

Rapport

Litteraturstudie av prioriterade ämnen

Information om prioriterade ämnen listade i bilaga 10 till ramdirektivet för vatten

Naturvårdsverket



Rapportuppgifter

Titel	Litteraturstudie av prioriterade ämnen Information om prioriterade ämnen listade i bilaga 10 till ramdirektivet för vatten.
Version	1
Datum	2005-10-07
Uppdragsgivare	Jonas Rodhe Miljövervakningsenheten 106 48 Stockholm
Uppdragsnummer	1003-02
Dokumentnummer	1003-02/10/01/rap001
Rapport genomförd av	Carina Loh Mira Andersson Ovuka
Rapport granskad av	Viveca Johansson
Rapport verifierad av	Carina Loh

Sammanfattning

Naturvårdsverket arbetar med att implementera Ramdirektivet för vatten i Sverige. Som ett led i detta arbete har Naturvårdsverket givit EnviroPlanning i uppdrag att ta fram information kring vissa av de prioriterade ämnen som listas i Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG, bilaga 10 till ramdirektivet för vatten.

EnviroPlanning har för de av Naturvårdsverket utvalda ämnena eftersökt och ställt samman information om toxikologiska och ekotoxikologiska data, användning, förekomst i människa och miljö samt spridning och omvandling i naturen. Informationen finns sammanställd i denna rapport, tillsammans med en diskussion kring ämnenas/ämnesgruppernas fortsatta förekomst i vår omgivningsmiljö.

Utifrån insamlad information har en bedömning gjorts av respektive ämne med indelning i tre grupper; grupp 1: ämnen som behöver övervakas och utredas vidare, grupp2: svårbedömda ämnen – vidare utredning behövs i brist på kunskap, grupp 3: ämnen som tillsvidare bedöms vara ett litet problem i Sverige.

Tabell S 1. Gruppindelning av studerade ämnen. Vissa ämnen finns i två grupper beroende på att kan bedömas som att de inte utgör direkt problem i Sverige, men bör utredas vidare alternativt att de

Grupp 1	Grupp 2	Grupp 3
Antracen	(Atrazin)	Alaklor
Bensen	(C ₁₀₋₁₃ -kloralkaner)	Atrazin
Benso(a)pyren	Diuron	Lindan
Benso(b)fluoranten	(Hexaklorbutadien)	Hexaklorbutadien
Benso(g,h,i)perylene	Isoproturon	Pentaklorbensen
Benso(k)fluoranten	Klorfenvinfos	(Simazin)
Pentabromdifenyleter	Klorpyrifos	Trifluralin
C ₁₀₋₁₃ -kloralkaner	(Pentaklorbensen)	
Di(2-etylhexyl)ftalat	Simazin	
1,2-Dikloretan	Triklorbensen	
Diklormetan	Triklormetan	
Fluranten		
Indeno(1,2,3-cd)pyren		
Naftalen		
Nonylfenoler		
Oktylfenol		
Pentaklorfenol		
1,2,4-Triklorbensen		

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	1
2	Metod	1
3	Alaklor	4
4	Antracen	9
5	Atrazin.....	14
6	Bensen	22
7	Benso(a)pyren.....	27
8	Benso(b)fluoranten	34
9	Benso(g,h,i)perylene.....	39
10	Benso(k)fluoranten	44
11	Pentabromdifenyleter	49
12	C ₁₀₋₁₃ -kloralkaner (klorerade paraffiner)	55
13	Di(2-etylhexyl)ftalat.....	60
14	Diklormetan.....	65
15	1,2-Diklorethan	70
16	Diuron	75
17	Fluoranten	81
18	Lindan	86
19	Hexaklorbutadien	94
20	Indeno(1,2,3-cd)pyren	99
21	Isoproturon	104
22	Klorfeninfos	110

23	Klorpyrifos.....	116
24	Naftalen.....	121
25	Nonylfenoler	128
26	Oktylfenol.....	133
27	Pentaklorbensen.....	137
28	Pentaklorfenol.....	142
29	Simazin.....	147
30	Trifluralin	153
31	Triklorbensen	159
32	Triklormetan.....	169
33	Diskussion och slutsatser	174
	Referenser	178

1 Bakgrund

I december 2000 antogs Ramdirektivet för vatten, 2000/60/EG, av Europaparlamentet och Europeiska Unionens råd. Ramdirektivet syftar till att skydda vattendrag, sjöar, kustvatten och grundvatten. I vattendirektivet anges att målet ”God status” på vatten skall uppnås till senast 2015. Där ställs bland annat krav på minskning och kontroll av föroreningar från alla källor, som till exempel jordbruk, industrier och stadsområden. Det fastställs även att målsättningen är att uppnå koncentrationer nära bakgrunds nivåer av naturligt förekommande ämnen, samt nära noll av syntetiskt framställda ämnen. I november 2001 utkom bilaga 10 till direktivet. Denna innehåller en lista på 33 ämnen som beslutats att prioriteras i arbetet med uppfyllandet av Vattendirektivets mål och krav.

Naturvårdsverket arbetar med att implementera Ramdirektivet för vatten i Sverige. Som ett led i detta arbete har Naturvårdsverket givit EnviroPlanning i uppdrag att ta fram information kring vissa av de prioriterade ämnen som listas i Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG, bilaga 10 till ramdirektivet för vatten.

EnviroPlanning har för de av Naturvårdsverket utvalda ämnena eftersökt och ställt samman information om toxikologiska och ekotoxikologiska data, användning, förekomst i människa och miljö samt spridning och omvandling i naturen.

2 Metod

2.1 Prioriterade ämnen

I tabell 1 nedan listas namn och CAS-nummer på de prioriterade ämnen eller ämnesgrupper som information framtagits för. Den sammanställda informationen presenteras och diskuteras ämnesvis i kapitel 3-33.

Tabell 1. Tabell för de 31 ämnen som ingår i informationssammanställningen.

CAS-nr	Ämnesnamn	Kommentar
15972-60-8	Alaklor	Herbucid, ej godkänd sedan 1978.
120-12-7	Antracen	Polycykliskt aromatiskt kolväte (PAH)
1912-24-9	Atrazin	Herbucid, ej godkänd sedan 1989.
71-43-2	Bensen	
50-32-8	Benso(a)pyren	PAH
205-99-2	Benso(b)fluoranten	PAH
191-24-2	Benso(g,h,i)perylene	PAH
207-08-9	Benso(k)fluoranten	PAH
32534-81-9	Pentabromdifenyleter	Bromerat flamskyddsmedel
85535-84-8	C ₁₀₋₁₃ -kloralkaner (klorerade paraffiner)	
117-81-7	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	
75-09-2	Diklormetan	
107-06-2	1,2-dikloreten	
330-54-1	Diuron	Herbucid, ej godkänd sedan 1992.
206-44-0	Fluranten	PAH
58-89-9	Lindan, γ -isomer av Hexaklorcyklohexan	Insekticid, ej godkänd sedan 1989.
87-68-3	Hexaklorbutadien	
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd)pyren	PAH
34123-59-6	Isoproturon	Herbucid, används i tre preparat
470-90-6	Klorfenvinfos	Insekticid, används i ett preparat
2921-88-2	Klorpyrifos	Insekticid, används i tre preparat
91-20-3	Naftalen	PAH
25154-52-3	Nonylfenoler	
1806-26-4	Oktylfenol	
608-93-5	Pentaklorbensen	
87-86-5	Pentaklorfenol	Bekämpningsmedel, ej godkänd sedan 1980.
122-34-9	Simazin	Herbucid, ej godkänd sedan 1994
1582-09-8	Trifluralin	Herbucid, ej godkänd sedan 1990.
12002-48-1	Triklorbensen	
120-82-1	1,2,4-triklorbensen	
67-66-3	Triklormetan (kloroform)	

2.2 Avgränsningar och informationskällor

Denna studie innebär att en eftersökning och sammanställning av befintlig information rörande ett stort antal ämnen har utförts. Tid och resurser för att utföra detta arbete har varit begränsad, vilket medfört nödvändning avgränsning och begränsning av källinhämtning och referensgransning. Studier som återger information från Sverige, Norden eller Europa framför övriga världen har prioriterats, samt nyare daterade studier framför äldre. Informationen har främst inhämtats från:

- ◆ Kemikalieinspektionens databaser SPIN-registret, PRIO-guiden, Begränsningsdatabasen, bekämpningsmedelsregistret samt klassificeringslistan.
- ◆ Europeiska kemikaliebyråns databas ESIS (European Chemical Substances Information System).
- ◆ IARC Monographs (International Agency for Research on Cancer).
- ◆ EHCs. Environmental Health Criteria Monographs från Världshälsorganisationen WHO.
- ◆ Kriteriedokument och vetenskapliga underlag från Svenska kriteriegruppen och Nordiska expertrådet.
- ◆ Databasen Toxnet som ger samordnad sökfunktion dels i faktadatabaser såsom HSDB, samt den bibliografiska databasen Toxline.
- ◆ Rapporter från utförare av miljöövervakningsuppdrag med uppgifter om mätningar av de olika ämnena i den svenska miljön.

3 Alaklor

3.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Alaklor är milt irriterande för ögon och hud, och kan ge upphov till allergi vid hudkontakt (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Alaklor misstänks vara en potent cancerogen och mutagen. Alaklor har associerats till flera fall av utvecklande av olika tumörer hos möss och råttor, vid testning över längre perioder (HSDB 2005).

Alaklor har påvisats vara genotoxisk i studier på human- och däggdjursceller. Tester av mutagenitet på bakterier har visat motstridiga resultat. Databasen CCRIS ger hänvisning till tester av mutagenitet, flertalet utgörs av Ames test på *Salmonella* och är negativa, finns dock även positivt test av genförändring på *Salmonella* (Dunkelberg et al 1994, Genetox 2005, CCRIS 2005).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

En studie på råttor över tre generationer i doser av 0, 3, 10 och 30 mg/kg och dag, påvisade inte någon reproduktionstoxisk effekt (IRIS 2005).

Alaklor har associerats med reducerad spermakvalitet (HSDB 2005).

Uppgifter om endokrina effekter har ej hittats vid denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 2. *Toxicitetsdata för alaklor.*

Art/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50	NOAEL	LOAEL	Ref
Hund, oralt	Ett år.	0, 1, 3, 10 mg/kg och dag	Hemolytisk anemi (blodbrist) med mera		1 mg/kg/dag	3 mg/kg/dag	IRIS 2005
Gnagare, däggdjur, oralt		1 – 3 g/kg	50% döda	1-3 g/kg			HSDB 2005
Råtta, oralt			50% döda	903 mg/kg			HSDB 2005
Råtta, dermalt			50% döda	<2 000 mg/kg			HSDB 2005
Gräsand (3 månader), oralt		> 2 000 mg/kg	50% döda	>2000 mg/kg			HSDB 2005
Karp (1 år, vikt 10 gram)	48 timmar	7,14 mg/liter	50% döda	7,14 mg/liter			HSDB 2005
Karp (1 år, vikt 10 gram)	96 timmar	4,60 mg/liter	50% döda	4,60 mg/liter			HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	1,8 mg/liter	50% döda	1,8 mg/liter			HSDB 2005
Kräfta	96 timmar	19,5 ppm	50% döda	19,5 ppm			HSDB 2005

3.2 Klassificering och märkning

Alaklor är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 3 med riskfraserna R40, misstänks kunna ge cancer, R22, farligt vid förtäring, R43, kan ge allergi vid hudkontakt, R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

3.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 3. Riktvärden eller gränsvärden för alaklor

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde (µg/liter)	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,3 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
		0,7 µg/liter (maxkoncentration)	
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,3 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
		0,7 µg/liter (maxkoncentration)	
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	20 µg/liter	WHO 2004

3.4 Produktion, användning och begränsningar

Alaklor är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Det är allergiframkallande. Alaklor finns inte med i begränsningsdatabasen.

Alaklor finns med i SPIN-databasen. Användningsområdet är konfidentiellt. Ämnet har i Finland använts inom forskning och utveckling i slutna system (SPIN).

Alaklor har inte haft någon godkänd användning i Sverige sedan 1978, men har tidigare använts som herbicid mot ogräs i kål- och oljeväxter (Bekämpningsmedelsregistret).

3.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: I jord transformeras alaklor till sina metaboliter främst genom biologisk nedbrytning. Halveringstiden i jord är cirka 15 dagar. Alaklor är mobil i jord, mobiliteten minskar med ökande halt lera och organiskt kol i jorden. Fyra metaboliter har påvisats, men endast två identifierats; 2-kloro2,6-dietylacetalid och 1-kloroacetyl-2,3-dihydro-7-etylindol. Viss förångning sker från fuktig jord till atmosfär (HSDB 2005).

Vatten: Både fotolys och biologisk nedbrytning är viktiga nedbrytningsvägar för alaklor i vatten. Biokoncentrationen av alaklor i akvatiska organismer tillmäts mindre betydelse (HSDB 2005).

Luft: I luft bedöms alaklor finnas både i gasfas och partikulärt bunden. Alaklor i gasfas bryts ned av hydroxylradikaler i luften, med en halveringstid på cirka två timmar. Partikulärt bunden alaklor tvättas ur luften med torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

3.6 Förekomst i miljö och i människa

Lantbrukare är den yrkesgrupp som har den troligt största exponeringen för alaklor, med exponering genom inandning eller hudkontakt, vid användning av ämnet som herbicid (HSDB 2005). Alaklor metaboliseras till dietylalanin och hydroxidietylalanin, som kan påvisas i urin hos exponerade för alaklor (HSDB 2005).

Alaklor har detekteras på många platser i grundvatten och ytvatten i områden nära åkermark där alaklor använts som herbicid, samt i matriser såsom regnvatten, dricksvatten, sediment, jord och luft, företrädesvis redogörs för mätningar utförda i USA (HSDB 2005).

Tabell 4. Uppmätta halter av alaklor i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <9-<10 ng/torrsvikt	Sediment, sjöar och kust i Stockholmsområdet samt Svealands kust		IVL 2004a
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsbstans	Fisk, Väneren och Vättern		IVL 2004a

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen	Grundvatten, ännu opublicerade data från SGU	Detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
Medelhalt 0,027 µg/liter	Grundvatten, Skåne län	Provtagningar finns noterade i totalt 15 län, men kvantifierade halter finns bara i Skåne i fyra av totalt 37 prover. Kvantifierade prover är från år 1998 och 1999. Detektionsgränser för olika provtagningar varierar.	Pesticid databasen
Under detektionsgränsen	Ytvatten samt dricksvatten, Skåne län	Totalt 16 prov av ytvatten samt 3 prov dricksvatten. Detektionsgränsen varierar och är ej angiven.	Pesticid databasen
0,06-31,9 µg/liter	Ytvatten, Castilla-Leon, Spanien	Vid majsodlingar, där alaklor används.	Sanches-Camazano 2005
0,05-4,85 µg/liter	Grundvatten, Castilla-Leon, Spanien	Vid majsodlingar, där alaklor används.	Sanches-Camazano 2005

3.7 Diskussion

Alaklor är inte godkänd för användning som herbicid i Sverige sedan 1978. Då nedbrytning sker relativt snabbt av ämnet i både jord, vatten och luft, borde nivåerna av alaklor ha nått steady state i vår omgivningsmiljö. Mätningar påvisar ej detekterbara halter av alaklor i fisk, grundvatten och sediment i Sverige, med undantag från fyra prover av grundvatten från Skåne län som finns registrerade i pesticid databasen. Dock kan en viss tillförsel till miljön via långdistanstransport inte uteslutas då alaklor kan transporteras långa distanser med partiklar i luften.

4 Antracen

4.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Antracens akuta toxicitet, liksom flertalet PAH, är låg. Ångor från antracen kan orsaka mild ögonirritation. Studier på möss har visat ökad hudirritation vid samtidig exponering för antracen och UV-strålning (EHC 202).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Antracen är bedömd som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Bedömningen är baserad på ej tillräckliga studier på människa samt studier på djur. Djurtester (tester på hud, oralt, andningsvägar, med mera på möss och råttor) visar antingen negativt resultat eller, vid tester med samtidig applicering på hud med UV-strålning, motstridiga resultat (IARC 1983a).

Antracen bedöms inte vara genotoxiskt (EHC 202).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

En studie på fisk (*Pimephales promelas*, Fathead minnow) resulterade i nedsatt fortplantning, nedsatt överlevnad av ägg och yngel, missbildningar och biokoncentration av antracen. I studien var det dels endast exponering av antracen, dels samtidigt med UV-bestrålning. Minskad överlevnad av yngel sågs även bland de vars mödrar inte hade bestrålats med UV-ljus (Tilghman och Oris 1991).

Exponering för antracen kan ge påverkan på östrogenfunktionen, visar en studie på fisk (*Oryzias latipes*, ”medaka”). I studien visas att antracen-inducerade effekter på reproduktion och kön hämmades av estradiol-17-beta (E2), och E2-inducerade effekter hämmades av antracen, vilket sägs påvisa att antracen stör östrogenfunktionen (Cheek et al 1999).

Dos-effekt och dos-respons

PAH är akuttoxiska för fiskar i kombination med UV-strålning och synligt ljus. Jämfört med andra PAH med tre ringar är antracen mer toxisk för invertebrater som kräftdjur, insekter, mollusker och tagghudingar, och mer akuttoxiskt för fiskar med LC50 värden mellan 2,8-360 µg/liter jämför med 30-4 000 för övriga PAH med tre ringar. En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 5. Toxicitetsdata för antracen.

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/EC50	NOAEL	Referens
Råtta, oralt	Fyra dagar	100 mg/kg kroppsvikt	Ökad karboxylesterasaktivitet i tarmen slemhinnor hos 13 %.			EHC 202
Möss, tvingad matning	90 dagar	1 000 mg/kg kroppsvikt	Inga effekter		1 000 mg/kg kroppsvikt	EHC 202
Möss, dermalt	Ej angivet	4,7 mg/m ³	Mild hudirritation hos 50 %.			EHC 202
Möss, oralt	Ej angivet	18 000 mg/kg kroppsvikt		18 000 mg/kg kroppsvikt		RIVM 1989.
Alger				240-940 µg/liter		RIVM 1989
Invertebrater	24 timmar			1-260 µg/liter		RIVM 1989
Fiskar		2,8-360 µg/liter		2,8-360 µg/liter		RIVM 1989
Fathead minnow, <i>Pimephales promelas</i>	6+3 veckor	0, 6, 12 µg/liter + 12, 20 µg/l i vissa fall i kombination med UV-ljus. Effekter påvisade både med och utan UV-ljus.	Nedsatt reproduktion, biokonzentration, nedsatt överlevnad av ägg, missbildningar			Tilghman 1991

4.2 Klassificering och märkning

Det finns ingen klassificering eller märkning av ämnet.

4.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 6. Gränsvärden och/eller riktvärden för antracen

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde) 0,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,01 µg/liter (årsmedelvärde) 0,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	10 µg/liter	NV 1998.
Kanadensiskt riktvärde för skydd av liv i sötvatten	Sötvatten	0,012 µg/l	CEQG 2003
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	20 mg/kg torrs substans	NV 1997

4.4 Produktion, användning och begränsningar

Antracen är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Antracen finns inte med i begränsningsdatabasen.

Antracen används i Norden endast i Norge enligt SPIN-databasen. Uppgifter om användningsvolym är konfidentiella. Ämnet används för korrosionsdämpning och anti- korrosionsdämpning. I Europa finns endast ett företag i Tyskland registrerat som högvolymsproducent av ämnet (SPIN, ESIS).

Antracen finns i fossila bränslen och bildas som en biprodukt vid ofullständig förbränning av organiskt material. Antracen ingår i stenkolkstjära och kreosot som använts för träskyddsbehandling.

4.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Antracen beräknas ha låg eller obefintlig mobilitet i jord, och förångningen från jord till atmosfär bedöms vara liten, dock med större förångning från fuktig jord än från torr, vilket dämpas av bindningen till organiskt material. Halveringstiden i jord från biologisk nedbrytning är bestämd till 50-134 dagar. (HSDB 2005).

Vatten: Förångning av antracen beräknas förekomma, med halveringstider varierande från någon dag till cirka 13 dagar, med modellantagande flod respektive sjö (HSDB 2005). Andra källor anger den betydligt längre halveringstiden 8 veckor för antracen i vatten (CEQG 1999). Förångningen dämpas dock av att antracen binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. Biokoncentrationsfaktor för antracen varierar mellan 162 till 9 200, vilket indikerar att biokoncentrationen i akvatiska organismer av antracen kan vara mycket hög. Den biologiska nedbrytningen av antracen i vatten bedöms vara låg (HSDB 2005).

Luft: Antracen finns i luften både i gasfas och bundet till partiklar. I gasfas bryts antracen ned genom reaktion av fotokemiskt bildade hydroxylradikaler, med en halveringstid på cirka 3,5 timmar. Partikulärt bunden antracen förs med torr och våt deposition till mark och vatten. Partikulärt bunden antracen bedöms ha en halveringstid i storleksordningen dagar, vilket indikerar att antracen kan transporteras långa distanser (HSDB 2005).

4.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för antracen och andra PAH genom inandning av förorenad luft, vatten, mat och tobaksrökning. Yrkesgrupper som exponeras för antracen och andra PAH är arbetare som hanterar mineraloljor, petroleumprodukter och stenkolstjära (EHC 2002).

Prover av sediment kring Stockholm och Svealands kust visar högre mätvärden kring Stockholm med fallande halter ju längre bort från Stockholm proverna är tagna. Kustproverna är homogena, vilket indikerar att lokal påverkan av antracen är liten (IVL 2003).

Tabell 7. Uppmätta halter av antracenen i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,03 - 0,29 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,010 - 0,14 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,002 – 0,008 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,14-2 ng/g lipidvikt	Abborre, Bysjön		IVL 2004b
0,36 - 3,8 ng/g lipidvikt	Abborre, Hjartsjön		IVL 2004b
0,36 - 1,6 ng/g lipidvikt	Abborre, Holmöarna		IVL 2004b
0,17-1,2 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
0,09-2,9 ng/g lipidvikt	Abborre, Kvädöfjärden		IVL 2004b
0,04-0,11 ng/g lipidvikt	Strömming, Harufjärden		IVL 2004b
0,2-0,62 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
0,08-17 ng/g lipidvikt	Sill, Fladen	Högsta värdet avvikande, median 0,1 ng/g lipidvikt	IVL 2004b
0,1-0,3 ng/g lipidvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundspplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a

4.7 Diskussion

Antracenen tillförs vår omgivningsmiljö som en biprodukt vid förbränning av organiska ämnen. Möjlighet till långdistanstransport finns både via luft och vatten. Detta i kombination med att ämnet är persistent och har låg nedbrytbarhet i både jord, vatten och luft samt biokoncentreras i akvatiska organismer, gör att det troligen inte har nått ”steady state” i vår omgivningsmiljö utan kontinuerligt tillförs omgivningen. Antracenen har detekterats i sediment med högst värden i sediment nära Stockholm, och med jämna värden på bakgrundspplatser. Detekterbara halter har även påträffats i fisk, men ej i grundvatten.

5 Atrazin

5.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Exponering för atrazin kan orsaka svaghet, yrsel, illamående, irritation på ögon, hud och andningsvägar, allergiskt eksem samt astma (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Atrazin är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Detta trots att en ökad tumörincidens har påvisats hos Sprague-Dawley råttor. Mekanismen för utvecklande av dessa tumörer bedöms dock inte vara relevant för människa (IARC 1999c).

Inga data finns tillgängliga för genetiska effekter av atrazin hos människa. Det finns svaga bevis för genotoxiska effekter på däggdjursceller in vitro och in vivo (IARC 1999c).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Atrazin har testats för dess utvecklingstoxicitet i råttor och kaniner. Studierna visar fosterdöd och reducerad fostervikt på kaniner, men inga teratogena skador på vare sig råttor eller kanin. Möss och råttor har i en studie exponerats för grundvatten kontaminerat med bland annat atrazin, studien visade inga utvecklingsskador (IARC 1999c).

Studier påvisar att atrazin inte har några effekter på östrogen aktivitet, dock har studier visat att Sprague-Dawley råttor som exponerats för atrazin fått hormonell obalans. Mekanismen som ligger bakom effekter på Sprague-Dawley råttor bedöms dock inte vara relevant för människa (IARC 1999c).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 8. Toxicitetsdata för atrazin

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	NOAEL	Referens
Rätta, oralt	6 månader	10 och 50 mg/kg	Tillväxthämning, förändrad organvikt, svag minskning av vita blodkroppar (leukopeni)			HSDB 2005
Rätta, oralt	2 år	Upp till 100 ppm av totalt intag	Ingen eller mycket liten effekt		10 ppm	HSDB 2005
Rätta, oralt	-	1 869-3 080 mg/kg	50 % döda	1 869-3 080 mg/kg		HSDB 2005
Rätta, inhalering	-	>0,71 mg/liter/timme		>0,71 mg/liter/timme		HSDB 2005
Groda, <i>Xenopus laevis</i>		0,01-200 ppb under larvtiden	> 1ppb medförde hermafroditer eller demaskulering hos exponerade hanar. > 25 ppb sänkte testesteronhalten 10-faldigt hos exponerade hanar.			HSDB 2005
Karp	1-4 dagar	30-40 mg/md ³	50 % döda	30-40 mg/md ³		HSDB 2005



Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	NOAEL	Referens
Ostron, <i>Crassostrea gigas</i> , vuxna och yngre exemplar		46,5 nM och 465 nM	Förändring i antal fall av aneuploidi (avvikande kromosomantal) (9 % kontroll, 16 % 46,5 nM, 20 % 465 nM). Samma nivå av aneuploidi hos vuxna som yngre exemplar			HSDB 2005
Vitstrupig vaktel, japansk vaktel, fasan, gräsand, oralt	-	>5 000 ppm	Ingen död upp till 5 000 ppm	>5 000 ppm		HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	4,5-11 mg/liter	50 % döda	4,5-11 mg/liter		HSDB 2005

5.2 Klassificering och märkning

Atrazin är hälsoskadlig och miljöfarlig, med riskfraserna R48/22, farligt: risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom förtäring, R43, kan ge allergi vid hudkontakt, R50, mycket giftigt för vattenorganismer, och R53, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

5.3 Gränsvärden / riktvärde

Tabell 9. Gränsvärden och/eller riktvärden för atrazin

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,6 µg/liter (årsmedelvärde) 2,0 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,6 µg/liter (årsmedelvärde) 2,0 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	2 µg/liter	WHO 2004
Kanadeniskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	5 µg/liter	CEQG 2004

5.4 Produktion, användning och begränsningar

Atrazin är en herbicid som används på olika sorters grödor såsom majs, durra och sockerrör, i syfte att förhindra ogräs (IARC 1999c). Atrazin har dessutom använts som ett totalutrottningsmedel, det vill säga ett medel som används där ingenting skall växa, exempelvis på grusade ytor (Livsmedelsverket 2005).

Atrazin är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Det är allergiframkallande. Atrazin finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 §, och i bekämpningsmedelsregistret, inga godkända preparat finns.

Ämnet används inte i Norden. I Europa finns fem registrerade företag som är högvolymsproducenter av ämnet (SPIN, ESIS).

Atrazin är inte haft någon godkänd användning i Sverige sedan 1989 (Bekämpningsmedelsregistret).

5.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: I jord bedöms atrazin ha måttlig till hög mobilitet. Förångning bedöms inte vara stor varken från fuktig eller torr jord - halveringstider till följd av förångning beräknas till 14 – 62 dagar. Den biologiska nedbrytningen i jord är beroende av fukt, pH, temperatur, där halveringstider i jordsorterna lerig jord, sandig jord och siltig jord beräknats till för fuktig (och torr) jord till: 30 (90), 28 (55) och 35 (78) dagar. Hydrolys av atrazin i jord ökar med lågt pH, högt organiskt innehåll, låg fuktighet, hög temperatur och stor lerhalt (HSDB 2005).

Vatten: I vatten binds atrazin måttligt till partiklar och sedimenterar. Atrazins nedbrytning i marint vatten har uppmätts till 23 % efter 96 timmar, motsvarande tid i grundvatten påvisade obetydlig nedbrytning efter 96 dagar. Förångning från vattenyta till atmosfär bedöms inte vara en viktig process. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara låg till måttlig (HSDB 2005).

Luft: Vid utsläpp till luft bedöms atrazin finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Halveringstiden i gasfas är beräknad till 14 timmar, till följd av reaktion med hydroxylradikaler. Till viss del genomgår även atrazin fotolys, men med betydligt längre halveringstider. Partikulärt bunden atrazin förs bort från luften genom torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

5.6 Förekomst i miljö och i människa

Vid yrkesexponering vid användning av atrazin som herbicid kan exponering ske både genom inandning och genom hudkontakt. Atrazin och dess dealkylerade nedbrytningsprodukter återfinns i vår omgivningsmiljö i floder, sjöar, estuarier och grundvatten. I dricksvatten övergår oftast inte halterna 1 µg/liter, och undersökningar av mat och föda har generellt inte påvisat några detekterbara halter av atrazin (IARC 1999c).

Det vanligaste bekämpningsmedel som upptäckts i dricksvatten i en studie av Livsmedelsverket är atrazin och dess nedbrytningsprodukter desetylatriazin och

desisopropylatrazin. Det går inte att säga att halterna sjunker i grundvatten, trots att atrazin varit förbjudet i Sverige sedan början av 1990-talet – flera av de täkter som Livsmedelsverket följt under en rad av år har visat på stabila halter av dessa ämnen (Livsmedelsverket 2005). En belgisk studie beräknar det dagliga intaget av atrazin genom mat till 0,0007 mg/kg/dag. Studien är utförd under åren 1991-1993 (HSDB 2005).

