



关于持久性有机污染物的
斯德哥尔摩公约

Chinese
Original: English

持久性有机污染物审查委员会

第十一次会议

2015年10月19日至23日，罗马

持久性有机污染物审查委员会第十一次会议工作的报告

增编

短链氯化石蜡的风险简介

持久性有机污染物审查委员会第十一次会议在 POPRC-11/3 号决定中，以秘书处的说明（UNEP/POPS/POPRC.11/4）所载的草案为基础，通过了短链氯化石蜡的风险简介。经修订的风险简介案文载于本增编附件，未经正式编辑。

附件

短链氯化石蜡

风险简介

短链氯化石蜡问题闭会期间工作组编写
持久性有机污染物审查委员会

2015年10月

目录

执行摘要	4
1. 导言.....	5
1.1 拟议物质的化学特性.....	5
1.2 审查委员会关于附件 D 资料的结论.....	6
1.3 数据来源.....	6
1.4 该化学品受各国际公约管辖的现状.....	6
2. 与风险简介相关的资料摘要.....	7
2.1 物理化学性质.....	7
2.2 来源.....	8
2.2.1 生产.....	8
2.2.2 用途和释放.....	9
2.3 环境归宿.....	12
2.3.1 持久性.....	12
2.3.2 生物蓄积性.....	14
2.3.3 远距离迁移潜力.....	18
2.4 接触.....	19
2.4.1 大气中的浓度.....	19
2.4.2 废水处理排出物、下水道淤泥及土壤.....	20
2.4.3 地表水与海水.....	21
2.4.4 沉积物.....	22
2.4.5 生物群.....	24
2.4.6 人类接触.....	27
2.5 对引起关注的端点进行危害性评估.....	29
2.5.1 哺乳动物毒性.....	29
2.5.2 生态毒性.....	32
2.6 涉及多种化学品的毒性相互作用.....	35
3. 资料综述.....	37
4. 结语.....	42
5. 参考文献.....	44

执行摘要

1. 短链氯化石蜡的释放可能出现在短链氯化石蜡及含短链氯化石蜡产品的生产、储存、运输、使用和处置过程中。除其他源头外，设备冲洗和使用后的金属加工/金属切削液都有可能成为短链氯化石蜡进入水生生态系统的源头。已有报告指出工业化地区的电子废物回收利用以及人口稠密地区向环境大量排放问题。虽然数据有限，但短链氯化石蜡的主要释放源很有可能是聚氯乙烯塑料等包含短链氯化石蜡产品的配制和生产过程，以及金属加工液的使用过程。尽管短链氯化石蜡过去在很多国家的使用量都非常大，但有些国家最近几年的使用量已经大幅减少，而在其他一些国家，包括短链氯化石蜡在内的氯化石蜡混合物产量有所上升。

2. 短链氯化石蜡不可能在水中通过水解方式大量降解，并且降解研究和陈年沉积物芯也表明，短链氯化石蜡在沉积物中的持久性超过一年。短链氯化石蜡在大气中的半衰期为 0.81 天至 10.5 天，表明其在空气中的持久性相对较强。在多种不同的环境样本（空气、沉积物、水、废水、鱼、鸟、陆生和海洋哺乳动物）中均检出短链氯化石蜡，另外在北极和南极等偏远地区也检出短链氯化石蜡，为其远距离迁移能力提供了佐证。

3. 现有的实证（实验室和现场）及模型数据都表明，短链氯化石蜡可以在生物群中蓄积。根据所测物种和同源物的不同，实验室中测得的生物浓缩系数介于 1900 至 13.8 万之间。现场测得的湖鳟生物蓄积系数介于 1.644 万至 2.665 万升/千克（湿重）之间，而海鱼的生物蓄积系数均值定为 12.5892 万升/千克（湿重）。海洋节肢动物虾类测得的生物蓄积系数最高为 6.3096 万升/千克（湿重）。模型测得的所有短链氯化石蜡的生物蓄积系数大于 5000。对于某些食物网而言，包括在北极地区，观测到的生物放大系数和营养放大系数大于 1，表明存在生物放大情况和营养转移潜能。短链氯化石蜡在较高营养级生物群内表现出了很高的浓缩度，特别是海洋哺乳动物和水生淡水生物群（例如白鲸、环斑海豹和各种鱼类），这些都为生物蓄积现象提供了额外的佐证。

4. 淡水和海洋无脊椎生物似乎对短链氯化石蜡尤为敏感，据报告，大型溞的慢性不可见作用浓度为 5 微克/升，糠虾为 7.3 微克/升。据观察，虹鳟鱼会出现严重的肝脏组织病理反应，全鱼组织中最低可见作用浓度介于 0.79 至 5.5 微克/克。

5. 国际癌症研究机构考虑将短链氯化石蜡的某些同系物（平均为 12 个碳原子，氯化程度为 60%）列为可能致癌的物质（2B 级），尽管人们在这些肿瘤诱变的机理及针对是否与人类健康存在关联的研究方面仍然存在质疑。1998 年，欧盟毒性、突变性、环境科学委员会表示，雄性小鼠肺部肿瘤的发现对人类非常重要，但其风险说明的结论指出，短链氯化石蜡的使用不会通过环境对消费者或接触者带来巨大风险（毒性、突变性、环境科学委员会，1998 年）。欧盟风险评估报告（欧盟委员会，2000 年）对短链氯化石蜡在哺乳动物物种体内的效果进行了总结。针对啮齿目动物进行的研究表明，肝脏、甲状腺和肾脏腺瘤和恶性肿瘤机率会随剂量的增大而增加。得出的结论是不能消除对人类的担忧。近期调查表明，肾脏肿瘤的生成机制并不遵循雄鼠特有肾病的经典范式；然而，该研究无法断定该机制是否为鼠类特有。欧盟最近在 REACH 进程框架内为鉴别极高担忧物质而开展的评估所得出的结论是，暴露于短链氯化石蜡的哺乳动物物中出现肝、甲状腺和肾受影响的现象。在暴露数周或数月之

后，影响效果变得明显，如器官重量增加和发生组织学变化，但在慢性暴露之后可能转变成癌和腺瘤（欧盟委员会，2000年，欧洲化学品管理局，2008年，Serrone，1987年）。

6. 总之，对短链氯化石蜡越来越严格的法规限制已经导致某些国家目前的短链氯化石蜡使用量大幅下降。然而，有证据表明，很多国家仍然在使用和释放大量的短链氯化石蜡。现有的实验和模型数据说明，短链氯化石蜡具备持久性、生物蓄积性和毒性，对水生生物的毒性尤其明显，并且具备远距离环境迁移能力。根据联合国欧洲经济委员会《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的奥胡斯议定书》做出的决定表明，短链氯化石蜡是一种持久性有机污染物。

7. 短链氯化石蜡在沉积物中具有持久性，还在北极湖泊的沉积物中检出了短链氯化石蜡。此外，短链氯化石蜡对水生无脊椎生物尤其具有毒性。鉴于无脊椎生物在水生生态系统中所发挥的关键作用，人们非常担忧测出的短链氯化石蜡浓度及其对沉积物和其他无脊椎生物产生潜在毒性影响。鉴于在鱼类中发现的低浓度影响，淡水和海水鱼类的生物蓄积情况也令人担忧。就区域尺度而言，在水体中测出的水平可超出鱼类的毒性阈值。

8. 虽然偏远地区水域中的浓缩度较低，但在北极生物群中也检出了短链氯化石蜡，水平与已知持久性有机污染物相当，意味着大面积污染。特别是，作为北极土著人口的食物，北极陆生和海洋哺乳动物也含有短链氯化石蜡。在温带和北极人口的母乳中也检出了短链氯化石蜡。此外，同时暴露于短链氯化石蜡和其他作用方式相似的氯化石蜡及持久性有机污染物可能会因为毒性反应而使风险上升。

9. 根据现有证据，由于远距离环境迁移的结果，短链氯化石蜡可能会对人类健康和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. 导言

10. 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于2006年7月26日提名将短链氯化石蜡列入《公约》附件A、B或C（UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6，摘要载于UNEP/POPS/POPRC.2/14）。

1.1 拟议物质的化学特性

11. 风险简介侧重于氯化程度在48%以上的短链氯化石蜡（烷，C₁₀₋₁₃，氯化）。提名提案确认该物质化学文摘社号为85535-84-8，欧洲化学品管理局化合物目录数据库编号为287-476-5（烷，C₁₀₋₁₃，氯化）。该化学文摘社号代表了商用短链氯化石蜡产品是由具有一个碳链长度分布为10, 11, 12和13个碳原子组成的正构烷构成的单个碳氢分子氯化而产生的；然而，该化学文摘社编号并未明确说明短链氯化石蜡的氯化程度。请注意，其他一些化学文摘社号也含有短链氯化石蜡，如：化学文摘社号63449-39-8¹。列入《斯德哥尔摩公约》的提名直接针对氯化程度在48%以上（计重）的短链氯化石蜡产品。图1-1中表示的是在一个短链氯化石蜡产品中存在的两种分子的示例。

¹多氯烷烃类别内的有毒化学品清单及报告指南，第9页第3节，
<http://www2.epa.gov/sites/production/files/documents/1999polychloroalkanes.pdf>

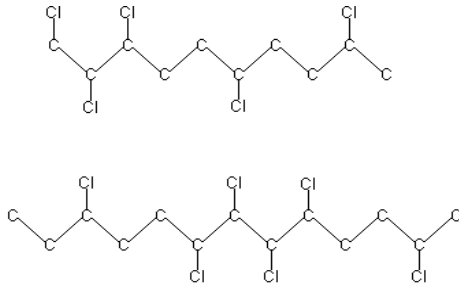


图 1-1 两种短链氯化石蜡化合物的结构 ($C_{10}H_{17}Cl_5$ 和 $C_{13}H_{22}Cl_6$)。

1.2 审查委员会关于附件 D 资料的结论

12. 持久性有机污染物审查委员会于 2006 年 11 月 6 日至 10 日在日内瓦召开第二次会议，会上根据《公约》附件 D 中列出的标准对短链氯化石蜡进行了评估。委员会确定短链氯化石蜡符合《公约》附件 D 中列出的筛选标准（UNEP/POPS/POPRC.2/17——第 POPRC-2/8 号决定附件一）。在持久性有机污染物审查委员会第八次会议上，委员会商定修改用于第 11 次会议的风险简介草案(UNEP/POPS/POPRC.8/16/附件四)。

1.3 数据来源

13. 短链氯化石蜡风险简介在编写过程中，参照了欧洲联盟向持久性有机污染物审查委员会提供的短链氯化石蜡提案资料（UNEP/POPS/POPRC.2/INF/6）。风险简介中还采用了加拿大（加拿大环境部）和英国（英国环境食品农村事务局）提供的风险评估文件资料。亦审阅了持久性有机污染物审查委员会一些缔约国和观察员提供的附件 E 资料（2007、2010 和 2015 年），并酌情纳入了其它补充资料。还纳入了缔约方和观察员在持久性有机污染物审查委员会第三次会议和第五次会议期间提供的一些资料。如需了解作为风险简介基础的详细但未更新的文件，以及本文件的完整参考文件列表，请参阅文件 UNEP/POPS/POPRC.5/INF/18。

1.4 该化学品受各国际公约管辖的现状

14. 2005 年 8 月，欧洲共同体提议将短链氯化石蜡列入联合国欧洲经济委员会《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的奥胡斯议定书》。短链氯化石蜡符合执行机构第 1998/2 号决定中有关持久性、导致不利影响的潜力、生物蓄积以及远距离迁移潜力的标准。因此，在 2009 年 12 月召开的执行机构第 27 届会议上，将短链氯化石蜡列入 1998 年《奥胡斯议定书》附件一和附件二。附件二将短链氯化石蜡的用途限于矿业传送带所用橡胶以及水坝密封剂之中的阻燃剂，并规定，一旦出现合适的替代物质，即应采取行动淘汰上述用途。

15. 1995 年，奥斯巴（奥斯陆/巴黎）保护东北大西洋海洋环境委员会通过了一项有关短链氯化石蜡的决定（第 95/1 号决定）。奥斯巴第 95/1 号决定及欧盟随后采取的措施规管短链氯化石蜡的主要用途及源头。2006 年，奥斯巴委员会拟订了一份实施有关短链氯化石蜡的巴黎委员会第 95/1 号决定的全面评估报告(奥斯巴委员会，2006 年)。该评估报告以被要求在 2005/2006 年会议周期内提交本国所采取措施的报告的 15 个缔约方中 9 个缔约方提交的国家实施报告为基础。所有报告的缔约方都已经采取措施实施巴黎委员会第 95/1 号决定。一些缔约方报告其已经全面禁止所有短链氯化石蜡的用途或者某些用途并且正在

削减其他一些用途。总之，缔约方的措施针对 2002/45/EC 指令中所涉及的用途。

16. 与奥斯巴委员会做法相近，波罗的海海洋环境保护委员会（赫尔辛基委员会）已将短链氯化石蜡收录在其有害物质清单之中。2007 年 11 月 15 日，赫尔辛基委员会将短链氯化石蜡纳入赫尔辛基委员会波罗的海行动计划。赫尔辛基委员会缔约方已商定，自 2008 年起，着手努力严格限制几种危险物质在缔约国所有波罗的海汇水区域的使用，其中包括短链氯化石蜡。危险物质是指那些被发现具有持久性、生物蓄积性和毒性的物质，或者那些被发现具有高持久性、高生物蓄积性的物质（立陶宛 2010 年提交的附件 E 资料）。

2. 与风险简介相关的资料摘要

2.1 物理化学性质

17. 现有各类短链氯化石蜡同源物和混合物物理和化学性质方面的信息（Renberg 等人，1980 年；Madeley 等人，1983 年 a；BUA，1992 年；Sijm 和 Sinnige，1995 年；Drouillard 等人，1998 年 a；Drouillard 等人，1998 年 b；Fisk 等人，1998 年 a）。估得和测得的蒸气压力在 0.028 至 2.8×10^{-7} 帕之间（Drouillard 等人，1998 年 a；BUA，1992 年）。在 40 °C 时氯化程度为 50% 的短链氯化石蜡的蒸气压力为 0.021 帕（参考：SRAR-199-ECJRC）。根据预测，在 25 °C 时含 50-60% 氯的短链氯化石蜡产品的主要成分的过冷液体蒸气压力介于 1.4×10^{-5} 至 0.066 帕之间（Tomy 等人，1998 年 a）。亨利定律常数的范围为 0.7-18 帕·立方米/摩尔（Drouillard 等人，1998 年 a），这表明短链氯化石蜡可以由于环境分隔的原因从水中再活化到空气中。测得的单体 C₁₀₋₁₂ 氯化烷的溶解度介于 400 到 960 微克/升之间（Drouillard 等人，1998 年 b），而估计的 C₁₀ 和 C₁₃ 氯化烷混合物的溶解度范围为 6.4 至 2370 微克/升（BUA，1992 年）。在 20 °C 时，含 59% 氯的短链氯化石蜡的溶解度在 150 至 470 微克/升之间（参考：SRAR-199-ECJRC）。正辛醇/水分配系数的对数通常大于 5，介于 4.48 至 8.69 之间。氯化程度介于 49-71% 之间的短链氯化石蜡的正辛醇/水分配系数的对数在 4.39 至 5.37 之间（参考：SRAR-199-ECJRC）。Hilger 等人（2011 年）发现，给定氯化程度上的正辛醇/水分配系数的对数值按链长受线性影响，同时观察到多项式效果，其取决于烷烃链的氯化程度。氯替代模式对正辛醇/水分配系数的对数值的影响很大。Gawor 和 Wania（2013 年）基于两项 QSPR 计划及实验数据估算出短链氯化石蜡的所有组分的分配系数，并以图解形式将分配行为显示成一个正辛醇/空气分配系数的对数与空气/水分配系数的对数的函数。对于短链氯化石蜡（氯化程度为 30-70%），空气/水分配系数的对数值从 -6.05（最低值）至 1.07（最高值），而正辛醇/空气分配系数的对数从 4.07（最低值）至 12.55（最高值）。

18. 由于承认混合物的复杂性，短链氯化石蜡的化学分析颇具挑战性。在没有更多完整的混合物特点描述及适当的个别标准的情况下，量化通常基于技术产品，导致如果取样的构成与标准不匹配，则存在重大不确定性（Bayen 等人，2006 年；Reth 等人，2006 年，引自 Vorkamp 和 Riget，2014 年）。Sverko 等人（2012 年）也指出，短链氯化石蜡分析方法标准化需要全球协调努力。最先进的氯化石蜡检测方法是二维气相色谱与电子捕获监测相结合。该方法能够按碳链长度和氯化水平定性地识别氯化石蜡异构体群体。目前，文献记载的最常用的监测和量化方法是气相色谱辅以高或低清晰度电子捕获负离子质谱（世界气

候大会就 2015 年 2 月 27 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论)。

2.2 来源

2.2.1 生产

19. 目前, 俄罗斯、印度、中国、日本和巴西生产(不同链长的)氯化石蜡。中国目前是产量最大的氯化石蜡生产国, 年产量估算值从 2007 年的 600 千吨(千公吨)增至 2009 年的 1000 千吨/年(Chen 等人, 2011 年)。但是, 根据中国提交的附件 E 资料(2014 年), 短链氯化石蜡的具体产量数据不详, 因为生产涉及数种氯化石蜡产品, 无法将短链氯化石蜡从其他氯化石蜡中区分出来。产量最大的是 CP-42、CP-52 和 CP-70(其他包括 CP-13、CP-30、CP-40、CP-45、CP55 和 CP-60)。某些国家短链氯化石蜡生产情况的信息非常有限。

20. 欧洲氯碱制造厂商联合会提供的 2010 年欧洲全部氯化石蜡产品的产量估算值为 45 千吨(van Wijk, 荷兰提交的 2014 年附件 E 资料), 2012 年停止生产(世界气候大会就 2015 年 2 月 27 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论)。

21. Sverko 等人(2012 年)表明, 美国和欧洲的短链氯化石蜡总产量区间为每年 7.5 至 11.3 千吨。美国提交的附件 E 资料(2014 年)表明, 2007 年的短链氯化石蜡和中链氯化石蜡产量为 45 千吨。氯化石蜡行业协会提交了有关 2000 年至 2009 年期间北美短链氯化石蜡年产量情况的附件 E 资料(2010 年)。收集到的资料包括其他链长的氯化石蜡。2000 年产量约为 3.7 千吨, 2001 年达到峰值, 约为 4 千吨, 后稳步下滑, 到 2009 年约为 800 吨。美国使用数个化学文摘社(CAS)编号鉴别短链氯化石蜡。此外, 美国所收集的信息中还包括其他链长的氯化石蜡。还应当注意到, 美国自 2012 年起已逐步停止在国内生产和使用短链氯化石蜡。由巴西提交的附件 E 资料(2007 年)表明, 巴西的短链氯化石蜡年产量为 0.15 千吨。

22. 毛里求斯共和国(就 2008 年 4 月 7 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论)、澳大利亚、马里、厄瓜多尔、保加利亚、哥斯达黎加、厄瓜多尔、立陶宛、斯里兰卡、加拿大、塞尔维亚和多米尼加共和国(各国 2010 年和 2014 年提交的附件 E 资料)目前不生产短链氯化石蜡。摩纳哥既不生产也不使用短链氯化石蜡(2010 年提交的附件 E 资料)。

23. 根据澳大利亚提交的资料, 在 1998 年 3 月至 2000 年 3 月期间, 澳大利亚进口了近 360 吨短链氯化石蜡。但是一家公司在 2002 年之前已经停止进口短链氯化石蜡(国家工业化学品通告及评价方案, 2004 年)。加拿大报告 2000 年和 2001 所有氯化石蜡使用总量约为 3000 吨(加拿大环境部, 2003 年 a)。2002 年, 大韩民国进口了约 156 吨短链氯化石蜡(化学文摘社编号 85535-84-8)(就 2008 年 4 月 7 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论)。2005 年和 2006 年, 作为阻燃剂的一种成分(13±1%), 克罗地亚分别进口了 2.3–2.7 吨和 1.2–1.5 吨短链氯化石蜡(2010 年提交的附件 E 资料)。阿根廷于 2008 年在一个地点进口了 40.02 吨短链氯化石蜡, 2009 年进口了 53.688 吨短链氯化石蜡(两个地点的总量)(2010 年提交的附件 E 资料)。多米尼加共和国于 2013 年进口了 11.880 吨(2014 年提交的附件 E 资料)。

24. 厄瓜多尔提供了氯化石蜡（未标明链长）的进口数量（2010 年提交的附件 E 资料）。1990 年至 2010 年期间，共进口了 8000 吨氯化石蜡，其中 2005 年至 2010 年期间进口了 4500 吨。墨西哥也报告，其 2002 年至 2010 年期间氯化石蜡（未标明链长）的进口数量为 18 千吨（2010 年提交的附件 E 资料）。

2.2.2 用途和释放

25. 在加拿大和欧盟，以往主要短链氯化石蜡使用和释放都出现在金属加工用途（加拿大环境部，2003 年 a；欧洲氯碱制造厂商联合会，1995 年；《保护东北大西洋海洋环境公约》，2001 年）。1994 年，欧洲联盟在金属加工用途中的使用量达到 9.4 千吨/年。Petersen（2012 年）报告称，在 1978 年至 1988 年的最大用量为 14 千吨/年左右。其他用途包括油漆、粘合剂和密封剂、皮革加脂剂、塑料和橡胶、阻燃剂以及纺织和聚合物材料。从 1994 年至 1998 年，欧洲联盟的短链氯化石蜡使用量从 13 千吨/年降至 4 千吨/年。从 2002 年起，欧洲联盟用于金属加工和皮革加脂剂的短链氯化石蜡使用已经受到了欧盟第 2002/45/EC 号指令的限制。基于 2004 年的消费数据，估计欧盟 25 国境内短链氯化石蜡向地表水、废水、大气和工业/城市土壤中的排放总量分别为 4.7-9.5 吨/年、7.4-19.6 吨/年、0.6-1.8 吨/年和 8.7-13.9 吨/年（德国 2010 年提交的附件 E 资料，援引欧洲化学品管理局关于氯代烷烃（C10-23）的“优先列入问题与附件十四背景资料”）。在荷兰提交的附件 E 资料（2014 年）中，Zarogiannis 和 Nwaogu（2010 年）提供的较近期估算显示，欧盟 2009 年的短链氯化石蜡消费量为 530 吨。根据欧盟委员会关于持久性有机污染物的第 19/2012 号条例，短链氯化石蜡在欧盟的使用受限制，其禁止除采矿传送带和大坝密封胶之外的所有用途（拟议在未来完全禁止）。没有证据显示存在重要的氯化石蜡天然来源（英国环境局，2003 年 a）。

26. 挪威于 2002 年禁止使用短链氯化石蜡。因此，假定目前挪威的短链氯化石蜡排放量很低。不过，仍可能有少量的短链氯化石蜡从仍在使用的较旧的产品和材料或者进口物品中排放到环境中。释放量估算值显示，挪威的释放量在 1995 年至 2010 年期间下降了 73%，从 1995 年的大约 1 吨下降至 2010 年的 0.3 吨（挪威环境署，2014 年 a）。尽管施加严格监管，但挪威继续在环境和生物样本中检测到短链氯化石蜡，包括取自斯瓦尔巴群岛的空气和生物样本。

27. 短链氯化石蜡在美国的最大用途是作为金属切削和金属成型操作中使用的润滑剂和冷却剂的成分。第二大用途是作为第二增塑剂和塑料中的阻燃剂，尤其是聚氯乙烯（美国环保署，2009 年）。美国已逐步淘汰短链氯化石蜡。在日本，金属加工行业自愿在 2007 年之前逐步淘汰短链氯化石蜡（Harada 等人，2011 年）。

28. 1994 年，瑞士境内的短链氯化石蜡使用量为 70 吨。据估计，短链氯化石蜡在瑞士的使用量已下降了 80%（2007 年提交的附件 E 资料）。短链氯化石蜡在瑞士境内最广泛的用途是制造接头密封剂。短链氯化石蜡一直以来都用作密封垫（例如建筑中的接合点）中聚氯联二苯的替代品，而当建筑翻修时，它会成为一种污染源。在波兰，短链氯化石蜡被用作橡胶传送带中的阻燃剂（2010 年提交的附件 E 资料）。2007 年，欧盟境内销售了 237.880 吨传送带，波兰生产了其中的 16.4%（约为 39 吨），使用了 23.062 吨传送带。在罗马尼亚，大约 23700 千克的短链氯化石蜡被用作增塑剂（2010 年提交的附件 E 资料）。巴西指出，巴西境内用于橡胶、汽车地毯和附件中阻燃剂的短链氯化石蜡使用量为 300 吨/年（2007 年提交的附件 E 资料）。1998/2000 年至 2002 年期间，短链氯化

石蜡在澳大利亚金属加工行业中的使用量下降至约 25 公吨/年，比原有水平下降 80%（国家工业化学品通告及评估方案，2004 年）。2006 年，大韩民国的短链氯化石蜡主要用于制造润滑剂和添加剂。没有释放模式和数量数据方面的资料（就 2008 年 4 月 7 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论）。毛里求斯共和国报告称使用了短链氯化石蜡（就 2008 年 4 月 7 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论）。塞内加尔正在使用短链氯化石蜡但数量不详（就 2015 年 5 月 8 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论）。洪都拉斯表示，短链氯化石蜡存在于进口产品和原料之中，不过数量尚不可知；其用途包括聚氯乙烯生产、涂料和密封剂中的添加剂、汽车工业，以及电缆（2010 年提交的附件 E 资料）。在阿根廷，进口短链氯化石蜡主要是用于塑料工业（2010 年提交的附件 E 资料）。关于在油气勘探钻井液中使用的短链氯化石蜡的公开可得资料很少，但有各种专利表明其使用该物质（国际消除持久性有机污染物网络，2015 年）。

29. 人为原因造成的短链氯化石蜡向环境中的释放可能发生在含有短链氯化石蜡产品的生产、存储、运输、工业和消费者使用；废物的丢弃和燃烧，以及产品的填埋过程中。短链氯化石蜡向水中释放的来源可能出现在制造过程中，其中包括外溢、设施冲洗以及暴雨造成的雨水冲刷。金属加工/金属切削液中的短链氯化石蜡也可能由于液桶丢弃、粘附和废液进入水环境（加拿大政府，1993 年 a）。厄瓜多尔指出，清洗冶金设施会造成向水生生态系统的释放（2010 年提交的附件 E 资料）。这些释放会汇集到下水道系统中，并最终转到废水处理厂产生的排出物中。目前，没有向废水处理厂释放的百分比或去除系数方面的资料。

