

Rapport 2025:09

Avfall Sveriges Utvecklingssatsning
ISSN 1103-4092

POP:S I AVFALL

– En kartläggning av kortkedjiga
klorparaffiner, bromerade flamskyddsmedel,
PFOA och PFHxS i Sveriges avfallsflöden



AVFALL SVERIGE

Författare

Arvin Ghasemi, Henric Lassesson, Linn Due, Mikaela Recknagel och
Sara Brännström, samtliga från IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Ett samfinansierat projekt mellan:



Avfall Sveriges utvecklingssatsning

Avfall Sverige bedriver utvecklingsverksamhet inom hela avfallsområdet. Detta sker genom utvecklingssatsningen. Syftet med Avfall Sveriges utvecklingssatsning är att genom samordnade insatser främja medlemmarnas verksamhetsutveckling för en miljösäker och långsiktigt hållbar avfallshantering. Utvecklingssatsningen finansieras genom att Avfall Sveriges kommunmedlemmar betalar en särskild utvecklingsavgift.

Förord

POPs, persistenta organiska föroreningar (persistent organic pollutants), är en grupp kemiska ämnen som är farliga i låga koncentrationer. De är svåra att bryta ner och kan spridas långt från utsläppsplatsen.

POPs regleras inom EU i POPs-förordning, som förbjuder användningen av vissa ämnen och syftar till att säkerställa att de hanteras på ett sätt som minimerar riskerna för människor och miljö.

I den här rapporten har IVL utifrån nuvarande kunskapsläge kartlagt i vilka avfallsströmmar de reglerade POPs-ämnen kan finnas i, och man har utifrån detta kommit med ett antal rekommendationer för hur dessa avfall kan hanteras. Detta har sammanfattats i en guide.

Vi hoppas att rapporten och guiden kommer att vara bra verktyg för att bygga upp kunskap och förbättra hanteringen av dessa ämnen i avfallsledet.

Rapporten har finansierats av Stiftelsen IVL, NG Nordic Sweden (f.d. Fortum Waste Solutions) och Avfall Sveriges utvecklingssatsning.

Malmö i maj 2025

Cecilia Holmblad
Ordförande Avfall Sveriges
Utvecklingskommitté

Tony Clark
Vd Avfall Sverige

Sammanfattning

Denna rapport utforskar förekomsten av persistenta organiska föroreningar (POP:s) i olika avfallsflöden, med fokus på kortkedjiga klorparaffiner (SCCP), bromerade flamskyddsmedel, PFOA och PFHxS. Förutom rapporten, har också en praktisk guide tagits fram som stöd i arbetet med att identifiera och hantera dessa skadliga ämnen i avfall.

Det finns idag begränsat med information om POP:s-ämnen i Sveriges avfallsflöden. Projektet syftar till att tydliggöra vilka produktgrupper som kan misstänkas innehålla aktuella POP:s, undersöka förekomsten av POP:s-ämnen i olika svenska avfallsflöden och hur detta avfall hanteras idag.

Metoden i projektet omfattar en litteraturstudie för att kartlägga de aktuella POP:s-ämnena och deras användning. Dessutom har en analys av lagstiftning genomförts för att förstå de nuvarande och historiska gränsvärdena för dessa ämnen. För att komplettera litteraturstudien har intervjuer genomförts med återvinningsföretag och materialinventerare, samt en enkät skickats ut till aktörer som hanterar lakvatten.

De viktigaste resultaten visar att POP:s kan finnas i många olika typer av avfall, inklusive bygg- och rivningsavfall, elektronikavfall, textil- och möbelavfall, samt fordonsskrot. Bygg- och rivningsavfall innehåller ofta material som fogmassor, plattmattor och isoleringsmaterial, som kan innehålla SCCP och bromerade flamskyddsmedel. Elektronikavfall innehåller plastkomponenter som kan innehålla bromerade flamskyddsmedel, medan textil- och möbelavfall kan innehålla flamskyddade textilier. Fordonsskrot innehåller plast och textilier som kan innehålla POP:s. Ett antal övriga avfallsflöden innehållande POP:s har också identifierats. Resultaten visar också att hanteringen av dessa avfallsflöden skiljer sig åt mellan aktörer, och att det finns behov av bättre riktlinjer för att säkerställa korrekt sortering och destruktions av POP:s-avfall.

Slutsatserna i rapporten understryker behovet av uppdaterade riktlinjer och bättre kunskap för att effektivt identifiera och sortera POP:s-avfall. Detta är nödvändigt för att säkerställa att dessa skadliga ämnen hanteras korrekt och inte sprids i miljön. Förhoppningen med rapporten och den tillhörande guiden är att bidra till att öka medvetenheten om dessa ämnen och deras hantering, vilket är avgörande för att skydda både miljön och människors hälsa.

Summary

This report investigates the presence of persistent organic pollutants (POPs) in various waste streams, with a focus on short-chain chlorinated paraffins (SCCP), brominated flame retardants, PFOA, and PFHxS. Alongside the report, a practical guide has also been developed to identify and manage these harmful substances in waste.

There is currently limited information on POPs in Swedish waste streams. The project aims to clarify which product groups may be suspected of containing POPs, investigate the presence of POPs substances in various Swedish waste streams and how this waste is managed today.

The methodology employed in this report includes a literature review to map the relevant POPs and their uses. Additionally, an analysis of current legislation was conducted to understand the existing and historical threshold values for these substances. To complement this literature review, interviews were conducted with recycling companies and material inventory specialists, and a survey was sent to actors managing specific types of waste.

The key findings of this report indicate that POPs can be found in several types of waste, including construction and demolition waste, electronic waste, textile and furniture waste, and end-of-life vehicles. Construction and demolition waste often contain materials such as sealants, plastic mats, and insulation, which may include SCCP and brominated flame retardants. Electronic waste contains plastic components that may have brominated flame retardants, while textile and furniture waste can include flame-retardant textiles. End-of-life vehicles contain plastics and textiles that may contain POPs. A number of other waste streams containing POPs have also been identified. The results show that the management of these waste streams varies, and that there is a need for better guidelines to ensure the correct sorting and destruction of waste containing POPs.

The conclusions of the report emphasize the need for updated guidelines and better knowledge to effectively identify and sort POPs waste. This is necessary to ensure that these harmful substances are handled correctly and do not spread into the environment. The report and accompanying guide contribute to raising awareness about these substances and their management, which is crucial for protecting both the environment and human health.

Förkortningar

BDE	Bromerad difenyleter
CAS-nr	Registreringsnummer för kemikalier
CLP	Classification, labeling and packaging (EU-förordning)
c-DekaBDE	Kommersiell DekabDE (blandning av flera PBDE)
c-OktabDE	Kommersiell OktabDE (blandning av flera PBDE)
c-PentaBDE	Kommersiell PentaBDE (blandning av flera PBDE)
DBDPE	Dekabromodifenyletan
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten (European Chemicals Agency)
HBB	Hexabrombifenyl
HBCD	Hexabromcyclododekane
IKT	Informations- och kommunikationsteknik
LCCP	Långkedjiga klorparaffiner (C18-C30)
MCCP	Mellankedjiga klorparaffiner (C14-C17)
OSPAR	The Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PBT	Persistent, bioackumulerande & toxisk
PentaBDE	Pentabromerade difenyleter
PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFHxS	Perfluorohexansulfonsyra
PFOA	Perfluorooktansyra
POP	Persistent Organic Pollutant (Persistenta organiska föroreningar)
POP-BDE	Polybromerade difenyletrar reglerade i POP:s-förordningen
REACH	Registration, Evaluation, authorization and restriction of chemicals (EU-förordning)
SCCP	Kortkedjiga klorparaffiner (C10-C13)
SCIP	Substances of concern in articles (databas)
SVHC	Särskilt farliga ämnen enligt REACH (Substances of very high concern)
TBBPA	Tetrabromobisfenol A
UNEP	United Nations Environmental Programme
vPvB	Mycket persistent och bioackumulerande

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1. Syfte och problemställning	3
1.2. Metod	4
2. Bakgrund – vad är POP:s och POP:s-avfall.....	6
2.1. Vad är POP:s-förordningen?	7
Vilka POP:s fokuserar vi på?.....	8
2.2. Vad är POP:s-avfall?	8
Gränsvärden.....	9
3. Om ämnen	10
3.1. Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP).....	11
3.1.1. Förbud och begränsning	12
3.1.2. Användning i produkter och material	13
3.2. Bromerade flamskyddsmedel	17
3.2.1. Hexabrombifenyl (HBB)	17
3.2.2. Hexabromcyklododekan (HBCD)	18
3.2.3. Polybromerade difenyletrar (PBDE)	22
3.3. PFOA	28
3.3.1. Förbud och begränsning	28
3.3.2. Användning i produkter och material	29
3.4. PFHxS.....	30
3.4.1. Förbud och begränsning	31
3.4.2. Användning i produkter och material	32
4. Kartläggning av avfallsflöden som innehåller POP:s	33
4.1. Bygg- och rivningsavfall	34
4.1.1. Avfallshantering POP:s i bygg- och rivningsavfall	35
4.1.2. Kortkedjiga klorparaffiner.....	37
4.1.3. Bromerade flamskyddsmedel	38
4.1.4. PFOA och PFHxS	42
4.2. Elektronikavfall	42
4.2.1. Avfallshantering POP:s i elektronikavfall.....	42
4.2.2. Kortkedjiga klorparaffiner.....	46
4.2.3. Bromerade flamskyddsmedel	46
4.2.4. PFOA och PFHxS	49

4.3. Textil- och möbelavfall.....	49
4.3.1. Avfallshantering POP:s i textil- och möbelavfall.....	50
4.3.2. Kortkedjiga klorparaffiner.....	53
4.3.3. Bromerade flamskyddsmedel	54
4.3.4. PFOA och PFHxS	56
4.4. Fordonsskrot	57
4.4.1. Avfallshantering POP:s i fordonsskrot	57
4.4.2. Kortkedjiga klorparaffiner.....	58
4.4.3. Bromerade flamskyddsmedel	59
4.4.4. PFOA och PFHxS	60
4.5. Övriga avfallsflöden.....	61
4.5.1. PFAS på papper	61
4.5.2. Dagvatten, avloppsvatten och avloppsslam.....	61
4.5.3. PFAS i lakvatten från deponier	62
4.5.4. Transportband i gruvindustrin	63
4.5.5. Brandskum	64
4.5.6. Konsumentprodukter.....	64
4.6. Destruktion av POP:s-avfall.....	66
4.6.1. Destrueringstemperaturer för PFAS ämnen i POP:s-förordningen.....	67
5. Diskussion.....	69
6. Slutsatser.....	75
7. Referensförteckning	79
 Bilagor	 94
Bilaga 1. Gränsvärden för POP:s-avfall och farligt avfall	95
Bilaga 2. Intervjufrågor materialinventerare	96
Bilaga 3. Intervjufrågor återvinningsaktör	97
Bilaga 4. Halter POP:s i bygg- och rivningsavfall.....	98
Bilaga 5. Halter POP:s i elektronikavfall	100
Bilaga 6. Halter POP:s i textil- och möbelavfall	102
Bilaga 7. Halter POP:s i fordonsskrot	104
Bilaga 8. Resultat från sökning i sorteringsguider	106

1

Inledning

POP står för "Persistent Organic Pollutants" (persistenta organiska miljöföroreningar), ett samlingsnamn för organiska miljögifter som är motståndskraftiga mot nedbrytning. Motståndskraften leder till att de kan ackumuleras i miljön samt kan spridas långt ifrån platsen där de en gång användes. Flera av ämnena är kopplade till allvarliga hälsoeffekter hos människor och djur, och klassade som särskilt farliga ämnen enligt EU:s kemikalielagstiftning (REACH). Exempel på POP:s-ämnen är:

- klorerade ämnen så som PCB och kortkedjiga klorparaffiner,
- bromerade ämnen så som bromerade flamskyddsmedel
- fluorerade ämnen i form av PFAS-ämnena PFOS, PFOA och PFHxS

Åtskilligt arbete har lagts ned på global nivå för att reglera användningen av dessa ämnen. Främst av dessa är Stockholmskonventionen, ett regelverk med syfte att förhindra skadlig påverkan av POP:s-ämnen på människors hälsa och miljön genom att förbjuda, avveckla eller begränsa användningen och produktionen samt att minimera och eliminera utsläpp av oavsiktligt bildade biprodukter. Konventionen reglerar även import och export samt omhändertagande av lager och avfall av långlivade organiska föreningar.

Stockholmskonventionen ligger till grund för EU:s POP:s-förordning (EU nr 2019/1021) som förbjuder eller begränsar tillverkning och användning av POP:s-ämnen i EU samt bestämmelser om avfallshantering och miljöövervakning av POP:s-ämnen. Sedan POP:s-förordningens införande 2004 har flera uppdateringar gjorts där nya ämnen förts till listan över reglerade ämnen, samt att vissa gränsvärden sänkts. I Sverige är det Kemikalieinspektionen som följer upp, rapporterar och vägleder om försäljning och utsläppande på marknaden av kemikalier medan Naturvårdsverket följer upp, rapporterar och vägleder i frågor som rör avfallshantering.

Majoriteten av POP:s-ämnen som omfattas av avfallsreglerna får inte längre användas i tillverkning i Sverige och EU, men då äldre produkter finns kvar i vårt samhälle kan de fortfarande finnas i omlopp. Tillförsel av produkter kommer även genom olaglig import av produkter som inte följer EU:s kemikalielagstiftning. Korrekt hantering av dessa produkter när de blir avfall, där POP:s-ämnena avskiljs där så är möjligt från produkten och destrueras på korrekt sätt, är nödvändig för att inte spridning av POP:s till miljön. Läckage eller otillåten återvinning av avfall innehållande POP:s kan leda till exponering av människa och miljö. Korrekt hantering kräver dock att det finns kännedom om att avfallet innehåller POP:s genom hela avfallskedjan.

1.1. SYFTE OCH PROBLEMSTÄLLNING

I och med att nya ämnen tas upp på POP:s-förordningen, så som flera PFAS-ämnen, och gränsvärden sänks för befintliga, så som klorparaffiner och bromerade flamskyddsmedel, kan fler sorters produkter komma att omfattas av POP:s-förordningen då de blir avfall. Tyvärr saknas det idag lättlästa översikter på svenska som visar vilka produktgrupper som kan misstänkas innehålla aktuella POP:s. Det finns även en brist på information om förekomsten av POP:s-ämnen i svenska avfallsflöden, i vilka avfallsflöden det är vanligast och vad som händer med detta avfall under sortering, återvinning och förbränning. Då denna kunskap saknas är farhågan att varor och avfall som innehåller POP:s-ämnen inte hanteras korrekt utan i stället fortfarande hamnar inom andra avfallsströmmar. Detta innebär att POP:s-ämnen inte elimineras som de skall utan riskerar att spridas i återvunna material eller i miljön.

Det är avfallsinnehavarens skyldighet att känna till om avfallet innehåller POP:s-ämnen och hur avfallet ska hanteras. I realiteten är det i dagsläget dock utmanande både för avfallsinnehavaren och den som mottar avfallet att veta huruvida varan innehåller POP:s eller inte. Detta då identifiering av kemiskt innehåll i avfallsledet är svårt utan att genomföra kemiska analyser, vilket kan vara både dyrt och tidskrävande.

Med denna bakgrund var syftet med projektet att tydliggöra vad POP:s avfall är och utföra en kartläggning över när och i vilka material och produkter som de utvalda POP:s ämnena förekommit, inklusive koncentrationshalter. Utifrån denna information har därefter en kartläggning av relevanta avfallsflöden genomförts för att ge en djupare förståelse för var POP:s-ämnen hamnar och hur POP:s-avfall hanteras. Denna information ämnar förbättra kunskapsläget inom området och leda till att en tydligare bild av POP:s-ämnen i Sveriges avfallsflöden kan målas upp.

Baserat på rapportens resultat ska även en praktisk guide skapas över produkter, material och avfallsflöden som kan innehålla i projektet aktuella POP:s-ämnen. Detta kan gälla olika produktgrupper så som byggmaterial, textilier, plast med mera. Behovet av denna typ av guide har aktualiserats då POP:s-förordningen under 2023 uppdaterats med nya ämnen och sänkta koncentrationsgränser.

Projektet har fokuserat på följande POP:s-ämnen:

- Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP)
- De bromerade flamskyddsmedlen PBDE, HBB och HBCD
- PFOA
- PFHxS

Kartläggningen och guiden ämnar ge en förbättrad möjlighet till korrekt hantering och eliminering av POP:s-ämnen från våra resurs- och materialflöden. Projektet anses därmed göra det lättare för relevanta avfallsaktörer att följa gällande lagstiftning.

Avgränsningen i denna rapport innebär att exponeringen för personer som hanterar produkter, material eller avfall som innehåller POP:s-ämnen inte behandlas.

1.2. METOD

Litteraturgenomgång

Information om de utvalda ämnena från POP:s-förordningen, deras användning samt olika förbud och begränsningar har tagits fram genom en litteratursökning. Främst har sökningar gjorts på rapporter som finns på olika myndigheters hemsidor, och bland vetenskapliga artiklar genom sökningar på Google scholar med sökord som SCCP, bromerade flamskyddsmedel, PFOA, PFOxS, perfluorohexanesulfonic acid. I litteraturstudien om POP:s-avfall användes olika kombinationer av POP:s-ämnen och ord som waste, WEEE (waste electrical and electronic equipment), ASR (automobile shredder residue) och furniture.

Lagstiftning

För att sammanställa information om nuvarande och historiska gränsvärden för de POP:s som undersökningen avser har sökningar gjorts på Europeiska unionens sida för EU-rätt (EUR-Lex), där information har hämtats i gällande lagstiftning och i lagstiftning som utgått.

Sökning efter kommersiella produkter

För att hitta exempel på produkter där POP:s-ämnen förekommer och i vilka halter har en sökning gjorts i SCIP databasen, bland Kemikalieinspektionens (KEMI) rapporter över inspektioner och även motsvarande rapporter från andra EU-länder där de har analyserat olika produkter och hittat dessa ämnen, både i halter över och under gränsvärdena. Det europeiska varningssystemet för farliga produkter som hittats i någon av medlemsnationerna Safety Gate (tidigare RAPEX) har även använts.

Intervjuer

Som ett komplement till litteraturstudien om POP:s i avfall har tre intervjuer genomförts med syftet att inhämta mer information om i vilka avfallsströmmar POP:s-ämnen förekommer och hur dessa hanteras. En gruppintervju hölls med fyra personer från ett återvinningsföretag som bland annat återvinner elektronik, fordon och metall. Därutöver hölls två separata intervjuer med två personer som arbetar med materialinventering, bland annat med fokus på inventering av farligt avfall. Intervjuerna med materialinventerarna ger tillsammans en förståelse för hur och i vilka material POP:s-ämnen identifieras i bygg- och rivningsavfall. Personerna som intervjuades kommer i fortsättningen refereras till som materialinventerare och rapporten kommer inte skilja på vilken referens som uppgav vilken information.

Samtliga intervjuer hölls via Teams under oktober och november 2024. En intervjuguide togs fram inför intervjuerna med materialinventerarna (se Bilaga 2) och följde ett semistrukturerat format. Gruppintervjun med elektronikåtervinningsföretaget hade karaktären av en öppen diskussion som utgick från ett antal frågor, se Bilaga 3.

Enkät

För att inhämta mer information om PFAS i lakvatten skickades en enkät ut till sju aktörer som arbetar med lakvattenfrågor kopplat till avfallsanläggningar i Sverige. Enkäten skickades ut via Avfall Sverige.

Sökning i sorteringsguider

För att skapa en överblick över hur privatpersoner och verksamheter uppmanas sortera potentiellt POP:s-innehållande avfall på återvinningscentraler gjordes en sökning i fyra sorteringsguider: SYSAV, som täcker 14 kommuner i Skåne, Stockholm Vatten och Avfall, Göteborgs Stad och Tekniska Verken i Linköping. Resultatet av sökningen samt sökorden presenteras under avsnitt 4.1.5 och i Bilaga 8.

2

**Bakgrund
– vad är POP:s
och POP:s-avfall**

2.1. VAD ÄR POP:S-FÖRORDNINGEN?

Stockholmskonventionen är ett globalt avtal som syftar till att skydda människors hälsa och miljön från persistenta organiska föroreningar (POP:s) (UNEP, 2023c). Länder och regioner som anslutit sig till konventionen måste upprätta, genomföra och regelbundet uppdatera nationella eller regionala genomförandeplaner. För närvarande omfattar konventionen över 30 ämnen eller ämnesgrupper. Inom EU införlivas konventionen genom EU:s POP:s-förordning, som förbjuder eller begränsar användningen av dessa ämnen i både kemiska produkter och varor. För att ett ämne ska klassas som en POP enligt Stockholmskonventionen, måste det uppfylla följande kriterier:

- **Långlivat:** Ämnet ska vara mycket svårnedbrytbart i miljön (exempelvis i vatten, jord eller sediment).
- **Bioackumulerande:** Ämnet ska ansamlas i levande organismer och koncentrationen ska öka uppåt i näringskedjan.
- **Långväga spridning:** Ämnet ska kunna transporteras långa sträckor från utsläppskällan, via till exempel luft eller vatten.
- **Skadliga effekter:** Ämnet ska ha skadliga effekter på människors hälsa eller miljön. Exempel på skadliga effekter på människors hälsa är skador på immunsystemet, fortplantningen, nervsystemet och ökad risk för cancer.

POP:s-förordningen innehåller ett antal bilagor som innehåller central information för avfallsaktörer som berörs av regelverket:

- **Bilaga I** specificerar de ämnen som är förbjudna att tillverkas, släppas ut på marknaden eller användas som ämnen, i blandningar eller i varor enligt förordningen. Bilagan specificerar även undantag för vissa användningsområden och koncentrationsgränser för dessa ämnen.
- **Bilaga II** specificerar de ämnen som omfattas av restriktioner. Denna lista är i nuläget tom.
- **Bilaga III** specificerar vilka ämnen som omfattas av bestämmelser om utsläppsminskningar.
- **Bilaga IV** specificerar gränsvärden för att ett avfall ska ses som POP:s-avfall och av denna anledning omfattas av särskilda krav för destruktion och hantering.
- **Bilaga V** beskriver de metoder för avfallshantering som är lämpliga för att förstöra eller omvandla POP:s på ett irreversibelt sätt. Den anger också villkor för permanent lagring av vissa typer av avfall och metoder för förbehandling före destruktion.
- **Bilaga VI och VII** listar de tidigare förordningar och ändringar som har upphävts eller ersatts av den aktuella förordningen, samt en jämförelsetabell som hjälper användare att förstå hur olika artiklar och paragrafer i den nya förordningen motsvarar de i den tidigare förordningen.

Vilka POP:s fokuserar vi på?

Inom projektet har vi fokuserat på de POP:s-ämnen som omfattas av ändringen som genomfördes i POP:s-förordningen under 2023 och som innebär att flera nya ämnen tillkom och befintliga fick sänkta gränsvärden:

- Kortkedjiga klorparaffiner (SCCP)
- De bromerade flamskyddsmedlen PBDE, HBB och HBCD
- PFOA
- PFHxS

2.2. VAD ÄR POP:S-AVFALL?

Avfall som innehåller POP:s-ämnen i halter som överstiger gränsvärden i bilaga IV till POP:s förordningen klassas som POP:s-avfall. Gränsvärden finns sammanfattade i Tabell 1 nedan. POP:s-avfall omfattas enligt artikel 7 i POP:s förordningen av krav på destruktion eller irreversibel omvandling, vilket kan ske genom till exempel förbränning eller högtemperaturförbränning, beroende på vilket POP:s-ämne det handlar om. Hanteringen av POP:s-avfall måste även säkerställa att POP:s-ämnena kan isoleras, separeras och destrueras. Utspädning av POP:s-avfall är inte tillåtet.

POP:s-avfall klassas inte alltid som farligt avfall. Enligt bestämmelserna om klassificering av farligt avfall i avfallsförordningen (2 kap 3 § (2)) sammanfaller gränsvärden i bilaga IV till POP:s-förordningen med gränsvärden för avfall för ett 15-tal POP:s-ämnen. I dessa fall är POP:s-avfall liktydigt med farligt avfall. Vad gäller POP:s-ämnen som ingår i detta projekt omfattar detta endast HBB. För övriga POP:s-ämnen är gränsvärdet för klassificering som POP:s-avfall alltid lägre än gränsvärdet för när ett avfall blir farligt avfall. Avfallet ska hanteras enligt kraven i POP:s-förordningen även vid en klassificering som icke farligt avfall enligt avfallsförordningen.

Under februari 2022 uppdaterades POP:s-förordningen och ämnena PFOA och PFHxS tillkom som nya POP:s-ämnen. Gränsvärdena för när innehåll av SCCP och bromerade flamskyddsmedel räknas som POP:s-avfall sänktes även. Gränsvärdet för PBDE kommer att sänkas under december 2025 och planeras sedan sänkas ytterligare till 200 mg/kg under december 2027. För SCCP, PFOA och PFHxS kommer EU-kommissionen att se över gränsvärdena och sänka dessa om det ses som lämpligt senast den 30 december 2027. För HBCD anges i POP:s-förordningen att gränsvärdet kommer att sänkas till högst 200 mg/kg senast den 30 december 2027.

Gränsvärden

Tabell 1. Gränsvärden i maj 2025 för att ett avfall ska räknas som POP:s-avfall, från Bilaga IV i POP:s-förordningen.

Observera att gränsvärden kan ändras över tid.

POP:s-förening Gränsvärde POP:s-avfall

SCCP	1 500 mg/kg
POP-BDE	500 mg/kg. 350 mg/kg från och med 30 december 2025.
HBB	50 mg/kg
HBCD	500 mg/kg.
PFOA	1 mg/kg för PFOA och dess salter, 40 mg/kg för summan av PFOA-relaterade ämnen.
PFHxS	1 mg/kg för PFHxS och dess salter, 40 mg/kg för summan av PFHxS-relaterade ämnen.

Enligt POPs-förordningen artikel 7.6 måste avfall som överskrider koncentrationsgränsen i bilaga IV kunna spåras till dess slutliga bestämmelseort, i enlighet med avfallsdirektivets (WFD) krav för farligt avfall enligt artikel 17. Trots detta krav är detta många EU-länder som inte har infört en sådan spårbarhet för POP:s-avfall, inklusive Sverige. Denna fråga håller på att utredas, där en möjlighet som diskuteras är att inkludera POP:s-avfall i systemet för farligt avfall (Avfallsregistret i Sverige), men det finns fortfarande utmaningar, särskilt när det gäller att identifiera var dessa ämnen faktiskt finns. Även om spårbarhet är ett steg i rätt riktning, löser det inte alla problem – den avgörande frågan är att först kartlägga och lokalisera förekomsten av POPs för att effektivt kunna hantera dem.

3

Om ämnen

I syfte att ge en djupare förståelse för användningen av de utvalda POP:s-ämnena avhandlas dessa nedan. Fokus ligger på begränsningar och förbud, samt deras förekomst i olika produkter och material. Ämnena som behandlas inkluderar kortkedjiga klorparaffiner (SCCP), bromerade flamskyddsmedel (PBDE, HBB, HBCD), PFOA och PFHxS.

3.1. KORTKEDJIGA KLORPARAFFINER (SCCP)

Klorparaffiner är en stor grupp av polyklorerade n-alkaner med mellan 10 och 38 kolatomer i kedjan och 10–72 viktprocent klor. (Basel Convention, 2019b) Kommersiella klorparaffinprodukter består vanligtvis av blandningar med olika långa kolkedjor och olika grad av klorering. Klorparaffiner är vanligtvis inerta (kemiskt och fysiskt stabila med låg löslighet i vatten) vilket har gjort att de varit användbara i ett brett spektrum av olika av områden. De brukar delas upp i kortkedjiga (C10–C13), mellankedjiga (C14–C17) och långkedjiga (>C17) (The Danish Environmental Protection Agency, 2014).

Kortkedjiga klorparaffiner, på engelska short-chained chloroparaffines (SCCP) med > 48 viktprocent klor är de klorparaffiner som är listade i annex A till Stockholmskonventionen. Kommersiellt finns SCCP i många olika produkter med många olika CAS-nr. CAS 85535-84-8, den SCCP som är namngiven i EUs POP:s-förordning (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.) skapas genom klorering av en enskild fraktion av C10-C13 alkaner. Blandningen innehåller alkaner med en variation av kloreringsgrad varför den även kan innehålla substanser som inte täcks av POP:s-förordningen. (Basel Convention, 2019b)

Kortkedjiga klorparaffiner är persistenta, bioackumulerande och sprids långväga i miljön. (Basel Convention, 2019b) I Europa har ämnena fått en harmoniserad klassning av europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) som ”Misstänks kunna orsaka cancer” och ”mycket giftig för vattenlevande organismer med långtidseffekter”. (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - SCCP, u.å.)

Mellankedjiga klorparaffiner (MCCP) är identifierade som SVHC (Substances of Very High Concern) och finns uppsatta på kandidatlistan till REACH annex XIV sedan juli 2021 då de är persistenta, bioackumulerande och toxiska (PBT och vPvB). (Schilliger-Musset, 2021) MCCP med > 45% klor (tex, 85535-85-9) har nominerats av Stockholmskonventionen för att tas upp i Annex A. (POPs.int, 2024)

3.1.1. Förbud och begränsning

Redan 1995 kom medlemsstaterna i OSPAR konventionen överens om att användningen av SCCP skulle begränsas och fasas ut. (Nyström, 2009)

Användningen är reglerad i EU sedan 2002 med en begränsning för användning av SCCP i produkter för metallbearbetning och infettning av läder. Sedan följde beslut om upptag i kandidatlistan 2008 (Dancet, 2008), upptag i POP:s-förordningen 2012 (Kommissionens förordning (EU) nr 519/2012 av den 19 juni 2012 om ändring av bilaga I till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 om långlivade organiska föroreningar, 2012) och ett globalt förbud genom Stockholmskonventionen från 2017. Gränsvärden har under åren skärpts och inkluderat fler varor och produkter. Se tabell 2.

Sedan 2015 får SCCP inte tillverkas, användas eller släppas ut på marknaden i koncentrationer över 1 viktprocent i blandningar och över 0,15 viktprocent i varor. Undantag gäller för transportband i gruvindustrin och tätningssmassa i dammar som var i användning 4 december 2015 samt för andra varor som var i användning före 10 juli 2012. Avfall som innehåller mer än 0,15% (1500 mg/kg) SCCP ska destrueras eller omvandlas irreversibelt. (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.) För en detaljerad historik avseende regulatoriska begränsningar av SCCP, se tabell 2 nedan.

Tabell 2. Historik över gränsvärden för SCCP i ämnen, blandningar och varor. För en fullständig specifikation av undantag inom respektive begränsning, se aktuell lagstiftning.

År	Gränsvärde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2002	≤1%	Produkter för: Metallbearbetning Infettning av läder		76/769/EEG (Background Document on short chain chlorinated paraffins)
2006	≤1%	Produkter för: Metallbearbetning Infettning av läder		REACH 1907/2006 XVII
2008	≥0,01%	Varor med innehåll över gränsvärde måste mottagaren informeras.		kandidatlistan (SVHC) REACH 1907/2006
2009	≤0,1%	Produkter för: Metallbearbetning Infettning av läder		REACH 1907/2006 XVII

År	Gräns- värde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2012	<1%	Ämnen och beredningar	Flamskyddsmedel i gummi som används i transportband i gruvindustrin, flamskyddsmedel i tätningssmassa i dammar. Släppa ut och använda varor som tillverkats före eller under jul 2012-jan 2013 Släppa ut och använda varor som var i användning före eller under jul 2012	POP 850/2004
2015	<1% <0,15%	Ämnen och beredningar Varor	Transportband i gruvindustri och tätningssmassa i dammar (i anv före dec 2015) Andra varor i användning före 2012	POP 850/2004
2019	<1% <0,15%	Ämnen och beredningar Varor	Transportband i gruvindustri och tätningssmassa i dammar (i anv före dec 2015) Andra varor i användning före 2012	POP:s förordning (2019/1021)

3.1.2. Användning i produkter och material

Introduktion till användning

SCCP har sedan det började tillverkas använts brett inom många olika produktgrupper med olika syften. Tack vare sin kemiska stabilitet och tidigare relativt billiga produktionskostnad, har det bland annat använts som mjukgörare, flamskyddsmedel, impregneringsmedel och som tillsats i skärvätskor för metallbearbetning.

