联合国
环境规划署

化学品处

汞排放识别与定量工具包

试行稿

2005 年 11 月

IOMC 组织间化学品无害管理方案

一项 UNEP, ILO, FAO, WHO, UNIDO, UNITAR 和 OECD 之间的合作协定

联合国
环境规划署

化学品处

汞排放识别和量化工具包

试行稿

2005 年 11 月

由联合国环境规划署化学品处发布

瑞士日内瓦

本试行稿“汞排放和定量工具包”代表的是本出版物的首版，目的是辅助各国在国家或区域层次建立汞的排放清单。本工具包将进一步开发，并适时发布更新的版本。本版本及未来版本的工具包都将在联合国环境规划署化学品处的汞项目的网页上获得：http://www.chem.unep.ch/mercury。

声明：

本报告的用途是作为指南。虽然所提供的信息被认为是准确的，但联合国环境规划署（UNEP）声明不对任何可能的不准确、有遗漏的情况以及由此可能造成的后果负责。UNEP 及任何参与编制本报告的个人都不对任何人根据其对本报告中所含信息的理解而采取的行为所可能造成的任何伤害、损失，以及任何形式的毁坏或侵害承担责任。

本报告中所采用的名称和介绍材料并不意味着由联合国的一部分或 UNEP 就任何国家、地区、城市或其当局者的合法性，或者是就其边疆或国界的定界问题，所做出的任何观点的任何表述。文档中的任何观点都不一定反映 UNEP 的观点。

本报告是在组织间化学品无害管理方案（IOMC）的框架下编制的。

***组织间化学品无害管理方案（IOMC）**是由 UNEP, ILO, FAO, WHO, UNIDO 和 OECD（参与机构）于 1995 年按照 1992 年联合国环境与发展大会所提出的在化学品安全领域加强合作和提高协调的建议所建立的。1998 年 1 月，UNITAR 正式作为参与机构加入了 IOMC。IOMC 的目的是促进由参与机构所采取的政策和行动间的协调，联合地或独立地，来实现与人类健康和环境有关的化学品的无害化管理。*

本报告中的材料可以自由引用或复制，
但是要求予以声明并在参考文献中列出文件编号。
应该将一份含有引用或复制内容的出版物递送到联合国环境规划署化学品处。

本报告的影印件可以从下列渠道获得：

联合国环境规划署化学品处
（UNEP Chemicals）
11-13, chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine, Geneva
Switzer 土地
电话：+41 22 917 1234
传真：+41 22 797 3460
电子邮件：chemicals@unep.ch
网站：http://www.chem.unep.ch/mercury/

联合国环境规划署化学品处是 UNEP 技术、工业和经济司的一部分

目录

执行摘要 **1**

1 引言 **3**
1.1 背景 3
1.2 本工具包的文本 4

2 汞清单和本工具包 **6**
2.1 汞清单的目的 6
2.2 本工具包的目的 6
2.3 本工具包的局限性 7
2.4 进一步阅读 7

3 人为的汞排放源 **10**
3.1 向环境排放的途径 11
3.2 汞向不同途径排放的例子 13

4 创建汞清单的步骤 **15**
4.1 清单概念简介 15
4.1.1 生命周期方法 16
4.2 第1步：筛选矩阵；识别所存在的主要源类别 19
4.3 第2步：现有源子类别的识别 20
4.3.1 燃料/能源的提取与使用 20
4.3.2 初级（原生）金属生产 21
4.3.3 其它含杂质汞的矿物和材料生产 22
4.3.4 工业过程中汞的故意使用 22
4.3.5 故意使用汞的消费品产品 23
4.3.6 其它故意的产品/过程中的汞使用 24
4.3.7 再生金属生产（“二级”金属生产） 25
4.3.8 废物焚烧 26
4.3.9 废物堆放/填埋和废水处理 26
4.3.10 火化和殡葬 27
4.3.11 潜在的热点识别 28
4.4 第3步：数据收集和汞排放的定量 29
4.4.1 定量原理 29
4.4.2 活动强度的使用 32
4.4.3 汞输入因子的选择 33
4.4.4 输出分布因子的选择 34
4.4.5 数据的收集 35
4.4.6 出于定量控制而平衡汞输入和输出数据 37

4.4.7 对不同排放源类别的排放进行计算的范例 37
4.5 第4步：清单的表达 48
4.5.1 清单的主要元素 48
4.5.2 标准提纲 49
4.5.3 计算排放的电子表格 49
4.5.4 关于临时报告的建议 50

5 汞排放源以及汞输入和输出因子详述 51
5.1 燃料/能源的提取和使用 53
5.1.1 大型电厂燃煤 53
5.1.2 其它的煤使用 59
5.1.3 矿物油——分离、炼制和使用 63
5.1.4 天然气——分离、炼制和使用 69
5.1.5 其它化石燃料——分离和使用 73
5.1.6 燃生物质发电和供暖 74
5.1.7 地热发电 76
5.2 初级（原生）金属生产 78
5.2.1 汞提取和初级处理 78
5.2.2 汞熔法工艺提取金和银 80
5.2.3 锌的提取和初步处理 84
5.2.4 铜提取和初级处理 94
5.2.5 铅的提取和初级处理 100
5.2.6 用汞溶法以外的其它方法的金矿开采和初级处理 104
5.2.7 铝的提取和初级处理 107
5.2.8 其它有色金属——提取和处理 109
5.2.9 初级钢铁生产 110
5.3 其它含杂质汞的矿物和材料的生产 113
5.3.1 水泥生产 113
5.3.2 制浆和造纸生产 118
5.3.3 石灰和轻质聚合窑生产 121
5.3.4 其它的矿物和材料 123
5.4 工业过程中汞的故意使用 124
5.4.1 采用汞技术的氯碱生产 124
5.4.2 用氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的VCM（氯乙烯单体）生产 131
5.4.3 用硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产 133
5.4.4 其它用汞化合物作催化剂的化学品和聚合物生产 134
5.5 故意使用汞的消费品生产 135
5.5.1 水银温度计 135
5.5.2 含汞的电气开关和继电器 141
5.5.3 含汞光源 149
5.5.4 含汞电池 154
5.5.5 生物杀灭剂和杀虫剂 159
5.5.6 油漆 160
5.5.7 人类药物和兽药 163

	5.5.8 化妆品相关的产品	164
5.6	其它的故意生产/过程使用	167
	5.6.1 牙医补牙剂	167
	5.6.2 压力计和血压计	172
	5.6.3 实验室化学品和设备	173
	5.6.4 宗教仪式和民间医术用的金属汞	177
	5.6.5 其它的产品用途、金属汞用途和其它源	177
5.7	再生金属生产（“二次”金属生产）	179
	5.7.1 再生汞生产（“二次生产”）	179
	5.7.2 再生钢铁生产（铁和钢）	181
	5.7.3 其它再生金属生产	183
5.8	废物焚烧	185
	5.8.1 城市/普通废物焚烧	185
	5.8.2 危险废物焚烧	192
	5.8.3 医疗废物焚烧	194
	5.8.4 水处理污泥焚烧	197
	5.8.5 不规范的废物焚烧	200
5.9	废物堆放场/填埋场和废水处理	201
	5.9.1 受控的填埋场/堆放场	201
	5.9.2 有部分控制的分散堆放	205
	5.9.3 工业生产废物的非法本地处置	205
	5.9.4 普通废物的非法倾倒	205
	5.9.5 废水系统/处理	206
5.10	火化和殡葬	210
	5.10.1 火化	210
	5.10.2 殡葬	213
5.11	可能的热点	216
6	**参考文献**	**217**
7	**索引、缩略词与缩写**	**229**
8	**技术性附件**	**231**
8.1	锌提取物中闪锌矿中的汞含量	231
9	**附录**	**236**
9.1	标准的表达格式	236
9.2	辅助汞排放量计算的电子表格草稿	239

执行摘要

1. 联合国环境署（UNEP）理事会在其 2003 年 2 月召开的第 22 次会议上，在审议了《全球汞评估报告》的主要发现后做出结论：已经有足够的证据表明汞已经对全球环境造成了显著的不利影响，需要采取进一步的国际行动来减少由于汞在环境中的释放给人类和野生物所构成之风险。理事会决定应立即在国家、地区和全球范围内尽快采取行动，并呼吁所有的国家酌情制定目标并采取行动以识别受害人群并减少人为释放。这项提出汞污染的全球危害的决议后来在 2005 年 2 月的理事会第 23 次会议上得到了加强。理事会同时要求 UNEP 与其它相关的机构合作、磋商以促进并开展技术援助和能力建设活动，以帮助各国采取治理汞污染的行动。

2. 根据理事会所的要求，UNEP 在化学品处设立了汞方案。方案的近期目标是鼓励所有的国家就识别害人群、通过扩大努力降低风险、减少人为释放而酌情制定目标并采取行动。

3. 方案的一项重要内容是编制一些相关题材的培训教材、导则和手册，可供各国政府及其它相关部门在评估并提出汞污染时使用。各国政府在评估由汞污染所造成的风险并采取适当行动降低风险时需要建立必要的知识库。这本《汞排放识别和量化标准工具包》就是为了帮助各国通过汞排放清单的编制来部分地建立那样的知识库，该清单识别出了他们国家的汞排放源，并估算或量化了其排放量。

4. 结合其它关于特定排放源种类型的知识以及现有的减少排放的方案，人们就可以在决策过程中选择最为经济有效的减排措施。通常，建立这样的清单在与产业界、商界和公众等利益相关方进行沟通宣传时至关重要。

5. 不仅如此，基准清单及其更新有助于监测了解预定目标的落实情况，从而可以确立值得在其它地方推广的成功做法，以及确定所采用措施尚不足而需要改进的地方。

6. 本工具包的目的是帮助各国为掌握汞释放情况而制定自己的汞清单，并指导他们如何改进和细化这些清单。通过提供系统方法、示范实例以及有关汞放源的大量信息，手册的目标是指导各国清单编写者了解编写清单的各种不同技术和步骤。这样工具包就能促成国家或地区汞清单的创建并降低其工作量。

7. 本工具包旨在为编写统一的国家和地区的汞清单提供一个简单的标准化的系统方法和相应的数据库。它包括 UNEP 推荐的有关如何最有效地统计汞的排放源和排放量的流程。具有可比性的汞源排放数据有助于加强国际合作、交流、目标制定和协助。有可比性的数据集还有助于建立全球排放情况的整体概念，这是对控制或削减排放的行动进行优先性分析的一个步骤，有助于增进国际社会对汞的使用和排放的了解。

8. 方法包括四个步骤，可以帮助编制一份统一、具有可比性的的源清单。

9. 第一步，建立一个粗略的筛选矩阵以识别某一国家主要的汞源类别。同时还应识别和收集该国（或地区）已有的有关汞的部分清单或有关汞释放源的描述。

10. 第二步，这些主要的排放源进一步细分成不同的子类别以识别各个有可能造成汞排放的活动。如果只需要定性地识别目标国家或地区所存在的源类别，则可以跳过第三步骤（定量），定性结果即可作为该国的主要排放源类及别其子类别的加注说明的清单予以报道。

11. 第三步，进行量化统计。这一步可以考虑是否从一开始就建立一个完全量化的统计还是只搞一个临时性的初步统计以帮助确立今后工作的重点并启动与参与统计清单编制和审阅的人员的沟通。如果是完全量化的统计，就应该收集活动量数据（“活动强度”）和有关工艺的特

定信息以便估算该国或该地区已识别出的排放源的汞排放量。通过手册中提供的公式、程序和工具包中所描述的源类别数据，就可以算出排放量。但是，鉴于所涉及的不确定性和复杂性，预计有许多的清单仅有定性排放，或者有一些源会有定量使用信息。该项信息有些情况下可能是足以识别和启动所给定国家或地区的汞削减行动的。

12. 第四步也是最后一步是将第 1~3 步的结果编制成一份标准化的汞清单。工具包提供了统一的标准化格式，以确保所有的已知释放源都列于其中（即使不能量化），所缺数据得到明确指明，清单数据是具有可比性的、透明的。

13. 最后的汞清单将显示出所有考虑到的潜在释放源，即使是在该国不存在或者是不重要的排放源。对于国内每一种排放源，都应算出其向各种介质中的排放量，即使数据不足也应说明大概的数量级。所缺少的主要数据应该列明。综合这些数据就可以帮助我们解释各种统计结果并确定今后工作的重点。

1 引言

1.1 背景

汞向环境的排放威胁人类和野生动物

14. 由 UNNEP 的一个工作组于 2002 年 12 月完成的《全球汞评估报告》[1]表明：自从工业化革命以来，环境中的汞含量已经大幅度提高。目前汞出现在全球各种介质和食物中，特别是鱼类中，其水平已能对人类和野生生物构成不利影响。目前由于人为源已造成广泛的暴露。甚至连北极这样当地几乎没有汞排放的地区也因为汞的远距离迁移而受到了不利的影响。

15. 汞有剧毒，特别是对发育中的神经系统危害极大。有些人群尤其容易受害，最为显著的是胎儿和新生儿。但是汞仍然广泛应用于全世界各种产品和工艺中，包括小型金矿开采、测压表、温度计、电气开关、荧光灯、补牙剂、电池和 VCM（氯乙烯单体）生产，以及一些药物中。汞向大气的排放最重要的途径是向空气排放，但是汞也会被直接排入水和土壤。重要的排放源包括：燃煤电厂、垃圾焚烧厂、水泥厂、钢铁厂和氯碱化工厂、金和其它金属采矿、火葬场、垃圾掩埋场以及其它的源，例如二级熔炼作业和工业无机化工生产。

16. 一旦排放后，汞会在环境中持久存在，并以各种不同形态循环于空气、水、土壤和生物圈之间。沉降后的汞会（通过微生物）转变成甲基汞，这种特殊形态的剧毒物质会可以沿着食物链尤其是水生食物链不断浓缩。大多数人主要是通过饮食尤其是食用鱼类产品而摄入甲基汞，而对汞元素的摄入主要是通过补牙剂和职业（例如小型采矿）暴露途径造成的。其它的暴露途径包括皮肤增白霜、宗教仪式中所使用的汞、传统医药以及家里的汞溢洒。

17. 鱼类产品是人类饮食中有价值的、重要的营养组成，而汞恰恰是这种重要食物源的主要威胁。目前全世界已经发现了很多汞含量超标的鱼类，超标最严重的是那些捕食其它鱼类的大型鱼类。摄入大量汞含量超标的鱼类产品的人就可能中毒。同样，以鱼为食的野生生物，例如水獭、老鹰、海狮以及一些鲸体内的汞含量经常会超标。

18. 如欲进一步了解有关汞的化学、毒理、对人体的暴露及其风险评估、对环境的影响、在全球环境中的循环以及对其排放、使用和暴露的预防与控制技术，请参阅《全球汞评估报告》（UNEP, 2000）。

环保领袖呼吁采取行动解决全球的汞污染问题

19. UNEP 理事会在其 2003 年 2 月的会议上，在审议了《全球汞评估报告》的主要发现之后做出结论：已经有足够的证据表明汞已经对全球环境造成了显著的不利影响，需要采取国际行动来减少由于汞在环境中的排放给人类和野生物所构成的风险。理事会决定应立即在国家、区域和全球范围内尽快采取行动，并呼吁所有的国家酌情制定目标并采取行动以识别受害人群并减少人为排放。

20. 理事会同时要求环境署与其它相关机构合作、磋商以促进并开展技术援助和能力建设活动，以支持各国采取有关汞污染的行动。在 2005 年 2 月召开的第 23 届理事会上，理事会又重申了这一要求。

[1] 《全球汞评估报告》（UNEP, 2002）是一份全面总结汞污染各种问题的报告，公布于环境署化学品出的网站上：(网址：http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/Final%20Assessment%20report.htm)。如欲索取印刷本的报告，请按手册封面内页地址与 UNEP 化学品处联络。

建设国家能力以对付汞污染

21. 根据理事会的要求，UNEP 在化学品处设立了汞方案。方案在近期的目标是鼓励所有国家就识别受害人群、通过扩展工作降低风险，并减少人为的汞排放而制定目标并采取行动。

22. 方案的优先工作之一就是协助各国评估本国的汞污染情况、寻求可能的对付负面影响的方法，例如制定治理缓解这些问题的工具和战略，提高意识并提倡无汞产品以及负责任地使用汞，并制定针对达到风险指标人群加强交流的策略。

23. 开展这些活动的时候，UNEP 化学品处将积极与处理汞及其化合物问题的各国政府、政府间组织以及非政府组织磋商、合作的建立伙伴关系，牢记要避免重复工作，并充分利用现有的机构和基础设施。

24. 方案的一项重要内容是编制一些相关题材的培训教材、导则和手册，可供各国政府及其它相关部门在评估并提出汞污染时使用。各国政府在评估由汞污染所造成的风险并采取适当行动降低风险时需要建立必要的知识库。这本《汞排放识别和量化标准工具包》（简称“工具包”）就是为了帮助各国通过汞排放清单的编制来部分地建立那样的知识库，该清单识别出了他们国家的汞排放源，并估算或量化了其排放量。

25. 有关编制汞统计清单的目的以及如何使用清单的指南的详情如第 2 章所述。关于本工具包所采用方法的描述请参阅第 4 章。

1.2 本工具包的文本

工具包的试行稿

26. 本工具包是第一次作为试行稿发布，供各界试用并提供意见。今后将在适当时候发布经进一步研究和修订后的版本。工具包的最新版本将于联合国环境署化学品处关于汞的网页上随时公布：http://www.chem.unep.ch/mercury/。

27. 本试行稿严格按照联合国环境署化学品处在《二噁英及呋喃排放识别和定量标准工具包》（2005 年 2 月）中所开发并应用的思路和系统方法。对于某些相关的部分，直接引用了二噁英及呋喃手册中的段落和文字。二噁英及呋喃手册中所采用的思路和系统方法已经在多个国家实验过。经过数轮征求意见和有经验的清单编制者的审阅，这些方法已经获得了认可，预计将于进一步修订之后提交《关于持久有机污染物的斯德哥尔摩公约》缔约方大会批准，作为《关于持久有机污染物的斯德哥尔摩公约》第 5 条所规定的报告排放情况的导则，以及作为一种编制国家二恶英（PCDD）和呋喃（PCDF）排放清单的方法学予以公布。

28. 本汞试行稿的工具包的编写得到了丹麦 COWI 咨询工程师和规划师协会（COWI Consulting Engineers and Planners AS）的协助，参与编写的人包括 Jakob Maag 先生和 Carsten Lassen 博士。他们两位都有丰富的经验并曾经参与撰写过有关汞的一些出版物。UNEP 化学品处的 Aase Tuxen 女士、Charles French 先生和 Juan F. Caicedo 先生参与了工具包的起草、编辑和定稿工作。

本工具包的进一步编制修订

29. 和其它任何的方法学一样，工具包需要动态地验证和修订。工具包被认为是一个不断更新的文件，将随时根据新的资料和经验尽可能地进行适当更新和修订。同时，由于初稿内容目前主要是基于工业化国家的经验和信息而编写，所以对有些排放源的描述不一定完全符合发展中国家的实际情况，因为这些国家里未加控制的排放非常广泛，通常还存在着很多非正式的领域。所以搜集其它地区的输入和数据对于扩大对不同汞排放源的了解、提高手册的适用性有重要意义。

30. 本试行稿出版之前，曾经在发展中国家和经济转轨国家举办了多次研讨会以提高人们对于汞污染这一全球问题的意识、帮助这些国家评估各自的汞污染现状并寻求解决不利影响的途径。本工具包有望协助有兴趣的国家编制或进一步细化有关本国的汞使用和排放的清单，并希望各国能够就工具包所提出的方法开展实验，并提供建设性的反馈意见以便未来改进工具包的质量。

31. UNEP 化学品处欢迎工具包的所有使用者就手册的任何内容提供意见。如果在应用、解释或具体实施的过程中遇到困难或觉得手册所提供的系统不符合本国国情时，试行稿工具包的使用者可以向 UNEP 化学品处联络咨询。

32. 欢迎各国采用工具包制定本国的汞统计清单并提交给 UNEP 化学品处，化学品处将在汞方案的网页上（http://www.chem.unep.ch/mercury）予以公布。今后我们希望能够除了提供来自各区域的国家统计清单之外，进一步成为各国交流有关清单编制经验、案例和相关的新出版物等的论坛。

2 汞清单和本工具包

2.1 汞清单的目的

33. 优先有害物质排放清单是缓解有关污染物对环境影响进程中的一个重要的决策工具。一旦某个国家确定汞污染是一个需要进一步进行评估的重要问题时，通常它就需要评估一下本国各种不同排放源在汞排放总量中的相对和绝对贡献。这些信息可以用来确定哪类排放源是主要的排放源、哪些排放源需要采取治理措施。

34. 结合其它有关排放源种类的知识以及现有减少排放的方案，就可以在决策过程中确定最经济有效的减排措施备选方案。通常，建立这种清单在向产业界、商界和公众等利益攸关各方宣传时也是至关重要的。

35. 不仅如此，基准清单及其更新有助于帮助监测预定目标的落实情况，从而可以识别出值得推广的成功做法，并识别出这些措施的不足和需要改进的地方。

2.2 本工具包的目的

36. 本工具包的目的是帮助希望编制汞排放清单的国家估算汞的排放量，并指导他们如何完善和细化这些清单。工具包的目标是通过提供方法学、演示案例以及有关汞排放源的大量知识，帮助各国清单编写者了解编制清单的各种不同技术和步骤。这样，工具包就能够减轻在创建国家或地区的汞清单过程中的工作量。

37. 工具包重点描绘了汞在社会中的排放通道以及它是如何流入环境和其它受体的。与其它现有的许多清单仅限于评估汞向单一环境介质（主要是大气层）的排放不同，工具包旨在提供一个方法学及其相关的输入因子和输出分布因子，从而可以全面评估汞向所有介质（空气、水、土壤、产品和废物）的排放。

38. 工具包旨在为编写统一的国家、地区的汞清单提供一个简单的标准化的系统方法和相应的数据库。它包括 UNEP 所推荐的有关如何有效地编制汞的排放源和排放量的流程。具有相互可比性的汞排放数据有助于加强国际合作、交流以及目标的制定和协助。有可比性的数据集还有助于了解全球的排放情况，这是迈向确立治理和减少排放的工作重点的一个步骤，也有助于加深国际社会对于汞的使用和排放的了解。

39. 工具包的设计力求灵活。正如在第 1 章中所述，工具包中的排放因子数据库以及其它因子和信息都可以根据新的数据和改良过程来加以修订和改进。这是一种筛选而不是穷举罗列，是设计来确保能够准确地识别主要的排放源。在设计过程中更强调对本工具包的使用者的便捷性，而不是可望而不可及的百分之百的准确率。

40. 工具包的设计是针对所有国家的，但尤其是针对那些尚未编制详尽的汞清单的国家，以帮助他们着手编制或改进现有的清单。不同的国家将根据可用资源以及对每一部分的优先性考虑而有所差异地对各部分开展调查。工具包所提供的程序是分步骤进行的：1）识别该国或区域的主要源类别，2）进一步识别每个源类别的子类别（源类型），3）按需要编制一份上述所识别出的各排放源的定量评估，或者给出源的优先选择。同时随着新的资料和资源的出现，还可以在以后进一步针对某些排放源开展工作。采用默认的排放因子，同时也列出当地的实测数据，将有助于在其它国家进一步细化和改进工具包的应用。

41. 除此以外，工具包还提供了有关汞排放的更多信息来源的链接，以及其它国际组织和国家的数据库的链接，以及给出了参考引用的大量各国报告以及其它含有各个汞排放源类型的详细资料和数据。

42. 作为工具包的补充，提供了一个电子版的独立的 Excel 电子表格，目的是方便计算不同源类别的输入和输出。关于这个电子表格的进一步信息参见表 9.2。电子表可以从 UNEP 化学品处的网站（http://www.chem.unep.ch/mercury/）上在线获得，或者可以通过联系本文件内页上的地址获得。

2.3 本工具包的局限性

43. 工具包设计时力图包括所有已知的汞排放源种类，但所提供的细节多寡取决于现有的资料以及该排放源种类的重要性。但是还可能存在一些工具包所没考虑到的排放源。任何国家如果发现了新的排放源，则应将其纳入国别统计清单中并向 UNEP 化学品处通报这种新发现的排放源的有关资料、特性以及可能的重要性。

44. 本工具包所包含的数据主要取自可以容易获得的资料源，所以对排放源的描述和数据今后也可能改变或补充。特别地，来自发展中国家的资料尤其有限，这些资料对于更好地在全球范围内了解汞排放有重要的补充价值，因为这些国家的主要情况可能与作为工具包资料来源的发达国家情况有很大的不同。如前所述，工具包今后将进行修订和补充，届时将考虑到这样的额外信息。

45. 尽管采用排放源的实际数据是获得最佳估测的最好方法，在编制工具包的时候编者特别考虑了那些很难获得排放源实际数据的用户的特殊情况而制定了初步的缺省输入和分布因子。应该指出的是，工具包中所建议的缺省因子是基于有限的数据基础的，因此只能算作初步数据，并有待于随数据库的进一步扩大而修订。同样，工具包所提供的缺省数据仅是根据总结的数据而给出的专家判断，在目前阶段尚没有采用任何系统量化的方法来估算这些因子（例如消费加权浓度以及分布因子生成）。因此，在做具体实施缓解措施的决策之前应该尽可能地针对各国或当地的情况校验主要的排放源数据。

46. 正如 UNEP《全球汞评估报告》第 2.1 节所述，汞的排放形式（或种类）是影响环境归趋和迁移、毒性以及治理难度的重要因素。我们充分认识到了收集并通报各种形态（尤其是元素汞和氧化汞）的汞的排放的重要价值，并注意到有些国家（以及一些组织）已经试图开展这项工作。要想获得一个理想的、详细的汞排放统计清单，最好能够对每一种形式的汞的排放都分别进行计算。但是，目前我们认为：为计算并通报各种形态的汞的排放提供导则已经超出了本试行稿的范畴。因此这个初稿并没有提供计算并通报各种形式的汞的排放的指导意见。但不管怎样，将来工具包的后续版本可能会包括此类信息。

2.4 进一步阅读

47. 本工具包的焦点是如何编制汞排放清单，它的目的是涵盖所有工业和家庭活动中的排放途径（空气、水、土壤、产品、残渣和废物），通过识别所有已知的排放源类型（或类别）、对其中大部分进行描述，并提供估算排放量的方法学。一些其它组织也曾在国家、区域和国际的水平上做过类似的工作。尽管范围、覆盖面各有不同，工具包所含的许多信息和专业知识都可以在这些类似的文件中找到。如果需要进一步阅读和应用于工具包，可以参考这些文件。下面我们列出了一些例子及其对应的网址。另外，在本工具包的各个章节都列有与之相关的详细资料供进一步参阅。在本工具包的第 6 章中可以找到这些参考文献的一个列表。

48. **根据 1979 年 UNECE 《远距离跨境空气污染公约》（LRTAP）制订的 UNECE《重金属议定书》（1998）：**议定书主要是针对汞和另两种特别有害的物质——镉和铅而订立的。根据议定书的规定，缔约方的一项主要义务就是把这三种金属的排放量降低到 1990 年（或 1985

年至 1995 年之间的任意一年）的水平线以下。议定书的目标是减少工业生产、燃烧工艺和垃圾焚烧过程中的排放。各国必须采用 EMEP 的指导机构——监测和评估欧洲范围内的远距离空气污染物传播合作方案署所规定的最基本方法学通报排放水平。目前已经有一份 EMEP/CORIN 空气排放清单指导书用于指导大气层清单方法学的指南。

议定书网址：http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.htm
EMEP 网址：http://www.EMEP.int
指导书网址：http://reports.eea.eu.int/EMEPCORIN空气3/en

49. **《波罗地海海域海洋环境保护公约》（赫尔辛基公约）：**赫尔辛基委员会（或称 HELCOM 委员会）的职责就是通过成员国政府间的合作来保护波罗地海免受各种来源的污染。
网址：http://www.helcom.fi/

50. **《OSPAR 保护海洋环境公约》：**OSPAR 委员会制定了各种方案和措施以识别、优先性分析、监测和控制到达或可能到达大西洋东北部海域环境的有害物质的排放或损失，其最终目的是实现：海洋环境中的天然物质的富集度达到或接近背景值，人造化合物质富集度接近零。
网址：http://www.ospar.org/eng/html/welcome.html

51. **《有害物质量化及通报的统一程序》（HARP-HAZ）：**这个项目是由挪威污染控制局（SFT）为倡导并协调北海国家和 OSPAR 成员国关于海洋环境排放的通报制度和程序而主办的项目，是提供公开、可靠和有可比性的报告的基础，内容涉及有关排放源、基本数据、计算方法和排放因子等。
SFT 网址：http://www.sft.no/english/
HARP-HAZ 网址：http://www.sft.no/english/harphaz/

52. **IPPC 指令——欧盟综合污染防治指令：**这一指令的目的是尽量减少来自欧盟境内各点源的污染。指令附录中所包含的所有设施都要求必须事先获得欧盟国家有关管理当局的许可。许可必须根据最佳可行技术（BAT）的原则颁发。同时规定，政策制定者和普通大众总体上需要更好地掌握由不同设施所造成的污染的量化信息。根据导则规定成立了欧洲污染排放登记中心（EPER）以确保这些资料在需要时可以查询得到。
IPPC 指令网址：http://europa.eu.int/comm/environment/ippc/
BAT 参考文件（BREFs）网址：http://eippcb.jrc.es/
EPER 网址：http://europa.eu.int/comm/environment/ippc/eper/index.htm

53. **污染排放和迁移登记（PRTR）:**联合国环发大会（UNCED）21 世纪议程的第 19 章推荐建立这样的登记制度。各国政府及相关的国际组织在产业界的配合之下，应当[除了别的以外]“改进有关有毒化学品的数据库和信息系统，例如排放清单方案……”OECD 污染排放和迁移登记特遣组已经做了大量的工作，尤其是在开发对于各种化学品和源类别的排放估算技术上。特别要注意的是：1）《PRTR 排放估算技术资源汇编》，这为 OECD 国家提供了用于量化 PRTR 的点源和面源排放和迁移的技术的基本信息。它由 3 卷所组成：第 1 部分总结了对点源的技术，第 2 部分是针对面源的，第 3 部分描述了用于估算异位迁移量的技术；2）资源中心，它提供了一个由 OECD 成员国所编制用于主要污染物排放和迁移登记时所用的的有关排放估算技术的指南手册/文件。这些手册和文件包括所排放的污染物（包括汞）的源描述信息，以及排放因子信息、质量平衡方法、工程计算，以及监测信息。
PRTR 信息交换所网址：http://www.chem.unep.ch/prtr/Default.htm
北美环境合作委员会的北美污染物排放和迁移登记（PRTR）的网址：
http://www.cec.org/programs_projects/pollutants_health/project/index.cfm?projectID=26&varlan=english
日本 PRTR 网址：http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/

54. 有关汞清单的更多查阅内容可以在各类国际文献中找到，例如 UNEP 化学品处编制的《全球汞评估报告》（2002），还可以在其它地区性组织的网站上查阅，例如：
欧盟委员会的网址：http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/index.htm
经济合作委员会的网址：http://www.cec.org/home/
大西洋理事会行动计划网址：http://www.arctic-council.org/
以及一些国家政府和机构：
2005 年 1 月“大西洋汞排放清单”和“俄罗斯联邦的汞排放评估”的网址：
http://www.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-515-8/html/default_eng.htm

55. **澳大利亚全国污染清单（NPI）：**澳大利亚建立了可以查询全国工业设施和分散源的排放估算量的数据库。
网址：http://www.npi.gov.au/

56. **加拿大全国污染排放清单（NPRI）：**加拿大环境部建立了一个数据库，可以提供每年排放到空气、水、土壤中的污染物的情况以及有关转移到设施以外进行处置或回收的物质的情况。
网址：http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/NPRI_home_e.cfm

57. **美国有毒物质排放清单（TRI）：**这是一个对公众开放的美国环保局（EPA）数据库。EPA 开发的 TRI 包括了有关政府规定必须每年通报的产业以联邦机构所排放的有毒化学品以及其它垃圾管理活动的最为准确的信息。同时，EPA 还有一个专门提供有关汞的其它活动情况的网页。
TRI 网址：http://www.epa.gov/triinter/
US EPA 汞专题网页的网址：http://www.epa.gov/mercury/

58. **国家污染排放清单（NEI）：**这是一个对公众开放的美国环保局（EPA）数据库。EPA 也开发了一个国家空气污染排放信息数据库（NEI），其数据输入为来自数量庞大的国立和地方空气质量管理机构以及产业界的这些含有关于各个美国设施排放情况的信息。
NEI 网址：http://www.epa.gov/ttn/chief/net/

59. **美国环保局——清单和排放因子数据中心：**这一系列的报告总结了已经识别的一些有毒物质的源类别，其中有专门关于汞和汞的化合物的报告：《寻找并估算来自汞和汞的化合物排放源的空气排放》，文件号：EPA-454/R-97-012, Research Triangle Park, NC, USA. EPA.
网址：http://www.epa.gov/ttn/chief/le/index.html

60. **新泽西州汞特遣组报告，第 III 卷——新泽西州的汞源：**这份报告阐述了如何通过同时推行源削减和有力度的污染控制措施，新泽西州在过去的十年内已经在汞的环境排放上取得了非常显著的减排效果，包括来自城市固体废物和医疗垃圾焚烧炉的排放削减。
网址：http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf

3 人为的汞排放源

61. 汞向生物圈的排放可分四大类（UNEP, 2002）：

- 自然源——由于来自地壳的天然汞的自然迁移（例如火山活动和岩石风化）所造成的汞的排放；
- 当前人为的（与人类活动相关联的）排放：由于原始物质（例如化石燃料，煤和天然气、油，特别是煤，以及其它经开采、处理和回收的矿物质）中的汞杂质的迁移而造成的排放；
- 当前人类活动所造成的排放：因设计需要而被故意用于产品和生产工艺中的汞在工业生产、泄漏、废品处置或焚烧过程中的排放。
- 过去因人为因素而被排放的汞沉积回土壤、沉积物、水体、垃圾填埋场和废物/尾渣堆放地后又再次迁移而造成的排放。

62. 图 3-1 显示了这些源类别，以及可能采用的主要控制机制。

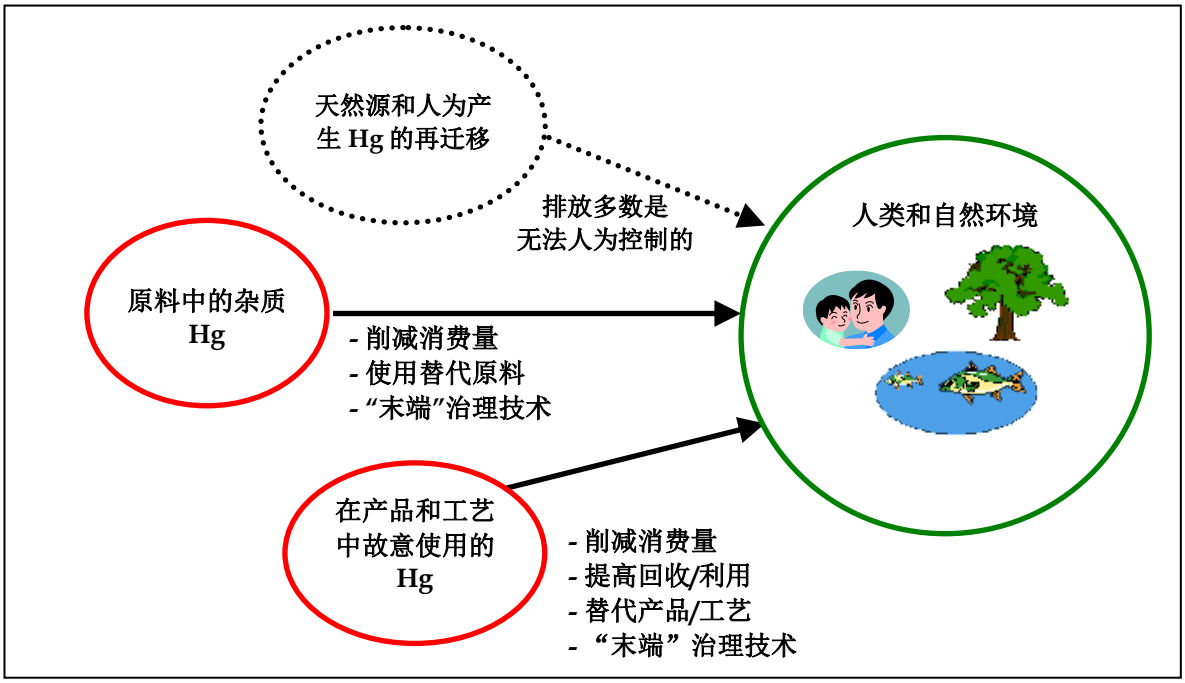


图 3-1 汞（Hg）向环境的主要排放源及主要控制措施

63. 本工具包旨在指导用户如何识别和量化人为因素造成的、但可以通过各种管制行动和其它途径减少的汞排放。因此工具包的主要内容是关于当前由人为因素所造成的排放，排放源包括汞杂质的迁移、使用汞的产品或工艺生产，以及垃圾掩埋、被污染的场所和尾矿堆等人为活动所形成的沉积。上述人为因素的排放方式构成了工具包有关排放源的主要分类。

64. 汞的天然排放以及因以往的大气沉降的汞的再次迁移而产生的排放因为与减少排放的措施无关而不属工具包讨论的范围。但是这些排放源确实会与其它因素一道对人类健康和环境产生不利影响，因而在有些地区需要特别加以关注。有关汞的天壤排放和再激活的详情可以参阅环境署的《全球汞污染评估报告》（UNEP, 2002）。

3.1 向环境排放的途径

汞在环境中是持久性的

65. 理解汞在社会和环境中的途径，需要理解一个重要的事实：尽管它可以以不同的形态循环变化，但汞是一种不能分解或降解成无害的元素。换句话说：一旦它因为人为因素而进入社会或生物圈循环就不会在人生可见的时间内“消失”，需须要加以长期管理（贮存或者处置）。

在产品或工艺的整个“生命周期内”不断排放

66. 在说明汞在人类社会中的流动及其在环境中的排放时可采用生命周期的概念。生命周期的概念是一种从“摇篮到坟墓”的方法，它识别出产品或工艺整个“生命”）过程中的所有阶段（开采并加工原材料、生产、运输和分配、使用、再使用、回收以及作为垃圾被弃置都有可能对环境造成影响。在采集数据、编制统计清单、评定某种产品、工艺或服务对环境所造成的负荷等级时可以应用这种生命周期的概念。

67. 下图将一种产品或工艺的全周期统计清单分成三个部分；含汞的投入、汞材料的产出以及环境排放。

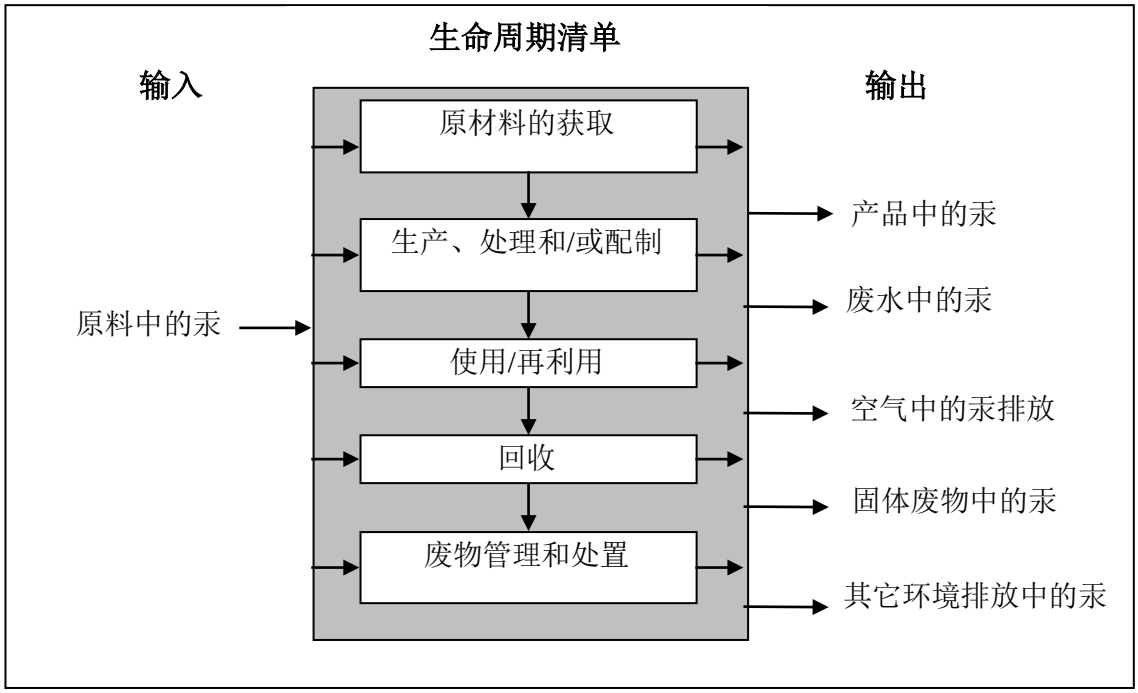
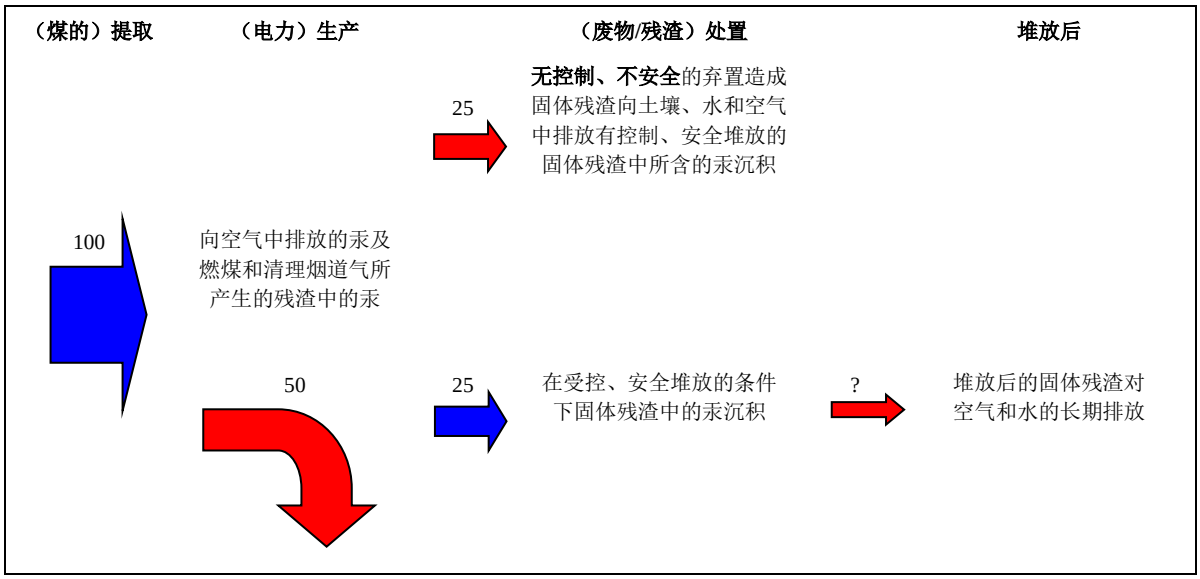


图 3-2 分成物质的投入和产出以及环境排放三部分的全生命期清单图解

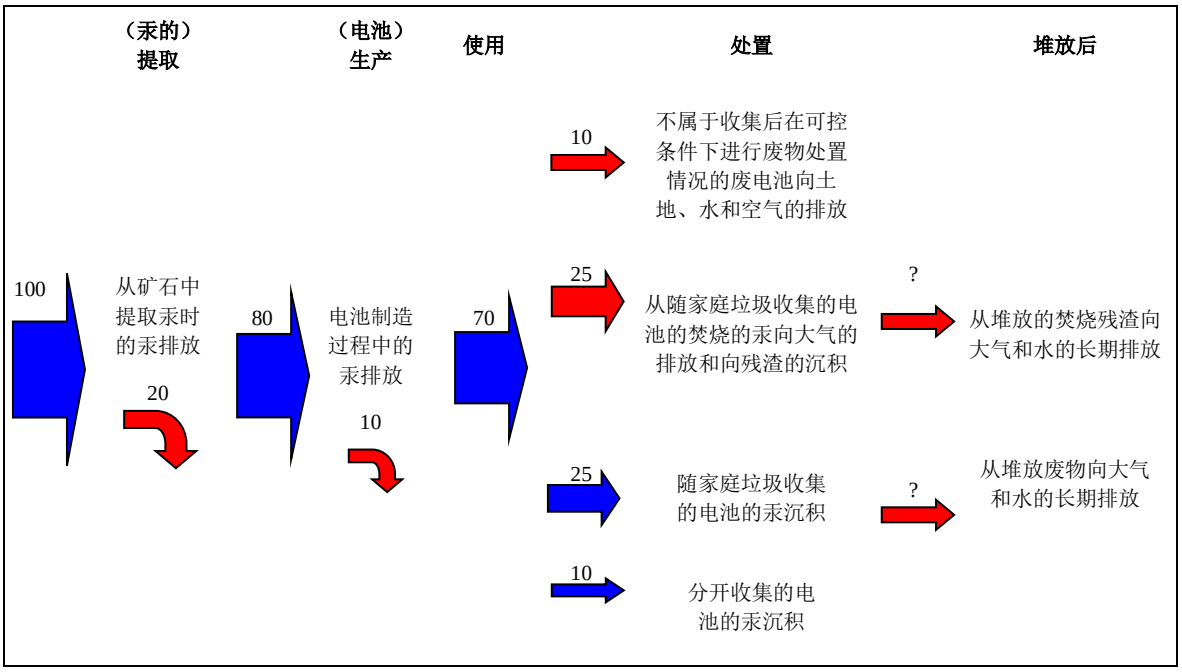
68. 在含汞产品或工艺的整个生命周期的各个阶段都有可能发生汞排放。由于汞是一种元素，所以在这个周期中汞虽然会改变形态但它既不能经生成也不会降解，所以投入多少汞就会产出多少汞。换句话说，人类活动所产生的汞排放可被视为最初投入的汞在一个产品或工艺的生命周期的各个阶段被持续分配到各种介质或排放途径中。

69. 图 3-3 中给出了汞在生产工艺和产品中的生命周期的例子，以及在这个生命周期中汞被排放的例子。图中只列出了生命周期中与汞排放相关的阶段。

a) 燃煤发电生产过程中的汞生命周期



b) 氧化汞电池的汞生命周期



注： 数字代表的是初始汞输入的百分比（分别为煤和矿石中的含量），伴随着不同的排放途径，数字是虚构的，但也是现实的例子。
红色箭头代表发生直接排放的地方，蓝色箭头代表其它的流向。

图3-3 汞在a）工艺流程（燃煤发电）和b）产品（氧化汞电池）中的生命周期的图示（图例为虚构的，用于示例目的）

70. 出于方便，工具包将汞的初级开采以及对普通（家庭）垃圾和废水处理过程中的排放单独分开进行描述和评估，但是这些阶段与生产使用阶段之间的重要联系已经在关于汞排放源的描述中得到了表述。

3.2 汞向不同途径排放的例子

向环境介质的排放

71. 下图 3-4 给出了汞因人为因素而向各种不同的环境介质排放的例子（这里也称作“途径”，但经常也称为“相”或“路径”）。

人为因素造成的向不同环境介质的汞排放的例子

汞排放到环境中的最终目的地以及向每一种受纳环境介质的排放类型：

- **空气——大气层：**从这些汞排放源排放后的汞有可能随着空气物质在本地、地区、半球或全球范围内扩散的点源和面源有：
  - 来自燃煤发电厂、金属开采、垃圾焚烧、氯碱厂、二级废料回收/熔炼、水泥生产、工业无机物生产等主要点状排放源和家庭（燃烧化石燃料）等传播源的排放；
  - 来自手工掘金的排放；
  - 来自火葬场（主要来自含汞的补牙剂）的排放；
  - 来自含汞油漆的排放；
  - 来自没有集中处理的废弃产品（日光灯、电池、温度计、含汞开关、丢失的补过的牙齿等）的分散排放；
  - 过去排到土壤和水中的废汞的蒸发；
  - 过去排到垃圾填埋场中的废汞的蒸发。
- **水——水体环境：**从这些汞排放源排放后的汞会被扩散到海水环境（海洋）或淡水环境（河、湖等）中的点源和面源有：
  - 工厂或家庭向水体环境中的直接排放；
  - 来自手工掘金的排放；
  - 通过废水处理系统的间接排放；
  - 被汞污染的土地或没有渗滤液收集膜和渗滤液水净化系统的填埋场的地面径流和渗滤液；
  - 过去施入土地或已经沉降到土地中的汞被冲洗出来。
- **土地/土壤——陆地环境：**一般的土壤表面和地下水。
  - 来自没有集中处理的废弃产品（电池、温度计、含汞开关、丢失的补过的牙齿等）的分散排放；
  - 本地的工业排放：场内物质和废物堆放地、破损/未用过的管子、被汞污染了的设备和建材；
  - 含汞的水处理污泥被作为农肥施于农田中（作为肥料）；
  - 在农田、种子或苗圃中播散含有汞化合物的农药；
  - 垃圾焚烧和燃煤的固体残渣被用作建材（煤渣/底灰和飞灰）；
  - 掩埋的人尸中的补牙剂。

图 3-4 人为因素造成的向不同环境介质的汞排放示例

汞向其它途径的流动/排放

72. 除上述排放途径（空气、水和土壤）外，工具包还讨论了“产品”、“普通废物”和“行业特定的废物处理”等输出途径。这么做是为了清单工作的实际活动的方便，但是长期来看最终的受体媒介还应是土壤、空气和水。下图 3-5 给出了一些汞向“产品”、“普通垃圾”和“行业专门的废物处理”的流动或排放的例子。

汞向“产品”、“普通废物”和“行业特定的废物处理”等中间途径的流动/释放的例子

- **产品：非故意或故意制造的含汞产品；**
  故意利用汞的特性的产品，或含有汞的副产品，例如因为产品的设计意图而使用（微量）汞及产品，或因为采用的回收材料中含有汞的杂质。
  - 在农药等产品中按设计意图使用汞；
  - 采用燃煤发电厂烟道气清洗生成的固体残渣制造的石膏墙板；
  - 有色金属厂对（烟道气清洗过程中的）烟道气去硫工艺中产生的硫酸；
  - 采用汞基氯碱技术所产生的氯气和氢氧化钠。

- **普通废物：**一般来说是指家庭和机构的垃圾，是人类所产生的垃圾的主要部分。这些垃圾在有控制的环境中经过焚烧或掩埋等一般性处理。
  - 没有单独收集并处理的故意含汞的消费品，例如电池、温度计、银汞补牙剂、有含汞电开关的电子产品、荧光灯等；
  - 正常的、数量较大但含汞量极小的的产品垃圾。

- **行业特定的废物处理：**在独立系统中收集处理的工业废物和消费品废物。
  - 因设计需要而含有大量汞的有害工业垃圾，这些垃圾可储存在有专门保护设施的堆放地点的密封容器中，有些情况下也可以焚烧处理（因为含有其它可燃烧的成份）
  - 二级熔炼/废料回收作业的有害废物；
  - 含汞的有害消费废品，主要为单独收集的电池、温度计、含汞开关、丢弃的补过的牙等；
  - 因采矿活动而产生的大量的岩石、废物；
  - 废物焚烧所产生的固体残渣（炉渣/底灰和飞灰）。

图3-5　　汞向“产品”、“普通废物”和“行业特定的垃圾处理”等中间途径的流动或排放示例

73.　如图 3-3 所示，废物处置是含汞产品和材料生命周期中主要的输出、排放途径。废物处理和废水处理是典型的汞排放源，在考虑经济有效的减少排放的方案时必须要对汞来源进行评估。尽管这些系统本身是为削减各种污染物对环境的影响而运行的，但是一般都不能彻底清除废物中所含的汞。这是由汞的特性所决定的，同时还因为所采用的技术和程序（如第 5.8 节~第 5.10 节对各种不同的废物处理系统的描述）所致。至于汞本身，一般认为在（产品和工艺）报废前进行削减和消除是一种比较经济有效的减少排放的方案。

74.　有关输出途径的更多信息，请见第 4.4.4 节所描述的工具包清单方法。如欲了解有关各国不同排放源的相对重要性的例子以及杂质迁移与汞的故意使用之间的相对关系，请参阅《全球汞评估报告》的第 6 章（UNEP, 2002）。

4 创建汞清单的步骤

4.1 清单概念简介

75. 工具包包括一个四步法标准流程，用来编制统一的、有可比性的源目录，如图 4-1 所示。

用本工具包建立一份国家汞排放清单

第 1 步- 采用筛选矩阵识别本国或本地区主要的排放源类别，找出与本国现有的有关汞排放源有关的描述；

第 2 步- 将主要源类别进一步细分为子类别，进一步收集有关的定性信息以识别本国现有的有关活动和汞排放源。在可能的情况下，分别描述每一分类的相对重要性；

第 3 步- 就上述识别出的排放源搜集详细的定量资料，并采用具体的排放源的数据对其排放进行量化；如果缺乏此类数据，可采用工具包所提供的缺省的汞输入和输出分配因子代替；

第 4 步- 在全国加以推广以建立全面的统计清单，然后按照标准格式中给出的指南报告结果。

图 4-1 推荐的用工具包建立一份国家汞排放清单的四步法流程

76. 在第一步中，使用一个粗略的筛选矩阵来识别某一国或地区现有的主要汞排放源类别。同时，还应识别和收集已有的本国内有关汞的部分清单或有关汞排放源的描述。

77. 在第二步中，把这些主要的排放源进一步细分成不同的子类别，确定哪些具体活动有可能造成汞排放。如果只需要编制一份该国或该地区的非量化的排放源清单，则可以跳过第三步骤（量化步骤），所作的定性调查结果即可作为该国的主要排放源种类及其说明的清单公布。但是为了获得更好的初步评估和优先排序的效果以治理益汞污染问题有一个更好的基础，建议至少应该按照下述第 3 步的方法列出每一分类在所有排放源中的相对强度。

78. 在第三步中，编制出一份定量清单。对这一步，可以考虑是否从一开始就建立一个完全量化的清单，还是只搞一个临时性的初步清单以帮助确立今后工作的重点并启动与参与清单编制和审阅的人员的沟通。作为初步的统计清查工作可以先列出所识别出的子类别，及其相对重要性的表示。通过收集和应用活动量数据（详见下文）和某一行业大致的设施数量和规模、从事金矿开采等活动的大约人数等这类的有关信息，可以初步掌握某一类排放源的相对重要性——汞的排放量的强度。得到本国内汞的主要故意使用的一些信息将特别有助于作为临时报告的重要输入。在此基础之上就可以编制出一份像第 4.5.3 节所描述的阶段报告了。

79. 如果要得到完全量化的清单，就应该收集活动量数据（“活动强度”）和工艺特定的信息以便估算该国（或该地区）的上面已识别出的排放源的排放量。通过采用工具包中第 4.4 节所提供的公式、程序和第 5 章所描述的排放源类型数据就可以算出排放量。

80. 第四步也是最后一步是用第 1~3 步所产生的结果来编制成一份标准化的清单。第 4.5.2 节提供了一个统一的标准化格式，以确保：所有的已知排放源都列于其中（即使不能量化），数据缺口都明确指明，清单数据是有可比性的、透明的。

81. 下图 4-2 以流程图的方式进一步描述了上述程序的详细情况。

4.1.1 生命周期方法

82. 如图 3-2 所示，在含汞的产品或工艺的整个生命周期的各个阶段都有可能发生汞排放。由于汞是一种元素，所以在这个周期中既不能生成也不会降解（虽然可能会改变形态）。一种特定的人类活动所产生的汞排放可以被视为最初投入的汞在一个产品或工艺的生命周期的各个阶段被持续分配到各种媒介或排放途径中的过程，因此在工具包中，对于生命周期链中的每项活动，我们都采用“**汞输入**”和“**输出分布**”这样的参数进行讨论。

83. 工具包所讨论的清单是围绕产品和工艺来编制的。对其中每种产品或服务，我们会对其整个生命周期中的每一个阶段的汞排放进行描述和评估（即使这些阶段从其范围和时间角度上来看都足以构成一个单独的排放源）。这种方法已被大多数已有较先进的关于汞的通量和排放的全国清单的国家所采用，经常又被称作所谓的“物质流动评估（或分析）”。

84. 上图 3-3 中给出了生产工艺和产品中汞的生命周期以及汞在这个生命周期中各阶段的排放例子。图中只列出了生命周期中与汞排放相关的阶段。

85. 如该图的例子所示，在整个生命周期中并不是所有的阶段都有相同的汞排放潜力的。每个阶段排放量大小取决于所涉及的原料和产品的特性以及工艺方法。工具包讨论的焦点在于整个生命周期中各主要排放阶段（详见第 4.2 节和第 4.3 节）。在第 5 章还针对不同的排放源更详细地描述了哪些阶段中会发生大量排放，同时列出了每一阶段中有多少输入的汞被排放。

86. 为了便于说明，工具包将汞的初级开采以及对普通（家庭）垃圾和废水处理过程中的排放单独分开讨论，但是这些阶段与生产使用阶段之间的重要联系已经在关于汞排放源的描述中得到了表述。

汞的输入

87. 在现有的文献当中，由于缺乏生命周期各阶段的量化数据或数据不可靠，尚没有有关含汞产品的生命周期的完整描述。所以汞的输入都是按照一些最容易获得的数据类型（例如第 5 章所列的有关汞污染的描述）得出的。例如关于电池生产中所输入的汞的统计，就不是实际生产过程中的输入数据而是用有关所生产的电池的汞浓度的资料加上所生产的电池总吨数推算出来的。

88. 在第 5 章描述排放源的部分，根据编写工具包时所掌握的数据，尽可能地列出了每一种排放源的汞输入。

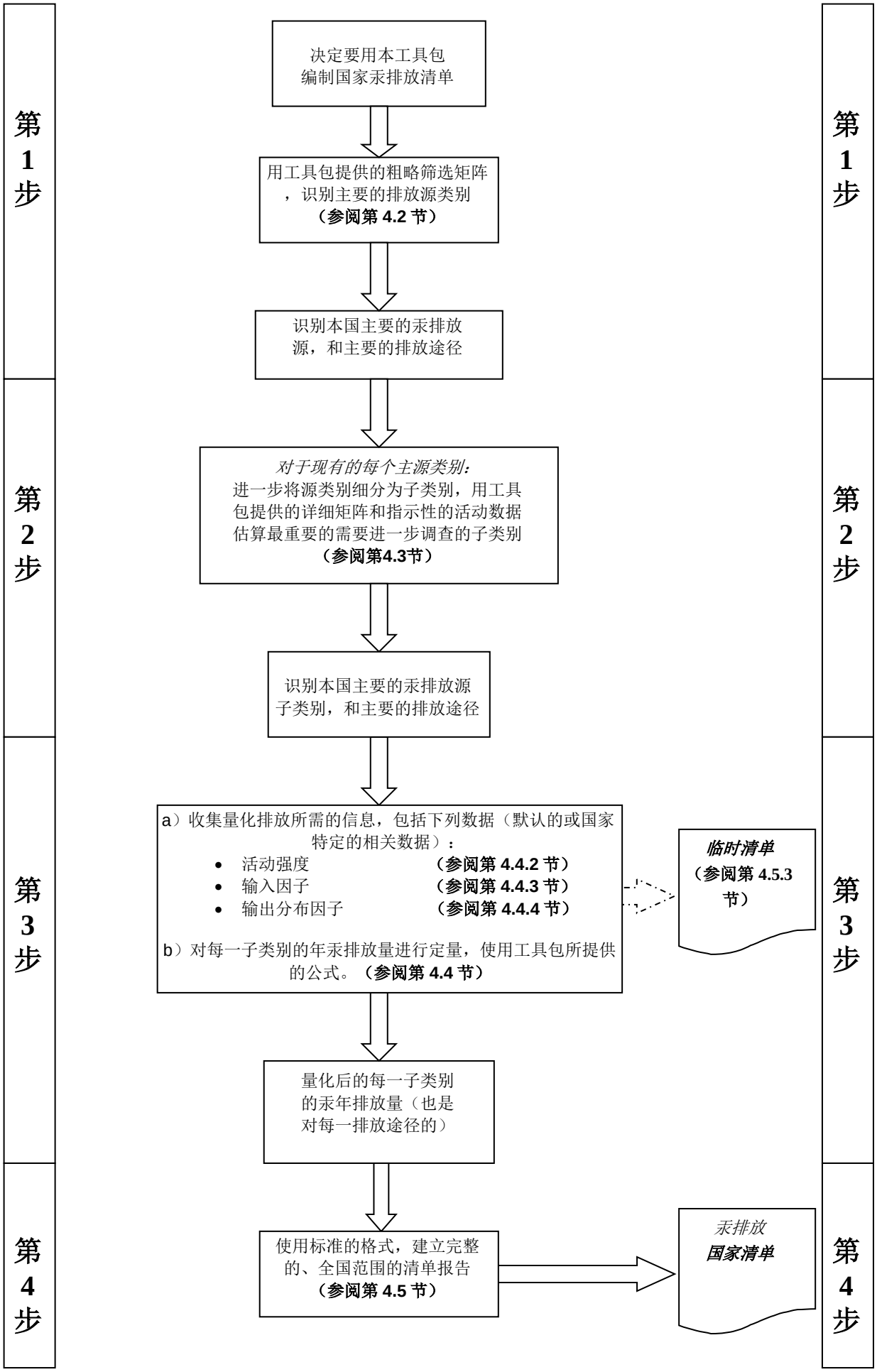


图 4-2　　详细描述用工具包建立一份国家汞排放清单的四步法流程图

89. 工具包第 5 章在有关排放源的段落中列出了一些排放源的缺省输入因素。

90. 应该指出的是，理想的情形下，对各种不同排放源所排放的汞进行评估时应该采用有关产品、工业设施或活动的实际数据。但是在现实中人们会发现这种情况不大可能出现，而且要找到这样的数据往往需要花费很多的时间和财力。虽然使用每个排放源的各自的真实数据当然是最好的，所得的排放估算也最准确，但是在编制工具包的过程中我们也试图为无法获得有关排放源具体数据的读者的提供了初步的缺省输入和分布因子供他们使用。

91. 应该强调的是，工具包中所建议的缺省因素是根据有限的数据库所制定的，因此只能算作初步数据并有待于随数据库的进一步扩大而修订。同样工具包所提供的缺省数据仅仅是根据数据总结而给出的专家判断，在目前阶段尚没有任何系统的量化方法制订这些因子（例如消费加权浓度以及分布因子的推算）。

92. 由于采用了非实际数据所造成的不确定性，因此在使用所建议的缺省因子时应该计算并列出汞输入、输出的范围值。之所以采用缺省因素是为了初步判定该类排放源是否构成该国主要的汞排放源。如果采用缺省因素计算，通常在根据排放测定数据采取措施之前应该对所确定的排放水平进行进一步的细化。

输出分布因子

93. 第 5 章在描述有关排放源的章节中，我们对每一类汞排放源都尽可能地在所掌握的数据许可范围内给出了每一种输出途径（或排放途径）的输出占输入的比例，即输出分布因子。输出途径包括：

- 直接排放到大气（空气）；
- 直接排放到水体环境中（水）；
- 直接排放到土壤（包括地下水在内的陆地环境）；
- 汞进入上市产品的流程（例如存在于电池和采用燃煤发电厂的烟道气清理过程中所产生的固体残余物制成的石膏墙板）；
- 汞进入公共污水处理系统的流程；
- 汞进入普通垃圾处理系统的流程；
- 汞进入一些专门的部门垃圾处理系统的流程。

  对“输出途径”采用什么原则取决于不同的部门。例如其中可能包括专门的分拣和回收、专门处理含高浓度汞的垃圾的安全垃圾场或在铺路时采用含低浓度汞残余物作原料或其它类似的活动。这种弃置活动与没有控制的、“直接排放到土壤中”的活动的区别在于，前者有主管部门做的风险评估或知情验收。在编制的清单报告中一直应当注意的是关于实际的处理或处置所了解的信息。

94. 应该指出：在生产场所或其它地方，没有控制的、自发地或非法的堆放或焚烧垃圾，如果没有采取经过评估的汞留存措施，即可视为工具包所定义的“直接排放到土壤、空气和水中”。也应注意在源描述部分（第 5 章），向水的直接排放与向废水处理厂的排放并没有加以区分。这是因为这两种途径的分配是因国家和当地的条件而异的，很难在全球的层面上作通用性的规定。

95. 含有故意使用的汞的商品化的产品和材料在工具包文本中没有被作为一种排放途径。但是这些市售的产品和材料中含有的汞在源描述部分（第 5 章）有广泛的涉及，也必须在清单报告中予以定量，以便估算出向环境的汞排放量。这类产品和材料的实例有水银温度计、电池和金属汞。

96. 工具包第 5 章有关排放源的段落中列出了一些排放源的缺省的输出分布因子。有关如何使用这些缺省因子的说明请参见前文有关汞输入的章节。

4.2 第 1 步：筛选矩阵；识别所存在的主要源类别

97. 编制标准的汞排放源统计清单的第一个步骤就是确定该国（或该地区）主要的排放源种类，并列出每一类排放源的路径。下表 4-1 所列的初选矩阵可以帮助用户对各种可能向上述输出途径排放汞的活动（工业活动、产品使用、民用活动等）进行初步的评估。对每一类主要的源类别都应该确定其在该国或该地区是否存在。

98. 作为初步工作的一项额外内容，应该列出该国任何现有的哪怕是不完善的统计清单或有关汞排放源的描述供今后参考使用。

表 4-1 筛选矩阵——主要源类别和排放途径

章节	主要源类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣
5.1	燃料/能源的提取和使用	**X**	**X**	x	x	**X**
5.2	初级（原生）金属生产	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
5.3	含杂质汞的其它矿和材料生产	**X**	x	x	x	x
5.4	工业过程中汞的故意使用	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
5.5	含故意使用汞的消费品产品	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
5.6	其它故意的产品/过程使用	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
5.7	再生金属生产（“二级”金属生产）	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**
5.8	废物焚烧	**X**	**X**	**X**	x	**X**
5.9	废物堆放/填埋场和污水处理	**X**	**X**	**X**		**X**
5.10	火化与殡葬	**X**		**X**		x
5.11	可能的热点识别	可能这是登记，后续对具体的场地开展评估				

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

99. 这些有关汞的排放源的主要源类别基本上已经概括了已知的有可能造成汞排放的各类工业、工艺和活动。每一类主要的排放源都具有相同的特性和可以控制的复杂性。在筛选矩阵中，“**X**”代表该类排放源的主要排放途径，而“x” 则代表应该加以考虑的其它途径。尽管一般来讲有些主要类别的排放源会在全国的汞排放水平中占据较大的比例，但是由于这种关系会因为各国、地区的情况不同而有很大的变化，所以工具包特意没有加以区别。

100. 应该指出：为简便起见，表格中我们将向水和废水处理系统的排放归为一类处理，普通垃圾和行业特定的垃圾处理也被列为同类处理。

101. 这个初步的筛选矩阵可以帮助我们了解需要在哪些领域搜集信息，进而有可能影响今后如何组建收集本国汞排放源初步信息的队伍的决策。同时筛选矩阵也是今后采集更详细的信息、开展数据评估工作时寻求专家意见、组织技术力量的一个出发点。

102. 那些熟悉某一国、地区有可能产生汞排放的行业的专家对编制汞清单有重要的价值。应该强调必须找到这样的专家。他们可以是科研机构、当地或国家环保机构从事这一产业工作的专家，他们可能掌握大量尚没有报道或公开的知识。

4.3 第 2 步：现有源子类别的识别

103. 第二步，确定该国或地区每一类主要源类别中有哪些工艺或子类别。在这一步中，十大主要源类别又被分别细分成一系列的子类别，这将在下面的章节中加以说明。下文即将在第 4.5 节中描述的汞清单中的摘要矩阵就是由子源类别列表所构成的。

104. 对所列出的每个子类别，都应该调查在该国或地区有没有这样的活动。在这一阶段那些容易获取的数据是最有价值的，例如中央级的统计数据就是最合知的。任何已经确定不存在的子类别在今后的调查中就可以排除了。但是应该在清单中指明该种工艺不存在。

105. 下文中，我们把主要的排放源类别细分为一系列更详细的子类别并分别作了详细的描述，还列出了描述每个子类别的主要排放途径的表格。表中第 2~6 列列出了排放量较大的汞排放途径。其中“**X**”代表该类排放源的主要排放途径，而“x” 则代表应该加以考虑的其它途径。最右边一列说明了所采用的方法是按点源计（PS）还是按总量计（OW）。有关按点源计或按总量计方法的说明请参见第 4.4.1 节。

106. 与有关主要排放源分类的表 4-1 一样，为简便起见，我们将向水的排放和废水处理系统的排放归为一类处理，普通垃圾和行业特定的废物处理也被列为同类处理。

4.3.1 燃料/能源的提取与使用

107. 本类别包括下列主要的子类别：

- **大型电厂燃煤，**锅炉热功率在 300MW 以上；
- **其它的燃煤，**例如小型燃煤厂、家用供热和其它用煤；
- **矿物油的分离、精炼和使用，**（亦即矿物油整个生命周期中的所有的汞排放），例如供热、发电、交通、化学产品和聚合物的合成、炭黑的生产等；
- **天然气的开采、提炼和使用，**（亦即矿物油整个生命周期中的所有的汞排放），例如供热、发电、交通、化学产品和聚合物的合成、炭黑的生产等；
- **化石燃料的开采、提炼和使用，**例如油页岩、泥炭等等；
- **以生物质为燃料的发电和供热，**例如烧柴、秸秆等等；
- **地热发电。**

108. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-2 燃料/能源的提取和使用：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——燃料/能源的提取和使用							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.1.1	大型电厂燃煤	**X**	x	x	x	**X**	PS
5.1.2	其它的燃煤	**X**		x	x	x	OW
5.1.3	矿物油的分离、精炼和使用	**X**	**X**	x	x	x	OW/PS
5.1.4	天然气的开采、提炼和使用	**X**	**X**	**X**	x	**X**	OW/PS
5.1.5	化石燃料的开采、提炼和使用	**X**	x	x		x	OW
5.1.6	以生物质为燃料的发电和供热	**X**	x	x		x	OW
5.1.7	地热发电	**X**					PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.2 初级（原生）金属生产

109. 本类别包括下列主要的子类别：

- **汞的提取和初级处理，**即专门的汞矿开采；
- **采用汞溶法开采金矿和银矿，**即故意使用汞来提取金和银，有别于其它的金和银开采工艺；
- **锌的提取和初级处理，**即对存在杂质汞的矿石进行初级锌提取和处理；
- **铜的提取和初级处理，**即对存在杂质汞的矿石进行初级铜提取和处理；
- **铅的提取和初级处理，**即对存在杂质汞的矿石进行初级铅提取和处理；
- **不采用汞溶法而采用其它工艺的金矿开采和初级加工，**汞在金矿矿石中是作为一种天然杂质而存在的；
- **铝的提取和初级处理，**即对存在杂质汞的矿石或其它进料进行初级铅提取和处理；
- **其它有色金属的开采和加工，**即镍等其它有色金属的初级开采和加工；
- **初级黑色金属生产，**例如钢、铁和锰铁等的生产。

110. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-3 初级（原生）金属生产：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——初级（原生）金属生产							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.2.1	汞的提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.2	采用汞溶法开采金矿和银矿	**X**	**X**	**X**			OW
5.2.3	锌的提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.4	铜的提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.5	铅的提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.6	不采用汞溶法而采用其它工艺的金矿开采和初级加工	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.7	铝的提取和初级处理	**X**		x		x	PS
5.2.8	其它有色金属的开采和加工	**X**	**X**	**X**		**X**	PS
5.2.9	初级黑色金属生产	**X**				x	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.3 其它含杂质汞的矿物和材料生产

111. 本类别包括下列主要的子类别：

- **水泥生产**，包括石灰和作为燃料的垃圾以及其它进料中所含的汞。
- **制浆和造纸生产**，包括木材、其它燃料和苛性钠，以及汞基抗石灰化剂中所含的杂质汞；
- **其它原材料的生产和加工**，包括石灰、轻质结块体、矿物肥料等的生产和使用。

112. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-4 其它含杂质汞的矿物和材料生产：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——其它含杂质汞的矿物和材料生产							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.3.1	水泥生产	**X**		x	x	x	PS
5.3.2	制浆和造纸生产	**X**	x	x		x	PS
5.3.3	石灰生产和轻质结块窑	**X**			x		PS
5.3.4	其它矿物质和材料						PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.4 工业过程中汞的故意使用

113. 本类别包括下列主要的子类别：

- **采用汞技术的氯碱生产；**
- **氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的 VCM（氯乙烯单体生产）；**
- **硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产；**
- **用汞化合物作催化剂的其它化学品和聚合物生产。**

114. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-5 汞故意用作工业过程的辅助金属：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——汞故意用作工业过程中的辅助金属							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.4.1	采用汞技术的氯碱生产	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.4.2	氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的 VCM（氯乙烯单体生产）	x	x			**X**	PS
5.4.3	硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产	?	?	?	?	?	PS

主要源类别——汞故意用作工业过程中的辅助金属							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.4.4	用汞化合物作催化剂的其它化学品和聚合物生产	?	?	?	?	?	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.5 故意使用汞的消费品产品

115. 本类别包括下列主要的子类别，包括可以被更广泛的人群所使用（并有可能接受市政垃圾处理）的产品，也包括生产、使用和处置过程中的排放。

- **含汞温度计**，包括医用温度计、其它（实验室或教学用途的）玻璃温度计和其它汞温度计（工业、航海柴油发动机等）；
- **含汞的电器或电子开关、电触点以及继电器**，包括：
  - 排污泵中的水平开关、水泵、汽车启动闸口（点火）、汽车 ABS 感应器、汽车行驶控制系统、冷冻器罩子、老人跌倒报警器、铁道信号、童鞋中的发光器等。
  - 挖土机中的多极水平开关，
  - （电子器件中的）汞湿电触点，
  - 数据传输转发器或“簧片继电器”，
  - 热敏开关等；
- **汞光源**，包括：
  - 线性荧光灯，
  - 紧凑型灯泡（小型节能荧光灯），
  - 使用荧光灯管的街头广告，
  - 其它含汞的灯具（汞灯和钠灯，鞣革紫外线灯，LCD 电视平板屏幕中的光源，实验室中的原子吸收光谱灯，有些品牌的车前灯等）；
- **含汞电池**，包括：
  - 氧化汞电池（柱形和纽扣电池），
  - （含汞）柱形碱性电池。（注：如今很多牌子的电池的含汞量都减少了，甚至完全不含汞），
  - 大多数的（含汞）纽扣型电池；
- **抗微生物剂和杀虫剂**，包括种子处理剂、甘蔗苗圃浸液；
- **油漆**，包括一些乳胶漆，可能还包括其它采用汞化物作为抗微生物剂的油漆；
- **供人和牲畜使用的药品**，包括疫苗、眼药水、有些草药以及杀菌剂等；
- **化妆品及相关产品**，包括皮肤增白蜜和肥皂、眼睛化妆品中的防腐剂等。

116. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-6　　故意使用汞的消费品产品：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——故意使用汞的消费品产品							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.5.1	水银温度计	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.2	电气和电子开关、电触点，和继电器	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.3	汞光源	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.4	含汞电池	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.5	抗微生物剂和杀虫剂	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.6	油漆	**X**	x	x	**X**	x	OW
5.5.7	供人和牲畜使用的药品	**X**	x	x	x	**X**	OW
5.5.8	化妆品及相关产品		**X**		**X**	x	OW

注：　PS = 按点源计的方法；　OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.6 其它故意的产品/过程中的汞使用

117.　本类别包括下列主要的子类别。它包括来自生产、使用和处置的排放。

- **牙科汞合金补牙剂；**
- **测压表和血压计**，包括：
  - 血压计，
  - 其它工业、教学用途的测压表或压力控制装置以及市政供暖用的压力阀（一个这类阀门可能含有几百千克的汞）等；
- **实验室化学用品和设备**，包括：
  - 特殊的实验室仪器（库尔特计数器等），
  - 做化学需氧量（COD）分析和凯氏氮分析的化学反应药剂，
  - 物理化学测量用的电极，例如甘汞电极和其它电极；
- **伦理/文化/仪式的使用**，包括在宗教/伦理/文化仪式和民间医药中所用到的汞；
- **其它的汞金属用途**，包括：
  - 教学用途，
  - 含汞陀螺仪，
  - 含汞真空泵，
  - 航海灯塔所用的导航灯（有的镜头或灯是悬浮在水银上的），
  - 老式废水处理厂的大型机械旋轴承中使用的汞；
- **其它产品**，包括：
  - 红外探测半导体，
  - 鞣革，
  - 色素，
  - 褐变和蚀刻钢，
  - 有些种类的彩色照相纸，
  - 来福枪中的反冲缓冲，

- 炸药（雷汞），
- 烟花，
- 办公桌玩具；

118. 最后两个子类别——其它的汞金属用途和其它产品——包括了各种已报道的产品，这些产品或者 1）一般来说使用量较小，或者 2）几乎没有有关数据。实际上并不能排除这些产品并不会在当地或全国造成大量的排放。

119. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-7 其它故意的产品/工艺中的汞使用：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——其它故意的产品/工艺中的汞使用							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.6.1	牙科汞合金补牙剂	x	**X**		**X**	**X**	OW
5.6.2	测压表和血压计	x	**X**	x	**X**	**X**	OW
5.6.3	实验室化学用品和设备	x	**X**		**X**	**X**	OW
5.6.4	宗教仪式和民间医药中所用汞	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.6.5	其它产品用途，汞金属使用和其它源	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.7 再生金属生产（“二级”金属生产）

120. 本类别包括下列主要的子类别：

- **回收汞生产（“二级”金属生产），**包括汞回收所涉及的收集和处理；
- **钢铁回收生产（铁和钢），**包括铁和钢回收所涉及的收集和处理（例如废铁场的作业、切割、回炉）；
- **其它回收金属的生产。**

121. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-8 再生金属的生产：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——再生金属生产							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.7.1	回收汞生产（“二级”金属生产）	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.7.2	钢铁回收生产（铁和钢）	**X**	x	x		x	PS
5.7.3	其它回收金属的生产	**X**	x	x		x	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.8 废物焚烧

122. 本类别包括下列主要的子类别：

- **城市/普通废物的焚烧**——主要是民用（家庭和机构产生的）垃圾，其中有可能因为各种设计需要而含有汞的成分，或材料中含有微量的汞成分但数量很大；
- **危险废物的焚烧**——通常是单独收集上来的可燃的废物，其中可能含有故意使用的汞的成分（例如杀虫剂、油漆、药品、有机汞化合物）或者是一般的汞杂质；
- **医疗废物的焚烧**——通常是指来自医院等机构的有卫生风险的废物，其中含有为满足医用需求而添加的汞（温度计、电池、制药产品、牙科补牙材料等）以及一般的汞杂质。医疗垃圾有时候会在专用的焚烧炉中焚烧，有时候会被送往有专门设备的城市生活垃圾场焚烧；
- **水处理污泥焚烧**——污水中的许多汞（来自各类汞用途的使用，但主要是牙科补牙用的汞合金）很多最后都留在了水处理污泥中。如果没有被转化成化肥施撒在农田里的话，这些污泥有时可能会被单独焚烧或送入城市生活垃圾焚烧炉；
- **非正规的废物焚烧**——单独或局部地在野外、桶内或家用供热锅炉中等进行的非正规的废物焚烧。

123. 应该始终记住：垃圾焚烧中的原始汞输入既包括设计含汞的产品和含汞的生产垃圾中的汞，还包括其它含有汞杂质的产品（几乎“所有材料”都含有微量的汞）中的汞。对来自故意使用汞的产品和工艺以及其它种类的垃圾的汞占废物中汞的总量的比例，我们分别安排在工具包中相应的产品和使用子类别中予以估算。但是对于许多产品和材料来说，被作为垃圾弃置而排放的汞可能占其整个生命周期中的一大部分。

124. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-9 废物焚烧：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——废物焚烧							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.8.1	城市/普通废物的焚烧	**X**	x	x	x	**X**	PS
5.8.2	危险废物的焚烧	**X**	x			**X**	PS
5.8.3	医疗废物的焚烧	**X**	x			**X**	PS
5.8.4	水处理污泥的焚烧	**X**	**X**			**X**	PS
5.8.5	非正规的废物焚烧	**X**	**X**	**X**			OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.9 废物堆放/填埋和废水处理

125. 本类别包括下列主要的子类别：

- **受控的填埋场/堆放场，**即按受控流程（基于风险评价）进行的废物堆放，以及污染物在废物中的停留，包括：
  - 民用（家用和机构）垃圾，
  - 医疗、有害垃圾，
  - 固体燃烧残余物，
  - 废水处理污泥；
- **有部分控制的分散堆放，**例如（以风险评估为基础、）按照有控制的程序将焚烧的残余物和其它固体残余物用于筑路、建房等用途并对污染物质采取存留措施防止其被雨水冲走等；
- **不规范的工业生产废物的本地堆放，**例如（厂内外）氯碱生产垃圾、化学生产垃圾以及其它垃圾；
- **不规范的倾废，**即不加控制地、不规范地将普遍垃圾散乱地倾倒，或将其弃置在不规范的废物倾废场；
- **废水系统/处理，**污水中的汞（废水中的汞可以来自各种汞的使用，但是主要是汞合金补牙剂）最终会出现在污水污泥中，少量会出现在排水中。

126. 应该始终记住：垃圾焚烧中的原始汞输入既包括设计含汞的产品和含汞的生产垃圾中的汞，还包括其它含有杂质汞的产品（“所有产品”）中的汞。但是对于许多产品和材料来说，被作为垃圾弃置而排放的汞可能占其整个生命周期中的一大部分。

127. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-10 废物堆放/填埋和废水处理：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——废物堆放/填埋和废水处理							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.9.1	受控的填埋场/堆放场	x	x	**X**		**X**	OW
5.9.2	有部分控制的分散堆放	x	**X**	**X**		**X**	OW
5.9.3	不规范的工业生产废物的本地堆放	**X**	**X**	**X**			PS
5.9.4	不规范的倾废	**X**	**X**	**X**			OW
5.9.5	废水系统/处理		**X**	**X**		x	OW/PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.10 火化和殡葬

128. 本类别包括下列主要的子类别：

- **火化；**
- **殡葬。**

129. 下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-11　　火化和殡葬：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——火化和殡葬							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.10.1	火化	**X**				x	OW
5.10.2	殡葬			**X**			OW

注：　PS = 按点源计的方法；　OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.3.11 潜在的热点识别

130.　本主要类别与废物堆放子类别有部分重叠之处，但是它主要集中讨论的是已经沉降的、但是还有造成大量排放的潜力、对人和环境构成危害的汞。

131.　热点是因为第 5.9.3 节和第 5.9.4 节中所讨论的弃置实践或被污染的材料被不当处置所直接造成的，这些场地的排放或许已经发生了，或者可以预料不采取补救措施就会发生排放。下表 4-12 列举了有可能找到汞热点的一些地点。

132.　热点可以和现有的生产工艺有关，排放有可能是因为这种工艺流程所造成的，或者是由过去的活动所造成的。其它潜在的热点则是多年存放、倾倒或者累积存放含汞材料的储藏点。这时候汞的排放可以是已经并继续发生的、即将要发生的或可能在今后发生的。要找到这样的地点有时候是很困难的。

133.　对每一个热点都进行专门的评估应该可以确定排放的危险是立即要发生的、还是今后会发生的。无论是那种情况都必须登记。

134.　下表对以上每个子类别分别列出了主要的排放途径和推荐的清单统计方法。

表 4-12　　可能的热点：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

主要源类别——可能的热点							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
	已关闭/废弃的氯碱生产场地	x	**X**	**X**		**X**	PS
	其它以前会产生汞的、或者是使用汞或汞化合物作为催化剂的化工生产（杀虫剂、生物杀灭剂、颜料等）场地	x	**X**	**X**	x	**X**	PS
	已关闭的温度计、开关、电池和其它产品的生产厂地	x	**X**	**X**	**X**	x	PS
	已关闭的制浆和造纸场地（厂内有氯碱生产或者以前使用汞基杀黏菌剂的）	x	**X**	**X**		**X**	PS
	汞矿开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
	金矿的手工和大型开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**		**X**	PS
	其它有色金属矿开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
	相关事故发生地	x	**X**	**X**		**X**	PS

主要源类别——可能的热点							
章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
	底泥疏浚	x	**X**	**X**		**X**	PS
	使用汞压阀门的废热控制场所		**X**	**X**			PS
	以前的汞回收场地（“二级”汞生产）	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

4.4 第 3 步：数据收集和汞排放的定量

135. 在第三步中将编制一个量化的统计清单。收集活动量数据（“活动强度”）以及有关各种工艺的特定信息和数据来计算一个国家或地区的汞排放源的排放量。在本节中将首先介绍有关的数据类型，然后在第 4.4.5 节中就如何采集数据提供一般性的建议。应该强调的是，数据采集并不仅限于这一步骤，也许在编制汞清单的整个过程中都必须采集数据。

