



关于在国际贸易中对某些危险 化学品和农药采用事先知情同 意程序的鹿特丹公约

Distr.: General
25 May 2018

Chinese
Original: English

化学品审查委员会

第十四次会议

2018年9月11日至14日，罗马

临时议程*项目4(a)(二)

技术工作：审议决定指导文件草案：
六溴环十二烷

关于六溴环十二烷的决定指导文件草案

秘书处的说明

一、 引言

1. 化学品审查委员会第十三次会议审查了由日本和挪威提交的关于六溴环十二烷的最后管制行动的通知书以及其中引用的辅助文件，并得出结论，认为通知书满足《关于在国际贸易中对某些危险化学品和农药采用事先知情同意程序的鹿特丹公约》附件二规定的所有标准。
2. 委员会在 CRC-13/2 号决定中建议缔约方大会将六溴环十二烷作为工业用化学品列入《公约》附件三。在同一项决定中，委员会通过了有关其结论的理由陈述，决定编制一份关于六溴环十二烷的决定指导文件草案，还决定了负责编写文件的闭会期间起草小组的组成。委员会按照缔约方大会在 RC-2/2 号决定中通过并经 RC-6/3 号和 RC-7/3 号决定修订的程序，制定了一份关于编制决定指导文件的详细工作计划。上述建议、理由陈述和工作计划作为附件载于委员会第十三次会议工作报告（UNEP/FAO/RC/CRC.13/19，附件一和三）。
3. 向闭会期间起草小组提供的材料包括委员会第十三次会议成果摘要、一份关于制订禁用或严格限用化学品内部提案和决定指导文件的工作文件，以及向委员会第十三次会议提供的最后管制行动通知书和相关辅助文件。
4. 按照商定的工作计划，闭会期间起草小组主席 Jeffery R. Goodman 先生（加拿大）和副主席 Arsonina Bera 先生（马达加斯加）以通知书和辅助文件为基础，编写了一份内部提案。该提案于 2017 年 12 月 18 日分发给起草小组成员，供其提出评论意见。按照收到的评论意见对该提案进行了修正，并于 2018 年 2 月 23

* UNEP/FAO/RC/CRC.14/1。

日将其分发给出席委员会第十三次会议的所有委员会成员和观察员。从委员会成员和观察员中收到了反馈意见，已在编写决定指导文件草案的过程中予以考虑。

5. 决定指导文件草案以及所收到的评论意见汇编已于 2018 年 4 月 30 日分发给起草小组成员。

6. 起草小组提交的决定指导文件草案的案文载于本说明的附件。该案文未经正式编辑。评论意见及其处理情况摘要一览表载于秘书处关于该事项的说明（UNEP/FAO/RC/CRC.14/INF/7）附件。

二、 建议采取的行动

7. 委员会不妨将决定指导文件草案定稿，并连同其将六溴环十二烷作为工业用化学品列入《公约》附件三的建议一并提交，供缔约方大会第九次会议审议。

附件

《鹿特丹公约》

对禁用或严格限用的化学品采用事先知情同意程序

决定指导文件草案

六溴环十二烷



关于在国际贸易中对某些危险化学品和农药采用事先知情同意程序的鹿特丹公约秘书处



联合国
粮食及
农业组织



导言

《鹿特丹公约》的目标是通过推动就国际贸易中的某些危险化学品的特性进行信息交流、为此类化学品的进出口制订国家决策程序并将这些决定通知缔约方，以促进缔约方在此类化学品的国际贸易中分担责任并开展合作，保护人类健康和环境免受此类化学品可能造成的危害，推动以无害环境的方式使用此类化学品。公约秘书处由联合国环境规划署（环境署）和联合国粮食及农业组织（粮农组织）共同设立。

拟列入《鹿特丹公约》事先知情同意程序的候选化学品¹包括那些已经在两个不同区域的两个或两个以上缔约方²国内通过国家管制行动禁用或严格限用的化学品。将某种化学品列入事先知情同意程序的依据是缔约方针对此种化学品所涉风险而采取的禁用或严格限用的管制行动。控制或减少此类风险可能也有其他方式。不过，列入事先知情同意程序并不意味着《公约》的所有缔约方都已禁用或严格限用此种化学品。对于列入《鹿特丹公约》附件三且需要遵循事先知情同意程序的每一种化学品，缔约方必须就其是否同意今后进口此种化学品作出知情决定。

于[...]（日期）在[...]（地点）举行的缔约方大会第[...]次会议同意将六溴环十二烷列入《公约》附件三，并通过了关于该化学品的决定指导文件，要求该化学品遵循事先知情同意程序。

根据《鹿特丹公约》第 7 和第 10 条，本决定指导文件已于[...]（日期）送交指定的国家主管部门。

决定指导文件的宗旨

缔约方大会针对列入《鹿特丹公约》附件三的每种化学品核准了一份相应的决定指导文件。决定指导文件将送交所有缔约方，同时请各缔约方就今后是否进口该化学品做出决定。

决定指导文件由化学品审查委员会编制。化学品审查委员会根据《公约》第 18 条规定而设立，由政府指定的专家组成的，负责评估可能列入《公约》附件三的候选化学品。决定指导文件体现由两个或两个以上缔约方提供的说明其采取国家管制行动以禁用或严格限用某种化学品的资料。这些文件并非某种化学品唯一的信息来源，且在获得缔约方大会通过之后也没有进行任何更新或修订。

另一些缔约方可能也已采取管制行动，禁用或严格限用相关化学品，而其他缔约方可能尚未采取行动禁用或严格限用这些化学品。此类缔约方提交的风险评估或关于替代风险缓解措施的资料可在《鹿特丹公约》网站（www.pic.int）上查阅。

根据《公约》第 14 条，缔约方可相互交流涉及《公约》管制范围内的化学品的相关科学、技术、经济和法律资料，包括毒性、生态毒性以及安全性方面的资料。该资料可直接或经过秘书处提供给其他缔约方。提交给秘书处的资料将公布在《鹿特丹公约》网站上。

有关化学品的资料也可以从其他来源获得。

免责声明

本文件使用的商品名称主要是为便于对化学品进行正确鉴别。其并无褒贬某一特定企业

¹ 依据《公约》，“化学品”是指一种物质，无论是该物质本身还是其混合物或制剂的一部分，无论是人工制造的还是取自大自然的，但不包括任何生物体。化学品由以下类别组成：农药（包括极为危险的农药制剂）和工业用化学品。

² 依据《公约》，“缔约方”是指已同意受《公约》约束、且《公约》已对其生效的国家或区域经济一体化组织。

之意。鉴于不可能列出所有正在使用的商品名称，本文件仅列出一些通用和已公布的商品名称。

虽然根据编写本决定指导文件时所掌握的数据，这里提供的信息可认为准确无误，但是粮农组织和环境署特此声明，不对其中任何疏漏或由此产生的任何后果承担任何责任。无论是粮农组织还是环境署，都不对因进口或禁止进口此类化学品而可能蒙受的任何伤害、损失、损害或侵害承担责任。

本出版物使用的名称和材料编述方式并不意味着粮农组织或环境署对任何国家、领土、城市或地区或其主管部门的法律地位、或对其边境或边界的划分持有任何意见。

主要标准缩写表³

主要标准缩写表	
<	小于
≤	小于等于
>	大于
≥	大于等于
μg	微克
μm	微米
BAF	生物积累系数
BCF	生物浓缩系数
bw	体重
BMDL	基准剂量可信下限
BMR	基准反应
°C	摄氏度
CAS	化学文摘社
cm	厘米
DNA	脱氧核糖核酸
DT ₅₀	消解半衰期
DfE	环境设计（美国环保局方案）
dw	干重
EC	欧洲共同体
EC ₅₀	中等有效浓度
ECHA	欧洲化学品管理局
EEC	欧洲经济共同体
EPS	发泡聚苯乙烯
EU	欧洲联盟
FAO	联合国粮食及农业组织
g	克
h	小时
HBCDD	六溴环十二烷
IARC	国际癌症研究机构

³ 该主要缩写表应作为工业用化学品、农药和极其危险农药制剂决定指导文件的基础。与正在讨论中的化学品相关的各份决定指导文件中使用的缩略语应扩充至该表中。

定义和拼写应尽可能遵循最新版的国际纯粹与应用化学联合会毒理学术语汇编以及与农药相关的术语汇编。

作为一般规则，文中只出现过一次的缩略语最好完整拼写出来，而不是列入缩写表。

主要标准缩写表	
IPCS	国际化学品安全方案
IUPAC	国际纯粹与应用化学联合会
k	千
kg	千克
L	升
LC ₅₀	半数致死浓度
LD ₅₀	半数致死剂量
LOAEL	最低观测不良效应水平
lw	脂重
m	米
mg	毫克
ml	毫升
MW	分子量
NES	饱和时无效应
ng	纳克
NOAEL	无观测不良效应水平
NOEC	无观测效应浓度
NOHSC	澳大利亚国家职业健康与安全委员会
OECD	经济合作与发展组织
POPRC	斯德哥尔摩公约持久性有机污染物审查委员会
PPE	个人防护设备
ppm	百万分之……（仅用于指示实验饲料中农药的浓度。在任何其他情况下则使用毫克/千克或毫克/升）。
TH	甲状腺激素
TSH	促甲状腺激素
UNEP	联合国环境规划署
US EPA	美国环境保护局
w/w	重量比
WHO	世界卫生组织
wt	重量
wwt	湿重
XPS	挤塑聚苯乙烯

关于禁用或严格限用的化学品的决定指导文件

六溴环十二烷

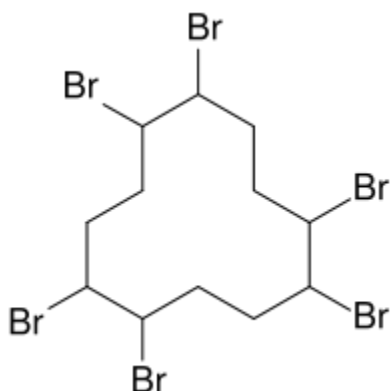
发布日期:

1. 识别与用途 (详见附件 1)

通用名 六溴环十二烷 (HBCDD)

化学名及其他名称或别名 六溴环十二烷
1,2,5,6,9,10-六溴环十二烷分子式 $C_{12}H_{18}Br_6$

化学结构式



化学文摘社编号 25637-99-4: 六溴环十二烷商业物质 (未说明溴的位置)
3194-55-6: 1,2,5,6,9,10-六溴环十二烷
134237-50-6: α -六溴环十二烷立体异构体
134237-51-7: β -六溴环十二烷立体异构体
134237-52-8: γ -六溴环十二烷立体异构体

协调制度海关编码 2903.89

其他编号 欧共体编号 247-148-4, 欧共体编号 221-695-9

类别 工业用

管制类别 工业用化学品

管制类别中的用途 **日本:**
阻燃剂
挪威:
六溴环十二烷用于生产制造阻燃发泡聚苯乙烯 (EPS) 和挤塑聚苯乙烯 (XPS), 然后用于室外的建筑用途。

商品名 Cyclododecane (十二烷), hexabromo (六溴环); HBCD;
Bromkal 73-6CD; Nikkafainon CG 1; Pyroguard F 800; Pyroguard SR 103; Pyroguard SR 103A; Pyrovatex 3887; 大湖化工 CD-75P™; 大湖化工 CD-75; 大湖化工 CD75XF; 大湖化工 CD75PC (compact);

死海溴化物集团 Ground FR 1206 I-LM；死海溴化物集团 Standard FR 1206 I-LM；死海溴化物集团 Compacted FR 1206 I-CM。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 1.3 节——又见持久性有机污染物审查委员会风险简介第 1.1 节）

此为指示性清单，并非详尽无遗。

制剂类型 不适用。

其他类别中的用途 **日本和挪威：**
未见其用于农药的报道。

主要制造商 巴斯夫公司
雅宝公司陶氏化学公司
资料来源：TOXNET（<https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search2/f?./temp/~jrwyMs:1>）

此为现有和以前制造商的指示性清单，并非详尽无遗。

2. 列入事先知情同意程序的理由

六溴环十二烷作为一种工业用化学品被列入事先知情同意程序。将其列入的依据是日本和挪威发出的最后管制行动通知，分别禁止和严格限制将其作为工业用化学品的用途。

未有关于六溴环十二烷农药用途的最后管制行动的通知。

2.1 最后管制行动（详见附件 2）

日本：

该化学品被指定为第一类特定化学物质。禁止制造、进口或使用该化学物质。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2 和第 2.2.1 节）。

理由： 人类健康

挪威：

法规限制六溴环十二烷含量超出一定限值的消费品的生产、进口、出口和销售。

六溴环十二烷受到与限制危害人类健康和环境的化学品和其他产品的生产、进口和投放市场有关的条例（产品条例）（2004 年 6 月通过的第 992 号法案）第 4 章的管制。这是挪威对欧洲议会和理事会关于持久性有机污染物的 (EC) 第 850/2004 号条例，以及于 2016 年 3 月 1 日通过的欧盟委员会 (EU) 第 2016/293 号条例附件一修正案的落实。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 2、第 2.2.1 和第 2.2.2 节）。

理由： 人类健康和环境

2.2 风险评估（详见附件 1）

日本：

日本的通知书指出，管制行动的依据是风险或危害评估（以英文提供了重点摘要），以及斯德哥尔摩公约持久性有机污染物审查委员会编制的六溴环十二烷风险简介文件。

当一种物质被列入《斯德哥尔摩公约》且在日本市场上时，日本政府将对该物质及其潜在风险进行风险评估，为监管措施提供依据。日本将六溴环十二烷的内部风险评估与风险简介文件一起作为辅助资料提供在 UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2 号文件中。同时提供了风险评估的目录和一份简短的英文摘要。

内部风险评估以 2009 财年至 2012 财年的监测数据为依据，指出了一些生态风险很高的地点，但并没有人类健康面临风险的地点。风险评估包括危害评估、基于监测数据的接触评估和风险估算，以及基于环境释放量（根据制造数据估计）的接触评估和风险估算。

持久性有机污染物审查委员会风险简介文件援引了日本的一项研究，该研究发现人类母乳中的六溴环十二烷浓度水平似乎反映了六溴环十二烷的市场消费量。就日本女性（25-29 岁）的母乳而言，在 1973 年至 1983 年这 10 年间采集的所有母乳样本中，六溴环十二烷浓度水平平均低于检出限值，但从 1988 年开始出现增长。

持久性有机污染物审查委员会风险简介文件指出，在动物研究中观测到六溴环十二烷可能对发育和神经具有毒性（特别是对于胎儿和幼儿），足以令人担忧。这种担忧，连同人类母乳监测研究以及风险简介文件中关于脐带血清的其他研究结果表明，日本的胎儿和幼儿面临一定风险。尽管风险与所提供的接触水平之间没有数量上的关联，但考虑到所观察到的六溴环十二烷的生物积累性和生物放大作用，风险不容忽视。

挪威：

挪威的通知书指出，管制行动以风险或危害评估为依据，关系到人类健康和环境。通知书特别引用了欧洲联盟对六溴环十二烷的风险评估。挪威的通知书概述了挪威消费者接触六溴环十二烷，以及在环境（包括北极偏远地区）、生物群、鱼类、苔藓、新孵化雏鸡的卵黄囊中检测出六溴环十二烷的证据。同时指出了某些随时间推移而出现的趋势。

