



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
第八次会议
2012年10月15-19日，日内瓦

持久性有机污染物审查委员会第八次会议工作报告

增编

氯化萘风险简介

在其第八次会议上，持久性有机污染物审查委员会在载于文件 UNEP/POPS/POPRC.8/2 的风险简介草案基础上，在其第 POPRC-8/1 号决定中通过了氯化萘风险简介。经过修订的上述风险简介文本载于本增编附件，未经正式编辑。

附件

氯化萘

风险简介

《斯德哥尔摩公约》
持久性有机污染物审查委员会
氯化萘问题特设工作组编写

2012年10月19日

目录

执行摘要	4
1. 引言	5
1.1 化学特性	6
1.2 审查委员会就附件D 资料得出的结论	7
1.3 数据来源	8
1.4 国际公约下的化学品状况	8
2. 与风险简介有关的资料概述	9
2.1 来源	9
2.1.1 生产、贸易、库存	9
2.1.2 用途	10
2.1.3 向环境释放	10
2.2 环境归宿	11
2.2.1 持久性	11
2.2.2 生物累积性	14
2.2.3 长程环境飘移潜力	17
2.3 接触	18
2.3.1 环境监测数据	19
2.4 受关切的终点的危害评估	21
3. 资料综述	28
4. 结论陈述	29
参考文献	31
附件 1	39
附件 2	41
附件 3	42
附件 4	42

执行摘要

1. 氯化萘是卤化有机化合物，氯化萘由八种同系物组成，按照分子上的氯原子数量区分。这些同系物用前缀“1-氯-”至“八氯-”表示，如 1-氯化萘、二氯化萘，等等。其物理化学属性因氯置换反应程度不同而差异很大。三氯化萘至八氯化萘亲脂性很强，水溶性和汽压随着氯化程度的增加而减弱。二氯化萘微溶于水，高氯化萘水溶性为几微克/升。
2. 氯化萘拥有与多氯联苯相似的多种用途，在很多用途中，多氯联苯正逐渐取代氯化萘。氯化萘制剂的典型功能有电绝缘、阻燃、及对产品的杀菌保护。到上世纪 70 年代末，氯化萘的产量已经大幅减少，截至全球很多国家几乎终止已知的氯化萘生产活动，全球总产量约为 15 万至 40 万吨（由于缺乏资料，各种估计数据可能出入很大）。然而，无意排放仍在继续，表现为氯化萘污染多氯联苯、氯化萘从垃圾填埋场滤出，或在废物焚烧等热处理过程中排放，其中废物焚烧是当前氯化萘排放的主要来源。以前商业级氯化萘混合物的同系物特点有别于焚烧过程中或高温工业流程中排放的氯化萘混合物，且被用于区别排放来源。
3. 利用羟自由基进行大气氧化处理是消除氯化萘的一种可能办法。二氯化萘至八氯化萘在大气中的半衰期为 2.7 至 417 天，因此持久性很强，足以发生长程飘移。
4. 模型结果可预测若干同族体的长程飘移潜力。二氯化萘至五氯化萘能随着全球水汽蒸发发生多级飘移，目前已确定这些氯化萘很容易污染北极地区。模型分析表明，1,4,6,7-四氯化萘的长程飘移距离为 2,271 公里（在大气中的半衰期为 10 天）。此外，即使在北极等偏远地区的非生物和生物采样中都反复检测出了氯化萘。
5. 北极生物群（无脊椎动物和鱼类）中的氯化萘含量一般为 0.3 至 6 微克/千克脂重，但在这些偏远地区，个别含量浓度高达 69 微克/千克脂重。其他地区的氯化萘含量水平相同。全球大气中氯化萘的含量水平通常为 1.6 皮克/立方米，而北极大气中的浓度为 1-8 皮克/立方米。
6. 氯化萘转移到了更高的营养级，因此有可能在各类食物网中产生生物放大作用。在对高氯化萘同系物（四氯化萘至七氯化萘）进行的实地测量中发现了这种转移，这是选择性新陈代谢和生物放大的结果，导致不同同系物在发生累积时因物种而异。四氯化萘至七氯化萘在底栖和浮游食物链/网中的生物放大系数、食物链放大系数及营养放大系数大于 1 的情况已有记录数据。四氯化萘至六氯化萘在包括鸟类在内的猎物/捕食者组合中的生物放大系数较高（高达 90）。对食物链和食物网的若干调查表明，氯化萘的生物累积潜力类似于或低于多氯联苯，这证实氯化萘和多氯联苯在结构上具有相似性，因此正如预期的那样，两者在生物累积和生物放大作用方面也具有相似性。目前尚无法获得有关陆地食物链的数据。
7. 研究表明，一些剧毒同系物（如 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘）能在水生食物网发生生物累积和生物放大作用，而五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘是生物群中被检出的最常见同族体。正如实证数据所示，环境中的氯化萘水平非常高，足以在野生鱼中诱发类似于二恶英带来的细胞反应。此外，在港湾鼠海豚中，四氯化萘至八氯化萘能穿过血脑屏障这一保护大脑免受二恶英影响的机制。对氯化萘在二恶英类化合物的总体毒性当量中的测算比例表明，氯化萘在深海食物链中的比例较高，而且是北极环境下鲸类动物体内总体毒性当量的重要来源。
8. 可以断定的是，四氯化萘至七氯化萘可以发生生物累积作用。鉴于二氯化萘和三氯化萘的生物浓缩系数大于 5000，八氯化萘的辛醇/水分配系数大于 5，其他同系物也满足生

物累积标准。对生物群中二氯化萘、三氯化萘及八氯化萘含量的监测很有限，实地研究报告显示这些同系物的生物放大系数均不超过 1。

9. 急性毒性研究表明，若干光蜡混合物有剧毒，同时发现可影响无脊椎动物和两栖动物的发育。模型分析得出的长期毒性值表明，二氯化萘至七氯化萘能产生有害影响。水生及陆地生物面临的一大主要威胁是某些氯化萘同系物可能对其产生类似于二恶英的毒性。这种毒性类似于其他氯化混合物，如多氯代二苯并二恶英/呋喃和多氯联苯、多溴联苯和多溴二苯醚，主要通过细胞色素 P450 酶的诱导发生介导作用。五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘尤其比低氯化同系物的毒性强。

10. 氯化萘可通过各种接触路径被人体吸收并分布到全身，其中六氯化萘同系物的半衰期为 1.5 年至 2.4 年。氯化萘的吸收、分布、代谢和毒性完全因异构体不同而异。六氯化萘是人体样本中被检出的最常见同系物。目前很难从实验室动物身上获得关于特定同系物的长期毒性的数据。研究证明氯化萘对胎儿有剧毒，能造成胎儿畸形，其影响类似于其他有毒二恶英类化合物。此外，即使接触极低浓度的氯化萘，也有可能造成内分泌紊乱。

11. 一般人群最重要的接触路径是食用食物。通过饮水和呼吸接触的病例也有报道。人体血液、乳汁和脂肪组织中也检测出了氯化萘。研究证明六氯化萘可通过胎盘和哺乳转移，因此，人类生命周期的一些敏感阶段都面临这些污染物的威胁。食用受污染鱼类被认为是人类接触氯化萘的重要路径之一。

12. 氯化萘能大幅推高北极空气中二恶英类化合物的毒性当量。氯化萘增加了海豹和白鲸等北极动物体内的毒性当量，这些动物是土著居民食物的组成部分。研究证明，在人类接触有机氯农药和多氯联苯的食物来源中，海豹和白鲸及肉类占总量的 90% 以上，在某些情况下，接触水平超过每日允许摄入量。有越来越多的证据表明北极土著居民面临不利健康影响。不断发育中的胎儿尤其容易受到环境化学品的影响，包括接触各种具有持久性和生物累积性的有毒物质的影响。因此，强烈建议减少土著居民体内积存的持久性有机污染物，尤其是氯化萘。

13. 现有证据表明，氯化萘（即二氯化萘至八氯化萘）在环境中的长程飘移很可能会对人类健康和环境产生重大不利影响，因此需要采取全球行动。

1. 引言

14. 2011 年 5 月 10 日，欧洲联盟及其成员国提交了提议将氯化萘列入《斯德哥尔摩公约》附件 A、B 或 C 的一份提案(UNEP/POPS/POPRC.7/2)，及作为佐证的一份详细档案案(UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3)。

15. 氯化萘共由 8 组同族体（分别体现为平面芳烃萘分子周围 1 到 8 个氯原子被置换）的 75 种可能同系物组成。本报告中提及的同族体分别为二氯化萘、三氯化萘、四氯化萘、五氯化萘、六氯化萘、七氯化萘及八氯化萘，这些同族体的结构类似于多氯联苯。2001 年，《斯德哥尔摩公约》获得通过时，多氯联苯即被列为受控物质。

16. 氯化萘历来被用于木材防腐、电缆绝缘和电容器，并用作油漆和机械润滑油添加剂。虽然目前已停用氯化萘，但氯化萘仍存在于多氯联苯制剂中，并在燃烧流程和工业设施中被无意排放出来。

17. 本报告收集了有关氯化萘同系物的现有信息，包括特定同系物的环境行为和毒理特性，同时指出，由于技术混合物、商业制剂及环境样品（包括食品）中存在大量不同毒性的异构体，信息收集工作有一定的难度。

1.1 化学特性

名称和注册号

通用名称	氯化萘
75 种同系物的国际理论化学和应用化学联合会名称及化学文摘社编号：	见附件 1
别名：	PCN、polychlorinated naphthalene、CNs、naphthalene chloro- derivatives ^{1,2}
化学文摘社登记号：	70776-03-3

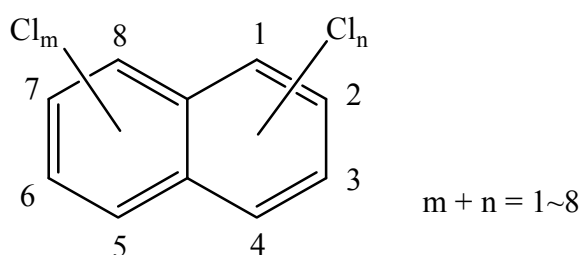
18. 氯化萘的命名法系统多氯联苯的相似，使用图 1.1-1 所示的编号系统。大多数工业生产的氯化萘是若干种同系物的混合物。附件 2 表 A2-1 根据分析测量值列出了若干种光蜡的组成情况（来源：加拿大环境部 2011 年数据及 Falandysz 等人 2008 年数据）。其他商用混合物和商品名称有 Basileum SP-70、Nibren wax D88、Nibren wax D116N、Nibren wax D130、Seekay wax R68、Seekay wax R93、Seekay wax R123、Seekay wax R700、Seekay wax RC93、Seekay wax RC123、Chlonacire wax 115、Chlonacire wax 95、Chlonacire wax 130（Jakobsson 和 Asplund，2000 年）及 Cerifal Materials（Falandysz，1998 年）。其物理状态为稀液到硬蜡不等（国际化学品安全方案，2001 年）。

19. 虽然在精确测定各种氯化萘方面存在一些分析难度，但目前采用的办法类似于多氯联苯的分析办法，即首先（对基体）进行碳清理和分馏，然后通过高分辨毛细管气相色谱法和高分辨质谱测定法测定低氯化萘/高选择性。然而，不到一半的可能同系物可从市场上买到，以同位素标记的各种氯化萘中仅有几种同系物可从市场买到，如标示为 ¹³C 的三氯化萘（Kucklick 和 Helm，2006 年）。

结构

分子式：	$C_{10}H_{8-n}Cl_n$
分子量：	见表 1.1-1

图 1.1-1：从化学结构可看出碳原子编号系统及发生氯原子置换反应的可能位置（数据来源：UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3）



不同同族体的物理属性和化学属性

20. 氯化萘同族体的物理化学属性因氯置换反应程度不同而差异很大。三氯化萘至八氯化萘亲脂性很强，水溶性和汽压随着氯化反应的增加而减弱；辛醇/水分配系数较高，一般大于 5。表 1.1-1 中列出的辛醇/水分配系数值是通过实验确定的，附件 1 列出了定量结构属性关系模型分析值（Puzyn 和 Falandysz，2007 年）。氯化程度较高的同系物的模型分析值相对较低。

¹ UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3
² ACToR (2012 年)

21. 水溶性和蒸气压随着氯化程度的降低而降低。二氯化萘微溶于水，而高氯化的萘的水溶性为几微克/升。水溶性较低的化学品，其测量值具有较高的不稳定性（加拿大环境部，2011年）（比照表 1.1-1，括号内的数值是根据 EPI Suite 程序的 WSKOWWIN1.41 模型估算的数值）。Puzyn 等人（2009年）开发了一个定量结构属性关系模型，用于估算所有 75 种同系物的水溶性、辛醇/水分配系数对数、辛醇/空气分配系数对数、水/空气分配系数对数和亨利定律常数。水溶性的估值低于表 1.1-1 中的数值。这些建模后的终点值列于附件 1。表 1.1-1 概述了不同的同族体组的辛醇/空气分配系数对数和水/空气分配系数对数的数值范围。

22. 由于氯化萘具有半挥发性，因此在气相中会吸附于颗粒上。根据亨利定律常数，二氯化萘至八氯化萘会从潮湿的土壤表面和水中挥发（有害物质数据库，2012年）。氯化萘的紫外光谱显示出强吸收峰值为 220-275 纳米，弱吸收峰值为 275-345 纳米。随着氯化程度的增加，吸收峰值会向更长的波长移动（根据 Brinkman 和 Reymer，1976年，转引自 Jakobsson 和 Asplund，2000年）。

23. 纯氯化萘是无色晶状化合物（印度理学院，2011年；泰国提交的附件 E 资料）。

表 1.1-1.部分物理和化学属性（根据加拿大环境部 2011 年表格修改）

同系物	分子量(克/摩尔)	溶解度(微克/升) ^a	蒸气压(帕) ^b (过冷液体, 25°C)	亨利定律常数(帕·立方米/摩尔, 25°C) ^c	辛醇/水分配系数对数 ^d	辛醇/空气分配系数对数 ^e	水/空气分配系数对数 ^e	熔点(°C)	沸点(°C)
二氯化萘	197.00	137–862 (2713)	0.198– 0.352	3.7–29.2	4.2–4.9	6.55 至 7.02	-2.83 至 - 1.98	37–138	287–298
三氯化萘	231.50	16.7–65 (709)	0.0678– 0.114	1.11–51.2	5.1–5.6	7.19 至 7.94	-3.35 至 - 2.01	68–133	274*
四氯化萘	266.00	3.7–8.3 (177)	0.0108– 0.0415	0.9–40.7	5.8–6.4	7.88 至 8.79	-3.54 至 - 2.02	111–198	未知
五氯化萘	300.40	7.30 (44)	0.00275– 0.00789	0.5–12.5	6.8 - 7.0	8.79 至 9.40	-3.73 至 - 2.3	147–171	313*
六氯化萘	335.00	0.11* (11)	0.00157– 0.000734	0.3–2.3	7.5 - 7.7	9.62 至 10.17	-4.13 至 - 3.04	194	331*
七氯化萘	369.50	0.04* (2.60)	2.78 x 10 ⁻⁴ , 2.46 x 10 ⁻⁴	0.1–0.2	8.2	10.68 至 10.81	-4.34 至 - 4.11	194	348*
八氯化萘	404.00	0.08 (0.63)	1.5 x 10 ⁻⁶	0.02	6.42– 8.50	11.64	-5.21	198	365*

数据来源：除非另外说明，否则为国际化学品安全方案（2001年）。

a 括号外的数值是对固体同系物用水饱和和法通过实验测定的（Opperhuizen等人，1985年）；括号内的数值是使用 WSKOWWIN 2000 预测的。

b 来源：Lei等人（1999年）。

c 数值来自 Puzyn 和 Falandysz（2007年）。

d 测量的辛醇/水分配系数对数来源：Opperhuizen（1987年）、Opperhuizen等人（1985年）（摇瓶法，Bruggeman等人（1982年））、Lei等人（2000年）（反相高效液相色谱法）。

e Puzyn等人（2009年）估算得出。

* 使用 Lyman 等人（1982年）所列的方法估算的数值。

1.2 审查委员会就附件 D 资料得出的结论

24. 持久性有机污染物审查委员会在其于日内瓦举行的第七次会议上根据《斯德哥尔摩公约》附件 D 的要求对有关氯化萘的提案(UNEP/POPS/POPRC.7/2)进行了评估。委员会在第 POPRC-7/2 号决定中得出结论，多氯化萘（二氯化萘至八氯化萘）符合附件 D 规定的筛选标准。委员会还决定设立一个特设工作组，以进一步审查该提案，并根据《公约》附件 E 编制一份风险简介草案。

1.3 数据来源

25. 风险简介草案所依据的数据来源：

- a) 欧洲联盟及其作为《公约》缔约方的成员国提交的提案 (UNEP/POPS/POPRC.7/2、UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3)，2011年。
- b) 持久性有机污染物审查委员会第 POPRC-7/2 号决定，2011年。
- c) 下列缔约方和观察员根据《公约》附件 E 提交的资料：阿塞拜疆、保加利亚、喀麦隆、加拿大、中国、哥斯达黎加、爱沙尼亚、德国、危地马拉、日本、基里巴斯、拉脱维亚、墨西哥、摩纳哥、缅甸、荷兰、挪威、罗马尼亚、圣多美和普林西比、瑞典、泰国、坦桑尼亚联合共和国、美利坚合众国、国际持久性有机污染物消除网络和因努伊特人北极圈理事会。
该资料可从公约的网站上获取
(<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/CNAnnexEinformation/tabid/2466/Default.aspx>)。
- d) 国际化学品安全方案，氯化萘，简明国际化学品评估文件 34，世卫组织，日内瓦，2001年。(<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad34.pdf>)
- e) Crookes, M.和 Howe, P. 1993. 环境危险评估：卤代萘。环境部空气、气候和有毒物质局有毒物质司建筑研究机构第 TSD/13 号报告
- f) 2011年加拿大环境部，关于氯化萘生态筛选的评估报告，2011年6月。
(http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CNs_SAR_En.pdf)
- g) 2004年北极监测评价方案、2002年北极监测评价方案：北极的持久性有机污染物。挪威奥斯陆，2004年
(<http://www.amap.no/assessment/scientificbackground.htm>)

26. 除这些资料来源外，还对公共数据库进行了一次文献检索，重点关注近期的科学文献。使用了如下数据库：美国环保局计算毒理学综合资源 (ACToR) 数据库 (<http://www.epa.gov/actor/>) 、 美国医学文献检索系统 (Pubmed) (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi?DB=pubmed>) 、 SRC 数据库 (<http://www.srcinc.com/what-we-do/free-demos.aspx>) , 经合组织 eChemPortal (http://www.echemportal.org/echemportal/index?pageID=0&request_locale=en) 、 美国毒理学数据网 (TOXNET) (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>) 、 致癌潜能数据库 (<http://potency.berkeley.edu/cpdb.html>) 、 日本 NITE 基因组分析数据库 (<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>) 、 德国 GESTIS 数据库 (<http://www.dguv.de/ifa/en/gestis/stoffdb/index.jsp>) 、 WHOLIS WHO (<http://dosei.who.int>) 、 国际化学品安全方案 Inchem 数据库 (<http://www.inchem.org/>) 、 农药行动网络的农药数据库 (<http://www.pesticideinfo.org/>) 以及谷歌科学检索 (<http://scholar.google.com>) 。

27. 一般来说，由于条目的多样性，检索条件包括化学品名称或化学文摘社编号和/或技术术语组合。由于同样的原因，优先选择了特定的最新科学文章。除非另外说明，上述报告还载列了没有在本风险简介草案中具体列出的个别参考文献。

1.4 国际公约下的化学品状况

28. 氯化萘受少数国际条约和公约的管制：

- a) 2009年12月，根据第2009/2号决定，建议对《远距离越境空气污染公约》下的《关于持久性有机污染物的奥胡斯议定书》附件一（禁止生产和使用）进行修正，在其中列入氯化萘。该修正将在三分之二的缔约方通过后生效。
- b) 奥斯巴委员会将氯化萘列入《优先行动化学品清单》（2003年6月）。若需更多资料，可访问 <http://www.ospar.org/>。
- c) 《控制危险废物越境转移及其处置巴塞尔公约》附件八将含有氯化萘的废物界定为危险废物。

