



联合国

Distr.: General  
4 December 2007



环境规划署

Chinese  
Original: English

关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约  
持久性有机污染物审查委员会  
第三次会议  
2007年11月19-23日，日内瓦

## 持久性有机污染物审查委员会第三次会议工作报告

增编

### 经订正的十氯酮风险简介

持久性有机污染物审查委员会在其第三次会议上订正并通过了以文件 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.2 所载草案为基础编制的十氯酮风险简介。下文即经修正的风险简介案文。该案文未经正式编辑。

# 十氯酮

## 风险简介

持久性有机污染物审查委员会  
第三次会议通过

2007 年 11 月

# 目录

执行摘要.....	错误！未定义书签。
1. 导言.....	5
1.1 拟议物质的化学特性.....	5
1.1.1 名称和登记号.....	5
1.1.2 结构.....	5
1.1.3 物理与化学特性.....	6
1.2 持久性有机污染物审查委员会就附件 D 中有关十氯酮的资料得出的结论.....	7
1.3 数据来源.....	7
1.4 该化学品在国际公约中的情况.....	8
2. 风险简介相关信息概要.....	8
2.1 来源.....	8
2.1.1 生产.....	8
2.1.2 贸易与储存.....	8
2.1.3 用途.....	9
2.1.4 向环境中排放.....	9
2.2 环境影响.....	10
2.2.1 持久性.....	10
2.2.2 生物蓄积.....	11
2.2.3 远距离环境迁移的可能性.....	13
2.3 接触.....	15
2.3.1 环境浓度.....	15
2.3.2 人类接触.....	16
2.4 对引起关注的端点进行危害性评估.....	17
2.4.1 毒性.....	17
2.4.2 生态毒性.....	23
3. 资料综述.....	26
4. 结论意见.....	27

## 执行摘要

作为《斯德哥尔摩公约》缔约方的欧共体及其成员国提议将十氯酮列入该公约。持久性有机污染物审查委员会在 2005 年 11 月召开的会议中得出结论认为，该物质符合《公约》附件 D 中规定的甄选标准，而且应该拟订一份风险简介草案，以便进一步审查有关提议。

十氯酮是一种合成氯化有机化合物，主要作为农用杀虫剂、杀螨剂和杀真菌剂，首次于 1951 年生产，之后于 1958 年在美国销售（商品名称为开蓬® 及 GC-1189）。1976 年以前，美国一直有这种产品销售。1981 年至 1993 年期间，十氯酮在法国销售的商品名称为“克隆”。历史上，十氯酮一直被世界各地用以控制各种害虫，并被广泛用于香蕉种植业。它被作为控制香蕉球茎象鼻虫的幼蝇杀虫剂；作为杀真菌剂，以防治苹果黑星病和白粉病、控制科罗拉多薯虫、不结果柑橘的锈螨、剑兰以及其他植物上的马铃薯和烟草切根虫。基于十氯酮所特有的杀虫用途，可以预计生产的所有十氯酮最终都被排入环境中了。

在水生环境和土壤中，十氯酮都不太可能水解或生物降解。直接通过光降解的情况也不明显。因此，十氯酮被视作一种对环境具有持久性严重污染的物质。由于藻类的生物浓缩系数（BCF）值为 6,000，无脊椎动物为 21,600，鱼类为 60,200，再加上各种记录的实例也显示了十氯酮的各种生物放大作用，所以十氯酮被视作一种具有严重生物蓄积和生物放大可能性的物质。

至于十氯酮气体通过大气远距离迁移所带来的影响，现有资料对此并没有定论。但粒子结合物质的大气迁移、海流中泥沙颗粒的迁移以及生物迁移也对十氯酮在环境中的远距离迁移有着推波助澜的作用。由于缺乏有关十氯酮的监督数据，所以在对十氯酮的远距离迁移可能性进行评估时，是以其物理化学特征为基础的，并应用了远距离迁移模型。

在长期接触后，十氯酮很容易被吸入体内，并在体内蓄积。根据动物试验的研究结果，杀虫剂具有持久性剧毒，1-10 毫克/公斤体重/日的剂量能产生神经毒性、免疫毒性、生殖毒性、骨骼肌肉毒性和肝脏毒性。在对大鼠的试验中，1 毫克/公斤体重/日的剂量会引起肝癌，同样剂量还会对生殖系统带来影响。国际癌症研究所已经将十氯酮列为可能会对人类造成危害的致癌物质（国际癌症研究所第 2B 类致癌物质）。此外，十氯酮对水生物也具有很大的毒性，其中最敏感的一组为脊椎动物。

根据现有证据，十氯酮在环境中经过远距离迁移后，很可能对人类健康和环境产生严重的不良影响，因此有必要在全球采取行动。

## 1. 引言

作为《斯德哥尔摩公约》缔约方的欧共体及其成员国已经建议将十氯酮列入《公约》附件 A (UNEP/POPS/POPRC.1/6)。

持久性有机污染物审查委员会在其于 2005 年 11 月召开的会议上决定建立一个特别工作组，进一步审查有关提议，本风险简介草案是继委员会做出该决定之后拟订的 (UNEP/POPS/POPRC.1/10)。

在本文件中，所有数据都采用了国际单位制 (SI)，因此在数据来源是以其他单位表示时，很多数据都进行了重新计算。另外，所有有关浓度的数据都以公斤或升 (如，微克/公斤或毫升/公升) 为单位。

### 1.1 拟议物质的化学特性

十氯酮是一种合成的氯化有机化合物，主要作为农用杀虫剂、杀螨剂和杀真菌剂。

#### 1.1.1 名称和登记号

化学文摘社 (CAS) 化学名称:

1,1a,3,3a,4,5,5a,5b,6-decachloro-octahydro-1,3,4-metheno-2H-cyclobuta-[cd]-pentalen-2-one

同物异名:

Decachloropentacyclo-[5,2,1,0<sup>2,6</sup>,0<sup>3,9</sup>,0<sup>5,8</sup>]-decan-4-one,

Decachlorooctahydro-1,3,4-metheno-2H,5H-cyclobuta-[cd]-pentalen-2-one

Decachloroketone

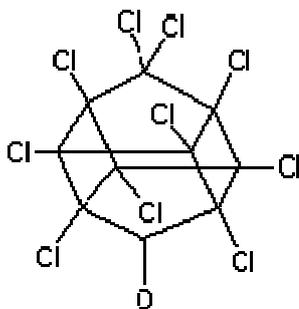
商品名称:

GC 1189, 开蓬, 灭蚁灵, ENT 16391, 克隆

化学文摘社登记号:

143-50-0

#### 1.1.2 结构



资料来源: <http://webbook.nist.gov>, 援引于 <http://ecb.jrc.it>。

十氯酮的化学结构和已被列入《斯德哥尔摩公约》的灭蚁灵相似，它们之间的差别在于：十氯酮酮基中的氧被灭蚁灵中的两个氯原子取代。

### 1.1.3 物理与化学特性

十氯酮的物理和化学特性见表 1.1。该表显示，对于诸如蒸汽压力和水溶性之类的物理特性，各数据来源之间存在着很大的差异。这一点可以通过以下事实得以证实：根据计算所使用的数据类型不同，亨利法则常量存在着一个数量级的差别。一般认为所采用的数据来源是可靠的，在各种国际（国家）共识文件（国际癌症研究所（IARC）的报告、国际化学品安全方案（IPCS）《卫生与安全指南》（HSG）、国际化学品安全方案《环境卫生标准》（EHC）以及美国毒物和疾病登记署（US ATSDR））的资料中，已对数据质量作了评估，由 Hansch 等人以及 Howard 公布的数据也已经过了评估（Pedersen 等人，1995 年）。

表 1.1 十氯酮的物理与化学特征

特征	单位	值	参考文献
分子式		C <sub>10</sub> Cl <sub>10</sub> O	
分子量	克/摩尔 (g/mole)	490.6	
正常温度和压力时的外观		褐白色结晶固体	IARC, 1979 年 <sup>1</sup>
蒸汽压力	帕 (Pa)	3.0 × 10 <sup>-5</sup> (25°C) < 4.0 × 10 <sup>-5</sup> (25°C) 4.0 × 10 <sup>-5</sup> (25°C)	I.Kilzer 等人, 1979 年 <sup>2</sup> IARC, 1979 年 <sup>1</sup> HSG 41, IPCS, 1990 年
水溶性	毫克/公升 (mg/L)	0.35-1.0 × 1-2 2.7 (25 °C) 3.0	HSG 41, IPCS, 1990 年 EHC 43, IPCS, 1990 年 I. Kilzer, 等人, 1979 年 <sup>2</sup> Kenaga, 1980 年
熔点	摄氏温度 (°C)	350; (分解)	IARC, 1979 年 <sup>1</sup>
沸点	摄氏温度 (°C)	无数据	
辛醇/水分布系数之对数值 (Log K <sub>OW</sub> )		4.50 5.41	Howard, 1991 年 <sup>1</sup> Hansch 等人, 1995 年 <sup>2</sup>
空气/水分配系数之对数值 (Log K <sub>aw</sub> )		-6.69	Scheringer 等人, 2006 年
平均土壤吸附系数之对数值 (Log K <sub>oc</sub> )		3.38-3.415	Howard, 1991 年 <sup>1</sup>
亨利法则常量	帕米 <sup>3</sup> /摩尔 (Pa m <sup>3</sup> /mol)	5.45 × 10 <sup>-3</sup> , (25 °C) 2.53 × 10 <sup>-3</sup> (20 °C) 4.9 × 10 <sup>-3</sup> 2.0 × 10 <sup>-2</sup>	计算得出 <sup>2</sup> Howard, 1991 年 <sup>1</sup> 计算得出 <sup>3</sup> 计算得出 <sup>4</sup>
大气 OH 率常数	厘米 <sup>3</sup> /分子-秒 (cm <sup>3</sup> /molecule-sec)	≈ 0 (25 °C) <sup>j</sup>	Meylan 与 Howard, 1993 年 <sup>2</sup>

\* 0.35 可能为界外值。数据来源（国际化学品安全方案第 41 号《卫生与安全指南》）并没有提供参考文献，所以无法了解该数据来源。国际化学品安全方案第 43 号《环境卫生标准》提供了更有力的数据，该文件提供

了一个参考文献，并采用了 1-2 毫克/公升的值。这些值与被审查的类似文件中其他值的值域相同。美国毒物和疾病登记署参考了 Kenaga 的数据，从中援引了 3 毫克/公升的值。

- 1: 引自美国毒物和疾病登记署，1995 年。
- 2: 引自 <http://esc.syrres.com/interkow/webprop.exe>。
- 3: 根据本表的最大水溶性和最小蒸汽压力计算。
- 4: 根据本表中最低的可靠水溶性（1 毫克/公升）与最大水蒸汽压力计算。