挪威提供的辅助资料中指出了危害终点，该资料源于美国环境保护局的 2014 年报告《六溴环十二烷阻燃剂替代品》。通知书指出，在对发育的影响、对水生生物的急性毒性和对水生生物的慢性毒性方面的危害很高或非常高。六溴环十二烷具有高度持久性和生物积累性。

3. 针对此种化学品已经采取的防护措施

3.1 旨在减少接触的管制措施

日本： 日本通知的管制行动禁止生产、进口和使用六溴环十二烷。没有豁免于禁令的用途。管制行动于 2014 年 5 月 1 日生效。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2.2 和第 2.3 节）

挪威： 挪威通知的管制行动严格限制六溴环十二烷含量超出一定限值的消费品的生产、进口、出口和销售。

禁止生产、进口、出口、投放市场以及使用六溴环十二烷（化学文摘社编号 25637-99-4、3194-55-6、134237-50-6、134237-51-7、134237-52-8）含量占重量的 0.01% 或以上的物质。

禁止生产、进口、出口以及在市场上提供六溴环十二烷（化学文摘社编号 25637-99-4、3194-55-6、134237-50-6、134237-51-7、134237-52-8）含量占重量的 0.01% 或以上的产品或产品的阻燃部件。

允许在生产发泡聚苯乙烯制品时使用六溴环十二烷（无论是单独使用还是用于制剂），以及为该用途而生产和在市场上投放六溴环十二烷，但前提是该用途已根据欧洲议会和理事会的(EC) 第 1907/2006 号条例第七编获得授权，或者已在 2014 年 2 月 21 日前提交授权申请，而对该申请的决定尚未作出。

根据本段生产和在市场上投放六溴环十二烷（无论是单独使用还是用于制剂）只允许进行到 2019 年 11 月 26 日，或截止于以下的较早日期：依照 (EC) 第 1907/2006 号条例第七编作出的授权决定所具体规定的审查期届满日或授权的撤销日。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 2.2 和第 2.3 节）

3.2 旨在减少接触的其他措施

《奥斯巴公约》

六溴环十二烷作为一种溴化阻燃剂被列入《保护东北大西洋海洋环境公约》（《奥斯巴公约》）优先管制物质清单。《奥斯巴公约》由十五个缔约方政府和欧洲联盟委员会的代表组成。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 1.4 节）

《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》

六溴环十二烷被列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 A（消除）（SC-6/13 号决定）。生产和使用六溴环十二烷用于建筑物中的发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯属特定豁免情况。依照第 4 条，登记了生产和（或）使用豁免情况的斯德哥尔摩公约缔约方还同意采取必要措施，当允许生产和使用六溴环十二烷用于建筑物中的发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯时，确保含有六溴环十二烷的发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯在其整个寿命周期内均可通过标签或其他方式易于识别。

（SC-6/13 号决定：列入六溴环十二烷。

<http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-COP.6-SC-6-13.English.pdf>）

3.3 替代品

在一国考虑使用替代品前，必须确保其用途符合本国需求和预期的当地使用条件。还应对替代材料的危害性和安全使用所需的控制措施进行评估。

日本：

日本没有提供关于六溴环十二烷替代品的资料（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2.5.3.2 节）。

挪威：

引述了美国环保局的文件：《六溴环十二烷阻燃剂替代品》2014年6月最后报告。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第2.5.3.2节）。该报告提供了关于六溴环十二烷在聚苯乙烯建筑隔热材料中用作阻燃剂的情况、可能的替代品和替代材料的资料。该报告由美国环境保护局编制，参考了一个由来自企业、政府，学术界和环保组织的利益攸关方组成的伙伴关系团体提出的意见。据该伙伴关系团体的技术专家介绍，2011年至2014年间，在目前的制造工艺条件下，只有三种可行的六溴环十二烷阻燃剂替代品用于发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯绝缘材料。也有替代材料可用作含六溴环十二烷的绝缘材料的替代品。这些替代品可能需要添加阻燃剂或进行其他处理以满足消防安全要求。辅助文件的“结果”一节转载如下：

结果

伙伴关系成员发现许多化学品可能用作替代品；然而，只有三种化学品被确定为发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯泡沫中六溴环十二烷的可行替代品：一种丁二烯苯乙烯溴化共聚物（化学文摘社登记号码1195978-93-8）、一种四溴双酚A（TBBPA）双溴化醚衍生物（化学文摘社登记号码97416-84-7）和四溴双酚A双（2,3-二溴丙基）醚（化学文摘社登记号码21850-44-2）。本报告仅对三种替代品进行评估，因为发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯泡沫的阻燃剂材料必须既符合消防安全标准，又不会影响泡沫的性能。三种替代品都是溴化物质。据了解，所有非溴化阻燃剂均无法在聚苯乙烯生产和相关的燃烧试验中达到要求。图ES-1总结了六溴环十二烷和所评估的三种替代品的危害性资料。（图ES-1说明了各种终点的认定依据是经验数据，还是使用来自预测模型和（或）专业判断的数值。在解释表中的信息时，还必须考虑图ES-1中列出的注意事项）。可用于四溴双酚A双溴化醚衍生物的实验测量数据很少；因此，使用了四溴双酚A双（2,3-二溴丙基）醚（化学文摘社登记号码21850-44-2）作为类似物来进行估计危害性认定。


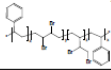
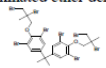
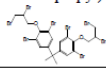
ES-1 Hazard Summary for HBCD and Alternatives

VL = Very Low hazard L = Low hazard M = Moderate hazard H = High hazard VH = Very High hazard — Endpoints in colored text (**VL, L, M, H, and VH**) were assigned based on empirical data. Endpoints in black italics (*VL, L, M, H, and VH*) were assigned using values from predictive models and/or professional judgment. This table contains hazard information for each chemical; evaluation of risk considers both hazard and exposure. Variations in end-of-life processes or degradation and combustion by-products are discussed in the report but not addressed directly in the hazard profiles. The caveats listed below must be taken into account when interpreting the information in the table.

d This hazard designation would be assigned MODERATE for a potential for lung overloading if >5% of the particles are in the respirable range as a result of dust forming operations.

§ Based on analogy to experimental data for a structurally similar compound.

¥ Aquatic toxicity: EPA/DfE criteria are based in large part upon water column exposures which may not be adequate for poorly soluble substances such as many flame retardants that may partition to sediment and particulates.

Chemical For full chemical name and relevant trade names see the hazard profiles in Section 4.8	CASRN	Human Health Effects											Aquatic Toxicity		Environmental Fate		
		Acute Toxicity	Carcinogenicity	Genotoxicity	Reproductive	Developmental	Neurological	Repeated Dose	Skin Sensitization	Respiratory Sensitization ¹	Eye Irritation	Dermal Irritation	Acute	Chronic	Persistence	Bioaccumulation	
Hexabromocyclododecane (HBCD) 	25637-99-4; 3194-55-6	L	M	L	M	H	M	M	L			VL	VL	VH	VH	H	VH
Butadiene styrene brominated copolymer [¥] 	1195978-93-8	L	L	L	L	L	L	L ^d	L			M	L	L	L	VH	L
TBBPA-bis brominated ether derivative [¥] 	97416-84-7	L [§]	M [§]	M [§]	M [§]	M [§]	L	M [§]	L [§]			L	L	L	L	H	H
TBBPA bis(2,3-dibromopropyl) ether [¥] 	21850-44-2	L	M	M	M	M	L	M	L			L	L	L	L	VH	H

¹ At this time, there are no standard test methods for respiratory sensitization and no test data; as a result there was no designation for this endpoint.

ES-1 六溴环十二烷及其替代品的危害性摘要

VL=极低危害 L=低危害 M=中度危害 H=高危害 VH=极高危害——用彩色字 (**VL、L、M、H 和 VH**) 标示的危害终点系根据经验数据认定。用黑色斜体字 (*VL、L、M、H 和 VH*) 标示的危害终点系采用来自预测模型和 (或) 专业判断的数值而认定。

本表包含每种化学品的危害性信息；风险评价既考虑危害性也考虑接触情况。报废流程或降解及燃烧副产物的差异在报告中有所讨论，但并未在危害性特征中直接论述。在解释表内的信息时，还必须考虑以下注意事项。

d 如果形成粉尘的操作导致大于 5%的颗粒物处于可吸入的范围内，则鉴于可能导致肺过载性，这种危害将被认定为“中度”。

§ 依据与相似结构化合物实验数据的类比。

¥ 水生生物毒性：美国环保局标准或“环境设计”标准在很大程度上以水层接触为依据，这对于水溶性不佳的物质（如许多可能分配到沉积物或颗粒物的阻燃剂）而言未必充分。

Chemical 化学品

For full chemical name and relevant trade names see the hazard profiles in Section 4.8

有关完整的化学名称和相关商品名称，请参阅第 4.8 节中的危害简介

CASRN 化学文摘社登记号码

Human Health Effects 对人类健康的影响

Acute Toxicity 急性毒性

Carcinogenicity 致癌性

Genotoxicity 遗传毒性

Reproductive 生殖

Developmental 发育

Neurological 神经

Repeated Dose 重复剂量

Skin Sensitization 皮肤过敏

Respiratory Sensitization 呼吸过敏

Eye Irritation 眼睛刺激

Dermal Irritation 皮肤刺激

Aquatic Toxicity 水生生物毒性

Acute 急性
 Chronic 慢性
 Environmental Fate 环境归宿
 Persistence 持久性
 Bioaccumulation 生物积累性
 Hexabromocyclododecane (HBCD) 六溴环十二烷
 Butadiene styrene brominated copolymer 丁二烯苯乙烯溴化共聚物[†]
 TBBPA-bis brominated ether derivative 四溴双酚 A 双溴化醚衍生物[†]
 TBBPA bis(2,3-dibromopropyl) ether 四溴双酚 A 双(2,3-二溴丙基)醚[†]

[†] 目前没有呼吸过敏的标准测试方法，也没有测试数据；因此未认定此危害终点。

在“环境设计”（DfE）替代品评估中评价的人类健康终点包括急性毒性、致癌性、基因毒性、生殖毒性、发育毒性、神经毒性、重复剂量毒性、皮肤过敏、呼吸过敏、眼睛刺激和皮肤刺激。六溴环十二烷的发育神经毒性危害性认定为“高”，生殖毒性和重复剂量毒性为“中”，致癌性和神经毒性估计危害性认定为“中”；其他健康终点的危害性认定为“低”或“极低”。由于其高分子量和有限的吸收可能性，丁二烯苯乙烯溴化共聚物对大多数人类健康终点的危害性认定为“低”（依据测量或估计）；眼睛刺激终点有一个基于实验数据的“中度”危害性认定。由于可能具有烷基化性质，四溴双酚 A 双溴化醚衍生物和四溴双酚 A 双(2,3-二溴丙基)醚在致癌性、致突变性、生殖毒性、发育毒性和重复剂量毒性方面的危害性认定为“中”。这些相似物质在急性毒性、神经毒性、皮肤过敏和刺激方面的危害性认定为“低”。

在“环境设计”替代品评估中评价的生态毒性终点包括急性和慢性水生生物毒性。六溴环十二烷对水生环境具有毒性，急性和慢性水生生物毒性危害性均认定为“极高”。三种替代品的水生生物毒性为“低”，这是由于它们缺乏明显的水溶性，导致“饱和时无效应”。对陆地物种的生态毒性数据有限，因此六溴环十二烷及其替代品或相关降解产物对高营养级和陆地野生生物造成影响的可能性尚不清楚。

六溴环十二烷和三种替代品的环境归宿主要从持久性和生物积累可能性方面来描述。这三种化学品的持久性都认定为“高”或“极高”，这是大多数阻燃剂的典型性质。尚未充分了解这三种替代品的长期环境归宿。丁二烯苯乙烯溴化共聚物由于其大小（平均分子量大于 1 000 道尔顿）和缺少低分子量组分，因此估计生物积累可能性为“低”，而六溴环十二烷、四溴双酚 A 双溴化衍生物和四溴双酚 A 双(2,3-二溴丙基)醚分别具有“极高”、“高”和“高”的生物积累可能性。

在发生火灾或焚烧的条件下，卤化物质可能会促使卤化二苯并二恶英和二苯并呋喃的形成，增加多环芳烃的产生，并影响火灾参数，如烟气和一氧化碳（Sidhu、Morgan 等人，2013 年）。然而，燃烧反应复杂多变，因此不易将燃烧副产物纳入危害性评估。卤化和非卤化阻燃剂都可能产生其他需要比较的有毒副产物，而不仅是卤化二恶英和呋喃。由于这些原因，本报告未对热解转化产物进行评估。

除了六溴环十二烷及其替代品的化学品危害性评估之外，本报告第 5 章还包括有关替代绝缘材料的一般资料。这些技术包括刚性板替代品（例如，与发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯相似的材料）、某些功能用途的替代品（例如绝缘卷材、现场发泡绝缘材料）以及专用和新兴替代材料（例如气凝胶、碳泡沫）。本报告没有评估这些材料，没有将它们与发泡聚苯乙烯或挤塑聚苯乙烯进行比较，也没有评估这些材料的阻燃性需求。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18）

综述：

斯德哥尔摩公约持久性有机污染物审查委员会在将六溴环十二烷作为候选持久性有机污染物进行审查的附件 F（风险管理评价）阶段，对六溴环十二烷的替代品进行了评估。有关资料可参阅题为《关于六溴环十二烷的替代品以及在发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯中使用情况的补充资料》的文件（UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.3），并可在线查阅：

<http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC.8-16-Add.3.English.pdf>。

3.4 社会经济影响**日本：**

日本没有提供关于管制行动的社会经济影响的资料（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2.5.3.1 节）。

挪威：

挪威历来未在用于施工或建筑物的发泡聚苯乙烯或挤塑聚苯乙烯中使用六溴环十二烷。由于这些是六溴环十二烷的主要用途，因此预计最终管制行动的社会经济影响不大。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 2.5.3.1 节）

4. 对人类健康和环境的危害及风险**4.1 危害分类**

世卫组织/国际化学品安全方案	暂缺。
国际癌症研究机构	暂缺。
欧洲联盟	欧盟依照关于物质和混合物分类、标签和包装的 (EC) 第 1272/2008 号条例进行的分类： 生殖毒性第 2 类，H361（怀疑对生育能力或胎儿造成伤害） 哺乳危害，H362（可能对母乳喂养的儿童造成伤害） （UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.1 节）
美国环保局	暂缺。

4.2 接触限值

确定人类每日可耐受摄入量的研究暂缺。

有几项关于六溴环十二烷对生殖影响的研究。Saegusa 等人（2009 年）对大鼠开展了一代发育毒性研究，从孕期第 10 天到后代断奶期间让母体在饲料中接触浓度为百万分之 0、100、1 000 或 10 000 的六溴环十二烷。该研究中的最低可见不良效应浓度为百万分之 1000（81-213 毫克/千克/天），无可见不良效应浓度为百万分之 100（8 至 21 毫克/千克/天）。van der Ven 等人（2009 年）进行的长期持续接触研究表明雄性生殖器官对接触六溴环十二烷尤其敏感，即：基准剂量可信下限为 52 微克/克体重时，在 F1 雄性中观测到睾丸重量减轻。还观测到其他雄性器官重量减轻；前列腺、肾上腺、心脏和大脑以及 F1 雄性总重量减轻。由于观测到体重减轻，因此无法判断对器官重量的任何此类影响是专门针对器官的作用，还

