



联合国
环境规划署

Distr.: General
28 August 2007

Chinese
Original: English

关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约
持久性有机污染物审查委员会
第三次会议

2007年11月19-23日，日内瓦
临时议程*项目9(e)

审议风险简介草案：乙型六氯环己烷

风险简介草案：乙型六氯环己烷

秘书处的说明

1. 在第二次会议上，持久性有机污染物审查委员会通过了关于乙型六氯环己烷的第POPRC-2/10号决定¹。在该决定的第2段，委员会决定建立一个特设工作小组，进一步审议将乙型六氯环己烷列入《公约》附件A、B和/或C的提议（见UNEP/POPS/POPRC.2/16与UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8号文件），并根据《公约》的附件E拟定一份风险简介草案。
2. 关于乙型六氯环己烷的特设工作小组成员及其观察员被列入UNEP/POPS/POPRC.2/17号文件的附件五。
3. 委员会在其第二次会议上通过了一项关于准备风险简介草案的标准工作计划。²

* UNEP/POPS/POPRC.3/1/Rev.1。

¹ UNEP/POPS/POPRC.2/17，附件一。

² 同上，第36段，以及附件二-A。

根据第 POPRC-2/10 号决定以及委员会通过的标准工作计划，乙型六氯环己烷特设工作小组准备了一份风险简介草案（见本说明的附件）。风险简介草案未经正式编辑。附件的参考文献见 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/28 号文件。

委员会可能采取的行动

4. 委员会或愿：

(a) 通过本说明附件中的风险简介草案，并在适当的时候做出修订；

(b) 根据《公约》第 8 条第 7 段，并在风险简介的基础上，确定该化学品在经过长距离迁移后，是否有可能给人类健康和/或环境产生重大的负面影响，以致需要采取全球行动和继续做出提议；

(c) 根据以上第(b)条的决定，同意

- (i) 邀请所有缔约方和观察员根据《公约》的附件 F 提供信息，建立一个特设工作小组编制一份风险管理评估草案，并就拟定草案的工作计划达成一致意见；或
- (ii) 向所有缔约方和观察员提供风险简介文件，并留出一份。

附件

乙型六氯环己烷

风险简介草案

《斯德哥尔摩公约》持久性有机污染物的审查委员会
乙型六氯环己烷问题特设工作小组起草

2007年8月

目 录

执行摘要.....	5
1. 导言.....	6
1.1 化学品的鉴别.....	6
1.1.1 物理化学特性.....	7
1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件D资料的结论.....	8
1.3 资料来源.....	8
1.4 国际公约下该化学品的现状.....	9
2. 与风险简介有关的资料摘要.....	9
2.1 资料来源.....	9
2.1.1 生产.....	9
2.1.2 贸易与贮存.....	9
2.1.3 使用.....	10
2.1.4 排入环境的情况.....	10
2.2 环境转归性.....	10
2.2.1 持久性.....	10
2.2.2 生物蓄积性.....	12
2.2.3 长距离环境迁移.....	13
2.3 接触.....	13
2.3.1 局部地区的环境监测数据.....	14
2.3.2 长距离环境迁移引起的接触.....	15
2.3.3 食物.....	16
2.3.4 体含量.....	17
2.3.5 儿童接触.....	18
2.3.6 生物利用率.....	19
2.4 终端关注点的危害评估.....	19
2.4.1 人类健康.....	19
2.4.2 环境.....	23
3. 信息综述.....	24
4. 结论意见.....	25
参考资料.....	26

执行摘要

墨西哥是《斯德哥尔摩公约》缔约国，该国提议将林丹、甲型六氯环乙烷和乙型六氯环己烷列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C。2006年11月，林丹风险简介文件在审查委员会最后一次会议上通过后，委员会做出决定，认为乙型六氯环己烷（乙型HCH）也符合《公约》附件D中所列的筛选标准，应进一步细化风险简介草案提案及其准备工作。

在全球普遍使用了将近40年之后，工业级六氯环己烷已经逐渐被林丹（ γ -六氯环己烷）所取代。2000年之后，没有关于大量使用工业级六氯环己烷的报道。但林丹的生产、有害废弃物场地、垃圾填埋场和污染场也可能向环境中排放这种污染物。基于工业级六氯环己烷（包括乙型六氯环己烷）危险性和普遍性的考虑，其使用要符合国内和国际上的相关条例和禁止规定。

在环境中，非生物降解过程对乙型六氯环己烷转归性的作用不大。因此，光解和水解的作用不明显。在有利的条件下，乙型六氯环己烷可被生物降解。但是，与 γ -六氯环己烷和甲型六氯环乙烷相比，乙型六氯环己烷是最难降解的异构体。实验和现场数据（包括长期土壤研究）显示，在土壤中，尤其是在低温下，乙型六氯环己烷具有持久性，主要附着于颗粒物，淋溶的可能性很小。

基于乙型六氯环己烷的物理化学特性，这种物质有可能通过某种途径（主要是洋流）在经过长距离迁移后，从其源头迁移到北极。在北冰洋中，已经发现了乙型六氯环己烷，水生和陆生物种以及人类体内也存有乙型六氯环己烷。

在全球普遍禁止和限制后，局部地区的乙型六氯环己烷水平已有所下降。但在一些最近曾暴露于乙型六氯环己烷的地区和/或高污染区，乙型六氯环己烷水平仍然在上升。但是，生产林丹过程中处理乙型六氯环己烷残余物的有害废弃物场地和垃圾堆积场也引起了人们的特别关注。由于乙型六氯环己烷具有持久性，所以在所有环境介质中（不包括近期使用过乙型六氯环己烷的地区和/或高污染区），仍然可以发现低环境背景值的乙型六氯环己烷。有关北极非生物环境的数据极少，其部分原因在于：相对于其他的HCH异构体而言，乙型六氯环己烷水平较低。与这一情况相反的是，在北极生物区（包括海洋哺乳动物和鸟类）内，乙型六氯环己烷的浓度很高，而且正在呈上升趋势。

乙型六氯环己烷存在于陆生和水生食物链中。在生物区和北极生物网中，尤其在较高营养级中，乙型六氯环己烷可有生物蓄积和生物放大作用。对于人类而言，可能会发生脂肪组织蓄积、并在血液和母乳中有很高的浓度。乙型六氯环己烷由母亲传给胎儿和哺乳期婴儿。

乙型六氯环己烷对水生生物有急性毒性作用，对鱼类可产生雌激素效应。鸟类后代健康水平的下降，以及北极熊体内维生素A浓度的下降与乙型六氯环己烷和各种六氯环己烷的水平有关。

毒物学研究显示，乙型六氯环己烷可导致神经和肝中毒。通过动物实验发现，乙型六氯环己烷可产生生殖效应和免疫抑制效应，并对生育能力有影响。国际癌症研究署（IARC）已将乙型六氯环己烷列为可能对人类致癌的2B组。有些流行病学研究显示，人类乳腺癌的发生可能与乙型六氯环己烷有一定的关系。

人类对乙型六氯环己烷的接触主要与摄取被污染过的植物、动物及动物制品有关。在污染区内，如：乙型六氯环己烷的普遍使用区、以前的生产区、处置场所和堆放区，接触乙型六氯环己烷的风险可能较高。

根据乙型六氯环己烷在环境（包括食物链）中的危害情况和暴露水平，可以得出结论认为，在污染地区，乙型六氯环己烷可能会对野生动植物和人类健康产生负面影响。北极地区的公共卫生当局认为，目前，传统食物给社会、文化和经济带来的好处超过了污染物（如，六氯环己烷）的风险，但尽管如此，我们仍然需要控制和消除传统食物中的所有六氯环己烷异构体。根据在北极地区发现的乙型六氯环己烷水平，可以认为乙型六氯环己烷在经过长距离迁移后，可能会对人类和环境产生重大的负面影响。

基于上述原因，需要就乙型六氯环己烷问题采取全球行动。

1. 引言

在将林丹增列入《斯德哥尔摩公约》附件A的过程中，持久性有机污染物审查委员会对林丹提案进行了讨论，并得出结论认为“还应当对六氯环己烷的其他异构体进行审议”（UNEP/POPS/POPRC.2/10）。为此，2006年7月26日，墨西哥递交了一份关于把乙型六氯环己烷列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C的提案（UNEP/POPS/POPRC2./INF/8）。奥地利代表德国准备了第一份关于乙型六氯环己烷的工作草案。

乙型六氯环己烷是工业级六氯环己烷五个稳定异构体中的一个，是一种有机氯杀虫剂，以前曾用于农业。无论是从数量上，还是从性质上来讲，不同六氯环己烷异构体在主要靶器官——中枢神经系统中的生物活性作用方式各不相同。乙型六氯环己烷主要起镇静作用，异构体混合物的最终作用取决于它的构成（国际化学品安全规划署，2001年）。一般来说，在对环境转归性及影响方面，各种六氯环己烷是人们研究最多的杀虫剂（Breivik等人，1999年）。

1.1 化学品的鉴别

化学名称：乙型六氯环己烷（乙型HCH）

国际纯化学与应用化学联合会（IUPAC）名称：（1- α 、2- β 、3- α 、4- β 、5- α 、6- β ）- 六氯环己烷

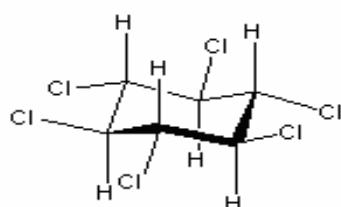
常见同义名称：乙型1, 2, 3, 4, 5, 6-六氯环己烷；乙型六氯化苯；乙型BHC，苯-顺式-六氯化合物；乙型HCH；乙型六氯环己烷；乙型异构体；乙型林丹；乙型六氯环己烷；反-甲型六氯化苯；乙型六氯化苯（Chemfinder，2007年）。

化学文摘号：319-85-7

化学式：C₆H₆Cl₆

分子量：290.83

图1：乙型六氯环己烷结构（根据Buser等人所确定的结构进行修订，1995年）



乙型六氯环己烷

1.1.1 物理化学特性

乙型六氯环己烷的若干物理化学特性见表1-1。与其他有机氯杀虫剂相比，乙型六氯环己烷更容易溶于水和辛醇。其化学结构似乎具有最大的物理和代谢稳定性（即：乙型六氯环己烷的蒸汽压比 α -异构体低，而熔点比 α -异构体高）。正如瓦尼亚（Wania）和麦基（1996年）指出的，乙型六氯环己烷的物理化学特性（表1-1列出了部分特性）有利于“冷凝”——冷凝是指在寒冷气候条件下物质进行横向与纵向富集，而不是近源浓缩。

乙型六氯环己烷的亨利定律常数比甲型六氯环乙烷小20，如果水温有利于该物质从空气向水分配，那么亨利定律常数将会大大下降。另外，对于乙型六氯环己烷来说，其正辛醇-空气分配系数（ K_{oa} ）的对数值相对较大，因此，有助于从空气向环境有机相分配。这很可能是甲型六氯环乙烷和乙型六氯环己烷在环境中具有不同迁移路径的原因之一（李与麦克唐纳，2005年）。在根据各种数据对甲型六氯环乙烷、乙型六氯环己烷和 γ -六氯环己烷的物理化学特性进行分析（肖等人，2004年）后发现，相对于 γ -和 α -异构体而言，乙型六氯环己烷的挥发性较弱，但这一特性与其在水和辛醇中较高的溶性有关，因此，并不能用以解释其不同于其他异构体的环境行为。