136. 作为初步的估算，可以考虑编制一个临时的统计清单以确定今后工作的优先重点并开启与参与统计清查的人员和审阅清单的人员的对话。作为临时清单，可以先列出所确定的各种二级分类的排放源及其各自所占比例。通过收集并应用活动量数据（见下文）和其它相关数据（例如某一行业有关设施的大致数目和规模、参与开采金矿等类似活动的大致人数），我们可以获得一个有关各类已经确定的排放源的相对比例（亦即汞排放的大小）。有关如何编制这个临时报告的介绍请参见第 4.5.3 节。

4.4.1 定量原理

基本的定量公式

137. 工具包的一个基本目标就是介绍如何测算每一类排放源的各种途径或载体（空气、水、土地、产品、普通垃圾、行业特定的废物处理方法）的年平均排放量的方法。测算可以用下面的基本公式来进行计算：

公式 1:

估算向途径 X 的排放量	= **活动强度 × 输入因子 × 向途径 X 的输出分配因子**

138. 换名话说，每年向各个途径的汞排放估算值通过下列方法进行计算：

- ☑ 把单位时间内所输出的加工原材料或生产的产品的量（例如公吨或件/年）——即这里所称的**活动强度**，乘以
- ☑ “输入因素”。对于只有一个生命周期阶段的子类别（例如煤的燃烧）来说，输入因子就是所加工的原材料的单位含汞量（克汞）。如果一个子类别的生命周期有两个或更多个阶段（例如电池的生产），则每一个阶段都分别确定其输入因子。例如生产阶段的输入因素就是每公吨生产的电池或产品所排放的汞（例如公吨或件）——称为**输入因子**

☑ 和向特定途径（空气、水、土地、产品、普通废物，或行业特定的废物处理）的汞输出的分数或一部分（无量纲）——称为**输出分布因子**。

139. 但是应该特别指出：很多子类别的输入因子要比上面所说的复杂得多。如果其生命周期只有一个主要的生命周期阶段（例如煤的燃烧或垃圾的焚烧），则输入因素就是所加工的单位原料（指煤或垃圾）中汞的含量。如果一个子类别的生命周期有两个或更多个阶段（例如含汞电池或温度计的生产），输入因子就比较复杂，必须对每一个阶段都分别确定其输入因子。

140. 另外也很重要的是一定要注意正确地使用活动率、输入因素和排放量的单位。如果单位前后不一致（且计算结果不正确），这时必须采用换算因素进行换算，以确保计算中使用的单位正确。对每一个相关的途径都应该算出每年排放多少千克或公吨的汞（例如每年向空气中排放多少千克的汞）。请注意：在第 5 章有关排放源的段落中，为了提高可读性我们采用了最相关的（公制）单位来表示输入因素。不要忘了在最后报告的时候把这些单位转换为能够反映正确水平的单位：千克。

141. 为了提倡透明性和的统一的流程，工具包建议对所有的汞排放分别进行估算和表示。然后在统计报告进行合计的阶段，再在每一个子类别（和主要类别）中，把排放途径的所有排放加起来的。对每一个子类别的生命周期中的每一个途径都要这样做。请参考下面的例子以及描述统计清单表达方法的第 4.5 节。

是按全国总体统计法还是按点源统计法

142. 对于有些子类别，排放源可能只有有限（地理位置很明确）的几个比较容易确定的、有各自突出特点的排放点。在这种情况下可以采用**按点源统计法**。该类全国（或全区域）的排放总量可以先将每一个点状源的汞排放量计算出来（采用公式(1)），然后再加起来就可以获得全国的（或者区域的）总量。

143. 最适用按点源统计法的子类别包括：大型的燃煤电厂、市政垃圾焚烧厂、氯碱厂和水泥厂。

144. 对于其它排放源，按点源统计法或者不适用、或者很难执行或不理想。这时候可以采用**按全国总体统计法**。主要适用于：不是限定在某一个特定的地理位置的排放（有时候被称作“面源排放”）、所能掌握的数据不适于采用按点源统计法的适当源、作业条件非常相似的排放源。这时候可以采用全国（或全区域）活动率数字，再加上一般性的汞输入因子和输出分配因子计算出全国的总和，或者根据某一个数据比较齐全的点状排放源推算出全国或全地区的总量（使用该点状排放源的数字和全国活动强度推算）。

145. 最适用全国总体统计法的子类别包括：民用燃煤、废弃的含汞温度计、火葬场作业和垃圾掩埋。

146. 为帮助工具包读者对每一个子类别进行估算，第 4.3 节和第 5 章中就每一个子类别分别给出了主要的推荐方法。其中在这些表格中**按点源统计法**用“PS”、**按全国总体统计法**用“OW”来表示。

整个生命周期中的各种排放的计算

147. 每一个子类别中相应于生命周期中的每个阶段的排放都应分别单独进行计算，但是都要放在统计报告的同一章节中。

148. 针对第 5 章中的每一个子类别，工具包都大概地给出了其生命周期（生产—使用—处置）中每一个阶段的主要排放潜能以及排放可能发生的环境媒介。下文分别以文字和表格的形式加以描述。

表 4-13　　某种产品或服务（这里所举的例子是含汞的电池）在其整个生命周期中的主要排放和受纳介质一览表

生命周期的阶段	空气	水	土壤	产品	普通废物	行业专门的处理/弃置
生产	**X**	x	x	**X**		x
使用						
处置	**X**		**X**		**X**	**X *1**

注：***1**: 单独收集上来的（或归于此类的）含汞电池可以在专门的安全填埋场处置；
X - 排放途径对于子类别而言是主要的；
x - 要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

149. 应该指出对于某一特定的子类别，按点源统计法可能是计算生产阶段的排放的最佳方法，但是对于使用和处置阶段则更宜采用按全国总体统计法。以水银温度计为例，对于一个国家来说，生产温度计的厂家可能只有一两家，但是含汞温度计（包括进口的温度计）的使用却是分散在全国各地并被就地破碎和处置。

汞排放计算示例

150. 第 4.4.7 节列举了三个计算排放源的输入和输出的例子。这些例子分别采用了下表的形式将所得的结果加起来。这项表格汇总了所有的计算中所采用的数据和计算的结果。

表 4-14　　子类别的汞排放的计算汇总一种可能采用的表格示例

[子类别名称]	单位	生产	使用	处置	自所评价的生命周期的各部分向途径的排放之和
活动强度 阶段输入因子 ***1** 向此阶段的计算输入 ***2**					- - -
阶段输出分布因子： *3 - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 普通的废物处理 - 行业特定的废物处理					 - - - - - -
计算的输出/排放： *4 - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 普通的废物处理 - 行业特定的废物处理					

注： *1 [（交叉）参阅输入因子的出处以及它们是如何制订的]；
*2 每一个阶段都使用“输入= 输入因素 *活动率”的公式进行分别计算；
*3 [（交叉）参阅输入因子的出处]；
*4 用公式（1）计算每个阶段的每种途径，例如：
汞在生产阶段向空气的排放 = 生产活动强度×生产输入因子×生产阶段向空气的输出分布因子

4.4.2 活动强度的使用

151. 如上所述，活动率是描述单位时间内（通常是每年）某一子类别的活动量的参数。

152. 不同的子类别活动会选择不同的活动率为基础，这是因为针对不同的类别只有采用不同的活动率才能最准确地反映活动量，有些数据可以很方便地从公开的统计数据或其它来源获得。

153. 举个例子，有关煤的汞输入可以用煤的汞浓度（克汞/公吨煤）×该种煤的年使用量（公吨煤/年）的公式直接计算出来。请注意这里的重量基础是“干物质”还是别的什么。

154. 另一方面，对于含汞温度计来说，每只温度计汞含量（克汞/件）和单位时间内所生产或消耗的温度计的数量（例如：件/年）就是最容易获得的数据。

155. 为了帮助工具包读者计算每一个子类别活动所产生的排放量，我们在第 5 章介绍子类别活动的段落中列出了进行量化统计计算时所必需的活动率的数据类型和汞输入因素的类型。表格的结构安排如下表所示。

表 4-15 计算某一子类别活动所产生的排放量时所必需的活动率数据和汞输入因素类型的表格示例（含汞电池）

生命周期阶段	所需的活动率数据	汞输入因素
生产	（某国）每年所生产的电池的吨数	每一公吨所生产的电池会排放的汞公斤数***2**
使用	不需要（排放量忽略不计）	不需要（排放量忽略不计）
处置	每年所消耗（或弃置）的电池的吨数***1**	所弃置的或由于消耗而排放的汞的公斤数***3**

注：
*1 代替每年所处置的吨数。如果能获得每年所处置的数量，应该优先予以使用。如果消费量有变化，这两个数字会有所不同；
*2 每生产一公吨电池所排放的汞（千克）= 每生产一公吨的电池需要输入的汞（千克汞）×在生命周期这一阶段中“所排放出的汞占总输入的百分比”；
*3 该输入因素也可以这样得出：每一公吨电池中所含有的汞（千克）×在生命周期中弃置阶段所排放的汞的百分比。如果假设所有的汞最后都被排放到某种介质中，这时“所排放的汞的百分比”即为 100%。

156. 有些时候根据所建议的活动率基础寻找的数据找不到或很难找到。这时候可以采用替代输入数据和转换数据（或转换因素）推算出活动率。以煤为例，如果不知道每年消耗多少公吨的煤，但是我们知道发电厂的初级能源的生产数字（例如每年多少 MW 的初级能源）。这时我们就可以通过已知的该种煤的能源含量数据（例如 MV/公吨）计算出活动率数据。这时必须保证这些换算的基础是正确的，最好使用初级能源含量（干煤中的化学能源中含量）。有关进一步说明请参见 US EPA (2002a) 报告或向能源生产专家咨询。

157. 关于温度计，如果温度计的销量无法掌握，可以看是不是能找到所消耗的温度计的价值或重量的数据来作为替代的活动率的数据。同样这时候我们也需要替代输入数据和转换因素或数据。

158. 很多其它类别的排放源也都可以找到替代的数据和转换因素、数据。有关例子可以在有关文献中找到。如果找不到，可以直接与有关行业进行联系，例如把行业协会（或者其它了解情况的机构）作为调查的一个部分。工具包不可能详尽地列出所有的有关转换数据的信息。

消费量的定义

159. 很重要的一点是要注意一个国家或区域每年所“消费”的产品或材料是按照公式（2）来定义的，其中的年产量、进出口量都是指该国家或该区域的。

公式 2：

$$\text{年消费量} = \text{生产} + \text{进口} - \text{出口 (每年)}$$

处置量可以反映历史年代的消费量

160. 在计算处置所产生的汞输出时最好以当年所有的被弃置的产品为基础，但是这样的数据有时候并不容易找到，所以有时候采用消费的数量作为替代。一般情况下可以采用当前的消费量。如果消费规律变化很快，也可以采用历史年代的消费数字（上一个生命期的平均产品）。对有些产品来说，它们在被购买（消费）后几年内或很多年后会被处置。

采用元素汞作为化合物的基础

161. 如果计算中使用了汞化合物的子类别排放源的排放量，应该以转换为元素汞含量的活动率和输入因素为基础。在进行这种转换时，应该按照公式 3 所示分别采用汞化合物的原子重量或元素汞的原子重量：

公式 3:

$$\text{汞含量} = \text{汞化合物重量} \times \frac{\text{分子中有 \# 个汞原子} \times \text{汞（Hg）的原子量}}{\text{（化合物分子的分子量）}}$$

注：“#”指数字。

162. 作为示例，一公斤二苯基汞（分子式 $C_{12}H_{10}Hg$）中含有多少元素汞可以按如下方式进行计算：

$$\text{汞含量} = \frac{1\ \text{kg}}{C_{12}H_{10}Hg} \times \frac{1 \times 201\ ^{g\,Hg}/\text{mol}}{(12 \times 12.0 + 10 \times 1.01 + 1 \times 201)\ \text{g/mol}} = \sim 0.566\ \text{kg Hg}$$

163. 原子量可以在元素周期表系统的完整版本中找到，而分子式可以在化学手册或者相关的因特网上找到，例如：http://www.chemfinder.com 和 http://www.inchem.org/，公共产品登记系统例如http://www.spin2000.net，或者是化学品提供商的站点如http://www.sigmaaldrich.com。

4.4.3 汞输入因子的选择

164. 如上所述，汞输入因子就是对于某一类单个的排放源来说，单位（例如公吨或件）加工或生产的原材料中所含有的汞（例如克汞）但是正如第 4.4.1 节和第 4.4.2 节中所述，如果一个子类别排放源生命周期有两个或更多阶段，这时其输入因素稍微复杂一些。在第 5 章描述排放源的段落中，我们根据所掌握的材料列举了每一种排放源的汞输入因子。这些例子都是根据公开的文献推算出来的，反映了当时、当地的主要情况。在第 5 章中，在列举数据的时候一般都给出了数据的时间期限和来源。

165. 应该指出的是：对有些子类别的排放源来说，汞输入因素随时间的转移而变化较大。一个明显的例子就是最近几年以来对电视、照明用品等这一类的消费产品的管制越来越严，大趋势是逐渐减少甚至不用汞。

166. 同样，汞输入因子也随着地理位置的变化而不同。目前各类产品中汞含量的变化在世界各地并不是匀速的。同时天然原料——包括燃料——中汞浓度也随着各地不同的地质情况而有显著的不同，甚至在有些情况下会因为该地以前因人类活动而造成的汞沉降负荷不同而不同。

167. 所以汞输入因子的选择对所算出的排放量有显著的影响。下面列举的一些有关如何选择汞输入因子的建议：

- 要想快速获得一个粗略的排放量，可以采用第 5 章所提供的缺省因子，除非所提供的缺省值与实际情况明显不符。**必须指出：正如第 4.1.1 节所指出的，工具包所提供的缺省因子只是粗略的估算，有待进一步修订。**

- 如果所给的汞输入因子的例子比缺省的输入因子更能反映实际情况的话也可以用来计算排放量。同样，对于工具包没有提供缺省值的排放源也是一样。

- 如果能够找到记录健全的有效汞输入数据，或者给予足够的资源就能够获得这样的数据的话，我们建议应优先考虑在统计清查中予以使用而不采用缺省的值，例如因子。

- 无论在什么情况下都应该选择最能反映该类排放源实际情况的输入因子。同时在统计报告中应明确说明采用了哪种输入因子以及相关的背景材料。这样将有助于今后更新清单的工作和外部检查、也有利于保证清单之间的可比性。

168. 无论采用了什么样的输入因子（以及其它的值），在最后做重大决策以实施缓解措施之前，都应该对当地或全国的因子、数据进行复审和再次确定。

169. 为帮助工具包的用户计算某一类子类别的排放源的排放量，在第 5 章描述各类子类别排放源的段落中以单独的标题对主要的排放源相关数据提供了建议。

4.4.4 输出分布因子的选择

170. 正如上所述，输出分布因子是指**输入**向考察对象的相关输出途径的相对比例。我们在第 5 章中根据所掌握的数据，分别为每一种汞排放源举了例子。和输入因子一样，这些例子都是根据公开的文献数据推算出来的，反映了某地、某时的主要情况。第 5 章中在列出了这些数据的同时也列出了时间期限和数据来源。

171. 回顾前文第 4.1.1 节所述，这些输出途径包括：

- 直接排放到大气（空气）；

- 直接排放到水体环境（水环境）；

- 直接排放到土地（陆地环境，包括地下水）；

- 汞进入上市产品的流程（例如存在于电池和采用燃煤发电厂的烟道气清理过程中所产生的固体残余物所制成的石膏墙板）；

- 汞进入公共污水处理系统的流程；

- 汞进入普通垃圾处理系统的流程；

- 汞进入一些行业特定的废物处理系统的流程。

  有关这种“输出途径”的原理视所涉及的部门不同而变化，例如可能包括专门的分拣和回收、专门处理含高浓度汞废物的安全处置或在公路建设等类似的活动中采用含低浓度汞残余物等。为了将这种弃置活动和没有控制的“直接排放到土壤中”的活动区分开来，应该将前者的特征定义为具有经过风险评估或知情验收机关评估的因素。在编制清单报告的时候应当始终注意关于实际运行的处理或处置过程的知识。

172. 应该指出的是，在生产场所或其它地方，没有控制的、自发地或非法的弃置或焚烧垃圾，如果没有采取经过评估的汞留存措施，即可视为工具包所定义的“直接排放到土壤、空气和水中”。

173. 也应注意到在描述排放源的段落中，并没有区分向水的直接排放与向废水系统的排放两者的区别。这是因为这两种途径之间的分配会因不同的国家、不同的当地情况而差别很大，以至于很难做一般性的概括。因此在统计清查中，对每一种排放源进行量化计算时都应该注明是直接排放出去还是排入到废水处理系统中。但是有些国家可能不需要这么做，或者区分直接排放污水还是经废水处理系统处理会使问题过于复杂化，这时可以把两者视作同一个途径。

174. 含有故意使用的汞的市售产品和材料在工具包正文中未被作为一种排放途径。伴随着这些产品和材料市售的汞在源描述部分（第 5 章）有较多的涉及，它也必须进行定量以估算向环境的排放。这种产品和材料的实例包括水银温度计、电池和金属汞。

汞输出分布的一般关键因素

175. 对于燃煤、焚烧垃圾、有色金属生产等**点源**，输出分布的关键在于源点所采用的减排系统。取决于采用什么样的减排装置、装置的效果如何，汞的截留效率变化很大。

176. 汞电池氯碱厂、含汞温度计厂和电池厂等生产设施的汞排放量很大程度上取决于工厂采取了多少预防措施、采取了哪些先进的清理措施、作业是否合理以及有没有采取其它减少泄漏、溢出和其它一般性的汞排放或逸散性排放的作业规程。在这份工具包里，这种概念被称之为汞“工作场所程序”。

177. 良好的工作场所程序可以包括：在封闭场所内（而不是开放性的车间）生产作业；设备维护得当，防止汞损耗；严密跟踪生产流程以确保及早发现汞泄露；一旦发现泄漏立即补救；仔细地回收溢出的汞；认真回收汞垃圾和损耗；搬运、储放原料和垃圾的安全程序健全并得到执行。

178. 这些排放源也可采用类似于“点状排放源”中所使用的减少排放的系统，例如生产车间通风系统中采用过滤器（而不是未经过滤直接排放到空气中）；工艺水中的汞经仔细地沉降截留在过滤器中（而不是直接排向排污系统）。这些排放源还可以在工艺通风道中安装传统的管端控制设施，例如洗涤器、碳素过滤器和蒸馏瓶等。

179. 对于**消费产品中汞的故意使用**，处置阶段对于输出在受体介质中的分配一般比较重要。各国和各地的弃置习惯和垃圾管理系统差别较大。一些重要的参数包括：垃圾集中收集系统的存在与否和好坏以及环境管理部门的控制措施是否严格；含汞垃圾在多大程度上被收集上来并单独处理；对不同的垃圾流采取什么样的垃圾处理技术。

180. 所以输出分布因子在不同的国家、地区和不同的排放点有很大的不同。所以要想获得有关汞排放量的准确数字，如何选择最恰当的输出分布因子至关重要。

181. 有关如何选择输出分布因子的建议请参见第 4.4.3 节有关汞输入因子的论述。

4.4.5 数据的收集

182. 以下段落列举了有关采集各种不同类型的数据的一些基本指导意见。应该强调：数据的采集不仅仅限于程序的这一步骤，它是编制统计清单全过程当中的一个必要部分。

现有有关汞排放源的描述

183. 采集数据的第一项工作就是确保找到并收集现有的该国有汞排放源的统计清单和描述，包括局部地区的统计清单、某些产业的统计清单以及其它有关汞排放的统计数据。

活动强度数据

184. 很多数据都可以从全国性的贸易、生产、经济、能源、劳动等统计资料中找到。这些数据的准确性各有不同。一般来说海关的数据比较准确。应该特别注意贸易量比较小的产品的数据，这些数据经常会被不小心误报（但它们对进行汞统可能会很重要）。

185. 其它活动率数据可以从产业和贸易协会以及行业研究所处获得。这些机构提供的数据往往很有用，在可能的情况下应该把它们与那些独立的数据进行对照。在进行此类工作的时候，如果能在环保管理部门、其它进行统计清查的机构以及私营部门之间结成互信的合作关系将会对工作非常有利，因为只有这样才能够获得从其它地方难以找到的重要信息。

186. 有关公共垃圾管理系统的信息可以从主管垃圾处理的管理部门获得，或者可以从从事垃圾收集和处理的公共或私营公司那里获得。

汞输入因子

187. 除了本工具包和现有的、不完整的统计以及其它文献以外，产业和贸易协会以及重要的公司和研究机构也是比较好的数据来源。有关含有汞杂质的原材料和燃料，如有可能最好请人分析一下所消耗的材料中的汞含量。有的相关单位或他们的原材料供应商可能已经掌握了这些数据。

188. 至于普通危险废物的处理，很少能找到有关废物中的具体的汞含量的信息。估算废物中的汞输入的比较好的方法包括：本工具包有关垃圾排放源（产品等）的汞统计清单，以及来自废物焚烧的所有输出中的汞含量的数据。有时候收集危险废物的公司会有一些有关它们所收集的汞垃圾的种类和量的第一手信息或甚至统计数字。这些信息有助于确定当前汞流动中最主要的汞垃圾种类。

输出分布数据

189. 如前所述，来自生产机构的汞输出分布会因各设施不同的程序配置和条件不同而变化较大。所以要想准确地掌握输出、排放的情况，往往需要具体到设施的数据。对于部门专门的垃圾沉降也是一样。

190. 部分数据可以从现有的不完整的统计清单以及当地政府保存的有关该行业的运营记录和执照申请记录中获得。有时候还需要向产业界的公司索要数据。

191. 有关废物焚烧所产生的排放中的汞含量的数据经常必须要从每一个废物焚烧厂那里获得。有时候我们可以根据这些数据分析相似的垃圾场中的汞含量。

192. 获得有关汞的数据需要做非常艰巨的分析工作。本地获得的数据必须满足一定的质量要求并具有代表性和可信性才能使用。这一过程包括仔细地监督数据产生的过程。要想获得可靠的数据，就必须执行有关抽样和分析的标准方法，必须有可靠的实施经验和良好的档案记录。如果这些先决条件不能够满足的话，与其使用质量有问题的测量数据还不如采用工具包所提供的缺省排放因素。如果在测算年排放量时采用的排放因素不是工具包提供的，应该突出说明。

不完整的数据

193. 数据不完整或没有数据时就需要对那些无法收集具体信息的排放源进行假设。其方法各异，但都必须公开透明，以利于今后的使用和一旦掌握了新的信息以后重新评估。这类介绍两种方法：

- “中间值法”：这种方法假设所缺少的数据均匀地分散到已知的数据（例如高排放与低排放、满足技术要求的状态）。例如采用这种方法可以使用平均或中间值来测算数据缺乏的工厂的排放。

- “保守法”：这种方法的原则是：对于缺乏实际数据的适当源，宁可高估排放而不可低估。因此根据这种方法，如果没有数据就采用排放量较高的值。例如采用数据库中的最高（或较高）排放因素或有相关信息的工厂的最高排放值。

194. 假设必须根据在现有的资料基础上所作的判断做出，并且清楚地写出来，还需要经过外部审核。有些情况下可以从行业协会、设备供应商、行业主管部门或产业专家那里获得额外的信息。

报告数据的不确定性

195. 在大多数的情况下，很难找到正确的数据或根本没有，或者出于其它的原因（例如在某时间段内发生了变化）需要分段报数据。一般来讲，最好采用相关的数据范围值并在报告中指明。另外一种方法是，在采用“中间值法估计”或保守估计数据（见上文）的时候注明数据的量化或估计准确率，例如“15 kg Hg/a ± 5 kg”。

报告数据的来源

196. 无论什么情况，很重要的是要注明数据的年份和来源。

197. 所有数据都应该保存内部记录，包括年份、地点和数据提供者的姓名等内容以便今后进行内部核查时使用。

保密数据

198. 如果清单做得比较详细，往往会需要向一些不愿意公布信息的公司或机构索取资料。必要时可以对数据进行合成并处理，以保护产业秘密。同时在注明数据来源的时候可以做匿名处理，例如注明：“产业资料”、“供应商”、“生产厂家”等。如果数据呈交出去以后会被接收单位（例如 UNEP 化学品处）公布于众的话，应加以特殊处理以保护具体的保密资料。

199. 对详细的保密数据，应该（按照商业信息保密存储有关程序）保有内部记录，包括年份、地点和数据提供者的姓名等内容以便今后进行内部核查时使用。

4.4.6 出于定量控制而平衡汞输入和输出数据

200. 有些二级汞排放源进入社会的输入量和输出/排放量都能进行测定/量化，这时可以对汞清单进行对验。

201. 例如在有的国家受控的废物焚烧是较大或主要的排放源。这种情况下，测量排放的废气、炉底灰渣和烟道气清理所产生的残余物中的汞浓度所得到的结果就可以作为进来的废物中的汞含量总数的测算基础。然后再将这些测算结果与来自各种不同的含汞产品的汞的总和进行比较。在这一公式中，不应忘记：即使只含有微量的汞，但是如果废物的数量很大也应被算入总的汞输入中。至于消费废物，则主导这种平衡的因素主要是因设计需要而使用汞的产品。

202. 这种平衡已经在一定数量的国家里使用过，一般被称作为物质流动分析或评估（“SFA”）。这种分析的目标是为了画出一份汞在社会（和环境）中流动的全图。有关这类评估的详情请参见《全球汞评估报告》第 6 章(UNEP, 2002)。

4.4.7 对不同排放源类别的排放进行计算的范例

203. 下面这一节，共列举了三个假设性的例子来说明如何使用工具包所提供的信息进行汞排放的评估：ABC 国的燃煤发电厂、XX 国某一城市生活垃圾焚烧、XYZ 国含汞电池的使用和处置。

4.4.7.1 例 1——假想的 ABC 国的燃煤电厂

A. 工厂的情况、可用的数据和其它考虑

- 位于地处南美洲某地的 ABC 国境内；
- 燃烧装置的一般类型：粉煤燃烧装置；
- 燃料的种类：产自巴西的生煤（不燃烧其它种类的燃料）；
- 控制装备：采用冷壁 ESP 的 PM 控制；
- 煤是采用类似美国的技术预先清洗的，清洗所产生的污水经厂内污水处理车间处理；
- 工厂每年使用 1 百万公吨的煤；
- 没有源特定的所燃烧的煤的汞浓度、控制设备的效率以及煤清洗效果的数据；
- 烟道气残渣存放于普通填埋场，不再回收制成产品出售；
- 评估包括生命周期的两个阶段： 1) 煤的预先清洗， 2) 煤的燃烧。（注：如第 5.1.1 节所述，对燃煤设施进行评估时可以只考虑一个阶段，特别是没有预先清晰的煤。详情请参见第 5.1.1 节）。

B. 生命周期各个阶段的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定

I. 阶段 1——煤预洗

a) 阶段 1——煤预洗的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定：

活动强度 = 1,000,000 公吨煤/年；

输入因子：由于资源所限无法获得该厂的实际数据，因而决定采用表 5-3 中的数据作为有关煤中的汞浓度的估计数。表 5-3 指出，来自巴西的沥青煤每公斤含.19 mg 汞。这一数值被认为是输入因子的最佳选择，所以输入因子= 0.19 mg Hg/kg 煤。

预洗前的总汞输入就可以按下列方式进行计算：

(1)

预洗前的总汞输入	=	*活动强度*	×	*输入因子*	×	*转化因子*	×	*转换因子*	=	**190 kg Hg**
		1,000,000 MT 煤		0.19 mg Hg/kg 煤		1000 kg 煤/MT 煤		1 kg Hg/1,000,000 mg Hg		

分布因子：在参考了第 5.1.1 节的内容和其它报告之后，认为因为清洗煤所带来的汞减排与美国的情况类似，所以我们假设在预先清洗阶段清除了 21% 的汞（根据 US EPA, 1997a 报告的测算）。另外假设：所有在这一环节被清洗掉的汞都随废水被送到厂内的污水处理车间处理，并假设其中所含有的汞被 100% 地留存下来并被转为固体残余物。

因此，煤预洗向各种途径的分布因子如下：

水 = 0.0

空气 = 0.0

土地 = 0.0

产品 = 0.0

普通废物（废水处理的残渣）= 0.21（即预洗的汞去除率为 21%）

b) 阶段 1——煤的预洗向各个途径的汞排放估算：

采用上面所得出的清洗前的汞输入和清洗阶段的分布因子，汞排放量的计算如下：

(2)

从预洗阶段向普通废物填埋场的排放	=	*总的汞输入* / 190 kg Hg	×	*从废水处理向残渣的分布因子* / 0.21	=	**39.9 kg Hg**	=	*折合* **40 kg Hg**

所以在每个清洗阶段大约排放了 40 kg 的汞、其中 100%（作为废水处理的残余物）被送到普通垃圾掩埋场。

II. 阶段 2——煤的燃烧

a) 阶段 2——煤的燃烧的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定：

活动强度 = 1,000,000 公吨煤/年；

输入因子：在预洗阶段已经有 21%的汞被清除了，所以煤中还含有 79%（100% – 21%）的汞。所以，进入燃烧阶段（或者作为经过清洗以后的煤的新输入因子）的煤中含有的汞可以按下列方式进行估算：

(3)

煤预洗后的新输入因子	=	*煤预洗前的输入因子* / 0.19 mg Hg/kg 煤	×	*预洗后留在煤中的汞百分比* / 0.79	=	**0.15 mg Hg/kg 煤**

预洗后的**煤燃烧的总汞输入**这样就可以按下列方式进行计算：

(4)

煤燃烧的总汞输入	=	*活动强度* / 1,000,000 MT 煤	×	*输入因子* / 0.15 mg Hg/kg 煤	×	*转换因子* / 1000 kg coal/MT 煤	×	*转换因子* / 1 kg Hg/1.000,000 mg Hg	=	**150 kg Hg**

分布因子：在表 5-5 中，美国环保署根据美国 7 家工厂的数据提出了冷壁 ESP 的汞去率的中间值为 36%。在表 5-6 中我们为“普通型 ESP”的锅炉所指定的缺省清洗率被初步定为 0.1（或 10%）。在考虑了各种方案之后我们认为：这个假设性的设施可以采用美国的数据计算出最准确的估算值。

经过对第 5.1.1 节的说明和数据进行审核之后，我们假设进入燃烧设备的汞输入中有 36%的汞因为烟道气清理残余物沉降在普通垃圾掩埋场中而被排放，其余的 64%被排放到空气中。所以煤燃烧阶段向各种途径的分布因子可以计算如下：

因此，煤预洗向各种途径的分布因子如下：

空气 =	0.64 (i.e., 64%的汞排入空气)
普通废物（烟道气残渣）=	0.36 (i.e., 36%的汞排入残渣)
水 =	0.0
土地 =	0.0
行业特定的废物 =	0.0

b) 阶段 2——煤的燃烧向各个途径的汞排放估算：

采用上面所得出的清洗前的汞输入和清洗阶段的分布因子，汞排放量的计算如下：

(5)

煤的燃烧向空气的排放	=	*总的汞输入* / 150 kg Hg	×	*向空气的分布因子* / 0.64	=	**96 kg Hg**

(6)

煤的燃烧向普通废物填埋场的排放	=	*总的汞输入*	×	*向烟道气残渣的分布因子*	=	**54 kg Hg**
		150 kg Hg		*0.36*		

因此该设施中经过预先清洗的煤中有 96 kg 的汞被排放到空气中，54 kg 的汞被（作为烟道气残余物）排放到普通废物填埋场中。

C. 结果归纳——所有阶段向所有途径的总排放

基于上述结果，所有阶段向所有途径的总排放量如下：

空气 =	96 kg Hg;
水 =	0;
普通废物填埋（烟道气残渣）=	54 kg Hg;
普通废物填埋（废水处理）=	40 kg Hg;
行业特定的废物处理=	0;
产品 =	0;
向所有媒介/途径的总排放 =	**190 kg Hg.**

D. 可以选择的替代方法

可以采用两种实际上很相似的替代方法，它们所得出的结果是一样的。

a) 替代方法 #1：

除了对阶段 1 的处理以外，这种方法和上述过程一样。根据这种方法，在该阶段不再计算经过预先清洗的煤中的汞浓度，而是算出煤中还有多少汞被留下来而最后进入设备，如下所示：

(7)

预洗后进入燃烧装置的总汞输入	=	*煤预洗前的总汞输入*	-	*煤预洗所去除的汞*	=	**150 kg Hg**
		190 kg Hg		40 kg Hg		

然后采用清洗过后的煤燃烧时的分布因子，按照上文（5）和（6）所示的方法计算燃烧阶段中每一个途径的排放。

b) 替代方法 #2：

这种方法把预先清洗和燃烧合成一个阶段计算。采用这种一个阶段的计算方式，输入因子为 0.19 mg Hg/kg ，活动强度为 1,000,000 公吨煤。对于分布因子，可以采用如下方法把煤的清洗因素考虑在内：

方法#2 的分布因子计算如下：

普通垃圾掩埋场（废水清理的残余物）= 0.21
（由于煤的预洗去除了 21%的汞）；

因为有 21% 的汞被清除掉了，在进入锅炉之前，煤中还有 79% (100% – 21%) 的汞，所以分布因子如下：

空气 = 0.64×0.79 = 0.51; (即经过清洗之后，煤中还有 64% 的汞进入燃烧装置);

残渣（普通废物）= 0.36×0.79 = 0.28; （即经过清洗之后，煤中还有 36%的汞进入燃烧设备)；

水 = 0.0；

土地 = 0.0；

产品 = 0.0；

然后采用上述分布因子，按照上文同样的方法计算燃烧阶段中每一个途径的排放：

(8) **从煤预洗向普通废物填埋场的排放** = *总汞输入* 190 kg Hg × *向普通废物填埋场的分布因子* 0.21 = **39.9 kg Hg**

煤预洗后由燃烧装置向空气的排放 = *总汞输入* 190 kg Hg × *向空气的分布因子* 0.51 = **96.9 kg Hg**

(10) **从烟道气残渣向普通废物的排放** = *总汞输入* 190 kg Hg × *向普通废物的分布因子* 0.28 = **53.2 kg Hg**

E. 在 ABC 国燃煤电厂的汞总排放小结表

下面是一张示例性的汞排放估算小结表，它使用了上面第 4.4.1 节所建议的表格。

表 4-16 例 1——煤的燃烧——ABC 国汞排放估算小结

煤的燃烧（电厂）	生命周期的阶段		从生命周期各阶段向途径的排放之和
	煤的预洗	煤的燃烧	
活动强度	1,000,000 MT 煤	1,000,000 MT 煤	-
阶段输入因子	0.19 mg Hg/kg 煤	0.15 mg Hg/kg 煤	-
计算出的对阶段的输入量	190 kg Hg	150 kg Hg	-
输出分布因子，对于：			NA
- 空气	0.0	0.64	NA
- 水	0.0	0.0	NA
- 土地	0.0	0.0	NA
- 产品	0.0	0.0	NA
- 废物处理（包括填埋）	0.21	0.36	NA
- 行业特定的废物处理	0.0	0.0	NA
计算出的输出/排放：	0.0		
- 空气	0.0	96 kg Hg	96 kg Hg
- 水	0.0	0.0	0.0
- 土地	0.0	0.0	0.0
- 产品	0.0	0.0	0.0
- 废物处理（包括填埋）	40 kg Hg	54 kg Hg	94 kg Hg
- 行业特定的废物处理	0.0	0.0	0.0

注：NA – 不适用

4.4.7.2 例 2 —— 假想的 XX 国的城市垃圾焚烧设施

A. 工厂特征和场地的具体数据

- 位于亚太地区某发展中国家——XX 国；
- 每年焚烧 100,000 公吨普通废物；
- 所使用的污染物排放控制设备：喷洒干燥机(SD) 和 ESP；
- 焚烧炉为“大批量焚烧”型设备；
- 没有有关具体排放点的下列数据：1）所焚烧的垃圾构成，2）SD 和 ESP 的控制效果；
- 烟道气残余物被直接堆放到普通的填埋场；
- 经研究认为应该将生命周期的阶段 1（即废物焚烧阶段）考虑在内；
- 考虑到数据的不确定性和不完整性，在计算输入数值和输出分布因子这时候应采用范围值。

B. 活动强度、输入因子和输出分布因子的确定

活动强度 = 100,000 公吨废物/年；

输入因子：由于没有具体的该设施的有关数据，所以我们考虑了工具包第 5 章所提供的数据，同时参考了有关 XX 国该类垃圾的通用信息和可能含汞的垃圾的种类和数量，并比较了这些垃圾与那些有数据的国家（例如美国）的垃圾。经过对所掌握的信息进行仔细研究之后，垃圾的含汞量被定为 3 - 5 ppm 汞（4 ppm 是美国 1989 的典型数字）。所以该垃圾焚烧厂垃圾中的输入因子大约在 3-5 ppm (or 3-5 mg Hg/kg) 汞之间。进入市政垃圾焚烧的汞的总输入计算如下：

向城市垃圾焚烧的汞总输入这样就可以按下列方法计算出来：

低端估算 ——

(11)

向城市垃圾焚烧炉的汞总输入	=	*活动强度*	×	*输入因子*	×	*转换因子*	×	*转换因子*	=	**300 kg Hg**
		100,000 MT 废物		3 mg Hg/kg 废物		1000 kg 废物 /MT 废物		1 kg Hg/1.000,000 mg Hg		

高端估算 ——

(11)

向城市垃圾焚烧炉的汞总输入	=	*活动强度*	×	*输入因子*	×	*转换因子*	×	*转换因子*	=	**500 kg Hg**
		100,000 MT 废物		5 mg Hg/kg 废物		1000 kg 废物 /MT 废物		1 kg Hg/1.000,000 mg Hg		

分布因子：当建立分布因子时需要考虑下列因素：

有关 SD 和 ESP 控制效果的数据无法确定。根据邻国类似的设备的数据，估计因为喷洒干燥机和 ESP 所减少的汞在 35% - 85% 之间（即 35 - 85 % 的汞被控制设备截留，其余的进入了烟道气残余物中）。

因此，向所有途径排放的分布因子的低端和高端值分别如下：

	低端估算	高端估算
空气 =	0.15	0.65
烟道气残渣（普通废物）=	0.85	0.35
水 =	0.0	0.0
土地 =	0.0	0.0
行业特定的废物 =	0.0	0.0

C. 向每种途径（或介质）的估计汞排放的计算

采用上述计算出的汞总输入的低端和高端值以及，城市垃圾焚烧厂向所有途径的排放量可以计算如下：

低端估算 ——

(13) 从城市垃圾焚烧向空气的排放 = *总汞输入* 300 kg Hg × *向大气的分布因子* 0.15 = **45 kg Hg**

(13) 从城市垃圾焚烧向普通废物填埋场的排放 = *总汞输入* 300 kg Hg × *向烟道气固体残渣的分布因子* 0.85 = **255 kg Hg**

高端估算 ——

(13) 从城市垃圾焚烧向空气的排放 = *总汞输入* 500 kg Hg × *向大气的分布因子* 0.65 = **325 kg Hg**

(13) 从城市垃圾焚烧向普通废物填埋场的排放 = *总汞输入* 500 kg Hg × *向烟道气固体残渣的分布因子* 0.35 = **175 kg Hg**

D. 结果归纳——所有阶段向所有途径的总排放

基于上述结果，所有阶段向所有途径的总排放量如下：

空气 =	45 to 325 kg Hg
废水 =	0
普通废物填埋场（烟道气残渣）=	175 to 255 kg Hg
行业特定的废物处理 =	0
产品 =	0
向所有介质/途径的总排放 =	**300 to 500 kg Hg.**

E. XX 国城市垃圾焚烧炉汞总排放归纳表

下面是一张示例性的汞排放估算小结表，它使用了上面第 4.4.1 节所建议的表格。

表 4-17 例 2——废物焚烧——XX 国汞排放估算小结

废物焚烧（电厂）	生命周期的阶段——废物焚烧	从生命周期各阶段向途径的排放之和
活动强度	100,000 MT 废物	-

废物焚烧（电厂）	生命周期的阶段 ——废物焚烧	从生命周期各阶段向 途径的排放之和
阶段输入因子 计算出的对阶段的输入量	3-5 mg Hg/kg 废物 300 ~ 500 kg Hg	- -
输出分布因子，对于： - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 废物处理（包括填埋） - 行业特定的废物处理	 0.15 ~ 0.65 0.0 0.0 0.0 0.35 ~ 0.85 0.0	NA NA NA NA NA NA NA
计算出的输出/排放： - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 废物处理（包括填埋） - 行业特定的废物处理	0.0 45 ~ 325 kg Hg 0.0 0.0 0.0 175 ~ 255 kg Hg 0.0	 45 ~ 325 kg Hg 0.0 0.0 0.0 175 ~ 255 kg Hg 0.0

注：NA – 不适用。

4.4.7.3 例 3 —— 假想的 XYZ 国含汞电池

A. 相关的信息和国家具体数据

- 一个独联体成员国，属经济转轨国家；
- 该国的一个电池厂每年生产 10 公吨的氧化汞电池，有关数据如下：
  - 生产车间内的空气经过纤维过滤（FF）和木炭过滤；
  - 木炭过滤器定期更换，“废旧过滤器”被作为有害垃圾处理并按照联邦有关法规储放在专门的有害垃圾管理地点；
  - FF 残余物被送往普通废物填埋场；
- 在过去的 4~5 年中，工厂的业主（ABC 公司）平均每年向世界各国出口 7 公吨的氧化汞电池，余下的 3 公吨在 XYZ 国国内销售并使用；
- 基于工具包所提供的数据和信息，估计这些氧化汞电池含有 32%的汞（湿重）；
- 据工厂申报，该厂每年购买约 2.0 公吨元素汞和 1.7 公吨氧化汞作为生产工艺的输入；
- 没有有关 FF 或木炭过滤器截留汞的效果及其它因素的其它数据可供参考；
- 除此以外在 XYZ 国没有其它的含汞电池生产；
- 过去十年左右的时间里，XYZ 国每年大约进口并使用 15 公吨的其它类型（碱性电池、氧化银电池和锌气类电池）的电池；
- 按照工具包所提供的数据和信息，估计这些碱电池、氧化银电池和锌气类电池含有 1%的汞（湿重）；
- 根据所掌握的有限资料，大约 5-10%的废电池被专门收集上来并送往专门的设施处理；
- 另有大约 80% 被送到普通垃圾收集系统中；
- 剩余的 10-15% 被不规范地处理。

B. 生命周期不同阶段的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定

I. 阶段 1 —— 生产

a) 阶段 1 —— 生产的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定：

活动强度 = 生产 10 公吨电池/年；

输入因子：根据上述信息，每年生产的电池（即 10 公吨）中大约含有 3.2 公吨（即 32%）的汞。估计其中一半的汞（1.6 公吨）为元素汞，另一半为氧化汞。该公司每年还购买大约 2.0 公吨的元素汞和折合 1.7 公吨元素汞的氧化汞作为生产输入，所以合计共 3.7 公吨的汞。因此大约有 0.5 公吨（即 3.7–3.2 = 0.5 公吨）的汞（占汞的总输入的 13.5%）在生产过程中“损失”掉了，估计其中 0.4 公吨是元素形式、0.1 公吨是氧化形式的汞。

根据以上信息，我们把输入因子定为每生产 10 公吨电池损失 0.5 公吨汞。电池生产过程中的汞输入量可以计算如下：

电池生产的总汞输入可以按下列方式计算出来：

每年电池生产的总汞损失	=	*活动强度* 10 MT 生产的电池/年	×	*输入因子* 0.05 MT Hg 损失 /MT 生产的电池	=	**0.5 MT Hg**

分布因子：

估计大约有 0.1 公吨 (20%) 的汞在生产过程中被以氧化汞的形式损失掉了。我们假设所有的这些氧化汞都跑到了车间的空气中，其中大部分 (90%) FF 过滤器所吸收。所以有大约有 18% (即 0.20×0.90 = 0.18) 的汞被排放到 FF 残余物种并最后送到垃圾场，另有 2% (即 0.20×0.10 = 0.02) 通过排气堆排放到空气中。注：有些汞可能会被排放到水或土壤中，但是由于没有这个方面的相关数据，我们只能假设全部被排入到空气中。

我们假定 0.4 公吨 (80%) 被排放的汞以元素汞的形式存在于车间的空气中，并假设其中大部分 (90%)被木炭过滤器所吸收。因此，我们可以推算大约 72% (0.80×0.90 = 0.72) 在生产过程中被排放的汞最后变成了木炭过滤器废物（然后作为该部门专门的被管制的废物处理），另有 8 % (0.80×0.10 = 0.08) 通过排气烟囱排放到空气中。

因此，可以制定下列生产分布因子：

空气 =	0.10 (0.02 + 0.08)；
普通废物（填埋） =	0.18；
行业特定的废物处理 =	0.72；
水 =	0.0；
产品 =	0.0；
土地 =	0.0；

b) 计算出的阶段 1 —— 生产的输出：

根据上述有关生产阶段的总汞输入和分布因子，电池生产过程中所排放的汞计算如下：

(18)

从电池生产向空气的排放	=	*总汞输入* 0.5 MT Hg	×	*分布因子* 0.10	=	**0.05 MT Hg**

(19)

从电池生产向普通废物填埋场的排放	=	*总汞输入* 0.5 metric tons Hg	×	*分布因子* 0.18	=	**0.1 MT Hg**

(19)

从电池生产向行业特定废物处理的排放	=	*总汞输入* 0.5 metric tons Hg	×	*分布因子* 0.72	=	**0.36 MT Hg**

II. 阶段 2 —— 使用阶段

a) 阶段 2 —— 使用的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定：

一般使用阶段的排放量很小，所以这一阶段的排放量可以忽略不计而直接进入阶段 3（处置）的计算。

III. 阶段 3 —— 处置

a) 阶段 3 —— 处置的活动强度、输入因子和输出分布因子的确定：

活动强度：XYZ 国每年大约消费（并处置）3 公吨的氧化汞电池和 15 公吨其它类型的含汞电池（碱电池、氧化银电池和锌气类电池）。由于没有有关每年处置多少电池的数据，而该国电池的消费量多年以来比较稳定，所以我们采用了消费量作为处置量。

输入因子：氧化汞电池含有 32%汞，其它上述电池含有 1%的汞。因此这两类电池的输入因子分别为为每公吨被处置的氧化汞电池 0.32 公吨 Hg 和 0.01 公吨 Hg。

电池处置的汞总输入可以按照如下方式计算：

(21)

电池处置的总汞输入	=	*活动强度* 3 MT 氧化汞电池	×	*输入因子* 0.32 MT Hg/MT 处置的氧化汞电池	+	*活动强度* 15 MT 其它的含汞电池	×	*输入因子* 0.01 MT Hg/MT 处置的其它的含汞电池	=	**1.11 MT Hg**

分布因子：如上文所述大约 5-10% 汞电池是被单独收缴上来、然后送往部门专门的设施处理，另有大约 80% 被扔到普通垃圾中，其余 10-15% 被私自处理。

因此，处置阶段的分布因子如下：

空气 =	0.0；
行业特定的废物处理 =	0.10；
普通废物收集系统 =	0.80；
水 =	0.0；
土地 =	0.10 (不正当处置，认为是排放入土地);

b) 计算出的阶段 3 —— 处置的输出：

采用上文所说的电池处置阶段的汞输入和分布因子，这一阶段汞的排放量可以计算如下：

(22)

从电池处置向行业特定的废物处置的排放	=	*总汞输入* 1.11 MT Hg	×	*分布因子* 0.10	=	**0.1 MT Hg**

(23) 从电池处置向普通废物收集系统的排放 = 总汞输入 1.11 MT Hg × 分布因子 0.80 = **0.9 MT Hg**

(24) 不正当电池处理向土地的排放 = 总汞输入 1.11 MT Hg × 分布因子 0.10 = **0.1 MT Hg**

C. 结果归纳——向所有途径排放的估算值区间

基于上述结果，向所有途径的总排放量可以估算如下：

空气 = 0.05 MT Hg；
普通废物（填埋场） = 1.0 MT Hg；
特定的废物处理 = 0.46 MT Hg；
水 = 0；
产品 = 0；
土地 = 0.1 MT Hg；
向所有介质/途径的总排放 = 1.61 MT Hg。

D. 在 XYZ 国从含汞电池使用和处置的总汞排放小结表格

下面是一张示例性的汞排放估算小结表，它使用了上面第 4.4.1 节所建议的表格。

表 4-18 例 3 —— 含汞电池的生产和使用——XYZ 国汞排放估算小结

XYZ 国的含汞电池	生命周期阶段		从生命周期各阶段向途径的排放之和
	生产	处置	
活动强度	每年生产 10 公吨电池	3 MT 氧化汞电池和 15 MT 所消费的其它类型的电池	-
阶段输入因子	0.05 MT Hg / MT 生产的电池	排放 0.32 kg Hg / kg 处置的氧化汞电池，排放 0.01 kg Hg / kg 所处置的其它类型的电池	-
计算出的对阶段的输入量	在生产过程中有 0.5 MT Hg 损失	1.11 MT Hg	-
输出分布因子，对于：			NA
- 空气	0.10	0.0	NA
- 水	0.0	0.0	NA
- 土地	0.0	0.1	NA
- 产品	0.0	0.0	NA
- 废物处理（包括填埋）	0.18	0.8	NA
- 行业特定的废物处理	0.72	0.1	NA
计算出的输出/排放：			
- 空气	0.05 MT Hg	0.0	0.05 MT Hg
- 水	0.0	0.0	0.0
- 土地	0.0	0.1 MT Hg	0.1 MT Hg
- 产品	0.0	0.0	0.0

XYZ 国的含汞电池	生命周期阶段		从生命周期各阶段向途径的排放之和
	生产	处置	
- 废物处理（包括填埋）	0.1 MT Hg	0.9 MT Hg	1.0 MT Hg
- 行业特定的废物处理	0.36 MT Hg	0.1 MT Hg	0.46 MT Hg

注： NA —— 不适用。

4.5 第 4 步：清单的表达

204. 在第 4 步也就是最后一步，我们要把第 1~3 步的计算结果汇总编成汞排放清单。为了确保不遗漏任何可能的排放源（即使是不能量化的）并确保所缺数据得到明确指明、统计数据可以互通、透明，工具包在第 4.5.2 节中提供了统一的标准格式。统计数据的格式至关重要，必须保证格式统一才能够进行国家间的对比。

205. 在本节，首先介绍一个完整的统计报告应该包括哪些内容，以确保对基本要素的正确理解。然后就如何起草临时报告提出建议以帮助后面的清单调查工作。

206. 这里提供指南的目的是帮助读者按照规范的格式编制一份能够全面反映统计项目中各个关键输出的报告，以便能够供受众立即使用。

4.5.1 清单的主要元素

207. 完整的统计报告需要确立导致汞排放的主要活动和工艺，以帮助了解与排放相关的工艺的性质和范围并确定哪些工艺数据不足、有待今后解决的。同时报告还应该在承认数据不全和数据质量有待提高的同时，尽可能地统计出对空气、水、土壤、产品和残余物的排放量。如果没有监测到的数据或合适的活动信息（例如统计数字），应该在报告中突出指明，以便在今后获得新的资金的时候作进一步调查。

208. 以下是统计清查报告中应该含有的要素。

摘要：

209. 摘要应该包括关于在筛选矩阵中所确定的主要类别的排放源在所有相关介质中的排放的简要描述。在讨论主要的发现结果时，还应该（以一览表或其它适当的格式）给出重要的子类别排放源的排放估算值。在报告的这一部分还应该指明重要的数据短缺、主要的排放途径以及需要今后收集资料、改进质量的优先领域。

210. 还有一种选择方案是按照另一种分类把排放数据列入到单独的表格中，其中包括：1)汞杂质的激活， 2)汞的设计使用，3)垃圾处理。这需要把多个主要排放类别的数值加起来，并在汞的采矿作业和使用汞合金采掘金银矿作业（如果该国有这种作业的话）之间重新分配汞排放。

完整的国家清单：

211. 排放到所有介质中的汞的排放量应该具体到子类别排放源。最好采用具体的数字，没有数字的情况下应该给出相对的排放量（即按规模大小排序）如果没有可以量化排放的排放因素，也没有具体的排放源的监测数据，应该明确说明。如果没有已知的排放也应指明。如果一种工艺、活动在某一国家不存在，应该写上“该国没有该项活动”之类的句子以表明已经就该项活动作了调查，调查表明不存在。同样在列明了所有的潜在排放源的一览表中，如果某种排放源不存在，则应标明“NE”，表示“在该国不存在”。

按逐个源类别的小结和分析：

212. 报告分别在各个章节对排放源进行调查、并进一步在更详细的分类（子类别）中描述。这些章节构成了报告的主要部分。每一个更小的章节都应介绍进行排放潜能调查的有关基本程序、理论方法和研究手段并给出调查结果。

213. 为了控制整个报告的篇幅，每一个章节都应该相对简短明了。每个章节都应该包含关键的信息。在最终的报告中将故意的汞排放与非故意地分开是较合适的，特别是如果故意排放的信息是定性的或者仅仅是大体上的使用数据；这仅要求在报告的特别部分略微将源类别重新分组即可。使用（消费）的信息有时单独就会为启动例如汞产品的故意使用提供足够的基础。

详细的支持数据：

214. 为了减少统计报告的篇幅，这些数据不应该被纳入报告的正文，而应该在报告的附件中，以较大的数据表格形式有针对性地列出。进一步的参考数据应该分国家列出。应该在国家的层次收集并维持详细的背景数据以备今后校验和更新。

不完整的信息：

215. 经常会有找不到数据的情况。在信息不全的时候，应该利用所掌握的信息对相关的活动作估算。如果对所有工艺进行全面分类的信息不够，应该就相关的排放给出估测范围。如果以保守的假设推出的估算值很高，需要进行进一步的调查。

216. 下面的例子可以来说明这一点。初步的有关工艺的信息表明所有的工厂都配有污染控制设备，尽管设备的性质不清楚。这时应该采用配有污染控制设备的工厂的排放因素并把没有污染控制设备的工厂的排放因素排除在外。这样可以减少统计清查的不确定性并有助于表明需要进一步的资源。

结论：

217. 一个概括了以下内容的篇幅不长的章节：

- 向每一个介质排放的主要的子类别；
- （如果做了校验）输入/输出平衡校验的结果和评估；
- 已有的控制这些排放的控制措施，或计划采取的、能够大幅度改变排放状况的工艺、活动的整改措施；
- 主要的数据短缺及其重要性；
- 进一步进行评估、搜集数据、测量和政策措施等工作的重点。

4.5.2 标准提纲

218. 本工具包第 9.1 节列出了完整的汞统计清单的标准提纲。

4.5.3 计算排放的电子表格

219. 作为对本工具包的补充，提供了一个单独的 Excel 电子表格文件，目的是帮助不同源类虽的输入和输出计算。在本工具包的第 9.2 节中提供了关于这个电子表格的进一步信息。

4.5.4 关于临时报告的建议

220. 在开展这项工作的早期，可以使用临时清单以便：

- 作为征求意见的基础，然后再往项目中投放大量的资源；
- 在国家、区域和国际层面上进行比较，这种比较很有用；
- 来说明子类别的潜在的排放规模；以及
- 找出今后进一步收集数据的优先领域。

221. 编制临时清单的工作可以在该国（或该区域）的主要源类别和子类别的排放源已经被确定、活动统计数据（或其它有关活动规模的指标）已经获得之后进行，但是必须在收集详细的信息工作结束之前进行。

222. 临时清单的目的是为了说明那些被确定的污染源的潜在的排放规模，从而可以尽早地确立工作重点。对每一个排放源，所得出的输出都是有关汞排放的一个非常粗略的估测。

223. 一个典型的临时清单可以包括以下信息：

- 罗列所有已知的子类别排放源；
- 对每一类子类别的排放源，特别是那些主要类别，都应该在在现有的资源条件下所能获得的信息范围内列出活动统计数据一览表。同时应该简单地说明这些信息是如何获得的；
- 按照子类别划分，以一览表的形式分别列出有关的缺省因素的范围值和使用这些缺省值所计算出来的潜在的排放量的范围值（活动强度×低端和高端输入和分布因子）；
- 对每一个的子类别画出根据缺省排放因素所算出的潜在的排放范围值柱形表格。

224. 临时报告应该指出哪些子类别的排放源会成为该国主要的汞排放源，哪些子类别的排放源需要收集进一步的信息。它可以作为确定下一步清查调查工作重点的参考。

5 汞排放源以及汞输入和输出因子详述

225. 请注意，由于第 5 章并不是让人一次就读完的，每个子章节中详细的源描述已按照独立章节的版式进行了编写，因此会造成文本上有一些重复。这种方式是用来使读者能够找到对于每一个具体的源的所有必要信息，而不必通过交叉参阅其它章节来获得其它的信息。

226. 关于如何利用第 5 章的信息来对具体的某个源进行定量的意见请参阅第 4.4 节。为了辅助对第 5 章的使用，下面再次列出本章的目录。

章节		页码
5.1	**燃料/能源的提取**	**53**
5.1.1	大型电厂燃煤	53
5.1.2	其它的煤使用	59
5.1.3	矿物油——分离、炼制和使用	63
5.1.4	天然气——分离、炼制和使用	69
5.1.5	其它化石燃料——分离和使用	73
5.1.6	燃生物质发电和供暖	74
5.1.7	地热发电	76
5.2	**初级（原生）金属生产**	**78**
5.2.1	汞提取和初级处理	78
5.2.2	汞熔法工艺提取金和银	80
5.2.3	锌的提取和初步处理	84
5.2.4	铜提取和初级处理	94
5.2.5	铅的提取和初级处理	100
5.2.6	用汞溶法以外的其它方法的金矿开采和初级处理	104
5.2.7	铝的提取和初级处理	107
5.2.8	其它有色金属——提取和处理	109
5.2.9	初级钢铁生产	110
5.3	**其它含杂质汞的矿物和材料的生产**	**113**
5.3.1	水泥生产	113
5.3.2	制浆和造纸生产	118
5.3.3	石灰和轻质聚合窑生产	121
5.3.4	其它的矿物和材料	123
5.4	**工业过程中汞的故意使用**	**124**
5.4.1	采用汞技术的氯碱生产	124
5.4.2	用氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的VCM（氯乙烯单体）生产	131
5.4.3	用硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产	133
5.4.4	其它用汞化合物作催化剂的化学品和聚合物生产	134

5.5 故意使用汞的消费品生产 135
5.5.1 水银温度计 135
5.5.2 含汞的电气开关和继电器 141
5.5.3 含汞光源 149
5.5.4 含汞电池 154
5.5.5 生物杀灭剂和杀虫剂 159
5.5.6 油漆 160
5.5.7 人类药物和兽药 163
5.5.8 化妆品相关的产品 164

5.6 其它的故意生产/过程使用 167
5.6.1 牙医补牙剂 167
5.6.2 压力计和血压计 172
5.6.3 实验室化学品和设备 173
5.6.4 宗教仪式和民间医术用的金属汞 177
5.6.5 其它的产品用途、金属汞用途和其它源 177

5.7 再生金属生产（“二次”金属生产） 179
5.7.1 再生汞生产（“二次生产”） 179
5.7.2 再生钢铁生产（铁和钢） 181
5.7.3 其它再生金属生产 183

5.8 废物焚烧 185
5.8.1 城市/普通废物焚烧 185
5.8.2 危险废物焚烧 192
5.8.3 医疗废物焚烧 194
5.8.4 水处理污泥焚烧 197
5.8.5 不规范的废物焚烧 200

5.9 废物堆放场/填埋场和废水处理 201
5.9.1 受控的填埋场/堆放场 201
5.9.2 有部分控制的分散堆放 205
5.9.3 工业生产废物的非法本地处置 205
5.9.4 普通废物的非法倾倒 205
5.9.5 废水系统/处理 206

5.10 火化和殡葬 210
5.10.1 火化 210
5.10.2 殡葬 213

5.11 可能的热点 216

5.1 燃料/能源的提取和使用

227. 本主要源类别包括燃烧化石燃料（包括共燃烧 1/3 或更少份额废物的）和生物燃气的电厂、工业锅炉以及供暖设施。其中的生物燃气包括垃圾沼气和生物质。天然气、矿石油以及其它化石油的开采也属这一类。下表 5-1 列出了这类排放源的 7 大分类，它们的排放途径是空气、水和垃圾、残余。另外在家庭供暖和烹调中如果使用了生物质（主要是木材）或化石燃料以及开采的矿石油，也可以向土地排放汞。不仅如此，如果受污染的残余物被倾倒于地面也有可能造成对土壤的排放（UNEP, 2003）。

表 5-1 燃料/能源的提取和使用：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.1.1	大型电厂燃煤	**X**	x	x	x	**X**	PS
5.1.2	其它的燃煤	**X**		x	x	x	OW
5.1.3	矿物油的分离、精炼和使用	**X**	**X**	x	x	x	OW/PS
5.1.4	天然气的开采、提炼和使用	**X**	**X**	**X**	x	**X**	OW/PS
5.1.5	化石燃料的开采、提炼和使用	**X**	x	x		x	OW
5.1.6	以生物质为燃料的发电和供热	**X**	x	x		x	OW
5.1.7	地热发电	**X**					PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.1.1 大型电厂燃煤

5.1.1.1 子类别描述

228. 煤被以不同的燃烧技术广泛应用于各种领域的供热和电力生产。包含在燃烧原材料，包括煤中的少量汞会在燃烧过程中遇热排放。

229. 本子类别包括大型燃烧设施（典型地热锅炉效率达 300 MW 以上），其中主要是大型发电厂和少数（市政等）供热厂。之所以把这些大型燃煤发电、供热厂单独列出来是因为它们在很多国家都是该国主要的用煤大户，因而通常都有大量单独装置的减排系统。这些设备能够截获部分输出的汞，从而减少对大气层的直接排放。在许多情况下，很多小型燃煤单位没有这种减排设备。

230. 有些化石燃料发电厂也可以使用油和其它碳燃料，但是本节只讨论含汞量最高的煤。油和气将分别在第 5.1.3 节和第 5.1.4 节中讨论。

5.1.1.2 决定汞排放和汞输出的主要因素

表 5-2 大型电厂燃烧的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	普通废物	行业特定的处理/处置
燃烧	**X**	x	x	x	**X**	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；

x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

231. 决定本行业汞排放的主要因素是所用煤中汞的含量。其中的汞主要是在燃烧过程中遇热以气体形态排放的。有些国家而采用的预洗法（原先是为去硫）可以去掉部分汞，但需要采取适当的净化和阻留技术以防止被洗出的汞。

232. 另外一个主要因素是所采用的减排系统。如今已被工业化国家广泛采用的用于燃烟道脱硫、脱氧化氮和颗粒物阻留的后燃烧设备，可以阻留部分本来可能会排放的的汞。这种技术的阻留效果因采用不同的过滤材料而不同，即使使用同样的过滤装置也会随不同的厂况而不同。尽管目前尚没有专为最佳汞截留设计的装置，但已经有一些国家（如：瑞典和美国）在开发和改进。

233. 采用什么样的燃烧技术和煤的品种也是决定烟道气净化系统是否有效的因素，从而影响到直接排放。

234. 举个例子，采用氯含量高的煤，再加上有利于汞在废气中氧化的燃烧技术，就可以提高工业化国家所广泛采用的烟道气去硫系统的汞阻留效果。而采用含沥青的煤、烟道气中积碳含量高的设施，如果采用粉尘过滤和洗刷技术则可以取得更好的汞阻留效果（UNEP, 2002）。关于发电厂的各种燃煤技术的详情请参阅 US EPA (1997a) 和 US EPA (2002a) 的介绍。

235. 本行业的汞的输出主要来自：1）空气排放物；2）固体的焚烧残渣和烟道气净化残渣的累积；以及 3）可能是少量和向水中的排放（主要是通过烟道气湿式洗涤或煤的预洗产生）应该指出：和其它含汞废弃物的沉降一样，热电厂燃煤的固体残余物质也会造成汞在未来的排放。排放规模取决于对沉降物的控制措施能否在未来几十年里起到减少汞对空气、水和土壤的排放的作用。

236. 就北美和西欧来看，输入的汞大约一半随空气排放，另一半被阻留在烟道气净化的残余物质中，只有极少部分存留在底灰和炉渣中。根据所采取的不同烟道气清洗技术，含汞的残余物或副产品可以分别是飞尘、（来自湿洗或干洗的）固体硫沉降反应产品、（作为市售的）石膏墙板和（市售的）硫酸。

237. 如果热电厂没有减排设备或只有大颗粒物阻留设备（ESP 阻留），则所有或大部分输入的汞都将直接排入大气层。这是因为和其它重金属相反，电厂排出的废气中的汞主要是气体形态的（如果在废气排放系统中移动的过程中温度降低到一定水平以下，这时汞可以被微粒粉尘吸收）。但是在某些条件下，阻留微粒粉尘的纤维过滤器和其它高效微粒粉尘过滤器也会阻留过大量的输入汞。

5.1.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-3 估算大型电厂的燃煤的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

所需的活动强度数据	汞输入因子
每种燃用的煤的量	每种燃用的煤中的汞含量

238. 以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。对于煤，其中还有有关各种不同品种（沥青煤、褐煤等）的煤的消费量的统计。

239. 煤中所含汞的浓度因品种、来源不同而显著不同，甚至虽同属一个煤矿但因开采时间不同也会有显著变化。例如，即使是来自同一煤矿，汞的浓度的差别也可以达到一个数量级甚至更多（Pirrone *et al.*, 2001）。根据现有资料，煤中汞浓度的变化范围在 0.01 ~ 8.0 ppm 之间

。根据美国地质局的报告（Bragg *et al.*, 1998）对美国 7000 份样本的调查，美国煤的汞浓度的中间值是 0.17 mg/kg，其中 80% 低于 0.25 mg/kg，最大单值为 1.8 mg/kg。下表 5-4 列出了更多有关汞浓度的例子及其数据来源。

表 5-4　　不同类型和产地的煤中汞浓度的例子（mg/kg 或 ppmwt；数据参考文献见表注）

产地	煤的类型	平均汞含量	对均值的标准偏差	汞含量的范围，括号内带样本数	备注
澳大利亚	生煤			0.03-0.4	Pirrone *et al.*, 2001
阿根廷	生煤	0.1		0.03 和 0.18 (2)	Finkelman, 2004
波茨瓦纳	生煤	0.09		0.04-0.15 (11)	Finkelman, 2004
巴西	生煤	0.19		0.04-0.67 (4)	Finkelman 2004
中国	无烟煤 + 生煤	0.15		<0.0-0.69 (329)	Finkelman, 2004
哥伦比亚	亚生煤	0.04		>0.02-0.17 (16)	Finkelman, 2004
捷克.	生煤	0.25		<0.02-0.73 (24)	Finkelman, 2003
埃及	生煤	0.12		0.04-0.36 (14)	Finkelman, 2003
德国	生煤			0.7-1.4	Pirrone *et al.*, 2001
印尼	褐煤	0.11		0.02-0.19 (8)	Finkelman, 2003
印尼*2	亚生煤	0.03	0.01	0.01-0.05 (78)	“1999 年燃烧”于美国；基于干重的浓度；具体产地不详；是否对当地有代表性未作交代
日本	生煤			0.03-0.1	Pirrone *et al.*, 2001
新西兰	生煤			0.02-0.6	Pirrone *et al.*, 2001
秘鲁	无烟煤 + 生煤	0.27		0.04-0.63 (15)	Finkelman, 2004
菲律宾	亚生煤	0.04		<0.04-0.1	Finkelman, 2004
波兰	生煤			0.01-1.0	Pirrone *et al.*, 2001
罗马尼亚	褐煤 + 亚生煤	0.21		0.07-0.46 (11)	Finkelman, 2004
俄罗斯	生煤	0.11		<0.02-0.84 (23)	Finkelman, 2003
斯洛伐克.	生煤	0.08		0.03-0.13 (7)	Finkelman, 2004
南非	生煤			0.01-1.0	Pirrone *et al.*, 2001
南美 ***2**	生煤	0.08	0.07	0.01-0.95 (269)	“1999 年燃烧”于美国；基于干重的浓度；具体产地不详；是否对当地有代表性未作交代
南韩	无烟煤	0.3		<0.02- 0.88 (11)	Finkelman, 2003
坦桑尼亚	生煤	0.12		0.04-0.22 (15)	Finkelman, 2004
台湾	无烟煤/生煤	0.67		0.07-2.3 (4)	Finkelman, 2004
泰国	褐煤	0.12		0.02-0.57 (11)	Finkelman, 2003
土耳其	褐煤	0.11		0.03-0.66 (143)	Finkelman, 2004
乌克兰	生煤	0.07		0.02-0.19 (12)	Finkelman, 2003

产地	煤的类型	平均汞含量	对均值的标准偏差	汞含量的范围，括号内带样本数	备注
英国	生煤			0.2-0.7	Pirrone *et al.*, 2001
美国 ***1**	亚生煤	0.10	0.11	0.01-8.0 (640)	备注同“美国，生煤”
美国 ***1**	褐煤	0.15	0.14	0.03-1.0 (183)	备注同“美国，生煤”
美国 ***1**	生煤	0.21	0.42	<0.01-3.3 (3527)	在参考文献 (US EPA, 1997a) 中被作为是关于美国产煤的一种“地下型”数值，可能是湿重浓度（？）
美国 ***1**	无烟煤	0.23	0.27	0.16-0.30 (52)	备注同“美国，生煤”
越南	无烟煤	0.28		<0.02-0-14 (3)	Finkelman, 2004
赞比亚	生煤	0.6		<0.03-3.6 (12)	Finkelman, 2004
津巴布韦	生煤	0.08		<0.03-0.5 (3)	Finkelman, 2004
南斯拉夫	褐煤	0.11		0.07-0.14 (3)	Finkelman, 2004

注： *1 参考文献：US EPA (1997a)； *2 US EPA (2002a); 附件 A.

240. 有些燃煤电厂也燃烧可能含汞的废物。关于废物中的汞请参阅第 5.8 节（垃圾焚烧）。对于同时还燃烧垃圾的燃煤发电厂，评估排放时应该将来自垃圾的汞输入也计算在内。

5.1.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

241. 采用预洗处理可以减少 10~50% 的汞（UNEP, 2002）。US EPA（1997a）报道说美国工厂的经过预洗处理的煤平均（中间值）可以减少 21%的汞。

242. 已经有很多研究针对不同的设备配置对燃煤发电厂废气排放中的汞阻留在减排系统的效果进行过调查。如前文所说，即使采用同样的燃烧技术和减排原理，效果差别很大。所以在统计的时候，应该尽可能地对不同的排放点采用不同的减排效果测量方法。

243. Pacyna 报道**湿式 FGD 系统**最多只能清除烟道气中 30% 的汞，但是一般来说清除的有效范围介于 30~50% 之间（Pacyna and Pacyna, 2000; 为 UNEP, 2002 所引用）。美国的数据表明当使用湿式 FGD 系统来控制燃煤发电设施锅炉的汞排放时有些汞去除率可超过 80%（US EPA 研究与开发办公室，可从下面获得：http://www.epa.gov/ttn/atw/utility/hgwhitepaperfinal.pdf）。

244. 下图 5-1 推出了一个燃煤锅炉在不同阶段、输出上的汞分配情况（Pacyna and Pacyna, 2000; 为 UNEP, 2002 所引用）。

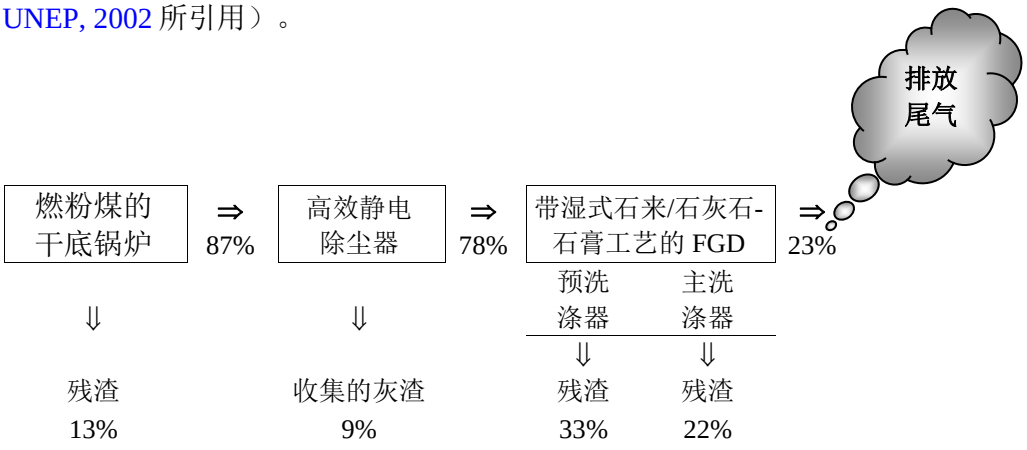


图 5-1 用湿式 FGD 系统去除汞排放；汞的流量和输出以输入到锅炉中的汞的%表示，基于 Pacyna and Pacyna (2000)（数字引自 UNEP, 2002）

245. 斯堪的纳维亚国家和美国研究了燃煤器和焚烧锅炉中采用喷洒干燥法阻留汞的技术。一般来说喷撒干燥系统的汞清理效果在 35~85% 之间。当将喷洒干燥系统与下游织物过滤技术配合使用时可以取得最佳清理效果（Pacyna and Pacyna, 2000; 为 UNEP, 2002 所引用）。

246. 根据丹麦（基于质量平衡）的归纳，在配有颗粒物控制（PM）和湿烟道气去硫设备的发电厂，汞的输出分配大约是：50%被颗粒控制系统截留，20%留存于去硫残余物中，余下30%排入空气中。在配有颗粒控制（PM）和半干 FGD 设备的发电厂中，这一比例分别为 50%、25%和 25%。对于少数只有 PM 设备的电厂，大约有 50%被颗粒控制系统截留，余下的排入空气中（Skårup *et al*., 2003）。

247. 另一个例子是 US EPA (2002a) 针对美国配有不同减排设备、燃烧不同品种的粉状煤的燃煤公用锅炉进行了调查。调查结果请参阅下表 5-5，详情请参阅 US EPA (2002a) 。

248. 关于电厂因燃煤向大气中的一系列汞排放因子已经在美国（见 US EPA, 1997 或 US EPA, 2002a）和欧洲（EMEP/CORIN 空气, 2001）等有过总结，但都是作为各种不同情况的单一排放因子介绍的，而没有像工具包这样分成输入因子和输出分布因子加以描述。

表 5-5 US EPA 最近关于不同污染削减系统的汞阻留情况的调查结果总结。平均汞捕集率按输入到污染削减装置的汞输入量的%表示（US EPA, 2002a）

后燃烧控制策略	后燃烧污染控制装置配置	控制配置的平均汞捕集率（括号中为研究的测试次数）		
		在燃粉煤的锅炉装置中燃用的煤		
		生煤	亚生煤	褐煤
仅有 PM 控制	CS-ESP	36 % (7)	3 % (5)	- 4 % (1)
	HS-ESP	9 % (4)	6 % (4)	未测试
	FF	90 % (4)	72 % (2)	未测试
	PS	未测试	9 % (1)	未测试
PM 控制和喷入干燥吸附剂	SDA+ESP	未测试	35 % (3)	未测试
	SDA+FF	98 % (3)	24 % (3)	0 % (2)
	SDA+FF+SCR	98 % (1?)	未测试	未测试
PM 控制和湿式 FGD 系统 (a)	PS+FGD	12 % (1)	-8 % (4)	33 % (1)
	CS-ESP+FGD	74 % (1)	29 % (3)	44 % (2)
	HS-ESP+FGD	50 % (1)	29 % (5)	未测试
	FF+FGD	98 % (2)	未测试	未测试

(a) 两种控制装置的估计捕集率；
SCR —— 选择催化还原; CS-ESP —— 冷壁静电除尘器；
HS-ESP —— 冷壁静电除尘器； FF —— 纤维过滤器；PS —— 颗粒物洗涤器；
SDA - 喷入干燥吸附剂系统； FGD —— 烟气脱硫。

5.1.1.5 输入因子和输出分布因子

249. 根据目前所收集的有关煤中的汞含量的例子以及有关上述减排系统效果的情况，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。同时这些缺省因素是在汇总数据以后所作的专家

判断，目前阶段尚未在因子的制订过程中涉及任何系统的定量方法（即消费加权浓度和分布因子偏差）。

250. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

251. 考虑到对煤的汞浓度以及各种减排系统的减汞效果所作的估算有较大的偏差，在可能的情况下应该针对不同的排放点采用不同的数据。有关如何采集数据，请参见第 4.4.5 节。

a) 默认的汞输入因子

252. 为获得最精确的排放估算，最好采用特定煤组成中的汞含量的实际数据。如果没有所用种类煤的实际数据可用，可以采用相似品种的煤的平均值或范围值（见上表 5-4 中的例子）。

253. 如果在提取步骤没有关于浓缩物中汞含量的数据，可以用下表 5-6 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。如果选择不计算区间的话，推荐采用最大值以标识出可能的源类别重要性，以备今后进一步的调查。使用高端估算值不是自动地意味着实际的排放值是这么高，仅仅表明它可能应当深入调查。

*表 5-6 能源生产中煤所含汞的**初步的**默认输入因子*

材料	默认的输入因子，g/MT 煤；（低限~高限）
能源生产中用的煤	0.05 - 0.5

254. 关于活动强度，所需的主要信息是一年中所燃用的各种煤的量。如果这些数据不能够直接得到，可以用煤热值（单位为 kJ/l 或 kJ/kg 等）数据和该年产生的总能量（kJ/a）来进行估算。记得要基于煤中的主要含能量来进行估算（而不是基于用户所接收到的能源量，后者通常不包括生产和传输的损失，因此不能充分反映煤消耗量）。

b) 默认的汞输出分布因子

*表 5-7 大型电厂燃煤汞输出**初步的**默认分布因子*

污染削减装置	分布因子，共同分配 Hg 输入 *4					
	空气	水 *1	土地 *3	产品 *3	一般废物 *5	部门特定的处理/处置 *5
无	1					
洗煤 ***1**	0.8（经燃烧）	?	?		0.2	
PM 控制和一般 ESP，或 PS	0.9		?	?	0.1	
用 FF 或者其它高效 PM 阻留装置进行 PM 控制	0.5		?	?	0.5	
PM 控制和 SDA	0.4		?	?	0.6	
PM 控制和湿式 FGD	0.5		?	?	0.5	

注： *1 如果洗涤介质中的 Hg 没有全部留在残余物中就有可能排到水中。如果洗煤的同时还进行烟道气净化，则在计算汞的输出因子时应将洗煤的减排因子乘以有关的控制设备输出因子。

*2 取决于所采用的具体的烟道清理系统，原来可沉降为残余物的部分汞可能转化为副产品（主要是石

膏墙板和硫酸）出售。

*3 如果残余物没有被小心存放，其中的汞可以被视作排放到土壤中。

*4 US EPA (2002a) 指出：汞减排系统的效果受煤的品种的影响很大。鉴于工具包目前尚没有具有全球代表性的有关各种煤的品种的减排效率的测量数据，所以工具包所建议的排放因素并未考虑这一因素。

*5 各行业特定的处置方法包括在专门的安全填埋场处置、在没有防渗系统的专门填埋场处置、以及公路或其它工程建设中的零散用途。普通废物处置（普通的填埋）和行业特定的堆放之间的实际比例很大程度上因国家不同而不同，应当收集关于当地处置流程的特定信息。

c) 与其它汞排放源估算值的联系

255. 没有联系。

5.1.1.6 源特定的主要数据

256. 这种情况下最重要的源特定的数据为：

- 工厂所燃用的煤混合物中汞含量的实测值或文献数据；
- 工厂所燃用的每种类型煤的量数据，以及
- 排放源所采用的污染削减设备（或是具有相似设备和活动条件的排放源）的实测数据。

257. 也可参阅第 4.4.5 节关于数据收集的建议。

5.1.1.7 估算排放的一般方法概要

258. 估算从大型电厂煤燃烧向每种途径的汞排放的一般方法如下：

输入因子 （工厂燃用煤中的汞含量）	×	活动强度 （每年各种燃用煤的量）	×	分布因子 对于每种途径

总的排放量就是每一个途径的合计。

5.1.2 其它的煤使用

5.1.2.1 子类别描述

259. 本子类别涵盖了较小的燃烧设施（典型的是生产效率小于 200 MW 的热锅炉），包括各行业的工业燃烧/锅炉、家庭用的用煤的取暖用和烹调用炉具，以及用于其它目的如冶金过程的焦炭（来自煤炭）生产和使用。

260. 根据欧洲委员会的有关汞的欧盟战略（European Commission，2005），小型的燃烧和居民燃煤也是重要的汞排放源。特别地，在欧盟文件中指明除那些相对控制较好的许多大型设施外，小型燃烧设施被认为是汞污染问题的另一主要贡献者，但是目前可获得的数据还很缺乏。

261. 焦炭是用无烟煤或褐煤通过干馏（真空加热）来生产的。在“焦炭炉”中，煤被引入大的容器中，在隔绝空气的状况下外部加热到约 1,000℃。随后将焦炭取出，并用水进行急冷。焦炭的主要用途——至少在工业化国家是这样——是用于冶金工业（钢铁和有色金属）。

5.1.2.2

5.1.2.3 决定汞排放和汞产生的主要因素

表 5-8　　从“其它”煤燃烧的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
其它的煤使用	**X**		x	x	x	x

注：　**X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
　　x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

262.　决定小型燃煤设施（例如工业锅炉）排放的主要影响因素是与上面描述的大型燃煤设施相似的。但是，燃气清理设备的应用对于小型燃烧设施相对而言是不常见的，对于家用燃烧则实际上是没有应用的（COWI，2002）。因此，通常煤中更多部分的汞会被排放到大气中。

263.　对于只有最基本的、或者压根就没有控制技术的源，几乎煤中所有的汞都将被排入大气中。在供热和发电生产中，煤中大多数的汞将在燃烧过程中汽化以气态形式排放。然而，用于烟道气脱硫、脱硝和除尘的燃烧后设备可能被用于本类中一些较大的燃烧设施，这将阻留部分本来会排放的汞。除了所用的煤中所含的汞，其它的因素还包括煤的类型、燃烧技术，以及尤其是所采用的任何烟道气净化系统（如果用了的话），这决定了汞排放的量，产生的汞在大气排放物、累积在固体焚烧及烟道气净化残渣中、以及向水中排放物之间的分布（仅会通过一些类型的烟道气净化技术而间接进入水体）（COWI，2002）。对于本类中的更大的燃烧设施，烟道气净化技术也可能与前面第 5.1.1 节所描述的（等于或者）大于 300 MW（兆瓦）的热锅炉的相似。

264.　关于焦炭生产，在装煤和卸炭的过程中以及在加热过程中会发生向大气的排放。由于不是通过烟囱排放，很难测得排放因子，因此容易有不确定性。如果从急冷或者湿式洗涤处有废水排出，则会发生向水的排放。

265.　本子类别的汞输出主要在下列两者之间分布：1）空气污染物；和 2）累积在固体焚烧残渣和烟道气净化残渣中。也可能会有一些向水的排放（仅通过湿式气体净化系统或煤的预洗）。应当指出的是，与含汞废物的其它沉积相似，煤燃烧的固相残渣也会导致将来汞排放有一定程度的上升，这取决于残渣的处置方法或者最终用途，以及几十年来使汞向空气、水和土地的排放最小化的控制水平。

266.　通常对于本子类别中的源，有一半以上的汞可能是随空气污染物而排放的，而剩下的可能是留在烟道气净化残渣中（如果存在处理设施的话），可能有一些在底灰/炉渣中，这取决于源的类型。对于工业锅炉和其它燃烧设施，在底灰中可以发现非常低的汞浓度。但是对于家庭取暖，浓度可能会高一些。

267.　对于没有污控设备、或者仅阻留较大颗粒物（如静电除尘器 ESP 阻留）的燃煤设施，输入的汞将全部或大部分直接被排放入大气。这是因为如果在尾气净化系统的输运过程中温度低到一定程度时，尾气中的汞主要残留在气相中，或者吸附在小颗粒物上。

5.1.2.4　关于汞输入的讨论

表 5-9　　估算煤的其它燃烧的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

过程	需要的活动强度数据	汞输入因子
焦炭生产	所处理的每种煤的量	所处理的每种煤的中汞的浓度
燃煤	所燃烧的每种煤的量	所燃烧的每种煤的中汞的浓度

268.　以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。

269. 对于大型的燃煤设施，汞是以煤中的杂质形式所存在的。煤中汞的浓度因煤的类型、来源不同而有显著的变化，甚至对于同一煤矿的也有差别。关于煤中汞浓度的更多例子，参见第 5.1.1 节和表 5-4。

270. 一些燃煤设施也焚烧废物，这种情况下来估算汞排放量要更为复杂。废物中的汞含量（如果已知的话）、燃烧的废物量，以及控制技术的信息，能用来估算由废物燃烧所导致的汞排放量（参阅第 5.8 节“废物焚烧”）。这个估算值将被累加到由燃煤所导致的汞排放量上。