是整体体重减轻的附带作用。在雌性中，根据组平均值而得的细胞色素 P450 19 酶活性显示了与内部 γ -六溴环十二烷浓度的相关性（线性相关系数为 0.90）。细胞色素 P450 19 酶将雄性激素转化成雌性激素（Norris, 2006 年），对于高级脊椎动物生殖腺和大脑的分化和发育、生殖组织的维护以及性行为具有重要意义（Conley 和 Hinshelwood, 2001 年；Simpson 等人, 2002 年）。在雌性中，阴道张开时间也被延迟，但仅在最高剂量下才会出现这种现象（基准反应为 10% 时，基准剂量可信下限为 82.2 微克/克体重）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.4 节）

4.3 包装及标签	
联合国危险品运输专家委员会将此类化学品归为：	
危害等级及包装组别：	联合国编号：3077 正式运输名称和说明：六溴环十二烷，危害环境的物质，固体，未另作规定 化学名：六溴环十二烷 类别：9 分类编码：M7 包装组别：III 标签：9 备注：危害识别号：90 （ 欧洲化学品管理局安全使用指南——六溴环十二烷 ）
国际海运危险货物代码	联合国编号：3077 正式运输名称和说明：六溴环十二烷，危害环境的物质，固体，未另作规定 化学名：六溴环十二烷 类别：9 包装组别：III EmS 号码 1：F-A EmS 号码 2：S-F 标签：9 海洋污染物：是（聚丙烯） （ 欧洲化学品管理局安全使用指南——六溴环十二烷 ）
运输紧急卡	暂缺。

4.4 急救

注意：以下建议依据的是世界卫生组织和通知国所提供的信息，出版时为正确建议。此建议仅供参考，并不旨在取代任何国家的急救准则。

一般：如果您感到不适，请就医（尽可能出示本信息或容器标签）。切勿以口给失去知觉者喂食任何东西。

吸入：脱离现场至空气新鲜处，立即就医。

皮肤接触：脱去污染的衣物，彻底清洗衣物，再次使用前确保没有污染物残留。用肥皂和水彻底冲洗皮肤至少 15 分钟。如发生皮肤刺激，立即就医。

眼睛接触：提起眼睑，用大量清水冲洗眼睛至少 15 分钟。就医。

摄入：如摄入者有知觉，用水漱口，让摄入者喝 1 到 2 杯水，立即就医。

（[欧洲化学品管理局安全使用指南——六溴环十二烷](#)）

	预防	急救
吸入	使用通风设备。进行局部排气。	新鲜空气、休息。
皮肤	防护手套。防护服。	用大量清水冲洗皮肤或淋浴。
眼睛	佩戴防护眼镜。	先用大量水冲洗几分钟（方便的话摘掉隐形眼镜），然后就医治疗。
摄入	作业期间不要进食、饮水或吸烟。进食前洗手。	漱口。

[国际化学品安全方案（2001）：国际化学品安全卡 1413](#)

4.5 废物管理

关于对由六溴环十二烷构成、含有此类污染物或受其污染的废物实行无害环境管理的技术准则：

- [建筑施工中聚苯乙烯泡沫塑料报废管理的最佳实践](#)（欧洲化学工业理事会（化工理事会）和 PlasticsEurope，2014 年）；
- [含六溴环十二烷的聚苯乙烯绝缘泡沫塑料的报废处理：维尔茨堡市生活垃圾焚烧炉通过共同焚烧处理含六溴环十二烷阻燃剂的发泡聚苯乙烯泡沫和挤塑聚苯乙烯泡沫的大规模示范。技术概要报告](#)（PlasticsEurope，2015 年）
- [聚苯乙烯泡沫塑料产品中的六溴环十二烷安全性评估 - 2016 年版](#)

资料来源：巴塞尔公约网站，关于持久性有机污染废物的其他资源页面

处置：按照地方、区域和国家法规作为危险废物进行处置。在经批准的废物处理设施中进行废物处理。

资料来源：[欧洲化学品管理局安全使用指南——六溴环十二烷](#)

附件

- 附件 1 **关于此种物质的进一步资料**
- 附件 2 **所报告最后管制行动的详细情况**
- 附件 3 **指定国家主管部门的通讯地址**
- 附件 4 **参考文献**

附件 1 关于此种物质的进一步资料

附件一引言

本附件提供的资料体现两个通知方（日本和挪威）得出的结论。在可能的情况下，这两个缔约方就危害性问题提供的资料一并列出，而相关风险评估则针对这两个缔约方的具体情况单独列出。本资料出自通知书中为支持与六溴环十二烷有关的最后管制行动而引用的相关文件。

日本和挪威的通知最早在 2016 年 12 月 12 日的第 XLIV 号事先知情同意程序通知中报告。

附件 1—有关通知书所涉化学品的进一步资料

1. 物理和化学特性	
1.1 名称	六溴环十二烷和 1,2,5,6,9,10-六溴环十二烷 (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介)
1.2 分子式	$C_{12}H_{18}Br_6$ (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介)
1.3 颜色和质地	白色无味固体 (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介)
1.4 分解温度	在大于 190 摄氏度时分解 (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介)
1.6 密度 (克/立方厘米)	2.38, Albemarle 公司 (1994 年) 2.24, 大湖化学公司 (1994 年) (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介)
1.7 抗酸性	暂缺。
1.8 抗碱性	暂缺。
1.9 拉伸强度 (10³ 千克/平方厘米)	暂缺。
2 毒性学特性	
2.1 概述	
2.1.1 作用方式	采用鱼类模型进行的最新研究表明六溴环十二烷可能引起氧化应激和细胞凋亡。 (UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.1 节)
2.1.2 中毒症状	暂缺。
2.1.3 在哺乳动物体内的吸收、分布、排泄和代谢	<u>吸收:</u> 人类经口吸收六溴环十二烷的情况基本上还不清楚 (欧洲化学品管理局, 2008 年 a)。估算结果表明通过这种接触途径发生的六溴环十二烷摄入量介于 50-100% 之间 (欧洲化学品管理局, 2008 年 a; 欧洲联盟, 2008 年)。根据欧盟风险评估 (欧洲联盟, 2008 年) 中的计算, 通过母乳发生的六溴环十二烷摄入量如下: 0 至 3 个月大婴儿为 1.5 纳克/千克体重/天, 3 至 12 个月大婴儿为 5.6 纳克/千克体重/天。但根据西班牙北部 (拉科鲁尼亚) 某些地方发现的母乳中的浓度水平, Eljarrat 等人 (2008 年) 计算的摄入量为: 1 个月大的婴儿摄入量为 175 纳克/千克体重/天。这比欧盟风险评估 (欧洲联盟,

2008年)确定的0至3个月婴儿的估计日摄入量(EDI)高12倍,比瑞典、荷兰、英国和挪威的成人估计日摄入量高25至1458倍(瑞典化学署,2009年;Eljarrat等人,2009年;Roosens等人,2010年)。一项佛兰德人饮食研究表明,3至6岁年龄组的六溴环十二烷异构体接触量似乎最高,估计日摄入量为7纳克/千克体重/天。新生儿和成人的接触量较小,估计日摄入量分别为3和1纳克/千克体重/天(Roosens等人,2010年)。但是在所有情况下,儿童的接触量似乎均高于成人。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2,持久性有机污染物审查委员会风险简介第2.3.2节)

分布:

六溴环十二烷可由胃肠道吸收,并且随后在脂肪组织和肌肉中达到最高浓度,其次是肝脏,而在肺、肾、血液、脑和性腺中的活性低得多。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/8,挪威通知书第3.2.2节)

在啮齿动物中,六溴环十二烷容易通过胃肠道吸收,在脂肪组织和肌肉中浓度最高,其次是肝脏;在肺、肾、血液和脑中的浓度低得多。(欧洲化学品管理局,2008年;经二手资料来源报告,研究细节不详。)

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18,美国环保局:六溴环十二烷阻燃剂替代品)。

生物积累和代谢:

在实验室、局部食物网和局部生态系统中进行的几项研究确认了六溴环十二烷可能具有生物积累和生物放大作用。野外研究表明生物区系内的浓度总体上会随着水生食物网和北极食物网中营养级的升高而增大。尚未确定在陆生环境下的野外研究,但有两项实验室研究表明六溴环十二烷在陆生哺乳动物中可能具有生物积累作用。

两项实验室研究检测了六溴环十二烷在哺乳动物中的生物积累情况(WIL,2001年;维西科化学公司,1980年)。在对大鼠进行为期90天的重复给药(六溴环十二烷原药,1000毫克/千克体重/天)毒性研究中,WIL(2001年)发现在所有的采样时间点 α -异构体的浓度都远远高于 β -和 γ -异构体。在大鼠体内测得的相关异构体百分比(α -:65-70%; β -:9-15%; γ -:14-20%)与所用六溴环十二烷配方中的比例(α -:8.9%; β -:6.6%; γ -:84.5%)存在明显差异。维西科化学公司(1980年)研究了以单次经口剂量向大鼠给予放射性标记六溴环十二烷(^{14}C -六溴环十二烷,纯度大于98%)的药物动力学情况。作者发现试验物质分布于大鼠全身,其中脂肪组织内测得的分布量最大,其次是肝、肾、肺和生殖腺。在血液、肌肉、肝脏和肾脏中快速代谢成极性化合物,但六溴环十二烷在脂肪组织中大都保持不变。该研究的结论是,重复接触后六溴环十二烷会在脂肪组织内积累。阻燃剂在挪威的北极地区也有发现。Sørmo等人

(2006年)采用2002年至2003年在挪威北极地区的斯瓦尔巴特采集的样本,对来自北极熊食物链中不同营养级的代表性物种进行了分析。六溴环十二烷在片脚类动物钩虾(*Gammarus wilkitzkii*)中低于检出限值(最小值0.012纳克/克脂重)。六溴环十二烷在北极鳕(*Boreogadus saida*)到环斑海豹之间的生物放大作用很强(基于全身湿重浓度的生物放大系数为36.4),但在环斑海豹到北极熊之间没有出现生物放大作用(生物放大系数为0.6)。一般认为北极熊样本中的浓度水平较低表明北极熊的代谢能力可能较强。在东格陵兰地区,Letcher等人(2009年)调查了六溴环十二烷和历史遗留的持久性有机污染物从东格陵兰环斑海豹(*Pusa hispida*)脂肪到北极熊(*Ursus maritimus*)组织(脂肪组织、肝脏和大脑)的生物积累、生物转化和(或)生物放大对比情况。发现 α -六溴环十二烷仅在北极熊脂肪组织内发生生物积累。全-(α)-六溴环十二烷在环斑海豹脂肪到北极熊脂肪之间的生物放大系数大于1。作者得出的结论是,即使北极熊的六溴环十二烷代谢能力比其它物种强,但大量接触六溴环十二烷必定会导致生物放大作用。

Morris等人(2004年)报告了六溴环十二烷在北海食物网中的生物放大情况。虽然没有报告单个的生物放大系数,但作者提出由于六溴环十二烷在食物链顶级物种中的浓度较高,意味着六溴环十二烷出现了生物放大作用。例如,六溴环十二烷在斑海豹(*Phoca vitulina*)和港湾鼠海豚(*Phocoena*)等顶级捕食者体内的浓度比在海星和普通海螺等水生大型无脊椎动物中测得的浓度高出几个数量级。同样,在捕食鸟类鸬鹚的肝脏样本和普通燕鸥蛋中的六溴环十二烷浓度高,而在它们的被捕食者鳕鱼和黄鳗(*Anguilla*)中检测出的六溴环十二烷浓度则较低。

Tomy等人(2008年)调查了六溴环十二烷异构体在加拿大东部北极地区海洋食物网几个营养级的积累情况。 α -六溴环十二烷与营养级存在明显的正向关系,营养放大系数为7.4(p 小于0.01),说明生物放大作用贯穿了整个食物网,而 γ -六溴环十二烷的浓度与营养级之间却观测到了明显的反向关系(即营养稀释)。 α -六溴环十二烷占小虾(*Pandalus borealis*、*Hymenodora glacialis*)、鲑鱼(*Sebastes mentella*)、北极鳕(*Boreogadus saida*)、独角鲸(*Monodon monoceros*)和白鲸(*Delphinapterus leucas*)体内六溴环十二烷总量的70%以上,而 γ -六溴环十二烷占浮游动物(混合)、蛤类(海螂蛤、鸟蛤)和海象(*Odobenus rosmarus*)体内六溴环十二烷总量的60%以上。所观测到的非对映异构体数量优势上的差异,部分归因于异构体不同的环境归宿和环境行为,水溶性最低的 γ -异构体更有可能从水层向脂质含量比例高的浮游动物被动扩散。同样,作为深海滤食动物,蛤类更有可能从沉积物中吸收较高比例的 γ -异构体。鉴于 γ -异构体向 α -异构体发生立体异构体特定生物转化的证据, α -六溴环十二烷以较高比例存在于诸如白鲸和独角鲸体内,也许表明了增强的代谢能力(Zegers等人,2005年;Law等人,2006年d)。这也与Tomy等人(2009年)的研究结果一致: α -异构体占白鲸体内六溴环十二烷总量的95%以上,而在加拿

大西部北极地区海洋食物网中，白鲸的主要捕食物种北极鳕鱼体内的六溴环十二烷则以 γ -异构体为主（大于 77%）。作者的结论是，这进一步证明了白鲸能使 γ -异构体向 α -异构体发生生物转化。

对大鼠进行的体内研究表明六溴环十二烷还会脱溴形成五溴环十二碳烯（PBCDe）和四溴环十二碳烯（TBCDe）。通过液-质联用仪（LCQ）和气-质联用仪（GC-MS）总共发现了五种不同类型的羟基六溴环十二烷代谢产物：一羟基和二羟基六溴环十二烷、一羟基和二羟基五溴环十二碳烯、一羟基四溴环十二碳烯（Brandsma 等人，2009 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.2.2 节）

排泄：

六溴环十二烷主要通过粪便排泄，有微量通过尿液清除，检测到三种极性代谢物以及不可提取的放射性。从体内脂肪清除的速度似乎显著慢于其他组织，三种非对映异构体的清除半衰期可能为几周几个月。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.2.2 节）

给大鼠（2 只雄性、8 只雌性）单次口服 1.93 毫克带有放射性标记的六溴环十二烷，86% 的剂量在 72 小时内清除（70% 通过粪便，16% 通过尿液）。（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告。作者称，由于样本量小和最后报告简短，故解释数据时务必谨慎。）

四只雄性维斯塔尔大鼠按每天 500 毫克/千克的剂量口服橄榄油中的六溴环十二烷 5 天，日均粪便排泄率为剂量的 29-37%；累计排泄率恒定在 32-35%；没有观察到尿排泄；未在尿液或粪便中检测到代谢产物；仅在脂肪组织中检测到六溴环十二烷（0.3-0.7 毫克/克脂肪）。（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年，经二手资料来源报告。）