2. 与风险简介有关的资料概述

2.1 来源

2.1.1 生产、贸易、库存

29. 值得一提的是，在联合国欧洲经济委员会区域外的生产和使用数据非常稀少，大大削弱了全球层面对氯化萘排放情况的评估。

30. 氯化萘在二十世纪前十年已经生产用于技术用途，如用作阻燃或保护纸和织物的电介质，包括在第一次世界大战期间广泛用于防毒面具的内嵌纸（Hayward, 1998年）。第二次世界大战后，氯化萘的产量减少，逐渐为塑料（用于绝缘目的）和多氯联苯替代。然而，直到七十年代，氯化萘仍然是高产化学品（北极监测评价方案，2004年），二十年代全世界年产量为9,000吨（Jakobsson和Asplund, 2000年，转引自北极监测评价方案，2004年）。与多氯联苯的产量数据相比，有关氯化萘产量的准确资料寥寥无几，Hayward（1998年）认为氯化萘的产量从未超过多氯联苯产量的十分之一（Beland和Geer, 1973年，转引自Hayward, 1998年），并估计1910-1960年间美国共生产了5-15万吨氯化萘（Hayward, 1998年；Bogdal等人，2008年：13万吨）。在美国，1977年后氯化萘产量大幅减少，1978年年产量减至320吨（国际化学品安全方案，2001年）。当时产量的减少已归结为有越来越多的证据证明氯化萘是全球性的污染物（UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3）。有趣的是，在全球诸多地点的大气中氯化萘浓度要比相同地点的多氯联苯的浓度低一个数量级（Lee等人，2007年），这与上文所述的多氯联苯与氯化萘产量估值之间的关系相符。

31. 相应地，英国的沉积物岩芯表明自二十世纪四十年代初以后，氯化萘的排放量显著增加，到五十年代末至六十年代中期达到高峰，而此后则减少了4倍（Gevao等人，2000年）。这一结论与Bogdal等人（2008年）的结论相符，他们发现在二十世纪五十年代中期，瑞士高山湖泊的沉积物岩芯中的氯化萘含量达到峰值。

32. 迄今，全球氯化萘总产量的估值在20-40万吨（北极监测评价方案，2004年）与15万吨（约为迄今多氯联苯总产量的十分之一（Brinkman & De Kok, 1980年，转引自Falandysz, 1998年）之间。

33. 商用多氯联苯也含有痕量氯化萘（0.01-0.09%：Falandysz, 1998年；Kannan等人，2000年；Yamashita等人，2000年）。根据Noma等人（2005年），在所有调查的卤蜡制剂中都发现了不纯净的多氯代二苯并二恶英（报告含量为1.5-370纳克/克）。

34. 到目前为止，一般认为氯化萘的生产已经终止，尽管仍于2003年发现市场上还有受污染的产品（Yamashita等人，2003年，转引自Bidleman等人，2010年），其中日本发现了几例含氯化萘的产品或氯化萘的技术制剂（Falandysz等人，2008年）。日本的报告表明，实验室和研究用途氯化萘制剂可能是于二十世纪九十年代末从加拿大和联合王国的供应商进口的（Yamashita等人，2003年；Santillo和Johnston, 2004年收录的Falandysz 2003年）。

35. 中国的一份近期研究表明，目前还没有关于中国的氯化萘技术制剂生产情况的资料（Pan 等人，2011 年），但是最近江苏省报告，为科研目的生产了少量的八氯化萘（中国，2011 年）。

2.1.2 用途

36. 使用氯化萘主要是因为其化学惰性，包括低可燃性、（电）绝缘性以及耐生物降解和杀菌功能等稳定性；多氯联苯也有这些属性，并且使用范围相同，因此自第二次世界大战以后，氯化萘逐渐为多氯联苯所取代（比照 Hayward，1998 年）。

37. 氯化萘此前的广泛用途包括（国际化学品安全方案，2001 年）：

低氯化同系物：

低氯化同系物（1-氯化萘及 1-氯化萘和二氯化萘的混合物）曾用作抗化学腐蚀的计量器液体和仪器的密封剂、热交换液体、高沸腾特种溶剂、形成色散、发动机曲轴箱添加剂和电机调试用化合物的成分。1-氯化萘还用作染料的原材料，并因其杀菌和杀虫特性而被用作木材防腐剂。

高氯化同系物：

38. 从数量上来说，最重要的用途是电缆绝缘和阻燃剂、木材防腐剂、发动机和齿轮油添加剂、电镀遮蔽化合物、生产染料的原料、染色载体、电容器/冷凝器的介质浸渍液和折射率测试油。氯化萘作为木材防腐剂的用途在二十世纪四、五十年代期间十分流行，但美国已不再将其用于该用途。其他用途有（澳大利亚国家工业化学品通报和评估计划，2002 年）：电子和汽车应用中的浸渍灌封化合物、纸张涂层和浸渍中的临时粘合剂、陶瓷元件的粘结剂、合金的铸造材料、研磨和切割润滑油、电池分离器、防潮密封胶。美国环保局称，在美国，只有非常少量的氯化萘（1981 年约 15 吨/年）仍在使用，主要用作折射率测试油和电容器的电介质。美国环保局还指出，氯化萘最有可能的新用途是聚合物中间体和塑料中的阻燃剂（国际化学品安全方案，2001 年）。

2.1.3 向环境释放

39. 如上文所述，在联合国欧洲经济委员会区域外的生产和使用数据非常稀少。

40. 国际化学品安全方案（2001 年）认为含氯化萘物质的废物焚烧和处置是目前环境中氯化萘的主要来源。Bolscher 等人（2005 年）总结认为，医疗、市政和工业废物的焚烧是环境中氯化萘的主要来源。就联合国欧洲经济委员会的区域而言，用焚烧的方式进行废物处置所无意排放的氯化萘被认为是目前最重要的来源（Denier Van Der Gon 等人，2007 年）。大多数废物都是通过医疗、市政和工业焚烧处置。Weem（2007 年）估计在欧洲释放的所有氯化萘中有 74%是通过废物燃烧产生的。类似的，Lee 等人（2007 年）认为燃烧过程是目前氯化萘的最重要来源。Denier Van der Gon 等人（2007 年）报告，2000 年联合国欧洲经济委员会欧洲区域的氯化萘年排放量为 1 吨，其中 80%以上是从燃烧中排放。其他研究者也将市政和特殊废物的焚烧以及（更广泛地来说）燃烧、烘烤和金属回收等热加工工艺看作重要来源（国际化学品安全方案，2001 年；Falandysz，1998 年）。Falandysz（1998 年）估计全世界燃烧产生的氯化萘年排放量为 10-100 千克，而迄今为止的氯化萘总排放量为 1-10 吨。

41. 还有人怀疑氯化萘是在与二苯并二恶英和二苯并呋喃的类似机制中无意产生的（澳大利亚国家工业化学品通报和评估计划，2002 年；Bolscher 等人，2005 年）：它们是在二级有色金属冶金业的冶炼过程中形成的（其生产条件包括加热、含氯再循环和铜等金属的催化功能；Kannan 等人，1998 年；Ba 等人，2010 年）。Ba 等人（2010 年）计算得出，每吨再生铜的排放因子是 428.4 纳克毒性当量（铝：142.8；锌：125.7；铅：20.1）。据报

告，水泥和镁砂生产及铝的精炼过程也是氯化萘的无意产生来源（加拿大环境部，2011年）。焦化也会释放氯化萘，其排放量为每吨焦炭 0.77-1.24 毒性当量（Liu 等人，2010年）。在联合国欧洲经济委员会内，氯化萘即从工业中无意释放，但其排放量仅约为废物焚烧排放量的七分之一，并与其他燃烧过程的排放量近乎相当（Denier van der Gon 等人，2007年）。相应地，在联合国欧洲经济委员会，在氯化萘总排放量中，10%来自工业，11%来自住宅、商业和其他燃烧过程。其余的部分分别来自公用热能、电力和溶剂的生产和使用（Denier Van Der Gon 等人，2007年）。垃圾填埋场或旧电器中所含的以前用途（氯化萘或技术多氯联苯的杂质）也可能释放氯化萘，但难以评估其在目前氯化萘排放量中所占比例。

42. 另一个无意排放来源是技术多氯联苯中的痕量氯化萘，迄今在全世界生产的所有亚老格尔和克罗芬中的含量估计为 100 吨（Falandysz, 1998 年）。Denier Van Der Gon 等人（2007年）报告，多氯联苯生产过程中产生的氯化萘也是一个潜在来源。

43. 还有证据（同系物特性简介）表明，氯生产工厂的氯碱工艺也会形成氯化萘，这一点也可以从以前的氯碱工厂附近收集的鱼中报告有高浓度氯化萘看出（Kannan 等人，1998年）。虽然一项更早的研究指出，二氯化萘是在对饮用水进行氯化处理过程中作为副产品形成的，浓度较低（加拿大环境部，2011年转引自 Shiraishi 等人，1985年），但最近的文献没有相关证据能证明这一结果（加拿大环境部，2011年）。

44. 附件 2 表 A2-2 列出了与偏远大气区域中的氯化萘分布情况相比之下，不同氯化萘来源的典型同族体分布情况。北极空气中丰度最高的同系物为三氯化萘（占氯化萘总量的 45%-65%）和四氯化萘（20%-47%），然后是五氯化萘（约 10%），其余的都是高氯化的同族体。人们已发现，受北极霾趋势影响，北极高纬度地区的科考站（加拿大阿勒特和俄罗斯杜奈岛）空气中的氯化萘浓度在冬季、春季和秋季有所上升（Harner 等人，1998年；Helm 和 Bidleman, 2003年；北极监测评价方案，2004年；Helm 等人，2004年；Bidleman, 2010年）。同系物分析显示，阿勒特站观测到的氯化萘似乎主要来自蒸发源，而位于副北极区的挪威新奥勒松站观测到的氯化萘则更多来源于燃烧作用。在三个月的采样期内，阿勒特站发现燃烧产生的氯化萘数量到达氯化萘总量的 4.8%，挪威新奥勒松站发现这一比例为 19%（Bidleman, 2010年）。

2.2 环境归宿

45. 已利用三级逸度模型来预测氯化萘最易出现在哪些环境区划。若仅释放到空气中，氯化萘往往存留于空气或土壤分区中。若仅释放到水中，氯化萘往往存留于水或沉积物分区中，情况因同族体类别而异（加拿大环境部，2011年；详细汇编信息可见附件 3 表 A3-1）。

2.2.1 持久性

非生物降解

46. 根据有害物质数据库（2012年）所转引的 Lyman 等人（1990年）的观点，卤代芳烃类一般不会发生水解。因此，预计所有同系物都不会在水中发生水解。

47. 有关氯化萘在 30°C 甲醇溶液里进行水中光解的实验数据表明，主要反应方式为脱氯和二聚化（国际化学品安全方案，2001年），具体情况取决于置换位置（围取代基大多数形成脱氯产物，而相对无阻碍的氯化萘会生成二聚物）。有人提出用自由基机制来解释观测到的产物。这一反应的速度比氯化程度较高的氯化萘要慢。Järnberg 等人（1999年）利用自然阳光研究了氯化萘在光蜡 1041 和甲醇溶液中的光解作用。他们发现氯化萘一般会转变为低氯化同系物，特别是会选择性地丧失 1,8-取代基同系物（其中 1,3,8-二氯化萘、1,2,4,8-三氯化萘、1,2,5,8-三氯化萘、1,2,4,7,8-六氯化萘、1,2,3,5,8-五氯化萘和 1,2,3,5,7,8-六氯化萘尤其如此）。

48. 如国际化学品安全方案（2001年）所指出的那样，类似的反应也会发生在环境中，但根据此信息无法评估这一反应对于空气区划、土壤表层或空气中氯化萘消耗情况的影响（例如，所有实验都使用甲醇，但都没有确定量子产额和反应速率）。Järnberg 等人（1999年）提出，光解作用改变了同系物分布，在比较氯化萘同系物特性和环境样本时必须考虑到这一点。然而，Järnberg 及其同事的发现在一项关于联合王国历史土壤样本的特定同系物分析（Meijer 等人，2001年）中未能得到确认，该分析表明光解作用的相关性较低。

49. 关于大气中的光氧化作用，Crookes 和 Howe（1993年）在文件 UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3 中报告称，对二氯化萘进行烟雾箱实验的结果显示其半衰期为 2.7 天（假设典型的大气中羟基浓度为 5×10^5 摩尔/立方厘米）。这一数值结果小于 EPI Suite 模型组件 AOPWIN 软件（1.92 版本）的预测数据，即 4 天。就其他化合物而言，各类别（在温度为 25°C，氢氧根离子浓度为 5×10^5 氢氧根离子/摩尔立方厘米的条件下）的预测半衰期如下所列：二氯化萘，4 天；三氯化萘，8 天；四氯化萘，18 天；五氯化萘，39 天；六氯化萘，86 天；七氯化萘，189 天；八氯化萘，417 天。Puzyn 等人（2008年 a）得出结论，影响氯化萘在空气中持久性的主要因素为氯化程度和置换分布。

50. 此外，半挥发性物质会被吸附机制分割成颗粒或雾状（Harner 和 Bidleman，1998 年），因而实际在空气中的半衰期可能数值更大（欧洲委员会，2003 年）。

生物降解，包括各种分解途径

51. 根据 Falandysz（2003 年）的观点，氯化萘同系物的热力学数据表明，发生生物降解的持久性从八氯化萘到二氯化萘逐步下降。泰国（2011 年）也证实了这一点，认为氯化萘的环境持久性随氯化程度加强而递增。

52. 加拿大环境部（2011 年）利用 BIOWIN 模型（EPI Suite）对快速生物降解性进行了定量结构活性关系计算。从四氯化萘到八氯化萘，都未预测到可发生生物降解，在水中的估计半衰期均 ≥ 182 天。BIOWIN 模型就二氯化萘和三氯化萘得出的结果存在矛盾。一般来说，该模型对非快速生物降解性的预测似乎比对快速生物降解性的预测更具确定性（欧盟化学品管理局，2008 年）。

53. Vulykh 等人（2005 年）利用多区划持久性有机污染物飘移三维欧拉模型³计算了以环境半衰期表示的总体持久性。结果显示，1,4,6,7-四氯化萘在水中的半衰期对于评价其在环境中的停留时间至关重要。其环境半衰期为 3.2 个月，而在空气、水和土壤等各个区划计算出的半衰期数值分别为 0.3 个月、12 个月和 57 个月。

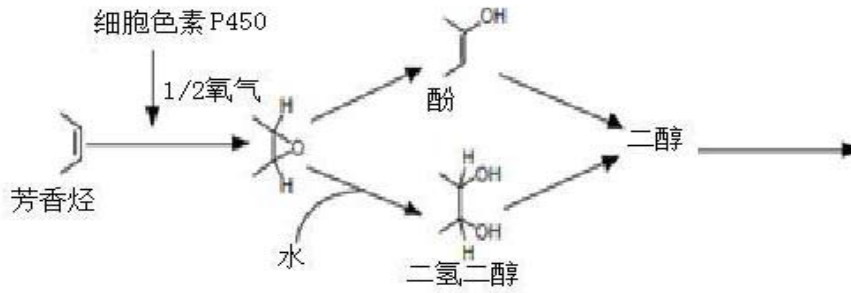
54. Fennell（2004 年）提出，氯化萘可通过除氯菌种 *Dehalococcoides* 实现脱氯。在研究中，1,2,3,4-四氯化萘基本上被脱氯为一种不明的二氯化萘同系物。

55. Kitano 等人（2003 年）发现，利用白腐菌 *Phlebia lindtneri* 可以使二氯化萘在液体培养物中发生有氧降解，这一菌种是一种公认的能够分解诸如二恶英、联苯衍生物和多环芳烃等持久性有机污染物的生物。通过把氧化物转化为单羟基和/或二羟基的氯化萘和二氢二醇氯化萘，二氯化萘即被分解（比照图 2.2.1-1）。Mori 等人（2009 年）还发现，使用这一种生物还可以使 1,2,3,4-四氯化萘在 14 天内的降解程度达到 70%。未形成任何脱氯降解产物。

56. 这些有关氯化萘（二氯化萘和一种四氯化萘）的生物降解研究存在局限性，主要侧重于在有利的实验室条件下的降解潜力。这些研究都不符合用于生物降解管制评估的测试准则的各项标准和程序。也没有任何在实地开展的降解研究。

³ http://www.msceast.org/index.php?option=com_content&view=article&id=24&Itemid=36&00abd285a5050fb401a1aac822a594df=6bbabc123f107cde5c62ea15af773e27

图 2.2.1-1: 二氯化萘可能的生物代谢途径 (来源: Kitano 等人, 2003 年)



57. 根据一项关于污水污泥上层清液接种体和沉积物的 28 天生物降解化验, 在光蜡 1041 混合物中未检测到从四氯化萘到六氯化萘这些同系物成分的任何变化。关于低氯化萘, 由于缺少分析性测定, 未能得出任何结论 (Järnberg 等人, 1999 年)。国立技术与评估研究院 (2012 年) 发现, 按照经合组织实验准则 301C, 从三氯化萘到五氯化萘都不能进行快速的生物降解。

58. Ishaq 等人 (2009 年) 发现, 在曾经吸收了大量氯化萘的厌氧峡湾沉积物中, 不论沉积物深度如何, 氯化萘同系物的分布情况几乎保持恒定, 而绝对污染程度则随着深度增加而逐年增加。氯化萘分布的恒定性说明, 单一同系物并不会像生物降解研究所预期的那样优先发生降解。

59. Gevao 等人 (2000 年) 在英格兰西北部半农业地区对一个湖的沉积物岩芯进行的氯化萘分析进一步支持了上述发现。未检测到同族体特征有任何显著变化。然而, 此分析论文没有提及每一沉积物分段中各种不同同系物的统计分析。加拿大环境部 (2011 年) 计算得出, 三氯化萘到七氯化萘的半衰期 (一阶动力学) 大于一年 (没有关于 1-氯化萘、二氯化萘和八氯化萘的数据)。计算以一年的理论降解半衰期为基础, 但这一数据导致 1962 年计算得出的浓度水平与 1995 年取样数据相比过高, 不符合现实情况。因此有人提出, 降解半衰期必定在一年以上。

60. 针对土壤区划, Meijer 等人 (2001 年) 调查了联合王国两种土壤 (其中一种土壤在 1968 年经过污泥改良) 中氯化萘残留物的时间趋势。加拿大环境部 (2011 年) 根据这些数据计算了消散半衰期。样本取自 1972 年和 1990 年。计算得出下列数值: 三氯化萘, 7.4 年; 四氯化萘, 13.1 年; 五氯化萘, 35.3 年。六氯化萘和七氯化萘的浓度未发生明显降低。计算假设了一阶动力学。然而, 对照组土壤中与燃烧相关的同系物显示出上升趋势 (计算其相对于同族体的重量百分比), 这表明土壤中的氯化萘在持续沉积, 可能对降解计算产生影响。

61. 据 Crookes 和 Howe (1993 年), De Kok 等人 (1983 年) 通过将受污染土壤中的氯化萘同系物分布情况与经过 10-15 年后的光蜡 1013 对比, 确认了氯化萘同系物具有高稳定性。

62. 有若干证据支持关于三氯化萘到八氯化萘的持久性的结论: 化学分子结构决定了其不会发生水解, 且已证实环境条件下发生光解的相关性很低, 在水中的预测半衰期 ≥ 180 天, 在土壤中的预测半衰期 > 1 年, 从历史样本得出的经验证据表明 (三氯化萘至七氯化萘) 在沉积物和土壤中的半衰期均 > 1 年。此外, 有关北极和南极的非生物 (和生物) 基质中三氯化萘到八氯化萘的监测数据 (比照第 2.2.3 节) 进一步证实了这些同系物具有持久性、会发生长程飘移并对偏远地区造成污染。因此可以得出结论, 三氯化萘到八氯化萘达到了关于持久性的标准。

63. 关于二氯化萘的持久性, 模型预测的结果模棱两可, 而实验研究则显示其易于发生生物降解, 尽管数据还不是结论性的, 有待深入评估。极少有关于这些同系物的监测数据

