尾矿库工程分析与管理

祝玉学 戚国庆 鲁兆明 臧秀平 编著

冶金工业出版社



ISBN 7-5024-2288-9



TD926.4
9900402

尾矿库工程分析与管理

祝玉学　戚国庆
鲁兆明　臧秀平　编著

北　京
冶 金 工 业 出 版 社
1999

内 容 简 介

全书由十章组成，系统讲述了尾矿的产生及其工程性质，尾矿库场地选择、设计和方案评价，尾矿排放方法；介绍了尾矿坝静力和动力稳定性分析方法；着重阐述污染物在土壤—地下水系统中的迁移，酸性水的生成和控制方法以及土地恢复工程。

本书可供从事尾矿库工程设计、研究和管理人员参考，亦可作为环境岩土工程专业的师生参考。

图书在版编目（CIP）数据

尾矿库工程分析与管理/祝玉学等编著. —北京：冶金工业出版社，1999.1

ISBN 7-5024-2288-9

Ⅰ.尾… Ⅱ.祝… Ⅲ.尾矿-处理 Ⅳ.TD926.4

中国版本图书馆 CIP 数据核字（98）第 30717 号

出版人 卿启云（北京沙滩嵩祝院北巷 39 号，邮编 100009）

责任编辑 林 骢 美术编辑 王耀忠 责任校对 王永欣 责任印制 牛晓波

北京新兴胶印厂印刷；冶金工业出版社发行；各地新华书店经销

1999 年 1 月第 1 版，1999 年 1 月第 1 次印刷

850mm×1168mm 1/32；12.875 印张；343 千字；394 页；1-1500 册

27.00 元

（本社图书如有印装质量问题，本社发行部负责退换）

前　言

矿物原料的大规模采取，必然带来对环境的巨大扰动。全世界每年采出金属和非金属矿石、煤、石材、粘土、砂砾约 90 亿 t，而相应排弃废石和尾矿约 300 亿 t。我国现有尾矿库约 1500 余座，每年排弃尾矿近 3 亿 t，需占用土地面积约 20km^2。由于尾矿坝稳固、废水处理、污染控制、土地恢复技术发展与矿物工业发展的不适应，已经开始显露出或预示出潜在的环境问题，严重阻碍可持续发展战略的实施。因此，尾矿库工程已成为各国政府、矿山企业和学术界所关注的重大问题。

尾矿库工程是一个大系统，包容了选厂内尾矿处理、尾矿浆浓密和输送、尾矿坝构筑、尾矿排放、防渗与排渗、防洪与排洪、水循环、废水处理与污染控制、库区土地恢复与植被、尾矿库监测与管理等子系统；容集了尾矿库系统内部（尾矿与尾矿废水）、尾矿库系统与环境之间（渗漏水—基础土壤—地下水或地表水体）复杂的物理、化学、生物地球化学反应和溶质迁移过程；涉及了尾矿库设计、基建和运营、闭库和土地恢复以及后期污染治理等工程问题。反映出岩土工程问题与环境工程问题的相互交织、渗透、一体化和时空广大的工程特点。而孤立地解决坝体结构和安全问题，或者孤立地评价尾矿库区生态环境破坏问题，都不可能从总体上认识尾矿库工程的内在关联和实现尾矿库工程的最优化。实际上，闭库后若干年的生态环境控制应从矿石入选工艺的改进开始。本书基于系统工程的思想，把尾矿库的岩土工程结构、环境影响、尾矿管理融汇一起，比较系统、比较完整地阐述这些特点及相关控制因素的相互作用。

由于人类环保意识的增强和安全、健康要求的提高，尾矿库工程管理的主要目标是以最小的代价，采用最实用技术，达到尾矿的物理稳定、化学稳定和生物地球化学稳定，使尾矿在长期堆置过程中基本上不受风化作用的影响，使排放废水达到水质标准。

而要实现这一目标，在我国，由于尾矿库设计与管理的特定历史背景，以及缺乏有效的知识创新体系，许多基础理论研究工作和新技术开发工作只能艰辛地向前推进。

我国和南非是当今世界上两个近乎单一采用上游坝的国家，成功地构筑了许多大型高坝，积累了丰富的设计经验，政府部门也很重视，相继颁发了《上游法尾矿堆积坝工程地质勘察规程》(YBJ11—86)、《选矿厂尾矿设施设计规范》(ZBJ1—90)（下称《规范》）、《尾矿设施安全监督管理办法》(1995)、以及相关专业性设计、施工和管理规程，比较全面地记录和反映了我国目前尾矿库工程建设的技术与管理水平。然而，由于种种原因，尾矿库工程灾害频频发生，造成惊人的人员伤亡和财产损失。为了保证尾矿库工程技术的不断进步，就必须严格执行《规范》，开展尾矿库工程的系统研究，不断接纳当代最新科技成果，不断充实和修订《规范》，不断提高尾矿库工程质量。因为，只有最大限度地增强尾矿库工程的高科技含量，才能最大限度地保证尾矿库工程的安全，只有实现《规范》与技术进步的同步、设计过程与最新科技成果的结合、结构问题与环境问题的一体化、工程管理与政府行为的协调，才能建设出反映时代技术特征的最优尾矿库工程。

之所以强调政府行为，是考虑到尾矿库工程的特殊性质，它不同于市场上对手交换式的回报工程，更多地是不遗害于或造福于子孙后代的社会公益性工程。因此，必须有行政立法的支持。目前，我国正处在新旧体制交替时期，由于长期缺乏代表矿山企业和当地民众的利益主体，很多关系远未程序化，例如谁来为尾矿库及其环境的现期和长期、乃至数百年后的安全、污染危害、生态恢复负责？怎么负责？等等。如果没有法规约束，没有现代科技的投入，势必延续目前的无序竞争，使一代人无法履行其历史责任，拉大技术落后的差距，愧对民族。

当代科技发展的一大特点就是综合，交叉科学的最伟大贡献在于综合。基于此，本书的主要目标是在尾矿库工程领域建立环境岩土工程的基础工作平台。因此，在全书的十章布局上，尽可

能考虑工程分析和管理的系统性，揭示系统内在相互作用的关联，而舍去具体结构物设计的讨论，省略繁复的建模、数学—力学方程推导、数值分析和程序化过程，因为这些材料可以在其它有关设计参考资料、教科书或专著中找到。

尾矿库工程分析与管理方法研究是马鞍山矿山研究院以国家重点研究院试点扶持资金首批启动的基础理论研究项目之一，本书仅作为该项目的阶段性成果报告于世，诚盼批评指正。

王运敏

1998 年 10 月 18 日

目　录

1　矿物加工及其对尾矿的影响 …… 1

1.1　导引 …… 1

1.2　矿物加工过程 …… 3

1.2.1　采矿 …… 3

1.2.2　破碎、磨矿和选矿 …… 3

1.2.3　溶浸 …… 5

1.2.4　固液分离 …… 6

1.2.5　溶液提纯与金属回收 …… 7

1.3　尾矿输送与选矿用水返回 …… 8

1.4　尾矿的物理和化学性质 …… 9

1.4.1　相关系 …… 9

1.4.2　毒性 …… 11

1.4.3　黄铁矿氧化 …… 16

1.4.4　各种尾矿 …… 17

1.4.5　尾矿的分类 …… 21

1.4.6　尾矿废水的分类 …… 23

2　尾矿的工程性质 …… 25

2.1　沉积特性 …… 25

2.2　密度 …… 28

2.2.1　原地密度 …… 28

2.2.2　相对密度 …… 30

2.3　渗透性 …… 31

2.3.1　各向异性的影响 …… 32

2.3.2　距排放点距离的影响 …… 32

2.3.3　孔隙比的影响 …… 33

2.4　变形特性 …… 34

2.4.1 压缩性 …… 34
2.4.2 固结 …… 36
2.5 抗剪强度特性 …… 38
2.5.1 排水抗剪强度 …… 39
2.5.2 不排水抗剪强度 …… 42
2.5.3 三轴试验的应力—应变特性 …… 46
2.5.4 循环抗剪强度 …… 47
3 尾矿排放方式 …… 50
3.1 导引 …… 50
3.2 地表排放 …… 54
3.2.1 挡水坝 …… 54
3.2.2 上升坝 …… 56
3.2.2.1 上游坝 …… 57
3.2.2.2 下游坝 …… 59
3.2.2.3 中心线坝 …… 62
3.2.2.4 上升坝工程特性对比 …… 63
3.2.3 环形坝 …… 65
3.2.3.1 高浓度中央排放 …… 65
3.2.3.2 半干性喷洒排放 …… 67
3.2.4 干处置 …… 69
3.3 地下排放 …… 69
3.3.1 地下矿山充填 …… 70
3.3.2 露天矿坑排放 …… 71
3.3.3 专门掘坑排放 …… 73
3.4 深水排放 …… 74
3.4.1 深湖排放 …… 75
3.4.2 近海排放 …… 77
4 地表尾矿库选择、设计及方案评价 …… 82
4.1 尾矿库选择因素 …… 82
4.2 Robertson 初步评价方法 …… 86

4.3 尾矿库布置 …… 91
4.3.1 尾矿库布置型式 …… 91
4.3.1.1 环型 …… 91
4.3.1.2 跨谷型 …… 92
4.3.1.3 山坡型 …… 93
4.3.1.4 谷底型 …… 93
4.3.2 材料有效利用系数的概念 …… 94
4.4 水的控制 …… 97
4.4.1 正常流入量处理 …… 97
4.4.1.1 水平衡 …… 97
4.4.1.2 析例 …… 100
4.4.2 洪水处理 …… 101
4.4.2.1 设计准则 …… 101
4.4.2.2 控制方法 …… 103
4.5 渗漏控制 …… 107
4.5.1 渗漏控制目标 …… 107
4.5.2 垫层 …… 109
4.5.2.1 尾矿泥垫层 …… 110
4.5.2.2 粘土垫层 …… 112
4.5.2.3 合成垫层 …… 115
4.5.3 渗流障 …… 118
4.5.3.1 截流沟 …… 119
4.5.3.2 防渗墙 …… 119
4.5.3.3 注浆幕 …… 120
4.5.4 渗漏返回系统 …… 121
4.6 方案评价 …… 122
4.6.1 系统方法 …… 122
4.6.2 矩阵评价方法 …… 126
4.6.2.1 级序方法 …… 126
4.6.2.2 评分方法 …… 130
4.6.2.3 敏感度分析 …… 131

4.6.2.4 不确定性分析 …… 132

5 尾矿坝设计 …… 135

5.1 地下水位控制 …… 135

5.1.1 心墙 …… 137

5.1.2 排水带 …… 137

5.1.3 尾矿的利用 …… 139

5.2 渗滤层的要求 …… 140

5.3 材料选择 …… 141

5.3.1 天然土 …… 141

5.3.2 矿山废石 …… 142

5.3.3 旋流尾矿 …… 143

5.4 基础条件的影响 …… 145

5.4.1 强度 …… 145

5.4.2 压缩性 …… 146

6 尾矿坝的稳定性分析 …… 147

6.1 尾矿坝地下水渗流场分析 …… 147

6.1.1 尾矿坝与普通水坝流网型式的对比 …… 148

6.1.2 地下水渗流分析的有限元方法 …… 150

6.1.2.1 基本原理 …… 150

6.1.2.2 二维有限元方法 …… 152

6.1.2.3 三维有限元方法 …… 155

6.1.3 实用分析方法 …… 159

6.1.3.1 上游型尾矿坝 …… 160

6.1.3.2 下游型尾矿坝 …… 163

6.1.3.3 中心线型尾矿坝 …… 166

6.2 孔隙压力与超孔隙压力 …… 167

6.2.1 孔隙压力效应 …… 167

6.2.2 基本孔隙压力问题 …… 169

6.2.3 孔隙压力的估计 …… 170

6.3 边坡稳定性分析 …… 171
6.3.1 尾矿坝稳定性分析的真确性 …… 172
6.3.2 极限平衡分析方法 …… 173
6.3.3 总应力分析与有效应力分析的对比 …… 175
6.3.4 尾矿坝的分析条件 …… 178
6.3.4.1 初期坝施工结束期 …… 178
6.3.4.2 分段施工期 …… 179
6.3.4.3 长期稳定渗流条件 …… 181
6.3.5 可靠性分析方法 …… 186

7 尾矿坝的地震稳定性分析 …… 193
7.1 导引 …… 193
7.2 地震参数 …… 199
7.3 地震危险性分析 …… 203
7.3.1 历史地震方法 …… 203
7.3.2 确定性方法 …… 204
7.3.3 概率方法 …… 205
7.3.3.1 分析方法 …… 205
7.3.3.2 极值理论的应用 …… 209
7.4 设计地震的选择 …… 211
7.5 砂土对循环荷载的响应特性 …… 214
7.6 地震稳定性分析 …… 219
7.6.1 基础振动液化的判别 …… 220
7.6.1.1 经验方法 …… 220
7.6.1.2 总应力方法 …… 222
7.6.1.3 简化总应力方法 …… 226
7.6.1.4 有效应力方法 …… 228
7.6.2 压密坝或粘土坝的分析 …… 230
7.6.2.1 拟静力方法 …… 230
7.6.2.2 变形方法 …… 234
7.6.2.3 动力分析方法 …… 238
7.6.3 未压密尾矿坝的分析 …… 241

7.6.3.1 经验评价方法 …… 241
7.6.3.2 简化的液化分析方法 …… 242
7.6.3.3 拟静力方法 …… 244
7.6.3.4 动力分析方法 …… 244

8 渗漏分析与污染物迁移 …… 248
8.1 导引 …… 248
8.2 渗漏效应的影响因素 …… 250
8.2.1 尾矿特性 …… 250
8.2.2 渗流体系 …… 252
8.2.3 地质结构 …… 255
8.2.4 工程因素 …… 257
8.2.5 地球化学 …… 257
8.3 污染物迁移 …… 259
8.3.1 迁移与迁移率 …… 259
8.3.2 毛细作用 …… 263
8.3.3 溶解与沉淀 …… 264
8.3.4 吸附—离子交换 …… 268
8.3.5 生物过程 …… 270
8.3.6 地球化学障 …… 271
8.3.7 向周围土壤的迁移 …… 275
8.4 研究方法 …… 276
8.4.1 水文地质研究 …… 276
8.4.2 地球化学研究 …… 279
8.4.2.1 实验室研究 …… 280
8.4.2.2 分布系数的估计 …… 283
8.5 估计渗漏和迁移的方法 …… 284
8.5.1 集总参数方法 …… 285
8.5.1.1 尾矿库水平衡 …… 285
8.5.1.2 部分饱和带的蓄水 …… 285
8.5.1.3 盐分平衡 …… 288

8.5.1.4 中和能力 …… 289
8.5.1.5 衰减距离 …… 290
8.5.2 解析方法 …… 290
8.5.2.1 Darcy 定律 …… 290
8.5.2.2 一维部分饱和渗流 …… 292
8.5.2.3 水堤方程 …… 294
8.5.2.4 迁移预测 …… 296
8.5.3 数值方法 …… 300
8.5.3.1 数值方法与模型 …… 301
8.5.3.2 应用 …… 301
8.5.3.3 实例 …… 303

9 酸性水的生成与控制 …… 306
9.1 问题 …… 306
9.2 酸性水的生成 …… 309
9.3 生物氧化过程 …… 310
9.4 酸性水的预防和控制 …… 315
9.4.1 限制氧 …… 319
9.4.2 限制水 …… 320
9.4.3 分离出硫化物 …… 320
9.4.4 还原三价铁 …… 320
9.4.5 控制 pH …… 320
9.4.6 采用杀菌剂 …… 320
9.4.7 控制粒度 …… 321
9.4.8 控制温度 …… 321
9.5 酸性水的指示器 …… 322
9.6 酸性水的预测 …… 324
9.7 酸性水的处理 …… 330
9.7.1 沉淀方法 …… 336
9.7.1.1 中和—沉淀 …… 336
9.7.1.2 硫化物沉淀 …… 341
9.7.1.3 污泥的絮凝 …… 343

9.7.2 硫代盐氧化 …… 344
9.7.3 超滤、微滤和反渗透方法 …… 344
9.7.4 褐煤吸附 …… 345
9.7.5 离子交换 …… 346
9.7.6 生物学方法 …… 347
9.7.6.1 泥炭地吸附 …… 347
9.7.6.2 生物吸附 …… 351
9.7.6.3 生物控制 …… 353
9.7.6.4 微生物纤维素降解 …… 354
9.7.6.5 生物障 …… 355

10 闭库与恢复工程 …… 357
10.1 导引 …… 357
10.2 恢复工程的目标 …… 360
10.2.1 长期坝体稳定性 …… 360
10.2.2 长期浸蚀稳定性 …… 361
10.2.3 环境污染控制 …… 362
10.2.4 土地有效使用 …… 362
10.3 稳固、固化与恢复方法 …… 363
10.3.1 概述 …… 363
10.3.2 岩土覆盖 …… 363
10.3.3 堆肥覆盖 …… 366
10.3.4 湿地覆盖 …… 367
10.3.5 水覆盖 …… 368
10.3.6 化学稳固与固化 …… 369
10.3.6.1 化学稳固 …… 369
10.3.6.2 化学固化 …… 370
10.3.6.3 地质聚合物 …… 374
10.3.7 植物覆盖 …… 376
10.3.7.1 植物生长的环境因素 …… 376
10.3.7.2 植物种的选择 …… 379

10.3.7.3 再植被的程序 …… 380
10.3.7.4 鹰桥镍矿植被试验 …… 382
10.4 可能的闭库方案 …… 384
参考文献 …… 389

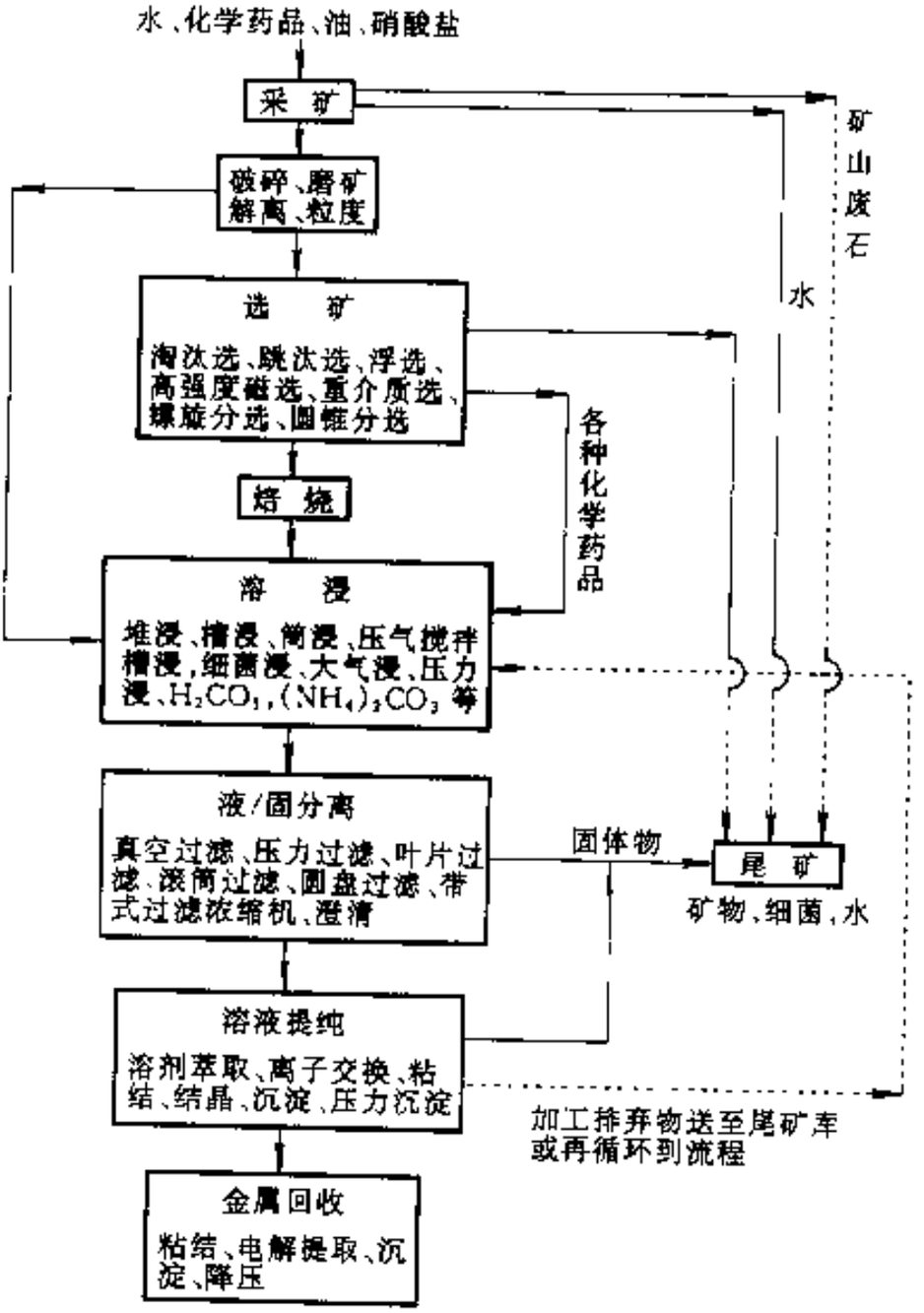


图 1.1　矿物加工过程

- 矿石特性
- 选矿的前景
- 可能的浸出剂
- 预计溶浸液中的杂质
- 要回收的金属种类
- 可能的提纯工艺
- 可能的副产品

- 环境约束
- 能源需求量
- 侵蚀问题
- 总费用

面对这个背景，本章简要地讨论尾矿的产生、尾矿及其废液的特性。

1.2 矿物加工过程

1.2.1 采矿

采矿作业的影响之一是开采过程中所使用的油料、化学药品和炸药等造成的污染，这些污染物再经大量的矿山排水而运移。有时这些矿山排水用于后面的单元作业，有时在排至尾矿库之前加以处理，供作它用。然而，大多数矿山将这些矿山水排至尾矿库。

采矿作业的影响之二是开采过程中所产生的废石，这些废石通常排至排土场，或用作筑路材料。在废石含有硫化物的场合，由于空气、阳光和细菌引起风化作用和氧化作用，硫化物氧化最终生成硫酸及再从岩石溶解其它成分。如果这类废石排至尾矿库区，则可能需要拦截和处理酸性渗漏水，以使排放水满足特定的环境规范和准则。

1.2.2 破碎、磨矿和选矿

破碎系统把块状原矿粒度破碎到磨矿设备所能接受的尺寸进入磨矿，磨矿是物理破碎矿石到尾矿粒级的最后阶段。尾矿粒度取决于硬岩碎块研磨过程中颗粒解离的程度和原矿中粘土含量。例如，铜尾矿主要由研磨母岩所产生的硅酸盐颗粒组成，而磷酸盐尾矿主要反映原矿的极高粘土含量，而不是由于磨矿产生的碎粒。

经过破碎和磨矿的猛力物理冲击，余下来的尾矿颗粒通常是坚硬的，具有棱角状，即便磨至粉砂粒级也显示出棱角性，但页岩组成的矿物例外，它们具有高的粘土含量，尾矿反映母岩粉砂和粘土颗粒的形状和硬度。

为了确定经济价值矿物和可能的药剂消耗量，必须进行全面的矿物组成检验。这样的检验可能决定性地影响回收有用矿物的加工类型及尾矿库设计。一旦选定加工过程，则必须考虑处理前后的矿物学以及排至尾矿库的固体物的矿物学。

磨碎的最佳程度必须考虑溶浸、焙烧—溶浸或可能的选矿循环诸如淘汰选、浮选、高强度磁选、重介质选等。例如溶浸法，为最大量提取，有时需细磨，以促使单体颗粒的比表面积最大。然而，对于浮选法，磨至极细粒度可能产生不利影响。最佳粒度尺寸通常由中试厂详细选矿试验来确定。

浮选是最广泛应用的成功的选矿方法，是在矿物加工顺序中引进化学药剂的第一步骤，因此，也可以说是尾矿废水造成污染的化学成分的较早指示。表 1.1 示出典型的浮选药剂应用。因所分离的各种矿物类型不同，所用药剂亦有显著变化。在某些情况下，有些矿物如铝和钼，有时也用低浓度的氰化物作为浮选药剂。

表 1.1　一般浮选药剂

类　别	用　途	化　合　物
(1)捕收剂	选择性地包覆颗粒以疏水表面，吸附众多气泡	溶于水的极化碳氢化合物，如脂肪酸
(2)调节剂	改变 pH 以促进浮选，酸或碱	NaOH、CaO、Na_2CO_3、H_2SO_4、H_2SO_3
(a)pH 调节剂		
(b)活性剂和抑制剂	选择性地改进化合中存在的矿物浮选效应	磁性铁，石灰，硅酸钠，淀粉，丹宁酸，磷酸盐
(3)起泡剂	起浮选介质作用	松油，丙二醇，脂族醇，甲酚酸
(4)油	改进泡沫并起捕收剂作用	煤油，燃料油，煤焦油

与尾矿有关的最普通的问题就是硫化矿物氧化引起尾矿内酸的生成。风化过程将硫化物转变成硫酸亚铁和硫酸铁，后成氢氧化铁和硫酸释放。应当防止酸产生及从尾矿库中排出，因为酸性废水

处理很困难，且费用也很高。预防尾矿中酸性条件产生的最有效方法是在尾矿排至尾矿库之前，在选厂设置分离过程，通过选矿流程将硫化物组分与脉石的非硫化物组分（硅酸盐、氧化物、碳酸盐等）分离，并将硫化物分存。加拿大矿物能源技术中心[1]采用浮选方法能处理含 2%黄铁矿的铀尾矿，除去 98%的黄铁矿、70%～75%的镭（Ra_{-226}）和 60%的铀和钍。最终尾矿包含 0.05%～0.08%的（黄铁矿形式）硫、0.003%～0.004%的铀、0.01%的钍和 50%～60% pci/g 的镭$_{226}$。当然，由于采用浮选和为能分选所必要的添加剂，废水将含有这些化学药品，必须考虑其环境影响。

由于矿石的性质或特定的工艺设计，有的采用焙烧方法使矿物成还原状态或氧化状态，以为提高金属回收量创造条件，这样，可能放出有毒的挥发物质。因此，依据矿石和工艺过程（氧化、还原、硫化、氯化），可能产生各种挥发性物质，必须把它们隔离在专门设计的系统内。

最近几年，由于先进仪器和计算机控制相结合，应用矿物学领域取得重大进步。图像分析就是一个突出例子，其与现代分析技术、表面化学技术相结合，一定会促进加工流程发展，提高对尾矿风化的认识和降低总成本。

1.2.3 溶浸

溶浸，通过磨碎的矿石颗粒与溶剂接触，从中提取有用矿物。进入溶浸阶段的材料可能是低品位矿石、精矿或难选的多金属矿石。近些年来，为回收铜、金或银等金属，对重新处理极低品位的尾矿很感兴趣，且在多数情况下是采用溶浸法。由于高品位矿石的减少和重新处理尾矿的极强生命力，现已发展有堆浸、原位浸出、地下破碎岩石的就地浸出。业已证明，如果常温和常压下大气浸出消耗酸量过大，采用压力浸出是很有效的；如果为溶解含沥青铀矿石、铀矿石和钛铀矿石、铜矿石和某些难选的含砷黄铁矿的金矿石，细菌浸出是很有效的。溶剂通常根据矿石类型选用强酸性的，如 H_2SO_4，HNO_3，HCl，HF，硫脲，或其混合物如 $H_2SO_4 + HF$，$H_2SO_4 + HNO_3$，$H_2SO_4 + H_2O_2$；或强碱性溶剂如 Na_2CO_3，

$(NH_4)_2CO_3$ 或碱性氰化物。

采用硫酸或碳酸盐溶浸铀矿石，可有 95%～98%的放射性核素保留在固体尾矿中。如果改作硝酸溶浸或氰化物处理，则大部分放射性核素将溶解。

选金的主要问题之一是有毒的氰化物释放到尾矿中。如果采用能够再循环的各种溶浸，以不把有毒废水排至环境，当然可取。

砷成为尾矿或接受环境的另一潜在问题。由于砷化学复杂，具有几种氧化状态，在提取过程中，砷通常部分被溶解，随残碴进入尾矿。如果砷完全被溶解，则可作为副产品从溶液中回收砷。焙烧技术可能是消除和回收砷的一种有效方法。

溶浸可能改变尾矿的物理性质。例如某铀矿，由于钙-钠置换的结果，酸浸过程中使原矿中蒙脱石粘土矿物转变成尾矿中居优势的高岭土。

随着溶浸技术的改进和矿物学的发展，溶浸回收效果有了显著提高，副产品的回收也得以实现，尾矿特性的改善也将随着某些新技术的应用而得以增进。

1.2.4 固液分离

固液分离是选矿中费用最高的单元作业，约占基建成本和作业成本的 50%。为使尾矿中可溶金属量损失最小，必须在提纯之前充分冲洗、沉淀和澄清。多年来曾采用真空过滤机、压力过滤机、叶滤机、滚筒过滤机和圆盘过滤机。较高效的带式过滤机已在许多选厂应用，由于增强了冲洗效果，使可溶金属损失减少。固液分离通过旋流器和浓缩机可以达到。为了提高分离效果，使用各种添加剂如聚丙烯酰胺，其最终将出现在所排至的尾矿库废水中。所以，在固液分离作业中必须进行充分冲洗，即可防止金属量损失，又可防止污染物排至尾矿库。

为了降低流程的总基建成本和作业成本，为了减少进入尾矿的可溶金属量损失并防止尾矿库区增大污染物浓度，应当非常重视这一单元作业。矿浆＋溶剂或矿浆＋树脂的结合可能是达到成本显著降低的主要因素，并能为减少环境影响创造条件。

1.2.5 溶液提纯与金属回收

为从溶液中回收金属并满足产品高纯度的要求，可以根据所要回收的金属类型和杂质、预期的品位和金属量，选用某种或某几种溶液提纯方法，包括粘结、沉淀、结晶、离子交换、溶剂萃取、碳吸附、反渗透、液膜和电解。

离子交换和溶剂萃取技术在金、铀、贵金属、稀土等金属回收中取得较好的效果。连续的离子交换系统产生浓溶液，送到溶剂萃取系统洗提，获得所要求的纯化。适当的溶剂萃取药剂达到较好的金属选择性，提高提取效率，降低作业成本。但是，某些有机药剂具有不利的环境影响，需要可生物降解的混合物，以促进尾矿中有机物降低。最好是在金属回收之后，在废液排至环境之前，消除污染物并回收氰化物和贱金属。显然，离子交换和溶剂萃取方法也可用于尾矿坝渗漏水的处理。

碳吸附方法主要用于从碱性氰化物溶浸液、溶浸后的溶浸浆体中回收金，目前因离子交换或溶剂萃取的取代而趋衰落，比较广泛的是用于消除废液中有机物和其它污染物。

资源保护和利用是冶金企业的永久性的重大课题。由于经济和环境的原因，有的公司已经或正在考虑从已排至尾矿库的尾矿中回收金属和副产品，或者充分利用再循环水。

中和废水产生大量矿泥是冶金企业所关注的主要问题之一。矿泥的一部分是由沉淀的铁组成，因此，有些矿山占用很大的库容堆积黄钾铁钒沉淀物。应当设计一种经济上有利、环境上满足要求的方案替代现行技术，其中，一种可能性是采用溶剂萃取，在循环中消除铁，如果能生产可销售产品如 Fe_2O_3、$FeCl_3$、铁粉或其它化合物，则可从副产品销售中获得经济利益，并减少尾矿管理的基建成本和作业成本。

回收金、贵金属和稀有金属如用于电子工业的镓、铟、锗等工艺因分离化学和高纯度化学沉淀剂的进步而发展；贱金属如 Co、Ni、Cu、Pb、Zn 的连续处理工艺已经出现。

为降低浸出成本及废液中和处理成本，不断增大浸出溶液的

重复使用，氯化物冶金学的应用将增大金属回收，浸出溶液重复使用、副产品回收和无污染尾矿的可能性。

1.3 尾矿输送与选矿用水返回

浓缩机集中起来的尾矿几乎均以浆体状输送到尾矿库，因为干式处理尾矿极为昂贵。目前，普遍采用管路系统输送，是否需要泵送系统取决于选厂与尾矿库的相对高程、管路长度和压头损失。应当说明，出于输送管路的管理和运营成本的考虑，尾矿输送距离往往在尾矿库选址上起决定性作用。

尾矿浆为磨料，具有较高的粘度，通常以浆体浓度量度浆体密度。浆体浓度定义为单位浆体中固体物质的质量，其变化范围约从15%到55%之间。近些年来，很是推崇高浓度输送，它非常有效地节省能源。

尾矿输送管路的设计因众多相互矛盾条件的制约而变得极为复杂。尾矿浆的运动受最小流动速度的支配，低于这个流速，尾矿将从悬浮体中沉淀下来并堵塞管路，造成灾难性后果。而最小沉淀速度对各个矿山尾矿都是特有的，其决定于矿浆浓度、固体颗粒尺寸、级配和比重。大多数尾矿在管路中的流速为1.5～3.0m/s。相反，过高的流速将引起管路的快速磨损和高的压头损失，从而须采用较大能力的泵和担负较高的泵送费用。在陡下坡的管路段，为了防止过高的管路压力和流速，通常要装备矿浆缓流箱。管路磨损是很严重的，普通钢管往往在几年之内就被损坏，其不但造成巨大的经济损失，而且也造成严重的环境污染。典型实例是攀钢马家田尾矿库，管路泄漏曾直接进入金沙江。近些年来，在低到中等管压范围内，广泛采用耐磨衬里钢管、高密度聚乙烯管(HDPE)输送尾矿。

通常在尾矿坝坝顶沿周边采用多接头排放管（间距15～50m）顺序分段排放，以形成相接的重叠三角形尾矿堆。

尾矿排放到尾矿库以后，首先较粗的尾矿砂颗粒靠近排放点

如下：

孔隙比 $$e=\frac{V_v}{V_s} \tag{1-1}$$

饱和度 $$S=\frac{V_w}{V_v} \tag{1-2}$$

孔隙率 $$n=\frac{V_v}{V} \tag{1-3}$$

比重(固体) $$G=\frac{\gamma_s}{\gamma_w} \tag{1-4}$$

含水量 $$w=\frac{W_w}{W_s} \tag{1-5}$$

矿浆浓度 $$P=\frac{W_s}{W} \tag{1-6}$$

式中 $\gamma_s=\frac{W_s}{V_s}$，固体的密度；

$\gamma_w=\frac{W_w}{V_w}$，水的密度。

根据上述定义，可以得出 $Gw=Se$，依此式可以推导出描述各种相关系的表达式：

矿浆浓度 $$P=\frac{W_s}{W}=\frac{1}{1+w} \tag{1-7}$$

饱和度 $$S=\frac{V_w}{V_v}=\frac{\gamma_d wG}{G\gamma_w-\gamma_d} \tag{1-8}$$

孔隙比 $$e=\frac{V_v}{V_s}=\frac{G\gamma_w}{\gamma_d}-1=\frac{(1+w)G\gamma_w}{\gamma_t}-1 \tag{1-9}$$

孔隙率 $$n=\frac{e}{1+e} \tag{1-10}$$

总密度 $$\gamma_t=\frac{W}{V}=\frac{G+S_r e}{1+e}\gamma_w=\frac{1+w}{1+e}G\gamma_w \tag{1-11}$$

干密度 $$\gamma_d=\frac{W_s}{V}=\frac{G}{1+e}\gamma_w=\frac{G\gamma_w}{1+(wG/S)}$$

$$=\frac{G\gamma_w}{1+[(1-P)/P]G/S}=\frac{\gamma_t}{1+w} \tag{1-12}$$

粒度级配曲线是尾矿物理特性的另一种表达。工程上也常以

阳离子形式的重金属常常可在较低浓度情况下致死鱼和其它水中生物体。它们可能通过食用途径进入人体。在水硬度增大和腐殖酸存在的情况下，重金属的毒性降低。较低的金属浓度产生免毒反应，致使物种繁衍的降低；