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18，美国环保局：六溴环十二烷的阻燃剂替代品）。

2.2 毒理学研究

2.2.1 急性毒性

经口接触：

大鼠半数致死剂量大于 10 000 毫克/千克（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告，研究细节不详。）

大鼠半数致死剂量大于 6 400 毫克/千克（欧洲现有商业化学品目录，2008 年；经二手资料来源报告。非准则研究。未报告剂量和粒径；观察期为 7 天。）

皮肤接触：

兔半数致死剂量大于 8 000 毫克/千克（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告，研究细节不详）

兔半数致死剂量大于 20 000 毫克/千克（欧洲现有商业化学品目录，2008 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；非准则研究。使用动物数量过少；未报告临床症状。）

吸入：

大鼠半数致死浓度大于 200 毫克/升（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告，研究细节不详。）

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18，美国环保局：六溴环十二烷的阻燃剂替代品）。

2.2.2 短期毒性

哺乳动物或脊椎动物资料不详。

2.2.3 遗传毒性（包括诱变性）

体外基因突变：

在存在和不存在代谢活化的情况下，鼠伤寒沙门氏菌（未指定菌株）均为阴性。（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告，研究细节不详。）

体外染色体畸变：

在存在和不存在代谢活化的情况下，用人外周血淋巴细胞进行的哺乳动物染色体畸变试验结果均为阴性

- 剂量：10、19、38、75、150、300 和 600 微克/毫升。

（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；准则研究。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行。）

体外其他：

在 Sp5/V79 和 SPD8 仓鼠细胞中进行基因内重组测试，结果为阳性；细胞系由研究报告作者开发。

- 剂量：2-20 微克/毫升。

（美国环保局，2005 年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012 年；经二手资料来源报告。非准则研究。不是监管机构用于评估遗传毒性的标准测试。可靠性和预测能力未知。）

小鼠微核试验结果为阴性。

- 剂量：0、500、1 000 或 2 000 毫克/千克二甲基亚砷。

（美国环保局，2005 年；经二手资料来源报告。准则研究。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行。）

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18，美国环保局：六溴环十二烷的阻燃剂替代品）。

2.2.4 长期毒性和致癌性

完成于 2008 年的欧盟六溴环十二烷风险评估最为全面地评估了六溴环十二烷的毒性效应及接触六溴环十二烷对人类健康和福祉的风险（欧洲联盟，2008 年）。该评估得出的结论是，六溴环十二烷可能

会造成生殖毒性和长期毒性，但急性毒性、刺激性、致敏性、诱变性和致癌性尚未引起关切。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.5 节）。

在大鼠和小鼠中进行重复剂量的经口接触研究的结果是肝重增加和对垂体重量及甲状腺激素参数产生影响。提出的重复剂量下最低观测不良效应水平为 22.5 毫克/千克。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.2.2 节）。

2.2.5 生殖影响

有几项关于六溴环十二烷生殖影响的研究。Saegusa 等人（2009 年）在大鼠中开展了一代发育毒性研究，从孕期第 0 天到后代断奶期间让母体通过饲料接触浓度为百万分之 0、100、1 000 或 10 000 的六溴环十二烷。在该研究中，甲状腺效应同时见于母体（在百万分之 10 000 浓度下，甲状腺重量增大，滤泡细胞肥大）和后代（在百万分之 1 000 和 10 000 浓度下，甲状腺重量增大，血清 T3 水平下降，血清促甲状腺激素增加）中。对甲状腺的影响，加上大脑皮层少突胶质细胞发育减弱（中（-12%）和低（-8%）剂量组中的剂量依赖性趋势证明了高剂量（-24%）下的统计学显著性）和雌性体重减轻（高剂量组减轻 9%），可能表明发育中的甲状腺机能减退。该研究中的最低可见不良效应浓度为百万分之 1 000（81-213 毫克/千克/天），无可见不良效应浓度为百万分之 100（8-21 毫克/千克/天）。van der Ven 等人（2009 年）进行的长期持续接触研究表明雄性生殖器官对接触六溴环十二烷尤其敏感，即：基准剂量可信下限为 52 微克/克体重时，在 F1 雄性中观测到睾丸重量减轻。还观测到其他雄性器官重量减轻；前列腺、肾上腺、心脏和大脑以及 F1 雄性总重量减轻。由于观测到体重减轻，故无法判断对器官重量的任何此类影响是专门针对的器官的作用，还是整体体重减轻的附带作用。在雌性中，根据组平均值而得的细胞色素 P450 19 酶活性显示了与内部 γ -六溴环十二烷浓度的相关性（线性相关系数为 0.90）。细胞色素 P450 19 酶将雄性激素转化成雌性激素（Norris，2006 年），对于高级脊椎动物生殖腺和大脑的分化和发育、生殖组织的维护以及性行为具有重要意义（Conley 和 Hinshelwood，2001 年；Simpson 等人，2002 年）。在雌性中，阴道张开时间也被延迟，但仅在最高剂量下才会出现这种现象（基准反应为 10%时，基准剂量可信下限为 82.2 微克/克体重）。

与 van der Ven 等人（2009 年）和 Saegusa 等人（2009 年）的研究相似，Ema 等人（2008 年）记录了对生殖和发育的影响（幼崽生存能力下降，原始卵泡减少）、器官重量（如肝脏和甲状腺）和甲状腺激素水平的变化。有几种影响具有世代传承性，不仅影响 F0 亲本，还会影响 F1 和 F2 亲本及后代。从生殖毒性角度来看，在接触百万分之 1 500 和 15 000 浓度六溴环十二烷的情况下，出生后第 4 天和第 21 天的 F2 幼崽生存能力普遍下降，以及在接触百万分之 1 500 和 15 000 浓度六溴环十二烷的情况下 F1 雌性原始卵泡减少，属于最为严重的影响。原始卵泡数量减少表明雌性的生殖潜力可能降低，通

常被视为不良生殖影响的敏感生物标志（Parker 等人，2006 年）。但应当注意的是，Ema 等人（2008 年）采用的最高剂量可视为极高的剂量。不过，该研究中的给药方式是按照每种饲料浓度将六溴环十二烷颗粒混入适量的粉末状基础饲料中。六溴环十二烷的吸收动力可能取决于粒径和给药颗粒数量，预计会低于溶解的六溴环十二烷。因此，该研究中的实际组织剂量大概会低于原始剂量，从 WIL（2001 年）等类似研究的结果也可作此推测；WIL 在其历时 90 天的经口接触研究中，在高达 1 000 毫克/千克体重/天的剂量下才只观测到了可逆效应。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.4 节）

在大鼠的两代生殖毒性研究中推断出无观测不良效应水平为 10 毫克/千克/天。该无观测不良效应水平的依据是生育率指数随剂量而下降和原始卵泡数量减少。观察到的其他影响为肝脏和甲状腺重量及促甲状腺激素所受影响，以及哺乳期死亡率上升。

新生幼崽接触六溴环十二烷可能引起发育神经毒性效应，如自发性行为、学习和记忆缺陷等方面显著的统计学变化。让雄性小鼠在出生后第 10 天（小鼠脑部快速生长期）经口接触单次剂量，然后在 3 个月大时测试行为效应。在测试剂量为 13.5 毫克/千克的情况下，所有参数均观察到明显的影响，有些参数在 0.9 毫克/千克的剂量下即可观察到明显效应，因而该研究得到的指示性最低观测不良效应水平为 0.9 毫克/千克/天（Eriksson 等人，2006 年，见欧盟 2008 年六溴环十二烷风险评估）。在与以前多氯联苯出现此现象时相似的浓度水平下，六溴环十二烷抑制突触体对神经递质（多巴胺和谷氨酸）的高亲和力摄取（Mariussen 和 Fonnum，2003 年，见欧盟 2008 年六溴环十二烷风险评估）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.2.2 节）。

2.2.6 神经毒性/迟发性神经毒性，酌情开展特别研究

与类视色素一样，甲状腺激素也是神经系统正常发育不可缺少的物质（Forrest 等人，2002 年；Maden，2007 年），这些系统的紊乱可能对后代造成长期神经毒性影响。对于六溴环十二烷而言，通过啮齿动物模型进行的体内和体外研究均显示其在可能具有神经毒性（Reistad 等人，2006 年；Mariussen 和 Fonnum，2003 年；Dingemans 等人，2009 年；Eriksson 等人，2006 年；Lilienthal 等人，2009 年）。在 Eriksson 等人（2006 年）的体内研究中，新生幼崽直接接触六溴环十二烷单次口服剂量（出生后第 10 天，0.9 毫克/千克或 13.5 毫克/千克体重），引起自发行为改变，首先是表现出低反应性，随后是成年小鼠的适应性减弱。该研究还根据对接触该物质的小鼠进行的 Morris 水迷宫测试评估，报告了对空间学习和记忆能力的影响。相反，在幼崽通过人类乳汁发生间接接触的大鼠两代研究中，Ema 等人（2008 年）只观测到百万分之 1 500 或更高接触水平下 F1 雄性在充水 T 迷宫试验中出现短暂的能力变化，而未观察到对其他参数（自发活动）的影响。根据 Ema 等人（2008 年）的研

究，其研究结果与以往研究结果之间的差异可以用接触机制差异和（或）物种敏感度差异来解释。体外研究结果表明六溴环十二烷可能对神经细胞具有细胞毒性，还可能会干扰二价钙离子（Ca²⁺）和神经递质摄入等神经信号传导活动（Reistad 等人，2006 年；Mariussen 和 Fonnum，2003 年；Dingemans 等人，2009 年）。

Lilienthal 等人（2009 年）也研究了六溴环十二烷可能具有的体内神经毒性。在一代繁殖饲喂研究中，他们证明六溴环十二烷引起的听觉功能丧失伴有多巴胺依赖行为变化（Lilienthal 等人，2009 年）。听觉功能的丧失归因于六溴环十二烷的耳蜗效应，导致阈值增大以及在 0.5-2 千赫之间的低频发出喀哒声后反应时间的中度延长。两种可见影响都具有剂量依赖性，基准剂量下限介于小于等于 1 与 10 毫克/千克体重之间。另一方面，Saegusa 等人（2009 年）在从孕期第 10 天到分娩后 20 天通过无大豆饲料接触百万分之 10 000 六溴环十二烷的大鼠后代中，检测到甲状腺机能减退、甲状腺重量增大、甲状腺滤泡细胞肥大、血清促甲状腺激素浓度增高以及血清 T3 水平下降。甲状腺激素变化伴有磷酸二酯酶阳性少突胶质细胞的密度降低，表明少突胶质细胞发育受阻。从百万分之 1 000 浓度开始，在成年阶段也观测到了甲状腺重量增大和血清 T3 浓度降低。尽管上述数据表明六溴环十二烷引起的甲状腺激素信号传导紊乱与啮齿动物神经系统受影响相关，但行为和认知能力变化也有可能受到非极性类视色素减少的影响，这是在接触六溴环十二烷之后在雌性大鼠肝脏内所观察到的现象（van der Ven 等人，2006 年；van der Ven 等人，2009 年）。此外，六溴环十二烷对性类固醇激素及其受体的干扰也不应当忽略，因为这种激素也会对大脑功能产生非基因影响，例如学习和记忆、精细运动控制、痛感知觉及情绪（Boulware 和 Mermelstein，2005 年；Chakraborti 等人，2007 年；Meaney 等人，1983 年；Schantz 和 Widholm，2001 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.4 节）。

2.2.7 哺乳动物毒性摘要和总体评估

六溴环十二烷对哺乳动物和鸟类具有生殖、发育和神经毒性影响，无可见效应浓度/无可见不良效应浓度为 1 毫克/千克/天。体内研究数据包括：

- 在 100 毫克/千克/天的剂量下，幼崽成活率降低，大鼠原始卵泡减少，无可见不良效应浓度为 10 毫克/千克/天（Ema 等人，2008 年）。
- 在 30-100 毫克/千克/天的剂量下，造成幼崽重量减轻、大鼠后代睾丸和前列腺重量减轻、听力减弱以及雌性骨密度降低等影响（van der Ven 等人，2009 年；Lilienthal 等人，2009 年）。
- 在百万分之 1 000 浓度下（81-213 毫克/千克/天），造成大鼠后代甲状腺素不均衡和大脑皮层少突胶质细胞发育受阻等影响，无可见不良效应浓度为 8-21 毫克/千克/天（Saegusa 等人，2009 年）。

- 在 13.5 毫克/千克/天的接触量下，小鼠第 10 天出现行为影响，无可见不良效应浓度水平为 0.9 毫克/千克/天（Eriksson 等人，2006 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 3 节）

3 人类接触/风险评估

3.1 食物

在人体中，六溴环十二烷存在于血液、血浆和脂肪组织。目前所知的主要接触来源是受污染的食物和灰尘。对于母乳喂养的幼儿而言，母乳是主要的接触途径，但接触六溴环十二烷也会发生在早期发育阶段，因为它会通过胎盘向胎儿迁移。从二十世纪七十年代到 2000 年的人类母乳数据显示，自从二十世纪八十年代六溴环十二烷作为溴化阻燃剂进入市场以来，六溴环十二烷的浓度水平已有所升高。尽管在很大程度上缺乏关于六溴环十二烷对人类的毒性的资料，而且在人类中发现的组织浓度似乎也较低，但胎儿和婴儿都是可能遭受风险的易感群体，尤其是已观察到的六溴环十二烷神经内分泌毒性和发育毒性。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介执行摘要）

据报告的人类饮食接触水平在全球和各区域各不相同（Shi 等人，2009 年；Roosens 等人，2009 年）。欧洲和美国的调查显示六溴环十二烷饮食接触量在小于 0.01 至 5 纳克/克（重量比）的范围内（概况参见 Roosens 等人，2009 年）。肉和鱼等动物源性脂肪食品可能是最主要的人类饮食接触源，接触情况在很大程度上取决于人群对于这些产品的消费量（如 Shi 等人，2009 年；Remberger 等人，2004 年；Lind 等人，2002 年；Driffield 等人，2008 年）。据报告，在所有的饮食样本中，鱼类的六溴环十二烷浓度最高（重量比高达 9.4 纳克/克）（Knutsen 等人，2008 年；Remberger 等人，2004 年；Allchin 和 Morris，2003 年）。相应地，在以鱼类为膳食重要组成部分的挪威，已发现鱼肉的摄入量与血清中的六溴环十二烷浓度密切相关（Thomsen 等人，2008 年；Knutsen 等人，2008 年）。禽蛋可能是另一个人类接触源（Hiebl 等人，2007 年；Covaci 等人，2009 年）。在发展中国家污染现场附近采样的家养鸡蛋调查显示，鸡蛋中的浓度水平为小于 3.0 至 160 纳克/克脂重（国际持久性有机污染物消除联盟，2005 年）。禽蛋中的六溴环十二烷浓度水平在墨西哥（91 纳克/克脂重）、乌拉圭（89 纳克/克脂重）和斯洛伐克（89 纳克/克脂重）很高，在土耳其相对较高（43 纳克/克脂重），在肯尼亚极高（160 纳克/克脂重）。Driffield 等人（2008 年）2004 年对代表英国膳食的 19 种不同食物群进行了溴化阻燃剂评估，结果显示蔬菜中的六溴环十二烷浓度可能与肉和鱼中的报告浓度相似。蔬菜、植物油和植物脂肪中含有六溴环十二烷的原因可能是该物质会进入污水污泥中，而后污水污泥又被用作粮食作物的肥料（Kupper 等人，2008 年；Brändli 等人，2007 年）。食物样本中的立体异构体模