报告，部分原因是此类数据未被纳入分析性检测中。然而，根据证据和专家的判断可知，二氯化萘具有持久性。

2.2.2 生物累积性

64. 若干信息来源被用以评估氯化萘的生物累积潜力。

基于物理化学特性的筛选评估

65. 氯化萘的辛醇/水分配系数对数值在 4.2 至 8.5 之间。所以这些数值明确体现了其生物累积性。除了辛醇/水分配系数对数信息，已有所有 75 种氯化萘同系物的辛醇/空气分配系数对数信息（比照附件 1）。正如 Kelly 等人（2004 年）就呼吸空气的生物所提出的观点那样，呼吸消解是通过液气交换发生的，此类交换会随着辛醇/空气分配系数升高而消减，预计在多数哺乳动物体内发生的生物放大作用的辛醇/空气分配系数对数值高于 5。鉴于氯化萘的辛醇/水分配系数对数值为 4.2-8.5，辛醇/空气分配系数对数值为 5.9-11.6，可以预见其在呼吸空气的生物体和水生生物体内都有很高的生物累积潜力（辛醇/水分配系数对数高于 2，辛醇/空气分配系数对数高于 5，据欧盟化学品管理局，2008 年）。

对水生生物的生物浓缩和生物累积研究

66. 已对几种氯化萘同系物（六氯化萘除外）开展了实验性的生物浓缩系数研究，得出的生物浓缩系数值从 2,300 至 34,000 不等（Crooke 和 Howard，1993 年；国际化学品安全方案，2001 年；加拿大环境部，2011 年）。

67. Opperhuizen 等人（1984 年）报告了他们就虹鳟鱼进行实验得出的生物浓缩系数值：二氯化萘，2,300-11,000；1,3,7-三氯化萘，27,000；1,2,3,4-四氯化萘，33,000；1,3,5,7-四氯化萘，34,000；1,3,5,8-四氯化萘，25,000。对七氯化萘和八氯化萘未观测到摄入现象。这一实验的死亡率很高（7 天后达到 50%）。就四氯化萘而言，7 天内未达到稳定状态，因此其生物浓缩系数值很可能被低估了。

68. 据 Oliver 和 Niimi（1984 年，1985 年），1,4-二氯化萘在虹鳟鱼体内的生物浓缩系数值为 5,600，1,2,3,4-四氯化萘为 5,100，八氯化萘为 330。实验中使用甲醇作为共溶剂。Matsuo（1981 年）报告的三氯化萘、四氯化萘和五氯化萘的生物浓缩系数值分别为 3.76、9.94 和 4.00（测试物种为鲤鱼）。但未提供实验详情，所转引的来源也未包含进一步信息。国立技术与评估研究院（2012 年）报告称，在 8 周的接触时期内，当浓度为百万分之 0.05 时，三氯化萘到七氯化萘在鲤鱼体内的生物浓缩系数值为 5,600-11,800，而当浓度为百万分之 0.005 时，这一数值为 4,400-8,500。

69. Opperhuizen 等人（1985 年）提出，在 >0.95 纳米的分子直径范围内，（由于膜渗透对生物浓缩机制的影响）鱼类不会摄入七氯化萘和八氯化萘。然而，Oliver 和 Niimi（1985 年）的第二次实验结果表明可能也会存在摄入情况。另外，欧洲化学工业生态学和毒理学中心（2005 年）建议，分子的质量和大小不应孤立地作为不会发生生物累积的确定性证据。Falandysz 和 Rappe（1996 年）发现，即便是对于分子质量较大的氯化萘，如七氯化萘，也是可渗透进生物膜的。

70. 人们还利用加标沉积物（1,300 纳克 1,2,3,4-四氯化萘/克干重）经净化后对栖息于沉积物的无脊椎动物（颤蚓和霍甫水丝蚓）进行了 79 天的生物累积性研究。测定的生物浓缩系数值为 21,000，净化半衰期为 30 天（Crookes 和 Howe，1993 年）。然而，该生物浓缩系数值是按蚯蚓体内的浓度与孔隙水浓度的比值计算的，并非按照经合组织实验准则所推荐的沉积物测试物质浓度计算得出。因此，这一结果很可能有所高估。

71. 总而言之，实验得出的二氯化萘、三氯化萘、四氯化萘和五氯化萘生物浓缩系数值都高于 5,000。已确定七氯化萘的生物浓缩系数值为 0，八氯化萘的生物浓缩系数值低于

5,000。目前没有关于六氯化萘的生物浓缩系数信息。不过，通过进食摄入七氯化萘和八氯化萘这两种同族体是可能的，而且有监测数据（Gewurtz，2009 年）确认了鱼类组织内存在七氯化萘和八氯化萘残留物。一般来说，对于辛醇/水分配系数对数值高于 5 的物质，可预测通过进食摄入的可能性要比通过水摄入的可能性大得多（加拿大环境部，2011 年，转引自 Arnot 和 Gobas，2003 年）。

72. Tysklind 等人（1998 年）研究了加入不同剂量的光蜡 1001、1014 和 1051（0.1 微克/克、1 微克/克、2 微克/克和 10 微克/克鱼食）后 17 周内鲑鱼（大西洋鲑鱼）进食过程中氯化萘在其体内的累积情况。氯化萘的含量随剂量的增加而增加，主要为五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘。进食剂量为 2 微克/克时，1,3,5,7-四氯化萘、1,2,4,5,7-五氯化萘、1,2,4,6,8-五氯化萘、1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘和 1,2,3,5,7,8-六氯化萘的生物放大系数大于 1 且小于 2。Akerblom 等人（2000 年）发现波罗的海鲑鱼（大西洋鲑鱼）通过进食接触五氯化萘和六氯化萘 41 周后，生物放大系数最高（1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘的生物放大系数为 2.1）。

毒物动力学和新陈代谢研究

73. 调查了白斑狗鱼通过进食（虹鳟鱼）吸收 1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘、1,2,4,5,6,8-六氯化萘、1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7,8-八氯化萘的效率，发现六氯化萘的吸收率达 63%-78%，七氯化萘达 68%，八氯化萘达 35%（Burreau 等人，1997 年；转引自 Jakobsson 和 Asplund 等人，2000 年）。

74. 根据多名调查人员（如 Lundgren 等人，2002 年；Helm 等人，2008 年；Falandysz，1998 年）对食物链中同族体模式的分析，氯化萘的新陈代谢情况依同系物和生物体而定。

75. 正如 Falandysz 等人（2003 年）所总结的，相邻碳原子被氯取代的氯化萘更不易进行生物转化，因此容易通过食物链产生生物累积。换言之，未被替代的相邻碳原子越多，氯化萘越易进行新陈代谢性降解。下列同系物属于相邻碳原子被氯取代的氯化萘：1,3,5,7-四氯化萘、1,2,3,5,7-五氯化萘、1,2,4,5,7-五氯化萘、1,2,4,6,7-五氯化萘、1,2,4,6,8-五氯化萘、1,2,3,4,5,7-六氯化萘、1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,8-六氯化萘、1,2,3,5,7,8-六氯化萘、1,2,4,5,6,8-六氯化萘、1,2,4,5,7,8-六氯化萘、1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘、1,2,3,4,5,6,8-七氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7,8-八氯化萘。Helm 等人（2008 年）根据其研究数据（安大略湖食物网研究）建议从以上列表中排除 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘、1,2,3,4,5,6,8-七氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7,8-八氯化萘。

76. Opperhuizen 等人（1985 年）计算了氯化萘在鱼类中的半衰期：二氯化萘为 4-6 天，1,3,7-三氯化萘为 8 天，四氯化萘为 7-30 天。根据国际化学品安全方案（2001 年）的结论，氯化萘在人体中的半衰期长达数年，表现出极强的生物累积性。第 2.4 节汇编了有关吸收、分布、新陈代谢和排泄的进一步资料。

实地数据评估

77. 在北极熊岛的淡水湖开展的一项食物链研究（浮游生物——小红点鲑——大红点鲑）表明，四种氯化萘在生物群中的累积情况与多氯联苯类似（Evenset 等人，2005 年）。从浮游生物到小红点鲑，氯化萘的含量急剧增加，1,3,5,7-四氯化萘、1,2,3,5,7-五氯化萘和 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘的生物放大系数分别为 10、5.3 和 3.6。大红点鲑和小红点鲑中 1,2,3,5,7-五氯化萘的生物放大系数为 6.4，其他同系物的系数则小于 1。

78. Lundgren 等人（2002 年）研究了波罗的海波的尼亚湾深海食物链的情况（表层沉积物——片脚类生物——等脚类生物——四角杜父鱼）。四氯化萘的生物群沉积物累积系数为 2.9，五氯化萘为 1.4，六氯化萘则为 0.9（均为同族体群组的平均值）。虽然各营养级中氯化萘的总量不断降低，但具体的四氯化萘、五氯化萘和六氯化萘的生物放大系数都大于

1. 计算出的生物放大系数不高，表明很多同系物已在更高营养级被排泄出去或消解。与其他同族体相比，六氯化萘的累积性更强。1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘和1,2,3,5,7,8-六氯化萘在等脚类杜父鱼中会产生生物放大作用。研究发现 2,3,6,7-代替的同系物和没有相邻氢原子代替碳原子的同系物生物放大系数最高（达 0.09-1.4）。

79. 在波罗的海开展的另一项深海和远洋食物链研究包括营养级研究。所有四氯化萘的食物链放大系数均小于 1，表明没有产生生物放大作用，而远洋食物链中五氯化萘的食物链放大系数从 0.66 到 1.29 不等。六氯化萘在深海食物链中会产生生物放大作用，1,2,3,4,5,6-六氯化萘和 1,2,4,5,7,8-六氯化萘的食物链放大系数最高，为 1.5（Nfon 等人，2008 年）。

80. Corsolini 等人（2002 年）发现与营养级较低的生物相比，食肉动物（如韦德尔氏海豹、贼鸥和北极熊）中氯化萘的含量（总量）更高，表明会产生生物放大作用。未发现某种特定的氯化萘累积现象，也未确定生物放大系数值。但是，随着营养级增高氯化萘含量也不断增加，这与同一研究中在南极生物体内发现的多氯联苯的累积趋势类似。

81. 在安大略湖开展的一项食物网研究（浮游生物、糖虾和端足目生物、饵料鱼和鲑鱼）表明，氯化萘（总量）的营养级放大系数为 1.25，与 *n/m-o*-多氯联苯（总量）的营养放大系数（1.44）相似，但略低。1,3,5,7-四氯化萘、1,2,3,5,7-五氯化萘、1,2,4,6,7-五氯化萘、1,2,4,5,7-五氯化萘、1,2,4,6,8-五氯化萘、1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘、1,2,3,4,5,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,8-六氯化萘、1,2,3,5,7,8-六氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘的营养放大系数最高（1.23-1.42）。与在远洋食物网中相比，氯化萘在深海中的生物放大程度较低（Helm 等人，2008 年）。

82. 有报告显示，大湖地区系统深海食物（海藻/斑马贻贝）中四氯化萘和五氯化萘的生物放大系数从 3 至 10 不等。但是，贻贝中发现的氯化萘（如八氯化萘）在食物（海底藻类）中并非都有可观含量。未发现虾虎鱼中多数同系物进一步增加，其主要食物为斑马贻贝。1,2,3,5,7-五氯化萘/1,2,4,6,7-五氯化萘和 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘属于例外情况，其生物放大系数分别为 1.6 和 2.2（Hanari 等人，2004 年）。

83. Falandysz 和 Rappe（1996 年）在波罗的海南部深海食物链的鼠海豚/鲑鱼体内发现，1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘是仅有的两种产生生物放大作用的同系物，其生物放大系数为 1.2。

84. Bidleman 等人（2010 年）审查 Järnberg 等人（1993 年）的研究后发现，从鲑鱼到海鸬，多种氯化萘同系物都会产生生物放大作用。大部分四氯化萘、五氯化萘和六氯化萘的生物放大系数都低于 5，但 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘的放大系数高达 25，1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘则为 15。对波罗的海包括鱼类和黑鸬鹚在内的食物链研究表明，黑鸬鹚体内 1,3,5,7-四氯化萘的生物放大系数最高（10），六氯化萘的生物放大系数最高为 14（Falandysz 等人（1997 年），Bidleman 等人（2010 年）转引）。

85. Falandysz 等人（1997 年）（转引自加拿大环境部（2011 年））研究了氯化萘在波罗的海其他捕食者/猎物组合中的累积情况：鲑鱼/浮游生物、棘鱼/浮游生物、长喙鲑鱼/浮游生物、比目鱼/贻贝、白尾海雕/鱼类和鼠海豚/鲑鱼。研究发现几乎各组中都至少有一种四氯化萘的生物放大系数大于 1（白尾海雕/鱼类的最大值为 95），还发现五氯化萘的生物放大程度低于四氯化萘，但鼠海豚除外。在研究的所有生物中，除其他氯化萘会在捕食者同族体组中产生生物放大作用外，1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘会从食物中产生生物放大作用。七氯化萘在鲑鱼/浮游生物、比目鱼/贻贝、海雕/鸬鹚和白尾海雕/鱼类中会产生生物放大作用（生物放大系数最大值为 5.7）。一些四氯化萘、五氯化萘和六氯化萘同系物在白尾海雕/鱼类中的生物放大系数最高，大于 30。

86. 根据瑞典（2011 年）的研究，氯化萘的长期趋势和短期临时变化与多氯二苯并对二英及多氯二苯并呋喃类似，因此它们可能有同样的生物累积/生物放大路径。多名作者在开展生物放大研究后总结指出，氯化萘的生物放大潜力与多氯联苯类似（Hanari 等人（2004 年）、Corsolini 等人（2002 年）、Evenset 等人（2005 年）和 Helm 等人（2008 年））。

87. 前没有在北冰洋开展食物链研究，也没有可用的陆地食物链数据。大多数研究都是在级别较低的食物链/网中开展的，在鸟类中发现有更高级别的生物放大现象。

88. 已有多项证据可用于评估氯化萘的生物累积潜力：三氯化萘至八氯化萘的辛醇/水分配系数对数大于 5；实验证明二氯化萘至五氯化萘的生物浓缩系数大于 5000，八氯化萘的浓缩系数则低于 5000；以及六氯化萘至八氯化萘的进食摄取率很高。在实地测量方面，深海和远洋食物链/网中四氯化萘至七氯化萘的生物放大系数、食物链放大系数和营养放大系数均高于 1，表明食物网中存在营养转移和累积。针对其他猎物/捕食者组合（包括鸟类和哺乳动物）开展的额外研究表明，四氯化萘至七氯化萘会产生生物放大作用。八氯化萘的监测数据有限，实地研究中未汇报此类同系物的生物放大系数大于 1。原因可能是排放量较低、预计流动性较低，和/或存在选择性吸收和新陈代谢。由此可证实二氯化萘至八氯化萘都具有生物累积潜力。

2.2.3 长程环境飘移潜力

89. 在附件 D 中，在大气中的半衰期大于 2 天被认为是鉴定长程飘移潜力的标准。计算出的二氯化萘至八氯化萘在空气中的半衰期（包括一项实验确定的值）从 3 天至 417 天不等。模型预测结果以及偏远地区生物和非生物环境介质中出现氯化萘均进一步证实了氯化萘在环境中发生长程飘移的潜力，如下文所示。

长程飘移模型预测

90. 根据以多媒介全球持久性有机污染物模型为基础制定的分区图（Wania, 2006 年；Puzyn 等人 2008 年 b 转引），对符合多种环境飘移模式的分区行为确定了四种类型：“飞行物”（水/空气分配系数对数 >0 ；辛醇/空气分配系数对数 <6.5 ）；“多级飘移”（ $-4 < \text{水/空气分配系数对数} < 0$ ； $6 < \text{辛醇/空气分配系数对数} < 10$ ）；“单级飘移”（水/空气分配系数对数 <0 ；辛醇/空气分配系数对数 >10 ）；“浮游物”（水/空气分配系数对数 <-2 ；辛醇/空气分配系数对数 <7 ）。根据该机制，Puzyn 等人（2008 年 b）将二氯化萘至四氯化萘和五氯化萘至七氯化萘界定为可发生“多级飘移”的氯化萘。但是，与五氯化萘至七氯化萘相比，从分配系数可看出二氯化萘至四氯化萘的流动性更高。这些物质能快速在大气和表层中进行移动，具体取决于温度。八氯化萘被界定为“单级飘移”的氯化萘，表明与其他同族体相比，其移动性要低很多。

91. 加拿大环境部（2011 年）根据二氯化萘至五氯化萘的分区特点，计算出了较高的北极污染潜力值。

92. Vulykh 等人（2005 年）使用多区划持久性有机污染物飘移三维欧拉模型来预测氯化萘同系物 1,4,6,7-四氯化萘的飘移情况，1,4,6,7-四氯化萘是四氯化萘的代表物质，也是环境和来源样本的同系物中分布最广的同族体组（Vulykh 等人，2005 年）。通过降解（54%）和沉积（46%）可去除的大气中的 1,4,6,7-四氯化萘比例几乎相当。作者们预测其在大气中的半衰期为 10 天（比照第 2.2.1 节），而且通过沉积移除后，在大气中的停留半衰期为 7 天。他们通过模拟实验得出大气飘移距离（从来源到浓度降至初始值 1/1000 的地点间的距离）为 2271 千米。作者总结道，在大气中的停留时间和飘移距离都表明 1,4,6,7-四氯化萘会对偏远地区造成污染（Vulykh 等人，2005 年）。

长程飘移：两极地区

93. 环境样本表明氯化萘在北极地区分布广泛，其中欧洲北极地区含量较高。加拿大和俄罗斯北极区的样本表明，与多氯联苯污染相比，氯化萘对毒性当量系数的贡献更大（Bidleman 等人，2010 年）。

北极空气

94. Bidleman 等人（2010 年）汇编了北极地区七项研究中的氯化萘大气数据。1990 年至 2005 年间的监测发现，氯化萘在大气中的浓度从 0.66 皮克/立方米增加至 40 皮克/立方米，增加了两个数量级（为不同同系物的总和，主要是三氯化萘至八氯化萘）。Bidleman 等人（2010 年）指出，大部分欧洲北极和副北极地点空气中的氯化萘总浓度远远高于西伯利亚、冰岛、阿拉斯加和加拿大北极地区的含量。一项研究认为，巴伦支海氯化萘含量过高原因是来自欧洲的空气团。全球大气被动采样监测方案利用采样器发现北极地点的空气含量为 1-8 皮克/立方米（Lee 等人，2007 年）。比较北极与城市监测点的空气后发现，北极的空气中主要是三氯化萘，其次是四氯化萘和五氯化萘，约有 2% 或更少则是由六至八氯化萘组成（Harner 等人，1998 年；Helm，2002 年；Helm 等人，2004 年）。城市空气同族体中明显更多的是质量更重的同系物，其中有很大一部分是五氯化萘甚至是六氯化萘（Lee 等人，2007 年）。

95. 多名作者（转引自 Bidleman 等人，2010 年）发现三氯化萘和四氯化萘是造成北极地区空气中氯化萘含量的主要因素。

96. Helm 等人（2004 年）通过测量加拿大和俄罗斯北极偏远地点的空气发现，源区域的蒸发式排放可能是这些地点氯化萘的主要来源，虽然冬季燃烧来源也会造成一定影响（如燃烧标记同系物所示）。

北极沉积物

97. 有关副北极区（非北极）沉积物中氯化萘含量的资料很少。波罗的海北部表层沉积物中的浓度为 1.9 纳克/克干重，而瑞典一个湖中的含量为 0.23 纳克/克（Bidleman，2010 年）。

北极和南极生物群

98. Bidleman 等人（2010 年）详尽地列出了北极、副北极和南极生物群中的氯化萘含量清单（参见上文）。如表 A4-1 和表 A4-2 所示，已在全部营养级和大量偏远地区的不同物种体内发现氯化萘，这表明长程飘移会对氯化萘在偏远地区的污染造成重要影响。根据 Bidleman 等人（2010 年），使用光蜡混合物作为标准的研究中可能忽视了 1,2,3,6,7-五氯化萘，因为这些混合物中仅包含微量的 1,2,3,6,7-五氯化萘。该物质通常作为燃烧标记使用。

2.3 接触

99. 除其他研究外，全球大气抽样研究表明大气中氯化萘无处不在（Lee 等人，2007 年）。城市或工业环境中大气层中的氯化萘含量最高，但是在极为偏远的北极等地区也发现了氯化萘（Bidleman 等人，2010 年）。Bidleman 等人（2010 年）指出，1987-98 年间对挪威峡湾鳕鱼肝的监测中并未发现氯化萘浓度有任何重大变化趋势。20 世纪 90 年代中期至 2001 年间在英国监测的大气含量也未呈现下降趋势（Lee 等人 2005 年，转引自 Bidleman 等，2010 年）。北极监测评价方案（2009 年）汇报说没有开展研究评估北极地区氯化萘的时间趋势。