有机物和选矿药剂可能是有毒的，除非在最终排放之前加以降低；

由于尾矿废水排入河流，pH 值的变化可能改变水生物的生存状态，使某些鱼或全部鱼都不适应；

尾矿沉积于河床基底，可能使之不宜用作某些水生物养殖区。

表 1.2 列出我国的饮用水标准以及各种成分对人、植物和动物的影响，表 1.3 列出农田灌溉水质标准值。由此可见，我们在尾矿废水处理中，必须具备有关健康和毒性作用的基础知识，不仅要考虑污染物类型，还要考虑它们的预计浓度，因为，特定的污染物只有以特定的毒性浓度才能作出可能构成潜在危害的判别。当然，化学危害和毒性评价不仅涉及科学依据，还涉及社会与政治因素。有识的设计者将既不固步自封又不过于恐慌地处理可能的危险。

表 1.2 水质标准和尾矿废液无机化学成分的毒性（mg/L）

成　分	水质标准	对人、植物和动物的影响
砷(As)	0.05	剧毒且可能对人致癌，砷中毒能从慢性变到急性，且可积累并致死
钡(Ba)		钡是肌肉，特别是心肌的刺激剂。它能引起神经传导阻滞，导致神经失调，血管缩窄造成血压升高。摄入钡盐可能对某些组织造成不可逆破坏
镉(Cd)	0.01	镉浓集在组织中，受污染的食物、特别是鱼能使人中毒。镉可与肾动脉高水压相联合，引起剧烈恶心。镉可能在肝和肾组织积累。它抑制某些农作物生长，并聚集在植物组织中
铬(Cr)	0.05	Cr^{+6}对人有毒，能引起皮肤过敏，尚未确定人对Cr^{+3}的耐力

续表 1.2

成　分	水质标准	对人、植物和动物的影响
氰化物(CN)	0.05	氰化物中毒为人共知，但只当生物解毒机理被压服时，发生致死作用。另外，人体具有解除低浓度氰化物的能力
氟化物(F)	1.0	低浓度时对牙齿有好处，高浓度对牲畜易受慢性氟化物中毒
铅(Pb)	0.05	人和牲畜体内积累铅中毒，人可能遭受急性或慢性中毒，幼儿更易发生中毒
汞(Hg)	0.001	蓄积在动物的脑、肝和肾内，在生物学上永是扩大的，汞中毒可为急性或慢性
硝酸盐(NO_3^-)	10	硝酸盐浓度超过 10mg/L 可能引起婴儿高铁血红蛋白症，其能致死婴儿
硒(Se)	0.01	硒对人体的毒害作用相当于砷，可能致癌，其通过增殖体很容易积累
银(Ag)	0.05	主要作用是美容，引起皮肤变色。在低浓度情况下毒害海藻
铀(U)		基于化学毒性和可能引起肾破坏的浓度，而不是放射性质
镭(226+228)		放射线对人体的作用是有害的，但是可避免的
氯化物(Cl)	250	高浓度时可能影响水味。牲畜的允许浓度约 3000mg/L
铜(Cu)	1.0	小量是无毒的且为人体代谢所必需的。大量则可能引起呕吐或肝损坏。低浓度时毒害鱼和水生植物
铁(Fe)	0.3	无毒，但可影响水味
锰(Mn)	0.1	影响水味并可能使衣服着色，高浓度时对动物有毒
硫酸盐(SO_4)	250	能影响水味，偶尔用者有轻泻作用。人能够耐受 600mg/L，牲畜能够耐受 1000mg/L

续表 1.3

项　目	一　类	二　类
镉及其化合物/mg·L⁻¹	≤0.002(轻度污染区)[3] ≤0.005	≤0.003(轻度污染灌区) ≤0.010 ≤0.050(绿化地)
砷及其化合物/mg·L⁻¹	≤0.05(水田) ≤0.1(旱田)	≤0.1(水田) ≤0.5(旱田)
六价铬化合物/mg·L⁻¹	≤0.1	≤0.5
铅及其化合物/mg·L⁻¹	≤0.5	≤1.0
铜及其化合物/mg·L⁻¹	≤1.0	≤1.0(土壤 pH<6.5) ≤3.0(土壤 pH>6.5)
锌及其化合物/mg·L⁻¹	≤2.6	≤3.0(土壤 pH<6.5) ≤5.0(土壤 pH>6.5)
硒及其化合物/mg·L⁻¹	≤0.02	≤0.02
氟化物/mg·L⁻¹	≤2.0(高氟区) ≤3.0(一般地区)	≤3.0(高氟区) ≤4.0(一般地区)
氰化物/mg·L⁻¹	≤0.5(土层<1m 地区) ≤1.00(一般地区)	≤0.5(土层<1m 地区) ≤1.0(一般地区)
石油类/mg·L⁻¹	≤5.0(轻度污染灌区) ≤10.0	≤10.0
挥发性酚/mg·L⁻¹	≤1.0(土层<1m 地区) ≤3.00	≤1.0(土层<1m 地区) ≤3.0
苯/mg·L⁻¹	≤2.5(土层<1m 地区) ≤5.0	≤2.5(土层<1m 地区) ≤5.0
三氯乙醛/mg·L⁻¹	≤0.5(小麦) ≤1.0(水稻、玉米、大豆)	≤0.5(小麦) ≤1.0(水稻、玉米、大豆)
丙烯醛/mg·L⁻¹	≤0.5	≤0.5

续表 1.3

项　目	一　类	二　类
硼/mg·L^{-1}	≤1.0(西红柿、马铃薯、笋瓜、韭菜、洋葱、黄瓜、梅豆、柑桔) ≤2.0(小麦、玉米、茄子、青椒、小白菜、葱) ≤4.0(水稻、萝卜、油菜、甘兰)	≤1.0(西红柿、马铃薯、笋瓜、韭菜、洋葱、黄瓜、梅豆、柑桔) ≤2.0(小麦、玉米、茄子、青椒、小白菜、葱) ≤4.0(水稻、萝卜、油菜、甘兰)
大肠菌群/个·L^{-1}	≤10000(生吃瓜果收获前一星期)	≤10000(生吃瓜果收获前一星期)

注:①在以下具体条件的地区,全盐量水质标准可略放宽:

a. 在水资源缺少的干旱和半干旱地区;

b. 具有一定的水利灌排工程设施,能保证一定的排水和地下径流条件的地区;

c. 有一定的淡水资源能满足冲洗土地中盐分的地区;

d. 土壤渗透性较好,土地较平整,并能掌握耐盐作物类型和生育阶段的地区。

②轻度污染灌区指污染物含量超过土壤本底上限,但农作物残留不超过农作物本底上限。

1.4.3　黄铁矿氧化

硫酸盐、特别是黄铁矿和钙块云母的氧化是专门化学问题,也是某些尾矿处理非常烦恼的问题。通常,在矿石中存在黄铁矿(FeS_2)时,在浮选过程中从精矿中排出,最后以磨矿粒度随尾矿排放。虽然黄铁矿的存在是特定矿体所特有的,但黄铁矿可能与各种矿石的尾矿伴生,包括铅-锌、镍、金、铜、煤和铀。

在游离氧出现的时候,黄铁矿氧化,形成酸性条件。这一反应的基本机理是金属硫化物与水、氧化合,产生金属氢氧化物和硫酸。业已证明,除了化学氧化以外,细菌(硫杆菌属氧化铁杆菌)氧化作用实际上是酸生成的后期阶段的决定性过程。

在运营的尾矿库中,尾矿常呈饱和状态,孔隙充满水,抑制了黄铁矿的化学氧化。然而,当闭库时,尾矿内水位下降,空气进入孔隙,有助于造成黄铁矿氧化环境,即便尾矿废水开始是碱性的或中性的,也可能产生酸性条件。例如,某含黄铁矿的铀尾

矿库，选矿废水经中和处理后 pH 值达 8 排放，闭库后约 15a，未饱和部分尾矿内黄铁矿氧化，pH 值降低达 3，并伴随溶液中金属和放射性污染物的广泛迁移。

还有一个硫代盐类氧化生成酸的问题，这在加拿大东部某些金属矿山很普遍。硫代盐类是选矿废液中硫酸盐化合物，包括硫代硫酸盐（$S_2O_3^{-2}$）、连三硫酸盐（$S_3O_6^{-2}$）和连四硫酸盐（$S_4O_6^{-2}$），它们是在磨矿和选别期间解离出的。硫代盐氧化可能成为极隐伏的问题，因为在尾矿废水直接排放或渗漏进入接受河流之前，并不能生成酸。硫代盐氧化的祸首是氧化硫杆菌，其为影响黄铁矿氧化的细菌同族。消除选矿废水的硫代盐类的有效方法是生物处理。

1.4.4 各种尾矿

尾矿性质因所选别矿石和特定加工方法而变化，可以适当的指数性质如粒度、比重和可塑性等加以表征。本节简要介绍几种尾矿的产生和一般性质。

（1）铅—锌　铅—锌常为共生，多采用浮选方法同时提取，一般处于强碱性条件。铅—锌矿常伴随石英质或白云质围岩，产生坚硬的、有棱角的尾矿颗粒。有的矿山通过旋流分成尾矿砂和尾矿泥，尾矿砂用作地下矿山充填料或构筑尾矿坝。尾矿砂与尾矿泥的级配区别很显著，排至尾矿库的尾矿特性取决于是否进行旋流分离。

铅—锌尾矿，即便是尾矿泥，一般具低粘土含量、低可塑性。比重变化一般较宽，常在 2.8～3.6 之间。高比重明显与尾矿中黄铁矿的存在有关。

（2）金—银　与铅—锌矿一样，金和银常成共生矿体并联合提取。浮选方法对低品位浸染矿床几乎是普遍适用的。金—银精矿是选矿作业的最终产品，而有些选厂，精矿通过氰化钠溶浸进一步处理，这对尾矿废水性质有显著影响。如果进行氰化物溶浸，要求强碱条件，通常采用填加石灰办法实现。

金—银尾矿的级配曲线往往变化很宽，其反映选厂（或池

成尾矿泥中的高岭土。碱性溶浸方法通常需要磨细，大多数在－0.075mm。

由于铀全尾矿的砂质粒级含量高，一般无塑性，而尾矿泥的塑性因粘土含量和原矿矿物组成的不同从低到高变化很大。铀尾矿的比重 2.6～2.7。

铀尾矿及尾矿废水都包含低浓度的半衰期为 1620a 的放射性核素镭（Ra_{226}），其主要富集在尾矿泥中，较少量存于尾矿砂中。放射性材料可能通过水和空气这两种途径进入环境和食物链。废液中包含的镭可能经由渗漏水进入地下水，进而被摄取。此外，固体尾矿颗粒中包含的镭可能衰变成气态氡（Rn_{222}），排入空气中的氡很快衰变成小的、短龄的子颗粒，包括钋（Po_{218}）、铅（Pb_{214}）、铋（Bi_{214}）和钋（Po_{214}），它们可能通过肺摄入。

因此，必须通过严格的规范对尾矿排放加以限制。为了减少渗漏，通常要求尾矿库基础铺设垫层。尾矿库闭库后，通常规定采用一定厚度的惰性土覆盖尾矿，以减少氡射气。然而，铀尾矿对健康和环境的危害程度目前仍是一个争议的问题。

（6）铁　我国的铁矿石大多为磁铁矿和红铁矿，由于品位低，铁原矿的尾矿率平均达 53.6%。一般磨矿较细，尾矿平均粒度 0.05mm 左右，－0.075mm 粒度超过 50%的选厂约占 70%，我国鞍本地区的几个矿山、酒钢矿山等，－0.075mm 粒度超过 70%。全尾矿一般无塑性，尾矿泥塑性指数 6%～14%，比重 2.8～3.0。

（7）铝土矿　通常在热氢氧化钠溶液中清洗磨碎的矿石，浸出氧化铝，产生的尾矿称之红泥，其含赤铁矿、络合硅酸盐，而石英和粘土矿物显著减少。废液呈强碱性，pH 值 12～13。

尾矿的大部分为矿泥粒级，显示出低塑性，塑性指数 7%～9%，液限约 46%，比重变化在 2.6～3.3 之间，其决定于铁的含量。

铝土矿尾矿的某些性质与粘土质尾矿有关，显示出低的沉降－固结速率，在常应力下具有一定的随时间变化的蠕变特性。

（8）磷酸盐　磷酸盐尾矿几乎同时显现出各种尾矿复杂的、异常的性态。在磷酸盐加工成磷酸的过程中产生选矿尾矿和石膏尾矿。

首先，选别磷酸岩，在磷酸盐矿石开采和（或）破碎之后，洗掉细粒矿石，即所谓磷酸盐粘土，以中性（pH7～8）的尾矿排放，而磷酸盐的有用成分保留在较粗颗粒中，较粗的矿石颗粒再用浮选方法解离，产生磷酸盐精矿，余下的尾矿砂一般量很小。磷酸盐尾矿泥一般是最细尾矿之一，基本上在－0.15mm，且以粉砂和粘土粒级为生，有的尾矿泥不仅粒度极细，还有较高的活动粘土矿物如蒙脱石、绿坡缕石、高岭土和伊利石。由于这些粘土矿物具有极缓慢的固结特性，所以尾矿泥具有极高的孔隙比，甚至在尾矿沉积几年之后，孔隙比仍在 5～10 的范围内。结果使尾矿处置占据广大地面积，孔隙中滞留大量水，在许多年间都妨碍复田实施。磷酸盐尾矿泥的比重在 2.5～2.8 之间，液限和塑性指数范围分别在 120%～200%和 90%～150%。有效的排放方法和降低磷酸盐尾矿泥的容积已成为重大的研究课题。

然后，通过加热（焙烧）消除有机物，采用硫酸处理方法把磷酸盐精矿加工成磷酸（P_2O_5），同时生成石膏尾矿，其主要由水合硫酸钙组成。石膏尾矿的废水 pH 值一般 1～3，且高含氟化物。石膏尾矿几乎全部为粉砂粒级，无塑性。比重 2.2～2.4。石膏尾矿具有两个突出特性：一，它显示出适当的胶结作用；二，它在常应力下经受较大的、长期的蠕变。这两个特性影响石膏尾矿坝设计，因为胶结作用往往有助于边坡加陡，而蠕变可能使坝体破裂产生溶解空洞。

（9）天然碱　天然碱赋存于页岩层中，开采天然碱必然包含一定量的页岩杂质。通过热水溶解处理破碎的矿石，剩下的不溶物（主要是页岩颗粒）即尾矿，以及大量废水，其为碱性，pH 值 9～11，排至池中蒸发。

尾矿由有棱角但较软的页岩的砂质颗粒、较细的粉砂质和粘土颗粒组成。塑性从低到高，比重约 2.5～2.7。

（10）煤　根据煤层特性、开采方法和最后用户的质量要求，可能需要加工煤，目的是为了消除煤和岩石的细颗粒，因为其可能造成过大量的粉灰或妨碍燃烧；或为了消除黄铁矿，以减少硫含量。

蒸汽锅炉用煤的加工主要为重选，基本上在干燥状态生产和加工，产生粗废碴。目前逐渐地实行湿选和浮选产生细废碴即尾矿。细粒尾矿主要由煤颗粒和页岩的粉砂--粘土颗粒组成。由于含有煤，尾矿比重较低；由于粘土矿物的存在，产生一定的塑性。细尾矿颗粒级配、塑性和比重往往显示出区域性变化，一般地，比重 1.4～2.4，液限 20%～60%，塑性指数 2%～30%。

（11）沥青砂　沥青砂或含油砂用来生产原油。矿石是未完全固结的砂岩，基本上不需要破碎或磨矿。首先把矿浆置于热水和蒸汽中回收石油，再采用浮选方法进行二次回收。氢氧化钠是处理的添加剂，使废水 pH 值变化在 8～9 之间。

尾矿比较粗，但存在由粉砂、粘土和油碴组成的大量软泥。软泥的不良沉积和固结特性使沥青砂尾矿的处置复杂化，其沉积的孔隙比高达 10，大量占用尾矿库容积。由于含油砂尾矿的生产率极高，需要尾矿坝达到很高的上升速度，因而影响坝体稳定性。

1.4.5　尾矿的分类

由上可见，不仅各种矿石的尾矿有很大变化，就是同一种矿石也因矿体赋存性质和选矿方法有很大差异，很难系统归纳。现仅据尾矿的基本物理特性将其分作 4 类（参见表 1.4），即：

第 1 类，软岩尾矿。主要由页岩型矿石产生的，包括细煤废碴、天然碱不溶物等。这些尾矿中尽管包含一定数量的砂质颗粒，但尾矿泥的粘土性质显著地从总体上影响尾矿的物理性质和状态。

第 2 类，硬岩尾矿。主要包括铅—锌、铜、金—银、钼、镍、钴、锡、钨、铬、钛等类型矿石。尾矿以砂质颗粒为主，虽然尾矿泥占很大比例，但因源于破碎的母岩而非粘土，故在总体上不能对尾矿性态起到控制性的影响。

第3类，细尾矿。其含很少或不含砂质颗粒．包括磷酸盐粘土、铝土矿红泥、铁细尾矿、沥青砂尾矿中的矿泥。这些矿泥的特性对这些尾矿的性态起着支配作用，它们需要非常长的时间沉淀和固结，极为软弱，可能需要很大的库容。

表 1.4　尾矿的分类

类　别	尾　矿	一般特性
软岩尾矿	细煤废碴 天然碱不溶物 钾	包含砂和粉砂质矿泥，但因粉砂质矿泥中粘土的存在，可能控制总体性质
硬岩尾矿	铅—锌 铜 金—银 钼 镍（硫化物）	可包含砂和粉砂质矿泥，但粉砂质矿泥常为低塑性或无塑性，砂通常控制工程的总体性质
细尾矿	磷酸盐粘土 铝土矿红泥 铁细尾矿 沥青矿尾矿泥	一般很少或无砂粒级，尾矿的性态，特别是沉淀—固结特性受粉砂级或粘土级颗粒控制，可能造成排放容积问题
粗尾矿	沥青砂尾矿 铀尾矿 铁粗尾矿 磷酸盐砂 石膏尾矿	主要为砂或无塑性粉砂级颗粒，显示出似砂性态及有利于工程的特性

第4类，粗尾矿。从总体上讲，这些尾矿的特性受相当粗砂颗粒所决定，就石膏尾矿而论，则受无塑性粉砂所决定。这种类型尾矿包括沥青砂的粗粒尾矿、铀矿、石膏、粗铁尾矿和磷酸盐砂尾矿。

因为同一类别尾矿具有大体相近的物理特性，因此，也可能具有大体相近的排放问题。这样，在对所要处理的一种尾矿缺少

实际资料的情况下，尾矿的类别也可能提供有益的参考。此外，对于特定的选厂，磨矿工艺的变化可能产生非常大量的细粒尾矿，从而改变尾矿的类属，并引起新的排放问题。然而，必须承认，上述分类只反映各种尾矿类型的总体物理特性和工程行为，而在某些场合，化学特性和环境因素可能远比物理特性重要。

1.4.6 尾矿废水的分类

从综合工程意义上讲，尾矿库设计不是由固体物性质决定的，而是由废水性质决定的，因此，不能单独地考虑尾矿的物理性质，还需全面了解尾矿废水的化学性质，这样才能系统地阐明尾矿库工程的风险水平。

浮选和溶浸都可能使矿石化学变性。在浮选过程中添加各种有机化学药品，如脂肪酸、油和聚合物，因为它们一般浓度较低，毒性较低，污染意义不大。然而，浮选中 pH 调节可能对选矿废水和无机成分产生重大影响，如果实行酸性或碱性溶浸的话，则加重这种影响。矿石中现有的化学-矿物成分是决定选矿废水化学性质的最重要因素，选矿中 pH 调节可能从母岩中解离出许多组分，因此，pH 往往是选矿废水成分的有效指示器。现依据 pH 值将尾矿废水分作 3 类：

第 1 类，中性的。简单的洗选和重选作业可造成这种条件，其 pH 没有显著变化，废水中的化学成分主要限于母岩中以中性 pH 可溶解的那些，而可能使硫酸盐、氯化物、钠和钙的浓度略有提高。

第 2 类，碱性的。废水 pH 提高也可能导致硫酸盐、氯化物、钠和钙的浓度提高。虽然存在某些金属污染物，但常常不出现很高浓度的阳离子重金属的广泛活动。

第 3 类，酸性的。降低 pH 提高了许多金属污染物的平衡水平，酸性溶浸的废水可能显示出象铁、锰、镉、硒、铜、铅、锌和汞这样阳离子成分的高含量。酸性废水也显示出象硫酸盐和（或）氯化物这些阴离子浓度提高。

此外，还有专门性废水类型。酸性和碱性溶浸铀可能解离出

放射性镭（Ra_{226}）和钍（Th_{230}）。如果废水要从尾矿库中排出，则必须强行采用石灰中和和（或）氯化钡共沉淀方法使镭（Ra_{226}）浓度降低到较低水平。

如果溶浸金—银或浮选铅和钨，氰化物则是有毒成分。氰化物较不稳定，在有氧存在的情况下，很快蜕变成低毒性氰化物形式。氰化物自然蜕变的机理有酸化作用、空气中 CO_2 吸收和挥发作用、光分解、氧化作用和生物分解作用，这些过程最终使尾矿库废水中氰化物浓度降低，但可能需要相当长的时间，这取决于氰化物的浓度水平。

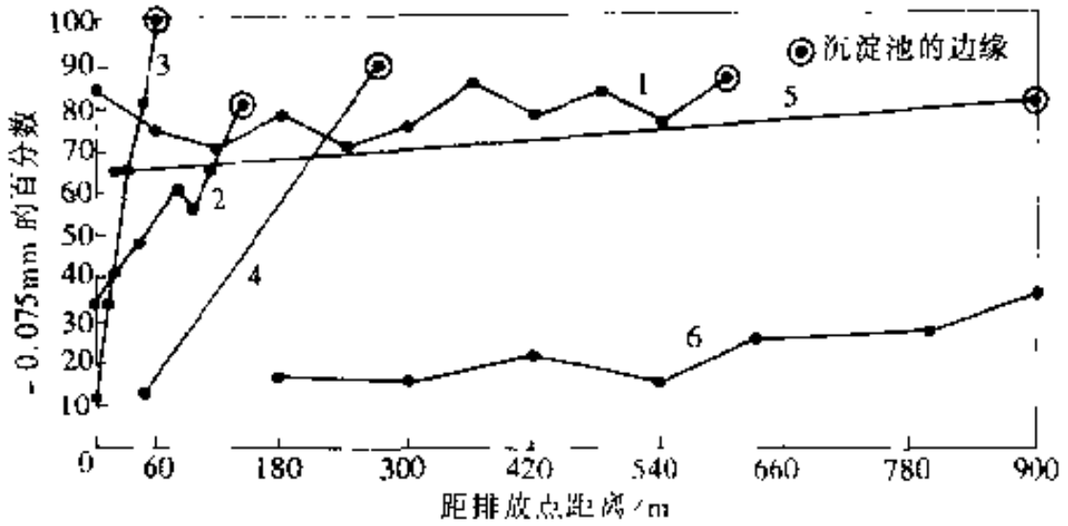
还有一种含砷毒性废水。在砷与矿石共生的场合，选矿过程使砷解离在废水中。对于含金的砷黄铁矿，一定要先通过焙烧除砷，以便有效的浸出，然后排放到适当地点，最好不排进尾矿库。

大多数尾矿类型，沉积滩坡度向沉淀池倾斜，且在头几十米，平均坡度0.5%～2.0%，较陡坡度的范围是由全尾矿排放的较高浓度和（或）较粗粒级所决定的；在沉积滩的较远地方，平均坡度可缓达0.1%；再远地方，沉积过程则与连续变迁的网状水流通道的沉积相似。

这样的沉积过程产生高度不均匀的沉积滩，在垂直方向上，尾矿砂的沉积是分层的，在厚度几厘米范围内，细粒含量变化一般可高达10%～20%，如果排放点或排放管间隔大，在短的垂距上，细粒含量可发生50%以上的变化。此外，在尾矿砂沉积滩内，尾矿泥薄层所造成的这样急剧分层也可能由于沉淀池水周期性浸入沉积滩、而细粒薄层由悬浮液中沉淀下来所致。

水平方向上的变化往往也很大，尾矿浆在沉积滩上运移过程中，较粗颗粒首先从尾矿浆中沉淀下来，只有当尾矿达到沉淀池的静水中时，较细的悬浮颗粒和胶质颗粒才沉淀下来，形成尾矿泥带。Kealy等[2]在实验室模型中研究了沿沉积滩发生的粒度分级。在尾矿从尾矿浆中沉淀时，颗粒通过跳动和滚动沿沉积滩表面传输，水力分级使得沉积滩上较细颗粒总的趋势是向更远处传送和沉积。

然而，在尾矿沉积滩上实测的粒度横向变化性表明，其变化形式要比实验室模拟结果复杂得多。图2.1示出几个尾矿沉积滩的细颗粒含量随距离的变化。粒度分级程度从很高变化到几乎无分级，显然取决于全尾矿排放的级配特性，粒度变化范围宽的尾矿浆很可能比级配不良尾矿浆更明显地显现出沉积滩的粒度分级。可是，因为大多数选厂磨矿过程所产生的粒度范围颇为相近，单单依据级配不足以说明所观察的差异。实际上，排放的尾矿浆体浓度控制沉积滩颗粒的分级，较低的浆体浓度往往有助于较大颗粒分离。一般认为，浆体浓度之差如达10%～20%，则可能引起横向粒度分布的较大变化。



曲线	尾矿类型	比重 G	排放尾矿 -0.075mm 的%	排放尾矿浆体浓度
1	金			
2	铜	2.7	45	45
3	铅－锌尾矿泥	3.4	75	<40
4		2.7	38	30
5		2.7	60	50
6	铜	3.0		

图 2.1　沿尾矿沉积滩的粒度分级

尾矿泥沉积过程按照完全不同于尾矿沉积滩的沉积方式，尾矿泥从池中悬浮液中沉淀下来不包含颗粒跳动或滚动的分级，而是比较简单的垂直沉降过程。尾矿泥的沉降速率可能对澄清水所必须的沉淀池尺寸及可用作选矿循环水量有重大影响。在实验室，通过向玻璃圆筒内灌注一定浓度的均匀尾矿浆测定沉降速率，随时记录水与沉淀固体之间的界面变化。图 2.2 示出典型的沉降速度测定结果，由曲线的线性部分求出沉降速率。完全沉积之后，可以按圆筒估计沉积尾矿泥的孔隙比，给出野外条件下尾矿泥将采用的初始孔隙比。表 2.1 示出各种尾矿泥的典型沉降速率，就各种尾矿泥的塑性和比重变化而言非常相近。

表 2.1 尾矿泥沉降速率

尾矿泥类型	比重 G	塑性指数/%	沉降速率/cm·h^{-1}
铜	2.7	10	9.45
	2.7	9	4.27
磷酸盐粘土	2.8	125	5.18
铜一锌	2.9	0	11.58
	4.0	0	15.46

在缺乏实验室沉降试验数据时，确定沉淀池尺寸的经验准则是允许 5 天的澄清时间，每天排放尾矿每 1000t 约占 40000～100000m^2 池表面积。

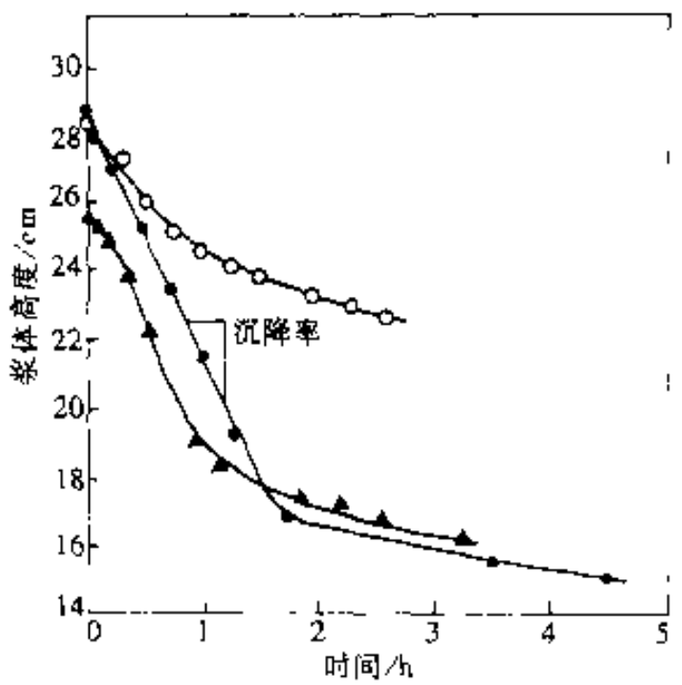


图 2.2 铜尾矿泥试样的典型沉降速率测定结果

2.2 密　　度

2.2.1 原地密度

尾矿原地密度的估计在尾矿库规划的早期阶段是特别重要的，因为，特定选厂尾矿生产率所需要的库容积通常要根据尾矿

的沉积密度来确定。

原地密度可以用干密度（γ_d）或孔隙比（e）表示。表 2.2 示出几种尾矿的实测的典型值，其中，在特定尾矿的孔隙比或干密度的范围内，较低的孔隙比或较高的干密度通常与沉积层内较大深度相关，相反地，最高孔隙比或最低干密度通常与沉积后浅表材料有关。

表 2.2　典型的原地密度

尾矿类型	比　重 G	孔隙比 e	干密度 γ_d/g·cm^{-3}
油砂			
尾矿砂		0.9	1.39
尾矿泥		6～10	
铅－锌			
尾矿泥	2.9～3.0	0.6～1.0	1.49～1.81
	2.6～2.9	0.8～1.1	1.28～1.65
金－银			
尾矿泥		1.1～1.2	
钼			
尾矿砂	2.7～2.8	0.7～0.9	1.47～1.59
铜			
尾矿砂	2.6～2.8	0.6～0.8	1.49～1.76
尾矿泥	2.6～2.8	0.9～1.4	0.99～1.44
铁燧石			
尾矿砂	3.0	0.7	1.76
尾矿泥	3.1	1.1	1.47
	3.1～3.3	0.9～1.2	1.55～1.68
磷酸盐			
尾矿泥	2.5～2.8	11	0.22
石膏	2.4	0.7～1.5	0.96～1.44
铝矾土			
尾矿泥	2.8～3.3	8	0.32
天然碱			
尾矿砂	2.4～2.5	0.7	1.47
尾矿泥	2.4～2.5	1.2	1.09

用孔隙比可以比较好地表示一般趋势，其可以排除比重变化

尾矿平均渗透系数随着－0.075mm 的细粒含量增加而降低，但是，细粒百分含量并不是渗透系数的最有效指示，Mittal 和 Morgenstern 证明[3]，尾矿的平均渗透系数最好以众所周知的 Hazen 公式预测：

$$K = d_{10}^2 \tag{2-1}$$

式中，K 为平均渗透系数；d_{10}为重量 10%颗粒通过的粒度尺寸，mm。Mabes 等证明[4]，Hazen 公式可以推广应用到无塑性尾矿泥。然而，根据颗粒尺寸估计的平均渗透系数不能考虑总体上决定尾矿沉积层渗透性的各个重要因素。这一点，下面将作简要讨论。

2.3.1 各向异性的影响

由于尾矿沉积的层状性质，使得沉积层水平方向和垂直方向渗透性显示出显著差异，对于比较均匀的尾矿砂层和水下沉积的尾矿泥带，水平渗透系数与垂直渗透系数之比 k_h/k_v 一般变化在 2～10 范围。对于比较干净尾矿砂与尾矿泥之间的过渡带，由于较细颗粒和较粗颗粒的互层，可能有较高的各向异性比。在排放方法不能得以充分控制的场合，尾矿沉积形成广泛的尾矿砂与尾矿泥的互层，其 k_h/k_v 可能高达 100 以上。

2.3.2 距排放点距离的影响

尾矿渗透性随距排放点距离的变化程度是一个重大争议问题。根据实验室模拟研究，可以形成一个概念模型，即靠近排放点的高渗透性尾矿砂带、中间渗透性带和低渗透性的尾矿泥带，每个带的相对宽度取决于排放尾矿浆中砂质粒级和泥质粒级含量的相对比例，以及沉淀池水相对于排放点的位置。图 2.4 的数据表明，某些尾矿沉积层的渗透性变化确实与上述概念模型相符，水平方向和垂直方向渗透性都随距排放点距离增大而呈规则的降低。

但据 Volpe 报告[5]，某些铜尾矿沉积滩平均渗透系数随距离的总体变化并不很显著，以浓度 45%～50%排放的尾矿，其变化仅约 10 倍。Soderberg 等[6]介绍的数据表明，某些沉积层的渗透系数变化不尽规则，几乎显示出随距离的随机变化。

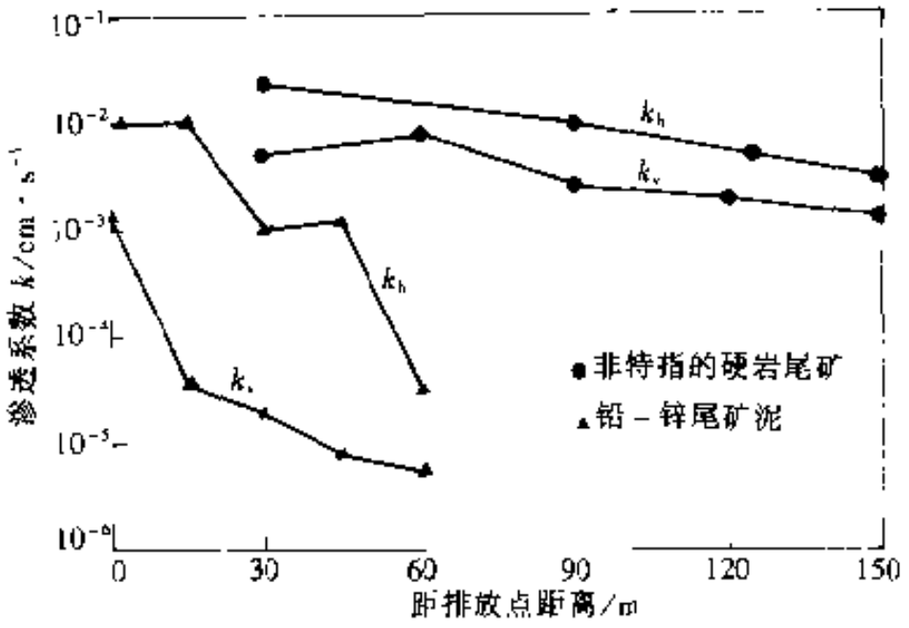


图 2.4　充分分级的尾矿沉积滩、渗透系数及其各向异性随距排放点距离的变化

在尾矿沉积过程中，粒度分级程度和排放方法在一定意义上控制渗透系数随距离的系统变化程度，变化较大的沉积层很可能是尾矿排放颗粒尺寸范围相当宽的地方；以低浓度排放的地方；为使沉积滩上尾矿泥层沉积最小而非常靠近的间隔排放点和排放管的地方。为了比较准确地估计渗透系数随距离的变化，任何特定的尾矿类型都需要进行专门的沉积层取样试验。

2.3.3　孔隙比的影响

孔隙比（或干密度）对尾矿渗透性的影响已在实验室进行了广泛研究，图 2.5 示出各种尾矿孔隙比与平均渗透系数之间的关系。虽然大多数尾矿砂和低塑性尾矿泥渗透系数相差很大，但随孔隙比降低的变化趋势基本上是一致的。就大多数尾矿沉积层逐深度所达到的孔隙比变化范围而言，尾矿砂渗透系数可降低约 5 倍，而尾矿泥渗透系数大体可降低 10 倍，因为尾矿泥具有较高的可压缩性。由于尾矿泥层显示出渗透系数较大降低的原因，在尾矿砂和尾矿泥互层的沉积层中，其总体上控制垂直渗透性，各向异性比 k_h/k_v 往往随深度而增大。

