

Miljøprojekt Nr. 892 2004

Antimon - forbrug, spredning og risiko

Jesper Kjølholt, Anne Rathmann Pedersen, Charlotte Libak Hansen, Carsten Lassen, Sonja Hagen Mikkelsen og Frank Stuer-Lauridsen
Cowi A/S

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	3
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	5
SUMMARY AND CONCLUSIONS	7
1 INDLEDNING	11
2 ANVENDELSER OG FORBRUG AF ANTIMON I DANMARK	13
2.1 METODE OG DATAGRUNDLAG	13
2.2 ANTIMON OG DETS FORBINDELSER	13
2.2.1 <i>Global produktion og forbrug</i>	14
2.3 ANVENDELSER OG FORBRUG AF METALLISK ANTIMON	15
2.3.1 <i>Registreret råvareimport</i>	15
2.3.2 <i>Akkumulatorer</i>	16
2.3.3 <i>Skibskøle</i>	17
2.3.4 <i>Ammunition</i>	18
2.3.5 <i>Andre bly/antimon- og tin/antimon-legeringer</i>	18
2.3.6 <i>Andre anvendelser af metallisk antimon</i>	20
2.4 ANVENDELSER OG FORBRUG AF ANTIMON I FORM AF KEMISKE FORBINDELSER	20
2.4.1 <i>Registreret råvareimport</i>	20
2.4.2 <i>Flammehæmmere</i>	21
2.4.3 <i>Bremsebelægninger</i>	24
2.4.4 <i>Glas</i>	25
2.4.5 <i>Andre anvendelser af antimon i form af kemiske forbindelser</i>	26
2.5 ANTIMON SOM FØLGESTOF	27
2.5.1 <i>Fossile brændsler (kul, olie, naturgas)</i>	27
2.5.2 <i>Andre brændsler (f.eks. træ og halm)</i>	29
2.5.3 <i>Andre produkter</i>	29
2.6 SAMMENFATNING	29
3 SPREDNING OG FOREKOMST I MILJØET	31
3.1 SPREDNING TIL MILJØET	31
3.1.1 <i>Emissioner til atmosfæren</i>	31
3.1.2 <i>Udledninger til vandmiljøet</i>	32
3.1.3 <i>Affald og produkter, der tilføres landjordsmiljøet</i>	34
3.1.4 <i>Andet affald</i>	36
3.1.5 <i>Sammenfatning af oplysninger om spredning til miljøet</i>	36
3.2 FOREKOMST OG NIVEAUER I MILJØET	37
3.2.1 <i>Luft</i>	38
3.2.2 <i>Nedbør og deposition</i>	38
3.2.3 <i>Overfladevand og sediment</i>	38
3.2.4 <i>Grundvand</i>	39
3.2.5 <i>Levnedsmidler</i>	39
3.2.6 <i>Jord</i>	40
3.2.7 <i>Biota</i>	40

4	MILJØFARLIGHED	41
4.1	INDLEDNING/METODE/DATAGRUNDLAG	41
4.2	FYSISK - KEMISKE EGENSKABER	41
4.3	OPFØRSEL I MILJØET	42
4.3.1	<i>Adsorption/mobilitet</i>	42
4.3.2	<i>Omsætning/opførsel i vandmiljøet</i>	43
4.3.3	<i>Omsætning/opførsel i jordmiljøet</i>	43
4.3.4	<i>Bioakkumulering</i>	44
4.3.5	<i>Sammenfatning af opførsel i miljøet</i>	44
4.4	GIFTIGHED I MILJØET	45
4.4.1	<i>Giftighed i vandmiljøet</i>	45
4.4.2	<i>Giftighed i jordmiljøet</i>	46
4.4.3	<i>Giftighed over for højerestående dyr</i>	47
4.4.4	<i>Sammenfatning af giftighed i miljøet</i>	47
4.5	MILJØFAREKLASSIFICERING OG -REGULERING	47
4.6	OMDANNELSE OG FORMER AF ANTIMON I MILJØET	47
5	FARLIGHED FOR MENNESKER	49
5.1	INDLEDNING/METODE/DATAGRUNDLAG	49
5.2	OPTAGELSE, METABOLISME OG UDSKILLELSE	49
5.3	AKUT OG SUBAKUT GIFTIGHED	51
5.3.1	<i>Effekter ved indtagelse</i>	51
5.3.2	<i>Effekter ved indånding</i>	52
5.3.3	<i>Effekter ved hudkontakt</i>	53
5.3.4	<i>Effekter på slimhinder</i>	53
5.4	EFFEKTER VED GENTAGEN EKSPONERING OG LANGTIDSEFFEKTER	53
5.4.1	<i>Kræft</i>	53
5.4.2	<i>Skader på forplantning og foster</i>	54
5.4.3	<i>Organskader og endokrine skader</i>	54
5.4.4	<i>Allergi og overfølsomhed</i>	55
5.4.5	<i>Mutagenitet, skader på arveanlæg</i>	56
5.5	EKSISTERENDE SUNDHEDSKLASSIFICERING OG -REGULERING	57
6	RISIKO FOR PÅVIRKNING AF MENNESKER OG MILJØ	59
6.1	PÅVIRKNING AF MENNESKER	59
6.1.1	<i>Eksposering ved indtagelse</i>	59
6.1.2	<i>Eksposering ved indånding</i>	60
6.1.3	<i>Eksposering ved kontakt med huden</i>	61
6.1.4	<i>Sammenfatning vedrørende eksposering af mennesker</i>	61
6.2	PÅVIRKNING AF MILJØ	62
6.2.1	<i>Eksposering i det akvatiske miljø</i>	62
6.2.2	<i>Eksposering i det terrestriske miljø</i>	62
6.2.3	<i>Sammenfatning vedrørende miljøeksposering</i>	63
6.3	KONKLUSION	63
7	REFERENCER	65
	BILAG 1	
	FIRMAER, ORGANISATIONER, MM. DER HAR VÆRET KONTAKTET SOM LED I DENNE UNDERSØGELSE	71

Sammenfatning og konklusioner

Denne udredningsopgave om antimon er gennemført på vegne af Miljøstyrelsen for at give et bedre grundlag for en vurdering af, om stoffet, med de kendte anvendelser og omfang af forbrug i Danmark, indebærer en eksponering af mennesker og/eller miljø, der giver anledning til bekymring og eventuelt behov for regulering eller anden forebyggende indsats.

Udredningen omfatter beskrivelse og vurdering af antimons anvendelser og forbrug i Danmark, stoffets spredning, forekomst og opførsel i miljøet samt de mulige effekter på mennesker og miljø.

Anvendelser og forbrug i Danmark

Nedenstående tabel giver en oversigt over de vigtigste anvendelser af metallisk antimon og antimonforbindelser samt over det anslåede danske forbrug i 2000 fordelt på de enkelte anvendelsesområder. De to kommercielt vigtigste kemiske forbindelser af antimon er antimontrioxid og antimontrisulfid.

Anvendelse	Forbrug, tons antimon	% af samlet forbrug (gennemsnit)
Metallisk antimon	88-150	23
Akkumulatorer	75-93	16
Skibskøle	5-24	2,8
Ammunition	1,6-2,5	0,4
Andre bly/antimon- og tin/antimon-legeringer	4-12	1,6
Andre anvendelser	2-20	2,2
Kemiske forbindelser	210-560	75
Flammehæmmere	150-350	49
Bremsebelægninger	30-84	11
Kunstglas	10-50	6
Billedrør	11-40	5
Katalysatorer	3-12	1,5
Andre anvendelser	5-25	2,9
Som følgestof	3,5-5,7	0,9
Kul og olie	3,5-5,5	0,9
Andre brændsler	0,0001-0,2	0,02
I alt (afrundet)	300-720	100

Eksponering af miljøet

Der foreligger et begrænset antal data vedrørende forekomst og niveauer af antimon i miljøet, og især mangler der danske data for en række matricer. Der findes dog en del svenske data, som vurderes også at være relevante for danske forhold. Tilsammen foreligger der data for en del forskellige kilder til udslip af antimon til miljøet, når danske og svenske undersøgelser sammenholdes. Vigtige industrielle punktkilder indbefatter glas-, plast- og tekstilindustri. Det samlede udslip af antimon til miljøet vurderes at være noget under 5 tons om året. Et estimat på spredningen fra en række væsentlige kildetyper er vist herunder.

Spredning til:	Kildetype	Årlig mængde antimon (tons)
Atmosfæren	Kraftværker (kul)	0,01-0,02
	Forbrændingsanlæg	0,01-0,05
Vandmiljøet	Renseanlæg	0,3-0,8
	Industrispildevand	1,0-2,1
Landsjordsmiljøet	Slam og kompost	0,12-0,14
	Husdyrgødning	0,16-0,26
	Handelsgødning	0,01-0,02
Miljøet i alt		1,6-3,3

Der findes effektdata for et antal forskellige arter og trofiske niveauer i vandmiljøet, hvilket gør det muligt at estimere nul-effekt koncentrationen for stoffet (PNEC); 6 µg/l. For jordmiljøet findes der så få data, at en tilsvarende beregning for denne matrix ikke er mulig.

Det vurderes på baggrund af de til rådighed værende data, at der kun i særlige tilfælde lokalt vil forekomme situationer, hvor udledninger afstedkommer koncentrationer, der ligger over den beregnede PNEC for akvatiske miljøer. Noget tilsvarende vurderes, om end på et meget spinkelt datagrundlag, at gøre sig gældende for det terrestriske miljø.

Eksposering af mennesker

Indtagelse af antimon ved indånding vil under almindelige omstændigheder være marginal i forhold til indtagelsen med levnedsmidler, der er den dominerende kilde til eksposering af den almindelige befolkning for antimon. Indtagelse med levnedsmidler udgør op til ca. 20% af den acceptable daglige dosis. Kun i særlige tilfælde vil indtagelse med drikkevand kunne måle sig med indtagelsen via føden.

Eksposering og optagelse af antimon ved hudkontakt med tekstiler vurderes at være begrænset og, på baggrund af de tilgængelige data, at udgøre en begrænset risiko. Der er dog grund til at bemærke, at høje temperaturer og sveddannelse øger optagelse af antimon og dermed risikoen for effekter på huden. Det skal bemærkes, at udredningen og vurderingen ikke har omfattet eventuelle arbejdsmiljøbetingede eksponeringsrisici.

Konklusion

Den generelle eksposering af den danske befolkning for antimon via miljøet vurderes ikke at være problematisk med det nuværende niveau af forbrug og spredning til omgivelserne. Kun ved uheldige sammenfald af en række omstændigheder vil den samlede miljøbetingede eksposering nå op på eller overstige niveauet for acceptabel daglig indtagelse. Eventuel eksposering i arbejdsmiljøet er ikke vurderet og skal lægges oven i den miljøbetingede eksposering.

Ligeledes er niveauet i en række miljørelevante materialer, affaldsstrømme og emissioner så lavt (primært baseret på resultater af svenske og danske undersøgelser), at antimon ikke generelt vurderes at udgøre et problem i dag. Undtagelser kan være lokale, forhøjede niveauer i vandløb og søer i nedstrøms udledninger fra særligt belastende industri typer så som glas- og tekstil fremstillende virksomheder eller arealer beliggende i umiddelbar nærhed af sådanne virksomheder. Der vil dog i givet fald være tale om meget lokale problemer.

Summary and conclusions

This literature review on antimony was initiated by the Danish Environmental Protection Agency in the spring of 2003 to improve the basis for an assessment of the exposure of humans and the environment in Denmark to this metalloid and the possible need for regulatory or other mitigating actions.

The review comprises a description and assessment of the use and consumption of antimony in Denmark, the dispersal, occurrence and behaviour in the environment, as well as the possible adverse effects on humans and the environment.

Use and consumption in Denmark

The table below summarises the most important fields of use of metallic antimony and antimony compounds, and the associated consumption in Denmark in 2000, for each category of use. The two commercially most important antimony compounds are antimony trioxide and antimony trisulphide.

Category of use	Consumption, tons of antimony (2000)	% of total consumption (average)
Metallic antimony	88-150	23
Accumulators/batteries	75-93	16
Keels for yachts etc.	5-24	2.8
Ammunition	1.6-2.5	0.4
Other lead/antimony and tin/antimony alloys	4-12	1.6
Other uses	2-20	2.2
Chemical compounds	210-560	75
Flame retardants	150-350	49
Brake linings	30-84	11
Art glassware	10-50	6
Cathode ray tubes	11-40	5
Catalysts	3-12	1.5
Other uses	5-25	2.9
Antimony as an impurity	3.5-5.7	0.9
Coal and oil	3.5-5.5	0.9
Other fuels	0.0001-0.2	0.02
Total consumption in Denmark	300-720	100

Environmental exposure

Limited data is available regarding the occurrence and levels of antimony in the environment, and in particular Danish data are lacking for a number of relevant matrices. However, fairly recent Swedish data have been identified, which are assessed to be relevant for Denmark too. When combining Danish and Swedish data a reasonable coverage of the most important environmental media and pollution sources is given. Important types of point sources include glass, plastic and textile industries. Total emissions of antimony to the environment in Denmark are estimated to be somewhat less than 5 tons per year.

The contributions from a number of significant sources to the total annual emissions to the environment are shown below.

Receiving compartment:	Source category	Amount of antimony (tons/year)
Atmosphere	Power plants (coal)	0.01-0.02
	Waste incineration plants	0.01-0.05
Surface water	Sewage treatment plants	0.3-0.8
	Industrial wastewater	1.0-2.1
Terrestrial environment	Sewage sludge and compost	0.12-0.14
	Manure	0.16-0.26
	Fertilizers	0.01-0.02
Environment, total		1.6-3.3

Effect data exist for a range of organisms and trophic levels in the aquatic environment and, thus, it has been possible to establish a tentative predicted no-effect concentration (NOEC) for antimony in surface water (6 µg/l). For the terrestrial environment there are, however, very few data and, hence, it has not been possible to make a similar estimate for this compartment.

Based on the available data, it is assessed that discharges into the aquatic environment resulting in concentrations exceeding the PNEC will only occur under special, local conditions. The same is assessed, however, based on very limited documentation, to be the case for the terrestrial environment.

Exposure of humans

Under normal circumstances, exposure of humans to antimony via inhalation will be marginal compared to the exposure by intake of food, which is assessed to be the dominant source of exposure of the general population. Intake of antimony with food will for the adult population, in most cases, be below 20% of the ADI. Only in special situations intake with drinking water can be compared with intake with food.

Uptake of antimony through the skin upon contact with textiles (primarily polyester) is assessed to be limited and, based on the available data, to pose a minor risk of exposure to humans. However, it should be noted that elevated temperatures and sweat production will increase the absorption of antimony and thereby the possible risk of effects on the skin. It should be emphasised that review and assessment of data regarding the possible occupational exposure to antimony were not part of this study.

Conclusions

In general, the exposure of the Danish population to antimony via the environment (including food and water) is, at the present level of use and dispersal into our surroundings, assessed not to be problematic. Only if a number of unfavourable circumstances coincide, the total environmental exposure will be able to reach or exceed the level of acceptable daily intake. However, possible exposure in the working environment is not included in this assessment.

Correspondingly, the antimony level in a range of relevant materials and products, waste flows and emissions is so low (based primarily on Swedish and Danish data) that, in general, this element is not assessed to constitute an

environmental problem at present. Exceptions to this general assessment are believed to be confined to very local environments, e.g. elevated levels in small streams and lakes downstream the discharge points of certain types of industries such as plants manufacturing special types of glass, plastic and textiles, or terrestrial areas adjacent to such plants.

1 Indledning

I 2002 udgav Miljøstyrelsen rapporten "Grundstofferne i 2. geled - et miljøproblem nu eller i fremtiden?" (Miljøprojekt nr. 700, 2002). Rapporten gav en oversigtlig præsentation af data om 11 mindre kendte grundstoffers (primært metaller) anvendelser, miljøkemi og mulige negative effekter på mennesker og miljø. Blandt de stoffer, hvor rapporten pegede på størst behov for nærmere afklaring af den mulige miljø- og sundhedsmæssige risiko, var metallet antimon.

Miljøstyrelsen iværksatte derfor i starten af 2003 nærværende udredningsopgave specifikt om antimon for at forbedre grundlaget for en vurdering af, om stoffet, med de kendte anvendelser og omfang af forbrug i Danmark, medfører en eksponering af mennesker og/eller miljø, der kan give anledning til bekymring og eventuelt behov for regulering eller anden forebyggende indsats.

Opgaven er udført af en arbejdsgruppe i COWI A/S bestående af Jesper Kjølholt (projektleder), Anne Rathmann Pedersen, Charlotte Libak Hansen, Carsten Lassen, Sonja Hagen Mikkelsen og Frank Stuer-Lauridsen.

Der har været nedsat en følgegruppe med deltagelse af Henri Heron, Miljøstyrelsens kemikaliekontor (formand), Mette Herget, HTS og Henning Fokdal, Dansk Industri samt Jesper Kjølholt, COWI. Gruppen har diskuteret og kommenteret oplæg og rapportudkast undervejs i forløbet og takkes for aktiv og konstruktiv medvirken.

Endvidere har en række virksomheder, brancheorganisationer og enkeltpersoner været interviewet eller på anden måde bidraget med oplysninger, især om antimons anvendelser til forskellige formål. De takkes alle for deres medvirken og bidrag til at kvalificere denne rapportes datagrundlag og konklusioner.

2 Anvendelser og forbrug af antimon i Danmark

2.1 metode og datagrundlag

Miljøstyrelsen har udarbejdet en række retningslinier for, hvorledes man gennemfører en massestrømsanalyse - et såkaldt paradigme (Hansen & Lassen 2000). Oplysninger om forbruget af antimon i Danmark er udført i overensstemmelse med disse retningslinier. Opgørelsen af forbruget er gennemført på det niveau, der i paradigmet angives som "oversigtsniveau", dvs. de vigtigste anvendelser er bestemt relativt sikkert, mens mindre anvendelser i visse tilfælde kun er angivet som en størrelsesorden. Der ikke gennemført en fuld massestrømsanalyse, idet der ikke er foretaget kvantitative opgørelser af kilder til antimon i de forskellige affaldsstrømme, som dækker alle anvendelser.

Undersøgelsen er gennemført ved at kombinere oplysninger fra Danmarks Statistik, brancheorganisationer, personlig henvendelse til producenter, importører og offentlige institutioner samt litteraturstudier. For information indhentet fra litteratur, statistikker, videntcentre og offentlige institutioner er der generelt givet referencer til datakilderne. Oplysninger fra virksomheder, forhandlere og importører anvendes generelt uden kildehenvisning, da dette ofte ønskes af kilderne. Bilag 1 indeholder en liste over firmaer, der er rettet henvendelse til i forbindelse med undersøgelsen.

Så godt som alle mængdeoplysninger i denne form for analyse vil være behæftet med en usikkerhed, som det ikke er muligt at vurdere med traditionelle statistiske metoder. De angivne sikkerhedsintervaller skal derfor betragtes som intervaller, inden for hvilke forfatterne subjektivt skønner, at den rigtige værdi med 90% sandsynlighed vil befinde sig. Det betyder, at der er en vis sandsynlighed for, at de rigtige værdier befinder sig uden for de angivne intervaller, og at det for enkelte varegrupper eller emissioner kan forekomme, at den rigtige værdi ligger langt fra det angivne interval. Ved addition af intervaller er det imidlertid sådan, at sandsynligheden for, at den rigtige sum vil befinde sig inden for det resulterende interval, stiger med antallet af adderede mængder.

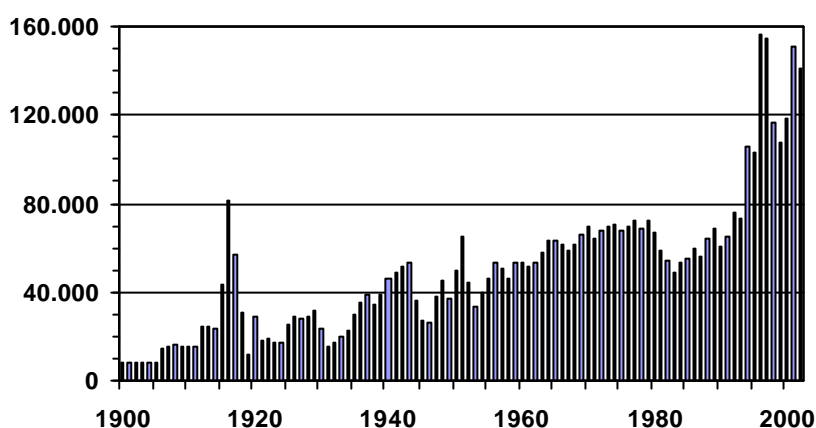
2.2 Antimon og dets forbindelser

Antimon er et metalloid fra samme kemiske hovedgruppe som arsen og fosfor (gruppe VB). Den kemiske forkortelse er Sb (fra det latinske navn stibium). Det optræder typisk med valenserne +3 (Sb(III)) eller +5 (Sb(V)). Metallisk antimon har en flaget, krystallinsk tekstur med blåhvid farve med metalglans. Antimon angribes ikke af fortyndede syrer og baser. Typiske forbindelser er sulfid-, hydroxid- eller oxidforbindelser (Kirk Othmer 1992). Antimon har været kendt siden antikkens tid, hvor sulfidet (stibnit) i Ægypten bl.a. blev brugt som mascara. I den tidlige middelalder blev stoffet f.eks. brugt militært til såkaldt "græsk ild", et produkt der vel nærmest kan sidestilles med vore dages napalm. Fysisk-kemiske egenskaber og data for antimon og nogle af dets vigtigste forbindelser er beskrevet i afsnit 4.2.

2.2.1 Global produktion og forbrug

Verdens samlede udvinding af antimon var i 2000 og 2001 på henholdsvis 118.000 tons og 151.000 tons, hvoraf Kina tegnede sig for henholdsvis 100.000 og 135.000 tons (USGS 2002a, USGS 2003). Andre større producenter var Bolivia, Rusland, Sydafrika og Tadsjikistan. Herudover skete der en væsentlig genvinding af antimon med bly/antimon-legeringer; primært fra blyakkumulatorer. De samlede reserver var i 2000 på 2,1 mio. tons, mens de samlede ressourcer ikke er opgjort (USGS 2002a).