100. 实验室和监测数据显示氯化萘可被生物利用，生物会从多种接触途径吸收氯化萘。Persson 等人（2005 年）显示，很高比例的氯化萘在海洋环境中会吸附于颗粒（碳黑和有机物质），因此氯化萘的生物利用率可能较低。然而目前无法获悉进一步的研究。

101. Falandysz (2003 年) 审查了 2003 年的食物链污染。鱼类物种黑口新鰕虎鱼 (14,000 皮克/克湿重) 和蓝蟹 (13,000 皮克/克湿重) 体内的氯化萘浓度最高。挪威鳕鱼肝脏中的含量为 45,000 皮克/克湿重, 北海鳕鱼肝脏中的含量为 210,000 皮克/克湿重。

102. 2004 年 Domingo 审查了人类通过饮食接触氯化萘的情况, 并估计了其每天的氯化萘吸收量。据估算, 一名体重 70 千克的西班牙男子每天的总吸收量为 45.78 纳克; 燕麦、脂肪和油类是主要的吸收来源。在奶类、蛋类、肉类、肉制品和乳制品、马铃薯、蔬菜和水果中也发现了氯化萘。作者总结认为, 氯化萘占毒性总当量的比例约等于或大于共面多氯联苯的所占比例, 在部分工业化的地区, 氯化萘占毒性当量的比例可能较高, 因此值得关注 (Domingo, 2004 年)。最近, Fernandes 与同事测量了 100 种爱尔兰日常消费食品中的氯化萘含量 (Fernandes 等人, 2011 年)。在奶类、鱼类、乳制品和肉制品、蛋类、动物脂肪、贝类、内脏、蔬菜和燕麦产品中检测到氯化萘, 氯化萘的测量总量水平从奶类的 0.09 纳克/千克整重到鱼类的 59.3 纳克/千克整重不等。1,2,3,5,7-五氯化萘、1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘是最常被检测到的同系物。Marti-Cid 等人 (2007 年) 研究西班牙儿童通过消费鱼类和海鲜而吸收的化学污染物。就四氯化萘至八氯化萘的总量而言, 发现鲑鱼体内的氯化萘浓度最高, 达 227 纳克/千克湿重。据计算, 女孩从鱼类和海鲜消费中吸收的含量约为 0.52 纳克/天, 男孩约为 0.97 纳克/天 (Marti-Cid 等人, 2007 年)。据 Domingo 等人 (2007 年) 计算, 与一名体重 70 公斤的成年男子通过消费多种鱼类物种所吸收的总量 (从 0.004 纳克/天到最高 0.41 纳克/天不等) 相比, 可以看出儿童的吸收量相对较高。

103. 1979 年测量的人类脂肪组织中氯化萘含量处于纳克级水平 (3 至 17 纳克/克), 比多氯联苯浓度约低 500-1,000 倍。在人类母乳样本中检测到 1-3 纳克/克脂重 (Hayward, 1998 年)。北极监测评价方案 (2003 年) 指出, 人类肝脏和脂肪组织中的浓度显示氯化萘含量水平比多氯联苯总负荷量低 200-500 倍 (Weistrand 和 Norén, 1998 年, 转引自北极监测评价方案, 2003 年)。这可能在某种程度上反映了第 2.1.1 章中汇报的较低排放量。最近, Park 等人 (2010 年) 测量了 61 名健康志愿者体内的多氯二苯并对二英、多氯二苯并呋喃、多氯联苯和氯化萘含量。血清中检测到的氯化萘平均浓度为 2.1 纳克/克脂重, 主要同系物为 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘, 根据该作者, 氯化萘总量占毒性总当量的 26.8% (Park 等人, 2010 年)。人类胎盘中也测量到氯化萘。Leino 与同事在几乎所有样本中都检测到 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘 (130 个样本中有 126 个样本超过定量限); 14 种受测氯化萘总量的第 95 个百分点处的值为 0.14 纳克/克脂肪。与其他卤化化合物相比, 氯化萘比 15 种多溴联苯醚总量约低 50 倍 (第 95 个百分点), 比 37 种多氯联苯同系物总量低 350 倍 (第 95 个百分点), 然而多溴联苯总量的四倍, 大部分的检测值低于定量限 (第 95 个百分点: 所有多溴联苯的总量: 0.039)。在脂肪中检测到皮克/克级水平的多氯二苯并对二英/多氯二苯并呋喃 (第 95 个百分点: 所有 17 种多氯二苯并对二英/多氯二苯并呋喃的总量: 256) (Leino 等人, 2011 年)。Falandysz (2003 年) 的审查总结了不同国家 (德国、加拿大、瑞典、日本、俄罗斯、哈萨克斯坦) 关于人类脂肪中含量的研究, 结果数据从无法检测到 (日本福冈) 到 250,000 皮克/克脂重 (日本大阪) 不等。总而言之, 食物被认为是普通大众接触氯化萘的最重要途径, 虽然目前无法获得有关不同接触设想方案的计算估计值。

2.3.1 环境监测数据

空气

104. 全球研究项目“全球大气被动采样”发现, 大气中的总体氯化萘浓度为 1.6 皮克/立方米 (来自两大半球和各大洲的 40 个城市地、工业场地和背景场地的几何平均数)。观察结果从无法检测到 32 皮克/立方米不等, 工业场地和城市场地的含量最高, 而约 90% 的

偏远（“背景”）/农村/农业场地的空气浓度维持在 2.5 皮克/立方米以下（Lee 等人，2007 年）。氯化萘主要在北半球被检测到，东欧和亚洲的城市/工业场地的含量最高。另一项于 2002 年夏季举行的覆盖整个欧洲的被动采样活动发现，同系物 1,4,5-二氯化萘、1,4,6-二氯化萘、1,2,4,5,6-五氯化萘和 1,2,4,5,8-五氯化萘是报告测量值最高的氯化萘种类：1,4,5-二氯化萘<1.3-4，1,4,6-二氯化萘<1.4-9，1,2,4,5,6-五氯化萘<0.5-5.4，1,2,4,5,8-五氯化萘<0.3-4.2，单位均为皮克/立方米（Jaward 等人，2004 年 a）。同系物 1,4,6-二氯化萘和 1,2,4,5,8-五氯化萘是商用光蜡混合物的一部分。然而，1,4,6-二氯化萘也被认为是可供燃烧的标志同系物。Jaward 等人（2004 年 b）在一份研究中报告指出，13 种定量氯化萘同系物在从北至南的大西洋横断面的浓度范围为 0.3-86 皮克/立方米空气。南北半球海洋背景中的氯化萘可比浓度为 1-30 皮克/立方米和 0.3-5 皮克/立方米，其中显示北半球海洋空气中的氯化萘含量较高。在南非沿岸测量到浓度相当高的氯化萘（南纬 33.88 度）（Jaward 等人，2004 年 b）。日本、中国和大韩民国的空气监测显示其氯化萘浓度分别为 9.5 ± 1.5 、 61 ± 6 和 16 ± 2.4 皮克/立方米（Hogarh 等人，2002 年 a）。Harner 等人（2006 年）在农村场地和城市市场地测量了氯化萘。由于持续排放以往使用的技术氯化萘，劳伦琴大湖区城市市场地的浓度较高（达 52 皮克/立方米）。在农村地区，来自燃烧的氯化萘似乎数量更多，与木材和煤炭燃烧相关的 1,4,6-二氯化萘和 1,2,3,4,6-五氯化萘浓度有所提高（Harner 等人，2006 年）。

105. 北极空气中也监测到 1-8 皮克/立方米的氯化萘，说明这些化合物进行了长程飘移（Lee 等人，2007 年）。Harner 等人（1998 年）报告指出，二恶英类氯化萘占北极空气中由多氯联苯和多氯化萘所引起的毒性当量的 13%-67%。

106. 加纳于 2010 年 5 月至 7 月期间在全国范围开展了大气持久性有机污染物监控，其观察结果是全国的氯化萘分离水平显著较高。在北方，低氯化同族体的百分组成有所增加，可能是因为它们向着盛行风的方向进行飘移。根据同系物情况分析，1,3,6,8-四氯化萘/1,2,5,6-三氯化萘被认为是不受控废物燃烧活动所导致的排放的来源标志。加纳空气中的氯化萘具有与二恶英类似的毒性，估计值为 0.49-5.6 飞克毒性当量/立方米（Hogarh 等人，2012 年 b）。

沉积物

107. Pan 等人（2011 年）汇编了关于采取不同污染制度的多个区域的沉积氯化萘浓度的资料，其中包括来自该作者的原始数据：虽然大多数区域的浓度低于 10 微克/千克，但工业影响可以把氯化萘浓度提高到毫克/千克的水平（比照表 A4-1）。

108. 根据 Bogdal 等人（2008 年）的计算结果，虽然瑞士早已于 1972 年禁用氯化萘，但表面积为 47.7 平方公里的瑞士图恩湖上每年有 29 克的氯化萘大气沉降物（相当于 6.08 毫克/公顷/年）（Bogdal 等人，2008 年）。

（副）极地区域内外的生物群

109. 根据一份 1993 年的汇编资料，北方地区鱼类的氯化萘水平为 0-10 微克/千克（湿重）（来自 1984-1990 年间的 7 项研究，转引自 Crookes 和 Howe，1993 年）。最近的一项元调查（Bidleman 等人，2010 年）涵盖了 1981-2005 年间在北极的研究，调查显示该区域的生物群含有显著水平的氯化萘（各单项研究算数平均数的几何平均数），浓度范围为 0.3-6 微克/千克脂重，其中海豹的浓度最低，无脊椎动物和海鸟的浓度最高。单项研究中所显示的平均浓度可高达 74 微克/千克脂重（北极鸥血浆）。Bidleman 等人（2010 年）总结的数项研究列于附件 4 的表中，同时包括来自非（副）极地区域的补充证据。据报告，在某一案例中白尾海雕的氯化萘含量异常高，为 0.69-2.6 毫克/千克（原文照录）（Falandysz，1998 年）。Falandysz（1998 年）总结了来自瑞典湖泊和河流的鱼类的氯化萘

浓度，高达 360 纳克四氯化萘至七氯化萘/克脂重重量（肉和肝脏），而波罗的海（格但斯克湾）全鱼的浓度为 9-290 纳克/克脂重重量。

110. Bidleman 等人（2010 年）研究了来自（副）极地区域不同生物群的同系物分布状况，按以下生物区分：a) 无脊椎动物和鱼类；b) 海豹；c) 鲸鱼和北极熊；以及 d) 海鸟（见附件 4 中的图 A4-1）。不同生物群体之间、同一生物群体中不同个体之间、甚至同一物种中不同器官/部位之间的分布情况相差较大，但它们都有部分共同规律：

- a) 在海豹和海鸟中没有发现七氯化萘（但有例外）。在无脊椎动物/鱼类中发现了一些七氯化萘，但即使在这些生物中七氯化萘占氯化萘含量的比例仍低于 10%（有一项例外）。
- b) 在所有生物群体中，海豹的较轻同系物转化率最高，因为其样本只含有三氯化萘至五氯化萘，其中一个样本除外。
- c) 与其他样本不同，海豹也具有较高的三氯化萘含量。相比而言，在鲸鱼、北极熊、海鸟和无脊椎动物/鱼类（磷虾除外，因为其氯化萘主要成分为三氯化萘，还有单体鱼样本除外）中发现的同系物情况显示，三氯化萘所占比例极少或为零。
- d) 海鸟的同族体情况与鱼类的情况相似，但会转化为较重的六氯化萘，在部分情况下六氯化萘是其主要的同族体。六氯化萘也是巨头鲸鲸脂和北极熊脂肪的主要同族体。

111. Rotander 等人（2012 年）发现副北极/北极海豹和鲸鱼物种的氯化萘浓度（氯化萘总量）为 0.1-5.2 纳克/克脂重。处于较高营养级的齿鲸种群的浓度最高。在相同区域范围内，虽然 1997-2006 年间观察到两个物种以及白腰斑纹海豚的平均浓度在三个观察时间点中的第一个和最后一个时间点之间最高（即在 1997-2002 年的中期观察期达到最高，按时间序列为准），但是 1997-2006 年间巨头鲸和两种海豹种群的平均浓度比 20 年前低。仅发现来自西冰架的冠海豹在 1990-2007 年间的氯化萘总量出现明显的和具有统计显著性的下降幅度（Rotander 等人，2012 年）。

112. Kannan 等人（2002 年）报告指出，1999 年地中海区域蓝鳍金枪鱼的氯化萘水平为 552 纳克/千克湿重，剑鱼为 15-63 纳克/千克湿重，鸬鹚为 130-795 纳克/千克，来自米兰的燕子为 700-1,510 纳克/千克湿重。瑞典西岸的大西洋鼠海豚检测到 0.52-0.72 微克/千克湿重的浓度（Ishaq 等人，2000 年）。经测量，在某个高山环境（瑞士图恩湖）中，白鱼的浓度约为 1-3 微克/千克脂重（数据来自 Bogdal 等人，2008 年）。

2.4 受关切的终点的危害评估

水生生物和陆生生物

113. 人们已报告了代表不同营养级的几个物种的氯化萘环境毒性，这些物种包括：藻类、水生植物、无脊椎动物、鱼类、鸟类和鼠类（比照关于对人类健康的负面影响的章节）。许多研究使用了光蜡混合物，这使得结果难以解读，因为光蜡可能会发生毒理反应并含有二恶英杂质（Noma 等人，2005 年）。

114. 加拿大环境部（2011 年）采用生态结构活动关系 0.99 版本（EPI Suite）模型来预测绿藻、水蚤和鱼类的二氯化萘至七氯化萘的急性毒性和慢性毒性。根据模型结果，海藻是最不敏感的群组，所有分类群和高氯化同系物的慢性值都明显较低（慢性终点中等有效浓度范围或慢性值范围：575 微克/升至 0.4 微克/升）。预计鱼类和水蚤的三氯化萘至七氯化萘的慢性毒性将增加至 <0.1 毫克/升。

115. 一份水生毒性数据汇编载列于表 2.4-1。如加拿大环境部（2011 年）所述，部分测试使用了丙酮等增溶剂，因此测试浓度可能比所报告的测试材料的水溶解度高。特定光蜡混合物的水溶解度未能很好地体现出来。一般而言，以上毒性值（八氯化萘除外）被认为是可接受的，因为水溶解度相当于受测量毒性值的十倍，且毒性值低于 WSKOWIN 模型的预测（比照表 1.1-1）。虽然所报告的数据存在不足，但数项研究的结果是基本一致的。

116. 据第 1.3 节中的数据来源显示，目前没有关于沉积物栖息生物的毒性数据，但考虑到氯化萘的辛醇 / 水分配系数较高，并且在受污染地区监测到的氯化萘含量高达毫克/千克（比照第 2.3.1 节），因此这类生物也会接触到氯化萘。Kannan 等人（2001 年）测量了密歇根湖沉积物中的若干污染物（包括氯化萘、多氯联苯、多氯二苯并对二英和多氯二苯并呋喃）。通过使用大鼠肝癌细胞株内的毒性当量系数，估算了多氯联苯、氯化萘、多氯二苯并对二英和多氯二苯并呋喃占毒性当量浓度的相对比例。氯化萘占毒性当量浓度的比例最大（占总浓度的 42-84%），多氯二苯并呋喃（8-39%）、多氯二苯并对二英（5-16%）和多氯联苯（2-3%）分别次之。

表 2.4-1：氯化萘的水生毒性（该表根据国际化学品安全方案 2001 年数据及加拿大环境部 2011 年数据修改得出）

氯化萘	物种	持续时长/终点 (效应)	浓度 (毫克/升)	参考资料
氯化萘	水蚤 (大型蚤)	48 小时 半数致死浓度/无观察效应浓度	>530/530 n	LeBlanc, 1980 年
八氯化萘	糠虾	96 小时 半数致死浓度	>500 n	美国环保局 (1980 年)
八氯化萘	羊头鲈	96 小时 半数致死浓度/无观察效应浓度	560 n	Heitmuller 等人 (1981 年)
光蜡 1000	海藻	7 天 10%有效浓度	0.1	Walsh 等人 (1977 年)
光蜡 1099	草虾	96 小时 半数致死浓度	0.069 m, s	Green 和 Neff (1977 年)
光蜡 1099	幼马蹄蟹	96 小时? 半数致死浓度	0.08 n, s 在蜕皮间期产生明显效应	Neff 和 Giam (1977 年)
光蜡 1014	棕虾	96 小时 半数致死浓度	0.0075 m	美国环保局 (1980 年)
光蜡 1014	草虾	96 小时 半数致死浓度	0.248 m	美国环保局 (1980 年)
光蜡 1014	羊头鲈	96 小时 半数致死浓度	>0.343 m	美国环保局 (1980 年)
光蜡 1014	青蛙幼虫	18 小时 半数致死浓度	0.1 存活青蛙幼虫的变态期推后 3 周	Buggiani (1980 年)
光蜡 1014	乌贼	96 小时 半数致死浓度	>0.343 m	美国环保局 (1980 年)
光蜡 1013	草虾	96 小时 半数致死浓度	0.074 m, s	Green 和 Neff (1977 年)

n = 根据标示浓度；m = 根据测量浓度；s = 使用了增溶剂。

117. 关于鱼体中慢性毒性的资料仅来自于对青鳉部分生命周期作出的非标准评估（Villalobos 等人，2000 年）。向青鳉鱼卵中注入溶有光蜡 1013、1014 或 1051 的三油酸甘油酯。青鳉鱼卵在接触该物质后形成胚胎，将鱼苗培养至性成熟（四个月大）后实施安乐

死。光蜡 1014 是毒性最强的具有剂量反应关系的混合物，对青鳞胚胎的半数致死量是 4.2 纳克/卵，其效力比 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英低 5.5。在达到 3 纳克/卵的最低观测不良效应水平时，造成的最大危害是使新孵化的胚胎无法鼓起鱼鳔。处于早期成年阶段的雌鱼的性腺指数大幅下降。此外，光蜡 1051 在所有测试剂量下（0.3-10 纳克/卵，因此无法体现剂量反应关系）均可使雌鱼的性腺指数在 122 天后出现大幅下降。这些结果表明，水生生物在敏感阶段接触氯化萘后会产生与二恶英相似的不良反应（甚至可能干扰内分泌）。

118. 向青鳞鱼卵中注入光蜡 1013、1051 和 1013，经过 122 天后在成年青鳞体内发现了遗传毒性（微核红细胞）（Talykina 等人，2003 年）。能观察到这一效果的最低接触浓度为 0.3 纳克/卵，相当于 300 纳克/克卵，比在高污染场所实地收集的鱼体组织中观察到这一效果的最低接触浓度高出 5-10 倍（Belfroid 等人，2006 年）。

119. 某些氯化萘与芳香烃受体结合后产生的毒性活性与 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英和共面多氯联苯相似，因此认为氯化萘（五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘）的相对效力与共面多氯联苯相似（Villeneuve 等人，2000 年）。Akerblom 等人（2000 年）发现，在一项为期 41 周的鱼食喂养研究中（光蜡 1014），低剂量组（0.1 微克氯化萘/克鱼食）的乙氧基试卤灵-O-脱乙酰基酶活性被激发。在接触 8 周后，鱼体内每克脂肪含 304 纳克四氯化萘到七氯化萘，这一比例与环境中监测到的水平相似（比照第 108 段）。在最高测试剂量水平下（10 微克/克鱼食），雌鱼的性腺发育推迟。

120. Corsolini 等人（2002 年）发现，由于北极熊等极地生物体内缺乏有毒的高氯化同系物（即 1,2,3,4,5,6-六氯化萘、1,2,3,5,7,8-六氯化萘和 1,2,3,6,7,8-六氯化萘），因此氯化萘的毒性当量可以忽略不计。相反，在安大略湖生物群体内的二恶英类化合物中，氯化萘所占比例较大，其毒性当量占湖中鳟鱼体内氯化萘和多氯联苯总毒性当量的 12%-22%，而在底栖生物体内，这一比例则高达 69%（Helm 等人，2008 年）。这是因为其体内含有并积累了五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘（1,2,3,5,7-五氯化萘、1,2,4,6,7-五氯化萘、1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘）。