Tillverkning av SCCP i Sverige och utomlands

Tillverkningen av klorparaffiner sträcker sig tillbaka till första världskriget, men det var först på 1930-talet som SCCP började produceras i större industriell skala. Det producerades till en början enbart i USA, fram till 1950- och 60-talen då produktion av ämnet även startade i andra delar av världen (Chen m.fl., 2022). I Europa rapporteras mängder från tillverkning av SCCP i Europa först 1978, och därefter har tillverkning främst skett i Tyskland, Storbritannien, Frankrike, Spanien, Italien, Slovakien och Rumänien (Umweltbundesamt, 2015).

Kina påbörjade sin produktion av klorparaffiner under slutet av 1960-talet och producerade över 10 000 ton per år under 1980 och 90-talen för att överstiga 100 000 ton under slutet av 1990-talet (Chen m.fl., 2022). Ingen specifik produktionsstatistik för SCCP finns tillgänglig från Kina eftersom produktionen är kopplad till klorerade paraffinprodukter där SCCP inte särskiljs från andra klorerade paraffiner. Sedan år 2000 är Kina den största tillverkaren i världen av klorparaffiner med en årlig produktion över 1 000 000 ton under 2012 och senare, motsvarande 20–30 procent av den globala produktionen.

Sverige har inte haft någon produktion av SCCP, men ämnet har importerats för användning i produkter och material. Den europeiska tillverkningen av SCCP pågick fram till 2001 (Naturvårdsverket, 2020).

Användning av SCCP i produkter och material

SCCP har använts brett i många produktkategorier och har historiskt ersatt andra begränsade ämnen såsom PCB (polyklorerade bisbenyler) och PCN (polyklorerade naftalener) i bland annat tätningssmedel (fogmassa), kablar och färger. SCCP har tillsatts i produkter för flera funktioner men de vanligaste var som flamskyddsmedel, mjukgörare, vattenavstötning och smörjmedel.

Konsumtionen av (SCCP i Sverige minskade med 90% mellan 1990 och 1998, och en nästintill total utfasning av användningen av SCCP uppnåddes i Sverige år 2001. Mer detaljer om konsumtionen av SCCPs i Sverige finns i rapporten från OSPAR (2006), som visar att användningen av SCCP i metallbearbetningsvätskor minskade med 90% mellan 1990 och 1995 (OSPAR Commission, 2006). Mellan 1995 och 2003 minskade den totala användningen av SCCPs ytterligare med 95%. År 2003 rapporterades att den totala mängden klorerade paraffiner (av alla typer) som användes i Sverige låg mellan 250 och 300 ton, varav SCCPs utgjorde cirka 3%, motsvarande 7,5 till 9 ton per år. Enligt OSPAR (2006) fortsatte producenter, importörer och användare av SCCPs att samarbeta, ofta tillsammans med tillsynsmyndigheter, för att ersätta de få kvarvarande användningsområdena för SCCP. På liknande sätt rapporterar EC (2008) att användningen av SCCPs i Sverige minskade med 56% mellan 1988 och 2001. År 2001 var den främsta användningen av SCCP i Sverige inom färger och beläggningar, vilket stod för cirka 75% av den totala användningen, medan en mindre del (15%) användes i metallbearbetningsvätskor. Ingen användning förekom inom läderfettindustrin (ECHA, 2008).

SCCP har använts i textil för att förbättra flamskydd, vattenavvisande funktion och för att motstå mögel, bland annat i militärtält (RPA, 2010). Inom byggindustrin har SCCP använts i stor utsträckning i tätningssmedel, fogmassa och lim, exempelvis som fogmassa i fönster (UNEP, 2002).

SCCP har tidigare förekommit i transportband av gummi inom gruvdrift och i tätningssmedel i dammanläggningar. Ämnena tillsattes i denna användning som flamskyddsmedel i halter mellan 1-10% (Naturvårdsverket, 2025a).

Under 2013 genomförde EU-kommissionen en konsultation med relevanta aktörer inom gruvindustrin. Resultatet visade att transportband som innehåller SCCP (kortkedjiga klorparaffiner) inte längre används inom gruvbranschen. En stor tillverkare av transportband har rapporterat att övergången till användning av MCCP (medelkedjiga klorparaffiner) gick smidigt och endast medförde låga kostnader (European Commission, 2015).

När det gäller tätningsmedel för dammar som innehåller SCCP verkar dessa varken tillverkas, säljas eller användas inom EU. Redan 2008 uppgav relevanta aktörer till den europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) att SCCP inte längre används eller håller på att fasas ut i tätningsmedel, inklusive sådana för dammar, inom Europa. I juni 2012 meddelade det enda kända företag som hade registrerat tillverkning av SCCP enligt förordning (EG) nr 1907/2006 (REACH) att de hade upphört med tillverkningen och inte har för avsikt att återuppta den. (European Commission, 2015)

Tabell 3. Halter av SCCP i produkter och material.

Produkt eller material	Halt av SCCP (%)	Referens
Smörjmedel	Upp till 70%	(RPA, 2010)
Smörjmedel för metallbearbetning	15%	(RPA, 2010)
Färg och ytbehandlingar	1-10%	(RPA, 2010)
Tättningsmedel och lim	5-14%	(RPA, 2010)
Gummi	10-17%	(RPA, 2010)
Impregnering av läder	20%	(RPA, 2010)

Vad gäller användning i konsumentprodukter har EU:s nationella tillsynsmyndigheter rapporterat in innehåll av SCCP i kontrollerade produkter i den europeiska databasen Safety Gate¹. I tillsynsmyndigheternas arbete hittas fortfarande SCCP i en mängd olika typer av konsumentprodukter. Baserat på produkterna som rapporterats in i hela EU under de senaste fem åren har halterna av SCCP sammanställts i tabell 6. Halterna indikerar att SCCP (exempelvis i en blandning med andra klorparaffiner) har tillsatts avsiktligt (Kutarna m.fl., 2023).

Tabell 4. Produktkategorier och halt för produkter där SCCP hittats.

Från EU:s Safety Gate (tidigare RAPEX) (European Commission, 2025b).

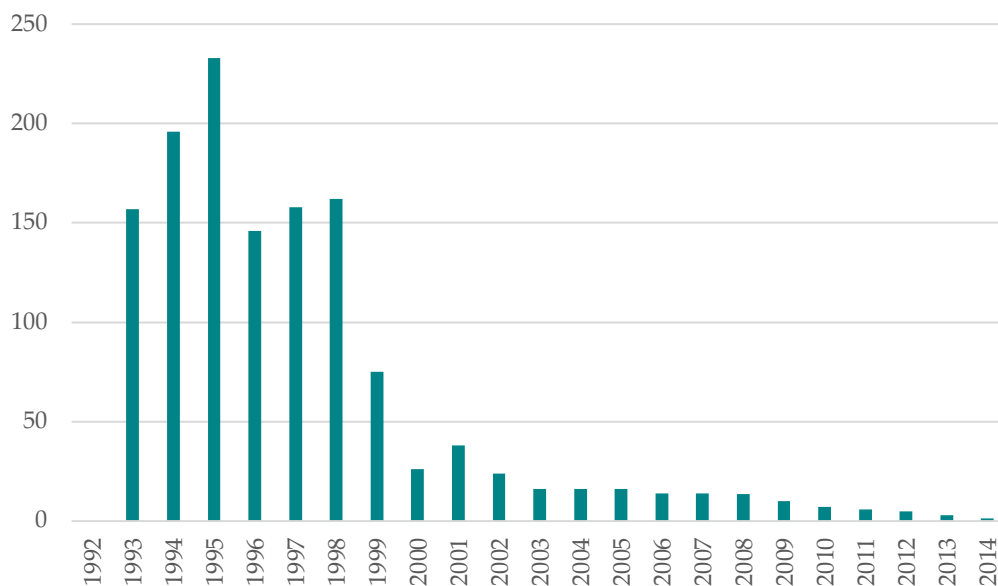
Produktkategori	Halt av SCCP (%)	Exempel på produkter
Elektronik	0,5 - 6,3	Hörlurar, ljusslinga, USB-kabel, grenkontakt
Plastförpackningar	4 - 6	-
Leksaker	0,07 - 10	Docka, leksaksbil, köks-set i plast, klistermärken, keyboard
Textilier	0,13 - 5,4	Plånbok, handväska och andra produkter av läderimitation
Sportartiklar	0,23 - 6,9	Yogamatta, hopprep, träningsgummiband
Övriga konsumentprodukter	0,26 - 4,7	Mobilskal, duschdraperi, PVC-handskar, stövlar, badkarskudde, leksak för hund

¹ The EU Rapid Alert System for dangerous non-food products.

Mängder i användning

Användningen av SCCP i Sverige rapporterades under 1994 vara 233 ton i 50 olika produkter (OSPAR, 2009). Vad gäller klorparaffiner av alla kedjelängder importerades under 2013 243 ton till Sverige för användning i skärvätskor och smörjmedel, 65 ton för tätningsmedel och 7 ton för färg. Som råvara för plast- och gummitillverkning var mängden mindre än 1 ton (Kemikalieinspektionen, 2015a). Den exporterade mängden i kemiska produkter var 73 ton. Antalet ton SCCP i kemiska produkter och ämnen som registrerats i Kemikalieinspektionens produktregister kan ses i figur 1. Dessa siffror omfattar produktion och import av kemiska produkter och ämnen som innehåller SCCP i en total årlig volym över 100 kg.

Figur 1. Visar antalet ton kemiska produkter och ämnen som registrerats i Kemikalieinspektionens produktregister (import och produktion av kemiska produkter) med innehåll av SCCP (CAS nr. 85535–84). Från (Kemikalieinspektionen, 2024).



Importen av produkter som innehåller SCCP finns det inte någon framtagen statistik eller uppskattning gjord för, men den ses som betydande då marknadskontrollmyndigheter under en lång tid hittat ämnet i konsumentprodukter, exempelvis i produkter av PVC.

Användningen i Sverige har minskat med ca 95% sedan 1990-talet och sedan 2019 får man inte släppa ut produkter som innehåller SCCP på marknaden. Ämnet är dock fortfarande förekommande i varor som producerats utanför EU trots att detta innehåll är förbjudet (Naturvårdsverket, 2025a).

3.2. BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL

Under 2000-talet har användningen av bromerade flamskyddsmedel minskat kraftigt i Sverige, framför allt på grund av regleringar och medvetenhet om miljö- och hälsoeffekter. På 1990-talet användes flera hundra ton av bromerade flamskyddsmedel årligen. I dagsläget handlar det om betydligt mindre volymer, då många bromerade flamskyddsmedel har fasats ut och ersatts av andra flamskyddsmedel (t.ex. fosforbaserade). ((IVL Svenska Miljöinstitutet, 2001)

De bromerade flamskyddsmedel som nämns i denna rapport är de som är klassade som POP:s-ämnen enligt Stockholmskonventionen.

3.2.1. Hexabrombifenyl (HBB)

Hexabrombifenyl ingår i gruppen polybromerade bifenyler (PBB) som är de bromerade analogerna till PCB. HBB existerar i 42 olika isomera former. CAS No: 36355-01-8 avser samtliga isomerer och CAS No. 59080-40-9 avser specifikt 2,2',4,4',5,5'-HBB. HBB har även saluförts kommersiellt under namnen FireMaster BP-6 och FireMaster FF-1. (Basel Convention, 2017)

HBB är persistent, har stor potential för bioackumulation och sprids långväga i miljön. Dessutom är HBB sannolikt cancerogen och anses vara hormonstörande. (UNEP, 2007a)

3.2.1.1. Förbud och begränsningar

Användningen av polybromerade bifenyler, och därigenom HBB, begränsades redan 1983 för användning i textilvaror som är avsedda att komma i direkt kontakt med huden, t.ex. kläder, underkläder och sängkläder genom förordning 76/769/EEG. (Kiechle, 1983)

2004 förbjuds användningen av HBB i EU (ECHA, 2024) och globalt 2008, inga tillåtna gränsvärden finns beskrivna i regelverken. För avfall gäller destruktions vid innehåll över 50 mg/kg. (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.)

2007, när Stockholmskonventionen under sitt 3:e möte rekommenderar att HBB listas i annex A och förbjuds globalt utan undantag, är bedömningen att användningen redan har upphört i de flesta länder. (UNEP, 2007)

3.2.1.2. Användning i produkter och material

HBB användes främst under 1970- och 1980-talen, men dess användning minskade betydligt från 1990-talet och framåt. Det användes i följande typer av produkter (Kemikalieinspektionen, 2023a):

- Elektronik och elektriska produkter - HBB användes i plastdelar och komponenter, till exempel i höljen för elektronikprodukter, för att förhindra att de antänds vid överhettning.
- Textilier och möbler - I viss utsträckning användes HBB för att göra textilier och stoppade möbler flamsäkra.
- Byggmateriel - Det förekom i vissa byggprodukter, som plaster och isoleringsmaterial.

Enligt statistik från Kemikalieinspektionens produktregister så har inte HBB importerats eller tillverkats i Sverige som ämne eller del av en blandning sedan 1992, vilket är den tidigaste data man kan söka i. (Kemikalieinspektionen, 2024) Värt att notera är att ämnet trots detta kan hittas i Sverige genom import av andra typer av produkter, såsom elektronik och möbler.

3.2.2. Hexabromcyklododekan (HBCD)

3.2.2.1. Om ämnet

Hexabromcyklododekan (HBCD) är ett cykliskt brominerat kolväte med den kemiska formeln $C_{12}H_{18}Br_6$. Olika CAS-nummer har använts, CAS no. 25637-99-4 för hexabromcyklododekan och CAS no. 3194-55-6 för 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecane. Kommersiellt tillgänglig HBCD består vanligtvis av olika sammansättningar av tre av olika stereoisomerer, α -HBCD (CAS No: 134237-50-6), β -HBCD (CAS No: 134237-51-7) och γ -HBCD (CAS No: 134237-52-8). (UNEP, 2010)

HBCD är bekräftat PBT, persistent, bioackumulerande och toxisk (Korhonen, 2007) och fynd visar bl.a. att ämnet finns i toppredatorer i den arktiska regionen. (Basel Convention, 2015)

I Europa har ämnet fått en harmoniserad klassning av den europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) som ” Misstänks kunna skada fertiliteten eller det ofödda barnet.” och ” Kan skada spädbarn som ammas”. (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - HBCD, u.å.)

3.2.2.2. Förbud och begränsningar

HBCD tas upp på kandidatlistan 2008 då det är bekräftat att HBCD är persistent, bioackumulerande och toxisk. (Dancet, 2008) Tillverkare och importörer är skyldiga att informera sina kunder om varor och produkter innehåller ämnen på kandidatförteckningen om koncentrationen överstiger

0,1%. (Kandidatförteckningen – EU, u.å.) 2011 läggs HBCD till på tillståndslistan (REACH annex XIV) med beslut om att användningen är förbjuden från och med 21 juli 2015 om det saknas tillstånd. (Kommissionens förordning (EU) nr 143/2011, 2011)

2013 beslutas det om ett globalt förbud då HBCD läggs till i Stockholmskonventionen annex A. (Stockholm Convention, 2013)) I EU leder det till att HBCD läggs till i POP:s-förordningen 2016 (Europeiska Kommissionen, 2016) initialt med många olika undantag. Gränsvärden har under åren skärpts och undantag förändrats. Se tabell 5.

Tabell 5. Historik över gränsvärden för HBCD i ämnen, blandningar och varor. För en fullständig specifikation av undantag inom respektive begränsning, se aktuell lagstiftning.

År	Gränsvärde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2008	100 mg/kg	För varor med innehåll över gränsvärde måste mottagaren informeras.		kandidatlistan (SVHC) REACH 1907/2006
2011		Förbud av användning från 21 juli 2015 om tillstånd ej medgivits		Tillståndspliktig REACH bilaga XIV
2014				Stockholmskonventionen Annex A, SC-6/13
2016	100 mg/kg	Oavsiktliga spårämnen som förekommer i ämnen, beredningar och artiklar och som en beståndsdel i flamskyddade delar av artiklar, som ska ses över av kommissionen senast den 22 mars 2019.	Varor av expanderad polystyren (från 2016/ 293 (Europeiska Kommissionen, 2016))	POP 850/2004
2019	100 mg/kg	Oavsiktliga spårämnen i ämnen, beredningar och varor och som en beståndsdel i flamskyddade varor	Varor av expanderad polystyren i byggnader (anv före 2018) Varor av extruderad polystyren i byggnader (anv före 2016) Exp polystyren (med HBCD) som släpps ut på marknaden efter 2016 ska kunna identifieras genom märkning	POP:s förordning (2019/1021)

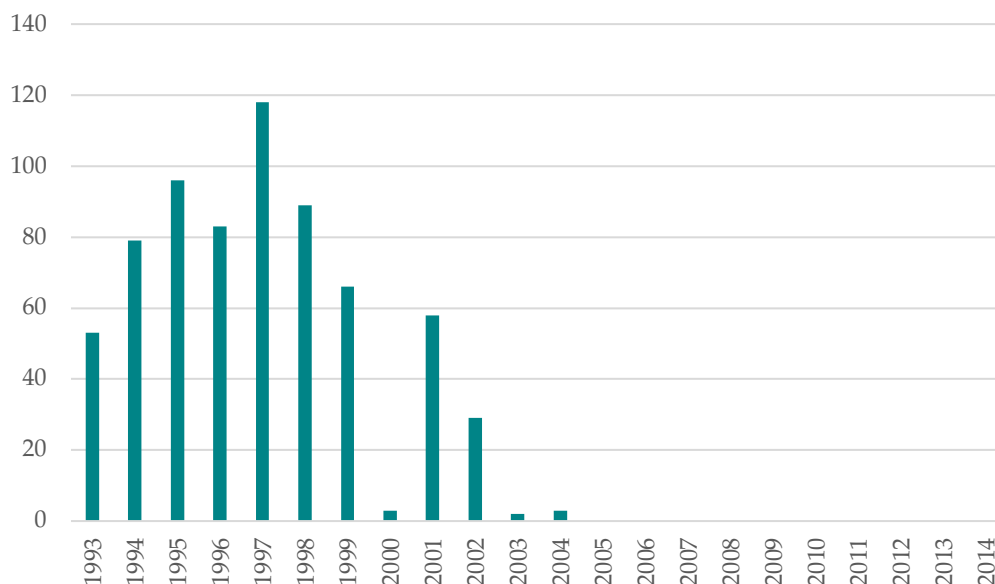
År	Gräns- värde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2024	75 mg/kg	Oavsiktliga spårämnen i ämnen, blandningar och varor och som en beståndsdel i flamskyddade varor	Varor av expanderad polystyren i byggnader (anv före 21 feb 2018)	POP:s förordning (2019/1021)
	100 mg/kg	För användning av materialåtervunnen polystyren vid tillverkning av isoleringsmaterial av expanderad polystyren och extruderad polystyren för användning i byggnader eller vid anläggningsarbeten (oavsiktligt spårämne)	Varor av extruderad polystyren i byggnader (anv före 23 juni 2016) Exp polystyren (med HBCD) som släpps ut på marknaden efter 23 mars 2016 ska kunna identifieras genom märkning	

Sedan 2024 gäller gränsvärdet 75 mg/kg för oavsiktliga spårämnen av HBCD i ämnen, blandningar och varor och som en beståndsdel i flamskyddade varor. För användning av materialåtervunnen polystyren vid tillverkning av isoleringsmaterial av expanderad polystyren och extruderad polystyren för användning i byggnader eller vid anläggningsarbeten (oavsiktligt spårämne) gäller gränsvärdet 100 mg/kg. Undantag gäller för varor av expanderad polystyren i byggnader (i användning före 21 feb 2018), varor av extruderad polystyren i byggnader (i användning före 23 juni 2016) och expanderad polystyren (med HBCD) som släpps ut på marknaden efter 23 mars 2016 ska kunna identifieras genom märkning. Undantagen ska ses över och bedömas senast 1 januari 2026. Avfall som innehåller mer än 500 mg/kg ska destrueras eller omvandlas irreversibelt. Gränsvärdet för POP:s-avfall ska sänkas till 200 mg/kg senast utgång av 2027. (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.)

3.2.2.3. Användning i produkter och material

HBCD började användas i slutet av 1960-talet som ett bromerat flamskyddsmedel. Enligt Kemikalieinspektionens produktregister importerades cirka 120 ton HBCD till Sverige år 1997, en mängd som därefter minskade kraftigt till endast 3,5 ton år 2004. Tack vare utvecklingen av alternativa flamskyddsmedel sedan 2014 produceras HBCD numera sannolikt enbart i Kina (UNEP, 2021a). Antalet ton HBCD i kemiska produkter och ämnen som registrerats i Kemikalieinspektionens produktregister kan ses i figur 2.

Figur 2. Visar antalet ton kemiska produkter och ämnen som registrerats i Kemikalieinspektionens produktregister med innehåll av HBCD. Från (Kemikalieinspektionen, 2024)



I Europa användes HBCD (ca 90%) troligen till att flamskyddad expanderad polystyren (EPS) och extruderad polystyren (XPS) i isolerskivor, främst i byggindustrin (Umweltbundesamt, 2015), (UNEP, 2021a). Ungefär 2% av den totala förbrukningen av HBCD användes i elektroniska produkter och artiklar. Cirka 6% användes i EPS och XPS för förpackningar och isolerskivor i fordon. Ytterligare cirka 2% användes för textilbeläggningar, exempelvis i möbiltyger, madrasser, gardiner, väggbeklädnader och hemtextilier (Kemikalieinspektionen, 2023a, (Basel Convention, 2017). Enligt UNEP (2021) kan löst fyllda sittmöbler, såsom säckstolar, innehålla HBCD-flamskyddad EPS. Även andra möbler av polystyren, exempelvis bilbarnstolar, kan innehålla HBCD. Användningen av HBCD i polystyren i möbler varierar dock mellan länder (UNEP, 2021a).

Under den tid som HBCD användes i Sverige var dock användningen av bromerade flamskyddsmedel i EPS och XPS relativt begränsad. Endast cirka 0,5% av den EPS/XPS som användes i landet var flamskyddad med brom (Kemikalieinspektionen, 2023a).

Inom textilindustrin har aromatiska bromerade flamskyddsmedel, såsom polybromerade difenyletrar (PBDE), gradvis ersatts av alifatiska alternativ, där HBCD var den vanligaste i textilier. I Sverige minskade användningen av dekabromdifenyleter (dekaBDE) under 1990-talet, vilket ledde till att industrin övergick till HBCD. Under många år uppgick användningen av HBCD till cirka 5 ton per år (Naturvårdsverket, 2004). Efter 1995 minskade dock även

användningen av HBCD snabbt, och idag används bromerade flamskyddsmedel inte längre inom den svenska textilindustrin (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2001). Bromerade flamskyddsmedel förekommer dock fortfarande i andra branscher.

3.2.3. Polybromerade difenyletrar (PBDE)

3.2.3.1. Om ämnet

Polybromerade difenyletrar (PBDE) är en grupp bromerade difenyletrar med mellan en och tio bromatomer och det finns 209 olika isomerer. Kommersiellt har det funnits tre olika produkter på marknaden med olika grad av brominnehåll, c-PentaBDE, c-OktaBDE och c-DekaBDE. Samtliga innehåller blandningar av flera olika polybromerade difenyletrar. De PBDEer som finns listade i POP:s-förordningen summeras i tabell 6. (UNEP, 2021a) (UNEP, 2007b)

Tabell 6. Polybromerade difenyletrar inkluderade i POP:s-förordningen

Kommersiella namn	Innehåller	CAS	Klassificering
Pentabromdifenyler (c-PentaBDE) (CAS 32534-81-9)	Tetrabromdifenyler (TetraBDE) $C_{12}H_6Br_4O$	40088-47-9 5436-43-1	Mycket giftigt för vattenlevande organismer, med långtidseffekter Orsakar allvarliga ögonskador (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - tetraBDE, u.å.)
	Pentabromdifenyler (PentaBDE) $C_{12}H_5Br_5O$	32534-81-9 60348-60-9	Reproduktionstoxisk – kan skada spädbarn som ammas Kan orsaka organskador genom lång eller upprepad exponering. Mycket giftigt för vattenlevande organismer, med långtidseffekter (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - PentaBDE, u.å.)
Oktabromdifenyler (c-OktaBDE) (CAS 32536-52-0)	Hexabromdifenyler (HexaBDE) $C_{12}H_4Br_6O$	36483-60-0 68631-49-2 207122-15-4	Mycket giftigt för vattenlevande organismer, med långtidseffekter (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - hexaBDE, u.å.)
	Heptabromdifenyler (HeptaBDE) $C_{12}H_3Br_7O$	68928-80-3 446255-22-7 207122-16-5	
Dekabromdifenyler (c-DekaBDE) (CAS 1163-19-5)	Dekabromodifenyler (DekaBDE, BDE-209) $C_{12}Br_{10}O$	1163-19-5 109945-70-2 145538-74-5 1201677-32-8	Orsakar allvarliga ögonskador Giftigt vid förtäring Misstänks kunna orsaka genetiska defekter Irriterar huden Kan orsaka organskador genom lång eller upprepad exponering. Kan ge skadliga långtidseffekter för vattenlevande organismer (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - DekaBDE, u.å.)

Kommersiell PentaBDE (c-PentaBDE) består till största del av isomerer med fyra eller fem bromatomer. C-PentaBDE bedöms spridas långväga i miljön då den har hittats bl.a. i den arktiska regionen och bioackumuleras i däggdjur och fiskätande fåglar och det finns studier som visar på bl.a. reproduktions- och utvecklingsneurotoxiska effekter på både vattenlevande organismer och däggdjur. (UNEP, 2006)

Kommersiell OktaBDE (c-OktaBDE) består av en blandning av isomerer med sex, sju, åtta och nio bromatomer och sammansättningen kan variera beroende på vem som tillverkat. (Basel Convention, 2019a) När högbromerade bifenyletter som okta och nona bryts ned bildas bifenyletter med färre antal brom, tex BDEer som hexa- och hepta som bedöms ha oönskade effekter (adverse effects) på både hälsa och miljö. (UNEP, 2007b)

Kommersiell DekabDE (c-DekabDE) består till övervägande del av fullständigt bromerad difenyleter, dvs tio brom. Mindre mängder av okta- och nonaBDE förekommer i blandningen. DekabDE är persistent, bioackumulerar i vissa arter och studier visar på potential för negativ påverkan på reproduktionen och neurotoxiska effekter. Vid nedbrytning bildas dessutom andra även mer persistenta, toxiska och bioackumulerande PBDEer. (UNEP, 2014)

3.2.3.2. Förbud och begränsningar

OSPAR tar upp diskussionen om problematik med bromerade flamskyddsmedel redan 1992 och 1998 inkluderas de i en förteckning över kemikalier som bör prioriteras. (UNEP, 2006) Polybromerade difenyletter har begränsats och förbjudits i flera steg, delvis grupperat utifrån de tre kommersiella produkterna c-PentaBDE, c-OktaBDE och c-DekabDE som beskrivs närmare i stycke 3.2.1.

År 2003 förbjuds de kommersiella produkterna c-PentaBDE och c-OktaBDE i EU med gränsvärden på 1 g/kg. (EU, 2003b) Alla polybromerade bifenyletter förbjuds för användning i nya elektriska och elektroniska produkter från 1 juli 2006. Samma gränsvärde, 1 g/kg, gäller även här. DekabDE i polymera material undantas från den bestämmelsen. (EU, 2003a)

På grund av sin negativa påverkan på hälsa och miljö listas tetra-, penta-, hexa- och heptaBDE i Annex A till Stockholmskonventionen i maj 2009 (UNEP, 2021a) vilket leder till att de läggs till i POP:s-förordningen i EU under 2010. I samband med det skärps gränsvärdena i nyproducerade produkter till 10 mg/kg och det gamla gränsvärdet på 1 g/kg gäller för produkter som helt eller delvis producerats av återvunnet material. (Europeiska Kommissionen, 2010)

2012 läggs dekaBDE till på kandidatlistan (ECHA, 2012), vilket leder till att den läggs till på begränsningslistan, REACH annex XVII under 2017 med förbud från 2019. (European Commission, 2017) I maj 2017 beslutas det om globalt förbud i och med tillägg på annex A i Stockholmskonventionen och DekabDE läggs till i EU:s POP:s-förordning i juni 2019.

Sedan 2019 gäller gränsvärdet 10 mg/kg för oavsiktliga spårämnen av enskilda ämnen och 500 mg/kg för summan av de olika PBDE:erna i POP:s-förordningen. Undantag gäller för varor som var i användning före 25 augusti 2010 och för elektriska och elektroniska produkter som omfattas av RoHs. För dekaBDE gäller ett större antal undantag, varav ett är vid tillverkning av vissa i reservdelar till motorfordon som tillverkats före 15 juli 2019.

Avfall som innehåller mer än 500 mg PBDE/kg ska destrueras eller omvandlas irreversibelt. Gränsvärdet för POP:s-avfall ska sänkas till 350 mg/kg från och med 30 december 2025 och till 200 mg/kg till slutet av 2027. (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.)

Se mer detaljer rörande den regulatoriska historiken i tabell 7.

Tabell 7. Historik över gränsvärden för PBDE i ämnen, blandningar och varor. För en fullständig specifikation av undantag inom respektive begränsning, se aktuell lagstiftning.