磷酸盐尾矿泥和油砂矿泥则例外，尽管其具有高塑性和高粘

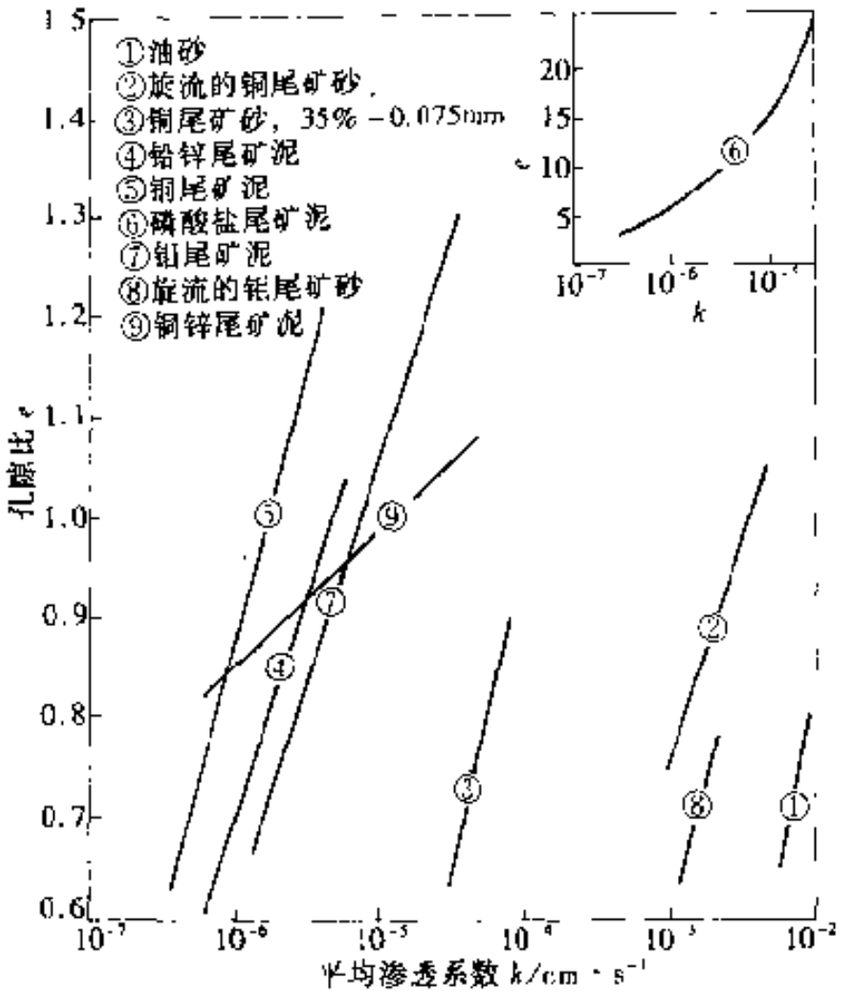


图 2.5　平均渗透系数随孔隙比的变化

土含量，但这些材料在沉积后具有极高的孔隙比，渗透系数变化可高达 10^{-4}cm/s，在高度固结所产生的孔隙比下，渗透系数可能接近 10^{-8}cm/s 或更低。

2.4　变形特性

2.4.1　压缩性

尾矿是三相体，在荷载作用下的压缩包括尾矿颗粒的压缩、孔隙中水的压缩和孔隙的减小。在常见的工程压力 100～600kPa 范围内，尾矿颗粒和水本身的压缩是可以忽略不计的，因此，尾矿沉积层的压缩变形主要是由于水和空气从孔隙中排出引起的。可以说，尾矿的压缩与孔隙中水的排出是同时发生的。粒度越粗，孔

隙越大，透水性就越大，因而尾矿中水的排出和尾矿沉积层的压缩越快，颗粒很细的尾矿则需要很长的时间。这个过程叫做渗透固结过程。

由于尾矿的松散沉积状态、高棱角性和级配特性，它们的压缩性都比类似的天然土大。在传统土力学中，一维压缩（固结）试验极广泛地用来评价土的压缩性。但是，尾矿试验解释则比较复杂，因为加荷曲线的“原始压缩”段和“再压缩”段之间不总是象天然粘土一样完全明显分开。按照经典土力学理论，有些尾矿泥可能显示出前期固结作用，有似于粘土所表现出来的前期固结。然而，大多数尾矿砂，即使在前期固结之后，孔隙比与压力关系曲线（$e-\log P$ 曲线）显示出较大曲率。所以，压缩系数的分析必须说明所施加的压力范围。表 2.5 列出一维压缩试验确定的压缩指数的典型值，以及测定这些值的应力范围和相应的初始孔隙比。

应力历时变化对尾矿泥压缩性的影响与天然粘土相似。超固结使 $e-\log P$ 压缩曲线的初始再压缩段比较平缓。水上尾矿泥沉积层，由于干燥作用或毛细吸取，可能产生超固结，但是，大多数尾矿泥沉积层前期固结作用在量值上和垂直深度上都有限。在典型的深度范围内，处于正常固结状态的压缩是最有意义的。

正如表 2.5 中数据所说明的，尾矿砂与尾矿泥之间的差异是影响压缩指数的最基本因素。尾矿砂的 C_c 一般变化在 0.05 到 0.10 范围，而大多数低塑性的尾矿泥的 C_c 值一般变化在 0.20 到 0.30 范围，后者高于前者 3 到 4 倍。另一重要因素是尾矿砂和尾矿泥在沉积层中的密度或孔隙比，初始状态越疏松或越软弱，在荷载作用下压缩越大。

表 2.5　尾矿压缩指数 C_c 的典型值

尾矿类型	初始孔隙比 e_0	压缩指数 C_c	应力范围/kPa
铁燧石细粒尾矿	1.37	0.19	24～958
铜尾矿泥	1.3～1.5	0.20～0.27	1～958
铜尾矿砂（旋流）		0.28	
	1.10	0.05	10～96
	（D_r=0）	0.11	96～958

续表 2.5

尾矿类型	初始孔隙比 e_0	压缩指数 C_c	应力范围/kPa
油砂尾矿砂		0.09	
	1.0	0.06	10～958
	$(D_r=0)$		
铝沉积滩尾矿砂	0.72～0.84	0.05～0.13	24～958
金尾矿泥	1.7	0.35	144～4788
铅一锌尾矿泥	0.7～1.2	0.10～0.25	48～575
细煤粉碴	0.6～1.0	0.06～0.27	
磷酸盐尾矿泥	>20	3.0	5～77
铝矾土尾矿泥	1.6～1.8	0.26～0.35①	48～958
石膏尾矿	1.3	0.07①	24～239
		0.28	239～958

注：①压缩性决定于荷载持续时间。

表 2.5 中，有几种材料具有极好的压缩性。磷酸盐粘土尾矿泥，因为高的初始孔隙比和高活性粘土矿物的存在而具异常的可压缩性。此外，铝矾土尾矿泥和石膏尾矿也都显示出异常的时间相关变形特性，可能是由于颗粒间的粘结和（或）各颗粒的蠕动所致。这些材料的压缩性是荷载持续时间的函数，难以用传统方法评价。

2.4.2 固结

尾矿沉积层在荷载作用下孔隙中自由水逐渐排出，孔隙体积逐渐减小，孔隙压力逐渐转移到尾矿骨架承担，这一过程称之尾矿固结作用。固结使尾矿沉积层产生压缩变形，同时也使尾矿的强度逐渐增长，因此，固结既引起坝体（和基础）沉降，又控制坝体（和基础）稳定性，是尾矿库工程中最重要工程性质之一。

按照太沙基理论，材料固结的时率可分作主固结和次固结阶段。主固结控制常荷载下孔隙压力消散的速度，其对某些类型稳定性问题和渗漏问题有重要意义。

尾矿砂主固结发生很迅速，甚全难以在实验室测定。获得的少量数据表明，沉积滩尾矿砂固结系数 C_v 变化从 $5\times10^{-1}cm^2/s$

到 $10^2 cm^2/s$，尾矿泥的固结系数 C_v 一般在 $10^{-3}\sim10^{-4} cm^2/s$ 范围，处于与天然土相同的量级。表 2.6 列出一些尾矿砂和尾矿泥 C_v 的典型值。

表 2.6　固结系数 C_v 的典型值

尾矿类型	$C_v/cm^2\cdot s^{-1}$	尾矿类型	$C_v/cm^2\cdot s^{-1}$
铜尾矿砂（沉积滩）	3.7×10^{-1}	铅-锌尾矿泥	$10^{-4}\sim10^{-2}$
铜尾矿泥	$10^{-3}\sim10^{-4}$	细煤粉碴	$3\times10^{-3}\sim10^{-2}$
钼尾矿砂（沉积滩）	10^{2}	铝土矿尾矿泥	$10^{-3}\sim5\times10^{-2}$
金尾矿泥	6.3×10^{-3}	磷酸盐尾矿泥	2×10^{-4}

然而，尾矿泥的固结系数 C_v 随孔隙比 e 的变化趋势很不一致，这一点与天然粘土完全不同，如图 2.6 所示。铜尾矿泥 C_v 随孔隙比降低而增大[7]，在相应于前期固结压力范围内应力的孔隙比下，天然粘土一般显示出相反的形态。金尾矿 C_v 随孔隙比降低略降低[8]。磷酸盐粘土尾矿泥的 C_v-e 关系曲线形态更为特殊，其在孔隙比很宽的变化范围内 C_v 显示为常数[9]。铜—锌和钼尾矿泥显示出更为异常的变化趋势[10]。

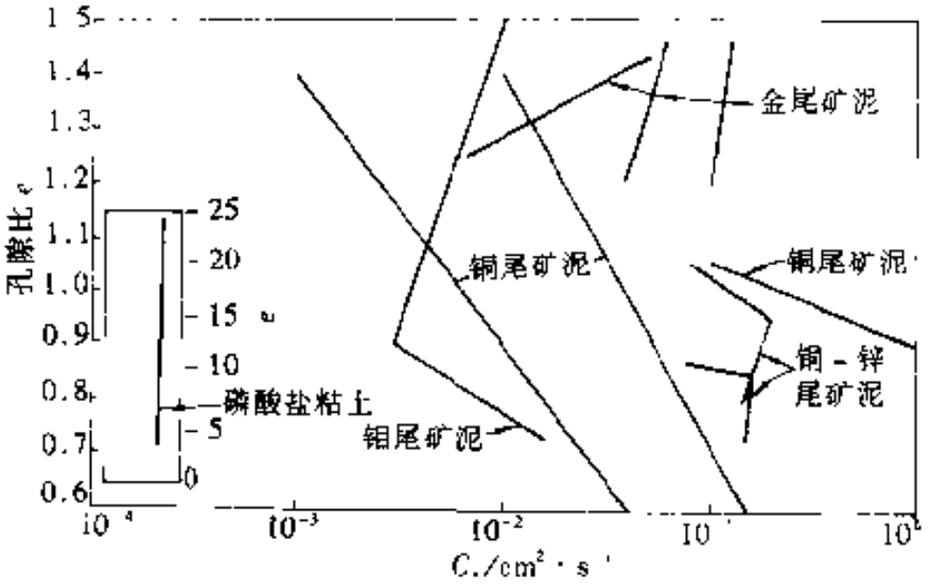


图 2.6　各种尾矿泥固结系数 C_v 随孔隙比 e 的变化

固结特性是渗透性和压缩性的函数，因此，固结系数可依据

渗透性和一维压缩的应力－应变特性表达如下：

$$C_v = \frac{k}{\gamma_w m_v} \tag{2-2}$$

式中 k——渗透系数；

γ_w——水的密度；

m_v——体积变化系数，$m_v = \frac{\partial \varepsilon}{\partial \sigma}$，其中 ε 为应变量，σ 为应力值。

这样，C_v 随孔隙比的变化则与渗透性的相应变化、应变对应力的变化率建立起关联。天然土壤的固结系数主要受渗透性变化的控制，而尾矿泥则比较复杂，渗透性可能在一定孔隙度范围内起决定性作用，在另一些场合，应力--应变特性则起决定性作用。这种复杂性使得有关孔隙比对 C_v 的影响不能通则化，因而每种材料的 C_v 变化都必须通过实验室实际测定。

大多数类型尾矿，在常荷载下，甚至在主固结引起的孔隙压力消散基本完成之后，次压缩常产生连续变形。尾矿砂和无塑性尾矿泥的次压缩可能是由于荷载作用下连续的颗粒重新排列和颗粒间滑动造成的。而且，由于颗粒间水的存在，促使颗粒间接触处连续的裂隙扩展，这也可能是造成某些高棱角的尾矿颗粒的次压缩的原因。然而，尾矿的次压缩性是很小的，从实用观点讲，与主固结相比，没有什么实际意义。但石膏尾矿则例外，它是蠕变作用支配固结性态，以致于经典的太沙基固结理论不再适用。

2.5 抗剪强度特性

为坝体稳定性分析，普遍采用三轴剪切试验，在改变排水条件下测定材料的强度特性。最基本试验方法有固结排水（CD）和固结不排水（CU）试验。开始，两者都要把试样固结到固结应力 $\bar{\sigma}_c$，其相当于剪切之前坝体（或基础）中某一点的初始有效应力。固结之后，或者按排水条件剪切试样，迫使剪切过程产生的全部孔隙压力充分消散；或者按不排水条件剪切试样，阻止剪切过程

产生的孔隙压力消散。不同排水条件的试验得到不同的强度包线，应用于不同的孔隙压力环境。

2.5.1 排水抗剪强度

固结排水试验只得到有效应力包线和有效摩擦角ϕ，一般适合于不需要考虑剪切作用产生孔隙压力场合的分析。图2.7示出根据固结排水试验得出的有效应力莫尔包线的一例。在此例中，假设为描述坝体内某一特定点的应力条件只进行一个试验。首先，根据覆盖层垂直压力计算所讨论点的总应力，然后，应减去初始孔隙压力，即渗流产生的静孔隙压力或预先加荷产生的超孔隙压力，以及到用于试验的有效固结应力σ_c。为防止剪切过程中孔隙压力上升，应以足够缓慢的速率通过增加主应力进行试样剪切，得到破坏时莫尔包线（图2.7），表示出初始有效应力$\bar{\sigma}_c$与破坏时破坏面上可调动的最大排水抗剪强度的关系。

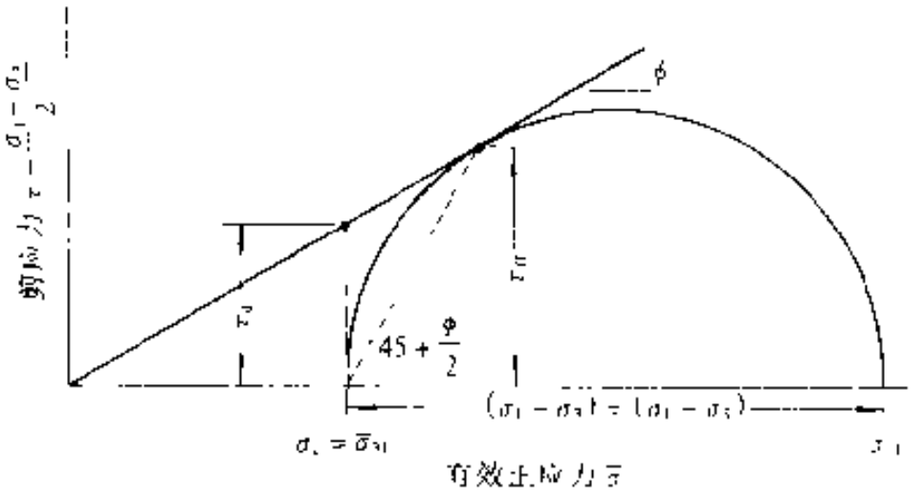


图2.7 固结排水三轴试验得到的有效应力强度包线

理论研究表明，破坏时破坏面上最大剪应力（τ_f）以初始有效固结应力为原点成$45°+\bar{\phi}/2$角发生。但在稳定性分析中，通常根据莫尔包线上相应于σ_c点选取设计强度τ_d，因此，设计抗剪强度值一般略低于莫尔包线的判断值。

尾矿常处于松散沉积状态，但因其颗粒具有高度的棱角性，使之仍有较高的排水（有效应力）抗剪强度，在同样密度和应力水

平情况下，尾矿的有效摩擦角$\bar{\phi}$一般比类似的天然土壤高出 3°～5°。尾矿基本上无粘结力，因此，在实验室试验中通常显示出有效粘结力 $\bar{C}=0$。从这个意义上讲，尾矿抗剪强度决定于有效正应力和内摩擦角。

初始密度（或孔隙比）对尾矿的有效应力强度的影响很小，在尾矿沉积层常见的密度范围内，尾矿砂有效摩擦角$\bar{\phi}$变化很少超过 3°～5°，尾矿泥如果出现超固结，则可对$\bar{\phi}$有较小的影响。

影响尾矿有效摩擦角的最重要因素是测定$\bar{\phi}$时的应力范围。即便施加较低的应力水平，在有棱角颗粒的接触点上应力也很高，足以使颗粒压碎，结果往往得到弯曲的强度包线，特别是在低应力水平段尤为明显，例如图 2.8 示出的金—银尾矿砂的排水直剪试验结果，应力变化 0～150kPa，包线正切变化 41°～29°。图 2.9 示出较致密尾矿砂在较高应力范围的数据，可以看出，在应力约达 280kPa 时，旋流铜尾矿砂和油砂尾矿颗粒压碎和扩张的联合作用都非常明显，在较高应力下，$\bar{\phi}$保持相对恒定。

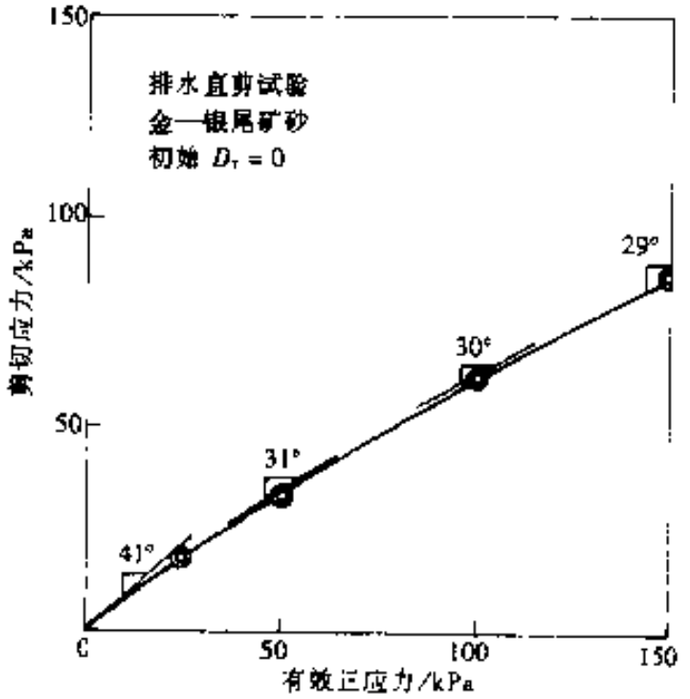


图 2.8　低应力水平下强度包线弯曲

表 2.7 示出各种尾矿基于原状试样和扰动试样的实验室试验

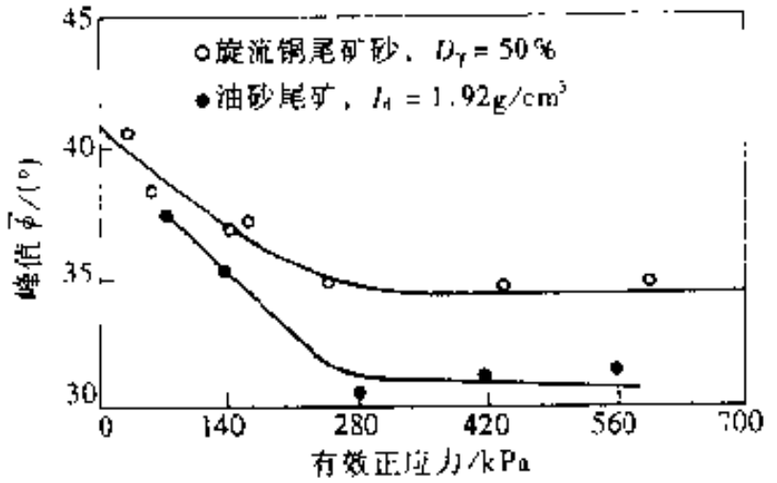


图 2.9　$\bar{\phi}$随应力水平的变化

测定的有效摩擦角值。大多数尾矿材料的$\bar{\phi}$值一般在 30°～37°范围内，这是在很宽的应力范围内平均求得的。还可以看出，尾矿砂和尾矿泥的$\bar{\phi}$值差异很小，但细煤粉碴例外，其可能因包含较高塑性的粘土，峰值较低。另外，只有原地粘结的石膏尾矿具有明显的有效粘结力 $\bar{C}$。

表 2.7　排水剪切试验测定的有效摩擦角$\bar{\phi}$值

尾矿类型	$\bar{\phi}$/ (°)	有效应力范围/kPa
铜尾矿		
尾矿砂	35～37	0～670
尾砂泥	33～37	0～670
钼		
沉积滩尾矿砂	32～38	
铁矿石		
尾矿砂	34.5～36.5	
尾矿泥	33.5～35	
铅—锌—银		
尾矿砂	33.5～35	
尾矿泥	26～30	
金尾矿	28～40.5	0～960
细煤粉	22～39	0～290
	22～35	0～1200
铝矾土尾矿泥	42	0～190
石膏尾矿	32 ($\bar{C}$=24kPa)	0～180

2.5.2 不排水抗剪强度

不排水抗剪强度隐含地考虑快速施加剪应力所产生的孔隙压力，这对评价众多尾矿沉积层破坏所表现的流状性态是非常重要的。普遍采用固结不排水三轴剪切试验测定不排水抗剪强度，其得到总应力强度参数即总应力摩擦角 ϕ_T 和总应力粘结力 C_T。在固结不排水剪切试验中，某些尾矿可能表现出总应力粘结力，它不同于“假象”的有效应力粘结力，它是“真实”现象。但是，它的量测需在试验过程中有足够的反压力，以防孔隙水空化。

图 2.10 示出典型的固结不排水试验结果。试验中，试样固结到与前面同样的 $\bar{\sigma}_c$，其通过上部覆盖层应力减去初始静孔隙压力或超孔隙压力而确定。因为在固结不排水试验中防止剪切过程中

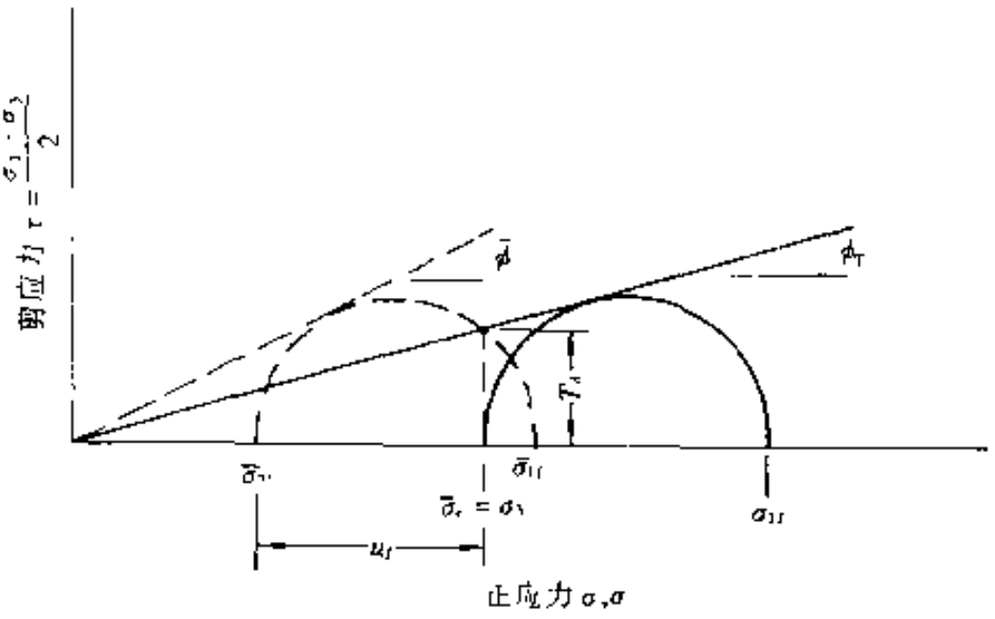


图 2.10 固结不排水三轴试验得到的总应力强度包线

排水，所以当孔隙压力产生时，部分作用荷载由孔隙水传递，得到的不排水抗剪强度和相应的总应力摩擦角 ϕ_T 均低于固结排水试验结果。

如果在固结不排水试验中测定孔隙压力，也可以据此得到有效应力包线。正如图 2.10 所示，有效应力莫尔圆是以量值等于试验破坏时产生的孔隙压力 u_f 向左移。

不排水莫尔包线提供初始有效应力 $\bar{\sigma}_c$ 与破坏时破坏面上调动的不排水抗剪强度之间的关系，它不同于有效应力包线，因为它包含剪切过程中产生的孔隙压力，一般适合于外部荷载变化比材料排水能力快的场合的稳定性分析。

在应用三轴固结不排水试验得到的不排水强度包线时，存在一定理论缺陷：固结不排水试验中各向同性固结过高估计了原地各向异性固结的材料强度；三轴试验的不排水抗剪强度受剪切过程中所作用力系的影响，为近似沿滑动面出现的条件，须改变试验加荷条件，否则可能产生误差。

表 2.8 示出各种尾矿未扰动的正常固结试样进行的固结不排水三轴剪切试验测定的 ϕ_T 和 C_T 值。与表 2.7 数据对比可以看出，在尾矿沉积层典型的初始孔隙比范围内，与之相应的总应力摩擦角 ϕ_T 较同样材料的有效应力摩擦角 $\bar{\phi}$ 略低 15°左右，即多在 14°～24°范围。总应力粘结力 C_T 一般变化在 30～70kPa 之间，而且尾矿砂与尾矿泥的 C_T 值相差不大。在试验的初始孔隙比范围内，似乎孔隙比对 ϕ_T 有较小的系统影响，对 C_T 有较明显的影响，较致密尾矿初始孔隙比在 0.5～0.8 范围时，产生较高的总应力粘结力，而当初始孔隙比超过 1.0 的较松散材料（主要是尾矿泥），其总应力粘结力往往很低，甚至没有。

表 2.8　典型的总应力抗剪强度参数

尾矿类型	初始孔隙比 e_0	总应力摩擦角 ϕ_T/（°）	总应力粘结力 C_T/kPa
细煤粉碴	0.5～0.8	16～24	30～72
铅尾矿砂	0.8	14	38
铜全尾矿		13～18	0～96
铜尾矿砂	0.7	19～20	34～44
铜尾矿泥	0.6	14	62
	0.9～1.3	14～24	0～19
	1.1	14	0
铅－锌尾矿泥	0.8～1.0	21	0
金尾矿泥		28	0
铝矾土尾矿泥		22	5

此外，还需叙及不固结不排水（UU）三轴试验，即按不排水方式剪切试样，但剪切前不固结。理论上，应得到平缓的或 $\phi=0$ 的强度包线。这种试验考虑了剪切作用产生的孔隙压力，但是，只有当能够获取原位已经受过固结的试样时，当加荷发生得快，使之不能预期消散剪切过程产生的孔隙压力时才适用。实际上，不固结不排水试验取得的不排水抗剪强度实用于软粘土基础上快速的初始坝施工场合，或者在尾矿泥上快速堆置后期坝的某些场合。

确定不排水抗剪强度随有效固结应力或深度变化的试验方法还有不排水直剪试验和现场十字板试验。

某些天然粘土表现出“标准化”的不排水强度特性，这样，最好以直剪试验测定固结不排水抗剪强度，其与三轴试验不同，不因各向异性固结而人为地引起高的不排水抗剪强度，只是快剪不足以产生剪切过程中的真实不排水条件，务须在整个剪切过程中改变正应力，以产生等体积条件。

标准化强度比 $S_u/\bar{\sigma}_c$ 与有效固结应力 σ_c 大小无关，只随超固结比（OCR）变化。图 2.11 所介绍的数据表明，磷酸盐尾矿泥与天然粘土相当，显示出这样标准化强度特性。图 2.12 示出无塑性铅-锌尾矿泥沉积样的试验结果。很明显，$S_u/\bar{\sigma}_c$ 与固结应力相关，两条曲线之间的散度随超固结比（OCR）增大而扩大。一般地说，这种尾矿材料不符合标准化强度特性，然而，对于正常固结的材料（$OCR=1.0$），曲线散度极小，$S_u/\bar{\sigma}_c=0.20$（图 2.12）。有趣的是这个值完全相当于图 2.11 中正常固结的磷酸盐尾矿泥的数据。因此说，正常固结的尾矿泥的不排水抗剪强度，对估计其下限值是有用的。

也可以用十字板剪切仪直接在现场测定不排水抗剪强度，为尽力保持试验过程中不排水条件而采用快剪。然而，对于无塑性尾矿泥，即便采用快剪也不能保证在等体积条件下测定不排水抗剪强度。而且，由于尾矿沉积的成层性质，特定尾矿泥沉积层中完全可能存在薄层的尾矿砂层，其促进试验过程中排水，这不只

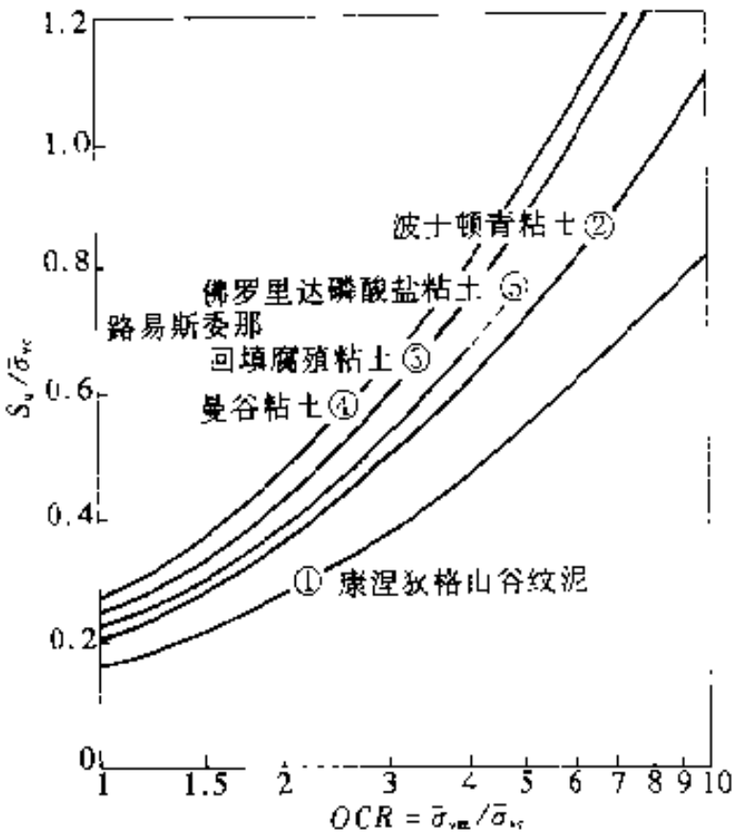


图 2.11　不排水直剪试验求得的 S_u/σ_c

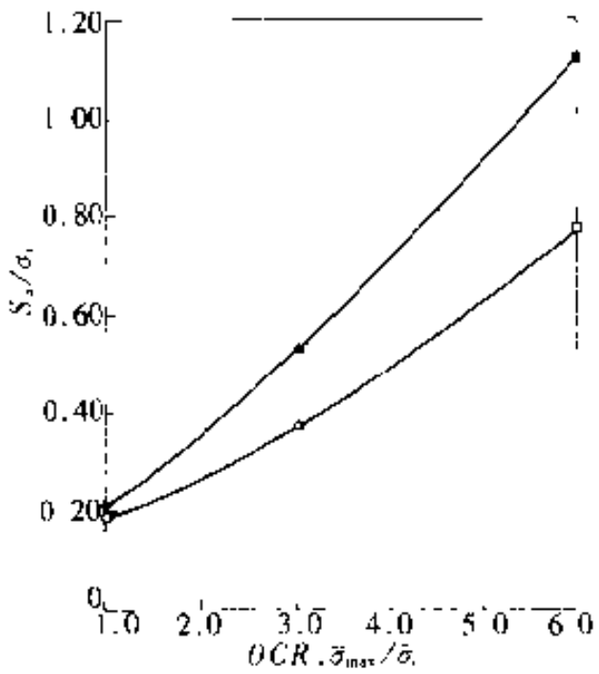


图 2.12　尤塑性铅—锌尾矿泥沉积试样不排水直剪试验结果

是可能的、而且会实现的。有人主张采用十字板剪切仪进行慢剪试验，实现完全排水，测定尾矿的有效抗剪强度参数，但同样也

受到成层性的类似困扰。慢剪是以防止“平均”材料孔隙压力上升，但不能考虑孔隙压力消散很慢的试验段内有很细颗粒或塑性尾矿泥层的存在。十字板剪切过程中，无论旋转速率如何，尾矿中实际排水特性难以确定。因此，尽管十字板剪切试验可以得到有用的指数数据，但在为稳定性分析选用排水或不排水抗剪强度时应谨慎处之。

2.5.3 三轴试验的应力—应变特性

在三轴剪切试验中，尾矿的应力—应变特性大体与类似级配的松散至中等密度的天然土相似。在水力沉积的尾矿密度下，很少发生显著的扩张。应力—应变数据通常以破坏时较大应变以及在大应变情况下破坏后强度的很小或没有降低为标志。

图 2.13 示出铜尾矿泥的剪应力、有效应力比和孔隙压力对应变的典型曲线，数据是在代表性初始孔隙比（$e_0=0.9\sim1.2$）下以固结不排水三轴试验取得的。图 2.13*a* 示出剪应力—应变曲线，在

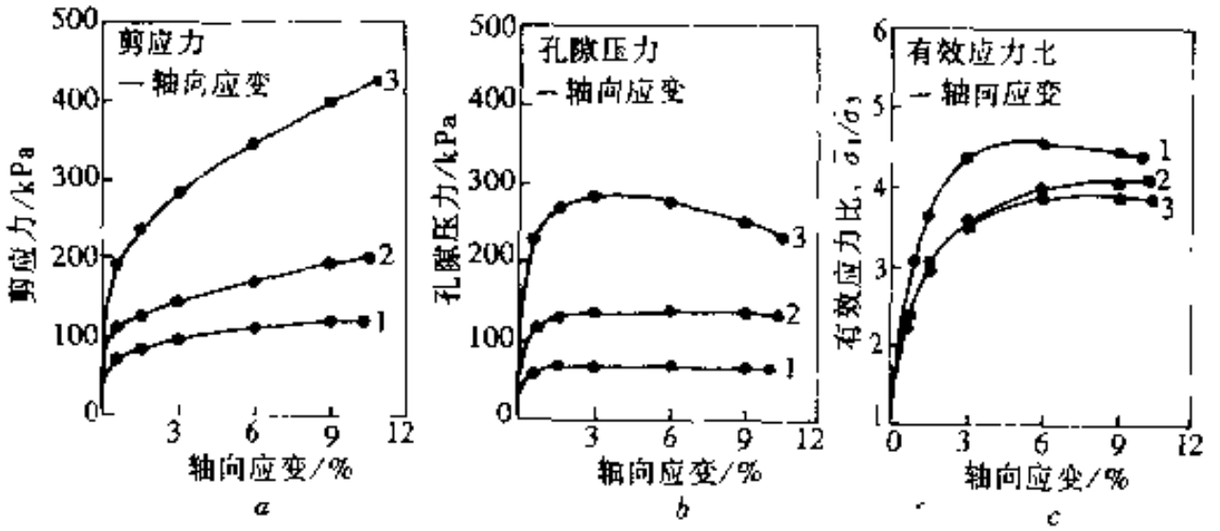


图 2.13 铜尾矿泥的典型应力—应变特性

a—剪应力—应变曲线；*b*—孔隙压力—应变曲线；*c* 有效应力比—应变曲线

1—$\bar{\sigma}_c=100$kPa；2—$\bar{\sigma}_c=200$kPa；3—$\bar{\sigma}_c=400$kPa

整个试验过程中基本上按照 5%～10%应变连续上升，往往显示不出明显的峰值或破坏后的降低。这可能与所采用的应变控制试验方法有关，因为应变控制方式不可能精确地反映不排水条件下

发生的峰值后强度的降低。因此，如果峰值后强度降低成为尾矿坝设计的关键性因素，例如在尾矿沉积层内可能发生大应变的场合，应力控制试验方式则可能为评价峰值后强度降低所必须的。

较低初始孔隙比的尾矿试样，相当于经受过机械压密，常常发生剪应力的峰值后降低，在较低侧限应力(50～100kPa 以下)条件下，这种降低最为明显。峰值抗剪强度普遍发生在轴向应变约2%～4%处，且在大应变情况下，峰值后抗剪强度可能仅为峰值的 50%。随着侧限应力的增加，这种降低变得不甚明显，在较高侧限应力条件下，相应于峰值剪应力的轴向应变增大到约 5%以上。