## 1.2 持久性有机污染物审查委员会就附件 D 中有关十氯酮的资料得出的结论

持久性有机污染物审查委员会在其于 2005 年 11 月 7-11 日召开的第一次会议上，<sup>1</sup>采用了《斯德哥尔摩公约》附件 D 中规定的甄选标准，并根据该《公约》第 8 条第 4 (a) 款的规定做出决定，认为有关十氯酮的甄选标准得到遵守令人满意。此外，委员会还根据《公约》第 8 条第 6 款的规定，以及《斯德哥尔摩公约》缔约方大会第 SC-1/7 号决议第 29 段的规定，决定建立一个特别工作组，进一步审查该提案，并根据《公约》附件 E 的规定编写一份风险简介草案。委员会还根据《公约》第 8 条第 4 (a) 款的规定，邀请各缔约方和观察员最迟于 2006 年 1 月 27 日向秘书处提交《公约》附件 E 中具体规定的资料。

## 1.3 数据来源

本风险简介主要以下列审查报告中的资料为依据。

- 第 43 号《环境卫生标准》：十氯酮；国际化学品安全方案；联合国环境规划署；国际劳工组织；世界卫生组织。日内瓦，1990 年（可访问：<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc43.htm>）。
- 第 41 号《卫生与安全指南》，1990 年；国际化学品安全方案；联合国环境规划署；国际劳工组织；世界卫生组织。日内瓦，1990 年（可访问：<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg041.htm>）。
- 灭蚁灵和十氯酮毒物学概述；美国人类与健康服务部；毒物和疾病登记署。1995 年 8 月（可访问：<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp66-p.pdf>）。

本次在甄选持久性有机污染物（POP）候选化学品时，主要以上述各种审查报告作为主要信息来源。在起草本风险简介之前，对有关十氯酮的文献进行了全面的调查，无论是在国际上，还是在个别国家内，该调查都没有发现有关该化学品的任何其他评估报告。在援引了上述审查报告的情况下，被援引的内容（或经过修订的援引内容）包括原有审查报告中所援引的参考文献。这些参考文献被一一列入了文献清单中。

在《公约》有关十氯酮的附件 E 中，持久性有机污染物审查委员会要求提供更多的资料。继该要求之后，提供了有关资料，这些资料主要以公开的文献为基础。但法国提供了为国民议会准备的一份报告，该报告对马提尼克和瓜德罗普岛生产和使用十氯酮的历史作了介绍（Beaugendre, 2005 年）。

还进行了一次有关最新信息的搜集活动，该搜集包括：通过丹麦科技大学图书馆和数据库 FINDit 进行的文献搜集（搜集关键词：十氯酮，开蓬，灭蚁灵）以及在公共数据库中进行的数据库搜集。数据库包括：“Ecotox”（美国环保署，<http://www.epa.gov/ecotox/>）、“NITE”（日本国家技术与评估研究所，<http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>）、BUA 报

<sup>1</sup> 会议报告请访问：[www.pops.int/documents/meetings/poprc](http://www.pops.int/documents/meetings/poprc)。

告 (<http://www.gdch.de/taetigkeiten/bua/berichte.htm>) 以及环境影响数据库 (<http://www.syrres.com/esc/efdb.htm>)。该搜集的关键词为：十氯酮、开蓬和化学文摘社登记号 143-50-0。此外，还向北极监测与评估方案<sup>2</sup>进行了咨询，并参照了联合国环境规划署针对持久性毒性物质在各地进行的评估。<sup>3</sup>在大多数情况下，都没有搜集到更多的相关信息。

## 1.4 该化学品在国际公约中的情况

十氯酮被列入《远距离越境空气污染公约关于持久性有机污染物的议定书》附件 A 中。根据该议定书的规定，缔约方（目前为 25 个）有责任分阶段逐渐停止十氯酮的生产和使用。根据《东北大西洋海洋环境保护公约》，十氯酮被视作一种可能引起关注的物质。<sup>4</sup>

至于将十氯酮纳入联合国环境规划署/联合国粮农组织《鹿特丹公约》的提议，化学品审查委员会在其于 2005 年 2 月召开的第一次会议上已经对其进行了审查。化学品审查委员会一致认为，根据现有资料，除附件二第 (b) (三)<sup>5</sup>条标准外，瑞士和泰国的照会符合该附件其他所有标准。因此，化学品审查委员会认为目前不能建议将十氯酮纳入《鹿特丹公约》附件三。

## 2. 风险简介相关信息概要

### 2.1 来源

#### 2.1.1 生产

十氯酮是利用五氯化锑作为催化剂，通过热和压力让六氯环戊二烯和三氧化硫发生反应生产出来的。反应的产物通过碱溶液水解，并通过酸中和。十氯酮是通过离心过滤以及热空气烘干获得的 (Epstein, 1978 年) (引自美国毒物和疾病登记署, 1995 年)。

十氯酮首次于 1951 年生产，1952 年获得专利，1958 年联合化学公司开始在美国销售该产品，产品的商品名称为“开蓬®”和“GC-1189” (Epstein, 1978 年; Huff 和 Gerstner, 1978 年)。1976 年 (IAPC, 1979 年) 以前，技术级的十氯酮在美国一直有供应，这种技术级的产品通常包括 94.5% 的十氯酮。十氯酮也可见于技术级的灭蚁灵中，其浓度为每公斤 2.58 毫克，而在灭蚁灵毒饵配方中，其浓度为每公斤 0.25 毫克 (环境保护局, 1978 年 b; 国际癌症研究所, 1979 年 a) (引自美国毒物和疾病登记署, 1995 年)。

#### 2.1.2 贸易与储存

1951 年至 1975 年期间，美国大约生产了 360 万磅 (相当于 160 万公斤) 的十氯酮 (Epstein, 1978 年) (引自美国毒物和疾病登记署, 1995 年)。在美国，十氯酮于 1976 年停止生产。但一年以后有报道说，一家法国公司正在考虑在法国建立生产设施

<sup>2</sup> <http://www.amap.no/>。

<sup>3</sup> [http://www.chem.unep.ch/pts/gr/Global\\_Report.pdf](http://www.chem.unep.ch/pts/gr/Global_Report.pdf)。

<sup>4</sup> 化学结构类似的化合物“灭蚁灵”已经被列入了《斯德哥尔摩公约》。灭蚁灵和十氯酮都被列入 1998 年《联合国欧洲经济委员会持久性有机污染物奥尔胡斯议定书》。《东北大西洋海洋环境保护公约》将两者都作为可能引起关注的物质。

<sup>5</sup> 这要求所提供的文件能够显示最终的监管行动是以行动方现状的风险评估为基础的。

(Anonymous, 1978 年 b)，但有关该提议，并没有更进一步的资料（根据第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年）修订）。

至于十氯酮的进口数量，没有这方面的最新数据。到 1976 年，美国没有对外出口技术级的十氯酮，美国不再生产这种化合物。1951 年至 1975 年期间，联合化学品公司开始将稀释后的技术级十氯酮（有效成分为 80%）大量销往欧洲，尤其是德国（Epstein, 1978 年），在这些地方，稀释后的技术级十氯酮被转化为一种名为克来范（Kelevan）的加合物。克来范是十氯酮的衍生物，用途与十氯酮相同。在一定的环境下，克来范会氧化成十氯酮，因此，和十氯酮一样，也可以考虑将其列入《斯德哥尔摩公约》。在此期间，十氯酮生产总量的大约 90-99% 被出口到欧洲、亚洲、拉丁美洲和非洲（DHHS, 1985 年；环境保护局，1978 年 b）（根据美国毒物和疾病登记署 1995 年的资料修订）。没有资料表明目前正在生产或使用克来范。

1981 年至 1993 年期间，De Laguarique 在法国以 Curlone 的商品名称，将十氯酮作为一种配方销售。由于继 1979 年的“艾伦”（Allen）飓风，以及 1980 年的大卫飓风之后，害虫肆虐成灾，所以这种配方产品被马提尼克和瓜德罗普岛等地使用。在巴西，对这种配方的十氯酮进行了合成。1990 年，法国农业部取消了 Curlone 的批文。但 1993 年 9 月之前，该产品一直在使用（Beaugendre, 2005 年）。在加拿大，自 2000 年以后，没有将任何含有十氯酮的产品注册为防治病害的产品。

### 2.1.3 用途

十氯酮被广泛用于热带地区，用以防治香蕉球茎象鼻虫（Anonymous, 1978 年 a；Langford, 1978 年）。这是十氯酮注册后用在食品方面的惟一用途。这种杀虫剂对于防治切叶虫很有效，但对于吸虫的防治却效果一般（加拿大信息部，1973 年）。过去，十氯酮一直被世界各地用以控制各种害虫，它可作为幼蝇杀虫剂和杀真菌剂，以防治苹果黑星病和白粉病（加拿大信息部，1973 年）、控制科罗拉多薯虫（Motl, 1977 年）、不结果柑橘上的锈螨、剑兰以及其他植物上的马铃薯和烟草切根虫（Suta, 1978 年）。十氯酮还可作为家用产品，如，浓度大约为 0.125% 的蚂蚁和蟑螂捕捉剂（国际癌症研究所，1979 年 a）。蚂蚁和蟑螂药饵中的浓度大约为 25%（Epstein, 1978 年）（根据第 43 号《环境卫生标准》（国家化学品安全方案，1984 年）以及 1995 年美国毒物和疾病登记署的资料修改）。

### 2.1.4 向环境中排放

基于十氯酮所特有的杀虫用途，可以预计生产的所有十氯酮最终都被排放到环境中。1993 年以前，马提尼克和瓜德罗普岛一直将十氯酮作为杀虫剂使用。结果，土壤和地表水受到了严重的污染，目前正在对这种情况进行监测（Bocquene 和 Franco, 2005 年；Beaugendre, 2005 年）。

在维吉尼亚的霍普韦尔，十氯酮主要排放到一家大型美国生产基地周围的空气、地表水和土壤中了。该工厂排放的十氯酮最终污染了詹姆士河的水、泥沙和生物区——詹姆士河是切萨皮克海湾的一个支流（引自美国毒物和疾病登记署，1995 年）。

## 2.2 环境影响

十氯酮在各环境分区中的情况将取决于  $\log K_{ow}$  值和水溶性，十氯酮具有较高的  $\log K_{ow}$  值 (5.41 或 4.50) 和较低的水溶性 (1-3.0 毫克/升)，其结果是十氯酮容易吸附在颗粒物 (灰尘、土壤和泥沙) 和有机物质 (生物) 上。

由于十氯酮所具有的上述特征，再加上其蒸汽压力为  $3.0-4.0 \times 10^{-5}$  帕，所以十氯酮挥发的可能性很小，因为亨利法则常量为  $2.0 \times 10^{-2}$  和  $5.45 \times 10^{-3}$  帕米<sup>3</sup>/摩尔 (25 °C) ——其差异取决于用以计算的数据类型 (表 1.1)。