År	Gränsvärde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2003	1 g/kg	c-PentaBDE/c-OktabDE Får inte släppas ut på marknaden eller användas som ämne/ingrediens i beredningar Varor eller flamskyddade varor		76/769/EEG, 2003/11/EG
2004	1 g/kg	c-PentaBDE/c-OktabDE Får inte släppas ut på marknaden eller användas som ämne/ingrediens i beredningar Varor eller flamskyddade varor	c-PentaBDE i system för utrymning av flygplan i nödsituationer. (till och med den 31 mars 2006)	76/769/EEG
2006	1 g/kg	c-PentaBDE/c-OktabDE Får inte släppas ut på marknaden eller användas som ämne/ingrediens i beredningar Varor eller flamskyddade varor		1907/2006 - REACH XVII
2006	1 g/kg	PBDE	DekaBDE i polymera material	2002/95/EG

År	Gränsvärde	Gäller för:	Exempel på undantag	Referens
2009	1 g/kg	c-PentaBDE/c-OktabDE blandningar Varor eller flamskyddade varor	För varor i bruk före aug 2004 Produkter som omfattas av 2002/95/EG	1907/2006 - REACH XVII
2010	10 mg/kg	Tetra/Penta/Hexa/Hep- taBDE som oavsiktliga spår- ämnen i ämnen och beredningar eller som beståndsdel av flamskyd- dade delar av varor	Elektriska och elek- troniska produkter som omfattas av RoHS Det ska vara tillåtet att använda varor som innehåller PBDE och som var i användning i unionen före den 25 augusti 2010.	POP 850/2004
	1 g/kg	Tetra/Penta/Hexa/Hep- taBDE innehåll i varor och beredningar som helt eller delvis produceras med hjälp av återvunnet material eller avfallsmaterial som för- beretts för återvinning.		
2011	1 g/kg	PBDE Maximalt innehåll i homogent material av elektriska och elektro- niska utrustningar som släpps ut på marknaden, inklusive kablar och reservdelar för reparation, återanvänd- ning, uppgradering av funktioner eller förbät- rad kapacitet i		2011/65/EU
2012	100 mg/kg	DekaBDE För varor med innehåll över gränsvärde måste mottagaren informeras.		Kandidatlis- tan REACH 1997/2006
2017		DekaBDE Får inte tillverkas eller släppas ut på marknaden efter mars 2019 Får inte användas		1907/2006 - REACH XVII
2019	10 mg/kg	Tetra/Penta/Hexa/ Hepta/Deka oavsiktliga spårämnen eller för en- skilt ämne	Elektriska och elek- troniska produkter som omfattas av RoHS Det ska vara tillåtet att använda varor som innehåller PBDE och som var i användning i unionen före den 25 augusti 2010. För dekaBDE gäller fler undantag	POP:s för- ordning (2019/1021)
	500 mg/ kg	Tetra/Penta/Hexa/ Hepta/Deka oavsiktliga spårämnen eller för sum- man av olika PBDE		

3.2.3.3. Användning i produkter och material

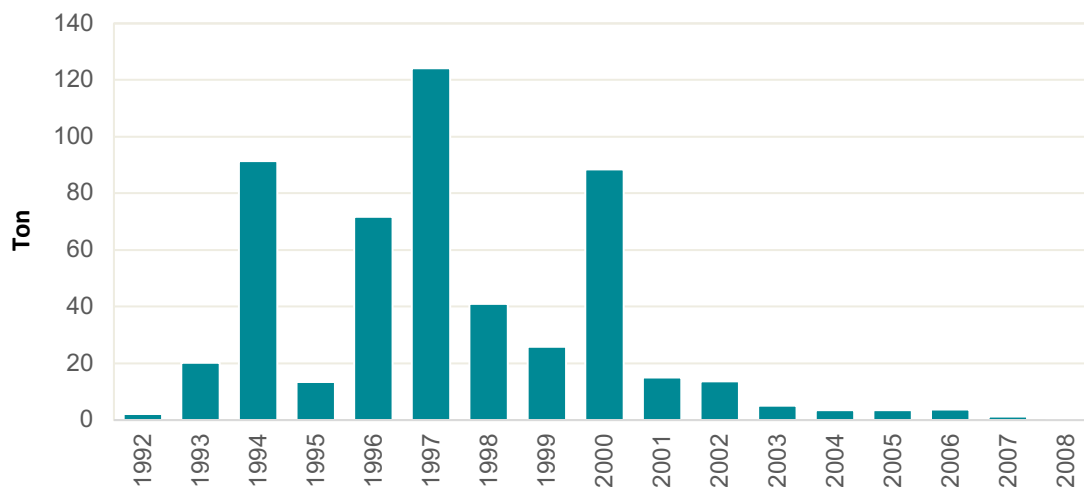
Introduktion till användning

Polybromerade difenyletrar har främst använts som flamskyddsmedel i plaster, polymerer och textil. Dessa material har i sin tur använts i en stor mängd olika produkter inom elektronik, fordon och möbler. (Naturvårdsverket, 2012)

Tillverkning av PBDE i Sverige och utomlands

Polybromerade difenyletrar har inte tillverkats i Sverige utan främst kommit in i via produkter och varor. (Naturvårdsverket, 2012) Enligt kemikalieinspektionens produktregister har det inte registrerats någon c-pentaBDE eller c-oktaBDE i form av kemiska produkter eller ämnen. c-DekaBDE har däremot registrerats mellan 1992 och 2008, med de högsta mängderna, 70-124 ton, under andra halvan av 1990-talet, se Figur 3. (Kemikalieinspektionen, 2024)

Figur 3. Visar antalet ton kemiska produkter och ämnen som registrerats i Kemikalieinspektionens produktregister med innehåll av c-DekaBDE från 1992 till 2008. Från (Kemikalieinspektionen, 2024)



Tillverkningen av PBDE har skett i ett stort antal länder över hela världen. Uppskattningsvis 91 000 - 105 000 ton c-PentaBDE producerades mellan 1997 och 2005, varav ca 15% i EU och 85% i USA. Under samma tidsperiod producerades 102 700 – 118 500 ton c-OktaBDE. I EU slutades c-pentaBDE att tillverkas redan 1997 och globalt till 2004. Produktionen av c-oktaBDE upphörde både i EU och globalt under 2004 medan tillverkningen av c-dekaBDE fortsatt under en längre tid. I en rapport från FN:s miljöprogram från 2021 uppskattas det att tillverkningen av c-DekaBDE upphört i EU, Kanada och Japan och sannolikt även i USA. Globalt bedöms det ha tillverkats mellan 1.3 och 1.5 miljoner ton PBDE mellan 1970 och 2005 och c-DekaBDE står för ca 80-85% (UNEP, 2021a).

Användning av PBDE i produkter och material

PBDE har generellt i Sverige använts till plast-, gummi-, trä-, metallvaru- och elektronikindustrin. Ca 75% har använts till olika former av plast. (KEMI, 2003)

c-PentaBDE har globalt sett till 90-95% använts som flamskyddsmedel i polyuretanskum (PUR-skum) som i sin tur använts inom fordonsindustrin och till stoppning av möbler. Uppskattningsvis användes 36% till fordonsindustrin, 60% till möbler och resterande 4% till annat. Vanligtvis är halterna av c-PentaBDE runt 4 viktprocent i PUR, men även högra och lägre halter förekommer. (UNEP, 2021a)

c-OktabDE har i EU till 95% använts som flamskyddsmedel i ABS-polymerer (Akrylnitril-butadien-styren plast). ABS-plast har i sin tur använts till höljen och skal till elektrisk och elektronisk utrustning som tex kopieringsmaskiner, datorer och skrivare. Mindre mängder c-OktabDE återfinns i andra former av polymerer som HIPS, PBT och polyamide. Halterna det polymera materialet ligger i storleksordningen 12-18 viktprocent.

Den årliga användningen av flamskyddsmedlet c-DekabDE inom EU har beräknats uppgå till 7 500 ton, enligt en riskbedömning från EU år 2003. Av denna mängd används cirka 20 procent inom textilindustrin, särskilt för tillverkning av vissa typer av draperier och tyger till stoppade möbler. Resterande del, det vill säga majoriteten, används i olika typer av plaster som ingår i elektroniska och elektriska produkter. Exempel på sådana produkter är kretskort och annan elektronik i datorer, TV-apparater, laserskrivare, vissa kopiatorer och faxmaskiner, samt i kopplingsdosor, sladdar och kablar. (Kemikalieinspektionen, 2009) Halterna av c-dekabDE i polymera material ligger normalt sett runt 5-15 viktprocent, men kan förekomma i halter upp till 20 viktprocent. (UNEP, 2021a)

I Sverige upphörde den aktiva användningen av dekabDE inom textilindustrin redan 1998, enligt Naturvårdsverkets rapport 5 404 från 2004, "På väg mot giftfria och resurssnåla kretslopp". Det är dock möjligt att dekabDE fortfarande förekom efter 1998 i vissa importerade möbler och specialtextilier, såsom draperier eller mörkläggningsdukar avsedda för offentliga miljöer. (Naturvårdsverket, 2004)

3.3. PFOA

Perfluorooktansyra (PFOA) är en alkan förening där alla väten i kolväte-delen har blivit utbytta mot fluoratomer (Lemal, 2004). I POP:s förordningen är PFOA listat tillsammans med salter av samma ämne samt besläktade ämnen som kan brytas ner till PFOA, totalt är det ca 800 ämnen. (KEMI, u.å.)

International Agency for Research on Cancer (IARC) har klassat PFOA som cancerframkallande för människor (Zahm m.fl., 2024). Ämnet förekommer inte naturligt i miljön och det är heller inte naturligt nedbrytbart. Därför räknas den som en evighetskemikalie (POP). Den kan också migrera i vatten och jord, kontaminera både dricksvatten, bioackumulera och är samtidigt giftig. (Per- and Polyfluorinated Substances (PFAS) Factsheet | National Biomonitoring Program | CDC, u.å.) Gemensamt med andra PFAS ämnen är att PFOA kan spridas långt både i luft och vatten. Man har på grund av detta hittat ämnet i områden som ligger långt ifrån platser där de faktiskt har använts.

I Europa har ämnet fått en harmoniserad klassning av europeiska kemikalie-myndigheten (ECHA) som skadlig vid förtäring, skadlig vid inandning, orsakar allvarliga ögonskador, misstänks kunna orsaka cancer, Kan skada spädbarn som ammas, kan orsaka leverskador vid lång eller upprepad exponering samt kan skada det ofödda barnet. (Databasen för klassificerings- och märkningsregistret - PFOA, u.å.) Man har också studerat effekten av ämnet på människor som har råkat få i sig höga halter PFOA av lokalt förorenat vatten och där har man sett samband mellan ökade halter PFOA i blodet och försämrat immunförsvar. Det påverkar även levern och kolesterolvärden. Vidare har man även sett att födselvikten för nyfödda barn har påverkats. (KEMI, u.å.)

3.3.1. Förbud och begränsning

Ämnet togs upp på ECHAs kandidatförteckning 2013 på grund av reproduktionstoxiciteten samt att ämnet är persistent och bioackumulerar i miljön. (Kandidatförteckning över SVHC-ämnena för godkännande - ECHA, u.å.) Ämnet togs upp på begränsningslistan 2015 för användningen i kombination av perfluorerade silaner och ett eller flera organiska lösningsmedel i sprayer som används av allmänheten med anledning av att det hade rapporterats att förekomsten av ämnena i impregneringsspray hade lett till omfattande hälsoeffekter hos människor som var i samma rum där sprayerna hade använts. Beslutet drogs dock tillbaka 2017 då nyare forskning hade visat att användningen av perfluorerade silaner och organiska lösningsmedel inte ger de effekter som man tidigare sett. Man ansåg att begränsningen skapade vissa praktiska utmaningar eftersom toxicitet orsakas av de hydrolyserade analogerna av perfluoroktyltrilalkoxisilaner (monohydrolyserade, dihydrolyserade och fullständigt hydrolyserade) som i teorin kan bildas av olika moderföreningar, samt att man ansåg att begränsningen skulle riktas endast mot sprayprodukter som innehåller ett eller flera organiska lösningsmedel (Registry of restriction intentions until outcome - ECHA, u.å.).

Under 2017 infördes gränsvärden för ämnet inom EU:s kemikalielagstiftning REACH (Substances Restricted under REACH (Annex XVII to REACH), u.å.) som började gälla 2020, samma år som ämnet blev förbjudet i EU enligt POP:s förordningen. Begränsningarna i REACH togs därför bort. Gränsvärdena för POP:s-avfall innehållande PFOA är 1 mg/kg PFOA och salter av PFOA och 40 mg/kg av närbesläktade föreningar. Gränsvärdena förväntas sänkas i slutet av 2027 (Förordning - 2019/1021 - EN - EUR-Lex, u.å.).

3.3.2. Användning i produkter och material

Introduktion till användning

PFOA har haft lite olika funktioner och använts för en rad olika produkter: Till exempel för att ge textilier smuts och vattenavvisande egenskaper, ge ytbehandlingar bättre hållbarhet, avvisa fukt i elektronik, som smörjmedel i cykelkedjor eller fett för skidvalla, och som skumbildande medel i syntetiska skummaterial som cellplast. (Chemsec, 2024)

Tillverkning av PFOA i Sverige och utomlands

Enligt Kemikalieinspektionens produktregister har inte PFOA importerats eller tillverkats i Sverige i kvantiteter över 100 kg per år eller ingått i kemiska produkter som tillverkas eller importeras i kvantiteter över 100 kg. (Kemikalieinspektionen, 2024) SPIN-databasen visar dock att PFOA förekommit i 14 produkter i total kvantitet på 0,3 ton under 2022, men det finns ingen mer data från andra år. (SPIN Substances in preparations in nordic countries - PFOA, u.å.) Historiskt har PFOA och salter av PFOA producerats mellan 1951 – 2004 i volymer mellan 3 600-5 700 ton globalt. (Knepper m.fl., 2014)

Användning av PFOA i produkter och material

Olika källor har visat att PFOA förekommer i lite olika produkter som även hamnar hos konsument. Men halten är ofta under gränsvärdena så en möjlig anledning till att de finns i materialen är att det är en rest/förorening från produktionen av andra fluorerade produkter, till exempel fluoropolymerer, och inte avsiktligt tillsatt. (Daikin's approach to PFOA | Fluorochemicals | Daikin Global, u.å.) I tabell 8 visas exempel på halter PFOA i olika produkter som analyserats. De har främst använts eftersom de ger bra non-stickförmåga och även bra vatten- och smutsavvisande egenskaper vilket är användbart i många olika applikationer. Exempel är skor som ska vara vattentäta eller bakplåtspapper där man inte vill att mat ska fastna. I Tabell 8 finns exempel på halter som hittats vid analyser utförda av olika organisationer, både utanför och inom Sverige. Vid inspektioner utförda av Säkerhets- och kemikalieverket (Tukes) i Finland hittades ämnet perfluorononyl dimethicone som är närbesläktat med PFOA i flera kosmetiska produkter. Där används ämnet främst för att förbättra produkternas vattenbeständighet. Ämnet är förbjudet på grund av dess miljörisker och efter Tukes utredning valde företagen som omfattades att sluta sälja produkterna. (Säkerhets- och kemikalieverket (Tukes), 2024)

Tabell 8. Halter av PFOA som hittats vid analyser av olika typer av konsumentprodukter.

Produkt	Halt	Källa
Bordsduk	1,91 – 6,32 µg/m ²	Blom & Hanssen 2014
Bakplåtspapper, smörgåspapper, muffinsformar	0,0000133- 1,22 µg/m ²	RAPEX, Blom & Hanssen 2014, NCoM 2017
Polish till bilar	0,47 – 0,509 µg/L	Blom & Hanssen 2014
Maskindiskmedel	0,555 µg/L	Blom & Hanssen 2014
Medel för att göra skor vattentäta	10,8 µg/L	Blom & Hanssen 2014
Glid för vallningsfria skidor	92 µg/kg	Blom & Hanssen 2014
Skidvallning	0,088 - 0,965 µg/kg	Blom & Hanssen 2014, Göteborgs Stad 2019
Smörjfett för cyklar	56,9 µg/kg	Blom & Hanssen 2014
Tandtråd	0,104 – 13,1 µg/kg	Blom & Hanssen 2014
Micropopcorn - påse	0,19 µg/m ²	NCoM 2017
Spolglans	0,75 µg/m ²	NCoM 2017
Impregnering, skor, textilier, läder	0,23 – 1,4 µg/m ²	NCoM 2017
Skovax	0,53 µg/m ²	NCoM 2017
Polish för golv	0,59 µg/m ²	NCoM 2017
Träningskläder	1,7 - 6,6 µg/kg	NCoM 2017
Smink foundation L'oreal true match	2,181 µg/kg	Göteborgs Stad 2019
Matta	0,015 µg/kg	Göteborgs Stad 2019
Dekorativ kosmetika och hudvård	366-460 ng/g	(IVL Svenska Miljöinstitutet, 2020)

3.4. PFHXS

Perfluorohexansulfonsyra (PFHxS), dess salter och besläktade föreningar är med i POP:s förordningen. PFOA och PFOS är de mest vanligt förekommande PFAS ämnena man hittat i olika miljöer och är de två mest vanliga PFAS ämnena man har använt i olika applikationer. På grund av att man har fasat ut användningen av dessa har tillverkare hittat alternativ och till exempel ersätt dessa med PFHxS. (Wee & Aris, 2023) PFHxS har ingen harmoniserad klassning inom EU men ämnet är under utvärdering för att vara PBT. Ämnet har många likheter med PFOA, exempelvis att det inte är naturligt förekommande och går inte att bryta ner naturligt.

I människor binder PFHxS, likt andra PFAS ämnen till albumin i blodet men jämfört med tex PFOA så har man inte hittat lika höga halter av ämnet i levern. (Forsthuber m.fl., 2020) Halveringstiden av ämnet i kroppen är i genomsnitt 4,7 år. Ofta minskar den i förhållande på hur lång den fluorerade kolkedjan är men för just PFHxS är halveringstiden högre än för molekyler med både kortare och längre kol-fluorkedjor. (Li m.fl., 2017)

Det finns begränsade bevis för ett samband mellan PFHxS-exponering och olika hälsoeffekter hos människor. Hur PFHxS specifikt påverkar har varit svåra att visa på grund av att de flesta studier på människor och organismer av högre ordning oftast har undersökt exponering för en komplex blandning av PFAS, varav PFHxS bara är en komponent. Man har dock gjort toxicitetstester på råttor och med tanke på att ämnet stannar så pass länge i kroppen samt att ämnet kan överföras från mor till barn via bröstmjölk och är det ändå stor risk för att ämnet har negativa effekter på även människors hälsa (US Department of Health, 2023). Påverkan av PFHxS på utvecklingen av foster har också studerats i möss, och även där sågs att exponering vid graviditet, på motsvarande nivåer av ämnet som man har hittat i människor, så kan PFHxS höja risken för missfall och orsaka dysplasi (förändring av celler) i moderkakan. (Yao m.fl., 2023) PFHxS har tidigare setts som ett något bättre alternativ än andra PFAS ämnen med argumentet att det är mindre toxiskt, även om det också har stor potential till att bioackumulera, men även studier på fiskar har visat att ämnet riskerar att påverka på leverns funktion. (Ulhaq & Tse, 2024)

3.4.1. Förbud och begränsning

Sedan den 28 augusti 2023, då PFHxS inkluderades i POP:s-förordningen, är det förbjudet att tillverka, importera, sälja och använda kemiska produkter och varor som innehåller perfluorhexansulfonsyra, PFHxS, eller dess salter. Förbudet gäller också föreningar som är besläktade med perfluorhexansulfonsyra, det vill säga ämnen som har molekylgruppen C6F13S i sin kemiska struktur och därför kan brytas ner till perfluorhexansulfonsyra.

Förbudet innebär att koncentrationen av perfluorhexansulfonsyra eller dess salter högst får vara 0,025 mg/kg (0,0000025 viktprocent) i ämnen, blandningar eller varor. Summan av koncentrationen av föreningar besläktade med perfluorhexansulfonsyra får högst vara 1 mg/kg (0,0001 viktprocent). Skumblandningar för brandsläckning som ska användas eller används vid tillverkning av andra skumblandningar för brandsläckning får innehålla högst 0,1 mg/kg (0,00001 viktprocent) av perfluorhexansulfonsyra, dess salter och besläktade föreningar. (Förordning (EU) 2023/1608, 2023). För att räknas som POP:s-avfall är gränsvärdena 1 mg/kg för PHFxS och dess salter, 40 mg/kg för summan av PFHxS-relaterade ämnen.

3.4.2. Användning i produkter och material

Introduktion till användning

PFHxS har främst använts som impregneringsmedel för att ge textilier smuts- och fuktavvisande egenskaper, men till en rad olika produkter som mattor, läder och läderimitation, möbler och kläder. (Chemsec, 2024)

Tillverkning i Sverige och utomlands

Enligt Kemikalieinspektionens produktregister har inte PFHxS importerats eller tillverkats i Sverige i kvantiteter över 100 kg eller ingår i några kemiska produkter som tillverkats eller importerats i kvantiteter över 100 kg.

(Kemikalieinspektionen, 2024) Allmänt verkar inte perfluorerade ämnen tillverkas i Sverige men en liten mängd importeras i kemiska produkter och används i kylmedium/köldmedel, brandsläckningsmedel, isoleringsmaterial, rengöringsmedel, ytbehandlingar och färger. (Kemikalieinspektionen - Flödesanalyser, PFHxS, u.å.)

Användning i produkter och material

PFHxS har använts i bland annat brandskum, funktionskläder, kretskort, läderprodukter, fotoprodukter, kondensatorn i kylskåp och i diverse komponenter för elektronik. (Basel Convention, 2019b) (ECHA, 2025b)

Tabell 9. Redovisar olika produktgrupper där PFHxS har använts.

Produktgrupp	Typ av produkt	Referens
Släckvatten och kem	Brandskum	(Basel Convention, 2023b)
Textil	Funktionskläder	(Basel Convention, 2023b)
Elektronik	Kretskort	(Basel Convention, 2023b)
Textil	Läder	(Basel Convention, 2023b)
Fotoprodukter	Fotoprodukter	(Basel Convention, 2023b)
Konsumentprodukter	Ryggsäck	(Talasniemi m.fl., 2022)
Elektronik	Kylskåp (condensing unit for refrigerator)	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)
Elektronik	Högtalare	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)
Elektronik	Smartphone (plastdel)	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)
Elektronik	Kaffemaskin	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)
Textil	Arbetskläder	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)
Konsumentprodukter	Skidvalla	(Talasniemi m.fl., 2022)
Elektronik	Luftkonditionering (komponent)	SCIP-databasen (ECHA, 2025b)

4

**Kartläggning av
avfallsflöden som
innehåller POP:s**

Under projektets gång har ett stort antal produkt- och avfallsflöden innehållandes POP:s-ämnen identifierats och den samlade kunskapen om förekomst av POP:s ökar ständigt. Fyra avfallsströmmar bedöms som huvudsakliga utifrån litteraturstudien och utifrån att Naturvårdsverket lyfter dem som betydande avfallsströmmar för POP:s (Naturvårdsverket, 2025a). De huvudsakliga avfallsströmmarna för POP:s är:

- Bygg- och rivningsavfall
- Elektronikavfall
- Textil- och möbelavfall
- Fordonsskrot

De huvudsakliga avfallsflödena presenteras under avsnitt 4.1.1 till 4.1.4. Ett flertal övriga avfallsflöden presenteras mer översiktligt under avsnitt 4.1.5. Den här studien har inte kunnat täcka in alla avfallsflöden som potentiellt innehåller POP:s-ämnen, utan fokuserar främst på de största flödena av POP:s-avfall samt de flöden där det finns misstanke om att POP:s-avfall hanteras fel.

För respektive huvudsakligt avfallsflöde beskrivs hur avfallshanteringen ser ut samt vilka POP:s-ämnen som kan förekomma i avfallet. I Bilaga 4 till 7 anges en tabellöversikt över de typer av avfall i respektive avfallsström som enligt litteraturen kan innehålla POP:s. Tabellöversikten inkluderar uppmätta koncentrationer i de fall sådana anges i litteraturen.

Olika avfallsströmmar innehåller avfall med varierande livslängd, vilket kan sättas i relation till när POP:s-ämnen förbjöds i EU. Användningen av SCCP har varit förbjuden sedan 2012. Användning av HBB har varit förbjuden i EU sedan 2004 och HBCD har varit förbjudet sedan 2016, men användningen av HBCD minskade sannolikt tidigare då ämnet har varit med på kandidatlistan sedan 2008. PBDE-ämnen, undantaget dekaBDE, har varit förbjudna sedan 2003. DekabDE förbjöds 2019, men användningen minskade sannolikt tidigare. PFOA förbjöds 2020 och PFHxS förbjöds 2023.

4.1. BYGG- OCH RIVNINGSAVFALL

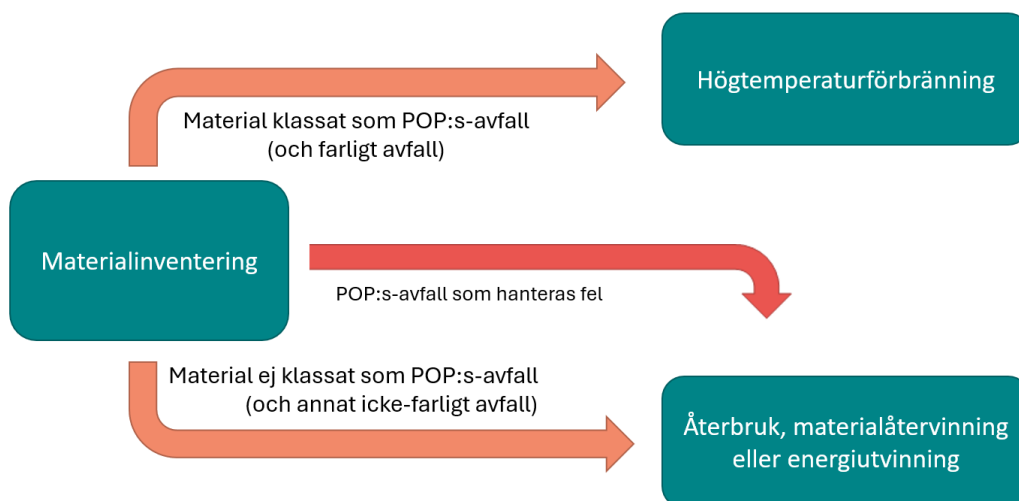
Byggmaterials långa livslängd kan tillsammans med utfasningsdatum för olika POP:s-ämnen hjälpa oss förstå över hur lång tid vi kan förvänta oss hitta POP:s-ämnen i rivningsavfall. Den genomsnittliga livslängden för isolerskivor av EPS och XPS uppskattas vara ungefär 40-50 år, men kan enligt vissa uppskattningar variera mellan 30-100 år (European Commission, 2011).

Även om de studerade POP:s-ämnena inte längre används i byggprodukter och material, tyder byggprodukternas långa livslängd på att POP:s kommer finnas kvar i avfallsströmmar från rivningsavfall under en lång tid. Enligt uppskattningar för HBCD i avfallsflöden i Tyskland är isolerskivor av XPS och EPS det mest relevanta avfallsflödet som kommer behöva hanteras i framtiden (Umweltbundesamt, 2015).

4.1.1. Avfallshantering POP:s i bygg- och rivningsavfall

Inför rivning, ombyggnad eller renovering av ett byggnadsobjekt eller del av ett byggnadsobjekt finns krav på att en materialinventering genomförs enligt 10 kapitlet Plan och Bygglagen (PBL 2010:900, 2010) samt 9 kapitlet Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS 2023:3, 2023). I en sådan materialinventering ska förekomsten av hälso- eller miljöstörande material kartläggas innan rivningsarbete påbörjas. I materialinventeringen identifieras material och produkter som kan innehålla farliga ämnen, däribland POP:s-ämnena. Baserat på ritningar, uppgifter om tidigare verksamheter och ombyggnadsår kan material och byggnadsdelar dateras, vilket ligger till grund för vilka ämnen och material som skickas på provtagning och analys (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024). Provtagning och analys av provet eller proven ska genomföras om kunskap inte kan nås på annat sätt (AFS 2023:3). Samma typ av krav på inventering finns inte för mindre projekt, så som renovering i småhus av privatpersoner. Bygg- och rivningsavfall från renovering av privatpersoner kan ses som konsumentprodukter och tas upp under avsnitt 4.5 som en del av övriga avfallsflöden. En förenkling av hur POP:s-ämnena hanteras i bygg- och rivningsavfall utifrån en materialinventering kan ses i figur 4.

Figur 4. Förenkling av hur POP:s-ämnena i bygg- och rivningsavfall hanteras.



I vissa fall skickas material på analys för att identifiera förekomst och koncentration av POP:s-ämnen. Analyser för förekomst av kortkedjiga klorparaffiner är vanligt förekommande, medan analyser för bromerade flamskyddsmedel sker mer sällan på grund av höga kostnader och långa ledtider. Detta beskrivs vidare i följande avsnitt. I de fall analysresultaten visar att koncentrationen av kortkedjiga klorparaffiner eller bromerade flamskyddsmedel överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall registreras det i inventeringsrapporten, och materialet måste därefter hanteras av en godkänd mottagare av POP:s-avfall. Enligt de intervjuade materialinventerarna innebär det i praktiken att byggavfallet, efter en eventuell mellanlagring, skickas för destruktion i Fortum Waste Solutions högtemperaturförbränningsanläggning i Kumla. I de fall koncentrationen av POP:s understiger gränsvärdet får byggavfallet tas emot av avfallsförbränningsanläggningar (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024).

I vissa fall skickas avfallet direkt till destruktion hos Fortum, utan att något prov skickas till analys. Det händer exempelvis om avfallsmängden är liten, samtidigt som sannolikheten att det innehåller POP:s är hög. Det händer också i de fall då analys tiden är lång samtidigt som byggprojektet ska färdigställas snabbt (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024).

Identifieringen av POP:s-avfall vid materialinventering har visat sig vara förenat med vissa svårigheter. De intervjuade materialinventerarna uttrycker att det saknas en lättillgänglig och uppdaterad checklista för vilka material som bör inventeras, vilka ämnen dessa kan innehålla och vilka gränsvärden som gäller. Byggföretagens senaste utgåva av resurs- och avfallsriktlinjer för byggande och rivning från 2023, vilken ofta används som en handbok av materialinventerare, anger inte de senaste uppdaterade gränsvärdena från POP:s-förordningen. Som en följd av bristen på en lämplig checklista händer det att materialinventerare fokuserar på de POP:s-ämnen (eller andra reglerade ämnen) som de själva fördjupat sig i och inhämtat kunskap om. En djupare kunskap om förekomsten av ett visst ämne leder till mer kvalificerade gissningar och misstankar om vilka material som innehåller ett visst ämne, och att detta material som en följd analyseras i högre utsträckning. En av de intervjuade materialinventerarna lyfter att det finns en risk att materialinventerare fokuserar på olika typer av ämnen vid inventering och att olika gränsvärden används som referens för när avfallet ska hanteras som POP:s-avfall (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024). En annan svårighet som lyfts av materialinventerarna är att laboratorieanalyser av vissa POP:s-ämnen är förenade med höga kostnader och långa väntetider. Det beskrivs vidare under följande avsnitt.

Under det här projektets gång har kontakt tagits med Byggföretagen, och det har bekräftats att gränsvärdena för POP:s-avfall ska uppdateras i nästa uppdatering av resurs- och avfallsriktlinjerna. Relevant information om POP:s-ämnena i bygg- och rivningsavfall, som har framkommit i den här studien, har också förmedlats vidare och ska inkluderas i nästa uppdatering.

För kategorin bygg- och rivningsavfall uppger Fortum Waste att de får in isolering, cellgummi och skumplast med deklarerat innehåll av bromerade flamskyddsmedel. De får även in fönster, fogmassor, plastmattor, sportgolv och tätningsslistor med deklarerat innehåll av klorparaffiner. Avfallsdeklarationerna skiljer inte på om avfallet innehåller kort-, mellan-, eller långkedjiga klorparaffiner (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

4.1.2. Kortkedjiga klorparaffiner

Kortkedjiga klorparaffiner upptäcks ofta i materialinventeringar inför ombyggnation och rivning, bland annat i plastmattor, fogmassor, mjukfogar och förseglingsmassor. De är vanligt förekommande i förseglingsmassor i isolerglasrutor från 1970–1990 talet (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024). Kortkedjiga klorparaffiner är jämförelsevis lätta att analysera, och ingår tillsammans med ftalater (som också tillsatts i produkter som mjukgörare) i en form av standardpaket som ofta skickas på kemisk analys vid materialinventeringar. Vanligtvis identifieras klorparaffiner i halter som överskrider gränsvärdet för POP:s-avfall. I till exempel mjukfogar från 70-talet kan de förekomma i koncentrationer uppemot 300 000 mg/kg. En av de intervjuade materialinventerarna uppger att mjukfogar som innehåller höga halter kortkedjiga klorparaffiner ofta även innehåller höga halter bly, sannolikt på grund av att bly användes som stabilisator i mjukfogar på 70-talet (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024). I Finland har höga koncentrationer av kortkedjiga klorparaffiner (upp till 300 000 mg/kg) analyserats i tätningssmassa i fasader och i fönsterkarmar i prefabricerade byggnader byggda på 1970 och 1990-talet (Finska miljöministeriet, 2023). I en tysk studie som undersökte förekomsten av kortkedjiga klorparaffiner i fogmassor från rivningsavfall innehöll tre av fyra analyserade prover halter av SCCP över 1000 mg/kg, men inget av de analyserade proverna översteg gränsvärdet för POP:s-avfall (1500 mg/kg) (Umweltbundesamt, 2015).