5.1.2.5 在排放物和废物/残渣中的汞示例

271. 在本子类别中未加控制的燃煤锅炉和类似源的汞排放主要是以气态汞的形式进入空气（接近 100%）的，或者是结合在细颗粒物上（US EPA，1997）。如果源有附加的控制措施或者采用了洗煤技术的话，那么有一些汞将进入残渣和/或水中（参阅第 5.1.1 节了解更多关于各种控制和洗煤条件下的排放信息）。

272. 对于焦炭生产，所有的或者大多数的汞输入被认为是在其本身生产过程中被排放入大气中（COWI，2002）。US EPA（1997a）提到了德国设施的大气汞排放因子为 0.01~0.03 gHg/MT 焦炭。如果使用了预洗过的煤（美国的情况），大气排放可能会要稍微地低一点（约低 21%），因为有煤中所含的汞有一些被洗出去而处理掉了，或者是以其它方式沉积下来了（COWI，2002）。

5.1.2.6 输入因子和输出分布因子

273. 基于目前所收集的关于煤中汞含量的例子以及上面给出的关于污染削减系统效率的信息，建议将下面初步的默认输入和分布因子用于没有实际源数据可用的场合。需要强调的本试行稿的工具包中所建议的默认因子是基于一个很有限的数据库的，因此它们应当被认为是初步的，当有新的数据出现时可能会进行修订。同时所提出的默认因子也仅仅是基于所归纳数据的专家判断，目前在制订因子时还没有涉及系统的定量方法（即：消费量加权浓度和分布因子偏差）。

274. 使用默认因子的主要目的是得到在某个国家里某个子类别是否为重要的汞排放源的第一印象。通常排放估算值必须进一步作细化（在用默认因子计算完以后）。

275. 牢记上面提到的煤中汞含量及汞污染削减系统效率所存在的较大变数，如果可能最好的方法是使用源的实际数据。关于数据收集的有关建议，参阅第 4.4.5 节。

a) 默认的汞输入因子

276. 使用特定组成的煤中汞含量的实际数据将得到最好的排放估算值。如果不能获得实际所用煤的数据，那么可以使用相似类型煤的平均值或范围（参见上面表 5-4 的例子）。

277. 如果在提取步骤没有关于浓缩物中汞含量的数据，可以用下表 5-10 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。如果选择不计算区间的话，推荐采用最大值以标识出可能的源类别重要性，以备今后进一步的调查。使用高端估算值不是自动地意味着实际的排放值是这么高，仅仅表明它可能应当深入调查。

*表 5-10 能源生产中煤所含汞的**初步的**默认输入因子*

材料	默认的输入因子，g/MT 煤（低限~高限）
能源生产中用的煤	0.05 - 0.5

278. 关于活动强度，所需的主要信息是一年中所燃用的各种煤的量。如果这些数据不能够直接得到，可以用煤热值（单位为 kJ/l 或 kJ/kg 等）数据和该年产生的总能量（kJ/a）来进行估算。记得要基于煤中的主要含能量来进行估算（而不是基于用户所接收到的能源量，后者通常不包括生产和传输的损失，因此不能充分反映煤消耗量）。

b) 默认的汞输出分布因子

279. 对于焦炭生产，加入的煤中 100%的汞输入作为默认情况被认为都排放入大气中。

280. 对于燃煤，建议的默认汞输出分布因子如下表 5-11 所示。这些因子与所大型燃煤电厂定义的是一致的；主要的差别在于很少的小型设施安装了另外的有效的烟道气净化系统。

*表 5-11 小型电厂和其它设施燃煤汞输出**初步的**默认分布因子*

污染削减装置	分布因子，共同分配 Hg 输入 *4					
	空气	水 *1	土地 *2	产品 *3	一般废物 *5	部门特定的处理/处置 *5
无	1					
洗煤 ***1**	0.8（经燃烧）	?	?		0.2	
一般 ESP，或 PS 进行 PM 控制	0.9		?	?	0.1	
用 EF 进行 PM 控制，或其它高效的 PM 阻留方法	0.5		?	?	0.5	
PM 控制和 SDA	0.4		?	?	0.6	
PM 控制和湿 FGD	0.5		?	?	0.5	

注： *1 如果洗涤介质中不是所有的汞都留在残渣中，则会发生向水的输出。如果洗煤是与烟道气净化装置联合使用的话，指定给空气的汞输出因子应当用洗煤削减因子与相关的控制设施输出因子的乘积来得到；

*2 如果残渣没有谨慎存放的话，残渣中的汞可以被认为是排放到了土地中；

*3 取决于所用的具体烟道气净化系统，原来以残渣形式沉积的部分汞可能会伴生可作为商品的副产物（主要是石膏墙板、水泥/混凝土和硫酸）；

*4 US EPA（2002a）指出污染削减系统的除汞效率高度依赖于煤的类型。由于在本试行稿的汞工具包中没有全球有代表性的对应于不同煤类型的效率测定数据，所建议的排放分布因子没有考虑这一联系；

*5 部门特定的处置可能包括特别的安全填埋、处置特殊填埋但不防渗、以及用于筑路或其它建筑工程中的分散使用。处置与一般废物（通常是填埋）的实际分布和部门特定的堆放可能会因国家不同而不同，应当收集关于本地处置流程的具体信息。

281. 同样，一些大气排放因子也可能通过 US EPA（1997b）第 2 卷（http://www.epa.gov/mercury/report.htm）或者其它来源来获得。

c) 与其它源估算的联系

282. 没有联系。

5.1.2.7 源特定的主要数据

283. 这种情况下最重要的源特定的数据为：

- 在源燃用的煤混合条件下汞浓度的测定值或文献数据，
- 工厂燃用的每种煤的量；以及

- 用于源的污染削减设备（或者非常相似的设备或活动条件下）的测定数据。

284. 同时参阅第 4.4.5 节关于数据收集的建议。

5.1.2.8 估算排放量的通常方法小结

285. 估算从煤的其它燃烧向每种途径的汞排放的通用方法如下：

输入因子 （工厂所用种类的煤的汞含量）	×	活动强度 （每年所燃用的每种煤的量）	×	分布因子 对于每种途径

总的排放量就是向各种途径的排放量之和。

5.1.3 矿物油——分离、炼制和使用

5.1.3.1 子类别描述

286. 本节包括矿物油（在本文档中也称为“石油”或“油”）的提取、炼制和使用。本子类别包括燃油以供电、供热和用于运输目的、以及其它用途例如铺路柏油（沥青）、化工合成、润滑剂和炭黑生产（黑颜料）。与其它天然材料相似，矿物油含有少量的天然汞杂质，在萃取和使用过程中被转移到生物圈中。油中汞含量可能会由于本地地理的不同而有很大的差异。US EPA（1997a）提到原油中的汞含量为 0.023~30 mg/kg。除了天然存在于油中的汞，油分离物中的另一个汞输入是来自某些种类的钻探泥浆。

287. 油分离已知可能引起显著的汞排放，近年来对这部分汞的排放的关注日益增加。在炼制过程及通过炼制产品或副产品、各种过程废物和污泥等，汞也会排放到空气、土地或水中。

288. 燃油造成的汞排放主要是以空气污染物的形式排放到空气中。但是，很少部分的汞也会被排放到其它介质，例如焚烧残渣。通常地，只有大的为燃油设计的焚烧装置有污染削减设备。

289. 在炼油过程中，原油通过蒸馏（和裂化）分成一些炼制后的油品，包括汽油、煤油、液化石油汽（如丙烷）、蒸馏物（柴油、航空燃油）、以及“残渣”（工业燃油）。炼制过程除去了原油中的一部分杂质，例如：硫、氮和金属。从原油可衍生出多种燃料油。两种主要的类别是重质燃料油（也称为残油）和轻质燃料油（也称为蒸馏油）。这些油也进一步细分为各种级别，例如 1 级和 2 级（蒸馏油的种类），以及 4 级、5 级和 6 级（残油）（US EPA，1997a 和 US EPA，2003b）。不同的油品利用原油中组分具有不同沸点的特性，通过蒸馏来进行分离。丙烷和汽体是低沸点产品的例子，柴油/汽油和煤油具有稍高一点的沸点，重质燃料油具有高沸点，而柏油（“沥青”）和石油焦是具有最高沸点的组分的例子（或称为残渣）。

290. 从原理上讲，汞被认为是主要随沸点与汞相近的馏分一起流出，但是实际上在加入的原油中的汞含量的不同对于炼制油产品中的含汞量具有更大的影响。

5.1.3.2 决定汞排放和汞输出的主要因素

表 5-12 在矿物油分离、炼制和使用的生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
分离	**X**	**X**	x	x		
炼制	**X**	x	x	x	x	x

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
燃烧	**X**					
其它用途						

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

从油的分离和炼制

291. 决定本子类别汞排放的一个重要因素是原油中汞的含量。

292. 汞可以从分离过程、炼制或其它过程中排放入空气、土地或水中。汞也会通过炼制产品或副产品以及各种过程废物和污泥而排放。

从油的燃烧

293. 决定燃油源排放的最重要因素是油中的汞含量以及燃用的燃油料。这些源的主要排放途径是通过燃烧烟囱向大气排放。由于整个供油都是暴露于高温下的，燃料中含有的所有汞将会挥发并随燃烧气而逸出炉子。除非这些燃烧气会暴露于温度较低的空气污染控制系统以及高效 PM 控制系统，汞将通过燃烧烟囱排放到蒸汽相中，但是通常的装置是不具备上述系统的。

5.1.3.3 汞输入的讨论

表 5-13 估算油的分离、炼制和使用过程的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

过程	需要的活动强度数据	汞输入因子
炼制	输入的原油量	所用的混合原油以及各种产出的油品中的汞含量
使用	每种油的量	每种燃用/使用的油中的汞含量

294. 以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。

原油中的汞含量

295. Pirrone *et al.*（2001）报道了原油中通常汞的平均浓度为 10 ppb，但是有一些值则高达 30,000 ppb。

296. 原油中测得的汞含量归纳在表 5-14 中。表中显示了油中汞含量存在很大波动。但是，特别高的相对出现在少数的油田。举个例子，Wilehelm 和 Bigham（2002）发现从加利福尼亚的一个小油田，它占了美国所处理原油的 0.2%，如表 5-14 中所显示的其对应的一些数据特别高。如果将该油田的样品排除在外的话，平均值将较那三个特别高平均值的数据集要低 1000 倍（数据集来自 Shah *et al.* 1970，Filby and Shah, 1975，Bloom, 2000）。

297. 除了引用 Wilhelm（2001）的数据集，表中也包括了 CIS 国家原油中的汞含量数据（Lassen *et al.* 2004）。平均值是从所分析的 42 个油田的样品平均值所计算得到的。所有数据集的平均值为 300 ppb，其中 9 个俄国油田的平均值为 180 ppb。那份报告的作者指出数据集可能是偏向具有相对较高汞含量的样品的，由于主要是针对那些具有相对较高汞含量的中亚地区的存在状况。

表 5-14　　原油中的汞含量

注	均值（ppb）	范围（ppb）	标准偏差	样本数	参考文献
亚洲	<1			1	Tao *et al*., 1998 ***1**
加利福尼亚炼油厂	1.6	<2 - 9	1.6	8	Duo *et al*., 2000 ***1**
利比亚	3.1	0.1 - 12.2	4.2	6	Musa *et al*., 1995 ***1**
未报道产地	4.4	1.6-7.2	1.0	11	Liang *et al*., 2000 ***1**
新泽西炼油厂	3.5	0.1-12.2		23	Morris, 2000 ***1**
加拿大和进口油	8	All <DL=15		24	Cao, 1992 ***1**
加拿大	22	<2 - 399	63.6	86	Hitchon and Filby, 1983 ***1**
西海岸炼油厂	65	<10 - 1,560		26	Magaw *et al*., 1999 ***1**
俄国，9 个油	180				Lassen *et al*., 2004
田的平均值	300	< 8- 6,900		113	Lassen *et al*., 2004
CIS 国家，42 个	1.505	NR	3,278	76	Bloom, 2000 ***1**
油田的平均值	3.200	23 - 29,700		10	Shah *et al*., 1970 ***1**
未报道产地	5.803	<4 - 23,100		4	Filby and Shah, 1975 ***1**

注：　*1　源：Wilhelm, 2001. NR：未报道。

精炼油品中的汞浓度

298.　Wilhelm（2001）汇编了一系列精炼油中的汞浓度数据，如表 5-15 所示。

表 5-15　　精炼油品中的汞含量（基于 Wilhelm, 2001）

类型	均值（ppb）	范围（ppb）	标准偏差	样本数	参考文献 *1	备注
煤油	0.04	0.04	NR	1	Liang *et al*., 1996	美国
沥青	0.27	NR	0.32	10	Bloom, 2000	美国
柴油	0.4	0.4	NR	1	Liang *et al*., 1996	美国
加热油	0.59	0.59	NR	1	Liang *et al*., 1996	美国
多用途燃油	0.67	NR	0.96	32	Bloom, 2000	美国
汽油	0.7	0.22 - 1.43	NR	5	Liang *et al*., 1996	美国
轻质蒸馏	1.32	NR	2.81	14	Bloom, 2000	美国
汽油	1.5	0.72 - 1.5	NR	4	Liang *et al*., 1996	外国
柴油	2.97	2.97	NR	1	Liang *et al*., 1996	外国
家庭用燃油	4	2-6		6	EPA, 1997b	
石脑油	15	3 - 40	NR	4	Olsen *et al*., 1997	
石脑油	40	8 - 60	NR	3	Tao *et al*., 1998	亚洲
石油焦	50	0-250	NR	1000	US EPA, 2000	美国
蒸馏燃油	120			3	US EPA, 1997b	

注：　*1　源：Wilhelm, 2001. NR：未报道。

299. 关于美国一些种类油中汞的浓度数据（US EPA, 1997a）如表 5-16 所示。

表 5-16 美国使用的各种类型油中汞的含量（ppmwt）（US EPA，1997a）

燃油	样本数	范围（ppmwt）	典型值
6 号残渣	??	0.002-0.006	0.004 ***1**
2 号馏份	??	??	<0.12 ***2**
原油	46	0.007-30	3.5 ***3**

注： *1 值范围的中间点；
*2 三个点的平均值；
*3 46 个点的平均值是 6.86；如果去除一个 23.1 的点，剩下来的 45 个点的平均值就是 1.75。但是，用 43 个数据点进行的最大研究所得到的平均值为 3.2 ppmwt。选择折中值 3.5 作为最佳的典型值；
参考文献：Brooks, 1989; Levin, 1997; Chu and Porcella, 1994。

5.1.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

分离和炼制

300. 从油分离和炼制的汞排放数据未包括在本清单工具包中。但是，关于原油和精炼油中汞含量的已有数据表明，这样的排放确实是会发生的。这也可以被认为是一个关于汞排放的全球性的数据缺口。

301. 基于原油中的汞含量的比较，石油炼制的汞排放可能是重要的。举个例子，美国环保局（US EPA）估计从原油燃烧产生的汞排放大约为 41 kg/10^{15} J（NESCAUM, 1998 援引 US EPA, 1997）。把这与残渣和馏分油的 0.20 和 2.7 kg/10^{15} J 进行比较，这些数据级上的差异表明显著数量的汞要么是最终进入了精炼油产品中，要么是在炼制过程中排出了（NESCAUM, 1998）。

燃烧和其它用途

302. 作为与燃烧有关的油使用的一般假设，来自所用油品（包括原油）100%的汞输入都可以被认为是排放入空气中的。可能只有配有烟道气净化系统的燃烧系统是例外，那是工作在有利于烟道气中的汞氧化的条件下的（基于燃煤的燃烧系统的经验），或者是在适合汞阻留的情形下。

303. 用于燃油锅炉的三种类型的控制措施包括：锅炉改造、燃料取代以及烟道气净化。只有燃料替代和烟道气净化系统可能影响汞的排放。燃料替代主要用于削减二氧化硫（SO_2）和氮氧化物（NO_x）的排放。但是，如果替代燃料具有较低的汞含量，则替代也能降低汞的含量。因为燃油设施的颗粒物排放通常要经那些燃煤设施低得多，高效颗粒物控制系统通常不会被燃油系统所采用。

304. 在美国，烟道气净化设备通常只安装在较大的燃油锅炉上。机械集尘器是美国主流的污控设施，对于控制在吹灰、紊流条件或者燃用的是非常脏的重油时产生的颗粒物是非常有用的。在这些情形中，高效的旋风除尘器可以达到高达 85%的颗粒物控制效果，但是用机械除尘器可以预期的汞控制效果几乎可以忽略。静电除尘器（ESPs）也被用于一些燃油发电厂。基于两座燃油设施的测试数据，US EPA 报道了装备 ESP 的燃油锅炉的除汞率为 42~83%（US EPA，1997a）。洗涤器系统被装在燃油锅炉上以控制二氧化硫和颗粒物。与用于燃煤设施的不同，这些系统能够达到的除尘效率为 50~90%（US EPA，1997a）。因为它们提供气体冷却，可以得到一些汞控制效果，但是关于具体的除汞百分数还没有得到数据。

305. 来自燃油作业的大气汞污染物的明显输出是通过燃烧尾气烟囱。在美国，用三种信息来制订燃油的排放因子。第一种，用燃油热值和燃油的汞含量数据通过质量平衡来确定排放因子，较为保守地假设与燃油一起的所有汞都通过烟囱被排放。第二种，为残油和蒸馏油燃烧制订排放因子，并对残油燃烧进行评价。第三种，对分级的测试数据进行评价和归纳（US EPA, 1997a）。

306. 在对可获得数据进行分析后，US EPA 估算了用于美国油类燃烧的“最佳的典型的”大气汞排放因子（EFs）。这些 EFs 如表 5-17 所示。参阅以 US EPA（1997a）以获得更多关于数据和计算方面的信息。

307. 如表 5-18 所示的蒸馏油、残油和原油的排放因子是针对“未加控制”的排放的。要制订受控条件下燃油的排放因子被判定为数据尚不充分。由于燃油中汞含量存在差异，对蒸馏油的不完整的数据基础，以及在测定汞的采样和分析中的不确定性，基于这些排放因子的估算值存在值得注意的不确定性（US EPA, 1997a）。因此，这些排放因子应当谨慎使用，对于一些特定的工厂可能是不适用的。而且，当估算另一国家的燃油设施的排放时，应当首选是用那个国家的特定数据，和/或工厂特定的数据，而不是依赖美国所得出的数据和排放因子。

表 5-17 基于 US EPA 分析，美国燃油燃烧的“最佳的典型的”大气汞排放因子（US EPA，1997a）

燃油类型	计算得到的汞排放子		
	Kg/10^{15} J	**g/MT 燃油**	**g/10^3 L 燃油**
6 号残渣	0.2	0.009	0.0085
2 号馏份	2.7	0.12	0.10
原油	41	1.7	1.7

5.1.3.5 输入因子和输出分布因子

308. 基于上面关于输入和输出的的信息，以及决定排放的主要因素，建议下列初步的默认输入和分布因子用于不能获得源实际数据的场合。需要强调的是本试行稿工具包中所建议的默认因子是基于有限的数据库的，因此它们应当被认为是初步的，当有新数据出现时可能会进行修订。许多情况下，计算排放的区间将给出实际排放的更为适当的估算值。

309. 使用这些默认值的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

a) 用于油的默认的汞输入因子

310. 汞输入因子可以通过将油品中的汞含量乘以同一油品的输入量来计算出来。分离、炼制或燃烧的某一特定的油的实际数据将会得到排放的最佳估算。但是，如果无法得到感兴趣的特定油品的数据，那么类似油品听含量水平数据可以用来作为替代。输入经常是不同汞含量的油的混合。在这种情况下，应当建立一种利用输入油混合物中的组成数据来得到加权后的平均浓度。

311. 如果没有关于所用油中汞含量的信息，可以用下表中所示的默认输入因子来得到初步的估计（基于本部分所展示的数据）。因为浓度变化如此之大，推荐对该源类别的汞输入计算和报道区间。低端的默认因子是设置来表示对源类别汞输入的低限估计（但不是绝对最小值），而高端因子将产生高限估计（但不是绝对最大值）。如果选择不按区间计算，推荐用最大值以标明源类别可能的重要性以备深入调查。使用高端估计并不自动地意味着实际的排放是如此之高，仅表明这可能应当深入调查。

312. 对于精炼的油品，请注意作为原料的原油中的汞浓度可能比所怀疑种类的油品的沸点（“重度”）更能影响精炼后产品中的汞浓度。

*表 5-18 各种油质中汞的**初步的**默认输入因子*

油品	默认的输入因子，mg/MT 油（=ppbwt）（低限~高限）
原油	10 - 300
汽油、柴油和其它馏份	1 - 100

b) 默认的汞输出分布因子

313. 对于油的分离和炼制，由于缺乏数据不能建立默认的输出分布因子。对于炼油，汞向环境介质和残渣的汞排放之和可以利用质量平衡法来确定，通过测定输入的原油混合物中的汞含量，在相同时间段测定所有产品输出中的汞含量（这是同一原油混合物的输入和输出）。

*表 5-19 油分离、炼制和使用**初步的**默认输出分布因子*

生命周期阶段	分布因子，共同分配 Hg 输入					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
分离	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
炼制	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
使用：						
使用（燃烧之外）	1					
没有污染控制的家庭取暖炉	1					
没有污染控制的燃油设施	1					
装有 ESP 或洗涤器的燃油设施	0.9				0.1	

314. 通常对于燃油设施，假设燃油中接近 100%的汞都被通过燃烧烟囱排放到大所中是合理的。但是，有些情况下（例如带 ESPs 或洗涤器的设施）可能会有一些汞被排放到控制设施的残渣中。

c) 与其它汞排放源估算的关联

315. 没有联系。

5.1.3.6 源特定的主要数据

316. 这种情况下最重要的源特定的数据有：

- 源进行油分离、炼制和使用时汞含量的实测数据和文献数据；
- 各种分离、炼制和使用的油的量；以及
- 对源应用污染削减设备（或者采用了非常相似设备和活动条件）的实测数据。

317. 也请参阅第 4.4.5 节关于数据采集的建议。

5.1.3.7 估算排放量的一般方法概要

来自油的燃烧

318. 如上所述，来自燃油燃烧作业的汞排放的主要途径是通过燃烧尾气烟囱。估算油燃烧的排放时所需要的主要信息是：所用种类油中的汞浓度（ppm 或其它单位）以及每种燃油的量。

5.1.4 天然气——分离、炼制和使用

5.1.4.1 子类别描述

319. 天然气是一种分离、炼制和用于各种目的的化石燃料，特别是燃气用来发电和供暖。与许多其它的天然物质一样，天然气含有少量的天然汞杂质，在分离、精制和燃烧的过程中会迁移到生物圈中。在世界的一些地区，天然气中的汞含量较为显著（取决于地质情况）。在分离、炼制和气体净化步骤及使用过程中也会发生汞的排放（COWI，2002 和 US EPA，1997b）。在一些国家，气体净化残渣（“冷凝液”和其它可能的介质）被回收并作为副产品被出售。在另外一些国家里，这些残渣被作为危险废物收集和处理。对于离岸天然气分离，最初的气体净化步骤有时会在离岸进行，可能会涉及清洗水的使用，这些水可能会就地排放。关于天然气中所观测到的所含汞的归趋目前尚知之甚少。这也可以被认为是描述汞排放时的一个主要的数据缺口。在丹麦（很可能对其它国家也一样），输送到消费者那里的天然气已经过了净化，此时只含有很少的汞。

320. 天然气发电厂是从天然气的分离开始的，接着是气体处理和输送到电厂，最后是在锅炉和涡轮机中燃烧来发电。一开始，在地上钻井来取出天然气。当天然气被分离后，在气体厂进行处理以除去象硫化氢、氦气、二氧化碳、烃类和水分这样的杂质。气体净化作业可以离岸进行。通过管线将来自气体厂的天然气输送到电厂，或者是通过给气栅格进入家庭燃气炉中燃烧。

321. 天然气的其它用途包括用于其它一些化学品的合成、高分子聚合物生产和炭黑生产中（黑颜料）。

5.1.4.2 决定汞排放和输出的主要因素

表 5-20 在天然气分离、炼制和使用的生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段（/使用）	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
分离/炼制	**X**	**X**	**X**	x	x	**X**
燃烧	x					
其它用途						

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

322. 决定排放的最重要因素是天然气中的汞含量以及所分离、提取或燃烧的天然气的量。

323. 原始的天然气中大多数的汞在提取和/或炼制过程中都可以被除去，包括在硫化氢的去除过程中（Pirrone *et al.*, 2001）。因此，天然气一般被认为是清洁燃料，通常的汞含量很低。

324. 另外，在这些设施中燃烧过程产生的灰烬是非常少甚至是没有的（US EPA, 1997b）。在燃烧过程中，由于整个的燃气供应都处于高温火焰下，天然气中基本上所有的汞将会气化而

与随燃烧气一起通过烟囱逸出炉子。燃气设施通常没有能降低汞排放的污染控制措施（US EPA, 1997a）。

5.1.4.3 关于汞输入的讨论

表 5-21 估算天然气的分离、炼制和使用过程的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

过程	需要的活动强度数据	汞输入因子
分离/炼制	产生的天然气量	输入和输出气中的汞含量
使用	天然气的量	燃用的天然气中的汞含量

325. 以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。

326. **天然气燃烧：**天然气中的汞含量因当地地质情况的不同而变化，但是在消费品（“管道气”）中的汞含量通常都很低（COWI, 2002 和 US EPA, 1997b）。关于天然气中汞含量的数据如表 5-23 所示。

327. 井头气中汞含量的例子如表 5-22 所示。汞含量被认为对世界上不同地区有所变化。应当指出的是，对所示数据究竟能在何种程度上代表汞含量特别高的地区尚不清楚。

表 5-22 井头气中的汞含量示例

注	范围（μg/Nm3）	均值（μg/Nm3）	样本数	参考文献
美国井头气（估算）		<1 ***1**		Wilhelm, 2001
俄联邦，油井的井头气	0.05-70 *1	2.4 ***1**	48	Lassen *et al.*, 2004
俄联邦，油井的游离气	0.07-14 *1	3,4 ***1**	169	Lassen *et al.*, 2004
（初级冷凝分离器后）	1.9-21			Bailey *et al.*,1961 ***2**
加利福尼亚圣约昆峡谷	<50			Hennico *et al.*, 1991 ***2**
中东	0.001-180			Bingham, 1990 ***2**
荷兰	100			Hennico *et al.*,1991 ***2**
南非	0-300			Gijselman, 1991 ***2**
荷兰	50-300			Hennico *et al.*, 1991 ***2**
远东	180-300			Muchlis, 1981; Situmorang and Muchlis , 1986 ***2**

注： *1 参考文献所用单位为 μg/Nm^3，没有指明是否标准化为 Nm^3。
*2 为 OilTracers（1999~2004）所援引。

表 5-23 管道气中的汞含量示例（经净化后到消费者那里的）

国家	汞含量（μg/m3）	参考文献和备注
美国	<0.02 - <0.2	Wilhelm, 2001；所有结果都低于用于不同分析的方法检测限
俄罗斯联邦	0.03 - 0.1	Lassen *et al.*, 2004
丹麦	<0.1 - 0.8	Skårup *et al.*, 2003

328. Pirrone *et al.*（2001）报道了“在气体能够被使用前必须将汞含量降到 10 μ g/m³ 以下”，这可能表明欧洲（研究中所针对的地理区域）消费的气体一般都低于这个水平，但是原始的天然气有时具有更高的汞含量。

5.1.4.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

329. 原始的天然气中汞含量的主要部分通常会被从气体中除去而进入到不同的气体净化废水或冷凝液中。

330. 气体冷凝液这个术语是指在一些地方的气体处理方案中会产生的液体（Wilhelm, 2001）。普通的未经处理的冷凝液是烃类液体，是从井头气或在气体厂的初级分离器中被分离出来的。处理过的冷凝液是 C5+组分（更重的烃类），是气体分离厂的一种产品。

表 5-24 气体冷凝液中的汞含量示例

参考文献	样本数	范围（ppb）	均值（ppb）	标准偏差	备注
Olsen *et al.*, 1997 ***1**	4	NR	15		没有报道产地
Shafawi *et al.*, 1999 ***1**	5	9-63	30	18.6	东南亚
Tao *et al.*, 1998 ***1**	7	15-173	40		亚洲
Lassen *et al.*, 2004	5	60-470	270	270	俄罗斯联邦
Bloom, 2000 ***1**	18	NR	3,964	11,655	主要是亚洲

注： *1 为 Wilheml（2001）所引用； “NR”指没有报道。

331. 本工具包未包括关于气体离岸预净化产生废物中的汞含量的例子。

332. 对于管道气，即消费者所接收到的气体，所有的汞输入都被认为在使用或燃烧过程中都被排放入大气了。

5.1.4.5 输入因子和输出分布因子

333. 基于上面所汇集的关于输入、输出及决定排放量的主要影响因素等信息，下面提出当没有具体的源数据时可以采用的初步的默认输入因子和分布因子。需要强调的是，这些默认因子是基于有限的数据基础的，因此它们应该被视作是初步的和可能被修订的。在许多情况下计算排放区间会给出实际排放量的更适当的估计。

334. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

a) 默认的汞输入因子

335. 在特定的分离、炼制和使用的天然气中汞含量的实际数据肯定能得到排放的最佳估算值。但是，如果没有所用的特定天然气的数据，那么类似的天然气的含量数据就可以用来作为一种替代。

336. 如果没有所用天然气的汞含量的数据，可以用下表 5-25 中的默认输入因子来进行初步的估算（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化如此之大，推荐推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。如果选择不计算区间的

话，推荐采用最大值以标识出可能的源类别重要性，以备今后进一步的调查。使用高端估算值不是自动地意味着实际的排放值是这么高，仅仅表明它可能应当深入调查。

*表 5-25　　各种天然气中汞的**初步的**默认输入因子*

天然气质量	默认的输入因子；μg Hg/Nm^{3}气（低限~高限）
原始气体或预净化气体	2 – 200
管道气（消费者级）	0.03 – 0.4

b)　默认的汞输出分布因子

337.　对于天然气的分离和炼制，由于缺乏相关的数据，目前尚不能建立符合实际的输出分布因子。符合实际的排放估算可以通过测定天然气分离和炼制的所有输入和输出中的相关的汞含量来得到。如果已知会产生气冷凝液，排放到冷凝液中的汞排放可以使用上表 5-24 中的汞含量数据来大致估计。

338.　对于天然气的燃烧/使用，下面表 5-26 所示的默认因子可以用来计算一个指示性的汞排放估计值。

*表 5-26　　天然气分离、炼制和使用**初步的**默认输出分布因子*

生命周期阶段	分布因子，共同分配 Hg 输入					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
分离/炼制	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.		n.a.
燃烧/使用	1					

c)　与其它汞源排放的联系

339.　没有联系。

5.1.4.6　源特定的主要数据

340.　最重要的源特定的数据为：

- 在源发生的天然气分离、炼制和燃烧过程中汞浓度的测定值或文献；
- 分离、炼制和燃烧的天然气的量；和
- 源所应用的污染控制设备（或者具有相似设备和活动条件的类似源）的实测数据。

341.　也请参阅第 4.4.5 节关于数据收集的建议。

5.1.5 其它化石燃料——分离和使用

5.1.5.1 子类别描述

342. 本子类别包括化石燃料的分离和使用，例如泥煤（这是煤的非常年头短的形式）和油页岩。油页岩是页岩的一种，通过蒸馏的方法可以从里面提取出暗色的原油。与其它的化石燃料和非化石燃料相似，这些也可能含有痕量的汞，在分离和燃烧过程中会发生迁移。

343. 在当前版本的工具包中只收集到了关于这些可能的汞排放源的有限数据。如果在清单编制工作的过程中没有找到其它的数据的话，一种选择就是测定所使用的燃料及其燃烧产生的任何残渣和排放物中的汞含量。

5.1.5.2 决定汞排放和输出的主要因素

表 5-27 在化石燃料分离、炼制和使用的生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
分离						
燃烧	**X**	x	x		x	x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.1.5.3 汞输入示例

表 5-28 估算化石燃料的分离和使用过程的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

过程	需要的活动强度数据	汞输入因子
燃烧	使用的燃料量	所用燃料中的汞含量

344. 已知汞会在泥煤和油页岩中存在。举个例子，据一项美国北加利福尼亚州的研究报道，根据实测数据来看泥煤中总的汞含量为 40~193 ng/g（干重）（Evans *et al.*, 1984）。

345. 以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。

5.1.5.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

346. 没有收集到数据。

5.1.5.5 输入因子和输出分布因子

a) 默认的汞输入因子

347. 泥煤：如果没有其它可用的数据，可以采用上面第 5.1.5.3 节所提到的汞浓度数据。

348. 油页岩：没有制订因子。

b) 默认的汞输出分布因子

349. 泥煤：如果没有其它信息，泥煤中 100%的汞都可以被认为是排放到空气中的（作为一种粗略的估计——进入燃烧残渣和灰烬中的汞是很少量的）。

350. 油页岩：对于这个源子类别没有编制因子。

c) 与其它汞源估算的联系

351. 没有关联。

5.1.6 燃生物质发电和供暖

5.1.6.1 子类别描述

352. 许多国家的地区严重依赖于生物质燃烧来发电和供暖。这些源燃用木材，包括树枝、树皮、锯末和木刨花，泥煤和/或农余（例如：秸秆、柑桔皮、椰子壳、家畜圈用干草和骆驼粪）（UNEP, 2003）。木质废物被用于工业燃料。在家用部分，木头用于燃木炉和壁炉（Pirrone *et al*., 2001）。在本工具包中，在子类别中的源包括木头燃料锅炉、其它类型的生物质燃料锅炉、燃木火炉、壁炉以及其它生物质的燃烧。对于锅炉，假设为了得到最大电力输出均合理地采用了运行和维护良好的发电机。这部分没有提到受污染木头的燃烧。

353. 生物质在多种类型的装置中被燃烧以用来发电，从小型的加煤燃烧锅炉到带有空气污染控制（APC）装置的大型高精尖的锅炉/燃烧器系统。用生物质燃烧来发电主要是采用两种通用型的锅炉（加煤燃烧锅炉和流化床锅炉），两者是按照燃料引入系统的方式不同而区分开来的（UNEP, 2003）。

354. 加煤燃烧锅炉采用固定式、振动式或流动式炉排，在燃烧时生物质通过它被传送入炉体。主燃空气通过炉排底部的生物质燃料注入。所有这些燃烧系统都是以高效方式来燃烧生物质的，主要的灰烬是锅炉底部的固体残渣（UNEP, 2003）。

355. 流化床锅炉使用惰性材料床（例如：沙子和/或灰质），它被注入的主燃空气所流化。生物质经粉碎，加入流化床中燃烧。流化态的灰被尾气带出，通常被收集在（多级）旋风除尘及后面的 ESP 或袋式除尘器中，然后被重新注入到锅炉中。没有或者只有非常少的底灰留在锅炉里，因为所有较大的灰烬颗粒或者留在流化床中，或者被旋风分离器所收集。这样，几乎所有的灰都作为飞灰被收集在 ESP 或袋式除尘器中（UNEP, 2003）。

356. 家庭日常的用生物质取暖和烹调在许多国家都是一件很平常的事。在大多数情况下，优先采用的燃料是木头，当然也可能会用其它的生物质燃料。

357. 家庭取暖和烹调的生物质是在各种类型的装置中燃烧的，从小型的开放式的坑式火炉和壁炉到大型的高精尖的燃木炉和灶。用于家庭取暖和烹调的生物质燃烧所用的装置，其燃烧效率随着国民生产总值和国家发展程度的提高而不断提高（UNEP, 2003）。

5.1.6.2 决定汞排放和输出的主要因素

表 5-29 生物质发电和供暖的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
燃烧	**X**	x	x		x	x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

358. 决定排放的最重要因素是燃料中的汞含量和所燃烧的量。生物质燃料中的汞会来自本身天然存在的汞，也会来自于人为来来源所排放汞的沉积（COWI, 2002）。举个例子，树木（尤其是针和叶）随时间推移不断地从大气中吸收汞。当木头和生物质被燃烧时原来所吸收的汞就会大部分排放到空气中（Friedli, H. R., 2001）。

359. 来自木头燃烧和其它生物质燃料的汞排放在一些国家里可能是很重要的（COWI, 2002）。生物质中大多数的汞被认为是会从燃烧过程中排放到空气中。少量的汞可能会排放到灰烬或残渣中，其比例取决于所燃烧的具体材料、燃烧装置的类型，以及是否有污染物控制措施。

5.1.6.3 关于汞输入的讨论

表 5-30 估算生物质燃烧发电和供热的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

需要的活动强度数据	汞输入因子
所燃烧的生物质类型和数量	所燃烧的生物质中的汞浓度

360. 所需要的主要输入因子是源所燃烧的木头或其它生物质中的汞含量，以及所燃烧的每种生物质的量。

361. 对于未加控制的木头燃烧源，美国环保局（US EPA）制定了一个排放因子为 0.0021 g Hg/t（燃用的木头，即湿重）。假设从这些未加控制的源的木头中所有的汞都释放进入了空气中，可以估算出美国燃烧木头的平均汞浓度为 0.002 ppm（US EPA, 1997a 和 NJ MTF, 2002）。

362. US EPA 推荐将平均大气排放因子 0.0026 g Hg/t（燃用的木头）作为所谓的“最为典型的排放因子”，用于美国锅炉中的废木头燃烧（US EPA, 1997a）。

363. 在美国的调查中，美国 7 个地区的干草和绿色植物中的汞含量处于 0.01~0.07 mg Hg/kg 干重范围内（Friedly *et al.*, 2001）。

364. 根据丹麦的调查，丹麦所燃烧的木头和秸秆中的汞含量处于 0.007~0.03 mg/kg 干重范围内（Skårup *et al.*, 2003）。

365. 瑞典的调查发现燃用木头中的汞含量为 0.01~0.02 mg/kg 干重；但是柳木中发现的含量为 0.03~0.07 mg/kg（Kindbom and Munthe, 1998）。在晚间，测得的汞含量为 0.04 mg/kg 干重，而杉树针中的浓度为 0.3~0.5 mg/kg 干重（Kindbom and Munthe, 1998）。

366. 以总计或按各个部门计的关于不同类型燃料的全国消耗量的详细估计，可以在国际能源署的网站上获得：http://data.iea.org/ieastore/statslisting.asp。

5.1.6.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

367. 虽然有一些燃木火炉使用了污染控制措施，例如采用了催化剂和后燃烧室以减少挥发性有机物和一氧化碳的排放，但是这些技术并不被认为能够影响汞的排放。尽管如此，一些木头燃料锅炉采用的颗粒物（PM）控制设备可能会有一些削减作用。目前，美国用于木头燃料锅炉 PM 削减的四种最常用的控制设备为机械集尘、纤维过滤、湿式洗涤和静电集尘器（ESP）。在这些控制措施中，后面三种对于汞有显著的捕集能力（US EPA, 1997a; US EPA, 2002a 和 US EPA, 1996）。

368. 在美国，木头燃料锅炉使用最广泛的湿式洗涤除尘器为文丘里除尘器。关于这些装置对于木头燃料锅炉汞排放的控制效率尚没有数据。然而，可以预计有一些控制效果。纤维过滤器和 ESP 也被一些木头燃料锅炉所采用；这些装置对于木头燃料锅炉汞排放的控制效率尚没有数据。但是，基于燃煤厂的数据，纤维过滤器的汞收集效率可能达到 50%或更高；而 ESP 的效率可能有些低，可能为 50%或更低（US EPA, 1997a 和 US EPA, 2002a）。

369. 由木头燃烧产生的汞排放的数据很有限。美国的国家纸业空气和水质改善委员会（NCASI）提供了不带 ESP 的锅炉以及带 ESP 的锅炉的影响因子范围和平均值（NCASI, 1995，如 US EPA, 1997a 所引用）。不带 ESP 的锅炉有一些其它的控制装置，包括旋风除尘器、多级旋风除尘器和各种湿式洗涤器。不带 ESP 的锅炉所报道的平均排放因子是 3.5×10^{-6} kg/MT（公吨）燃用的干木。带 ESP 的锅炉所报道的平均排放因子是 1.3×10^{-6} kg/MT（公吨）燃用的干木。对于未加控制的锅炉中的木片燃烧，US EPA 建立的平均汞排放因子为 2.6×10^{-6} kg/MT（公吨）燃用的湿木（US EPA, 1997a）。

5.1.6.5 输入因子和输出分布因子

370. 目前尚没有对本子类别制订默认输入和输出因子的意图。如果没有具体的数据，排放估算可以根据上面所给出的信息来实现。

5.1.6.6 源特定的主要数据

371. 这种情况下，最重要的源特定的数据为：

- 源所燃烧的各种类型生物质中的汞含量的实测数据或文献数据；
- 所燃用的每种类型生物质的量，和
- 用于源上的污染削减设备（或者是具有非常相似设备和活动条件的相似源）的实测数据。

372. 也参见第 4.4.5 节关于数据收集的建议。

5.1.6.7 估算排放量的一般方法概要

373. 估算从生物质燃烧向每种途径所排放的汞的一般方法如下：

输入因子		活动强度		分布因子
（工厂所燃用的生物质的汞含量）	×	（每年所燃用的每种生物质的量）	×	对于每种途径

总的排放量就是向各种途径的排放量之和。

5.1.7 地热发电

5.1.7.1 子类别描述

374. 地热发电厂利用地下较高温度的热能来发电，多数位于存在特别的地热活动的地区，有时是在火山活动地带。这些发电厂或者用干蒸汽或者是用水。对于干蒸汽电厂，蒸汽是从地热库中以约 180℃的高温和 7.9 bar 的绝对压力通到涡轮机。对于用水的电厂，水存在于产热地层，其温度约为 270℃，压力要略高于水力静压。当水流向表面时，压力下降形成蒸汽而被用于驱动涡轮机（US EPA, 1997a）。

375. 地热发电厂的汞排放是由地质条件下所天然存在的汞的迁移而导致的。

5.1.7.2 决定汞排放和汞输出的主要因子

表 5-31 地热发电过程中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	普通废物	行业特定的处理/处置

生命周期的阶段	空气	水	土地	普通废物	行业特定的处理/处置
地热发电	**X**				

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

376. 来自地热发电厂的汞被排放入空气，可能也会到其它介质中。地热厂的汞排放是通过两种类型的出口排放的：废气喷射器和冷却塔（US EPA, 1997a）。

5.1.7.3 关于汞输入的讨论

表 5-32 估算地热发电过程的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

生命周期阶段	需要的活动强度数据	汞输入因子
地热发电	Mwe/hr	g Hg/(Mwe/hr)

377. 重要的输入因子包括对产电量的估计，单位为兆瓦每小时（Mwe/hr）；以及每瓦每小时对应的汞的迁移量估计（g/Hg/Mwe/hr）。

5.1.7.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

378. 对于废气喷射器，US EPA 提出了一个大气排放因子的范围为 0.00075~0.02 克每兆瓦每小时（g/Mwe/hr），均值为 0.00725 g Hg/Mwe/hr。对于冷却塔，EPA 提出的空气排放因子范围为 0.026~0.072 g Hg/Mwe/hr，均值为 0.05 g/Mwe/hr（US EPA, 1997a）。但是，这些因子是基于美国在 1977 年所得到的有限的排放数据的，没有工艺信息，数据也没有经过验证。因此，这些排放因子应该谨慎使用（US EPA, 1997a）。

5.1.7.5 输入因子和输出分布因子

379. 目前尚没有对本子类别制订默认输入和输出因子的意图。如果没有具体的数据，排放估算可以根据上面所给出的信息来实现。

5.2 初级（原生）金属生产

表 5-33 初级（原生）金属生产：子类别及汞排放的主要途径和推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.2.1	汞的初级提取和处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.2	用汞溶法提取金和银	**X**	**X**	**X**			OW
5.2.3	锌提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.4	铜提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.5	铅提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.6	用汞溶法之外的其它方法的金提取和初级处理	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.2.7	铝提取和初级处理	**X**		x		**X**	PS
5.2.8	其它非铁金属的提取和初级处理	**X**	**X**	**X**		**X**	PS
5.2.9	初级铁金属生产	**X**				x	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.2.1 汞提取和初级处理

5.2.1.1 子类别描述

380. 汞矿的开采已知会造成向陆地、大气和水生环境等多方面的汞排放，结果既是本地污染又是区域污染。有这样的实例，有以前曾开采过汞矿的国家在已停止开采与对付这样的污染作了很多年的努力，可能会影响环境中各相之间的排放分布。放多的汞矿开采在过去的几十年内已经停止了，原因是由于西方国有的需求下降了。

381. 根据美国地质调查的报道，关于专门的汞矿开采和其它采矿或提取过程副产汞而造成的全球汞的初级生产估算值如表 5-34 所示。今天只有表中所列的一些国家仍还存在专门的汞开采，例如西班牙、m²阿尔及利亚和吉尔吉斯斯坦。但是，Reese（1999）指出，大多数的国家并不报道他们的汞产量，从而导致所提出的世界生产数字存在很大程度的不确定性（UNEP, 2002）。参阅 UNEP（2002）以获得更多的信息。

382. 本子类别仅涉及了汞矿故意开采过程。其它的采矿或提取过程的副产品的汞的生产和销售，以及消费后回收汞的生产，将在本文件的其它章节涉及。

表 5-34 初级（矿生）汞（MT，公吨）的世界产量估算值，据美国地质勘探局的报道（Jasinski, 1994; Reese, 1997; 1999; 除特别指明外，数据集引自北欧部长会议的提交文件），2000 年的数据引自 Hy 土地 er and Meili (2002)

国家	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
阿尔及利亚 ***1**	459	414	292	368	447	224	200	240
中国 ***2**	520	470	780	510	830	230	200	200
芬兰 ***3**	98	89	90	88	63	80	80	45
吉尔吉斯斯坦 ***4**	1000	379	380	584	610	620	620	600
墨西哥	12	12	15	15	15	15	15	25

国家	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
俄罗斯	60	50	50	50	50	50	50	-
斯洛伐克	50	50	0	0	0	20	0	0
斯洛文尼亚	?	6	0	5	5	5	0	0
西班牙	643	393	1497	862	863	675	600	237 ***5**
塔吉克斯坦	80	55	50	45	40	35	35	40
乌克兰	50	50	40	30	25	20	-	-
美国	W	W	w	65	w	-	-	15
其它国家	-	223	200	-	-	830	380	448
所报道的活动总数（大约的数字）	3000	2200	3400	2600	2900	2800	2200	

注： 本表改编自 UNEP, 2002 的表 7.2；
w 文献中有所保留了；
- 不相关或不适用；

1 阿尔及尔亚在 2003 和 2004 年的数字（估算值）分别报道为 300 和 400。出处：http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf
2 中国在 2003 和 2004 年的数字（估算值）分别报道为 610 和 650。出处：同前。
3 芬兰在 1993-1997 间的数字是来自芬兰环境研究院（1999），代表了锌生产过程的副产品汞；
4 吉尔吉斯斯坦在 2003 和 2004 年的数字（估算值）分别报道为 300 和 300。出处：http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf
5 西班牙报道的 2000 年的产量为 237 MT，来自西班牙的汞矿开采。西班牙在在 2003 和 2004 年的数字（估算值）分别报道为 150 和 200。出处：http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/mercumcs05.pdf

383. 尽管全球的汞消费量是下降的（全球的需求已低于 1980 年的一半），在一些国家里供应商的竞争、廉价的供应、汞矿的开采仍然存在。已知约有 25 种主要的汞矿，实际上只有辰砂矿得到了开采提取（UNEP, 2002）。

384. 汞是采用火法工艺进行提取的。关于所涉及工艺的描述，参阅 European Commission (2001)。

5.2.1.2 决定汞排放和输出的主要介质

表 5-35 汞的初级提取和处理生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
提取和处理	**X**	**X**	**X**	**X**		**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.2.1.3 关于汞输入的讨论

385. 汞是地球的一种天然组分，其在地壳中的平均丰度约为 0.05 mg/kg，随地区不同而有显著差异。目前所开采的汞矿通常约含有 1%的汞，除了西班牙的矿层典型地会含有高达 12~14%的汞（UNEP, 2002）。

386. 对于一个位于斯洛文尼亚 Idrija 的大型汞提取厂建立了汞平衡，该厂已于 1995 年关闭。在 1961~1995 年间，有 9777 公吨的汞被从 420 万公吨的矿石中提取出来。在同一时期，

估计有 243 公吨的汞损失进入了环境，其中有 168 公吨作为熔渣堆放在填埋场，60 吨随废气排放入大气中，还有 15 吨随着冷凝水排放进了 Idrijca 河（Kotnik *et al.*, 2004）。

5.2.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

387. 参阅上面的信息。

5.2.1.5 输入因子和输出分布因子

388. 目前没有试图为本子类别制订默认输入和输出因子。如果没有可用的具体数据，可以基于上面的信息进行粗略的估计。

5.2.1.6 源特定的主要数据

389. 在这种情况下最重要的源特定的数据为：

- 所处理的矿石数量，以及这些矿石中的汞含量；
- 回收的汞的数量；
- 处理单位量的矿石所损失的汞量，或者回收单位量的汞所所损失的汞量；和
- 所采用的控制技术和这些控制手段的性能。

5.2.2 汞熔法工艺提取金和银

5.2.2.1 子类别描述

390. 自罗马时代开始，汞已被用于金矿和银矿开采。通常，这种开采过程涉及下列步骤：湿的矿石（或泥土、或矿浓缩物）与金属（液态）汞相混合，汞会将泥中的金或银溶解，剩下的泥土被洗走，只剩下汞-金（或汞-银）共融物；然后将共融物加热使汞释放出来，而留下环纯的金和/或银。随着该提炼方法的改型——“Patio”工艺在西班牙属美洲殖民地被发明出来——即用汞湿润珠铜盘来替代液态汞，银和金在美洲、澳大利亚、东南亚甚至英格兰大量生产。由于这种古老的工艺，在 1550~1930 年间排放到生物圈中的汞的量可能达到了 260,000 公吨。在此之后，容易开采的金矿和银矿资源几乎耗尽了，汞溶法工艺部分地被更有效率的大型氰化法所替代，这使得从低品位矿石中提取金（和/或银）成为可能（UNEP, 2002）。

391. 金价的上涨和 20 世世 70 年代社会经济的困境，导致了新一轮的淘金热，尤其是在南半球，大约在全球涉及 1 千万人。目前，汞溶法主要在南美（尤其是亚马逊地区）、中国、东南亚和一些非洲国家被用作主要的金矿手工提取的技术。在巴西，1973 年采用汞溶法共生产了 5.9 公吨的金。在 1988 年，这个数字上升到了超过每年 100 吨。在 20 世纪 90 年代，这个数字由于金价下跌和资源枯竭而下降了（乌普萨拉大学，被 UNEP, 2002 所引用）。

392. 基于各位学者的研究，据估计在 20 世纪 90 年代全球约有 350~1000 吨的汞被用于小型（手工）金矿和银矿的开采（UNEP, 2002）。

5.2.2.2 决定排放和汞输出的主要因素

表 5-36 汞溶法提取金和银的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
汞溶法提取金和银	**X**	**X**	**X**			

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

393. 汞是从这些采矿活动中直接排放到空气、水、底泥和土壤中的。提取过程中汞-金共融物在纯化阶段的有一步加热过程中以蒸气形式排放入空所职。蒸发通常是不设法进行气相汞的阻留的。有时蒸发步骤是在半封闭的曲颈瓶中进行的，这种情况下有部分蒸发的汞会冷凝和回用。汞也存在于尾矿中，这可以进一步导致向土地、水和空气的排放。汞在这些作业的区域的采矿地、交易地以及土壤、工厂、底泥和水道中都有发现。这种金的提取工艺既简单又廉价，但是从金的回收率和汞的阻留率来看不是非常高效的。这种工艺已对其周边的很大区域造成了陆地、水体和大气环境的严重汞污染，也对全球环境中的汞含量起到了显著的影响（COWI, 2002）。

5.2.2.3 关于汞输入的讨论

表 5-37 估算汞溶法提取金和银的汞排放时所需要的活动强度数据和汞输入因子一览

估算排放所需的活动强度数据	可能的输入因子
用这种技术生产的金和银的总量	用考察区域主流的进料和技术来估计每生产单位金或银所用的汞的平均强度

394. 向小型采矿厂可能的汞输入的象征性估算可以用简单的拇指规则来进行，但是如果试图对一个国家或区域的汞输入和排放估计进一步定量时，可能涉及更多的因素。这些因素将在这里进行讨论。

395. 影响汞输入因子和排放的主要因素有：

- 用该技术生产的金和银的总量；
- 这种活动所涉及的矿的数目；
- 使用曲颈瓶的矿的百分数，这会限制向大气的排放，并允许汞的内循环；以及
- 使用汞从原矿石中溶出金/银的矿的百分数，然后是将汞用于浓缩后矿石而不是原矿石的百分数。

396. 提取单位金（或银）所用到的汞的数量因使用的方法和设备以及其它因素的不同而不同。举个例子，如果汞被用于从原矿石中提取金，没有采用回收装置，那么所用的汞的量与所提取的金的量之比值（$Hg_{使用}:Au_{提取}$）> 3.1（即每等到 1 kg 的金需要超过 3 kg 的汞）。如果汞是被用于矿石浓缩物（而不是原矿石），那么比值约为 1:1。如果用矿石浓缩物，并且用了曲颈瓶，所用的汞的量就会少得多（比值约为 0.0001）（UNIDO, 2003）。Lacerda (1997)综述了用汞溶法工艺生产一公斤金所消耗的汞的量，报道说尽管这种输入因子变化很大，大多数都落在生产 1kg 金需 1~2kg 汞的范围内。

397. 除了汞的故意使用外，另一个——相对较小的——从小型金矿开采的汞排放源是金矿中天然存在的杂质汞的迁移（COWI, 2002）。

5.2.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

398. 汞损失及的百分比和排放的途径因溶解方法的不同而不同。如果没有任何的控制，共溶物在开放容器中加热来蒸发汞，那么大多数的汞将排放入大气，没有汞被回收。另一方面，如果用了曲颈瓶，向大气的排放将会很少，因为一些汞会在曲颈瓶中被回收和再利用（不同工艺的汞回收率处于 51~99%范围内；UNIDO, 2003）。

399. 根据 Lacerda 的研究，大约 65~87%的汞输入被认为是排放到大气中，其余的则被排放到土壤和水体环境中（Lacerda, 1997，被 UNEP, 2002 所引用）。

400. 根据 Maxson 和 Vonkeman 的研究结果，在 20 世纪 90 年供至少有 95%的所使用的汞损失进入了环境（Maxson and Vonkeman, 1996，被 Scoullos *et al*., 2000 所引用）。

401. 在一些南美国家里，有一些项目实例其目的是促进低汞污染提取设备的使用、提高关于汞的危险性的意识，以及提供其它关于环境、社会和商业方面的帮助和信息。一些项目也评价或试图提高管理当局（和其它相关方）的可能性和能力以促进在小型的金矿开采地区执行环保法规（作为全球性污染物的汞, 1999；被 UNEP, 2002 所引用）。

402. UNIDO 声明“在报道这个比值（$Hg_{损失}$:$Au_{生产}$）时最普遍和令人困惑的一点是一些作者仅报道了 $Hg_{损失}$:$Au_{生产}$比值本身，而这并不一定能反映出所损失的汞的量。在许多情况下，回收汞的量没有报道。因此在 ASM 地区将 $Hg_{损失}$:$Au_{生产}$比值作为各种作业的汞损放的***大概的***、***地区性的***估算是要谨慎使用。$Hg_{损失}$:$Au_{生产}$比值应不同的作业而不同，当生产的金很少时，这个比值会给人以一个错误的印象，好象有大量的汞都损失掉了”（UNIDO, 2003）。UNIDO 推荐下面所描述的方法来建立适合当地的汞排放估计。

UNIDO 推荐的建立采矿作业汞排放的适合当地实际的方法

403. 下面的方法是基于 UNIDO 最近的文件《手工和小型采矿场汞排放的环境和健康评价方案》（UNIDO, 2003）；有关详情请参见文献。汞提放量最基本地是基于手工和小型采矿场（ASM）所使用的采矿和处理方法。要得到关于活动的 ASM 作业的汞排放的可靠的定量数据是很困难的，因为矿主通常不会提供所使用汞的量的信息，金的产量也是非常不确定的。但是，如果努力还是能够得到一些有用信息的。

404. 在废弃的场地，这样的任务就更为艰难。矿场周围的地理化学材料仅能提供关于汞排放的***定性的***历史信息。而且，与采样过程有关的不确定性将妨碍对于损失到环境中的汞的量的准确测定。

405. 要得到关于特定采矿行为的汞损失量和金产量的可靠数据，与矿主建立互相信任的关系是很必要的，这样才能使调查者能够查看采矿作业并从矿主那里得到可靠的信息。当有陌生人来“检查”其行为时，矿主可能会有所怀疑。进行关于每个作业输入和输出汞的量的详细调查是一个耗时的过程。

406. 在***活动的***采矿作业中，与矿主面对面的访谈可以提供关于汞损失量的良好估计。UNIDO 提供了下面的建议（UNIDO, 2003）：

- 与作业的***业主***面谈，即负责供应汞及其它消耗品的人；
- 得到所有消费品的费用和数量，例如：柴油、毯子、肥皂、汞等；要确保汞的量为每月或每周***采购的***数据；
- 与尽可能多的业主面谈以检查数据的不一致性；
- 校验矿主是否提供了正确的关于每天或每月、每个单元或每组单元消耗品数量（和费用）；对于获得有关金产量的信息时也要进行校验；
- 得到旱季和雨季金产量的估计值；
- 得到金产量的平均估计值（矿主多数出于表明企业“景气”的心理可能会夸大金的产量数据）；
- 如果可能，争取评价过程作业的许可，对所有引入和回收的汞进行称量；
- 对汞溶尾矿进行取样，分析汞的含量；知道了每天产生的尾矿的重量和其中的汞的含量，就可能计算出当尾矿排出时所损失的汞的量；
- 如果没有使用曲颈瓶，在燃烧和燃烧后的 *doré* 作业中，称量共溶物；

- 如果使用了曲颈瓶，在蒸馏之前以及汞回收之后称量共溶物；这可以提供关于 *doré* 作业中的残留汞的信息；
- 采用矿主所提供的汞的采购量数据，检查采样过程中是否保持了汞平衡。

407. 为了得到足够的数据来估算金生产和汞损失的平均量，上述的这一流程可以对各种各样的采矿作业重复使用（UNIDO, 2003）。接下来对从所有地方得到的信息进行分析，范围和均值可以被计算出来。参阅 UNIDO (2003)以获得更多信息。

5.2.2.5 输入因子和输出分布因子

408. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的，随着数据库的完善应进行修订。

409. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

a) 默认的汞输入因子

410. 正如上面所提到的，关于所采用的金提取方法的实际信息将得出最佳的汞输入估计。如果没有关于汞输入的特定信息，UNIDO 给出的默认输入因子可以用来给出该行业可能的汞输入的象征性的粗略估计。如果没有是针对原矿还是浓缩物进行提取的信息，也没有是否使用了曲颈瓶的信息，那么推荐用下面所示的最低和最高输入因子计算出一个区间值，以表示出输入的可能范围。

*表 5-38 汞溶法提取金所消耗汞的**初步的**默认输入因子*

过程	默认的输入因子； kg Hg/kg 生产的金
从原矿中提取	3
从浓缩物中提取	1
从浓缩物中提取，使用曲颈瓶（见上文）	0.001

b) 默认的汞输出分布因子

411. 本工具包没有收集到关于不同环境介质间汞输出分配的更为具体的数据。分布也可能是取决于所采用的提取方法，在提取过程中是否原矿石/泥、水或仅重力浓缩物与汞接触，以及是否将尾矿留在地面还是倾倒入河流中（富含金的底泥会被疏浚挖出）。下面给出的默认的汞输出分布因子是人为确定的，意味着仅用来表示在这些途径中有一定的汞输入。

*表 5-39 汞溶法提取金（和银）建议的**初步的**默认分布因子 ***1***

	空气	水	土地	产品	普通废物	行业特定的处理/处置
汞溶法工艺提取金 ***1**	0.6	0.2	0.2	?		

注： 1* 分布因子是基于一个非常有限的数据库的，设置的目的是指示向这些介质的排放可能是较重要的。特定场地的实际分布会由于不同的生产条件、场地特点和矿石/浓缩物类型而有很大的差异，应当更详细地进行调查以对排放进行定量。

c) 与其它汞排放源估算的联系

412. 没有联系。

5.2.2.6 源特定的主要数据

413. 参见上面的讨论。

5.2.2.7 估算排放的一般方法概要

414. 参见上面的讨论。

5.2.3 锌的提取和初步处理

415. Schwarz (1997)估计全球锌生产每年会导致数百吨的汞迁移——对于 1995 年的低端估计值为 600 公吨——这使得锌生产如果按照市售的副产汞和可能的排放量来排的话，处于最大的汞输出源的队列中。但是，在近几十年中由有色金属生产向大气的排放在一些国家已经显著地降低了（Environment Canada, 2002; UNEP, 2002）。

416. 有色金属提取所涉及的过程已被很好地描述过了。参阅例如（European Commission, 2001），（Environment Canada, 2002）和（Rentz *et al*, 1996）等材料，本节中很多通用的过程描述就是基于这些例子的。然而，这些作业中的汞质量平衡的定量描述——对应的输入和输出分布估算——似乎并不容易得到。因此，本节描述中的定量部分已经将一个个不同的源放在一起了；对于文中有几个部分，只可能基于专家的判断给出定量的表征。

417. 大规模的工业采矿和金属提取作业在任何国家里数目都是很少的，他们的进料和作业类型变化很大，它们可能是潜在的排放源。由于这些因素，强烈推荐在清单中使用按点源统计法；如果可能，根据作业公司本身的数据，以及相关的含有特定生产设施知识的数据源来编制点源特定的数据。

5.2.3.1 子类别描述

418. 用来提取锌的矿石（主要是硫化锌矿）可能含有痕量的汞。在从矿石中提取锌的过程中，进行的一些作业会将汞从矿石材料中排放出来。这种汞会挥发并随着提取过程的蒸汽或随湿式（液体）处理流体排出，具体取决于所采用的提取技术。除非采用专门用于此目的的过程步骤来捕集汞，其主要的部分很可能是排放到大气、土地和水体环境。残余的汞可以以“甘汞”（Hg_2Cl_2）的形式出售，通常是因金属汞的异位提取或在线处理金属汞而出售甘汞，或者是将其贮存并以固体或污泥状残渣堆放（Environment Canada, 2002）。从锌和其它有色金属的提取过程中回收的副产品汞的出售占了全球汞供应的一个不小的份额。除了这些输出途径以外，部分的汞输入（假设是很小的部分）会以痕量浓度存在于联产的硫酸中（European Commission, 2001）。

419. 锌的初级生产通常包括下列步骤：锌矿的浓缩、锌浓缩物的氧化（焙烧或烧结）、锌的生产（通过电化学或热处理法）、以及锌的提炼。初级锌的生产在使用标准工艺的情况下通常伴随有硫酸的生产，同时也会产出一些副产品金属（例如：Cu、Pb、Ag 和 Au，以及其它金属，具体取决于所用的矿石/浓缩物）。

420. 为了显示影响大型有色金属提取过程中汞排放的主要原理，下面以锌的生产为例更详细一点地描述所涉及的处理类型。

矿石开采和浓缩物生产

421. 矿石是从露天矿坑或地下矿层开采的，经过碾磨以减小尺寸，富含锌的部分通过机械分离过程而与废石相分离，通常会采用浮选法或利用水中悬浮的其它工艺。

422. 存在不同的锌矿类型，它们的用途存在差别，具体取决于所采用的如下面所述的提取技术，但是被称为“闪锌矿”的硫化锌矿 ZnS 是目前最具经济价值的用于锌提取的矿石类型（Ullmann, 2000）。

423. 生产的浓缩物被运到提取工厂，它是就近接收矿浓缩物的，同时也从全球市场上购买。举个例子，加拿大的一些工厂主要接收本地矿的浓缩物，而欧洲锌生产厂所处理的浓缩物有相当大一部分是从全球市场上进口的（Environment Canada, 2002; European Commission, 2001）。

424. 不含锌或低锌含量的废石以及部分落选的矿石原料（是所谓“尾矿”的一部分）被与富含锌的浓缩物分开，通常被现场贮存在尾矿池中、尾矿堆或回填到矿井中。

425. 废石和尾矿可能与生成的浓缩物相似，也含有痕量的汞。这种材料要比原来的堆积物具有更大的风化嫌疑，因为其体积减少了，与空气与降雨接触更为容易了。对于硫化锌矿石，这是一种对于多种基本金属生产都很重要的矿石类型，风化会释放和氧化其中所含的硫而生产硫酸。酸使得矿石组分（很可能含有汞）更易溶解，因此可能会提高金属渗漏到环境中的可能性许多倍，如果和没有接触过的矿石堆积物相比的话。这个过程被称为“酸石消耗”（或 ARD），被认为是一种严重的环境风险（European Commission, 2003）。

426. 从编制本试行稿的工具包所基于的相对较快速的数据汇编来看，关于原矿石、锌浓缩物和落选的原料中的汞含量数据获得的量很少。从废石和尾矿向空气、水体和土地的汞排放的定量数据还没有获得。但是这个排放源被认为是可以忽略的，因为即使是材料中有中等含量的汞也会造成显著的汞迁移量，因为在采矿作业中所处理的原料量基数很大。

从浓缩物中提取锌

427. 锌提取工厂是一个复杂的机械/化学生产厂，包括一连串的单元活动，通常是伴随着两条原理，称为“湿法冶金”和“火法冶金”生产。下面的描述较为狭窄集中于与汞输入和排放有关的方面。其它的综述和技术描述可以在例如（European Commission, 2001）、（Environment Canada, 2002）、（Rentz *et al*, 1996）和（Fugleberg, 1999）等材料中找到。

焙烧或烧结

428. 两种原理的共同之处在于对锌浓缩物的初级氧化（焙烧或烧结）以便在进一步处理之前消除浓缩物中大多数的硫。烧结需要加入燃料（油或天然气），这可能是另一个小的汞输入；而焙烧会产生能量（通过硫的氧化），不需要另外的燃料（European Commission, 2001）。烧结和焙烧发生在高温下（焙烧最高为 1000 ºC; Rentz *et al.*, 1996），浓缩物中所存在的大多数的汞在这个氧化步骤中被认为会挥发掉。如果生产厂装备有硫酸生产设施（经常会是这种情况），那么大多数的汞首先会随着气体流进入到酸设施中。

429. 粉尘生成过程包括烧结矿和焙烧物的粉碎，可能会装备有纤维过滤器或其它过滤器（Rentz *et al.*, 1996)）来阻留（部分）粉尘，这可能含有少量的汞输入。但是，对此还没有获得数据。这样的粉尘阻留经常会被回用到工艺中，这种情况下任何阻留的汞又被重新输入到物质流中，其中可能会被排放到环境中。

焙烧或烧结的尾气净化

430. 首先，气体通过一系列的颗粒物过滤器，通常为旋风除尘（阻留较大的颗粒物）、加热静电除尘器——ESP（用于细颗粒物）和湿式 ESP。水份和颗粒物也可以用洗涤器来进行控制。旋风除尘器和加热 ESP 产生的是干燥的固体废物，其中可能含有汞；而湿式 ESP 和洗涤器产生的是污泥，可能含有比初始残渣中更高含量的汞，由于温度较低并含有细颗粒物。这些残渣可能被回用到提取作业的其它步骤中，或者当场被处置掉，这取决于工厂的构型以及残渣中可售金属的含量。

431. 需要注意的是汞被认为在气体净化步骤和其它决定性的熔炉/提取作业的工艺步骤中是主要存在于气相中的。与大多数其它的重金属相反，相当部分的汞可能与废气中的颗粒物并无关系，这些部分不会被纤维过滤器很好地阻留。而烧结和焙烧过程是设计来氧化浓缩物的，部分存在的汞可能以氧化态的气体状态存在。近来关于汞阻留于燃煤设施的纤维过滤器中的研究表明在这些过滤器中氧化态的汞要比元素态的汞气体有更好的阻留效果，可能是由于在颗粒物上反生的反应和吸附所致（参阅第 5.1.1 节）。

432. 如果熔炉没有在颗粒物过滤器后面设有专门的除汞步骤，那么剩下的仍然占输入的汞主体部分的汞被认为会被排放到大气中，只有部分进入供出售的硫酸中。

433. 如果熔炉在制酸设施之前设有除汞步骤，在这里汞会因此而被从气体中分离出来，例如以“甘汞”（Hg_2Cl_2——经常被用于后面的汞金属生产）形式。对此采用的不同方法如下所述。

434. 有时汞浓度会在生产硫酸出售前有进一步的降低，例如通过采用所谓的“Superlig 离子交换”工艺或“碘化钾”工艺。在欧盟关于有色金属生产的参考文档中提到：“通常生产的硫酸规格为< 0.1 ppm (mg/l)”（European Commission, 2001）。

435. 如果锌熔炉既未设有除汞步骤，也没有制硫酸设施，那么大多数的汞将被排放入大气，少量的会被颗粒物过滤器/洗涤器所阻留。

436. 有一种称为“直接渗滤”或“压力渗滤”的提取方法，不涉及初始的焙烧或烧结。这种情况下，浓缩物直接被导入硫酸溶液进行渗滤。在本工艺中，浓缩物的汞含量大多数是伴随着从渗滤和纯化步骤中沉淀出的污泥。

气流中的汞去除到硫酸设施

437. 一些工艺可以被用于从有色金属浓缩物焙烧/烧结过程的含硫气体中除汞，在其到达制硫酸设施之前。最常用的是所谓的和 Boliden/Nordzink 和 Outocompo 工艺（European Commission, 2001）。下面的工艺类型列于文献（European Commission, 2001）中，查看文献以了解详情：

Boliden/Norzink 工艺：该工艺是基于湿式洗涤器的，利用了氯化汞和汞之间的反应生成氯化亚汞（甘汞），它会从液体中沉淀出来。该工艺设在制酸设施的洗涤和冷却步骤之后，因此气体是不含尘和 SO_3 的，温度大约为 30°C。气体经过一座带 $HgCl_2$ 溶液的填充床塔进行洗涤，溶液与气体中的金属汞反应而沉淀出甘汞（Hg_2Cl_2）。甘汞被从循环洗涤液中取出，用氯气进行部分再生为 $HgCl_2$，然后回用于洗涤段。汞产品混合物或者用于生产汞，或者贮存。

Outokumpu 工艺：在本工艺中，汞在制酸设施中的洗涤步骤之前被除去。温度约为 350 °C 的气体被导流通过填充床塔，在塔中与浓度约为 90%、温度为 190 °C 的硫酸逆流相遇进行洗涤。气体中含有的 SO_3 会在那里形成硫酸。汞以汞-硒-氯化物的形式沉淀下来。汞的污泥从冷却后的酸中沉淀出来，经过过滤和洗涤，送去进行金属汞生产。部分的酸被回用到洗涤步骤。

Bolchem 工艺：湿法工艺。生成硫化汞，其它试剂循环回用到同一工艺中。

硫氰酸钠工艺：湿法工艺。生成硫化汞，硫氰酸钠进行再生。

活性炭过滤器：干法工艺。产生含汞的活性炭。

硒洗涤器：湿法工艺。产品在文献（European Commission, 2001）中未作描述，但是推测是汞-硒化合物。

硒过滤器：干法工艺。生成硒化汞。

硫化铅工艺：干法工艺。生成的汞含有硫化铅的结块。

438. 产生的残渣是有毒的，活动时应当非常小心。如果含汞的残渣进行堆放的话，可能会对土地、空气和水体环境造成显著的排放，除非采用了适当的技术来防止这种排放，例如使汞以稳定的化合物沉淀和/或对废物堆放地加衬层和覆盖。

439. 从除汞过程所阻留的汞通常是以粗汞化合物或含汞材料的形式出售的，用于副产品汞金属的生产、或作为技术级的汞化合物。

440. 在湿法工艺和对所阻留的汞在工厂处理之前进行洗涤的工艺中，洗涤水可能会含有汞，如果没有经过处理可能会进入水体环境。如果处理的话，生成的污泥或固体可能含有汞，这份汞会渗滤到土地中，除非采用适当的环境管理实践来阻止这些排放。

441. 作为一个例子，德国锌生产厂的废水处理污泥由于其高含量的汞和硒而必须堆放在地下堆放场（Rentz *et. al.*, 1996）。

渗滤、纯化和电解（仅针对湿法冶金工艺）

442. 渗滤涉及多个步骤的溶解和中和。通过渗滤，所需要的金属被溶解，而铁和矿石中可能存在的固体废物被从溶液中分离出来。从这些过程中会生成含铁的残渣。取决于所用的原理，这可能是“黄钾铁矾”污泥或“赤铁矿”（铁氧体）的形式。黄钾铁矾通常会被堆放，而赤铁矿有时可以进一步处理以得到铅-银浓缩物以用于铅熔融物，或者用于水泥或钢工业（Rentz *et. al.*, 1996）。在烧结/焙烧后剩余的部分汞——如果还有的话——被认为会随这些残渣进入回收过程或被堆积。

443. 在纯化步骤中，渗滤所形成的溶质被进一步提纯。这是通过加入锌尘以引起纯金属的沉淀来实现的（铜、钙等），进一步在原位或者在其它熔炼炉中进行处理（Rentz *et. al.*, 1996）。残留的汞有部分会随着这些沉淀物进入下一步的处理（Bobrova *et al.*, 1990，被 Lassen *et al.*, 2004 所引用）。

444. 在电解步骤中，锌以金属形式被回收。硫酸溶液中溶解的 $ZnSO_4$ 被直流电流所分解，金属锌沉积在铝阴极上，而在阳极上则产生氧气，溶液中生成硫酸。在本步骤之前很可能任何汞都不会残留。但是，关于这一点尚没有数据。产生的锌可以熔炼和烧铸成所希望的锌合金和产品。

熔炼（仅对于火法冶金工艺）

445. 今天主要的火法冶金工艺是所谓的特级熔炼工艺，可以同时生产锌和铅（以及进料中含有的其它金属）。通常进料是由锌浓缩物和铅浓缩物或锌-铅混合物浓缩物。火法工艺的进料可以包括二级锌/铅原料（Rentz *et. al.*, 1996）。这种二级原料原则上代表了汞的一个较小的输入源，但是输入不被认为是显著的。

446. 在熔炉中，氧化锌（烧结步骤产生的烧结矿）与一氧化碳（来自所加入的焦炭）在约 1,100 ºC 条件下发生反应，锌挥发而随废气脱离熔炉。锌然后在所谓的闪凝器中被冷凝下来、被溶解于（冷的）熔化态的铅滴中。熔融态的混合物进一步被冷却，并分离成液态的原锌和铅。生成的原被直接浇铸成锌锭或者转入锌精炼。来自分离器的铅被送回闪凝器，铅从熔炉底部被敲打成“铅条”，然后进一步处理。炉渣也在底部被敲碎后转入后续处理（Rentz *et. al.*,

1996）。在熔炉和闪凝器的典型温度下，烧结输入中的汞被认为是主要随来自熔炉和冷凝步骤的尾气排出，很可能有很少或没有汞会随原锌和铅条进入后续处理。

447. 来自熔炉、闪凝器和炉渣造粒的尾气可以用颗粒物过滤器进行处理以阻留颗粒物（Rentz *et al.*, 1996; Environment Canada, 2002）。部分阻留的颗粒物可以被回用到工艺中，其它的部分——也可能含有汞——可能被堆放（Environment Canada, 2002）。含汞残渣的推放：汞会被从这些残渣中排放到土地、空所和水体环境中，除非采用了适当的技术来阻止这种排放。

5.2.3.2 决定汞排放和汞输出的主要因子

448. 决定锌采矿和提取的汞排放和其它输出的主要因素如下，这是由上面行业描述所提取出来的。

表 5-40 锌提取和初级生产中汞生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
采矿和浓缩物的生产	x	**X**	**X**	**X *2**		**X**
从浓缩物中提取初级锌	**X**	**X**	**X**	**X *3**		**X**
锌产品的制造 ***1**						
锌的使用						
锌的处置						

注： *1: 汞排放原则上可以由于化石燃料使用而发生，但是锌金属不被认为是制造过程的一个汞输入源；
*2: 在生产的锌浓缩物中；
*3: 在硫酸、汞副产物中和可能的其它的过程衍生副产物；参见文本；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

449. 矿石/浓缩物中的汞浓度、用到的矿石/浓缩物的量是决定汞排放的重要因素。如下所示，第一个方面原则上可以通过选择所使用的矿石和浓缩物的类型而实现一定程度的控制。

450. 是否有专门的除汞步骤将显著地影响输出途径间的分布。向大气的排放将被转化为副产物输出以及排放到土地、废物堆放和水中。当有除汞步骤时，如果是生产硫酸的情况，那么向硫酸（可出售的副产物）的排放也将被转化为相同的输出途径。除汞步骤的存在部分地是受在二氧化硫气体转化为硫酸之前需要先净化气体的需求所驱使的，因此如果有制酸设施的话，可能也会有除汞步骤。

451. 由于部分的汞输入可能会被阻留在尾气纤维过滤器的颗粒物中，高效 ESP 和纤维过滤器的存在也会一定程度上降低大气汞排放——如果过滤灰没有循环回工艺中的话——将阻留的汞转化为固体、悬浮态和/或液态的残留物中。

452. 不同工艺段的废水可能含有汞。汞从排放水中向水体环境的排放程度取决于废物是如何处理和管理的。

453. 从废物堆放向环境的排放程度非常依赖于废物堆放管理是否妥善谨慎，包括废石、浓缩步骤的尾矿、提取过程的残渣、废气净化残渣和废水处理残渣。管理不善的堆放可能会导致向空气、水和土地的排放。

5.2.3.3 关于汞输入的讨论

表 5-41 估算锌提取和初级处理排放所需的活动强度数据和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
采矿和浓缩物的生产	每年产生的落选原料的公吨数	g Hg/MT 落选原料 ***1**
从浓缩物中提取初级锌	每年所用的浓缩物的公吨数	g Hg/MT 浓缩物

注：*1 这样的废物可能包括低级别的原料（较低的锌含量），汞含量要比输入的矿石原料中的稍低一点。如果没有关于落选原料的含量数据，所用的矿石的浓度数据可以用来获得一个粗略的估计值。

454. 矿石、落选原料和锌生产的浓缩物中的汞含量不容易得到时间较近的、公开出版的总结文献。但在下表 5-42 中给出了一些例子。

455. Schwarz (1997) 提供了一份关于估算闪锌矿（ZnS，锌生产的主要矿石类型）中的汞含量估算的综述，来自美洲和欧亚大陆的 19 个国家（加拿大、瑞典、芬兰、澳大利亚、日本、哈萨克斯坦、挪威、俄国、西班牙、美国、德国、捷克共和国、乌克兰、保加利亚、秘鲁、塞尔维亚、斯洛文尼亚、爱尔兰、意大利）。参阅第 8.1 节技术附录中的闪锌矿中详细的汞浓度估算值。这些估算值显示了不同类型富闪锌矿的矿石和浓缩物中的汞含量（对于这种矿闪锌矿中锌的浓度可能是较高的）。它们也给出了哪种堆积类型的汞含量是高/低的提示，这可能被用于低汞含量的堆积物中的直接推测。如上面所提及的，Schwarz 估计在 1995 年全球的锌生产造成了汞的迁移量增长了数百公吨（1995 年的低端估计为 600 公吨），这使得锌的生产排在了汞输出的最大源的行列。基于汞/锌关系和矿藏堆积层的地质形成历史的分析，他得出如下结论：

- 原生代火山相关的堆积物在闪锌矿中具有较高的汞含量（报道的范围为 4~4680；平均值为 182~757 g Hg/MT 闪锌矿）
- 显生宙的发散型和矿脉型堆积物在闪锌矿中具有中等的汞含量
- 密西西比河谷型堆积物在闪锌矿中具有较低的汞含量（范围为 0.05~186；平均值为 9~14 g Hg/MT 闪锌矿）

表 5-42 矿石、废品和锌提取物中的汞浓度示例

国家	地点	类型	平均的 Hg 含量，g/MT	样品中的 Hg 含量，g/MT	数据来源
矿石中					
加拿大	布蓝斯维克（Brunswik）设施		2.1		Klimenko and Kiazimov (1987)
芬兰	科科拉（Kokkola）		2.8		Maag (2004)
俄罗斯联邦	乌拉尔		10-25		Kutliakhmetov (2002)
在浓缩物生产的落选原料中					
加拿大	布蓝斯维克（Brunswik）设施	来自锌、铜、铅和混合物的浓缩物	0.69 (矿石中汞含量为 2.1)		Klimenko and Kiazimov (1987)
俄罗斯联邦	乌拉尔	来自锌、铜、铅和混合物的浓缩物	1-9 (矿石中汞含量为 10~25)		Kutliakhmetov (2002)

国家	地点	类型	平均的 Hg 含量，g/MT	样品中的 Hg 含量，g/MT	数据来源
在浓缩物中					
加拿大	布蓝斯维克（Brunswik）设施		13.5		Klimenko and Kiazimov (1987)
多米尼加共和国	普韦布洛 (Pueblo Viejo)	来自高度硫化浅成低温热液堆积物中的闪锌矿浓缩物		“最高为 350”	Kesler *et. al.* (2003, in press)
俄罗斯联邦	乌拉尔 (7 个单独的浓缩工厂)	锌浓缩物		20-93 ***1**	Mustafin *et. al.* (1998)
	乌拉尔	锌浓缩物	76-123		Kutliakhmetov (2002)
	中乌拉尔	来自黄铁矿和/或黄铁矿和多金属堆积物的锌浓缩物		1-4.5 ***2**	Ozerova (1986)
	南乌拉尔	黄铁矿和/或黄铁矿和多金属堆积物		10-75 ***3**	Ozerova (1986)
	高加索	黄铁矿和/或黄铁矿和多金属堆积物		1-18 ***4**	Ozerova (1986)
世界市场 (?)		锌浓缩物的一般范围		10-2000	Fugleberg (1999)

注： *1: 浓缩设施的平均浓度的范围、样品数目没有引用；
*2: 三点平均值的范围；
*3: 四个独立堆放点的样品的总范围；没有报道平均值；
*4: 两个独立堆放点的样品的总范围；没有报道平均值。

456. Schwarz (1997)的总结数据如下表 5-43 所示。查看第 8.1 节技术附件以了解更多详细信息，同时参考文献中也给出了许多有用的细节。

表 5-43 一些矿物堆积层主要类型的闪锌矿中的估计平均汞含量（摘自 Schwarz, 1997）

矿物堆积层的类型	闪锌矿中的平均 Hg 含量，ppm (g/MT)	估算中用到的堆积点的数目	矿产锌在 20 世纪 80 年代中期所占份额，% *1
发散的（包括原生代火山相关的堆积类型）	180	101	61
发散的（不包括原生代火山相关的堆积类型）	64	75	-
密西西比河谷型堆积物	9	61	25
脉状和其它类型	81	86	14
生产加权均值 ***2**	123 (53)	248 (222)	

注： *1 根据 Tikkanen (1986);
*2 原生代火山相关的堆积类型被排除在括号内数字之外。

5.2.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

浓缩物生产的输出示例

457. 在下表 5-44 和表 5-45 中，给出了两个从几种有色金属浓缩物混合生产的输出物中汞分布的例子。这些例子差异很大，这里仅作为指示用。但是共同的特点是，随锌浓缩物输入的汞的百分比是相当高的，落选原料中的汞含量则要比原矿石中的汞含量低一些。

表 5-44　浓缩物生产的汞输出分布示例，取自加拿大 Brunswik 设施（Klimenko and Kiazimov, 1987）

产品	所处理的量	Hg 的含量		提取
	矿石，MT/d	mg/kg	Kg/d	%
输入的矿石	8,575	2.1	18.24	100
铜浓缩物	73.7	2.3	0.15	0.87
铅浓缩物	400	2.7	1.09	5.97
混合浓缩物	70	9.1	0.64	3.5
锌浓缩物	900	13.5	12.22	67.0
落选原料	7,140	0.69	4.94	27.0

表 5-45　浓缩物生产输出中汞分布示例，取自俄罗斯联邦 Uchalinsky 设施（Kutliakhmetov, 2002）

矿石、浓缩物、废物	平均值，g Hg /MT	汞的相对量，%
矿石	10-25	100
黄铁矿浓缩物	5-15	36-50
铜浓缩物	28-41	10-14
锌浓缩物	76-123	35-48
落选原料	1-9	2-3

金属锌生产的输出示例

458.　如上面所提及的，锌浓缩设施的汞质量平衡的定量描述（对应的输入和输出分布估算）在近来发表的综述文献中并不容易找到。有一些排放因子的例子，但是仅对于汞的向大气排放，而与浓缩物或矿石对应的汞输入没有建立相关性。