121. 此外，在大白鲸脂内检测到的二恶英及二恶英类化合物中，氯化萘的毒性当量占总毒性当量的 11%（为平均值，比例范围为 7%-19%）（北极监测评价方案，2004 年），而在长肢领航鲸脂中，这一比例高达 6%-15%（Bidleman 等人，2010 年）。在北极和副北极地区的哺乳动物中，领航鲸体内测算得出的 1,2,3,4,6,7-六氯化萘的毒性当量浓度最高，为 4-17 皮克/克脂重（Rotander 等人，2012 年）。这些毒性当量值不足以在鸟类和海洋哺乳动物体内引发毒理效应（Kannan 等人，2001 年；转引自 Rotander 等人，2012 年）。但 Rotander 等人在计算毒性当量浓度时只考虑了 1,2,3,4,6,7-六氯化萘，而未考虑其他二恶英类化合物。

122. 在一项关于鸡和火鸡的饲料研究中发现，光蜡 1014 对火鸡的半数致死浓度为 20 毫克/千克饲料，但对鸡几乎没有影响（Pudelkiewicz 等人，1958 年；国际化学品安全方案在 2001 年转引）。据报告，每千克饲料中含有 5 毫克光蜡 1014 也会导致不良反应（体重降低 33%，致死率达 7%）。对火鸡进行总体的组织学检查后发现肝脏变大、发黑。在 125 毫克/千克饲料的剂量下，八氯化萘对火鸡无明显影响。

123. 总体而言，在急性毒性研究中，某些光蜡混合物表现出了极强的毒性，观察发现，这会对无脊椎动物和两栖动物的发育造成影响。二氯化萘到七氯化萘在模拟研究中的慢性毒性值可造成有害影响。预计二氯化萘到七氯化萘对鱼和水蚤的慢性毒性从 136 微克/升提到高 0.4 微克/升。对于鱼类的部分生命周期研究显示，这些物质可能产生内分泌干扰效应。在一次关于鱼类的非标准测试协议中，这些物质表现出遗传毒性。

124. 水生和陆生生物面临的一项主要问题是，某些氯化萘同系物可能具有与二恶英相似的毒性。已发现其中一些毒性较强的同系物（如 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘）会在水生食物网中不断累积并产生生物放大作用。实验数据显示，环境中的氯化萘含量较高，足以对野生鱼类造成影响。此外，Ishaq 等人（2000 年）指出，四氯化萘到七氯化萘可穿越港湾鼠海豚体内的血脑屏障，而这本是保护大脑免受毒物侵害的一个机制。在底栖食物链中，测算得出的氯化萘的毒性当量占总毒性当量的比例较大，北极环境中鲸目动物体内的毒性当量也主要来源于氯化萘。

评估对人类健康的不利影响

125. 由于氯化萘的异构体种类繁多，且在技术混合物、商业制剂以及粮食等环境样品中的毒性各异，因此对氯化萘进行毒理评估存在种种困难。尽管氯化萘未纳入官方制定的毒性当量因子系统，但对氯化萘的毒性研究显示，与多氯联苯、多氯二苯并对二英和多氯二苯并呋喃等卤化化合物相似，氯化萘的毒性水平取决于卤素原子的数量和位置（Mc.Conell, 1989 年；Kimbrough 和 Jensen 在 1989 年转引）。其中，与四氯二苯并对二恶英有相似平面结构的氯化萘可能与毒性较强的多氯联苯所能产生的毒性相当（国际化学品安全方案，2001 年）。此外，与多氯二苯并对二英、多氯二苯并呋喃和多氯联苯相似，氯化萘可能与芳香烃受体相互作用，并且经部分证实，因接触氯化萘而产生的生化和毒性反应模式正是二恶英类化合物所引起的典型反应（国际化学品安全方案，2001 年）。某些氯化萘具有与多氯二苯并对二英、多氯二苯并呋喃和多氯联苯相似的酶诱导性质（芳烃羟化酶、脱甲基酶和荧光素酶）。活性和持久性最强的氯化萘同系物的相对效力与某些多氯联苯相似。因此，国际化学品安全方案（2001 年）总结指出，在制定毒性当量因子系统时应纳入氯化萘（国际化学品安全方案，2001 年）。

126. 国际化学品安全方案（2001 年）指出，氯化萘可能引起的长期效应是最令人忧虑的问题，应尽可能地减少接触氯化萘，部分原因是氯化萘在极低剂量下仍可影响内分泌功能。

新陈代谢

127. 氯化萘可经由各种进入途径来吸收。大鼠口服接触氯化萘同系物商用混合物（光蜡 1014 和 1051）1、10、30、120 天后，通过对其肝脏和脂肪组织进行分析，调查该物质的分布情况。10 天后肝脏内的主要化合物是 1,2,3,5,6,7-六氯化萘，这也是 120 天后唯一可检测到的化合物（Asplund 等人，1986 年）。此外，在对混入 1,2,3,5,6,7-六氯化萘的阻燃剂 BP-6 的研究中发现，这一氯化萘物质是在其中持久存留的主要同系物（Birnbbaum 等人，1983 年；Birnbbaum 和 Mac Kinney, 1985 年；由 Kimbrough 和 Jensen 在 1989 年转引）。对氯化萘各同系物的新陈代谢研究发现，高氯化的化合物（五氯化萘到八氯化萘）未经代谢分解，而含氯量较低的氯化萘则形成了羟基化的氯化萘（Kimbrough 和 Jensen, 1989 年）。

128. 六氯化萘也可在人体内长期存留；根据对食用过受氯化萘污染的米油的三名台湾人的监测结果，计算得出六氯化萘的半衰期为 1.5 至 2.4 年，与某些多氯二苯并呋喃的半衰期相似（Ryan 和 Masuda, 1994 年；Ryan 等人，1993 年；由国际化学品安全方案在 2001 年转引）。

129. 与四氯二苯并对二恶英和其他相关化合物相似，1,2,3,4,6,7-六氯化萘可通过胎盘及哺乳途径转移到胎儿体内（Omura 等人，2000 年）。

实验动物体内的毒性

急性和亚急性毒性

130. 对于其他已知的氯化化合物而言，长期低水平接触的累积致死剂量远远低于单次接触的急性致死剂量。据 Mc.Conell (1989 年) 研究 (转引自 Kimbrough 和 Jensen, 1989 年) 发现，多数小型实验动物在单次接触此类物质后的平均致死时间为 2 至 3 周，大型家畜、犬类以及非人灵长类动物的致死时间相对较长。

131. 氯化萘的半数致死量主要根据不同的异构体而定：例如，2,3,6,7-四氯化萘的半数致死量 >3 毫克/千克体重 (国际化学品安全方案, 2001 年)。对豚鼠体内二恶英、呋喃、联苯、萘系物、溴化萘的四氯化同系物的半数致死量进行了比较。经测算，2,3,6,7-四氯化萘的毒性效力 (用半数致死量表示) 为 1，而 2,3,7,8-四氯二苯并对二恶英、2,3,7,8-四氯二苯并呋喃、2,3,6,7-硫代-β-萘酚和 3,3',4,4',5,5'-六氯苯的毒性效力则分别为 1883、505、21 和 8。上述各类化合物的毒性主要依据不同的动物种类而定，其中家禽、豚鼠、貂和非人灵长类动物的敏感度较高。对实验啮齿动物的研究表明，毒性还存在性别差异，例如雌性动物的敏感度较高，而幼兽的敏感度尤其偏高 (Mc.Conell, 1989 年；由 Kimbrough 和 Jensen 在 1989 年转引)。

132. 氯化萘至今仍未纳入国际商定的毒性当量因子系统中。研究人员通过开展体外生物测定来描述氯化萘在激发鱼细胞系和大鼠细胞系中的乙氧基试卤灵-O-脱乙酰基酶活性、以及激活相同大鼠细胞系中的二恶英反应元件荧光素酶报告基因方面相对于四氯二苯并对二恶英的效力。目的是确定氯化萘对环境样本中总二恶英类活性的相对贡献。六氯化萘表现出的相对效力约为 10^{-3} ；五氯化萘的效力仅次之，约为 10^{-3} 至 10^{-7} (低于四氯二苯并对二恶英的相对效力)，与某些多氯联苯的效力相似；低氯化同系物 (二氯化萘、三氯化萘和四氯化萘) 的活性则较低 (Villeneuve 等人, 2000 年)。Blankenship 等人还利用二恶英反应元件荧光素酶报告基因分析表明，效力最强的同系物是 1,2,3,4,6,7-六氯化萘、1,2,3,5,6,7-六氯化萘和 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘，其相对于四氯二苯并对二恶英的相对效力分别是 4×10^{-3} 和 10^{-3} 。光蜡混合物相对于四氯二苯并对二恶英的活性分别为 8.9×10^{-3} (光蜡 1051)、 3.8×10^{-5} (光蜡 1014) 和 1.8×10^{-3} (光蜡 1013) (Blankenship 等人, 2000 年)。

133. Olivero-Verbel 等人 (2004 年) 使用定量结构属性关系评价氯化萘在以芳香烃受体为介质的反应中的效力。在 75 种氯化萘物质中，有 14 种的预计活性较高，所有这些物质在体外实验中都取得了积极的测试结果。它们主要是较高氯化同系物：1,2,6,7-四氯化萘；1,2,3,4,6-五氯化萘；1,2,3,5,6-五氯化萘；1,2,3,5,7-五氯化萘；1,2,3,6,7-五氯化萘；1,2,4,6,7-五氯化萘；1,2,3,4,5,6-六氯化萘；1,2,3,4,5,7-六氯化萘；1,2,3,4,6,7-六氯化萘；1,2,3,5,6,7-六氯化萘；1,2,3,5,6,8-六氯化萘；1,2,3,5,7,8-六氯化萘；1,2,3,6,7,8-六氯化萘；1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘。

134. 大鼠急性接触氯化萘后，经过 24、72 和 240 小时后，其肝脏内的细胞色素 P-450 总含量会提高，CYP 1A 酶的活性也会提高 (提高 12-15 倍)，其中第 240 小时后提高尤为明显 (Galoch 等人, 2006 年)。

135. 使大鼠每隔一天短期接触 125 毫克/鼠的氯化萘 (五氯化萘和六氯化萘)，26 天后会出现肝病变和坏死。向兔子皮下注射六氯化萘和七氯化萘的混合物 (30 毫克/天)，兔子会在 12 至 26 天内死亡，并出现肝病变和坏死，但注射三氯化萘和四氯化萘混合物后，兔子无一死亡 (国际化学品安全方案, 2001 年)。

136. Kilanowicz 等人 (2009 年) 研究了氯化萘混合物的亚急性毒性及其对大鼠体内细胞色素 P-450 水平的影响。使用氯化萘混合物 (含类似光蜡 1014 的四氯化萘 54%、五氯化萘 8%、六氯化萘 23% 和七氯化萘 14%) 按 10 和 100 毫克/千克体重的剂量分别处理雄性

Wistar 大鼠 7、14 和 21 次。除脂重过氧化增加外，还发现丙二醛水平增加、谷胱甘肽水平降低，同时细胞色素 P-450 (CYP 1A) 的诱导作用 (10-21 倍) 导致体重严重下降 (Kilanowicz 等人, 2009 年)。在此后的一项研究中，通过一次性接触和多次接触，显示了六氯化萘的毒性及其诱导大鼠体内释放 CYP 1A 的可能性。即使是 1 毫克/千克体重的最低剂量，也会诱导 CYP 1A 大量释放；在按 250 毫克/千克体重的剂量一次性处理以及按 10 毫克/千克体重的剂量多次处理后，观察到体重严重下降。由于脂重过氧化增加存在剂量依赖性，有人推断可能产生了氧化应激。使用与上述实验中所用混合物中剂量相同的四氯化萘进行多次处理，未显示出明显毒性，各项生物学指标也未出现明显变化 (Kilanowicz 和 Skrzypinska-Gawrysiak, 2010 年)。

137. 使用氯化萘技术混合物处理大鼠和豚鼠的中期实验表明，通过口服、饮食和呼吸接触后，出现体重下降、肝脏损伤和死亡 (Hayward, 1998 年)。

138. 观察表明，家畜比啮齿类实验动物对氯化萘更加敏感。使用氯化萘混合物按照 1.1 毫克/千克体重/天的剂量处理绵羊，90-135 天后肝脏出现了严重的致命损伤 (国际化学品安全方案, 2001 年)。

表皮刺激、真皮损伤和痤疮

139. 在五氯化萘和六氯化萘的相关试验中观察到了氯化萘引起的表皮刺激和角化活动。按 0.69-2.4/毫克/千克体重/天的剂量向牛喂服五氯化萘、六氯化萘、七氯化萘或八氯化萘 5-10 天后，出现了牛中毒性角化病。据报告，这一严重的系统性疾病可导致死亡、体重严重下降和肝脏损伤。二十世纪四十和五十年代，美国曾出现牛因意外摄入氯化萘而导致中毒性角化病的情况。在中期口服或吸入接触的实验动物身上也观察到了类似症状 (国际化学品安全方案, 2001 年)。

氧化应激和脂重过氧化

140. 氯化萘已被证明可引起氧化应激和脂重过氧化，并减少解毒酶的活动。在使用光蜡 1014 处理过的大鼠的肝脏中，发现共轭二烯的含量上升 (表明出现了脂重过氧化)，肝脏和睾丸中超氧化物歧化酶和过氧化氢酶的活动减少。处理 3 个月后，观察到睾丸中谷胱甘肽过氧化物酶和谷胱甘肽转移酶减少，脂重过氧化过程中唯一的变化是硫代巴比妥酸反应产物减少。同样，在使用含四氯化萘到七氯化萘的氯化萘混合物处理过的大鼠肝脏中，也观察到硫代巴比妥酸增加 (国际化学品安全方案, 2001 年)。

遗传毒性和致癌性

141. 有关氯化萘遗传毒性的可用数据有限。在艾姆斯试验中，无论鼠伤寒沙门氏菌 TA98 和 TA100 是否受到代谢活化，1,2,3,4-四氯化萘均未表现出诱变性。目前尚未确定任何关于更具毒性的同系物的遗传毒性研究。针对青鳉鱼红细胞开展的一项非准则性研究证明了几种光蜡混合物的遗传毒性 (Talykina 等人, 2003 年, 参见上一节)。

142. 未使用氯化萘对实验动物进行长期的致癌性研究。

143. 因此，不能得出关于氯化萘遗传毒性和致癌性的总体结论。

对生育、繁殖和发育的影响

144. 报告表明，妊娠期母鼠按 1 微克/千克体重/天的剂量口服 1,2,3,4,6,7-六氯化萘，会影响其分娩的雄性鼠仔的生育能力 (国际化学品安全方案, 2001 年)。Kilanowitz 和同事研究了氯化萘的发育毒性。分别按 0.3、1.0、3.0 和 9.0 毫克/千克体重的剂量向 15-19 只交配后的雌性 Wistar 大鼠喂服氯化萘混合物 (含类似光蜡 1014 的四氯化萘 54%、五氯化萘 8%、六氯化萘 23% 和七氯化萘 14%)。与此前研究中所观察到的一样，母体在器官形成期

按 0.3 至 9 毫克/千克体重的剂量摄入氯化萘，可增加胎仔中的着床后损失数量，从而导致宫内死亡率明显上升。已发现具有剂量依赖性的胎毒效应，即胚胎体重减少和身长变短、宫内发育紊乱、骨化过程延迟和内脏发育缓慢。在使用最低剂量的实验中也观察到了胎毒影响，在母体不具备毒性的情况下，明显表现出了致畸性（Kilanowicz 等人，2011 年）。此外还观察到了对家畜繁殖的影响：连续数日或数周在以毫克/千克为单位摄入一定数量后，出现了精囊和附睾鳞状上皮化生、睾丸退化、精子形成量减少、阴道壁鳞状上皮化生、子宫充血和出血、流产以及产奶量降低等症状（国际化学品安全方案，2001 年）。

145. 在妊娠期第 14、15 和 16 天按 1 微克/千克体重/天的剂量摄入 1,2,3,4,6,7-六氯化萘后，未观察到任何胚胎毒性影响，但发现雄性后代开始产生精子的时间提前。与控制组一样，在此前处理过的一组大鼠中，也观察到黄体生成素和促卵泡素呈最高水平。因此，人们认为脑下垂体开始分泌黄体生成素和促卵泡素的时间提前，并进一步认为这一内分泌失调现象导致精子加速形成。此外，还观察到睾丸重量增加（出生后第 31 和 48 天）、减数分裂后小管增多（出生后第 31 天）以及精囊重量增加。在出生后第 89 天，精子数量与控制组无明显差异（Omura 等人，2000 年）。

神经毒性

一项使用雄性 Wistar 大鼠接触六氯化萘的研究显示，当六氯化萘水平低至不足以产生明显的毒性症状时，仍会导致长期记忆受损、痛觉敏感性降低以及应力诱发的痛觉丧失（Kilanowicz 等人，2012 年）。

对人体的毒性

146. 二十世纪四十年代，出现了关于工人接触氯化萘后生氯痤疮的最早报道。其全身症状包括消化问题、厌食、恶心和眩晕（Touraine 等人，1934 年，转引自 Hayward，1998 年）。据 Crow（1970 年）报告，第一次世界大战期间和二十世纪三十年代后，由于电缆制造、木材防腐和石油添加剂中氯化萘的使用增加，氯痤疮在德国大面积爆发。其后美国、英国和德国频繁报告氯痤疮的爆发（Crow，1970 年，转引自 Hayward，1998 年）。据 Hayward（1998 年）称，1936 年有 3 人在接触某种混有氯联苯的四氯化萘和五氯化萘混合物后，患上了急性肝性黄疸，数周之后便死亡。二十世纪上半叶发生了一系列中毒致死事件。报告了若干例接触氯化萘后死亡的事件，其中一些人因患急性黄色肝萎缩而致死（Hayward，1998 年）。

147. 第二次世界大战期间，在一家电缆制造工厂的雇工中开展了一项死亡率群组研究。研究发现，由肝硬化导致的死亡率过高，有人认为其与接触氯化萘的慢性影响有关（Ward 等人，1996 年）。Popp 等人（1997 年）发现接触氯化萘的 16 名工人中，有 6 人出现肝功能异常和谷氨酰转氨酶值升高，在一些案例中还发现了脂肪肝。

148. 故意让 31 名 25 至 35 岁的男性用不同部位的皮肤接触矿油中的光蜡 1014（主要含五氯化萘和六氯化萘）两个月。4-6 周后出现氯痤疮，并且在处理期过后继续生长和扩散。发现毛囊上皮转化为角蛋白，导致膜和皮脂腺损耗，同时产生炎症反应。处理过后一年后仍存在明显的色素沉着和疤痕。据描述，主要含二氯化萘、三氯化萘、四氯化萘、七氯化萘和八氯化萘的光蜡 1000、1001、1052 和 1051 不会导致痤疮（Shelley 和 Kligman，1957 年，参考 Hayward，1998 年）。

149. 在电气厂使用绝缘蜡包裹线圈时，通过皮肤接触和吸入烟气接触到四氯化萘和五氯化萘的工人中，有 95%（59 人中的 56 人）患上了氯痤疮，并出现头痛、疲劳、眩晕和厌食等全身反应（Kleinfeld 等人，1972 年）。

150. 一项在 9,028 名工人（近三分之一为女性）中开展的群组研究表明，氯化萘接触与恶性赘生物频发存在联系。接触氯化萘 1 年以上的工人可能患结缔组织肿瘤，潜伏期可达 25 年。此外还报告了大量胃部、直肠、气管、支气管和肺部生长恶性赘生物的案例。据报告，该群组中 460 名氯痤疮患者中，有大量死于两项罕见死因，即食道中的良性和不明赘生物，但总体死亡率并未增加。该研究的限制因素在于氯化萘的接触时间过短（其中最长达 5 年，80% 的人最长接触了 2 年），并同时接触了石棉（Ward 等人，1994 年）。

3. 资料综述

151. 自二十世纪初开始，生产的氯化萘被用于广泛用途，在五十年代末和六十年代中期达到顶峰，此后其产量便急剧下滑。据估计，1920-1965 年期间，全球总产量达 15-40 万吨。氯化萘曾作为多氯联苯中的污染物被无意排放，至今高温工业工艺中仍在产生氯化萘。以往在垃圾填埋或旧式器械中的用途（技术多氯联苯中的氯化萘或杂质）的排放看似合理，却难以评估。市区内仍在不断排放曾经建议使用的技术氯化萘。2002 年报告了类似光蜡的氯化萘制剂的非法交易案例，对许多国家而言，有关氯化萘生产和使用的信息不足。在已知的氯化萘排放中，燃烧（主要为垃圾焚化）被认为是当前最重要的来源，全世界每年的排放量为 10-100 千克。据估计，2000 年欧洲垃圾焚化产生的氯化萘占总排放量的 74%。