30. 对于工业化和人口稠密区域，监测数据显示高排放量是可能发生的（Chaemfa 等人，2014 年；Chen 等人 2011 年）。其它释放可能包括齿轮油、坚硬岩石采矿液和其他类型采矿设备、石油和天然气钻探所使用的液体和设备、无缝管材的制造、金属加工和船舶上涡轮机的运转过程（加拿大塑料工业协会，2002 年，加拿大环境部，2003 年 b）。

31. 在加拿大，填埋是处置聚合物的一条主要途径。氯化石蜡有可能在这些产品中保持稳定状态，有很小一部分会通过渗透水冲刷的形式流失。填埋地点中氯化石蜡的浸出可忽略不计，因为土壤对氯化石蜡有很强的固定作用。这些产品被丢弃几个世纪之后才有可能产生轻微的排放，大部分都已有效地溶入了聚合物（《国际化学品安全方案》，1996 年）。

32. 氯化石蜡聚合物可能在塑料再生期间被释放，释放的过程可能包括切割、粉碎和清洗步骤。如果在这些操作过程中以粉尘形式释放，氯化石蜡可能因为较强的吸附作用和正辛醇/空气分配系数而被微粒吸附。排放率取决于有关设施的粉尘控制程度（De Boer，2010 年）。

33. 近期有迹象显示密集的电子废物回收活动是环境（沉积物和生物群）中的氯化石蜡的重要来源（Chen 等人，2011 年；Luo 等人，2015 年）。土壤污泥堆肥或废水灌溉也可能是短链氯化石蜡在土壤中沉积的来源（Zeng 等人，2011 年 b、2012 年 b）。

34. Petersen（2012 年）报告称，用于建筑物及建设项目的建材中有大约 25 千吨短链氯化石蜡“库存”。估算揭示，密封剂和涂料是库存的最大组成部分，而橡胶中的短链氯化石蜡可忽略不计。经计算，从建筑物及建设项目产生

的短链氯化石蜡废物数量为每年 1.2 千吨。预计在生产和运输过程中的潜在损失少于产品使用和氯化石蜡处置过程中的潜在损失（Fiedler, 2010 年）。

35. 欧洲污染物释放和转移登记制度²是欧盟委员会第 166/2006 号条例规定设立的一项基于网络的登记制度，旨在执行联合国欧洲经济委员会的污染物释放和转移登记协议。在 2012 年，据报告有 17 个设施向水体（未向空气或土壤）释放 301 千克短链氯化石蜡。占比重最大的是城市污水处理厂、化工行业及能源行业。2007 年的数据显示向水体的释放量为 290 千克。

36. 自 1999 年以来汇总至加拿大《国家污染物释放清单》的数据表明，达到《国家污染物释放清单》报告要求的公司向加拿大环境中释放的氯化石蜡（短链、中链和长链）量很少³。2001 年至 2002 年的《国家污染物释放清单》证实，安大略省两家公司以填埋方式处置的氯化石蜡为 1.45 吨，以有机物回收利用方式处理的氯化石蜡为 1.94 吨。这两家公司都使用短链氯化石蜡作为各自制造电线和电缆以及油漆和涂料的配方成分。2005 年的《国家污染物释放清单》表明，安大略省一家公司在厂外处置 0.023 吨氯化 10-13 烷，（化学文摘社编号 85535-84-8），并在厂外回收利用 2.967 公吨该物质。

37. 在美国，短链氯化石蜡属于毒物排放清单的报告范围，并且是一个更广泛的多氯化烷（平均氯含量为 40-70% 的所有饱和 C₁₀₋₁₃ 种类）目录的组成部分。美国在评论期间提交的资料表明，在 2005 年毒物排放清单数据发布周期，美国工业企业以厂内和厂外处置或其它方式释放的多氯化烷中属于应报告范围的总量为 19,404 千克，其中 693 千克通过漏风排放；880 千克通过点源空气排放；3.2 千克通过地表水排放（2005 年毒物排放清单发布的结稿日期为 2006 年 11 月 15 日，公布于 2007 年 3 月 22 日，可查阅 www.epa.gov/tri）。2013 年毒物排放清单数据表明，总释放量为 192 千克。由于油气行业豁免于毒物排放清单之下的报告要求，因此向空气和水的释放量可能被低估（就 2015 年 5 月 8 日持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的评论）。美国已通过美国政府与最后一家制造商之间的一项同意法令逐步淘汰短链氯化石蜡。短链氯化石蜡的逐步淘汰是出于持久性、生物蓄积性和毒性考虑（2014 年提交的附件 E 资料）。

38. 用氯化石蜡处理的橡胶或聚氨酯泡沫中可无意地释放出已被列入的持久性有机污染物。Takasuga 等人（2012 年）在 ppm 区间内检测到较高水平的多氯联苯和六氯代苯，这是氯化石蜡制造方法改变导致的污染物。

² <http://prtr.ec.europa.eu/PollutantReleases.aspx>

³ http://www.ec.gc.ca/pdb/querysite/query_e.cfm，访问网站时间为 2007 年 8 月 9 日

2.3 环境归宿

2.3.1 持久性

空气中的持久性

39. 如使用 AOPWIN (第 1.86 版) 计算机程序默认的白天大气烃基浓缩度—— 1.5×10^6 个分子/立方厘米, 根据短链氯化石蜡与烃基的反应情况, 短链氯化石蜡在大气中的半衰期估计为 0.81 至 10.5 天 (Meylan 和 Howard, 1993 年; Atkinson 1986 年, 1987 年)。如使用通常在欧洲联盟相对污染度较低的大气中全天 (24 小时) 使用的较低烃基浓缩度—— 5×10^5 个分子/立方厘米, 短链氯化石蜡在大气中的半衰期介于 1.2 天至 15.7 天之间。值得注意的是, 在平均每天日光条件下, 烃基反应率会随着时间的变化出现较大差异, 而 5×10^5 个分子/立方厘米的浓缩度在较高纬度的地区并不具有典型性, 因为烃基浓缩会随纬度的增加而下降。此外, 在高纬度常见的低温度条件下, 大气微粒对氯化石蜡具有较强的吸附作用, 可能会限制短链氯化石蜡在大气中的氧化途径。Li 等人 (2014 年 b) 报告称, 基于新开发的 QSAR 模型 (采用密度函数理论和 9.7×10^5 个分子/立方厘米的羟基浓度), $C_{10-11}Cl_{5-8}$ 和 $C_{12}Cl_{6-8}$ 同系物在空气中的寿命一般较长 (τ 介于 3 至 15 天)。具有 $n_{Cl} < 9$ 特征的 C_{10-13} (尤其是 C_{13}) 的寿命长得多。监测数据显示, $C_{10-11}Cl_{5-7}$ 是气相中最重要的群体, 而 $C_{11-12}Cl_{6-8}$ 在大气沉降样本中最丰富。由于挥发性较低, C_{13} 很少在空气中检测到 (Ma 等人, 2014 年 c)。

水中的持久性

40. 尽管短链氯化石蜡可经历缓慢的水解过程 (哥斯达黎加 2010 年提交的附件 E 资料⁴), 但不能指望它们在水解等非生物过程中大幅度降解 (国际化学品安全方案, 1996 年; 英国环境局, 2003 年 a、b)。Koh 和 Thiemann (2001 年) 显示, 在紫外线 (汞弧光灯; 约 254-436 纳米波长) 短链氯化石蜡混合物会在丙酮水中发生快速的光分解, 其半衰期会变为 0.7 至 5.2 小时。含 52% 计重氯的短链氯化石蜡产品在同等条件下纯水中的半衰期为 12.8 小时。虽然这些结果表明光分解可能是某些短链氯化石蜡的降解途径, 但该研究的环境关联值得质疑, 因为使用紫外线照射源产生的半衰期要远低于自然光条件下的半衰期。此外, 在深水和/或较高的纬度上, 光降解的程度可能会受到限制, 并且用于此类研究的丙酮是一种颇有争议的溶剂, 因为它是一种光敏剂。

41. 作为附件 E 资料 (2010 年) 的部分内容, 氯化石蜡行业协会提交了一项加长的快速生物降解能力试验的结果。该试验针对一种按重量含 49.75% 氯的短链氯化石蜡产品 (Cereclor 50LV), 采用的是经和组织 301 准则密封瓶试验方法, 并稍作修改, 将试验期延长至 56 天。由于短链氯化石蜡的低水溶性, 经合组织 301 方法允许使用一种溶剂 (硅油) 或一种乳化剂 (聚烷氧基烷基酚) 提高试验物质的生物利用度。使用二次活性污泥或河水作为接种物。仅使用溶剂或乳化剂的空白试验未包含在内。只有在使用聚烷氧基烷基酚对短链氯化石蜡进行乳化后, 才获得了超过 60% 的生物降解度。使用河水时, 生物降解度在 28 天之内超过了这一百分比。硅油中的短链氯化石蜡在 56 天之内达到 33% 的生物降解度。因此, 该低氯化短链氯化石蜡只有在经过乳化, 且使用取自河水的接种体时, 才通过了快速生物降解标准。在使用取自淤泥的接种体

⁴ 数据来自英国海洋特别保护区项目的氯化石蜡简介,
http://www.ukmarinesac.org.uk/activities/water-quality/wq8_35.htm

时，它无法在 28 天之内快速实现生物降解，尽管在使用乳化剂后，42 天之内出现了大幅度降解（亦即 55%）。使用表面活性剂来提高生物利用度，以便估计水生环境中的实际生物降解度，该做法的相关性仍不清楚，尤其鉴于生物降解度研究与沉积物监测得出相互矛盾的结果。类似条件下，氯化程度较高的短链氯化石蜡会降解到何种程度，目前尚不可知；有关沉积物中的短链氯化石蜡的生物降解研究表明，氯化程度低的短链氯化石蜡的生物降解能力比氯化程度较高的短链氯化石蜡高得多。

42. Lu (2013 年) 分离出能在纯培养物和污泥微观世界降解短链氯化石蜡的假单胞菌 N35。

土壤和沉积物中的持久性

43. 通过为期 25 天生物化学需氧量测试，Madeley 和 Birtley (1980 年) 发现，短链氯化石蜡（含 49% 的氯）会在 25 天后会被适合环境的微生物快速和全部降解。在使用高氯化程度的氯化石蜡进行的测试中，未观察到显著的需氧量。这些测试中使用的氯化石蜡包括两种短链氯化石蜡（含氯 60% 和 70%）。Fisk 等人 (1998 年 a) 在一项针对寡毛纲动物对短链氯化石蜡生物利用率的研究中发现，两种用碳 14 标记的 C_{12} 氯化烷（含氯 56% 和 69%）在 12℃ 的需氧沉积物中发生降解。两种含氯 56% 和 69% 的氯化产物在沉积物中的半衰期分别为 12 ± 3.6 天和 30 ± 2.6 天。

44. 一项针对短链氯化石蜡在淡水和海洋沉积物中发生需氧和厌氧生物降解的研究已完成 (Thompson 和 Noble, 2007 年; 英国环境局, 2007 年)。利用碳 14 标记的 65% 计重氯化正癸烷和正十三烷产品并根据经合组织第 308 号试验指导原则，在需氧条件下 65% 计重氯化 C_{10-13} 的平均半衰期（矿化度[二氧化碳或甲烷生产]）估计值在淡水沉积物中为 1630 天，在海洋沉积物中为 450 天。在厌氧沉积物中发现的矿化作用极少或根本没有。

45. 加拿大马尼托巴省温尼伯湖和育空地区的福克斯湖沉积物中的短链氯化石蜡残余物浓缩分布曲线表明，残余物出现在两湖沉积物的 1947 年切片中 (Tomy 等人, 1999 年)。在安大略湖的西部盆地，也在 1949 年的沉积物中观察到了短链氯化石蜡残余物。在 1971 年的切片中观察到了最高的浓缩度（800 纳克/克干重）(Muir 等人, 1999 年 a)。1996 年，在圣弗朗西斯湖中收集到的沉积物钻芯中也测出了短链氯化石蜡，地点就位于过去的一处氯化石蜡制造地点下游。这些历史分布表明，与安大略湖发现内容相比，该地出现的是相对较低级的短链氯化石蜡 (Muir 等人, 1999 年 a; 2002 年)。目前测得的最高的短链氯化石蜡浓度中间日期为 1985 ± 4 年 (Turner, 1996 年)。沉积物中主要的链长组为 C_{11} 和 C_{12} 。Iozza 等人 (2008 年) 测量从 1960 年起的陈年沉积物岩芯中的短链氯化石蜡水平。但结果显示同源群体样式并不随时间推移而发生改变 (Iozza 等人, 2008 年; De Boer, 2010 年; Zeng 等人, 2012 年 c; Chen 等人, 2011 年)。

46. 由于不清楚上述任何地点中任何年份样本的投放时间，因此就不可能利用这些数据计算出一个离散的半衰期数值。然而，由于在这些地点的沉积物钻芯中测得的短链氯化石蜡可追溯至上世纪四十年代，这就为我们提供了充分的证据，说明短链氯化石蜡可以在水下厌氧沉积物中持久存在超过 50 年。在一种反演计算方法中，加拿大环境部 (2004 年) 使用一阶衰减方程确定沉积物中短链氯化石蜡的半衰期超过 1 年。虽然确定半衰期的反演算法并不能提供某种化学品半衰期的离散数值，但它可以提供一个答案，确定某种化学品的半衰期

是否远远超出一个具体的时间框架。一些政府评估和公布的审查得出的结论是：即使在有适合的微生物存在的条件下，在环境中的生物降解速度可能会较慢（加拿大政府，1993年 a、b；Tomy 等人，1998年 a；欧盟委员会，2000年）。

47. 有关短链氯化石蜡在土壤中持久性的现有信息极少。由 Omori 等人（1987年）进行的一项研究对一系列土壤菌株针对 $C_{12}H_{18}Cl_8$ （含氯 63%）的脱氯潜力进行了研究。尽管他们无法分离出可使用该化学品作为唯一碳来源的菌株，但他们确实发现采用正十六烷预处理过的不同的菌株具备不同的脱氯能力。经过 48 个小时，某个混合种群（四种菌株）和某个独立活动的单种菌株（HK-3）分别释放了 21% 和 35% 的氯。另外一项由 Nicholls 等人（2001年）进行的研究调查了英国农田土壤中存在的短链氯化石蜡，其中有些农田曾加施过下水道淤泥。他们无法测出短链氯化石蜡（ <0.1 微克/克）。然而，这项研究并没有具体跟踪短链氯化石蜡在加施淤泥后的变化情况，因此这些结果的实际意义值得质疑。

持久性总结

48. 短链氯化石蜡符合沉积物的持久性标准（《斯德哥尔摩公约》附件 D）。它们在空气中具有较强的持久性，因此具备远距离迁移的可能性。在水解过程中，短链氯化石蜡似乎具有稳定性。尽管有证据表明，低氯化的短链氯化石蜡可在强化条件下在水中快速降解，但该试验结果的生态相关性尚不可知。尚无足够信息可就氯化程度较高的短链氯化石蜡在水中的持久性得出结论。也没有足够的信息可以证明其在土壤中的持久性。总体而言，短链氯化石蜡被认为符合《斯德哥尔摩公约》中确立的持久性标准。

2.3.2 生物蓄积性

模型化正辛醇/水分配系数和生物蓄积系数

49. Sijm 和 Sinnige（1995年）计算出所有可能的短链氯化石蜡同源物的正辛醇/水分配系数的对数介于 4.8 至 7.6 之间。Fisk 等人（1998年 b）确定了含氯 55.9%（湿重） $C_{12}H_{20.1}Cl_{5.9}$ 和含氯 68.5%（湿重） $C_{12}H_{16.2}Cl_{9.8}$ 的辛醇/水分配系数。含 55.9% 氯（湿重）物质的正辛醇/水分配系数的对数的平均值估计为 6.2（正辛醇/水分配系数的对数介于 5 至 7.1 之间），而含 68.5% 氯（湿重）物质的数值为 6.6（正辛醇/水分配系数的对数介于 5.0 至 7.4 之间）。如使用实验正辛醇/水分配系数数据并假定无代谢发生，则鱼类的 Gobas 生物蓄积系数模型估计出的所有可能的短链氯化石蜡的生物蓄积系数值超过 5000。

生物浓缩

50. 实验室研究计算出的短链氯化石蜡生物浓缩系数已经通过加拿大政府（1993年 b）的审查，并被发现在不同的物种之间会出现巨大的差异。已确定的淡水和海洋藻类的生物浓缩系数值相对较低（ $<1-7.6$ ）。在虹鳟鱼体内测得的生物浓缩系数值最高达 7816（湿重）（Madeley 和 Maddoek，1983年 a,b），而在紫贻贝体内的数值为 5785 至 138000（湿重）（Madeley 等人，1983年 b；Madeley 和 Thompson，1983年；Renberg 等人，1986年）。

51. 由日本提交的氯化石蜡（C=11，Cl = 7-10）生物浓缩系数测试结果信息表明，这些化学品具有生物蓄积性。测试的过程中使用了两种测试浓度（0.1 和 1 微克/升），而测试生物体的接触时间为 60 天。没有观察到氯化石蜡的氯含量与生物浓缩度潜力之间的相关性。测得的生物浓缩系数数值为 1900 至

11000（日本向持久性有机污染物审查委员会短链氯化石蜡风险简介提交的资料）。

52. 日本提交持久性有机污染物审查委员会第五次会议审查的其它资料（UNEP/POPS/POPRC.5/INF/23）报告了针对鲤鱼的短链氯化石蜡（ C_{13} 、 $Cl_{4.9}$ ）生物浓缩系数试验测得结果。由于氯原子数量为 4、8 和 9 的替换物浓度低，且该分析对此类浓度缺乏敏感度，只测得氯原子数量为 5、6 和 7 的替换物的恒常生物浓缩系数。生物浓缩系数测试是以两种试验浓度（1 微克/升和 10 微克/升）进行的；但是，尚不清楚上述浓度是各个不同氯化水平的同源物的浓度，还是混合物本身的浓度。碳原子数量为 13 的测试物在各个不同氯化程度上测得的浓度值表明，试验浓度是各个不同氯化水平的同源物的浓度。接触期为 62 天。随着氯化程度的提高，生物浓缩潜力也倾向于提高。生物浓缩系数值范围为 1530 至 2830。

53. 短链氯化石蜡还在人体中生物蓄积。尤其是，如果不考虑生物转化，则预测氯原子数量为 5-6 的短链氯化石蜡在人体中的远距离迁移与生物蓄积性合并潜力最高（Gawor 和 Wania, 2013 年）。氯原子数量为 5-6 或氯化度较高的短链氯化石蜡具备在北极人体中生物蓄积的潜力，包括生物转化（采用鱼类半衰期估算值作为沿整条人类食物链代谢消除潜力的粗略估算值）。

生物蓄积、生物放大和生物转化的实验室研究

54. 食物蓄积会受到碳链长度和氯含量的影响（Fisk 等人, 1996 年、1998 年 b、2000 年）。计重氯含量超过 60% 的短链氯化石蜡的平衡生物放大系数大于 1，这表示水生食物链中存在生物放大的潜力。幼年虹鳟鱼的鱼类净化半衰期介于 7 天至约 53 天之间（Fisk 等人, 1998 年 b）。在另外一项研究中，Fisk 等人（2000 年）估计短链氯化石蜡在虹鳟鱼体内的净化半衰期介于 7.1 天至 86.6 天之间。其他研究人员观察到，氯化程度较低的短链氯化石蜡可由鱼类代谢，但两种氯化程度较高的短链氯化石蜡（ $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ 和 $C_{12}H_{20}Cl_6$ ）的半衰期与难降解有机氯的情况类似，其生物转化半衰期大于 1000 天。Fisk 等人（2000 年）发现，一些 C_{10-12} 短链氯化石蜡，尤其是氯化癸烷的净化和生物转化半衰期都非常相似，这表明净化主要是通过生物转化完成的。Fisk 等人（2000 年）的研究还显示，35 种氯化正构烷（短链氯化石蜡和中链氯化石蜡的混合数据）的生物放大系数计算值与每种化合物的碳原子加氯原子的数量以及正辛醇/水分配系数的对数存在很大的关联。

55. Bengtsson 和 Baumann-Ofstad（1982 年）的研究发现，尽管某种含氯 71%（湿重）的短链氯化石蜡的吸收效率（91 天的吸收期）较低（6%），其在欧鲃中的停滞水平非常高。在实验终止前为期 316 天的清除期中，该化学式的物质一直在鱼体组织中保持稳定的水平。Fisk 等人（1998 年 a）也报告 $C_{12}H_{20}Cl_6$ （56% 计重）和 $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ （69% 计重）在寡毛纲动物体内出现类似的现象。根据吸收率和净化率计算出的有机碳正常的生物沉积物蓄积系数为 1.9（ $C_{12}H_{16}Cl_{10}$ ）至平均数 6.8（ $C_{12}H_{20}Cl_6$ ）。两种短链氯化石蜡的半衰期非常相似（约 12 天至 14 天），但氯化水平更高的十二烷的吸收率要比氯化水平较低的十二烷要低很多。

生物蓄积和生物放大的现场研究

56. 根据全鱼中的浓度和溶解水的浓度，在安大略湖西部湖鳟体内的短链氯化石蜡链长组的生物蓄积系数的计算数值为 88000 至 137600（油脂）和 16440 至

25650 (湿重) (Muir 等人, 2001 年)。氯化十二烷 (C_{12}) 是湖水和鱼体内最主要的短链氯化石蜡。一种灰背西鲱/胡瓜鱼的短链氯化石蜡进食生物放大系数为 0.33 至 0.94, 其中十三烷 (C_{13}) 的蓄积系数灵敏最高, 主要是因为其在水体下层的浓度较低。湖鳟和灰背西鲱对短链氯化石蜡的生物放大系数数值总体较高 (生物放大系数 0.91) (Muir 等人, 2003 年)。这些生物放大系数数值表明, 短链氯化石蜡, 尤其是氯化癸烷和十二烷未在被研究的浮游食物网中发生生物放大。杜父鱼和 *Diporeia* 体内相对较高的短链氯化石蜡浓度表明, 沉积物是食底泥动物重要的短链氯化石蜡来源 (Muir 等人, 2002 年)。

57. 对安大略湖水和生物样本中检测出的短链氯化石蜡异构体以及短链氯化石蜡链长组和同系物 (同样的化学分子式) 的生物蓄积和生物放大系数进行了计算 (Houde 等人, 2008 年)。在安大略湖和密歇根湖都发现短链氯化石蜡在猎物与捕食者之间产生生物放大。安大略湖中湖鳟的生物蓄积系数平均值各不相同: C_{10} 同系物介于 4.0×10^4 与 1.0×10^7 之间; C_{11} 介于 1.3×10^5 至 3.2×10^6 之间; C_{12} 介于 1.0×10^5 至 2.5×10^5 之间; C_{13} 为 2.5×10^5 。观察结果表明, 安大略湖和密歇根湖食物网中的生物蓄积系数最高的是杜父鱼-*Diporeia* (生物放大系数=3.6)。两个湖中, 湖鳟-胡瓜鱼和杜父鱼-*Diporeia* 的生物蓄积系数超过了 1, 而在安大略湖中, 湖鳟-灰背西鲱则超过了 1。安大略湖食物网中的短链氯化石蜡 (17 种同系物) 的营养放大系数区间为 0.47 至 1.5。密歇根湖短链氯化石蜡营养放大系数区间为 0.41 至 2.4。个别短链氯化石蜡同系物 $C_{10}Cl_8$ 和 $C_{11}Cl_8$ 具有最高的营养放大系数 (1.5)。营养放大系数高于 1 表明某些短链氯化石蜡异构体在水生食物网中具有生物放大的潜力 (Houde 等人, 2008 年)。

58. 在城市污水处理厂附近的水生食物网中 (包括浮游生物、鱼和鳖) 出现短链氯化石蜡生物放大现象 (Zeng 等人, 2011 年 a)。在部分鱼种中, 大多数经研究的短链氯化石蜡同源物的生物蓄积系数区间为 56,160 至 280,200 克/千克 (脂重), C_{10-13} 合计营养放大系数平均值为 1.61。就具体同系物的营养放大系数而言, C_{11} 为 1.66, C_{12} 为 1.9, Cl_7 为 1.75, Cl_8 为 1.78。其他同系物的群组的营养放大系数并未评估, 因为其线性关系较弱 (Zeng 等人, 2011 年 a)。

59. Yuan 等人 (2012 年) 证明, 基于脂质正常化短链氯化石蜡与营养水平之间显著的线性负相关性, 中国渤海沿岸水域的软体动物中没有短链氯化石蜡生物放大现象。在中国渤海食物链中观察到的高氯化二恶英/呋喃和多氯联苯也有类似趋势 (Wan 等人, 2005 年; Wan 等人, 2008 年, 引自 Yuan 等人, 2012 年)。

60. 据报告, 中国华北辽东湾的一个包括浮游动物、八种底栖无脊椎动物 (双壳类、海螺、虾和蟹) 及八种鱼类在内的海洋食物网发生生物蓄积和营养放大。对于所有有机体, 短链氯化石蜡合计 (24 种同源物, C_{10} 至 C_{13} , Cl_5 至 Cl_{10}) 的生物蓄积系数对数值区间为 4.5 至 5.6 (湿重)。浮游动物的生物蓄积系数对数值最低, 节肢动物虾的生物蓄积系数对数值为 4.6 (39810 升/千克湿重) 和 4.8 (63096 升/千克湿重), 最高值出现在鱼类中 (区间为 4.7 至 5.6, 平均值为 5.1)。短链氯化石蜡的生物蓄积系数值化学式组通常呈现随碳链长度、氯含量和正辛醇/水分配系数值提高而上升的趋势。在本食物网中, 生物放大系数值 ($C_{10}Cl_6$ 、 $C_{11}Cl_7$ 、 $C_{12}Cl_7$ 和 $C_{13}Cl_7$ 除外, 其显示短链氯化石蜡合计营养水平与脂重之间没有显著相关性) 区间为 1.45 至 5.65。生物放大系数因链长加长而上升, Cl_8 和 Cl_9 同系物的生物放大系数最高。短链氯化石蜡合计生物放大系数最高。浮游动物-虾-鱼食物网的短链氯化石蜡合计生物放大系数确定为 2.38 (Ma 等人, 2014 年 b)。

