

附件三：

中华人民共和国污染防治最佳可行技术导则

XXXX—200X

污水处理厂污泥处理处置最佳可行技术导则 (编制研究报告)

**Best Available Techniques Directive for Treatment and Disposal of Sludge
from Wastewater Treatment Plant
(Researching Report)**

XXXX—XX—XX 发布

XXXX—XX—XX 实施

国家环境保护部 发布

目 录

第一章 总 论.....	1
1.1 编制污泥处理处置最佳可行技术导则的必要性和意义.....	1
1.2 导则编制的原则、方法和技术依据.....	1
1.2.1 编制原则.....	1
1.2.2 编制依据.....	2
1.2.3 技术路线.....	2
1.3 编制过程.....	3
1.3.1 资料查阅和调研.....	3
1.3.2 征求意见稿的完成.....	4
1.3.3 正式稿的完成.....	4
1.4 主要内容确定过程.....	4
1.4.1 关于污泥处理调研.....	4
1.4.2 关于污泥处置分类以及调研.....	5
1.4.3 导则的主要内容.....	8
第二章 导则的相关术语及污泥相关定义.....	9
2.1 导则的相关术语.....	9
2.2 污泥相关定义.....	10
2.2.1 关于“污水”的定义.....	10
2.2.2 关于“污水处理厂”的定义.....	10
2.2.3 污泥相关定义.....	10
第三章 污泥预处理及辅助设施最佳环境管理.....	12
3.1 有关污泥预处理的选择说明.....	12
3.2 污水计量及产量的有关说明.....	12
3.2.1 预处理工艺污泥产量计算.....	12
3.2.2 带预处理系统的活性污泥法及其变形工艺剩余污泥产生量.....	13
3.2.3 不带预处理系统的活性污泥法剩余污泥产生量.....	15
3.2.4 污水处理厂污泥产量.....	15
3.2.5 有关“污泥量的计量”说明.....	16

3.3 有关污泥物料与能源消耗的说明.....	16
3.3.1 污泥浓缩物料与能源消耗.....	16
3.3.2 污泥脱水物料与能源消耗.....	16
3.4 有关的关键环境问题及处理技术说明.....	18
3.5 关于“污泥预处理最佳环境管理实践”的说明.....	20
第四章 污泥消化技术.....	21
4.1 有关仅考虑污泥厌氧消化的说明.....	21
4.2 污泥厌氧消化工艺应用现状.....	21
4.3 有关“污泥厌氧消化”的说明.....	22
4.3.1 污泥消化目的、定义、过程.....	22
4.3.2 评价污泥消化稳定的技术指标.....	22
4.3.3 关于厌氧消化工艺的分类.....	22
4.4 有关将“污泥中温厌氧消化”作为可行技术的说明.....	23
4.5 污泥厌氧消化可行技术考虑的相关问题.....	23
4.6 污泥厌氧消化的环境管理考虑的问题.....	26
第五章 污泥发酵技术.....	27
5.1 关于仅考虑污泥好氧发酵的说明.....	27
5.2 污泥发酵的基本理论.....	27
5.2.1 污泥稳定化原理概述.....	27
5.2.2 评价污泥好氧发酵稳定化的技术指标.....	27
5.2.3 污泥发酵中的关键环境问题.....	28
5.3 有关污泥发酵技术的说明.....	28
5.3.1 污泥发酵产品用途的说明.....	28
5.3.2 污泥发酵工艺.....	28
5.4 有关污泥发酵相关指标及污染物排放水平的说明.....	30
5.4.1 污泥发酵条件控制.....	30
5.4.2 污泥发酵控制指标.....	32
5.4.3 污泥发酵污染物排放及消耗水平.....	33
5.5 有关污泥发酵可行技术的说明.....	34

第六章 污泥土地利用技术	37
6.1 土地利用概述	37
6.1.1 导则中不包含污泥农用的说明	37
6.1.2 污泥土地利用的价值	38
6.1.3 污泥土地利用的潜在风险	38
6.1.4 污泥土地利用的主要途径	39
6.2 污泥土地利用在国内外应用	40
6.2.1 污泥土地利用在国内应用前景	40
6.2.2 污泥土地改良在国外的概况	41
6.3 污水处理厂污泥泥质状况	42
6.3.1 基本理化成分	42
6.3.2 营养成分	42
6.3.3 有机质	43
6.3.4 重金属含量	44
6.3.5 盐分及病原菌	46
6.3.6 有机污染物	46
6.4 污泥土地利用主要的环境问题	47
6.4.1 重金属及其化合物污染	47
6.4.2 有机污染物污染	48
6.4.3 病原菌污染	48
6.4.4 恶臭及有害气体污染	48
6.4.5 盐分（氮、磷、钾等）污染	48
6.4.6 噪声污染	49
6.5 关于可行技术的有关说明	49
6.5.1 关于污染物限值的说明	49
6.5.2 关于病原菌的说明	50
6.5.3 污泥监测及管理	52
第七章 污泥干化焚烧技术	53
7.1 国内外研究进展	53

7.1.1 国外污泥干化焚烧技术的发展.....	53
7.1.2 我国污泥干化焚烧技术的发展.....	54
7.2 关于最佳可行技术部分的说明.....	54
7.2.1 可行技术部分.....	55
7.2.2 环境管理部分.....	68
第八章 污泥处理处置最佳可行技术选择.....	76
8.1 最佳可行技术应用范围.....	76
8.2BAT 的确定原则.....	77
8.3 污泥处理处置最佳可行技术.....	78
8.3.1 污泥处理最佳可行技术选择.....	79
8.3.2 污泥处置最佳可行技术选择.....	80

第一章 总 论

1.1 编制污泥处理处置最佳可行技术导则的必要性和意义

目前，我国污水处理厂每年排放的污泥量(干重)约 140 万吨，且以每年 10% 以上的速度增长。污泥产生的环境污染问题日益突出，已造成极大的安全隐患、环境压力和经济负担。污泥中含有大量的重金属物质、病原菌等有毒有害物质，没有得到安全、环保处理处置的污泥对环境的危害较大。我国投入了大量的资金对污泥处理处置技术进行研究和开发，在污泥处理处置技术领域取得了一定的科技成果。虽然我国污泥处理处置技术种类繁多，但是技术却参差不齐，没有统一的标准来指导污泥处理处置技术市场，技术上选取的偏差，导致成本的加大，更有甚者造成了环境的二次污染。好的可行的污泥处理处置技术和方法得不到应用，我国的污泥处理处置技术市场较为混乱，造成这种结果的原因是多方面的，而缺乏有效、客观、公正的最佳可行技术（BAT）导则是我国先进成熟的污泥处理处置技术得不到有效应用的主要原因之一。我国的污泥处理处置技术还处于无序的市场竞争阶段，使很多真正较好的污泥处理处置技术不能被有效的转化和推广，致使我国多数污水处理厂采用的技术不能在根本上解决我国目前污水处理的污泥问题，污泥二次污染环境比较严重。

污泥处理处置技术的科研成果管理松散、不规范，更为主要的是没有相应的技术标准作指导，这些极大地影响了国内先进成熟的污泥处理处置技术有效的应用与推广，间接导致多数污水处理厂在对污泥处理处置技术的选择和应用上存在偏差和盲从性，污泥处理处置状况不容乐观。因此，制定一套完善的污泥处理处置最佳可行技术导则显得很有必要。

1.2 导则编制的原则、方法和技术依据

1.2.1 编制原则

要从国情出发，综合分析导则实现的环境、技术、经济的可行性，使导则具有可操作性。

充分借鉴发达国家（欧盟、美国）污泥管理体系的成功经验，并结合我国国情，制订适合我国国情的污泥处理处置最佳可行技术导则。

要有充分的科学依据，依靠系统科学的分析方法，考虑区域的环境特点，考虑与示范工程的衔接，提高导则的系统性和整体性。

通过对我国不同规模的污水处理厂污泥处理处置技术的现场调研和测试，掌握污泥处理处置技术生产工艺与设备水平、资源能源利用水平、污染物产生指标、废物回收利用指标和环境管理水平等，并进行技术经济比较分析；依靠系统科学的分析方法筛选确定不同条件下的污泥处理处置 BAT 技术

本导则可以作为环境保护相关管理部门在环境影响评价、工程设计、施工、验收、运营管理等提供依据。

1.2.2 编制依据

《中华人民共和国环境保护法》（1989 年 12 月 26 日）
《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》（2004 年修订版）
《中华人民共和国水污染防治法》（2008 年 6 月 1 日修订版）
《中华人民共和国水污染防治法实施细则》（2000 年 3 月 20 日）
《中华人民共和国大气污染防治法》（2000 年 4 月 29 日）
《中华人民共和国大气污染防治法实施细则》（1991 年 5 月 24 日）
《城市市容和环境卫生管理条例》（1992 年 6 月 28 日）
《城市生活垃圾管理办法》（1993 年 8 月 10 日）
《农用污泥中污染物控制标准》（GB4284-84）
《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）
《污水综合排放标准》（GB8978-1996）
《城市污水处理厂污水污泥排放标准》（CJ3025-93）
《城市污水处理及污染防治技术政策》（城建[2000]124 号）
《大气污染物综合排放标准》（GB 16297-1996）
《生活垃圾填埋污染控制标准》（GB16889-1997）
《生活垃圾卫生填埋技术标准》（CJJ17-89）
《生活垃圾卫生填埋技术规范》（CJJ17-2004）
《生活垃圾填埋场环境检测技术标准》（CJJ/T3037-95）
《生活垃圾焚烧污染控制标准》（GB18485-2001）
《危险废物焚烧污染控制标准》（GB18484-2001）
《危险废物填埋污染控制标准》（GB18598-2001）
《危险废物污染防治技术政策》（2002 年 11 月 17 日）
《一般工业固体废物贮存、处置场污染控制标准》（GB 18599-2001）
《土壤环境质量标准》（GB 15618-1995）
《工业炉窑大气污染物排放标准》（GB9078-1996）
《恶臭污染物排放标准》（GB14554-1993）
《危险废物鉴别标准—浸出毒性鉴别》（GB5085.3-1996）
《城市生活垃圾发酵处理厂技术评价指标》（CJ/T3059-1996）
《中华人民共和国国家标准烧结普通砖》（GB5101-93）

1.2.3 技术路线

主要研究路线为：编制大纲—国内外资料调研—典型污泥处理处置现场考察和书面调研—召开座谈研讨会—调研数据、资料汇总和分析—编制导则初稿—经反复论证提出导则征求意见稿。具体为：

1) 项目研究拟采用的方法为国内外资料调研、典型污泥处理处置现场调研及其他污水处理厂、科研院所、公司（如干化焚烧、发酵即指堆肥、污泥浓缩脱水公司）进行书面调研相结合的方式，以资料调研为主，以现场调研和书面调研为辅；

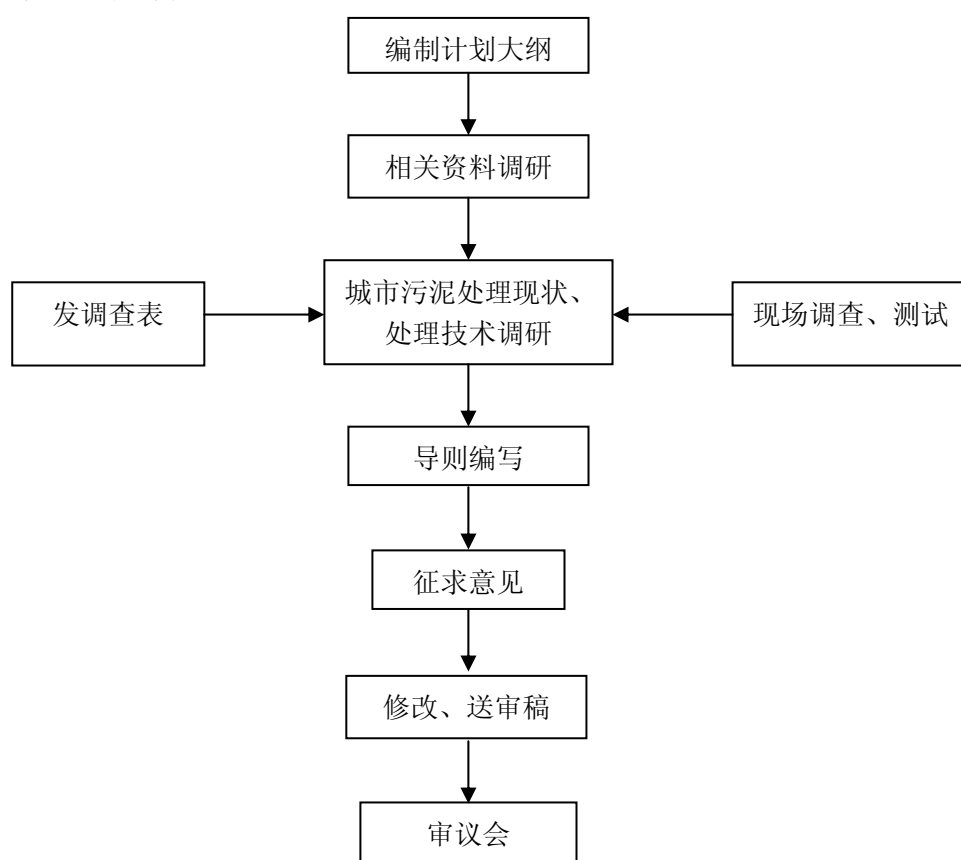
2) 组织项目承担单位与国外有关专家座谈研讨；

3) 我国不同规模的污水处理厂污泥处理处置技术的现场调研和测试，掌握污泥处理处置技术生产工艺与设备水平、资源能源利用水平、污染物产生指标、废物回收利用指标和环境管理水平等，并进行技术经济比较分析；

4) 对调研结果进行综合评价分析，依靠系统科学的分析方法筛选确定不同条件下的污泥处理处置 BAT 技术；

5) 对导则初稿进行反复论证后提出最终研究报告。

本项目程序如下：



1.3 编制过程

1.3.1 资料查阅和调研

2007 年 6 月至 12 月，对典型的污水处理厂污泥处理处置情况进行调研，收集国内外有关导则编制的资料，对导则的编制进行研究：

(1) 检索国内外最新发布的相关导则，对部分有关的内容进行翻译学习，消化吸收；

(2) 调研污水处理厂等污泥产生、使用单位，重点考察污泥用于浓缩、脱水、消化、发酵以及污泥干化焚烧（包括掺混方式）、污泥土地利用。

(3) 分析存在问题，整理污泥处理处置相关技术参数。

1.3.2 征求意见稿的完成

2007 年 8 月～2008 年 7 月完成标准征求意见稿

- (1) 整理参编单位意见
- (2) 编制组起草标准征求意见稿
- (3) 确定标准征求意见稿

1.3.3 正式稿的完成

2008 年月至 06 月完成导则讨论稿

- (1) 组织专家对征求意见稿提出修改意见；
- (2) 搜集、整理专家意见；
- (3) 完成导则讨论稿。

2008 年 7 月～10 月完成导则送审稿

- (1) 召开专家审查会；
- (2) 整理专家进行审查；
- (3) 完成导则送审稿。

2008 年 10 月～12 月完成导则报批稿

- (1) 完成导则报批稿；
- (2) 课题验收。

1.4 主要内容确定过程

1.4.1 关于污泥处理调研

在 2004 年底～2005 年，我院对我国的污水处理厂污水处理和污泥处理、处置状况开展了调查。主要采用发放信函、网上搜集和电话咨询的方式进行的。结合不同地区的污水处理厂及典型研究区的调查和资料收集，初步掌握了 210 个污水处理厂的情况。

调查发现，多数污水处理厂都是采用浓缩脱水来处理污泥，而采用稳定化处理的污水处理厂不到 20%，具体见表。

表 1-1 污水处理厂污泥处理统计表

处理工艺	脱水	浓缩	浓缩+脱水	稳定	脱水+稳定	浓缩+脱水+稳定
污水厂个数（个）	84	7	25	16	2	5
所占比例（%）	60.43	5.04	17.98	11.51	1.44	3.60

目前国内污泥的处理技术主要有：浓缩、脱水、消化、发酵、干化等。本导则关于

污泥处理技术基本包含以上几种。

1.4.2 关于污泥处置分类以及调研

1. 污泥处置分类

(1) 土地利用

美国 EPA 技术文件中所提到的污泥专用处置场 (Dedicated disposal site) 和污泥专用有效利用场 (Dedicated beneficial use site) 在我国应用不多, 所以未包括在本分类内。污泥专用处置场 (Dedicated disposal site) 作为污泥土地处置方式的一种, 目的是为了获得最大程度的污泥施用率 (可高达 220~900 Dt/(ha.a))。由于大量地、重复地施用污泥, 专用处置场上一一般不适宜进行种植。污泥专用有效利用场 (Dedicated beneficial use site) 则是属于污泥土地利用的一种形式, 但其污泥施用率较其他的土地利用形式高得多 (第一年的施用率可高达 150~200Dt/ha)。在污泥专用有效利用场上, 通常用来种植不进入人类食物链的植物, 如玉米 (用作生产工业酒精等燃料), 或用来种植草皮及树木以达到防蚀保土和改善环境 (生态林) 的作用。

在本导则污泥土地利用是指经处理后的污泥或污泥产品应用于园林、绿地、土壤修复及改良等。为区别污泥农用, 特别规定污泥土地利用中不包括污泥农用。

(2) 焚烧

本导则认为污泥焚烧属于污泥处置手段, 这是因为, 污泥在焚烧过程中利用了污泥本身的热量, 且经过焚烧后有机物完全矿化, 自身性质已完全改变。

(3) 填埋

单独填埋 (monofill) 指污泥在专用填埋场进行填埋处置, 又可分为沟填 (trench)、掩埋 (area fill) 和堤坝式填埋 (diked containment) 三种类型。混合填埋指污泥与生活垃圾混合在填埋场进行填埋处置, 首先将污泥堆积在固体废物的上层并进行尽可能充分的混合, 然后将混合物平展、压实, 然后像通常的固体废物填埋一样进行覆土。

(4) 建筑材料利用

污泥建筑材料利用目前一般包括用作水泥添加料、制砖和制轻质骨料等, 另外, 污泥建筑材料利用还有污泥制生化纤维板、路基材料、围栏等工艺, 这些工艺目前还存在技术不够成熟或者消纳量太小等缺点。

2. 污泥处置调研

在污泥处置技术中, 多数污水处理厂采用土地填埋处置污泥, 占调查污水处理厂的 63.03%, 污泥发酵+农用约占 13.51%, 污泥自然干化综合利用占 5.41%, 污泥焚烧约占 1.8%。而污泥露天堆放和外运各占 1.8%和 14.42%。

表 1-2 污水处理厂污泥处置方法调查统计表

污泥处置工艺	填埋	外运	自然干化综合利用	发酵农用	露天堆放	焚烧
污水厂个数 (个)	70	16	6	15	2	2
所占比例 (%)	63.03	14.42	5.41	13.51	1.80	1.80

从调查发现，多数污水处理厂污泥主要的处置方法是土地填埋，其次是污泥土地利用。污泥填埋占了相当大的比例，但是由于填埋场大多为露天，经过雨水淋滤后，没有稳定和无害化的污泥很快恢复原形，对填埋场地的安全构成严重的危害。处理不到位的污泥还造成填埋场渗滤系统的严重堵塞，严重污染附近的地下水。尤其是污泥和垃圾混合填埋时，使得不少垃圾填埋场的寿命大大缩短，给城市垃圾处置带来很大的麻烦。污泥作为建材利用所占比例很小。

3. 对部分污泥处置方式没有列入本导则的说明

(1) 对“污泥投海”没列入本导则的说明

污泥投海（ocean disposal）指将生污泥或处理后的污泥直接投弃在海洋中，利用海洋的自净与稀释作用处置污泥。

早在 1988 年时，美国便禁止污泥向大海倾投，而 1998 年 12 月 31 日欧盟也作了类似的规定，并建议成员国逐步减少污泥水体消纳量，并于 1998 年底停止这种行动。污泥海洋倾倒已受到越来越多的反对。

我国没有明确禁止污泥排海，在《城市污水处理厂污水污泥排放标准（CJ 3025—93）》有这样的条文：“城市污水处理厂污泥排海时应按 GB 3097 及海洋管理部门的有关规定执行”。根据《污水海洋处置工程污染控制标准 GWKB 4—2000》中的控制指标，污泥排海工程实际上是很难满足《海水水质标准 GB3097—97》中的控制标准。因此，在本导则中不将其作为最佳可行技术进行介绍。

(2) 对“污泥农用”没列入本导则的说明

污泥土地利用，尤其是在相关法律法规及相关政策完善的情况下，将发酵后的污泥作为园林绿化、苗圃、土壤改良以及覆盖土在本导则中是较好的处置污泥的方法，当污泥作为园林绿化、苗圃、土壤改良的基质以及覆盖土时，实现废物的循环利用，也是一种有效的污泥处置途径。在本导则特别将污泥农用从土地利用中区分开来，主要是基于以下几点考虑：

一、污泥农用的产品将直接和人类的食物链发生关系，而目前国内对污泥农用的风险性研究还不够深入，重金属从土壤到农作物的迁移和重金属、氮、磷在土壤中的迁移，可用数据不充分，这些数据通常是基于短期(1-3 年)的实验获得，而长期(10 年以上)的田间实验数据较为缺乏。

二、对污泥农用的周围相关暴露人群的消费资料，可用数据几乎为零；

三、污泥农用缺乏相应的规范和政策。

根据资料显示，目前我国的污泥农用比例约 44.8%，是主要的处理方式之一，污泥农用存在很大的隐患和风险。而目前，我国关于污泥农用风险的研究体系尚不健全，对于污泥处置的风险研究可用数据不充分。若用短期的实验数据预测长期的影响，其本身就存在一定的风险。中科院南京土壤研究所的一项研究发现，在其试验的土地上连续施用污泥达 10 年后，土壤中镉、锌、铜含量均很高，种植的水稻、蔬菜受到严重的污染。并且污泥施用越多，污染情况越严重。施用污泥的农田，虽然土壤有机质明显增加，土

壤酸度基本无变化，但土壤中的汞、镉污染严重，能引起小麦、玉米的污染。目前，我国还没有出台污泥农用规范，对风险性缺乏研究，污泥农用可能造成的污染问题还没引起应有的重视。多数研究表明，污泥的有害成分进入土壤后，一般不会立刻表现出其不利影响，但若长期大量使用，其负面效应就会明显地表现出来。基于以上的分析，导则编委决定将污泥农用这种处置方法定为限制性使用，在本导则中不定为最佳可行技术，所以本导则中的污泥土地利用不包含污泥农用。

（3）对“污泥填埋”没列入本导则的说明

从调查发现，我国多数污水处理厂污泥主要的处置方法还是土地填埋，且多数是和生活垃圾混和填埋。但是目前我国污水处理厂污泥填埋问题最突出。一是消耗大量土地资源，不少城市很难找到新的填埋场；二是产生大量渗沥液，由于含水率较高，污泥加剧了垃圾填埋场渗沥液的污染，大部分和垃圾混合填埋的垃圾场存在拒收污泥的现象；三是对填埋气进行资源化利用的填埋场较少，填埋气体污染大气，并存在安全隐患。

根据资料调查，污泥填埋在国外在逐渐被限制和淘汰使用。截止 1992 年，欧共体国家通过填埋处置的污泥量占总处置量的 40%左右，但在填埋前必须经过稳定化处理。而到 2005 年，欧盟国家的污泥卫生填埋场所仅能容纳污泥总产量的 17%。美国环保局估计在未来十几年内，将被关闭近 80%的填埋场。所以在本导则中经过导则编委的调研和反复讨论，决定不将污泥填埋编入本导则。

（4）对“污泥综合利用”没列入本导则的说明

污泥综合利用主要是指污泥作建材利用，污泥建材利用包含了利用污泥及其焚烧产物制造砖块、水泥、陶粒、玻璃、生化纤维板等。

污泥作建材利用是近年来一种新兴的污泥回用方法，较农业利用、能源化利用具有经济效益明显、无处置残留物等优势，是污泥资源化处置的一个重要发展方向。相比较而言，我国在污泥建材利用发展方面有些落后，虽然在污泥制砖方面的研究确实不少，但缺乏实际的工程应用。总的来说，污泥建材利用在中国以及西方发达国家大多还处于研究及尝试的阶段，技术成熟和推广应用还需要一段很长的时间。

由于污泥综合利用技术法律法规以及技术应用等都不成熟，所以在本导则中没有涉及污泥综合利用技术。

（5）对“污泥干化焚烧”的说明

污泥干化焚烧是今后我国提倡的方向，尤其是采用有焚烧后余热干燥污泥体现了节能减排，循环经济的思想。对于经济比较发达，土地资源比较紧张的大城市，使用焚烧法处置应该是经济有效的。

由于污泥干化焚烧在国内运行的工程不多，所以多数参数是参考国外的成功运行工程实际数据。可以预见未来污泥干化焚烧是今后污泥处理处置发展方向。

（6）本分类可能存在的问题

随着对污泥处置技术研究的深入，未来还有可能出现一些新的工艺不能包括在本分类内。

1.4.3 导则的主要内容

前言：概述本导则的使用、最佳可行技术的定义应用范围、BAT 的确定原则以及如何使用本导则等。

第一章为概述，主要介绍污泥的特性和危害，介绍了污泥处理处置工艺流程以及产污环节，对污泥处理处置过程中涉及的关键环境问题（污染物：水、气、声、渣排放状况）等也进行了分析。

第二章对污泥产生、产量和计量进行了介绍，并对预处理技术环节和辅助设施作了相关规定和环境管理的基本要求。

第三章主要介绍污泥厌氧消化技术，在确定污泥消化工艺技术时，将综合考虑其污染物的排放和消耗，同时从节能减排角度考虑对其产生沼气的利用，能源回收效率提出了相关技术要求。

第四章主要介绍污泥好氧发酵技术，特别关注污泥好氧发酵排放的大气污染物以及由其引起的二次污染问题，重点关注重金属和臭气排放两个方面。

第五章主要介绍了污泥干化焚烧技术，在确定污泥焚烧最佳可行技术时，本导则更多的是关注污泥干化焚烧产生的大气污染物、灰飞、灰渣的排放和处理处置。

第六章污泥土地利用(不包括污泥农用)。在确定污泥土地利用最佳可行技术时，本导则将更多的关注污泥土地利用存在环境风险和如何保护污泥土地利用施用者的权益。

第七章对污泥处理处置最佳可行技术进行评述，主要从最佳的污泥处理处置技术工艺流程、运行参数以及污染物排放水平等方面确定最佳可行的技术。

第八章为结论和建议。

相关信息将作为管理部门制定污泥处理处置相关的技术政策、规范、污染物排放标准等的参考依据。

第二章 导则的相关术语及污泥相关定义

2.1 导则的相关术语

由于最佳可行技术导则在国内是第一次编制，所以编制的第一步就是对国外相关导则进行翻译和学习，在此基础上编制符合中国国情的污泥处理处置最佳可行技术导则。

国外的最佳可行技术英文和中文翻译为：

The term “best available techniques” is defined “the most effective and advanced stage in the development of activities and their methods of operation which indicate the practical suitability of particular techniques for providing in principle the basis for emission limit values designed to prevent and, where that is not practicable, generally to reduce emissions and the impact on the environment as a whole.”

“最佳可行技术”：代表了各项生产活动、工艺过程和相关操作方法发展的最新阶段。它表明了某种特定技术在满足排放限值基础上的适用性，或者当无法满足排放限值时，又无其他指定技术的情况下，采用此种技术可以使得向整个环境中的排放量达到最小。

“techniques” includes both the technology used and the way in which the installation is designed, built, maintained, operated and decommissioned;

“技术”：应包括技术的应用和设施的设计、建造、维修、操作和拆除等；

“available” techniques are those developed on a scale which allows implementation in the relevant industrial sector, under economically and technically viable conditions, taking into consideration the costs and advantages, whether or not the techniques are used or produced inside the Member State in question, as long as they are reasonably accessible to the operator.