Produktionen har været svagt stigende indtil midten af 1990'erne, hvorefter stigningstakten er øget. Der er de seneste år set markante svingninger i produktionen sammenfaldende med svingende priser på verdensmarkedet (figur 2-1).



Figur 2-1
Global mineproduktion af antimon i tons /USGS 2002b, USGS 2003/.

Det har ikke været muligt at finde opgørelser af, hvorledes forbruget af antimon fordeler sig på verdensplan, men i det følgende omtales forbruget i USA.

Der er de seneste 50 år sket en forskydning i forbrugsmønstret, idet anvendelsen af antimon som legeringselement i blylegeringer, der tidligere tegnede sig for hovedparten af forbruget, har været ret stabilt, mens forbruget af antimon som flammehæmmer har været stigende og i dag udgør den største enkeltanvendelse (Sternbeck et al. 2002).

Det samlede forbrug ("apparent consumption") af antimon i USA i 2000 angives af USGS (2002) til 49.400 tons. Forbruget fordelte sig med 55% til flammehæmmere, 18% til transport (herunder akkumulatorer), 10% til kemikalier, 7% til glas og keramik, og 10% til andet. Der gives ingen nærmere opdeling af forbruget. Det rapporterede forbrug af antimon til produktion af produkter i USA fordelt på anvendelsesområder fremgår af tabel 2-1.

Fordelingen af det rapporterede forbrug af antimon til produktion af produkter er ikke nødvendigvis identisk med fordeling af forbruget med færdigvarer, men giver for et stort land som USA alligevel et fingerpeg om anvendelsernes fordeling.

Tabel 2-1
 Rapporteret forbrug af antimon til produktion i USA i 2000 (Efter USGS 2001).

	Forbrug	
	Tons antimon	%
Metalliske anvendelser:		
Antimon/bly-legeringer, primær ¹⁾	1.040	4
Antimon/bly-legeringer, sekundær ²⁾	7.920	33
Lejemetal	42	0,2
Loddemetal	135	0,6
Andre anvendelser som metal ³⁾	1.760	7
I alt	10.900	45
Ikke-metalliske anvendelser: (ekskl. flammehæmmere)		
Primere til ammunition	26	0,1
Keramik og glas	1.020	4
Pigmenter	620	3
Plast	1.330	6
Andre ikke-metalliske anvendelser ⁴⁾	495	2
I alt	3.490	14
Flammehæmmere:		
Klæbemidler	332	1,4
Plast	8.940	37
Gummi	402	1,7
Tekstiler	221	0,9
Andre anvendelser som flammehæmmer ⁵⁾	10	0,005
I alt	9.910	41
Alt i alt	24.300	100

- 1) Kilden bruger betegnelsen "antimonial lead". Anvendelsen er formentlig kun til akkumulato-
 rer, da de fleste øvrige nævnte anvendelser også drejer sig om bly/antimon-legeringer.
- 2) Sekundær antimon omfatter bly/antimon fra genvinding af akkumulato-
 rer. Det antages også her, at (gen)anvendelsen stort set udelukkende er til akkumulato-
 rer.
- 3) Omfatter ammunition, kabelkapper, støbegods, plader, rør og typemetal.
- 4) Omfatter fyrværkeri og gummiprodukter.
- 5) Omfatter papir og pigmenter.

2.3 Anvendelser og forbrug af metallisk antimon

Antimon anvendes som metal langt overvejende legeret med bly eller tin.

2.3.1 Registreret råvareimport

Oplysninger om varekategorier i Udenrigshandelsstatistikken, hvor der speci-
 fikt er angivet, at varerne indeholder metallisk antimon, er angivet i tabel 2-2.
 Den væsentligste registrerede import af antimon er med ubearbejdede
 bly/antimon-legeringer, hvor der i perioden sås en stigning i importen fra
 1127 tons i 1999 til 1549 tons i 2001.

Ubearbejdede bly/antimon-legeringer anvendes i Danmark langt overvejende
 til støbning af blykøle og indeholder oftest 2% antimon, men enkelte legerin-
 ger kan indeholde mere (jf. afs. 2.3.3). En meget lille del vil kunne anvendes
 til hvidtmetal (jf. afsnit 2.3.5). Hertil vil en del af den anførte import af stæn-
 ger, profiler og tråd af bly, som i 2000 var på 446 tons, kunne være bly legeret
 med antimon, som anvendes til produktion af ammunition (jf. afsnit 2.3.4).

Eksporten af bly med antimon kan evt. dreje sig om reeksport. Bly fra opar-
 bejdning af kabler, som er den eneste produktion af sekundært bly i Danmark,

har et så lille indhold af antimon, at det næppe vil registreres som bly med antimon.

Import af ubearbejdet antimon samt antimonpulver er i perioden faldet fra 4,5 tons i 1999 til 0 tons i 2001. Det formodes, at den ubearbejdede antimon anvendes til justering af legeringerne ved støbning af blykøle eller hvidtmetal.

Tabel 2-2
Import og eksport af varekategorier, hvor det specifikt er angivet, at de indeholder metallisk antimon (Danmarks Statistik 2000,2001,2002).

Varekategori	Import			Eksport		
	1999	2000	2001	1999	2000	2001
Bly med antimon, beregnet efter vægt, som den væsentligste anden bestanddel, ubearbejdet, uraffineret	1.127	1.490	1.549	138	199	555
Bly, ubearbejdet, uraffineret, min. 0,02 vægt% sølv og mere sølv end antimon, til raffinering	0	0	0	0	0	0
Antimon, ubearbejdet, samt antimonpulver	4,5	0,5	0	0	0	0
Affald og skrot af antimon	0	0	0	0	0	0
Antimonvarer, bearbejdet	0	0	0	0	0	3,5

2.3.2 Akkumulatorer

Antimon anvendes legeret med bly til akkumulatorer. Funktionen af antimon i blyakkumulatorer er at øge flydeegenskaberne og den elektriske stabilitet af blyet samt øge modstanden mod krympning.

Blyakkumulatorer kan opdeles i tre typer:

- Startbatterier, der anvendes til start af køretøjer
- Traktionsbatterier, der anvendes til elektriske køretøjer
- Stationære akkumulatorer og små akkumulatorer, der primært anvendes til nødstrømsanlæg.

Et typisk startbatteri (blyakkumulator) består af 24 blyplader. Pladerne har traditionelt bestået af et gitter af antimonbly, som pålægges et lag delvist oxideret bly uden antimon.

Ifølge Kirk Othmer (1992) har der været en tendens til, at antimonindholdet har været faldende fra traditionelt at have været 3-5% antimon til 1,75-2,75%. Ifølge Thornton et al. (2001) indeholder moderne vedligeholdelsesfri startbatterier ikke antimon, men er baseret på bly/calcium/tin-legeringer.

Kvantitativt består en opladet blyakkumulator i gennemsnit af (UNEP 2000):

- Ca. 17% metallisk bly (inkl. antimon)
- Ca. 60% blyoxid/sulfat
- Ca. 24% fortyndet svovlsyre (elektrolyt)
- Ca. 9% andre materialer (plast etc.).

Da der er forskelligt indhold af antimon i de forskellige batterityper, er det vanskeligt at angive et gennemsnit for antimonindholdet. Hovedparten af ud-tjente akkumulatorer i Danmark og Sverige bliver imidlertid oparbejdet hos Boliden Bergsöe i Sverige. Virksomheden oparbejder ca. 65.000 tons batterier

(Boliden Bergsöe 2003) og omsatte ifølge Sternbeck et al. (2002) 350 tons antimon med disse batterier. Antimon udgør således omkring 0,54% af akkumulatorernes samlede vægt. Hvis der regnes med, at metallisk bly udgør 17% af den samlede vægt, indeholder det metalliske bly således i gennemsnit ca. 3,2%. Det samlede blyindhold i akkumulatorerne er imidlertid 55-60% og forholdet mellem antimon og bly i akkumulatorerne er således ca. 1:100.

Der vil her groft regnes med, at antimonindholdet i nye akkumulatorer er 0,5-0,6%, svarende til indholdet i de udtjente akkumulatorer oparbejdet hos Boliden Bergsöe, som typisk er ca. 5 år gamle.

Elektrodernes gennemsnitlige antimonindhold er tidligere angivet af Hansen og Busch (1989) at være ca. 2,6% baseret på, at de to metalliske elektroder indeholder henholdsvis 5% og 9% antimon, mens blyoxid ikke indeholder antimon. Disse værdier er også benyttet i de efterfølgende massestrømsanalyser som vedrører 1994 og 2000, men antimonindholdet ser dog ud til at være betydeligt lavere i dag og har formentligt været overestimeret i de to seneste massestrømsanalyser.

Produktion og forbrug

Der foregår ikke længere nogen produktion af blyakkumulatorer i Danmark. Det samlede forbrug af bly med akkumulatorer inklusive akkumulatorer i importerede køretøjer i 2000 er i den seneste massestrømsanalyse for bly estimeret til 15.000-15.500 tons (baggrundsmateriale til Lassen et al. 2003). Det samlede forbrug af antimon med akkumulatorer kan på den baggrund skønnes til 75-93 tons.

Mere detaljerede oplysninger om forbruget fordelt på forskellige akkumulatorer kan findes i massestrømsanalysen for bly.

Bortskaffelse

Akkumulatorerne bliver så godt som 100% indsamlet og eksporteret til oparbejdning i udlandet. Samlet eksporteredes der i 2000 et sted mellem 15.900 (tal fra Returbat) til 17.800 tons (tal fra Danmarks Statistik) akkumulatorer. Eksporten af antimon med brugte akkumulatorer kan på den baggrund anslås til 80-110 tons.

En meget begrænset del - anslået til ca. 1% af de små blyakkumulatorer - kan evt. blive bortskaffet til affaldsforbrænding via dagrenovation. Den samlede mængde bly, der bortskaffes til affaldsforbrænding, er anslået til <10 tons, og mængden af antimon, der bortskaffes denne vej, anslås derfor til <0,3 ton.

Ved brud på akkumulatorer kan elektrolytten lække ud, og der vil hermed kunne spredes antimon til omgivelserne. Den samlede mængde bly, der tabes til jord på denne måde, er anslået til 1-10 tons. Under de samme forudsætninger, som dette estimat er lavet (se Lassen et al 2003), kan det anslås, at tab af antimon til jord vil være <0,1 tons.

2.3.3 Skibskøle

Til langt hovedparten af nye sejlbåde anvendes der køle af bly. Den anvendte blylegering er antimonbly, som oftest har et antimonindhold på 2%. Enkelte køle har et større indhold af antimon. Antimon tilsættes for at gøre blyet hårdere og stærkere.

Produktion og forbrug

Produktion af færdige blykøle foregår hos to virksomheder i Danmark. Til støbning af færdige blykøle anvendtes der ifølge oplysninger fra virksomhederne 1.200-1.400 tons bly i år 2000. Med et gennemsnitligt antimonindhold på 2-3% svarer dette til 24-42 tons antimon. Omkring halvdelen af produktionen eksporteres, mens den øvrige halvdel anvendes til produktion af sejlbåde i Danmark.

Forbruget af blykøle med sejlbåde vil være meget svingende og er vanskeligt at opgøre, da der også er en livlig handel med brugte både. Forbruget af bly med blykøle på nye både i 2000 er anslået til 250-750 tons. Baseret på dette kan forbruget af antimon til dette formål anslås til 5-24 tons.

Bortskaffelse

Støbning af blykøle er den eneste identificerede industrielle aktivitet, hvor der vil kunne være en væsentlig emission af antimon til luft. Da emissionen af bly fra støbningen ikke er kendt, men beregnet ud fra emissionsfaktorer fra litteraturen, er det ikke undersøgt, om der skulle være konkrete emissionsfaktorer for antimon for de to virksomheder.

2.3.4 Ammunition

Bly anvendt til ammunition vil typisk være legeret med 1,5-2,5% antimon og 2-3% tin. Antimon tilsættes i denne sammenhæng for at gøre blyet stærkere og hårdere. Bly anvendes i blyhaglpatroner (på enkelte skydebaner til internationale idrætsdiscipliner), riffel- og pistolpatroner, blyhagl til luftgeværer samt ammunition til militære formål. For en nærmere beskrivelse af anvendelser: Se massestrømsanalyse for bly (Lassen et al. 2003).

Forbrug og produktion

Der er aktuelt kun én producent af ammunition i Danmark, som producerer til militære formål. Råvaren til produktionen er blytråd med antimon, som forarbejdes ved valsning og presning, hvilket betyder, at der ikke vil være emissioner til luft. Herudover foregår der en vis hjemmeproduktion af ammunition til pistoler, hvis omfang ikke er opgjort, men formodes at være beskednen.

Det samlede forbrug af bly med ammunition i 2000 er anslået til 110-200 tons. Med et antimonindhold på 1,5-2,5% i legeringen svarer dette til 1,6-5,5 tons antimon.

Bortskaffelse

Ved brug vil en del af ammunitionen spredes til omgivelserne. Med udgangspunkt i, hvorledes bly i ammunition fordeler sig, kan det anslås, at 0,7-1,8 tons antimon vil spredes på jord, 0,1-0,3 tons vil bortskaffes til forbrænding/deponi, mens 1,0-3,2 tons vil bortskaffes til genvinding.

2.3.5 Andre bly/antimon- og tin/antimon-legeringer

Bly/antimon-legeringer og tin/antimon-legeringer anvendes i øvrigt til:

- Hvidtmetal, som anvendes til lejeforinger
- Afbalanceringsklodser
- Loddetin til særlige formål
- Visse typer af kabler med blykappe
- Dekorationsgenstande.

Hvidtmetal

Hvidtmetal er tinlegeringer, der anvendes til lejer og lejerforinger, især glidelejer i maskiner og motorer. Antimonindholdet i hvidtmetal markedsført i Danmark varierer mellem 6,5% og 13,5% med et gennemsnit omkring 8%. Forbruget af hvidtmetal til produktion af lejer - hovedsageligt til større maskiner - i Danmark var i 2000 på ca. 30 tons (Lassen et al. 2003). Lejerne produceres ved en støbeproces. Forbruget af antimon til støbning af hvidtmetallejer anslås på den baggrund til 2-3 tons. En del af de færdige produkter vil blive eksporteret, ligesom der sker en import af hvidtmetal-lejer med køretøjer og maskiner. Forbruget af antimon med hvidtmetal antages groft at svare til forbruget til produktion.

Hvidtmetal i større lejer bortskaffes til genvinding. Hvidtmetal i lejer til køretøjer vil blive bortskaffet via en shredder og enten ende i en blandet tungmetalfraction eller i affald fra fragmenteringen.

Afbalanceringsklodser

Afbalanceringsklodser indeholder 3-5% antimon (Lohse et al. 2002; Sternbeck et al. 2002), som gør blyet hårdere. Forbruget af bremseklodser til køretøjer er i massestrømsanalysen for bly (Lassen et al. 2003) angivet til 70-140 tons. Da afbalanceringsklodser også anvendes til anden form for afbalancering, skal det her antages, at det samlede forbrug til afbalancering på 76-160 tons indeholder antimon. Det samlede antimonforbrug med afbalanceringsklodser kan på den baggrund anslås til 2-8 tons.

Afbalanceringsklodser bliver langt overvejende bortskaffet til genbrug, eventuelt via shredder anlæg. En lille procentdel vil blive tabt under brug og dermed spredt til omgivelserne.

Loddetin og loddepasta

Loddetin indeholder oftest ikke antimon, men til særlige formål kan der anvendes loddetin med op til 1,5 - 2% antimon. Der findes i Danmark en producent af loddepasta, som tilsætter antimon i et af deres produkter. Dette gøres for at reducere overfladepændingen på printpladen, således at de små komponenter ikke rejser sig fra pladen, når de udsættes for varmpåvirkning. Loddepastaen med antimonindhold sælges ikke til danske kunder. Den forbrugte mængde af antimon til loddepasta er <100 kg/år.

Antimon vil formentlig kunne forekomme i forskellige typer af lodninger. Forbruget af antimon med loddetin skal groft anslås til 0,1-1 ton pr. år.

Kabler

Kabler med blykappe vil kunne indeholde antimon i blylegeringen. Ifølge oplysninger fra den eneste danske producent af kabler har der i en årrække dog ikke været brugt antimonholdigt bly til blykappen på danskproducerede kabler.

Blyholdige kabler bortskaffes langt overvejende til genanvendelse, hvor blyet enten frasepareres mekanisk (fra "tørre" kabler) eller ved en smeltning/forbrænding (fra "våde kabler"). Behandlingen af blyholdige kabler er nærmere beskrevet i den seneste massestrømsanalyse for bly. Det producerede bly er oplyst typisk at have et antimonindhold på 0,05%, således at der samlet er omkring 0,4 tons antimon i de 879 tons bly, der blev genvundet i 2000. Tilstedeværelsen af antimon i det oparbejdede bly skyldes, at der tidligere er blevet anvendt antimon i visse typer kabler, eksempelvis 0,75% i telefonkabler.

Dekorationsgenstande

Dekorationsgenstande af tin indeholder ofte mindre mængder bly og antimon (Kirk Othmer 1992). Omsætningen af tin med dekorationsgenstande er i Lassen et al. (1997) anslået til 2-10 tons. Forbruget af antimon med dekorationsgenstande skal på den baggrund vurderes at være <0,3 tons og er ikke undersøgt nærmere.

Dekorationsgenstande bortskaffes enten til genvinding via genbrugsstationernes metalcontainere eller bortskaffes med dagrenovationen til affaldsforbrænding.

Sammenfatning

Samlet anslås det således, at der anvendes 4-12 tons antimon med andre bly/antimon-legeringer.

2.3.6 Andre anvendelser af metallisk antimon

Halvlederkomponenter

Antimon anvendes legeret med aluminium, gallium eller indium i halvlederkomponenter, som kan udsende eller modtage elektromagnetisk stråling og anvendes i infrarøde komponenter, dioder og visse andre komponenter (Kirk Othmer 1992). Rent antimon anvendes desuden til såkaldt "dopant" i halvledere, dvs. en urenhed, som introduceres for at modificere halvlederens egenskaber. Der er ikke fundet oplysninger om, i hvilke mængde antimon anvendes til disse formål, men det formodes på baggrund af de amerikanske undersøgelser at være marginalt.

Messing

Antimon kan anvendes i koncentrationer på 0,02-0,1% til messing, som udsættes for saltvand, for at undgå afzinkning (Kirk Othmer 1992). Omsætningen af antimon med messing er ikke undersøgt nærmere.

Det samlede forbrug med andre metalliske anvendelser anslås groft til 2-10 tons antimon.

2.4 Anvendelser og forbrug af antimon i form af kemiske forbindelser

2.4.1 Registreret råvareimport

Antimonforbindelser produceres ikke i Danmark. Den registrerede import og eksport af antimonforbindelser er angivet i tabel 2-3.

Den registrerede import af antimonoxid steg fra 43,7 tons i 2000 til 589 tons i 2001. Da importen har været relativt stabil i de foregående år formodes den høje import i 2001 at skyldes en indrapporteringsfejl. Det antages, at der langt overvejende er tale om antimontrioxid, hvoraf antimon udgør ca. 83%.

Importeret antimontrioxid anvendes primært som flammehæmmer i plast (jf. afsnit 2.4.2), mens en mindre mængde anvendes i produktion af glas (jf. afsnit 2.4.4). Antimonater anvendes som flammehæmmere.

Tabel 2-3
 Import og eksport af varekategorier, hvor det specifikt er angivet, at de indeholder antimon som kemisk forbindelse (Danmarks Statistik 2000,2001,2002) ¹⁾.

Varekategori	Import			Eksport		
	1999	2000	2001	1999	2000	2001
Antimonoxider	58,2	43,7	589 ²	0	0	0
Antimonater	0	0	0,3	0	0	0

- 1) Antimonindholdet findes angivet i parentes under antagelse af, at antimonoxiderne langt overvejende er antimontrioxid (Sb_2O_3).
- 2) Formodentlig inddateringsfejl i importstatistikken.

2.4.2 Flammehæmmere

Den største enkeltanvendelse af antimonforbindelser er som flammehæmmer. Den langt vigtigste forbindelse er antimontrioxid (Sb_2O_3), men der vil også kunne anvendes natriumantimonat (NaSbO_3) og antimonpentoxid (Sb_2O_5) (Kirk Othmer 1992).

Antimontrioxid anvendes næsten altid i kombination med halogener, som enten forekommer i form af klorerede paraffiner, bromerede flammehæmmere eller i form af klor indbygget i polymerstrukturen, som det eksempelvis er tilfældet i PVC. Sammen med halogenerne opnås der en synergieffekt.

I forbindelse med en tidligere detaljeret massestrømsanalyse for bromerede flammehæmmere (Lassen et al. 1999) blev det klart, at import og eksport af produkter med flammehæmmere er så omfattende, at der - bortset fra byggematerialer - er en meget begrænset sammenhæng mellem hvilke flammehæmmere, der anvendes i dansk produktion, og hvilke der findes i produkter på det danske marked. I det følgende afsnit omtales forbruget af antimonholdige flammehæmmere, der er anvendt til produktion i Danmark, yderligere efter en introduktion til det europæiske marked for flammehæmmere.

Antimon kan ofte forekomme i mindre dele af sammensatte produkter, som det er demonstreret i et analyseprogram for brom og antimon i elektronikdele, som er gennemført for Miljøstyrelsen (Nielsen & Christensen 2001). I 16 undersøgte elektronikprodukter fandt man antimon i halvdelen af produkterne. Indholdet i de plastdele, hvor der fandtes antimon, varierede fra 0,05 til 4,7%. I alle tilfælde, hvor der var antimon, var der også brom i plastdelen, hvorimod det forekom, at der var brom i plastdelen, uden at der var antimon. Produkter med antimon var strygejern, kaffemaskine, varmeblæser, frituregryde, foodprocessor og brødrister, men i næsten alle tilfældene var der tilsvarende produkter uden antimon.

Undersøgelsen demonstrerer vanskeligheden i at danne et overblik over indholdet af antimonforbindelser i produkter, der sælges i Danmark.

En opgørelse af forbruget af antimonforbindelser med færdigvarer i Danmark vil derfor i høj grad blive baseret på kendskab til det samlede marked for antimonforbindelser anvendt som flammehæmmere i Europa kombineret med en vurdering af, hvor det danske marked kunne adskille sig fra det generelle europæiske mønster.