Tabell 10. Uppmätta halter av atrazin i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Spår (ej kvantifierad halt)	Ytvatten, Vemmenhögån	Dec 2001 – april 2002	SLU 2003
Maxhalt 0,1 µg/liter	Ytvatten, jordbruksbäckar. Detekterats i 32 av 86 prover	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Maxhalt 0,4 µg/liter	Ytvatten, jordbruksbäckar. Metaboliten desetylatrazin. Detekterats i 19 av 86 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Maxhalt 0,2 µg/liter.	Ytvatten, jordbruksbäckar. Metaboliten desisopropylatrazin. Detekterats i 2 av 86 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Maxhalt 0,03 µg/liter	Ytvatten, åar. Detekterats i 13 av 35 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Spår (ej kvantifierad halt)	Ytvatten, åar. Metaboliten desisopropylatrazin. Detekterades i 3 av 35 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Spår (ej kvantifierad halt)	Dagvatten. Detekterades i 10 av 11 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Spår (ej kvantifierad halt)	Dagvatten. Metaboliten desetylatrazin. Detekterades i 10 av 11 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Maxhalt 0,05 µg/liter	Avloppsprover. Detekterades i 5 av 12 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Maxhalt 0,03 µg/liter	Avloppsprover. Metaboliten desetylatrazin. Detekterades i 6 av 12 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4.
Under detektionsgränsen, <1 ng/g torrsvikt sediment sjöar och centrala Sthlm, < 2 ng/g torrsvikt sediment	Sediment Stockholm och Svealands kustregion.		IVL 2004a

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Svealands kust.			
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsubstans	Fisk från Vänern och Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Grundvattenprovtagning utförd av SGU	Grundvattendata anges vara preliminära, detektionsgräns ej angiven.	IVL 2004a
<0,05 µg/liter	Råvatten från ytvattentäkter, vattentäkt för dricksvatten. Efter beredning till dricksvatten detekterades atrazin endast i den ena tälkten	Detekterades i 2 av 11 ytvattentäkter.	Livsmedelsverket 2005
Maxhalt 0,2 µg/liter	Från grundvattentäkt eller infiltrerad ytvattentäkt	Detekterades o 3 av 48 grundvattentäkter	Livsmedelsverket 2005
Maxhalt 1,3 µg/liter	Från enskilda brunnar	Detekterades i 7 av 30 brunnar	Livsmedelsverket 2005
År 2004: Maxhalt 1 µg/liter År 2000: Maxhalt 0,36 µg/liter År 1995: Maxhalt 3,7 µg/liter. År 1990: Maxhalt 3,2 µg/liter. Före 1990: Maxhalt 1,1 µg/liter.	Grundvatten År 2004 detekterades endast atrazin i Skåne samt i Västra Götaland (provtagning i totalt 12 län), i totalt 5 av 50 prover. År 2000 detekterades atrazin i 8 av 18 län där provtagningarna utfördes. Maxhalt från Skåne. År 1995 detekterades atrazin i 5 län av 13 län där provtagningarna utfördes. Maxhalt från Skåne. År 1990 detekterades atrazin endast i Skåne, provtagning utfördes i ytterligare 3 län. Före 1990 detekterades atrazin endast i Skåne och Gotland. Provtagning i ytterligare 12 län. Maxhalt från Skåne.	Varierande detektionsgränser samt provtagningsorsaker.	Pesticiddatabasen
År 2004: Under detektionsgränsen År 2000: Under detektionsgränsen År 1995: Maxhalt	Ytvatten År 2004 utfördes provtagning endast i Västra Götaland samt i Jämtland. År 2000 utfördes provtagningar i totalt 16 län.	Varierande detektionsgränser samt provtagningsorsaker.	Pesticiddatabasen

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,05 µg/liter År 1990: Maxhalt 2,4 µg/liter.		År 1995 detekterades atrazin i tre av de totalt åtta län där provtagningar utfördes. Maxhalt från Östergötland.	
Före 1990: Maxhalt 3 µg/liter		År 1990 detekterades atrazin i tre av de totalt sju län där provtagningar utfördes. Maxhalt från Skåne. Före 1990 har atrazin detekterats i nio län av totalt 16 län där provtagningar utförts. Maxhalt från Skåne.	

5.7 Diskussion

Atrazin är inte godkänt i Sverige sedan 1989, men detekteras trots detta i ytvatten under odlingsäsong. Atrazin är mobilt i jord och spridning från förorenad mark kan ske till grundvatten. Grundvattendata som Livsmedelsverket fört under flera år visar inte tydliga tecken på sjunkande halter av atrazin och dess nedbrytningsprodukter. Grundvattendata från pesticiddatabasen påvisar inte heller sjunkande koncentrationsnivåer, men däremot i ytvatten där man kan se sjunkande trend efter att godkännande av atrazin upphört. Prover av sediment och fisk påvisar ej detekterbara koncentrationsnivåer. Möjlighet till långdistanstransport kan inte uteslutas, och låg nedbrytbarhet i både vatten och jord gör att atrazin fortfarande kan tillföras vår omgivningsmiljö. De fleråriga mätdata som Livsmedelsverket fört från grundvattentäkter visar på stabila mätresultat av atrazin och dess nedbrytningsprodukter, liksom fleråriga mätdata över grundvatten från pesticiddatabasen. Utifrån detta kan det anses troligt att koncentrationsnivåerna i omgivningsmiljön nått ”steady state”.

6 Bensen

6.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Bensen bedöms ha låg akuttoxicitet, men är irriterande för ögon och hud (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Bensen är bedömd som *cancerogen för människa*, Grupp 1, av IARC. Till grund för klassificeringen är både tillräckliga bevis för studier på människor samt djur (IARC 1987a).

Bensen har visat sig genotoxisk i många studier på möss, råttor, hamster och humanceller in vitro. Bensen har inte visat sig mutagen för bakterier (IARC 1987a).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Bensen passerar placentabariären men det finns inte data på att bensen skulle vara teratogen, även vid doser som är toxiska för modern. Bensen har dock påvisats vara fetotoxisk (giftig för foster) för möss och kaniner vid exponering via inandning (EHC 150).

Uppgifter om bensen eventuella endokrina påverkan har inte hittats i denna litteraturundersökning.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 11. Toxicitetsdata för bensen

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Ref - år
Råtta, oralt		3 000 - 8 100 mg/m ³ .	50% döda	3 000 - 8 100 mg/m ³	EHC 1993
Kanin, exponering för ögon och hud	Upprepad exponering	Direktkontakt med koncentrerad bensen	Milt irriterande ögon och hud		EHC 1993
Råtta och mus, inandning	5-7 timmar/dag, 5 dagar per vecka, 1-2 år	100-960 mg/m ³	Cancerogena effekter.		EHC 1993
Ciliat, <i>Tetrahymina pyriformis</i>	24 timmar	12,8 mmol/liter	100 % döda		HSDB/1983
Söt- och bräckvattenräkor	96 timmar	27 ppm	50% döda	27 ppm	HSDB/1996
Guppy-fisk, <i>Poecilia reticulata</i>	14 dagar	63 mg/liter	50 % döda	63 mg/liter	HSDB/1996
Fathead minnow, <i>Pimephales promelas</i>	96 timmar	35-33 mg/liter, mjukt vatten 24-32 mg/liter, hårt vatten	50 % döda	24-33 mg/liter	HSDB/1996

6.2 Klassificering och märkning

Bensen är mycket brandfarlig och giftig. Ämnet är klassificerat som cancerogent kategori 1 med riskfraserna R11, mycket brandfarligt, R45, kan ge cancer, och R48/23/24/25, giftigt: risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom inandning, hudkontakt och förtäring (KIFS 2004:7).

6.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 12. Gränsvärden och/eller riktvärden för bensen.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	10 µg/liter (årsmedelvärde) 50 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	8 µg/liter (årsmedelvärde) 50 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten	Dricksvatten	1,0 µg/liter	LIVSFS 2005:10
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	10 µg/liter	NV 1998
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	10 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	5 µg/liter	CEQG 2003
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,06 mg/kg torrsbstans	NV 1997
Miljö kvalitetsnorm för utomhusluft	Utomhusluft	5 µg/m ³ , skall uppfyllas senast år 2010	SFS 2001:527
Svenskt miljömål för utomhusluft	Utomhusluft	1 µg/m ³ , miljömål för år 2020	Sveriges miljömål

6.4 Produktion, användning och begränsningar

Bensen är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är cancerframkallande och har en hög kronisk giftighet. Bensen finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 § och EG 304/2003 bilaga 1.

Det totala användningen av bensen har ökat med drygt 25 % i Sverige mellan åren 1999 och 2003, I Norden sjunker användningen endast i Norge. I Europa finns 52 registrerade företag som är högvolymsproducenter av bensen. I Sverige har användningsmängden av bensen varit 53 000 till 70 000 ton mellan åren 1999 till 2003, med stigande trend (SPIN, ESIS).

Bensen har begränsad användning i Sverige. Bensen används som laboratoriekemikalie och för organisk syntes. Det bildas också vid förbränning och avges från petroleumprodukter, bilavgaser, tobaksrök, vedeldning med mera.

6.5 Spridning och omvandling i naturen

Bensen släpps ut till naturen både från naturliga och antropogena källor. Bensen stora förångning och löslighet i vatten är de faktorer som påverkar bensen spridning i miljön mest.

Jord: Bensen förångas från markytan till jord, och sprids genom sin vattenlöslighet till sjöar och vattendrag, samt till grundvatten. Bensen bedöms ha låg biokoncentration i växter (EHC 150).

Vatten: Bensen bedöms inte bindas till partiklar och sedimentera. Biodegradering sker i yt- och grundvatten både anaerobt och aerobt. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms inte vara hög (EHC 150).

Luft: Bensen tillförs atmosfären genom direktutsläpp samt genom avdunstning från mark och vatten. Bensen finns i atmosfären i gasfas och bedöms inte bindas till partiklar. Nedbrytning av bensen sker främst genom reaktion med hydroxylradikaler, med en halveringstid av storleksordningen 3-10 dagar. Bensen löses i regn och förs till viss bort genom nederbörd (EHC 150).

6.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för bensen främst genom inandning av förorenad luft. Intag via mat eller dricksvatten bedöms inte vara relevant i jämförelse med exponering via inandning (HSDB 2005).

Tabell 13. *Urval av uppmätta halter av bensen i miljön.*

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Detekterat	Grundvatten, studie av SGU	Data anges som preliminära, halter ej angivna	IVL 2004a
Under detektionsgränsen (<0,01 mg/kg torrsubstans)	Fisk från Vättern och Väneren		Vätternvärdesförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Sediment jordbruksbäckar och åar	Detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
0,9-2,9 µg/m ³	Urban bakgrund, okt-mars 2003/2004	Minskande trend jämfört mot mätningar tidigare år.	IVL 2005
1,9-4,3 µg/m ³	Gaturum, okt-mars 2003/2004	Minskande trend jämfört mot mätningar tidigare år.	IVL 2005

6.7 Diskussion

Bensen tillförs miljön både via direkt användning och som biprodukt vid förbränning. Bensen har hög löslighet i vatten och hög mobilitet i jord, och har detekterats i grundvatten. Halter i sediment och i fisk har inte påvisats över detektionsgränsen i Sverige, vilket inte heller vore förväntat då bindningen till partiklar och biokoncentrationen i akvatiska organismer är låg. Halterna i luft har minskat de senaste åren, som en följd av minskad halt bensen i bensin, men användningen av bensen som produkt har enligt SPIN-databasen ökat. Långdistanstransport bedöms inte vara en viktig spridningsväg för bensen.

7 Benso(a)pyren

7.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta effekten av benso(a)pyren bedöms vara låg, liksom för de flesta andra PAH (RIVM 1989). Benso(a)pyren är irriterande för huden (HSDB 2005). Djurförsök har visat benso(a)pyren som en potent allergen vid hudkontakt. Enstaka exponeringar för benso(a)pyren har i djurförsök visats sig ge effekter som hämmad tillväxt, cellförändringar och död (EHC 202).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Benso(a)pyren är klassificerad som *troligen cancerogen för människa*, Grupp 2A, av IARC. Till grund för klassificeringen är tillräckliga bevis för att benso(a)pyren är cancerogen i djurförsök, men inte tillräckliga humandata (IARC 1983e).

Benso(a)pyren har visat sig vara cancerogen i en stor mängd studier vid djurförsök på ett flertal djur: groda, padda, vattenödlor, regnbågsforell, duva, råttor, marsvin, kanin, apa med mera och via de flesta exponeringsvägarna (i diet, inandning, dermalt, oralt, intravenöst med mera) (EHC 202). Benso(a)pyren kan orsaka lung- och levertumörer, och kan passera moderkakan och därmed påverka både moder och foster (RIVM 1989).

Benso(a)pyren bedöms vara mutagen. Benso(a)pyren visar positivt resultat för de flesta tester för mutagenitet (EHC 202).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Benso(a)pyren passerar placentan och överförs därmed från moder till foster (Spinnato et al 1996).

Benso(a)pyren bedöms vara reproduktionstoxiskt med påverkan av fertilitet (honor), reproduktion och utveckling hos avkomman. Benso(a)pyren är embryotoxiskt för möss (EHC 2002, IARC 1983e).

Benso(a)pyren är en möjlig endokrin substans (Makino 2003). Det finns studier där effekter på moderns känslighet för östrogen är rapporterad (RIVM 1989).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 14. Toxicitetsdata för benso(a)pyren.

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 /LC50	NOAEL	Referens
Mus, oralt		>1 600 mg/kg		>1 600		EHC 202
Mus, intraperitonealt (i bukhålan)		380-400 mg/kg		380-400		EHC 202
Mus, intravenöst		100 mg/kg		100		EHC 202
Råtta, oralt	4 dagar	50-150 mg/kg kroppsvikt	Inga effekter på mage/tarm, lever, njure.		150 mg/kg kroppsvikt	EHC 202
Hamster, inandning	4,5 timmar/dag, 5 dagar/vecka, 16 veckor	9,8 eller 44,8 mg/m ³	Ingen neoplastisk effekt i andningssystemet			EHC 202
Mus, intraperitonealt (i bukhålan)	Dag 7 eller 10 av fosterstadiet	50 eller 300 mg/kg kroppsvikt	Olika typer av fosterskador			EHC 202
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	4 timmar	1,5 µg/liter	LC50	1,5 µg/liter		CEQG 1999
Ledmask, <i>Neanthes arenaceodentata</i>	96 timmar	>1,0 mg/liter	LC50	>1,0 mg/liter		HSDB 2005
Kräftdjur, <i>Daphnia pulix</i>	96 timmar	0,005 mg/liter	LC50	0,005 mg/liter		HSDB 2005
Insekt, <i>Aedes aegyptid</i>	96 timmar	0,008 mg/liter	LC50	0,008 mg/liter		HSDB 2005
Fisk, <i>Poeciliopsis lucida</i>	24 timmar	1,2-3,7 mg/liter	LC50	1,2-3,7 mg/liter		HSDB 2005

7.2 Klassificering och märkning

Benso(a)pyren är giftig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som cancerogent kategori 2, mutagen kategori 2 och reproduktionstoxiskt kategori 2. Det är märkt med riskfraserna R45, kan ge cancer, R46 kan ge ärftliga genetiska skador, R50, mycket giftigt för vattenorganismer, R53, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön, R60, kan ge nedsatt fortplantningsförmåga, och R61 kan ge fosterskador (KIFS 2004:7).

7.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 15. Gränsvärden och/eller riktvärden för beno(a)pyren.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,05 µg/liter (årsmedelvärde) 0,05 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,05 µg/liter (årsmedelvärde) 0,05 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten	Dricksvatten	0,01 µg/liter	LIVSFS 2005:10
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	0,7 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för skydd av liv i sötvatten	Sötvatten	0,015 µg/liter	CEQG 2003
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	0,2 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,3 mg/kg torrsubstans	NV 1997
Svenskt miljömål för utomhusluft	Utomhusluft	0,0001 µg/m ³ , miljömål för år 2020	Sveriges miljömål
EU gränsvärde för livsmedel*	Oljor och fetter	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU gränsvärde för livsmedel*	Livsmedel för spädbarn och småbarn	1,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU gränsvärde för livsmedel*	Rökt kött och rökta köttprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av rökt fisk och rökta fiskeriprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av fisk som inte är rökt	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU gränsvärde för livsmedel*	Musslor, skaldjur, bläckfiskar	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU gränsvärde för livsmedel*	Tvåskaliga mollusker	10,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

*Benso(a)pyren används som markör för förekomst av andra PAH som bens[a]antracen, benso(b)fluoranten, benso(j)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, krysen, cyklopenta(c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, dibenso(a,e)pyren, dibenso(a,l)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och 5-metylkrysen.

7.4 Produktion, användning och begränsningar

Benso(a)pyren är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Benso(a)pyren finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 § och 10 kap 17 §.

Benso(a)pyrens användning i Norden har ökat mellan åren 1999 och 2003. I Europa finns inget företag som rapporterat att de tillverkar benso(a)pyren. Ämnet används bland annat som bränsle men också som utfyllnadsmaterial, inom kosmetika och som bekämpningsmedel. I Sverige har användningsmängden av benso(a)pyren legat mellan 900 till 1 500 ton mellan åren 1999 – 2003. Högst rapporterad mängd var för 2003 men statistiken visar ingen stigande trend dessförinnan (SPIN, ESIS). Liksom flertalet PAH bildas även benso(a)pyren vid ofullständig förbränning, till exempel vid industriella processer eller i förbränningsmotorer i bilar (PRIO-guiden m fl).

7.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Benso(a)pyren har låg mobilitet i jord, och förångningen från jord till atmosfär är liten. Den biologiska nedbrytningen i jord bedöms vara en långsam process, med halveringstider på över tvåhundra dagar (HSDB 2005).

Vatten: Benso(a)pyren binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. Förångning från vattenyta till atmosfär bedöms vara låg. Biokoncentrationen bedöms vara hög i vissa akvatiska organismer, men låg i andra, beroende på skillnader i enzymaktivitet

som styr metabolismen. Benso(a)pyren bedöms inte hydrolyseras i vatten (HSDB 2005).

Luft: Benso(a)pyren bedöms vara främst partikulärt bunden i atmosfären. Benso(a)pyren tvättas ur atmosfären genom torr och våt deposition (HSDB 2005)

7.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten och livsmedel. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag. Exponeringen av PAH bedöms vara högre via livsmedel än via luftföroreningar eller dricksvatten (Livsmedelsverket 2005).

Benso(a)pyren bildas även vid rökning, och förhöjda koncentrationer av benso(a)pyren i blod har uppmätts både hos rökande gravida och deras foster (Spinnato et al 1996).

Benso(a)pyren finns i partiklar från dieselavgaser, och finns därmed i luftföroreningar. Yrkesexponering kan ske hos de som arbetar med upphettning av organiskt material, eftersom benso(a)pyren liksom andra PAH är en produkt vid ofullständig förbränning. PAH förekommer även i partiklar från slitage av däck som innehåller högaromatiska oljor (HSDB 2005, Kemi 2003).

Halten av benso(a)pyren och andra PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 16. Uppmätta halter av benso(a)pyren i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,39 ng/m ³	Stadsluft, Hornsgatan, Stockholm	Årsmedelvärde, 2002	IVL 2004e
0,23 – 1,3 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,098 – 1,3 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,017 – 0,066 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover	IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
		med högre mätvärden borttagna av författarna.	
0,20 och 0,25 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, < 0,9 ng/g lipidvikt	Abborre, Bysjön och Holmöarna		IVL 2004b
<0,5-30 ng/g lipidvikt	Abborre, Hjärtsjön		IVL 2004b
<0,5-4,1 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<0,5-1,1 ng/g lipidvikt	Abborre, Kvädöfjärden		IVL 2004b
<0,1-6,7 ng/g lipidvikt	Strömning, Harufjärden		IVL 2004b
<0,8-2,9 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
<0,1-0,7 ng/g lipidvikt	Sill, Fladen	Ett avvikande värde på 88 ng/g lipidvikt	IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <0,4 ng/g lipidvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
10,64-115,20 pg/liter	Havsvatten, Östersjön	10-15 meters djup, medel 37,31 pikogram/liter	HSDB/1995
5,00-71,36 pg/liter	Havsvatten, Östersjön	>70 meters djup, medel 28,38 pg/liter	HSDB/1995
Under detektionsgränsen - 5,7 ng/m ³ , löst 1,6-70 ng/m ³ partikulärt bunden	Ytvatten, Östersjön		HSDB/1991
6,83 +/-3,46 pmol/g Hb	Blod, gravida kvinnor, icke rökare		Spinnato et al
3,46 +/-1,81 pmol/g Hb	Blod, foster, icke rökande mammor		Spinnato et al
18,93 +/- 5,21 till 96,75 +/- 18,66 pmol/g Hb	Blod, rökande gravida kvinnor.	< 1 pkt/dag till > 2 pkt/dag.	Spinnato et al
10,31 +/-3,11 till 52,55 +/- 14,26 pmol/g Hb	Blod, foster, rökande mammor	< 1 pkt/dag till > 2 pkt/dag.	Spinnato et al

7.7 Diskussion

Spridningen av benso(a)pyren i miljön bedöms mestadels härstamma från indirekta källor som bilavgaser och vid förbränning av organiskt material. Tillförsel till miljön via långdistanstransport bedöms också vara ett viktigt bidrag, i och med dess bindning till partiklar i luften. Ämnet är persistent och biokoncentreras i akvatiska organismer. I Sverige har ämnet uppmätts i luft, sediment, fisk, ytvatten och havsvatten, men var under detektionsgränsen i grundvattenprover. Benso(a)pyren tillförs miljön kontinuerligt och med tanke på ämnets persistens är det troligt att halterna långsamt ökar i vår omgivningsmiljö.

8 Benso(b)fluoranten

8.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten för benso(b)fluoranten bedöms vara låg, liksom för flertalet PAH. Litteraturreferenser angående akuttotoxicitet för benso(b)fluoranten är dock knapphändig (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Benso(b)fluoranten är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B av IARC. Benso(b)fluoranten är cancerogen i djurstudier (IARC 1983d).

Benso(b)fluoranten har visats vara genotoxisk i vissa studier, bland annat hamster och *Salmonella typhimurium* (EHC 202, IARC 1983d).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Inga data för eventuella reproduktionstoxiska eller endokrina effekter av bens(a)pyren har hittats i denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

Toxicitetsdata för dos – effekt samband för benso(b)fluoranten har inte hittats i denna litteraturgenomgång.

8.2 Klassificering och märkning

Benso(b)fluoranten är giftigt och miljöfarligt. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 2 med riskfraserna R45, kan ge cancer, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

8.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 17. Gränsvärden och/eller riktvärden för benso(b)fluoranten.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards Summagränsvärde för benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,03 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards Summagränsvärde för benso(b)fluoranten och benso(k)fluoranten	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,03 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten Summagränsvärde för benso(b)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, benso(k)fluoranten samt indeno(1,2,3-cd)pyren	Dricksvatten	0,1 µg/liter	LIVSFS 2005:10
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	0,2 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,3 mg/kg torrsubstans	NV 1997
EU-gränsvärde för livsmedel*	Oljor och fetter	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Livsmedel för spädbarn och småbarn	1,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Rökt kött och rökta köttprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av rökt fisk och rökta fiskeriprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av fisk som inte är rökt	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Musslor, skaldjur, bläckfiskar	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Tvåskaliga mollusker	10,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

*Gränsvärde för benso(b)fluoranten i livsmedel, där benso(a)pyren används som markör för förekomst av andra PAH som bens[a]antracen, benso(b)fluoranten, benso(j)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, krysen, cyklopenta(c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, dibenso(a,e)pyren, dibenso(a,l)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och 5-metylkrysen.

8.4 Produktion, användning och begränsningar

Benso(b)fluoranten är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Benso(b)fluoranten finns med i begränsningslistan, KIFS 1998:8 6 10 kap 15 §.

I Sverige har användningen av benso(b)fluoranten enligt SPIN-databasen minskat mellan 1999 och 2003, med rapporterade mängder som ligger mellan 2 300 och 1 700 ton. I Europa finns inga företag som tillverkar ämnet (SPNI, ESIS).

Benso(b)fluoranten bildas liksom flertalet övriga PAH vid ofullständig förbränning såsom vid industriella processer och i förbränningsmotorer i bilar (PRIO-guiden med flera).

8.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Benso(b)fluoranten bedöms ha låg till ingen mobilitet i jord, och förångningen till luft bedöms vara liten. Den biologiska nedbrytningen beräknas vara långsam med halveringstider från månader till år (HSDB 2005).

Vatten: Benso(b)fluoranten binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. En viss förångning beräknas ske från vattenytan till atmosfär, en process som dock minskas genom bindningen till partiklar. Den biologiska nedbrytningen bedöms vara en långsam process, baserat på den långsamma nedbrytningen i jord.

Benso(b)fluoranten genomgår fotolys i vattnets ytskikt. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara hög, baserat på en biokoncentrationsfaktor (BCF) på 2 800 i musslor (HSDB 2005).

Luft: Benso(b)fluoranten bedöms vara både i gasfas och partikulärt bunden i luften. I gasfas bryts benso(b)fluoranten ned genom reaktion med hydroxylradikaler, med en halveringstid av cirka 21 timmar. Partikulärt bunden benso(b)fluoranten tvättas ur luften med torr och våt deposition. Fotolys bedöms vara en viktig nedbrytningsväg (HSDB 2005).

8.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten och livsmedel. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag (Livsmedelsverket 2005).

Yrkesexponering via hud eller lungor kan förekomma där olja och petroleumprodukter hanteras, eller vid processer som inkluderar ofullständig förbränning av organiskt material (HSDB 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 18. Uppmätta halter av benso(b)fluoranten i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,29 – 1,4 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,15 – 1,6 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,031 – 0,13 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,25 och 0,28 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, < 1,7 ng/g lipidvikt	Abborre Bysjön		IVL 2004b
<1 – 59 ng/g lipidvikt	Abborre Hjärtsjön		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <1,8 ng/g lipidvikt	Abborre Holmöarna		IVL 2004b
<1 – 27 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<1 – 11 ng/g lipidvikt	Abborre, Kvädöfjorden		IVL 2004b
<0,2-9,6 ng/g lipidvikt	Strömning, Harufjärden		IVL 2004b
<1,6-4,4 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
<0,3-14 ng/g lipidvikt	Sill, Fladen		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, < 0,9 ng/g lipidvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a

8.7 Diskussion

Spridningen av benso(b)fluoranten i miljön bedöms mestadels vara från indirekta källor som bilavgaser och vid förbränning av organiskt material. Möjlighet finns till långdistanstransport till följd av dess bindning till partiklar. Ämnet är persistent och biokoncentreras i akvatiska organismer. Ämnet har i Sverige uppmätts i sediment och fisk, men var under detektionsgränsen i grundvattenprover. Benso(b)fluoranten tillförs miljön kontinuerligt och med tanke på ämnets persistens är det troligt att halterna långsamt ökar i vår omgivningsmiljö.

9 Benso(g,h,i)perylen

9.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten för benso(g,h,i)perylen förmodas vara låg, liksom för flertalet PAH. Litteraturreferenser angående akuttoxicitet för benso(g,h,i)perylen har dock inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Cancerogenitet och Mutagenitet

Benso(g,h,i)perylen är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC (IARC 1983c).

Benso(g,h,i)perylen har visat sig genotoxisk i en studie på *Salmonella typhimurium*, men visat negativa resultat i en studie på däggdjursceller (IARC 1983c).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturstudie för att kunna bedöma benso(g,h,i)perylens eventuella reproduktionstoxiska och endokrina effekter.

Dos-effekt och dos-respons

Toxikologiska data för benso(g,h,i)perylen har inte hittats i denna litteraturstudie.

9.2 Klassificering och märkning

Benso(g,h,i)perylen är inte klassificerat eller märkt enligt KIFS 2004:7.

9.3 Gränsvärden

Tabell 19. Gränsvärden och/eller riktvärden för benso(g,h,i)perylen.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för benso(g,h,i)perylen och indeno(1,2,3-cd)perylen	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,02 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för benso(g,h,i)perylen och indeno(1,2,3-cd)perylen	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,02 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten. Summagränsvärde för ämnena benso(b)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, benso(k)fluoranten samt indeno(1,2,3-cd)pyren	Dricksvatten	0,1 µg/liter	LIVSFS 2005:10).
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	10 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	20 mg/kg torrs substans	NV 1997
EU:gränsvärde för livsmedel*	Oljor och fetter	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Livsmedel för spädbarn och småbarn	1,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Rökt kött och rökta köttprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av rökt fisk och rökta fiskeriprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av fisk som inte är rökt	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Musslor, skaldjur, bläckfiskar	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU:gränsvärde för livsmedel*	Tvåskaliga mollusker	10,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

*Det finns gränsvärden för benso(g,h,i)perylen i livsmedel, där benso(a)pyren används som markör för förekomst av andra PAH som bens[a]antracen, benso(b)fluoranten, benso(j)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylen, krysens, cyklopenta(c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, denbenso(a,e)pyren, dibenso(a,l)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och 5-metylkrysen.

9.4 Produktion, användning och begränsningar

Benso(g,h,i)perylene finns inte med i begränsningsdatabasen.

Benso(g,h,i)perylene används inte i Norden och ingen tillverkning sker i Europa (SPIN, ESIS).

Benso(g,h,i)perylene bildas liksom flertalet PAH vid ofullständig förbränning av organiskt material (PRIO-guiden med flera).

9.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Benso(g,h,i)perylene bedöms ha låg eller ingen mobilitet i jord, och förångningen till luft bedöms vara liten, om än förekommande från fuktig jord. Den biologiska nedbrytningen beräknas vara långsam med halveringstider av storleksordningen hundratalet dagar (HSDB 2005).

Vatten: Benso(g,h,i)perylene binds starkt till partiklar i vattnet och sedimenterar. Förångning från vattenytan till atmosfär bedöms vara liten. Benso(g,h,i)perylene hydrolyseras ej i vattnet. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög (HSDB 2005).

Luft: Benso(g,h,i)perylene bedöms endast finnas partikulärt bunden i atmosfären. Partikulärt bunden benso(g,h,i)perylene tvättas ur luften med torr och våt deposition. Fotolys bedöms vara en viktig nedbrytningsväg (HSDB 2005).

9.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten och livsmedel. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag (Livsmedelsverket 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 20. Uppmätta halter av benso(g,h,i)perylen i miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,29 – 1,4 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,15 – 1,6 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,031 – 0,13 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,25 och 0,28 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, < 1,7 ng/g lipidsvikt	Abborre, Bysjön		IVL 2004b
<1,9-38 ng/g lipidsvikt	Abborre, Hjärtsjön		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <3,1 ng/g lipidsvikt	Abborre, Holmöarna		IVL 2004b
<1,7-8,9 ng/g lipidsvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<1,9-7 ng/g lipidsvikt	Abborre, Kvädöfjärden		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <0,7 ng/g lipidsvikt	Strömming, Harufjärden		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, < 4,5 ng/g lipidsvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
<0,3-108 ng/g lipidsvikt	Sill, Fladen	Högsta värdet avvikande, median <0,6 ng/g lipidsvikt	IVL 2004b
Under detektionsgränsen, < 1,6 ng/g lipidsvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundspplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
140 ng/gram torrsvikt	Plankton, Östersjön	Tidig sommar till tidig höst 1985 och 1986	HSDB 2005
13 ng/gram torrsvikt	Musslor (mjukdelar), Östersjön	Tidig sommar till tidig höst 1985 och 1986	HSDB 2005
2,0 ng/gram torrsvikt	Ejder (gallblåsa), Östersjön	Tidig sommar till tidig höst 1985 och 1986	HSDB 2005

9.7 Diskussion

Spridningen av benso(g,h,i)perylen i miljön bedöms vara från indirekta källor som bilavgaser och vid förbränning av organiskt material. Möjlighet till långdistanstransport finns till följd av dess bindning till partiklar i luften. Ämnet är persistent och biokoncentreras i akvatiska organismer. Ämnet har i Sverige uppmätts i sediment och fisk, samt i ejder och musslor från Östersjön, men var under detektionsgränsen i grundvattenprover. Benso(g,h,i)perylen tillförs miljön kontinuerligt och med tanke på ämnets persistens är det troligt att halterna långsamt ökar i vår omgivningsmiljö.

