningsmæssige og frivillige risikobegrænsende tiltag. Eventuelle foranstaltninger skal vurderes i lyset af deres miljømæssige og økonomiske implikationer.

Spørgsmål nr. 2:

Skal der træffes specifikke foranstaltninger til begrænsning af anvendelsen af phthalater som blødgørere i PVC? I bekræftende fald hvornår og med hvilke instrumenter?

4. HÅNDTERING AF PVC-AFFALD

Kommissionen har ladet foretage fire undersøgelser med henblik på at vurdere de tekniske aspekter af de vigtigste metoder til håndtering af PVC-affald: mekanisk genvinding⁴⁰, kemisk genvinding⁴¹, forbrænding⁴² og deponering⁴³.

Behandlingen af PVC-affald skal vurderes i sammenhæng med den europæiske affaldshåndteringspolitik. I Kommissionens meddelelse om Fællesskabets affaldshåndteringsstrategi⁴⁴ bekræftes princippet om, at forebyggelse af affald skal have førsteprioritet frem for genanvendelse og endelig bortskaffelse. Yderligere understreges det, at såfremt det er miljømæssigt forsvarligt, bør materiale-genvinding prioriteres frem for energimæssig udnyttelse. Denne generelle regel er baseret på det faktum, at materiale-genvinding har en større indvirkning på forebyggelsen af affaldsdannelse end energimæssig udnyttelse. Det vil dog i hvert enkelt tilfælde være nødvendigt at tage de miljømæssige, økonomiske og videnskabelige følger i betragtning, og en vurdering af heraf vil i visse tilfælde kunne medføre, at der gives prioritet til energimæssig udnyttelse. I sin resolution⁴⁵ af 24. februar 1997 tilsluttede Rådet sig denne prioritering.

⁴⁰ Prognos, *Mechanical recycling of PVC wastes*, undersøgelse for GD XI, januar 2000.

⁴¹ TNO, *Chemical recycling of plastics waste (PVC and other resins)*, undersøgelse for GD III, december 1999.

⁴² Bertin Technologies, *The influence of PVC on quantity and hazardousness of flue gas residues from incineration*, undersøgelse for GD XI, april 2000.

⁴³ Argus i samarbejde med Rostock Universitet, op.cit.

⁴⁴ KOM(96) 399 endelig udg.

⁴⁵ 97/C 76/01.

4.1. Den aktuelle situation og fremtidsperspektiver

Den aktuelle situation

Mængden af PVC-affald er en funktion af PVC-forbruget. Men på grund af levetiden, som kan være helt op til 50 år eller mere for visse produkter, som rør og profiler, er der en "tidsforskydning" mellem PVC-forbruget og PVC-forekomster i affald. PVC-produkter opnåede en betydelig markedsandel i 1960'erne, og med en levetid på 30 år og derover forventes der en væsentlig stigning i mængden af PVC-affald fra omkring 2010.

Da PVC bruges i så mange forskellige sammenhænge, er dataene vedrørende PVC-affald i Europa meget usikre. De nyeste og mest detaljerede data om mængden af PVC-affald er industriens prognoser, hvis beregninger er baseret på produktionsmængden pr. år og produkternes gennemsnitlige levetid.

Det anslås, at den samlede, årlige mængde PVC-affald i Fællesskabet i 1999 var på omkring 4,1 mio. tons, fordelt på 3,6 mio. tons affald fra forbrugsleddet (*post-consumer PVC waste*) og 0,5 mio. tons fra produktionsleddet (*pre-consumer PVC waste*). Affald fra produktionsleddet dannes i forbindelse med produktion af mellem- og færdigprodukter og i forbindelse med håndtering og installering af PVC-produkter. Den nuværende sammensætning af PVC-affald fordeler sig på to tredjedele blød PVC og en tredjedel hård PVC.

Der er omkring 1 mio. tons PVC i bygnings- og nedbrydningsindustriens affald, og der er ligeledes 1 mio. tons PVC i det kommunale fastaffald, som består af husholdningsaffald og tilsvarende affald fra kontorer, forretninger og virksomheder. Der produceres omkring 700 000 tons PVC-emballageaffald, og omkring 700 000 tons PVC findes i udrangerede køretøjer og kasseret elektrisk og elektronisk udstyr.

Den mest anvendte form for håndtering af affald fra forbrugsleddet i Fællesskabet er deponering på lossepladser. Det gælder derfor også for PVC-affald fra forbrugsleddet. Mellem 2,6 og 2,9 mio. tons PVC-affald deponeres på lossepladser hvert år. Mekanisk genvinding benyttes kun for en lille brøkdel af affaldet fra forbrugsleddet (omkring 100 000 tons). Omkring 600 000 tons PVC forbrændes hvert år i Fællesskabet.

Fremtidsperspektiver: referencescenarie

Dette scenarie⁴⁶ beskriver situationen med hensyn til mængden af PVC-affald og de forventede mest udbredte affaldshåndteringsformer i hhv. 2000, 2010 og 2020. Scenariet er baseret på den antagelse, at der ikke træffes andre PVC-specifikke foranstaltninger end de lovgivningsmæssige, administrative og frivillige tiltag, der enten er gennemført eller under forberedelse på fællesskabsplan og på nationalt plan. Det antages endvidere, at nugældende og fremtidige direktiver om deponering, forbrænding, emballage, udrangerede køretøjer og elektrisk og elektronisk affald gennemføres.

Nøgleelementet i håndteringen af PVC-affald fra forbrugsleddet er den forventede stigning i affaldsmængden. Prognoser vedrørende den fremtidige PVC-

⁴⁶ Prognos, op.cit.

affaldsmængde er behæftet med usikkerhed, men der forventes en stigning med 30 % i 2010 og med 80 % i 2020, især på grund af den betydelige forøgelse af affaldsmængden fra langtidsholdbare produkter. Affald fra forbrugsleddet vil stige fra de nuværende 3,6 mio. tons til omkring 4,7 mio. tons i 2010 og 6,2 mio. tons i 2020. PVC-affald fra produktionsleddet vil stige fra 0,5 til 0,9 mio. tons.

I forhold til den nuværende situation forventes der ændringer i sammensætningen af PVC-affald fra forbrugsleddet. Andelen af PVC-bygningsaffald, husholdningsaffald og affald fra kontorer, forretninger og virksomheder vil stige, mens andelen af emballageaffald forventes at falde væsentligt. Også andelen af blød PVC-affald vil falde.

I referencescenariet for PVC-affald forventes ændringer i lovgivningen om affaldsforvaltning og -praksis at få følgende virkninger:

- Direktivet om deponering af affald vil medføre væsentlige ændringer i affaldshåndteringen, hovedsagelig på grund af de forventede stigninger i deponeringsomkostningerne. Nogle medlemsstater, herunder Tyskland, Østrig, Holland og Danmark, har bebudet politiske foranstaltninger med henblik på at indføre forbud mod deponering af ubehandlet organisk affald, bl.a. plast, med undtagelse af PVC-affald for Danmarks vedkommende.
- Genvinding forventes at vinde betydelig større udbredelse i løbet af de næste årtier, navnlig for de affaldssegmenter, hvor der fastsættes genvindingsmål. Også den energimæssige udnyttelse af affald, der ikke kan genvindes, forventes at stige.

Hvorledes dette vil påvirke behandlingen af PVC-affald diskuteres mere detaljeret i de følgende afsnit, der handler om de vigtigste affaldshåndteringsmetoder.

4.2. Mekanisk genvinding

Begrebet mekanisk genvinding henviser til genvindingsprocesser, hvor PVC-affald udelukkende behandles mekanisk, hovedsagelig ved findeling, sigtning og formaling. De heraf resulterende produkter (i pulverform) kan viderebehandles til nye produkter. Afhængigt af det indsamlede materiales sammensætning og kontamineringsgrad er der stor forskel på kvaliteten af PVC-genvindingsprodukter. Genvindingsprodukternes kvalitet er bestemmende for, i hvilket omfang nyt materiale kan erstattes med et genvindingsprodukt: "høj kvalitets"-genvindingsprodukter kan genbruges i samme typer PVC-anvendelser, som de selv indgik i tidligere, medens "lav kvalitets"-genvindingsprodukter fra blandede affaldssegmenter kun kan indgå i produkter, som normalt fremstilles ud fra andre materialer.

Genvinding af affald fra forbrugsleddet er stadig af ringe omfang i EU, og mængden af genvundne materialer udgør mindre end 3 % af den samlede mængde⁴⁷. Omkring 100 000 tons bliver hvert år genvundet i EU. En stor del af det genvundne PVC-affald fra forbrugsleddet (omkring 70 %) "down-cycles" inden for områderne kabelaffald (38 000 tons) og emballageaffald (19 000 tons).

⁴⁷

Prognos, op.cit.

Mekanisk højkvalitetsgenvinding af affald fra forbrugsleddet befinder sig stadig på et indledende stadie og forekommer kun for nogle få produktgrupper og kun i mindre mængder (omkring 3 600 tons stive profiler, 5 500 tons PVC-rør og 550 tons gulvbelægning).