表 1-1：乙型六氯环己烷的若干物理化学特性

熔点 (K)	314-315 ¹
沸点 (K)	333, 67 Pa ¹
水溶解度 (mol*m ⁻³ , 25 °C)	1.44 ²
蒸汽压 (Pa, 25 °C)	0.053 ²
亨利定律常数 (Pa m ³ mol ⁻¹)	0.037 ²
正辛醇/水分配系数的对数 (25°C)	3.9 ²
正辛醇-空气分配系数的对数 (25°C)	8.7 ²
物态	结晶固体 ¹

¹ 美国毒物与疾病登记署（2005年）。

² Xiao等人（2004年）。

1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件D资料的结论

在日内瓦召开的第二次会议上，持久性有机污染物审查委员会根据《斯德哥尔摩公约》附件D 的要求，对墨西哥递交的乙型六氯环己烷提案（UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8）进行了评估——该提案由秘书处在UNEP/POPS/POPRC.2/16号文件中做了总结。在第POPRC-2/10号决定中，委员会得出结论，认为乙型六氯环己烷符合附件D中所列的筛选标准。委员会还决定建立一个特设工作小组，以进一步审议提案，并根据《公约》附件E的要求准备一份风险简介草案。

1.3 资料来源

风险简介草案的资料来源如下：

- 2006年墨西哥关于把 α 与 β 异构体列入《公约》附件A、B和/或C的提案(UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8)；
- 2006年审查委员会的第POPRC-2/10号决定；
- 由缔约国和观察员根据《公约》附件E递交的资料：特别和/或科学信息：捷克共和国、法国、德国、国际持久性有机污染物清除网（IPEN）、日本、挪威、瑞士、美国；一般信息：阿尔及利亚、农作物国际协会、巴林王国、毛里求斯、墨西哥、卡塔尔、立陶宛共和国和土耳其。《公约》网站上提供了这些信息 <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/submissions.htm>；
- 2006年《林丹和其他六氯环己烷异构体的评估报告》，美国环境保护局，http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm；
- 国际化学品安全规划署关于 α -与乙型六氯环己烷的环境卫生标准123，世界卫生组织，1992年，日内瓦，<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm>；
- 《六氯环己烷的毒理学简介》，美国毒物与疾病登记署公共卫生局卫生与人类服务部，2005年，<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>；
- 2006年《关于林丹和其他六氯环己烷异构体的北美区域行动计划》（NARAP），北美环境合作委员会，http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053。

除了这些信息来源外，还检索了公共数据库的文献。风险简介草案采用了以下数据库：生态毒理学数据库（Ecotox）（<http://www.epa.gov/ecotox/>）；有害物质数据库（HSDB）（<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>）；Pubmed数据库（<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>）；环境转归性数据库（EFDB）（http://www.syrres.com/esc/efdb_info.htm）。检索的一般术语包括：化学名称、化学文摘号和/或由于多个检索条目而采用的专业术语组合。另外，出于同一原因，还参考了专题和最新的文章。

以上所列报告还有各自的参考文献，这些文献没有列入风险简介草案。文件所参考的文献被列入

UNEP/POPS/POPRC.3/INF/28。

1.4 国际公约下该化学品的现状

乙型六氯环己烷是工业级六氯环己烷的一个成分，至少有两个国际协议对其做出了规定。第一个是《长距离越界空气污染公约》1998年《奥尔胡斯持久性有机污染物议定书》。该议定书将工业级六氯环己烷列入其附件二中，并规定工业级六氯环己烷只能作为中间体用于化工生产中。

第二个协议是《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（PIC）程序的鹿特丹公约》。六氯环己烷（混合异构体）是“事先知情同意（PIC）程序”所涵盖的危险化学品之一，被列入《公约》附件三。

加拿大、墨西哥和美国于2006年签署了《北美地区林丹和其他六氯环己烷异构体行动计划》（NARAP）。该计划旨在促使该三个成员国密切合作，采取行动降低因接触林丹和其他六氯环己烷异构体而给人类和环境带来的风险。

在欧盟，工业级六氯环己烷作为中间化工原料，其生产和使用将逐步减少，最迟于2007年底全部停止（欧共体第850/2004号法规）。各种六氯环己烷也是被《欧洲水框架第2000/60/EC号指令》列入优先行动的物质之一（欧共体第2455/2001/EC号决定）。

六氯环己烷异构体，包括乙型异构体被列入保护东北大西洋环境委员会（OSPAR）的《优先行动化学品清单》，其目的在于通过不断减少有害物质的排放和流失，防止海域污染。

2. 与风险简介有关的资料摘要

2.1 资料来源

2.1.1 生产

乙型六氯环己烷本身不是特意生产的，或市场上销售的，而是作为工业级六氯环己烷的一个成分而生产的，是一种有机氯杀虫剂或用以生产浓缩六氯环己烷（林丹）的化工中间体。目前，对于工业级六氯环己烷，没有生产方面的数据报道，然而林丹的生产仍然存在（国际六氯环己烷及农药协会，2006年）。至于六氯环己烷残余物的产生及其再使用，详情可参见UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4号文件（林丹风险简介）以及国际六氯环己烷及农药协会（2006年）。

根据附件E提交资料的以下国家宣称目前没有生产或使用乙型六氯环己烷：捷克共和国、德国、毛里求斯、墨西哥、挪威、卡塔尔、立陶宛共和国、土耳其、瑞士和美国。

2.1.2 贸易与贮存

请见甲型六氯环乙烷风险简介草案第2.1.2部分。

2.1.3 使用

请见甲型六氯环乙烷风险简介草案第2.1.3部分。

2.1.4 排入环境的情况

乙型六氯环己烷排入环境的途径有几个。过去，一般是在生产工业级六氯环己烷的过程中，或被用作杀虫剂的情况下排入环境的。根据李等人（2003年）的估计，1945-2000年期间，全球因使用工业级六氯环己烷而产生的排放量达850,000吨，其中，在同一期间排入大气的数量为230,000吨。1980年，乙型六氯环己烷的使用大约在36千克/吨，计算的初步排放量为9.8千克/吨（其中83%与应用有关，17%与土壤中以前的应用残留物有关）。1990年数据分别下降到7,400吨（使用）和2,400吨（排放）。2000年，与土壤残余物有关的乙型六氯环己烷排放为66吨，这一数据不包括工业级六氯环己烷的直接使用。另外，由于北方国家禁止使用工业级六氯环己烷，全球排放乙型六氯环己烷的情况已经“向南倾斜”（李等人，2003年）。

有害废弃物场地可能引起乙型六氯环己烷向环境中排放（美国环境署，2006年）；由于总是不能得到安全的控制或维护，林丹的贮存和生产残余物也可能导致乙型六氯环己烷向环境中排放（国际六氯环己烷及农药协会，2006年）；另外，污染场（如，以前曾作为生产厂的场地）可能会给环境带来乙型六氯环己烷的负担（Concha-Grana等人，2006年）。根据德国的报告（该报告提供了附件E中的信息，2007年），还有几个隔离的局部污染源，如：与工业级六氯环己烷应用有关的前东德垃圾填埋场和垃圾场。因此，2003年，在大雨和洪水过后的易北河中发现，乙型六氯环己烷在鱼体内的蓄积浓度较高，而易北河附近以前曾是生产场地。但对于有害废弃物场地和垃圾填埋场的量化排放数据，还没有相应的估计数据。

2.2 环境转归性

2.2.1 持久性

有关乙型六氯环己烷水解和光解的调查资料非常有限。目前有关光降解的研究文献只有一份。报告显示，乙型六氯环己烷薄膜的光降解半衰期为152个小时（美国毒物与疾病登记署，2005年）。这一结果的相关性值得怀疑，因为选定的测试设计不符合国际公认的光解测试指导方针，正如美国毒物与疾病登记署（2005年）指出的那样，在被研究的光谱区没有观察到吸收带。一般来说，光解对于乙型六氯环己烷的环境转归性作用不大，因为没有发生光吸收大于290 nm的情况。

根据计算，大气中OH反应的速率常数为 5.73×10^{-13} 立方厘米/分子-秒（有害物质数据库，2003年），据此估计的半衰期为56天（根据TGD（2003年），采用的平均羟基自由基浓度为 5×10^5 分子/立方厘米）。

美国环境署（2006年）得出结论认为，普通的六氯环己烷异构体对诸如光解和水解之类的非生物有抗耐性（以pH为基础值的情况除外）。

在有氧和缺氧条件下，乙型六氯环己烷主要通过生物降解。但有几项研究显示，明显的降解确实多半发生在厌氧条件下（Middeldorp等人，1996年）。在纯培养物、泥浆、土壤微宇宙、现场研究中观察到了降解情况，

在采用生物修复技术时，在污染场泥土中也观察到了降解情况（菲利普等人，2005年）。去除机制的效力取决于测试设计和环境因素。

乙型六氯环己烷一般在厌氧条件下通过脱氯为不稳定的四氯环己胺和二氯环己二烯进行代谢。在生产甲烷条件下，氯苯和苯形成稳定的终端产品。这些代谢物可进一步通过好氧和厌氧机制矿化（菲利普等人，2005年）。与其他六氯环己烷异构体相比，采用放射性标记乙型六氯环己烷时，所获得的试验数据显示，只有微量不完全的矿化现象（Sahu等人，1995年）。

一般认为，乙型六氯环己烷是最顽固的异构体，这与其化学结构有关（第POPRC-2/10号决定，2006年）。在有利的实验条件下，从六氯环己烷污染场地分离出的若干菌珠（如，短芽孢杆菌、环状芽孢杆菌、脱卤菌属和沉降菌属）都被确认为乙型六氯环己烷的降解物（Gupta等人，2000年；van Doesburg等人，2005年）。但只有几个菌珠（如，鞘氨醇单胞菌属）能够在有氧条件下，使乙型六氯环己烷发生转化（Sharma等人，2006年）。

对于污染场地的乙型六氯环己烷，目前正在研究土壤生物修复的内在催化机理和添加剂（如，Kumar等人，2005年；MacRae等人，1984年），但清除异构体仍然是一项艰巨的任务（菲利普等人，2005年）。至于对未污染土壤中固有微生物群落的影响，Bhatt等人（2006年）指出，工业级六氯环己烷的应用扰乱了生物群落，产生了不可逆转的影响。

一般来说，气候条件、影响物质吸附作用、水含量、pH值和细菌生产的土壤质地和有机物会对降解速度产生影响（国际化学品安全规划署，1992年）。菲利普等人（2005年）指出，至于在极端的温度下（ $< 5^{\circ}\text{C}$ 或 $> 40^{\circ}\text{C}$ ），细菌对六氯环己烷是否具有降解能力，目前还没有这方面的报道。