61. 渤海的三种半壳贝类的个别同源物的脂质正常化生物沉积物蓄积系数区间分别为 0.14 至 4.03、0.09 至 2.27，及 0.09 至 1.90 (Ma 等人, 2014 年 a)。作者的结论是, 这些数值与多氯联苯 (0.01-5.0) 和六氯环己烷 (0.81-2.34) 的报告值相当, 但略低于滴滴涕 (1.1-27.9) 和多溴联苯醚 (1.0-11.4) 的报告值 (Yang 等人, 2006 年; Wu 等人, 2011 年; Yang 等人 2006 年和 Wang 等人 2009 年, 均引自 Ma 等人, 2014 年 a)。

62. Luo 等人 (2015 年) 表明, 生活在电子废物回收区域的候鸟发生营养放大但陆生留鸟却没有, 原因可能是短链氯化石蜡在被研究的环境区域中的异质性分布。

63. 格陵兰鲨鱼肝 (在冰岛周围水域捕获) 中的短链氯化石蜡报告水平为 430 纳克/克脂肪, 与先前报告的个别多氯联苯同源物相似 (Strid 等人, 2013 年)。在斯瓦尔巴群岛的海鸟和海鸟蛋中测出的短链氯化石蜡平均浓度为 3.95 纳克/毫升 (北极鸥血浆), 三趾鸥蛋和普通绒鸭蛋中的平均浓度分别为 7.83 和 3.23 纳克/克湿重 (挪威环境署, 2013 年)。在挪威北部偏远地区采集的普通绒鸭、欧洲绿鸬鹚河银鸥蛋中含有的短链氯化石蜡浓度最高大约为 5 纳克/克湿重 (Huber 等人, 2015 年)。基于来自斯瓦尔巴群岛挪威北极地区的极地鳕鱼、绒鸭蛋、三趾鸥蛋、北极鸥血浆、环斑海豹血浆及北极熊血浆的相对营养水平及对数转换浓缩度, 计算出的营养放大系数为 2.3 (挪威环境署, 2013 年)。

64. 某些监测数据结果显示, 生物利用度的结果不同。有些数据表明, 基于波罗的海沉积物中的短链氯化石蜡范式 (高 $C_{13}Cl_7$ 和 $C_{13}Cl_8$ 含量, 这在来自同一地区的比目鱼中没有观察到), C_{13} 化学式组对于鱼类而言的生物利用度低于链长较短的短链氯化石蜡。然而, 在另一项研究中, C_{10} - C_{12} 同系物的比例在比目鱼中得到印证。类似情况出现在安大略湖, C_{11} 和 C_{12} 同系物范式在杜父鱼中得到印证, 而 $C_{13}Cl_7$ 和 $C_{13}Cl_8$ 在沉积物中相对较高的比例却没有得到印证。与沉积物相比, $C_{10}Cl_5$ 和 $C_{10}Cl_6$ 在杜父鱼中的代表性也不够, 原因可能是生物转化迹象问题。该转化可能在鱼类捕食的生活在沉积物中的无脊椎动物中以及在鱼类中发生 (De Boer, 2010 年)。与此相反, Ma 等人 (2014 年 a) 在一个浮游动物-无脊椎动物-鱼食物网中发现 $C_{13}Cl_8$ 和 $C_{13}Cl_9$ 同系物的营养放大系数大于 1。

生物蓄积性总结

65. 可用的实证 (实验室和现场) 及模型数据都表明, 短链氯化石蜡可以在生物群中蓄积。根据所测物种和同源物的不同, 实验室中测得的生物浓缩系数介于 1900 至 138000 之间。现场测得的鱼类蓄积系数介于 16440 至 398107 升/千克 (湿重) 之间, 模型测得的所有短链氯化石蜡的生物蓄积系数大于 5000。对于某些短链氯化石蜡化合物而言, 可能发生生物转化和有限的生物利用度。对于某些食物网 (包括北极生物) 而言, 生物放大系数和营养放大系数大于 1, 表明存在生物放大和营养转移潜力。短链氯化石蜡的生物蓄积系数值通常呈现随碳链长度、氯原子数量及正辛醇/水分配系数值提高而上升的趋势。还有迹象表明, 短链氯化石蜡可以在鸟类等陆生物种中生物放大。总之, 短链氯化石蜡符合《斯德哥尔摩公约》的生物蓄积性标准。

2.3.3 远距离迁移潜力

66. 由瑞士提交的附件 E 资料（2007 年）对 Wegmann 等人（2007 年）进行的研究作出简要说明，该研究使用经合组织 Pov（总体持久性）和 LRTP 筛选工具对短链氯化石蜡和其他候选持久性有机污染物的远距离迁移潜力进行了调查。结果表明，短链氯化石蜡的 Pov 和 LRTP 性质与一些已知的持久性有机污染物类似。根据多种短链氯化石蜡的正辛醇/空气分配系数和空气/水分配系数值，对它们的北极污染潜力进行了估计，并且与假设的系列化学品生成的北极污染潜力结果进行了对比（Wania, 2003 年）。结果表明，短链氯化石蜡的北极污染潜力与四氯至七氯联苯的北极污染潜力类似。Gawor 和 Wania（2013 年）将所有短链氯化石蜡同源物的远距离迁移潜力建立模型，显示出含有 C₅₋₇ 和 Cl_{6,9} 的短链氯化石蜡（取决于空气/水分配系数的对数）以“多种跳跃运动/多种水中跳跃运动”方式转移，并具有在北极地表媒介中大量蓄积的潜力。可用的建模和实证资料均支持短链氯化石蜡正在远距离转移这一结论。

67. 在北极的空气、沉积物、鱼类和哺乳动物体内以及南极洲的空气中都测得了短链氯化石蜡（见第 2.4 节）。Tomy（1997 年）和 Bidleman 等人（2001 年）在高纬度北极地区（埃尔斯米尔岛的 Alert）收集到的空气中测得短链氯化石蜡的浓度为 <1 至 8.5 皮克/立方米。2011 年，对在加拿大高纬度北极地区的 Alert 站收集的 12 个空气样本（从 1 月至 8 月）进行了短链氯化石蜡分析。浓度均值和中值分别为 913.3 和 684.6 皮克/立方米，区间为 205.7 至 2876 皮克/立方米，以 C₁₀ 和 C₁₁ 化学式组为主（Hung 等人，新闻报道）。这明显高于 Tomy（1997 年）和 Bidleman 等人（2001 年）的测量值。Borgen 等人（2000 年）于 1999 年在挪威斯瓦尔巴德群岛齐柏林山测得的短链氯化石蜡浓度介于 9.0-57 皮克/立方米之间。据 2013 年报告，齐柏林山的年度短链氯化石蜡浓度均值为 360 皮克/立方米，月度均值区间为 185.8 至 596.5 皮克/立方米（挪威环境署，2014 年 b）。2014 年的年度均值为 240 皮克/立方米，区间为 140 至 480 皮克/立方米（挪威环境署，2015 年）。Borgen 等人（2002 年）在斯瓦尔巴德群岛与挪威本土之间的孤立小岛熊岛采集到的空气样本中测到了高得多的短链氯化石蜡浓度。短链氯化石蜡总浓度区间为 1800 至 10600 皮克/立方米。在距离污染源非常遥远北极的几处湖泊的沉积物中测得了短链氯化石蜡（Tomy 等人，1999 年，Stern 和 Evans, 2003 年），另外在北极生物群，如环斑海豹、白鲸和海象（Tomy 等人，2000 年），红点鲑和海鸟（Reth 等人，2006 年），偏远湖泊中的鳟鱼（Basconcillo 等人，2015 年）以及格陵兰的鲨鱼（Strid 等人，2013 年）、北极熊、环斑海豹、北极欧、三趾鸥、绒鸭及北极鳕鱼体内也测得了短链氯化石蜡（挪威环境署，2013 年；挪威气候与污染署，2012 年）。短链氯化石蜡在北极海洋哺乳动物体内的浓度特点表明，链长较短的同源物是最主要的短链氯化石蜡，如 C₁₀ 和 C₁₁ 分子式组（Tomy 等人，2000 年），还有部分挥发能力较强的短链氯化石蜡混合物（Drouillard 等人，1998 年 a）。这表明这些混合物更容易出现远距离迁移。这一现象与 Reth 等人（2005 年、2006 年）的结果是吻合的。Reth 等人发现北海中生物群中的 C₁₀ 短链氯化石蜡比波罗的海丰富（Reth 等人，2005 年），而且在北极生物群中也比波罗的海丰富（Reth 等人，2006 年）。但是，格陵兰鲨鱼肝中的短链氯化石蜡显示以 C₁₁ 和 C₁₂ 和 Cl₆ 和 Cl₇ 替代品占优势（Strid 等人，2013 年）。Halse 等人（2015 年）在沿英国-挪威维度收集的土壤中发现，短链氯化石蜡浓度随海拔升高而下降，表明根据这项研究的发现，短链氯化石蜡较不易进行远距离大气转移。

68. 建模结果表明五大湖和北极空气和生物群中环境样本中观察到的短链氯化石蜡同系物（ $C_{10}H_{17}Cl_5$ 、 $C_{10}H_{16}Cl_6$ 、 $C_{10}H_{15}Cl_7$ 、 $C_{11}H_{18}Cl_6$ 、 $C_{11}H_{17}Cl_7$ 、 $C_{12}H_{20}Cl_6$ 、 $C_{12}H_{19}Cl_7$ ）在大气中的半衰期超过 2 天（第 2.2.1 节），从而也为上述发现提供了佐证。总之，短链氯化石蜡符合《斯德哥尔摩公约》的远距离转移标准。

2.4 接触

2.4.1 大气中的浓度

69. 第 2.1 节描述了短链氯化石蜡的复杂性以及准确检测和量化存在于环境中的此类化合物的难度。包括加拿大（见第 2.3.3 节）、英国、挪威（见第 2.3.3 节）、瑞典和中国在内的几个国家都对空气中短链氯化石蜡进行了检测。

70. 南极洲乔治王岛的短链氯化石蜡（主要存在于夏季的气相中）总大气浓度区间为 9.6 至 20.8 皮克/立方米。带有 Cl_5 和 Cl_6 原子的 C_{10} 和 C_{11} 碳链在气相和颗粒相中均占优势。吸收进有机气溶胶物质对于大气分解发挥较重要作用，因此短链氯化石蜡在偏远的南极洲地区转移（Ma 等人，2014 年 c）。

71. 1990 年在加拿大安大略省 Egbert 采集的空气样本中测得的短链氯化石蜡浓度介于 65 至 924 皮克/立方米之间（Tomy, 1997 年；1998 年 a）。1999 年和 2000 年在安大略湖上的短链氯化石蜡浓度介于 120 至 1510 皮克/立方米之间（Muir 等人，2001 年；D.C.G. Muir, 未发表的数据，2001 年）。

72. Peters 等人（2000 年）报告在英国兰开斯特的半乡村地区所采集空气样本中的短链氯化石蜡浓度为 99 皮克/立方米。Barber 等人（2005 年）发现，2003 年英国大气中的浓度介于 <185 至 3430 皮克/立方米之间（平均值为 1130 皮克/立方米），高于同一地点 1997 年的浓度。Barber 等人（2005 年）还计算出英国大气中短链氯化石蜡的平均浓度为 600 皮克/立方米。

73. 北京的一个城市地点的短链氯化石蜡水平区间为 1.9 至 332 纳克/立方米（Wang 等人，2012 年）。中国华南珠江三角洲测得的平均短链氯化石蜡浓度为 17.69 纳克/立方米，链长较短和氯化度较低的同源物的含量丰富（Wang 等人，2013 年 b）。Li 等人（2012 年）调查了整个东亚地区的短链氯化石蜡浓度和同源物群组。中国的大气浓度（浓度区间为 13.4 至 517 纳克/立方米）高于日本（0.28 至 14.2 纳克/立方米）和韩国（0.60 至 8.96 纳克/立方米），后两者的水平高于世界其他地区。在中国，带有 Cl_5 和 Cl_6 的 C_{10} 成分占优势，而在日本和韩国， C_{11} （在总氯方面， Cl_6 和 Cl_5 在日本最丰富，韩国则是 Cl_7 ）是最丰富的群组。

74. SFT（2002 年）从挪威的三份苔藓样本（分别来自 Valvil、Molde 和 Narbuvooll）测出了短链氯化石蜡浓度。采集样本的地点距离公路和建筑物至少 300 米，距城镇至少 10 千米。这些样本中的湿重浓度为 3 至 100 微克/千克，这表明短链氯化石蜡可从大气中沉积下来。自 2009 年以来，瑞典环保署的空气监测计划开始监测空气中的短链氯化石蜡及沉积情况。在位于瑞典西海岸和东海岸的两个测量站测得空气中短链氯化石蜡浓度为 0.02-2 纳克/立方米不等，沉积量为每日 10-380 纳克/立方米（Sjöberg 等人，2014 年）。

75. 2009 年进行的包括四个北极地点在内的 GAPS 回顾性研究结果揭示，用高清晰度 GC/MS 对聚氨酯泡沫采样样本测出的短链氯化石蜡进行分析，采自 Barrow 的样本浓度为 220 皮克/立方米，Ny-Alesund 为 81 皮克/立方米，

Stórhöfði 为 1000 皮克/立方， Little Fox Lake 为 87 皮克/立方米（Harner 等人，2014 年）。

2.4.2 废水处理排出物、下水道淤泥及土壤

76. 加拿大安大略省南部的八座废水处理厂的最终排出物样本中均检出了短链氯化石蜡。总短链氯化石蜡（溶解和微粒形式的 C₁₀₋₁₃）浓度为 59 至 448 纳克/升。最高的浓度出现在来自工业化地区的处理厂的样本中，其中包括哈密尔顿市和圣凯瑟琳市（Muir 等人，2001 年）。

77. Reiger 和 Ballschmiter（1995 年）报告在德国一家污水处理厂上游水中含氯 62% 的 C₁₀₋₁₃ 短链氯化石蜡的浓度为 80 ± 12 纳克/升，下游水中的浓度为 73 ± 10 纳克/升。排出物中的短链氯化石蜡浓度为 115 纳克/升。在美国，Murray 等人（1988 年）报告在一处汇水池的淤泥中含氯 60% 的 C₁₀₋₁₃ 短链氯化石蜡浓度为 <150 至 3300 纳克/升，该地点接收的正是来自俄亥俄州丹佛市一家氯化石蜡生产厂的排出物。

78. Iino 等人（2005 年）于 2002 年对日本三家城市污水厂的排入物和排出物进行了检测。排入物和排出物中短链氯化石蜡的浓度分别介于 220 至 360 纳克/升之间和 16 至 35 纳克/升之间。三个排入物样本均含有 C₁₀₋₁₃，每一同系物有 5 到 8 个氯原子。针对三个排出物样本的检测结果显示，其均未含有 C₁₂ 和 C₁₃ 同系物，这说明，下水道淤泥处理可去除 C₁₂ 和 C₁₃ 同系物。

79. 水道淤泥中也检出了短链氯化石蜡。Stevens 等人（2002 年）发现英国的 14 座污水处理厂下水道淤泥中的短链氯化石蜡浓度为 6.9 至 200 微克/克（干重）。最高短链氯化石蜡浓度出现在一处工业集水池的淤泥中。然而，无工业排出物的农村地区集水池下水道中发现的短链氯化石蜡/中链氯化石蜡总水平也非常高（590 微克/克）（Stevens 等人，2002 年）。自 2004 年起每年监测来自瑞典九座污水处理厂的污泥中的短链氯化石蜡，2013 年的短链氯化石蜡水平为 0.8-2 微克/克。迄今没有发现明显的时间趋势（IVL，2015 年）。Zeng 等人（2012 年 b）测得来自中国 52 座污水处理厂的下水道淤泥中的短链氯化石蜡浓度区间为 0.8 至 52.7 微克/克（均值为 10.7 微克/克）。来自北京的一家城市污水处理厂的质量平衡结果表明，在流出物（27±6 纳克/升）和脱水淤泥（15.6 ± 1.4 微克/克干重）中发现的短链氯化石蜡初始质量沉积为 0.8% 和 72.6%（流入量 184 ± 19 纳克/升），其中 26% 因分解而损失。作者的结论是，在废水处理过程中，淤泥是巨大的短链氯化石蜡贮存库（Zeng 等人，2012 年 a）。由于加施废水淤泥的缘故，农业土壤也可能成为氯化石蜡潜在的主要储藏地点（Stevens 等人，2002 年；Nicholls 等人，2001 年），废水灌溉导致短链氯化石蜡在农地土壤中高度蓄积，浓度区间达 159.9 至 1450 纳克/克（干重）（Zeng 等人，2011 年 b）。

80. Gasperi 等人（2012 年）评估了一个城市流域的综合下水道溢流的质量。短链氯化石蜡浓度区间为 15 至 50 微克/升，表明与欧盟环境质量标准相比，综合下水道溢流中的短链氯化石蜡，连同多环芳族烃和三丁基锡化合物，可能构成严重的环境风险。

81. 取自加拿大北极区努纳武特地区伊魁特市的垃圾填埋地附近的土壤中测得的短链氯化石蜡平均浓度为 60.4 ± 54.9 纳克/克（干重）（Dick 等人，2010 年，见氯化石蜡行业协会 2010 年提交的附件 E 资料）。该结果表明，该垃圾填埋地可能充当着伊魁特市当地的短链氯化石蜡污染源。

82. 测量了中国一个背景地区（崇明岛）的地表土壤中的短链氯化石蜡，27 个土壤样本的总短链氯化石蜡浓度为 0.42 至 420 纳克/克（干重），大部分土壤样本中的主要物质是 C₁₃ 和 C₁₁ 同源物及 Cl₇ 和 Cl₈ 氯同源物（Wang 等人，2013 年 a）。在取自西欧（横贯英国和挪威）39 个背景地点的林地和草地地表土壤中，测得的短链氯化石蜡平均浓度最高（35±100 纳克/克土壤有机物质，其次是硫丹和五氯苯）。短链氯化石蜡浓度随海拔升高而急剧下降，表明空间分布是源地区的接近度所导致的。短链氯化石蜡浓度（英国和挪威土壤有机物质中的浓度均值分别为 50 和 22 纳克/克）明显高于相同样本中的 Σ31PCB 浓度（英国和挪威土壤有机物质中的浓度均值分别为 5 和 8 纳克/克）（Halse 等人，2015 年）。

83. Wang 等人（2014 年）报告了取自上海的城市土壤的短链氯化石蜡浓度数据。短链氯化石蜡合计浓度（75 个取样地点）区间从低于监测限值至 615 纳克/克干重，中值为 15.7 纳克/克。

84. 在一项规模较小的研究中，Chen 等人（2013 年）提供了取自广州郊区的土壤中的短链氯化石蜡数据。17 个样本的短链氯化石蜡合计浓度数据区间从 7 至 541 纳克/克（均值：84 纳克/克）。短链氯化石蜡中的主要同源物具有 C₁₀ 和 C₁₁ 的典型碳链长度和 6 到 7 个氯原子。Gao 等人（2012 年）测出位于辽河流域的水稻土中的短链氯化石蜡浓度为 171.1 纳克/克（干重），旱地土壤中为 83.5 至 189.3 纳克/克（干重）。

2.4.3 地表水与海水

85. 在加拿大安大略省和马尼托巴省的地表水中均检出短链氯化石蜡。1999 年和 2000 年，在安大略湖西部测得短链氯化石蜡（C₁₀₋₁₃）的总溶解水平较低。1999 年的浓度介于 0.168 至 1.75 纳克/升之间，而 2000 年的浓度要低一些（0.074 至 0.77 纳克/升）（Muir 等人，2001 年）。2000 年至 2004 年，安大略湖（4 米深）中短链氯化石蜡总浓度平均值为 1.194 纳克/升。2000 年、2002 年和 2004 年的浓度分别为 0.770 至 1.935 纳克/升、1.039 至 1.488 纳克/升，以及 0.606 至 1.711 纳克/升之间（Houde 等人，2008 年）。在 1995 年为期 6 个月的测量期间，在马尼托巴省 Selkirk 的洪河中测得的短链氯化石蜡浓度为 30 ± 14 纳克/升（Tomy，1997 年）。Tomy 等人（1999 年）将短链氯化石蜡的来源归咎于本地的某个来源，可能是 Selkirk 镇的金属加工/回收厂，因为这些短链氯化石蜡的化学式组的丰富性分布与该研究使用的 PCA-60 这一标准短链氯化石蜡非常相似。

86. 日本环境省（2006 年）于 2004 年（日本财政年度）对全国六份地表水样本中的短链氯化石蜡进行了监测，并没有发现任何高于检测限值的浓度（根据链长的不同而有所变化，具体数值介于 0.0055 至 0.023 微克/升之间）。2002 年，在日本的两条河流的四个地点采集了地表水样本。其短链氯化石蜡的浓度介于 7.6 至 31 纳克/升之间（Iino 等人，2005 年；Takasuga 等人，2003 年）。Zeng 等人（2011 年 a）测量接纳中国北京的污水处理厂污水排放的湖水中的短链氯化石蜡总量，测出的浓度区间为 162 至 176 纳克/升。

87. 根据检测，西班牙河流中短链氯化石蜡的浓度介于 300（LOD，检测限值）至 1100 纳克/升之间（Castells 等人，2003 年；2004 年）、加拿大圣劳伦斯河为 15.74 至 59.57 纳克/升（Moore 等人，2003 年）、英格兰和威尔士 <100 至 1700 纳克/升（Nicholls 等人，2001 年）。

88. 在取自中国华北辽东湾的海水样本中，短链氯化石蜡水平区间为 4.1 至 13.1 纳克/升 (Ma 等人, 2014 年 b)。加拿大北极区努纳武特地区伊魁特市的溪流、江河和湖泊之中也发现了短链氯化石蜡。取决于地点，浓度范围从低于检测限度到 117 纳克/升不等。上述结果表明，除大气传输之外，伊魁特市当地存在短链氯化石蜡污染源 (Dick 等人, 2010 年)。

2.4.4 沉积物

89. 在加拿大的五大湖周围、中国、德国、捷克共和国、瑞士、西班牙、法国、挪威、日本和英国的沉积物中也检出了短链氯化石蜡。在北极的沉积物中也检出了短链氯化石蜡。

90. 加拿大多个湖泊沉积物的短链氯化石蜡沉积物芯表面切片 (0-1 厘米深) 通量 (微克/平方米每年) 得到测量 (Muir 等人, 1999 年 a, Tomy 等人, 1999 年)。在湖泊沉积物中观察到的最高通量出现在接近城市的区域 (安大略湖西部和温尼伯湖南部盆地)。观察到的最小通量出现在包括苏必利尔湖在内的较偏远的湖泊中，这些湖泊主要是受大气带来的短链氯化石蜡的影响。这些结果表明，在湖泊沉积物中观察到的最高短链氯化石蜡残余量主要来自城市地区。

91. Tomy 等人 (1997 年) 于 1995 年测得的伊利湖的底特律河口和伊利湖西部 Middle Sister 岛附近沉积物采样样本中的链氯化石蜡浓度为 245 微克/千克 (干重)。在安大略湖港口地区的所有地表水沉积物样本中都检出了短链氯化石蜡，浓度范围为 5.9 至 290 纳克/克 (干重) (Muir 等人, 2001 年)。所发现的最高浓度出现在工业化水平最高的地点 (温德米尔盆地、汉米尔顿港)。与之类似的是，Marvin 等人 (2003 年) 也报告在安大略湖一处工业化地区附近的沉积物中发现了浓度为 410 纳克/克 (干重) 的短链氯化石蜡。

92. 在加拿大的北极地区，三个偏远湖泊的沉积物 (0-1 厘米深) 中的短链氯化石蜡总浓度介于 1.6 至 17.6 纳克/克干重之间 (Tomy 等人, 1998 年 a; Stern 和 Evans, 2003 年; Stern 等人, 2005 年)。取自加拿大北极区努纳武特地区伊魁特市的溪流、江河和湖泊的沉积物之中含有可测的短链氯化石蜡，浓度范围为 5.2 -138.1 纳克/克 (干重) (Dick 等人, 2010 年)。上述结果表明，除大气传输短链氯化石蜡之外，伊魁特市当地存在着污染源 (Dick 等人, 2010 年)。

93. 对图恩湖 (瑞士) 过去 120 年期间 (1899-2004 年) 陈年的沉积物芯进行了分析，以获得关于氯化石蜡历史趋势的概览 (Iozza 等人, 2008 年)。发现远离中心、未工业化的沉积物部分的浓缩度为 5 纳克/克 (干重)。从 1960 至 1980 年代，浓度仍低于 10 纳克/克 (干重)，1986 年上升至最高 33 纳克/克 (干重)，此后至 2000 年基本稳定。2004 年地表沉积物短链氯化石蜡水平为 21 纳克/克 (干重)。取自挪威峡湾城市的沉积物数据区间为 60 至 100 纳克/克 (干重) (挪威环境署, 2014 年 d)。

94. 在巴塞罗那 (西班牙) 沿海地区和位于贝索斯河 (巴塞罗那) 入口处的一座废水处理厂的海底排出物附近收集的海洋沉积物样本中测得的短链氯化石蜡浓度区间为 1250 至 2090 纳克/克 (干重) (Castells 等人, 2008 年)。Zeng 等人 (2012 年 c) 在中国东海的所有表面沉积物样本中均发现短链氯化石蜡，浓度区间为 5.8 至 64.8 纳克/克 (干重)。空间趋势显示距离海岸越远浓度越低，但最高值在远离陆地的地方发现。C₁₀ 同系物群组是最丰富的碳链群组。沉积物的纵向廓线显示，短链氯化石蜡浓度从表面至 36 厘米深度逐渐下降，然后