在第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年) 中，十氯酮的挥发性是根据实验及现场观察进行评估的，评估结果显示，十氯酮没有明显的挥发性 (Dawson, 1978 年)。但生产设施大量排放的十氯酮灰尘是环境和人类受到污染的主要来源。据知，十氯酮悬浮颗粒可以从其源头向外传播 60 英里 (Feldmann, 1976 年)，而细微尘粒的传播可能还会更远 (Lewis 和 Lee, 1976 年) (根据国际化学品安全方案, 1984 年第 43 号《环境卫生标准》缩编)。

美国毒物和疾病登记署 (1995 年) 得出结论，认为十氯酮会排放到各环境分区，主要是排放到土壤和泥沙中。少量的十氯酮可能会在水中溶解，但排放到大气中的十氯酮最终会沉淀在土壤或地表水中。

### 2.2.1 持久性

在第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年) 中，援引了各种早期报告和一份最新研究，至于十氯酮在自然环境中的降解问题，早期报告并没有提供任何相关的证据 (Dawson, 1978 年; Geer, 1978 年)。而最新的研究则显示，通过微生物作用，可以将十氯酮转化为单氢 (也可能为双氢) 的十氯酮 (Orndorff 和 Colwell, 1980 年 a)。

第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年) 得出结论认为：十氯酮是一种十分稳定的化合物，在环境中不会有任何明显的降解。但存在着少量单氢十氯酮降解的报道 (Carver 等人, 1978 年; Orndorff 和 Colwell, 1980 年 b)，其成因尚不明确。在存在乙二胺的情况下，十氯酮经过太阳照射，会在 10 天后发生 78% 的降解 (Dawson, 1978 年) ——引自第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年)。但大气中通常没有乙二胺，所以目前仍然没有关于十氯酮在环境中光解稳定性的资料。

最新评论 (美国毒物和疾病登记署, 1995 年) 认为，十氯酮在大气中不太可能直接在光的作用下降解。另外，评论还认为：尽管确实存在着某些耗氧生物降解的情况，但十氯酮不会耗氧降解，它在环境中具有很强的持久性。十氯酮会很牢固地吸附于水、泥沙和土壤中的有机物。在吸附于富含有机物的土壤时，十氯酮非常稳定。但当吸附于地表水中的颗粒物时，十氯酮可能会迁移很远的距离，然后分离出来，沉入泥沙之中。十氯酮在土壤或泥沙中降解的基本过程为厌氧生物降解 (根据 1995 年美国毒物和疾病登记署的资料缩写而成)。

1995 年后，有关十氯酮持久性的资料很少，但在加勒比海的马提尼克岛，十氯酮的使用一直持续到 1993 年，这种使用带来了严重的污染，目前已经启动了监测研究。据 Bocquene 和 Franco (2005 年) 报告，2002 年抽取的样本当中，河流水 (颗粒物) 与泥沙的浓度分别为 57 微克/公斤和 44 微克/公斤。该报告还援引了其他调查结果，2000-2001 年的抽样当中，河水的浓度为 1.20 -2.13 毫克/升。

尽管法国大陆禁止使用十氯酮，但是，它批准了一个例外情况，即 1993 年 9 月之前可以在法属西印度群岛使用该物质。最近的一项研究显示，仍然在马提尼克岛的不同生态系统中检测出了这种物质（Coat, S.等人，2006 年）。1993 年以后，可能还在使用库存的十氯酮，但几年前可能已经停止了使用。然而河水和泥沙中仍然可以测出十氯酮的残留物，泥沙中的厌氧条件使十氯酮能够发生生物降解，而这是惟一已知的十氯酮生物降解情况。这种情况在该地区尤其明显，因为该地区的气候不仅有利于农作物和害虫，而且还有利于生物降解。

## 结论

十氯酮在需氧的水生环境中不容易水解或生物降解，在土壤中也是如此。不过，有证据表明在厌氧条件下，它会发生降解作用。直接光解的情况也不明显。根据现有的全部数据，我们认为十氯酮在环境中具有高度的持久性。

### 2.2.2 生物蓄积

由于该化合物具有亲脂性（具有很高的辛醇-水分配系数-  $\log K_{ow}$  为 4.50-5.41）。十氯酮不仅具有生物蓄积的可能性，而且只有很小的代谢净化作用，或没有代谢净化作用，在水生食物链中，还有生物放大作用。

表 2.1 对生物浓缩系数（BCF）进行了总结，资料摘自美国环保署数据库 Ecotox（美国环保署，2006 年）。表内结果是以测量的浓度值为基础的，对于不同于藻类的有机体，则根据测试的结果获得，测试是以流动接触为基础的。因此，结果应该能反应生物富集值，生物富集值是根据定义明确的接触浓度常数计算的。对于鱼类，表内不包括测试期限为 4 天的一系列测试结果，因为在这一期限内，生物体内不太可能取得平衡。<sup>6</sup>表中还包括第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年）的另外两项研究结果。

表 2.1 十氯酮的生物浓缩系数

物种	测试期间	接触浓度 微克/升	生物浓缩系数	参考文献 <sup>1</sup>
绿藻（绿球藻、 <i>Dunaliella tertiolecta</i> ）	24 小时	100	230-800	Walsh 等人，1977 年
绿藻（绿球藻）	48 小时	40	6,000	Bahner 等人，1977 年
硅藻属（海洋浮游性硅藻，菱形藻）	24 小时	100	410-520	Walsh 等人，1977 年
甲壳类（蓝蟹）	96 小时	110-210	6.2-10.4	Schimmel, 1977 年
甲壳类（玻璃虾）	96 小时	12-121	425-933	Schimmel, 1977 年
甲壳类（玻璃虾， <i>Americamysis bahia</i> ）	21-28 天	0.023-0.4	5,127-13,473	Bahner 等人，1977 年
甲壳类（玻璃虾）	16 天	0.041	12,094	Fisher 和 Clark, 1990 年

<sup>6</sup> 在经合组织第 305 号《测试指南》中，接触阶段的规定期限为 28 天。

物种	测试期间	接触浓度 微克/升	生物浓缩系数	参考文献 <sup>1</sup>
牡蛎 (美洲牡蛎)	19-21 天	0.03-0.39	9,278-9,354	Bahner 等人, 1977 年
糠蚊 (摇蚊)	14 天	11.8-169.2	21,600	Adams 等人, 1985 年
鱼类 (大西洋油鲱)	1-18 天	0.14-1.55	2,300-9,750	Roberts 和 Fisher, 1985 年
鱼类 (大西洋银河鱼)	1-28 天	0.08-0.8	21,700-60,200	Roberts 和 Fisher, 1985 年
鱼类 (红鲈)	28 天	< 0.02-1.9	3,100-7,115	Bahner 等人, 1977 年; Hansen 等人, 1977 年
鱼类 (叉尾石首鱼)	30 天	0.029-0.4	2,340-3,217	Bahner 等人, 1977 年
鱼类 (黑头呆鱼)	56 天	0.004	16,600	Huckins 等人, 1982 年 <sup>2</sup>
鱼类 (红鲈)	生命周期	0.041	1,800-3,900	Goodman 等人, 1982 年 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> 全部引自 Ecotox 数据库 (美国环保署, 2006 年), 但标注为<sup>2</sup>的引自第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年)。

从食物中得出的生物蓄积信息有限, 不过第 43 号《环境卫生标准》(国际化学品安全方案, 1984 年) 报告包含了两项相关研究: 一个是关于食物接触的研究, 另一个是关于河口食物链的研究。在十氯酮进入幼平口鲷体内 28 天后, 平口鲷体内十氯酮负担额外增加了, 并且体内无法取得平衡 (Stehlik 和 Merriner, 1983 年)。河口食物链研究 (Bahner 等人, 1977 年) 包括绿藻、牡蛎、糠虾、草虾、红鲈和平口鲷。从绿藻到牡蛎的转移非常缓慢; 不过从草虾到糠虾以及从糠虾到平口鲷的明显转移表明, 大多数十氯酮都在通过营养层转移。虾和鱼类的十氯酮清除速度很慢, 其组织内的十氯酮水平在 24-28 天内下降 30-50%。

美国毒物和疾病登记署 (1995 年) 说明十氯酮和灭蚁灵都具有生物蓄积性, 并指出这两者的亲脂性都很高, 因此其生物富集的可能性很大。它们在水生食物链中发生生物蓄积, 该化合物几乎不会被所接触的有机体降解 (de la Cruz 与 Naqui, 1973 年; Epstein, 1978 年; Huckins 等人, 1982 年; Huggett 和 Bender, 1980 年; Kenaga, 1980 年; Lunsford 等人, 1987 年; Naqvi 和 de la Cruz, 1973 年; Nichols, 1990 年; Oliver 和 Niimi, 1985 年和 1988 年; Roberts 和 Fisher, 1985 年)<sup>7</sup>。

至于陆地食物链对十氯酮的吸收和生物蓄积, 相关的资料很有限 (Naqvi 和 de la Cruz, 1973 年), 根据观察, 植物对十氯酮的吸收不明显 (Topp 等人, 1986 年)。

## 结论

由于藻类的生物浓缩系数 (BCF) 值为 6,000, 无脊椎动物为 21,600, 鱼类为 60,200, 再加上各种记录的实例也显示了十氯酮的生物放大作用, 所以十氯酮被视作一种具有明显生物蓄积和生物放大可能性的物质。

<sup>7</sup> 这些参考文献对灭蚁灵和十氯酮都进行了介绍。

### 2.2.3 远距离环境迁移的可能性

远距离环境迁移的可能性可以通过边远地区的监测数据（如，北极）和/或那些促进这种迁移的分子特征（物理-化学特征）来证实。最为人们所熟悉的远距离迁移途径就是物质在蒸汽相（phase）时的大气迁移。但颗粒物质的大气迁移、海流中泥沙颗粒的迁移以及生物迁移也起到了推波助澜的作用（如北极监测与评估方案，2004年）。

远距离大气迁移的一个前提条件就是降解的持久性，而十氯酮被视作是一种在环境中具有高度持久性的物质（见第 2.2.1 节）。十氯酮的挥发作用并不十分明显（见第 2.2 节）。十氯酮在各环境分区中的情况将取决于其辛醇/水分配系数之对数值和水溶性，十氯酮具有较高的辛醇/水分配系数之对数值（5.41 或 4.50）和较低的水溶性（1-3.0 毫克/升），其结果是十氯酮容易吸附在颗粒物质（灰尘、土壤和泥沙）以及有机物质和生物上。因此，预计它会通过这些途径发生远距离迁移。