Det vesteuropæiske marked for antimonoxid i 1999 er af IAL Consultant (1999) opgjort til 23.650 tons med en svagt stigende tendens i markedet. Hvis der regnes med, at antimontriooxid udgør langt hovedparten, svarer det til 19.800 tons antimon.

Som det fremgår af tabel 2-4, der viser markedet opdelt på materialetyper, anvendes hovedparten af antimonoxidet til dele af transportmidler, ledninger og kabler samt elektriske og elektroniske produkter. En mindre del anvendes til isoleringsplader af EPS/XPS, som anvendes til bygningsformål. Anvendelsen i PVC tegner sig for omkring 1/3 af det samlede forbrug.

Tabel 2-4
Vesteuropæisk marked for antimonoxid som flammehæmmer opdelt på materialetyper (baseret på IAL 1999).

Materiale	Marked i 1998 (tons antimonoxid)	Flammehæmmersystemer indeholdende antimon 1)	Eksempler på anvendelser af materialet i flammehæmmet kvalitet
PE	500	PBDE (8-10%)/antimonoxid (2-5%) Klorerede paraffiner (6-12%)/ antimonoxid (2-5%)	Ledninger og kabler, rør, plader til transportmidler og konstruktionsarbejder
PP	2.500	PBDE (7-33%)/antimonoxid (4-6%)	Rør, plader til transportmidler og konstruktionsarbejder, videobånd, kontakter, film, IT-kabinetter, gulvbelægning
ABS	1.900	PBDE (15-25%)/antimonoxid (7-12%)	Bildele, IT-kabinetter og andre dele til elektriske og elektroniske produkter
UP	750	PBDE og andre bromerede flammehæmmere (10-15%) /antimonoxid (4-10%) Klorerede paraffiner (20-30%) /antimonoxid (4-10%)	Transportmidler, tagplader, sanitsartikler, kontakter
PET/PBT	1.500	PBDE og andre bromerede flammehæmmere (10-15%) /antimonoxid (3-7%)	Relæer, motorer, kontakter, elektronik
HIPS	1.100	PBDE og andre bromerede flammehæmmere (5-20%)/ antimonoxid (ikke angivet)	Elektroniske apparater, kontakter, plader, belysningsarmaturer, telefoner, IT-kabinetter
EPS/XPS	2.850	Ikke angivet	Isoleringsplader til byggeriet
Epoxider	➔	ikke angivet	
PA	1.450	PBDE og andre bromerede flammehæmmere (4-20%) /antimonoxid (3-5%)	Kontakter, sikringstavler
PC	850	TBBPA (ca.8%)/ antimonoxid (<5%)	Elektriske og elektroniske produkter
PVC	8.000	Antimonoxid (2-5%)	Ledninger og kabler, presenninger, folier, gulvbelægning, IT-kabinetter, transportmidler
Gummi	2.250	Ikke angivet	?
Tekstiler	➔	Klorerede paraffiner (ikke angivet) /antimonoxid (ikke angivet)	
Overfladebehandling	➔	Flammehæmmende maling: klorerede paraffiner (10%) /antimonoxid (25%)	
Tømmer	➔		
Andet	➔		
I alt	23.650		

➔ I kilden er det angivet, at der er et lille, men ikke opgjort forbrug til disse materialer

1) Kun flammehæmmersystemer indeholdende antimon er angivet. PBDE = polybromerede diphenylethere. TBBPA = tetrabrombisphe nol A

Forbrug og produktion

Flammehæmmere til brug i dansk produktion af plastvarer vil enten blive importeret som rene forbindelser eller som en del af en færdig compound (plastråvare). Der er i brancheorganisationen Plastindustrien i Danmark ikke noget overblik over, i hvilken grad antimon anvendes til plastproduktion i Danmark.

På grundlag af oplysninger fra leverandører af flammehæmmere og enkelte større plastproducenter er der identificeret et forbrug af antimontrioxid til produktion i DK på cirka 80 tons/år. Denne mængde anvendes dels til produktion af polyethylen og PVC plastråvarer, dels til produktion af PVC halvfabrikata og færdigvarer, bl.a. kabler, presenninger og folier. En mindre del anvendes til produktion af transportbånd af gummi. Disse anvendelser vurderes at dække langt hovedparten af, hvad der anvendes af de rene flammehæmmere til produktion i Danmark. Ud over denne mængde vil der kunne være en import af antimon med plastråvarer til produktion af færdigvarer (compounds), som der ikke er indhentet oplysninger om til denne undersøgelse.

Plastråvarer produceret i Danmark eksporteres langt overvejende, mens halvfabrikata og færdigvarer, som især finder anvendelse inden for byggebranchen, delvist eksporteres, delvist anvendes i Danmark.

Som der fremgår af massestrømsanalysen for bromerede flammehæmmere (Lassen et al. 1999), bliver omkring 90% af forbruget dækket af importerede varer. Det samme antages at være tilfældet for antimontrioxid, og forbruget med færdigvarer kan derfor groft anslås ud fra kendskab til det vesteuropæiske marked. En del af de flammehæmmede produkter vil ganske vist importeres fra Sydøstasien, men det antages, at det europæiske marked stadig giver et godt fingerpeg om forbruget med færdigvarer.

Hvis det antages, at Danmark repræsenterer 1-2% af det europæiske marked, kan det samlede forbrug anslås til 200-400 tons. Der er imidlertid en tendens til, at bromerede flammehæmmere anvendes i mindre grad i de nordeuropæiske lande (Lassen et al. 1999), og forbruget i Danmark må derfor antages at være lidt mindre end det europæiske gennemsnit. Forbruget anslås derfor til 150-350 tons.

Spredning og bortskaffelse

Der formodes ikke at foregå et tab af antimon under brug af produkter, der er flammehæmmede med antimonforbindelser.

I bekendtgørelsen om håndtering af elektriske og elektroniske produkter stilles der krav om, at kommunalbestyrelserne senest 1. juni 1999 fastsætter bestemmelser for indsamling af flammehæmmede plast til særlig behandling. Baseret på oplysninger fra en større elektroniskrotvirksomhed anslås det, at flammehæmmede plast fra elektriske og elektroniske produkter i cirka 50% af tilfældene bortskaffes til affaldsforbrænding. De resterende mængder genanvendes enten til ny flammehæmmede plast, eller det deponeres. Flammehæmmede plast anvendt til andre formål vurderes langt overvejende at blive bortskaffet til deponi.

2.4.3 Bremsebelægninger

Antimontrisulfid (Sb_2S_3) og til en vis grad antimontrioxid (EFRA 2003) anvendes som friktionsregulerende middel i mange typer bremsebelægninger. I en omfattende undersøgelse for EU-kommissionen af tungmetallindholdet i biler er det - baseret på oplysninger fra 2001 givet af den europæiske sammenslutning af producenter af friktionsmaterialer (FEMFM) - angivet, at en typisk bremsebelægning (selve friktionsmaterialet) indeholder omkring 10% antimonforbindelser (Lohse et al. 2001). Dette svarer til ca. 7% antimon, hvis der er tale om antimonsulfid. Antimon anvendes dog ikke i alle bremsebelægninger og er eksempelvis udfaset i svensk produktion af bremsebelægninger (Sternbeck et al. 2002).

Forbrug og produktion

I Danmark anvendes der i størrelsesordenen 20-40 tons antimon i form af antimontrisulfid til produktion af bremsebelægninger. Antimontrisulfid antages at indgå i bremsebelægninger på en stor del af importerede biler og importerede bremsebelægninger. I Sverige er brugen af antimontrisulfid til produktion af bremsebelægninger som nævnt dog udfaset (Sternbeck et al. 2002), og det kan også være tilfældet i andre lande. Oplysninger fra danske producenter indikerer, at 90% af bremsebelægninger på det europæiske marked skulle indeholde antimon.

I hele EU anvendes der ca. 60.000 tons bremsebelægninger. Hvis der regnes med et gennemsnitligt indhold på 5-7% antimon, skulle dette svare til 3.000-4.200 tons antimon. Under antagelse af, at Danmark repræsenterer 1-2% af det samlede forbrug, fås et forbrug af antimon med bremsebelægninger i Danmark på 30-84 tons.

Spredning og bortskaffelse

Antimonsulfid fra bremsebelægninger vil blive spredt til omgivelserne, når belægningerne slides.

Som et groft skøn kan det anslås, at omkring halvdelen af belægningerne bliver slidt bort under brug, hvorved der diffust skulle spredes 15-42 tons antimon til omgivelserne, mens resten formodes at gå til deponi. En del af det antimon, der spredes, vil ende i spildevands- eller regnvandsafløb, og bremsebelægninger er formentlig en væsentlig kilde til antimon i spildevand.

En svensk undersøgelse af emissioner af tungmetaller fra vejtrafik har vist, at antimon er det af de undersøgte tungmetaller, der optræder i størst koncentration i emissionerne sammenlignet med baggrundsniveauet (Sternbeck et al. 2001). Baseret på målinger af emissioner i to tunneller beregnedes der en gennemsnitlig emission på 32-50 μg antimon pr. køretøj pr. kilometer. Lignende resultater er i følge rapporten fundet i andre europæiske studier. I rapporten peges der på bremsebelægninger som kilde til antimon. Antimon indgår også som legeringselement i balanceklodser, men da emissionerne af antimon var af samme størrelse som emissionerne af bly, kan denne kilde kun være af mindre betydning. Den største emissionskilde kendes ikke.

Hvis disse værdier anvendes, og der regnes med en bestand af biler på 2,1 mio., der hver kører 15.000 km pr. år, fås en samlet emission på 1,6 tons antimon - dvs. væsentligt mindre end beregnet ovenfor. Det skal hertil bemærkes, at antimon som nævnt er udfaset i produktion af bremsebelægninger i Sverige, og emissionsfaktorerne derfor kunne være højere i Danmark.

2.4.4 Glas

Antimon anvendes ved produktion af glas til lutring, som er en metode til at undgå bobler i glasset. Antimon har en iltfrigørende virkning, og antimon difunderer ind i boblerne, som derved bevæger sig mod overfladen af glasmassen. Ved lutringen bliver glasset mere klart. I Danmark anvendes antimon kun til fremstilling af kunstglas, mens der ved produktion af emballageglas ikke anvendes antimon. Kunstglas omfatter krystalglas (incl. mundblæste drikkeglas), vaser og skåle mv. af glas. Hovedparten af den anvendte antimon går ind i glasset, og glas lutret med antimon har ifølge en svensk undersøgelse typisk et indhold af antimon på 0,8% (Sternbeck et al. 2001).

Antimon indgår også i glasmatrixen i billedrør. Ifølge en tysk undersøgelse (Harant 2001) udgør antimonoxid 0-0,2% af konusglasset og 0,2-0,6% af skærmglasset. Det er ikke angivet, om tilstedeværelsen af antimon skyldes, at antimon er brugt til lutring, men det er sandsynligt. I Sternbeck et al. (2001) er det gennemsnitlige indhold af antimon i billedrør baseret på oplysninger fra en svensk elektronikskrotvirksomhed angivet til ca. 16 g antimon (i 1997). I Faber et al. (1999) angives skærmglasset at udgøre ca. 63,2% af billedrørets vægt, mens konusglasset udgør ca. 23,8% af vægten af billedrøret i et typisk moderne fjernsyn. Hvis der regnes med en gennemsnitlig vægt af et TV-billedrør på 20 kg, kan det estimeres, at et billedrør typisk indeholder 20-70 g antimon. Det skal bemærkes, at et nyt TV i gennemsnit er betydeligt større end TV, der skrottes, og der er derfor udmærket overensstemmelse mellem disse værdier og værdierne oplyst af den svenske elektronikskrotvirksomhed. Billedrør fra computerskærme vil være noget mindre og vejer i gennemsnit ca. halvt så meget som TV-billedrør.

Antimon vil formentlig også kunne indgå i andre typer glas, eksempelvis glas til objektiver, men der er tale om mindre mængde glas, og dette er ikke undersøgt nærmere.

Produktion og forbrug

Til lutring ved produktion af kunstglas i Danmark anvendes der 3-8 tons antimon i form af antimontrioxid. Der anvendes få kg som pigment. Da produktionen af kunstglas i Danmark er relativt lille i forhold til forbruget, må det forventes, at forbruget med færdigvarer er større. Til sammenligning anvendes der i Sverige 93 tons antimontrioxid (Sb_2O_3), natriumantimonat ($NaSbO_3$) samt antimonholdigt kassiterit (Sternbeck et al. 2001).

Forbruget i Danmark med kunstglas kan på den baggrund groft antages at være i størrelsen 10-50 tons antimon.

Billedrør produceres ikke i Danmark. Ifølge massestrømsanalysen for bly (Lassen et al. 2003) blev der i 2000 solgt ca. 0,32 mio. TV og ca. 0,5 mio. computerskærme med billedrør (CRT skærme). Hvis der regnes med, at TV-skærme indeholder 15-60 g antimon og computerskærme det halve, fås et samlet forbrug på 11-40 tons antimon.

Det samlede forbrug med glas anslås således til 21-90 tons.

Udledninger og bortskaffelse

Ved produktion af glas vil der ske en emission af antimon til luft. Udledningerne fra produktion af kunstglas er opgjort til 73 kg i 2001/2002 og 118 kg i 2000/2001. Emissionerne er dog faldende pga. fald i producerede mængder glas.

Kunstglas vil typisk bortskaffes til forbrænding, mens billedrør hovedsageligt bortskaffes til genvinding via elektronikskrotvirksomheder. En del vil dog kunne bortskaffes til forbrænding eller deponi.

2.4.5 Andre anvendelser af antimon i form af kemiske forbindelser

Antimon anvendes i øvrigt til:

- Pigmenter
- Fyrværkeri
- Katalysatorer
- Vulkaniseringsmidler
- Tekstilbehandlingsmidler.

Katalysatorer

Antimontrioxid anvendes som katalysator ved fremstilling af termoplastisk polyester, først og fremmest PET. Termoplastisk polyester indeholder sædvanligvis antimon i koncentrationer på 150-350 ppm (mg/kg) (Sternbeck et al. 2001). En dansk producent, som importerer polyesterbaserede tekstiler, oplyser, at koncentrationen af antimon i tekstilerne ligger inden for intervallet 260-300 mg/kg. En ny dansk undersøgelse af kemiske stoffer i tekstilmetervarer (Laursen et al. 2003) viser entydigt, at kun PET-baserede tekstiler indeholder antimon i betydende mængder (110-200 mg/kg). Indholdet synes at være relateret til PET, ikke til eventuelle pigmenter i tekstilerne.

Der foregår ingen produktion af termoplastisk polyester i Danmark, og plastråvarer importeres fra udlandet. PET anvendes i høj grad til genbrugsflasker og anden emballage. Den samlede produktion af PET i Europa var i 2000 på 1,78 mio. tons (APME 2003) og med et indhold på 150-350 ppm antimon svarer dette til et forbrug på 270-620 tons antimon. Hvis det antages, at det danske forbrug svarer til 1-2% af det europæiske forbrug, fås et samlet forbrug med færdigvarer på 3-12 tons antimon/år.

Der foregår et direkte genbrug af PET-flasker, men ultimativt vil produkter af PET ende i forbrændingsanlæg.

Pigmenter

Antimontrioxid anvendes til coating af visse typer af titanium dioxid (TiO_2) pigmenter og som stabilisator i visse typer af pigmenter baseret på chromater og molybdat (EFRA 2003). Antimontrisulfid og -pentasulfid kan anvendes til sorte, gule og orange pigmenter (Kirk Othmer 1992).

Ifølge et udtræk fra det svenske produktregister drejer det sig primært om CI pigment brown (CAS Nr. 68186-90-3) og $\text{NiO} \cdot \text{Sb}_2\text{O}_3 \cdot 24 (\text{TiO}_2)$ (CAS Nr. 8007-28-9). Den samlede omsætning med de to pigmenter er angivet til <77 tons, og det er således begrænsede oplysninger, der kan drages ud fra undersøgelsen.

Ved henvendelse til førende producenter/leverandører af pigmenter har en enkelt producent oplyst, at de har pigmenter med indhold af antimon, og det er oplyst at der samlet omsættes omkring 2 t antimon med pigmenter og flammehæmmere, men fordelingen mellem de to anvendelsesområder er ikke oplyst.

En screening af antimonforbindelser hos forhandlere af pigmenter har vist, at der i Danmark anvendes pigmenter i rød, gul og grå farve, som indeholder antimon. Der er dog kun identificeret meget beskedne mængder, i størrelsesordenen 1 kg/år, men omsætningen af antimon med pigmenter er formentlig større end dette tal.

Fyrværkeri

Antimon anvendes i begrænset omfang til fyrværkeri. Antimonsulfid anvendes til at danne sølvhaler. Der er indhentet oplysninger fra én dansk fyrværkerifabrik, der anvender mindre end 1 kg om året. Hovedparten af fyrværkeri anvendt i Danmark importeres imidlertid fra Østen. Svenske undersøgelser af tungmetaller i fyrværkeri har ikke omfattet antimon (Miljøforvaltningen 1999), og det er ikke undersøgt nærmere, i hvilket omfang antimon bruges i fyrværkeri. På det foreliggende grundlag anslås det groft, at det drejer sig om <0,1 tons antimon/år. Antimon i fyrværkeri vil blive spredt til omgivelserne.

Vulkaniseringsmidler

Antimonpentasulfid anvendes ifølge Kirk Othmer (1992) som vulkaniseringsmiddel ved produktion af rød gummi. Kontaktede danske producenter anvender ikke antimon i forbindelse med vulkanisering. Ligeledes har anvendelsen af antimon som vulkaniseringsmiddel ved produktion af gummi ikke kunnet bekræftes af svenske producenter (Sternbeck et al. 2002).

Tekstilbehandlingsmidler

Ud over anvendelserne som pigment, flammehæmmer og katalysator (PET) er der i Sternbeck et al. (2002) angivet, at antimon inden for tekstilindustrien anvendes til antistatmiddel ved polymerfremstilling ($\text{Sb}:\text{SnO}_2$) og som bindingsmiddel inden for tekstil- og læderindustrien. Der angives i rapporten ingen mængder. Der er ved kontakt til den danske tekstilindustri, Teknologisk institut og TEKOs videntcenter for miljø ikke fundet frem til brug af antimon til disse anvendelser. Det kan ikke afvises, at antimon anvendt til disse formål vil kunne findes i importerede varer.

På det foreliggende grundlag antages forbruget af antimon med disse anvendelser inden for tekstilindustrien at være marginale.

Sammenfatning

Der vil formentlig være mindre anvendelser, som ikke er nævnt her. Sammenfattende anslås det, at der med andre anvendelser vil være et forbrug på 5-25 tons antimon.

2.5 Antimon som følgestof

Antimon som følgestof dækker utilsigtede forekomster af antimon i andre produkter. Produkternes indhold af antimon stammer primært fra forekomsten af antimon som naturligt sporelement i råstofferne, men kan også skyldes en forurening med antimon, som er spredt til omgivelserne ved menneskelige aktiviteter.

2.5.1 Fossile brændsler (kul, olie, naturgas)

Kul

Fossile brændstoffer, såsom kul og olie, indeholder naturligt forekommende antimon som sporstof. Ved afbrænding frigøres en del af brændslernes ind-

hold af antimon til luften, mens den øvrige del tilbageholdes og bortskaffes med affaldsprodukter fra forbrændingsprocessen.

I perioden fra 1990 og frem er der sket et fald i forbruget af koks og kul. Det er blevet erstattet af et stigende forbrug af naturgas og vedvarende energi. Der blev i 2001 anvendt 6,9 mio. tons kul til energifremstilling.

Tungmetalindholdet i kul varierer en del afhængigt af oprindelsesland, men også mellem enkelte miner i hvert land kan der ses en væsentlig variation.

Indholdet af antimon i de kularter, der anvendes i Danmark, er i 1997 blevet undersøgt, og der er fundet antimonindhold svarende til <0,2 - 0,8 mg/kg, hvor 0,2 svarer til detektionsgrænsen for analyserne. I (Sternbeck et al., 2002) anføres et antimonindhold i kul på 1-4 mg/kg, hvilket er højere end de danske værdier. En australsk rapport med målinger af sporelementer i mange typer kul fra hele verden angiver værdier fra 0,05 til 1,4 mg/kg med typiske værdier mellem 0,5 og 0,8 mg/kg i overensstemmelse med de danske målinger (ACARP 1996). Dette interval vil derfor blive anvendt som det bedste bud.

Ud fra de målte danske værdier skønnes det samlede forbrug af antimon med kul at være cirka 3,5-5,5 tons, idet forbruget af kul i 2001 svarede til cirka 6,9 millioner tons (Energistyrelsen 2002).

Det er først i efteråret 2003, at emission af antimon i forbindelse med fyring med kul er blevet undersøgt i Danmark (se afsnit 3.1.1 og 3.1.5). Resultaterne bekræfter forventningen om, at hovedparten af antimonet bliver tilbageholdt i restprodukterne.

Restprodukterne fra kulfyring omfatter flyveaske, slagge/bundaske og afsvovningsprodukter. Hovedparten af kullenes indhold af antimon må formodes at ende i flyveasken, mens en mindre del ender i slagge og bundaske. I 2000 blev der i hele landet produceret i alt 554.000 tons flyveaske fra afbrænding af kul. Der har kun kunnet fremskaffes detaljerede oplysninger om disponeringen af flyveaske produceret inden for ELSAMs område, som fordelte sig således (Lassen et al. 2003):

- Ca. 32% anvendtes til cementfremstilling
- Ca. 31% anvendtes til fremstilling af asfalt og beton
- Ca. 30% blev deponeret eller anvendt som fyld (anlægsarbejder)
- Ca. 3% blev eksporteret til cement/betonproduktion i udlandet
- Ca. 4% blev kørt på lager.

Via flyveaske vil den største del af antimonet således ende i cement og beton, mens en mindre del bliver deponeret eller brugt til fyld.

Olie

Ved raffinering af råolie vil oliens indhold af antimon opkoncentreres i de tunge fraktioner, herunder fuelolie, mens kun en mindre mængde vil følge med de lette fraktioner som benzin og gasolie. Meget groft fordeler oparbejdningen af råolie sig på 40% gasolie, 30% fuelolie, 20% benzin og 10% gas og råvarer til videre forarbejdning, men fordelingen kan variere afhængigt af raffinaderi.