Utöver ovan nämnda produkter anger byggföretagens riktlinjer att klorparaffiner kan finnas i golvmattor av PVC, rörisolering (till exempel Armaflex) och i säkerhetsgolv till och med 1990-talet (Byggföretagen, 2023). SCCP kan även finnas i PVC-kablar och andra flamskyddade gummi- och plastprodukter (Umweltbundesamt, 2015).

Kortkedjiga klorparaffiner har även använts som brandskyddsmedel och mjukgörare för att göra beläggningar (till exempel färger och lacker) vatten, vind och korrosionsbeständiga (Finska miljöministeriet, 2023; Umweltbundesamt, 2015). I torra beläggningar kan koncentrationen av klorparaffiner uppgå till 50 000- 200 000 mg/kg. I Finland har SCCP-innehållande beläggningar huvudsakligen använts på broar, pelare, trä, i simbassänger och på fasader (Finska miljöministeriet, 2023).

Sammantaget finns SCCP i flera produkter i rivningsavfall, i koncentrationer som ofta överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall.

4.1.3. Bromerade flamskyddsmedel

Vid materialinventeringar upptäcks bromerade flamskyddsmedel framför allt i Armaflex rörisolering och i isolerskivor av XPS och EPS, men det har även hittats i bland annat mjukplast, gummidukar och PVC-dukar (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024).

Analyser av bromerade flamskyddsmedel är vanligtvis dyra och har långa väntetider. Därför används ibland totalhalt av brom som en indikator för innehåll av bromerade flamskyddsmedel. Enligt praxis beskriven av materialinventerare klassas Armaflex rörisolering som POP:s-avfall direkt, utan att det först skickas på analys, förutsatt att det inte är markerat med ”non-halogen”(Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024).

PBDE har använts i skyddande beläggningar, i tätningsmedel och i lim (Finska miljöministeriet, 2023). Ämnet har även använts i ventilationsprodukter av plast, som fläktar, rör, kylmaskiner och värmepumpar (Byggföretagen, 2023). Andra användningsområden för PBDE inkluderar brandskyddsmedel i material som imiterar trä, som exempelvis trä-plastkompositer, samt i ljudisoleringsskivor, värmeisolering gjord av polyetenskum, takmaterial, rör och i ventilationskanaler. PBDE har även använts i kablar och andra plastdelar i elektriska produkter i byggnader (Finska miljöministeriet, 2023).

Enligt en tjeckisk studie som analyserat förekomsten av PBDE, HBCD och nyare bromerade flamskyddsmedel i produkter som används i inomhusmiljöer var HBCD och dekaBDE de dominerande flamskyddsmedlen i kategorin byggmaterial. DekabDE var det dominerande flamskyddsmedlet i isoleringsmaterial, som uppmättes i halter som gick från flera tiopotenser under gränsvärdet till att i vissa prov överstiga gränsvärdet för POP:s-avfall. Högst halter av HBCD hittades enligt studien i monterings- och tätningskum, fasadmaterial, polystyren samt värme-, ventilations- och luftkonditioneringskomponenter. Koncentrationerna varierade mellan flera

tiopotenser under gränsvärdet, till att i vissa prov överstiga gränsvärdet för POP:s-avfall. Samtliga medianvärden låg under gränsvärdet. Vissa analyser av värme-, ventilations-, och luftkonditioneringsprodukter innehöll även dekaBDE i halter under gränsvärdet för POP:s-avfall (Vojta m.fl., 2017).

Det globalt sett största användningsområdet för HBCD är som flamskyddsmedel i expanderad och extruderad polystyren (EPS och XPS) som bland annat används som isolerskivor inom byggindustrin. Expanderad polystyren kallas ibland även cellplast eller frigolit. Försättningsvis kommer begreppet ”isolerskivor” användas för att referera till isolerskivor av XPS och EPS. Över 90% av HBCD globalt sett uppskattas användas som flamskydd i isolerskivor av EPS eller XPS i industriella byggnader eller bostadshus (UNEP, 2021b). Isolerskivorna används i väggar, innertak, tak och fasader (Umweltbundesamt, 2015). Som beskrivet i avsnitt 3.2.2 omfattas HBCD-innehållande EPS och XPS av undantag i POP:s-förordningen, och fortsatt användning av dessa varor är tillåten om de använts i byggnader före februari 2018 respektive juni 2016.

Analyser av förekomst av HBCD i isolerskivor av XPS och EPS från Irland, Nederländerna och Tjeckien visar på höga koncentrationer som ligger runt eller över gränsvärdet för POP:s-avfall. Resultaten från en irländsk studie som analyserade bromerade flamskyddsmedel i isolerskivor av XPS och EPS från bygg- och rivningsavfall visade att 100% av proverna innehöll HBCD. I den irländska studien samlades totalt 62 prover in från tre källor: 1) nyligen rivna byggnader, där proverna togs direkt från avfallskällan, 2) ett rivningsföretag som lagrar återanvändbart isoleringsavfall för framtida byggprojekt och 3) en samlingsplats för bygg- och rivningsavfall som specifikt samlar in avfall från rivna byggnader (Drage m.fl., 2018). Medelkoncentrationen för HBCD i EPS var 2100 mg/kg, vilket är långt över gränsvärdet för POP:s-avfall (500 mg/kg). Medelkoncentrationen för HBCD i XPS var 27 mg/kg. Analyser av HBCD i ett prov av EPS isolering från en återvinningsanläggning i Nederländerna visar liknande halter för HBCD i EPS-isolering (2588 mg/kg) (Miljødirektoratet m.fl., 2021). En tjeckisk studie som analyserat fem prover av polystyrenisolering identifierade HBCD i fyra av proven, med en mediakoncentration på 299 mg/kg, det vill säga under gränsvärdet för POP:s-avfall (Vojta m.fl., 2017).

Även om detekterade halter av HBCD i isolerskivor från Irland och Nederländerna överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall, var medelkoncentrationen betydligt lägre än vad som enligt Drage m.fl. tidigare rapporterats som tillsatt till isolerskivor (20 000 mg/kg i EPS respektive 7000 mg/kg i XPS). Enligt Drage m.fl. skulle det kunna förklaras med att en stor del av den ursprungligt tillsatta HBCD har avgetts till den omgivande miljön under produktens livstid. En annan möjlig förklaring är att isolerskivorna behandlats med lägre HBCD-koncentrationer än vad som tidigare rapporterats (Drage m.fl., 2018).

Förekomsten av HBCD i isolerskivor som används i Sverige är sannolikt lägre än i Irland. Användningen av HBCD i isolerskivor varierar beroende på land och nationella byggnormer och brandskyddslagar (UNEP, 2021b). Till skillnad från till exempel Storbritannien, föreskriver de svenska brandsäkerhetskraven inte att flamskydd ska användas i EPS och XPS (Kemikalieinspektionen, 2023b). Alternativa flamskydd för XPS/EPS har först blivit tillgängliga efter 2014, och enligt UNEP:s riktlinjer kan all flamskyddad XPS/EPS som är producerad innan 2014 antas innehålla HBCD (UNEP, 2021b). Men under den period som HBCD användes i XPS och EPS i EU, innan det reglerades 2016, var andelen flamskyddad EPS och XPS väldigt liten i Sverige jämfört med många andra länder. Enligt Remberger med flera var HBCD i princip utfasat från användning i XPS och EPS i Sverige i slutet av 1990-talet (Remberger m.fl., 2004). År 2002 var endast 1% av svenskproducerad EPS flamskyddad med HBCD och XPS slutade flamskyddas med HBCD år 1998 (Palm Cousins m.fl., 2002). Eftersom isoleringsmaterial, generellt sett, är skrymmande kan importen av monteringsfärdig isolering antas vara låg. Enligt kemikalieinspektionens rapport (2023) är endast 0,5% av den polystyren som används i svenska byggnader flamskyddad med HBCD (Kemikalieinspektionen, 2023a).

Även om HBCD inte används i isolerskivor i Sverige idag, gör produkternas långa livslång (ca 50 år) att HBCD kan finnas lagrat i samhället, vilket på lång sikt kommer att hamna i Sveriges avfallsflöden. Byggföretagens riktlinjer lyfter att bromerade flamskyddsmedel kan finnas i isolerskivor av XPS och EPS, se den blå rutan nedan (Byggföretagen, 2023). Om man har ansökt om undantag för användning i EPS och XPS i isolering i byggnader ska den vara identifierbar genom till exempel märkning (UNEP, 2023c).

En av de intervjuade materialinventerarna lyfter att de sällan analyserar isolerskivor för HBCD. Anledningen är att de skickar isolerskivor på analys för freoner och växthusgaser (CFC, HFC, HCFC), vilka är dyra. Som en följd finns det sällan utrymme att analysera isolerskivorna för fler ämnen (exempelvis HBCD) om man som materialinventerare inte har en stark misstanke om att materialet innehåller HBCD. En sådan misstanke har man enligt materialinventeraren bara om man själv fördjupat sig i just det ämnet, vilket inte alla har (Materialinventerare, personlig kommunikation, Oktober 2024).

Bromerade flamskyddsmedel kan finnas i isolerskivor av:

- Extruderad polystyren (XPS). Vanliga plattor är Styrofoam (ljusblå), Ecoprim (rosa) och Jackofoam (lila). Skivor från Finnfoam är vita och de tyska från BASF är gröna. Ljusblå, rosa och lila skivor tillverkade efter 1999 innehåller inte bromerade flamskyddsmedel. XPS-skivor används under järnvägar, vägar och i marken som fuktspärr och frostskydd och tillverkas bland annat av Dow Chemicals och Nordic Foam.
- Expanderad polystyren (EPS). Den är vit och de flamskyddade skivorna har bl.a. använts som fasadisolering i putsade fasader.
- Polyuretanplast (PUR) vilka som regel är gula.

Från Byggföretagens Resurs- och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning 2023 (Byggföretagen, 2023)

POP:s-innehållande byggmaterial som inte sorteras ut och hanteras separat utan i stället skickas till återvinning riskerar att kontaminera andra produkter. Ett exempel är att HBCD har hittats i varierande koncentrationer i EPS och XPS som använts som förpackningar (UNEP, 2021b). Labbanalyser från förpackningsprov tagna från en återvinningsanläggning i Tyskland 2015 visar att förpackningar av EPS vanligtvis innehöll jämförelsevis låga koncentrationer av HBCD, med en medelkoncentration på 10 mg/kg (Umweltbundesamt, 2015). Det kan förklaras med kontaminering från import, gamla förpackningar eller kontaminering från avfall från andra sektorer, som exempelvis rivningsavfall, under återvinningsledet. En annan möjlig förklaring är att förpackningarna producerats från återvunnet material som varit kontaminerat med HBCD. Två prover av förpackningsmaterial av expanderad polystyren visade höga halter av HBCD (1550 mg/kg och 4410 mg/kg respektive). Dessa prover togs från en återvinningsprocess där en blandad återvunnen fraktion skapades från förpackningar och isoleringsmaterial. Den höga koncentrationen HBCD kan antas komma från isoleringsmaterialet (Umweltbundesamt, 2015).

Sammantaget kan bromerade flamskyddsmedel förekomma i flera produkter inom avfallskategorin rivningsavfall, där Armaflex rörisolering utmärker sig som en produkt som enligt viss praxis klassas som POP:s-avfall på grund av höga halter bromerade flamskyddsmedel. Hur pass utbredd användningen av HBCD i isolermaterial av XPS/EPS i Sverige är okänd på grund av brist på analyser på svenska byggavfallsströmmar, men användningen av HBCD antas vara lägre än de HBCD-halter som detekterats i studier på exempelvis irländskt rivningsavfall.

4.1.4. PFOA och PFHxS

Byggföretagens riktlinjer vid byggande och rivning (Byggföretagen, 2023), som ofta används som vägledning inför materialinventering, innehåller inte någon information om PFAS i bygg- och rivningsavfall, och som en följd inventeras sällan material för PFAS (materialinventerare, 2024).

Enligt en dansk studie, som analyserat förekomst av 32 PFAS-ämnen i prover från rivningar och renoveringar av byggnader uppförda mellan 1950 och 2000, var samtliga uppmätta halter minst en tiopotens under POP:s-förordningens gränsvärde för avfall. Högst halter PFAS detekterades i målarfärg på trä och metall, särskilt för byggnader uppförda innan 1977. PFAS-ämnen detekterades även i linoleumgolv, vinylgolv, golvmattor och parkettgolv i varierande halter för de olika tidsperioderna. Lägre halter hittades i vägg- och golvplattor, obehandlat tegel och obehandlad betong samt fogar (Miljøstyrelsen, 2024). I en annan studie upptäcktes låga halter av PFOA, cirka en tiopotens av gränsvärdet, i markiser och beläggningar, inklusive polyfluoretylenbeläggningar för fasader. (Janousek m.fl., 2019).

4.2. ELEKTRONIKAVFALL

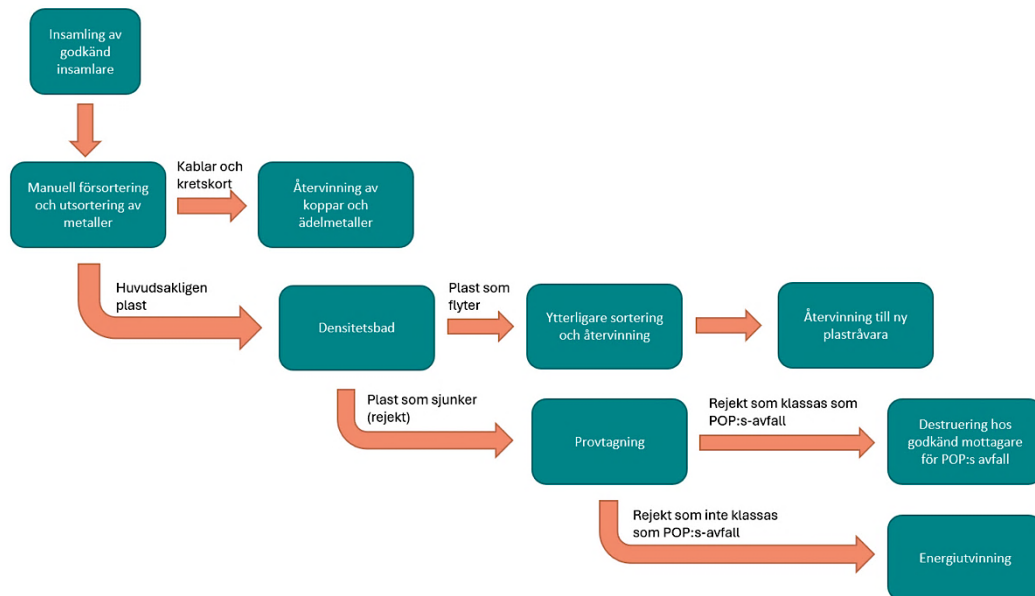
Livslängden för elektronik i privata hushåll och på kontor varierar beroende på vilken typ av elektronik det är. Livslängden för produkter som TV-apparater, mikrovågsugn och tvättmaskin ligger enligt Europeiska miljöbyrån i spannet mellan 4,7-13,5 år (4,7 för en mobiltelefon, 13,5 år för ett kylskåp) (EEA, 2024). Efter att elektronikprodukten är uttjänt är det vanligt att den förvaras i hemmet innan den hanteras som avfall. I en rapport från 2011 uppskattar EU-kommissionen att elektroniken förvaras i ytterligare 3-4 år innan den hanteras som avfall (European Commission, 2011).

Även om de i studien undersökta POP:s-ämnena är förbjudna att använda, kan det på grund av produkternas långa livslängd finnas POP:s i avfallsflöden av elektronik även i framtiden. DekabDE har varit förbjudet i elektronik sedan 2006 genom RoHS direktivet, vilket är tidigare än för övriga produktflöden där det förbjöds 2019.

4.2.1. Avfallshantering POP:s i elektronikavfall

Elutrustning omfattas av producentansvar (Förordning 2022:1276) och elavfall måste samlas in av en godkänd insamlare. El-Kretsen samlar in majoriteten av elavfallet, medan Recipo hanterar en mindre andel (Fråne m.fl., 2022). En del elavfall sorteras inte ut separat och hamnar i andra avfallsfraktioner, till exempel i det kommunala restavfallet. Baserat på en svensk studie antas kommunalt restavfall innehålla cirka 0,3 procent elutrustning (Miliute-Plepiene, 2021). Figur 5 nedan visar förenklat hur POP:s i diverse-elektronik som samlas in av en godkänd insamlare hanteras.

Figur 5. Förenkling av hanteringen av POP:s i elektronikavfall bestående av diverse-elektronik som samlas in av en godkänd insamlare.



Hanteringen av insamlat elektronikavfall varierar beroende på produktgrupp. Kylskåp och frys behandlas exempelvis inte på samma sätt som mobiltelefoner eller bärbara datorer. Följande avsnitt beskriver hur diverse elektronik behandlas.

Först sker en förbehandling där komponenter klassade som farligt avfall sorteras bort manuellt, till dessa hör bland annat batterier och kondensatorer. Därefter utvinns metallerna ur elektroniken genom en serie av processteg. Plasten separeras från metallen och sorteras i ett densitetsbad. Plast behandlad med bromerade flamskyddsmedel har en högre densitet och sjunker i vattenbadet och hamnar i en rejektfraktion som inte skickas till återvinning. I samma rejektfraktion hamnar även icke-bromerade material med hög densitet så som PVC, gummi och glasfiberförstärkt plast. Ungefär 40% av plasten hamnar i rejektet. Processen skiljer inte på förbjudna och godkända bromerade flamskyddsmedel (Fråne m.fl., 2022). Även tillsatt SCCP borde ge en tillräckligt hög densitet på plasten för att den ska sjunka i densitetsbadet.

Genom att justera densiteten i badet kan olika mer eller mindre brominnehållande plaster sorteras ut, vilket gör systemet flexibelt och anpassningsbart. Vid skärpta gränsvärden för bromerade flamskyddsmedel i den återvunna plasten kan en större andel plast sorteras bort som rejekt. En nackdel med skärpta gränsvärden blir då att en större del plast sorteras bort i en sådan process, även

plast som inte innehåller brom. Koncentrationen av bromerade flamskyddsmedel i rejektet ligger vanligtvis under gränsvärdet för POP:s-avfall och rejektet skickas oftast till förbränning i vanlig avfallsförbränningsanläggning. Om halter av bromerade flamskyddsmedel överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall skickas rejektet till en aktör inom eller utanför Sveriges gränser som har tillstånd att ta emot den typen av avfall, exempelvis cementindustrin (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024). Fortum Waste uppger att de får in elektronikplast med deklarerat innehåll av bromerade flamskyddsmedel (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

Vissa komponenter som innehåller både plast och eftertraktade metaller, exempelvis kablar och kretskort, sorteras ut under förbehandlingen och skickas vidare till metallåtervinning i Bolidens anläggning i Rönnskär. För att elektronikavfallet ska vara lämpligt för Bolidens processer är det bäst om det består av en sammansättning av både plast och de metaller som Boliden utvinner, så att det kan användas som både råvara (metaller) och bränsle (plasten). Det är därför inte ett alternativ för Boliden att enbart ta emot det bromerade plast-rejektet och använda det som bränsle (Boliden, personlig kommunikation, mars 2025). Boliden uppger att deras processer kan destruera POP:s-ämnen. Destruering sker dels genom processens höga temperaturer (runt 1300 grader Celsius) och genom efterförbränning i en efterförbränningskammare (ca 1200 grader Celsius) (Boliden, personlig kommunikation, mars 2025; E. Mark & Lehner, u.å.). Bolidens anläggning har kapacitet att ta emot upp till 120 000 ton elektronikavfall per år (Boliden, u.å.). Under åren 2014–2023 tog de emot 69 000 – 86 000 ton elektronikavfall per år, varav en stor andel importeras (Boliden, 2024; Sveriges Geologiska Undersökningar, 2023).

Enligt uppgifter från 2020 gick 58% av den insamlade elektronikplasten till materialåtervinning och 36% till energiutvinning, se Tabell 10. Samma år gick 2 ton insamlad elektronikplast till destruktion genom högtemperaturförbränning. Den mängden utgjordes av liten elutrustning, bildskärmar och informations och kommunikationsteknik (IKT).

Tabell 10. Behandling av insamlad elektronikplast år 2020, baserat på (Fråne m.fl., 2022)

Fraktioner	Materialåtervinning (ton)	Annan återvinning (ton)	Energiutvinning (ton)	Destruktion genom hög-temperaturförbränning (ton)	Deponeering (ton)
Stor elutrustning (exklusive selselspaneler)	40	20	920		
Liten elutrustning, bildskärmar och IKT	8100	770	3400	2	220
Temperaturregleringsutrustning	3700		3200		25
Lampor					100
Totalt, all elektronikplast (ton)	12000	790	7500	2	350
Andel av totalt plastinnehåll	58%	4%	36%	0%	2%

Även om många POP:s-ämnen regleras i EU tillförs en ström av dessa ämnen från elektronik som privatimporteras från bland annat Kina. Den privatimporterade elektroniken omfattas inte av EU:s kemikalielagstiftning (Kemikalieinspektionen, 2025a) vilket skapar problem för återvinningsaktörerna som behöver hantera POP:s-ämnen som är reglerade i EU sedan flera år tillbaka (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024).

Elektronikåtervinnaren uppger att analysprov av vissa plaster har visat på halter av flamskyddsmedel som är för låga för att exempelvis kunna häva en brand, vilket tyder på att materialet blivit kontaminerat av POP:s, snarare än att POP:s tillsatts avsiktligt (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024). En sådan kontaminering kan exempelvis ha skett som följd av att plast innehållandes POP:s-ämnen felaktigt återvunnits i ett tidigare led och på så vis späts ut och kontaminerat produkter producerade av återvunnen råvara. Plasterna med lågt innehåll av bromerade flamskyddsmedel är svåra, eller ibland omöjliga, att identifiera och sortera bort i återvinningsprocessen eftersom de inte har tillräckligt höga halter brom för att sjunka i densitetsbadet och det finns en risk att de fortsätter att cirkulera i samhället (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024).

4.2.2. Kortkedjiga klorparaffiner

Förekomsten av kortkedjiga klorparaffiner i elektronikavfall är inte väldokumenterad. Enligt elektronikåtervinnaren är kortkedjiga klorparaffiner det POP:s-ämne de får in minst av när de analyserar sitt elektronikavfall (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024). En studie av återvunnen plast från bland annat elektronik kunde inte detektera några klorparaffiner (varken SCCP eller MCCP) i 54 prov av återvunnen PE, PP, ABS och PS (Andersson m.fl., 2019), vilket antingen tyder på att det har varit låga halter klorparaffiner i avfallet eller att återvinningsprocessen har varit effektiv för att ta bort plast innehållandes klorparaffiner. I en norsk studie som undersökt förekomsten av bland annat SCCP i plast på europeiska elektronikåtervinningsanläggningar hittades SCCP i halter i mellan ej detekterat och 140 mg/kg. Halter på 81 mg/kg respektive 140 mg/kg detekterades i rejekt från kylskåpsåtervinnig respektive återvinning av små hushållsapparater (Miljødirektoratet m.fl., 2021). Resultaten indikerar att en del SCCP sorteras bort i återvinningsprocessen.

Eftersom användningen av SCCP förbjöds år 2012 i POP:s-förordningen kan SCCP antas förekomma i elektronik som tillverkades innan det. SCCP kan förekomma i kablar och ledningar, till exempel tillverkade av PVC (Finska miljöministeriet, 2023; Miljøstyrelsen, 2019). Labbanalyser från en kanadensisk studie visade varierande halter av SCCP i olika typer av elektronik för privatpersoner. Höga halter SCCP hittades bland annat i en kabel till hörlurar samt i en datorkabel, med halter på 3000 mg/kg respektive över 9000 mg/kg (Kutarna m.fl., 2023). SCCP kan även förekomma i gamla lavalampor (European Commission, 2011).

Sammantaget kan SCCP förekomma i bland annat kablar och ledningar, men ämnet är inte vanligt förekommande i elektronik som återvinns i Sverige.

4.2.3. Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel förekommer i vissa plastkomponenter i elektronikavfall. PBDE kan finnas i plasthöljen av ABS och HIPS-plast i dator- och TV-skärmar (Finska miljöministeriet, 2023; UNEP, 2021a) samt i kylskåp, elektriska verktyg och små värmeapparater (Finska miljöministeriet, 2023). HBCD har detekterats i HIPS plast i elektronik, bland annat i ledningar, distributionslådor och inredningsmaterial i kylutrustning (Drage m.fl., 2018; Finska miljöministeriet, 2023; Miljøstyrelsen, 2019; Umweltbundesamt, 2015). Analyser av HBCD i elektronikavfall visar halter långt under gränsvärdet (Drage m.fl., 2018).

Koncentrationer av PBDE i elektronikavfall varierar beroende på vilken typ av produkt det är. Produkter som kan värmas upp under användning innehåller generellt sett högre koncentrationer PBDE (Potrykus m.fl., 2019). Enligt UNEPs riktlinjer för PBDE återfinns kritiska halter av PBDE (runt 1000 mg/kg) i avfall från IT, informations- och kommunikationsteknologi (IKT) och konsumentelektronik (UNEP, 2021a). Lägre halter av PBDE finns enligt riktlinjerna i större elektronikavfall från hushåll, som exempelvis kyl och frys, tvättmaskiner och diskmaskiner (ibid).

Samma resultat med högre halter PBDE i liten elutrustning, bildskärmar och informations och kommunikationsutrustning (IKT), och lägre halter i kylskåp och frys återfinns i flera andra studier. Det är framför allt dekaBDE som detekterats i betydande halter i liten elutrustning och bildskärmar. I plast i TV-skärmar och äldre tjock-TV-skärmar har dekaBDE detekterats i koncentrationer som ligger mer än 4 gånger över gränsvärdet för POP:s-avfall (medelkoncentrationer mellan 1900 mg/kg till 3200 mg/kg) (Drage m.fl., 2018; UNEP, 2021a). En annan studie detekterade dekaBDE i plast från TV och hushållselektronik i halter som varierade mellan 30 mg/kg och 70 000 mg/kg (Potrykus m.fl., 2019). Analysresultat från små hushållsapparater visar halter som ligger under gränsvärdet, med medelkoncentrationer mellan ca 30-170 mg/kg (Drage m.fl., 2018; Miljödirektoratet m.fl., 2021). Högre halter PBDE, som överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall, har detekterats i rejekt från återvinning av små hushållsapparater (Miljödirektoratet m.fl., 2021). Studier på PBDE i skrymmande elektronikavfall, som kylskåp och andra vitvaror, visar halter långt under gränsvärdet för POP:s-avfall (Drage m.fl., 2018; Miljödirektoratet m.fl., 2021; Potrykus m.fl., 2019; UNEP, 2021a).

Analysresultat från dammprov tagna i en svensk anläggning för elektronikåtervinning år 2011 visade att dekaBDE fanns i höga koncentrationer i dammet. Koncentrationen dekaBDE uppmättes till 22 mg/kg i damm på ett sorteringsband för elektronikavfall och 400 000 mg/kg i damm i en truck som användes på anläggningen. Resultaten visar att elektronikavfall innehöll dekaBDE år 2011 (Remberger m.fl., 2014a).

Bromerade flamskyddsmedel kan finnas i återvunnen plast, och på så vis integreras i nya produkter. Om den återvunna plasten används i exempelvis leksaker riskerar det att leda till ökad exponering för ämnet. I en svensk studie från 2019 (Andersson m.fl., 2019) studerades 54 prov av återvunnen plast. Proven bestod av separerade polymerer av PE, PP, ABS och PS från skrotade fordon och elektronikavfall. Plasten hade gått igenom återvinningsprocesser med densitetsseparering liknande den som sker för plast från elektronikavfall

i Sverige. Av de 54 proven var det inget som låg över gränsvärdet för POP:s-avfall men två prov låg över gränsen för den dåvarande POP:s-regleringen för produkter. Dessa två prov bestod av PS med halter av HBCD på 120 och 160 mg/kg. Totalt 15 prov uppvisade detekterbara halter av bromerade flamskyddsmedel som är reglerade enligt POP-förordningen. Totalt 29 prov innehöll detekterbara halter av något bromerat flamskyddsmedel som ingick i testet, inklusive både reglerade och oreglerade ämnen. De vanligast förekommande icke reglerade bromerade flamskyddsmedlen var TBBPA (22 prover), DBDPE (7 prover) och nonaBDE (3 prover). Bland de reglerade bromerade flamskyddsmedlen var dekaBDE (13 prover) och HBCD (5 prover) mest förekommande. Flera prover innehöll detekterbara halter av mer än ett bromerat flamskyddsmedel. Alla prover hade detekterbara halter av brom, men det fanns ingen tydlig korrelation mellan hög bromhalt och höga halter av reglerade bromerade flamskyddsmedel. Däremot fungerar den totala bromhalten som en övre gräns för hur mycket av ett visst bromerat flamskyddsmedel som kan finnas, med hänsyn till att inte hela molmassan utgörs av brom. Till exempel består HBB av 76% brom, vilket innebär att en total bromhalt på 38 mg/kg motsvarar en maximal halt av HBB på 50 mg/kg – vilket är det lägsta gränsvärdet för bromerade flamskyddsmedel i POP:s-avfall. Den metod som användes i studien för att mäta totalhalten brom hade dock en LOQ (level of quantification) på 50 mg/kg, vilket alltså är något för högt för att avgöra om ett avfall innehåller för höga halter HBB eller inte. Det var dock inget prov i studien som hade några detekterbara halter av HBB.

En studie av den tunga rejektfraktionen från en svensk återvinning av elektronik angav en total bromhalt på 12 000 mg/kg (1,2%). Den studien omfattade endast en provtagning och studerade inte vilka flamskyddsmedel som hade använts (Asvestas, 2018). Genom att utgå från den totala bromhalten och anta att den procentuella fördelningen mellan olika flamskyddsmedel är densamma som i studien om återvunnen plast (Andersson m.fl., 2019), beräknas cirka 15% av proverna överskrida gränsvärdet för POP:s-avfall. Detta innebär halter över 500 mg/kg PBDE (summan av tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE och dekaBDE) eller över 500 mg/kg HBCD. Det bör dock noteras att båda studierna genomfördes under perioden 2018–2019, och att sammansättningen av flamskyddsmedel i plast har förändrats sedan dess. Vidare skiljer sig studierna åt i sina urval, där den ena undersökte en rejektfraktion medan den andra fokuserade på plast avsedd för materialåtervinning. På grund av dessa skillnader är det inte möjligt att dra definitiva slutsatser om den aktuella sammansättningen av flamskyddsmedel i dagsläget. Resultaten indikerar dock att det är troligt att rejektfraktioner i vissa fall kan klassificeras som POP-avfall.

I en tjeckisk studie som analyserat förekomst av PBDE och HBCD i bland annat elektronikavfall identifierades ett mönster att återvunnen plast generellt innehöll lägre halter men fler typer av flamskyddsmedel jämfört med jungfrulig plast. De uppmätta halterna var långt under koncentrationerna som krävs för att de ska ge

en flamskyddande effekt, vilket enligt författarna kan förklaras med att ämnena oavsiktligt ackumulerats genom återvinning av flamskyddade produkter, eller att materialet tagit upp flamskyddsämnen från omgivningen under användning (Vojta m.fl., 2017).

Sammantaget kan bromerade flamskyddsmedel förekomma i olika typer av plastkomponenter i elektronikavfall. Det är framför allt PBDE som detekteras i halter omkring gränsvärdet för POP:s-avfall, medan HBCD detekterats i betydligt lägre halter. Generellt påträffas högre halter av PBDE i liten elutrustning och IKT-utrustning jämfört med större hushållsapparater, såsom kylskåp och frysar.

