

第 3 章

固体废弃物处置

作者

Riitta Pipatti (芬兰)、Per Svardal (挪威)

Joao Wagner Silva Alves (巴西)、Qingxian Gao (中国)、Carlos López Cabrera (古巴)、Katarina Mareckova (斯洛伐克)、Hans Oonk (荷兰)、Elizabeth Scheehle (美国)、Chhemendra Sharma (印度)、Alison Smith (英国) 和 Masato Yamada (日本)

参加作者

Jeffrey B. Coburn (美国)、Kim Pingoud (芬兰)、Gunnar Thorsen (挪威) 和 Fabian Wagner (德国)

目录

3	固体废弃物处置	
3.1	导言	3.6
3.2	方法学问题	3.6
3.2.1	方法选择	3.6
3.2.2	活动数据的选择	3.11
3.2.3	排放因子和参数的选择	3.12
3.3	使用测量估算源自SWDS的CH ₄ 排放	3.18
3.4	SWDS中存储的碳	3.21
3.5	完整性	3.21
3.6	建立一致的时间序列	3.22
3.7	不确定性评估	3.22
3.7.1	归因于方法的不确定性	3.22
3.7.2	归因于数据的不确定性	3.23
3.8	QA/QC、报告和归档	3.25
	参考文献	3.26
附录 3A.1	一阶衰减模式	3.29
	参考文献	3.37

公式

公式 3.1	源自SWDS的CH ₄ 排放	3.8
公式 3.2	源自废弃物处置数据的可分解DOC	3.8
公式 3.3	DDOC _M 至L ₀ 的转换	3.9
公式 3.4	T年末SWDS累积的DDOC _M	3.9
公式 3.5	T年末分解的DDOC _M	3.9
公式 3.6	衰减DDOC _M 产生的CH ₄	3.10
公式 3.7	采用缺省碳含量值估算DOC	3.12
公式 3A1.1	一阶衰减的区分公式	3.29
公式 3A1.2	一阶衰减公式	3.29
公式 3A1.3	衰减1年之后剩余的DDOC _m	3.29
公式 3A1.4	衰减1年之后分解的DDOC _m	3.30
公式 3A1.5	T年里分解的DDOC _M	3.30
公式 3A1.6	半衰期与反应率常量之间的关系	3.30
公式 3A1.7	3个月之后衰减开始的FOD公式	3.30
公式 3A1.8	处置年份分解的DDOC _M (延迟3个月)	3.30
公式 3A1.9	处置年份(t)异化的DDOC _m (延迟3个月)	3.30
公式 3A1.10	T年末累积的可降解有机碳质量	3.31
公式 3A1.11	T年分解的可降解有机碳质量	3.31
公式 3A1.12	处置年末剩余的DDOC _M	3.32
公式 3A1.13	处置年间分解的DDOC _M	3.32
公式 3A1.14	T年末累积的DDOC _m	3.32
公式 3A1.15	T年分解的DDOC _m	3.33
公式 3A1.16	根据废弃物处置数据计算可分解DOC _M	3.33
公式 3A1.17	DDOC _M 分解产生的CH ₄	3.33
公式 3A1.18	SWDS产生的CH ₄	3.333
公式 3A1.19	根据废弃物处置数据计算长期存储的DOC _m	3.34
公式 3A1.20	一阶反应速率公式	3.334
公式 3A1.21	《1996年IPCC指南》T年反应DOC的公式	3.35
公式 3A1.22	IPCC 2000GPG T年反应DDOC _M 的公式	3.35
公式 3A1.23	处置率为D(T)的FOD	3.36
公式 3A1.24	1年间累积的可降解有机碳	3.36
公式 3A1.25	年间产生的CH ₄	3.37

图

图 3.1	源自固体废弃物处置场所的CH ₄ 排放的决策树	3.7
图 3A1.1	未完全合并反应率曲线引入的误差	3.35
图 3A1.2	IPCC 2000GPG T年反应DDOCm的公式	3.35

表

表 3.1	SWDS分类和甲烷修正因子 (MCF)	3.13
表 3.2	SWDS的氧化因子 (OX)	3.14
表 3.3	方法 1 中推荐的缺省甲烷产生率 (k) 值	3.16
表 3.4	方法 1 中推荐的缺省半衰期 ($T_{1/2}$) 值 (年)	3.17
表 3.5	用于源自SWDS的CH ₄ 排放的FOD方法中与缺省数据和参数相关的不确定性估值	3.24
表 3A1.1	新的FOD计算方法	3.32

框

框 3.1	源自气体收集系统的直接测量用于估算FOD模式参数	3.19
框 3.2	直接测量SWDS表面的甲烷排放	3.20

3 固体废弃物处置

导言

市政、工业和其他固体废弃物的处理和处置，产生了大量的甲烷（CH₄）。除了 CH₄ 之外，固体废弃物处置场所（SWDS）还产生生物源二氧化碳（CO₂）、非甲烷挥发性有机化合物（NMVOC）以及少量的氧化亚氮（N₂O）、氮氧化物（NO_x）和一氧化碳（CO）。约 3%-4% 的年度全球人为温室气体排放是由 SWDS 产生的 CH₄ 促成的（IPCC,2001）。许多工业化国家里，废弃物管理在过去十年里已发生了巨大的变化。废弃物最少化和循环利用/重复利用政策已被引进，以减少废弃物产生量，已经日益实施陆上处置固体废弃物的废弃物管理替代做法，用以减小废弃物管理的环境影响。另外，垃圾填埋气体回收作为减少源自 SWDS 的 CH₄ 排放的一种措施，已变得尤为常见。

源自生物量源（如，植物、木材）的有机材料分解是废弃物释放 CO₂ 的主要来源。这些 CO₂ 排放未纳入国家总量，因为该碳是生物成因，且净排放算入 AFOLU 部门。其他公约（如联合国欧洲经济委员会远程跨界大气污染公约（CLRTAP））的指南中论述了 NMVOC、NO_x 和 CO 的方法论。本卷第 1 章论述与这些方法的联系，第 1 卷第 7 章提供了更多信息。没有为源自 SWDS 的 N₂O 排放提供方法学，原因是该排放可忽略不计。

《1996 年 IPCC 国家温室气体清单指南修订本》（《1996 年指南》IPCC, 1997）和《国家温室气体清单优良作法指南和不确定性管理》（GPG2000, IPCC, 2000）描述了估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放的两种方法：质量平衡方法（方法 1）和一阶衰减（FOD）方法（方法 2）。本卷中，强烈鼓励不采用质量平衡方法，因为其产生的结果比不上 FOD 方法的结果，FOD 方法估算的年度排放更精确。取代了质量平衡方法，本章论述了 FOD 方法的方法 1 版本，包括：简单电子表格模式，附有步骤指南和改善的缺省数据。根据此指南，所有国家应当能实施 FOD 方法。

方法学问题

方法选择

估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放的 IPCC 方法基于一阶衰减（FOD）方法。此方法假设，在 CH₄ 和 CO₂ 形成的整个数十年里，废弃物中的可降解有机成分（可降解有机碳，DOC）衰减很慢。如果条件恒定，CH₄ 产生率完全取决于废弃物的含碳量。因此在沉积之后的最初若干年里，在处置场沉积的废弃物产生的 CH₄ 排放量最高，随着废弃物中可降解有机碳被细菌（造成衰减）消耗，该排放量也逐渐下降。

SWDS 中可降解材料到 CH₄ 和 CO₂ 的转变，是通过一系列反应和平行反应完成的。一个完整的模式可能非常复杂，且会随着 SWDS 中的条件而变化。然而，实验室和实地观察有关 CH₄ 产生数据表明，通过一级动力学（如，Hoeks, 1983）整体分解过程可以模拟，这已被普遍接受。因此，IPCC 已采用相对简单的模式作为估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放的基础。

不同类废弃物的半衰期是变化的，从几年至若干十年或更长。为得到可接受的精确结果，在半衰期为 3-5 的时期里，FOD 方法需要收集或估算废弃物历史处置的数据。

因此，优良作法是采用至少 50 年的处置数据，因为该时限为大部分通用处置作法和条件提供了一个可接受的精确结果。如果选择了更短的时限，则清单编制者应当证明没有明显低估排放。本《指南》对如下提供了指导：如何估算历史废弃物处置数据（第 3.2.2 节“活动数据的选择”）、FOD 模式所有参数的缺省值（第 3.2.3 节“排放因子和参数的选择”）和一个简单的电子表模式，以帮助各国使用 FOD 方法。

估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放的三种方法描述如下：

方法 1：方法 1 的估算基于主要采用缺省活动数据和缺省参数的 IPCC FOD 方法。

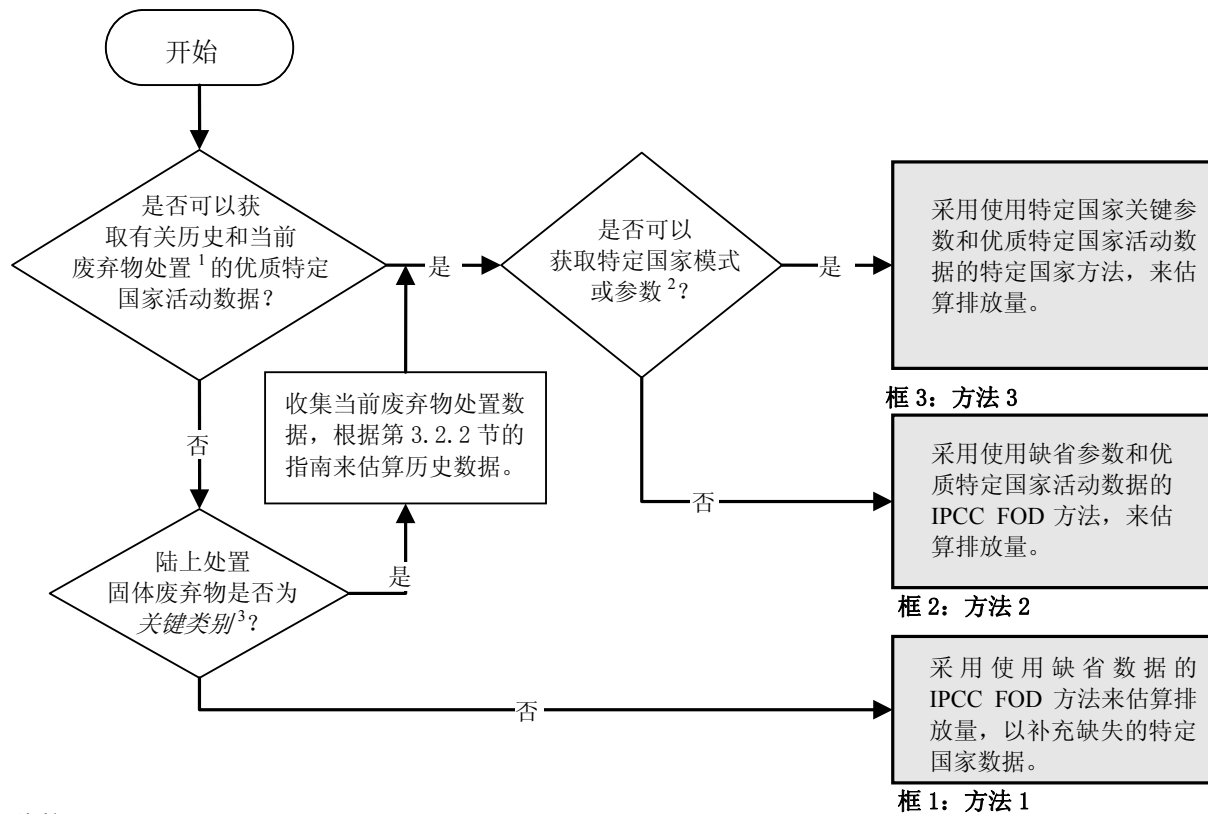
方法 2：方法 2 采用 IPCC FOD 方法和一些缺省参数，但需要有关 SWDS 当前和历史废弃物处置的优质特定国家活动数据。10 年或更多年的历史废弃物处置数据应当基于特定国家统计资料、调查或其他类似来源。需要有关 SWDS 已处理量的数据。

方法 3：方法 3 基于优质特定国家活动数据的使用（参见方法 2）和 FOD 方法的使用，FOD 方法具有（1）国家制定的关键参数，或（2）测量得出的特定国家参数。清单编制者可采用特定国家方法，这些方法的质量等同或高于上述所定义基于 FOD 的方法 3 的质量。关键参数应当包括半衰期、甲烷产生潜势（L₀）或废弃物中的 DOC 含量以及分解的 DOC 比例（DOC_f）。如框 3.1 所述，这些参数可基于测量。

图 3.1 显示了选择最适当方法的决策树。优良作法是，为计算排放的时间依赖性，所有国家采用 FOD 方法或验证的特定国家方法。

第 3.2.1.1 节简述了 FOD 方法，更多详细信息参见附录 3A.1。IPCC 已建立了一电子表格模式，用以帮助各国实施 FOD。《IPCC 估算源自固体废弃物处置场所的甲烷排放的电子数据表格（IPCC 废弃物模式）》¹。以下详细描述了《IPCC 废弃物模式》，可以修改之、使用之用于所有方法。

图 3.1 源自固体废弃物处置场所的 CH₄ 排放的决策树



注释：

1. 优质特定国家活动数据系指 10 年或更多年 SWDS 所处置废弃物的特定国家数据。
2. 关键参数系指 DOC/L₀、DOC_r和半衰期。
3. 有关关键类别和决策树用途的讨论，请参见第 1 卷第 4 章“方法选择和关键类别识别”（参见关于有限资源的 4.1.2 节）。

一阶衰减（FOD）

甲烷排放

单个年份固体废弃物处置产生的 CH₄ 排放可采用公式 3.1 进行估算。CH₄ 是厌氧条件下有机材料降解产生的结果。产生的部分 CO₂ 在 SWDS 覆盖层氧化，亦可回收用作能源或喷焰燃烧。因此，SWDS 实际排放的 CO₂ 少于产生的量。

¹ 参见表格形式的附属电子数据表格。<IPCC_废弃物_模型.xls>。

公式 3.1
源自 SWDS 的 CH₄ 排放

$$CH_4 \text{ 排放} = \left[\sum_x CH_4 \text{ 产生}_{x,T} - R_T \right] \cdot (1 - OX_T)$$

其中：

CH₄ 排放 = T 年排放的 CH₄，单位为 Gg

T = 清单年份

x = 废弃物类别或类型/材料

R_T = T 年回收的 CH₄，单位为 Gg

OX_T = T 年的氧化因子，（比例）

回收的 CH₄ 必须从产生的 CH₄ 数量中减去。只有未回收的 CH₄ 比例易在 SWDS 覆盖层处氧化。

甲烷产生

某年份所处置废弃物的 CH₄ 产生潜势，会在整个随后几十年里逐渐减少。此过程中，该特定量的废弃物释放的 CH₄ 逐渐减少。FOD 模式建于一指数因子，该因子描述了每年降解为 CH₄ 和 CO₂ 的可降解材料比例。