Det er i (Sternbeck et al., 2002) angivet et antimonindhold på 0,1 - 150 µg/kg for råolie.

Med et indenlandsk forbrug i 2000 af fuelolie på 0,46 mio. tons/år og smøreolie på 0,05 mio. tons/år anslås omsætningen af antimon med fuelolie og smøreolie at være 0,05 - 77 kg antimon/år. Det må antages, at en vis mængde antimon tilbageholdes i skorsten og kedel, men der findes ingen sikker viden om dette. Under antagelse af, at 20% af oliens antimonindhold tilbageholdes, anslås det, at <61 kg antimon/år emitteres til luft.

Det antages, at det antimon, som eventuelt måtte forefindes i gasolie og benzin, er en faktor 10 lavere end antimonindholdet i fuelolie. Det indenlandske forbrug i 2000 af gasolie og benzin var henholdsvis 4,20 og 2,60 mio. tons/år. På det foreliggende grundlag anslås forbruget af antimon med gasolie og benzin at være 0,07 - 102 kg antimon/år. Det antages, at alt antimon emitteres til luft.

2.5.2 Andre brændsler (f.eks. træ og halm)

Det har ikke været muligt at finde værdier for antimonindholdet i biobrændsler og andre brændselsformer end olie og kul. Indholdet af antimon forventes dog at være lavere i disse brændselstyper, hvilket betyder, at der sandsynligvis vil være tale om forholdsvis små mængder på årsbasis.

2.5.3 Andre produkter

Antimon vil som naturligt sporelement forekomme i stort set alle produkter. Det er ikke forsøgt at estimere den samlede omsætning af antimon med disse produkter.

I loddetin produceret af jomfrueligt tin findes der et mindre indhold af antimon, som ud fra analyser har vist sig at svare til cirka 0,009%.

2.6 Sammenfatning

Den foreliggende viden om forbruget af antimon med færdigvarer i Danmark i 2000 er sammenfattet i tabel 2-5.

De største enkeltanvendelser af antimon som metal er bly-antimon i akkumulatorer og skibskøle.

De største enkeltanvendelser af antimonforbindelser er som flammehæmmer, i bremsebelægninger og i glas.

Tabel 2-5
Forbrug af antimon med færdigvarer i Danmark 2000.

Anvendelse	Forbrug, tons antimon	% af samlet forbrug (gennemsnit)
Metallisk antimon	88-150	23
Akkumulatorer	75-93	16
Skibskøle	5-24	2,8
Ammunition	1,6-2,5	0,4
Andre bly-antimon- og tin-antimon-legeringer	4-12	1,6
Andre anvendelser	2-20	2,2
Kemiske forbindelser	210-560	75
Flammehæmmere	150-350	49
Bremsebelægninger	30-84	11
Kunstglas	10-50	6
Billedrør	11-40	5
Katalysatorer	3-12	1,5
Andre anvendelser	5-25	2,9
Som følgestof	3,5-5,7	0,9
Kul og olie	3,5-5,5	0,9
Andre brændsler	0,0001-0,2	0,02
I alt (afrundet)	300-720	100

Der er i undersøgelsen kun påvist anvendelsen af to antimonforbindelser anvendt til produktionsprocesser i Danmark: antimontrioxid og antimontrisulfid. Herudover er der en række forbindelser, som er indikeret vil kunne forekomme i færdigvarer. Antimonforbindelserne er opgjort i tabel 2-6.

Tabel 2-6
Antimonforbindelser og deres anvendelse.

Stofnavn	Kemisk formel	CAS nr.	Anvendelse	Identificeret/indikeret
Antimontrioxid	Sb_2O_3		Flammehæmmer Glasfremstilling Katalysator	Identificeret Identificeret Identificeret
Antimontrisulfid	Sb_2S_3		Bremsebelægninger	Identificeret
Natriumantimonat	$NaSbO_3$		Flammehæmmer	Identificeret
Antimonpentoxid	Sb_2O_5		Flammehæmmer	Indikeret
CI pigment brown		68186-90-3	Pigment	Indikeret
-	$NiO \cdot Sb_2O_3 \cdot 24 (TiO_2)$	8007-28-9	Pigment	Indikeret

3 Spredning og forekomst i miljøet

3.1 Spredning til miljøet

3.1.1 Emissioner til atmosfæren

Der er ikke ved litteratursøgningen fundet danske data om emissioner af antimon til atmosfæren fra industri, trafik, boligopvarmning eller andre specifikke kilder ud over røggasmålinger på tre danske kraftværker og to affaldsforbrændingsanlæg (se nedenfor).

3.1.1.1 Emissioner fra kraftværker

Der er i efteråret 2003 blevet gennemført et måleprogram for røggas på tre danske, kulfyrede kraftværker (Elsam 2003). Der blev taget to prøver på hvert anlæg og blandt andet analyseret for en række metaller, herunder antimon.

På et af værkerne, der fjerner svovl fra røggassen med gips (våd afsvovling), blev der påvist 0,2-0,4 µg antimon/Nm³ røggas. Hovedparten af de kulfyrede værker i Danmark er forsynet med anlæg til våd afsvovling. På de to andre værker, der begge har TASP-anlæg (tør afsvovling med posefiltre), kunne der ikke påvises antimon i røggassen ved en detektionsgrænse på 0,1 µg/Nm³.

Der findes ikke tilsvarende data for olie- eller naturgasfyrede kraftværker, men det vurderes, at indholdet af antimon i disse brændsler er klart lavere end i kul.

3.1.1.2 Emissioner fra affaldsforbrændingsanlæg

Der er som led i projektet "Grundstofferne i andet geled" (Kjølholt et al. 2002), blevet målt for antimon i afkastene fra I/S Amagerforbrænding (semitør røggasrensning) og I/S Vestforbrænding (våd røggasrensning) i forbindelse med anlæggenes almindelige egenkontrollmålinger for metaller i efteråret 2001. Resultaterne af målingerne er vist i Tabel 3-1.

Tabel 3-1
Niveauer af antimon i røggas fra affaldsforbrænding. Målinger fra efteråret 2001

Affaldstype	Enhed	Antimon-koncentration
<i>Røggas (renset):</i>		
I/S Amagerforbrænding (semitør røggasrensning)	µg/m ³	0,4
I/S Vestforbrænding (våd røggasrensning)	µg/m ³	<5

I en svensk rapport (Sternbeck og Ôstlund 2001) vurderes det, at 0,1-1 % af affaldets indhold af antimon bliver emitteret til atmosfæren ved forbrænding, alt efter typen af røggasrensning.

3.1.1.3 Emissioner fra andre industrier

I Sverige har man i 2001 målt koncentrationerne af antimon i luft i umiddelbar nærhed af to større industrivirksomheder, der fremstiller hhv. glas og plastbelagte kabler (Sternbeck et al. 2002). Resultaterne fremgår af Tabel 3-2.

I følge Sternbeck et al. findes der ikke svenske baggrundsværdier for antimon i luft, men i rapporten anføres en baggrundsmiddelværdi uden for Helsinki på 0,4 ng/m³ (jf. Pakkanen et al. 2001). Niveauerne i tre af de fire analyserede prøver må på den baggrund betegnes som betydeligt forhøjede. I forhold til den dominerende vindretning på stedet var det ifølge forfatterne overraskende at finde de højeste koncentrationer NØ for fabrikken. Undersøgelsen har dog ikke omfattet registrering af vindforholdene i prøvetagningsperioderne.

Det er sandsynligt, at der også ved støbning af skibskøle bliver emitteret antimon til atmosfæren, men der findes ingen måledata, som kan give grundlag for en nærmere vurdering af størrelsen af dette bidrag.

Tabel 3-2
Indhold af antimon i Luft omkring en glas- og en plastindustri i Sverige, 2001
(Sternbeck et al., 2002).

Industri type	Antimonkonc. (ng/m ³)	Kommentar
Glasindustri (Orrefors)	0,31 hhv. 6,16	På fabriksområdet, ca. 200 m NØ for to skorstene. Prøvetagning hhv. 19-24/9 og 24-28/9-2001.
	28,9 hhv. 10,2	1 km NV for fabrikken. Prøvetagning hhv. 19-24/9 og 24-28/9-2001.
Plastindustri (Draka Kabel)	2,24 hhv. 1,47	50 m fra afkast på bygning, hvor antimon anvendes. Prøvetagning hhv. 7-12/11 og 21-22/11-2001.
	0,45 hhv. 0,66	200 m fra afkast på bygning, hvor antimon anvendes. Prøvetagning hhv. 7-12/11 og 21-22/11-2001.

3.1.1.4 Emissioner fra vejtrafik

Sternbeck et al. (2002) angiver, at der ved munden af stærkt trafikerede vejtunneler i Sverige er målt antimonkoncentrationer på 28 ± 14 ng/m³. Dette er ifølge samme kilde signifikant over baggrundsniveauet og niveauer målt i det centrale Helsinki (gnst. 1,5 ng/m³).

3.1.2 Udledninger til vandmiljøet

3.1.2.1 Udledninger fra offentlige spildevandsanlæg

I Miljøprojekt 700 (Kjølholt et al., 2002) indgik der målinger af antimon i udløb fra to kommunale renseanlæg (Avedøre og Lundtofte), mens der i et tidligere miljøprojekt (Grüttner og Vikelsøe, 1996) blev analyseret for antimon i slam på tre andre renseanlæg (Herning, Marselisborg og Skævinge). Resultaterne fra disse to undersøgelser er vist i tabel 3-3.

Ud fra oplysninger om menneskers indtagelse (afsnit 3.2.5) og udskillelse af antimon (afsnit 5.2) vurderes det, at bidraget fra urin og afføring til spildevandets samlede indhold af antimon er marginalt (et par procent).

Tabel 3-3
Antimon i udløb (renset spildevand) fra fem danske renseanlæg.

Anlæg	Middelværdi (µg/l)	Interval (µg/l)
Avedøre*	1,3	-
Lundtofte*	0,45	-
Herning**	0,75	0,63 - 0,84
Marselisborg**	0,40	0,20 - 0,59
Skævinge**	0,35	0,31 - 0,39

* Kjølholt et al. 2002.

** Grüttner og Vikelsøe 1996.

Sternbeck et al. (2002) bestemte i 2001 indholdet af antimon i udløbet fra fire svenske renseanlæg. På de tre af anlæggene lå niveauerne i mellem 0,22 og 0,55 µg/l (højeste værdi på det mest industribelastede anlæg), mens der på det fjerde anlæg, der særligt var kendetegnet ved at have flere tekstilindustrier i sit opland, blev der fundet 5,7 - 6,1 µg antimon/l i udløbet. Tilsynsmyndigheden for anlægget mener, at den væsentligste årsag til det høje indhold er afgivelse fra polyester, hvor antimon benyttes som katalysator ved fremstillingen (Sternbeck, pers. komm., august 2003).

3.1.2.2 Udledninger fra industrier

Antimon er ikke indgået i vandmiljøovervågningsprogrammet NOVA 2003 for almindelige renseanlæg, men der er for 2001 afrapporteret resultater af 11 analyser fra tre, særskilte industrielle udledere (to metalvirksomheder og et kraftværk). Indholdet af antimon i prøverne var som middelværdi 15 µg/l og maksimalværdien var 44 µg/l (Miljøstyrelsen 2002).

3.1.2.3 Overfladeafstrømning fra befæstede arealer.

Der findes ingen data for indholdet af antimon i udledninger af regnvand fra veje og lignende, men da antimon f.eks. anvendes til bremses mv. på køretøjer må det forventes, at indholdet i vejvand er noget højere end i almindelig nedbør.

Dette understøttes af resultater af analyser af sediment i vejvandsbassiner ved to danske motorveje (Kjølholt et al., 2002). Da antimon overvejende vil forefindes på partikelbundet form, må sedimenter fra forsinkelsesbassiner for vejvand antages at have væsentligt forhøjede niveauer af antimon i forhold til sedimenter i ubelastede søer og vandløb. Efter sedimentation ledes vand fra vejvandsbassiner typisk til recipient. Resultaterne af sedimentanalyser i vejvandsbassiner ved to motorveje i Københavnsområdet er vist i Tabel 3-6.

Der skal gøres opmærksom på, at der findes mange mindre, separate regnvandsudløb fra befæstede arealer, som går direkte til recipient uden forudgående sedimentation i et bassin.

Tabel 3-4
Niveauer af antimon i sediment fra tilbageholdelsesbassiner for vejvand ved to stærkt trafikerede motorveje i Københavnsområdet

Affaldstype	Enhed	Antimon-koncentration
<i>Vejvandsbassiner, sediment:</i>		
Helsingør motorvejen	µg/kg TS	3860
Motorvej 04 v. Albertslund	µg/kg TS	580

Sternbeck og Östlund (2001) angiver et antimonindhold på 12,9 mg/kg TS i vejvands sediment fra en stærkt trafikeret motorvej ved Stockholm, altså et noget højere indhold, end det der blev påvist i den danske undersøgelse.

3.1.2.4 Perkolat fra deponier

Indholdet af antimon i perkolat fra kontrollerede lossepladser i Danmark findes, så vidt vides, kun afrapporteret af Kjølholt et al. (2002), der havde analyseret prøver fra hhv. Fakse losseplads og Audebo losseplads nær Holbæk. Resultaterne er vist i tabel 3-5.

Sternbeck og Östlund (2001) angiver tilsvarende for to svenske deponier indhold af antimon på hhv. 0,8 µg/l og 1,7 µg/l.

Tabel 3-5
Niveauer af antimon i perkolat fra to kontrollerede lossepladser i Danmark

Affaldstype	Enhed	Antimon-koncentration
<i>Lossepladsperkolat:</i>		
Fakse Losseplads	µg/l	8,0
Noveren (Holbæk/Audebo)	µg/l	3,40

Kjølholt et al. (2002) rapporterede resultater af antimonanalyser i perkolat fra AV Miljø deponi for ubehandlet røggasaffald. Dette er det fælles deponi for de to store affaldsforbrændingsanlæg i Københavnsområdet, Amager- og Vestforbrænding. Resultaterne af målingerne er vist i Tabel 3-6.

Tabel 3-6
Niveauer af antimon i perkolat fra deponeret røggasaffald fra affaldsforbrændingsanlæg. Målingerne er foretaget i efteråret 2001

Affaldstype	Enhed	Antimon-koncentration
<i>Deponeret røggasaffald:</i>		
AV-miljø - perkolat fra semitørre restprodukter	µg/l	1,94
AV-miljø - perkolat fra våde restprodukter	µg/l	8,80

Det skal dog afslutningsvis præciseres, at perkolat fra kontrollerede lossepladser og andre deponier almindeligvis ikke udledes direkte til recipient, men normalt føres til behandling på et offentligt spildevandsanlæg.

3.1.3 Affald og produkter, der tilføres landjordsmiljøet

Kompost af organisk dagrenovation og have-/parkaffald

Kjølholt et al. (2002) analyserede kompost fremstillet af hhv. organisk dagre-

novation og have-/parkaffald for indhold af antimon og fandt, som forventeligt, det højeste indhold i førstnævnte, se Tabel 3-7.

Tabel 3-7
Niveauer af antimon i kompost af hhv. organisk dagrenovation og have/park-affald

Affaldstype	Enhed	Antimon-koncentration
<i>Kompost:</i>		
Noveren, Holbæk/Audebo (organisk dagrenovation)	µg/kg TS	380
Noveren, Holbæk/Audebo (have/park-affald)	µg/kg TS	180

Kompost af have-/parkaffald må uden videre begrænsninger udbringes på jord. Kompost fremstillet af organisk dagrenovation skal derimod overholde grænseværdier for en række tungmetaller (der er ingen værdi for antimon) og miljøfremmede stoffer samt have gennemgået en tilstrækkelig hygiejnisering, før det må anvendes til jordbrugsformål.

Spildevandsslam

Der findes danske data for indholdet af antimon i spildevandsslam fra to undersøgelser på i alt fem kommunale renseanlæg (Grüttner og Vikelsøe 1996 samt Kjølholt et al. 2002). Hovedresultaterne fra disse to undersøgelser er vist i Tabel 3-8.

Tabel 3-8
Antimon i slam fra fem danske renseanlæg.

Anlæg	Middelværdi (mg/kg TS)
Avedøre*	4,9
Lundtofte*	3,3
Herning**	0,97
Marselisborg**	0,88
Skævinge**	0,40

* Kjølholt et al. 2002.

** Grüttner og Vikelsøe 1996.

I Sverige undersøgte Eriksson (2001) indholdet af sporelementer, herunder antimon, i slam fra 48 kommunale renseanlæg fordelt over hele Sverige og fandt en medianværdi på 1,3 mg antimon/kg TS og et interval på 0,6 - 18 mg/kg TS. Det uvægtede middelinhold af antimon var 2,4 mg/kg TS, mens middelinholdet vægtet efter slamproduktion var 3,4 mg/kg TS.

Sternbeck et al. (2002) bestemte i 2001 indholdet af antimon i slam fra fire svenske renseanlæg. På de tre af anlæggene lå niveauerne i slammet på 0,57 - 3,0 mg/kg TS (højeste værdi på det mest industribelastede anlæg), mens der på det fjerde anlæg, der særligt var kendetegnet ved at have flere tekstilindustrier i sit opland, blev der fundet 16 mg antimon/kg TS. Selv om antimon også bruges som flammehæmmer i visse tekstiler, mener anlæggets tilsynsmyndighed, at den væsentligste årsag til det høje indhold i slammet er afgivelse fra polyester, hvor antimon benyttes som katalysator ved fremstillingen (Sternbeck, pers. komm., august 2003).

Spildevandsslam skal, lige som kompost fremstillet af organisk dagrenovation, overholde grænseværdier for en række tungmetaller (ikke antimon) og miljøfremmede stoffer samt have gennemgået en tilstrækkelig hygiejniserings, før det må anvendes til jordbrugsformål.

Husdyrgødning

Husdyrgødnings indhold af antimon er blevet undersøgt i Sverige (Eriksson 2001). Svinegylle indeholdt i gennemsnit (4 prøver) 0,133 mg antimon/kg TS, mens fast gødning fra svin indeholdt 0,136 mg/kg TS. Gylle fra malkekøer indeholdt 0,079 mg antimon/kg TS.

Handelsgødning

To slags handelsgødning, NPK og ren P-gødning (to prøver af hver slags), indgik også i Erikssons undersøgelser (2001). Den analyserede NPK-gødning (NPK-S 21-4-7) indeholdt blot 0,031-0,032 mg antimon/kg TS, mens P-gødningen (P20) indeholdt 0,20-0,74 mg/kg TS.

3.1.4 Andet affald

Affald generelt

Det har stort set været umuligt at opspore data om antimon i affald. Dog angiver Sternbeck et al. (2002), baseret på analyser af aske fra forbrænding af almindeligt industri- og husholdningsaffald, at affald i Sverige i gennemsnit indeholder 40 ± 27 mg antimon/kg affald.

Affald fra forbrændingsanlæg

Sternbeck og Östlund (2001) angiver indholdet af antimon i slagge og flyveaske fra affaldsforbrænding til hhv. 526 µg/kg TS og 425 µg/kg TS. Danske tal for indholdet i perkolat fra et deponi for affald fra røggasrensning fremgår af Tabel 3-6.

Computeraffald

Der er for nogle år afrapporteret en dansk undersøgelse af en række metaller i computerskrot (Winther 1996, specialrapport fra RUC/DMU). Det fremgår af denne rapport, at der blev analyseret for bl.a. antimon i billedrør (fluorescensbelægningerne) og i bestykkede printkort (bundkort) fra kasserede computere. Der blev fundet 15,6-248 µg antimon/monitor i billedrør med et gennemsnit på ca. 70 µg/monitor (i alt 10 monitorer) og en medianværdi på 36 µg/monitor. De bestykkede printplader, i alt 9 stk., indeholdt 2,0-4,4 g antimon/bundkort (gennemsnit på ca. 2,9 g/monitor og medianværdi på ca. 2,8 g/monitor).

3.1.5 Sammenfatning af oplysninger om spredning til miljøet

I de foregående afsnit er tilgængelige danske og relevante udenlandske data om antimon i emissioner, udledninger og affald/produkter, der spredes til atmosfæren, vandmiljøet og/eller landjordsmiljøet, gennemgået. I Tabel 3-9 er oplysningerne om antimonindholdet i de forskellige massestrømme eller materialer sammenholdt med data om det samlede årlige volumen af de pågældende massestrømme/materialer til at give et estimat på den mængde antimon, der årligt spredes til miljøet.

For en række af de affaldsstrømme og materialer, der er gennemgået i det foregående, findes der imidlertid ikke tilstrækkeligt med oplysninger, til at et

estimat kan gives, hvorfor den totale årlige mængde, der spredes til omgivelserne, kun kan angives som "> xxx tons". Da alle de store massestrømme er repræsenteret i tabellen, må det dog antages, at den samlede spredning er i samme størrelsesorden som det angivne estimat (1,6-3,3 tons/år).

Tabel 3-9

Volumener/mængder af nogle væsentlige emissioner, udledninger og andre tilførsler af antimon til miljøet samt anslåede mængder af stoffet, der årligt spredes til miljøet fra disse kilder.

Modtagermedie	Kildetype	Årlig mængde eller volumen	Årstal	Antimonindhold (anslået gnst.)	Årlig mængde antimon (tons)
Atmosfæren	Kraftværker (kul)	57.000.000.000 Nm ³	2002 (1)	0,2-0,4 µg/Nm ³	0,01-0,02
	Forbrændingsanlæg	19.000.000.000 Nm ³	2000 (2)	0,4-2,5 µg/Nm ³	0,01-0,05
Vandmiljøet	Renseanlæg	810.000.000 m ³	2002 (3)	0,4-1,0 µg/l	0,3-0,8
	Industrispildevand	70.000.000 m ³	2002 (3)	15-30 µg/l	1,0-2,1
Landjordsmiljøet	Kompost	205.000 tons ts	2001 (4)	0,2-0,3 mg/kg ts	0,04-0,06
	Spildevandsslam	84.000 tons TS	2001 (5)	1 mg/kg ts	0,08
	Husdyrgødning	2.000.000 tons ts	2000 (6)	0,08-0,13 mg/kg ts	0,16-0,26
	Handelsgødning	440.000 tons ts	2002 (7)	0,03-0,04 mg/kg ts	0,01-0,02
Miljøet i alt					1,6-3,3

(1): Energi fra kul, 2002 = 175.700.000.000 MJ (Energistyrelsen 2003) samt emissionsfaktor 0,325 Nm³ røggas/MJ.