“可用”技术：指那些在一定规模水平上发展起来的技术，在经济和工艺许可的条件下，同时考虑成本和利益，能够在相关工业领域中得到应用。某项技术是否被采用并投入到生产中，取决于它们是否能被经营者合理接受。

“最佳”：指在综合考虑环境保护的基础上，能够使效益达到最大化。

对于这些相关术语的定义，导则更多的是关注那些在合理的经济条件下实现的最佳环境效益的污泥处理处置技术。

根据国内外最佳可行技术的定义以及导则编委的多次讨论给出了本导则的有相关定义：

“技术”：包括污泥处理处置设施的设计、建造、维修、运行和关停等环节涉及的相关的工艺、设备和工程技术以及相关的技术运行管理措施；

“最佳”：指与我国在一定时期的技术、经济发展水平和环境管理要求相适应，综合和整体地考虑环境保护的前提下，通过技术和管理措施使污染防治设施能够实现处理设施的达标排放，同时达到高水平的整体的环境保护效果。

“可行技术”：指在经济和技术许可的条件下，同时考虑成本和效益，已经在我国

相关公共基础设施和工业领域中得到一定规模应用的技术和管理方法。对于新的、特定的污染防治技术，至少已通过工业性工程示范验证，证明其技术可行性、经济合理。

最佳可行技术的作用：

- (1) 在技术上提供指导，污泥处理、处置环境保护滞后于污水处理厂规划和建设，为转变与污水处理厂同步规划、同时设计、同时施工、同时投产提供技术上有效的、经济上可行的技术指导参考文件；
- (2) 分类参考，针对现有源及新源对技术的不同要求，提供不同的最佳可行技术参考；
- (3) 从重视污水处理轻污泥处理处置转变为污水处理和污泥处理处置并重，加强对污泥处理处置的管理；为标准制/修订提供依据，根据最佳可行技术治理达标效果，制/修订有关环境标准；
- (4) 为鼓励采用能实现节能减排、循环利用的污泥处理处置最佳可行技术提供技术支持。

对于污泥处理处置技术的“最佳可行技术(BAT)”的选择，由于涉及污泥预处理和处理技术或较为单一，不宜单独设备和环节作为最佳可行技术。因此，本导则中所指是即符合“可行技术”的设备和工艺要求，同时又满足污泥处理处置“最佳环境管理实践”的技术路线。

2.2 污泥相关定义

2.2.1 关于“污水”的定义

界定“污水”所指范围是指“污水处理厂污泥”的定义做铺垫。根据资料调研和讨论，并结合相关的法律法规，污水是指城镇居民生活污水，机关、学校、医院、商业服务机构及各种公共设施排水，以及允许排入污水收集系统的工业废水和初期雨水等。

2.2.2 关于“污水处理厂”的定义

根据资料调研和讨论，并结合相关的法律法规，污水处理厂是指对进入污水收集系统的污水进行净化处理的污水处理厂。

2.2.3 污泥相关定义

对污泥相关的定义导则编委查阅了大量的相关资料，并对不同专家对污泥处理、处置中相关术语的解释进行了分析总结。在比较大量定义的基础，得出本导则有关污泥的定义。

由于我国对污泥处理处置中有关术语及定义还没有准确的解释，造成了概念的不清以及责任的不明确，进而影响了污泥的环境管理。而污泥相关定义明确可以便于读者有效地理解和使用本导则。经过详细论证，根据国家环保部发布的有关污泥的相关文件，本导则提出了有关污泥处理处置中相关术语及定义，作为导则编制的基础和业内同行的

参考。

污泥处理：污水处理厂在污水处理单元操作过程中产生的污泥通过减容、减量、稳定以及无害化的过程称为污泥处理。污泥处理工艺单元主要包括污泥浓缩、脱水、消化、发酵、干化等工艺过程。

污泥处置：以自然或人工方式使经处理后的污泥或污泥产品污泥能够达到长期稳定并对生态环境无不良影响的最终消纳方式。污泥处置主要包括土地利用、污泥农用、填埋和焚烧以及综合利用（建材利用）等。

污泥减容：是通过降低污泥的含水率来减小污泥的体积，而污泥中生物固体量几乎没有改变的过程。减容化主要包括浓缩、脱水和干化等工艺。

污泥减量：一般包括污泥减容和污泥减量。污泥减量是指采用适当的工艺过程和处理方法，使污泥中的有机物含量和污泥产量减少的过程。

污泥稳定：污泥稳定主要是针对污泥中有机质而言，可以通过物理、化学或生化反应，使污泥中的有机物发生分解或降解为矿化程度较高的无机化合物的过程。稳定方法包括碱（石灰）稳定、消化、发酵、化学稳定和热稳定等过程。

污泥无害化：通过化学氧化、高温分解等杀灭污泥中病原菌和蠕虫卵等的过程。

消化：在有氧或无氧的条件下，利用微生物的作用，使污泥中的有机物转化为较稳定物质的过程。

厌氧消化：一般是在密闭的消化槽内（即在无氧条件下），在 30℃ 下贮停 30d 左右，主要是通过兼性厌氧细菌和厌氧细菌的作用使有机物分解，最终生成以甲烷为主的沼气。相对于污泥好氧稳定过程，污泥厌氧消化可以达到很好的污泥稳定效果，能最大限度地降解污泥中的有机物。

好氧消化：好氧消化主要有两个有阶段组成：一是生物能降解的物质直接氧化；二是微生物的内源呼吸阶段。好氧消化是指在一个敞开或密闭的容器或污水池中（一般都在曝气池中）进行，曝气时间长达 10-20d 左右，依靠有机物的好氧代谢和微生物的内源代谢稳定污泥中的有机组成。氧化率根据负荷不同可达 40%-70%。通过处理，产生二氧化碳、水和氮以及硫酸盐、磷酸盐等。

发酵：是指在一个控制污泥堆大小和空隙度的环境中，用微生物来分解有机质，从而使温度升高（一般在 55℃~60℃ 之间）来消灭多数病原体的过程。在该过程中同时控制湿度和氧气含量以降低产生气味的可能性。常用的三种发酵方法是：条垛式发酵、通气静态槽式发酵、容器发酵。

土地利用：经处理后的污泥或污泥产品应用于园林、绿地、土壤修复及改良等。为区别污泥农用，特别规定污泥土地利用中不包括污泥农用。

第三章 污泥预处理及辅助设施最佳环境管理

3.1 有关污泥预处理的选择说明

污泥预处理的方法较多，如调质(或调理)、热解、化学除磷等在浓缩脱水前均属于预处理，但是在本章节中，污泥预处理指的是污泥浓缩脱水及其相关辅助设施。本导则将污泥处理处置过程分为：污泥预处理阶段（浓缩脱水）、污泥处理阶段（发酵、消化）、污泥处置阶段（干化焚烧、土地利用）。

对于污泥预处理工艺，国内外没有明确的定义。本条依据厂界要求和工艺性质，将污泥浓缩、脱水及辅助设施（集泥池、污泥泵房、污泥堆储场等）均定义为污泥预处理。

3.2 污水计量及产量的有关说明

污水处理厂目前对污泥基本没有计量，对污泥产量的估算也不统一。污水处理厂污泥产量和计量没有统一的方法，这在很大程度上不利于污泥处理处置的有效管理，也影响了污泥全过程管理要求。要实现污泥处理处置全过程管理，必须对污泥的产量有全面的把握，无论是对于规划、审批，还是技术的选择以及应用都是比较重要的。在本章中给出了污水处理厂污泥产量的计算和计量的要求。

由于污水处理厂污水处理工艺多样，且污水处理工艺在很大程度上影响污泥的产量，根据调查发现带污水处理预工艺和不带污水预处理工艺，污泥产量是不同的。活性污泥法及其变型工艺污泥产量较大。为此本导则结合以往的研究成果根据污泥产生和稳定处理方法的的不同将不同污水处理工艺分为三种：

（1）带预处理系统的好氧生物处理工艺，如：带有初沉池的传统活性污泥法、AB 法的 A 段、水解—好氧工艺的水解池、化学强化一级处理等。

（2）不带预处理系统的好氧生物处理工艺，如延时曝气的传统活性污泥法(包括氧化沟、SBR 等)和高负荷的活性污泥工艺。

（3）以上两种工艺中因污泥在系统内未达到稳定而后续带有污泥处理(稳定化)的工艺，如不带预处理系统的高负荷氧化沟工艺，稳定化可采用消化等工艺。

3.2.1 预处理工艺污泥产量计算

污水预处理工艺一般有初沉池、水解池、AB 法 A 段、化学强化一级处理等。这些预处理工艺多数是通过自然沉淀或絮凝吸附沉淀等物理或化学方法去除大部分 SS 和部分悬浮颗粒态或溶解态 COD 与 BOD 的工艺。

污水预处理工艺的污泥产生量主要与污水流量和进出水悬浮物浓度有关，通常可按下列公式进行计算：

$$\Delta X = a \cdot Q \cdot (SS_i - SS_o)$$

式中： ΔX 为预处理系统污泥产生量，kg/d； a 为系数，根据经验，一般初沉池 $a=$

0.8~1.0, AB 法 A 段 $a=1.0\sim1.2$, 水解工艺 $a=1.2$, 化学强化一级处理工艺 $a=1.5\sim2.0$; Q 为污水流量, m^3/d ; SS_i 和 SS_o 分别为进出水悬浮物浓度, kg/m^3 。

3.2.2 带预处理系统的活性污泥法及其变形工艺剩余污泥产生量

对于带预处理系统的活性污泥法污泥产量的计算不同的参考书显示均有不同的计算方法, 具体见表 3-1。

表 3-1 带预处理系统的活性污泥不同的计算公式

序号	公式	符号意义	备注
1	$\Delta X_2 = (aQLr - bX_v V) / f$	ΔX_2 : 剩余活性污泥量(kg/d); f : 混合液挥发性悬浮固体与混合液悬浮固体的比值, 即 $MLVSS/MLSS$ 之比值。对于生活污水, 一般在 $0.5\sim0.75$; Q : 污水量(m^3/d); $Lr=La-Le$: 有机物浓度降解量(kg/m^3), La 、 Le 曝气池进水, 出水有机物(BOD)浓度(kg/m^3); V : 曝气池容积(m^3); X_v : 为混合液挥发性固体浓度(kg/m^3); a : 污泥产生率系数 (kg 挥发性悬浮固体/ $kgBOD$), 一般可取 $0.5\sim0.65$; b : 污泥自身氧化率(kg/d), 一般可取 $0.05\sim0.1$; 对于生活污水或部分接收工业废水的生活污水, 污泥龄长, a 值取小, b 值取大; 污泥龄短, a 值取大, b 值取小。	引自部分教科书中的计算公式
2	a) 按污泥龄计算的公式: $\Delta X_2 = (V \times X) / \theta_c$ b) 按污泥产率系数、衰减系数及不可生物降解和惰性悬浮物计算: $\Delta X_2 = YQ(S_o - S_e) - K_d V X_v + fQ(SS_o - SS_e)$	ΔX : 剩余污泥产量, $kgSS/d$; V : 生物反应池容积, m^3 ; X : 生物反应池内混合液悬浮固体浓度, $gMLSS/L$; θ_c : 污泥泥龄, d ; Y : 污泥产率系数 ($kgVSS/kgBOD_5$) $20^\circ C$ 时为 $0.4\sim0.8$; Q : 设计平均日污水量, m^3/d ; S_o : 生物反应池内进水五日生化需氧量, kg/m^3 ; S_e : 生物反应池内出水五日生化需氧量, kg/m^3 ; K_d : 衰减系数, d^{-1} ; X_v : 生物反应池内混合液挥发性悬浮固体平均浓度, $gMLVSS/L$; f : SS 的污泥转化率, 宜根据试验资料确定, 无试验资料时可取 $0.5\sim0.7 gMLSS/gSS$; SS_o : 生物反应池内进水悬浮物浓度, kg/m^3 ; SS_e : 生物反应池内出水悬浮物浓度, kg/m^3 ;	引自室外排水设计规范给出公式

3	a) $\Delta = YQL_r - K_dVN_{wv} = YQL_r / (1 + K_d\theta_c)$	Δ : 系统每日产泥量, kg/d; Y: 污泥产率系数 (kgVSS/kgBOD ₅) 20°C 时为 0.4~0.8; K_d : 衰减系数, d ⁻¹ , 20°C 时为 0.04~0.75; L_r : 去除的 BOD ₅ 浓度, kg/m ³ , 生物反应器进出水 BOD ₅ 浓度差; V: 生物反应池容积, m ³ ; N_{wv} : 混合液挥发性悬浮物浓度, kgMLVSS/m ³ ;	引自给水排水设计手册第五册城镇排水
	b) 氧化沟剩余活性污泥产生量计算公式: $\Delta X_2 = Q\Delta S [Y/f(1 + K_d\theta_c)] + Q(X_I - X_e)$	ΔX : 总的剩余污泥量, kg/d; Q: 污水流量, m ³ /d; ΔS : 进出水 BOD ₅ 浓度差, mg/L; Y: 污泥产率系数 (kgVSS/kgBOD ₅); f: MLVSS/MLSS 之比; θ_c : 设计污泥停留时间, d; X_I : 污泥中的惰性物质, mg/L, 为进水总悬浮物浓度 (TSS) 与挥发性悬浮物浓度 (VSS) 之差; X_e : 随出水流出的污泥量, mg/L。	

由表 3-1 可知, 公式 2 中的算式 b) 与公式 2 中的算式 b) 两者本质相同, 既考虑了有机物降解产生污泥之外, 也考虑有部分悬浮固体会转化为污泥。不同之处在于“f”值的含义。公式 2 中的算式 b) “f”是指“MLSS/SS”, 即悬浮物转化为污泥的转化率, 而公式 2 中的“f”是指“MLVSS/MLSS 之比”, 即混合液悬浮物中的挥发性有机固体浓度, 即悬浮物中的可降解部分。

公式 3 中的算式 a) Δ 是仅仅指可降解有机物 (即 BOD₅) 转化为污泥的量, 公式 1 中是指污水中有机物转化为污泥的量, 包括可降解有机物和不可降解有机物。

在理论上计算不同好氧生物处理工艺的污泥产量, 需要详细考察污泥产率系数、衰减系数、污泥龄及进入好氧生物处理系统的悬浮物中不可降解和惰性组分占总悬浮固体的比例。但通常情况下, 在污水处理厂计算带预处理系统的好氧生物污水处理工艺的好氧部分污泥产量时, 都假设在预处理部分无机物已经被完全去除, 而仅有有机物进入好氧生物处理部分。由此, 在通常情况下, 如设置初沉池等预处理系统的活性污泥法及其变型工艺剩余活性污泥产量的计算公式采用公式 1 比较合适。即采用以下公式:

$$\Delta X_2 = \frac{(aQL_r - bX_v V)}{f}$$

式中: ΔX_2 : 剩余活性污泥量(kg/d);

f : MLVSS/MLSS 之比值。对于生活污水, 一般在 0.5~0.75;

$L_r = L_a - L_e$: 有机物浓度降解量(kgBOD₅/m³), L_a 、 L_e 分别为曝气池进水, 出水有机物(BOD₅)浓度(kg/m³);

V: 曝气池容积(m³);

X_v : 为混合液挥发性污泥浓度(kg/m³);

a: 污泥产生率系数(kg 挥发性悬浮固体/kgBOD₅), 一般可取 0.5~0.65;

b ：污泥自身氧化率(kg/d)，一般可取 0.05~0.1；

3.2.3 不带预处理系统的活性污泥法剩余污泥产生量

当活性污泥法不设置沉淀池预处理设施时，仅产生剩余活性污泥，根据《室外排水设计规范》中给出得公式进行计算，即：

$$\Delta X_3 = YQ(S_0 - S_e) - K_d V X_v + fQ(SS_0 - SS_e)$$

式中： ΔX_3 ：剩余活性污泥量，kg/d； Y ：污泥产率系数，kgVSS/kgBOD₅，20℃时为 0.3~0.6； Q ：设计平均日污水量，m³/d； S_0 ：生物反应池内进水五日生化需氧量，kg/m³； S_e ：生物反应池内出水五日生化需氧量，kg/m³； K_d ：衰减系数，d⁻¹，一般可取 0.05~0.1； V ：生物反应池容积，m³； X_v ：生物反应池内混合液挥发性悬浮固体平均浓度，kgMLVSS/m³； f ：悬浮物（SS）的污泥转化率，宜根据试验资料确定，无试验资料时可取 0.5~0.7 gMLSS/gSS，带预处理系统的取小，不带预处理系统的取大； SS_0 ：生物反应池内进水悬浮物浓度，kg/m³； SS_e ：生物反应池内出水悬浮物浓度，kg/m³。

3.2.4 污水处理厂污泥产量

根据将污水处理工艺分为带预处理和不带预处理，污泥产量的计算可以通过各工艺段相加得出。

1) 带预处理工艺

带预处理工艺的污泥产量主要由两部分组成，即预处理阶段产生的污泥和活性污泥法等工艺产生的污泥总和。

2) 不带预处理工艺

一般指具有污泥稳定功能的延时曝气活性污泥工艺（包括部分氧化沟工艺、SBR 工艺），污泥龄较长，污泥负荷较低。该工艺只产生剩余活性污泥，其总污泥产生量就等于

$$\Delta X_3 = YQ(S_0 - S_e) - K_d V X_v + fQ(SS_0 - SS_e)$$

3) 消化工艺

一般情况下，无论是带预处理系统还是不带预处理系统的好氧生物处理工艺，在系统内污泥未达到稳定的情况下，工艺后面会带有消化稳定化处理系统。进入消化池的污泥是初次沉淀污泥和浓缩后的剩余活性污泥。消化池的污泥量决定于新鲜污泥的种类、有机物的降解程度等。计算公式采用下式进行计算：

$$W_2 = W_1 \cdot (1 - \eta) \left(\frac{f_1}{f_2} \right)$$

式中： W_1 —消化后污泥质量，kg/d； W ：原污泥质量，kg/d； η ：污泥挥发性有机固体降解率； f_1 ：原污泥中挥发性有机固体含量百分比； f_2 ：消化污泥中挥发性有机固体含量百分比。

3.2.5 有关“污泥量的计量”说明

对污泥进行有效估算后，在污水处理厂各部分设置污泥计量装置，可以有效掌握污泥第一手资料，对污泥实施有效管理。

由于我国大多数污水处理厂均没有安装污泥计量装置，对各工艺单元的污泥产量均无法准确计算，为实施污泥的有效管理，实现污泥的最佳环境管理，在污水处理厂设置有效的计量装置是实现污泥处理处置最佳可行技术的有效措施。

3.3 有关污泥物料与能源消耗の説明

在污泥处理处置过程中，以往更多的是强调污泥处理处置的程度，而忽略了运行过程的能耗分析。在污泥预处理过程中，将含水率 99% 以上的污泥浓缩脱水后降为含水率小于 80% 的污泥，能耗消耗占到污水处理厂较大一部分，可以说污泥预处理过程中能耗同污泥处理处置效果均是重要的技术和环境指标。

目前，能耗过大，使得运行费用增加，在很大程度上使得正在运行的一些污水处理厂也因能耗原因处于停产或者处理工艺不完善的状态，进而阻碍我国污水处理厂中污泥处理工艺的建设，对最终的处置产生不利影响，因此能耗问题是污泥预处理环节关注的重点。

3.3.1 污泥浓缩物料与能源消耗

由于污泥浓缩一般不需要添加调理剂，污泥浓缩装置的主要能源消耗内容为其主机设备及其配套设备的驱动动力。污泥浓缩段产生的上清液和浓缩污泥，上清液一般回流入污水处理系统；浓缩污泥进入后续污泥处理段。因此浓缩段主要考虑能源消耗。下表 3-2 为不同浓缩工艺的污泥浓缩物料消耗比较。

表 3-2 不同浓缩工艺的污泥浓缩能耗比较

	浓缩工艺	污泥类型	浓缩含固率 (%)	比 能 耗 (kW.h/tTDS)	药 耗 (kgPAM/tTDS)
1	重力浓缩	初沉污泥	8~10	1.3~2.9	0
2	重力浓缩	剩余活性污泥	2~3	4.4~13.2	0
3	离心浓缩	剩余活性污泥	5~7	200~300	0
4	带式浓缩机	剩余活性污泥	3~5	30~120	0.2~2
5	转鼓浓缩机	剩余活性污泥	4~8	50~100	3~7.5
6	螺压浓缩机	剩余活性污泥	4~8	50~100	3~7.5
7	气浮浓缩	剩余活性污泥	3~5	100~240	0

从表中可看到，污泥浓缩工艺中，重力浓缩的能耗要比其他工艺能耗低很多，仅仅是离心浓缩的 1%。气浮浓缩次之，离心浓缩能耗最高。药剂消耗主要是机械浓缩装置，如转鼓浓缩机和带式浓缩机。

3.3.2 污泥脱水物料与能源消耗

1. 能源消耗

脱水机的种类很多，按脱水原理可分为真空过滤脱水、压滤脱水及离心脱水三大类。大中型污水处理厂均采用机械脱水。国内污水处理厂常用的有压滤机（包括带式压滤机及板框式压滤机）和离心式脱水机。

有关污泥脱水设备的能耗多数是对国内污水处理厂进行调研以及查阅相关文献得出。见表 3-3。

表 3-3 部分污水处理厂污泥脱水能耗及药耗

污泥脱水方法	含水率 (%)	污泥脱水后状态	燃料 (MJ/kgDS)	电耗 (kW·h/t DS)	投药		间 能 耗 (kW·h/t DS)	总 能 耗 (kW·h/t DS)
					种类	投药量 (kg/t DS)		
真空滤机法	60~90	泥饼	无	57(33~77)	聚合物	4	0.88	61(37~81)
离心机法	—	—	无	22(11~33)	聚合物	4	0.88	26(15~37)
板框压缩法	55~90	泥饼	无	39(33~55)	Ca(OH) ₂ + FeCl ₃	150	121	169(157~179)
带式压缩法	65~90	泥饼	无	40(33~66)	聚合物	4	0.88	61(37~81)

由于污水处理厂在污泥脱水等方面的管理、经济条件等存在差异，因而污泥脱水的能耗变化程度较大，同时结合国内相关的研究分析，由表 3-4 给出不用脱水工艺的能耗范围，具体见表 3-4。

表 3-4 不同脱水工艺的能耗比较

脱水工艺	比能耗 (kW.h/t 干固体)	药耗 (kgPAM/TDS)
板框压滤机	15~40	0.2~0.6
带式压滤机	5~20	0.3~0.5
离心脱水机	30~60	0.1~0.4

污泥脱水段能源消耗内容为其脱水机械主机设备以及冲洗水、药剂添加等驱动动力等。不同机械脱水设备的比能耗不同，由表 3-4 可知带式压滤机的比能耗最低。

就目前浓缩脱水主流设备带式压滤机和逐渐发展的卧螺离心机比较而言，后者的能耗远远大于前者，如处理量 $\geq 45\text{m}^3/\text{h}$ 的卧螺离心机，成套功耗达 28KW；而机械科学研究总院（机科发展科技股份有限公司）开发生产的 DY 型带式浓缩污泥脱水一体机和滚筒浓缩脱水一体机，相同规模的成套功耗达仅为 18~20KW。浓缩脱水中离心机类机械能耗较高，重力浓缩、挤压脱水类机械能耗相对较低。

2. 药剂消耗

一般污泥脱水前需进行预处理，使污泥粒子改变物化性质，破坏污泥的胶体结构，减少其与水的亲和力，从而改善其脱水性能，现在常用的方法有物理调质和化学调质两大类。

物理调质有淘洗法、冷冻法及热调质等方法，而化学调质则主要向污泥中投加化学药剂，改善其脱水性能。实际应用中主要为化学调质。化学调质流程简单，操作不复杂，且调质效果很稳定。常用的化学调理剂分无机混凝剂和有机絮凝剂两大类，见表 3-5。无机混凝剂一般适用于真空过滤和板框过滤，而有机絮凝剂则适用于离心脱水和带式压滤脱水。

表 3-5 常用混凝剂种类

分类		项目
有 机 絮 凝 剂	铁盐	氯化铁($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)、硫酸铁($\text{Fe}_2(\text{SO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O})$)、硫酸亚铁($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)、聚合硫酸铁(PFS)
	铝盐	硫酸铝($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$)、三氯化铝(AlCl_3)、碱式氯化铝($\text{Al}(\text{OH})_2\text{Cl}$)、聚合氯化铝(PAC)。
有 机 絮 凝 剂	聚丙烯酰胺 (PAM)	有阳离子聚丙烯酰胺 (PAM) 阴离子聚丙烯酰胺 (PAM)

无机调理剂用量较大，一般均为污泥干固体重量的 5%~20%，所以滤饼体积很大，值得注意的是，若用三氯化铁作为调理剂，当污泥滤饼焚烧时还会腐蚀设备。与无机调理剂相比，有机调理剂用量较少，一般为 0.1%~0.5%(干重)，无腐蚀性。污泥调质常采用阳离子型 PAM，其作用机理压缩双电层以及吸附桥架。从价格角度考虑，无机混凝剂的价格普遍比有机絮凝剂便宜，聚合氯化铝 (PAC) 价格约 1.4~1.7 元/kg，而聚丙烯酰胺 (PAM) 价格约 20~30 元/kg。

表 3-6 几种污泥混凝剂的参考价格 (2007 年 11 月)

序号	混凝剂类型	单价 (元/kg)	用量 t/t (TDS)
1	氯化铁	3.6-4.0	5%~20%
2	三氯化铝 (无水)	7.0	5%~20%
3	聚合氯化铝 (PAC)	1.4-1.7	5%~20%
4	阳离子聚丙烯酰胺 (PAM)	30.0	0.1%~0.5%
5	阴离子聚丙烯酰胺 (PAM)	20.0	0.1%~0.5%

3.4 有关的关键环境问题及处理技术说明

1. 对“上清液和冲洗水相关问题”的说明

污泥预处理环节主要的环境问题是浓缩脱水后的上清液、冲洗水以及恶臭等。污泥由浓缩到脱水过程(包括消化污泥)中会因为缺氧环境中停留时间过长而释放大量的 COD、氮、磷，从而直接影响出水氮、磷的达标排放。污泥浓缩脱水过程，上清液、滤液体积是污水量的 0.3~1.0%。厂内污泥浓缩、脱水过程中排放的回流水总磷的最大浓度达到 100mg/L，这部分磷回流至污水处理系统影响出水总磷的达标排放。

冲洗水来自处理排放水，但随滤液、上清液回污水处理系统，因此应考虑此部分冲

洗水量带来的污水处理负荷。

对浓缩脱水产生的上清液和冲洗水进行有效处理也是实现污泥预处理最佳可行技术的关键。

目前，大多数污水处理厂污泥预处理产生废水都回流至生物处理阶段，以减少污泥处理部分投入。针对污泥浓缩、脱水排放的滤液的脱氮技术，应用较多的是硝化反硝化工艺。除磷技术主要是化学除磷。通常除磷药剂采用铁盐和铝盐作沉淀剂，药剂选用既要考虑到混凝沉淀效果又要兼顾经济性，可选用三氯化铁、聚合氯化铝和工业硫酸铝作除磷药剂。

对污泥浓缩脱水上清液、冲洗水等进行脱氮除磷可以有效降低污泥处理对污水处理厂污水处理系统的影响，减少对环境的影响。

2. 对恶臭的有关说明

污水处理厂集泥池、浓缩池、脱水机房等是恶臭发生源之一。臭气中的主要成分是硫化氢、氨和甲硫醇，均为我国《恶臭污染物排放标准》（GB 14554-93）所涉及的污染物。为实现对污泥有效的环境管理，恶臭控制是至关重要的。

针对产生臭气的污染源不同，除臭方法可分为物理除臭、化学除臭和生物除臭等几类。根据对国内多数污水处理厂的调研发现，生物除臭因具有设施简单、投资省、运行费用低、维护管理方便、效果好等优点在很多污水处理厂得到较好的应用。美国、德国、日本对污水处理厂的恶臭也多采用生物除臭技术进行治理。为有效控制污水处理厂恶臭对环境的影响，污水处理厂厂界恶臭污染物和臭气浓度必须低于或等于《恶臭污染物排放标准》（GB 14554-93）中规定的恶臭污染物厂界标准值，一般执行二级标准，见表 3-7。

表 3-7 恶臭污染物厂界标准值

序号	控制项目	单位	一级	二级		三级	
				新扩改建	现有	新扩改建	现有
1	氨	mg/m ³	1.0	1.5	2.0	4.0	5.0
2	三甲胺	mg/m ³	0.05	0.08	0.15	0.45	0.80
3	硫化氢	mg/m ³	0.03	0.06	0.10	0.32	0.60
4	甲硫醇	mg/m ³	0.004	0.007	0.010	0.020	0.035
5	甲硫醚	mg/m ³	0.03	0.07	0.15	0.55	1.10
6	二甲二硫	mg/m ³	0.03	0.06	0.13	0.42	0.71
7	二硫化碳	mg/m ³	2.0	3.0	5.0	8.0	10
8	苯乙烯	mg/m ³	3.0	5.0	7.0	14	19
9	臭气浓度	无量纲	10	20	30	60	70

经生物除臭，预处理及辅助设施排放的污染物满足《恶臭污染物排放标准》（GB 14554-93）中规定的恶臭污染物厂界标准值，才能实现最佳的环境管理。

3. 设备噪声

污泥预处理环节使用的设备较多，但多数均在车间内，采取相应措施后均能满足《工

业企业厂界噪声标准》(GB12348—90)。

3.5 关于“污泥预处理最佳环境管理实践”的说明

对污泥预处理最佳环境管理实践主要包括两个方面：工艺流程设计要求和环境管理。

由于集泥池的作用相当于污泥贮存池，仅仅起到短期贮存，并为后续处理工艺连续运行创造条件的作用，因此，根据需要应采用集泥池。从工艺稳定运行角度，构筑物按同时工作设计，个数采用两个系列设计。预处理过程不同的脱水率是污泥处理成本角度考虑的重要影响因素。不同污水脱水率对后续成本影响较大。污泥脱水含水率越低，后续处理成本越低。脱水含水率越低，脱水本身成本越高。根据文献调研，当进泥含水率降到一定程度时，如70%~75%时，其运行成本的降低亦不明显。当要求进泥含水率继续降低时，则需加大用药量等，投药量的加大对降低运行成本不利，也对后续污泥处置带来一定的影响。

关于预处理臭味控制和噪音控制的要求：由于脱水后的污泥会产生恶臭污染物，为了防止脱水污泥对厂区和周边大气环境造成危害，应从污水以及污泥的收集、转输及处理全过程着手，控制臭气污染。构筑物应密闭，敏感建筑物采用微负压设计，由抽风机抽风，并应满足空间的通风要求；局部恶臭源可设吸风口。收集到的恶臭气体由风机和风管输送至后续处理设施。污泥在污水处理厂预处理后应及时密闭运输或连接后续处理。