模式的一项关键投入是处置到 SWDS 的废弃物中可降解有机材料（DOC_m）的量。其估算基于以下信息：纳入这些类别的不同废弃物类别（城市固体废弃物（MSW）、污泥、工业和其他废弃物）和不同废弃物类型/材料（食品、纸张、木材、纺织品等）的处置，或另外作为批量处置废弃物中的平均 DOC。还需要以下有关信息，即第 3.2.3 节描述的国家 SWDS 类型和参数。对于方法 1，可使用纳入电子数据表格模式的缺省地区活动数据和缺省 IPCC 参数。方法 2 和方法 3 需要特定国家活动数据和/或特定国家参数。

下面给出估算 CH₄ 产生的公式。估算源自所有废弃物类别/废弃物类型/材料的数学方法是相同的，没有涉及不同类别/废弃物材料/类型的指数用在下面的公式中。

全年产生 CH₄ 的潜势可根据以下内容进行估算，即处置到 SWDS 的废弃物的量和废弃物成分、处置场所的废弃物管理作法。计算的依据是公式 3.2 中定义的可分解可降解有机碳（DDOC_m）的数量。DDOC_m 是有机碳的一部分，即在 SWDS 厌氧条件下降解的那部分碳。在各公式和电子数据表格模式中用作 DDOC_m。指数 *m* 表示质量，DDOC_m 等于以下数据的乘积，即废弃物量（W）、废弃物中可降解有机碳的比例（DOC）、厌氧条件下分解的可降解有机碳比例（DOC_f）以及 SWDS 有氧条件下（在变为厌氧条件之前）分解的废弃物部分（即用甲烷修正因子（MCF）表示）。

公式 3.2
源自废弃物处置数据的可分解 DOC
 $DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF$

其中：

DDOC_m = 沉积的可分解 DOC 质量，单位为 Gg

W = 沉积的废弃物质量，单位为 Gg

DOC = 沉积年份的可降解有机碳，比例，单位为 Gg C/Gg 废弃物

DOC_f = 可分解的 DOC 比例（比例形式）

MCF = 沉积年份有氧分解的 CH₄ 修正因子（比例形式）

尽管CH₄产生潜势(L_o)²未在本《指南》中明确使用，但是L_o等于DDOC_m、气体中CH₄浓度(F)和CH₄与C的分子量比率(16/12)的乘积。

$$\begin{aligned} & \text{公式 3.3} \\ & \text{DDOCm 至 } L_o \text{ 的转换} \\ & L_o = \text{DDOCm} \cdot F \cdot 16/12 \end{aligned}$$

其中：

- L_o = CH₄产生潜势，单位为 Gg CH₄
 DDOC_m = 可分解 DOC 质量，单位为 Gg
 F = 产生的垃圾填埋气体中的 CH₄ 比例（体积比例）
 16/12 = CH₄/C 分子量比率（比率）

采用电子数据表格中的 DDOC_{ma}（SWDS 累积的 DDOC_m），就可使用上述公式计算 SWDS 中剩余废弃物的总的 CH₄ 产生潜势。

一阶衰减基本情况

一阶反应中，结果量始终与反应材料数量成比例。这意味着，废弃物材料沉积 SWDS 的年份与每年产生的 CH₄ 量无关。只有当时在场所的分解材料总质量起作用。

这也意味着，如果我们知道起始年份 SWDS 中分解材料的数量，则每一年皆可视为估算方法中第一年，基本的一阶计算的完成可采用这两个简单的公式，而衰减反应开始于沉积之后那年 1 月 1 日。

$$\begin{aligned} & \text{公式 3.4} \\ & \text{T 年末 SWDS 累积的 DDOCm} \\ & \text{DDOCma}_T = \text{DDOCmd}_T + (\text{DDOCma}_{T-1} \cdot e^{-k}) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \text{公式 3.5} \\ & \text{T 年末分解的 DDOCm} \\ & \text{DDOCm}_{decomp}_T = \text{DDOCma}_{T-1} \cdot (1 - e^{-k}) \end{aligned}$$

其中：

- T = 清单年份
 DDOC_{ma_T} = T 年末 SWDS 累积的 DDOCm，单位为 Gg
 DDOC_{ma_{T-1}} = (T-1) 年年终时 SWDS 累积的 DDOCm，单位为 Gg
 DDOC_{md_T} = T 年沉积到 SWDS 的 DDOCm，单位为 Gg
 DDOC_{m_{decomp_T}} = T 年 SWDS 分解的 DDOCm，单位为 Gg
 k = 反应常量， $k = \ln(2)/t_{1/2}$ /年
 t_{1/2} = 半衰期时间 (y)

此方法可调整为反应起始日期比沉积之后那年 1 月 1 日更早。各公式和说明可参见附录 3A.1。

可分解 DDOC_m 产生的 CH₄

形成于可分解材料的 CH₄ 量求出，可通过产生的垃圾填埋气体中 CH₄ 比例乘以 CH₄/C 分子量比率。

² 《2006 年指南》中，L_o (Gg 产生的 CH₄) 是根据 SWDS 中可降解 DOC 数量来估算的。GPG2000 中的公式不同，因为 L_o 作为 Gg CH₄/Gg 处置的废弃物来估算，通过与已处置质量相乘，得到排放量。

公式 3.6

衰减 DDOCm 产生的 CH₄

$$CH_4 \text{ 产生}_T = DDOCm \text{ decomp}_T \cdot F \cdot 16/12$$

其中：

- CH₄ 产生_T = 可分解材料产生的 CH₄ 量
- DDOCm decomp_T = T 年分解的 DDOCm，单位为 Gg
- F = 产生的垃圾填埋气体中的 CH₄ 比例（体积比例）
- 16/12 = CH₄/C 分子量比率（比率）

关于 FOD 的更多背景详细内容和先前指南版本中各方法差异的说明，请参见附录 3A.1。

简单 FOD 电子数据表格模式

已根据上述公式 3.4 和 3.5 制定了简单 FOD 电子数据表格模式（*IPCC 废弃物模式*）。电子数据表格保持了处置场所可降解 DOC 例行总量，并虑及每年的沉积量和前些年之剩余量。这用于计算每年分解为 CH₄ 和 CO₂ 的 DOC 量。

电子数据表格还使用户定义可以确定废弃物沉积于 CH₄ 产生起点之间的一段时间延迟。这表示处置的废弃物将会产生大量 CH₄ 所需的时间（参见第 3.2.3 节和附录 3A.1）。

接着，模式计算 DDOCm 产生的 CH₄ 量，再减去回收的 CH₄ 和在覆盖材料（参见附录 3A.1 的各公式）处氧化的 CH₄，以得到排放的 CH₄ 量。

IPCC 废弃物模式 提供了两种方法用以估算源自 MSW 的排放，方法的选择取决于可获的活动数据。第一种方法是基于 **废弃物构成数据** 的多相模式。MSW 中各类可降解废弃物材料（食品、庭园和公园废弃物³、纸张和纸板、木材、纺织品等）的数量分别输入。第二种方法是基于 **批量废弃物**（MSW）的单相模式。估算源自工业废弃物和污泥的排放，其估算方式与批量 MSW 的类似。选择采用电子数据表模式的国家可能采用废弃物构成方法，亦或采用批量废弃物方法，这取决于可获数据的量级。如果废弃物构成相对稳定，两种方法可得出相似的结果。然而，若废弃物构成发生了很快的变化，两种方法就会得到不同的结果。例如，废弃物管理改变（如，禁止处置食品废弃物或可降解有机材料）会导致 SWDS 中所处置废弃物构成的快速变化。

可采用这两种方法估算长期储存在 SWDS 的采伐木材产品（HWP）中所含的碳（参见第 4 卷第 12 章“采伐木材产品”）。如果没有关于批量废弃物的国家数据，则 *优良作法* 是，采用电子数据表格中的废弃物构成方法，同时使用所提供的 IPCC 废弃物构成缺省数据。

电子数据表格模式中，可分别输入各废弃物类别的 DOC 和延迟半衰期各值，在废弃物构成方法中也可输入各废弃物类型/材料的各值。还可假设：延迟半衰期对于所有废弃物类别和/或废弃物类型是一样的。第一种方法假设 SWDS 中不同废弃物类型/材料的构成是完全相互独立的；而第二种方法假设所有类型的废弃物构成是完全相互依赖的。编写本《指南》时，没有证据说明一种方法优于另一种方法（参见第 3.2.3 节“半衰期”）。

电子数据表格计算了有关一不同工作表的各废弃物成分产生的 CH₄ 量。甲烷修正因子（MCF-参见第 3.2.3 节）作为国家所有处置场所的一个加权平均值来输入。MCF 因时而异，考虑到废弃物管理作法的变化（如，改用更多管理 SWDS 或更深场所）。最后，合计各废弃物类别和类型/材料产生的 CH₄ 量，减去回收的 CH₄ 量和覆盖材料处氧化的 CH₄ 量（如适用），从而得出 CH₄ 总排放量的估值。对于批量废弃物方法，DOC 可以是 MSW 的加权平均值。

电子数据表格模式对于方法 1 是非常有用的，但进行调整后可适于所有方法。对于方法 1，电子数据表格可根据人口数据、人均处置数据（对于 MSW 来说）和 GDP（工业废弃物）来估算活动数据，参见第 3.2.2 节的额外指南。如果采用了方法 2 和方法 3，各国就可扩展电子数据表格模式以满足各自的需求，或建立其自己的模式。如果需要，则电子数据表格模式可扩展成多个工作表，以计算 CH₄ 排放量。批量废弃物

³ “花园废弃物”在美语中可能也称为“庭院废弃物”。

的 MCF、OX 和 DOC 的制定可随时间而变化。对于像 DOCf 的其他参数同样易于完成。各新的半衰期将需要新的 CH₄ 计算工作表。拥有有关工业废弃物可靠数据的国家，可增加新的 CH₄ 计算工作表，可分别计算不同类工业废弃物的 CH₄ 排放量。如果修正了电子数据表格模式或使用了特定国家模式，则应当透明记录关键假设和参数。有关如何使用电子数据表格模式的详细内容，可参见电子数据表格说明。

模式可通过《2006 年指南》的光盘来复制，亦或从网址 IPCC NGGIP 下载，即 <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>。

不同地理范围或不同气候的地区模拟

可以估算国家不同地理范围地区的 CH₄ 产生量。例如，如果国家包含湿热地区和干热地区，则各地区的衰减率不同。

处理不同废弃物类别

一些用户可能发现，其国家废弃物统计资料与模式所用类别不匹配（食品、庭园和公园废弃物、纸张和纸板、纺织品和其他以及工业废弃物）。如果发生这种情况，则电子数据表格模式需要修改以与国家所用分类相对应，亦或特定国家废弃物类型需要重新分类为 IPCC 类别。例如，服装、窗帘和地毯纳入纺织品，厨房垃圾类似于食品废弃物，秆秸和竹子类似于木材。国家统计资料可能包含一个称为街道清扫的类别。用户应当估算该废弃物的成分。例如，其可能是 50% 的惰性材料，10% 的食品，30% 的纸张和 10% 的庭园和公园废弃物。然后，街路清扫类别可分为这些 IPCC 类别，并添加到这些类别已有的废弃物中。按同样的方式，家具可分为木材、塑料或金属废弃物，电子设备分为金属、塑料和玻璃废弃物。这可在清单编制者制定的独立工作表中完成。

废弃物产生构成调整为 SWDS 废弃物构成

用户应当确定：国家废弃物构成统计资料系指废弃物产生构成还是 SWDS 废弃物构成。此处所述的缺省废弃物构成是废弃物产生构成，而非送入 SWDS 的废弃物构成。因此，若有必要就应调整成分，以考虑循环利用或堆肥处理活动对送入 SWDS 的废弃物构成的影响。完成此项调整的最佳方式是采用清单编制者制定的独立电子数据表格，以估算产生的每种废弃物材料的量，然后减去回收、焚烧或堆肥处理的每种废弃物材料量估算，算出送入 SWDS 的残余废弃物的新构成。

废弃物 SWDS 露天燃烧

SWDS 处的露天燃烧在许多发展中国家很常见。可用于 SWDS 处衰减的废弃物的量（和 DDOCm）应当调整为燃烧量。第 5 章论述了估算燃烧废弃物的方法。估算源自 SWDS 的排放量应当与处置场所废弃物露天燃烧的估值相一致。

活动数据的选择

活动数据包括按批量废弃物或废弃物成分计算的废弃物产生以及处置到 SWDS 的废弃物比例。废弃物产生是各成分的人均废弃物产生率（吨/人/年）与人口（人均）的乘积。第 2 章介绍了有关废弃物产生和废弃物构成以及废弃物管理作法的数据收集指南。表 2.1 提供了产生率和 SWDS 处置比例的 MSW 地区缺省值，表 2.3 给出了废弃物构成的 MSW 地区缺省值。表 2.2 给出了工业废弃物缺省数据。为获得国家清单中精确的排放估算，通常需要包括 SWDS 处沉积废弃物 3-5 半衰期（参见第 3.2.3 节）的固体废弃物处置（数量、构成）数据，需要说明废弃物流向不同成分的不同半衰期，或按照 SWDS 类型的批量废弃物的不同半衰期（IPCC, 2000）。编制历史数据时，还应考虑废弃物管理作法的变化（如，场所覆盖物/加盖、沥出物排除改良、压实和禁止危险废弃物与 MSW 一起处置）。

FOD 方法需要有关按缺省收集的 50 年固体废弃物处置（数量和构成）的数据。没有历史统计数据的国家或有关固体废弃物处置的等价数据可追溯整整 50 年或更长时间的国家，将需要采用替代数据（人口、经济或其他驱动因素的外推）来估算这些数据。方法的选择将取决于国家数据的可获性。

对于采用有关 MSW 陆上处置的缺省数据的国家，或本国数据未覆盖过去 50 年的国家，缺失的历史数据可估算为与城市人口成比例⁴（或有关城市人口历史数据不可获取时的人口总数，或废弃物收集涉及的整体人口）。对于有若干年期有关 MSW 生成、管理作法和构成数据的数据（方法 2FOD），鼓励分析固体废弃物处置的驱动因素。历史数据可能与经济指标或人口与经济指标的组合成比例。趋势外推法也可能产生良好的结果。以减少废弃物产生和推动固体废弃物处置替代方法的废弃物管理政策，在分析时应当

⁴ 城市人口和人口总数间的选择应当依据废弃物收集的范围。如果有关废弃物收集的范围数据不可获取，建议使用城市人口作为驱动因素。

予以考虑。推荐使用有关工业生产（产量或价值，最好按工业类型，取决于数据的可获性）的数据，作为工业废弃物处置估值的替代数据（方法 2）。如果产量数据不可获取，则工业废弃物历史处置数据可以按与 GDP 或其他经济指标的比例进行估算。GDP 用作方法 1 的驱动数据。