(2): Lassen et al. (2003), side 114.

(3): Miljøstyrelsen (2003a).

(4): Petersen & Kielland (2003) samt TS% = 55.

(5): Miljøstyrelsen (2003b) samt andel på 53% til landbrugsjord.

(6): Poulsen & Kristensen (1997) fremskrevet v.hj.a. Poulsen (2002).

(7): Plantedirektoratet (2003).

På det foreliggende grundlag ser det ud til, at særskilte udledninger af industrispildevand er den klart største enkelte kildetype til udledning af antimon til miljøet. Der skal dog gøres opmærksom på, at datagrundlaget for antimon i NOVA-programmet for industrier med særskilte udledninger er spinkelt. Offentlige renselanlæg for blandet byspildevand (husholdninger, industrier og andre erhvervsvirksomheder) er den næstmest betydende kildetype.

3.2 Forekomst og niveauer i miljøet

Der har stort set ikke kunne identificeres danske data om niveauer af antimon i naturlige miljømatricer. En undtagelse herfra er grundvand, hvor der foreligger data fra GEUS.

Det følgende er derfor i hovedsagen bygget på udenlandske data, hvoraf en del dog stammer fra nyere undersøgelser i Sverige, som også er rapporteurland for EU's påbegyndte risikovurdering af antimon. Det vurderes, at de svenske data generelt er rimeligt repræsentative også for danske forhold. Det gælder naturligvis især de data, der stammer fra det sydlige Sverige.

3.2.1 Luft

Bowen (1979) angiver baggrunds niveauer af antimon i luft på 0,13-0,4 ng/m³ baseret på målinger foretaget i Skotland, Nordnorge og det nordvestlige Canada.

Disse niveauer er i overensstemmelse med niveauer rapporteret af Pakkanen et al., 2001 (citeret i Sternbeck et al. 2002) som værende baggrunds niveauet nordvest for Helsinki. Pakkanen bestemte niveauet til 0,4 ± 0,4 ng/m³, men konstaterede, at værdierne ikke var normalfordelte og udviste stor spredning. I det centrale Helsinki blev niveauet bestemt til 1,5 ± 2 ng/m³.

Baggrundsværdier for luft i mere belastede områder angives af Bowen (1979) til 0,6-32 ng/m³ i Europa og lidt højere i USA og Japan. Det er dog værd at notere sig, at her er tale om mindst 25 år gamle data, dvs. fra et tidspunkt, hvor røggasrensning var betydeligt mindre udbedt end i dag.

3.2.2 Nedbør og deposition

Både indhold i nedbør og atmosfærisk deposition aftager stærkt mod nord i Sverige og er højere i december end i juli (Sternbeck et al. 2002). Antimon synes at kunne langtransporteres med luftmasser.

Ved Arup i Skåne lå indholdet i tre prøver opsamlet i juli 2001 mellem 0,095 og 0,12 µg/l, mens tilsvarende prøver taget ved Gårdsjön nær den svenske vestkyst havde noget lavere indhold (0,036-0,067 µg/l) på samme tidspunkt. Indholdet i nedbøren var i december samme år 0,126-0,214 µg/l ved Arup og 0,098-0,135 µg/l ved Gårdsjön. Længere nordpå i Sverige lå indholdet af antimon på 0,034 µg/l eller lavere.

Herudfra bestemtes depositionen til 0,13-0,26 µg/m² pr. døgn ved Arup (hvh. sommer og vinter) og 0,09-0,15 µg/m² pr. døgn ved Gårdsjön. Dette kan omregnes til en omtrentlig årlig deposition på ca. 0,7 g/ha/år ved Arup og ca. 0,44 g/ha/år ved Gårdsjön.

Eriksson (2001) beregnede til sammenligning hermed den årlige deposition af antimon nær Gårdsjön til 0,80 g/ha/år baseret på et middelinhold i depositionen på 0,066 µg/l.

3.2.3 Overfladevand og sediment

Sternbeck et al. (2002) refererer en række nyere studier, heraf et udgivet af Naturvårdsverket i Sverige, som har bestemt medianværdien for antimon i svensk ferskvand (baggrund) til 0,035 µg/l (10-90% fraktil: 0,010-0,063 µg/l) og et andet, der angiver indholdet i brakvand i Østersøen til 0,025-0,075 µg/l. For havvand angives et niveau på 0,15-0,2 µg/l med henvisning til et review af Filella et al. (2002).

I åen Viskan ved Örebro fandt man et indhold på 0,11 µg/l opstrøms udløbet fra et renseanlæg med tekstilindustrier i sit opland, og værdier på 0,79-0,88 µg/l 0,5-2 km nedstrøms (Sternbeck et al. 2002).

Til sammenligning angiver Bowen (1979), baseret på et review af den internationale litteratur, en medianværdi for baggrunds niveauet af antimon (Sb(V)) i ferskvand på 0,2 µg/l (0,01-5 µg/l) og for havvand på 0,24 µg/l (0,18-5,6 µg/l) (som Sb(OH)₆).

Marint overfladesediment ved den svenske sydkyst (Kattegat/Øresund) indeholdt som middelværdi ca. 0,7 mg antimon/kg TS, mens sediment i ferskvandsmiljøer i Stockholmsområdet indeholdt 2,9 mg/kg TS som medianværdi (2,2-4 mg/kg). Norske søsedimenter indeholdt 0,04-3 mg antimon/kg TS (medianværdi 0,29 mg/kg) (Sternbeck et al. 2002).

3.2.4 Grundvand

Indholdet af antimon i grundvand er afrapporteret af Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS 2002) som led i grundvandsovervågningen og kontrollen med vandværksboringer. I perioden 1993 - 2001 er der foretaget i alt 841 analyser for antimon som led i grundvandsovervågningen, og der er kun konstateret én overskridelse af grænseværdien for grundvand (dvs. kvalitet ved afgang fra vandværket) på 2 µg/l (5,6 µg/l). Medianværdien for antimon var 0,08 µg/l. I forbindelse med kontrollen med vandværksboringer er der i samme periode kun foretaget 9 analyser for antimon. Medianværdien var 0,04 µg/l, mens det maksimale indhold i en enkelt prøve var 1,5 µg/l.

Den samlede grundvandsindvinding var i 2001 på 693 mio. m³, hvoraf ca. 411 mio. m³ blev indvundet på vandværker, 192 mio. m³ til erhvervs mæssige vandingsformål (primært markvanding), og 90 mio. m³ af industrier mv. (GEUS 2002).

3.2.5 Levnedsmidler

Levnedsmidler

Antimon indgår ikke i Fødevaredirektoratets løbende overvågningsprogram for uorganiske miljøforureninger i levnedsmidler, og stoffet er heller ikke indgået i særlige kampagnemålinger undtagen en undersøgelse i slutningen af 1970'erne af grøntsager dyrket i området omkring en forurenende metalvirksomhed (Erik H. Larsen, Fødevaredirektoratet, pers. komm., maj 2003).

Der er derfor søgt efter udenlandske data om antimon i levnedsmidler. Den nyeste og mest omfattende undersøgelse er foretaget af Food Standards Australia New Zealand (FSANZ), en institution under den australsk/new zealandske pendant til Fødevaredirektoratet, Australia New Zealand Food Authority (ANZFA). FSANZ publicerede i januar 2003 en oversigt over organiske og uorganiske kemiske forureninger i en lang række levnedsmidler, herunder for antimon.

Antimon er undersøgt i 65 uforarbejdede og forarbejdede levnedsmidler og påvist i 25 af dem ved en detektionsgrænse på 0,002 mg/kg. De højeste indhold i enkeltprøver - ca. 0,04 mg/kg - blev påvist i pølser og kyllingebryst, mens de højeste gennemsnitlige indhold (0,005-0,010 mg/kg) forekom i bacon, rosiner, fiskefilet'er, skinke, mandler, kiks og pølser. Der var betydelige variationer i indholdet inden for de enkelte levnedsmidler, hvilket har ført til brede intervaller i vurderingen af menneskers daglige eksponering for antimon, som således vurderedes til 2-21% af TDI (Tolerable Daily Intake; angi-

vet til 0,4 µg/kg legemsvægt pr. dag) for voksne og 3-61% af TDI for 9 mdrspædbørn.

3.2.6 Jord

Eriksson (2001) undersøgte indholdet af antimon i 25 prøver af svensk landbrugsjord udtaget i fem områder af Sverige: Sydlige Skåne (moræneler), sydlige Halland (sandjord), Västergötland (lerjord af marin oprindelse), Mälardalen og Östergötland (stiv lerjord) samt Norrland (siltede elvdalssedimenter).

Han fandt en tørstofbaseret medianværdi for alle prøver på 0,25 mg/kg og et samlet koncentrationsinterval på 0,07-0,41 mg/kg. Moræneleret fra det sydlige Skåne havde det højeste middelinhold af de fem grupper (0,29 mg/kg), mens sandjorden fra Halland havde det laveste (0,14 mg/kg). De øvrige jordes middelinhold lå på 0,25-0,28 mg/kg.

3.2.7 Biota

Indholdet af antimon i terrestriske planter angives af Bowen (1979) at ligge i intervallet 0,002-0,03 mg/kg tørstof, mens marine alger indeholder 0,02-0,9 mg/kg tørstof. Eriksson (2001) analyserede antimonindholdet i hvede- og bygkerner og fandt medianværdier på hhv. 0,0004 mg/kg TS og 0,0009 mg/kg TS.

Bowen (1979) angiver ligeledes værdier for antimon i pattedyr, hvor muskelvæv indeholder 0,0002-0,2 mg/kg tørstof, mens knogler indeholder 0,01-0,6 mg/kg. Marine fisk angives at indeholde 0,004-0,2 mg antimon/kg tørstof.

Sternbeck et al. (2002) angiver indhold i lever af sild fanget i 1999 ved den svenske vestkyst til 0,57 µg/kg vådvægt. Den tilsvarende værdi i 1990 var ca. 0,36 µg/kg. På den svenske østkyst var indholdene (i strømming) lavere, 0,25-0,3 µg/kg i 1990, og faldende fra 1990 til 1999 til 0,10 µg/kg eller lavere. Til sammenligning fandt man indhold i lever af gedder og aborrer fanget i ferskvand påvirket af glasindustrien ved Orrefors (Sverige) på 4,26-6,59 µg/kg.

4 Miljøfarlighed

4.1 Indledning/metode/datagrundlag

Antimons opførsel i miljøet, herunder omsætning og transport i jord- og vandmiljøet, er vurderet på baggrund af oplysninger fundet i litteraturen. Giftigheden af antimonforbindelser over for jord- og vandlevende organismer er ligeledes vurderet ud fra test resultater og undersøgelser beskrevet i litteraturen.

Litteraturdata er fundet ved hjælp af de gængse søgemaskiner på www, og der er foretaget søgning i relevante databaser (AQUIRE, IUCLID). Det amerikanske Agency for Toxic Substances and Disease Registry under U.S. Department of health and human services, Public health service, har udgivet en toksikologisk profil af antimon omfattende blandt andet en beskrivelse af antimons skæbne i miljøet. Hvor der ikke er angivet anden reference, stammer oplysninger fra denne rapport (ATSDR 1992).

På baggrund af forbrug og anvendelse af antimon i Danmark er der her valgt at se på miljøfarligheden af de identificerede antimonforbindelser antimontrioxid, antimontrisulfid og natriumantimonat. Sidstnævnte er der ikke fundet data på. Idet både trioxid og trisulfid har en meget lav vandopløselighed, er der medtaget enkelte udvalgte data for de mere vandopløselige forbindelser antimontriklorid og antimonkaliumtartrat. Dette er gjort for bedre at kunne belyse giftigheden af antimonforbindelser, idet testvilkår er ringe for stoffer med lav vandopløselighed.

4.2 Fysisk-kemiske egenskaber

Antimon kan forekomme i fire forskellige oxidationstrin: -3, 0, +3 og +5. Oxidationstrin +3 er det mest stabile og dermed det hyppigst forekommende.

Metallisk antimon er stabilt under normale betingelser og angribes ikke af luft eller vand. Antimon i opløsning findes på hydrolyseret form som $\text{Sb}(\text{OH})_3$ eller som $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$. Under oxiderende forhold er det primært den pentavalente form, der optræder, mens den trivalente form optræder under svagt reducerende forhold (McComish & Ong 1988).

Antimon danner forbindelse med organiske og uorganiske syrer. Ved tilstedeværelse af sulfid kan der dannes stabile komplekser af sulfid. Antimontrisulfid er et naturligt mineral, som hedder stibnit (antimonglans).

I atmosfæren forekommer antimon som oxider, primært antimontrioxid, som dannes ved afbrænding af fossile brændstoffer samt ved forbrænding af produkter indeholdende antimon. Antimontrioxid findes i atmosfæren på partikelform (HSDB 2003).

Antimontrioxid findes i forskellige morfologiske former, hvoraf den kubiske form er stabil ved temperaturer under 570°C . Antimontrioxid er amfoter, det

vil sige, at den opløses i både sure og basiske opløsninger, mens antimonpen-
taoxid kun har syreegenskaber.

Antimon kan optræde på gasform som stibin, SbH_3 , som dannes ved reaktion
af syre på antimonlegeringer og andre metal antimonforbindelser. Stibin er
ikke stabil og oxideres hurtigt til antimontrioxid og vand (McComish & Ong
1988).

I nedenstående Tabel er der vist de fysiske og kemiske data for de hyppigst
optrædende antimonforbindelser (NTP 2003; Budavari 1989; Weast *et al.*
1983).

Tabel 4.1
Fysisk-kemiske data for antimonforbindelser

	Metallisk antimon	Sb ₂ O ₃	Sb ₂ S ₃	SbCl ₃	Antimon- kalium- tartrat
Molvægt	121,8	291,5	339,7	228,1	667,9
Massefylde, kg/l 20 °C	6,7	5,2	4,64	3,14	2,61
Smeltepunkt, °C	630	656	550	73,4	332
Kogepunkt, °C	1635	1550	1150	223,5	-
Vandopløselighed, mg/l	Ingen	28,7	1,75	99000 (10%)	83000 (8%)

4.3 Opførsel i miljøet

4.3.1 Adsorption/mobilitet

Antimons adsorptionsegenskaber er ikke velbeskrevet. Adsorptionen er af-
hængig af, i hvilken form antimon findes, samt de fysisk-kemisk egenskaber af
jorden. Adsorption af antimon til ler og andre mineraloverflader er bestem-
mende for mobiliteten i jord.

Det er observeret, at antimon adsorberes kraftigt til kolloidt materiale i jorden.
Under specielle forhold, f.eks. hvor der forekommer sprækker i jorden eller
ved forekomst af kolloidt materiale i grundvandet, kan der derfor forekomme
transport af antimon med kolloiderne (McComish & Ong 1988).

Et studie viste, at antimonkaliumtartrat adsorberedes kraftigt til forskellige
jordtyper. Fordelingskoefficienten (mmol/kg jord)/(mol/m³) blev bestemt til
81 for jord med organisk indhold og 185 for mineralsk jord.

Mobiliteten af antimontrioxid i jordmiljøet er undersøgt for forskellige typer af
jord. Resultatet viste, at der ikke var nogen væsentlig mobilitet af opløst anti-
mon i de undersøgte jordtyper (ler, sandet ler, silt og sandjord).

Undersøgelse af en grund med en batterigenindvindingsvirksomhed viste, at
antimon ikke udvaskes nævneværdigt fra jordmiljøet. Mens der blev fundet
høje koncentrationer af antimon i de øverste jordlag og i sediment, var kon-
centrationen i et 3 meter underliggende vandførende lag kun 0,1 ppm, og
antimon blev ikke detekteret i dybere lag.

Udvaskningsforsøg udført på sediment fra en flod i et minedistrikt viste, at
hovedsagligt Sb(V) blev udvasket. Udvaskning af antimon var højest ved en-

ten høj eller lav pH. Ved lav pH var det primært Sb(III), der blev udvasket, mens Sb(V) dominerede ved pH større end 6,3.

Udvaskning af forskellige elementer, heriblandt antimon fra slam til brug på landbrugsjord, blev undersøgt for to typer af jord: sandjord og sandet lerjord. Den teoretisk mulige koncentration af antimon i den opløste slamfraktion var 10-100 ppb. Resultatet viste en moderat transport af antimon i de to jordtyper. Adsorptionskonstanten blev bestemt til 2-16 for sandjord og 20 for sandet lerjord. På trods af, at slam er med til at øge mobiliteten af antimon i jord, er tendensen at antimon primært akkumuleres i de øvre jordlag, mens forekomsten af antimon i dybere liggende, vandførende lag er meget lille.

Forsøg med udvaskning af antimon fra flyveaske viste en lav udvaskning, hvilket var i overensstemmelse med observationen af lave koncentrationer af antimon i en grundvandszone under et flyveaskedepot.

4.3.2 Omsætning/opførsel i vandmiljøet

Under normale forhold i vandmiljøet forekommer antimon i så lave koncentrationer, at der ikke sker udfældning af antimontrioxid. Derimod kan antimontrioxid i belastede områder i vandmiljøet findes på suspenderet form, som bundfælder og sætter sig på sedimentet. Der kan derfor være et potentiale for akkumulering af antimon i vandmiljøet, især i områder, hvor der er stor tilgang af antimon, f.eks. i nærhed af forbrændingsanlæg.

I vandmiljøet kan antimontrioxid omdannes ved fotokemisk reduktion til metallisk antimon og antimonpentaoxid. Herefter kan der, afhængig af krystalaflejringsformen, ske en tilbageoxidation til antimontrioxid eller dannelse af hydroxid (EPA 1987). Fotokemisk omdannelse vurderes dog at være af ringe betydning for omsætning af antimon i vandmiljøet.

Mikrobiologisk reduktion og methylering af antimon menes at kunne forekomme under reducerende forhold i vandmiljøet under dannelse af trimethylstibin (McComish & Ong 1988).

Fordampning af antimontrioxid fra vandmiljøet er ikke sandsynlig, idet antimons damptryk er meget lavt (HSDB 2003).

4.3.3 Omsætning/opførsel i jordmiljøet

Antimon er fundet i jordmiljøet på vandopløselig form i porevand, udfældet som oxider, samt absorberet på overfladen af jordpartikler og organiske partikler (EPA 1987).

Antimontrioxid regnes for at være persistent i jordmiljøet pga. lav vandopløselighed, høj stabilitet og lavt damptryk (EPA 1987).

Autotrofe bakterier er blevet isoleret fra prøver af naturligt forekommende antimonreserver. En ren kultur af disse bakterier har under laboratorieforhold vist at være i stand til at oxidere antimontrioxid. En biologisk omdannelse af antimonoxider i miljøet kan derfor ikke udelukkes (HSDB 2003).

4.3.4 Bioakkumulering

Lave koncentrationer af antimon er påvist i fisk fanget ud for Afrikas og Australiens kyst samt i floden Donau i Østrig (se også afsnit 3.2.7)

I nedenstående tabel ses en oversigt over eksperimentelt bestemte biokoncentrationsfaktorer (BCF). Alle bestemmelser af BCF blev udført med radioaktivt mærket antimon (antimon-125, 2-8 µCi/l) (AQUIRE 2003).

Tabel 4.2
Biokoncentrationsfaktorer bestemt på antimon-125

Organisme	Art	BCF	Reference
Røde alger	<i>Chondrus crispus</i> , <i>Corallina officinalis</i>	7-17	AQUIRE, 2003
Krebsdyr	<i>Porcellana longicornis</i> , <i>Porcellana platycheles</i> , <i>Pilumnus hirtellus</i> , <i>Phyllodoce laminose</i> , <i>Palaemon serratus</i>	1,2-4,4	AQUIRE, 2003
Fisk	<i>Bleenus pholis</i> , <i>Gobiusculus flavescens</i>	0,3-0,4	AQUIRE, 2003
Bløddyr	<i>Ostrea edulis</i> , <i>Mytilus edulis</i> , <i>Patella vulgata</i> , <i>Littorina saxatilis</i> , <i>Cerastoderma edule</i> , <i>Purpura lapillus</i> <i>Anemonia sulcata</i>	0,3-4,3	AQUIRE, 2003
Svampe	<i>Grantia compressa</i> , <i>Halichondria panicea</i> , <i>Hymeniacion perleve</i>	1,25-3,9	AQUIRE, 2003

På baggrund af de målte BCF-værdier (0,3-17) vurderes der ikke at være potentiale for bioakkumulering i de undersøgte vandlevende organismer.

For enkelte hvirvelløse dyr både fra ferskvand og havvand er der dog fundet biokoncentrationsfaktorer op til 16.000 for antimon. Opkoncentrering gennem fødekæden blev dog ikke observeret (EPA 1987).

Bioakkumulering blev undersøgt i pattedyr og invertebrater i et område omkring et stålværk. Koncentrationer af antimon i organer hos gnavere blev sammenholdt med deres fødeindtagelse af antimon. Konklusionen var, på trods af forhøjede antimonkoncentrationer i organerne, at antimon ikke har tendens til opkoncentrering gennem fødekæden.

4.3.5 Sammenfatning af opførsel i miljøet

Antimon i jordmiljøet adsorberes kraftigt til ler- og mineralpartikler i jorden, mens udvaskning ikke er vigtig. I belastede områder i vandmiljøet forekommer antimon på suspenderet form, som bundfældes. Der er ikke identificeret processer, der bidrager væsentligt til omsætning af antimon i jord- og vandmiljøet, og akkumulering i øvre jordlag samt i sediment er derfor central for antimonens opførsel i miljøet. Antimonforbindelser viser ikke tendens til bioakkumulering og opkoncentrering gennem fødekæden.