图 2.13*b* 示出铜尾矿泥的孔隙压力—应变响应曲线。在典型的初始孔隙比条件下，孔隙压力变化显示出与剪切强度变化相似，但有达到峰值的趋势，然后在大应变状态下保持常数或略降低。高初始孔隙比的尾矿，相当于初始沉积，直到发生应变 10%以上，孔隙压力还可能达不到最大值。

图 2.13*c* 示出铜尾矿泥的有效应力比—应变响应曲线。在较低的侧限压力条件下，明显地显示出峰值。峰值有效应力比出现在较高应变区，而随着侧限压力的增加则非清晰可辨。这种状态与较低相对密度的有棱角的天然砂极为相近。

2.5.4 循环抗剪强度

影响沉积土层循环抗剪强度的因素主要有相对密度、粒度特性、沉积方法、时效和以前地震史。而尾矿具有明显的棱角性，水力沉积的，且往往时间很新，未必经受过以前的地震振动。因此，在同样相对密度条件下，尾矿与天然土壤的循环抗剪强度之间可能没有什么直接关联。

与天然无粘结力土一样，尾矿的循环抗剪强度受相对密度控制，但尾矿的相对密度比大多数天然土低，因此，在较少的应力反向循环之后，尾矿可能经受大的循环应变。通常，以循环应变达 10%作为应变相关破坏准则，这时大多数尾矿或多或少地同时发生初始液化（孔隙压力等于侧限压力）。

3 尾矿排放方式

3.1 导　　引

尾矿库设计是至关尾矿库工程质量的事前决策过程，系统地讲，应当包括6个设计单元，即：

（1）天然容积区和构筑物；

（2）输送管路和渗流控制措施；

（3）尾矿管理系统；

（4）稳固和土地恢复工程；

（5）废水处理系统；

（6）尾矿库监测。

这6个单元各自拥有不同的辅助系统和支持系统，但在设计思想上，在总成本上彼此相互影响，构成一个有机整体。

尾矿库设计和建设需要了解尾矿的物理力学性质如抗剪强度、固结、渗透、沉降特性；需要分析尾矿固料和废水的矿物、化学组分；需要确定尾矿库场地条件，包括地质、水文、地形和土壤剖面等资料。图3.1示出新矿山尾矿系统设计程度[24]。本书旨在论述尾矿库工程的分析与管理，因此而不按6个单元的设计体系编排本书结构，但为了建立工程的整体概念，在开始涉及有关尾矿库设计内容之前，简要地说明尾矿库设计的一般性准则和方法。

尾矿库设计所要考虑的问题包括：

（1）尾矿排放系统的选择；

（2）库区的选择；

（3）水力输送系统的选择（例如有无预先浓密、重力、压力及重力—压力结合）；

（4）尾矿坝构筑方法与排放方式的选择；

（5）根据容积和澄清水质量要求进行沉淀池选择；

（6）废水处理流程的选择。

由于经济上原因，尾矿库一般尽可能靠近矿区建设，所以，从某种意义讲，库址选择是尾矿库设计的强制性约束条件，因而必须精心评价。首先，备选尾矿库区必须具有良好的地质、工程地质条件，以保证坝体的长期稳定性；其次，尾矿库区要有适宜的地形条件，以使地表径流绕过坝体或穿经尾矿排出；再者，必须考虑适宜的排放方法（本章将详细讨论）。如果在矿区附近无适宜场地可选，则要远距离泵送尾矿浆至满意场地。据我国20个矿山的调查表明，尾矿平均泵送距离为3400m，加拿大60个矿山尾矿平均泵送距离为2000m，据日本报道，最长尾矿管路70km。

如果尾矿需要远距离泵送，则在总体设计中需要考虑以下几个技术问题：

（1）尾矿浆浓度尽可能高，最好在40%～65%范围内，不仅使之容易泵送，也使泵的规格和管路直径最小。如果要循环用水，较高的浆体浓度则意味要泵回选厂的水量减少；

（2）排放速度至关重要，如果排放速度低，容易造成粗粒尾矿析出、则需要大直径输送管路；如果速度太高，则将磨损管路并增加动力消耗；

（3）泵型选择：对于短距离输送，最好采用离心泵，而长距离输送，最好采用正排量泵；

（4）为了减少泵和管路的磨蚀，必须考虑制造材料的耐磨性能，例如业已使用合成聚合物、耐磨橡胶等。

全面的尾矿管理应当包括：

（1）容积区和垫层；

（2）尾矿沉积方法（点、线或周边排放，高浓度排放，旋流分级）；

（3）尾矿库排水方法（汇集与排泄、溢流、虹吸、暗渠）；

(4) 废水处理；

(5) 未污染地表水道的分流；

(6) 水的再循环；

(7) 矿山排水的再利用；

(8) 尾矿库作业技术（湿、半干或干态）和最佳沉积条件；

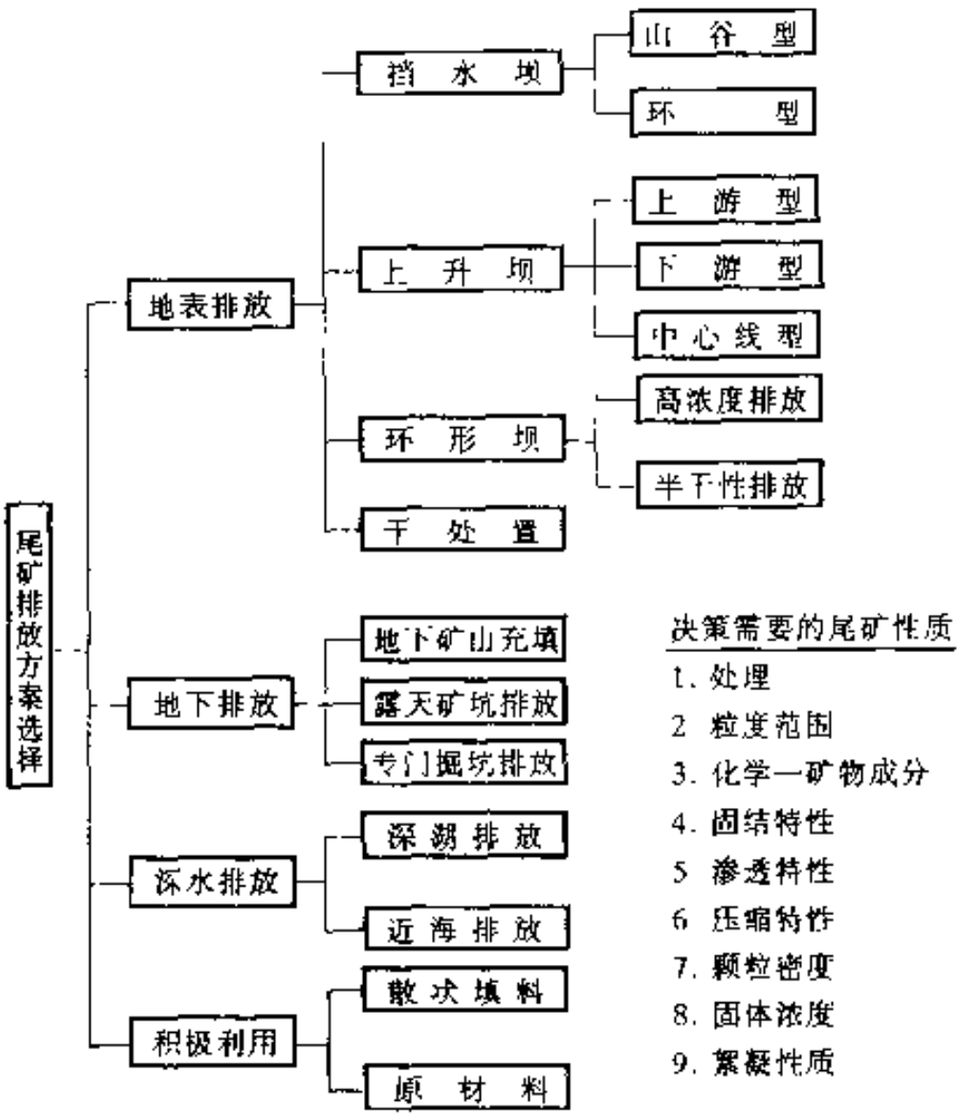


图 3.2 尾矿排放方案的选择

(9) 为实现尾矿优化管理，监控：

- 库区内尾矿的分级与分布，从而了解细粒尾矿和尾矿泥的位置与数量；
- 作业期间，影响地下水渗流和坝体破坏的水位；
- 尾矿区内不同沉积带的密度和渗透性；

· 控制 pH 的添加剂；

（10）失效的预防措施，以保证最大的可靠性。

从上面的概念性论述中可以看出，至关尾矿排放规划的不仅是尾矿的自然性质和场地的工程性质，还有适宜排放方法的选择。地表排放是目前最普遍使用的排放方法，仍在尾矿管理中占有重要地位。然而，由于经济条件、技术条件和管理条件的发展，必将产生更实用的、更有创新性的排放方法。本章以下几节仅就当前采用的几种排放方法作以简要介绍。图 3.2 列出可选择的几种排放方案。

3.2 地表排放

按一般概念，尾矿的地表排放是采用某种类型堤坝形成拦挡、容纳尾矿和选矿废水的尾矿库，使尾矿从悬浮状态沉淀下来形成稳定的沉积层，使废水澄清再返回选厂使用。因尾矿排放浓度及与之相应坝型的差异，地表排放方式可有挡水坝、上升坝、环形坝和干处置。

3.2.1 挡水坝

尾矿排放用的挡水坝是在开始向尾矿库排放之前一次性地按全高构筑的坝。筑坝材料通常取用各种天然土。图 3.3 示出典型的挡水坝结构，其包括不透水心墙、排水带、渗滤层和上游堆石。可依据普通土坝技术进行渗滤层、内部渗流控制和坡度设计，但因尾矿坝上游边坡不经受陡然的水位下降，故可采用陡于普通蓄水坝上游坡度。

挡水坝适宜于蓄水要求高的尾矿库，例如暴雨径流流入量大的尾矿库，或者因选矿工艺的制约限制尾矿废水再循环的场合，或者尾矿沉淀需要大的贮水容积和蒸发面积的场合，或者为控制尾矿废水污染当地水系的场合。

挡水坝因建库地势不同可分山谷坝和环形坝。山谷坝是在山谷排泄区起始段、跨过山谷筑坝，通常坝内设不透水心墙，库底

从而使之不受可能的侵蚀和洪水影响，可以按一定通道排放废水，使之对地表水污染最小。由于底面平缓，形状规则，便于铺设垫层。由于能够附加筑坝，便于随意扩大库容。但因坝长则需要大量筑坝材料，同时也增大了风蚀的可能性和坝体破坏的风险。

从工程角度看，挡水坝适用于任意类型和级配的尾矿，适用于任意排放方法，抗震性能较好，坝体一次筑就，无升高速度的限制，防渗性能要求较高，因此，筑坝成本较高。

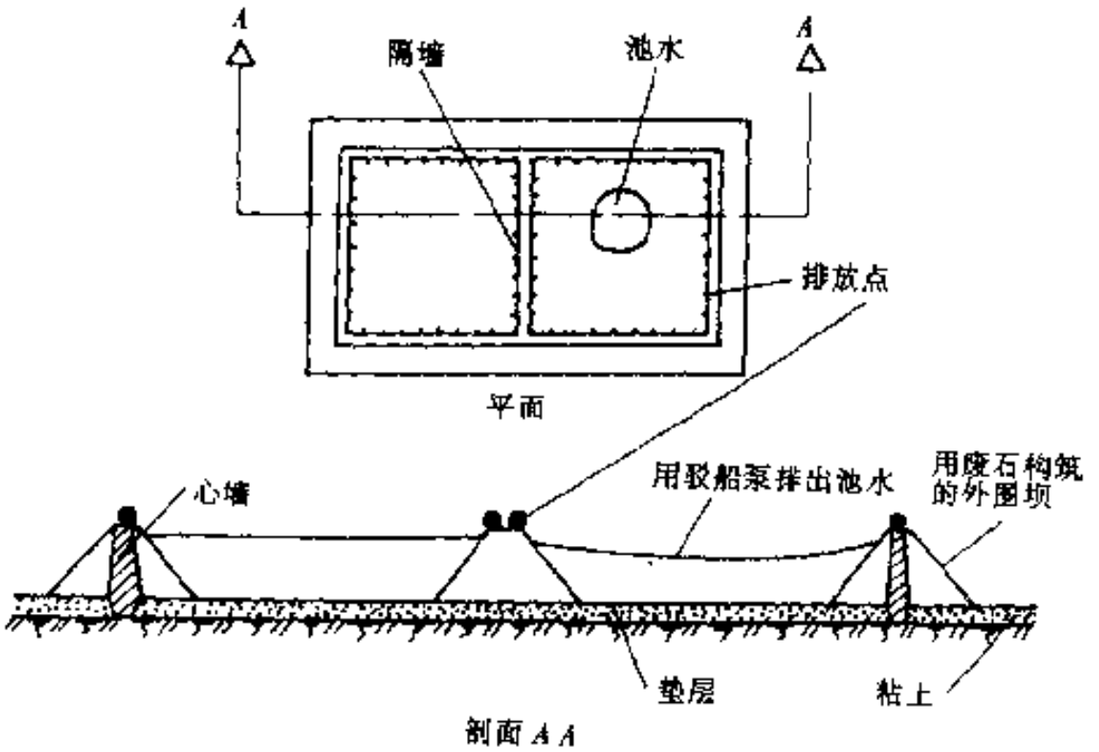


图 3.5　环形坝型尾矿库

3.2.2　上升坝

地表尾矿库使用最普遍的是上升坝，其与挡水坝不同，是在尾矿库整个服务期间分期构筑的坝。首先构筑初期坝，初期坝高设计一般考虑尾矿库使用头 2～3a 的尾矿产量以及适当的洪水流入量。继后按照预定的尾矿上升高程、库中允许洪水蓄积量齐步并升。上升坝采用来源广的建筑材料，包括天然土、露天和地下开采的废石、水力沉积或旋流尾矿砂。

上升坝的优点很明显：第一，由于在尾矿库整个服务期间分

配建设费用，初期工程费用低，只是初期坝构筑所必要的成本。在较长时间内间隔支出将使贴现的总成本降低并取得较大的现金流量受益。第二，由于不必在筑坝初期一次性备齐筑坝材料，这样，在筑坝材料的选择上可有很大的灵活性。如果在采选期间，坝体上升与其生产率同步，则采矿废石或尾矿砂可以提供理想的筑坝材料。在不能取得适合的天然土的某些场合，则可能必须利用矿山废石筑坝，更何况，即便有适合的天然土可用，废石也要处置，在运输距离不过长的情况下，除了发生一定数额的压密费用外，材料是“免费”提供的。

上升坝，依据坝体上升过程中坝顶线相对于初期坝位置的移动方向，可分作三类：上游坝、下游坝和中心线坝。

3.2.2.1 上游坝

图 3.6 示出上游坝升高方法。首先构筑初期坝并从坝顶周边排放尾矿，形成沉积滩，以后逐次以前一期沉积滩为基础，逐次排放尾矿，坝体随之升高，直至达到最终设计高度。

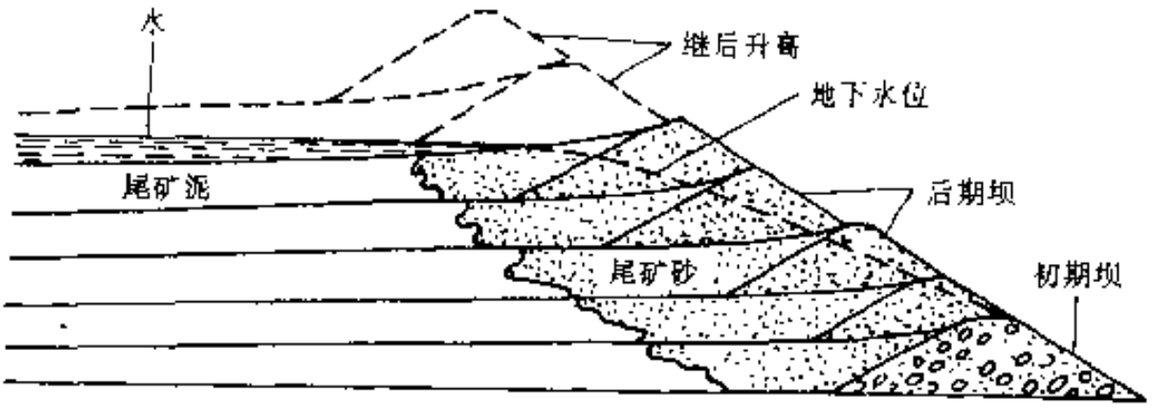


图 3.6 上游坝升高方法

上游方法适用的关键是尾矿形成一定承载能力的沉积滩，其为周边坝提供有力的支撑。一般地，要求排放的全尾矿中砂粒级含量不少于 40%～60%。第 1 章叙及的软岩尾矿和细尾矿、或为地下采矿充填旋流出尾矿砂的尾矿有碍于上游方法筑坝。上游方法主要优点有二：第一，周边坝施工只需要少量的填料，沉积滩

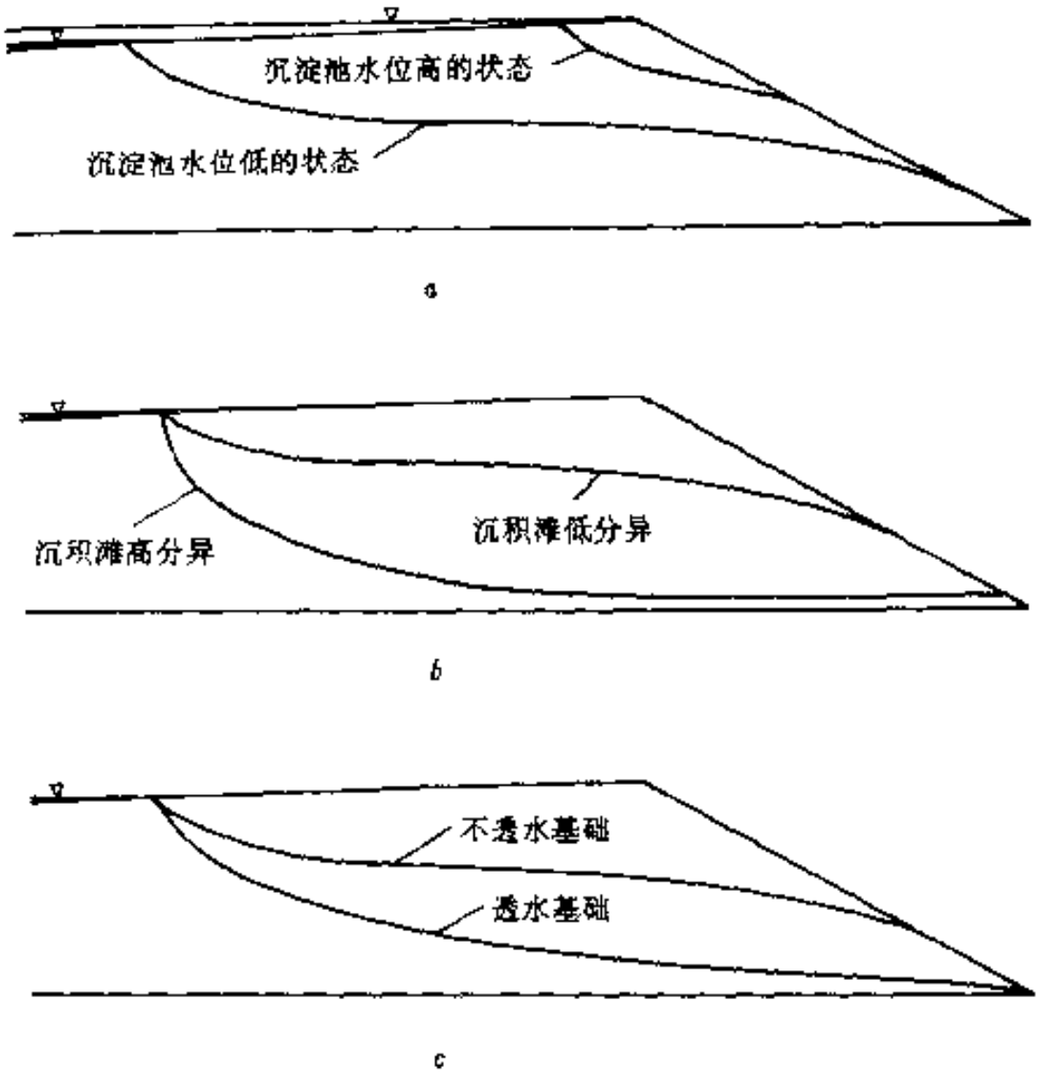


图 3.7　影响上游坝地下水位的因素

a— 沉淀池水位置的影响；*b*—沉积滩尾矿粒度分级和侧向渗透性的影响；*c*—基础渗透性的影响

泥中可引起超孔隙压力，升高速度超过 15m/a 必将遭受超孔隙压力引起的破坏。

3.2.2.2　下游坝

图 3.8 示出下游坝升高方法。开始，在初期坝后面排放尾矿，继后，在下游坝坡面上填充尾矿，逐期形成上升坝。为了切实地控制地下水位，往往在坝体内采取结构措施，例如不透水心墙和内部排水系统。采用这些措施便可以直接贴近坝体内面蓄积大量水。但是，在某些情况下，假如池水不贴近坝体内面，假如坝体本身充分透水，这样，在没有坝体内部不透水心墙和排水系统情

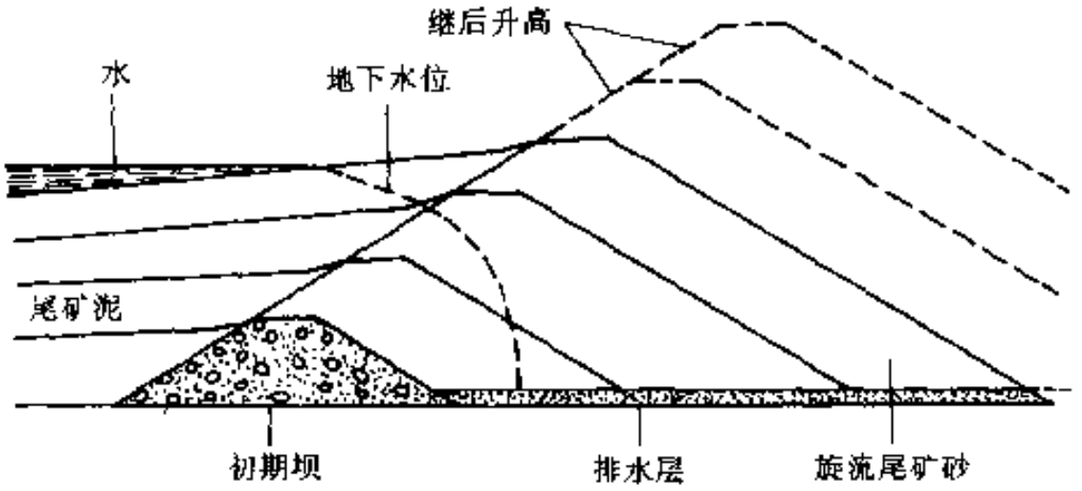


图 3.8　下游坝升高方法

况下，通过控制沉积滩的周边排放，形成宽的干坡段，也能很好地控制地下水位。

一般地，下游坝升高方法适于蓄积大量水和尾矿的条件，由于坝内能保持低地下水位，且整个充填体可得以压实，故下游坝具有较好的抗液化能力，可用于强震区。与上游坝升高方法不同，下游坝升高速度基本上不受约束，因为从结构上讲，其与所排放的尾矿沉积层无关。下游坝结构坚固性和工程行为本质上等效于挡水坝。

下游坝升高方法需要精心制订推进规划。随着坝体升高，坝脚不断向外推移，初期坝的布置必须预先留有充足的排放空间。下游坝的最终高度往往受到坝脚条件的制约，诸如矿山占地界限、道路、公共设施、沟渠或地形约束。

下游坝升高方法的主要缺点是需要大量的筑坝材料和相应的较高费用。后期所用材料的来源可能制约坝的施工，特别是采用矿山废石和尾矿砂筑坝的场合，这些材料近乎以恒率产生，而每个相继的下游坝的升高所需要的材料量则随着坝体升高成指数律增加。因此，必须保证材料生产率在坝的整个服务期间始终充足供应。

现以图 3.9 说明这个问题。尾矿库容量随尾矿库表面高程而

增大（图 3.9*a*），在尾矿排放率一定情况下，尾矿库高程随时间以渐降速率提高（图 3.9*b*）。此外，库深增量还必须足以贮积暴雨径流入量，如图 3.9*b* 上线所示。在整个时期内暴雨径流入量取作常

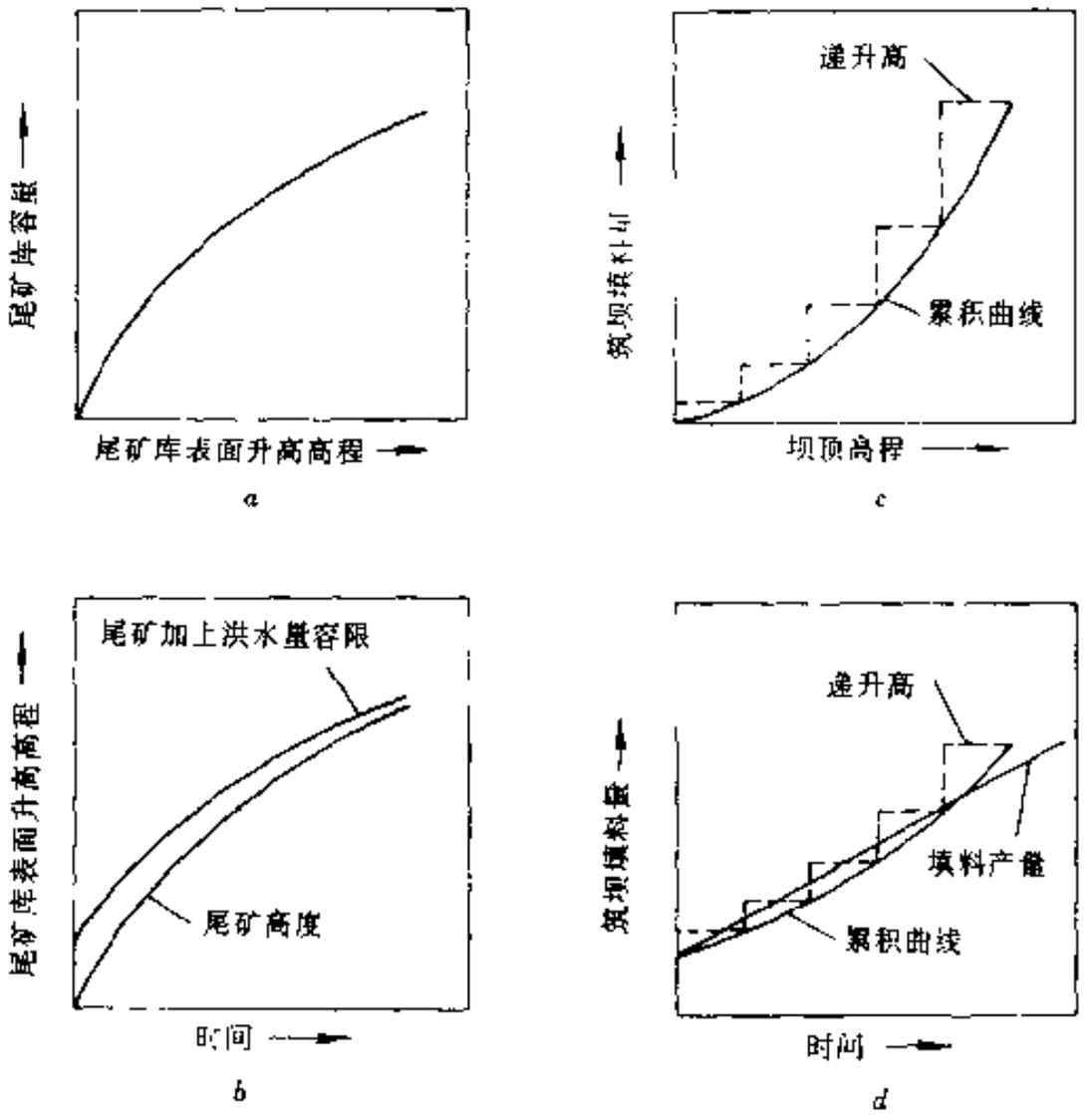


图 3.9　尾矿库高程、筑坝填料量与坝高、时间的关系

a—库容积—库高程变化曲线；*b*—库高程—时间变化曲线；

c—筑坝填料量　坝顶高程变化曲线；

d—筑坝填料量—时间变化曲线

量，时间 0 时的库深容限则表示为初期坝贮积洪水的能力。尽管这是个常量，但因随库高程升高而库面积增大，要保持这个常量所需深度则随时间而减小。图 3.9*c* 示出筑坝填料量随坝顶高程的变化，显见，尽管每期坝高增量一定，但为保持坝顶高程高出库

表面高度所需要的填料量按指数律随时间增加。图 3.9*d* 上直线表示填料（例如矿山废石）产量恒速变化，显然，后期的填料量不足，可能需要取用天然土构筑较高的初期坝，使填料产量曲线上移来解决这个问题。

3.2.2.3 中心线坝

中心线坝升高方法在许多方面兼顾上游坝和下游坝升高方法，因此，在一定程度上它共具这两种方法的各自优点。图 3.10 说明中心线坝升高方法。开始，构筑初期坝，从坝顶周边排放尾矿，形成沉积滩，通过向下游坡面和上游沉积滩排放填料使坝体相继升高。

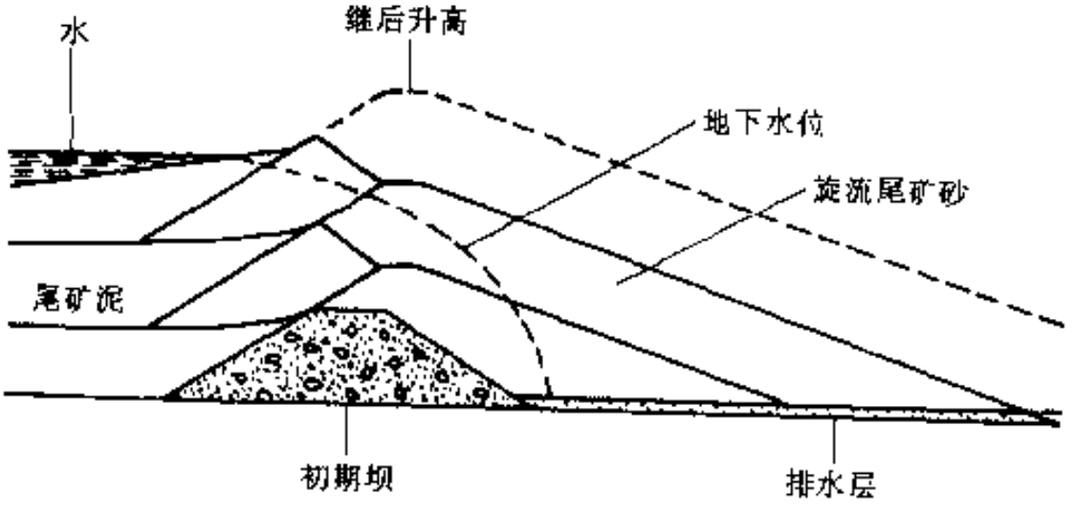


图 3.10 中心线坝升高方法

由于坝内能够提供内部排水带，地下水位控制不象上游坝对池水位置那么敏感。周边排放，即使是以尾矿泥为主包含少量尾矿砂也足以在排放点附近沉积成一个较窄的沉积滩，完全可以在坝升高过程中支承填料。

与下游坝不同，中心线坝升高方法不能永久性地贮积很深的水，但是，假如尾矿坝设计中采用了内部不透水带和排水带，则允许池水在洪水期临时上升，不会对坝体结构稳定性产生不利影响。

中心线坝升高速度总体上不受孔隙压力消散等有关因素控

制，但是，上游沉积滩上排放高度受沉积滩材料的不排水抗剪强度的限制。由于能够压密筑坝材料的本体，内部排水能够控制饱和程度，因此中心线坝一般具有良好的抗震性，即使沉积滩尾矿液化，也只能在上游沉积滩局部发生破坏，只要坝的中心和下游部分保持完整，且池水不直达坝体，一般地，坝总体完整性和稳定性不会受很大影响。

对于指定坝高所需筑坝填料和相应费用介于上游坝和下游坝方法之间。如果采用矿山废石或旋流尾矿砂筑坝，则也存在填料需求量与生产率相一致的问题。

3.2.2.4 上升坝工程特性对比

为了选择切合的地表尾矿库方案，必须精心地论证特定坝体类型与特定场地条件、尾矿与废水、矿山生产的适应性。各种上升坝对不同条件的适应性概述于表 3.1。

表 3.1 上升坝的工程特性对比

坝体类型	尾矿要求	排放要求	蓄水适应性	抗震性	升高速度限制	筑坝填料要求	筑坝相对成本
上游坝	全尾矿至少含40%～60%的尾矿砂，低密度浆体有助于粒度分级	周边排放，必须充分控制沉积滩	不适合大量蓄水	差	＜5～10m/a可取；＞15m/a可能造成危险	天然土、尾矿砂或矿山废石	低
下游坝	适用于任意类型尾矿	按设计要求改变	好	好	没限制	尾矿砂或矿山废石（如生产率满足）或天然土	高
中心线坝	尾矿砂或低塑性尾矿泥	周边排放，至少要形成窄的沉积滩	不永久性蓄水，但在适当设计下可临时蓄洪水	一般	上、下游坝升高的限制可能都适用	尾矿砂或矿山废石（如生产率满足）或天然土	中

在多数情况下，特别是高坝和高尾矿生产率矿山，筑坝材料费用是很可观的，因此，往往根据材料费对各坝类型进行比较。在筑坝材料费用正比于材料总量的条件下，对于相同的坝高，按照图 3.11 所示剖面比较面积计算，下游坝或挡水坝需要材料大致为上游坝的 3 倍，中心线坝为上游坝的 2 倍，而且，它们的差值随坝高增加而扩大。但是，筑坝材料费在尾矿处置总费用中所占份额变化很宽。在某些场合，库区基础表土剥离、库底垫层或土地恢复费用远远超过材料费，单纯地根据材料费用进行坝类型对比可能引入歧途，必须综合考虑。

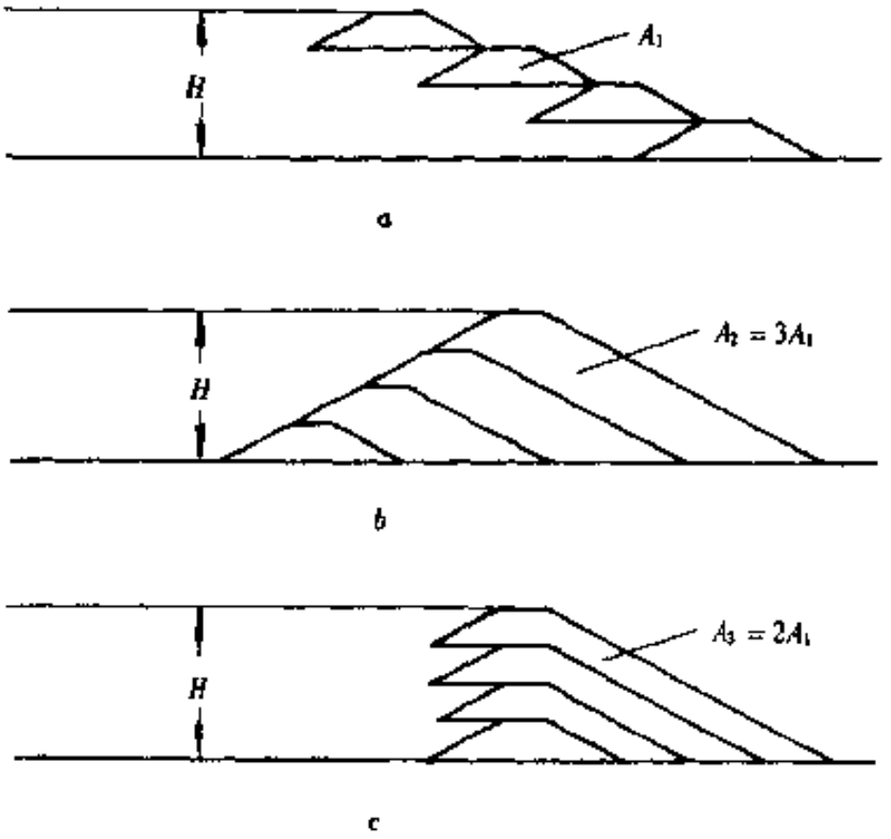


图 3.11　各种坝型筑坝材料量的对比

在坝型选择中，还必须充分认识地区性工程经验，尽管以往的、甚至现今的尾矿库设计多采用历史先例、经验观察和规章要求综合方法，而乏于特定背景、环境下对各备选方案的严格理论评价，然而，基于长期工程实践的自然选择结果，这些经验证明是有效的。因此，不应忽略不同地区成功先例的作用。例如，美