美国毒物和疾病登记署（1995 年）声明，根据霍普韦尔大量空气样本过滤的结果，在生产期间，含有十氯酮颗粒的灰尘存在着大气迁移的情况：在距离氯丹生产厂大约 200 码的地方，含量为 3.0-55 微克/米<sup>3</sup>，具体含量取决于天气条件和收集样本的日期。1975 年 5 月，在更远一些的地方，含量为 1.4-21 毫微克/米<sup>3</sup>。具体来说，在南里奇蒙德，也就是离霍普韦尔西北 15.6 英里的地方，含量为 1.41 毫微克/米<sup>3</sup>。在伯德机场，也就是霍普韦尔以北 14.12 英里的地方，含量为 1.93 毫微克/米<sup>3</sup>。在彼得斯堡，也就是离霍普韦尔西南 8.19 英里的地方，含量为 20.7 毫微克/米<sup>3</sup>（Epstein, 1978 年）。他们进一步得出结论说，十氯酮悬浮颗粒可以从其源头向外传播 60 英里，这已是众所周知的了（Feldmann, 1976 年）。此外，细微颗粒还有可能传播得更远（Lewis 和 Lee, 1976 年）（美国毒物和疾病登记署，1995 年）。

在距维吉尼亚霍普韦尔 8-64 英里的地方，对詹姆士河的牡蛎与蛤进行了抽样，经检测发现十氯酮含量为 0.2-0.8 毫克/公斤（Epstein, 1978 年），结果证实了水生环境中的迁移问题。

但至于那些距离生产或使用地很远的地方，十氯酮的含量究竟是多少，还没有现成的记录。因此，在对十氯酮远距离迁移的可能性进行评估时，必须以物理特性为基础。在这一方面（除了持久性外），蒸汽压力和亨利法则常量被视为最相关的特性。为了对远距离大气迁移进行全民评估，需要了解高温和低温下的蒸汽压力（如，25 °C 和 0 °C）。但只有少数物质才具备这方面的资料（北极监测与评估方案，2004 年），因此在衡量该物质的挥发性，采用了 25 °C 时的蒸汽压力。

根据经验，蒸汽压力大于  $1.33 \times 10^{-2}$  帕的物质将完全处于蒸汽相，而蒸汽压力小于  $1.0 \times 10^{-4}$  帕的物质将为颗粒（美国毒物和疾病登记署，2004 年）。

对于没有足够资料的物质，在对其特征和作用进行评估时，一个方法就是将该物质与那些具有类似特征，但却更为人们所熟知的物质进行比较。这一方法（又称为“基准”法）是由 Scheringer（1997 年）以及 Beyer 等人（2000 年）提出的。在一些关于污染物持久性和环境迁移的最新研究中，已经采用了这种方法（见 Vulykh 等人，2006 年，以及 Klasmeier 等人，2006 年）。至于那些符合远距离大气迁移条件的特性，在对其值进行衡量时，可参照目前列出的持久性有机污染物。但在不同资料来源中，有关化学品物理化学特性的资料存在着很大的差异，而且如果不对有关研究进行具体审查，那么就无法对数据质量进行比较。表 1.1 中有关十氯酮物理化学特性所列的数据就说明了这一点。蒸汽压力的两个值很接近（0.3

与  $0.4 \times 10^5$  帕），但不同文献有关水溶性的数据却相差一个数量级（0.35-3.0），一般认为，最低值是不可靠的。<sup>8</sup>

表 2.2 将十氯酮与那些已经被列入持久性有机污染物之列的物质进行了比较。在进行这种比较时，采用了十氯酮的最高值和最低值（表 1.1）。对于那些已经被列入持久性有机污染物之列的物质，从环境规划署-持久性有机污染物主页上收集了有关信息。在目前列出的持久性有机污染物清单中，艾氏剂、氯丹、狄氏剂、滴滴涕、六氯苯、灭蚁灵、毒杀芬、安特灵和飞布达的绝大多数特性都有相关信息。缺失的信息（灭蚁灵的水溶性）是从美国毒物和疾病登记署（1995 年）和北极监测与评估方案（2004 年）获取的。美国毒物和疾病登记署（1995 年）援引的值为 0.2 和 0.6 毫克/升，而北极监测与评估方案（2004 年）援引了 Mackay 极低水溶性值： $6.5 \times 10^{-5}$  毫克/升。在比较中，为了避免出现那些似乎为界外值的情况，采用了美国毒物和疾病登记署（1995 年）有关灭蚁灵水溶性的值。

根据目前清单所列持久性有机污染物的这些值所计算的水溶性、蒸汽压力和亨利法则常量，请参看表 2.2，该表还列出了表 1.1 中有关十氯酮的数据。

表 2.2 十氯酮以及目前清单所列持久性有机污染物的水溶性（WS）、蒸汽压力（VP）和（计算的）亨利法则常量（HLC）（25 °C 的情况下）

物质	WS 毫克/升	VP 帕	HLC 帕 米 <sup>3</sup> /摩尔
十氯酮-最小值	1.0	0.00003	0.0049 <sup>1</sup>
十氯酮-最大值	3.0	0.00004	0.02 <sup>2</sup>
持久性有机污染物-最小	0.0012（滴滴涕）	0.000025（滴滴涕）	0.04（安特灵）
持久性有机污染物-最大	3.0（毒杀芬）	27（毒杀芬）	3726（毒杀芬）
持久性有机污染物-第二大值	0.5（狄氏剂）	0.04（飞布达）	267（飞布达）

1: 根据最大水溶性和最小蒸汽压力计算得出。

2: 根据最小可靠水溶性和最大蒸汽压力计算得出。

表 2.2 显示，与目前清单所列持久性有机污染物（毒杀芬和狄氏剂）的水溶性相比，十氯酮处于最具水溶性的物质之列。而其蒸汽压力与滴滴涕接近。为十氯酮计算出来的两个亨利法则常量中，最高的一个和安特灵处于同一个数量级。应当注意的是，列列表 2.2 中的数据时，我们并没有暗示只要一种化学品（这里指十氯酮）在目前清单所列持久性有机污染物的数值范围之内，它就会被视为符合远距离环境迁移的标准。

此外，应该指出，对于那些亨利法则常量接近十氯酮（亨利法则常量 = 0.0049 或 0.056）的物质，北极监测与评估方案（AMAP）有关持久性有机污染物的最新报告（北极监测与评估方案，2004 年）介绍了它们通过颗粒迁移的可能性。根据北极监测与评估方案（2004 年）有关亨利法则常量的值得出了这样的结论：半挥发性的化合物——如，林丹（ $\gamma$ -HCH）（亨利法则常量 = 0.000149）和氯丹（亨利法则常量 = 0.342）的分布介于悬浮颗粒和气相之间，具体情况取决于温度。如果这些物质遇到降水或暂时沉入海水或土壤，那么它们有可能会被稀释，而在气体状态时，有可能吸附于水、植物和土壤表层。在有利的温暖天气条件下，这些化合物再次蒸发，进入大气后，向更远的方向进行大气迁移。这种再迁移又

<sup>8</sup> 如果具备有关物理化学特性的高质量数据，那么将可以得出更可靠的结论。

被称为“蚱蜢跳效应”。在半挥发性化合物再次向大气迁移的过程中，暴雨天气起到了明显的作用，但有关这方面的调查至今仍然很少见（北极监测与评估方案，2004年）。

另外，十氯酮的某些物理化学特性——如，分配系数“ $\log K_{ow}$ ”（辛醇/水分布系数之对数值）和“ $\log K_{aw}$ ”（空气/水分配系数之对数值）与毒杀芬某些成分的特性类似，这种特性增强了十氯酮在空气和水中的持久性，而这意味着十氯酮在大气和海洋中都有可能发生远距离迁移——也就是，该物质在两种相之间转换：大气中的气相和海洋中溶解相，因此可以通过任何一种相进行迁移（Wania, F., 2006年，个人通信）。十氯酮的亨利法则常量很小，而其在水中的质量分率较高，因此，可以推断，海流迁移对十氯酮远距离迁移起到了一定作用。

在最近进行的模型研究中，Scheringer 等人（2006年）采用经合组织的一种甄选工具对这些潜在持久性有机污染物（包括十氯酮和六溴代二苯）的持久性和远距离迁移可能性进行了调查，其中，在对总体环境持久性和迁移可能性进行评估时，是以现有若干个多媒体环境影响模式的结果为基础的（更详细的解释，另见 Klasmeier 等人的著作，2006年和 Fenner 等人，2005年）。他们得出结论认为：四个候选的持久性有机污染物所具有的持久性和远距离迁移可能性与评估中若干个已知的持久性有机污染物类似。此外，他们在进行不确定性分析时，将数据质量方面的不确定性纳入了考虑之中，这说明：尽管四个候选的持久性有机污染物在化学特性方面具有很大的不确定性，但结果也是有效的。应当注意的是，环境影响模型的结果在很大程度上取决于所做的假设，当环境半衰期等重要数据未知时尤其如此。另外，强力附着于各种颗粒且挥发性极低的物质如十氯酮的结果，主要取决于它们所附着的媒介，如空气、水或土壤。排放到空气环境中的物质往往具有最高的转移效率，Scheringer 等人（2006年）的图表反映了这一数值。评价土壤和水排放环境时，转移效率很可能会分成若干个不同的数量级。

## 结论

总之，上述讨论显示：在涉及气体形式的远距离大气迁移时，有关十氯酮的现有数据并不是结论性的数据。但通过大气悬浮颗粒、海流中泥沙颗粒以及生物发生的迁移也对十氯酮的远距离环境迁移起到了一定的作用，而且还似乎很有可能同时存在着大气和海洋迁移的情况。

由于缺乏有关十氯酮的监测数据，所以在对十氯酮远距离迁移的可能性进行评估时，必须以物理化学特性和模型数据为基础。Scheringer 等人（2006年）进行的模型研究明确显示：即使考虑物理化学特性方面的不确定性，远距离环境迁移也是有可能的（可能要比实际估算的可能性还大）。

根据《公约》第8条第7(a)段，并考虑到没有充分的科学确定性不应妨碍继续实施一项建议，十氯酮经过远距离环境迁移之后，很可能对人类健康和环境产生严重的不良影响，因此，有必要在全球采取行动。

## 2.3 接触

### 2.3.1 环境浓度

有关十氯酮环境浓度的可用信息非常有限，相关信息也只涉及生产（美国）和使用（马提尼克岛）地附近的区域。

美国毒物和疾病登记署（1995 年）证实：在生产十氯酮后，其附近地区有该物质残留。1977 年，在十氯酮开始生产 12 年，停产 2 年之后，河口水中的十氯酮的平均浓度（溶解）小于 10 毫克/公升（ppt）（Nichols, 1990 年）。1981 年 10 月，在该产品停产 6 年之后，水中十氯酮的浓度介于“不可见”与 0.02 毫克/公升（ppb）之间（Lunsford 等人，1987 年）。缺乏对地下水中十氯酮浓度进行监测的数据。但由于十氯酮会紧紧吸附于土壤中的有机物，因此，大面积渗入地下水中的可能性不太大（摘自美国毒物和疾病登记署报告，1995 年）。