4.4 Giftighed i miljøet

4.4.1 Giftighed i vandmiljøet

Giftighed af antimon over for vandlevende organismer er undersøgt for antimontrioxid, mens der ikke er fundet data for antimontrisulfid. Nedenstående Tabel viser en oversigt over giftigheden fundet i litteraturen af antimon bestemt som EC/LC_{50} -værdier (hhv. Effect Concentration og Lethal Concentration, dvs. den testkoncentration hvorved 50% af forsøgsorganismerne påvirkes på en nærmere defineret måde (EC_{50}) eller dør (LC_{50})) samt NOEC (No Observed Effect Concentration).

Forbindelsernes lave vandopløselighed vanskeliggør udførelsen af test i vandigt miljø, og resultater af toksicitetstest bør vurderes med forsigtighed, da testresultaterne ofte er baseret på nominelle koncentrationer uden hensyntagen til vandopløseligheden af det undersøgte stof.

Vandopløseligheden af antimontrioxid under normale forhold ved 20°C er f.eks. i størrelsesordenen 30 mg/l.

Giftigheden af antimontrioxid over for alger er fundet som $EC_{50} < 1$ mg/l, mens værdier fundet for krebsdyr og fisk alle ligger over vandopløseligheden.

For bedre at belyse giftigheden af antimon i vandmiljøet er test udført på antimonkaliumtartrat og antimontriklorid, som har en høj vandopløselighed sammenlignet med antimontrioxid, også medtaget i Tabel 4.3. Giftigheden af antimonkaliumtartrat er bestemt på repræsentanter fra fire organisme grupper (Hammel *et al.* 1998). Det ses, at de mere opløselige forbindelser af antimon har en giftighed med EC/LC_{50} værdier i området 10-60 mg/l og NOEC værdier i området 1-10 mg/l.

Effekt af antimon på tidlige stadier af den amerikanske ferskvandsfisk "fathead minnow" (en elritseart, der hyppigt benyttes som testorganisme) blev undersøgt i test, hvor koncentrationen af antimon i vandfasen løbende blev analyseret. Der blev observeret normal udklækning af æg og ingen effekt på overlevelse og vækst af larver ved koncentrationer op til 7,5 µg/l, som var den højest opnåelige antimonkoncentration i testen (LeBlanc & Dean 1984).

Antimon er vist at være meget giftig over for padder ($LC_{50} < 1$ mg/l) i en 7 dages test, mens giftigheden over for orme er fundet i området 100-1000 mg/l bestemt som EC_{50} (AQUIRE 2003).

Tabel 4.3
Giftighed af antimonforbindelser i vandmiljøet

Forbindelse	Organisme	Art	Test varighed	EC50 mg/l	Reference
Antimonkaliumtartrat	Alger	<i>Chlorococcum infusionum</i>	-	43	Hammel <i>et al.</i> 1998
Antimon	Alger	<i>Skeletonema costatum</i>	96 timer	4,15	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Alger	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 timer	67	IUCLID 2000
Sb ₂ O ₃	Alger	<i>Selenastrum capricornutum</i>	72 timer	0,73	AQUIRE 2003
Antimonkaliumtartrat	Bakterier	<i>Vibrio fisheri</i>	-	7	Hammel <i>et al.</i> 1998
Sb ₂ O ₃	Bakterier	<i>Pseudomonas putida</i>	7 timer	> 3,5	IUCLID 2000
Antimonkaliumtartrat	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	-	8	Hammel <i>et al.</i> 1998
Sb ₂ O ₃	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	48 timer	>1000	IUCLID 2000
Sb ₂ O ₃	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	48 timer	423	AQUIRE 2003
Antimonkaliumtartrat	Fisk	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	59	Hammel <i>et al.</i> 1998
Sb ₂ O ₃	Orme	<i>Tubifex tubifex</i>	24-96 timer	108-920	AQUIRE 2003
				LC50 mg/l	
Antimon	Krebsdyr	<i>Americamysis bahia</i>	96 timer	4,15	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	48 timer	530	AQUIRE 2003
Antimon	Fisk	<i>Cyprinodon variegatus</i>	96 timer	6,2-8,3	AQUIRE 2003
Antimon	Fisk	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	28 dage	0,17-16	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Brachydanio rerio</i>	96 timer	>1000	IUCLID 2000
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	96 timer	440	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Pimphales promelas</i>	96 timer	80	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Lepomis macrochirus</i>	96 timer	530	HSDB 2003
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Pimphales promelas</i>	96 timer	833	HSDB 2003
Antimon	Padder	<i>Gastrophryne carolinensis</i>	7 dage	0,3	AQUIRE 2003
				NOEC mg/l	
Sb ₂ O ₃	Alger	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	72 timer	0,396	Lisec 2001
SbCl ₃	Krebsdyr	<i>Daphnia magna</i>	7 dage	3,9	Kimball 1978
Antimon	Fisk	<i>Cyprinodon variegatus</i>	96 timer	6,2	AQUIRE 2003
Sb ₂ O ₃	Fisk	<i>Pimphales promelas</i>	30 dage	>0,0075	LeBlanc & Dean 1984
SbCl ₃	Fisk	<i>Pimphales promelas</i>	28 dage	1,13	Kimball 1978

4.4.2 Giftighed i jordmiljøet

Undersøgelser af giftigheden af antimon i jordmiljøet er meget sparsomme.

Et studie har undersøgt toksiciteten af antimon over for en jordlevende alge (*Chlorococcum infusionum*). For jordprøver tilsat antimon blev LC₅₀-værdien bestemt til 125-1000 mg/kg for alger. Jord fra et mineområde, hvori der naturligt fandtes antimon, viste toksiske effekter over for alger. Jordprøverne indeholdt udover antimon også arsen, kviksølv og kobber. Vandige ekstrakter fra jordprøverne viste derimod ingen giftighed over for krebsdyr, alger og bakterier (Hammel *et al.* 1998).

Antimons effekt på planter blev undersøgt for spiring og vækst af ris. Test blev udført med antimonkaliumtartrat (III) og kaliumantimonat (V). Resultatet viste, at begge forbindelser havde en effekt på vækst af rod og spire samt reducerede omdannelsesforholdet af tørstof under spiring. Fald i udbytte samt et øget indhold af antimon i risplanterne var afhængigt af antimontilsætningen til jorden (Mengchang & Jurong 1999).

4.4.3 Giftighed over for højerestående dyr

Oversigt over giftigheden af antimon over for højerestående dyr er vist i Tabel 5-1 i næste kapitel. LD₅₀-værdier ligger i området 3000-35000 mg/kg kropsvægt for antimontrioxid, 1000 mg/kg kropsvægt for antimontrisulfid, og 10-20 mg/kg kropsvægt for antimonkaliumtartrat.

4.4.4 Sammenfatning af giftighed i miljøet

Antimontrioxid har en høj giftighed over for alger (NOEC/EC₅₀ < 1 mg/l) og tilsyneladende en lavere giftighed over for krebsdyr og fisk i vandmiljøet, idet de bestemte størrelser ligger over vandopløseligheden. De mere vandopløselige forbindelser af antimon, antimonkaliumtartrat og antimonklorid, har en giftighed med EC/LC₅₀ værdier i området 10-60 mg/l og NOEC værdier i området 1-10 mg/l.

Giftigheden i jordmiljøet er generelt dårligt undersøgt. Der er set effekt på jordlevende alger fra jord indeholdende antimon i en blanding med andre metaller, og antimon har vist at have en effekt på spiring og vækst af planter.

4.5 Miljøfareklassificering og -regulering

På listen over farlige stoffer er antimonforbindelser, med undtagelse af antimontetraoxid (Sb₂O₄), antimonpentoxid (Sb₂O₅), antimontrisulfid (Sb₂S₃), antimonpentasulfid (Sb₂S₅) samt forbindelser med særskilt klassificering, opført med klassifikationen: *miljøfarlig* med risikosætningen R51/53 (Giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet).

Antimontrioxid (Sb₂O₃) er i øjeblikket under miljøfareklassificering og risikovurdering i EU med Sverige som rapporteur-land. Dele af rapporten, herunder effektvurdering af antimon i miljøet, foreligger i udkast, som ikke er færdigbehandlet og derfor ikke refereret her. Den endelige rapport forventes tilgængelig om ca. 2 år.

4.6 Omdannelse og former af antimon i miljøet

Når antimon anvendes og udledes i form af stoffer, som direkte kan påvirke et lokalt miljø, vil der være en større risiko for akutte effekter end under betingelser, hvor de udledte stoffer først skal omdannes til andre.

Generelt forekommer metallisk antimon og de forbindelser af antimon, som typisk anvendes (antimontrioxid og -trisulfid), ikke i miljøet. Metallisk antimon forekommer sandsynligvis slet ikke, mens antimontrisulfid forekommer under stærkt reducerende forhold, og antimonoxider kan forekomme i røggas.

Der er muligt, at der optræder stabile antimon svovl-komplekser i vand under stærkt reducerede betingelser. I bremsebelægninger anvendes der netop antimontrisulfid, som i bremseprocessen slides af og udledes til vejbanen. Der er derfor betingelser tilstede for, at antimonforbindelser kan transporteres med vejvand o.lign. til opsamlingsbassiner.

De forbindelser af antimon, der typisk forekommer i vandmiljøet, er hydroxyforbindelser, som ikke anvendes i teknologiske processer eller produkter, men dannes ved opløsning og speciering, især af antimontrioxid. Dog formodes det, at ved høj belastning med antimontrioxid kan denne forekomme i fast form, som udfældes.

I såvel ferskvand som havvand er Sb(OH)_6^- den normale forbindelse, mens Sb(OH)_3 er almindelig under reducerende forhold. Der forventes også at antimon i sediment kan reduceres til stibin (SbH_3), som fordamper, og/eller indgå i hydroxykomplekser i vandsøjlen.

Det skønnes derfor ikke sandsynligt, at der vil være akutte miljøeffekter forbundet med de anvendte antimonformer. Imidlertid er der påvist væksteffekter over for alger og dødelighed i langtidsforsøg for fisk ved <1 mg/l antimontrioxid. Der forekommer formodentlig ikke udledning af antimontrioxid til miljøet af denne størrelse uden for produktionsområder. Der er ikke produktion, som indebærer anvendelse af antimonforbindelser i Danmark.

Forekomst og eventuelle effekter af antimon synes derfor ikke at kunne knyttes til direkte anvendelse og udledning af antimonforbindelser. Antimon vil blive udledt fra materialer, affald eller fra forbrænding, som bestemte stoffer, f.eks. metallisk antimon, antimontrioxid eller -trisulfid, som i et omfang, der defineres af miljøet, omdannes til andre stoffer.

5 Farlighed for mennesker

5.1 Indledning/metode/datagrundlag

Antimons farlighed over for mennesker er vurderet ud fra viden om optagelse, metabolisme og udskillelse, samt akut giftighed og langtidseffekter (CREAM; Carcinogene-, Reproduktionstoksiske-, Endokrine-, Allergiske- og Mutagene effekter). Akut giftighed og kroniske effekter er beskrevet på baggrund af observationer gjort på mennesker, der har arbejdet med antimon, samt resultater af dyreforsøg. Der er i det store hele set bort fra observationer gjort ved høje eksponeringer, f.eks. indånding af aerosoler (typisk i et arbejdsmiljø), men hvor det er skønnet, at observationerne bidrager til farlighedsvurderingen af antimon i en dagligdagseksponering, er disse medtaget. Vurderingen er foretaget på baggrund af oplysninger fundet i litteraturen.

Der er foretaget litteratursøgning ved hjælp af de gængse søgemaskiner på www, og der er foretaget søgning i relevante databaser indeholdende toksikologiske data (NTP, Toxnet, HSDB, CCRIS, IRIS, Genetox m.m.). Sammenfattende litteratur er ligeledes anvendt, f.eks. Berg & Skyberg 1998, som er en rapport om antimon fra Arbetslivsinstitutet i Arbete och hälsa vetenskaplig skriftserie samt "Toxicological profile for antimon" fra Agency for Toxic Substances and Disease Registry under U.S. Department of health and human services (ATSDR 1992).

På baggrund af forbrug og anvendelse af antimon i Danmark er der her valgt at se på farligheden af de identificerede antimonforbindelser antimontrioxid, antimontrisulfid og natriumantimonat. Sidstnævnte er der ikke fundet data på. Farligheden af antimonkaliumtartrat er undersøgt på grund af forbindelsens tidligere anvendelse som medicin. Data for denne forbindelse samt data for klorider af antimon er medtaget som supplement til data for trioxid og trisulfid.

5.2 Optagelse, metabolisme og udskillelse

Antimonforbindelser optages generelt i begrænset omfang ved indtagelse (ca. 15 %) og har en forholdsvis høj udskillelse, hvilket betyder, at antimonforbindelser har en ringe evne til at akkumuleres i kroppen (Léonard og Gerber 1996).

Optagelse af trivalent antimon (Sb(III)) i mennesker via mave-tarmkanalen er estimeret ud fra dyreforsøg og skønnes at være mindre end 10 % (ATSDR 1992).

Dyreforsøg har vist, at antimon sandsynligvis optages via mave-tarmkanalen, ved hudkontakt, samt via luftvejene. Forsøg med kaniner tyder på, at antimon optages ved hudkontakt, mens optagelse via luftvejene sker som en meget langsom proces. Dyreforsøg har ligeledes vist, at den væsentligste akkumulering af antimon sker i lever, skjoldbruskkirtlen, skelet og pels ved inhalation af antimon, og i lunger, lever, skjoldbruskkirtlen, nyrer, milt og skelet, når anti-

mon doseres oralt (ATSDR 1992). Ved oral eller parental dosering (via moderkage) blev de højeste koncentrationer af antimon fundet i skjoldbruskkirtlen, nyrerne og binyrerne (HSDB 2003). Ved intravenøs dosering koncentrerer Sb(III) i de røde blodlegemer og i leveren, mens pentavalent antimon (Sb(V)) hovedsagligt findes i blodplasmaet. Endvidere optages antimon i skjoldbruskkirtlen, binyrerne og milten. Optagelsen kan være afhængig af, hvilken valensform antimon findes i. Sammenlignende inhalationsstudier for Sb(III) og Sb(V) er foretaget med hamstere, og de viste, at antimon blev hurtigst optaget i leveren som trivalent antimon, mens optagelse i skelet og hår var højest for pentavalent antimon (ATSDR 1992; HSDB 2003). Sb(V) reduceres til Sb(III) i leveren hos mennesker og mus (HSDB 2003).

Kun meget lave koncentrationsniveauer af antimon er fundet i mennesker, der ikke har været direkte eksponeret til antimon. Forhøjede koncentrationer er fundet i især hår og hud (ATSDR 1992).

Udskillelsen af antimon sker med urin og fækalier, der kan ende i miljøet via spildevand og slam. Optagelse af antimon i mave-tarmkanalen er påvist kun at være delvis, og udskillelse af antimon med fækalier regnes derfor at være væsentlig. Forsøg har vist, at uafhængig af optagelsesvejen udskilles trivalent antimon primært med fækalier, mens pentavalent antimon primært udskilles via urinen. Udskillelsen af antimon sker i to faser. Dyreforsøg har vist, at 90 % af Sb(III) blev udskilt inden for de første 24 timer efter inhalation, mens den efterfølgende halveringstid var 16 dage. (ATSDR 1992). Undersøgelse af udskillelsen hos mennesker viste, at 50 % af pentavalent antimon givet intravenøst eller intramuskulært blev udskilt efter 6 timer, mens trivalent antimon, som primært udskilles med fækalier, blev udskilt væsentligt langsommere med urin. Kun 25 % af trivalent antimon blev udskilt efter 24 timer.

Antimon kan medføre skader på både cellulært niveau og organniveau, hvor især hjerte, lunger, lever og nyrer er udsat. Virkningsmekanismerne er dog ikke helt klarlagt.

Antimon kan reagere med sulfo- og fosfatgrupper (kovalent binding) samt danne forbindelser med flere endogene ligander (f.eks. glutathion og proteiner) (ATSDR 1992; Berg & Skyberg 1998). Antimon ser ud til at medføre celledskader på hjerteceller via lipoid peroxidation og interaktion med thioforbindelser (Léonard & Gerber 1996).

Trivalent antimon er påvist at være en potentiel "inducer" af hæg-oxygenase, et enzym, som katalyserer nedbrydning af hæg, blodets farvestof, i både lever og nyre. Induktionen er dosis-afhængig og ikke en direkte aktivering af enzymet. Ved induktion af hæg-oxygenase blev der observeret fald i mikrosomalt hæg og cytochrome p450 (HSDB 2003). Hæg-oxygenase er typisk er opreguleret ved oksidativt stress og antages at spille en rolle i forbindelse med resistens over for oksidativt stress.

Antimons virkningsmekanisme ved ødelæggelse af DNA er ikke fastlagt, men ved sammenlignende forsøg med arsen tyder det på, at enzymer involveret i reparation af DNA inhiberes (Schaumlöffel og Gebel 1998).

En eventuel afgiftningsproces er ikke kortlagt. Det er dog vist, at det ikke sker via methylering som for flere andre metaller (Gebel 1997).

5.3 Akut og subakut giftighed

Akut giftighed over for mennesker er ikke bestemt, men effekter fra antimon på arbejdere i antimonindustrien er beskrevet i litteraturen. Eksponering for antimon i industrien sker ofte ved høje koncentrationer i en længerevarende periode. Eksponeringsvejen, f.eks. inhalation af aerosoler, er ofte ikke repræsentativ for eksponeringen fra de daglige omgivelser. Samtidig kan arbejdere i industrien have været udsat for forhøjede koncentrationer af andre sundhedsskadelige stoffer.

5.3.1 Effekter ved indtagelse

I dyreforsøg er akut giftighed undersøgt ved bestemmelse af LD₅₀ værdier (Dosis, der er dødelig for 50 % i en gruppe af forsøgsdyr) og fastlæggelse af NOAEL/LOAEL-værdier (no-observed-adverse-effect-level/lowest-observed-adverse-effect-level).

Dødeligheden ved akut oral eksponering givet som LD₅₀ er sammenlignet for forskellige antimonforbindelser og vist i Tabel 5-1 sammen med to studier, hvor doseringen er fortaget intraperitonealt (i maveregionen) og et enkelt perkutant (under huden).

Tabel 5-1
Akut giftighed af antimonforbindelser

Forbindelse	Art	Eksponering	LD50 (mg/kg kropsvægt)	Reference
Antimontrioxidkaliumtartrat (C ₄ H ₄ KO ₇ Sb ₂ •½H ₂ O)	Rotte	Oral	11	Berg & Skyberg 1998
Antimontrioxidkaliumtartrat	Marsvin	Oral	15	Berg & Skyberg 1998
Antimon (Sb)	Rotte	Oral	100	Berg & Skyberg 1998
Antimon	Marsvin	Oral	150	Berg & Skyberg 1998
Antimontrisulfid (Sb ₂ S ₃)	Rotte	Oral	1 000	Berg & Skyberg 1998
Antimontrisulfid	Rotte	Intraperitoneal	1 000	HSDB 2003
Antimontrioxid (Sb ₂ O ₃)	Rotte	Oral	3 250	Berg & Skyberg 1998
Antimontrioxid	Rotte	Oral	>34 600	IUCLID 2000
Antimontrioxid	Rotte	Oral	>20 000	NTP 2003
Antimontrioxid	Rotte	Intraperitoneal	3 250	NTP 2003
Antimontrioxid	Kanin	Perkutan	>2 000	HSDB 2003
Antimonpentaoxid (Sb ₂ O ₅)	Rotte	Oral	4 000	Berg & Skyberg 1998

Andre forsøg med en enkelt oral dosering af metallisk antimon og antimontrioxid til rotter gav ikke anledning til dødelige effekter, og NOAEL blev bestemt til hhv. 7 og 16,7 g/kg/dag. For systemiske effekter på mavetarmsystemet samt lever blev NOAEL bestemt til 376 mg/kg/dag for antimontrioxid. Diarré blev observeret ved en enkelt dosering af antimontrioxid til rotter (LOAEL 16,7 g/kg/dag) (ATSDR 1992).

I Tabel 5-2 er der vist en oversigt over identificerede NOAEL og LOAEL værdier ved akut eksponering.

Tabel 5-2
NOAEL/LOAEL værdier ved indtagelse af antimonforbindelser - akut

Forbindelse	Forsøgsdyr	Eksponering/varighed	NOAEL mg/kg/dag	LOAEL mg/kg/dag	Reference
Sb	Rotte	Oral 1 dag	7 000	-	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 1 dag	-	16 700 ¹⁾	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 1 dag	16 700	-	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 1 dag	376 ¹⁾	-	ATSDR 1992

¹⁾ Systemiske effekter

Indtagelse af antimon som antimonkaliumtartrat med drikkevand i en koncentration på 5 mg/l viste samme grad af fedtdegenerering i leveren hos dyr (mus), der fik antimon, og hos kontroldyr, der ikke fik antimon (Berg & Skyberg 1998).

Andre forsøg med mus og rotter viste ringe optagelse af antimonkaliumtartrat ved oral dosering, mens der ved intraperitoneal dosering blev observeret en øget dødelighed, reduceret kropsvægt, samt læsioner på lever og nyrer (Berg & Skyberg 1998). Dosering af Sb(V) salte intraperitonealt til rotter (0,3 g/kg kropsvægt) viste forstyrrelse af urinudskillelsen samt nekrose af urinrør ved højere doseringer (2 g/kg kropsvægt) (Berg & Skyberg 1998).

Afsmitning af antimon fra emaljen (bestående af 2,88 % antimontrioxid) i en spand, hvor der blev opbevaret limonade natten over, førte til, at de personer, der drak limonaden, den efterfølgende dag blev syge. 56 personer ud af 70 blev indlagt på hospital med stærke mavesmerter, kolik, kvalme og opkast, som for de fleste aftog efter tre timer. Det blev skønnet, at antimon fandtes i en koncentration på 0,013 %, svarende til en indtagelse på 36 mg antimon (HSDB 2003).

Organisk bundet antimon (tartrat) er den mest giftige form af antimon, mens metallisk antimon er giftigere end Sb(III) og Sb(V) forbindelserne. Generelt er Sb(III) mere toksisk end Sb(V). Antimontrisulfid er for rotter blevet vist at være ca. 3,5 gange mere akut toksisk end antimontrioxid og 4 gange mere akut toksisk end antimonpentaoxid (HSDB 2003).

Indtagelse af antimonforbindelser kan resultere i maveforstyrrelser og opkast (Léonard og Gerber 1996).

