



Distr.: General
7 August 2006



联合国
环境规划署

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
第二次会议

2006年11月6-10日，日内瓦
临时议程*项目5(d)
审议风险简介草案：
林丹

风险简介草案：林丹

秘书处的说明

1. 持久性有机污染物审查委员会第一次会议通过了关于林丹的 POPRC-1/6 号决定。¹在该决定的第 2 段中，审查委员会决定设立一个特设工作组，进一步审查关于将林丹列入《公约》附件 A 的提案（UNEP/POPS/POPRC.1/8 和 UNEP/POPS/POPRC.1/INF/8）并根据附件 E，编写出一份风险简介草案。
2. 林丹问题特设工作组成员及其观察员名单列于文件 UNEP/POPS/POPRC.1/10 的附件四。
3. 委员会第一次会议通过了一项关于编写风险简介草案的标准工作计划。²
4. 文件 UNEP/POPS/POPRC.2/INF/14 摘要载录了编写风险简介草案的过程。

* UNEP/POPS/POPRC.2/1。

¹ UNEP/POPS/POPRC.1/10，附件一。

² 同上，第 42 段和附件二。

5. 根据 POPRC-1/6 号决定和审查委员会通过的标准工作计划，林丹问题特设工作组编写了现作为本说明附件的风险简介草案。风险简介草案未经正式编审。

委员会似可采取的行动

6. 委员会或愿：

(a) 在作出任何修改后，通过本说明附件所提出的风险简介草案；

(b) 根据《公约》第 8 条第 7 款并根据风险简介，决定该化学品是否可能由于其远距离迁移而导致对人类健康和/或对环境的重大不利影响，因而理应采取全球行动，并为此而继续审议该提案；

(c) 根据以上 (b) 点所述的决定，同意：

(一) 邀请各缔约方和观察员提供《公约》附件 F 所述的信息，设立一个特设工作组编拟一份风险管理评估草案并商定一个完成该草案的工作计划；或

(二) 将简介草案分发所有缔约方和观察员并搁置之。

附件

林丹

风险简介草案

由
《斯德哥尔摩公约》持久性有机污染物审查委员会下设的
林丹
特设工作组编写的草案

据以编写本风险简介草案的文件是一份由
墨西哥
环境和自然资源部国家生态研究所
编拟提交的草案

2006 年 7 月

目 录

| | |
|----------------------------|----|
| 执行部分摘要..... | 5 |
| 1. 导言..... | 6 |
| 1.1 化学特性..... | 6 |
| 1.2 审查委员会关于附件 D 资料的结论..... | 7 |
| 1.3 数据来源..... | 7 |
| 1.4 各国际公约管辖下该化学品的现状..... | 9 |
| 2. 与风险简介相关的资料摘要..... | 10 |
| 2.1 来源..... | 10 |
| a) 生产、贸易、库存..... | 10 |
| b) 用途..... | 11 |
| c) 对环境的排放..... | 11 |
| 2.2 环境转归性..... | 12 |
| 2.2.1 持久性..... | 13 |
| 2.2.2 生物累积性..... | 12 |
| 2.2.3 远距离环境迁移潜力..... | 13 |
| a) 异构化..... | 14 |
| b) 环境监测数据..... | 14 |
| 2.3 接触..... | 15 |
| 2.4 终端关注点的危害评估..... | 16 |
| 3. 资料综合..... | 19 |
| 4. 结束语..... | 19 |
| 致谢..... | 20 |
| 参考资料..... | 21 |

执行部分摘要

墨西哥提议将伽马-六氯环己烷（林丹）增列于《斯德哥尔摩公约》的附件 A。审查委员会评价了墨西哥在第一次会议上提出的附件 D 资料，并得出结论认为，“林丹符合附件 D 具体列述的筛选标准”。

国际上针对林丹的举措包括：《远距离跨境空气污染公约持久性有机污染物议定书》；《鹿特丹公约》；保护东北大西洋海洋环境委员会（东北大西洋环保委员会），《美国与加拿大两国五大湖有毒物战略》和加拿大、美国和墨西哥环境合作委员会关于林丹及其他六氯环己烷异构体的北美区域行动计划。

在生产出每吨林丹的同时，也得到大约 6-10 吨的其他异构体。近年来，林丹的生产量迅速下降，看来，目前只有罗马尼亚和印度两个生产国。林丹一直被用来作为范围广泛的各种农药，用于种子和土壤处理，叶片上的应用，树木及树林处理，以及在兽医和在人类身上应用于防治体外寄生物。

林丹一旦被释放到环境之中，即可分散到各种环境媒介内。水解和光解都不被认为是重要的降解途径，据报告，其在空气、水和土壤中的半衰期分别为 2.3 天，3-300 天和 2 至 3 年。也有人估计其在空气中的半衰期有 96 天。

林丹由于其高脂溶性，很容易在食物链中产生生物累积，并可迅速在微生物、无脊椎动物、鱼类、鸟类和哺乳动物中形成生物富集。在实验室条件下，其在水生生物体内的生物富集因子在大约 10 到 6000 之间；在场地条件下，生物富集因子在 10 到 2600 之间。虽然林丹可迅速形成生物富集，但一旦消除接触途径，其生物转化、纯化和降解也是相对迅速的。

许多研究材料报告说，林丹残留量存在于整个北美洲、北极、南亚、西太平洋和南极。HCH 异构体，包括林丹在内，是北极最为大量而持久的有机氯污染物，但在北极，人们并未使用这些异构体，这似可作为其远距离迁移的证据。

有人推断， γ -HCH 在空气中由于异构化而转为 α -HCH。这一推断有可能解释北极的 α -HCH/ γ -HCH 比率为何高于人们的预测。尽管如此，迄今仍未得出在空气中发生异构化的结论性实验证据。还有，虽然有证据表明，林丹的生物异构化可通过生物降解而发生，但这一过程在 γ -HCH 的总体降解过程中似乎起着微不足道的作用。

林丹可被发现存在于所有环境层面，世界各地都测量到其不同水平地存在于空气、水、土壤沉积、水生生物、陆地生物和食物之中。因此，人类接触林丹不容置疑，在不同国家进行的各种研究表明，在人的血液中，人的脂肪组织和人的乳汁中都存在可测量到的不同水平。尤其令人关注的是儿童和孕妇接触林丹。

据报告，林丹在实验动物中产生肝毒效应、免疫力致毒效应、影响繁殖和发育效应。美国环保局对林丹的分类是“致癌性的初步指向证据，但并不足以评估其人类致癌潜力”。在接触后，

林丹对于水生生物有高度毒性，对于鸟类和哺乳动物也有中度毒性。一些繁殖研究项目所测到的其对鸟类和哺乳动物的慢性效应表明，在不同的低水平上即可产生不利效应，例如鸟类生蛋减少，影响其成长和存活参数，哺乳动物体重下降，对其内分泌系统也带来某种影响。

这些发现及其远距离迁移证据，加上目前对其采取的地方行动和全球行动，包括制定深入分析和甄选程序，应足以说明有理由在《斯德哥尔摩公约》之下采取全球行动。

1. 引言

1.1 化学特性

墨西哥提议将 γ -六氯环己烷（林丹）补充到2005年6月29日的《斯德哥尔摩公约》附件A中。提案中列出了 γ 异构体的数据，但还提出“六氯环己烷的其它异构体也应在这个建议中考虑”。

³

林丹: γ -六氯环己烷
 化学分子式: $C_6H_6Cl_6$
 化学文摘社编号: 58-89-9
 分子量: 290.83

γ -六氯环己烷的物理化学性质

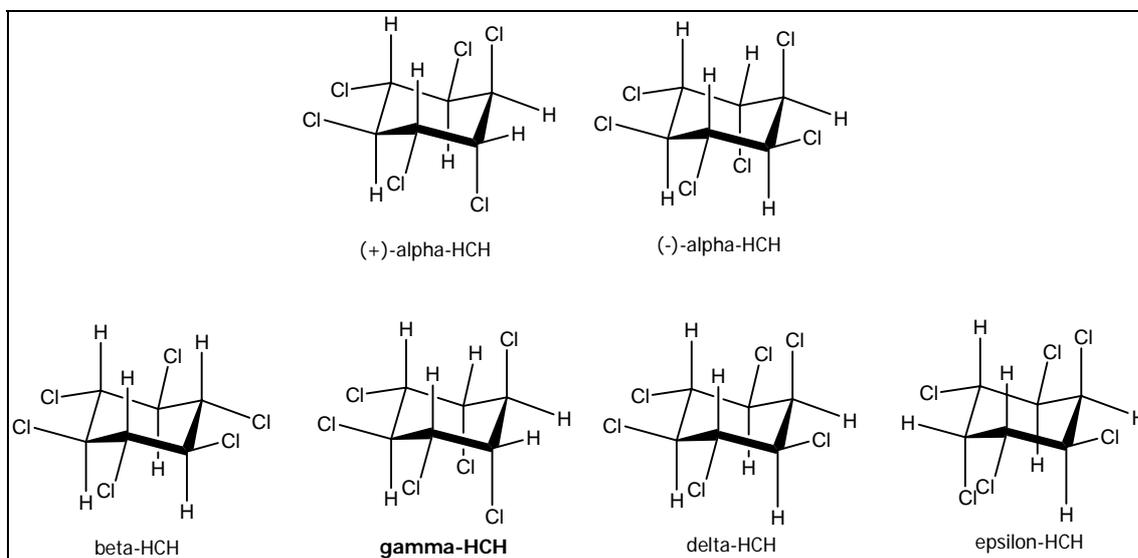
| | |
|--------------|--|
| 物理状态 | 结晶固体 |
| 熔点 | 112.5 °C |
| 760 mmHg 时沸点 | 323.4 °C |
| 20°C 时蒸气压 | 4.2×10^{-5} mmHg |
| 25°C 时亨利气体常数 | 3.5×10^{-6} atm m ³ /mol |