有关城市人口（或总人口）、GDP（或其他经济指标）和工业产量统计的历史数据，可从国家统计资料里获得。若国家数据不可获取，国际数据库便可有所帮助，例如：

- 人口数据（1950 年以后每 5 年一间隔）可参考 UN 统计资料（参见 <http://esa.un.org/unpp/>）。
- GDP 数据（1970 年以后按国家货币当前价格的年度数据）可参考 UN 统计资料（参见 <http://unstats.un.org/unsd/snaama/selectionbasicFast.asp>）。

对于数据不可获取的年份，可采用内推法或外推法。

替代方法已在文献中提出，并在其显示出比上述所述缺省方法更好的估值时可以使用。

方法及替代方法的选择与选择的理由，应当在清单报告中透明记录。替代方法、内推法和外推法用作推断缺失数据的工具，第 1 卷第 6 章“时间序列一致性”对其予以详细的描述。

排放因子和参数的选择

可降解有机碳(DOC)

可降解有机碳(DOC)是易于生化分解的有机碳，应当用 Gg C/Gg 废弃物来表示。批量废弃物 DOC 可根据废弃物构成来估算，根据废弃物流中各成分（废弃物类型/材料）的可降解碳含量的加权平均值来计算。采用缺省碳含量值来估算 DOC，公式如下：

公式 3.7
采用缺省碳含量值估算 DOC

$$DOC = \sum_i (DOC_i \cdot W_i)$$

其中：

- DOC = 批量废弃物中可降解有机碳的比例，单位为 Gg C/Gg 废弃物
- DOC_i = 废弃物类型 *i* 中可降解有机碳的比例
如，纸张缺省值是 0.4（按湿重）
- W_i = 按废弃物类别分类的 *i* 类废弃物比例
如，东亚 MSW 中纸张缺省值是 0.188（湿重要素）

本卷第 2 章表 2.4 和表 2.5，分别给出 MSW 和按工业分类的工业废弃物比例的缺省 DOC 值。可采用类似方法估算国家所处置总废弃物中的 DOC 含量。电子数据表格模式中，MSW 的 DOC 估算仅是*批量废弃物*方法所需的，它是 SWDS 所处置 MSW（包括惰性材料）的平均 DOC。

估算 MSW 中 DOC 总量时，惰性部分的废弃物（玻璃、塑料和其他非降解废弃物，参见第 2 章表 2.3 中的缺省值）是很重要的。因此，建议一起使用 IPCC 缺省废弃物构成数据和特定国家 MSW 处置数据，必须核查该惰性部分接近于 IPCC 缺省数据中惰性部分。

如果数据可获取，则鼓励使用特定国家值。通过进行废弃物产生研究、SWDS 处抽样、结合国内可降解有机碳的分析，可获取特定国家值。若使用了国家值，就应当报告调查数据和取样结果（另参见第 3.2.2 节的活动数据和第 3.8 节的报告）。

经过分解的可降解有机碳的比例(DOC_f)

经过分解的可降解有机碳比例(DOC_f)是一个最终降解并从 SWDS 释放出来的碳比例估值，它表明，某些可降解有机碳在 SWDS 并没有分解，或分解很慢。DOC_f的推荐缺省值是 0.5（假设 SWDS 是厌氧的环境，DOC 值包括木质素，参见第 2 章表 2.4 的缺省 DOC 值）（Oonk 和 Boom, 1995; Bogner 和 Matthews,

2003)。DOC_f值取决于许多因素，如温度、湿度、pH、废弃物构成等可使用 DOC_f的国家值或类似国家的 DOC_f值，但应当基于翔实记录的研究。

从SWDS淋溶的DOC量在DOC_f估算中未予以考虑。随渗滤液丢失的DOC量通常小于 1%，在计算中可忽略不计⁵。

更高层方法（方法 2 或方法 3）也可使用为特定废弃物类型定义的独特 DOC_f 值。有一些文献论述了关于材料类型厌氧降解（DOC_f）的信息（Barlaz, 2004; Micales 和 Skog, 1997; US EPA, 2002; Gardner 等, 2002）。尤其是木材报告的降解率变化范围很大，且尚未很确定。这些还使可能随树种而异。特定废弃物类型的独特 DOC_f值隐含的假设是，不同类废弃物的降解是相互独立的。如半衰期以下的进一步论述，编写本《指南》时的科学知识在这方面尚无定论。

因此，在废弃物构成数据基于缺省值、建模或估算基于专家判断的情况下，使用废弃物类型特定 DOC_f值会对估算引入附加的不确定性。因而，*优良作法*是仅当废弃物构成数据基于有代表性的取样和分析时，才使用废弃物类型特定 DOC_f值。

甲烷修正因子(MCF)⁶

废弃物处置作法在废弃物控制、放置和场所的管理方面是不同的。CH₄修正因子（MCF）考虑的事实是，未管理 SWDS 中一定量废弃物产生的 CH₄少于厌氧管理 SWDS 产生的 CH₄。未管理 SWDS 中，更大比例的废弃物在上层有氧分解。处置深和/或地下水位高的未管理 SWDS，有氧降解的废弃物比例应当小于浅的 SWDS。半有氧管理 SWDS 的被动管理导致空气进入废弃物层，从而在 SWDS 内创造了一个半有氧环境。固体废弃物管理的 MCF 对该地区是特定的，并应解释为废弃物管理修正因子，可反映了其所包含的管理方面。

对四个类别的每一个分配一个 MCF，如表 3.1 所示。对处置到各 SWDS 废弃物量未知的各国，提供了一个缺省值。将其废弃物场所归为管理或未管理的国家分类，在若干年里可能变化，因为执行了国家废弃物管理政策。

处置到固体废弃物处置场所的固体废弃物比例（SWF）和 MCF，反映了废弃物的管理方式，以及场所结构和管理作法对有关 CH₄产生的影响。方法学需要各国提供数据，或估算处置到固体废弃物处置场所四个类别中每一类的废弃物质量（表 3.1）。只有当各国不能将其 SWDS 归类为管理和未管理 SWDS 的四种类别时，才可使用“未归类 SWDS”的 MCF。

场所类型	甲烷修正因子(MCF) 的缺省值
管理-厌氧 ¹	1.0
管理-半有氧 ²	0.5
未管理 ³ -深 (>5m 废弃物) 和/或地下水位高	0.8
未管理的 ⁴ - 浅(<5 m 废弃物)	0.4
未归类 SWDS ⁵	0.6

¹ 厌氧管理固体废弃物处置场所：这些必须已控制废弃物放置（即，将废弃物指定到特定处置区域，一定程度的净化控制和一定程度的火灾控制），并至少要包括如下其中一个：(i)覆盖材料；(ii)机械压实；或(iii)废弃物平整。

² 半有氧管理固体废弃物处置场所：这些必须已控制废弃物放置，并包括如下所有将空气引入废弃物层的以下结构：(i)可渗透覆盖材料；(ii)滤液排放系统；(iii)控制贮水量；和(iv)气体通风系统。

³ 未管理固体废弃物处置场所-深和/或地下水位高 所有不符合管理 SWDS 标准的 SWDS，其深度大于或等于 5 米和/或高地下水位近似地平面。后种情形相当于废弃物充填内陆水域，如池塘、河流或湿地。

⁴ 未管理浅固体废弃物处置场所：所有不符合 SWDS 管理标准的 SWDS，其深度不足 5 米。

⁵ 未归类固体废弃物处置场所：只有当各国不能将其 SWDS 归类为上述四种类别的管理和未管理 SWDS 时，才可使用此类别的 MCF。

来源：IPCC (2000); Matsufuji 等(1996)

⁵ 降雨量高的国家，淋溶丢失的 DOC 量可能会更高。在降雨量高的日本，已发现，渗透率高的 SWDS 会淋溶掉大量的 DOC（有时超过 SWDS 中的碳 10%）（Matsufuji 等, 1996）。

⁶ 此处的术语甲烷修正因子（MCF）不应与甲烷转换因子（MCF）混淆，后者用于“农业、林业和其他土地利用部门”的牲畜粪肥管理排放。

产生的垃圾填埋气体中 CH₄ 的比例 (F)

SWDS 中大部分废气物产生了一种气体，其中含近 50% 的 CH₄。只有含大量脂或油的材料会产生 CH₄ 含量超过 50% 的气体。因此，鼓励使用垃圾填埋气体中 CH₄ 比例的 IPCC 缺省值 (0.5)。

产生的垃圾填埋气体中 CH₄ 比例不应与 SWDS 排放气体中的 CH₄ 测量值混淆。在 SWDS 处，CO₂ 被吸收到渗流水里，SWDS 的中性条件将吸收的大部分 CO₂ 转换为重碳酸盐。因此，*优良作法*是，若垃圾填埋气体中 CH₄ 比例基于 SWDS 排放的垃圾填埋气体的 CH₄ 测量浓度，就要调整渗流水的 CO₂ 吸收作用 (Bergman, 1995; Kämpfer 和 Weissenfels, 2001; IPCC, 1997)。

氧化因子(OX)

氧化因子 (OX) 反映了源自土壤或覆盖废弃物的其他材料里被氧化 SWDS 的 CH₄ 量。

CH₄ 氧化通过覆盖土壤的代谢甲烷微生物完成，其范围从可忽略不计到 100% 内部产生 CH₄。覆盖土壤的密度、物理属性和含水量直接影响着 CH₄ 氧化 (Bogner 和 Matthews, 2003)。

研究表明，与未管理垃圾场相比，公共厕所、管理完善的 SWDS 的氧化率往往较高。覆盖有厚实且通风良好的材料的场所，其氧化因子可能明显异于没有覆盖或大量 CH₄ 可从覆盖的破裂/裂缝处逃逸的场所的氧化因子。

不应直接使用实地及实验室 CH₄ 及 CO₂ 的排放浓度、以及确定源自相同和同类土壤层的 CH₄ 氧化的通量测量，来确定氧化因子，因为实际上，产生的 CH₄ 只有部分才会通过这样的同类层扩散。另一部分将从破裂/裂缝处逃逸，亦或通过侧面扩散而逃逸而未被氧化。因此，除非测量的空间范围足够宽广、破裂/裂缝处明确纳入，实地和实验室研究的结果可能才会导致高估 SWDS 中覆盖土壤的氧化。

氧化因子的缺省值是零。参见表 3.2。对于覆盖且管理完善的 SWDS，使用氧化值 0.1 以估算通过盖子的扩散和通过破裂/裂缝处的逃逸，这被认为是正当的。使用的氧化值高于 0.1，就应当清晰地记录、引述，并应得到与国情相关的数据支持。至关重要的是要记住，回收的任何 CH₄ 都必须先从 CH₄ 产生量中减去，再应用氧化因子。

场所类型	氧化因子 (OX) 缺省值
管理 ¹ ，未管理和未归类的 SWDS	0
覆盖有 CH ₄ 氧化材料 ² 的管理	0.1
¹ 管理但未覆盖通风材料	
² 例如：土壤、堆肥	

半衰期

半衰期值 $t_{1/2}$ 是废气物中 DOC_m 衰减至其初始质量一半所消耗的时间。本卷 FOD 模式和各公式中，使用反应常量 k 。 k 与 $t_{1/2}$ 之间的关系是： $k = \ln(2)/t_{1/2}$ 。半衰期受各种各样因素的影响，涉及废弃物构成、SWDS 所在地的气候条件、SWDS 的特征、废弃物处置作法和其他有关的因素 (Pelt 等, 1998; Environment Canada, 2003)。

适用于任何单个 SWDS 的半衰期值，可由大量与废弃物构成和场所条件相关的因子来确定。最近的研究已提供了有关半衰期的更多数据 (试验性的或通过模式)，而得到的结果基于温带条件下发达国家的特征。很少可获结果反映了发展中国家和热带地区的特征。阿根廷、新西兰、美国、英国和荷兰 SWDS 的测量，支持约 3-35 年限的 $t_{1/2}$ 值 (Oonk 和 Boom, 1995; USEPA, 2005; Scharff 等, 2003; 加拿大, 2004; 和阿根廷, 2004)。

最快的速率 ($k = 0.2$, 或半衰期约为 3 年) 与高湿条件和快速的可降解材料 (如食品垃圾) 相关。较慢的衰减率 ($k = 0.02$, 或半衰期约为 35 年) 与干燥场所的条件和缓慢的可降解废弃物 (如木材或纸张) 相关。对于温带气候浅而干燥的 SWDS 或干燥温带气候的木材废弃物, 长得多的半衰期 70 年或更长可被认为是合理的。低于 3 年的半衰期对于潮湿温带气候管理 SWDS 可能是适当的, 或对潮湿热带气候快速降解废弃物可能也是适当的。鼓励清单编制者确定国家特定半衰期值。当前有限的知识和数据限制了估算 SWDS 实地数据半衰期缺省方法的制定。

有两种备选方法可选择用以计算半衰期 (或 k 值): (a) 计算混合 MSW $t_{1/2}$ 的一个加权平均值 (Jensen 和 Pipatti, 2002) 或 (b) 根据其降解速度, 将废弃物流分成废弃物各类别 (Brown 等, 1999)。第一种方法假设, 不同类废弃物之间的降解完全相互依赖。因此, 由于食品垃圾的存在, 木材的衰减会增加; 而由于木材, 食品垃圾的衰减会缓慢。第二种方法假设, 不同类废弃物之间的降解是相互独立的。木材作为木材降解, 不考虑其是否在几乎惰性的 SWDS, 或在包含大量废弃物降解更快的 SWDS。实际上, 实际情况很可能是某种中间状况。然而, 很少进行研究来确定两种方法中那种更好 (Oonk 和 Boom, 1995; Scharff 等, 2003), 该研究尚无定论。IPCC 电子数据表格模式的两种方法应用上述任一方法来选择半衰期, 如下:

批量废弃物方法: 批量废弃物方法需要上述备选方法 (a), 适用于这样的各个国家, 即有关废弃物构成的数据没有或者有限, 但具有已处置批量废弃物的可靠信息。缺省值估算可根据气候带。

废弃物构成方法: 废弃物构成方法需要备选方法 (b), 适用于拥有废弃物构成数据的国家。需要明确说明废弃物流各成分的半衰期 ($t_{1/2}$) (IPCC, 2000), 以获得可接受的精确结果。

两种方法的缺省半衰期值估算可根据气候带。做出的主要假设和考虑是:

- 废弃物构成 (尤其是有机成分) 是影响 CH_4 产生数量和时间的因素之一。
- 一个 SWDS 的含水量是厌氧分解和 CH_4 产生的一项基本要素。简化的方法假设, SWDS 的含水量与 SWDS 所在地的年均降水量成比例 (Pelt 等, 1998; 美国环保署, 1998; 加拿大环境, 2003), 亦或与 MAP 比率及可能蒸发量 (PET) 成比例。
- 周围空气温度对 SWDS 温度和气体产生率的影响程度, 主要取决于废弃物管理的程度和 SWDS 的深度。
- 浅露天垃圾场的废弃物通常会有氧分解并产生少量的 CH_4 , 与厌氧条件下的排放相比, 其排放会在更短的时间内减少。管理的 (还有深的未管理的) SWDS 创造了厌氧条件。