有关实验性土壤研究或现场调查的数据很有限。根据Singh等人（1991年）的报告，在亚热带条件下，印度沙质土壤农田区和未开垦区的半衰期分别为100天和184天。所援引的研究指出，在实验期间，首先将施用的六氯环己烷配方立即放入土壤的表层，之后，从0-15厘米深的土地中随机取出土壤样本，结果没有相应的量化信息说明乙型六氯环己烷因挥发或淋溶而流失。在温带气候下，Doelman等人（1990年）对污染土壤进行了一次半现场研究，结果发现，在厌氧条件下，没有发生乙型异构体降解的情况。Stewart与Chisholm（1971年）进行了一项长期的现场研究，结果发现，在应用工业级六氯环己烷的15年之后，加拿大沙质土壤中的乙型异构体仍有44%的残留。对日本农田进行的一项现场测试发现，在应用工业级六氯环己烷的570天之后，大约有30%的乙型六氯环己烷残留（Suzuki等人，1975年）。另外，Chessells等人（1988年）的研究指出，澳大利亚昆士兰在将工业级六氯环己烷用于甘蔗种植的20年之后，乙型六氯环己烷的浓度要比其他异构体高一个数量级以上。土壤表层的挥发并不是一个重要的转归过程（有害物质数据库，2006年；Singh等人，1991年）。

在实验室条件下进行的一项沉淀物/水研究显示，乙型六氯环己烷是稳定的。此外，还观察到从 α -异构体转向乙型异构体的异构化现象（吴等人，1997年）。有关异构化的详细信息，可参见林丹风险简介（UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4）。在中国闽江河口，相对于 α -、 γ -和 δ -异构体而言，乙型异构体的浓度最高，而相对于乙型异构体在地表水（92.5 纳克/升）和沉淀物（3.9 纳克/克）中的浓度而言，乙型异构体

在间隙水中的浓度（1,423 纳克/升）又最高（张等人，2003年）。在水中或沉淀物中，没有降解半衰期：但根据监测性研究，可以认为乙型六氯环己烷具有持久性，不容易降解。

2.2.2 生物蓄积性

乙型六氯环己烷的正辛醇/水分配系数（ $\log K_{ow} = 3.78$ ）表明，它可能会进行生物蓄积，如果考虑到其在动物组织中的持久性，这种现象将尤其明显（Walker 等人，1999 年）。

根据经济合作与发展组织前化学品测试指导方针中的第 305 E 条，乙型六氯环己烷在斑马鱼（全身）中的生物浓缩系数为 1,460，而甲型六氯环己烷的生物浓缩系数为 1,100， γ -六氯环己烷的生物浓缩系数为 850，相对而言，乙型六氯环己烷的生物浓缩系数最高（Butte 等人，1991 年）。根据生态毒理学数据库，在报道的生物浓缩系数中，这也是最高的。

一些研究表明，在北极海洋食物网的各种物种中，六氯环己烷异构体的相对比例相差极大（美国环境署，2006 年）。乙型六氯环己烷的浓度随营养级的提高而增加，在高营养级（海洋哺乳动物）中，尤其如此（美国环境署，2006 年；Hoekstra 等人，2003 年）。然而，一般认为，哺乳动物受有机氯（OCs）影响的情况主要与其生物转化能力和排泄有机氯的能力有关，根据发现，在哺乳动物的各物种中，乙型六氯环己烷的浓度较高，这再次说明乙型六氯环己烷具有顽抗性，消除的速度较慢。Hop 等人（2002 年）的研究指出，乙型六氯环己烷在变温动物和恒温动物中的生物放大作用不同。相对而言，随着营养级的提高，乙型六氯环己烷在恒温动物（鸟类与哺乳动物）中的生物放大作用提高得更快。根据 Fisk 等人（2001 年）的报告，相对于其他营养级而言，在鸟类中的生物放大系数（BMF）最大，但一般认为，迁徙类和捕食类也对生物放大系数的变异性产生影响。这些数据与 Moissy 等人（2001 年）的发现吻合。有关北极海洋食物网的各项研究显示，一般来说，几乎所有被研究物种的生物放大系数和计算的食物网放大系数（FWMFs）都大于 1，其中食物网放大系数为食物链中每营养级增加的平均比率。如，Fisk 等人（2001 年）报告的食物网放大系数为 7.2，这与氯化较高的多氯联苯（PCB）相当。根据 Hoekstra 等人（2003 年）的计算，在波弗特海 - 楚科奇海中，海洋食物网的食物网放大系数为 2.9。但在亚北极区水域——白海，乙型六氯环己烷的值要比其他食物网的值低。Muir 等人（2003 年）认为，这可能与摄食习性、污染水平以及污染物的存在与否有关。

另外，在陆地食物链中，乙型六氯环己烷可能具有生物放大作用。在印度南部进行的一项调查显示，在生态区，有机氯（OCs）主要为六氯环己烷。根据测量，蜗牛中的浓度较高，之后，当蜗牛被其他捕食者（如，白鹭）捕食后，生物放大系数大于 1（Senthilkumar 等人，2001 年）。Wang 等人（2006 年）也发现，乙型六氯环己烷是软体动物中的主要化合物（国际持久性有机污染物清除网提供的附件 E 信息，2007 年）。

鱼、海洋及陆地动物以及鸟类是北极若干人群的主要营养来源，因此他们要比发达地区的大多数人更有可能通过食物接触六氯环己烷。俄罗斯楚科奇半岛上土著居民妇女与俄罗斯北部其他城市妇女以及加拿大妇女相比，其母乳中乙型六氯环己烷的含量最高（在楚科奇雷昂，平均为 370 纳克/克体脂），与加拿大努纳维克（Nunavik）相比，相差 30 倍（北极监测及评估方案，2004 年）。此外，在 1994-1997 年期间对母血浓度进行的抽样调查发现，俄罗斯妇女的浓度最高（在北极非土著人群中，血清浓度为 223 微克/千克体脂），但在冰

岛（23微克/千克）和加拿大北极地区同样呈现较高水平（北极监测及评估方案，2003年）。阿拉斯加土著妇女也呈现较高的血浆水平（25微克/千克）（Rubin等人，2001年，载于2007年国际持久性有机污染物清除网提供的附件E信息，至于表示浓度的基础是什么，无相关信息）。

2.2.3 长距离环境迁移

许多研究和监测定期对北极环境及生态区中的乙型六氯环己烷进行了检测（如：北极监测及评估方案，2004；北极监测及评估方案，2003年）。由于工业级六氯环己烷（包括乙型六氯环己烷）从未在这些偏远地区得到广泛使用，因此，这是长距离迁移的一个例证（UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4）。

根据对北极空气进行监测所取得的数据，乙型六氯环己烷似乎不太受北极高纬度地区直接的大气负荷影响。这可通过亨利定律常数与空气/辛醇分配系数的差异得以解释，因为这些差异加强了与有机物之间的亲和力（李等人，2002年）。雨水净化对乙型六氯环己烷要比对甲型六氯环己烷更有效，而且，北太平洋地区要比北极地区的降水频数高得多。这就说明乙型六氯环己烷很可能通过某些机制进入北极，包括通过湿沉降或再分配进入北太平洋地表水，然后随着穿越白令海峡的洋流进入北极（李等人，2003年）。白令海峡和楚科奇海是最易受乙型六氯环己烷污染的地区（李等人，2002年）。1990年代白令海峡周边地区乙型六氯环己烷的浓度达到1.2 纳克/升（李和麦克唐纳，2005年）。因此，乙型六氯环己烷同样发生“冷凝”，但主要是在太平洋和北冰洋的白令海上游。因此，与甲型六氯环己烷相比，乙型六氯环己烷进入北冰洋的时间要晚，而且它们的空间分布不同（李等人，2002年）。这种时空分布还反应在海洋及陆地海洋动物以及当地居民体内的残留量中（李和麦克唐纳，2005年）。

在捷克共和国高山区测量到的乙型六氯环己烷是该物质有可能进行长距离迁移的另一个证据（捷克共和国提供的附件E信息，2007年）。

在采用经济合作与发展组织有关总体持久性（Pov）和长距离迁移潜力（LRTP）的筛选工具进行模型计算后发现，与已经确定的持久性有机污染物（如，多氯联苯和有机氯）相比，乙型六氯环己烷具有类似的持久性和长距离迁移性（Wegmann等人，2007年）。模型输入的化学品特性包括：空气-水分配系数和辛醇-水分配系数；在空气、水和土壤中的半衰期以及亨利定律常数（采用了UNEP/POPS/POPRC.2/INF/8号文件中的数据）。该模型从数量上考虑了所有环境相，模式结果不是为了显示环境中的绝对水平，而是为了根据相关化学品的环境持久性和长距离迁移潜力，将可能的持久性有机污染物与已经确定的持久性有机污染物进行比较（参考化学品：多氯联苯同类物28、101、180、四氯化碳和甲型六氯环己烷）。Monte Carlo通过不确定性分析，对化学品性质中的不确定性进行了研究。

2.3 接触

对乙型六氯环己烷的直接接触是由工业级六氯环己烷的生产（包括林丹的生产）和使用引起的。由于该化学品具有持久性，所以在污染区（如，广泛使用区、以前的生产区、处置场所和堆放区），也可能存在高风险接触的问题。尽管在全球范围内，已经实际停止了工业级六氯环己烷的使用，但是采用 α/γ -异构体比率进行的监测数据仍然显示，某些地区可能存在着工业级六氯环己烷排放的问题（张等人，2003年；钱等人，2006

年；Zhulidov 等人，2000 年）。

普通大众对乙型六氯环己烷的接触大多与摄取污染的植物、动物及动物制品有关。接触的另一个来源与吸入周围的空气和使用饮用水有关，但这种接触的量很轻微。如果室内使用了杀虫剂，那么室内人员从室内空气吸入的量可能相当大。在胎儿发育期和婴儿哺乳期，可能发生接触的问题。

2.3.1 局部地区的环境监测数据

从总体上讲，在限制和禁止使用工业级六氯环己烷以后，局部地区环境中的乙型六氯环己烷水平已有下降（国际化学品安全规划署，1992年）。但监测数据显示，乙型六氯环己烷普遍分布于所有的环境介质中。如，在对瑞士各区域（如，城市、工业区、农村）的苔藓进行被动监测中，发现了多达15微克/千克干物质的乙型六氯环己烷（瑞士提供的附件E信息，2007年）。另外，日本最近进行的一项监测计划显示，在所有样本中，都发现了乙型六氯环己烷。报告的值（值域）如下：水0.031-3.4纳克/升；沉淀物0.004-53 纳克/克干重；甲壳类动物0.22-1.8纳克/克净重；鱼痕量-1.1纳克/克净重；鸟类1.1-4.8纳克/克净重；空气（温季和冷季）0.53-110皮克/立方米和0.32-78皮克/立方米（日本提供的附件E信息，2007年）。捷克共和国（提供的附件E信息，2007年）的报告指出，在六氯环己烷方面，摩拉维亚中部和南部的情况最严重，在该地区发现的沉淀颗粒物达数十纳克/克，在有些情况下，甚至达数百纳克/克（至于表示浓度的基础是什么，捷克共和国没有提供相关的信息）。

但是，在接近源头的地方发现了污染严重的土壤。在阿尔巴尼亚某化工厂附近的表层土壤中发现了浓度为40-225毫克/千克的六氯环己烷。报告显示，中国珠江三角洲土壤中的平均浓度为0.02毫克/千克，而俄罗斯勒拿河附近土壤中的六氯环己烷浓度为0.001-0.017毫克/千克（联合国环境规划署，2003年）。