在较深处小幅上升，显示出与 TOC（总有机碳）和氯含量的显著正相关性。Zhao 等人（2013 年）测得长江三角洲和浙闽沿海的 37 个表面沉积物样本的短链氯化石蜡浓度区间为 9 至 37.2 纳克/克（干重）。总有机碳对于短链氯化石蜡的迁移有显著影响。注入长江的河水是沿海地区沉积短链氯化石蜡的主要来源，但仅有一小部分迁移到离岸地区（Zeng 等人，2012 年 a）。最近的一项研究发现，取自渤海的 15 个表面样本的短链氯化石蜡浓度区间为 97.4 至 1756.7 纳克/克（干重）（均值为 650.7 纳克/克干重，Ma 等人，2014 年 a）。在取自中国辽东湾的 10 个海洋沉积物样本中测得的短链氯化石蜡合计浓度为 65 至 541 纳克/克（干重）（均值为 299 纳克/克干重）（Ma 等人，2014 年 b）。

95. 在西班牙的贝索斯河（250 至 3040 纳克/克干重）（Parera 等人，2004 年），以及德国、法国、挪威的不同河流中均检出了短链氯化石蜡（2 至 75 纳克/克干重）（Hütting，2006 年）。Ballschmiter（1994 年）发现，德国一些沉积物中的短链氯化石蜡浓度为 <5 至 83 微克/千克（干重）。取自莱茵河中的沉积物样本中测得的浓度为 83 微克/千克（干重）（英国环境局，2003 年 b）。

96. 在英国进行了一项针对短链氯化石蜡和中链氯化石蜡的研究，其中包含 20 个水体和 8 个农业地点（Nicholls 等人，2001 年）。Nicholls 等人（2001 年）选择了三个地点的地表水沉积物，位置为城市废水处理排出物下游 1 至 100 米、200 至 300 米，以及 1 至 2 千米。短链氯化石蜡和中链氯化石蜡被认定为广泛分布于英国的环境中。在某些将短链氯化石蜡的浓度与中链氯化石蜡分别测量的地点，短链氯化石蜡的浓度介于 0.6 至 10.3 毫克/千克（干重）之间（Nicholls 等人，2001 年）。

97. Příbylová 等人（2006 年）报告了从捷克工业地区附近的 11 条河流和 5 个排水口采集的 36 份沉积物样本中的短链氯化石蜡浓度。这些浓度介于无探测值至 347.4 纳克/克（干重）之间。2001 至 2002 年，针对捷克共和国存在不同工业排放物的三个地方的沉积物样本进行了短链氯化石蜡方面的分析。科谢季采地区（参考地区）、兹利地区（橡胶、制革和纺织业）和贝龙地区（水泥和机械业）沉积物中的短链氯化石蜡浓度分别在 24 至 45.78 纳克/克、16.30 至 180.75 纳克/克、4.58 至 21.57 纳克/克（干重）之间不等（Štejnarová 等人，2005 年）。

98. 日本环境省（2006 年）对全国的六个底层沉积物样本中的短链氯化石蜡进行了监测，并没有发现任何样本浓度高于检测限值（根据碳链长度的不同而介于 0.34 至 3.0 纳克/克之间）。不过，2003 年在日本的三条河流采集了六个沉积物样本（Iino 等人，2005 年）。短链氯化石蜡的浓度介于 4.9 至 484.4 纳克/克（干重）之间。六个样本中有五个的浓度超过了 196.6 纳克/克（干重）。

99. 对取自中国华南珠江三角洲的沉积物的短链氯化石蜡空间与时间趋势进行了调查（Chen 等人，2011 年）。浓度区间为 320 至 6600 纳克/克（干重）。在一个电子废物回收区附近的池塘沉积物中（2800 纳克/克干重）及一个高度工业化区域的河流沉积物中（1200 纳克/克干重）测得较高的水平。在低度工业化活动区域观察到短链和低氯化同源物丰富度上升，原因可能是短链的优先迁移和高氯化同源物的脱氯。沉积物芯显示上层沉积物的浓度最高（在 0 至 32 厘米深度为 670 至 1100 纳克/克干重），而深层的浓度较低（在 36 至 68 厘米深度为 290 至 680 纳克/克干重），表明近年来的消费量增加。

100. 在取自中国北部辽河的 22 个沉积物样本中测出短链氯化石蜡，浓度为 39.8 至 480.3 纳克/克（干重）。辽河流经工业区的河段的浓度水平较高。一项

初步的沉积物存量研究表明，辽河沉积物中的短链氯化石蜡残余量大约为 30.82 吨（Gao 等人，2012 年）。

101. 在中国渤海和黄海采集了 117 个表面沉积物样本和两个沉积物芯以便对中国海洋环境中的短链氯化石蜡空间与时间趋势开展大规模研究。表面沉积物中的短链氯化石蜡合计区间为 14.5–85.2 纳克/克（干重），平均水平为 38.4 纳克/克（干重）。空间分布显示从海岸到外海呈下降趋势。两个沉积物芯的短链氯化石蜡总浓度区间分别为 11.6 至 94.7 纳克/克（干重）和 14.7 至 195.6 纳克/克（干重），从上世纪五十年代至今大幅上升。短链氯化石蜡的来源主要是河水通过洋流外溢以及一部分来自大气沉积（Zeng 等人，2013 年）。

102. 分布于挪威各地的取样地点的 2002 至 2012 年短链氯化石蜡监测数据表明，海洋沉积物的全国所有数据均值为 33 纳克/克（干重），淡水沉积物为 36 纳克/克（干重），淤泥为 31 纳克/克（干重），污水处理厂的水样本为 19 纳克/升，以及海水和淡水为 5 纳克/升（挪威气候与污染署，2012 年）。

103. 总之，近年来关于短链氯化石蜡的环境水平及趋势资料的区域覆盖面有所扩大，现已覆盖东亚。沉积物中的空间变化的主要原因是与工业和城市地区的接近度。最高浓度（毫克/千克区间）在渤海以及西班牙的海水和淡水沉积物中发现。加拿大北极区的湖泊等背景地点有可测出的浓度，短链氯化石蜡总浓度通常处于较低的纳克/克区间。陈年沉积物芯显示图恩湖和中国东海中的短链氯化石蜡负荷下降，但珠江三角洲呈现上升趋势。

2.4.5 生物群

104. 在加拿大、中国、英国、智利、希腊、德国、格陵兰岛、爱尔兰、法国、瑞典、美国、挪威、日本和北海的生物群中均检出了短链氯化石蜡。在北极的生物群中也测得短链氯化石蜡。

105. Strid 等人（2013 年）报告的格陵兰鲨鱼肝中的水平显示，浓度从检测限值到 5200 纳克/克（脂重）不等，中值为 430 纳克/克（脂重）。

106. 取自 Ellasjøen 湖的北极红点鲑鱼肝中的短链氯化石蜡浓度区间为 11–27 纳克/克（湿重）（Evenset 等人，2004 年，引自 De Boer，2010 年）。取自 Bjørnøya 的两种海鸟、小海雀和三趾鸥的肝和肌肉中短链氯化石蜡浓度区间与红点鲑鱼肝相似。红点鲑与两种海鸟中的 C₁₀、C₁₁、C₁₂ 和 C₁₃ 短链氯化石蜡链长群组的构成比例相似，体现出海鸟粪被认为是 Ellasjøen 的短链氯化石蜡来源之一（Evenset 等人，2007 年，De Boer，2010 年）。Reth 等人（2006 年）报告了采集自熊岛（欧洲北极区）的北极红点鲑和海鸟（小海雀和三趾鸥）以及来自冰岛和挪威的鳕鱼中的短链氯化石蜡水平。短链氯化石蜡浓度介于 5 至 88 纳克/克（湿重）。

107. Dick 等人（2010 年）测量了来自加拿大努纳武特地区伊魁特附近的多个地点的溯河和内陆北极红点鲑及九刺鱼中的短链氯化石蜡。北极红点鲑和九刺鱼中的短链氯化石蜡浓度区间分别为从不可测出至 96 纳克/克（干重）和 10.7 至 13.896 纳克/克（干重）。

108. Muir 等人（2001 年、2002 年）于 1996 年和 2001 年对安大略湖中采集到的鱼类体内的短链氯化石蜡进行了测量。这些短链氯化石蜡的湿重浓度介于 7.01 至 2,630 纳克/克之间。测得的最高浓度出现在汉米尔顿港采集到的鲤鱼体内。C₁₂ 短链氯化石蜡是湖鳟体内的主要短链氯化石蜡，而 C₁₁ 是杜父鱼和胡瓜鱼体内主要的短链氯化石蜡。

109. 在五大湖的鱼类和无脊椎生物中也检出了短链氯化石蜡，其平均值介于 130 至 500 纳克/克（湿重）之间（Muir 等人，2003 年）。在安大略湖，鲤鱼和湖鳟体中短链氯化石蜡的浓度分别介于 118 至 1250 纳克/克（湿重）和 447 至 5333 纳克/克（湿重）之间（Bennie 等人，2000 年）。

110. 根据 1999 年至 2004 年期间收集的样本，确定了安大略湖和密歇根湖中湖鳟、鲤鱼和食物网样本中短链氯化石蜡的浓度（Houde 等人，2008 年）。密歇根湖有机体中存在大量短链氯化石蜡，湖鳟中发现的短链氯化石蜡浓度平均值最高（123 纳克/克湿重）。密歇根湖和安大略湖中短链氯化石蜡的浓度分别介于 7.5 至 123 纳克/克（湿重）和 1.02 至 34 纳克/克（湿重）之间。经检测，密歇根湖和安大略湖中糠虾体中短链氯化石蜡浓度的平均值最低（7.5 和 2.4 纳克/克湿重）。

111. Ismail 等人（2009 年）对安大略湖的湖鳟鱼体内的短链氯化石蜡浓度做了进一步研究。使用一个长期监测项目中储存的全鱼组织匀浆，测定了 1979 年至 2004 年间组织浓度的时间趋势。短链氯化石蜡的浓度范围为 17 至 91 纳克/克（湿重）。各项浓度值显示，1979 年至 1988 年期间，浓度值出现增加趋势，但并不显著，而后显著下降，直至 2004 年（Ismail 等人，2009 年）。

112. Basoncillo 等人（2015 年）测量了分布于加拿大偏远地区和工业化/城市化地区的九个水体的顶级掠食性鱼类中的短链氯化石蜡。研究包括偏远的库萨瓦湖，其仅接收来自远距离迁移的短链氯化石蜡。湖鳟中的短链氯化石蜡浓度相对较低（均值为 2 纳克/克湿重），但与位于城市化和工业化地区的大湖区湖鳟中的浓度相似。在将 2001 年至 2011 年的安大略湖鳟样本进行比较时，发现短链氯化石蜡合计浓度下降系数为 6.6，但样本来自不同的研究项目。不过，氯原子数量为 5 至 7 个的 C₁₁、C₁₂ 和 C₁₃ 短链氯化石蜡在 2011 年显著增加，表明大气迁移成为最重要的来源（Basoncillo 等人，2015 年）。2007 和 2010 年测量了瑞典湖泊中的河鲈和北极红点鲑中的短链氯化石蜡。短链氯化石蜡浓度区间为 0.6 至 30 纳克/克（湿重）。短链氯化石蜡浓度没有连贯的空间变化，2007 年与 2010 年之间也没有明显不同（Nyberg 等人，2012 年）。

113. SFT（2002 年）对挪威的紫贻贝和鳕鱼肝脏中的短链氯化石蜡浓度进行了测定。短链氯化石蜡出现在所有样本中，紫贻贝中的浓度介于 14 至 130 微克/千克（湿重）之间，鳕鱼肝脏中的浓度为 23-750 微克/千克。据挪威环境署（2014 年 d）报告，取自奥斯陆峡湾的银鸥血液中的短链氯化石蜡浓度很高（>2000 纳克/克 脂重）。Lahaniatis 等人（2000 年）报告在英格兰、挪威、智利、希腊、德国、冰岛、法国、美国和北海中全鱼（鲱鱼、眼斑拟石首鱼、青鱼、大比目鱼、沙丁鱼和鳕鱼）中的单一链长（C₁₀-C₁₃）的短链氯化石蜡浓度平均值为 6 - 135 微克/千克。Reth 等人（2005 年）在北海和波罗的海的鱼类（北海比目鱼、鳕鱼和比目鱼）的肝脏中测得的短链氯化石蜡浓度介于 19 至 286 纳克/克（湿重）之间。Huber 等人（2015 年）测量了挪威海鸟蛋中的短链氯化石蜡。短链氯化石蜡浓度区间为 2 - 4.8 纳克/克（湿重）。

114. 日本环境省（2006 年）于 2004 年（日本财政年度）对全国的 5 个水生野生动物样本中的短链氯化石蜡进行了监测，并没有发现任何样本的浓度高于检测限制（0.2 至 1.5 纳克/克湿重）。

115. 据 Yuan 等人（2012 年）报告，中国渤海沿岸水域的 91 个软体动物样本的短链氯化石蜡合计浓度区间为 64.9 至 5510 纳克/克（干重）。Li 等人（2014 年 a）审查了渤海生物群中的持久性有机污染物水平，并发现短链氯化石蜡浓

度最高，其次为滴滴涕、六氯环己烷、多氯联苯、全氟辛酸磺酸、六溴环十二烷。

116. 在一个接收污水处理厂废水的水生生态系统中，革胡子鲶鱼、鲤鱼、鲫鱼、甲鱼和罗非鱼肌肉中的短链氯化石蜡浓度分别为 1.7、1.4、3.5、1.3 和 1 微克/克（干重）。短链氯化石蜡浓度取决于脂肪含量（Zeng 等人，2011 年 a）。

117. 中国华北辽东湾的海洋食物网中的短链氯化石蜡浓度区间为 86 至 4400 纳克/克（湿重）（从浮游动物和中国扇贝测出最低值和最高值），大多数海洋有机体中富含 C₁₀Cl₅ 和 C₁₁Cl₅ 化学式组（Ma 等人，2014 年 b）。

海洋哺乳动物

118. 在海洋哺乳动物的脂肪中发现的短链氯化石蜡浓度介于 95 至 626 纳克/克（湿重）之间，这些海洋哺乳动物包括北极多个地点的白鲸、环斑海豹、海象和独角鲸（Tomy 等人，1998 年 b；1999 年、2000 年）。

119. 对西格陵兰 5 种海洋哺乳动物鲸脂的短链氯化石蜡测量显示，短链氯化石蜡总浓度从环斑海豹的 10 纳克/克湿重到白鲸的 282 纳克/克（湿重）不等（Johansen 等人，2004 年）。

120. 对存档的取自加拿大北极区亨德里克森岛和庞纳唐港的白鲸样本也进行了短链氯化石蜡测量（与氯化石蜡行业协会 2010 年附件 E 资料一同提交的加拿大渔业和海洋部报告）。对鲸脂样本（亨德里克森岛和庞纳唐港的鲸脂样本年份分别为 1993 年到 2008 年和 1982 年到 2008 年）进行了短链氯化石蜡总量分析。亨德里克森岛和庞纳唐港每一年份的鲸脂取样分别来自 10-11 头和 3-10 头个体。还利用取自加拿大北极区两个地点的白鲸鲸脂样本进行了短链氯化石蜡时间趋势调查。从 1980 年代早期到 2000 年代中期取自南波弗特海（亨德里克森岛）和坎伯兰湾（庞纳唐）的白鲸鲸脂存档样本显示，短链氯化石蜡于 1990 年后期达到最高水平，之后下降，到 2007 年降至接近检测限制（Tomy 和 Loseto，2013 年；Tomy 等人，2010 年）。就迄今分析的样本而言，亨德里克森岛鲸鱼体内短链氯化石蜡浓度的几何平均数值范围为 3.96-340 纳克/克油脂。浓度值相对稳步上升至 2005 年，但 2006 年却大幅度降低（3.96 纳克/克油脂）。庞纳唐港鲸鱼体内短链氯化石蜡浓度的几何平均数值范围为 2.95-330 纳克/克油脂，最高浓度值出现在 1992 年。2005 年和 2006 年的浓度值分别为 16.5 纳克/克油脂和 2.95 纳克/克油脂。

121. 从圣劳伦斯海中的白鲸体内测得的短链氯化石蜡平均浓度为 785 纳克/克（湿重）（Tomy 等人，1998 年 b；2000 年）。低挥发性组分在浓度分布中所占比重越来越大表明，短链氯化石蜡的本地来源（可能来自大湖区或圣劳伦斯河下游的工业地区）是该地区最重要的短链氯化石蜡导入来源。

陆地野生动物

122. 有关短链氯化石蜡在陆地野生动物体内浓度的资料很少。在瑞典，Jansson 等人（1993 年）报告兔子（Skåne 省的 Revingshed）、驼鹿（Västmanland 省的 Grimsö）、驯鹿（Jämtland 省的 Ottsjö）和鸮（来自瑞典多个地区）体内的氯化石蜡浓度（无特定链长）分别为 2.9、4.4、0.14 和 0.53 微克/克（脂重）。环境、渔业及水生物研究中心（1999 年）报告 1998 年夏季英国蚯蚓体内的短链氯化石蜡浓度为 <0.1 至 0.7 微克/克（干重）。

123. Campbell 和 McConnell (1980 年)测定出了英国鸟类肝脏和海鸟卵中的 C₁₀₋₂₀ 氯化石蜡水平。鸟类肝脏中的 C₁₀₋₂₀ 氯化石蜡浓度为 0.1 至 1.2 微克/克 (湿重), 而海鸟卵中的浓度介于 <0.05 至 >0.6 微克/克之间。Morales 等人 (2012 年)发现取自埃布罗三角洲自然公园的海鸥蛋 (*Larus michahellis* 和 *Larus audouinii*) 中的短链氯化石蜡水平区间为 4.5 至 6.4 纳克/克 (湿重)。在这两个海鸥物种中测出几种持久性有机污染物, 其浓度递减: 有机氯农药 > 多溴联苯醚 > 短链氯化石蜡 > 非邻位多氯联苯 > 多氯二苯并二恶英 > 多氯代二苯并呋喃。据最近的报告, 从中国的一个电子废物回收地区采集的七种鸟类样本中的浓度较高。两种候鸟和四种留鸟样本中的短链氯化石蜡浓度区间为 19 至 340 纳克/克 (湿重) (620 至 17000 纳克/克脂重), 在金翅雀中测出最高浓度, 其次是红胁蓝尾鸫。候鸟物种 (红胁蓝尾鸫和灰背赤腹鸫) 中的水平为 71 纳克/克和 28 纳克/克 (均值) (湿重) (Luo 等人, 2015 年)。

124. 最近在 79 个挪威北极区物种样本中测出短链氯化石蜡和中链氯化石蜡, 表明在北极海域可广泛接触此类化学品。北极熊、环斑海豹和北极欧血浆中的平均短链氯化石蜡浓度区间为北极熊和北极鸥血浆 4 纳克/毫升、环斑海豹 5 纳克/毫升、三趾鸥蛋 7.8 纳克/克 (湿重) 和绒鸭蛋 3.2 纳克/克 (湿重), 表明存在从母体向后代转移。在大西洋鳕鱼肝中测出的短链氯化石蜡水平为 10 纳克/克 (湿重) 和 20.6 纳克/克 (脂重), 极地鳕鱼 (合并样本) 中为 2.3 纳克/克 (湿重) 和 134 纳克/克 (脂重) (挪威环境署, 2013 年)。2012 年取自加拿大北极区哈德逊湾的北极熊样本中大多测出短链氯化石蜡, 浓度均值为 493 ± 343 皮克/克 (脂重), 并且可能上升 (Letcher, 2013 年)。

植物

125. 取自欧洲阿尔卑斯地区的云杉针叶样本之中, 已发现了氯化石蜡 (短链氯化石蜡、中链氯化石蜡和长链氯化石蜡合计), 浓度范围为 26-460 纳克/克 (干重)。在浓度与海拔之间, 无法确定任何趋势 (Iozza 等人, 2009 年)。取自北京附近城市地区的松针样本中的浓度区间为 3.0 至 40.8 毫克/克 (脂重) (Wang 等人, 2015 年)。

2.4.6 人类接触

126. Tomy (1997 年)发现加拿大魁北克省北部哈得逊海峡地区因纽特妇女母乳中的短链氯化石蜡 (约 60-70% 氯计重) 脂重浓度为 11-17 微克/千克 (平均脂重浓度为 13 微克/千克)。

127. 在英国的人类母乳样本中也检出了短链氯化石蜡 (Thomas 和 Jones, 2002 年)。在兰开斯特地区的 8 个样本中, 有 5 个样本发现了短链氯化石蜡, 其脂重浓度为 4.6 至 110 微克/千克; 来自伦敦地区的 14 个样本中有 7 个样本发现了短链氯化石蜡, 其脂重浓度为 4.5-43 微克/千克。短链氯化石蜡的估计平均水平为 20 ± 30 微克/千克 (脂重) (仅根据发现为阳性的样本) 或 12 ± 23 微克/千克 (脂重) (假设未测出浓度=检测限值的一半)。在后续的研究中, Thomas 等人 (2006 年)发现短链氯化石蜡的脂重浓度介于 49 至 820 微克/千克 (平均值为 180 微克/千克) 之间, 没有发现生活在城市与农村的个体之间的差别。对 25 个人类乳脂样本进行了分析。经检测, 除四个样本以外, 其他均含有短链氯化石蜡。有一项研究测量了 1996-2010 年瑞典母乳合并样本中的短链氯化石蜡和中链氯化石蜡, 据报告, 短链氯化石蜡和中链氯化石蜡浓度均值分别为 107 和 14 纳克/克 (脂重), 没有明显的时间趋势, 表明浓度水平没有下降 (Darnerud 等人, 2012 年)。

128. 在生活在挪威 Bodø 和俄罗斯 Taimyr 的孕妇血浆样本中也检出少量短链氯化石蜡。在分析的 20 个样本中有 13 个的短链氯化石蜡水平低于检测限值（挪威气候与污染署，2012 年）。

129. 在食品中也检出了短链氯化石蜡。Thomas 和 Jones（2002 年）在来自兰开斯特的一份牛奶样本和来自欧洲多个地区（包括丹麦、威尔士、诺曼底、巴伐利亚、爱尔兰和意大利南部及北部）的黄油样本中测出了短链氯化石蜡。在来自丹麦的黄油样本中测出的短链氯化石蜡浓度为 1.2 微克/千克，爱尔兰样本的浓度为 2.7 微克/千克。在一项市场抽样调查中，代表美国人食谱上约 5000 个食物品种的 234 种开袋即食食品接受了检测，其中在一种营养白面包中测出“Chlorowax 500C”一次，浓度为 0.13 微克/克（堪萨斯城大区办公室与农药团队，1995 年）。Lahaniatis 等人（2000 年）报告，各种生物鱼油中的单一链长（C₁₀-C₁₃）的短链氯化石蜡浓度平均值为 7-206 微克/千克。

130. 在日本，已确定了 11 类食物中的短链氯化石蜡浓度（Iino 等人，2005 年）。在谷类作物（2.5 微克/千克）、种子和马铃薯（1.4 微克/千克）、糖类、糖果和快餐、调料和饮料（2.4 微克/千克）、脂肪（例如人造黄油、油类等；140 微克/千克）、豆类、绿色蔬菜、其他蔬菜、蘑菇和海藻（1.7 微克/千克）、水果（1.5 微克/千克）、鱼类（16 微克/千克）、贝类（18 微克/千克）、肉类（7 微克/千克）、蛋类（2 微克/千克）和牛奶（0.75 微克/千克）中均检出了短链氯化石蜡。根据食物消费量分配情况和身体体重调查数据，计算出了日本不同年龄组人口的日摄入总量。由于儿童体重较轻，一般年纪越小日摄入总量就越高。95% 的 1 岁女孩儿每天的摄入总量为 0.68 微克/千克/日。Iino 等人（2005 年）得出的结论指出，2003 年在日本食物是人类接触短链氯化石蜡的主要途径，但不会引起任何健康风险。

131. 加拿大健康署（2003 年）对加拿大一般人群的短链氯化石蜡摄入量进行了上限估计，几乎涵盖了加拿大每一个年龄组人群的整个估计短链氯化石蜡摄入量。食母乳婴儿的摄入量上限估计值为 1.7 微克/千克体重/日，而食用配方奶粉的婴儿的摄入量为 0.01 微克/千克体重/日。在剩余的年龄组中，60 岁以上成年人群的摄入量为每日 5.1 微克/千克体重，而不以配方奶粉喂养的婴儿的摄入量为每日 26.0 微克/千克体重，其余人群介于两者之间。

132. 最近来自亚洲的数据显示，尽管日本食品中的短链氯化石蜡数量在十年来仅略有增加，但在中国北京发现增幅超过两个数量级。1993 年饮食样本的区间为无法测出至 36 纳克/千克体重/日，而 2009 年为 390-1000 纳克/千克体重/日。估计 95% 为 1200 纳克/千克体重/日，而日本在 1990 年代为 72 纳克/千克体重/日，2009 年为 81 纳克/千克体重/日（Harada 等人，2011 年）。

133. 尽管怀疑食品是接触短链氯化石蜡的主要途径，但呼吸和皮肤吸收也可能是重要的接触渠道。在法国测出短链氯化石蜡是室内空气中第二丰富的化合物群组，平均浓度为 45 毫克/克灰尘（Bonvallot 等人，2010 年）。据比利时的研究报告，室内灰尘中的平均浓度为 2.08 毫克/克，最大浓度为 12.8 毫克/克（D'Hollander 等人，2010 年）。在瑞典，斯德哥尔摩的室内空气中测出短链氯化石蜡（Friden 等人，斯德哥尔摩大学 2010 年）。对一名成年人和一名婴儿开展了接触评估。估计一名 25 岁成年人通过呼吸、灰尘摄入和饮食接触的短链氯化石蜡数量分别为 3 毫克/日、0.98 毫克/日和 12 毫克/日（95% 接触），饮食是短链氯化石蜡接触的主要来源（占约 85%）。估计婴儿通过呼吸、灰尘摄入和饮食接触的短链氯化石蜡数量分别为 1.4 毫克/日、3.6 毫克/日和 6.8 毫克/日。

日，通过灰尘摄入接触的短链氯化石蜡数量可观（占约 30%）。作者的结论是，这些数据呈现广泛分布的背景污染而非高接触情形。从德国也得到室内灰尘数据。2013 年短链氯化石蜡浓度中值（和最大值）为 6 毫克/克（2050 毫克/克）（Hilger 等人，2013 年）。

