



联合国
环境规划署

Distr.: General
29 August 2008

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(b)

审议风险简介草案：五氯苯

风险简介草案：五氯苯

秘书处的说明

1. 持久性有机污染物审查委员会在第二次会议上通过了关于五氯苯的第 POPRC-2/7 号决定。¹ 在该决定的第 2 段，委员会决定成立一个特设工作小组，进一步审查关于将五氯苯列入《公约》附件 A、B 和（或）C 的提议（见 UNEP/POPS/POPRC.2/13 和 UNEP/POPS/POPRC.2/INF/5 号文件），并根据《公约》附件 E 制订一份风险简介草案。
2. 五氯苯问题特设工作小组成员及其观察员名单载于 UNEP/POPS/ POPRC.2/17 号文件附件五。
3. 委员会在第二次会议上通过了关于拟订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 段和附件二 - A。

K0762915 101007 101007

为节省开支，本文件仅作少量印发。请各位代表自带所发文件与会，勿再另行索要文件副本。

4. 根据委员会通过的第 POPRC-2/7 号决定和标准工作计划，五氯苯问题特设工作小组编写了本说明附件所载的风险简介草案。该风险简介草案未经正式编辑。UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 号文件提供了与本风险简介相关的其他详细信息。

委员会可能采取的行动

5. 委员会或愿：

(a) 经过任何修正之后通过本说明附件所载的风险简介草案；

(b) 依照《公约》第 8 条第 7 款的规定并根据该风险简介，决定此种化学品是否有可能通过远距离迁移对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，以致有必要采取全球行动并着手推行该提案；

(c) 根据上述（b）中所述决定，就以下事项达成一致：

(一) 邀请各缔约方和观察员提供有关实施《公约》附件 F 的信息，成立一个特设工作小组来编写风险管理评价草案，并商定一项关于完成该草案的工作计划；或者

(二) 将风险简介提供给各缔约方和观察员，并将其暂行搁置。

附件

五氯苯

风险简介草案

《斯德哥尔摩公约》持久性有机污染物审查委员会
五氯苯问题特设工作小组起草

2007年8月

目 录

执行摘要6

1 导言7

 1.1 该拟议物质的化学特性7

 1.1.1 名称和登记号7

 1.1.2 结构8

 1.1.3 物理和化学特性8

 1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 五氯苯信息的结论8

 1.3 数据来源8

 1.4 国际公约项下化学品的现状8

2 与风险简介有关的简要信息9

 2.1 来源9

 2.1.1 生产、贸易、库存9

 2.1.2 使用9

 2.1.3 向环境的释放10

 2.2 环境归宿12

 2.2.1 持久性12

 2.2.2 生物累积性13

 2.2.3 远距离环境迁移的可能性14

 2.3 暴露15

 2.3.1 偏远区域非生物环境媒介中的浓度15

 2.3.2 在偏远区域生物群中的浓度15

 2.3.3 在温带的浓度，包括趋势17

 2.3.4 对人类的影响18

 2.3.5 生物利用率18

 2.4 对引起关注的终点进行的危害评估19

 2.4.1 毒性19

 2.4.2 生态毒性22

3 信息综述24

4 结论意见	25
参考资料	26

执行摘要

欧洲共同体及其作为《斯德哥尔摩公约》缔约国的成员国已经提议把五氯苯列入《公约》。持久性有机污染物审查委员会得出结论认为，五氯苯符合规定的筛选标准，并决定成立一个特设工作小组进一步审议该项提案。

向联合国环境规划署秘书处提交资料的大多数国家（捷克共和国、德国、立陶宛、毛里求斯、土耳其、加拿大）报告说没有生产或使用五氯苯，这与所提交的档案所载信息一致。以往五氯苯都是作为多氯联苯产品的成分、染色载体、杀真菌剂、阻燃剂以及生产五氯硝基苯的化学中间体使用的。美国和欧洲主要的五氯硝基苯制造商为了不再这样使用五氯苯，改变了他们的生产程序。在某些种类的除草剂、农药和杀真菌剂中存在少量五氯苯杂质。在美国，一些杀虫剂制造商改变了他们的生产程序，以降低产品中六氯苯杂质的浓度，而且这些变化可能还降低了五氯苯污染物的浓度。五氯苯同时也是一些农药的低水平降解产物。文献来源显示五氯苯不具备商业意义。没有关于五氯苯贸易或库存的报告。

现在五氯苯通过各种来源进入环境，其中五氯苯作为不完全燃烧的副产品，属于目前最大的来源。但是，关于五氯苯通过各种来源的释放，存在相当多的不确定性，而可用资料只限于美国和加拿大。可用资料有限，难以对全球的五氯苯数量和趋势做出准确估算。根据美国有毒物排放数据库，五氯苯全球每年的排放总量估计在85.000千克/年。

考虑到五氯苯在大气、土壤、沉积物和水里的估算半衰期以及实验半衰期，应当认为该物质具有持久性。依照现有资料，五氯苯具有较高的生物累积率可能性。Log Kow 对数值从4.88至6.12之间不等，而推荐值则是5.17-5.18。鱼类的生物浓缩因子值从1 085-23 000升/千克不等，软体动物从833-4,300升/千克不等，而甲壳类动物则从577-2,258升/千克不等。事实上，五氯苯的生物转化微不足道，而且该物质非常疏水，所以该化合物可能也具备较高的生物放大作用。

五氯苯对人类具有中度毒性，因此不能归类为致癌物质。欧洲联盟把五氯苯视为一种对水生生物极其有毒的物质（鱼类、水蚤或藻类的致死中浓度 ≤ 1 毫克/升）。关于陆栖生态毒性的现有资料有限，同时也缺少对鸟类毒性的资料。

如水溶性、蒸汽压力和亨利定律常数等的物理和化学特性没有超越其他持久性有机污染物的范围。五氯苯主要是通过羟基的作用，在空气中发生光氧化。不过，估计五氯苯在空气中的半衰期为45天到467天。五氯苯的物理和化学特性及其在空气中的持久性，使这种物质在空气中具有远距离迁移的可能性。五氯苯在包括生物区系在内的环境区划以及偏远区域的存在都证实了这一点。

五氯苯在全球环境中分布广泛。对南北极地等偏远区域生物/非生物媒介中五氯苯的含量做了测定，并收集了有关温带生物/非生物媒介中五氯苯含量的监测数据。一般而言，来自发达国家的数表明，五氯苯在世界温带地区的浓度似乎在降低。而在南北极地区，仅有最近的数据，不足以进行趋势归纳。

根据现有数据，由于其远距离环境迁移的结果，五氯苯可能会对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因此必须采取全球行动消除这一影响。

1 引言

欧洲联盟及其身为《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》缔约方的成员国根据《公约》第8条第1款提交了关于把五氯苯列入《斯德哥尔摩公约》附件A、B或C的提案。提案的完整原文载于UNEP/POPS/POPRC.2/INF/5号文件中。UNEP/POPS/POPRC.2/13号文件载有秘书处编写的关于该提案的摘要。

持久性有机污染物审查委员会同意对最初提案作进一步审议，意味着这种物质的特性符合《公约》附件D中规定的筛选标准。接下来需要依照附件E的说明拟定一份该物质风险简介。本风险简介草案是在委员会2006年11月第二次会议做出根据《公约》条款设立一个特设工作小组进一步审查提案的决定之后编写的（POPRC-2/7号决定）。

本文件中的所有数据都是按照国际单位制（SI）提供，因此，许多数据都是用数据来源中的其它单位换算过来的。另外，所有浓度都是以千克或升为单位（如微克/千克或毫升/升）。

1.1 该拟议物质的化学特性

1.1.1 名称和登记号

五氯苯属氯苯类，以一个苯环为特征。在这个苯环里，氢原子由一个或更多个氯所替代。氯苯是中性、热稳定的化合物，随着氯替代数量的增加而稳定性增强、熔点和沸点升高。五氯苯的水溶性非常低（Rossberg等人, 2006年）。

国际纯化学和应用化学联合会名称: benzene (苯), pentachloro- (五氯-)

化学文摘社化学品名称:

别名: 1,2,3,4,5- pentachlorobenzene (1,2,3,4,5-五氯苯);

Pentachlorobenzene (五氯苯);

PCB (多氯联苯)、PeCB (五氯苯)、QCB (五氯苯);

quintochlorobenzene (五氯苯)

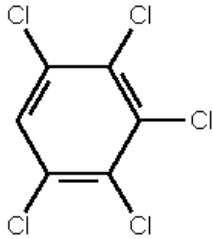
化学文摘社登记号: 608-93-5

欧洲现存化学物质清单编号: 210-172-0

商贸名称: -

1.1.2 结构

1,2,3,4,5-五氯苯



1.1.3 物理和化学特性

Mackay 等人（2006 年）提供了五氯苯在 20 摄氏度时的推荐值为 0.11 帕。而在 25 摄氏度时水溶性在 0.135 至 3.46 毫克/升之间不等，鉴于此，各种来源中的推荐值都在 0.55 毫克/升左右。Mackay 等人（2006 年）提供的 Log Kow 对数值在 4.88 至 6.12 之间不等。此来源和物理性质数据库、化工数据库建议 5.17 至 5.18 之间的值最为可靠。五氯苯物理性质和化学性质的完整清单都列入了 UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 号文件附件二表 1.1 中。

1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 五氯苯信息的结论

持久性有机污染物审查委员会在 2006 年 11 月 6 日至 10 日的第二次会议上，应用了《斯德哥尔摩公约》附件 D 规定的筛选标准，并得出结论认为，根据《公约》第 8 条第 4 (a) 款，五氯苯满足了全部筛选标准，委员会对此感到满意。根据《公约》第 8 条第 6 款和《斯德哥尔摩公约》缔约方大会第 SC-1/7 号决定第 29 段，委员会进一步决定，成立一个特设工作组进一步审查该提案，并依照《公约》附件 E 制定一份风险简介草案。委员会邀请缔约方和观察员根据《公约》第 8 条第 4 (a) 款，于 2007 年 2 月 2 日之前向秘书处提交有关实施《公约》附件 F 的信息。

1.3 数据来源

UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21 号文件附件一和附件三提供了数据来源（参考资料及其他文献）方面的信息。就以上提及评论的引用内容而言，所引用的正文（或者经修订而引用的正文）包括原始评论引用的参考资料。这些参考资料没有在参考文献列表里单独出现。以下缔约方和观察员回答了《公约》附件 E 规定的信息请求：加拿大、捷克共和国、德国、日本、立陶宛、毛里求斯、瑞士、土耳其、美利坚合众国、国际消除持久性有机污染物联盟以及化学协会国际理事会/世界氯理事会。

1.4 国际公约项下化学品的现状

五氯苯未列入任何国际公约。欧洲委员会在 2006 年向联合国欧洲经济委员会执行秘书处提交了一份提案，提议把五氯苯纳入 1979 年《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的议定书》（欧洲委员会，2007 年）。

该议定书旨在控制、减少或消除持久性有机污染物的排出、排放和损耗。联合国欧洲经济委员会持久性有机污染物工作队确定了以下可能把五氯苯纳入《议定书》的选项：

- (a) 为了防止生产和使用，把五氯苯列入《议定书》附件一；
- (b) 把五氯苯列入《议定书》附件一和附件三。[ECE/EB.AIR/WG.5/2007/14]