式表明，全球和地区差异以及立体异构体差异均取决于食物的类型（Roosens 等人，2009 年；Shi 等人，2009 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.3.2 节）

3.2 空气

Abdallah 等人（2009 年）的研究发现，住宅空气（中值浓度 180 皮克/立方米）、住宅灰尘（中值浓度 1 300 纳克/克）、办公室（中值浓度 760 纳克/克）和汽车（中值浓度 13 000 纳克/克）中都存在六溴环十二烷。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.3.2 节）

3.3 水

暂缺。

3.4 职业接触

在工作环境中六溴环十二烷微尘或微粒的直接皮肤接触和吸入特别值得关注。经 Thomsen 等人（2007 年）研究发现，含六溴环十二烷的发泡聚苯乙烯制造厂的产业工人血液中检出的六溴环十二烷浓度水平偏高（即 6-856 纳克/克血清脂重）。尽管有数据表明可能存在重要接触源，但非职业接触个体检出的血清/血液浓度水平一般要低得多（即 0.005-6.9 纳克/克脂重）（概况见瑞典化学署，2008 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.3.2 节）

3.5 管制决定所参考的医疗数据

暂缺。

3.6 公众接触

在非职业接触的个体中，不论是经口接触、皮肤接触还是吸入接触，通过环境或产品而发生的间接接触是需要关注的主要问题。在 Stapleton 等人（2008 年）的研究中，从室内环境采集的灰尘样本中的六溴环十二烷浓度水平从小于 4.5 纳克/克到最大 130 200 纳克/克，中值为 230 纳克/克。

由于在住宅、办公室和汽车内的持续接触，发现六溴环十二烷见于人类脂肪组织（Pulkrabová 等人，2009 年；Johnson-Restrepo 等人，2008 年；Antignac 等人，2008 年；Abdallah 和 Harrad，2009 年）和血液（Weiss 等人，2004 年；Weiss 等人，2006 年；Lopez 等人，2004 年；Brandsma 等人，2009 年；Thomsen 等人，2007 年；Meijer 等人，2008 年；Roosens 等人，2009 年）中。接触情况发生于早期发育阶段，因为六溴环十二烷会通过人类胎盘向胎儿迁移（Meijer 等人，2008 年），还会通过母乳从母亲向子女迁移。在欧洲（Covaci 等人，2006 年；Lignell 等人，2009 年；Eljarrat 等人，2009 年；Colles 等人，2008 年；Polder 等人，2008 年 a；Polder 等人，2008 年 b；Fängström 等人，2008 年；Antignac 等人，2008 年）、亚洲（Kakimoto 等人，2008 年；Shi 等人，2009 年；Malarvannan 等人，2009 年；Tue 等人，2010 年）、俄罗斯（Polder 等人，2008 年 b）、墨西哥（Lopez 等人，2004 年）和美国（Schechter 等人，2008 年），母乳中都已检出六溴环十二烷。因此，接触六溴环十二烷发

生在人类发育的关键阶段，不仅在孕期，而且在出生后还通过母乳发生。母乳中六溴环十二烷的报告浓度从低于检出限值到 188 纳克六溴环十二烷/克脂重不等（概况参见欧洲联盟，2008 年）。欧洲溴化阻燃剂工业小组（2009 年 b）指出，在工业区的居住人群中，人类母乳总六溴环十二烷的典型浓度一般在小于 1 至 5 纳克/克脂重之间。从地理上讲，六溴环十二烷最高水平见于西班牙北部两个地区（加泰罗尼亚和加里西亚）的母乳中。上述研究报告的六溴环十二烷浓度范围分别为 3 至 188 和 8 至 188 纳克/克脂重，中值分别为 27 和 26 纳克/克脂重（Eljarrat 等人，2009 年；Guerra 等人，2008 年 a）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.3.2 节）

3.7 总体风险评估摘要

完成于 2008 年的欧盟六溴环十二烷风险评估最为全面地评估了接触六溴环十二烷对人类健康和福祉的毒性影响和风险（欧洲联盟，2008 年）。该评估得出的结论是，六溴环十二烷可能会造成生殖毒性和长期毒性，但对急性毒性、刺激性、增敏性、诱变性和致癌性还不必担心。此外，该评估还指出，采用标准工业卫生措施时（现行欧盟惯例），六溴环十二烷不会对成年消费者或者工人造成风险。这些结论建立在一系列广泛的毒性研究和一批全面的暴露及风险评估基础之上，不仅考虑了工人和成年消费者，还考虑了通过环境发生的人类间接接触（欧洲联盟，2008 年）。欧盟风险评估表明：目前六溴环十二烷在普通人群中的组织浓度远低于在其他哺乳动物中造成不利影响的报告浓度（欧洲联盟，2008 年）。

怀疑该物质损害生殖能力和胎儿（生殖毒性第 2 类；H361），而且该物质可能会危害母乳喂养的幼儿（哺乳危害；H362）（瑞典化学署，2009 年）。

据报告，在局部污染源附近，人类乳汁中的六溴环十二烷水平和通过食物发生的接触水平相当高。对人类而言，接触六溴环十二烷的主要风险是可能因儿童早期发育阶段的接触而引起神经内分泌紊乱和发育紊乱。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.5 节）

对人类而言，接触六溴环十二烷的主要风险是可能因儿童早期发育阶段的接触而引起神经内分泌紊乱和发育紊乱。

除了动物体内研究的结果之外，还有最近的很多体外研究说明了吸收的六溴环十二烷可以如何作用于生物过程，并且可能干扰生物过程，如细胞稳态、蛋白质修复、新陈代谢、细胞内信号传导和神经内分泌过程。这些研究加深了关于接触六溴环十二烷对人类健康和环境具有各种影响的认识，在考虑六溴环十二烷的毒性时也应予以关注。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介第3节)。

4 环境归宿和效应

4.1 归宿

4.1.1 土壤

在有氧条件下, 六溴环十二烷的降解速度较慢。Davis 等人(2005年)报告了六溴环十二烷原药在淡水沉积物和土壤中的生物降解情况。作者采用经合组织测试准则 307 和 308 证明, 在缺氧条件下, 当温度为 20 摄氏度时, 六溴环十二烷在以上两种介质中的流失速度都要快得多。相对于生物消毒对照实验而言, 在有微生物的条件下六溴环十二烷的生物转化速度更快, 沉积物中的消解半衰期为 11 至 32 天(喜氧)和 1.1 至 1.5 天(厌氧)。在土壤中, 喜氧条件和厌氧条件下的半衰期分别为 63 天和 6.9 天。但在该研究中只研究了 γ -六溴环十二烷的降解情况, 因为试验浓度过低, 无法检测 α -和 β -六溴环十二烷的降解情况。同样, 也不可能检测转化产物。

欧盟风险评估计算得出 20 摄氏度时 α -、 β -和 γ -六溴环十二烷在喜氧沉积物中的降解半衰期分别为 113 天、68 天和 104 天(欧洲联盟, 2008 年)。在沉积物中, 经观察, 20 摄氏度时六溴环十二烷原药在厌氧和喜氧沉积物中会发生初级降解, 半衰期分别为 66 天和 101 天。欧盟风险评估指出, 该研究所采用的六溴环十二烷浓度(毫克/千克)远远高于 Davis 等人(2005 年)所采用的浓度(微克/千克), 因此降解动力学可能受限于化学品向微生物发生的质量转移。主要转化产物是通过六溴环十二烷逐步还原脱卤形成的 1,5,9-环十二烷三烯(CDT)。研究中未检测到二氧化碳。但根据经合组织测试准则 301F 进行的一项研究(Davis 等人, 2006 年 b)显示 t,t,t-环十二烷三烯可降解为二氧化碳。

还报告了六溴环十二烷在污水污泥厌氧条件下的降解速度常数(Gerecke 等人, 2006 年)。将单个靶标化合物或混合物添加到新采集的经污水处理厂处理后的污水污泥中进行实验。采用酵母和淀粉改善污水污泥。在 37 摄氏度温度下对各非对映异构体组成的外消旋混合物进行的实验显示, (+/-)- β -六溴环十二烷和(+/-)- γ -六溴环十二烷的降解速度比(+/-)- α -六溴环十二烷快, 估计分别快 1.6 倍和 1.8 倍。根据 Davis 等人(2006 年 a)和 Gerecke 等人(2006 年)的调查, α -六溴环十二烷的降解速度似乎比 β -和 γ -六溴环十二烷慢。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2 持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.2.1 节)。

4.1.2 水

关于六溴环十二烷在水中的降解动力学, 目前尚无可靠的经验数据。尚未对六溴环十二烷的水解作用做研究。但由于水溶性低、分裂成有机碳的能力强而且缺乏可水解的功能群, 因此水解作用不应被视为该物质的重要环境降解途径(经合组织, 2007 年)。根据欧洲监测和评价空气污染物远距离传播合作方案对六溴环十二烷报告中的计算结果, 工业级混合物和 γ -六溴环十二烷立体异构体的物

理化学特性使其在水中的半衰期约为 5 年（欧洲监测和评价空气污染物远距离传播合作方案，2009 年）。

根据欧洲溴化阻燃剂工业小组（2009 年 b）的研究，通过比较不同模型估算值得出水和土壤中的半衰期介于 8.5 至 850 天之间，中值为 85 天，置信系数（CF）为 10。在淡水沉积物和海洋沉积物中的半衰期介于 6 至 210 天之间，中值为 35 天，置信系数为 6。欧洲溴化阻燃剂工业小组（2009 年 b）对淡水沉积物和海洋沉积物未作区分。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.2.1 节）。

4.1.3 空气

并未在实验中通过与羟基（OH）之间发生气相反应测量过六溴环十二烷的大气降解半衰期，但是可以建立数学模型，得出的估计值（由 AopWin v1.91 算出）为 76.8 小时（3.2 天）。得出该估计值的前提是假定浓度为 5×10^5 个羟基分子/立方厘米，且全天 24 小时发生反应（这些是欧洲联盟风险评估中采用的数值）。需要注意的是，该模型对所选用的羟基浓度敏感（北欧部长理事会，2008 年）。

Bahm 和 Khalil（2004 年）推导出 24 小时全球年平均羟基浓度为 9.2×10^5 个分子/立方厘米，其中北半球的浓度值为 9.8×10^5 个分子/立方厘米，南半球的浓度值为 8.5×10^5 个分子/立方厘米。这些数值与 Prinn 等人（1995 年）和 Montzka 等人（2000 年）从甲基氯仿大气测量中推导出来的羟基浓度相符，其报告的 24 小时全球年平均值分别为 $9.7(\pm 0.6) \times 10^5$ 和 $1.1(\pm 0.2) \times 10^6$ 分子/立方厘米。考虑到 kOH 模型估计值的不确定性，北半球和南半球的六溴环十二烷光化降解半衰期分别为 0.4 至 4 天和 0.6 至 5.4 天（欧洲溴化阻燃剂工业小组，2009 年 b）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.2.3 节）。

4.1.4 生物浓缩

结果来自于两项对鱼类的流水式生物浓缩度测试。欧盟风险评估选择黑头呆鱼的生物浓缩系数 18 100 作为代表数值。已证明在淡水系统中，六溴环十二烷的含量随营养级别的上升而增加：Fjeld（2006 年 a）报告了挪威 Mjosa 湖的欧洲胡瓜鱼（*Osmerus eperlanus*）、白鲢（*coregonus albula*）和褐鲢（*Salmo trutta*）中六溴环十二烷的浓度。欧洲胡瓜鱼和白鲢是鲢鱼的重要的猎食鱼类。2005 年检测到的欧洲胡瓜鱼、白鲢和褐鲢的六溴环十二烷浓度分别 466 微克/千克脂重（8.8 微克/千克湿重）、374 微克/千克脂重（10.7 微克/千克湿重）、729 微克/千克脂重（18 微克/千克湿重）。

在鸟类、海豹、海洋鱼类、海豚、港湾鼠海豚和北极熊等其他在食物链中层级较高的生物体中也发现了六溴环十二烷。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.2.3 节）。

4.1.5 持久性

在水、土壤和沉积物中没有或几乎没有观察到降解现象。此外，六溴环十二烷会吸附到颗粒物上，导致降解速度减慢。

空气：半衰期 51.2 小时（Wania，2003 年，参见欧洲共同体，2008 年）

水：半衰期 1 140 小时（Wania，2003 年，参见欧洲共同体，2008 年）

土壤： γ -六溴环十二烷非对映异构体的半衰期为 112 至 119 天（12 摄氏度）

有氧沉积：模拟研究中 γ -六溴环十二烷的半衰期约 197 天（按 12 摄氏度重新计算）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威通知书第 3.2.3 节）

为了评价六溴环十二烷的持久性，汇编了不同环境介质实验测得的半衰期数据、通过数学模型得出的半衰期数据以及实地数据。用于估算在环境微生物混合种群条件下发生喜氧生物降解概率的 BIOWIN (v4.10, EPI Suite v4.0) 估算模型的结果表明，六溴环十二烷不易发生生物降解；初级降解的预计时间为数周。此外，按照经合组织测试准则 301D 采用封闭瓶试验系统进行的早期生物降解研究发现，在 28 天的研究期内六溴环十二烷未发生生物降解（国际野生动物研究所，1996 年）。应当注意的是，虽然这些研究都是按照公认的测试准则进行的，但测试浓度比六溴环十二烷的水中溶解度大约高三个数量级（7.7 毫克/升相对于 66 微克/升）。

日本当局按照经合组织测试准则 301C 对 1,2,5,6,9,10-六溴环十二烷开展了为期 28 天的生物降解研究。采用高效液相色谱法评估试验物质（含有不同立体异构体的混合物）的降解情况。经计算得出两种六溴环十二烷同质异构体（A 和 B）的生物降解百分比分别为 5% 和 6%（化学品检验检测研究所，1990 年）。

采用沉积物岩心进行的几项研究显示，二十世纪七、八十年代初期沉积在亚洲和欧洲海洋沉积物中的六溴环十二烷同源物如今仍然大量存在（Minh 等人，2007 年；Tanabe，2008 年；Kohler 等人，2008 年；Bogdal 等人，2008 年），这说明六溴环十二烷在沉积物中的持久性高于实验研究得出的数据。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.2.1 节）。