134. 进一步接触可能通过消费品发生。瑞典化学品管理局在很多物品中发现短链氯化石蜡，主要是用聚氯乙烯制造的软塑料物品（如：软塑料熊、化妆箱、用聚氯乙烯塑料制造的运动垫、装饰墙壁的贴纸、化妆舞会服装、塑料玩具鱼）。关于发现含有短链氯化石蜡的物品的进一步资料可查询欧盟非食品类消费品快速预警系统⁵。另据报告，瑞典发现用于制备食品的手持式搅拌机在正常使用时泄漏氯化石蜡。家电中存在的氯化石蜡在制备食物时造成污染，这是未预料到的接触途径，需要加以应对（Strid 等人，2014 年）。

2.5 对引起关注的端点进行危害性评估

2.5.1 哺乳动物毒性

135. 国际化学品安全规划署于 1986 年；国际癌症研究机构于 1990 年；欧洲联盟委员会于 2000、2005、2008 年；加拿大于 2008、2013 年评估了短链氯化石蜡的毒性。短链氯化石蜡具有低急性毒性，反复接触可能导致皮肤和眼睛刺激。

136. Wyatt 等人（1993 年）通过强饲法在 14 天的时间里将雄性大鼠暴露在两种短链氯化石蜡（氯含量 58% 和 56%）中。当含氯 58% 的短链氯化石蜡的每天剂量为 100 毫克/千克体重或更高时，雄性大鼠绝对和相对肝脏重量都出现了与剂量有关的较大增长。而含氯 56% 的短链氯化石蜡的每天剂量为 50 毫克/千克体重或更高时也造成相对肝脏重量的较大增长。

137. 开展了几次亚慢性研究。在一次为期 13 周的研究（IRDC，未发表，1984 年；Serrone 等人）中，通过饮食或强饲法（另行研究）给大鼠服用了短链氯化石蜡，剂量为 10,100 或 625 毫克/千克/日。据观察，从 100 毫克/千克/日开始，绝对和相对肝肾重量中的剂量依赖性出现增长。虽然原来的解释认为这是适应作用，但最近的解释认为这是负作用；按照这一剂服用，在肝、肾和甲状腺中也出现形态变化。美国国家毒理学项目也对大鼠和小鼠进行了短链氯化石蜡研究。在一次为期 13 周的研究中，通过强饲法让大鼠服用短链氯化石蜡，据观察，从最低剂量 313 毫克/千克/日起，相对肝重量出现与剂量有关的增长。国家毒理学项目认为存在明显的致癌性证据，原因是雄鼠与雌鼠的肝肿瘤（主要是肿瘤结节）、雄鼠的肾管状细胞腺瘤或腺癌（合并），以及雌鼠甲状腺滤泡细胞腺瘤或癌（合并）发病率上升。雄鼠的单核细胞白血病也与接触短链氯化石蜡有关（国家毒理学项目，1986 年）。国家毒理学项目还运用小鼠开展了一次为期 13 周和一次为期两年的终生研究（国家毒理学项目，1986 年）。在为期 13 周的研究中，每天剂量为 250 克或更高时，相对肝脏重量则会出现大幅上升。在为期两年的致癌性研究中，125 和 250 毫克/千克/日的用量会产生中毒的临床表现（活动减少，脊椎突出，呼吸异常），并且剂量较大的雌性小鼠的生还几率下降。其他作用包括与剂量相关的肝细胞癌和腺瘤，以及雌性小鼠中的甲状腺滤泡细胞癌和腺瘤发病率上升。

138. 基于以上研究，国际癌症研究机构在 1990 年做出决定，有足够的证据证明被检测的平均碳链长度 C₁₂ 和平均氯化程度 60% 的商品氯化石蜡产品具有致

⁵ <http://ec.europa.eu/consumers/archive/safety/rapex/>

癌性（可能归入致癌组 2B）（国际癌症研究机构，1990 年）。在第 13 份关于致癌性短链氯化石蜡的报告中⁶ 被归入有理由预期是人类致癌物质类别。还进行了数次有关生物学原理的研究，以便了解这些肿瘤的生物学原理以及它们是否与人类健康有关（欧盟委员会，2000 年）。短链氯化石蜡被列入加利福尼亚州环境健康危险评估办公室的 65 种已知致癌化学品名单，列入时间是 1999 年。

139. 毒性、突变性、环境科学委员会审查了欧盟短链氯化石蜡风险评估草案。该委员会在结论中认为：

“在对大鼠和小鼠进行的多次剂量试验中，肝和肾都是目标器官。肝损害与过氧化物酶体扩散有关，而对甲状腺的作用则与改变甲状腺荷尔蒙状况和葡糖醛酸基转移酶诱导改变相关。与大鼠和小鼠相比，人类对过氧化物酶体扩散及甲状腺葡糖醛酸基转移酶诱导改变不太敏感。”

毒性、突变性、环境科学委员会应邀审查欧盟风险评估报告的结论，其指出，不应完全忽略雄性小鼠的肺泡上皮/支气管癌，但承认“这一试验中的对照动物未出现肺部肿瘤的证据，而历史对照发病率为 5.8%”。观察到与剂量相关的趋势，最低有效剂量为 125 毫克/千克/日。该发现所依据的机制不详，但应当注意到，氯化石蜡没有遗传毒性。毒性、突变性、环境科学委员会认为，在雄性小鼠中发现肺部肿瘤可能对人类有重要意义（毒性、突变性、环境科学委员会 1998）。欧盟最终风险评估（欧盟委员会，2000 年）指出，虽然小鼠肺泡上皮/支气管癌的风险增加，但处在历史控制区间内，并且与接受治疗的动物相比，对照动物的肺腺瘤发病率较高。欧盟的结论认为，啮齿动物研究表明，剂量与肝、甲状腺和肾中的腺瘤和恶性肿瘤增长有关。其认定，没有足够证据证明大鼠肝和肾脏中出现的致癌性和雄性大鼠肾脏中的良性肿瘤属于雄性大鼠专有结果，因此，不能排除对人类健康的隐患。短链氯化石蜡被欧洲联盟归入第 3 类致癌物质类别：R40——有限的致癌作用证据，并且被澳大利亚归入了类似的危险类别。根据按 CLP 条例（欧盟委员会第 1272/2008 号条例）在欧洲联盟实施的全球化协调体系，短链氯化石蜡被归入第二类致癌物 H351：怀疑致癌。

140. 对于氧化物酶体增殖的生物学作用的理解已加深。过氧化物酶体增植物激活受体在多种生物过程的调控中发挥重要作用，例如脂肪细胞增殖和分化、葡萄糖稳态、脂质胞内运输及其代谢、炎症反应、血管功能以及胚胎和胎儿发育（Lau 等人，2010 年）。因此，可能必须考虑过氧化物酶体增殖诱导的进一步作用以及过氧化物酶体增植物激活受体表达数量在人类，包括胎儿中的变化性。

141. 近期的一项人体代谢活性肝癌细胞株(Hep G2)体外研究对短链氯化石蜡对于不同端点的影响进行了研究。1 微克/升和 10 微克/升的环境相关病毒导致细胞活力、能源产生扰动、蛋白质生物合成、脂肪酸代谢和尿素循环的显著下降（Geng 等人，2015 年）。

142. 近期一项有关短链氯化石蜡导致雄鼠体内滋生肾脏肿瘤问题的研究（Warnasuriya 等人，2010 年，由国际消除持久性有机污染物网络作为 2010 年附件 E 资料提交）显示，短链氯化石蜡引发肾致癌作用的机制错综复杂，且并不遵循雄鼠特有的 α_2u 球蛋白肾病的经典范式，即肾脏 α_2u 球蛋白累积，且再

⁶ 氯化石蜡 (C₁₂, 氯化度 60%)，化学文摘社编号 108171-26-2

生细胞增殖加剧。尽管已发现短链氯化石蜡会与 $\alpha 2u$ 球蛋白结合，但接触短链氯化石蜡却导致 $\alpha 2u$ 球蛋白在肝脏中的反向调节，而后者并没有导致可观察到的肾脏 $\alpha 2u$ 球蛋白累积或肾脏细胞增殖加剧。然而，肝脏中表现的少量 $\alpha 2u$ 球蛋白似乎在肾脏中累积；这一点，再加上短链氯化石蜡与 $\alpha 2u$ 球蛋白的结合，表明 $\alpha 2u$ 球蛋白肾病的可能性不能被排除。据假定，过氧化物酶体在肝脏中的增殖可能是导致 $\alpha 2u$ 球蛋白的表达被抑制的原因。正如一项研究（美国国家毒理学项目，1986 年）中所观察到的那样，由于过氧化物酶体的增殖取决于短链氯化石蜡的剂量，较低的短链氯化石蜡剂量可能导致较少的 $\alpha 2u$ 球蛋白表达，从而导致较重的 $\alpha 2u$ 球蛋白肾病和肾脏肿瘤发病率的逆向剂量反应。需进行进一步研究，以确定短链氯化石蜡引发肾脏肿瘤的确切机制，才能断定这是雄鼠特有的情况。

143. 欧盟最近的评估得出亚慢性接触的无可见有害作用剂量为 10 毫克/千克/日，并且得出的结论是，短链氯化石蜡对哺乳动物的潜在毒理作用针对肝脏、甲状腺激素系统和肾脏，如：造成肝酶诱导和甲状腺亢进，长期可导致这些器官的致癌性。基于可用的数据库，推导出的总体无可见有害作用剂量为 10 毫克/千克/日。据称，该无可见有害作用剂量不涵盖慢性接触的情况。从慢性研究中无法获得无可见有害作用剂量（欧洲化学品管理局，2008 年）。

144. 对接触短链氯化石蜡的汽车工人进行了一项基于登记资料的肝癌和胆道癌病例对照流行病学研究（Bardin 等人，2005 年）。该病例对照研究是一项对接触金属加工液的汽车工人的队列研究的组成部分。评估了接触特定金属加工液成分及添加剂的情况，以及基于少量案例评估接触氯化石蜡（类型未说明）与胆道癌风险上升之间的关联。没有发现肝癌风险上升；不过该研究仅包括一名患肝癌的接触工人（国家毒理学项目，2014 年）。

145. 在一项为期 13 周的研究中，对大鼠使用每天每千克 5000 和 2000 毫克短链氯化石蜡后并未观察到其生殖器官发生改变。某些浓度（2000 毫克/千克/日）会导致雌鼠严重的孕育中毒，并对发育产生影响，但在较低剂量下并未观察到此类结果（欧盟委员会，2000 年）。

146. 未针对短链氯化石蜡进行繁殖方面的毒性研究，所以缺少有关是否对幼崽构成潜在影响的数据，例如在哺乳期。但是，已有迹象显示，在结构上与中链氯化石蜡（C₁₄-C₁₇，氯化度为 52%）相关的短链氯化石蜡对大鼠的凝血系统产生了一种极为特殊的抑制性影响，其表现为，在生命的敏感阶段，如生产或产后出现严重出血的情况下，会导致幼崽和雌鼠死亡（IRDC，1985 年）（CXR Biosciences Ltd.，2006 年，关于中链氯化石蜡的欧盟风险评估报告，2008 年）。据观察，由于幼崽的总体无可见有害作用剂量为 47 毫克/千克/日，因此引起幼崽死亡的剂量为 74 毫克/千克/日。雌鼠的无可见作用剂量水平为 100 毫克/千克/日。欧盟分类和标签小组对从中链氯化石蜡到短链氯化石蜡的跨越作用进行了讨论。欧盟分类和标签小组商定，鉴于对这些氯化石蜡的毒性机理仍存在不确定性，故无法正确辨识。这导致可能缺少与该端点有关的短链氯化石蜡数据。

147. 进行过一项氯化石蜡风险评估，得出的结论是，鉴于肿瘤诱发模式的不确定性，短链氯化石蜡接触量最大的年龄组的接触量估计值高端与致癌剂量（TD05）之间的安全边际不够大（加拿大环境部，2013 年）。

148. 可将短链氯化石蜡的潜在毒性影响总结为，其可对肝脏、甲状腺激素系统和肾产生影响，例如，通过引起肝酶诱变和甲状腺极度活跃，长期如此会导致

这些器官中的致癌性。短链氯化石蜡还被归类为怀疑致癌物（欧盟第二类；IARC 第 2B 类），并根据前者的潜在内分泌干扰物质的优先次序初步标准，被列入第一类影响人类健康的内分泌干扰物质（欧盟，2015 年）。

2.5.2 生态毒性

微生物

149. 在多项使用多种物种、端点和短链氯化石蜡进行的测试中，研究人员对短链氯化石蜡对微生物的毒性进行了调查（Hildebrecht, 1972 年；Birtley 等人，1980 年；Madeley 等人，1983 年 c；Koh 和 Thiemann, 2001 年；Sverdrup 等人，2006 年）。含 56% 氯的 C₁₀₋₁₃ 氯化石蜡对生物发光细菌作用时的最低无可见作用浓度/EC20 值为 0.1 毫克/升，含氯 62% 的 C₁₀₋₁₃ 氯化石蜡的值为 0.05 毫克/升（Koh 和 Thiemann, 2001 年）。在土壤中，Sverdrup 等人（2006 年）发现了最低作用浓度。他们确定的含氯 60% 的短链氯化石蜡 EC10 值为 570 毫克/千克（干重）。

浮游水生生物

150. 自 Tomy 等人（1998 年 a）提交审查报告及欧盟提交关于短链氯化石蜡的风险评估报告（欧盟委员会，2000 年）以来，已公布的有关短链氯化石蜡水生毒性的研究数量非常有限。在一项为期 21 天的慢性最低可见作用浓度（LOEC）试验中，在一种浮游淡水水生物种（大型溞）身上发现的最小毒性作用剂量水平为 8.9 微克/升（Thompson 和 Madeley, 1983 年 a）。作用是后代死亡。无可见作用浓度（NOEC）为 5 微克/升。在使用类似的浓度时，还对大型溞造成的其他作用。在一项为期 14 天的静态更新研究中，观察到有 50% 的大型溞在暴露于 10 微克/升中 6 天后死亡（Thompson 和 Madeley, 1983 年 a）。淡水食物网以无脊椎动物为主，如：昆虫成虫和幼虫，其中很多是肉食动物（Klecka, 2014 年）。

151. 在一项为期 28 天的慢性无可见作用浓度试验中，在某种海洋物种（糠虾）身上观察到的最敏感的测量端点高于 7.3 微克/升（Thompson 和 Madeley, 1983 年 b）。Thompson 和 Madeley（1983 年 c）报告称，在为期 10 天的研究中，海洋中肋骨条藻的无可见作用浓度为 12.1 微克/升。在 7 天的时间里任何浓度下的毒性作用均呈瞬态且无任何可见作用。Thompson 和 Shillabeer（1983 年）在 12 个小时的时间里将 30 只紫贻贝分组暴露于一套流动海水系统中氯化程度 58% 的短链氯化石蜡中（2.3 微克/升和 9.3 微克/升）。试验中未发现紫贻贝死亡，但在 9.3 微克/升的浓度下，其生长速度下降。

152. Fisk 等人（1999 年）利用日本青鳉的晶胚对四种 C₁₀、C₁₁ 和 C₁₂ 短链氯化石蜡化合物的毒性（单一链长加异构体的混合物）进行了研究。虽然对研究结果，特别是与对照物个体有关的研究结果仍然存在不确定性，但最低可见作用浓度（LOEC）介于 55 微克/升（C₁₂H₂₀Cl₇）至 460 微克/升（C₁₀H₁₆Cl₇）。在产卵后最初 20 天中在卵和幼体身上产生的作用包括卵黄囊变大，昏睡或无运动，但有心跳。根据观察，C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡有这些作用，C₁₂ 没有剂量反应，并且无可见作用浓度为 9.6 微克/升。毒性与碳链长度和氯化程度无关联。对晶胚的毒性机理应当为麻醉。

153. Fisk 等人（1996 年、2000 年）研究了多种以碳 14 标记的短链氯化石蜡（56-69% 氯计重）在 40 天的暴露期内在幼年虹鳟鱼（初始重量 2 至 7 克）体

内的积累情况。每天摄食率为体重均值的 1.5%。在试验中未发现任何化合物对幼年虹鳟鱼的生长或肝体指数产生消极影响。

154. Cooley 等人（2001 年）研究了幼年虹鳟鱼在通过食物暴露于如 Fisk 等人（1999 年）确认的四种 C₁₀、C₁₁ 和 C₁₂ 短链氯化石蜡化合物后的肝脏和甲状腺组织学行为。这些虹鳟鱼的反应表示其行动处于一种麻醉状态，例如惊吓反应延迟或消失，以及摄食量减少。暴露于 C₁₀H₁₅Cl₇ 和 C₁₁H₁₈Cl₆ 中的虹鳟鱼出现严重的肝脏组织病理学反应，其中包括广泛的纤维损害和肝脏细胞坏死，而这些情况在控制范围内或暴露水平较低鱼身上均为观察到。据观察，在暴露于浓度为 13 至 74 微克/克的食物后，全鱼组织内的 C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡最低可见作用浓度介于 0.79 至 5.5 微克/克之间。未观察到对甲状腺的损害。Buryšková 等人（2006 年）观察到非洲爪蟾在 5 毫克/升和更高浓度的短链氯化石蜡（C₁₂ 含氯 56%）的商品混合物下出现发育畸形和胚胎生长减缓。这些结果与氯化方式无关联。

底栖生物

155. 底栖（大型）无脊椎动物对有机物矿化发挥重要作用，并在大多数水生环境下作为经济重要性较高的鱼类和贝类的食物（Olomukoro 和 Ebehiremhen, 2015 年）。由于目前尚无适用于在沉积物中生存的无脊椎生物的有效测量端点，因此（Di Toro 等人，1991 年）利用一种适用于某浮游淡水无脊椎水生物种的最敏感慢性测量端点（8.9 微克/升），通过平衡分配法估计出短链氯化石蜡对底栖生物的毒性。最低可见作用浓度_{底栖}估计值为 35.5 毫克/千克（干重）（加拿大环境部，2004 年）。

土壤生物

156. Bezchlebová 等人（2007 年）调查了短链氯化石蜡（氯化程度 64%）对五种土壤生物（弹尾目、蚯蚓、线虫）和土壤微生物（碳转化）的作用。经过 28 天的接触，研究发现，弹尾目跳虫是对 LC₅₀（成虫存活）、EC₅₀ 和 EC₁₀（繁殖）最敏感的生物，相对应的浓度数值分别为 5733 毫克/千克、1230 毫克/千克和 660 毫克/千克（干重）。Bezchlebová 等人（2007 年）还报告赤子爱蚯蚓、白线虫和弹尾目在繁殖力 EC_{50s} 浓度数值分别为 2849 毫克/千克（干重）（28 天接触）、6027 毫克/千克（干重）（42 天接触），以及 7809 毫克/千克（干重）（28 天接触）。Sverdrup 等人（2006 年）调查了短链氯化石蜡（氯化程度 60%）对蚯蚓、土壤硝化细菌和红三叶草的作用。这些文献作者发现硝化细菌是最为敏感的，其 EC₁₀ 值为 570 毫克/千克（干重）。

157. Sochová 等人（2007 年）进行的一项研究使用一种自生的秀丽隐杆线虫作为七种污染物的毒性探针，这些污染物包括短链氯化石蜡（C₁₂，含氯 64%；还包括多种短链石蜡片段：6%的 C₁₀、37%的 C₁₁、32%的 C₁₂、25%的 C₁₃）。通过土壤介质和水介质接触，其 48h-LC₅₀ 值分别为 8833 毫克/千克（干重）和 0.5 毫克/升。对于水介质而言，在使用短链氯化石蜡 24 个小时后未观察到毒性，但在 48 小时后短链氯化石蜡已成为毒性最强的物质之一。暴露时间越长，毒性作用越强，其主要原因是毒性物质的摄入量会随时间的变迁而增加。

鸟类

158. 欧盟委员会（2000 年）描述了一项将野鸭以食物方式暴露于多种浓度 C₁₀₋₁₂ 短链氯化石蜡（含氯 58%）的试验，并对其繁殖影响进行了调查。这项研究进行了为期 22 周的饲喂研究，包括 9 周无光刺激的产卵期前饲喂、3 周有

光刺激的产卵期前饲喂，以及 10 周有光刺激的产卵期饲喂。该研究通过人为控制光照期的方式诱使鸟类产卵。鸟卵的采集期为 10 周，未投喂测试成分的幼鸟需经历 14 天的观察期。食物中测得的平均浓度为 29、168 和 954 毫克/千克。在该测试中观察到的可导致轻微作用的最低食物浓度为 954 毫克/千克。该浓度会导致卵壳厚度轻微变薄（0.020 毫米），但在统计学上可忽略不计。虽然卵壳变薄的程度可忽略不计，但平均卵壳厚度仍然在经合组织指导原则设定的正常值（0.35-0.39 毫米）范围内，且在该剂量下未见卵碎裂数的增加。受处理组和受控对照组的产卵数量、碎裂数量或平均卵重均未出现明显差异。因为 954 毫克/千克的饮食剂量对生殖的影响很小，故认为食物中的无可见作用剂量为 168 毫克/千克。

159. Ueberschär 等人（2007 年）进行的一项研究中，24 至 32 周大的母鸡被投喂技术短链氯化石蜡（C₁₀₋₁₃，含氯 60%），投喂浓度逐渐增加至 100 毫克/千克。母鸡的健康状况、有关器官重量或表现（产卵密度、卵重量、采食量）均未受到明显的影响，但采食食物中浓度为 77 毫克/千克（干重）的母鸡出现胰脏缩小。在摄取的氯化石蜡中仅有不到 1% 融入鸡体内，约有 1.5% 以卵黄的形式清除，另有 30% 以粪便和尿液形式排出体外。

短链氯化石蜡生态毒性总结

160. 对短链氯化石蜡最敏感的毒性端点汇总于表 2.5.2-1 中，其证明短链氯化石蜡对于水生生物具有很强毒性。此外，还应当注意到，对于怀疑的内分泌干扰化学物质，标准的毒性监测可能无法测出低剂量作用和非单调剂量响应（Vandenberg 等人，2012 年）。

表 2.5.2-1: 对短链氯化石蜡最敏感的长期生态毒性最低可见作用浓度/无可见作用浓度或 EC_x 数据

物种/端点	作用	无可见作用或无可见有害作用剂量	最低可见作用剂量或 EC _x	参考资料
浮游生物 (大型溞)	后代死亡, 21 天	5 微克/升	8.9 微克/升	Thompson 和 Madeley (1983 年 a)
底栖生物	根据对大型溞为期 21 天的研究确定的平衡分配法	无	35.5 毫克/千克 (干重)	加拿大环境部, 2004 年; 根据 Thompson 和 Madeley (1983 年 a) 的数据
鱼类 (日本青鳞晶胚, 生命早期阶段的影响)	为期 20 天的研究, 卵黄囊变大、昏睡或无运动, 但出现心搏	9.6 微克/升	55 微克/升	Fisk 等人 (1999 年)
幼年虹鳟鱼	出现严重的肝脏组织病理学反应; 广泛的纤维损害和肝脏细胞坏死, 接触 21 天		0.79 至 5.5 微克/克 (湿重) (全鱼); 食物浓度介于 13 至 74 微克/克之间 (湿重)。	Cooley 等人 (2001 年)
海洋物种 (糠虾)	28 天的慢性无可见作用浓度	7.3 微克/升		Thompson 和 Madeley, 1983 年 b
弹尾目跳虫——土壤生物	繁殖, 接触 28 天	625 毫克/千克 (干重)	EC50=1230 毫克/千克 (干重)	Bezchlebov á 等人, 2007 年
微生物 (土壤硝化细菌)	土壤硝化	300 毫克/千克 (干重) 标称值	EC10 = 570 毫克/千克 (干重) 标称值	Sverdrup 等人 (2006 年)
鸟类-野鸭	蛋壳变薄	饮食中 168 毫克/千克	饮食中 954 毫克/千克	欧盟委员会, 2000 年
哺乳动物——大鼠	肝脏和甲状腺出现肥大现象, 肝脏和肾的重量增加		100 毫克/千克体重	IRDC (1984 年)
哺乳动物	肝酶诱导变化、甲状腺荷尔蒙系统机能亢进、致癌和幼崽死亡	10 毫克/千克/日 (长期食用可能更低)	50 毫克/千克/日 (长期食用可能更低)	欧盟短链氯化石蜡风险评估报告 (欧盟委员会, 2000 年), 欧洲化学品管理局 (2008 年), CXR Biosciences Ltd., 2006 年
哺乳动物——成年水獭	肝脏和甲状腺出现肥大现象, 大鼠研究发现肝脏和肾的重量增加		1000 毫克/千克食物 (湿重)	基于 IRDC (1984 年) 计算, 加拿大环境部, 2008 年

2.6 涉及多种化学品的毒性相互作用

161. 对于化学品对环境危害在大多数情况下仍是对各种物质分别进行评估, 而忽视了混合作用。这可能低估了风险/危害, 因为通常接触到的是多种化学成分

组成的“鸡尾酒”（如 Backhaus 等人，2012 年； Kortenkamp 等人，2009 年； Vighi 和 Villa，2011 年； 欧盟，2012 年）。北极的功能变成了汇集各种污染物的水槽，其中包括很多已知和潜在的持久性有机污染物（如：北极监测和评估计划，2009 年 a）。此外，已在多个不同的环境基质中检测出 80 多种不同的有机污染物。Vighi 和 Villa（2011 年）已证明，在偏远地区出现的持久性有机污染物的合并作用可能是生物群落的巨大隐患，尤其是对于顶级掠食者，并可能是早前的文献中报告的北极熊幼熊发育障碍的原因（Vos 等人，2000 年； Wiig 等人，1998 年）。

162. 目前没有针对短链氯化石蜡的生殖毒性的研究。欧盟将中链氯化石蜡归类为具有生殖毒性：“可能导致对母乳喂养儿童的危害”（H362），不能排除短链氯化石蜡具有相似的生殖毒性作用（欧洲化学品管理局，2008 年）。