10 Benso(k)fluoranten

10.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten för benso(k)fluoranten förmodas vara låg, liksom för flertalet PAH. Litteraturreferenser angående akuttotoxicitet för benso(k)fluoranten har dock inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Benso(k)fluoranten är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B av IARC. Klassificeringen är baserad på tillräckliga bevis på att benso(k)fluoranten är cancerogen vid djurförsök (IARC 1983b).

Benso(k)fluoranten har visat sig vara mutagen i tester med *Salmonella typhimurium* (IARC 1983b). Benso(k)fluoranten bedöms vara mutagen (EHC 202).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Studier avseende reproduktionstoxicitet och endokrina effekter har inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

Toxikologiska data för benso(k)fluoranten har inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

10.2 Klassificering och märkning

Benso(k)fluoranten är giftig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 2 med riskfraserna R45, kan ge cancer, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

10.3 Gränsvärden

Tabell 21. Gränsvärden och/eller riktvärden för benso(k)fluoranten.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för benso(k)-fluoranten och benso(b)fluoranten	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,03 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för benso(k)-fluoranten och benso(b)fluoranten	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,03 µg/liter, totalhalt PAH får ej överstiga 0,1 µg/liter (årsmedelvärde)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten. Summagränsvärde för benso(b)fluoranten, benso(g,h,i)-perylene, benso(k)fluoranten samt indeno(1,2,3-cd)pyren	Dricksvatten	0,1 µg/liter	LIVSFS 2005:10
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	0,2 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,3 mg/kg torrs substans	NV 1997
EU-gränsvärde för livsmedel*	Oljor och fetter	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Livsmedel för spädbarn och småbarn	1,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Rökt kött och rökta köttprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av rökt fisk och rökta fiskeriprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av fisk som inte är rökt	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Musslor, skaldjur, bläckfiskar	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Tvåskaliga mollusker	10,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

*Gränsvärde för benso(k)fluoranten i livsmedel, där benso(a)pyren används som markör för förekomst av andra PAH som bens[a]antracen, benso(b)fluoranten, benso(j)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, krysen, cyklopenta(c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, denbenso(a,e)pyren, dibenso(a,l)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och 5-metylkrysen.

10.4 Produktion, användning och begränsningar

Benso(k)fluoranten är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är cancerframkallande, miljöfarligt och har långtidseffekter. Benso(k)fluoranten finns i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 §.

Benso(k)fluoranten används i Norden. Användningen har ökat i Danmark, i övriga länder är totala användningen konfidentiell. Ämnet används inom bland annat jordbruket, färgtillverkning, som kemikalie vid fototillverkning. I Europa finns inga stora eller små tillverkare registrerade (SPIN, ESIS).

Liksom flertalet PAH bildas benso(k)fluoranten vid ofullständig förbränning (PRIO-guiden med flera).

10.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Benso(k)fluoranten bedöms ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning från markytan till atmosfär bedöms inte vara en viktig process varken från torr eller fuktig mark. Beräknade halveringstider i jord varierar mellan 65 och 1 400 dagar, där den biologiska nedbrytningen antas stå för den största delen av nedbrytningen (HSDB 2005).

Vatten: Benso(k)fluoranten bedöms bindas till partiklar och sedimentera. Förångning från vattenyta till atmosfär antas inte vara en viktig process. Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög (HSDB 2005).

Luft: Benso(k)fluoranten bedöms endast befinna sig partikulärt bunden i atmosfären, och förs bort genom torr- och våt deposition (HSDB 2005).

10.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten och livsmedel, samt genom rökning. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag (Livsmedelsverket 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och

södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 22. Uppmätta halter av benso(k)fluoranten i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,13 - 0,68 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,064 – 0,77 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,014 – 0,055 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,11 och 0,13 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
<0,2-1,3 ng/g lipidvikt	Abborre, Bysjön		IVL 2004b
<0,3-21 ng/g lipidvikt	Abborre, Hjärtsjön		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, < 0,3 ng/g lipidvikt	Abborre, Holmöarna		IVL 2004b
<1-27 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<0,2-0,92 ng/g lipidvikt	Abborre, Kvädöfjärden		IVL 2004b
<0,1-2 ng/g lipidvikt	Strömming, Harufjärden		IVL 2004b
<0,3-3,6 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
<0,1-81 ng/g lipidvikt	Sill, Fladen	Högsta värdet avvikande, median 0,4 ng/g lipidvikt	IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <0,2 ng/g lipidvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a

10.7 Diskussion

Spridningen av benso(k)fluoranten i miljön bedöms främst vara från indirekta källor som bilavgaser och vid förbränning av organiskt material, trots att direkt användning enligt SPIN-databasen förekommer. Möjlighet till långdistanstransport finns till följd av dess bindning till partiklar. Ämnet är persistent och biokoncentreras i akvatiska organismer. Ämnet har i Sverige uppmätts i sediment och fisk, men var under detektionsgränsen i grundvattenprover. Benso(k)fluoranten tillförs miljön kontinuerligt. I och med ämnets persistens och bioackumulering kan man förmoda att halterna långsamt ökar i vår omgivningsmiljö.

11 Pentabromdifenyleter

11.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten av kommersiella pentabromerade difenyletrar är låg (EHC 163).

Kroniska effekter

Lågbromerade kongener (tetra- och pentaBDE) av polybromerade difenyletrar anses kunna medföra störningar i sköldkörteln och leverns funktioner, samt utvecklingen av nervsystemet. Vid försök på möss har även effekter på minne, inlärning och motorik noterats (SLU 2003:6).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Ingen information har hittats avseende pentabromdifenyleters cancerogena eller mutagena effekter.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

I en studie av dräktiga råttor gavs dessa via föda doser av pentabromdifenyleter i halter av 0, 10, 100 och 200 mg/kg kroppsvikt per dag. Inga teratogena effekter påvisades (EHC 162).

Polybromerade difenyletrar anses kunna orsaka endokrina effekter då vissa nedbrytningsprodukter liknar kroppsegna hormoner, forskningsresultat inom detta område är dock tunt (Siddiqi et al 2003). En studie på dräktiga råttor har påvisat att pentaBDE har orsakat effekter på sexuell mognad såsom senarelagd pubertet (Lichtensteiger et al 2002, 2003).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan. Endast begränsade information om ekotoxikologiska data har hittats.

Tabell 23. Toxicitetsdata för pentabromdifenyleter

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Råttor, hankön, oralt	Observerades 14 dagar, engångsdos	50, 500, 5 000 mg/kg kroppsvikt	80 % av de råttor som fick högst dos. Resterande utvecklades normalt.		EHC 162
Råttor, oralt	Observerades 44 dagar, engångsdos	2 400, 4 800, 6 048, 7 621, 9 600 mg/kg kroppsvikt	Tillväxthämning, diarré, minskad rörlighet med mera	7 400 mg/kg för hanar, 5 800 mg/kg för honor	EHC 162
Råttor, inandning				>200 mg/liter	EHC 162
Råttor, inandning	1 timmes exponering, observering 14 dagar	2 och 200 mg/liter	Lågdos: ändrad aktivitet, eurytmi, skelning första 24 timmarna sedan normalt beteende. Högdos: Utöver ovanstående lacrimation, salivation, tachypnoea. Normalt beteende från dag 4 och framåt.		EHC 162
Råttor, oralt	28 dagar	0, 100, 1 000 mg/kg kroppsvikt dagligen 28 dagar	Ingen förändring i beteende, utseende, aptit, viktökning. Leverviktsökning observerades, likaså minskad vikt av hypofys och binjure. Eventuellt sköldkörtelförändringar (observerades även i kontrollgruppen)		

11.2 Klassificering och märkning

Pentabromdifenyleter är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är märkt med riskfraserna R48/21/22, farligt: risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom hudkontakt och förtäring, R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön, och R64, kan skada spädbarn under amningsperioden (KIFS 2004:7).

11.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 24. Gränsvärden och/eller riktvärden för pentabromdifenyleter

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,0005 µg/liter (årsmedelvärde) 1,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,0002 µg/liter (årsmedelvärde) 1,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

11.4 Produktion, användning och begränsningar

Pentabromdifenyleter tillhör gruppen polybromerade difenyletrar, vars användning främst utgörs av flamskyddsmedel. Av pentabromdifenyleter finns de kända kongenerna BDE-85, BDE-99, BDE-100, BDE-116 och BDE 119 (SLU 2003:6).

Pentabromdifenyleter är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Pentabromdifenyler finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 4a §.

I Danmark och Sverige används ämnet som bindningsmedel. Två företag finns registrerade som tillverkare av små volymer. I Sverige är användningsmängden konfidentiell, i Danmark anges den till 0,5 ton per år för åren 2000 till 2003 (SPIN, ESIS).

Polybromerade difenyletrar (PBDE) används som flamskyddsmedel. PBDE har PCB-liknande strukturer. Pentabromdifenyletrar används främst som flamskyddsmedel i polyuretanskum i möbelstoppningar och förpackningsmaterial. Kommersiellt säljs pentaBDE som en blandning av tetraBDE- pentaBDE samt hexaBDE (SLU 2003:6, EHC 162).

Inom EU är det från augusti 2004 inte längre tillåtet att använda penta- och okta-bromerade difenyletrar i produkter.

11.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Pentabromdifenyleter binds starkt till partiklar och mobiliteten i jord är därmed ringa. Förångningen till luft bedöms vara en viktig process, men dämpas av den starka bindningen till partiklar (HSDB 2005).

Vatten: Pentabromdifenyleter bedöms bindas till partiklar och sedimentera. Förångning från vattenytan till atmosfären bedöms vara en viktig process, med beräknade halveringstider för en flod till 3 dagar och sjö till 38 dagar, en process som dock hindras av bindningen till partiklar. Biokoncentrationen bedöms vara mycket hög (HSDB 2005).

Luft: Vid utsläpp till luft bedöms pentabromdifenyleter förekomma både i gasfas och i partikulär fas. I gasfas bryts ämnet ned genom reaktion med hydroxylradikaler med en beräknad halveringstid till 29 dagar, eller genom fotokemisk nedbrytning, vilket dock endast är bevisat i laboriemiljö. Partikulärt bunden pentabromdifenyleter förs bort från atmosfären genom torr- eller våtdeposition (HSDB 2005).

11.6 Förekomst i miljö och i människa

Upptag av pentabromdifenyleter kan ske via mat, hudkontakt (till exempel vid användning av bromerade difenyletrar i textilier) och vid inandning. De livsmedel som bedöms ha högst halt av pentabromdifenyleter är fisk. Bromerade difenyletrar har påvisats i mänsklig vävnad, blod och i bröstmjölk. (SLU 2003:6). Bromerade flamskyddsmedel har sedan slutet av 60-talet provtagits i sillgrissleägg från Stora Karlsö och gäddmuskel från Bolmen. I sillgrissleäggen ser man en markant ökning från slutet av 60-talet till slutet av 80-talet, därefter sker en markant minskning av BDE-47 och BDE-99. För BDE-100 är minskningen långsammare (Östersjö 2000).

En tidsstudie har även utförts från 1972 till 2000 över halt polybromerade difenyletrar i bröstmjolk hos Stockholmskvinnor. Trenden visar kraftigt ökande halter mellan 1972 till 1997, för att från 1997 falla från 4 ng/g fett till 2,8 ng/g fett (NRDC 2005).

Tabell 25. Uppmätta halter av pentabromdifenyleter i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
<0,07-2,7 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar, mätvärden avser kongenen BDE-99. Vid samma mätpunkt mättes även BDE-47 och BDE 100. Generellt gällde BDE-99>BDE-47>BDE-100.	Median 0,90 ng/g torrsvikt.	IVL 2003
1,1-2,6 ng/g torrsvikt	Sediment centrala Stockholm	Median 1,2 ng/g torrsvikt.	IVL 2003
<0,04-0,18 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust	Median 0,081 ng/g torrsvikt.	IVL 2003
46 och 23 ng/g torrsvikt	Avloppsvatten, Bromma och Henriksdal		IVL 2003
Medelvärde 12 ng/g lipidsvikt	Fisk (Abborre) från bakgrundslokaler, Hjärtsjön, Bysjön		IVL 2004b
Medelvärde 1,3 ng/g lipidsvikt	Fisk (Abborre), Holmöarna		IVL 2004b
Medelvärde 3,3 ng/g lipidsvikt	Fisk, Stensjön (Abborre)		IVL 2004b
Medelvärde <0,8 ng/g lipidsvikt	Fisk, Kvädöfjärden (Abborre)		IVL 2004b
Medelvärde 3,6 ng/g lipidsvikt	Fisk, Harufjärden (Strömming)		IVL 2004b
Medelvärde <0,5 ng/g lipidsvikt	Fisk, Väderöarna (Tånglake)		IVL 2004b
Medelvärde 1,5 ng/g lipidsvikt	Fisk, Fladen (Sill)		IVL 2004b
Medelvärde 6,1 ng/g lipidsvikt	Fisk, Utlängan (Sill)		IVL 2004b
0,62-11,1 µg/kg fett	Bröstmjolk, kvinnor i Tyskland.	Mätning av pentabromdifenyleter i form av Bromkal 70-DE.	EHC 162
BDE 99: 0,09-	Bröstmjolk, Uppsala.	Förstföderskor, 2002-	Livsmedelsverket

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,61ng/g fett BDE 100 0,12-1,8		2003. BDE 100>BDE 99 vad avser medelvärde (0,36/0,23) och median (0,28/0,19). Totalt mättes 9 kongener av polybromerade difenyletrar, högst halt hade kongenen PBDE 153 (Hexabromdifenyleter) med medelvärde 0,75 och median 0,66 ng/g fett.	2003
24, 4,3 och 75 pg/g	Plasma och plasma i navelsträng samt bröstmjolk, hos gravida och ammande kvinnor i Sverige		Guvenius et al 2003.

11.7 Diskussion

Pentabromerade difenyletrar är inte tillåtna för användning i produkter inom EU sedan 2004. Pentabromerade difenyletrar är persistenta, kan spridas långväga och har hög bioackumuleringspotential i akvatiska organismer. Pentabromerade difenyletrar har detekterats i olika matriser i vår omgivningsmiljö, såsom sediment, fisk, sillgrissleägg och bröstmjolk. Mätningar i sillgrissleägg och i bröstmjolk har skett genom en serie av år och redovisar en sjunkande trend, vilket utgör grund för bedömningen att halterna av pentabromerade difenyletrar sjunker i omgivningsmiljön.

12 C₁₀₋₁₃-kloralkaner (klorerade paraffiner)

12.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten hos klorerade paraffiner av varierande kolkedjelängd är låg. Kontakt med ögon och hud kan orsaka mild irritation. Andra symtom kan vara okoordinerade muskelrörelser och uppresta hår (gåshud). Flera studier påvisar dock att C₁₀-C₁₃ kloralkaner inte är sensibiliserande för huden (EHC 181).

Kroniska effekter

I studier med upprepade orala exponeringar för klorerade paraffiner har lever, njure och sköldkörteln visats vara målorgan (EHC 181).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Klorerade paraffiner med medelkolkedjelängden tolv kol och medelkloreringen 60 % är klassificerade som *möjlig cancerogen för människa*, grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är grundad på tillräckliga bevis för cancerogenicitet på försöksdjur (IARC 1990).

Studier på gnagare har påvisat mutagena effekter, tester på bakterier har inte påvisat mutagena effekter (IARC 1990).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Kortkedjiga klorparaffiner har påvisats vara reproduktionstoxiska, dock i höga doser som även är toxiska för modern (EHC 181). Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma C₁₀-C₁₃ kloralkaners eventuella endokrina effekter.

Dos-effekt och dos-respons

Klorerade paraffiner har låg akuttoxicitet för fisk, LC-50 värden överstiger ofta lösligheten i vatten. Dock påvisas toxicitet för fiskar i kroniska tester, med hög toxicitet för akvatiska invertebrater och alger. Inga data finns för organismer som lever i sediment (NICNAS 2001). En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabeller nedan.

Tabell 26. Toxicitetsdata för C₁₀-C₁₃ kloralkaner

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50	NOAEL	LOAEL	Referens
Råtta, oralt	-	LOAEL 50-100 mg/kg kroppsvikt och dag.	Ökad levervikt		10 mg/kg kroppsvikt/dag		EHC 181
Råtta, oralt		100 mg/kg och dag	Ökad njurvikt				EHC 181
Mus, oralt	-	125 mg/kg och dag	Minskad viktökning				EHC 181
Råtta, oralt		LOAEL 313 mg/kg kroppsvikt per dag	Ökad sköldkörtelvikt, hypertrofi, hyperplasi, replikativ DNA-syntes i sköldkörtelceller				EHC 181
Råtta, oralt		2 000 mg/kg kroppsvikt per dag	Reproduktionstoxisk, negativa effekter på avkomma men samtidigt toxiskt för modern.				EHC 181
Akvatiska invertebrater	Akuttoxiskt	14-530 µg/liter	50 % döda	14-530 µg/liter			EHC 181
Alger	Långtidstoxisk					19,6 µg/liter	EHC 181
Akvatiska invertebrater	Långtidstoxisk					8,9 µg/liter	EHC 181
Fisk	Långtidstoxisk					3,1 µg/liter	EHC 181

12.2 Klassificering och märkning

Klorerade paraffiner är hälsoskadliga och miljöfarliga. Ämnena är klassificerade som cancerogena kategori 3 med riskfraserna R40, misstänks kunna ge cancer, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

12.3 Gränsvärden

Tabell 27. Gränsvärden och/eller riktvärden för C₁₀₋₁₃ kloralkaner.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,4 µg/liter (årsmedelvärde) 1,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde) 1,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

12.4 Produktion, användning och begränsningar

Klorerade paraffiner är enligt PRIO-listan prioriterade riskminskningsämnen. Ämnena är miljöfarliga och har långtidseffekter. Klorerade paraffiner finns inte med i begränsningsdatabasen.

Klorerade paraffiner används i Norden, men användningen har minskat. Ämnet används inom till exempel tillverkningsindustri och färgindustri. I Europa finns sex företag registrerade som högvolymsproducerande. I Sverige har användningsmängden varit mellan 72 till 14 ton med sjunkande trend från 1999 till 2003 (SPIN, ESIS).

Klorerade paraffiner tillverkas genom klorering av alkaner med raka kolkedjor. Kommersiella klorerade paraffiners kolkedjor varierar mellan 10 och 30 kol. Klorerade paraffiner använd som mjukgörare i PVC-plast, additiv i färg, skärvätskor samt flamskyddsmedel (EHC 181).

12.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Klorerade paraffiner binder starkt till jord och bedöms ha låg mobilitet. Biologisk nedbrytning förekommer både under anaeroba och aeroba förhållanden, men data över biologisk nedbrytningen i olika miljöer saknas (HSDB 2005).

Vatten: Klorerade paraffiner adsorberas starkt till sediment. I vatten binds klorerade paraffiner till partiklar och sedimenterar. Klorerade paraffiner är inte lätt nedbrytbara, dock bryts klorparaffiner med kolkedjelängd 10-13 kol ned lättare än de med längre kolkedja. Bioackumuleringen för C₁₀-C₁₃-klorparaffiner i akvatiska organismer är hög (EHC 181).

Luft: I luften finns klorerade paraffiner både partikulärt bundna och i gasfas. Halveringstid i luft har beräknats i storleksordningen upp till en vecka, vilket inte utesluter möjlighet till långdistanstransport (EHC 181).

12.6 Förekomst i miljö och i människa

Klorerade paraffiner har detekterats i vatten och sediment, i vävnader från marina djur, i livsmedel samt i humanvävnad (IARC 1990). Den huvudsakliga exponeringen för klorerade paraffiner bedöms vara från mat (EHC 181).

Tabell 28. Uppmätta halter av klorerade paraffiner, C₁₀-C₁₃.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
8,1-2 650 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar	Median 74 ng/g torrsvikt	IVL 2003
170-3 300 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Median 260 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<0,3-1 000 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust	Median 18 ng/g torrsvikt	IVL 2003
2 250 och 2 300 ng/g torrsvikt	Sediment, avlopp, Bromma och Henriksdal		IVL 2003
Under detektionsgränsen, < 0,1 mg/kg torrsubstans	Fisk Vättern och Vänern		Vätternvårdsförbundet 2003

12.7 Diskussion

Användningen av kortkedjiga klorerade paraffiner har enligt SPIN-databasen minskat under de senaste åren. Ämnena är persistenta, kan spridas långa distanser, sedimenterar och bioackumuleras i akvatiska organismer. I Sverige har kvantifiering skett i prover av sediment, men varit under detektionsgränsen i fiskprover. Utifrån dessa data är det svårt att avgöra om nivåerna ökar, minskar eller har nått ”steady state” i vår omgivningsmiljö.

13 Di(2-etylhexyl)ftalat

13.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) bedöms ha låg akuttoxicitet men kan vara irriterande för ögon, hud och slemhinnor (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

DEHP är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Till grund för klassificeringen är ej adekvata bevis för DEHPs cancerogenicitet för människa, men tillräckliga bevis för cancerogenicitet på försöksdjur. Mekanismen som orsakar tumörer hos råttor och möss bedöms dock inte vara relevant för människa (IARC 2000).

DEHPs eventuella genotoxiska påverkan har testats i olika testsystem, både in vitro och in vivo. Majoriteten av dessa studier påvisar ingen mutagen effekt (IARC 2000).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

DEHP har visats vara reproduktionstoxiskt och ge utvecklingsstörningar hos råttor och möss (IARC 2000). Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma DEHPs eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

Den akuta toxiciteten för DEHP för alger, växter och fåglar bedöms vara låg (HSDB 2005). En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 29. Toxicitetsdata för di(2-etylhexyl)ftalat

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	NOEL	Referens
Hund, oralt	1 år	0,06 ml/kg/dag	Ingen effekt		0,06 ml/kg/dag	HSDB 2005
Råtta, injicering	Dos dag 5, 10 och 15 under graviditet	5 eller 10 gram/kg kroppsvikt	Tillbakabildning av foster, tillväxtförändringar, fosterdöd.			HSDB 2005/IARC 2000
Råtta, oralt		>25g/kg	50 % döda	>25g/kg		HSDB 2005/EHC 1992
Kanin, dermalt		35 g/kg	50 % döda	25 g/kg		HSDB 2005/EHC 1992
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>		3, 10 och 30µg/liter	Minskad reproduktion			HSDB 2005
Torsk, <i>Gadus morhua</i>		1 mg/liter	Påverkad steroid hormonsyntes såsom testosteron och 11-ketotestosterone			HSDB 2005
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	11 mg/liter	50 % döda			HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	>100 mg/liter	50 % döda	>100 mg/liter		HSDB 2005

13.2 Klassificering och märkning

DEHP är reproduktionsstörande. Ämnet är klassificerat som reproduktionstoxiskt kategori 2 med riskfraserna R60/61, kan ge nedsatt fortplantningsförmåga och fosterskador (KIFS 2004:7).

13.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 30. Gränsvärden och/eller riktvärden för di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP).

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	1,3 µg/liter (årsmedelvärde) 15,6 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	1,3 µg/liter (årsmedelvärde) 15,6 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	8 µg/liter	WHO 2004

13.4 Produktion, användning och begränsningar

DEHP används bland annat som mjukgörare vid plasttillverkning av PVC-produkter (IARC 2000).

DEHP är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 §.

Den totala användningen i Norden har minskat mellan 1999 och 2003. I Sverige var användningsmängderna mellan 13 000 till 1 700 ton, med klart sjunkande trend efter år 2000. I Sverige är Perstorp Oxo AB ett högvolymsproducerande företag av DEHP. Det finns ytterligare 31 registrerade högvolymsproducerande företag i Europa. Ämnet används främst inom plastindustrin (SPIN, ESIS).

13.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: DEHP bedöms ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning från mark, varken fuktig eller torr, bedöms inte vara en viktig process. Mineralisering och nedbrytning har påvisats ske upp till en grad av 50 % på 20 dagar i siltig jord (HSDB 2005).

Vatten: DEHP i vatten bedöms bindas till pariklar och sedimentera. Förångning från vattenyta till atmosfär bedöms inte vara en viktig process, inte heller hydrolysis i vatten. Bioackumuleringen bedöms vara hög. Den biologiska nedbrytningen bedöms vara viktig under aeroba förhållanden, halveringstider av 60-70 timmar har noterats i grundvatten (HSDB 2005).

Luft: DEHP bedöms förekomma både i gasfas och partikulärt bundet i atmosfären. DEHP i gasfas reagerar med hydroxylradikaler och bryts ned med en halveringstid i storleksordningen 18 timmar. Partikulärt bundet DEHP förs bort från luften genom torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

13.6 Förekomst i miljö och i människa

Yrkesexponering kan ske genom inandning av aerosoler vid hantering av ämnet, vid t.ex. PVC-tillverkning. Allmänbefolkningen kan exponeras genom omgivningsluften (vanligen halter under 100 n/m^3) och genom livsmedel med högt fettinnehåll såsom kött, fisk och mjölkprodukter, där det finns rapporterade halter på upp till 10 mg/kg (IARC 2000). Exponering kan även ske genom dricksvatten och hudkontakt med produkter som innehåller DEHP. Exponering kan även ske genom blodtransfusion och andra medicinska ingrepp vid användande av plast som innehåller DEHP (HSDB 2005). Studier påvisar även att foster exponeras för DEHP och dess metabolit monoethylhexylftalat (Latini et al 2002).

Tabell 31. Uppmätta halter av di(2-etylhexyl)ftalat i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
24-37 000 ng/g torrsvikt	Sediment sjöar	Lokal tillförsel antas ha stor betydelse för spridningen. Median 2 300 ng/torrsvikt.	IVL 2003
140-13 000 ng/g torrsvikt.	Sediment, centrala Stockholm	Stor spridning. Median 510 ng/g torrsvikt.	IVL 2003
56-3 800 ng/g torrsvikt.	Sediment, Svealands kust	Jämnare värden, avvikande högre värde i en punkt nära Stockholm. Median 180 mg/g torrsvikt.	IVL 2003
0,35-4,5 mg/kg TS	Fisk Väner och Vättern, 8 prov.	Medel 1,9 mg/kg TS.	Vätternvårdsförbundet 2003.
Under detektionsgränsen, <8 ng/g våtvikt	Fiskmuskel Väderöarna, Fladen, Utlängan, Stensjön, Kvädöfjärden, Holmöarna, Bysjön		IVL 2004b
<8 till 12 ng/g våtvikt	Fiskmuskel, Harufjärden	Median <8 ng/g torrsvikt	IVL 2004b
Maxhalt 67 ng/g våtvikt	Fiskmuskel, Hjärtsjön	Median <8 ng/g torrsvikt	IVL 2004b

13.7 Diskussion

DEHP används fortfarande i Sverige. I kombination med fortsatt användning, hög bioackumulering, bindning till sediment och möjlighet till tillförsel från långdistanstransport bedöms det troligt att halterna ökar i vår omgivningsmiljö och i organismer. Lokal tillförsel har stor betydelse för uppmätta nivåer av DEHP, vilket syns i uppmätta nivåer av sediment, se tabell ovan.

14 Diklormetan

14.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten för diklormetan är låg. Diklormetan kan vara irriterande för ögon och hud, och påverka det centrala nervsystemet vid inandning av höga doser (HSDB 2005).

Kroniska effekter

Långvarig kontakt kan orsaka kemisk brännskada. Andra symtom är reversibla effekter på centrala nervsystemet och effekter på lever, men detta har varit vid exponering för höga doser. Ytterligare symtom kan vara kardiovaskulära effekter och arytmier. Beteendestörningar har rapporterats på studier med frivilliga försökspersoner (HSDB 2005, EHC 164).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Diklormetan är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Underlaget är baserat på otillräckliga bevis för att diklormetan är cancerogent för människa, men tillräckliga bevis för dess cancerogena effekt på försöksdjur. (IARC 1999a).

Diklormetan är mutagen för mikroorganismer. Svagare respons har setts vid tester i däggdjurssystem, framförallt möss. (IARC 1999a). Diklormetan är mutagen på *Salmonella* (IMM 2005).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

En ökad frekvens av spontana aborter har tillskrivits exponering för diklormetan, vilket dock inte styrks på grund av otillräckligt upplägg av studien (HSDB 2005). Diklormetan visar inga teratogena effekter på råttor och möss i koncentrationer upp till 16 259 mg/m³, intag via inandning (EHC 164).

Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma diklormetans eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

Fisk- och amfibiska embryon har visat sig vara känsligast i den akvatiska miljön (HSDB 2005). En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 32. Toxicitetsdata för diklormetan

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Råtta, oralt		1 600 – 3 000 mg/kg	50 % döda	1 600 mg/kg	HSDB 2005
Råtta, inandning	15 minuter	2 000 000 mg/m ³ /15 minuter	50 % döda	2 000 000 mg/m ³ /15 minuter	HSDB 2005
Råttor och möss, inandning	-	7 000 – 14 000 mg/m ³	Lever och lungtumörer, möss, godartade bröstkörteltumörer hos råttor.		IMM riskweb 2005
Fathead minnow, <i>Pimephales promelas Rafinesque</i>	96 timmar	193 mg/liter/96 timmar	50 % döda	193 mg/liter/96 timmar	HSDB 2005
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	224 000 µg/liter/48 timmar	50 % döda	224 000 µg/liter/48 timmar	HSDB 2005

14.2 Klassificering och märkning

Diklormetan är hälsoskadligt. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 3 med riskfrasen R40, misstänks kunna ge cancer (KIFS 2004:7).

14.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 33. Gränsvärden och/eller riktvärden för diklormetan.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	20 µg/liter (årsmedelvärde) 240 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	20 µg/liter (årsmedelvärde) 240 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	20 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	50 µg/liter	CEQG 2004
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,1 mg/kg torrs substans	NV 1997
Institutet för miljömedicin (IMM) rekommenderade riktvärde (låg risknivå), långtidsmedelvärde	Utomhusluft	50 µg/m ³	IMM 2005

14.4 Produktion, användning och begränsningar

Diklormetan finns inte med i PRIO-listan. Ämnet finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 5 och 6 § och i bekämpningsmedelsregistret, inga godkända preparat finns.

Användningsmängden i Sverige har varierat mellan 600 till 200 ton över åren 1999 till 2003. En sjunkande trend i användningen syns mellan 1999 till 2002, för att år 2003 öka med cirka 80 ton (SPIN).

Diklormetan (metylenklorid) är ett klorerat lösningsmedel som tidigare användes i stor omfattning till rengöring, avfettning, färgborttagning etcetera. I Sverige förbjöds det i konsumentprodukter 1993, och för industriell användning är det förbjudet sedan 1996 med vissa undantag, exempelvis inom läkemedelsindustrin (IMM 2005).

14.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Diklormetan bedöms ha en hög mobilitet i jord. Förångning från markytan till atmosfären bedöms vara en viktig process både från torr och fuktig jord (HSDB 2005).