浓缩上清液、脱水滤液以及厌氧消化液等污泥处理过程中产生的废水应根据污水排放水质要求，进行单独处理。处理方法可考虑采用硝化反硝化工艺、化学除磷以及鸟粪石结晶等方法。

第四章 污泥消化技术

4.1 有关仅考虑污泥厌氧消化的说明

目前常用的污泥稳定化方法有厌氧消化、好氧消化、发酵、碱法稳定等。碱法稳定是通过添加化学药剂来稳定污泥，通常投加石灰。碱法稳定的主要作用是解决污泥的臭气问题和杀死病原菌，碱法稳定降低了污泥的肥料价值，但使污泥更容易脱水。加石灰后实际上并没有直接降解有机物，且增加了污泥体积，所以本导则不推荐采用。

污泥消化主要包括厌氧消化和好氧消化。污泥厌氧消化是在无氧条件下依靠厌氧微生物使有机物分解并稳定的一种生物处理方法，通过水解、产酸、产甲烷 3 个阶段完成有机物分解的目的，同时大部分致病菌或蛔虫卵被杀灭或作为有机物被分解。

污泥好氧消化实质是活性污泥法的继续，其工作原理是污泥中的微生物有机体的内源代谢过程。通过曝气充入氧气，活性污泥中的微生物有机体自身氧化分解，转化为二氧化碳、水、氨气等，使污泥得到稳定。

污泥好氧消化具有上清液中的 BOD_5 浓度较低（10mg/L 以下），处理后的产物无臭、类似腐殖质，肥效较高，运行安全等优点，但是污泥好氧消化由于需要输入动力，所以运行费较高。好氧消化的主要能耗是曝气所需要的能耗，常采用的曝气工艺为鼓风曝气和机械曝气。污泥好氧消化反应，1g 细胞物质的完全氧化需要 2.39g 氧，为保证污泥好氧消化的效果，消化池中溶解氧的浓度一般要求 $>2.0\text{mg/L}$ 。自动升温高温好氧消化工艺（ATAD）能量需求 $0.15\sim 0.7(\text{kW}\cdot\text{h})/\text{kgDs}$ ；其他好氧消化处理工艺大于 $1(\text{kW}\cdot\text{h})/\text{kgDS}$ 。

此外，好氧消化后污泥中的病原菌灭活率低，消化后的污泥脱水性能较差，在很大程度上影响了后续污泥的处理处置。好氧消化污泥不但不能产生甲烷气体等有用的副产物，而且还要耗费能源，在我国应用较少。

同其它污泥稳定方法相比，尽管污泥厌氧消化投资较大，但由于其能耗低，且能回收能量，故其投资能较快地得到回收，因而受到人们的青睐。根据联邦德国的经验，一般当污水处理厂规模超过 $5000\text{m}^3/\text{d}$ 时，污泥厌氧消化无疑是最为经济的方法。而且更为重要的是，污泥厌氧消化工艺所达到的污泥稳定化程度是其它好氧稳定工艺所无法比拟的。所以在本导则中确定最佳可行技术时没有将污泥好氧消化技术编入本导则。

我国的污泥厌氧消化多数采用中温厌氧消化技术，比较适用于中、大型污水处理厂。

4.2 污泥厌氧消化工艺应用现状

我国大多数污水处理厂都是采用浓缩脱水来处理污泥，而采用稳定化处理的污水处理厂不到 20%。国内目前常用的污泥稳定方法主要是厌氧消化，占 38.04%，好氧消化只占 2.81%。中温厌氧消化是国内常用的污泥稳定工艺，可以回收沼气，沼气发电作为污水处理厂的部分能源。

厌氧消化工艺是目前国际上最为常用的污泥生物处理方法，同时也是大型污水处理厂最为经济的污泥处理方法。据欧盟统计，在污水厂排出的所有污泥中，约有 76% 的污

泥在最终处置前得到稳定处理，其中经厌氧消化处理的占 50% 以上，经好氧稳定处理的约为 18% 左右。美国有 68% 的污水处理厂采用厌氧消化的方法处理污泥，在德国，服务人口大于 30000 人(约 9000m³/d)的污水处理厂大多采用厌氧消化方法处理污泥，法国和东欧国家采用厌氧消化工艺处理污泥的污水处理厂服务人口多大于 100000 人(约 30000m³/d)。

4.3 有关“污泥厌氧消化”的说明

4.3.1 污泥消化目的、定义、过程

(1) 污泥消化的目的：降解污泥中易腐化发臭的有机物，进一步减少液体和固体数量，减少病原菌，消除臭味，并且经过消化稳定的污泥更容易脱水。

(2) 厌氧消化定义：在无氧的条件下，由兼性菌和专性厌氧菌(甲烷菌)降解有机物，分解的最终产物为二氧化碳和甲烷的过程。

(3) 厌氧消化的过程：污泥厌氧消化是一个极其复杂的过程，厌氧消化三阶段理论是当前较为公认的理论模式。第一阶段，有机物在水解与发酵细菌的作用下，使碳水化合物、蛋白质与脂肪，经水解和发酵转化为单糖、氨基酸、脂肪酸、甘油、二氧化碳和氢等。第二阶段，是在产氢产乙酸菌的作用下，把第一阶段的产物转化成氢、二氧化碳和乙酸。第三阶段，通过两组生理物性上不同的产甲烷菌的作用，将氢和二氧化碳转化为甲烷或对乙酸脱羧产生甲烷。

4.3.2 评价污泥消化稳定的技术指标

污泥厌氧消化最佳可行技术主要的指标就是消化后污泥的稳定程度，而反应污泥稳定化程度的指标是有机物降解率。

由于污泥生物稳定过程是一个逐渐完成的过程，故在实践上不可能存在具有明确临界值的参数指标，即当超过或低于此值时，污泥被明确定义为稳定或不稳定。因此，在目前情况下，一些常用的评价污泥稳定程度的参数指标值也只具有相对稳定的意义。

我国《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)中规定：城镇污水处理厂的污泥应进行稳定化处理，处理后应达到表 4-1 所规定的标准。

表 4-1 污泥稳定化控制指标

稳定化方法	控制项目	控制指标
厌氧消化	有机物降解率 (%)	>40

4.3.3 关于厌氧消化工艺的分类

关于污泥厌氧消化的分类，不同的人有不同的分类，有的根据温度分类，有的按污泥运行方式分类。在本导则中按污泥厌氧消化的温度划分为高温消化和中温消化。

● 高温消化

高温消化温度维持在 50~60℃ 的范围之间，实际控制温度多在 53±2℃。高温消化

条件下，挥发性有机物负荷为 $2.0\sim 2.8\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，产气量约 $3.0\sim 4.0\text{m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，消化时间为 $10\sim 15\text{d}$ 。高温消化对寄生虫蛋的杀灭率可以达到 99%。

该工艺的特点是微生物生长活跃，有机物分解速度快，产气率高，滞留时间短。采用高温发酵可以有效地杀灭各种致病菌和寄生虫卵，具有较好的卫生效果，从除害灭病和发酵剩余物肥料利用的角度看，选用高温发酵是较为实用的。但要维持消化器的高温运行，能量消耗较大。

● 中温消化

中温消化料液温度维持在 $35\pm 2^\circ\text{C}$ 的范围之间，挥发性有机物负荷为 $0.6\sim 1.5\text{kg}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，产气量约 $1\sim 1.3\text{m}^3/(\text{m}^3\cdot\text{d})$ ，消化时间为 $20\sim 30\text{d}$ 。与高温发酵相比，这种工艺消化速度稍慢一些，产气率要低一些，但维持中温发酵的能耗较少，沼气发酵能总体维持在一个较高的水平，产气速度比较快，料液基本不结壳，可保证常年稳定运行。其发酵料液温度为 $25\sim 30^\circ\text{C}$ 。这种工艺因料液温度稳定，产气量也比较均衡。

4.4 有关将“污泥中温厌氧消化”作为可行技术的说明

厌氧消化一般是在密闭的消化槽内，在 30°C 下贮停 30d 左右，主要是通过兼性厌氧细菌和厌氧细菌的作用使有机物分解，最终生成以甲烷为主的沼气。甲烷菌对温度的适应性可以分为两类，即中温甲烷菌（适应温度区为 $30\sim 37^\circ\text{C}$ ）；高温甲烷菌（适应温度区为 $50\sim 56^\circ\text{C}$ ）。利用中温甲烷菌进行厌氧消化处理的系统叫中温消化，利用高温甲烷菌进行消化处理的系统叫高温消化系统。中温或高温厌氧消化允许的温度变化范围为 $\pm 1.5\sim 2.0^\circ\text{C}$ 。当有 $\pm 3^\circ\text{C}$ 的变化时，就会抑制消化速率，有 $\pm 5^\circ\text{C}$ 的急剧变化时，就会突然停止产气，使有机酸大量积累而破坏厌氧消化。所以一个好的设计应避免使消化池内温度变化大于 $0.5^\circ\text{C}/\text{d}$ ，温度变化必须控制在 $1^\circ\text{C}/\text{d}$ 以下。常温下，微生物活性明显低于中温、高温消化。而且，大多数有机物的降解在较高温度下进行需要较少的能，因此随着温度升高，反应更易进行。气体溶解度随着温度上升而减少，这样使消化液中含有较少的氢、氨气和硫化氢以及甲烷，这对厌氧过程是有利的。

温度在 35°C 左右消化，有机物的产气速率比较快、产气量也比较大，而生成的浮渣则较少，并且消化液与污泥分离，所以在设计时大多数厌氧消化系统的温度设计在中温范围内操作。实验结果表明， 55°C 高温厌氧消化效果最好，产气量大。高温条件能增加有机物的水解作用及其水解产物的酸化作用。虽然采用高温消化可以改善污泥脱水性能，增加病原微生物的杀灭率，增加浮渣的消化等，但是由于高温操作费用高，过程稳定性差，对设备结构要求高，所以高温消化系统很少采用。

根据调研的成果和对全国污水处理现状的调研发现，多数采用污泥厌氧消化的污水处理厂均采用中温厌氧消化，结合以上分析，所以在本导则中将污泥中温厌氧消化作为可行技术加以考虑。

4.5 污泥厌氧消化可行技术考虑的相关问题

在确定污泥厌氧消化最佳可行时，首先是考虑采用何种方式的厌氧消化为可行技术，

同时在采用该技术时应重点关注沼气利用以及污染物的有效控制等。

1. 污泥厌氧消化技术的选择

日处理能力在 5 万 m^3 以上的污水二级处理设施产生的污泥，宜采取厌氧消化工艺进行处理，产生的沼气应综合利用。如果污水处理规模过小，建设厌氧消化系统不具有经济性；随污水处理规模增大，建设污泥厌氧消化系统经济性越好，单位投资越小，单位能耗越低。对中小型规模的污水处理厂，能源利用方式有限，因此难以获得合理收益。

污泥处理工艺应和污水处理工艺相结合，如果污水处理工艺为延时曝气氧化沟，则不宜选择污泥厌氧消化处理工艺。因为污泥经过厌氧消化处理后，污泥中有机物部分降解，可挥发性有机物降解率可以达到 30%~50%，降低了污泥的热值，如果再进行焚烧处置则单位污泥的热值降低，不经济。延时曝气氧化沟工艺利用曝气使微生物在进入内源呼吸期后进行自身氧化，从而使污泥减量，延时曝气氧化沟的剩余污泥已经很稳定，进行厌氧消化时可分解的有机物含量经很低，没有必要再进行厌氧消化处理。

高温消化比中温消化分解速率快，产气速率高，所需的消化时间短。高温消化对寄生虫卵的杀灭率可达 90%以上。但高温消化加热污泥所消耗热量大，耗能高。因此，只有在卫生要求严格，或对污泥气产生量要求较高时才选用。与高温消化相比，中温消化速度稍慢一些，产气率要低一些，但维持中温消化的能耗较少，整体上能维持在一个较高的发酵水平，可保证常年稳定运行。因此，推荐选用中温消化池。消化温度一般控制在 33~35℃，最佳温度为 34℃。在我国污泥消化应用最多的为中温厌氧消化。

在华北地区污泥冬季的温度约 10~16℃，污泥消化池的最大能耗为维持反应池温度的能耗。如果采用中温消化，设定消化温度 35℃，加热 1 m^3 污泥的耗热量为 11~29kw。高温消化所需要的加热量是中温厌氧消化的 2 倍。

单级消化可分解的有机物的分解率可达 90%，后续应设立污泥浓缩池。二级消化产气率一般比单级消化约高 10%；二级消化的运行操作比单级消化复杂。为了减少污泥处理总的投资，一般认为一级消化工艺比较好。

从众多污水处理厂的运行和经验来看，柱形池被认为是值得推荐的池型。对大体积消化池采用卵形池更能体现其优点。卵形池适合于建立大容量（10000 m^3 以上）的消化池。

泵循环法因耗电量较大且搅拌效果不太好已不再使用。搅拌方法较多采用的是沼气搅拌和机械搅拌法。

2. 沼气利用及安全

厌氧消化产生的沼气中含有水分 (H_2O) 和硫化氢 (H_2S)， H_2S 气体不仅对人的身体健康有很大的危害，对管道、仪表及设备还具有很强的腐蚀性。脱水通常利用脱水装置进行，一般采用重力法进行分离。。

贮气柜对整个系统具有气量调蓄和稳压的作用。沼气的主要用途还是在处理厂内进行综合利用，利用的方式主要有沼气发电或沼气锅炉等。

沼气发电适用于建立污泥厌氧消化的污水处理厂，沼气发电是目前我国污泥厌氧消化沼气的主要利用方式。减少了污水处理厂电能的消耗，并能对污泥消化池提供热源。投资成本随各厂不同，但是沼气发电会节省运行成本，对于厌氧消化产气量较大的污水处理厂经济性更加明显。

沼气发动机沼气中的能量 20%~30%转化为了机械能，还有 60%~70%转化成了热能（冷却水、烟气中的热能，这部分热量一般被回收作为消化池加热的热源），冷却水中热量的 90%以上，烟气中热量的 60%~70%可被回收，可见沼气中能量的实际总效率为 67%~85%。

目前国产沼气发电机电效率 30%~36%，总效率 70%~80%，1 方沼气可以发电 1.5~1.6 千瓦时；进口沼气发电机电效率 30%~40%，总效率可以到 90%，1 方沼气可以发电 2 千瓦时。我们根据国内沼气发电机的电效率和热效率平均水平，制定出沼气发电机的效率指标要求。

捷克 Tedom 公司生产的燃气内燃发电机目前已遍布欧洲地区。其产品的显著特点是将发电、供热于一体，机体内部包含了发动机、发电机、余热回收换热装置，及自控系统。它的显著特点是：系统简单，且节省许多配套设备，可相应降低工程造价；机体采用了隔音罩等措施，距机体 1 m 噪声小于 70 dB；在烟道上安装了烟气催化净化装置，NO_x 及 CO 排放均符合欧洲标准。发电效率可达到 40%，热效率 50%，综合效率可达到 90%。

国产发电机没加隔声罩时，1m 范围噪声值 110dB（A），所以在工作时需要专门的工作间，并进行墙体隔声。

本导则对沼气利用安全性也提出了相关要求。

3. 污染物控制技术

对污泥厌氧消化最主要的问题涉及沼气脱硫和尾气有效控制。脱硫的目的也在于减少对大气环境的污染物的排放。

沼气中的硫化氢对于管道和设备具有很强的腐蚀作用，同时其在燃烧时将产生二氧化硫等有害气体污染环境。因此，规范中规定硫化氢含量必须低于 20mg/m³。污泥厌氧消化池中沼气的硫化氢含量为沼气中 H₂S 浓度为 0.1%~2%，超过规范规定的质量指标，必须进行脱硫处理。

用于沼气脱硫的方法有两种，即生物法和物化法。生物法主要分为生物洗涤和生物过滤两种方式。20 世纪 80 年代在德国、日本、荷兰等国家有相当数量工业规模各类生物净化装置投入使用。目前，许多发达国家如日本、德国、美国、荷兰等对生物脱硫技术和设备的开发已经商品化。2004 年 5 月，宜兴协联热电有限公司引进了帕克公司的生物脱硫技术并率先用于沼气脱硫，将沼气的硫化氢含量从 14g/Nm³降到 200 μg/m³。我国这方面的研究才刚起步。

干法脱硫：沼气经过水封和脱水装置后，常温下经过干式脱硫塔，沼气通过喷嘴或扩散板进入脱硫塔底部，通过脱硫剂床层，然后从顶部排出。固体脱硫剂使用一定的时间需要进行再生或更换，所以至少要 2 个脱硫塔轮流使用。干式脱硫剂一般为氧化铁，

来源于经过活化处理的炼钢赤泥或硫化铁矿灰，配以一定比例的助催化剂、碱、粘结剂、烧失剂，制成球形、环形等；也有颗粒直径为 0.6~2.4mm 的铸铁屑。

湿法脱硫：沼气通过喷嘴或扩散板进入脱硫塔底部，与吸收剂逆流接触，然后从顶部排出，经过湿法脱硫的沼气需要再次冷凝去除水分。湿法吸收剂主要为 NaOH 或 Na_2CO_3 溶液，沼气中的 H_2S 与 NaOH 或 Na_2CO_3 反应，由于反应消耗，需要定期投加碱性溶液。

物化法是我国目前普遍使用的方法。物化法脱硫主要有干法和湿法两种，根据 H_2S 含量可以设计成单级和多级脱硫。沼气中 H_2S 含量高，且气体量较大时，适用湿式脱硫；如果用地面积小，则可用干式脱硫。也可以采用干式、湿式串联形式，增加脱硫效果，湿式脱硫塔可以作为粗脱，干式脱硫塔可以作为细脱。

4.6 污泥厌氧消化的环境管理考虑的问题

污泥消化过程中完善的管理制度会降低厌氧消化技术能耗、降低沼气综合利用的污染物排放水平，保证厌氧消化工艺的安全。所以本导则从沼气过硫、污染物排放以及沼气的安全利用进行了阐述，具体如下：

1、初沉污泥和剩余污泥应在进入厌氧消化池前进行浓缩，以减少污泥消化池的建造体积和耗热量。

2、沼气锅炉和沼气发电机要上尾气净化设备，保证尾气达到《大气污染物综合排放标准》(GB16297-1996)中新源的标准要求；沼气发电机组应上隔声罩，并布置在单独的密闭房间内，减少噪声污染。

3、须保证厌氧消化池的安全运行，在沼气池、储气柜、脱硫间周边划定管理区，重点防火，配备消防安全设施。

第五章 污泥发酵技术

5.1 关于仅考虑污泥好氧发酵的说明

从污水处理厂排出来的生污泥，含有大量的水分(95%~99%)，挥发性物质、病原体、寄生虫卵、重金属、盐类及某些有机污染物，易腐化发臭，不利于运输和处置，而浓缩、脱水不能去除污染物，所以污泥在处置之前必须进行稳定化处理。发酵（俗称“堆肥”）是生物稳定方式之一，可使污泥中的有机组分转化成最终产物。由于固态好氧发酵后的污泥也仅完成了污泥稳定的要求，其还达不到污泥施用土地的产品要求，故这种稳定化方式称为“固态好氧发酵”比称“好氧堆肥”更加合理，以避免产生按此种方式稳定后既成肥料的误解。

发酵一般分好氧和厌氧发酵。厌氧发酵与好氧发酵相比较，单位重量的有机质降解产生的能量较少，容易产生臭味。由于有机物分解缓慢，发酵周期长达4~6个月，致使占地面积过大。另外蚊蝇孳生，污水滴流，产生严重的二次污染，不适合于大规模工业化污泥处置。几乎所有的发酵工程系统都采用好氧发酵，所以在本导则没有将污泥厌氧发酵考虑进本导则。

5.2 污泥发酵的基本理论

5.2.1 污泥稳定化原理概述

好氧发酵是在有氧条件下，好氧微生物对废弃物进行分解、转化并生产出发酵产品的过程。微生物通过自身的生命活动，把一部分被吸收的有机物分解成简单的无机物，同时释放出可供微生物生长活动所需的能量，而另一部分有机物则被合成新的细胞质，使微生物不断生长繁殖，产生出更多的生物体的过程。在有机物生化降解的同时，伴有热量产生，因发酵工艺中该热能不会全部散发到环境中，就必然造成发酵物料的温度升高，这样就会使一些不耐高温的病原菌及虫卵死亡，而达到无害化的目的。

5.2.2 评价污泥好氧发酵稳定化的技术指标

我国《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）中规定：城镇污水处理厂的污泥应进行稳定化处理，处理后应达到表5-1所规定的标准。

表 5-1 污泥发酵稳定控制指标

稳定化方法	控制项目	控制指标
好氧发酵	含水率（%）	<65
	有机物降解率（%）	>50
	蠕虫卵死亡率（%）	>95
	粪大肠菌群菌值*	>0.01

*其含义为：含有一个粪大肠菌的被检样品克数或毫升数，该值越大，含菌量越小。

5.2.3 污泥发酵中的关键环境问题

污泥发酵的主要污染物包括：大气污染物、发酵污泥中重金属及产生少量污水。

污泥好氧发酵中的主要环境问题是恶臭气体的产生。污泥发酵过程中，微生物对有机质的分解会产生大量的水分和 CO_2 ，同时产生大量恶臭气体，如 NH_3 、 H_2S 以及烷烃类气体等。

污泥中重金属成分与含量因污水来源而异，但一般都含有一定量的 Cu、Zn、Pb、Ni、Cr、Hg、Cd 等重金属。污泥中 Pb、Cr、Cu、Zn 含量的变化幅度较大，其中含量最高的是 Zn，其次是 Cu 和 Cr；而毒性较大的 Hg、Cd、As 含量则较低。

在好氧发酵过程中将产生少量的冷凝水，此外，部分除臭系统中喷淋洗涤装置也产生少量废水。以上废水可以回灌于发酵仓内，作为发酵水分调节水源。

5.3 有关污泥发酵技术的说明

5.3.1 污泥发酵产品用途的说明

污泥发酵技术作为污泥处理主要技术之一，以其低投资、低运行费用的特点越来越受到人们的关注，尤其是在经济发达国家：美国污泥土地利用比例为 41%，日本为 22%，卢森堡 81%，丹麦 37%，法国 50%，爱尔兰 28%，葡萄牙 80%，法国 50%、德国 25%、荷兰 44%、英国 55%。污泥发酵技术充分利用污水处理厂脱水污泥中有机物成分含量高，并且含有大量 N、P 等营养元素和部分植物生长所必需的微量元素，在无害化、减量化、稳定化前提下，突出资源化特点，而且技术门槛和经济门槛较低，适用范围广阔。但是困扰污泥发酵技术推广的技术瓶颈在于污泥成分复杂，重金属污染问题相对突出，因此加强标准制定和严格管理成为环保部门的工作重点。

一般而言污泥发酵成品的利用途径主要有：农田利用、林地利用、园林绿化利用、废弃矿场的土地修复、垃圾填埋场的覆盖土等。但由于污泥农用于人类食物链发生关系，所以在本导则污泥发酵后的产品限制农用于，而是推荐多种形式的污泥土地利用，包括城市园林绿化、苗圃、林用、土壤修复及改良等。

二十世纪末，唐山西郊污水处理厂、北京密云污水处理厂建设污泥发酵工程成为我国市政污水处理行业最早真正意义上的工业化发酵项目。2001 年我国第一座工业污泥发酵项目——天津石化供排水厂污泥发酵工程顺利投产。经过十年的建设运行管理实践检验，证明了污泥发酵项目的实施取得了良好的社会效益、环境效益和经济效益。之后高碑店污水处理厂、太原河西北中部污水处理厂、太原杨家堡污水处理厂、唐山污水处理二厂也先后配套建设了污泥发酵项目，证明了发酵技术是适应我国国情的。

5.3.2 污泥发酵工艺

目前，发酵工艺有多种分类方式。根据物料的状态，可分为静态和动态两种；根据微生物的生长环境，发酵化可分为好氧和厌氧两种；根据发酵过程的机械化程度，可分

为露天发酵法和快速发酵法两种；根据发酵化技术的复杂程度，发酵系统又可分为条垛式、强制通风静态垛式和反应器系统。条垛式的垛断面可以是梯形、三角形或不规则的四边形，它通过定期翻堆来实现堆体中的有氧状态。

目前国内外，发酵工艺形式多样，分类也没有统一的标准。根据目前国内发酵技术应用状况，本导则将发酵技术按以下几种分类：

1) 条垛式发酵：可分为强制通风式静态发酵和动态发酵；2) 发酵槽（池）式发酵：可分为阳光棚发酵槽和隧道式发酵仓两类。3) 反应器发酵系统：可分为垂直固体流和水平及倾斜固体流两类，由于其处理规模受限，目前应用尚不广泛。

但无论发酵按何种形式分类，基本要包括以下几个方面：

一般一个完整的好氧发酵过程通常包括前处理、主发酵（一次好氧发酵）、后发酵（二次好氧发酵）、后处理及贮存等。

好氧发酵预处理主要是对含水率、C/N 调整，必要时还要进行 pH 值调整。

污泥发酵技术从堆体形势、翻堆机械形式、曝气通风模式、构筑物形势等方面分类方法较多。就国内来讲目前具有使用经验的发酵工艺主要有：条垛式发酵、发酵槽（池）式发酵和卧式螺旋发酵仓发酵工艺。经调研和初步筛选，考虑将条垛式发酵、发酵槽（池）式发酵作为污泥发酵可行技术。

1、条垛式发酵

条垛式发酵一般为露天发酵。条垛式发酵是将原料混合物堆成长条形的条垛，其断面可是梯形也可是三角形，是一种常见的好氧发酵方法。条垛太大，中心易产生厌氧区，翻垛时产生臭气；垛太小，散热迅速，难以保证杀灭病原体和杂草种子。该工艺按其有无机械翻堆设备可分为静态发酵和动态发酵两类。

1) 强制通风式静态发酵

发酵物料在经整理后的地面和通风管道系统上，通过强制供气或强制抽气来保持发酵过程所需的氧气浓度，堆体表面覆盖约 30 厘米的腐熟堆料，减少臭味的扩散及保证堆体内较高的温度。整个发酵周期不少于 30 天。

2) 动态发酵

动态发酵采用轮式或履带式翻堆设备，在发酵周期内定时不断翻倒堆垛，使堆料与空气接触而保持发酵过程所需的氧气浓度。无曝气典型动态发酵过程周期大约需要 40 天左右的时间，加设曝气系统后发酵周期大约需要 15 天左右的时间。

2、发酵槽（池）式发酵

发酵槽式发酵在厂房或隧道仓中进行，可分为阳光棚发酵槽和隧道式发酵仓两类。

1) 阳光棚发酵槽发酵

在阳光棚中设置发酵槽，利用阳光棚的透光和保温性能，冬天也能正常发酵。发酵槽的尺寸根据物料量的多少及选用的翻堆设备型号来决定。常用设备：搅拌式翻堆机、链板式翻堆机、双螺旋式翻堆机和铰盘式翻堆机等，通过翻堆机搅拌并使物料前移。一

般每隔 1-2 天翻堆一次。发酵槽底部安装有通风管道系统，通过强制通风来保证发酵过程所需的氧气。发酵物料入槽后 3 天即可达到 45℃，在槽内要求温度 55℃ 以上持续 7 天左右，发酵周期为 12~15 天，挥发性有机物降解 50% 以上。将发酵槽内的物料运至陈化区二次发酵，剩余有机物进一步分解、腐熟、干燥、稳定。

2) 隧道窑静态好氧发酵

隧道窑发酵仓包括若干座联排式隧道仓，正面设计有密封门，背面为风机房。发酵污泥进料系统包括布料机和装载机两种方式，装载机出料。完成进料后关闭密封门。通过仓内传感器对发酵污泥进行监控，计算机对参数做相应调整处理，控制风机的启动和关闭，提供充足的氧气使发酵过程保持最佳发酵温度与状态。通风系统将空气从发酵仓的底部风道打入堆料，再从发酵仓的上部收集和处理发酵废气，尾气收集处理装置将发酵废气的余热通过换热器加热空气用于发酵或预处理升温（也可作为生活供热）。整个通风系统在一个气流循环封闭的环境内运行，最后用引风机将废气抽到生物滤池过滤后达标安全排放。

隧道窑静态好氧发酵工艺采用多点位、多类型监测点，有效反映整个发酵状态，计算机对数据处理及时调整优化发酵程序。隧道窑静态好氧发酵工艺具有机械化高，占地面积小，环境条件好，气候影响小，发酵质量可调控等优点，减少机械翻堆过程的能耗和维修，降低运行费用，适用于大规模工业化生产。

5.4 有关污泥发酵相关指标及污染物排放水平的说明

5.4.1 污泥发酵条件控制

判断发酵过程进行是否顺利，主要根据发酵物料中有机物的变化和发酵工艺控制参数的变化。由于发酵过程是充分利用污泥中的微生物菌群的作用，所以凡是能影响这些微生物菌群活性的因素(如营养、水分、空气、温度和 pH 值等)就是决定污泥发酵化的控制性条件。

1、调节含水率

大量研究表明，含水率低于 30% 时，微生物在水中提取营养物质的能力降低，有机物分解缓慢；当水分低于 12%-15% 时，微生物的活动几乎停止。反之，含水率超过 65% 时，水就会充满物料颗粒间的间隙，堵塞空气的通道，使空气含量大量减少，发酵由好氧状态向厌氧转化，温度急剧下降，其结果是形成发臭的中间产物。一般认为含水率为 50%~60% 为最佳条件。