国西南部铜矿区和南非金矿区广泛采用上游坝，因为这些地区气候干燥，视水珍贵，选厂再循环用水使沉淀池水位保持很低，加之处于弱震区，有助于上游坝成功应用。爱达荷州北部铅—锌—银矿区也广泛采用上游坝，则因地势陡峭，限定尾矿库址布于谷底，这里，透水性良好的冲积层使坝内地下水位显著降低。在我国，近乎全部采用上游坝，且积累了许多成功筑高坝的经验，这可能与北方地区广泛使用循环水、南方地区作业中采取人工排渗降低地下水位、以及改善溢洪能力增长干坡段有关。而在密苏里铅矿区和不列颠哥伦比亚铜矿区多倾向于旋流尾矿砂构筑下游坝和中心线坝，因为这两个地区降雨量和径流量大，同时由于地震风险而不利于使用上游坝。最后必须指出，成功的工程先例需要不断的充实，且不可取代特定坝型选择中完整的、理性的规划和分析。

3.2.3 环形坝

尾矿坝设计不同于普通水坝，核心在于它们贮存介质和功能的不同。仅尾矿坝而言，又侧重于在尾矿浆体浓度、状态和排放方式上区别尾矿库功能和确定坝型。本节所讨论的环形坝非系坝形区分，乃是适应于高浓度和半干状态尾矿排放的一种坝形，恰在这一点上，它不同于挡水坝和上升坝。

3.2.3.1 高浓度中央排放

高浓度排放方法首先是由 Robinsky[18] 于 1975 年提出来的。它通过尾矿区周边设围堤和中央固定点排放，使尾矿呈锥形堆积，借以消除上升坝的陡坝坡和坝上水池。

首先把选厂全尾矿浆或旋流后细尾矿浆浓密到浓度 60%～70%，呈高粘性流态，经支架支承的管路泵送到尾矿堆中央的排放点，沉积后自然形成坡度 5%～6%的锥形尾矿堆。随着尾矿堆的升高，定期地抬高中央排放点。图 3.12 示出加拿大基德克里克锌铜矿高浓度排放尾矿的库区布置图。

在尾矿库系统的总体设计中，需要考虑的有关水管理和环境控制的技术要求包括：

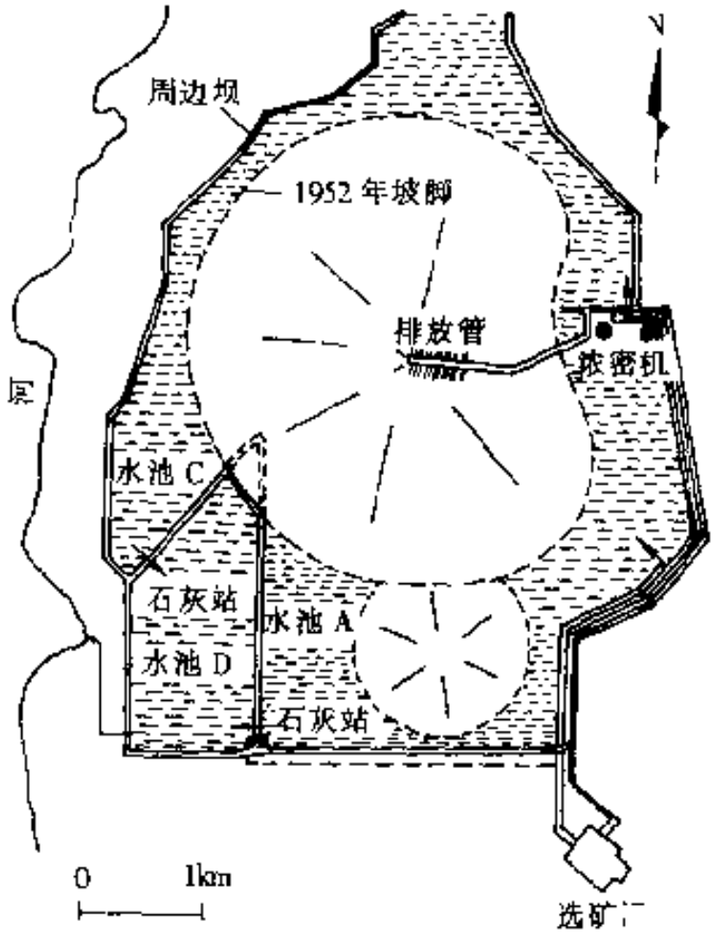


图 3.12　基德克里克矿尾矿排放系统布置图

（1）在上坡的周边设置排水沟，并在库区周围形成导流，以拦截地表径流水；

（2）在周边坝与尾矿堆脚之间保持足够的空间供作澄清池，池内最低蓄水能力为 30 天（尾矿水、区域径流水），最大蓄水能力为 60 天，以为降解和水澄清提供充足的时间；

（3）需在溢出口设置普通的二次水处理池，应在排放到环境或再循环之前最低有 2 天的澄清时间，同时监测池水 pH、流量和杂质，以满足排放标准；

（4）应设计应急的溢洪系统，以安全地控制池水位；

（5）为了降低管路投资和泵送成本，应尽可能使浓密机靠近尾矿库布置。

高浓度中央排放方法的主要优点是：初期资本投资较少；显

著地减少回水泵送量，基本上取消尾矿坝，因而降低了作业期间尾矿坝维护费用；取消了溢水系统及相应的问题；与同样坝高的周边坝相比，库容较大；由于尾矿堆坡度平缓且均匀，便于尾矿库废弃后土地恢复；由于基本上取消了沉淀池，可以减少废水向周围地域的渗漏；由于尾矿浆周期性地湿润尾矿堆，减少了粉尘污染；尾矿沉积层较稳定，在静荷载作用下发生破坏的风险较低。

虽然，高浓度排放方法大大节省筑坝费用，但这笔费用可能为浓密机建设和作业的较高费用所抵消。由于能源需求较大，管路磨损较大，高浓度浆体泵送成本较高，技术较难，更需要靠近尾矿堆布置浓密机。因所占用土地面积比一般尾矿库大，可能造成更大面积需要恢复。因浓密机没有贮存能力，一旦浓密机停工，只有排放未浓密尾矿，或者其排放浓度降低，致使尾矿堆平展，很可能侵蚀周边坝。

高浓度排放方法必须慎重考虑径流疏导的技术要求。如果不能从尾矿堆周围引流全部洪水径流，则可能造成坡脚尾矿的侵蚀和搬移。这种方法的抗液化课题是一个未解决的问题，如果尾矿含水量较高且尾矿堆较低部分被饱和，即便是平缓到1%的坡度也可能发生液化流动滑坡，特别是在粘土颗粒含量高的场合，更易受地震触发液化。因此，建议最大堆积角为3.5°。

有的矿山，为扩大库容量，试图在普通尾矿库顶上再采用高浓度排放方法堆置尾矿堆，其潜在的径流处理问题和液化问题可能变得更为严重。在这种情况下，尾矿堆可能占用原设计预备的防洪库容。在发生强烈地震时，作为基础的原先排放的尾矿可能发生液化。因此，洪水或地震都可能引起原始尾矿坝的漫顶和破坏。

高浓度排放方法极适合于平坦地形的排放场地，不发生集中径流的地方，以及地震风险低的地区。

3.2.3.2 半干性喷洒排放

半干性喷洒排放方法是使用环形坝、从周边向里形成沉积

滩[19]，如图 3.13 所示。通过在连续的整个库区沉积层上控制性排放尾矿，使尾砂沉积层在排出水的同时得以干燥，呈半干状。

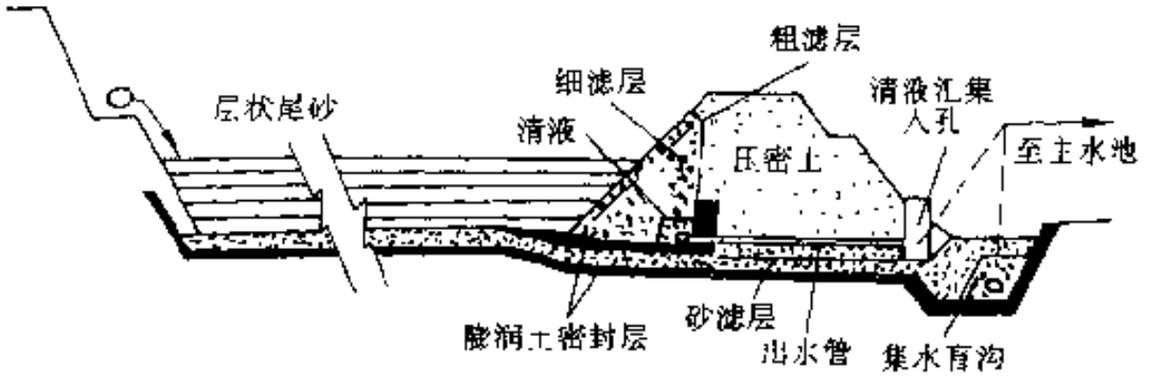


图 3.13　半干性喷洒排放

这种排放方法的主要结构特征是在尾矿库下面埋设集水系统，汇集的渗漏水和径流水导至蓄水池，以便在排入环境之前进行处理。起初积水少时，可通过底部砂滤层排水。当排放和沉积新尾矿时，下部干燥层立即吸收其水分，并可能通过之后的蒸发作用消耗掉这部分水。尾矿排放方法是通过喷洒栏条使尾矿浆在整个沉积滩上平和流动，形成约 100mm 厚的沉积层。在覆盖一个区段之后，移动排放点，让这个区段干燥，在干燥过程中便产生负孔隙压力，继之引起密度和抗剪强度的增加以及渗透系数的相应降低。细颗粒往往在上部表面集中，干燥后形成有粘结力的外壳，抵抗风蚀。

Ferguson[20]研究结果表明，硫化物矿物可能因其较高密度而在喷洒栏条附近优先离析和富集，富集程度随排放距离增大而逐渐降低。由整个尾矿库区取样分析结果发现，在表面铁、铜、锌、镉、镍和钒含量较高，而铝、钡、钙、钴、铬、镁、钠、二氧化硅、锶和钛含量较低。

这种排放方法的主要优点是：尾矿体可以达到较高的密度，可以充分地利用库容；由于尾矿的排水性质以及消除了坝体附近的积水，增大了抗液化能力，且可以采用上游法筑坝；闭库后，尾矿可以完全排水和固结，立即能在其上构筑密封层或覆盖层，消

的强度特性。例如，房柱法开采，矿房充填考虑到嗣后的再开采和矿柱回采，能够显著地增加矿体总回采率。为了使充填体有效地起到支承作用，它必须具有足够的强度，成独立式的，以便在开采矿柱时承受顶板传递的荷载。在某些矿山，为使充填尾矿达到这一工程性质，还需要掺加一定比例的水泥，同时，通过改变尾矿的级配、原位密度和浆体浓度来改善充填体的强度和刚度。

表 3.2 充填料的物理性质

矿　　山	A	B	C	D
比　重	2.89	2.83	2.82	2.96
渗滤率/cm·h^{-1}	3	5	10	60
平均密度（原位）/kg·m^{-3}	1600	1664	1520	1552
相对密度/%	51	66	65	23
平均孔隙比（原位）	0.81	0.70	0.86	0.91
平均孔隙率（原位）/%	45	41	47	47.5
平均湿度（原位）/%	15.0	9.0	8.5	18.0
饱和度/%	53.0	39.0	27.0	58.1
均匀系数	3.7	4.9	2.1	2.3
有效粒径	0.026	0.030	0.033	0.105

当然，也有单纯为处置尾矿的地下排放。地下矿山开采之后，在一定范围内产生相当大而又无用的地下空间，利用这些空间排放尾矿可以显著地减少地表尾矿库面积和对自然地貌的扰动。在尾矿库需要垫层或复垦的场合，地表排放尾矿的经济负担可能过大，而在地下空区排放尾矿可能获得巨大的经济节省。对于高含硫化物的尾矿，堆置在地下水位以下，永久性的保持饱和状态，从而减少氧化可能引起的强酸性条件和重金属污染问题，具有特殊的优点。

3.3.2 露天矿坑排放

近些年来，由于环境保护规程的要求，有力地促进了露天矿

出形态大体呈线状场合，可以把最初的采场采到全深，继后沿走向推进，随之在推进工作面后方构筑一系列挡水坝或下游升高坝。一般，采场深度不大，坝体本身体积可能占整个容积的很大比例。如果这种隔离坝发生渗漏，可能引发出坝体和采场边坡稳定性、矿山排水等严重问题。据 Williams 报告[116]，西澳大利亚某露天矿坑尾矿坝破坏就是由于采场底板过高水压力引起的。

露天矿坑排放尾矿的基本特点是：

- 由于体积松散的原因，矿坑最多只能回填剥离量的 75%；
- 覆盖层设计及其材料选择易于保证抵抗侵蚀和良好排水；
- 陡边坡深矿坑回填尾矿需覆盖和植被的面积小，易于实现美化环境；
- 空气污染最小；
- 在高边坡情况下，可能发生采场边坡稳定性问题和垫层完整性问题；
- 矿坑边坡轮廓不规则，需要大面积的高代价的垫层；
- 难以掌握有关污染物迁移和渗流的水文地质参数。

地下排放尾矿存在一定局限性，主要是不能完全取消地表尾矿库，旋流尾矿砂充填地下矿山，仍需要地表尾矿库排放尾矿泥，而且从岩土工程技术上讲，难度更大。单纯排放全尾矿的地下矿山或露天矿坑，由于材料密度差异，也只能处理一部分。其次，尾矿排放与开采计划、作业之间相互制约，限制了生产过程中调整的灵活性。最后，矿坑内尾矿回填可能妨碍将来开采边界上有价值矿石，矿坑一旦填满尾矿，也不可能再加深开采低品位矿石。尽管如此，由于地下排放尾矿有它固有的优点，必将得以迅速的发展。

3.3.3 专门掘坑排放

这种排放方法如图 3.15 所示，专门为排放尾矿设计并挖掘坑，挖出材料筑成环形坝，既用作蒸发池，又防止地表径流。

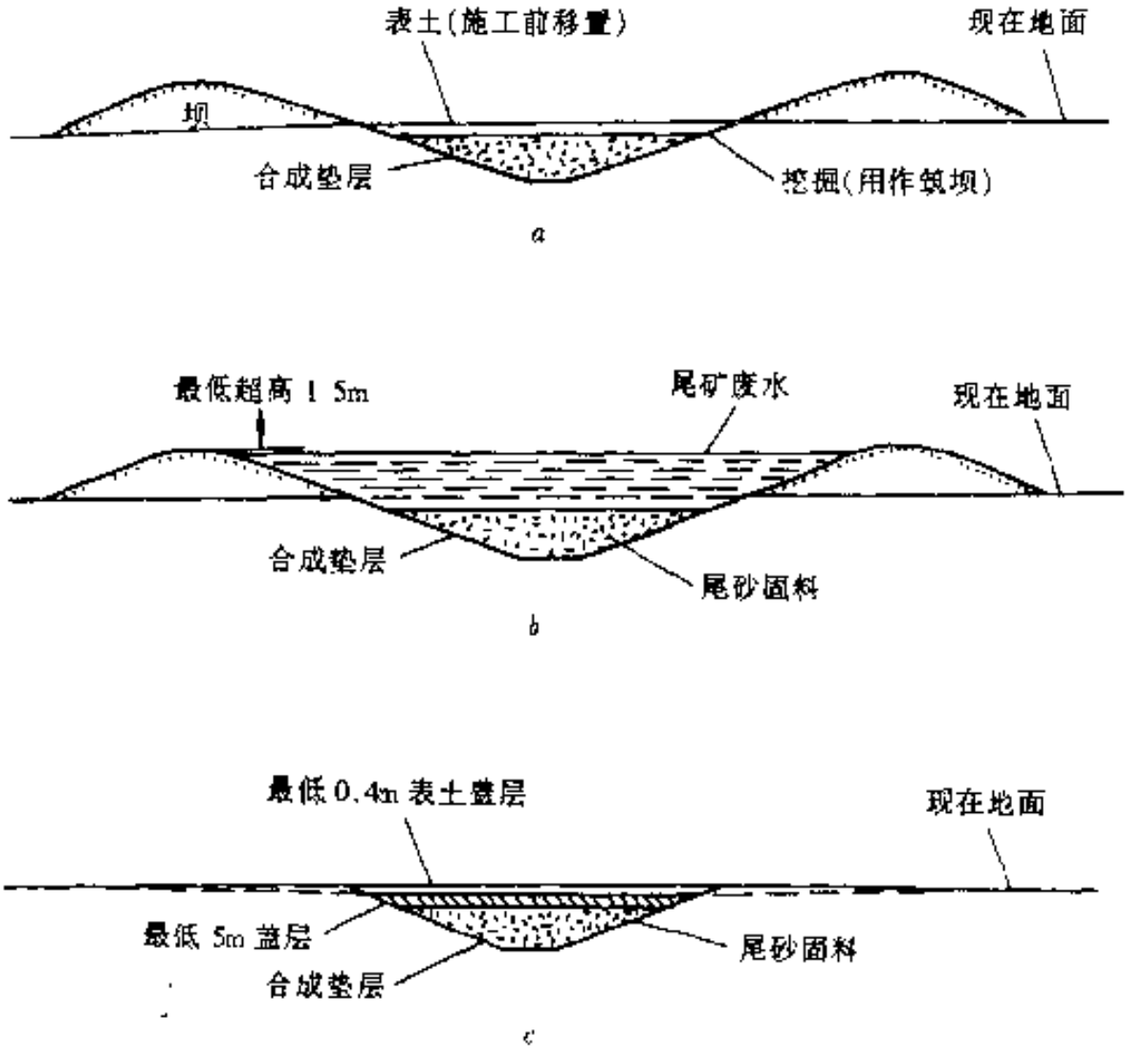


图 3.15　专门掘坑排放

a—典型的单元结构；*b*—作业后—复垦前；*c*—复垦

3.4　深水排放

世界上大部分矿尾矿沉积在陆地上，尾矿库废弃后再进行土地恢复，但人们总是关注尾矿库污染物向环境、地下水和水源地渗流的长期效果。另一种方法是把尾矿泵入深湖或近海，但因环境生态问题的争议而一直未普及应用。表 3.3 对陆地排放与海洋排放进行了对比。

深湖和近海排放的主要特点是：

（1）尾矿上面的水位形成一个理想的输氧障，从而抑制硫化物的生成酸反应；

(2) 减少了细菌出现，有助于防止氧化；

(3) 节省了昂贵的尾矿库建设费用；

(4) 如果这种排放在环境上允许，深湖或近海排放少占土地，具有美化环境的优点。

表 3.3 陆地与海洋尾矿排放的对比

序号	陆　　地	海　　洋
(1)	在可通达的条件下，全部固料存积和限定在陆地上	固料往往不受限制，相对不可通达
(2)	污染控制或物理和化学改良，在技术上是可能的	由于不可通达，改良困难或不可能
(3)	为处理或再利用，能使水相与固相分离	除了限定的浓密过程外，不能简便地处理，也不能再利用
(4)	在将来要回收有价值矿物，可实现	几乎全部丢失尾矿
(5)	尾矿库构筑费和作业费往往很高	排放设施几乎不发生作业费用
(6)	闭库后需要昂贵的复垦和连续的污染控制，即便复垦了，直观上也存有异议	不需要复垦和污染控制；尾矿沉积地几乎始终被隐蔽
(7)	存在结构物破坏引起公害的风险	基本上没有结构物破坏的公害风险
(8)	尾矿库易受侵蚀、溶滤作用	不受侵蚀或溶滤作用
(9)	污染完全控制几乎不可能	污染完全控制几乎不可能
(10)	坝区具有有限的库容	贮存量往往无限
(11)	黄铁矿矿物成分可能氧化	不存在氧化问题，不产生酸
(12)	机械破坏的几率高	几乎没有机械破坏的可能

3.4.1 深湖排放

假若湖水的流动是以在不发生淤积情况下传输或容纳尾矿，假若能够避免 pH 变化、金属含量或浊度增大造成的污染，无论尾矿粒度粗与细，深湖排放尾矿是可以接受的，但在尾矿含有可溶

的放射性核素的情况下，则必须经严密试验和论证，为矿山企业、政府机构和社会公众提供科学分析和实际数据，以便作出最后选择。

加拿大哈得逊湾矿冶有限公司已废弃的曼迪矿是深湖排放尾矿的一例[21]。尾矿中硫化物以黄铁矿为主（15%～17%S），以及相当含量的锌和铜。时至1976年，对已在水下沉积20a的尾矿进行现场取样和分析，观察了水生生物，分析了溶液中铝、硅、硫化物（固体）、硫酸盐、铜、锌、铅、镉、钙、镁、pH和电导率，并与附近的已有20a开采史的卡普鲁斯矿地表尾矿取样分析结果相对照，如表3.4所示。卡普鲁斯尾矿经历常见的氧化过程，顶部15cm高度氧化，下伏10～15cm硬红土层，再下为基本未风化带。由于风化作用，硫化物变成不可溶的三氧化二铁和可溶的硫酸铁。而曼迪矿水下尾矿有极少量硫化铁变成三氧化二铁，湖滨尾矿指示较高的三氧化二铁和硫酸盐。通过测定尾矿固体颗粒的溶解度（尾矿/蒸馏水1∶5），也指示风化作用和可溶性盐的生成，可溶性盐含量依次是卡普鲁斯表面氧化尾矿最高，曼迪湖滨尾矿相当低，而水下尾矿极低。同样地，pH值和电导率测定结果亦与盐度分析结果相一致。而且，暴露在大气中的尾矿没有植物生长，而水下尾矿上部发现了水草。

表3.4　曼迪矿和卡普鲁斯矿尾矿成分

成　分/%	曼　迪　矿		卡普鲁斯矿
	水　下	湖　滨	上部剖面
全铁/%	17.4	19.8	24.5
铁（Fe_2O_3）/%	0.8	2.9	15.8
全硫/%	15.5	15.8	6.6
硫化物硫/%	15.4	15.5	2.7
硫酸盐硫/%	0.03	0.30	3.9
铝（Al_2O_3）/%	8.4	6.7	2.9
硅石（SiO_2）/%	35.7	37.7	27.7

续表 3.4

成　分/%	曼　迪　矿		卡普鲁斯矿
	水　下	湖　滨	上部剖面
铜/%	0.91	2.70	0.19
锌/%	4.70	1.60	0.18
铅/%	0.13	0.12	0.08
镉/%	0.01	<0.01	<0.01
钙/%	1.04	0.51	2.87
镁/%	1.75	1.03	0.54
pH	6.9	4.9	2.5
电导率/$S \cdot m^{-1}$	0.4×10^{-5}	2.45×10^{-5}	7.20×10^{-5}

3.4.2　近海排放

在没有适合场地供建地面尾矿库、在排除其它所有处置方法的可能性、又有适合海洋排放场地的条件下，可以把近海排放尾矿作为不得已的最后选择。近海排放主要有两种方法：海下通过管道或隧道连续排放；采用驳船或挖泥船间歇排放。

由于排放过程中许多尾矿悬浮在海水中，最引人关注的是缕流上升的性态，即尾矿散布的速率；缕流轴心线的速度、温度和尾矿浓度；缕流横向剖面和缕流高度。影响缕流上升的因素有排放喷口的直径、排放速率、排放深度和相对密度变化。

如同地面排放决策一样，在作近海排放和场地选择的决策之前，必须充分研究尾矿性质和排放场地条件，包括现有海流和沉积速度的测定，排放点到发生沉积地点的距离，对沉积区附近海洋动物群系和植物群系的可能不利影响(底栖动物群落的埋葬、增大需氧量、毒害等)。归结起来，在进行近海排放和可能性评价时，所要考虑的准则包括环境和水力两个方面，如图 3.16 所示[22]。

为此，应进行一系列有关的试验性初步研究，包括：

(1) 确定排放的尾矿量和化学、矿物成分；

(2) 在海水箱内进行模拟排放试验，以识别尾矿浆与海水混

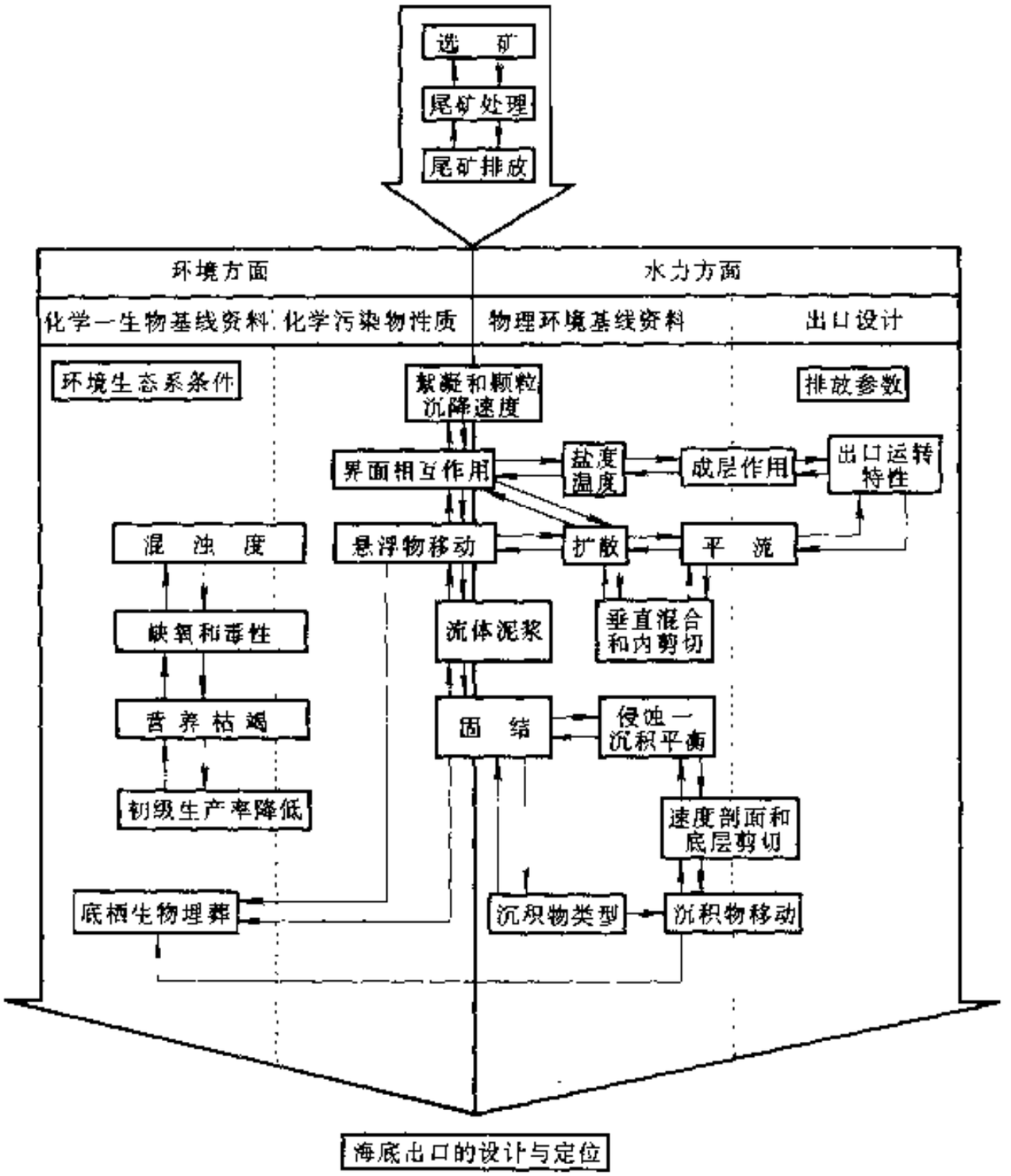


图 3.16　预测海洋排放影响的各因素间关系

合特性；

（3）测定对鱼、水生贝壳类动物的毒性；

（4）评价各种成分在海水中的溶解度；

（5）观测排放区内海水运动以及动植物。

表 3.5 列出某些近海排放的实例。图 3.17 示出加拿大艾兰锏

续表 3.5

公司与地址	尾矿数量与类型干料 /t·d^{-1}	排放点	距选厂距离 /m	系统说明
加拿大 温哥华岛 考伊琴铜业有限公司 乔丹河铜矿	1525 Cu	靠近海岸；深 3m	3960	，×50 马力泵；150mm 管路；1.9m/s 流率；24% 固料
法国 马赛 不列颠铝业有限公司	2000～3000 Fe	地中海；距海岸 2000m、深 350m	—	—
西班牙 卡塔赫纳 佩尼亚罗亚矿冶公司 罗布托选厂	6100 Pb-Zn-Fe	波特曼湾	1490	250mm × 200mm 泵；250mm 管路
英国 约克郡 克利夫兰钾盐有限公司 布尔比钾盐矿	4200 （溶液中盐 94%）	北海；距海岸 1820m，深 25m	2590	预先与海盐混合
挪威 马尔姆 福斯达伦斯采矿有限公司	510 磁铁矿 黄铁矿	峡湾；深 60m，近海岸	400	粗尾矿用驳船运载；细尾矿用溜槽
挪威 福达尔工业有限公司 雷帕菲约德铜矿	1600 Cu	峡湾；深 50m；近海岸	1500	200mm 塑料管；在 600m 长管路上开口排放
挪威 诺斯克内费林矿	100 正长石，Fe_2O_3	阿尔塔峡湾；深度线；水深 650m	邻近	水下管路

尾矿排放后，鲁伯特海湾水环境监测结果表明，海水浊度增大，但深度 50m 以下保持正常；从固料中释放的金属不稳定；溶解重金属量，除 Mo 以外，与天然水系组分相比相差无几；尾矿沉

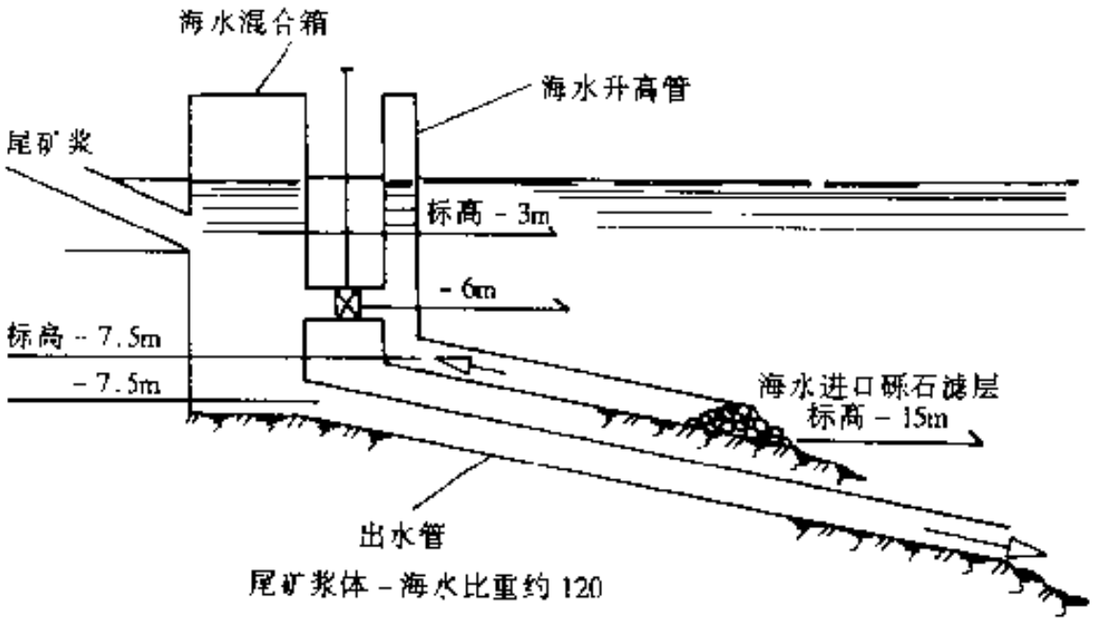


图 3.17　海下尾矿排放系统

积层埋设了底栖有机体，在尾矿排放终了时应重新定殖；没有证据说明大量重金属进入食物链。

4 地表尾矿库选择、设计及方案评价

4.1 尾矿库选择因素

尾矿库址选择是影响尾矿库设计的最重要因素。每个可能的备选库址都有一定的优点和缺点，必须与采选作业一起考虑，加以选择。选矿工艺类型直接决定尾矿库区的类型，因而影响尾矿库址选择。尾矿库系统设计目标是：采用当前最先进的科学技术封贮尾矿，以使未来的污染物释放率最小，最好在勿需监察和维护条件下满足长期贮积尾矿的需要。但在尾矿库选择和设计中，最麻烦、最困难的是尾矿中特殊矿物和化学特性可能造成的潜在环境问题。例如，硫化物或贱金属可能在50a时间内造成环境问题，而铀尾矿、放射性核素可能在数百年内渗入环境造成污染问题。

尾矿库址选择最常用的方法是筛选，即把若干个约束因素加到数个适当的可能的库址地上，逐渐剔除，最终确定出最佳的尾矿库址。这些约束因素主要有：

(1) 相对选厂的距离和高程　相对选厂的距离和高程是极重要的因素，它直接关系到尾矿浆和循环水输送系统的初期建设费、作业费和能源消耗。应当尽可能地靠近选厂选取尾矿库，除了需要极大贮积库容或者需要极良好地质条件的特殊情况外，一般最初选取范围约距选厂8km之内为宜。即使需要极大贮积库容，可能在选厂附近建设几个小型尾矿库也比远距离建一个大型尾矿库更优越。

尾矿库最好选在选厂的下坡，使尾矿浆重力流动，降低泵送成本，通常，以百分之几的平均坡度最为适宜，较陡的坡度可能需要在尾矿输送管路上加设缓流箱，同时也将增大循环水返回选厂的泵送成本。

(2) 地形　经过距离和高程因素筛选之后，天然地形即成为决定性因素。通常，在适当比例地形图上寻找适宜的天然谷地或凹陷区，凭借经验对每个可能的场地反复进行坝－库的试布置和比较，以求以最少量的筑坝材料最大限度的达到所要求贮积容量。

有时，当地貌特征可能预示未来尾矿库有很高的坝体和很大的库区面积，然而，从稳定性、危险性和经济因素考虑，坝高和库区面积都有一些实际限制。一般地，坝高在30～60m较为适宜，而高坝（高度超过120～150m）常常带来一系列设计和施工问题，应尽可能避免。另一方面，深度很浅、面积很大的尾矿库可能造成过大量的渗漏、土地扰动和相应的土地征用费。但是，在特定的地貌条件下，为达到必须的贮积容量，并不排除使用高坝或大而浅的库区。

(3) 水文　与地形因素密切相关的是地表水文因素，目标是选择正常条件和洪水条件下地表径流流入量或流出水量最小的尾矿库址。地表水流入库内的水量与汇水面积成正比，为使流入量最小，避免水处理量过大，应尽可能地把尾矿库布设在流域上部靠近分水岭区，一般地，总汇水面积以小于尾矿库面积的5～10倍为宜。

水文因素影响主要来自三个方面，其一是大气降雨，其二是地表径流，其三是河流。暴雨径流和河流控制可能是初期投入极大的长期项目。在确定坝址和坝结构时，应考虑适当的设计流量；为把地表水引出库区，可采用河流引水渠、周边排水沟、盲沟；为加速径流，设计适当地面坡度，或采用不透水材料覆盖地表；同时，应在建库之前，测定河流的原始水质数据。

(4) 地质　地质因素影响坝基条件和潜在的渗流速率。软弱基础可能危及坝总体稳定性，可能因不适当的孔隙压力消散而限制坝体升高的允许速度，其影响方式如同尾矿泥限制坝升高一样。此外，尾矿库的渗漏通常受下伏天然土壤或岩层的渗透性控制。尾矿库区设置在低渗透性基础上，可能降低尾矿废水向地下水渗漏，在粘土或其它垫层下面含水层中，地下水流动使污染物得以稀释。