《欧洲水框架指令》把五氯苯确定为一种首要物质（2000/60/EC）。在这些首要物质清单内，确定了所谓的首要危险物质，与淡水、沿海环境和海洋环境特别相关。在通过该《指令》20年内，须终止或者逐步减少这些物质的排出、排放和损耗。欧洲委员会提议将五氯苯作为一种首要危险物质包括进来[委员会（2006年）397最后文件]。五氯苯被列入《1998年奥斯巴候选物质清单》（奥斯巴，1998年）。

2 与风险简介有关的简要信息

2.1 来源

加拿大提交的两份文件广泛介绍了生产、使用和释放源（加拿大政府，1993年、2003年），即加拿大拟议的五氯苯风险管理战略（加拿大环境部，2005年）和化学协会国际理事会/世界氯理事会提交的文件（2007年）。额外信息取自其他缔约方和观察员提交的文件以及公开文献。

2.1.1 生产、贸易、库存

提交的五氯苯文件说明，欧洲和北美已不再生产五氯苯（Van de Plassche等人，2002年）。据欧盟工业部门报告，不存在作为高产水平化学制品或低产水平化学制品的五氯苯（<http://ecb.jrc.it/esis/>）。向联合国环境规划署秘书处提交资料的大多数国家（加拿大、捷克共和国、德国、立陶宛、毛里求斯、土耳其和美国）报告说没有生产或使用五氯苯。化学协会国际理事会/世界氯理事会提交的文件没有提及五氯苯的有意生产，根据Ullmann的《工业化学品百科全书》，五氯苯不具有经济意义（Rossberg等人，2006年）。没有关于五氯苯贸易或库存的报告。

2.1.2 使用

加拿大和美国都报告说其国内不存在五氯苯的商业需求，而且五氯苯也不再作为最终产品使用。Ullmann的《工业化学品百科全书》没有提及五氯苯的任何现行使用（Rossberg等人，2006年）。但是，该文献提及了五氯苯在过去的多种使用或非有意使用。

1. 五氯苯是氯苯混合物的一种成分，用于降低传热的多氯联苯产品的粘性（加拿大环境部，2005年），但是，由于1980年以后五氯苯用量的减少，新条例禁止将含电介质的多氯联苯用于新的用途。多氯联苯在北美和欧洲一些陈旧的电器设备中仍有使用，因此这种来源存在释放五氯苯的些许可能性（加拿大环境部，2005年）。经推测，世界其他地方也仍在使用一些多氯联苯，而且其中一部分含有五氯苯。世界许多国家正在停

止多氯联苯的使用，所以预计任何相关的五氯苯排放量会与时俱减。

2. 从前五氯苯和四氯苯可以在染色载体中找到。现已停止将这类物质用于染色载体（加拿大环境部，2005年）。加拿大的文件没有说明五氯苯、四氯苯或二者是否还用于染色载体。

3. 五氯苯作为一种杂质，存在于目前在加拿大使用的若干种除草剂、农药和杀真菌剂中（加拿大环境部，2005年）。美国环境署进行了一项研究，评估在饮食方面百菌清、五氯硝基苯和其他几种农药所含六氯苯和五氯苯杂质的致癌危险。经确定，五氯硝基苯（杀菌剂）、硫丹、氯吡-甲基、莠去津和林丹中含有五氯苯，但还不能肯定西玛津、百菌清、毒莠定和敌草索中是否也存在这种物质（美国环境署，1998年）。工业级六氯苯含有98%的六氯苯、1.8%的五氯苯和0.2%的1,2,4,5-四氯苯（世界卫生组织-国际化学品安全方案，1997年）。六氯苯已列入《斯德哥尔摩公约》附件A和附件C，因此六氯苯作为五氯苯的一种来源，或许不很重要。尚不清楚其他农药的现状。

4. 五氯苯作为化学中间体的使用在世界卫生组织-国际化学品安全方案中有所提及（1991年）。迄今为止，文献中仅能找到在制造五氯硝基苯（杀菌剂）的过程中作为中间体的使用。五氯苯在杀真菌剂中属于一种杂质。Van de Plassche等人（2002年）报告说各国都在生产和使用五氯硝基苯，并说明尚不清楚欧洲经委会区域以外的使用情况。Van de Plassche等人（2002年）声称：“现在，五氯硝基苯通过不使用五氯苯的另一种生产程序制造。Amvac化学公司不知道有哪些五氯硝基苯生产商使用五氯苯作为给料。他们得出结论认为，任何库存的五氯硝基苯不可能含有大量五氯苯。”Feiler（2001年）报告说，当时是使用氯化硝基苯而不是五氯苯作为中间体来生产五氯硝基苯（见化学协会国际理事会/世界氯理事会文件（2007年））。现有数据证实五氯硝基苯预加工使用的五氯苯有所减少。但是，该结论仅建立在欧洲和北美数据之上。

5. 过去，五氯苯可能一直用作一种杀真菌剂和阻燃剂（Van de Plassche等人，2002年）。世界卫生组织-国际化学品安全方案（1991年）提到，五氯苯以前用在杀虫剂里以对付海蜗牛。尚未找到这方面应用的更多来源。

6. 加拿大每年从美国进口不足0.1千克的纯五氯苯，用作实验室试剂（加拿大政府，1993年）。根据1995年的资料，加拿大政府还提及了用作实验室试剂这一用途（2003年）。尚不清楚现有情形。

根据提交的资料和文献资料，很明显，五氯苯在欧洲和北美的生产和使用并不普遍。五氯苯在世界其他地区的生产和使用的情况尚不十分清楚。

2.1.3 向环境的释放

加拿大环境部在2005年拟订的五氯苯风险管理战略提及了五氯苯有可能释放到加拿大环境中的多种途径（加拿大环境部，2005年）。在加拿大国内五氯苯的主要释放源包括：家庭废物的桶内燃烧、木材加工厂和服务用途杆木、杀虫剂的使用、电介质的溢出和清除、市政固体废物焚烧、危险废物焚烧、镁生产、溶剂使用和

远距离迁移。提到的潜在释放源包括：镁生产（不足年度释放总量的2%）、氯化溶剂（忽略不计）、再生铜和再生铝的加工（无数据）、化学制造（不可能）、铁厂和铜厂（资料不足）、炼油厂（不可能）、废水处理厂（不可能）、纺织厂（不可能）、远距离迁移（不知道数量，预计会减少）（UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.1）。

加拿大环境部较为广泛地说明了释放源和潜在释放源（2005年）。该部在五氯苯风险管理战略中规定的总释放量（加拿大环境部，2005年）是41.9千克/年，比首要物质清单五氯苯评估报告中涉及的>580千克/年低10个系数（加拿大环境部，1993年），这份首要物质清单五氯苯评估报告是加拿大为起草本风险简介提交的。加拿大风险管理报告（加拿大环境部，2005年）中提及的最主要释放源是家庭废物的桶内燃烧（21.93千克/年）、市政固体废物焚烧（2.36千克/年）、危险废物焚烧（1.84千克/年）和镁生产（1.53千克/年），这些来源在1993年并未确定为释放源。

关于五氯苯在美国释放的资料可以在美国环境署《有毒化学品释放名录》中查到（美国环境署 2007年a，<http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>）。《有毒化学品释放名录》包含2000年至2004年的释放数据。总释放量从1,512千克五氯苯/年到763千克五氯苯/年不等，包括空气排放、地表水排出、地下注入、向土地的现场释放和场外转移处理。2000年至2004年的空气排放量分别是74、34、37、40和100千克/年。水排放量处于同等数量级（见UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.2）。美国在其评论中同时还表明《有毒化学品释放名录》提供的“现场和场外释放”数据包括不会释放到环境里的数量，原因是它们须经处理或其他管理活动。《有毒化学品释放名录》数据并没有覆盖所有工业部门，这意味着美国国内的总释放量要比所提供的数量高得多。其他国家的释放数据暂缺。

化学协会国际理事会/世界氯理事会提供文件所估算的年度五氯苯全球排放建立在美国《有毒化学品释放名录》的基础之上（化学协会国际理事会/世界氯理事会，2007年）。在市政固体废物燃烧过程中观测到了五氯苯的形成。由于燃烧条件不同，而非燃料成分或废物含量不同，所报告的排放系数迥异。聚氯乙烯的燃烧可能是五氯苯形成的来源之一（Kim等人，2004年；Aracil等人，2005年；Muller等人，1997年），但是对这种来源的相对重要性存在争议。产生多种氯化芳烃的其他过程可能有助于五氯苯的生成，即使没有实际发现和报告五氯苯。化学协会国际理事会/世界氯理事会估算的五氯苯年度全球排放量（2007年）为85,000千克/年，大约是加拿大估算量的2,000倍以及美国总释放量的850倍。大多数排放来源与加拿大风险管理文件提供的排放来源相似（加拿大环境部，2005年），但有一些是不同的。化学协会国际理事会/世界氯理事会进行的研究没有包括危险废物焚烧和木材加工厂；而加拿大的研究则未涉及煤炭和生物质的燃烧，煤炭和生物质的燃烧占全球排放总量的一半。其他五氯苯来源包括五氯硝基苯降解、二氧化钛生产以及镁、铜、铈和钼等金属生产的金属矿石加工方法（化学协会国际理事会/世界氯理事会，2007年引自Beck和Hansen，1974年；Knutzen和Oehme，1989年；Doering等人，1992年和Vogelgesang 1986年）。没有进行定量评估，因为不存在建立定量评估的定量信息基础。虽然认为化学制造不可能是一种来源，但是在工业区附近，观测到了加拿大沉积物中报告过的最高氯苯浓度（加拿大政府，2003年）。

总之，五氯苯可以通过多种来源进入环境，其中五氯苯作为不完全燃烧的副产品是目前最重要的来源。几乎所有燃料都含有一些氯化物，特别是生物质和废物。在工业氯化反应中，五氯苯可能以一种副产品产生，还可能是所报告排放的一部分。诸如铜铝加工厂和钢厂等许多潜在来源，没有数据或者数据有限。根据多种文件提供的数据，预计由于五氯苯的逐步减少，以往有意使用可能使释放减少。至于燃烧副产品这种非有意释放的情况，预计这些情况会使释放减少，因为已经采取了一定措施以降低其他副产品的释放/排放量。由于各国的工业加工和废物处理过程具有不确定性和差异性，因此应当考虑开展全球评估。

2.2 环境归宿

2.2.1 持久性

五氯苯主要通过和羟基的作用，在空气中发生光氧化（《加拿大环境保护法》，1993年）。没有关于空气降解的数据，不过，估计五氯苯在空气中的半衰期为45天到467天。基于和羟基的作用而测算的五氯苯在空气中的半衰期为277天（与环境有关的物性估算程序包，美国环境署，2007年b）。Vulykh等人（2005年），根据模型数据估算的五氯苯在空气中的半衰期为65天。该估算是降解以及干湿沉降和与各表层进行气体交换的结果。仅由于降解过程的五氯苯空气半衰期预计为155天。

在经合发组织试验准则301C试验中，五氯苯不能进行生物降解（日本国立技术与评价研究所，2007年）。五氯苯的光降解在阳光照射之下的地表水里速度很快：24小时后损耗41%（有害物质数据库，2000年2月）。五氯苯在地表水中的半衰期估计从194天到1,250天不等，深水中厌氧生物降解的半衰期估计从776天到1,380天不等（《加拿大环境保护法》，1993年）。