通过试验，得出不同含水率的堆温变化。在自然通风的条件下，含水率较高则堆温较低，反之亦然。进料的含水率在 70% 和 60% 时，55℃ 以上的堆温均能保持三天，但是含水率达到 70%，污泥容易在滚动中成团，甚至形成直径 40~50cm 的大球，影响设备正常工作。当进料含水率在 20% 以下时，发酵作用不明显(见表 5-2)。

所以污泥含水率无论是过低还是过高均影响污泥发酵的效果，当含水率太低时，微

生物在水中摄取营养物质的能力降低，有机物分解停止；含水率过高使堆料互相粘结，将堵塞空气的通道，从而使发酵呈厌氧状态。所以污泥发酵必须有效控制污泥的含水率，一般而言，污泥脱水泥饼的含水率有时高达 85%，必须调节到 55~60%方可进入到好氧发酵工序。含水率调节的方法有：添加干物料（调理剂）、成品回流、热干化、晾晒等。

表 5-2 不同含水率时发酵温度的变化

含水率 %	次数	发酵温度 °C				
		1	2	3	4	5
70	1	70	64	58	46	45
	2	68	62	55	43	43
	3	68	63	57	44	42
60	1	72	67	59	46	44
	2	70	65	57	44	42
	3	72	68	60	44	41
20	1	36	32	32	30	29

2、C/N 比调节

在发酵过程中，有机物碳氮比对分解速度有重要的影响。根据对微生物活动的平均计算结果，可知微生物每合成一份体质碳素，要利用约 4 份碳素作为能量（以好氧有机营养物质形式释放到大气中）。如以细菌为例，细菌的碳氮比为（4~5）：1，而合成这样的体质细胞还要利用 16~20 份碳氮素来提供合成作用的能量，故它们进行生长繁殖时，所需的碳氮比是（20~25）：1；而真菌的碳氮比约为 10：1，故发酵过程最佳碳氮比是（25~35）：1。如果碳氮比是 40：1，可供消耗的碳元素多，氮素养料相对缺乏，细菌和其他微生物的发展受到限制，有机物的分解速度就慢，发酵过程就长。如果碳氮比更高，容易导致成品发酵的碳氮比高，这种发酵施入土壤后，将夺取土壤中的氮素，使土壤陷入氮饥饿状态，会影响作物的生长。若碳氮比低于 20：1，可供消耗的碳素少，氮素养料相对过剩，则氮将变成氨态氮而挥发，导致氮元素大量损失而降低肥效。

好氧发酵最适宜的 C/N 为 25：1~35：1，须进行污泥的 C/N 比调节。调节的方法是向脱水污泥中加入含碳较高的物料，如木屑、秸秆粉、落叶等。C/P 比则应控制在 70~150：1 的范围。

3、pH 值调节

物料 pH 值在污泥的发酵过程中是十分重要的。由于在中性或微碱性条件下，细菌和放线菌生长最适宜，所以污泥发酵化的 pH 值应控制在 6~8 的范围内，且最佳 pH 在 8.0 左右，当 pH ≤ 5 时，发酵就会停止进行。污泥一般情况下呈中性，发酵化时一般不必特别调节。即使发酵过程中 pH 值发生了变化，到发酵结束后，污泥的 pH 几乎都在 7-8 之间。因此可以用 pH 值作为发酵熟化与否的控制指标。常用调理剂有 CaCO₃、石灰和石膏等。

4、温度的控制

温度是反应发酵化效果的综合指标。不同温度条件下就会有不同种属、不同数量的微生物，它们对各种有机物的分解能力不同。每一种微生物都有自己适宜的温度范围。

因此温度直接影响微生物降解有机物的速度，是影响微生物活动和发酵工艺过程的重要因素。

发酵初期，堆层基本上呈中温，嗜温菌较为活跃，大量繁殖，见表 5-3。它们在利用有机物的过程中，有一部分转化成热量，由于发酵物料具有良好的保温作用，一般堆积发酵 2-3 天后，温度就可升至 50~60℃，在这个温度下，嗜温菌受到抑制，甚至死亡，而嗜热菌的繁殖进入激发状态，嗜热菌的大量繁殖和温度的明显提高，使发酵直接由中温进入高温，并在高温范围内稳定一段时间。正是在这一温度范围内，发酵中病原菌、寄生虫卵被杀死，腐殖质开始形成，发酵达到初步腐熟。在后发酵阶段（二次发酵），由于大部分的有机物在主发酵阶段（一次发酵）已被降解，因此发酵不再有新的能量积累，发酵也就一直维持在中温（30~40℃），这时发酵产物进一步稳定，最后达到深度腐熟。

表 5-3 发酵温度与微生物生长关系

温度℃	温度对微生物生长的影响	
	嗜温菌	嗜热菌
常温~38	激发状态	不适用
38~45	抑制状态	可开始生长
45~55	毁灭期	激发态
55~60	不适用（菌群萎缩）	抑制状态（轻度度）
60~70	—	抑制状态（明显）
>70	—	毁灭期

一般而言，嗜温菌最适宜温度在 30~40℃，嗜热菌发酵最适宜温度在 50~60℃。根据卫生学要求，在发酵过程中，发酵温度至少要达到 55℃，才能杀灭病原菌和寄生虫卵。但近年来的许多研究发现，温度过高(大于 70℃)会抑制微生物分解有机物的速率，降低发酵产品的质量，温度过低也不利于发酵化过程，微生物在 40℃左右的活性只有最适温度时的 2/3 左右，发酵时间延长。魏源送等在通过实验证明，发酵温度范围在 55~65℃时，发酵综合效果最佳。

5、发酵时间的控制

发酵的时间一般同污泥种类、脱水时加药方式及堆料前处理方法不同而异。这是因为其中易分解有机物的种类和含量有所不同。不过采用发酵槽系统，只要发酵顺利进行，时间相差不多，最多也只不过几天，所以大多采用 10-15d 发酵期。

5.4.2 污泥发酵控制指标

评价污泥发酵程度是关系到发酵产品的质量控制和安全的关键，是发酵研究的重点。但是对如何评价污泥的发酵程度是一个复杂的问题。有些评价方法还存在争议，所以采用污泥发酵评价标准时要综合考虑，将物理、化学和生物学指标综合评价才是最稳妥的方法。

污泥发酵的目的主要是稳定化和无害化，可行技术的选取在一定程度上由发酵产品的稳定化指标和无害化指标来决定。所以本导则在选取时稳定化和无害指标有：

- 1) 有机物降解率>50%
- 2) 蠕虫卵死亡率>95%
- 3) 粪大肠菌群菌值>0.01
- 4) 种子发芽指数 $\geq$ 75%

达到以上要求的污泥发酵技术为可行技术。

5.4.3 污泥发酵污染物排放及消耗水平

污泥好氧发酵的主要污染物是恶臭、渗滤液、设备噪声以及污泥中的重金属污染等。污泥好氧发酵的主要消耗为电能。

1、污泥发酵污染物排放

污泥发酵的主要污染物包括气体污染物、发酵污泥中的污染物（如重金属等），其它有轻微或局部污染的污染物排放，还包括固体废弃物和噪声。

污泥发酵过程中，微生物对有机质的分解会产生大量的水分和 CO_2 ，同时产生大量恶臭气体，主要为： H_2O ， CO_2 ， CH_4 和恶臭气体（氨、 SO_2 、 H_2S 、甲基硫醇、胺类等）。

降解 1kg 有机物产生的 CH_4 为 $0.55\sim 0.65\text{Nm}^3$ 。

1t 污泥好氧发酵产生 CO_2 气体重量 109.45kg。

好氧发酵过程中产生的臭气，主要是氨、硫化氢、甲基硫醇、胺类等，废气必须进行脱臭处理后才能排放。引风机将发酵过程中产生的臭气抽出，用管道输送到水喷淋洗涤塔中，与喷淋水逆向接触，用水将气体中的有害成份洗涤下来。通过处理，臭气中的 NH_3 、 H_2S 的去除率可达到 98% 以上。

在臭气脱除过程中，由于污泥的含水率较高，在气体收集过程中将产生部分的冷凝水，此外，部分除臭系统中喷淋洗涤装置也产生部分废水。水污染物： COD_{cr} 、 BOD_5 、SS、总氮、总磷、病原菌等，污染物和垃圾渗滤液污染物相似。以上废水可以回灌于发酵仓内，作为发酵水分调节水源，无法消纳部分应集中收集输送到污水处理工序处理，或者参照垃圾渗滤液处理工艺进行处理。

发酵后的污泥产品对环境的污染主要有无机污染物：重金属（总砷、总铬、六价铬、总汞等）、生物污染物：病原菌。

由于污泥作为发酵的原料，污泥中一般都含有 Cu、Zn、Pb、Ni、Cr、Hg、Cd 等重金属。其中含量最高的是 Zn，平均浓度为 $1450\text{mg} / \text{kg}$ ；其次是 Cu 和 Cr；而毒性较大的 Hg、Cd、As 含量则较低。好氧发酵处理后，污泥中的 Cu、Cr、Ni、Pb 等重金属由有效性较高的结合形态向有效性较低的结合形态转化；发酵处理可以降低污泥中 Cu、Cr、Ni、Pb 的有效性，并随着发酵时间的延长，其效果更加明显。

发酵过程中重金属作为灰分的组成成分，其绝对含量不会随着发酵的进程而变化，而相对含量却随着发酵进程呈增加的趋势。因此最终控制重金属污染的途径在于加强污水处理厂污泥重金属指标监测，此外作为肥料施用于土壤中时，应根据土壤的实际情况及相关标准，确定污泥使用准则。

目前，主要通过生物学方法来降低重金属的毒害。如一般污泥经过发酵化处理后，水浸提态重金属的量会减小，即有效态重金属减少，因此可通过控制污泥发酵条件来提高污泥发酵的质量。刘天亮等指出通过添加 S^{2-} 促进不稳定态的重金属向稳定的金属硫化物转化可以达到固着重金属的目的。沈晓南等人提出了酸浸出和加硫酸根稳定处理污泥中重金属的方法，效果显著。1975 年以来，国外学者尝试用酸、离子交换、氯化、添加化学试剂等方法降低污泥中的重金属含量，但均存在成本过高、操作复杂、效果不稳定等系列问题。近年来用生物法沥滤污泥中重金属，效果较为明显。

为减少重金属可能带来的危害，可以采用以下措施：(1) 加入适量的调理剂和膨胀剂(如秸秆、稻草、木屑或生活垃圾等)，尽可能地降低污泥发酵中的重金属含量；(2) 污泥发酵中加入改良剂(如石灰等)，降低重金属的迁移性及生物有效性；(3) 选择种植对重金属不敏感的植物；(4) 重金属含量过高的污泥发酵应禁止农田特别是蔬菜地使用，以防止重金属进入食物链，这类污泥应选择用于林地和园林绿化；(5) 避免连续大量使用重金属含量高的污泥发酵，造成土壤中重金属积累。

2、污泥发酵消耗水平

好氧发酵的主要消耗是电能，污泥好氧发酵能源消耗(生产 $1m^3$ 的成品肥料)排序如下：

- 静态条垛式发酵 $7w/m^3$
- 动态条垛式发酵 $7w/m^3$
- 阳光棚发酵槽发酵 $7kw/m^3$ (山西沃土)
- 隧道窑静态好氧发酵 $14.7kw/m^3$ (山西沃土)
- 卧式滚筒发酵仓发酵 kw/m^3 (密云污水处理厂滚筒发酵)

需要注意的是，能耗水平与占地面积、气候条件具有十分紧密的关系，在进行项目经济性分析时，应该将三个要素综合考虑，平衡分析，才能得到科学的评价结果。

5.5 有关污泥发酵可行技术的说明

1、发酵可行技术选择

对污泥发酵可行技术的选择，编委主要从以下几点加以考虑：

- 污水处理厂规模
- 根据我国的相关标准，好氧发酵必须达到的稳定化指标。
- 好氧发酵必须达到的减量化指标。
- 确定好氧发酵的关键的环境因素-恶臭 (NH_3 、 H_2S 、 SO_2 以及烷烃类气体)
- 经济性指标

污泥发酵最佳可行技术的选择主要从污染物排放水平、消耗水平以及最佳的环境管理来考虑。

2、稳定化指标

污泥的成分非常复杂，不仅含有较丰富的氮、磷及多种微量元素和大量有机质，同

时还含有病原菌、寄生虫（卵）、重金属、盐分及某些难分解的有机污染物。因此，好氧发酵后的成品肥料必须达到稳定化、无害化和腐熟，才能利用，否则会引起二次污染。

无害化：发酵产品符合国家农肥的卫生检疫标准。参照《粪便无害化卫生标准》（GB 7959-87）要求，在好氧发酵装置中维持 50~55℃ 以上温度并持续 5~7 天。

腐熟度是衡量污泥发酵成熟程度的参数。污泥通过发酵达到腐熟基本可消除有毒有害的有机物，稳定 N、P 营养元素，消除恶臭，消灭病原体。我国还未制定准确的评价发酵腐熟度的标准参数和方法，评价方法多参考《粪便无害化卫生标准》（GB 7959-87），该标准主要从卫生学的角度来评价发酵的腐熟程度，发酵成熟的标志是物料呈黑褐色，无臭味，手感松散，颗粒均匀，蚊蝇不繁殖，病原菌、寄生虫卵、病毒以及植物种子均被杀灭。公认的发腐熟度定量评价方法还在研究过程中。

3、经济评价指标

技术经济特性，包括投资和运行费用等。污泥好氧发酵需要考虑的成本主要包括两个方面：投资成本和年运行成本。投资成本主要包括购买场地和进行场地整备以及购买设备和修建厂房等相关成本，如果需要进行污水处理，还需要添加相应设施的修建成本。运行成本包括劳动力成本、原料成本和设备运行成本。

表 5-4 我国几座示范发酵厂的投资和运行成本（每吨湿污泥）

发酵厂	发酵系统	单位投资成本 (元/t)	单位运行成本 (元/t)
北京大兴污泥消纳场	自然干化+强制通风堆系统 10×10 ⁴ m ³ /a	600	65
山西沃土肥料公司	阳光棚强制通风静态堆系统 1.5×10 ⁴ ~1.8×10 ⁴ m ³ /a	137~171	40

4、工艺的选择

发酵工艺的选择应既满足污泥稳定化、无害化要求，又能达到投资及运营成本低、技术工艺成熟、操作管理方便。有如下选择原则：

1) 处理规模

日处理能力在 5 万 m³ 以下的污水处理设施产生的污泥，宜采用条垛式好氧发酵处理和综合利用。在污泥处理规模大，经济条件中等发达且土地资源丰富的地区也可以采用条垛式发酵。

2) 日处理能力在 5 万 m³ 以上的污水处理设施产生的污泥选择发酵槽(池)式发酵工艺。

3) 在土地资源紧张，周围有环境敏感点的地区如采用发酵方式处理污泥时，须采用密闭式发酵工艺，并保持负压。

5、污染物控制技术要求

主要是对恶臭、重金属以及渗滤液等污染物的控制技术：

1) 污泥发酵工程除臭工程量大，宜选择生物除臭法有效去除发酵废气中的恶臭气体(NH₃、H₂S、SO₂ 以及烷烃类气体)。经过合理设计发酵场(厂)恶臭可以达到《恶臭污染物

排放标准》(GB14554-93)要求。

2) 为防止污泥中重金属对环境的危害,可以采用在固态好氧发酵中添加常规的钝化剂,包括膨胀材料和天然吸附物质,使离子态的重金属含量降低,削弱重金属的危害作用。还可以向污泥中掺加腐质酸类物质(如腐质酸钠)降低重金属对土壤的危害。

3) 露天和密闭设置的发酵场(厂)产生的污水和雨水需几种收集,通过回流到污水处理厂或自建处理装置处理达标后排放。

6、环境管理

主要从选址、污染物监测、运行管理以及人员培训方面等方面提出要求。

符合技术可行和环境管理的为最佳可行的污泥好氧发酵技术。

第六章 污泥土地利用技术

6.1 土地利用概述

6.1.1 导则中不包含污泥农用的说明

在大多数发展中国家，土地利用和填埋仍是污泥处置的主要途径，但是随着经济的发展，人口的膨胀，可填埋的场地日益减少，土地利用（不包括农用）将是一个主要的发展方向。据美国环保署估计，在其 15300 个污水处理厂中，有 45% 的污泥用于农、林业。我国是一个发展中的国家，又是一个农林业大国，污水厂污泥的土地利用（不包括农用）应是一个重要的途径，在我们编写的导则中，特意将污泥农用区分出来原因有二点：

一、有资料显示，目前我国的污泥农用比例约 44.8%，是主要的处理方式之一，污泥农用项目存在隐患和风险。而目前，我国关于污泥农用风险的研究体系尚不健全，对于污泥处置的风险研究主要涉及污泥土地施用对植物的影响，重金属从土壤到植物的迁移和重金属、氮、磷在土壤中的迁移，可用数据不充分，这些数据通常是基于短期（1~3 年）的实验获得，而长期（10 年以上）的田间实验数据较为缺乏。若用短期的实验数据预测长期的影响，其本身就存在一定的风险。此外，对于污泥土地施用后，周围相关暴露人群的消费资料，可用数据几乎为零。中科院南京土壤研究所的一项研究发现，在其试验的土地上连续施用污泥达 10 年后，土壤中镉、锌、铜含量均很高，种植的水稻、蔬菜受到严重的污染。并且污泥施用越多，污染情况越严重。施用污泥的农田，虽然土壤有机质明显增加，土壤酸度基本无变化，但土壤中的汞、镉污染严重，能引起小麦、玉米的污染。目前，我国还没有出台污泥农用规范，对风险缺乏研究，污泥农用可能造成的污染问题还没引起应有的重视。多数研究表明，污泥的有害成分进入土壤后，一般不会立刻表现出其不利影响，但若长期大量使用，其负面效应就会明显地表现出来。

二、由于污泥农用会与人类的食物链发生关系，我们应将污泥农用和其它形式的土地利用区别对待。以前一提到污泥土地利用便是污泥农用和重金属污染，所以这在一定程度上限制了污泥其它方式的利用。将污泥农用从污泥土地利用中区分开来，有利于污泥土地利用技术政策和技术规范的制定，更有利于污泥非农用方式的推广和应用，不同的标准和规范更有利污泥土地利用的实际操作和管理。因此本导则没有涉及污泥农用，对于污泥农用国家更多地是采取限制性使用。对于污泥土地利用国家更多地是鼓励使用。积极推广林业、绿化、土壤改良等方式的污泥土地利用。一方面污泥中的营养成分和微量元素可促进树木生长；另一方面由于污泥林地绿化施用不会进入食物链，不会对人类健康造成危害。尤其是污泥施用于森林，林场等非人口密集地区，可以较为安全，而且林地、荒山等面积都较大，相对环境容量也较大，可吸纳大量的污泥，林木本身也可利用污泥中氮、磷等加速生长。这些方式的土地利用相对污泥农用来说，对人类的直接风险性较小，可以消纳大量的污泥。

6.1.2 污泥土地利用的价值

污泥土地利用不仅可利用土壤的自净能力对污泥进一步无害化处理，而且，污泥中的有效成分还可改善土壤结构，回收利用有机质，促进植物生长，是一种较好的土壤改良剂。就污泥的对土壤植被生态系统有益的化学组分而言，可把污泥的化学组分分为两类：提供植物所需的养分以及植物、微生物生长必需的微量元素和污泥中有机物对土壤的改良作用。

植物需要的大部分物质来自土壤和肥料，而污泥中就含有植物所需的养分和微量元素，这就使得污泥可以作为有机肥施用于土地，增加土壤肥力、促进作物的生长，可以解决当今滥施无机化肥造成的土壤肥力下降及用地和养地的矛盾。

污泥中的有机质可以改善土壤的物理性质，因此污泥除了做肥料使用外还可以用作土壤改良剂。污泥中含有腐殖化的有机质，它们的主要作用是可以改善土壤的物理、化学环境条件和结构状况，使土壤的保水、保肥和通透性得以提高。施用污泥不但可以改善土壤，而且通过土壤的自净作用（包括生物降解、化学络合、氧化-还原，物理吸附等）抑制一些污泥中致病生物的生长并使其失活，使污泥中大部分有机物矿化和腐殖化，同时还可以限制重金属的迁移、扩散与生物可利用特性等。

6.1.3 污泥土地利用的潜在风险

尽管污泥中含有丰富的有机物和氮、磷等营养元素以及植物生长所必需的各种微量元素，有利于土壤特性的改善等，同时达到处理处置污泥的目的。但是，污泥施用于土地，如果施用不当，很容易造成环境的二次污染。

污泥中主要含有病原菌、寄生虫（卵），以及铜、铝、锌、铬、汞等重金属和多氯联苯、二恶英、放射性元素等难降解的有毒有害物。其中重金属是限制污泥大规模土地利用的最重要因素。污泥来源不同，其成份存在一定差异，但一般都或多或少含有一定量重金属。这些物质若随污泥进入土壤，就可能对环境造成一定的危害。

我们知道污泥中大部分重金属迁移性较差，很容易在土壤表层累积。有的重金属在很低的浓度条件下就会表现出毒害影响，如 Hg、Cd、Pb 等；还有就是极少量的重金属会随雨水淋溶或自行迁移到土壤深层，对表层地下水系统产生影响。一旦污泥中的重金属进入人类的事物链（如被植物吸收并在体内富集，到达一定值后进入人体或人饮用了被重金属污染的地下水），这些都将对人体健康产生危害。因此，应该尽可能地减少其在污泥中的含量。污泥可能引起的危害还表现在污泥中含有 N、P 和盐分等。如污泥中大量的 N、P 营养元素如不能被植物及时吸收很容易进入地表水造成水体的富营养化，进入地下水后会引发地下水的硝酸盐污染。

未经处理的污泥中含有较多的病原微生物和寄生虫卵，在污泥的土地施用过程中，它们可通过各种途径传播，污染空气、土壤、水源，也能在一定程度上加速植物病害的传播。污泥中有机污染物在污水和污泥的处理过程中会得到一定程度的降解，但一般难

以完全去除，如果不加以控制，对周围环境和人类食物链的安全造成危害。一般来说，污泥要作土地处置必须经无毒无害化处理后，才能作土地利用。否则，污泥中的有毒有害物质会导致土壤或水体污染。国内外的大量资料显示，经无毒无害化处理后的污泥施用于土壤后，只要严格按国家标准施用污泥，适当控制好污泥的施用量以及施用年限等，一般不会造成重金属和有毒有害污染物在土壤和植物根系的积累。而病原菌一般可以通过有效的处理工艺得到杀灭和控制，即使是部分残留病原菌，在土壤中经过数周也几乎被消灭。

根据我国情况，土地利用（不包括污泥农用）途径是符合我国国情的。但在对污泥进行土地利用时，我国需不断地完善国家或地方的污水污泥净化技术标准以及有毒有害物质含量的划分及其土地适用范围标准。此外，为了配合污泥的土地利用，有必要建立土地监测制度，定期检测各土地类型的土壤性质，划分适用或敏感区，以确保污泥土地利用的安全性。

6.1.4 污泥土地利用的主要途径

目前常用的污泥土地资源化利用的途径主要有林地施用、园林绿化建设应用、受损土壤的改良和修复等。在本导则中明确规定污泥土地利用不包括农用。

污泥使用林地和园林绿化，一方面污泥中的营养成分和微量元素可促进树木生长；另一方面由于污泥林地绿化施用不会进入食物链，不会对人类健康造成危害。尤其是污泥施用于森林，林场等非人口密集地区，可以较为安全，而且林地、荒山等面积都较大，相对环境容量也较大，可吸纳大量的污泥，林木本身也可利用污泥中氮、磷等加速生长。

把污水污泥作为有机肥料用于城市园林绿地的建设，实现城市废物的循环利用，也是一种有效的污泥处置途径。同林地利用一样干污泥和污泥发酵产品用于城市绿化及观赏性植物，可以脱离食物链，不会造成对人体的危害，节约化肥，还可使花卉的开花量增加，花径增大，花期延长，草长的更高，草坪绿色保持的时间更长，土壤的成分与结构都显著提高。污泥是一种有发展前途的园林绿地肥源，对植物的生长都起到了促进作用，可以预见污泥施用园林绿地将是一个很有前途的方向。

污泥不但可以作为农田、林地园林绿地的肥料，而且还可以用于严重扰动土地的改良，严重的扰动土地包括采煤场，各种采矿业开采场（金属矿、粘土矿、砂子的采掘场等）、矸石场、露天矿坑、尾矿堆、取土坑，因化学作用使土壤退化的土地，城市垃圾场。粉煤灰堆积场以及森林采伐地，森林火灾毁坏地，滑坡和其它自然灾害需要恢复植被的土地等。

相对而言，我国的土地资源匮乏，同时大面积的土地因为矿产开采、基础建设的飞速发展以及各种自然灾害和人为因素而遭到严重破坏。这些遭到破坏的土地一般不能生长植物，同时存在严重的冲刷和水土流失问题。我们知道这些土地缺乏养分，有机质的含量低，保水性和通气性差，微生物的数目少及活性低，如不加以改良，很难有利用价值。所以用污泥改良这些土壤就显得尤为重要。

6.2 污泥土地利用在国内外应用

6.2.1 污泥土地利用在国内应用前景

根据第六次全国森林资源清查结果：第六次清查从 1999 年开始，到 2003 年结束。清查结果显示：森林面积 1.75 亿公顷，森林覆盖率 18.21%，森林蓄积 124.56 亿立方米。人工林保存面积 0.53 亿公顷，即 7.95 亿亩，蓄积 15.05 亿立方米，人工林面积居世界首位。我国污泥作为林用具有一定的条件。此外，根据美国华盛顿州的调查表明，对于一些树种施用污泥，可以增加树木的高度和直径。

调查显示，截至 2004 年，北京市林地总面积约 105 万公顷，其中山区林地面积 88 万公顷，平原林地面积 17 万公顷。根据粗略的估算，只需要北京市林地面积的 7% 即可消纳全部污泥，因此说北京市林地的容量还是巨大的。根据资料显示，北京城市近郊区园林绿地面积已经超过 26000 公顷，城市绿化覆盖率达到 40.22%，人均拥有 9.3 平方米公共绿地，园林绿化也可以消纳大部分污泥。

2006 年上海市有绿地面积 244 km²，估计从 2005 年到 2020 年，上海市可消纳 3900 万 m³ 的绿化介质土资源，从 2005 年至 2020 年上海市已有的这部分绿地的绿化养护可消纳 600 万 m³ 干重的污泥。根据《上海统计年鉴 2004》，截至 2003 年底上海城市（包括郊区城镇）园林绿地面积为 244.26 km²（其中公共绿地 94.50 km²，专用绿地 102.18 km²，园林苗圃 3.35 km²）。假设以每年每平方米不超过 1 kg 干污泥的负荷计，那么从 2005 年~2020 年上海市已有的这部分城市园林绿地就可消纳 $6.0 \times 10^6 \text{ m}^3$ （含水率以 35% 计）的污泥，此消纳量为 2020 年的上海全市污水污泥量（2260 m³/d，含水率为 35%）的 7.3 倍。所以从 2005 年~2020 年上海市园林绿化可消纳 $4.5 \times 10^7 \text{ m}^3$ 污水污泥（含水率为 35%），是 2020 年的全市规划污水污泥量的 54.6 倍。

同时，我国也是产煤大国，其他金属和非金属矿藏的开采也具相当规模，有大量的矿区土地未加改良；修筑铁路、公路和修浚港湾航道以及其它基本建设，有大量的取土坑及挖出物需要恢复植被；平整土地、修筑梯田，有许多生土熟化问题；森林火灾、采伐的林地，需要恢复林木，以上这些土地已经改良的很少。如果将我国污水污泥应用到上述这些严重扰动的土壤中，一方面利用污泥改善了土壤结构，另一方面也可以缓解污泥带来的环境污染。污泥可以以表施或耕层施肥（25~40 cm）的方式施用。施用后，播种牧草，以尽快覆盖地表，过 2~3 年后牧草长起来，再植树造林。

目前我国共有 18.2 万个矿山，每年生产矿产资源 32 亿 t，依靠矿山工业发展而生存的城市和乡镇已超过 420 个，全国有 $4 \times 10^6 \text{ hm}^2$ 的矿山废弃地。每年以 33 万 hm² 速度增加。采空区增加、地面下沉、地下水位下降及尾矿堆积占地日增，扬尘污染环境严重。

矿山周边土地退化、生态环境恶化已限制了工业经济的可持续发展。我国因采矿而直接破坏的森林面积累计已达 106 万 hm²，破坏草地面积 26.3 万 hm²。矿区土地复垦率仅为 10%，比发达国家低至少 50%。如加拿大、澳大利亚和前苏联等国矿山废弃地的复垦率

均在50%以上，其中美国达79.5%，英国达75.8%(露天煤矿)，德国(原东德)达85%。

矿山退化土地，综合起来具有以下特点：

- 1)物理结构不良，持水保肥能力差；
- 2)极端贫瘠，N、P、K及有机质含量极低或是养分不平衡；
- 3)重金属含量过高影响植物各种代谢途径，抑制植物对营养元素的吸收及根系的生长；
- 4)极端的pH 值，硫化物氧化产生硫酸，严重时pH 值接近2，酸性条件又进一步加剧重金属的溶出和毒害，并会导致养分不足，强碱性条件也会引起植物的养分不足和酶的不稳定性等；
- 5)干旱或盐分过高引起的生理干旱。