美国最近对十氯酮的监测数据显示了十氯酮的持久性（美国称之为开蓬）。该物质被纳入了美国环保署全国湖泊鱼体组织研究之中，该研究针对美国南部 48 个州的湖泊和水库，就鱼体组织内残留的若干种物质在全国的分布情况进行评估。从 2000 年到 2005 年期间，环保署共收集了 881 份样品，并进行了分析。在所分析的样品中，共有 152 件样品（17.25%）残留有十氯酮，含量从 12.3 到 2008ppb（Jensen, 2006 年）。

在马提尼克岛，1993 年前曾大量使用了十氯酮，结果造成岛内大部分地区土壤和地表水受到污染（Bocquené 和 Franco, 2005 年）。2002 年，这些作者对 7 条河口水中的若干种农药的含量进行了一次调查，并公布了调查报告。他们针对 7 条河中 6 条河的颗粒物或沉淀物，就十氯酮的含量进行了检测，结果显示，颗粒物的十氯酮浓度为 57 毫克/公斤，沉淀物的十氯酮含量为 44 毫克/公斤。

Bocquené 和 Franco（2005 年）援引其他调查指出，2001-2002 年期间对马提尼克岛河流水质进行的检测显示，十氯酮的浓度在 1.20 到 2.13 毫克/公升之间。他们还指出，十氯酮普遍存在于作为饮用水的河水中。

此外，为国民大会准备的报告（Beaugendre, 2005 年 6 月）介绍了在瓜德罗普岛和马提尼克岛使用十氯酮的历史，并提到了若干个监测计划，根据这些计划，有望在 2005 年底提出检测报告。但在本文件起草期间，这些报告尚未出炉。

### 2.3.2 人类接触

美国毒物和疾病登记署（1995 年）对十氯酮生产的经验总结如下：虽然过去曾在从美国东南部取样的人奶中检测出十氯酮成分，但在一般人群中，无论是在人体脂肪组织，还是在血液样品中均未检测到十氯酮成分（环保署，1978 年 c）。对于 1974-1975 年期间那些在弗吉尼亚州霍普韦尔市工厂中工作期间，接触过十氯酮的工人及其家属，美国毒物和疾病登记署有相关资料显示出其血液中的十氯酮水平（Cannon 等人，1978 年；Epstein, 1978 年；Knishkowsky 和 Baker, 1986 年；Taylor 等人，1978 年）（引自美国毒物和疾病登记署，1995 年）。有关人类接触的其他数据见第 2.4.1 节。

至于在加勒比海各岛，人类通过使用而接触十氯酮的情况，还没有现成的资料。不过，农田土壤、农作物、淡水鱼、沿海鱼和贝类的监测数据显示，马提尼克和瓜德罗普停止使用十氯酮十多年之后，在曾经使用过十氯酮的土地上，人类仍然可能接触到这种物质。农作物中的残留物与土壤污染程度成比例，可能会超过建议的国家残留限量（50 毫克/公斤至 200 毫克/公斤）。这主要涉及根菜类蔬菜如萝卜（测得的最大浓度：0.055 毫克/公斤）、甘薯（测得的最大浓度：0.300 毫克/公斤）、芋头（测得的最大浓度：0.230 毫克/公斤），不过，也包括植物生长在地面上的部分，如甘蔗（测得的最大浓度：0.690 毫克/公斤），或凤梨（测得的最大浓度：0.160 毫克/公斤）。另外，工人们现正在直接接触受污染的土壤。人们发现，水产品（淡水和河口水域）中的浓度有时也会超过国家残留限量，最严重时可达

100 倍（测得的最大浓度：20 毫克/公斤）。已经采用了各种国家规定来禁止在受污染地区开展渔业活动（Cabidoche 等人，2006 年）。

## 2.4 对引起关注的端点进行危害性评估

### 2.4.1 毒性

#### 动物及人体试验中的毒物代谢动力学

美国毒物和疾病登记署（1995 年）和第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年）的记录都表明：十氯酮可通过口腔、皮肤以及呼吸的接触来吸收。有关毒物代谢动力学的数据主要来自动物试验研究（如，1984 年国际化学品安全方案报告中援引的：Blanke 等人，1978 年；Boylan 等人，1979 年；Cohn 等人，1978 年；Egle 等人，1978 年；Fujimori 等人，1982 年 a；Guzelian 等人，1981 年；Hall 等人，1988 年；Hewitt 等人，1986 年 b；Kavlock 等人，1980 年；Plaa 等人，1987 年；Richter 等人，1979 年；Shah 等人，1987 年；Skalsky 等人，1980 年）。无论动物还是人体试验发现，一旦十氯酮被动物或人体吸收，毒素将广泛分布于体内，肝脏内蓄积量最大，其次是脂肪、脑部和肾脏——美国毒物和疾病登记署（1995 年）和第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年）。让大鼠按体重每公斤 40 毫克的剂量口服十氯酮，然后对其进行检测，结果发现大鼠体内肾上腺和肝脏的浓度最高，其次是脂肪和肺部（Egle 等人，1978 年，援引国际化学品安全方案的报告，1984 年）。根据报告，十氯酮在大鼠体内通过还原生物转化向十氯酮醇的代谢过程非常缓慢（Blanke 等人，1978 年，援引第 43 号《环境卫生标准》报告）。十氯酮从体内排出的过程十分缓慢，几个月后，当等级进入半衰期时，十氯酮从肝脏内消失的速度要比从其他组织内消失的速度慢（Egle 等人，1978 年，援引国际化学品安全方案的报告，1984 年）。十氯酮主要通过粪便排除体外。伊哥（Egle）研究发现：在服用十氯酮后的 84 天内，66%的十氯酮通过粪便，2%通过尿液排除体外（Egle 等人，1978 年，援引国际化学品安全方案的报告，1984 年）。

第 43 号《环境卫生标准》报告指出，有 32 名男性工人被检测出体内十氯酮浓度很高，其中肝脏：13.3-173 毫克/公斤，全血：0.6-32 毫克/公升，皮下脂肪：2.2-62 毫克/公斤（Cohn 等人，1976 年，摘自国际化学品安全方案，1984 年。在通过工作接触十氯酮的工人中，血清十氯酮浓度在 120-2,109 微克/公升，停止接触 6-7 个月后，富集量下降到 37-486 微克/公升（Adir 等人，1978 年，援引国际化学品安全方案报告，1984 年）。在这些工人中，十氯酮的半衰期约为 63-148 天。在人体中，十氯酮向十氯酮醇的还原性生物转化也得到报告（Blanke 等人，1978 年，援引第 43 号《环境卫生标准》报告）。十氯酮主要通过粪便，大约以每天体内总含量 0.075%的速度被排出体外（Cohn 等人，1976 年，援引国际化学品安全方案报告，1984 年）。

#### 动物研究中十氯酮的毒性

通过动物试验研究发现，十氯酮具有很高的毒性，大鼠 LD<sub>50</sub>（半数致死剂量）约为 100 毫克/公斤，兔子和狗的 LD<sub>50</sub> 分别为 65 毫克/公斤和 250 毫克/公斤（引自国际化学品安全方案报告，1984 年，表 2）。美国毒物和疾病登记署报告（1995 年）指出，许多著作者对此进行了调查，他们发现急性中毒反应包括颤栗，这说明毒性已对神经及/或肌肉与骨骼系统产生了神经毒害作用。十氯酮对鸡（Naber 和 Ware，1965 年）、鹌鹑（McFarland 和 Lacy，1969 年）、鱼（Couch 等人，1977 年）、仓鼠（Martinez 等人，1976 年）、小鼠

(End 等人, 1979 年)、大鼠 (Epstein, 1978 年) 以及人类 (Martinez 等人, 1978 年) 的神经毒害作用也有记录。某些研究还发现大量口服十氯酮还会对生殖系统产生影响 (Khera 等人, 1976 年; Uzodinma 等人, 1984 年 a; Yarbrough 等人, 1981 年), 并造成肝中毒 (Fujimori 等人, 1983; Mehendale, 1977 年 b, 1981 年 b; Teo 和 Vore, 1991 年) (引自美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。

按照 10 毫克/公斤体重/日的剂量, 反复接触十氯酮还会导致生殖器官、神经系统、肌肉骨骼以及肝脏中毒, 当然对其他器官如肾脏、甲状腺、肾上腺以及睾丸的影响也有记录 (美国毒物和疾病登记署, 1995 年; 国际化学品安全方案, 1984 年)。在对大鼠进行 3 个月的喂食研究中, 记录到的最低可见有害作用水平 (LOAEL) 为 1.17 毫克/公斤体重/日, 中毒症状包括肝脏局部坏死、肾上腺肿大、颤抖、功能亢奋以及过度吃惊反应 (Cannon 和 Kimbrough, 1979 年; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。在对大鼠为期 21 个月的灌饲法研究中, 研究人员记录到了肝脏的组织病理变化、肾上腺滤泡减小及胶质含量减少, 以及上皮增生情况增多, 并发现雄性大鼠的最低可见有害作用水平, 为 0.07 毫克/公斤体重/日 (Chu 等人, 1981 年; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。在对大鼠进行的 2 年喂食研究中, 研究人员观察到了十氯酮对肾脏产生的毒副作用 (蛋白尿症及肾小球硬化症加重), 无可见有害作用水平 (NOAEL) 为 0.05 毫克/公斤体重/日 (Larson 等人, 1979 年 b; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。口服十氯酮会导致实验动物脾和胸腺重量、白细胞数量、自然杀伤细胞活动能力以及促有丝分裂反应能力下降 (环保署, 1986 年 c; Smialowicz 等人, 1985 年; Swanson 和 Wooley, 1982 年); 自然杀伤细胞活动能力下降 (Smialowicz 等人, 1985 年); 以及溶菌斑形成细胞的大量增加 (Chetty 等人, 1993 年 c) (援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。无可见有害作用水平为 5 毫克/公斤体重/日, 最低可见有害作用水平为 10 毫克/公斤体重/日。

大鼠和小鼠 (雄性和雌性) 均显示出十氯酮具有导致肝细胞癌的特性 (美国国家癌症研究所, 1976 年; Reuber, 1978 年, 1979 年; 援引国际化学品安全方案, 1984 年; 美国毒物和疾病登记署, 1995 年)。给大鼠施以 1 毫克/公斤体重/日低的剂量, 小鼠 2.6 毫克/公斤体重/日的剂量, 便可在它们的体内发现肿瘤 (美国国家癌症研究所, 1976 年, 援引美国毒物和疾病登记署, 1995 年)。国际癌症研究机构于 1987 年得出结论, 认为有足够的证据显示十氯酮对大鼠和小鼠具有致癌作用, 对人类也可能具有致癌作用 (第 2B 类致癌物质)。十氯酮在体外微生物及哺乳动物细胞基因变异试验、染色体畸形试验及显性致死试验中不具基因毒性 (Mortelmans 等人, 1986 年; Probst 等人, 1981 年; Schoeny 等人, 1979 年; Tong 等人, 1981 年; Williams, 1980 年; Khera 等人, 1976 年; Simon 等人, 1986 年; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年), 虽然人们发现它会干扰细胞间的信息传递 (Tsushimoto 等人, 1982 年; Caldwell 和 Loch-Carusio, 1992 年; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。美国毒物和疾病登记署报告 (1995 年) 认为十氯酮通过一种后成性肿瘤促进机制产生肝脏肿瘤, 这种机制涉及肝中毒和肝肥大, 包括细胞色素 P-450 诱导。