ATSDR, 2005 年

林丹是1,2,3,4,5,6-六氯环己烷 (HCH) γ 异构体的俗名。工业生产的HCH是同分异构体的混合物，主要含有五种成分，它们的不同仅在于围绕环己烷环状结构的氯原子的方位（轴向和水平方向）不同。存在于混合物中的五种主要异构体符合如下比例：两种光学异构体（（+） α -HCH 和（-） α -HCH）形式的 α -六氯环己烷（53%—70%）， β -六氯环己烷（3%—14%）， γ -六氯环己烷（11%—18%）， δ -六氯环己烷（6%—10%）以及 ϵ -六氯环己烷（3%—5%）。 γ 异构体是仅有的一种具有很强杀虫特性的异构体。

³ UNEP/POPS/POPRC.1/8 和 UNEP/POPS/POPRC.1/INF/8

α 、 β 、 γ 、 δ 和 ϵ HCH 异构体的结构



修改自

Buser 等, 1995 年。

“六氯化苯 (BHC)” 一词也常常用来指称 HCH，但根据 IUPAC 规则，该名称是不正确的。尽管如此，该词也被使用，因此， γ BHC 也指林丹。在这份风险简介文件中，林丹是指至少 99% 纯度的 γ HCH，而不使用 BHC 一词。

1.2 审查委员会对于附件D资料的结论

审查委员会2005年11月7日至11日在日内瓦举行的第一次会议上评审了附件D资料并决定“林丹完全符合甄选标准”，其得出结论认为“林丹符合附件D所具体列明的甄选标准”。委员会一致认为， α 和 β 异构体似可列入讨论范围，但提议将该化学品列入《公约》的任何决定只适用于林丹，即伽马异构体。⁴

1.3 数据来源

作为提案方的墨西哥提供的数据来源：

1. 2001年ASTDR毒理学简介材料
2. AMAP.1998年。《持久性有机污染物——北极监测及评估方案》，183-373。挪威，奥斯陆。
3. DeVoto等人。1998年。《北极环境健康》53:147-55。
4. Extoxnet.1996年。USDA/外延服务/国家农药效应评估方案。
5. Gregor, 1989年。环境科学技术。23: 561-565。

⁴ UNEP/POPS/POPRC.1/10

6. 国际癌症研究机构专题论著, <http://monographs.iarc.fr>
7. Mössner, S., 1994年。 Fres. J. Anal Chem. 349: 708-16。
8. Raum, E, A. 1998年。 *J. Epidemiol. Commun. Health* 52 (suppl 1): 50S-55
9. 美国环境保护局。 IRIS。
10. Walker, K., 1999年。环境科学技术33:4373-4378。
11. Wania, F., 1999年。环境毒理化学18: 1400-1407。
12. 卫生组织。1991年。环境健康标准124林丹。
13. Willett, K., 1998年。环境科学技术32: 2197-207。
14. Yi, F. L., 科学与技术。第30卷, 12期, 1996年。

审查委员会使用的数据来源:

1. UNEP/POPS/POPRC.1/8
2. Nagabe, 等人, 《环境科学和技术》, 27: 1930-1933. 1993年。
3. Harner, 等人, 《环境科学和技术》。 33: 1157-1164. 1999 年。
4. Harner, 等人, 《地球物理研究通信》。 27: 1155-1158. 2000年。
5. 《环境健康标准124: 林丹》。国际化学品安全方案。
6. 环境署、劳工组织、卫生组织。日内瓦。1991年。
(<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc124.htm>)。
7. Brock等人, 《阿尔特拉报告》, 荷兰。2000年。
8. 《根据理事会指示对鸟类和哺乳动物进行风险评估的指导文件》
9. 91/414/EEC。欧洲联盟。SANCO/4145/2000—最后文本, 布鲁塞尔。2002年。
10. 北极监测和评估方案。挪威。2002年。
11. Gregor, D等人, 《环境科学和技术》。 23: 561-565, 1989年。
12. Brubaker, W. W., 和 Hites, R.A. 1998年。 《环境科学和技术》 32 : 766-769。

对于提供《公约》附件E所列资料的请求, 下述缔约方和观察员给予了答复: 马其顿共和国, 国际HCH及农药协会, 亚美尼亚共和国, 海地, 世界保护大自然基金, 农作物生命国际, 国际消除持久污染物网络, 摩洛哥, 毛里求斯共和国, 欧洲共同体, 巴西, 立陶宛共和国, 加拿大, 美利坚合众国, 澳大利亚, 日本, 墨西哥, 黎巴嫩和波兰。关于所报送材料的较详细摘要, 已作为文件POPRC/LINDANE/INF.1另行印发: 《各缔约方和观察员报送的《公约》附件E资料数据摘要》。

下列关于林丹的评估报告已在互联网上公开发布:

- 对林丹和其他HCH异构体的评估。美国环保局。2006年2月
<http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/2006/February/Day-08/p1103.htm>
- 六氯环己烷的毒理学简介, 有毒物质及疾病登记局, 美国健康及人类服务部, 2005年修订更新。
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>
- 美国环保局: 针对林丹重新登记资格的决定。2002年。见该项决定和摘要文件中的辅助性健康和生态评估。
http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/lindane_red.pdf

- 北美洲关于林丹及其他六氯环己烷（HCH）异构体的区域行动计划。征求公众意见稿。2005年10月。北美洲环境合作委员会
http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Lindane-NARAP-Public-Comment_en.pdf
- 来自远距离跨境空气污染的持久性有机污染物的健康风险，卫生组织/公约关于空气污染健康问题的联合工作队。2003年。第3章：第3章/六氯环己烷
<http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>
- 关于林丹的技术审查报告。按照欧洲经委会持久污染物议定书为重新评估而列入的物质的报告。2004年由奥地利编制（公布于：
http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf）
- IPCS国际化学品安全方案。健康和指南54号：林丹（ γ -HCH）健康和指南。联合国环境规划署。国际劳工组织。世界卫生组织。日内瓦，1991年。
<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

1.4 在国际公约管辖下该化学品的现状

林丹已作为一种“应予限制使用的物质”列入了1998年《远距离跨境空气污染公约持久性有机污染物议定书》附件二。这意味着，凡其中至少99%的HCH异构体为伽马形态的产品（亦即林丹，化学文摘社编号：58-89-9）只限制于下述用途：1. 种子处理。2. 土壤应用，随后直接融入地面表土层。3. 专业矫治和锯材、木材和原木的工业处理。4. 公共保健和兽医的表面杀虫剂。5. 对树苗的非空气喷洒，小规模草坪使用，和室内用于儿童保育品和装饰物。6. 室内工业和住家应用。林丹的所有这些限制用途按照《议定书》规定在其生效后两年内应予重新评估。该《议定书》已于2003年10月23日正式生效。⁵

林丹以及HCH异构体混合物已作为“须实行事先知情同意程序的化学品”，列入了关于事先知情同意程序的《鹿特丹公约》附件三。《鹿特丹公约》于2004年2月24日生效。⁶

六氯环己烷的异构体，包括伽马异构体林丹在内，已被列入了在《东北大西洋环保公约》保护东北大西洋海洋环境委员会之下制定的“应优先采取行动的化学品名单”（2005年增订）。根据这一举措，《危险物质战略》定出了防止污染该海洋区域的目标，办法是不断减少危险物质的释放、排放和耗损，最终的目标是使海洋环境中自然产生的物质的浓度接近背景值，并使人工合成物质接近零。《东北大西洋环保公约》已于1998年3月25日生效。⁷