因此，对矿山废弃土地的改良和生态恢复就显得十分重要。

复垦技术工艺按以下流程进行：排水——剥离表土——煤矸石充填——平整表面——回填表土、平整——土壤重构改良——植树。

改良土地的近期目的是恢复植被及防止冲刷，长远目标是建立与稳定土壤生态系统。严重扰动的土地包括采煤场、各种采矿业开采场（包括金属矿、粘土矿、沙子的采掘场）、露天坑矿、尾矿堆、取土坑、因化学作用使土壤退化的土地、城市垃圾场、粉煤灰堆积场以及森林伐地、森林火灾毁坏地、滑坡和其它自然灾害需要恢复植被的土地等。严重扰动的土地施用污泥发酵后，可改善土壤结构，促进土壤熟化。

污泥土地利用投资少、能耗低、运行费用低，其中有机物可转化为土壤改良剂的有效成分，符合可持续发展战略，因此污泥土地利用被认为是有发展潜力的一种污泥处置方式。

6.2.2 污泥土地改良在国外的概况

在过去二十年，美、英、德等许多国家对污泥改良土地进行了大量研究。如美国最大的扰动土地来自采煤，每年以 1000 公顷的速度增加。所以在美国用污泥改良土地遍及各州，改良的对象包括酸性露天剥采挖出物、深层采矿掘无烟煤的废弃物、表层土壤覆盖的露天采矿的挖出物、锌矿区、铜矿区、取土坑、石灰石矿挖出物、退化的半干旱草地、铁矿尾渣等。施用的污泥有液体污泥、脱水污泥、发酵污泥、消解污泥以及混合污泥等等，并对污泥施用采取长期观测，取得了较好的环境效益和经济效益。

澳大利亚的墨尔本东方污水处理厂承担墨尔本 40%污水处理任务，每年生产 $4 \times 10^4 \text{m}^3$ 干污泥（污泥经浓缩、脱水，其体积是污水总量的 1%），其中有 $1.2 \times 10^4 \text{m}^3$ 干污泥制成土壤改良剂零售给苗圃。

用污泥改良土地的点遍及美国各州，改良的对象包括酸性露天剥采挖出物、深层采矿掘无烟煤的废弃物、表层土壤覆盖的露天采矿的挖出物、锌矿区、铜矿区、取土坑、高岭土矿挖出物、石灰石矿挖出物、退化的半干旱草地、褐煤覆盖层、铁矿尾渣等。施用的污泥体污泥、脱水污泥、发酵化污泥、消解污泥、脱水污泥与污泥发酵的混合物等。

6.3 污水处理厂污泥泥质状况

6.3.1 基本理化成分

污水处理厂污泥的基本理化成分见表 6-1 所示。

表 6-1 污水处理厂污泥的基本理化成分

项目	初次污泥	剩余活性污泥	厌氧消化污泥
pH	5.0~6.5	6.5~7.5	6.5~7.5
干固体总量/%	3~8	0.1~1.0	5.0~10.0
挥发性固体总量（以干重计）/%	60~90	60~80	30~60
固体颗粒密度/（g/cm ³ ）	1.3~1.5	1.2~1.4	1.3~1.6
容重	1.02~1.03	1.0~1.005	1.03~1.04
BOD ₅ /VS	0.5~1.1	—	—
COD/Vs	1.2~1.6	2.0~3.0	—
碱度（以 CaCO ₃ 计）/（mg/L）	500~1500	200~500	2500~3500

6.3.2 营养成分

污泥中含有 N、P 营养元素如不能被植物及时吸收，会随雨水径流进入地表水造成水体的富营养化，进入地下水引起地下水的硝酸盐污染。

污泥中含有丰富的氮、磷、钾及植物生长所需的所有营养元素。其中，污泥的氮能促进植物叶和茎的生长，初沉污泥中含有的大量有机氮，适用于做底肥；消化污泥和活性污泥中的氨氮、硝酸盐氮较多，适用于做追肥。磷肥能促进植物根部的生长，加速成熟和增加对病虫害的抵抗力。钾肥促进植物生长活力。

污泥的肥效比化学肥料低得多，化学肥料通常含有 5~10%氮，10%磷，5~10%钾。但是用污泥调理土壤，减少化学肥料的施用，可以减轻由于过多的营养物质进入环境而产生的影响。并且，污泥中的氮元素释放速度缓慢，有助于植物长时间的利用，同时污泥还有助于为植物提供一个健康的微生物菌落，防止作物出现病害。

我国污水处理厂污泥与植物养分相关的组成状况如表 6-2~5。污水厂污泥含有丰富的植物养分，可转化为植物培植基质（人造表土、土壤调理剂、有机肥等）。其营养成分的组成主要取决于污水水质和处理工艺。

表 6-2 我国污水污泥的植物成分（单位：%）

污泥类型	总氮(TN)	磷(P ₂ O ₅)	钾(K)	腐殖质	有机质	灰分
初沉污泥	2.0~3.4	1.0~3.0	0.1~0.3	33	30~60	50~75
生物滤池污泥	2.8~3.1	1.0~2.0	0.11~0.8	47		
活性污泥	3.5~7.2	3.3~5.0	0.2~0.4	41	60~70	30~40

植物的生长需要 17 种元素，其中 3 种元素碳、氢、氧来自于空气和水，其余的 14 种矿物元素（氮、磷、钾、硫、钙、镁、氯、铁、硼、锰、锌、铜、钼、钴（仅为豆荚科植物固氮所需））需来自于土壤和肥料。各种植物生长所必需的营养元素在植物体中的含量差别很大，碳、氢、氧、氮、磷、钾、硫、钙、镁 9 种元素占整个植物体干重的 99.5%，

称为宏量元素（常量元素），其余的元素植物需求量极少，成为微量元素。污泥中含有所有上述植物生长需要的元素，能够为植物的生长提供大量的营养物质，从而改善土壤的肥度。

表 6-3 污泥中的营养物浓度

营养物	变化范围/%	含量（以干泥计） /（kgt）	营养物	变化范围/%	含量（以干泥计） /（kgt）
全 N	3~8	30~70	Ca	1~4	9~36
全 P	1.5~3	15~30	Mg	0.4~0.8	4~8
S	0.6~1.3	5~12	K	0.1~0.6	1~5

表 6-4 国内若干污水污泥的肥料成分/%

污泥产地	总氮/%	总磷/%	总钾/%	有机物/%
上海市东区	3~6	1~3	0.1~0.3	65
天津开发区	2.2	0.13	1.78	37~38
桂林市	4.83	2.11	0.85	39.6
广州大坦沙	2.8	2.2	0.12	40
天津纪庄子	3.5	1.32	0.39	15~20
厩肥	0.4~0.8	0.2~0.3	0.5~0.9	

表 6-5 我国部分污水处理厂污泥所含营养物质/%

污水处理厂	氮（N）	磷（P）	钾（K）	钙（Ca）	有机物
广州大坦污水厂	1.80	2.24	1.49	—	31.7
苏州城西污水厂	4.65	1.22	0.44	—	34.30
西安污水厂	1.81	1.49	1.57	7.17	28.23
太原杨家堡污水厂	1.42	0.47	0.34	—	28.06
太原北郊污水厂	2.76	1.04	0.49	—	40.31
太原殷家堡污水厂	1.89	1.06	0.35	—	30.45
太原古交污水厂	0.782	0.223	0.61	—	9.20
太原镇城底污水厂	0.246	1.25	0.43	—	—
杭州四宝污水厂	1.10	1.15	0.74	—	31.8
上海金山石化污水厂	7.5	1.5	—	—	—
北京九仙桥污水厂	3.15	0.641	0.39	—	62.0
北京高碑店污水厂	3.31	0.275	1.26	—	35.7
合肥王小*污水厂	4.80	1.20	—	—	38.12
合肥琥珀山庄污水厂	3.30	0.70	—	—	69.63
平均值	2.75	1.03	0.74	7.17	36.63

6.3.3 有机质

各种污水污泥，均不同地含有对土壤植被生态系统有益的化学组分，这些化学组分可基本分为两类：一类是宏量植物养分和植物、微生物生长必须的微量元素，前者包括氮、磷、钾，后者有硼、钙、镁、铁、锰、锌、铜、钼等；另一类是腐殖化有机质（简称腐殖质），主要作用是改善土壤的物理、化学环境条件和结构状况、改善土壤的团粒体结

构，使土壤的保水、保肥和通透性得以提高，是一种良好的土壤改良剂。

污泥中含有丰富的有机质、腐殖质，是一种有价值的有机肥料。污泥中有机物的稳定程度不同，但不论是易降解或难降解的有机物都对土壤中发生的物理、化学和生物过程产生影响。易降解的有机物释放出植物所需营养物、土壤微生物所需能量和改善土壤结构的物质，难降解的有机物构成了土壤中有机物的浓度。污水处理厂污泥的有机质和灰分组成见表 6-6。

表 6-6 污泥的有机质和灰分组成

污泥种类	灰分含量/%	有机质含量/%
初沉污泥	20.0~40.0	60.0~80.0
活性污泥	25.0~39.0	61.0~75.0
消化污泥	40.0~70.0	30.0~60.0

污水处理厂污泥中的有机物对土壤改良的特性表现在以下几个方面：

- 1) 有机物可持有 2~3 倍于其质量的水分，可给予植物更多的可利用水分，也可提高表土对降雨和灌溉水分的利用率。
- 2) 随着土壤团聚体结构的改善、数量的增加，土壤中的供氧条件也得到了改善，这有利于植物根部的生长、减少氮损失（反硝化作用）和植物根系疾病的发生。
- 3) 土壤团聚体很难分解成小颗粒，从而减少了土壤流失和风蚀的可能性。
- 4) 容重为土壤密度的表示形式，容重的减少表示土壤中具有更多的空隙储存水分和空气，有利于植物吸收水分和养分。
- 5) 有机物可改善土壤的抗压能力，便于机械化操作。

此外，对于黏土和沙土（土壤的两种极端质地）地而言，加入有机物更可带来诸多的好处，有机物能明显改善沙土地团聚特性和持水能力，减小黏土的容积密度，利于植物根部的生长。

污泥中的有机物增加了土壤的阳离子交换容量（CEC），从而提高土壤的保肥能力，土壤的阳离子容量交换越大，越可保持住大量的阳离子营养物质，减少营养物的渗漏。污泥中的有机和无机物还可与土壤中的痕量金属结合，包括镉、铅等污染物。

有机物为土壤微生物提供碳源，由于碳源为土壤生物活性的限制因素，因而加入有机物可提高微生物活性，从而有利于植物的生长。生物活性的提高也有利于土壤中有害污染物的降解，食用有机物的土壤动物的代谢产物（如蚯蚓）也可增加土壤中的营养物质。

6.3.4 重金属含量

污泥中含有的重金属，由于迁移性较差，大部分在土壤表层积累。其中一部分重金属只有在较高浓度的条件下才对植物有毒（如 Zn、Cu），其他重金属，如 Hg、Cd、Pb，甚至在很低的浓度条件下也会表现出毒害影响；另有极少量的重金属随雨水淋溶或自行迁移到土壤深层，对表层地下水系统产生影响。污泥重金属对人体健康的危害主要来自

其进入土壤植物生态体系后，由植物吸收于体内富集，通过食物链进入人体的过程。其中对人类健康危害大的 Hg、Cd、Pb、Cr 等的风险度最大。表 6-7 是部分国家和我国部分污水污泥中重金属成分及其含量。

表 6-7 我国污水污泥中重金属成分及其含量 (mg/kg)

单位		Zn	Cu	Ni	Hg	As	Cd	Pb	Cr
上海曲阳污水厂		3740	350.0	34.8	1.22	5.68	0.85	9.95	15.77
上海龙华污水厂		1370	101.0	17.3	0.19	1.51	0.19	0.95	1.13
上海曹阳污水厂		146.7	146.0	42.9	6.04	15	5.55	129.0	70
上海天山污水厂		1615	426.0	42.6	7.8	21.9	1.49	116	46.6
上海吴淞污水厂		149	226	65.2	1.12	2.32	0.097	7.27	3.74
上海闵行污水厂		1090	119	32.2	2.16	7.1	1.67	76.5	53.4
上海北郊污水厂		2467	158	44.6	9.25	33.4	2.52	108	21.9
广州大坦沙污水厂		3394	1225	693.1	1.96	57.12	2.56	120.0	1550
佛山镇安污水厂		19.51	637	—	—	—	9.37	48.0	139
深圳滨河污水厂		1945	1719	—	2.95	—	2.37	210	195
苏州城西污水厂		1739	88.7	10.4	—	—	1.3	61.6	—
西安污水厂		2803	605.8	266	2.37	23.8	1.30	374	1423
太原杨家堡污水厂		775.1	149.2	39.1	6.96	19.8	0.95	54.5	42.6
太原北郊污水厂		1525	222.6	32.4	6.43	15.5	0.65	49.8	271.1
太原殷家堡污水厂		1423	3068	297.1	6.4	23.3	4.30	53.3	1411
太原镇城底污水厂		168.6	39.3	27.3	0.68	5.60	—	66.6	43.9
太原古交污水厂		261.2	28.4	32.9	0.61	9.18	0.05	42.3	49.1
杭州四堡污水厂		4205	367.1	467.6	1.86	12.95	3.55	135.5	537.2
上海金山石化污水厂		8352	193	53.0	2.5	7.50	2.40	371	249
北京九仙桥污水厂		64	35.2	—	—	—	—	—	—
北京高碑店污水厂		—	—	—	—	—	—	41	—
我国农业部规定农业用污泥标准 (GB4284-84)	酸性土壤	500	250	100	5	75	5	300	600
	中性与碱性土壤	1000	500	200	15	75	20	1000	1000
美国污水污泥 (1994 年)		2200	700	52	—	—	12	480	380
英国污水污泥 (1994 年)		2874	1121	201	—	—	107	900	887
瑞典污水污泥 (1994 年)		1570	560	51	—	—	6.7	180	86
日本污水污泥 (1994 年)		1200	210	39	—	1.4	2.1	52	49

此外，相关单位对我国 44 个污水处理厂污泥中的重金属进行了统计，结果见表 6-8。

表 6-8 我国 44 个污水处理厂污泥中重金属含量统计结果 单位: mg / kg

	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Hg	As
平均值	3.0	339.0	164.1	789.82	261.2	87.8	5.1	44.5
最大值	24.1	3068.4	2400.0	4205.00	1411.8	467.6	46.0	560.0
最小值	0.1	0.2	4.1	1.0	3.7	1.1	0.1	0.2
中值	1.7	179.0	104.12	944.0	101.7	40.85	1.90	14.6
中国污泥标准(GB4284)	5/20	250/500	300/1000	500/1000	600/1000	100/200	5/15	75/75

据统计表明，我国污泥重金属污染主要以 Zn 和 Cu 为主，其它重金属含量较低。我国城市大量使用镀锌管道是生活污水污泥中 Zn 含量较高的原因之一。一些城市的生活污水与工业污水混合处理，导致 Cr（皮革业污水）、Cd（电镀污水）、Pb（冶炼污水）、Hg（塑料行业污水）的含量较高。

由于污水来源、污水处理厂处理工艺及季节不同，污泥的组成差异较大。对于大型污水处理厂，若有大量含重金属的工业废水排入系统，造成污水污泥中重金属含量偏高，对这类大型污水处理厂污泥的最终处置就应慎重对待，避免引起重金属等的二次污染。中、小型污水处理厂主要以处理生活污水为主，因而一般不存在污泥中重金属超标的问题。

6.3.5 盐分及病原菌

污泥中含有丰富的有机物和N、P、K等营养元素以及植物生长必需的各种微量元素（Ca、Mg、Zn、Cu、Fe等），但是如果污泥土地利用时施用不当，最容易造成土壤和水体的污染。

未经处理的污泥中含有较多的病原微生物和寄生虫卵，在污泥的土地施用过程中，它们可通过各种途径传播，污染空气、土壤、水源，也能在一定程度上加速植物病害的传播。天津市纪庄子污泥卫生学指标见表6-9所示。

表 6-9 天津市纪庄子污泥卫生学指标

项目	细菌总数 (10^5 个/g干泥)	大肠菌群 (10^5 个/g干泥)	蛔虫卵 (10^5 个/g干泥)	活卵率 (%)	肠道致病菌 检出率 (%)
生污泥	471.7	200.1	23.3	78.2	100
剩余污泥	738.0	18.3	17.0	69.8	66.7
消化污泥	38.0	1.6	13.9	60.0	0

6.3.6 有机污染物

某些工业废水中可能含有的聚氯二酚、多环芳烃等有毒有机物，在污水和污泥的处理过程中，这些物质会得到一定程度的降解，但一般难以完全去除，污泥施用时需考虑其它可能产生的危害。

虽然目前它们对植物的危害及植物的吸收情况尚不是十分清楚，但这些有机有害物质进入动物和人体后，由于其会在皮下脂肪中积累和持久性，除了对某些器官或者对免疫系统造成损害，并有可能致癌及致畸外，这些有机有害物质对环境也具有危害性，所以国外及世界卫生组织在 1984 年已经将他们列入污水厂污泥须监测的物质。据国外有限检测资料，污水厂污泥中有害物质含量情况如表 6-10。

表 6-10 污水厂污泥中有机有害物含量

有害物质名称	含量(mg/kg 干固体)	资料来源
多环芳香族碳氢化合物(PAH)	0.090~10.000	《污泥处理手册》（德）
多氯代联苯(PCB)	0.04~38.400	

DDT	0.001~0.490	
六氯苯	0.005~0.045	
无氯苯酚	0.001~0.038	

6.4 污泥土地利用主要的环境问题

污泥土地利用排放的污染物在一定程度上取决于施用污泥的成分和施用方式，同时与污泥土地利用施用的频率、污泥施用量以及污泥施用场地的土壤背景值有关。污泥土地利用涉及的主要污染物包括以下几种：

- 重金属及其化合物污染
- 有机污染物污染
- 病原菌污染
- 恶臭及有害气体污染
- 盐分（氮、磷、钾等）污染

未列入污染物清单中，但需要考虑的与污泥土地利用相关的污染物还有二氧化碳。其它轻微或局部影响的污染物排放还包括废水、噪声等。

污泥土地利用过程中主要的污染物排放来自污泥施用以及施用后，是由于污泥原料的物理和化学反应以及过量施用造成的盐分、有机物、重金属污染等。此外，污泥进行土地利用颗粒物排放（粉尘），污泥原料的贮存、运输、装卸等过程也可能排放颗粒物。污泥在施用过程中，尤其在干燥的北方天气，如果在这些方面设计和维护的不好，排放量将十分巨大，并导致当地环境污染。

6.4.1 重金属及其化合物污染

重金属按照普遍的定义是密度大于 $5\text{g}/\text{m}^3$ 的金属为重金属。

污泥含有对土壤有用的物质，但是也含有大量的铜、镍、镉、铅、锌、汞等重金属，如果污泥长期施用会导致土壤污染，它们被植物吸收后如果通过食物链进入人体，会影响人体健康。所以污水污泥中的重金属和有机污染物已成为污泥土地利用的重要限制因素。

表 6-11 污水处理厂污泥重金属含量 单位：mg/kg

项 目	Hg	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	As
高碑店污水厂	1.31	0.13	1410	601	0.603	0.648	/
密云污水厂	ND	0.5	594	96	27	29	24
污泥农用国标	15	20	1000	500	1000	1000	75

根据上海市城市排水有限公司、同济大学环境科学与工程学院以及上海市园林科学研究所等作的研究，污泥土地利用时，污泥中重金属指标控制在以下限值比较合适。

表 6-12 污泥土地利用的重金属指标

指标名称	标准限值	指标名称	标准限值
镉	$\leq 3\text{mg}/\text{Kg}$	汞	$\leq 2\text{ mg}/\text{Kg}$

铬	≤50mg/Kg	粪大肠菌值	10-1
砷	≤10mg/Kg	蛔虫卵死亡率	95-100%
铅	≤20 mg/Kg		

6.4.2 有机污染物污染

据资料统计，北京高碑店污水处理厂的污泥中已经检测到 35 种含氮芳香族化合物，并有 7 种已经定量化。国内有些污水处理厂的污水中检测到毒性有机污染物有的已达 54 种，主要包括邻苯二甲酸酯类、单环芳烃、多环芳烃、苯酸类、芳香胺类、芳香酸类、氨基甲酸甲酯衍生物和杂环化合物等，这些都是致癌物质，而且通过颗粒物吸附，很容易大量富集在污泥中，如不加以控制，必将造成对人体的危害。

6.4.3 病原菌污染

一般而言，进行土地利用的污泥其病原菌等必须符合相关的规定：病原菌大肠杆菌数量必须小于 1000MPN/g 干污泥，或者肠道病毒<1MPN/4g 干污泥，或寄生虫卵<1 个/4g 干污泥。蛔虫卵死亡率大于 95%；

但是，在污泥土地利用场地周围也出现了由于污泥施用引起居民患有皮疹、红眼病、嗓子痛和肺病等一系列症状的报道。

污泥中含有病原微生物和寄生虫卵，在污泥的土地施用过程中，它们可通过各种途径传播，污染空气、土壤、水源，也能在一定程度上加速植物病害的传播。

6.4.4 恶臭及有害气体污染

影响恶臭及有害气体排入大气因素比较多，主要受土壤背景、天气、管理等因素有关。关于污泥土地利用中散发的恶臭没有确切的数据。有些场地做过大气环境监测，但是数据都缺乏规律性，在恶臭散发到达最大值时，监测的数据不适合作为排放限值。由于污泥土地利用场地往往是敞开式，恶臭的监测有一定的难度，散发的恶臭气体不容易控制。

6.4.5 盐分（氮、磷、钾等）污染

污泥中含有丰富的有机物和 N、P、K 等营养元素以及植物生长必需的各种微量元素（Ca、Mg、Zn、Cu、Fe 等），但是如果污泥土地利用时施用不当，最容易造成土壤和水体的污染。

污泥中含有 N、P 和盐分等，如污泥中大量的 N、P 营养元素如不能被植物及时吸收很容易进入地表水造成水体的富营养化，进入地下水后会引起地下水的硝酸盐污染。而盐分的过量会破坏养分之间的平衡，抑制植物对养分的吸收，甚至会对植物根系造成直接的伤害。

N、P、K 等营养元素进入地表水主要是淋滤和流失。N 在冬季及沙质土壤的流失最高。所以更多的污泥土地利用施用是选在秋季。当土壤的渗透能力比较强或吸附 P 的土壤被剥蚀时，P 比较容易流失。如果在污泥施用后发生大暴雨或者土壤已经饱和，N、P、K 等

营养元素进入地表水是极有可能发生的，而贫瘠的土壤 N、P、K 等营养元素流失是很少发生的。

6.4.6 噪声污染

污泥土地利用噪声影响主要来自污泥运输车辆以及施用机械产生的设备噪声。

噪音及振动的最主要来源有：

- 运输车辆
- 污泥土地施用机械
- 各种辅助设备产生的噪音

主要是污泥施用使用设备时产生的噪声或震动。

6.5 关于可行技术的有关说明

6.5.1 关于污染物限值的说明

重金属是限制污泥大规模土地利用的最重要因素，污泥土地利用的污染物控制标准执行《农用污泥中污染物控制标准》（GB4284-84）和《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）。

我国在 1984 年颁布了农田施用污泥中污染物的最高容许含量见表 6-13。

表 6-13 农用污泥中污染物控制标准值 (mg/kg)

项目	最高容许含量	
	在酸性土壤上 (pH<6.5)	在中性和碱性土壤上 (pH≥6.5)
镉及其化合物 (以 Cd 计)	5	20
汞及其化合物 (以 Hg 计)	5	15
铅及其化合物 (以 Pb 计)	300	1000
铬及其化合物 (以 Cr 计) *	600	1000
砷及其化合物 (以 As 计)	75	75
硼及其化合物 (以水溶性 B 计)	150	150
矿物油	3000	3000
苯并 (a) 芘	3	3
铜及其化合物 (以 Cu 计) **	250	500
锌及其化合物 (以 Zn 计) **	500	1000
镍及其化合物 (以 Ni 计) **	100	200

《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）中关于污泥控制标准具体见表 6-14。

表 6-14 镇污水处理厂污染物排放标准中污泥农用时污染物控制标准限值

序号	控制项目	最高允许含量（以干污泥计，mg/kg）	
		酸性土壤 (pH<6.5)	中性和碱性土壤 (pH>=6.5)
1	总镉	5	20
2	总汞	5	15
3	总铅	300	1000
4	总铬	600	1000
5	总砷	75	75
6	总镍	100	200
7	总锌	2000	3000
8	总铜	800	1500
9	硼	150	150
10	石油类	3000	3000
11	苯并(a)芘	3	3
12	多氯代二苯并二恶英/多氯代二苯并呋喃 (PCDD/PCDF 单位:ng /kg)	100	100
13	可吸附有机卤化物 (AOX) (以 Cl 计)	500	500
14	多氯联苯 (PCB)	0.2	0.2

对污泥中污染物控制重点考虑两方面的内容。

一是污染物的浓度上限。浓度上限用毫克/千克表示。表 6-14 列出了可应用于土地的污泥中所含每种污染物的最大浓度。每个污泥样品分析必须符合所规定的浓度上限。浓度上限作为最大值而不是平均值不允许超标。如果污泥中含的 10 种污染物中任何一种超过其上限，那么这种污泥就必须以其它方式处置，而不能施用在土地上。

一旦污水污泥满足了浓度上限，那么使用者要决定污水污泥是否满足其余的污染物浓度限制。导则中引用的污泥中污染物控制标准为《农用污泥中污染物控制标准》(GB4284-84)，相对比较而言，这个标准在目前还是可用的。

6.5.2 关于病原菌的说明

污泥用于土地利用时，其卫生防疫安全指标极为重要，尤其近些年，全球性的疾病如禽流感、疯牛病、SARS 等的传播，提高了人们对卫生防疫安全的认识和警惕，2003 年我国 SARS 疾患，在防止传染和预防的同时，污水处理厂出水进行了消毒再消毒，甚至污泥采取热喷灭菌，所以污泥的卫生防疫安全指标的制定有现实和长远意义。未经灭菌处理的污泥中含有较多的病源微生物和寄生虫卵，即便消化后的污泥蛔虫卵也是可观的。发达国家在污泥土地利用是对病原体和带菌体有严格的要求，例如美国 EPA40CFR Part503 规定 9 种病原体的污泥允许水平（污泥的农田利用和土地处置），诸如粪性大肠菌、沙门氏菌书的细菌、肠道病毒和有活力的蛔虫卵；带菌体是指动物和昆虫（鼠类、鸟类和苍蝇等）它们能潜在的将病源生物从污泥传染给人类，带菌体能被污泥的气味和

易腐性所吸引，标准规定了污泥中挥发性固体的降解率来表征带菌体吸引的减少指标。40CFR Part503 还用大量篇幅提出上述指标的检测频率、取样和分析的工序，同时提出严密的质量保证和质量控制要求，甚至包括记录保存的规定。美国有些地区在污泥土地卫生学指标控制方面，还增加了保健风险的评价，有沙门氏伤寒菌、骨髓灰质炎病毒等的灭活指标，最低探测极限值为：病毒 100 传染单位（IU）（kg 干泥）、蛔虫卵 500 可繁殖卵/（kg 干泥）、沙门氏菌 1000MPN/（kg 干泥）、总大肠菌 10000 MPN/（kg 干泥）（超过 10^6 的不大于 20%、超过 12^7 MPN/（kg 干泥）不得检出）。表 6-15 我国 GB18918 污泥稳定处理及美国、法国污泥土地施用过程中病原菌限值卫生防疫指标。

表 6-15 我国标准及美国、法国污泥土地施用过程中病原菌限值卫生防疫指标

中 国					
污泥 / 指标	粪大肠菌值	蛔虫卵死亡率	粪大肠菌群	细菌总数	有机物减量
GB18918 消化好 氧发酵	$>10^{-2}$	$>95\%$			$>40\%$ $>50\%$
GB 8172 农用垃圾	$>10^{-1} \sim 10^{-2}$	$>95 \sim 100\%$			
污水厂污泥泥质			$<10^5$ MPN/kgTS	$<10^8$ MPN/kgTS	
园林用泥		$>95\%$	$<10^5$ 个/kgTS		
填埋用泥	>0.01	$>95\%$			
美 国 和 法 国					
EPA40CFR503 美国土地施用	粪大肠杆菌 <1000 CFU/gTS	沙门氏菌 <3 MPN/4gTS	肠道病菌 <1 MPN/4gTS	寄生虫卵 <1 ova/4gTS	38%
Arrete du8/1/98 法国土地施用		<8 MPN/10gTS	<3 PN/10gTS	<31 ova/10gTS	38%

表 6-16 美国 EPA40CFR Part 503 的土地利用泥质的质量限制，美国联邦政府 EPA40CFR Part503 对污泥的土地利用有严格的规定，在《有机固体废弃物（污泥部分）处置规定》中，经脱水、高温发酵无菌化处理后，各项有毒有害物指标达到环境允许标准的为 A 类，可作肥料、园林植土、生活垃圾填埋坑覆盖土等所有土地类型；经脱水或部分脱水简单处理的为 B 类污泥，只能林业用土，不能直接用于改良粮食作物耕地。

污泥在用于土地改良的卫生防疫安全指标，考虑污水处理厂的可操作性和土地改良过程中的安全性，本标准参照我国垃圾农用卫生防疫安全指标及污水处理厂污泥泥质标准制定，即蛔虫死亡率大于 95%，大肠菌群小于 10^5 MPN /kg，细菌总数小于 10^8 MPN/kg 三项指标。