各国可制定更适合于其国情和特征的特定半衰期值 (或 k 值)。优良作法是, 制定了其半衰期值的国家要记录得出这些值的试验程序。

缺省 k 值和相应半衰期，参见下表 3.3 和表 3.4。

表 3.3									
方法 1 中推荐的缺省甲烷产生率 (k) 值									
(得自从试验性测量中获得的 k 值，根据模式计算，或用于温室气体清单和其他研究)									
废弃物类型		气候带*							
		北温带 (MAT ≤ 20°C)				热带 ¹ (MAT ≤ 20°C)			
		干 (MAP/PET < 1)		湿 (MAP/PET < 1)		干 (MAP < 1000 mm)		湿润和湿 (MAP < 1000 mm)	
		缺省	范围 ²	缺省	范围 ²	缺省	范围 ²	缺省	范围 ²
缓慢分解的 废弃物	纸张/纺织品 废弃物	0.04	0.03 ^{3,5} – 0.05 ^{3,4}	0.06	0.05 – 0.07 ^{3,5}	0.045	0.04 – 0.06	0.07	0.06 – 0.085
	木材/秸秆废 弃物	0.02	0.01 ^{3,4} – 0.03 ^{6,7}	0.03	0.02 – 0.04	0.025	0.02 – 0.04	0.035	0.03 – 0.05
轻度降解的 废弃物	其他(非食品) 有机易腐/ 庭园和公园废 弃物	0.05	0.04 – 0.06	0.1	0.06 – 0.1 ⁸	0.065	0.05 – 0.08	0.17	0.15 – 0.2
快速降解的 废弃物	食品废弃物/ 污水污泥	0.06	0.05 – 0.08	0.185 ⁴	0.1 ^{3,4} – 0.2 ⁹	0.085	0.07 – 0.1	0.4	0.17 – 0.7 ¹⁰
批量废弃物		0.05	0.04 – 0.06	0.09	0.08 ⁸ –0.1	0.065	0.05 – 0.08	0.17	0.15 ¹¹ – 0.2

¹ 确定热带条件下有关 k 和半衰期的可获得信息，是极其有限的。对于这些条件，纳入表中的这些值是示意性的，其获得主要根据文本所述假设和所得温带条件的值。

² 范围系指文献中报告的最小数据和最大数据，亦或本章作者估算的数据。其纳入基本上用以描述与缺省值相关的不确定性。

³ Oonk 和 Boom (1995)。

⁴ IPCC (2000)。

⁵ Brown 等(1999)。缓慢降解率的近似值(16年)用于 GasSim 模式验证 (Attenborough 等, 2002)。

⁶ 加拿大环境(2003)。

⁷ 未纳入表格的更长半衰期值(达 231 年)报告在此范围内，因为这些值得自日平均温度 < 0°C 的场所使用的极低 k 值 (Levelton, 1991)。

⁸ RIVM 估算 (2004)。

⁹ 快速降解率所用值用于 GasSim 模式验证 (Attenborough 等, 2002)；

¹⁰ Jensen 和 Pipatti 估算 (2003)；

¹¹ 将 $t_{1/2} = 4 - 7$ 年视为热带气候大部分发展中国家的特征值。高湿度条件和高度可降解废弃物。

*改编自：GPG-LULUCF 第 3 章 (IPCC, 2003)。

MAT – 年均温度；MAP – 年均降水量；PET – 可能蒸发量。

MAP/PET 是 MAP 与 PET 的比率。应当选择时间序列期间的年均 MAT、MAP 和 PET，用以估算排放，并由最近的代表性的气象站来标明。

表 3.4 方法 1 中推荐的缺省半衰期 ($t_{1/2}$) 值 (年) (得自从试验性测量中获得的 k 值, 根据模式计算, 或用于温室气体清单和其他研究)									
废弃物类型		气候带*							
		北温带 (MAT $\leq 20^\circ\text{C}$)				热带 ¹ (MAT $\leq 20^\circ\text{C}$)			
		干 (MAP/PET < 1)		湿 (MAP/PET < 1)		干 (MAP < 1000 mm)		湿润和湿 (MAP < 1000 mm)	
		缺省	范围 ²	缺省	范围 ²	缺省	范围 ²	缺省	范围 ²
缓慢分解的废弃物	纸张/纺织品废弃物	17	14 ^{3,5} – 23 ^{3,4}	12	10 – 14 ^{3,5}	15	12 – 17	10	8 – 12
	木材/秸秆废弃物	35	23 ^{3,4} – 69 ^{6,7}	23	17 – 35	28	17 – 35	20	14 – 23
轻度降解的废弃物	其他(非食品)有机易腐/庭园和公园废弃物	14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5
快速降解的废弃物	食品废弃物/污水污泥	12	9 – 14	4 ⁴	3 ^{3,4} – 6 ⁹	8	6 – 10	2	1 ¹⁰ – 4
批量废弃物		14	12 – 17	7	6 – 9 ⁸	11	9 – 14	4	3 – 5 ¹¹

¹ 确定热带条件下有关 k 和半衰期的可获得信息, 是极其有限的。对于这些条件, 纳入表中的这些值是示意性的, 其获得主要根据文本所述假设和所得温带条件的值。

² 范围指文献中报告的最小数据和最大数据, 亦或本章作者估算的这些数据。其纳入基本上用以描述与缺省值相关的不确定性。

³ Oonk 和 Boom (1995)。

⁴ IPCC (2000)。

⁵ Brown 等(1999)。缓慢降解性的近似值 (16 年) 用于 GasSim 模式验证 (Attenborough 等, 2002)。

⁶ 加拿大环境 (2003)。

⁷ 未纳入此表格的更长半衰期值(达 231 年)报告在此范围内, 因为这些值得自日平均温度 $< 0^\circ\text{C}$ 的场所使用的极低 k 值 (Levelton, 1991)。

⁸ 根据 RIVM 估算 (2004)。

⁹ 快速降解率的各值用于 GasSim 模式验证 (Attenborough 等, 2002)。

¹⁰ Jensen 和 Pipatti 估算 (2003)。

¹¹ 将 $t_{1/2} = 4 - 7$ 年视为热带气候大部分发展中国家的特征值。高湿度条件和高度可降解废弃物。

*改编自: GPG-LULUCF-第 3 章 (IPCC, 2003)。
MAT – 年均温度; MAP – 年均降水量; PET – 可能蒸发量。
MAP/PET 是 MAP 与 PET 的比率。应当选择时间序列期间的年均 MAT、MAP 和 PET, 用以估算排放, 并由最近的具有代表性的气象站标明。

甲烷回收量 (R)

产生于 SWDS 的 CH_4 , 可在喷焰燃烧装置或能源回收装置中回收并燃烧。公式 3.1 中, 回收的 CH_4 量用 R 表示。如果回收的气体用作能源, 则导致的温室气体排放应当报告在能源部门中。然而, 喷焰燃烧产生的排放量并不大, 因为 CO_2 排放是生物成因, 而 CH_4 和 N_2O 排放量又非常小, 所以, 优良做法是废弃物部门不需要其估算值。然而, 若想要这么做, 则这些排放应当报告在废弃物部门中。源自喷焰燃烧的排放的讨论以及更多详细信息, 参见第 2 卷“能源”第 4.2 章。源自喷焰燃烧的排放不采用方法 1 处理。

CH_4 回收量的缺省值是零。只有当记录的 CH_4 回收量的参考资料可获得时, CH_4 回收才应予以报告。基于作为能源回收和喷焰燃烧的所有气体的计量的报告, 亦或基于气体产生电量的监控 (鉴于装载因素的

可获性、加热值和相应的热值比率、和影响用于产生监控电量的气体数量的其他因素）的报告，均要符合优良作法。

采用更间接的方法估算 CH₄ 回收量，应当谨慎进行，同时采用经证实的假设。间接方法可能基于进行 CH₄ 收集的国家里 SWDS 的数量，亦或销售的设备利用率总能力或喷焰燃烧能力。

如果 CH₄ 回收量估算根据 SWDS（可进行垃圾填埋气体回收）数量，则回收效率的缺省估算可为 20%。这样的建议是因为采用这种方法有许多不确定性。已有一些气体回收项目效率的测量，报告的效率在 10%-85% 之间，Oonk 和 Boom（1995），在关闭、未衬垫的 SWDS 所作的测量效率在 10%-80% 之间，超过 11 个 SWDS 的平均效率为 37%。更多最近的 Scharff 等（2003）在 4 个 SWDS 中测量的效率分别为 9%、50%、55% 和 33%。Spokas 等（2006）和 Diot 等（2001）最近测量的效率大于 90%。总之，回收效率高可能与关闭的 SWDS 有关，因气体流量减少、精心设计及操作的回收、覆盖更厚且弱透水的 SWDS。效率低可能与大部分仍被利用且如临时用沙覆盖的 SWDS 有关。

可使用特定国家值，但需要进行大量研究以了解如下参数对回收的影响：覆盖类型、回收项目覆盖 SWDS 的百分比，衬垫的存在、露天或关闭状况以及其他因素。

如果回收的 CH₄ 量基于销售的设备利用率总能力或喷焰燃烧，则应当努力确定该设备哪个部分仍旧在运行。CH₄ 产生量的保守估算，可能基于设备运行利用率和喷焰燃烧能力最小的清单。另一个保守方法是估算总回收量为安装能力的 35%。依据是荷兰和美国研究（Oonk, 1993; Scheehle, 2006），回收量从能力比率的 35%-70% 不等此范围的原因包括：（1）运转时间从 95% 降至 80%，原因是养护或技术问题；（2）高估了气体产生量和结果高估了设备；（3）备份喷焰燃烧大部分停止。估算能力时，较高比率已对这些因素予以考虑。如果一国对喷焰燃烧采用此方法，就必须认真注意，并确保该喷焰燃烧不是气体能源项目的一个备份喷焰燃烧。只要情况允许，喷焰燃烧应当与 SWDS 匹配，以确保不会出现重复计算。

所有情况下，回收量应当报告为 CH₄，而非垃圾填埋气体，因为垃圾填埋气体仅仅包含了一小部分 CH₄。报告的依据应当清晰记录。如果报告基于进行垃圾填埋气体回收的 SWDS 数量或设备利用率总能力，估算回收所用的假设必须要描述清晰，并用特定国家数据和参考资料进行证明。

延迟时间

在大部分固体废弃物处置场所，废弃物全年连续不断地沉积，通常按日计算。然而，证据表明 CH₄ 产生并不在废弃物处置之后立即开始。

起初，分解是有氧的，可能持续几周，直到现成可用的所有氧气消耗殆尽。随后是酸化阶段，同时产生氢气。据说酸化阶段通常持续若干月。此后为酸性-中性条件的转换周期，便开始产生 CH₄。

废弃物分解到完全产生 CH₄ 这一时段在化学上很复杂，涉及连续的微生物反应。延迟时间的时间估算是不确定的，并很可能因废弃物构成和气候条件而异。已有文献给出长达 1 年的估算值（Gregory 等，2003；Bergman, 1995；Kämpfer 和 Weissenfels, 2001；Barlaz, 2004）。IPCC 提供了时间延迟的缺省值是 6 个月（IPCC, 1997）。当 SWDS 中废弃物平均停留时间已为 6 个月时，这就等于沉积之后那年 1 月 1 日的反应起始时间。但是，该假设的不确定性至少为 2 个月。

IPCC 废弃物模式允许用户将缺省延迟 6 个月改为一个不同的值。优良作法是选择一个介于 0-6 个月的延迟时间。此范围之外的值应当有证据支持。

使用测量估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放

估算 SWDS 处 CH₄ 产生量的 FOD 模式和其他方法，其构建采用了科学知识以及有关 SWDS 中厌氧条件下微生物新陈代谢的假设。与所有模式一样，验证包括某种直接测量将模式预测与实际测量进行比较，这增强了用户对模式的信任，并可用于改进和完善模式预测。这些测量还可用于验证模式，途经是将模式预测与产生自测量的 CH₄ 产生率进行比较，还可用于记录编制国家清单时模式中所用各参数特定国家值的选择。

各测量数据可以是气体收集系统回收的测量气体量（与回收效率的估算值结合）、扩散到大气的 CH₄ 排放测量车流量以及二者的组合物。

若干研究已使用源自气体收集系统的测量数据，来得出 FOD 模式所需的参数估值（如，衰减率恒量和 CH₄ 产生潜势），用于特定 SWDS、特定地区的 SWDS 种类和各个国家的 SWDS 应用（Oonk 和 Boom, 1995；Huitric 等，1997；SWANA, 1998；SCS 工程师，2003；美国环保署，1998；美国环保署，2005）。技术采用统计程序，以确定模式参数的最佳适当值，例如评估模式参数的非线性回归，采用反复方式，以得到模式参数的最佳估值，这基于均方误差的最小和。根据特定场所的充足详细说明和足够大的 SWDS

数据库，统计分析可确定如下变化的影响：废弃物构成、地理位置、降雨量和有关模式参数适当值的其他因素。例如，若干研究已发现，衰减率恒量随降水增多而增加（U.S.EPA，2005）。

利用对提取气体量的直接测量，以估算 FOD 模式参数，这是得出特定发展中国家值 *优良作法* 的一种方法。此技术被用于确定半衰期的一些缺省值，如表 3.4 所示。它适用于具有精确测量数据的国家，这些数据源自一系列具有代表性 SWDS 的垃圾填埋气体收集系统，SWDS 的废弃物沉积数量、构成和时间分布均已明确知晓。如果特定场所 CH₄ 收集数据用于估算国家清单 FOD 模式的参数，*优良作法* 是，在影响参数值和 CH₄ 排放的主要因素方面，确保用于分析的 SWDS 可代表国内所有 SWDS。此技术的补充细节参见框 3.1。

框 3.1

源自气体收集系统的直接测量用于估算 FOD 模式参数

确定 FOD 模式参数估值的关键要素是具有代表性的垃圾填埋数据库，其特征如下：

- (1) 包含全国有代表性的垃圾填埋中各废弃物类型，
- (2) 包括各种规模、废弃物年代和地理位置（尤其是如果要对降水量影响进行评估），
- (3) 有对垃圾填埋气体（LFG）收集率和 CH₄ 比例的特定场所测量，这包括长期的季节性变化（至少包括 1 年，最好更长），
- (4) 具有对垃圾填埋开放位置和年份的年度废弃物接受率或总废弃物的特定场所测量（即，受收集系统影响的垃圾填埋区域里处置废弃物或年均接受率，
- (5) 包括特定场所部分回收的估算（基于设计和运行特征或其他信息），和
- (6) 包括年均降水量（如果此影响需要评估）。