152. 人们发现，东亚地区的氯化萘浓度达到了 61 皮克/立方米。全球大气被动采样研究显示，各大陆和源距离的特征值为 1.6 皮克/立方米。北极的浓度为 1-8 皮克/立方米，该地区二恶英类污染物释放的毒性当量大部分来自氯化萘。沉积物范围内的氯化萘水平为 0.01-10 微克/千克干重（数量级），但在受污染区域可达几毫克/千克干重。（副）北极生物群范围内的氯化萘水平通常为 0.1-1 微克/千克脂重，但却不断测量到大于 10 微克/千克的浓度。

153. 除通过监测数据证明存在长程飘移外，模型结果也预测了几种同族体的长程飘移。二氯化萘至五氯化萘能随着全球水汽蒸发发生多级飘移，目前已确定这些氯化萘很容易污染北极地区。还发现二氯到五氯化萘在北极地区具有较高的潜在污染风险。1,4,6,7-四氯化萘的模拟飘移距离为 2,271 公里（在大气中的半衰期为 10 天）。

154. 由于缺少水解功能基团，氯化萘无法水解，但在环境条件下可发生光分解。根据以往从土壤收集的环境样本来看，其作用微乎其微。氯化萘在大气中还可被羟基氧化。然而，随着氯置换数量的增多以及计算出的半衰期延长（包括从二氯到八氯化萘的半衰期实验确定值为 2.7 到 417 天），氧化率会降低。

155. 在有利的实验条件下，已证明了二氯化萘和三氯化萘的生物降解性，这些实验利用专门的降解真菌进行。但目前尚未进行任何实地降解（仿真）研究。然而，分析以往土壤中的样本，并将土壤中同族体资料与沉积物岩芯中的进行对比，可确定三氯到七氯化萘在两种环境中的半衰期均大于 1 年。

156. 氯化萘转移到了更高的营养级，因此有可能在各类食物网中产生生物放大作用。在对高氯化萘同系物（四氯化萘至七氯化萘）进行的实地测量中发现了这种转移，这是选择性新陈代谢和生物放大的结果，导致不同同系物在发生累积时因物种而异。四氯化萘至七氯化萘在底栖和浮游食物链/网中的生物放大系数、食物链放大系数及营养放大系数大于 1 的情况已有记录数据。四氯化萘至六氯化萘在包括鸟类在内的猎物/捕食者组合中的生物放大系数较高（高达 90）。对食物链和食物网的若干调查表明，氯化萘的生物累积潜力类似于或低于多氯联苯，这证实氯化萘和多氯联苯在结构上具有相似性，因此正如预期的那样，两者在生物累积和生物放大作用方面也具有相似性。目前尚无法获得有关陆地食物链的数据。

157. 可以断定的是，四氯化萘至七氯化萘可以发生生物累积作用。鉴于二氯化萘和三氯化萘的生物浓缩系数大于 5000，八氯化萘的辛醇/水分配系数大于 5，其他同系物也满足生

物累积标准。对生物群中二氯化萘、三氯化萘及八氯化萘含量的监测很有限，实地研究报告显示这些同系物的生物放大系数均不超过 1。

158. 急性毒性研究表明，若干光蜡混合物有剧毒，同时发现可影响无脊椎动物和两栖动物的发育。模型分析得出的长期毒性值表明，二氯化萘至七氯化萘能产生毒性反应。预计鱼类和水蚤的三氯化萘至七氯化萘的慢性毒性将增加至<0.1 毫克/升。水生和陆生生物面临的一项主要问题是，某些氯化萘同系物可能具有与二恶英相似的毒性。

159. 氯化萘的二恶英类毒性机制取决于氯化程度。定量结构活性关系估算以及体外和体内试验已证明，氯化萘的毒性随氯原子数量的增加而加强，并且与氯原子的结构有关；现已证明六氯化萘的毒性最强，五氯化萘和七氯化萘的毒性也较强。

160. 研究表明，一些剧毒同系物（如 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘）能在水生食物网发生生物累积和生物放大作用，而五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘是生物群中被检出的最常见同族体。正如实证数据所示，环境中的氯化萘水平非常高，足以在野生鱼中诱发类似于二恶英带来的细胞反应。此外，在港湾鼠海豚中，四氯化萘至八氯化萘能穿过血脑屏障这一保护大脑免受二恶英影响的机制。对氯化萘在二恶英类化合物的总体毒性当量中的测算比例表明，氯化萘在深海食物链中的比例较高，而且是北极环境下鲸类动物体内总体毒性当量的重要来源。

161. 已证明氯化萘可与芳香烃受体相互作用，因而可引起二恶英类化合物特有的毒性反应。若干短期和中期测试证明其具备急性剧毒性，例如体重减轻、肝损伤以及在相对较低的浓度下 (>3 毫克/千克) 引起迟发性死亡，但已有报告称其毒性远远高于四氯二苯并对二恶英（大约高三个数量级）。另外，在实验室和家畜动物身上已观测到皮肤病变刺激和角化症状。在大鼠体内观测到其致畸作用的证据、氯化萘的内分泌干扰效应及对生育能力的影响，还在每日接触氯化萘的家畜动物（毫克/千克体重）体内观测到生育能力异常现象。在大鼠体内观测到了神经毒性现象。但是，关于特定同系物对实验室动物的影响方面，试验数据不足。

162. 除了 1-氯化萘和四氯化萘的测试结果呈阴性外，没有关于氯化萘遗传毒性的数据。一项针对鱼类的非准则性研究证明了光蜡混合物的遗传毒性。未对实验动物进行长期的致癌性研究。同时尚未发现关于可能免疫毒性效应的研究。职业研究已证明了其对人类健康产生的不利影响；其中有些影响也出现在动物研究中（如皮肤反应、肝脏疾病、死亡）。有证据显示出氯化萘与某些特定癌症频发存在联系。

163. 研究证明氯化萘对胎儿有剧毒，能造成胎儿畸形，其影响类似于其他有毒二恶英类化合物。接触氯化萘的鱼类出现了性腺发育迟缓的现象。已发现在妊娠期 14 至 16 天内给幼鼠服用剂量为 1 微克/千克体重/天的 1,2,3,4,6,7-六氯化萘能加速大鼠雄性后代的精子形成过程，表明即使接触极低浓度的氯化萘，也有可能造成内分泌紊乱。

164. 一般人群最主要的接触途径是食物（例如鱼类）。通过饮水和呼吸接触的案例也有报道。人体血液、乳汁和脂肪组织中也检测出了氯化萘。氯化萘增加了海豹和白鲸等北极动物体内的毒性当量，这些动物是北极土著居民食物的组成部分。研究证明，在人类接触有机氯农药和多氯联苯的食物来源中，海豹和白鲸及肉类占总量的 90%以上，在某些情况下，造成接触水平超过每日允许摄入量。有越来越多的证据表明北极土著居民面临不利健康影响。不断发育中的胎儿尤其容易受到环境化学品的影响，包括接触各种具有持久性和生物累积性的有毒物质的影响（北极监测评价方案，2003 年）。

4. 结论陈述

165. 尽管欧洲经委会区域的商用氯化萘生产自其在 20 世纪上半叶大批量生产后大幅下降，但废物焚烧可能是当前氯化萘的主要来源。垃圾填埋场或旧电器中所含的以前用途

（氯化萘或技术多氯联苯的杂质）也可能释放氯化萘，但难以评估。另外，欧洲经委会区域以外地区之前和目前的生产量及无意排放量在很大程度上是未知数。

166. 氯化萘通过大气作用飘移至远离当地来源地的北极和副北极区域。若干氯化萘同族体在环境中具有持久性，对食物网和食物链的调查表明，氯化萘有选择地在无脊椎动物、鱼类、海鸟和海洋哺乳动物体内累积。

167. 氯化萘表现出了二恶英类毒性机制，因而加强了共面多氯联苯等二恶英及二恶英类化合物的整体毒性。五氯化萘、六氯化萘和七氯化萘的一些剧毒同系物被确认能在生物群中发生生物累积作用，同时还是生物群中被检测出的最常见同族体，因而捕食者有可能接触较高浓度的此类有毒化合物。值得关注的是接触较低浓度的此类化合物所产生的内分泌干扰效应以及其可能对野生生物及其后代造成的长期影响。虽然缺乏有关受关切的终点（如致癌性和免疫毒性）的试验数据，但不能根据其与多氯联苯的已知毒性的毒理及结构类似而排除这些影响。氯化萘可能引起的长期效应是最令人忧虑的问题，应尽可能地减少接触氯化萘。

168. 人们（尤其是北极土著居民）的生存环境中存在氯化萘及一系列其他污染物，包括已受到管制的二恶英类化合物，如多氯联苯，因此体内积存的污染物在不断增加。北极土著居民体内的若干此类污染物水平（包括多氯联苯）已超过指导值。新的证据表明，以低于先前估计的程度接触持久性有机污染物以及汞和铅等重金属将影响人体健康，尤其是儿童健康（北极监测评价方案，2009年）。

169. 因此可以得出结论，氯化萘（尤其是二氯化萘至八氯化萘）在环境中的长程飘移很可能会对人类健康和环境产生重大不利影响，因此需要采取全球行动。

参考文献

- ACGIH (1992) Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices. Cincinnati, OH, American Conference of Governmental Industrial Hygienists.
- ACToR (2012) USEPA <http://actor.epa.gov/actor/GenericChemical?casrn=87-68-3>
- Åkerblom N, Olsson K, Berg AH, Andersson PL, Tysklind M, Förlin L, Norrgren L. 2000. Impact of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in juvenile Baltic salmon, *Salmo salar*: Evaluation of estrogenic effects, development, and CYP1A induction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 38:225–233
- AMAP (2004): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, Norway, 2004.
- AMAP (2003): Arctic Monitoring and Assessment Programme 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, 2003.
- AMAP Assessment 2009: Human Health in the Arctic. AMAP, Oslo, Norway.
- Ba T, Zheng M, Zhang B, Liu W, Su G, Liu G, Xiao K (2010) Estimation and congener-specific characterization of polychlorinated naphthalene emissions from secondary nonferrous metallurgical facilities in China. *Environ. Sci. Technol.* 44:2441–2446
- Belfroid A., Blok H, van der Aa E, Balk F. (2006) Response to the comments on the dossier of the polychlorinated naphthalenes (PCNs). Ministry of VROM, Reference 9R7510.01/R0001/ABE/DDE/Nijm. <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/Comments%20to%20the%20commentsPCN.pdf>
- Bidleman T F, Helm P A, Braune B M, Gabrielsen G W (2010) Polychlorinated naphthalenes in polar environments – A review. *Science of the Total Environment* 408:2919–2935
- Blankenship A, Kannan K, Villalobos SA, Villeneuve DL, Falandysz J, Imagawa T, (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes and Halowax mixtures to induce Ah receptor-mediated responses. *Environmental Science and Technology* 34: 3153–3158
- Bolscher M, Denier van der Gon H, Visschedijk A (2005) Emission Inventory of Eight Substances Possibly Proposed to be Added to the UNECE POP Protocol http://espreme.ier.uni-stuttgart.de/homepage_old/workshop/papers/Bolscher%20et%20al%20-%20Emission%20inventories.pdf
- Bogdal C, Schmid P, Kohler M, Müller CE, Iozza S, Bucheli TD, Scheringer M, Hungerbühler K.(2008) Sediment record and atmospheric deposition of brominated flame retardants and organochlorine compounds in Lake Thun, Switzerland: lessons from the past and evaluation of the present. *Environ Sci Technol.* 42(18):6817-22.
- Corsolini S, Kannan K, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP. 2002. Polychloronaphthalenes and other dioxin-like compounds in Arctic and Antarctic marine food webs. *Environ. Sci. Technol.* 36: 3490–3496.
- Crookes M. Howe P. (1993) Environmental hazard assessment: Halogenated naphthalenes. Building Research Establishment, Toxic Substances Division, Directorate for Air, Climate and Toxic Substances, Department of the Environment Report No TSD/13.
- Denier Van Der Gon H A C, Van Het Bolscher M, Visschedijk A, Zandveld P (2007) Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE-Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41 (40): 9245–9261
- Domingo JL. (2004) Polychlorinated naphthalenes in animal aquatic species and human exposure through the diet: a review. *Journal of Chromatography A* Volume 1054, 1–2, 327–334

Domingo JL, Bocio A, Falcó G, Llobet JM. (2007) Benefits and risks of fish consumption Part I. A quantitative analysis of the intake of omega-3 fatty acids and chemical contaminants. *Toxicology*. 2007 Feb 12;230(2-3):219-26.

ECETOC (2005) Technical Report No. 97. Alternative testing approaches in environmental safety assessment. ISSN-0773-8072-97

ECHA (2008) Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Chapter R.7c: Endpoint specific guidance, European Chemicals Agency. http://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r7c_en.pdf

EHD (1982) Chloronaphthalene: an environmental-health perspective. Ottawa, Ontario, Department of National Health and Welfare, Environmental Health Directorate

Environment Canada (2011) Ecological Screening Assessment Polychlorinated naphthalenes. (Information submitted under Annex E) http://www.ec.gc.ca/ese-ees/835522FE-AE6C-405A-A729-7BC4B7C794BF/CNs_SAR_En.pdf

European Commission (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II, European Communities. http://ihcp.jrc.ec.europa.eu/our_activities/health-env/risk_assessment_of_Biocides/doc/tgd/tgdpart2_2ed.pdf

Evenset A, Guttorm N, Christensen N G, Kallenborn R (2005) Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Island) freshwater biota, *Environmental Pollution* 136(3): 419-430

Falandysz J (1998) Polychlorinated naphthalenes: an environmental update. *Environ Pollut* 101:77–90

Falandysz J, Chudzynski K, Takekuma M, Yamamoto T, Noma Y, Hanari N, Yamashita N (2008) Multivariate analysis of identity of imported technical CN formulation. *J. Environm. Sci. Health Part A*, 43:1381–1390

Falandysz J, Rappe C (1996) Spatial distribution in plankton and bioaccumulation features of polychlorinated naphthalenes in a pelagic food chain in southern part of the Baltic Proper. *Environ. Sci. Technol.*, 30:3362–3370.

Falandysz L (2003) Chloronaphthalenes as food-chain contaminants: a review. *Food Additives and Contaminants*, pp. 1–20.

Fennell D E, Nijenhuis I, Wilson S T, Zinder SH, Häggblom MH (2004) *Dehalococcoides ethenogenes* Strain 195 Reductively Dechlorinates Diverse Chlorinated Aromatic Pollutants, *Environ. Sci. Technol*, 38 (7), pp 2075–2081.

Fernandes AR, Tlustos C, Rose M, Smith F, Carr M, Panton S (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Irish foods: Occurrence and human dietary exposure. *Chemosphere* 85:322–328.

Galoch A, Sapota A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Kilanowicz A (2006) Acute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P450. *Hum Exp Toxicol*. 25(2):85–92.

Gevao, B, Harner, T, Jones, KC (2000) Polychlorinated Naphthalene Concentrations and Deposition Fluxes in a Dated Lake Core. *Eviron. Sci. Technol*. 2000, 34, 33-38

Harner T and Bidleman T F (1998) Octanol-air partition coefficient for describing particle/gas partitioning of aromatic compounds in urban air. *Environmental Science and Technology* 32: 1494–1502.

Harner T, Kylin H, Bidleman T F, Halsall C, Strachan W M J, Leonard A (1998) Polychlorinated Naphthalenes and Coplanar Polychlorinated Biphenyls in Arctic Air. *Environ. Sci. Technol.* 32(21):3257–3265

Hanari N, Kannan K, Horii Y, Taniyasu S, Yamashita N, Jude DJ, Berg MB. 2004. Polychlorinated naphthalenes in benthic organisms of a Great Lakes food chain. *Arch Environ Contam Toxicol* 47:84–93.

Hayward D (1998) Identification of bioaccumulating polychlorinated naphthalenes and their toxicological significance. *Environmental research*, 76(1):1–18.

Hayward DG, Charles JM, Voss de Bettancourt C, Stephens SE, Papanek PJ, Lance LL, Ward C (1989) PCDD and PCDF in breast milk as correlated with fish consumption in southern California. *Chemosphere*, 18:455–468.

Helm PA, Bidleman TF, LI HH, Fellin P (2004) Seasonal and spatial variation of polychlorinated naphthalenes and non-/mono-ortho-substituted polychlorinated biphenyls in Arctic air. *Environ. Sci. Technol.* 38:5514–5521

Helm PA, Gewurtz SB, Whittle DM, Marvin CH, Fisk AT, Tomy GT (2008) Occurrence and biomagnification of polychlorinated naphthalenes and non- and mono-ortho PCBs in Lake Ontario sediment and biota. *Environ Sci Technol.* Feb 15;42(4):1024–31.

Helm PA and Bidleman TF. (2003) Current combustion-related sources contribute to polychlorinated naphthalene and dioxin-like polychlorinated biphenyl levels and profiles in air in Toronto, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 37: 1075-1082.

Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Habib A, Nam JJ, Lee JS, Li Q, Liu X, Li J, Zhang G, Masunaga S (2012a) Passive air monitoring of PCBs and PCNs across East Asia: a comprehensive congener evaluation for source characterization, *Chemosphere* 86:718–726

Hogarh JN, Seike N, Kobara Y, Masunaga S (2012b) Atmospheric Polychlorinated Naphthalenes in Ghana *Environ. Sci. Technol.* 46 (5):2600–2606

HSDB (2012) U.S. National Library of Medicine: Hazardous Substance Database
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

IPCS (2001) Concise International Chemical Assessment Document 34 CHLORINATED NAPHTHALENES. World Health Organization. Geneva, 2001. ISBN 92-4-153034-0

ICC&IPEN (2011) submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention
<http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>

Ishaq R, Persson, N.J, Zebühr, Y, Broman, D (2009) . CNs, PCDD/Fs, and Non-orthoPCBs, in Water and Bottom Sediments from the Industrialized Norwegian Grenlandsfjords. *Environ. Sci. Technol.* 43:3442–3447

Jakobsson E, Asplund L. 2000. Polychlorinated Naphthalenes (CNs). In: J. Paasivirta, ed. *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3 Anthropogenic Compounds Part K, New Types of Persistent Halogenated Compounds.* Berlin, Springer-Verlag.

Jaward FM, Farrar NJ, Harner T, Sweetman AJ, Jones KC (2004a) Passive air sampling of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated naphthalenes across Europe. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23, 6, p 1355-1364.

Jaward FM, Barber JL, Booij K, Jones KC. (2004b) Spatial distribution of atmospheric PAHs and PCNs along a north-south Atlantic transect. *Environ Pollut.* 2004 Nov;132(1):173-81.