表 6-16 美国 EPA40CFR Part503 的土地利用泥质的质量限制

项目	合格	A 类	B 类
病原菌	<1000 MPN/g 干污泥	<1000 MPN/g 干污泥	<2000000 MPN/g 干污泥
病原传播动物栖息	<1000 MPN/g 干污泥	<1000 MPN/g 干污泥	<1000 MPN/g 干污泥
土壤调理剂	许可	许可	许可
市售	许可	许可	禁止

根据国内外的相关规定，本导则作了如下规定：施用污泥后的场地，公众高频接触

的场所将限制一年的时间不让进入。污泥施用后，非公众接触的场所将限制 30 天的时间不许进入。如果污泥没混入土壤或者在混入土壤之前在地表保留了 4 个月或更长的时间或者草皮种在潜在性很大的公共入口的地方或草坪内，污泥施用后，除非有相关部门批准，否则草皮在 1 年内不能收获。

6.5.3 污泥监测及管理

最佳可行的污泥土地利用技术需要完善的监测和管理体系，可靠的监测和管理体系在很大程度上是污泥土地利用安全、环保使用的可靠保障。

污泥土地利用存在一定风险，一般而言污泥的有害成分进入土壤后不会立刻表现出其不利影响。一次施用污泥后有害成分的含量一般不会增加很多，但是如果长期大量施用，其负面效应就会明显地表现出来。因此污泥土地利用必须应该严格按照国家相关标准和规定进行长期定位监测。污泥土地利用监测的对象为污泥、污泥施用后的土壤、土壤中的植物等。首先应加强对污泥本身的监测，符合准入条件的污泥才允许施用。其次，对污泥施用地的监测，主要包括：重金属（砷、铬、钙、铜、铅、汞、钼、镍、硒、锌等）、总氮、硝态氮和其它需要监测的参数（包括病原菌、营养物、有机污染物等）。同时还应包括蚊蝇密度和细菌总数等。根据需要还可以进行附近地表水及地下水的监测。

污泥提供者须和污泥使用者签订相关合同，明确污泥土地利用产生的短期或长期负面影响由污泥提供方负责。污泥提供方须委托有资质的监测单位在污泥施用前对污泥施用场地的土壤、地下水、大气环境背景值进行监测，并报当地环境保护主管部门备案。施用后对施用污泥的土壤、地下水以及作物等进行长期定点监测，保存记录 5 年以上。

此外，对污泥土地利用施用的场地以及应采取的措施，根据国内外运行实施的经验提出了相关要求。

明确污泥各相关责任方须建立相应的报告编写及交换制度。污水处理厂及污泥处理公司应记录其最终产品的去向，并有责任监测和评价相关的环境影响。政府主管部门可以制定一些具体管理措施，保证污水污泥的合理利用，以及对人类健康和环境的保护。

第七章 污泥干化焚烧技术

7.1 国内外研究进展

7.1.1 国外污泥干化焚烧技术的发展

污泥干化焚烧技术的早期发展是分开进行的，经过近百年的发展，目前基本上已经形成了成熟的工艺理论和先进的设备。

世界上最早将热干燥技术用于污泥处理的是英国的 Bradford 公司。1910 年，该公司首次开发了转窑式污泥干化机并将其应用于污泥干化实践；1915 年，这套技术得到了 Huddersfield 的采用；几年后，美国也开发出类似的污泥干化机械。到了 20 世纪 30 年代，闪蒸式干燥机、带式干燥机分别在美、英两国污水处理行业出现。20 世纪 40 年代，日本、欧洲和美国就采用直接加热式转鼓干燥器来干化污泥。目前主要有四家设备供应商：澳大利亚的 Andritz AG，美国的 Bio Gro，英国的 Swiss Combi 和日本的 Okawara。除了 Okawara 工艺之外，其余各厂家的工艺在干化前，均需用干物料与污泥混合形成含固率达 60%~70% 的小球状物，这样可产生在转鼓里随意转动的小球颗粒；Okawara 公司生产的干燥器，则用转鼓里的高速刮削刀刮泥饼以形成随意移动的产物。到 20 世纪六七十年代，污泥热干燥技术逐步得到了完善，同时间接加热圆盘式干燥器被应用于污泥干燥，主要设备供应商有 Stord International Buss AG，Bepex，Komline Sanderson 和 Seghers 等公司。进入 20 世纪 80 年代末期，由于污泥在填埋、农用等的各种限制条件和不利因素的突显，也由于该项技术在瑞典等国家一些污水处理厂的成功应用，使污泥干化技术在西方工业发达国家很快推广开来。例如欧盟在 20 世纪 80 年代初只有数家污水处理厂采用污泥热干燥设备处理污泥，但到了 1994 年底已有 180 家污泥热干燥处理厂，并且有人预计在此后的短短数年中，污泥热干燥处理厂将增加至目前的 10 倍以上。如今，污泥干化处理也得到了越来越多包括发展中国家环境工程界的重视。

从 1990 年代起就开始以焚烧工艺作为处理市政污泥的主要方法，如欧洲的德国、丹麦、瑞典、瑞士等国以及亚洲的日本。据 EPA 估计，1993 年，美国共有 343 座活性污泥焚烧炉，其中 277 座为多炉膛炉，66 座是流化床焚烧炉。

在德国境内，已有近 40 个污水处理厂拥有多年的污泥焚烧工艺的实际运行经验，污泥焚烧炉首先始于多段竖炉，而后流化床炉就逐渐取代了多段竖炉。目前，流化床焚烧炉的市场占有率超过了 90%。在丹麦，每年约有 25% 的污泥在 32 座焚烧厂中处理。瑞士政府 2002 年 5 月宣布：从 2003 年 1 月 1 日起瑞士将禁止污水厂的污泥用于农业，所有污水处理厂的污泥都要进行焚烧处理，这也意味着瑞士政府每年将额外耗资 5800 万欧元用于污泥焚烧工艺。焚烧法处置污泥在日本发展迅速，且应用得最广，例如 1984 年处理量占 72%。现在日本规模较大的污水处理厂大都采用焚烧法处理污泥。1992 年，日本采用 1892 座焚烧炉处理 75% 的市政污泥。日本的焚烧炉大部分是多段焚烧炉。其中有流动焚烧炉、回转干燥焚烧炉、阶段炉床式焚烧炉等。近几年来，污泥焚烧炉增加速

度较快，炉种的类别以流化床焚烧炉最为普遍，焚烧炉的燃料均采用重油或消化后产生的沼气，

将干化焚烧技术相集成用于污泥处理处置只是在近 30 年来才获得了广泛的应用，目前污泥干化焚烧的主要工艺有：对流方式传热的流化床(WABAG)、转鼓干燥器(Andritz)；传导加热方式的立式转盘(SEGHERS)、卧式转盘(Atlas-stord)；对流与传导加热相结合的涡轮薄膜干化(VOMM)及 INNO 二级干化(Schwing)。用于污泥处理的焚烧炉主要是流化床焚烧炉。奥地利 Inns-bruck 附近的 STEINACH 污水处理厂，服务人口当量为 1.2 万人，采用涡轮干化与带式干化结合的方法对经离心脱水处理的污泥进行处理，然后将干化产品运到 400km 以外的维也纳污泥焚烧厂焚烧。整套污泥干化装置和除臭系统的投资在 720 万欧元。德国斯图加特市中心污水处理厂早在 1984 年建成了第一套污泥干化焚烧处理装置，1992 年建造了第二套污泥干化焚烧装置，第一套作为备用。该厂采用转盘式干化机将经厌氧消化和离心脱水处理后的污泥进行半干化处理，最后送入流化床焚烧炉，厌氧消化产生的沼气作为助燃气输入焚烧炉，污泥焚烧产生的热量回收后作为污泥干化的热源，剩余热能进行发电，供污水处理厂使用。比利时布鲁塞尔附近的 Houthlen 污泥干化厂采用德国 WABAG 公司的流化床干化技术，处理周边 20 多个污水处理厂的脱水污泥或浓缩污泥，利用相邻的垃圾焚烧厂的蒸汽作为热源。比利时 Brugge 的 Waterzuivering W·Z·K 污泥干化焚烧厂采用 SEGHERS 公司设计的硬颗粒造粒机和流化床焚烧炉，分别对污泥进行干化焚烧处理，焚烧产生的烟气热量用于污泥干燥。经多次改造后，现在的蒸发能力为 4200kg/h，进入焚烧炉的污泥含固率为 38%。Antwerpen 污泥干化中心采用 SEGHERS 公司建造的硬颗粒造粒机，产生的干颗粒作为燃料或辅助燃料在燃煤电厂、水泥窑和垃圾焚烧发电厂混烧。目前欧洲最大的污泥干化焚烧处理处置中心 N·V·Slibver-werking Noord Brabant(简称 SNB)位于荷兰的 Moerdijk。该厂处理规模约为 300 tDS/d，处理量约为荷兰全国总污泥量的 27%，除处理五个投资者的污泥外，还可以接收其它污水处理公司的污泥。

7.1.2 我国污泥干化焚烧技术的发展

由于我国开展污水污泥处理处置相对较晚，在干化焚烧技术和设备的发展方面还比较落后，目前的研究主要还停留在污泥干化焚烧原理的探讨方面，对专用设备的开发和研制及应用等均还处于发展阶段。目前已建的污泥干化焚烧设施基本都是进口的。如上海石洞口污水处理厂建成我国第一座，也是目前唯一一座采用传统干化焚烧工艺的污水污泥干化焚烧厂，采用从国外引进的循环流化床干化焚烧工艺，设计处理量为 64tDS/d，实际处理能力不足设计能力的一半，其能量回收方式是利用热能干化脱水污泥，总投资为 8000 万元，运行成本为 160 元/吨。

7.2 关于最佳可行技术部分的说明

7.2.1 可行技术部分

1、干化焚烧工艺

在污泥产生量比较大，且难以有效利用其它热源的情况下，采用干化焚烧方式可称为可行技术。污水污泥干化，最好是利用回收的焚烧热量，在装置正常运行工况条件下，通常不需要添加辅助燃料(如：在此情况下，除开机、停机和偶尔使用辅助燃料维持燃烧温度)。

污泥含水率的多少是污泥焚烧处理中的一个关键因素。它直接影响污泥焚烧设备投资和费用。因此降低污泥含水率对于降低污泥焚烧设备投资及处理费用是至关重要的。采用机械脱水装置脱水处理后，一般仍高达 75%以上。国外研究表明，污泥焚烧通常需要将污泥的含水率降至 65%以下（即含固率>35%）。由于国内污泥中有机质含量相对较低，因此，通常需要将其含水率降至更低。

污泥中含有多种性质的水分，如自由水分、间隙水分、表面水分、结合水分等，由图 7-1 可知，要使污泥含水率降至 60%以下，必须采用干化技术。

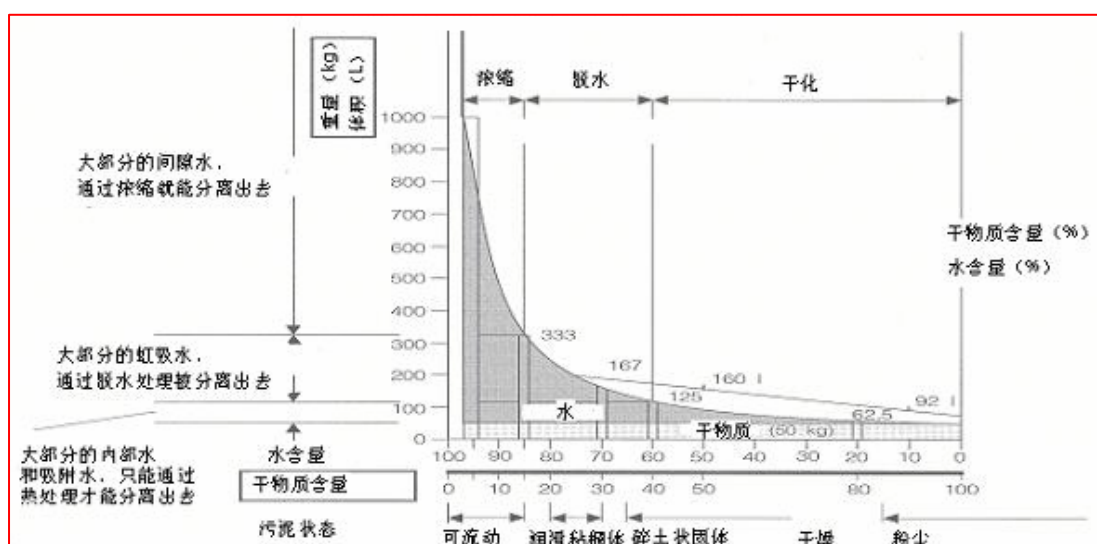


图 7-1 技术上和经济上最佳的污泥脱水工作范围

污泥干化处理技术呈现出多样化的格局，各种工艺均有优缺点，需结合不同处理情况综合考虑。

- ①投资成本：设备投资费用高，主要设备均需进口，要充分考虑设备的使用年限、备品备件更换频率等。
- ②运行成本：主要为电耗、药耗与日常维护等费用。
- ③系统安全评估：干化系统的含氧率，管道的密封性，厂房的通风等。
- ④日常维护工作：包括易损件的更换，停机维护时的操作。

表 7-1 常用干化工艺的参数特点

干燥器形式		转鼓式	转盘式	多层台阶式	流化床
干燥方式		热对流（直接）	热传导（间接）	热传导（间接）	热对流、热传导（直接或间接均可）
干燥产品		全干化	半干化/全干化	全干化	全干化
是否需要返料		需要/不需要	需要/不需要	需要	需要/不需要
自动化程度		较高	较高		高
系统 安全 性	粉尘含量	较高	低	低	很高
	安全性	填充度高, 运行温度高, 含氧高	污泥温度低, 氧气含量低	接触传热面温度高, 含氧量高	污泥易粘于设备内壁, 设备中干燥污泥量大
	氧含量	<8%	<3%	10%	<3%
废气量		大	较少		少（尾气内循环）
废水量		较少	少		较少
是否有转动设备		有	有		无
能耗	热量/ (kJ · kg-1 水)	3 200~3 500	2 750	3 260	2 750
	电量/ (kWh·m ⁻³ 水)	50~90	45~55	45~60	100~200
干化设备效率		较高	一般		高
干化颗粒含水率		>90%	>90%		>90%
干化颗粒硬度		略硬（宜作燃料）	硬		略硬（宜作燃料）
供应厂商		Andritz 公司、 BioGro 公司、 Swiss Combi 公司 和 Okaw ara 公司 等	Atlas2Stord 公司	Andritz 公司、 Seghers 公司等	WABAG 公司、维奥 技术瓦巴格德国有限 公司和 Andritz 公司 等
应用实例		美国佛罗里达州 Largo 污水处理厂、 瑞士 Basel 污水处 理厂、加拿大魁北克 污泥干燥厂等	荷兰 SNB 污泥干 燥焚烧站、丹麦 Lynetten 污水处 理厂和挪威 I. V. A. R 污水处理厂 等	巴塞罗那间接加 热污泥干化厂	上海石洞口污水处 理厂

引自“国内外污泥热干化工艺的应用进展及技术要点”，王兴润，金宜英，聂永丰，中国给水排水，Vol. 23 No. 8 Apr. 2007

表 7-2 各干燥器主要工艺参数汇总表

序号	干燥器形式	热源	热媒温度/°C	颗粒温度/°C	系统含氧量	主要设备供货商名称
1	流化床	蒸汽	220	85—40	<3%	WABAC
2	盘式	热油	250~300	100—40	<5%	SECHERS
3	转筒式	天然气/热油/沼气	800	95	<8%	Passavant—rodiger
4	转盘式	蒸汽/天然气	200~300	半干 100 全干 105	<10%	Atlas—stord
5	转鼓式	天然气/沼气	450~510	75~85—100	5%~7%	ANDRITZ
6	涡轮式(膜式)	热油	280~300	90—40	<12%	Poim
7	带式	冷风	<50	<50	<10%	HUBER

引自“北京污水处理厂污泥干化处理工艺选择的探讨”王钊，市政技术，Vol.22 No.6，November.2004。

研究与工程实践表明：将污泥干化与焚烧两种工艺相结合，比单独采用焚烧工艺，一次性投资和处理运行成本均要少，故而经常将干化工艺作为焚烧工艺的前处理工艺。但是，在选择采用何种干化工艺与焚烧工艺相串联时，必须考虑到：

- 与焚烧工艺的兼容性问题：干燥器的处理能力和处理时间应大致能够与焚烧炉相匹配
- 污泥干化程度问题：在干化工艺与焚烧工艺相串联的组合工艺中，干化的程度取决于污泥的热值大小和回收焚烧炉的热能多少，使系统的能量尽量平衡，不另外添加燃料。最好能够利用焚烧高温烟气作为干燥热源，尽可能提高系统热能综合利用效率。
- 能源价格和能源结构问题
- 系统安全评估问题
- 投资与运行成本问题
- 规模效益问题
- 日常维护要求的问题
- 最好不要有返混过程
- 干颗粒污泥粉尘含量应尽可能低
- 干化过程尾气产生量应尽可能少
- 干燥器负荷范围应尽可能宽
- 干燥后污泥含固率范围要尽可能宽（便于焚烧炉调节）
- 自动化水平应尽可能高，以使干化焚烧系统能够连续运行

利用焚烧烟气作为热干化设备的热源，可以回收利用烟气中的能量，如果是采用烟气直接干燥，可有效降低污泥热干化介质的氧含量，从而提高干化系统的安全性。但是必须注意未经处理的烟气中高浓度的粉尘含量会增加干化系统粉尘负荷，从而降低干化系统的安全性。而且未经处理的烟气中含有HCl、HF、SO_x等酸性气体，会对整个干化系统造成腐蚀。因此，原则上建议将焚烧烟气用作间接干燥器的热源，热介质可选择空气，但是必须对换热器进行防腐处理。从热交换器出来的烟气可进一步用来余热助燃空气（一次风或二次风），从而可达到烟气热能综合利用效率的最大化。

尾气需经过污泥焚烧厂的烟气净化系统进一步处理。净化尾气可用作干燥介质，降低干化系统工艺气体的氧含量和湿含量，节约干化系统热能消耗，提高整个系统的热能综合利用效率。

因此，可认为流化床干燥焚烧工艺组合是可行技术

2、焚烧工艺

流化床焚烧炉比较适合污水污泥焚烧处理，已被普遍采用。流化床锅炉对燃料的适应性好，能焚烧高水分、低热值的燃料；流化床锅炉燃烧温度低，NO_x排放量小；床料

中加入石灰石，还可降低SO₂排放量；灰渣易于综合处理。流化床锅炉的这些优点使它特别适宜焚烧污泥。因为此系统通常焚烧效率更高和废气产生量更低。循环流化床炉比鼓泡床对燃料的适应性更好，但是需要旋风除尘器来保留床层物质。鼓泡式可能会存在被一些污水污泥堵塞设备的风险，但可从工艺中回收热量促进污泥的干燥，进而降低对辅助燃料的需求。

对于一般污水污泥，流化床焚烧技术可被称为可行技术，

3、焚烧参数

为使污泥中的有毒有害有机物质能够被完全分解和氧化，彻底消减或降低二恶英及其前驱物的产生，使焚烧灰渣燃尽率更好，燃烧迅速，需要对焚烧炉运行工况进行良好控制，其具体控制措施的说明已在相关章节进行了说明。

确保焚烧炉能够得到合理设计和运行，并使助燃空气与污泥良好混合，保证烟气与空气良好的湍流度，使烟气在主燃烧室内850~950 °C的温度区间内能够保持2s以上的停留时间，是能够确保污泥中有机质完全分解和氧化，并彻底消减或降低二恶英及其前驱物的产生的最佳设计和运行参数。

焚烧炉频繁的启动和停车会导致烟气的无组织排放和能量的过度消耗，因此确保焚烧炉和烟气净化系统进行例行常规检查以保证系统的完整性和焚烧炉及其组件的合理运行，并采用连续运行的方式是污泥焚烧厂的可行技术措施之一。

采用活性炭移动床过滤器作为二级净化工艺，可高效去除烟气中含有的沉积物，将其浓度降到极低的水平。可吸附Hg、二恶英及其前驱物，使净化气体Hg排放<50bg/Nm³，典型值为<30bg/Nm³，二恶英及其前驱物<0.1ngTEQ/Nm³，并收集粉尘。

采用活性炭移动床过滤器作为二级净化工艺时，其能耗较高；干式静态焦炭床着火风险更高。活性炭吸附了PCDD/F和Hg等有毒有害残留物，若将其送入焚烧炉再燃时，会导致Hg在系统中积累，需增加其它一些Hg去除技术，如低pH值湿式酸性洗涤系统，否则需按危险废弃物进行填埋处置。具体跨介质影响见表7-3.

表 7-3 与使用静态过滤床相关的跨介质影响

项目	单位	可达到的范围	备注
能耗	kWh/t污泥	30~35	过滤器上的压降
试剂消耗	kg/t污泥	1	焦炭
残留物类型			使用过的焦炭
残留物数量	kg/t污泥	0~1	如果焦炭可在焚烧炉内燃烧，则产生量为0
水耗	L/t污泥		
废水产生量	L/t污泥		
烟羽能见度	+ /0/-	+ /0	湿式系统会增加烟羽能见度

干式焦炭床的入口温度典型值在80~150℃之间，湿式焦炭床的入口温度典型值在60~70℃之间。

主要适用于去除烟气中Hg、二恶英及其前驱物含量较高的焚烧烟气，常作为末端烟气处理工艺，最适合直接用在湿式洗涤器后面，也可用在需再热烟气的SCR之前。要求将PCDD/F排放降至<0.1ngTEQ/Nm³的地方，Hg被吸附处理后，排入大气的典型值为

$<30\text{bg/Nm}^3$ 。

从源头采用良好的设计和参数控制良好的焚烧技术是有效消减 PCDD/F 的主要手段。但是如果要使排出烟气中二恶英含量 $<0.1\text{ng TEQ/Nm}^3$ ，必须采用合理的技术手段。

为控制 PCDD/F 排放，最常采用的措施是：

1) 选择合理的预处理、贮存和输送，增加对污泥和相关控制技术的了解，尤其是污泥的燃烧性质。

2) 使用良好的焚烧炉设计和运行控制来避免会引起PCDD/F产生或再生的工况，尤其是避免在 $250\sim 400^{\circ}\text{C}$ 的范围内去除粉尘。据报道当粉尘去除运行温度从 250°C 降到 200°C 以下时，会额外去除部分重新生成的PCDD/F。

因此我们认为，焚烧炉设计良好且工艺参数控制良好是有效消减 PCDD/F 最为重要的技术手段之一，并应避免在 $250\sim 400^{\circ}\text{C}$ 的温度范围内去除粉尘。要使最终排放降至 $<0.1\text{ng TEQ/Nm}^3$ ，在除尘器中填充含碳物质、活性碳或焦炭是可行技术措施之一。要使最终排放降至 0.001 以下，增加活性碳或焦炭的使用量是可行技术措施之一。

4、除尘工艺

作为焚烧炉烟气中颗粒物的捕集器，旋风除尘器多级旋风除尘器、干式静电除尘器（ESPs）和袋式除尘器都在实际应用中有较好的效果。

旋风除尘器

旋风除尘器和多级旋风除尘器（由多个小型的旋风除尘器组成）通过离心力从气流中分离出颗粒物。旋风除尘器的效果不如颗粒捕获设备（如静电除尘器、袋式除尘器），很少单独用于焚烧烟气的净化。

旋风除尘器是一种设计相对较为简单的烟气处理设备，除底灰输送系统外，不带有运动部件，费效比较高。

对粉尘的去除效率在70%左右，降低后续FGT工艺的粉尘负荷；可去除部分PCDD/F、重金属及部分吸附在粉尘上的Hg；通常可使粉尘排放浓度值达到不低于 $200\sim 300\text{mg/m}^3$ 。其去除效果见表7-4。

表 7-4 旋风除尘器运行参数

系统名称	典型的排放浓度	优点	缺点
旋风除尘器和多级旋风除尘器	— 旋风除尘器： $200\sim 300\text{mg/m}^3$ — 多级旋风除尘器 $100\sim 150\text{mg/m}^3$	— 灵活方便，相对简单和可靠 — 可用于污泥焚烧	— 仅用作预除尘 — 能耗相对较高（与ESP相比）

因烟气流压降相对较高，使烟气鼓风机能耗增加。

通常不单独使用，常用作预除尘技术，尤其是用在湿式洗涤系统之前。投资和运行成本是所有除尘设备中最低的。在实际工程中，该技术作为预除尘技术有一定应用。

静电除尘器

包括湿式和干式两种，通过在烟气中引入一个强电场来收集和控制燃烧过程中产生的颗粒物。处理过程中要使燃烧过程中产生的颗粒物带电。

ESPs可被分为若干个厢（通常为1~4个连续相接），每一厢都有自己的电力系统。

湿式ESPs使用液体（通常是水）将污染物从收集极板上洗脱下来。当进入的气体温度较低或比较潮湿时，这类系统运行状况最佳。冷凝ESPs使用由塑料管组成的外接水冷系统。通过水的冷却作用促进冷凝，从而收集细小的液滴或固体颗粒。目前许多ESPs已经被效果更好、成本更低的袋式过滤技术所替代了。

ESP（静电除尘器），通常可使粉尘排放浓度值达到 $15\sim 25\text{mg/m}^3$ 。通过采用较多级（2~3级）的ESP，并扩大ESP表面（进而增加成本，扩大占地面积），有可能使粉尘排放浓度值低于 5mg/m^3 。

电耗较高；烟气净化产生飞灰；烟气在ESP停留过程中，二恶英浓度可能增加，尤其是运行温度在 $200\sim 450^\circ\text{C}$ 时；其运行参数见表7-5。

表 7-5 静电除尘器运行参数

粉尘去除系统	典型的排放浓度	优点	缺点
ESP—干式	$<5\sim 25\text{mg/m}^3$	—电耗相对较低； —烟气温度范围为 $150\sim 350^\circ\text{C}$ —广泛用于污泥焚烧	—在 $400\sim 250^\circ\text{C}$ 温度范围内，有形成PCDD/F的风险 —在污泥焚烧方面应用的经验较少
ESP—湿式	$<5\sim 20\text{mg/m}^3$	—可达到较低的排放浓度 —有时用于污泥焚烧	—主要用作后除尘 —产生工艺废水 —增加烟羽能见度

干式ESP常用在其它烟气处理系统之前作为预除尘设备，烟气温度较高时，通常不会直接使用湿式ESP，常用在烟气除尘设备之后。使飞灰可循环利用，需降低后续烟气处理设备的规模和粉尘负荷，改善后续烟气处理系统的运行性能，降低湿式洗涤系统中二恶英的记忆效应。

国外某20万t/yr的MSWI处理厂分别采用3座和2座ESP时，投资成本分别为220万欧元和160万欧元。国内某200MW电厂每台机组配置四电场、集尘面积为 $130\text{m}^2/(\text{m}^3\cdot\text{s})$ 的静电除尘器时，投资成本约为2500万元。

Simmeringer Haide污泥焚烧厂，将粉尘排放降至 $10\sim 30\text{mg/Nm}^3$ 。

袋式除尘器

除尘效率非常高，而且可去除的颗粒物粒径范围非常宽。过滤器直径通常为16到20cm、长约10m；。对粒径 $>0.1\mu\text{m}$ 的颗粒有非常高的去除效率，粉尘排放量极低。常用试剂为石灰和活性炭等。

对粉尘（高达99%以上）和重金属（80%以上）有着极高的去除效率，而且有时也能高效去除Hg和PCDD/F，对NO_x也有一定的去除效率。据报道，注入活性炭，金属Hg的去除效率通常 $>95\%$ ，排放 $<30\text{bg/Nm}^3$ 。如将其与石灰或碳酸氢钠等碱性试剂一起注入，二恶英排放可降到 $<0.1\text{ngTEQ/Nm}^3$ 的水平。某生活垃圾焚烧厂采用褐煤焦炭作吸附剂与催化过滤袋，PCDD/F去除效率达到99.9%。有报道认为，使用该催化过滤袋的布袋除尘器可降低NO_x。

但是袋式除尘器能耗高，活性炭和碱性试剂消耗量大；温度控制要求较高，系统维

护要求高；注入活性炭有自燃/着火的风险，会使排入空气中的Hg增加，烟气处理残留物中PCDD/F和Hg的含量增加，据报道大约有80%的PCDD/F会随粉尘排放掉，会降低残留物综合利用效益；对冷凝水敏感，存在酸露点问题，会造成腐蚀；灰渣贮存罐有着火风险。采用催化过滤袋时，需要增加去除Hg的装置。

烟气分布要均匀。每一室的压降均需独立监测，各袋室处理能力要充足，即使在部分袋室因损坏被关掉以更换滤袋时，也能使烟气处理达到排放要求。

表 7-6 用作预除尘时的排放水平

系统名称	典型的排放浓度	优点	缺点
袋式过滤器	$<5\text{mg/m}^3$	—广泛用于污泥焚烧 —滤袋上的残留物层充当额外的滤料，也起到吸附反应器的作用	—能耗相对较高（与ESP相比） —对冷凝水敏感，会造成腐蚀

用作末端除尘时：

表 7-7 用作末端除尘时的排放水平

物质	削减效率范围（%）	可达到的排放范围				评价
		半小时平均值 (mg/Nm^3)	日平均值	年平均值	比排放（t/t 废弃物输入量）	
粉尘		<30	0.04~5	<0.5		