Vatten: Diklormetan bedöms inte bindas till partiklar eller sediment i vatten. Biologisk nedbrytning förekommer, men är en långsam process i jämförelse med förångning till atmosfär. Förångning till atmosfär har beräknats ske med halveringstider av storleksordningen ett fåtal dagar. Bioackumuleringen i akvatiska organismer bedöms vara låg (HSDB 2005).

Luft: Vid ett utsläpp till luft bedöms diklormetan endast existera i gasfas. Nedbrytning sker genom reaktion med hydroxylradikaler, med en halveringstid av storleksordningen 119 dagar. Diklormetan genomgår inte direkt fotolys (HSDB 2005). Endast cirka 1 % beräknas nå stratosfären och diklormetan anses inte vara ett hot mot ozonlagret (Brooke och Howe 1994).

14.6 Förekomst i miljö och i människa

Exponering för diklormetan sker vid produktion och industriell användning, samt vid användning av konsumentprodukter som innehåller diklormetan. Låg exponering sker via föroreningar i omgivningsluft och dricksvatten (IARC 1999a). På grund av användningen i konsumentprodukter kan relativt höga halter återfinnas i inomhusluft (EHC 164).

Diklormetan har uppmätts i en mängd olika matriser såsom nederbörd, grundvatten, ytvatten, sediment, bröstmjök, utomhusluft och inomhusluft och fisk (HSDB 2005).

Tabell 34. Urval av uppmätta halter av diklormetan i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
1,1-3,4 mg/kg TS	Fisk från Vänern och Vättern	8 prov, medel 2,2 mg/kg TS	Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen, <57 000 ng/g torrsvikt	Sediment kring Stockholm och Svealands kust.		IVL 2003
Max 1 600 µg/liter, Median 39 µg/liter	Grundvatten nära soptippar, Finland	Studie 1993	HSDB 2005

14.7 Diskussion

Diklormetan har haft begränsad användning i Sverige sedan 1993. Ämnet binds inte till partiklar, men har en relativt lång nedbrytningstid i gasfas i luft vilket gör att långdistanstransport inte kan uteslutas. Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms inte vara hög, trots detta har nivåer uppmätts i fisk från Vättern och Vänern. I sediment var dock halterna under detektionsgränsen, då diklormetan inte binds till partiklar är detta även att förvänta. Diklormetan har hög mobilitet i jord, och läckage till grundvatten kan därmed förekomma. En möjlig föroreningskälla är uttjänta konsumentprodukter på soptippar, vilket även återspeglas av data från Finland. Utifrån detta är det svårt att avgöra om halterna av metylenklorid minskar i vår omgivningsmiljön, trots minskad användning.

15 1,2-Dikloretan

15.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten hos 1,2-dikloretan är låg för försöksdjur. Lever och njure är målorgan för 1,2-dikloretan. Symtom på exponering för etylendiklorid kan vara illamående, kräkningar, svaghetskänslor, huvudvärk. Mer omfattande exponering kan leda till organskador såsom skador på lungor, lever och binjuror. Upprepad hudkontakt kan leda till torr hud, rodnad och hudsprickor. 1,2-dikloretan kan vara irriterande för ögon, hud och andningsvägar (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

1,2-Dikloretan är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är baserad på otillräckliga bevis för cancerogena effekter på människa, men tillräckliga bevis från studier på försöksdjur (IARC 1999b).

1,2-Dikloretan har genomgående visats vara genotoxisk i flertalet in vitro analyser såsom svamp och däggdjursceller, inklusive humanceller. 1,2-dikloretan har även genomgående visat positivt resultat för genotoxisk aktivitet, inklusive DNA-bindning i in vivo studier i råttor, möss och insekter (CICAD 1998).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Inga teratogena effekter har setts vid studier på råttor, kanin eller möss (IARC 1999b). Baserat på begränsade studier finns det inga bevis för att 1,2-dikloretan är teratogen, reproduktionsstörande eller orsakar utvecklingsstörningar hos försöksdjur (CICAD 1998).

Uppgifter om endokrina effekter från påverkan av 1,2-dikloretan har inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 35. Toxicitetsdata för 1,2-diklorethan

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50	Övrigt	Referens
Råtta, oralt		670-890 mg/kg	50 % döda	670-890 mg/kg		HSDB 2005
Råtta, inhalering	31,8 min/165 minuter/ 432 minuter	12 000 ppm/3 000ppm/ 1 000 ppm	50 % döda	1 000- 12 000 ppm		HSDB 2005
Råtta, oralt	13 veckor	49-82 mg/kg kroppsvikt per dag	Ökad levervikt		LOAEL 49-82 mg/kg kroppsvikt dag	CICAD 1998
Råtta, inandning	12 månader	202 mg/m ³	Effekter på lever- och njurfunktion		LOAEL 202 mg/m ³	CICAD 1998
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	218 000 µg/liter	50 % döda	218 000 µg/liter		HSDB 2005
Räka, saltvatten	96 timmar	113 000 µg/liter	50 % döda	113 000 µg/liter		HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	225 mg/liter	50 % döda	225 mg/liter		HSDB 2005
Salamander, <i>Ambystoma gracile</i>	-	2,5 mg/liter	Reducerad larv överlevnad		Anges som den mest känsliga sötvattenvertebr aten	CICAD 1998

15.2 Klassificering och märkning

1,2-Diklorethan är mycket brandfarligt, hälsoskadligt och irriterande. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 2 med riskfraserna R11, mycket brandfarligt, R22, farligt vid förtäring, R36/37/38, irriterar ögon, andningsorganen och huden, och R45, kan ge cancer (KIFS 2004:7).

15.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 36. Gränsvärden och/eller riktvärden för 1,2-diklorethan.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	10 µg/liter (årsmedelvärde) 120 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	10 µg/liter (årsmedelvärde) 120 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten	Dricksvatten	3,0 µg/liter	LIVSFS 2005:10
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	30 µg/liter	NV 1998
Kanadensiskt riktvärde för skydd av liv i sötvatten	Ytvatten, sjöar och vattendrag	100 µg/liter	CEQG 2003
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,05 mg/kg torrs substans	NV 1997

15.4 Produktion, användning och begränsningar

1,2-Diklorethan är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15 §.

I Sverige används inte ämnet. I Finland har användningen ökat mellan 2001 och 2003. I Europa finns 33 företag som är stora producenter av ämnet. Ämnet används vid tillverkning av PVC och för forskning och utveckling (ESIS; SPIN).

1,2-Dikloretan bildas även vid förbränning, till exempel vid avfallsförbränning (HSDB med flera).

15.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: 1,2-Dikloretan förväntas ha hög mobilitet i jord. Förångning bedöms vara en viktig process både från fuktig och torr jord. Den biologiska nedbrytningen i jord bedöms inte vara hög (HSDB 2005).

Vatten: 1,2-Dikloretan bedöms inte bindas till partiklar eller sediment. Förångning via vattenytan till atmosfären bedöms vara en viktig process med halveringstider av storleksordningen timmar till ett fåtal dagar. Biokoncentrationen i akvatiska organismer förväntas vara låg, likaså den biologiska nedbrytningen i vattenmiljön (HSDB 2005).

Luft: 1,2-Dikloretan förväntas endast finnas i gasfas i atmosfären. Nedbrytning sker genom reaktion med luftens hydroxylradikaler, med halveringstider av storleksordningen 63 dagar. Mätningar påvisar högst halt av 1,2-dikloretan under natt och tidig morgon, vilket ses som ett bevis på fotooxidation (HSDB 2005). 1,2-Dikloretan bedöms inte medverka till nedbrytning av ozonskiktet (CICAD 1998).

15.6 Förekomst i miljö och i människa

1,2-Dikloretan används framförallt vid produktion av vinylklorid. Det har detekterats i låga halter i urban luft, grundvatten och dricksvatten (IARC 1999b). Den främsta exponeringen sker genom inomhus- och utomhusluft, samt en mindre del genom förorenat dricksvatten (EHC 176). 1,2-Dikloretan har detekterats i en mängd matriser såsom grundvatten, dricksvatten, ytvatten, havsvatten, industriellt avloppsvatten, luft (vid utsläppsplatser), bröstmjölk och mat där högsta koncentrationen hittats i olivolja (HSDB 2005).

De svenska mätdata som hittats vid denna litteraturgenomgång består endast av sediment kring Stockholms och Svealands kust, mätresultaten uppvisade ej detekterbara halter, med detektionsgräns under 2 800 ng/g torrsvikt (IVL 2003).

I Norge anges den största delen (cirka 90%) av utsläppet bestå av utsläpp till luft, och resterande till vatten. Den största andelen av den mängd 1,2-dikloretan som finns i den norska omgivningsmiljön bedöms härröra från lokala källor, där en betydande andel antas komma från sopförbränning. Utsläppen till luft och vatten

bedöms ha minskat kraftigt sedan 1996 och numera ligga på en relativt jämnt nivå (Miljöstatus i Norge 2005).

15.7 Diskussion

1,2-Diklorethan har hög mobilitet i jord och läckage till grundvatten är därmed möjligt vid förorenade platser. I luft finns 1,2-diklorethan endast i gasfas, men med relativt lång uppehållstid varför möjlighet till långdistanstransport inte kan uteslutas. Biokoncentrering i akvatiska organismer förväntas vara låg och 1,2-diklorethan bedöms inte bindas till partiklar och sedimentera. I Sverige har analys av sediment inte påvisat detekterbara halter. Spridning sker troligtvis mest lokalt med utsläpp till luft, från exempelvis avfallsförbränning. Utifrån de data som finns är det svårt att avgöra om halterna av 1,2-diklorethan minskar i miljön eller om "steady-state" uppnåtts.

16 Diuron

16.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Diuron kan vara irriterande för ögon, hud och andningsvägar. I övrigt låg akuttoxicitet (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Diuron är enligt klassificeringslistan klassificerat som misstänks kunna ge cancer. Djurstudier som hittats i denna litteraturgenomgång påvisar motstridiga resultat (KIFS 2004:7, CCRIS 2005, HSDB 2005).

Tillräckligt underlag för att bedöms diurons mutagena egenskaper har inte hittats i denna litteraturgenomgång (GENETOX 2005, HSDB 2005, TOXNET 2005).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Tillräckligt underlag för att bedöms diurons reproduktionstoxiska egenskaper har inte hittats i denna litteraturundersökning.

Diuron är en misstänkt hormonstörande substans, som tros kunna orsaka anti-androgena effekter (Lavado et al 2004, Thibaut & Porte 2004).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 37. Toxicitetsdata för diuron

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	NOAEL	LOAEL	Referenser
Råtta, diet	2 år	250 mg/kg diet	Ingen effekt		250 mg/kg		HSDB 2005
Hund, diet	2 år	125 mg/kg diet	Ingen effekt		125 mg/kg		HSDB 2005
Råtta, diet	3 generationer	125 ppm	Ingen oönskad effekt på reproduktionen				HSDB 2005
Råtta	5 dagar/vecka, 7 eller 13 veckor	10, 50, 250, 500 mg/kg/dag	Minskad mängd erythrocyter, ökad mängd metamoglobin, ökad halt av vissa aminosyror i blodet.			LOAEL kunde inte fastställas i denna studie	HSDB 2005
Råtta, oralt		1 017 mg/kg	50 % döda	1 017 mg/kg			HSDB 2005
Fisk, <i>Oncorhynchus kisutch</i>	48 timmar	16 mg/liter	50 % döda	16 mg/liter			HSDB 2005
Regnbågsforell	48 timmar	4,3 ppm	50 % döda	4,3 ppm			HSDB 2005

16.2 Klassificering och märkning

Diuron är hälsoskadligt och miljöfarligt. Ämnet är klassificerat som cancerogent kategori 3 med riskfraserna R40, misstänks kunna ge cancer, R22, farligt vid förtäring, R48/22, farligt: risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom förtäring, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

16.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 38. Gränsvärden och/eller riktvärden för diuron.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,2 µg/liter (årsmedelvärde) 1,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,2 µg/liter (årsmedelvärde) 1,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	150 µg/liter	CEQG 2004

16.4 Produktion, användning och begränsningar

Diuron är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Diuron finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 bilaga 5, och i bekämpningsmedelsregistret, inga godkända preparat finns.

Användningen i Norden har minska enligt SPIN-databasen främst inom tillverkningsindustrin. Högst användning i Norden har Danmark med volymer mellan 50 och 100 ton, i Sverige varierar användningen mellan fem och åtta ton över åren 1999 till 2003. I Europa finns sju högvolymsproducerande företag registrerade. (SPIN, ESIS).

Diuron är inte godkänd i Sverige sedan 1993. Diuron har använts som herbicid, bland annat mot ogräs på banvallar, grusade ytor, busk- och fruktplanteringar med mera (Bekämpningsmedelsregistret). Diuron används även som anti-fouling medel på båtar. Användningen som anti-fouling medel har ökat efter restriktioner att använda tributyltenn för dessa ändamål 1987 (Toxline).

16.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Diuron bedöms ha låg till måttlig mobilitet i jord, vid användning som herbicid har man noterat att ämnet inte vandrar djupare än 5 – 10 centimeter från ytan. Förångning från mark till atmosfär antas inte vara en viktig process, varken från torr eller fuktig mark. Diuron har en halveringstid i storleksordningen 330 dagar. Främsta nedbrytningsprodukter från mikrobiell nedbrytning är 3,4-dikloroanilin, samt 3-(3,4-diklorofenyl)urea samt 3-(3,4-diklorofenyl)1-metylurea (HSDB 2005). 3,4-dikloroanilin bedöms ha högre toxicitet än diuron och är också persistent i jord, vatten och grundvatten (Giacomazzi & Cochet 2004).

Vatten: Diuron förväntas bindas till partiklar och sedimentera. Förångning från vattenytan till atmosfär bedöms inte vara en viktig process. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms som låg till måttlig (HSDB 2005).

Luft: Diuron förväntas enbart befinnas partikulärt bundet i atmosfären. Bortförsl från atmosfären sker genom torr- eller våtdeposition, samt direkt fotolys (HSDB 2005).

16.6 Förekomst i miljö och i människa

Diuron har detekterats i matriser såsom dricksvatten, grundvatten, ytvatten, avrinningsvatten från fält behandlade med herbiciden och sediment (HSDB 2005). Inga uppgifter om halter av diuron i människa har hittats vid denna litteraturgenomgång.

Tabell 39. Uppmätta halter av diruon i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen (<0,04 µg/liter)	Jordbruksbäckar, dagvatten, avloppsvatten, åar i Sverige	Prover togs under odlingssäsong 2001.	SLU 2002:4
Spår (nära detektionsgränsen, cirka 0,04 µg/liter)	Avloppsvatten. Spår detekterats i ett avloppsprov i Kågeröd.	Prover togs under odlingssäsong 2001.	SLU 2002:4
Under detektionsgränsen (<7-<16 ng/g torrsvikt)	Sediment, sjöar		IVL 2003
Under detektionsgränsen (<9-<14 ng/g torrsvikt)	Sediment, centrala Stockholm		IVL 2003
Under detektionsgränsen (<20 ng/g torrsvikt)	Sediment, Svealands kust		IVL 2003
Under detektionsgränsen (<15 ng/g torrsvikt)	Sediment, avloppsvatten, två prover Bromma och Henriksdal		IVL 2003
Under detektionsgränsen (<0,1 mg/kg torrsubstans)	Fisk från Väner och Vättern, fisk från bakgrundsplatser (sjö, kust och hav), grundvatten	Fisk från bakgrundsplatser anges ha höga detektionsgränser, grundvattenprover ännu preliminära	IVL 2004a
År 2004: Under detektionsgränsen.	Grundvatten	Varierande detektionsgräns samt provtagningsorsak	Pesticiddatabasen
År 2000: Under detektionsgränsen.	År 2004: Provtagning i totalt nio län. År 2000: Provtagning i totalt 18 län.		
År 1995: Under detektionsgränsen.	År 1995: Provtagning i Skåne län. År 1990: Provtagning i totalt fyra län.		
Före 1990: 2 µg/liter	Före 1990: Provtagning i totalt 11 län. Endast detekterad på Gotland, i ett av 13 prover.		

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
År 2004: - År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen	Ytvatten År 2004: Inga registrerade provtagningar År 2000: Provtagning i totalt 11 län. År 1995: Provtagning i Västra Götaland samt i Dalarna. År 1990: Provtagning i totalt fem län. Före 1990: Provtagning i totalt 16 län.	Varierande detektionsgräns samt provtagningsorsak	Pesticiddatabasen
Maxhalt 3,05 µg/liter	Hav, västra Japans kust.	Förorening i havsvatten till följd av användning som anti-fouling produkt.	Okamura et al 2003

16.7 Diskussion

Diuron har varit förbjuden i Sverige sedan 1993. Ämnet har låg mobilitet i jord, och bör därmed inte ha omfattande spridning till vatten via markföroreningar. I luft bedöms diuron endast finnas partikulärt bunden, och långdistanstransport kan därmed förekomma. Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms som låg och förångningen till atmosfär liten, medan bindning till partiklar och sediment är stark. I Sverige har inga detekterbara halter påträffats i sediment, fisk, grundvatten (med undantag av ett prov daterat före 1990) eller ytvatten, men ett prov påvisade spår i avloppsvatten. En tänkbar källa till spridning av diuron kan vara användning av diuron till båtbottnfärg på utländska fartyg i svenska hamnar, någon mätning av diuron i vatten i svenska hamnar har inte påträffats i denna litteraturgenomgång. I övrigt bedöms nivåerna av diuron i vår omgivningsmiljö i Sverige ligga på en låg och troligen jämn nivå.

17 Fluoranten

17.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Fluorantens akuta toxicitet bedöms, liksom för flertalet PAH, vara låg (RIVM 1989).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Fluoranten är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC (IARC 1983f). Många studier har visat att fluoranten inte är cancerogen, det finns dock studier som visar att tillsammans med benso(a)pyren, kan fluoranten medverka till ökad tumörincidens (IARC 1983f, EPA 1990a).

Fluoranten har påvisats vara genotoxisk och mutagen i cellstudier av *Salmonella typhimurium* samt humana lymfoblastoidceller (IARC 1983f, EHC 202).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Ingen information har hittats över fluorantens eventuella reproduktionstoxiska eller endokrina effekter i denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

US-EPA skriver i "Ambient water quality criteria for fluoranthene" att vid 3 980 µg/liter är fluoranten akuttoxiskt för akvatiskt liv i sötvatten, och att det troligen är toxiskt vid lägre halter för känsligare arter än de testade. För marint akvatiskt liv anges 40 µg/liter för akuttoxicitet och 16 µg/liter för kronisk toxicitet, samt att fluoranten troligen är toxiskt vid lägre halter för känsligare arter än de testade (EPA 1980). En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabellen på nästa sida.

Tabell 40. Toxicitetsdata för fluoranten

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	EC50	NOAEL	LOAEL	Referens
Möss, intraperitonealt	Sju dagar	500 mg/kg kroppsvikt per dag	Överlevde. Eventuella effekter framgår ej.					EHC 202
Möss, tvingad matning	13 veckor	0, 125, 250, 500 mg/kg kroppsvikt per dag	Ökad alininamino-transferasaktivitet, effekter på njure och lever, kliniska och hematologiska förändringar.			125 mg/kg kroppsvikt och dag	250 mg/kg kroppsvikt och dag	EHC 202
Kanin, dermalt	24 timmar	3,18 g/kg/24 timmar	LD50	3,18 g/kg/24 timmar				
Räka	96 timmar	40 µg/liter	LC50	40 µg/liter				HSDB 2005
Fisk (bluegill)	96 timmar	3 980 µg/liter	LC50	3 980 µg/liter				HSDB 2005
Alg, <i>Selenastrum capricornutum</i>	96 timmar	54 400 - 54 600 µg/liter	EC 50 Cellantantal, klorofyll A		54 400 - 54 600 µg/liter			HSDB 2005
Alg, <i>Skeletonema costatum</i>	96 timmar	45 000 - 45 600 µg/liter	EC 50 Klorofyll A, Cellantal		45 000 - 45 600 µg/liter			HSDB 2005

17.2 Klassificering och märkning

Fluoranten är inte klassificerad enligt KIFS 2004:7.

17.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 41. Gränsvärden och/eller riktvärden för fluoranten.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	10 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	20 mg/kg torrs substans	NV 1997
Institutet för miljömedicin (IMM:s) rekommenderade riktvärde för omgivningsluft	Omgivningsluft	2 ng/m ³	IMM 2005

17.4 Produktion, användning och begränsningar

Fluoranten finns inte med i PRIO-listan eller begränsningsdatabasen.

Fluoranten ingår i gruppen PAH. PAH utgörs av en stor grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och vägtrafik anges som de huvudsakliga källorna till utsläpp av PAH i Sverige (IMM 2005).

17.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Fluoranten bedöms ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångningen till luft bedöms vara liten. Den biologiska nedbrytningen i jord bedöms vara långsam – uppgifter varierar från hundratalet dagar till flera år (HSDB 2005).

Vatten: Fluoranten binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. Förångningen från vattenytan till luft bedöms vara liten. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara hög eller väldigt hög. Fluoranten hydrolyseras inte i vatten (HSDB 2005).

Luft: Fluoranten beräknas existera både i gasfas och partikulärt bunden i luften. I gasfas reagerar fluoranten med hydroxylradikaler och bryts ned med en halveringstid på cirka 8 timmar. Partikulärt bundet fluoranten tvättas ur luften genom torr och våt deposition (HSDB 2005).

17.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten och livsmedel. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag och den dominerande exponeringsvägen (Livsmedelsverket 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 42. Uppmätta halter av fluoranten i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,35 - 2,2 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,14 - 2,1 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,022 - 0,083 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,55 och 0,63 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
Medelhalt 4,6 ng/g torrsvikt	Abborre, Bysjön		IVL 2004b
Medelhalt 8,7 ng/g torrsvikt	Abborre, Hjärtsjön		IVL 2004b

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Medelhalt 5,6 ng/g torrsvikt	Abborre, Holmöarna		IVL 2004b
Medelhalt 6,2 ng/g torrsvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
Medelhalt 8,8 ng/g torrsvikt	Abborre, Kvädöfjärden		IVL 2004b
Medelhalt 1,7 ng/g torrsvikt	Strömming, Harufjärden		IVL 2004b
Medelhalt 8,1 ng/g torrsvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
Medelhalt 3,6 ng/g torrsvikt	Sill, Fladen		IVL 2004b
Medelhalt 4,4 ng/g torrsvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
13 – 434 ng/m ³	Östersjön, ytvatten	3 prover från kust, 6 prover ute till havs	HSDB/1991

17.7 Diskussion

Tillförsel av fluoranten till vår omgivningsmiljö bedöms främst vara från ofullständig förbränning, vedeldning och biltrafik. Fluoranten är persistent i jord och har låg mobilitet, och förväntas därmed inte spridas till grundvatten. I vatten binds ämnet till partiklar och sedimenterar samt har en hög biokoncentrering i akvatiska organismer. I luft finns fluoranten bunden till partiklar, varför långdistanstransport kan förekomma. I Sverige finns mätdata med detekterbara nivåer av fluoranten i sediment, fisk och ytvatten i Östersjön, medan däremot analyser av grundvatten påvisar ej detekterbara halter. Vid provtagning av sediment påvisades högst halter i närheten av Stockholm, vilket antas bero på tillförseln av fluoranten från vägtrafik. Till följd av kontinuerligt utsläpp av fluoranten och dess persistens i mark och vatten är det troligt att koncentrationerna sakta ökar i vår omgivningsmiljö.

18 Lindan

18.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Symtom efter exponering för lindan i ångfas kan vara huvudvärk, illamående, irritation i ögon och andningsvägar. Exponering för hud kan orsaka irritation och kontakturtikaria (nässelutslag). Högre doser kan leda till muskel- och lungnekros, inflammation i matsmältningsorgan, koma och död (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Lindan är en γ -isomer av hexaklorcyklohexan. Hexaklorcyklohexaner är klassificerade som *möjliga cancerogener för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är baserad på ej tillräckliga bevis för cancerogenicitet för människa, samt begränsade bevis för cancerogen effekt på försöksdjur av γ -isomeren (IARC 1987b).

En enstaka studie påvisade inga kromosomavvikelser på yrkesexponerade som arbetat med tillverkning av lindan. Lindan har inte heller påvisats orsaka oprogrammerad DNA-syntes på humanceller eller gnagarceller. Genförändringar har dock påvisats för lindan på jäst (IARC 1987b). Sammantagna bedömningen blir att Lindan inte är mutagen (EHC 124).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Lindan har undersökts för dess eventuella reproduktionstoxiska effekter på råttor över tre generationer, och för dess embryotoxiska och teratogena effekter efter oral, subkutan (under huden) och peritoneal (buk) exponering på möss, råttor, hundar och grisar. Inga teratogena effekter observerades efter oral eller peritoneal exponering. Lindan hade ingen effekt upp till 100 mg/kg diet på reproduktionen i 3-generationersstudien på råttor. Fetotoxiska och/eller toxiska effekter på modern syntes vid 10 mg/kg kroppsvikt vid tvingad matning (EHC 124).

Lindan kan orsaka endokrina effekter. En studie på hanräkor (*Neocaridina denticulata*, sötvattensräkor vanliga i Taiwan) påvisade effekter som ökad halt östrogen, reduktion i testesteron, morfologiska förändringar av manligt könsorgan

vid halter av 0,1 och 1 µg/liter, fyra veckors exponering (Huang et al 2004). En annan studie har påvisat svag östrogen aktivitet beroende på lindan hos råttor (Raizada et al 1980).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 43. Toxicitetsdata för lindan

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Råtta, oralt		76 mg/kg	50% döda	76 mg/kg	HSDB 2005
Råtta, hud		500 mg/kg	50% döda	500 mg/kg	HSDB 2005
Kanariefåglar, andning		0,34 mg/liter luft	Död 6 -16 dagar efter exponering		HSDB 2005
Möss, via diet		12,5, 25 och 50 mg/kg diet.	Levertumörer, lymfocytisk leukemi, lungtumörer, andra tumörformer. Ingen stor skillnad i tumörincidens mellan kontroller och exponerade.		HSDB 2005
Råtta, via diet		5, 10 , 15 mg/kg	Förlängd dräktighet, minskad fertilitet		HSDB 2005
<i>Pseudomonas putida</i>		>5 mg/liter	Dämpning av celledning		HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	27 µg/liter	50 % döda	27 µg/liter	HSDB 2005
Kräftdjur, <i>Cypridopsis</i>	96 timmar	3,2 µg/liter	50 % döda	3,2 µg/liter	HSDB 2005

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Insektslarv, <i>Chaoborus</i>	48 timmar	0,008 ppm	50 % döda	0,008 ppm	HSDB 2005
Sötvattensinvertebrater, sju arter		10-676 µg/liter	Akuttoxicitet, sötvattenskräftdjur mest känsliga, vattenloppor minst känsliga		EPA 1980b
Fisk, sötvatten, 15 arter		2-141 µg/liter	Akuttoxicitet, gulfisk minst känslig, brown trout mest känslig		EPA 1980b
Sötvattensinvertebrater, 8 arter		0,17-3 680 µg/liter	Akuttoxicitet, Pink shrimp mest känslig och polychaete minst känslig,		EPA 1980b

18.2 Klassificering och märkning

Lindan är miljöfarlig, giftig och irriterande. Ämnet är märkt med riskfraserna R23/24/25, giftigt vid inandning, hudkontakt och förtäring, R36/38, irriterar ögonen och huden, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

18.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 44. Gränsvärden och/eller riktvärden för lindan.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards för hexaklorocyklohexan	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,02 µg/liter (årsmedelvärde) 0,04 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards för hexaklorocyklohexan	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,002 µg/liter (årsmedelvärde) 0,04 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	2 µg/liter	WHO 2004

18.4 Produktion, användning och begränsningar

Lindan är enligt PRIO-listan ett prioriterat utfasningsämne. Ämnet finns med i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 bilaga 6, och i bekämpningsmedelsregistret, inga godkända preparat finns.

Lindan används inte i Norden enligt SPIN-databasen. I Europa finns fyra högvolymsproducerande företag (SPIN, ESIS)

Lindan är en insekticid som inte är godkänd i Sverige sedan 1989 (Bekämpningsmedelsregistret).

18.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Lindan bedöms ha låg mobilitet i jord. Förångning från markytan till atmosfären beräknas vara en viktig process, med halveringstider från ett fåtal dagar till någon månad beroende på markförhållanden. Den biologiska nedbrytningen är högre i anaeroba än i aeroba förhållanden. Identifierade metaboliter från mikrobiell nedbrytning är γ -2,3,4,5,6-pentakloro-1-cyklohexen, α -, β -, γ -3,4,5,6-tetrakloro-1-cyklohexen och pentaklorbensen (HSDB 2005).

Vatten: Lindan förväntas bindas till partiklar och sedimentera i vattenmiljön. Den biologiska nedbrytningen bedöms vara en viktig process i naturligt vatten. Förångning från vattenytan till atmosfären beräknas vara en viktig process. Beräknad biokoncentrationsfaktor varierar från 5 till 4 240, vilket tyder på låg till väldigt hög biokoncentrering i akvatiska organismer (HSDB 2005).

Luft: Vid ett utsläpp till luft bedöms lindan existera både i gasfas och partikulärt bunden. Lindan i gasfas reagerar med luftens hydroxylradikaler, och bryts ned med en halveringstid i storleksordningen 28 dagar. Partikulärt bunden lindan förs bort från luften genom torr- och våtdeposition, där det finns uppgifter om att 2,5% av Lindan i luften förs bort med regn per vecka, och med torrdeposition 3,3 % per vecka (HSDB 2005).

18.6 Förekomst i miljö och i människa

Allmänbefolkningen exponeras för lindan via förorenad omgivningsluft, förorenad mat och dricksvatten, eller hudkontakt med medicinska produkter som innehåller insekticiden. Spädbarn kan exponeras för lindan via bröstmjölk (HSDB 2005).