459.　一个来自俄国锌生产厂的例子表明约有 7%的锌浓缩物中的汞输入随着烧结矿进入了锌提炼工艺的其它步骤，约 93%则进入了烧结过程中产生的气体。在这个例子中，估计有 24%的汞输入被静电过滤尘所阻留，这被作为是铜和铅生产的输入（旋风除尘也能阻留含汞的尘粒，但是会被返回到烧结生产线）。余下的 69%随着气体进入制酸设施，在那里分布在 Hg/Se 洗涤污泥、硫酸产品和酸纯化的废水之间分配（Bobrova *et al*., 1990）。关于汞排放到大气中是否在本例中被充分考虑到了似乎还存在一些不确定性（Lassen *et al*., 2004），因此数字可能被认为是显示出了汞输入的非直接从烧结向大气排放的那部分的流向。

460.　在芬兰的一个例子中，从工艺中去除的汞被作为副产物金属汞出售。汞向水的排放、从产品的排放作为一个整体，报道值为 0.02 g Hg/MT 锌。随黄钾铁矾污泥的汞输出的报道值为小于 100 g/MT 黄钾铁矾污泥（Fugleberg, 1999）——大致对应于 40 g Hg/MT 生产的锌（计算值，基于 Fugleberg, 1999）。堆放的硫中的汞输出没有报道。生产的单位数量的排放到大气中的汞在文献（Fugleberg, 1999）中未见报道，但是似乎是比较低的（Finnish Environment Institute, 2003）。

461. 来自锌生产的直接大气排放的汞排放因子的例子如下表 5-46 所示。较低的大气排放因子总体上表明汞输入的大部分被转入市售的副产品汞中（金属或化合物），和/或进入现场的废物堆放物中，有可能将来会排放到所有介质中。一些少部分的汞输入可能作为污染削减系统湿式工艺的结果被转入向水环境的排放（有时也称为“跨介质”迁移）。

表 5-46 锌生产直接大气排放的大气排放因子示例

国家/区域	设施/地点	报道的单位产品输出向大气的汞排放	污染削减技术水平的表示（大气排放）	备注	数据参考文献
加拿大	Teck Cominco，不列颠哥伦比亚省	0.41 g Hg/MT 产品（锌、铅等）	显得较为高效：旋风除尘、ESP、洗涤器、除 Hg、制酸设施	并行的、半集成式的湿法冶金工艺锌和火法提炼铅，数据没有锌和铅的分配情况	Environment Canada, 2002
	Noranda CEZ，魁北克省	0.002 g Hg/ MT 产品（锌、铅等）	显得较为高效：旋风除尘、ESP、洗涤器、除 Hg、制酸设施	湿法冶金工艺生产锌	Environment Canada, 2002 and 2004

462. 根据文献 European Commission (2001)，其它有色金属生产中副产物汞的输出在 1997 年全欧洲估计为 350 MT 汞。这些过程通常每生产 1 公吨（其它）金属所产生的汞或者甘汞为 0.02~0.8 kg 汞的范围内，这取决于输入浓缩物中的汞含量。对于较为特殊的锌生产，例如表 5-47 所示的例子。这些总体的数字/例子假设是对应于欧盟（或欧洲）的情形，即对应于采用了大气污染物削减系统的水平，汞的阻留可能相对于一般的全球情形处于高端。

表 5-47 锌生产的副产品汞的输出示例（假定为 EU 或欧洲的情形），取自 TU Aachen (1999)，被 European Commission (2001)所引用

生产步骤和类型	汞副产物，Kg 副产物/MT 生产的锌 *1
湿法冶金工厂中的焙烧炉/硫酸设施	0.3-0.8
特级熔炉工艺（火法冶金工艺）中的非经烧结/硫酸设施	0.15

463. 文献 European Commission (2001) 提出了“典型气体净化排水”（废水）中的象征性汞浓度为 0.1~9 mg/l，同样这也是指对应于欧盟（或欧洲）的情形。

464. Feng *et al.* (2004) 报道了中国贵州省赫章县采用本法炼锌所导致的当地环境汞污染。Feng *et al.* (2004) 测定了所用矿石和煤中的汞含量，以及熔渣和煤灰中汞含量，并计算出了下列在给定情形下锌生产的大气排放因子：从硫化物矿石：155 g Hg/MT 生产的锌；从氧化物矿石：78.5 g Hg/MT 生产的锌。这些数字要比西方在 20 世纪 80 年代后期的估算值 25 g Hg/MT 生产的汞（Nriagu and Pacyna, 1988）要高得多。他们也证明说锌熔渣中的汞很容易被水所渗滤。但是他们并没有报道向土地和水的排放因子，或是输入矿石中的汞含量。

465. UNEP (2002) 引用 Pirrone *et al.* (2001) 的如表 5-48 所示的汞去除技术的效率，其中有一些在有色金属熔炼中被采用。

表 5-48　　烟道气去除技术的效率（Pirrone et al., 2001）

控制技术	典型的 Hg 去除效率	测得的下游 Hg 含量 ($\mu g/m^3$)
硒过滤器	> 90%	< 10
硒洗涤器	90-95%	200
炭过滤器	90-95%	10
Odda 氯化物工艺	n.a.	50-100
硫化铅工艺	90-99%	10-50

5.2.3.5　输入因子和输出分布因子

466.　基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的，随着数据库的完善应进行修订。同时，所提出的默认因子是仅基于所归纳数据所作出的专家判断，在目前尚未在制订因子时涉及系统定量方法（即：消耗加权浓度和分布因子偏差）。

467.　使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

468.　由于缺乏数据，没有设定采矿和浓缩过程的默认因子。注意这意味着用默认因子来计算估计汞排放可能会低估由该行业所产生的总排放。

a)　默认的汞输入因子

469.　在所用到的特定浓缩物组成中的汞含量的真实数据将得出最佳的排放量估计。

470.　如果对提炼步骤所用的浓缩物中的汞含量没有数据的话，可以选用表 5-49 所示的默认输入因子来得到一个初步估计（基于本节所显示的数据集）。因为含量变化很大，推荐计算和报道向本源类别的汞输入的区间。设置低端默认因子来表示向本源类别的汞输入的低端估计（但不是绝对最小值），而高端因子将得出高端估计（但不是绝对最大值）。如果选择不按区间计算，推荐使用最大值以指示出未来研究时源类别可能的重要性。用高端估计并不自动意味着实际的排放量是这么高，仅表明它可能需要进一步的研究。

*表 5-49　　锌生产浓缩物中汞的**初步的**默认输入因子*

原料	默认输入因子； g Hg/MT 浓缩物（低端值 ~ 高端值）
锌浓缩物	10 - 200

b)　默认的汞输出分布因子

471.　如上所示，能够用来确定锌提取形成浓缩物的默认输出分布因子的数据是很少的。本子类辊的初步的默认输出分布因子是基于能够获得的数据而定义的。向大气的默认输出是基于上面所示的 Pirrone *et al.* (2001) 所归纳的废气除汞技术而得出的。剩下的汞按向土地、副产品和行业特定的处理/处置的平均分布是人为定的，没有相关的数据来表明它们之间的真实关系，其目的是强调可能有相当量的汞会沿着这些途径走。如上所述，向水/废水的排放会从在这个行业存在，但是没有获得相关的数据来定义更好的估计值。

472. 对于仅采用直接渗滤技术的锌提炼设施，实际的大气排放可能会比设定的默认因子要低，而向固体残渣的排放则可能要高。对于采用了高效除汞技术的锌提炼设施，实际的大气排放可能要比设定的默认因子要低，而向含汞副产物的输出和向固体残渣的排放则要高。

*表 5-50 由浓缩物提取锌的汞的**初步的**默认输出分布因子*

生命周期的阶段	空气	水	土地 *1	产品 *1, *2	一般废物	部门特定的处理/处置 *1
采矿和浓缩	?	?	?	?	x	x
从浓缩物生产锌	0.1	?	0.3	0.3		0.3

注： *1 残渣的堆积因国家不同、可能甚至对于各个设施会有很大差别，可能会是在土地上、在矿井中、在池中，经常都是在当场的。剩余的汞向土地、副产物和行业特定的处理/处置的输出的平均分配是人为确定的，因为没有找到相关的数据来表征它们的实际关系，目的仅是增强这个信号说有一定量的汞可能进入了这些途径。

*2: 可能含汞的副产物包括有异位进行汞回收的甘汞、元素汞、污泥，出售或转入其它金属生产活动或其它行业的低级洗涤酸、硫酸、液态硫和滤饼或其它残渣。

c) 与其它汞排放源估算的联系

473. 没有联系。

5.2.3.6 源特定的主要数据

474. 这种情况下最重要的源特定的数据为：

- 在源提炼和处理的矿石、浓缩物中汞含量的测定数据或文献数据；
- 提炼和处理的矿石/浓缩物的量；以及
- （最好是所有）输出物中汞输出分布的测定数据，包括源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）所阻留的汞的百分比。

475. 在特定的提炼工厂存在除汞单元可能意味着汞输出的主要部分不是被排放到大气中的，而是作为副产物出售或者是现场贮存。

5.2.4 铜提取和初级处理

476. 与锌类似，铜提取活动的汞质量平衡的定量描述（相应的输入和输出分布估算）并不容易获得。因此，本节描述中的定量部分是从不同的源一点点地汇总在一起的。

477. 大型的工业开采和金属提炼活动在任何有此活动的国家里数量都是很少的，它们的进料和生产构型变化很大，可能是重要的汞排放源。由于这些因素，强烈推荐使用按点源计来编制清单，通过各个经营公司自身汇总源特定的数据，如果可能的话，也可能通过其它的具有特定生产设施的相关数据源来获取数据。

5.2.4.1 子类别描述

478. 用于提炼铜的矿石（主要是硫化物矿石）可能含有痕量的汞。在从矿石中提炼铜的过程中，采用的工艺会导致汞从矿石中排放出来。这个汞可能会在提炼过程中挥发并随气流（对于大多数的情况）或者是随着湿式（液体）工艺流体排出，具体取决于所采用的提炼技术。除非是通过专用于此目的的工艺来捕集汞，其主体部分可能会被排放入大气、土地和水体环境中。所阻留的汞可能会以“甘汞（Hg_2Cl_2）”的形式出售，通常是出售作为异位金属汞提取，或在原位处理得到金属汞，或者将其贮存或以固体或污泥残渣形式堆放（Environment Canada, 2002）。将从有色金属提炼中回收的副产物汞出售占了当前世界汞供应的一个相当大的部

分 。除了这些输出途径外，汞输入中的（推测是较小的）部分会进入联产的硫酸中，其含量是痕量的（European Commission, 2001）。

涉及的过程

479. 铜提炼的主要步骤包括从原矿石的富铜浓缩物的生产、浓缩物的焙烧（以生产“熟料”），以及在熔炉中的熔炼，这都是在高温下进行的。整个的工艺包括许多步骤，包括称为“转化”的最后一步，其目的是消除过程材料中存在的残留铁和硫，留下的是“粗”铜（US EPA 1997a）。实施从矿石中生产铜的整个过程的设施通常称为“初级铜冶炼厂”。关于此工艺的完整描述，参阅 US EPA (1997a) 或 European Commission (2001)。关于粗铜的进一步提炼被认为不会引起显著的汞排放（至少相对于从铜矿石产生的汞是如此）。

矿石开采和浓缩物生产

480. 矿石主要是从开放式矿坑开采的，经过粉碎以减小颗粒物尺寸后，通过机械分离过程将富含铜的部分与废石分开；通常是用浮选法或其它用水悬浮的其它过程。

481. 有不同类型的铜矿石，但是最具经济重要性的是硫化物的黄铜矿、斑铜矿和辉铜矿（Ullmann, 2001）。在有些情况下，铜是从也含有其它金属的矿床中开采，例如铜和镍堆积物和铜-锌-黄铁矿堆积物（Krivtsov and Klimenko, 1997）。

482. 生成的浓缩物被运输到提炼工厂，该厂也可能从附近的矿以及从全球市场上接到浓缩物。

483. 与富含铜的浓缩物分离的不含铜或者含量很低的废石以及部分落选的矿石材料（所谓的尾矿的部分），通常被现场贮存在尾矿池中、尾矿堆或回填到矿坑中。

484. 废石和尾矿就象产生的浓缩物一样含有痕量的汞。这种材料比原来的堆积物更易于风化，因为颗粒物尺寸减小了，更容易接触到空气和降水。对于硫化物矿，这是生产多种贱金属的最重要的矿石类型，风化作用释放和氧化了所含有的硫而生成硫酸。酸使得组分（很可能含有汞）更容易溶解，因此与未接触到的矿堆积物相比，几十倍地提高了金属向环境的渗滤。这个可程称为“酸石消耗”（或 ARD），被认为是一种严重的环境风险（European Commission, 2003）。

485. 从编制本试行稿的工具包所基于的相对较快速的数据汇编来看，关于原矿石、铜浓缩物和落选的原料中的汞含量数据获得的量很少。从废石和尾矿向空气、水体和土地的汞排放的定量数据还没有获得。但是这个排放源被认为是可以忽略的，因为即使是材料中有中等含量的汞也会造成显著的汞迁移量，因为在采矿作业中所处理的原料量基数很大。

从浓缩物中提取铜

486. 如上所述，铜的提炼涉及到一个复杂的处理网络，这里不详细描述。关于汞的流向和排放途径，铜的提炼通常与锌的处理途径描述中的“火法冶金”工艺相似，参阅第 5.2.3 节的描述。一个主要的不同在于许多的铜熔炼炉在将浓缩物喂入熔炉之前并没有采用焙烧/烧结，而仅仅是进行干燥。因此，进料中更多的硫以及可能也有汞留在了熔化的原料中而进入后续的处理步骤，即所谓的转炉过程，在此会被鼓入的空气/氧气吹脱。另一点与锌生产的不同是所谓的火法精炼步骤，这是在转炉以后发生的。烃类（气体）或有时“绿色的”圆木会被加入装有原料的熔化态铜中以将金属氧化物还原为元素态金属和其它组分（European Commission, 2001）。这些碳源是进入提取过程的额外的汞输入，但是还没有数据来定量它们对汞排放的贡献。

487. 回收的铜屑可能在熔炼步骤中被加入进料中，但是被认为不是进入过程的主要汞输入源。铜和锌、或者铜和镍（以及其它金属）有时会通过并行的、半集成的生产线在同一冶炼厂中生产（Environment Canada, 2002）。

488. 来自进料的主要汞排放发生在干燥/焙烧步骤（如果存在的话）以及熔炉中。此外，转炉和熔炉可能会释放出一些残留的汞留在原料中而流经整个铜提取过程（US EPA, 1997a）。如果在进入制酸设施之前没有在尾气处理中包括除汞步骤，大多数的这些排放将会损失到大气中。如果来自干燥/焙烧、熔炉和/或转炉步骤的废气都经过高效除尘器（ESP 和/或纤维过滤器）的话，气体中的部分汞将被阻留在颗粒物上。

5.2.4.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-51 在铜提取和初级处理生命周期中主要的排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品 *2	一般废物	部门特定的处理/处置
采矿和浓缩物生产的废物	x	**X**	**X**			**X**
从浓缩物提炼初级铜	**X**	**X**	**X**	**X**		**X**
精炼铜和产品的制造 ***1**						
铜的使用						
铜的处置						

注： *1：汞排放原则上可以由于化石燃料使用而发生，但是铜金属不被认为是制造过程的一个汞输入源；
*2：在硫酸、汞副产物中和可能的其它的过程衍生副产物；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

489. 矿石/浓缩物中汞的含量和所用的矿石/浓缩物的量是决定汞排放的重要因素。

490. 是否存在一个专门的除汞步骤将显著地影响汞在输出途径中的分布。随着汞的去除，向大气的汞排放将被转化为向产品的输出和向土地、废物堆放和水体的排放。在生产硫酸的情况下，向硫酸（一个市售的副产物）的排放也将在除汞步骤中被转化入相同的输出途径。除汞步骤的存在与否也部分地受到在将二氧化硫气体转化为硫酸之前进行气体净化需要的驱动，因此如果有制酸设施的话，可能也就会存在除汞步骤。

491. 由于部分的汞输入可能会被废气除尘器所阻留，高效 ESP 和纤维过滤器的存在也可能一定程度上降低向大气的汞排放——如果过滤尘不循环回到工艺中的话——并将阻留的汞转化入固体、悬浮和/或液态残渣。

492. 来自不同工艺步骤的废水可能含有汞，必须小心地进行处理以避免或最小化向水体环境的排放。

493. 从废物堆放（包括废石、浓缩步骤的尾矿、提取工艺残渣、废气净化残渣和废水处理残渣）向环境的排放程度是非常依赖于废物堆放管理是否谨慎。管理不善的堆放物将导致向空气、水和土地的显著排放。

5.2.4.3 关于汞输入的讨论

表 5-52 估算从铜提取和初级处理汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
采矿和浓缩物生产的废物	MT 每年所产生的落选原料	g Hg/MT 产生的落选原料 ***1**
从浓缩物提取初级铜的输入	MT 每年所用的浓缩物	g Hg/MT 浓缩物

注： *1 这样的废物可能包括低等级原料（低铅含量），汞含量可能与输入矿石原料中的含量类似。如果不能获得落选原料中的汞含量，所用的矿石中的含量数据可以用来得到一个粗略的估计值。

表 5-53 矿石、落选原料和铜浓缩物中的汞含量示例

国家	地点	类型	平均汞含量，g Hg/MT	样品中汞含量范围，g/MT	数据源
矿石中					
加拿大	布蓝斯维克 (Brunswik) 设施		2.1		Klimenko and Kiazimov (1987)
俄罗斯联邦	乌拉尔		10-25		Kutliakhmetov (2002)
	南乌拉尔，4 个地点	铜和黄铁矿，块状	9.8-13 ***1**		Fursov (1983)
哈萨克斯坦	Kusmurun	铜和黄铁矿，块状	9.2	4.3-16.70 (11 样品)	Fursov (1983)
	Dzhezgaz-gan	亚铜石灰石，块状（黄铜矿）	3.2	2.8-3.68 (15 样品)	Fursov (1983)
	Dzhezgaz-gan	亚铜石灰石，散粒状（斑铜矿）	1.5	1.23-1.87 (11 样品)	Fursov (1983)
	Counrad	铜和斑岩，散粒状（初级）	0.9	0.76-1.02 (8 样品)	Fursov (1983)
来自浓缩物生产的落选原料中					
加拿大	布蓝斯维克 (Brunswik) 设施	来自锌、铜、铅和化合物浓缩物的生产	0.69 (矿石中的 Hg 含量为 2.1)		Klimenko and Kiazimov (1987)
俄罗斯联邦	乌拉尔	来自锌、铜、铅和化合物浓缩物的生产		1-9 (矿石中的 Hg 含量为 10-25)	Kutliakhmetov (2002)
浓缩物中					
加拿大	布蓝斯维克 (Brunswik) 设施		2.3		Klimenko and Kiazimov (1987)
俄罗斯联邦	乌拉尔	来自铜黄铁矿型矿石		28-41	Kutliakhmetov (2002)
	未知	来自黄铁矿和多金属型		0.22 - 65	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自层状铅和锌类型		2 - 290	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自铜黄铁矿型矿石		0.3 - 150	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自含铜的沙石		4	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自钒-铁-铜类型		70	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自铜-钼类型		0.02	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
	未知	来自铜-镍类型		0.14 – 0.4	Bobrova *et al.*, (1990); Ozerova (1986)
普通，涉及范围未知	未知地理位置		0.5 - 8		秘密的欧洲数据源

注： *1：多个地点的平均值的范围，共 38 个样品。

5.2.4.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

浓缩物生产中的输出示例

494. 有色金属浓缩物生产（包括铜浓缩物）输出物中的汞分配的两个例子在锌提取章节（见第 5.2.3 节的表 5-44 和表 5-45）中已经给出。两个例子差异较大，不一定是有代表性的；它们在这里仅作为指示用。

金属铜生产中的输出示例

495. 正如上所提到的，铜提炼设施的汞质量平衡的定量描述（对应的输入和输出分布的估计）看来是不容易在近来的综述文献中得到。但 Yanin（Lassen *et al.*, 200）针对俄国粗铜冶炼厂进行了一次制订完整的输出分布总结的尝试，如表 5-54 所示。估算是基于理论考虑的，应当被视为仅作指示之用。

496. 为了与下面所述的空气排放因子相比较，可用用上面 Yanin 等人的估算来计算一个例子。当使用的浓缩物中的汞含量为 13.8 g/MT，而铜含量为 15%，铜输入的提取率为 93%，计算得到的空气排放因子将为（13.8 g Hg/MT 浓缩物）/（0.15 MT Cu/MT 浓缩物）×0.93 = 11.7 g Hg/MT 生产的铜。这与加拿大哈得逊湾冶炼厂的大气排放因子是可比的，如下表 5-55 所示。

表 5-54 来自俄国铜冶炼厂的汞输出分布的指示性估算（Yanin，见 Lassen et al., 2004）

排放途径	大气	废水	倾倒的熔渣	倾倒的污泥	倾倒的"砷饼"	出售用于铅提炼的"铅饼"	液体硫 *2	洗涤酸 *2	总计
Hg 输入的份额 ***1**	0.12	0.02	0.04	0.38	0.06	0.11	0.14	0.14	1.00
输出，单位为 g Hg/MT 生产的铜，例如每公吨浓缩物输入 13.8 g Hg	0.12	0.02	0.04	0.38	0.06	0.11	0.14	0.14	1.00

注： ***1** 这里按过滤尘内循环回熔炉进行校正（稳态假设）；
***2** 液态硫（一种副产物）和洗涤酸极有可能被出售，但在参考文献中没有提及。

497. 有一些关于排放因子的例子，但是仅针对汞的大气排放，没有与相应的浓缩物或矿石的汞输入之间的联系。

498. 从铜生产的直接输入因子的例子在下表 5-55 中给出。较低的大气排放因子总体上表明汞输入的大部分被转入市售的副产品汞中（金属或化合物），和/或进入现场的废物堆放物中，有可能将来会排放到所有介质中。一些少部分的汞输入可能作为污染削减系统湿式工艺的结果被转入向水环境的排放（有时也称为“跨介质”迁移）。关于所提及的镍/铜冶炼厂，所产生的熔渣被用于构筑公路和铁路。

499. 基于 1993 年美国 7 家初级铜冶炼厂自己申报的排放数据，US EPA 估计 1994 年总的大气汞排放量为每年 57 kg，排放来自具有金属产能约一百四十万公吨的各冶炼厂（1995/96 的产能）（US EPA, 1997b）。对应的单位产品输出的大气排放率可以计算出来，约为 0.04 g Hg/MT 金属“产能”。

表 5-55 铜生产的直接大气排放的排放因子示例

国家/地区	设施/地点	报道的单位产品输出的大气汞排放	污染削减技术水平标识（大气排放）	备注	数据参考文献
美国	全国平均	0.04g Hg/MT 金属“产能”		自己申报的大气汞排放。不清楚是否“产能”就是真实	US EPA (1997a)

国家/地区	设施/地点	报道的单位产品输出的大气汞排放	污染削减技术水平标识（大气排放）	备注	数据参考文献
				的产量。	
加拿大	哈得逊湾 M&S, 马尼托巴	8.2 g Hg/MT 产品（锌、铜等）	似乎是适中的：ESP，但没有除汞或制酸设施		Environ-ment Canada (2002)
	Noranda Horn	1.8 g Hg/MT 产品（铜等）	熔炉和新的转炉，配装有 ESP、除汞和制酸设施；老的转炉处理部分进料，仅装有 ESP	也处理再生铜。	Environ-ment Canada (2002)
	Inco Copper Cliff	0.01 g Hg/MT 产品（铜、镍等）	熔炉废气，配装有 PM 过滤器和制酸设施，但是没有除汞装置；干燥+转炉步骤废气，仅装有 ESP	复合镍/铜冶炼厂。部分熔渣被用于铁路和公路建设。显然进料可能具有比这里提及的加拿大冶炼厂更低的汞含量（工具包作者的备注）	Environ-ment Canada (2002)

500. 根据 European Commision (2001)，有色金属生产中副产品汞的输出（而不是专门的汞矿开采）1997 年在欧洲估计达到了 350 MT 汞。这些过程通常产生的汞或甘汞落在 0.02~0.8 kg 生产的（其它）金属，具体取决于输入浓缩物的汞含量。

5.2.4.5 输入因子和输出分布因子

501. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的，随着数据库的完善应进行修订。同时，所提出的默认因子是仅基于所归纳数据所作出的专家判断，在目前尚未在制订因子时涉及系统定量方法（即：消耗加权浓度和分布因子偏差）。

502. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

503. 由于缺乏数据，没有设定采矿和浓缩过程的默认因子。注意这意味着用默认因子来计算估计汞排放可能会低估由该行业所产生的总排放。

a) 默认的汞输入因子

504. 在所用到的特定浓缩物组成中的汞含量的真实数据将得出最佳的排放量估计。

505. 如果对提炼步骤所用的浓缩物中的汞含量没有数据的话，可以选用表 5-56 所示的默认输入因子来得到一个初步估计（基于本节所显示的数据集）。因为含量变化很大，推荐计算和报道向本源类别的汞输入的区间。设置低端默认因子来表示向本源类别的汞输入的低端估计（但不是绝对最小值），而高端因子将得出高端估计（但不是绝对最大值）。如果选择不按区间计算，推荐使用最大值以指示出未来研究时源类别可能的重要性。用高端估计并不自动意味着实际的排放量是这么高，仅表明它可能需要进一步的研究。

表 5-56 粗铜生产浓缩物中的汞的初级默认输入因子

原料	默认输入因子； g Hg/MT 浓缩物； （低端 ~ 高端）
铜浓缩物	1 - 15

b) 默认的汞输出分布因子

506. 默认的输出分布因子集可能反映不具备最现代空气污染控制系统的铜冶炼厂的情形。这意味着具有最先进空气污染控制系统的设施可能向大气的排放要小得多，意味着有更多的汞会进入废物、副产品或排放物中。

*表 5-57： 从浓缩物提炼铜的**初步的**默认汞输出排放因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地 *1	产品 *2	一般废物	部门特定的处理/处置
采矿和浓缩	?	?	?			**X**
从浓缩物生产铜	0.1	0.02	0.24	0.4		0.24

注： *1：残渣的推积可能因国家不同而异，也甚至可能对每个设施都不同，可能是地上的、矿下的或者是在堆放池中，经常是原位的。这里残渣在土地和行业特定的处理/处置之间的分布是人为确定的，目的仅仅是强调可能有一定量的汞会进入这些途径。
*2：可能含有汞的副产物包括：除了别的以外，有甘汞、元素汞、用于异位汞回收的污泥、低级别洗涤酸、硫酸、液态硫和滤饼、或其它供市售或转入其它金属生产活动或其它行业的残渣。

c) 与其它汞排放源估算的联系

507. 没有联系。

5.2.4.6 源特定的主要数据

508. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 在源提炼和处理的矿石、浓缩物中汞含量的测定数据或文献数据；
- 提炼和处理的矿石/浓缩物的量；以及
- （最好是所有）输出物中汞输出分布的测定数据，包括源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）所阻留的汞的百分比。
- 在特定提取工厂是否存在除汞单元可能会表明汞输出的主要部分没有排放入大气，但是以副产品流通和出售，或者是现场贮存。

5.2.5 铅的提取和初级处理

509. 大型的工业开采和金属提炼活动在任何有此活动的国家里数量都是很少的，它们的进料和生产构型变化很大，可能是重要的汞排放源。由于这些因素，强烈推荐使用按点源计来编制清单，通过各个经营公司自身汇总源特定的数据，如果可能的话，也可能通过其它的具有特定生产设施的相关数据源来获取数据。

5.2.5.1 子类别描述

510. 铅是从硫化物矿石中提炼出来的，主要是方铅矿（硫化铅），这也含有一些汞（US EPA, 1997a）。矿石中的汞含量是变化的，有时与其它天然源料相比是较高的（COWI, 2002）。

511. 与锌的有关描述（第 5.2.3 节相似，废石和尾矿可能也含有痕量的汞。这种材料要比原来的堆积物具有更大的风化嫌疑，因为其体积减少了，与空气与降雨接触更为容易了。对于硫化锌矿石，这是一种对于多种基本金属生产都很重要的矿石类型，风化会释放和氧化其中所含的硫而生产硫酸。酸使得矿石组分（很可能含有汞）更易溶解，因此可能会提高金属渗漏到环

境中的可能性许多倍，如果和没有接触过的矿石堆积物相比的话。这个过程被称为“酸石消耗”（或 ARD），被认为是一种严重的环境风险（European Commission, 2003）。

512. 在从矿石/浓缩物中提炼铅的过程中，采用的工艺会导致汞从矿石中排放出来。这个汞可能会在提炼过程中挥发并随气流（对于大多数的情况）或者是随着湿式（液体）工艺流体排出，具体取决于所采用的提炼技术。除非是通过专用于此目的的工艺来捕集汞，其主体部分可能会被排放入大气、土地和水体环境中。所阻留的汞可能会以“甘汞（Hg_2Cl_2）”的形式出售，通常是出售作为异位金属汞提取，或在原位处理得到金属汞，或者将其贮存或以固体或污泥残渣形式堆放（Environment Canada, 2002）。将从有色金属提炼中回收的副产物汞出售占了当前世界汞供应的一个相当大的部分 。除了这些输出途径外，汞输入中的（推测是较小的）部分会进入联产的硫酸中，其含量是痕量的（European Commission, 2001）。

513. 铅的提炼通常与锌的处理途径描述（第 5.2.3 节）中的“火法冶金”工艺相似，包括从原矿石的富铅浓缩物的生产、浓缩物的焙烧，以及在熔炉中的金属氧化物的熔炼/还原，这都是在高温下进行的。在一些生产设施中，浓缩物在进入熔炉之前是不进行烧结的。在这些情况下，浓缩物中所存在的大多数汞被认为会挥发和进入后续过程的气流中，可以在气体被导入硫酸回收设施之前用专门的除汞步骤来去除（如果存在的话；参阅第 5.2.3 节中的详细过程描述）。铅有时会与锌或其它有色金属联产。关于铅提炼过程的完整描述请查看文献如（European Commission, 2001）。

514. 回收的铅屑可能在熔炼步骤中被加入进料中，但是被认为不是进入过程的主要汞输入源。冶炼焦（或燃气）被用于熔炉的还原步骤，但被认为不是向工艺的主要汞输入源。

5.2.5.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-58 铅提取和初级处理生命周期中主要的排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品 *2	一般废物	部门特定的处理/处置
采矿和浓缩物生产的废物	x	**X**	**X**			**X**
从浓缩物提炼初级铜	**X**	**X**	**X**	**X**		**X**
精炼铜和产品的制造 ***1**						
铜的使用						
铜的处置						

注： *1：汞排放原则上可以由于化石燃料使用而发生，但是铅金属不被认为是制造过程的一个汞输入源；
*2：在硫酸、汞副产物中和可能的其它的过程衍生副产物；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

515. 矿石/浓缩物中汞的含量和所用的矿石/浓缩物的量是决定汞排放的重要因素。

516. 铅的提炼和初级处理（也称为“初级铅冶炼”）可能导致汞向大气、向水体和陆地环境的排放，也会显著量累积在含汞废物并进而导致另外的排放。排放的程度非常依赖于废物堆放管理是否谨慎（COWI, 2002）。US EPA (1997a) 描述了在高温下发生的烧结反应（约 1000 ºC），在多数的工厂中采用的控制设施（在美国）被认为在捕集汞上效果较差。因此，矿石中大多数的汞被认为在烧结过程中挥发并排放入大气。任何留在烧结过程焙烧过的残余汞通常被认为会在还原步骤中排放（US EPA, 1997a）。

517. 提取和处理设施可能装有各种污染排放削减设备，有一定能力来削减汞向大气以及水生和陆地环境的直接汞排放。这样的技术可能涉及颗粒物的阻留和随废气的气相排放，以及可能的废水处理。排放削减技术通常会产生额外的固体或液体列渣。一些汞可能通过这些残渣被最终排放到环境（空气、水、土地）中（COWI, 2002）。这些排放的程度和时间性以及排放途径取决于废物管理所采用的特定的方法和努力。

5.2.5.3 关于汞输入的讨论

表 5-59 估算铅提炼和初级处理的汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
采矿和浓缩物生产的废物	MT 每年所产生的落选原料	g Hg/MT 产生的落选原料***1**
从浓缩物提取初级铅的输入	MT 每年所用的浓缩物	g Hg/MT 浓缩物

注： *1 这样的废物可能包括低等级原料（低铅含量），汞含量可能与输入矿石原料中的含量类似。如果不能获得落选原料中的汞含量，所用的矿石中的含量数据可以用来得到一个粗略的估计值。

518. 对于本类别估算设施排放所需要的最重要的两个输入因子是：在该设施所用的铅矿浓缩物中的平均汞含量；以及该工厂的年生产能力（单位例如每年所处理的铅矿石浓缩物的公吨数）。

519. 铅矿中的汞浓度会有显著差异。铅浓缩物中汞含量的可用数据如表 5-60 所示。

表 5-60 用于铅生产的浓缩物中的汞含量示例

国家	地点	类型	平均汞含量，g Hg/MT	样品中汞含量范围，g/MT	数据源
浓缩物中					
加拿大	布蓝斯维克(Brunswik)设施	铅浓缩物	2.7		Klimenko and Kiazimov, 1987
美国	密苏里州	铅浓缩物	0.2		US EPA, 1997a
俄罗斯联邦	未知	层状铅和锌型浓缩物		2 - 290	Bobrova *et al.*, 1990; Ozerova, 1986

5.2.5.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

520. Klimenko and Kiazimov (1987) 报道了铅、锌、铜和化合物浓缩物生产的落选原料中的汞含量为 0.69 g/MT（输入矿石中的汞含量为 2.1 g Hg/MT 矿石），表明落选原料中的汞含量可能是显著的。

521. US EPA 估计在 1994 年美国的铅冶炼厂排放的汞有 0.10 公吨。假设矿石中所有的汞都被排放入大气，排放估计可能通过将总的产能（370,000 MT）乘以这些矿石浓缩物中的平均汞含量（0.2 ppm）来计算得到。但是，US EPA 实际上使用了更为复杂的公式（可以查看报告 USEPA, 1997 的附件 A）。

5.2.5.5 输入因子和输出分布因子

522. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的，随着数据库的完善应进行修订。

523. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

524. 由于缺乏数据，没有设定采矿和浓缩过程的默认因子。注意这意味着用默认因子来计算估计汞排放可能会低估由该行业所产生的总排放。

a) 默认的汞输入因子

525. 在所用到的特定浓缩物组成中的汞含量的真实数据将得出最佳的排放量估计。

526. 如果对提炼步骤所用的浓缩物中的汞含量没有数据的话，可以选用表 5-61 所示的默认输入因子来得到一个初步估计（基于本节所显示的数据集）。因为含量变化很大，推荐计算和报道向本源类别的汞输入的区间。设置低端默认因子来表示向本源类别的汞输入的低端估计（但不是绝对最小值），而高端因子将得出高端估计（但不是绝对最大值）。如果选择不按区间计算，推荐使用最大值以指示出未来研究时源类别可能的重要性。用高端估计并不自动意味着实际的排放量是这么高，仅表明它可能需要进一步的研究。

*表 5-61 用于提炼铅的铅浓缩物中汞的**初步的**默认输入因子*

进料	默认输入因子; g Hg/MT 浓缩物; （低端 ~ 高端）
铅浓缩物	2 – 200

b) 默认的汞输出分布因子

527. 由于关于从铅提炼和初级处理的汞输出分布没有定量数据，默认值初步地考虑为等于锌的默认的汞输出分布因子（有时铅是联产的）。

*表 5-62： 从浓缩物提炼铅的汞的**初步的**默认输出分布因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地 *1	副产品 *1, *2	一般废物	部门特定的处理/处置 *1
开矿与浓缩	?	?	?	?		
从浓缩物生产铅	0.1	?	0.3	0.3		0.3

注： *1 残渣的堆积因国家不同、可能甚至对于各个设施会有很大差别，可能会是在土地上、在矿井中、在池中，经常都是在当场的。剩余的汞向土地、副产物和行业特定的处理/处置的输出的平均分配是人为确定的，因为没有找到相关的数据来表征它们的实际关系，目的仅是增强这个信号说有一定量的汞可能进入了这些途径。
*2: 可能含汞的副产物包括有异位进行汞回收的甘汞、元素汞、污泥，出售或转入其它金属生产活动或其它行业的低级别洗涤酸、硫酸、液态硫和滤饼或其它残渣。

c) 与其它汞排放源估算的联系

528. 没有联系。

5.2.5.6 源特定的主要数据

529. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 在源提炼和处理的矿石、浓缩物中汞含量的测定数据或文献数据；
- 提炼和处理的矿石/浓缩物的量；以及
- （最好是所有）输出物中汞输出分布的测定数据，包括源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）所阻留的汞的百分比。

530. 在特定提取工厂是否存在除汞单元可能会表明汞输出的主要部分没有排放入大气，但是以副产品流通和出售，或者是现场贮存。

5.2.6 用汞溶法以外的其它方法的金矿开采和初级处理

531. 与其它有色金属提取相似，金提炼活动的汞质量平衡的定量描述（对应的输入和输出分布估计）并不容易获得。因此，本节描述中的定量部分是将不同的来源一点点地拼到一起。大型的工业采矿和金属提炼活动在任何有此活动的国家里数量都是很少的，它们的进料和生产构型变化很大，可能是重要的汞排放源。由于这些因素，强烈推荐使用按点源计来编制清单，通过各个经营公司自身汇总源特定的数据，如果可能的话，也可能通过其它的具有特定生产设施的相关数据源来获取数据。

5.2.6.1 子类别描述

532. 用于金提炼的矿石（通常是硫化物矿石）可能含有痕量的汞，有时会较天然原料要含量高。金矿石中的汞含量有时会高到足以让人出于商业目的去从金提炼的固体残渣中回收汞。这样的回收和从金提取副产汞的销售占到了目前全球汞市场供应量的一部分。这种回收也部分地受降低金生产的汞排放的期望的驱动，也是因为这个汞可能会作为专门的初级汞开采的一种替代方式（COWI, 2002）。

533. 金提取过程可能是重要的汞排放源，即使并没有专门的汞使用（汞溶法）。金提取是北极国家里金属提取中最大的汞排放源之一（Maag, 2004）。向土地和大气的排放都是重要的。

534. 来自金提取和初级处理的汞排放的确切机理在已有的可获得文献中还未发现有描述，但是提取流程涉及的几个在足以导致汞的排放的高温下进行的步骤，还有几个会生成或处置显著量的含汞固体或液体残渣的步骤。

535. 注意在一些国家里，金是用旧尾矿重新处理来生产的，之前是用汞溶法工艺，现在用氰化物工艺将更有效（Lassen *et al.*, 2004）。如果没有采用有效的污染控制方法来阻留汞的话，这可能导致大量的汞排放。目前尚不知道在全球来看这种生产形式有多普遍。

涉及的过程

536. 提取过程是普通的理化单元操作（正如锌中更详细的描述）和特定的设计来化学工相结合事来将金与其它所用的矿石/浓缩物。根据 Renner (2000)，工艺通常包括重力浓度和/或浮选。有时采用浓缩物的焙烧（参见第 5.2.3 节关于锌的提取的描述）主要的步骤是用氰化钠溶液来浸取浓缩物。氰化物将金从石头原料中溶解出来。后续的步骤主要遵循两条线：1）过滤固体残渣，溶液用锌碎片处理以沉淀出金，然后用硫酸处理和干燥、在 800 ºC 下氧化铅、锌和铁。加入硼砂熔融料，原料熔融而得到 80~90%含金量的粗金。2）在氰化浓缩物淤泥中按几步流程加入碳，金被吸附在碳材料上（“碳浆法”工艺），然后含金的碳从淤泥中分离出来。金又用碱性氰化物溶液再次从碳洗脱出来，最终金通过电解来分离出来（“电解冶金法”，见第 5.2.4 节）。碳用酸洗、在窑内高温下再活化后回用到工艺中。即使是在氰化物工艺作为主工艺的情况下，粗金矿或硫化物金矿石的一部分支流有时会用汞溶法进行处理（Renner, 2000）。

5.2.6.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-63 用汞溶法以外的金提取和初级处理过程中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
采矿和浓缩物生产的废物	x	**X**	**X**		x	**X**
从浓缩物提取金	**X**	**X**	**X**	**X**	x	**X**
精炼金和产品的制造						
金的使用						
金的处置						

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

537. 汞和汞化合物可以作为痕量组分处理或者以副产物从金矿石中回收。许多矿提取、移动、贮存、处理和处置大量的废石和矿石——这些材料经常含有低含量的汞，它们来自矿石原料。这种材料的很大部分是置于表面堆放池或者置于地上、金属有时被作为现场向土地的排放报告。这之前埋入的材料会暴露于由雨、雪和酸性矿排放水等引起的可能渗滤，必须小心管理和监测以防止任何地表水或地下水受到污染。也可能有来自矿物前处理和精炼活动的汞的空气排放。

538. 金的提取和初级处理可能导致汞向大气、水生和陆地环境的排放，以及大量含汞采矿废物的累积，这可能接下来会导致额外的排放。排放的程度非常依赖于废物堆积管理的谨慎程度。

539. 没有有关金提取活动中采用的可能会降低汞向环境排放的控制系统的信息。但是，有色金属提取和处理设施可能会装备有各种排放物控制设施，这可能降低污染物向大气以及向水生和陆地环境的排放。这样的技术可能涉及颗粒物的阻留和来自废气以及可能的废水处理的气相排放。排放削减技术通常会得到额外的固体或液体残渣，这也会导致排放（COWI, 2002）。这些排放的程度取决于残渣管理是否妥善。

5.2.6.3 关于汞输入的讨论

表 5-64 估算大规模提取和初级处理排放所需的活动强度数据和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
提取和处理	每年处理的原料/矿石的量 或 生产的金的量	处理的原料/矿石中的 Hg 含量 或 每生产一吨的金所排放的汞的量

5.2.6.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

540. 基于美国西部 25 个金矿所报道的数据，共有 5474 kg 汞排放进入空气、0.4 kg 进入水体、1,886,921 kg 进入现场的土地，以及 594 kg 异位排放（US EPA, 2003a）。美国 10 个最高排放的金矿如下表所示。

541. 根据 Jasinski (1994)，在 1990 年有 114 MT 的汞作为金矿开采活动的副产物产生（“回收”）。

表 5-65　　从美国 10 个最高排放的金矿的排放（单位：kg）（US EPA, 2003a）

设施编号	总的空气排放	地表水排放	向土地的排放	总的原位排放 *1	总的异位排放 *1	总的原位和异位排放 *1
1	602	ND	896694	1,974,050	5	897300
2	274	0.4	368182	810,604	0	368456
3	228	0	340909	750,501	49	341185
4	15	0	136364	300,034	0	136379
5	2	0	39545	87,005	0	39548
6	683	ND	35,000	78,503	0	35683
7	3632	ND	28091	69,791	0	31723
8	0.4	ND	14725	32,396	ND	14725
9	0.4	ND	12273	12274	545	12819
10	0.4	ND	5455	5455	ND	5455
10 个矿合计		ND				

注：　ND = 没有数据。
*1 在报道的数字“总的原位排放”、“总的异位排放”和“总和原位和异位排放”之间的不一致性的理由不清楚。

542.　1998 年金矿公司提交的毒物排放清单信息显示这些矿是汞空气排放的重要源（US EPA, 2003a）。但是，如上表所示，总报道的排放中有大多数（>99%）是原位向土地的排放。TRI 数据中向水的排放很少。对于报道有向水排放的矿，它们似乎是包括一个总排放量的微小分流。报道的向空气的排放可能是直接从生产排放的。原理上，向空气的额外的分散排放可能会发生以替代向土地的排放。但是没有关于各土地的排放的形式、汞在排放物中的选取移、或向土地排放物中的汞含量等方面的信息（这可能是例如非常大量的低汞含量的废石和提取污泥残渣）。

543.　美国在 1999~2003 年矿产金的报道产量（“来自大约 24 个金矿”）如表 5-66 所示（USGS, 2004）。

表 5-66　　美国在 1999~2003 年矿产金的报道产量：公吨/年（USGS, 2004）

	1999	2000	2001	2002	2003 *1
矿开采，公吨金	341	353	335	298	266

注：*1　　2003 年为 USGS 的估计值

544.　假设 US EPA（2003）报道总汞排放所针对的美国 25 家金矿的是与 USGS (2004) 报道的金产量所基于的“约 24 家金矿”是相同来源的话，可以粗略地计算出生产每公吨金的平均汞排放量。US EPA 排放数据很可能是描述了 1999~2001 年间的情形，此阶段每年报道的矿产金的产量平均为 343 公吨/年。这样所计算出的生产每公吨金平均的汞排放的粗略估计如表 5-67 所示。

表 5-67　　美国生产每公吨金所报道的平均汞排放的计算估计值：kg Hg/MT 生产的金

	向空气的排放	向土地的排放
所报道的生产每公吨金所排放的汞公斤数 *1	20	6000

注：*1　经过了四舍五入以反映出相关的不确定性。

5.2.6.5 输入因子和输出分布因子

545. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的、会进行修订的。

546. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

a) 默认的汞输入因子

547. 由于缺乏数据，无法定义一个通用的默认输入因子。

b) 默认的汞输出分布因子

548. 对于本源类别无法定义相关的默认输出分布因子（象本工具包一般所推荐的那样）。

549. 对于向空气和土地的排放，把从提取和初级处理作为一个整体，基于本节中的数据另外选择了一套传统的排放因子，以实现对这些相的汞排放的默认估计。

*表 5-68 建议的大型金提取和初级处理（通过汞溶法以外的方法）的**初步的**默认分布因子* ***1**

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产每公吨金所排放的汞公斤数	20	?	6000	?		?

注：*1 仅基于美国的数据，可能会有很大的不确定性。

c) 与其它汞排放源估算的联系

550. 没有联系。

5.2.6.6 源特定的主要数据

551. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 在源提炼和处理的矿石、浓缩物中汞含量的测定数据或文献数据；
- 提炼和处理的矿石/浓缩物的量；以及
- （最好是所有）输出物中汞输出分布的测定数据，包括源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）所阻留的汞的百分比。

5.2.7 铝的提取和初级处理

552. 铝矿石多数常见为铁铝氧石，经精炼得到三水合氧化铝（矾土），然后电解还原为金属铝。在处理中，使用到进料的矿石和化石燃料以及烃类辅料，这些可能含有痕量的汞。汞可能排放到环境中。铝的生产在澳大利亚的大气汞排放源排序中居于前列，该国的此行业有规模较大（澳大利亚提交给全球汞评估报告的内容——UNEP, 2002; NPI, 2004）

从矾土中生产氧化铝

553. 在全球，铝生产主要是由几个矾土矿较为丰富的国家所开展。例如，澳大利亚（一个大的氧化铝和铝生产国）的从矾土中生产氧化铝属于主要的汞排放源类别。四个设施报道的大

气排放落在每个 220~430 kg Hg 的范围内，没有或最低限度的向土地和水的排放（NPI, 2004）。

554. 下列的描述是基于一份澳大利亚的用于氧化铝生产的排放估算指导文件（NPI, 1999a）：矾土处理包括粉碎、消解、干燥和锻烧。这些过程会增加空气的排放和消耗过程材料的形成。在消解过程中，细微的经磨碎的矾土用氢氧化钠溶液和石灰制成浆状，在高温高压下反应以除去氧化铁和硅氧化物。生成铝酸钠，而硅、铁、钛和氧化钙形成不溶的固体废渣组分。在消解过程中，矿石中的挥发性有机物作为难以收集的东西被排空进入空气。在干燥/锻烧过程中，粗的氧化铝在旋转窑或流化床锻烧炉中于约 1000ºC 下被锻烧。锻烧器产生的热废气中含有氧化铝和水蒸汽。两种窑型被用于精炼工业：草酸盐法和液体燃烧法。典型的控制设备包括旋风分离器、后接 ESP。控制设备也能够被用于回收产品和最小化排放。注意与此行为有关的排放取决于所使用的特定燃料。

从氧化铝中生产铝

555. 铝生产设施通常是置于电价不贵的地方（例如供电来自水电），而原料氧化铝是由全球采购而来。但是有时设施也会置于离氧化铝资源较近的地方。

5.2.7.1 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-69 铝提取和初级处理生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	普通废物	行业特定的处理/处置
提取和处理	**X**		x		**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

从矾土生产氧化铝

556. 澳大利亚铝生产污染估算指导文件（NPI, 1999a）没有明确回答何种原料是向工艺中主要的输入源，但是确实（通过提供所用到的重油类型和气体类型的排放因子）指出了用于过程加热的燃料是重要的输入源。同样地，NPI (2004) 给出了矾土中一般的汞含量数据（<0.03 g/MT）以及从氧化铝生产中形成的固体残渣——“红泥”中的数据（<0.05 g/MT）。

从氧化铝生产铝

557. 在一份澳大利亚的铝生产的污染排放导则中（NPI, 1999b），汞被提及既是氧化阳极烘焙工艺也是电解还原的产物，但是没有给出汞排放因子。在还原过程中，阳极被消耗，而铝在约 970 ºC 的温度下生成。阳极材料为石油焦，是一种油精炼的产物；以及沥青，是一种煤炼焦成冶金焦时的副产物，它是通过煤焦油蒸馏来制得的，也可能都含有来自天然存在于所用油和煤中的汞。在此温度下如果有汞残留的话，是在阳极或者氧化铝上，被认为会受热排放。

558. 在本工具包的文本中，来自化合燃料的汞排放总体上都会落在第 5.1 节中所描述的子类别中（燃料/能源的提取和使用），但是凭这些有限的指示说明是不可能得出汞排放输入源的清楚的区分的。

5.2.7.2 输入因子和输出分布因子

559. 对本子类别目前尚未试图制订默认的输入和输出因子。

560. 如果没有矿石和其它所用原料中汞含量的具体数据，矾土的汞输入可以用每年所用的矾土量乘以保守的汞含量数据 0.03 g/kg 所用矾土（30 g/MT 所用矾土）来粗略估算。计算来自

化石燃料的汞含量可以用所用的每种燃料的量乘以第 5.1 节所引用的每种燃料类型的默认输入因子来得到。作为第一步的估计，所有的汞输入可以被认为是排放到大气中了。

561. 没有数据支持来确定从氧化铝生产铝的默认因子，但是该过程可能是一个汞排放源。

562. 这可以被选择来包括本行业设施中的化石燃料发电和供暖部分，其燃烧条件如第 5.1 节的描述；注意不要重复计算。

5.2.7.3 源特定的主要数据

563. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 所用的化石燃料/烃类原料的量和这些燃料/材料中的汞含量；
- 在源所提取和处理的的矿石中汞含量的实测值或文献数据；
- 提炼和处理的矿石的量；以及
- 源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）的实测数据。

5.2.8 其它有色金属——提取和处理

5.2.8.1 子类别描述

564. 本子类别包括其它有色金属的提取和处理，这可能是一个汞排放源，例如：银、镍、钴、锡、锑、钼和钨以及其它。

565. 除了下面所提及的以外，没有收集到关于这些潜在的汞排放源的特定数据。提取所涉及的过程与本工具包中所描述的其它有色金属所涉及的过程相似。

5.2.8.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-70 其它有色金属提取和处理生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
提取和处理	**X**	**X**	**X**		**X**	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.2.8.3 排放物和废物/残渣中的汞示例

566. 根据 US EPA 的 TRI 系统，在内华达州有一个银矿，其报告的 2001 年向空气的排放为 6.4 kg，向现场土地的排放为 15911 kg。向其它介质（例如水）的排放也可能是很低的，因为该采矿场没有报告说这些其它的介质有任何的排放（US EPA, 2003a）。

567. 没有努力去收集额外的关于向本子类别汞排放的汞排放数据。可能有一些关于这些金属生产的汞排放的数据。

5.2.8.4 源特定的主要数据

568. 最重要的源特定的数据典型地有：

- 在源提炼和处理的矿石中汞含量的测定数据或文献数据；
- 提炼和处理的矿石的量；

- 所用的燃料和辅料的量和这些原料中的汞含量；以及
- （最好是所有）输出物中汞输出分布的测定数据，包括源所采用的污染削减设备（或者是采用类似类别和非常相似设备及活动条件的）所阻留的汞的百分比。

5.2.9 初级钢铁生产

5.2.9.1 子类别描述

569. 钢铁工业是高原料和能源消耗型的。相当大量的物质输入变成了以尾气和残渣形式的输出。这个工业包括主要是与铁矿石熔炼以生产熔化态或固态生铁相关的设施；通过炉内燃烧除去铁中的碳将生铁转化成钢的设施。这些设施可能仅仅浇铸锭铁，或者也生产钢铁基本型材，例如盘状、轮状、带状、棒状和条状，以及其它的钢筋产品。

570. 烧结厂是与生产铁相关的，通常是钢铁联合体的一部分。烧结过程是生产铁的预处理步骤，金属矿石的细小颗粒物通过燃烧结块在一起。结块对于提高气体在高炉操作中的通畅性是很有必要的。典型地，烧结设施都是大型的（最大为 700 m^2）炉系统，用来制备高炉所用的铁矿石（有时是粉末的形式）。除了铁矿石，通常还需要一个碳源（经常是焦炭）和其它添加物例如石灰。有些情况下存在来自制钢工艺不同部分的废物。在烧结工艺中，炉带上的燃烧器将原料加热到所需要的温度（1,100-1,200 °C），引燃混合物中的燃料。火焰前端尚着炉带通过烧结床引起结块。空气被吸入通过烧结床。当火焰前端通过整个混合层而所有燃料烧尽时过程结束。冷却的烧结矿被转到筛子中，将用于高炉的小块（4~10 mm 和 20~50 mm）与需要返回到烧结工艺的小块（0~5 mm 为“返回细颗粒”，10~20 mm 为“炉膛层”）相分离（UNEP, 2003）。

571. 汞可能从钢铁联合体的一些点源排放出来，包括将原料转化为作为高炉燃料的结块（烧结矿）的烧结设施、生产钢的高炉、以及碱性氧气炼钢工艺（BOP）熔炉。为方便起见，在缺乏详细数据的情况下，烧结和高炉工艺是作为一个整体的，其输出为生铁。后面的碱性氧气炼钢工艺被认为不是一个重要的汞源，在本工具包中没有进一步处理。

5.2.9.2 决定汞排放和输出的主要因素

表 5-71 初级钢铁生产的主要排放和受纳介质

过程阶段	空气	水	土地	普通废物	行业特定的处理/处置
烧结和高炉	**X**				x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

572. 决定来自本行业的汞排放的主要因素是不同进料中的汞浓度，尤其是矿石/浓缩物和石灰。

5.2.9.3 关于汞输入的讨论

573. 铁矿石/浓缩物中的汞含量、所用的矿石/浓缩物的量是决定汞排放的重要因素。通过矿石的浓缩，有部分汞进入尾矿被填埋。

574. 铁矿石和浓缩物中的汞含量变化很大。

575. 俄罗斯联邦最主要的铁矿石资源——库尔斯克磁场异常地区（Kursk Magnetic Anomaly）矿藏中的汞含量据报道为 0.01~0.1 mg/kg，而从西伯利亚的克斯诺斯克（Korshunovsk）矿藏中的浓缩物中的汞含量为 0.02~0.085 mg/kg（Lassen *et al.*, 2004）。为了

对俄罗斯联邦生铁生产的汞排放进行评估，假设浓缩物中的平均汞含量为 0.06 mg/kg（Lassen *et al*., 2004）。

576. 来自明尼苏达州的不同采矿活动的新破碎的、未经预选过的铁燧岩矿石（美国主要开采的铁矿石）中的汞含量为 0.0006~0.032 mg/kg（各个活动的平均值）（Berndt, 2003）。与俄罗斯联邦的数据相比，铁燧岩浓缩物中的汞含量大约要低 10 倍。

577. 一项对俄罗斯联邦生铁生产所有原料所作的评估表明 20%的汞是来自于石灰石（平均含量为 0.05 mg Hg/kg）、75%是来自于浓缩物（平均含量为 0.06 mg Hg/kg），剩余的 5%来自于其它原料。所得的排放因子估计为每生产 1 公吨生铁排放 0.04 g，假设有 99%的汞都排放入大气。排放因子与 Pacyna 和 Pacyna (2000) 估算俄罗斯联邦生铁生产的汞排放时所使用的因子是一致的（Pacyna and Pacyna, 2000）。

578. EMEP/CORINAIR 排放指导书对于“烧结和造球设施”使用了 0.05 g/MT 烧结矿的默认因子（EMEP/CORINAIR, 2001）。

表 5-72 估算初级钢铁生产排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

过程阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
烧结与高炉	生产生铁的公吨数	g Hg 排放/MT 生产的生铁

5.2.9.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

579. 明尼苏达州在 2000 年自矿石开采和烧结向大气的总汞排放量为 342 kg（Berndt, 2003）。如上面所提及的那样，用于明尼苏达州铁生产的浓缩物中的汞含量处于 0.001~0.016 mg/kg 范围内。从过程向大气的汞排放与浓缩物中的汞含量是相关的，相应地其范围从 1.8 kg/MT 在矿区东侧生产的球丸，到 17 kg/MT 在该区西侧生产的球丸（Berndt, 2003）。

580. 根据 Berndt (2003)，通常假设汞是从烟囱以元素形式排放出去的。虽然这没有逐个设施地进行验证，一项关于明尼苏达州某厂的研究表明平均有 93.3%的汞排放是以 Hg(0)的形式，剩下的几乎所有的都是以氧化汞形式——Hg(II) (HTC, 2000)。有 70~80%的氧化汞是用湿式洗涤器来收集的，约对应所有汞的 5%。

581. Berndt (2003) 引用一项研究（Benner, 2001）证明可以通过在明尼苏达州改变从湿式洗涤器回收尘到硬化炉中来取得一些污染控制效果的。Benner (2001)发现这些尘中有极高的汞含量，如果这种原料尤其是细粒子部分被送入废物流（而不是回用到硬化炉）的话，汞排放会降低。报告的通过这种方法实现的汞排放削减量是在 10~20%的量级。

582. 在对俄罗斯联邦生铁排放的汞评估中，原料中大约有 99%的汞升华并可能在过程中排放入空气中。

5.2.9.5 输入因子和输出分布因子

583. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，提出下列建议的初步的默认输入和分布因子，以供没有源特定数据的情况下使用。需要强调的是在本试行稿的工具包中的默认因子是基于一个有限的数据库的，因此它们应该被视为是初步的和会进行修订的。

584. 使用这些默认因子的主要目的是得到子类别是否为某国重要的汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何远期的后续行动之前，排放估算值必须进一步地进行细化（在用默认因子进行计算之后）。

a) 默认的汞输入因子

585. 使用进料中汞含量的实际数据将能得到最佳的排放估计。

586. 对于此源子类别，使用一种简化的方法，即把所有进料中的汞输入累加在一起（基于上面所描述的两个例子）。

587. 生铁生产（烧结和高炉）的默认输入因子为：0.05 g Hg/MT 生产的生铁。

b) 默认的汞输出分布因子

*表 5-73 初级钢铁生产**初步的**默认输出分布因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额				
	空气	水	土地	普通废物	行业特定的处理/处置
生铁生产	0.95				0.05

注： 过滤器残渣中汞的归趋还没有得到详细研究，它可能因国家不同而不同，在原理上可能包括受控的或不规范的处置、或在其它过程中的再使用。

c) 与其它汞排放源估算的联系

588. 没有联系。

5.3 其它含杂质汞的矿物和材料的生产

表 5-74 其它含杂质汞的矿物和材料的生产：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.3.1	水泥生产	**X**		x	x	x	PS
5.3.2	制浆和造纸生产	**X**	x	x		x	PS
5.3.3	石灰生产和轻质聚合窑	**X**			x		PS
5.3.4	其它矿物制品和材料						PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

589. 除了上面提及的源子类别，其它例如矿物肥料等大量矿物和材料的使用，可能是汞排放的潜在源。但是这样的其它源在工具包中未作详细描述。

5.3.1 水泥生产

5.3.1.1 子类别描述

590. 用于水泥生产的原料中含有痕量的汞。这汞的起源是天然存在于所用原料（石灰、煤、油等）中的汞、在其它行业的固体废物（例如：来自煤燃烧生成的飞灰、石膏）中的含量可能较原料要高的汞，以及有时被用作水泥生产燃料的废产品中的汞。废产品用作进料可能会显著提高汞向水泥生产的总输入。进料中的汞的主要输出途径是向大气的排放、以及所生产的水泥中的痕量含含量。这个源子类别是一个潜在的汞排放源，是属于涉及材料中含有低浓度汞、但用量很大的类型。

涉及的过程

591. 主要的原料（粘土和石灰石）先是从采石场开采来的。原料被运到现场，进行混合、破碎、磨碎以得到合适粒径和化学性质的粗粉。现在有四种主要的生产水泥的工艺：干法、半干法、半湿法和湿法（UNEP, 2003）。在干法工艺中，原料经粉碎和干燥成粗粉，被加入预热器或预分解窑（或者较少见地是加入一个长的干法窑）。干法工艺较湿法工艺要节能约 40%。在湿法工艺中，原料在水中被磨碎以形成可用泵输送的浆液，然后直接输入窑中或者先进入泥浆干燥器（UNEP, 2003）。

592. 原料的高温处理（热处理）是在窑内进行的，这是波特兰水泥生产工艺的核心（US EPA, 1997a）。高温处理系统涉及两步或者三步：1）干燥或预热（包含在利用例如干燥或预热步骤的处理系统/类型中）；2）锻烧（热处理过程，其中生成氧化钙）；以及 3）烧成（烧结）。

593. 在干燥或预热步骤之后，如果用到的话，实际的水泥生产会从锻炼步骤开始。在这一步碳酸钙（$CaCO_3$）在约 900 °C 下分解成氧化钙（CaO，石灰）和二氧化碳（CO_2）。在锻烧后进行烧结步骤，此时石灰在通常为 1,400-1,500 °C 的温度下与氧化硅、氧化铝和氧化铁反应而生成硅酸盐、铝酸盐和钙铁酸盐（也被称为“熟料”）。最后一步涉及熟料的冷却。当热的熟料离开窑体，它会在熟料冷却器中很快地冷却下来，例如通过带炉底风扇的移动炉向熟料吹冷空气来冷却。

594. 最后，冷却后的熟料被与石膏（$CaSO_4$）一起碾碎或磨碎成细粉，并与其它添加剂一起混合以得到最后的水泥产品，在整体输送或打包之前被贮存在筒仓中。

5.3.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-75 水泥生产主要的排放和受纳介质

过程/阶段	空气	水	土地	产品	一般废物 *1	部门特定的处理/处置 *1
原料生产/处理						
水泥生产（熟料生成）	**X**			x		x
水泥处置（作为建筑物或遭毁坏后的废物）			x		x	x

注： *1 遭毁坏后的废物可以在普通的废物填埋场中处置，或者再利用于筑路或建造类似的设施。
X —— 排放途径对于子类别而言是主要的；
x —— 要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

595. 影响汞排放的重要因素包括：所处理的原料量、原料中的汞含量、熟料和生产的水泥的量、燃用的燃料的量和类型，以及设施所燃用的每种燃料中的汞含量。

596. 来自原料开采的唯一可能的汞排放途径是在采石厂生产中风将含汞的颗粒物带入了原料。在波特兰水泥生产中这些初始步骤的汞排放被认为是可以忽略的（US EPA, 1997a）。如上所述，原料处理与湿法和干法工艺是有些区别的。在干法工艺中可能有汞排放，但是被认为是很低的，因为干法的温度通常要远低于汞的沸点。但是，有一些干法窑会达到汞沸点以上的温度，这将导致汞的排放。

597. 因为汞在约 350 ºC 下蒸发，因此原料中所存在的大多数的汞被认为会在锻烧阶段于窑中挥发（US EPA, 1997a）。但是，正如上面所提及的，一些汞也可能在干燥和预热阶段就排放出来。在锻烧阶段之后于窑中进行的处理步骤被认为是要小得多的排放源（US EPA, 1997a）。

598. 在水泥厂中要燃用各种燃料以生成窑处理所需的热量。典型的燃料有煤、油、气或石油焦。汞存在于这些燃料中，在燃烧过程中会排放出来。在许多情形下，也用一些废物燃料来作为化石燃料的补充。所用的废物可能包括：废油、溶剂、一些工业废物，以及有时会用危险废物。汞也存在于这些废物燃料中。这些燃料大多数会在窑的燃烧器（热）端中进行燃烧。轮胎也经常用到，它可能被从距热端一段距离处以整个轮胎或是切碎后加入窑中（UNEP, 2003）。

599. 送入窑中的原料和燃料中所存在的汞在窑中混在一起。注意有些原料如石膏是在热处理过程之后与熟料混在一起的，这些原料中的汞因此会进入最终的产品。

5.3.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-76 估算水泥生产排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
水泥生产	每年生产的水泥公吨数	g Hg/MT 进料

600. 钙在波特兰水泥中是含量最高的元素，来自各种含钙的原料，包括：石灰石、白垩、泥灰、海洋贝壳、霰石，以及一种被称为“天然水泥石”的不纯的石灰石。其它的原料、硅、

铝和铁是来自于矿石和矿物，例如沙子、页岩、粘土和铁矿石。汞被认为是存在于从地壳中开采的矿石和矿物中。在一些国家另外的废物如飞灰（例如：来自燃煤电厂的）、铜矿渣、黄铁矿渣和高炉渣等被用作原料。

601. 如上所述，汞也存在于这些工厂所燃用的燃料和燃烧废物中（例如：轮胎）。参阅第5.1 节和第 5.8 节了解关于这些燃料和废物中的汞含量的信息。

602. 下表显示了一些国家水泥生产原料中汞含量的一些例子。

表 5-77 北美、日本、瑞士、德国、俄国、独联体和丹麦研究的水泥生产原料中的汞含量

出处	原料中的汞含量，mg/kg 干重				
	石灰石或泥灰	沙子和粉砂岩	粘土或页岩	废物	粗粉
Schäfer and Hoenig, 2001 (德国) ***1**					0.03-0.13
Sprung, 1982 (德国) ***1**	0.03		0.45		
Schneider and Oerter, 2000 (德国) ***1**	0.005-0.13		0.02-0.15		0.02-0.5
Adriano, 2001 ***1**	0.04-0.22		0.005-3.25	0.04 and 0.1 (飞灰)	
Kanare, 1999 (美国) ***1**	<0.01-0.03				
Klemm, 1993 ***1**					<0.1 and 0.14
Kirchartz, 1994 (德国) ***1**	0.005-0.05		0.02-0.15		>1.0 (当使用了替代原料时)
Fukuzaki *et al*., 1986 (日本) ***1**	0.12		0.013	0.17 (铜矿渣)	
Airey, 1982 ***1**	0.04 和 0.46				
Bowen, 1979 ***1**	0.16				
BUWAL, 1997 (瑞士) ***1**	0.03 和 0.02		0.45		0.02-0.6
Kitamura *et al*., 1976 (日本)***1**	0.01-0.22				
Fujinuki, 1979 (日本) ***1**	0.07 and 0.04				
Saupe, 1972 ***1**	0.033 和 0.048				
Russia, 2003 ***2**	0.031 (131 个样品的平均值)	0.039 (45 个样品的平均值)	0.035 mg/kg (58 个样品的平均值)		
Denmark, 2002 ***3**	0.01			0.13-0.39 (飞灰)	
Kakareka *et al*., 1998 (独联体国家) ***4**	<0.01-0.17			0.19-4.0 (黄铁矿渣) 0.01-0.12 (高炉渣)	

注： *1 如 Johansen and Hawkins (2003)所引用； *2 Lassen *et al*., 2004;
*3 Skårup *et al*., 2003; *4 Kakareka *et al*., 1998.

603. 原料和燃料对总汞输入的贡献因所使用的原料和燃料而有很大差异。正如上表中的数据所表明的那样，废物如飞灰或者黄铁矿渣等的使用会显著地增加总的汞输入。

604. 水泥生产中完全的质量平衡是很罕见的。下面是一个例子，显示了不同的原料对两个独联体国家水泥厂的总汞输入的贡献。

表 5-78 两个独联体国家水泥厂中用于水泥生产的原料中的汞含量 (Kakareka et al.*, 1998)*

	Krichevcementnoshiver Amalgamation		**Krasnoselskcement JSC**	
	汞含量，mg/kg 干重	**对总输入的贡献，%**	**汞含量，mg/kg 干重**	**对总输入的贡献，%**
白垩	0.05 ***1**	38.9	0.05	30.5
粘土	0.1	11.2	0.066	12.7
黄铁矿渣	2.16	49.6	2.043	55.9
颗粒状高炉渣	0.012	0.1	0.01	0.5
石膏石	0.013	0.2	0.014	0.4
残油	-	-	-	-
木素磺化物	-	-	-	-
总计		100		100

注： *1 根据所报道的白垩的总贡献来估计得到。

5.3.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

605. 汞向大气的主要输出途径被认为是窑。原料处理和混合步骤中的排放被认为是可以忽略的。

606. 一般而言，只有少量的汞最后进入了熟料。剩下的部分随着的粉尘和排气脱离窑体。汞很容易挥发然后在相对低的温度下冷凝（120-150° C）在窑系统的原料颗粒物上（Cembureau, 1999）。

607. 取决于所采用的废气净化技术，有一部分汞被除尘系统如纤维过滤器和 ESP 所捕集。汞捕集的效率取决于所用的实际过滤器以及进过滤器的进口的温度。过滤器入口的废气温度越低，则通过吸附在尘粒上而从废气中除去的汞的比例就越高（Cembureau, 1999）。应用于水尼厂的不同污染削减系统的除汞效率方面的信息是很少的，但是与其它的重金属相比，这些系统对于汞的效率相对是较低低的。

608. 在美国和加拿大，窑的污染排放是采用纤维过滤器（FFs）或静电除尘器（ESPs）来降低的，但是只有很少的关于这些装置降汞效率的信息。有一个数据源（US EPA, 1993；为 Pirrone *et al.*, 2001 所引用）表明 ESPs 能够捕集约 25%的汞，而 FFs 能捕集最多 50%的汞排放于颗粒物中。总体上，可以预料窑中的除汞效率是与第 5.1.1.节中所描述的电厂所用的同类装置的除汞效率是相似的。但是要注意所捕集的尘可能会与原料混合并返回到窑中。当尘被回用时，对于大多数重金属有很大一部分最终会进入到熟料中，但是对于汞由于其是相对易挥发的，回用的结果可能是一部分的汞最终被排放入大气中（VDZ, 2001）。

609. 基于美国关于水泥厂向空气排放的现有数据的综述和分析，US EPA 制订了一个平均的大气排放因子为 0.65 g Hg/MT 生产的熟料（US EPA, 1997a）。基于 2001 年的 TRI 所报告的数据，似乎大多数的汞排放是向大气、向现场土地的排放（US EPA, 2003a）。向其它介质的排放根据 TRI 的报道似乎是很少的。

610. EMEP/CORINAIR 排放指导书推荐了一个“简易方法”（当信息很有限时使用），采用大气汞排放因子为 0.1 g/MT 生产的水泥（EMEP/CORINAIR, 2001）。对于“详细方法”尚没有制订排放因子。

611. 在一项来自俄罗斯联邦的汞排放研究中，基于原料中汞的信息所提取出的平均排放因子为 0.045 g/MT 生产的水泥，假设原料中平均有 80%的汞被排放到空气中（Lassen *et al.*, 2004）。

612. 在欧洲水泥协会针对欧明关于汞的立场文件中有关欧洲水泥生产中汞排放计算值的回复中（Pirrone *et al*, 2001），该协会根据澳大利亚（1996）、德国（1998）、英国（1999）和西班牙（2000）的实测数据估算了四个欧洲国家向大气的汞排放。根据所显示的数据，平均的大气排放因子可以推出来：0.07 g/MT 生产的水泥（澳大利亚）、0.2 g/MT（德国）、0.05 g/MT（英国）和 0.1 g/MT（西班牙）。

613. 总体上，只有很少部分的汞会最终进入熟料。最终水泥中的汞含量很大程度上取决于在热处理步骤后与熟料相混合的其它材料中的汞含量。

614. 由酸废气净化残渣生产石膏（如燃煤电厂）中的汞含量可能要比天然石膏中的汞含量要高得多。如果将由酸废气净化残渣生产的石膏用于水泥生产中，这可能会显著增加最终水泥产品中的汞含量。

615. 据一座德国城市生活垃圾焚烧炉的报道，工厂酸性气体处理制得的石膏在 2000~2003 年期间为 0.26~0.53 mg/kg（年平均值）。在报告中，焚烧炉石膏的含量与天然石膏以及燃煤电厂制得的石膏中的典型含量相比，后两者分别为 0.09 mg/kg 和 1.3 mg/kg（参考 Beckert *et al.*, 1990）。

616. 1999 年德国产水泥的 418 个样品中的平均汞含量为 0.07 mg/kg （VDZ, 2000），含量范围为<0.0 mg/kg（检测限）~0.3 mg/kg。1999 年德国生产的 36,700,000 MT 水泥中的总的汞含量估算约为 2.6 MT，这要比欧洲水泥协会所估算的 0.72 MT 的由水泥生产向大气的汞排放量要高得多（包含在 Pirrone *et al.*, 2001 中）。考虑到熟料中的汞含量（来自窑的未处理输出）通常是非常低的，汞显然是来自于混合到最终水泥产品中的其它原料——例如其它行业的固体废物。

617. 2001 年丹麦产水泥中的平均汞浓度估计为 0.02~0.05 mg/kg（Skårup *et al.*, 2003）。

5.3.1.5 输入因子和输出分布因子

618. 基于上面所汇编的输入和输出信息以及决定排放的主要因素，建议在没有源具体数据的场合使用下列的初步输入和输出因子。需要强调的是，这些默认因子是基于有限的数据基础的，因此它们应当被认为是初步的、会进行修订的。

619. 这些默认因子的主要目的是得到该子类别是否是某个国家重要的汞排放源的初步印象。通常在基于排放估计采取任何有长远影响的措施之前必须对排放估算值作进一步细化（在使用默认因子后）。

a) 默认的汞输入因子

620. 由于缺乏数据，不能制订出一个总的默认输入因子。

b) 默认的汞输出分布因子

621. 对于本源类别不能够定义相关的默认输出分布因子（就象本工具包中通常所推荐的那样）。

622. 对于大气排放，基于本部分的数据选定了一套传统的大气排放因子以便于向大气的汞排放的默认估算。

623. 关于水泥产品中的汞含量，基于本节的内容采用了相同的简易因子。如果没有具体的数据，这些因子可以用于所生产的和消费的水泥中的汞的默认估算。

624. 对于处置的生产残渣（如果有的话），由于缺乏数据不能建立默认的因子。

625. 由于现的数据差异很大，推荐计算和报道向本源类别的汞输入的范围。设置低端默认因子来表示向本源类别的汞输入的低端估计（但不是绝对最小值），而高端因子将得出高端估计（但不是绝对最大值）。

*表 5-79 水泥生产中汞的**初步的**默认排放因子*

输出	默认因子 (低端 – 高端)
大气排放因子	0.1 - 6 g Hg/MT 生产的水泥
生产的水泥中的汞含量	0.02 - 0.1 g Hg/MT 水泥

c) 与其它汞排放源估算的联系

626. 其它与水泥制造有关的子类别包括：化石燃料的燃烧、废物焚烧、石灰石生产，以及其它可能的子类别。

5.3.1.6 源特定的主要数据

627. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 在源所使用的各种原料和燃料中汞含量的测定值；
- 所用的每种原料和燃料的量；
- 生产的熟料的量；以及
- 源所采用的污染削减设备或其它有非常相似的设备和运行条件下的实测值。

5.3.2 制浆和造纸生产

5.3.2.1 子类别描述

628. 在制浆造纸工业中，木浆是用原材料木头经过化学或机械方式或两者的结合处理而得到的。所输入的汞的来源是木头原料、用于产生能量的燃料，以及很可能在工艺中会用到化学品（NaOH、氯化物以及可能的其它物质）中所含的痕量汞。早先在西方，含汞的杀黏菌剂是制浆造纸过程中汞排放的主要来源，但是也可能在世界的其它地方也是如此。来自包括燃料油、树皮以及其它废木料以及含碳过程流体（用于化学品回用和产生能量）的燃烧过程、固体废物处置的大气排放，过程向水的排放都是制浆造纸生产的输出途径。这个源子类别是一个潜力在的汞排放源，属于涉及汞含量较低、但是量很大的材料的那种类型。

过程小结

629. 目前所使用的四种主要的化学木浆工艺是：（1）硫酸盐法，（2）碱法，（3）亚硫酸盐法，和（4）半化学法（US EPA, 1997a）。在硫酸盐法制浆工艺中，木片于一个装有氢氧化钠（NaOH）和硫化钠（Na S）溶液的蒸煮器中加压“蒸煮”，被称为“蒸煮液”或“白液”。经过各种处理（这里未进行描述），生产得到洗净后的纸浆。洗净后的纸浆可以进入漂白工序，然后再压延、干燥而得到成品。有些存在于木片中的汞也将存留于成品中，剩下的将存在于所消耗的蒸煮液中。产品中以及液体中的汞含量被认为是相对较低的，因为木片中的汞含量是相对较低的。存在于木片中的汞的量被认为是因所不同产地的木材进行生产而有所变化

的。汞的排放是与位于化学回收区的燃烧单元有关的。在硫酸盐法纸头工艺中化学回收区包括化学回收炉、熔融溶解罐，以及石灰窑（US EPA, 1997a）。

630. 其它的化学制浆工艺与硫酸盐法制浆工艺类似，但是有一些显著的不同。碱法制浆工艺基本上是与硫酸盐法工艺相同的，除了碱法制浆是无硫工艺外（单独使用 Na_2CO_3，而不是使用 Na_2CO_3 与 NaOH 的混合物）。因此，不需要黑液氧化来降低有臭味的硫排放（US EPA, 1997a）。

631. 亚硫酸盐制浆工艺也是与硫酸盐法工艺相类似的，除了是采用酸性蒸煮液来煮木片之外。与硫酸盐法工厂相似，所消耗的液体在亚硫酸盐制浆工厂中也是通过在燃烧装置中燃烧进行回收的。亚硫酸盐工厂所用的燃烧装置包括回收炉和流化床反应器。亚硫酸盐燃烧装置典型的燃烧温度为约 704~760 ºC。这些温度对于所含有的汞的挥发是足够高了（US EPA, 1997a）。

632. 半化学法制浆工艺被用来生产例如瓦楞纸（瓦楞容器的内层）、新闻纸级的纸浆。半化学制浆过程使用了化学和机械制浆方法的结合。木片首先用化学品、蒸汽和热在蒸煮器中进行部分软化，一旦软化后再采用机械方法来完成制浆过程。目前在半化学法工厂中采用三咱类型的化学制浆方法——中性亚硫酸盐（NSSC）法（亚硫酸钠工艺）、硫酸盐绿色液体法，以及无硫法（仅用 Na_2CO_3 或者 Na_2CO_3 和 NaOH 的混合物）。半化学法和硫酸盐法制浆工艺在一些工厂是共存的。在美国的那些工厂中，半化学法所用过的液体在硫酸盐法回收炉中燃烧（US EPA, 1997a）。

633. 有些工厂仅使用半化学法制浆工艺。这些工厂被称为“独立半化学法制浆厂”，使用多种化学回收设备以燃烧所用过的液体。独立半化学法制浆厂所使用的化学回收设备包括流化床反应器、回收炉、熔炉、回转液体窑，以及热解装置。回收炉和熔炉的典型燃烧温度是与硫酸盐法和碱法相似的，而流化床反应器和回转液体窑的典型燃烧温度约为 704~760 ºC。与硫酸盐法相似，半化学法工厂的蒸煮液化学品通过化学回收燃烧装置的飞灰或熔渣来回收，与水在熔解罐中混合可以形成绿色液体。绿色液体然后添加补充化学品来得到新的蒸煮液。溶解罐出口的典型温度为 85 ºC，这要比汞的挥发温度低得多。因此，汞被认为在溶解罐出口是以颗粒态形式存在的（US EPA, 1997a）。

5.3.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-80 制浆造纸生产的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
制浆和造纸生产	**X**	x	x		x	x
纸的处置						

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

634. 汞可以通过制浆所用的木头、进入制浆工艺所用的过程水，以及加入工艺中的成分化学品中的杂质被引入制浆工艺。木头和其它进料中所含有的汞是决定汞排放的重要因素。

635. 如果汞未从工艺中以废水或沉淀物形式被清除，那么将在化学回收区中累积，并进而从化学回收燃烧源中排放出来。所排放的汞的量取决于制浆工艺的封闭程度如何（例如过程水回收和回用的程度）（US EPA, 1997a）。

5.3.2.3 关于汞输入的讨论

636. 木头和其它输入材料中存在各种含量的汞。

637. US EPA 推荐使用 0.0026 g Hg/MT 所燃烧木头的平均排放因子，作为所谓的美国锅炉废木料燃烧的“最典型排放因子”（US EPA, 1997b）。

638. 在美国的调查中，美国 7 个地区干草和绿色植物中的汞含量处于 0.01~0.07 mg Hg/kg 干重范围内（Friedly *et al.*, 2001）。

639. 根据丹麦的调查，丹麦所燃烧的木片和秸杆中的汞含量处于 0.007~0.03 mg/kg 干重范围内（Skårup *et al.*, 2003）。瑞典的调查发现在作燃料的木头中的汞含量为 0.01~0.02 mg/kg 干重，在柳木中发现的含量为 0.03~0.07 mg/kg 干重（Kindbom and Munthe, 1998）。在树皮中发现的含量为 0.04 mg/kg 干重，而在杉树针叶中的含量为 0.3~0.5 mg/kg 干重（Kindbom and Munthe, 1998）。

5.3.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

640. 在美国，只能获得硫酸盐法制浆工厂的汞排放数据。已有位于 11 家硫酸盐法制浆工厂的 8 座回收炉、1 种熔融溶解罐（SDT）以及 3 座石灰窑的实测汞含量数据。基于已有的汞排放数据，可以估算出回收炉、SDT 和石灰窑的平均汞排放因子。这些单元的平均汞排放因子包括回收炉、SDT 和石灰窑，如下表中所示。

表 5-81 美国各种制浆造纸装置的大气排放因子（US EPA, 1997a）

硫酸盐法燃烧装置	排放因子 (Kg/MT)	测试装置/控制设备的数目
回收炉	2×10^{-5} ***1**	8 座回收炉，每座都有 ESP 控制
熔融溶解罐	2.6×10^{-8} ***2**	1 座 SDT，有除湿器控制
石灰窑	1.5×10^{-6} ***2**	3 座石灰窑，每座都有湿式洗涤器控制

注： *1 – kg Hg 排放/MT 在回收炉或 SDT 中燃烧的黑液；
*2 – kg Hg 排放/MT 在窑中生产的石灰。

641. 采用这些硫酸盐法和碱法回收炉、SDT 和石灰窑的排放因子，可以估算出美国（153 座设施）总的（1994）年汞排放量。总的汞排放量估计为 1.6 MT。由于有 153 座设施，平均的排放量估计约为 0.1 MT/座设施。化学回收区中汞排放量最大的单个源为回收炉（US EPA, 1997a）。

642. 制浆造纸生产中几乎所有的汞排放都是来自于硫酸盐法和碱法回收工艺（大约为 99.9%）（US EPA, 1997a）。所有设施的估计排放量加在一起，在 1996 年时美国清单整体的汞排量估计为 1.7 MT/a（US EPA, 1997b）。

643. 美国 2002 年向所有途径的汞化合物和汞的排放如表 5-82 所示。主要途径是向空气和向固体废物处置的排放。具体的汞化合物未见报道，这是基于不能估算出总汞排放量的数据的。

表 5-82 美国 2002 年硫酸盐法制浆和造纸生产的汞和汞化合物的排放（TRI, 2004）

排放途径	汞化合物		汞（元素态）	
	kg/a	**%**	**kg/a**	**%**
空气	2,098	71	319	39
地表水	36	1	19	2
土地处理和地表污水池	217	7	20	2
异位废水处理	3	0	0	0

排放途径	汞化合物		汞（元素态）	
	kg/a	%	kg/a	%
异位固废处理	594	20	451	56
总计（整数%）	2,948	100	809	100

5.3.2.5 输入因子和输出分布因子

644. 在本版工具包中没有为本行业制定默认因子。如果要进行本行业一些可能的汞输出途径的粗略的排放估算的话，可使用上面表 5-81 中所示的大气排放因子[美国因子]。

c) 与其它汞排放源估算的联系

645. 可以选择来涵盖本行业设施所采用的燃烧化石燃料或生物质燃料的发电和产热装置，按照第 5.1 节所描述的燃烧过程；注意不要重复计算。

5.3.3 石灰和轻质聚合窑生产

5.3.3.1 子类别描述: 石灰生产

646. 本子类别包括石灰窑中石灰的生产（不是水泥厂和制浆造纸厂中生产的石灰，这些在本文件的前面章节中已有描述）以及轻质聚合窑。

647. 石灰是以各种形式生产的，得到的石灰块或者是熟石灰，或者是生石灰。1994 年，美国 109 家工厂生产了 17.4 x 10^6 MT 的石灰。石灰被用于炼钢、制浆造纸生产，以及水、污泥和烟囱排放物的处理（US EPA, 1997a）。