5.3.2 Effekter ved indånding

Indånding (inhalation) af uorganiske antimonforbindelser medfører ikke umiddelbar irritation af lungevævet. Lungebetændelse er observeret hos rotter og kaniner efter eksponering for antimontrioxid (Berg & Skyberg 1998). Forsøg med kaniner udsat for antimontrisulfid syv timer om dagen i fem dage viste betændelse i luftvejene, degenerering af lever- og nyrevæv samt ændret EKG. LOAEL blev bestemt til 20 mg/m³ (ATSDR 1992). Ved eksponering af kaniner for 27,8 mg/m³ trisulfid i fem dage blev der ligeledes observeret degenerering af lever- og nyrevæv (HSDB 2003). Effektniveauer for inhalation af antimonforbindelser er vist i Tabel 5-3.

Tabel 5-3
Effektniveauer for inhalation af antimonforbindelser

Forbindelse	Forsøgsdyr	Eksponering/varighed	Koncentration mg/m ³	Organ/effekt	Reference
Sb ₂ S ₃	Kanin	Inhalation – 7 timer/dag i 5 dage	20	Luftveje, lever, nyrer/degenerering	ATSDR 1992
Sb ₂ S ₃	Kanin	Inhalation – 5 dage	27,8	Lever, nyrer/degenerering	HSDB 2003

5.3.3 Effekter ved hudkontakt

Kontakt med høje koncentrationer af antimonsalte kan give udslæt på huden (Léonard og Gerber 1996).

Dermatologiske undersøgelser af intakt og ikke-intakt hud på rotter viste ingen reaktion af antimontrioxid (Berg & Skyberg 1998). Død blev observeret hos en ud af seks testede kaniner ved en enkelt eksponering for antimontrioxid i en koncentration på 6,7 g/kg. Dødsårsagen er ikke angivet (ATSDR 1992). Under samme betingelser blev der yderligere observeret tilfælde af ødem. Ved enkelt eksponering for antimontrisulfid og pentasulfid i øjnene på kaniner opstod der øjenirritation ved 100 mg. NOAEL blev bestemt for antimontrioxid ved enkelt eksponering af kaninhud og kaninøjne til hhv. 20,9 g og 209 mg (ATSDR 1992).

Tabel 5-4
Effektniveauer for kontakt med antimonforbindelser

Forbindelse	Forsøgsdyr	Eksponeringsvarighed	Koncentration/mængde	Organ/effekt	Reference
Sb ₂ O ₃	Kanin	Hud – 1 dag	6,7 g/kg	Død	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Kanin	Hud – 1 dag	6,7 g/kg	Ødemer	ATSDR 1992
Sb ₂ S ₃ , Sb ₂ S ₅	Kanin	Øjne – 1x/ dag	100 mg	Øje/irritation	ATSDR 1992

5.3.4 Effekter på slimhinder

Antimon kan irritere slimhinder i øjne, næse og mund. Irritation af hals og øvre luftrør kan forekomme ved akut eksponering for halogenforbindelser af antimon og ved kronisk eksponering for oxidforbindelserne (HSDB 2003).

5.4 Effekter ved gentagen eksponering og langtidseffekter

5.4.1 Kræft

Efter eksponering og inhalation af antimonforbindelser er der observeret udvikling af lungesvulster hos mennesker, der har arbejdet med antimon. Der var dog tale om samtidig eksponering for andre metaller, herunder arsen, som er kendt for at være kræftfremkaldende (Léonard og Gerber 1996). Der er ikke tilstrækkelige data for konklusioner vedrørende carcinogenitet af antimonforbindelser i mennesker.

IARC konkluderer derimod, at der er tilstrækkeligt bevis for carcinogenitet af antimontrioxid og begrænset bevis for carcinogenitet af antimontrisulfid i forsøgsdyr (IARC 1989). Senere inhalationsstudier med antimontrioxid i rotter viste ikke forskel i tumorfrekvens mellem eksponerede og kontrolgruppen.

Forskellen i resultater kan muligvis skyldes, at der i forsøgene bag IARC-vurderingen har været tale om en overbelastning af lungerne, hvilket kan medføre udvikling af lungetumorer (Berg & Skyberg 1998).

Antimontrioxid og antimontrisulfid blev testet for carcinogenitet over for rotter ved inhalationsstudier. Disse forsøg viste en øgning i antallet af lungesvulster hos hunrotter, men ikke hos hanrotter (45 mg/m^3 (tidsvægtet gennemsnit) 7 timer/dag, 5 dage/ugen i et år) (HSDB 2003).

5.4.2 Skader på forplantning og foster

Hos kvindelige arbejdere i antimonindustrien er der i følge en ældre undersøgelse (1967) observeret øget hyppighed af spontan abort, for tidlig fødsel og gynækologiske problemer. Forhøjede koncentrationer af antimon blev fundet i moderkage, fostervand, blod fra navlestrengen samt i brystmælk. Børn født af kvinder i antimonindustrien havde lavere vækst end børn født af kvinder med andre beskæftigelser. Kvinderne var i arbejdsmiljøet udsat for metallisk støv indeholdende antimontrioxid og antimonpentasulfid (HSDB 2003). Andre har dog stillet spørgsmålstegn ved kvaliteten af 1967-undersøgelsen (Berg & Skyberg 1998).

Antimonkaliumtartrat blev anvendt i forsøg på grund af dens høje opløselighed i vand som repræsentant for antimonoxid der anvendes som flammehæmmer i tekstiler. Antimonkaliumtartrat i en enkelt oral dosering til drægtige mus (dag 11 i drægtighedsperioden) på 100 mg/kg kropsvægt var dødelig på moderdyret, mens der ikke blev observeret knogleanomalier på afkommet ved oral dosering på 30 mg/kg kropsvægt (Platzek & Pauli 1998).

Hunrotter blev udsat for 250 mg/m^3 antimontrioxid ved inhalation i 4 timer om dagen i op til 2 måneder forud for befrugtning samt indtil 3-5 dage før fødslen. Der blev ikke set effekter på kuldstørrelse, fødselsvægt eller vægt af afkom ved afvæning (HSDB 2003). Gravide rotter blev udsat for $0,027\text{-}0,27 \text{ mg/m}^3$ antimontrioxid 24 timer om dagen i 21 dage. Ingen effekt blev observeret på moderdyret, men der blev observeret en øget dødelighed af fostrene samt en reduktion i vækst af fostre ved henholdsvis højeste og mellemste dosis (HSDB 2003).

5.4.3 Organskader og endokrine skader

Indtagelse:

Ved dosering af antimonkaliumtartrat med drikkevand i en koncentration på 500 mg/l i en periode på 90 dage blev der observeret skrumpelever samt reduceret antal røde blodlegemer og blodpladetal for hanrotter i den høje dosisgruppe. For hunrotter blev der bl.a. observeret et dosis-afhængigt fald i serum glukose startende ved 5 ppm. Effekt på skjoldbruskkirtel, lever og hypofyse samt øget lever glutathion transferase aktivitet blev observeret hos begge køn. En NOAEL-værdi på 0,5 ppm svarende til en indtagelse af antimon på $0,06 \text{ mg/kg}$ kropsvægt/dag blev fastsat (Poon *et al.* 1998).

Effekt af oral dosering af antimontrioxid til rotter viste en langt mindre giftighed end giftigheden af antimonkaliumtartrat. NOAEL/LOAEL blev bestemt for effekter på blod, tarmsystemet samt leveren (ATSDR 1992), se tabel 5-5.

Tabel 5-5
NOAEL/LOAEL værdier ved indtagelse af antimonforbindelser - Sub akut

Forbindelse	Forsøgsdyr	Eksponering/ varighed	NOAEL mg/kg/dag	LOAEL mg/kg/dag	Reference
Antimonkaliumartrat	Rotte	Oral 13 uger	0,06	-	Poon <i>et al.</i> 1998
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 20 dage	501	-	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 30 dage	226	894	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 12 uger	418	-	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 13 uger	1 685 (hanner) 1 878 (hunner)	-	Veenstra <i>et al.</i> 1998
Sb ₂ O ₃	Rotte	Oral 24 uger	-	418	ATSDR 1992

Indånding:

Arbejdsmiljømæssig eksponering for 8,87 mg/m³ antimontrioxid eller pentaoxid støv har medført pneumokoniose (støvlunge) hos udsatte arbejdere i industrien. Luftvejsirritationen medførte kronisk hoste, besværet vejrtrækning og betændelse i de øvre luftveje (ATSDR 1992).

Inhalation af antimontrisulfid gennem 6 uger medførte udvidelse af hjertet og tegn på degenerering samt ændringer i EKG hos både rotter og kaniner. Sekundært til hjertefejlen blev der observeret forøget blodtilførsel og blødninger i lungerne (HSDB 2003). Effekt af antimontrioxid ved eksponering via luften er observeret på lunger hos rotter og kaniner under forskellige betingelser (ATSDR 1992; HSDB 2003). Se Tabel 5-6.

Tabel 5-6
Effektniveauer for inhalation af antimonforbindelser - Sub akut

Forbindelse	Forsøgsdyr	Eksponeringsvarighed	Koncentration mg/m ³	Organ/effekt	Reference
Sb ₂ S ₃	Rotte	Inhalation – 6 uger	3,1	Hjerte/degenerering	HSDB 2003
Sb ₂ S ₃	Kanin	Inhalation – 6 uger	5,6	Hjerte/degenerering	HSDB 2003
Sb ₂ S ₃	Rotte	Inhalation – 7 timer/dag, 5 dage/uge i et år	17	Lunger/fibrose	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte	Inhalation – 6 timer/dag, 5 dage/uge i et år	1,6-4,2	Lunger/morfologisk ændring	HSDB 2003
Sb ₂ O ₃	Rotte	Inhalation – 7 timer/dag, 5 dage/uge i et år	36	Lunger/fibrose	ATSDR 1992
Sb ₂ O ₃	Rotte/kanin	Inhalation – 100 timer/mdr i 14 mdr.	90-125	Lunger/betændelse, morfologisk ændring	HSDB 2003

5.4.4 Allergi og overfølsomhed

Der er ikke fundet data vedrørende allergi eller overfølsomhed over for antimonforbindelser.

5.4.5 Mutagenicitet, skader på arveanlæg

Skader på arveanlæg forårsaget af antimonforbindelser er generelt dårligt belyst. Nedenstående tabel 5-7 viser en oversigt over *in vitro* test til undersøgelse af mutagenicitet foretaget på forskellige uorganiske forbindelser af antimon. Tabellen viser blandt andet, at der er fundet både negative og positive resultater i test med bakterielle stammer.

Tabel 5-7
Resultater af *in vitro* test udført på antimonforbindelser

Test system	Forbindelse	Resultat	Reference
<i>Salmonella typhimurium</i> TA98, TA100 TA98, TA100, TA 1535, TA 1537	SbCl ₃ , SbCl ₅ , Sb ₂ O ₃ Sb ₂ O ₃	÷ (± met. akt.) ÷ (± met. akt.)	Kuroda <i>et al.</i> 1991 Elliott <i>et al.</i> 1998
<i>Escherichia coli</i> WP2P, WP2 UVRA WP2 try, WP2 hcr try	Sb ₂ O ₃ SbCl ₃ , SbCl ₅ , Sb ₂ O ₃	÷ (± met. akt.) ÷	Elliott <i>et al.</i> 1998 Léonard & Gerber 1996
<i>Bacillus subtilis</i> M45 M45, H17 Ikke-voksende celler, stamme ikke angivet Stamme ikke angivet	SbCl ₃ , SbCl ₅ , Sb ₂ O ₃ SbCl ₃ , SbCl ₅ SbCl ₃ , SbCl ₅ , Sb ₂ O ₃ Sb ₂ O ₃	+ ÷ + +	Kuroda <i>et al.</i> 1991 Léonard & Gerber 1996 Léonard & Gerber 1996 Anomyn 1981
SCE V79 V79	SbCl ₃ , SbO ₃ SbCl ₅ , SbO ₅	+ ÷	Kuroda <i>et al.</i> 1991 Kuroda <i>et al.</i> 1991
<i>Mus</i> Lymfom L5178Y	Sb ₂ O ₃	÷ (± met. akt.)	Elliott <i>et al.</i> 1998
<i>Menneske</i> Ydre lymfocyt	Sb ₂ O ₃	+	Elliott <i>et al.</i> 1998

Antimontrioxid er fundet negativ i Ames test (*Salmonella typhimurium*) og i test med *Escherichia coli*, mens DNA-ødelæggende aktivitet af antimontrioxid er fundet i recombinant assay (*Bacillus subtilis*). Kloriderne af Sb(III) og Sb(V) viser samme tendens, men er kun fundet positive i rec assay under betingelser, hvor følsomheden af testen er øget. I SCE (Søsterkromatid udveksling) test viser forbindelser af Sb(III) et positivt resultat, mens forbindelser af Sb(V) giver et negativt udfald (Kuroda *et al.* 1991). I *in vitro* test med lymfocytter er der påvist en mutagen effekt af antimontrioxid på celler isoleret fra mennesker, men ikke på celler fra mus (Elliot *et al.* 1998).

Test udført på levende dyr er ligeledes foretaget. I *in vivo* test med knoglemarvceller i mus blev der fundet kromosomale afvigelser ved dosering af antimontriklorid og antimontrioxid (Gurnani *et al.* 1992-A; Gurnani *et al.* 1992-B). Dette er ikke bekræftet i senere test udført på antimontrioxid (Elliott *et al.* 1998). Ingen effekt blev observeret ved akut eksponering med antimontrioxid (Gurnani *et al.* 1992-A; Gurnani *et al.* 1992-B). *In vivo* test udført på rotte gav et negativt resultat for antimontrioxid ved reparation af lever-DNA, og der konkluderes, at antimontrioxid ikke er genotoksisk *in vivo*, og at stoffet ikke udgør en genotoksisk risiko for mennesker (Elliott *et al.* 1998).

5.5 Eksisterende sundhedsklassificering og -regulering

Klassificeringer:

Antimonforbindelser med undtagelse af antimontetraoxid (Sb_2O_4), antimonpentoxid (Sb_2O_5), antimontrisulfid (Sb_2S_3), antimonpentasulfid (Sb_2S_5) samt forbindelser med særskilt klassificering er opført på Listen over farlige stoffer med klassifikationen: *sundhedsskadelig* med risikosætningen R20/22 (Farlig ved indånding og ved indtagelse).

Antimontrioxid er klassificeret som *kræftfremkaldende* (kategori Carc3) med R-sætningen R40 (Mulighed for varig skade på helbred). Stoffet er under miljøfareklassificering og risikovurdering i EU med Sverige som rapporteur-land.

Klorider af antimon (triklorid og pentaklorid) er klassificerede som *ætsende*, C med R-sætningen R34 (Ætsningsfare) i koncentrationer over eller lig med 10 % og som *lokalirriterende* med R-sætningerne R 36/37/38 (Irriterer øjnene, åndedrætsorganerne og huden) i koncentrationer fra 5 % til 10 %.

Antimontrifluorid er klassificeret som *giftig*, T med R-sætningerne R 23/24/25 (Giftig ved indånding, ved hudkontakt og ved indtagelse).

Grænseværdier:

Grænseværdi for indhold af antimon i luft er $0,5 \text{ mg/m}^3$ gældende for arbejdsmiljø (Arbejdstilsynet 2002). I følge Luftvejledningen (Miljøstyrelsen 2001) er B-værdien for antimonforbindelser (målt som antimon) i luften i omgivelserne fastsat til $0,001 \text{ mg/m}^3$.

Kvalitetskravet for drikkevand er i Danmark (og EU) $2 \text{ } \mu\text{g}$ antimon/l ved afgangen fra vandværket (dvs. i realiteten en grænseværdi for grundvand) og $5 \text{ } \mu\text{g}$ antimon/l ved forbrugerens taphane (Miljø- og Energiministeriet 2001), og der er samme krav til naturligt mineralvand på flaske (Kommissionen 2003).

I USA er der for grundvand og drikkevand opstillet et mål for maksimalt indhold af antimon. Dette er fastsat til 6 ppb (parts per billion).

I Sverige er der ikke opstillet direkte grænseværdier for antimon i grundvand, men koncentrationer af antimon mindre end $10 \text{ } \mu\text{g/l}$ anses for mindre alvorlige, mens koncentrationer højere end $100 \text{ } \mu\text{g/l}$ anses for meget alvorlige (Sternbeck *et al.* 2002).

US Food and Drug Administration har sat grænsen for maksimalt indhold af antimon i madvarer til 2 ppm (Léonard & Gerber 1996). For vand på flaske er det maksimale indhold 6 ppb svarende til grænseværdien for grundvand og drikkevand (US FDA 2003).

WHO har fastsat en værdi for den samlede acceptable daglige indtagelse af antimon (ADI-værdi) på $0,86 \text{ } \mu\text{g/kg}$ legemsvægt per dag (FZANZ 2003).

6 Risiko for påvirkning af mennesker og miljø

I dette kapitel kombineres de indsamlede oplysninger om antimonens anvendelser, forekomst og niveauer i forskellige materialer, udledninger og miljørelevante matricer med data om giftighed over for mennesker og miljø til brug for en vurdering af påvirkningens omfang og størrelse. Til dette formål anvendes i det følgende i nogen grad afrundede værdier og overslag baseret på de specifikke data, som er præsenteret i hhv. kapitel 3, 4 og 5.

Hvad angår eksponering af mennesker skal der særligt gøres opmærksom på, at vurderingen udelukkende vedrører den almene befolkning, idet specifikke påvirkninger i arbejdsmiljøet ikke er et emne, der har skullet behandles i dette projekt. Arbejdsmiljøbetingede påvirkninger vil altså skulle lægges til de beskrevne almene påvirkninger.

6.1 Påvirkning af mennesker

Mennesker kan blive eksponeret for antimon via miljøet på tre forskellige måder:

- ved indtagelse gennem munden (oral eksponering).
- gennem indånding af luft indeholdende antimon på partikel-/aerosolform eller som gas (inhalatorisk eksponering).
- ved kontakt med huden (dermal eksponering).

6.1.1 Eksponering ved indtagelse

Oral eksponering af mennesker for antimon sker væsentligst gennem indtagelse af fast føde og drikkevarer. I mindre omfang kan især børn blive eksponeret oralt ved indtagelse af jord og/eller ved at sutte på materialer (f.eks. tøj), der kan afgive antimon.

6.1.1.1 Levnedsmidler

Den australsk/new zealandske pendant til Fødevaredirektoratet, ANZFA, har opgjort indtagelsen af antimon med levnedsmidler til 2-21% af en tolerabel daglig indtagelse (TDI) på 0,4 µg/kg legemsvægt/dag (1 µg = 0,001 mg). WHO's ADI-værdi (Acceptable Daily Intake) er ca. dobbelt så høj som ANZFA's TDI, nemlig 0,86 µg/kg legemsvægt/dag.

Australien er et land, der overvejende bebos af mennesker med europæisk baggrund, og der formodes derfor ikke at være markant forskel på australieres og danskeres kostsammensætning. Endvidere synes Australien ikke at være producent af antimon, og indholdet af antimon i australsk landbrugsjord antages derfor heller ikke at adskille sig markant fra de niveauer, der er fundet i Sverige, hvor variationen over en række jordtyper fra nord til syd i øvrigt må betegnes som ret beskeden.

Sammenfattende er der derfor ingen særlig grund til at antage, at danskeres antimonindtagelse gennem føden skulle være markant anderledes end australiernes, der altså ligger betydeligt under den fastsatte TDI.

6.1.1.2 Drikkevarer

Der haves ikke data for andre drikkevarer end vand. De danske monitorings- og kontrolldata for grundvand og vandværksboringer viser, at antimonindholdet i det danske grundvand er lavt. Medianværdien for målinger foretaget i perioden 1993-2001 var 0,08 µg antimon/l.

Dette skal sammenlignes med en grænseværdi for grundvand (vandværksvand) på 2 µg/l og for aftappet drikkevand på 5 µg/l.

Ved en daglig indtagelse af 2 liter vand vil et menneske således indtage 0,16 µg antimon/døgn som medianværdi. Kun i sjældne tilfælde vil man komme i nærheden af de 4 µg/døgn, som ville være konsekvensen, hvis drikkevand indeholdt op til grænseværdien for grundvand (kun overskredet i én ud af 841 prøver). En voksen person (70 kg) vil i givet fald indtage ca. 0,06 µg antimon/kg legemsvægt/døgn med drikkevand, mens et barn på 10 kg, der næppe indtager mere end en halvt så stor vandmængde, vil blive belastet med 0,2 µg/kg legemsvægt/døgn.

6.1.2 Eksponering ved indånding

Der er i en nyere finsk undersøgelse (2001) angivet et baggrundsniveau for antimon i luft på ca. 0,4 ng/m³ uden for Helsinki (1 ng = 0,001 µg). For det centrale Helsinki angiver samme kilde et niveau på 1,5 ± 2 ng/m³.

I en ældre sammenstilling af data (1979) angives antimonkoncentrationer for belastede områder i Europa i intervallet 0,6-32 ng/m³. Den høje ende af intervallet må dog i dag anses for usædvanlig og næppe repræsentativ for danske urbane miljøer. Formodentlig vil de højeste koncentrationer forekomme langs stærkt trafikerede gader.

Eventuelt kan der i områder belastet med særlige industrityper (glas- og plastfremstilling, støbning af blykøle etc.) kunne forekomme forholdsvis høje eksponeringsniveauer. Der er således målt op til 29 ng antimon/m³ i luft i en afstand af 1 km fra skorstenen på Orrefors glasindustri i Sverige (som gennemsnit for prøveopsamling over fem dage).

Forudsætter man et generelt niveau for antimon i luft i byområder på 3,5 ng/m³ (= 1,5 + 2 ng/m³), en indåndingsmængde på 2 l luft/åndedræt og 10 åndedræt/minut får man en døgnindtagelse af antimon ved indånding på ca. 100 ng/døgn/person. Bidraget via vejtrækningen til den samlede antimonbelastning af mennesker vil således generelt kun udgøre nogle få procent af indtagelsen med levnedsmidler. Selv i det belastede glasindustriscenarium vil den samlede, indåndede mængde antimon ikke komme op på 1 µg/person/døgn.