Tabell 45. Uppmätta halter av lindan, γ -isomer av hexaklorcyklohexan, i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Maxhalt 0,07 $\mu\text{g/liter}$	Ytvatten, jordbruksbäckar.	Odlingssäsong 2001.	SLU 2002:4
	Detekterats i 2 av 86 prov.		
Under detektionsgränsen ($<0,005 \mu\text{g/liter}$)	Dagvatten, avloppsvatten, ytvatten år	Odlingssäsong 2001.	SLU 2002:4
År 2004: -	Grundvatten	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticiddatabasen
År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen	År 2004: Inga registrerade provtagningar År 2000: Provtagning av två prover i Kalmar län. År 1995: Provtagning i totalt sju län. År 1990: Provtagning i totalt fyra län. Före 1990: Provtagning i totalt 12 län.		
År 2004: -	Ytvatten	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticiddatabasen
År 2000, 1995, 1990: Under detektionsgränsen. Före 1990: Maxhalt 0,6 $\mu\text{g/liter}$.	År 2004: Inga registrerade provtagningar. År 2000: Endast provtagning av två prov i Stockholms län. År 1995: Provtagning i totalt fem län. År 1990: Provtagning i totalt sju län. Före 1990: Endast detekterat i Skåne och i Västra Götaland. Provtagning från totalt 16 län. Maxhalt från Skåne.		
$<0,05-0,59 \text{ ng/g}$ torrvikt	Sediment, sjöar	13 prover	IVL 2003
$0,08-0,28 \text{ ng/g}$ torrvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
$0,093-0,44 \text{ ng/g}$ torrvikt	Sediment, Svealands kustregion	14 prover	IVL 2003
$0,16$ och $0,10 \text{ ng/g}$ torrvikt	Avloppsprover, Bromma samt Henriksdal		IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,1-0,5 µg/kg färskvikt	Fisk från Vättern och Väneren		Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Grundvatten	Grundvattendata preliminära, detektionsgräns anges ej	IVL 2004a
Tidstrend, 0,055 – 0,02 µg/gram fettvikt	Torsk, sydöstra Gotland	Sjunkande tidstrend från 1989 till 1995.	Östersjö 1996
Tidstrend, cirka 0,04 – 0,005 µg/gram fettvikt	Sillgrissla, Stora Karlsö	Sjunkande tidstrend från 1988 till 1995.	Östersjö 1996
Tidstrend, cirka 0,07 – 0,02 µg/gram fettvikt	Strömming, Landsort och Utlängan	Sjunkande tidstrend från 1987 till 1995.	Östersjö 1996

18.7 Diskussion

Lindan har varit förbjudet i Sverige sedan 1989. Lindan sprids med luftburna partiklar och kan spridas långa distanser. Lindan har låg mobilitet i jord och bedöms därmed inte spridas till grundvatten. I vattenmiljön sedimenterar lindan och har hög biokoncentrering i akvatiska organismer. Mätdata från Sverige påvisar halter i sediment, ytvatten och fisk. Mätningar i sillgrissla, torsk och strömming mellan åren 1987 till 1995 pekar på sjunkande halter i omgivningsmiljön. Grundvattendata från pesticiddatabasen påvisar inga mätbara halter, ytvattendata från samma databas påvisar endast mätbara halter från mätningar före 1990. Utifrån dessa data bedöms det troligt att koncentrationerna av lindan i vår omgivningsmiljö utgörs av sjunkande eller jämna halter.

19 Hexaklorbutadien

19.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Hexaklorbutadien kan vara irriterande för ögon och hud. Hjärtproblem, störningar på centrala nervsystemet med mera har rapporterats vid exponering för hexaklorbensen. Njurskador och leverskador har observerats hos försöksdjur (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Hexaklorbutadien är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Bedömningen är baserad på inadekvata bevis i människa, och begränsade bevis från djurförsök. Det finns begränsade bevis för att hexaklorbutadien är cancerogen för råttor. Bedömningen är baserad på en enstaka studie av råttor med oral exponering, som ledde till benigna och maligna njurtumörer (IARC 1979, 1999).

Det finns svaga bevis för genotoxiska effekter hos däggdjursceller vid in vivo studier. Mutagena effekter vid studier på bakterier är tvetydiga (IARC 1999).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Hämmad fostertillväxt har observerats hos exponerade råttor, vanligtvis i doser som även är toxiska för modern. Missbildningar har inte rapporterats. Negativa resultat erhöles vid en korttidsstudie för att påvisa eventuella teratogena effekter hos möss exponerade för hexaklorbutadien (IARC 1999).

Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma hexaklorbutadiens eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 46. Toxicitetsdata för hexaklorbutadien

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Råtta, oralt		90 mg/kg	50 % döda	90 mg/kg	HSDB 2005
Kanin, dermalt		1 211mg/kg	50 % döda	1 211 mg/kg	HSDB 2005
Fisk, guppy, <i>Poecilia reticulata</i>	14 dagar	0,4 ppm	50 % döda	0,4 ppm	HSDB 2005
Fathead minnow, <i>Pimephales promelas</i>	96 timmar	0,09 mg/liter	50 % döda	0,09 mg/liter	HSDB 2005

19.2 Klassificering och märkning

Hexaklorbutadien är inte klassificerad enligt KIFS 2004:7.

19.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 47. Gränsvärden och/eller riktvärden för hexaklorbutadien.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,003 µg/liter (årsmedelvärde) 0,6 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommissionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,003 µg/liter (årsmedelvärde) 0,6 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	0,6 µg/liter	WHO 2004

19.4 Produktion, användning och begränsningar

Hexaklorbutadien är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet finns inte med i begränsningsdatabasen.

Hexaklorbutadien används inte i Norden enligt SPIN-databasen. I Europa finns fyra företag som är registrerade som lågvolymsproducenter av ämnet (SPIN, ESIS).

Hexaklorbutadien bildas som biprodukt vid tillverkning av klorerade lösningsmedel och liknande produkter.

19.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Hexaklorbutadien förväntas ha låg till ingen mobilitet i jord. Förångning från markyta till atmosfär bedöms vara en viktig process, vilken dock dämpas av bindningen till partiklar (HSDB 2005).

Vatten: Hexaklorbutadien binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. Halveringstider för förångning från vattenyta till atmosfär är beräknad till två

timmar respektive sju dagar, med modellantagande flod respektive sjö. Dessa tider blir dock avsevärt längre om bindningen till partiklar tas med i modellantagandet. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög (HSDB 2005).

Luft: Hexaklorbutadien bedöms endast finnas i gasfas i atmosfären. Reaktion sker med luftens hydroxylradikaler, med halveringstid beräknad till 534 dagar. Hexaklorbutadien kan även brytas ned genom fotolys (HSDB 2005).

19.6 Förekomst i miljö och i människa

Hexaklorbutadien är en biprodukt vid framställning av olika klorerade kolväten. Den har detekterats i omgivningsluft, vatten, mat, mänsklig vävnad, komjölk, fisk, alger sediment med mera (IARC 1999d, HSDB 2005).

Tabell 48. Uppmätta halter av hexaklorbutadien i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <0,2-5 ng/g torrsvikt	Sediment kust och sjö i Stockholmsområdet samt Svealands kust		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrs substans	Fisk, Väner och Vättern		Vätternvårdesförbundet 2003
Under detektionsgränsen, <2-4 µg/kg lipid för sill och strömming, <6-8 µg/kg för abborre och gädda	Fisk, från fjorton svenska bakgrundslökalor.		IVL 2004c
Under detektionsgränsen	Grundvatten, undersökning utförd av SGU.	Data anges som preliminära, detektionsgräns ej angiven	IVL 2004a
Median 0,16 ng/m ³	Omgivningsluft, Råö, Stenungsund, Stockholm och Pallas	Samtliga luftprov anges ha samma halt oavsett provtagningsort. Anges vara cirka 8 % av bakgrundshalt som uppmättes under Atlanten i början av 80-talet.	IVL 2004d

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Medelhalt 0,035 ng/m ² .	Atmosfärisk deposition, Råö och Stockholm		IVL 2004d
Under detektionsgränsen, <2-<4 µg/kg torrsubstans	Slam från kommunala reningsverk i Stenungsund, Vimmerby och Stockholm		IVL 2004d
Under detektionsgränsen, <0,2-0,5 µg/kg torrsubstans	Sediment vid industriområdet i Stenungsund, musslor utanför industriområdet i Stenungsund, slam från reningsverk på industri i Stenungsund		IVL 2004d
Under detektionsgränsen, <1 µg/kg torrsubstans	Sediment från Stockholms inre vattenområde		IVL 2004d

19.7 Diskussion

Hexaklorbutadien har inte någon känd industriell användning i Sverige. Ämnet bildas som biprodukt vid tillverkning av klorerade lösningsmedel. En tillförsel till den svenska miljön kommer troligen från långdistanstransport – ämnet förekommer endast i gasfas i atmosfären, men med långa uppehållstider före nedbrytning, varför långdistanstransport är trolig. I den svenska miljön har inte detekterbara halter återfunnits i vare sig fisk eller sediment, trots att bindningen till partiklar och biokoncentrationen bedöms vara mycket stor. Hexaklorbutadien förångas både från markyta och vattenyta till atmosfär, och de matriser där hexaklorbutadien detekterats är omgivningsluft och atmosfärisk deposition. Någon skillnad på koncentrationsnivåer har inte observerats, vare sig provtagningen är från bakgrundlokal eller trolig plats för förhöjda nivåer. Detta styrker bedömningen att de nivåer som finns i omgivningen idag är från långväga transport. Halterna i omgivningsluft är i betydligt lägre nivåer än de som uppmättes under början av 80-talet, varför det är klart att en tydlig minskning av förorening av hexaklorbutadien har skett sedan dess. Om koncentrationsnivåerna i den svenska miljön idag ökar, minskar eller har nått steady state är dock svårt att säga utifrån föreliggande data.

20 Indeno(1,2,3-cd)pyren

20.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Den akuta toxiciteten hos indeno(1,2,3-cd)pyren är troligen låg, liksom för de flesta övriga PAH.

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Indeno(1,2,3-cd)pyren är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är baserad på tillräckliga bevis att ämnet är cancerogent för djur, men ej tillräckliga bevis på människa (IARC 1983g).

Indeno(1,2,3-cd)pyren har visats vara mutagen för *Salmonella Typhimurium* (IARC 1983g).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

I IARC:s rapport finns inte data över ämnets reproduktionstoxiska effekter (IARC 1983g). Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma indeno(1,2,3-cd)pyrens eventuella endokrina effekter.

Dos-effekt och dos-respons

Ett stort antal djurstudier finns som påvisar samband mellan indeno(1,2,3-cd)pyren och cancerogena effekter. Data för akuttoxicitet och andra toxiska effekter har dock inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

20.2 Klassificering och märkning

Indeno(1,2,3-cd)pyren är inte klassificerad eller märkt enligt KIFS 2004:7.

20.3 Gränsvärden

Tabell 49. Gränsvärden och/eller riktvärden för indeno(1,2,3-cd)pyren.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för indeno(1,2,3-cd)pyren och benso(g,h,i)perylene).	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,02 µg/liter (årsmedelvärde). Summa PAH får dessutom ej överstiga 0,1 µg/liter.	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards. Summagränsvärde för indeno(1,2,3-cd)pyren och benso(g,h,i)perylene).	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,02 µg/liter (årsmedelvärde). Summa PAH får dessutom ej överstiga 0,1 µg/liter.	EQS 2005
Svenskt gränsvärde för dricksvatten. Summagränsvärde för benso(b)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, benso(k)fluoranten samt indeno(1,2,3-cd)pyren	Dricksvatten	0,1 µg/liter	LIVSFS 2005:10
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	0,2 µg/liter	NV 1998
Svenskt riktvärde för förorenad mark		0,3 mg/kg torrs substans	NV 1997
EU-gränsvärde för livsmedel*	Oljor och fetter	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Livsmedel för spädbarn och småbarn	1,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Rökt kött och rökta köttprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av rökt fisk och rökta fiskeriprodukter	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Muskelkött av fisk som inte är rökt	2,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Musslor, skaldjur, bläckfiskar	5,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005
EU-gränsvärde för livsmedel*	Tvåskaliga mollusker	10,0 µg/kg våtvikt	EG nr 208/2005

*Gränsvärde för indeno(1,2,3-cd)pyren i livsmedel, där benso(a)pyren används som markör för förekomst av andra PAH som benso[a]antracen, benso(b)fluoranten, benso(j)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)perylene, krysen, cyklopenta(c,d)pyren, dibenso(a,h)antracen, denbenso(a,e)pyren, dibenso(a,l)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren och 5-metylkrysen.

20.4 Produktion, användning och begränsningar

Indeno(1,2,3-cd)pyren finns inte med i PRIO-listan eller i begränsningsdatabasen.

Indeno(1,2,3-cd)pyren används i Norge och Danmark i färg- och lackeringsindustri. I Danmark är användningsmängden konfidentiell, i Norge uppgick mängden till 0,1 ton år 2002. I Europa finns inga producenter av ämnet registrerade (SPIN, ESIS).

Indeno(1,2,3-cd)pyren bildas som de flesta andra PAH vid ofullständig förbränning och återfinns i avgaser från vägtrafik, sopförbränningsanläggningar, vedeldning etcetera.

20.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Indeno(1,2,3-cd)pyren bedöms ha minimal eller ingen mobilitet i jord.

Förångning från markytan till atmosfär bedöms inte vara en viktigt process.

Halveringstider för biologisk nedbrytning har beräknats till 139-289 dagar (HSDB 2005).

Vatten: Ämnet bedöms bindas till partiklar och sedimentera i vattenmiljön.

Förångning från vattenyta till atmosfär bedöms inte vara en viktigt process.

Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög (HSDB 2005).

Luft: I luften bedöms indeno(1,2,3-cd)pyren endast existera partikulärt bunden. Den tvättas ur luften genom torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

20.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor exponeras för PAH framförallt via luftföroreningar, dricksvatten, livsmedel samt vid tobaksrökning. I livsmedel förekommer PAH i framförallt spannmålsprodukter, fetter och rökta produkter. I Sverige bedöms intaget av PAH via livsmedel vara cirka 2,75 µg/dag (Livsmedelsverket 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 50. Ett urval av uppmätta halter av indeno(1,2,3-cd)pyren i miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,25 - 0,95 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
0,16 - 1,21 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
0,035 - 0,15 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,16 och 0,19 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, <10 ng/g lipidvikt	Abborre, Bysjön, Holmöarna, Kvädöfjärden		IVL 2004b
<6-48 ng/g lipidvikt	Abborre, Hjartsjön		IVL 2004b
<5,6-22 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<1,2-4,9 ng/g lipidvikt	Strömning, Harufjärden		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <14 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
Under detektionsgränsen, <5,1 ng/g torrsvikt	Sill, Utlängan och Fladen	Ett avvikande prov i Fladen som innehöll 109 ng/g lipidvikt.	IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU, detektionsgräns ej angiven.	IVL 2004a

20.7 Diskussion

Indeno(1,2,3-cd)pyren sprids till omgivningen framförallt från förbränning av fossila bränslen. Tillförsel till miljön kan även ske genom långdistanstransport, då ämnet är partikulärt bundet i luften. Vid provtagningar från sediment är halterna högre vid provtagning i Stockhomsområdet än vid Svealands kust, vilket påvisar betydelsen av spridning från vägtrafik. Indeno(1,2,3-cd)pyren har så gott som ingen rörlighet i jord, och spridning till grundvatten är därmed troligen inte betydande. Provtagning av grundvatten påvisade ej detekterbara halter. Indeno(1,2,3-cd)pyren har hög bioackumulering i akvatiska organismer, och vid provtagning av fisk i sjö och hav har detekterbara och ganska varierande halter påvisats. Utifrån dessa data är det svårt att avgöra om koncentrationsnivåerna av indeno(1,2,3-cd)pyren ökar eller minskar i miljön, men utifrån ämnets persistens och fortsatta tillförsel i miljön är det troligt att halterna ökar.

21 Isoproturon

21.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Isoproturon har låg akuttoxicitet hos däggdjur (WHO 2003).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Tester på råttor påvisar motstridiga resultat, men påvisar att isoproturon kan vara orsak till ökad tumörbildning (WHO 2003).

Isoproturon visar negativt resultat i de flesta tester av mutagenitet på bakterier, eukaryoter eller in vitro och in vivo tester på däggdjurstestsystem (WHO 2003).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Isoproturon har inte påvisats vara teratogen i studier på råttor och kaniner (WHO 2003)

Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma isoproturons eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

Den toxicitetdata som hittats för isoproturon vid denna litteraturgenomgång är begränsad, men redogörs i tabellen nedan.

Tabell 51. Toxicitetsdata för isoproturon

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50	NOAEL	Referens
Däggdjur, varierande arter, oralt intag		1 826-3 600 mg/liter	50 % döda	1 826-3 600 mg/liter		WHO 2003
Råttor, tvingad matning	2 generationer	0, 80, 400, 2 000 mg/kg/dag	Toxisk påverkan vid största dosen. Ingen effekt på reproduktion, fertilitet, sexuell mognad.		80 mg/kg	WHO 2003

21.2 Klassificering och märkning

Isoproturon är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 3 med riskfraserna R40, misstänks kunna ge cancer, R22, farligt vid förtäring, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

21.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 52. Gränsvärden och/eller riktvärden för isoproturon.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,3 µg/liter (årsmedelvärde). 1,3 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,3 µg/liter (årsmedelvärde). 1,3 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt riktvärde för ytvatten	Ytvatten	0,3 µg/liter	KEMI 2004
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	9 µg/liter	WHO 2004

21.4 Produktion, användning och begränsningar

Isoproturon är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Isoproturon finns inte med i begränsningsdatabasen. Ämnet finns med i bekämpningsmedelsregistret med tre godkända preparat och sju preparat där godkännandet har upphört.

Isoproturon används i Sverige men användningen har minskat. Användningsmängden i Sverige har sjunkit från 90 ton år 1999 till 40 ton år 2003. Det är främst inom jordbruket som ämnet används. I Europa finns fyra högvolymsproducerande företag (SPIN, ESIS).

Isoproturon är en selektiv herbicid som används för bekämpning av gräs-ogräs inom jordbruket (Bekämpningsmedelsregistret).

21.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Isoproturon i jord är mobilt och sprids till vattendrag. Den hydrolyseras, bryts ned biologiskt och fotokemiskt. Persistens i jord anges från dagar till veckor.

Nedbrytningsprodukter är 4-(2-hydroxyisopropyl)anilin vid biologisk nedbrytning och 3-(4-isopropylfenyl)-1-metylurea, 4,4-diisopropylazobezon och 4,4-diisopropylazoxybensen vid fotokemisk nedbrytning. Halveringstider uppges till omkring 40 dagar i tempererat klimat och 15 dagar i tropiska klimat (WHO 2003).

Vatten: I vatten är isoproturon ganska persistent och hydrolyseras långsamt, med beräknad halveringstid på 30 dagar (WHO 2003).

Luft: Isoproturon har lågt ångtryck och bedöms inte spridas via luften i någon större omfattning (WHO 2003).

21.6 Förekomst i miljö och i människa

Isoproturon har detekterats i ytvatten, grundvatten och dricksvatten. I undersökning av hittades vid analys av spannmål med detektionsgränsen 0,1-0,01 mg/kg (WHO 2003).

Tabell 53. Uppmätta halter av isoproturon i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Maxhalt 1,0 µg/liter	Ytvatten, Vemmenhögsån, 12 prover	December 2001-april 2002	SLU 2003
Maxhalt 0,5 µg/liter	Ytvatten, jordbruksbäckar, detekterats i 24 av 86 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Maxhalt 5 µg/liter	Ytvatten, bäckar, detekterats i 55 av 89 prover.	Provtagning 2004	SLU 2005a
Maxhalt 0,2 µg/liter	Ytvatten, åar, detekterats i 23 av 35 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Maxhalt 0,60 µg/liter	Ytvatten, Skivarpsån och Vege å. Detekterat i 18 av 18 prov.	Provtagning 2004	SLU 2005a
Under detektionsgränsen, <0,01 µg/liter	Dagvatten, avloppsvatten	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
<p>År 2004: Under detektionsgränsen</p> <p>År 2000: Maxhalt 0,02 µg/liter</p> <p>År 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen</p>	<p>Grundvatten</p> <p>År 2004: Provtagning i totalt elva län.</p> <p>År 2000: Endast detekterat i Skåne, i tre av 83 prov.</p> <p>Provtagning i totalt 18 län.</p> <p>År 1995: Endast provtagning i Skåne.</p> <p>År 1990: Provtagning i totalt fyra län.</p> <p>Före 1990: Provtagning i totalt elva län.</p>	<p>Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak</p>	<p>Pesticiddatabasen</p>
<p>År 2004: Under detektionsgränsen</p> <p>År 2000: Maxhalt 0,7 µg/liter</p> <p>År 1995: -</p> <p>År 1990: Under detektionsgränsen</p> <p>Före 1990: Under detektionsgränsen</p>	<p>Ytvatten</p> <p>År 2004: Endast provtagning i Västra Götaland samt i Jämtland</p> <p>År 2000: Endast detekterat i Skåne, i sju av nio prover.</p> <p>Provtagning i totalt 14 län.</p> <p>År 1995: Ingen registrerad provtagning.</p> <p>År 1990: Provtagning i fem län.</p> <p>Före 1990: Provtagning i 16 län.</p>	<p>Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak</p>	<p>Pesticiddatabasen</p>
<p>Under detektionsgränsen, <9 - <14 ng/g torrsvikt</p>	<p>Sediment, sjöar Stockholmsområdet</p>		<p>IVL 2003</p>
<p>Under detektionsgränsen, <9 - <14 ng/g torrsvikt</p>	<p>Sediment, centrala Stockholm</p>		<p>IVL 2003</p>
<p>Under detektionsgränsen, <20 ng/g torrsvikt</p>	<p>Sediment, Svealands kust</p>		<p>IVL 2003</p>
<p>Under detektionsgränsen, <15 ng/g torrsvikt</p>	<p>Sediment, avloppsvatten</p>	<p>Två prover, Bromma samt Henriksdal</p>	<p>IVL 2003</p>
<p>Under detektionsgränsen</p>	<p>Grundvatten</p>	<p>Grundvattendata preliminära, detektionsgräns ej angiven</p>	<p>IVL 2004a</p>

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsbstans	Fisk Väner och Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003
0,04 µg/liter	Regnvatten, Söderåsen i Skåne. Detekterades i 4 av 12 prover.	Maj-juni och september oktober 2004	SLU 2005a

21.7 Diskussion

Isoproturon har minskande användning i Sverige. Tillförsel till miljön från långdistanstransport bedöms inte trolig. Spridningen från jordbruksmark till vattendrag bedöms vara betydande. I Sverige har isoproturon inte detekterats i sediment, vare sig i sjöar eller kust. Provtagningsplatsen för sediment låg dick i Stockholmsområdet, provtagning av sediment i jordbruksbygd skulle kunna visa på annat resultat. Inte heller vid provtagning i fisk har detekterbara halter uppmätts, men däremot i ytvatten och i vissa prover av grundvatten i Skåne. Utifrån dessa data kan fastställas att isoproturon sprids till vattenmiljön, men om halterna ökar eller minskar (trots minskad användning) är svårt att avgöra.

22 Klorfenvinfos

22.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Klorfenvinfos är en insekticid som är kontaktverkande och hämmar enzymet acetylkolinesteras. Detta kan orsaka förgiftningssymtom som svettningar, andningssvårigheter, kramper och koma. Klorfenvinfos är svagt irriterande för huden. Vissa studier påvisar att klorfenvinfos är sensibiliserande för huden (KEMI 1997).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Tillräcklig information har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att kunna bedöma klorfenvinfos eventuella cancerogena och mutagena effekter.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Studier på försöksdjur (råtta, kanin, hamster) visar att låga dosnivåer, som ger effekter på acetylkolinesterasaktiviteten, även påverkar fortplantning och foster. Fostren var kortare och vägde mindre än normalt (KEMI 1997).

Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma klorfenvinfos eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

Den akuta giftigheten är hög till mycket hög för fåglar, insekter och vattenlevande organismer (KEMI 1997).

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 54. Toxicitetsdata för klorfeninfos

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	EC50	NOEC	Referens
Råtta, inandning	4 timmar	0,05 mg/liter	50 % döda	0,05 mg/liter			HSDB 2005
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	280-400 mg/kg	50 % döda	280-400 mg/kg			HSDB 2005
Råtta, dermalt	Akuttoxicitet	400 mg/kg	50 % döda	400 mg/kg			HSDB 2005
Fisk, guppy, <i>Tilapia nilotica</i>	96 timmar	<0,07 mg/liter	50% döda	<0,07 mg/liter			Kemi 1997
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	0,25 µg/liter			0,25 µg/liter	0,2µg/liter (24 timmar)	Kemi 1997
Alger, <i>Selenastrum capricornitum</i>	96 timmar	1,6 mg/liter			1,6 mg/liter	<1mg/liter	Kemi 1997
Alger, <i>Scenedesmus quadricanda</i>	10 dagar	1 mg/liter			1 mg/liter	<0,1 mg/liter	Kemi 1997

22.2 Klassificering och märkning

Klorfenvinfos är miljöfarligt och mycket giftigt. Ämnet är märkt med riskfraserna R24, giftigt vid hudkontakt, R28, mycket giftigt vid förtäring, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

22.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 55. Gränsvärden och/eller riktvärden för klorfenvinfos.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde). 0,3 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,1 µg/liter (årsmedelvärde). 0,3 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

22.4 Produktion, användning och begränsningar

Klorfenvinfos är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Klorfenvinfos finns inte med i begränsningsdatabasen. Ämnet finns i ett godkänt preparat i bekämpningsmedelsregistret och i fem preparat vars godkännande har upphört.

Klorfenvinfos används i Sverige och Danmark men användningen är konfidentiell. I Europa finns två företag som är lågvolymsproducenter av ämnet (SPIN, ESIS).

Klorfenvinfos är en insekticid som används mot skadeinsekter i odlingar av huvudkål och kålrot (Bekämpningsmedelsregistret).

22.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Klorfeninfos bedöms ha måttlig mobilitet i jord. Förångning från markyta till atmosfär bedöms inte vara en viktig process, varken från torr eller fuktig jord. Halveringstider för klorfeninfos i jord har beräknats till från 14 till mer än 150 dagar (HSDB 2005).

Vatten: Klorfeninfos bedöms bindas till partiklar i vattnet och sedimentera. Förångningen från vattenytan till atmosfär bedöms inte vara en viktig process, och biokoncentrationen i akvatiska organismer har beräknats vara låg. Klorfeninfos hydrolyseras i vatten, med kortare halveringstider med ökande pH (HSDB 2005).

Luft: Klorfeninfos beräknas finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Klorfeninfos i gasfas bryts ned genom reaktion med luftens hydroxylradikaler och ozon. Halveringstider för reaktionerna är sju respektive 92 timmar. Partikulärt bunden klorfeninfos tvättas ur luften genom torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

22.6 Förekomst i miljö och i människa

Klorfeninfos har detekterats i kvantifierbara halter i matriser såsom avrinningsvatten vid regn, sediment, frukt såsom grapefrukt, apelsiner, ananas med mera (HSDB 2005). Uppmätta halter av klorfeninfos i människa har inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Tabell 56. Urval av uppmätta halter av klorfeninfos i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
<6 – 236 ng/g torrsvikt	Sediment sjöar	13 prover, median <7 ng/gram torrsvikt.	IVL 2003
<7-188 ng/g torrsvikt	Sediment centrala Stockholm	7 prover, median 93 ng/g torrsvikt.	IVL 2003
<15-190 ng/g torrsvikt	Sediment Svealands kustregion	14 prover, median <20 ng/g torrsvikt	IVL 2003
Under detektionsgränsen (<9 ng/g torrsvikt)	Avloppsvatten, två prover, Bromma samt Henriksdal		IVL 2003
År 2004: - År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: under detektionsgränsen	Grundvatten År 2004: Ingen registrerad provtagning. År 2000: Endast provtagning i Kalmar län samt i Stockholms län. År 1995: Provtagning i totalt sju län. År 1990: Provtagning i totalt fyra län. Före 1990: Provtagning i totalt 12 län.	Detektionsgränser och provtagningsorsaker varierar	Pesticiddatabasen
År 2004: - År 2000: - År 1995, 1990 samt före 1990: under detektionsgränsen	Ytvatten År 2004 samt 2000: Ingen registrerad provtagning. År 1995: Provtagning i totalt fem län. År 1990: Provtagning i totalt sju län. Före 1990: Provtagning i totalt 16 län.	Detektionsgränser och provtagningsorsaker varierar	Pesticiddatabasen
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsbstans	Fisk från Vänern och Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Grundvattenprovtagning utförd av SGU	Grundvattendata anges vara preliminära, detektionsgräns anges ej.	IVL 2004a

22.7 Diskussion

Klorfenvinfos används i Sverige men med konfidentiell omfattning och användningsområde enligt SPIN-databas, ett godkänt preparat finns dock registrerat i bekämpningsmedelsregistret. Klorfenvinfos kan tänkas tillföras miljön genom långdistanstransport, eftersom klorfenvinfos binds till partiklar i luften. Ämnet har viss mobilitet i jord, och spridning från förorenad mark till grundvatten kan tänkas ske. Klorfenvinfos binds till partiklar i vattnet och sedimenterar, och ämnet har detekterats i varierande koncentrationer i sediment på olika provtagningsplatser. Koncentrationsskillnaderna tyder på stora lokala skillnader och borde innebära att lokal påverkan har större betydelse än långväga källor. I prover av grundvatten, ytvatten, avloppsvatten och fisk har klorfenvinfos inte påvisats över detektionsgränsen, biokoncentrationen i fisk bedöms dock vara låg. Utifrån dessa data bedöms det troligt att koncentrationerna i vår omgivningsmiljö är låga, men om halterna ökar eller minskar är svårt att avgöra.

23 Klorpyrifos

23.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Klorpyrifos kan vara irriterande för ögon och hud, farligt vid inandning, nedsväljning och hudkontakt, med symtom såsom diarré, kräkningar, andningsvårigheter och i svåra fall död (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Tillräcklig information har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att avgöra klorpyrifos eventuella cancerogena och mutagena egenskaper.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Klorpyrifos är en misstänkt endokrin substans och flera artiklar finns som utreder samband mellan klorpyrifos och endokrina effekter (Toxline 2005).

Tillräckligt underlag har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att bedöma klorpyrifos reproduktionstoxiska egenskaper.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 57. Toxicitetsdata för klorpyrifos

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 / LC50	NOAEL	Referens
Råtta, oralt	3 generationer	1 mg/kg/dag	Inga effekter vad avser teratogena och reproduktionstoxiska effekter		1 mg/kg/dag	HSDB 2005
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	82 mg/kg	50% döda	82 mg/kg		HSDB 2005
Råtta, inandning	4 timmar	>200 mg/m ³ /4 timmar	50% döda	>200 mg/m ³ /4 timmar		HSDB 2005
Råtta, hud	Akuttoxicitet	202 mg/kg	50% döda	202 mg/kg		HSDB 2005
Gräsand	Akuttoxicitet	75,6 mg/kg	50% döda	75,6 mg/kg		HSDB 2005
Kräftdjur, <i>Gammarus lacustris</i>	96 timmar	0,11 µg/liter	50% döda	0,11 µg/liter		HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	15 µg/liter	50 % döda	15 µg/liter		HSDB 2005

23.2 Klassificering och märkning

Klorpyrifos är miljöfarlig och giftig. Ämnet är märkt med riskfraserna R24/25, giftigt vid hudkontakt och förtäring, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

23.3 Gränsvärden / Riktvärde

Tabell 58. Gränsvärden och/eller riktvärden för klorpyrifos.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,03 µg/liter (årsmedelvärde). 0,1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,03 µg/liter (årsmedelvärde). 0,1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	30 µg/liter	WHO 2004

23.4 Produktion, användning och begränsningar

Klorpyrifos är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Klorpyrifos finns inte med i begränsningsdatabasen. Tre godkända preparat finns registrerade i bekämpningsmedelsregistret och fyra preparat vars godkännande har upphört.