648. 石灰是通过在高温下锻烧石灰石来生产的（即从石灰石中脱除 CO_2）（US EPA, 1997a）。锻烧涉及高温下烧碳酸钙，是石灰生产设施排放汞的主要过程（NESCAUM, 1998）。

649. 锻烧操作的产物是生石灰，这种材料可以用水熟化而得到水合石灰或熟石灰。锻烧白云石的产物是含白云石的生石灰，它也可以水合（US EPA, 1997a）。

650. 石灰生产是分五个主要步骤进行的，包括：1）石灰石原料开采；2）锻烧用石灰石制备；3）锻烧石灰石；4）熟化处理生石灰；5）各种运输、贮存和使用过程。

651. 石灰石生产的制造步骤是与波特兰水泥工艺非常相似的，这在本文件的前面章节中已进行了讨论。

652. 在锻烧中，窑温可能达到 1820 ºC。在美国，约有 90%的石灰是通过旋窑中锻烧石灰石来生产的。其它类型的石灰窑包括立窑、旋炉和流化床窑（US EPA, 1997a）。

653. 燃料，例如煤、油、石油焦或天然气，可以用来提供锻烧所需的能量。石油焦通常与煤一起使用，而用油作燃料则很少。例如橡胶碎片和废溶剂等辅助燃料也可能被用作辅助燃料（US EPA, 1997a）。

654. 汞被认为是在石灰石及一些燃料中少量存在。煤和油及其它燃料中的汞含量在第 5.1 节已进行了讨论。与波特兰水泥生产相似，原料中所存在的任何汞被认为会从石灰窑中排放到空气中。石灰窑的燃料燃烧是汞排放的主要源。

655. 石灰生产的其它排放源可能包括过程排放或逸散排放。导致这些逸散排放的主要污染物是颗粒物（PM）。US EPA 于 1997 年的报告说文献中没有报道美国石灰工业有针对逸散源的具体控制措施（US EPA, 1997a）。

656. 在波特兰水泥生产设施中，用于逸散粉尘源的控制措施也可能被用于石灰生产工业中。石灰窑的的空气污染控制设备主要用于回收产品或逸散粉尘和 PM 的排放。锻烧窑尾气典型地是通到一个旋风除尘器中进行产品回收，然后经一个纤维过滤器或 ESP 来收集所排放的细粒子。在石灰窑上发现的其它的污染控制措施包括湿式洗涤器（典型地为文丘里式洗涤器）。这些各种空气污染控制设备用于石灰生产中气相汞排放控制的效果如何文献中还没有很好的记述。由于工艺和控制设备上的相似性，其控制效率被认为是与在波特兰水泥生产中所观测到的那些相类似（US EPA, 1997a）。

657. 石灰窑（锻烧）中也会发生由于燃料燃烧的汞排放。石灰石中所含有的汞也会从窑中被排放。过程中所有其它可能的排放源被认为对整体的汞排放是贡献很小的。

5.3.3.2 子类别描述: 轻质聚合窑

658. 轻质聚合窑处理各种原料（例如粘土、页岩或者板岩），在热处理后可以与水泥结合而形成混凝土产品。这种轻质聚合混凝土是出于结构目的或者隔热目的而生产的。轻质聚合设施通常包括一个采石场、一个原料制备区、一个窑、一个冷却器，以及一个贮存区。原料从采石场来，并转移到原料制备区，然后送入到旋转窑中（US EPA, 1997a）。

659. 在轻质聚合窑中，有一种旋转窑包括一个长的钢质圆柱体、内衬有耐火转，能够绕着其轴旋转，与水平方向的倾角约呈 5°。窑的长度部分地取决于要处理的原料的组成，但是通常为 30~60 m。制备好的原料被送入窑的较高一头而且加热是在较低一头。送入窑中的干原料首先要用热的燃烧气体预热。一旦原料预热后，它将被导入一个二级炉区，在那里它熔融成为半塑性的状态，开始生成气体作为膨胀或扩充剂。在该区，一些化合物开始分解而形成象 SO 、 CO 、 SO 、和 O 这样的气体，最终在材料中引发所希望的膨胀过程。当温度达到它们的最大值（大约为 1150 ºC）时，半塑态的原料变得粘稠，能够包容所膨胀的气体。这种膨胀行为产生了小的、互不连通的气体腔，在其冷却和固化后会留在原料中。产品从窑中取出，进入后续操作部分，用冷空气冷却，然后运送出去（US EPA, 1997a）。

660. 窑操作参数如火焰温度、过剩空气、进料尺寸、原料流和旋转速度因不同的工厂而变化，这取决于原料的特征。旋转窑的最大温度在约 1120~1260 ºC 之间变化，这取决于所处理的原料类型以及其水蒸汽含量。典型的排出温度可能会在 427~650 ºC 之间变化，同样是取决于原料以及窑的内部设计。大约有 50~200%的过剩空气会被压入到窑中以辅助原料的膨化（US EPA, 1997a）。

661. 轻质聚合窑汞排放的主要源是烟道气（燃烧尾气）排放烟囱。

662. 轻质聚合窑可能会使用一种或一组空气污染控制设施，包括纤维过滤器、文丘里洗涤器、旋风除尘器和干法洗涤器。在美国，所有的设施都是用纤维过滤器作为主要的污染控制类型，虽然喷雾干燥器、文丘里洗涤器和干洗洗涤器也可能在纤维过滤器之外额外使用（US EPA, 1997a）。这些控制设备可以捕集气体流中的一些汞，因此能削减向空气的排放。

5.3.3.3 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-83 其它原料生产和处理的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	**X**			x		

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；

x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

663. 决定排放的主要因素是所用原料中的汞含量，以及现场的排放控制措施。

5.3.3.4 关于汞输入的讨论

表 5-84 估算石灰生产排放时所需的活动强度数据和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	所使用的进料的量	所使用的进料中的汞含量

664. 处理来制得石灰的石灰石中含有汞（NESCAUM, 1998）。

5.3.3.5 排放物和废物/残渣中的汞示例

665. 根据威斯康星的 5 座石灰窑中石灰石中的汞含量信息，采用质量平衡方法可计算出大气排放因子为 0.055 g Hg/MT 石灰产品（Miller, 1993，如 NESCAUM, 1998 中的引用）。这个排放因子被 NESCAUM (1998) 用于估算美国马萨诸塞州一座石灰生产设施每年向空气排放的汞为 15 kg。

666. 美国 1994 年有 109 家石灰生产工厂（US EPA, 1997a）。根据 US EPA 的数据，这些 109 家工厂总共向土壤排放了 37.8 MT 的汞，向空气排放了 0.1 MT 的汞，向水排放了小于 0.05 MT 的汞。在美国排放量最大的石灰工厂据报道向土地排放量为 37,500 kg，向空气排放量为 1 kg（US EPA, 2003a, 2001 年的 TRI 排放数据）。

667. 可以得到美国两座设施和加拿大一座设施的数据（US EPA, 1997a）。在加拿大的设施中，测试了两座不同的窑：一座是燃煤/焦的旋转窑，另一座是燃天然气的立窑。对于燃煤/焦的旋转窑，测试的结果显示平均汞排放因子为每生产 1 公吨的石灰排放 9 毫克（mg）的汞（或者说 9 mg Hg/MT 石灰产品）；排放因子分布在四次测试中分布在 8~10 mg Hg/MT 石灰产品范围内。对于燃天然气的立窑，结果显示平均汞排放因子为 1.5 mg Hg/MT 石灰产品。加拿大设施测试的过程数据被用于计算产生 0.91 MT 石灰所需要加入的石灰石的量。基于旋转窑的工艺数据，加入的用于石灰生产的石灰石的平均比例为 0.50（即：生产 1 T 石灰需要 2 T 石灰石）。立窑的平均比例计算值为 0.51。美国设施之一的测试结果显示出平均汞排放因子为 1.9 mg Hg/MT 所加入的石灰石。基于 2:1 的所加入的石灰石的比例，对应的排放因子为 3.8 mg Hg/MT 石灰产品。对另一座设施，结果表明平均汞排放因子为 4.7 mg/MT 所加入的石灰石。使用 2:1 的换算比值，这对应于 9.4 mg Hg/MT 所生产的石灰（US EPA, 1997a）。

668. 来自一座加拿大设施和两座美国设施的燃煤旋转窑的平均大气汞排放因子被结合在一起，表明总的平均大气汞排放因子为 7.4 mg Hg/MT 所生产的石灰（US EPA, 1997a）。

5.3.3.6 输入因子和输出分布因子

669. 没有试图为本子类别建立默认因子。

5.3.4 其它的矿物和材料

670. 可能存在其它的汞源。包括任何清单中所观察到的此类源。在本工具包报告中没有试图对此类源进行描述。

5.4 工业过程中汞的故意使用

表 5-85 工业过程中汞的故意使用：子类别和主要的汞排放途径及所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.4.1	采用汞技术的氯碱生产	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.4.2	氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的 VCM （氯乙烯单体）生产	x	x			**X**	PS
5.4.3	硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产	?	?	?	?	?	PS
5.4.4	用汞化合物作催化剂的其他化学品和聚合物生产	?	?	?	?	?	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况；
?——排放可能发生，但没有相关的数据。

5.4.1 采用汞技术的氯碱生产

5.4.1.1 子类别描述

671. 在水银法氯碱装置中，汞作为一种液体电极用于电解盐水产生氯气、氢氧化钠（NaOH）或氢氧化钾（KOH）（电解过程分解盐，NaCl）以及副产物氢气。该过程有时被称作“汞电池”过程。可以注意到，另外两种（不用水银的）方法也被广泛地使用于氯碱生产：离子膜法和隔膜法。不同国家水银法氯碱生产的产量在全国总产量中所占的比例有所不同，且在许多国家该比例总体上在下降。不少国家已要求该行业不再新建水银法氯碱装置；一些国家也正在计划关停转这种装置。

672. 汞主要由大气、水、固体废物和少量产品（比如氢氧化钠）向环境排放。

涉及的过程

673. 每个汞电池的生产环包括加长的电解槽、分解槽、汞泵、管道系统以及与其他系统的连接（Anscomb, 2004）。电解槽产生氯气，分解槽产生氢气和轻金属的碱溶液（NaOH 或 KOH）。电解槽通常是一个被侧面板和顶盖封闭的加长铁槽。一个典型的电解槽能容纳 3600 千克汞。分解槽是一个位于电解槽出口处的圆柱形容器。电解槽和分解槽一般由一个入口端箱和一个出口端箱相连。盐水和一小股液态汞在电解槽和分解槽间流过。每个电池是一个独立的生产单元，但一般将许多电池串联起来使用。比如，在美国每个工厂有 24 到 116 个电池，其平均数为 56 个（US EPA 2002b）。这样，每个氯碱装置需使用数以吨计的汞。关于生产过程和汞的排放等全面的描述可参考欧盟关于氯碱生产行业的最佳可行技术的参考文件等文献（European Commission, 2001b）。

674. 在电解槽中电流的作用下，氯气由盐水（氯化钠溶液）电解产生，同时钠（或钾）与汞结合形成汞齐（Na-Hg 汞齐或 K-Hg 汞齐）。产生的氯气被收集，而汞齐经由出口端箱进入分解槽。汞齐（Na-Hg 汞齐或 K-Hg 汞齐）在分解槽中通过另一种电解反应被转化为轻金属的氢氧化物（NaOH 或 KOH）、氢气和汞。而后，轻金属的氢氧化物和氢气被送到其他设备，汞被泵抽回到电池的进口端。

5.4.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-86 采用汞技术的氯碱生产的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品 *3	一般废物 *2	部门特定的处理/处置 *1
采用汞电池技术的氯碱生产	X	X	X	X	X	X

注： *1 可能包括汞的回收处理和作为危险废物的安全填埋。现场和非现场的倾倒在这里归于对直接对土地的排放；
*2 仅考虑在一般垃圾填埋场处置的生产废料；
*3 大量的汞可能损失到轻金属的氢氧化物产品中。例如，据科学和环境中心报道，在对印度氯碱工业全面的调查中发现，10.6%的汞损失到产品中（或 15.5 克/吨苛性钠产品）。其中，大部分汞（10 克/吨苛性钠产品）存在于苛性钠产品，也有相当部分（5.25 克/吨苛性钠产品）存在于氢气。由于印度在生产过程汞的总损失量相当大，则无论从绝对意义或相对意义上讲，其在产品中的损失量都是非常大的（CSE, 2002，被引用于 NRDC 向 UNEP Chemicals 提交的评论, 2005）；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

675. 汞主要由大气、水、固体废物和少量产品（比如氢氧化钠）向环境中排放。这些排放发生在生产过程的不同阶段和不同地点。而向各介质（空气、水、土地）的汞排放水平很大程度上取决于现有控制水平、车间/管理实践、废弃物的处理/处置过程等因素。

676. 汞电池和其他部分的挥发性排放是最主要的汞排放方式。这种挥发性排放可以通过预防措施和其他管理实践大幅度减少（UNEP,2002）。汞向空气最主要的排放点是末端箱通风系统和氢气排出口。在用以降低氢气和末端箱通风系统中汞的浓度水平的控制技术中最普遍的包括：(1) 冷却气流、(2) 除雾器、(3) 洗涤塔、(4) 用活性炭或分子筛吸附。冷却气流是主要的汞排放控制技术，它也可以作为其他控制技术的预处理过程。正确使用这些控制设备可去除气流中超过 90％的汞（Pacyna and Pacyna, 2000）。各可能排放汞的生产过程和/或位置将在下文中讨论。

677. **末端箱通风**。在很多工厂中末端箱通风系统被用来排出末端箱或其他设施中的气体。若不采取措施对汞进行去除，该通风系统中的汞浓度随空出设施的情况变化很大。通常，被收集的气体经冷却后送入控制设施中进行处理。不过，仍有部分汞残留在处理后的气体中，并由末端箱通风系统排放至空气（US EPA 1997a）。从该系统中排放汞的程度主要取决于所使用的控制技术的类型。

678. **氢气流**。从分解槽中排出的氢气流含有高浓度的汞蒸气（高达 3500 mg/m^3）。大多数情况下，每个分解槽都配置了冷却器，通过该冷却器氢气流中的汞蒸气被冷凝，并返回到汞电池。经过初步冷却后，来自各分解槽的氢气被合流到公共的集管，而后进入冷却和吸附（或吸收）设施，进一步去除汞。不过，仍有部分汞残留在处理后的气流中，向大气排放（或在某些情况下作为锅炉燃料，又或者作为其他生产的原材料）。

679. **挥发性排放**：汞蒸气没有气味且（在普通的光线下）不能通过肉眼观察到，只能利用商业化的蒸气分析仪检测。另外，暴露于空气的液态汞会以一定的速度蒸发。该速度由温度等因素决定。由此，对可见汞的观察检查能有效地减少它向空气的排放。但是，汞蒸气也可能从加压设备、维修过程、故障机器泄漏产生，而这些过程都是不可见的。所以，利用紫外光灯对生产装置的汞蒸气泄漏进行排查也是一项有效的措施。一旦汞蒸气泄漏被查出，可以采取补救措施防止其继续泄漏。此外，其他减少挥发性排放的措施还包括清除独立存在的液体汞以及封闭含汞的废弃物。

680. 目前还没有关于包括定期维修、可能发生的机械故障等在内的完全有代表性的、连续的电解室操作过程气体排放的公认研究成果。需要注意的是，要得到电解室排放有代表性的结果，必须测量生产设备上方随着热空气上升的汞蒸气量。

681. 美国的氯碱公司开发了更多关于防止挥发性排放的操作方法。这些技术可从以下网址获得：http://www.usepa.gov/Region5/air/mercury/hgcontrolguidance-final.pdf。它们可能也适用于其他国家的氯碱生产厂。

682. **固体废物**。多种固体废物都可能含有汞。不同安全水平的废物管理可能包括：场内回收、危险废物填埋、场内处置或一般废物填埋。涉及的固体废物包括：水处理污泥（在下文中讨论）、来自分解槽的石墨、电解室污水坑的污泥、使用过的碳吸附材料等各种非特定的废物。各种更大型的污染设施包括硬件、保护齿轮、管道系统和设备也被处置。

683. 固体废物中的汞可以被回收并在生产过程中循环利用。通常这也是生产过程的一个组成部分。举个例子，美国 12 个水银法氯碱厂中的 9 个都有场内汞回收过程。其中，最常见的是热回收（干馏）：加热含汞的废物使汞蒸发，而后将冷凝后的汞回收，成为汞电池过程的原料（US EPA, 2002b）。然而并不是所有汞都通过该过程被回收，仍有部分汞通过废气排出口排放到空气中。化学方法或分批提纯的方法也在其他工厂被用于回收汞（US EPA, 2002b）。此外，在那些尚未开展类似固体废物处理的国家和地区，来自固体废物的排放量可能非常大。

684. 另外，汞回收过程也会产生一些含汞的固体废物。例如，蒸馏过程产生的蒸馏残渣通常含有少量汞。而将硫化汞和元素汞转换为氯化汞的化学方法同样产生固体废物（US EPA, 2002b）。

685. **产品中的汞**。轻金属的氢氧化物产品中含有少量以氯化汞形式存在的汞。由于氯化汞的蒸气压相对较低，它向空气中的排放是最小的。在分解槽里，碱性物质流的汞浓度大约为 3~15 ppm（该浓度反映了美国的情况）。这些汞通过冷却和过滤被去除。如果没有进行适当的污水处理，上述过程可能产生含汞废水。轻金属的氢氧化物产品的汞含量通常很低。如在美国，氢氧化物产品的汞浓度约为 0.06 ppm（US EPA, 2002b）。由于生产 1 吨氯气的同时能生产约 2.26 吨 50%的苛性钠（Eurochlor, 1998），则对应氯气中的汞浓度低于 0.03 ppm。

686. 在产品中，尽管汞是一种污染物，但根据现有数据，其含量是较低的。不过，在其他国家，如果没有进行类似的净化处理，产品的汞含量会偏高。产品中汞的数量可用产品产量和产品汞浓度的乘积计算。

687. **废水**。水银法氯碱工厂产生多种含汞废水，这些废水通常进入污水处理系统进行处理。废水来源于不同的生产阶段，比如，冲洗和清洁电解室产生的废水、净化盐水产生的液体和泥浆，以及用于苛性碱净化的过滤装置反冲洗水（US EPA, 2002b）。在美国很多工厂利用以下工艺对废水中的汞进行处理：先将废水中的汞转化为蒸气压较低的硫化汞，而后通过沉淀和过滤的方法将硫化汞从废水中去除。最终产物是主要由硫化汞组成的滤饼。在美国，根据危险废物管理条例，滤饼将被处理，使其向环境的汞排放最小化。对那些没有采用有效的污水和污泥处理工艺的工厂，通过废水排放的汞量可能非常大。

688. **蒸馏**。在美国，3 家汞回收厂使用加热炉干馏。其中运行效果最好的工厂利用湿式洗涤冷凝器和碳吸附器对尾气进行处理。经过 134 次测试，该工厂最终排放气体中汞浓度的三个最高值分别为 20.4，22.1 和 26.4 mg/m^3（US EPA, 2002b）。旋转窑干馏在美国的 2 家工厂中得到应用。据资料显示，在其中一工厂排放气体的汞浓度为 1.4 mg/m^3~6.0 mg/m^3，平均约为 2.8 mg/m^3。另外，一家工厂使用壁炉干馏。其排出气体的汞浓度在 0.2 和 10.8 mg/m^3 之间，平均值为 1.6 mg/m^3（US EPA, 2002b）。

表 5-87　　氯碱厂可能排放汞的过程、设备和活动以及受纳介质一览

排放源 (过程、设备、活动) *1	空气	水	土地	产品	源特定的废物
氢气	**X**	x		x	x
末端箱通风	**X**				x
电解室通风	**X**				x
挥发性排放，尤其是来源于电解室	**X**		x		x
汞回收装置	**X**				**X**
废水（来自电解室清洁、盐水和苛性碱产品的净化等活动）	**X**		x		**X**
污水处理产生的固体废物和污泥	**X**		**X**	**X**	**X**
市售的氯气、NaOH、KOH 产品				**X**	

注：　*1　上述过程、设备和活动排放汞的程度和类型由使用的控制手段、废物处理方法、管理实践和其他因素的水平决定；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.4.1.3　关于汞输入的讨论

表 5-88　　估算水银法氯碱生产所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
氯气（或 NaOH）生产量 (例如，MT Cl_2).	生产单位数量的氯气（或 NaOH）所需汞的输入量 (例如，g Hg /MT Cl_2).

689.　在该行业中，大量的汞被用作输入材料。例如， 1996 年美国 14 家工厂汞的年消耗量为 136 吨。该行业 1996 年全球汞的消耗（输入）量估计约为 1344 吨（Sznopek and Goonan, 2000, 被 UNEP, 2002 引用）。大量的汞仍继续在这些工厂被使用。2002 年，39 家西欧工厂向 OSPAR 报告的汞消耗总量达到 109 吨。同年，9 家美国工厂报告的汞消耗总量达到 30 吨。这些工厂尚且多年从事汞监管项目，则其他国家某些实现了高产量-低汞消耗量的经验可能需要进一步确认（Anscomb, 2004）。

690.　各氯碱工厂生产单位数量的产品（氯气，或 Cl_2）所需加入的汞量相差较大。加入的汞量通常用生产 1 吨氯气使用汞的克数（克 Hg/MT Cl_2），或生产 1 吨苛性碱使用汞的克数（克 Hg/MT 苛性碱；以苛性碱作基数的情况可以通过下式与以氯气作基数的情况进行换算：生产每吨苛性碱的汞用量= [克 Hg/吨 NaOH] = [克 Hg/吨 Cl_2.)/**1.128**]；European Commission, 2001b, p.7）表示。实际上，加入的汞被用作替代在氯气生产中损耗的汞，所以，该输入可以用生产单位数量氯气损耗的汞的克数表示。使用最先进的生产工艺和作业管理且运行效果最好的工厂每生产 1 吨氯气需要加入 6 克汞。生产工艺和作业管理稍差的工厂则需加入更多的汞。例如，1999 年印度的工厂每生产 1 吨氯气平均需加入 125 克 汞（Srivastava, 2003），2002 年，该工厂报道的汞使用量为 80 克 Hg/吨 Cl_2。该使用量与 90 年代中期美国工厂的使用量相似，而后美国的工厂进一步采用了汞监管措施（该措施使汞消耗量下降了 70%以上，在 2002 年达到了 22 克 Hg/吨 Cl_2 的水平）。更差地，两个俄罗斯工厂曾报道其每生产 1 吨产品需要消耗 250 克和 580 克汞（Treger in Lassen *et al.*, 2004），该消耗量仅相当于西欧和美国 1970 年前的水平（Anscomb, 2004）。

691. 1990 年，美国工厂的平均汞使用量为 75 克 Hg/吨 Cl_2。经过 10 年的持续减排（主要集中在采取更好的作业管理以控制挥发性排放），该平均使用量下降到 18 克 Hg/吨 Cl_2。

692. 活动强度（即氯气年产量）也因氯碱厂的不同而不同。例如，1997 年，美国共有 12 家氯碱厂，其中最高年产量为 234056 吨氯气，最低年产量为 43110 吨氯气，平均值为 121615 吨氯气/年。

5.4.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

693. 如前所述，向各介质排放的汞量取决于现有工艺类型，用于限制和防止排放的管理实践程度和其他因素。消耗的汞主要在厂内积累、排放到固体废物或大气中。这些输出都很难量化。基于美国和西欧 1970 年前的经验，在某些工厂，汞大量排放到水和产品中也是有可能的（Anscomb, 2004）。

694. 来自法国氯碱厂的数据显示汞输入量的 3%~14%排放至大气，16%-90%以固体废物（或污泥等其他半固体）的形式排放，10%~70%成为内部损失（未包括在其他排放途径内的排放），通过剩下三种途径（废水、土地和产品）排放的量少于 2%（OSPAR, 2002）。

695. 根据美国环保局 2001 年有毒物质排放清单（TRI）的资料（该清单未包括内部损失）报道，约有 26%~67%向大气排放，32%-73%以固体废物的形式排放，少于 2%排放至水和土地（US EPA, 2003d）。如果内部损失被计入，则这些比例会略低。TRI 的数据是针对各所选介质的相对比例。

696. 基于对 10 家工厂氢气流和末端箱出口气体的测试数据，美国研究出向大气排放的估算方法。这些工厂生产 1 吨氯气的汞消耗量为 0.067g-3.41g，平均值为 0.14 克 Hg/吨 Cl_2。在另外两个没有末端箱通风系统的工厂的测试表明每吨氯气生产的汞消耗量分别为 0.033 和 0.17 克 Hg/吨 Cl_2，平均为 0.1 克 Hg/吨 Cl_2，这一测试仅基于氢气流展开。美国环保局已有的电池氢气排出口和末端箱的排放因子可能有利于计算某些源的排放量，但由于这些因子仅根据 1973 年两个工厂的测试数据得出，因而存在较大的局限性（查阅 US EPA, 1997a 以获取更多信息）。美国的最新研究表明，汞向大气排放的测试数据很大程度上取决于电解室中气体样品的采集点。

697. 近年来一些相对较低的排放因子的报道（例如来自欧盟和美国），（从区域和全球的角度看）并不具有普适性，因为其他国家和地区每吨氯气所需汞量（或每吨氢氧化钠所需汞量）高于美国和西欧的典型工厂（UNEP, 2002）。

698. Treger 报道了俄罗斯现有四个水银法氯碱厂中的汞平衡情况（Lassen *et al.*, 2004），见下表 5-89。

表 5-89 2002 年俄罗斯水银法氯碱厂的汞平衡情况（Treger in Lassen et al., 2004）

工厂	汞消耗量, g/MT 氯产量	汞购入量, MT *1	向空气的排放, MT	向水的排放, MT	下落不明的排放, MT	填埋处置, MT	产品中的损耗, MT
1	251	15.1	0.15	0.0001	0.015	14.9	0.03
2	52	7.3	0.39	0.0008*	4.5	1.4	0.08
3	42	10.0	0.44	0.0001	4.2	0.007	0.02
4	582	70.8	0.24	无数据	47.6	22.9	0.08
总计	-	103.2	1.22	>0.001	56.3	39.3	0.22

注： * 向水系统（塘式蒸发器）；
*1 同年汞的购入量与消耗量由于厂内汞贮存量而有所不同。

699. 在表 5-90 中，相同数据被转化为相对输出分布。

表 5-90 2002 年俄罗斯氯碱厂汞的总输出量和相对输出分布(根据 Treger in Lassen et al., 2004)

工厂	总输出量+ 下落不明的量 MT Hg	向大气，比例	向水体，比例	向产品，比例	向填埋场，比例	下落不明，比例
1	15	0.01	0.000007	0.002	0.99	0.001
2	6	0.06	0.0001	0.01	0.22	0.71
3	5	0.09	0.00002	0.004	0.001	0.90
4	71	0.003	无数据	0.001	0.32	0.67
总计	97	0.013	0.00001	0.002	0.40	0.58

700. 根据 80、90 年代俄罗斯已关闭的水银法氯碱厂的数据，原场地土壤中汞的数量可能相当大（Treger in Lasssen *et al.*, 2004）。泄漏、操作损失以及含汞废物的就地贮存都是这些汞的来源。

701. 由于清理已关闭和仍在运行的美国氯碱生产场地可能对地下水、地表水、土壤和沉积物、碎片、库存造成汞污染，从而引起极大的挑战（参见http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/mercury/cleanup.htm；Southworth *et a.l* (2004)；Kinsey *et al.* (2004)；Kinsey *et al.* (2004)；NRDC, 2005）。

702. **总汞损失量。** 即使有汞回收系统和良好的排放控制手段，汞仍然会损失，所以必须定期加入汞以补偿该损失。通常，向大气、水和产品中的排放之和并不等于全部汞的输入量，有时会出现“下落不明的”量来解释物料平衡。某些汞输出量的测定相对容易进行（向水体、产品和空气的排放），而另一些测量起来则不容易（粘附在金属碎片上、包含在固体废物中、挥发性排放以及在厂内积累的汞量）。由于对一些输出量的测定具有不确定性，可以用生产 1 吨产品的汞消耗量来评价一家工厂的总体表现。这是一种包含生产过程全部汞消耗的整体测定方法。该方法基于简单的汞消耗量的经济数据，是比较可靠的。建立汞消耗量和产品吨数之间的联系，可校正工厂规模不同的影响，使得同一国家或不同国家的工厂之间能进行直接的比较（Anscomb, 2004）。在某些案例中，这种高质量的评估无法进行，则如挥发性排放等相关参数可以通过手提式监测仪测定。

5.4.1.5 输入因子和输出分布因子

703. 根据收集到的输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。同时这些缺省因素是在汇总数据以后所作的专家判断，目前阶段尚未在因子的制订过程中涉及任何系统的定量方法（即消费加权浓度和分布因子偏差）。

704. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a) 默认的汞输入因子

705. 根据不同的现有控制设备、污染控制技术和具体的管理实践，应采用不同的适于具体情况的输入因子进行计算。因而获取工厂具体的信息和数据非常重要。所有可得的信息都需要用来确定最适当的输入因子。

706. 如果没有关于单位产量所需汞消耗量的数据，可以从下表 5-91 中选取默认输入因子进行初步的估算（基于本节所示的数据集）。因为消耗量波动很大，推荐计算和报告本源类别的汞输入量区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

表 5-91 估算氯碱生产消耗汞的初步默认输入因子

过程	默认输入因子; g Hg/MT 生产的氯化物 (低限-高限) *1
水银法氯碱生产	25 - 400

注： 1* 在缺乏汞使用情况的具体信息时，该区间可用来反映水银法氯碱工厂汞输入的数量级。从全球来看，每吨氯化物所需汞量低于 25 克，被认为具有非常好的汞监管能力；反之，每吨氯化物所需汞量高于 400 克（582 克）汞/吨氯化物产量也曾在 2002 年被报道，该情况可能在其他地区发生。汞输入量也可以用生产 1 吨苛性碱所需汞的克数表示，以苛性碱为基数的情况可以通过下面的参数与以氯气为基数的情况进行换算：生产每吨苛性碱的汞用量= [克 Hg/吨 NaOH] = [克 Hg/吨 Cl_2.)/**1.128**]（European Commission, 2001b, p.7）

b) 默认的汞输出分布因子

707. 根据不同的现有控制设备、污染控制技术和具体的管理实践，应采用不同的适于具体情况的输出分布因子进行计算，则工厂具体的信息和数据非常重要。所有可得的信息都需要用来确定最适当的输出分布因子。应该注意，通常情况下，需要考虑“下落不明的”汞量，在某些案例中它可能指不能被量化的排放量。在实际过程中，确定这部分量被循环利用了还是被排放到了特定的场所对清单的制定非常的重要，因此工具包提供两种供选择的输出模式：第一种模式认为“下落不明的”汞得以处理或被循环利用；第二种模式认为这部分汞经由前面所述的途径排放到介质中。由于生产条件的不确定性和多样性，这里采用后一种模式说明可能的汞输出情况。这种模式的主要目的是为了对可能的排放建立一个大致的认识，而不追究它的准确性。当然，建立各自的排放清单时，可根据需要选择使用的模式。

708. 如果具缺乏估算向各介质的输出分布所需的具体数据和其他重要信息，可使用如下所示的默认输出分布因子计算向各介质的排放。不过，在这种情况下必须在清单报告中指明：实际的排放量可能远高于清单中的排放量。

表 5-92 估算氯碱生产消耗汞的初步默认输出分布因子

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地 *1	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
氯气和 NaOH/KOH 生产的汞极电池过程*2	0.1	0.01	0.01	0.01	?	0.87
认为下落不明的部分被排放的氯气和 NaOH/KOH 生产的汞极电池过程*3	0.2	0.02	0.38	0.1	?	0.3

注： *1 向土地的汞排放量可能相当大，部分下落不明的汞排放量很有可能被排放到汞极电池设施下方的土壤中。由于一般情况下这种排放无法被量化，在这里被归于“下落不明的”排放类；
*2 部门特定的处置指现场和非现场的汞回收和倾倒过程，该过程应当考虑为直接向土地的排放。为保持与清单报告中其他源类别的一致性，在这种模式下，“下落不明的”汞量也被包含在部门特定的处置内。应该注意，通常情况下，需要考虑“下落不明的”汞量，在某些案例中它可能指不能被量化的排放量。在实际过程中，确定这部分量被循环利用了还是被排放到了特

定的场所对清单的制定非常的重要。
*3 在这种模式下，“下落不明的”汞被认为经由前面所述的途径排放到介质中。由于生产条件的不确定性和多样性，可采用这种模式说明可能的汞输出情况。这种模式的主要目的是为了对可能的排放建立一个大致的认识，而不追究它的准确性。当然，建立各自的排放清单时，可根据需要选择使用的模式。

c) 与其它汞排放源估算的联系

709. 没有联系。

5.4.1.6 源特定的主要数据

710. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 工厂每年汞使用量的实际数据。该数据可由各年汞的购入量和/或输入量的记录得到：
- 工厂每年氯气和/或苛性碱产量的数据（吨 Cl_2/年）；
- 关于所使用控制设备的类型和污染防治实践的程度的信息；
- 源所采用的污染削减设备或其它有非常相似的设备和运行条件下的实测值；
- 排放量的实测数据：各排放点（氢气流，末端箱排气口，电解室出口等）每吨氯气生产所需汞的克数。

711. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.4.1.7 估算排放量的一般方法概要

712. 如前所述的输入因子和输出分布因子可用来估算汞向各介质（空气、水、土地、废物、产品和特定部门的处理/处置/下落不明）和全部的排放。例如，美国平均一家工厂的汞排放总量（向全部介质/途径的排放）可由平均活动强度（如 121615 吨氯气）和低限输入因子（25 克 汞/吨氯气）的乘积计算得到。结果表明，在低限条件下，每年汞排放总量的平均值约为 3 吨（包括下落不明的损失）。不过，准确估算美国或其他国家某个工厂的总排放量需要获知该工厂的活动强度，以及可反映该工厂实际情况的有代表性的输入因子（每生产 1 吨氯气所需汞的克数）。另外，由于存在各种可能的排放途径（空气、特定部门废物，水，土地，产品和内在损失），排放分布具有多样性和不确定性，这就使估算汞向各介质中的排放成为又一种挑战。

713. 得到的汞排放数据或估算结果通常以 g 汞/MT 氯气的形式表达。而后用 g 汞/MT 氯气乘以年产氯气的吨数可得汞的（全厂）年排放量，见如下公式：

g 汞/MT 氯气 × MT 氯气/年 = 汞年排放量（g）

然后，再应用输出分布因子计算向各介质的排放。

5.4.2 用氯化汞（$HgCl_2$）作催化剂的 VCM（氯乙烯单体）生产

5.4.2.1 子类别描述

714. 制备氯乙烯有两种方法：使用氯化汞作催化剂的乙炔法和（不使用汞的）氯氧化乙烯法。在美国有一家工厂使用乙炔法生产氯乙烯，但没有关于生产过程中汞排放的具体控制措施和排放因子的信息和数据。

715. 在俄罗斯联邦，有四家企业使用乙炔法生产。他们的总输入输出平衡在下文中列出。

5.4.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-93 使用氯化汞作催化剂的 VCM 生产的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
VCM 生产	x	x				**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.4.2.3 关于汞输入和排放的讨论

表 5-94 估算用氯化汞作催化剂的 VCM 生产所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
VCM 年产量	生产单位数量 VCM 消耗的汞（催化剂）

716. Lassen 等人（Lassen *et al*. (2004)）估算了 2002 年俄罗斯联邦用氯化汞作催化剂的 VCM 生产的总物质平衡。该数据的概要见表 5-95。

表 5-95 2002 年俄罗斯联邦用氯化汞作催化剂的 VCM 生产的物质平衡估算(Lassen et al., *2004)*

输入	
催化剂中汞的年消耗量，MT/y	16
VCM 年产量，MT/y	130,000
生产单位数量的 VCM 输入汞量，总体平均值，g 汞/MT VCM	100-140
输出分布	**比例**
外部循环导致的催化剂消耗	0.62
出售的低品位盐酸	0.37
直接排放到空气	0.003
直接排放到废水	0.003

717. 《保护东北太西洋海洋环境公约》（OSPAR 公约）1985 年的 85/1 号决议定义了用氯化汞作催化剂的 VCM 生产向水环境中排放汞的推荐限值为 0.05 mg Hg/L 污水，和 0.1 g Hg/吨 VCM。该值可能指示了 1985 年西欧国家的该生产部门直接排放到水体中汞的量级，这也与上述 2002 年俄罗斯 VCM 生产的排放水平相一致。

5.4.2.4 输入因子和输出分布因子

718. 根据上述俄罗斯的输入和输出信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

719. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a) 默认的汞输入因子

720. 为获得最精确的排放估算，最好采用作为催化剂用于 VCM 生产的汞消耗量的实际数据。但如果不能得到萃取过程中浓缩液的汞浓度，可以用从下表 5-96 中选取默认输入因子得到初步的估算值（基于本节所示的俄罗斯数据）。

表 5-96 VCM 生产所需催化剂中汞的初步默认输入因子

材料	默认输入因子; g 汞/MT VCM;
用于 VCM 生产的催化剂中汞的消耗量	100 – 140

b) 默认的汞输出分布因子

*表 5-97 使用汞催化剂进行 VCM 生产的初步默认输出分布因子 ***1***

生命周期的阶段	空气	水	土地 *4	产品 *3	一般废物	部门特定的处理/处置 *2
占 VCM 生产汞总输入量的比例	0.02	0.02	?	0.36		0.60

注： *1 仅根据俄罗斯联邦的数据得到；可能有较大的不确定性；
*2 在俄罗斯指催化剂的外部循环；
*3 以销售目的受限的低品位盐酸形式体现；
*4 因现场贮存和操作造成的向土地的排放不能被排除在外。

c) 与其它汞排放源估算的联系

721. 没有联系。

5.4.2.5 源特定的主要数据

722. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 每年汞催化剂的消耗量以及催化剂中汞的含量；
- 向各途径排放分布的数据，最好使用物料平衡的方法。

5.4.3 用硫酸汞（$HgSO_4$）作催化剂的乙醛生产

5.4.3.1 子类别描述

723. 硫酸汞可用于乙醛的生产，尽管该生产也可以通过不使用汞的替代工艺实现。20 世纪早期美国和其他国家都曾使用硫酸汞生产乙醛，而现在这种工艺在美国和其他很多国家都不再被使用了。（在撰写这份报告的过程中）尚未获得其他国家关于乙醛生产过程中所使用的硫酸汞的信息。

724. 以钯和氯化铜作为催化性溶液对乙烯进行液相氧化可用于生产乙醛。1960 年，美国首先将该技术商业化，而近年来 80％以上的乙醛都经由该过程得以生产。其余的乙醛利用氧化乙醇和水合乙炔合成。全世界生产乙醛的公司较为有限。1982 年美国全国乙醛的总产量为 281000 吨。同年，西欧的总产量为 706000 吨，而它的预计生产能力接近 1000000 吨。1981 年日本的乙醛估计产量为 323000 吨（Hagemeyer, 1978; IARC, 1985, 引用于 WHO, 1995）。

725. 20 世纪 50-60 年代，著名的日本水俣湾汞污染悲剧很好地说明了这类型工厂导致的汞排放。20 年来，一家化工厂在该地区生产乙醛，用于制造塑料、药物和香水。作为其正常生产操作的一部分，该工厂将含有大量汞的废品倒入水俣湾。该污染导致很多人去世或终身残疾。1968 年，该工厂停止在其生产过程中使用汞和向水俣湾倾倒废物。现在它使用环境安全技术制造液晶、防腐剂、肥料和其他化学产品。

726. 另一个污染事件发生在哈萨克斯坦。一家位于哈萨克斯坦中部地区卡拉干达的乙醛生产厂的意外汞排放导致周围地区尤其是纽拉（Nura）河的严重污染（参见英国南安普顿大学对“纽拉（Nura）河的汞污染管理”的研究，http://www.soton.ac.uk/~env/research/pollution/）。

5.4.4 其它用汞化合物作催化剂的化学品和聚合物生产

5.4.4.1 子类别描述

727. 聚氨酯的生产也可能导致汞的排放。在美国，过去生产聚氨酯所用的催化剂由苯汞基化合物组成，而现在几乎没有工厂使用这种催化剂，同时苯汞基化合物本身也不再被生产(US EPA, 1997a)。

728. 生产乙酸乙烯酯也可以使用汞盐作为催化剂（参见 ATSDR, Toxicologiacl Profile for vinyl acetate）。

729. Lassen 等人（Lassen *et al.*,2004）报道了俄罗斯联邦用硫酸汞作催化剂生产立方（1-氨基蒽类）染料/颜料。直到 2000 年，每年数以吨计的汞被用于该物质的生产。

5.4.4.2 排放物和废物/残渣中的汞示例

730. 《保护东北太西洋海洋环境公约》（OSPAR 公约）1985 年的 85/1 号决议定义了包括与汞操作有关的所选化工活动向水环境中排放汞的推荐限值。表 5-98 对上述限值进行了总结。这些值可能反映了 1985 年西欧国家在与汞有关的操作过程中向水体排放汞的数量级。可以注意到，VCM 生产已在 5.4.2 节中得到描述，在这里仅用于比较。

表 5-98 所选化学品生产过程向水体中排放汞的 OSPAR 推荐限值 (www.ospar.org, 2004)

活动	汞排放限值
用汞作催化剂的氯乙烯单体生产	0.05 mg Hg/L 污水; 0.1 g Hg/MT VCM 生产能力
用汞作催化剂的其他化学品生产	0.05 mg Hg/L 污水; 5 g Hg/kg 使用的 Hg
用于氯乙烯单体生产的含汞催化剂的制备	0.05 mg Hg/L 污水; 0.7 g Hg/kg 加工的 Hg
其他有机和无机汞化合物的制造	0.05 mg Hg/L 污水; 0.05 g Hg/kg 加工的 Hg

5.5 故意使用汞的消费品生产

表 5-99 故意使用汞的消费品生产：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.5.1	水银温度计	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.2	含汞的电气开关和继电器	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.3	含汞光源	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.4	含汞电池	**X**	x	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.5	生物杀灭剂和杀虫剂	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.5.6	油漆	**X**	x	x	**X**	x	OW
5.5.7	人类药物和兽药	**X**	x	x	x	**X**	OW
5.5.8	化妆品相关的产品		**X**		**X**	x	OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.5.1 水银温度计

5.5.1.1 子类别描述

731. 水银温度计一般用于中温范围的温度测量。现在水银温度计正在逐渐被电子温度计和其他类型温度计所替代，但是各个国家替代的程度有所不同。瑞典、丹麦、荷兰和法国等一些欧洲国家已经禁止使用水银温度计和其他含汞的产品。在美国，一些非官方组织联合相关的行业和协会正努力提倡使用无汞的替代产品，来减少水银温度计数量。美国的一些州已禁止使用水银体温计，许多主要的零售商也已经不再出售这类产品。

732. 目前还在使用的水银温度计主要是医用温度计（医院或者家庭用的体温计等），用于化学实验室和控制机器（大型柴油机）和工业设备的环境气体温度计。不同用途的水银温度计的含汞量从 0.6 到几百克汞/单位不等（COWI, 2002 和 US EPA, 1997a）。

733. 在玻璃温度计的生产过程中，向玻璃管填充汞通常在隔离的空间进行。典型的汞填充过程发生在钟形容器内。每一批玻璃管开口端向下放入盘中，钟形容器放置在盘的上部，并形成密封的系统。汞从密闭的汞投加系统或人工蓄液器流入盘中，并在真空系统的抽吸作用下，被填充至玻璃管。填充结束后，装有玻璃管的盘人工从钟形容器移开。盘底部过量的汞纯化后转移到先前的汞投加系统或蓄液池。关于这一过程汞的释放，参考文献中没有具体的信息；不过，汞蒸气可能在该过程中挥发到大气。通过水浴或油浴加热球形端，玻璃管中多余的汞从开口端排出。玻璃管紧贴水银柱上端切断，并密封端口。上述操作在各工作站人工完成。（Reisdorf and D'Orlando, 1984 和 US EPA, 1984, 被 US EPA, 1997a 引用）。

5.5.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-100 水银温度计生命周期的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	**X**	**X**	x	**X**		x

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
使用	**X**	**X**	x			
处置	**X**		**X**		**X**	x

注： **X** - 排放途径对于子类别而言是主要的;
x - 要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

734. 排放可能发生在：

1) 水银温度计的生产过程（向水，大气和土壤的排放），取决于制造系统的密封程度和各生产单元的操作和车间管理程序；
2) 使用过程中的破损或者损失（向水，大气和土壤的排放）；
3) 温度计使用后的处置过程（直接向土壤或填埋场，并随后向水和大气的排放)，很大程度上取决于所采用的废物收集和处置系统的类型和效率。

735. 在一些国家部分使用后的水银温度计被收集用于安全处置或在可能的情况下循环利用。

i) 生产

736. 根据 Barr 的分析 （2001），在美国，生产过程的汞排放导致的汞输入比例非常小（Barr, 2001）。一般通过防泄漏程序、局部排气通风、降低温度以降低蒸气压、稀释通风以及隔离操作等方法控制汞纯化和转移过程的蒸气挥发。修改玻璃管内孔尺寸也能减少汞的用量。温度计生产过程主要的汞排放源可能在汞的填充阶段（US EPA, 1997a）。

737. 虽然这样，汞还是能从温度计的某些生产过程排放。温度计的许多工序都由人工操作，因而控制这些工序的汞排放则更加困难。最重要的潜在汞排放源是汞的纯化和转移、汞填充以及汞的加热排出（蒸发）等过程。此外，排放还可能发生在汞的溢出，温度计破裂和其他生产事故的过程中。

ii) 使用

738. 由于温度计是密封的，在使用过程中，只要温度计不破裂，一般不会发生汞排放。然而在使用过程中温度计经常发生破损，如本章后文所示的估算破损百分比。破损能造成所在区域附近环境空气中汞含量的升高，从而导致对易暴露人群（如小孩）的风险（Carpi and Chen, 2001）。温度计一旦破损，汞被排放到大气（作为蒸气）、土壤和废水等多种介质中。破损的温度计也可能同固体废弃物一起处置，但是在这里这种情况被视为处置（见下文）。排放到各种途径的程度取决于清理程序和其他因素。

iii) 处置

739. 一些含汞温度计可能被循环使用，或者回收汞供将来使用。然而，绝大部分的含汞温度计仍以城市固体废弃物、医疗垃圾和危险废物或其他可能的废物处置方式（焚烧桶，非法倾倒，废水等）处置（Barr, 2001）。不同国家各种处置方式的使用程度有很大的不同。在一些西方国家，分类收集和循环使用的量在过去几年中已经有所增加。

5.5.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-101 估算水银温度计汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	用于温度计生产总的汞消耗量***1**	Kg 排放的汞/kg 用于生产的汞或者已温度计产品中的汞

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
使用	按照类型和行业分类，每年水银温度计的消费量	按照类型和行业分类，g 汞/只供应的温度计
处置	按照类型和行业分类，每年水银温度计的消费量	按照类型和行业分类，g 汞/只供应的温度计

注： *1　如果无法获得汞的总量，可以用每种类型单只温度计汞含量的默认因子估算。

i)　生产

740.　在大部分国家，如果存在温度计生产，则温度计仅由少数几个温度计制造商生产。如果可能的话，用于生产的汞量、温度计产品数量和温度计生产过程的实际汞排放汞量，都可以通过直接和制造商联系获得。一些情况下，生产过程的汞排放还可以从国家环境统计数据中获得。

741.　如果不能获得具体的信息，每年的温度计产品数量可以从国家统计数据中获得，用于生产的汞量可以通过单只温度计汞含量的默认因子估算。如果存在生产量的具体信息，但不能估算汞排放量，那么可以使用默认分布因子进行初步的估算。单位温度计的汞含量和分布因子的示例见下文。

ii)　使用

742.　温度计使用期间由于破碎和损失引起的汞排放可以通过全国用于温度计的汞消耗量和估计使用期间破碎和损失温度计的比例进行估算。使用中的水银温度计数量反映了多年来（生命周期从几年到许多年，取决于类型和使用情况）的消费量和汞容量。如果无法获得历史数据，可以通过目前的消费量，并结合对供应趋势的专家判断得出输入量的初步近似值。

743.　温度计的消费量可以通过直接和主要的供应商（包括制造商）联系或从国家贸易统计数据中获得。更好的温度计消费量应该按照行业分类：医疗行业，家庭，和工业/实验室。仅基于国家贸易统计数据得到消费量的行业分类是不可能的，需要的信息可从供应商处获得。

iii)　处置

744.　向处置的汞输入量可由供应温度计的汞含量乘以全国同类温度计的数量计算得到。需要注意，随温度计处置的汞反映了从多年来（生命周期从几年到许多年，取决于类型和使用情况）的汞含量。这一点非常重要，因为在很多国家，温度计的汞浓度已逐年减少。如果无法获得历史数据，可以通过目前的消费量，并结合对供应趋势的专家判断得出输入量的初步近似值。更好的温度计消费量应该按照行业分类：医疗行业，家庭，和工业/实验室，这是由于上述行业的处置系统通常是不同的。

745.　按照温度计类型分类的汞含量实例见表 5-102。今天的医用温度计汞含量为 0.25~1.85 g 汞/只温度计，因类型、国家和地区的不同而有所不同。单位温度计汞使用量正在向少量化的方向发展，因而处置的温度计汞含量一般比新的温度计高。一般来说，用于环境温度测定的温度计含汞量会稍微多一些，范围从 2~5 g 汞。大量不同类型的玻璃温度计被用于实验室、工业和特种用途；据报道，这类温度计的汞含量范围从 0.3 到 48 g /只温度计。

表 5-102　　按照类型和地区分类的温度计汞含量示例（g 汞/单位）

温度计类型	汞含量 (g 汞/单位)	数据来源的国家/地区	备注
医用温度计	0.5-1.5	欧盟	Floyd *et al.*, 2002
	2	法国	AGHTM, 2000
	1.85	俄罗斯	Yanin, 2004
	0.61	美国	US EPA, 1992
	0.7	加拿大	Environment Canada, 2003a
	0.25	丹麦	Skårup *et al.*, 2003
家庭温度计	0.5-2.25	欧盟	Floyd *et al.*, 2002 该用途没有进一步说明
环境大气温度计	2-5	俄罗斯	Yanin, 2004
	2.25	美国	US EPA, 1992
	3	加拿大	Environment Canada, 2003a
工业和特殊用途温度计	10	欧盟	Floyd *et al.*, 2002
	3.9-7.4	俄罗斯	Yanin, 2004
	5-200	丹麦	Maag *et al.*, 1996；轮船大型柴油机等的控制。
实验室温度计	1.4-48	俄罗斯	Yanin, 2004
石油产品测试温度计	0.3-2.2	俄罗斯	Yanin, 2004

5.5.1.4　　排放物和废物/残渣中的汞示例

i)　生产

746.　在美国，温度计生产过程汞排放的数据显得非常有限。美国环保局 1973 年的一份报告提出了大气排放因子：对所有仪器制造，每使用一吨汞向大气中排放 9 kg 汞（9 kg 汞损失/MT 汞输入）。但是，对该排放因子的使用应当非常谨慎，这是由于该排放因子是基于 60 年代的调查报告，而不是实际的测试数据得出的，且可能不适用于温度计生产。此外，仪器生产过程和在仪器生产过程中使用的汞控制方法很可能已发生了很大的变化（US EPA, 1997a）。

747.　Unilever 报告指出在印度温度计生产厂过去超过 18 年的经营中，仅有少于 1% (10 kg/MT 汞输入；基于最不利的假设)通过蒸发排放到大气（Unilever, 2003）

748.　关于生产过程的其他排放，几乎没有可利用的数据。据 Toxics Link (2003)报道，印度仪器生产过程的破损率为 30~40%，不过其中部分被修复。汞排放可能主要发生在汞的溢出、温度计破损和其他可能发生的生产事故过程中。通常，这类无法被计算，只能通过温度计生产的详细物料平衡进行估算。

ii)　使用和处置

749.　对于在医院、家庭和实验室/工业中使用的温度计，处置路线是不同的。

750.　通常，水银温度计因为使用故障（温度记录发生错误）或者破损而被处置的。在一些国家，比如美国和瑞典，一些温度计可能通过温度计交换计划被处置，根据交换计划，水银温度计与电子温度计交换。不同研究报道的破损率相差很大，取决于温度计实际的使用；其中家庭使用的医疗温度计破损率最高。

751. 在美国环保局 1992 年的一份报告中，破损率被假定为 5%（US EPA, 1992），这是根据 1990 年美国温度计制造商的一次电话调查得出的。

752. 而与此相反，Barr（2001）认为，在美国 50%的温度计是被消费者打破的，因为几乎没有理由丢弃一只没有破损的温度计。在这 50%的温度计中，Barr 认为 20%的汞在人们清洗溢出汞的过程中向废水排放，10%通过挥发向大气排放，剩余的汞可能进入城市固体废弃物、传染性废弃物或被回收利用。上述百分比是 Barr 基于非常有限的数据粗略估计得到的（Barr, 2001）。由于发烧温度计在临床中经常使用，将其作为传染性废物处置，也和破损、城市固体废弃物处置、回收利用和废水一样，是潜在的排放途径之一（Barr, 2001）。Barr（2001）估计，1996 年，在明尼苏达州没有在使用时破损的发烧温度计中，88%作为城市固体废弃物处置，12%收集后被回收利用。

753. Skårup *et al*. (2003)没有对破损率进行报道，但是估计了在丹麦家庭医用温度计中大约 1/3 的汞在温度计破损后被清洗排放进入废水。剩余部分被粗略认为在城市固体废弃物和危险废物的处置之间平均分配。据估计在实验室/工业使用的温度计中，90%的汞随危险废物被处置（用于回收利用），5%随城市固体废弃物，5%随废水被处置。据报道，不管温度计是否破碎，在丹麦医疗行业使用的温度计所含的汞大部分作为化学品废弃物被处置（Skårup *et al*., 2003）。

754. Floyd *et al*.（2002） 认为在欧盟国家，到达使用寿命前的含汞测量和控制设备的破损率为 5%。该破损率适用于所有设备，且对家用医疗温度计来说略微偏高。据估计破损设备中 10%的汞排放到大气，20%排放到下水道，20%被收集后回收利用，50%作为一般废弃物处置。而对于欧盟所有测量和控制设备中的汞，Floyd *et al*.（2002）估计 15%被收集后回收利用，80%作为固体废弃物处置，而在使用过程中破损的量占 5%。

755. 在法国，医疗行业水银温度计的消费量占总消费量的 90%（AGHTM, 2000）。在医院，这些温度计的平均使用寿命估计不超过 1-2 月，且破损频繁。作者认为温度计的破损率为 100%，且温度计破损的地点不易接近，导致回收利用的可能性很低。因此，汞很可能在房间清扫时被排入到废水中。

756. 通过温度计交换计划收集的汞应当被送至汞回收利用设备或作为危险废物处置。

5.5.1.5 输入因子和输出分布因子

757. 根据目前收集的实例，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

a) 默认的汞输入因子

758. 为获得最精确的排放估算，最好采用特定温度计汞含量的实际数据。

759. 如果没有关于实际使用温度计中汞含量的数据，可以用下表 5-103 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

760. 注意，该数量仅指含汞温度计的数量。在量化每年供应的温度计时，需要意识到有大量非汞温度计（含酒精或液体合金的玻璃温度计和电子温度计）被出售，所以需要关于含汞温度计供应的具体信息。

表 5-103　　按照温度计类型分类的初步默认汞输入因子

温度计类型	汞含量 (g Hg/项)
医用温度计	0.5-1.5
周围环境气体温度计	2-5
工业和特殊用途的温度计 (如：船用发动机控制)	5-200
其他含汞玻璃温度计，包括实验室用温度计	1-40

b)　默认的汞输出分布因子

761.　生产过程向大气排放的汞输出因子是根据上述 Unilever 的数据。汞向废弃物和其他途径的排放是未知的。

762.　由处置造成的输出量很大程度上取决于各使用水银温度计的行业所采用的实际废弃物管理实践。而下文给出的默认因子是一种简化，用以大致说明大量汞可能从下面提到的各种途径输出。量化全国各行业实际的废物流可以更好的描述这类产品的汞输出。如果无法得到这些具体的定量数据，可以使用下表给出的分布因子。

763.　注意到，该表仅列出了直接对环境排放和两个废物类别的输出分布。废物中汞的最终归宿与国家/地区的废物处理政策和其中涉及的减排方案有着重要的关系。关于这些问题的描述参见涉及一般废物焚烧（第 5.8 节）和填埋场/堆放场（第 5.9 节）的章节

764.　同时，注意到在这里提及的默认的汞输出分布因子里，非法的废物倾倒和焚烧被相应地量化为向空气、土地和水的直接排放。如果在非法的废物倾倒和焚烧类别中，该汞排放已被计算在内，在此应避免重复计算。

表 5-104　　温度计使用和处置的初步默认汞输出分布因子

生命周期阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额				
	大气	水	土壤	一般废弃物	部门特定的处理/处置*1
生产 *3	0.01	?	0.01	?	?
使用和处置(该国实际的废弃物管理状态)：*2					
没有或仅有有限的温度计分开收集。全部或部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。	0.1	0.3		0.6	
没有或仅有有限的温度计分开收集。一般废弃物非法收集和处置普遍存在。	0.2	0.3	0.2	0.3	
温度计分散收集率高。全部或大部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。	0.1	0.3		0.3	0.3

注：　*1　汞的回收利用或特殊堆放，如在废旧矿山安全处置；
*2　向处置的汞输入可由各类型电池的汞含量与相应处置量的乘积表示。如果可获得早期（同一类型）电池供应量的数据，则可将它作为估算处置量的近似值；
*3　输出量占电池生产所需汞量的份额。如果不能获得生产过程的汞供应量，可以将产品中的汞量作为近似值。

c) 与其它汞排放源估算的联系

765. 本节所估算的向分开收集的废弃物和城市固体废弃物的输出会成为向填埋/堆放（第 5.9 节）和废弃物焚烧（第 5.8 节）汞的输入量。

766. 本节所估算的回收利用的汞输出量会成为再生汞的输入量（第 5.7.1 节）。

5.5.1.6 源特定的主要数据

767. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 含汞温度计国内生产数量；
- 医疗行业、家庭和实验室/工业分别的消费量，
- 各使用含汞温度计行业的废弃物管理系统的设置和效率。.

768. 关于国内生产的汞消耗量和产品产量可能是机密信息。产品量可以从全国统计数据中获得，但很可能没有按温度计类型进行分类。

769. 含汞温度计的消费量可以从国家贸易统计数据中获得，但是很可能没有按照温度计类型和行业进行分类。按照类型分类的信息必须从供应商处获得。

770. 有关收集数据的建议参见第 4.4.5 节。

5.5.2 含汞的电气开关和继电器

5.5.2.1 子类别描述

771. 汞被用在（并还将继续用在）许多种类的电器开关和继电器中。美国的数据显示这类产品保持着相当数量的汞消费量（USA, 2002）。过去的二十年来含汞的电器元件已被逐渐替代，今天，在一些国家不含汞的替代产品正在替代大部分或所有含汞零件的应用。不过，各国替代的情况和范围可能差异很大。而且，不考虑替代的情况，由于含汞电气开关和继电器有很长的使用寿命，这些产品将长期存在于废弃物中。该子类别在电器元件的应用、含汞量和使用寿命方面差异较大，则估算其汞排放可能需要付出很多努力。美国最近的研究表明有很多不含汞的电气开关/继电器可以作为替代产品，这些产品在实际应用中在价格和功能上与含汞产品相当甚至优于含汞产品（Galligan *et al.*, 2003，被 NRDC 在对 UNEP 的意见, 2005 引用）。因此，越来越多美国的州立法禁止销售新的含汞开关和继电器。

772. 电器制造中汞主要用于倾斜开关，也称为静噪开关。加工含汞倾斜开关时，汞被加入到含有金属线接触器的玻璃管里，然后将管密封。利用外部的机械力或者重力将开关从垂直位置移到水平位置，使得汞从玻璃管的一端流到另一端，从而提供一条电流通路以激活开关。在美国，倾斜开关主要用于静噪壁式电器开关和民用/商用采暖的自动调温器开关。据 Barr（2001） 报道，含汞开关用于自动调温器已超过 40 年。尽管不含汞的自动调温器也有应用，但它在使用时间和工作效果方面都不如含汞自动调温器。然而一些国家不使用含汞自动调温器也做得很好。目前美国的研究显示随着不含汞自动调温器的改进，无汞型与含汞型性能相当甚至更优（Lowell Center for Sustainable Production, 2003；Maine DEP Order, 2003 和 Maine Board of Environmenal Protection, 2004）。到 2001 年为止，含汞自动调温器仍然在美国市场出现（Barr, 2001）。尽管含汞自动调温器的交易量以每年大约 10%下降，且这种趋势会由于六个州禁止销售新含汞自动调温器的法律（其它州待批准）的生效而加快（PSI, 2004），但到 2005 年含汞自动调温器仍继续在美国市场销售。冷暖空调（HVAC）承包商是这些仍在全世界家庭和其他建筑中广泛使用的装置的主要消费者。倾斜开关也广泛使用于车辆的“方便灯”，比方打开后备箱时会工作的灯。同样的，小型倾斜开关也被用于车辆的反锁死刹车系统（ABS）和主动运行控制系统。在美国 1996 年生产的汽车中，方便灯开关占全部使用量 11.2 MT 的

87%，ABS 占 12%，控制系统占 1%（Griffith *et al*., 2001）。在 ABS 系统中，汞主要用于 4 轮驱动系统。到 2003 年美国新销售的汽车不再在方便灯或者 ABS 系统中使用含汞开关。而欧洲汽车从 90 年代中期则停止了上述开关的使用（Skårup *et al*., 2003）。

773. “浮动开关”是一种专用倾斜开关。这类开关常用于集水坑泵和船底泵以开关设备。浮子的杆连接到装有含汞倾斜开关的控制箱。杆的移动使开关开启或关闭。1992 年，丹麦含汞的浮动开关占所有开关和继电器汞使用总量的 60%（Skårup *et al*., 2003）。从汞的消费量上看，根据机械移动设置电流通断的液位开关（传统上是含有移动汞的玻璃管）是可能是最重要的一项。含汞的倾斜开关还用于卧式冰柜盖、电话、船用防盗器、洗衣机、一些发光运动鞋、铁路控制灯和笔记本电脑等。

774. 除了用于一般自动调温器的含汞倾斜开关，汞也用于其他两类自动调温器。“传感器”是一种玻璃自动调温器，类似有两个电路连接位置的温度计，通过汞的膨胀来通断电流。

775. 另一种自动调温器是含汞自动调温器探测器，也称为火焰传感器或者气体安全阀。金属探测器是由一个金属球和连接到气体控制阀的细管组成。汞在管内膨胀或收缩以开关阀门。它常作为安全阀的一部分，用以在热水器、锅炉和空间加热器等燃气用具指示灯未亮时防止煤气流出。自动咖啡机和熨斗使用汞保险丝（Skårup *et al*., 2003）。

776. 继电器是电控制开关。大量的螺管继电器或者位移式继电器被用于高电流的照明和加热。水银位移继电器利用金属螺管装置使汞移动。螺管比汞轻而漂浮在汞上。当线圈不通电时，汞液位低于电极头，绝缘的中心电极和汞池间没有电流通路。当线圈通电时，螺管受到磁场力的作用浸没在汞池中而螺管中心也在电流通路中。螺管继电器含汞量高达 400 g（Environment Canada, 2003b）。

777. 湿式舌簧继电器用于低压电子设备的小型电路控制。湿式舌簧继电器由一个玻璃舌簧管构成，它的一端浸没在汞槽中，另一端能在两套触点间移动（Galligan *et al*, 2003）。管底的汞通过毛细作用向上润湿舌簧片触点表面和静触点。舌簧继电器主要用于测试、定标和测量设备——对在生命周期需要保持稳定触电电阻的产品的专业应用。每个继电器的含汞量一般为 1~10 mg（Skårup *et al*., 2003），所以尽管应用广泛，继电器汞的总消耗量相比上述含汞开关要小一些。和倾斜开关类似，汞触点继电器可能也被使用，但使用范围不广。

5.5.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

778. 与其他含汞产品相似，汞排放可能发生在：

1) 含汞开关和继电器的生产过程（向大气、水和土壤的排放），取决于制造系统的密封程度和各生产单位的车间管理程序；

2) 使用过程中的破损或者损失（向水，大气和土壤的排放）；

3) 含有开关的产品（或开关本身）使用后的处置过程（直接向土壤或填埋场，并随后向水和大气的排放），很大程度上取决于所采用的废物处置系统的类型和效率（COWI, 2002）。

表 5-105 含汞开关和继电器生命周期的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	x	x	x	**X**		x
使用	x	x	x			
处置	**X**		**X**		**X**	**X**

注： **X** -排放途径对于子类别而言是主要的；
x - 要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

i) 生产

779. 在电器开关（壁式和自动调温器）的制造过程中，焊接和填充期间的溢出或破损，以及产品测试期间的原料转移都可能造成汞排放（US EPA, 1997a）。参见美国 EPA （1997a）对这些产品生产过程的描述。

ii) 使用

780. 由于汞被包含在设备内部的密封玻璃球内，正常使用时不会向外排放（Environment Canada, 1999）。一旦开关破裂，汞排放则可能排放到大气（以蒸气形式）、土地、废水等各种介质中。破损的开关还可能随固体废弃物一起处置，但在这里这种情况被视为处置。排放到各种途径的程度取决于清理程序和其他因素。

iii）处置

781. 由于设备的使用寿命较长，且最近几年一些国家的消费量大量减少，所以获取历史消费量数据对确定随着废弃设备处置的汞量至关重要。美国的一个研究估计 10% 的开关使用 10 年后废弃，40%使用 30 年后废弃，剩余 50%使用 50 后废弃（US EPA, 1992, 被 US EPA, 1997b 引用）。用于建筑的含汞倾斜开关（如壁式开关和自动调温器开关）一般使用 30 到 50 年，当建筑物返修或毁坏时，这些开关才被处置（Environment Canada, 1999）。电子/电器设备和汽车的开关和继电器通常在设备或汽车废弃时被处置，现在的处置量反映了 15~20 年前的消费量。

782. Floyd *et al*. （2002）研究了欧盟的消费量，指出实际的使用寿命由内含开关的设备的使用寿命决定，并且估计了开关的实际使用寿命可能为 5~10 年。该研究结果仅适用于除住宅和汽车以外的其他开关和继电器。

783. 近年来一些国家的消费模式发生了很大的变化，则基于当前消费量信息、使用稳定状态假设很难得到可靠的随废弃产品处置的汞量。不过，可以用以下方法估算每年废弃的含汞自动调温器数量：获取每年售出的替代自动调温器数量（所有型号；贸易出版物提供），并估算被替代产品中含汞自动调温器的百分比（PSI, 2004），而不使用历史的销售数据。如果可以得到替代品的销售数量，这种方法也可用于其他产品。

784. 基于历史消费量数据估算社会积累设备（仍在使用的设备）的数量是可行的。被收集用于汞安全处置的废弃设备比例很大程度上取决于具体的收集活动是否存在和有效，同时还和废弃电子和电器设备处理的实行情况有关。有关收集量和收集效率的信息可能是估算废弃设备总汞量的最可靠的基础。在一些情况下，条件相似的国家的相应数据也有利于得到粗略的估算结果。

785. 在一些国家存在特殊的含汞开关的收集运动，如“科罗拉多州无汞运动－自动调温器再循环计划”（DPHE, 2003）。尽管对汞的再生利用没有较强的经济激励，该运动仍在可能在很大程度上增加了汞的收集量。不幸地是，尽管科罗拉多州运动和其他类似努力在进行，到目前为止，美国的志愿力量所产生的效果非常有限（PSI, 2004,被 NRDC 对 UNEP 的意见, 2005 引用）。因此，越来越多的州开始禁止新的销售。

786. 被收集并回收利用的废弃开关量很大程度上取决于电子和电器废弃物处理的实践和法律要求。在欧盟的一些国家，去除（开关、逆光灯等设备的）含汞元件的具体要求在 2004 年 8 月前开始实施。

787. 即使在一些具有分类收集系统的国家，仍有一定比例的开关和继电器随城市固体废弃物和来自废品收购商、废品破碎机的废弃物一起处置。

788. 对在受控填埋场处置的废弃物中的开关来说，只有当外包装被讲解后，部分汞才会以较低的速率释放。这些汞可能通过逐渐向大气排放，可能缓慢渗滤到废水（若填埋场下部没有防渗层，则直接渗滤到地下水），也可能最终由于挖掘作业（或者气候/地质变化）大范围扩散。参见第 5.9 节对填埋场/堆放场的描述。

789. 对于采用焚烧处置的废弃物中的开关，大部分汞在焚烧过程中向大气排放，而小部分残留于焚烧残渣中。如果应用烟气净化装置则汞还可能阻留在烟气净化残留物中，而后在垃圾填埋场或者其他堆放场沉积，其具体过程见第 5.8 节。

790. 而对于那些不加以收集、随意扩散或者在没有保护措施的条件下非法倾倒的废弃物，则直接向土地排放。

5.5.2.3 关于汞输入的讨论

表 5-106 估算含汞开关和继电器汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	用于生产的汞消耗总量或者每种类型开关和继电器（全国）的年生产数量	Kg 汞排放量/每 kg 用于生产的汞或者 kg 开关产品中的汞
使用 ***1**	每年含汞开关消费量的历史数据	按照类型和行业分类，g 汞/每个供应的开关
处置 ***1**	每年含汞开关消费量的历史数据	按照类型和行业分类，g 汞/每个供应的开关

注： *1 如果这些数据无法获得，可以使用下面提供的默认输入因子；他们是根据该类型产品对应的人均汞供应量和全国居民的活动强度计算得到的。

i） 生产

791. 在大多数国家即使存在含汞开关和继电器的制造，数量很可能也不多。如果可行，用于生产的汞使用量、生产设备的数量和实际生产过程的汞排放量最好通过直接联系制造商获取。生产过程的排放量可以进一步从国家环境统计数据中获得。如果不能获得具体的信息，开关的年生产量可以从国家统计数据中获得，用于生产的汞使用量可以利用单位产品汞含量的默认因子估算。然而，这些统计数据在大多数国家可能是得不到的。万一只能获得关于生产量的信息，生产过程的汞排放可以用下面单个开关汞含量和分布因子的示例进行初步估算。

792. 在美国，1996 年布线设备和开关生产过程中消耗的总汞量为 49 MT（Sznopek and Goonan, 2000），占全国故意消耗汞总量的 13%。根据 2004 年的报道（Barr, 2004），每年用于如开关/继电器（包括自动调温器）等产品的汞消耗量占美国产品汞消耗量的 42%，也就是 103 短吨 （大约 91MT）。据州际汞教育和削减信息中心（The Interstate Mercury Education and Reduction Clearinghouse，IMERC） 数据库显示，开关/继电器（包括自动调温器）制造商该国家组织通报，2001 年，在销售产品中使用的汞量超过 69 短吨 （NEWMOA, 2001）。

ii） 使用

793. 与温度计的例子不同，含汞开关和继电器经常是作为其他设备的组件出现在消费者面前，正因为这样，用市售产品来估算实际的汞消费量很难获得可靠的结果。需要注意，这部分评估可能是很耗时间的。市场销售的信息很有可能无法从国家贸易统计数据中获得。当前含汞开关的消费量可能通过直接和含有这类装置的主要产品的主要供应商联系获得，这些主要产品包括：自动调温器、空调设备、潜水泵和汽车等等。如果邻国存在汞排放清单和评估，在没有其他信息的情况下也可以使用这些国家的信息。作为估算方法学的例子，USEPA（1992） 用每年新建的住宅数量估算市售的自动调温器数量 （US EPA, 1992, 被 Barr, 2001 引用）。使用

该方法可以对一些实际的消费量进行计算，但不能包括替代产品的销售。无论如何，每栋建筑自动调温器/开关的数量，自动调温器/开关中含汞种类和无汞种类的比例的相关信息也是需要的（Barr, 2001）。

794. 如果含汞开关不再使用或使用量下降很快，则会构成估算的又一大难点。在这种情况下，当前的消费数据不再有用，开关使用期间破损以及其处置所引起的汞排放必须在旧的供应量数据结合开关的使用寿命估算的基础上进行估算。仍在使用的含汞开关的数量反映了早期的消费数量和汞含量。某些产品的使用寿命可以达到 50 年。

795. 另外一种可行的方法是用社会上使用的开关总量，乘以估算的每年在使用过程中破损或者废弃的开关比例来估算破损和处置量。破损的开关比例可以忽略，但是社会上积累的总量在任何情况下都可以用于处置量的估算，见下文的讨论。

796. 估算使用汞量的第一步是确定含汞开关是否在该国使用（销售）。表 5-107 列出了需要核对的主要应用领域。一旦确定含汞开关仍在应用（或销售），下一步是估算仍在使用的量。

表 5-107 电气和电子开关、接触器和继电器汞含量示例（g 汞/kg 各类别特定项）和数据来源

电气和电子开关、接触器或者继电器的类型	汞含量（g Hg/项）	数据来源国家/地区	备注
自动调温器倾斜开关	3	美国	PRF, 1996; 自动调温器通常含有 2-6 个倾斜开关
自动调温器（传感器）	1.8 – 14.4 1	俄罗斯 美国	Yanin, 2004 Huber, 1997
火焰传感器	2.5	美国	Huber, 1997; 用于燃气灶
静噪壁式开关	3 2	美国 美国	US EPA, 1997a PRF, 1996
冰箱灯和洗衣机开关	2	美国	Huber, 1997
工业开关	高达 3.600 3-6	美国 美国	PRF, 1996 Huber, 1997
浮动开关	6.8-13.6	丹麦	Skårup *et al.*, 2003 （用于潜水泵等）
闪光运动鞋开关	2	丹麦	Skårup *et al.*, 2003
汽车中的开关	0.7-1.5	美国	Griffith *et al.*, 2001; 汞开关用于引擎室、后备箱灯、四轮驱动防锁死刹车系统（ABS）和 主动运行控制系统
开关	0.9-23	俄罗斯	Yanin, 2004
螺管式或者位移式继电器	高达 400	加拿大	Environment Canada, 2003b
电子产品中的汞继电器	0.001-0.01	丹麦	Skårup *et al.*, 2003

iii）处置

797. 对于那些存在历史消费量数据的应用，处置量可以通过假设设备的平均使用寿命估算。例如 Barr 通过假设一个自动调温器的平均使用寿命为 20 年来估算明尼苏达州近 20 年来自动调温器中汞的处置量（Barr, 2001）。

798. 关于收集设备的类型和收集汞的数量的信息可以通过联系从事含汞废弃物处理的公司或其他组织而获得。由收集的信息可以看出哪种类型的设备可能在国内进行处置。全国的总量则可以由已知地区或行业的数据外推得到。

799. 电气、电子开关和继电器中汞含量的示例见表 5-107。

5.5.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

i） 生产

800. 美国三家制造电气开关和电气组件的工厂报道 1994 年向大气中排放的汞大约 2kg，即三家工厂的总排放量大约为 6kg （US EPA, 1997a）。报道显示这些工厂没有使用技术手段以去除废弃中的汞，但采取了相应措施减少工作场所的暴露，包括工序改进、防漏系统、封闭系统通风、局部排气通风、温度控制、稀释通风和隔离（US EPA, 1997a）。

801. 其他电气开关制造商没有汞排放数据。壁式开关按钮或者自动调温器开关的生产过程主要的汞排放源来自填充工序。填充操作一般在隔离工作间进行。隔离工作间到主工作间有通风，用一定的负压作用防止汞污染其他临近工作区域。1997 年美国环保局报道无法得到排放数据或测试结果以估算两个工序的汞排放 （US EPA, 1997a）。然而另一份报告（US EPA, 1973, 被 US EPA, 1997a 引用）提出了用于所有电气设备生产的排放因子，即 4 kg 汞排放/使用 1MT 汞。这个排放因子必须谨慎使用，因为它是基于工程判定而不是实际测试数据（US EPA, 1997a）。1973 年以来，工业电气开关的生产和汞控制方法也可能有很大的变化。

ii） 使用

802. 由于开关和类似装置一般被密封在玻璃容器和其他包装中，其在使用过程中的汞排放量认为是最小的。与温度计不同，含汞开关主要随安装开关的设备一起废弃，而温度计废弃的主要原因是破损。

803. 然而，这些装置在使用中偶尔也会破碎，这种破碎可能导致汞向大气、土壤和水排放。虽然还没有关于估算破碎造成的汞排放的研究，但是在某些国家，这类汞排放可能是很大的。尽管对于欧盟，Floyd *et al.* （2002）估算开关设备破损是可以忽略的。Skårup *et al.* （2003） 也没有估算开关破损的汞排放量。

iii）处置

804. 随开关处置的汞取决于是否存在收集系统。

805. 丹麦 2001 年，大部分汞主要通过电话回收系统被收集 （Skårup *et al*, 2003）。另外，开关收集作为废旧冰箱和电子设备处理的一部分。大约 10~30%的总废弃汞作为城市固体废弃物处置（被焚烧）。废弃总量约 0.9~1.7 MT，而目前的消费量估计少于 0.024 MT/年。

806. Floyd *et al.* （2002）估计在欧盟这些装置中 15%的汞被收集后循环使用，80%随固体废弃物一起处置，5%作为钢铁废料处置（如汽车和冰箱中的开关）。关于进入钢铁废料的量较低，一种可能的解释是相对于美国来说，欧盟使用于汽车的含汞开关早已被取代。2000 年，欧盟总的汞处置量估计为 13.5 MT/年，而当年的消费量为 9 MT/年。研究还指出 90 年代中期欧盟汞的消费量大约是 28 MT/年。

807. 美国 1996 年所报道的布线设备和开关的汞消费总量大约为 49 MT/年，而这个产品大类造成的汞处置量是 32 MT/年，其中一半左右收集后回收利用。1970~1995 年间，美国用于开关生产的汞消费量十分稳定的（Sznopek and Goonan, 2000）。根据 2004 年的报道（Barr, 2004），每年用于如开关/继电器（包括自动调温器）等产品的汞消耗量占美国产品汞消耗量的 42%，即 103 短吨 （大约 91 MT）。

808. 表 5-108 总结了上述的处置量和消费量的数据，以及所计算得出的人均数量。

*表 5-108　　部分国家和地区报道的每年开关和继电器中的人均和总汞消耗量***1***

	丹麦 1993	**丹麦 2001**	**欧盟 15 国 2000**	**欧盟 15 国 90 年代中期**	**美国 1996**	**美国 2004（?）**
所报道的开关和继电器中汞的消费量，kg/y	300	24	9000	28000	49000	909000
人口，百万	5,4	5,4	376	376	281	296
用于开关和继电器的人均汞年消费量 g /个居民	0.06	0.004	0.02	0.07	0.17	0.31

注：　1* 丹麦：在 1993 年，大部分所售的含汞开关/继电器已被无汞替代产品替代；污水泵中的倾斜开关是主要的汞消费量来源，而这种使用也已于 2001 年被禁止；
欧盟：90 年代中期或者更早，大部分市售的汽车已禁止使用含汞开关；
美国：1970-1995 年期间，报道的用于生产开关的汞消费量十分稳定（Sznopek and Goonan, 2000）；1996 年起，在汽车中的使用量开始下降。根据 Barr （2004, 被 NRDC in comments to UNEP, 2005 引用）的报道，最近的美国汞消费估算量为 100 短吨（90.9 MT），用这个估算值可计算得到美国人均汞消费量为 0.31 g 汞/人。

5.5.2.5　　输入因子和输出分布因子

809.　根据所收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

810.　使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

811.　由于缺乏足够的数据，无法设置含汞开关/继电器生产默认因子。

a）　默认的汞输入因子

812.　如果没有上述关于实际使用温度计中汞含量的数据，可以用下表 5-109 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

表 5-109　　开关、接触器和继电器的初步汞默认输入因子

	默认的输入因子，g/（人・年）；（低限~高限）
每年用于含汞开关和继电器的汞消费量	0.02 ~ 0.25

b）　默认的汞输出分布因子

813.　需要注意，这里提及的默认的汞输出分布因子里，非法的废物倾倒和焚烧被相应地量化为向空气、土地和水的直接排放。如果在非法的废物倾倒和焚烧类别中，该汞排放已被计算在内，在此应避免重复计算。

*表 5-110　　使用和处置电气和电子开关、接触器和继电器的**初步**默认输出分布因子*

生命周期阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额 2*				
	大气	水	土地	一般废弃物	部门特定的处理/处置*1
使用和处置（该国实际的废弃物管理状态）：					
没有或仅有有限的开关分开收集。全部或部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置***4**	0.1		0.1	0.8	
没有或仅有有限的开关分开收集。一般废弃物非法收集和处置普遍存在。***3**	0.3		0.4	0.3	
分散收集率高。全部或大部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。***4**	0.1		0.1	0.4	0.4

注：　*1　含汞开关和继电器分散收集，这部分可以直接进入汞的回收利用或者特殊安全堆放。

*2　使用和处置的汞输入量可由各类型元件的汞含量乘以各类型元件的处置数量得到。如果可以事先得到所估算的元件使用寿命内的年供应量数据（对于相同的元件），则可以对处置量进行近似计算；

*3　在空气、土地和一般废弃物之间的分配是人为确定的。它只用于指示在随意倾倒和非法废物焚烧普遍存在的国家，大量汞可能向这些途径排放。这类废弃物处置在这里被认为直接向环境排放；

*4　没有获得关于没有分散收集汞分配的数据。这里所建议的在一般废弃物、空气和土地间的分配是人为确定的。它只用于指示除一般废弃物外，建筑使用开关中的汞可能进入建筑废物，而这些废弃物可能不进入垃圾填埋场；冰柜和汽车开关中的汞可能在这些产品的破碎过程中排放。

c）　与其它汞排放源估算的联系

814.　本节所估算的向分开收集的废弃物和城市固体废弃物的输出会成为向填埋/堆放（第 5.9 节）和废弃物焚烧（第 5.8 节）汞的输入量。

5.5.2.6　　源特定的主要数据

815.　这种情况下最重要的源特定数据为：

- 含汞开关和继电器产品国内生产量；
- 当前实际的和历史的含汞开关消费量数据；
- 固体废弃物管理系统的设置和效率。

816.　如果存在含汞开关的生产厂，则大部分含汞开关可能由几家生产厂制造，那么工具包推荐使用按点源计的方法估算汞排放量。由于总产量很可能无法从国家生产统计数据中获得，国内生产的汞消费量和产品产量需要与直接和制造商联系获取。

817.　如果没有国家历史数据，可得的邻国评估/清单（或者相同市场区域的国家）也可以用于粗略估算。

818.　有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.5.3 含汞光源

5.5.3.1 子类别描述

819. 汞被用在在多种放电灯中，且单个灯的汞含量很低。最普遍的放电灯是荧光灯管和紧凑型荧光灯（CFLs）（COWI, 2002）。大约 95%在美国使用的的含汞灯是线性荧光灯管（NESCAUM, 1998），其余的是紧凑型荧光灯或专业灯（如金卤灯、汞蒸气灯、高压钠灯和氖灯），这些灯用于商业或者市政，如路灯（NJ MTF, 2002）。一些制造商在减少单个灯的汞用量上取得了很大的进步，新型汞灯的汞用量大约是传统类型的十分之一。然而，据报道高含汞灯仍在市场销售，而且由于它们普遍比低汞灯便宜，其销售量还可能很大。具有相同节能性能的无汞替代品尚未市场化，但正在研制当中（COWI, 2002）。其他报道的含汞光源还包括：照相用的特殊灯、化学分析（原子吸收灯）、紫外消毒和电脑纯平显示器（也可能用于电视）逆光灯。

820. 制造过程中，汞作为多光子源被引入灯管，当电流通过灯管时产生紫外光。荧光灯中的汞有两种不同的化学组成：汞蒸气和吸附在磷光粉、灯端金属或其他组件上的二价汞。放电激活灯需要 50 微克汞蒸气－大约是灯制造时放入总量的 0.5%到 2.5% （Dunmire *et al.*, 2003）。一段时间后，灯管里的汞和管内表面的磷粉涂层反应失去功效。因此，灯内必须有足够多量的初始汞，使得即使达到额定使用寿命（一般商业用途的线性灯管使用寿命为 5 年，家庭用的紧凑型荧光灯的使用寿命也为 5 年），灯管里至少还有 50 微克汞蒸气。达到使用寿命时，灯管中大部分汞是二价形式。根据 Floyd *et al.*, 2002（引用 NEMA, 2000），处置时，灯管中 99%的汞被包含于灯管涂层的粉末中。

821. 以前，制造商通常加入足量的汞，以确保在整个使用寿命中灯管内有足量汞可以利用。近年来对荧光灯的研究所取得的进展使得制造商可以考虑减少汞使用量，而不影响灯管的使用寿命（Bleasby, 1998, 被 Environment Canada, 1999 引用）。