- Järnberg GU, Asplund LT, Egebäck AL, Jansson B, Unger M, Wideqvist U. (1999) Polychlorinated Naphthalene Congener Profiles in Background Sediments Compared to a Degraded Halowax 1014 Technical Mixture. *Environ. Sci. Technol.*, 33 (1), pp 1–6.
- Kannan K, Yamashita N, Imagawa T, Decoen W, Khim, J S, Day R M, Summer C L, Giesy J P (2000) Polychlorinated naphthalenes and polychlorinated biphenyls in fishes from Michigan waters including the Great Lakes. *Env. Sci. technol.* 34:566–572
- Kannan K, Imagawa T, Blankenship AL, Giesy JP (1998) Isomer-specific analysis and toxic evaluation of polychlorinated naphthalenes in soil, sediment and biota collected near the site of a former chloralkali plant. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2507-2514.
- Kannan K, Kober JL, Kang YS, Masunaga S, Nakanishi J, Ostaszewski A, Giesy JP (2001). Polychlorinated naphthalenes, biphenyls, dibenzo-p-dioxins, and dibenzofurans as well as polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment from the Detroit and Rouge Rivers, Michigan, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 1878-1889
- Kannan K, Corsolini S, Imagawa T, Focardi S, Giesy JP (2002) Polychlorinated -Naphthalenes, -Biphenyls, -Dibenzo-p-dioxins, -Dibenzofurans and p,p'-DDE in Bluefin Tuna, Swordfish, Cormorants and Barn Swallows from Italy. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31(3):207-211. 2002
- Kelly BC, Gobas, FAPC, McLachlan MS. (2004) Intestinal Absorption and Biomagnification of Organic Contaminants in Fish, Wildlife and Humans. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 23:2356–2366
- Kilanowicz, A, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A, Galoch A, Daragó A (2009) Subacute toxicity of polychlorinated naphthalenes and their effect on cytochrome P-450. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72(2):650–657
- Kilanowicz A, Skrzypinska-Gawrysiak M. (2010) Toxicity of hexachloronaphthalene (HxCN) and induction of CYP 1A in rats, *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 73:196–205.
- Kilanowicz A, Sitarek K, Skrzypinska-Gawrysiak M, Sapota A. (2011) Prenatal developmental toxicity of polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rat. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2011; 74:504–512.
- Kilanowicz A, Wiaderna D, Lutz P, Szymczak W (2012) Behavioral effects following repeated exposure to hexachloronaphthalene in rats, *Neurotoxicology* Feb 25
- Kimbrough R D, Jensen A A (eds) (1989) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Amsterdam, Elsevier Science Publishers B.V. (Biomedical Division).
- Kitano S, Mori T, Kondo R (2003) Degradation of polychlorinated naphthalenes by the lignin-degrading basidiomycete *Phlebia lindtneri*. *Organohalogen Compounds* 61:369–372
- Kleinfeld M, Messite J, Swenciki R (1972) Clinical effects of chlorinated naphthalene exposure. *Journal of occupational medicine*, 14:377–379.
- Kucklick J R, Helm P A (2006) Advances in the environmental analysis of polychlorinated naphthalenes and toxaphene. *Anal Bioanal Chem.* 2006 Oct;386(4):819–36.
- Lee SC et al. (2007) Polychlorinated naphthalenes in the global atmospheric passive sampling (GAPS) study. *Environ. Sci. Technol.* 41: 2680-2687.
- Lei YD, Wania F, Shiu WY. (1999) Vapour pressures of the polychlorinated naphthalenes. *J Chem Eng Data* 44:577–582

- Leino O, Kiviranta H, Karjalainen A K, Kronberg-Kippilä C, Sinkko H, Larsen E H, Virtanen S, Tuomisto J T (2011) Pollutant concentrations in placenta. *Food and Chemical Toxicology*, in press. online: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2011.10.058>
- Liu G, Zheng M, Lv P, Liu W, Wang C, Zhang B, Xiao K (2010) Estimation and characterisation of polychlorinated naphthalene emission from coking industries. *Environ. Sci. Technol.* 44:8156–8161
- Lunden A, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in Swedish human milk, 1972–1992. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 34(4):414–42
- Lundgren K, Tysklind M, Ishaq R, Broman D, van Bavel B (2002) Polychlorinated naphthalene levels, distribution, and biomagnification in a benthic food chain in the Baltic Sea, *Environ Sci Technol.* 1;36(23):5005-13
- Matsuo M (1981) *i/o**-characters to describe bioconcentration factors of chlorobenzenes and naphthalenes– meaning of the sign of the coefficients of *i/o* in the correlating equations. *Chemosphere* 10(9):1073–1078.
- Mackay D, Shiu YW, Ma KC, Lee SC. (2006) *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals* von Donald Mackay (ISBN 9781566702553)
- Martí-Cid R, Bocio A, Llobet JM, Domingo JL. (2007) Intake of chemical contaminants through fish and seafood consumption by children of Catalonia, Spain: health risks. *Food Chem Toxicol.* 2007 Oct;45(10):1968-74.
- Meijer SN, Harner T, Helm PA, Halsall C J, Johnston AE, Jones KC (2001) Polychlorinated naphthalenes in U.K. soils: time trends, markers of source, and equilibrium status. *Environ. Sci. Technol.* 35(21):4205–4213
- Mori T, Kitano S, Kondo R (2003) Biodegradation of chloronaphthalenes and polycyclic aromatic hydrocarbons by the white-rot fungus *Phlebia lindtneri*. *Appl Microbiol Biotechnol.* 61(4):380–3
- Mori T, Nakamura K, Kondo R (2009) Fungal hydroxylation of polychlorinated naphthalenes with chlorine migration by wood rotting fungi. *Chemosphere.* 77(9):1230–5
- Nfon E, Cousins I T, Broman, D (2008) Biomagnification of organic pollutants in benthic and pelagic marine food chains from the Baltic Sea *Science of The Total Environment*, 397, 1–3: 190–204
- NICNAS (National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme) (2002) *Polychlorinated Naphthalenes*. GPO Box 58, Sydney NSW 2001, Australia. http://www.nicnas.gov.au/Publications/CAR/Other/S48_CN_July02.pdf
- NITE (2012) CHRIP Chemical Risk Information Platform, http://www.safe.nite.go.jp/english/sougou/view/TotalSrchInput_en.faces
- Noma Y, Minetomatsu K, Falandysz J, Swietojańska A, Flisak M, Miyaji K, Sakai S. (2005) By-side impurities in chloronaphthalene mixtures of the Halowax series: all 75 chlorodibenzo-p-dioxins. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 2005;40(1):77-89.
- Oliver B G, Niimi A J (1984) Rainbow trout bioconcentration of some halogenated aromatics from water at environmental concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 3:271–277.
- Oliver B G, Niimi A J (1985) Bioconcentration factors of some halogenated organics for rainbow trout: Limitations in their use for prediction of environmental residues. *Environ. Sci. Technol.* 19:842–849

Olivero-Verbel J, Vivas-Reyesa R, Pacheco-Londoño L, Johnson-Restrepoa, Kannan K (2004) Discriminant analysis for activation of the aryl hydrocarbon receptor by polychlorinated naphthalenes. *J. Mol. Struct.-Theochem.* 678: 157–161.

Omura M, Masuda Y, Hirata M, Tanaka, Makita Y, Ogata R, Inoue N (2000) Onset of spermatogenesis is accelerated by gestational administration of 1,2,3,4,6,7-hexachlorinated naphthalene in male rat offspring. *Environmental health perspectives*,108(6):539–544.

Opperhuizen A, Van der Volde EW, Gobas FAPC, Liem DAK, Van Der Steen JMD (1985) Relationship between bioconcentration in fish and steric factors of hydrophobic chemicals. *Chemosphere* 14:1871–1896

Pan X, Tang J, Chen Y, Li J, Zhang G.(2011) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in riverine and marine sediments of the Laizhou Bay area, North China. *Environmental Pollution* 159 (12):3515-21

Park H, Kang J-H, Baek S-J, Chang Y-S (2010) Relative importance of polychlorinated naphthalenes compared to dioxins, and polychlorinated biphenyls in human serum from Korea: Contribution to TEQ and potential sources. *Environmental Pollution* 158:1420–1427

Persson NJ, Gustafsson O, Bucheli TD, Ishaq R, Naes K, Broman D (2005) Distribution of CNs, PCBs, and other POPs together with soot and other organic matter in the marine environment of the Grenlandsfjords, Norway *Chemosphere.* 2005 Jul;60(2):274–83.

Popp W, Hamm S, Vahrenholz C, Balfanz E, Kraus R, Theisen J, Schell C, Norpoth K (1993) Increased liver enzyme values in workers exposed to polychlorinated naphthalenes. *Organohalogen compounds*, 13:225–228.

Popp W, Norpoth K, Vahrenholz C, Hamm S, Balfanz E, Theisen J (1997) Polychlorinated naphthalene exposures and liver function changes. *American journal of industrial medicine*, 32(4):413–416.

Puzyn T, Falandysz J (2007): QSPR Modelling of Partition Coefficients and Henry's Law Constants for 75 Chloronaphthalene Congeners by Means of Six Chemometric Approaches—A Comparative Study, *J. Phys. Chem.* Vol. 36, No. 1

Puzyn T, Mostrag A, Suzuki N, Falandysz J (2008a) QSPR-based estimation of the atmospheric persistence for chloronaphthalene congeners. *Atmos Environ* 42:6627–36.

Puzyn T, Suzuki N, Haranczyk M (2008b) How Do the Partitioning Properties of Polyhalogenated POPs Change When Chlorine Is Replaced with Bromine? *Environ. Sci. Technol.*, 2008, 42 (14), pp 5189–5195

Puzyn T, Mostrag A, Falandysz J, Kholod Y, Leszczynski J. (2009) Predicting water solubility of congeners: chloronaphthalenes--a case study. *J Hazard Mater.* 2009 Oct 30;170(2-3):1014-22.

Rotander A, Van Bavel B, Rigét F, Auðunsson G A, Polder A, Gabrielsen G W, Víkingsson G, Mikkelsen B, Dam M (2012) Polychlorinated naphthalenes (CNs) in sub-Arctic and Arctic marine mammals, 1986–2009 *Environmental Pollution* 164:118–124

Ryan J J, Masuda Y (1994) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in the rice oil poisonings. *Organohalogen compounds* 21:251–254.

Santillo D, Johnston P (2004) An overview of potential ongoing sources of polychlorinated naphthalenes (PCNs) to the marine environment of the North East Atlantic (OSPAR) area, Greenpeace Research Laboratories, Technical Note 04/2004. http://www.greenpeace.to/publications/GRL_TN_04_2004.pdf

Schiavone A, Kannan K, Horii Y, Focardi S, Corsolini S. (2009) Occurrence of brominated flame retardants, polycyclic musks, and chlorinated naphthalenes in seal blubber from Antarctica: comparison to organochlorines. *Mar Pollut Bull.* 58(9):1415-9.

- Suruda AJ, Ward EM, Fingerhut MA (1993) Identification of soft tissue sarcoma deaths in cohorts exposed to dioxin and to chlorinated naphthalenes. *Epidemiology*, 4(1):14–19.
- Sweden (2011) Submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Talykina M G, Papoulias D M, Allert J A, Izyuov Y U, Villalobos S A, Giesy J P, Tillitt D E (2003) The Effect of Polychlorinated Naphthalenes and Tributyltin on the Occurance of Aberant Nuclei in Erythroid Cells of Medaka. *Environ. Sci.* 10:337-348
- Thailand (2011) submission of information specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Followup/HCBDAAnnexEinformation/tabid/2465/Default.aspx>
- Tysklind M, Nyström M, Akerblom N, Andersson PL, Van Bavel B, Norrgren L. 1998. determination and modelling of biomagnification factors for polychlorinated naphthalenes (PCNs) in salmon (*Salmosalar*). *Organohalogen Compounds*, 39:13-16
- UNEP/POPS/POPRC.7/2 UNEP (2011). Proposal to list chlorinated naphthalenes in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/Default.aspx>
- UNEP/POPS/POPRC.7/INF/3 Van de Plassche E., A. Schwegler (2002). Risk profile polychlorinated naphthalenes. <http://chm.pops.int/Convention/POPsReviewCommittee/POPRCMeetings/POPRC7/POPRC7Documents/tabid/2267/language/en-US/Default.aspx>
- Van Het Bolscher M, Denier Van Der Gon H A C, Visschedijk A J H (2005) Emission inventory of eight substances possibly to be considered for addition to the UNECE POP protocol. Paper presented at the TFEIP & ESPREME Workshop, Heavy Metals and POPs-Emissions, Inventories and Projections, Rovaniemi, Finland, October 18–19, 2005.
- Villalobos SA, Papoulias DM, Meadows J, Blankenship AL, Pastva SD, Kannan K, Hinton DE, Tillitt DE, Giesy JP. 2000. Toxic responses of medaka, d-rR strain, to polychlorinated naphthalene mixtures after embryonic exposure by in ovo nanoinjection: a partial life-cycle assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(2):432-440.
- Villeneuve DL K Kannan, JS Khim (2000) Relative potencies of individual polychlorinated naphthalenes to induce dioxin-like responses in fish and mamalian in vitro bioassays. *Arch Environ Contam Toxicol* 2000; 39: 273-281.
- Vulykh N, Dutchak S, Mantseva E, Shatalov V (2005): EMEP contribution to the preparatory work for the review of the CLRTAP protocol on persistent organic pollutants. Meteorological Synthesizing Centre – East 2005.
- Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch CA, Zahm SH (1994) Cancer mortality patterns among female and male workers employed in a cable manufacturing plant during World War II. *Journal of occupational medicine*, 36(8):860–866.
- Ward EM, Ruder AM, Suruda A, Smith AB, Fessler-Flesch C, Zahm SH (1996) Acute and chronic liver toxicity resulting from exposure to chlorinated naphthalenes at a cable manufacturing plant during World War II. *American journal of industrial medicine*,30(2):225–233.
- Ween AP (2007) Exploration of management options for Polychlorinated Naphthalenes (PCN). Paper for the 6th meeting of the UNECE CLRTAP Task Force on Persistent Organic Pollutants, Vienna, 4–6 June 2007

Weistrand C, Noren K (1998) Polychlorinated naphthalenes and other organochlorine contaminants in human adipose and liver tissue. *Journal of toxicology and environmental health A*, 53(4):293–311.

Weistrand C, Noren K, Nilsson A (1997) Occupational exposure. Organochlorine compounds in blood plasma from potentially exposed workers. PCB, PCN, PCDD/F, HCB and methylsulfonyl metabolites of PCB. *Environmental science and pollution research international*, 4(1):2–9.

Yamashita N, Kannan K, Imagawa T, Miyazaki A, Giesy J P (2000) Concentrations and profiles of polychlorinated naphthalene congeners in eighteen technical polychlorinated biphenyl preparations. *Env. Sci. Technol.* 34: 4236–4241

Yamashita N, Taniyasu S, Hanari N, Falandysz J (2003) Polychlorinated naphthalene contamination of some recently manufactured industrial products and commercial goods in Japan. *J Environ Sci Health A* 38:1745–59.

附件 1

氯化萘特性和定量结构属性关系建模数据⁴

#氯化萘	氯化萘同系物	化学文摘社编号 ⁵	对数值 (Log10) 水溶性[微 克/立方分 米]	辛醇/ 水分 配系 数对 数	辛醇/空 气分配 系数对 数	水/空气 分配系 数对数	亨利定律常数 [帕·立方米/摩 尔]
1	1-氯化萘	90-13-1	3.29	3.97	6.02	-2.05	22.21
2°	2-氯化萘	91-58-7	3.10	3.93	5.93	-2.01	24.48
3	1,2-二氯化萘	2050-69-3	2.58	4.47	6.85	-2.38	10.26
4	1,3-二氯化萘	2198-75-6	2.40	4.61	6.68	-2.07	21.00
5	1,4-二氯化萘	1825-31-6	2.48	4.67	6.76	-2.09	20.15
6°	1,5-二氯化萘	185-30-5	2.40	4.58	6.61	-2.03	23.24
7	1,6-二氯化萘	2050-72-8	2.43	4.63	6.56	-1.93	29.15
8	1,7-二氯化萘	2050-73-9	2.52	4.59	6.77	-2.18	16.22
9	1,8-二氯化萘	2050-74-0	2.87	4.20	7.02	-2.83	3.67
10	2,3-二氯化萘	2050-75-1	2.41	4.47	6.79	-2.32	11.95
11	2,6-二氯化萘	2065-70-5	2.27	4.45	6.55	-2.10	19.64
12°	2,7-二氯化萘	2198-77-8	2.22	4.63	6.61	-1.98	25.95
13°	1,2,3-三氯化萘	50402-52-3	1.81	5.07	7.63	-2.57	6.72
14	1,2,4-三氯化萘	50402-51-2	1.78	5.41	7.50	-2.09	19.99
15	1,2,5-三氯化萘	55720-33-7	1.71	5.31	7.37	-2.06	21.70
16	1,2,6-三氯化萘	51570-44-6	1.74	5.25	7.34	-2.09	19.98
17	1,2,7-三氯化萘	55720-34-8	1.75	5.23	7.60	-2.37	10.65
18	1,2,8-三氯化萘	55720-35-9	2.11	4.59	7.94	-3.35	1.11
19	1,3,5-三氯化萘	51570-43-5	1.61	5.41	7.33	-1.92	29.96
20	1,3,6-三氯化萘	55720-36-0	1.44	5.50	7.19	-1.68	51.24
21	1,3,7-三氯化萘	55720-37-1	1.60	5.31	7.32	-2.01	24.21
22	1,3,8-三氯化萘	55720-38-2	1.92	4.95	7.59	-2.63	5.75
23	1,4,5-三氯化萘	2437-55-0	1.90	4.86	7.57	-2.71	4.84
24	1,4,6-三氯化萘	2737-54-9	1.60	5.29	7.31	-2.02	23.64
25	1,6,7-三氯化萘	55720-39-3	1.72	4.95	7.49	-2.54	7.19
26	2,3,6-三氯化萘	55720-40-6	1.55	5.16	7.38	-2.23	14.75
27°*	1,2,3,4-四氯化萘	20020-02-4	1.09	5.71	8.44	-2.72	4.68
28°	1,2,3,5-四氯化萘	53555-63-8	0.99	5.85	8.25	-2.40	9.78
29	1,2,3,6-四氯化萘	149864-78-8	0.85	5.80	8.10	-2.31	12.24
30	1,2,3,7-四氯化萘	55720-41-7	0.92	5.62	8.29	-2.68	5.22
31	1,2,3,8-四氯化萘	149864-81-3	1.27	5.16	8.62	-3.45	0.87
32	1,2,4,5-四氯化萘	6733-54-6	1.09	5.63	8.35	-2.72	4.76
33	1,2,4,6-四氯化萘	51570-45-7	0.88	6.04	8.06	-2.02	23.54
34	1,2,4,7-四氯化萘	67922-21-8	0.81	6.01	8.09	-2.08	20.72
35	1,2,4,8-四氯化萘	6529-87-9	1.27	5.61	8.43	-2.83	3.69
36°	1,2,5,6-四氯化萘	67922-22-9	0.95	5.79	8.05	-2.26	13.72

⁴ Puzyn 和 Falandysz (2007 年), Puzyn 等人 (2009 年)⁵ 摘自国际化学品安全方案 (2001 年) 及 Jacobsson & Asplund (2000 年)

#氯化萘	氯化萘同系物	化学文摘社编号 ⁵	对数值 (Log10) 水溶性[微克/立方分米]	辛醇/水分配系数对数	辛醇/空气分配系数对数	水/空气分配系数对数	亨利定律常数 [帕·立方米/摩尔]
37	1,2,5,7-四氯化萘	67922-23-0	0.81	5.95	7.97	-2.03	23.36
38	1,2,5,8-四氯化萘	149864-80-2	1.30	5.51	8.17	-2.66	5.47
39	1,2,6,7-四氯化萘	149864-79-9	0.99	5.72	8.28	-2.56	6.81
40	1,2,6,8-四氯化萘	67922-24-1	1.18	5.33	8.33	-3.01	2.44
41	1,2,7,8-四氯化萘	149864-82-4	1.50	5.25	8.79	-3.54	0.71
42	1,3,5,7-四氯化萘	53555-64-9	0.72	6.10	7.88	-1.78	40.66
43	1,3,5,8-四氯化萘	31604-28-1	1.08	5.63	8.13	-2.50	7.87
44	1,3,6,7-四氯化萘	55720-42-8	0.80	5.91	7.99	-2.08	20.61
45	1,3,6,8-四氯化萘	150224-15-0	0.93	5.81	8.00	-2.18	16.25
46°	1,4,5,8-四氯化萘	3432-57-3	1.28	5.14	8.42	-3.29	1.28
47	1,4,6,7-四氯化萘	55720-43-9	0.95	5.90	8.08	-2.19	16.15
48°	2,3,6,7-四氯化萘	34588-40-4	0.77	5.71	8.16	-2.45	8.75
49	1,2,3,4,5-五氯化萘	67922-25-2	0.57	6.03	9.33	-3.30	1.24
50°	1,2,3,4,6-五氯化萘	67922-26-3	0.21	6.34	9.00	-2.66	5.48
51	1,2,3,5,6-五氯化萘	150224-18-3	0.18	6.25	8.92	-2.67	5.28
52°*	1,2,3,5,7-五氯化萘	53555-65-0	0.13	6.49	8.79	-2.30	12.45
53°	1,2,3,5,8-五氯化萘	150224-24-1	0.55	5.98	9.11	-3.13	1.83
54	1,2,3,6,7-五氯化萘	150224-16-1	0.17	6.21	8.95	-2.74	4.55
55	1,2,3,6,8-五氯化萘	150224-23-0	0.37	6.02	8.98	-2.96	2.73
56	1,2,3,7,8-五氯化萘	150205-21-3	0.66	5.67	9.40	-3.73	0.46
57	1,2,4,5,6-五氯化萘	150224-20-7	0.43	6.16	9.03	-2.87	3.34
58	1,2,4,5,7-五氯化萘	150224-19-4	0.13	6.24	8.85	-2.61	6.13
59	1,2,4,5,8-五氯化萘	150224-25-2	0.66	5.91	9.23	-3.32	1.19
60	1,2,4,6,7-五氯化萘	150224-17-2	0.10	6.42	8.82	-2.40	9.89
61	1,2,4,6,8-五氯化萘	150224-22-9	0.33	6.14	8.94	-2.80	3.95
62	1,2,4,7,8-五氯化萘	150224-21-8	0.54	6.03	9.12	-3.09	2.03
63	1,2,3,4,5,6-六氯化萘	58877-88-6	-0.19	6.32	10.03	-3.71	0.49
64*	1,2,3,4,5,7-六氯化萘	67922-27-4	-0.38	6.53	9.84	-3.31	1.21
65	1,2,3,4,5,8-六氯化萘	103426-93-3	-0.01	6.04	10.17	-4.13	0.19
66°	1,2,3,4,6,7-六氯化萘	103426-96-6	-0.51	6.68	9.73	-3.04	2.24
67*	1,2,3,5,6,7-六氯化萘	103426-97-7	-0.53	6.59	9.62	-3.04	2.27
68	1,2,3,5,6,8-六氯化萘	103426-95-5	-0.29	6.50	9.86	-3.36	1.07
69°	1,2,3,5,7,8-六氯化萘	103426-94-4	-0.20	6.31	9.81	-3.50	0.78
70	1,2,3,6,7,8-六氯化萘	17062-87-2	-0.24	6.02	9.93	-3.91	0.31
71	1,2,4,5,6,8-六氯化萘	90948-28-0	-0.16	6.26	9.86	-3.60	0.62
72	1,2,4,5,7,8-六氯化萘	103426-92-2	-0.16	6.25	9.88	-3.64	0.57
73°*	1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘	58863-14-2	-0.95	6.57	10.68	-4.11	0.19
74	1,2,3,4,5,6,8-七氯化萘	58863-15-3	-0.72	6.48	10.81	-4.34	0.11
75°*	1,2,3,4,5,6,7,8-八氯化萘	2234-13-1	-1.35	6.43	11.64	-5.21	0.02