163. 在环境中，短链氯化石蜡的出现还可能伴随着其他类型的氯化石蜡；长链氯化石蜡及中链氯化石蜡（加拿大环境部，2008 年、2013 年； Brooke 和 Crookes，2011 年； 挪威环境署，2013 年）。这三个群组本身并非单一物质，而是由多种成分组成且构成可变的物质，并可能有不同的属性。鉴于氯化石蜡中的生物利用度水平有别，可以假定同时接触一定数量的中链氯化石蜡和长链氯化石蜡可能提高在短链氯化石蜡接触中观察到的有害或可能有有害的作用。具体而言，对于通过食物接触的掠食动物和人类，现有数据显示，三类氯化石蜡均可能是预计毒性的重要来源（Brooke 和 Crookes，2011 年）。

164. 有迹象显示短链氯化石蜡对甲状腺有影响并在几项研究中被纳入优先考虑的造成甲状腺肿瘤和甲状腺肥大的潜在内分泌干扰物质数据库（欧盟，2015 年）。过去十年，世界各地人类的甲状腺癌发病率持续快速上升（Pellegriti 等人，2013 年）。作者认为，虽然上升的原因仍不清楚，但某些环境致癌物质可能对甲状腺有特别影响。

165. 重度污染地区的流行病学研究证明，长期接触有机氯化合物会导致甲状腺和代谢紊乱（Langer，2010 年）。最近的一项 Meta 分析提供了支持以下结论的量化证据，即：接触有机氯污染物与糖尿病发病风险上升有关（Tang 等人，2014 年）。有机卤素污染物还可能在高接触量人群中导致肥胖发生（Hansen 等人，2014 年）。

166. 公众，尤其是北极土著居民暴露于短链氯化石蜡以及各种其他污染物，包括已经受规管的多氯联苯等二恶英类化合物，身体负担雪上加霜。在北极原住民中，几种此类污染物（包括多氯联苯）已经超出指导水平，并有新证据表明，持久性有机污染物及汞和铅等重金属对人类，尤其是儿童健康产生影响的接触水平可能低于原先的估计（北极监测和评估计划，2009 年 a）。现已证明，北极土著人口受影响的原因是接触多种持久性有机化合物，而发育中的胎儿、儿童、育龄妇女和老年人的风险最高（北极监测和评估计划，2014 年）。最后，应当认识到，在高海拔地区，尤其在北极地区，除其他化学品外，其他压力因素，如饥饿情况和生育及/或发育状况以及气候变化引起的效应，可能单独或共同作用，导致有害作用加剧或风险上升（Sagerup 等人，2010 年； 联合国环境署/北极监测和评估计划专家组，2010 年； Letcher 等人，2010 年； Schröder 等人，2014 年）。鉴于目前的气候变化，保护偏远地区的生物多样性，使其免受有机污染物等额外压力影响至为重要。

3. 资料综述

167. 据报告，全球短链氯化石蜡年产量和用量很高。尽管近年来在有些国家显著下降，但在其他国家，含有短链氯化石蜡的氯化石蜡混合物产量有所上升。短链氯化石蜡及含有短链氯化石蜡的产品的生产、存储、运输、使用和处置过程中会发生释放。设备冲洗和使用后的金属加工/金属切削液有可能成为短链氯化石蜡进入水生生态系统的源头之一。在工业化、电子废物回收区域，以及人口稠密地区，可能向环境大量排放（Yuan 等人，2010 年；Chen 等人，2011 年；Luo 等人，2015 年；Gao 等人，2012 年）。虽然数据有限，但短链氯化石蜡的主要释放源很有可能是聚氯乙烯塑料等含短链氯化石蜡产品的配制和生产过程，以及金属加工液的使用过程。

168. 短链氯化石蜡不可能在水中通过水解方式大量降解，并且生物降解研究和陈年沉积物芯也表明，短链氯化石蜡在沉积物中的持久性远超过一年。短链氯化石蜡在大气中的半衰期为 0.81 天至 10.5 天，表明其在空气中的持久性相对较强。模型数据（经合组织 LRTP 筛选工具）表明，短链氯化石蜡具备的属性与已知可远距离迁移的持久性有机污染物类似。最近有模型数据显示，几种短链氯化石蜡同系物具有很高的北极污染潜能。北极和南极等偏远地点的空气、生物群和沉积物中测出的浓度也确认短链氯化石蜡正在发生远距离迁移。

169. 安大略湖鲑鱼的生物蓄积系数为 16440 至 25650 升/千克（湿重），辽东湾的 8 种鱼类的生物蓄积系数从 50119 至 398107 升/千克（湿重），表明短链氯化石蜡可以在水生生物体中高度蓄积。在对短链氯化石蜡的毒性作用格外敏感的甲壳类动物（虾）中，现场测得的生物蓄积系数高达 39810 升/千克（湿重）至 63,096 升/千克（湿重）。正辛醇/水分配系数的对数和生物蓄积系数的模型数据进一步支持高生物蓄积潜能的结论。渤海双壳类动物的生物沉积物积蓄系数计算值与其他持久性有机污染物相当。此外，发现水生食物网中某些短链氯化石蜡的生物放大和营养放大系数大于 1（据报告，某些同系物的营养放大系数小于 1）。还有迹象表明在鸟类中发生陆生生物放大，但数据有限。

170. 在北极（在空气、沉积物和生物中大量存在）和南极（在空气中的浓度高达 20.8 皮克/立方米）等偏远地区检出短链氯化石蜡。在北极白鲸鲸脂、环斑海豹和海象中发现的短链氯化石蜡平均浓度分别为 0.2、0.5 和 0.4 微克/克（脂重）（Tomy 等人，2000 年）。表 3-1 和 3-2 显示，这些浓度与六氯环己烷、多氯联苯、滴滴涕、多溴联苯醚及氯化苈烯等公认的持久性有机污染物相似（北极监测和评估计划，2004 年，Strid 等人，2013 年，Letcher 等人，2010 年）。在空气中发现的短链氯化石蜡浓度高于上述持久性有机污染物。表 3-1 和 3-2 分别说明北极海洋哺乳动物、鱼类及鸟类的持久性有机污染物浓度的详细比较。在北极几个地点的海洋哺乳动物脂肪中测出短链氯化石蜡，浓度为 95 至 626 纳克/克。此外，在北极区的北极熊、环斑海豹和海鸟中测出短链氯化石蜡，表明污染范围很广。

表 3-1：北极物种中的短链氯化石蜡与持久性有机污染物浓度均值比率比较（Tomy 等人，2000 年；北极监测和评估计划，2004 年）。

物种	[多氯联苯合计]/[短链氯化石蜡]	[滴滴涕合计/短链氯化石蜡]	[氯化苈烯/短链氯化石蜡]
白鲸	19-24	11-18	15
环斑海豹	2.3	1.3	0.9
海象	0.4	0.1	0.6

表 3-2：北极三趾鸥、三趾鸥蛋、普通绒鸭蛋、格陵兰鲨鱼肝、北极鳕鱼中短链氯化石蜡与持久性有机污染物浓度（纳克/克脂重）比较（Reth 等人，2006 年；北极监测和评估计划，2004 年；Strid 等人，2013 年，Letcher，2010 年）。

物种	[短链氯化石蜡]	[滴滴涕合计]	[多氯联苯合计]	[多溴联苯醚合计]	[六氯环己烷合计]
三趾鸥	110-880 (n=2)	500-1,900	10,000-21,000	-	-
三趾鸥蛋	100 (n=12)	806-1562	7,254-7,938	-	20-30
普通绒鸭蛋	17 (n=12)	-	蛋黄：262	蛋黄：2	-
格陵兰鲨鱼肝	5,200 (n=15) 770 纳克/克 (湿重)	7,195	990-10,000	9.9-200	53
北极鳕鱼	10.3 纳克/克 (湿重) (n=10)	-	-	2 ¹	-

171. 关于北极地区人类接触的数据有限，迄今为止北极监测计划并未包括测量人类样本中的短链氯化石蜡（北极监测和评估计划，2014 年、2009 年 b）。但是，在魁北克省北部因纽特女性的乳汁中测出短链氯化石蜡。此外，还在英国和瑞典女性的乳汁中测出短链氯化石蜡。瑞典的年度监测计划没有观察到明显的趋势。1998-2010 年浓度值年平均数为 107 微克/千克脂肪，浓度区间为 45 至 157 微克/千克脂肪（Darnerud，2012 年）；而英国 2002 年的浓度均值为 180 微克/千克脂肪（区间：49-820）（Thomas 和 Jones，2006 年）。在仅有的一项对生活于北极的人类母乳中的短链氯化石蜡水平的研究中，Tomy（1997 年）报告称，生活在加拿大魁北克省北部的北极区女性乳汁中的浓度区间为 11-17 纳克/克脂肪（均值为 13 纳克/克脂肪）（表 3-3）。土著人群的身体负担高于俄罗斯等其他人群，因此短链氯化石蜡的身体负担可能也较重（北极监测和评估计划，2014 年）。

表 3-3：母乳样本中的短链氯化石蜡和特定持久性有机污染物浓度均值比较

物质	母乳中的纳克/克脂肪均值（区间）	人群，取样时间
短链氯化石蜡	13 (11-17)	加拿大因纽特 (Tomy 1997 年)
多溴联苯醚 (Σ 47,99,100, 153, 183)	4.72	芬兰北极区 2005 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
氧化氯丹	4.9 (2.0-10)	阿尔汉格尔斯克 (俄罗斯) 2003 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
	5.2	摩尔曼斯克 (俄罗斯) 2000-2002 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
	41 (2-1070)	楚科奇 (土著) 2001-2002 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
氯化苈烯	5	阿尔汉格尔斯克 (俄罗斯) 2003 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
	7.3	摩尔曼斯克 (俄罗斯) 2000-2002 年 (北极监测和评估计划，2014 年)
	9 (0.5-112)	楚科奇 (土著) 2001-2002 年 (北极监测和评估计划，2014 年)

172. 淡水和海洋无脊椎生物对短链氯化石蜡尤为敏感，据报告，大型蚤的慢性无可见作用浓度为 5 微克/升，糠虾为 7.3 微克/升。经观察，虹鳟鱼出现了严重的肝脏组织病理学反应，全鱼组织内的最低可见作用浓度介于 0.79 至 5.5 微克/克之间。

173. 测量了地表水与海水、沉积物、土壤、下水道淤泥及空气中的短链氯化石蜡，大多数数据来自欧洲、北美和东亚。尽管某些地区的浓度下降，但在其他地区发现环境基质中的浓度近期有所上升。偏远地区没有形成时间趋势。尽管据报告，短链氯化石蜡分析工作近期取得进展，但测量短链氯化石蜡仍颇具挑战性。

174. 表 3-4 介绍了靠近潜在排放源的地方、受局部排放源影响的较远地方以及远离已知或重要排放源的地方的生物接触值。还列出与报告接触类型有关的毒性值——例如，对于周围环境、食物剂量和身体负担的毒性值。几项因素，包括接触时间、跨代影响、内分泌干扰潜能以及混合作用并未在研究中体现，其可能导致在低得多的水平上发生作用，这在表格中未加以说明。其他可能相关的端点，如：行为作用，也未在列举的研究中得到调查。加拿大环境部认为，对于持久性和生物蓄积性物质，使用标准的风险评估方法可能会低估风险（加拿大环境部，2008 年）。

表 3-4：靠近潜在排放源的地方（本地）、受局部排放源影响的较远地方（区域）以及远离已知或重要排放源的地方（远距离）的生物/受体接触度及相关毒性值。

受体	接触浓度	样本	相关毒性值	注释
本地				
食鱼哺乳动物（水獭）	2.63 毫克/千克湿重	安大略湖汉米尔顿港口鲤鱼，纳克/克湿重	1000 毫克/千克食物（湿重） 估算无接触值：100 毫克/千克食物（AF 值为 100）	—假定具有代表性的鲤鱼食物浓度。在 1996 年和 2001 年安大略湖中鲤鱼体内测量到的短链氯化石蜡测量值（Muir 等人，2001 年；2002 年） —见 2.5.2 节相关毒性值计算 —接触浓度和 AF（评估系数）参考文献：加拿大环境部（2008 年）
浮游无脊椎动物	176 纳克/升	中国北京接纳污水处理厂废水的湖水	8900 纳克/升 估算无接触值：890 纳克/升（AF 值为 10）	—接触湖水的浮游无脊椎动物（Zeng 等人，2011 年 a） —大型蚤的 21 日慢性最低可观察效应浓度（Thompson 和 Madeley，1983 年 a） —AF 值参考文献：加拿大环境部，2008 年
浮游鱼类	2.63 毫克/千克湿重	安大略湖汉米尔顿港口鲤鱼	0.79 毫克/千克湿重	—比较安大略湖汉米尔顿港口鲤鱼的测量浓度 —与虹鳟鱼显性严重肝组织病理学、大面积纤维损害和肝细胞坏死的最低可见作用浓度（Cooley 等人，2001 年）

受体	接触浓度	样本	相关毒性值	注释
区域				
浮游无脊椎动物	1.19 纳克/升	安大略湖中湖湖水	8900 纳克/升 估算无接触值：同上	—假定浮游无脊椎动物在安大略湖湖水的接触度 (Houde 等人, 2008 年) —大型蚤的 21 日慢性最低可见作用浓度 (Thompson 和 Madeley, 1983 年 a)
海洋无脊椎动物	13.1 纳克/升 (中华管鞭虾 502 纳克/克湿重)	中国辽东湾海水 (Ma 等人, 2014 年 b)	5 微克/升 预测无作用浓度：100 纳克/升 (AF 值为 50)	—大型蚤的 21 日无可见作用浓度为 5 纳克/升；海水的预测无作用浓度 (PNEC) 为 0.1 微克/升, AF 值为 50 (据英国环境局, 2007 年)
浮游鱼类	2.9 毫克/千克湿重	中国辽东湾的日本鲈鱼	0.79 毫克/千克湿重	—将日本真鲈的测量浓度 (Ma 等人, 2014 年 b) 与虹鳟鱼严重肝组织病理学、大面积纤维损害和肝细胞坏死的最低可见作用浓度相比 (Cooley 等人, 2001 年)
深底无脊椎动物	1.8 毫克/千克干重	渤海表面沉积物	35.5 毫克/千克干重 估算无接触值：3.55 (AF 值为 10)	—在渤海表面沉积物中测得的最大沉积浓度 (Ma 等人, 2014 年 a) —采用平衡分离法, 利用大型蚤的最低可见作用浓度计算的最低可见作用浓度 (加拿大环境部, 2004 年) —AF 值参考文献：加拿大环境部 (2008 年)
深底鱼类	0.69 毫克/千克湿重	中国辽东湾鲮鱼	0.79 毫克/千克湿重	—中国辽东湾鲮鱼中测出的最大浓度 (Ma 等人, 2014 年 b) —虹鳟鱼显性严重肝组织病理学、大面积纤维损害和肝细胞坏死的最低可见作用浓度 (Cooley 等人, 2001 年)
偏远地区				
深底无脊椎动物	0.0176 毫克/千克干重	加拿大北极 DV09 湖区表面淤泥	35.5 毫克/千克干重 估算无接触值：同上	—采用平衡分离法, 利用大型蚤的最低可见作用浓度计算的最低可见作用浓度 (加拿大环境部, 2004 年)
北极环斑海豹	0.52 毫克/千克湿重	环斑海豹脂肪	100 毫克/千克湿重 PNEC _{oral} 值为 5.5 毫克/千克食物	—海豹的测量结果来自 Tomy 等人, 1999 年) — PNEC _{oral} 值来自英国环境局 (2007 年), 基于一项野鸭繁殖研究得出的无可见作用浓度值 166 毫克/千克食物和 AF 值为 30

受体	接触浓度	样本	相关毒性值	注释
东格陵兰环斑海豹	0.52 毫克/千克湿重	环斑海豹脂肪	100 毫克/千克湿重 PNEC _{oral} 值为 5.5 毫克/千克食物	—海豹的测量结果来自 Tomy 等人, 1999 年 — PNEC _{oral} 值来自英国环境局 (2007 年), 基于一项野鸭繁殖研究得出的无可见作用浓度值 166 毫克/千克食物和 AF 值为 30

175. 表 3-5 介绍了人类接触短链氯化石蜡的情景。前两种情景假定食用传统饮食。接触度是利用在北极环斑海豹脂肪、白鲸脂肪和海象脂肪中测量到的短链氯化石蜡浓度（摘自 Tomy 等人 1999 年和 Muir 等人 2004 年 NCP 报告, 2013 年）以及利用 Kuhnlein (1995 年 a) 和 Kuhnlein 等人 (1995 年 b) 的饮食摄入量而计算得到。母乳喂养儿童的情景假定摄入量为 750 毫升乳汁/日和 3% 脂含量 (Van Oostdam 等人, 1999 年)。此外据报告, 偏远社区人类母乳中的短链氯化石蜡水平上升。加拿大人口的短链氯化石蜡摄入量估计值高端超过长期作用的每日最大耐受摄入量 (加拿大环境部, 2008 年、2013 年)。尤其是儿童的长期接触令人担忧, 估计摄入量为每天 24.6 微克/千克。尽管估计值高端的可信度或许不高, 但基于此可以得出结论, 短链氯化石蜡在加拿大构成或可能构成人类生命或健康的危险 (加拿大环境部, 2008 年)。还必须进一步考虑到儿童在发展和成长过程中易受化学品接触影响。

表 3-5: 人类接触度情景及相关毒性值

受体	接触度	样本	相关毒性值	评述
人类 (75 千克)	0.15-0.37 微克/千克体重/日	巴芬岛男性因纽特人估计饮食暴露	125,000 微克/千克体重/日	最低可观察效应浓度, 2 年大鼠研究 (国家毒理学项目, 1986 年)
人类 (75 千克)	0.15-0.37 微克/千克体重/日	巴芬岛男性因纽特人估算饮食接触	100 微克/千克体重/日	每日最大耐受摄入量, 非肿瘤作用, 13 周大鼠研究; AF 值: 100 (国际化学品安全方案, 1992 年)
人类 (75 千克)	0.15-0.37 微克/千克体重/日	巴芬岛男性因纽特人估算饮食接触	11 微克/千克体重/日	11 微克/千克体重/日是在对导致肿瘤发病率增加 5% 的雄性小鼠致癌生物鉴定中发病最高的肿瘤进行多阶段模拟基础上利用安全因子 1000 乘以 11 毫克/千克体重而得出的 (国际化学品安全方案、EHC 181, 1996 年)
母乳喂养儿童 (5 千克)	0.0585 微克/千克体重/日	母乳: 13 微克/千克脂重	125,000 微克/千克体重/日	最低可见作用剂量, 2 年大鼠研究 (国家毒理学项目, 1986 年)
母乳喂养儿童 (5 千克)	0.0585 微克/千克体重/日	母乳: 13 微克/千克脂重	100 微克/千克体重/日	每日最大耐受摄入量, 非肿瘤作用, 13 周大鼠研究; AF 值: 100 (国际化学品安全方案, 1992 年)

受体	接触度	样本	相关毒性值	评述
母乳喂养儿童（5 千克）	0.0585 微克/千克体重/日	母乳：13 微克/千克脂重	11 微克/千克体重/日	11 微克/千克体重/日是在对导致肿瘤发病率增加 5% 的雄性小鼠致癌生物鉴定中发病最高的肿瘤进行多阶段模拟基础上利用安全因子 1000 乘以 11 毫克/千克体重而得出的（国际化学品安全方案、EHC 181，1996 年）

176. 国际癌症研究机构认为短链氯化石蜡（平均 C₁₂，氯化程度为 60%）列为可能致癌的物质（2B 组），但对于肿瘤诱变的机理以及该分类所依据的研究与人类健康的相关性仍有质疑。美国国家毒理学项目在第 13 份关于致癌物的报告中将短链氯化石蜡（C₁₂，氯化程度 60%）列入有理由预期的人类致癌物质。欧盟风险评估（欧盟委员会，2000 年）的结论是，不能排除对人类的隐患。国际化学品安全方案（1996 年）制定的短链氯化石蜡的最大耐受摄入量为每天 100 微克/千克体重；而对于肿瘤作用，剂量不应超过 11 微克/千克体重/日（国际化学品安全方案，1996 年）。欧盟近期的评估指出，无法从哺乳动物慢性研究得到无可见有害作用剂量。加拿大环境部的结论是，短链氯化石蜡摄入量估计值高端将超过长期作用的每日最大耐受摄入量，并假定安全边际不够大。有人认为，考虑到较长期病变研究可能取得的进展，降低每日最大耐受摄入量值有一定理由（加拿大环境部，2008 年、2013 年）。此外，还必须考虑到北极土著人群接触多种持久性有机污染物，其中有些也被归类为致癌物。

4. 结语

177. 短链氯化石蜡在全世界用于多种用途，如：塑料中的增塑剂、金属加工液、阻燃剂和涂料添加剂。其广泛的工业应用可能成为环境污染的重要源头。在短链氯化石蜡及含短链氯化石蜡的产品的生产、使用寿命及处置期间会发生环境释放。

178. 短链氯化石蜡经由水生和迁徙物种从大气中迁移到远离源头的南极、北极和亚北极地区。几种短链氯化石蜡同系物在环境中具有持久性，对食物网和食物链的调查证实几种短链氯化石蜡在无脊椎动物、淡水及海洋鱼类中的积蓄程度很高。实验室研究显示，很低的浓度就会对鱼类产生有害作用。有些短链氯化石蜡在北极生物群，包括哺乳物种中蓄积和生物放大。在哺乳动物中，短链氯化石蜡影响肝脏、甲状腺激素系统和肾脏。

179. 已对北极各湖泊中的沉积物进行短链氯化石蜡测量。短链氯化石蜡对水生无脊椎生物尤其具有毒性。由于无脊椎生物在水生生态系统中起到关键作用，因此短链氯化石蜡对栖息于沉积物的及其他无脊椎生物的潜在作用令人担忧。

180. 虽然偏远地区的浓度较低，但在北极生物群中也测出短链氯化石蜡，浓度水平与已列入的持久性有机污染物相当。值得注意的是，短链氯化石蜡出现在北极生物群中，而这是北极土著人口的食物。在温带和北极人口的母乳中均出现短链氯化石蜡。

181. 有迹象显示短链氯化石蜡影响到甲状腺、肝脏和肾脏，长期可导致这些器官中的致癌性，啮齿类动物实验已证实这一点。还有人怀疑短链氯化石蜡可能

导致人类患癌和扰乱内分泌功能。接触浓度达到高端水平可超过相应的可接受接触水平。

182. 在北极生物群中测出短链氯化石蜡，浓度与其他已知持久性有机污染物相似。同时接触若干种持久性有机污染物可能造成隐患。目前无法获知偏远地区短链氯化石蜡的时间趋势。鉴于远距离迁移和蓄积能力已有证明，如果继续释放或释放量增长，环境浓度水平可能上升。

183. [在现有证据基础上得出的结论是，由于远距离环境迁移，短链氯化石蜡可能导致对环境和人类健康的显著有害作用，因此采取全球行动势在必行。

5. 参考文献

- Adielsson, S.; Graaf, S.; Andersson, M.; Kreuger, J. 2012. Resultat Fr ån Miljöövervakningen Av Bekämpningsmedel (Växtskyddsmedel) (Data from Environmental Monitoring of Pesticides); Swedish University of Agricultural Sciences. Cited in Backhaus et al. 2012.
- AMAP 2004. AMAP Assessment. 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xvi+310 pp.
- AMAP 2009a. AMAP Assessment: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Levels, trends and effects of legacy and new persistent organic pollutants in the Arctic: Special Issue. Science of the Total Environment. Volume 408/15 (2010).
- AMAP 2009b. AMAP Assessment: Human Health in the Arctic, ISBN 978-82-7971-051-6 [http://www.amap.no/documents/doc/amap-assessment-2009-human-health-in-the-arctic/98]
- AMAP 2014. Trends in Stockholm Convention Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Air, Human media and Biota. AMAP Technical Report to the Stockholm Convention. AMAP Technical Report No. 7 (2014), Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway.
- Atkinson, R. 1986. Kinetics and mechanisms of gas phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. Chem. Rev. 86: 69–201.
- Atkinson, R. 1987. Estimation of gas-phase hydroxyl radical rate constants for organic chemicals. Environ. Toxicol. Chem. 7: 435–442.
- Backhaus, T., Faust, M. 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: a conceptual framework. Environ Sci Technol. 2012 Mar 6;46(5):2564-73.
- Ballschmiter, K. 1994. [Determination of short and medium chain length chlorinated paraffins in samples of water and sediment from surface water.] Department of Analytical and Environmental Chemistry, University of Ulm, Ulm, Germany, May 10 (in German).
- Barber, J.L., Sweetman, A.J., Thomas, G.O., Braekevelt, E., Stern, G.A., Jones, K.C. 2005. Spatial and temporal variability in air concentrations of short-chain (C10-C13) and medium-chain (C14-C17) chlorinated n-alkanes measured in the U.K. atmosphere. Environ. Sci. Technol. 39: 4407-4415.
- Bardin, J.A., Gore, R.J., Wegman, D.H., Kriebel, D., Woskie, S.R., Eisen, E.A. 2005. Registry-based case-control studies of liver cancer and cancers of the biliary tract nested in a cohort of autoworkers exposed to metalworking fluids. Scand J Work Environ Health 31(3): 205-211.
- Basconcillo SL, Backus SM, McGoldrick DJ, Zaruk D, Sverko E, Muir DC, 2015. Current status of short- and medium chain polychlorinated n-alkanes in top predatory fish across Canada. Chemosphere. 2015 Feb 6;127C:93-100.
- Bengtsson, B. and E. Baumann-Ofstad. 1982. Long-term studies of uptake and elimination of some chlorinated paraffins in the bleak, *Alburnus alburnus*. Ambio 11: 38–40.
- Bennie D.T., C.A. Sullivan, R.J. Maguire. 2000. Occurrence of chlorinated paraffins in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. Water Qual Res J Can 35:263–81.
- Bezchlebová, J., J. Černohláková, K. Kobetičová, J. Lána, I. Sochová, J. Hofman. 2007. Effects of short-chain chlorinated paraffins on soil organisms. Ecotox. & Envir. Safety 67:206-211.
- Bidleman, T.F., M. Alaee and G.A. Stern. 2001. New persistent chemicals in the Arctic environment. In: S. Kalhok (ed.), Synopsis of research conducted under the 1999–2000 Northern Contaminants Program. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 93–104.
- Birtley, R.D.N., D.M. Conning, J.W. Daniel, D.M. Ferguson, E. Longstaff and A.A.B. Swan. 1980. The toxicological effects of chlorinated paraffins in mammals. Toxicol. Appl. Pharmacol. 54: 514-525.
- Bonvallot, N., Mandin, C., Mercier, F., Le Bot, B., Glorennec P. (2010) Health ranking of ingested semivolatile organic compounds in house dust: an application to France, Indoor Air, 20: 458-472.
- Borgen, A.R., M. Schlabach and H. Gundersen. 2000. Polychlorinated alkanes in arctic air. Organohalogen Compd. 47: 272–274.
- Borgen, A.R., M. Schlabach, R. Kallenborn, G. Christensen and T. Skotvold. 2002. Polychlorinated alkanes in ambient air from Bear Island. Organohalogen Compd. 59: 303–306.
- Braune, B.M., P.M. Outridge, A.T. Fisk, D.C.G. Muir, P.A. Helm, K. Hobbs, P.F. Hoekstra, Z.A.