Efter alt at dømme er genvindingsgraden af affald fra forbrugsleddet ikke væsentligt højere i nogen af medlemsstaterne end EU-gennemsnittet. I nogle lande er der indført indsamlingsordninger, normalt af frivillig karakter. Genvindingsgraden er imidlertid normalt under 5 % og er i høj grad baseret på "*down-cycling*" af emballage og kabler.

For så vidt angår affald fra produktionsleddet blev omkring 420 000 tons PVC genvundet i 1998, hvilket svarer til omkring 85 % af det producerede PVC-affald fra produktionsleddet. Mekanisk genvinding af affald fra produktionsleddet finder sted i alle medlemsstater og kan betragtes som en rentabel økonomisk aktivitet.

Flere vurderinger af livstidscykler⁴⁸ for visse PVC-produkter har vist, at mekanisk genvinding giver en miljømæssig fordel i forbindelse med produktionsaffald, afskæringer og PVC-affald fra forbrugsleddet, som kan separeres. De miljømæssige fordele ved "*down-cycling*" af blandet plast til fremstilling af erstatningsprodukter for beton-, træ- og andre ikke-plast-anvendelser, er mindre sikker.

Forekomsten af additiver, der er klassificeret som farlige stoffer (f.eks. bly, cadmium og PCB), i store PVC-affaldsstrømme rejser specielle problemer i forbindelse med en genvindingsproces. Genvinding af PVC-affald indeholdende tungmetaller resulterer i, at disse stoffer opblandes i en større mængde PVC, idet det er nødvendigt at tilføje rent materiale. Tungmetallerne udledes ikke direkte i miljøet, hverken under genvindingsprocessen eller i det nye produkts levetid. Genvinding af PVC-materialer, som indeholder tungmetaller, udskyder den endelige bortskaffelse til et senere stadium. Selv om det kan være vanskeligt at kontrollere brugen af genvundet PVC, som indeholder bly og cadmium, er det af tekniske årsager lidet sandsynligt, at PVC-affald fra forskellige anvendelsesområder vil blive genvundet sammen, når det drejer sig om højkvalitetsgenvinding. På grund af de produktspecifikke additivformuleringer vil genvindingsvirksomhederne nemlig foretrække genvinding til ensartede formål. Yderligere foranstaltninger, f.eks. begrænsninger i ukontrolleret salg af genvindingsprodukter indeholdende tungmetaller, kunne overvejes. Et forbud mod genvinding af PVC-affald indeholdende tungmetaller vil betyde, at der bliver sat en stopper for mekanisk genvinding af bygnings-PVC-affald fra forbrugsleddet - det område, der har det største potentiale for højkvalitetsgenvinding - idet dette PVC-affald praktisk talt altid indeholder bly eller cadmium. Det skal bemærkes, at i de medlemsstater, som har forbudt brugen af cadmium som stabilisator, er det - undtagen i Danmark - stadigvæk tilladt at genvinde PVC-affald, som indeholder cadmium. Problemet med PCB i PVC-kabelaffald er behandlet i direktiv 96/59/EF om bortskaffelse af PCB og PCT, som fastsætter, at kabler indeholdende mere end 50 ppm PCB betragtes som rene PCB og derfor skal dekontamineres eller bortskaffes i overensstemmelse med bestemmelserne i dette direktiv.

PVC kan have en negativ indvirkning på genvindingen af andre plasttyper i blandet plastaffald. Når PVC bearbejdes sammen med andre plasttyper, som det er tilfældet med emballageaffald, er bearbejdningsstemperaturen begrænset til PVC-

48

Prognos, op.cit.

forarbejdningsprocessens temperaturområde, som er relativt lavt i forhold til andre plasttyper. Da polyethylen terephthalat- (PET)- og PVC-affald har næsten samme stoftæthed, er det vanskeligt at separere dem, og tilstedeværelsen af PVC medfører øgede omkostninger for nogle PET-genvindingsordninger, f.eks. for PET-flasker. I nogle tilfælde har PVC-industrien erkendt dette problem og bidrager til afholdelsen af ekstraomkostningerne.

Ligesom det er tilfældet med andre materialer, er også mulighederne for genvinding af PVC begrænset af genvindingsomkostningerne. Genvinding er lønsomt, når nettoomkostningerne (dvs. de samlede omkostninger ved indsamling, sortering og bearbejdning minus indtægterne fra salget af genvindingsprodukterne) er lavere end priserne på alternative affaldshåndteringsmetoder for tilsvarende PVC-affald. Hvis processen ikke er lønsom, vil genvinding af PVC-affald ikke slå igennem under frie markedsvilkår, medmindre lovgivningsmæssige eller frivillige tiltag fremmer genvinding af PVC. Indsamlingsaspektet er den største flaskehals, både hvad angår affaldets tilgængelighed og omkostninger.

Høj kvalitetsgenvinding af affald fra forbrugsleddet (navnlig rør, profiler og gulvbelægninger) er ikke lønsomt i øjeblikket, idet nettoomkostningerne ligger et godt stykke over priserne for deponering og forbrænding. For ejeren af affaldet er der desuden yderligere omkostninger forbundet med sortering af affaldet ved kilden.

Lav kvalitetsgenvinding af PVC-affald fra forbrugsleddet, f.eks. af emballageaffald, er ikke lønsomt, og det kan heller ikke forventes at blive for andre typer affald, der er egnet til lav kvalitetsgenvinding, f.eks. kontorvarer og trykkefilm. Kabelisolering er det eneste affald fra forbrugsleddet, som kan genvindes til en konkurrencedygtig pris på grund af indholdet af værdifulde metaller som kobber.

Som konklusion kan det slås fast, at genvinding af affald fra produktionsleddet principielt kan være lønsomt, hvorimod genvinding af PVC-affald fra forbrugsleddet langt fra er økonomisk konkurrencedygtig. Udover genvindingsordninger med en bred regional dækning er det nødvendigt med økonomiske incitament, der kan fremme særskilt indsamling af PVC-affald. PVC er ofte til stede som en bestanddel i kompositmaterialer, eller det er blandet op i kontamineret affald, hvilket kræver specielle indsamlings- og sorteringsforanstaltninger. Prisen for rent materiale, som er yderst svingende (mellem 0,5 og 0,8 EUR/kg), har en stor indflydelse på, hvor lønsom genvinding vil være. Desuden er priserne for deponering og forbrænding lave. Ikke desto mindre kan det forventes, at de økonomiske betingelser for genvinding bliver forbedret i de kommende år, navnlig som følge af de stigende omkostninger ved deponering og forbrænding.

Fremtidsperspektiver og politiske retningslinjer

I referencescenariet kan omkring 9 % af den samlede mængde PVC-affald genvindes mekanisk i 2010 og i 2020, svarende til 400 000 tons PVC-affald i 2010 og 550 000 tons i 2020⁴⁹. Genvindingsgraden varierer afhængigt af affaldstype.

⁴⁹

Prognos, op. cit.

- For så vidt angår højkvalitetsgenvinding kan følgende genvindingsgrader nås for PVC-affald fra bygge- og nedbrydningsindustrien: 25 % for rør, 40 % for vinduesprofiler og 12 % for gulvbelægning.
- For så vidt angår lavkvalitetsgenvinding kan genvindingsgraden anslås til 65 % for kabler i bygnings- og nedbrydningsaffald, 30 % for affald fra elektrisk og elektronisk udstyr og 20 % for emballage.
- Andre affaldstyper, som husholdningsaffald og affald fra kontorer, forretninger og virksomheder, kan, ud fra de antagelser, der kalkuleres med i dette scenarie, ikke formodes at kunne genvindes.

Ud fra dette referencescenarie er der udarbejdet et skøn over det maksimale genvindingspotentiale⁵⁰, dvs. de mængder PVC, som kan genvindes under hensyntagen til de tekniske og økonomiske begrænsninger. Ifølge et sådant scenarie vil der for affald fra forbrugsleddet kunne genvindes omkring 800 000 tons i 2010 og 1,2 mio. tons i 2020, svarende til en genvindingsgrad på 18 %. Det betyder, at mekanisk genvinding af PVC-affald kun vil bidrage til at håndtere en femtedel af PVC-affaldet fra forbrugsleddet. Andre affaldshåndteringsmetoder vil derfor fortsat være vigtige.

PVC-industrien har i sin frivillige aftale fra marts 2000 opstillet kvantificerede mål for mekanisk genvinding af rør, fittings og vinduesrammer. For rør er målet "at genvinde mindst 50 % af den indsamlede tilgængelige mængde rør- og fittingaffald i 2005". For vinduesprofiler er målet "at genvinde mindst 50 % af den tilgængelige mængde vinduesrammeaffald, som kan indsamles, i 2005". Disse mål er ikke baseret på den producerede mængde affald, men på den indsamlede mængde.