LFG 流量、CH₄ 比例和年度废弃物处置率的精确性，可能超过±10%。为估算 CH₄ 产生率使用对 CH₄ 收集率的直接测量，其最大误差来源是 LFG 收集效率的确定。但是，若收集率数据只用于这样的垃圾填埋，即已知或可显示出其具有高效并维修良好的收集系统和覆盖材料，则此误差可以减小和控制。

为了可靠使用，收集效率的用途需经研究并证明。必须考虑若干因素，如最终覆盖的类型、定期实施显示少量或无可测出 CH₄ 的表面监测、和检测到 CH₄ 时的校正措施计划（如，实行维护以改善覆盖的完整性或增加收集池的真空度）。收集效率估算可基于特定场所因素，在考虑如下这些因素之后，可调节至范围的上限或下限。在大型垃圾填埋数据库上求平均值时，总误差和对最终结果的影响往往更低，因为若使用无偏差的中数估值，各误差往往会消失。

尽管如上所述，表面测量可用于探测 CH₄，但是只有当充分考虑了方法的局限性后，才推荐使用垃圾填埋表面测量，以直接估算收集效率。下一节详细讨论了此类测量的难度和误差。测量收集效率时要考虑的作用有：（1）CH₄ 氧化，可减少 CH₄ 排放量的比率，和（2）比较 CH₄ 及 CO₂ 排放量与 CH₄ 及 CO₂ 回收量时，废弃物或顶层里水相中 CO₂ 的溶液。

具有代表性的数据库一经建立，测量和收集效率一经估算，便可分析测量数据，以确定特定国家或特定地区的参数。如果一国有良好的废弃物构成数据（按垃圾填埋），则此信息可与测量和建模一起使用，以推断诸如 DDOC 的各个参数。对于废弃物构成数据不可靠的国家，各参数可能必须在更广范围来估算，因为 L₀ 和 k 代替了更多废弃物类型的特定参数。建议国家不要直接估算测量产生的国家排放。根据垃圾填埋特征分析、采用测量来推断各国家级参数，这是首选方法，用以考虑收集系统的测量数据。

直接测量特定 SWDS 表面的 CH₄ 排放（不是测量 CH₄ 收集或产生），该测量原则上可能近似于验证 FOD 模式参数值和制定国家清单估算值。然而实际上，会有局限性的若干原因有：

- (i) 监测和测量 SWDS 表面的 CH₄ 排放是一个高难度任务，没有公认或标准化的方法可用于例行或长期监测，原因是排放产生于很大范围且全年不同。

- (ii) 从直接测量单个 SWDS 的 CH₄ 排放量中可获取的代表性数据很少，更少给出国家排放清单的可靠估算。因此，此刻优良作法是，只有可以证明监测的代表性，才可依据监测和测量，使用源自单个场所的排放估值。如果特定场所排放数据用于估算国家排放，则优良作法是，根据其特征将国内所有 SWDS 分组，国家估算基于各组中有代表性的排放行为。

大气排放测量技术、其难度和其他考虑，更多详细信息参见框 3.2。

框 3.2 直接测量 SWDS 表面的甲烷排放

表面垃圾填埋气体 (LFG) 排在空间和时间上皆高度变化。每日的排放是不同的，因为大气压的变化和影响顶层渗透性的降雨量。另外，冬天氧化作用减少导致排放的季节性差异。还有，SWDS 各部分排放有所差异，起因于废弃物数量、年代和构成的差异。由于高的水平渗透性（较之于垂直渗透性），SWDS 斜面处产生的排放量通常远高于顶面。从更局部来看，排放高度变化，原因在于各地区的表面渗透性减少以及表面裂缝。结果，相隔数米的地点产生的排放，差异可达 1000 倍。

测量该环境中扩散的 CH₄ 排放，应会表明整个 SWDS 的年均排放量。

因此，气体排放的时间和季节性波动 (Maurice 和 Lagerkvist, 1997; Park 和 Shin, 2001)，应视为特定场所数据评估的一部分。数据收集期应当充分覆盖场所的时间变动。季节性变动可能比较易于考虑。

如果实施扩散排放的测量，人们应当明白其测量氧化后的流量，可能是未回收的 CH₄ 产生比例的重要部分。

已经提出了若干技术，可直接测量表面和/或地下及地上。最重要的技术有：

- (1) 静态或强制流量槽室测量，
- (2) 质量平衡方法，
- (3) 微气象学测量，
- (4) 烟羽流测量。

*流量槽室方法*已广泛应用于测量 SWDS 表面的 CH₄ 流量（如，Park 和 Shin, 2001; Mosher 等, 1991; 英国环境署, 2004）。此方法的缺点就是为获得总排放量的可靠估算而需要大量测量点，这使得此法耗费大量劳动力和财力。有许多方法可改善准确性或减少所需测量的数量，如，通过地理统计方法 (Börjesson 等, 2000; Spokas 等, 2003)，将较小部分的估算到扩大整个 SWDS；或通过观察裂缝、受压力的植被、覆盖区之间的连接、边缘和斜面状况等，确定主要排放区（英国环境署, 2004）；或采用轻便气体流量计、嗅觉或表面温度作为第一指标 (Yamada 等, 2005)。

*质量平衡方法*中，通过测量经由 SWDS 上虚构垂直平面的流量，同时说明 SWDS 表面上风速和不同高度的 CH₄ 浓度，便可得到排放。此平面可能是一维的 (Oonk 和 Boom, 1995; Scharff 等, 2003)，亦或是二维的。此方法的优点是其非常易于自动化，可以在更长时期内（几周至几年）测量很大表面（许多情况下可测整个 SWDS）产生的排放。另一个优点是可获得 CH₄ 和 CO₂ 两种排放，提供了有关 CH₄ 氧化和收集效率的信息。此方法的缺点是，其有限的范围（250 m）使得其难于测量最大 SWDS 产生的排放。

*微气象学方法*中，排放作为经由虚构水平表面的流量来测量，作为垂直流量重新计算。SWDS 之上的 CH₄ 浓度与有关空气输送的信息结合使用，按几个 m³ 进行混合（因此出现了微气象学，Fowler 和 Duyzer, 1989）。Laurila 等 (2005) 提出了 Eddy-协方差法，适合于垃圾填埋气体排放的估算，其优点是自动操作简易，使得能够在更长时期内进行测量，同时监测 CH₄ 和 CO₂ 排放。此方法的缺点可能在于其有限的印迹（约 25m），结果可能不会产生整个 SWDS 代表性的排放。

框 3.2 (续)

烟羽流测量旨在测量整个 SWDS 产生的排放，方法是测量 SWDS 顺风和逆风的横断面中 CH₄ 流量的差异。比较 CH₄ 浓度的增加和示踪剂浓度（如，根据 SWDS 释放的 N₂O 或 SF₆ 已知量），或采用分散模型，排放可能进行评估。此方法的变异被 Czepiel 等（1996）、Savanne 等（1997）、Galle 等（1999）和 Hensen 及 Scharff（2001）等人使用于世界各地。此方法的优点在于其测量源自整个 SWDS 排放的准确性和可能性，这可非常有效地处理空间变化。然而，此方法非常昂贵，通常只应用于一天或少数特定的日子。因此，结果对于场所产生的年均排放似乎不具有代表性（Scharff 等，2003）。因此，Scharff 等（2003）为更长时期 SWDS 周围的烟羽流测量，制定了移动烟羽流测量（SPM）的一个固定版本。

此时（2006），没有科学界未一致倾向哪种方法，以得到整个 SWDS 的年均排放量。Savanne 等相互比较了各种方法。（1995）和 Scharff 等（2003）结论大概为没有单一方法能够处理空间和时间变动，也承担不起。根据 Scharff 等（2003）质量平衡方法和静态烟羽流方法是进一步制定及验证的最佳备选方法。然而，在编写《指南》之时，科学界对此结论的讨论很少。

SWDS 中储存的碳

有些碳会长时间储存在 SWDS 里。木材和纸张衰减很缓慢，并堆积在 SWDS 中（长期存储）。其他废弃物类型碳比例在不同的时期里衰减（参见第 3.2.3 节的半衰期）。

储存在 SWDS 中的碳量可采用 FOD 模式来估算（参见附录 3A.1）。长期存储于纸张及纸板、木材、庭园及公园废弃物中的碳值得人们特别关注，因为源于采伐木材产品的废弃物中碳库的变化报告在 AFOLU 卷中（参见第 12 章“采伐木材产品”）。本卷 FOD 模式对作为副产品提供这些估算。废弃物构成方法计算了 SWDS 处木材、纸张和纸板、庭园和公园废弃物中长期存储的碳，因为这只是通过衰减而未损失的部分 DOC（附录 3A.1 给出了估算这些数量的公式）。如果使用批量废弃物方法，就必须先估算源于废弃物总 DOC 中的采伐木材产品的适当部分 DOC，再找出长期存储碳的数量。如果特定国家估值不可获取，就可使用关于纸张和纸板、木材、庭园和公园废弃物的 IPCC 缺省比例。

SWDS 处长期存储的碳作为一信息项报告在废弃物部门中。报告的源自采伐木材产品（纸张和纸板、木材、庭园和公园废弃物）的废弃物值等于变量 $1B$ 、 $\Delta C_{HWP_{SWDS}_{DC}}$ ，即 AFOLU 卷第 12 章“采伐木材产品”所用的报告国家处置到 SWDS 的国内消费的 HWP 碳库变化。该参数和源自国内 HWP 处置的年度 CH₄ 排放，可根据 FOD 模式估算（参见电子数据表格中的 HWP 表）。

完整性

先前版本的《IPCC 指南》侧重论述源自 MSW 处置场所的排放，不过鼓励清单编制者考虑源自其他废弃物类型的排放。但是，现在人们认识到，其他废弃物类型对排放经常做出了非常大的贡献。因此，《2006 年指南》提供了缺省数据和方法学，估算以下废弃物类型的产生和 DOC 含量：

- 城市固体废弃物（MSW）- 第 2 章介绍了缺省定义和构成，
- 污水污泥（产生自城市和工业两类污水处理），
- 工业固体废弃物（包括源自木材及纸张工业的废弃物、建筑及拆除废弃物，这些可能主要是惰性材料，但还包括作为 DDOCm 来源的木材），
- 机械-生物处理厂的残余物（参见第 4 章“固体废弃物的生物处理”）。

各国应当提供各自的估值，即 SWDS 处置、焚烧或循环利用的废弃物类型的比例估值。

《2006 年指南》其他章节述及的废弃物类型：

- 粪肥管理产生的排放（纳入 AFOLU 部门）。

包含的废弃物管理类型：

- 管理 SWDS，

- 未管理 SWDS（露天垃圾场，包括地上堆积、地面坑洞及倾倒在诸如沟壑的天然地）。

《2006 年指南》其他章节述及的废弃物类型：

- 焚化产生的排放（本卷第 5 章），
- SWDS 处露天燃烧产生的排放（本卷第 5 章），
- 固体废弃物生物处理产生的排放，生物处理包括集中堆肥处理设施和家庭堆肥处理（本卷第 4 章）。

密闭 SWDS 继续排放 CH₄。这自动算入 FOD 方法，原因是使用了历史废弃物处置数据。

以上列出的所有管理类型其出现达到一定程度应当纳入的本部门。

建立一致的时间序列

与《1996 年指南》相比，《2006 年指南》有两个主要变化。这些是：

- 用一阶衰减（FOD）方法取代旧的缺省（质量平衡）方法，
- 纳入了所有国家工业废弃物和非 MSW 类别。

这两个变化可能需要各国重新计算其前些年结果，以保持时间序列的一致性。IPCC FOD 方法提供了新的电子数据表格，自动计算过去所有年份的排放量。然而，至关重要的是，确保输入到模式的数据构成一致的时间序列。FOD 模式需要追溯至 1950 年的历史数据，因此这是一个巨大的任务。

第 3.2.2 节提供了指南，使得各国能够根据城市人口、GDP 和其他驱动因素，估算过去的 MSW 和工业废弃物处置。

随着时间的推移，废弃物统计逐步改善，因此各国可能发现特定国家数据可用于最近几年，却不能用于整个时间序列。*优良作法*是使用特定国家数据（如果可能）。如果缺省数据和特定国家数据混合在一个时间序列中，检查一致性就很重要。可能还必须采用逆向外推法或接合技术来协调这两个数据集。第 1 卷第 6 章（“时间序列一致性”）提供了有关这些技术的一般指南。

不确定性评估

估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放有两个方面的不确定性：（1）归因于方法的不确定性；和（2）归因于数据的不确定性（活动数据和各参数）。

归因于方法的不确定性

FOD 模式包括前指数项（描述 SWDS 整个寿命期产生的 CH₄ 量）和指数项（描述长时间内 CH₄ 如何形成）。因此，采用 FOD 模式的不确定性可分为两种不确定性，即 SWDS 整个寿命期形成的 CH₄ 总量的不确定性，以及这些年来此数量分配的不确定性。

SWDS 寿命期间形成的 CH₄ 总量的不确定性，起源于 SWDS 中所处置废弃物数量及构成（W 和 DOC）、分解（DOC_f）和 CH₄ 修正因子（MCF）的不确定性。此后介绍这些不确定性。

这些年来 CH₄ 产生分布的不确定性高度取决于特定情形。如果这些年来处置的废弃物量和废弃物管理作法仅有缓慢发展，则归咎于模式的不确定性将会很低。例如，如果分解比预期更慢，则通过高估诸如 2000 年处置废弃物形成的数量，消除低估 1990 年处置废弃物在 2005 年形成的 CH₄。然而，若废弃物或废弃物构成的年度数量有重大变化，则模式误差很重要。

归咎于特定情况中模式的误差评估最佳方式可以从模式中获得，方法是进行敏感性分析、改变假定误差范围内的 k-值（参见表 3.5 缺省不确定性值）或在 Monte Carlo 蒙特卡罗分析中，采用模式并改变所有相关变量。

如果长期趋势是 SWDS 废弃物处置增加，使用质量平衡方法（是《IPCC 指南》以前版本中的缺省（方法 1）方法）往往导致高估排放。假设所有 CH₄ 会在废弃物沉积的同一年释放。使用 FOD 方法可除去这种误差，也会降低与此方法相关的不确定性。然而，重要的是要记住，FOD 方法是异常复杂并理解甚少的系统的一个简单模式。不确定性产生于以下来源：

- 碳化合物至 CH_4 的衰减涉及一系列复杂的化学反应，可能不会总是符合一阶衰减反应。可能涉及更高层的反应，反应速率因特定 SWDS 的条件而异。反应可能受限于有限用水和细菌种种群的局部变化。
- SWDS 是由不同成分形成的。即使在单个场所内，诸如温度、湿度、废弃物构成及压缩的条件相当不同，国内不同地区之间甚至有更多差异。为全国选择典型的“平均”参数值是困难的。
- 使用 FOD 方法引进了额外的不确定性，此不确定性与衰减率（半衰期）和历史废弃物处置数量相关。两者皆未透彻理解或全面研究。