美国和加拿大已在其《五大湖两国有毒物战略》中将六氯环己烷（包括林丹）列为二级物质，这意味着，两国之中的一方有理由指出其在环境中的持久性，生物累积的潜力和毒性。⁸

一份《北美洲关于林丹及其他六氯环己烷异构体的区域行动计划》正在制定中，归在“化学品健全管理”这一项目下，这一进行中项目旨在减少有毒物质对北美洲人类健康和环境的风险。

⁵ 《远距离跨境空气污染公约》<http://www.unece.org/env/lrtap/>

⁶ 《鹿特丹公约》<http://www.pic.int>。

⁷ 《保护东北大西洋海洋环境公约》。<http://www.ospar.org>

⁸ 《大湖两国有毒物战略》<http://www.epa.gov/glnpo/gls/index.html>

该方案是北美自由贸易区三国：加拿大、美国和墨西哥之间**环境合作委员会**污染物与健康方案的一部分。（经合委，2005年）

林丹也是**欧洲水框架指令**下列入的项目。该指令是欧洲共同体的一项水事立法。它要求所有内陆和沿海水体在2015年之前至少达到“良好状态”。林丹是所列出的重点危险物质之一，针对这些物质的质量标准和排放控制将定为欧盟水平，以期在20年内停止所有排放。⁹

2. 与风险简介相关的摘要资料

2.1 来源

a) 生产、贸易、库存

技术级 HCH 的制造涉及苯的光致氯化，从而产生出含有五种主要异构体的一种混合物。这一异构体混合物须经过分级结晶和浓缩才得出纯度 99%的林丹，它只不过是一种 10-15%的产物。因此，林丹的生产是低效率的，因为在得到一公吨林丹（伽马异构体）的同时，也得到了大约 6-10 公吨的其他异构体（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。根据国际 HCH 及农药协会（报告和附件），各生产厂生产 HCH 和林丹的生产方法各有不同，而且 HCH 异构体的销毁和再使用方法亦不一样。然而，加工或再利用废弃 HCH 异构体的方法大多数多年来已被抛弃，因此，在过去 50 年中，废弃产品多数是把它倾弃掉（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。林丹企业宣称，现代化的生产技术是把废弃异构体加工成 TCB（三氯代苯）和 HCl（盐酸）从而减少或消除了来自这几种副产品的环境污染（农作生命，2006 年）。

技术级 HCH 和林丹的生产在历史上出现于许多欧洲国家，其中包括捷克共和国、西班牙、法国、德国、联合王国、意大利、罗马尼亚、保加利亚、波兰和土耳其，主要是从 1950 年或更早开始，而在 1970 年至 1990 年代为止。根据国际 HCH 及农药协会的一项研究，其他一些国家也曾生产过技术级的 HCH 和林丹，其中包括阿尔巴尼亚、阿根廷、奥地利、阿塞拜疆、巴西、中国、加纳、匈牙利、印度、日本、俄罗斯、斯洛伐克和美国。现难以获得确切的资料，因许多国家并不保存有其历史上农药生产、销售和使用情况纪录，也可能这类企业认为这是它们的专有资讯（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。

据估计，自 1950 年至 2000 年，全球使用于农业、畜牧、林业、保健和其他目的的使用量约为 600 000 吨。下表列出了自 1950 年至 2000 年各大洲农业中林丹的使用量（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。

| 洲 | 使用量 (吨) |
|----|---------|
| 欧洲 | 287,160 |
| 亚洲 | 73,200 |
| 美洲 | 63,570 |

⁹ 欧洲联盟水框架指令 http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html

| | |
|-----|----------------|
| 非洲 | 28,540 |
| 大洋洲 | 1,032 |
| 共计 | 435,500 |

看来，林丹的生产量近年来已迅速减少，现只剩下为数不多的几个生产国。罗马尼亚、印度，可能还有俄罗斯，是当今仍在生产林丹的几个国家（国际 HCH 及农药协会，2006 年，美国环保局，2006 年，环境合作委员会，2005 年附件 A）。其他来源表明，俄罗斯（Li 等，2004 年）和中国（美国环保局，2006 年）均已停止生产林丹。

自 1990 年至 1995 年，全球林丹产量约为每年 3222 吨。欧洲在 1950 年至 2000 年期间林丹使用量最大的前 10 个国家占了欧洲使用总量的 96%，这 10 个国家是：捷克斯洛伐克、德国、意大利、法国、匈牙利、西班牙、俄罗斯、乌克兰、南斯拉夫和希腊（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。

1998 年粮食及农业组织进行的过期、无用和/或禁用农药清查表明，共有 2785 吨技术级 HCH，404 吨林丹和 45 吨各种 HCH 材料分散弃置于非洲和近东的倾弃地点（Walker 等人，1999 年）。

b) 用途

林丹一直被用作范围广泛的不同农药，无论是农业用途还是非农业用途，均通过接触而发生效力。林丹被用于种子的土壤处理，叶片上的应用，树木和树林处理，以及在兽医和人体上防治外寄生物（卫生组织，1991 年）。

因其具有毒性，疑似致癌性，持久性，生物累积性和疑似的致使内分泌紊乱特性，林丹现已成为欧洲共同体各国严格审查的一种物质。其各成员国可能允许专业医药、木材的工业处理以及室内工业应用和住家应用等用途至 2006 年 9 月 1 日为止；而技术级 HCH 用作化工制造的中间物和至少含有 99%伽马形态异构体(林丹)的产品只用于公共保健和兽医表面用途者，直至 2007 年 12 月 31 日为止（欧经委，2004 年）。在美国，目前林丹的唯一注册农业用途是用于种子处理和对付人体上的虱子和疥疮（环境合作委员会，2005 年）。在加拿大，林丹的主要用途原来是用在油菜和玉米之上，但目前林丹唯一的可允许用途是在公共保健中防治虱子和疥疮（环境合作委员会，2005 年）。

由各国提供的当前用途资讯，请查阅文件 POPRC/LINDANE/INF.1。

c) 进入环境的排放

试想每生产一吨林丹就同时产生大约 6-10 吨其他 HCH 异构体，那么，在制造这种农药的过程中，肯定产生了相当数量的残余物。几十年来，人们一般都是把这些废弃异构体露天填埋，或填埋于农地，或填埋于 HCH 制造设施近处的填埋场地。在处置地点，随之而来的是废弃异构体的降解、挥发和流失（美国环保局，2006 年）。

如果 1950 年至 2000 年全球林丹使用量为 600,000 吨的估计数准确的话，那么，可能的残余物总量（假定每生产一吨林丹即得到中间值为 8 吨的 HCH 残余物）即可能有 480 万吨 HCH 残余

UNEP/POPS/POPRC.2/10

物，这么多的残余物散布到全世界，你想像会造成多大的环境污染问题（国际 HCH 及农药协会，2006 年）。

进入空气的排放可能发生在这种农药的农业应用或空中喷洒之时，以及在其制造或处置过程中。另外，林丹还可通过应用后的挥发排放到空气中（Shen 等人，2004 年）。而由于林丹的

水溶性相对较高，其从水中蒸发到空气之中的数量亦不可忽视（卫生组织/欧洲，2003 年）。

2.2 环境转归性

2.2.1 持久性

根据其在气化中同空气内羟基自由基发生反应的恒定率,林丹在空气中的半衰期估计为 2.3 天;由于其同羟基自由基的气相反应,其对流层的寿命估计为 7 天,而其在热带同 OH 自由基发生大气反应时的寿命估计为 13 天 (Mackay, 1997 年)。Brubaker 和 Hites 两人 (1998 年) 估计林丹在空气中的寿命为 96 天。林丹在河流中的半衰期为 3-30 天,在湖泊中为 30-300 天。另外一些研究报告计算出的或实验得出的水解半衰期差异甚大,从 92 小时到 3090 小时不等;也有材料报告说其在土壤中的持久性约为 2 至 3 年 (Mackay 等, 1997 年)。

一旦排放到环境中,林丹即可分别进入各种环境媒介,但有人指出,在林丹分布于各种途径之中,其最为重要的过程是蒸发。一些侧重于林丹的吸收和解吸特性的研究表明,在含有大量有机物的土壤中,林丹的流动性很小,而在极少有机物的土壤中则流动性较大。有人也对林丹的扩散特性做了研究,研究表明其强烈地受到土壤中含水量和温度的影响。国际化学品安全方案称,在野地条件下林丹遭受环境降解时,其半衰期差别很大,少则几天,多则三年之久,这取决于许多因素,其中包括气候,土壤类别,温度和湿度 (卫生组织, 1991 年)。

在水下环境,在中性 pH 条件下,人们并不认为水解是重要的降解过程。在 pH 5 和 7 条件下,林丹对于水解具有稳定性,半衰期为 732 天,而在 pH 9 条件下,半衰期为 43 天到 182 天。此外,人们还对其半衰期得出许多不同的估计和计算结果:在 pH 8 和 20°C 的海水中,1.1 年;在 Huron 大湖中,处于 pH7.6 和 5°C 的情况下,42 年,在北冰洋,在 pH8 和 0°C 情况下则为 110 年 (美国环保局, 2006 年)。