王等人（1994年）研究了五氯苯在20摄氏度至30摄氏度的条件下，在施加五氯苯（4.5微克/千克）和污泥（3微克/千克）的土壤里的性状和结果。一半的五氯苯用量通过挥发很快损耗掉，随后的降解半衰期从187天（施加五氯苯土壤；1.4%有机物）到1,550天（施加污泥土壤，4.5%有机物）不等。结合残留的形成是土壤损耗相对较少的途径。Scheunert等人（1985年）在126天后回收了2毫克/千克用量的1%结合残留。在需氧环境里，五氯苯在土壤中具有持久性。

Beck和Hansen（1974年）根据存验样品发现，在需氧壤质砂土土壤（1.9%有机物；18-20摄氏度）里，7毫克/千克的五氯苯半衰期为194天至345天。标准偏差是20%到25%。因此，95%的置信区间是112-726天以及289-3,76天。因为这些值建立在存量样品的基础上，112-3,176天的全范围代表了实验结果。土壤被保存在10升桶中，桶则由两片塑料薄膜所覆盖。在这个用时600天的试验期间，水损耗得到了补偿，土壤的含水总量每隔100天从土壤中蒸发一次（Bro-Rasmussen等人，1970年）。所报告的损耗值基于 $\log(2)$ /玻尔兹曼常数而非 $\ln(2)$ /玻尔兹曼常数。准确的半衰期因而从260天到7,300天不等。尚不清楚五氯苯蒸发对这些半衰期的作用。

Susarla等人（1997年）研究了湖水中沙质沉积物（1:3）的产烷泥浆（<1%有机物）里六氯苯的降解，施加剂

量为1.14毫克/升。150天后75%的六氯苯降解了，五氯苯初级代谢产物的降解以一级动力学的速度随后而至，其半衰期在25摄氏度时大约为50天。Masunaga等人（1996年）研究了五氯苯在硫化过的河口沉积物里的降解，这些沉积物先前就暴露在当地工业的各种化学品里。沉积物泥浆含有272克/千克的固体；其中12%可以通过燃烧而损耗掉，并且还保持了25摄氏度的环境。五氯苯半衰期为18天。在热压处理过的样品里，半衰期为990天。

荷兰喀特米尔（Ketelmeer）湖的沉积物柱芯中被有选择地添加了六氯苯，目的是获得一个脱氯的厌氧生物群落，五氯苯不具有持续性：适合的厌氧微生物区系如果施加50微克/升的五氯苯，在25摄氏度时的半衰期大约为6天（Beurskens等人，1994年）。粘壤土（5.38%有机物）和无菌介质（50克土壤和70毫升介质）的混合物在浇灌了10%适宜微生物培养的泥浆之后，在室温时隔绝空气而能存活。土壤添加了14.2毫克/升的六氯苯、25毫克/升的五氯苯以及254.1毫克/升的1, 2, 4-三氯苯。五氯苯浓度在大约23天的半衰期里有所降低。浓度为1毫摩尔/升时，在80到142天后氯苯累积为主要代谢物（Ramanand等人，1993年）。迄今为止，仅隔离了一种脱氯菌株（Adrian和Görisch，2002年）。

经过比较1972年采样并测量的喀特米尔湖浓度沉积物（荷兰）所含五氯苯的浓度与约在1970年沉积的沉积物层1988年采样浓度，可以看出五氯苯浓度降低了35%，降幅虽小，但在统计学上意义深远。六氯苯浓度下降了80%。二氯化苯和四氯化苯等含量较低的氯化苯则上升至80%（Beurskens等人，1993年）。喀特米尔湖沉积物含有9%至13%的有机物（Aarnoutse等人，1996年；Cornelissen和Gustafsson，2004年）。在联合国的一片土地（沃伯恩）上，20年间（直到1961年）分别施加了25次污泥，所添加的五氯苯有大约21%在污泥施加停止30年后仍然留存在土壤里（王等人，1995年）。土壤从污泥中获得了其干重的25%。假定污泥每年含有80%有机物和2%分解有机物，则平均有机物含量为15%。这五年六氯苯输入量比五氯苯输入量大约高出4倍；而且六氯苯在这30年间也降低到22%。

缺少关于五氯苯在水中降解的试验数据。预计五氯苯会从水相中消散进入沉积物或进入空气。五氯苯在需氧条件下的土壤和沉积物中具有持久性。据认为，在厌氧沉积物-水泥浆中，五氯苯具有持久性，温度在10摄氏度以上并与较低的有机物含量结合的情况除外。较高的有机物含量似乎极大地增加了持久性。由于六氯苯中形成五氯苯的结果，实际上，对五氯苯的实地测量可能过高估计了持久性。预计五氯苯在温带有机土壤和沉积物里的真正实地半衰期大约为6年。

考虑到五氯苯在大气、土壤、沉积物 and 水中较久的估算半衰期以及实验半衰期，应当认为该物质具有持久性。环境持久性取决于光氧化速度、氧和有机物的存在度。

2.2.2 生物累积性

五氯苯具有较高的疏水性。Mackay等人（2006年）报告说，Log K_{ow} 对数值从4.88至6.12之间不等，而推荐值则是5.17-5.18。因此，可以推断该化合物具有较大的生物累积潜力。UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件

附件二表2.3显示的数据证实了上述这一点。表2.3总结了根据Klimisch标准认为可靠的值(Klimisch, 1997年)。

鱼类的生物浓缩因子值从1,085-23,000升/千克不等, 软体动物从833-4,300升/千克不等, 而甲壳类动物则从577-2,258升/千克不等。应当说明对于最低鱼类生物浓缩因子值, 尚不明显清楚是否测量过了暴露浓度(Schuler等人, 2007年)。如果这些生物浓缩因子值基于名义值而非经测量的暴露浓度, 则有可能低于以衡量浓度为基础的“实际”生物浓缩因子值。

总之, 根据这些值可以认为, 五氯苯具有较高的生物放大作用潜力。由于较高的 $\log K_{ow}$ 对数值和实际上可能微不足道的生物放大作用(Schuler等人, 2006年、2007年), 该化合物可能存在生物放大作用潜力。不过, 缺少关于五氯苯生物放大作用的资料。

2.2.3 远距离环境迁移的可能性

持久性有机污染物审查委员会提案文件所载的五种新持久性有机污染物候选物质(包括五氯苯), 应用了经合组织使用输入特性的持久性和远距离迁移可能性筛选工具, 估计这五种新物质具有总体持久性和远距离迁移可能性(Wegmann等人, 2007年)。这种工具虽不能测定五种新物质在环境中的绝对含量, 但有助于将它们与先前确定的持久性有机污染物进行比较。作者断定, 尽管所研究的五种化学品的化学性质有许多不确定性, 但是持久性有机污染物候选物质(包括五氯苯)拥有与先前确定的几种持久性有机污染物相似的持久性和远距离迁移可能性等特征。

计算五氯苯在空气中的迁移距离也证明了五氯苯的远距离迁移。Mantseva等人(2004年)建立了一个多区迁移模型, 用来评估持久性有机污染物的远距离空气迁移和沉积。根据该模型评估进行的计算得出, 五氯苯在欧洲的迁移距离为8,000多千米。Vulykh等人(2005年)详细说明了该模型, 他们估算的迁移距离是8,256千米。基于北美空气样本所测量的浓度, 五氯苯在空气中的远距离迁移的经验估计是13,338千米(Shen等人, 2005年)。这个距离大于其他有机氯农药的距离。其他有机氯农药也是该研究的一部分, 包括目前列入的持久性有机污染物氧桥氯甲桥萘、二氯二苯三氯乙和七氯。

监测数据也表明五氯苯可以进行远距离迁移。在世界不同地点的空气和降雨中都发现了五氯苯, 其中许多五氯苯距离其来源地很远。2000年至2001年在北美40个取样站(包括5个北极站)采集的所有空气样本中发现了五氯苯。整个大陆所测量的浓度相对来说没有什么变化, 平均值为0.045纳克/立方米, 变化范围是0.017至0.136纳克/立方米(Shen等人, 2005年)。根据这些作者提供的信息, 整个北半球空气浓度范围的空间变异性小, 表明五氯苯在空气中的留存时间很长, 这样一来, 它就会逐渐广泛散布于全球大气之中了。据报道, 在包括北极区和南极在内的偏远区域, 一些非生物(空气、雨水、水、沉积物和土壤)和生物(鱼类、鸟类、哺乳动物)基质中都含有五氯苯的存在。暴露一节详细说明了这些内容。

总之, 五氯苯的迁移模型、五氯苯在空气中传播的监测资料和五氯苯的化学性质都表明, 该物质完全具有远距离环境迁移的可能性。五氯苯存在于偏远区域的基质中, 其中一些只能通过空气迁移之后才能获得, 这证

实了五氯苯可以进行远距离迁移的结论。

2.3 暴露

五氯苯在全球环境中广泛传播。前两节侧重介绍五氯苯在（南）北极等偏远区域非生物和生物媒介中的含量。第三节侧重温带非生物和生物媒介中五氯苯监测数据以及观测到的趋势。最后一节讨论五氯苯对人类的影响。

2.3.1 偏远区域非生物环境媒介中的浓度

在世界不同地点测量了大气中五氯苯的浓度。在阿勒特（加拿大西北地区）空中采集到的五氯苯浓度从 0.0031 到 0.135 纳克/立方米不等（加拿大政府，1993 年）。整个北美测量到的五氯苯浓度平均值为 0.045 纳克/立方米，范围从 0.017 到 0.136 纳克/立方米不等（Shen 等人，2005 年）。他们还观测到，包括五氯苯在内的有机氯化物在大气中的浓度随着加拿大落基山脉海拔的升高而增加。

在研究北太平洋、白令海和楚科奇街道氯化有机物的分布情况时，采集到的全部水样中发现了五氯苯（化学协会国际理事会/世界氯理事会 2007 年引自 Strachan 等人，2001 年）。溶解期间的五氯苯浓度平均值为 0.016 纳克/立方米，而悬浮体仅占五氯苯总量的一小部分。取自挪威北部和北极科拉群岛海港的底沉积物样品含有从 2 到 5 微克/千克干重浓度的五氯苯。1991 年至 1993 年从四个阿拉斯加北极湖泊里取样的五氯苯浓度平均值为 0.10 ± 0.10 微克/千克干重（化学协会国际理事会/世界氯理事会 2007 年引自 Allen-Gil 等人，1997 年）。维多利亚陆地沿海地区（南极洲）的土壤样品浓度介于 0.4 和 1.3 微克/千克干重之间（Borghini 等人，2005 年）。在这些土壤样品中，五氯苯是主要的有机化合物。Muir 等人（1995 年化学协会国际理事会/世界氯理事会所引，2007 年）报告说，加拿大北部一系列偏远湖泊沉积物中含有五氯苯。这些北方湖泊中的五氯苯沉积物表层浓度（指 1979 年至 1988 年估计的时间段）从不足 0.01 到 0.73 微克/千克沉积物不等。