4.2.4. PFOA och PFHxS

I en studie på bland annat PFOA och PFHxS i elektronikavfall på europeiska avfallsanläggningar detekterades mycket låga halter PFOA och PFHxS i större vitvaror (Miljödirektoratet m.fl., 2021). Detekterade halter var lägre än 10% av gränsvärdet för POP:s-avfall. I dagsläget sker ingen sortering på återvinningsanläggningar baserat på innehåll av PFAS-ämnen i elektronikavfall (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024).

4.3. TEXTIL- OCH MÖBELAVFALL

Livstiden för ett plagg uppskattas vara runt 3 år och livslängden för hemtextiler som exempelvis gardiner uppskattas vara runt 4 år (Valtere m.fl., 2023). Stoppade möbler (madrasser, soffor) har en uppskattad användningstid på 7-9 år (Cooper m.fl., 2021; Wieser m.fl., 2015). I en kartläggningen av POP:s-avfall i EU från 2011 användes en uppskattad livslängd för möbler på 10 år (European Commission, 2011). För både textilier och möbler är det inte säkert att produkten hamnar i avfallsflödet direkt, utan livslängden kan förlängas genom till exempel andrahandsmarknaden.

Möblers och textilers livslängd kan tillsammans med årtal för när POP:s-ämnen fasats ut eller slutat användas ge en förståelse för hur lång tid framöver vi kan förvänta oss att POP:s finns i flödet av textil- och möbelavfall. Användning av HBB i textilier avsedda för kontakt med hud begränsades redan 1983, långt innan HBB förbjöds i EU 2004. HBCD har varit förbjudet sedan 2016 men användningen minskade sannolikt tidigare. I Sverige var HBCD det dominerande flamskyddsmedlet i textilier fram till 1995. Sedan dess har användningen av HBCD minskat och år 2003 användes varken HBCD eller några andra flamskyddsmedel i svensk textilproduktion (Remberger m.fl., 2004). Å andra sidan importeras den största andelen av textil som konsumeras i Sverige.

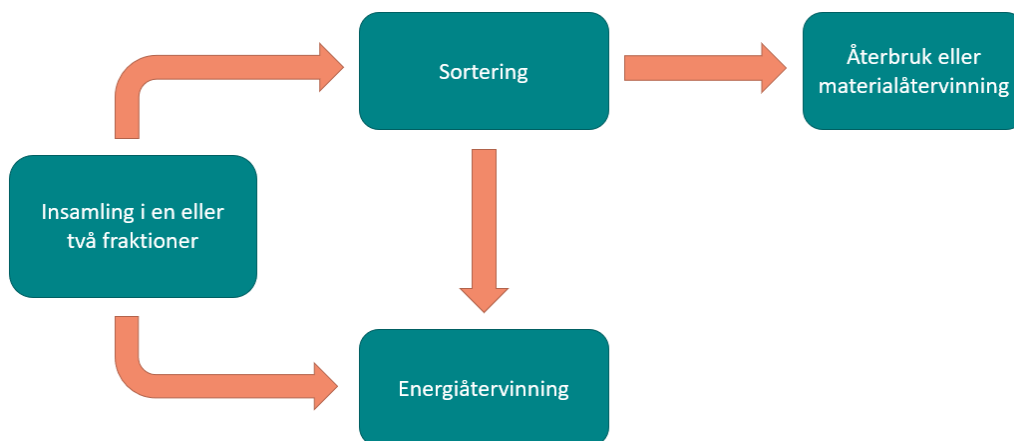
4.3.1. Avfallshantering POP:s i textil- och möbelavfall

Textil- och möbelavfall hanteras på olika sätt och avfallshanteringen beskrivs därför separat i följande avsnitt.

4.3.1.1. Textilavfall

Från och med första januari 2025 finns det krav på utsortering och separat insamling av textilavfall i EU. Textilavfall inkluderar kläder, väskor, skor och accessoarer. I Sverige är det kommunerna som ansvarar för insamlingen av uttjänta textilier och för informationsinsatser kopplade till de nya kraven. Kommunerna har något olika tillvägagångssätt för att uppfylla insamlingskravet, till exempel genom att ställa ut separata kärl på ÅVC och att samarbeta med återbruksaktörer. Insamlad textil ska hanteras enligt avfallshierarkin och i första hand förberedas för återanvändning och i andra hand materialåtervinning (Naturvårdsverket, 2024). Vissa kommuner skiljer mellan ”hela och rena” textilier, som skickas vidare till återanvändning och ”trasiga eller smutsiga textilier” som i första hand ska skickas till återvinning. Andra kommuner samlar in all textil i samma fraktion. I de fall textilåtervinning inte finns tillgänglig skickas den trasiga och smutsiga textilen till förbränning. Kapaciteten för materialåtervinning av textil är än så länge begränsad och den största andelen uttjänt textil antas därför i dagsläget gå till återanvändning i eller utanför Sverige alternativt energiutvinning. Figur 6 nedan visar en grov förenkling av hur potentiellt POP:s-innehållande textilavfall hanteras.

Figur 6. Förenkling av hur potentiellt POP:s-innehållande textilavfall hanteras.



Det nyligen införda kravet om separat insamling av textilavfall har skapat en möjlighet att sortera textilier vilket lett till diskussioner om hur sorteringen ska gå till. Naturvårdsverket skriver att textilavfall som är farligt avfall inte ska samlas in som textilavfall utan hanteras separat. Vidare beskriver de att det för skyddskläder behöver göras en bedömning om de innehåller farliga ämnen som gör att de ska hanteras som farligt avfall eller POP:s-avfall. Naturvårdsverket understryker att kommunerna kan välja olika lösningar för insamlingen av textilavfall, och rekommenderar att man kontaktar aktören som samlar in avfallet för att fråga hur man bäst lämnar in exempelvis skyddskläder med innehåll av PFAS (Naturvårdsverket, 2024).

Några kommuner har gått ut med egna riktlinjer för hur textilier med misstänkt kemikalieinnehåll ska sorteras. Luleås kommunala avfallsbolag har beslutat att inte cirkulera vidare insamlade kläder från företag som inte lever upp till europeiska kemikaliekrav. Textilier från exempelvis Shein ska enligt avfallsbolagets vägledning sorteras som trasig textil, som därefter skickas till energiutvinning i avfallsförbränningsanläggning (Lumire, u.å.). Luleås kommunala avfallsbolag baserar sitt beslut på Greenpeace granskning av innehåll av skadliga kemikalier i Shein-produkter (Greenpeace, 2022) samt Kemikalieinspektionens varning om kemiska ämnen i privatimporterade varor (Kemikalieinspektionen, 2025b). Avfallsbolaget motiverar sitt beslut med att de följer försiktighetsprincipen enligt miljöbalken, som innebär att verksamheter ska förebygga risker för både människa och miljö. På samma grunder har second-hand aktören Erikshjälpen beslutat att inte sälja eller ta emot produkter från Shein (Erikshjälpen, 2025). Vidare skriver Göteborg Stad på sin hemsida att de i sina kommande föreskrifter om avfallshantering kommer inkludera undantag för textilier som inte ska samlas in separat (Göteborg Stad, u.å.) Undantagen inkluderar bland annat textil som är behandlad i produktionen för att vara fett-, vatten och smutsavvisande och textil som är behandlad med flamskyddsmedel, som istället ska sorteras som farligt avfall.

Även om det i dagsläget inte finns några enhetliga riktlinjer för hur textilier med misstänkt POP:s-innehåll ska sorteras, tyder enskilda insamlingsaktörers beslut och riktlinjer på en utveckling mot att textilavfall kan komma att hanteras olika baserat på misstänkt innehåll av skadliga ämnen. För att undvika att textilavfall som innehåller skadliga ämnen påverkar möjligheterna att hantera övrigt textilavfall har Naturvårdsverket föreslagit att textil kan samlas in i olika fraktioner, eller att textilier som innehåller skadliga kemikalier kan identifieras och sorteras ut i sorteringen som sker efter insamlingen (Naturvårdsverket, 2024).

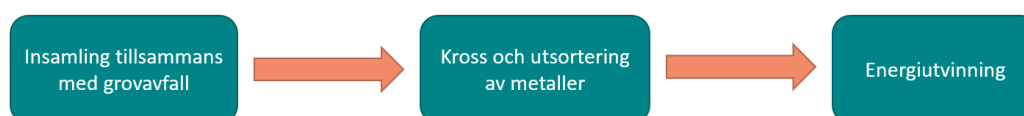
En del av de använda textilier som samlas in i Sverige köps upp av Humana Lt för vidare finsortering på deras sorteringsanläggning för textilier i Vilnius, Litauen, som är en av de största i Europa. Av de textilier som sorteras på Human Lt anläggning avsåts övervägande del (75%) på secondhand marknaden, i eller utanför Europa, medan en del går att återvinna (så kallat downcycling) som exempelvis stoppning eller putsdukar. Den textil som inte anses ha potential för återanvändning eller återvinning går till energiutvinning, bland annat inom cementindustrin. Företagets dotterbolag, som är en sorteringsanläggning i Oman, sorterar även för återanvändning, återbruk och energiutvinning. Använda textilier av lägre kvalitet, men fortfarande i ett gott skick för secondhandmarknaden, säljs också till Pakistan för vidare sortering, där ungefär 10% uppskattas hamna på deponi eller skickas till förbränning i cementugn (Amanda Martvall, personlig kommunikation, mars 2025; Nellström m.fl., 2025).

I sorteringssteget finns det i teorin möjlighet att även identifiera och sortera ut exempelvis PFAS-innehållande textilier. Visuellt identifiering av PFAS-innehållande textilier medför flera utmaningar. Dels saknas det märkning som informerar om PFAS innehåll i textil, dels finns flera typer av PFAS-innehållande efterbehandlingar för smuts, fett och vattenavvisning för textil. Därmed kan textilier som till en början inte innehöll PFAS, ändå ha kontaminerats med ämnet under dess livscykel (WSP, 2024). Till författarna till den här rapportens kännedom så sker ingen storskalig sådan sortering i dagsläget. Exemplet från Luleå och Göteborg ovan är exempel på initiativ i mindre skala där avfallsinnehavaren uppmanas att sortera textil baserat på märke respektive baserat på hur textilen har behandlats. Det är möjligt att fler kommuner och avfallsbolag inför liknande riktlinjer.

4.3.1.2. Möbelavfall

Att kartlägga hanteringen av möbelavfall är en utmaning på grund av bristen på tillförlitliga data. Möbler sorteras generellt sett inte ut som en separat fraktion vid exempelvis återvinningscentraler, vilket innebär att kasserade produkter oftast hamnar i blandade, brännbara fraktioner som skickas till förbränning. (Fråne m.fl., 2022). Vissa produkter som är lämpliga för återbruk kan antas sorteras ut i detta syfte. Figur 7 nedan visar en grov förenkling av hur potentiellt POP:s-innehållande möbelavfall som samlas in på ÅVC:er hanteras.

Figur 7. Förenkling av hur potentiellt POP:s-innehållande möbelavfall som samlas in på ÅVC:er hanteras. Figuren illustrerar inte det flöde som eventuellt går till återbruk.



Denna studie har inte kunnat identifiera någon information som tyder på att möbler som potentiellt är behandlade med flamskyddsmedel sorteras separat. Möbler från offentliga byggnader antas i stället hanteras som grovavfall eller brännbart avfall.

Fortum Waste Solutions har inte fått in något textil- eller möbelavfall med deklarerat innehåll av de POP:s-ämnen som projektet fokuserar på (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

På samma sätt som för bygg- och rivningsavfall skiljer sig lagstiftning om brandskyddskrav för möbler mellan olika länder. I Sverige finns inga regler eller rekommendationer på detaljnivå avseende brandkrav på lös inredning, med undantag för regioner som ställer brandkrav på vård bäddar i speciella riskområden (Sundström m.fl., 2024). Andra länder ställer betydligt högre krav på brandskydd. Exempelvis har England några av de strängaste brandsäkerhetskraven i Europa, där enskilda möbelkomponenter måste uppfylla specifika brandsäkerhetsstandarder (Miljødirektoratet m.fl., 2021). England och Irland hade år 2015 brandskyddslag som ställde krav på användning av HBCD som flamskydd i hemtextilier (Umweltbundesamt, 2015). Enligt en finsk rapport från 2023 har brandbeständiga textilier ofta använts i offentliga utrymmen i Finland, som exempelvis hotell, skolor, teatrar och kontor. Utav de POP:S-ämnen som undersökts i den här rapporten har särskilt dekaBDE och HBCD använts som flamskydd för möbler i Finland (Finska miljöministeriet, 2023). Även i Tyskland var användningen av bromerade flamskyddsmedel vanligt förekommande som baksidesbeklädning i möbler i offentliga byggnader, som biosalonger, konsertsalar och stadshallar (Umweltbundesamt, 2015). På grund av de varierande brandskyddskraven är det förväntat att analyserade möbelprover från exempelvis England och Irland ofta kommer ha höga halter av flamskyddsmedel, och det är osäkert om resultaten från sådana analyser är representativa för Sverige. Dock kan det sägas att i de fall som möbler är behandlade med flamskyddsmedel så har de troligtvis lika höga halterna i Sverige som i England och Irland, för att uppnå en flamskyddande effekt.

4.3.2. Kortkedjiga klorparaffiner

Historiskt har kortkedjiga klorparaffiner använts som flamskyddsmedel och för att producera vattenavvisande och rötbeständiga produkter (Umweltbundesamt, 2015; UNEP, 2021c). Kortkedjiga klorparaffiner har bland annat använts i militärtält och i textilbehandling för segeldukar, skyddskläder inom industrin, möbelklädsel, klädsel till fordonssäten och inredningstextilier som rullgardiner och gardiner (Umweltbundesamt, 2015; UNEP, 2021c).

Enligt en tysk rapport har SCCP inte använts i textilier i Tyskland sedan slutet av 1990-talet. Vissa textilprodukter med lång livslängd, som exempelvis kvarvarande textilier från militären, kan innehålla SCCP. Labbanalyser från den tyska studien detekterade SCCP i halter långt under gränsvärdet i en pilotmössa från 1980-talet och i en militär-poncho. Betydligt högre halter SCCP (uppemot 200 000 mg/kg) behövs för att de ska ha en effekt, och rapportens författare drar slutsatsen att SCCP inte har tillsatts till produkterna medvetet (Umweltbundesamt, 2015).

I en kanadensisk studie detekterades låga halter SCCP i kläder (t-shirt, bomullströja, jeans), med ett medelvärde på strax under 3 mg/kg. Studien hittade högre halter SCCP i två enstaka prov av shoppingpåsar av syntetiska fiber, varav det ena provet innehöll koncentrationer över gränsvärdet (4800 mg/kg) (Kutarna m.fl., 2023).

Sammantaget har kortkedjiga klorparaffiner använts som flamskydd eller som röt- eller vattenavvisande textilbehandling för vissa textil- och möbelprodukter.

4.3.3. Bromerade flamskyddsmedel

HBCD har detekterats i textil- och möbelavfall, bland annat i fordonssäten, stoppade möbler, draperier, tält, och skyddskläder och andra tekniska textilier (UNEP, 2021b).

I kapitel 3.2. presenteras information om att bromerade flamskyddsmedel har förekommit i textilier som använts i offentliga miljöer. Analyser av förekomst av bromerade flamskyddsmedel i dammprov från inomhusmiljöer tagna i Sverige mellan 2011 och 2012 visar att dekaBDE förekommer i inomhusluft, både i offentliga och privata miljöer. Högst halter dekaBDE uppmättes i prover tagna från damm på möbler och väggar i ett konferenscenter (720 mg/kg) och i damm från ett kontor som innehöll möbler och datorer (11 mg/kg). Lägre halter dekaBDE (ca 0,1 mg/kg) detekterades i damm från ett privat sovrum som inte innehöll någon elektronik samt i ett hemma-kontor som innehöll möbler och datorskärmar. Förekomsten av dekaBDE tyder på att ämnet använts i konsument- och hushållsprodukter och att det kan ske diffusa utsläpp från produkterna till inomhusmiljön (Remberger m.fl., 2014a). Det framgår inte tydligt av studien huruvida dekaBDE härstammar från textilier eller elektronik. Det påvisas dock i studien att halten bromerade dioxiner och furaner (PBDD/F) i förhållande till halten dekaBDE skiljer sig åt mellan några prov, vilket ledde till slutsatsen att dammet från konferenscentret (och bilen) härstammade från textil medan övriga prov påverkats mer av flamskyddad plast. De höga halterna dekaBDE i konferenscentret indikerar att inredningen har flamskyddats (Remberger m.fl., 2014a).

En annan svensk studie av flamskyddsmedel i damm, med fokus på hemmen och förskolor, hittade en positiv korrelation mellan halten av vissa sorters PBDE i dammet och mängden skummadrasser, sängar eller soffor per kvadratmeter i rummen som proven togs i (Tao m.fl., 2023). Det är ytterligare ett tecken på att (mjuka) möbler har flamskyddats i Sverige och kan dyka upp i dessa avfallsflöden. Proven i studien togs 2016 och det noterades att halten av reglerade flamskyddsmedel generellt sett hade minskat från tidigare svenska studier av damm, men att dekaBDE fortfarande låg på ungefär samma nivå. Proven togs dock ett år innan dekaBDE listades i Stockholmskonventionen.

Under perioden 2016–2019 utfördes även en studie av förskolor i Stockholm som på ett eller annat sätt hade genomgått åtgärder för att minska kemikalieexponeringen för förskolebarnen. Det undersöktes både luft och damm och ett flertal kemikalier studerades. Vad man kunde se avseende bromerade flamskyddsmedel så var det framför allt en av de tre förskolorna som hade höga halter flamskyddsmedel i dammproverna. Där uppmättes 32 mg/kg före åtgärder och 26 mg/kg efter åtgärder. De övriga förskolorna hade <5 mg/kg både före och efter åtgärder. Trots att den totala halten bromerade flamskyddsmedel endast sänktes från 32 till 26 mg/kg på förskolan med högst mätvärden så märktes ändå en stor skillnad. Av de bromerade flamskyddsmedel som testades så bestod provet innan åtgärder (32 mg/kg) till ca 80% av HBCD och provet efter åtgärder (26 mg/kg) bestod till ca 80% av dekaBDE (Langer m.fl., 2020). En trolig orsak är att något som innehöll HBCD hade tagits bort och något som innehöll dekaBDE hade tillkommit. En annan trolig orsak är att det fanns mer än en källa till flamskyddsmedel på förskolan, där källorna bidrog olika mycket vid de två olika mätningarna. Förskolan hade genomfört det som kallas för kemikaliesmarta åtgärder steg 1 (Stockholm Stad, 2015), där några åtgärder som ska inkluderas enligt vägledningen är att rensa bort textil som är märkt som flamskyddad, textil som är stoppad med skumgummi och elektronik tillverkad före 2006. Åtgärderna utfördes någon gång efter första provtagningen, oktober 2016, men innan andra provtagningen, oktober 2019. Det går tyvärr inte dra några slutsatser från studien som säger om de flamskyddsmedel som hittades härstammade från elektronik, möbler eller annat. Halterna som hittades är dock högre än det prov (11 mg/kg) som togs på kontor, men lägre än det prov (720 mg/kg) som togs på ett konferenscenter, i studien från 2011–2012 (Remberger m.fl., 2014a).

Studier på POP:s i möbelavfall från Irland, England och Frankrike visar på varierande halter av bromerade flamskyddsmedel. Resultaten tyder på att enskilda exemplar av möbler kan vara flamskyddade och att det är svårt att säga något om förekomsten av POP:s i kategorin möbelavfall som helhet. I en irländsk studie detekterades höga halter dekaBDE och HBCD i möbeltextil, uppemot 18 gånger gränsvärdet för POP:s-avfall. En annan studie detekterade liknande halter dekaBDE i ett prov möbeltextil från England (Miljødirektoratet m.fl.,

2021). Den irländska studien detekterade lägre halter, som låg under eller nära gränsvärdet för POP:s-avfall, i skumgummi-fyllnad, madrasser och textilier. Enligt en annan studie på möbelavfall insamlat i England mellan 2011 och 2012 var samtliga uppmätta halter PBDE lägre än 1 mg/kg och låga halter HBCD detekterades i samtliga prov, förutom en fåtölj där koncentrationen uppgick till över 16 gånger gränsvärdet för POP:s-avfall (Stubbings m.fl., 2016). I en fransk studie på sitt-möbler insamlade på ÅVC:er mellan 2018 och 2019 hittades halter av PBDE under gränsvärdet för POP:s-avfall (runt 100-300 mg/kg) (Portet-Koltalo m.fl., 2021).

Flera studier pekar på att PBDE kan migrera mellan material genom direktkontakt eller från inomhusluft till möbiltyger. Enligt Drage m.fl. behandlas polyuretanskum vanligtvis inte med dekaBDE, och det faktum att dekaBDE ändå detekterades i polyeurutanskum från möbler ledde författarna till teorin att dekaBDE kan migrera från tyg in i skumgummit (Drage m.fl., 2018). En fransk studie på POP:s i sittmöbler insamlade på deras motsvarighet till ÅVC:er hittade låga halter dekaBDE i två skumgummi-prover, vilket författarna förklarar med att dekaBDE troligtvis har migrerat från plasten till skumgummit (Portet-Koltalo m.fl., 2021). Vidare visar den franska studien att koncentrationerna av pentaBDE, som tidigare använts i polyeurutanskum i möbler, var lägre än vad som krävs för att de ska ha en flamskyddande effekt, vilket författarna förklarar med att pentaBDE sannolikt har migrerat ut ur möblerna under deras livscykel. I en brittisk studie detekterades låga halter PBDE i olika typer av möbeltextiler (mattor, gardiner, madrassstyg, möbelklädsel), vilket enligt författarna indikerar att möbler och tyger kan absorbera PBDE från inomhusluften (Stubbings m.fl., 2016).

Sammantaget har bromerade flamskyddsmedel använts som flamskyddande behandling i vissa möbler och textilier.

4.3.4. PFOA och PFHxS

PFOA och PFHxS har använts i smuts-, fett- och oljeavvisande och vattentäta textilier som exempelvis skyddskläder, sport- och friluftskläder samt i ytbehandling av möbelklädsel (Finska miljöministeriet, 2023).

Studier har hittat PFOA och PFHxS i ytbehandlade textilier, i hemtextil och mattor, se Tabell 13 i Bilaga 6. Uppmätta halter varierar mycket mellan olika studier, vilket skulle kunna förklaras med att PFOA och PFHxS kan tillsättas till produkter genom impregneringar under produktens livscykel. De tillgängliga uppgifterna är begränsade men koncentrationerna av PFOA och PFHxS i textilavfall är generellt låga. Med undantag för koncentrationerna i vissa analyser av mattor och i enstaka prov av utomhus-plagg (UNEP 2023a), ligger detekterade halter vanligtvis under gränsvärdena för POP:s-avfall.

4.4. FORDONSSKROT

Enligt Trafikanalys var medelåldern för reellt skrotade bilar i Sverige 19,6 år under 2022 (Trafikanalys, 2023) och genomsnittsåldern för personbilar i trafik 11,4 år under 2023 (Trafikanalys, 2024). Den höga medelåldern för bilar som skrotas kan ge en indikation på under hur lång tid framöver POP:s-ämnen kan finnas i avfallsflödet fordonsskrot. Vid sidan av de mer generella utfasningsdatumen som beskrivits i avsnitt 3.2.3 så är användningen av dekaBDE fortfarande tillåten vid tillverkning av vissa reservdelar till motorfordon.

Genom att addera den maximala bruksåldern för en bil till begränsningsdatum enligt lagstiftningen, har Bolinius och Ryberg (2023) uppskattat hur länge vissa POP:s-ämnen sannolikt kommer förekomma i plastavfall från bildemontering. Som Tabell 11 nedan visar förekommer troligtvis ingen av de i rapporten studerade POP:s-ämnena i plastkomponenter i bilar producerade efter 2019. Bolinius och Rydbergs studie inkluderar samtliga POP:s-ämnen som den här studien fokuserar på förutom PFHxS.

Tabell 11. Årtal för när POP:s troligen fasats ut från bilplast, baserat på när ett ämne förbjöds eller begränsades genom lagstiftning.

Tabellen är baserad på (Bolinus & Ryberg, 2023).

	Hexa/hepta/ penta/tetra- BDE	DekaBDE	HBB	HBCD	PFOA	SCCP
Förekommer inte* i bilplast i bilar producerade efter:	2011	2019	2011	2017	2021	2019

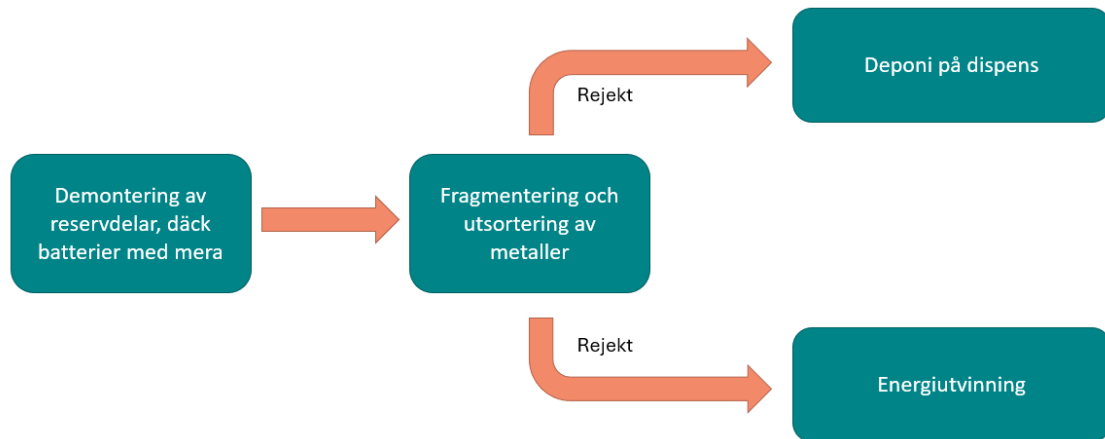
* Förekommer inte, dvs. ämnen förekommer troligen inte längre i plasten på grund av att användningen har blivit förbjuden

4.4.1. Avfallshantering POP:s i fordonsskrot

Enligt producentansvaret för fordon ska minst 95% av fordonets vikt återanvändas eller återvinnas (inklusive energiutvinning), varav minst 85% av fordonets vikt ska återanvändas eller materialåtervinnas (där energiutvinning inte ingår) (Förordning 2023:132). I avfallshanteringen av fordon sker först en demontering av bland annat reservdelar, däck, batterier, glaspartier och krockkuddar, samt avlägsnande av bränsle, olja och andra vätskor. Därefter fragmenteras fordonet och metaller sorteras ut för att uppnå målen i producentansvaret. Den avfallsrest av (huvudsakligen) icke-metalliska material från bilen som bildas vid fragmentering brukar kallas ASR (automobile shredder residue), eller bilfluff, och består av bland annat plast, glas, textilier och gummi (Blomqvist m.fl., 2007). Ofta fragmenteras och sorteras fordon ihop med annat metallskrot och då kan avfallsresten exempelvis även kallas SLF (shredder

light fraction). Textilier från bland annat sätesklädseln hamnar i ASR. I Sverige sorteras plasten ut i en mindre grad och den största andelen plast hamnar i ASR-fraktionen (Kemikalieinspektionen, 2023a). Figur 8 nedan visar en grov förenkling av hur POP:s i fordonsskrot hanteras.

Figur 8. Förenkling av hur POP:s i fordonsskrot hanteras.



Sorteringsresterna, även kallat rejekt, kommer ut från processen i flera steg, vilket bland annat inkluderar ett lättare/fluffigare material som till stor del består av textil och skumplast och ett tyngre material bestående av bland annat större plastbitar, glas och gummi. POP:s-ämnen hamnar både i den lätta fraktionen och i den tunga fraktionen. Halterna av POP:s-ämnen i det ASR den intervjuade återvinningsaktören hanterar understiger gränsvärden för POP:s-avfall och skickas till förbränning eller deponi på dispens (Återvinnare, personlig kommunikation, 28 november 2024). Deponidispensen beror på exempelvis för höga halter klor, som försvårar förbränning. ASR innehåller organiskt material och därför krävs dispens från deponiförbud av organiskt avfall. Fortum Waste rapporterar att de inte har fått in ASR med deklarerat innehåll av POP:s (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

År 2023 lade Europeiska kommissionen fram ett förslag om ett nytt ELV-direktiv (End-of-Life-Vehicles) där det bland annat framhålls att delar, komponenter och material som innehåller POP:s-ämnen ska avlägsnas vid sanering av uttjänta fordon (European Commission, 2025a).

4.4.2. Kortkedjiga klorparaffiner

Kortkedjiga klorparaffiner har använts som brandskydd och ytbehandling vid tillverkning av läder- och textilkädsel för fordonssäten (Umweltbundesamt, 2015; UNEP, 2021c). Den här studien har inte hittat någon data för detekterade halter SCCP i fordonsskrot.

4.4.3. Bromerade flamskyddsmedel

PBDE har använts som brandskyddsmedel i plastdelar i fordon, till exempel i delar gjorda av ABS och HIPS-plast, i elektroniska komponenter och plasthöljen till elektronik, samt i säten gjorda av polyuretanskum (Potrykus m.fl., 2019). Användningen av dekaBDE har varit mer omfattande och fortsatt under en längre period än andra PBDE-föreningar (Finska miljöministeriet, 2023). DekabDE finns särskilt i elektriska och elektroniska delar av fordon, bränslesystem, pyrotekniska anordningar, fjädring, plastdelar, i textil bilinredning som bilstolsklädsel och andra interiörsmaterial (Potrykus m.fl., 2019). Studier har hittat PBDE i textil bilinredning, i polyeurutanskum i bilsäten (framförallt har pentaBDE använts i polyuretanskum i bilsäten) (Drage m.fl., 2018) och i plastkomponenter i bilar (Potrykus m.fl., 2019). Andra interiöra detaljer i fordon som kan ha flamskyddats är bland annat golvmaterial, väggar, tak och instrumentpaneler (Kemikalieinspektionen, 2023a). Ett dammprov taget inuti en personbil som var nyproducerad år 2011 visade höga halter dekaBDE (3600 mg/kg), vilket tyder på att dekaBDE användes i textil och plast i bilar som producerades 2011 (Remberger m.fl., 2014a).

HBCD har bland annat använts i stoppade möbler och textil bilinredning, som exempelvis säkerhetsbälten och sätesklädsel (Miljøstyrelsen, 2019; UNEP, 2021b). Bilsäten av EPS kan innehålla HBCD (Umweltbundesamt, 2015). HBCD har även hittats i isolerskivor av XPS/EPS i fordon, som exempelvis i kylbilar (UNEP, 2021b). HBCD har detekterats i ASR och i textilinredning i fordon, men i halter som understiger gränsvärdet för POP:s-avfall med en till två tiopotenser (Drage m.fl., 2018; ELVES m.fl., 2016).

På samma sätt som resultaten för POP:s i möbelavfall tyder på att dekaBDE kan migrera mellan material, visar resultat från (Drage m.fl., 2018) att dekaBDE sannolikt har vandrat från tyget till skumgummi i bilsäten. Den låga koncentrationen dekaBDE i polyuretanskum från bilsäten (<2,1 mg/kg) från Potrykus m.fl (2019) tyder på samma sak.