动物口服十氯酮会导致生殖力或繁殖力下降、每窝产仔数减少、精子数减少以及睾丸萎缩 (Khera 等人, 1976 年; Linder 等人, 1983 年; Uzodinma 等人, 1984 年 a; Yarbrough 等人, 1981 年; 援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。在对大鼠 90 天的喂食试验中, 记录到对精液产生影响的最低可见有害作用水平为 0.83 毫克/公斤体重/日, 而对储精囊和前列腺产生影响的最低可见有害作用水平为 1.67 毫克/公斤体重/日 (Linder 等人, 1983 年) (援引美国毒物和疾病登记署报告, 1995 年)。

十氯酮还是一种有损发育的有毒物质。根据美国毒物和疾病登记署报告（1995 年）和第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年），大鼠和小鼠在怀孕期间小剂量接触十氯酮会导致死产增加、出生后生存能力下降、胎儿或新生幼仔体重及/或骨骼骨化下降以及少数情况的畸形，如肾盂增大、隐睾症、脑室增大、畸形足、脊柱或肋骨并和以及脑疝。给妊娠 7-16 天的大鼠分别服用 2、6 和 10 毫克/公斤体重/日的剂量，给小鼠分别服用 2、4、8 和 12 毫克/公斤体重/日的剂量，在最大剂量时会导致 19% 的母小鼠死亡，胚胎呈现出重量减轻、骨化程度降低、水肿、隐睾症、肾盂增大以及脑室增大（Chernoff 和 Rogers, 1976 年；援引国际化学品安全方案报告，1984 年）。较低剂量服用十氯酮会导致胚胎重量减轻及骨化程度减弱。服用过十氯酮的母鼠所产雄性大鼠没有显示出任何生殖损害。服用食物中含有 0、10、30 或 37.5 毫克/公斤十氯酮的小鼠在后代和产仔数量上受到影响（Huber, 1965 年；援引国际化学品安全方案报告，1984 年）。在对母鼠按 40 毫克/公斤剂量喂食十氯酮后，母鼠停止产仔。停止喂食 7 周后，母鼠恢复产仔，但所产幼仔要比未服用过十氯酮的母鼠所产幼仔体形小（援引国际化学品安全方案，1984 年）。在给母小鼠服用 2 毫克/公斤体重/日剂量的十氯酮后，母鼠停止排卵并出现持续阴道发情（Swartz 等人，1988 年；援引美国毒物和疾病登记署报告，1995 年），对怀孕 14-20 天的母大鼠雌性后代按 15 毫克/公斤/日剂量喂食十氯酮后，研究人员观察到了同样的变化（Gellert 和 Wilson, 1979 年；援引美国毒物和疾病登记署报告，1995 年），但对怀孕 8-12 天或 14-18 天的母小鼠雌性后代按 20 毫克/公斤/日剂量喂食十氯酮后，未观察到其对阴道或生殖能力产生影响（Gray 和 Kavlock, 1984 年；援引美国毒物和疾病登记署报告，1995 年）。

### 十氯酮对人类的毒性

根据有关人类的现有数据，可以得出这样的结论：十氯酮对人类的毒性与实验动物研究中观察到的毒性类似。根据美国毒物和疾病登记署的报告（1995 年），在那些在生产过程中接触过十氯酮的一组工人中，神经系统中毒的几率非常高（Cannon 等人，1978 年；Martinez 等人，1978 年；Sanbom 等人，1979 年；Taylor, 1982 年，1985 年；Taylor 等人，1978 年；援引美国毒物和疾病登记署报告，1995 年）。这类人群接触十氯酮的途径是各种各样，包括吸入、口腔以及皮肤接触，然而皮肤接触可能是最主要的渠道。中毒征兆表现为颤抖、视力困难、肌肉乏力、步态失调、动作失调、头痛及脑脊髓液压力升高（美国毒物和疾病登记署报告，1995 年）。在工作中长期接触高浓度的十氯酮，可能会导致男性精子减少和精子活动能力降低，但生育能力没有受到损害（Guzelian, 1982 年 a；Taylor, 1982 年，1985 年；Taylor 等人，1978 年；援引美国毒物和疾病登记署，1995 年）。但目前尚难以最终确定血液中的十氯酮含量、大气中的十氯酮含量以及对精子的影响（美国毒物和疾病登记署，1995 年）。在通过吸入接触十氯酮的人员中，十氯酮致癌方面的流行病学证据非常有限（美国毒物和疾病登记署，1995 年，国际化学品安全方案，1984 年）。在对那些因中期或长期接触高浓度十氯酮而患肝肿大的 12 名工人进行肝活组织切片检查时，未发现任何癌症证据（Guzelian 等人，1980 年；援引美国毒物和疾病登记署报告，1995 年）。但是，由于抽样工人人数太少，所以该研究结论有限（美国毒物和疾病登记署，1995 年）。

### 对内分泌系统的影响

十氯酮对生殖系统的影响说明该杀虫剂会对内分泌系统产生影响。在根据《内分泌干扰物质欧盟战略》<sup>9</sup>对其评估后，十氯酮被列为欧盟战略下重点化学品清单中的第一类（在采

<sup>9</sup> [http://europa.eu.int/comm/environment/endocrine/strategy/substances\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/endocrine/strategy/substances_en.htm).

用未经阉割的动物进行试验时，有证据表明十氯酮至少对一种动物产生了内分泌干扰作用。这种分类是以许多试验系统中存在内分泌干扰作用的证据为基础的，这些试验系统包括：老鼠子宫增生试验（在对产后老鼠多次注射十氯酮后，子宫重量增加）和受体结合试验，结果显示了雌激素效应（见 1995 年美国毒物和疾病登记署；BKH 报告，2000 年）。

### 有关十氯酮影响评估和毒性方面的结论

在长期接触后，十氯酮很容易被吸入体内，并在体内蓄积。根据动物试验的研究结果，杀虫剂具有持久性剧毒，1-10 毫克/公斤体重/日的剂量能产生神经毒性、免疫毒性、生殖毒性、骨骼肌肉毒性和肝脏毒性。在试验中，大鼠 1 毫克/公斤体重/日的剂量，以及小鼠（mice）2.6 毫克/公斤体重/日的剂量会引起肝癌，同样剂量还会对生殖系统带来影响。国际癌症研究所已经将十氯酮列为可能会对人类造成危害的致癌物质（国际癌症研究所第 2B 类致癌物质）。

表 2.3 对有关十氯酮毒性的重要研究结果进行了总结，其中包括每项研究所得出的无可见有害作用水平（NOAEL）/最低可见有害作用水平（LOAEL）。本表中所包括的各项研究是从有关十氯酮毒性研究的大量数据库中甄选出来的，甄选时是以被调查端点的重要性（如，生殖系统毒性、致癌性、其他目标器官的毒性）、所报告的研究的力度和毒性剂量（无可见有害作用水平/最低可见有害作用水平）为基础的。这些研究对于确定上述化合物毒性风险的特点非常有用，其中一些研究已经被美国毒物和疾病登记署用以确定十氯酮的最低风险浓度（MRL）（美国毒物和疾病登记署，1995 年）。

表 2.3 十氯酮毒性重要研究摘要

物种	研究类型	影响	LOAEL/NOAEL 毫克/公斤体重/日	参考文献
大鼠 Fischer 344	短期/剧毒 10 天 重复剂量 灌饲研究	体重减少 65%，临床化学参数发生变化	10 毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 5 毫克/公斤体重/日 (NOAEL)	美国环保署，1986 年（1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
大鼠 Fischer 344	短期/剧毒 10 天 重复剂量 灌饲研究	脾和胸腺重量减轻，嗜中性粒细胞数量减少，自然杀伤细胞活动减弱，会引发全身中毒	10 毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 5 毫克/公斤体重/日 (NOAEL)	美国环保署，1986 年；Smialowicz 等人，1985 年（1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
大鼠 Fischer 344	短期/剧毒 10 天 重复剂量 灌饲研究	惊愕反应增加	2.5 毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 1.25 毫克/公斤体重/日 (NOAEL)	美国环保署，1986 年 c（1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
大鼠 (Sherman)	3 个月喂食研究	肝脏局部坏死、肾上腺增大、皮层细胞增生增厚、震颤、多动、过度惊愕反应	1.17 毫克/公斤体重/日 (LOAEL)	Cannon 和 Kimbrough，1979 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。

物种	研究类型	影响	LOAEL/NOAEL 毫克/公斤体重/日	参考文献
				引)。
大鼠, Wistar	2年喂食研究	肾影响(蛋白尿、肾小球硬化不断加重)	0.25毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 0.05毫克/公斤体重/日 (NOAEL)	Larson等人, 1979年b(1984年国际化学品安全方案, 1995年美国毒物和疾病登记署援引)。
大鼠 Sprague-Dawley	21个月灌饲研究	肝脏发生组织病理学改变, 小囊变小、胶质含量减少、甲状腺内上皮增生情况增多。	0.07毫克/公斤体重/日 (LOAEL), 雌性	Chu等人, 1981年(1984年国际化学品安全方案, 1995年美国毒物和疾病登记署援引)。
大鼠, Wistar	3个月喂食研究	睾丸萎缩	0.5毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 0.25毫克/公斤体重/日 (NOAEL)	Larson等人, 1979年b(1984年国际化学品安全方案, 1995年美国毒物和疾病登记署援引)。
大鼠 (Osborne-Mendel)与 小鼠 (B3C6F1)	80周喂食研究	肝细胞腺瘤和肝细胞癌	1.2毫克/公斤体重/日 (LOAEL, 大鼠)以及 2.6毫克/公斤体重/日 (LOAEL, 小鼠)	美国国家癌症研究所, 1976年; Reuber, 1978年, 1979年(1984年国际化学品安全方案, 1995年美国毒物和疾病登记署援引)。
大鼠	对新生大鼠多次注射十氯酮	子宫增生反应-子宫重量增加与剂量相关	10毫克/公斤体重/日 (LOAEL, Gellert, 1978年) ≤ 6毫克/公斤体重/日 (LOAEL, Hammond等人, 1979年)	Gellert, 1978年; Hammond等人, 1979年(1984年国际化学品安全方案, 1995年美国毒物和疾病登记署援引)。
大鼠, Hotzman 品系, 被切除卵巢的未完全发育的雌性	大鼠注射 x 3 剂量: 0-45毫克十氯酮/公斤体重/日 ± 0.01、0.1、1或 10毫克苯甲酸雌二醇/公斤体	子宫增生反应。此外, 影响还包括按照研究中的剂量, 使用苯甲酸雌二醇时所带来的影响。	20毫克十氯酮/公斤体重/日的剂量似乎是胚胎植入的门槛	Johnson, 1996年