2.3.2 在偏远区域生物群中的浓度

偏远区域环境和生物区系的污染对脆弱的物种和生态系统构成了威胁。在南北极地区，藻类、鱼类、企鹅蛋、海豹和食肉类哺乳动物体内发现了五氯苯。

维多利亚陆地（南极洲）沿海地区藻类里的五氯苯浓度介于 1 至 2.4 微克/千克干重之间（Borghini 等人，2005 年）。藻类没有根系，其供给主要依靠大气沉积，两种藻类中测量到的五氯苯浓度高于目前列入的持久性有机污染物浓度，其中六氯苯和二氯二苯三氯乙也包括在了这项研究中。生长在 700 米至 4,500 米海拔的安第斯山脉上的藻类五氯苯浓度介于 0.2 和 2.4 微克/千克干重之间（Grimalt 等人，2004 年）。这项研究显示五氯苯可能会受到冷捕集的影响。由此形成了一种逆相关，即温度越低，五氯苯浓度越高。特纳里夫岛的山脉土壤也存在这种相似关系（Ribes 等人，2002 年）。

在阿拉斯加、俄罗斯西北部及其他北极地区的鱼类器官中，五氯苯浓度（微克/千克干重）介于 0.06 ± 0.08 和

5.06 微克/千克湿重之间(化学协会国际理事会/世界氯理事会 2007 年引自 Allen-Gil 等人, 1997 年, 引自 Muir 等人, 2003 年, 引自 Arend 等人, 2001 年, Vorkamp 等人, 2004 年; Corsolini 等人, 2006 年)。

在格陵兰岛, 松鸡肝脏中观测到的五氯苯浓度在 23 微克/千克脂质重量 (1.5 微克/千克湿重), 而在三趾鸥肌肉中观测到的五氯苯浓度在 8 微克/千克脂质重量 (1.1 微克/千克湿重) (Vorkamp 等人, 2004 年)。阿德利企鹅蛋(南极洲)含有 0.68 微克/千克湿重的五氯苯 (Corsolini 等人, 2006 年)。

1998 年春天因纽特猎人在加拿大和格陵兰岛之间的 Northwater Polnya 东西两面采集了环斑海豹的组织样品(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 年引自 Fisk 等人, 2002 年)。这些样品的五氯苯浓度(湿重)从雄性环斑海豹的 7.3 ± 1.9 微克/千克到西面雌性环斑海豹的 8.4 ± 1.1 微克/千克不等。东面(魁北克)的海豹含有 5.0 ± 0.5 微克/千克(雄性)和 7.0 ± 1.5 微克/千克(雌性)。1992 年至 1998 年期间采集的俄罗斯西北部白海海豹鲸脂含有的五氯苯浓度从 0.9(髯海豹)到 12.0 微克/千克脂质重量(鞍纹海豹)不等(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 年引自 Muir 等人, 2003 年)。1992 年五氯苯平均浓度(正负这 10 个样品的标准偏差)是 11 ± 2.0 纳克/克脂质重量, 而 1998 年的五氯苯浓度是 5.0 ± 1.8 纳克/克脂质重量。1994 年至 1998 年采集的北极露脊鲸肝脏和鲸脂五氯苯浓度均值分别是 0.3 ± 0.1 和 0.8 ± 0.1 微克/千克湿重(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 年引自 Hoekstra 等人, 2002 年)。发现圣劳伦斯湾(加拿大)雌性白鲸鲸脂含有 24.5 (1.56-1510) 微克/千克(脂质重量)五氯苯, 而雄性则含有 144.5 (1.5-1,500) 微克/千克(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 引自 Hobbs 等人, 2003 年)。在格陵兰岛, 报告麝牛鲸脂(1998 年至 2001 年捕获)含有 0.32 微克/千克脂质重量的五氯苯(相当于 0.29 微克/千克湿重) (Vorkamp 等人, 2004 年)。

北极熊体内也发现了五氯苯。该化合物存在于从北极斯瓦尔巴特群岛北极熊体内取得的所有 15 种脂肪和血浆样品 (Gabrielsen 等人, 2004 年), 平均浓度为 7.9 微克/千克, 而最高浓度为 13.9 微克/千克(湿重)。根据这些作者, 在阿拉斯加、加拿大和东格陵兰岛的北极熊体内也观测到了相似浓度。曾经研究过不同年龄的北极熊在季节性节食前后氯苯(包括五氯苯)的浓度和体内积存量(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 年引自 Polischuk 等人, 2002 年)。作者得出结论: 禁食期间没有发生五氯苯的代谢变化或排泄, 这致使该化合物在脂肪组织内的浓度增加。报告幼熊体内的五氯苯数量大于成年熊体内的五氯苯数量, 原因是嗷嗷待哺的幼熊实际上获得了越来越多的五氯苯数量。

在 1999 年至 2001 年, 北极狐体内也测量到了五氯苯累积(化学协会国际理事会/世界氯理事会, 2007 年引自 Hoekstra 等人, 2003 年)。动物是从距人类定居地一定距离的地方采集的, 目的是尽量减轻垃圾清除的影响。在每个地点采集了大约 20 个动物。北极狐体内发现的五氯苯浓度(微克/千克)分别是: 肌肉 (Arivat) 中 0.61 ± 0.12 、肌肉 (Holman) 中 0.29 ± 0.06 、肝脏 (Holman) 中 0.57 ± 0.11 、肌肉 (Barrow) 中 0.55 ± 0.20 以及肝脏 (Barrow) 中 0.73 ± 0.17 。Hoydal 和 Dam (2003 年) 在法罗群岛环境捕获到的生物区系中测量到的浓度小于 0.1 至 37 纳克/克湿重。

King 等人 (2003 年) 研究了圣劳伦斯湾一场事故后溢出的氯苯。1996 年至 1998 年期间取样点 1 (靠近溢出

地)的雪蟹体内三氯苯、四氯苯和五氯苯浓度迅速下降。从1998年至2000年,雪蟹体内氯苯浓度一直维持在低水平。在1996年,取样点2至取样点11的氯苯浓度大大低于取样点1的氯苯浓度,不过,随着时间的推移没有显示与此一致的下降。

2.3.3 在温带的浓度,包括趋势

在非生物基体和温带生物区系中发现的五氯苯监测数据数量众多,这些数据主要源自发达国家。一般而言,在世界温带地区五氯苯的浓度似乎在降低。这种模式对大多数持久性有机污染物都具有代表性。而在南北极地区,仅存在最近数据,因此还不能归纳趋势。

关于德国国内大气中各种浓度五氯苯排放源影响的研究显示,工业区或城市地区的五氯苯浓度(从0.057到0.286纳克/立方米不等)高于一个农村参考地点的浓度(0.031纳克/立方米)(化学协会国际理事会/世界氯理事会,2007年引自Wenzel等人,2006年)。这个农村地点五氯苯的浓度与综合大气沉积网络2000年在北美五大湖上空测得的大气五氯苯平均浓度,即大约0.072纳克/立方米相当(化学协会国际理事会/世界氯理事会,2007年引自Buehler等人,2004年)。

五氯苯存在于环境中,这种趋势是显而易见的,从其在沉积物柱芯的存在就可以看出这一点。尼亚加拉河河口(加拿大)附近的安大略湖工业人口稠密地区的沉积物柱芯显示,从1900年早期直到1960-1970年期间五氯苯浓度不断增加(浓度最高值超过了100微克/千克),随后到了1980年浓度下降到浓度最高值的10%左右(化学协会国际理事会/世界氯理事会,2007年引自Durha和Oliver,1983年和纽约州环保局,1998年)。此外,1987年至1997年期间尼亚加拉河的五氯苯浓度从0.351降至0.093纳克/升(化学协会国际理事会/世界氯理事会,2007年引自Williams等人,2000年)。但是,尼亚加拉河蚌类观察方案的数据并未显示1997年到2000年几个地方的五氯苯浓度有所下降(安大略省环境部,1999年、2003年)。荷兰喀特米尔湖的沉积物五氯苯浓度在1972年到1988年期间下降了37%(Beurskens等人,1993年)。

玛吉岛/莱斯利海峡(加拿大)银鸥卵的五氯苯浓度从1970年的50微克/千克下降到1990年代中期不能探测到的1微克/千克(化学协会国际理事会/世界氯理事会,2007年引自Bishop等人,1992年;Petit等人,1994年;Pekarik等人,1998年;Jermyn-Gee等人,2005年;Havelka,2006年)。Calambokidis等人(1999年)研究了1984年至1997年期间普吉特港(美国)斑海豹(点斑海豹)体内的持久性污染物。他们得出结论认为,国际毒性当量总值呈现了逐年近乎明显的下降($p=0.07$),而且其他农药也显示了大体下降的趋势。只有对于六氯苯,氯苯和氯丹总数的下降在统计学上意义重大。UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.4非生物基体和表2.5生物区系基体仅总结了最近数据(过去15年)。

《欧洲水框架指令》多瑙河区域项目的一次调查期间,在几乎所有沉积物样品里都发现了五氯苯,浓度水平在0.0001至3.5毫克/千克之间,另外在大多数悬浮固体样品里也发现了五氯苯,浓度水平在0.001至0.028毫克/千克之间(Slobodnik和Dogterom,2003年)。美国政府的美国毒物和疾病登记署数据库含有41份五氯苯污染

地记录。五氯苯在这些地方沉积物中的最高浓度从147至5,100毫克/千克不等，在土壤中从0.43至2,040毫克/千克不等。在鱼类体内的浓度介于0.00019和2.4微克/克之间（美国毒物与疾病登记署，2007年）。两份参考资料都没有提及这些浓度究竟是基于湿重还是干重。

2.3.4 对人类的影响

五氯苯对职业的影响可能是通过在生产或使用五氯苯的工作场所吸入这种化合物和与之进行皮肤接触。例如木材加工厂、电介质溢出和清除、市政固体废物焚烧、危险废物焚烧和镁生产工厂。人在生产和使用五氯硝基苯杀虫剂的工作环境中也接触到五氯苯。普通居民可能通过吸入周围空气、摄取食物和饮用水而受到五氯苯的影响。该物质对个体不良影响的个案报告或接触到五氯苯的人群流行病学研究尚未得到确认（加拿大政府，1993年）。

在母乳中发现了五氯苯，并发现五氯苯会在人体胎盘内聚集（Shen等人，2007年）。分娩3至4周后，加拿大妇女母乳中的五氯苯平均浓度小于1微克/千克（痕量），其中最大值是1微克/千克。这项调查表明，所分析的210种样品中有97%发现了该化合物（未具体说明检测极限和取样周期）（加拿大政府，1993年取自Mes等人，1986年）。在加拿大土著人口妇女的母乳中，18种样品中有17%（未具体说明检测极限）观测到了五氯苯“痕量”（<1微克/千克）（加拿大政府，1993 引自Davies和Mes, 1987年）。调查母乳中五氯苯的另两项研究报告浓度在1至5微克/千克之间（世界卫生组织-国际化学品安全方案，1991年）。还检测了27名成年芬兰男女腹部、乳房和肾部脂肪组织中所含的五氯苯（Smeds和Saukko，2001年）。调查中发现，在职业性接触五氯苯的工人血液内，该物质浓度高于对照组血液内的该物质浓度（Lunde和Bjorseth，1977年）。

2.3.5 生物利用率

《氯苯环境健康标准》（世界卫生组织-国际化学品安全方案，1991年）得出结论认为，为数不多的证据表明，附着在沉积物上的氯苯残余物对有机体具有生物利用作用，即水生无脊椎动物能从沉积物、植物和土壤中吸收残余物。自此以后，出现了关于疏水物质生物利用率方面越来越多的资料。