- Kuzyk, M. Kwan, R.J. Letcher, W.L. Lockhart, R.J. Norstrom, G.A. Stern and I. Stirling. 2005. Persistent organic pollutants and mercury in marine biota of the Canadian Arctic: An overview of spatial and temporal trends. *Sci. Total Env.* 351-352: 4-56.
- [Brooke, D.N. and Crookes M.J. 2011. Intersessional working group on toxicological interactions. Study 1. Case study on toxicological interactions of chlorinated paraffins. Environmental Evaluation, Building Research Establishment, Watford, UK. Draft of 25 July 2011. Persistent Organic Pollutants Review Committee, Seventh meeting. Geneva, 10–14 October 2011. UNEP/POPS/POPRC.7/INF/15.]
- BRE (Building Research Establishment). 1998. Use category document — Plastics additives. Revised draft for discussions, June [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- BRMA (British Rubber Manufacturers' Association Ltd.). 2001. Personal communication. February 5 [cited in U.K. Environment Agency 2001].
- BUA (Beratergremium für Umweltrelevante Alstoffe). 1992. Chlorinated paraffins. German Chemical Society (GDCh) Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance, June (BUA Report 93).
- Burýšková, B., L. Bláha, D. Vršková, K. Šimkova and B. Maršalek. 2006. Sublethal toxic effects and induction of glutathione S-transferase by short chain chlorinated paraffins (SCCPs) and C-12 alkane (dodecane) in *Xenopus laevis* frog embryos. *Acta Vet. Brno* 75: 115–122.
- Campbell, I. and G. McConnell. 1980. Chlorinated paraffins in the environment. 1. Environmental occurrence. *Environ. Sci. Technol.* 10: 1209–1214.
- Chaemfa, C., Xu, Y., Li, J., Chakraborty, P., Syed, Jh., Malik, RN., Wang, Y., Tian, CG., Zhang, G., Jones, Kc. 2014. Screening of Atmospheric Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in India and Pakistan using Polyurethane Foam Based Passive Air Sampler, *Environmental Science & Technology*, 2014 May 6, Vol.48(9), pp.4799-4808
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2003. Solid-phase microextraction for the analysis of short-chain chlorinated paraffins in water samples. *J Chromatogr A* 984:1–8.
- Castells P., F.J. Santos, M.T. Galceran. 2004. Solid-phase extraction versus solid-phase microextraction for the determination of chlorinated paraffins in water using gas chromatography-negative chemical ionisation mass spectrometry. *J Chromatogr A* 1025:157–62.
- Castells, P., J. Parera, F.J. Santos and M.T. Galceran. 2008. Occurrence of polychlorinated naphthalenes, polychlorinated biphenyls and short-chain chlorinated paraffins in marine sediments from Barcelona (Spain). *Chemosphere* 70(9): 1552-1562.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. Winnipeg, Manitoba [reprinted in CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 8. Winnipeg, Manitoba].
- CEFAS (Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science). 1999. Sampling the levels of short and medium chain length chlorinated paraffins in the environment. Final report for the Department of the Environment, Transport and the Regions. Burnham-on-Crouch, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Chen, M.Y., Luo, X.J., Zhang, X.L., He, M.J., Chen, S.J., Mai, B.X., 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environ. Sci. Technol.* 45, 5964 - 5971.
- Chen, L., Huang, Y., Han, S., Feng, Y., Jiang, G., Tang, C., Ye, Z., Zhan, W., Liu, M. and Zhang, S. (2013) Sample pretreatment optimization for the analysis of short chain chlorinated paraffins in soil with gas chromatography–electron capture negative ion-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1274, 36-43
- COMMISSION REGULATION (EU) No 519/2012 of 19 June 2012 amending Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council on persistent organic pollutants as regards Annex I, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>

- COMMISSION REGULATION (EC) No 1272/2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (REACH). It implements the 2nd edition of the United Nations Globally Harmonised System of classification and labelling of chemicals (GHS) into EU law, <http://www.echa.europa.eu/regulations/clp/legislation>, 2015-03-5
- COMMISSION REGULATION (EC) No 166/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 January 2006 concerning the establishment of a European Pollutant Release and Transfer Register and amending Council Directives 91/689/EEC and 96/61/EC, available at <http://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=en>
- Cooley, H.M., A.T. Fisk, S.C. Weins, G.T. Tomy, R.E. Evans and D.C.G. Muir. 2001. Examination of the behavior and liver and thyroid histology of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to high dietary concentrations of C₁₀, C₁₁, C₁₂ and C₁₄ polychlorinated alkanes. *Aquat. Toxicol.* 54: 81–99.
- Climate and Pollution Agency, Norway 2012. Compilation of Norwegian Screening Data for Selected Contaminants (2002 –2012). Report TA-2982/201 <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2982/ta2982.pdf>, 2015-03-05
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2000. Comments of the Chlorinated Paraffins Industry Association on the risk assessment for medium-chain chlorinated paraffins. Washington, D.C.
- CPIA (Chlorinated Paraffins Industry Association). 2002. Comments on the draft report “Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier” (draft March 2). Correspondence to G. Filyk, Environment Canada, from R. Fensterheim, CPIA, May 17.
- CSTEE 1998. Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment opinion on the risk assessment of short chain length chlorinated paraffins (Available at http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/dochtml/sct_out23_en.htm)
- CXR Biosciences Ltd. 2006. Stamp SL. C14-17 n-alkane, 52% chlorinated study of post-natal offspring mortality following dietary administration to CD rats. DAR0001/062390. Huntingdon Life Sciences Ltd., Huntingdon, UK. Unpublished report.
- Darnerud, P.O., Aune, M., Glynn, A., Borgen, A., 2012. Paraffins in Swedish breast milk. A report of the Swedish Chemicals Agency: http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM%2018_12.pdf
- De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: *The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins*, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Campenhout, K.V., Voogt, P.D., Bervoets, L., 2010. Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere* 1, 478-487.
- Dick, T.A., C.P. Gallagher and G.T. Tomy. 2010. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in fish, water and soils from the Iqaluit, Nunavut (Canada), area. *World Review of Science, Technology and Sustainable Development.* 7: 387-401.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 1541-1583.
- Directive 2002/45/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 amending for the twentieth time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (short-chain chlorinated paraffins) [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32002L0045>, 2015-02-03]
- Drouillard, K.G., G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998a. Volatility of chlorinated n-alkanes (C₁₀₋₁₂): vapour pressures and Henry's law constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1252–1260.
- Drouillard, K.G., T. Hiebert, P. Tran, G.T. Tomy, D.C.G. Muir and K.J. Friesen. 1998b. Estimating the aqueous solubilities of individual chlorinated n-alkanes (C₁₀₋₁₂) from measurements of chlorinated alkane mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 1261–1267.

- EC, 2000. European Union risk assessment report. 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro-. European Commission. European Chemicals Bureau, Luxembourg. 166 pp. (EUR 19010; ISBN 92-828-8451-1).
- EC, 2003. Technical guidance document on risk assessment. Part II: Environmental risk assessment. European Commission, Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances. European Chemical Bureau, Luxembourg. [cited in Bezchlebov á et al. 2007]
- EC, 2005. Risk profile and summary report for short-chained chlorinated paraffins (SCCPs), European Commission. Dossier prepared from the UNECE Convention on Long range Transboundary Air Pollution, Protocol on Persistent Organic Pollutants. European Commission, DG Environment.
- EC, 2008 European Union risk assessment report. Updated Version 1st Priority List Vol. 4: alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro-. European Commission 23396 EN. ISSN 1018-5593 Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- ECHA, 2008. Support document for identification of alkanes C₁₀₋₁₃Chloro as substances of very high concern. SVHC support document. Member States Committee, adapted on October 8th, European Chemicals Agency.
- Evenset, A., Carroll J., Christensen, GN., Kallenborn, R., Gregor, D, Gabrielsen, GW. 2007. Seabird Guano Is an Efficient Conveyer of Persistent Organic Pollutants (POPs) to Arctic Lake Ecosystems. Environ. Sci. Technol. 2007, 41, 1173-1179.
- Environment Canada. 2003a. Data collected from "Notice with Respect to Short-, Medium- and Long-chain Chlorinated Paraffins." Canada Gazette, Part I, November 30, 2002.
- Environment Canada. 2003b. Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) substance dossier. Final draft II, revised May 16. Prepared for United Nations Economic Commission for Europe Ad hoc Expert Group on Persistent Organic Pollutants.
- Environment Canada. 2004. Follow-up report on PSL1 substance for which there was insufficient information to conclude whether the substance constitutes a danger to the environment; Chlorinated Paraffins. Existing Substances Division, Environment Canada, Gatineau, Quebec.
- Environment Canada. 2008. Follow-up report on PSL1 substance for which data were insufficient to conclude whether the substances were "toxic" to the environment and to human health; Chlorinated Paraffins. August 2008. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1>
- Environment Canada. 2013. Chlorinated Paraffins. Follow-up Report on a PSL1 Assessment for Which Data Were Insufficient to Conclude Whether the Substances Were "Toxic" to the Environment and to the Human Health. Date modified: 2013-11-07; <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=En&n=D7D84872-1&printfullpage=true>, Assessed: 2015-03-13.
- EU (European Union). 2002. European Commission DG ENV Endocrine Disrupting Substances (man-made chemicals) B4-3040/2001/325850/MAR/C2. RPS BKH Project number: M0355037 Report: Endocrine disrupters: study on gathering information on 435 substances with insufficient data. Final report by bkh consulting engineers.
- EU (European Union). 2003. Technical guidance document on risk assessment, Part II. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, EU Joint Research Centre (EUR 20418 EN/2).
- EU (European Union). 2012. Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. European Union, 2012, Scientific Committee on Health and Environmental Risks SCHER, Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks SCENIHR, Scientific Committee on Consumer Safety SCCS 2012 ISBN N 978- 92-79-3 0700-3.
- EU (European Union). 2015 Endocrine Disrupters: Database. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/strategy/being_en.htm (Assessed: 2015.03.13)
- Euro Chlor. 1995. As reported in letter from ICI dated 12/7/95 [cited in EC 2000].
- Fiedler, H. 2010. Short-Chain Chlorinated Paraffins: Production, Use and International Regulations in De Boer, J., El-Sayed Ali, T., Fiedler, H., Legler, J., Muir, D., Nikiforov, V.A., Tomy, G.T., Tsunemi, K., de Boer, J., 2010. Chlorinated paraffins. In: The Handbook of Environmental Chemistry. Chlorinated Paraffins, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg
- Fisk, A., C. Cymbalisky, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1996. Dietary accumulation of C₁₂- and C₁₆chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Environ. Toxicol. Chem. 15(10): 1775-1782.

- Fisk, A.T., S.C. Wiens, G.R.B. Webster, A. Bergman and D.C.G. Muir. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C₁₂ and C₁₆ polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2019–2026.
- Fisk, A.T., C.D. Cymbalisky, G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1998b. Dietary accumulation and depuration of C₁₀-, C₁₁- and C₁₄-polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquat. Toxicol.* 43: 209–221.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy and D.C.G. Muir. 1999. The toxicity of C₁₀-, C₁₁-, C₁₂- and C₁₄-polychlorinated alkanes to Japanese medaka (*Oryzias latipes*) embryos. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 2894–2902.
- Fisk, A.T., G.T. Tomy, C.D. Cymbalisky and D.C.G. Muir. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure activity relationships for depuration and biotransformation of short, medium and long carbon chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1508–1516.
- Friden, U., Mc Lachlan, M., Berger U. 2010 Human exposure to chlorinated paraffins via indoor air and dust. Final report. Stockholm University.
- Gao Y., Zhang H., Su F., Tian Y., Chen J. 2012. Environmental Occurrence and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediments and Soils from the Liaohe River Basin, China, *Environ. Sci. Technol.* 2012, 46, 3771–3778.
- Gasperi, J.; Zgheib, S.; Cladi ère, M.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G. (2012): Priority pollutants in urban stormwater: Part 2 – Case of combined sewers, *Water Research*, 2012, Vol.46(20), pp.6693-6703
- Gawor, A. and Wania, F. 2013. Using quantitative structural property relationships, chemical fate models, and the chemical partitioning space to investigate the potential for long range transport and bioaccumulation of complex halogenated chemical mixtures. *Environmental Science: Processes & Impacts* 15(9): 1671-1684.
- Geng N., Zhang, H, Zhang B, Wu, P, Wang F, Yu, Z, Chen, J (2015) Effects of short-chain chlorinated paraffins exposure on the viability and metabolism of human hepatoma HepG2 Cells. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 3076–3083.
- Gilliom, R. J.; Barbash, J. E.; Crawford, G. C.; Hamilton, P. A.; Martin, J. D.; Nakagaki, N. Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992–2001; USGS Circular 1291, Revised Edition, 2007.
- Government of Canada. 1993a. Priority Substances List assessment report. Chlorinated paraffins. Minister of Supply and Services, Ottawa, Ontario (ISBN 0-662-20515-4; Catalogue No. En40-215/17E).
- Government of Canada. 1993b. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List supporting document. Chlorinated paraffins. Environment Canada and Health and Welfare Canada. 66-pp.
- Halse, AK; Schlabach, M.; Schuster, J. K ; Jones, K C ; Steinnes, E.; Breivik, K. (2015): Endosulfan, pentachlorobenzene and short-chain chlorinated paraffins in background soils from Western Europe, *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 2015, Vol.196, pp.21-8
- Hansen, J.C., Gilman, A.P., and Odland, J. Ø 2014 The Seven Pillars of Obesity: Development of a holistic understanding of a complex problem AMAP Technical Report No. 8 Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. ISBN – 978-82-7971-085-1.
- Harada, K.H., Takasuga, T., Hitomi, T., Wang, P., Matsukami, H., Koizumi, A. 2011 Dietary exposure to short-chain chlorinated paraffins has increased in Beijing, China. *Environ Sci Technol.* 15;45(16):7019-27.
- Harner, T., M. Mitrovic, L. Ahrens, and J. Schuster, 2014. Characterization of PUF disk passive air samplers for new priority chemicals: a review. *Organohalogen Compounds*, 76:11-29.
- Hildebrecht, C.O. 1972. Biodegradability study on chlorinated waxes. Environlab Inc., Plainessville, Ohio (Laboratory Report No. 50-0405-001) [cited in EC 2000 and Madeley and Birtley 1980].
- Hill, R.W. and B.G. Maddock. 1983a. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus*. – study 1. ICI Confidential Report BL/B/2326.
- Hill, R. W. and B. G. Maddock., 1983b. Effect of a chlorinated paraffin on embryos and larvae of the sheepshead minnow *Cyprinodon variegatus* – study 2. ICI Confidential Report BL/B/2327.
- Hilger, B., Fromme, H., V ökel, W., Coelhan, M., 2011. Effects of chain length, chlorination degree,

and structure on the octanolewater partition coefficients of polychlorinated n-alkanes. *Environmental Science and Technology* 45, 2842-2849.

Hilger, B., Friomme, H., V äkel, W., Coelhan, M. 2013. Occurrence of chlorinated paraffins in house dust samples from Bavaria, Germany. *Environmental Pollution* 175, 16 -21. Houde, M., D.C.G.Muir, G.T.Tomy, D.M. Whittle, C. Teixeira, and S. Morre. 2008. Bioaccumulation and Trophic Magnification of Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Food Webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environ. Sci. Technol.* 42: 3893-3899.

Huber S., Warner N.A., Nygård T., Remberger M., Harju M., Uggerud H.T., Kaj L., Hanssen L. 2015. A broad cocktail of environmental pollutants found in eggs of three seabird species from remote colonies in Norway. *Environ Toxicol Chem.* 2015 Jun;34(6):1296-308.

Hung et al., in press: Northern Contaminants Air Monitoring: Organic Pollutant Measurements. In: NCP, 2015. Synopsis of Research conducted under the 2014-2015 Northern Contaminants Program. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa, ON

Hüttig, J. 2006. Determination of the “new” problem group chloro-paraffins in sediments by HRGC-LRMS. Ph.D. Thesis, University of Basel, Basel, Switzerland.

IARC (International Agency for Research on Cancer). 1990. Summaries and Evaluations CHLORINATED PARAFFINS (Group 2B) Vol. 48. p 55.

Iino F., T. Takasuga, K. Senthilkumar, N. Nakamura and J. Nakanish. 2005. Risk assessment of shortchain chlorinated paraffins in Japan based on the first market basket study and species sensitivity -distributions. *Environ. Sci. Technol.* 39:859-866

Iozza, S., C.E. Müller, P. Schmid, C. Bogdal and M. Oehme. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environ. Sci. Technol.* 42 (4):1045–1050.

Iozza, S., P. Schmid, M. Oehme, R. Bassan, C. Belis, G. Jakobi, M. Kirchner, K-W. Schramm, N. Kr äuchi, W. Moche, I. Offenthaler, P. Weiss, P. Simončič and W. Knoth. 2009. Altitude profiles of total chlorinated paraffins in humus and spruce needles from the Alps (MONARPOP). *Environ. Pollut.* 157: 3225-3231.

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984a. Heptachlor. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 38).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1984b. Mirex. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 44).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1991. Lindane. World Health Organization, Geneva (Environmental Health Criteria 124).

IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1996. Chlorinated paraffins. World Health Organization, Geneva. 181 pp. (Environmental Health Criteria 181).

IPEN 2015. Comments on the draft risk profile SCCP. International POPs Elimination Network, February, 2015.

IRDC (International Research and Development Corporation). 1984. 13-week oral (gavage) toxicity study in rats with combined excretion, tissue level and elimination studies; determination of excretion, tissue level and elimination after single oral (gavage) administration to rats. Chlorinated paraffin: 58% chlorination of short chain length n-paraffins; ¹⁴C labeled CP. Mattawan, Michigan. 350 pp. (Report No. 438-029/022) [cited in IPCS 1996].

IRDC (International Research and Development Corporation). 1985. Chlorinated paraffin: Reproduction range-finding study in rats. IRDC Report No. 438/049. International Research and Development Corporation, Mattawan, Michigan, USA 49071.

Ismail, N., S.B. Gewurtz, K. Pleskach, D.M. Whittle, P.A. Helm, C.H. Marvin, and G.T. Tomy. 2009. Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, lake trout (*Salvelinus namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influences of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28: 910-920.

IVL, Environmental Research Institute. 2015. Miljöövervakningsdata, <http://dvss.ivl.se/registersida.aspx>

Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzen, K. Nylund, U. Sellstrom, U. Uvemo, C. Wahlberg, U. Wideqvist, T. Odsjö and M. Olsson. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic

- compounds in biological samples from the environment. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1163–1174.
- Johansen, P. D. Muir, G. Asmund and F. Riget. 2004. Contaminants in the Traditional Greenland Diet. NERI Tehnical Report, No. 492, National Environmental Research Institute, Roskilde DK. 77 pp.
- KAN-DO Office and Pesticides Team. 1995. Accumulated pesticide and industrial chemical findings from a ten-year study of ready-to-eat foods. *J. Assoc. Off. Anal. Chem. Int.J AOAC Int.* 78 (3): 614-631.
- KEMI (Swedish National Chemicals Inspectorate). 1991. Chlorinated paraffins. In: L. Freij (ed.), Risk reduction of chemicals: A government commission report. Solna, Sweden. pp. 167–198 [cited in IPCS 1996].
- Klecka, J. 2014. The role of a water bug, *Sigara striata*, in freshwater food webs. *PeerJ* 2:e389 <https://dx.doi.org/10.7717/peerj.389>
- Koh, I.-O. and W.H.-P. Thiemann. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *J. Photochem. Photobiol. A* 139: 205–215.
- Kolpin, D. W.; Furlong, E. T.; Meyer, M. T.; Thurman, E. M.;Zaugg, S. D.; Barber, L. B.; Buxton, H. T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000--A national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36 (6), 1202–1211.
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. State of the Art Report on Mixture Toxicity. 2009. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf
- Kuhnlein, H. M. (1995a). "Benefits and risks of traditional food for Indigenous Peoples: focus on dietary intakes of Arctic men." *Can. J. Physiol. Pharmacol.* 73: 765 -771.
- Kuhnlein, H. V., O. Receveur, D. C. Muir, H. M. Chan and R. Soueida (1995b). "Arctic indigenous women consume greater than acceptable levels of organochlorines." *J Nutr* 125(10): 2501-10.
- Lahaniatis, M.R., Coelhan, M., H. Parlar. 2000. Clean-up and quantification of short and medium chain polychlorinated n-alkanes in fish, fish oil, and fish feed. *Organohalogen Compounds.* 47: 276-279.
- Langer, P., 2010. The impacts of organochlorines and other persistent pollutants on thyroid and metabolic health. *Front Neuroendocrinol.* 31(4):497-518. doi: 10.1016/j.yfrne.2010.08.001.
- Lau, C., Abbott, B.D., Corton, C.J., Cunningham, M.L. 2010 PPARs and Xenobiotic-Induced Adverse Effects: Relevance to Human Health. *PPAR Research Volume 2010, Article ID 954639*, doi:10.1155/2010/954639
- Letcher RJ, Bustnes JO, Dietz R, Jenssen BM, Jørgensen EH, Sonne C, Verreault J, Vijayan MM, Gabrielsen GW. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in arctic wildlife and fish. *Sci Total Environ.* 2010 Jul 1;408(15):2995-3043.
- Letcher, R. 2013. Temporal and Spatial Trends of Legacy and Emerging Organic and Metal/Elemental Contaminants in Canadian Polar Bears. In: *Synopsis of Research Conducted under the 2013-2014 Northern Contaminants Program*. Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013
- Li, Xm ; Gao, Y, Wang, Yw, Pan, Yy. 2014a: Emerging Persistent Organic Pollutants in Chinese Bohai Sea and Its Coastal Regions, *Scientific World Journal*, 2014
- Li, C, Xie, Hb, Chen, JW, Yang, Xh, Zhang, Yf, Qiao, XL. 2014b. Predicting Gaseous Reaction Rates of Short Chain Chlorinated Paraffins with center dot OH: Overcoming the Difficulty in Experimental Determination, *Environmental Science & Technology*, 2014 Dec 2, Vol.48(23), pp.13808-13816
- Li Q, Li J, Wang Y, Xu Y, Pan X, Zhang G, Luo C, Kobara Y, Nam JJ, Jones KC. 2012. Atmospheric short-chain chlorinated paraffins in China, Japan, and South Korea. *Environ Sci Technol.* 2012 Nov 6;46(21):11948-54.
- Lu, M. 2013. Degradation of short chain polychlorinated paraffins by a new isolate: tests in pure culture and sewage sludge, *Journal Of Chemical Technology And Biotechnology*, 2013 Jul, Vol.88(7), pp.1273-1279
- Luo, Xiao-Jun, Sun, Yu-Xin, Wu, Jiang-Ping, Chen, She-Jun, Mai, Bi-Xian 2015. Short-chain chlorinated paraffins in terrestrial bird species inhabiting an e-waste recycling site in South China, *Environmental Pollution*, March 2015, Vol.198, pp.41-46
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Zhou, HQ, Na, Gs, Wang, Z, Chen, C, Chen, JW, Chen, JP. 2014c. Occurrence and gas/particle partitioning of short- and medium-chain chlorinated paraffins in the atmosphere of

- Fildes Peninsula of Antarctica, Atmospheric Environment, 2014 Jun, Vol.90, pp.10-15
- Ma, Xd, Zhang, Hj, Wang, Z, Yao, Zw, Chen, JW, Chen, JP. 2014a. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Short Chain Chlorinated Paraffins in a Marine Food Web from Liaodong Bay, North China, Environmental Science & Technology, Vol.48(10), pp.5964-5971
- Ma, Xd; Chen, Jn, Ma, X, Wang, Z, Yao, Z, Ma, X, Zhang, H, Gao, Y; Chen, J; Chen, C. 2014b. Congener-specific distribution and bioaccumulation of short-chain chlorinated paraffins in sediments and bivalves of the Bohai Sea, China, Marine Pollution Bulletin, 2013
- Madeley, J. and R. Birtley. 1980. Chlorinated paraffins and the environment. 2. Aquatic and avian toxicology. Environ. Sci. Technol. 14: 1215–1221 [cited in U.K. Environment Agency 2003b].
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983a. The bioconcentration of a chlorinated paraffin in the tissues and organs of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2310).
- Madeley, J.R. and B.G. Maddock. 1983b. Toxicity of a chlorinated paraffin to rainbow trout over 60 days. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2203).
- Madeley, J.R. and R.S. Thompson. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) over 60 days. (iv) Chlorinated paraffin – 58% chlorination of short chain length n-paraffins. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2291).
- Madeley, J.R., E. Gillings and L.F. Reynolds. 1983a. The determination of the solubility of four chlorinated paraffins in water. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2301).
- Madeley J.R., R.S. Thompson and D. Brown 1983b. The bioconcentration of a chlorinated paraffin by the common mussel (*Mytilus edulis*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report No. BL/B/2351).
- Madeley, J.R., A.J. Windeatt and J.R. Street. 1983c. Assessment of the toxicity of a chlorinated paraffin to the anaerobic sludge digestion product. Imperial Chemical Industries Ltd., Brixham Laboratory, Devon, U.K. 25 pp. (Report No. BL/B/2253).
- Marvin, C.H., S. Painter, G.T. Tomy, G.A. Stern, E. Braekvelt and D.C.G. Muir. 2003. Spatial and temporal trends in short-chain chlorinated paraffins in Lake Ontario sediments. Environ. Sci. Technol. 37(20): 4561–4568.
- Meylan, W.M. and P.H. Howard. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. Chemosphere 12: 2293–2299.
- Ministry of the Environment (Japan). 2006. Chemicals in the Environment; Report on Environmental Survey and Monitoring of Chemicals in FY 2005. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Ministry of Japan. March 2006.
- MOE (Ontario Ministry of the Environment). 1998. Guidelines for the utilization of biosolids and other wastes on agricultural land. January revision.
- Moore S., L. Vromet, B. Rondeau. 2003. Comparison of metastable atom bombardment and electron capture negative ionization for the analysis of polychloroalkanes. Chemosphere 54:453–9.
- Morales, L., Martrat, MG., Olmos, J.; Parera, J.; Vicente, J.; Bertolero, A.; Abalos, M., Lacorte, S.; Santos, Fj., Abad, E. 2012: Persistent Organic Pollutants in gull eggs of two species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the Ebro delta Natural Park, Chemosphere, 2012 Sep, Vol.88(11), pp.1306-1316
- Muir, D.C.G., M. Alaei and G.A. Stern. 1999a. Polychlorinated (C_{10} – C_{13}) n-alkanes (SCCPs) and brominated diphenyl ethers (BDPEs) in the Canadian environment. Paper presented at Workshop on Persistent Organic Pollutants and Heavy Metals, Durham, North Carolina.
- Muir D.C.G, T.F. Bidleman and G.A. Stern. 1999b. New persistent and bioaccumulative chemicals in arctic air, water/snow, and biota. In: Kalhok S, editor. Synopsis of research conducted under the 1997/98 Northern Contaminants Program, vol. 75. Environmental Studies. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada, p. 165– 9.
- Muir, D.C.G., D. Bennie, C. Teixeira, A.T. Fisk, G.T. Tomy, G.A. Stern and M. Whittle. 2001. Short chain chlorinated paraffins: Are they persistent and bioaccumulative? In: R. Lipnick, B. Jansson, D. Mackay and M. Patreas (eds.), Persistent, bioaccumulative and toxic substances. Vol. 2. ACS Books, Washington, D.C. pp. 184–202.