Klorpyrifos användningsvolym i Norden är konfidentiell men ämnet används främst inom jordbruket och som bekämpningsmedel. I Europa finns ett företag registrerat som högvolymsproducent av ämnet (SPIN, ESIS).

Klorpyrifos är en insekticid som använts i Sverige sedan 1973. I Sverige används inte denna insekticid inom jordbruket utan endast för att bekämpa insekter inomhus och i uterum, samt i tomma stallar för kycklinguppfödning (Bekämpningsmedelsregistret).

23.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Klorpyrifos bedöms ha mycket liten till ingen mobilitet i jord. Ämnet förväntas inte förångas till atmosfären från torr mark, men däremot kan förångning vara en betydande process från fuktig mark med beräknade halveringstider på mellan 46 och 163 timmar (HSDB 2005).

Vatten: Klorpyrifos binds till partiklar i vattnet och sedimenterar. Förångning från vattenytan till atmosfär har beräknats med halveringstider på 16 till 179 dagar (modellantagande flod respektive sjö). Förångningen dämpas dock av bindningen till partiklar. Klorpyrifos hydrolyseras i vatten, med halveringstider beräknade till 22 till 62 dagar, med ökad hydrolysis med ökande pH. Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms vara hög (HSDB 2005).

Luft: Klorpyrifos beräknas existera både i gasfas och partikulärt bunden i luften. Klorpyrifos i gasfas reagerar snabbt med hydroxylradikaler i luften, med halveringstid på ett fåtal timmar. Partikulärt bunden klorpyrifos tvättas ur luften med torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

23.6 Förekomst i miljö och i människa

Klorpyrifos har detekterats i kvantifierade nivåer i olika matriser såsom grundvatten, ytvatten, nederbörd, sediment, inomhusluft, urban luft, mat såsom frukt, grönsaker, spannmål, fisk, komjölk och damm hos lantbrukare (HSDB 2005). Klorpyrifos har påvisats lagras fettvävnad i organismer som lever i svenska bottensediment (SLU 2005b). Uppgifter om detekterade halter av klorpyrifos i människa har inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Tabell 59. Urval av uppmätta halter av klorpyrifos i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <1 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar samt kring centrala Stockholm.		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <2 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust.		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <1,4 ng/g torrsvikt	Avloppsvatten, Bromma samt Henriksdal		IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrs substans	Fisk Vättern och Väner		Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Grundvattenprovtagning utförd av SGU	Grundvattendata anges som preliminära	IVL 2004a
År 2004 - År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: under detektionsgränsen	Grundvatten År 2004: Registrerad provtagning saknas. År 2000: Provtagning endast av två prover i Kalmar län. År 1995: Provtagning i totalt sju län. År 1990: Provtagning i totalt tre län. Före 1990: Provtagning i totalt tolv län.	Detektionsgräns och provtagningsorsak varierar.	Pesticiddatabasen
År 2004 och 2000: - År 1995, 1990 samt före 1990: under detektionsgränsen.	Ytvatten År 2004 samt 2000: Ingen registrerad provtagning. År 1995: Provtagning i totalt fem län. År 1990: Provtagning i totalt sju län. Före 1990: Provtagning i totalt 16 län.	Detektionsgräns och provtagningsorsak varierar.	Pesticiddatabasen

23.7 Diskussion

Klorpyrifos används i Sverige som insekticid, men endast i mindre omfattning och inte inom lantbruket. Tillförsel till miljön genom långdistanstransport kan inte uteslutas eftersom klorpyrifos binds till partiklar i luften. Ämnet är persistent i jord, men har ingen eller låg mobilitet varför spridning till grundvatten inte är att förvänta. Ämnet binds starkt till sediment och biokoncentreras i akvatiska organismer. Vid mätningar i den svenska miljön var halterna under detektionsgränsen för fisk, sediment, ytvatten och grundvatten. Ämnet har dock detekterats i fettvävnad i bottenlevande organismer. Utifrån dessa data är det troligt att klorpyrifos finns i liten omfattning i den svenska miljön, om halterna ökar eller minskar är dock svårt att avgöra.

24 Naftalen

24.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Oral exponering för naftalen kan orsaka symtom såsom hudirritation, illamående, kräkningar, diarré och skakningar. Även symtom såsom medvetslöshet, sömnhet, ataxi (oförmåga att samordna rörelser), hemolytisk anemi och död har förekommit. Vid naftalenexponering utvecklas katarakt, utfällning i ögat. Detta har noterats hos råtta, möss och kaniner, framförallt vid oral dosering (EHC 2002).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Naftalen är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är baserad på ej tillräckliga bevis för naftalens cancerogena effekt på människa, men tillräckliga bevis från tester på djur (IARC 2002).

Naftalen orsakar troligen inte genförändringar, naftalen har dock visats ge positiva resultat i tester in vitro av kromosomavvikelse och kromosom rekombinering (IARC 2002).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Naftalens reproduktionstoxicitet är inte entydig – en studie på dräktiga råttor visade effekter som slöhet, långsam andning, framåtlutad hållning. En studie på dräktiga kaniner visade inga tecken på maternal toxicitet, fetotoxicitet eller utvecklingstoxicitet (EHC 2002).

Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma naftalens eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 60. *Toxicitetsdata för naftalen.*

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Övrigt	Referens
Människa (vuxen), oralt	Engångsdos	5 000 – 15 000 mg	Letal dos.			EHC 202
Människa (barn), oralt	Doserat över två dagar	2 000 mg på två dagar	Letal dos			EHC 202
Möss, intraperitoneal injicering	Engångsdos	50, 100, 200 mg/kg kroppsvikt	Celldöd på bronkeolära epitelceller, dosberoende effekt.		Upprepad dosering dagligen i 7 dagar medförde ingen effekt.	EHC 202

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Övrigt	Referens
Möss, oralt	90 dagar	Upp till 133 mg/kg kroppsvikt	Inga större förändringar i organvikt, ej död, inte hemolytisk anemi.			EHC 202
Råttor, oralt	Akuttoxicitet	490 mg/kg	50 % döda	490 mg/kg		HSDB 2005
Rosa lax, <i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	96 timmar	1,4 mg/liter	50 % döda	1,4 mg/liter		HSDB 2005
Räka, <i>Pandalus goniurus</i>	96 timmar	2,2 mg/liter	50 % döda	2,2 mg/liter		HSDB 2005

24.2 Klassificering och märkning

Naftalen är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är märkt med riskfraserna R22, farligt vid förtäring, R40 misstänks kunna ge cancer och R50/53 mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2005:5).

24.3 Gränsvärden

Tabell 61. Gränsvärden och/eller riktvärden för naftalen.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	2,4 µg/liter (årsmedelvärde) 28,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	1,2 µg/liter (årsmedelvärde). 14,4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
Svenskt riktvärde för förorenat grundvatten vid bensinstationer	Förorenat grundvatten	0,2 µg/liter	NV 1998
Kanadensiskt riktvärde för skydd av liv i sötvatten	Sjöar och vattendrag	1,1 µg/liter	CEQG 2003
Svenskt riktvärde för halt i förorenad mark	Förorenad mark	0,3 mg/kg torrs substans	NV 1997

24.4 Produktion, användning och begränsningar

Naftalen är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Naftalen finns inte med i begränsningsdatabasen.

Användningen av naftalen har ökat mellan åren 1999 och 2003 i Norden. I Sverige var användningen ganska jämn mellan åren 1999 till 2002, med mängder mellan 60 till 90 ton, för att år 2003 öka till 760 ton. Ämnet används främst inom

petroleum-, verkstads- och färgindustrin. I Europa finns 17 företag registrerade som högvolymsproducenter av ämnet (ESIS, SPIN).

Naftalen ingår i gruppen PAH. PAH utgörs av en stor grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och vägtrafik anges som de huvudsakliga källorna till utsläpp av PAH i Sverige (IMM 2005).

24.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Naftalen förväntas ha låg till måttlig mobilitet i jord. Förångning av naftalen till atmosfär bedöms vara en viktig process, beräknade halveringstider för förångning är en dag vid naftalen i ytskikt, och 14 dagar vid ett djup på tio centimeter. Nedbrytningen i jord bedöms vara ganska snabb, med halveringstider på 2-18 dagar (HSDB 2005).

Vatten: Naftalen förväntas bindas till partiklar och sedimentera. Förångning från vattenytan till atmosfär förekommer med beräknade halveringstider på tre timmar respektive fem dagar (modellantagande flod respektive sjö). Biokoncentrationen i akvatiska organismer har beräknats på karp, och varierar från låg till hög. Fotolys förekommer i ytskiktet, och biologisk nedbrytning sker med beräknade halveringstider på 1-43 dagar (HSDB 2005).

Luft: Naftalen bedöms finnas huvudsakligen i gasfas i atmosfären. Naftalen reagerar med luftens hydroxylradikaler med beräknad halveringstid på 18 timmar. Naftalen bryts även ned genom reaktion med nitratradikaler, och genom direkt fotolys (HSDB 2005).

24.6 Förekomst i miljö och i människa

Människor har exponerats för naftalen främst genom dess användning som insektsrepellent, framförallt mot mal. Yrkesexponering kan även ske vid produktion av naftalen, eller vid industriella processer där naftalen bildas som intermediat, vid kreosotbehandling av trä med mera. Naftalen förekommer även i tobaksrök (IARC 2002). Naftalen har detekterats i kvantifierbara halter i grundvatten, dricksvatten, ytvatten, havsvatten, avrinningsvatten från soptippar, avlopp från förbränningsanläggningar, sediment, urban luft, inomhusluft, fisk och i modersmjölk (HSDB 2005).

Halten av PAH i luft har minskat betydligt sedan 1980-talet, beronde på att bidraget från vägtrafiken har minskat i och med bättre miljöprestanda hos fordon. Sedan slutet av 90-talet sker dock inte längre någon minskning, troligen beroende på ökad vägtrafik. Någon stor skillnad mellan koncentrationen av PAH i tätorter i norra och södra Sverige syns inte, vilket bedöms bero på att det mindre bidraget av PAH från vägtrafik vägs upp av större bidrag från vedeldning i norra Sverige (IVL 2004e).

Tabell 62. Urval av uppmätta halter av naftalen i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
0,041 - 0,18 µg/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover	IVL 2003
<0,002 - 0,15 µg/g torrsvikt	Sediment, sjöar kring Stockholm	13 prover	IVL 2003
<0,004 - 0,022 µg/g torrsvikt	Sediment, kustregion Svealand	12 prover. Två prover med högre mätvärden borttagna av författarna.	IVL 2003
0,060 och 0,039 µg/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal	2 prover.	IVL 2003
<6,5-15 ng/g lipidvikt	Abborre, Bysjön		IVL 2004b
<5,2-38 ng/g lipidvikt	Abborre, Hjärtsjön		IVL 2004b
16-43 ng/g lipidvikt	Abborre, Holmöarna		IVL 2004b
21-80 ng/g lipidvikt	Abborre, Stensjön		IVL 2004b
<5,8-27 ng/g lipidvikt	Abborre, Kvädöfjärden	Ett värde är avvikande på 1108 ng/g lipidvikt	IVL 2004b
6,2-31 ng/g lipidvikt	Strömming, Harufjärden		IVL 2004b
47-142 ng/g lipidvikt	Tånglake, Väderöarna		IVL 2004b
3,8-9,5 ng/g lipidvikt	Sill, Fladen		IVL 2004b
16-38 ng/g lipidvikt	Sill, Utlängan		IVL 2004b
Under detektionsgränsen	Grundvatten från 15 bakgrundsplatser i Sverige	Opublicerade data från SGU	IVL 2004a

24.7 Diskussion

Användningen av naftalen i Sverige har ökat under de senaste åren. En annan källa till naftalen i vår miljö är spridning från ofullständig förbränning, såsom från vedeldning, sopförbränning, eller trafikavgaser. En viss mobilitet av naftalen i jord gör att spridning till grundvatten inte kan uteslutas, provtagning av grundvatten i Sverige påvisade dock inte några halter över detektionsgränsen. Bidrag av naftalen från långdistanstransport bedöms inte vara betydande, då naftalen huvudsakligen finns i gasfas i atmosfären med relativt korta uppehållstider. I vatten binds naftalen till partiklar och sedimenterar samt biokoncentreras i akvatiska organismer i viss mån. Mätningar i sediment i Sverige påvisar halter i ganska låga och jämna nivåer vid de olika provtagningsplatserna, dock högst halter i kustsediment från Stockholmsområdet. Mätningar i fisk från bakgrundsplatser har också uppmätts, och påvisar generellt detekterbara samt högre koncentrationsnivåer än övriga PAH. Utifrån dessa data samt att naftalen ständigt tillförs vår omgivning är det troligt att halterna av naftalen ökar i miljön.

25 Nonylfenoler

25.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Nonylfenoler kan vara starkt irriterande för huden och ögonen. Ångor kan orsaka irritation i ögon och andningsvägar. Kan orsaka smärtande hud och kemisk brännskada. Andra symtom kan vara hosta, medvetslöshet och vid oralt intag magsmärtor, diarré, illamående och halssmärtor (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Tillräckligt underlag har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att avgöra nonylfenols eventuella cancerogena och mutagena effekter.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Nonylfenoler har rapporterats orsaka olika östrogena responser på en mängd akvatiska organismer. Nonylfenol och dess etoxilater förekommer tillsammans i vattenmiljön och dess endokrina effekter bör bedömas tillsammans. Östrogen respons uppträder i liknande halter som kroniska effekter (CEPA 1999).

Tillräckligt underlag har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att avgöra nonylfenols eventuella reproduktionstoxiska effekter.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 63. Toxicitetsdata för nonylfenoler

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	EC50	PEC	PNEC	NOAEL	Referens
Råtta, oralt		1 600 mg/kg kroppsvikt	50 % döda	1 600 mg/kg kroppsvikt					HSDB 2005
Kanin, dermalt		2 140 mg/kg	50 % döda	2 140 mg/kg					HSDB 2005
Alger	Akuttoxicitet	27-2 500 µg/l		27-2 500 µg/l					
Invertebrater	Akuttoxicitet	20-3 000 µg/l		20-3 000 µg/l				3,9 µg/liter (kronisk toxicitet)	CEPA 1999
Fisk	Akuttoxicitet	17-1 400 µg/l		17-1 400 µg/l				6 µg/liter (kronisk toxicitet)	CEPA 1999

25.2 Klassificering och märkning

Nonylfenoler är hälsoskadliga och miljöfarliga. Ämnet är klassificerat som frätande med riskfraserna R22, farligt vid förtäring, R34, frätande, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

25.3 Gränsvärden /riktvärden

Tabell 64. Gränsvärden och/eller riktvärden för nonylfenol

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,3 µg/liter (årsmedelvärde) 2,0 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,03 µg/liter (årsmedelvärde). 2,0 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

25.4 Produktion, användning och begränsningar

Nonylfenoler är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Nonylfenoler finns med upptagna i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 15a §.

Nonylfenolers användning har minskat i Norden mellan åren 1999 och 2003. I Sverige har användningen varierat mellan 19 till 46 ton över åren 1999 till 2003, mängderna har varierat och någon minskande eller ökande trend kan inte ses utifrån dessa data i Sverige. Ämnet används främst inom kemiindustrin och färgindustrin. I Sverige använder Akzo Nobel Surface Chemistry i Stenungsund nonylfenoler för tillverkning av ytaktiva ämnen. I Europa finns åtta företag registrerade som högvolymsproducenter av ämnet (SPIN, ESIS).

Nonylfenoletoxilater har använts inom ett brett område i mer än 40 år – inom konsumentprodukter såsom kosmetika, rengöringsprodukter och färger, och industriellt i textilindustrin, vid tillverkning av pappersmassa, olje- och stålindustrin med mera (CEPA 1999).

25.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Nonylfenol förväntas ha låg eller ingen mobilitet i jord. Förångning bedöms förekomma från fuktig mark men inte från torr, vilket dock dämpas av bindning till partiklar. Biologisk nedbrytning förekommer, men hastigheten är beroende av temperatur och omgivningsförhållanden (HSDB 2005).

Vatten: Nonylfenol förväntas bindas till partiklar och sedimentera. Förångning sker till atmosfär, men dämpas av bindningen till partiklar. Biokoncentrationen i akvatiska organismer har för nonylfenol beräknats variera från låg till hög. Dock bedöms den långsiktiga biokoncentrationen vara låg då nonylfenol inte lagras i de flesta organismer. Biologisk nedbrytning förekommer men varierar med temperatur och omgivningsförhållanden. Nedbrytning sker även genom fotolys i ytskiktet under vissa förhållanden (HSDB 2005). Nonylfenoletoxilater bryts ned i vattenmiljön och bildar lägre etoxilerade varianter och nonylfenol. Nonylfenol och lägre etoxilerade nonylfenoletoxilater är persistenta i grundvatten (CEPA 1999).

Luft: Nonylfenol bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Nonylfenol i gasfas reagerar med luftens hydroxylradikaler med halveringstid beräknad till 7,5 timmar. Partikulärt bunden nonylfenol tvättas ur luften med torr- eller våtdeposition (HSDB 2005).

25.6 Förekomst i miljö och i människa

Nonylfenol och nonylfenoletoxilater finns i låga koncentrationer i omgivningsluft, vatten, jord, sediment och biota (CEPA 1999). Kvantifierade halter av nonylfenol i människa har inte hittats i denna litteraturgenomgång, men däremot nonylfenol i ytvatten, dricksvatten, grundvatten, avloppsvatten från reningsverk, sediment, alger och fisk (HSDB 2005).

Tabell 65. Uppmätta halter av nonylfenoler i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
67-5 300 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar, Stockholmsområdet	Median 1 500 ng/g torrsvikt	IVL 2003
12-610 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Median 310 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<20-380 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust	Median 48 ng/g torrsvikt	IVL 2003
44 och 31 ng/g torrsvikt	Avloppsvatten, Bromma och Henriksdal		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <0,1-<0,9 mg/kg torrsubstans	Fisk Vätern och Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003
Under detektionsgränsen	Grundvattenprovtagning utförd av SGU	Data anges som preliminära, detektionsgräns anges ej.	IVL 2004a

25.7 Diskussion

Nonylfenol och nonylfenoletoxilater hanteras i Sverige enligt SPIN-databasen. Det kan inte uteslutas att nonylfenoler tillförs miljön genom långdistanstransport, eftersom nonylfenol binds till partiklar i luften. Mätningar i sediment påvisar att lokala utsläpp har stor betydelse för halten av nonylfenol i den svenska miljön. Sedimentprover påvisar höga halter av nonylfenol, med fördelningen sediment från sjöar i Stockholmsområdet > sediment kust nära Stockholm > sediment Svealands kust. Prover av fisk från Vättern och grundvattenprover påvisar ej detekterbara halter, vilket var att förvänta då nonylfenol bedöms ha låg mobilitet i jord och därmed inte förmodas spridas till grundvatten i stor omfattning, samt en låg biokoncentrering i akvatiska organismer på lång sikt. Så länge användning av nonylfenol sker i konsumentprodukter såsom rengöringsmedel förväntas nonylfenol tillföras omgivningen.

26 Oktylfenol

26.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Olika former av oktylfenol antas ha liknande toxicitet. Samtliga långkedjiga derivat av fenol bedöms ha lägre toxicitet än fenol (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att kunna bedöma oktylfenols eventuella cancerogena och mutagena egenskaper.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Oktylfenol misstänks kunna orsaka endokrina effekter då det har östrogena egenskaper. Ett flertal artiklar finns som beskriver exponering för oktylfenol och dess endokrina påverkan på får, primater, möss och råttor (Toxline 2005).

Tillräckligt underlag har inte hittats vid denna litteraturgenomgång för att kunna bedöma oktylfenols eventuella reproduktionstoxiska egenskaper.

Dos-effekt och dos-respons

Många alkylfenoler är giftiga för vattenlevande organismer, och mest giftiga är de med en stor alkylkedja, det vill säga oktyl-, nonyl- och dodekylfenol (Kemi 2005). Toxicitetsdata med dos-effektsamband har inte hittats för oktylfenol vid denna litteraturgenomgång.

26.2 Klassificering och märkning

Oktylfenol är inte klassificerat och märkt enligt KIFS 2004:7.

26.3 Gränsvärden

Tabell 66. Gränsvärden och/eller riktvärden för oktylfenol.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,06 µg/liter (årsmedelvärde). 0,13 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,06 µg/liter (årsmedelvärde). 0,13 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

26.4 Produktion, användning och begränsningar

Oktylfenol finns inte registrerat i PRIO-listan eller i begränsningsdatabasen.

Oktylenol används inte i Sverige enligt SPIN-databasen. I Danmark är användningen konfidentiell. I Europa finns inget företag registrerat som tillverkar oktylfenol (SPIN, ESIS).

Oktylfenol bildas genom nedbrytning av oktylfenoletoxilat, som är en tensid som används i bland annat rengöringsmedel. Användningen av oktylfenoletoxilater i konsumentprodukter i Sverige har minskat de senaste åren till följd av Bra Miljöval-märkningen, som inte godkänner några produkter som innehåller oktylfenol (SNF 2001).

26.5 Spridning och omvandling i naturen

Vid denna litteraturgenomgång har inga data hittats för oktylfenols spridning och omvandling i naturen. Bedömningen görs att nonylfenol och oktylfenol uppträder på liknande sätt, varför data för nonylfenol används.

Jord: Oktylfenol förväntas ha låg eller ingen mobilitet i jord. Oktylfenol förväntas förångas från fuktig mark men inte från torr. Dock dämpas förångningen av bindning till partiklar. Biologisk nedbrytning förekommer, men hastigheten är beroende av temperatur och omgivningsförhållanden (HSDB 2005, nonylfenol).

Vatten: Oktylfenol förväntas bindas till partiklar och sedimentera. Förångning sker till atmosfär, men dämpas av bindningen till partiklar. Biokoncentrationen i akvatiska organismer har för nonylfenol beräknats variera från låg till hög. Dock bedöms den långsiktiga biokoncentrationen vara låg då nonylfenol inte lagras i de flesta organismer. Biologisk nedbrytning förekommer men varierar med temperatur och omgivningsförhållanden. Nedbrytning sker även genom fotolys i ytskiktet under vissa förhållanden (HSDB 2005, nonylfenol).

Luft: Oktylfenol bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Oktylfenol i gasfas reagerar med luftens hydroxylradikaler med snabb halveringstid (nonylfenol 7,5 timmar). Partikulärt bunden oktylfenol tvättas ur luften med torr- eller våtdeposition (HSDB 2005, nonylfenol).

26.6 Förekomst i miljö och i människa

Kvantifierade halter av oktylfenol i människa har inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

Tabell 67. Uppmätta halter av oktylfenol i omgivningsmiljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
<2-140 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar, Stockholmsområdet	Median 15 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<0,3-7,3 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Median 4,4 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<0,5-9,1 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust	Median <1,2 ng/g torrsvikt	IVL 2003
0,96 och 0,78 ng/g torrsvikt	Avloppsvatten, Henriksdal och Bromma		IVL 2003
Under detektionsgränsen	Grundvattenprover tagna av SGU	Data uppges vara preliminära, detektionsgräns anges ej.	IVL 2004a
0,0003-0,0031 mg/kg färsksvikt	Abborre och röding i Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003

26.7 Diskussion

Oktylfenol tillförs miljön genom nedbrytning av alkylfenoletoxilater. Användningen av oktylfenoletoxilat i rengöringsmedel och liknande har minskat de senaste åren. Det kan inte uteslutas att oktylfenol tillförs miljön genom långdistanstranport, då oktylfenol binds till partiklar i luften och kan spridas långväga. Oktylfenol förväntas ha låg mobiltet i jord, och därmed bedöms inte spridning till grundvatten vara betydande. I vatten binds oktylfenol till partiklar och sedimenterar. Biokoncentrationen bedöms variera från låg till hög. I svenska miljön har oktylfenol uppmätts i sediment, med haltfördelning sjöar Stockholmsområdet > kust Stockholmsområdet > Svealands kust. Denna spridning påvisar att lokal tillförsel verkar ha stor betydelse. Oktylfenol har även detekterats i fisk från Vättern, medan grundvattenprover visar ej detekterbara nivåer. Så länge användning av oktylfenol sker i konsumentprodukter såsom rengöringsmedel förväntas oktylfenol tillföras omgivningen.

27 Pentaklorbensen

27.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Oralt intag av pentaklorbensen har i djurförsök visats påverka centrala nervsystemet (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Pentaklorbensen är inte klassicerad av IARC. Tillräcklig information har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att kunna bedöma pentaklorbensens mutagena och cancerogena egenskaper.

Amerikanska EPA bedömer pentaklorbensen som ej klassificerbar som cancerogen, baserat på att underlag saknas både från studier på människa och försöksdjur (EPA IRIS 2005).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

En studie på dräktiga råttor rapporterar effekter på fosterutveckling och minskad vikt. Inga effekter på reproduktionen eller fosterutveckling påvisades på en studie vid oral exponering för dräktiga möss (HSDB 2005).

Underlaget i denna litteraturgenomgång är inte tillräckligt för att bedöma pentaklorbensen eventuella endokrina påverkan.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 68. Toxicitetsdata för pentaklorbensen

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 /LC50	Referens
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	1 080-1 125 mg/kg	50 % döda	1 080-1 125 mg/kg	HSDB 2005
Bluegill sunfish	24 timmar	2,27 mg/l	50 % döda	2,27 mg/l	HSDB 2005
Sheepshead minnow	24 timmar	32 mg/l	50 % döda	32 mg/l	HSDB 2005
Guppy, <i>Poecilia reticulata</i>	14 dagar	0,178 ppm	50 % döda	0,178 ppm	HSDB 2005

27.2 Klassificering och märkning

Pentaklorbensen är hälsoskadlig, miljöfarlig och mycket brandfarlig. Ämnet är märkt med riskfraserna R11, mycket brandfarligt, R22, farligt vid förtäring, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

27.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 69. Gränsvärden och/eller riktvärden för pentaklorbensen.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,007 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,0007 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

27.4 Produktion, användning och begränsningar

Pentaklorbensen är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Pentaklorbensen finns upptagen i begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 bilaga 6.

Ingen tillverkning eller användning finns registrerad i Europa (SPIN, ESIS).

27.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Pentaklorbensen bedöms inte vara mobil i jord. Förångning beräknas förekomma från fuktig mark, men inte från torr. Förångningen dämpas dock av bindningen till partiklar. Den biologiska nedbrytningen beräknas vara låg (HSDB 2005).

Vatten: Pentaklorbensen förväntas bindas till partiklar i vattnet och sedimentera. Förångning till atmosfär beräknas förekomma med halveringstider mellan sju och 180 timmar beroende på modellantagande (flod/sjö). Förångningen dämpas dock av bindningen till partiklar. När adsorptionen är medtagen i modellantagandet blir halveringstiden i en mindre sjö elva månader. Biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög. Pentaklorbensen genomgår fotolys i vattnets ytskikt (HSDB 2005).

Luft: Pentaklorbensen förväntas endast befinnas i gasfas i atmosfären. Pentaklorbensen i gasfas reagerar med luftens hydroxylradikaler, med beräknad halveringstid på 277 dagar (HSDB 2005).

27.6 Förekomst i miljö och i människa

Pentaklorbensen har kvantifierats i matriser såsom dricksvatten, ytvatten, havsvatten, nederbörd, lakvatten från utsläppsplatser såsom soptippar, luft från utsläpp vid förbränningsanläggningar för farligt avfall inklusive klorerade ämnen, sediment, urban omgivningsluft, luft i arktis (4,5 pg/m³ medelvärde), mat såsom fetter och oljor (solrosolja, valnötolja, majsolja etcetera), fisk, ägg från fiskmåsar och bröstmjölkl (HSDB 2005).

Tabell 70. Urval av uppmätta halter av pentaklorbensen i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
6 ng/g torrsvikt i ett prov, resterande under detektionsgränsen (<10-<1 ng/g torrsvikt)	Sediment, sjöar Stockholmsområdet		IVL 2003
3-4 ng/gram torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Över detektionsgränsen i 2 av 7 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen. <0,2-<1 ng/gram torrsvikt	Sediment, Svealands kustregion		IVL 2003
2,2 µg/kg lipid	Strömming, Landsort		IVL 2004c
16 µg/kg, övriga prover under detektionsgränsen (4-8 µg/kg lipid)	Abborre, Kvädöfjorden	Detekterad i endast ett prov	IVL 2004c

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
År 2004 och 2000: - År 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen.	Grundvatten År 2004 och 2000: Ingen registrerad provtagning. År 1995: Provtagning i totalt fem län. År 1990: Endast provtagning av sju prov i Skåne län. Före 1990: Provtagning i totalt tre län.	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticiddatabasen
År 2004: - År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen	Ytvatten År 2004: Ingen registrerad provtagning. År 2000: Endast provtagning av två prover i Stockholms län. År 1995: Provtagning i totalt fyra län. År 1990: Provtagning i totalt 3 län. Före 1990: Provtagning i totalt 3 län.	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticiddatabasen

27.7 Diskussion

Pentaklorbensen har inte någon känd användning i Sverige. Tillförsel till miljön kan dock tänkas genom bildning vid förbränning av avfall som innehåller klorerade ämnen och organiskt material. Pentaklorbensen beräknas endast finnas i gasfas i atmosfären, men med långa uppehållstider, varför långdistanstransport bedöms förekomma. Pentaklorbensen är inte mobil i jord, varför betydande spridning till grundvatten inte är troligt. Pentaklorfenol binds till partiklar i vattnet och ansamlas i sediment, samt har hög biokoncentrering i akvatiska organismer. Prover av sediment i Sverige påvisar genomgående låga koncentrationer under detektionsgränsen, förutom i ett fåtal avvikande prover. Detsamma gäller prover i fiskar, där de flesta provtagningar visar halter under detektionsgränsen, med ett fåtal avvikande prover. Provtagning av grundvatten och ytvatten påvisar inga kvantifierbara halter. Utifrån dessa data är det svårt att avgöra om nivåerna av pentaklorbensen ökar, minskar eller har nått steady state i vår omgivningsmiljö.

28 Pentaklorfenol

28.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Inandning av pentaklorfenol kan orsaka irritation i andningsvägar och ögon, samt kraftiga nysningar och hosta. Hudkontakt kan orsaka irritation och verka sensibiliserande. Större exponering och oralt intag kan orsaka illamående, magsmärtor och även död (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Pentaklorfenol är klassificerad såsom *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är grundad på inakdevkva bevis för cancerogenicitet i människa, men tillräckliga bevis på studier på försöksdjur (IARC 1991a).

Pentaklorfenol har visat negativa resultat i de flesta tester avseende genetiska effekter, men svag positiv respons har påvisats för somatisk genmutation i ett test på möss. Pentaklorfenol inducerade komosomförändringar i cellkulturer från gnagare, men inte på humanceller. Genförändringar i jäst har observerats (IARC 1991a).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Pentaklorfenol har visats vara embryotoxisk, öka dödligheten och orsaka en viss ökning av antalet missbildningar hos råttor (IARC 1991a).