与其他六氯环乙烷异构体相比，乙型六氯环己烷在空气中的浓度较低。在较高山区（珠穆朗玛峰地区）发现了较高浓度的乙型六氯环己烷（11.2皮克/立方米），而在北极地区，则为1皮克/米³（李等人，2006年）。2000年，日本的乙型六氯环己烷浓度（平均为23皮克/立方米）发生了季节变化，这很可能与陆地污染源的再排放有关（Murayama等人，2003年）。根据观测，在北美洲五大湖附近，大多数地区空气中乙型六氯环己烷在1990-2003年没有呈现明显的趋势，这与甲型六氯环乙烷及γ-六氯环乙烷不同。观测到的最高浓度在芝加哥，最高水平为73皮克/立方米（气相平均为12皮克/立方米，1999-2003年，Sun等人，2006年a）。至于同一地区降雨样本中的乙型六氯环己烷情况（平均浓度0.16-0.64纳克/升），观测结果显示，在过去十年中，五大湖三个站点的乙型六氯环己烷浓度有明显的上升（Sun等人，2006年b）。

生物区的水平存在着差异，具体情况取决于位置（最近使用和/或高污染）和物种。如，在印度，有一种鱼（爪哇罗非鱼）的体内，六氯环己烷（主要为乙型异构体）的浓度达2,000 纳克/克净重（Senthilkumar等人，2001年）。1993年从开罗附近尼罗河中抽取的鱼样本显示，乙型六氯环己烷的浓度为1.5 纳克/克净重（联合国环境规划署，2003年）。在多数情况下，鱼体内的主要异构体为甲型六氯环乙烷（Willett等人，1999年）。

在对自由放养鸡蛋进行的一次全球抽样研究显示，在从17个地理位置不同的地区中抽取的所有30个鸡蛋样本

中，都发现了乙型六氯环己烷。塞内加尔和印度样本中的乙型六氯环己烷水平尤其高（Blake, 2005年）。³

鸟类和蝙蝠体内蓄积的乙型六氯环己烷浓度较高。在挪威提交的附件E信息（2007年）中，Bustnes等人（2006年）得出结论认为，在濒危的挪威亚种黑背鸥中，血液和蛋内的乙型六氯环己烷水平较高，其中一个原因可能就是其在迁徙过程中，途径六氯环乙烷浓度相当高的黑海。

在对印度南部留鸟和迁徙鸟进行的一次研究显示，有机氯污染模式因迁徙行为而有不同。终身居住在同一地区的留鸟体内具有较高浓度的六氯环乙烷（14-8,800 纳克/克净重）。就那些以欧洲、俄罗斯、中东、巴布亚新几内亚和澳大利亚为繁殖地的长距离迁徙鸟而言，体内的六氯环乙烷浓度为19-5,500 纳克/克。在各种六氯环乙烷异构体中，乙型六氯环己烷是所有鸟类体内的主要污染物（联合国环境规划署，2003年）。随后进行的一项调查（Senthilkumar等人，2001年）也发现了类似的结果——这次调查确定了印度蝙蝠体内的六氯环乙烷浓度（主要为乙型异构体，达330纳克/克净重），结果显示1998年的浓度高于1995年的浓度，而且相对于世界其他地方而言，也是最高的。

在俄罗斯北部，土著人口使用工业级六氯环己烷防止害虫对家养驯鹿的侵害，这是乙型六氯环己烷的局部来源之一（李等人，2004年）。但对于这类接触中乙型六氯环己烷的具体水平，尚没有量化的估计数据。

2.3.2 长距离环境迁移引起的接触

一般认为，乙型六氯环己烷向北极区迁移的主要途径是洋流（李等人，2002年）。相对于海水中甲型六氯环乙烷而言，乙型六氯环己烷的水平较低——其部分原因是排放减少了，空间和时间分布不同，如：在甲型六氯环乙烷达到其最高水平之后的10年左右，1994年北美北冰洋的乙型六氯环己烷水平达到了最高水平（将近0.3纳克/升）。受北太平洋和白令海上游水域的富集影响（1988-1999年期间大约为1.3纳克/升），楚科奇海的浓度较高，而后，在北极的内部海区，浓度水平开始下降（李与麦克唐纳，2005年）。1999年在加拿大群岛的地表水中，乙型六氯环己烷的浓度为0.1纳克/升（Bidleman等人，2007年）。

这种空间分布也反应在生物区的水平中。Hoekstra等人（2002年）发现，在白令海与波弗特海之间的迁移路线中，北极露脊鲸脂中的 α -/乙型六氯环己烷比率出现了逆向变化。在加拿大群岛海洋哺乳动物中，六氯环乙烷异构体的残留物有所上升，这有可能与水中六氯环乙烷异构体的高浓度有关，因为北冰洋中最丰富的有机氯是六氯环乙烷异构体（《北美地区行动计划》，2006年）。

在北极非生物环境中，乙型六氯环己烷的水平较低，只所以没有关于乙型六氯环己烷和其他六氯环乙烷异构体的研究，有部分原因就是因为在环境中的浓度较低。北极空气的测算值较低，如：2000-2003年期间，在位于北极环极的六个地点，测算值小于1皮克/立方（苏等人，2006年）。北极陆地和淡水生态系统中的测算值也较低（北极监测及评估方案，2004年）。在俄罗斯北部，污染水平的空间变化较大（北极监测及评估方案，2004年）。

³ Blake A., 2005年。《新一代持久性有机污染物：多溴联苯醚与林丹》，国际持久性有机污染物清除网（IPEN）工作组，<http://www.oztoxics.org/ipepweb/egg/New%20POPs.html> (pp:11)。

北极陆地环境（包括食肉动物）中的水平要比海洋环境相及其食肉动物的水平低很多。但在阿拉斯加雄性北极狐的脂肪中发现了乙型六氯环己烷（达810纳克/克净重）（北极监测及评估方案，2004年）。根据发现，在波弗特海的种群中，北极熊体内的六氯环乙烷水平最高（脂肪的水平大约为770 纳克/克净重）。乙型六氯环己烷占六氯环乙烷残余物的93%。

在北极海鸟体内，乙型六氯环己烷的代谢很有限，因此，相对于甲型六氯环乙烷和 γ -六氯环乙烷而言，更容易发现乙型六氯环己烷。但在不同物种之间，浓度的差异很大，具体情况取决于所处的营养级和迁徙情况。根据发现，在更靠近亚洲（该地区最近曾使用过六氯环乙烷）的北美北极，乙型六氯环己烷的水平较高。鸟组织中的水平低于1纳克/克，鸟蛋的水平为30纳克/克净重（北极监测及评估方案，2004年）。

至于时间趋势，有资料显示，在1982-1997年期间，海鸟、环斑海豹和北极熊体内的水平随时间增加了，而白鲸体内的水平没有变化（北极监测及评估方案，2004年）。

2.3.3 食物

报告显示，在美国1986年-1991年期间的普通人口中，成人膳食中每日摄取乙型六氯环己烷的值低于0.001 微克/千克/天。在234种方便食品中，乙型六氯环己烷的平均浓度为0.0027微克/千克（报告没有说明表示浓度的基础是什么，美国毒物与疾病登记署，2005年）。2003年，美国食品及药物管理局对100种食品进行了总膳食研究，该研究在12种食品中发现了乙型六氯环己烷（国际持久性有机污染物清除网提交的附件E信息，2007年）。在1982-1984年期间的美国，每日摄取的乙型六氯环己烷平均小于0.1-0.4 纳克/千克体重（bw），具体情况取决于年龄；而在1986-1991年期间，则一般低于0.1 纳克/千克体重（美国毒物与疾病登记署，2005年）。根据加拿大一项总膳食研究（1993-1996年）的报告，每日膳食摄取的乙型六氯环己烷平均为0.39 纳克/千克体重（欧洲食品安全局，2005年）。根据发现，在含脂肪的食品中，乙型六氯环己烷水平高达0.03毫克/千克（脂肪），而在奶制品中，则高达4 毫克/千克（脂肪）（世界卫生组织，2003年）。在美国和加拿大，食品中的乙型六氯环己烷水平在逐渐下降，而在欧洲国家中，具有代表性的膳食摄入研究很少，捷克共和国进行了一项这方面的研究。乙型六氯环己烷摄取量的中值从1994年的8.4纳克/千克体重下降到2002年的2.1纳克/千克体重（欧洲食品安全局，2005年）。西班牙进行的一项局部膳食研究显示，每日摄取乙型六氯环己烷的量提高了，为0.1微克（Urieta等人，1976年）。

在来自印度的鱼和蛤样本中，每千克湿重中的乙型六氯环己烷分别为0.001毫克和0.02毫克（Nair与Pillai，1992年）。

在饲料贸易全球化的情况下，一些已经逐渐停止使用工业级六氯环己烷的国家可能会从那些正在使用或最近使用过六氯环乙烷的地区进口饲料调配成分和食品，根据推测，这些饲料调配成分和食品的污染程度可能更高。

有资料证明，北极地区食品中的乙型六氯环己烷水平较高（北极监测及评估方案，2004年）。1990-2001年期间，为了对土著人膳食中的摄取量进行估计，对阿拉斯加人从生存食物中摄取的六氯环己烷总量进行了分析，结果发现，海洋哺乳动物中的浓度最高，鲸鱼为391纳克/克，海豹为215纳克/克。根据证明文件，海象、白

鱼和鲑鱼体内的浓度很高，分别为20纳克/克、20纳克/克和26纳克/克，鱼卵为10纳克/克，鸭子为7纳克/克（美国环境署，2006年）。

2.3.4 体含量

2.3.4.1 普通人口

在脂肪组织中，乙型六氯环己烷是最普遍的六氯环乙烷异构体。在吸入体内后，乙型六氯环己烷的半衰期为7.2-7.6年（美国毒物与疾病登记署，2005年）。美国进行的人类生物监测研究显示，在人类死后的脂肪组织样本中，乙型六氯环己烷的中值水平会随着时间的推移而减少，从1970年的百万分之0.45（0.45 ppm）下降到1981年以后的百万分之0.16（0.16 ppm）（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

在对身体不同部分进行比较后发现，全血的中值为0.13纳克/克，脂肪组织为18纳克/克（美国毒物与疾病登记署，2005年）。根据美国《关于人类接触环境中化学品的全国报告》，自1970年以来，美国人口血清中乙型六氯环己烷的浓度一直在下降。在被监测的所有年龄组（12岁及12岁以上），以体脂重量为基准的第95个百分点血清浓度从1999-2000年的68.9下降到2001-2002年期间的43.3纳克/克。女性的浓度（2001/2002年）高于男性，女性为54.5纳克/克，男性为29.2纳克/克。墨西哥裔美国人体内的浓度最高，为84.4纳克/克。12-19岁年龄组中的浓度较低，为8.44纳克/克（美国疾病控制和预防中心，2005年）。一些研究发现，体内乙型六氯环己烷水平的上升与年龄相关，德国生物监测委员会有这方面的资料证明（Ewers等人，1999年）。

罗马尼亚人体血清样本中的浓度较高。在所有样本中（样本数为142个），都发现了乙型六氯环己烷，浓度中值为923纳克/克体脂（值域为38-11,690纳克/克）（Dirtu等人，2006年）。有关印度的报告浓度较高，这可能与农业和疟疾控制活动有关。印度血清样本中的乙型六氯环己烷浓度达0.02毫克/升，脂肪组织的浓度则达0.18毫克/千克（Nair与Pillai，1992年）。