氯苯生物利用率与土壤或沉积物有机碳含量成反比（加拿大政府（2003年）引自如van Gestel和Ma，1988年；Hulzebos等人，1993年）。《加拿大后续报告》进一步指出，持久性物质能够维持长久的生物利用性，因此相对于不能在环境里持久的化合物来说，提高了潜在暴露的可能性和持续时间。

人们通常认为由于各种抗解吸附作用，并不是所有附着在沉积物或土壤上的有机污染物部分都具有相同毒性。氯苯的抗解吸附部分和螯合部分比较更易脱附、易变或可利用部分，对环境的危害性更小。沉积物中较大的水溶有机物部分可能非常易变，能较为容易地悬浮或沥滤到上覆水柱上。如果像所料的那样，可溶有机物携带有大量五氯苯，则沉积物很可能会不断污染水体。Qiao和Farrell（1996年）对虹鳟鱼体内的五氯苯含量进行了测试，并得出结论认为，质量平衡分析提示6天后鱼体内的氯代联苯和五氯苯消失，究其原因，不能单靠鱼进入时溶于水的化学品数量解释。为了排除内脏吸收途径，塞紧了鱼咽，化学品吸收与控制鱼的化

学品吸收类似。因为直接进入底沉积物没有改变化学品吸收，他们得出结论认为，与弗雷泽河悬浮沉积物相关的五氯苯和氯代联苯等疏水化学品能够很容易地脱附，并被整个鱼鳃吸收。Åkerblom（2007年）得出结论认为，标准化毒性测验里农药对有机微粒的吸附速度很快很有效，而且附着在沉积物上的物质可能起到储蓄器的作用，接连不断地供给农药浓度低的孔隙水。

因为附着在沉积物上的有机污染物或有机物可能仍可供利用，所以评价应当着重五氯苯和变更情形的吸附、解吸附动力学，而不是关于生物利用率的声明。不过，此类数据不足。

2.4 对引起关注的终点进行的危害评估

2.4.1 毒性

毒动学

在大鼠身上的毒动研究显示，给大鼠一次性口服五氯苯之后，该物质进入大鼠的血液和组织中（Umegaki 等人，1993 年；世界卫生组织-国际化学品安全方案，2007 年引自 Thomas 和合著者）。Linder 等人（1980 年）观察到，服用了五氯苯的大鼠，其脂肪组织内累积了 1.5 至 2.2 倍于饮食浓度的五氯苯浓度。Umegaki 等人（1993 年）研究了给大鼠一次性口服量 15 毫克或 20 毫克五氯苯后，大鼠血液和组织内的五氯苯活动情况。在大鼠的血液、肝脏、肾、大脑、脂肪组织和排泄物中都发现了五氯苯（剂量的 4.8%）。在大鼠的血液中还发现了主要代谢物五氯苯酚。

Den Besten 等人（1994 年）研究了大鼠服用五氯苯 13 周后其体内五氯苯泌尿代谢物的大致情况。五氯苯代谢成主要代谢物五氯苯酚、2,3,4,5-磷酸三甲苯酯、氢硫基四氯苯醌酚和五氯硫酚的葡萄糖苷酸衍生物，以及次要代谢物四氯代氢醌、甲硫基四氯酚、羟基四氯苯基亚砷和二（甲硫基）-三氯苯酚（bis-MeTTriCP）。这项研究也揭示了细胞色素 P450III A 并非使五氯苯氧化成 2,3,4,5-磷酸三甲苯酯的媒介。在一次性口服五氯苯的兔子尿液中，也检测到了五氯苯酚和 2,3,4,5-磷酸三甲苯酯（Slooff 等人，1991 年，引自 Kohli 等人，1976 年）。

对服用了五氯苯的山狗进行的研究显示，五氯苯随山狗的排泄物排泄出（Johnston 等人，1997 年）。（单次剂量 130、260 或 520 毫克）。在所研究的基体、排泄物和脂肪组织中都确定了五氯苯残余物。给予剂量后六个月内，在排泄物中都发现了五氯苯。在排泄物中还发现了代谢物五氯苯酚和 2,3,4,5-磷酸三甲苯酯。

目前缺少关于口服接触五氯苯以外的资料。世界卫生组织-国际化学品安全方案指出，氯苯不太容易通过皮肤吸收，但是各种组织中的氯苯相同异构体水平看来相似，不管给药途径如何。摄取致命剂量会导致呼吸衰竭，而吸入高剂量也会引起中枢神经系统的局部刺激和压抑（世界卫生组织-国际化学品安全方案，1991 年）。

急性毒性

人们已经在大鼠和小鼠身上做过五氯苯试验。现有口服接触和皮肤接触的急性毒性试验结果（见 UNEP/POPS/

POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.6)。五氯苯致死中量(含在花生油中)对成年大鼠和离乳大鼠来说是940至1 125毫克/千克基本重量,而对瑞士韦伯斯特小鼠来说则是1,175至1,370毫克/千克基本重量(Linder等人,1980年引自加拿大政府,1993年)。在填喂半致死剂量时,两种鼠类体内都观察到了活动和颤动减少的现象;大鼠的肾、肝和肾上腺也被扩大。在一些大鼠体内,胃黏膜充血,而且观察到大鼠和小鼠的胃肠道在紫外线下泛略红荧光色,这暗示着卟啉症(加拿大政府,1993年)。在Allen等人的研究中(1979年,引自Slooff,1991年),观察到大鼠的致死中量是250毫克/千克基本重量。Ariyoshi等人(1975年,引自Slooff,1991年)观察到每天口服给药250毫克/千克基本重量,连续三天则大鼠体内的细胞色素P450含量提高,而且两种肝酶的活动变频。

为了确定皮肤致死中量,在大鼠身上试验了一种浓度(即2,500毫克/千克基本重量),但是这种剂量时没有显示出毒性作用(Linder等人,1980年引自Slooff,1991年)。基于这项研究,可以确定皮肤暴露的不可见效应浓度大于2,500毫克/千克基本重量。

欧洲物质信息系统数据库将五氯苯归类为22级,即吞食后有害(欧洲化学品办事处,2007年)。世界卫生组织-国际化学品安全方案(1991年)报告说关于皮肤和眼睛刺激可能性以及感光可能性的资料主要局限于1,2,4-三氯苯。没有关于五氯苯的现有资料。

亚慢性毒性

人们已经在大鼠和小鼠身上做过五氯苯试验。现有饮食接触的(亚)慢性毒性试验结果,见UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.6。雌性谢尔曼大鼠连续100天摄取含有500毫克/千克和更多量(大于37.5毫克/千克基本重量/天)的五氯苯,之后其肝重量增加,并且肝细胞肥大(Linder等人,1980年)。在接触浓度为 ≥ 125 毫克/千克(相当于 ≥ 8.3 毫克/千克基本重量/天)时,雄鼠的肾重量和肾透明点滴形成有所增加。另外,在接触浓度为1,000毫克/千克(相当于雄鼠81.1毫克/千克基本重量/天,雌鼠78.7毫克/千克基本重量/天)时,观察到的结果是:雄鼠的肾上腺重量、肾管萎缩和间隙淋巴球渗透聚焦区有所增大;雌鼠的肾重量有所增加;雄雌鼠的血色素减少而白血球增加;雄鼠红血球和血细胞容量计减少。这项研究结果表明,雌鼠的不可见效应浓度是250毫克/千克(相当于18.2毫克/千克基本重量/天);而雄鼠的最低可见效应浓度是125毫克/千克(相当于8.3毫克/千克基本重量/天)(加拿大政府的计算,1993年)。

在国家毒物学方案的一项研究中(1991年),大鼠和小鼠通过饮食接触到五氯苯。其中的可见效应为:在接触浓度为 $\geq 1,000$ 毫克/千克饮食时,雄鼠平均体重减轻,在出现各种接触浓度(≥ 33 毫克/千克)时,雌鼠的平均体重减轻;绝对肝重量和相对肝重量增加(雄鼠是33毫克/千克);小叶中央肝细胞肥大(雄鼠低至330毫克/千克);在接触浓度低至100毫克/千克时,肾重量和肾组织病理效应增强;足以危害雌鼠肾脏的效应($\geq 1,000$ 毫克/千克);在接触浓度为 $\geq 1,000$ 毫克/千克时,雄雌鼠尿液中的蛋白质浓度增加;雄雌鼠的释放甲状腺素浓度和总体甲状腺浓度降低,这表明在雌鼠体内的五氯苯接触浓度为 ≥ 330 毫克/千克、雄鼠为1,000毫克/千克时,其甲状腺素处于中等水平并出现一些异常现象。在经检测的两种饮食接触浓度达到(330和2,000毫克/千

克)时,雄鼠异常精液的影响范围也加大了。根据组织病变的情况,作者认为雄鼠的不可见效应浓度为33毫克/千克,而雌鼠的不可见效应浓度为330毫克/千克(大约分别是2.4和24毫克/千克基本重量/天)(加拿大政府的估算,1993年)。

国家毒物学方案的同一项研究认为(1991年),接触到五氯苯的小鼠里观测到的效应包括:腹部胀大和褶皱毛皮(2,000毫克/千克)、肾重量加大(雄鼠是 ≥ 330 毫克/千克)、雄雌鼠接触到各种浓度的五氯苯时对甲状腺的功能效应(≥ 33 毫克/千克)、肝重量的增加(雄鼠是100毫克/千克)。雄雌鼠体内唯一与接触五氯苯有关的组织病变是小叶中央肝细胞肥大和最小的坏死,在接触到各种浓度的五氯苯时,雄鼠身上都出现了这类病变,而在浓度为 ≥ 330 毫克/千克(相当于68毫克/千克基本重量/天)时,雌鼠身上才出现这类现象。根据组织病变情况,作者认为雌鼠的不可见效应浓度为100毫克/千克(约22毫克/千克基本重量/天)。不能确定雄鼠的不可见效应浓度(最低可见效应浓度=33毫克/千克或大约5.2毫克/千克基本重量/天)(加拿大政府的计算,1993年)。

相对于摄取,世界卫生组织-国际化学品安全方案(1991年)没有提供关于皮肤接触和五氯苯摄取方面的资料,表明此类资料有限。经报告的五氯苯摄取最低不可见浓度效应每天在2.4至24毫克/千克。大小鼠的高剂量摄取导致肝毒性和肾毒性。

诱变性和致癌性

没有关于接触五氯苯人群的流行病学研究,也未确定试验动物致癌性方面的信息。在一定范围内对遗传终点进行了调查并对一部分人进行了体内体外研究,研究表明五氯苯不具有基因毒性。

在细菌回复突变试验中,经检测五氯苯呈阴性(见UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.6)。根据有限的现有资料,有和无代谢活化的寒沙门氏菌诱变性、对体外中国仓鼠卵巢细胞染色体的影响以及动物体内周边血涂片里的微细胞核,国家毒物学方案亚慢性研究认为五氯苯不具有基因毒性(Haworth等人,1983年和国家毒物学方案,1991年引自加拿大政府,1993年)。几项研究(Thomas等人,1998年和Gustafson等人,2000年;Ying等人,2001年)调查了包括五氯苯在内的多种氯苯异构体在中期致癌性化验中的肿瘤助长活动。调查结果表明,五氯苯促进了谷胱甘肽S-转移酶(谷胱甘肽转移酶PI-1)在老鼠肝中的阳性瘤前焦点形成,这之前已经产生了二乙基亚硝基胺。