在尾矿库区内和周围最好含有钙质矿物，地下水中含碳酸盐，使可以从尾矿孔隙水中沉淀出重金属。

对于岩石基础，岩性类型和分布形态、地质结构和构造是最基本的背景资料。应避开大型构造破碎带和活动断层，了解岩层和优势不连续面产状，因为它们关系坝稳定性和地下水渗流状态，尽可能选择抗风化、抗化学侵蚀性能强的岩基。从广义上讲，还应考虑以往的和未来的采矿作业对基岩的破坏，例如破碎、塌陷等，它们也影响尾矿库的性能。

应当指出，决定尾矿库性能的往往不是一般地质条件，而是关键性地质因素。然而，在选址阶段，不可能投入充分时间和资金普遍进行详细地质勘察，因此也不可能在详细地质资料的基础上对各备选场地进行可靠的对比，甚至引入误区。例如，从一般概念讲，可能认为页岩地层上比较适合建库，因为页岩渗透性低，可以降低渗漏量。但如果页岩表面风化和破碎强烈，甚至延至很深，则可能产生高渗透条件。这些条件的周密评价需要综合全面的勘察程序。

几乎所有有关尾矿库岩土工程的论述都突出强调地质因素的重要性，然而，常常由于上述距离、高程、地形和水文因素的约束，不得不把尾矿库址限定在地质条件不尽理想的场地上。地质条件的正确识别只有在详细地质勘察之后才能得到。在备选库址筛选到1、2个或准备最后确定时，应进行针对性的、全面详细地质勘察。如果发现与地质因素有关的“致命缺陷”，便可以提早识别和放弃。

尾矿库选址的筛选过程实际上是一个折衷过程，难得同时满足几个因素，但必须同时兼顾几个因素。例如，如果考虑选矿废水的污染性质需要投入巨资铺设库底不透水垫层，那么就不如选择低渗透性的天然地层建库为好，即使在距离上超出限定范围，而不设垫层的经济节省可能足以补偿远距离输送管路的初期费和泵送作业费。

(5) 地下水　地下水的当前状态在尾矿库选址中也起重要作

密切相关，尚须通过合理调整实现总体优化。

表 4.1　影响尾矿库选址的因素

因　素	影　响
(1) 相对选厂的距离和高程	• 尾矿输送和返回水管路长度 • 泵送的基建费和作业费
(2) 地形	• 坝的布置 • 筑坝材料需求量 • 导流的可行性
(3) 水文和汇水面积	• 长期的水蓄积 • 洪水处理量
(4) 地质	• 渗漏 • 基础稳定性
(5) 地下水	• 渗流速率和方向 • 污染潜势 • 岩土材料的含水量
(6) 岩土材料	• 筑坝材料的数量 • 防渗和排水材料适用性
(7) 尾矿性质	• 特定工程需要

4.2　Robertson 初步评价方法

Robertson 提出一种系统的评价方法[25]包括以下 7 个阶段：

(1) 区域性的筛选

须就以下几个问题考察备选场地：

- 尾矿（固料和废水）的预计产出率；
- 矿山的预期寿命；
- 场地范围内的地质、水文、岩土工程、生态和土地利用、地形；可能的矿化作用以及气候（降雨量、风向、蒸发生、气温、洪水频率）。

通过获取上述资料可以排除某些场地，其排除的准则如下：

Ⅰ 地形特征

a）总体坡度太陡地区，例如坡度＞15%的山坡；

b）难以通入的地区。

Ⅱ 气候因素

a）完全受盛行风影响又不能提供掩蔽的地区；

b）恶劣气候条件能够影响排放作业的地区。

Ⅲ 土地使用和生态特征

a）重要的游息区；

b）敏感的繁殖区或特异动物生境；

c）敏感生态系或濒于灭绝的物种区；

d）区内有其它采矿作业；

e）重要考古区；

f）集约使用区。

Ⅳ 水文地质条件

a）排除汇水面积大于 13km^2 的河段，除非河流改道。（长期有效）；

b）地下水排泄区。

Ⅴ 地质特性

a）圈入较大断层；

b）大的冲积层和风蚀沉积层地区，这些地区易受侵蚀和高渗透性；

c）可能经受特殊基础问题的地区，例如白云岩地区。

Ⅵ 可能的矿化带

圈入已知矿化带。

（2）场地排放方式的识别

其包括第 3 章所述的各种排放方式，例如地表尾矿库、地下矿山充填、露天矿坑排放、专门掘坑排放、深湖或海洋排放。

（3）场地选择中致命缺陷分析

为了确定各备选场地的适用性，可进一步按一系列准则排除致命性缺陷，其准则如下：

Ⅰ 直观

不可接受的直观效果。

Ⅱ 土地使用与生态

a）濒于灭绝的物种；

b）重要的野生生物或鱼生境；

c）敏感的或珍奇的繁殖区；

d）重要的游息区；

e）历史古迹和考古区；

f）矿化（有经济价值）；

g）人工建筑（例如油井和管路）。

Ⅲ 空中放泄

a）粉尘/侵蚀—经受疾风；

b）氡--极靠近人类生境。

Ⅳ 渗流

a）基础（不适宜设置管路或作天然垫层）；

b）地下水排泄区；

c）洪水漫滩。

Ⅴ 稳定性

a）地形（太陡）；

b）断层（活动）；

c）上游排水面积（太大）；

d）基础条件（不良）。

Ⅵ 运营

a）容量（太小）；

b）通达性（太难）；

c）技术可行性（不可执行）。

Ⅶ 费用

开发费用（不经济项目）。

（4）选择其余场地的分析

为最终确定尾矿库场地，尚须按下列主要性标准对比分析、选

择其余场地：

- 最终需要的库区面积；
- 最终需要的坝高度；
- 选定场地的容量；
- 上游汇水面积；
- 至矿山的距离；
- 需要的额外道路长度；
- 相对于选厂的高程变化；
- 区内岩土的地质条件；
- 至最近河流的距离；
- 至最近生境的距离。

(5) 定性评价和排序

按照下列准则评价各因素，并为每个场地排序：

Ⅰ 直观性

Ⅱ 土地使用与生态

扰动面积（＝库区总表面积＋宽 30m 通道面积）

长期有害影响：

a) 植被质量；

b) 野生生物质量；

c) 人类使用质量。

Ⅲ 空中放泄污染特性

a) 掩蔽；

b) 地表面积；

c) 顺风敏感性。

Ⅳ 渗流污染特性

a) 天然地质垫层质量；

b) 垫层的适用性；

c) 地球化学障质量；

d) 溶滤潜势。

Ⅴ 地面污染特性

a）由于下列原因坝体或盖层破坏：

·集中渗流；

·剥蚀。

b）基础破坏：

·液化作用或活动断层。

Ⅵ 运营特性

a）库容（m^3）；

b）至矿山距离（km）；

c）筑坝和复垦材料的可用性；

d）扩充容量；

e）地表排水要求；

f）作业困难（气候、通路等）。

Ⅶ 管理系统的可接受性

最后，评价定序：很好 好－中等－差－很差，或很低－低－中等－高－很高，这里，很好指极好的条件或质量，很差指极差的条件或质量；很低指极低影响，很高指极高影响。

（6）半定量评价和排序

当辅助评价，可以按重要性次序赋予某一数值。本章后面将详述。另外，由于污染风险在尾矿库址选择、设计和尾矿设施维护中的重要性，必须考虑污染风险。污染物从尾矿库释放的机理有三：

Ⅰ 空中释放

颗粒散布，风蚀，铀尾矿中氡射气。

Ⅱ 渗流和溶滤释放

地表渗入和地下水渗流。

Ⅲ 地表物理性释放

溢出，洪水、侵蚀、坝体破坏和漫坝。

此3种机理引起的污染风险取决于3个变量，即L：某一释放机理的似然率；M：释放量；MIT：降低环境影响的减缓情况。污染风险R可表达为：R－（L）（M）/MIT。

（7）成本分析和方案选择

一般按规则几何图形布置，因此便于采用任意类型垫层。

正如图 4.1*b* 所示，这种尾矿库可以分块并依序构筑和排放，因为渗流量与发生渗流面积成正比，故可以显著地降低渗流量，可以同时进行土地恢复，延迟建设费用，缺点是需要大量筑坝材料，按图 4.1*b* 所示的情况，大约比单一尾矿库所需量多 50%。

4.3.1.2 跨谷型

顾名思意，跨谷型尾矿库是由尾矿坝跨过谷地两侧拦截成尾矿库，布置型式近乎同于普通蓄水坝，如图 4.2 所示，其可分单一尾矿库（图 4.2*a*）和多级尾矿库（图 4.2*b*），因适用性广泛而为

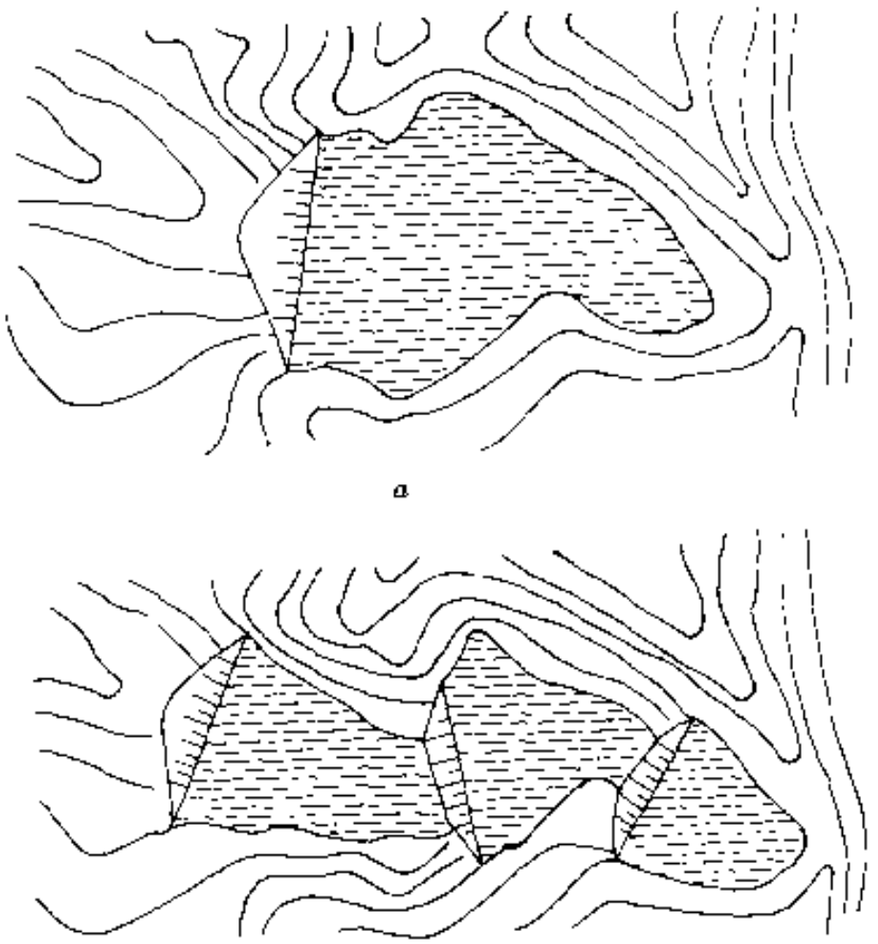


图 4.2 跨谷型尾矿库

a—单一型；*b*—多级型

世界所普遍接受。跨谷型尾矿库尽可能靠近流域上游布置，以减少洪水流入量。在采用多级型尾矿库时，最上级尾矿库因容积小而负担洪水压力大，需要精心控制地表水。通常采用山坡引水沟

汇集正常条件下径流量，但因谷地坡度较陡可以环库布设大型截洪沟，最好采用蓄积、溢洪或在库上游用控水坝分隔方法处理洪水径流。

4.3.1.3　山坡型

图 4.3 示出山坡型尾矿库布置，库区三面采用尾矿坝封隔，因此，所需筑坝材料量一般比跨谷型布置多。在适于跨谷型布置但不切割排泄水系的场合，例如山前冲积平原上，或者在切割排泄水系会使汇水面积过大的场合，可以采用山坡型尾矿库。最适宜的山坡坡度是小于 10%，坡度较陡时，筑坝材料量相对于贮积尾矿量增加过大，并且，如果采用多级坝，上级坝体积占下级库容的很大比例。

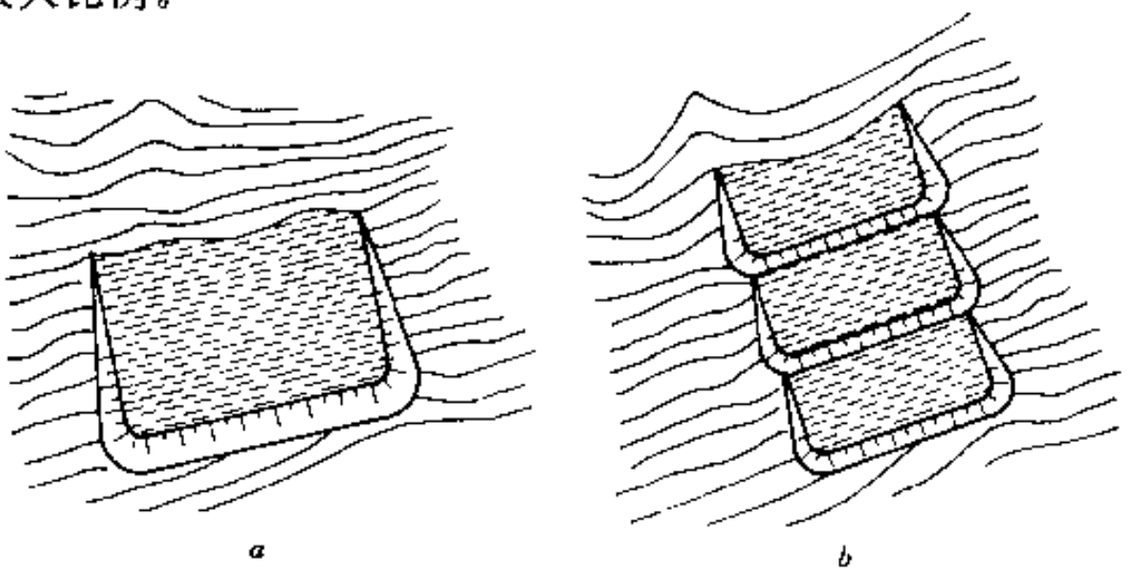


图 4.3　山坡型尾矿库

a—单一型；*b*—多级型

4.3.1.4　谷底型

谷底型尾矿库兼顾跨谷型布置与山坡型布置的特点，如图 4.4 所示，非常适用于跨谷型布置汇水面积太大，山坡型布置坡度太陡的场合。因为是两面筑坝，故所需筑坝材料量亦介于跨谷型和山坡型布置之间。谷底型尾矿库往往采用多级型式（图 4.4*b*），随着谷底升高，一个压一个地“叠堆”尾矿库，最终达到较大的总库容。

因为谷底型尾矿库多位于较窄的山谷地，往往需要越过原河

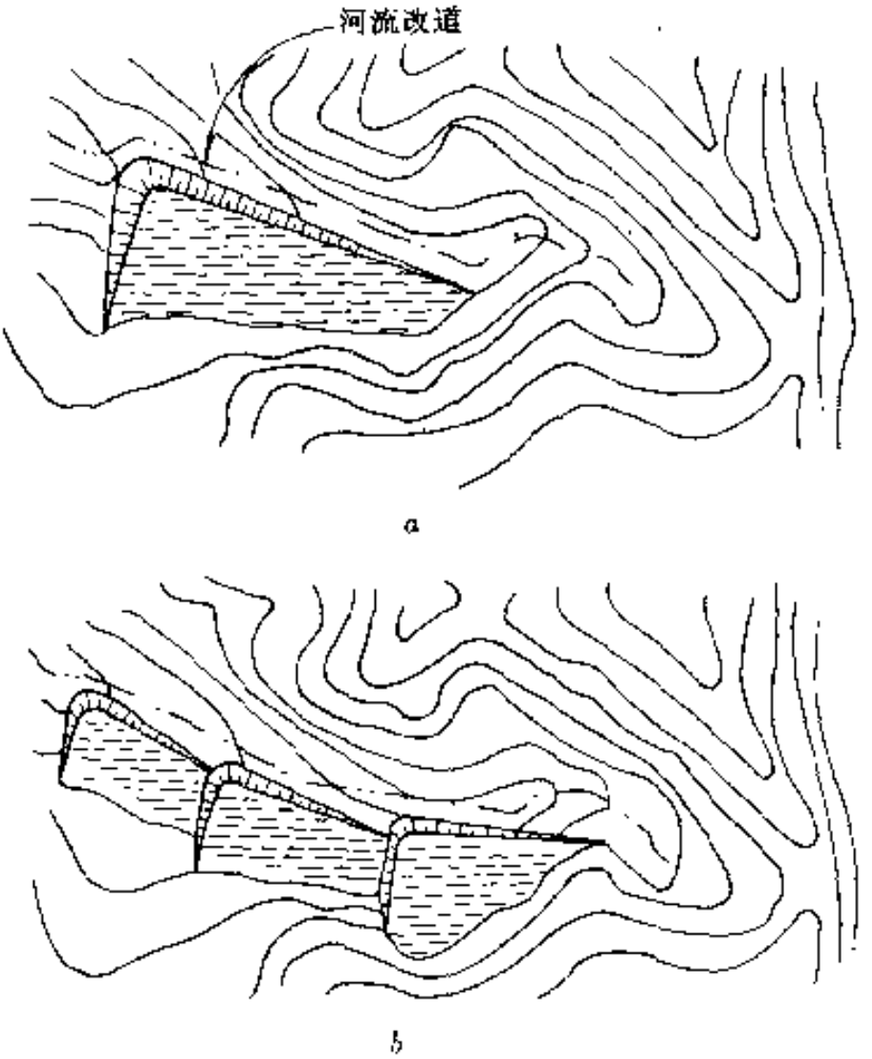


图 4.4　谷底型尾矿库

a— 单一型；*b*— 多级型

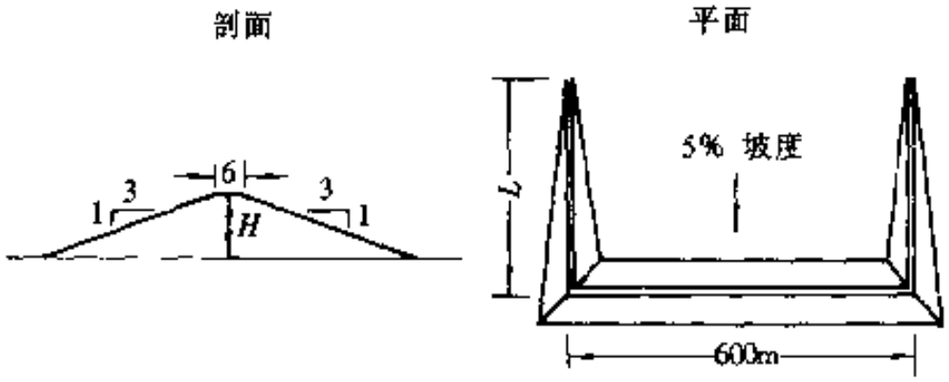
槽布置，因此，必须绕库设置引水渠道，以输导最高洪峰流量。如果没有足够的空间布置渠道，则需以很高的代价在山谷坡面岩石中开挖较大宽度的渠道。当然，开挖的石料可用作初期坝材料。此外，为防止在预计洪水条件下外坝面发生高速渗流，需要在坝体逐渐升高过程中连续地抛石维护坝下游面，这样，谷底型布置可能不适用于中心线或下游升高方法。

4.3.2　材料有效利用系数的概念

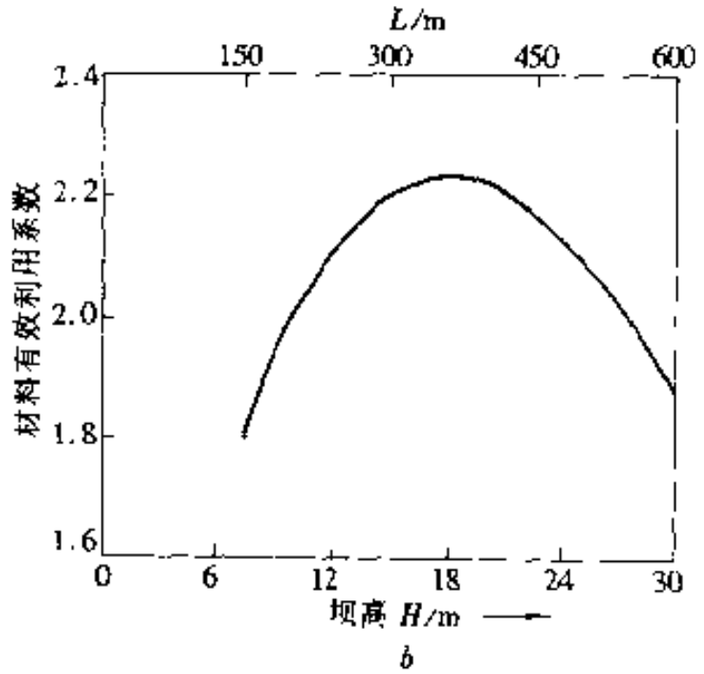
在尾矿库址、布置方案和坝型已确定的条件下，须实现坝高和库表面积组合的最优化，以便以最少的填筑材料量达到所需求的贮积量。为了定量表达，Coates 和 Yu 首先提出材料有效利用系数的概念[26]，材料有效利用系数定义为尾矿库贮积尾矿量与相应

的所需填筑材料量之比。因为填筑材料量直接关系到尾矿库成本，而材料有效利用系数则能够提供尾矿库成本的间接指示，不仅在给定贮积尾矿量的坝高和库面积优化方面，而且在不同库容的不同尾矿库相对成本对比方面也都很有用。但用于后者须注意，材料利用系数是以有效的尾矿贮积量而不是总容量定义的，没有考虑为蓄积洪水径流量所需要的坝高。

下面以图 4.5 为例说明填筑材料有效利用系数概念的应用。图 4.5*a* 表示出平均坡度 5%地面上设计的山坡型尾矿库。因场地边界限制，尾矿库宽度定为 600m，而尾矿库长和坝高为变量，就



a



b

图 4.5　假设的山坡尾矿库材料有效利用系数的变化

a　尾矿库和尾矿坝的形状；*b*—填筑材料有效利用系数-坝高的变化

是说，设计变成最有效坝高和尾矿库长度的选择问题。

从图 4.5*b* 可以看出，材料有效利用系数随着坝高和库长增大而增大，且在坝高 16m、相应库长约 360m 达到最大。这样最优尺寸的一个尾矿库不一定能满足尾矿产出率排放需要，而一系列最优尺寸的多级山坡尾矿库应是极有效的。因为单一尾矿坝再加高将产生回报递降。

图 4.6 说明边长为 L 的正方形环型布置填筑材料有效性的变化，坝体几何参数同图 4.5*a*。假设选厂日处理量为 2000t，尾矿原位干密度为 1440kg/m³，尾矿库寿命为 15a，产生尾矿总量约 6.7×10^6m³。设计问题是为达到指定的尾矿贮积量选择尾矿坝高度和尾矿库面积。显然，通过低坝大库或高坝小库都可以实现。

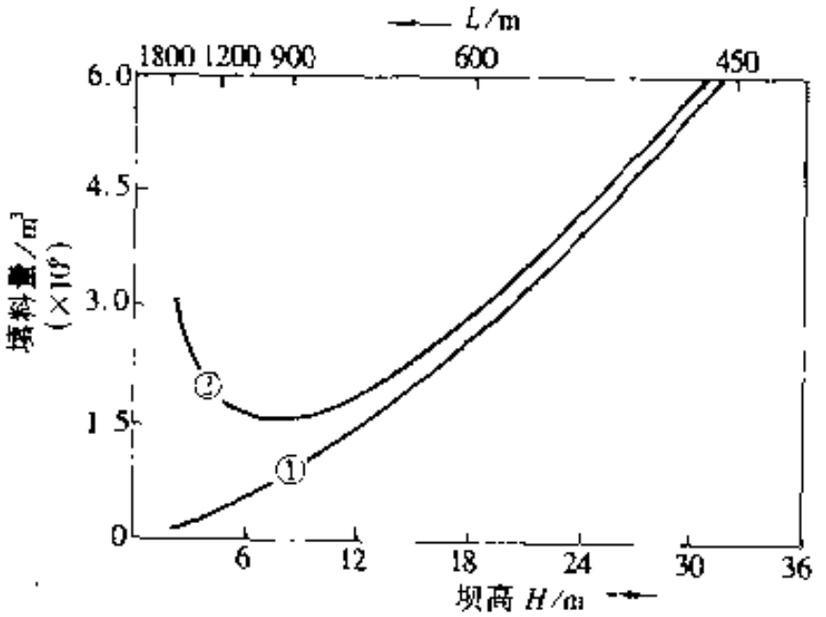


图 4.6　填料量—坝高变化曲线

1—筑坝材料；2—筑坝和垫层材料

图 4.6 之曲线①表示只考虑筑坝材料情况下的变化，显而易见，低坝大库可以最小的填筑材料量达到指定的尾矿贮积量。图 4.6 之曲线②表示库底另采用 1m 厚压密粘土垫层情况下的变化。曲线①和②的对比表明，曲线②的总填筑材料量因增设粘土垫层而显著增加，而且，垫层粘土量因库底面积而变化。在此例中，坝高约 9m、尾矿库宽约 900m，可以达到要求的尾矿贮积量，而所

需总填料量最少。这个例子足以说明，尾矿库最优化布置除了考虑筑坝材料量，还须考虑土地恢复和渗漏控制工程的土方量。

尽管上述例子很简单，但其原理可应用于比较复杂的库区地形和任意布置型式。尾矿库布置型式选择是一个试验过程，工程经验自然重要，但是，填筑材料有效利用系数的概念必将有助于尾矿库布置优化。

4.4 水的控制

地表尾矿库设计中一个非常关键问题就是要使所需处理的水量与坝型相适应。为此，在规划的早期阶段，必须预计排入尾矿库的尾矿固料量、选矿废水、降水量和径流流入量，并考虑适当的水控制方法。

地表水控制措施的正确设计对坝体抗洪安全性是十分重要的。经验表明，有些尾矿坝可能经受住边坡破坏、渗流引起的破坏，甚至局部液化，但几乎没有能幸免于防洪措施不当所引起的漫坝破坏。库水漫过坝顶之后，尾矿坝遭受快速下切侵蚀，很短时间即可完全溃坝。

尾矿坝的水文分析方法和水力结构物设计方法基本上与普通蓄水结构物相同，但尾矿坝的洪水设计准则和水处理方法略有别于普通水坝。本节讨论地表尾矿库水处理的基本原理。

4.4.1 正常流入量处理

在地表水处理中，首先要考虑正常流入尾矿库水的处理，即正常气候条件下正常选矿作业排入尾矿库的废水、大气降水和地表径流水。正常流入水量处理的关键是流入水量与流出水量之间的水平衡，在整个工作期间，库内水量保持相对稳定，实现平衡。表 4.2 列出水平衡变量。

4.4.1.1 水平衡

正如表 4.2 所示，流入尾矿库的水源主要有选厂排放的水，沉积滩和沉淀池上直接降雨、尾矿库区汇水面积内的地表径流和矿

流水控制方法主要包括坝体分带和排水；布设降压井、防渗墙和截流沟；不透水铺盖；改变沉淀池位置等。

直接排泄是尾矿库排出水的主要方式之一，控制方法包括溢水系统（溢水塔、输水平硐等）和导水工程，或通过溢洪道排出。尾矿库水管理中，应尽可能避免直接排放至环境，为防止水污染，应经水处理后再排放。而且，应尽可能在选厂进行水处理，因为在选厂内消除污染可能比在尾矿库区内处理水经济得多，表 4.3 示出溢水系统的对比。

表 4.3　溢水系统的对比

特　　性	浮动泵和虹吸系统	埋入式溢水管路系统
设计与施工	浮船、泵和回流管路必须抗腐蚀。当驳船和泵安装后，惟一施工即延伸回流管路	设计和施工简单，按单一阶段或多阶段进行
作业要求	全部时间都需要司泵工	需要间断性检查
适应性	需要随自由水池位置的改变重新定位，当广泛变移池位时，在早期阶段，缺乏灵活性可能产生问题，对回流液的质量几乎没有控制	不需要重新定位，坝下游永久性设泵
维护	泵和驳船需要大量维护，特别是在冰冻天气	下游泵很少需要维护
潜在事故	浮动泵比固定泵更易受损和破坏（因漂浮物阻塞），停电或泵损坏可能引起漫溢	需要稳定的基础，坝体沉降可能引起管路破坏。埋入式管路的阻塞或破坏是不可恢复的
洪水控制	泵的能力限制了从库区排洪量	随着洪水条件下水头相应提高，管路排水能力增大
废弃后结构物排水	排放作业结束后，需要新的排水方案处理地表径流	溢水系统应提供永久性排水

水平衡方法只能提供尾矿库中预计蓄积水量的粗略估计。实际上，水流入量和流出量都是变量，并且对许多因素都非常敏感，在尾矿库缺少实际作业经验的情况下，这些影响因素又很难确定。例如气候因素（包括降水、蒸发、径流）经常发生偏离“平均”条

件的季节性和年度变化。最好按月进行水平衡计算，估计水蓄积的季节性波动变化，按年度采用假定的“干”和“湿”状态划分潜在的水蓄积或排空的上限和下限。

应当承认，在尾矿库的整个服务期间，随着尾矿表面的升高和覆盖面积的扩大，尾矿库表面积、沉淀池水量和支流汇水量也在变化，因此，要全面掌握长期水平衡变化必须对尾矿库整个服务期间的不同时期进行分析。类似地，渗流流出量在尾矿库的整个服务期间也是变化的，而且在任一时期都比较难以估计。

尽管水平衡方法存在这些局限性，但却可以预测过剩水是否在尾矿库内长期蓄积，判别是否需要采取导水渠道或其它措施以减少流入水量。如果在干燥气候条件下，选厂排放水处理比较简单，只需构筑较高尾矿坝，扩大沉淀池表面积以增强蒸发。在这种场合，为了预测达到稳态条件的高程（这里，净流入量平衡蒸发损失），从而预测池水稳定的高程，需要进行分期水平衡分析。如果水平衡分析表明有长期水蓄积，则可以限制采用某些不适合贮水的升高坝型。水平衡分析也可用来快速诊断降水量远远超过流出量的某些危险场合，以便采取有效措施，防止灾害发生。

4.4.1.2　析例

某一采用浮选方法的选矿厂，尾矿排放量（干）为 3000t/d，尾矿浆体浓度 45%，尾矿比重 2.7，尾矿库内平均干密度 1458kg/m^3。从尾矿库返回用水量等于选厂排放水量。在尾矿库的中间高程上，尾矿库表面积 $4.9\times10^5m^2$，假设其中一半为沉淀池水覆盖，库外汇水面积为 $10.5\times10^5m^2$，估计渗流量为 $25m^3/h$，尾矿库没有直接排泄。表 4.4 列出水平衡分析数据。

表 4.4 表明，过剩流量为 $25m^3/h$，通过提供充足的库容，可以在整个服务期间把过剩水贮积在尾矿库内，最终在尾矿库闭库时释放或蒸发掉。然而，通过减少外部径流量，例如采用导水渠道，也可以消除这部分过剩量。若出现负的总量净差，则表明系统内水亏缺，可能需要设置水井补充选矿作业用水。当然，也可以采取一些实用措施降低渗流损失。

表 4.4 尾矿库水平衡析例

名 称	面积/m^2	数量/$cm \cdot a^{-1}$	流量/$m^3 \cdot h^{-1}$
流入			
选厂排放水	4.9×10^5		+166
直接降水	10.5×10^5	86	+57
径流		41	+58
		总流入量	+281
流出			
选厂返回水			166
蒸发	2.4×10^5	66	−21
渗流			−25
充满孔隙的水			−44
		总流出量	−256
		净差	+25

4.4.2 洪水处理

洪水处理的规划和量化估计主要考虑降雨、融雪或两者共同作用引起的极端事件。洪水可以两种方式危及尾矿库：通过提供过大的入库水量，漫坝而引起坝破坏；或者通过坝址侵蚀，引起坝面损坏或最终破坏。

4.4.2.1 设计准则

尾矿库设计洪水的选择包含一定的风险，这是由洪水可能引起的坝破坏后果、库的规模、下游经济发展程度和土地利用情况所决定的。通用的洪水设计准则有二：不确性准则，即采用概率统计方法求得重现期洪水；确定性准则，即按照气象和气候条件（不考虑出现概率）确定极端洪水。

不确定性方法：

可以根据河流观测记录、降水记录及尾矿库流域的水文特性从统计上求得重现期洪水。指定水平洪水的年出现概率等于其重现期的倒数。例如，100a 重现期的洪水，在任意指定年份内发生概率为≥0.01，可以采用下式估计尾矿库整个服务期限内指定水平洪水的超越概率：

$$P[f]_i = 1 - (1 - P_0)^i \tag{4-1}$$

式中 $P[f]_i$ 第 i 年破坏概率，即在第 i 年内等于或超越指定的设计洪水的概率；

P_0 在任意年内指定的设计洪水的出现概率，即重现期的倒数；

i——尾矿库的服务期限，a。

表 4.5 说明尾矿库不同服务年限，不同洪水重现期的破坏风险计算。结果表明，破坏概率随着洪水重现期的加长而降低；在洪水重现期相同的条件下，尾矿库服务年限越长，破坏概率越大；尾矿库服务年限与洪水重现期相同情况下，所设计的尾矿库具有相同的破坏概率约 64%。

表 4.5 漫坝破坏概率计算

尾矿库服务年限 i/a	洪水重现期/a	年出现概率 P_0	破坏概率 $P[f]_i$/%
10	10	0.10	64
	100	0.01	10
	1000	0.001	1
30	30	0.033	64
	100	0.01	26
	1000	0.001	3

目前，还没有明确的尾矿库可接受破坏风险水平的准则，但从工程实用出发，一般地，设计破坏概率不应超过百分之几，风险水平的确定主要取决于破坏对下游居民和土地用户的危害，对采矿和选矿作业本身所造成的后果，长期影响的环境后果，以及清除废碴的经济后果。

确定性方法：

确定性方法是在不考虑洪水出现概率情况下估计可能最大洪水，即根据区域内气象和水文条件的可能最不利联合所预计的可能最大降水推断的洪水。最大可有降水往往约为 100a 再现期降水的 5 倍。

设计洪水的量值决定于尾矿库的规模、坝高、破坏的环境、经

济和伤亡后果等因素。一般，除小型尾矿库（坝），大多数尾矿库都要以可能最大洪水进行设计。对于风险水平低至中等尾矿库，如果随着尾矿坝升高和库容扩大能提供附加的洪水处理能力，在尾矿排放的初期，适当水平的重现期洪水亦是可以接受的。

估计可能最大洪水产生的总水量适当扣除时，可以在尾矿库排水区域上渗入量、累加可能最大降水求得。所以，选择适当的可能最大降水值需要掌握有关尾矿库设计的极限使用值和所设计尾矿库类型的知识。所要考虑的暴雨有两种：普通暴雨和雷暴雨，前者可能产生最大的总流入量，是确定封闭型尾矿库蓄洪量的重要因素；后者可能产生较高的峰值流速，是控制溢洪道和引水渠道设计的重要因素。可能最大降水资料是由当地气象部门提供的，因为降水最容易受到库区地理因素如高程、风向、地形障碍的影响。

应当再一次强调说明，洪水估计和控制是尾矿库成功设计和运作的关键，务必非常注意。

4.4.2.2 控制方法

正如前面所指出的，洪水的主要威胁是漫坝的危险，最好是通过合理选择尾矿库址实现入库水量控制。处理洪水方法主要包括以下几种：

（1）控制洪水的主要方法是在库内蓄积洪水，就是说，尾矿库无论何时都以充足的容积接受设计洪水流入量，而上升坝仍保持适当的超高，如图 4.7 所示。如果以某种保守程度确定设计洪水量，在尾矿库整个服务期限内未必能经受到如此大的洪水，即使出现设计洪水，如果处在干燥气候地区，所蓄积的径流量最终被蒸发掉，在其它地区，如果洪水受尾矿废水污染，则需要以适当速度加以处理和释放，但这种处理费用往往很高，有时甚至很难处理。