2.3.4.2 土著人

在对北极不同地区和土著族群母亲血浆进行抽样检测中发现，乙型六氯环己烷浓度分别为0.04-0.11微克/升（加拿大），0.07-0.56微克/升（格陵兰），0.12-0.53微克/升（阿拉斯加州），俄罗斯北极地区0.31-3.1微克/升（最高水平：11.6微克/升），0.16-0.21微克/升（冰岛），0.05-0.09微克/升（挪威、芬兰和瑞典）和0.11微克/升（法罗群岛）（北极监测及评估方案，2004年；除阿拉斯加为算术平均值外，其他值为几何平均值）。血液抽样检查中乙型六氯环己烷浓度最高的为俄罗斯北极地区土著人。

在对俄罗斯北极地区土著母亲进行的母血及脐带血比较调查中发现，乙型六氯环己烷的水平在很大程度上取决于居住地区。在最高危接触区（楚科奇地区），土著母亲血液中乙型六氯环己烷浓度（微克/升血浆，几何平均与极差）为2.0（0.6-7.6）微克/升，而脐带血中含量则为0.8（无数据- 8.0）微克/升（北极监测及评估方案，2004:2）。土著人体含量的变化与其食用的本地海产品差异有关，此外，还可能还与当地的污染源有关（北极监测及评估方案，2004:2）。

2.3.5 儿童接触

处于特定发育期内的儿童比成年人更易受化学物质的危害。目前人们尚不清楚儿童是否比成人更容易受乙型六氯环己烷的影响。已有充分资料显示，人类可通过胎盘迁移六氯环己烷（ATDSR，2005年；Falcon等人，2004年；沈等人，2006年）。乙型六氯环己烷具有亲脂性，它蓄积在脂肪组织和母乳中。这是儿童的另一个接触源（美国环境署，2000年）。有关母乳中乙型六氯环己烷浓度的几项研究数据见表2-1。研究表明，在限制乙型六氯环己烷使用的情况下，其浓度正在持续下降。

因此可以得出结论认为，母乳中乙型六氯环己烷的浓度与接触乙型六氯环己烷有着十分密切的关系。在某些地区，如波兰，浓度非常低，只有13 纳克/克；而在另一些地区，如俄罗斯、乌克兰和罗马尼亚，浓度则非常高（达到800 纳克/克）。总体上讲，在某些东欧和发展中国家中，浓度仍然很高。特别高的地区为印度和中国（Wong等人，2002年）。巴基斯坦摘棉工人体内的浓度尤其高（联合国环境规划署，2003年）。

由于北极海洋生物网的生物蓄积，北极地区土著人母乳中的浓度较高。

表2-1. 母乳中乙型六氯环己烷的浓度

国家/地区	浓度 (脂重)	注释	参考文献	年份
德国	0.12 毫克/千克	1984年启动监测方案	Fürst等人，载于欧洲食品安全局，2005年	1984
德国	0.02 毫克/千克	1984年以后继续监测	Fürst等人，载于欧洲食品安全局，2005年	2001
西班牙	0.24 微克/克	51 个样本	Hernandez等人，载于Wong，2002年	1991
加拿大	0.6-0.8纳克/克	浓度较低：五大湖附近人口	Mes与Malcolm，载于ATDSR，2005年	1992
加拿大	0.02 微克/克	497 个样本	Newsome与Ryan，载于Wong，2002年	1992
巴西	0.27 微克/克	40 个样本	Paumgarten等人，载于Wong，2002年	1992
俄罗斯摩尔曼斯克	853 纳克/克	15 个样本	Polder等人，载于Dirtu，2006年	1993
俄罗斯诺切格斯克	740 纳克/克	15 个样本	Polder等人，载于Dirtu，2006年	1993
乌克兰	731 纳克/克	200 个样本	Gladden等人，载于Dirtu，2006年	1993-1994
捷克共和国	71 纳克/克	17 个样本	Schoula 等人，载于Dirtu，2006年	1993-1994
哈萨克斯坦	2.21微克/克	33-76 个样本	Hooper 等人，载于Wong，2002年	1994
西伯利亚俄罗斯	40 -142 微克/千克 (几何平均数)	北极监测及评估方案	Klopov等人，1998年，2000年；载于《北极监测及评估方案》，2004年	1994-1995
俄罗斯北部	120 -401 微克/千克	北极监测及评估方案	Polder等人，载于北极监测及评估方案，	1994-1995

国家/地区	浓度 (脂重)	注释	参考文献	年份
	(几何平均数)		2004年	
澳大利亚	0.35微克/千克	60个样本	Quinsey等人, 载于Wong, 2002年	1995
非洲乌干达	0.005-0.25 毫克/千克	-	Ejobi等人, 载于ATDSR, 2005年	1996
印度	8.83 微克/千克	德里, 年龄组: 20-30岁 61个样本	Banerjee等人, 载于Wong, 2002年	1997
印度	0.022-0.078 毫克/千克	实施疟疾控制的地区	Dua等人, 载于ATDSR, 2005年	1997
巴基斯坦	0-0.90 毫克/千克	棉花采摘工	Masud与Parveen, 1998年, 载于联合国 环境规划署, 2003年	1998
肯尼亚内罗毕	0.0830-0.026 毫克/千克	城市人口	Kinyamu等人	1998
日本大阪	5.43 微克/克	日本估计使用量: 400,000 吨	Konishi等人, 2001年	1972
日本大阪	0.21 微克/克	1970年代禁止使用有机氯化物	Konishi等人, 2001年	1998
罗马尼亚艾塞	640 纳克/克	19 个样本	Covaci等人, 载于 Dirtu, 2006年	2000
捷克共和国	56 纳克/克	43 个样本	Cajka与Hajslova, 载于Dirtu, 2006年	2000
中国香港	15.96 微克/克	农用不受控制	Wong等人, 2002年	1985
中国香港	0.95 微克/克	115 个样本	Wong等人, 2002年	1999
中国广州	1.11 微克/克	54 个样本	Wong等人, 2002年	2000
土耳其	149 纳克/克	37 个样本	Erdoorul等人, 载于Dirtu, 2006年	2003
波兰	13 纳克/克	22 个样本	Jaraczewska等人, 载于Dirtu, 2006年	2004
瑞典哥本哈根	13.64/12.29 纳克/克	隐睾病病例对照研究	Daamgard等人	2006

2.3.6 生物利用率

乙型六氯环己烷与环境中的有机物有一定的关联。有充分的证据显示, 乙型六氯环己烷会被植物、食品与饲料吸收, 植被中有其残留物(Willet等人, 1998年; 美国毒物与疾病登记署, 2005年; 欧洲食品安全局, 2005年)。一般认为, 乙型六氯环己烷在土壤中的迁移不是很强, 但尽管如此, 过去曾出现过地下水污染的情况(有害物质数据库, 2006年)。

在生物区, 乙型六氯环己烷有选择地蓄积于某些组织中(如, 肝脏、肌肉和脂肪), 并对某些器官有影响(Willett等人, 1998年)。可以认为在环境和生物区中, 存在乙型六氯环己烷被生物吸收的情况。

2.4 终端关注点的危害评估

2.4.1 人类健康

有关乙型六氯环己烷毒性的资料大多来自动物实验研究。相对于林丹而言, 有关乙型六氯环己烷的资料, 尤其是涉及人类的资料很有限, 因为职业接触的主要是工业级六氯环己烷和林丹。

目前，对于急性/短期经口毒性、亚慢性经口毒性以及慢性经口毒性，有相关的研究；另有少量关于生殖系统影响的研究。但对于吸入乙型六氯环己烷和皮肤用药的情况，没有相关的研究。对于口腔接触乙型六氯环己烷的所有相关物种，没有剂量反应方面的数据。本风险简介对危害评估方面的最重要发现进行了评述。更详细的研究与细节，应参看更全面的毒性介绍资料（国际化学品安全规划署，1992年；美国毒物与疾病登记署，2005年；美国环境署，2006年）。

急性毒性/神经毒性：根据国际化学品安全规划署（1992年）的数据，对于小鼠，急性毒性致死效应浓度的值域为150毫克/千克到16,000毫克/千克以上；对于大鼠则为600毫克/千克到8,000毫克/千克以上。急性毒性的征兆主要表现为于神经系统：兴奋、驼背姿势、苔质颗粒粗糙、呼吸困难、食欲减退、震颤、抽搐和抽筋。

亚慢性毒性：在对大鼠进行的一项为期13周的研究中，对口腔接触乙型六氯环己烷（0、2、10、50、250毫克/千克膳食）所带来的反应进行了调查。在所有剂量的小组中，都发现了肝脏受影响的情况。在采用最高剂量（250毫克/千克膳食）测试时，半数动物在出现共济失调症、肝酶升高和肝脏受影响（器官重量升高，肝小叶中心区细胞肥大）后死去。另外，还观测到胸腺重量减轻（50与250毫克/千克）和睾丸萎缩的情况。雌性动物的卵子发生受到了破坏性影响，出现了卵巢萎缩、局灶性增生和子宫内膜上皮细胞化生过程改变的情况，根据解释，这可能是由于乙型六氯环己烷的雌激素作用引起的（van Velsen, 1986年）。已经确定的无可见毒性反应剂量（NOAEL）为：2毫克/千克膳食（相当于0.1毫克/千克体重/日）（国际化学品安全规划署，1992年；欧洲食品安全局，2005年）。

慢性毒性：在对大鼠进行的一项长期研究（52周）中，膳食中乙型六氯环己烷的剂量分别为0、10、100和800毫克/千克（即：0.5、5和40毫克/千克体重/日），结果发现了肝肥大和组织变化。几乎所有动物都死去了。最低可见毒性反应剂量（LOAEL）为10毫克/千克膳食（Fitzhugh等人，1950年）。

在对大鼠两代繁殖情况进行的一项研究中，采用的剂量为10毫克/千克膳食，结果发现，死亡率和不育率上升。无可见毒副反应剂量为2毫克乙型六氯环己烷/千克膳食（相当于0.1毫克/千克体重/日）（van Velsen, 载于国际化学品安全规划署的文件，1992年）。

遗传毒性：在有代谢活化或没有代谢活化的情况下，乙型六氯环己烷对细菌（鼠伤寒沙门菌菌株TA 98、TA 100、TA 1535与TA 1537）均没有诱变作用，不会导致细菌中的DNA损坏。在一项有关活体大鼠骨髓染色体畸变的研究中，结果呈阳性（欧洲食品安全局，2005年）。

致癌性：有关乙型六氯环己烷致癌性的研究比较有限。有一些针对小鼠的研究，但价值不大。一方面，研究期限过短，因为死亡率太高；另一方面，对组织病理学说没有相应的评估。对大鼠的研究不充分，因为死亡率高，动物数量很少。

有一项关于小鼠的研究可用以评估乙型六氯环己烷的致癌性。该研究的期限为110周，膳食中乙型六氯环己烷的剂量为200毫克/千克（相当于40毫克/千克体重/日）。结果发现食用该剂量的小鼠出现了肝脏肥大、增生病变和良性及恶性肿瘤增加的情况。

在一项为期32周的研究中，对小鼠施用的剂量分别为：0、100、300和600毫克/千克膳食，结果发现在所有剂量的小组中，都出现了肝中毒和非典型增生情况（国际化学品安全规划署，1992年）。在对小鼠进行一项为期24周的研究中，采用的剂量分别为：0、50、100、200、500毫克乙型六氯环己烷/千克膳食，结果发现，剂量最高的小组出现了肝肿瘤和结节性增生的情况（国际化学品安全规划署，1992年）。在一项为期26个月的研究中，对小鼠采用的日剂量为34毫克/千克，结果发现肝癌情况（美国毒物与疾病登记署，2005年）。基于这些原因，综合风险信息系统（IRIS）将乙型六氯环己烷列为可能对人致癌的物质。