Koncentrationerna av PBDE är mycket lägre i ASR jämfört med koncentrationerna där specifika bil-delar studerats, som exempelvis bilsätesklädsel och annan textil bilinteriör. Enligt en litteraturstudie på artiklar om PBDE-halter i fordonsskrot är medelkoncentrationen dekaBDE nästan 10 gånger högre i vissa bildelar jämfört med i ASR (UNEP, 2021a). Potrykus m.fl detekterade halter av dekaBDE med en medelkoncentration på 27 000 mg/kg i textilöverdrag till säten till bilar i Norge producerade mellan 1994 och 1998 (Potrykus m.fl., 2019) och UNEP rapporterar halter PBDE med medelkoncentration 46 000 mg/kg i textilöverdrag till bilsäten (UNEP, 2021a). Även Drage m.fl. (2018) detekterade dekaBDE i klädsel i fordon i halter som överstiger gränsvärdet för POP:s-avfall.

Lägre halter av PBDE har detekterats i ASR. Detekterade halter PBDE i ASR ligger enligt ett par studier under gränsvärdet för POP:s-avfall (ELVES m.fl., 2016; UNEP, 2021a), enligt andra studier överstiger koncentrationen gränsvärdet, men koncentrationerna är betydligt lägre än de som detekterats i tyg till bilsäten (Miljödirektoratet m.fl., 2021; UNEP, 2021a).

En studie av rejektfraktionen från en svensk metallåtervinnare angav en total bromhalt på 300 mg/kg (0,03%). Det ingående materialet till fragmenteringen bestod till 40% av fordon och resterande del bestod av kommunalt metallskrot. Den studien hade endast ett prov och studerade inte vilka flamskyddsmedel som hade använts (Evangelopoulos m.fl., 2018a). Med tanke på att gränsvärdena för POP:s-avfall ligger på 500 mg/kg PBDE eller 500 mg/kg HBCD så är det inte troligt att de gränsvärdena överskreds i just det provet. För HBB är gränsvärdet däremot betydligt lägre (50 mg/kg), men det är ett ämne som fasades ut tidigare än de andra och det har inte hittats några studier som tyder på att det ämnet är vanligt förekommande i fordonsskrot nu för tiden.

Sammantaget förekommer bromerade flamskyddsmedel framför allt i komponenter gjorda av plast och textil bilinteriör, som exempelvis bilsätesklädsel. Uppmätta halter i enskilda komponenter är generellt högre än halter som uppmäts i ASR.

4.4.4. PFOA och PFHxS

PFAS-ämnena har använts inom bilindustrin i bland annat bilvax, spolarvätska, bilkaross, motor och styrningssystem, elektronik och i inredning i form av mattor och säten (Glüge m.fl., 2020). PFOA har använts i ytbehandling för textil inom fordonsindustrin (UNEP, 2023a). PFOA har använts i plastinteriörer i fordon och i kabelisolering. Både PFOA och PFHxS har använts i halvledare i fordon (Finska miljöministeriet, 2023).

De studier på PFOA och PFHxS som hittats har analyserat ASR, det vill säga rejekt från återvinningsprocessen, vilket innebär att en viss utspädning har skett. Mätvärdena ligger en eller ett par tiopotenser under gränsvärdet för POP:s-avfall (ELVES m.fl., 2016; Miljödirektoratet m.fl., 2021), vilket tyder på att det antingen är en låg halt av PFOA/PFHxS som använts alternativt att de delar som behandlats med PFAO/PFHxS har en låg vikt av det totala rejektet.

4.5. ÖVRIGA AVFALLSFLÖDEN

I följande avsnitt ges en översiktlig presentation av ett antal övriga avfallsflöden innehållandes POP:s som identifierades i litteraturen.

Mark kontaminerad med POP:s-ämnen och industriell användning av kemikalier har ej undersökts i den här studien. Det är förväntat att den som har identifierat att marken är kontaminerad också identifierar vilka åtgärder som är relevanta i varje specifikt fall. På samma sätt är det förväntat att de industrier som använder POP:s-ämnen vet vad de innehåller och hur avfallet bör hanteras

Rening av lakvatten från förorenad mark har inte heller undersökts i den här studien men resultaten förväntas vara liknande de från rening av lakvatten från deponier. Restmaterialet från reningen kan eventuellt klassas som POP:s-avfall.

4.5.1. PFAS på papper

Engångsprodukter och förpackningar av papper eller kartong, som ligger i kontakt med fett eller vätska i form av exempelvis mat, har rapporterats innehålla PFAS (Kemikalieinspektionen, 2021). Idag används huvudsakligen kortkedjiga PFAS-ämnen, som inte begränsas av POP:s-regleringen. Det har historiskt använts ämnen som begränsas av POP:s-regleringen men i nyare studier detekteras dessa ämnen i halter som ligger flera tiopotenser under gränsvärdet för POP:s-avfall. Halten total fluor kan däremot detekteras i betydande halter, vilket tyder på att fluorkemikalier har tillsatts i någon form i ett flertal produkter (Kemikalieinspektionen, 2015b, 2021; Livsmedelsverket, 2023). Det avfall som uppstår från dessa produkter går antingen till förbränning via restavfallet, eller till materialåtervinning hos Fiskeby Board där det blir råvara till kartong. En liten del blir dessutom rejekt hos Fiskeby Board och förbränns på plats i deras egen energianläggning. Livslängden på pappersförpackningar är vanligtvis kort, vanligtvis bara några veckor, vilket gör att förändringar i lagstiftning snabbt påverkar vilka ämnen som dyker upp i avfallet. De PFAS-ämnen som följde med kartongen i återvinningen förväntas dyka upp igen i låg halt i återvunna produkter. Fiskeby Board har bekräftat att de har hittat spår av PFAS-ämnen i returfibern (Avfall Sverige, 2017).

4.5.2. Dagvatten, avloppsvatten och avloppsslam

Ett flertal POP:s-ämnen passerar avloppsreningsverk då de tar emot förorenat dagvatten och avloppsvatten.

Bromerade flamskyddsmedel har hittats i dagvatten och avloppsvatten i halter som har uppgått till som högst 31 µg/liter av dekaBDE (Remberger m.fl., 2014b). Det var visserligen en begränsad studie med få analyser gjorda, endast tre dagvattenprov från Göteborg och avloppsvatten från två vattenreningsverk i västra Sverige. Samma studie inkluderade två prov på avloppsslam från samma reningsverk, vilket som högst uppmätte halten dekaBDE till 2,7 µg/kgTS.

Halter av PFAS₁₁ (som inkluderar PFOS, PFOA, PFHxS) som har rapporterats i avloppsvatten ligger vanligtvis under 100 ng/liter och för avloppsslammet rapporteras värden uppemot 10 µg/kgTS (Baresel m.fl., 2022; Zhou m.fl., 2024).

Eftersom det är stora mängder vatten som hanteras på avloppsreningsverk innebär det att det totala flödet av POP:s är av betydande storlek, men det avfall som hanteras från reningsverken ligger flera tiopotenser under gränsvärdet för POP:s-avfall. Specialfall finns i form av rening av lakvatten från exempelvis deponier och förorenad mark, vilket beskrivs i nedanstående avsnitt.

4.5.3. PFAS i lakvatten från deponier

Lakvatten från avfallslagring och deponier kan innehålla PFAS. Resultat från analyser av PFAS i uttjanta kolmembran och jonbytarfilter från vattenrening visar halter som ibland passerar POP:s-förordningens gränsvärde för PFOA och/eller PFHxS i avfall (Edvardsson & Önnby, 2021; F. Hedman, personlig kommunikation, Oktober 2024; Malovanyy m.fl., 2021). Från de två studierna går det att utläsa halter i det uttjanta materialet som varierat från 0,3 till 10 mg/kgTS för PFOA och PFHxS, med en högre halt i jonbytarna än i det aktiva kolet. Det går också att dra lite generella slutsatser i form av att halten PFOA/PFHxS i det uttjanta materialet blir högre om halten PFOA/PFHxS i det inkommande vattnet är hög, men det beror också på sammansättningen i stort. Det uttjanta materialet som använts i vattenrening kan i vissa fall klassas som POP:s-avfall.

Aktivt kol eller jonbytare från rening av lakvatten från deponier är en typ av avfall som ofta inte klassades som POP:s-avfall innan POP:s-förordningen uppdaterades 2023. De två svenska studier som vi tittat på utfördes innan POP:s-förordningen uppdaterades (Edvardsson & Önnby, 2021; Malovanyy m.fl., 2021). Båda studierna visar att halten PFOS är lägre än 50 mg/kg i materialet och det kan därför förbrännas ihop med icke-farligt avfall i en vanlig avfallspanna. Efter att nya gränsvärden på 1 mg/kg av PFOA eller PFHxS i avfall infördes så kommer de flesta uttjanta material från dessa tester hamna över gränsvärdet för POP:s-avfall och behöver därmed destrueras.

För att inhämta mer information om hur uttjänt material från rening av lakvatten hanteras skickades en enkät ut till aktörer som arbetar med lakvatten kopplat till avfallsanläggningar. Tre svar inhämtades och samtliga aktörer uppgav att de hanterar lakvatten från deponier. Två av aktörerna uppgav att de renar lakvattnet från PFAS-ämnena PFOS, PFHxS och PFOA. Dessa två anläggningar använder jonbytarfilter som reningsmetod, och uttjanta filter skickas till högtemperaturförbränning. Den tredje aktören uppgav att de inte renar lakvatten från någon av de POP:s-ämnena den här studien fokuserar på. Anläggningen använder en våtmark med översilningsyta med infiltration för

att rena lakvattnet, och uppgav att en viss reduktion av POP:s-ämnen kan ske där, men POP:s var inte något som behövde renas bort i det fallet. Rensning av sediment hade ännu inte ägt rum, och frågan om hantering av uttjänt material var därför inte aktuell.

Fortum Waste uppger att de får in aktivt kol från rening av PFAS med deklarerat innehåll av PFAS. Det får även in slam eller vatten från oljeavskiljare eller andra typer av vattenreningar med deklarerat PFAS-innehåll (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

4.5.4. Transportband i gruvindustrin

Ett stort användningsområde för kortkedjiga klorparaffiner har tidigare varit i produktionen av flamskyddat gummi till transportband som används inom gruvindustrin. En fortsatt användning av SCCP-innehållande transportband i gruvindustrin är tillåten om transportbanden var i användning senast 4 december 2015, enligt undantag i POP:s-förordningen Bilaga I.

En EU-konsultation under 2013 visade att transportband med SCCP inte längre används inom gruvindustrin. En stor tillverkare rapporterade en smidig övergång till MCCP med låga kostnader (European Commission, 2015).

SCCP har hittats i gummi i transportband i halter mellan 100 000 mg/kg-170 000 mg/kg (UNEP, 2021c). I en tysk rapport uppskattas halten SCCP i gummi i transportband att vara omkring 10 000 mg/kg. Gummit uppskattas utgöra ungefär 33 procent av det totala transportbandet, och halten SCCP i transportbandet bedöms därmed vara omkring 3300 mg/kg. Den tyska rapporten kunde inte verifiera det med labbtester, då resultaten från två slumpmässiga prover från gummitransportband indikerade att proverna inte tagits från SCCP-innehållande transportband (Umweltbundesamt, 2015).

Samma rapport pekar på att uttjänta transportband från gruvindustrin kan återanvändas som exempelvis väderskyddande gardiner, eller golvmattor, säljas till privatpersoner för återanvändning, eller återvinnas. Rapporten uppskattar att en stor andel används till produktion av gummi-granulat i Tyskland. Gummi-granulatet kan i sin tur användas för att producera golv för sportanläggningar, eller mattor. Återvinningen av gummi är endast möjlig om halten av metall-föroreningar är låg, då större metall-fragment skadar shreddern (Umweltbundesamt, 2015). Författarna skriver att gummi från uttjänta transportband sannolikt hanteras tillsammans med gummi från andra avfallsflöden (till exempel däckavfall). Livslängden för transportband har av ECHA uppskattats till ungefär 10 år (ECHA, 2008).

4.5.5. Brandskum

Användning av brandsläckningsskum som innehåller PFAS är den största kända punktkällan till PFAS i miljön (Naturvårdsverket, 2025b). PFOA ingick tidigare ofta som en beståndsdel i brandskum, men användningen upphörde i samband med att man runt 2011-2013 gick över till så kallad C6-teknologi (Dafo Brand AB, 2022). C6-teknologin innebär att man använder tensider med kortare kolkedjor (sex kolatomer i rad), vilka ansågs vara lättare att bryta ner. Det har senare visat sig att även C6 tensider är svårnedbrytbara (Dafo Brand AB, 2022).

Kommunala räddningstjänster har använt PFAS-innehållande brandsläckningsskum i över 50 år. Under 2022-2023 har Naturvårdsverket tillsammans med Myndigheten för samhällsskydd och beredskap samlat in och destruerat 416 ton PFAS-innehållande brandsläckningsskum från 111 räddningstjänster i Sverige (Naturvårdsverket, 2025b).

Destruktion av brandskum sker framför allt genom högtemperaturförbränning hos Fortum Waste Solutions. Fortum Waste uppger att de får in brandskum och släckvatten med deklarerat innehåll av PFAS (Fortum Waste Solutions, personlig kommunikation, 2025).

4.5.6. Konsumentprodukter

Konsumentprodukter, det vill säga produkter som säljs och marknadsförs till privatpersoner, är en bred produktkategori som omfattar flera av de produkter som tagits upp i tidigare avsnitt. POP:s har hittats i flera konsumentprodukter, som exempelvis elektronik (såsom laddningskablar), leksaker och sportartiklar. Mer information om detta kan hittas i kap. 3.

För att få en uppfattning om hur olika POP:s-ämnen och avfall som potentiellt innehåller dessa POP:s-ämnen hanteras av privatpersoner gjordes en kartläggning av hur fyra kommuners webbaserade sorteringsguider rekommenderar att olika typer av potentiellt POP:s-innehållande avfall bör sorteras. Sökord och resultat från sökningen presenteras i Bilaga 8. Resultaten från sökningen visar att sorteringsguiderna anger att kemikalier och kemiska produkter av olika slag ska sorteras som farligt avfall. De ämnen som ingår i studien dök dock inte upp som några resultat vid sökningen. Förutom kemikalier och kemiska produkter så görs det ingen skillnad om avfallet innehåller POP:s eller inte. Ingen av sorteringsguiderna hade något tillägg som sa att byggnadsmaterial, isolering, textilier, möbler eller något annat material skulle sorteras annorlunda om det hade tillverkats innan ett visst årtal eller om det hade behandlats med något av de ämnen som ingår i den här studien. Elektronik och brandsläckare sorteras dock ut separat och hanteras som farligt avfall, oavsett om de innehåller POP:s eller inte. Likadant är det för exempelvis skidvalla, färg och lack, som också vanligtvis sorteras som farligt

avfall oavsett innehåll. I de fall sorteringsguiderna innehöll information om hur ett avfall skulle sorteras ut var vägledningen i de flesta fall den samma för olika kommuner.

Brottslighet och fusk i avfallsbranschen

Över tid så har striktare lagstiftning och ökande avfallsmängder drivit upp kostnaderna för korrekt avfallshantering, vilket ökat efterfrågan på avfallstjänster och skapat affärsmöjligheter. Dessa möjligheter lockar dock även kriminella aktörer, då miljöbrott som illegal avfallshantering är mycket lönsamma, med vinstmarginaler jämförbara med narkotikahandel, samtidigt som risken för upptäckt och straff är låg. Europol varnar av denna anledning för att den gröna omställningen kan leda till en växande illegal avfallssektor (Naturvårdsverket, 2023).

Kriminella aktörer utnyttjar systemet genom att erbjuda avfallshantering till underpris och sedan kringgå regler, exempelvis genom att felaktigt hantera eller dumpa avfall. Avfall med negativt värde, där behandlingskostnader överstiger intäkterna, är särskilt utsatt, likaså avfall som kan klassas som både farligt och icke-farligt, vilket möjliggör manipulering av klassificering för att undvika kostsamma regler. Polismyndigheten har rapporterat omfattande problem med illegal hantering av bygg och rivningsavfall, där osorterade fraktioner av farligt och icke-farligt avfall blandas och i vissa fall dumpas i naturen eller används på ett otillåtet sätt, exempelvis för anläggningsändamål. En annan problematisk avfallstyp är så kallat fluff, ett restavfall som uppstår vid fragmentering av uttjänta bilar. Fluff är ett heterogent avfall som kan innehålla både farliga och icke-farliga ämnen, och en korrekt hantering är ofta kostsam. Detta skapar incitament för kriminella att göra sig av med fluff på ett olagligt sätt. (Naturvårdsverket, Kustbevakningen, länsstyrelserna i m.fl., 2022).

Polisen bedömer att brottsligheten är grovt underskattad sett till brottsstatistiken, och att illegal avfallshantering betraktas som ett ostört brottsområde. En enkät som Sveriges Radio skickade ut till landets kommuner under 2022 visade att mer än hälften av de 230 svarande kommunerna hade kännedom om illegal avfallshantering, vilket tyder på att problemet är utbrett men ofta dolt (Sveriges Radio, 2022).

Några av de avfallskategorier som anses vara vanligast förekommande inom illegal avfallshantering i Sverige är enligt Naturvårdsverket m.fl. (2022):

- Bygg och rivningsavfall
- Bil-fluff och uttjänta fordon
- Elavfall, elkablar, elektronik

4.6. DESTRUKTION AV POP:S-AVFALL

Enligt artikel 7 i POP:s-förordningen ska avfall som innehåller POP:s över gränsvärdena hanteras på ett sätt så att POP:s-ämnena destrueras eller omvandlas irreversibelt. Baselkonventionens tekniska vägledning för POP:s-ämnen fastställer att destruktion eller irreversibel omvandling av POP:s kräver en destruktionseffektivitet på över 99,999% (Basel Convention, 2023a).

Baselkonventionens tekniska vägledning ger en överblick över vilka tekniker som leder till destruktion eller irreversibel omvandling av POP:s i avfall. Tekniker som anses destruera och irreversibelt omvandla alla de POP:s-ämnen som undersökts i den här studien inkluderar högtemperaturförbränning och förbränning i cementugn. En överblick över godkända destruktions-tekniker ges i Tabell 12. Eftersom det i den här studien mest har identifierats att avfallet går till någon form av förbränning så är det dessa tekniker som inkluderas i Tabell 12. Den teknik som i Baselkonventionen kallas ASWI (Advanced Solid Waste Incineration) har sagts vara tillräcklig för flera av de ämnen som inkluderats i studien. För ASWI redogörs det i Baselkonventionen några olika temperaturer som krävs för att destruera de olika ämnena, vilket också inkluderas i Tabell 12.

Utöver bara temperatur spelar också andra parametrar, så som uppehållstid och syretillförsel, en viktig roll för att uppnå en fullständig destruktion. Dessa parametrar har inte undersökts närmare i den här studien och Tabell 12 ska inte ses som tillräckligt bevis för att säga att kraven för destruktion är uppfyllda.

Enligt industriutsläppsdirektivet (2010/75/EU) ska en avfallspanna för icke-farligt avfall (ASWI enligt Baselkonventionen) hålla en temperatur över 850 grader under minst två sekunder och en förbränningspanna för farligt avfall ska ligga över 1100 grader. Temperaturerna anger en lägsta nivå som ska gälla även under de mest ogynnsamma förhållanden. I praktiken kan förbränningstemperaturerna på förbränningsanläggningar vara högre. I Baselkonventionens tekniska vägledning för POP:s presenteras vilka POP:s-ämnen som destrueras eller omvandlas irreversibelt i förbränningsanläggningar (Basel Convention, 2023a). Destrueringstemperaturerna och Baselkonventionens riktlinjer sammanfattas i Tabell 12.

Tabell12. Översikt över tekniker för destruktions och irreversibel omvandling av POP:s i avfall samt lägsta temperaturer.

Tabellen är baserad på Baselkonventionens tekniska vägledning (Basel Convention, 2023a).

POP:s-ämne	Högtemperatur-förbränning eller förbränning i cementugn enligt Baselkonventionen	Förbränningsanläggning (ASWI) enligt Baselkonventionen	Lägsta temperatur för destruktions eller irreversibel omvandling
HBB	Ja	Data saknas	Data saknas
HBCD	Ja	Ja	900-1000 °C
PBDE	Ja	Ja	1000 °C
POP-PFAS	Ja	Data saknas	Data saknas
SCCP	Ja	Ja	850 °C

Enligt en dansk litteraturstudie som gått igenom publicerade artiklar om destruktions av HBCD, PBDE och SCCP kunde följande slutsatser dras (Miljøstyrelsen, 2019):

- SCCP: enligt laboratorieförsök börjar ämnet brytas ned vid 200 °C, det är sannolikt att ämnet är fullständigt nedbrutet vid 850 °C.
- PBDE: enligt pilotförsök på samförbränning av PBDE-innehållande avfall destrueras PBDE till 99,9% vid förbränning vid 900 °C.
- HBCD: Enligt laboratorieförsök startar nedbrytningen av HBCD vid 300 °C och HBCD som använts som flamskyddsmedel bryts ner fullständigt vid förbränningstemperaturer över 900 °C.

Baserat på ovanstående punkter kunde författarna dra den övergripande slutsatsen att vid förbränning i danska konventionella avfallsförbränningsanläggningar kan en destruktions av POP:s-ämnerna på minst 99% uppnås vid tillsättning av max 2% av det material som innehåller POP:s-ämnet (HBCD, PBDE, SCCP) under ett antal förutsättningar: (1) att avfallsförbränningsanläggningen uppfyller kraven för ASWI, (2) att pannan vid förbränning av HBCD-innehållande avfall håller en temperatur över 900 °C och (3) att avfallet blandas väl (Miljøstyrelsen, 2019).

4.6.1. Destrueringstemperaturer för PFAS ämnen i POP:s-förordningen

Bindningen mellan kol och fluor i PFAS-ämnerna är stark, vilket gör att de är termodynamiskt stabila. Det finns ett flertal studier på hur dessa ämnen bryts ner, men det finns också extremt många PFAS-ämnerna och nedbrytningen kan påverkas av extremt många parametrar utöver bara temperaturen. Utifrån en sammanfattande artikel av (Wang m.fl., 2022) går det att utläsa att det bör räcka med de temperaturer som uppnås i en avfallsförbränning (>850 °C) för att åtminstone delvis bryta ner POP-PFAS. Däremot är det osäkert vad som krävs för att PFAS ska destrueras fullständigt. Nedbrytningen av PFAS sker i flera steg, där kolkedjan blir kortare och kortare ju längre processen fortgår. De PFAS-ämnerna som regleras i POP:s-förordningen (POP-PFAS) kommer alltså, till att börja med, brytas ner till nya ämnen med kortare kedjor (som inte klassas som POP:s). Om nedbrytningen är fullständig bildas i slutändan fluorider som reagerar med mineraler och bildar fluoridsalter, vilket då kallas för att en fullständig "mineralisering" har skett. Högre temperatur och längre uppehållstid leder till en mer fullständig nedbrytning. Tillgång till vattenmolekyler och syre under förbränningen förbättrar också nedbrytningen. Även tillgången till mineraler som innehåller exempelvis kalcium och kisel kan driva på mineraliseringen av fluoret. Dessa slutsatser har framkommit framför allt från tester i labbskala. Exakt vad som händer i en fullskalig förbränning är lite mer osäkert (Wang m.fl., 2022).

För att bättre förstå storlek och sammansättning av eventuella utsläpp av PFAS från svenska förbränningsanläggningar utfördes en studie under 2020–2021 där bottenaska, flygaska och rökgaskondensat från 27 av Sveriges 38 avfallsförbränningsanläggningar analyserades. Det mineraliserade fluoret fanns i koncentrationer som var betydligt högre än det organiska fluoret. Det oidentifierade organiska fluoret fanns i betydligt högre koncentrationer än de 27 PFAS-ämnerna som eftersöktes i analyserna. De PFAS-ämnerna som gick att hitta hade huvudsakligen kortare kolkedjor, dvs inte POP-PFAS, men det hittades ändå små mängder POP-PFAS i några prov. Det går inte dra några slutsatser om hur väl POP-PFAS (eller andra PFAS) har destruerats i processerna, då det saknas information om hur mycket av olika PFAS-ämnerna som tillfördes i bränslet och det gjordes heller inga mätningar på den delen av rökgaserna som inte fångades in i rökgaskondensatet eller askan. Det gick inte att dra några slutsatser om vilka förhållanden som var mest optimala för att destruera PFAS i svenska förbränningsanläggningar, men det gick att se att det fanns kvar en del PFAS och andra fluor-organiska föreningar i resterna från pannor där temperaturen översteg 1000 °C (Awad m.fl., 2021; Johansson m.fl., 2024).

5

Diskussion

Oavsiktlig utspädning av POP:s i avfallsledet

Enligt POP:s-förordningen är det förbjudet att medvetet späda ut avfall som innehåller POP:s för att undgå krav på destruktion. Trots detta visar resultaten från denna studie att oavsiktlig utspädning kan ske i befintliga avfallshanteringsprocesser. Exempelvis indikerar analyser av plastkomponenter och textilier i fordon att fragmentering av dessa material i avfallsledet (t.ex. ASR) leder till en utspädning av POP:s, vilket resulterar i lägre koncentrationer i det totala avfallet jämfört med enskilda komponenter. Ett liknande mönster ses i möbelavfall, där höga halter av POP:s i flamskyddade textilier späds ut när möblerna fragmenteras i grovavfallet. Detta kan leda till att den totala halten POP:s i det fragmenterade avfallet hamnar under gränsvärdet för POP:s-avfall, vilket riskerar att leda till felaktig hantering. Denna problematik är särskilt relevant i Sverige, där avsaknaden av data om POP:s i möbelavfall gör det svårt att bedöma omfattningen av problemet.

Komplicerad lagstiftning innebär utmaningar i kommunikation

En utmaning i arbetet med att säkerställa en hållbar hantering av POP:s och andra farliga ämnen i avfallsflöden är komplexiteten i kemikalielagstiftningen, såsom POP:s-förordningen, samt svårigheten för aktörer att hålla sig uppdaterade om förändringar i regelverket. Lagstiftningen är ofta tekniskt detaljerad och kan vara svår att tolka för avfallsaktörer, särskilt mindre företag eller organisationer utan dedikerade resurser för miljö- och kemikaliefrågor. Detta problem förstärks av att lagstiftningen kontinuerligt uppdateras, exempelvis genom sänkta gränsvärden för POP:s i avfall eller tillägg av nya ämnen till bilagan med förbjudna ämnen, vilket kräver ständig omvärldsbevakning. Ett flertal av de aktörer som kontaktats i detta projekt har inte haft kunskap om ändringarna av gränsvärdena för POP:s-avfall som publicerades under 2022. Brist på kunskap eller förståelse för dessa förändringar kan leda till felaktig hantering av avfall, oavsiktlig spridning av föroreningar och i förlängningen ökade risker för miljön och människors hälsa.

För att minska denna problematik behövs bättre kommunikation och kunskapsspridning inom ämnet. Informationsinsatser, såsom branschspecifika vägledningar, digitala utbildningar och lättillgängliga sammanfattningar av lagändringar, kan hjälpa aktörer att snabbare förstå och anpassa sig till nya krav. Genom att ta fram en guide som sammanställer reglerna för hantering av POP:s-avfall, hoppas projektgruppen att bidra till att fler avfallsaktörer kan ta till sig nödvändig information.

Osund substitution

En central utmaning som identifierats i denna kartläggning är fenomenet osund substitution, där skadliga ämnen som regleras ersätts med andra ämnen som senare också visar sig vara skadliga. Ett exempel är hur SCCP i flera användningsområden har ersatt PCB, eller hur dekaBDE fasades ut i textilier till förmån för HBCD. För att undvika oönskade konsekvenser vid substitution bör fokus ligga på funktionell substitution, det vill säga att hitta alternativ som uppfyller samma tekniska behov snarare än att enbart söka efter ämnen med liknande kemisk struktur. En möjlig lösning på denna utmaning är att arbeta utifrån EU:s ramverk Safe and Sustainable by Design (SSbD), som innehåller principer och utvärderingsförfarande för säker och hållbar design av kemikalier och material.

Behov av gemensam vägledning för materialinventerare

En annan viktig aspekt som framkommit är behovet av enhetliga rutiner för materialinventering av avfall, särskilt bygg- och rivningsavfall. Idag tillämpas olika gränsvärden och riktlinjer av olika materialinventerare, vilket skapar en risk för att mindre noggranna aktörer väljs för att de är snabbare eller billigare, snarare än för deras kompetens. Detta kan leda till att POP:s-innehållande avfall missas i inventeringsprocessen. För att minimera denna risk förespråkar vi att en gemensam vägledning och standardiserade rutiner tas fram, och att det säkerställs att dessa rutiner följs av alla aktörer. En sådan harmonisering skulle stärka kvaliteten i materialinventeringar och bidra till en mer effektiv hantering av POP:s-avfall.

Identifiering av POP:s-ämnen i avfall

Då det ofta saknas information om vilka ämnen som eventuellt förekommer i ett avfall kan det vara lämpligt med snabba och effektiva analysmetoder för att avgöra om avfallet riskerar att klassas som POP:s-avfall eller inte. Den här studien har inte gått in närmare på vilka metoder det eventuellt skulle vara, men några genvägar har observerats. Som exempel går det betydligt snabbare att identifiera en hög halt brom i ett material än att försöka identifiera vilket flamskyddsmedel som har använts. För aktörer som hanterar eller identifierar stora mängder avfall som kan innehålla bromerade flamskyddsmedel kan det exempelvis vara relevant att införskaffa en handhållen enhet för att identifiera olika grundämnen via exempelvis XRF (X-ray fluorescence) eller LIBS (laser-induced breakdown spectroscopy). Dessa verktyg är effektiva på att hitta framför allt tyngre atomer så som brom. Vi välkomnar om någon aktör med kunskaper utöver vad som framkommit i den här studien tar initiativ till att utveckla nya, eller marknadsföra befintliga, verktyg för att även identifiera andra POP:s-ämnen på plats där avfallet sorteras i stället för att behöva skicka i väg prover till labb för analys.

Framtida POP:s-innehåll i avfallsströmmar

Bygg- och rivningsavfall

På grund av byggprodukternas långa livslängd kan POP:s-innehållande produkter som exempelvis isolerskivor, fogmassor, förseglingsmassor och rörisolering förekomma i avfallsströmmar under lång tid framöver. Kravet på materialinventering gör att POP:s-innehållande produkter kan identifieras vid rivning och skickas till korrekt behandling. Vi har dock sett att det finns ett behov av tydligare vägledning om gränsvärden, samt ökad tillgänglighet av tidseffektiva provanalyser för att säkerställa att inget POP:s-innehållande rivningsavfall missas och hanteras fel.

Fordonsskrot

POP:s kan förekomma i ASR även långt in i framtiden. Fordonens långa livslängd och det faktum att dekaBDE kan ha använts ända fram till 2019, och PFOA och PFHxS längre än så, gör att dessa ämnen kan förekomma i ASR i flera decennier framöver. Det är särskilt dekaBDE som bedöms som relevant att hantera i avfallsflöden från skrotade fordon i framtiden. Det faktum att reservdelar till fordon producerade före juli 2019 omfattas av undantag från POP:s-förordningens förbud mot användning av dekaBDE gör avfallsströmmen ännu mer relevant i framtiden.

Elektronik

POP:s-ämnen förekommer framför allt i äldre elektronik och eventuellt även elektronik som privatimporteras från exempelvis Asien. Eftersom elektronikprodukter kan ha en lång livslängd, och dessutom förvaras i hemmet i flera år innan de når avfallshanteringen, kan upplagrad elektronik leda till att avfallsflödet kan innehålla POP:s en lång tid framåt. Det faktum att elektronik privatimporteras till Sverige gör att vi får ett inflöde av POP:s som varit begränsade i EU, vilket ytterligare bidrar till att avfallsflödet kan innehålla POP:s flera år framöver. Bromerade flamskyddsmedel hanteras i elektronikåtervinningsprocessen genom densitetsseparering, och rejektet hanteras som POP:s-avfall om koncentrationen överstiger gränsvärdet. Plast med låga halter av bromerade flamskyddsmedel, exempelvis på grund av felaktig återvinning i ett tidigare led, sorteras inte ut i separationssteget och riskerar därmed återgå till samhället i en ännu mer utspädd form.