（2）最常用的排水方法是根据库基地形、尾矿坝升高和排洪能力需求，在库内预设一系列排水井，各排水井超过库底基础的排水涵洞排出洪水。排水中的结构尺寸和井水方式（窗口式、框架式、叠圈式、石坝块式）可根据排水能力选择和设计。

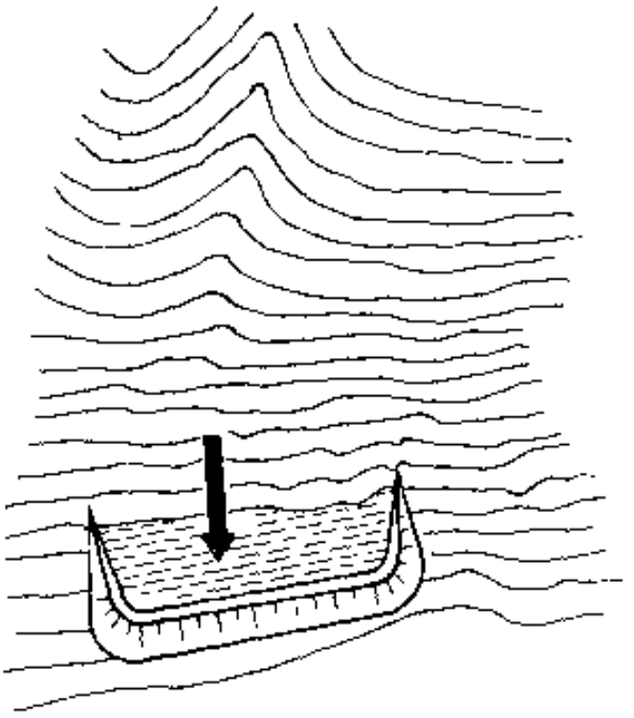


图 4.7　蓄积洪水

（3）有些地区，地形制约实际坝高和尾矿库容积，并兼有高降雨量和高负荷选矿废水排放量，使得尾矿库不能蓄积洪水量。在这样情况下，惟一选择是在选矿废水排入尾矿库之前进行水处理，以防混入洪水后造成污染危险。这时，洪水可以经由溢洪道排泄，如图 4.8 所示。有些地区，雷暴雨的可能最大降雨量决定溢洪道设计，峰值流速（而不是总流入量）是最重要的。但是，升高坝使用溢洪道很不方便，每次坝升高必须在新的坝顶标高构造新的溢洪道，这明显增加施工的成本和困难，在极端情况下，可能要改作一次建成的挡水坝。

（4）在多数场合，引水渠道适于疏导正常径流量，但也可以用作尾矿库周围排洪，如图 4.9 所示。不过，如果设计洪水量较大，相应需要较大的渠道（一般地，可能最大洪水的引水渠道宽超过 30m），且为防止过高水流速的冲蚀又需抛石护堤，这样，若设计引水渠过长，则施工可能很不现实，除非引水渠开挖材料可作为升高坝的初期坝的构筑材料。

（5）露天矿山，通过废石场与采场的合理规划也能为尾矿库

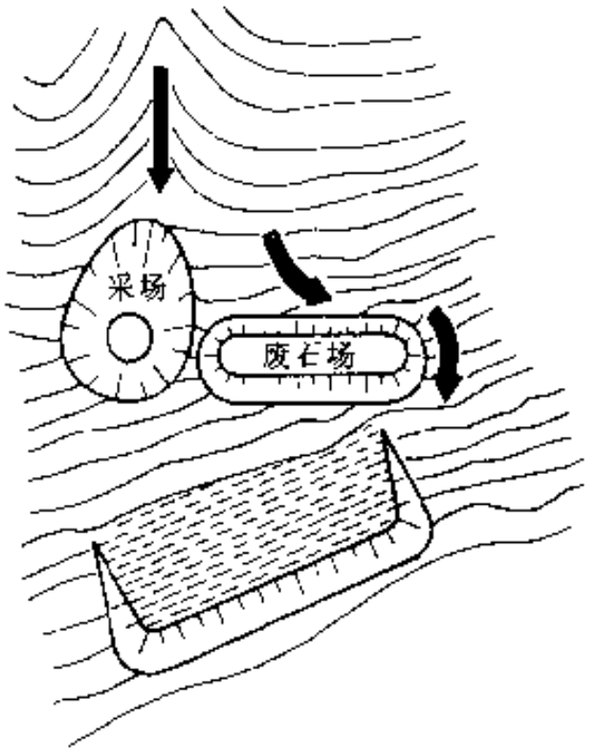


图 4.10　矿坑蓄积和废石场导流

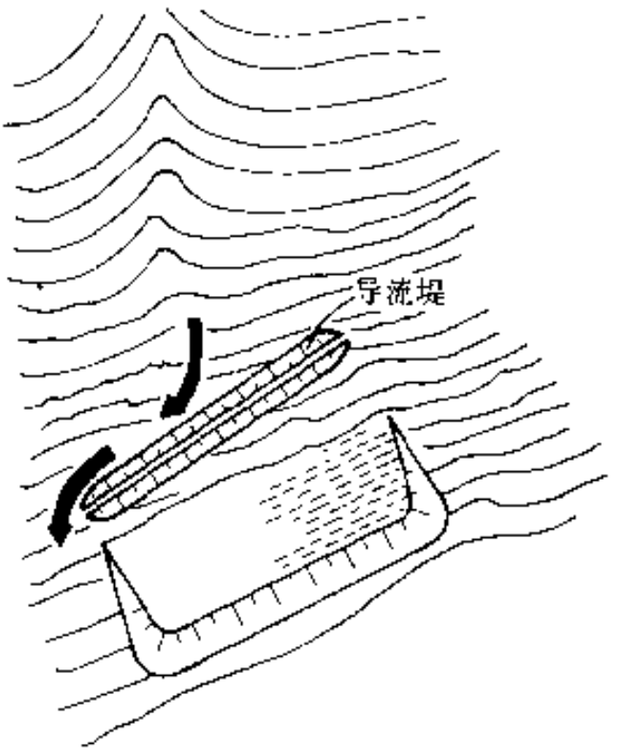


图 4.11　导流堤

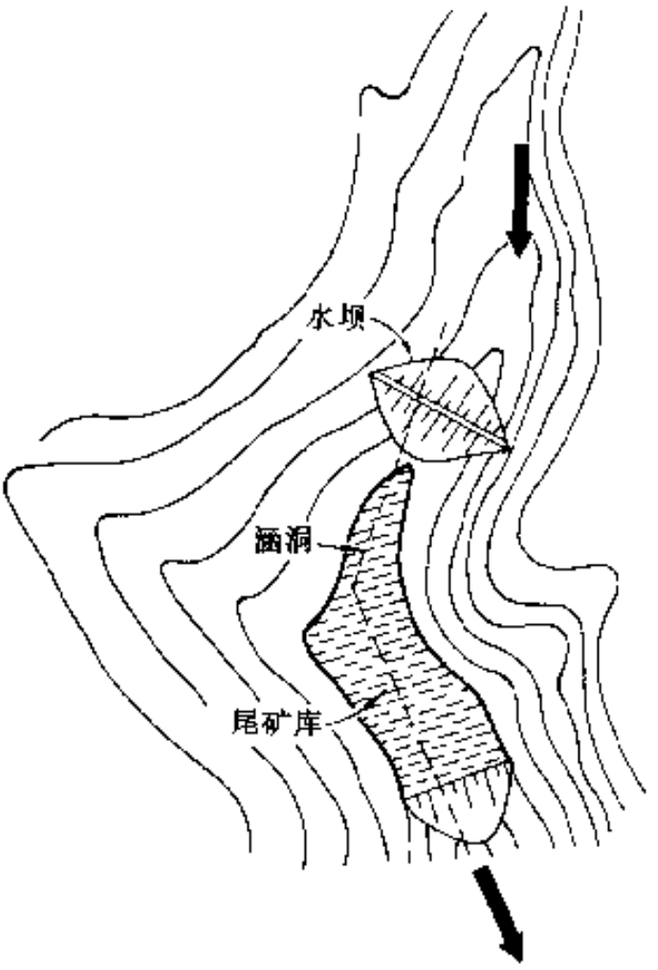


图 4.12　洪水控制坝

染，地球化学过程可能阻滞或控制某些组分的迁移。在降低pH值废水所伴生的最令人烦恼的金属离子迁移率方面也是最有效的。

(3) 如果某毒性组分进入地下水域，必须根据水文地质因素、基线水质量、现时和将来预计使用的地下水资源条件确定地下水环境的最终影响，然后作出使影响最小的渗漏控制策略。

根据这些规则，渗漏控制策略的类型应当适应废水的化学条件、库区地球化学条件和水文地质条件。Taylor为铀尾矿渗漏控制提出三类系统[28]，实际上可以把它推广到普通尾矿：

Ⅰ类系统：选厂废水中没有污染物，或者通过地球化学过程能摄取这些污染物，地下水污染潜势不严重，不考虑渗漏量，因此基本上不控制尾矿库渗漏。

Ⅱ类系统：部分地拦截尾矿库废水，预期发生一定的渗漏损失。污染潜势大于Ⅰ类，需要进行较高水平的渗流—污染分析，以及监测地下水质量。

Ⅲ类系统：全然通过结构措施控制渗漏，这些措施如尾矿库垫层等，试图达到尾矿库“零排放”，通常成本很高。

在渗漏控制策略适应于废水条件和库区场地条件的同时，还必须确立地下水保护的目标，如表4.6所示。不同的目标在很大程度上决定所要求的渗漏控制措施，或者说，为达到某一目标需要相应的某种尾矿库类型，即目标对尾矿库的约束。表4.6中目标是按照递强约束排列的。而且，无论哪一目标，尾矿库区场地地球化学和水文地质因素以及选厂废水性质是决定渗漏控制策略类型的重要因素。在Ⅰ类、Ⅱ类或Ⅲ类尾矿库都适合的情况下，则视特定环境而定。

表4.6 地下水保护目标

目　　标	尾矿库类型	库区场地条件和废水条件
(1) 防止污染物迁移到尾矿库区边界以外	Ⅰ、Ⅱ或Ⅲ	地球化学因素；地下水梯度；缓冲带

续表 4-6

目　　标	尾矿库类型	库区场地条件和废水条件
(2) 限制地下水中特定污染物的浓度达到指定水平	Ⅰ、Ⅱ或Ⅲ	基线水质；地球化学和水文地质因素；废水组分
(3) 防止对地下水用户有不利健康的影响	Ⅰ、Ⅱ或Ⅲ	水井的位置；地球化学和水文地质因素；废水组分
(4) 防止有毒污染物进入地下水	Ⅱ或Ⅲ	地球化学和水文地质因素；废水组分
(5) 防止尾矿库任何渗流释放（"零排放"）	只有Ⅲ	与所有废水，地球化学、水文地质因素无关

显然，必须在确定出渗漏控制要求达到什么水平之前，充分考虑渗漏控制目标、尾矿库区场地和相关废水因素。在作出控制水平的决策之后，则要评价用来达到预计结果的各实施方案。

4.5.2　垫层

为了防止渗漏和使渗漏量最小、从而使污染物释放最小，在地下水保护要求严格、选厂废水中毒性组分浓度较高的场合，常采用垫层作为渗漏控制的最后策略，特别适用于第Ⅲ类系统。

垫层系统的特点是：任何一种垫层的成本都比较高，但如果条件适宜，垫层抗渗效果非常好，这主要因为垫层在地表铺设，可以在控制条件下施工和检查；与渗流障系统和渗流返回系统相比，它不受地下条件的限制，不需考虑地下土壤、岩石性质或地下水条件，可以在任何充分干的地面上进行正常的施工，而渗流障系统和渗流返回系统的效果和施工的可行性完全决定于下部不透水层的存在和所穿过土层的性质。但是垫层必须具有耐废水化学腐蚀和各种物理破裂的性能。

实际上，垫层都会发生一定程度的渗漏，即便是合理设计、规范施工的垫层，也不能保证在整个作业期间起到所预计的作用，或者达到"零排放"。可能发生泄漏的主要原因是：

· 合成薄膜经由缺口和接缝发生渗漏；

$$Q = Q_1 = Q_2$$

$$\frac{k_1 h_1}{L_1} = \frac{k_2 h_2}{L_2}$$

代入上述各参数，于是

$$Q = \frac{(30)(h_1)}{7.5} = \frac{(15 - h_1)(0.3)}{7.5}$$

求解得 $Q=0.6\ m^3/a$。

例 2：尾矿库深度和基础条件完全同于例 1，只是下部铺设粘土垫层，$k_2=10^{-7}cm/s$ (0.03m/a)，厚度 0.6m，渗径 $L_2=0.6m$，上部厚度 14.4m 仍然为同样的全尾矿，同理求得：

$$Q = \frac{(30)(h_1)}{14.4} = \frac{(15 - h_1)(0.03)}{0.6}$$

$$Q = 0.7 m^3/a$$

结果表明，尾矿泥垫层的渗漏量略低于粘土垫层，严格地说，尾矿泥垫层的渗漏量还应包括固结产生的渗流量，但总体上说，在上述条件下二者效果相当。事实上，尾矿泥垫层的渗透性较粘土垫层高，它是通过较大的厚度补偿的。

尾矿泥垫层的突出特点是能够经受住相当大的基础沉降，甚至是地震液化而不失其抗渗效果。因为，就是中等致密的基础土层，在几十米深尾矿作用的载荷下，可能产生很大的沉降，而其它类型垫层如粘土垫层和合成垫层，都可能因基础沉降而遭破裂。

尾矿泥垫层的主要缺点是：(1) 为了使尾矿泥散布在整个尾矿库范围，必须改进正常的排放程序，必须精心控制池水，使之减至最少。正如图 4.13 所示，只从坝顶进行正常的尾矿排放，在尾矿库尾部，池水与天然土壤之间直接接触，形成较大的渗漏通道。如果同时从尾矿库尾部排放，则可能形成连续的尾矿泥垫层；(2) 尾矿泥垫层不能为垫层范围内通过地球化学过程减弱污染物迁移提供机会，且因仅仅是减少渗漏量，下覆天然土壤可能摄入污染物，因此，必须会产生地下水质量保护问题。

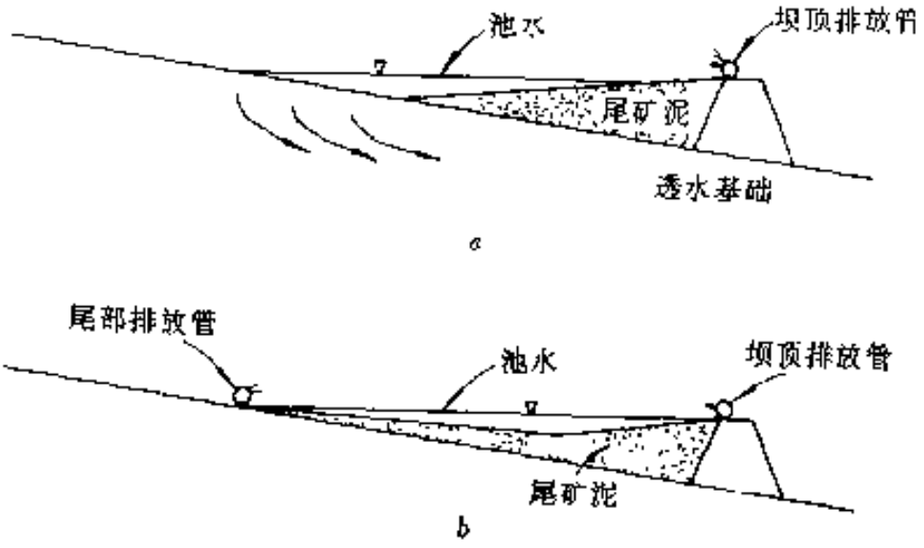


图 4.13　通过尾矿泥排放程序控制渗漏

总之，尾矿泥垫层是一个有发展前途的构想，相对于其它类型垫层而言，它的成本显著降低。然而，由于要求精心排放和水控制程序，尾矿泥垫层最适用于汇水量小的尾矿库和再循环水量大的选厂。

4.5.2.2　粘土垫层

粘土垫层很早就用以降低蓄水库和毒性废料库的渗漏，自然地引入尾矿库工程。

(1) 粘土与添加料　天然粘土或加入添加料的压密土壤均可用作垫层。最普通的添加料是膨润土，按重量比 2%～6%的膨润土，在移动捏土机中与天然砂质土掺合，渗透系数可达 10^{-6}cm/s，可作为良好的粘土垫层材料，而在地面干散膨润土的效果则不佳。亦可采用化学分散剂，包括磷酸四钠、三磷酸钠、碳酸钠（碳酸钙）、氯化钠、六偏磷酸钠和硅酸钠。试验结果表明，如果与土壤充分混合，粘土渗透系数能降低 1 个数量级。化学分散剂主要是通过单个颗粒的分散结构而改变粘土结构，关键是看低 pH 值废水对分散作用抵消到什么程度。一旦在压密土中形成分散结构，即便日后受到团聚的化学环境的作用，也难以形成大的输水孔隙。

(2) 垫层性质　影响垫层功能的主要性质是渗透性、容积稳定性、柔性和抗管涌性。这些性质强烈地受填料含水量的影响，而

其结构和密度则决定于现场压密方法和程度。

压实粘土的饱和渗透性变化范围很宽，实验室值一般从 10^{-5} cm/s 到 10^{-8}cm/s。对渗透性影响最大的是各种粘土所特有的粘土矿物。含水量和压密状态决定粘土的结构，进而可能使渗透系数在几个数量级范围内变化。实验室试验证明，在某种粘土含水量15%情况下，测定渗透系数为 10^{-7}cm/s，在同样密度下只降低含水量2%，渗透系数提高到 10^{-5}cm/s。这主要是因为达到最佳含水量时，压缩产生低渗透性分散结构，而略低于最佳含水量则产生可渗透的絮凝粒状结构。

实验室渗透性试验未考虑现场粘土渗透性的众多影响因素，如干燥作用、粘土聚团大小及杂质等。因此，根据实验室测定结果预测现场压密粘土的渗透系数，可能产生1个数量级以上的变化，用来预测渗漏量，可能引起10倍的变化，并且，在渗流分析中，如果使用饱和渗透系数指导非饱和渗透系数，将会扩大这种不确定性。为此，最好进行现场渗透性试验。

容积稳定性指粘土的收缩—膨胀潜势，影响粘土在干燥状态下的缩裂程度。柔性影响压密粘土经受沉降作用不发生破裂的能力，具有较高塑性和较高含水量的粘土，不仅有较低的渗透性，也有较大的柔性，但干燥时缩裂的潜势也大。另一重要性质是分散式管涌潜势，须采用实际选厂废水进行实验室试验，以精确地量测粘土垫层材料对分散式管涌的敏感性。

（3）废水—粘土反应　粘土垫层材料与尾矿废水之间的可能反应是一个非常重要的课题。渗透系数增大的可能机理是由于废水引起粘土矿物改变，或者由于酸腐蚀引起颗粒破坏。大量研究结果表明，在低pH废水条件下，粘土空隙中废液由于中和作用形成沉淀物，沉淀物的堵塞作用或多或少地平衡酸的破坏作用。眼下还不能说粘土垫层酸腐蚀是一个普遍性问题。在高pH值废水条件下，强腐蚀性溶液可能引起某些粘土收缩。

（4）粘土垫层设计　从设计观点讲，首先要考察当地是否有足够数量、渗透系数在 10^{-6}～10^{-8}cm/s 范围的压密粘土。然而，单

单粘土渗透系数并不能构成合理的垫层设计准则，因为，粘土垫层减少渗漏量的程度并不完全决定于粘土渗透系数的绝对值，而是决定于渗流顺序：尾矿--垫层—基础地层的相对厚度和相对渗透系数。因此，应以允许的渗漏率或要求的渗漏（穿经垫层）降低百分比作为设计准则，而不仅仅以垫层粘土渗透系数作为设计准则。一般地，为使粘土垫层显著地降低渗漏，其渗透系数至少要低于尾矿的 10 倍。根据贮积材料不同，尾矿砂或尾矿泥，限定的垫层渗透系数为 10^{-5}cm/s 或 10^{-7}cm/s。同样地，为了显著降低饱和渗流条件下的渗漏，粘土垫层的渗透系数至少要低于基础地层的 1～2 个数量级，视地下渗流距离而定。

实质上，粘土垫层设计主要是确定垫层厚度。合理的确定垫层厚度，前提是要有明确的渗流控制目标。如果指定了尾矿库允许渗漏率，则可以用简单的饱和渗流分析（参见 4.5.2.1 节的算例）确定出与上覆尾矿厚度相适应的垫层厚度。如果指定渗流运动不准超出垫层底板，则可以采用非饱和渗流模型来确定垫层厚度，使之在尾矿库工作期间湿锋前保持在垫层之内。如果要求污染物不迁移出库外，可以采用第 8 章所述的非饱和原理辅以地球化学分析方法确定垫层的必需厚度。因为粘土对许多污染物具有衰减的功能，所以粘土垫层的主要价值是地球化学“海绵”作用，而不是单位时间渗流量的减少。

如果在垫层上设置排水系统，则可以减少垫层厚度和渗流量，如图 4.14 所示。排水的作用在于降低作用在垫层上的水头。在饱和条件下垫层渗漏的程度与作用水头成正比，有效的排水可以使垫层厚度减少到最低的实用厚度约 15～30cm。当天然粘土供应不足时，可以在整个垫层之上铺置旋流分离的尾矿砂，形成有效的、廉价的排水平覆盖层，它既可减少渗漏量，又可以加速尾矿固结。但排出的水必须集中处理。

影响垫层厚度的另一因素是垫层适应地基沉降而不破裂或剪裂的能力。粘土垫层和其它任何类型垫层都不应铺置在软弱、松散、压缩性大或对水敏感的地基上。尽管尚无规范明确规定粘土

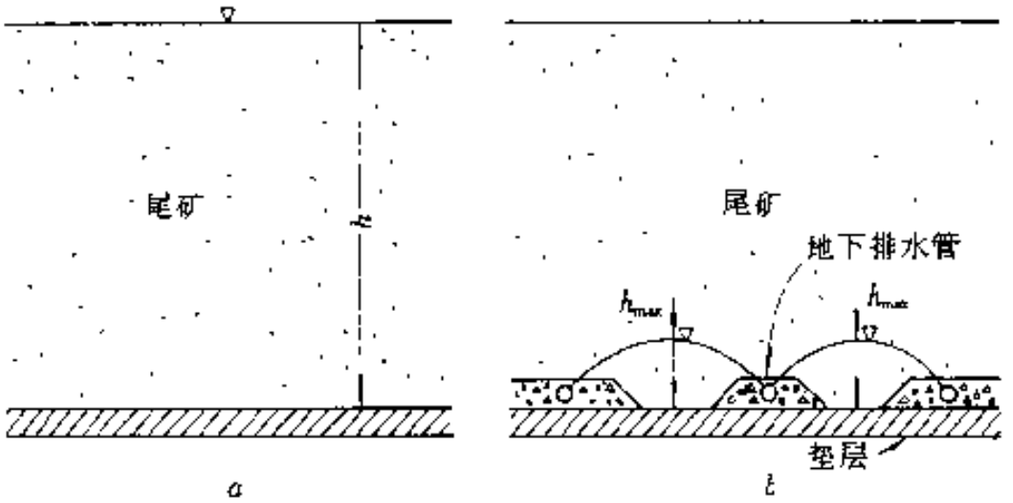


图 4.14　作用在粘土垫层上水头对比

a—无排水系统；b—有排水系统

垫层的允许沉降尺寸，但垫层厚度不应小于尾矿库充满后总预计沉降量的一半。

粘土垫层设计还须考虑库底的地形。非常平坦的库底面，刚开始排放就可能全为水淹没，而坡度较大的库底面，可能时达数月或数年有的地方还不能为水所淹没，受干燥和冰冻作用形成重大裂缝，致使渗透系数增大几个数量级。这些裂缝因随后的饱和膨胀作用而密合，密合的程度取决于材料的收缩—膨胀特性。粘土垫层的渗透性和抗渗效果存在很大的不确定性，很难精确预测。

选择粘土垫层的一个关键因素是当地有可用的粘土源地，如果远距离外运则不经济，可考虑合成垫层。

4.5.2.3　合成垫层

近 20a，尾矿库开始引进合成垫层用作渗流控制。在合成垫层材料中，沥青混凝土和喷射混凝土因成本高，刚性易受不均匀沉降损坏，易受酸腐蚀而碍于在尾矿库广泛应用。喷射膜如沥青—聚合物，抗渗性能好，但日晒老化、喷射厚度不均匀问题有待解决。合成橡胶膜如丁基橡胶、乙烯丙烯二烯单聚体通常专用作饮用水库垫层，因成本高而未能用于尾矿库。热性塑胶膜比较适合且比较广泛应用于尾矿库渗流控制。

国外曾对垫层材料作过大量研究[27]，简要研究结论是：

（1）很多材料都具有良好的抗化学侵蚀性能，但最容易出现的是施工问题。

（2）表面密封层和沥青具有低的渗透性，但往往难于贴合和检查，易损坏，沥青膜需要覆盖土壤。

（3）聚合膜虽易检查，但铺设时易损坏，而且它的性能决定于接缝质量。

（4）合成橡胶垫层（聚氯丁烯和乙二环氧丙烷二烯单体），现场接缝困难。偶尔现场接缝成功的有高密度聚乙烯、聚乙烯、氯化碳化聚乙烯、氯化聚乙烯和聚氯乙烯。

（5）除了聚乙烯外，聚合树脂和沥青对铀尾矿组分显示出长期耐久性，但煤油浓度高时（可能出现在溶剂萃取循环的废液中）可能对垫层起不利作用。

（6）因为柔性隔膜垫层适应用地基内不均匀变形所产生的应力，所以必须精心设计和施工地基。

（7）沥青膜渗透系数 1×10^{-8}cm/s，与无垫层沉淀池相比，减少渗流量到50%左右；聚合垫层渗透系数 1×10^{-10}cm/s，减少渗流量到10%以下。

（8）尾矿库垫层和相关岩土工程费较高，一般均为尾矿库总投资的1/5到1/3。

热性塑胶膜性质

不同垫层材料的化学结构导致其经受风化、日晒、废水化学腐蚀能力的差异。根据实验室试验结果，在选厂废水常见的酸、碱、盐浓度下，几乎所有的热性塑胶膜都具有良好的抗化学可溶性。

聚氯乙烯（PVC）：是最廉价的合成垫层材料，但抗风化能力差，为防止日晒老化，需用水、尾矿或土覆盖。对石油衍生物比较敏感，尾矿库常用PVC厚度0.50～0.75mm。

氯磺酰化聚乙烯（Hypalon）：可能是目前尾矿库应用中最普通的材料，常用厚度为0.75mm和0.90mm，能耐选厂废水中大部分化学组分，包括低浓度的石油衍生物，具有良好的时效性，可以

铺设在平坦的砂质土上，以防刺破。为了使垫层不受风卷和浪冲，以及防晒和油浸，应用土覆盖垫层，并压上片石。

合成膜垫层效果

如前所述，合成垫层渗漏的主要原因是合成膜裂缝和接缝的存在，可能发生的渗漏量多少是由现场接合的方法和质量决定的。另一渗漏原因就是完整合成膜本身存在孔隙。合成膜垫层渗透性非常低，厚度 0.75mm 垫层的渗透系数约为 10^{-10}cm/s。确定能起到降低渗漏量的作用，实际应用中忽略不计它的渗漏量。但是，通过合成膜的渗漏总是发生的，不可能达到“零排放”，然而，渗流量难以预测，主要是缺少实用的预测方法。如果按 Darcy 渗流定律分析，在不考虑任何撕裂情况下，估算的渗漏量值基本与其它类型垫层相当。

最引人关注的是合成膜的寿命。基于现有的作业经验说明，严格保护的与废水性质相适应的垫层，工作 10a 以上未受老化。控制加速老化的实验室试验结果表明，大多数合成膜有效寿命超过 20a。这就预示，如果垫层选择、接合、保护得当，其寿命都能达到一般尾矿库的服务期限。

4.5.3 渗流障

渗流障包括截流沟、泥浆墙和注浆幕，如图 4.15 所示。渗流障的使用条件是：尾矿坝设有不透水心墙，而且渗流障要与心墙很好连接，显然，在没有心墙条件下，透水的旋流砂或矿山废石所筑的坝不宜采用渗流障。因此要求上升坝的渗流障必须与初期坝同时施工，将渗流障埋设在下游型坝的上游段，中心线型坝的中心段。渗漏障一般不适于上游型坝，因为它没有、也不可能有不透水心墙。事实上，透水基础对上游坝稳定性具有有利的影响，阻止基础渗流可能引起坝内水面升高。渗流障起到使渗流侧向运动的作用，因此，只有当透水基础地层下覆连续的不透水地层时，渗流障才能充分有效。为了显著地减少渗漏量，渗漏障必须穿过透水基础地层达到不透水地层。

料强度。有些土壤渗流控制可采用塑料—混凝土墙。虽然混合材料具有较高强度、但欠柔性，施工费也较水泥—膨润土混合材料高。土—膨润土可达到低渗透性，但必须考虑废水对渗透性的影响。此外，土—膨润土可能产生变形，还要考虑坝体对变形的适应性。

各种防渗墙都有一定的适用范围，橡胶膜和磺酰化聚乙烯类适用于酸性废料，而合成垫层、粘土和沥青基材料则不适用；土基材料（土壤—膨润土、土壤—沥青和压密粘土）不适用于腐蚀性污染物；沥青基材料、聚合垫层和土基材料不适于侵害性碳氢化合物；聚乙烯、聚丙烯、聚氯乙烯、土—水泥、土—膨润土和压密粘土在与有机化学物接触时，可成为有效的抗渗材料。

目前，最深的防渗墙工程实例为 30m，但从经济上考虑，一般尾矿库的实用深度 15m 左右。防渗墙成本较高，不易穿过裂隙状基岩或含不规则大块的地层。防渗墙最适用于饱和、细粒、较浅、较平坦的场合。

4.5.3.3 注浆幕

注浆幕即选取适宜浆体，经由钻孔进行压力注浆。浆体包括水泥、膨润土悬浮体或二者的混合体，也可以采用化学注浆，其与悬浮液混合可以对地下水渗流提供更有效的密封和水力控制。这些化学浆包括：

• 硅酸钠基（20%～60%）与反应剂（酰胺、酸、多价阳离子）、速凝剂（$CaCl_2$）和水；

• 木质磺酸盐（钙、铵或钠盐）与 6 价铬反应；

• 丙烯酰胺，速凝剂（过硫酸胺）、交联剂（亚甲双丙烯酰胺）和催化剂；

• 酚基—酚和乙醛（高 pH 值下缩聚）。

必须根据浆体所穿过空隙的大小选择浆体类型。为了使浆体颗粒穿入土壤孔隙，土壤的 d_{15} 与浆体颗粒的 d_{85} 之比值必须大于 25，实际上水泥注浆限于原渗透系数大于 5×10^{-3}cm/s 的中砂到砾石范围的应用。在岩石中，可灌裂隙宽度须大于 0.75mm。因此，

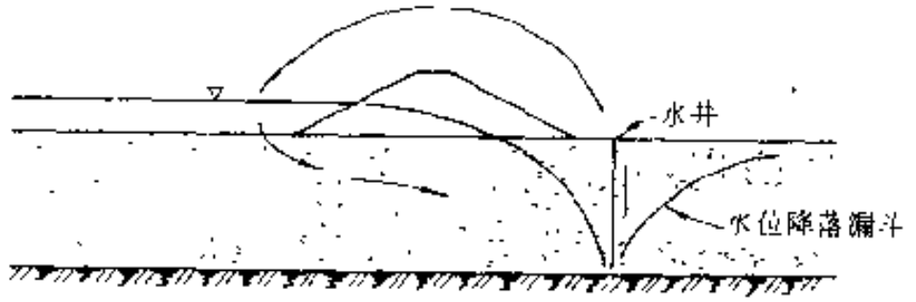
水泥注浆在较粗材料和具有连续、张开裂隙岩石中显著有效。水泥注浆很少把受浆材料的渗透系数降低到 10^{-7}cm/s 以下，显然达不到限制尾矿库渗漏可接受程度，此外，酸性尾矿废水可能侵蚀浆体，因此不可能在尾矿库渗漏控制中得以广泛应用，但可以作为补救措施，控制现有尾矿库的渗漏。注浆幕在降低渗漏量方面可能不尽显著，但可能通过加长渗径和延长地球化学作用时间，而使渗漏废水中污染物浓度降低。

4.5.4 渗漏返回系统

渗漏返回系统是渗漏出坝外的废水汇集起来再返回尾矿库，从而消除或减少地下水中污染物迁移。返回系统作业有两种基本形成：集水沟（池）和集水井，如图 4.16 所示，它们的工作原理是相同的，即作为渗漏控制的第一道防线，在尾矿坝下游把渗漏废水集中起来，再泵回沉淀池。



a



b

图 4.16 渗漏返回系统

a 集水沟；b—集水井

集水沟可以单独使用，也可辅助其它渗漏控制措施一起使用。一般地，沿坝下游坡脚附近开挖集水沟，再将渗漏水汇集到池中泵回尾矿库。其适用条件相似于截流沟，下覆连续的较浅的透水

层，集水沟挖穿透水层而达不透水层。因不要求坝体中设置不透水心墙，故可用于透水的上游坝、下游坝或中心线坝。沟内设置反滤层，以防发生管涌。

集水井是沿坝下游打一排水井，截流受污染的渗漏水，从井内抽出，泵回尾矿库。井深应足以拦截污染缕流。集水井很昂贵，一般不为尾矿库渗漏控制所选用，但可作为补救措施，防止已污染的含水层进一步被破坏是很有效的。

4.6 方案评价

在尾矿库设计中，无论是尾矿排放方法还是尾矿库选址与布置型式，都存在多方案求优问题，以往因所确立的目标单一，即以费用估计为评价准则，最佳方案确定比较简单，常选定费用最低方案为最优方案。近些年来，在尾矿管理中，环境因素日趋引起重视，其重要程度往往不亚于、甚至或高于经济因素，这样，方案选择成了多目标决策问题。

决策过程涉及众多客观因素如场地自然条件和尾矿状态参数，和众多主观因素如价值冲突和行政法规，为了实现最优化决策，必须构造一个合理的框架，确立一个科学的评价和选择方法，使之在满足生产要求和达到费用最低化的同时实现环境保护和公众健康。本节介绍一种简单、实用评价方法—— 系统评价方法。

4.6.1 系统方法

图 4.17 示出系统评价程序，其主要由以下 5 个单元组成：

（1）确定目标　明确地确定尾矿排放策略应当达到的目标是系统评价的最重要步骤，按照这个目标制定各种可能的排放方法和各个备选的尾矿库场地。如果没有明确的目标描述就不可能进行逻辑评价。