有关致癌性作用模式的研究显示，乙型六氯环己烷没有明显的启动作用。而有关乙型六氯环己烷肝肿瘤作用的一项研究显示，多氯联苯为促癌物（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

有建议认为，由于非遗传毒性机制的缘故，对乙型六氯环己烷所观察到的增生性反应很可能会发生（国际化学品安全规划署，1992年）。已有证据显示，乙型六氯环己烷具有促肿瘤的活性。

国际癌症研究署将乙型六氯环己烷列为致癌证据有限的2B组。根据观察，接触乙型六氯环己烷与癌症之间呈正相关，工作组认为有关这两者之间因果关系的解释是可信的，但尽管这种可信度是合理的，也不能排除偶然性、偏见或混淆等情况。美国环境署已经将工业级六氯环己烷和甲型六氯环己烷列为很可能对人致癌的物质，而将乙型六氯环己烷列为有可能对人致癌的物质（美国毒物与疾病登记署，2005年）。卫生与人类服务部（DHHS）已经确切地指出，可以有一定的理由认为六氯环己烷（所有异构体）可能会对人类致癌（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

内分泌介导的毒性：根据描述，大鼠和小鼠出现了雄性生殖组织蜕变和精子异常的情况（美国毒物与疾病登记署，2005年）。在一次为期13周的研究中，对Wistar大鼠采用的剂量分别为：0、50、150毫克乙型六氯环己烷/千克膳食，结果显示，雌性鼠睾丸萎缩，雌性鼠子宫增重，体重增加明显下降（国际化学品安全规划署，1992年）。其他一些研究显示，在高剂量乙型六氯环己烷的情况下，精子数减少，精子出现异常，睾丸和子宫的组织受到影响（美国环境署，2006年）。

有关动物的一些研究，以及有关人乳腺癌细胞MCF-7的一项研究显示，乙型六氯环己烷的雌激素效应较弱。

生殖毒性：在对啮齿动物和貂进行的实验中发现，采用乙型六氯环己烷治疗会对生殖系统产生负面影响（卵巢萎缩、动情周期延长、卵巢周期紊乱、雌性排卵率下降、精子和/或精子细胞数减少、生精小管恶化以及雄性动物睾丸萎缩）。另外，还观察到了胚胎毒性效应（美国毒物与疾病登记署，2005年）。

已有证据显示，在按照20毫克/千克/日的剂量对母鼠使用乙型六氯环己烷时，出生5天之内的胎儿死亡率提高了（美国环境署，2006年）。

免疫毒性：在按照60毫克/千克/日的剂量让小鼠口服乙型六氯环己烷30天后发现，对T-细胞有丝分裂原的淋巴组织增生性反应减弱，自然杀伤溶细胞活性降低。无可见毒副反应剂量为20毫克/千克/日（美国环境署，2006年）。在采用22.5-25毫克/千克/日的剂量时发现，胸腺出现了皮质萎缩（van Velsen 等人，1986年）。

对人类的影响：有报告显示，在配置杀虫剂或肥料期间，接触工业级六氯环己烷的工人受到了负面影响，如：

神经生理紊乱、神经心理紊乱和胃肠紊乱等。尽管乙型六氯环己烷在工业级六氯环己烷中只占了很小的一部分，但相对于 α -或 γ -六氯环己烷而言，它在血清中的水平较高，也更具持久性。在血清中测量的六氯环己烷总量中，乙型六氯环己烷占了60-100%（0.07-0.72 ppm）。工人出现的征兆有：面部和手足感觉异常、头痛眼花、不舒服、呕吐、震颤、忧虑、糊涂、失眠、记忆障碍和性欲减退。血清酶和IgM水平升高（美国毒物与疾病登记署，2005年）。吸入六氯环己烷混合异构体可对鼻喉产生刺激（国际化学品安全规划署，2006年）。在动物中观察到了肝脏受到严重影响的情况（如：脂肪变性和坏死）——这说明，如果工人在工作中长期进行接触，那么有可能会带来同样的结果。

相对于对照小组而言，在流产妇女的血液中，乙型六氯环己烷的水平较高。在这些妇女体内，其他几种有机氯杀虫剂水平也较高，因此，还无法确定一种因果关系（Gerhard，1999年）。

一些流行病学研究对人类接触六氯环己烷与乳腺癌之间的潜在关系进行了研究。大多数研究显示，两者之间的相关性较弱，或没有达到统计上的显著水平。哥本哈根的一项队列研究进行了17年的跟踪，结果发现，血清中的乙型六氯环己烷与癌症风险之间的趋势不明显（Hoyer等人，1998年）。相对于非乳腺癌妇女而言，乳腺癌妇女患者（31-50岁年龄组）血液中的乙型六氯环己烷水平较高（Mathur等人，2002年）。中国的一项研究（文章为中文）显示，血液中高浓度的乙型六氯环己烷与绝经前妇女乳腺癌之间有明显的关系（Li等人，2006年）。

另一项调查对母乳中各种有机氯杀虫剂（包括乙型六氯环己烷）浓度与隐睾病之间的潜在关系进行了调查。相对于对照奶而言，病例奶中的乙型六氯环己烷可以观测到，但其高出的部分没有达到统计上的显著水平。在对8种最普遍的持久性杀虫剂（包括乙型六氯环己烷）进行联合统计分析后发现，在隐睾病患者所吃的母乳中，杀虫剂水平要明显高一些（Damgaard等人，2006年）。

2.4.1.1 风险特性介绍

2006年，美国环境署进行了一项风险评估，结果显示，在阿拉斯加各社区，以及北极极地附近那些将驯鹿、海豹和鲸鱼作为生存食物的其他社区中，可能存在通过饮食接触 α -和乙型六氯环己烷的风险。饮食状况（摄取比率）是根据近180个社区的生存食物收成得出的，采用了阿拉斯加渔猎部生计科2001年3月27日的社区概况数据库（3.11版）（1990-2001年的数据，美国环境署，2006年）。

根据美国环境署对阿拉斯加社区接触乙型六氯环己烷情况的估计，成年女性为：0.00043-0.0032毫克/千克体重/日；1-6岁儿童为：0.0014-0.010毫克/千克体重/日；7-12岁儿童为0.00048-0.0036毫克/千克体重/日。风险按最大可接受剂量或参考剂量的一定百分比表示。如果膳食风险超过了参考剂量的100%，那么就达到了接触限值（LOC）。急性经口毒性的参考剂量为0.05毫克/千克/日。中期毒性的参考剂量以最低可见毒副反应剂量0.18毫克/千克/日为基础，是在一项针对大鼠进行的亚慢性研究中确定的，采用的不确定系数为300（美国毒物与疾病登记署，2005年）。在这个基础上，美国环境署对慢性接触估计了另一个数值为10的不确定系数，并据此确定了一个慢性参考剂量：0.00006毫克/千克/日。荷兰国家公共卫生与环境研究院（RIVM）以无可见毒副反应剂量（0.02毫克/千克/日）为基础，采用两项“半慢性”经口研究（针对大鼠繁殖进行的研究）的不育

观察数据，以及数值为1,000的不确定系数，为乙型六氯环己烷确定了一个慢性经口参考剂量：0.00002毫克/千克/日（荷兰国家公共卫生与环境研究院，2001年，载于美国环境署的文件，2006年）。

如果膳食风险超过了参考剂量的100%，那么就达到了接触限值（LOC）。根据美国环境署（2006年）的资料，急性膳食接触估计数据没有达到接触限值。美国环境署的膳食风险评估显示，有关乙型六氯环己烷的慢性膳食接触估计数据，包括低端和高端膳食摄入估计数据，都超过了接触限值。有关乙型六氯环己烷的癌症膳食风险估计数据，包括低端和高端膳食摄入估计数据，也都超过了接触限值。根据美国环境署的资料，成人男性的风险值（按慢性接触参考剂量的百分比确定）为：620-4700；成人女性为720-5300；1-6岁儿童为2,300-17,000；7-12岁儿童为800-6,000。成人男性的估计癌症风险为： 6.7×10^{-4} - 5.0×10^{-3} ，成人女性为： 7.7×10^{-4} - 5.8×10^{-3} 。应该指出的是，公认的癌症风险为： 1×10^{-6} 。这种风险估计数据非常保守，因为所观测的是最大的基本水平，但尽管如此，仍然可以得出结论认为，膳食风险值得关注。另外还必须指出的是，慢性毒性的目标器官为肝脏；因此，可以预计六氯环己烷可能会产生叠加效应。应该考虑到，如果以生育能力受到的影响为依据（荷兰国家公共卫生与环境研究院，2001年，载于美国环境署的文件，2006年），那么参考剂量可能会低很多，而实际水平可能要比该参考剂量水平超出更多。

由于乙型六氯环己烷存在于脐带血和母乳中，所以婴儿无论是在子宫内，还是在子宫外，六氯环己烷都有可能对其生殖系统造成破坏性影响（美国环境署，2000年）。

另外，根据Nair等人（1996年）的研究，母乳中的乙型六氯环己烷浓度如果达到0.198毫克/升，摄入的浓度将为0.1386毫克/升（摄入量为700毫升时），这与安全摄入水平0.0015毫克/儿童（体重为5千克）相比，几乎高出了100倍，它只比动物研究中的最低可见毒副反应剂量低3倍左右（Pohl等人，2000年）。如果按照美国环境署的要求确定慢性参考剂量值，儿童（5千克）的安全摄入水平将更低（0.0003毫克/千克），在这种情况下，上述水平将超过参考剂量的462倍。另外，在其他地区，食物，尤其是母乳中的摄入水平需要引起人们的高度关注。

总之，必须考虑到传统食物的独特社会、文化、精神和经济价值，应采取强有力的措施尽量减少这类食物中的乙型六氯环己烷水平（加拿大北极污染物评估报告，2003年）。

2.4.2 环境

乙型六氯环己烷对水生生物具有急性毒性。与海藻和水蚤的影响浓度相比（国际化学品安全规划署，1992年），鱼是一种敏感物种。在对斑马鱼和霓虹脂鲤进行的急性毒性测试中，半数致死浓度（LC50）约为1.7毫克/升（Oliveira-Filho和Paumgarten，1997年）。国际化学品安全规划署（1992年）根据鱼类行为变化所报告的半数效应浓度（EC50）为47 微克/升，虹鳟鱼的半数致死浓度为0.9毫克/升。在一项长期的毒性试验研究（包括组织病理变化研究）中，幼虹鳟鱼的无可见效应浓度（NOEC）为32微克/升（Wester与Canton，1991年）。乙型六氯环己烷的雌激素活性表现为卵黄蛋白原生产的改变、睾丸萎缩、雄性的雌雄同体性，以及垂体改变。

乙型六氯环己烷似乎对禽类毒性不大（国际化学品安全规划署，1992年），但可能会对禽类的繁殖产生影响。如果雌禽体内的各种有机氯（包括乙型六氯环己烷）浓度较高，那么在一窝幼禽中，第一只和第二只的身体

状况较弱（北极监测及评估方案, 2004年）。

对斯瓦尔巴北极熊所受影响进行监测的数据显示，维生素A与六氯环己烷之间呈明显的负相关（北极监测及评估方案，2004年）。维生素A是一种重要的元素，它是生殖、胚胎和胎儿发育，以及视觉、生长、分化和组织维护等所需要的。