对于光,林丹具有稳定性。由于林丹并不含有能吸收光的发色团,无论是在空气中或在水中、土壤中都不会发生直接的光解。即使是加入一种致光敏物质,可能发生间接的光解,也没有任何关于林丹光解作用的明显证据。在实验室富氧条件下,林丹可由于微生物作用而极为缓慢地降解,计算出的在土壤中的半衰期为 980 天。而在实验室厌氧条件下,其降解过程比之有氧条件下要快一些。可能的降解产物是五氯环己烯,1,2,4-三氯代苯和 1,2,3-三氯代苯 (美国环保局, 2006 年)。

2.2.2 生物累积

在实验室条件下,水生生物体内的生物富集因子 (BCF) 范围大约从 10 到 6000;在野外条件下,生物富集因子范围从 10 到 2600 (卫生组织, 1991 年)。其他一些研究报告指出生物富集因子 (\log BCF) 范围从虾类的 2.26 到处于早期生命阶段的虹鳟鱼脂肪层的 3.85,以及浮游生物物的 4.3,生物积累因子 (\log BAF) 在虹鳟鱼中达到 4.1 (Mackay 等, 1997 年)。同时报告指出在处于早期生命阶段的虹鳟鱼脂肪层中,吸收和降解率常数分别为 $180 - 939 \text{ h}^{-1}$ 和 $0.031 - 0.13 \text{ h}^{-1}$ (Mackay 等, 1997 年)。

由于林丹高度的脂溶性,它很容易在食物链中发生生物积累并且能够在微生物、无脊椎动物、鱼类、鸟类和哺乳动物体内迅速富集。水生生物的生物富集因子 (BCF) 根据实验数据的不同

而变化,生物富集因子为 3-36 (Berny, 2002 年);湿重情况下为 43-4220;脂肪中平均 BCF 为 11,000 (Geyer 等, 1997 年);还有 1200-2100 (Oliver 等, 1985 年)。

根据不同研究的计算结果，无脊椎动物log BCF平均值为2.28，有脊椎动物log BCF平均值为2.87(Donkin 等, 1997年, Renberg 等, 1985年, Thybaud 等, 1988年, Yamamoto 等, 1983年, Butte 等, 1991年, Carlberg 等, 1986年, Kanazawa 等, 1981年, Kosian 等, 1981年, La Rocca 等, 1991年, Oliver 等, 1985年, Viganò 等, 1992年)。同样，在另一些研究的计算结果中，无脊椎动物log BAF平均值为2.94，有脊椎动物log BAF平均值为3.8 (Oliver 等, 1988年, Chevreuil 等, 1991年, Hartley 等, 1983年, Caquet 等, 1992年)。鱼肉的生物富集因子为780，内脏为2500，整个鱼组织为1400，这些都已有报道(美国环保局, 2002年)。

在Geyer等(1997年)完成的实验中，生物富集因子大小取决于鱼的种类和它们的脂肪含量；另外，不同的吸收模式、新陈代谢、污染源、甚至实验条件，这些都能够解释观察到的BCF值的重要变化。另外，大部分数据表明，虽然林丹可以发生快速的生物富集，但当暴露在污染中的情况消除时，生物转化、净化以及消减作用就相对迅速了。(卫生组织, 1991年)。

2.2.3 远距离环境传输潜力

许多研究材料都报告说，HCH 残余物，特别是 α 和 γ 异构体，遍布在整个北美洲、北极、南亚、西太平洋和南极洲。包括林丹在内的 HCH 异构体是北极地区数量最大、最具持久性的有机氯农药污染物，而这些污染物出现于从来没有使用过技术级 HCH 和林丹的北极和南极地区，足以证明它们的远距离传输。包括林丹在内的 HCH 异构体都得经受“全球蒸馏”过程，低纬度地域的温暖气候促使其蒸发到大气之中，这样一来，即可把这些化学品带到高纬度地域。在纬度居中地域，其沉积和蒸发随季节而异。高纬度地域的寒冷气温是有利于沉积的(Walker 等人, 1999年)。

林丹在诸如加拿大——该国 2000 年的使用量约 500 吨——等国和例如法国等某些欧洲国家的使用造成了 γ -HCH 不同程度上出现于北极空气之中。人们检测到林丹高浓度地存在于北极的阿勒特，1993 年的浓度为 10-11 pg/m^3 ，到 1997 年下降至 6.4 pg/m^3 (CACAR, 2003 年)。

在 2004 年由 Shen 等人完成的一项研究中，从加拿大的北极区域起，在沿加拿大和美国的东部沿海而下的一条狭长地带，以及沿美加边境，及墨西哥南部和中美洲一些地方设置了 40 个固有空气取样站，为期一年。在加拿大东部检测到高水平的 α -HCH (取样容积空气浓度为 1.5 至 170 pg/m^3)被认为是从寒冷北极的水所去除的 α -HCH，这些水向南流动，暖化时又把 α -HCH 释放回大气之中。在加拿大的大草原，安大略湖北部，魁北克南部，中部大西洋和墨西哥南部都检测到高浓度的 γ -HCH (取样容积空气浓度为 5 至 400 pg/m^3)则反映了该区域林丹使用量产生的影响 (Shen 等人, 2004 年)。在育空的一个取样点检测到林丹由此跨越了太平洋，浓度为 4-18 pg/m^3 (Bailey 等人, 2000 年)。从 1999 年 6 月到 2000 年 7 月，在特内里费岛山上的一个取样点检测到 HCH 异构体，包括林丹在内。该地点 γ -HCH 的空气浓度为 18 至 31 (居中浓度 26) pg/m^3 (Van Drooge 等人, 2002 年)。

林丹遍布于海洋环境和土壤中，其远距离空气传输潜力对于欧洲联盟来说，业已得到确证(卫生组织, 欧洲, 2003 年)，特别是由于欧洲监测和评估方案而得到确证。法国、葡萄牙、西班牙、荷兰和比利时的空气中均有高浓度的 γ -HCH。这可解释为由于这些国家排放了高密度的林丹所致。相对高的空气浓度也存在于德国、意大利、瑞士和卢森堡，尽管这些国家的林丹

排放密度较低。这些偏高的空气浓度有可能是由于大气的传送，从原先高密度排放的欧洲国家而来 (Shatalov 和 Malanichev, 2000 年; Shatalov 等人, 2000 年)。

a) 异构化

当发现工业生产的 HCH 混合物中两种异构体 α -HCH / γ -HCH 的比率为大约 5 时，假设从 γ -HCH 到 α -HCH 的异构化作用能够在空气中发生，那么就能够解释在 80 年代发现的 α -HCH / γ -HCH 比率达到了 18。(Oehme 等 1984a, Oehme 等, 1984b, Pacyna 等, 1988 年。)然而，迄今没有确实的实验证据表明在空气中可以发生异构化作用。

同样地，Walker 等(1999 年)提出，如果从 γ -HCH 到 α -HCH 的光化学反应转化可以在空气中发生，那么我们应该看到在南半球空气中 α -HCH 浓度明显增加。然而，近来的监测发现，南半球的 α -HCH 浓度水平正在下降，北冰洋的情况也一样，这与异构化作用理论以及持续使用林丹的情况不一致。在 1980—1990 年期间采集的南半球空气样品中， α -HCH / γ -HCH 的比率一般为 1 到 2.3(Ballschmiter 等, 1991 年, Bidleman 等, 1993 年, Iwata 等, 1993 年, Kallenborn 等, 1998 年, Lakaschus 等, 2002 年; Schreitmüller 等, 1995 年)并且最近在南极洲的研究表明是 0.81(Dickhut 等, 2005 年)。

其他的研究表明，不同的空气—海洋气体交换率能够导致 HCH 异构体的分馏作用，在海洋大范围的传送期间，空气中 α -HCH 最先累积。这能够说明在冬季发现的 α -HCH / γ -HCH 比率升高的现象，但它不能说明在早期研究中发现的夏季比率非常高的原因(Pacyna 等, 1988 年和 Oehme 等, 1991 年)。Walker 等 (1999 年)的结论指出，即使实验表明光致异构化作用可能发生，即这种作用可以促进北极地区 α -HCH / γ -HCH 比率升高，但这种证据也是间接的，而且可以有几种解释。

几个研究成果也报道了光致异构化作用可以使 γ -HCH 转化为 α -HCH。但是这些研究已经说明，异构化作用发生在稠密的介质中，没有证据表明在周围大气环境条件下，在气相中可以发生异构化反应。实验室证据表明在土壤或沉积物中，通过生物降解作用可以使 γ -HCH 转化为其他的异构体，虽然林丹的生物异构化作用能够发生，但是这种作用似乎在整個 γ -HCH 降解过程中无足轻重 (Walker 等人, 1999 年和 Shen 等人, 2004 年)。

b) 环境监测数据

波兰报告说， γ -HCH 在河流沉积层中的浓度为 2.4 至 9.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。波兰全国兽医药残留物控制方案的调查结果表明，动物源食物含有的 γ -HCH，低于 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 的行动水平 (波兰提供的附件 E 资料, 2006 年)。