- Muir, D., E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2002. Analysis of medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs and in a dated sediment core from Lake St. Francis in the St. Lawrence River system. Preliminary report to Existing Substances Branch, Environment Canada, Hull, Quebec. 9 pp.
- Muir, D. C., Teixeira, E. Braekevelt, G. Tomy and M. Whittle. 2003. Medium chain chlorinated paraffins in Great Lakes food webs. *Organohalogen Compd.* 64: 166–169.
- Muir, D. C. G., M. Alaei, C. Butt, B. Braune, P. Helm, S. Mabury, G. Tomy and X. Wang. 2004. New contaminants in Arctic biota. Synopsis of research conducted under the 2003-2004, Northern Contaminants Program. Ottawa, Indian and Northern Affairs Canada: 139-148.
- Murray, T.M., D.H. Frankenberry, D.H. Steele and R.G. Heath. 1988. Chlorinated paraffins: A report on the findings from two field studies, Sugar Creek, Ohio and Tinkers Creek, Ohio. Vol. 1. Technical report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 150 pp. (EPA/560/5 87/012).
- NCP 2013. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report On Persistent Organic Pollutants – 2013. Muir D, Kurt-Karakus P, Stow J. (Eds). Northern Contaminants Program, Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, Ottawa ON. xxiii + 487 pp + Annex
- Nicholls, C.R., C.R. Allchin and R.J. Law. 2001. Levels of short and medium chain length polychlorinated n-alkanes in environmental samples from selected industrial areas in England and Wales. *Environ. Pollut.* 114: 415–430.
- NICNAS. 2004. Environmental exposure assessment of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in Australia July, 2004. A follow up report to the National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS) Short chain chlorinated paraffins (SCCPs) priority existing chemical assessment report No. 16.
- NILU (2015) Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, M-368|2015 annual report 2014.– Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Environment Agency
- Norwegian Environment Agency 2014a. Emission reductions for priority hazardous chemicals (2020 target). Status report. Report M 210-2014 (available in Norwegian only). See [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M210/m210.pdf> ,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014b. Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation, annual report 2013. Report M202-2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M202/M202.pdf>,2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014c. Contaminants in coastal waters of Norway 2013. Report M-250/2014. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M250/M250.pdf>, 2015-03-05]
- Norwegian Environment Agency 2014d. Environmental Contaminants in an Urban Fjord. Report M-205/2014
- Norwegian Environment Agency 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Report M400-2013. [<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M-40/M40.pdf>, 2015-03-05]
- NTP (National Toxicology Program) 1986. Technical Report Series, No. 308. Toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated paraffins (C12, 60% chlorine) (CAS No. 63449-39-8) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies).
- NTP (National Toxicology Program). 2014. National Toxicology Program. Department of Health and Human Services. 13th Report on Carcinogens, U.S. Department of Health and Human Services. Thirteenth Edition. Chlorinated Paraffins. Chlorinated Paraffins (C12, 60% Chlorine) CAS No. 108171-26-2 Reasonably anticipated to be human carcinogens. First listed in the Fifth Annual Report on Carcinogens (1989): <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/roc/content/profiles/chlorinatedparaffins.pdf>
- Nyberg E., Faxneld, S., Danielsson, S., Bignert, A., Eriksson, U., Holm, K., Borg H., Berger U., 2012. National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2012. Swedish Museum of Natural History, http://www.nrm.se/download/18.551d33ba13a8a19ad04264a/13_2012+Limniska2012.pdf
- Omori, T., T. Kimura and T. Kodama. 1987. Bacterial cometabolic degradation of chlorinated paraffins. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 25: 553–557.
- OECD guideline for testing of chemicals, Phototransformation of Chemicals in water – direct and Indirect Photolysis (draft document 2000)

- Olomukoro, O.J., Ebehiremhen.O. 2015. Diversity and Distribution of Benthic Macroinvertebrate Fauna of Obazuwa Lake in Benin City, Nigeria. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.5, No.1, 2015, p. 94 [www.iiste.org]
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2001. OSPAR draft background document on short chain chlorinated paraffins. 65 pp. (OSPAR 01/4/8-E).
- OSPAR (Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic). 2006. Overview Assessment: Implementation of PARCOM Decision 95/1 on Short Chained Chlorinated Paraffin.
- Parera, J., F.J. Santos and M.T. Galceran. 2004. Microwave-assisted extraction versus soxhlet extraction for the analysis of short-chain chlorinated alkanes in sediments. *J. Chromatogr. A* 1046 (1-2) 19-26.
- Pellegriti, G., Frasca, F., Squatrito, S., Vigneri, R. 2013. Worldwide Increasing Incidence of Thyroid Cancer: Update on Epidemiology and Risk Factors, *Journal of Cancer Epidemiology*. Volume 2013, 965212, 10 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2013/965212>
- Peters, A.J., G.T. Tomy, K.C. Jones, P. Coleman and G.A. Stern. 2000. Occurrence of C10–C13 polychlorinated n-alkanes in the atmosphere of the United Kingdom. *Atmos. Environ.* 34: 3085–3090.
- Petersen, 2012. Short and medium chained chlorinated paraffins in buildings and constructions in the EU. [part of the Annex E 2015 submission, Netherlands; <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC10/POPRC10Followup/Shortchainedchlorinatedparaffins/tabid/4295/Default.aspx>, 2015-02-03
- Příbylová, P., J. Klánová, and I. Holoubek. 2006. Screening of short- and medium chain chlorinated paraffins in selected riverine sediments and sludge from the Czech Republic. *Environ. Pollut.* 144:248-254.
- Reiger, R. and K. Ballschmiter. 1995. Semivolatile organic compounds polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF), biphenyls (PCBs), hexachlorobenzene (HCB), 4,4'-DDE and chlorinated paraffins (CP) as markers in sewer films. *Fresenius J. Anal. Chem.* 352: 715–724.
- Renberg, L., G. Sundström and K. Sundh-Nygård. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reversed phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere* 9: 683–691.
- Renberg, L., M. Tarkpea and G. Sundström. 1986. The use of the bivalve *Mytilus edulis* as a test organism for bioconcentration studies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 11: 361–372.
- Reth, M., Zencak, Z., Oehme, M. 2005. First study of congener group patterns and concentrations of short-and medium-chain chlorinated paraffins in fish from the North and Baltic Sea. *Chemosphere* 58: 847-854.
- Reth, M., Ciric, A., Christensen, G.N., Heimstad, E.S., and M. Oehme. 2006. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic- differences in homologue group patterns. *Sci. Tot. Environ.* 367: 252-260.
- Sagerup K, Helgason LB, Polder A, Strøm H, Josefsen TD, Skåre JU, Gabrielsen GW. Persistent organic pollutants and mercury in dead and dying glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at Bjørnøya (Svalbard). *Sci Total Environ.* 2009 Nov 15;407(23):6009-16.
- SCHER Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2008. Scientific opinion on the risk assessment report on alkanes, C14-17, chloro MCCP human health part. CAS 85535-85-9, 15 January 2008.
- Schröder, P. ; Belis, C. ; Schnelle-Kreis, J. ; Herzig, R. ; Prevot, A. ; Raveton, M. ; Kirchner, M. ; Catinon, M. 2014. Why air quality in the Alps remains a matter of concern. The impact of organic pollutants in the alpine area, *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, Vol.21(1), pp.252-267
- Serrone D. M., Birtley R. D. N. Weigand, W., Millischer .R., (1987). Summaries of toxicological data. Toxicology of chlorinated paraffins. *Food Chem. Toxicol.*, 25, (7), 553-562 SFT. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorete parifiner. Rapport 866/02. Norwegian Pollution Control Authority. Sijm, D.T.H.M. and T.L. Sinnige. 1995. Experimental octanol/water partition coefficients of chlorinated paraffins. *Chemosphere* 31: 4427–4435.
- Sjöberg, K., Brorström-Lundén, E., Pihl Karlsson G., Danielsson, H., Hansson, K., Wängberg, I., Potter A., Kreuger, J., Lindström, B., Areskoug, H., Alpfjord H., Andersson C., (2014). Sakrapport

- 2013, Data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. år 2013. IVL Svenska Miljöinstitutet 2014. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/miljoovervakning/Luft/nationell-luftovervakning-sakrapport-2013.pdf>
- Sochová I., J. Hofman, and I. Holoubek. 2007. Effects of seven organic pollutants on soil nematode *Caenorhabditis elegans*. *Environment International*. 33:798-804.
- Štejnárová, P., M. Coelhan, R. Kostřhounová H. Parlar and Ivan Holoubek. 2005. Analysis of short chain chlorinated paraffins in sediment samples from the Czech Republic by short-column GC/ECNI-MS. *Chemosphere* 58:253-262.
- Stern, G.A. and M. Evans. 2003. Persistent organic pollutants in marine and lake sediments. In: Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. Northern Contaminants Program, Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario. pp. 100–115.
- Stern, GA, Braekevelt, E, Helm, PA, Bidleman, TF, Outridge, PM, Lockhart, WL, McNeeley, R, Rosenberg B, Ikonomou MG, Hamilton P, Tomy GT, Wilkinson P. 2005. Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian arctic, as determined from annually laminated sediment cores. *Sci. Total Environ*. 342: 223-243
- Stevens, J.L., G.L. Northcott, G.A. Stern, G.T. Tomy and K.C. Jones. 2002. PAHs, PCBs, PCNs, organochlorine pesticides, synthetic musks and polychlorinated n-alkanes in UK sewage sludge: survey results and implications. *Environ. Sci. Technol*. 37: 462–467.
- Stiehl, T., Pfordt, J., Ende, M. 2008. Globale Destillation. I. Evaluierung von Schadsstoffen aufgrund ihrer Persistenz, ihres Bioakkumulationspotentials und ihrer Toxizität im Hinblick auf ihren potentiellen Eintrag in das arktische Ökosystem. *J. Consumer Prot. Food Saf*. 3, 61–81.
- Stolzenberg, H.-C. 1999. Short chained chlorinated paraffins. Presented at the Organisation for Economic Co-operation and Development Expert Meeting, Geneva, Switzerland. UmweltBundesamt, Berlin, Germany.
- Strid, A., Athanassiadis, J., Bergman, A. 2014 Hand blenders available on the Swedish market may contaminate food with chlorinated paraffins. Annex E submission Pamela Miller, Alaska Community Action on Toxics and IPEN.
- Strid, A., Bruhn, C., Sverko, E., Svavarsson, J., Tomy, G., Bergman, A. 2013. Brominated and chlorinated flame retardants in liver of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) *Chemosphere*, 2013 Apr, Vol.91(2), pp.222-228.
- Sverdrup, L.E., T. Hartnik, E. Mariussen, J. Jensen. 2006. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*) and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*) *Chemosphere* 64(1): 96-103.
- Sverko, E., Tomy, GT, Märvin, CH, Muir DCG. 2012. Improving the Quality of Environmental Measurements on Short Chain Chlorinated Paraffins to Support Global Regulatory Efforts, *Environ. Sci. Technol*. 2012, 46, 4697–4698.
- Takasuga T., A. Hayashi, M. Yamashita, H. Takemori, K. Senthilkumar. 2003. Preliminary study of polychlorinated n-alkanes in standard mixtures, river water samples from Japan by HRGC-HRMS with negative ion chemical ionization. *Organohalogen Compd* 60:424–7.
- Takasuga T., Nakano T., Shibata Y., 2012. Unintentional POPs (PCBs, PCBz, PCNs) contamination in articles containing chlorinated paraffins and related impacted chlorinated paraffin products. *Organohalogen Compd*, 2012.
- Tang M., Chen K., Yang F., Liu W., 2014 Exposure to Organochlorine Pollutants and Type 2 Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Plos one*. 10, 9, e85556.
- Thomas, G.O. and K.C. Jones. 2002. Chlorinated paraffins in human and bovine milk-fat. A report on a research project funded by the Euro Chlor Chlorinated Paraffins Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, Lancaster, U.K. [cited in U.K. Environment Agency 2003a,b].
- Thomas G. O., Braekevelt E., Stern G., Martin F. L. and Jones K. C. 2003. Further work on chlorinated paraffins in human milk-fat. A report on a research project funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University. [cited in U.K. Environment Agency 2007].
- Thomas G.O., D. Farrar, E. Braekevelt, G. Stern, O.I. Kalantzi, F.L. Martin and K.C. Jones. 2006.

Short and medium chain length chlorinated paraffins in UK human milk fat. *Environmental International* 141:30-41

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983a. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to *Daphnia magna*. Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2358).

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983b. The acute and chronic toxicity of a chlorinated paraffin to the mysid shrimp (*Mysidopsis bahia*). Imperial Chemical Industries PLC, Devon, U.K. (Brixham Report BL/B/2373).

Thompson, R.S. and J.R. Madeley. 1983c. Toxicity of a chlorinated paraffin to the marine alga *Skeletonema costatum*. ICI Confidential Report BL/B/2328.

Thompson R. S. and Noble H. 2007. Short-chain chlorinated paraffins (C10-13, 65% chlorinated): Aerobic and anaerobic transformation in marine and freshwater sediment systems. Draft Report No BL8405/B. Brixham Environmental Laboratory, AstraZeneca UK Limited.

Thompson, R.S. and N. Shillabeer. 1983. Effect of a chlorinated paraffin on the growth of mussels (*Mytilus edulis*). ICI Confidential Report BL/B/2331.

Tomy, G.T. 1997. The mass spectrometric characterization of polychlorinated n-alkanes and the methodology for their analysis in the environment. Thesis, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba [cited in Tomy et al. 1998a, 1999].

Tomy, G.T., G.A. Stern, D.C.G. Muir, A.T. Fisk, D. Cymbalisky and J.B. Westmore. 1997. Quantifying C₁₀-C₁₃ polychloroalkanes in environmental samples by high resolution gas chromatography/electron capture negative ion mass spectrometry. *Anal. Chem.* 69: 2762-2771.

Tomy, G.T., A.T. Fisk, J.B. Westmore and D.C.G. Muir. 1998a. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 158: 53-128.

Tomy, G., G. Stern, K. Koczanski and T. Halldorson. 1998b. Polychloro-n-alkanes in beluga whales from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Organohalogen Compd.* 35: 399-401.

Tomy, G.T., G.A. Stern, W.L. Lockhart and D.C.G. Muir. 1999. Occurrence of C₁₀-C₁₃ polychlorinated n-alkanes in Canadian mid-latitude and Arctic lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2858-2863.

Tomy, G.T., D.C.G. Muir, G.A. Stern and J.B. Westmore. 2000. Levels of C₁₀-C₁₃ polychloro-n-alkanes in marine mammals from the Arctic and the St. Lawrence River estuary. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1615-1619.

Turner, L.J. 1996. ²¹⁰Pb dating of sediments from the St. Lawrence River (Core 087, Station TCT1). Ontario. National Water Research Institute, Burlington, Ontario. 27 pp. (NWRI Contribution 96-28).

Ueberschär, K.H., S. Dänicke, S. Matthes. 2007. Dose-response feeding study of short chain chlorinated paraffins (SCCPs) in laying hens: effects on laying performance and tissue distribution, accumulation and elimination kinetics. *Mol. Nutr. Food Res.* 51(2): 248-254.

U.K. Environment Agency. 2001. Long-chain chlorinated paraffins. Environmental risk assessment report. Draft, November. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 184 pp.

U.K. Environment Agency. 2003a. Risk assessment of alkanes, C₁₄₋₁₇, chloro. Draft document, February. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 326 pp.

U.K. Environment Agency. 2003b. Updated risk assessment of alkanes, C₁₀₋₁₃, chloro.

Environmental draft, July. Prepared by Building Research Establishment Ltd. for Chemicals Assessment Section, U.K. Environment Agency, Wallingford, Oxfordshire, U.K. 104 pp.

U.K. Environment Agency. 2007. Updated Risk Assessment of Alkanes, C10-13, Chloro. CAS Number: 85535-84-8. EINECS Number: 287-476-5. Combined Draft of April 2007. UK Environment Agency, Oxfordshire, U.K. 139 pp.

UNECE-LRTAP POPs Protocol, 2007. Summary Of The Independent Track A Technical Peer Reviews On Short Chained Chlorinated Paraffins (SCCPs) Dossier Submitted Under The UNECE-LRTAP POPs Protocol, 16/1/08 Available at <http://www.unece.org.net4all.ch/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2006/5th meeting/Final Summary Report SCCP May 1.doc>

- [UNEP/AMAP Expert Group. 2009. Climate Change and POPs: Predicting Impacts. <http://chm.pops.int/Programmes/GlobalMonitoringPlan/ClimateChangeandPOPsPredictingtheImpacts/tabid/1580/language/en-US/Default.aspx>]
- UK REACH Competent Authority 2008. Proposal for identification of a substance as a CMR, PBT, vPvB or a substance of an equivalent level of concern, Annex XV, June 2008, [available at <http://echa.europa.eu/>, 2015-03-06]
- US EPA. 2009. Short-Chain Chlorinated Paraffins (SCCPs) and Other Chlorinated Paraffins Action Plan, U.S. Environmental Protection Agency, 12/30/2009 [http://www.epa.gov/opptintr/existingchemicals/pubs/actionplans/sccps_ap_2009_1230_final.pdf, 2015-03-06]
- Van Oostdam, J., A. Gilman, É. Dewailly, P. Usher, B. Wheatley, H. Kuhnlein, S. Neve, J. Walker, B. Tracy, M. Feeley, V. Jerome and B. Kwavnick (1999). Human Health Implications of Environmental Contaminants in Arctic Canada: A Review. *Sci. Tot. Environ.* 230: 1-82.
- Vandenberg LN, Colborn T, Hayes TB, Heindel JJ, Jacobs DR Jr, Lee DH, Shioda T, Soto AM, vom Saal FS, Welshons WV, Zoeller RT, Myers JP. 2012. Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses. *Endocr Rev.* 2012 Jun;33(3):378-455.
- Vighi, M and S. Villa. 2011. Risk for POP mixtures in an Arctic food chain. Presentation. Stockholm Convention on POPs.
- Vorkamp, K., Rigó F.F. 2014 A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere.* 111:379-95.
- Vos, JG., Dybing E, Greim H.A., Ladefoged O., Lambre C, Tarazona J.V., Brandt I, Vethaak AD 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife with special reference to the European situation. *Crit.Rev.Toxicol.* 30, 71–133.
- Wang, T., Han, S., Yuan, B., Zeng, L., Li, Y., Wang, Y. and Jiang, G. 2012. Summer–winter concentrations and gas-particle partitioning of short chain chlorinated paraffins in the atmosphere of an urban setting, *Environmental Pollution*, 171, 38-45.
- Wang, Xue-Tong ; Zhang, Yuan ; Miao, Yi ; Li, Yuan-Cheng ; Chang, Yue-Ya ; Wu, Ming-Hong ; Ma, Ling-Ling 2013a. Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in surface soil from a background area in China: Occurrence, distribution, and congener profiles, *Environmental Science and Pollution Research*, July 2013, Vol.20(7), pp.4742-4749
- Wang, Yan; Li, Jun; Cheng, Zhineng; Li, Qilu; Pan, Xiaohui; Zhang, Ruijie; Liu, Di; Luo, Chunling; Liu, Xiang; Katsoyiannis, Athanasios; Zhang, Gan. 2013b: Short- and Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Air and Soil of Subtropical Terrestrial Environment in the Pearl River Delta, South China: Distribution, Composition, Atmospheric Deposition Fluxes, and Environmental Fate, *Environmental Science & Technology*, 2013, Vol.47(6), pp.2679-2687
- Wang, X-T., Wang, X-K., Zhang, Y., Chen, L., Sun, Y-F., Li, M. and Wu, M-H. 2014. Short- and medium-chain chlorinated paraffins in urban soils of Shanghai: Spatial distribution, homologue group patterns and ecological risk assessment, *Science of The Total Environment*, 490, 144-152.
- Wang, Thanh; Yu, Junchao; Han, Shanlong; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin 2015. Levels of short chain chlorinated paraffins in pine needles and bark and their vegetation-air partitioning in urban areas, *Environmental Pollution*, January 2015, Vol.196, pp.309-312
- Wania, F. 2003. Assessing the potential of persistent organic chemicals for long-range transport and accumulation in polar regions. *Environ. Sci. Technol.* 37(7): 1344–1351.
- Warnasuriya, G.D., B.M. Elcombe, J.R. Foster and C.R. Elcombe. 2010. A mechanism for the induction of renal tumours in male Fischer 344 rats by short-chain chlorinated paraffins. *Arch Toxicol.* 84: 233-243.

- Wegmann, F., M. MacLeod and M. Scheringer. 2007. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTAP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>.
- WHO World Health Organisation. 2012. State of the science of endocrine disrupting chemicals – 2012 An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme (UNEP) and WHO. ISBN: 978 92 4 150503 1.
- Wiig, O. 1998. Survival and reproductive rates of polar bears at Svalbard. *Ursus* 10: 25 -32.
- Wyatt, I., C.T. Coutts and C.R. Elcombe. 1993. The effect of chlorinated paraffins on hepatic enzymes and thyroid hormones. *Toxicology* 77(1/2): 81–90.
- Yuan, B.; Wang, Y. W.; Fu, J. J.; Zhang, Q. H.; Jiang, G. B. 2010. An analytical method for chlorinated paraffins and their determination in soil samples. *Chin. Sci. Bull.* 2010, 55, 2395–2401.
- Yuan, Bo; Wang, Thanh; Zhu, Nali; Zhang, Kegang; Zeng, Lixi; Fu, Jianjie; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2012: Short chain chlorinated paraffins in mollusks from coastal waters in the Chinese Bohai Sea, *Environmental Science and Technology*, Vol.46(12), pp.6489-6496
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Wang, Pu; Liu, Qian ; Han, Shanlong ; Yuan, Bo; Zhu, Nali; Wang, Yawei; Jiang, Guibin 2011a: Distribution and trophic transfer of short-chain chlorinated paraffins in an aquatic ecosystem receiving effluents from a sewage treatment plant, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(13), pp.5529-5535
- Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Yuan, Bo; Liu, Qian; Wang, Yawei; Jiang, Guibin; Han, Wenya 2011b: Spatial and vertical distribution of short chain chlorinated paraffins in soils from wastewater irrigated farmlands, *Environmental Science and Technology*, Vol.45(6), pp.2100-2106
- Zeng L, Li H, Wang T, Gao Y, Xiao K, Du Y, Wang Y, Jiang G. 2012a. Behavior, fate, and mass loading of short chain chlorinated paraffins in an advanced municipal sewage treatment plant, *Environ Sci Technol.* 2013 Jan 15;47(2):732-40.
- Zeng, Lixi ; Wang, Thanh ; Ruan, Ting ; Liu, Qian ; Wang, Yawei ; Jiang, Guibin ; Zeng, Lixi 2012b: Levels and distribution patterns of short chain chlorinated paraffins in sewage sludge of wastewater treatment plants in China, *Environmental Pollution*, January 2012, Vol.160(1), pp.88-94
- Zeng L., Zhao Z., Li, H., Wang T., Liu Q., Xiao, K., Du, Y., Wang Y., Jiang G. 2012c. Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments of the East China Sea: Influencing Factors, Transport and Implications, *Environ. Sci. Technol.*, 2012, 46 (18), pp 9898–9906
- Zeng, Lixi, Chen, Ru, Wang, Thanh, Gao, Yan, Wang, Yawei, Jiang, Guibin, Zeng, Lixi, Chen, Ru, Zhao, Zongshan, Li, An Sun, Liguang 2013. Spatial distributions and deposition chronology of short chain chlorinated paraffins in marine sediments across the Chinese Bohai and Yellow Seas, *Environmental Science and Technology*, 15 October 2013, Vol.47(20), pp.11449-11456
- Zhao, Zongshan; Li, Huijuan; Wang, Yawei; Li, Guoliang; Zeng, Lixi; Wang, Thanh; Jiang, Guibin; 2013. Source and migration of short-chain chlorinated paraffins in the coastal East China Sea using multiproxies of marine organic geochemistry, *Environmental Science and Technology*, 21 May 2013, Vol.47(10), pp.5013-5022
- Zitko, V. and E. Arsenault. 1974. Chlorinated paraffins: Properties, uses, and pollution potential. Fisheries and Marine Service, Environment Canada, St. Andrews, New Brunswick. 38 pp. (Technical Report No. 491).
-