4.2 对非目标生物的效应

4.2.1 陆生脊椎动物

对美洲红隼进行的最新研究表明，通过饲料向鸟类投放的工业级六溴环十二烷混合物易于吸收并分布到内部器官（德国联邦风险评估研究所，2009 年 a；环境毒物学与化学学会，2009 年）。在肝脏、脂肪和鸟蛋中检出的主要立体异构体是 α -六溴环十二烷，其次是 γ -六溴环十二烷和 β -六溴环十二烷。根据这些观察结果，六溴环十二烷首先储存于脂肪中，然后在发育过程中向鸟蛋迁移。组织中的浓度依次为脂肪 > 鸟蛋 > 肝脏 > 血浆（环境毒物学与化学学会，2009 年）。此项研究连续 21 天在红花油中投放 800 纳克/克湿重的工业级六溴环十二烷制剂，然后经历 25 天净化期，得到与环境相关的体内剂量（即：肝脏中的六溴环十二烷为 934.8 纳克/克脂重（20 纳克/克湿重），鸟蛋中为 4216.2 纳克/克脂重（181.5 纳克/克湿重），鸟蛋中的 α -六溴环十二烷浓度水平为 164 纳克/克湿重（德国联邦风险评估研究所，2009 年 b））。在一项平行研究中，评估了六溴环十

二烷对美洲红隼 (*Falco sparverius*) 中的生殖影响 (德国联邦风险评估研究所, 2009 年 b; Dioxin, 2010 年 b)。从配对前三周到孵化前两天, 美洲红隼 (*Falco sparverius*) 也是每天接触拌入红花油中的 800 纳克/克湿重的工业级六溴环十二烷混合物。鸟蛋中以 α -六溴环十二烷为主, 发现接触后的浓度为 164 纳克/克湿重。虽然窝卵数 (每只雌鸟的产蛋数) 在服药美洲红隼中更大, 但孵化数量仍与对照组相当 (Dioxin, 2010 年 b)。从总体体重测定值来看, 与对照组相比, 服药美洲红隼的雏鸟重量较轻, 生长速度较慢。与亲代抚育有关的行为参数也受到接触六溴环十二烷的影响 (德国联邦风险评估研究所, 2009 年 b; Dioxin, 2010 年 c)。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.3 节)

4.2.2 水生物种

水介质中的六溴环十二烷生态毒性试验由于其水中溶解度极低、吸附潜力高而变得复杂 (欧洲溴化物阻燃剂工业小组, 2009 年 b; 北欧部长理事会, 2008 年)。六溴环十二烷对水生生物的急性毒性低, 部分原因是其在水介质中的溶解性有限 (概况参见 Wildlife International, 1997 年; Walsh 等人, 1987 年; 加拿大环境保护法, 2007 年; 溴化物阻燃剂工业小组行政协调会, 2001 年)。关于六溴环十二烷的长期毒性, 在欧盟风险评估中得出的结论是对水生生物极具毒性 (欧洲联盟, 2008 年)。该结论的依据是大型蚤 (*Daphnia magna*) 的长期生态毒性试验 (28 天无可见效应浓度为 3.1 微克/升; 国际野生动物研究所, 1998 年) 和中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 生长抑制试验 (72 小时半数效应浓度为 52 微克/升; 国际野生动物研究所, 2005 年)。在这两项试验中, 无可见效应浓度和半数效应浓度计算值都低于工业级六溴环十二烷混合物的水中溶解度 (66 微克/升)。根据夹杂带丝蚓 (*Lumbriculus variegates*) 长期试验中的效应, 已知在与环境相关的接触水平下六溴环十二烷会对水体沉积物中的生物体造成不利影响 (水生生物研究所, 2001 年)。

鱼类饲喂研究表明关键生物进程受到影响。例如, 在虹鳟鱼通过食物接触单个六溴环十二烷非对映异构体 56 天后, 再经历 112 天的净化期, 净化期内以参考饲料喂养, 发现六溴环十二烷对其下丘脑-垂体-甲状腺轴和肝脏生物转化酶造成干扰 (Palace 等人, 2008 年)。食物中 α -、 β -、 γ -异构体的脂肪修正浓度分别为 29.14 ± 1.95 、 11.84 ± 4.62 和 22.84 ± 2.26 纳克/克 (平均值 \pm 标准误差)。肝脏解毒过程 (细胞色素氧化酶活性) 在给药 7 天后受到所有六溴环十二烷立体异构体的抑制, 给药 56 天后则只在接触 α -和 β -异构体的鱼体中发生这种抑制作用。接触 γ -六溴环十二烷的鱼在吸收阶段的第 56 天、以及 α -和 γ -六溴环十二烷接触组的鱼在净化阶段的第 14 天, 其体内的甲状腺滤泡上皮细胞高度明显增大。较近期的研究也支持六溴环十二烷可能会干扰鱼类甲状腺系统这一结论 (Palace 等人, 2010 年)。还研究了六溴环十二烷在下丘脑-垂体-甲状腺轴中引起的干扰与该影响对大西洋鲑鱼银化的重要性之间的关联性 (Lower 和 Moore, 2007 年)。为了评估该关联性, Lower 和 Moore (2007

年)将处于银化高峰期的鲑鱼幼体在淡水中接触 11 纳克/升的六溴环十二烷混合物 30 天。然后将鱼转入清洁海水中 20 天。在整个六溴环十二烷给药和盐水接触期间,每 7 天抽样 5-8 条鱼,采集鳃和血液组织。此外,采用来自同一条河流的鲑鱼尿液(被视为幼鲑返回的信号)作为效应物,每 10 天抽样另外 5 条鱼记录嗅电图。虽然甲状腺素高峰期发生变化,接触六溴环十二烷的鱼体比对照组早一周时间,但未见接触六溴环十二烷对海水适应性造成影响。此外,还观察到嗅觉功能降低,证据为早期淡水过渡期的嗅觉反应减弱。后一种效应很重要,因为它能够影响返回是否成功,从而最终影响成年鲑鱼的生殖力。与上述研究结果不同的是,在另一份经报告的欧洲比目鱼(*Platichthys flesus*)甲状腺激素效应评估研究中,虽然视剂量发生一定程度的六溴环十二烷蓄积,但没有报告表明对肝脏生物转化能力和甲状腺激素水平造成任何影响(Kuiper 等人,2007 年)。在此研究中,鱼在 78 天内以下列组合接触食物(微克/克脂肪)和沉积物(微克/克总有机碳)中的六溴环十二烷:0+0(对照组);0.3+0.08;3+0.8;30+8;300+80;3 000+800;以及 0+8 000。最后,六溴环十二烷还可能干扰两栖类动物的蜕变,这是一个受甲状腺激素密切控制的过程。如体外研究所显示,六溴环十二烷在 10、100 和 1 000 纳摩尔每升浓度下会通过浓度依赖性方式促进 T3 引起的蝌蚪尾巴退化过程(Schriks 等人,2006 年)。在体内,这种影响可能会引起过早蜕变。

采用鱼类模型进行的最新研究表明,六溴环十二烷还可能引起氧化应激和细胞凋亡。Deng 等人(2009 年)让受精后 4 小时的斑马鱼(*Danio rerio*)胚胎接触水中浓度分别为 0、0.05、0.1、0.5 和 1.0 毫克/升的六溴环十二烷中 92 小时,研究其氧化应激和细胞凋亡路径。成活率下降幅度在中间三种剂量下相同,但在最高剂量(1 毫克/升)下成活率升高。孵化率只在最高剂量(1 毫克/升)下受到影响,比对照组降低 10%。畸形发生率(包括外包畸形、卵黄囊和心包水肿、尾巴和心脏畸形、脊柱弯曲及鱼鳔充气不正常)随着剂量的增加而增大,心率和身长也会随着六溴环十二烷接触量的增加而减小。在六溴环十二烷接触浓度高于 0.05 毫克/升的鱼体中,活性氧(ROS)水平也会随着剂量的增加而升高。就细胞凋亡而言,六溴环十二烷使促细胞凋亡基因 p53、Bax、Puma、Apaf-1、caspase-9 和 caspase-3 的表达增强,后两种基因的反应在酶层面上得到了验证。Mdm2 和 Bcl-2 这两种抗凋亡基因在最高六溴环十二烷接触浓度下的表达明显下降。总体结果表明:在低于六溴环十二烷原药水中溶解度的剂量下,水中的六溴环十二烷可能会造成斑马鱼胚胎氧化应激反应,成活率降低。后一种影响相当重要,因为已证明六溴环十二烷在卵生动物中会通过母体向后代迁移,其中也包括鱼类(Nyholm 等人,2008 年;Jaspers 等人,2005 年;Lundsted-Enkel 等人,2006 年)。Hu 等人(2009 年)也证明了六溴环十二烷在斑马鱼胚胎中可能引起氧化应激反应。在此项研究中,通过脂膜损坏(在 0.5、2.5 和 10 毫克/升剂量下的效应)评估的氧化应激反应同时还伴随着孵化延期(六溴环十二烷浓度 ≤ 0.5 毫克/毫升)、过氧化物歧化酶活性随剂量而变化(在 0.1 毫克/升剂量下上升,在 2.5 和 10 毫克/升剂

量下下降)以及热休克蛋白(Hsp70)活性增强(≥ 0.1 毫克/升),后一种效应可能表明蛋白修复活性增强。此外,在中国稀有鲫(*Gobiocypris rarus*)进行的一项研究中,Zhang等人(2008年)观测到浓度处于100至500微克/升范围(42天)的水中六溴环十二烷使大脑(活性氧、羰基合成、硫代巴比妥酸反应物)和红血球(DNA)中的氧化应激反应增强和细胞大分子增加幅度一致。保护性酶促(过氧化物歧化酶)和非酶促抗氧化剂谷胱甘肽甚至分别在10和1微克/升的浓度下也会受到损害。历时28天的较短接触期得出的效应浓度较高。但由于在这些研究中大多数试验浓度高于六溴环十二烷水中溶解度,因此这些研究可能不适合推导出剂量-反应关系,也不适合设定毒性阈值。

对于鱼类,提出的六溴环十二烷毒性的新作用机制为蛋白质代谢功能下降、细胞骨架动力学及细胞防御机制变化(Kling和Förlin,2009年)。最近,还证明了六溴环十二烷可能具有遗传毒性,会加大海底蛤类(波罗的海白樱蛤)的细胞死亡率(Smolarz和Berger,2009年)。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2,持久性有机污染物审查委员会风险简介第2.4.1节)

六溴环十二烷对大型蚤(*Daphnia magna*)等水生生物有毒性,流水式测试得出的21天无观测效应浓度为3.1微克/升。

六溴环十二烷对鱼类没有急性毒性:在对虹鳟鱼进行的浓度约为6.8毫克/升(测量浓度均值为2.5毫克/升)的为期4周的毒性试验中未观察到死亡或其他影响。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/8,挪威通知书第3.2.3节)

急性水生毒性

鱼类的半数致死浓度

虹鳟鱼(*Oncorhynchus mykiss*)96小时半数致死浓度大于0.0068毫克/升(名义)或大于0.0025毫克/升(测量均值)

(美国环保局,2005年;澳大利亚国家工业化学品通告评估署,2012年;经二手资料来源报告。准则研究。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性。)

蓝鳃太阳鱼(*Lepomis macrochirus*)96小时半数致死浓度大于100毫克/升(名义)

(美国环保局,2005年;在经二手资料来源报告,研究细节不详。数值超过水中溶解度。)

圆腹雅罗鱼(*Leuciscus idus*)96小时半数致死浓度大于10000毫克/升(名义)

（美国环保局，2005年；经二手资料来源报告，研究细节不详。数值超过水中溶解度。）

鱼类 96 小时半数致死浓度=0.30 毫克/升（估计）

（生态结构活性关系，第1.10版；饱和时无效应（NES）：该化学品的辛醇-水分配系数（log K_{ow} ）为5.6，超过了结构活性关系（SAR）分析的log K_{ow} 值5.0的上限；预测这些试验终点在饱和时无效应。提供麻醉类别（中性有机物）用于比较目的；“环境设计”评估方法将使用“生态结构活性关系”类别提供的最低估计毒性值，这些类别具有相对麻醉而言更具体的作用模式。）

斑马鱼（*Brachydanio rerio*）接触 0、0.05、0.1、0.5 和 1.0 毫克/升浓度最长 96 小时。

- 细胞凋亡，在 0.1、0.5 和 1.0 毫克/升浓度下诱发活性氧（ROS）物质。
- 接触六溴环十二烷导致氧化应激，并且可能通过胱天蛋白酶的参与诱发细胞凋亡。
- 无观测效应浓度=0.05 毫克/升
- 最低观测效应浓度=0.1 毫克/升

（Deng等人，2009年；准则研究。研究详情摘自摘要。这项研究针对非传统终点，目的是进行危害认定。此外，无观测效应浓度和最低观测效应浓度值高于水中溶解度极限，不会用于进行危害认定。预测这些试验终点在饱和时无效应。）

水蚤半数致死浓度/中等有效浓度

大型蚤 48 小时中等有效浓度大于 0.0068 毫克/升（名义）或大于 0.0032 毫克/升（测量均值）。

（美国环保局，2005年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署，2012年；经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性；饱和时无效应。）

大型蚤 48 小时中等有效浓度=146 毫克/升（名义）

- 名义试验浓度为 0.01 至 1 000 毫克/升（低于和高于水中溶解度）

（欧洲现有商业化学品目录，2008年；经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究。数值超过水中溶解度。）

水蚤（*Daphnia*）48 小时半数致死浓度=0.23 毫克/升（估计）。

（生态结构活性关系，第1.10版；饱和时无效应（NES）：该化学品的辛醇-水分配系数（log K_{ow} ）为5.6，超过了结构活性关系（SAR）分析的log K_{ow} 值5.0的上限；预测这些试验终点在饱和时无效应。提供麻醉类别（中性有机物）用于比较目的；“环境设计”评估方法将使用“生态结构活性关系”类别提供的最低估计毒性值，该类别具有相对麻醉而言的更具体的作用模式。）

绿藻中等有效浓度

中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 72 小时无观测效应浓度大于 0.01 毫克/升 (六溴环十二烷大于 10 微克)

- 中等有效浓度=0.027 毫克/升 (生物质)
- 中等有效浓度=0.052 毫克/升 (生长率)

(Desjardins 等人, 2005 年; 欧洲化学品管理局, 2008 年; 经二手资料来源报告, 研究细节不详。)

月牙藻 (*Pseudokirchneriella subcapitata*) 96 小时中等有效浓度大于 0.0068 毫克/升 (名义) 或大于 0.0037 毫克/升 (测量均值)

(美国环保局, 2005 年; 澳大利亚国家工业化学品通告评估署, 2012 年; 经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性; 饱和时无效应。)

小球藻 (*Chlorella* sp.) 96 小时中等有效浓度大于 1.5 毫克/升

(美国环保局, 2005 年; 澳大利亚国家工业化学品通告评估署, 2012 年; 经二手资料来源报告, 研究细节不详。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性; 饱和时无效应。)

中肋骨条藻 (*S. costatum*) 72 小时中等有效浓度大于 0.0093 至 0.012 毫克/升。

(美国环保局, 2005 年; 澳大利亚国家工业化学品通告评估署, 2012 年; 经二手资料来源报告, 研究细节不详。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性; 饱和时无效应。)

中肋骨条藻 (*S. costatum*) 96 小时中等有效浓度大于 0.0025 毫克/升

(欧洲化学品管理局, 2008 年; 经二手资料来源报告, 研究细节不详。试验物质由来自三家制造商的六溴环十二烷样本的复合物组成, 含有 6.0% 的 α -、8.5% 的 β -和 79.1% 的 γ -非对映异构体的; 六溴环十二烷合计占试验物质的 93.6%。在试验的最高浓度下没有效应。)