然而，不确定性的主要来源可能在于模式各参数值的选择，而非模式本身的方法学。

归因于数据的不确定性

这个不确定性来源仅仅是归因于每个参数输入的不确定性。归因于数据的不确定性可列入活动数据和各参数。

与活动数据相关的不确定性

CH_4 排放估值的质量，与推论这些估值所用的废弃物产生、构成和管理数据的质量和可获性直接相关。废弃物部门的活动数据包括城市废弃物总量、工业废弃物总量、废弃物构成、送入固体废弃物处置场所的固体废弃物比例。

废弃物处置数据的不确定性取决于获取数据的方式。如果对 SWDS 中废弃物量进行称重，就可降低不确定性。若估算基于废弃物传输载体容量或目视估算，不确定性就会更高。基于缺省活动数据的估算，其不确定性最高。

若 SWDS 处进行废弃物清除，就需要考虑废弃物处置数据，否则，废弃物处置数据的不确定性便会增加。清除还会增加 SWDS 所处置废弃物构成的不确定性，进而增加了废弃物中总 DOC 的不确定性。表 3.5 提供了缺省模式参数的不确定性估算。估算均基于专家判断。

废弃物产生可根据人口（或城市人口）和人均废弃物产生比率来估算。如果人口与收集了废弃物的人口不匹配，就可能引入不确定性。一般情况下，在许多国家，废弃物仅从城市人口收集。城市人口随劳动力迁移可能呈现日波动或季节性波动。

与参数相关的不确定性

甲烷修正因子(MCF)

MCF 中的不确定性有两个来源。

- 各类场所 MCF 值的不确定性（管理厌氧、管理半有氧、未管理深和/或高地下水位、未管理浅）：这些 MCF 值基于一个试验性研究和专家判断，而非测量的数据。
- 将场所归类为不同场所中的不确定性：例如，深场所和浅场所（5m 深度的废弃物）之间的区别基于专家鉴定意见。不可避免地，少数（如果有）国家会根据测量的数据，将其未管理废弃物处置场所归类为深的场所和浅的场所。要确定符合管理场所 IPCC 标准的场所也很困难。

可降解有机碳(DOC)

DOC 值中的不确定性有两个来源。

- 确定不同类废弃物类型/材料（纸张、食品等）DOC 中的不确定性：少数 DOC 研究以及不同类型的纸张、食品、木材和纺织品，可能具有迥然不同的 DOC 值。废弃物含水量对其也有影响。对工业废弃物的 DOC 了解甚少。
- 废弃物构成中的不确定性会影响 SWDS 中总 DOC 的估算：即使在一国范围内（如，城市与乡村人口之间、不同收入的家庭之间和不同季节之间）和各国之间，废弃物构成也有很大差异。

分解的可降解有机碳的比例 (DOC_f)

DOC_f 的不确定性非常高。对此已有少数研究，很难复制试验性研究中的真实 SWDS 条件。

CH_4 在垃圾填埋气体中的比例(F)

产生的垃圾填埋气体中 CH_4 比例 (F) 通常取 0.5, 不过可取 0.5-0.55 不等, 这取决于若干因素 (参见第 3.2.3 节)。此数据的不确定性相对很低, 因为 F 主要取决于产生 CH_4 的化学反应的化学计量法。由于潜在的空气稀释作用, 回收的垃圾填埋气体中的 CH_4 浓度可能低于实际值, 因此按这种方法估算出的 F 值不一定具有代表性。

甲烷回收量 (R)

CH_4 回收量是 SWDS 处产生的 CH_4 被回收的数量, 以及喷焰燃烧或能源回收设备中燃烧的 CH_4 数量。不确定性取决于估算 CH_4 回收量所用的方法。如果采用计量, 该不确定性与其他不确定性比较可能相对较小。如果采用其他方法, 如估算 CH_4 回收设备效率的方法, 不确定性会更大。(参见 3.2.3 节)

氧化因子 (OX)

氧化因子非常不确定, 因为它难以计量, 随以下因素而有很大变化: 覆盖材料的厚度和性质、大气状况和气候、甲烷流量和通过覆盖材料破裂/裂缝处逃逸的甲烷。实地和实验室研究仅确定通过同一均匀土壤层的 CH_4 氧化, 可能导致高估垃圾填埋覆盖土壤的氧化。

半衰期

半衰期估算有很高的不确定性, 因为在与实际 SWDS 中普遍存在的相当条件下, 衰减率很难测量。另外, 由于废弃物构成的半衰期、气候和场所类型会有相当大的变化, 所以很难选择代表全国的值。

表 3.5 提供了 MSW_T (产生的 MSW 总量)、 MSW_F (SWDS 中处置的 MSW_T 比例) 和缺省模式参数的不确定性估值。估算均基于专家判断。

活动数据和各排放因子	不确定性范围
城市固体废弃物总量 (MSW_T)	特定国家的: 30%是定期收集废弃物产生数据国家的一个典型值。 $\pm 10\%$ 是具有高质量数据国家的均值 (如, 在所有 SWDS 和其他处理设施处进行称重)。 对于低质量数据的国家: 超过两倍。
送到 SWDS 的 MSW_T 比例 (MSW_F)	$\pm 10\%$ 是具有高质量数据国家的均值 (如, 在所有 SWDS 进行称重)。 $\pm 30\%$ 是收集有关 SWDS 处置数据国家的均值。 对于低质量数据的国家: 超过两倍。
废弃物构成的总不确定性	$\pm 10\%$ 是具有高质量数据国家的均值 (如, 对代表性 SWDS 进行定期取样)。 $\pm 30\%$ 是具有基于研究 (包括周期性取样) 的特定国家数据国家的均值。 对于低质量数据的国家: 超过两倍。
可降解有机碳(DOC) ⁷	IPCC 缺省值: $\pm 20\%$ 特定国家值: 基于代表性的取样和分析: $\pm 10\%$
经过分解的可降解有机碳的比例 (DOC_r)	IPCC 缺省值 (0.5): $\pm 20\%$ 特定国家值 $\pm 10\%$ 是基于长期以来试验性数据的国家的均值。
甲烷修正因子(MCF) = 1.0 = 0.8 = 0.5 = 0.4 = 0.6	IPCC 缺省值: -10%, +0% $\pm 20\%$ $\pm 20\%$ $\pm 30\%$ -50%, +60%
产生的垃圾填埋气体中的 CH_4 比例 (F) = 0.5	IPCC 缺省值: $\pm 5\%$
甲烷回收量(R)	不确定性范围取决于回收、喷焰燃烧或利用的 CH_4 量的估算方式。 $\pm 10\%$ 如果进行了计量。

⁷ 给定的不确定性范围应用于批量废弃物中 DOC 含量。表 2.4 提供的 MSW 中不同废弃物成分的 DOC 范围, 可用于估算这些成分的不确定性。

	± 50%如果未进行计量。
氧化因子(OX)	如果一个非零值已用于 OX 本身，则 OX 纳入不确定性分析中。这种情况下，非零值的说明应当包括考虑各不确定性。
半衰期 ($t_{1/2}$)	表 3.4 介绍了 IPCC 缺省值的范围。 特定国家值应当包括考虑各不确定性。
资料来源：本章主要作者的专家判断。	

QA/QC、报告和归档

如第 1 卷“一般指南和报告”第 6 章“质量保证和质量控制、内部文件和存档”所述，*优良作法*是记录和归档制定国家排放清单估算所需的所有信息。以下列出一些与此源类别相关的具体文档和报告的例子：

- 各国采用 IPCC FOD 模式应当包括报告中的模式。各国采用其他方法或模式应当提供类似的数据（方法的描述、关键假设和参数）。
- 如果特定国家数据用于时间序列的任何部分，则应当将其记录归档。
- 为估算 MCF 而送往管理和未管理场所的废弃物分配，需要有说明信息的文件记载。
- 如果 CH₄ 回收被报告，就需要一个已知回收设施的清单。喷焰燃烧和能源回收应当分别予以记录。
- 参数的逐年变化应当给出清晰的解释 并列参考文献。

在国家清单报告中纳入所有归档是不切实际的。然而，清单应包括使用的方法汇总以及源数据参考，以使报告的排放估算保持透明，并使计算步骤具有可追溯性。

如第 1 卷第 6 章“质量保证和质量控制与验证”所述，*优良作法*是，实施质量控制检查及对排放估算的专家评审。

清单编制者应当交叉检查产生的 MSW、产生的工业废弃物和根据缺省 IPCC 值的废弃物构成的特定国家值，以确定所用的国家参数相对于 IPCC 缺省值视为完全合理。

如果调查和取样数据用于编制固体废弃物活动数据的国家值，则 QC 程序应当包括：

- (i) 评审调查数据收集方法并检查数据，以保证正确收集和汇总。清单编制者应当交叉检查前些年数据，以保证数据是合理的。
- (ii) 评估辅助数据源，查阅与辅助数据编制相关的 QA/QC 活动。这对于固体废弃物数据尤为重要，因为这些数据大部分的原始编制目的并非为了温室气体清单。

清单编制者应当给专家以评审输入参数的机会。

清单编制者应当比较国家排放率与类似国家（有可比人口统计和经济属性）的排放率。清单编制者应当调查重大差异，以确定它们是否是计算中的误差还是真实差异。

参考文献

- Facultad de Ingenieria de la Universidad Nacional Del Centro De La Provincia De Buenos Aires (2004). Olavarría Landfill Gas Recovery Project, Buenos Aires, Argentina. August 2004.
http://www.dnv.is/certification/climatechange/Upload/PDD_Olavarría_2004-05-21.pdf#search=%22olavarría%20landfill%20gas%20recovery%20project%22
- Attenborough, G. M., Hall, D. H., Gregory, R. G. and McGoochan, L. (2002). GasSim: Landfill Gas Risk Assessment Model. In: Conference Proceedings SITA Environmental Trust-Sponsored by SITA Environmental Trust and Organics Limited. ISBN 0-9539301.
- Barlaz, M. (2004). Critical Review of Forest Products Decomposition in Municipal Solid Waste Landfills. *NCASI Technical Bulletin*, no 872, March 2004.
- Bergman, H. (1995). Metanoxidation i täcksikt på avfallsupplag. (Methane oxidation in waste deposition covers). Licentiate thesis 1995:14L, Tekniska Högskolan i Luleå, ISSN 0280-8242. (In Swedish)
- Bogner, J. and Matthews, E. (2003). 'Global methane emissions from landfills: New methodology and annual estimates 1980 – 1996', *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 17, No. 2.
- Brown, K. A., Smith, A., Burnley, S. J., Campbell, D.J.V., King, K. and Milton, M.J.T. (1999). Methane Emissions from UK Landfills, AEA Technology, AEAT-5217, Culham.
- Börjesson, G., Danielsson, A. and Svensson, B.H. (2000). 'Methane fluxes from a Swedish landfill determined by geostatistical treatment of static chamber measurements', *Environ Sci Technol* 34: 4044-4050.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Harriss, R., Shorter, J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. and Lamb, B. (1996). 'Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric tracer methods', *J Geophys Res D101*: 16711-16719.
- Diot M., Bogner, J., Chanton, J., Guerbois, M., Hébé, I., Moreau le Golvan, Y., Spokas, K. and Tregourès, A. (2001). LFG mass balance: a key to optimize LFG recovery, in Proceedings of the Eighth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia 2001, S. Margherita di Pula (Cagliari, Italia), October 1-5, 2001.
- Environment Canada (2003). Canada's Greenhouse Gas Inventory 1990-2001. 8. Waste. Greenhouse Gas Division August 2003. The Green line Environment Canada's Worldwide Web Site.
- Environment Canada (2004). Landfill Gas Capture and Combustion Quantification Protocol. Available at: www.ec.gc.ca/pdb/ghg/lfg_protocol_e.cfm.
- Fowler, D. and Duyzer, J.H. (1989). Micrometeorological techniques for the measurement of trace gas exchange, *Exchange between terrestrial ecosystems and the atmosphere*, Andreae, M.O., Schimel, D.S. Eds., John Wiley & Sons, pp. 189-207.
- Galle B., Samuelsson, J., Börjesson, G. and Svensson, H. (1999). Measurement of methane emissions from landfills using FTIR spectroscopy. Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. Vol. IV, 47-54.
- Gardner, W.D., Ximenes, F., Cowie, A., Marchant, J.F., Mann, S. and Dods, K. (2002). Decomposition of wood products in the Lucas Heights landfill facility. Presented at the Third Australian Conference on 'Life Cycle Assessment – "Life Cycle Decision-making for Sustainability"'. Queensland, Australia, 17 – 19 July, 2002. State Forests of New South Wales, Sydney, Australia.
 URL:<http://www.greenhouse.crc.org.au/crc/ecarbon/enews/gardner.pdf>
- Gregory, R.G., Gillet, A.G. and Bradley, D. (2003). 'Methane emissions from landfill sites in the UK', *LQM Report* 443/1, January 2003.
- Hensen, A. and Scharff, H. (2001). Methane emission estimates from landfills obtained with dynamic plume measurements, *Water, Air and Soil Pollution, Focus*, 1(5-6): 455-464.
- Hoeks, J. (1983). Significance of biogas reduction in waste tips, *Waste management and research*, 1, pp. 323-325
- Huitric, R. and Soni, R. (1997). Making the most of LFG projection models, Proceedings from SWANA's 20th annual LFG symposium, Monterey California, USA
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Enmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K. and Tanabe K. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2001). Summary for Policymakers and Technical Summary of *Climate Change 2001: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Bert Metz *et al.* eds. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom
- IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, land-Use Change and Forestry*. Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. and Wagner, F. (Eds), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jensen, J. E. and Pipatti, R. (2002). 'CH₄ Emissions from Solid Waste Disposal', *Background Papers. IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)-National Greenhouse Gas Inventories Programme (NGGIP), IGES, Hayama, Japan, pp 419-465.
- Kämpfer, P. and Weissenfels, W. (2001). *Biologische Behandlung organischer Abfälle*, Springer, Berlin.
- Laurila, T., Tuovinen, J.P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., Pihlatie, M., Rinne, J. and Vesala, T. (2005). 'Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method', *Geoph. Res. Let.*, Vol. 32, L19808,
- Levelton, B.H. (1991). *Inventory of Methane Emissions from Landfills in Canada*. Levelton & Associates. Prepared for Environment Canada, June 1991.
- Matsufuji, Y., Kobayashi, H., Tanaka, A., Ando, S., Kawabata, T. and Hanashima, M. (1996). 'Generation of greenhouse gas effect gases by different landfill types and methane gas control', *Proceedings of 7th ISWA International Congress and Exhibition, 1996:10, No. 1, p. 253-254.*
- Maurice, C. and Lagerkvist, A. (1997). 'Seasonal variation of landfill gas emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 87-93.
- Micales, J.A. and Skog, K.E. (1997). 'The decomposition of forest products in landfills', *International Biodeterioration and Biodegradation* 39(2-3): pp. 145-158
- Mosher, B., Czepiel, P., Harriss, R., Shorter, J.H., Kolb, C.E., McManus, J.B., Allwine, E. and Lamb, B. (1999). 'Methane emission at nine landfill sites in the northeastern United States', *Environ Sci Technol* 33: 2088-2094.
- Oonk, H. (1993). *Overzicht van stortgasprojecten in Nederland (Overview of Dutch Landfill gas projects)*, March 1993. TNO, Apeldoorn, The Netherlands.
- Oonk, H. and Boom, T. (1995). 'Landfill gas formation, recovery and emissions', *TNO-report R95-203*, TNO. Apeldoorn, The Netherlands.
- Park J.W. and Shin H.C. (2001). 'Surface methane emission of landfill gas from solid waste landfill', *Atmospheric Environment* 35, 3445-3451
- Pelt, R., Bass, R.L., Heaton, R. E., White, Ch., Blackard, A., Burklin, C. and Reisdorph, A. (1998). *User's Manual Landfill Gas Emissions Model Version 2.0*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. February 1998, 94 pp.
- RIVM. (2004). Netherlands's National GHG Inventory Report. 8. Waste. *RIVM Report 773201008*, 8 pp.
- Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, R., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryszka, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. and Tregoures, A. (1997). 'Comparison of different methods for measuring landfill methane emissions', *Sardinia 1997 Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Vol IV*, pp. 81-86.
- Scheehle, E. (2006). Personal Communication.
- SCS Wetherill Environmental (2003). *New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2002. Chapter 8: Waste*. New Zealand Climate Change Office.
- Scharff, H., Martha, A., van Rijn, D.M.M., Hensen, A., v.d. Bulk, W.C.M., Flechard, C., Oonk H., Vroon, R., de Visscher, A. and Boeckx, P. (2003). *A comparison of measurement methods to determine landfill methane emissions*, report by Afvalzorg Deponie B.V., Haarlem, the Netherlands.
- Spokas, K., Graff, C., Morcet, M. and Aran, C. (2003). Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*. 23: 599-607.

- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Moreau-le-Golvan, Y. and Hebe, I. (2006). 'Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?' *Waste Management*, 26: 516-525.
- SWANA (1998). Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery, Publication No. GR-LG0075, March, Solid Waste Association of North America (SWANA).
- UK Environment Agency (2004). *Guidance on monitoring landfill gas surface emissions*. URL: http://www.environment-agency.gov.uk/subjects/waste/?lang=_e
- U.S. EPA (2005). Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004. Annex 3.14. Methodology for Estimating CH₄ Emissions from Landfills. April 2005, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (2002). *Solid Waste Management and Greenhouse Gases*, 2nd Ed, EPA530-R-02-006, U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).
- U.S. EPA (1998). Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42, Fifth Edition, Volume1: Stationary Point and Area Sources. Chapter 2: Solid waste Disposal. Section 2.4.4.1. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), November1998.
- U.S. EPA (1995). Compilation of Air Pollutant Emissions Factors, AP-42, Edition 5. U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA).URL: <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>
- Yamada, M., Ishigaki, T., Endo, K., Inoue, Y., Nagamori, M., Ono Y. and Ono Y. (2005). Distribution of temperature and methane flux on landfill surface. *Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy

附录 3A.1 一阶衰减模式

3A1.1 引言

第 3 章介绍的一阶衰减(FOD)模式是缺省方法,用以计算固体废弃物处置场所(SWDS)产生的甲烷(CH₄)排放。本附录介绍了有关此模式的补充信息:

- FOD 模式的数学基础(参见第 3A1.2 节),
- 模式中的关键问题,如估算用于 SWDS 厌氧分解的可降解有机碳质量(DDOCm)(第 3A1.2 节), SWDS 中从废弃物处置到开始分解的延迟时间(第 3A1.3 节),
- 介绍建立的电子数据表格模式,以便于采用 FOD 方法(3A1.4),
- 如何估算 SWDS 中长期存储的碳(第 3A1.5 节),
- FOD 模式的不同方法,包括对当前和早期 IPCC 方法之间差异的说明(第 3A1.6 节)。

3A1.2 一阶衰减(FOD)模式-基本理论

一阶衰减反应的基础是,反应率与反应剂剩余量成比例(Barrow 和 Gordon, 1996),在这种情况下,即为厌氧条件下可降解有机碳可分解的质量(DDOCm)。一段时间 dt 反应的 DDOCm,见区分公式 3A.1.1 表示:

$$\begin{aligned} & \text{公式 3A1.1} \\ & \text{一阶衰减的区分公式} \\ & d(\text{DDOCm}) = -k \cdot \text{DDOCm} \cdot dt \end{aligned}$$

其中:

DDOCm = 时间 t 时处置场所中可降解有机碳(DOC)的质量

k = 衰减率常量/

此公式的解答方法是基本的 FOD 公式。

$$\begin{aligned} & \text{公式 3A1.2} \\ & \text{一阶衰减公式} \\ & \text{DDOCm} = \text{DDOCm}_0 \cdot e^{-kt} \end{aligned}$$

其中:

DDOCm = 时间 t 时将在处置场所厌氧条件下分解的可降解有机碳质量

DDOCm₀ = 反应开始时间 0 时处置场所 DDOC 的质量,若

k = 衰减率常量/

t = 时间(年数)。

将 $t=1$ 替代到公式 3A1.2 中,表示在第 1 年(处置之后的年份)末,处置场所剩余的 DDOCm 量是:

$$\begin{aligned} & \text{公式 3A1.3} \\ & \text{衰减 1 年之后剩余的 DDOCm} \\ & t=1 \text{ 时, } \text{DDOCm} = \text{DDOCm}_0 \cdot e^{-k} \end{aligned}$$

DDOCm 在 1 年末分解为 CH₄ 和 CO₂ (DDOCm decomp), 则为:

公式 3A1.4
衰减 1 年之后分解的 DDOCm

$$t = 1 \text{ 时, } DDOCm_{decomp} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-k})$$

此公式适用于一般情况下，而对于时间 $(t-1)$ 至 t 这段时期 T^8 内分解的 DDOCm，则为：

公式 3A1.5
T 年里分解的 DDOCm

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[e^{-k(t-1)} - e^{-kt} \right]$$

公式 3A1.4 和 3A1.5 基于该年的质量平衡。

第 3.2.3 节讨论了衰减的参数半衰期时间。半衰期是反应数量减少 50% 所耗费的时间。半衰期时间与反应率常量 k 之间关系的求出方式，用 $1/2DDOCm_0$ 、 $t_{1/2}$ 分别替代公式 3A1.2 中的 DDOCm、 t ：

公式 3A1.6
半衰期与反应率常量之间的关系

$$k = \ln(2) / t_{1/2}$$

3A1.3 FOD 公式中时间延迟的改变

大部分 SWDS，废弃物全年连续不断地沉积，通常按日计算。然而，证据表明 CH_4 产生并不在废弃物处置之后立即开始（参见第 3 章第 3.2.3 节）。

公式 3A1.3 和 3A1.4 假设，衰减反应开始于处置之后年份的 1 月 1 日，即在反应开始之前平均延迟 6 个月。

这些公式很容易转化为衰减反应更早开始的模式，即处置年份衰减反应的开始。这可通过沿时间轴向后移动 e^{-kt} 曲线来完成。例如，模拟一个从处置年份 10 月 1 日开始的反应（即，衰减反应开始之前平均时间延迟为 3 个月，而非 6 个月），公式 3A1.2 将转化成如下形式：

公式 3A1.7
3 个月之后衰减开始的 FOD 公式

$$DDOCm = DDOCm_0 \cdot e^{-k(t+0.25)}$$

那么会有两种解答方法，一个是对于处置年份，另一个是对于其余年份：

公式 3A1.8
处置年份分解的 DDOCm（延迟 3 个月）

$$DDOCm_{decomp_Y} = DDOCm_0 \cdot (1 - e^{-0.25k})$$

公式 3A1.9
处置年份 (T) 异化的 DDOCm（延迟 3 个月）

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCm_0 \cdot \left[e^{-k(T-0.75)} - e^{-k(T+0.25)} \right]$$

其中：

$$DDOCm_{decomp_Y} = \text{处置年份分解的 DDOCm}$$

⁸ T 表示完成有关沉积年份估算的年份。

$DDOCm_{decomp_T}$ = T 年分解的 $DDOCm$ (时间轴上从点 $(t-1)$ 至点 t)

T = 时间轴上从点 $t-1$ 至点 t 的年份, 第 1 年表示处置之后的年份。

Y = 处置年份

同样运算可以得出处置之后的年份内反应开始的公式。

3A1.3.1 处置状况

此处所述方法假设, 第一年 (Y) 期间处置的所有废弃物, 在处置之后年份的 1 月 1 日便开始产生 CH_4 。第 1 年指处置之后的年份。

事实上会引进一些不准确性, 即实际上, 在年初分解的废弃物将更早开始产生 CH_4 , 在年末分解的废弃物将晚些产生 CH_4 。比较采用此处所述简单 FOD 方法与采用精确逐日法计算出来的结果 (第 3A1.6.3 节介绍), 已被用于评估此类误差。半衰期时间为 10 年, 采用精确方法评估 CH_4 排放, 衰减状况与简化版方法仅有 1 天的差异。半衰期时间为 3 年, 简单方法与精确方法就有 3.5 天的差异。甚至半衰期为 1 年时, 精确方法与简单方法之间的差异仅有 10 天。较之于参数的其他不确定性, 由该简单方法的假设引起的误差非常小, 尤其是假设延迟时间的不确定性至少为 2 个月时。

3A1.4 电子数据表格 FOD 模式

为估算国内所有固体废弃物处置场所的 CH_4 排放, 一种方法是模拟每年处置废弃物产生的排放, 作为电子数据表格的单独一行。*IPCC 废弃物模式*中, 每一年处置形成的 CH_4 量要分别计算, CH_4 产生总量是最终合计的结果。典型的示例为, 处置年数为 6 年, 每年处置 100 个单位的 $DDOCm$, 衰减率常量为 0.1 (半衰期时间为 6.9 年), CH_4 产生开始于处置之后的年份, 如下表所示。表中数字是每年废弃物分解出来的 $DDOCm$, 据此可计算 CH_4 排放。

如果按 50 年期考虑 (FOD 方法所需), 这会使得计算矩阵相当庞大。电子数据表格采用更紧凑美观的计算方法。其完成可将 1 年内处置到处置场所的 $DDOCm$ 添加到前些年以来剩下的 $DDOCm$ 。然后根据场所中剩余 $DDOCm$ 的“运行总量”, 来计算下一年份的 CH_4 排放。用此方法, 1 年的完整计算仅在 3 栏内即可完成, 而非每年占一栏 (参见表 3A1.1)。

此方法的基础在于一阶反应。一阶反应中, 产物数量 (此处指分解的 $DDOCm$) 通常与反应物数量 (此处指 $DDOCm$) 成比例。这意味着, $DDOCm$ 处置时间与每年产生的 CH_4 量无关-正是场所剩余的 $DDOCm$ 总量在起作用。

这也意味着, 若我们知道了该年起始 SWDS 中的 $DDOCm$ 数量, 每一年皆可被看作估算方法里的第 1 年, 所有计算皆可通过以下两个简单公式完成:

公式 3A1.10

T 年末累积的可降解有机碳质量

$$DDOCma_T = DDOCmd_T + (DDOCma_{T-1} \cdot e^{-k})$$

公式 3A1.11

T 年分解的可降解有机碳质量

$$DDOCm_{decomp_T} = DDOCma_{T-1} \cdot (1 - e^{-k})$$

其中:

衰减反应始于处置之后年份的 1 月 1 日。

$DDOCma_T$ = T 年末 SWDS 中累积的 $DDOCm$

$DDOCmd_T$ = T 年 SWDS 中处置的 $DDOC$ 质量

$DDOCma_{T-1}$ = ($T-1$) 年末 SWDS 中累积的 $DDOCm$

$DDOCm_{decomp_T}$ = T 年分解的 $DDOCm$

表 3A1.1
新的 FOD 计算方法

年份	处置的 DDOC _m	累积的 DDOC _m	分解的 DDOC _m
0	100	100	0
1	100	190.5	9.5
2	100	272.4	18.1
3	100	346.4	25.9
4	100	413.5	33.0
5	100	474.1	39.3
6	100	529.0	45.1

3A1.4.1 将不同的时间延迟引入电子数据表格模式

上述表格和各公式假设，DDOC_m-CH₄ 的厌氧分解作用始于处置之后年份的 1 月 1 日（衰减反应开始之前平均延迟 6 个月）。

如果厌氧分解作用确定早于此时间（即处置年份）开始，就必须对处置年份分别进行计算。如果每种废弃物类别或废弃物类型/比例的数学方法相同，只有各参数不同，则不同废弃物类别和类型/比例的指数在以下公式 3A1.12-17 和 3A1.19 中可以省略：

公式 3A1.12

处置年末剩余的 DDOC_m

$$DDOCm\ rem_T = DDOCmd_T \cdot e^{-k \cdot (13-M)/12}$$

（电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 F 栏）

公式 3A1.13

处置年间分解的 DDOC_m

$$DDOCm\ dec_T = DDOCmd_T \cdot \left[1 - e^{-k \cdot (13-M)/12} \right]$$

（电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 G 栏）

其中：

DDOC_m rem_T = T 年处置并仍旧保留到 T 年末的 DDOC_m (Gg)

DDOC_m d_T = T 年处置的 DDOC_m (Gg)

DDOC_m dec_T = T 年处置并于 T 年末之前已分解的 DDOC_m (Gg)

T = 年份 T (清单年份)

M = 反应定于开始的月份，等于延迟时间 + 7 (月)

k = 反应率常量 (y⁻¹) 比率

公式 3A1.10 和 3A1.11 就变为：

公式 3A1.14

T 年末累积的 DDOC_m

$$DDOCma_T = DDOCm\ rem_T + \left(DDOCma_{T-1} \cdot e^{-k} \right)$$

（电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 H 栏）

公式 3A1.15

T 年分解的 DDOCm

$$DDOCm\ decomp_T = DDOCm\ dec_T + DDOCm_{a_{T-1}} \cdot (1 - e^{-k})$$

(电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 I 栏)

其中：

$DDOCm_{a_T}$ = T 年末 SWDS 中累积的 DDOCm，单位为 Gg

$DDOCm_{a_{T-1}}$ = (T-1) 年末 SWDS 中累积的 DDOCm，单位为 Gg

$DDOCm\ decomp_T$ = T 年分解的 DDOCm，单位为 Gg

电子数据表格基于公式 3A1.12-3A1.15。若反应定于处置之后年份的 1 月 1 日开始，这就相当于平均时间延迟 6 个月 (13 月)。公式 3A1.14 和 3A1.15 将会等同于公式 3A1.10 和 3A1.11。