加拿大卫生部和美国环境署审查了五氯苯的癌症毒性资料。可靠的致癌证据分类基于接触该物质的全部途径。没有一组得出一个风险值。两组都得出结论认为,由于资料缺乏,在对人类的致癌性方面该物质不可归类。国际癌症研究所和欧盟都没有把五氯苯列为致癌物质(欧洲物质信息系统数据库)。

生殖和发育毒性

关于五氯苯胚胎毒性、胎儿毒性和致畸性的现有研究包括一项对大鼠的研究和一项对小鼠的研究(Villeneuve

和Khera, 1975年和Courtney等人, 1977年, 引自加拿大政府, 1993年) (见UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.6)。Villeneuve和Khera (1975年)的研究结果表明, 母亲的五氯苯接触剂量在50毫克/千克基本重量/天时, 对胎儿有毒(在后代中发现了外肋骨和胸骨缺陷增多)。接触浓度低于引起母亲体内毒性作用的浓度。在小鼠体内, 当剂量能使母鼠中毒(等于或大于50毫克/千克基本重量/天)时, 没有在后代体内发现胚胎中毒、胎儿中毒或致畸效应(Courtney等人, 1977年)。只有一项研究确定了五氯苯的生殖毒性在该项研究中, Linder等人(1980年)报告说, 以 ≥ 250 毫克/千克五氯苯剂量喂养的母鼠哺乳幼崽生成了肿瘤(最低有害作用水平=18.2毫克/千克/天)。在剂量为1,000毫克/千克时, 大多数哺乳幼鼠在断奶前死亡。

世界卫生组织-国际化学品安全方案(1991年)也引用了上述研究, 并得出结论认为, 有证据表明较高的氯化苯(三氯苯、四氯苯、五氯苯)能使胚胎或胎儿中毒, 而相同的剂量水平不会使母体中毒。世界卫生组织-国际化学品安全方案(1991年)还评论说, 现有资料不一致, 各种三氯苯和四氯苯异构体对母体的毒性差异很大。大多数报告证实, 五氯苯的效应(无毒性反应剂量、不可见效应浓度)和无反应水平(最低有害作用水平、最低不可见浓度效应)每日为17至200毫克/千克。

在给大鼠的致死中量剂量低至250毫克/千克基本重量时, 五氯苯具有较高的口服毒性。根据有限的现有资料, 皮肤致死中量更高。关于皮肤和眼睛刺激以及感光可能性的资料有限。相对于摄取, 世界卫生组织-国际化学品安全方案(1991年)没有提供关于皮肤接触和五氯苯摄取方面的资料, 表明此类资料有限。经报告的五氯苯摄取最低不可见浓度效应每日为2.4至24毫克/千克基本重量。大小鼠的高剂量摄取导致肝毒性和肾毒性。

在对有限范围的调查遗传终点小数目体内外研究中, 五氯苯没有显示出基因毒性。关于诱变性和致癌性的资料有限。加拿大卫生部和美国环境署得出结论认为, 由于资料缺乏, 在对人类的致癌性方面该物质不可归类。国际癌症研究所和欧盟都没有把五氯苯列为致癌物质(欧洲物质信息系统数据库)。有证据表明当剂量不足以使母体中毒时, 五氯苯却能使胚胎或胎儿中毒。

2.4.2 生态毒性

水生毒性

现有淡水(UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.7)和海洋生物(UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.8)的急慢性毒性数据。淡水鱼类和某种海洋甲壳类动物的最低急性毒性值分别是100微克/升(有效中浓度)和87微克/升(致死中浓度)。某种淡水鱼和某种海洋甲壳类动物的最低慢性值(不可见浓度效应)分别是2微克/升和14微克/升。根据这些发现, 淡水环境和海洋环境中都可以找到对五氯苯敏感的生物种类。

在欧洲联盟内部, 五氯苯被归类为对水生生物极其有毒的物质, 可能引起水生环境的长期不良影响(风险指数N; 50级和53级)(欧洲化学品办事处, 2007年)。该归类所依据的事实是该物质对鱼类、水蚤或藻类极其有毒(致死中浓度 ≤ 1 毫克/升), 不易降解或生物累积。

土壤和沉积物毒性

关于土壤和沉积物的现有数据有限。Van Gestel等人（1991年）开展了多种氯苯试验。两个种类的蚯蚓饲养在自然沙土（KOBG）以及符合经合组织标准的人造土壤中。平均致死中浓度值介于115至238毫克/千克干重之间，而孔隙水致死中浓度值则介于55.1至117.7微克/升之间。Van Gestel等人（1991年）得出结论认为，由于孔隙水的浓度，蚯蚓较鱼类对五氯苯更敏感，但是这有可能归因于试验设计上的差异。

仅确认了一项关于植物中氯苯毒性的研究。在开展这项重复试验时，莴苣苗被种在了受五氯苯污染的符合经合组织标准的人造土壤上。7天和14天后收获了这些莴苣苗。有效中浓度值介于56和862毫克/千克干重之间（Hulzebos等人，1993年）。溶解试验结果为±1.0毫克/升的有效中浓度值。UNEP/POPS/POPRC.3/INF/21号文件附件二表2.9中列有详细的试验资料。

对鸟类的毒性

现缺少关于五氯苯对鸟类毒性的资料。

复合化学品和毒物的交互作用

附件E要求提供包括化学品在内的毒物交互作用的资料（附件E, b）。这方面的现有资料有限。Yoo等人（2003年）报告了他们关于五氯苯动力学的研究：“通过运用淡水片脚类动物（*Hyalella azteca*）和海洋片脚类动物（*Leptocheirus plumulosus*）评估了氯苯动力学和毒性。这些研究结果显示，五氯苯与其他有机化学品（嵌二萘）复合后毒性增加。”

接触和效应数据比较

为确定五氯苯的致死体内积存量和临界体内积存量，化学协会国际理事会/世界氯理事会采用了某些方法、接触途径和物种，包括极其不同的喂养方式。根据估算，预计致死体内积存量为1至2.5毫摩尔/千克（250至626毫克五氯苯/千克）。基于关于具有麻醉作用方式的物质一般知识以及五氯苯现有资料，如*Hyalella*生长/死亡率研究和其他讨论信息等，化学协会国际理事会/世界氯理事会暂时提议估算的慢性效应临界体内积存量为25毫克/千克五氯苯/千克（0.1毫摩尔）（化学协会国际理事会/世界氯理事会关于第二次五氯苯风险简介草案的评论）。

Schuler等人（2007年b）的一本新近出版物报告了*Hyalella azteca*和*Chironomus tentans*五氯苯临界整体残余物分别为58微克/克和5微克/克。这些临界整体残余物值比第2.3.3章报告的最高浓度高出2至25倍，比Hoydal和Dam（2003年）报告的法罗群岛生物区系<0.1 – 37纳克/克湿重的最高值高出150至1,500倍。

风险比率的使用问题仍在讨论，该比率的使用可能超出了《公约》规定的范围，因为《公约》注重危险而不是风险。有几个方面需要澄清。通过运用临界体内积存量来评估风险比率，临界体内积存量通常是与急性接

触有关，而环境接触则是慢性的。评估临界体内积存量在长期接触期间对毒性的决定作用，这会推动临界体内积存量的应用。还应当讨论风险值和/或不确定因素在比较不同环境浓度的体内积存量方面的使用。大范围讨论这些话题超出了本风险简介的范围。

现有关于淡水生物和海洋生物的急慢性毒性资料。关于土壤和沉积物的现有资料有限，没有关于鸟类毒性的资料。实际上，五氯苯最低急性水生毒性值（致死中浓度）<1毫克/升（87微克/升），最低不可见效应浓度是10微克/升，基于这种事实，认为五氯苯对水生生物极具毒性。附件E，b所要求的包括复合化学品毒物交互作用的现有资料有限。

3 信息综述

五氯苯是一种氯化有机物。根据现有资料，考虑到五氯苯在大气、土壤、沉积物和水里较久的估算半衰期以及实验半衰期，应当认为该物质具有持久性。环境持久性取决于光氧化速度、氧和有机物的存在度。五氯苯符合生物累积率标准。鱼类的生物浓缩因子值从1,085-23,000升/千克不等，软体动物从833-4,300升/千克不等，而甲壳类动物则从577-2,258升/千克不等。由于较高的 $\log K_{ow}$ 对数值，预计可能存在生物放大作用，而在事实上，生物放大作用微不足道。不过，缺少关于五氯苯生物放大作用的资料。

现有资料证实五氯苯具有远距离迁移的可能性。其物理和化学特性没有超越其他持久性有机污染物的范围。模型评估得出五氯苯的迁移距离为8,000千米，而基于通风测量的评估显示其迁移距离为13,338千米。监测数据也表明五氯苯可以远距离迁移。在世界不同地点的空气和降雨中都发现了五氯苯，其中许多五氯苯距离其来源地很远。一些研究观察到整个北半球空气浓度范围的空间变异性小，这表明五氯苯在空气中的留存时间很长，这样一来，它就会逐渐广泛散布于全球大气之中了。

在非生物基体和温带生物区系里发现的五氯苯监测数据数量众多，这些数据主要源自发达国家。一般而言，五氯苯在世界温带地区的浓度似乎在降低。这种模式对大多数持久性有机污染物都具有代表性。而在南北极地区，仅存在最近数据，因此还不能归纳趋势。

尚未识别对个体不良影响或者暴露于五氯苯的人群流行病学研究的个案报告。欧洲物质信息系统数据库中唯一关于五氯苯的风险指数是22级，即吞食后对人体有害。观测到的急性接触最低致死中量为250毫克/千克基本重量。反复剂量的哺乳动物毒性试验证明该化学品对肝、肾、血和发育有毒。根据美国危险物质数据库，五氯苯没有归类为对人类具有致癌性，这是因为目前不存在人类数据和动物数据。五氯苯对人类具有中等毒性，而对水生生物极其有毒，可能对水生环境引起长期的不良影响。关于土壤和沉积有机物的资料很有限或者缺少。

五氯苯的生物利用率与土壤或沉积物的有机碳含量成反比。但是，实验显示附着在沉积物或悬浮沉积物上的疏水化学品可能充当储蓄器的作用，会导致连续不断的吸收。关于五氯苯这种程序的定量资料有限。

来自欧洲和北美的资料显示五氯苯的生产和使用在过去的几十年里已经停止，但是不能排除五氯苯在别处有生产或使用。作为不完全燃烧的副产品，五氯苯的非有意释放似乎是目前最大的来源。但是，该结论仅建立在欧洲和北美资料的基础上。

五氯苯符合远距离迁移、持久性、生物累积性和毒性等所有筛选标准。生物放大作用和生物利用率方面的资料还不能做出有关这些议题的结论性说明，原因是缺乏定性的或无争议的资料。一般来说，环境浓度似乎在降低。欧洲和北美停止了生产和使用，但是世界其他地方的资料非常有限。作为不完全燃烧的副产品，五氯苯的非有意释放似乎是环境中该物质的最重要来源。

4 结论意见

经论证，五氯苯符合《斯德哥尔摩公约》附件D规定的所有筛选标准。其物理和化学特性没有超越《公约》其他持久性有机污染物的范围。

该物质在环境中具有持久性和生物累积性。整个北半球空气浓度范围的空间变异性小，表明五氯苯在空气中的留存时间很长，这样一来，它就会逐渐广泛散布于全球大气之中了。得到模型结果证实的偏远地区监测数据显示五氯苯能够进行远距离环境迁移。五氯苯对人类的毒性为中度，而对水生生物的毒性则很大。

由于五氯苯的远距离环境迁移，任何一个国家或国家集团都不可能单独地消除它所造成的污染。作为不完全燃烧的副产品，五氯苯的非有意释放似乎是目前最大的来源。只能通过在全球范围采取措施，才能减少这些释放。虽然大多数国家似乎都停止了五氯苯的生产和使用，但是其重新引入仍然是有可能的。这会导致环境释放量和水平的增加。根据现有数据，由于其远距离环境迁移的结果，五氯苯可能会对人类健康和（或）环境造成重大不利影响，因此必须采取全球行动消除这一影响。

参考资料

Aarnoutse PJ, De Jong APJM, Beurskens JEM. Analysis of dichloro benzene in porewater and sediment from the lake 'Ketelmeer' [in Dutch]. Bilthoven, the Netherlands: RIVM, 1996. Report 502501041.