Möbler och textilier

Den här studien har inte hittat några studier som analyserat förekomsten av POP:s i möbler i Sverige. Däremot indikerar analyser av dammprov från olika inomhusmiljöer i Sverige att möbler har flamskyddats med POP:s-ämnen. För att flamskydden ska ha en flamskyddande effekt har POP:s sannolikt använts i liknande halter som de som påvisats i studier från exempelvis Irland, Frankrike och England. Däremot har möbler sannolikt inte flamskyddats lika frekvent

som i exempelvis Irland, eftersom det i Sverige inte finns några regler på detaljnivå om brandskyddskrav på lös inredning. Det är troligtvis vanligare med flamskydd av möbler och inventarier från offentliga lokaler, likt biosalonger och konferensanläggningar, än privatpersoners hem. Det finns därmed en möjlighet att utnyttja en liknande kompetens som finns hos materialinventerare för att identifiera större partier med POP:s-innehållande inventarier, på ett liknande sätt som samma ämnen identifieras i byggnadsmaterial innan rivning eller ombyggnad. Men då uppstår frågor om vem som ska ta ansvaret för en sådan utökad inventering. Det finns idag inget krav på inventering för att endast byta inventarier.

Otydligheter i tillämpning av lagstiftningen

Det har under projektets gång framkommit en del otydligheter om hur lagstiftningen ska tolkas. En grundläggande princip är att POP:s-innehållande komponenter ska avlägsnas från resten av produkten om detta är möjligt.

En frågeställning som visat sig är hur avfall i form av en uttjänt produkt ska hanteras om den består av flera komponenter, där någon komponent har en koncentration av POP:s som ligger över gränsvärdet för POP:s-avfall men koncentrationen för produkten som helhet ligger under gränsvärdet. I fallet med bygg- och rivningsavfall har det oftast sorterats separat. Om isoleringen har flamskyddats med PBDE så separeras isoleringen från resten av byggnaden innan isoleringen skickas till destruktion. I fallet med möbler sker ingen sådan sortering och det kan också ifrågasättas om det är rimligt med en sådan sortering. Om tyget på en soffa har behandlats med PBDE så blir det svårt att kräva att någon ska försöka demontera soffan och ta bort allt tyg. Detta särskilt om demonteringen innebär en hälsorisk för den som utför arbetet eller om det riskerar att spridas mer PBDE till omkringliggande miljö som följd av demonteringen än vad som skulle spridas som följd av daglig hantering av soffan.

En annan viktig fråga är huruvida gränsvärdena i POPs-förordningen ska beräknas baserat på torr vikt eller våt vikt. Det framgår inte ur lagstiftningen, men är högst relevant för avfallstyper som kan innehålla betydande mängder vatten, såsom slam och restmaterial från lakvattenrening. I vetenskapliga sammanhang omräknas koncentrationer av miljöfarliga ämnen i regel till torrsvikt, och de koncentrationer av POP:s som presenteras för olika avfallstyper i denna rapport är, såvitt vi vet, också baserade på torrsvikt. Samtidigt har Europeiska kommissionen i en teknisk vägledning (Europeiska Kommissionen, 2018) angett att våt vikt ska användas vid klassificering av farligt avfall, det vill säga den vikt avfallet har vid hanteringsstillfället. Det är dock oklart om denna tolkning även ska tillämpas på POPs-haltigt avfall. Mot denna bakgrund ser vi ett behov av en tydlig teknisk vägledning från EU-kommissionen för att klargöra hur gränsvärden för POP:s ska beräknas och rapporteras.

Kapacitet för destruering av POP:s-avfall

Det kan komma att uppstå ett behov av ökad kapacitet för destruering av POP:s-avfall (och farligt avfall) i Sverige. En del POP:s-avfall skickas i dagsläget utomlands för att destrueras. Samtidigt har det också identifierats att det är stora mängder avfall som innehåller POP:s men som inte hanteras som POP:s-avfall på grund av bland annat bristande kunskap, otydlig lagstiftning, oavsiktlig utspädning eller att POP:s-ämnena endast finns i låga halter i produkterna till att börja med. Om mer av det avfall som innehåller POP:s ska destrueras så kan det behövas mer kapacitet för att utföra destruktionsen. Samtidigt finns det troligtvis flera avfallsmottagare i Sverige som skulle kunna destruera i alla fall några av de ämnen som ingår i den här studien, vilket bland annat också uppmärksammas i en studie av (Lundin & Jansson, 2017).

Fortsatta forskningsbehov

För att effektivt hantera POP:s i avfall behövs en djupare förståelse av deras förekomst och hantering. Denna rapport har identifierat flera avfallsflöden som innehåller POP:s, men mer forskning behövs för att fullt förstå och hantera dessa ämnen:

- Nuvarande metoder för att identifiera POP:s, såsom kemiska analyser, kan vara både dyra och tidskrävande. Fortsatt forskning behövs därför för att utveckla snabbare och kostnadseffektiva metoder som skulle kunna användas av olika aktörer inom avfallsbranschen.
- Mer forskning behövs för att kartlägga vilka specifika fordonskomponenter som innehåller POP:s och i vilka koncentrationer. Det nya ELV-direktivet (som i nuläget endast är ett förslag) innehåller krav som bland annat säger att komponenter som innehåller POP:s-ämnen ska separeras från fordonet under den inledande demonteringen, innan fragmentering. För att detta ska vara möjligt behövs mer information om POP:s-innehåll i specifika fordonskomponenter.
- Mer forskning behövs för att undersöka innehåll av POP:s-ämnen i textil- och möbelavfall och i vilka koncentrationer olika POP:s-ämnen hittas.
- Det behövs fortsatt forskning av vad som krävs för en fullständig destruktions av POP:s-ämnen, bland annat för de POP:s-ämnen som tillhör kategorin PFAS-ämnen.
- En stor mängd varor importeras till Sverige från utanför EU och en del av dessa varor innehåller POP:s-ämnen. Det saknas dock uppskattningar för hur stort detta flöde är, vilket skulle kunna undersökas för att förstå omfattningen av detta problem.

6

Slutsatser

De POP:s-ämnen som varit aktuella i denna rapport har haft en omfattande användning över en lång tidsperiod och i ett brett spektrum av produktkategorier, inklusive byggmaterial, fordon, elektronik, möbler och textilier. Denna historiska användning, kombinerad med produkternas ofta långa livslängd, innebär att POP:s-innehållande material kommer att fortsätta att förekomma i avfallsflöden under flera decennier framöver, även långt efter att användningen av dessa ämnen har begränsats eller förbjudits. Detta skapar utmaningar för både identifiering och säker hantering, särskilt i de fall där det saknas tydliga riktlinjer för hur dessa material ska sorteras och behandlas.

Projektet har gett en ökad förståelse för avfallsflödena i Sverige som riskerar att innehålla POP:s-ämnen. En guide till POP:s i produkter och avfall har publicerats tillsammans med denna rapport på IVL:s hemsida. POP:s i avfall är dock fortsatt ett område som kräver utredning. Det finns en brist på information om förekomsten av POP:s i svenska avfallsflöden, vilket försvårar både korrekt hantering och tillsyn. Denna rapport har exempelvis visat att sorteringsguider på de undersökta återvinningscentralerna inte innehåller någon information om hur potentiellt POP:s-innehållande avfall kan identifieras och på så sätt skiljas från övrigt liknande avfall. Detta kan leda till att farliga ämnen sprids i avfallsflödet i stället för att hanteras på ett säkert sätt. För att säkerställa en korrekt hantering av dessa ämnen behövs bättre vägledning och kommunikation riktad till både avfallslämnare och avfallsmottagare.

Bygg- och rivningsavfall är ett relevant avfallsslag då byggprodukter kan ha en lång livslängd och flera POP:s-ämnen har använts historiskt i byggnader. Det är framför allt SCCP och bromerade flamskyddsmedel som hittas över gränsvärdena för POP:s-avfall. En viktig faktor för att fånga upp dessa ämnen är de experter som utför materialinventering innan större ombyggnationer och rivningar. Avsaknaden av en enhetlig checklista kan leda till att materialinventerare fokuserar på ämnen de har särskild kunskap om, vilket påverkar vilka material som analyseras. Detta medför en risk för variation i inventeringsresultat, både vad gäller val av ämnen och tillämpning av gränsvärden för bedömning av POP:s-avfall.

Elektronikavfall är också ett relevant avfall, då det historiskt har använts POP:s-reglerade bromerade flamskyddsmedel i elektronik. Majoriteten av bromerade flamskyddsmedel, även de tillåtna, separeras med den teknik som används av återvinnare av elektronik i dagsläget. Det sker dock en form av utspädning av avfallet vid hanteringen, vilket medför att den rejekt som går till förbränning i slutändan ofta ligger under gränsvärdet för POP:s-avfall. Det medför att mycket bromerade organiska ämnen, både reglerade och icke-reglerade,

förbränns vid vanliga avfallsförbränningsanläggningar. För att förstå om det är positivt eller negativt ur miljösynpunkt rekommenderas ytterligare studier. En dedikerad sortering där komponenter som innehåller POP:s sorteras ut separat för att skickas till destruktion kommer innebära en ökad kostnad för elektronikåtervinningen, vilket skulle kunna finansieras via producentansvaret för elektronik.

Textil- och möbelavfall är avfall där det tyvärr saknas mycket information om POP:s. Konsumenter vet oftast inte vilka kemikalier som döljer sig i deras textilier eller möbler. Kommuner har (i skrivande stund) heller inte börjat informera om hur textil- eller möbelavfall bör sorteras för att skilja ut POP:s-ämnen. Vissa aktörer och kommuner har börjat sortera ut textil med misstänkt kemikalieinnehåll, men det skapar en rejekt med låg halt POP:s och det går (i skrivande stund) till vanlig avfallsförbränning. Mycket nytt kan hända inom textilområdet i och med att det nyligen har införts ett krav att samla in textilavfall separat. PFAS-ämnen går troligtvis att hitta på textilier med vatten- och smutsavvisande egenskaper, exempelvis regnkläder, tältdukar och vissa arbetskläder. Ett antal studier visar att det är en större sannolikhet att hitta bromerade flamskyddsmedel i möbler och inredningstextil från offentliga miljöer som kontor, biografer och konferenscenter, snarare än i hemmen. Det är dock något som borde undersökas närmare då det inte kartlagts närmare i Sverige. För att komma åt de POP:s som eventuellt kommer från dessa offentliga miljöer borde kunskaper från materialinventerare (och deras rutin som nämns i denna rapport) kunna utnyttjas. Materialinventerare anlitas vanligtvis inte förrän inredningen har plockats bort, så det skulle innebära utökade uppgifter för dem. För att undvika att POP:s återvinns eller återbrukas är det lämpligt om personal som sorterar textil och tar emot material för second hand får information och verktyg för att känna igen textil och möbler som riskerar att innehålla POP:s. Gällande analyser, finns det framtaget stöd som kan användas för att utforma och genomföra analyser av farliga ämnen textil .

Fordonsskrot innehåller en hel del POP:s-ämnen, vilket till viss del beror på den relativt långa livslängden på fordon. De POP:s-ämnen som förekommer i fordon återfinns mestadels i den rejekt som fås efter fragmenteringen av fordon, men då är halterna under gränsvärdet för POP:s-avfall. Det har kommit förslag om ett nytt ELV-direktiv från EU. I det förslaget ligger det med krav som bland annat säger att komponenter som innehåller POP:s-ämnen ska separeras från fordonet under den inledande saneringen, innan fragmentering. Det skulle troligtvis innebära att mer POP:s-innehållande material skulle separeras ut och skickas för destruktion.

Uttjänt material från uppfångning av PFAS vid rening av lakvatten från deponier (och troligtvis även från kontaminerad mark) kan klassas som POP:s-avfall. Lakvattnet kan exempelvis behandlas med aktivt kol eller jonbytare och det är i det materialet som PFAS adsorberas. Sammansättningen på lakvattnet kommer spela stor roll på vilka halter som återfinns i det uttjanta materialet. Däremot kan det konstateras att tidigare slutsatser om att materialet inte klassas som POP:s-avfall behöver ändras i och med att PFOA och PFHxS lades till i POP:s-förordningen (år 2020 respektive år 2023). Nu är sannolikheten hög att materialet ligger över gränsvärdet.



Referensförteckning

AFS 2023:3. (2023). Arbetsmiljöverkets föreskrifter.

Amanda Martvall. (2025, mars). Amanda Martvall personlig kommunikation [Personlig kommunikation].

Andersson, M., Oxfall, H., & Nilsson, C. (2019). Mapping and Evaluation of some Restricted Chemical Substances in Recycled Plastics Originating from ELV and WEEE Collected in Europe. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-38176>

Asvestas, I. (2018). Pyrolysis of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Plastics for Energy and Material Recovery. KTH Royal Institute of Technology.

Avfall Sverige. (2017). Rätt sak till rätt behandling, Materialåtervinning, avfallsförbränning och detoxifiering av samhället (2017:23).

Awad, R., Johann Bolinius, D., Strandberg, J., Yang, J.-J., Sandberg, J., Adeoye Bello, M., Egelrud, L., Härnwall, E.-L., & Gobelius, L. (2021). PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants: A systematic investigation. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-3837>

Baresel, C., Karlsson, L., Malovanyy, A., Thorsén, G., Goicoechea Feldtmann, M., Holmquist, H., Dalahmeh, S., Ahrens, L., & Winkens Pütz, K. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? (2022–7).

Basel Convention. (2015). Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with hexabromocyclododecane.

Basel Convention. (2017). Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with polychlorinated biphenyls, polychlorinated terphenyls, polychlorinated naphthalenes or polybrominated biphenyls including hexabromobiphenyl. UNEP.

Basel Convention. (2019a). Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether, or tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenyl ether, or decabromodiphenyl ether (UNEP/CHW.14/7/Add.3/Rev.1). UNEP.

Basel Convention. (2019b). Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with short-chain chlorinated paraffins. UNEP.

Basel Convention. (2023a). General technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants. UNEP.

Basel Convention. (2023b). Tech Guidelines Basel PFAS.

Blomqvist, E., Eskilsson, D., Johansson, A., & Johansson, L. (2007). Samförbränning av bilfluff, rötslam och avfall i en 20 MW fluidbäddpanna—Studier av bränslesammansättningens påverkan på beläggingsbildning. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-3727>

Boliden. (u.å.). Världens största återvinnare av elektronikmaterial—Boliden. Hämtad 19 februari 2025, från <https://www.boliden.com/sv/hallbarhet/sa-jobbar-vi/varldens-storsta-atervinnare-av-elektronikmaterial/>

Boliden. (2024). Metaller producerade i Europa. Års- och hållbarhetsredovisning 2023.

Boliden. (2025, mars). Personlig kommunikation Boliden [Personlig kommunikation].

Bolinus, D. J., & Ryberg, T. (2023). Plast och särskilt farliga ämnen i samhället: Fallstudie av vissa varor inom vägfordonssektorn. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-10572>

Byggföretagen. (2023). Resurs—Och avfallsriktlinjer vid byggande och rivning.

Chemsec. (2024). PFAS Guide—Find PFAS chemicals in your products. <https://pfas.chemsec.org/>

Chen, C., Chen, A., Zhan, F., Wania, F., Zhang, S., Li, L., & Liu, J. (2022). Global Historical Production, Use, In-Use Stocks, and Emissions of Short-, Medium-, and Long-Chain Chlorinated Paraffins. *Environmental Science & Technology*, 56(12), 7895–7904. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c00264>

Cooper, T., Furnston, K., Cutts, A., & Kaner, J. (2021, juni 23). Furniture lifetimes in a circular economy: A state-of-the-art review Cooper.

Dafo Brand AB. (2022). Fluotensider och PFAS i skumsläckare- miljöeffekter och regleringar. Dafo Brand AB. <https://www.dafo.se/globalassets/dokumentarkiv/informations--och-faktablad/brandslackningsskum-med-pfas-miljoeffekt-och-regleringar.pdf/>

Daikin's approach to PFOA | Fluorochemicals | Daikin Global. (u.å.). Hämtad 03 december 2024, från <https://www.daikinchemicals.com/sustainability/pfoa.html>

Dancet, G. (2008, oktober 28). Inclusion of substances of very high concern in the Candidate (SCCP, HBCDD). ECHA. <https://echa.europa.eu/documents/10162/e9713dc8-1855-4dab-9635-72ca8be244ae>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—Deka-BDE. (u.å.). Hämtad 23 januari 2025, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/131436>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—HBCDD. (u.å.). Hämtad 04 december 2024, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/104361>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—hexaBDE. (u.å.). Hämtad 24 januari 2025, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/154960>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—Penta-BDE. (u.å.). Hämtad 23 januari 2025, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/131342>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—PFOA. (u.å.). Hämtad 11 november 2024, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/67229>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—SCCP. (u.å.). Hämtad 12 november 2024, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/95019>

Databasen för klassificerings- och märkningsregistret—tetraBDE. (u.å.). Hämtad 24 januari 2025, från <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/155221>

Drage, D. S., Sharkey, M., Abdallah, M. A.-E., Berresheim, H., & Harrad, S. (2018). Brominated flame retardants in Irish waste polymers: Concentrations, legislative compliance, and treatment options. *Science of The Total Environment*, 625, 1535–1543. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.076>

E. Mark, F., & Lehner, T. (u.å.). *Plastics Recovery from Waste Electrical & Electronic Equipment in Non-Ferrous Metal Processes*.

ECHA. (2008). Data on Manufacture, Import, Export, Uses, and Releases of Alkanes, C10-13, Chloro (SCCPs), as well as Information on Potential Alternatives to Its Use.

ECHA. (2012). Inclusion of Substances of very High Concern in the Candidate List. <https://echa.europa.eu/documents/10162/7de8998e-c87a-4fa6-82fa-927fffb0fe79>

ECHA. (2024). Förteckning över ämnen som omfattas av POP-förordningen—ECHA (HBBP). <https://echa.europa.eu/sv/list-of-substances-subject-to-pops-regulation/-/dislist/details/obo236e18497de14>

ECHA. (2025a). Information om kemikalier. <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals>

ECHA. (2025b). SCIP-Database. <https://echa.europa.eu/sv/scip-database>

Edvardsson, V., & Önnby, L. (2021). Utvärdering av reningseffekten för PFAS i två fullskaleanläggningar (2021:05).

EEA. (2024). Evolution in average lifespans of household appliances. <https://www.eea.europa.eu/en/circularity/sectoral-modules/product-lifespans/evolution-in-average-lifespans-of-household-appliances>

ELVES, mayer environmental, & i2 Analytical. (2016). Analysis of Automotive Shredder Residue from the Composition, Recycling and Recovery Trial for End-of-Life Vehicles in the Republic of Ireland.

Erikshjälpen. (2025, januari 28). Erikshjälpen Second Hand slutar ta emot kläder från SHEIN. Erikshjälpen. <https://erikshjalpen.se/nyheter/erikshjalpen-second-hand-slutar-ta-emot-klader-fran-shein/>

EU. (2003a, januari 27). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2002/95/EG. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02002L0095-20051025&qid=1737989633067>

EU. (2003b, februari 6). EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2003/11/EG. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32003L0011>

European Commission. (2011). Study on waste related issues of newly listed POPs and candidate POPs. Fluoride Action Network. <https://fluoridealert.org/news/eu-report-study-on-waste-related-issues-of-newly-listed-pops-and-candidate-pops/>

European Commission. (2015). COMMISSION REGULATION (EU) 2015/2030 of 13 November 2015 amending Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants as regards Annex I.

European Commission. (2017). Kommissionens förordning (EU) 2017/227 om ändring av bilaga XVII till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach) vad gäller bis (pentabromofenyl)eter. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX%3A02006R1907-20171010&qid=1737996811364>

European Commission. (2025a). End-of-Life Vehicles—European Commission. https://environment.ec.europa.eu/topics/waste-and-recycling/end-life-vehicles_en

European Commission. (2025b). Safety Gate: The EU rapid alert system for dangerous non-food products. <https://ec.europa.eu/safety-gate/#/screen/home>

Europeiska Kommissionen. (2010). Kommissionens förordning (EU) nr 757/2010. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32010R0757>

Europeiska Kommissionen. (2016). Kommissionens förordning (EU) 2016/EU 2016 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0293>

Europeiska Kommissionen. (2018). Kommissionens tillkännagivande om teknisk vägledning om klassificering av avfall. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=OJ:C:2018:124:FULL>

Evangelopoulos, P., Sophonrat, N., Jilvero, H., & Yang, W. (2018a). Investigation on the low-temperature pyrolysis of automotive shredder residue (ASR) for energy recovery and metal recycling. *Waste Management*, 76, 507–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.048>

Evangelopoulos, P., Sophonrat, N., Jilvero, H., & Yang, W. (2018b). Investigation on the low-temperature pyrolysis of automotive shredder residue (ASR) for energy recovery and metal recycling. *Waste Management*, 76, 507–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.048>

Finska miljöministeriet. (2023). Jag gillar inte POPs.

Forsthuber, M., Kaiser, A. M., Granitzer, S., Hassl, I., Hengstschläger, M., Stangl, H., & Gundacker, C. (2020). Albumin is the major carrier protein for PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA and PFDA in human plasma. *Environment International*, 137, 105324. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105324>

Fortum Waste Solutions. (2025). [Mail].

Fråne, A., Anderson, S., Andersson, C., Boberg, N., Dahlbom, M., Miliute-Plepiene, J., Unsbo, H., Villner, M., & George, M. (2022). Kartläggning av plastflöden i Sverige 2020. <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7000/978-91-620-7038-0/>

Förordning (EU) 2023/1608, 198 OJ L (2023). http://data.europa.eu/eli/reg_del/2023/1608/oj/swe

Förordning—2019/1021—EN - EUR-Lex. (u.å.). Hämtad 11 november 2024, från <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2019/1021/oj/swe>

Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 22(12), 2345–2373. <https://doi.org/10.1039/DoEM00291G>

Greenpeace. (2022). Taking the Shine off SHEIN: A business model based on hazardous chemicals and environmental destruction. <https://www.greenpeace.org/international/press-release/56979/taking-the-shine-off-shein-hazardous-chemicals-in-shein-products-break-eu-regulations-new-report-finds/>

Göteborg Stad. (u.å.). Sortera textil och textilavfall på rätt sätt. Hämtad 13 februari 2025, från <https://goteborg.se/wps/portal?uri=gbglnk%3a20251169514527>

Hedman, F. (2024, oktober). Mailkorrespondens Fredrik Hedman [Personlig kommunikation].

IVL Svenska Miljöinstitutet. (2001). HBCD i Sverige—Screening av ett bromerat flamskyddsmedel.

IVL Svenska Miljöinstitutet. (2020). Kvantifiering av PFAS emissioner från kosmetiska produkter.

Janousek, R. M., Lebertz, S., & Knepper, T. P. (2019). Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics. *Environmental Science. Processes & Impacts*, 21(11), 1936–1945. <https://doi.org/10.1039/c9em00091g>

Johansson, J. H., Bolinius, D., Strandberg, J., Yang, J.-J., Benskin, J. P., & Awad, R. (2024). Emission of Perfluoroalkyl Acids and Unidentified Organofluorine from Swedish Municipal Waste Incineration Plants. *Environmental Science & Technology Letters*. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.4c00819>

Kandidatförteckning över SVHC-ämnen för godkännande—ECHA. (u.å.). Hämtad 11 november 2024, från <https://echa.europa.eu/sv/candidate-list-table/-/dislist/details/obo236e1807db2ba>

Kandidatförteckningen – EU:s lista över särskilt farliga ämnen. (u.å.). [Text]. Hämtad 10 december 2024, från <https://www.kemi.se/lagar-och-regler/lagstiftningar-inom-kemikalieomradet/eu-gemensam-lagstiftning/reach-forordningen/kandidatfor-teckningen---eus-lista-over-sarskilt-farliga-amnen>

KEMI. (u.å.). PFAS [Text]. Hämtad 11 november 2024, från <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas>

KEMI. (2003). Bromerade flamskyddsmedel förutsättningar för ett nationellt förbud—Rapport 4/03.

Kemikalieinspektionen. (2009). DekabDE – rapport från ett regeringsuppdrag (1/09). <https://www.kemi.se/download/18.6df1d3df171c243fb23a9912/1591454113711/rapport-1-09-dekabde.pdf>

Kemikalieinspektionen. (2015a). Form for submission of information specified in Annex F of the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention.

Kemikalieinspektionen. (2015b). Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ (6/15). <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2015/rapport-6-15-forekomst-och-anvandning-av-hogfluorerade-amnen-och-alternativ>

Kemikalieinspektionen. (2021). Kartläggning av farliga kemiska ämnen i livsmedelsförpackningar [Text]. <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2021/rapport-5-21-kartlaggning-av-farliga-kemiska-amnen-i-livsmedelsforpackningar>

Kemikalieinspektionen. (2023a). Problematiske ämnen i plast som hindrar återvinning (text 3/23). <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2023/rapport-3-23-problematiske-amnen-i-plast-som-hindrar-atervinning>

Kemikalieinspektionen. (2023b). Problematiske ämnen i plast som hindrar återvinning (text 3/23). <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2023/rapport-3-23-problematiske-amnen-i-plast-som-hindrar-atervinning>

Kemikalieinspektionen. (2024). Statistik från KemIstat. <https://apps.kemi.se/kemistat/>

Kemikalieinspektionen. (2025a). Handla säkert på nätet [Text]. <https://www.kemi.se/rad-till-privatpersoner/rad-om-kemikalier-i-vardagen/handla-sakert-pa-natet>

Kemikalieinspektionen. (2025b). Handla säkert på nätet [Text]. Kemi.s. <https://www.kemi.se/rad-till-privatpersoner/rad-om-kemikalier-i-vardagen/handla-sakert-pa-natet>

Kemikalieinspektionen—Flödesanalyser, PFHxS. (u.å.). Hämtad 26 november 2024, från <https://apps.kemi.se/flodesanalyser/FlodesanalyserSok.aspx>

Kiechle, I. (1983). 83/264/EEG om ändring för fjärde gången av direktiv 76/769/EEG (HBBP).

Knepper, T. P., Frömel, T., Gremmel, C., van Driezum, I., Weil, H., Vestergren, R., & Cousins, I. (2014). Understanding the exposure pathways of per- and polyfluoralkyl substances (PFASs) via use of PFASs-containing products – risk estimation for man and environment. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/understanding-the-exposure-pathways-of-per>

Kommissionens förordning (EU) nr 143/2011. (2011). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R0143>

Kommissionens förordning (EU) nr 519/2012 av den 19 juni 2012 om ändring av bilaga I till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 om långlivade organiska föreningar. (2012).

Korhonen, H. (2007). RESULTS OF THE EVALUATION OF THE PBT/VPVB PROPERTIES OF: Hexabromocyclododecane. 58. <https://echa.europa.eu/documents/10162/01ed2593-1748-4f51-8b9b-d01ce4b3592f>

Kutarna, S., Du, X., Diamond, M. L., Blum, A., & Peng, H. (2023). Supporting information for Widespread presence of chlorinated paraffins in consumer products. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 25(5), 893–900. <https://doi.org/10.1039/D2EM00494A>

Langer, S., Fridén, H., Giovanoulis, G., & Thorsén, G. (2020). Kemikaliesmart förskola—Kemikaliebelastning i tre förskolors inommiljö. IVL Svenska Miljöinstitutet. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ivl:diva-30>

Lemal, D. M. (2004). Perspective on Fluorocarbon Chemistry. *The Journal of Organic Chemistry*, 69(1), 1–11. <https://doi.org/10.1021/jo0302556>

Li, Y., Fletcher, T., Mucs, D., Scott, K., Lindh, C. H., Tallving, P., & Jakobsson, K. (2017). Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water. *Occupational and Environmental Medicine*, 75(1), 46. <https://doi.org/10.1136/oemed-2017-104651>

Livsmedelsverket. (2023). Förslag till föreskrifter om högfluorerade ämnen i papper och kartong (Dnr 2022/01287).

Lumire. (u.å.). Privat och företag: Lämna textil för återvinning – så sorterar du rätt. Lumire. <https://www.lumire.se/atervinning-avfall/lamna-avfall/textil/>

Lundin, L., & Jansson, S. (2017). A desktop study on destruction of persistent organic compounds in combustion systems. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:umu:diva-141524>

Malovanyy, A., Hedman, F., Goicoechea Feldtmann, M., Harding, M., & Yang, J. (2021). Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar (2021:02).

Materialinventerare. (2024, Oktober). Intervjuer materialinventerare [Personlig kommunikation].

Miliute-Plepiene, J. (2021). Reusability and the potential environmental impact of small electronics.

Miljødirektoratet, Rambøll, & Fraunhofer IVV. (2021). Environmental Pollutants in Post-Consumer Plastics. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/juni-2021/environmental-pollutants-in-post-consumer-plastics/>

Miljøstyrelsen. (2019, september 29). Belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingseget affald. Miljøstyrelsen. <https://mst.dk/publikationer/2019/september/belysning-af-destruktion-af-visse-pop-stoffer-paa-konventionelle-affaldsforbraendingsanlaeg-til-forbraending-af-hovedsageligt-ikke-farligt-og-forbraendingseget-affald>

Miljøstyrelsen. (2024). Undersøgelse af PFAS i byggeaffald. Miljøstyrelsen. <https://mst.dk/publikationer/2024/februar/undersogelse-af-pfas-i-byggeaffald>

Naturvårdsverket. (2004). På väg mot giftfria och resurssnåla kretslopp (Rapport 5404). <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1636865/FULLTEXT01.pdf>

Naturvårdsverket. (2012). National implementation plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants for Sweden 2012. Swedish Environmental Protection Agency.

Naturvårdsverket. (2020). Swedish National Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/6900/swedish-national-implementation-plan-for-the-stockholm-convention-on-persistent-organic-pollutants/>

Naturvårdsverket. (2024). Krav på separat insamling av textilavfall. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/krav-pa-separat-insamling-av-textilavfall/>

Naturvårdsverket. (2025a). Hantering av avfall enligt POP:s-förordningen. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/hantering-av-avfall-enligt-pops-forordningen/>

Naturvårdsverket. (2025b). Insamling av brandsläckningsskum förebygger att PFAS hamnar i miljön. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/hogfluorerade-amnen-i-miljon-pfas/insamling-av-brandslackningsskum-forebygger-att-pfas-hamnar-i-miljon/>

Nellström, M., Lidfeldt, M., Martvall, A., Sandin, G., & Andersson, S. (2025). Sustainability assessment of textile reuse and recycling in and outside of Europe (B2497).

Nyström, B. (2009). Background Document on short chain chlorinated paraffins. OSPAR Commission. <https://www.ospar.org/documents?v=7203>

OSPAR. (2009). OSPAR (2009) Background document on SCCP.

OSPAR Commission. (2006). Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin.

Palm Cousins, A., Sternbeck, J., Embertsén, L., & Jonsson, A. (2002). Hexabromcyklododekan (HBCD) i Stockholm—Modellering av diffusa emissioner. ResearchGate. <https://doi.org/10.13140/2.1.4458.2725>

PBL 2010:900. (2010). Plan och Bygglagen.