日本环境部监测了水中林丹情况，2003 年在该国各地 60 个调查水样中，林丹浓度为 32 至 370 $\text{pg}/\text{升}$ 。2003 年还检测了总共 186 个水底沉积物样品，在所有取样中都检测到林丹，林丹浓度从痕量 (1.4) 直至 4000 $\text{pg}/\text{克干重}$ ，几何中间值为 45 $\text{pg}/\text{克干重}$ 。2003 年对有壳水生动物、鱼类和鸟类进行的调查表明，在所有取样中都能检测到林丹，其在有壳水生动物内的浓度为 5.2 至 130 $\text{pg}/\text{克湿重}$ ，鱼类 130 $\text{pg}/\text{克湿重}$ ，鸟类为 1, 800 至 5, 900 $\text{pg}/\text{克湿重}$ 。2003 年温暖季节从日本 35 个监测点抽取的 35 个环境空气取样中，均检测到林丹，浓度的差异幅度从 8.8 直至 2, 200 pg/m^3 不等。2003 年寒冷季节除了其中一个地点外，又从这些地点取样监测，显示其浓度从 3.1 至 330 pg/m^3 不等 (日本提交的附件 E 资料, 2006 年)。

澳大利亚报告说，该国对肉类和作物样品作出的残留物监测均不含有可检测到的林丹水平 (澳大利亚提交的附件 E 资料, 2006 年)。

美国报告称，为编制第三次全国人体接触环境化学品情况报告而分析的所有取样中， γ -HCH 均低于检测水平。美国环保局国家湖鱼生理组织研究报告称，在湖泊和水库鱼类的组织中检测到林丹，含量幅度为 0.652 至 8.56ppb。通过综合大气沉降网络对五大湖区域空气和沉降物进行林丹含量监测的结果表明，其平均浓度从 90 年代早期的 15-90 pg/m^3 降至 2000 年以来的 5-30 pg/m^3 。1997-2003 年期间七个主要监测点沉降物平均浓度（容积加权中间值），就林丹而言是 690-1400 $\text{pg}/\text{升}$ 。美国环保局五大湖鱼类监测方案最近几年得到的分析数据表明，1982 年至 2000 年期间在游钓鱼（大鳞大马哈鱼、银大马哈鱼和硬头鳟）切片中的林丹浓度在痕量检测至 0.005 ppm 之间。国家海洋及大气管理局的全国现状及趋势方案自 1986 年至今一直监测整个美国沿海和五大湖双壳类动物组织的林丹含量。纵观该方案的历史，在遍布美国毗连地带、阿拉斯加、夏威夷和波多黎各的 283 个监测点均作了取样，存有共 4,990 项有关 γ -异构体的记录。测量到的 γ -HCH 居中浓度为 0.56（幅度 0-71.0） $\text{ng}/\text{克干重}$ 。根据全国汇集数据得出的发展趋势评估表明，林丹水平从 1986 年直 2003 年显示出在统计数字上的重大下降（美利坚合众国提交的附件 E 资料，2006 年）。

加拿大艾伯塔环境组织 1999-2000 年进行的一个项目旨在定性在艾伯塔若干地点发现的农药并确定其相对水平及季节性。在该年度 5 月至 8 月的全部取样中，检测了莱斯布里奇环境空气中的林丹水平。结果显示，林丹水平在 6 月 15 日达到 1.15 ng/m^3 的最高峰值，而在 1999 年 6 月 22 日环境空气测到的数值为 0.23 ng/m^3 的低水平。由于经林丹处理的种子于 4 月到 5 月初播种，于是，在播种之后，林丹即被释放到大气之中，因此，在 5 月份出现高水平值，然后在 8 月和 9 月份缓慢下降至低水平和/或测量不到的水平（Kumar, 2001 年）。

立陶宛、摩洛哥、亚美尼亚共和国、马其顿共和国也提交了监测数据资料；有关这些资料，请查阅 POPRC/LINDANE/INF.1。

2.3 接触

林丹可被发现于各个环境层面，而且世界各地迄今均测量到其在空气、水、土壤沉积层、水生物及陆地生物以及在食物中的不同水平。因此人类肯定是与林丹有接触的，证据是，在人血、人的脂肪组织和人乳中均可检测到不同水平的林丹含量（卫生组织/欧洲，2003 年）。

特别令人关注的一个方面是，HCH 异构体，包括林丹，是在世界较寒冷气候中累积的。高浓度的 HCH 异构体，包括林丹被发现存在于波福特海和加拿大北极群岛（环境合作委员会，2005 年）。通过环境接触之后， γ -HCH 可进入食物链并累积于动物脂肪组织，对于北极或南极动物，以及对于以吃食这些动物为日常主要食物的人们，这构成了重要的接触途径（美国环保局，2006 年）。

一般人接触到 γ -HCH 可能是由于食物的摄入，特别是吃食奶类和肉类等动物源产品，以及饮用含有农药的水所致。人们发现，在牛的脂肪组织中，林丹含量要比饲料中的含量大 10 倍（ATSDR, 2005 年），这表明动物也许是通过食物和通过外寄生生物的医治而接触到该合成物。在那些仍在使用该化学品作为农药的国家，林丹可在牛奶中被发现。在非洲乌干达进行的一项研究表明，牛奶中 γ -HCH 的浓度为 0.006-0.036 毫克/公斤牛奶脂肪。从印度两个地区牛奶取

样中测到的 γ -HCH，居中水平分别为 0.002 和 0.015 毫克/公斤。对墨西哥 192 个牛奶样品进行的一项监测研究显示，其 γ -HCH 含量为 0.002-0.187 毫克/公斤（ATSDR, 2005 年）。

在一些国家中，已经测定了一般人身体组织中的林丹含量。荷兰测出的人血中含量大约为< 0.1–0.2 微克/升。1980 年代早期，在捷克斯洛伐克、德意志联邦共和国和荷兰的人体脂肪组织测到 γ -HCH 浓度中间值分别是 0.086, 0.024–0.061 和 0.01–0.02 毫克/公斤。有人对饮食总量和市场菜篮子进行研究，以评估人们日常摄入的 γ -HCH 水平，这些研究显示了不同时期的明显差异：1970 年左右的摄入量最高为每日 0.05 微克/公斤体重，而 1980 年的摄入量已下降到每日 0.003 微克/公斤体重或更低（卫生组织/欧洲，2003 年）。

居住在农村地区和日常饮食以非蔬菜为主的人可能更多地接触到 γ -HCH，这为印度进行的一个项目所证明，那里日常食用红肉、蛋类和鸡肉的女人，其血液中的农药含量，包括林丹，均高于吃食蔬菜为主的女人（ATSDR，2005 年）。发生直接接触的其他来源包括那些仍在生产林丹的设施，废弃的农药厂，和危险废物场地（美国环保局，2006 年）。

儿童接触林丹特别令人关注。 γ -HCH 被发现存在于产妇脂肪组织、产妇的血液、脐带血液和母乳之中。人们还发现林丹可穿过胎盘屏障。印度一项研究发现人乳中的林丹浓度中间值为 0.084 毫克/升。在加拿大艾伯塔进行的一项研究测定人乳中林丹含量平均值为 6 ppb（ATSDR，2005 年）。一项研究人乳中有机氯农药含量的研究采集了澳大利亚 12 个地区的样品，在所有样品中测到林丹的中间值为 0.23 ng/g 脂重，差异幅度为 0.08–0.47 ng/g 脂重（澳大利亚提交的附件 E 资料，2006 年）。

来自不同国家，包括来自加拿大、德国、荷兰和联合王国的人乳样品中，也发现有林丹含量。林丹含量范围从<0.001 到 0.1 毫克/公斤脂肪（卫生组织/欧洲，2003 年）。

儿童接触林丹的另一途径是，有些地区把林丹直接施加于用以提供奶汁和肉食的牲畜身上，以防治病虫害。按体重计算，儿童食用的乳类比大人要多，因而通过饮用乳类而接触到相当富集的林丹残余（环境合作委员会，2005 年）。医疗上用以医治头虱和疥疮的药品应用到儿童身上时也令人关注，尽管多数不良作用是误用引起的。另一种可能大量接触林丹的途径也许是在某些条件下通过住家灰尘而接触，特别对于儿童而言，也应引起关注（ATSDR，2005 年）。