注意：准确的最终排放水平取决于最后一级粉尘去除段入口的粉尘浓度（这又取决于前面所用装置的性能）和使用的最后一级粉尘去除段的效率。本表给出的数据给出了作为末端除尘时的一个指导性排放水平。

采用催化反应袋时，温度范围在 $180^{\circ}\text{C}\sim 260^{\circ}\text{C}$ 之间。采用活性炭试剂时，常需与其它试剂相混合，如将90%的石灰和10%的活性炭混合。

常作为烟气净化系统的末端设备。该技术是去除粉尘的可行技术，常用于粉尘、重金属、二恶英等去除要求较高的地方，如要求PCDD/F排放水平 $<0.1\text{ngTEQ/Nm}^3$ 和粉尘排放量 $<2\text{mg/Nm}^3$ ；与脱硝工艺SCR协同使用。

国内某厂家生产的处理能力为 $60000\text{m}^3/\text{h}$ （年处理含水率为80%的脱水污泥量为2.1万吨）的长袋低压大型脉冲袋式除尘器成本为60万元人民币左右，含自动控制系统和设备安装调试费用。国内某200MW电厂，每台机组配置袋式除尘器的投资为2000万元，且可稳定将粉尘排放浓度控制在 50mg/m^3 以下。

德国斯图加特市中心污水处理厂污泥干化焚烧第三期工程，通过注入活性炭对Hg进行吸附，并在FGT末端采用再除尘工艺。法国ronville：末端袋式过滤器，注入石灰+活性炭（湿式FGT下游）；Ocreal：末端袋式过滤器，注入活性炭，处理PCDD/F。比利时、德国、法国和其它一些国家的示范工程建有两级袋式除尘器。

因此，通常认为污泥焚烧厂宜优先选用袋式除尘器作为烟气净化系统的末端设备，同时应注意对滤袋材料的选择。此外，排放标准要求较高的地方，通常使用袋式过滤器执行较低的排放标准（ $1\sim 5\text{mg/m}^3$ ，日均值）。

颗粒物去除效率越高，去除粒径越低，则除Hg等挥发性重金属以外的重金属去除率也就越高。这主要是因为污泥中的重金属绝大部分（Hg除外）已经被完全氧化，吸附在粉尘上，随烟气排出。因此，粉尘去除标准越高，意味着重金属排放越低。

某些情况下，由于烟气中粉尘负荷过高，为降低后续烟气净化装置的负荷，进而降低建设规模、投资和运行成本，通常需要首先对焚烧烟气进行预除尘，以去除烟气中的粗颗粒粉尘。

在常用的三种粉尘去除技术中，尽管袋式除尘器的粉尘去除效率最高，但是其投资和运行成本也是最高的，尤其是能耗和试剂消耗成本。

ESPs 去除粉尘的粒径可以小于 $0.1\mu\text{m}$ ，如果采用 ESPs 来去除粉尘，其排放浓度可达到 $<5\sim 20\text{mg}/\text{m}^3$ 的水平，而我国《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB18485-2001) 要求的烟尘排放浓度应小于 $80\text{mg}/\text{m}^3$ ，北京市《生活垃圾焚烧大气污染物排放标准》(DB11/502—2007) 要求的烟尘排放浓度小于 $30\text{mg}/\text{m}^3$ ；因此作为预除尘来说，其投资、运行成本与所要获取的效益相比，并不符合技术经济要求。因此，相对来说，选用旋风除尘器作为预除尘工艺

湿式 ESPs 可捕集粒径很小的颗粒，并且可使最终排放 $<5\sim 20\text{mg}/\text{m}^3$ ；而旋风除尘器可将大颗粒粉尘去除，其去除效率可达到 70%，排出烟气粉尘浓度 $200\sim 300\text{mg}/\text{m}^3$ ；有效降低了后续烟气净化系统的粉尘负荷。

德国 Simmeringer Haide 污泥焚烧厂采用这两种工艺相结合，使粉尘排放降至 $10\sim 30\text{mg}/\text{Nm}^3$ 。

袋式除尘器（布袋除尘器）与半干式吸附注射（喷雾干燥）串联时，由于能为滤饼提供额外的过滤和反应表面积，处理效果更佳，但由于袋式除尘器易受水的破坏和腐蚀，因此最好在前面配备酸性气体去除技术。因此，通常将半干法用在袋式除尘器之前。

作为末端除尘设备来说，袋式除尘器、湿式 ESPs 和文丘里洗涤器在实践中均有应用，并取得很好的实用效果。因此，我们认为在烟气排空之前，袋式除尘器、湿式 ESPs 和文丘里洗涤器均是可行的末端除尘技术。

烟尘排放标准要求较严格的地方($1\sim 5\text{mg}/\text{m}^3$ ，日均值)，采用袋式除尘器是可行技术，且袋式除尘器也是烟气净化系统末端设备的可行选择；旋风分离器是烟气预除尘可行技术(去除粗颗粒以降低后续处理设备负荷)。

5、烟气处理组合工艺

酸性气体去除技术按脱酸过程是否有水加入和脱酸产物的干湿形态，可分为湿法、半干法、干法三种净化工艺：

湿式洗涤系统

通常至少有两个有效段，第一段 pH 值较低，主要去除 HCl 和 HF，第二段定量注入石灰或氢氧化钠，pH 在 $6\sim 8$ 范围内，主要去除 SO_2 。设备常有多种形式，如喷射器、旋转洗涤器、文丘里洗涤器、喷雾洗涤器、干燥洗涤塔和填料塔洗涤器等。可回收 HCl、盐类和石膏。大气污染物排放水平见表 7-8：

表 7-8 排放水平

物质	可达到的排放水平	
	半小时均值 (mg/Nm ³)	日均值 (mg/Nm ³)
HCl	0.1~10	<5
HF	<1	<0.5
SO ₂	<50	<20

湿式系统可将HCl、HF和SO₂与粉尘颗粒物等分开处理；在采用预除尘技术将粉尘负荷降低50%后，湿式洗涤器可进一步降低粉尘负荷；使用浸碳材料，可去除70%的PCDD/F，若向洗涤器中投加活性碳或焦炭，其去除效率更高；在强酸性条件下（pH=1）时，对离子态Hg有很高的去除效率；与活性碳吸附的布袋除尘器或静电除尘器联合使用，强酸性条件下（pH<1），Hg排放水平<1bg/Nm³。

与其它技术相比，试剂消耗比率最低，固体残留物产生比率最低；水耗较高，产生了废水，烟羽能见度增加；在洗涤器内形成了需处理的PCDD/F（记忆效应），降低洗涤器填充剂寿命。

表 7-9 湿式洗涤 FGT 的跨介质影响

项目	单位	范围
能耗	kWh/t污泥	19
试剂消耗	kg/t污泥	2~3（NaOH）或~10（CaO）或5~10（石灰/石灰石）
试剂计量系数	比率	1.0~1.2
残留物类型		污水处理污泥；有时回收的HCl和石膏
残留物量	kg（湿式）/t污泥	10~15
	kg（干式）/t污泥	3~5
水耗	L/t污泥	100~500
废水产生量	L/t污泥	250~500
烟羽能见度	+ /0/-	+

湿式烟气净化系统在工艺单元构成、工艺灵活性和复杂性，操作技能要求方面均非常高。主要用于入口烟气组成变化很大的污泥焚烧厂，其规模通常为中等到大型，常要求与袋式除尘器或ESP预除尘技术联用。相对其它系统，投资成本较高；残留物处置成本较低；系统运行维护成本较高。国外某些采用该技术的投资成本信息见下表：

表 7-10 湿式 FGT 系统组成选择的投资成本估算

FGT组成	投资成本估算（百万欧元）	备注
两级湿式洗涤器	5	包括废水处理
三级湿式洗涤器	7	包括废水处理
外部建立洗涤器废水蒸发厂	1.5~2	
内部废水蒸发喷雾吸收	1.5	估算成本为下限
与2条总处理能力200kt/yrMSWI生产线相关的估算成本		

荷兰Moerdijk的SNB污泥处置中心和德国斯图加特市中心污水处理厂污泥干化焚烧第三期工程(2005)，均采用酸洗和碱洗相结合的湿法工艺。

半湿式洗涤系统

在国内应用的半干法烟气净化工艺主要有以下三种技术：喷雾干燥法烟气净化技术；循环悬浮法烟气净化技术；多组分有毒废气治理技术（危险固体废弃物）。

下图给出了一套典型的半湿式烟气处理系统，左侧为接触塔，下游为除尘器：

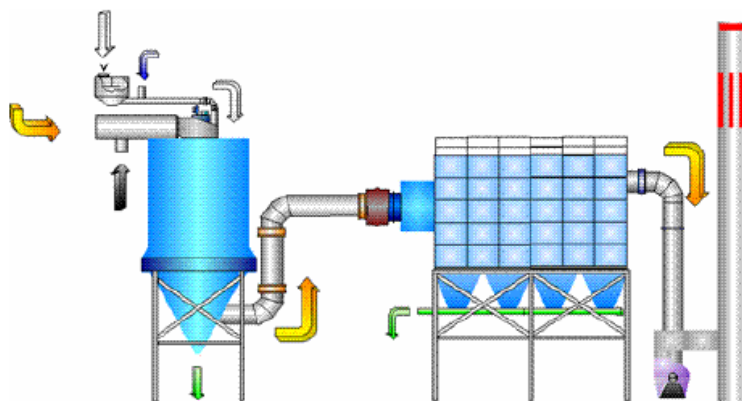


图 7-2 半湿式+布袋除尘器 FGT 典型设计示意图

无废水排放，其它废水（如雨水）也可为烟气处理系统循环利用；脱酸效率高达98%。固体残留物可综合利用；投入少量活性炭可使系统二噁英的排放浓度 $<0.1\text{TEQ ng/Nm}^3$ 。大气污染物排放水平见表7-11：

表 7-11 半湿式洗涤器排放水平

物质	可达到的排放水平	
	半小时均值 (mg/Nm^3)	日均值 (mg/Nm^3)
HCl	<50	3~10
HF	<2	<1
SO ₂	<50	<20

通常要求吸附剂过量系数为1.5~2.5，会产生大量烟尘，加大颗粒物去除负荷。能耗相对较低；与SCR联合使用时，需再热烟气（出口温度在 $120^{\circ}\text{C}\sim 170^{\circ}\text{C}$ ）。其它环境效益如表7-12：

表 7-12 半干法环境效益

项目	单位	可取得的范围
能耗	kWh/t污泥	6~13
试剂消耗	Kg/t污泥	12~20（石灰）
试剂计量系统	比率	1.4~2.5
残留物类型	Kg	FGT残留物和飞灰
残留物量	Kg/t污泥	25~50
水耗	L/t污泥	少量或无
废水产生量	L/t污泥	无
烟羽能见度	+ /0/-	0

大多数系统仅由一套试剂混合单元（试剂加水）、一套喷雾塔和一套袋式过滤器组成。采用袋式过滤器作为半干法的干段时，通常采用高于 $130\sim 140^{\circ}\text{C}$ 的入口气体温度。通过使用预除尘设备（如ESP或采用非粘性滤料的袋式过滤器）将烟气处理到一定程度，可降低半干式系统中所用反应器和袋式过滤器的操作复杂程度。

与SCR、袋式除尘器等均有很好的兼容性，可广泛用于各种类型的、各种规模的污泥焚烧厂，但入口烟气浓度变化很大时，处理能力受限。

相对湿式FGT系统，投资成本要低些，尤其是处理能力相对较小时，但残留物处置成本较高（产生量较高），碱性试剂消耗成本更高，运行维护成本相对较低。该技术的投资成本信息表7-13：

表 7-13 典型的半湿式 FGT 系统可选择组成的投资成本估算

FGT组成	投资成本估算（百万欧元）
袋式除尘器	2
喷雾干燥器	1~1.5
估算投资成本为2条年总处理能力200Kt的MSWI生产线	

干式FGT系统

将干燥的吸附剂（如石灰、碳酸氢钠，常用活性炭作载体）添加到烟气流中。反应产物也是干燥的。常配合使用袋式过滤器。通常采用的碱性试剂为石灰（如熟石灰、高比表面积石灰）和碳酸氢钠，也可添加活性炭，通过吸收作用来消减Hg和PCDD/F。当将粉末状碳酸氢钠注入热烟气时（ $>140^{\circ}\text{C}$ ），会将碳酸氢钠变为多孔性很高的碳酸钠，因此可有效吸收酸性气体。其工艺组成少而简单，可处理酸性负荷高的烟气，运行温度窗口宽，削减排入大气的污染物：

表 7-14 使用干式石灰和碳酸氢钠的 FGT 的排放水平

污染物	干石灰		碳酸氢钠	
	半小时均值 (mg/Nm^3)	日均值 (mg/Nm^3)	半小时均值 (mg/Nm^3)	日均值 (mg/Nm^3)
HCl	<60	<10	<20	<5
HF	<4	<1	<1	<1
SO ₂	<200	<50	<30	<20

要达到其它烟气处理系统能达到排放限值要求，就必须增加试剂给料速度，进行增加试剂消耗，进而增加残留物产生量（比其它烟气处理系统都要多）。尽管可进行试剂循环利用，但会导致试剂注射系统运行困难。采用碳酸氢钠产生的固体残留物的溶解性比采用石灰产生的固体残留物的溶解性要好，但是在数量上要比采用干石灰系统所产生的固体残留物量要少。具体的环境影响如表7-15：

表 7-15 干式 FGT 的环境影响

项目	单位	可达到的范围
能耗	kWh/t污泥	
试剂消耗	kg/t污泥	10~15
试剂计量系数	比率	1.2(NaHCO_3) 1.5~2.5($\text{Ca}(\text{OH})_2$)
残留物类型		烟气处理残留物和未反应完全的试剂
残留物量	kg/t污泥	7~25
水耗	L/t污泥	0
废水产生量	L/t污泥	0
烟羽能见度	+0/-	-

采用碳酸氢钠时为 $140\sim 300^{\circ}\text{C}$ ，操作维护要求相对较低。据报道，使用高于 180°C 的运行温度会引起被活性炭吸附的PCDD/F和Hg解吸。

尤其适合用于烟气温度较高时，且结合SCR脱硝工艺更佳。此外，水资源比较紧张和水环境敏感区多采用该工艺。投资成本与半湿式系统相似，但预除尘投资成本更高；与湿式烟气处理系统相比，试剂消耗成本、残留物处理成本会增加，但节约了废水处理和污泥处置成本。在欧洲获得广泛应用。有10个以上的欧洲国家、日本和美国正在运行的干式FGT超过110座。每年的增长大约在10~15座厂家。

氮氧化物去除技术

原则上，氮氧化物的去除宜采用燃烧方式进行控制，包括通过采取必要的措施使气体有效混合和控制温度及良好分配一次风和二次风的供给，避免助燃空气过量系数过高和避免温度梯度不均匀；或者采用烟气再循环技术，以再循环烟气替代10%~20%的二次风；或者采用分段燃烧技术，减少主反应区氧气供给，增加后燃烧区的空气供给，使已形成的气体氧化；或者采用合适的喷水装置将水注入炉膛或直接注入火焰，以降低主燃烧区内的热点温度，进而减少热力型NO_x的形成。但是，如果要使排放水平达到<200mg/m³，甚至更低水平，则需要设置专门的脱硝装置。

选择性非催化还原（SNCR）工艺

在选择性非催化还原（SNCR）工艺中，氮氧化物（NO+NO₂）通过SNCR被去除。将还原剂（通常是氨或尿素）注入焚烧炉炉膛，与氮氧化物进行反应。反应温度为850~1000℃。该工艺对NO_x的去除效率超过30%~75%，可将NO_x、NH₃和N₂O的日均排放浓度分别控制在80~180、5~30和10~30mg/m³之间，处理每吨污泥热量消耗为40~50kWh，但试剂消耗量较高，每吨污泥消耗浓度为25%的氨水的量为8.5~9.51kg，试剂计量系数为2~3，但投资成本较低。SNCR之后通常采用湿式洗涤系统，过量的氨可在湿式除尘器中被去除。然后可采用氨汽提塔从洗涤器废水中回收氨水，并在返回SNCR进料系统。

选择性催化还原（SCR）工艺

选择性催化还原（SCR）对NO_x的去除率超过80%，可使NO_x的日均排放值在15~100mg/m³之间。该工艺利用烟气通过催化剂时氨与NO_x发生的催化反应，生成N₂和水蒸气。该工艺的显著缺点是能耗较高（热量65~100kWh/t污泥，电力10~15 kWh/t污泥），试剂消耗量大（25%氨水3.2~3.61kg/t污泥），投资较大（年处理能力为20万t的MSWI，投资成本估计为4百万欧元，比采用SNCR要高出300万欧元）。通常要求运行温度在180~450℃之间。因此SCR经常置于ESP的后端从而无须再对废气进行加热，但在ESP中可能会产生副产物类的POPs物质。也可用于湿式系统之后，多层的SCR系统可以同时NO_x和副产物类POPs进行控制。SCR也能被用来破坏PCDD/F。多层SCR系统被用来提供NO_x和PCDD/F的组合控制。SCR也可催化消减PCDD/F，例如PCDD/F排放范围在0.05~0.002 ng/Nm³TEQ，可达到98~99.9%的消减效率。

烟气中酸性气体含量较高时，宜采用湿式净化系统，因其可实现酸性气体最高的去除效率，但为降低湿式系统的处理负荷，需对烟气进行预除尘以防止堵塞，并且有必要采取旋风除尘器等预除尘技术降低PCDD/F的记忆效应。

从酸性气体去除效率来说，湿法所能达到的排放水平最低，其次是半干法，然后是干法。

从试剂的消耗来看，湿法试剂计量系数比例为1.0~1.2，试剂消耗量为2~3（NaOH）或~10（CaO）或5~10（石灰/石灰石），半湿式试剂计量系数为1.4~2.5，试剂消耗量为12~20（石灰），干法试剂计量系数为1.2（NaHCO₃）或1.5~2.5（Ca（OH）₂），试剂消耗量为10~15。由此来看，半干法居于三者之间。

从残留物产生量来看，湿法产生比率为 10~15，半湿法产生比率为 25~50，干法产生比率为 7~25，半湿法产生量无疑是最多的。

从水耗来看，湿法耗水比率为 100~500，废水产生量为 250~500，半湿法耗水比率很少甚至没有（通过循环），干法不消耗水。

从投资成本来看，半湿法与干法相似，均比湿法要低，干法对预除尘要求很高，因此前处理投资和运行成本高。从运行成本来看，半湿法是最低的。

综合来看，半湿法是去除酸性气体的可行技术。

喷雾洗涤器与袋式除尘器组合使用（半湿式净化）能提供很高的去除效率，袋式除尘器能捕集反应试剂和产物，同时也为滤饼提供了额外的反应面积，并且流出物无须进一步处理。除了向其中加入碱性试剂以去除酸性气体，加入活性炭也能有效去除 PCDD/F。在该组合工艺中，袋式除尘器的进口温度一般要求在 130-140℃ 以上，以防止冷凝以及布袋腐蚀。

众所周知，焚烧烟气中存在着粉尘、重金属氧化物和挥发物、酸性气体和 NO_x，有可能还会存在 PCDD/F 等有毒有害有机物。

现有的各烟气处理工艺单元通常均是为了去除某种特定的污染物而开发的，尽管它们对其它污染物也具有去除效果，但一般情况下，在无连带作用的情况下（如去除粉尘的过程，会使重金属氧化物大大降低），效果都比较差。因此，通常情况下，我们需要设立一整套工艺流程，以使每一种烟气排放污染物均能达到排放标准的要求。

对于原烟气中粗颗粒粉尘含量较多（如采用流化床焚烧炉时，由于大量的炉床物料随烟气排出等），采用预除尘技术（如旋风除尘器等）降至粉尘负荷，不仅可降低后续烟气处理系统的负荷，而且可降低后续烟气处理系统的建设规模，从而节约占地面积、设备投资和运行成本。

采用酸性气体去除技术接于预除尘之后，可以去除掉系统中的酸性气体，HCl、HF 和 SO_x 等，通常此处采用半干法脱酸技术。

为了达到更高的排放标准（如大气烟尘含量<10或30mg/m³），必须对烟气进行进一步初沉，此时采用袋式除尘器是最佳的。

在我国《生活垃圾焚烧污染排放标准》中，要求 NO_x 的排放限值控制在 400mg/m³ 以下，该标准要求是非常低的，因为对于污泥来说，很多情况下无需设立独立的 NO_x 去除装置，而仅进行焚烧优化设计和操作，即可以达到该标准要求。但是，要使 NO_x 排放标准降至符合目前国际标准的 200mg/m³ 以下，甚至更严格的标准，就必须设立专门的 NO_x 去除装置，如 SCR 或 SNCR。此外，SCR 和 SNCR 除对 NO_x 有很高的去除效率外（>85%），对 PCDD/F 及其前驱物也有很高的去除效果。因此，将之作为末端除尘技术之后、排空之前的最后一道处理技术，是非常有必要的。

终其一点，考虑到目前国外在这方面已有成功应用的先例，我们也将之定义为烟气处理可行技术路线中的一条，并重点推介。

陈同斌等的研究表明,我国污水污泥中毒性较大的元素 Hg 的含量通常在几个到十几个 mg/kg 范围内,以 20mg/kg 计,假定焚烧后,所有的 Hg 均以挥发态存在于烟气中,以焚烧每 kg 污泥产生 6m³ 烟气计,其浓度为 3.33mg/m³。

我国《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB18485-2001)和《生活垃圾焚烧大气污染物排放标准》(DB11/502—2007)对烟气中 Hg 的排放限值均为 0.2mg/m³。而欧盟焚烧导则 2000/76/EC 要求将 Hg 排放控制在 0.05 mg/m³ (小时均值)以下。因此,必须采取措施对烟气中的 Hg 进行处理。

在此处需要说明的是,基于最严格的环境排放标准,只有使用碳吸附才能使Hg的排放降至0.05 mg/m³ (小时均值)以下。因为金属汞比离子汞更难控制,要精确降低Hg的排放,取决于污泥中Hg的浓度和分布,同时,污泥中的Hg浓度存在很大可变性,在这种情况下,需对污泥进行预处理以防止超过烟气处理系统的负荷。

由此我们认为,当采用湿式洗涤器作为烟气中总汞控制的唯一或主要方法时,为控制汞的排放,下列措施可被认为是可行的:

a.在第一阶段添加特定试剂去除离子态Hg时,要求将低pH值和b或c方法相结合,将Hg的最终大气排放值降到0.05 mg/m³ (小时均值)以下。

b.采用活性炭注射工艺

c.采用活性炭或焦炭过滤器工艺

控制Hg排放的主要手段就是采用活性炭或其它有效的吸附剂吸附。但是,必须控制试剂给料速率,才能使Hg的最终排放量降至<0.05mg/Nm³。

7.2.2 环境管理部分

1、质量控制和环境污染防治

污泥焚烧厂进厂脱水污泥的质量总是处于变化之中,而污泥性质的变化对污泥焚烧厂的操作和运行有着极大的影响。这可能由多种因素导致:如因季节的不同而使污水水质有所差别,从而使污泥性质有所变化;多个污水处理厂因污水处理工艺的不同,从而造成集中进行焚烧处理的污泥性质上会有所差别;由于脱水操作等方面的原因,造成污泥含水率和絮凝剂含量等方面会有所变化,从而造成污泥性质有所变化。

为此,污泥焚烧厂应根据进厂污泥来源,建立并保持入厂污泥质量控制系统:

a.设立入厂污泥质量限制要求,识别主要风险;

b.与污水处理厂加强沟通,实行联单制;

c.对每批入厂脱水污泥分别进行监测,取样,化验

脱水污泥贮存时间过长会导致厌氧发酵而产生CH₄,CH₄在空气中达到一定比例(>5%)时,遇到火源易产生爆炸,贮存装置的泄漏会污染厂区及周边环境,危害人体健康。因此,可以用来控制污泥贮存风险的可行技术措施包括:

a.防止需贮存的脱水污泥量超过贮存装置的容积

b.通过与污水处理厂沟通来控制并管理污泥运输（为防止运输过程中污泥泄漏，并防止向污泥焚烧厂输送超过贮存能力或要求的污泥量。

c.脱水污泥贮存区应加盖并保持微负压状态

脱水污泥贮存区的空气中含有大量的恶臭污染物，将该空气抽作助燃空气，一方面可以通过焚烧将恶臭物燃物彻底分解和燃烧；另一方面，可以使脱水污泥贮存区保持微负压状态，避免恶臭污染物外溢，从而保持厂区环境卫生。

通过抽取贮存区空气作为焚烧炉助燃空气焚烧，以尽量减少从污泥贮存区（包括贮存罐和贮存仓，但不包括贮存在贮存罐中的少量废弃物）和污泥预处理场所中排放的大量臭气（及其它潜在的逸出气体）。

在焚烧炉不运行时（例如维修期间），最佳环境管理时间还能通过以下方式控制臭气（包括其它潜在的逸出气体）。

a.避免污泥贮存过量

b.通过选择性的气味控制系统来提取相关空气（如采用掩臭剂等）

1) 污泥焚烧厂建立并运行入厂污泥质量控制系统，与污水处理厂加强沟通，实行联单制，对每批进厂脱水污泥分别监测，取样，化验；

2) 污泥焚烧厂应通过防止需贮存污泥的量超过贮存装置的贮存容积，与污水处理厂沟通以控制并管理污泥运输，将脱水污泥贮存区加盖并保持微负压的方式防控脱水污泥贮存和泄漏风险；

3) 将脱水污泥贮存区(包括贮存罐和贮存仓)空气抽作焚烧炉助燃空气(一次风或二次风)；

4) 在焚烧炉不运行期间(如维修)，为控制贮存区臭气(包括其它潜在的逸出气体)，应避免贮存过量污泥或通过采用掩臭剂的方法；

5) 应对焚烧炉和烟气净化系统进行例行常规检查以保证系统的完整性和焚烧炉及其组件的合理运行，并确保系统连续运行；

6) 安装自动辅助燃烧器是使焚烧炉启动和运行期间燃烧室中保持必要燃烧温度；

7) 优先考虑充分利用焚烧烟气等系统余热预热一次风和二次风；

8) 在连续进料单位中，应加强对污泥进料时间、燃烧条件的控制和燃烧后的管理，确保焚烧炉保持良好的运行工况。最佳燃烧条件控制措施包括：通过优化一次风、二次风供给计量系数和分配，控制空气供给速率；通过优化燃烧区停留时间、温度、紊流度和氧浓度，增加二燃室扰动度，控制燃烧温度分布及烟气停留时间；防止出现会使部分燃料露出燃烧室的过冷或低温区域等。

2、监测措施

根据国内外工程实践和法律法规要求，如2000/76/EC和EPA PART503 CFR40等，污

泥焚烧厂必须对一些必要的参数进行监测。具体如下：

建立对关键燃烧参数的监测系统，这些参数主要包括湿度、温度、氧含量以及一次风和二次风的分配。

对关键的运行参数（如一氧化碳）应建立监测机制，以提高焚烧效率。一般来说，如果烟囱尾气中CO的体积浓度保持在50 ppm以下，就认为燃烧室中燃烧效率较高。除CO外，也应对烟气中的氧气、烟气流量、温度、废气中的压力损失和pH值进行常规的监测，以确保污染物的排放量最低及焚烧炉的保持良好运行工况。

3、安全控制要求

焚烧厂内的污泥贮存和预处理区、焚烧炉装载区、电子控制系统或袋式过滤器及静态床过滤器应有火灾危害预防、监测和控制计划的方案，包括：a.火灾自动监测及报警系统；b.按风险评估要求使用手动或自动防火控制系统。

4、自动辅助燃烧器要求

在启动时，辅助燃烧器被用来确保二燃室内烟气温度高于要求的最低温度。对燃烧器设计来说，这是主要的环境实践措施。

安装辅助燃烧器是为了确保即便在极端条件下也有足够高的温度。当温度降到最低温度需求之下时，就启动辅助燃烧器。当焚烧厂停车时，在温度已降到焚烧炉的设计限值以下，同时温度降到必须的最低温度之下时，就使用辅助燃烧器。辅助燃烧器一致运行到燃烧室内没有污泥时为止。

采用自控辅助燃烧器可使启动更平稳，可确保焚烧温度足够，温度更可控，降低腐蚀风险，产生的气体适于燃烧，减少烟灰产生量，进而减少向所有介质的排放。但辅助燃烧器消耗燃料（通常是轻油或天然气）；在启动和停车期间，CO排放可能很高。

确保降低向所有介质的排放，确保启动和停车操作可控，确保不会引起额外的污染物排放，由柴油和其它燃料燃烧产生的污染物排放除外。尤其适用于那些接收低LHV和/或质量不一致的污泥焚烧装置。

改造成本非常高；在序批式运行过程中，成本更高。

5、操作条件和参数优化

（1）优化空气供给计量系数

在燃烧系统中，必须供给充足的氧（通常来自空气）以确保燃烧反应完全。此外，供给的空气还具有冷却、避免燃烧室/锅炉内灰渣形成、混合气体、提高效率和燃尽率的功能。

空气供给太少或太多都会造成困难。助燃空气的准确需求量取决于：

- 污泥种类和特性（含水率、异质性等）
- 焚烧炉类型（流化床总助燃空气需求量较低，因为增加了污泥搅动，进而增加了污泥与助燃空气的混合度）
- 确保在合适的位置供给适量的助燃空气。