5.5.3.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

822. 在北美（美国、加拿大和墨西哥），过去 10 多年来，循环利用计划和设计技术的改变使得由不恰当的荧光灯管处置引起的汞排放大幅度减少（Environment Canada, 1999）。

表 5-111 含汞灯源生命周期主要的排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	**X**	x	x	**X**		**X**
使用	x	x	x			
处置	**X**		**X**		**X**	**X**

注： **X** - 排放途径对于子类别而言是主要的;
x - 要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

823. 荧光灯制造过程的汞排放可能发生在汞处理操作过程和灯的生产过程。包括汞纯化、汞转移和部件维修等处理操作过程可能导致汞蒸气的排放。而在灯的生产过程中，汞的注射操作可能导致汞的排放，灯的破损、汞溢出和废弃材料也可能产生汞的排放（US EPA, 1997a）。

824. 由于汞被包含于密封玻璃管内，正常使用过程中一般不会产生汞排放，同时也没有相关的汞排放估算。灯可能在其使用过程中发生破损，但当它更有可能在被替代后、恰当处置之前的临时保存期发生破损。灯破损后，汞元素、液体汞和吸附在磷光粉中的汞都可能排放。另

外，如果小玻璃片和其他灯组件得到没有妥善管理而被汞污染，则它们也可能排放（NJ MTF, 2002）。

825. 灯处置过程的汞排放取决于处置方法。在许多国家，存在失效汞灯的收集和回收利用系统。对收集到的灯进行处理，使含汞磷光粉可在新灯的生产过程中得到再利用，或使粉末中的汞可得到再利用。在一些国家收集到的粉末可能不经过回收利用而直接填埋处置。在回收利用过程中，灯的切断/压碎或者从粉末中回收汞都可能造成汞的排放。用于土地填埋处置的灯很可能发生破损，从而导致汞蒸气立刻向大气排放。灯中大部分汞被固定在磷光粉上，只会缓慢释放。在灯的焚烧处置过程中，大部分汞蒸发为汞蒸气，后者被污染消除系统捕获或排放到大气。

5.5.3.3 关于汞输入的讨论

表 5-112 估算含汞灯源汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	每年灯生产所需的汞总消费量. 或者 按照类型分类的每年灯的生产量	（没有相关的） 或者 按照类型分类，mg 汞/个灯
使用	按照类型分类的每年汞灯的供应量	按照类型分类，mg 汞/个灯
处置	按照类型分类的每年汞灯的供应量 （5~10 年前）	按照类型分类，mg 汞/个灯 （5~10 年前）

826. 按类型分类的灯的汞含量被用作生命周期各阶段的输入因子。表 5-113 列出了灯中汞含量的示例。在西方国家，一般地，荧光灯管的汞含量有所减少，目前荧光灯管（两端）的汞含量为每个灯管 3 mg~46 mg。

827. 据美国行业报道，4 英寸灯的平均汞含量已从 1985 年的约 48mg，减少至 1990 年的 42mg，1994 年的 23mg，以及 1999 年的 12mg （NEMA, 被 NJ MTF, 2002 引用）。近年来美国使用的荧光灯大部分是 T12 型灯（直径约 3.3 cm），其平均汞含量为 22 mg （NJ MTF, 2002）。具有更高能量效率的 T8 型灯（直径大约 2.2 cm）含汞量更低（约 14mg）（MTF, 2002）。不过，由于“低汞”灯泡的引入，自 1995 年起，T12 和 T8 灯的汞含量下降至少于 10mg（NJ MTF, 2002）。加拿大荧光灯的平均汞含量已从 1985 年的 48.2 mg 降到 1995 的 27.0 mg，该国更进一步将到 2000 年减少汞含量至 15.0 mg 作为其行业目标（Environment Canada, 1999）。

828. 欧盟荧光灯的平均含汞量已从 1997 年的 15mg 减少到 2001 年的 10mg （Floyd *et al.*, 2002），据报道，1997 年和 2001 年，紧凑型荧光灯管的平均含汞量均为 5mg。

i） 生产

829. 1995 年美国购入 30 吨汞用于荧光灯、汞蒸气灯、金卤灯和高压钠灯等电灯制造（Plachy, 1996,被 US EPA, 1997a 引用）。并不是所有购入的汞都被包含在灯中，大部分没有留在灯里的汞被送回到汞循环利用商用于纯化和再利用。不过，仍有少量汞输入在生产过程中损失到环境中。1994 年，27 MT 汞中的 15.7MT 被包含于灯中 （NEMA 1996, 被 US EPA, 1997a 引用）。

830. 在欧盟，5.9 吨汞用于生产含汞灯，其中 4.0 吨用于生产两端荧光灯，其余的用于生产其他各类灯（Floyd *et al.*, 2003）。

ii） 使用

831. 含汞灯处置前因破损而产生的汞排放可以由全国含汞灯消费量和估计的处置前破损比例加以估算。灯的消费量可以直接和主要供应商联系获得，或者从全国贸易统计数据中获得。关于破损率的估算值见下文。

iii）处置

832. 向处置的汞输入量可由几年前（生命周期取决于于类型和使用）供应的光源汞含量乘以光源的消费量得到。这一点非常重要，因为在许多国家，光源的汞浓度在过去的几年已发生变化。如果无法获取历史数据，可通过现有生产的输入数据估算以前的量。NJ MTF （2002）认为今天废弃的灯是大约生产于五年前 （NJ MTF, 2002）。而 Skårup *et al.* （2003）估计按照丹麦的情况荧光灯的使用寿命为 8~10 年。

833. 下表 5-113 列出了按照类型和地区（数据来源）分类的光源汞含示例。

表 5-113 按照类型和数据来源分类的光源汞含量范例（mg 汞/项）

光源类型	光源汞含量（mg Hg/项）	国家/地区 数据来源	备注
荧光灯管（两端）	15 （1997） 10 （2002）	欧盟	Floyd *et al*., 2002
	15-45	俄罗斯	Yanin, 2004
	10-22	美国	DiFrancesco and Shinn, 2002
	23-46	加拿大	Environment Canada, 2003a
	3-4	全球	市售产品的最低汞含量，根据制造商提供的信息
紧凑型荧光灯（CFL 单端）	5	欧盟	Floyd *et al*., 2002
	10	加拿大	Environment Canada, 2003a
	12-30	俄罗斯	Yanin, 2004
高压汞蒸气灯	30	欧盟	Floyd *et al*., 2002
高压放电灯	38	俄罗斯	Yanin, 2004
高压钠灯	30	欧盟	Floyd *et al*., 2002
	9	俄罗斯	Yanin, 2004
日光浴紫外灯	25	丹麦	Maag *et al*. 1996
	5	俄罗斯	Yanin, 2004
金卤灯	25	欧盟	Floyd *et al*., 2002
	24	俄罗斯	Yanin, 2004

5.5.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

i） 生产

834. 基于美国 1994 年的数据，四家工厂共购入 27 MT 的汞用于含汞灯制造。约 15.7 MT 汞包含于产品中。大部分剩余的汞被送回到回收商处。一家生产厂报道 1994 年汞排放 0.21 吨，同年，4 家生产厂生产过程总的汞排放量估计为 0.4 吨（US EPA, 1997a）。1995 年排放量可能与 1994 年类似（大约 0.4 吨）。

835. 上述生产厂没有采用汞控制技术。不过采用了维持低汞水平的方法，包括防泄漏系统、空气通风、温度控制和隔离。汞排放可能发生在汞纯化、汞转移和各种部件的维修等汞处理操作过程；汞的注射操作可能导致汞的排放，灯的破损、汞溢出和废弃材料也可能产生汞的排放（US EPA, 1997a）。

ii） 使用

836. Floyd *et al.*（2002）估计在处置前 5%的灯发生破损。根据灯内 99%的汞包含于管壁涂层，估计破损灯中不超过 5%的汞向大气排放，而其余 95%的汞包含在磷光粉中，经收集后同城市固体废弃物一起处置。

837. USEPA（1997c）讨论了由破损灯向大气的总排放比例的不同估算值。该估算值范围为总汞量的 1.2-6.8 %。美国环保局从中选取了中间估算量，即总汞量的 3%。研究还探讨了汞由磷光粉的迁移问题。研究证实在一个 20 天周期内，1.28 mg 汞由没有覆盖的含汞总量为 42 mg 的破损汞灯释放，其排放量大约占灯含汞总量的 3%。

838. Barr（2001）认为灯中 5%的汞量由于灯的损坏而向大气排放。

iii）处置

839. 灯所使用汞的归趋与很多因素有关，尤其是国家采用的处置方法。比如在美国，据估计 13-15%被处置的灯被回收利用或作为危险废物处置，85-87%作为常规的城市固体废弃物（MSW）处置 （NEMA, 2000 和 US EPA, 1997a, 被 NJMTF, 2002 引用）。90 年代早期，美国仅有大约 2%的灯被回收利用（US EPA, 1994）。不过，从那时起，回收利用所占的百分比已有大幅的提高。

840. 基于 1993 的一个模型的美国汞排放清单估算出废弃灯中总含汞量的 8%由在运输过程中破损的灯向大气排放。这个估算是基于所有的灯在收集和运输过程中发生破碎的假设建立的。

841. Floyd *et al.*（2002） 估算填埋处置的灯中 6%的汞在灯破碎时排放。在欧盟国家，随废弃物处置的灯，75%采用填埋处置，其余的 25%采用焚烧处置。

842. 对于在有效闭环系统循环利用的灯，大部分汞被捕获，仅有非常少量的汞在循环利用过程中直接排放到环境。

843. 1999 年美国大约有 7 亿个灯被丢弃。由于这些灯大约已使用 5 年，且它们的平均含汞量约为 20 mg，则可以估算美国 1999 年大约有 14 MT 汞被丢弃。Barr （2001）估算大约 26 ~ 42%的汞向大气排放，其余部分向陆地排放 （Barr, 2001）。NJMTF 估算被处置灯中 15 ~ 45%的汞排放向大气排放。

844. Skårup *et al.*（2003） 按照丹麦的情况估算荧光灯源使用寿命为 8~10 年。

845. 一般来说，对填埋处置的磷光粉的长期排放了解很少，但是该源很可能造成填埋场的汞排放 （见第 5.9 节）。

5.5.3.5 输入因子和输出分布因子

846. 根据所收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

a） 默认的汞输入因子

*表 5-114　　按照光源类型分类的**初步**默认汞输入因子*

光源类型	光源汞含量 mg 汞/项 （最小 – 最大）
荧光灯 （两端）	10 - 40
紧凑型荧光灯（CFL 单端）	5 - 15
高压汞蒸气灯	30
高压钠灯	10 - 30
日光浴紫外灯	5 - 25
金卤灯	25

b） 默认的汞输出分布因子

847.　由于缺乏数据，无法对光源生产定义输出分布因子。

848.　由于只有非常少量汞在灯的使用阶段因破碎排放至大气，而破碎灯中大部分汞与废弃物一起被处置，所以没有为使用阶段单独定义默认输出分布因子。

849.　由处置造成的输出量很大程度上取决于各使用汞灯的行业所采用的实际废弃物管理实践。而下文给出的默认因子是一种简化，用以大致说明大量汞可能从下面提到的各种途径输出。量化全国各行业实际的废物流可以更好的描述这类产品的汞输出。如果无法得到这些具体的定量数据，可以使用下表给出的分布因子。

850.　注意到，该表仅列出了直接对环境排放和两个废物类别的输出分布。废物中汞的最终归宿与国家/地区的废物处理政策和其中涉及的减排方案有着重要的关系。关于这些问题的描述参见涉及一般废物焚烧（第 5.8 节）和填埋场/堆放场（第 5.9 节）的章节

851.　同时，注意到在这里提及的默认的汞输出分布因子里，非法的废物倾倒和焚烧被相应地量化为向空气、土地和水的直接排放。如果在非法的废物倾倒和焚烧类别中，该汞排放已被计算在内，在此应避免重复计算。

*表 5-115　　光源生产、消费和处置的**初步**默认汞输出分布因子*

生命周期阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额 2*				
	大气	水	土壤	一般废弃物	部门特定的处理/处置*1
使用和处置（该国实际的废弃物管理状态）：					
没有或仅有有限的灯分开收集。全部或部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。	0.05			0.95	
没有或仅有有限的灯分开收集。一般废弃物非法收集和处置普遍存在。***3**	0.3		0.3	0.4	
分散收集率高。全部或大部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。	0.05			0.8	0.15

注： *1 灯中含汞粉末回收并用于新灯，或者汞的回收利用；
*2 使用和处置的汞输入量可由各类型元件的汞含量乘以各类型元件的处置数量得到。如果可以获得 5-10 年前每年灯的供应量数据（对于相同类型灯），则可以对处置量进行近似计算；
*3 在空气、土地和一般废弃物之间的分配是人为确定的。它只用于指示在随意倾倒和非法废物焚烧普遍存在的国家，大量汞可能向这些途径排放。这类废弃物处置在这里被认为直接向环境排放。

c） 与其它汞排放源估算的联系

852. 本节所估算的向分开收集的废弃物和城市固体废弃物的输出会成为向填埋/堆放（第 5.9 节）和废弃物焚烧（第 5.8 节）汞的输入量。

5.5.3.6 源特定的主要数据

853. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 含汞灯的消费量，包括进口量；
- 国家或者地区各种类型灯的汞浓度趋势；
- 所供应灯使用过程的破损比例；
- 废弃物管理系统的设置和效率。

854. 含汞光源主要是在相对少数的大型的生产厂中生产，因此，如果可能的话，工具包建议使用按点源计算的方法估算生产过程的汞排放。

855. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.5.4 含汞电池

5.5.4.1 子类别描述

856. 汞在各种类型的电池中得到广泛的使用，而含汞电池也成为汞使用量最大的产品之一。一次电池（指非充电电池）主要或者完全由汞构成。

857. 在氧化汞电池（有时被称为锌汞电池）中，氧化汞被用作电池的阳极，因而电池的汞浓度很高（质量比约 30-32%）。在西方，氧化汞电池大多是扣式电池，而在大型圆柱形和其他形电池中也有使用。目前在某些国家，除特殊用途（比如军事用途）的氧化汞电池能获得豁免外，氧化汞电池的市场贸易已被严格限制。以美国为例，目前氧化汞电池已被禁止使用，而过去它曾被广泛地应用于晶体管设备、助听器、手表、计算器、电脑、烟雾探测器、录音机、稳压电源、辐射探测仪、科学仪器、寻呼机、氧气和金属监测器、便携式心电监护系统（US EPA, 1997a）。

858. 在其他类型的电池中，汞被用作缓蚀剂和反应调节剂。而后者的作用是在电池的使用过程中防止气体产生（从而引起电池的破坏）（US EPA, 1997a）。

859. 早期欧洲市场碱性圆柱形电池的汞浓度约 1%左右。由于广大西方市场对这种电池采取了环境制约，碱性圆柱形电池的汞消耗量有所下降。目前以全球为销售市场的电池已不在其生产过程中故意添加汞，然而一些在国家和地区内部销售的碱性电池仍可能在其生产过程中添加汞。

860. 在大多数情况下，扣式碱性电池、扣式氧化银电池和扣式锌空气电池仍含有汞（汞的质量浓度约 1%）。

861. 除此以外，目前其他类型的电池被认为不含有汞。需要注意，除普通的电池销售以外，随其他产品（如电子产品、玩具、音乐贺卡等）包装进出口的电池也具有相当的数量。

5.5.4.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-116 含汞电池生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	**X**	x	x	**X**		x
使用						
处置	**X**		**X**		**X**	**X *1**

注：***1** 分开收集（或分类拣选出）的含汞电池可能在特殊安全填埋场被处置
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

i） 生产

862. 电池生产车间，尤其是氧化汞电池生产车间的作业过程以及产品的不合格率是决定排放程度的重要因素。

863. 需要指出，很多国家不生产电池，而主要依靠进口。

ii） 处置

864. 电池的实际汞浓度对该产品类别汞排放的总吨数非常重要。

865. 由于氧化汞电池的含汞量相对较高，它的消耗量相对其他更为重要。

866. 除含汞量外，是否存在电池回收设施、回收设施是否有效，以及普通废弃物的管理模式都是影响电池汞排放的重要因素。而所处置电池中的汞向各受纳途径的排放分布主要取决于所调查国家的废物管理实践。

867. 在一些国家，部分废旧电池被收集，对汞（或其他类型电池中的镉）进行安全处理，并在可能的情况下进行回收利用。北欧国家的电池回收率较高，大约为 50%，而在其他地区，即使在回收电池方面做了很多努力，其电池回收率仍低于 50%。一般来说，分开收集电池的处置要求比生活垃圾的处置更安全。而在电池的循环利用方面，尽管一些国家开始考虑更进一步回收利用电池材料，但到目前为止，含汞电池的回收利用过程仍未被广泛地接受。

868. 即使在电池分开收集的国家，大部分废电池仍和生活垃圾一起被处置。对进入受控填埋场的电池来说，只有当外包装被降解后，部分汞才会以较低的速率释放。这些汞可能通过蒸发逐渐向空气排放，可能缓慢地渗滤到废水（若填埋场下部没有防渗层，则直接渗滤到地下水），也可能最终由于挖掘作业（甚至或者是气候/地质变化）大范围扩散。关于填埋场/堆放场的描述见第 5.9 节。而对那些未被收集、随意丢弃的废物，或者在没有保护措施的非法场地倾倒的废物，汞直接向土地排放。由于电池外包装降解得较缓慢，电池所含汞可能在若干年甚至数十年后才被蒸发或生物利用。

869. 而对于采用废物焚烧处置的废旧电池，部分汞在焚烧过程中向大气排放，而其余部分残存于固体焚烧残渣。如果焚烧系统装备了烟气净化系统，则汞可能被阻留在烟气净化残渣中，而后在填埋场或其他堆放场沉积，其具体过程见第 5.8 节。若废旧电池在非法废物焚烧炉中被焚烧，则部分汞蒸发并排放至大气，而其余部分残留于固体残渣，而后排放至土地。

5.5.4.3 关于汞输入的讨论

表 5-117 估算含汞电池汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	（全国）每年生产电池的吨数	Kg 汞排放/kg 生产电池中的汞
使用	不需要（排放忽略不计）	不需要（排放忽略不计）
处置	每种类型电池使用年限前汞电池的年供应吨数 ***1**,	Kg 汞/MT 每类电池供应量

注： *1: 作为每年处置量的替代。如能准确获得每年电池处置量的估算值，这里更倾向于使用处置量。当电池消费量变化或使用不含汞的电池替代产品时，当年供应量和处置量不相当。

生产

870. 一般情况下，可能无法获取不同类型含汞电池生产过程的汞输入数据（除非直接与厂商联系）。以某电池类型汞含量的百分数表示电池生产过程汞排放量是初步估算该过程汞排放的一个简易方法。汞含量与生产过程汞排放量的示例见下文。

处置

871. 向处置过程输入的汞可由电池的汞含量乘以（同一类型的）处置电池数得到。需要注意，随电池处置的汞反映的是较早前电池所含的汞（电池的使用寿命由电池类型和使用状况决定，一般约为几年）。这一点非常重要，因为在很多国家，近年来电池的汞含量都有所变化。如果没有相关历史数据，可以用目前的输入数据进行估算。

872. 下表 5-118 列举了各区域各类型电池的汞含量数据。

表 5-118 各区域各类型电池的汞含量数据（g 汞/kg 电池）

电池类型	电池的汞含量（kg Hg/吨电池）	数据来源（国家地区）	备注
氧化汞电池（所有型号）；也称为锌汞电池	320	欧盟	Floyd *et al.*（2002）. 2000 年起，欧盟禁止销售氧化汞电池。
锌空气扣式电池	12.4	欧盟	EBPA （工业）的数据，被 Floyd *et al.*（2002）引用。 由于各电池的汞浓度略有不同，这里给出了可能平均值。2000 年，欧盟对汞含量大于 20 kg/吨电池的扣式电池颁布了禁令。
碱性扣式电池	4.5 - 10 ***1**	欧盟	备注同锌空气扣式电池。 10 kg/吨是较早的斯堪的纳维亚的数据（80 年代早期）。
氧化银扣式电池	3.4 - 10 ***1**	欧盟	备注同锌空气扣式电池。 10 kg/吨是较早的斯堪的纳维亚的数据（80 年代早期）。
除扣式电池外的碱性电池	"0" - 10 ***1**	欧盟	今天大多数内销的品牌都是不含汞的，然而一些在国内和地区内部销售的碱性电池仍在其生产过程中添加汞。1993

电池类型	电池的汞含量（kg Hg/吨电池）	数据来源（国家地区）	备注
			年，欧盟对汞含量大于 0.25kg/吨的非扣式碱性电池颁布了禁令，2000 年，汞含量大于 0.005 kg/吨的同类电池也被禁止了。

注： ***1**: 10 kg/吨是较早的斯堪的纳维亚的数据（80 年代早期）。在这里，是为了说明使用陈旧技术进行电池生产可能达到的汞含量最大值。

5.5.4.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

i） 生产

873. 据美国环保局报道，在某氧化汞电池生产厂，利用阻留颗粒物的纤维过滤器和木炭过滤器对车间内流通空气进行过滤处理后，产品中的汞仅有 0.1%（1 g/kg）向大气排放（US EPA, 1997a）。可以推测，其余汞可能随使用后的过滤材料一起被处置，但并没有相关的报道。同时，美国环保局声明，由于数据质量可疑，且其他电池生产厂家可能不存在类似的减排设施，应谨慎使用上述实例。

874. 俄罗斯报道了另一个生产实例：所使用汞的 27%在生产过程中损失，其中 24%进入不合格产品和其他固体废物，2%向废水排放，1%向大气排放（Lassen *et al.*, 2004）。

875. 在汞含量更低的其他电池生产过程中，汞的排放比例与氧化汞电池生产类似。

ii） 处置

876. 据估计，2001 年丹麦约有 20-30%的扣式电池和 30-60%的大型碱性电池被分开收集（Hansen and Hansen, 2003）。而其余部分被认为随生活垃圾一起被处置，而其中的大部分进入废物焚烧。在丹麦，扩散、非法废物倾倒和焚烧的数量可以忽略不计。由于随电池处置的汞反映了早年前电池中的汞，氧化汞仍代表了 2001 年丹麦电池汞排放的主要形式（在 2000 年氧化汞的销售被禁止后，Skårup *et al.*, 2003）。在荷兰，根据收集率计算方法的不同，包括所有电池类型的潜在收集效率约为 50-70%。瑞典哥德堡市（Göteborg）的收集率也达到或略低于上述水平（根据 Hansen and Hansen, 2003）。这可能是现有电池收集系统所能达到的最高收集率。

5.5.4.5 输入因子和输出分布因子

877. 根据目前收集的实例，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

a） 默认的汞输入因子

表 5-119 不同电池类型的初步默认汞输入因子

电池类型	电池中的汞含量（kg Hg/MT 电池）
氧化汞（所有型号）；也成为锌汞电池	320
锌空气扣式电池	12
碱性扣式电池	5
氧化银扣式电池	4
除扣式电池外的碱性电池	0.25 ***1**

注：*1 在欧盟国家，可用 0.005kg/MT 作为输入因子。

b） 默认的汞输出分布因子

878. 需要注意，电池生产的输出因子只与各国国内的生产情况相关。向生产过程的汞输入是用于生产的汞购入量（其中部分可能在生产过程中损失），而它也可以用电池的汞含量与产量的乘积进行估算。

879. 关于电池的处置，对该国实际废物流向进行量化能更好地描绘出该类产品汞输出的情况。如果无法得到具体的量化数据，则可以采用下表列出的分布因子。这些因子仅能指示出主要趋势，建立它的目的是初步识别重要的排放途径。

880. 注意到，该表仅列出了直接对环境排放和两个废物类别的输出分布。废物中汞的最终归宿与国家/地区的废物处理政策和其中涉及的减排方案有着重要的关系。关于这些问题的描述参见涉及一般废物焚烧（第 5.8 节）和填埋场/堆放场（第 5.9 节）的章节

881. 同时，注意到在这里提及的默认的汞输出分布因子里，非法的废物倾倒和焚烧被相应地量化为向空气、土地和水的直接排放。如果在非法的废物倾倒和焚烧类别中，该汞排放已被计算在内，在此应避免重复计算。

c） 与其它汞排放源估算的联系

882. 由该类别向分开收集废物和一般生活垃圾的汞输出将作为填埋场/堆放场（第 5.9 节）和生活垃圾焚烧（第 5.8 节）的汞输入。

*表 5-120 电池生产和处置的**初步**默认汞输出分布因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额				
	空气	水	土地	一般废物	行业特定的处理/处置
生产 *2	0.005	0.005	?	?	0.01
处置（该国实际的废物管理状态） *4:					
没有或仅有有限的废旧电池分开收集系统。全部或大部分一般废弃物采用公共控制模式收集和处置。				1	
没有或仅有有限的废旧电池分开收集系统。非法收集和处理一般废弃物普遍存在。	0.25		0.25	0.5	
电池分开收集率高。全部或大部分一般废弃物以公共控制模式收集和处置。				0.6	0.4 ***1**

Notes: *1 考虑到扣式电池，通常采用更高的安全防护装置对该子类别进行特殊堆放；
*2 输出量占电池生产所需汞量的份额。需要注意，电池生产的输出因子只与各国国内的生产情况相关；
*3 较高的电池分开收集率，和较高的、不规范的一般废物处理率不能认为是相关联在一起的，因为分类收集通常是伴随着较高总体标准的高级阶段；
*4 向处置的汞输入可由各类型电池的汞含量与相应处置量的乘积表示。如果可获得早期（同一类型）电池供应量的数据，则可将它作为估算处置量的近似值。

5.5.4.6 源特定的主要数据

883. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 氧化汞电池的消费量；包括进口量（也指随玩具、贺卡等其他产品的进口量）

- 该国或该地区其他电池汞含量的变化趋势（当地品牌、国家和地区法规等）；
- 废物管理系统的设置和效率

884. 关于氧化汞电池，经常遇到全国贸易统计值常常不准确的问题。这是由于氧化汞电池的销售量通常较小，所以商家向统计局上报时，很可能不将这类电池的销售量与其他电池加以区别。同样可以推知，即使适度上报氧化汞电池的销售量，也可能意味着汞消费量将超过现有其他电池汞消费量的总和。

885. 电池很有可能主要在少数几个相对较大的制造厂生产，那么如果可行，工具包建议采用按点源计的清单方法估算生产过程的汞排放。

886. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.5.5 生物杀灭剂和杀虫剂

5.5.5.1 子类别描述

887. 很多含汞化合物对微生物有毒性。利用该性质，这些化合物作为生物灭杀剂的成分，使用在造纸行业（生产所需的杀黏菌剂，参见第 5.3.2 节）、油漆（在第 5.5.6 节单独讨论），以及制种和其他农业应用方面。这种生物灭杀剂在许多国家已被废止或禁止（UNEP, 2002）。

888. 作为生物灭杀剂，含汞化合物的一个主要用途是拌种。数十年前，发生在伊拉克的两次严重的汞中毒事件均是由于在烘焙面包时使用了经过含汞生物杀灭剂拌种处理的谷物造成的（UNEP, 2002）。

889. 有机金属杀虫剂的生产在前苏联开始于 1955 年。当年杀虫剂的产量为 5 吨/年，到 1960 年该产量达到最大值 200 吨/年（Lassen *et al.* 2004）。尽管在俄罗斯联邦，该生产已停止，但据估计，近年来每年仍有 20~40 吨来自库存的杀虫剂被使用（Lassen *et al.*, 2004）。杀虫剂的主要成分是氯化乙基汞，其汞含量为 1.9~2.3%。此外，另有 14 种不同的化合物被用于杀虫剂。

890. 在澳大利亚，一种用于控制甘蔗凤梨病的液体杀真菌剂含有 120 g/l 汞的氯化甲氧基乙基汞（UNEP, 2002）。

891. 根据植物保护理事会的报道，1999-2000 年，印度共使用了 85 吨有机汞杀虫剂。而在 1995~2000 年间，没有关于生产、进口和出口这类杀虫剂的报道。也就是说，这期间使用的杀虫剂全部来自库存。目前，大部分曾经在印度使用的含汞杀虫剂已被禁止。

5.5.5.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-121 含汞生物杀灭剂和杀虫剂生命周期中主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	?	?	?	**X**	?	?
使用（农药）	**X**	**X**	**X**		x	x
处置		x	**X**		x	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况；
?——排放可能发生，但没有相关的数据。

892. 无法获得含汞生物杀灭剂的生产可能造成的汞排放的相关数据。

893. 决定生物杀灭剂和杀虫剂使用过程汞排放最重要的因素是产品的汞浓度和产品的使用方式。由于杀虫剂是（除油漆以外，这部分内容见第 5.5.6 节）最主要的用途，则表 5-121 列出了针对这种用途的排放途径。被使用的产品大部分进入土地，部分可能经由未使用部分的处置、使用设施的冲洗、向地下水的渗滤以及随表面径流进入水体。包括过期杀虫剂的库存在内的未使用产品可能因扩散而损失，也可能随普通废弃物一起被处置，或者被特殊处置。

5.5.5.3 关于汞输入的讨论

表 5-122 估算生物灭杀剂和杀虫剂排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
杀虫剂的使用	杀虫剂的使用量	使用杀虫剂的汞浓度

894. 除上述数据外，没有更多关于杀虫剂和其他生物杀灭剂（不包括油漆和医药品，这两部分将分别在第 5.5.6 节和第 5.5.7 节中讨论）汞浓度的数据报道。

5.5.5.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

895. 在一些国家，大量过期杀虫剂被贮存在不具备贮存杀虫剂条件的农房和仓库中。

896. 在俄罗斯联邦，估计超过 1000 吨含汞杀虫剂目前被贮存在仓库中（除去填埋场），等待被消除或在特殊填埋场贮存。而这部分杀虫剂共含有约 20 吨汞（Lassen *et al.*, 2004）。

5.5.5.5 默认的输入因子和输出分布因子

897. 由于缺少数据支持，无法对该子类别定义默认因子。工具包建议使用杀虫剂/生物杀灭剂的国家对排放源的具体数据进行收集。

5.5.6 油漆

5.5.6.1 子类别描述

898. 作为生物杀灭剂，醋酸苯汞（PMA）和类似的汞化合物曾经被广泛地用在水性油漆中，而目前，在一些国家，这类含汞化合物也许仍在被使用。这类化合物能通过控制罐内细菌发酵延长产品的保存期限（罐装防腐剂），并能在潮湿的条件下阻止真菌腐蚀漆面（杀真菌剂）。

899. 1991 年，美国禁止在油漆中添加含汞生物杀灭剂。在此之前，美国 25-30 %的内墙乳胶漆和 20-35 %的外墙乳胶漆均添加了含汞化合物（在油性油漆中不添加含汞化合物，Heier, 1990）。

900. 在全球汞评估报告（UNEP，2002）中，据泰国报道，泰国仍将汞作为其生产过程的一种添加剂的工厂少于 25%，其添加量不超过总质量的 0.5%。在其他国家汞也有可能用作油漆中的防腐剂，但这些含汞油漆生产和使用的状况则无法确定。

901. 同样，溶解度极低的无机汞化合物过去也被用作一种船舶涂料和油漆的添加剂。该添加剂能防止由细菌和其他海洋生物造成的船体污垢。在 70 年代中期，该用途已被废止（US DOC, 被 NJ MTF, 2002 引用）。

5.5.6.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-123 含汞油漆在其生命周期主要的排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产 ***1**	x	x	x	**X**	x	x
使用	**X**	x			x	
处置					x	x

注： *1 油漆及其组成成分的生产可能导致汞排放，但没有相关数据对其进行描述。使用阶段的排放可能比其他阶段高得多，这是由于大部分使用的含汞化合物被认为进入并存在于油漆产品中；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

902. 无法得到描述油漆生产可能造成的汞排放的相关数据。

903. 一些研究表明，如果使用含汞油漆，则汞元素会由漆面向空气释放（US EPA, 1992 和 Agos *et al*., 1990）。据 NJ MTF （2002）报道，空气是这些汞排放主要的受纳介质（NJ MTF, 2002）。估计油漆里汞的半衰期约为 1 年，也就是说每年油漆含汞量的一半左右被释放（NJMTF, 2002）。在美国（其他国家也可能有类似的情况），直到近些年，油漆大量释放汞的情况才有所改变。60 年代中期到 1991 年，美国每年约有 227 吨 PMA 和其他含汞化合物被用在油漆中。假设这些用在油漆中的所有汞全部向环境排放，而汞的半衰期约 1 年，则可以粗略估算得，从 60 年代晚期到 90 年代早期，美国每年约有 227 吨汞由油漆排放至环境。不过，如果油漆中汞的半衰期比 1 年更短，并考虑到 1991 年后汞被停止在油漆中使用，则目前美国来自该排放源的汞排放量可能相当低 （关于该问题更多的讨论和分析参见 NJ MTF, 2002）。

5.5.6.3 关于汞输入的讨论

表 5-124 估算含汞油漆汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
使用和处置	含汞油漆的消费量（吨/年）	所使用油漆的汞浓度； g 汞/吨油漆

904. 估算油漆汞排放所需的最重要数据包括所使用油漆的汞浓度、油漆使用量、油漆使用时间（多少年）以及表示油漆使用后汞释放速率的指标（例如油漆中汞的半衰期）。同样，了解被考查国家是否禁止了以及在何年禁止了这种油漆的使用也非常有用。

905. 关于油漆的实际汞浓度的信息非常缺乏。在 1991 年颁布禁令前，美国环保局对内墙乳胶漆的元素汞上限值为 300 ppm（0.03%），对外墙乳胶漆的上限值为 2000 ppm （0.2%; MMMW, 1990）。而实际的浓度值多种多样。Husar 和 Husar 引用的一份评估根据 1990 年对美国油漆公司的调查，报道了内墙乳胶漆的汞浓度为 45 ppm，外墙乳胶漆的汞浓度为 1050 ppm （Husar and Husar, 2001）。

906. 根据美国 1989 年发生的一次汞中毒事件的报道，用于漆墙的乳胶漆的汞浓度为 930-955 ppm （MMWR, 1990）。

907. 澳大利亚的 Alphen （1998）对一种含汞量为 37 g Hg/L 的油漆添加剂进行了报道，按照推荐比例将它添加到油漆中，则油漆的含汞量将达到 460 mg Hg/L （Alphen, 1998）。

Alphen 进一步报道，在一份澳大利亚南部有限范围的调查报告中发现有含汞量超过 300 ppm 的油漆。如上所述，据泰国报道，在泰国，少于 25%的油漆工厂仍将汞作为油漆生产过程的添加剂，其添加量不超过总质量的 0.5%。哥斯达黎加关于油漆中铅、汞含量的管理条例规定了油漆含汞量的上限值为 50 ppm （0.005 %）（UNEP, 2002）。

5.5.6.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

908. 油漆使用后，少量经由清洗工具产生的废水排放，部分残留在罐中的油漆随固体废物被处置。根据 Bass（2001）的估算，大约 5%的油漆随废水排放，3%进入城市固体垃圾，而余下的 92%在使用过程中逐渐向空气排放。

909. 如果按照半衰期如报道的 1 年进行估算，则油漆中几乎全部的汞将被释放。

5.5.6.5 输入因子和输出分布因子

910. 由于缺少数据支持，无法制定油漆及其组成成分生产的默认因子。

911. 根据所收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

912. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a） 默认的汞输入因子

913. 为获得最精确的排放估算，最好采用所使用油漆的汞浓度水平的实际数据。

914. 如果没有关于油漆汞浓度的其他指标，可以用下表 5-125 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为汞含量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值。

*表 5-125 油漆中汞的**初步**默认输入因子*

物质	默认输入因子; g Hg/MT 油漆; （低端 – 高端）
含有以汞为主要成分的生物灭杀剂的油漆	300 ~ 5000

b） 默认的汞输出分布因子

915. 使用油漆导致汞排放的默认输出分布因子是基于上文所述 Bass （2001）的估算形成的。

*表 5-126 使用油漆的汞排放的**初步**默认输出分布因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额				
	空气	水	土地	一般废弃物	部门特定的处理/处置*1

油漆使用（使用时和使用后）	0.92	0.05		0.03	

c） 与其它汞排放源估算的联系

916. 没有联系。

5.5.6.6 源特定的主要数据

917. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 所使用含汞油漆的汞浓度；
- 含汞油漆的年使用量。

5.5.7 人类药物和兽药

5.5.7.1 子类别描述

918. 汞被用在多种医药品中，包括疫苗、眼药水、一些中药和其他用作防腐剂的产品（COWI, 2002）。比如，在过去的几十年里，工汞硫代水杨酸钠/硫柳汞（乙基硫代水杨酸铅）被用在疫苗中以阻止各种病原体生长。近年来，疫苗、眼药水和其他医药品的汞使用量已大幅减少（UNEP, 2002），但在包括西方国家在内的地区，含汞药品的生产和使用仍在继续。在这些药品的生产、使用和处置过程中，都可能发生汞的排放（UNEP, 2002 and COWI, 2002）。

919. 根据澳大利亚政府向 23 届环境署理事会递交并在全球汞评估报告（UNEP, 2002）中使用的数据，很多兽药含有氯化汞（1 种产品）、硝酸苯汞（5 种产品）和硫柳汞（97 种产品）。在大多数上述药品中，含汞化合物均不是活性成分（例如一些疫苗含有少量的硫柳汞）。一种用于马的名为“Counter Irritant”的兽药中含有 3g/L 氯化汞，它主要用于治疗腿伤、肌肉酸疼和骨骼、肌肉的其他疾病。

920. 据 Skårup *et al.*（2003）报道，在丹麦，汞仍作为防腐剂用于某些疫苗，如流感疫苗消耗量的一半，以及乙脑疫苗。每剂流感疫苗含有 50 μg 工汞硫代水杨酸钠（与许多发展中国家不同，在丹麦疫苗以单剂量为单位提供）。由于每剂疫苗量非常小，丹麦流感疫苗中工汞硫代水杨酸钠（汞的化合物）的总消耗量不到 20 g 汞/年。

921. 在其他国家，在疫苗中使用含汞化合物更加普遍。特别地，在一些国家（主要是发展中国家），疫苗以多剂量为单位提供，则防腐剂的需求量可能更高。尽管这样，与其他汞的使用（如牙医补牙剂、温度计、血压计和电池等）相比，这类汞使用量始终是最小的。

表 5-127 其他含汞医药品的示例

医药品/含汞化合物	所报道的用途	参考文献
一种消毒液原料, $C_9H_9HgNaO_2S$	广泛使用于医药品和疫苗中的防腐剂	NIH, 2004
醋酸苯汞, $C_8H_8HgO_2$	医药品中的防腐剂	NIH, 2004
硝酸苯汞, $C_6H_5HgNO_3$	医药品中的防腐剂	NIH, 2004
汞溴红	治疗利刃造成的伤口	SH, 2004

922. 使用于医药品的汞在过去还有另一个主要用途：用于预防梅毒的药品。然而目前已没有这种用途的记录。

923. 医药品中的汞可能经由身体向废水或土地排放，未使用的产品则根据当地的废物管理实践，作为一般废弃物或危险废物进行处置。

924. 目前尚没有对本子类别制订默认输入和输出因子的意图。

5.5.8 化妆品相关的产品

5.5.8.1 子类别描述

925. 汞可以被用在美白霜、美白皂中，也可以作为防腐剂被用在眼部化妆品中。在一些国家，这些产品已经很少或者不存在了。过去的几十年来，在西方国家，这些产品的使用量已明显下降，但在其他国家，它们仍被继续使用。这些产品的生产、使用和处置，都可能产生汞的排放（UNEP, 2002 和 COWI, 2002）。

5.5.8.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-128 含汞化妆品相关的产品生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	?	?		**X**	?	
使用		**X**				
处置					x	

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况；
?——排放可能发生，但没有相关的数据。

5.5.8.3 关于汞输入的讨论

表 5-129 估算化妆品相关产品排放所需的活动强度和汞输入因子一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
使用	含汞化妆品的使用量（MT）	g 汞/MT 化妆品使用量

926. 美白霜/皂被用在皮肤上，直至其变干，或者保留一整夜。美白皂中碘化汞（HgI_2）的含量达到 3%，而美白霜中氨基氯化汞的含量则达到 10% （OECD, 1994）。

927. 在许多非洲国家，美白产品正被广泛地使用着。在马里首都巴马科，210 名被调查的妇女中，大约 25%使用皮肤漂白剂（Mahe *et al*., 1993）。这其中，11%的使用者使用的皮肤漂白剂含有汞，而 16%的使用者不清楚漂白剂的成分。在塞内加尔首都达喀尔，425 名被调查妇女中，53%正在使用皮肤漂白剂。其中 10%的产品含有汞，而 13%成分未知（Guidice and Yve, 2002）。在尼日利亚首都拉多斯，440 名被访问的商人（包括男性和女性）中，77%使用美白产品（Adebajo, 2002）。以对苯二酚为原料的产品是最通常使用的美白产品，而以皮质类固醇和汞为原料的产品也被广泛的使用着。

928. 在多哥首都洛美，一次对 536 名妇女进行的调查表明，汞的衍生物是 31%的被使用化妆品的活性成分（Pitche *et al*., 1997）。在肯尼亚，14 种香皂在奇苏姆被收集并分析（Harada *et al*., 2001）。结果显示，欧洲生产的肥皂含汞量（碘化汞）为 0.47-1.7 %，而本地生产的肥皂

仅含有痕量汞。Glahder *et al.*（1999）报道了在坦桑尼亚购买的三种品牌的肥皂的分析结果。产品标示其碘化汞的含量为 2%，而分析结果显示其汞含量为 0.69%（以汞计），仅为标示含量的 78%。

929. 近年来，许多非洲国家禁止了含汞化妆品的使用。所以在上述部分国家，今天这种含汞化妆品不再会广泛地使用。

930. 尽管欧洲颁布了对含汞美白皂的禁令，但它仍在欧洲国家被使用。根据调查，丹麦环保局发现，2000 年仍有 7 种含汞肥皂在丹麦市场销售。这些肥皂含有 1~3%的碘化汞。

931. 过去，欧洲大量的汞曾被用于生产含汞化妆品，这些产品被出口到世界的其他国家。例如，1999 年爱尔兰进口了 17 吨汞用于制造肥皂，而后将产品出口到欧洲以外的地区（Maxson, 2004）。直到 2003 年，履行鹿特丹公约的欧洲管理条例附件 5 才禁止了含汞化妆品的生产。

932. 某些眼部化妆品可能使用非常低浓度的含汞生物灭杀剂。

933. 确定任何一个国家含汞化妆品的消费总量都是不可能的。尽管使用这类化妆品的排放数据很难获得，即使能进行估算其结果也可能较小，但由于它与使用者的健康息息相关，也应当引起高度重视。

5.5.8.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

934. 不能对化妆品中汞的归趋进行评估。只能假设这些汞主要的排放途径是在冲洗卸妆时向水体排放。另外，一小部分残留在原包装管或容器中的汞可能随着一般废弃物被处置。

5.5.8.5 输入因子和输出分布因子

935. 由于缺少数据，无法制定化妆品及其成分生产的默认因子。基于类似的原因，也不能对除美白霜以外的其他化妆品制定默认因子。

936. 根据上述收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的美白去斑霜和肥皂使用的排放数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。。

937. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a） 默认的汞输入因子

938. 为获得最精确的排放估算，最好采用美白霜/皂含汞浓度水平的实际数据。

939. 如果没有关于这类化妆品汞含量的信息，可以用下表 5-130 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为汞含量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

*表 5-130 含汞的化妆相关产品**初步**默认输入因子*

材料	默认输入因子; g Hg/MT 美白霜/皂; （低端 – 高端）

含汞的美白霜/皂	10.000 - 50.000

b） 默认的汞输出分布因子

940. 下列美白皂/霜的默认汞输出分布因子是根据关于使用和处置的假定确定的。

表 5-131 含汞化妆品使用和处置的初步默认汞输出分布因子

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额				
	空气	水	土地	一般废弃物	特定部门的处理/处置
含汞化妆品的使用和处置		0.95	0.05		

c） 与其它汞排放源估算的联系

941. 没有联系。

5.5.8.6 源特定的主要数据

942. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 含汞化妆品的汞浓度水平；
- 含汞化妆品的年使用量

5.6 其它的故意生产/过程使用

表 5-132 其他的故意生产/过程使用：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.6.1	牙医补牙剂	x	**X**		**X**	**X**	OW
5.6.2	压力计和血压计	x	**X**	x	**X**	**X**	OW
5.6.3	实验室化学品和设备	x	**X**		**X**	**X**	OW
5.6.4	宗教仪式和民间医术用的金属汞	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW
5.6.5	其他的产品用途、金属汞用途和其他源	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.6.1 牙医补牙剂

5.6.1.1 子类别描述

943. 牙医补牙剂由汞、银、铜和锡的合金组成（一般地，汞的重量百分比约为 44~51%）。这种合金主要有两种供医师使用的方式：1）纯汞和其他金属混合物的粉剂：使用时称量并在搅拌器中混合；2） 按一定配方制备的汞和其他金属粉末胶囊：在填补牙齿之前只需要在诊所将（胶囊中的）各种金属混合（COWI, 2002）。也有遵循相同原则的其他供应方式。

944. 汞在银汞合金充填材料的生产、使用和处置的过程中（例如治疗过程中去除充填物或含有充填物的牙齿，以及离体牙）被排放到空气、水和废弃物中。口腔中存在银汞合金充填物的人去世后，充填物中的汞也能被排放，比如，牙用银汞合金是焚尸炉向空气中排放汞的一个重要因素。

945. 在牙科诊所，部分混合好的银汞合金被用于充填窝洞，而其余过量的合金被收集并进行处置或者循环利用（尤其是考虑到银的价值）。通常表面的充填物在调整过程中会有少量排放至废水系统中。需要更新时，旧的充填物被钻出，也会排放到废水系统。在该过程中，大颗粒的充填物被负压吸引器的筛网截留，再进行回收处理。在对牙科诊所有严格污水管理规范的国家，诊所可能建有额外的中央过滤器，它在阻留银汞合金方面比筛网有效得多。另外，在诊所被拔除的含银汞合金充填物的牙齿可能作为一般废弃物、分开收集的危险废物被收集或被送到其他地方以循环利用。在丹麦，大量被拔出的牙齿被送往牙科学院用于教学实践（Maag *et al.*, 1996; Skårup *et al.*, 2003）。

5.6.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-133 补牙剂生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置 *1
牙科充填材料的制造和供给				**X**		
在牙科诊所的配制和治疗	x	**X**			**X**	**X**

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置 *1
（在病人口腔中的）使用		x				
处置		**X**			**X**	**X**

注： *1：分开收集以便于作为危险废物/医疗废物处理或循环利用；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

946. 纯汞和胶囊的加工和包装过程可能会排放汞，但由于该过程较简单，汞的排放量是最小的，也因为如此，在美国没有针对这类排放的控制措施。在牙科诊所里，有小部分汞排放到空气中。

947. 影响充填材料中汞排放最重要的因素如下所述：

- 该国人均银汞合金充填材料用量。它反映了普遍的口腔保健标准和使用（复合树脂、陶瓷、铸造金属嵌体等）替代充填材料的程度；

- 在牙科诊所的排水系统中是否有高效银汞合金过滤装置。该装置可收集废水中 90 ~ 99.9 % 的银汞合金；而根据丹麦的研究成果，如果仅使用粗滤器，约 80~90%的汞银合金会进入公共排水系统中（或在缺少该系统的情况下，向环境排放）；

- （充填过程、过滤系统和离体牙中过量的）银汞合金废弃物的归趋。这些废物可能被分开收集和回收，或作为危险/医疗废物进行处置，也可能作为一般废弃物被填埋、焚烧，还可能以该地区常用的其他方法进行处理。

948. 口腔中的充填物，会以非常低的速率持续地发生汞的损失。最近，一些学者认为可以忽略这种汞的输出，但 2001 年来自瑞典首都斯德歌尔摩的研究表明，约有 44%进入污水处理系统的汞来自口腔中银汞合金充填物的持续损失，而仅有 21%来自牙科诊所 （Sörme and Lagerkvist, 2002; Sörme *et al*., 2003）。来自口腔中银汞合金充填物的汞随着尿液和粪便以 60 μg/（天*人）的速率排放 （参见 Skare and Engquist, 1994），该排放速率不包括食物摄入的贡献（Sörme and Lagerkvist, 2002; Sörme *et al*., 2003）。由于与其他地区相比，瑞典其他排放源向废水中排放的汞量是最小的（在过去的几十年里，瑞典是对汞管理得最严格的国家之一），所以上述结果应该是可信的。

5.6.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-134 估算来自补牙剂的排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
充填材料配料的生产	用于该生产的汞的年购入量	1kg 购入汞在生产过程中的损失量
在牙科诊所的配制	每年充填物制造量或国家人口数	配制一次充填材料需使用的汞的克数或人均补牙剂中汞的消耗量估算值
（在口腔中的）使用	国家人口数	每年人均汞排泄量
处置	10-20 年前每年充填材料的制造量或国家人口数	配制一次充填材料需使用的汞的克数或 10-20 年前人均补牙剂中汞的消耗量估算值

949. 据丹麦的数据，包括过量的汞，平均每次充填需使用 0.4~1.2 g 汞。该使用量与充填的尺寸和类型有关，单面洞充填的汞用量约为 0.4 g，三面洞充填的汞用量约为 1.2 g。关于实际充填类型的进一步数据显示，平均每次充填的汞消耗量为 0.8 g （根据 Maag *et al.*, 1996, 和 Skårup *et al.*, 2003）。在其他国家也可以使用类似的数量。

表 5-135 部分国家每年用于补牙充填的汞消耗总量和人均量 ***1**

	丹麦 1983	丹麦 1993	丹麦 2001	瑞典 1991	瑞典 2003	挪威 1995	挪威 1999	美国 1996
报道的用于补牙充填的汞消耗量 Kg/年	3100	1800	1200	1700	103	840	510	31000
人口数，百万 ***2**	5.4	5.4	5.4	8.9	8.9	4.5	4.5	281
用于补牙充填的人均汞消耗量 g/人	0.57	0.33	0.22	0.19	0.01	0.19	0.11	0.11

Notes: *1 丹麦：银汞合金填料已逐渐被其他填料替代。从 1994 年开始，除了用于填充表面严重磨损的成人臼齿，银汞合金充填材料被禁止使用（Skårup *et al.*, 2003）。瑞典：90 年代初期，向替代产品的过渡使银汞合金的消耗量开始迅速下降，之后下降速率减缓。在过去的 5-6 年间，瑞典的银汞合金充填材料和已使用的减少量都显著下降。1997 年，用于牙用充填材料的汞销售量为 980 kg，到 2003 年减少为 103 kg （Kemi, 2004）。挪威：挪威污染控制局，被 Maag *et al.*（2001）引用。美国牙用充填材料的汞消耗量在 1980 年到 1996 年间基本保持不变（Sznopek and Goonan, 2000）。

*2 CIA 各国基本国情收集 （可访问http://www.odci.gov/cia/publications/factbook/index.html ）.

950. 银汞合金填料的使用寿命一般为 10~20 年（对成人的牙齿），也就是说，当前来自“失效”充填物的汞输出反映了 10-20 年前的汞消耗量。NJ MTF 认为填料的半衰期约为 15 年（NJ MTF, 2002）。

5.6.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

951. 根据丹麦详细的研究（Skårup *et al.*, 2003; Maag *et al.*, 1996），该国约 60%的银汞合金充填材料充填到牙洞中，约 25%为过量的部分（相比使用过程，混合过程的过量更多一些），约 15%在填充和修补的过程中经由口腔进入废水（或滤器）中。该研究利用物料平衡的方法估算出约 70%的已充填物质被钻出并进入废水（或通过滤器成为废弃物），约 20％由于拔牙（成人）或换牙（儿童）而成为废弃物，其他约 10%随尸体向土壤排放（殡葬）或向大气排放（火化）（COWI, 2002）。研究还进一步得到关于诊所内随污水排放的汞废料的情况：约有 80％的丹麦牙科诊所设有高效中央过滤器，这种过滤器能阻留污水中 95％的银汞合金废料；而另外约 20%的诊所则未配置上述过滤器（Skårup *et al.*, 2003）。据估计，仅设有粗滤器的诊所只能阻留废水中 20 ~ 50%的汞。被阻留的物质随后作为危险废物、一般生活垃圾处置或循环利用（根据 Skårup *et al.*, 2003, 和其参考文献 Arenholt-Bindslev and Larsen, 1996）。

952. 据 NJ MTF 报道，对 6 个美国城市和 1 个欧洲城市所作的牙科诊所废水测试表明，平均到每名牙科医生的日均汞排放量约为 0.1 g （Bill Johnson, 1999, 被 NJ MTF, 2002 引用）。但该测试数据同时显示平均到每名牙科医生的汞排放量差异很大 （NJ MTF, 2002）。一项美国马萨诸塞州的研究 （MWRA, 1997）估算出每日每台设备排放的汞量为 0.06 ~ 0.34 g（MWRA, 1997, 被 NJ MTF, 2002 引用）

953. 一些牙科诊所（约占 95%）装备了过滤器以收集诊所废水中各种汞碎片。过量的银汞合金和过滤碎片有时被收集用于回收银。诊所内的汞排放量由多种因素决定，包括是否使用过滤器（或诊疗椅侧的收集器）。一项研究表明，如果未装置过滤系统，平均到每名牙科医生的日均汞排放量达到 2 g （Drummond *et al.*, 1995, 被 NJ MTF, 2002 引用），而装置了该系统，约

有 60-70%的汞被捕获而不排放到污水中（NJ MTF, 2002）。也有部分设施使用真空过滤器、气水分离器等其他过滤系统，这些系统可收集其他更小的汞颗粒物（NJ MTF, 2002）。

954. 在新泽西州，被过滤系统和其他控制设施捕获的含汞物质通常情况下进入城市固体废物或被循环利用（NJ MTF, 2002）。

955. 1995 年美国口腔医疗行业汞使用总量为 32 吨（Plachy, 1996, 被 US EPA, 1997a 引用）。据 Perwak, *et al*.（1981）估计，牙科诊所使用汞量的 2%（从诊所）排放至空气。利用该值，估算出 1995 年美国的汞排放量为 0.64 吨（US EPA, 1997a）。

956. 充填材料在其生命周期内会缓慢释放汞蒸气，这些汞蒸气直接排放到空气或（粪便、尿液等）人体代谢物中（Barr, 2001）。

957. 除此以外，牙科银汞合金充填材料还在火化（在第 5.10.1 节中描述）和殡葬（见第 5.10.2 节）过程中产生大量的排放。

5.6.1.5 输入因子和输出分布因子

958. 根据收集到的输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

959. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

960. 由于缺乏数据，无法对银汞合金配料的生产和供应制定默认因子。

a） 默认的汞输入因子

961. 为获得最精确的排放估算，最好采用每年银汞合金填料配制量的实际数据。如前面对丹麦情况的描述，该配制量乘以填料中平均汞含量：0.8 g Hg/填料，则可获得输入量。

962. 如果没有关于每年银汞合金填料配制量的数据，可以用从下表 5-136 中选取的默认输入因子得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

表 5-136 估算补牙剂配制过程汞使用的初步默认输入因子

	默认输入因子; g 汞消耗量/（年・人）； （低限~高限）
每年配制充填材料的汞使用量	0.05 ~ 0.2

b） 默认的汞输出分布因子

963. 由于上文中丹麦的数据由详细的调查获得，并有输入和输出的相关信息，则下文中的默认汞输出因子主要根据上述数据设置。

964. 需要注意，由于银汞合金填料的使用寿命较长，应基于补牙剂的汞输入量，对其生命周期不同阶段（见下表）的汞输出量进行计算。如果在过去的 20 年内，补牙剂制备过程中汞的供应量变化不大，则可将现在的供应量作为汞输入量的近似值。

965. 由于不同国家废物处置的惯例不同，人为采用均一的废物类型分布，以获得两种废物处置过程较高的输出量。如果可以获得更多的废物管理实践的信息，则能根据该信息对计算进行相应的调整。在对危险废物和医疗废物缺少特别管理的国家，向废弃物的全部输出都应被考虑为向“一般废弃物”的排放。

表 5-137 补牙剂的初步默认汞输出分布因子

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地	产品 2*	一般废物 *1	部门特定的处理/处置 *1
在牙科诊所的配制 （当前补牙剂中汞所占的份额）	0.02	0.14		0.6	0.12	0.12
使用过程-从充填入口腔开始（5-15 年前补牙剂中汞所占的份额） ***3**		0.02				
处置- 由牙科诊所、家庭住户以及死亡产生（10-20 年前补牙剂中汞所占的份额） ***4**:						
- 在大多数诊所装有高效银汞合金过滤器的国家（阻留效率达 95%）		0.02		0.06	0.26	0.26
- 在大多数诊所只装备了一般过滤器的国家诊疗椅边过滤器/滤网		0.3		0.06	0.12	0.12

注： *1 由于不同国家废物处置的惯例不同，人为采用均一的废物类型分布，以获得两种废物处置过程较高的输出量。部门特定的处理可能指循环利用、作为危险废物或医疗废物的处置；
*2 存在于口腔中的充填物。在处置阶段，汞随产品的排放指死亡后仍留存在充填处的汞。这些汞在火化后向墓地排放。
*3 根据上述瑞典的数据资料对来自口腔中补牙剂的汞排放非常粗略的估算值（基于 Sörme 和 Lagerkvist, 2002; Sörme *et al*., 2003; 以及它们的参考文献 Skare 和 Engquist, 1994），汞供应量和口腔充填物中的汞量之间的转换因子由丹麦的研究得出：供应量的 60%存在于口腔内的充填物中，而其余的 40%在填料的制备过程中损失；
*4 该因子反映了只有约 60%的最初供应量用于形成充填物。

c） 与其它汞排放源估算的联系

966. 没有联系。

5.6.1.6 源特定的主要数据

967. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 全国口腔医疗部门的汞使用量或；
- 每年平均到每名牙医的汞使用量；
- 使用高效银汞合金过滤系统的牙科诊所的比例；
- 全国人均补牙次数（口腔保健标准的标志）；
- 来自牙科诊所的补牙剂废料在下列途径的分布情况：一般废弃物、循环利用、危险废物和医疗废物。

5.6.2 压力计和血压计

5.6.2.1 子类别描述

968. 汞在血压计、工业压力计、气压计和压力调节阀中都被使用（UNEP, 2002）。汞是血压计的主要组成部分。在用于集中供热和教学的压力调节阀中，金属汞一般单独配备，而不是集成在产品中。在使用过程中，汞可能需要不断补充。使用后，汞则可能随设备或单独被处置。不使用汞的替代方案可用于上述各方面，在一些国家，这些替代方案也正在逐渐代替使用汞的设备（Maag *et al.*, 1996, 被 COWI, 2002 引用）。应该注意，很难从金属汞消耗总量中区分出单独供应的汞量（COWI, 2002）。

5.6.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-138 血压计和压力计生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	x	x		**X**	x	x
使用	x	**X**	x			
处置					**X**	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

969. 与其他含汞的产品类似，汞可能通过以下方式排放：1） 含汞的血压计/压力计的生产（向空气、水和土地排放），主要取决于制造过程的封闭程度和各生产设施的汞监管实践；2） 使用过程中血压计/压力计的破损（向空气、废物/废水、土地排放）；3） 血压计/压力计/压力调节阀使用后，仪器中或单独存在的汞的处置（直接向土壤或填埋场排放，而后进入水和大气），取决于废物处理的类型和效率 （COWI, 2002）。

5.6.2.3 关于汞输入的讨论

表 5-139 估算血压计/压力计排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
生产	每年用于血压计生产的汞供应量	每供应 1 吨汞估计损失的汞量
使用	每年供应的设备数目	各类型设备的含汞量
处置	每年处置的设备数目	各类型设备的含汞量

970. 该大类产品包括各种不同类型的仪器设备，而设备实际含汞量的信息却非常少。下表给出了不同国家和地区的压力计/血压计中汞含量的示例。不同用途的设备汞含量相差很大，医用血压计的汞含量约 70 g，而集中供热工厂压力调节阀的汞含量则高达数百千克。

表 5-140 不同类型不同区域压力计/血压计中汞含量数据示例

设备类型	汞含量（g Hg/项）	国家/地区（数据来源）	备注
医用血压计	85 70	欧盟 丹麦	Floyd *et al.*, 2002 Skårup *et al.*, 2003

设备类型	汞含量 （g Hg/项）	国家/地区 （数据来源）	备注
压力计 U 型压力管 用于挤奶系统的压力计 用于测量气体压力的压力/气压计	150 70-140 354 100 - 500	欧盟 丹麦 明尼苏达州 美国	Floyd *et al*., 2002 Maag *et al*., 1996 MTAP, 2003 US EPA, 2003c
气压计	40-1,000 590-2,200	欧盟 俄罗斯	Floyd *et al*., 2002 Yanin, 2004
环境压力计	3,000	欧盟	Floyd *et al*., 2002
集中供热厂的气体调节阀	100,000-600,000	丹麦	Maag *et al*., 1996
压力表	211; 1683	俄罗斯	Yanin, 2004

5.6.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

971. 在气压计和调节阀的使用过程中通常需要加满汞，则汞排放的可能性相当高。含有数百千克汞的集中供热厂气体调节阀被证明是丹麦许多城市垃圾处理厂最主要的汞来源（Markmann *et al*., 2001）。

5.6.2.5 输入因子和输出分布因子

972. 对该子类别无法定义默认因子。

c） 与其它汞排放源估算的联系

973. 用于该子类别的汞会造成向废水系统、一般废物处理和危险/医疗废物处理的输入。

5.6.3 实验室化学品和设备

5.6.3.1 子类别描述

974. 汞被使用在实验室的设备、试剂、防腐剂和催化剂中。部分汞由通风口向大气中排放，而大部分则向废水中排放，或者作为危险废物或医疗废物被处置。

975. 以下两表给出了汞在实验室设备或化学品中使用的示例。对很多化学品来说，汞使用总量很可能非常低。在一些设备和分析方法中，汞已被替代。但尽管存在其他替代方案，某些使用汞的标准分析方法仍难以被替代。一方面，这是由于标准方法能体现分析过程的重现性因而更容易被广为接受；另一方面，也是由于在公众管理条例中要求使用这些方法。

表 5-141 含汞的实验室设备

设备	报道的使用情况	参考文献
血液气体分析仪	汞存在于 Radiometer 血液气体分析仪的参考电极中	Floyd *et al*., 2001
汞电极（甘汞）	电化学（如 pH 测定）的参考电极	Bjørnstad, 1992
血铅分析仪	ESA 2020B 型号的血铅分析仪电极	Floyd *et al*., 2001
滴汞电极	电位测定	Bjørnstad, 1992
粒子计数器	计算和测量微小颗粒的尺寸。汞可能存在于压力计、开关、计时计、真空压力计和其他压力计中，由具体的型号决定。	Bjørnstad, 1992; SH, 2004

设备	报道的使用情况	参考文献
海洋石油采样器		Bjørnstad, 1992
离心机	老式离心机可能在平衡杆中使用汞	NIH, 2004
电子显微镜	汞被用作减振器	NIH, 2004
温度调节装置	多种应用	见 XX 节
温度计、压力计及其他测量装置	多种用途	见 XX, XX 节
用于原子吸收、分光光度计等仪器的汞灯	多种用途	见 XX 节

表 5-142　　含汞的实验室化学药品

试剂/汞的化合物	报道的用途	参考文献
硫酸汞，$HgSO_4$	测定化学需氧量（COD） 在实验室电化学试验中用于生成电化学链 火焰光度计	Skårup *et al*., 2003 Lassen *et al*., 2004 NIH, 2004
汞的氯化物，$HgCl_2$	任克氏溶液（72 g Hg/L）和 B5 （37 g Hg/L）的成分；病理学和组织学的组织固定剂； 用于血红细胞数检查的海姆氏液的成分 用于蒂罗尔（tyrrol） 的测试， 二甲基硫化物浊度的确定，电位滴定确定半胱氨酸的数量，以及作为烯类加卤化氢反应的催化剂	Floyd *et al*, 2002 Lassen *et al*., 2004
汞的氯化物，Hg_2Cl_2，甘汞	制备参考电极	Lassen *et al*., 2004
氧化汞，HgO	凯氏氮法测定有机氮的催化剂（也可以使用其他催化剂） Harris 苏木精液	Skårup *et al*., 2003 NIH, 2004
硫酸汞，$HgSO_4$或它和$CuS0_4$或$Se0_2$的混合物	凯氏氮法测定有机氮的催化剂	Lassen *et al*., 2004
汞的氧化物	制备化学中的氧化剂；酸的滴定度的确定；实验室中有机物合成；一些亚硝基化合物、次氯酸和有机硅氧烷的获得；参考电极的准备。	Lassen *et al*., 2004
金属汞	在极谱法中，利用滴汞或汞齐喷射的指示电极；用于确定有机硝酸盐数量的掩蔽剂；确定氟化物纯度和气体中的浓度；制造新的超导材料；开发新的气体放电装置；压汞测孔法（测定不同材料和物质的孔隙率）；实验室电化学（汞的电量分析和电化学数据转换器）；制备参考电极。	Lassen *et al*., 2004
汞的有机化合物	测定有机二硫化物；实验室内有机物合成；用于制备化学	Lassen *et al*., 2004
纳氏试剂（$K_2[HgI_4]$的碱溶液）	血尿素氮（BUN）检测酶，非蛋白质的氮 探测并用光度计测定氨（NH3），探测乙醇和乙醛， 识别（纸或薄层套色版中的）水合氨基酸	NIH, 2004; Lassen *et al*., 2004

试剂/汞的化合物	报道的用途	参考文献
碘化汞，HgI_2	组织学着色剂 用于确定有机硝酸盐数量的掩蔽剂；用于密度法区别分析矿物的重质液体的组成部分——Tule 流体（HgI_2 + 2KI 的水溶液）和 Shoushin-Rorbach 流体（BaI_2HgI_2 x nH_2O）。 制备参考电极。	SH, 2004; Lassen *et al*., 2004
氟化汞，Hg_2F_2	制备参考电极。	Lassen *et al*., 2004
溴化汞，Hg_2Br_2	制备参考电极。	Lassen *et al*., 2004
汞的二溴化物，HgBr+	在实验室电化学试验中用于制备集中电流转换电极	Lassen *et al*., 2004
Hg（NO_3）$_2$或 Hg（ClO_4）$_2$水溶液	汞液滴定法的滴定剂（分析阴离子 Cl^-、Br-、SCN^-、CN^-的方法）。	Lassen *et al*., 2004
Hg（NO_3）$_2$水溶液	汞液滴定法的滴定剂（检测卤化物的方法）	Lassen *et al*., 2004
硝酸汞，Hg（NO_3）$_2$	确定血液中氯化物的含量 合成四硝基甲烷的催化剂 用于寄生虫学的三色染色	Lassen *et al*., 2004 NIH, 2004
硫氰酸汞，Hg（SCN）$_2$	硫氰酸盐滴定法和汞液滴定法中的分析纯试剂（也用来测定卤化物、硫化物、硫代硫酸盐、氰化物的浓度）	Lassen *et al*., 2004
雷酸汞，Hg（ONC）$_2$	利用 Hoesh 反应合成芳香酮	Lassen *et al*., 2004
米隆试剂 （在稀释的硝酸中加入 $HgNO_3$和 Hg（NO_3）$_2$溶液，试剂中混有 HNO_2）	蛋白质（包括酚羟基化合物）的测试 蛋白质和苯酚的显色反应	NIH, 2004; Lassen *et al*., 2004
乙酸汞，（CH_3COO_2）Hg	用于醌相关（chinolisidine）化学	Lassen *et al*., 2004
Hg（$COOCH_3$）$_2$, Hg（CN）$_2$, HgO, $HgBr_2$	Koenigs-Knorr 反应的催化剂（合成配糖和低聚糖）	Lassen *et al*., 2004
乙酸苯酚汞	离子选择电极	SH, 2004
甲基氢氧化汞，CH_4HgO	分析 PCR 产物单链构象多态性的变性剂， 凝胶电泳， 蛋白质沉淀	NIH, 2004
Takata 试剂	Takata-Ara 试剂	NIH, 2004

976. OECD 关于汞的专论（OECD, 1994）提供了 1990 年左右 13 个国家分类别的汞使用情况的信息。实验室使用量占全部国家汞使用总量的 2.7%，而它在各国所占比例从 0.2%（比利时，1990 年）到 14%（德国，1985 年）不等。

977. 在美国，实验室化学品（试剂和催化剂）和设备的汞使用量从 1990 年约 32 吨下降到 1996 年的 20 吨（Sznopek and Goonan, 2000）。该报告还粗略估算出约占总量 1/3 的汞使用于实验室设备中。

978. 在丹麦，实验室化学品的汞使用量从 1982/83 年约 510 kg/年（Hansen, 1985）下降到 2001 年 20~40 kg/年（Skårup *et al*., 2003）。这主要由于分析有机氮的凯氏氮法被替代，该分析

方法曾经是主要的汞使用来源。2001 年，在凯氏氮法被替代后，用于测定化学需氧量（COD）的硫酸汞成为实验室化学品中主要的汞使用来源。

979. 在法国，COD 的测定也代表了主要的实验化学品汞使用。据报道，每年约有 900 kg 汞用于该分析方法（AGHTM, 2000）。

980. Floyd *et al.*（2002）粗略估计 2000 年左右欧盟化学品和医院实验室试剂中汞的用量约为 100~200 kg。考虑到仅丹麦一个国家使用量估计达到 20~40 kg，则该估算量可能偏低。

5.6.3.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-143 使用于实验室的汞的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	一般废物	部门特定的处理/处置
实验室中汞的使用	x	**X**		**X**	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

981. 在实验室里，小部分汞在使用过程中从通风橱的排气口向周围大气排放，大部分汞随使用过的化学品被处置。汞的归趋取决于该国实验室废物的管理系统。这些废物可能进行部门特定的处理、填埋或沿排水沟直接排放至下水道。

5.6.3.3 关于汞输入的讨论

表 5-144 估算实验室化学品和设备的排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
含汞设备的数量或化学品的年供应量	各类型设备或化学品的含汞量

5.6.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

982. 1994 年，约有 1.0 吨使用于美国普通实验室的汞向大气排放（US EPA, 1997b）。估算过程采用了每使用 1 吨汞向大气排放 40kg 汞的排放因子。该排放因子是根据较陈旧的工程判定，而不是实测数据确定的。所以，该因子被认为具有很大的不确定性。

983. 在俄罗斯联邦，实验室有义务中和含汞废物。一般来说，中和后的废物被运送到垃圾填埋场，但小型实验室可能在中和及稀释后，将试剂废液排放到排水系统中（Lassen *et al.*, 2004）。

5.6.3.5 输入因子和输出分布因子

984. 无法对该子类别定义默认因子。

985. **与其它汞排放源估算的联系** –需要注意，该子类别的汞可能会造成向废水系统、一般废物处理和危险/医疗废物处理的输入。

5.6.4 宗教仪式和民间医术用的金属汞

5.6.4.1 子类别描述

986. 在美国、墨西哥等地区的拉丁美洲、加勒比人的群居区里，汞被用来进行某些文化、宗教活动。这些活动包括将汞作为护身符携带在封闭的袋子或口袋里、洒在居室和汽车的地板上、放在蜡烛里燃烧，以及和香水混合。在美国，上述用途的汞在神物铺子销售。这种活动被很多人认为能避邪，或在爱情、金钱或健康方面带来好运（Riley, *et. al.*, 2001 和 NJ MTF, 2002）。

5.6.4.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-145 宗教仪式和民间医术用的汞在生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
在神物铺子和其他店铺的制备和分配	X	X	X	X	X	
使用	X	X	X		X	
填埋	X	X	X		X	

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

987. 该用途的汞最终可能排放到空气、废水或城市垃圾处理系统。如果汞没有被密封在容器中，则可能排放汞蒸气。某些活动，比如将汞洒在居室和汽车里，或是将其放在蜡烛内燃烧会加快蒸发的速率。

5.6.4.3 关于汞输入的讨论

988. 通常汞以胶囊的形式出售，平均每粒含有 8~9 克汞。

5.6.4.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

989. 一项关于汞的处置方法的研究表明：64%的使用者将汞倒入到垃圾中，27%将汞倒入马桶中冲走，9%直接将其扔到户外（Johnson, 1999, 被 NJ MTF, 2002 引用）。

5.6.4.5 输入因子和输出分布因子

990. 无法对该子类别定义默认因子。

991. **与其它汞排放源估算的联系** -需要注意，该子类别的汞可能会造成向废水系统、一般废物处理的输入或直接排放到环境中。

5.6.5 其它的产品用途、金属汞用途和其它源

992. 下文讨论的排放源之所以在这里被提及是由于它们被认为可能是汞使用和排放的源。但由于可得的数据和用于获得数据的资源有限，在工具包中，不再提供关于这些源的子类别描述、示例等信息。如果某个国家被识别出这些源，则需要组织专门的调查以收集消费量、使用、排放途径、处置等方面的信息，从而量化其向环境的排放：

- 红外探测半导体：汞是晶体结构的一部分。该设备可实现例如夜视、红外光谱分析等多种红外用途。

- 食道扩张管和清肠管；
- 教学使用；
- 使用汞的回转仪；
- 使用汞的真空泵；
- 使用汞作为冷却系统的制冷剂；
- 灯塔（航海灯；有些类型镜头/灯是浮在汞上的）；
- 在类似老式污水处理设施的旋转机械部件中含有汞的大型轴承；
- 鞣皮；
- 颜料；
- 棕色着色剂和蚀刻钢板；
- 某些类型的彩色相纸；
- 来复枪中的后座力缓冲器；
- 炸药（雷酸汞）；
- 烟火；
- 办公室玩具。

993. 大量的汞可能存在于医护人员使用的食道扩张管和清肠管中（Floyd *et al*., 2002）。食道扩张管是一种依赖汞重力的仪器，当食道中存在癌细胞扩散或其他障碍物时，它被用来在食道上撑开一个口。食道扩张管通常含有高达 1361 g 汞（SH, 2004）。清肠管有近 2 米长，其中充满汞，使用时被插入患者的胃肠道中。据报道，它的汞含量为 54 ~ 136 g （SH, 2004）。

5.7 再生金属生产（“二次”金属生产）

表 5-146 再生金属生产：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.7.1	再生汞生产（“二次生产”）	**X**	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
5.7.2	再生钢铁生产（铁和钢）	**X**	x	x		x	PS
5.7.3	其他再生金属生产	**X**	x	x		x	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.7.1 再生汞生产（“二次生产”）

5.7.1.1 子类别描述

994. 再生汞有两种基本的生产类型：回收已拆解设施中的液态汞，以及利用萃取过程回收废料中的汞。在美国（和其他许多国家），前者回收汞的总量远高于后者。全球液态汞的回收主要集中在三个方面：1） 氯碱设备的拆卸；2） 天然气管道中汞仪表的回收；3） 气压计、温度计和其他仪器的回收。在上述过程中，液态汞从被拆解设施转移到容器中。而后一种再生汞的生产指利用热萃取或化学萃取对含汞废料、工业废弃物和污泥的处理（US EPA, 1997a 和 COWI, 2002；对该过程更多的描述参见 US EPA, 1997a）。

995. 上述回收厂也可能由锌等金属采矿和粗加工的矿物残渣、天然气初级分配净化的污泥回收汞。与使用后回收相对，它们被称为副产物汞回收。区别这两种回收有利于量化全国的汞循环，同时有关两者分配的信息，可以写入清单报告文件。

996. 值得注意，在存在上述设施的国家，汞的回收可能是汞消费的一个重要来源。提纯后的汞再次进入全球的汞贸易循环。由于汞的回收利用能促进这类危险废物的收集和处理，很多国家的政府给予了该行业经济上的优惠政策（COWI, 2002）。

997. 在一些国家，汞的回收占据了汞市场供应极大的份额，而在另一些国家，却没有从事再生汞生产的工厂。某些没有回收汞规划的国家向国外的再生汞厂出口含有高浓度汞的废弃物（COWI, 2002）。

5.7.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-147 再生汞（二次生产）的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物
液态汞回收	**X**	**X**	**X**	x	**X**
废品中汞的萃取	**X**	**X**	**X**	x	**X**
副产物汞回收	**X**	**X**	**X**	x	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

998. 汞循环/回收过程可能导致汞大量地向大气、水环境和陆地环境排放。是否谨慎地管理加工过程的汞排放对排放量有极大的影响。可对加工设施安装减排装置，该装置将减少污染物向大气、水环境和陆地环境直接排放的可能。但与其他部门相同，减排技术会产生额外的固体或流体残渣，这些残渣需要被妥善处理以免产生其他排放（COWI, 2002）。

999. 在美国（也可能在其他很多国家），关于具体的排放控制措施运行情况的数据非常有限且和特定的场地有关。尾气中的汞蒸气和液滴会在洗涤塔的喷雾中被捕获。（如由热蒸馏过程等）排放到车间中的汞蒸气可由以下办法削减：防泄漏系统、局部排气装置、稀释换气、隔离和/或个人保护用具。应用防泄漏系统、通风装置（局部排气装置和通风系统）或温度控制可以减少蒸馏阶段、填充阶段的转移导致的汞蒸气排放（US EPA, 1997a）。

5.7.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-148 估算再生汞生产（二次生产）的排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

过程类型	所需要的活动强度数据	汞输入因子
使用后汞的回收	汞的生产量	每生产 1 吨汞排放汞的克数

5.7.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1000. 汞排放量因萃取过程的不同而不同。以下源具有较高的汞排放可能性：干馏和熔炉操作、蒸馏，以及木炭过滤器向大气中的排放。最主要的汞排放源是冷凝器排出的废气和卸载干馏室时逸出的蒸气。当灌注蒸馏瓶或液体溢流时，也可能在灌注区域产生汞排放。一家美国的公司（汞精炼公司）在 1994 和 1995 年进行的两次排放测试表明每回收 1 吨汞平均排放 0.85 kg 汞（MRC, 1997,被 US EPA, 1997a 引用）。1973 年，在全过程不采取控制措施的前提下，估计每加工 1 吨汞平均排放 20 kg 汞（Anderson, 1973，被 US EPA, 1997a 引用）。

1001. 美国 1994 年的有毒物质排放清单中报道了两家（使用萃取过程的）工厂的汞排放数据。其中一家向大气排放汞的数量为 116 kg，另一家为 9 kg。与其他相比，以回收废旧设施中液态汞为主的工厂（没有采用萃取过程）排放量较小。

1002. 据估计，1996 年美国从工业废料中共回收 446 吨汞，而 1995 年汞的再生生产可能导致了约 0.4 吨汞排放。这些再生汞主要来源于补牙剂、来自（电灯、开关等）电器设施等的汞废料、来自实验室和电解精炼厂的废弃物和污泥以及含汞电池。

1003. 下表列出了俄罗斯一家再生汞生产厂处理的含汞废物的重量以及从这些废物中回收的商品铅的重量。该工厂主要利用管式旋转炉回收汞。管式旋转炉是一个直径 1.6 m，长 1.4 m 的金属圆柱体，内衬耐火砖，并以 3~4°的倾斜度安装。生产过程的汞排放总量为 120 kg，其中 52 kg 进入废气，65 kg 进入废水，3 kg 进入炉渣，另有 0.5 kg 去向不明。则生产过程向大气的排放为 2 kg/吨加工汞，向废水的排放为 2.5 kg/吨加工汞。1999 到 2001 年汞向大气的排放量从 20 g/吨加工汞下降到 2 g/吨，而 1999 年前的排放量远高于上述水平。同期，汞向水体的排放从 0.5 g/吨加工汞上升到 2.5 g/吨加工汞。

表 5-149 2001 年俄罗斯某回收厂含汞废弃物的处理（Lassen et al., 2004）

废物类型	废弃物重量, kg	商品汞, kg
（来自 VCM 生产的）催化剂、吸收剂、污泥	244,312	9,793
自然的汞	16,113	16,097
汞灯	20,610	7
含汞装置	1,784	131

发光体的浓缩物	23,700	78
其他（原电池、含汞建筑废料和土壤，特定的生产废物等）	54,800	343
总计	361,319	26,449

5.7.1.5 输入因子和输出分布因子

1004. 根据 Lassen 等人收集的俄罗斯某加工厂的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

1005. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

表 5-150 俄罗斯某回收厂具体的输出量和输出分布因子（Lassen et al., *2004）*

	报道的输出量*1	**输出分布因子——输出量所占份额**	**具体排放因子**
	Kg/年	**无**	**Kg 汞排放/吨汞制造**
产品汞	26449	0.995	-
向空气的排放	52	0.002	2,0
向水体的排放	65	0.002	2,5
部门特定的废物处置（炉渣—固体残渣）	3	0.0001	0.1
部门特定的处理/处置（去向不明的损耗）	0,5	0.00002	0.02
输出总计	26569,5	1	-

注：*1 关于俄罗斯某回收厂的数据（Lassen *et al.*（2004）。对其他工厂使用上述数据的可靠性较低，只能作为初步的数据参考。

1006. **与其它汞排放源估算的联系** – 与第 5.1-5.6 节类似，向废物处置子类别输入的汞可以通过量化随产品和材料进入社会的汞得以表达。编制汞排放清单时应避免重复计算汞输出。另外需要注意，再生汞生产的原材料可能包括从国外进口的含汞废物。

5.7.1.6 源特定的主要数据

1007. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 向各输出途径排放汞量的实测值。

5.7.2 再生钢铁生产（铁和钢）

5.7.2.1 子类别描述

1008. 使用多种高温加工方式，可以用废金属生产钢铁。再生金属/材料中的汞可能来自原材料中的天然汞杂质，也可能由人为使用过程中的汞污染产生（如用于再生钢铁生产的汽车汞开关）。

5.7.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-151 再生钢铁生产（铁和钢）的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
破碎、贮存和熔炼	**X**	x	x		x	x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1009. 不同行业不同类型的设备以及多种处理过程都可能产生废铁。例如，拆解废旧汽车并回收其有价值的部件后，剩余的部分被压碎进入粉碎机。部分更老式的汽车直接被送入破碎机。其他废弃物由处理系统的不同阶段进入废钢生产。在废钢生产过程的多个环节（包括破碎（NJ MTF, 2002）和熔炼），汞可能向大气、水或土壤排放。

5.7.2.3 关于汞输入的讨论

表 5-152 估算再生钢铁生产（铁和钢）排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
破碎、贮存、熔炼	再生铁/钢的产量	每吨铁/钢的汞含量

1010. 这些废料包括从废弃汽车、家用电器回收而来的金属以及拆除建筑结构的废弃金属。这些金属大多含有汞。比如，90 年代美国每年约 9 吨汞被用在汽车倾斜开关（如车厢灯）和防锁死刹车系统中。而据估算，2001 年美国正在使用的汽车的含汞总量在 155 到 222 吨之间（ECGLU, 2001）。由于这些汽车的平均使用寿命为 9 年，而绝大部分废弃汽车会进行废金属回收，则估计每年汽车含汞总量的 10%（或 15~22 吨）进入废金属加工系统（NJMTF, 2002）。

1011. 1996 年到 2000 年，美国用于开关的汞减少了约 60 - 80%。但同一时期用于防锁死刹车系统的汞却增加了约 130 - 180%（NJMTF, 2002）。

1012. 欧洲汽车汞开关的替代比美国更早。

1013. 另外，汞也广泛存在于气体压力调节器、开关和火焰传感器，这些部件也可用作钢铁生产（Cain, 2000，引用于 NJ MTF, 2002）。

5.7.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1014. 在美国新泽西州，3 家工厂使用电弧炉熔炼废金属工艺生产钢，3 家工厂使用冲天炉熔炼废金属工艺生产铸铁。据估计，6 家工厂向空气中排放约 0.46 吨汞 （NJ MTF, 2002），平均每家工厂的排放量为 0.076 吨。根据生态中心的报道，美国该子类别向空气排放汞的总量约为 15.6 吨（Ecology Center, 2001, 被 NJ MTF, 2002 引用）。

1015. 经由钢铁厂熔炉的烟囱向大气的排放被认为是主要的排放途径。而在生产过程的其他环节，比如贮存、破碎、拆解等，也可能存在向空气、土地和水的汞排放（NJ MTF, 2002）。

1016. 不过，据一项关于某工厂物料平衡的研究估算，仅有 31%的汞通过烟囱排放，49%留在炉灰中，18% 在破碎后的残余物中，其余 2%在破碎的过程中排放（Cain, 2000, 引用于 NJ MTF, 2002）。

5.7.2.5 输入因子和输出分布因子

1017. 目前没有试图为再生钢铁生产的制定默认因子。汞的输入与历年来所在国或地区汽车、家用电器等的含汞零件的情况有着非常密切的关系。

5.7.2.6 源特定的主要数据

1018. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 各类被加工的废金属中汞含量的实测值和文献值；
- 各类被加工的废金属数量；
- 排放源所采用的污染削减设备（或是具有相似设备和活动条件的排放源）的实测数据。