For arbejdsmiljøet er der fastsat en grænseværdi på 0,5 mg/m³ (= 500 µg/m³ = 500.000 ng/m³), mens der i Miljøstyrelsens luftvejledning fra 2001 angives en B-værdi for "antimonforbindelser målt som antimon" på 0,001 mg/m³ (=1.000 ng/m³)

Alle de angivne luftkoncentrationer ligger således væsentligt under B-værdien.

Der mangler data for indeklimaet i private hjem. Her kan gardiner og andre tekstiler fremstillet af polyester samt afdampning af antimonforbindelser fra hjemmecomputere, TV og andre elektroniske produkter, der under brug opnår forhøjede temperaturer, give anledning til højere niveauer. Det kan ikke på det foreliggende grundlag vurderes, om antimonniveauet i private hjem under særlige omstændigheder kan overskride acceptable niveauer.

6.1.3 Eksponering ved kontakt med huden

Den dermale eksponering af mennesker via miljøet, herunder forbrugerprodukter, er svær at opgøre. Det vurderes, at eksponering for metallisk antimon i almindelighed ikke er relevant, og at den væsentligste dermale eksponering formodentlig forekommer ved afgivelse af antimon fra beklædningsgenstande, der enten er fremstillet af polyester eller er behandlet med brandhæmmere.

Laursen et al. (2003) undersøgte afgivelse af antimon fra polyester i en test, hvor en ny, ikke tidligere vasket polyesterbluse blev ekstraheret én gang i en time med kunstig sved. Man fandt under disse betingelser en afgivelse på 3,5 mg antimon/kg tekstil svarende til 7-10% af materialets samlede indhold af antimon.

Forfatterne har estimeret en sandsynlig absorption svarende til maksimalt 10% af ADI-værdien for antimon under antagelse af, at 0,1% af antimon-indholdet i tekstil absorberes gennem huden. Da ADI-værdien vedrører oral indtagelse kan den ikke direkte anvendes i forbindelse med dermal optagelse, men kun bidrage som et sammenligningsgrundlag. Der er dog ikke fundet data i litteraturen, der tyder på, at antimon og antimonforbindelser optages i særlig stor udstrækning gennem huden med systemiske effekter til følge.

6.1.4 Sammenfatning vedrørende eksponering af mennesker

Indtagelse af antimon ved indånding vil under almindelige omstændigheder (eventuel eksponering i arbejdsmiljøet er ikke vurderet) være marginal i forhold til indtaget med levnedsmidler, der er den dominerende kilde til eksponering af den almindelige befolkning for antimon. Indtagelse med levnedsmidler udgør op til ca. 20% af den acceptable daglige dosis. Kun i særlige tilfælde vil indtagelse med drikkevand kunne måle sig med indtagelsen via føden.

Dermal eksponering og absorption fra tekstiler må antages at være begrænset og, på baggrund af de tilgængelige data, at udgøre en begrænset risiko. Der er dog grund til at bemærke, at høje temperaturer og sveddannelse øger optagelse af antimon og dermed risikoen for effekter på huden.

Den generelle eksponering af den danske befolkning for antimon via miljøet (herunder levnedsmidler) vurderes sammenfattende at ligge klart inden for de gældende grænseværdier. Det kan dog ikke udelukkes, at der ved uheldige kombinationer af belastet ude- og indeklima, kostvaner og drikkevand med højt indhold af antimon kan forekomme eksponering op til eller over den gældende ADI for stoffet.

Der er ikke taget højde for eventuelle arbejdsmiljøbetingede eksponeringsrisici.

6.2 Påvirkning af miljø

6.2.1 Eksponering i det akvatiske miljø

I en svensk undersøgelse udført af Sternbeck et al. (2002) angives baggrunds-niveauet for antimon i havvand langs den svenske vest- og sydkyst til 0,15-0,20 µg/l, mens niveauerne i ferskvand varierer noget mere, fra 0,010 til 0,063 µg/l. Bowen (1979) angiver et niveau for havvand (0,24 µg/l), der svarer til det svenske, men et noget højere niveau for ferskvand (0,2 µg/l), end der er påvist i Sverige.

I to danske undersøgelser har man fundet indhold af antimon i rensset, kommunalt spildevand på typisk 0,35-0,45 µg/l, men med en højere værdi (0,75 µg/l) på et renseanlæg med tekstilindustrier i oplandet og en enkelt værdi på 1,3 µg/l på et stort anlæg med en del industribelastning. På svenske, kommunale renseanlæg har man fundet tilsvarende niveauer i det rensede spildevand.

I Sverige fandt man nedstrøms udledningen fra et renseanlæg, der var belastet med spildevand fra tekstilindustrier, forhøjede indhold af antimon i åvand (ca. 0,8-0,9 µg/l mod ca. 0,1 µg/l opstrøms).

Hvad angår effekter i det akvatiske miljø, foreligger der data for akut toksicitet (LC_{50}/EC_{50}) på organismer fra de tre trofiske niveauer, der kræves i standard testbatteriet for nye kemikalier (fisk, krebsdyr, alger). Desuden foreligger der kroniske NOEC-værdier på organismer fra to trofiske niveauer (fisk, dafnier), en sub-kronisk LC_{50} på padder, og en korttids-NOEC på alger.

Med datadokumentation af dette omfang vil den forventede nul-effekt koncentration, PNEC, ifølge gældende retningslinier for fastsættelse af vandkvalitetskriterier skulle beregnes ud fra den laveste effektkoncentration og en applikationsfaktor ("sikkerhedsfaktor") på 50.

Den laveste effektkoncentration var på 0,3 mg/l og forekom i det sub-kroniske studie med paddearten *Gastrophryne carolinensis*. Herudfra beregnes PNEC til $0,3 \text{ mg/l} : 50 = 6 \text{ µg/l}$.

Ved sammenligning af de i miljøet (herunder spildevand) forekommende niveauer ses det, at den beregnede PNEC i intet af de dokumenterede tilfælde er overskredet.

6.2.2 Eksponering i det terrestriske miljø

Jord (moræneler) fra Sydsverige indeholdt 0,29 mg antimon/kg TS som midelværdi af fem undersøgte prøver. Der er ikke identificeret danske data for indholdet af antimon i overfladejord.

Husdyrgødning og NPK-gødning har et indhold af antimon, der på tørstofbasis er på niveau med indholdet i almindelig markjord, mens indholdet i specifik P-gødning var fra dette niveau og op til 0,74 mg/kg. En enkelt dansk analyse af kompost fremstillet af organisk dagrenovation viste et indhold på ca. 0,4 mg/kg TS.

Spildevandsslam indeholdt i to danske undersøgelser fra 0,4 mg/kg TS og op til 4,9 mg/kg TS. I en mere omfattende svensk undersøgelse (48 renseanlæg

fordelt over hele Sverige) fandt man et interval på 0,6 - 18 mg/kg slam TS. Medianværdien var 1,3 mg/kg TS.

Der foreligger meget få data vedrørende effekter af antimon i jord. Giftigheden over for alger er testet ved tilsætning af antimon til jord, og der blev fundet LC_{50} -værdier på 125-1000 mg/kg jord. På dette spinkle grundlag synes risikoen for toksiske effekter af antimon i danske terrestriske miljøer forholdsvis begrænset (særligt belastede industrigrunde dog undtaget).

6.2.3 Sammenfatning vedrørende miljøeksponering

Der foreligger et begrænset antal data på forekomst og niveauer af antimon i miljøet, og især mangler der danske data for en række matricer. Der findes dog en del svenske data, som vurderes også at være relevante for danske forhold. Der foreligger data for en del forskellige kilder til udslip af antimon til miljøet, når danske og svenske undersøgelser sammenholdes. Vigtige typer af industrielle punktkilder omfatter glas-, plast- og tekstilindustri. Den samlede årlige emission af antimon til miljøet vurderes at være noget under 5 tons.

Der findes effektdata for et antal forskellige arter og trofiske niveauer i vandmiljøet, hvilket muliggør fastsættelse af en tentativ nul-effekt koncentration for stoffet (PNEC) til 6 µg/l. For jordmiljøet findes der så få data, at en tilsvarende beregning for denne matrix ikke er mulig.

Det vurderes på baggrund af de til rådighed værende data, at der kun i særlige tilfælde lokalt vil forekomme situationer, hvor udledninger afstedkommer koncentrationer, der ligger over den beregnede PNEC for akvatiske miljøer. Tilsvarende vurderes det, om end på et meget spinkelt datagrundlag, at gøre sig gældende for det terrestriske miljø.

6.3 Konklusion

Den generelle eksponering af den danske befolkning for antimon vurderes ikke at være problematisk. Kun ved uheldige sammenfald af en række omstændigheder vil den samlede miljøbetingede eksponering nå op på eller overstige niveauet for acceptabel daglig indtagelse.

Ligeledes er niveauet i en række miljørelevante materialer, affaldsstrømme og emissioner så lavt (primært baseret på resultater af svenske og danske undersøgelser), at antimon ikke generelt vurderes at udgøre et problem i dag. Undtagelser kan være lokale, forhøjede niveauer i vandløb og søer i nedstrøms udledninger fra særligt belastende industrityper så som glas- og tekstilfremstillende virksomheder eller arealer beliggende i umiddelbar nærhed af sådanne virksomheder. Der vil dog i givet fald være tale om meget lokale problemer.

7 Referencer

ACARP 1996. Trace elements in coal. ACARP Report 3, August 1996. Australian Coal Association Research Program, Brisbane

APME 2003. European Statistics. Association of Plastic Manufactures in Europe.
http://www.apme.org/dashboard/presentation_layer_htm/dashboard.asp

AQUIRE. 2003. <http://www.epa.gov/ecotox>

Arbejdstilsynet, 2002. AT vejledning C.0.1, Grænseværdier for stoffer og materialer, Oktober 2002, Arbejdstilsynet, København.

ATSDR. 1992. Toxicological profile for antimony. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. U.S. Department of health and human services, Public health service. Atlanta, GA.

BEK 2003. Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001.

Berg, J.E. & K. Skyberg. 1998. 123. Antimony. The Nordic Expert Group for Criteria Documentation of Health Risks from Chemicals. Nordic Council of Ministers. Arbete och hälsa vetenskaplig skriftserie, Arbetslivsinstitutet.

Boliden Bergsöe 2003. <http://www.bolidenbergsoe.se/swe/foretag.htm>.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, 1979.

Budavari, S., M.J. O'Neil, A. Smith & P.E. Heckelman. 1989. The Merck index, An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. Eleventh edition. Merck & Co., Inc., USA.

EFRA. 2003. Flame retardants fact sheet. Antimony trioxide. EFRA, the European Flame Retardants Association; Bruxelles http://www.cefic-efra.com/pdf/PDF_Fact/ATO.pdf

Elliott, B.M., J.M. Mackay, P. Clay & J. Ashby. 1998. An assessment of the genetic toxicology of antimony trioxide. Mutation Research 415 (1998), 109-117.

Elsam (2003). Resultater af røggasmålinger på tre kulfyrede kraftværker i efteråret 2003. Personlig kommunikation med Uffe Hald, Elsam (Studstrupværket).

Energistyrelsen (2003). Energistatistik, 2002. Energistyrelsen, København. <http://www.ens.dk>.

EPA. 1987. Health effects assessment for antimony. EPA working group, EPA, 46 p, EPA/600/8-88/018.

- Eriksson, J. 2001. Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Rapport nr. 5148 fra Naturvårdsverket.
- Faber, A., B. Malmgreen-Hansen & F. Ørssløff. 1999. Elektronik – erfaring-sop-samling 1999. Teknologisk Institut, Center for Affald & Genanvendelse, Taastrup.
- FSANZ. 2003. The 20th Australian Total Diet Survey - A total diet survey of pesticide residues and contaminants. Report. ISBN 0 642 345910.
- Gebel T. 1997. Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chemico-Biological Interactions*, Vol 107, 3, 131-144.
- GEUS. 2002. Grundvandsovervågning 2002.
- Gurnani N, A. Sharma & G. Talukder. 1992-A. Comparison of the clastogenic effects of antimony trioxide on mice in vivo following acute and chronic exposure. *Biometals*, 5 (1), 47-50.
- Gurnani N, A. Sharma & G. Talukder. 1992-B. Cytotoxic effects of antimony trichloride on mice in vivo. *Cytobios*, 70 (281), 131-136.
- Hammel, W., L. Steubing & R. Debus. 1998. Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test. *Ecotoxicology and environmental safety* 40 (1998), 1/2, 173-176.
- Hansen, E. & N. J. Busch. 1989. Forbrug af og forurening med bly i Danmark. Miljøprojekt nr. 105. Miljøstyrelsen, Kbh.
- Hansen, E. & C. Lassen. 2000. Paradigm for Substance Flow Analysis. Guide for SFAs carried out for the Danish EPA. Miljøprojekt nr. 577 2000. Miljøstyrelsen, Kbh.
- Harant, M. 2001. Verwertung von Elektro- und Elektronikaltgeräten. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg.
- HSDB 2003. <http://toxnet.nlm.nih.gov>
- IAL. 1999. The European flame retardant chemicals industry. IAL Consultants, London.
- IARC 1989. Antimony trioxide and antimony trisulfide, Vol 47, 291.
- IUCLID. 2000. International Uniform Chemical Information Database, Existing Chemicals, European Commission, European Chemicals Bureau.
- Kimball, G. 1978. The effects of lesser known metals and one organic to Fathead minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. Manuscript, Department of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota, Minneapolis, MN.
- Kirk Othmer. 1992. Kirk Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. John Wiley & Sons Inc.

- Kjølholt, J., Stuer-Lauridsen, F., Mogensen, A.S., Havelund, S. 2002. Grundstofferne i 2. geled. Miljøprojekt Nr. 700, 2002 fra Miljøstyrelsen.
- Kommissionen 2003. Kommissionens direktiv 2003 140/EF af 16. maj 2003.
- Kuroda, K., G. Endo, A. Okamoto, Y.S. Yoo & S. Horiguchi. 1991. Genotoxicity of beryllium, gallium and antimony in short-term assays. *Mutation Research* 264 (1991), 163-170.
- Lassen, C., Christensen, C.L., Skårup, S. 2003. Massestrømsanalyse for bly 2000. Miljøprojekt Nr. 789, 2003 fra Miljøstyrelsen.
- Lassen, C., S. Vaaben & E. Hansen. 1997. Massestrømsanalyse for tin - med særligt fokus på organotinforbindelser. Arbejdsrapport nr. 7/1997. Miljøstyrelsen, København.
- Lassen, C., S. Løkke & L. I. Andersen. 1999. Brominated flame retardants - Substance flow analysis and assessment of alternatives. Miljøprojekt nr. 494. Miljøstyrelsen, København.
- Lassen, C., C.L. Christensen & S. Skårup. 2003. Massestrømsanalyse for bly 2000. Miljøprojekt nr. 789. Miljøstyrelsen, København.
- Laursen, S.E.; Hansen, J.; Drøjdahl, A.; Hansen, O.C.; Pommer, K.; Pedersen, E. og Behrnt, N. 2003. Kortlægning af kemiske stoffer i tekstilmetervarer. Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter nr. 23, 2003.
- LeBlanc, G.A. & J.W. Dean. 1984. Antimony and thallium toxicity to embryos and larvae of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 32 (1984), 565-569.
- Léonard, A. & G.B. Gerber. 1996. Mutagenicity, carcinogenicity and teratogenicity of antimony compounds. *Mutation Research* 366 (1996), 1-8.
- Lisec. 2001. Alga, growth inhibition test effect of Sb_2O_3 on the growth of *Raphidocelis subcapitata*. Final report WE-06-276, pp 33.
- Lohse, J., K. Sander & M. Wirts. 2001. Heavy Metals in Vehicles II. Ökopol – Institut für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg.
http://europa.eu.int/comm/environment/waste/heavy_metals.pdf.
- McComish, M.F. & J.H. Ong. 1988. Kap. 7. Trace metals i Bodek, I., W.J. Lyman, W.F. Reehl & D.H. Rosenblatt. *Environmental Inorganic Chemistry*. Pergamon Press.
- Mengchang, H. & Y. Jurong. 1999. Effects of different forms of antimony on rice during the period of germination and growth and antimony concentration in rice tissue. *The science of the total environment* 243-244 (1999), 149-155.
- Miljøministeriet. 2002. Listen over farlige stoffer.
- Miljø- og Energiministeriet. 2001. Bekendtgørelse nr. 871 af 21. september 2001 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.

- Miljøstyrelsen. 2003a. Punktkilder 2002. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10, december 2003.
- Miljøstyrelsen. 2003b. Spildevandsslam fra kommunale og private renselanlæg i 2000 og 2001. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 9, 2003.
- Miljøstyrelsen. 2002. Punktkilder 2001. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7, 2002.
- Miljøstyrelsen. 2001. Luftvejledningen. Vejledning Nr. 2 fra Miljøstyrelsen, 2001.
- Miljöförvaltningen. 1999. Fyrverkeriers miljöpåverkan - En undersökning av metaller i fyrverkerier. PM 1999:1. Miljöförvaltningen i Göteborg.
- Nielsen, V. & I. Christensen. 2001. Analyserapport for brom i elektronikdele. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 26/2001. Miljøstyrelsen, København.
- NTP 2003. <http://ntp-server.niehs.nih.gov>.
- Petersen, C. & M. Kielland. 2003b. Statistik for jordbrugsmæssig anvendelse af affaldsprodukter fra husholdninger og institutioner og virksomheder 2001. Miljøprojekt Nr. 858, 2003 fra Miljøstyrelsen.
- Plantedirektoratet. 2003. Danmarks forbrug af handelsgødning 2001/02. Plantedirektoratet, januar 2003.
- Platzek, T. & B. Pauli. 1998. Teratogenicity studies with textile related chemicals in mice. *Teratology*, 58 (1), 24 A.
- Poon, R., I. Chu, P. Lecavalier, V.E. Valli, W. Foster, S. Gupta & B. Thomas. 1998. Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water. *Food and chemical toxicology*. Vol 36, 1, 21-35.
- Poulsen, H.D. 2002. Beregning af N og P i husdyrgødning fra 1985 til 2000. Danmarks JordbrugsForskning, juni 2002.
- Poulsen, H.D. & V.F. Kristensen. 1997. Normtal for husdyrgødning. Beretning nr. 736, 1997 fra Danmarks JordbrugsForskning.
- Schaumlöffel, N. & T Gebel. 1998. Heterogeneity of the DNA damage provoked by antimony and arsenic. *Mutagenesis*, 13 (3). 281-286.
- Sternbeck, J., Å. Sjödin & K. Andréasson. 2001. Spridning av metaller från vägtrafik. IVL Rapport B1431. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Sternbeck, J., A. Palm & L. Kaj. 2002. Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan. IVL Rapport B1473. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Sternbeck, J. & P. Östlund. 2001. Nya metaller och metalloider i samhället. IVL Rapport B1332. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Thornton, I., R. Rautiu & S. Brush. 2001. Lead the facts. IC Consultants Ltd, London.

UNEP. 2000. Environmental technology assessment workshop (EnTA) Workshop report, Manila, Philippinerne, februar 2000.
http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Integrative/EnTA/AEET/Final_Report/report_index.asp

US FDA 2003. US Food and Drug Administration. <http://www.fda.gov>

USGS. 2001. Minerals Yearbook. Antimony. US Geological Survey.
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/antimony/060401.pdf>

USGS 2002a & 2003. Mineral Commodity Summaries. Antimony. US Geological Survey, Reston.
<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/antimony/060302.pdf>

USGS. 2002b. Antimony statistics. I: Historical statistics for mineral commodities in the United States, U.S. Geological Survey Open-File Report 01-006. U.S. Geological Survey, Reston.

Veenstra, G.E., J. Deyo & M. Penman. 1998. The oral toxicity and mutagenicity of antimony trioxide. Toxicology Letters, Supplement 1/95.

Weast, R.C., M.J. Astle & W.H. Beyer. 1983. Handbook of chemistry and physics. 64th edition, 1983-1984. CRC Press.

Winther, T.S. 1996. Mindre kendte toksiske metaller i computeraffald. Specialrapport fra Roskilde Universitetscenter og Danmarks Miljøundersøgelser.

Bilag 1

Firmaer, organisationer, mm. der har været kontaktet som led i denne undersøgelse

AWL Kemi, Helsingør
Bang og Olufsen A/S, Struer
BASF, Grenå
Boliden Bergsøe, Glostrup
Candor Kemiske A/S, Vejle
Cerama, Hvidovre
CODAN gummi, Køge
Dansk Textil og beklædning, Miljø og teknik, Herning
Duratex A/S, Haderslev
Ege Tæpper, Herning
Elsam, Studstrupværket, Skødstrup
Flextronics, Pandrup
Gabriel, Aalborg
Helm Scandinavian A/S, København
H. J. Hansen Elektromiljø, Vejle
Icopal, Herlev
J. C. Hempels Skibsfarvefabrik, Kgs. Lyngby
KOKI Europe A/S, Ishøj
Kunststofkemi, Nykøbing Mors
M.O.KNUDSEN'S EFTF, Vordingborg
Maersk Medical, Lyngø
NKT Cables A/S, Asnæs
NKT Holding A/S, Stenlille
Norsk Hydro Danmark a/s, København
Papyro-Tex A/S, Herlev
PeVeCette A/S, Odense
Plastmo, Ringsted
Plastindustrien i Danmark, København
PVC Informationsrådet, København
Reichold Danmark, Kolding
Rexam Glass Holmegaard A/S, Holmegaard
Rode og Rode A/S, København
Roulunds Fabriker A/S, Odense
Roulunds Braking (Denmark) A/S, Odense
Royal Copenhagen, Frederiksberg
Royal Scandinavia, Frederiksberg
Sorring Lervarefabrik, Sorring
Styrochem International, Hørsholm
Styropack Emballage, Glejbjerg
Sun Chemical A/S, Køge
Sundolitt as, Slangerup
Teknisk Gummi Horsens A/S, Horsens
Teleinstrument A/S, Horsens

Thermisol A/S, Hedensted
Trevira Neckelmann A/S, Silkeborg
Univar A/S, Frederiksberg
Uponor A/S, Hadsund
Videncenter for Halm & Træflisfyring, ved Dansk Teknologisk Institut, Århus
Wavin A/S, Hammel
Wittrup-Wittrup Aps, Vejle
Aalborg Fyrværkerifabrik, Aalborg