PVC-industrien skønner, at der i 2005 vil være tale om følgende årligt genvundne mængder: 15 000 tons rør og 15 000 tons vinduesprofiler. De nedennævnte store mængder PVC-affald, som kan bruges til højkvalitetsgenvinding, er imidlertid ikke omfattet af industriens frivillige aftale: andre stive profiler end vinduesprofiler (omkring 240 000 tons i 2005), kalandreret gulvbelægning (omkring 240 000 tons i 2005) og bøjelige profiler og slanger (omkring 120 000 tons i 2005). PVC-industrien har ikke desto mindre i sit tilsagn anført, at hvad angår andre potentielle anvendelsesområder som PVC-kabler, gulvbelægninger og tagplader "*er der behov for en større indsats med henblik på udvikling af logistik, teknikker og genbrugs anvendelser*". Industrien har desuden forpligtet sig til at understøtte udviklingen, bl.a. gennem opfyldelse af højere mål for mekanisk genvinding "*snarest muligt*".

Spørgsmål til overvejelse:

Kommissionen mener på grundlag af ovenstående analyse og den nuværende lave genvindingsgrad, at genvinding af PVC bør udbygges. Genvinding af PVC-affald kan styrkes gennem en række foranstaltninger, som enten kan iværksættes separat eller kombineret. Deres potentielle miljømæssige og økonomiske implikationer skal vurderes. De mulige foranstaltninger omfatter:

⁵⁰

Prognos, op. cit.

1. *obligatoriske indsamlings- og genvindingsmål for nogle relevante PVC-affaldstyper*
2. *frivillige tilsagn fra industrien om at forbedre og finansiere, helt eller delvis, indsamlingen og genvindingen af nogle relevante PVC-affaldstyper*
3. *anbefalinger til medlemsstaterne med henblik på etablering og udvikling af separat indsamling af PVC-affald og andet nedbrydningsaffald*
4. *udvikling af egnede standarder, som tillader anvendelse af genvundet PVC-materiale*
5. *mærkning af plastprodukter som et nyttigt redskab til at lette udskillelsen af PVC-affald fra det almindelige affald og udviklingen af andre metoder til plastidentificering og -sortering*
6. *udvikling af innovative genvindingsprocesser for visse typer PVC-affald fra forbrugsleddet.*

Spørgsmål nr. 3:

Hvilke foranstaltninger vil være de mest effektive med henblik på at opfylde målsætningen om øget PVC- genvinding?

Genvinding af PVC-affald indeholdende tungmetaller rejser særlige problemer på grund af den mulige opblanding af tungmetaller i nye og formodentlig flere produkttyper. Man kan forestille sig forskellige foranstaltninger til at løse disse problemer. Foranstaltningerne skal vurderes i lyset af deres miljømæssige og økonomiske implikationer:

1. *lovgivningsmæssige instrumenter med henblik på at begrænse mekanisk genvinding af PVC-affald, der indeholder bly og cadmium*
2. *specifikke betingelser for en sådan genvinding, f.eks. at genvindingen foregår inden for det samme anvendelsesområde, kontrol med genvindingsprodukters markedsføring, mærkning af genvundne produkter og kontrol med anvendelsen af tungmetaller*
3. *ingen specifikke betingelser for genvinding.*

Spørgsmål nr. 4:

Skal der knyttes specifikke betingelser til mekanisk genvinding af PVC-affald, som indeholder bly og cadmium? I bekræftende fald hvilke?

4.3. Kemisk genvinding

Kemisk genvinding er betegnelsen for en række processer, hvorved de polymere molekyler, som plastmaterialerne består af, brydes ned i mindre molekyler. Disse kan enten være monomerer, som kan bruges direkte til at producere nye polymerer, eller andre stoffer, som kan bruges forskellige steder som udgangsmaterialer i den kemiske industri.

Ved opbrydningen af hovedkæden af polymere molekyler i PVC-materialet frigives chloren fra molekylekæden i form af hydrogenchlorid (HCl). Alt efter forarbejdningsteknologien kan HCl genbruges efter rensning, eller det skal neutraliseres til forskellige produktformer, som kan bruges eller skal bortskaffes.

I praksis er der i de sidste fem år kun iværksat et begrænset antal initiativer, som er resulteret i opførelse af industrianlæg, eller som kan resultere i opførelse af sådanne anlæg i nær fremtid. Kemiske genvindingsprocesser kan kategoriseres i forhold til deres kapacitet til at håndtere affald med højt eller lavt chlorindhold, idet 4-5 % er det maksimale PVC-indhold, som kan behandles med teknologier beregnet til materiale med lavt chlorindhold. Af de tre fabriksanlæg, der specielt er bygget til kemisk genvinding af affald med lavt chlorindhold, er de to blevet lukket af økonomiske og forsyningsmæssige årsager. For affald med et højt PVC-indhold er kun én forbrændingsbaseret teknologi i drift, hvori HCl kan nyttiggøres; to forsøgsanlæg bliver operationsklare i de kommende år.

Ifølge forskellige livscyklusvurderinger vil visse kemiske genvindingsprocesser få flere points med hensyn til energiforbrug og global opvarmning end kommunal affaldsforbrænding og deponering. I nogle processer nyttiggøres chlor, hvorved man undgår at skulle producere ny chlor gennem energiintensiv chloralkali-elektrolyse. Det var ikke muligt på grundlag af de foreliggende livscyklusvurderinger at foretage en prioritering af de analyserede kemiske genvindingsteknologier. Mekanisk genvinding af affald med et højt PVC-indhold er at foretrække set ud fra et miljøsynspunkt, i særdeleshed hvis der er tale om genvinding af høj kvalitetsprodukter, og der ikke kræves omfattende sortering og forbehandling⁵¹.

Sammen med de organiske bestanddele i PVC bliver også blødgørere omdannet til udgangsmateriale. Stabilisatorer, der indeholder tungmetaller, ender for det meste som fast reststof, som højst sandsynligt skal deponeres. For de fleste kemiske genvindingsteknologier gælder det, at emissionen af andre problematiske stoffer end faste restprodukter er lav⁵². Der kan ikke drages en endelig konklusion med hensyn til dannelsen af dioxiner. Generelt vil reduktionsbetingelserne og høje temperaturer fremme nedbrydningen og forhindre dannelsen af dioxiner, og det er tilfældet ved driftsforholdene under visse processer.

Økonomisk set synes genvinding af PVC-rigt affald lidet attraktivt i de tilfælde, hvor mekanisk genvinding har vist sig at være teknisk gennemførligt, muligvis med undtagelse af gulvbelægning. Dette indebærer, at kemiske genvindingsanlæg for PVC-rigt affald eventuelt skal koncentrere indsatsen om de affaldstyper, hvor mekanisk genvinding ikke er gennemførlig, dvs. affaldstyper, der ikke kan genvindes mekanisk, fordi det vil kræve flere sorteringstrin, fordi de indeholder for mange problematiske urenheder eller på grund af andre begrænsninger af hensyn til miljøet.

Kemisk genvinding skal konkurrere med andre former for affaldshåndteringspraksis i EU, hovedsagelig baseret på deponering og forbrænding. Deponering og forbrænding har de laveste afgifter. Specialiserede kemiske genvindingsanlæg vil også få stærk konkurrence fra højovne og cementovne, som kan optage en anseelig mængde blandet plastaffald med begrænset PVC-indhold.

⁵¹ TNO, op.cit.

⁵² TNO, op.cit.

Når man ser på de forskellige affaldstyper, forekommer det, at kemisk genvinding af landbrugsaffald, industriaffald og husholdningsaffald, bortset fra emballage, selv om de tekniske muligheder er til stede, vil have svært ved at konkurrere uden lovgivningsmæssige instrumenter eller styringsinstrumenter af en anden art. For så vidt angår affald fra motorkøretøjer og elektrisk og elektronisk affald, synes PVC-indholdet i blandet plastaffald at være for højt til, at det er egnet til de fleste former for kemisk genvinding, der bruges til blandet plastaffald med lavt chlorindhold, men for lavt til, at det er økonomisk rentabelt først at separere det og dernæst at behandle det i anlæg beregnet til affald med et højt PVC-indhold.

Alt i alt kan det konkluderes, at det hovedsagelig er de økonomiske aspekter, der afgør, om kemiske genvindingsanlæg kan fungere efter hensigten, og under de nuværende omstændigheder er det tvivlsomt, om en sådan praksis kan blive rentabel.

Fremtidsperspektiver og politiske retningslinjer

Kemisk genvinding er et muligt alternativ, især for de affaldstyper, hvor mekanisk genvinding ikke er mulig, og på betingelse af at lovgivningsmæssige eller andre styringsinstrumenter kan lede affaldsstrømmen væk fra de mest omkostningseffektive konkurrenter (som cementovne, kommunale affaldsforbrændingsanlæg og deponering).

I referencescenariet er den samlede mængde PVC-affald, som vil kunne genvindes ad kemisk vej, i 2010 anslået til 80 000 tons, der indgår som en del af blandet plastaffald med lavt chlorindhold (især fra emballage) og 160 000 tons i blandede plastfraktioner med et højere PVC-indhold, hovedsagelig fra motorkøretøjsaffald og elektrisk og elektronisk affald.