中肋骨条藻 (*S. costatum*) 72 小时中等有效浓度大于 0.0406 毫克/升 (40.6 微克/升)

- 无观测效应浓度大于 0.0406 毫克/升 (仅测试浓度)
- 最低观测效应浓度=未确定

(Desjardins 等人, 2004 年 (转引自欧洲化学品管理局, 2008 年; 澳大利亚国家工业化学品通告评估署, 2012 年); 经二手资料来源报告, 研究细节不详; 最低观测效应浓度未确定。一次试验浓度达到水中溶解度极限; 饱和时无效应。)

假微型海链藻 (*Thalassiosira pseudonana*) 72 小时中等有效浓度大于 0.05–0.37 毫克/升

（Walsh等人，1987年（转引自美国环保局，2005年；澳大利亚国家工业化学品通告评估署）；经二手资料来源报告，研究细节不详。达到六溴环十二烷水中溶解度极限时无毒性。）

四尾栅藻（*Scenedesmus subspicatus*）96小时中等有效浓度大于500毫克/升

- 无生长抑制效应

（Siebel-Sauer和Bias，1987年（转引自欧洲现有商业化学品目录，2008年）；经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究。数值超过水中溶解度。）

绿藻96小时中等有效浓度=0.29毫克/升（估计）

（生态结构活性关系，第1.10版；估计效应超过0.66毫克/升的水中溶解度，但超出幅度未达到生态结构活性关系将其视为饱和时无效应所要求的10倍。

提供麻醉类别（中性有机物）用于比较目的；“环境设计”评估方法将使用生态结构活性关系类别提供的最低估计毒性值，这些类别具有相对麻醉更具体的作用模式。）

慢性水生毒性

鱼类慢性毒性值

虹鳟鱼（*Oncorhynchus mykiss*）88天无观测效应浓度大于0.0037毫克/升（ γ -六溴环十二烷）。

27天孵化期；

- 孵化后61天未显示出对于孵化成功率、洄游时间、幼鱼存活率、鱼苗存活或生长的影响

（Drotter等人，2001年；美国环保局，2005年；经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究；由于没有毒性，故最低观测效应浓度和最大允许毒物浓度无法确定，但被认为大于0.0037或0.0068毫克/升（ γ -六溴环十二烷水中溶解度的两倍以上）。六溴环十二烷在浓度达到或超过其溶解度极限时对虹鳟鱼没有慢性毒性。）

鱼类慢性毒性值=0.043毫克/升（估计）

（生态结构活性关系，第1.10版；提供麻醉类别（中性有机物）用于比较目的；“环境设计”评估方法将使用生态结构活性关系类别提供的最低估计毒性值，这些类别具有相对麻醉更具体的作用模式。）

使稀有鮡鲫接触水中的六溴环十二烷达14、28和42天，浓度为0.1-0.5毫克/升

- 诱导肝酶（通过脱乙基酶和细胞色素亚酶测量）。
- 诱导鱼脑中的氧化应激（通过活性氧和硫代巴比妥酸反应物测量）。

- 28 天最低观测效应浓度=0.5 毫克/升
- 42 天最低观测效应浓度=0.1 毫克/升

(Zhang 等人, 2008年; 研究详情在摘要中报告。数值超过水中溶解度。这项研究针对非传统终点, 目的是进行危害认定。此外, 最低观测效应浓度值高于水中溶解度极限, 不会用于进行危害认定。无观测效应浓度未确定。)

水蚤慢性毒性值

大型蚤 (*D. magna*) 21 天生命周期毒性试验。名义试验浓度为 0.85、1.7、3.4 和 13.6 微克/升; 测量试验浓度为 0.87、1.6、3.1、5.6 和 11 微克/升。

- 最低观测效应浓度=0.0056 毫克/升 ([几何均值 0.0042 毫克/升]; 长度均值下降)
- 无观测效应浓度=0.0031 毫克/升 (γ -六溴环十二烷, 测量值)

(Drotter 和 Kruger, 1998年 (转引自欧洲现有商业化学品目录, 2008年; 美国环保局, 2005年; 澳大利亚国家工业化学品通告评估署, 2012年); 经二手资料来源报告。按照目前的美国环保局、经合组织准则和优良实验室规范进行的准则研究。在水中溶解度范围内。试验物质由来自三家制造商的六溴环十二烷样本的复合物组成, 含有6.0%的 α -、8.5%的 β -和79.1%的 γ -非对映异构体; 六溴环十二烷合计占试验物质的93.6%。在接触浓度为0.011毫克/升的水蚤中观察到长度下降、干重减轻和幼虫减少。)

水蚤 (*Daphnia*) 慢性毒性值=0.059 毫克/升 (估计)

(生态结构活性关系, 第1.10版; 提供麻醉类别 (中性有机物) 用于比较目的; “环境设计”评估方法将使用“生态结构活性关系”类别提供的最低估计毒性值, 这些类别具有相对麻醉更具体的作用模式。)

绿藻慢性毒性值

绿藻慢性毒性值=0.38 毫克/升 (估计)

(生态结构活性关系, 第1.10版; 效应水平超过0.66毫克/升的水中溶解度, 但超出幅度未达到“生态结构活性关系”将其视为饱和时无效应所要求的10倍。

提供麻醉类别 (中性有机物) 用于比较目的; “环境设计”评估方法将使用“生态结构活性关系”类别提供的最低估计毒性值, 这些类别具有相对麻醉更具体的作用模式。)

蚯蚓亚慢性毒性

用浓度为 0.05、0.5、5、50 和 500 毫克/千克干重 (名义值) 的六溴环十二烷对夹杂带丝蚓 (*Lumbriculus variegates*) 进行 28 天沉积物生物测定 (加标和老化沉积物)

- 最低观测效应浓度=28.7 毫克/千克 (出现率)

- 无观测效应浓度=3.2 毫克/千克干重
- F1 代的平均卵数在最高浓度（159 毫克/千克干重）下显著降低。

（欧洲现有商业化学品目录，2008年；Oetken等人，2001年；与经合组织试验准则草案第218号对比进行，采用粒度粗（100-2 000微米）并带有其他碳源（刺荨麻和桤木树叶）的沉积物。欧洲现有商业化学品目录指出，由于溶剂对照的巨大差异，故认为总体出现数量和出现率的结果不适用于风险评估。）

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18，美国环保局：六溴环十二烷的阻燃剂替代品）。

4.2.3 蜜蜂和其他节肢动物

暂缺。

4.2.4 蚯蚓

农业生物技术中心（2003 年）评估了六溴环十二烷对蚯蚓的长期毒性，该中心测量了赤子爱胜蚓（*Eisenia fetida*，成年蚯蚓）在接触工业级六溴环十二烷混合物 56 天之后的存活率和生殖能力。将六溴环十二烷干混到人工土壤介质中，浓度为 78.5 至 5 000 毫克/千克干土重量。在该项研究中，存活率和生殖能力的六溴环十二烷无可见效应浓度分别确定为 4 190 和 128 毫克/千克干土。后来生殖能力的无可见效应浓度经重新计算为 59 毫克/千克干土重量，因为此前采用的土壤中的有机物含量高于标准土壤（北欧部长理事会，2008 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.2 节）。

4.2.5 土壤微生物

关于六溴环十二烷对土壤微生物产生的影响，唯一进行的研究采用硝酸盐生成量作为评估标准，所报告的无可见效应浓度值大于等于 750 毫克/千克干重（ECT，2007 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.2 节）

4.2.6 陆生植物

暂缺。

5 环境接触/风险评估

5.1 陆生脊椎动物

研究结果总体上表明，有理由关注对野生鸟类的生殖和发育影响，因为 Martinson 和 Fernie（概况参见德国联邦风险评估研究所，2009 年）的研究中产生影响的 800 纳克/克湿重剂量与以往在中欧和挪威北极地区野生鸟类中得出的观测值相似，即（鸬鹚（肝脏）：138-1 320 纳克/克脂重，燕鸥（蛋）：330-7 100 纳克/克脂重（Morris 等人，2004 年）；北极鸥（肝脏）：195-15 027 纳克/克脂重，大黑背鸥（肝脏）：1 881-3 699 纳克/克脂重（挪威气候与污染管理局，2007 年）；北极鸥（肝脏）：75.6 纳克/克湿重（Verreault 等人，2007 年）。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.3 节）。

值得关切的更多迹象来自近期从圈养美洲红隼获得的初步数据，该数据显示，会对源区域生物造成影响生殖和发育的风险。Marteinson 等人 (Dioxin, 200910c) 和 Fernie 等人 (Dioxin, 2010cb) 的研究结果表明，有理由关切对野生鸟类造成的生殖和发育影响，这不仅是因为野生鸟类体内脂肪储量的季节性变化以及观测到向鸟蛋发生的迁移，还因为这些研究中产生影响的 800 纳克/克湿重剂量以及因此形成的体内六溴环十二烷浓度与之前在中欧野生鸟类中得出的观测值相似，即鸬鹚肝，138-1 320 纳克/克脂重；以及燕鸥蛋，330-7100 纳克/克脂重 (Morris 等人, 2004 年)。在该研究中，连续 21 天服用含有浓度为 800 纳克/克湿重的六溴环十二烷原药制剂的葵花油，并在经过 25 天的净化期后，会导致与环境相关的体内剂量，即肝脏中的六溴环十二烷异构体为 934.8 纳克/克脂重 (20 纳克/克湿重)；鸟蛋中为 4 216.2 纳克/克脂重 (181.5 纳克/克湿重) (其中 α -六溴环十二烷的含量为 164 纳克/克湿重) (德国联邦风险评估研究所, 2009 年 b; 环境毒物学与化学学会, 2009 年)。

即使较低的接触剂量也可能产生内分泌干扰效应，这种效应在很大程度上取决于接触时间 (世卫组织和国际化学品安全规划, 2002 年)。美洲红隼的研究 (德国联邦风险评估研究所, 2009 年 b; Dioxin, 2010 年 c) 还说明会对偏远地区的野生鸟类造成生殖和发育影响的风险，在挪威北极地区野生鸟类中观测到的体内剂量已经超过了 Marteinson 和 Fernie (德国联邦风险评估研究所, 2009 年 b) 的研究中确定的会造成影响的体内剂量 (α -六溴环十二烷为 164 纳克/克湿重)，即北极鸥 (肝脏): 195-15 027 纳克/克脂重；大黑背鸥 (肝脏): 1 881 - 3 699 纳克/克脂重 (挪威气候与污染管理局, 2007 年)；北极鸥 (肝脏): 75.6 纳克/克湿重 (Verreault 等人, 2007 年)。Muir 等人 (2004 年) 于 2001 年在加拿大北冰洋白鲸 (*Delphinapterus leucas*) 鲸脂中检测到了不同浓度的六溴环十二烷异构体，该物种受《迁徙物种公约》的保护。浓度在 9.8 至 18 纳克/克脂重之间。2002 年，Muir 等人 (2006 年) 在北极区域的若干不同北极熊种群的脂肪组织中检测到了不同浓度的六溴环十二烷。斯瓦尔巴地区母熊中测出的浓度最高 (109 纳克/克脂重)。以上研究未调查六溴环十二烷对北极熊及其它海洋哺乳动物的影响。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2, 持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.6 节)。

5.2 水生物种

将当地点源和源区域附近的被捕食物种 (鱼类) 组织和器官中的测量浓度与六溴环十二烷二次中毒预测无效应浓度对比后发现，鱼类体内的浓度超过了捕食者 (哺乳动物和鸟类) 的预测无效应浓度 (5 毫克/千克食物)。在点源的附近地区，例如在英国的 Skerne 河和比利时的 Scheldt 河盆地，测量到鱼类 (鳗鱼和褐鳟鱼) 体内的六溴环十二烷浓度高于 5 毫克/千克。同样地，也测量到海洋哺乳动物体内的浓度高于预测无效应浓度，最高的浓度为英国港湾鼠海豚体内的浓度 6.4 毫克/千克全身湿重 (欧洲联盟, 2008 年)。欧洲溴系阻燃剂生产商会 (2009 年 b) 开展的身体/组织残留物风险评估进一

步证明，六溴环十二烷可能会对当地点源和源区域附近的野生生物造成风险。值得注意的是，评估中使用的测量数据前三分位数值超过了针对淡水鱼类和哺乳动物的残留物特定毒性预测无效应浓度。鸟类的测量值上限也进入了这一范围。

已经在许多北极物种（无脊椎动物、鸟类、鱼类、陆生哺乳动物和海洋哺乳动物）中检出六溴环十二烷。据报告，斯瓦尔巴极地鳕鱼（挪威北极地区）体内的含量为 1.38 至 2.87 纳克/克脂重（见 UNEP/POPS/POPRC.6/INF/25 中的浓度和效应表格）。鉴于 Lower 和 More（2007 年）、Palace 等人（2008 年和 2010 年）完成的实验室研究显示对斑鳕鱼甲状腺轴有影响，因而在偏远地区鱼类体内发现六溴环十二烷意味其有可能对内分泌产生影响。

（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.4.6 节）。

5.3 蜜蜂

暂缺。

5.4 蚯蚓

暂缺。

5.5 土壤微生物

暂缺。

5.6 总体风险评估摘要

六溴环十二烷在环境中具有持久性，在食物链中有很强的生物积累和生物放大潜力。 α -六溴环十二烷似乎是六溴环十二烷异构体中较为持久的一种，生物放大作用高于 β -六溴环十二烷和 γ -六溴环十二烷。六溴环十二烷广泛分布于全球环境和生物区系中；在北极地区顶级捕食者及其它濒危物种中发现其浓度偏高。在所有被调查的区域，六溴环十二烷在环境中的排放量正日益上升。日益增多的建筑材料可能成为六溴环十二烷对环境的长期污染源，将来拆毁或改建时还会造成更多的排放量。建筑材料和电子器件回收过程中发生的释放不容忽视，未来还很可能增加。总体趋势似乎是 α -六溴环十二烷在较高营养级中占主导地位，而较低营养级中的主要异构体则为 γ -六溴环十二烷。在一般人群中，主要存在于人类组织中的似乎是 α -六溴环十二烷。而大多数六溴环十二烷毒理学研究关注的是六溴环十二烷混合物，专门关于立体异构体毒性的可用数据非常有限。

六溴环十二烷被认为对水生生物极具毒性。在点源附近和背景浓度水平较高的地区，对海洋哺乳动物和鱼类存在不良影响风险。生物区系中测得的浓度水平高于 5 毫克/千克湿重，即欧盟六溴环十二烷风险评估中二次效应的预测无效应浓度值（欧洲联盟，2008 年）。经研究断定，背景浓度水平较高的欧洲地区或者局部点源附近的鸟类体内的浓度水平接近不良效应临界浓度。在鸟类物种中，最新研究得出的初步数据报告了蛋壳厚度减小、生长速度和成活率降低等影响。最近获得的圈养美洲红隼的初步数据表明偏远地区的野生鸟类也面临着生殖和发育受影响的风险，进一步证明必须加以关注。现有的新旧文献都表明：六溴环十二烷能够对哺乳动物产生效应，六溴环十二烷的慢性和亚慢性、高剂量和低剂量接触，都可能造成范围广泛且可能严重的影响，尤其是对神经内分泌系统和早期发育阶段的后代。六溴环十二烷有可能干扰下丘脑-垂体-甲状腺轴