物种	研究类型	影响	LOAEL/NOAEL 毫克/公斤体重/日	参考文献
	重/日			
大鼠	90 天喂食研究	精子活动和活力降低、精子减少、精囊和前列腺的重量减轻	对精子的影响：0.83 毫克/公斤体重/日 (LOAEL) 对精囊和前列腺的影响：1.67 毫克/公斤体重/日 (LOAEL)	Linder 等人，1983 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
小鼠，Balbc	130 天喂食研究	每窝产仔数减少 8%，动物配对产仔的天数增加 19%（不断发情）	1.3 毫克/公斤体重/日 (LOAEL)	Huber，1965 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
大鼠和小鼠	按 2、6 与 10 毫克/公斤体重/日灌饲大鼠 对怀孕 7-16 的小鼠采用 2、4、8 和 12 毫克/公斤体重/日的剂量	胎儿重量减轻、骨化程度降低、水肿、隐睾症、肾盂增大、脑室增大。剂量较低时，胎儿重量减轻、骨化程度降低。在较高剂量时，孕产鼠会发生死亡。在小鼠中，只在最高剂量时，才可以观察到胎仔毒性，而且胎儿死亡率和畸形足的情况增加。	2 毫克/公斤体重/日 (LOAEL，大鼠)	Chernoff 和 Rogers，1976 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
Balbc 小鼠	160 天喂食研究	排卵增加，持续发情	2 毫克/公斤体重/日 (LOAEL)	Swartz 等人，1988 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
大鼠	生殖系统毒性	在怀孕 14-20 天对母鼠给予十氯酮，母鼠的雌性后代排卵增加、持续发情	15 毫克/公斤体重/日 (LOAEL)	Gellert 和 Wilson，1979 年，（1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。
人	职业接触	根据记录，会出现以下现象：震颤、毫无根据的神经过敏或焦虑、视觉困难。另外还会出现皮疹。	据报道，在受到有害影响的工人中，十氯酮在血液中的平均浓度为 2.53ppm。 对于血液中十氯酮浓度超过 2 微克/升的工人，报道有发生皮疹的情	Cannon 等人，1978 年（1984 年国际化学品安全方案，1995 年美国毒物和疾病登记署援引）。

物种	研究类型	影响	LOAEL/NOAEL 毫克/公斤体重/日	参考文献
			况。	

#### 2.4.2 生态毒性

表 2.4 根据 Ecotox 数据库（美国环保署，2006 年）的资料，简要列出了对十氯酮进行的水生生态毒性测试结果。

除此之外，第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年）对一系列调查十氯酮生物可利用性的试验进行了总结，指出该物质能很强地吸附于泥沙上。因此，水生生物对十氯酮的接触部分是通过水，部分是通过泥沙。D'Asaro 和 Wilkes（1982 年）采用事前曾接触一定浓度十氯酮的泥沙，以及被十氯酮污染的詹姆士和泥沙，分别就它们对河口族群的影响进行考察——这是在水族馆内建立的一个河口族群，采用的是未经过滤的海水。如果事前按每公升 0.1、1.0 或 10 微克十氯酮的浓度将十氯酮均匀地分布于泥沙中，那么当糠虾接触这些泥沙时，结果显示，其死亡率与剂量有关。糠虾没有受到詹姆士河泥沙的影响。如果可以的话，确定泥沙的浓度，当牡蛎接触均匀分布十氯酮的泥沙时，其壳的生长与剂量有关，在与十氯酮接触后生长减慢，河中泥沙对牡蛎也有不良影响。尽管较小剂量时，沙蠕虫的数量没有受到影响，但在泥沙接触每公升 10 微克十氯酮的 28 天后，沙蠕虫发生死亡现象。富集于沙蠕虫和牡蛎体内的十氯酮都来自泥沙（引自第 43 号《环境卫生标准》（国际化学品安全方案，1984 年））。

表 2.4 十氯酮生态毒性重要研究摘要

毒性类别和种系	端点	期限	结果 毫克/公升	参考文献 <sup>1</sup>
藻类 <i>绿球藻, Dunaliella tertiolecta, 菱形藻, 硅藻</i>	半数有效浓度 生长抑制	7 天	0.35-0.60 (配制)	Walsh 等人, 1977 年
藻类 <i>绿球藻, Dunaliella tertiolecta, 菱形藻, 硅藻</i>	半数有效浓度 生长抑制	7 天	350 – 600 (配制)	Hansen 等人, 1977 年
甲壳类 <i>大型水蚤</i>	半数有效浓度 不动	48 小时	0.120-0.690	Barera 和 Adams, 1983 年; Adams 与 Heidolph, 1985 年; Ziegenfuss 等人, 1986 年
甲壳类 <i>Americamysis bahia, 蓝蟹, 玻璃虾</i>	半数致死浓度	96 小时	0.01-0.210	Nimmo 等人, 1977 年, 1981 年; Hansen 等人, 1977 年; Schimmel, 1977 年; 美国环保署, 1976 年

毒性类别和种系	端点	期限	结果 毫克/公升	参考文献 <sup>1</sup>
甲壳类 大型水蚤	无可见效应浓度 生殖	21 天	0.0283	McKee 和 Knowles, 1986 年
甲壳类 大型水蚤	无可见效应浓度 生长	21 天	0.025	Adams 和 Heidolph, 1985 年
甲壳类 <i>Americamysis bahia</i>	最大允许浓度 生长	28 天	0.000026- 0.00034	Nimmo 等人, 1981 年
昆虫 摇蚊	半数致死浓度	48 小时	0.17-2.3	Adams 等人, 1985 年; Ziegenfuss 等人, 1986 年
鱼类 9 种	半数致死浓度	96 小时, 流 动	0.0066-0.512	Roberts 和 Bendl, 1982 年; Roberts 和 Fisher, 1985 年; Schimmel, 1977 年; Hansen 等 人, 1977 年; Mallat 和 Barron, 1988 年; Buckler 等人, 1981 年
昆虫 摇蚊	无可见效应浓度 发育	14 天	17.9 毫克/公斤 泥沙	Adams 等人, 1985 年

<sup>1</sup> 均引自 Ecotox, 美国环保署, 2006 年。

环境毒理学和化学学会的一个出版物提供并评价了一份临界组织残留 (CTR) 对照 (Jarvinen 等人, 1999 年)。这个数据库包含了 32 个关于十氯酮的分录, 数据来自多项不同的研究 (见表 2.5)。一些残留量得自一些并未观察到影响的研究, 因此, 它们可能并不代表真正的临界组织残留。发现影响的研究中得出的临界组织残留值是三个鱼类物种的 15 项临界组织残留值。关于黑头呆鱼, 有两项研究, 得出的数值为 1.7 和 3.8-5.4 毫克/公斤湿重。关于红鲈, 有 12 项临界组织残留值, 从 0.13 到 17 毫克/公斤湿重不等, 平均值为 5.9 毫克/公斤湿重。此外, 还有一项关于平口鲷的临界组织残留值, 2.7 毫克/公斤湿重。

## 结论

总之, 十氯酮是一种对水生生物具有很强毒性的物质。最敏感的生物群为无脊椎动物, 对于一种具有杀虫特性的物质来说, 这一点并不奇怪。由于短期测试 (死亡率) 的值为 0.01- 0.69 毫克/升, 而长期测试的值 (生殖和发育) 为 0.0025 与 0.0028 毫克/升, 所以即使将影响的最低浓度 (0.000026 毫克/升) 视作界外值, 影响的最低浓度也会远远低于 1 毫克/升。

表2.5 临界组织残留对照

物种	生命阶段	接触途径	接触浓度	结果微克/克(湿重)	影响
水蚤 (Daphnia magna) (Fw)	一龄	水	175 毫微克/公升	0.133	存活率, 繁殖率 - 无影响
草虾 (Palaemonetes pugio) (Sw)	0.09 克	水; 饮食	0.04 微克/公升; 0.118 微克/克 (湿重)	0.147	生长-无影响
蓝蟹 (Callinectes sapidus) (Sw)	幼体	饮食	2.26 - 2.50 微克/克 (湿重)	2.54 - 4.61	存活率、生长-无影响
黑头呆鱼 (Pimephales promelas) (Fw)	幼虫—成体	水	3.1 微克/公升	3.8 - 5.4	存活率、生长-减慢
黑头呆鱼 (Pimephales promelas) (Fw)	幼虫—成体	水	1.2 微克/公升	2.6	存活率、生长-无影响
黑头呆鱼 (Pimephales promelas) (Fw)	胚胎, 第二代	水; 成鱼	0.31 微克/公升; 0.21-0.38 微克/克	1.7	存活率(孵化率) -降低
黑头呆鱼 (Pimephales promelas) (Fw)	胚胎, 第二代	水; 成鱼	0.17 微克/公升; 0.17-0.46 微克/克	0.26	存活率- 无影响
黑头呆鱼 (Pimephales promelas) (Fw)	幼虫, 第二代	水; 成鱼	0.31 微克/公升; 0.21- 0.38 微克/克	0.50	存活率、生长-无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	成体	水	0.8 微克/公升	2.5 - 3.6	存活率- 降低 22%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	成体	水	1.9 微克/公升	11 - 12	存活率- 降低 80%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	成体	水	7.8 微克/公升	17	存活率- 降低 100%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	成体	水	0.16 微克/公升	0.65 - 0.90	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎	成鱼	11-12 微克/克	11	存活率- 降低 25%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎	成鱼	2.5 - 3.6 微克/克	4.7	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	幼虫—幼体	水; 成鱼	1.9 微克/公升; 11-12 微克/克	8.4	存活率- 降低 63%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	幼虫—幼体	水	2.0 微克/公升	7.8	存活率- 降低 40%
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	幼虫—幼体	水	0.8 微克/公升	2.0	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	幼虫—幼体	成鱼	11-12 微克/克	0.13	生长-减慢