PVC-industrien har forpligtet sig til i 2001 at investere 3 mio. EUR i et pilotanlæg med det formål at nyttiggøre indholdet af chlor og carbonhydrider i PVC-beklædte stoffer. Resultatet af dette pilotprojekt kendes i midten af 2002, hvor der vil blive truffet beslutning om bygningen af et kommercielt anlæg.

Spørgsmål til overvejelse:

Kommissionen noterer sig med interesse de ovenfor beskrevne bestræbelser på at videreudvikle kemiske genvindingsteknologier. I den forbindelse kan der overvejes forskellige foranstaltninger, der kan fremme denne udvikling. Foranstaltningernes mulige miljømæssige og økonomiske implikationer skal vurderes:

- 1. yderligere frivillige initiativer fra PVC-industriens side***
- 2. anbefalinger vedrørende mål for kemisk genvinding af de affaldstyper, hvor mekanisk genvinding ikke er mulig***
- 3. opstilling af obligatoriske mål for kemisk genvinding.***

Spørgsmål nr. 5:

Hvilke foranstaltninger vil være de mest egnede til at fremme kemisk genvinding af PVC-affald?

4.4. Andre genvindings- og nyttiggørelsesteknologier, herunder kombineret forbrænding

En nylig udviklet opløsnings-bundfældningsmetode er baseret på fysiske principper uden destruktion af de polymere molekyler til grundforbindelser. Processen blev udviklet specielt til blandingsmaterialer indeholdende PVC og andre bestanddele. PVC separeres fra blandingens øvrige komponenter gennem en selektiv opløsningsproces, hvorefter hele PVC-materialet regenereres gennem en udfældningsproces. PVC og de øvrige bestanddele kan dernæst genbruges.

I øjeblikket er der ét forsøgsanlæg i drift, og ét pilotanlæg ventes at kunne tages i brug i 2001. Teknologien virker i et lukket kredsløb, hvor opløsningsmidler genvindes.

Processen behandler selektivt indsamlede PVC-produkter. Kvaliteten skal være nogenlunde den samme som ved mekanisk genvinding, hvilket betyder, at omkostningerne ved at gøre materialet tilgængeligt er sammenlignelige. Forskerne forventer, at teknologien kan behandle forholdsvist komplicerede kemiske formuleringer, f.eks. olietøj, kabler, medicinalplasterpakker, gulvbelægninger og instrumentbrætter i biler, og at den kan konkurrere økonomisk med nogle af de andre genvindingsmetoder.

Blandet plastaffald bruges af en tysk stålproducent som reduktionsmiddel i højovne ved produktion af råjern. Blandet plastaffald anvendes også som brændsel i cementovne som erstatning for kul, olie og gas.

Der er delte meninger om, hvilke miljøvirkninger brugen af blandet plastaffald i højovne og cementovne har. Ifølge visse livscyklusanalyser opnår højovne og cementovne flere points med hensyn til energiforbrug og global opvarmning end kommunal affaldsforbrænding. Med hensyn til PVC's potentielle bidrag til emission af dioxiner kan der vanskeligt drages entydige konklusioner, og yderligere undersøgelser vil være nødvendige.

Højovne og cementovne kan behandle blandet plastaffald uden større kapitalinvesteringer og kan derfor tilbyde lave afgifter. Brugen af blandet plastaffald i cementovne og i højovne udgør en alvorlig konkurrence for de øvrige affaldsbehandlingsanlæg. På den anden side begrænses anvendelsen af blandet plastaffald i cementovne og højovne af dets chlorindhold, idet chloren kan have en negativ effekt på kvaliteten af den producerede cement eller jern, og der er risiko for korrosion af udstyret ved dannelsen af HCl. En tolerance på 2-3 % PVC eller mindre er acceptabelt⁵³. Teoretisk set kan kombineret forbrænding i cementovne af blandet plastaffald med lavt PVC-indhold komme til at spille en vigtig rolle i fremtiden.

4.5. Forbrænding

Forbrænding af PVC-affald sker hovedsagelig i kommunale affaldsforbrændingsanlæg. PVC-affald findes også i hospitalers affaldsforbrændingsanlæg, idet PVC indgår i hospitalsudstyr. Der forbrændes hen

⁵³ Eller 1-1,5 % chlor. Værdierne for de forskellige anlæg kan variere, og lovkravene kan være forskellige fra land til land.

ved 600 000 tons PVC hvert år i EU. PVC udgør omkring 10 % af det plast, som forbrændes, og 0,7 % af den samlede mængde affald, der forbrændes⁵⁴.

PVC-affald tegner sig for mellem 38 % og 66 % af chlorindholdet i det affald, der forbrændes. Den anden store kilde til chlordannelse er forrådnelige stoffer (omkring 17 %) og papir (10 %). I gennemsnit anslås det, at omkring 50 % af chlorinputtet i forbrændingsanlæggene stammer fra PVC.

Ved forbrændingen danner PVC-affald hydrogenchlorid (HCl) i røggassen, hvilket nødvendiggør en neutralisering, undtagen hvis der anvendes en speciel teknologi for at genbruge HCl. I øjeblikket benyttes en sådan speciel teknologi kun i fem anlæg i Tyskland, og tre er under bygning. Alle de syregasser, der dannes i røggassen under forbrænding af kommunalt affald (ud over HCl er det hovedsagelig svovloxider) skal neutraliseres, før den tilbageværende røggas udledes i atmosfæren. Fællesskabslovgivningen⁵⁵ har fastsat grænseværdier for emission af hydrogenchlorid. Der er for øjeblikket ved at blive udarbejdet strengere grænseværdier⁵⁶.

For at nå ned på disse grænseværdier for emission af HCl tilsættes neutraliseringsstoffer, især kalk, for at neutralisere syrekomponenten i røggassen. De fire vigtigste neutraliseringsprocesser er den tørre, den halvtørre, den halvfugtige og den fugtige proces, som beskrives nærmere i bilag 1.

I en vurdering⁵⁷ af mængden af restprodukter fra røggasrensning ved forbrænding af PVC-affald konkluderes det, at forbrændingen af 1 kg PVC i gennemsnit⁵⁸ danner mellem 1 og 1,4 kg restprodukter ved tørbehandling med kalk og ved halvtør og halvfugtig behandling. Ved brug af natriumhydrogencarbonat som neutraliseringsstof i en halvtør proces vil 1 kg PVC skabe omkring 0,8 kg restprodukter. Ved en fugtig proces dannes der mellem 0,4 og 0,9 kg restprodukter opløst i flydende affaldsprodukter. Der er en væsentlig forskel mellem den nødvendige mængde neutraliseringsstoffer og mængden af dannede restprodukter for henholdsvis blød og hård PVC. Blød PVC indeholder mindre chlor end hård PVC. Den nødvendige mængde neutraliseringsstoffer og mængden af producerede restprodukter er derfor mindre for blød PVC end for hård PVC (1 kg blød PVC⁵⁹ skaber mellem 0,5 og 0,78 kg restprodukter).

⁵⁴ Bertin Technologies, op.cit.

⁵⁵ I direktiv 89/369/EØF om forebyggelse af luftforurening fra nye kommunale affaldsforbrændingsanlæg er emissionsgrænseværdierne for hydrogenchlorid fastsat til mellem 50 og 250 mg/Nm³ afhængigt af forbrændingsanlæggets kapacitet.

⁵⁶ Forslag til Rådets direktiv om forbrænding af affald [KOM(1998) 558 endelig udg.] samt Rådets fælles holdning om dette forslag [98/289 COD af 25. november 1999] fastsætter en streng emissionsgrænseværdi for HCl på 10 mg/Nm³, som i 2005 vil blive emissionsgrænseværdien for bestående og nye forbrændingsanlæg i Fællesskabet.

⁵⁷ Bertin Technologies, op.cit.

⁵⁸ Gennemsnitstallet gælder for et blandet PVC-materiale med 45 % chlor, dvs. bestående af 70 % hård PVC (der indeholder 53 % chlor) og 30 % blød PVC (der indeholder 25 % chlor).

⁵⁹ Ved disse beregninger indeholder blød PVC 25 % chlor.

Tabel 3: Anslået mængde restprodukter dannet ved forbrænding af 1 kg PVC-affald⁶⁰

		TØR		HALVTØR	FUGTIG	HALVFUGTIG
Neutraliseringsstof		Kalk	BICAR	Kalk	Kalk	Kalk
Cl kg. pr. kg PVC	Min	0,25				
	Max	0,53				
	Gennemsnit	0,45				
Restprodukt (kg) (pr. kg PVC)	Min	0,78	0,46	0,70	0	0,54
	Max	1,65	0,97	1,48	0	1,15
	Gennemsnit	1,40	0,82	1,26	0	1
Flydende restprodukt (tørstof) (kg pr. kg PVC)		0	0	0	0,42 til 0,88	0

Restprodukter fra røggasrensning er klassificeret som **farligt affald**⁶¹. Restprodukterne dannes separat (især i halvfugtige og fugtige systemer) eller blandet op med flyveaske. Restprodukterne indeholder neutraliseringssalte, overskydende neutraliseringsstof samt forurenende stoffer som tungmetaller og dioxiner, som ikke er blevet nedbrudt. Deponering af restprodukter er med visse undtagelser den eneste mulighed, som benyttes i medlemsstaterne.