(HPT)，影响生殖和发育。多方面影响具有世代传承性，对亲本和后代都产生影响。六溴环十二烷在人类和野生动物中都会通过母体向后代迁移。

除了动物体内研究的发现之外，近期的大量体外研究记载了吸收的六溴环十二烷可以如何作用于及可能干扰各种生物过程，如细胞体内平衡、蛋白质修复、代谢、细胞内信号传导和神经内分泌过程。这些研究加强了关于接触六溴环十二烷对人类健康和环境具有各种影响的理解，在考虑六溴环十二烷的毒性时也应当对此予以关注。

(UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第3节)

附件 2—所报告最后管制行动的详细情况

国名：日本

- | | | |
|-----|--------------------|--|
| 1 | 管制行动生效日 | 2014 年 5 月 1 日 |
| | 管制文件的来源 | 化学物质控制法（CSCL）及其执行令。 |
| 2 | 最后管制行动的详情简述 | 该化学品被指定为第一类特定化学物质。禁止制造、进口或使用该化学物质。 |
| 3 | 行动理由 | 管制行动的依据是与人类健康有关的关切。 |
| 4 | 列入附件三的依据 | 采取管制行动的目的是保护人类健康。管制行动的依据是考虑到日本普遍情况的风险评估。 |
| 4.1 | 风险评估 | 该化学品具有持久性和高度生物积累性，对人类有长期毒性。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2.4.2.1 节） |

当一种物质被列入《斯德哥尔摩公约》且在日本市场上时，日本政府将对物质及其潜在风险进行风险评估，为监管措施提供依据。日本将六溴环十二烷内部风险评估与风险简介文件一起，作为辅助资料提供在 UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/Rev.2 号文件中。还提供了此项国内风险评估的目录和一份简要的英文摘要。

内部风险评估依据 2009 财年至 2012 财年的监测数据，指出了一些生态风险很高的地点，但没有人类健康面临风险的地点。风险评估包括危害评估、基于监测数据的接触评估和风险估算，以及根据制造数据估计的环境释放量的接触评估和风险估算。

日本通知书指出，监管行动的依据是风险或危害评估，并特别引用了由持久性有机污染物审查委员会编制的六溴环十二烷风险简介文件（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，日本通知书第 2.4.1 节）。持久性有机污染物审查委员会风险简介文件援引日本的一项研究（Kakimoto 等人，2008 年），发现人类母乳中的六溴环十二烷浓度水平似乎反映了六溴环十二烷的市场消费量。在日本女性（25-29 岁）的母乳中，在 1973 至 1983 年这 10 年间采集的所有样本中六溴环十二烷浓度水平平均低于检出限值，但从 1988 年开始出现增长。1988 至 2006 年期间，在总共 11 份合并母乳样本中检出的 α -六溴环十二烷浓度水平介于 0.4 至 1.9 纳克/克脂重之间。2000 至 2006 年之间的总六溴环十二烷浓度平均值介于 1 至 4 纳克/克脂重之间。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，持久性有机污染物审查委员会风险简介第 2.3.2 节）

风险简介文件指出，在考虑对人类健康、特别是对于胎儿和幼儿的风险时，动物研究中观测到的六溴环十二烷可能影响发育和可能具有神经毒性的情况值得关注（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/17/REV.2，风险简介文件第 2.4.6 节）。

-
- | | |
|---------------------|--|
| 4.2 使用的标准 | 对人类健康的风险。 |
| 与其他国家和地区的相关性 | 发出通知的缔约方没有提供与其他国家和地区相关性的资料。 |
| 5 替代品 | 发出通知的缔约方没有提供关于六溴环十二烷替代品的资料。 |
| 6 废物管理 | 发出通知的缔约方没有提供关于六溴环十二烷或含六溴环十二烷物品废物管理的资料。 |
| 7 其他 | 无。 |

国名：挪威

- 1 **管制行动生效日** 2016年7月9日
- 管制文件的来源** 六溴环十二烷受到与限制危害人类健康和环境的化学品和其他产品的生产、进口和投放市场有关的条例（产品条例）（2004年6月通过的第992号条例）第4章的监管。这是挪威对欧洲议会和欧洲理事会关于持久性有机污染物的(EC)850/2004号条例，以及2016年3月1日通过的欧盟委员会(EU)2016/293号条例附件一修正案的落实。
- 2 **最后管制行动详情简述** 颁布法规限制六溴环十二烷含量超出一定限值的消费品的生产、进口、出口和销售。
- 3 **行动理由** 管制行动的依据是与人类健康和环境有关的关切。
- 4 **列入附件三的依据** 采取最后管制行动的目的是保护人类健康和环境。管制行动的依据是考虑到挪威普遍情况的风险评估。
- 4.1 **风险评估**

挪威通知书表明，管制行动依据的是风险或危害评估，并且关系到人类健康和环境。通知书中特别引述了欧洲联盟对六溴环十二烷的风险评估（UNEP/FAO/RC/CRC.13/8，挪威的通知书第2.4节）。挪威通知书的正文总结了挪威消费者与之接触，及其在环境（包括北极偏远地区）、生物群、鱼类、苔藓、新孵化雏鸡的卵黄囊中检测出的证据。指出了一些随时间推移而出现的趋势，例如大西洋海雀和大西洋鳕鱼卵中六溴环十二烷含量上升。

挪威提供的辅助资料（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18）中介绍的科学文章摘要确认了六溴环十二烷出现在挪威及其周边地区的环境和生物群中，以及在一些情况下浓度逐渐上升。

挪威提交的辅助资料也提供了美国环境保护局2014年报告《六溴环十二烷阻燃剂替代品》中确定的危害终点。通知书指出，在影响发育、急性水生生物毒性和慢性水生生物毒性方面的危害高或极高。六溴环十二烷具有高度持久性和极高的生物积累性。（UNEP/FAO/RC/CRC.13/INF/18）
- 4.2 **采用的标准** 对人类健康和环境的风险。
- 与其他国家和地区的相关性** 斯德哥尔摩公约同意将六溴环十二烷列入附件A（禁止），但对生产和使用六溴环十二烷用于建筑物中发泡聚苯乙烯和挤塑聚苯乙烯的情况给予豁免。全球禁令于2014年11月26日启动。
- 5 **替代品** 发出通知的缔约方提供了美国环保局的文件：《美国环境保护局：六溴环十二烷的阻燃剂替代品》2014年6月最后报告。
- 6 **废物管理** 发出通知的缔约方没有提供关于六溴环十二烷或含六溴环十二烷物品废物管理的资料。
- 7 **其他** 无。

附件 3 – 指定国家主管部门的通讯地址

日本

CP

来自 PIC 网站（2017 年 11 月 20 日）：

姓名：Kentaro Mizuuchi 先生

职务：副主任

部门：全球环境司/国际合作局

机构：外务省

邮政地址：2-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda-ku

100-8919 Tokyo

Japan

电话：+81 35501 8245

传真：+81 3 5501 8244

电邮：kentaro.mizuuchi@mofa.go.jp

挪威

C

来自 PIC 网站（2017 年 11 月 20 日）：

姓名：Christel Moræus Olsen 女士

职称：高级顾问，鹿特丹公约指定的工业化学品
和生物杀虫剂国家主管部门

机构：挪威环境署

邮政地址：Grensesvingen 7

0661 Oslo

Norway

电话：+47 735 80 500

传真：+47 735 80 501

电邮：

christel.moraeus.olsen@miljodir.no；

pic@miljodir.no

C 工业用化学品

CP 农药和工业用化学品

附件 4 – 參考文獻

Regulatory actions**Japan**

The Chemical Substances Control Law (CSCL) and its Enforcement Order.

Norway

Hexabromocyclododecane is regulated by Chapter 4 of the Regulation related to restrictions on the manufacture, import and placing on the market of chemicals and other products hazardous to human health and the environment (Product Regulation) act no. 922 of June 2004. This is the Norwegian implementation of Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants and the implementation of the amendment to its Annex I, Commission Regulation (EU) 2016/293 of 1 March 2016.

Supporting documentation provided by Japan

- POPRC (2010). Risk profile on hexabromocyclododecane. UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2
- Environmental risk evaluation of hexabromocyclododecane, Ministry of Environment, Japan, October 2013. (The report is in Japanese. An informal English summary and a translation of the table of contents of the report are provided)

Supporting documentation provided by Norway

- European Union: Risk assessment hexabromocyclododecane, CAS-No.: 25637-99-4, EINECS No.: 247-148-4, Final Report May 2008. 492 pp.
- US EPA, United States Environmental Protection Agency: Flame Retardant Alternatives for Hexabromocyclododecane (HBCD). Final report June 2014.
- Heeb NV, Schweizer WB, Kohler M and Gerecke AC. Structure elucidation of hexabromocyclododecanes - a class of compounds with a complex stereochemistry. *Chemosphere* 2005; 61: 65-73.
- Bytingsvik J, Gaustad H, Pettersvik-Salmer M, Soermo EG, Baek K, Fö Reid S, Ruus A, Skaare JU and Jenssen BM. Spatial and temporal trends of BFRs in Atlantic cod and Polar cod in the North-East Atlantic. *Organohalogen Compounds* 2004; 66: 3869-3873.
- Christensen GN, Evenset A, Zaborska A, Berger U and Carroll J. Datering av sediment og historisk utvikling av miljøgifter i Ellasjøen, Bjørnøya. Akvaplan-niva rapport. 2004; APN-514.2934, pp 35 pp. Akvaplan-niva, Tromsø, Norge.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2041/ta2041.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with a Summary in English in page 5 of the article.
- Fjeld E, Rognerud S, Enge E, Borgen A and Dye C. Miljøgifter i sedimenter fra Mjosa, 2005-2006. Norsk institutt for vannforskning Statlig program for forureningsovervåkning TA-2210/2006 2006b; <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2210/ta2210.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with an Extended Abstract in English in page 4 of the article.
- Fjeld E, Schlabach M, Berge JA, Green N, Eggen T, Snilsberg P, Källberg G, Rognerud S, Enge EK, Borgen A and Gundersen H. Screening of selected new organic contaminants - brominated flame retardants, chlorinated paraffins, bisphenol A and triclosan. 2004; 4809-2004, pp 117 pp. NIVA, Norge. (Only Section 2: "Extended abstract" is included in this compilation).
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/kjemikalier/2006/ta2006.pdf>
- Fjeld E, Schlabach M, Berge JA, Green N, Eggen T, Snilsberg P, Vogelsang C, Rognerud S, Kjellberg G, Enge EK, Dye C and Gundersen H. Bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004. 2005; 927, pp 105 pp. NIVA, Norge.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2096/ta2096.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with an Extended Abstract in English in page 17 of the article.

- Fjeld E, Schlabach M, Rognerud S, Källberg G, NIVA, NILU. Miljøgifter i sedimenter og fisk i Mjøsa, Drammensvassdraget og Drammensfjorden, Oppfølgende undersøkelser i 2004. 2006; pp 7. Norsk institutt for vannforskning, Norge.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2051/ta2051.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with a Summary in English in page 6 of the article.
- Gabrielsen GW, Knudsen LB, Verreault J, Push K, Muir DDC and Letcher RJ. Halogenated organic contaminants and metabolites in blood and adipose tissues of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SPFO-Report. 2004; 915/2004, pp 32pp. Norwegian Polar Institute, Tromsø, Norway.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2058/ta2058.pdf>
- Jenssen BM, Sørmo EG, Salmer MP, Bæk K and Skaare JU. Brominated flame retardants (BFRs) in the Arctic marine food chain. In The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants - BFR 2004. Book of abstracts. Edited by Alaee M and et al. 2004; pp 207-208.
- Knudsen LB, Gabrielsen GW, Verreault J, Barrett R, Skåre JU, Polder A and Lie E. Temporal trends of brominated flame retardants, cyclodeca-1,5,9-triene and mercury in eggs of four seabird species from Northern Norway and Svalbard. SPFO-Report. 2005; 942/2005, pp 43 pp. Norwegian Polar Institute, Tromsø, Norway.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2134/ta2134.pdf>
- Murvoll KM, Skaare JU, Anderssen E and Jenssen BM. Exposure and effects of persistent organic pollutants in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings from the coast of Norway. *Environ Toxicol Chem* 2006; 25 (1): 190-198.
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1897/04-333R.1/epdf>
- Odland JØ, Heimstad ES and Sandanger TM. Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge - en pilotstudie av "nye" miljøgifter. Assessment of "new" contaminants in human blood samples from Taimyr, Russia and Bodø, Norway – a pilot study. 2005; SPFO-rapport: 930/2005, Statens forurensningstilsyn, Oslo, Norway.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/2103/2103.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with a Summary in English in page 29 of the article.
- Schlabach M, Fjeld E and Borgen AR. Brominated flame retardants in Drammens river and the Drammensfjord, Norway. In The Third International Workshop on Brominated Flame Retardants - BFR 2004. Book of abstracts. Edited by Alaee M and et al. 2004; pp 147-150.
- Schlabach M, Mariussen E, Borgen A, Dye C, Enge E-K, Steinnes E, Green N and Mohn H. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. 2002; 866/02, pp 69. SFT - Statlig program for forurensningsovervåking, NILU - Norsk institutt for luftforskning, Oslo, Kjeller, Norway.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/overvaking/1924/ta1924.pdf> Note: The above article is in Norwegian language with an Abstract in English in page 70 of the article.
- Sørmo EG, Salmer MP, Jenssen BM, Hop H, Baek K, Kovacs KM, Lydersen C, Falk-Petersen S, Gabrielsen GW, Lie E, Skaare JU. Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environ Toxicol Chem* 2006; 25(9): 2502-2511.
<http://onlinelibrary.wiley.com/wol1/doi/10.1897/05-591R.1/abstract>
- Thomsen C, Frøshaug M, Leknes H and Becher G. Brominated flame retardants in breast milk from Norway. *Organohalogen compounds* 2003; 64: <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2003/03-527.pdf>
- US EPA, United States Environmental Protection Agency: Flame Retardant Alternatives for Hexabromocyclododecane (HBCD). Final report June 2014.
https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-06/documents/hbcd_report.pdf

Other Documents

POPRC (2011). Risk management evaluation on hexabromocyclododecane.
UNEP/POPS/POPRC.7/19/Add.1.

POPRC (2012). Addendum to the risk management evaluation on hexabromocyclododecane. UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.3.

Relevant guidelines and reference documents

IPCS (2001): Hexabromocyclododecane (mixture of isomers). International Chemical Safety Card (ICSC) 1413. Available at: <http://www.inchem.org/documents/icsc/icsc/eics1413.htm>

United Nations (2013): UN Recommendations on the Transport of Dangerous Goods - Model Regulations, Eighteenth revised edition. Available at: http://www.unece.org/trans/danger/publi/unrec/rev18/18files_e.html

IMO (2016): International Maritime Dangerous Goods Code (IMDG Code). Available at: <http://www.imo.org/en/Publications/IMDGCode/Pages/Default.aspx>

OSPAR Commission (2009). OSPAR Background Document on certain brominated flame retardants. Available at: <https://www.ospar.org/documents?d=7202>