2.4 终端关注点的危害评估

林丹是具有剧毒的 HCH 异构体，可影响到中央神经系统和内分泌系统。人类急剧接触高浓度林丹的后果多种多样，从轻度皮肤瘙痒直至头晕、头痛、腹泻、噁心、呕吐，甚至痉挛和死亡（环境合作委员会，2005 年）。也有研究报告表明，人类急剧或慢性吸入林丹后，可出现呼吸系统、心血管、血液、肝脏和内分泌系统的反应。还有研究报告指出，人们在生产设施中职业上长期接触之后，即发生血液系统的变化，如白细胞减少，白细胞增多，粒细胞减少，粒细胞增多，嗜曙红细胞增多，单核细胞增多，以及血小板减少等（ATSDR，2005 年）。

另外，凡在职业中和环境中有所接触的人，也在其血浆、脂肪组织和精液中检测到 γ -HCH（ATSDR，2005 年）。职业上接触到 γ -HCH 的人，血浆促黄体激素水平大幅上升。同时，接触者卵泡刺激素的平均血液浓度升高，而睾丸激素下降，但这些趋势在统计上与非接触者相比并不显著（ATSDR，2005 年）。

据报告，口接触 γ -HCH 后最常见的反应是神经上的反应。这种信息多数来自急性 γ -HCH 中毒的案例报告。在偶然或无意中吃了含林丹的杀虫剂丸药、治疗疥疮药水或经污染的食物后，即发生急性症状和痉挛（卫生组织/欧洲，2003 年）。

印度以 135 名 41-50 岁的乳腺癌病人为例，检测到其血液中的 γ -HCH 水平明显高于一组无此病症的人。但是，在另一些国家进行的同样研究，则并未发现乳腺癌发生率同血液中 γ -HCH 水平偏高的对应关系（ATSDR, 2005 年）。

有人以老鼠作试验，让其通过鼻吸不同浓度的 γ -HCH 共 4 小时，在接触后观察 22 天，发现其显示出与浓度相关的神经系统反应。接触 101 mg/m^3 的浓度后为轻度至中度镇静；接触 378 mg/m^3 和 $2,104 \text{ mg/m}^3$ 之后产生不安、兴奋以至共济失调；而在接触到 $2,104 \text{ mg/m}^3$ 的最高浓度后还出现抽搐症状（ATSDR, 2005 年）。

许多实验都证明，实验室动物接触林丹后有肝毒效应。实验证明，在吸入林丹气雾 5 mg/m^3 共 90 天后，细胞色素 P-450 即增多，而在吸入量为 1.8 mg/kg 体重达 15 和 30 天之后，老鼠的细胞色素 P-450 活性胞质过氧化物歧化酶，类脂过氧化反应增大。有人作了时间较长的研究，使老鼠连续 38 至 70 个星期在其食物中摄入 $7-8 \text{ mg/kg}$ 体重剂量的林丹，即显示出肝细胞坏死和脂肪组织退化，而威斯塔鼠接触 104 个星期后即出现肥胖（卫生组织/欧洲，2003 年）。老鼠每天接触 15 毫克 γ -HCH/公斤共 5 天和每天 2.5 毫克 γ -HCH/公斤共 21 天后，即显示绝对肝重的显著增加，而根据剂量和时间的不同，还会有 P-450 和 EROD 活力症状（ATSDR, 2005 年）。

一些材料还证明，在实验室动物身上会由于接触林丹而引起免疫毒性效应，如免疫抑制和抗体抑制反应。老鼠连续 5 星期接触 6.25 至 25 mg/kg 体重后可观察到其免疫抑制效应。主要抗体反应在白化病老鼠食物中每日接触 9 毫克/公斤体重之后即被抑制，而连续 3 星期接触同样剂量后可观察到二级抗体反应抑制（卫生组织/欧洲，2003 年）。

林丹对生育的影响在实验室动物中得到证实：雌鼠连续 15 星期每天口服 10 毫克/公斤体重，即出现抗雌激素特性。雌兔连续 12 星期每星期 3 天，每天接触 γ -HCH 0.8 毫克/公斤体重后，其产卵量下降（卫生组织/欧洲，2003 年）。在雄鼠身上，经连续 5 天口服 6 毫克/公斤体重的剂量或一次服下 30 毫克/公斤体重的 γ -HCH 后即出现睾丸精子细胞和副睾精子数量减少。而雄鼠连续 90 天每天喂食 75 毫克/公斤体重后，即出现睾丸衰退，细精管退化和打乱精子的生成（卫生组织/欧洲，2003 年）。因此，林丹具有使内分泌紊乱的化合物的特性。在怀孕期接触林丹，比如在怀孕第 15 天一次服下 30 毫克/公斤体重的剂量，即引发性欲变化，雄性幼鼠睾丸激素浓度下降（美国环保局，2006 年）。

也有研究材料报告了林丹对成长发育的影响，有人以老鼠作试验，在其怀孕后第 12 天以插胃管方法注入 30 和 40 毫克/公斤后，即发现胎儿重量、胎儿胸重和胎盘重量下降。也有人观察到林丹引起的胎毒效应，认为可能是由于引发氧化压力，强化了脂肪过氧化反应和胚胎及胎盘组织中发生 DNA 单一纤维断裂所致（卫生组织/欧洲，2003 年）。使若干老鼠连续 12 个星期分别吸入 1.7 , 3.4 和 $6.8 \mu\text{M}$ 的剂量，相当于在污染过的蔬菜中 ($80-250 \mu\text{g/kg}$) 或污染过的饮水中 (0.02 毫克/升) 可能碰到的接触量，即显示在孕期、哺乳期或断奶期的成长率受影响，游动精子数下降和睾丸激素水平下降（卫生组织/欧洲，2003 年）。在一个老鼠数代生育研究和老鼠发育期神经中毒研究中，证实了幼小动物受毒害的敏感性更大（美国环保局，2002 年）。

现有的遗传毒性数据表明， γ -HCH 具有一定的遗传毒性。在老鼠连续 7 天以强饲法每天使其摄入 1.6 毫克/公斤体重后，可使其骨髓细胞染色体诱裂增大（ATSDR, 2005 年）。老鼠或人

接触 γ -HCH 后，可观察到老鼠鼻腔和胃黏液细胞和人的鼻黏液细胞 DNA 受损，并在某些类别细胞中，例如人的周围淋巴细胞组织中诱发无序的 DNA 综合（ATSDR, 2005 年）。

国际癌症研究机构（IARC）已将林丹划入对人类可能具有致癌性的类别；它还把技术级 HCH 和 α -HCH 列为可能的人类致癌物（ATSDR, 2005 年）。美国环保局最近已把林丹的类别划为“有初步致癌性证据，但不足以评估人类致癌的可能性”。美国环保局在把技术级 HCH 和 α -HCH 划为可能的人类致癌物的同时，也把 β -HCH 确定为可能的人类致癌物（ATSDR, 2005 年）。

林丹的致癌性是通过在各种试验中以口服方式作试验的。一些研究表明，在给老鼠的食物中喂食 10.8-33 毫克/公斤/日共 80 个星期，或在食物中喂食 0.07-32 毫克 γ -HCH/公斤/日共 104 个星期后，在其内分泌、甲状腺、大脑垂体、肾上腺、肝或卵巢肿瘤中均没有显著增加，但其不良存活率限制了此种研究结果的意义（卫生组织/欧洲，2003 年）。尽管另一些研究显示在老鼠分别在食物中摄入 13.6-27.2 毫克/公斤/日共 80 或 104 星期和在食物中摄入 27.2 毫克/公斤/日共 96 星期后出现肝细胞癌，但这些结果是在这么一个品种的老鼠上试验的，该老鼠品种有一种主导性突变，导致更高的接受敏感度，从而形成该品种特有的肿瘤。

在急剧接触后，林丹对水生生物有高度毒性，对鸟类和哺乳动物具中度毒性。生育研究中检测到其对鸟类和哺乳动物的慢性效应显示为低水平的不利影响，如鸟类生蛋、成长和存活参数的下降，和哺乳动物体重增加的减缓，加上某些指向性的内分泌紊乱效果。林丹的急性水下毒性数据显示其剧毒性是在淡水鱼（ LC_{50} 的范围从 1.7 到 131 ppb）和水生无脊椎动物之上（ LC_{50} 的范围为 10.0 到 520 ppb）。对淡水生物的慢性水下毒性显示为在 NOAEC 为 2.9 克/升时淡水鱼幼苗成长率下降，而在 NOAEC 为 54 克/升时水生无脊椎动物的繁殖力下降（环境合作委员会，2005 年和美国环保局，2006 年）。

在试管授精试验中，青蛙在 0.1 ppb 水平含量时，林丹即产生在统计上具重要意义的性别比例效果（71% 雄性），同时影响到雌激素活力，会改变精子对孕酮的反应力并诱发卵黄生成和雌激素接收器（美国环保局，2006 年）。在一项为期 35 天的试验中，当 LOAEL 为 13.5 微克/升林丹时，在无脊椎动物中即出现对繁殖和种群的影响。对孵蛋鸡和日本鹌鹑的实验中，当林丹含量分别为 100 ppm 和 25 ppm 时即引起孵化率的下降（美国环保局，2006 年）。