Der er udformet flere behandlingsmetoder til genindvinding af calciumchlorid og natriumchlorid fra restprodukter efter tørre og halvtørre behandlinger, men kun få af dem udnyttes kommercielt. Med undtagelse af nogle få specifikke tilfælde er det usikkert, hvorvidt sådanne teknologier generelt kan bruges til at nyttiggøre en betydelig del af restprodukterne, og en sådan løsning må anses for at være mindre højt prioriteret end forebyggende foranstaltninger, der tager sigte på at nedbringe mængden af restprodukter ved kilden.

På indeværende tidspunkt har PVC-indholdet i kommunalt fastaffald følgende virkninger på restprodukter fra røggasrensning sammenlignet med forbrænding af kommunalt fastaffald uden PVC⁶²:

- PVC-forbrænding øger mængden af restprodukter fra røggasrensning (ca. 37 % ved tørbehandling, 34 % ved halvtør behandling og 42 % ved halvfugtig og fugtig behandling⁶³).
- PVC-forbrænding øger indholdet af udvaskede salte i restprodukter med en faktor to. Det drejer sig primært om chlorider af calcium, natrium og kalium.

⁶⁰ Bertin Technologies, op.cit.

⁶¹ I Rådets beslutning 94/904/EF om udarbejdelse af en liste over farligt affald klassificeres fast affald fra gasbehandling som farligt affald (kode 190107), EFT L 356 af 31.12.1994, s. 14-22.

⁶² Bertin Technologies, op. cit.

Dette scenarie er baseret på forbrænding af 1 mio. tons affald, hhhv. med og uden PVC, og deponering af de dannede restprodukter.

⁶³ Bertin Technologies, op. cit.

- PVC-forbrænding øger mængden af perkolater fra restprodukter, der anbringes i deponeringsanlæg (omkring 19 % ved tør behandling, 18 % ved halvtør behandling, 15 % ved halvfugtig behandling og 4 % ved fugtig behandling). Perkolater skal behandles før udledning.
- Der er en teoretisk mulighed for, at udvaskningen af f.eks. cadmium kan øges som følge af øget chlorid kompleksdannelse forårsaget af PVC-forbrænding, men der er behov for data, som kan underbygge dette.
- I det almindelige temperaturområde for trinene i forbrændingen af kommunalt affald har det højere chlorindhold ikke nogen væsentlig virkning på overførslen af tungmetaller og sporstoffer fra bundasken til restprodukterne fra gasbehandlingen.

PVC-affaldsforbrændingens mulige indvirkning på emissionen af dioxiner har været genstand for en omfattende videnskabelig debat, idet PVC aktuelt er det stof, der skaber den største mængde chlor i forbrændingsanlæggene. I perioden 1993-1995 stammede omkring 40 % af den samlede emission af dioxiner i Fællesskabet fra affaldsforbrændingsanlæg⁶⁴.

Der er nogen, der mener, at en nedsættelse af chlorindholdet i affald kan bidrage til at begrænse dioxindannelsen, om end der ikke er fuld klarhed over mekanismen. Betydningen heraf forventes imidlertid at komme i anden eller tredje række⁶⁵, idet forbrændingsprocessens hovedparametre, såsom temperatur og iltkoncentration, formodentlig har større indflydelse på dioxindannelsen.

Selv om der med det nuværende chlorindhold i kommunalt affald ikke synes at være en direkte kvantitativ sammenhæng mellem chlorindhold og dioxindannelse, så er det muligt, at en forøgelse af chlorindholdet i affaldet op over en vis tærskelværdi kan bidrage til en forøgelse af dioxindannelsen i forbrændingsanlæggene. Der er foreslået en grænseværdi på 1 % chlor⁶⁶, men der hersker stadig usikkerhed herom⁶⁷. Der er behov for yderligere undersøgelser med henblik på at vurdere, over hvilken tærskelværdi chlorindholdet vil indvirke på dioxindannelsen. Denne tærskel kan eventuelt blive overskredet på grund af stigende mængder affald, der indeholder chlor.

Ikke alle forbrændingsanlæg i Fællesskabet opfylder *state of the art*-standarderne for dioxinmissioner til luften. I forslaget til direktiv om forbrænding af affald⁶⁸ er der fastsat en emissionsgrænseværdi på 0,1 ng/m³, hvilket vil bidrage mindske emissionen af dioxiner fra forbrændingsanlæg.

Den mulige sammenhæng mellem PVC-forbrænding og korrosion af forbrændingsanlæggenes udstyr er også blevet debatteret. Nogle operatører hævder,

⁶⁴ *Identification of relevant industrial sources of dioxins and furans in Europe*, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, 1997.

⁶⁵ Den danske Miljøstyrelse, *Environmental aspects of PVC*, 1996.

⁶⁶ Wikstrom, 1996, *Influence of level and form of chlorine on the formation of chlorinated dioxins, dibenzofurans and benzenes during the combustion of an artificial fuel in a laboratory reactor*.

⁶⁷ Den danske Miljøstyrelse, *Dioxins emissions from waste incineration*, Environmental Project 117, 1989
Den danske Miljøstyrelse, *The effects of chlorine content on the formation of dioxin*, Project 118, 1989
Den danske Miljøstyrelse, *Dioxins – sources, levels and exposures in Denmark*, Working report N°50/1997.

⁶⁸ KOM(1998) 558 endelig udg.

at damptrykket og dermed energieffektiviteten kan blive større med et lavere chlorindhold i affaldet. Hvis der ikke er PVC i affaldet, kan energigenvindingssystemet således tænkes at blive mere effektivt. Dette spørgsmål kræver yderligere undersøgelser. Det skal bemærkes, at forbrændingen af PVC-affald med energigenvinding frembringer en større energimængde end forbrænding af almindeligt kommunalt affald, idet PVC-affalds varmeværdi er større⁶⁹.

Forbrænding af PVC-affald øger forbrændingsanlæggenes driftsomkostninger, fordi det er nødvendigt at anvende neutraliseringsstoffer til at neutralisere syreholdig røggas, og fordi der ligeledes er omkostninger forbundet med affaldsbehandlingen af restprodukterne. Meromkostningerne i tilknytning til forbrænding af PVC varierer alt efter medlemsstat, neutraliseringsproces og affaldshåndteringen af restaffaldet. Det skønnes, at meromkostningerne ved forbrænding af PVC sammenlignet med kommunalt fastaffald beløber sig til omkring 20 EUR pr. ton ved fugtig behandling og op til 300 EUR pr. ton ved tør behandling⁷⁰. Forskellene afhænger af den anvendte teknologi og den type PVC, der forbrændes (blød eller hård). En specificering af omkostningerne findes i bilag 2. Meromkostningerne bliver ikke i øjeblikket lagt på nye PVC-produkter eller PVC-affald, men indgår i de generelle omkostninger ved affaldsforbrænding.

Kommissionen har ladet foretage en undersøgelse⁷¹, som vurderer de økonomiske implikationer af ved at lede PVC-affald bort fra forbrænding. Rapporten analyserer tre scenarier sammenlignet med referencescenariet (mere detaljerede oplysninger findes i bilag 3). I det første og det andet scenarie øges genvindingsgraden til henholdsvis 15 % og 22 % i 2020 med et proportionalt fald i mængden af PVC, der sendes til forbrænding og deponering. For så vidt angår forbrænding svarer dette til en omlægning af i alt 1 900 kilotons i scenarie 1 (primært bygningsaffald) og 4 200 kilotons i scenarie 2 i perioden 2000-2020. I det tredje scenarie er genvindingsgraden den samme som i referencescenariet, men forbrændingsraten anslås til 28 % i 2020 i stedet for referencescenariets 45 % som følge af omlægning af bygningsaffald til deponering. Dette svarer til omlægning af omkring 10 300 kilotons i perioden 2000-2020.

I de omkostninger, der medtages i scenarie 1 og 2, er indregnet besparelser ved at undgå forbrænding (inkl. "særlige omkostninger"⁷²) og nettoomkostninger ved genvindingsprocessen, som afhænger af den omlagte affaldsmængde. De særlige omkostninger ved forbrænding varierer betydeligt afhængigt af den anvendte type røggasrensningssystem. Beregningerne i rapporten er foretaget for et gennemsnitssystem med en fordeling på 25 % halvtørre systemer, 25 % fugtige og

⁶⁹ Den gennemsnitlige varmeværdi for elastisk PVC er 20 GJ/ton, 16 GJ/ton for uelastisk PVC og 10 GJ/ton for kommunalt fastaffald.

⁷⁰ Bertin Technologies, op. cit.

⁷¹ AEA Technology, *Economic evaluation of PVC waste management*, rapport udarbejdet for Europa-Kommissionens Generaldirektorat for Miljø, juni 2000. Undersøgelsen omfatter EU's medlemsstater + seks ansøgerlande. De anførte tal er middelværdier af de "høje" og "lave"forbrændingsscenarier. Scenarierne er baseret på den antagelse, at deponering af PVC-affald vil blive væsentligt begrænset i visse lande (Sverige, Østrig, Tyskland og Nederlandene). Forskellen afspejler den opnåede reduktion. De anførte værdier svarer til en nedsættelse på 4 %.