Pentaklorfenol har visats vara reproduktionstoxisk och minska reproduktionskapaciteten vid kronisk exponering för *Daphnia magna* vid kronisk exponering i halter ned till 0,25 mg/liter (Parks & Le Blanc 1996).

Pentaklorfenol misstänks kunna orsaka endokrina effekter. Flertalet artiklar finns som redovisar undersökningar avseende pentaklorfenol och dess reproduktionstoxiska och endokrina påverkan på djur som till exempel lamm, får och minkar (Toxline 2005).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 71. Toxicitetsdata för pentaklorfenol

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 / LC50	Ref - år
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	146 – 210 mg/kg	50 % döda	146 – 210 mg/kg	HSDB 2005
Råtta dermalt	Akuttoxicitet	96-330 mg/kg	50 % döda	96-330 mg/kg	HSDB 2005
Sötvattenfisk, <i>Channua gachua</i>	24 timmar	0,79 mg/liter	50 % döda	0,79 mg/liter	HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	52 µg/liter	50 % döda	52 µg/liter	HSDB 2005
Tubifex (vattenmask)	24 timmar	286/619/1 294 µg/liter vid pH 7,5, 8,5, 9,5.	50 % döda	286 - 1 294 µg/liter	HSDB 2005

28.2 Klassificering och märkning

Pentaklorfenol är hälsoskadlig, miljöfarlig och mycket giftig. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 3 med riskfraserna R24/25, giftigt vid hudkontakt och förtäring, R26, mycket giftigt vid inandning, R 36/37/38, irriterar ögonen, andningsorganen och huden, R40 misstänks kunna ge cancer, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

28.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 72. Gränsvärden och/eller riktvärden för pentaklorfenol.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,2 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,2 µg/liter (årsmedelvärde) 1 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	9 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	60 µg/liter	CEQG 2004

28.4 Produktion, användning och begränsningar

Pentaklorfenol är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt, har långtidseffekter och en mycket hög akut giftighet. Pentaklorfenol finns upptagen i begränsningslistan, KIFS 1998:8 10 kap 7 § och bilaga 5, och i bekämpningsmedelsregistret, med inga godkända preparat och med 63 preparat där godkännandet upphört. Det senaste godkännandet upphörde 1980.

I Sverige finns ingen användning registrerad av pentaklorfenol. I Danmark är användningen konfidentiell. Inga företag finns registrerade som tillverkare av pentaklorfenol i Europa (SPIN, ESIS).

Pentaklorfenol har använts som bekämpningsmedel bland annat inom textilindustrin och som träskyddsmedel (Bekämpningsmedelsregistret).

28.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Pentaklorfenol bedöms ha låg till ingen mobilitet i jord, varierande beroende på pH (pentaklorfenol har pKa 4,70). Hastigheten på den biologiska nedbrytningen har visats beroende av koncentrationen av pentaklorfenol i jorden. Försök har visat att 82 % av tillsatt pentaklorfenol var mineraliserad inom sju månader vid en tillsatt mängd av 30 mg/kg jord, medan en ursprungsmängd av 100 mg/kg endast resulterade i en mineraliseringsgrad av 2 % efter sju månader. Förångning till atmosfär bedöms inte vara en viktig process, varken för torr eller fuktig jord (HSDB 2005).

Vatten: Pentaklorfenol förväntas bindas till partiklar i vattnet och sedimentera. Adsorptionen bedöms öka med sjunkande pH. Förångning av pentaklorfenol till atmosfär bedöms inte vara en viktig process. Mineraliseringshastigheten av pentaklorfenol bedöms vara beroende av koncentrationen. Biokoncentrationen har beräknats vara pH-beroende, med högre biokoncentrering vid lägre pH (HSDB 2005).

Luft: Pentaklorfenol bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i luften. I gasfas bryts pentaklorfenol ned dels genom reaktion med luftens hydroxylradikaler, med halveringstider beräknade till 26 dagar, dels genom direkt fotolys. Partikulärt bunden pentaklorfenol tvättas ur luften genom torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

28.6 Förekomst i miljö och i människa

Kvantifierade halter av pentaklorfenol finns rapporterade för matriser såsom grundvatten, ytvatten, dricksvatten, havsvatten, avloppsvatten från reningsverk och industri, sediment, inomhusluft, mat såsom kött, fisk, gryn och flingor, musslor med mera (HSDB 2005). Inga uppgifter om studier av pentaklorfenol i människa har hittats vid denna litteraturgenomgång.

Tabell 73. Urval av uppmätta halter av pentaklorfenol i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
<0,5-7,8 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar	13 prover, median 4,7 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<0,5-9,4 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	7 prover, median 3,7 ng/g torrsvikt	IVL 2003
<0,5-10 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kustregion	14 prover, median 2,1 ng/g torrsvikt	IVL 2003
3,2 och 1,4 ng/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, Bromma och Henriksdal		IVL 2003
0,02-1,1 mg/kg TS	Fisk från Vänern och Vättern, detekterades i 5 av 8 prover.		Vätternvårdsförbundet 2003
15 ng/g våtsvikt	Fiskgalla (abborre), Bysjön	Detekterat i 1 av 6 prover.	IVL 2004b
Maxhalt 30 ng/g våtsvikt	Fiskgalla (abborre), Hjärtsjön	Detekterat i 3 av 5 prover	IVL 2004b
Under detektionsgränsen 5 ng/g våtsvikt	Fiskgalla (abborre), Stensjön	3 prover	IVL 2004b

28.7 Diskussion

Trots att det inte finns någon registrerad användning av pentaklorfenol i Sverige sedan 1980 finns mätbara halter av pentaklorfenol i sediment och fisk. Pentaklorfenol kan tillföras miljön från långväga källor, då pentaklorfenol finns partikulärt bunden i luften. Pentaklorfenol kan spridas till grundvatten från förorenad mark, dock varierar mobiliteten beroende på markens pH. Mätning av sediment visade på ganska jämna halter på olika provtagningsplatser, vilket indikerar att de koncentrationerna av pentaklorfenol som finns i omgivningsmiljön idag framförhållt härrör från långväga källor och inte från lokala utsläpp. Detta skulle kunna tolkas som att nivåerna nått steady state i vår omgivningsmiljö, dock kan bidrag från långdistanstransport medföra sakta ökande halter i miljön. För att klargöra detta krävs mätdata över en lång tidsperiod.

29 Simazin

29.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Simazin kan vara irriterande för ögon och hud (HSDB 2005).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Simazin är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Klassificeringen är baserad på ej tillräckligt underlag från såväl human- som djurdata (IARC 1991b). Det finns dock epidemiologiska studier som påvisar en större risk för människor utsatta för triaziner, till vilka simazin tillhör, att få cancer (HSDB 2005).

IARC saknar data för genetiska och andra relaterade effekter av Simazin på människa. Nybildning av mikrokärnor inducerades inte hos möss under påverkan av simazin, i växter har kromosomavvikelse hittats under påverkan av simazin, och i *Drosophila melanogaster* har genmutationer påvisats (IARC 1991b).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteratursökning för att bedöma simazins eventuellt endokrina och reproduktionstoxiska effekter.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 74. Toxicitetsdata för Simazin

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	Referens
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	>5 000 mg/kg	50 % döda	>5 000 mg/kg	HSDB 2005
Råtta, percutant	Akuttoxicitet	>3 100 mg/kg	50 % döda	>3 100 mg/kg	HSDB 2005
Hinnkräfta, <i>Daphia Magna</i>	48 timmar	1,1 mg/liter	50 % döda	1,1 mg/liter	HSDB 2005
Kräftdjur, <i>Cypridopsis</i>	48 timmar	3,7 mg/liter	50 % döda	3,7 mg/liter	HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	>100 mg/liter	50 % döda	>100 mg/liter	HSDB 2005

29.2 Klassificering och märkning

Simazin är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som cancerogent kategori 3 med riskfraserna R40, misstänks kunna ge cancer, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

29.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 75. Gränsvärden och/eller riktvärden för simazin.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	1 µg/liter (årsmedelvärde) 4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	1 µg/liter (årsmedelvärde) 4 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	2 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	10 µg/liter	CEQG 2004

29.4 Produktion, användning och begränsningar

Simazin är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Simazin finns upptagen i begränsningslistan, KIFS 1998:8 bilaga 6, och i bekämpningsmedelsregistret, inga godkända preparat och 14 preparat där godkännande upphört, de senaste daterade 1994.

Simazin finns registrerad med konfidentiell användning i Sverige. I Finland används ämnet inom jordbruket som bekämpningsmedel med konfidentiell användningsmängd. I Europa finns sex högvolymsproducerande företag (SPIN, ESIS).

29.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Uppgifter om nedbrytningen av simazin i jord varierar med halveringstider av mindre än en månad till ingen observerad nedbrytning alls efter flera månader.

Innehållet av organiskt material i jorden antas spela stor roll för nedbrytningen, liksom temperatur och fuktighet. Simazin bedöms ha måttlig till hög mobilitet i jord. Förångningen till atmosfär bedöms inte vara en viktig process vare sig i torr eller fuktig jord (HSDB 2005).

Vatten: Simazin bedöms bindas till partiklar i vattnet och sedimentera i viss mån. Förångning till atmosfär bedöms inte vara en viktig process, och biokoncentreringen i akvatiska organismer bedöms vara låg till måttlig (HSDB 2005).

Luft: Simazin bedöms finnas både i gasfas och partikulärt bunden i luften. Simazin i gasfas bryts ned genom reaktion med luftens hydroxylradikaler. Partikulärt bunden simazin tvättas ur luften med torr- och våtdeposition (HSDB 2005).

29.6 Förekomst i miljö och i människa

Kvantifierade halter av simazin finns rapporterade i matriser såsom dricksvatten, grundvatten, ytvatten, sediment och omgivningsluft (HSDB 2005). Inga studier av koncentrationsnivåer av simazin i människa har hittats vid denna litteraturgenomgång.

Tabell 76. Uppmätta halter av simazin i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Maxhalt 0,2 µg/liter	Ytvatten, jordbruksbäckar, detekterats i 3 av 86 prover.	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
Under detektionsgränsen, <0,02 µg/liter	Ytvatten åar, dagvatten, avloppsvatten	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
År 2004, 2000, 1995 samt 1990: Under detektionsgränsen Före 1990: Maxhalt 1,3 µg/liter	Grundvatten År 2004: Provtagning i elva län. År 2000: Provtagning i arton län. År 1995: Provtagning i sju län. År 1990: Provtagning i fyra län. Före 1990: Endast detekterat i två prover av 103 i Skåne län. Provtagning i totalt tolv län.	Detektionsgräns och provtagningsorsak varierar	Pesticiddatabasen
År 2004, 2000 samt 1995: Under detektionsgränsen År 1990: Maxhalt 6,9 µg/liter Före 1990: Maxhalt 4,9 µg/liter	Ytvatten År 2004: Endast provtagning i Västra Götalands län samt i Jämtland År 2000: Provtagning i totalt 14 län. År 1995: Provtagning i totalt fem län. År 1990: Detekterade nivåer i två av 51 prover i Skåne, samt i två av 34 prover i Västra Götalands län. Provtagning i totalt sju län. Före 1990: Endast kvantifierade halter i fyra av 239 prover i Skåne län. Provtagning i totalt 16 län.	Detektionsgräns och provtagningsorsak varierar	Pesticiddatabasen
Under detektionsgränsen, <1 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar	Värdena anses preliminära då de ej är verifierade med annan analysmetod.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, <1 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Värdena anses preliminära då de ej är verifierade med annan analysmetod.	IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
27 till <2 ng/gram torrsvikt.	Sediment, Svealands kust.	14 prover, median 12 ng/g torrsvikt. Värdena anses preliminära då de ej är verifierade med annan analysmetod.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, <2 ng/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, två prover Bromma och Henriksdal	Värdena anses preliminära då de ej är verifierade med annan analysmetod.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsbstans	Fisk från Vänern och Vättern		Vätternvårdsförbundet 2003

29.7 Diskussion

Simazin används i Sverige, men uppgifter om mängder och användningsområden är konfidentiella enligt SPIN-databasen. Som herbicid har ämnet inte haft godkänd användning sedan 1995. Simazin är mobilt i jord och föroreningar kan därmed spridas till grundvatten. Trots att simazin inte bedöms ha hög bindning till partiklar i vattnet, har simazin kvantifierats i sediment i Svealands kustregion, dessa värden anges dock av artikelförfattarna som preliminära. Simazin bedöms ha liten bioackumuleringspotential i akvatiska organismer, och vid provtagning av fisk från Vänern och Vättern var halterna under detektionsgränsen. Vid provtagning i grundvatten och ytvatten har kvantifierbara nivåer inte konstaterats sedan 1990, och då endast i ett fåtal prover i Skåne och Västra Götalands län.

Koncentrationsnivåerna av simazin i vår omgivningsmiljö borde ha gått ned efter att simazin upphört att användas som herbicid. Ämnet används dock fortfarande i konfidentiell omfattning, och möjligen härrör uppmätta nivåer av simazin i sediment från denna användning. Ett visst tillskott av simazin kan även komma från långväga transport, då simazin binds till partiklar i luften och kan transporteras långa distanser.

30 Trifluralin

30.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Trifluralin kan vara irriterande för ögon och sensibiliserande vid hudkontakt (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Trifluralin är klassificerad som *ej klassificerbar som cancerogen för människa*, Grupp 3, av IARC. Klassificeringen baseras på ej tillräckliga bevis för trifluralins cancerogena effekt på människa, och begränsade bevis för cancerogen effekt på försöksdjur av trifluralin av teknisk grad (IARC 1991c).

IARC saknade data för genetiska och relaterade effekter på människa. Kromosomavvikelser i benmärg och embryonalceller har påvisats för möss, samt kromosomavvikelser hos växter (IARC 1991c).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

I en enstaka studie påvisades trifluralin vara fosterdödande och orsaka fosterskador vid doser som även var toxiska för modern (IARC 1991c). En studie på råttor, hundar och kaniner påvisade inga teratogena effekter.

Tillräckligt underlag för att bedöma trifluralins eventuella endokrina effekter har inte hittats i denna litteraturgenomgång.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 77. Toxicitetsdata för trifluralin

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50/LC50	NOAEL	Referens
Får, kycklingar, oralt	10 dagar	100 mg/kg/dag	Ingen		100 mg/kg/dag	HSDB 2005
Råtta, hund, kanin via diet	-	2 000 mg/kg kroppsvikt (råtta), 1 000 mg/kg kroppsvikt	Inga teratogena effekter			HSDB 2005
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	>10 000 mg/kg	50 % döda	>10 000 mg/kg		HSDB 2005
Råtta, dermalt	Akuttoxicitet	>5 000 mg/kg				HSDB 2005
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	560 µg/liter	50% döda	560 µg/liter 48 timmar		HSDB 2005
Regnbågsforell	96 timmar	41 µg/liter	50% döda	41 µg/liter, 96 timmar		HSDB 2005
Juvenila kräftor	24 timmar	13 ppm	50% döda	13 ppm		HSDB 2005

30.2 Klassificering och märkning

Trifluralin är miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som irriterande med riskfraserna R36, irriterar ögon, R43, kan ge allergi vid hudkontakt, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

30.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 78. Gränsvärden och/eller riktvärden för trifluralin.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,03 µg/liter (årsmedelvärde) 0,9 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,03 µg/liter (årsmedelvärde) 0,9 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	20 µg/liter	WHO 2004
Kanadensiskt riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	45 µg/liter	CEQG 2004

30.4 Produktion, användning och begränsningar

Trifluralin är enligt PRIO-listan ett prioriterat riskminskningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. Det är allergiframkallande. Trifluralin finns inte med i begränsningslistan. I bekämpningsmedelsregistret finns inga godkända preparat, två preparat finns, vars godkännande upphörde 1990.

Trifluralin används i Danmark men användningen är konfidentiell. I Europa finns åtta högvolymsproducerande företag. Ingen information finns om användningsområde (SPIN, ESIS).

Trifluralin är en selektiv herbicid för kontroll av gräs och vissa bredbladiga ogräs. Det registrerades för användning första gången 1963 (IARC 1991c).

30.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Trifluralin bedöms ha ingen till låg mobilitet i jord. Förångning till atmosfär sker både från torr och fuktig jord, men är snabbare från fuktig mark (HSDB 2005).

Vatten: Trifluralin förväntas bindas till partiklar och sedimentera. Förångning sker från vattenyta till atmosfär, med beräknade halveringstider på en halv dag till tolv dagar beroende på modellantagande flod respektive sjö. Förångningen dämpas dock av bindningen till partiklar. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara mycket hög. Trifluralin bryts även ned genom direkt fotolys i ytskiktet, sommartid på 40° nordlig bredd har halveringstid för fotolys beräknats till 22 minuter (HSDB 2005).

Luft: Trifluralin beräknas finnas både i gasfas och partikulärt bunden i atmosfären. Trifluralin i gasfas bryts ned genom reaktion med luftens hydroxylradikaler med halveringstider beräknade till cirka 16 timmar. Partikulärt bunden trifluralin förs bort från luften genom torr- och våtdeposition. Trifluralin genomgår även direkt fotolys, med halveringstider beräknade till 25 till 60 minuter soliga dagar sommartid (HSDB 2005).

30.6 Förekomst i miljö och i människa

Yrkesexponering för trifluralin sker vid användning eller produktion.

Allmänbefolkningen kan exponeras av låga halter av trifluralin i mat och vatten (IARC 1991c). Rapporterade kvantifierade halter av trifluralin finns rapporterade i matriser såsom grundvatten, ytvatten, nederbörd, avloppsvatten från utsläppskälla, sediment, luft vid utsläppskälla och fisk (HSDB 2005). Uppgifter om uppmätta halter av trifluralin i människa har inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

Tabell 79. Urval av uppmätta halter av trifluralin i miljön.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <0,01 µg/liter	Ytvatten jordbruksbäckar och åar, dagvatten, avloppsvatten	Odlingssäsong 2001	SLU 2002:4
År 2004: - År 2000, 1995, 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen	År 2004: Ingen registrerad provtagning. År 2000: Endast provtagning av två prover i Kalmar län. År 1995: Endast provtagning i Kalmar län samt i Västernorrlands län. År 1990: Provtagning i totalt fyra län. Före 1990: Provtagning i totalt fem län.	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticid databasen
År 2004, 2000, 1995: - År 1990 samt före 1990: Under detektionsgränsen	År 2004, 2000 samt 1995: Ingen registrerad provtagning. År 1990: Provtagning i totalt fem län. Före 1990: Provtagning i totalt fem län.	Varierande detektionsgräns och provtagningsorsak	Pesticid databasen
Under detektionsgränsen, <3 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <3 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <6 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <6 ng/g torrsvikt	Sediment, avloppsvatten, två prover Bromma och Henriksdal		IVL 2003
Under detektionsgränsen, <0,05 mg/kg torrsbstans	Fisk från Vättern och Väneren		Vätternvårdsförbundet 2003

30.7 Diskussion

Trifluralin har inte haft någon godkänd användning i Sverige sedan 1990. Tillförsel kan inte uteslutas genom långdistanstransport, då trifluralin binds till partiklar i luften. Trifluralin har låg mobilitet i jord, varför spridning från förorenad mark till grundvatten inte borde vara betydande. Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara hög, och bindning till partiklar i vatten stark. Trots detta påvisas ej detekterbara halter vid mätningar av fisk och sediment i Sverige. Provtagningar av grund- och ytvatten i Sverige påvisar inte heller kvantifierbara halter. Trifluralin i vår omgivningsmiljö bedöms utifrån dessa data utgöras av låga halter, och borde ha uppnått ”steady state”, med reservation för tillförsel från långväga transport.

31 Triklorbensen

31.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Triklorbensen kan vara irriterande och uttorkande för huden. Exponering för triklorbensen kan orsaka lever- och njurskador (HSDB 2005).

Cancerogenicitet och Mutagenicitet

Tillräckliga data har inte hittats i denna litteraturundersökning för att bedöma 1,2,4-triklorbensens eventuella cancerogena och mutagena effekter. US-EPA bedömer 1,2,4-triklorbensen som ej klassificerbar avseende cancerogenicitet (EPA IRIS 2005).

1,2,4-triklorbensen har påvisats skada DNA (Arbete och Hälsa 1993).

Uppgifter om övriga triklorbensenisomerer har inte hittats vid denna litteraturgenomgång.

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Triklorbensen misstänks kunna orsaka endokrina effekter. En studie på råttembryon som exponerades under fosterstadiet visade teratogena effekter såsom ödem, gomspalt och hjärnskador. Doserna av triklorbensen var 1, 5 eller 10 µg/liter (Yokoyama & Akita 2000).

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 80. Toxicitetsdata för triklorbensen

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 / LC50	Referens
Möss, inandning	3 månader	Ej redovisad	Minskning av vita blodkroppar, ökad halt lymfocyter i blodet, degenerativa förändringar i sköldkörteln		HSDB 2005
Möss, hud		243-375 mg/kg	Överlevande hade effekter såsom cell- och vävnadsdöd	243-375 mg/kg	HSDB 2005
Flagfish, <i>Jordanella floridae</i>	96 timmar	2,1 ppm	50 % döda	2,1 ppm 96 timmar	HSDB 2005

31.2 Klassificering och märkning

Triklorbensen med CAS-nummer 12002-48-1 är inte klassificerat enligt KIFS 2004:7. 1,2,4-triklorbensen är klassificerad, se nästa avsnitt, kapitel 32.

31.3 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 81. Gränsvärden och/eller riktvärden för triklorbensen (samtliga isomerer).

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,4 µg/liter (årsmedelvärde) 4,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,4 µg/liter (årsmedelvärde) 4,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

31.4 Produktion, användning och begränsningar

Triklorbensen utgörs av tre isomerer, 1,2,3-triklorbensen, 1,2,4-triklorbensen och 1,3,5-triklorbensen. 1,2,4-triklorbensen redogörs för separat i nästa avsnitt, kapitel 32. Här redogörs för triklorbensen med CAS-nummer 12002-48-1.

Triklorbensener finns inte registrerat i PRIO-listan, begränsningsdatabasen eller i bekämpningsmedelsregistret.

Ingen information om användningsområde eller användningsvolym finns registrerade för triklorbensener. Inget företag finns registrerat som tillverkare av ämnet i Europa (SPIN, ESIS).

Triklorbensener har tidigare använts som insekticid, nuvarande kända användningsområden är som lösningsmedel i oljebaserade färger, avfettningsmedel, tillsats i smörjmedel och kylvätskor etcetera. Den tekniska produkten av triklorbensen utgörs till största delen av isomeren 1,2,4-triklorbensen (Esbjörnsson 2002).

31.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Triklorbensen bedöms ha låg mobilitet i jord. Den biologiska nedbrytningen bedöms vara långsam med halveringstider varierande från flera veckor till månader. Förångning från fuktig mark är mer betydande än från torr mark, där förångningen inte beräknas vara en viktig process (HSDB 2005).

Vatten: Triklorbensen bedöms bindas till partiklar och sedimentera. Förångningen beräknas ske från vattenytan till atmosfär, med beräknade halveringstider som varierar från några timmar till 135 timmar, beroende på modellantagande (flod/sjö). Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara hög. Den biologiska nedbrytningen i vatten bedöms vara en långsam process (HSDB 2005).

Luft: Triklorbensen bedöms endast befinna sig i gasfas i atmosfären, och reagera med luftens hydroxylradikaler. Halveringstider för reaktion med hydroxylradikaler är beräknat till 30 dagar (HSDB 2005).

31.6 Förekomst i miljö och i människa

Allmänbefolkningen kan exponeras för triklorbensen genom inandning av omgivningsluft, via mat och via dricksvatten. Triklorbensen har detekterats i en mängd matriser såsom dricksvatten, ytvatten, grundvatten, avloppsvatten från reningsverk, sediment, omgivningsluft i urbana områden samt vid utsläppsplatser samt mat såsom olika sorters ärtväxter, majsolja och solrosolja (HSDB 2005).

Tabell 82. Uppmätta halter av triklorbensen i miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <2-16 µg/kg lipid	Fiskmuskelprov från 14 svenska bakgrundslokaler.		IVL 2004c
5 och 6 ng/gram torrsvikt	Sediment, sjöar, Stockholmsområdet	Endast isomeren 1,2,4-triklorbensen hade provpunkter över detektionsgränsen, redovisas nästa kapitel.	IVL 2003
3-6 ng/g torrsvikt	Sediment, kust Stockholmsområdet	Endast isomeren 1,2,4-triklorbensen hade provpunkter över detektionsgränsen, redovisas nästa kapitel.	IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <2 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust		IVL 2003
<0,01 till 0,07 mg/m ³	Luft, sopförbränningsanläggning, Finland	Studie daterad 1992	HSDB 2005
0,1-5,9 µg/liter	Avlopp från pappersmassfabriker, Finland	Studie daterad 1996	HSDB 2005

31.7 Diskussion

Det finns inga registrerade uppgifter om användning av triklorbensen med CAS-nummer 12002-48-1. 1,2,4-Triklorbensen används i Sverige men med konfidentiella användningvolymen enligt SPIN-databasen. I jord har ämnet låg mobilitet, och spridning till grundvatten från förorenad mark bedöms därmed inte vara betydande. I luft finns ämnet endast i gasfas, men med relativt långa uppehållstider, varför långdistanstransport inte kan uteslutas. I vatten binds triklorbensen till partiklar och sedimenterar. Vid mätningar i sediment i Sverige har man funnit mätbara halter i sediment i Stockholmsområdet, men ej detekterbara halter i kustområden, vilket kan indikera att lokala källor är mest betydande för spridning av triklorbensen i vår omgivningsmiljö. Det är endast isomeren 1,2,4-triklorbensen som uppmätts, vilken även är den isomer som anges dominera den tekniska produkten. Ämnet bedöms biokoncentreras i fisk, men vid mätning i fiskmuskelprover från svenska bakgrundslokaler var halterna under detektionsgränsen. Utifrån dessa data är det svårt att avgöra om nivåerna av triklorbensen i vår omgivningsmiljö ökar, minskar eller har nått ”steady state”. En tänkbar källa till utsläpp kan vara utsläpp till luft från avfallsförbränning.

31.8 1,2,4-triklorbensen

31.9 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

1,2,4-triklorbensen kan vara irriterande och verka uttorkande på huden. Ämnet kan även orsaka irritation i ögon och andningsvägar. Den kritiska effekten från påverkan av 1,2,4-triklorbensen är effekt på njurarna (Arbete och Hälsa 1993).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Tillräckliga data har inte hittats i denna litteraturundersökning för att bedöma 1,2,4-triklorbensens eventuella cancerogena effekter. EPA bedömer 1,2,4-triklorbensen som ej klassificerbar avseende cancerogenitet (EPA IRIS 2005).

1,2,4-triklorbensen har påvisats skada DNA (Arbete och Hälsa 1993).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Triklorbensener misstänks kunna orsaka endokrina effekter. En studie på råttembryon som exponerades under fosterstadiet orsakade teratogena effekter såsom ödem, gomspalt och hjärnskador. Dosen triklorbensen var 1, 5 eller 10 µg/liter (Yokoyama & Akita 2000).

Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att kunna bedöma isomeren 1,2,4-triklorbensen eventuella reproduktionstoxiska och endokrina effekter.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 83. Toxicitetsdata för 1,2,4-triklorbensen

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50 /LC50	Referens
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	756 mg/kg kroppsvikt	50 % döda	756 mg/kg kroppsvikt	HSDB 2005
Mus, oralt	Akuttoxicitet	766 mg/kg kroppsvikt	50 % döda	766 mg/kg kroppsvikt	HSDB 2005
Regnbågsforell	48 timmar	1,95 mg/liter	50 % döda	1,95 mg/liter	HSDB 2005
Fathead minnow, <i>Pimephales promelas</i>	96 timmar	2 990 µg/liter	50 % döda	2 990 µg/liter	HSDB 2005

31.10 Klassificering och märkning

1,2,4-triklorbensen är hälsoskadlig och miljöfarlig. Ämnet är klassificerat som irriterande med riskfraserna R22, farligt vid förtäring, R38, irriterar huden, och R50/53, mycket giftigt för vattenorganismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön (KIFS 2004:7).

31.11 Gränsvärden / Riktvärden

Tabell 84. Gränsvärden och/eller riktvärden för triklorbensen (samtliga isomerer).

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	0,4 µg/liter (årsmedelvärde) 4,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	0,4 µg/liter (årsmedelvärde) 4,8 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005

31.12 Produktion, användning och begränsningar

1,2,4-triklorbensen är enligt PRIO-listan ett utfasningsämne. Ämnet är miljöfarligt och har långtidseffekter. 1,2,4-triklorbensen finns inte med i begränsningsdatabasen eller bekämpningsmedelsregistret.

1,2,4-triklorbensen används i Norden men användningsvolymerna är konfidentiella. Ämnet används inom forskning och utveckling i kemiindustrin. Det finns tre företag registrerade som högvolymsproducenter i Europa (SPIN, ESIS).

Triklorbensen har tidigare används som insekticid, nuvarande kända användningsområden är som lösningsmedel i oljebaserade färger, avfettningsmedel, tillsats i smörjmedel och kylvätskor etcetera (EHC 128).

31.13 Spridning och omvandling i naturen

Jord: 1,2,4-triklorbensen bedöms ha låg mobilitet i jord. Den biologiska nedbrytningen bedöms vara långsam med halveringstider varierande från flera veckor till månader. Förångning från fuktig mark är mer betydande än från torr mark, där förångningen inte beräknas vara en viktig process (HSDB 2005).

Vatten: 1,2,4-triklorbensen bedöms bindas till partiklar och sedimentera. Förångningen beräknas ske från vattenytan till atmosfär, med beräknade halveringstider som varierar från några timmar till 135 timmar, beroende på modellantagande (flod/sjö). Biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara hög. Den biologiska nedbrytningen i vatten bedöms vara en långsam process (HSDB 2005).

Luft: 1,2,4-triklorbensen bedöms endast befinna sig i gasfas i atmosfären, och reagera med luftens hydroxylradikaler. Halveringstider för reaktion med hydroxylradikaler är beräknat till 30 dagar (HSDB 2005).

31.14 Förekomst i miljö och i människa

Data finns för uppmätta halter av 1,2,4-triklorbensen i varierande matriser såsom sediment, grundvatten, ytvatten, nederbörd, modersmjölk, fisk, grönsaker och rotfrukter med mera (HSDB 2005).