2002 年，美国环保局曾发表一份林丹对北极土著人的膳食风险评估。该膳食风险评估材料基于各种不同的危害和接触量推定，从而估计出其对阿拉斯加及北极周边区域社区人群的风险，这些人赖以作为日常食物的是例如鹿肉、海豹和鲸鱼肉。成人膳食中摄入林丹的总量幅度为 0.000055 至 0.00071 毫克/公斤/日。就非癌症后果而言，引起关注的水平（LOC）=0.0016 毫克/公斤/日。林丹的膳食风险没有超过该水平（美国环保局，2002 年）。

尽管将林丹列入《斯德哥尔摩公约》的决定将仅仅以 γ 异构体为依据，但审查委员会一致认为，讨论中似可包括 α 和 β 异构体。因此，现将 2006 年美国环保局对 α -和 β -异构体的风险评估资料列述于后。

2006 年 2 月，美国环保局发表了一份征求公众意见的风险评估，其中论述了来自林丹和林丹生产过程中的副产品 α -和 β -异构体的风险（美国环保局，2006 年）。其中估计了成人和儿童

的日常饮食摄入量，就 α -HCH 而言，摄入量幅度为 0.00057 至 0.051 毫克/公斤/日， β -HCH 摄入量幅度为 0.00037 至 0.01 毫克/公斤/日。以这些饮食摄入量同美国环保局慢性引起关注水

平 (LOC) 作比较。就非癌症后果而言, β -HCH 的 LOC 是 $cRfD=0.00006$ 毫克/公斤/日, 而 α -HCH 的 LOC 是 $cRfD=0.001$ 毫克/公斤/日, 作为依据的剂量是美国环保局断定不会引起不合理的有害健康后果。癌症的引起关注水平是其估计上限癌症风险超过 100 万分之一。该饮食风险评估材料指出, 对 α -和 β -HCH 引起慢性病和癌症的饮食风险估计值均高于美国环保局对这些北极人口基于高端饮食摄入量估计数的关注水平。

3. 资料综合

在实验室动物的实验中, 已表明林丹可毒害神经、肝脏和免疫系统, 而且也对繁殖产生影响。人类急性中毒数据表明, 林丹可引起严重的神经效应, 而慢性数据提示了可能的血液效应。国际癌症研究机构将林丹划入对人类可能具致癌性的类别 (ATSDR, 2005 年)。美国环保局将林丹列为“有指向致癌性证据, 但不足以评估人类致癌潜力”的类别。

人类接触林丹, 特别是孕妇和儿童, 是个令人关注的问题, 突出的证据是在人体组织和人乳中存在有 HCH 异构体, 包括林丹在内。由于使用医药产品治疗疥疮和虱子而直接与之接触, 应引起关注。食物源的接触, 值得关注的可能是高含量动物脂肪饮食和尤其是少数民族的日常饮食 (美国环保局, 2006 年和环境合作委员会, 2005 年)。在生产设施中的职业性接触应引起关注, 因林丹生产意味着工人们可同时接触其他 HCH 异构体, 例如被认为是一种可能的人类致癌物的异构体。

林丹遍布于海洋环境和土壤, 而在较寒冷区域常常可测到较高浓度。林丹在大气中远距离传输的潜力已在欧洲区域得到证实 (卫生组织/欧洲, 2003 年)。

虽然目前林丹生产量似乎在下降, 只剩下少数几个生产国家, 但多年来用以生产此种农药的低效率生产方法造成了一个世界性的污染问题, 它留下了, 而且也许还要留下一个巨大的污染性废弃产物问题 (国际 HCH 及农药协会, 2006 年)。

对林丹的实验室实验数据作出评价, 将可提示人们将其他有机氯农药的生物累积和生物放大潜力降低, 使其低于预期水平。实际上, 就其生物累积性而言, 林丹可认为是一个边缘案例。幸运的是, 现在已有大量的生物群监测数据, 可以比对其他有机氯农药, 对林丹的风险简介作出实际估计。由这一数量巨大而真实的数据提供的材料是结论性的: 从遥远使用地区收集的生物区系样品, 其林丹浓度类似于对其他有机氯农药所测到的浓度, 证实了对于持久性、生物累积性和远距离传输的关注。

由于林丹的毒性也类似于甚至高于针对其他有机氯农药所测到的毒性, 应当认为, 对林丹的持久性污染物特性, 人们的关注程度与对已经列入《斯德哥尔摩公约》内的其他化学品的关注是同样的。例如, Weisbrod 等人 (2000 年) 发现前导鲸鱼中的林丹水平相当于或略微低于在艾氏剂、异狄氏剂、七氯或灭蚁灵中的林丹水平。Sørmo 等人 (2003 年) 和 Kannan 等人 (2004 年) 也发现灰海豹和海獭属体内各自的 HCH 总量水平和氯丹总量水平相等。

4. 结束语

对于林丹，一些机构发表了许许多多的风险评估报告，有些国家制定了相应条例，国际上也出台了一些相应举措，这表明此种有机氯化合物引起了普遍关注，且表明已经采取了全球行动。

本文件提供的资料以及迄今发表的有关林丹的无数风险评估报告中的资料表明，林丹具有持久性、生物累积性和毒性，被发现存在于世界各地的环境取样之中，也存在于被调查的不同人口的人体血液、人的乳房乳汁和人体脂肪组织之中，尤其存在于北极当地人口所赖以生存的食物之中。这些发现表明，林丹有可能由于其远距离环境迁移而导致严重的、不利于人类健康和环境的后果，因而有理由采取全球行动。

致谢

在此，我们要感谢 Jon Arnot 和 Don Mackay (特连特大学)，Frank Wania (多伦多大学)，Janice Jensen (美国环保局)，John Vijgen (国际 HCH 及农药机构) 为支持本文件的编写而提供的来文和宝贵资料。我们尤其感谢加拿大环境署大气研究实验中心高级研究专家 Terry Bidleman 所提供的，现作为 **POPRC/LINDANE/INF.2** 印发的关于“林丹的异构化”的文件。

参考资料

ATSDR, 2005年。六氯环己烷的毒理学简介。美国健康及人类服务部, 公共保健服务处, 有毒物质及疾病登记署, 2005年8月。 <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp43.html>

澳大利亚, 2006年。根据《斯德哥尔摩公约》第8条规定提交公约附件E所述资料格式文本。2006年1月。

Bailey, R., Barrie, L., Halsall, C., Fellin, P., Muir, D. 2000年。加拿大北极西部大气中的有机氯农药: 跨越太平洋传输的证据。J. Geophys. Res. 105, 11805-11811。

Ballschmiter, K., Wittlinger, R. 1991年。HCH, 六氯代苯, 多氯联苯和1,1,1-三氯-2,2-双对氯苯基乙醇在对流层中的东西半球交换。环境科学技术 25期, 25, 1103-1111。

Berny, Ph.; Lachaux, O.; Buronfosse, T.; Mazallon, M.; Gillet, C. Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*), 淡水受林丹污染的指标。《环境研究》A节, 2002年。(90) 142-151。

Bidleman, T., Walla, M., Roura, R., Carr, E., Schmidt, S. 1993年。南海洋和南极洲大气中的有机氯农药。1990年1-3月海洋污染公报 26, 258-262。

Buser, H.F.; Müller M.在厌氧条件下排污水道污泥中六氯环己烷异构体的选择性降解。《环境科学和技术》1995年。29: 664-672。

Butte, W., K. Fox, 和 G-P. Zauke, 1991年。异构体六氯环己烷生物累积和清理的动力学。Sci.Total Environ. 109/110:377-382

CACAR, 2003年。加拿大北极污染物评估报告, 二、有形环境中的来源、发生、趋势和途径。北部污染物方案。加拿大印度及北部事务处。

Caquet, T., E. Thybaud, S. Le Bras, O. Jonot, and F. Ramade, 1992年。林丹和 Deltamethrin 在淡水中间的命运和生物效应。水中毒理学 23(3/4):261-278

Carlberg, G.E., 等, 1986年。水中腐殖质对大西洋鲑鱼中含氯微小污染物生物可得性的影响。Arch.环境污染物毒理学 15:543-548

CEC, 2005年。环境合作委员会。北美区域关于林丹和其他六氯环己烷(HCH)异构体的行动计划。征求公共意见稿, 2005年10月5日。
http://www.cec.org/pubs_docs/documents/index.cfm?varlan=english&ID=1821

Chevreuil, M., 和 P. Testard 1991年。以过滤养饲器监测瓣鳃鱼类的有机氯污染(*Dreissena polymorpha* Pallas) C.R.Acad.Sci.Ser.II 312(5):473-477