一般情况下，应避免供给过量的助燃空气，但重要的是必须供给充足的助燃空气以确保有效燃烧（通过焚烧炉下游 CO 浓度较低且稳定来验证）。助燃空气过量供给将导致烟气体积增加，因而增大了烟气处理系统的规模及相关成本。

优化目标是降低烟气体积（进而降低烟气处理量），使烟气达到有效燃尽，优化焚烧过程

（2）优化一次风供给和分配

一次风是指向污泥床层内或直接向床层上方供给的助燃空气，以提供燃烧所需的氧气。一次风也有助于干化、气化和冷却部分燃料燃烧系统设备。

一次风供给的方式直接与焚烧技术相关。在流化床系统中，一次风直接被引到流化物料中，用来使床层本身流化。用喷嘴将一次风从燃烧室底部鼓入流化床床层中。一次风与二次风之间的平衡由污泥特性和所采用的焚烧技术的特性两者决定。优化一次风和二次风两者之间的平衡对改善工艺操作和降低污染物排放量都是有益的。通常情况下，在污泥热值较高时，允许降低一次风比率。如果燃烧室内停留时间不足够高的话，那么最后阶段（排灰）一次风供给不足将会使灰渣燃尽率变差。

从污泥贮存区抽取助燃空气将有助于降低污泥贮存区域的臭味。

优化助燃空气供给和分配对优化焚烧工艺的燃烧阶段是非常有益的，同时也会降低总污染物排放量；提高底灰燃尽率；减少辅助燃料消耗量。

容易安装，一次风供给对燃烧过程是非常必要的，但是不同的燃烧技术所采用的一次风优化技术并不一致。

每一座焚烧厂都可采用该技术。要求改善燃烧状况，并降低向所有介质排放的污染物量，尤其是提高底灰的燃尽率。

如果最初的设计是正确的，且准备了用于一次风控制的系统和设备，那么通常无需增加额外的设备和成本。但是改造已建焚烧厂时，就需要额外的风机和管道来控制 and 分配气源。

（3）预热一次风和二次风

对于污泥而言，预热一次风，可对污泥进行预干燥，从而改善燃烧性能。焚烧热值较低的污泥时，加热二次风可提高燃烧效率，并对燃烧过程有帮助，以确保气体燃尽区域的温度足够高，并均匀分布。

对鼓泡式流化床焚烧炉而言，通常采用热交换器通过烟气来预热助燃空气，但有时也用蒸汽或辅助燃料。在有些焚烧装置中，这种热可从位于难熔物料之后的冷却空气中获得。气源供给的热并不会损失，因为可在后面的锅炉中回收这种热。

燃烧更稳定，降低了大气污染物排放；通过浓缩（upgrading）蒸汽/能量流值来提高蒸汽质量是可能的。

从焚烧过程中获得热量，其跨介质影响将是最小的。如果使用外部燃料，那么外部能源消耗和污染物额外排放（如 NO_x 和颗粒物）是一个跨介质影响。

通过在焚烧炉内将一次风与难熔物料的冷却空气相混合，将可使一次风被加热到 150°C。

要求提高低位热值较低的污水污泥的燃烧性能。在焚烧低热值的污水污泥时，加热一次风和可能存在的二次风是特别有用的。在有一次风的情况下，因为一次风支持污水污泥的干燥和点火，采用二次风主要是因为它有助于保持气体燃尽区域内的温度。

对新建焚烧厂而言，该技术方法将会增加热交换器和蒸汽/冷凝物循环的成本。额外支出成本的效益取决于焚烧厂的规模。改造已建焚烧厂将需要特殊的额外投资。

热交换设备的投资成本可由因避免使用外部燃料而节约的成本来抵销。

（4）优化二次风注射和分配

在干燥、气化、焚烧和燃尽过程中，污泥中的可燃成分将被转化成气态，这些气体是一种由许多挥发性组分组成的混合物，必须被进一步氧化。因此，必须向焚烧炉引入二次风。

通过预热助燃空气，可提高焚烧温度，但引入助燃空气过多，会降低焚烧温度。因此，二次风也具有冷却功能。

二次风的另外一个主要功能是混合热烟气，因此，通过大量喷嘴将二次风鼓入焚烧炉，喷嘴设置应确保充分覆盖焚烧炉的整个横截面。由于热烟气混合需要充足的混合能量，因此，二次风应以相对较高的速度鼓入。此外，选择合适的焚烧炉尺寸，以确保适当的烟气流型和足够的总停留时间。采用诸如计算机流动模型等方法来研究和优化不同结构的焚烧炉的二次风注射口的位置、方向和数量。

喷嘴顶部的温度对 NO_x 的产生量有非常显著的影响。典型的温度在 1300~1400°C 的范围内。使用特殊设计的喷嘴和烟气再循环来替代部分氮气可降低喷嘴温度和氮气供给量，但这两者会使 NO_x 产生量增多。

污染物质排放量较低并稳定；改善了燃烧阶段初期产生的燃烧气体的氧化；减少了延续到气体净化阶段的不完全燃烧产物和飞灰；降低了与焚烧相关的物质（如 NO_x、CO 和/或 VOC）的数量。因为烟气处理系统不能处理 CO 和 VOC。

如果将正常氧含量的二次风注入二次燃烧区，且二次风从喷嘴顶部进入二次燃烧区，那么会测到温度超过 1400°C，且会测到热力学型 NO_x 的生成。

二次风风量取决于焚烧污泥的低位热值；如果采用炉排技术，那么二次风风量通常占助燃空气总量的 20%~40%，剩余风量主要为一次风；如果二次风风量太小，将存在后燃室和锅炉水冷壁快速腐蚀的风险，因为在氧化和还原条件之间，CO/CO₂ 的比值不停变动。

在单个已建焚烧厂，根据特殊的设计特点，优化二次风所需的成本也有很大的不同。在设计新建焚烧厂工艺的过程中，也包括了该成本。

如果 NO_x 水平被降低，那么也会降低相关的处理成本，并改善了采用 SNCR 技术进行处理可达到的 NO_x 水平。二次风优化可降低烟气体积，进而降低相应的 FGT 设备规模。

然而，污染物质的质量流量仍然相似。

要求改善燃烧阶段，降低排入所有环境介质的污染物量。

用于大多数新建焚烧厂的设计阶段；当变换风机和注射喷嘴时，改造以改善燃烧性能的实例是：土伦（法国），1 号线和 2 号线（ $2 \times 12\text{t/h}$ ）。

（5）采用再循环烟气代替部分二次风

增加二次风的目的之一（除使烟气中可燃物种氧化外）是为了改善烟气的混合度和均匀度。然而，使用比实际需求更多的二次风将会产生更多的烟气，降低焚烧厂的能效，使烟气处理单元规模更大，进而增加了成本。

用再循环烟气替代部分二次风，可使下游烟气抽取点和排放点的烟气体积降低。降低供给焚烧炉新鲜氮气供给量（来自空气）有助于降低 NO_x 排放量。

一般情况下，再循环烟气抽取点在烟气处理系统之后，以减少腐蚀，并减少由原烟气导致的运行问题，包括降低能量损失，并降低烟气处理系统设计流量。

然而，如果烟气是从 FGT 系统上游被再循环的，那么就可以降低 FGT 系统的规模，尽管因为污染物浓度增加了，而且存在更高的侵蚀、腐蚀和结垢风险，从而导致 FGT 系统需要被设置成能处理更多被污染的烟气。

减少烟气体积，降低了烟气抽取点下游的烟气处理系统规模（即，通常采用含尘烟气再循环）；提高了能效（据报道，在 CHP 厂，能效大约增加 0.75%）；减少 NO_x 产生量达 10%~30%（如果原烟气中 NO_x 浓度较高）；减少了用于 NO_x 控制的还原剂消耗。

在高过量空气系数时，可用再循环烟气替代约 50% 的二次风。当再循环烟气是原烟气时，将减少 10%~15% 的总助燃空气量和烟气量。如果采用相同的方法来降低净化烟气中污染物的浓度，那么烟气处理系统的负荷也会同比降低（也会使污染物排放负荷降低），且可将焚烧厂热效率提高约 1%~3%。

在循环比率较高时，降低氧含量会使 CO （和其它 PICs）浓度上升。有时，在回转窑中，采用再循环烟气来替代部分二次风，会有消极的冷却效果，尤其是在采用回转窑焚烧低热值的污泥时，就必须消耗更多的燃料以维持回转窑的温度。

据报道，再循环烟道内会出现腐蚀问题。也有报道说，可通过消除结合点或用管道有效绝缘以防止出现冷点的方法来克服腐蚀问题，因为如果出现冷点，那么就会快速发生烟气冷凝和腐蚀。在锅炉内部也可能会发生腐蚀，因为烟气中氧含量低。

如果操作不当，则腐蚀速度会非常快，使维修成本更高并降低设备有效性。因此，可通过采用特殊的覆层覆盖锅炉较热部分的方法来降低腐蚀风险，也可采用封闭的烟气再循环系统。但是如果没有烟气再循环系统，会使锅炉出口处的氧气浓度直线降低，从而降低了烟气再循环的好处。

在大多数情况下，许多焚烧厂会选择利用烟气再循环的量来确定烟气处理设备的规模。

该技术已被用于新建污泥焚烧厂。也可用于已建焚烧厂进行技术改造。但采用回转

式焚烧炉焚烧污泥时，通常不会采用烟气再循环技术。用主要技术削减 NO_x 量；如果要求在任何运行工况下 NO_x 排放量都必须达到 $200\text{mg}/\text{Nm}^3$ 的水平，即使采用烟气再循环系统，也需要一套脱硝装置。

采用该技术会显著增加投资成本。

（6）增加焚烧炉中污泥的搅动度和停留时间

需让进入焚烧炉的污泥良好混合，并有充足的反应时间，以确保达到高效的燃尽率，从而留下一有机碳含量较低的残留物。此外，供给充足和经良好分配的一次风将对该工艺有帮助（不会产生过度冷却的问题）。燃烧室内污泥暴露在高温中的时间越长，床温越高、污泥机械搅动度越高，三者相结合将确保产生的灰渣中有机物含量更低。

提高燃尽率的措施包括：有效旋转和搅拌焚烧炉中的污泥；预热污泥，然后采用流化床（在污泥适合采用这种技术的地方）；加长焚烧炉燃尽区域的停留时间；将焚烧炉设计成反射辐射热形式；优化一次风分配和供给；添加辅助燃料。

采用这些技术通常会使灰烬中 TOC 的含量 $<1\%$ 。

污泥的有效燃尽将导致：污泥有效消减；改善固体残留物性质；提高能效。

过度搅动污泥会使较多未燃尽物料进入二燃室，从而增加后续烟气处理工艺的粉尘和其它污染物负荷，会使更多的未燃尽物料穿过炉排。

通常增加搅动会使燃尽率更好，从而提高残留物燃尽率。据报道，澳大利亚的焚烧厂在稳定运行时，TOC（干物质）已经达到 1% 的水平，在开车和停机时，TOC（干物质）已经达到约 3% 的水平。

新建焚烧厂考虑了确保在不显著增加成本的情况下使污泥有效燃尽；已建焚烧厂燃烧室的主体改建是非常昂贵的。因此，只有在计划全部重建时（如果达不到 TOC 排放量为 3% 的最低排放标准，此时可考虑重建），才有可能进行技术更新。

要求提高污泥消减率；提高残留物利用的可能性；可从污泥中抽出尽可能多的能值。

我国《生活垃圾焚烧污染控制标准》（GB18485-2001）第 7 条要求，焚烧炉渣热灼减率应 $\leq 5\%$ ，对 TOC 的含量则未作出明确规定。借鉴欧盟导则 2000/76/EC 第 6 条要求（炉渣和底灰的总有机碳含量（TOC）应低于 3% ，或其热灼减率应小于 5% （干基）），炉渣和底灰中总有机碳含量（TOC）应低于 3% 。

（7）优化燃烧区域内的烟气停留时间、温度和紊流度及优化氧浓度

为使焚烧过程中产生的气体有效燃烧，需让气体与充足的氧在足够高的温度和足够长的时间内良好混合。基于该原则及工业规模焚烧厂的实践经验，国内外均已确立了最低标准。目的是使焚烧过程以确保烟气被完全氧化、有机物被消减、减少大气污染物质排放的方式进行设计和运行。

降低最小氧含量和最低温度水平可减少烟气体积和 NO_x 的产生量，降低烟气处理需求，提高能效；有时仅采用该技术即可使 NO_x 排放水平 $<200\text{mg}/\text{Nm}^3$ 。降低气体停留时间会降低燃烧室尺寸。

增加气体紊流度会改善混合状况，提高氧化速率，使燃烧更有效。但必须避免供给过量空气，否则会导致烟气过度冷却，或氮气供给过多，从而使 NO_x 产生量增加。

如果停留时间、温度、氧含量及紊流度被降低到燃烧不完全的程度，则停留时间、温度、氧含量及紊流度的降低会导致 PICs 排放量的增加。

在燃烧温度较低时， N_2O 排放浓度会增加，CO 浓度也会增加。但是，温度太高会显著增加 NO_x 的产生量。

主要用于新建焚烧厂和正在进行或打算进行燃烧室重大改造的已建焚烧厂的设计阶段。土地较为紧张的地区，可采用该技术。

第八章 污泥处理处置最佳可行技术选择

调查发现，我国的污泥处理、处置与国外存在一定的差距，但也有自己的特点。目前，我国多数污水处理厂对污泥处理、处置还停留在传统的处理、处置运行模式上：调质-脱水-外运（非标填埋或非标土地利用以及农运），在很大程度上影响了我国污泥处理、处置的成效。污泥污染问题较为严重，这与我国的传统污泥处理、处置规划思路密切相关，即重水轻泥。这种落后的污泥处理处置思路严重制约着我国污泥处理处置技术的发展。

在对环境严格要求的今天，有必要对我国的污泥处理、处置进行规划，对污泥处理处置技术筛选，技术的选取要以污泥无害化为首要目标，在不产生二次污染的情况下实现污泥的资源化利用，实现污泥的资源价值。

8.1 最佳可行技术应用范围

本导则制定的宗旨是选择有效、可行技术控制污泥处理处置过程中的环境污染和实行有效的环境管理，达到保护环境的目的。本导则的核心内容要求设施的运营者通过选择可以真正实现污泥的减量化、稳定化、无害化，并在此前提下考虑采取适当的措施防止污泥处理处置过程中的污染或二次污染问题，在“安全、环保”的原则下实现污泥的综合利用。导则通过实施污泥最佳环境管理实践，提高实施运营者管理和操作水平。

1) 法律基础

导则的制定以我国目前现行的法律法规为基础，主要是依据《中华人民共和国环境保护法》、《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》、《中华人民共和国水污染防治法》、《中华人民共和国大气污染防治法》、《污水综合排放标准》、《城镇污水处理厂污染物排放标准》、《农用污泥中污染物控制标准》、《城市污水处理厂污水污泥排放标准》以及其它的相关标准，全面贯彻《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》，对污泥处理处置实现三个转变：一是从污泥处理处置环境保护滞后于污水处理厂规划和建设，转变为与城市污水处理厂同步规划，同步建设，努力做到不欠新帐，多还旧帐，改变先产生后处理、边处理边污染的状况，从源头上控制污泥污染。二是从重视污水处理轻污泥处理处置转变为污水处理和污泥处理处置并重，加强对污泥处理处置的重视；三是从主要用行政办法督促污泥处理处置转变为综合运用法律、经济、技术和必要的行政办法解决污泥问题，对污泥处理处置最佳可行技术采取导向政策，鼓励采用能实现节能减排、循环利用的污泥处理处置最佳可行技术。

2) 应用范围

本导则中的污泥是指在污水净化处理过程中产生的含水率不同的废弃物，不包括栅渣、浮渣和沉砂池沙砾。与城市污水性质类似的污水处理过程产生的污泥处理处置可参照执行。经鉴定为危险废物的污泥执行危险废物相关规定，不适用本导则。

本导则在于帮助污泥处理处置管理、使用人员在处理处置污泥时能够选用最佳可行

技术(BAT),同时为环境保护相关管理部门在环境影响评价、工程设计、工程施工以及竣工验收等提供技术依据。

规划阶段:本导则为规划管理和制定部门提供依据,根据“污泥在污水处理厂内处理与厂外集中处理处置相结合,采用实用可行技术实现目标安全处置”的方针,对污泥处理处置统筹规划,全面考虑,为污泥处理处置规划、选址和技术路线的确定提供依据。

立项审批阶段:本导则通过对污泥处理处置过程中污泥减容、减量及无害化过程,分析可能产生的水、气、声、固废等环境污染问题,为污泥处理处置实施单位和环境管理部门在环境影响评价报告编制、审批等方面提供技术依据,选择适合的污泥处理处置最佳可行技术,同时为项目其它审批部门提供切实可行的审批依据。

设计施工阶段:本导则为污泥设计单位和施工单位提供相应的技术参数选择,选择可以真正实现污泥的减量化、稳定化、无害化,并对环境影响较小的污泥安全处置技术。

运营管理阶段:本导则通过对污泥计量、稳定化的考核以及设备要求,为污泥处理处置竣工验收的相关管理部门提供验收参考,督促污泥运营方在污泥运营管理时实现污泥处理处置最佳的环境管理。

8.2BAT 的确定原则

1、体现污泥处理处置全过程管理

本导则自始至终都将体现全过程管理的原则,从污水处理厂的预处理及辅助设施最佳的环境管理实践,到污泥的最终处理处置最佳可行技术,都将实施有效的环境监督管理。从源头上加以控制,以预防作为主要手段对污泥进行减量化、稳定化、无害化处理处置,是污泥处理处置的必然发展趋势,也是污水处理厂降低运行成本,彻底解决污泥处置难的问题的必然发展方向。

2、污泥处理处置遵循“减量化、稳定化、无害化”的原则

为了便于污泥的运输、存储及后续的处置,污泥必须实现减量化、稳定化和无害化。相关的环保部门在进行环境影响评价审批、竣工验收等环境管理时,将充分体现这一原则。污泥的这个处理处置原则将一直贯穿整个导则的编制,也是污泥处理处置的目的和实现方向。在污泥处理处置最佳可行技术的选择均围绕这个大的原则进行展开。

3、污泥处理处置选择技术应体现节能减排和循环经济的原则

根据国务院颁布的《国家环境保护“十一五”规划》以及《节能减排综合性工作方案》的指导思想和方针,污泥处理处置技术的选择和管理也应全面体现节能减排的思想。

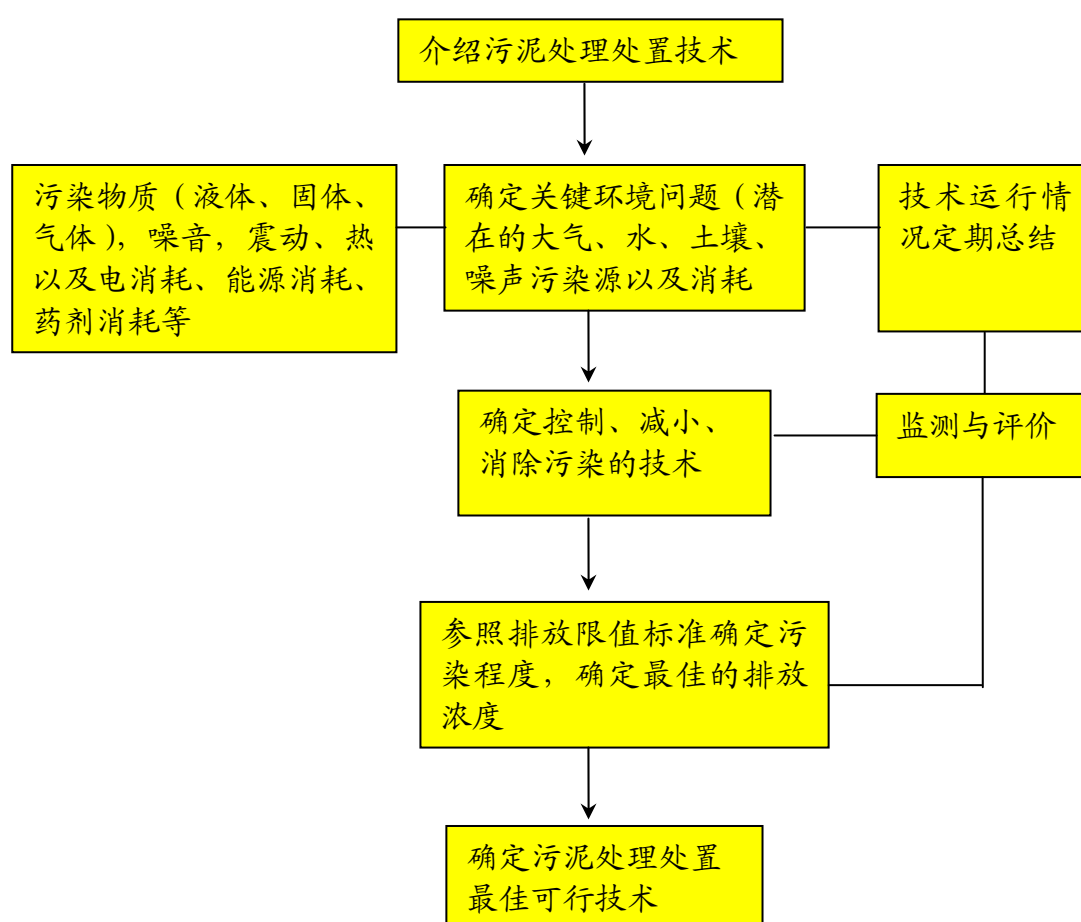
本导则将污泥浓缩脱水、污泥消化、污泥堆肥、污泥干化、污泥焚烧、污泥土地利用等处理处置工艺编录在本导则中。本导则没有将所有的污泥处理处置技术编制进本导则主要是基于以下两点考虑:

1) 一是选取的技术必须是环保、可行,且体现导则编制的总体原则;

2) 二是编入本导则中的技术充分考虑目前的状况和世界发展的趋势。

如本导则未将污泥填埋纳入本导则主要是因为污泥填埋在国内操作不规范且该技术在海外已经逐步禁止使用。污泥填埋在九十年代的欧洲得到了较好的应用，特别是希腊、德国、法国在前几年应用最广泛的处置方式。但是，由于其对环境的污染和占用大量土地以及对其标准要求越来越高，许多国家和地区已经较为慎重的采用此种方式处置污泥。填埋方式在欧盟逐渐被淘汰，爱尔兰与法国已经禁止污泥填埋。美国许多地区已经禁止污泥土地填埋。

本导则针对不同工艺都做了概要性的描述，并对不同工艺的环境效益、交叉影响、操作数据等做了分析，目的在于通过技术的环境问题和消耗等，确定最佳可行的污泥处理处置技术。确定污泥处理处置最佳可行技术的大致流程见下图。



8.3 污泥处理处置最佳可行技术

根据实际工作经验以及调研总结分析，本导则对污泥处理处置技术进行最终的筛选，确定污泥厌氧消化和污泥好氧发酵为最佳可行的污泥处理技术，同时将污泥土地利用和干化焚烧作为最佳可行的污泥处置技术。最佳可行技术的选择除了考虑 BAT 的 确

定原则外，具体还从以下几个方面加以考虑：

1) 污泥处理和处置技术的选择应该本着因地制宜的原则，技术的选取和管理要充分考虑到区域特点。同时污泥如何处理和处置须统筹考虑，处理技术的选择应充分考虑后续的污泥处置。

2) 从污泥的产生到污泥的最终处置须遵循“减量化、稳定化、无害化”原则。须在坚持“安全、环保”的原则下，实现污泥的处理处置，回收和利用污泥的能源和物质，实现污泥处理处置全过程管理。

3) 污泥处理和处置技术的选择和管理应全面体现节能减排和循环经济的思想。污泥消化技术的选择须充分考虑污水处理厂的污水处理工艺，采用厌氧消化；污泥干化技术应和焚烧以及利用余热相结合，不鼓励对污泥进行单独热干燥。

4) 采用消化工艺处理后的污泥不宜采用焚烧处置，应优先采用土地利用处置污泥；采用好氧发酵工艺处理后的污泥产品进行土地利用，限制污泥农用。土地资源丰富的地区可以采用污泥好氧发酵工艺处理污泥。

6) 鼓励污泥处理和处置设施的运营理由具有运营资质的专业单位进行；运营单位应确保污泥处理处置设施的稳定运行。污水处理厂对污泥处理处置全过程负责，采用联单制实施对污泥处理处置的控制，防止污泥产生的二次污染。

8) 鼓励开发和采用污泥处理处置新技术和新设备，加快污泥混合焚烧(与垃圾、水泥原料及热电厂掺煤混烧等)的研究和开发利用，促进污泥处理处置技术朝向标准化和产业化发展。

8.3.1 污泥处理最佳可行技术选择

选择污水处理厂工艺时，应采用污泥减量化工艺。提倡通过对污水收集、处理全过程的控制，实现污泥的减量，从而降低污水处理厂污泥的运行费用，减轻末端污泥处置的负担，缓解污泥在处理和处置过程所带来的环境污染问题。

1、污泥消化技术

污泥消化处理技术是一种较好的处理方法。其中污泥厌氧消化相对污泥好氧消化而言，能耗低，稳定化效果好，且消化后的污泥脱水性能好，能源还可回收利用，可以实现污泥的稳定化、无害化。

在本导则确定污泥厌氧消化为最佳可行处理技术，主要技术关键内容为污泥厌氧消化技术，同时包含污泥预处理过程、消化产物利用以及污水处理过程环境管理实践等相关内容。从最佳可行技术工艺流程、最佳可行技术适用条件及运行管理要求以及达到的污染物排放水平及管理要求三个方面进行了论述。

2、污泥发酵技术

在对污泥进行土地利用时，需要对污泥进行发酵处理，发酵一般分好氧和厌氧发酵。厌氧发酵与好氧发酵相比较，单位重量的有机质降解产生的能量较少，容易产生臭味。由于有机物分解缓慢，发酵周期长达4~6个月，致使占地面积过大。另外蚊蝇孳生，污水滴流，产生严重的二次污染，不适合于大规模工业化污泥处置。几乎所有的发酵工程系统都采用好氧发酵，所以在本导则没有将污泥厌氧发酵作为最佳可行处理技术进行推荐。

在本导则中，确定污泥好氧发酵为最佳可行处理技术，主要技术关键内容为污泥好氧发酵，包括前处理、主发酵(一次发酵)、后发酵(二次发酵)、后处理及贮存等。从最佳可行技术工艺流程、最佳可行技术适用条件及运行管理要求以及达到的污染物排放水平及管理要求三个方面进行了论述。具体见导则内容。

8.3.2 污泥处置最佳可行技术选择

1、土地利用

污泥土地利用即把污泥直接施用(或干燥化后施用)和经过发酵化形成的生物固体，应用于林地、果园、草地、市政绿化、育苗基质以及严重扰动的土地复垦与重建等。污泥的土地利用投资少、能耗低、运行费用低，其中有机质部分可转化为土壤的有效成分，因此污泥土地利用是一种有发展潜力的处置方式。污泥中的养分(如氮和磷)、微量元素(如铜、锌、铝、硼、钙、镁、锰)和有机质对于花园、林地、草皮生长、景观美化或其它植被是有益的。据调查发现，国外污泥处置的发展趋势仍以污泥土地利用为主。

对于我们这样一个发展中的农、林业大国，污水处理厂的污泥土地利用(不包括农用)是一个重要的途径，也是今后我国处置污泥一条合理化的道路。这对迅速恢复植被、促进土壤熟化和提高作物产量有巨大作用，是一种利用废弃物资源且符合我国国情的方法。从国内污水厂对重金属的监测来看，我国污水处理厂大部分是不超过《农用污泥中污染物控制标准》中的标准，虽然此标准本身存在问题。从国外的运行经验来看，污泥土地利用只要严把准入条件，是可以被安全销纳的。

在本导则中，确定污泥土地利用为最佳可行处置技术，污泥土地利用最佳可行技术主要技术关键内容为将经处理后的污泥或污泥产品应用于城市园林绿化、苗圃、林用、土壤修复及改良等，不包括污泥农用。从最佳可行技术工艺流程、最佳可行技术适用条件及运行管理要求以及达到的污染物排放水平及管理要求三个方面进行了论述。

2、焚烧

焚烧技术是一种高运行成本的污泥处置技术。当污泥不符合卫生要求，有毒有害物质含量较高不适宜于资源化利用的部分污泥和一些远离填埋场的大城市产生的污泥，建议应该采用焚烧技术来处置污泥，对大型污水处理厂来说比较适合采用污泥焚烧技术。

污泥焚烧可考虑采用直接焚烧和利用工业焚烧窑进行焚烧。直接焚烧即采用专用的焚烧炉，焚烧炉应根据当地的实际情况和满足相关的技术指标要求来选择。利用工业焚烧窑进行焚烧主要是指利用水泥厂的焚烧炉对污泥进行焚烧，充分利用污泥的热值。在对污泥进行焚烧时，应对污泥焚烧的准入条件、大气污染物排放指标、恶臭以及炉渣等作相应规定，保障污泥的安全焚烧。

在本导则中，确定污泥干化焚烧为最佳可行处置技术，主要技术关键内容为干化+焚烧技术，同时包含污泥预处理过程、烟气处理、烟气余热利用、废水收集处理以及灰渣、飞灰收集处理环境管理实践等相关内容。从最佳可行技术工艺流程、最佳可行技术适用条件及运行管理要求以及达到的污染物排放水平及管理要求三个方面进行了论述。