5.7.3 其它再生金属生产

5.7.3.1 子类别描述

1019. 原则上，再生铝、再生铜、再生锌等再生金属也可能含有汞，但文献报道中并没有有色金属再生生产过程汞输入的报道。大多数金属的初级生产过程表明，进料中的天然汞杂质并没有大量进入金属产品。如果存在向有色金属循环利用过程输入的汞，则其大部分均来自其他使用汞的物质或产品/零件。汞开关、继电器、温度调节装置等可能是主要的汞输入源。基于有关这些使用汞的零件/产品的背景知识，用于有色金属再生的原材料可能比用于钢铁再生的原材料汞污染程度更低。

1020. 铝是一种可能在其再生过程中排放汞的金属。与铁相比，汞更易与铝结合形成汞齐，所以在再生过程中，铝比铁更容易被汞污染。使用熔炼工艺生产再生铝的工厂也会向空气等介质排放汞。

5.7.3.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-153 其他再生金属生产在其生命周期中的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
生产	**X**	x	x		x	x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.7.3.3 关于汞输入的讨论

表 5-154 估算其他再生金属生产排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

生命周期的阶段	所需要的活动强度数据	汞输入因子
破碎、贮存、熔炼	再生金属产量	再生金属的汞含量

5.7.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1021. NJ MTF 认为再生铝生产厂的汞排放量与前文所述的再生钢铁生产（铁和钢）类似，其主要受纳介质均为空气。所以，NJ MTF 假定新泽西州每家再生铝生产厂向大气排放约 455 kg 汞 （NJ MTF, 2002）。

5.7.3.5 输入因子和输出分布因子

1022. 目前没有试图为其他再生金属生产制订默认因子。汞的输入与历年来所在国或地区废金属产品的含汞零件的情况有着非常密切的关系。

5.7.3.6 源特定的主要数据

1023. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 各类被加工的废金属中汞含量的实测值和文献值；
- 各类被加工的废金属数量；
- 排放源所采用的污染削减设备（或是具有相似设备和活动条件的排放源）的实测数据。

5.8 废物焚烧

表 5-155 废物焚烧：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.8.1	城市/普通废物焚烧	**X**	x	x	x	**X**	PS
5.8.2	危险废物焚烧	**X**	x			**X**	PS
5.8.3	医疗废物焚烧	**X**	x			**X**	PS
5.8.4	水处理污泥焚烧	**X**	**X**			**X**	PS
5.8.5	不规范的废物焚烧	**X**	**X**	**X**			OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.8.1 城市/普通废物焚烧

5.8.1.1 子类别和过程描述

1024. 普通废物中的汞主要来自：1） 废弃产品和生产废料中故意使用的汞；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。普通废物的汞含量由向废物的输入直接决定，所以不同国家间该含量相差很大。

1025. 城市固体废弃物主要包括家庭垃圾、不具有危险特性的商业和公共事业以及非制造工业的固体废弃物。在某些国家，水处理污泥和致病医疗废物与城市垃圾在同一设施中焚烧。

1026. 城市固体废弃物有时（在一定的控制条件下）进行焚烧处理，而主要由矿物质组成的废弃物通常被送入填埋场填埋。不同国家采用焚烧或其他处理方式处理可燃性废弃物的比例有所不同。

1027. 城市固体废弃物可不经过前处理直接燃烧，也可能经过处理形成垃圾衍生燃料。在美国，不同垃圾衍生燃料式焚烧炉对城市固体废弃物的处理程度不同：有的仅能去除大体积不可燃烧的物质，而有的则可通过深度处理得到分离良好、适宜在煤粉锅炉共燃烧的燃料。将城市固体废弃物加工成为垃圾衍生燃料通常能提高废弃物的热值，这是由于在该过程中很多不可燃的物质被去除（US EPA, 1997a）。

1028. 在某些焚烧炉中，部分汞仍留在未完全燃烧的废弃物中，从而以炉灰的形式残留于焚烧炉。但事实上，通常情况下，在高温的燃烧过程中废弃物所含的汞全部转化为汞蒸气。大部分汞随废气排放，而从烟囱向大气排放的汞量很大程度上取决于已有控制设施。简陋的控制设施会造成大量的汞以气体的形式从烟囱释放，而利用控制良好的设施，大多数汞被阻留在烟气残渣中。各种控制措施的效率将在下文中讨论。

5.8.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-156 城市/普通废物燃烧的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
可控的废物焚烧	**X**	x	x	x	**X**	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1029. 决定该子类别汞排放的重要因素是废弃物的汞含量和用于减少汞排放的控制措施的效率（若存在上述设施的条件下）。

1030. 焚烧技术和所应用的烟气净化系统决定汞的输出分布。汞可能向大气排放，可能成为固体焚烧炉残留物（炉渣），可能成为烟气净化的残余物，也可能向水体排放（部分烟气净化技术会导致向水的间接排放）。用于烟气净化的后燃设备能阻留部分其他形式排放的汞，该装置已在许多国家得到了广泛的应用。焚烧所使用的烟气净化系统与大型燃煤工厂（在第 5.1.1 节中提及）使用的相似，只是前者可能增加了一个活性炭喷注和收集的步骤（用于吸附/吸收汞）。该活性炭技术在美国、德国、瑞典、丹麦和奥地利等国都得到了应用。

5.8.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-157 估算城市/普通废弃物排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
废物焚烧量	废物的汞含量

1031. 城市固体废弃物的汞含量由该国含汞产品的使用情况和专门针对含汞废弃物的收集系统的存在情况决定。城市固体废弃物已知的的汞来源包括电池、废弃电器和电线、荧光灯、牙齿和其他银汞合金补牙剂废料、油漆残余物和塑料。由于这些产品有一定的使用寿命，则废弃物的汞来源反映了若干年前不同产品的汞使用情况。

1032. 在美国，由于汞使用模式的转变，废弃物的汞来源也随着时间发生变化。1980 年到 2000 年，含汞电池是美国城市固体废物最主要的汞来源（表 5-158）。据估计，1989 年废弃汞总量的 88％来自电池，而其中约有 28％来自氧化汞电池，而其余部分来自碱性电池等其他电池（US EPA, 1997a）。尽管 80 年代末，在美国和其他国家含汞电池的消费量大幅度下降，但由于废弃物的总含汞量也大幅度下降，2000 年电池仍含有废弃产品总含汞量的 50％以上（表 5-158）。

1033. 据报道，1989 年，美国城市固体废弃物共含有汞 644 吨，其质量浓度范围从不足 1 ppm 到 6 ppm 不等，典型质量浓度为 4 ppm（ppm = g 汞/吨废弃物）。不过，随着汞消费模式的转变，从 1989 年起，城市固体废弃物的汞含量显著下降，2000 年达到了 157 吨汞的水平（表 5-158）。

1034. 2001 年新泽西州城市固体废弃物的汞浓度范围为 1.5 ~ 2.5 ppm（NJ MTF, 2002）。

表 5-158　1980 年、1989 年以及计划 2000 年美国城市固体废物产品中的汞（根据 Franklin Associates,Ltd.（1989）,被 Yep et al.2002 引用）

废物类型	占总体的百分比		
	1980	**1989**	**2000（计划）**
家用电池	78.4	87.6	57
电照明	4.4	3.8	23.7
油漆残渣	4.9	2.6	0.3
温度计	4.7	2.3	9.7
自动调温器	1.3	1.6	6.0
涂料	4.2	1.4	0.9
牙科补牙剂	1.3	0.6	1.3
特殊的纸涂层	0.2	0.2	0.0
汞灯开关	0.1	0.1	1.1
盒装胶卷电池	0.5	0.0	0.0
废弃品汞的含量	100	100	100
美国废弃品汞的总量（吨）	497	644	157

1035.　表 5-159 分别说明了 1992/93 和 2001 年丹麦城市固体废弃物的汞来源情况。1992/93 年来自电池的汞占全部汞量的一半以上，该结果与上述美国的情况相似。2001 年，由于碱性电池和其他电池汞含量的减少，来自电池的汞仅占全部汞量的 27％，而废弃物中的天然汞杂质（存在于自然中的痕量元素）占废弃物全部汞量的 28%。请注意这部分汞并没有包括在美国城市固体废弃物的汞来源当中。由上例可得，即使对各类废物的估算建立在对物流详细的分析基础上，它的不确定性仍然非常高。在这一时期内，废弃物的汞含量从 0.4~1.2 ppm 下降到 0.1~0.6 ppm（根据该研究，实际汞含量很可能处于估算范围的高端）。

表 5-159　1992/93、2001 年丹麦焚烧处理的城市固体废弃物的汞来源（Maa et al., 1996; Skårup et al., 2003）

废物类型	1992/93		2001	
	kg Hg/年	**占总量的百分比**	**kg Hg/年**	**占总量的百分比**
牙齿和各种其他补牙剂废料	200 - 310	18	64 - 180	12
灯源	4 - 20	1	19 - 110	6
开关和继电器	0 - 120	4	75 - 380	22
温度计	80 - 200	10	19 - 38	3
监测仪器	0 - 40	1	19 - 47	3
电池	420 - 1,100	53	52 - 510	27
杂质汞（痕量元素）	20 - 370	14	28 - 560	28
总量（大致量）	700 - 2,200	100	280 - 1,800	100

5.8.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1036. 利用电除尘器和纤维过滤器能去除烟气中吸附在颗粒物上的汞，从而在一定程度上减少来自城市废弃物焚烧炉的大气汞排放。除尘器的汞去除效率取决于其去除细微颗粒物的能力。烟气中酸性气体的去除也有利于汞的捕集。

1037. 采用以下方法可能提高控制措施的去除效率：将燃烧器中的汞蒸气吸附到酸性气体吸附剂或其他吸附剂上，而后在去除颗粒相中的汞。在美国最常用的颗粒物控制设备是电除尘器。将控制设备进口处的烟气温度降低到 175 ºC（或更低）将有利于实现高效汞控制。典型的新式城市废弃物焚烧炉系统在颗粒物去除装置的上游安装气体冷却和管喷吸附剂（DSI）或喷雾干燥器（SD）系统，以降低气体温度并控制酸性气体（US EPA, 1997a）。

1038. 若焚烧条件控制在温度高于 850ºC，氧气含量为 8-10%，则汞主要以氯化汞（I 和 II）和元素汞的形式存在（Velzen et al.,2002）。使用热力学计算含有 HCl 和 SO_2 的典型烟气中汞的化学平衡，结果表明温度在 300-700 ºC 时，主要产物为 $HgCl_2$，温度高于 700ºC 时，主要产物为元素汞。表 5-160 对焚烧炉各种烟气净化装置的汞去除效率进行了总结（Velzen *et al.*, 2002）。根据估算需要，假设 $HgCl_2$/Hg（0）的比例在 70/30 和 80/20 之间。加入的特定吸收剂（或吸附剂）可能是注入硫或硫的化合物的吸收剂或活性炭吸附剂，它们提高了汞在颗粒物上的吸着性。

表 5-160 废物焚烧炉烟气净化装置的汞去除效率

装置	温度（ºC）	$HgCl_2$	Hg（0）	全部汞	参考文献
电除尘器 （ESP）	180	0 - 10%	0 - 4%	0-8%	Velzen *et al.*, 2002
电除尘器 （ESP）				10%	Pirrone *et al.*, 2001
纤维过滤器 （FF）				29%	Pirrone *et al.*, 2001
湿式洗涤塔	65-70	70 - 80%	0 - 10%	55 - 65%	Velzen *et al.*, 2002
添加调节剂的湿式洗涤塔		90 - 95%	20 - 30%	76 - 82%	Velzen *et al.*, 2002
喷淋吸收塔＋纤维过滤器（石灰）	130	50 - 60%	30 - 35%	44 - 52%	Velzen *et al.*, 2002
喷淋吸收塔＋纤维过滤器（添加特殊吸收剂）***1**		90 - 95%	80 - 90%	87 - 94%	Velzen *et al.*, 2002
气流床吸收器＋纤维过滤器（添加特殊吸收剂）***1**	130	90 - 95%	80 - 90%	87 - 94%	Velzen *et al.*, 2002
循环流化床＋纤维过滤器（添加特殊吸收剂）***1**	130	90 - 99%	80 - 95%	87 - 98%	Velzen *et al.*, 2002
电除尘或纤维过滤器＋碳过滤层				99%	Pirrone *et al.*, 2001
电除尘或纤维过滤器＋活性炭喷注				50 - >90%	Pirrone *et al.*, 2001
电除尘或纤维过滤器＋过滤湿式洗涤器				85%	Pirrone *et al.*, 2001

注：*1 特殊吸附剂可能是注入硫或硫的化合物的吸收剂或活性炭吸附剂，它们提高了汞在颗粒物上的吸着性。

1039. 如上表所示，单一电除尘器对汞的去除效率非常低。主要用于酸性气体去除的湿式洗涤器或使用石灰的喷淋吸收塔对汞的去除效率分别为 55~65%和 44~52%。要达到 90%以上的高去除效率，必须添加活性炭等特殊吸收/吸附剂。

1040. 根据最近在 167 座美国大型城市固体废物焚烧炉中的 115 座开展的验证测试结果，大型城市固体废物焚烧炉的平均汞去除效率为 91.5%。每座焚烧炉的平均汞去除效率是由三次测试的平均值确定的。每次测量各控制装置（在喷雾干燥器和纤维过滤器或者喷雾干燥器和电除尘器的上游端喷注粉末活性炭）前后烟气中汞的总浓度（UNEP, 2002）。

1041. 从排放废气中去除的汞会留在焚烧残余物，或在使用某些过滤技术的情况下留在（洗涤过程产生的）废水处理后的固体残渣中。根据它们含有危险物质的情况和其他特性，一般地，这些残余物被送往填埋场或作为特殊建材使用（石膏墙板、路基等）。这些固体残余物也可能被贮存在专门用于危险废物的沉积场，堆存被额外用一层膜或其他物质覆盖以防止或减少由蒸发和泄漏导致的排放。

1042. 表 5-161 列出了城市废物焚烧炉的不同流出物中汞分布的示例。相比于表 5-160 所示的典型去除效率，该表所示的电除尘器去除效率更高，这是由于这些焚烧炉的电除尘器对细微颗粒的阻留效果更好。

表 5-161 废物焚烧炉烟气净化系统汞除尘效率示例

	总输出的百分比：						
	向空气的排放	炉灰	电除尘器/纤维过滤器	酸性气体净化滤饼	活性炭吸附器残渣	废水	废气净化系统
Schachermayer *et al*., 1995 （Austria）	<1	5	30	65		<1	电除尘器，湿式洗涤器，脱硝过程
Amagerforbrænd-ing, 2000 （Denmark）	7	1	92			<0.01	电除尘器，半干式烟气净化过程
Acthenbosch and Richers, 2002, （Germany）	0.4	-	44.3	54.6	0.7		电除尘器，喷雾干燥电除尘器，湿式洗涤塔，选择性催化还原，碳吸附器
Shin Chan-Ki *et al*., 2000 （Korea）	7.3	1.8	13.9			77 *1	电除尘器，湿式洗涤器

注：*1 在原文献中被简要的说明为“气体净化水”，未提及废水是否经过过滤或滤饼是否被单独处置。

1043. 最近十年来，美国城市废物焚烧炉向大气排放的汞显著下降。一方面是由于废弃物含汞量减少，另一方面得益于控制技术的改进和提高。在 1990 年初，约有 40 吨汞自废物焚烧炉排向大气，而到 2001 年，该排放量已下降至 4 吨（US EPA, 2001）。

1044. 新泽西州固体废物焚烧炉的现有排放控制措施主要包括向颗粒物控制设施中注入碳。该措施对排气中汞的去除率达到 95%以上。而碳最终和灰混合在一起。根据新泽西工作组提供的信息，在残余物中，大部分汞被吸附在注入的碳上，而仅有极少部分可能向外排放（NJ MTF, 2002）。

1045. 美国环保局制定了 1994 年城市废物焚烧炉的空气排放因子，如表 5-162 所示。1994 年前的排放因子可能偏高，而由于废物汞含量的下降，近年来的排放因子可能偏低。

表 5-162　　1994-1995 年美国城市固体废物焚烧炉的平均排放因子（基于 US EPA, 1997a）

焚烧炉类型	汞浓度 μg/m³ 干烟气， 在标准状态下，7% O_2	平均排放因子 g/MT 废弃物
无酸性气体控制的城市固体废物焚烧	340	1.4
有酸性气体控制的城市固体废物焚烧	205	0.83
有酸性气体控制的城市固体废物焚烧＋碳	19	0.077
无酸性气体控制的垃圾衍生燃料焚烧	260	2.6
有酸性气体控制的垃圾衍生燃料焚烧	35	0.34

注：　酸性气体控制包括：SD、DSI/FF、SD/ESP、DSI/ESP、SD/FF 和 SD/ESP；
SD = 喷雾干燥器；　DSI = 管道喷射吸附；　ESP = 电除尘器

5.8.1.5　输入因子和输出分布因子

1046.　根据上述关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。同时这些缺省因素是在汇总数据以后所作的专家判断，目前阶段尚未在因子的制订过程中涉及任何系统的定量方法。在大多数情况下，计算排放区间将得到关于实际排放更准确的估算结果。

1047.　使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a）　默认的汞输入因子

1048.　为获得最精确的排放估算，最好采用废物含汞水平的实际数据（例如根据工具包的流程建立的数据）。

1049.　如果没有关于城市废弃物汞含量的信息，可以用下表 5-163 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为汞含量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。如果大量高含汞的废弃产品（温度计、电池、补牙剂废弃品、开关等）被分类收集单独处理，因而在一般城市废弃品中数量较少时，应采用低端输入因子进行估算。相反，如果大量高含汞的废弃产品没有经过上述分类步骤而直接成为一般城市废弃品时，应采用高端输入因子进行估算。正如上文提到的，废弃物的汞浓度水平当然也与被调查国家的含汞产品和材料的消费量有着直接的关系。

表 5-163　　估算城市固体废弃物中汞的初步默认输入因子

物质	默认输入因子； g Hg/MT 废弃物； （低端 – 高端） *1
城市固体废物（一般“生活”垃圾）*1	1 - 10

注：*1　如果大量高含汞的废弃产品（温度计、电池、补牙剂废弃品、开关等）被分类收集单独处理，因而在一般城市废弃品中数量较少时，应采用低端输入因子进行估算。相反，如果大量高含汞的废弃产品没有经过上述分类步骤而直接成为一般城市废弃品时，应采用高端输入因子进行估算。正如上文提到的，废弃物的汞浓度水平当然也与被调查国家的含汞产品和材料的消费量有着直接的关系。

b） 默认的汞输出分布因子

*表 5-164　　估算城市固体废物焚烧汞排放的**初步**默认汞输出分布因子*

排放削减装置*1	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置*4
无	1			?	?	
仅使用电除尘器的除尘系统等	0.9		***3**	?	?	0.1
使用石灰（或其他酸性气体吸收剂）的酸性气体控制设施，并在其下游装置高效纤维过滤器或电除尘器等颗粒物截留装置	0.5		***3**	?	?	0.5
使用特殊的汞吸收剂并在其下游安装纤维过滤器	0.1		***3**	?	?	0.9

注：　*1　PM = 颗粒物;　FF = 纤维过滤器;　ESP = 电除尘器;
*2　若使用特定的烟气净化系统，部分作为残渣堆存的汞可能进入副产物商品（例如路基熔渣/灰渣和水泥生产的飞灰）；
*3　一旦残渣未被妥善处理，其中的汞可能排放到土地。
*4　可能被填埋到一般垃圾填埋场或专门针对危险废物安全填埋场

c） 与其它汞排放源估算的联系

1050.　关于废弃物处理的子类别，记住废弃物中汞的以下来源是非常重要的：1） 废弃产品和生产废料中汞的故意使用；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。注意到，部分汞输入将直接进入城市生活垃圾、危险废物和医疗废物。

1051.　由该子类别排放到环境和废弃物堆放场的汞可看作在社会使用产品中汞的一种结果。

1052.　类似地，如第 5.4 ~ 5.6 节的描述，向废物处理子类别输入的汞可通过量化随产品和材料进入社会的汞进行估算。当编制汞排放清单时，应注意避免重复计算上述汞的输入。

1053.　注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.8.1.6　　源特定的主要数据

1054.　这种情况下最重要的源特定数据为：

- 如果向（产品等）废弃物的汞输入能被准确地估算，则该汞输入的数据可以被用来量化来自废弃物焚烧的汞排放。但是，需要注意大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算，则使用该方法可能导致过低估计汞的总输入量。

1055. 由于废弃物的汞输入很难被测定或准确量化，下列数据可能有利于对废物焚烧的汞排放/输出进行估算：

- 向大气的排放：测定烟气平均汞浓度以及在一般条件下（每年）产生的烟气量；
- 向固体残余物的输出：测定残渣的平均汞浓度和每年残余物输出量（熔渣/灰渣，烟气净化残余物，石膏板等）；
- 向水的排放（如果存在）：测定废水平均汞浓度以及一般条件下（每年）排放的废水量。

1056. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.8.2 危险废物焚烧

5.8.2.1 子类别描述

1057. 危险废物中的汞主要来源于废弃产品和生产废料的故意使用。作为废物处理/处置的一部分，一些危险废物被焚烧处理。危险废物的汞含量由向废物的汞输入直接决定，所以在不同国家和境况下该含量差异很大。

1058. 危险废物是指含有一定数量危险物质且会产生较大影响的残余物或废弃物。一般来说，包括日用消费品在内的所有物质，如果在其操作或使用过程中需要特殊预防和限制，都属于这一类别。任何进入该范畴的消费品废弃物，都必须被当作危险废物处理。它包括溶剂和其他挥发性碳氢化合物、颜料、染料、除草剂和除虫剂等化学品、药剂、电池、燃料、油和其他润滑剂以及其他重金属的物质。同样，被这些物质污染的一切物质，例如被浸过的抹布或纸、加工过的木材以及生产残余物等，也都应作为危险废物（UNEP, 2003）。

1059. 汞浓度高的废弃物并不适于焚烧，而更适于在焚烧前从其他危险废物中拣选出，进行单独处理。但在实际过程中，这种分类处理并没有得到广泛的应用。

1060. 典型的危险废物焚烧装置是采用特殊技术的焚烧炉或回转窑焚烧炉。采用特殊技术的焚烧炉包括技术水平较低的鼓形炉、炉排炉和马弗炉。同样，其它一些用于处理危险废物的技术，例如：超临界水氧化、电弧玻璃化技术等都属于特殊技术的范畴（尽管它们可能不属于焚烧技术）。在一些国家，危险废物在水泥窑和轻质聚合窑中焚烧，参见第 5.3.1 节和第 5.3.3 节。

1061. 焚烧炉的气体污染控制装置多种多样。从复杂性上讲，包括从无污染控制到对多种污染物具有作用的综合控制系统。一般来说，危险废物焚烧炉的控制技术与城市废物焚烧的类似（见第 5.8 节）。

5.8.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-165 危险废物焚烧主要的排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
焚烧	**X**	x			x	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1062. 废弃物的汞含量决定了汞的输入。焚烧技术特别是所应用的烟气净化系统决定了汞的输出分布。汞的输出主要包括以下途径：向空气的排放，积聚在炉内或气体净化残余物中，以及向水体排放（仅指经由某些气体净化技术向水体的间接排放）。

5.8.2.3 关于汞输入的讨论

1063. 由于垃圾分类和处理措施各不相同，不同国家间危险废物的汞输入相差非常大。则无法定义该部门汞输入的通用数据，因此需要针对各危险废物处理设施的具体情况进行数据收集和测定。

1064. 当存在类似条件下（应用于在同一国家或地区）汞排放的可信估算时，基于废物数量的外推法才是进行初步估算可行的方法。

5.8.2.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1065. 美国环保局对 1996 年危险废物焚烧向大气的排放进行了估算，并用类似的方法计算出水泥窑和轻质聚合窑平均基线汞排放率（US EPA, 1997a）。1996 年美国危险废物焚烧向大气排放汞 6.3 吨 （US EPA, 1997a），而没有向固体残余物或废水排放的数据报道。

1066. 焚烧炉的气体污染控制装置多种多样。从复杂性上讲，包括从无污染控制到对多种污染物具有作用的综合控制系统。一般来说，危险废物焚烧炉的控制技术与城市废物焚烧的类似（见第 5.8 节）。

5.8.2.5 输入因子和输出分布因子

1067. 由于缺少数据支持，定义危险废物焚烧的默认因子可能不合理。尽管这样，仍需要注意，危险废物焚烧可能是一个非常重要的汞排放源，不能在排放清单中被忽略。在可能的情况下，需要获取源特定的信息。

1068. 由于危险废物的多数汞输入源与医疗废物相似，如果不能获取源特定的信息，可结合危险废物焚烧量和医疗废物的默认输入因子（第 5.8.3 节）对危险废物的汞输入进行一个非常粗略的初步估算。同时，医疗废物焚烧的默认输出分布因子（第 5.8.1 节）也可用来计算危险废物焚烧的输出分布。

1069. 当存在类似条件下（应用于在同一国家或地区）汞排放的可信估算时，基于废物数量的外推法可能是进行初步估算更好的方法。

1070. **与其它汞排放源估算的联系** –关于废弃物处理的子类别，记住废弃物中汞的以下来源是非常重要的：1） 废弃产品和生产废料中汞的故意使用；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。注意到，部分汞输入将直接进入城市生活垃圾、危险废物和医疗废物。

1071. 由该子类别排放到环境和废弃物堆放场的汞可看作在社会使用产品中汞的一种结果。

1072. 类似地，如第 5.4 ~ 5.6 节的描述，向废物处理子类别输入的汞可通过量化随产品和材料进入社会的汞进行估算。当编制汞排放清单时，应注意避免重复计算上述汞的输入。

1073. 注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.8.2.6 源特定的主要数据

1074. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 如果向（产品等）废弃物的汞输入能被准确地估算，则该汞输入的数据可以被用来量化来自废弃物焚烧的汞排放。但是，需要注意大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算，则使用该方法可能导致过低估计汞的总输入量。

1075. 由于废弃物的汞输入很难被测定或准确量化，下列数据可能有利于对废物焚烧的汞排放/输出进行估算：

- 向大气的排放：测定烟气平均汞浓度以及在一般条件下（每年）产生的烟气量；
- 向固体残余物的输出：测定平均汞浓度和每年产生的相关残余物输出量（熔渣/灰渣，烟气净化残余物，石膏板等）；
- 向水的排放（如果存在）：测定排放废水的平均汞浓度以及一般条件下（每年）排放的废水量。

5.8.3 医疗废物焚烧

5.8.3.1 子类别描述

1076. 医疗废物包括医疗、兽医医疗或用于研究（例如医院、诊所、医生和牙医办公室、护士站、兽医诊所和医院、医学实验室、医学院、兽医学院和其他研究机构）的各种设施产生的传染性和非传染性的废弃物。医疗废物中的汞主要来源于废弃产品和生产废料的故意使用。汞的浓度取决于废弃物的汞输入，所以在不同国家和地区该浓度可能相差很大。

1077. 医疗废物被认为是由医疗活动产生的一切废弃物，而不论该活动发生在医院或由医师、牙医或其他医生进行。在这些活动中产生的废弃物包括分泌物、血液、医药品、用于人体或动物医疗处置的包装材料和/或工具。为了可靠地消灭病毒、细菌和病原体，这些废弃物通常进行焚烧处理（UNEP, 2003）。医疗废物焚烧炉（MWI）即是焚烧这些医疗废弃物的装置。

1078. 在某些国家，如上所述的医疗废物被送入危险废物焚烧炉或适宜的生活垃圾焚烧炉焚烧。

1079. 现有的资料显示医疗废物焚烧炉系统可能是重要的汞排放源。汞由废物中的含汞物质产生并排放。目前所知的汞排放源包括温度计、银汞合金补牙剂、电池、实验室化学品（组织样品等）、荧光灯、高强度气体放电灯（汞蒸气、金属卤化物和高压钠）、特殊的纸和薄膜衣、油漆等。在可能的情况下，其中大部分需要在焚烧前拣选出。需要注意，医疗废物与危险废物的汞输入有一定的重叠，所以在同时进行医疗废物焚烧和危险废物焚烧的国家，大多数情况下，很难确定这类汞输入的分布。

1080. 焚烧炉装备的大气污染控制设施多种多样。通常医疗废物焚烧炉使用的控制技术与城市废物焚烧炉使用的类似（见第 5.8.1 节）。

1081. 许多大气污染控制系统配置用于控制焚烧炉烟气排出口的颗粒物和气体排放。其中大多数配置属于一般湿式系统和干式系统。典型的湿式系统包括控制颗粒物的湿式洗涤器（文丘里洗涤器或旋转喷雾洗涤器）、与之串连的去除酸性气体的填充床洗涤器以及高效除雾系统。大多数干式系统使用纤维过滤器以去除颗粒物，也有部分大型医疗废物焚烧炉使用电除尘器。这些干式系统可能在颗粒物控制设施上游由干式喷射或喷雾干燥器注入吸附剂，以提高系统对酸性气体的控制能力。此外，一些系统采用干湿系统的结合进行气体控制。该系统包括文丘里洗涤器和吸附剂注入/纤维过滤系统。由于上述系统主要针对颗粒物和酸性气体控制，所以在

汞的控制方面有一定的局限。不过，美国环保局最新的研究表明，在吸附剂中添加活性炭能改善吸附剂注入/纤维过滤系统的汞控制效果（US EPA, 1997a）。

5.8.3.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-166 医疗废物焚烧的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
焚烧	**X**	x			x	**X**

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1082. 废物中的汞含量决定了汞的输入。焚烧技术，特别是所使用的烟气净化系统，决定了汞的输出分布。输出途径包括向大气排放、在固体焚烧和烟气净化残余物中积累，以及向水体排放（仅由某些烟气净化技术类型间接向水体中排放）。

5.8.3.3 关于汞输入的讨论

表 5-167 估算医疗废物焚烧汞排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
废弃物焚烧量	废弃物的汞含量

1083. 根据美国环保局的报道，在美国，医疗废物中的汞是一般生活垃圾的 50 倍以上。而普通医疗废物焚烧炉的汞排放量是病理废物焚化炉的 60 倍以上。

5.8.3.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1084. 1995 年，共计 580 kg 汞由 218 座生物医学焚烧炉向大气排放，占该国废物焚烧排放总量的 28%（Environment Canada, 2000）。废弃产品中的汞来源于电池、荧光和高强度气体放电灯、固定装置、温度计、特殊纸和薄膜衣、医药品材料和油漆过的物质。基于 1990 年安大略地区 6 家医院的排放采样项目，估计该地区每吨废物焚烧平均排放 14 g 汞（Environment Canada, 2000）。

1085. 1996 年，美国共焚烧 204000 吨病理废物和 1410000 吨一般医疗废物，由此向大气排放汞 14.6 吨（US EPA, 1997b）。则可得其平均大气排放因子为 8.9 g 汞/吨废弃物。

1086. 一般医疗废物的含汞量远高于病理废物，则一般医疗废物的平均排放因子会略高于 8.2 g 汞/吨废弃物（US EPA, 2004）。

1087. 医疗废物焚烧向大气排放的主要途径是燃气排出塔。不过，可能有少量汞由灰尘处理操作过程，特别是对汞具有高效去除作用的干式大气污染控制系统随逃逸颗粒物排放。在 80 年代和 90 年代，美国对至少 47 座医疗废物焚烧炉进行了汞排放的测试，其中约有 40 个测试结果被认为适合制定汞排放因子（US EPA, 1997a）。

1088. 美国环保局针对使用燃烧控制技术、湿式洗涤塔、纤维过滤器/填充床系统和干式洗涤塔（注入和不注入活性炭）的医疗废物焚烧炉制定了排放因子。

1089. 表 5-168 列出了美国环保局制定的使用各控制技术的医疗废物焚烧炉大气排放因子（US EPA, 1997a）。该排放因子是传染性和非传染性混合废弃物在连续进料和间歇进料的医

疗废物焚烧炉中燃烧的平均排放因子。由于该计算方法所得的结果是各工业行业的平均排放因子，所以该方法不应该用于确定具体设施的排放因子。数字显示，在该情况下，医疗废物焚烧的汞输入可能略高于 37 g 汞/吨废弃物。而从 1997 年开始，该输入值有所降低。

表 5-168　　美国环保局制定的医疗废物焚烧炉（MWIs）大气汞排放因子，1997

大气污染控制措施	g/吨废弃物
燃烧控制	37
湿式洗涤器	1.3
不注入碳的干式洗涤器	37
注入碳的干式洗涤器	1.7
纤维过滤器/填充床	1.3

5.8.3.5　输入因子和输出分布因子

1090.　根据收集的输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

1091.　使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a）　默认的汞输入因子

1092.　为获得最精确的排放估算，最好采用废弃物汞含量水平的实际数据（例如根据工具包提供的方法建立的数据）。

1093.　如果没有关于废弃物汞浓度的数据，可以用下表 5-169 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为消耗量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值。

表 5-169　　估算医疗废物的初步默认输入因子

物质	默认输入因子; g Hg/MT 废弃物; （低端-高端） *1
医疗废物 *1	8 - 40

注：*1　如果大量高含汞的废弃产品（温度计、电池、补牙剂废弃品、开关等）被分类收集单独处理，因而在一般城市废弃品中数量较少时，应采用低端输入因子进行估算。相反，如果含汞产品仍然在医疗部门继续使用，同时未被很好地分离，则应采用高端排放因子进行估算。

b）　默认的汞输出分布因子

1094.　如果缺乏关于场地输出分布情况的具体数据，可应用城市废物焚烧的默认汞输出分布因子得到粗略的初步估算（见第 5.8.1 节）。

c） 与其它汞排放源估算的联系

1095. 关于废弃物处理的子类别，记住废弃物中汞的以下来源是非常重要的：1） 废弃产品和生产废料中汞的故意使用；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。注意到，部分汞输入将直接进入城市生活垃圾、危险废物和医疗废物。

1096. 由该子类别排放到环境和废弃物堆放场的汞可看作在社会使用产品中汞的一种结果。

1097. 类似地，如第 5.4 - 5.6 节的描述，向废物处理子类别输入的汞可通过量化随产品和材料进入社会的汞进行估算。当编制汞排放清单时，应注意避免重复计算上述汞的输入。

1098. 注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.8.3.6 源特定的主要数据

1099. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 如果向（产品等）废弃物的汞输入能被准确地估算，则该汞输入的数据可以被用来量化来自废弃物焚烧的汞排放。但是，需要注意大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算，则使用该方法可能导致过低估计汞的总输入量。

1100. 由于废弃物的汞输入很难被测定或准确量化，下列数据可能有利于对废物焚烧的汞排放/输出进行估算：

- 向大气的排放：测定烟气平均汞浓度以及在一般条件下（每年）产生的烟气量；
- 向固体残余物的输出：测定平均汞浓度和每年产生的相关残余物输出量（熔渣/灰渣，烟气净化残余物，石膏板等）；
- 向水的排放（如果存在）：测定排放废水中的平均汞浓度以及一般条件下（每年）排放的废水量

5.8.4 水处理污泥焚烧

5.8.4.1 子类别描述

1101. 各种污水（例如城市生活污水、农业废水和工业废水）的任何处理过程都会产生水处理污泥。汞浓度由向污水的汞输入直接决定，所以在不同国家和境况下该浓度差异很大

1102. 如果污泥中有毒物质的浓度足够低，则在一些国家可作为肥料在农场施用。相反，则需要进行焚烧（单独焚烧或在电厂、城市废物焚烧炉和水泥窑共燃烧等）、填埋或其他处理，例如湿式氧化、高温分解、气化等。

1103. 在一些国家，作为最终处置，水处理污泥一般被焚烧。在美国，估计每年焚烧的水处理污泥约 785000 吨（干重）（B. Southworth, 1996, 被 US EPA, 1997a 引用）。

过程描述

1104. 水处理污泥的燃烧过程主要包括两个步骤。第一步是污泥脱水（或气化污泥中的水）。一般地，经过脱水，污泥的固体含量达到 20~35%。应用热调节工艺的系统能得到固体含量大于 40%的脱水污泥。通常，固体含量大于 25%的污泥燃烧不需添加辅助燃料。脱水后的

污泥被送往焚烧炉进行热氧化。下面对作为大型污水处理厂一部分的污泥单独焚烧进行描述：通常，未燃烬的残渣从焚烧炉中连续地移出，进行填埋处置或再利用（例如砖、混凝土、沥青等）。部分不可燃废物和未燃烬的挥发性有机物随烟气排出焚烧炉。以湿式洗涤塔为主的空气污染控制设施被用作除去烟气中的污染物。随后烟气最终被排出，而被控制设施收集的污染物连同来自洗涤器的废水（在污水处理系统中再次引入）被送回污水处理厂的前端。由于汞和汞的化合物具有较高的挥发性，大多数汞离开燃烧室进入废气，则灰渣中的汞含量可以忽略不计（US EPA, 1997a）。

1105. 如果该系统不通过其他物质输出形式（比如填埋灰烬、部分烟气净化残渣）释放汞，那么原则上汞只能通过下列途径排放：来自焚烧的大气排放和随污水处理厂出水的排放。

5.8.4.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-170 水处理污泥焚烧的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
污泥焚烧	**X**	**X**			x	X

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1106. 决定该类别汞排放最重要的因素是焚烧污泥的汞浓度、排放源控制措施的类型以及焚烧残渣的归趋。如果全部焚烧残渣被送回至污水处理厂，则不存在汞的积累而达到一个稳定的状态：全部汞输入或向大气排放，或通过污水处理厂出水向水环境排放。

5.8.4.3 关于汞输入的讨论

表 5-171 估算水处理污泥焚烧排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
焚烧水处理污泥量 （基于脱水干重）	焚烧水处理污泥的汞浓度 （基于脱水干重） ***1**

注： *1 对同样的污泥（实际汞含量相同），干基汞浓度会比湿基汞浓度高。计算汞输入时，一般用相同的基（湿基或干基）计量污泥量和污泥的汞浓度。

1107. 有关美国水处理污泥汞含量的最新数据来自 1988 全国水处理污泥调查。该调查显示平局汞浓度为 5.2 ppmwt（质量浓度，百万分之一）。70 年代中期的数据显示城市污水处理污泥的汞浓度范围在 0.1-89 ppmwt 之间，平均值为 7 ppmwt，中值为 4 ppmwt。另外一份 70 年代早期根据 42 座城市污水处理厂情况建立的数据表明汞浓度范围在 0.6 - 43 ppmwt 之间，平均值为 4.9 ppmwt 干基（US EPA, 1997a）。

1108. 1999 年，丹麦污泥样品的平均汞浓度为 1.2 g Hg/吨干污泥（干基），这些样品能代表丹麦 95%的水处理污泥生产情况。其中，约 41%水处理污泥用作耕地和林地的肥料，约 28%被焚烧，其他的被填埋或利用其他方式贮存或处理（Skårup *et al.*, 2003, 基于 Danish EPA, 2001）。

1109. 在芬兰，水处理污泥的平均汞浓度为 0.5g/吨（干基；Finnish Environment Institute, 2004）

1110. Lassen *et al.*（2004） 列举了有关城市污水处理污泥汞浓度的报道：在大城市（莫斯科、圣彼得堡），该浓度约为 1~2 g Hg/吨（干基）。在小城市，该浓度波动更大：14 个小城

市中，大多数结果在 0.1~1 g Hg/吨（干基）范围内，而有 4 个结果在 2.4~10 g Hg/吨（干基）之间。

5.8.4.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1111. 用于控制污泥焚烧炉污染物排放的湿式洗涤器种类很多，包括低压降喷淋塔、湿式旋风除尘器、高压降文丘里洗涤器以及文丘里/冲击阱式洗涤器联用（US EPA, 1997a）。

1112. 表 5-172 列出了由美国环保局制定的对应不同控制条件的排放因子。但由于污泥的汞浓度和控制技术的效果波动较大，则这些排放因子具有局限性和不确定性。

1113. 如果该系统不通过其他物质输出形式（比如填埋灰烬、部分烟气净化残渣）释放汞，那么原则上汞只能通过下列途径排放：来自焚烧的大气排放和随污水处理厂出水的排放。

表 5-172 美国水处理污泥焚烧炉大气汞排放因子

焚烧炉类型	控制状况	大气汞排放因子 g /吨干污泥
多床炉	旋风除尘器	2.3
多床炉	旋风除尘器和文丘里洗涤器	1.6
多床炉	冲击洗涤器	0.97
多床炉	文丘里洗涤器和冲击洗涤器	0.005
流化床	文丘里洗涤器和冲击洗涤器	0.03

1114. 德国的研究证明，电除尘器捕获飞灰的汞含量仅占原污泥汞含量的 1-6 %（Saenger *et al.*, 1999a）。

1115. 图 5-2 表示了德国汉堡某流化床污泥焚烧炉焚烧水处理污泥的汞分布情况。处理前烟气的汞浓度为 500 - 950 μg/m³，处理后烟气的汞浓度下降到 40 μg/m³ 以下（Saenger *et al.*, 1999b）。该焚烧炉装有注入活性炭和消石灰混合物的吸附器，吸附剂被纤维过滤器去除，并送入焚烧炉。

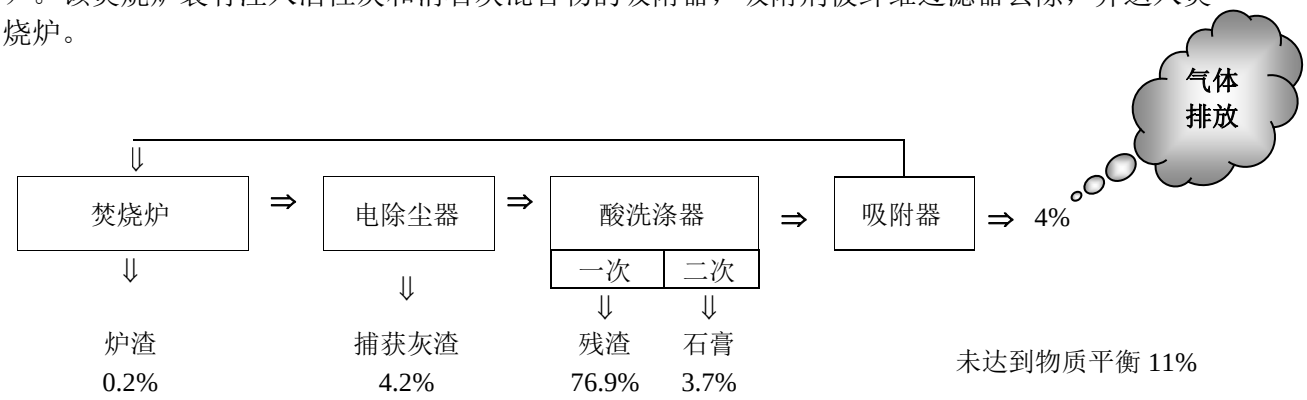


图 5-2 德国汉堡某水处理污泥焚烧厂汞的平衡（Saenger et al., 1999b）

5.8.4.5 输入因子和输出分布因子

1116. 目前没有试图为该子类别制定默认因子。污泥焚烧的汞输入和输出与排放到污水处理系统的汞量有很大关系。

1117. **与其它汞排放源估算的联系** – 焚烧污泥中的汞可能在废水处理部分进行了计算，在此应避免重复计算。

5.8.4.6 源特定的主要数据

1118. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 焚烧污泥汞浓度的实测值和文献值；
- 污泥焚烧量；
- 排放源所采用的污染削减设备（或是具有相似设备和活动条件的排放源）的实测数据。

1119. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.8.5 不规范的废物焚烧

5.8.5.1 子类别描述

1120. 这里不规范的废物焚烧被定义为在不规范的条件下，发生在桶、容器里或者荒地上、无烟气控制措施并随意排放焚烧残渣的废物焚烧。如果废物中存在汞，则部分向空气排放，部分残留在焚烧残渣中（包括未燃的和不完全燃烧的废弃物）。而后者具有继续向空气、地下水、地表水排放汞的可能性。根据汞的挥发性，普遍认为，不规范的废物燃烧时，大部分汞向大气排放。由于缺乏对（几种可能的污染物的）大气排放的控制，同时焚烧残渣会造成当地地下水污染，这种废物处置方法可能直接对当地环境造成风险。

1121. 如果在被调查国家或地区这种废物处置方法是普遍使用的，那么它可能造成的汞排放量可以通过以下方式得到：1） 量化工具包所描述的各种具体产品和材料的汞输入量；2） 应用第 5.8.1 节（生活废物焚烧）阐述的默认汞输入因子（生活废物的汞浓度），同时粗略估算每年不规范的废物焚烧量。估算结果无疑是不确定的，但它能大致指示不规范废物焚烧排放汞的数量级。

c） 与其它汞排放源估算的联系

1122. 需要注意，在具体产品和材料的子类别中，向不规范废物焚烧和废弃物倾倒排放的汞是按照直接向土地、空气和水的排放计算的。应注意避免重复计算。同时也需要注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.9 废物堆放场/填埋场和废水处理

表 5-173 废物堆放场/填埋场和废水处理：子类别及相应的汞排放途径和推荐采取的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.9.1	受控的填埋场/堆放场	x	x	**X**		**X**	OW
5.9.2	有部分控制的分散堆放	x	**X**	**X**		**X**	OW
5.9.3	工业生产废物的非法本地处置	**X**	**X**	**X**			PS
5.9.4	普通废物的非法倾倒	**X**	**X**	**X**			OW
5.9.5	废水系统/处理		**X**	**X**		x	OW/PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.9.1 受控的填埋场/堆放场

5.9.1.1 子类别描述

1123. 普通废物中的汞主要来自：1） 废弃产品和生产废料中故意使用的汞；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。不同国家采用堆放、焚烧或其他处理方式处理这些废物的比例有所不同。在某些国家，非法的无控制废物倾倒可能占有很大的比例。不同国家允许填埋/堆放的废弃物种类（涉及不同汞含量）也不相同。接纳危险废物（如化学品或危险废物焚烧产生的固体残渣）数量较大的堆放场能更好地保护地下水和其他环境介质。

1124. 贯穿堆放场/填埋场的整个使用过程，每年从填埋场排放的汞相对较少。这些汞可能随着排水（渗滤液和地表径流）而排放，也可能从废弃物中缓慢蒸发向大气排放。汞向水体的排放很大程度上取决于堆放场下部是否具有保护性的内衬层和相应的废水管理系统，以及这些控制措施的功效。如果废水没有被收集并净化，则其中的汞（和其他物质）可能导致堆放场下方和周围土壤、地下水的污染。而如果废水被净化，则大部分的汞进入污泥而后进行土地利用等，而其余的汞则进入污水处理后的出水（COWI, 2002）。

1125. 废物堆放最大的汞“排放”是废弃物（也就是汞）在堆放场的积累。这种积累很可能在挖掘、城市化等过程中导致更严重的长期环境影响。

1126. 对于“一般组成”的城市垃圾，考虑所在国不同废物处理方式所占的比例有利于对汞排放进行量化。而废物焚烧的量化能使人对生活垃圾的一般汞含量有一个大致的认识。

1127. 根据 Lindberg *et al.* （2001）的报道，填埋场是唯一对二甲基汞进行过检测的人为来源。食用和消化海鲜是对公众广泛地造成影响的主要二甲基汞和甲基汞来源。同时，甲基汞还会由元素汞（来自人为源和自然源）通过生物学过程在自然形成（见 UNEP, 2002）。

1128. Shunlin Tang *et al.*（2004）指出，汞由较新的废物向大气排放（总气态汞）的日间值存在高于夜间值的明显趋势。这说明汞由填埋场向大气的排放受环境温度的影响，而这一结论也基本被接受。其他可能因昼夜变化的因素（例如气压）也可能影响填埋场排气的汞浓度。一般情况下，周围环境温度越高，随填埋场气体排放的汞量越大。这是由于汞和甲基汞的挥发性，以及微生物的活性都与温度有一定的关系。由此，除了废弃物的汞浓度和物理可利用性，周围环境温度也可能是由填埋场排放气态汞量的重要影响因素。

5.9.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-174 受控的填埋场/堆放场的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
填埋	x	x	**X**		**X**	

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.9.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-175 估算受控的填埋场/堆放场排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
废物填埋的量	废物中的汞含量

1129. 关于生活垃圾中汞含量的讨论参见第 5.8.1 节生活垃圾焚烧。

5.9.1.4 排放物中的汞示例

1130. 下表 5-176 列出了填埋场气体和渗滤液中汞含量的一些示例。

1131. Lindberg *et al.*（2004）研究认为，填埋场的汞排出量并不主要由填埋场气体，而是由填埋场工作面的日常处理操作决定。根据报道（Lindberg *et al.*, 2004），直接排放量占填埋场总排放量的 10%以下。

1132. 通过对填埋场废气燃烧器、填埋覆盖面和尚未覆盖的废弃物工作面汞排放的测试，Lindberg（2004）估算美国佛罗里达州城市垃圾填埋操作向空气排放的总量为 10-50 kg 汞/年。填埋场工作面的汞排放量是燃烧废气中的十倍以上。

表 5-176　　填埋气体和渗滤液汞含量示例

国家（地区）	填埋气体（ng/m3） *1	渗滤液（μg Hg/l）	参考文献和注释
墨西哥（墨西哥城）	四个填埋场范围：TGM 20-50；第五个填埋场范围：TGM 1100-1500	四个填埋场范围：0.3-5；第五个填埋场：9	De la Rosa *et al.*, 2004; 墨西哥城地区的五个城市垃圾填埋场
韩国	平均值：TGM 420		Kim and Kim, 2002, 引用于 De la Rosa *et al.*, 2004
美国（佛罗里达州）	八个正在使用的填埋场： 各填埋场平均值范围： TGM 340-12000 （其中六个超过 1390, 四个超过 6900） 四个已封闭的填埋场： 各填埋场平均值范围：TGM 10-140		Lindberg *et al.*, 2004; 同时测定了 MMHg、DMHg 的浓度
美国（明尼苏达州）	某已封闭填埋场平均值：TGM 8600		Lindberg *et al.*, 2004
美国（特拉华州）	某正在使用的填埋场平均值：TGM 410		Lindberg *et al.*, 2004
美国（加利福尼亚州）	某已封闭填埋场平均值：TGM 4700		Lindberg *et al.*, 2004
中国（贵州省会贵阳）	运行 6 个月的一般废物填埋场排气：TGM 666 运行 12 个月的填埋场排气：TGM 25.6 运行 24 个月的填埋场排气：TGM 14.5		Shunlin Tang *et al.*, 2004.生活垃圾填埋场
丹麦		0.5	Maag *et al.*, 1996; 作为粗略估算丹麦平均排放量的参考值

注：*1　TGM = 总气态汞（包括所有气态汞及汞的化合物）；
MMHg: 单甲基汞（有机汞），　DMHg. 二甲基汞（有机汞）.

5.9.1.5　输入因子和输出分布因子

a）　默认的汞输入因子

1133.　为获得最精确的排放估算，最好采用废弃物中汞含量水平的实际数据（例如根据工具包的程序估算得到的）。

1134.　如果没有关于城市废弃物汞含量的信息，可以用下表 5-177 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于第 5.8.1 节城市生活垃圾所示的数据集）。因为汞含量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。如果大量高含汞的废弃产品（温度计、电池、补牙剂废弃品、开关等）被分类收集单独处理，因而在一般城市废弃品中数量较少时，应采用低端输入因子进行估算。相反，如果大量高含汞的废弃产品没有经过上述分类步骤而直接成为一般城市废弃品时，应采用高端输入因子进行估算。正如上文提到的，废弃物的汞浓度水平当然也与被调查国家的含汞产品和材料的消费量有着直接的关系。

1135. 由于缺乏数据支持，无法制订用于估算危险废物填埋的汞输入的默认输入因子。

表 5-177 城市废弃物的初步默认汞输入因子

物质	默认输入因子; g Hg/MT 废弃物; （低限-高限） *1
城市固体废弃物 （一般“生活”垃圾） *1	1 - 10

注：*1 如果大量高含汞的废弃产品（温度计、电池、补牙剂废弃品、开关等）被分类收集单独处理，因而在一般城市废弃品中数量较少时，应采用低端输入因子进行估算。相反，如果大量高含汞的废弃产品没有经过上述分类步骤而直接成为一般城市废弃品时，应采用高端输入因子进行估算。正如上文提到的，废弃物的汞浓度水平当然也与被调查国家的含汞产品和材料的消费量有着直接的关系。

b） 默认的汞输出分布因子

1136. 无法遵循工具包一般原则，制订与输入相关的填埋场输出分布因子。

1137. 填埋场经由填埋气体的大气汞排放因子初步默认值由本节所示数据定义。注意到，由于填埋场工作面的汞排放未包括在内，则该排放因子与实际大气排放相比可能偏低。

1138. 渗滤液方面的数据非常缺乏，所以无法定义向水的默认排放因子。

表 5-178 一般废物填埋的初步默认排放因子（（μg Hg/m³ 填埋气体排放）

生命周期的阶段	空气 μg Hg/m³ 填埋气体排放	水 μg Hg/m³ 填埋气体排放
填埋场排放	500 - 5000 +++	?

注：+++ 如前所述，填埋气体仅包括了一般废物填埋场大气汞排放总量的很小一部分——来自填埋场工作面的排放在某些情况下可能更高。

c） 与其它汞排放源估算的联系

1139. 关于废弃物处理的子类别，记住废弃物中汞的以下来源是非常重要的：1） 废弃产品和生产废料中汞的故意使用；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。注意到，部分汞输入将直接进入城市生活垃圾、危险废物和医疗废物。

1140. 由该子类别排放到环境和废弃物堆放场的汞可看作在社会使用产品中汞的一种结果。

1141. 类似地，如第 5.4 ~ 5.6 节的描述，向废物处理子类别输入的汞可通过量化随产品和材料进入社会的汞进行估算。当编制汞排放清单时，应注意避免重复计算上述汞的输入。

1142. 注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向焚烧炉的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.9.1.6 源特定的主要数据

1143. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 填埋废物总量；

- 填埋废物的汞浓度

5.9.2 有部分控制的分散堆放

5.9.2.1 子类别描述

1144. 该子类别涵盖了特定类别废弃物在道路下、建筑物中等地点的堆放。这种堆放存在一定的程序（基于风险评价）对其进行控制，并且对污染物具有阻留效果，能避免污染物的释放。特定类别的废弃物包括焚烧残渣、燃煤飞灰和其他固体残余物等。这些被堆放的废物可能最终排放至土壤、地下水、地表水和大气，成为各特定区域潜在的汞排放源，因而受到关注。该子类别包含的废弃物仍在大量生产。

1145. 在这里，不单独计算该类别的排放，而将其包括在产生废物的子类别。通常它被表示在输出途径“部门特定的处理/处置”，并附有描述性的表格注释。

5.9.3 工业生产废物的非法本地处置

5.9.3.1 子类别描述

1146. 在很多国家，历史上使用和排放汞的生产活动会造成现场堆放的生产废料具有较高的汞含量。这里，没有试图收集关于类似活动仍在进行的证据，但这些活动不可能被禁止，特别在管理制度不够规范、执行力度不够强硬的国家。

1147. 高含汞工业生产废物的非法本地处置具有地域或国家特征。该子类别的潜在源很可能包含于被列为“可能的热点”（第 5.11 节）的工业活动中；除此以外，很难对该现象进行一般性描述。

1148. 由于可能造成严重的本地汞污染，含汞废物的非法本地处置是潜在的重要汞排放源，因而需要根据各地具体的情况加以识别和调查。

5.9.4 普通废物的非法倾倒

5.9.4.1 子类别描述

1149. 这里废物的非法倾倒被定义为在不规范的条件下，缺乏用以减少污染物向周围环境排放的公共控制和安全措施的废物倾倒。如果废物中存在汞，则具有向土壤、空气、地下水和地表水排放汞的可能性。考虑到汞（和其他污染物）可能造成当地地下水污染，这种废物处置方法可能直接对当地环境造成风险。

1150. 如果在被调查国家或地区这种废物处置方法是普遍使用的，那么它可能造成的汞排放量可以通过以下方式得到：1） 量化工具包所描述的各种具体产品和材料的汞输入量；2） 应用第 5.8.1 节（生活废物焚烧）阐述的汞默认输入因子（生活废物的汞浓度），同时粗略估算每年非法倾倒的废物量。估算结果无疑是不确定的，但它能大致反映非法废物倾倒排放汞的数量级。

1151. **与其它汞排放源估算的联系** –需要注意，在具体产品和材料的子类别中，向不规范废物焚烧和废弃物倾倒排放的汞是按照直接向土地、空气和水的排放计算的。应注意避免重复计算。同时也需要注意到，大量生产材料（塑料、纸等）中的痕量汞向废物倾倒的汞输入在工具包中没有进行单独的估算。

5.9.5 废水系统/处理

5.9.5.1 子类别描述

1152. 影响废水系统汞排放最重要的因素是向系统排放的含汞废物量和废物的汞浓度。废物中的汞主要来源于：1） 产品和生产过程中故意使用的汞（例如来自牙医补牙剂、体温计和其他装置的溢出以及工业排放）；2） 通过沉降洗脱作用进入废水系统的气态汞（人为来源和自然来源）。因此，废水处理是一个中间汞排放源，进入废水处理系统的汞污染物向水（处理后的出水）、土地（作为肥料使用的污泥）和空气（污泥焚烧和利用）等不同排放途径分配。另外，部分污泥以填埋的方式处置。

1153. 废水部分进入公共污水（处理）系统，部分直接向水环境排放。在不同国家，或同一国家的不同地区，两者的分配比例有所差别。处理系统所能达到的汞去除程度也存在这种地域性的差别（汞的阻留率可能因各处理厂构筑不同而有所差异）。该子类别也包括废水管道系统，该系统将收集的废水直接排放到海洋等水域，而不经过净化处理。

1154. 污水处理系统从城市和工业来源收集废水，应用各种方法对其进行净化、过滤和处理，从而去除有害物质，使其满足向该地区水域（河流或海洋）排放的条件。一个典型的污水处理厂包括收集系统、一系列去除污水中固体、有机物和其他污染物的过程以及一系列管理和处理污泥的过程。除此以外，系统也包括截留污水管、污水渠口、污水收集系统、泵、动力等其他设施（US EPA, 1998）。

5.9.5.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-179 废水系统/处理的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
废水系统/处理		**X**	**X**		x	x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1155. 一些大型企业建有自己的污水处理设施。在某些国家，工业废水和城市生活污水可能不经过处理直接排放。由于暴雨（废水旁路处理系统和大量雨水）的原因，同时接纳废水、道路雨水和其他径流的污水管道系统更易造成间歇性的排放事件 （COWI, 2002）。

1156. 在活性污泥系统或其他对颗粒物有较强阻留能力的系统，大部分污水中的汞进入污泥，使得出水汞浓度比进水有所下降。在一些国家，考虑允许汞浓度上限值的前提下，将水处理污泥作为肥料在农场使用是处理污泥的首要选择。其余污泥（主要指污染物浓度超过上限值的污泥）被堆放至填埋场或焚烧（参见第 5.8.4 节）。一些污水处理厂本身包含污泥焚烧设施，而另外一些则将污泥送至城市废物焚烧厂进行处理。

1157. 在很多案例中，随废水排放的汞可能被低估了。例如在对波罗的海的区域评估表明，向海洋输入的汞仅有极少部分来自大气沉降（COWI, 2002）。

5.9.5.3 关于汞输入的讨论

表 5-180 估算废水系统/处理排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
处理或排送的废水量	原废水的平均汞浓度

1158. 若建立全面的汞排放清单（例如基于工具包），则可能形成一套方法，用以比较核实向废水处理系统输入的汞量，参见 Skårup *et al.*（2003）。

表 5-181 2001 年丹麦污水处理厂进水和出水汞浓度的平均值和百分位数（Danish EPA, 2002, 被 Skårup et al., *2003 引用）*

污水处理厂进水（µg Hg/l）			污水处理厂出水（µg Hg/l）		
平均值	第 5 百分位	第 95 百分位	平均值	第 5 百分位	第 95 百分位
0.5	0.1	1.6	0.17	0.02	0.39

1159. 表 5-181 列出了城市污水处理厂进水和出水的汞浓度。在丹麦，到 2001 年，汞排放源已大幅度地减少，而 1993 年左右，几个主要污水处理厂的进水平均汞浓度为 1.1-3.4 µg Hg/l（Maag *et al.*, 1996）。根据表 5-181 的数字，并结合关于水处理污泥汞含量全面的数据，可以推算丹麦 2001 年污水处理厂进水汞含量的 50-70%被阻留在污泥中（根据 Skårup *et al.*, 2003）。由于丹麦的污水处理厂更倾向于较长的停留时间、高效的污泥产量和停留的设计（考虑到其他污染物的去除），所以丹麦的污泥含汞量在全球范围内应该考虑为高端值。

5.9.5.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

废水处理厂输出水中的汞

1160. 参见上文中丹麦的数据。

水处理污泥中的汞

1161. 有关美国水处理污泥汞含量的最新数据来自 1988 全国水处理污泥调查。该调查显示平局汞浓度为 5.2 ppmwt（质量浓度，百万分之一）。70 年代中期的数据显示城市污水处理污泥的汞浓度范围在 0.1-89 ppmwt 之间，平均值为 7 ppmwt，中值为 4 ppmwt。另外一份 70 年代早期根据 42 座城市污水处理厂情况建立的数据表明汞浓度范围在 0.6 - 43 ppmwt 之间，平均值为 4.9 ppmwt 干基（US EPA, 1997a）。

1162. 1999 年，丹麦污泥样品的平均汞浓度为 1.2 g Hg/吨干污泥（干基），这些样品能代表丹麦 95%的水处理污泥生产情况。其中，约 41%水处理污泥用作耕地和林地的肥料，约 28%被焚烧，其他的被填埋或利用其他方式贮存或处理（约占 31%，Skårup *et al.*, 2003, 基于 Danish EPA, 2001）。

1163. 在芬兰，水处理污泥的平均汞浓度为 0.5g/吨（干基；Finnish Environment Institute, 2004）。94%的污泥施用在土地上，或在公园、花园和耕地的岩土工程中得到利用，而其余的 6%被填埋（Finnish Environment Institute, 2004）。

1164. Lassen 等.（2004）列举了有关城市污水处理污泥汞浓度的报道：在大城市（莫斯科、圣彼得堡），该浓度约为 1-2 g Hg/吨（干基）。在小城市，该浓度波动更大：14 个小城市中，大多数结果在 0.1-1 g Hg/吨（干基）范围内，而有 4 个结果在 2.4-10 g Hg/吨（干基）之间。在俄罗斯仅有一小部分水处理污泥被用作肥料（可能小于 15%）。经过污泥床的长时间脱水和沉淀作用，大部分污泥被填埋或倾倒在采石场（Lassen *et al.*, 2004）。

5.9.5.5 输入因子和输出分布因子

a） 默认的汞输入因子

1165. 目前，还没有收集到足够的能反映污水处理厂真实情况的数据，用以定义缺省因子。不过，很多国家已拥有区域性或全国性的相关具体数据。为掌握该排放源大致的排放情况，根

据目前的数据（包括水处理污泥汞浓度和汞的阻留率），对默认输入进行估算。这些默认值可用于没有全国性数据或排放源具体数据的地方。

1166. 应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

1167. 因为消耗量变化很大，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值。

1168. 废水中的汞浓度水平当然也与被调查国家含汞产品和材料的消费量有直接的关系。对那些经济活动水平低，以至于含汞日用品的消费量低，从而工业汞用量可以忽略的国家，或是那些大部分汞的使用已被不含汞的产品和过程取代的国家，应使用低端输入因子。

*表 5-182 废水系统/处理的**初步**默认输入因子*

物质	默认输入因子; µg Hg/L 废水; （低端 ~ 高端）
城市生活污水	0.5 ~ 10

b） 默认的汞输出分布因子

*表 5-183 废水系统/处理的**初步**默认汞输出分布因子*

废水处理厂的类型	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置*1
不经过处理，从污水管直接排放		1				
仅经过机械净化处理		0.9			0.1	
机械净化和生物处理（活性污泥法），无污泥的土地利用		0.5			0.3	0.2
机械净化和生物处理（活性污泥法），40%污泥进行土地利用		0.5	0.2		0.15	0.15

注：*1 污泥焚烧。一般废物和焚烧处置的比例分布是随意的。在可行的情况下，对实际分布进行估算。

c） 与其它汞排放源估算的联系

1169. 关于废弃物处理的子类别，记住废弃物中汞的以下来源是非常重要的：1） 废弃产品和生产废料中汞的故意使用；2） 大量生产材料（塑料、纸等）和矿物中的天然汞杂质；3） 大量生产材料中人为产生的痕量汞污染物。由该子类别排放到环境和废物堆放的汞可看作在社会上使用的产品中汞的一种结果。

1170. 类似地，如第 5.4 ~ 5.6 节的描述，向废物处理子类别输入的汞可通过量化随产品和材料进入社会的汞进行估算。当编制汞排放清单时，应注意避免重复计算上述汞的输入。

1171. 同时，被焚烧的含汞污泥也可能在污泥焚烧的章节中计算过，应注意避免重复计算。

5.9.5.6 源特定的主要数据

1172. 这种情况下最重要的源特定数据为：

- 典型污水处理厂进出水、污泥的汞浓度实测值；
- 废水处理量和水处理污泥产量；
- 所产生水处理污泥的实际分布估算（土地利用、填埋和焚烧）

5.10 火化和殡葬

表 5-184 火化和殡葬：子类别及主要的汞排放途径和所推荐的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
5.10.1	火化	**X**				x	OW
5.10.2	殡葬			**X**			OW

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.10.1 火化

5.10.1.1 子类别描述

1173. 火化是很多国家普遍采用的一种遗体处理方式。火化过程可能产生汞的排放。其中，大量排放来自含汞的牙医补牙剂，而少量来自含汞的人体组织，例如血液、头发等。

1174. 火化主要由送入火化炉的棺材（和尸体），主燃烧室，以及在可能的情况下设置的二次燃烧室组成。在一些情况下，还可能采用除尘设备或者更加复杂的尾气处理系统。最终，尾气通过烟囱排放。大部分焚烧炉使用油或天然气，有的也使用电炉。通常火葬场靠近城市的居民区，并且烟囱高度较低（UNEP, 2003）。

1175. 全世界每年有大量尸体被火化。例如，1995 年美国约有 488244 具尸体在 1155 座火葬场被火化。

5.10.1.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-185 火葬的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
火葬	**X**					x

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

1176. 据报道，空气是火化过程汞排放最主要的受纳介质（NJ MTF, 2002）。由于火化涉及高温过程，且大部分焚尸炉缺乏对汞排放的控制，所以大量尸体中的汞由烟囱向大气排放。尽管某些焚尸炉采用了有效的排放控制措施，但仍有相当部分的汞可能被阻留在飞灰或其他残余物中。此外，少量汞可能在焚尸炉的砖材料中积累，灰烬中也发现非常少量的汞（根据 Dr. T. Thomassen 的研究, 被 Reindl, 2003 引用）。

5.10.1.3 关于汞输入的讨论

表 5-186 估算火化排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
焚烧尸体数目	每具尸体平均汞含量

1177. 每具尸体的汞含量差别较大，主要取决于银汞合金充填物的数目，同时也与充填物的尺寸有关。在丹麦，（在口腔中发现的）典型充填物约含有 0.2-0.6 g 汞，平均汞含量为 0.4 g Hg/充填物。2001 年，估计丹麦平均每具尸体的充填物汞含量为 4.1 g（Skårup *et al.*, 2003），则全部 41000 具火化的尸体总共含有汞 170 kg。该报道还估算出，由于缺乏排放控制措施，几乎 100%的汞向大气排放。

1178. 根据 NJ MTF （2002）提供的信息，考虑充填物的存在状况，美国新泽西州每具尸体的汞含量在 0.8~5.6 g 之间，其平均值为 2.9 g。另外，考虑人体组织（血液、头发等）内的汞，每具尸体可能还含有 1 x 10^{-5} ~ 0.1 g 汞。这部分汞主要由鱼类消费和其他暴露导致（Reindl, 2003）。

1179. 荷兰的研究表明，由于不同年龄阶段的人群充填物的数目不相同，1995~2020 年，充填物的人均使用量将从 3.2 上升至 5.1（OSPAR, 2002）。这就意味着，如果不采取控制措施，2002~2020 年，荷兰火葬场的汞排放将翻倍。

1180. 英国一份关于火葬过程汞排放的综述估算出银汞合金充填物的平均汞含量为 0.6 g。同时，这份综述也提及了其他的估算结果：0.36 - 1 g 汞/充填物（Passant, 2004）。作者估算了每具尸体焚烧造成的汞排放量：由 1968 年的 0.49g/具稳定上升至 2003 年的 1.92g/具。这主要是由于银汞合金充填物的数量逐渐增加，而无齿人群的数目逐渐减少造成的（Passant, 2004）。1969 年缺少牙齿的死者占 73%，而 2003 年仅占 44%。（如果不采用更好的排放控制措施），这种单具尸体汞含量增加的趋势将继续保持，预计英国火化产生汞的总排放量将从 1999 年的 0.78 吨上升到 2020 年的 1.3 吨（DEFRA, 2004）。

5.10.1.4 排放物和废物/残渣中的汞示例

1181. 1995 年，美国 488224 座焚尸炉排放汞的总量估计达到了 0.73 吨（US EPA, 1997a）。但上述估算结果仅根据加州一座以丙烷作燃料的焚尸炉的一套测试数据（由加州大气资源局完成）得到。该测试表明，没有排放控制措施的焚尸炉排放汞 0.626-2.26 g/具尸体，则平均汞排放因子为 1.5 g 汞/具尸体（US EPA, 1997a）。

1182. 根据 OSPAR 对欧洲国家焚尸炉汞排放的调查，每具尸体排放的汞量从 0.1 g（比利时）到 2.3 g（法国）不等，见表 5-187。注意，上文中引用的丹麦和英国的数据也与其他国家稍有不同。

表 5-187　　一些欧洲国家焚尸炉的汞排放量（根据 OSPAR, 2002）

国家	估算每年的汞排放量（kg）	焚尸炉数目	火化尸体数	每具尸体平均排放量（g）
挪威	70	42		
瑞典	122	71	65,002	1.9
德国	42-168	130	333,800	0.1 - 0.5
荷兰	80			
比利时	3.7		35,793	0.1
冰岛		1		
爱尔兰		2		
瑞士	45	26	40,000	1.1
法国	200	80	87,000	2.3
葡萄牙		4	2,311	

1183. Hylander and Meili （2005）在其综述中指出，在瑞典，由火化过程向空气的汞排放量约为 0.28 吨/年（Munthe *et al.*, 2001），或者说在一个人口数 850 万、火化率约 65%、补牙剂含汞总量 40-100 吨的国家，年人均排放量为 0.03 g/（人 • 年）（Munthe *et al.*, 2001; Rein and Hylander, 2000; SCB, 2002; 都被 Hylander and Meili, 2005 引用）。

5.10.1.5　输入因子和输出分布因子

1184. 根据目前收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

1185. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a） 默认的汞输入因子

1186. 为获得最精确的排放估算，最好采用每年单具尸体的银汞合金充填物质量的国家数据。

1187. 如果没有关于每年银汞合金充填物配制量的数据，可以用下表 5-188 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

表 5-188　　火化过程的初步默认汞输入因子

	默认输入因子; g 汞/具尸体 （低端 – 高端）
火化	1 - 4

b） 默认的汞输出分布因子

*表 5-189　　火化过程的**初步**默认汞输出分布因子*

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
火化	1					

c） 与其它汞排放源估算的联系

1188. 火化过程的汞排放与牙医补牙剂有着密切的联系，火化是补牙剂使用的汞输出途径之一，参见第 5.6.1 节。

5.10.1.6 源特定的主要数据

1189. 这种情况下，最重要的源特定的数据为：

- 每具尸体平均汞含量的数据；
- 预计火化人群的银汞合金充填物数目的数据；
- 单个充填物的平均汞含量；
- 火化尸体数目；
- 排放源所采用的污染削减设备（或是具有相似设备和活动条件的排放源）的实测数据

1190. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.10.2 殡葬

5.10.2.1 子类别描述

1191. 墓地是死者尸体埋葬的场所。

1192. 主要来自牙医补牙剂的汞将由尸体向墓地的土壤排放。

5.10.2.2 决定汞排放和汞输出和主要因素

表 5-190　　殡葬的主要排放和受纳介质

生命周期的阶段	空气	水	土地	一般废物	部门特定的处理/处置
殡葬			**X**		

注： **X**——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

5.10.2.3 关于汞输入的讨论

表 5-191 估算殡葬排放所需的活动强度和汞输入因子类型一览

所需要的活动强度数据	汞输入因子
埋葬尸体数量	每具尸体的平均汞含量

1193. 关于每具尸体汞含量的数据，参见第 5.10.1.3 节。

5.10.2.4 输入因子和输出分布因子

1194. 根据目前收集的关于输入、输出和影响排放的主要因素的信息，工具包初步建议采用如下输入和分布因子缺省值来代替没有资料的排放源的数据。应该强调，工具包初稿所建议采用的缺省因子是根据当前有限的数据而推荐的，因此只能作为初步的建议值，今后可能在掌握更多数据的基础上加以修改。

1195. 使用这些缺省因子的主要目的是为了初步了解该分类是否构成该国主要的汞排放源。一般来说在（在进行缺省因子计算之后）根据这些排放估算采取重大措施之前需要对这些估算数值进行进一步的改进。

a） 默认的汞输入因子

1196. 为获得最精确的排放估算，最好采用每年单具尸体的银汞合金充填物质量的国家数据

1197. 如果没有关于每年银汞合金充填物配制量的数据，可以用下表 5-192 中选取的默认输入因子来得到初步的估算值（基于本节所示的数据集）。因为浓度变化很快，推荐计算和报告输入到本源类别的汞输入量的区间。低端默认因子设置来指示到源类别的汞输入的低限估计（但是不是绝对最小值），高端默认因子将得出高限估算值（但不是绝对最大值）。

表 5-192 殡葬的初步默认汞输入因子

	默认输入因子; g 汞/具尸体; （低端-高端）
埋葬	1 – 4

b） 默认的汞输出分布因子

表 5-193 殡葬的初步默认汞输出分布因子

生命周期的阶段	默认输出分布因子，占输入 Hg 的份额					
	空气	水	土地	产品	一般废物	部门特定的处理/处置
埋葬			1			

c） 与其它汞排放源估算的联系

1198. 殡葬过程的汞排放与牙医补牙剂有着密切的联系，殡葬是补牙剂使用的汞输出途径之一，参见第 5.6.1 节。

5.10.2.5 源特定的主要数据

1199. 这种情况下，最重要的源特定的数据为：

- 每具尸体平均汞含量的数据；
- 预计火化人群的银汞合金充填物数目的数据；
- 单个充填物的平均汞含量；
- 埋葬尸体的数目；

1200. 有关数据收集的建议参见第 4.4.5 节。

5.11 可能的热点

表 5-194 可能的热点：子类别及相应的汞排放途径和建议采取的清单方法

章节	子类别	空气	水	土地	产品	废物/残渣	主要的清单方法
	已关闭/废弃的氯碱生产场地	x	**X**	**X**		**X**	PS
	其它以前会产生汞的、或者是使用汞或汞化合物作为催化剂的化工生产（杀虫剂、生物杀灭剂、颜料等）场地	x	**X**	**X**	x	**X**	PS
	已关闭的温度计、开关、电池和其它产品的生产厂地	x	**X**	**X**	**X**	x	PS
	已关闭的制浆和造纸场地（厂内有氯碱生产或者以前使用汞基杀黏菌剂的）	x	**X**	**X**		**X**	PS
	汞矿开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
	金矿的手工和大型开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**		**X**	PS
	其它有色金属矿开采的尾矿/残渣堆放	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS
	相关事故发生地	x	**X**	**X**		**X**	PS
	底泥疏浚	x	**X**	**X**		**X**	PS
	使用汞压阀门的废热控制场所		**X**	**X**			PS
	以前的汞回收场地（“二级”汞生产）	x	**X**	**X**	**X**	**X**	PS

注： PS = 按点源计的方法； OW = 按全国/全体计的方法；
X——排放途径对于子类别而言是主要的；
x——要考虑的其它排放途径，取决于具体的源和国家情况。

6 参考文献

1. ACAP （2005）: Arctic Council Action Plan to Eliminate Pollution of the Arctic （ACAP） - Reduction of Atmospheric Mercury Releases from Arctic States, prepared for the Arctic Council by the Danish Environmental Protection Agency, 2005.

2. Achtenbosch, M. and Richers, U. （2002）: Material flows and investment costs of flue gas cleaning systems of municipal solid waste incinerators. Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Forschungszentrum Karlsruhe, Germany. Available at: http://www.itas.fzk.de/deu/Itaslit/acri00a.pdf .

3. Adebajo S.B. （2002）: An epidemiological survey of the use of cosmetic skin lightening cosmetics among traders in Lagos, Nigeria. *West African Journal of Medicine* 21: 51-55.

4. Adriano, D.C. （2001）: Trace Elements in the Terrestrial Environment, Springer-Verlag, New York, NY, USA, 2001.

5. AGHTM （2000）: Mercury waste in France. AGHTM - General Association of Municipal Hygienists and technicians - Working Group Report. AGHTM, Paris. Available at: http://www.apesa.asso.fr/mercure_AGHTM_english.pdf.

6. Agos, M., Etzel, R., Parrish, R., Paschal, D., Campagna, P., Cohen, D., Kilbourne, E. and Heese, J. （1990）: Mercury exposure from interior latex paint, *New England Journal of Medicine*, 323, 1096-1101.

7. Airey, D. （1982）: Contributions from Coal and Industrial Materials to Mercury in Air, Rainwater and Snow, *Sci. total. Envir*. 25, 1982, pages 19 to 40.

8. Alcock, F. J. （1930）: Zinc and lead deposits of Canada. Can. Geol. Surv. *Economic Geology* Series, no. 8, 406 p.

9. Alphen, M. van （1998）: Paint film components. National Environmental Health Forum Monographs. General Series No. 2. National Environmental Health Forum, South Australia. Available at: http://enhealth.nphp.gov.au/council/pubs/pdf/paint.pdf

10. Amagerforbrænding （2000）: Miljøredegørelse 2000. [Environmental statement 2000]. I/S Amagerforbrændingen, Copenhagen. （In Danish）

11. Anderson, D. （1973）: Emission Factors for Trace Substances. EPA-450/2-72-001. U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, NC.

12. Anscomb F. （2004）: Personal communication. US EPA, August 2003 and March 2004.

13. Arenholt-Bindslev D. and Larsen A.H. （1996）: Mercury levels and discharge in waste water from dental clinics. Water, air and Soil Pollution. 86:93-99, 1996. As cited by Skårup *et al.*, 2003）.

14. Arias, D., Boixereu, E., Zapardiel, J. M., Bernabé, M. and Sánchez, A. （1992）: Estudio geoquímico de la esfalerita del yacimiento de Pd-Zn de Rubiales （Lugo, España）. Implicaciones genéticas: *Rev. Soc. Geol. España*, v.5, p. 135-144.

15. Armbrust, G. A. and Gannicott, R. A. （1980）: Rb/Ar ratios as a source indicator for hydrothermal fluids at the Seneca volcanogenic massive sulfide deposit, British Columbia. *Economic Geology*, v. 75, p. 466-470.

16. Barr （2001）: Substance Flow Analysis of Mercury in Products. Prepared for Minnesota Pollution Control Agency. August 15, 2001. Barr Engineering, Minneapolis, MN.

17. Barr, L. （2004）: International Mercury Market Study and the Role and Impact of US Environmental Policy. EPA Office of Solid Waste, November, 2004.

18. Beaudoin, G. and Sangster, D. F. （1992）: A descriptive model for silver-lead-zinc veins in clastic metasedimentary terranes. *Economic Geology*, v.87, p. 1005-1021.

19. Beckert, J., Einbrodt, H-J. and Fisher, M. （1990）: Comparison of natural gypsum and FGD gyp-sum. Forschungsprojekt 88, VGB PowerTech e.V., Germany.

20. Benner, B. R. （2001）: Mercury removal from induration off gas by wet scrubbers. Coleraine Minerals Research Laboratory Draft Report. （quoted in Berndt, 2003）

21. Berndt, M.E. （2003）: Mercury and Mining in Minnesota. Minerals Coordinating Committee. Final Report. Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, Minnesota. Available at: http://files.dnr.state.mn.us/lands_minerals/mercuryandmining.pdf .

22. Bischoff, J. L., Rosenbauer, R. J., Aruscavage, P. J., Baedecker, P. A. and Crock, J. C. （1983）: Sea-floor massive sulfide deposits from 21° N, East Pacific Rise; Juan de Fuca Ridge; and Galapagos Rift: Bulk chemical composition and economic implications. *Economic Geology*, v.78, p. 1711-1720.

23. Bjørnstad. S.L. （1992）: Assessment of possibilities for reducing the use of mercury - summary of experiences from the Nordic countries. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:598. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

24. Bloom, N. S. （2000）: Analysis and Stability of Mercury Speciation in Petroleum Hydrocarbons, Fresenius' J. Anal. Chem., 366（5）:438. 65.

25. Bouley, B. A. and Hodder, R. W. （1984）: Strata-bound massive sulfide deposits in Silurian-Devonian volcanic rocks at Harborside, Maine. *Economic Geology*, v.79, p. 1693-1702.

26. Bowen, H.J.M. （1979）: Environmental Chemistry of the Elements, Academic Press, London, UK, 1979.

27. Bragg, L.J., Oman, J.K., Tewalt, S.J., Oman, C.L., Rega, N.H., Washington, P.M. and Finkelmann, R.B. （1998）: The US Geological Survey Coal Quality （COALQUAL） Database - version 2.0. US Geological Survey Open-file report 97-134 （can be downloaded from http://energy.er.usgs.gov/products/openfile/OFR97-134/ ）. As cited by USGS in fact sheet "Mercury in U.S. coal - abundance distribution and modes of occurrence", found October 2002 on http://pubs.usgs.gov/fs/fs095-01/fs095-01.pdf

28. Breskovska, V. and Tarkian, M. （1993）: Mineralogy and fluid inclusion study of polymetallic veins in the Madjarovo ore field, eastern Rhodope, Bulgaria. *Mineral. Petrol.*, v.49, p. 103-118.

29. Brooks, G. （1989）: Estimating Air Toxic Emissions from Coal and Oil Combustion Sources. EPA-450/2-89-001. Prepared by Radian Corporation for U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. April 1989.

30. Bugge, J. A. W. （1978）: Norway, *in* Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., and Haslam, H. W., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 199-249.

31. BUWAL （1997）: Waste Disposal in Cement Plants, Environment-Materials Nr. 70, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft （BUWAL）, 3003 Bern, Switzerland, 1997.

32. Cao, J. R. （1992）: Microwave Digestion of Crude Oils and Oil Products for the Determination of Trace Metals and Sulphur by Inductively-Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy, Environment Canada Manuscript Report Number EE-140, Ottawa, Ontario, Canada.

33. Carpi, A. and Chen, Y.F. （2001）: Gaseous Elemental Mercury as an Indoor Pollutant. Environ. Sci. Technol. Vol 35:4170-4173.

34. Cavanagh, J. and Glover, M. （1991）: Mines and miners in Peru. Lima, Peru Reporting Servicios Editoriales *S.R.L.*, 371 p.

35. Cembureau （1999）: Best available techniques for the cement industry. European Cement Association, Brussels. Available at: http://www.cembureau.be/Documents/Publications/CEMBUREAU_BAT_Reference_Document_2000-03.pdf

36. Cerny, I. （1989）: Die karbonatgebundenen Blei-Zink-Lagerstätten des alpinen and ausseralpinen Mesozoikums - Die Bedeutung ihrer Geologie, Stratigraphie und Faziesgebundenheit für Prospektion und Bewertung. Vienna, Archiv für Lagerstätten-forschung der *Geologischen Bundesanstalt*, v.11, p. 5-125.

37. CSE （2002）: "Environmental Rating of Indian Caustic-Chlorine Sector". Centre for Science and Environment （CES）, 2002, p.199 .

38. Chu, P. and Porcella, D. B. （1994）: "Mercury Stack Emissions From U. S. Electric Utility Power Plants", Proceedings of the Third International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Whistler, British Columbia, Canada, July 10-14, 1994.

39. CIM （1957）: Structural geology of Canadian ore deposits. Montreal, Canadian Institute of Mining and Metallurgy （CIM）, *CIM*, 524 p.

40. COWI （2002）: ACAP and Danish EPA Reduction of Atmospheric mercury emissions from Arctic countries – questionnaire on emissions and elated topics. November 2002.

41. Danish EPA （2000）: Warning: Sale of mercury soaps is banned. Danish Environmental Protection Agency. Available at. http://www.mst.dk/news/02010000.htm

42. Danish EPA （2001）: Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 1999 （Waste water sludge from municipal and private sewage treatment plants in 1999）. Orientering fra Miljøstyrelsen nr, 3, 2001. Danish EPA, Copenhagen （in Danish）.

43. Danish EPA （2002）: Punktkilder 2001. Orientering nr. 7, 2002 （Point Sources 2001, Review no. 7, 2002）. Danish EPA, Copenhagen （in Danish）.

44. De la Rosa, D.A., Volke-Sepùlveda, T. and Solórzano, G. （2004）: Release of total gaseous mercury from municipal solid waste disposal sites nearby Mexico City. In Mercury as a Global Pullotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Slovenia, 2004.