Adrian L, Görisch H. Microbial transformation of chlorinated benzenes under anaerobic conditions. *Research in Microbiology* 2002;153:131-137.

Åkerblom N (2007) The importance of Sorption and Uptake Routes. Ph D Thesis University of Uppsala.

Aracil I, Font R, Conesa JA. (2005) Semivolatile and volatile compounds from the pyrolysis and combustion of polyvinyl chloride. *J. Anal and Appl Pyrolysis* 74:465-478

ATSDR (2007). The Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www2.atsdr.cdc.gov/gsq/sitecontam.script>, http://www2.atsdr.cdc.gov/gsq/getsite.script?in_cas=000608-93-5.

Banerjee S, Sugatt RH, O'Grady DP. 1984. A simple method for determining bioconcentration parameters of hydrophobic compounds. *Environ. Sci. Technol.* 18, (2), 79-81.

Barrows ME, Petrocelli SR, Macek KJ, Carroll JJ. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). In: Haque R, ed. Dynamics, exposure and hazard assessment of toxic chemicals. Ann Arbor, Michigan, U.S.A.: American Chemical Society. p. 379-392.

Belfroid, A., van der Aa, E. and Balk, F. 2005. Addendum to the risk profile of Pentachlorobenzene. Royal Haskoning report 9R5744.01/R0005/ABE/CKV/Nijm.

Beurskens JEM, Dekker CGC, Jonkhoff J, Pompstra L. Microbial dechlorination of hexachlorobenzene in a sedimentation area of the Rhine River. *Biogeochemistry* 1993;19:61-81.

Beurskens JEM, Dekker CGC, Van den Heuvel H, Swart M, De Wolf J, Dolfing J. Dechlorination of chlorinated benzenes by an anaerobic microbial consortium that selectively mediates the thermodynamic most favorable reactions *Environmental Science & Technology* 1994;28:701-706.

Boer, J. de, Van der Zande, T.E., Pieters, H., Ariese, F., Schipper, C.A., van Brummelen, T. Vethaak, A.D., 2001. Organic contaminants and trace metals in Flounder liver and sediment from the Amsterdam and Rotterdam harbours off the Dutch coast. *J Environ Monitoring* Aug;3(4):386-393.

Borghini F, Joan O. Grimalt, Juan C. Sanchez-Hernandez and Roberto Bargagli. 2005. Organochlorine pollutants in soils and mosses from Victoria Land (Antarctica). *Chemosphere* 58: 271-278.

Beck J, Hansen K. The degradation of Quintozene, Pentachlorobenzene, Hexachlorobenzene and Pentachloroaniline in soil. *Pesticide Science* 1974;5:41-48.

Bro-Rasmussen F, Noddegaard E, Voldum-Clausen K. Comparison of the disappearance of eight Organophosphorus insecticides from soil in laboratory and in outdoor experiments. *Pesticide Science* 1970;1:179-182.

Calambokidis, J, Jeffries, S, Ross PS and Ikonou M. (1999). Temporal trends in contaminants in Puget sound harbor seals. US EPA and Puget Sound Water Quality Action Team.

Cornelissen G, Gustafsson Ö. The role of environmental black carbon in sediment sorption and bioavailability. Stockholm: Institute for Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, 2004. <http://ipimar-iniap.ipimar.pt/Vale/oral%20presentations%204.pdf>.

Carlson AR, Kosian PA. 1987. Toxicity of chlorinated benzenes to fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*; 16, 129-135.

Chaisuksant Y, Yu Q, Connell DW. 1997. Bioconcentration of bromo- and chlorobenzenes by fish (*Gambusia affinis*). *Water Res* 31: 61-68.

CHEMFATE Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.

Corsolini, S., Covaci, A., Ademollo, N., Focardi, S., Schepens, P. 2006. Occurrence of organochlorine pesticides (OCPs) and their enantiomeric signatures, and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Adélie penguin food web, *Antarctica Environ Pollution* 140(2): 371-382.

Den Besten C, Bennik MMH, Van Iersel M, Peters MAW, Teunis C, van Bladeren PJ. 1994. Comparison of the urinary metabolite profiles of hexachlorobenzene and pentachlorobenzene in the rat. *Chem Biol Interact* 90:121-137.

Environment Canada 2005. Risk management strategy for Pentachlorobenzene (QCB) and tetrachlorobenzenes (TeCBs). Available at: http://www.ec.gc.ca/Toxics/docs/substances/certToxics/rms/EN/CBz_RMS_E_05-01-05.pdf

European Chemicals Bureau (2007). ESIS (European Substances Information System). <http://ecb.jrc.it/esis/> Accessed on March 22.

http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list1-19_en.pdf.

European Commission. (2007). Community Implementation Plan for the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. SEC(2007)341. <http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/>

[SEC_2007_341.pdf](#)

Gabrielsen, G.W., Knudsen, L.B., Verreault, J., Pusk, K., Muir, D.C., Letcher, R.J., 2004. Halogenated organics contaminants and metabolites in blood and adipose tissue of polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard. SFT project 6003080. Norsk Polar Institut. SPFO report 915/2004.

Geyer H, G. Politzki, D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. *Chemosphere*, 13, (2), 269-284.

Gobas FAPC, McNeil EJ, Lovett-Doust L, Haffner GD. 1991. Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ Sci Technol* 25: 924-929.

Government of Canada. 1993. Canadian Environmental Protection Act Priority Substances List Assessment Report: Pentachlorobenzene. Environment Canada and Health Canada, Ottawa, Ontario. 32 pp. Available at: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/pentachlorobenzene/index_e.html.

Government of Canada (2003). Follow-up Report on Five PSL1 Substances for Which There Was Insufficient Information to Conclude Whether the Substances Constitute a Danger to the Environment 1,2-Dichlorobenzene, 1,4-Dichlorobenzene, Trichlorobenzenes, Tetrachlorobenzenes, Pentachlorobenzene. Available at: http://www.ec.gc.ca/substances/ese/eng/psap/assessment/PSL1_chlorobenzenes_followup.pdf.

Grimalt, JO, F Borghini, JC Sanchez-Hernandez, R Barra, CJ Torres Garcia, S Focardi. 2004. Temperature Dependence of the distribution of Organochlorine compounds in the mosses of the Andean Mountains. *Environ. Sci. Technol.* 38: 5386-5392.

Gustafson, DL, Long ME, Thomas RS, Benjamin SE, Yang RSH. 2000. Comparative hepatocarcinogenicity of hexachlorobenzene, pentachlorobenzene, 1,2,4,5-tetrachlorobenzene, and 1,4-dichlorobenzene: application of a medium-term liver focus bioassay and molecular and cellular indices. *Toxicol. Sci.* 53: 245-252.

Hesse JM, Speijers GJA, Taalman RDFM (1991). Appendix to Report no. 710401005 Integrated criteria document chlorobenzenes. Effects. RIVM, Appendix to Report no. 710401005.

Hoogen G Van, Opperhuizen A. 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 213-219.

Hoydal, K, Dam, M (2003) AMAP Greenland and the Faroe Islands 1997-2001. Vol. 3: The Environment of the Faroe Islands. DANCEA, Danish Cooperation for Environment in the Arctic Ministry of Environment.

HSDB (2003). U.S. National Library of Medicine, Hazardous Substances Data Bank, HSDB. Information on pentachlorobenzene. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/r?dbs+hsdb:@term+@rn+@rel+608-93-5>.

Hulzebos EM, Adema, DMM, Dirven-Van Breemen EM, Henzen, L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R and Van Gestel CAM. (1993). Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Env. Toxicol. Chem.* 12: 1079-1094.

ICCA/WCC, International Council of Chemical Associations/World Chlorine Council (2007). ICCA-WCC Submission for PeCB & All Risk Profiles for the POPs Review Committee of the Stockholm Convention including annexes.

IUPAC-NIST solubility database. Available at: <http://srdata.nist.gov/solubility/>.

Johnston JJ, Furcolow CA, Kimball BA. 1997. Identification of Metabolites of Pentachlorobenzene and 1,2,4,5-Tetrachlorobenzene in Coyote Feces: Development of Physiological Markers for Wildlife Damage Control. *Pestic. Sci.* 1997, 50, 249-257.

Kaj, L., Dusan, B., 2004. Screening av Organiska Moljoegidter I Fisk-HCBD och Klorebenzener. (Screening of organics environmental toxins-HBCD and chlorobenzenes.). Report B1557, Swedish Environmental Research Int. (IVL), Stockholm, Sweden.

Kim KS, Hong KH, Ko YH, Kim MG. (2004). Emission characteristics of PCDD/Fs, PCBs, chlorobenzenes, chlorophenols, and PAHs from polyvinylchloride combustion at various temperatures. *J Air Waste Manag Assoc.* 54(5):555-562.

King, TL, Lee, K, Yeats, P, Alexander, R. (2003). Chlorobenzenes in Snow Crab (*Chionoectes opilio*): Time-series monitoring following an accidental release. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 71: 543-550.

Klimisch HJ, Andreae M, Tillman U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regul Toxicol Pharmacol* 25: 1-5.

Landrum PF, Steevens JA, Gossiaux DC, McElroy M, Robinson S, Begnoche L, Chernyak S, Hickey J. 2004. Time-dependent lethal body residues for the toxicity of pentachlorobenzene to *Hyalella azteca*. *Environ Toxicol Chem* 23: 1335-1343.

Legierse KCHM, Sijm DTHM, Van Leeuwen CJ, Seinen W, Hermens JLM. 1998. Bioconcentration kinetics of chlorobenzenes and the organophosphorus pesticide chlorthion in the pond snail *Lymnaea stagnalis* - a comparison with the guppy *Poecilia reticulata*. *Aquat Toxicol* 41: 301-323.

Linder, R., T. Scotti, J. Goldstein, K. McElroy, and D. Walsh. 1980. Acute and subchronic toxicity of pentachlorobenzene. *J. Environ. Pathol. Toxicol.*, 4(5-6): 183-196.