⁷² Der er meromkostninger forbundet med forbrænding af PVC sammen med fast kommunalt affald, dels fordi der kræves reagenser til at mindske emissionen af syreholdig gas og dels til behandling og bortskaffelse af restprodukter, om end forskellen delvis udlignes som følge af øget energisalg, da PVC har en højere varmeværdi end kommunalt affald.

50 % halvfugtige systemer. Resultaterne viser, at bortset fra stive bygningsprodukter (rør, vinduer, kabelbakker og andre stive profiler) og kabler, vil omlægning af PVC-affald fra forbrænding til genvinding resultere i en nettoforøgelse af omkostningerne. Omkostningerne pr. ton omlagt affald er anslået til omkring 50 EUR/t for scenarie 1 og 190 EUR/t for scenarie 2. I scenarie 3 er resultatet en nettobesparelse på omkring 90 EUR/t. Denne besparelse skyldes hovedsagelig lavere omkostninger for deponering og den antagelse, at sorteringen af bygningsaffald generelt udføres på stedet for affaldsproducentens regning. Omlægning af andre affaldstyper til deponering (f.eks. husholdningsaffald og affald fra forretninger, kontorer og virksomheder) vil resultere i langt højere omkostninger.

De største miljøbelastninger og de hermed forbundne virkninger for sundheden i de tre scenarier er blevet vurderet. I det omfang, det har været muligt, og med en vis skævhed til fordel for virkningerne af luftforurening, er de eksterne omkostninger, der knytter sig til hvert scenarie, blevet evalueret. Beregningerne for alle scenarierne tyder på miljømæssige fordele. På grundlag af hvad der i undersøgelsen anses for det "bedste" skøn for hver af de evaluerede byrder, er fordelene i de tre scenarier blevet anslået til henholdsvis 190, 140 og 50 EUR pr. ton omlagt affald i perioden 2000-2020. Disse resultater skyldes især de undgåede emissioner fra fremstillingen af ren PVC (i forbindelse med høj kvalitetsgenvinding) og for det andet fra de undgåede emissioner fra forbrænding (heri indbefattet indirekte emissioner i tilknytning til fremstillingen af neutraliseringsstoffer).

Det fremgår ved en sammenligning mellem de finansielle og miljømæssige analyser baseret på det bedste skøn, at de samlede omkostninger er mindre i scenarie 1 og 3, da omkostningerne pr. omlagt ton affald er mindre end fordelene. Det modsatte er tilfældet i scenarie 2, hvor de miljømæssige fordele (som ganske vist er større end i scenarie 1 og 3) er mindre end de anslåede omkostninger.

Disse beregninger er baseret på en række antagelser. Navnlig hvad angår de finansielle aspekter er omkostningselementerne nødvendigvis baseret på meget få erfaringer med eksisterende ordninger for genvinding af PVC-affald fra forbrugsleddet, idet disse stadig befinder sig på begynderstadiet. Disse usikkerhedsmomenter er større for scenarie 2. Når prisen på genvindingsprodukter er tæt knyttet til prisen på ren PVC, vil stigende priser på det sidstnævnte føre til lavere totalomkostninger.

Som tidligere nævnt er der en vis skævhed i miljøanalysen til fordel for virkningerne af luftforurening. Det er imidlertid sandsynligt, at de fleste af de eksterne virkninger, som er udeladt (for eksempel bortskaffelse af restprodukter) vil øge fordelene ved en omlægning af PVC bort fra forbrænding. Hovedundtagelsen vedrører phthalat-blødgørere. Deponeret blødt PVC vil danne et reservoir af disse kemikalier, som i tidens løb kan frigøres, hvorimod forbrænding har den fordel at nedbryde dem. Forbrænding giver desuden mulighed for nyttiggørelse af phthalaternes varmeværdi. Denne faktor er medtaget i miljøanalysen.

Fremtidsperspektiver og politiske retningslinjer

I referencescenariet vil forbrændingen af PVC-affald øges til omkring 2,5 mio. tons i 2020 fra 600 000 tons i dag. Antallet af og kapaciteten i forbrændingsanlæg, som anvender fugtig, halvfugtig og halvtør røggasneutralisationsteknik, vil øges på bekostning af anlæg, som anvender tørteknikker.

Spørgsmål til overvejelse:

På grundlag af ovennævnte analyse mener Kommissionen, at forbrænding af PVC-affald rejser en række problemer. Forskellige foranstaltninger kan tænkes at kunne bidrage til at løse problemerne og skal vurderes i lyset af deres mulige miljømæssige og økonomiske implikationer:

- 1. frivillig eller tvungen omlægning af behandling af PVC-affald, i den udstrækning, det er økonomisk gennemførligt, fra forbrænding til fortrinsvis genvinding eller deponering. Det vil kræve etablering af indsamlingsordninger med henblik på separat indsamling af PVC-affald, der skal omlægges fra forbrænding til andre behandlingsformer.*
- 2. tilsvarende omlægning for hård PVC alene*
- 3. finansiering af de meromkostninger, der er forbundet med forbrænding, ved f. eks. (helt eller delvis) at medtage disse omkostninger i prisen på nye PVC-produkter eller ved direkte økonomisk tilskud til driften af forbrændingsanlæggene*
- 4. tilskyndelse til at omlægge røggasrensningsteknologier til processer, som reducerer mængden af dannede restprodukter eller tillader genvinding af HCl i stedet for at neutralisere det*
- 5. yderligere undersøgelser af den mulige sammenhæng mellem PVC-forbrænding og dioxindannelse.*

Spørgsmål nr. 6:

Hvilke foranstaltninger vil mest effektivt kunne afhjælpe problemerne i tilknytning til forbrænding af PVC-affald?

4.6. Deponering

Deponering er den mest udbredte form for behandling af PVC-affald. Præcise tal vedrørende deponering af PVC-affald kendes ikke, og der er store forskelle mellem de forskellige vurderinger, hvoraf nogle anslår, at helt op til 2,9 mio. tons PVC-affald deponeres hvert år. Man regner med, at over 20 mio. tons PVC-affald er blevet deponeret inden for de sidste 30 år.

Medlemsstaterne skal have gennemført bestemmelserne i direktiv 1999/31/EF om deponering af affald i 2001. I henhold til dette direktiv skal deponeringsanlæg overholde en række tekniske standarder vedrørende beskyttelse af undergrund og grundvand, bl.a. vedrørende opsamling af afløbsvand, bundforsegling og kontrol med gasemission.

Alle materialer i deponeringer - også PVC - er underlagt forskellige reaktive betingelser, som bestemmes af parametre som temperatur, fugtighed, tilstedeværelsen af ilt, mikroorganismers aktivitet og samspillet mellem parametre på forskellige stadier af det deponerede affalds aldringsproces. Der kan opstilles fire hovedfaser: en kort indledende aerobfase, en anaerob syrefase (varierende varighed, længere end aerobfasen), en anaerob metanfase (op til flere århundreder) og en aerob slutfase.

Der er foretaget undersøgelser⁷³ vedrørende både hårde og bløde PVC-materialer, hovedsagelig i laboratorier, med henblik på at analysere effekterne af en biologisk behandling og af mikrobiologiske test.

PVC-polymeren anses generelt for at være resistent ved deponering under og over jorden⁷⁴. Der er imidlertid observeret en nedbrydning af PVC-polymeren i tynd emballagefolie⁷⁵. Dette er stadig et enkeltstående resultat, og virkningen blev observeret under aerobe betingelser og ved en temperatur på 80°C, betingelser, som, hvis de forekommer på lossepladser, kun er af forbigående varighed.

Udskillelsen af blødgørere, specielt phthalater, fra blød PVC er beskrevet mange steder i litteraturen. Resultater fra undersøgelser af phthalaters nedbrydelighed under deponeringsforhold, viser, at nedbrydning af phthalater forekommer, men at den ikke altid er fuldstændig, afhængigt af betingelserne og phthalat-typen. Både phthalater og deres nedbrydningsprodukter kan spores i lossepladsernes perkolater. Ydermere nedbrydes langkædede phthalater, såsom DEPH, kun delvis i almindelige afløbs- og spildevandsrensningsanlæg og ophobes i opløst stof. Udskillelsen af phthalater kan også bidrage til gasemissioner fra lossepladser. Hvad angår andre emissioner fra lossepladser, kan emissionen fra PVC-affald være af længere varighed end den sikring, som gives med den tekniske membranbarriere, og der er ingen dokumentation for, at frigørelsen af phthalater vil ophøre efter et givet tidsrum.

Stabilisatorer er indlejret i molekylgitteret i hårdt PVC-affald. Derfor forventes migrationen at være lav og at påvirke overfladen af PVC, men ikke det indre af materialet. Med hensyn til stabilisatorer i blødt PVC-affald viser en undersøgelse⁷⁶ af PVC-affalds langsigtede adfærd under deponeringsbetingelser, at der frigøres blystabilisatorer fra et bestemt PVC-kabel, der indeholder en kombination af forskellige blødgørere.