45. DEFRA （2004）: Mercury emissions from crematoria. Second consultation. Department for Environment, Food and Rural Affairs; Welsh Assembly Government; Scottish Executive Environment and Rural Affairs Dept. Available at: http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf

46. Del Guidice, P and Yves, P. （2002）: The widespread use of skin lightening creams in Senegal: a persistent public health problem in West Africa. *The International Journal of Dermatology* 41: 69-72.

47. deLoraine, W. F. and Dill, D. B. （1982）: Structure, stratigraphic controls, and genesis of the Balmat zinc deposits, northwest Adirondacks, New York. *Geol. Assoc. Can. Spec. Pap. 25*, p. 571-596.

48. DiFrancesco, D.T. and Shinn, R.C. （2002）: Sources of mercury in New Jersey. New Jersey Mercury Task Force Report Volume III. New Jersey Department of Environmental Protection, Trenton.
Available at: http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf

49. Douglas, R. J. W. ed. （1970）: Geology and economic minerals of Canada. Can. Geol. Surv. *Economic Geology Report 1*, 838 p.

50. DPHE （2003）: Mercury-free Colorado Campaign. Thermostat Recycling Program. Department of Public Health and Environment, Denver. Available at: http://www.cdphe.state.co.us/hm/mercury/therm.asp

51. Dunmire C., Calwell C., Andria J., A., Ton M., Reeder, T., and Fulbright V. （2003）: Mercury in Fluorescent Lamps: Environmental Consequences and Policy Implications for NRDC. Natural Resources Defense Council （NRDC）, New York. Available at: http://www.nwalliance.org/resources/reports/NRDCMercury.pdf

52. Duo, W., Guthrie, T. and W. Edwards （2000）: Mercury Emissions from The Petroleum Refining Sector In Canada, for Environment Canada, Trans-boundary Air Issues Branch, Hazardous Air Pollutants Program, Ottawa, Canada, EC Contract: K2216-9- 0078.

53. Dvornikov, A. G. （1962）: Mercury dispersion aureoles in limestone at the Gruzskaya Ravine polymetallic deposit （Nagol'nyi Range）. *Geochemistry, 1962*, p. 539-546.

54. EMEP/ CORINAIR （2001）: EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition, 2001, Technical report No 30. Available at http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en#TOC.
Also note EMEP/ CORINAIR （2002）: EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 UPDATE, Technical report No 30, EEA - European Environment Agency, Copenhagen, and
EMEP （1999）: Emission Inventory Guidebook. September 1999.

55. Environment Canada （1999）: Meeting the Challanges of Continental Pollutant Pathways. Mercury Case Study. February 1999, available at: http://www.eman-rese.ca/eman/reports

56. Environment Canada （2000）: The status of mercury in Canada. Report #2. A Background Report to the Commission for Environmental Cooperation North American Task Force on Mercury. Environment Canada, Transboundary Air Issues Branch. Available at: http://www.cec.org/files/PDF/POLLUTANTS/Hgcan-e3.pdf.

57. Environment Canada （2002）: Environment Canada, Minerals and Metals Division, National Office of Pollution Prevention: Multi-pollutant emission reduction analysis foundation （MERAF） for the base metal smelter sector. Prepared for Environment Canada and The Canadian Council of Ministers of Environment （CCME）, Canada. Available at http://www.ccme.ca/assets/pdf/bms_final_meraf_e.pdf （accessed October 2003）.

58. Environment Canada （2003a）: Fact Sheet #21 （Revised） Mercury-Containing Products. Available at: http://www.on.ec.gc.ca/epb/fpd/fsheets/4021-e.html

59. Environment Canada （2003b）: What Is Mercury? Environment Canada, Ontario Region. Available at: http://www.on.ec.gc.ca/pollution/fpd/merc/merc-1000-e.html （13 Nov 2003）.

60. Environment Canada （2004）: Personal communication. Air Pollution Prevention Directorate, Environment Canada, June 2004.

61. EuroChlor （1998）: Mercury process for making chlorine. August 1998.

62. European Commission （2001）: Integrated pollution prevention and control （IPPC） - Reference document on best available techniques in the non ferrous metals industry. Available at: http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm （accessed October 2003）.

63. European Commission （2001b）: Integrated pollution prevention and control （IPPC） - Reference document on best available techniques in the chlor-Alkali Manufacturing industry. Available at: http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm （accessed October 2005）.

64. European Commission （2003）: Draft reference document on best available techniques for management of tailings and waste rock in mining operations. Joint Research Centre, Seville, Spain. Available at: http://eippcb.jrc.es/pages/Fmembers.htm （accessed October 2003）.

65. European Commission （2005）: Communication from the commission to the Council and the European Parliament - Community Strategy Concerning Mercury- {SEC（2005） 101}. Available at: http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/mercury/

66. Evans, D. W., DiGiulio, R.T and Ryan, E.A. （1984）: “Mercury in Peat and its Drainage Waters in eatern North Carolina”. The Water Resources Research Institute. Report No. 218. September 1984.

67. Feng, X., Li, G. and Qiu, G. （2004）: Mercury contamination from artisanal zinc smelting using indigenous methods in Hezhang, Guizhou, PR China. In Mercury as a Global Pullotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Slovenia, 2004.

68. Filby, R. H, and Shah, K. R. （1975）: Neutron Activation Methods for Trace Metals in Crude Oil, in The Role of Trace Metals in Petroleum, by T. F.Yen, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, MI.

69. Finkelman, B. （2003）: Personal communication. United States Geological Survey （USGS）, USA.

70. Finkelman, B. （2004）: Personal communication. United States Geological Survey （USGS）, USA. March 2004.

71. Finnish Environment Institute （1999）: Atmospheric emissions of heavy metals in Finland in the 1990's. *The Finnish Environment* No. 329, Finnish Environment Institute, Helsinki （in Finnish）.

72. Finnish Environment Institute （2003）: Response to ACAP questionnaire on mercury releases, uses and wastes. Appendix to Maag （2004）.

73. Fontboté, L. and Gorzawski, H. （1990）: Genesis of Mississippi Valley-type Zn-Pb deposit of San Vicente, central Peru: Geologic and isotopic （Sr, O, C, S, Ph） evidence. *Economic Geology*, v.85, p. 1402-1437.

74. Franklin Associates, Ltd. （1989）: Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. EPA-530/SW-89-015A. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. January 1989.

75. Franklin, J. M. and Mitchell, R. H. （1977）: Lead-zinc-barite veins of the Dorion area, Thunder Bay district, Ontario. Can. Jour. *Earth Sci.*, v.14, p. 1963-1979.

76. Franklin, J. M., Lydon, J. W., and Sangster, D. F. （1981）: Volcanic-associated massive sulfide deposits. *Economic Geology* 75th Anniv. Vol., p. 485-627.

77. Friedli, H.R., Radke, L.F. and Lu, J.Y. （2001）: Mercury in Smoke from Biomass Fires. Geophysical Research Letter, 28: 3223-3226. Available at: http://www.mindfully.org/Air/Mercury-Smoke-Biomass.htm

78. Fruth, I. and Maucher, A. （1966）: Spurenelemente and Schwefel-Isotope in Zinkblenden der Blei-Zink-Lagerstätte von Gorno. *Mineral. Deposita*, v.1, p. 238-250.

79. Fryklund, V. C., Jr. and Fletcher, J. D. （1956）: Geochemistry of sphalerite from the Star mine, Coeur d'Alene district, Idaho. *Economic Geology*, v.51, p. 223-247.

80. Fugleberg, S. （1999）: Finnish expert report on best available techniques in zinc production. The Finnish Environment series 315, Finnish Environment Institute, Helsinki. Available at http://www.vyh.fi/eng/orginfo/publica/electro/fe315/fe315.htm

81. Fujinuki, T. （1979）: Trace Components of Carbonate Rocks, Kozan Chishitsu, Japan, 23, pages 295 to 306, 1979.

82. Fukuzaki, N., Tamura, R., Hirano, Y. and Mizushima, Y. （1986）: Mercury Emission from a Cement Plant and its Influence on the Environment, Atmospheric Environment, Vol., 20, No. 12, 1986, pages 2291 to 2299.

83. Fursov, V. Z. （1958）: Halos of dispersed mercury as prospecting guides at the Achisai lead-zinc deposits. *Geochemistry （1958）*, p. 338-344.

84. Fursov, V.Z. （1983）: Gas-and-Mercury Method for Mineral Products. Moscow, “Nauka” Publishers, 1983. – 205 p. As cited by Lassen *et al*. （2004）.

85. Galligan, C., Morose, G. and Giordani, J. （2003）: An Investigation of Alternatives to Mercury Containing Products. Prepared for The Maine Department of Environmental Protection, January 22, 2003. Available at: http://www.state.me.us/dep/mercury/lcspfinal.pdf

86. Glahder, C.M., Appel, P.W.U. and Asmund, G. （1999）: Mercury in soap in Tanzania. NERI Technical Report No. 306, 23pp. National Environmental Research Institute, Denmark.

87. Griffith, C., Gearhart, J., Posset, H., McPherson, A., Gingras, S., Davis, G., Dhinga, R, and Kincaid, L. （2001）: Toxics in vehicles: Mercury. Ecology Center, Great Lakes United and University of Tennessee Center for Cean Products and Clean technologies, Knoxville. Available at: http://www.cleancarcampaign.org/pdfs/execsumm.pdf

88. Hansen, C. L. and Hansen, E. （2003）: Collection systems for batteries - existing experiences from Denmark and abroad. Environmental project no. 777, 2003, Danish Environmental Protection Agency （in Danish with summary in English）. Available at www.mst.dk; publications.

89. Hansen, E. （1985）: Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark [Consumption of and pollution with mercury in Denmark]. Danish Environmental protection Agency, Copenhagen. （In Danish）

90. Harada, M., Nakachi, S., Tasaka, K., Sakashita, S., Muta, K., Yanagida, K., Doi, R. and Kizaki, T. （2001）: Wide use of skin-lightening soap may cause mercury poisoning in Kenya. . *Sci Total Environ*: 26:183-187.

91. Heier, A. （1990）: Use of mercury compounds in indoor latex paint to be eliminated. US EPA Environmental News, JUNE 29, 1990. At: http://www.paint.org/protocol/app-d.cfm

92. Hilmer, E. （1972）: Geochemische Untersuchungen im Bereich der Lagerstätte Meggen, Rheinisches Schiefergebirge. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 162 p.

93. Hitchon, B. and Filby, R. （1983）: Geochemical Studies – Trace Elements in Alberta Crude Oils, Open File Report 1983-02, Alberta Research Council for Alberta Energy and Utilities Board and Alberta Geological Survey.

94. Hoagland, A. D. （1971）: Appalachian strata-bound deposits: Their essential features, genesis and the exploration problem. *Economic Geology*, v.66, p. 805-810.

95. HTC （2000）: Hibbing Taconite Company. Voluntary mercury reduction agreement.

96. Huber, K. （1997）: Wisconsin Mercury SourceBook. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, May 1997. Available at: http://www.epa.gov/glnpo/bnsdocs/hgsbook/

97. Husar, J.D. and Husar, R. （2001）: Trends of mercury flows in Florida. Progress Report. Lantern Corporation. At: http://capita.wustl.edu/Capita/CapitaReports/Mercury/MercFlorida011112.doc

98. Hylander, L. D. and Meili, M. （2005）: The rise and fall of mercury: converting a resource to refuse after 500 years of mining and pollution. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 34*:1-36.

99. Hylander, L.D. and Meili, M. （2002）: 500 years of mercury production: global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. In print, *Science of the Total Environment*.

100. Ingham, A. I. （1940）: The zinc and lead deposits of Shawangunk Mountain, New York. *Economic Geology*, v.35, p. 751-760.

101. Isokangas, P. （1978）: Finland, *in* Bowie, S. H. U., Kvalheim, A., and Haslam, H. W., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 1: Northwest Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 39-92.

102. Jankovic, S. （1982）: Yugoslavia, *in* Dunning, F. W., Mykura, W., and Slater, D., eds., Mineral deposits of Europe, vol. 2: Southeast Europe. London, *Inst. Min. Metallurg.*, p. 143-202.

103. Jewell, W. B. （1947）: Barite, fluorite, galena, and sphalerite veins of middle Tennessee. Tenn. Div. *Geol. Bull.* 51, 114 p.

104. Johansen, V.C. and Hawkins, G.J. （2003）: Mercury speciation in cement kilns: A literature review. R&D Serial No. 2567, Portland Cement Association, Skokie, IL, USA. Available at: http://www.cement.org/pdf_files/SN2567.pdf

105. Jolly, J. L., and Heyl, A. V. （1964）: Mineral paragenesis and zoning in the central Kentucky mineral district. *Economic Geology*, v.59, p. 596-624.

106. Jolly, J. L., and Heyl, A. V. （1968）: Mercury and other trace elements in sphalerite and wallrocks from central Kentucky, Tennessee and Appalachian zinc districts: U.S. Geol. Surv. Bulletin 1252-F, 29 p.

107. Jonasson, I. R. and Sangster, D. F. （1975）: Variations in the mercury content of sphalerite from some Canadian sulphide deposits. *Assoc. Expl. Geochem.*, Spec. Publ. No. 2, p. 313-332.

108. Jones, D. K. （1988）: A geochemical study of a breccia body in the central Tennessee zinc district. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.30, p. 197-207.

109. Kakareka, S., Khomich, V., Kukharchyk, T. and Loginov, V. （1998）: Heavy metals emission factors assessment for the CIS countries. Institute for Problems of Natural Resources Use and Ecology, Minsk.

110. Kanare, H. （1999）: Comparison of Trace Metal Concentrations in Cement Kiln Dust, Agricultural Limestone, Sewage Sludge, and Soil, SN2080, Portland Cement Association, Skokie, IL, USA, 1999.

111. Kemi （1998）: Kvicksilveravvecklinggen i Sverige （mercury phase-out in Sweden）. Kemikalieinspektionen 5/98. Solna, Sweden.

112. Kemi （2004）: Mercury-investigation of a general ban. Report No. 4/04 by the Swedish Chemicals Inspectorate in response to a commission from the Swedish Government, Sweden. Available at: http://www.kemi.se/upload/Trycksaker/Pdf/Rapporter/Rapport4_04.pdf

113. Kesler, S.E., Russell, N. and McCurdy, K. （2003）: In press: Trace metal content of the Pueblo Viejo precious metal deposits and their relation to other high-sulfidation epithermal systems. *Mineral.Deposita* **38**, as cited by Seal and Hammarström （2003）.

114. Kim K.H. and Kim M.Y. （2002）: Mercury emissions as landfill gas from a large-scale abandoned landfill site in Seoul. Atmos. Environ. 36, 4919-4928.

115. Kindbom, K and Munthe, J. （1998）: Hur påverkas kvicksilver i miljön av olika energialternativ? [How is mercury in the environment influenced by different energy alternatives]. IVL Svenska Miljöinstitutttet. （In Swedish）

116. Kinsey *et al.* （2004）: Characterization of Fugitive Mercury Emissions from the Cell Building at a US Chlor-alkali Plant. Atmospheric Environment 38: 623-631.

117. Kinsey *et al* （2004）: Characterization of the Fugitive Mercury Emissions at a Chlor-alkali Plant: Overall Study Design. Atmospheric Environment 38: 633-641.

118. Kirchartz, B. （1994）: Reaction and Removal of Trace Element in Burning of Cement Clinker, （Reaktion und Abscheidung von Spurenelementen beim Brennen des Zementklinkers）, Schriftenreihe der Zementindustrie; Heft 56, Duesseldorf Beton-Verlag, Germany, 1994.

119. Kissin, S. A. and Sherlock, R. L. （1989）: Grant 300-the genesis of silver vein deposits in the Thunder Bay area, northwestern Ontario. *Ontario Geol. Surv.* Misc. Pap. 143, p. 33-41.

120. Kitamura, M., Kondo, M., Tagizawa, Y., Fujii, M. and Fujiki, M. （1976）: Mercury, Kondansha, Tokyo, Japan, 1976.

121. Kleinevoss, A. （1971）: Zur geochemischen Charakteristik des Quecksilbers unter besonderer Berücksichtigung der Hg-Verteilung in den Erzlagern des Rammelberges und ihrer Umgebung. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Clausthal Germany, 190 p.

122. Klemm, W.A. （1993）: “Cement Kiln Dust – A Look at Its Uses and Characteristics,” Proceedings 29th International Cement Seminar, Rock Products, 1993.

123. Kotnik J., Dizdarevic T. and Horvat M. （2004）: Current and past mercury distribution in air over Idrija region. In Mercury as a Global Pullotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Slovenia, 2004.

124. Kovrigo, 0. A., Mosolkov, V. T. and Shilov, L. I. （1976）: Peculiarities of the mercury distribution in the Rid-der-Sokol'noe deposit （Rudnyi Altai）. *Soviet Geol. Geophys.*, v.17, no. 9, p. 55-60.

125. Krahn, L., Friedrich, G., Gussone, R. and Scheps, V. （1986）: Zur Blei-Zink-Vererzung in Carbonatgesteinen des Aachen-Stolberger Raums. *Fortschr. Geol.* Rheinland und Westfalen, v.34, p. 133-157.

126. Kraume, E. （1955）: Die Erzlager des Rammelsberges bei Goslar. *Beihefte zum Geologischen Jahrbuch*, v.18, 394 p.

127. Krivtsov, A.I. and Klimenko, N. G. （1997）: Mineral Raw Materials. Copper. Reference Book. Moscow: Geoinformmark Publishers, 1997. – 51 p. As cited in Lassen *et al*. （2004）.

128. Kulms, M. （1970）: Die Verteilung der Elemente Pb, Zn, Cd, Hg, Cu, Co, Ni, Mn und Fe in den Böden der Lagerstättengebiete Maubach und Bleialf sowie in den den Flusswässern und Flusssedimenten des Triasdreiecks von Maubach-Mechernich-Kall, Eifel-Ein Beitrag zur geochemischen Erzlagerstättenprospektion. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 195 p.

129. Kutliakhmetov, A.N. （2002）: Mercury contamination of landscapes by mining enterprises of Bashkirian East-of-Ural Region （in Russian）. Autoref. thesis of Cand. Geogr. Sc. - Yekaterinburg. As cited in Lassen *et al.* （2004）.

130. Kyle, J. R. （1976）: Brecciation, alteration, and mineralization in the central Tennessee zinc district. *Economic Geology*, v.71, p. 892-903.

131. Lassen, C. （Ed.）, Treger, Y.A., Yanin, E.P., Revich, B.A., Shenfeld, B.E., Dutchak, S.V., Ozorova, N.A., Laperdina, T.G. and Kubasov, V.L. （2004）: Assessment of mercury releases from the Russian Federation. Ministry of Natural Resources of the Russian Federation, Danish Environment Protection agency, Arctic Council. Draft, 2004.

132. Laznicka, P. （1981）: Data on the worldwide distribution of stratiform and stratabound ore deposits, *in* Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.10. *Amsterdam, Elsevier*, p. 79-389.

133. Levin, L. （1997）: Review comments from Dr. L. Levin, Electric Power Research Institute （EPRI）, Palo Alto, CA, to D. Beauregard, U. S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, June 20, 1997.

134. Liang, L., Horvat, M. and P. Danilchik （1996）: A Novel Analytical Method for Determination of Picogram Levels of Total Mercury in Gasoline and Other Petroleum Based Products, *Sci. Tot. Environ*., 187:57.

135. Liang, L., Lazoff, S., Horvat, M., Swain, E. and Gilkeson, J. （2000）: Determination of mercury in crude oil by in-situ thermal decomposition using a simple lab built system. Fresenius' J. Anal. Chem., 367:8.

136. Lindberg S.E., Walschläger D., Prestbo E.M., Bloom N.S., Price J. and Reinhart D. （2001）: Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA. Atmos. Environ. 35, 4011-4015.

137. Lindberg, S.E., （2004）: Personal communication. Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, USA.

138. Lindberg, S.E., Southworth, G., Prestbo, E.M., Wallschläger, D., Bogle, M.A., Price, J. （2004）: Gaseous methyl- and inorganic mercury in landfill gas from landfills in Florida, Minnesota, Delaware, and California. Atmospheric Environment 39 （2005） 249–258.

139. Lowell Center for Sustainable Production （2003）. A Review of Thersmostat Energy Efficiency and Pricing, Lowell Center for Sustainable Production, May 2003. Available at: http://www.sustainableproduction.org/.

140. Luttrell, C. W. （1966）: Base- and precious-metal and related ore deposits of Virginia. Virginia Div. Min. Resources, *Min. Resources Report 7*, 167 p.

141. Maag, J., Lassen, C. and Hansen, E. （1996）: Massestrømsanalyse for kviksølv （substance flow assessment for mercury）. *Miljøproject* no. 344, 1996, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen （in Danish with summary in English）. Available at www.mst.dk; publikationer.

142. Maag, J., Hanse, E. and Dall, O. （2001）: Mercury - a global pollutant requiring global initiatives. TemaNord 2002:516, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Available at www.norden.org.

143. Maag, J. （2004）: Arctic mercury releases inventory. Appendix on Mercury releases from Finland. COWI for the Arctic Council and the Danish Environment Protection Agency, Copenhagen. Draft report of 2004.

144. Magaw, R., McMillen, S., Gala, W., Trefry, J., and Trocine, R. （1999）: Risk evaluation of metals in crude oils, Proceedings SPE/EPA Exploration and Production Environmental Conference, SPE Paper No. 52725.

145. Mahe, A., Blanc, L., Halna, J.M., Keita, S., Sanogo, T. and Bobin, P. （1993）: An epidemiologic survey on the cosmetic use of bleaching agents by the women of Bamako （Mali）. *Ann. Dermatol. Vernereol* 120: 870-873. （In French）

146. Maher, S. W. and Fagan, J. M. （1970）: Trace element content of some ore deposits in the southeastern states. *Tenn. Div. Geol. Inform.* Circular 16, 1 p.

147. Maine Board of Environmental Protection （2004）. Upheld on appeal by the Maine Board of Environmental Protection, Decision dated May 6, 2004. Available at: http://www.maine.gov/dep/index.shtml

148. Maine Department of Environmental Protection （2003）. Denial of NEMA Exemption Request, Maine DEP Order dated August 13, 2003. Available at: http://www.maine.gov/dep/index.shtml

149. Marcoux, E., Moëlo Y. and Leistel, J. M. （1996）: Bismuth and cobalt minerals as indicators of stringer zones to massive sulfide deposits, Iberian pyrite belt. *Mineral. Deposita*, v.31, p. 1-26.

150. Markmann P. N., Jensen, P. and Abildgård, J. （2001）: Old heating plants still cause mercury pollution. NyViden from the Danish EPA. Available at: http://www.mst.dk/project/NyViden/2001/11230000.htm

151. Maxson, P. （2004）: Mercury flows in Europe and the world: The impact of decommissioned chlor-alkali plants. European Commission, Brussels. Available at: europa.eu.int/comm/environment/ chemicals/mercury/pdf/report.pdf.

152. Maxson, P.A. and Vonkeman, G.H. （1996）: Mercury stock management in the Netherlands. Background document prepared for workshop "Mercury: Ban it or bridle it?" Held 21. November 1996, The Hague, Netherlands, Institute for European Environmental Policy, Brussels, Belgium, 48 p.

153. MMMW （1990）: Mercury exposure from interior latex paint -- Michigan. Morbidity and Mortality Weekly report March 1990. Available at: http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/00001566.htm

154. Morris, R. （2000）: New TRI Reporting Rules on Mercury, Proceedings National Petroleum Refiners Association Meeting, San Antonio, TX, （September）.

155. MRC （1997）: Mercury Refining Company. Excerpts from emission source test reports conducted by General Testing Corporation in September 1994 and Galson Corporation in June 1995, Submitted to Midwest Research Institute, Cary, NC, September 3, 1997.

156. MTAP （2003）: When the cows come home. Minnesota Technical Assistance Program. Available at: http://www.mntap.umn.edu/source/16-3/Cows.htm

157. Munthe, J., Kindbom, K., Kruger, O., Petersen, G., Pacyna, J., and Iverfeldt, A. （2001）: Examining source-receptor relationships for mercury in Scandinavia. Modelled and empirical evidence, *Water Air Soil Pollut. Focus* 1, 279, 2001.

158. Musa, M., Markus, W., Elghondi, A., Etwir, R., Hannan, A. and Arafa, E. （1995）: Neutron Activation Analysis of Major and Trace Elements in Crude Petroleum, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 198（1）:17.

159. Mustafin, S.K., Minigazimov, N.S. and Zainulin, H.N. （1998）: Problems of mercury-related safety of Southern Ural. Environmental problems of industrial areas of Ural V.1, Magnitogorsk: MGMA, 1998, pp. 148-154. As cited in Lassen *et al.* （2004）.

160. NCASI （1995）: National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. （NCASI）, 1995. Compilation of Air Toxic and Total Hydrocarbon Emissions Data For Sources at Chemical Wood Pulp Mills. *NCASI Technical Bulletin* No. 701. October 1995.

161. NEMA （1996）: National Electrial Manufacturers Association （NEMA）, 1996. Fluorescent Lamps and the Environment. Rosslyn, VA, July 1996. Available at http://www.nema.org/lamprecycle/nemafluorfinal.pdf.

162. NEMA （2000）: Environmental Impact Analysis: Spent Mercury-Containing Lamps, report by the （US） National Electrical Manufacturers Association dated January 2000 and available from www.nema.org/papers/enviimpact.doc.

163. NESCAUM （1998）: The Northeast States and Eastern Canadian Provinces Mercury Study, February 1998. Available on internet at: http://www.cciw.ca/ca/eman-temp/reports/publications/mercury/

164. NEWMOA （2001）: Interstate Mercury Education & Reduction Clearinghouse （IMERC） Mercury-Added Products Database. Available at: http://www.newmoa.org/Newmoa/htdocs/prevention/mercury/imerc/notification/

165. NIH （2004）: Mercury free NIH Campaign. Reagents with mercury. National Institutes of Health. Available at: http://www.nih.gov/od/ors/ds/nomercury/index.htm

166. Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. （1988）: quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soil by trace metals. Nature 333, pp- 134-139. As cited by Feng *et al.* （2004）.

167. Nishiyama, T. （1974）: Minor elements in some sulfide minerals from the Kuroko deposits of the Shakanai mine. *Min. Geol. Spec. Iss.*, no. 6, p. 371-376.

168. NJ MTF （2002）: New Jersey Mercury Task Force Report. Volume III. Sources of Mercury in New Jersey. January 2002. Available at website: http://www.state.nj.us/dep/dsr/Vol3-chapter1.pdf.

169. NPI （1999a）: Emission Estimation Technique Manual for Alumina Refining, Environment Australia, 1999. Accessed at www.npi.gov.au, October 2004.

170. NPI （1999b）: National Pollution Inventory （NPI）, Emission Estimation Technique Manual for Aluminium Smelting, Environment Australia, 1999b. Accessed at www.npi.gov.au, October 2004.

171. NPI （2004）: National Pollution Inventory （NPI）, Data extracted from the NPI database. Accessed October 2004 at www.npi.gov.au）.

172. Oftedal, I. （1941）: Untersuchungen über die Nebenbestandteile von Erzmineralien Norwegischer zinkblendeführender Vorkommen. Skrifter utgit av Det Norske Videnskaps-Akademi i Oslo, I. *Mat. Naturv. Klasse*, 1940 no. 8, 103 p.

173. OilTracers （1999-2004）: Using gas geochemistry to assess mercury risk. Available at: http://www.gaschem.com/mercur.html

174. Olsen, S., Westerlund, S. and Visser, R. （1997）: Analysis of Metals in Condensates and Naphthas by ICP-MS, Analyst, 122:1229.

175. OSPAR （2002）: Mercury emissions from crematoria and their control in the OSPAR Convention Area. OSPAR Commission, Paris. Available at: http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00179_Mercury%20emissions%20from%20crematoria.pdf

176. Ozerova, N. A. （1959）: The use of primary dispersion halos of mercury in the search for lead-zinc deposits. *Geochemistry*, p. 793-802.

177. Ozerova, N. A. （1983）: Mercury content of hydrothermal ore deposits. *Doklady Earth Sci. Sect.*, v.261, p. 203-205.

178. Ozerova, N. A. （1986）: Mercury and endogenetic ore formation. Moscow, Akad. Nauk SSSR, Ordena Trudovogo Krasnogo Znameni, Inst. Geol. Rudnykh Mestorozhdeniy, Petrog., Mineral., *Geochim.*, 231 p. （in Russian）.

179. Ozerova, N. A., Rusinov, V. L. and Ozerov, Y. K. （1975）: The mercury in sulfide deposits emplaced in volcanic suites. *Mineral. Deposita*, v. 10, p. 228-233.

180. Pacyna, J.M. and Pacyna, E.G. （2000）: Assessment of emissions/discharges of mercury reaching the Arctic environment. The Norwegian Institute for Air Research, NILU Report OR 7/2000, Kjeller, Norway.

181. Passant, N.R. （2004）: Review of emission factors for mercury emitted from cremation. AEA Technology for DEFRA/WEG/SE, UK. Available at: http://www.defra.gov.uk/corporate/consult/crematoria-two/consultation.pdf

182. PRF （1996）: Mercury in buildings. Purdue Research Foundation, West Lafayette. Available at: http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src-01-02/toc.htm.

183. Pirrone, N., Munthe, J., Barregård, L., Ehrlich, H.C., Petersen, G., Fernandez, R., Hansen, J.C., Grandjean, P., Horvat, M., Steinnes, E., Ahrens, R., Pacyna, J.M., Borowiak, A., Boffetta, P. and Wichmann-Fiebig, M. （2001）: EU Ambient Air Pollution by Mercury （Hg） - Position Paper. Office for Official Publications of the European Communities, 2001. Submitted by Italy （available on http://europa.eu.int/comm/environment/air/background.htm#mercury ）.

184. Pitche, P., Afanou, A., Amanga, Y. and Tchangai-Walla, K. （1997）: Prevalence of skin disorders associated with the use of bleaching cosmetics by Lome women. *Sante* 7:161-164. （In French）

185. Plachy, J. （1996）: Mercury. （In） Minerals Yearbook, Volume 1 – Metals and Minerals, US Geological Survey, United States Department of the Interior, Washington, D.C.

186. Product Stewardship Institute （PSI） （2004）. Thermostat Stewardship Initiative: Background Research Summary, Product Stewardship Institute （PSI）, October 18, 2004, pp. 5-6. Available at: http://www.productstewardship.us/prod_mercury_project.html

187. Pye, E. G. （1964）: Mineral deposits of the Big Duck Lake area, district of Thunder Bay. Ontario Dept. Mines *Geol. Report*, no. 27, 47 p.

188. Reese （1999）: USA Geological Survey Minerals Yearbook – 1999: Mercury. USGS at www.usgs.gov

189. Rein, K. and Hylander, L.D. （2000）: Experiences from phasing out the use of mercury in Sweden, *Regional Environ. Change* 1, 126, 2000.

190. Reindl, J. （2003）: Summary of References on Mercury Emissions from Crematoria - DRAFT. Dane County Department of Public Works. Madison Wisconsin. August 12, 2003.

191. Reisdorf, R.P. and D'Orlando, D.C. （1984）: Survey of Health Hazard Control Systems for Mercury Use and Processing. NTIS PB85-107241. National Technical Information Service, Springfield, VA.

192. Renner, H. （2000）: Gold, gold alloys, and gold compounds - production. In Ullmans encyclopedia of industrial chemistry, Wiley-VCH Verlag, as displayed December 2004 at http://www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a12_499/frame.html

193. Rentz, O., Sasse, H., Karl, U., Schleff, H.J. and Dorn, R. （1996）: Emission control at stationary sources in the Federal Republic of Germany - Volume II, Heavy metal emission control. French-German Institute for Environmental Research （DFIU）, University of Karlsruhe, 1996 （submitted by Germany for the global Mercury Assessment）.

194. Rui, I. J. （1973）: Geology and structures of the Rostvangen sulfide deposit in the Kvikne district, central Norwegian Caledonides. *Norsk Geologisk Tidsskrift*, v.53, p. 433-442.

195. Ryall, W. R. （1979a）: Mercury in the Broken Hill （N.S.W., Australia） lead-zinc-silver lodes. *Jour. Geochem. Explorat.*, v.11, p. 175-194.

196. Ryall, W. R. （1979b）: Mercury distribution in the Woodlawn massive sulfide deposit, New South Wales. *Economic Geology*, v.74, p. 1471-1484.

197. Saenger, M., Werther, J. and Lungwitz, H. （1999a）: Mercury emissions from German fluidized bed sludge incinerators - A status report. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia. Available at: http://www.portalenergy.com/balpyo/15icfbc/99-0042.pdf

198. Saenger, M., Werther, J. and Hanssen, H. （1999b）: Concentrations and mass balance of mercury in a fluidized bed sewage sludge incineration plants. Proceedings of the 15th International Conference on Fluidized Bed Combustion, May 16 - 19, 1999, Savannah, Georgia.

199. Sangster, D. F. （1986）: Classification, distribution and grade-tonnage summaries of Canadian lead-zinc deposits. Can. Geol. Surv. *Economic Geology* Report 37, 68 p.

200. Sangster, D. F. （1990）: Mississippi Valley-type and sedex lead-zinc deposits: A comparative examination. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.99, p. B21-B42.

201. Saupe, F.R. （1972）: The Encyclopedia of Geochemistry and Environmental Science, Editor Fairbridge R. W., Van Nostrand Reinhold, New York, NY, USA, 1972.

202. SCB （2002）: Bidrag till Sveriges officiella statistik （Contribution to the Official Statistics of Sweden）: Fabriker och manufakturer. Annul volumes for 1858–1895, Fabriker och hantverk Annual volumes for 1896–1910, Utrikes handel och sj¨ofart. Annual volumes for 1858–1890, Utrikes handeln. Annual volumes for 1891– 1894, Handel. Annual volumes for 1895–1910, Kommerskollegium. Norstedt och S¨oner and Isaac Marcus Boktr. AB, Stockholm, Sweden, 1859–1912. Sveriges officiella statistik （Official Statistics of Sweden）: Industri. Annual volumes for 1911–1961, Handel. Annual volumes for 1911–1961, Stockholm, Sweden, 1912–1962. Statistics from 1962 onwards at Statistics Sweden, www.SCB.se （accessed Feb 20, 2002）.

203. Schachermayer, E., Bauer, G. and Ritter, E. （1995）: Messung der Güter- und Stoffbilanz einer Müllverbrennungsanlage. [Measurement of the material and substance balance of a municipal solid waste incineration plant]. Monographie; Band 56.Wien. （In German）

204. Schäfer, S. and Hoenig, V. （2001）: “Operational Factors Affecting the Mercury Emissions from Rotary Kilns in the Cement Industry,” Zement-Kalk-Gips International, Bauverlag GmbH, Walluf, Germany, Volume 54, No. 11, 2001.

205. Schneider, M. and Oerter, M. （2000）: “Limiting and Determining Mercury Emissions in the Cement Industry,” Zement-Kalk-Gips International, Germany, Vol., 53, No. 3, 2000.

206. Schroll, E. （1953）: Über Unterschiede im Spurengehalt bei Wurtziten, Schalenblenden und Zinkblenden. Sitzungsberichte der mathem.- naturw. KL., *Abt. I*, v.162, no. 5, p. 21-332 p.

207. Schroll, E. （1983）: Geochemical characterization of the Bleiberg type and other carbonate hosted lead-zinc mineralizations, *in* 4th ISMIDA, Berchtesgaden, Germany, 4-10 October 1981, *Proc.*, p. 189-197.

208. Schwartz, M. O. （1972）: Geochemische und Lagerstättenkundliche Untersuchungen in Minas de Osor und Umgebung （Provinz Gerona, Spanien）. *Unpubl. doctoral thesis*, University of Aachen, Germany, 109 p.

209. Schwartz, M.O. （1997）: Mercury in zinc deposits: Economic geology of a polluting element. *Internat.Geol. Rev.* **39**, 905-923.

210. Scoullos, M., Vonkeman, G., Thornton, I., Makuch, Z., Arsenikos, S., Constantianos, V., Docx, P., Karavoltsos, S., MacDonald, K., Mantzara, B., Maxson, P., Rautiu, R., Roniotes, S., Sakellari, A. and Zeri, C. （2000）: EUPHEMET - Towards an integrated EU policy for heavy metals. For the European Commission DG12 - Research Directorate-General, Brussels.

211. Seal, R.R., II and Hammarstrom, J.M. （2003）: Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulphide and gold deposits: Environmental Aspects of Mine Wastes, J.L. Jambor, D.W. Blowes, and A.I.M. Ritchie （eds.）, Mineralogical Association of Canada Short Series, v. 31, p. 11-50.

212. Seraphim, R. H. （1980）: Western Mines-Myra, Lynx and Price deposits. *CIM Bull.*, December 1980, p.71-86.

213. SH （2004）: Mercury sources and alternatives in health care. Sustainable Hospitals. Available at: http://www.sustainablehospitals.org/HTMLSrc/IP_Merc_Tools_List.html

214. Shah, K. R., Filby, R. H. and Haller, W. A. （1970）: Determination of Trace Elements in Petroleum by Neutron Activation Analysis, Journal of Radioanalytical Chemistry, 6:413.

215. Shin Chan-Ki *et al*. （2000）: A study on the proper treatment of incineration residues from MSW Incinerator （I） - on the basis of bottom ash. Waste Rreatment Engineering Division of theNational Institute of Environmental Research, Korea. As cited in the submission from the Republic of Korea for the UNEP Global Mercury Assessment. Available at: http://www.chem.unep.ch/mercury/2001-gov-sub/sub76govatt2.pdf

216. Shunlin Tang, Xinbin Feng, Zhonggen Li, Shaofeng Wang and Lian Liang （2004）: A preliminary study on mercury speciation in municipal waste landfill gas from Guizhou, China. In Mercury as a Global Pullotant, part 1, RMZ - Materials and Geoenvironment - periodical for mining, metallurgy and geology, Ljubliana, Slovenia, 2004.

217. Skare, I. and Engqvist, L. （1994）: Human exposure to mercury and silver released from dental amalgam restorations. Arch. Environ. Health 1994; 49:384-394.

218. Skårup, S., Christensen, C.L., Maag, J. and Jensen, S.H. （2003）: Substance Flow Analysis for Mercury. Environmental project no. 808, The Danish EPA, 2003（in Danish with summary in English）. Available at www.mst.dk. Since 2004 also available in English at same website.

219. Smirnov, V. I., ed. （1977）: Ore deposits of the USSR, *v.3*. London, *Pitman*, 424 p.

220. Smith, R. C., II, （1977）: Zinc and lead occurrences in Pennsylvania. Penn. Geol. Surv., *Min. Resources Report 72*, 318 p.

221. Soler, P. （1982）: Comentario sobre la distribución de elementos menores y trazas （Ag, Bi, Hg, Se, Cd, In, Ge, Ga, Sn）en los yacimientos de Pb-Zn del Peru central, *in* V Cong. *Latinoamer. Geol.*, Argentina, 1982, Proc., v.IV, p. 159-175.

222. Southworth *et al*. （2004）: Fugitive Mercury Emissions from a Chlor-alkali Factory: Sources and Fluxes to the Atmosphere. Atmospheric Environment 38: 597-611

223. Sörme, L. and Lagerkvist, R. （2002）: Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. The Science of the Total Environment 298 （2002） 131.145

224. Sörme, L., Lindqvist, A. and Söderberg, H. （2003）: Capacity to Influence Sources of Heavy Metals to Wastewater Treatment Sludge. Environmental Management Vol. 31, No. 3, pp. 421–428

225. Sprung, S. （1982）: “Technologishe Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung,” Schrigtenreihe der Zementindustrie, Verein Deutscher Zementwerke e.V., Düsseldorf, Germany, Heft 43, 1982 Translation by Brodek, T.V., “Technological Problems in Pyro-Processing Cement”.

226. Srivastava, R.C. （2003）: “Guidance and Awareness Raising Materials under new UNEP Mercury Programs （Indian Scenario）”. Center for Environmental Pollution Monitoring and Mitigation. Lucknow, India. Submission to UNEP in August 2003.

227. Sznopek, J.L. and Goonan, T.G. （2000）: The materials flow of mercury in the economies of the United States and the world. USA Geological Survey Circular 1197, vers. 1.0, USA Geological Survey, Nov. 2000, downloaded from http://greenwood.cr.usgs.gov/pub/circulars/c1197/ in January 2001. Available from http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/mercury/.

228. Tao, H., Murakami, T., Tominaga, M. and Miyazaki, A. （1998）: Mercury speciation in natural gas condensate by gas chromatography-inductively coupled plasma mass spectrometry, J. Anal. At. Spectrom., 13:1085.

229. Tempelman-Kluit, D. J. （1972）: Geology and origin of the Faro, Vangorda, and Swim concordant zinc-lead deposits, central Yukon Territory. Can. Geol. Surv. *Bull. 208*, 73 p.

230. Terzic, S. B. （1972）: Thallium and mercury in minerals from the Mezica ore deposit. *Geol. Razprave in Porocila*, v.15, p. 361-368.

231. Thorpe, R. I., （1972）: Mineral exploration and mining activities, mainland Northwest Territories, 1966 to 1968. *Can. Geol. Surv.* Pap. 70-70, 204 p.

232. Thurlow, J. G., Swanson, E. A. and Strong, D. F. （1975）: Geology and lithogeochemistry of the Buchans polymetallic sulfide deposits, Newfoundland. *Economic Geology*, v.70, p. 130-144.

233. Tikkanen, G.D. （1986）: World resources and supply of lead and zinc. In: Bush VR （Ed.）: Economics of internationally traded minerals. Littleton, CO, Soc. Min. Eng., pp. 242-250. as cited by Schwartz （1997）.

234. Toxics Link （2003）: Mercury in India –Toxic Pathway-. September 2003, p. 24. Available at: http://www.toxicslink.org/docs/06035_publications-1-33-2.pdf

235. TRI （2004）: Toxics Release Inventory （TRI） Program. US Environmental Protection Agency. Available at: http://www.epa.gov/triexplorer/

236. Ullmann （2000）: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Zinc, starting materials for zinc production. Accessed at www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html in October 2003 .

237. Ullmann （2001）: Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry: Copper, Copper minerals. Accessed at www.mrw.interscience.wiley.com/ueic/articles/a28_509/sect3.html in October 2003.

238. UNEP （2002）: Global Mercury Assessment, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland, December 2002.

239. UNEP （2003）: Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases, 1st edition, May 2003, UNEP Chemicals, Geneva, Switzerland.

240. UNIDO （2003）: Marcello M. Veiga and Randy Baker. Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-scale Miners. April 2003.

241. Unilever （2003）: Thermometer factory: Kodaikanal, India （update 7 April 2003）. Unilever PLC London. Available at: http://www.unilever.com/environmentsociety/newsandspeeches/Thermometer_factory_Kodaikanal_India.asp?ComponentID=5664&SourcePageID=165 .

242. US EPA （1984）: Review of National Emission Standards for Mercury. EPA-450/3-84-004. Emission Standards and Engineering Division, Research Triangle Park, NC.

243. US EPA （1992）: Characterization of Products Containing Mercury in Municipal Solid Waste in the United States, 1970 to 2000. Office of Solid Waste, Washington, DC. March 1992.

244. US EPA （1994）: Report by W. Battye, U. McGeough, and C. Overcash （EC/R）- 1994. Evaluation of Mercury Emissions from Fluorescent Lamp Crushing. EPA-453/R-94-018. US EPA, RTP, NC.

245. US EPA （1996）: Emission Factor Documentation for AP-42, Section 1.6, Wood Waste Combustion in Boilers, Research Triangle Park, NC.

246. US EPA （1997a）: Locating and estimating air emissions from sources of mercury and mercury compounds. Report EPA-454/R-97-012, （NTIS PB98- 117054）, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. Available at: http://www.epa.gov/ttn/chief/le/index.html .

247. US EPA （1997b）: Mercury Study Report to Congress. US EPA, Dec. 1997. Available at: http://www.epa.gov/mercury/report.htm

248. US EPA （1997c）: Mercury emissions from disposal of fluorescent lamps. Office of Solid Waste, US Environmental Protection Agency. Available at: http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/id/merc-emi/merc-pgs/merc-rpt.pdf .

249. US EPA （1998）: National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Publicly Owned Treatment Works MACT standard. US Federal Register Volume 63, No. 230. December 1, 1998. pages 66084-66101.

250. US EPA （2000）: Unified Air Toxics Website: Electric Utility Steam Generating Units, Section 112 Rule Making, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC. www.epa.gov/ttn/uatw/combust/utiltox/utoxpg.html.

251. US EPA （2001）: Great Lakes Binational Toxics Strategy Progress Report 2001, available at: http://www.epa.gov/glnpo/bns/reports/2001Progress/index.html.

252. US EPA （2002a）: Control of Mercury Emissions from Coal-fired Electric Utility Boilers, Interim Report Including errata Data 3-21-02. EPA-600/R-01-109, National Risk Management Research Laboratory, Research Triangle Park, NC, April 2002. Available at http://www.epa.gov/appcdwww/aptb/EPA-600-R-01-109corrected.pdf.

253. US EPA （2002b）: National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Mercury Emissions From Mercury Cell Chlor-alkali Plants; Proposed Rules. Federal Register. July 3, 2002.

254. US EPA （2003a）: Mercury: Toxics Release Inventory Fact Sheet. United States Environmental Protection Agency, Region 9. June 2003.

255. US EPA （2003b）: Clean Energy Information. Available at website: http://www.epa.gov/cleanenergy/oil.htm .

256. US EPA （2003c）: What Devices Contain Mercury? Welcome to the US EPA Region 5/ Purdue University website. Available at: http://pasture.ecn.purdue.edu/~mercury/src/devicepage.htm#man

257. US EPA （2003d）: TRI. Reporting for year 2001 for the Chloralkali Industry. Available at http://dl.rtk.net/tri/fac "2003.

258. US EPA （2004）: Mercury in medical waste. Available at: http://www.epa.gov/reg5oair/glakes/fact1.htm

259. Vasquez R., H. （1974）: Tablas prácticas para la determinación de minerales y directorio minero-metalúrgico Peruano. Lima, Peru, *Offset S.A.*, 118 p.

260. VDZ （2000）: Umweltdaten der deutschen Zementindustrie. [Environmental data for the German cement industry]. Verein deutscher Zementwerke e. V., Düsseldorf. （In German）

261. VDZ （2001）: Activity Report 1999-2001. Verein Deustcher Zementwerke e. V., Forshungsinstitut der Zementindustrie, Dusseldorf, Germany. Available at: http://www.vdz-online.de/daten/tb_99_01/en/script/start.htm .

262. Velzen, D. van, Langenkamp, H. and Herb, G. （2002）: Review: Mercury in waste incineration. *Waste Management and Research* 20: 556-568.

263. Vokes, F. M. （1976）: Caledonian massive sulfide deposits in Scandinavia. A comparative review, *in* Wolf, K. H., ed., Handbook of strata-bound and stratiform ore deposits, v.6. *Amsterdam, Elsevier*, p. 79-127.

264. Wankhade, K.K. （2003）: Mercury in India. Toxic pathways. Toxics Link, New Delhi. Available at: http://www.toxicslink.org/pub-view.php?pubnum=35

265. Watling, R. J. （1974）: Identification and analysis of lattice-held mercury in sphalerite from Keel prospect, County Longford, Ireland. *Trans. Inst. Min. Metallurg.*, v.83, p. B88-B94.

266. WHO （1995）: Environmenatl Health Criteria 167. International Programme on Chemical Safety. Acetaldehyde. World Health organization. Geneva, Switzerland.

267. Widenfalk, L. （1979）: Mercury as an indicator of stratigraphy and metamorphism in the Skellefte ore district. *Economic Geology*, v.74, p. 1307-1314.

268. Wilhelm, S.M. （2001）: Mercury in petroleum and natural gas: Estimation of emissions from production, processing, and combustion. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington. Available at: http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/600r01066/600r01066.pdf

269. Wilhelm, S.M. and Bigham, G.N. （2002）: Concentration of mercury in crude oil refined in the United States. 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Minamata, Japan. Available at: http://www.hgtech.com/Publications/minamata.htm .

270. Wright, G. M. （1967）: Geology of the southeastern Barren Grounds, parts of the districts of Mackenzie and Keewatin. *Can. Geol. Surv.* Memoir 350, 91 p.

271. Yanin （2004）: Description of non-ferrous metal industry in Lassen *et al.* （2004）.

272. Yep, C., Algazi, A. and Low, J. （2002）: Mercury report. Department of Toxic Substances Control, Hazardous Waste Management Program and State Regulatory Programs Division, Sacramento, California. Available at: http://www.dtsc.ca.gov/hazardouswaste/mercury/HWM_REP_Mercury_Final.pdf.

273. Zeeh, S. and Bechstädt, T. （1994）: Carbonate-hosted Pb-Zn mineralization at Bleiberg-Kreuth （Austria）: Compilation of data and new aspects. *Soc. Geol. Appl. Min. Dep.*, Spec. Publ., no. 10, p. 271-296.

7 索引、缩略词与缩写

< —— 小于；

> —— 大于；

°C —— 摄氏度；

/ —— 除以；

***** —— 乘以；

% —— 百分数

µg —— 微克（10^{-6}克）；

APC 装置 —— 空气污染控制（APC）装置；

ATSDR —— 美国有毒物质和疾病登记局；

CIS 国家 —— 独联体国家（亚美尼亚、阿塞拜疆、白俄罗斯、哈萨克斯坦、吉尔吉斯斯坦、摩尔多瓦共和国、俄罗斯联邦、塔吉克斯坦、土库曼斯坦、乌克兰和乌兹别克斯坦）

DSI —— 通过管道喷入吸附剂；

EC —— 欧洲共同体（始于 2004 年 5 月 1 日，有 25 个成员国（奥地利、比利时、塞浦路斯、捷克共和国、丹麦、爱沙尼亚、芬兰、法国、德国、希腊、匈牙利、爱尔兰、意大利、拉脱维亚、立陶宛、卢森堡、马耳他、波兰、葡萄牙、斯洛伐克、斯洛文尼亚、西班牙、瑞典、荷兰、英国））；

EU（15） —— 欧洲共同体 2004 年 5 月 1 日扩大之间的 15 个成员国（奥地利、比利时、丹麦、芬兰、法国、德国、希腊、爱尔兰、意大利、卢森堡、荷兰、葡萄牙、西班牙、瑞典和英国）；

EMEP —— 欧洲长距离越境空气污染物监测和评估合作项目（在 LRTAP 公约下的）；

ESP —— 静电除尘器；用来削减燃烧尾气中一些污染物排放的设备；

EU —— 欧洲联盟。始于 2004 年 5 月 1 日，欧盟有 25 个成员国（奥地利、比利时、塞浦路斯、捷克共和国、丹麦、爱沙尼亚、芬兰、法国、德国、希腊、匈牙利、爱尔兰、意大利、拉脱维亚、立陶宛、卢森堡、马耳他、波兰、葡萄牙、斯洛伐克、斯洛文尼亚、西班牙、瑞典、荷兰、英国），建成区面积大于 4,000,000 km^2，人口大约为 460,000,000 常住居民。

FAO —— 联合国粮农组织；

FF —— 纤维过滤器；过滤式、用于捕集颗粒物（这里：指来自燃烧尾气的颗粒物）；

FGD —— 烟道气脱硫；主要用于燃烧烟道气中硫的排放最小化的工艺/设备；

g —— 克；

g/l 或 g/L —— 克/升；

Hg^0 或 Hg（0） —— 元素汞；

Hg^{2+}或 Hg（II） —— 二价汞，有机汞和无机汞化合物中最主要的汞形态。在大气中，二价汞要比元素汞更容易通过沉降或沉积作用而从空气中被洗脱出来；

Hg_p —— 颗粒态汞，即结合或吸附在颗粒物上的汞。在大气中，颗粒态汞与元素汞相比沉降速率更快；

IARC —— 国际癌症研究所；

ILO —— 国际劳工组织；

IPCS —— 国际化学品安全方案；

kg —— 千克；

l 或 L —— 升；

生命期 —— 参见对产品的生命周期的描述。自产品被投入使用开始（通常是购买日），直到不再使用或被抛弃为止。

LRTAP 公约 —— 长距离越境空气污染物公约；

m —— 米；

MethylHg 或 MeHg —— 甲基汞；

metric ton —— 公吨，等于 1000 公斤；

mg —— 毫克（10^{-3} 克）；

MSC-E —— 气象合成中心-东部（与 LRTAP 公约有关）；

MSW —— 城市固体废物；

MW —— 兆瓦；

MWC —— 城市废物焚烧炉；

MWI —— 医疗废物焚烧炉；

NEMA —— 国家电气制造商协会（在美国）；

ng —— 纳克（10^{-9} 克）；

OECD —— 经济合作与发展组织；

ppb —— 10 亿分之一；

ppm —— 百万分之一；

PM —— 颗粒物；

PS —— 颗粒物洗涤器；设计来从燃烧尾气中削减颗粒物排放的设备；

SCR —— 选择催化还原；设计来从燃烧尾气中削减某些污染物排放的设备；

SD —— 喷射干燥器；

SDA ——喷射干燥器吸附系统；设计来从燃烧尾气中削减某些污染物排放的设备；

矿渣/熔渣 —— 当煤从地层中被挖出时生成的废物，或者是加热至液态的金属与化学品混合以除去不想要的物质时所生成的一种物质；

SNCR —— 选择非催化还原；设计有来削减燃烧尾气中的特定污染物的浓度；

t 或 ton —— 公吨 = 1000 公斤；

UN —— 联合国；

UNEP —— 联合国环境规划署；

US —— 美利坚合众国；

US EPA —— 美利坚合众国环境保护局；

USA —— 美利坚合众国；

WHO —— 世界卫生组织；

8 技术性附件

8.1 锌提取物中闪锌矿中的汞含量

1201. 下面可以找到，参见第 5.2.3 节关于锌的提取和初始处理，如表 8.1 所示，为锌提取物中闪锌矿中的汞含量（Hg_{sp}）（Schwartz, 1997）。

表 8-1　　锌提取物中闪锌矿中的汞含量（Hg_{sp}）　（Schwartz, 1997）

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
			太古代的 VOLCEX 沉积层（达到绿片岩面）				
加拿大	19	Cdn.-Jamieson, Coniagas, Delbridge, Hacket R., High L., Indian Mountain L., Kam-Kotia, Kidd Creek, Lac Dufault, Manitou-Barvue, Mattabi, Mattagami L., N. Slave, Orchan, Poirier, South Bay, Spi L., Sturgeon L., Zenmac	37	M	66	Jonasson and Sangster （1975）	Pye （1964）, Wright （1967）, Franklin *et al.* （1981）, Laznika （1981）, Sangster （1986）
加拿大	1		123	C	1	（保密）	
			太古代的 VOLCEX 沉积层（闪岩面）				
加拿大	3	Geco, Normetal, Willecho	10	M	13	Jonasson and Sangster （1975）	Franklin *et al.* （1981）
			原生代的 VOLCEX 沉积层（绿片岩面）				
加拿大	4	Errington, Flin Flon, Ruttan L., Schist L.	95	M	10	Jonasson and Sangster （1975）	CIM （1957）, Franklin *et al.* （1981）, Laznicka （1981）
瑞典	11	Boliden, Kristineberg, Langdal, Langsele, Näsliden, Rävliden ABC, Rävliden Cu, Ravlidmyran, Renström, Sturemalmen, Udden	998	C	11	Widenfalk （1979）	
			原生代的 VOLCEX 沉积层（闪岩面）				
加拿大	9	Chisel L., Fox L., New Calumet, N. Contact L., Osborne L., Sherridon, Sulphide L., Tetrault, Western Nuclear	97	M	22	Jonasson and Sangster （1975）	Franklin *et al.* （1981）, Laznicka （1981）
芬兰	1	Vihanti	550	C	1	Kleinevoss （1971）	Isokangas （1978）
瑞典	1	Rudtjebäcken	582	C	1	Widenfalk （1979）	
			显生宙的 VOLCEX 沉积层（绿片岩面）				
澳大利亚	1		50	C	1	（保密）	
澳大利亚	1		4	M	2	（保密）	
澳大利亚	1	Woodlawn	6	M	8	Ryall （1979b）	Laznicka （1981）
加拿大	1		11	C	1	（保密）	
加拿大	11	Big Bull, Brunswick No. 6, 12, Buchans, Heath Steele, Key Anacon, Seneca, Sturgeon R. Wedge, Weedon, Western	35	M	14	Jonasson and Sangster （1975）	CIM （1957）, Douglas （1970）. Thurlow *et al.* （1975）, Armbrust and Gannicott （1980）, Seraphim （1980）, Franklin *et al.* （1981）
日本	1	Shakanai	14	M	12	Nishiyama （1974）	
日本	3	Furutobe, Hanaoka, Uchinotai	29	M	6	Ozerova （1986）	Ozerova *et al.* （1975）
哈萨克斯坦	1	Ridder-Sokol'noye	1	M	4	Kovrigo *et al.* （1976）	

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
挪威	4	Bjorkasen, Lokken, Rostvangen Vigsnes	55	M	5	Oftedal （1941）	Rui （1973）, Vokes （1976）, Bugge （1978）
俄国	6	Mauk, （South Urals）, Valentina	64	M	15	Ozerova （1986）	Ozerova *et al.* （1975）, Smirnov （1977）
西班牙	1		548	C	1	（confidential）	
西班牙	1	Santa Ana	43	C	1	Marcoux *et al.* （1996）	
西班牙	1	San Telmo	116	C	1	Marcoux *et al.* （1996）	
美国	4	（East Maine）	17	M	6	Jolly and Heyl （1968）	Bouley and Hodder （1984）
	3	East Pacific Rise, Galapagos Rift, Juan de Fuca Ridge （seafloor）	2	C	5	Bischoff *et al.* （1983）	

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
			显生宙的 VOLCEX 沉积层（闪岩面）				
挪威	1	Hestekletten	30	M	1	Oftedal （1941）	Vokes （1976）, Bugge （1978）
挪威	1	Storvarts	100	M	1	Oftedal （1941）	Vokes （1976）, Bugge （1978）
挪威	1	Jakobsbakken	42	M	1	Kleinevoss （1971）	Vokes （1976）, Bugge （1978）
			显生宙的 SEDEX 沉积层（闪岩/麻粒岩面）				
澳大利亚	1	Broken Hill	27	M	24	Ryall （1979a）	
美国	1	Balmat	1198	M	2	Jonasson and Sangster （1975）	deLoraine and Dill （1982）, Sangster （1990）
			显生宙的 SEDEX 沉积层（达到绿片岩面）				
澳大利亚	1		48	C	1	（confidential）	
澳大利亚	1		89	C	1	（confidential）	
加拿大	1		109	C	1	（confidential）	
加拿大	1	Faro	114	M	2	Jonasson and Sangster （1975）	Tempelman-Kluit （1972）, Sangster （1990）
德国	1	Rammelsberg	164	C	8	Kraume （1955）	
德国	1	Meggen	6	C	1	Hilmer （1972）	
			显生宙的 SEDEX 沉积层（闪岩面）				
挪威	1	Mofjell	60	C	1	Borsch （1970; quoted by Kleinevoss （1971）	Vokes （1976）, Sangster （1990）
			低碳酸盐岩中的前第三纪矿脉				

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
加拿大	20	Arctic Silver, Berens R., Box, （Cobalt） Dorchester, Frontenac Lead, Homer L., （Keno Hill）, Keymet, Kingdon Lead, Ramah, Severn R., Smithers, Thubin L., （Thunder Bay） Turnback L.	32	M	46	Jonasson and Sangster （1975）	Alcock （1930）, CIM （1957）, Douglas （1970）, Thorpe （1972）, Sangster （1986）, Kissin and Sherlock （1989）, Beaudoin and Sangster （1992）
捷克共和国	1	Pribram	65	M	2	Schroll （1953）	Beaudoin and Sangster （1992）
德国	1	Clausthal	283	M	3	Kleinevoss （1971）	Beaudoin and Sangster （1992）
德国	1	Bad Grund	293	M	1	Kleinevoss （1971）	Beaudoin and Sangster （1992）
德国	1	Freiberg	30	M	2	Schroll （1953）	Beaudoin and Sangster （1992）
西班牙	1	Osor	0.4	M	5	Schwartz （1972）	
哈萨克斯坦	4	Bezymyannoye Kizyl-bel', Kok-tyube, Peraval'noye	86	M	8	Ozerova （1959）	
乌克兰	1	Nagol'no-Tarasovskoye	6	M	1	Saukov （1946; quoted by Dvornikov, 1962）	
乌克兰	1	Gruzskaya	73	M	1	Dvornikov, 1962）	
美国	1	Coeur d'Alene	95	M	14	Fryklund and Fletcher （1956）	
美国	5	Armenius, Madison. （Shawangunk）, Valzinco, Wheatley	23	M	5	Jolly and Heyl （1968）	Ingham （1940）, Luttrell （1966）, Smith （1977）
			石灰石/白云石中的前第三纪矿脉				
加拿大	2	Blue Bell, Silver L.	18	M	3	Jonasson and Sangster （1975）	CIM （1957）, Franklin and Mitchell （1977）
美国	11	（Central Kentucky）, （Central Tennessee vein district）	48	M	27	Jolly and Heyl （1968）	Jewell （1947）, Jolly and Heyl （1964）, Kyle （1976）
美国	1	Dove Creek	13	C	1	Maher and Fagan （1970）	Jolly and Heyl （1964）

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
			与第三纪岩浆有关的矿脉（和碳酸盐替换物）沉积层				
保加利亚	1	Madzharovo	0.5	M	2	Ozerova （1983）	Breskovska and Tarkian （1993）
秘鲁	20	Alianza, Atacocha, Austria Duvaz, Casapalca-Centromin, Casapalca-Gubbins, Cerro de Pasco, Colquirrumi, El Brocal, Huaron, Morococha, Pachapaqui, Perubar, Raura, San Cristobal, Santa Rita, Santander, Uchucchacua, Volcan, Yauli, Yauricocha	31	C	20	Cavanagh and Glover （1991）	Vasquez （1974）, Soler （1982, 1986）
秘鲁	1		31	C	1	（confidential）	

国家	沉积层点数	沉积层名称（地区）	平均 Hg_{sp} 浓度，ppm *1	分析的材料 *2	样本数	分析和沉积层分类参考文献	沉积层分类的其它参考文献
秘鲁	1		76	C	1	（confidential）	
秘鲁	1		147	C	1	（confidential）	
塞尔维亚	1	Trepca	33	M	1	Kleinevoss （1971）	Jankovic （1982）
			原生代 MVT				
加拿大	3	Long L., Strathcona, Thirty Islands L.	14	M	9	Jonasson and Sangster （1975）	
			显生宙的 MVT				
澳大利亚	1	Lafatsch	1	C	15	Cerny （1989）	
澳大利亚	1	Bleiberg	2	C	100	Schroll （1983）	Zeeh and Bechstädt （1994）
加拿大	14	Bankeno, Ferndale, Gays R., H.B., Kaladar Road, Kicking Horse, Little Pike Day, Monarch, Newfoundland Zinc, Pine Point, Schoolhouse, Tobermory, Walton, Wiarton	5	M	83	Jonasson and Sangster （1975）	
德国	1	Stolberg	0.2	M	8	Krahn *et al.* （1986）	
秘鲁	1	San Vicente	4	C	1	Cavanagh and Glover （1991）	Fontboté and Gorzawski （1990）
斯洛文尼亚	1	Mezica	0.4	M	4	Terzic （1972）	Cerny （1989）
美国	20	Almedia, Bamford, （East Tennessee）, Friedensville, （Southwest Virginia）, （Timber-ville）, （Tri-State）, （Upper Mississippi Valley）	3	M	29	Jolly and Heyl （1968）	Hoagland （1971）, Smith （1977）, Sangster （1990）
美国	1	Nashville Prospect	0.05	M	1	Jones （1988）	
美国	18	（East Tennessee）, （Southwest Virginia）	21	C	19	Maher and Fagan （1970）	
			沙岩铅锌				
德国	1	Maubach	10	M	1	Kulms （1970）	
			石灰石/白云石中的未加以分类的沉积层				
加拿大	1	Prairie Creek	933	M	2	Jonasson and Sangster （1975）	
爱尔兰	1	Keel	227	M	113	Watling （1974）	
意大利	1	Gorno	55	M	20	Fruth and Maucher （1966）	
哈萨克斯坦	1	Achisai	6	M	3	Fursov （1958）	
西班牙	1	Rubiales	2054	M	76	Arias *et al.* （1992）	
美国	3	Linville Falls, Serpent Mount, Smith	102	M	3	Jolly and Heyl （1968）	
美国	1	East Fork Cabin Creek	10	C	1	Maher and Fagan （1970）	

注： *1 Hg_{sp} 浓度是指闪锌矿中的汞含量（矿物分析），或者是矿石中闪锌矿的理论汞含量（见正文）。
*2 M = 矿物分析; C = 浓度分析.

9 附录

9.1 标准的表达格式

<table>
<tr><td>章节号</td><td>标题；
内容说明</td></tr>
<tr><td>1</td><td>摘要</td></tr>
<tr><td></td><td>摘要应当包括结果的综合性描述</td></tr>
<tr><td>1.1</td><td>按主要源类别的排放</td></tr>
<tr><td></td><td>摘要应该包括关于在筛选矩阵中所确定的主要类别的排放源在所有相关介质中的排放的简要描述。还应该给出按照本工具包所涉及的源类别的定量排放之和。当对所有的定量排放值进行加和时，需要注意重复计算（扣除重复计算的数字——在表的下面注明扣除了那些部分）。
<table>
<tr><th>主要源类别</th><th>空气</th><th>水</th><th>土地</th><th>产品</th><th>废物/残渣</th></tr>
<tr><td>燃料/能源的提取和使用</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>初级（原生）金属生产</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>含杂质汞的其它矿和材料生产</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>工业过程中汞的故意使用</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>含故意使用汞的消费品产品</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>其它故意的产品/过程使用</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>再生金属生产（“二级”金属生产）</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>废物焚烧</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>废物堆放/填埋场和污水处理</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>火化与殡葬</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>总的定量排放值</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
</table>
作为可选，排放量可以用一个单独的表格来表示，将其分为几段：1）杂质汞的迁移，2）汞的故意使用；和 3）废物处理。这要求对几个主要类别进行累加，并对故意的汞矿开采和金银的汞溶法提取导致的汞排放量进行重新分配（如果按国家来表达的话）。</td></tr>
<tr><td>1.2</td><td>重要的排放源子类别</td></tr>
<tr><td></td><td>本部分应当包括重要的子类别的估算排放量（以一个汇总表或其它适当的格式），并对主要的发现进行简短的讨论。</td></tr>
</table>

1.3	数据缺口
	此外，重要的数据短缺、主要的排放途径以及需要今后收集资料、改进质量的优先领域，都应当被识别出来。
2	**识别出的汞排放源**
	在一张一览表中列出本国所识别出的所有汞排放源子类别。当没有排放因子也没有源特定的测定数据可用于排放源定量时，这应当被识别为 [“无可用数据”]。对于按本工具包提到而本国没有发现的源子类别，应当用一个短语“在本国没有发现”来表明已对该活动进行了考察，但是没有发现存在。
3	**汞排放的定量**
3.1	按照工具包分类的主要源类别 1，仅针对在本国所识别出的类别 [例如：“燃料/能源的提取和使用”]
3.1.1	按照工具包分类的源子类别 1，仅针对在本国所识别出的子类别 [例如：“大型电厂的燃煤”]
	按子类别逐一描述关键的数据和所计算得到的排放量估算值。每个章节都会提供关于基本过程的信息、用来考察来自过程的可能排放的方法和手段，以及提供结果。每个章节都希望是相对简短，以节省整个的篇幅。每部分都带有一览表（或类似的格式），根据用于清单的数据类型和涉及的生命周期阶段进行个别调整。参阅第 4.4.7 节关于如何使用表格的示例。 也请参阅工具包第 4.5 节关于报告的指南，了解报告原理的进一步信息。

[子类别名称]	**单位**	**生产**	**使用**	**处置**	**自所评价的生命周期的各部分向途径的排放之和**
活动强度 阶段输入因子 ***1** 向此阶段的计算输入 ***2**					- - -
阶段输出分布因子： *3 - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 普通的废物处理 - 行业特定的废物处理					 - - - - - -
计算的输出/排放： *4 - 空气 - 水 - 土地 - 产品 - 普通的废物处理 - 行业特定的废物处理					

3.1.2 [等]	下一个定量的子类别等。
4	**结论**
	• 主要的向每个介质排放汞的子类别； • 如果做了的话，列出汞输入/输出平衡交叉检验的评估结果； • 现场测定以控制这些排放，或者期望对过程/活动有哪些变化以显著地改变排放量；

	• 主要的数据缺口和它们各自的重要性； • 进一步评估、数据收集、测定或采取政策措施的优先性。
参考文献	参考文献（格式应当包括：作者姓名，出版年份，标题，出版物名称，系列号，页码，名字，出版商所在的城市和国家，确切的因特网连接（如果信息是在因特网上找到的话）、访问网页的时间）。本工具包所用的参考文献的格式可以作为一个例子。
附件	相关的附件（参阅第 4.5 节有关的指南）

9.2 辅助汞排放量计算的电子表格草稿

1. 作为对本工具包的补充，提供了一个单独的 Excel 电子表格文件，目的是帮助不同源类虽的输入和输出计算。电子表格可以从 UNEP 化学品处的网站上在线获得（http://www.chem.unep.ch/mercury/），或者可以通过联系本文件内页上的地址获得。

2. Excel 电子表格由一些单独的工作簿所组成 —— 首先是一个总结工作薄，提供了各个类别的主要输出；之后是 9 个单独的工作簿，对应于各个源类别。

3. 关于如何使用电子表格的一些具体活动说明可在电子表格文件中找到。使用者在用电子表格之前仔细阅读本工具包的有关章节是极为重要的，因为电子表格并不是不需加以说明的。如果使用者他/她自己不熟悉其中的方法学，没有阅读和认真理解所建议的原则和数据的话，肯定会存在发生严重错误的风险存在。同样，在使用电子表格中各个单独的源子类别的计算时，工具包中描述源子类别的有关章节也必须先进行阅读。

4. 第 5 章提供了可能的各种汞排放源类别的详细描述，对于可能不存在源特定的实际数据的情况建议了一些子类别可用的默认的输入和输出因子。在 Excel 电子表格中对于建议了这样的默认因子的地方已经输入了默认的计算公式。对于建议了默认范围的地方，计算公式采用了最大默认因子。正如工具包中一直已经强调的那样，如果可能的话应尽量使用科学汇编的国家或区域输入和输出因子。如果是这种情况，工作簿中的输入和输出因子必须手工更改。同样，对于没有建议默认因子的地方，用户必须输入适当的数据以及考虑实际情况可以应用的计算公式。

5. 使用这些默认因子的主要目的在于获得某子类别是否为本国的显著汞排放源的第一印象。通常在基于排放估算值采取任何进一步的后续行动之前必须要进行排放估算值的细化（在用默认因子计算之后）。

6. 实际电子表格的各个源类别工作簿不再在工具包中重复了，但是出于示例目的在表 9-1 和表 9-2 中给出了对于两个源类别——5.1 燃料/能源的提取和 5.5 故意使用汞的消费产品的工作簿。

7. 当所有 9 个对应于不同源类别的 Excel 工作簿都已填完后，总结工作簿将自动生成数据来显示所有类别的总排放量。总结表格的一个例子如表 9-3 所示，这是从最近发表的 ACAP 大西洋汞排放清单（ACAP, 2005）中取过来的。注意——示例中的表格已经作了调整以适应丹麦的情况，其提纲与电子表格略有不同，源类别不是完全相一致的。

表 9-1　　Excel 工作簿示例，显示的是类别 5.1 燃料/能源的提取和使用向不同介质的排放的输入和输出数据

联合国环境规划署化学品处汞排放识别和定量工具包电子数据表格初稿

开始计算前，请阅读“前言”

														输入输出分布因子（单位为1）						汞输出量计算值, Kg/y					
C	Su-C	来源类别/阶段	存在状况 (是/否/不确定)	默认输入因子	单位	输入输入因子	单位	输入活动强度	单位	汞输入量计算值	单位	"输出模式(如果存在对应的输出模式)	输入汞输入量	单位	空气	水	土地	产品	一般废弃物	部门特定的处理/处置	空气	水	土地	产品	一般废弃物	部门特定的处理/处置
5.1		来源类别：燃料/能源的提取和使用																								
	5.1.1	大型电厂燃煤																			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/洗煤		0.05-0.5	g Hg/t	0.5	g Hg/t		t 煤/y	0	Kg Hg/y			Kg Hg/y		0.01		0.8	0.19		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/燃烧		0.05-0.5 (a	g Hg/t	0.5	g Hg/t		t 煤/y	0	Kg Hg/y (a	减排设施：无(a		Kg Hg/y	1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												一般电除尘器或颗粒物洗涤器(a		Kg Hg/y	0.9				0.1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												纤维洗涤器或其他高颗粒物截留率的设施(a		Kg Hg/y	0.5				0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												颗粒物控制＋喷入干燥吸附剂系统(a		Kg Hg/y	0.4				0.6		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												颗粒物控制＋湿式烟气脱硫(a		Kg Hg/y	0.5				0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	5.1.2	其他煤的使用																			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		焦炭生产		0.05-0.5	g Hg/t	0.5	g Hg/t		t 煤/y	0	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		燃煤																			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/洗煤		0.05-0.5	g Hg/t	0.5	g Hg/t		t 煤/y	0	Kg Hg/y					0.01		0.8	0.19		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/燃烧		0.05-0.5 (a	g Hg/t	0.5	g Hg/t		t 煤/y	0	Kg Hg/y (a	减排设施：无(a			1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												一般电除尘器或颗粒物洗涤器(a			0.9				0.1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												纤维洗涤器或其他高颗粒物截留率的设施(a			0.5				0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												颗粒物控制＋喷入干燥吸附剂系统(a			0.4				0.6		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												颗粒物控制＋湿式烟气脱硫(a			0.5				0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	5.1.3	矿物油——分离、炼制和使用																			#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
		/分离													?	?		?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	0.00	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
		/原油使用:																								
		使用(燃烧之外)		10 - 300	mg Hg/t	300	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		没有污染控制的家庭取暖炉		10 - 300	mg Hg/t	300	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		其他燃油设备		10 - 300	mg Hg/t	300	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y	没有污染控制的燃油设施			1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												装有ESP或洗涤器的燃油设施			0.9				0.1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/炼制		10 - 300	mg Hg/t	300	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y				?	?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
		/汽油、柴油和其他馏分的使用:																								
		使用(燃烧之外)		1 - 100	mg Hg/t	100	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		没有污染控制的家庭取暖炉		1 - 100	mg Hg/t	100	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		其他燃油设备		1 - 100	mg Hg/t	100	mg Hg/t		t 油/y	0.00	Kg Hg/y	没有污染控制的燃油设施			1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
												装有ESP或洗涤器的燃油设施			0.9				0.1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	5.1.4	天然气——分离、炼制和使用																			#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
		/分离/炼制		2 - 200	µg Hg/Nm3 气体	200	µg Hg/Nm3 气体		Nm3 气体	0.000	Kg Hg/y				?	?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!
		/原始气体和预净化气体的使用		2 - 200	µg Hg/Nm3 气体	200	µg Hg/Nm3 气体		Nm3 气体	0	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		/管道气（消费者级）的使用		0.03 - 0.4	µg Hg/Nm3 气体	0.4	µg Hg/Nm3 气体		Nm3 气体	0.0	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	5.1.5	其他化石燃料——分离和使用																			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		泥煤燃烧		40 - 193 (b	mg Hg/t (干重)	193	mg Hg/t (干重)		t 泥煤/y	0.00	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		油页岩的使用				?	?		t 油页岩/y	?	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		其他化石燃料的燃烧													1											
	5.1.6	燃生物质发电和供暖		?	?	?	?	?	?	?	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	5.1.7	地热发电		?	?	?	?	?	?	?	Kg Hg/y				1						0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

表 9-2　　Excel 工作簿示例，显示的是类别 5.5 故意使用汞的消费产品向不同介质的排放的输入和输出数据

联合国环境规划署化学品处汞排放识别和定量工具包电子数据表格初稿

开始计算前，请阅读“前言”

C	Su-C	来源类别/阶段	存在状况（是/否/不确定）	默认输入因子	单位	输入输入因子	单位	输入活动强度	单位	汞输入量计算值	单位	*输出模式(如果存在对应的输出模式)	输入汞输入量	单位	输入输出分布因子（单位为1） 空气	水	土地	一般废弃物	部门特定的处理/处置	汞输出量计算值, Kg/y 空气	水	土地	一般废弃物	部门特定的处理/处置	备注
5.5		来源类别: 故意使用汞的消费品生产																							
	5.5.1	水银温度计																		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		/生产 (a										/生产(a		Kg Hg/y	0.01		0.01			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		医用温度计		0.5-1.5	g Hg/只	1.5	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y			Kg Hg/y											
		环境大气温度计		2-5	g Hg/只	5	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y			Kg Hg/y											
		工业和特殊用途温度计		5-200	g Hg/只	200	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y			Kg Hg/y											
		其他含汞玻璃温度计		1-40		40	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y			Kg Hg/y											
		/使用 + 处置:									Kg Hg/y	/使用 + 处置:		Kg Hg/y											
		医用温度计		0.5-1.5	g Hg/只	1.5	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a1) 没有分开收集。可控的处理处置。		Kg Hg/y	0.1	0.3		0.6		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		环境大气温度计		2-5	g Hg/只	5	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a2) 没有分开收集。非法收集和处置普遍存在。		Kg Hg/y	0.2	0.3	0.2	0.3		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		工业和特殊用途温度计		5-200	g Hg/只	200	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a3) 分开收集。可控的处理处置。		Kg Hg/y	0.1	0.3		0.3	0.3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		其他含汞玻璃温度计		1-40	g Hg/只	40	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y														
	5.5.2	含汞的电器开关和继电器																		#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/生产		?		?						/生产			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/使用 + 处置:		0.02-0.25	g Hg/(y* 人)	0.25	g Hg/(y* 人)		人口数	0	Kg Hg/y	/使用 + 处置:													
												(a1) 没有分开收集。可控的处理处置。			0.1		0.1	0.8		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
												(a2) 没有分开收集。非法收集和处置普遍存在。			0.3		0.4	0.3		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
												(a3) 分开收集。可控的处理处置。			0.1		0.1	0.4	0.4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	5.5.3	含汞光源																		#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/生产		?		?					Kg Hg/y	/生产			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/使用 + 处置:									Kg Hg/y	/使用 + 处置:													
		荧光灯管（两端）		10 - 40	g Hg/只	40	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a1) 没有分开收集。可控的处理处置。			0.05			0.95		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		紧凑型荧光灯（CFL单端）		5 - 15	g Hg/只	15	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a2) 没有分开收集。非法收集和处置普遍存在。			0.3		0.3	0.4		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		高压汞蒸气灯		30	g Hg/只	30	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y	(a3) 分开收集。可控的处理处置。			0.05			0.8	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		高压钠灯		10 - 30	g Hg/只	30	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y														
		日光浴紫外灯		5 - 25	g Hg/只	25	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y														
		金卤灯		25	g Hg/只	25	g Hg/只		只/y	0	Kg Hg/y														
	5.5.4	含汞电池																		0.00	0.00	#VALUE!	#VALUE!	0.00	
		/生产(a										/生产(a		Kg Hg/y	0.005	0.005	?	?	0.01	0.00	0.00	#VALUE!	#VALUE!	0.00	
		氧化汞电池（所有型号）；也称为锌汞电池		320	kg Hg/t 电池	320	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		锌空气扣式电池		12	kg Hg/t 电池	12	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		碱性扣式电池		5	kg Hg/t 电池	5	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		氧化银扣式电池		4	kg Hg/t 电池	4	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		除扣式电池外的碱性电池		0.25	kg Hg/t 电池	0.25	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		/使用 + 处置:									Kg Hg/y	/使用 + 处置:													
		氧化汞电池（所有型号）；也称为锌汞电池		320	kg Hg/t 电池	320	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y	(a1) 没有分开收集。可控的处理处置。						1		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		锌空气扣式电池		12	kg Hg/t 电池	12	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y	(a2) 没有分开收集。非法收集和处置普遍存在。			0.25		0.25	0.5		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		碱性扣式电池		5	kg Hg/t 电池	5	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y	(a3) 分开收集。可控的处理处置。						0.6	0.4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
		氧化银扣式电池		4	kg Hg/t 电池	4	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
		除扣式电池外的碱性电池		0.25	kg Hg/t 电池	0.25	kg Hg/t 电池		t 电池/y	0	Kg Hg/y														
	5.5.5	含汞的生物灭杀剂和杀虫剂																		#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/生产		?		?				?		/生产			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/使用 + 处置		?		?				?		/使用 + 处置			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
	5.5.6	含汞油漆																		#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/生产		0.3-5	kg Hg/t	5	kg Hg/t		t 油漆/y	0	Kg Hg/y	/生产			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/使用 + 处置		0.3-5	kg Hg/t	5	kg Hg/t		t 油漆/y	0	Kg Hg/y	/使用 + 处置（使用时和使用后）			0.92	0.05		0.03		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
	5.5.8	化妆品相关的产品																		#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/生产		10-50	kg Hg/t	50	kg Hg/t		t 美白霜或	0	Kg Hg/y	/生产			?	?	?	?	?	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	#VALUE!	
		/使用 + 处置		10-50	kg Hg/t	50	kg Hg/t		t 美白霜或	0	Kg Hg/y	/使用 + 处置（使用时和使用后）				0.95	0.05			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

表 9-3　　报道的丹麦 2001 年向所有介质的汞输入和输出，单位为：MT Hg/a。关于估算和不确定性的详细情况，参阅参考文献附件中的问卷回复（ACAP, 2005）

均值和合计是四舍五入的	向生物圈的新输入		报道的排放/输出（范围的均值）：								合计，代表性的排放量（均值）
	范围	均值	空气	水	土壤	城市垃圾	危险废物	行业废物处置 *1	废水系统	副产品	
杂质汞的迁移											
大型燃煤电厂	0.6-1	0.8	0.3	0	0	0	0	0.1	0	0.3	**0.7**
其它的燃煤和使用		0	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
油、气和生物燃料的提取和使用	0.06-0.33	0.2	0.06	0.06	0.003	0.006	0	0.01	0.002	0	**0.1**
水泥生产	0.1-0.3	0.2	0.1	0	0	0	0	0.03	0	0.09	**0.2**
其它的初级原料提取和处理	0.011-0.04	0.03	0	0	0.03	0	0	0	0	0	**0.03**
小计，杂质汞的迁移		**1.2**	**0.4**	**0.06**	**0.03**	**0.006**	**0**	**0.2**	**0.002**	**0.4**	**1.1**
故意的汞使用											
牙齿补牙剂	1.1-1.3	1.2	0.2	0	0.07	0.1	1.2	0	0.2	NR	**1.8**
电池	0.07-0.15	0.1	0	0	0	0.4	0.4	0	0	NR	**0.8**
温度计	0.016-0.024	0.02	0	0	0	0.03	0.1	0	0.03	NR	**0.2**
压力计，血压计和教学用具	0.013-0.049	0.03	0.04	0	0	0.04	0.3	0	0.04	NR	**0.4**
开关、继电器和电触点	0-0.024	0.01	0	0	0	0.2	1.1	0	0	NR	**1.3**
光源	0.06-0.17	0.1	0.005	0	0	0.07	0.07	0	0	NR	**0.1**
其它的产品和过程	0.135-2.021	1.1	0	0	0	0.4	0.05	0.03	0.01	NR	**0.5**
小计，故意的汞使用		**2.6**	**0.2**	**0**	**0.07**	**1.3**	**3.2**	**0.03**	**0.2**	**0**	**5.1**
废物处理和废水系统											
普通废物/城市垃圾焚烧	NR	NR	0.6	0	0	0	0	2.5	0	NR	**3.1**
危险废物/医疗废物焚烧	NR	NR	0.008	0.001	0	0	NR	0	0	NR	**0.009**
填埋场/堆放场 *3	NR	NR	NA	0	0	0.08	0	2.8	0.003	NR	**2.9**
废水系统	NR	NR	0.04	0.2	0.08	0	0	0.06	NR	NR	**0.4**
其它材料的回收	NR	NR	0.04	0	0.04	0.005	0	0.2	0	0.9	**1.2**
其它废物处理	NR	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	**0**
小计，废物处理和废水系统 *2			**0.71**	**0.20**	**0.12**	**0.085**	**0.0**	**5.5**	**0.003**	**0.9**	

注：

*1：行业特定的废物堆放，是一种属于“其它受控制的堆放”的类别，包括例如一些国家和工业自己的堆放场的煤燃烧渣的特殊沉积。

*2：注意废物处理的整体累加不能够排除重复计算——取决于各国的实践，以及在问卷反馈时数据是如何可以报告的。

*3：填埋场/堆放场向城市废物和危险废物/医疗废物的输出数据描述了这两种堆放类型的分布，而不是从堆放场向城市废物或危险废物的物理去除。