3. 信息综述

工业级六氯环己烷是一种由5个稳定六氯环己烷异构体组成的混合物，包含5-14%的乙型六氯环己烷，在全世界普遍被用作有机氯杀虫剂。

目前，尽管工业级六氯环己烷的使用微不足道，但仍然会发生排入环境中的情况。局部污染源包括有害废弃物场地、污染场、堆场、垃圾填埋场或垃圾场。对于这些污染源的排放情况，目前没有量化的数据，但据估计，林丹生产的副产品-六氯环己烷残余物的数量大约介于160-190到480万吨之间。此外，根据预计，很多局部污染源可能会带来环境污染，而且没有得到适当的维护或控制。

乙型六氯环己烷的物理化学特性有利于全球规模的“冷凝”，但 α -与乙型六氯环己烷在环境中的路径不一样。其原因可能是乙型六氯环己烷具有更大的物理和代谢稳定性、更高的水/辛醇溶性，较低的亨利定律常数和较高的辛醇-空气分配系数——这有利于向有机相分配。

根据现有数据，可以认为乙型六氯环己烷在环境中具有持久性。尽管在有利的条件下，乙型六氯环己烷可以通过各种微生物菌珠进行生物降解，但现场实验显示，其降解速度很慢，这说明在环境条件下，乙型六氯环己烷减少的速度非常慢。一些研究显示，在处理区，乙型六氯环己烷残余物能保留多年。在亚热带条件下，农田区和未开垦区唯一确定的半衰期（DT50）值分别为100天和184天。在这项调查中，除了降解和植物吸收外，乙型六氯环己烷的消失也可能与挥发和淋溶有关。

在远离污染源的情况下，相关的监测数据明确显示，乙型六氯环己烷发生了长距离环境迁移。有迹象表明，乙型六氯环己烷在经过湿沉降和再分配进入北太平洋后，再通过那些经过白令海峡的洋流进入北极。

对鱼进行的一项实验研究显示，乙型六氯环己烷的生物浓缩系数为1,460。但一些有关北极海洋食物网的现场调查显示，在较高的营养级（即：海洋哺乳动物和鸟类），乙型六氯环己烷可以蓄积到很高的浓度。生物浓缩系数和食物网放大系数都大于1。有进一步的证据显示，在那些以生存膳食为生、受污染严重的土著妇女母乳中，发现了乙型六氯环己烷。因此，有充分证据说明乙型六氯环己烷具有很高的生物蓄积潜力。

动物实验显示，乙型六氯环己烷可导致神经和肝中毒，可导致生殖效应和免疫抑制效应，并对生育能力和繁殖产生影响。

有关北极熊的监测数据显示，维生素A浓度与六氯环己烷之间呈负相关，这可能会对很多生物功能产生影响。

国际癌症研究署已经将乙型六氯环己烷列入可能对人致癌的2B组。一些流行病学研究显示，人类乳腺癌的发生可能与乙型六氯环己烷有一定的关系，据目前所知，乙型六氯环己烷至少为促肿瘤物质。在污染区和北极

地区，乙型六氯环己烷可能会对人类健康产生负面影响。根据有关乙型六氯环己烷毒性的现有数据，可以得出结论认为，目前，在这些地区，食物和人奶中的乙型六氯环己烷浓度令人担忧。根据美国环境署的保守估计，癌症风险似乎很大（ 5.0×10^{-3} 至 7.7×10^{-4} ）。

必须考虑到，北极人口和野生动植物还会受到其他持久性毒的影响，这可能产生叠加效应，或者很可能产生协同作用。不过，应该强调的是，传统食物具有独特的社会、文化、精神和经济价值，因此，如果食物中含有令人担忧的乙型六氯环己烷，那么应极力避免食用。

4. 结论意见

尽管大多数国家已经禁止或限制将工业级六氯环己烷作为杀虫剂，并且在大多数情况下将林丹作为代用杀虫剂，但是生产过程会产生大量的六氯环己烷残留物。六氯环己烷的继续生产以及废弃异构体的堆放一直是一个普遍的问题，仍然会向环境中排放。

乙型六氯环己烷在所有环境相中都存在，而且具有持久性，尤其是陆生和水生食物链中的乙型六氯环己烷可能会对人类健康带来负面影响，这种影响令人担忧。由于长距离环境迁移的缘故，在污染区和北极区，可能存在高危污染的情况。

根据危险情况以及以上对接触风险的介绍，可以得出结论认为，在污染地区，乙型六氯环己烷可能对野生动植物和人类健康产生负面影响。根据北极地区发现的数据，还可以得出结论认为，在经过长距离环境迁移后，乙型六氯环己烷可以对人类和环境产生重大影响。

基于上述原因，需要就乙型六氯环己烷问题采取全球行动。

参考资料

AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway 2003.

AMAP: Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North Final Report. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway, AMAP Report 2004:2 2004.

AMAP: Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.

ATSDR: Toxicological profile for hexachlorocyclohexanes, United States of America Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, August, 2005. [<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>; 2007-02-27].

Bakore N., John P.J., Bhatnagar P.: Organochlorine pesticide residues in wheat and drinking water samples from Jaipur, Rajasthan, India. *Environ Monit Assess.* 98 (1-3), 2004, p. 381-9.

Baumann K., Angerer J., Heinrich R., Lehnert G: Occupational exposure to hexachlorocyclohexane. Body burden of HCH isomers. *Int Arch Occup Environ Health.* 47 (2), 1980, p. 119-27.

Bidleman T.F., Kylin H., Januntunen L.M., Helm P.A., Macdonald R.W.: Hexachlorocyclohexanes in the Canadian Archipelago. 1. Spatial distribution and pathways of alpha-, beta- and gamma-HCHs in surface water. *Environ. Sci Technol.* 41 2007, p. 2688-2695.

Bhatt P., Kumar M.S., Chakrabarti T.: Assessment of bioremediation possibilities of technical grade hexachlorocyclohexane (tech-HCH) contaminated soils. *J Hazard Mater.* 137, 2006.

Breivik K., Pacyna J. M., Münch J.: Use of α -, β - and γ -hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. *Sci. Total Environ.* 239 (1-3), 1996, p. 151-163.

Buser H.F.; Müller M.. Isomer and Enantioselective Degradation of Hexachlorocyclohexane Isomers in Sewage Sludge under Anaerobic Conditions. *Environmental Science and Technology.* 29, 1995, p. 664-672.

Bustnes J.O., Helberg M., Strann K.B., Skaare J.U.: Environmental pollutants in endangered vs. increasing subspecies of the lesser black-backed gull on the Norwegian coast. *Environmental Pollution* 144, 2006, p. 893-901.

Butte W., Fox K., Zauke G.P.: Kinetics of bioaccumulation and clearance of isomeric hexachlorocyclohexanes. *Sci Total Environ.* 109-110, 1991, p. 377-82.

CambridgeSoft Corporation: Chemfinder 2004, [<http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp>; 2007-02-27]

CDC: National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals. Third National Report. Department of Health and Human Services Centers for Disease Control and Prevention, 2005.

Chessells MJ., Hawker DW., Connell DW. and Papajcsik IA.: Factors influencing the distribution of lindane and isomers in soil of an agricultural environment. *Chemosphere* 17 (9), 1988, p. 1741-1749.

Concha-Grana E., Turnes-Carou M., Muniategui-Lorenzo S., Lopez-Mahia P., Prada-Rodriguez D., Fernandez-Fernandez E.: Evaluation of HCH isomers and metabolites in soils, leachates, river water and sediments of a highly contaminated area. *Chemosphere* 64 (4), 2006, p. 588-95.

Czech Republic: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Damgaard IN., Skakkebaek NE., Toppari J., Virtanen HE., Shen H., Schramm KW., Petersen JH., Jensen TK., Main KM.: Persistent pesticides in human breast milk and cryptorchidism. *Environ Health Perspect.* 114, 2006, p. 1133-1138.

Dirtu A.C., Cernat R., Dragan D., Mocanu R., Van Grieken R., Neels H., Covaci A.: Organohalogenated pollutants in human serum from Iassy, Romania and their relation with age and gender. *Environ Int.* 32 (6), 2006, p. 797-803.

Doelman P., Haanstra L., Loonen H. and Vos, A.: Decomposition of alpha - and beta -hexachlorocyclohexane in soil under field conditions in a temperate climate. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (5), 1990, p. 629-634.

European Food Safety Authority (EFSA): Opinion of the Scientific Panel in Contaminants in the Food Chain on a Request from the Commission related to Gamma-HCH and other Hexachlorocyclohexanes as undesirable Substances in Animal Feed. *The EFSA Journal* 250, 2005, p. 1-39, [http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/1039.Par.0001.File.dat/contam_op_ej250_hexachlorocyclohexanes_en2.pdf, 2007-02-28].

Ewers U., Krause C., Schulz C., Wilhelm M.: Reference values and human biological monitoring values for environmental toxins. Report on the work and recommendations of the Commission on Human Biological Monitoring of the German Federal Environmental Agency. *Int. Arch Occup Environ Health*, 72 (4), 1999, p. 255-260.

Falcon M., Oliva J., Osuna E., Barba A. Luna A.: HCH and DDT residues in human placentas in Murcia (Spain). Falcon M, Oliva J. *Toxicology*. 195 (2-3), 2004, p. 203-8.

Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Influence of Chemical and Biological Factors on Trophic Transfer of Persistent Organic Pollutants in the Northwater Polynya Marine Food Web. *Environ. Sci. Technol.* 35 (4), 2001, p. 732 -738.

Fitzhugh, O.G., Nelson, A.A., Frawley, J.P. The chronic toxicities of technical benzene hexachloride and its alpha, beta and gamma isomers. *J Pharmacol Exp Ther.* 100 (1) 1950, p. 59-66.

Fürst P.: 2004. Chemisches Landes- und Staatliches Veterinäruntersuchungsamt Münster, Germany in EFSA, 2005.

Gerhard I.: Reproductive risks of heavy metals and pesticides in women. *Reproductive Toxicology* 1993, p. 167-83.

Germany: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Gupta A., Kaushik C.P., Kaushik A.: Degradation of hexachlorocyclohexane (HCH; α , β , γ and δ) by *Bacillus circulans* and *Bacillus brevis* isolated from soil contaminated with HCH. *Soil Biology & Biochemistry* 32 (11), 2000, pp. 1803-1805(3).

Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Borga K, Solomon KR, Muir DC.: Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut.* 124 (3), 2003, 509-22.

Hoekstra PF., O'Hara TM., Pallant SJ. and Solomon KR.: Bioaccumulation of Organochlorine Contaminants in Bowhead Whales. (*Balaena mysticetus*) from Barrow, Alaska. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42, 2002, p. 497-507.

Hop, H, Borga K, Gabrielsen GW, Kleivane, L, Skaare, JU.: Food web magnification of persistent organic pollutants in poikilotherms and homeotherms. *Environ Sci Technol.* 36 (12), 2002, p. 2589-97.

Hoyer AP., Grandjean P., Jorgensen T., Brock JW., Hartvig H.B.: Organochlorine exposure and risk of breast cancer. *Lancet.* 352 (9143), 1998, p.1816-20.

International HCH & Pesticides Association (IHPA): The Legacy of Lindane HCH Isomer Production, Vijgen, J. 2006. [www.ihpa.info/library_access.php; 2007-02-27].