PVC-produkter, der deponeres på lossepladser, vil ganske givet bidrage til dannelsen af dioxiner og furaner i forbindelse med eventuelle brande, men der kan ikke på indeværende tidspunkt siges noget om omfanget på grund af de problemer, der er forbundet med at fremskaffe de nødvendige oplysninger.

For yderligere at kunne vurdere og kvantificere indvirkningen på miljøet af PVC-deponering er der behov for flere undersøgelser af PVC-polymerers potentielle nedbrydning, udskillelsen af stabilisatorer og blødgørere og phthalaters bidrag til dannelsen af afløbsvand og gasemissioner fra lossepladser.

Omkostningerne ved deponering af PVC-affald i medlemsstaterne er de samme som ved deponering af kommunalt fastaffald, og der er store forskelle i taksterne⁷⁷. Priser eller takster for deponering er betinget af en række faktorer som deponeringsanlæggets standard, konkurrencen mellem forskellige

⁷³ Argus i samarbejde med Rotstock Universitet, op. cit.

⁷⁴ Mersiowski m.fl., op.cit.

⁷⁵ Argus i samarbejde med Rotstock Universitet, op. cit.

⁷⁶ Mersiowski m.fl., op. cit.

⁷⁷ I øjeblikket går prisen for deponering af kommunalt fastaffald fra 8 EUR pr. ton i Spanien op til 200 EUR pr ton i Tyskland. Omkostningen for deponering af blandet affald, f.eks. usorteret bygnings- og nedrivningsaffald indeholdende organiske komponenter, er som oftest højere end for deponering af inert affald. En gennemsnitspris på 50 EUR pr ton er normal.

bortskaffelsesmetoder og typen og arten af det affald, som modtages. Tilstedeværelsen af PVC-affald i det kommunale affald, der deponeres, medfører tilsyneladende ingen forskel i priser og takster.

Fremtidsudsigter og politiske retningslinjer

I referencescenariet forventes det, at mængden af deponeret PVC-affald vil forblive konstant på omkring 2,8 mio. tons i 2020.

Spørgsmål til overvejelse:

På grundlag af ovenstående analyse mener Kommissionen, at deponering af blødt PVC-affald rejser visse problemer. Forskellige foranstaltninger kan tænkes at kunne afhjælpe problemerne. Der skal foretages en vurdering af de pågældende foranstaltningers miljømæssige og økonomiske implikationer. Der kan være tale om følgende foranstaltninger:

- 1. anbringelse af blødt PVC-affald på kontrollerede lossepladser med høje emissionsstandarder som fastsat i direktivet om deponering af affald***
- 2. yderligere undersøgelser vedrørende udskillelse og emissioner af additiver.***

Spørgsmål nr.7:

Er der behov for specifikke foranstaltninger vedrørende deponering af PVC-affald? I bekræftende fald, hvilke?

5. ANDRE HORISONTALE ASPEKTER AF PVC

Analysen i dette dokument fokuserer på to hovedaspekter: brugen af additiver i PVC og behandlingen af PVC-affald. Men også mere generelle og horisontale aspekter skal medtages i en bred høring om PVC.

For så vidt angår instrumenter til at gennemføre en horisontal PVC-strategi på fællesskab er der en række muligheder i form af såvel frivillige som tvungne foranstaltninger:

- Frivillige tiltag i form af gennemførelse af de eksisterende frivillige aftaler på nationalt og fællesskabsplan og afgivelse af nye frivillige tilsagn. Som tidligere nævnt har den europæiske PVC-industri indgået et frivilligt tilsagn om bæredygtig udvikling af PVC. Det kan ses et første skridt, men der er stadig meget, der skal gøres for at sikre en effektiv deltagelse fra industriens side i opfyldelsen af fællesskabsmålsætningerne på dette område. Det skal bemærkes, at Kommissionen er ved at udarbejde et forslag til rammeforordning om miljøaftaler, som skal forelægges Rådet og Parlamentet med henblik på vedtagelse.
- Lovgivningsmæssige foranstaltninger som et forslag til direktiv om PVC, der omhandler spørgsmål vedrørende håndtering af PVC-affald, og andre lovgivningsmæssige foranstaltninger, som omhandler anvendelsen af additiver på grundlag af den eksisterende videnskabelige dokumentation, bl.a. resultaterne af risikovurderinger. Der kan også være tale om udarbejde anbefalinger vedrørende gennemførelsen af en fællesskabsstrategi.

- Endelig kan man forestille sig en kombination af instrumenter, der omfatter frivillige tilsagn, anbefalinger og forordninger samt tilpasning af eksisterende lovgivning. Et sådant sæt instrumenter vil være i tråd med en strategi, der tager sigte på at kombinere frivillige og bindende instrumenter.

Ud over en strategi for håndtering af PVC-affald og additiver, er spørgsmålet om en substitutionspolitik for visse PVC-anvendelser blevet rejst i forbindelse med målet om at fremme bæredygtige produkter som led i en integreret produksikkerhedspolitik. En sådan substitutionspolitik kan overvejes for bestemte anvendelser, som ikke kan udskilles fra det almindelige affald og derfor vanskeligt kan genvindes, f.eks. emballage, motorkøretøjer og elektrisk og elektronisk udstyr. En substitutionspolitik skal understøttes af en samlet, objektiv vurdering af såvel PVC's som mulige erstatningsstoffers miljøindvirkninger i hele deres livscyklus. I nærværende dokument fokuseres der på de miljøaspekter ved PVC, der vedrører additiver og affaldshåndtering.

Spørgsmål til overvejelse:

Der er indkredset en række spørgsmål vedrørende PVC's indvirkning på miljøet, herunder spørgsmålet om en horisontal tilgang og om egnede instrumenter til at behandle disse problemer. Kommissionen ser en fordel i at udvikle en horisontal PVC-strategi. Der findes en række instrumenter til at gennemføre en sådan strategi. De pågældende instrumenters miljømæssige og økonomiske implikationer samt foreneligheden med Fællesskabets internationale forpligtelser skal vurderes.

Spørgsmål nr. 8:

Hvilke instrumenter er egnede til at fremme en horisontal PVC-strategi? Er der behov for at indføre en PVC-substitutionspolitik på bestemte områder? I bekræftende fald, hvorledes?

6. KONKLUSION

En række problemstillinger i forbindelse med PVC's indvirkning på miljøet, herunder menneskets sundhed, er blevet kortlagt og analyseret i dette dokument. De er for størstedelens vedkommende relateret til anvendelsen af visse additiver og håndteringen af PVC-affald. På grundlag af analysen er der opstillet en række foranstaltninger, som kan bidrage til gennemførelsen af en effektiv strategi for affaldshåndtering og additiver, som skal baseres på en vurdering af de miljømæssige og økonomiske implikationer, med henblik på at mindske PVC's miljø- og sundhedsskadelige virkninger i hele stoffets livscyklus.

Der lægges her op til en bred høring om PVC med udgangspunkt i de skitserede løsningsmuligheder. Kommissionen opfordrer hermed alle interesserede parter til at fremsætte kommentarer til dette udkast til grønbog. Der afholdes en offentlig høring i oktober 2000.

Kommentarer sendes direkte til Kommissionen og skal være denne i hænde senest den 30. november 2000. Forslag stiles til: Ludwig Krämer, chef for Kontoret for Affaldsbehandling (DG ENV) og Reinhard Schulte-Braucks, chef for Kontoret for Kemisk Industri (DG ENTR), 200 rue de la Loi / Wetstraat 200, B-1049 Bruxelles,

Belgien. Kommentarer kan også sendes pr. e-post til følgende adresse: ENV-PVC@cec.eu.int. De forskellige sprogversioner af grønbogen samt de undersøgelser, Kommissionen har fået udarbejdet, og kommentarer til grønbogen kan ses på følgende internetadresse: <http://europa.eu.int/comm/environment/pvc/index.htm>.

På grundlag af analyserne i dette dokument og resultaterne af høringsprocessen vil Kommissionen i begyndelsen af 2001 forelægge en meddelelse om fastlæggelse af en integreret fællesskabsstrategi for miljøproblemer i tilknytning til PVC.