Per- and Polyfluorinated Substances (PFAS) Factsheet | National Biomonitoring Program | CDC. (u.å.). Hämtad 11 november 2024, från https://web.archive.org/web/20221222184801/https://www.cdc.gov/biomonitoring/PFAS_FactSheet.html

POPs.int. (2024). Chemicals proposed for listing under the Convention. <https://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/ChemicalsProposedforListing/tabid/2510/Default.aspx>

Portet-Koltalo, F., Guibert, N., Morin, C., de Mengin-Fondragon, F., & Frouard, A. (2021). Evaluation of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants from various materials in professional seating furnishing wastes from French flows. *Waste Management*, 131, 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.05.038>

Potrykus, A., Schöpel, M., Zotz, F., Milunov, M., Weissenbacher, J., Kühnl, M., & Broneder, C. (2019). Study to support the review of waste related issues in annexes IV and V of regulation (EC) 850/2004: Final report. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2779/500330>

Registry of restriction intentions until outcome—ECHA. (u.å.). Hämtad 11 november 2024, från <https://echa.europa.eu/sv/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/obo236e18061ca6b>

Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Momina, B., Brorström-Lundén, E., Haglund, P., Liljelind, P., Bergek, S., Andersson, R., & Kitti-Sjöström, A. (2014a). Screening of Emerging Brominated Flame Retardants (BFRs) and Polybrominated dibenzofurans (PBDFs). <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-1818>

Remberger, M., Kaj, L., Hansson, K., Momina, B., Brorström-Lundén, E., Haglund, P., Liljelind, P., Bergek, S., Andersson, R., & Kitti-Sjöström, A. (2014b). Screening of Emerging Brominated Flame Retardants (BFRs) and Polybrominated dibenzofurans (PBDFs). <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-1818>

Remberger, M., Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., Strömberg, K., & Brorström-Lundén, E. (2004). The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. *Chemosphere*, 54(1), 9–21. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00758-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00758-6)

RISE. (u.å.). User Guide- Classification and Risk Assessment of Textiles for Material Recycling.

RPA. (2010). Prepared for the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) The Netherlands, 2010, Evaluation of Possible Restrictions on short chain chlorinated paraffins (SCCPs), Final Report, Non-Confidential Version,.

Schilliger-Musset, C. (2021). Inclusion of substances of very high concern in the Candidate List for eventual inclusion in Annex XIV (Decision of the European Chemicals Agency) (MCCP).

SPIN Substances in preparations in nordic countries—PFOA. (u.å.). Hämtad 26 november 2024, från <http://www.spin2000.net/spinmyphp/>

Stockholm Convention. (2013). SC-6/13: Listing of hexabromocyclododecane (SC-6/13). <https://chm.pops.int/DNNADMIN/DataEntry/MandeepsHiddenModules/POPsChemicalsMandeeps/tabid/754/Default.aspx>

Stockholm Stad. (2015). Vägledning för kemikaliesmart förskola. <https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/kemikalier/kemikalieplan/vagledning-kemikaliesmart-forskola.pdf>

Stubbings, W. A., Drage, D. S., & Harrad, S. (2016). Chlorinated organophosphate and “legacy” brominated flame retardants in UK waste soft furnishings: A preliminary study. *Emerging Contaminants*, 2(4), 185–190. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.001>

Substances restricted under REACH (Annex XVII to REACH). (u.å.). Hämtad 20 oktober 2023, från <https://echa.europa.eu/substances-restricted-under-reach>

Sundström, B., McNamee, R., Bergstrand, A., & Larsson, I. (2024). Lös inredning: En brandskyddsteknisk vägledning. RISE Research Institutes of Sweden. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:ri:diva-74937>

Sveriges Geologiska Undersökningar. (2023). Rapportering av regeringsuppdrag. Hållbar utvinning och återvinning av metaller och mineral från sekundära resurser (SGU RR 2023:01; s. Bilaga 3).

Säkerhets- och kemikalieverket (Tukes). (2024). Tukes hittade förbjudna ämnen i flera kosmetikaprodukter. Säkerhets- och kemikalieverket (Tukes). <https://tukes.fi/sv/-/tukes-hittade-forbjudna-amnen-i-flera-kosmetikaprodukter>

Talasniemi, P., Björkqvist, S., Ashja, M., Rosen, A., Iversen, C., & Bæringsdóttir, B. B. (2022). Nordic enforcement project on PFOS and PFOA in chemical products and articles. Nordisk Ministerråd. <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:norden:org:diva-12305>

Tao, F., Sjöström, Y., de Wit, C. A., Hagström, K., & Hagberg, J. (2023). Organohalogenated flame retardants and organophosphate esters from home and preschool dust in Sweden: Pollution characteristics, indoor sources and intake assessment. *Science of The Total Environment*, 896, 165198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165198>

The Danish Environmental Protection Agency. (2014). Survey of shortchain and mediumchain chlorinated paraffins.

Trafikanalys. (2023). Antalet bilar i trafik minskar för första gången på 30 år. <https://www.trafa.se/vagtrafik/antalet-bilar-i-trafik-minskar-for-forsta-gangen-pa-30-ar-13678/>

Trafikanalys. (2024). Hur gamla är olika typer av vägfordon? <https://www.trafa.se/vagtrafik/hur-gamla-ar-olika-typer-av-vagfordon-11486/>

Ulhaq, Z. S., & Tse, W. K. F. (2024). PFHxS Exposure and the Risk of Non-Alcoholic Fatty Liver Disease. *Genes*, 15(1), 93. <https://doi.org/10.3390/genes15010093>

Umweltbundesamt. (2015). Identification of potentially POP-containing Wastes and Recyclates – Derivation of Limit Values. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/identification-of-potentially-pop-containing-wastes>

UNEP. (2002). Draft risk profile: Short-chained chlorinated paraffins.

UNEP. (2006). Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1).

UNEP. (2007a). Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its third meeting Addendum Risk management evaluation on hexabromobiphenyl (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.3). <https://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/ReportsandDecisions/tabid/3309/Default.aspx>

UNEP. (2007b). Risk profile on commercial octabromodiphenyl ether (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6).

UNEP. (2010). Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its sixth meeting. Addendum Risk profile on hexabromocyclododecane (UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2). <https://www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC6/POPRC6ReportandDecisions/tabid/1312/Default.aspx>

UNEP. (2014). Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2).

UNEP. (2021a). Draft guidance on preparing inventories of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm conventions.

UNEP. (2021b). Guidance on preparing inventories of hexabromocyclododecane (HBCD). Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm conventions.

UNEP. (2021c). Guidance on preparing inventories of SCCP. Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions.

UNEP. (2023a). Guidance on preparing inventories of PFOS, PFOA and PFHxS. Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions.

UNEP. (2023b). Guidance on preparing inventories of PFOS, PFOA and PFHxS. Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions.

UNEP. (2023c). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

<https://chm.pops.int/Implementation/EffectivenessEvaluation/Outcomes/2023Outcomes/tabid/9559/Default.aspx>

US Department of Health. (2023). Toxicological Summary for: Perfluorohexane sulfonate. <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/pfhxs.pdf>

Valtere, M., Bezrucko, T., & Blumberga, D. (2023). Analysis of Textile Circularity Potential. *Environmental and Climate Technologies*, 27(1), 220–232. <https://doi.org/10.2478/rtuect-2023-0017>

Vojta, Š., Bečanová, J., Melymuk, L., Komprdová, K., Kohoutek, J., Kukučka, P., & Klánová, J. (2017). Screening for halogenated flame retardants in European consumer products, building materials and wastes. *Chemosphere*, 168, 457–466. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.032>

Wang, J., Lin, Z., He, X., Song, M., Westerhoff, P., Doudrick, K., & Hanigan, D. (2022). Critical Review of Thermal Decomposition of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Mechanisms and Implications for Thermal Treatment Processes. *Environmental Science & Technology*, 56(9), 5355–5370. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02251>

Wee, S. Y., & Aris, A. Z. (2023). Revisiting the “forever chemicals”, PFOA and PFOS exposure in drinking water. *Npj Clean Water*, 6(1), 1–16. <https://doi.org/10.1038/s41545-023-00274-6>

Wieser, H., Troeger, N., & Hübner, R. (2015, juni 17). The Consumers' Desired and Expected Product Lifetimes.

WSP. (2024, september 17). An assessment on PFAS in textiles in Europe's circular economy. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-in-textiles-in-europes-circular-economy/an-assessment-on-pfas-in-textiles-in-europes-circular-economy>

Yao, W., Xu, J., Tang, W., Gao, C., Tao, L., Yu, J., Lv, J., Wang, H., Fan, Y., Xu, D.-X., & Huang, Y. (2023). Developmental toxicity of perfluorohexane sulfonate at human relevant dose during pregnancy via disruption in placental lipid homeostasis. *Environment International*, 177, 108014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108014>

Zahm, S., Bonde, J. P., Chiu, W. A., Hoppin, J., Kanno, J., Abdallah, M., Blystone, C. R., Calkins, M. M., Dong, G.-H., Dorman, D. C., Fry, R., Guo, H., Haug, L. S., Hofmann, J. N., Iwasaki, M., Machala, M., Mancini, F. R., Maria-Engler, S. S., Møller, P., ... Schubauer-Berigan, M. K. (2024). Carcinogenicity of perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid. *The Lancet Oncology*, 25(1), 16–17. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(23\)00622-8](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(23)00622-8)

Zhou, T., Li, X., Liu, H., Dong, S., Zhang, Z., Wang, Z., Li, J., Nghiem, L. D., Khan, S. J., & Wang, Q. (2024). Occurrence, fate, and remediation for per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sewage sludge: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials*, 466, 133637. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133637>

Återvinnare. (2024, november 28). Intervju återvinnare [Personlig kommunikation].

B

Bilagor

BILAGA 1. GRÄNSVÄRDEN FÖR POP:S-AVFALL OCH FARLIGT AVFALL

Tabell 4. Koncentrationsgränser för klassificering som farligt avfall för de i projektet aktuella POP:s-ämnena. Ämnenas CLP-klassificeringar är hämtade från ECHA:s databas för information om kemikalier (ECHA, 2025a). Observera att dessa klassificeringar kan förändras över tid. *Gränsvärde och klassning specificeras för ämnena PentaBDE och DekabDE. ** Enligt bestämmelserna om klassificering av farligt avfall i avfallsförordningen (2 kap 3 § (2)) sammanfaller gränsvärden i bilaga IV till POP:s-förordningen med gränsvärden för avfall för ett 15-tal POP:s-ämnen, däribland HBB. I dessa fall är POP:s-avfall liktydigt med farligt avfall.

POP:s förening	Gränsvärde för POP:s-avfall (Bilaga IV POP:s förordningen)	Gränsvärde för farligt avfall enligt ramdirektivet om avfall 2008/98/EG och CLP-klassning	
SCCP	1 500 mg/kg	10 000 mg/kg	H ₃ 51
POP-BDE	500 mg/kg	100 000 mg/kg*	H ₃ 73*
HBB	50 mg/kg	50 mg/kg**	-
HBCD	500 mg/kg	30 000 mg/kg	H ₃ 61
PFOA	1 mg/kg för PFOA och dess salter, 40 mg/kg för summan av PFOA-relaterade ämnen	3 000 mg/kg	H ₃ 60D
PFHxS	1 mg/kg för PFHxS och dess salter, 40 mg/kg för summan av PFHxS-relaterade ämnen	225 000	H ₃ 32

BILAGA 2. INTERVJUFRÅGOR MATERIALINVENTERARE

Generellt

1. Vilka moment utför ni som materialinventerare?
2. När i rivningsprocessen/byggprocessen kopplas ni in?

Identifiering av POPs

3. Hur bedömer ni om en produkt/ett avfall innehåller POPs? (Bromerade flamskyddsmedel: HBCD, POP-BDE, HBB; kortkedjiga klorparaffiner/SCCP, PFHxS, PFOA)
 - a. Vilka metoder använder ni?
 - Kemisk analys
 - Okulär bedömning baserad på erfarenhet: husets ålder etc.
4. Har ni någon "go-to" indikator på typer av byggprodukter som kan innehålla någon av ovannämnda POPs?
5. Är något av POPs-ämnena enklare eller svårare att identifiera än andra?

Förekomst av POPs

6. I vilka byggprodukter/material brukar ni hitta/har ni hittat:
 - SCCP
 - PFOA/PFHxS
 - Bromerade flamskyddsmedel (POP-BDE, HBCD, HBB)
7. Vilken av POPs-ämnena brukar ni hitta oftast/hitta mest av?
8. Har du någon uppskattning på i vilka mängder dessa POPs förekommer?

Hantering av POPs-haltiga produkter/avfall

9. Hur hanterar ni POPs-haltiga material/produkter?
 - Skickas de till någon speciell mottagningsanläggning?
 - Energiutvinning, materialåtervinning.
10. Är hanteringen densamma för alla typer av POPs eller varierar den beroende på om det är SCCP, bromerade flamskyddsmedel, PFOA eller PFHxS?

Övrigt

11. Utifrån din egen roll och expertis: är det något särskilt POPs-innehållande material/avfallsflöde som du tror riskerar att falla mellan stolarna, det vill säga som inte lämnas till korrekt behandling?
12. Är det något övrigt du vill tillägga?

BILAGA 3. INTERVJUFRÅGOR ÅTERVINNINGSAKTÖR

- Känner ni till om det finns POP:s i någon av den elektronikplast/ fordonsskrot/ fordonsfluff/ metall/ papper ni hanterar?
- Vad och var?
- Sker det någon sortering baserat på kemiskt innehåll?
- Sker sorteringen för BFR, SCCP och/eller PFAS-ämnen?
- Hur går sorteringen till?
- Hur hanteras bortsorterat material?
- Hur ser lakvattensystemet ut på era anläggningar/lagerplatser?
- Sker någon rening av lakvatten med avseende på nämnda POP:s?
- Vilken metod används för lakvattenreningen?

BILAGA 4. HALTER POP:S I BYGG- OCH RIVNINGSAVFALL

Tabell 5. Förekomst av klorparaffiner och kortkedjiga klorparaffiner i bygg- och rivningsavfall

Förekomst	Halter	Referens
Klorparaffiner kan finnas i fogmassor, golvmattor i PVC, rörisolering (t.ex. Armaflex), förseglingsmassa i isolerrutor, säkerhetsgolv till och med 90-tal.		(Byggföretagen, 2023).
Kortkedjiga klorparaffiner kan finnas i färg, lack, fogmassa, lim, PVC kablar och andra flamskyddade gummi- och plastprodukter.		(Umweltbundesamt, 2015).
Förseglingsmassor från bygg- och rivningsavfall	Medelkoncentration 943 mg/kg	(Umweltbundesamt, 2015).
Mjukfogar från 70-talet	Upp emot 300 000 mg/kg	(Materialinventare, personlig kommunikation, Oktober 2024)
Beläggningar på broar, pelare, trä, simbassänger och fasader	50 000- 200 000 mg/kg (torr beläggning)	(Finska miljöministeriet, 2023)

Tabell 6. Förekomst av bromerade flamskyddsmedel i bygg- och rivningsavfall

Förekomst	Halter	Referens
HBCD i EPS isolering (Nederländerna)	2 588 mg/kg	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)
HBCD i byggmaterial av polystyren (Tjeckien)	Medianhalt 299 mg/kg (0,0334-468 mg/kg)	(Vojta m.fl., 2017)
EPS och XPS. HBCD förekom i 100% av analyserade prover. PBDE detekterades inte i några prover (Irland)	Medelkoncentration HBCD 2 100 mg/kg för EPS, 27 mg/kg för XPS	(Drage m.fl., 2018)
DekaBDE i isoleringsmaterial (Tjeckien)	Mediankoncentration 0,073 mg/kg (0,00177-626 mg/kg)	(Vojta m.fl., 2017)
DekaBDE i värme-, ventilations- och luftkonditioneringskomponenter (Tjeckien)	0,35-5,89 mg/kg	(Vojta m.fl., 2017)
HBCD i värme-, ventilation- och luftkonditioneringskomponenter (Tjeckien)	Mediankoncentration 16,4 mg/kg (0,021-531 mg/kg)	(Vojta m.fl., 2017)
HBCD i monterings- och tätningsskum (Tjeckien)	Mediankoncentration 1,34 mg/kg (0,0314- 5 810 mg/kg)	(Vojta m.fl., 2017)
HBCD kan finnas i HIPS "distribution boxes for electrical lines"	-	(Umweltbundesamt, 2015)

Tabell 7. Förekomst PFOA och PFHxS i bygg- och rivningsavfall

Förekomst	Halter	Referens
Produkt		
PFOA har detekterats i markiser och i beläggning/ytbehandling (coating) och i PTFE-beläggning för fasader	Koncentrationer i markiser <0,13 mg/kg. Koncentrationer i ytbehandlingar och PTFE beläggningar för fasader <0,0063 mg/kg	(Janousek m.fl., 2019)
Avfall		
PFAS detekterades i målarfärg på trä och metall, linoleum, vinyl, golvmattor och parkettgolv, vägg- och golvplattor, obehandlat tegel och obehandlad betong samt fogar.	Varierande halter, samtliga långt under gränsvärdet för POP:s-avfall.	(Miljöstyrelsen, 2024)

BILAGA 5. HALTER POP:S I ELEKTRONIKAVFALL

Tabell 8. Förekomst av kortkedjiga klorparaffiner i elektronik.

Förekomst	Halter	Referens
Kablar	-	(Miljöstyrelsen, 2019)
Kabel till hörlurar	3 006 mg/kg	(Kutarna m.fl., 2023)
Datorkabel	9 338 mg/kg	(Kutarna m.fl., 2023)
Rejekt från återvinning av liten hushållselektronik respektive återvinning av kylskåp.	140 mg/kg respektive 81 mg/kg	(Miljödirektoratet m.fl., 2021)
Lavalampor	-	(European Commission, 2011)

Tabell 9. Förekomst av bromerade flamskyddsmedel i elektronikavfall.

Förekomst	Halt	Referens
Större elektronikavfall/vitvaror		
Plast i skrymmande elektronikavfall från hushåll (kyl, frys, tvättmaskin) innehåller lägre halter PBDE,	Genomsnittskoncentration PBDE, 50 mg/kg	(UNEP, 2021a)
Kyl och frys	Medianvärde dekaBDE under LOQ	(Potrykus m.fl., 2019)
Skrymmande elektronikavfall	Medelkoncentration HBCD < 0,0003 mg/kg. Medelkoncentration dekaBDE 19 mg/kg.	(Drage m.fl., 2018)
Kylapparater	Medelkoncentration HBCD < 0,0003 mg/kg. Medelkoncentration dekaBDE 0,46 mg/kg,	(Drage m.fl., 2018)
Plast i kylskåp	Koncentration dekaBDE 13-67 mg/kg	(Miljödirektoratet m.fl., 2021)

Förekomst	Halt	Referens
Mindre elektronikavfall		
Platt-skärmar, TV, CRT skärmar	Mediankoncentration 3 100 mg/kg dekaBDE	(Potrykus m.fl., 2019)
Plast från TV och hushålls-elektronik	Medelkoncentrationen varierar mellan 30 – 70 000 mg/kg dekaBDE	(Potrykus m.fl., 2019)
Plast i platt-TV-skärmar	Medelkoncentration 9 mg/kg för hexa/heptaBDE och 2 710 mg/kg för dekaBDE	(UNEP, 2021a)
Plast i höljen för CRT-skärmar	Genomsnittshalter på 1 370 mg/kg för hexa/heptaBDE, och 3200 mg/kg för dekaBDE	(UNEP, 2021a)
Skärmar i elektronikavfall	Mediekoncentration dekaBDE 1 900 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 14 mg/kg.	(Drage m.fl., 2018)
Små hushållsapparater	Mediankoncentration dekaBDE 210 mg/kg	(Potrykus m.fl., 2019)
Små hushållsapparater	Medelkoncentration dekaBDE, 170 mg/kg, medelkoncentration HBCD < 0,0003 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)
Plast i värmeapparater	Genomsnittskoncentration 50 mg/kg hexa/heptaBDE och 800 mg/kg dekaBDE	(UNEP, 2021a)
Generellt elektronikavfall		
Bromerad plastfraktion, rejekt med hög densitet (Sverige)	Total halt brom 12 000 mg/kg	(Asvestas, 2018)
Plast från elektronikavfall vid shredders i europeiska länder	Koncentrationen HBCD < 200 mg/kg	(UNEP, 2021b)

Tabell 10. Förekomst av PFOA och PFHxS i elektronikavfall

Förekomst	Halt	Referens
Större vitvaror	< 0,0036 mg/kg PFOA, <0,00034 mg/kg PFHxS (innan TOP assay), <0,084 mg/kg PFOA och <0,0008 mg/kg PFHxS (efter TOP assay)	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)

BILAGA 6. HALTER POP:S I TEXTIL- OCH MÖBELAVFALL

Tabell 11. Förekomst av kortkedjiga klorparaffiner i textil och möbler samt avfall.

Förekomst	Halt	Referens
Pilotmössa från 1980-talet och militär-poncho. Prover tagna i Tyskland 2015	17,7 mg/kg respektive 0,152 mg/kg	(Umweltbundesamt, 2015)
Kläder (t-shirts, bomullströjor, jeans, strumpor) (Kanada)	Medelkoncentration 2,96 mg/kg	(Kutarna m.fl., 2023)
Kortkedjiga klorparaffiner två prov av återanvändbara shoppingpåsar av syntetiska fiber	4 802 mg/kg respektive 106 mg/kg	(Kutarna m.fl., 2023)
Mattor	Medelkoncentration 1,23 mg/kg	(Kutarna m.fl., 2023)

Tabell 12. Förekomst av bromerade flamskyddsmedel i möbel- och textilavfall.

Förekomst	Halt	Referens
Möbler		
Σ9PBDEs detekterades i 76% av "soft furnishing" prov insamlade på Irland. DekabDE detekterades i 61%. HBCD detekterades i 25% av proven.	Samtliga uppmätta koncentrationer av Σ9PBDEs var under 160 mg/kg. Mediankoncentration dekaBDE 5,4 mg/kg (<0,0008 – 73 000 mg/kg). Mediankoncentration HBCD var <0,0003 mg/kg (<0,0003-51 000 mg/kg).	(Drage m.fl., 2018)
Möbeltyger (Irland)	Medelkoncentration dekaBDE: 6 800 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 9200 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)
Mattor (Irland)	Medelkoncentration dekaBDE: 240 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 1 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)
Skumgummifyllnad i möbler (Irland)	Medelkoncentration dekaBDE: 660 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 1100 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)
Madrasser (Irland)	Medelkoncentration dekaBDE: 45 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 1,1 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)
Gardiner (Irland)	Medelkoncentration dekaBDE: 3,7 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 3,8 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)

Förekomst	Halt	Referens
Plast från olika typer av sittmöbler insamlade på ÅVC:er i Frankrike under 2018 och 2019	Halter av dekaBDE 100-312 mg/kg.	(Portet-Koltalo m.fl., 2021)
Mattor, gardiner, madrasstyg, skumgummi och möbelklädsel insamlade i England mellan 2011-2012.	Samtliga uppmätta halter PBDE var <1 mg/kg. Låga halter HBCD i alla prov utom ett prov (fåtölj) där koncentrationen var 8200 mg/kg	(Stubbings m.fl., 2016)
Möbeltextil (England)	7 156 mg/kg dekaBDE	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)

Tabell 13. Förekomst av PFOA och PFHxS i textilier och möbler.

Förekomst	Halt	Referens
Textil		
Låga halter PFOA har detekterats i utomhuskläder	Mediankoncentration 6 ug/m ² högst uppmätta koncentration 41 ug/m ²	(UNEP, 2023b)
PFHxS har detekterats i utomhuskläder	0-2,26 mg/kg, medelkoncentration 0,52 mg/kg.	(UNEP, 2023b)
PFOA i en ull-fraktion som lämnats till återvinning	4,2 ug/m ²	(RISE, u.å.)
Möbler		
Låga halter PFHxS har detekterats i hemtextil och mattor	Koncentrationer i hemtextil var under 0,003 mg/kg, koncentrationen i mattor under 0,005 mg/kg.	(UNEP, 2023b)
PFOA i behandlade/teflonbehandlade mattor	3,5-226 mg/kg PFOA	(UNEP, 2023b)
PFOA detekterades i 100% av markis-prover och 86% av proverna på sätesklädsel i kollektivtrafik.	Halter PFOA i markiser uppgick som högst till 0,13 mg/kg. Mycket låga halter PFOA i sätesklädsel, under 0,019 mg/kg.	(Janousek m.fl., 2019)
Möbeltextil	219 mg/kg PFOA (efter TOP assay, vilket inkluderar eventuella prekursorer)	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)
Mattor	561 mg/kg PFOA (efter TOP assay)	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)

BILAGA 7. HALTER POP:S I FORDONSSKROT

Tabell 14. Koncentrationer av bromerade flamskyddsmedel i fordonsskrot.

Förekomst	Halt	Referens
ASR/bilfluff		
Ett prov ASR/SLF (Sverige)	Total halt brom 300 mg/kg	(Evangelopoulos m.fl., 2018b)
ASR och "ASR fines" (Irland) (prover från ASR från 201 "fully depolluted" ELVs insamlade i Irland 2014, fordonen var i snitt 15 år gamla)	Koncentration PBDE 3,5 mg/kg respektive 2,25 mg/kg	(ELVES m.fl., 2016)
ASR (Frankrike)	Koncentration dekaBDE: 140 mg/kg	(UNEP, 2021a)
ASR	Medelkoncentration 1 076 mg/kg dekaBDE	(UNEP, 2021a)
ASR	Medelkoncentration av PBDE i bilfluff: 138 mg/kg, lätt plastfraktion 118 mg/kg, tung plastfraktion 2 163 mg/kg.	(UNEP, 2021a)
ASR och "ASR fines" (Irland)	Koncentration HBCD 5,5 mg/kg respektive 3,4 mg/kg,	(ELVES m.fl., 2016)
Fine and coarse ASR	1 650 mg/kg dekaBDE	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)
ASR	Mediankoncentration dekaBDE 109 mg/kg	(Potrykus m.fl., 2019)
Specifika fordonsdelar/komponenter		
Textil/möbler i fordon (fordon producerade innan 2004) (OBS: "article in use") (Sverige)	200 000- 300 000 mg/kg dekaBDE	(Potrykus m.fl., 2019)
PUF från bilsäten (fordon producerade mellan 1986 och 1999) (Sverige)	Ej detekterbart- 2,1 mg/kg dekaBDE	(Potrykus m.fl., 2019)
Interiörmaterial (dörr, överdrag) (fordon producerade mellan 1987-2002) (Norge)	Medelkoncentration dekaBDE 17 000 mg/kg	(Potrykus m.fl., 2019)
Textilöverdrag till säten (Norge) (fordon producerade 1994-1998)	Medelkoncentration dekaBDE 27 000 mg/kg	(Potrykus m.fl., 2019)
Textilöverdrag till säten	Medelkoncentration PBDE 46 098 mg/kg	(UNEP, 2021a)
Klädsel i fordon	Medelkoncentration dekaBDE 1 400 mg/kg, medelkoncentration HBCD: 67 mg/kg	(Drage m.fl., 2018)

Tabell 15. Förekomst av PFOA och PFHxS i fordonsskrot

Förekomst	Halt	Referens
PFOA i ASR och "ASR fines"	0,002 mg/kg respektive 0,001 mg/kg	(ELVES m.fl., 2016)
PFOA i "ELV coarse" och "ELV fine"	0,048 mg/kg respektive 0,067 mg/kg (efter TOP assay)	(Miljødirektoratet m.fl., 2021)

BILAGA 8. RESULTAT FRÅN SÖKNING I SORTERINGSGUIDER

Tabell 23. Resultat från sökning i sorteringsguider. Följande sorteringsguider användes: Stockholm- Stockholm Vatten och Avlopp; Göteborg- Göteborgs stad; Malmö +13 andra skånska kommuner- SYSAV; Linköping- Tekniska Verken. Sökningarna genomfördes mellan 20 och 30 januari 2025. ”-”- Inga Träffar; RA- Restavfall inklusive brännbart; FA- Farligt Avfall; PA- plastavfall, FP- förpackning inklusive plastförpackningar; GA- Grovavfall; SM- Stoppade Möbler inklusive ”sängar och soffor”; TX- Textil; JM- Järn och Metall; TA- Träavfall; ÅB- Återbruk

Sökord	Stockholm	Göteborg	Malmö (+13 skånska kommuner)	Linköping
Arbetshandske	-	RA	-	-
Arbetskläder	-	-	-	-
Armaflex	-	-	-	-
BDE/HBB/HBCD/PBB/ PBDE/PBDF (förkortningar från Baselriktlinjerna innehållandes någon form av brom)	-	-	-	-
Bioackumulerande	-	-	-	-
Brandsläckare	FA	FA	FA	FA
Bromerad	-	-	-	-
Byggavfall	GA	GA	-	-
Cancerogen	-	-	-	-
Cellplast	FP	FP	-	FP
Firemaster	-	-	-	-
Flamskyddsmedel	-	-	-	-
Fluorerad	-	-	-	-
Fotokemikalier	FA	FA	FA	FA
Fotopapper	RA	RA	RA	RA
Frigolit	FP	FP	FP	FP
Färg/målarfärg	FA	FA	FA	FA
Gardin	TX	-	TX	-
Gift	FA	FA	FA	-
Gummi/gummigranulat	RA	RA	RA	RA
Impregneringsmedel	FA	FA	FA	-
Isolering	GA	GA	GA	”isolering”
Klorerad	-	-	-	-
Klorparaffin	-	-	-	-
Lack	-	FA	FA	FA
Läder	TX	RA	-	-
Madrass/resår madrass/ bäddmadrass	SM	RA	RA	SM

Sökord	Stockholm	Göteborg	Malmö (+13 skånska kommuner)	Linköping
Markis	SM	JM	-	-
Möbel/soffa/fåtölj	SM	SM	SM	SM
Ord innehållandes tri/ tetra/penta/hexa/hepta/ deka	-	-	-	-
Perklorerad/Perbromerad/ Perfluorerad	-	-	-	-
PFAS/PFOS/PFOA/ PFHxS/CFC (förkortningar från Baselriktlinjerna innehållandes någon form av fluor)	-	-	-	-
Plastduk	-	-	-	-
Plastmatta	-	RA	RA	-
Polyklorerad/ Polybromerad/ Polyfluorerad	-	-	-	-
POP	-	-	-	-
Presenning	RA	RA	RA	-
PVC	PA	RA	-	-
Regnjacka/regnkläder	-	-	-	-
SCCP	-	-	-	-
Skidor	RA	RA	RA	-
Skidvalla	FA	FA	FA	-
Skumgummi/skumplast	RA	RA	FP	FP
Smörjfett/smörjolja/ smörjspray	FA	FA	FA	-
Teflon/teflonstekpanna	-	JM	-	-
Textil	TX	ÅB/RA	TX	ÅB/RA
Transportband	-	-	-	-
Trä (målat)/Bräda (målad)	TA	TA	TA	TA
Tält	SM	-	-	-
Tätning/tätningssmedel/ tätningsslist	RA	RA	-	-
Väska/ryggsäck	TX/PA	RA	TX	-
Vätska från metallbearbetning	-	-	-	-

Avfall Sverige är kommunernas branschorganisation inom avfallshantering. Det är Avfall Sveriges medlemmar som ser till att avfall tas om hand och återvinns i landets alla kommuner. Vi gör det på samhällets uppdrag: miljösäkert, hållbart och långsiktigt. Vår vision är "Det finns inget avfall". Vi verkar för att förebygga att avfall uppstår, att mer återanvänds och att det avfall som uppstår återvinns och tas om hand på bästa sätt. Kommunen och deras bolag är ambassadör, katalysator och garant för denna omställning.



Avfall Sverige Utveckling 2025:09

ISSN 1103-4092

©Avfall Sverige AB

Adress Baltzarsgatan 25, 211 36 Malmö
Telefon 040-35 66 00
E-post info@avfallsverige.se
Hemsida www.avfallsverige.se