°...天然化合物（至 2012 年可从市场购买）

* ... ¹³C 同位素标签（至 2012 年可从市场购买）

附件 2

表A2-1: 通过分析测量确定的选定商用混合物的成分 (Falandysz, 2008 年和加拿大环境部, 2011 年)

同系物	光蜡 1031	光蜡 1000	光蜡 1001	光蜡 1099	光蜡 1013	光蜡 1014	光蜡 1051	卤蜡 R93**
1-氯化萘	65	15	0	0	0	0	0.1	-
二氯化萘	30	76	2.7-4.3*	3.6	0.5	0.7	0.1	1
三氯化萘	7.6	6.4	36-52	38.7	13	6	0.1	27-41*
四氯化萘	6.4	1.3	40-58*	48	53.3	16	0.3	52-62*
五氯化萘	1.1	0.4	3.3-3.9*	9	30	48	0.1	6.2-9.8*
六氯化萘	0.2	0.3	0.1	0.5	3.2	25	0.3	0.1-0.2*
七氯化萘	0.1	0.1	0	0.1	0.1	3	8	0
八氯化萘	0.1	0	0	0	0	0.1	91	0

*数值对应不同的分离程序

**表示特性

表 A2-2: 比较不同氯化萘来源的典型同族体模式与氯化萘远程大气模式

氯化萘来源	典型同族体模式	来源
焦化	氯化程度较低, 高丰度: 1-氯化萘	Liu 等人, 2010 年
二级有色金属冶金	气相氯化程度较低: 1-氯化萘至三氯化萘; 飞尘: 主要为高度氯化的同系物	Ba 等人, 2010 年
热生成	丰度: 1,3,6,8-三氯化萘/1,2,5,6-三氯化萘, 1,2,3,6,7-五氯化萘, 1,2,3,4,6,7-六氯化萘 /1,2,3,5,6,7- 六氯化萘, 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘	转引自 Liu 等人, 2010 年
光蜡系列 燃烧源	见附件 2 四氯化萘: 1,2,3,6-氯化萘, 1,3,6,7-氯化萘, 1,2,3,6,7-五氯化萘 (光蜡混合物中无此类同系物) 另外: 三氯化萘: 1,2,3-三氯化萘, 1,2,8-三氯化萘, 1,2,7-三氯化萘/1,6,7-三氯化萘, 1,4,6-三氯化萘, 2,3,6-三氯化萘, 四氯化萘: 1,2,3,4-四氯化萘, 1,2,4,8-四氯化萘, 1,2,5,6-四氯化萘, 1,2,6,7-四氯化萘, 1,2,5,6-四氯化萘/1,3,6,8-四氯化萘, 2,3,6,7-四氯化萘, 五氯化萘: 1,2,3,4,6-五氯化萘, 1,2,3,5,6-五氯化萘, 1,2,3,5,7-五氯化萘/1,2,4,6,7-五氯化萘, 1,2,4,7,8-五氯化萘, 六氯化萘: 1,2,3,4,6,7-六氯化萘/1,2,3,5,6,7-六氯化萘, 1,2,3,6,7,8-六氯化萘, 和 1,2,3,4,5,6,7-七氯化萘	概述 Bidleman 等人, 2010 年
城市废物焚烧	2,3,6,7-替代同系物	Järnberg 等人, 1999 年
远离来源的氯化萘环境模式	三氯化萘 典型同族体模式	Helm 等人, 2004 年 来源
北极空气	三氯化萘: 58-64%, 四氯化萘: 25-40%, 五氯化萘: 2-3%; 较重的氯化萘: 0-7% 三氯化萘: 48-65%, 四氯化萘: 6-47%, 五氯化萘: 8-10%, 较重的氯化萘: 1-2%	三个北极站 (Dunai, Alert, Tagish); Helm 等人计算, 2004 年 雷索柳特和加拿大群岛; Helm 等人, 2002 年, 转引自: 印度化学品理事会 国际消除持久性有机污染物联盟, 2011 年

附件 3

表 A3-1: 环境介质间氯化萘的分离 (来源: 加拿大环境部)

	100%接收排放的环境区划:	分离物质的百分比:			
		空气	水	土壤	沉积物
二氯化萘	空气	96.6	0.94	2.26	0.2
	水	9.44	74.7	0.22	15.6
	土壤	0.43	0.05	99.5	0.01
三氯化萘	空气	64.8	0.21	34.5	0.49
	水	4.59	28	2.45	65
	土壤	0.22	0.01	99.8	0.02
四氯化萘	空气	33.4	0.12	65.5	0.99
	水	1.59	10.6	3.12	84.7
	土壤	0.19	0.27	97.4	2.13
五氯化萘	空气	3.99	0.09	91.8	4.09
	水	0.08	2.05	1.72	96.2
	土壤	0	0	99.9	0.11
六氯化萘	空气	56.2	0.17	34	9.62
	水	0.02	1.77	0.01	98.2
	土壤	0	0	99.9	0.12
七氯化萘	空气	36.4	0.22	50.9	12.5
	水	0	1.71	0.01	98.3
	土壤	0	0	99.9	0.13
八氯化萘	空气	14.6	0.4	70.2	14.8
	水	0.2	2.61	0.97	96.2
	土壤	0.69	1.5	42.4	55.4

数字已精确到两位小数, 因此列总和无需合计至 100%

附件 4

表 A4-1: 不同区域沉积物中的氯化萘浓度值

地点	最小值-最大值[微克/千克干重]	来源
瑞典	0.14-7.6	* Järnberg 等人 (1993年)
威尼斯泻湖	0.03-1.51	* Eljarrat 等人 (1999年)
波罗的海	6.7	* Falandysz 等人 (1996年)
波的尼亚湾	0.27-2.8	* Lundgren 等人 (2002年)
巴塞罗那海岸	0.17-3.27	* Castells 等人 (2008年)
青岛海岸	0.2-1.2	* Pan 等人 (2007年)
安大略湖	21-38	* Helm 等人 (2008年)
东京湾	1.81	* Yamashita 等人 (2000年)
比特菲尔德, 工业区	2 540	* Brack 等人 (2003年)
佐治亚海岸, 前工业区	23 400	* Kannan 等人 (1998年)
莱州湾 (有大量生活和工业废水排入)	0.05-5.1	Pan 等人 (2011年)
10 处湖泊和海域	0.14-7.6	Järnberg 等人 1999 年
埃斯韦特湖, 联合王国, 1962 年	12.15	Gevao 等人 2000 年
埃斯韦特湖, 联合王国, 1995 年	2.821	Gevao 等人 2000 年

*转引自 Pan 等人 (2011 年)

表 A4-2: 根据 Bidleman 等人 (2010 年) 的 10 个独立来源编制的无脊椎动物和鱼类体内的氯化萘浓度 [微克/千克脂重]

生物群	地点	年份	数值	平均值
北极生物群				
浮游动物		1999年	0.14-0.16	0.15
北极红点鲑, 小型	熊岛, Ellasjøen, 挪威	1999-2001年		0.81
北极红点鲑, 大型		1999-2001年	0.45-1.4	0.85
北极红点鲑, 小型	熊岛, Ellasjøen, 挪威	1999-2001年		0.29
北极红点鲑, 大型		1999-2001年	0.32-0.68	0.5
浮游植物	波罗的海中部/北部	1991-1993年		17.1
浮游动物		1991-1993年		4
端足目动物		1991-1993年		28.5
糠虾幼体		1991-1993年		4
等足目动物		1991-1993年		8.4
鲱科鱼		1991-1993年		1.9
四角杜父鱼		1991-1993年		1.9
端足目动物		波的尼亚湾/海	1991-1993年	12-69
等足目动物	1991-1993年		3.9-16	9.2
四角杜父鱼	1991-1993年		0.54-1.5	1.1
白鲑鱼	大温德尔湖, 瑞典	1986年		2.6
北极鳕鱼	Vestertana峡湾, 挪威	1987-1998年	0.13-1.06	0.42
鲱鱼	波的尼亚湾/海	1999年	2.6-5.6	
		2001-2003年	0.53-3.4	2.4
鲑鱼		2001-2003年	1.6-2.5	2
江鳕		2001-2003年	1.6-1.8	1.8
梭子鱼		2001-2003年	2.3-5.0	3.6
鲈鱼		2001-2003年	1.0-3.0	1.7
白鲑鱼		2001-2003年	1.0-4.6	1.9
欧白鲑	波的尼亚湾	2001-2003年	0.16-0.32	0.24
七鳃鳗		2001-2003年	0.88-1.0	0.93
鲱鱼	波的尼亚海	2002年	0.3-2.9	1.7
江鳕	帕亚拉, 芬兰	1988年		2.9
		1988年		2
	Etukrunni, 芬兰	1988年		4.9
		1988年		2
	Seskarø, 瑞典	1988年		4.4
		1988年		0.98
梭子鱼	大温德尔湖	1988年		2.6
江鳕	奥卢湖, 芬兰	2001-2003年		1.3
梭子鱼		2001-2003年	1.0-1.2	1.1
鲈鱼		2001-2003年	0.6-0.6	0.6
梭子鱼-鲈鱼		2001-2003年	0.16-0.24	0.2
白鲑鱼		2001-2003年	0.29-0.33	0.31
欧白鲑		2001-2003年	0.53-0.68	0.6
欧鳊		2001-2003年	0.24-0.73	0.49
南极生物群				
磷虾	罗斯海	1994年		0.1

生物群	地点	年份	数值	平均值
矮鳍肩孔南极鱼	特拉诺瓦湾	1995年	0.081-0.13	0.1
鳕鱼		1995年	0.12-0.15	0.12
银鱼	罗斯海	1994年		0.91

表 A4-3: 根据 Bidleman 等人 (2010 年) 的 10 个独立来源编制的海洋哺乳动物和鸟类体内的氯化萘浓度 [微克/千克脂重]

生物群	地点	年份	数值	平均值
北极				
环斑海豹	庞纳唐, 加拿大	1993 年	0.035-0.071	0.051
		1993 年	0.045-0.049	0.047
		2002 年	0.12-0.54	0.32
		1999-2002 年	0.09-0.42	0.23
	格赖斯峡湾, 加拿大	2003 年	0.15-0.59	0.27
	萨克斯港, 加拿大	2001 年	0.023-0.18	0.072
	孔斯峡湾, 斯瓦尔巴	1981 年		0.038
	伊托考托米特, 格陵兰	2002 年	所有同系物 (无日期)	0.13*
	凯凯塔苏瓦克, 格陵兰	2002 年	所有同系物 (无日期)	0.12*
港海豹	阿拉斯加湾, 美国	2000-2001 年	0.92-27	4.8
		2000-2001 年	0.38-1.4	1.1
		2000-2001 年	0.31-0.90	0.59
白鲸	吉米如特, 加拿大	1994 年	0.036-0.26	0.18
		1994 年	0.30-0.38	0.33
	哈得逊海峡, 加拿大	1999 年	0.20-0.89	0.42
		1999 年		0.56
	纳斯塔波卡, 加拿大	2000 年	0.11-0.21	0.16
		2000 年	0.081-0.33	0.16
小须鲸	格陵兰	1998 年	所有同系物 (无日期)	0.18*
长鳍领航鲸	法罗群岛	2001 年		3.66
		2001 年		0.99
		2001 年		2.22
北极熊	阿拉斯加, 美国	1997-1999 年		3.2
	伊托考托米特, 格陵兰	1999-2002 年	0.49-0.53	0.51
北极鸥	熊岛, 挪威	2002-2004 年	1.8-162	49
		2002-2004 年	1.34-126	74
		2002-2004 年	1.34-119	62.8
	新奥尔松, 斯瓦尔巴	2002 年		0.88
	Festningsfjord, 斯瓦尔巴	2002 年		0.97
	北方水域冰间湖, 加拿大	1998 年	4.1-17.1	10.6**
	黑腿海鸥		1998 年	3.1-9.1
黑海鸱		1998 年	8.0-29.5	18.8**
厚嘴海鸦		1998 年	1.7-8.7	5.2**
	利奥波德王子岛, 加拿大	2005 年	1.27-2.12	1.68
大黑背鸥	瓦尔德, 挪威	2001 年		参见银鸥
	孔斯峡湾, 挪威	2001 年		2.16
	Rolvsoya in Valfjord, 挪威	2002 年		1.35

生物群	地点	年份	数值	平均值
	阿尔塔, 挪威	2001 年		参见 银鸥
	索玛若伊, 挪威	2001 年		2.45
	Lyngøy in Øksnes, 挪威	2002 年		参见 银鸥
	Kirkjubøreyni, 法罗群岛	2002 年		0.96
小黑背鸥	Góðadular, 法罗群岛	2002 年		0.5
银鸥	瓦尔德, 挪威	2001 年		1.39
银鸥	Rolvsoya in Valfjord, 挪威	2002 年		2.06
银鸥	阿尔塔, 挪威	2001 年		1.06
银鸥	Lyngøy in Øksnes, 挪威	2002 年		1.6
	萨尔特流, 挪威	2002 年		2.44
	Givaer, 挪威	2002 年		4.65
暴风鹳	法罗群岛	1998–1999 年		2.55
		1998–1999 年		3.75
	利奥波德王子岛, 加拿大	2005 年	1.64–2.56	2
		2003 年		1.3
	维拉角, 加拿大	2003 年		1.4
	北方水域冰间湖, 加拿大	1998 年	17.6–48.2	32.9**
南极生物群				
南极贼鸥	特拉诺瓦湾	1994 年		6.07
		1994 年		5.71
韦德尔海豹		1996 年		0.077
		1997 年		1.6

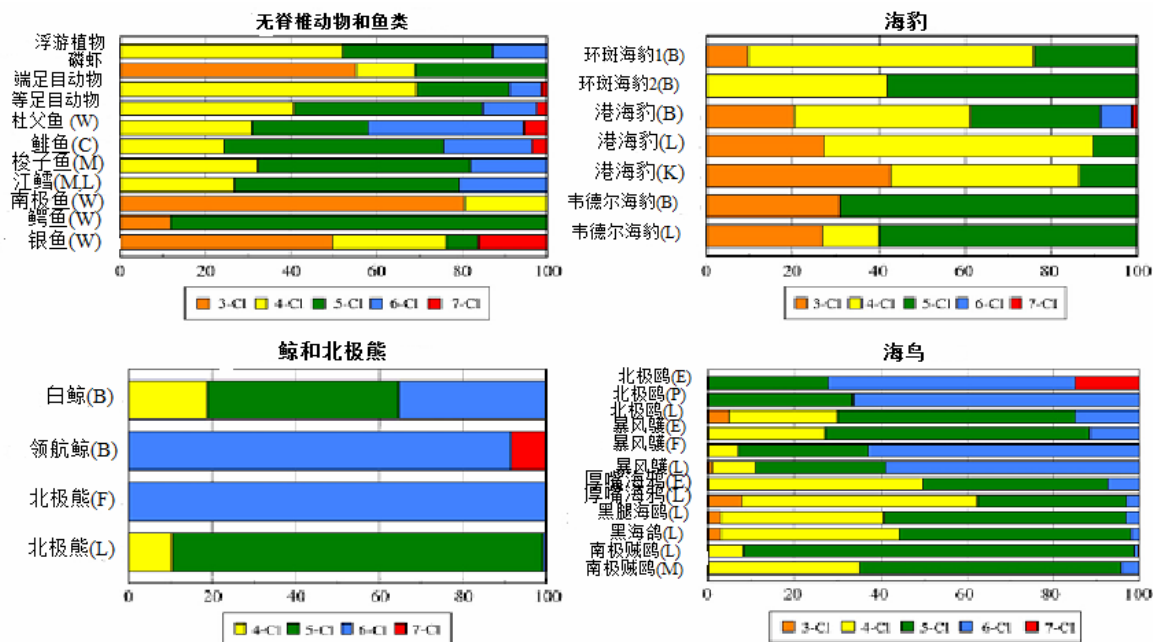
*所有不可检测的同系物（定量限以下），通过取代 1/2 定量限值估算上限

**中点值

表 A4-4: 根据 Bidleman 等人（2010 年）以外来源编制的北极生物群中的氯化萘浓度:

生物群	区划	单位	最小值-最大值 (平均值±标准差)	年份	地点	来源
北极熊	脂肪组织 (56.3±15.1 %脂重)	微克/千克湿重	0.7–29.3 (4.4±7.3)	2002 年	斯瓦尔巴	Gabrielsen 等人, 2004 年
海狮	鲸脂	微克/千克脂重	1.2–58 (16.3±28)	2004 年	利文斯顿岛, 南极	Schiavone 等人, 2009 年

图 A4-1: (副) 极地生物群中发现的同系物模式。来源: Bidleman 等人, 2010 年



图表说明（摘自 Bidleman 等人，2010 年）：北极、副北极和南极生物群中的氯化萘同族体（占氯化萘总量的百分比）。括号中的符号说明：W=整体，M=肌肉，L=肝脏，C=除净的（除去头部和内脏），B=鲸脂，F=脂肪，P=血浆。本图包括含有 3 个或多个同族体的报告；排除了那些仅包含上限的报告。缺乏同族体可能表示未发现或未测量同族体（参见原始研究资料）。当给出数值区间时，本图取其中点，得出同族体百分比的中心值，但合计并非总是 100%。在上述情况下，图中数据仍显示为标准化的 100%。图中列出了研究的生物（分析同族体）和数据来源。无脊椎动物和鱼类：浮游植物（4-6-氯化萘）；磷虾（3-8）；等足目动物，四角杜父鱼（4-7）；鲱鱼（4-8）；梭子鱼，江鳕（4-8）；南极鱼，鳕鱼，银鱼（3-8）。海豹：环斑海豹 1（3-7），环斑海豹 2（4-6）；港海豹（3-8）；韦德尔海豹（3-8）。鲸和北极熊：白鲸（3-7）；长鳍领航鲸（4-7）；北极熊（3-8）。海鸟：北极鸥（4-7），（3-6）；暴风鹫（4-7），（3-8）；黑腿海鸥（3-8）；黑海鸽（3-8）；厚嘴海鸦（4-6）以及（3-8）；南极贼鸥（3-8）。