IPCS (International Programme on Chemical Safety). ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 123. Alpha- und Beta-Hexachlorocyclohexane. World Health Organization. Geneva, 1992. [<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc123.htm> 2007-02-27].

IPCS (International Programme on Chemical Safety): Poisons Information Monograph 257, 2001. [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm>; 2007-02-27].

IPCS Intergovernmental Programme on Chemical Safety, Hexachlorocyclohexane (Mixed Isomers), 2006 [<http://www.inchem.org/documents/pims/chemical/pim257.htm#2.1%20Main%20risks%20and%20target%20organs>; 2007-07-12].

IPEN: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Japan: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

Kinyamu JK., Kanja LW., Skaare JU., Maitho TE.. Levels of organochlorine pesticides residues in milk of urban mothers in Kenya. *Bull Environ Contam Toxicol.* 60(5):1998, 732-8.

Konishi Y., Kuwabara K., Hori S.: Continuous surveillance of organochlorine compounds in human breast milk from 1972 to 1998 in Osaka, Japan. *Arch Environ Contam Toxicol.* 40 (4), 2001, p. 571-8.

Li J., Zhu T., Wang F., Qiu XH., Lin WL.: Observation of organochlorine pesticides in the air of the Mt. Everest region. *Ecotoxicol Environ Saf.* 63 (1), 2006, p. 33-41.

Li Y.F.: Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997. *The Science of the Total Environment*, 232 (3), 1999, p. 121-158(38).

Li YF., Macdonald, RW.: Sources and pathways of selected organochlorine pesticides to the Arctic and the effect to pathway divergence on HCH trends in biota: a review. *The Science of the Total Environment* 342, 2005, p. 87-106.

Li YF., Scholtz MT., and van Heyst BJ.: Global Gridded Emission Inventories of Beta-Hexachlorocyclohexane. *Environmental Science & Technology* 37 (16), 2003, p. 3493-3498.

Li YF., Macdonald, RW., Jantunen, LMM, Harner T., Bidleman TF, Strachan WMJ.: The transport of β -hexachlorocyclohexane to the western Arctic Ocean: a contrast to α -HCH. *The Science of the Total Environment* 291, 2002, p. 229-246.

Li YF., Zhulidov, AV., Robarts, DR., Korotova, LG.: Hexachlorocyclohexane Use in the Former Soviet Union. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 2004, p. 10-15.

Li, JY, Li H, Tao P, Lei FM.: Serum organochlorines pesticides level of non-occupational exposure women and risk of breast cancer: a case-control study. *Wei Sheng Yan Jiu.* 35 (4), 2006, p. 391-4.

Mathur V., Bhatnagar P., Sharma RG., Acharya V., Sexana R.: Breast cancer incidence and exposure to pesticides among women originating from Jaipur. *Environ Int.* 28(5), 2002, p. 331-6.

Middeldorp PJM., Jaspers M., Zehnder AJB. and Schraa G.: Biotransformation of alpha-, beta-, gamma-, and delta-hexachlorocyclohexane under methanogenic conditions. *Environmental Science and Technology* 30 (7), 1996, pp. 2345-2349.

Moisey J., Fisk AT., Hobson KA., Norstrom RJ.: Hexachlorocyclohexane (HCH) isomers and chiral signatures of

alpha-HCH in the Arctic marine food web of the Northwater Polynya. *Environ Sci Technol.* 35 (10), 2001, p. 1920-7.

Muir D., Savinova T., Savinov V., Alexeeva L., Potelov V., Svetochev V.: Bioaccumulation of PCBs and chlorinated pesticides in seals, fishes and invertebrates from the White Sea, Russia. *Sci Total Environ.* 306 (1-3), 2003, p. 111-31.

Murayama H., Takase Y., Mitobe H., Mukai H., Ohzeki T., Shimizu K., Kitayama Y.: Seasonal change of persistent organic pollutant concentrations in air at Niigata area, Japan. *Chemosphere* 52 (4), 2003, p. 683-94.

Nair A, Pillai MK. : Trends in ambient levels of DDT and HCH residues in humans and the environment of Delhi, India. *Sci Total Environ.* 30 (121), 1992, p.145-57.

Nair A., Mandpati R., Dureja P.: DDT and HCH load in mothers and their infants in Delhi, India *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 56 (1), 1996, p. 58 – 64.

NARAP: The North American Regional Action Plan (NARAP) on Lindane and Other Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers. 2006. North American Commission for Environmental Cooperation [http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=2053, 2007-03-10].

Oliveira-Filho EC., Paumgarten FJ.: Comparative study on the acute toxicities of alpha, beta, gamma, and delta isomers of hexachlorocyclohexane to freshwater fishes. *Bull Environ Contam Toxicol.* 59 (6), 1997, p. 984-8.

Phillips TM., Seech AG., Lee H., and Trevors JT.: Biodegradation of hexachlorocyclohexane (HCH) by microorganisms. *Biodegradation* 16, 2005, p. 363-392.

Pohl HR., Tylanda C.A.: Breast-feeding exposure of infants to selected pesticides: a public health viewpoint. *Toxicol Ind. Health* 16, 2000, p. 65-77.

Qian Y., Zheng M., Zhang B., Gao L., Liu W.: Determination and assessment of HCHs and DDTs residues in sediments from Lake Dongting, China. *Environ Monit Assess.* 116 (1-3), 2006, p. 157-67.

Senthilkumar K., Kannan K., Subramanian A. and Tanabe S: Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from south India. *Environ Sci Pollut Res Int.* 8 (1), : 2001, p. 35-47.

Sharma P., Raina V., Kumari R., Malhotra S., Dogra C., Kumari H., Kohler HP., Buser HR., Holliger C., Lal, R.: Haloalkane Dehalogenase LinB Is Responsible for β - and δ -Hexachlorocyclohexane Transformation in *Sphingobium indicum* B90A. *Applied and Environmental Microbiology* 72 (9), 2006, p. 5720-5727.

Shen H., Virtanen H.E., Main K.M., Kaleva M., Andersson A.M., Skakkebaek N.E., Toppari J., Schramm K.W.

Enantiomeric ratios as an indicator of exposure processes for persistent pollutants in human placentas. *Chemosphere*. 62 (3), 2006, p. 390-5.

Singh G., Kathpal TS., Spencer WF. and Dhankar JS.: Dissipation of some organochlorine insecticides in cropped and uncropped soil. *Environ Pollut*. 70 (3), 1991, p. 1219-39.

Stewart DKR., Chisholm D.: Long-term persistence of BHC, DDT and Chlordane in a sandy loam soil. *Can.J.Soil Sci*. 51, 1971, p. 379-383.

Su Y., Hung H., Blanchard P., Patton GW., Kallenborn R., Konoplev R., Fellin P., Li H., Geen C., Stern G., Rosenberg B., Barrie LA.: Spatial and Seasonal Variations of Hexachlorocyclo-hexanes (HCHs) and Hexachlorobenzene (HCB) in the Arctic Atmosphere. *Environmental Science and Technology* 40, 2006, p. 6601-6607.

Sun P., Backus S., Blanchard P., Hites RA.: Temporal and spatial trends of Organochlorine pesticides in Great lake precipitation. *Environmental Science and Technology* 40, 2006a, p. 2135-2141.

Sun P., Blanchard P., Brice K., Hites RA.: Atmospheric organochlorine pesticide concentrations near the Great Lakes: temporal and spatial trends. *Environmental Science and Technology* 40, 2006b, p. 6587-6593.

Suzuki M., Yamato Y., Watanabe, T.: Persistence of BHC (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) and dieldrin residues in field soils. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 14 (5), 1975, p. 520-529.

Switzerland: Format for submitting pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention the information specified in Annex E of the Convention. February 2007.

TGD: Technical Guidance Document on Risk Assessment, European Communities, 2003. [<http://europa.eu.int>; 2007-29-05].

U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database (HSDB) 2006, [<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>; 2007-02-27].

Urieta I., Jalon M., Eguilero. I.: Food surveillance in the Basque Country (Spain). II. Estimation of the dietary intake of organochlorine pesticides, heavy metals, arsenic, aflatoxin M1, iron and zinc through the Total Diet Study, 1990/91. *Food Addit Contam*. 13 (1), 1996, p. 29-52.

USEPA, Assessment of lindane and other hexachlorocyclohexane isomers, [http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/factsheets/lindane_isomers_fs.htm; 2007-02-27].

USEPA Memorandum: Lindane—Report of the FQPA Safety Factor Committee. August 2000: p. 3.

Van Velsen F.L., Danse L.H., Van Leeuwen F.X., Dormans J.A., Van Logten M.J. The subchronic oral toxicity of

the beta-isomer of hexachlorocyclohexane in rats. *Fundam Appl Toxicol.* 6, 4, 1986, 697-712.

Walker K., Vallero DA. and Lewsi RG.: Factors influencing the distribution of Lindane and other hexachlorocyclohexanes in the environment. *Environmental Science and Technology.* 33 (24), 1999, pp. 4373-78.

Wang Y. et.al. 2006. Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environ Pollut.* 146(1), 2007, p. 100-6.

Wania F., Mackay D.: Tracking the distribution of persistent organic pollutants *Environmental Science and Technology* 30 (9), 1996, p. 390A-396A.

Wester PW., Canton JH.: The usefulness of histopathology in aquatic toxicity studies. *Comp Biochem Physiol C.* 100 (1-2), 1991, p. 115-7.

Wegmann, F., MacLeod, M., Scheringer, M. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology, <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf> (OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>).

WHO/Europe. 2003. Health risks of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. Joint WHO/convention task force on the health aspects of air pollution. Chapter 3. Hexachlorocyclohexanes [<http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>; 2007-03-10].

Willett KL., Ulrich EM., Hites RA.: Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science and Technology* 32, 1998, p. 2197-2207.

van Doesburg W., van Eekert MHA., Middeldorp PJM., Balk M., Schraa G, Stams AJM.: Reductive dechlorination of 乙型 hexachlorocyclohexane (乙型 HCH) by a *Dehalobacter* species in coculture with a *Sedimentibacter* sp. *FEMS Microbiology Ecology* 54 (1), 2005, p. 87-95.

Wong C.K., Leung K.M., Poon B.H., Lan C.Y., Wong M.H. Organochlorine hydrocarbons in human breast milk collected in Hong Kong and Guangzhou. *Arch Environ Contam Toxicol.* 43 (3), 2002, p. 364-72.

Wu WZ., Xu Y., Schramm KW. and Kettrup A.: Study of sorption, biodegradation and isomerization of HCH in stimulated sediment/water system. *Chemosphere* 35 (9), 1997, p. 1887-1894.

Xiao H., Li N. and Wania F.: Compilation, Evaluation, and Selection of Physical-Chemical Property Data for α -, β -, and γ -Hexachlorocyclohexane. *J. Chem. Eng. Data* 49 (2), 2004, p. 173 -185.

Zhang ZL., Hongb HS., Zhouc JL., Huanga J. and Yua G.: Fate and assessment of persistent organic pollutants in water and sediment from Minjiang River Estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52 (9) 2003, p. 1423-1430.

Zhulidov, AV., Headley JV., Pavlov DF., Robarts, DR., Korotova GL., Vinnikov YY., Zhulidova OV.: Riverine fluxes of the persistent Organochlorine pesticides hexachlorocyclohexanes and DDT in the Russian Federation. *Chemosphere* 41, 2000, p. 829-841.