BILAG 1

Beskrivelse af de forskellige røggasrensingsprocesser

Røggasrensingsprocesser	Hovedkarakteristika
Tør proces	<p>Neutraliseringsprocessen består af injektion af faste neutraliseringsstoffer. Det mest almindelige neutraliseringsstof er kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). Andre stoffer bruges også, navnlig natrium hydrogencarbonat (Bicar, NaHCO_3) og hydreret spongitkalk.</p> <p>En kemisk reaktion transformerer syrekomponenterne i røggassen til salte. Restprodukterne fra neutraliseringsprocessen er faste, hovedsagelig sammensat af neutraliseringssalte: calciumchlorid (CaCl_2), natriumchlorid (NaCl), sulfater (CaSO_4, Na_2SO_4), overskydende neutraliseringsstoffer og tungmetaller i forskellige kemiske former. Disse restprodukter klassificeres som farligt affald.</p> <p>Tørbehandling med almindelig kalk kan formodentlig ikke overholde den strenge emissionsgrænseværdi på 10 mg/Nm^3. Tørprocesser, der anvender bestemte neutraliseringsstoffer, såsom hydreret spongitkalk og bicar kan derimod overholde disse grænseværdier.</p>
Halvtør Proces	<p>Neutraliseringsprocessen består af indsprøjtning af en opløsning eller en suspension af et neutraliseringsstof (kalk) i vand. Resultatet af reaktionen er faste restprodukter. De består af calciumchlorid, sulfater og tungmetaller samt ureageret tilføjjet overskudskalk. Restprodukterne klassificeres som farligt affald.</p>
Fugtig proces	<p>I denne proces opererer to på hinanden følgende gasvaskere. I den første (syrerensere) absorberes det meste HCl i vand. Det tilbageværende HCl og SO_x absorberes og neutraliseres i den anden vasker (neutralrensere), som normalt fyldes med en sodaopløsning.</p> <p>De resulterende flydende restprodukter skal behandles, før de udledes i miljøet. I vandbehandlingsenheden udfældes tungmetaller og sulfater ved tilsætning af kalk. De udfældede tungmetaller separeres ved filtrering (og skal dernæst deponeres), mens det rensede saltholdige afløbsvand udledes. Afløbsvandet fra syrerensere neutraliseres og behandles sammen med afløbsvandet fra neutralrensere eller renses op, og HCl genbruges.</p>
Halvfugtig proces	<p>På grund af strengere forskrifter for udledning af saltholdigt spildevand er mange forbrændingsanlæg i gang at indføre fordampningsanlæg for helt at eliminere udledninger i flydende form⁷⁸. Fugtige processer bliver således omdannet til halvfugtige processer, som danner faste restprodukter. Dette er allerede tilfældet i tyske og østrigske anlæg. Denne proces ligner den fugtige teknik, men det flydende restprodukt sprøjtes ind i gassen, og væsken fordamper. Dette system producerer tørre restprodukter, der klassificeres som farligt affald.</p>

⁷⁸

Economic evaluation of the Draft Incineration Directive, rapport udarbejdet for Europa-Kommissionen, GD XI, AEA Technology, december 1996.

Det er vanskeligt at give en detaljeret oversigt over fordelingen af de forskellige typer forbrændingsanlæg, der aktuelt er i drift. Nedenstående statistiske oversigt⁷⁹ viser situationen for perioden 1993-1996 for anlæg med en forholdsvis stor kapacitet. Omkring 15 % af den samlede kapacitet anvender en tør proces til gasbehandling, 25 % en halvtør proces, 20 % en halvfugtig proces, mens 40 % anvender fugtige processer. Fordelingen af behandlingskapaciteten er forskellig fra medlemsstat til medlemsstat. Generelt er kapaciteten til tørprocesser faldende til fordel for de øvrige processer. De strengere emissionskrav til forbrændingsanlæg, som er opstillet i forslaget til direktiv om affaldsforbrænding, må formodes at forstærke denne tendens.

⁷⁹ *European Energy from Waste Coalition, Energy from Waste Plants: Databook of European Sites*, rapport udarbejdet af Juniper Consultancy Services Ltd, november 1997. Disse tal gælder for anlæg med en kapacitet på over 30 000 t/år.

BILAG 2

Meromkostninger ved PVC-forbrænding

Tallene i nedenstående tabel⁸⁰ viser størrelsesordenen af meromkostningerne ved PVC-forbrænding sammenlignet med forbrænding af kommunalt fastaffald. De laveste tal gælder for blødt PVC indeholdende 25 % chlor og de højeste tal for hårdt PVC indeholdende 53 % chlor. Gennemsnitstallene gælder for et blandet PVC-materiale med 45 % chlor - dvs. sammensat af 70 % hård PVC og 30 % blød PVC.

Gennemsnit og interval i meromkostninger ved PVC-forbrænding EUR/ton PVC	Tør proces		Halvtør	Fugtig	Halvfugtig
	Kalk	Natrium Bicarbonat	Kalk	Kalk / NaOH	Kalk / NaOH
Uden stabilisering af restprodukter gennemsnit og min/max værdi	196 95 – 234	274 144 – 327	165 84 – 206	19 -1 – 29	121 57 – 147
Med stabilisering af restprodukter Gennemsnit og min/max værdi	290 154 – 347	334 172 – 396	244 127 – 305	19 -1 – 29	186 96 – 226

⁸⁰

Bertin Technologies, op.cit.

BILAG 3

Scenarier for PVC-affaldshåndtering udarbejdet som grundlag for den økonomiske og miljømæssige analyse⁸¹

Som grundlag for den økonomiske og miljømæssige analyse er der udarbejdet scenarier for den fremtidige affaldshåndtering i EU og seks ansøgerlande. **Business as usual-scenariet (BAU)** er baseret på de aktuelle tal fra EuPC vedrørende behandlingen af PVC-affald i Vesteuropa og det nuværende niveau for forbrænding af kommunalt affald. Andelen af PVC-affald, der forbrændes, antages at svare til de forhold, der gælder for forbrænding af kommunalt affald. Ved forsøget på at vurdere udviklingen fremover med hensyn til fordelingen af PVC-affald på de forskellige behandlingsformer er der sondret mellem medlemsstater, som holder sig til en nøje gennemførelse af deponeringsdirektivet, og medlemsstater, som kan formodes at gå længere end EU-reglerne og gradvis mindske deponeringen af ubehandlet organisk affald (Østrig, Tyskland, Nederlandene, Sverige) ved øget anvendelse af forbrænding. Den førstnævnte gruppe medlemsstater forventes også at øge forbrændingskapaciteten i løbet af de næste to årtier, men den endelige forbrændingsgrad antages at være lavere på grund af de pågældende landes lavere udgangsniveau og for nogles vedkommende dårligere økonomiske forhold. Ansøgerlandene er medregnet i den førstnævnte gruppe.

De opnåede forbrændingsprocentandele er blevet anvendt på de tilbageværende mængder affald efter fratrækning af den mængde PVC-affald, som behandles i form af mekanisk genvinding. På grund af det stærkt begrænsede udviklingsstadium er genvinding af udgangsmaterialet ikke medtaget i disse undersøgelser. Mekanisk genvinding antages at udvikle sig som forudsat i det referencescenarie, der er opstillet i undersøgelsen vedrørende mekanisk genvinding⁸². Genvinding af PVC-affald fra forbrugsleddet vil stige fra de nuværende 3 % til omkring 9 % i 2020.

Der er udarbejdet tre alternative scenarier for omlægning af PVC bort fra forbrænding. De to første er baseret på den antagelse, at PVC, der ikke længere forbrændes, gøres til genstand for mekanisk genvinding. I det tredje scenarie deponeres det omhandlede PVC-affald på losseplads.

Scenarie 1: Dette scenarie er delvis baseret på det "scenarie for selektiv forbedring", som er opstillet i undersøgelsen vedrørende mekanisk genvinding. Det antages, at genvinding af det meste af det bygningsaffald, der er egnet til høj kvalitetsgenvinding, fremmes, således at det potentielle gennemsnitsniveau, som er beregnet i undersøgelsen vedrørende mekanisk genvinding, nås. Skønt egnet til høj kvalitetsgenvinding er PVC i husholdningsaffald og affald fra kontorer, forretninger og virksomheder samt bøjelige profiler og slanger (i bygningskategorien) ladet ude af betragtning, da der ikke forelå præcise omkostningsoverslag. Det er rimeligt at antage, at udviklingen af genvindingspotentialet for disse affaldstyper ligger længere ude i fremtiden end for det resterende affald, for hvilket der forelå omkostningsvurderinger.

Scenarie 2: Dette scenarie omhandler den model, hvor mekanisk genvinding for alle egnede typer affald (bygnings-, husholdnings-, kontor- og forretnings-, emballage-, elektrisk og

⁸¹ AEA Technology, *Economic evaluation of PVC waste management*, udkast til rapport udarbejdet for Europa-Kommissionens Generaldirektorat for Miljø, maj 2000.

⁸² Prognos, op.cit.

elektronisk affald) udnytter det fulde potentiale i 2010 og fortsætter på dette niveau indtil 2020. Alle affaldstyper genvindes på det maksimale genvindingsniveau, som det er beskrevet i undersøgelsen vedrørende mekanisk genvinding.

Scenarie 3: I dette scenarie forbliver genvindingsgraden uændret i forhold til referencescenariet. PVC-affald, der omlægges fra forbrænding, sendes således til deponering. Analysen er begrænset til omlægningen af bygningsaffald med henblik på at identificere de vigtigste økonomiske og miljømæssige virkninger af omlægning fra forbrænding til deponering på losseplads. Udskilningen af PVC fra den i undersøgelsen omhandlede øvrige affaldsmængde kan formodes at være problematisk ud fra et økonomisk og teknisk synspunkt.