Tabell 85. Urval av uppmätta halter av 1,2,4-triklorbensen i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <2-8 µg/kg lipid	Fiskmuskelprov från 14 svenska bakgrundslokaler.		IVL 2004c
5 och 6 ng/g torrsvikt	Sediment, sjöar	Över detektionsgränsen endast i två av 13 prover.	IVL 2003
3-6 ng/g torrsvikt	Sediment, centrala Stockholm	Över detektionsgränsen i 3 av 7 prover.	IVL 2003
Under detektionsgränsen, <2 ng/g torrsvikt	Sediment, Svealands kust		IVL 2003

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <10 ng/g torrsvikt	Avloppsvatten, Bromma och Henriksdal		IVL 2003
1,2 ppb	Grundvatten, Nederländerna	Studie 1980	HSDB 2005
0,03-0,11 µg/liter	Ytvatten, Lake Ketelmeer, Nederländerna	Studie 1997	HSDB 2005

31.15 Diskussion

1,2,4-Triklorbensen används i Sverige men med konfidentiella användningsvolymmer enligt SPIN-databasen. I jord har ämnet låg mobilitet, och spridning till grundvatten från förorenad mark bedöms därmed inte vara betydande. I luft finns ämnet endast i gasfas, men med relativt långa uppehållstider, varför långdistanstransport inte kan uteslutas. I vatten binds 1,2,4-triklorbensen till partiklar och sediment. Vid mätningar i sediment i Sverige har man funnit mätbara halter i sediment i Stockholmområdet, men ej detekterbara halter i kustområden, vilket kan indikera att lokala källor är mest betydande för spridning av 1,2,4-triklorbensen i vår omgivningsmiljö. Ämnet bedöms biokoncentreras i fisk, men vid mätning i fiskmuskelpöror från svenska bakgrundslokaler var halterna under detektionsgränsen. Utifrån dessa data är det svårt att avgöra om nivåerna av 1,2,4-triklorbensen i vår omgivningsmiljö ökar, minskar eller har nått ”steady state”. En tänkbar källa till utsläpp kan vara utsläpp till luft från avfallsförbränning.

32 Triklormetan

32.1 Toxikologiska och ekotoxikologiska data

Akuta effekter

Triklormetan har trivialnamnet kloroform och kan vara irriterande för ögonen och huden. Inandning kan orsaka bedövningsskänslor och medvetslöshet. Lever och njurar har påvisats vara målorgan för kloroform i djurförsök, och tros även vara målorgan i människor (EHC 163).

Cancerogenitet och Mutagenitet

Triklormetan är klassificerad som *möjlig cancerogen för människa*, Grupp 2B, av IARC. Klassificeringen är baserad på otillräckliga bevis från studier på människor men tillräckliga från studier på djur (IARC 1987c). I studier på försöksdjur har kloroform visats orsaka tumörer på lever och njure (EHC 163).

IARC bedömer de data som finns avseende genetiska eller relaterade effekter av triklormetan som ej adekvata. Triklormetan inducerade DNA-skada, mutation, genförändringar, och mitosisk rekombination (celldelning) hos *Saccharomyces cerevisiae*. DNA-skada eller mutation har inte observerats för bakterier (IARC 1987c).

Reproduktionstoxicitet och Endokrina effekter

Reproduktions- och utvecklingsstudier på försöksdjur påvisar inte att kloroform är reproduktionstoxiskt, och fosterskadande endast i doser som även är toxiska för modern (CICAD 2004).

Tillräckligt underlag har inte hittats i denna litteraturgenomgång för att bedöma kloroforms eventuella endokrina effekter.

Dos-effekt och dos-respons

En sammanställning över samband mellan dos och effekt finns i tabell nedan.

Tabell 86. Toxicitetsdata för triklormetan

Matris/exponeringsväg	Exponeringstid	Exponeringsnivå	Effekt/respons	LD50	Referens
Möss, oralt	Akuttoxicitet	36-1 366 mg/kg kroppsivkt	50 % döda	36-1 366 mg/kg kroppsivkt	EHC 163
Råtta, oralt	Akuttoxicitet	450-2 000 mg/kg kroppsivkt	50 % döda	450-2 000 mg/kg kroppsivkt	EHC 163
Människa, oralt		45 gram	Medeldos för dödlig effekt		EHC 163
Regnbågsforell	27 dagar (20 minuter efter befruktning till 8 dagar efter kläckning)	2 030 µg/l mjukt vatten, 1 240 µg/l hårt vatten.	50% döda	2 030 µg/l mjukt vatten, 1 240 µg/l hårt vatten.	HSDB 2005
Hinnkräfta, <i>Daphnia magna</i>	48 timmar	28 900 µg/l	50% döda	28 900 µg/l	HSDB 2005

32.2 Klassificering och märkning

Triklormetan är irriterande och miljöfarligt. Ämnet är klassificerat som cancerogen kategori 3 med riskfraserna R22, farligt vid förtäring, R38, irriterar huden, R40, misstänks kunna ge cancer, och R 48/20/22, farligt: risk för allvarliga hälsoskador vid långvarig exponering genom inandning och förtäring (ESIS).

32.3 Gränsvärden / riktvärden

Tabell 87. Gränsvärden och/eller riktvärden för triklormetan.

Typ av riktvärde / gränsvärde	Matris	Värde	Referens
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, sjöar och vattendrag (inland surface waters)	12 µg/liter (årsmedelvärde) 144 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
EU-kommisionens förslag till Environmental Quality Standards	Ytvatten, annat ytvatten (other surface waters)	12 µg/liter (årsmedelvärde) 144 µg/liter (maxkoncentration)	EQS 2005
WHO:s riktvärde för dricksvatten	Dricksvatten	200 µg/liter	WHO 2004

32.4 Produktion, användning och begränsningar

Triklormetan finns inte registrerat i PRIO-listan eller i bekämpningsmedelsregistret. Ämnet finns med begränsningsdatabasen, KIFS 1998:8 10 kap 19 §.

Triklormetans användning i Sverige har varit relativt jämn mellan åren 1999 och 2003, och varierat mellan 12 och 22 ton. Användningsområden är inom läkemedelindustrin och sjukvården. I Europa finns tolv företag registrerade som högvolymsproducenter av triklormetan (SPIN, ESIS).

Triklormetan används vid tillverkning av klorodifluormetan (HCFC-22), som används i alltmer minskande omfattning som kylmedel men i ökande omfattning i fluoropolymerer (CICAD 2004).

32.5 Spridning och omvandling i naturen

Jord: Kloroform förångas snabbt från markytan till atmosfären. Den biologiska nedbrytningen i jord är en långsam process. Mobiliteten bedöms vara måttlig (HSDB 2005).

Vatten: Förångning från vattenyta till atmosfär är en viktigt process. Den biologiska nedbrytningen i vatten är en långsam process, och biokoncentrationen i akvatiska organismer bedöms vara låg. Triklormetan bedöms inte bindas till partiklar och sedimentera (HSDB 2005).

Luft: Kloroform bedöms endast befinna sig i gasfas i luften. Kloroform reagerar med hydroxylradikaler i luften och bildar bildar fosgen, diklorometan, formylklorid, kolmonoxid, koldioxid och väteklorid. Halveringstiden i luft för kloroform är i storleksordningen 55 till 620 dagar (HSDB 2005, CICAD 2004).

32.6 Förekomst i miljö och i människa

Kloroform sprids i naturen dels vid tillverkning av HCFC-22, dels vid kloridbaserad blekning och desinfektion vid exempelvis pappersbruk och vattenreningsverk. Kloroform har detekterats i utomhusluft, vanligen i koncentrationer under $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, inomhusluft ligger vanligen cirka 10 gånger högre men har uppmätts upp till $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i dåligt ventilerade duschutrymmen. I dricksvatten har halter mellan 10 och $90 \mu\text{g}/\text{liter}$ rapporterats i Kanada. Medelintag från mat, dricksvatten och luft har beräknats till 0,6-10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvikt per dag (CICAD 2004).

Tabell 88. Uppmätta halter av triklormetan i människa och miljö.

Koncentration	Matris, geografiskt område	Kommentar	Referens
Under detektionsgränsen, <math><28</math>-<math><1 \text{ ng/g}</math> torrsvikt	Sediment kring Stockholm och Svealands kust		IVL 2004a
<math><0,05</math>-$0,26 \text{ mg/kg TS}$	Fisk Vätern och Vättern	8 prov, medelhalt 0,14 mg/kg TS	Vätternvårdsförbundet 2003

32.7 Diskussion

Användningen av triklormetan i Sverige har legat på en jämn nivå de senaste åren. Kloroform bedöms endast finnas i gasfas i atmosfären, men med relativt långa uppehållstider varför långdistanstransport kan förekomma. Vid förorenad jord sker snabb förångning till atmosfär. En måttlig mobilitet i jord gör att spridning till grundvatten inte borde vara av betydande omfattning. I vatten sker förångning till atmosfär. Kloroform förväntas inte bindas till sediment och biokoncentrering i akvatiska organismer bedöms vara låg. I vår omgivningsmiljö har kloroform detekterats fisk men varit under detektionsgränsen i sediment. Eftersom användning i Sverige ligger på en jämn nivå torde även halterna i den svenska omgivningsmiljön ligga på en jämn nivå, dock kan tillskott komma från långdistanstransport.

33 Diskussion och slutsatser

I denna rapport har en mängd information ställts samman om prioriterade ämnen listade i bilaga 10 till vattendirektivet. I tabellen nedan görs en bedömning för respektive ämne. I bedömningen vägs ämnets persistens i miljön samman med tillförsel till miljön och de faktiska koncentrationnivåer som uppmätts i olika matriser. Bedömningen görs med indelning i tre grupper:

1. Ämnet behöver övervakas och utredas vidare.
2. Svårbedömda ämnen – vidare utredning behövs i brist på kunskap.
3. Ämnen som bedöms vara ett litet problem i Sverige tillsvidare.

Tabell 89. Sammanfattande tabell som delar in de prioriterade ämnena i tre grupper: Grupp 1: Ämnen som behöver övervakas vidare, Grupp 2: Svårbedömda ämnen, vidare utredning behövs i brist på kunskap, Grupp 3: Ämnen som bedöms vara ett litet problem i Sverige tillsvidare.

Ämne	Grupp 1	Grupp 2	Grupp 3	Kommentar
Alaklor			X	Ej godkänd för användning sedan 1978.
Antracen	X			Utfasningsämne, tillförs miljön, persistent.
Atrazin		X	X	Riskminskningsämne, används ej i Norden, halterna har troligen nått ”steady state” omgivningen.
Bensen	X			Utfasningsämne, tillförs miljön, ökad användning, minskade halter i tätortsluft
Benso(a)pyren	X			Utfasningsämne, tillförs miljön, persistent, ökad användning
Benso(b)fluoranten	X			Utfasningsämne, tillförs miljön, persistent, minskad användning.
Benso(g,h,i)perylene	X			Tillförs miljön vid förbränning, persistent, används ej i Norden.
Benso(k)fluoranten	X			Utfasningsämne, tillförs miljön, persistent, används i Norden användning har ökat i Danmark.

Ämne	Grupp 1	Grupp 2	Grupp 3	Kommentar
Pentabromdifenyyleter	X			Prioriterat riskminskningsämne. Förbjudet i produkter i EU sedan 2004. Viss användning finns i Sverige och Norden. Tillförs miljön, visar sjunkande halter i miljön.
C ₁₀₋₁₃ -kloralkaner	X	X		Prioriterade riskminskningsämnen. Tillförs miljön, minskad användning, persistenta.
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	X			Utfasningsämne. Tillverkas och används i Sverige. Tillförs miljön, minskad användning, bioackumulerande.
Diklormetan	X	X		Förbjudet i Sverige med vissa undantag sedan 1993 och 1996. Används i Sverige i Läkemedelsindustrin, oklart om trender för användning.
1,2-Dikloretan	X	X		Utfasningsämne. Används inte i Sverige. Ökad användning i Finland, kan bildas vid förbränning, tillförs miljön.
Diuron		X		Prioriterat riskminskningsämne. Förbjudet som bekämpningsmedel sedan 1993. Används i Sverige och övriga Norden, minskad användning. Eventuell mätning i hamnar som tar emot utländska fartyg (antifoulingmedel).
Fluranten	X			Tillförs miljön vid förbränning, persistent, biokoncentrering, används ej i Norden.
Lindan			X	Prioriterat utfasningsämne. Förbjudet i Sverige sedan 1989. Används inte i Norden. Sjunkande halter i miljön.
Hexaklorbutadien		(X)	X	Utfasningsämne. Används inte i Norden. Minskande halter i miljön, långdistanstransport, biokoncentration.
Indeno(1,2,3-cd)pyren	X			Tillförs miljön vid förbränning, persistent, biokoncentrering, används ej i Sverige, men i Norden.

Ämne	Grupp 1	Grupp 2	Grupp 3	Kommentar
Isoproturon		X		Prioriterat riskminskningsämne. Används inom jordbruket i Sverige, minskande användning.
Klorfenvinfos		X		Prioriterat riskminskningsämne. Används i Sverige, insekticid, oklar omfattning.
Klorpyrifos		X		Prioriterat riskminskningsämne. Används inom jordbruket, men i okända mängder i Norden och Sverige. Biokoncentreras, persistent.
Naftalen	X			Prioriterat riskminskningsämne. Används i Sverige, ökad användning i Norden. Bildas vid förbränning. Tillförs miljön, måttlig biokoncentrering.
Nonylfenoler	X			Prioriterat riskminskningsämne. Används i Sverige och Norden, konsumentprodukter, minskad användning. Tillförs miljön, persistent.
Oktylfenol	X			Används inte i Sverige men i Norden, konsumentprodukter, minskad användning. Tillförs miljön, persistent.
Pentaklorbensen		(X)	X	Utfasningsämne. Ingen registrerad användning eller tillverkning i Europa. Kan bildas vid förbränning. Biokoncentreras, långdistanstransport. Låga koncentrationer i Sverige.
Pentaklorfenol	X			Prioriterat riskminskningsämne. Inte godkänt i bekämpningsmedel sedan 1980. används inte i Sverige, dock i Danmark. Långdistanstransport. Finns i detekterbara halter i Sverige.
Simazin		X	(X)	Prioriterat riskminskningsämne. Inga godkända bekämpningsmedel, men viss konfidentiell användning i Sverige och Finland.
Trifluralin			X	Prioriterat riskminskningsämne. Sista godkännandet i bekämpningsmedel upphörde 1990. Används inte i Sverige, dock i Danmark konfidentiell användning. Långdistanstransport, biokoncentration. Troligen ”steady state” i Sverige

Ämne	Grupp 1	Grupp 2	Grupp 3	Kommentar
Triklorbensen		X		Ingen registrerad användning eller tillverkning i Europa. Kan tillföras miljön genom avfallsförbränning. Finns detekterade i omgivningen i Sverige.
1,2,4-Triklorbensen	X			Utfasningsämne. Används i Norden, konfidentiella halter. Biokoncentrering, långdistanstransport.
Triklormetan (kloroform)		X		Används i Sverige, relativt konstanta volymer, eventuellt långdistanstransport. Detekterat i omgivningsmiljön.

Referenser

- 2455/2001/EG. Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG.
- 2000/60/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Arbete och Hälsa 1993. *Triklorbensen*. Svenska kriteriegruppen. Arbete och Hälsa, 37, 1993:36, sid 21-30, 1993.
- Bekämpningsmedelsregistret. Kemikalieinspektionens register över godkända och tidigare godkända bekämpningsmedelspreparat i Sverige.
<http://apps.kemi.se/bkmregoff/default.cfm>, juli – september 2005.
- Brooke och Hoove 1994. *Environmental hazard assessment: dichloromethane*. Toxic Substances Division, Departement of Environment, Brooke D, Howe P, London Vol:TSD/18, 1994.
- CCRIS 2005. *Databasen CCRIS*, Chemical Cancerogenesis Research Information System, handhållen av amerikanska National Cancer Institute.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CCRIS>, juli-september 2005.
- CEPA 1999. *Priority substances list assessment report. Nonylphenol and its ethoxylates*. Canadian Environmental Protection Act, 1999.
- CEQG 1999. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*. Canadian Environmental Quality Guidelines Vol:1 1999.
- CEQG 2003. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Summary of Existing Canadian Environmental Guidelines. December 2003.
- CEQG 2004. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality*. Health Canada, april 2004.
- Cheek et al 1999. *Developmental exposure to anthracene and estradiol alters reproductive success in medaka (Oryzias latipes)*. American Zoology 1999;39(5):123A.
- CICAD 1998. *1,2-dichlorethane*. Environmental Health Directorate of Health Directorate of Health Canada , Concise International Chemical Assessment Document, Volume 1, 1998.

CICAD 2004. *Chloroform*. Environmental Health Directorate of Health Directorate of Health Canada , Concise International Chemical Assessment Document, Volume 58, 2004.

Dunkelberg et al 1994. *Genotoxic effects of the Herbicides Alachlor, Atrazine, Pendimethaline, and Simazine in Mammalian cells*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 52, No. 4, sid 498-504, 1994.

EG nr 208/2005. Kommissionens förordning (EG) nr 208/2005 av den 4 februari 2005 om förändring av förordning (EG) nr 466/2001 när det gäller polycykliska kolväten.

EHC 124. *Lindane*. Environmental health criteria 124. United Nations Environment Programme International Labour Organisation World Health Organisation. WHO 1991.

EHC 131. *Diethylhexyl phtalate*. Environmental Health Criteria 131. United Nations environment programme International Labour Organisation World Health Organisation. WHO 1992.

EHC 202. *Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons*. Environmental Health Criteria 202. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1998.

EHC 150. *Benzene*. Environmental Health Criteria 150. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1993.

EHC 162. *Brominated diphenyl ethers*. Environmental Health Criteria 162. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1994.

EHC 163. *Chloroform*. Environmental Health Criteria 163. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1994.

EHC 164. *Methylen Chloride*. Environmental Health Criteria 164. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1996.

EHC 176. *1,2-dichloroethane* (second edition). Environmental Health Criteria 176. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1995.

EHC 181. *Chlorinated paraffins*. Environmental Health Criteria 181. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation, World Health Organisation. WHO 1996.

EPA 1980a. *Ambient water quality criteria for fluoranthene*. Environmental Protection Agency Vol:EPA-440/5-80-049, 1980.

EPA 1980b. *Ambient water quality criteria for hexachlorocyclohexane*. Environmental Protection Agency Vol:EPA-440/5-80-054, 1980.

EPA IRIS. *1,2,4-Trichlorobenzene*. US Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System.

http://cfpub.epa.gov/iris/quickview.cfm?substance_nmbr=0119, september 2005.

EQS 2005. EU-kommissionens preliminära förslag till Environmental Quality Standards, 2005.

Esbjörnsson 2002. *Pentaklorbensen och triklorbensen*. Examensarbete utfört av Christina Esbjörnsson.Handledare Britta Hedlund, Niklas Johansson Miljöanalysavdelning, Naturvårdsverket. Insitutet för miljömedicin, Karolinska Insitutet, Toxikologiutbildningen 2002.

ESIS. *European chemical substances information system*. Databas erhållen av europeiska kemikaliebyrån. <Http://ecb.jrc.it/>, juli-september 2005.

Genetox 2005. *Databasen Genetox*, databas för genetiskt toxikologi/mutagenicitet, handhållen av amerikanska EPA, Environmental Protection Agency, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?GENETOX.htm>, september 2005.

Guvenius et al 2003. *Human prenatal and postnatal exposure to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, polychlorobiphenylols, and pentachlorophenol*. Guvenius et al, Environmental Health Perspective, Juli; 111(9):1235-41 2003.

Huanget al 2004. *Effects of endocrine disrupter chemicals chlordane and lindane on the male green neon shrimp (Neocaridina denticulate)*. Huang DJ, Wang SY, Chen HC. Chemosphere, December;57(11):1621-7, 2004.

HSDB 2005.

IARC 1979. *Hexachlorobutadiene*. Volume 20, sid 179, International Agency for Research on Cancer, 1979.

IARC 1983a. *Anthracene*. Volume 32, sid 105, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983b. *Benzo[k]fluoranthene*. Volume 32, sid 163, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983c. *Benzo[ghi]perylene*. Volume 32, sid 195, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983d. *Benzo[b]fluoranthene*. Volume 32, sid 147, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983e. *Benzo[a]pyrene*. Volume 32, sid 211, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983f. *Fluoranthene*. Volume 32, sid 355, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1983g. *Indeno[1,2,3-cd]pyrene*. Volume 32, sid 373, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1987a. *Benzene*. Supplement 7 sid 120, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1987b. *Hexachlorocyklohexanes*. Supplement 7 sid 220, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1987c. *Chloroform*. Supplement 7 sid 152, International Agency for Research on Cancer, 1983.

IARC 1990. *Chlorinated Paraffins*. Volume 48, sid 55, International Agency for Research on Cancer, 1990.

IARC 1991a. *Pentachlorophenol*. Volume 53, sid 371, International Agency for Research on Cancer, 1991.

IARC 1991b. *Simazin*. Volume 53, sid 495, International Agency for Research on Cancer, 1991.

IARC 1991c. *Trifluralin*. Volume 53, sid 515, International Agency for Research on Cancer, 1991.

IARC 1999a. *Dichloromethane*. Volume 71, sid 251, International Agency for Research on Cancer, 1999.

IARC 1999b. *1,2-Dichloroethane*. Volume 71, sid 501, International Agency for Research on Cancer, 1999.

IARC 1999c. *Atrazine*. Volume 73, sid 59, International Agency for Research on Cancer, 1999.

IARC 1999d. *Hexachlorobutadiene*. Volume 73, sid 277, International Agency for Research on Cancer, 1999.

IARC 2000. *Di(2-ethylhexyl)phthalate*. Volym 77, sid 41, International Agency for Research on Cancer, 2000.

IARC 2002. *Naphthalene*. Volym 82, sid 367, International Agency for Research on Cancer, 2002.

IVL 2003. *WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region*. IVL rapport B1538, September 2003.

IVL 2004a. *Occurrence of the WFD priority substances in Sweden – a summary of recent environmental monitoring*. IVL Svenska miljöinstitutet AB, U933, 29 mars 2004.

IVL 2004b. *Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundslokaler*. Sternbeck et al, IVL Svenska miljöinstitutet AB, B1576, april 2004.

IVL 2004c. *Screening av organiska miljögifter i fisk – HCBD och klorbenser*. L Kaj, B Dusan, rapport B1557, IVL Svenska miljöinstitutet AB, mars 2004.

IVL 2004d. *Screening av hexaklorbutadien (HCBD) i miljön*. Slutrapport. L Kaj, A Palm, rapport B1543, IVL Svenska miljöinstitutet, februari 2004.

IVL 2004e. *Luftkvalitet i tätorter*. K Sjöberg, K Persson, M Lagerström, Y Brodin, IVL Svenska miljöinstitutet, februrari 2004.

IVL 2005. *Luftkvalitet i tätorter 2004*. K Sjöberg, K Persson, Y Brodin, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, B 1607, februari 2005.

- IMM 2005. *Hälsoriskbedömning för metylenklorid (diklormetan) och Hälsoriskbedömning för PAH (Polycykliska aromatiska kolväten)*. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet, riskweb
<http://www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/metylenklorid.html>,
<http://www.imm.ki.se/riskweb/bedomningar/PAH.html>, september 2005.
- Kemi 1997. *Klorfenvinfos*. Faktablad från Kemikalieinspektionen, November 1997.
- Kemi 2003. *HA-oljor i bildäck – förutsättningar för ett nationellt förbud*. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 3/03. Kemikalieinspektionen 2003.
- Kemi 2004. *Riktvärden för ytvatten*. Riktvärden för verksamma ämnen i godkända växtskyddsmedel. Kemikalieinspektionen 2004.
- Kemi 2005. *Alkylfenoler och dess derivat*.
http://www.kemi.se/templates/PRIOpage_____1072.aspx, september 2005.
- KIFS 2004:7. *Föreskrifter om ändring av Kemikalisinspektionens föreskrifter (KIFS 1994:12) om klassificering och märkning av kemiska produkter*. KIFS 2004:7, Ändringsföreskrift med ikraftträdande från och med 15 januari 2005.
- KIFS 2005:5. *Klassificeringslistan*. Kemikalieinspektionens föreskrifter med EG-harmoniserad bindande klassificering och märkning (Klassificeringslistan). Ikraftträdande 31 oktober 2005. KIFS 2005:5, Kemikalieinspektionen 2005.
- Lavado et al 2004. *First evidence of endocrine disruption in feral carp from the Ebro River*. Lavado R, Thibaut R, Raldua D, Martin R, Porte C. *Toxicology Applied Pharmacology*, 2004, April 15;196(2):247-57.
- Latini et al 2002. *Human prenatal exposure to di-(2-ethylhexyl)-phtalate*. Latini G et al, *Pediatrics Research* November;52(5):780, 2002.
- Lichtensteiger et al 2003. *Effects of polybrominated diphenylether (PBDE) on reproductive organ and brain development and gene expression in rats*. *Toxicologist*, March 2003.
- Lichtensteiger et al 2002. *Newly arising endocrine disrupters: UV screens and PBDE*. *Reproductive Toxicology* July-August 2002.
- LIVSFS 2005:10. *Föreskrifter om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*. Livsmedelsverkets författningssamling, 1 juni 2005.

Livsmedelsverket 2003. *Persistenta organiska miljöföroreningar i bröstmjölk från förstföderskor i Uppsala, 2002-2003*. S Lignell et al, Livsmedelsverket 2003.

Livsmedelsverket 2005. *PAH i livsmedel: förekomst och toxikologiska mekanismer*. Livsmedelsverket hemsida juli 2005,
http://www.slv.se/templates/SLV_Page.aspx?id=9442

Makino 2003. *Female reproductive tract and mammary disorders caused by endocrine disrupters*. Makino T, Japan Medical Association Journal 2003;46(3):93-6.

Miljöstatus i Norge 2005. *EDC (1,2-diklorethan)*. Miljöstatus i Norge,
http://www.miljostatus.no/templates/PageWithRightListing____2838.aspx, september 2005.

NICNAS 2001. *Short chain chlorinated paraffins (SCCPs). Priority Existing Chemical Assessment Report No. 16*. National Industrial Chemicals Notification Assessment Scheme, June 2001.

NRDV 2005. *Chemical pollution and mothers milk – PBDEs*. Natural Resources Defense Council, September 2005, <http://www.nrdc.org/breastmilk/pbde.asp>

NV 1997. *Generella riktvärden för förorenad mark*. Rapport 4368. Naturvårdsverkets förlag 1997.

NV 1998. *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Naturvårdsverket och Svenska Petroleuminstitutet, Naturvårdsverkets förlag 1998.

Okamura et al 2003. *Antifouling herbicides in the coastal waters of western Japan*. Okamura H, Aoyama I, Ono Y, Nishida T, Marine Pollutant Bulletin, 2003;47(1-6):59-67.

Parks & Le Blanc 1996. *Reductions in steroid hormone biotransformation/elimination as a biomarker of pentachlorophenol chronic toxicity*. LG Parks, GA Le Blancs. Aquatic toxicology (Amsterdam); 34 (4), 291-303, 1996.

Pesticiddatabasen. [Http://pesticid.slu.se](http://pesticid.slu.se), oktober 2005.

PRIO. Prioriteringsguiden. http://www.kemi.se/templates/PRIO-frames____1067.aspx, juli – september 2005.

Raizada et al 1980. *Weak estrogenic activity of lindane in rats*. Raizada RB, Misra P, Saxena I, Journal of Toxicology and Health, Vol 6, No 3, p 483-492.

- RIVM 1989. *Integrated criteria document PAH: Effects of 10 selected compounds*. National Institute for Public Health and Environment Protection (RIVM), Nederländerna. Appendix till rapport nr 758474011, 1989.
- Sanches-Camazano 2005. *Atrazine and alachlor inputs to surface and ground waters in irrigated corn cultivated areas of Castilla-Leon region, Spain*. Environmental Monitoring Assessment, juni; 105(1-3):11-24, 2005.
- SFS 2001:527. Förordning (2001:527) om miljö kvalitetsnorm för utomhusluft. Svensk författningssamling 2001:527.
- Siddiqi et al 2003. *Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE:s): New Pollutants – Old diseases*. Clinical Medical Research, October 2003.
- SLU 2002:4. *Undersökning av bekämpningsmedel i vatten från jordbruk och samhällen år 2001*. Rapport 2002:4, B Ulén, J Kreuger, P Sundin, Sveriges Lantbruksuniversitet 2002.
- SLU 2003. *Vinterprovtagning av bekämpningsmedel i Vemmenhögsån 2001/2002*. Redovisning av specialprojekt inom miljöövervakning. Teknisk rapport 69, Jenny Kreuger, Sveriges Lantbruksuniversitet 2003.
- SLU2003:6. *Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) i fisk och sediment – en litteraturstudie och en fallstudie av tio svenska referenssjöar*. Examensarbete 20 p, Eva Kvernes, Rapport 2003:6, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet 2003.
- SLU 2005a. *Bekämpningsmedel i vatten och sediment från typområden och åar samt i nederbörd under 2004*. Årsrapport till det nationella programmet för miljöövervakning inom programområdet jordbruksmark, delprogram pesticider samt programområde luft, delprogram pesticider i nederbörd. M Törnquist, J Kreuger, H Kylin, Sveriges Lantbruksuniversitet 2005.
- SLU 2005b. *Godkända gifter skadliga för djur i bottensediment*. Miljötrender, Nr 1 2005. En tidning från SLU, Sveriges Lantbruksuniversitet.
- SNF 2001. *Bra Miljöval magasin*, nr 2 2001. Svenska Naturskyddsföreningen 2001.
- SPIN. *Substances in Preparation in Nordic Countries*.
[Http://www.spin2000.net/spin.html](http://www.spin2000.net/spin.html), juli – september 2005.

Spinnato et al 1996. *Quantitative analysis of benzo(a)pyrene haemoglobin (Hb) adducts in maternal and fetal blood obtained from smokers and nonsmokers.*

Spinnato et al, Toxicologist 1996 Mar; 30(1 Pt 2):238.

Sveriges miljömål. Sveriges miljömål och delmål enligt riksdagen.

www.miljomal.nu, september 2005.

Tilghman och Oris 1991. *Anthracene reduces reproductive potential and is maternally transferred during long-term exposure in fathead minnows.* Aquatic Toxicology 1991;19(3):249-64.

Thibaut & Porte 2004. *Effects of endocrine disrupters on six steroid synthesis and metabolism pathways in fish.* Thibaur R, Porte C. Journal of Steroid Biochemistry Molecular Biology, 2004, December; 92(5):485-94.

Toxline 2005. Sökning i bibliografiska databasen Toxline, augusti-september 2005.

Vätternvårdsförbundet 2003. *Miljögifter i fisk 2001/2002 Väneren – Vättern.*

Vätternvårdsförbundet, rapport nummer 73, 2003.

WHO 2003. *Isoproturon in drinking water.* Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization 2003.

WHO 2004. Guidelines for Drinking-water Quality. Third edition, World Health Organization 2004.

Yokayama & Akita 200. *Effects of trichlorbenzene as an endocrine disrupting chemical on cultured rat embryos.* Yokoyama A, Akita M. Teratology 2000, Sep; 62(3):15A.

Östersjö 1996. *Det okända miljögiftet HCH.* A Bignert, M Olsson Naturhistoriska riksmuséet, Östersjö 2000.

Östersjö 2000. *Bromerade flamskyddsmedel – nu under övervakning.* A Bignert, S Baez Naturhistoriska riksmuséet och L Asplund, Stockholms universitet, Giffri miljö, Östersjö 2000.