3A1.4.2 根据处置废弃物量计算 DDOCm

有关废弃物处置的数据输入电子数据表格。数据给出可按废弃物类型（废弃物构成方法）或作为批量废弃物。废弃物构成方法中，废弃物分为废弃物类型/材料（纸张和纸版、食品、庭园和公园废弃物，木材、纺织品和其他废弃物）。批量废弃物方法中，废弃物仅分为主要废弃物类别（MSW 和工业废弃物）。并非所有送入场所的 DOCm 会在 SWDS 的厌氧条件下分解。参数 DOC_f 系指 SWDS 中实际降解的 DOCm 比例（参见第 3 章第 3.2.3 节）。送入 SWDS 的可分解 DOCm (DDOCm) 计算如下：

公式 3A1.16

根据废弃物处置数据计算可分解 DOCm

$$DDOCm_d_T = W_T \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot MCF$$

(电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 D 栏)

其中：

$DDOCm_d_T$ = T 年处置的 DDOCm，单位为 Gg

W_T = T 年处置废弃物质量，单位为 Gg

DOC = 处置年份的可降解有机碳（比例形式），单位为 Gg C/Gg 废弃物

DOC_f = SWDS 厌氧条件下可分解的 DOC 比例（比例形式）

MCF = 处置年份的 CH₄ 修正因子（比例形式）（参见第 3.2.3 节）

3A1.4.3 计算源自 DDOCm 分解的 CH₄ 产生量

DDOCm 分解产生的 CH₄ 量，计算如下：

公式 3A1.17

DDOCm 分解产生的 CH₄

$$CH_4\ 产生_T = DDOCm\ decomp_T \cdot F \cdot 16/12$$

(电子数据表格模式中 CH₄ 计算表 J 栏)

其中：

$CH_4\ 产生_T$ = DDOCm 分解产生的 CH₄ 量

$DDOCm\ decomp_T$ = T 年分解的 DDOCm，单位为 Gg

F = 产生的垃圾填埋气体中的 CH₄ 比例（体积比例）

$16/12$ = CH₄/C 分子量比率（比率）。

加总各类废弃物处置产生的 CH₄，从而得出每年产生的 CH₄ 总量。最后，计算 CH₄ 排放，方法是首先减去从处置场所回收的 CH₄ 气体，然后减去覆盖层被氧化成二氧化碳的 CH₄。

公式 3A1.18
SWDS 产生的 CH₄

$$CH_4 \text{ 排放}_T = \left(\sum_x CH_4 \text{ 产生}_{x,T} - R_T \right) \cdot (1 - OX_T)$$

(结果工作表中最后结果计算栏)

其中：

CH₄ 排放_T = T年排放的 CH₄，单位为 Gg

x = 废弃物类型/材料或废弃物类别

R_T = T年回收的 CH₄，单位为 Gg

OX_T = T年的氧化因子，（比例形式）

3A1.5 SWDS 中储存的碳

SWDS 所处置废弃物中的 DOC_m 仅有一部分衰减为 CH₄ 和 CO₂。MCF 值低于 1，意味着部分 DOC_m 将有氧分解为 CO₂，而非 CH₄。用于厌氧衰减的 DOC_m 不会完全分解。公式 3A1.16 介绍了该 DOC_m 的分解部分（DDOC_m）。不会分解的部分 DOC_m 将长期存储于 SWDS 中，然后：

公式 3A1.19

根据废弃物处置数据计算长期存储的 DOC_m

$$DOCm \text{ 长期存储}_T = W_T \cdot DOC \cdot (1 - DOC_f) \cdot MCF$$

采用 DOC_f 缺省值 = 0.5，即 50% 已处置 DOC_m 将长期保留在该处。公式 19 描述了 SWDS 中长期存储碳库的年度增长。SWDS 里处置的采伐木材产品（HWP）中长期存储的碳（参见 AFOLU 卷第 12 章），可采用此公式进行估算。对于废弃物构成方法，可根据活动工作表中的材料信息，直接计算 SWDS 所处置 HWP 废弃物中长期存储的 DOC_m 量。采用批量废弃物方法，首先需要估算产生于 HWP 的废弃物比例。如果此值未知，则可使用有关纸张及纸板、庭园及公园废弃物的特定地区或特定国家的缺省比例（参见第 2.3 节）。在称作“存储的碳”和“HWP”工作表的电子数据表格模式中，进行了这些计算。

3A1.6 不同的 FOD 方法

各种不同的 FOD 方法已用于估算源自 SWDS 的 CH₄ 排放。下面讨论了本《指南》中所用方法、早先的 IPCC 方法和所谓的精确 FOD 方法之间的差异。本卷所用方法，其选择的主要原因如下：

- 此方法描述了 FOD 反应，从数学角度看比早先 IPCC 方法更精确，
- 易于理解，
- 易于在电子数据表格模式中使用，
- 提供了（作为副产品）估算 SWDS 中所存储碳的变化（此方法维持了 SWDS 中长期储存和短期储存的碳库年度变化，作为碳转化为 CH₄ 和 CO₂ 的质量平衡）。

3A1.6.1 《1996 年指南》-反应率方法

《1996 年 IPCC 指南修订本》中（《1996 年指南》，（IPCC，1997）），SWDS 产生的 CH₄ 排放估算是根据反应率公式。这是考虑化学反应中质量转换的常见方式。通过区分公式 3A1.2 涉及的时间便可获得：

公式 3A1.20

一阶反应速率公式

$$DDOCm \text{ 反应速率} = -d(DDOCm)/dt = k \cdot DDOCm_0 \cdot e^{-kt}$$

反应速率公式表示任何时间的反应速率，而反应速率沿曲线移动。因此，必须将其合并以得出一个时期反应的 DDOC_m 量。

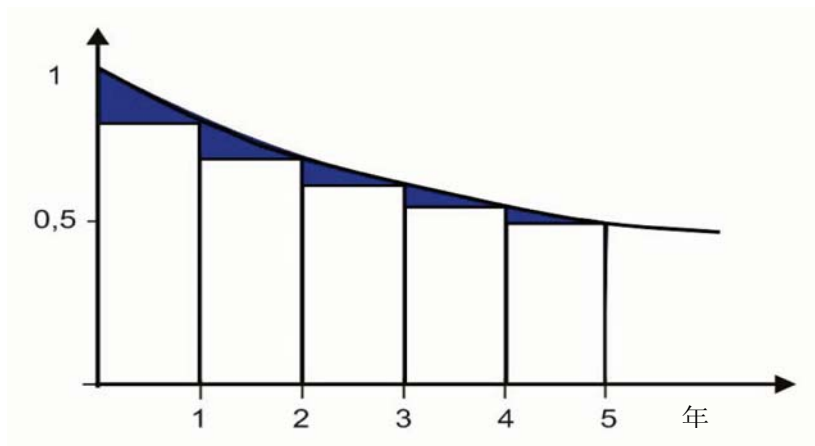
我们应该得出每个日历年分解为 CH_4 和 CO_2 的 DDOCm 。开始为第1年，在时间轴上表示为从点0-点1。第1年与时间轴上的点1相关。因此，从 $(t-1)$ 至 t 已进行了合并，这得出一个公式等同于公式 3A1.5。然而，《1996年指南》中论述的公式（第6章公式4）是：

$$\text{公式 3A1.21} \\ \text{《1996年 IPCC 指南》T 年反应 DOC 的公式} \\ \text{DDOCm}_{\text{decomp}_T} = k \cdot \text{DDOCm}_0 \cdot e^{-kt}$$

实际上，这就是反应率公式。实际上这意味着，每年的 CH_4 产量可根据年末反应率来计算。这是一个近似值，包含反应率曲线以下一系列矩形相加，而非精确的合并曲线以下的全部面积。此近似值引入了一个误差；图 3A1.1 每列顶部所示的小三角形已忽略不计，该年来的质量平衡也不能获得。根据《1996年指南》中的公式，采用半衰期 10 年，此方法会得出的结果 3.5% 低于本《指南》中所用完全质量平衡计算的结果（参见公式 3A.1.4-5）。

然而，如果采用《1996年指南》中的方法，同时采用为此法特别制定的半衰期，计算就会是正确的。

图 3A1.1 未完全合并反应率曲线引入的误差



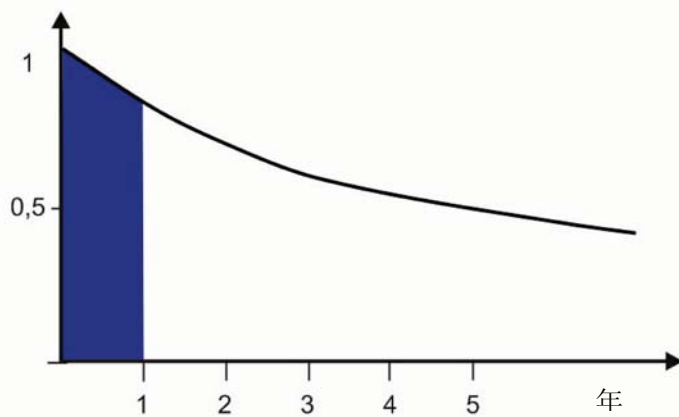
3A1.6.2 《2000年IPCC优良作法指南》

《国家温室气体清单优良作法指南和不确定性管理》（*GPG2000*, IPCC, 2000）中公式 5.1，一标准化因子 A 引入到反应率公式。若此“标准化因子”增加到公式 5.1 中，则结果是一个解出的整数：

$$\text{公式 3A1.22} \\ \text{IPCC 2000GPG T 年反应 DDOCm 的公式} \\ \text{DDOCm}_{\text{decomp}_T} = \text{DDOCm}_0 \cdot \left[e^{-kt} - e^{-k(t+1)} \right]$$

这等同于正确公式（公式 3A1.5），因为它合并了衰减曲线。然而，由于第1年合并的是时间轴上点1-点2，因此未计算反应第1年形成的 CH_4 （参见图 3A1.2）。这意味着，半衰期为 10 年，采用 *GPG2000* 公式计算出的结果 7% 低于考虑了完全质量平衡方法计算出的结果。

图 3A1.2 GPG2000 公式中误差的影响



标准化因子的目的显然是，填充图 3A1.1 每列顶部的小三角形。它没有做到，原因是所用的标准化因子等同于合并从时间轴上点 t 移至点 $(t+1)$ 。随着采用年数作为基础的合并从 $(t-1)$ 移至 1，填充反应率曲线以下全部面积的标准化因子为 $A = ((1/e^k) - 1)/k$ 。

3A1.6.3 数学精确一阶衰减模式

上述一阶衰减（FOD）模式从数学的角度看，可等同于这样的模式：假设 DOC 总量在各处置年份的单个时间点上处置，即单一日期。如果衰减过程开始时没有延迟，此日期将为年中，即 7 月 1 日，则延迟了 6 个月且材料总量已知，假定的反应就始于 12 月 31 日/1 月 1 日。较之于对化学过程、活动数据、排放因子和排放计算中其他参数的理解不确定性，此假设（尽管出人意料）导致的数字误差很小。

为保持完整性，此处介绍了 FOD 方法的一个备选公式。衰减过程开始的延迟可以陈述，可以提供简单递归公式。

公式 3A1.23 表示 FOD 公式，处置率为 $D(t)$ 。方括弧中的第一项表示流入到 SWDS（处置）碳汇的物质，第二项表示从处置场所流出的物质（碳以 CH_4 的形式）；两项之和表示 SWDS 中碳库的总体变化。

公式 3A1.23
处置率为 $D(t)$ 的 FOD

$$d\text{DOCm}(t) = [D(t) - k \cdot \text{DDOCm}(t)] dt$$

其中：

- $d\text{DDOCm}(t)$ = t 时间 DDOCm 中的变化
- $D(t)$ = t 时间 DDOCm 处置率
- $\text{DDOCm}(t)$ = 时间 t 可用于衰减的 DDOCm

如果 DDOCm 经处置之后，衰减过程开始时的延迟为 Δ 年，则必须区别用于衰减的部分库（应用公式 3A1.23）与惰性部分的库。对于各处置年间为常量的处置率 $D(t)$ （等于按该年均分的处置 DDOC 量），可以表明， i 年末碳库可表示为 $(i-1)$ 年末的碳库以及 i 年和 $(i-1)$ 年的处置量（Pingoud 和 Wagner, 2006）：

公式 3A1.24
1 年间累积的可降解有机碳

$$\text{DDOCma}(i+1) = a \cdot \text{DDOCma}(i) + b \cdot \text{DDOCmd}(i-1) + c \cdot \text{DDOCmd}(i)$$

其中：

- $\text{DDOCma}(i)$ = i 年初 SWDS 中 DDOCm 库，单位为 Gg C
- $\text{DDOCmd}(i)$ = i 年间处置的 DDOCm ，单位为 Gg C

$$\begin{aligned}
 a &= e^{-k} \text{ (常量)} \\
 b &= 1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} \text{ (常量)} \\
 c &= 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) + \Delta \text{ (常量)} \\
 \Delta &= \text{延迟常量, 用年数表示 (0-1 年)}
 \end{aligned}$$

对于即时开始衰减 ($\Delta=0$)，常量 b 等于 0，所以公式 3A1.24 归纳为这样的公式：给定年份 i 的碳汇涉及前一年 ($i-1$) 的碳汇以及 i 年间沉积的 DOC 量。

还可进一步表明 (Pingoud 和 Wagner, 2006)，此形式可用于递归计算给定年份产生的相应 CH_4 ：

公式 3A1.25
1 年间产生的 CH_4

$$CH_4 \text{ gen}(i) = q \cdot [a' \cdot DDOCma(i) - b' \cdot DDOCmd(i-1) + c' \cdot DDOCmd(i)]$$

其中：

$$\begin{aligned}
 CH_4 \text{ gen}(i) &= i \text{ 年间产生的 } CH_4, \text{ 单位为 GgC} \\
 DDOCma(i) &= i \text{ 年初 SWDS 中的 DDOC 库, 单位为 Gg C} \\
 DDOCmd(i) &= i \text{ 年间处置的 DDOC, 单位为 Gg C} \\
 q &= MCF \cdot F \cdot 16/12 \\
 a' &= 1 - e^{-k} = 1 - a \text{ (常量)} \\
 b' &= 1/k \cdot (e^{-k(1-\Delta)} - e^{-k}) - \Delta \cdot e^{-k} = b \text{ (常量)} \\
 c' &= 1 - \Delta - 1/k \cdot (1 - e^{-k(1-\Delta)}) = 1 - c \text{ (常量)}
 \end{aligned}$$

参考文献

- Pingoud, K. and Wagner, F. (2006). Methane emissions from landfills and decay of harvested wood products: the first order decay revisited. IIASA Interim Report IR-06-004.
- Barrow, Gordon M. (1996). *Physical Chemistry*, Mc Graw Hill, New York, 6th ed.
- IPCC (2000). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Penman, J., Kruger D., Galbally, I., Hiraishi, T., Nyenzi, B., Enmanuel, S., Buendia, L., Hoppaus, R., Martinsen, T., Meijer, J., Miwa, K. and Tanabe, K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Tréanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J. and Callander, B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.