农作生命, 2006年。农作生命国际组织代表 Chemtura 提交的资料。《斯德哥尔摩公约》附件E资料。

Dickhut, R.M., Cincinelli, A., Cochran, M., Ducklow, H.W. 2005 年。有机氯农药沿西部南极半岛的大气浓度和空气—水中的流动。环境学技术。49(2):196-209

Donkin, P., J. Widdows, S.V. Evans, F.J. Staff, 和 T. Yan 1997 年。神经毒性农药对海洋贻贝 (*Mytilus edulis*) 饲养率的影响。农药科学 49(2):196-209

Geyer, H.J.; Scheunert, I.; Brüggemann, R.; Langer, D.; Korte, F.; Kettrup, A.; Mansour, M.; Steinberg, C.; Nyholm, N.; Muir, D. 林丹 (γ -HCH) 在各种鱼类中的半衰期和生物富集及与脂肪含量的关系。《光化层》，1997 年，第 35 卷 (1/2)，343-351。

Hartley, D. M. 和 J.B. Johnston 1983 年。使用淡水 Clam *Corbicula manilensis* 作为监测有机氯农药的工具。《环境污染物毒理学公报》31:33-40

国际 HCH 及农药协会，2006 年。林丹 HCH 异构体生产的遗留物。残留物管理、配制和处置情况全球概览。国际 HCH 及农药协会 www.ihpa.info

Iwata, H., Tanabe, S., Sakai, N., Tatsukawa, R. 1993 年。持久性有机氯在大洋空气和海洋水面的分布及海洋在其全球传输和命运中的作用。环境科学技术。

日本，2006 年。根据《斯德哥尔摩公约》第 8 条规定提交公约附件 E 所述资料格式文本。2006 年 2 月。

Kallenborn, R., Oehme, M., Wynn-Williams, D., Schlabach, M., Harris, J. 1998 年。持久性有机氯在环境空气中的水平及其在大气中远距离传输至南极洲的斯格尼岛。Sci. Total Environ. 220, 167-180

Kanazawa, J. 1981 年。通过淡水鱼类测量农药的生物富集度及其与物理化学特性或剧烈毒性的相应关系。《农药科学》12(4):417-424。

Kannan K., Kajiwara N., Watanabe M., Nakata H., Thomas N.J., Stephenson, M., Jessup D.A., Tanabe, S., 多氯联苯同族元素，有机氯农药和 butyltins 在南部海獭属及其捕食物中情况简介。环境毒理学和化学，第 23 卷，第 1 期，第 49-56 页，2004 年

Kosian, P., A. Lemke, K. Studders, 和 G. Veith, 1981 年。ASTM 生物富集实验的准确度。EPA 600/3-81-022, 美国环保局, Duluth, MN :20 p

Kumar, Y. 2001 年。ISBN 0-7785-1889-4. 艾伯塔环境空气中的农药。为空气研究使用者小组编写的报告，艾伯塔环境局，Edmonton，艾伯塔。

La Rocca, C., A. Di Domenico, and L. Vitozzi, 1991 年。对淡水鱼类接触林丹的化学生物活力研究：吸收和分泌比率常数和生物富集因子。Int.J.Environ.Health Res. 1(2):103-116

Lakaschus, S., Weber, K., Wania, F., Bruhn, R., Schrems, O. 2002 年。北极南极之间大西洋中 HCH 的空气—海洋平衡和时间趋势。环境科学技术 36, 138-145。

Li Y. F., Zhulidov A. V., Robarts R. D., Korotova L. G. 六氯环己烷在前苏联的使用情况。北极环境污染物毒理学 48, 10-15 (2004 年)

Li, Y.F.等。六氯环己烷被传送到北冰洋西部: 与 α -HCH 对比。《总体环境科学》, 2002 年。291(1-3), 229-246

Mackay Donald, Wan Ying Shiu and Kuo-CHing Ma. 有机化学物环境命运的物理化学特性图解手册。CRC 出版社, 1997 年。

Oehme, M., Manø, S. 1984a. 有机污染物远距离传输至北极 319, 141-146。

Oehme, M., Ottar, B. 1984b. 多氯碳氢化合物远距离传输至北极。地球物理研究通信。11, 1133-1136。

Oliver, B.G., and A.J. Niimi, 1985 年。某些卤化有机物对于虹鳟鱼的生物富集因子: 对其用以预测环境残留物的限制。环境科学技术 19(9):842-849

Oliver, B.G. and A.J. Niimi 1988 年。多氯联苯同类物和其他氯化碳氢化合物在安大略湖生态系统中的营养动态分析。环境科学技术 22:388-397

Pacyna, J., Oehme, M. 1988 年。一些有机化合物远距离传输至挪威北极区。大气环境 22, 243-257。

波兰, 2006 年。根据《斯德哥尔摩公约》第 8 条规定提交公约附件 E 所述资料格式文本。2006 年 2 月

Renberg, L., M. Tarkpea, 和 E. Linden, 1985 年。使用双壳贻贝作为研究生物富集性的试验生物体, Ecotoxicol. Environ. Saf. 9:171-178

Schreitmüller, J., Ballschmiter, K. 1995 年。HCH 和氯甲氧苯基在北大西洋和南大西洋中的空气—水平衡。环境科学技术 30, 852-858。

Shatalov, V., Malanichev, A., Berg, T., Larsen, R. 2000 年。研究和评估污染物在各种媒介中的越境传送和累积。第 1 部分。EMEP 报告 4/2000 年, 气象学综合中心—莫斯科东部。

Shatalov, V., Malanichev, A. 研究和评估持久性污染物在各种媒介中的越境传送和累积。第 2 部分。EMEP 报告 4/2000 年, 气象学综合中心—莫斯科东部。

Shen, L.; Wania, F.; Lei, Y.D.; Teixeira, C.; Muir, D. C.; Bidleman, T. 北美洲大气中的六氯环己烷。《环境科学和技术》2004 年。38, 965-975。

Sørmo, E., Skaare, J., Jüssi I., Jüssi M., Jenssen, B.M. 波罗的海和大西洋灰海豹 (*Halichoerus grypus*) 中的多氯联苯和有机氯农药。环境技术和化学, 第 22 卷, 第 11 期, 第 2789-2799 页, 2003 年。

Thybaud, E., and S. Le Bras 1988 年。Asellus aquaticus (甲壳纲, 等足目) 对林丹的吸收和化解。环境污染物毒理学公报 40(5):731-735

欧经委, 2004 年。关于林丹的技术审查报告。关于在欧洲经委会持久污染物议定书之下列出的拟予重新评估的物质的报告。奥地利编写, 2004 年。
http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf

美利坚合众国, 2006 年。根据《斯德哥尔摩公约》第 8 条规定提交公约附件 E 所述资料格式文本。2006 年 1 月。

美国环保局, 2002 年。经修订的 EFED RED 文件: 林丹章, 由美国环境保护局农药方案林丹重新登记资格决定办公室环境命运和效应部编写。

http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/lindane/efed_ra_revised.pdf

Van Drooge, B.L., Grimalt, J.O., Garcia, C.J.T., Cuevas, E. 2002 年。东北部大西洋自由对流层中半挥发性的有机氯化合物。环境科学和技术 36, 1155-1161。

Vigano, L., S. Galassi, 和 M. Gatto, 1992 年。在 *Oncorhynchus mykiss* 生命早期影响到六氯环己烷生物富集度的因素。环境毒理化学 11(4):535-540

Walker, K.; Vallero D.A.; Lewis R.G.。影响到林丹及其他六氯己烷的分布的因素。《环境科学和技术》1999 年。33:4373-4378。

Weisbrod A.V., Shea D., Moore, M.J., Stegeman J.J., 多氯联苯和氯化农药在西北大西洋导向鲸中的生物富集形态。环境技术和化学, 第 19 卷, 第 3 期, 第 667-677 页, 2000 年。

卫生组织, 1991 年。国际化学品安全方案。健康和安全指南第 54 号: 林丹 (γ -HCH) 健康和安全指南。联合国环境规划署, 国际劳工组织, 世界卫生组织。日内瓦, 1991 年。

<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg054.htm>

卫生组织/欧洲, 2003 年。来自远距离跨境空气污染的持久性有机污染物的健康风险, 卫生组织/公约关于空气污染导致健康问题的联合工作队。卫生组织/欧洲。2003 年。第 3 章: 第 3 章/六氯环己烷。<http://www.euro.who.int/Document/e78963.pdf>

Yamamoto, Y., M. Kiyonaga 和 T. Watanabe 1983 年。HCH 异构体在菲律宾蛤仔 (*Venerupis japonica*) 和红鳉鱼 (*Poecilia reticulata*) 中生物富集和消解比较。环境污染物毒理学公报。31:352-359