Lunde, G., Bjorseth, A. (1977). Human blood samples as indicators of occupational exposure to persistent chlorinated hydrocarbons. *Sci. Total Environm.* 8(3): 241-246.

Lydy MJ, Belden JB, Ternes, MA. (1999). Effects of temperature on the toxicity of M-Parathion, Chlorpyrifos, and Pentachlorobenzene on *Chironomus tentans*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 542-547.

Mackay D, Shiu W-Y, Ma K-C, Lee SC. 2006. Physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2nd ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press, Taylor & Francis Group. 4182 pp.

Mantseva E, S Dutchak, O Rozovskaya, V Shatalov. 2004. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E Information Note 5/2004. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.

Masunaga S, Susarla S, Yonezawa Y. Dechlorination of chlorobenzenes in anaerobic estuarine sediment. *Water Science and Technology* 1996;33:173-180.

Ministry of the Environment of Ontario (1999). Niagara river mussel biomonitoring program 1997.

Ministry of the Environment of Ontario (2003). Niagara river mussel biomonitoring program 2000.

Mortimer MR, Connell DW. 1993. Bioconcentration factors and kinetics of chlorobenzenes in a juvenile crab [*Portunus pelagicus* (L)]. *Aust J Mar Freshwater Res* 44: 565-576.

Mortimer MR, Connell DW. 1995. Effect of exposure to chlorobenzenes on growth rates of the crab *Portunus pelagicus* (L). *Environ Sci Technol* 29:1881–1886.

Muller J, Dongmann G, Frischkorn CGB. (1997). The effect of aluminium on the formation of PAH, methyl-PAH and chlorinated aromatic compounds during thermal decomposition of PVC. *Journal Anal and Appl Pyrolysis* 43:157 – 168.

NITE (2007). (Japan, National Institute of Technology and Evaluation) at <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>. accessed March 17 2007.

NTP (National Toxicology Program) (1991). NTP report on the toxicity studies of Pentachlorobenzene in F344 rats and B6C3F1 mice (feed studies). NTP Tox 6. US Department of Health and Human Services, RTP, North Carolina. available through (<http://ntp.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=072C8956-036B-A0CA-51A7A8D30E5E7BDA>).

Oliver BG, Niimi AJ. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.*; 17, 287-291.

OSPAR Commission for the protection of the marine environment of the North-East Atlantic (1998) OSPAR Strategy with regard to Hazardous Substances http://www.ospar.org/eng/html/sap/strategy_hazardous_substances.htm.

PHYSROP Database; Environmental Fate Data Base (EFDB) at Syracuse Research Centre. Available at: <http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>.

Priority Substance No. 26. Pentachlorobenzene. Substance Data Sheet. (2005). Environmental Quality Standards (EQS). Brussels: EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

Ramanand K, Balba MT, Duffy J. Reductive dehalogenation of chlorinated benzenes and toluenes under methanogenic conditions. *Applied and Environmental Microbiology* 1993;59:3266-3272.

Renberg L, M. Tarkpea, E. Linden. 1985. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 9, 171-178.

Ribes A, Grimalt JO, Torres Garcia CJ, Cuevas E. (2002). Temperature and organic matter dependence of the distribution of organochlorine compounds in mountain soils from the subtropical Atlantic (Teide, Tenerife Island). *Environ Sci Technol.* 236(9):1879-85.

Rossberg et al., (2006). Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.

Scheunert I, Topp E, Schmitzer J, Klein W, Korte F. Formation and fate of bound residues of [14C]benzene and [14C]chlorobenzenes in soil and plants *Ecotoxicology and Environmental Safety* 1985;9:159-170.

Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. (2006). Comparative toxicity of fluoranthene and pentachlorobenzene to three freshwater invertebrates. *Environ Toxicol Chem* 25: 985-994.

Schuler LJ, Landrum PF, Lydy MJ. 2007. Response spectrum of fluoranthene and pentachlorobenzene for the fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem* 26: 139-148.

Schuler, LJ, Landrum, PF, Lydy MJ. (2007b). Response spectrum of pentachlorobenzene and fluoranthene for *Chironomus tentans* and *Hyalella azteca*. *Env. Toxicol. Chem.* 26(6): 1248-1257.

Shen, L, F Wania, YD Lei, C Teixeira, DCG Muir, TF Bidleman. 2005. Atmospheric distribution and long-range transport behaviour of organochlorine pesticides in North America. Environ. Sci. Technol. 39: 409-420.

Shen H, Main KM, Virtanen HE, Damsgard IN, Haavisto AM, Kaleva M, Boisen KA, Schmidt IM, Chellakooty M,

Skakkebaek NE, Toppari J, Schramm KW. (2007). From mother to child: Investigation of prenatal and postnatal exposure to persistent bioaccumulating toxicants using breast milk and placenta biomonitoring. *Chemosphere*.

Slobodnik, J., Dogterom J. (2003). UNDP/GEF Danube Regional Project Strengthening the Implementation Capacities for Nutrient Reduction and Transboundary Cooperation in the Danube River Basin. Analysis of the results of the EMIS inventory and their comparison with TNMN and JDS results with particular attention to the EU Priority List of Pollutants Project Component 2.2: Development of operational tools for monitoring, laboratory and information management with particular attention to nutrients and toxic substances. Rodeco Consulting GmbH. http://www.undp-drp.org/pdf/2.2_Tools%20for%20WQMLIM%20-%20phase%20I/Chapter%20III%20EMIS%20Inventory%20FINAL.pdf.

Slooff W., Bremer H.J., Hesse J.M. and Matthijsen A.J.C.M. (eds.) 1991. Integrated criteria document chlorobenzenes. Report no. 710401015. RIVM.

Smeds, A., Saukko, P. (2001). Identification and quantification of polychlorinated biphenyls and some endocrine disrupting pesticides in human adipose tissue from Finland. *Chemosphere* 44(6): 1463-1471.

Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E., Cato, I., 2003. WFD priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. Report B1538, Swedish Environmental Research Inst. (IVL), Stockholm, Sweden. <http://www.ivl.se/rappporter/pdf/B1538.pdf>.

Susarla S, Yonezawa Y, Masunaga S. Transformation kinetics and pathways of chlorophenols and hexachlorobenzene in fresh water lake sediment under anaerobic conditions *Environmental Technology* 1997;18:903-911.

Thomas RS, Gustafson DL, Pott WA, Long ME, Benjamin SA, RS Yang. 1998. Evidence for hepatocarcinogenic activity of pentachlorobenzene with intralobular variation in foci incidence. *Carcinogenesis* 19: 1855-1862.

Umegaki, K, Ikegami, S., Ichikawa, T. (1993). Effects of restricted feeding on the absorption, metabolism, and accumulation of pentachlorobenzene in rats. *J. Nutr. Sci. Vitaminol.* 39:11-22.

US EPA (1998). Memorandum 2/26/98 Assessment of the Dietary Cancer Risk of Hexachlorobenzene and Pentachlorobenzene as impurities in Chlorothalonil, PCNB, Picloram, and several other pesticides. DP Barcode D243499. Chemical codes 061001 (Hexachlorobenzene) & 081901 (Chlorothalonil). http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/endsulfan/hexachlorobenzene_endo.PDF.

United States Environmental Protection Agency Superfund. (n.d.) APPENDIX K. Soil Organic Carbon (Koc) / Water (Kow) Partition Coefficients. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_k.pdf.

United States Environmental Protection Agency Toxics Release Inventory (TRI) Program (2007a) <http://www.epa.gov/tri/tridata/index.htm#pdr>. Accessed 280307.

U.S. EPA. (2007b). EPI Suite™ [computer program]. version 3.2. Washington, DC, U.S.A.: U.S. Environmental Protection Agency (EPA) Office of Pollution Prevention Toxics and Syracuse Research Company (SRC). http://www.syrres.com/esc/est_soft.htm.

US National Institute of Standards and Technology. NIST Chemistry WebBook. NIST Standard Reference Database Number 69, June 2005 Release. Available at: <http://webbook.nist.gov/chemistry/>.

Van Gestel, C.A., W.-C. Ma and C.E. Smit. 1991. Development of QSARs in terrestrial ecotoxicology: earthworm toxicity and soil sorption of chlorophenols, chlorobenzenes and dichloroaniline. *Sci. Total Environ.* 109/110: 589–604.

Van de Plassche EJ, Polder MD, Canton JH (1993). Derivation of maximum permissible concentrations for several volatile compounds for water and soil. Bilthoven, the Netherlands: National Institute of Public Health and Environmental Protection., Report no. 679101 008.

Van de Plassche, E.J., Schwegler, A.M.G.R., Rasenberg, M. and Schouten, A. (2002) Pentachlorobenzene. Dossier prepared for the third meeting of the UN-ECE Ad hoc Expert Group on POPs. Royal Haskoning report L0002.A0/R0010/EVDP/TL.

Van Leeuwen, S., Traag, W., de Boer, J., 2004. Monitoring of brominated flame retardants, dioxines, PCBS and other organohalogen compounds in fish from the Netherlands. *Organohalogen compounds* 66: 1764-1769.

Vorkamp, K., Riget, F., Glasius, M., Pecseli, M., Lebeuf, M., Muir, D. 2004. Chlorobenzenes, chlorinated pesticides, coplanar chlorobiphenyls and other organochlorine compounds in Greenland biota. *Sci Total Environ.* 331: 157-175.

Vulykh N, S. Dutchak, E. Mantseva, V. Shatalov. 2005. Model assessment of potential for long-range transboundary atmospheric transport and persistence of Pentachloro-benzene. EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP Protocol on Persistent Organic Pollutants. EMEP MSC-E 15/2005. Meteorological Synthesizing Centre –East, Moscow, Russia.

Wang M-J, Jones KC. Behavior and fate of chlorobenzenes in spiked and sewage sludge-amended soil *Environmental Science and Technology* 1994;28:1843-1852.

Wang M-J, McGrath SP, Jones KC. Chlorobenzenes in field soil with a history of multiple sewage sludge applications *Environmental Science and Technology* 1995;29:356-362.

Wegmann, F, MacLeod, M, Scheringer, M. (2007). Pop Candidates 2007: Model results on overall persistence and Long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP screening tool. <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf>

WHO-IPCS International Programme on Chemical Safety. (1991). Environmental Health Criteria (EHC) 128: Chlorobenzenes other than Hexachlorobenzene. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva. Available at: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>.

WHO-IPCS (World Health Organization – International Programme on Chemical Safety), 1997. Hexachlorobenzene, Environmental Health Criteria 195. World Health Organization, Geneva, Switzerland. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>.

Yakata N, Sudo Y, Tadokoro H. 2006. Influence of dispersants on bioconcentration factors of seven organic compounds with different lipophilicities and structures. Chemosphere 64: 1885-1891.

Ying CO, Conolly RB, Thomas RS, Xu Y, Andersen ME, Chubb LS, Pitot HC, Yang RSH. 2001. A clonal growth model: time-course simulations of liver foci growth following penta- or hexachlorobenzene treatment in a medium-term bioassay. Cancer Research, 61: 1879-1889.

Qiao, P, Farrell, AP. (1996). Uptake of hydrophobic xenobiotics by fish in water laden with sediments from the Fraser river Environ Toxicol Chem 15: 1555-1563.