物种	生命阶段	接触途径	接触浓度	结果微克/克(湿重)	影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	幼虫—幼体	水	0.08 微克/公升	1.1	生长-减慢
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎—成体	水	0.78 微克/公升	5, 6.8*	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎—成体	水	0.39 微克/公升	2.2, 3*	生长-减慢
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎—成体	水	0.12 微克/公升	0.86, 1.2*	生长- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎—成体	水	0.78 微克/公升	5, 6.8*	繁殖率- 降低
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎—成体	水	0.39 微克/公升	2.2, 3*	繁殖率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎, 第二代	成鱼 + 水	0.78 微克/公升	2.3	存活率 - 降低
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	胚胎, 第二代	成鱼 + 水	0.39 微克/公升	1.3	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	鱼苗, 第二代	成鱼 + 水	0.78 微克/公升	2.3	存活率- 无影响
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	鱼苗, 第二代	成鱼 + 水	0.12 微克/公升	0.41	生长-减慢
红鲈 (Cyprinodon variegatus) (Sw)	鱼苗, 第二代	成鱼 + 水	0.074 微克/公升	0.30	生长- 无影响
平口鲷 (Leiostomus xanthurus) (Sw)	幼体	饮食	3.3 微克/克 (湿重)	2.7	存活率- 降低
平口鲷 (Leiostomus xanthurus) (Sw)	幼体	饮食	3.3 微克/克 (湿重)	0.7	存活率- 无影响
平口鲷 (Leiostomus xanthurus) (Sw)	幼体	水; 饮食	0.04 微克/公升; 0.101 微克/克 (湿重)	0.144	生长- 无影响

### 3. 资料综述

十氯酮是一种合成的氯化有机化合物，主要作为农业杀虫剂。该化合物的化学结构与灭蚁灵很相似，灭蚁灵已经被列入《斯德哥尔摩公约》附件 A 中。十氯酮已经被列入联合国欧洲经济委员会《持久性有机污染物议定书》附件 I 中。

根据现有数据，可以认为十氯酮是一种在环境中具有高度持久性的物质。在水生环境或土壤中，十氯酮都不太可能水解或生物降解。十氯酮直接光解的情况不明显，挥发的情况也不明显。

由于藻类的生物浓缩系数（BCF）值为 6,000，无脊椎动物为 21,600，鱼类为 60,200，再加上各种记录的实例也显示了十氯酮的各种生物放大作用，所以十氯酮被视作一种具有明显生物蓄积和生物放大可能性的物质。

至于十氯酮可能产生的不良影响，有充分的数据证明了这一点。在长期接触后，十氯酮很容易被吸入体内，并在体内蓄积。根据动物试验的研究结果，杀虫剂具有持久性剧毒，1-10 毫克/公斤体重/日的剂量能产生神经毒性、免疫毒性、生殖毒性、骨骼肌肉毒性和肝脏毒性。在对大鼠（rat）的试验中，1 毫克/公斤体重/日的剂量会引起肝癌，同样剂量还会对生殖系统带来影响。国际癌症研究所已经将十氯酮列为可能会对人类造成危害的致癌物质（IARC 第 2B 类致癌物质）。此外，十氯酮对水生生物也具有很大的毒性，其中最敏感的一组为脊椎动物。

在涉及气体形式的远距离大气迁移时，有关十氯酮的现有数据并不完全属于结论性的数据。但应该注意的是，通过大气悬浮颗粒、海流中泥沙颗粒以及生物发生的迁移也对十氯酮的远距离环境迁移起到了一定的作用。

由于缺乏有关十氯酮的监测数据，所以在对十氯酮的远距离迁移可能性进行评估时，是以其物理化学特性，尤其是模型数据为基础的。在这两种方法中，只采用第一种方法似乎还不够，还应该采用以模型数据为基础的方法，后一种方法明确显示了十氯酮发生远距离环境迁移的可能性。

根据现有的数据，应该将十氯酮视作一种需要全球采取行动的持久性有机污染物。

在发达国家，十氯酮的生产和使用已经停止了几十年，但在某些发展中国家，仍有可能将这种物质作为农用杀虫剂进行生产和使用。如果仍然将这种物质作为杀虫剂，那么将会直接释放到环境中。而且十氯酮具有极强的持久性，在使用该物质的地区，土壤与水已经受到了严重的污染。这些被污染的地区有可能在很长时间内成为污染源。

#### 4. 结论意见

已经证实：十氯酮符合《斯德哥尔摩公约》附件 D 中规定的全部标准。此外，十氯酮的化学结构与灭蚁灵很类似，而灭蚁灵作为一种有机氯杀虫剂已经被列入了《斯德哥尔摩公约》。十氯酮在环境中具有极强的持久性，存在着生物蓄积的极大可能性。不仅如此，还有明显证据表明该物质具有生物放大作用。尽管还没有监测数据来自那些远离污染源的地区，但该物质的物理和化学特性，以及相关的模型研究结果都显示，十氯酮有可能吸附于空气和水中的颗粒而进行远距离迁移，而且还有可能同时存在着空气和水迁移的情况。十氯酮会给哺乳动物和水生生物带来各种有害的影响。

由于十氯酮可以通过大气从其源头向外迁移很远的距离，所以单凭一个国家，或若干个国家的努力，是无法减少这种物质所带来的污染的。有必要采取地区性行动，根据欧洲经委会《远距离跨界空气污染公约》有关持久性有机污染物的议定书，十氯酮被全面禁止。尽管大多数国家都似乎停止了十氯酮的生产和使用，但再次生产和使用十氯酮的可能性仍然存在。而这有可能增加十氯酮在环境中的排放量。

根据现有证据，十氯酮在环境中经过远距离迁移后，很可能对人类健康和环境产生严重的不良影响，因此有必要在全球采取行动。

## 参考资料

- 北极监测与评估方案（2004），《2002年北极监测与评估方案评估：北极持久性有机污染物》，北极监测与评估方案，奥斯陆，2004。
- M.J. Beaugendre（2005），《经济、环境和土地事务委员会关于在马提尼克岛和瓜德罗普岛农业中使用十氯酮和其他杀虫剂的第145条规定执行情况报告》，第2430号，2005年6月30日国民议会主席办公厅存档。
- A.Beyer、D.Mackay、M. Matthies、F.Wania 和 E.Webster（2000），《持久性有机污染物远距离迁移潜能评估》，《环境科学与技术》，第34卷，第699—703页。
- BKH 最后报告（2000），《制订重要物质清单以进一步评价其在内分泌紊乱中的作用》，为欧洲委员会、DG Environment 编写。  
[http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh\\_main.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh_main.pdf)
- G. Bocquené、和 A. Franco（2005），《马提尼克岛海岸线农药污染》，Mar. Poll. Bull. 第51期，第612—619页。
- Y-M. Cabidoche、M. Jannoyer 和 H. Vanniére（2006），《安的列斯群岛有机氯化物污染情况研究和调查小组的结论》，《CIRAD/INRA 的报告》第66页（见[http://www.cirad.fr/fr/prest\\_produit/services/index.php](http://www.cirad.fr/fr/prest_produit/services/index.php)）；S. Coat、G.Bocquené 和 E. Godard（2006），《马提尼克岛上受有机氯杀虫剂十氯酮污染的水生物种》，《水生物资源》，第19期，第181—187页。
- K.Fenner、M.Scheringer、M.MacLeod、M.Matthies、T.E.McKone、M.Stroebe、A.Beyer、M.Bonnell、A.C.Le Gall、J.Klasmeier、D.Mackay、D.van de Meent、D.Pennington、B.Scharenberg、N.Suzuki 和 F.Wania（2005），《在多媒体模式中比较远程迁移潜能的评估和持久性》，《环境科学与技术》，第39卷，第1932—1942页。  
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc43.htm>  
<http://www.inchem.org/documents/hsg/hsg/hsg041.htm>
- 国际癌症研究所（1979），《国际癌症研究所—摘要和评估》，《十氯酮》，第20卷（1979）（第67页）。
- 国际化学品安全方案（1984），《环境卫生标准43（EHC 43）：十氯酮》，国际化学品安全方案，联合国环境规划署，国际劳工组织，世界卫生组织，日内瓦，1990。
- 国际化学品安全方案（1990），《十氯酮》，《卫生与安全指南第41条》（HSG 41），国际化学品安全方案，联合国环境规划署，国际劳工组织，世界卫生组织，日内瓦，1990。
- A.W.Jarvinen 和 G.T. Ankley（1999），《将效果与组织残余相联系：建立关于接触无机和有机化学品的水生生物的综合数据库》，《环境毒理与化学学会技术出版物》99-1，环境毒理与化学学会，彭萨科拉，佛罗里达州，美国。
- J.Jensen（2006），《国环保署国家湖泊鱼类组织研究项目经理 Stahl Leanne 和美国环保署杀虫剂方案办公室的 Jensen Janice 之间 2006年1月17日的个人通信。

<http://www.epa.gov/waterscience/fishstudy/>，援引于 2006 年 1 月 27 日美国提交的关于十氯酮的附件 E。

D.C.Johnson (1996)，《雌二醇—十氯酮（十氯酮）相互作用：子宫和胚胎着床功能结合的附加作用》，《毒理学通讯》第 89 期，第 57—64 页。

J.Klasmeier、M.Matthies、K.Fenner、M.Scheringer、M.Stroebe、A.Beyer、A.C.Le Gall、M.MacLeod、T.E.McKone、N.Suzuki、D. van de Meent 和 F.Wania (2006)，《多媒体模式在远距离迁移潜能和整体持久性的筛选评估中的运用》，《环境科学与技术》，第 40 卷，第 53—60 页。

F.Pedersen、H.Tyle、J.R.Niemelä、B.Guttman、L.Lander 和 A. Wedebrand (1995)，《环境危害分类——数据收集和解释指南》（第 2 版），TemaNord 1995: 581，北欧部长级理事会，哥本哈根。

M.Scheringer (1997)，《根据持久性和空间分布分析有机化学品的环境分布行为特征》，《环境科学与技术》，第 31 卷，第 10 号，第 2891—2897 页。

M.Scheringer、M. MacLeod 和 F. Wegmann (2006)，《用经合组织的 P<sub>ov</sub> 和 LRTP 筛选工具分析当前四种可能的持久性有机污染物》，见 <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads/>。

美国毒物和疾病登记署 (1995)，《十二氯代八氢和十氯酮的毒性简介》，美国人类与健康服务部，1995 年 8 月 (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp66-p.pdf>)。

美国毒物和疾病登记署 (2004)，《多溴联苯和多溴代二苯醚的毒性简介》。

美国环保署 (2006)，《生态毒理学数据库》（旧称“ACQUIRE”），<http://www.epa.gov/ecotox/>。

N.Vulykh、S.Dutchak、E.Mantseva、V.Shatalov (2006)，《空气污染物长距离输送监测与评价合作对审查〈持久性有机污染物议定书〉的筹备工作的贡献，新物质：五溴二苯醚、硫丹、Dicifol、全氯丁二烯、五氯苯和多氯代萘远距离跨界大气运输和持久性潜能模式评》，《监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案/东方气象综合中心技术性报告 1/2006》，见 <http://www.msceast.org/publications.html>。

F.Wania (2006)，2006 年 7 月 4 日的个人通信。