选择尾矿排放方法的目标包括：

·使尾矿库的完整性最佳，确保尾矿不释放；

·排放费用最低化；

·渗漏量最小化；

·土地恢复期间最大化地使排放面积恢复到其原状态的面积；

·对正在进行的采矿作业破坏最小。

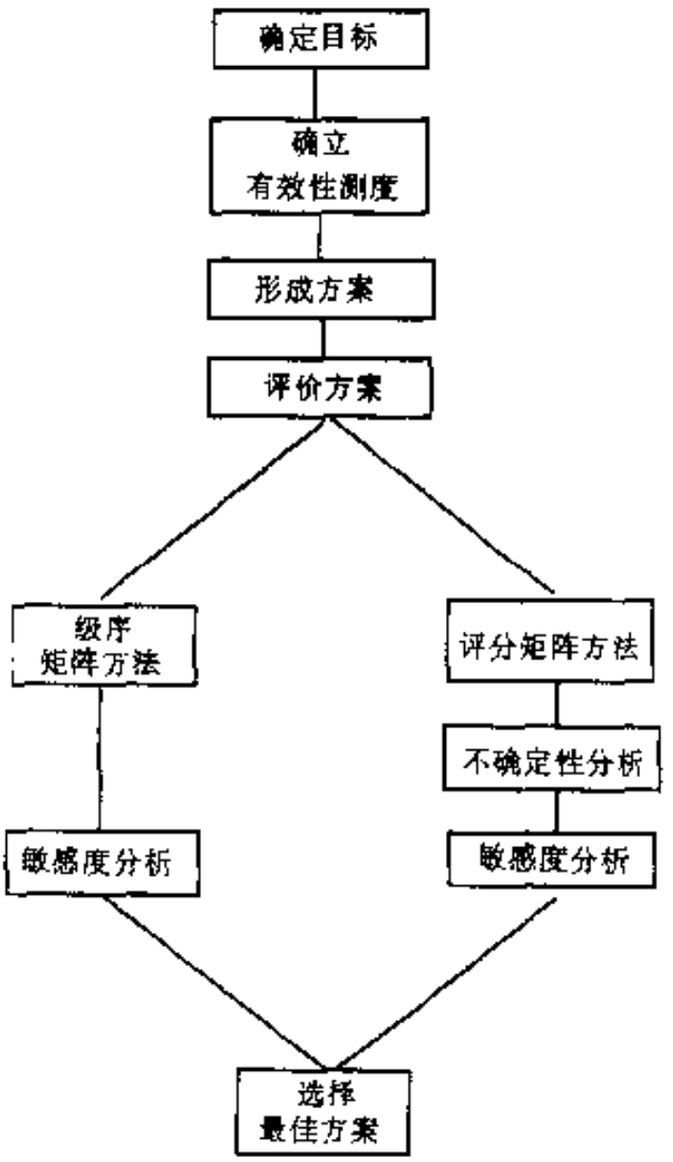


图 4.17　系统评价程序框图

为进行尾矿库场地比较，前面所述的许多选址因素可作为目标．例如：

·尾矿库至选厂距离最短；

·汇水面积最小；

·总填筑材料量最小。

与环境有关的目标包括：

·渗漏对地下水的影响最小；

·扰动的地表面积最小；

·对珍奇物种和生境扰动最小。

有关环境目标主要是依据政府部门制定的法规、准则确定的。

(2) 有效性测度的量化表达　要为每个目标的有效性确定量化单元，以量度某一备选策略是否达到特定目标，否则所确定的目标是没有意义的，因此说，这也是评价过程的基本元素。有效性测度应满足以下两个准则：

·是一个量化的数值单位；

·可以通过计算或通过现场测量检验。

许多目标的有效性测度是直达式的，例如至选厂距离和高程可以直接量度选厂接近度目标。材料有效利用系数可以作为填筑材料量最少化程度的良好测度。有些环境影响可能与尾矿库扰动面积相关，尾矿库面积可作为有效性间接的、但有益的测度。

有效性测度对备选方案的最终确定极为重要，有些目标必须明确定义有效性测度，例如目标“尾矿库渗漏的不利影响最小”，陈述简单，但可能的后果范围颇为含糊，依照其严格和限制程度递增顺序，可能有以下5个不同的有效性测度：

1) 最近水井的水质不变坏：只需要把尾矿库定位在最近水井的足够距离即可满足这一测度；

2) 地下水质量不变坏：限制采矿之后地下水利用不低于原质量水平，这主要决定于原地下水质量，可能对尾矿库定址有极小的影响；

3) 矿区境界外污染物无迁移：因尾矿库区水文地质和地球化学特性不同，该目标的有效性测度也不同，可从不控制渗流到铺设不透水垫层；

4) 污染物不进入地下水：防止污染物进入地下水，实际上允许一定的渗漏，其量大小决定于地下水位的深度、天然土通过pH缓冲和离子交换吸收污染物的能力；

5）尾矿库的渗流不释放：限制尾矿库场地处在不透水天然地层上，或者需要采取结构措施如垫层等。

理想地，有效性测度应当就尾矿库允许的额定渗漏率给出一个的数值限度，或者标志出指定地点和时间不能超越的特定污染物和浓度。

在确定尾矿排放费用的有效性测度时，除了作业费一定要考虑外，必须决定是以初始建设费还是以总费用量度费用最低化，特别是在对比单一型尾矿库和多级型尾矿库时尤为重要。各单个尾矿库的初始费用较低，但最终的总费用较高。如果不适当地确定费用的有效性测度，可能使备选方案的继后评价失真。

（3）确定方案　无论采用任何评价方法，都要确定出适当数量的备选方案（排放方法或尾矿库场地），通过筛选排除明显不可行的方案，从而得到可行的评价方案子集。确定备选方案的主要因素是工程经济和工程判断，以及管理机构的态度。

确定备选方案须全面考虑排放系统的所有元素，各方案应包含有关尾矿排放方法、尾矿库场地、渗流控制、土地恢复等问题解决办法的最佳结合。例如露天矿坑排放，由于矿坑面积较小，需要把选矿废水排至蒸发地，以消除过多的水量。确定方案时必须考虑蒸发池。从渗漏损失的观点看，这似乎很有利，但很可能是把潜在的渗漏问题从尾矿排放区转移到蒸发池场地。再例如地下矿山尾矿充填方案，还必须考虑为剩余的尾矿泥排放设置的地表尾矿库。总之，每个备选方案的确定都必须包括所有尾矿和废水排放或处理的全部设施。

（4）备选方案的评价　确定出一组可行备选方案之后，则要依照已确立的有效性测度分别评价和对比各方案，确定它们达到既定目标的程度。常用方法是矩阵评价方法，其由以下几个单元组成：

1）由备选方案子集和判别备选方案的目标子集构造一个二维矩阵。赋予每个目标一个权重系数，以反映其相对重要性，赋予每个备选方案一组数值，以反映其达到每个目标的程度。通过累

但因库区较大，估计其渗流潜势中等。

场地 C 是面积最小的尾矿库，$4.3\times10^5m^2$，提供 6a 的尾矿贮积能力，材料有效利用系数为 7.8，仅略低于场地 B。但场地 C，尾矿坝较高、坝肩为强烈裂隙状页岩，容易产生渗漏问题，且又邻近河流，尾矿库渗漏有直接进入地表水体的可能性，判定场地的渗流潜势最高。

表 4.7　各尾矿库特性

场地	面积/m^2	最大坝高/m	库容/m^3	尾矿库寿命/a	筑坝材料量/m^3
A	8.9×10^5	10.5	4.6×10^6	10	0.27×10^6
B	10.8×10^5	12.0	7.0×10^6	15	0.19×10^6
C	4.3×10^5	15.0	2.6×10^6	6	0.09×10^6

场地	剥离表土/m^3	总土方量/m^3	材料有效利用系数	相对渗流潜势
A	0.54×10^6	0.81×10^6	5.7	最低
B	0.66×10^6	0.85×10^6	8.3	中等
C	0.20×10^6	0.35×10^6	7.8	最高

确定 3 个目标、并依其重要性赋予相应权重系数：

（1）土地扰动最小：有效性测度为尾矿库面积。从长远意义讲，考虑到尾矿库废弃后要复垦、覆盖表土和植被，此目标相对不很重要，因此赋予最低的权重系数 0.1；

（2）费用最低：鉴于 3 个场地的输送管路费用相当，费用则决定于填筑材料量，因此，取费用的有效性测度为材料有效利用系数，应认为此目标最重要，取权重系数 0.5。

（3）渗漏的有害影响最小：由于现有渗流资料有限，渗漏目标的有效性测度不能实现量化，故以相对渗漏损失潜势来确定，赋予权重系数 0.4。

在此框架下，根据每个目标的有效性测度（见表 4.7），为每个场地方案赋予整数的级值。因为是把每个方案的每个目标排列级序，故相对分级数与方案数相同，此例中 3 个方案。有效性测

度 3 个等级，其中 3 为最高级序，1 为最低级序。例如土地扰动目标的级序可以直接从表 4.7 查出：方案 A 为 2、方案 B 为 1，方案 C 为 3，其它目标类同。如此构造成方案--目标的二维评价矩阵，示于表 4.8。

表 4.8　尾矿库选址评价矩阵

目　　标	土地扰动（权重系数 0.1）	费　　用（权重系数 0.50）	渗　　流（权重系数 0.4）
方案 A	2	1	3
方案 B	1	3	2
方案 C	3	2	1

加权级序：

场地 A：(0.1)(2) + (0.5)(1) + (0.4)(3) = 1.9　　中等

场地 B：(0.1)(1) + (0.5)(3) + (0.4)(2) = 2.4　　最有利

场地 C：(0.1)(3) + (0.5)(2) + (0.4)(1) = 1.7　　最不利

每个方案的总级序通过累加各目标权重系数与相应级值之积求得，如表 4.8 所示，方案 B 总级序最高，表明最有利，方案 C 最不利、方案 A 居中。

例 2：尾矿排放方法

某铀矿赋存于地下 900m 深的坚硬岩石中，拟采用地下开采方法，要求全面评价各种排放方法。确立评价目标有 3：

(1) 由天然因素提供高度完整的隔离环境，防止经数百年的侵蚀过程造成尾矿扩散；

(2) 应使废水渗漏量最小；

(3) 应使初始建设费用最低。

针对铀尾矿的特殊性质，在排放方法选择中，实现尾矿的长期隔离是关键、最偏重的目标，从长远观点看，其重要性大体为渗漏量最小或建设费用最低目标的 3 倍。假设渗漏重最小和费用最低具有相当的重要性，则赋予各目标的权重系数为：目标 1 为 0.6，目标 2 和目标 3 分别为 0.2。

考虑这些因素，确定出以下3个排放方法的备选方案：

方案Ⅰ：在矿山开始开拓之后，尾矿从选矿厂泵送地下，贮积在采空的矿房中。矿房围岩的性质允许不构造人工不透水垫层，保持裸壁。选厂生产的尾矿全部返回地下。

方案Ⅱ：在选厂建设期间，专门为排放尾矿在地表挖掘一个大坑，应用合成垫层材料衬垫，在选厂整个工作期间提供尾矿地下排放。

方案Ⅲ：在选厂建设期间，构筑尾矿坝形成普通地表尾矿库。因当地缺少低渗透性的天然粘土材料，需从远处外运工业膨润土作垫层。

现在，可以为各备选方案能满足评价目标的相对能力确定级序，从而构造评价矩阵：

长期隔离的目标：方案Ⅰ（地下矿山排放），在矿房中深埋尾矿，实现最大程度的隔离，赋予最高级值3；方案Ⅱ（掘坑排放）因埋深较浅，隔离程度略次，赋予级值2；方案Ⅲ（地表尾矿库排放）可能长期受到侵蚀作用，赋予最低级值1。

当达到渗漏量最小的目标，方案Ⅰ的矿房裸露岩石中可能包含有使渗流量大于方案Ⅱ或Ⅲ的节理，所以赋予级值1；方案Ⅱ因合成垫层能消除渗漏，故赋予级值3；方案Ⅲ，因为构造完完全全的土壤－膨润土垫层困难，其防渗效果可能比完整的合成垫层差，而此裸壁好，所以赋予级值2。

初始建设费用最低的目标：方案Ⅰ因尾矿地下输送管路过长，费用适中，赋予级值2；方案Ⅱ专门掘坑排放，费用最高，赋予级值1；方案Ⅲ尾矿坝的建设费用最低，赋予级值3。

表4.9为依据上述资料构造的评价矩阵，最后求出每个方案的加权总级序。结果表明，方案Ⅰ加权总级值最高，最有利；方案Ⅱ居中；方案Ⅲ为最不利方案。

级序方法简单，适用于可行性研究阶段，实际的和确认的资料有限，所用数据不足以进行可靠的定量分析，但是，可以凭经验取得适当的工程结论，粗略地区分方案的优劣。

表 4.9　尾矿排放方法选择的级序评价矩阵

目　　标	长期隔离 （权重系数 0.6）	渗　漏　量 （权重系数 0.2）	费　　用 （权重系数 0.2）
方案Ⅰ	3	1	1
方案Ⅱ	2	3	1
方案Ⅲ	1	2	3

加权级序：

方案Ⅰ：(0.6)(3) + (0.2)(1) + (0.2)(2) =2.4　　最有利

方案Ⅱ：(0.6)(2) + (0.2)(3) + (0.2)(1) =2.0　　中等

方案Ⅲ：(0.6)(1) + (0.2)(2) + (0.2)(3) =1.6　　最不利

级序方法存在两个主要缺点：一是级序并不能完全反映达到目标的有效性差异，例如，假设方案Ⅰ、Ⅱ和Ⅲ的费用分别为 100 万元、1500 万元和 1600 万元，级序自然为 3—2—1，却忽略了方案Ⅱ与Ⅲ之相近性。二是加权级值是一个定性指标，并无实际意义，例如上例，方案Ⅲ为方案Ⅰ的 1.5 倍，只说明方案Ⅰ比方案Ⅲ还有利，并不指方案Ⅰ优于方案Ⅲ 50%。

4.6.2.2　评分方法

评分方法在概念上与级序方法相同，但需要更多的数据和判断，可以在一定程度上克服级序方法的缺点，并提供更确切的评价资料。下面以级序分析的同一铀尾矿排放方法选择实例说明这种方法的应用。表 4.10 示出以评分方法构造的评价矩阵。

在能够获得明确的目标有效性测度的场合，可以采用主观方法或计算方法为各备选方案的各目标有效性评分（而不是排序）。假设有效性测度范围从 0 到 3.0，指定为评分的下限和上限。为达到长期隔离的目标评分：认为方案Ⅰ（地下矿山排放）在永久性隔离方面最有效，因此赋予最高分数 3.0；方案Ⅱ（掘坑排放）略欠有效，赋予分数 2.8；方案Ⅲ（地表尾矿库）长期经受侵蚀，有效性仅为方案Ⅰ的三分之一，即 1.5。

表 4.10 尾矿排放方法选择的评分评价矩阵

目　标	长期隔离（权重系数 0.6）	渗 漏 量（权重系数 0.2）	费　用（权重系数 0.2）
方案Ⅰ	3.0	1.0	1.8
方案Ⅱ	2.8	2.8	1.5
方案Ⅲ	1.5	2.8	2.0

加权级分数：

方案Ⅰ：(0.6)(3.0) + (0.2)(1.0) + (0.2)(1.8) = 2.36　有利

方案Ⅱ：(0.6)(2.8) + (0.2)(2.8) + (0.2)(1.5) = 2.54　最有利

方案Ⅲ：(0.6)(1.5) + (0.2)(2.8) + (0.2)(2.0) = 1.86　最不利

同样地，渗漏量和费用目标的有效性测度正比于所计算的渗漏量（m^3/h）和估计的费用值（元），从而进行适当的评分。与级序方法不同有是允许备选方案在同等程度上满足目标，并赋予相同的分数（见表 4.10）。根据加权分数值可以得出结论：方案Ⅱ最有利，其次是方案Ⅰ，明显低分的是方案Ⅲ，因此不需要再考虑了，而方案Ⅰ和Ⅱ之间差异甚小，可能是因为没有考虑次级因素的影响引起的。最佳方案的最终确定应进行敏感度分析。

4.6.2.3 敏感度分析

敏感度分析的目的是要辨别矩阵分析中的主观因素，说明方案选择过程中价值差异的原因。敏感度分析基于这样的假定，即在相同情况下，参数值变化范围宽条件下的有利方案比变化范围窄条件下的有利方案更可取。为反映不同评价者的不同价值，例如管理部门可能强调环境保护，而矿山公司可能偏重经济效益，现改变权重系数如下：长期隔离 0.3，渗漏量最小 0.3，费用最低 0.4，而目标分值保持同前（当然也可作目标分值的敏感度分析），重新求得各方案的加权分数，示于表 4.11。

与表 4.10 的结果相比较，方案Ⅱ仍保持为最有利，这是因为在敏感度分析中提高了费用目标的重要性，而方案Ⅰ的分数降低是因为降低了长期隔离的重要性。基此分析，可选方案Ⅱ作为铀

矿优选排放方法。

表 4.11　敏感度分析的评价矩阵

目　　标	长期隔离 （权重系数 0.3）	渗　漏　量 （权重系数 0.3）	费　　用 （权重系数 0.4）
方案Ⅰ	3.0	1.0	1.8
方案Ⅱ	2.8	2.8	1.5
方案Ⅲ	1.5	2.8	2.0

加权级分数：

方案Ⅰ：(0.3)(3.0) + (0.3)(1.0) + (0.4)(1.8) = 1.92　　不利

方案Ⅱ：(0.3)(2.8) + (0.3)(2.8) + (0.4)(1.5) = 2.28　　最有利

方案Ⅲ：(0.3)(1.5) + (0.3)(2.8) + (0.4)(2.0) = 2.09　　中等

4.6.2.4　不确定性分析

在尾矿库设计中，常常遇到重大的不确定性和风险，例如在评价尾矿库对长期侵蚀的敏感度时，在估计特定土地恢复规划再植被成功的可能性时，在评价尾矿排放对生物群的影响时，这时，在矩阵评价中，可以通过概率方法求得矩阵元素的期望值，代入评价矩阵，以考虑不确定性的影响。

期望值是根据随机事件的出现概率加权每个可能结果表明其结果。对于具有 n 个可能结果的随机事件 x，其期望值为

$$E(x) = \sum_{i=1}^{n} P_i C_i \tag{4-2}$$

且

$$\sum_{i=1}^{n} P_i = 1$$

式中，$E(x)$ 为期望值，各可能结果相互独立并构成一个穷举的集合；P_i 为结果 i 的出现概率；C_i 为与结果 i 有关的值。

随机事件的概率有两种解释，一是相对频率的概念，通过重复试验确定其概率；二是信赖程度的概念，主观赋值表明对某预测结果的置信度。后者对矩阵评价是非常有用的。

下面，以渗流控制中选取合成垫层有效性的实例说明主观概

Ⅱ的渗漏控制目标，应以上述计算的期望值 2.2 替代原分数值 2.8。如果矩阵中所有不确定元素都如此采用期望值，则可以全面实现不确定性分析。

5 尾矿坝设计

经过上述系统评价，确定出尾矿排放方法和尾矿库场地，假如确认地表排放为最优方案，则可以根据第3章所讨论的有关地表排放的坝类型、以及第4章所概述的水控制原理，选择出适合于设计尾矿和废水特性、选矿参数和库区场地条件的坝类型，如挡水坝、升高坝等。坝类型确定需要综合考虑以下关键性问题：

与选矿有关的因素：

- 尾矿类型及其工程性质
- 尾矿及废水的生产量

与库区场地有关的因素：

- 预计的地震水平
- 水处理的规定
- 可用的建筑材料

如前所述，库区的地形，水文和地质因素制约尾矿库定位和布置方案，从而决定尾矿坝的构形。尾矿坝可依环型或跨谷型、山坡型、谷底型布置，各布置方案又可选单一型库或多级型库。

确定了最佳排放方法、坝类型和布置方案之后，便进入尾矿坝内部结构、总体构形和升高计划拟定的设计阶段。有关具体设计方法可查设计规范，本章重点讨论相关的尾矿坝设计因素和基本原理。

5.1 地下水位控制

尾矿坝体内地下水位对其性态有重大影响，它在很大程度上决定静荷载和动荷载条件下坝体稳定性，而且也决定渗流引起破坏的可能性，因此，在尾矿坝设计中，最重要的是地下水位控制。

地下水位控制的最主要目标是使坝面附近保持尽可能低的地

下水位。因为坝内不同渗透性材料的分布决定坝内渗透流型式，故可按地下水位控制的要求选择筑坝所需材料类型，并决定其内部分带。地下水位控制的一般原理是：坝内分带的渗透系数应向着渗流方向逐渐增大，由渗透系数最大材料构成坝面外层，从而使地下水位逐渐降低，图 5.1*a* 示出这样的结构，沿地下水流向，从沉淀池附近的低渗透系数的尾矿泥到坝面附近的高渗透系数的尾矿砂，坝面附近地下水位相当低，避免坝面发生渗流，进而避免渗流引起的危险性侵蚀和坍塌。

图 5.1*b* 示出不同的情况，因采用粘土质天然土构筑周边坝而使坝面形成低渗透性带，排水不良，致使坝面上地下水位陡然抬高，因而可能造成坝体不稳定，或管涌、侵蚀、坍塌。

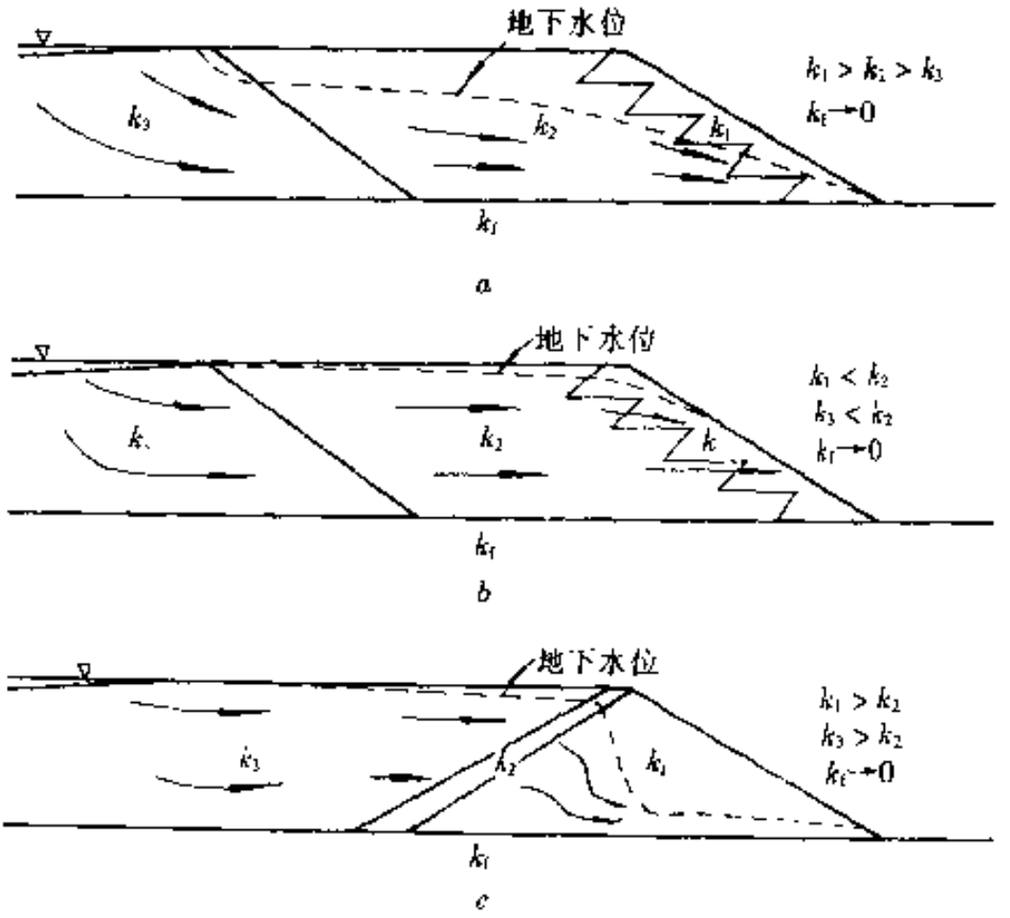


图 5.1　内部分带对地下水位的影响

a— 正确的内部渗透性分带，适于地下水位控制；*b*— 坝面上低渗透性材料阻滞渗流，产生高的地下水位；*c*— 上游心墙限制渗流，下游透水带排泄渗流，地下水位得以良好控制

严格地说，沿渗流方向增大渗透性的原理仅适用于靠近坝面材料。图 5.1c 示出上游具有不透水心墙，下游为透水坝壳的下游型坝或挡水型坝，这里尾矿的渗透系数比心墙高，因透水坝壳的存在而对地下水位没有重大影响。实际上，合理设计的下游坝或挡水坝，与所贮积尾矿或水的性质完全无关。

显然，通过内部分带控制地下水位不是依赖于各带材料渗透系数的绝对值，而是依赖它们彼此的相对值。因此，在渗流方向上渗透性的相对增大，可以通过坝上游区引入较低渗透带（例如各种心墙）来实现，也可以通过下游区引入较高渗透带（例如内部排水带）来实现。

5.1.1 心墙

图 5.2 示出尾矿坝低渗透性心墙结构，斜心墙适用于下游型升高坝，中心墙适用于中心线型升高坝。如果坝下游坝壳材料的渗透系数比心墙充分高，即可通过内部结构来实现坝面附近地下水位的良好控制。一般，在池水直接与坝上游面接触的场合，则必须采用心墙。采用心墙控制地下水位的一个重要条件是当地有适用的低渗透性天然土。

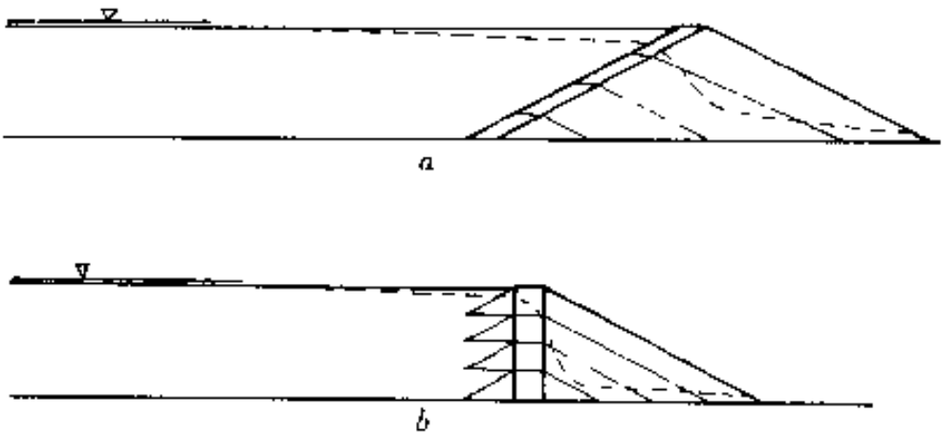


图 5.2 升高坝采用心墙控制地下水位

a— 下游坝；*b*—中心线坝

5.1.2 排水带

在当地能够取得渗透材料时，可以采用内部排水带方法实现

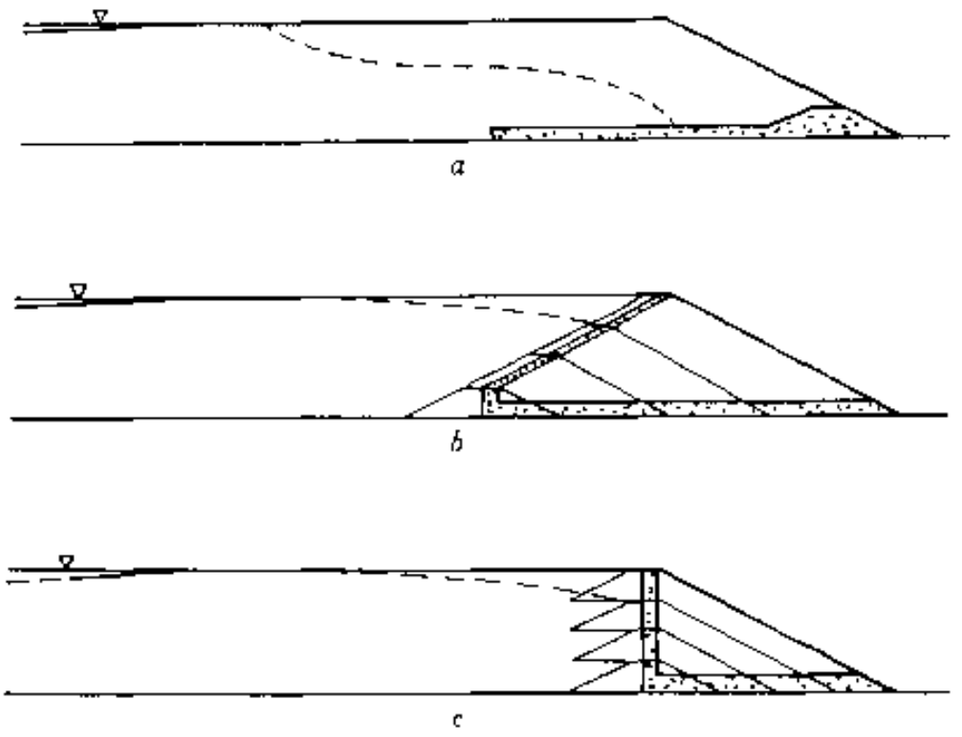


图 5.3　上升坝采用的内部排水带

a—上游坝采用透水初期坝与上游平伏状排水系统；

b—下游坝采用倾斜排水系统与平伏状排水带；

c—中心线坝采用竖直排水系统与平伏状排水系统

小变化下可能发生沉淀，使排水带效果严重减弱。如果排水带和排水管普遍发生沉淀和堵塞，则地下水位控制可能失效。此外，如果选厂废水 pH 值低，可能溶解和分解碳酸盐类排水材料。

5.1.3　尾矿的利用

在当地既无供作心墙的低渗透性材料，又无供作排水带的高渗透性材料情况下，可以利用尾矿本身控制地下水位。为了实现地下水位的较大降低，一般要求相邻两带材料的渗透系数之差约 2 个数量级。为了达到这个差值，通常采用旋流方法从全尾矿中分离出尾矿砂和尾矿泥，使它们起到心墙和排水带的作用，如图 5.4 所示，从坝顶排放尾矿砂，而通过管路将尾矿泥排至库内，形成两个不同的渗透带。

为了不使大量径流水蓄积沉淀池，致使池水直接与透水带接触，引起坝体破坏，应始终保持足够宽的沉积滩。为此，必须采取有效措施控制径流量，特别是洪水径流量。

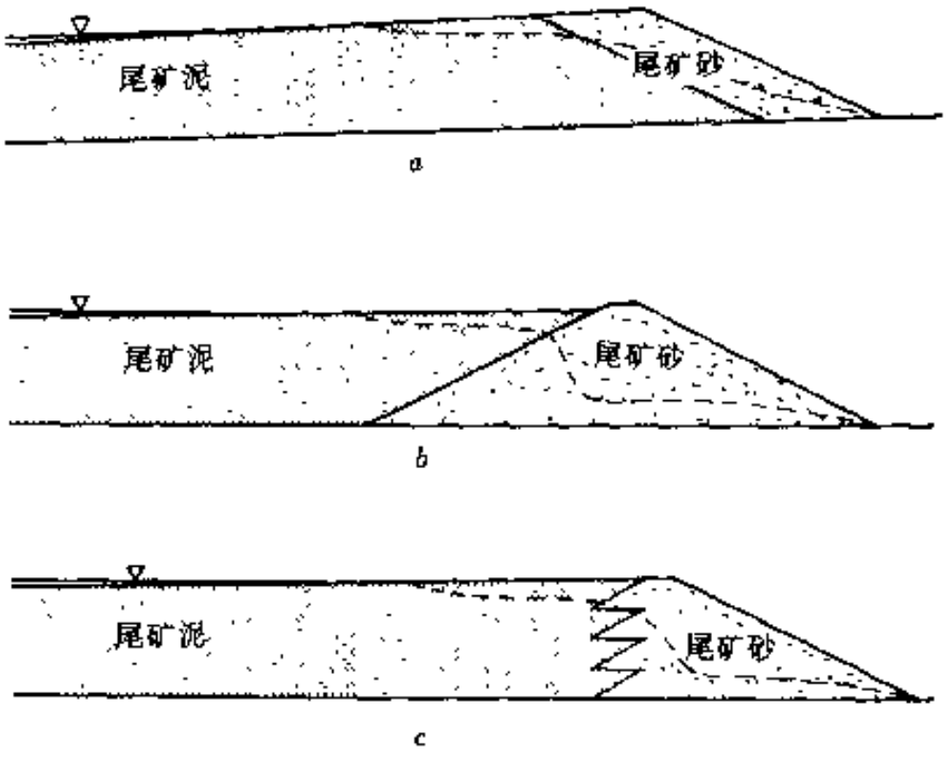


图 5.4　采用尾矿进行内部排水

a—上游坝；b—下游坝；c—中心线坝

5.2　渗滤层的要求

坝体内部各种材料的类型和配置，既要达到地下水位控制的目标，又要满足渗滤的需要，以防止细粒土和尾矿运移进入粗粒透水带，为了防止管涌，可以按普通水坝设计方法确定渗滤层，一般要求

$$\frac{\text{渗滤层的 } d_{15}}{\text{防护层的 } d_{85}} < 5$$

$$\frac{\text{渗滤层的 } d_{50}}{\text{防护层的 } d_{50}} < 25$$

在采用矿山库石作筑坝材料、并使之直接与尾矿接触的场合，可能发生尾矿坝内渗滤层不适当和管涌问题，要得到合理级配的渗滤材料，可能需要很高的费用进行处理。

在难以获取天然渗滤材料或处理费用很高的场合，可以采用合成的渗滤织物替代级配的砂渗滤层。70 年代初期首先在欧洲采用合成渗滤织物保护普通水坝的竖直状和平伏状排水系统，80 年

代末已普及尾矿坝应用，并已有许多成功应用的实例报导。人们普遍关注合成织物的寿命，试验和经验表明，一般能满足大多数尾矿库的服务年限。

在尾矿库作业期间，非常担心渗滤层堵塞问题，因为其最终将导致渗滤和排水功能的失效。合成渗滤织物可能因废水中沉淀物而堵塞，普通砂渗滤层可能因级配不合理而堵塞。图 5.3*a* 所示上游坝的平伏状排水系统，是基于上面覆盖旋流尾矿砂的假定，一旦不能按照预期的粒级排放，尾矿泥直接接触排水带，将会破坏其渗滤作用。

渗滤层设计还需考虑补救破裂心墙的功能。由于心墙材料的脆性、基础显著的不均匀沉降或地震力，都可能引起心墙的破裂。在普通水坝中，常直接在心墙上游构筑砂—砾石渗滤层，借以通过渗透力把渗滤材料输送到心墙裂缝中，使裂缝自行堵塞。在上游心墙尾矿坝中，上游尾矿、特别是粗尾矿起到上述渗滤层的作用，本身可以在一定程度上堵塞心墙。但因为它们比较均匀、比较细而难以用来堵塞大的裂缝。如果预计要堵塞大的心墙裂缝，仍需在心墙上游构筑砂—砾石渗滤层。

5.3 材料选择

无论从安全上还是从经济上，材料选择是尾矿坝成功设计的关键。如前所述，用于筑坝材料选择的决定性因素是地下水位控制，至于是否需要渗滤层取决于填筑材料的级配，即各种材料之间相对级配，以及所贮积尾矿的级配。下面介绍 3 种基本材料：天然土、矿山废石和旋流尾矿。

5.3.1 天然土

利用易于获取的天然土达到地下水位控制的设计目标需要设计者具有较高创新性设计思想。由于尾矿库工程始终是矿山企业的支付项目，因此尾矿坝建设严格地受到经济制约，不可能专门开采或从远距离、大量运入填筑材料，因此，必须尽最大可能地利用

库区附近、最好利用库区内的天然土，既可增大库容，又可使库区外的取土扰动最小。在天然土种类适当，数量充足的场合，可全部采用天然土筑坝，或者与矿山废石或旋流尾矿联合使用筑坝。

坝体内部分带的设计，在很大程度上是由库区内或附近现有天然土的类型所决定的。很显然，如果有丰富的粘土，肯定以内部心墙控制地下水位；如果有大量的砂和砾石，肯定以内部排水带控制地下水位。设计困难可能出现在这样的场合：库区附近的天然土粒度既不足以细到可供做不透水心墙，又不足以粗到可供作排水带，例如粉质砂。这时，我们必须遵守这样一条设计准则：心墙未必完全不透水，排水带渗透系数未必非常大，只要各带之间渗透系数的差足够大，就能够控制地下水位和防止渗流从坝面上出流。如果通过高含水量下压密或压密到高密度能够充分地降低材料的渗透性，则采用不尽理想的材料做心墙。只是高含水状态需要考虑强度的可能降低，高密度状态需要防止脆性的、过度压密土破裂。如果通过增大排水带厚度，借以补偿其低于设计的渗透系数，亦可采用勉强合格的材料做排水带。在这些情况下，必须精确地测定材料的渗透系数，并进行完善的渗流分析。如果连勉强可用材料也得不到时，只能从外地运入或加工材料，据图5.3*b*和*c*所示的分带，供作高质量的竖直状、平伏状排水系统，当然，仍需尽最大限度地利用当地材料填筑坝下游坝壳，总体达到设计要求。

利用天然土有时受其含水量的约束，在地下水位较高、致使天然土处于或接近饱和状态时，材料处理可能很困难，因为不可能压缩到适当强度的密度。虽然可以干燥取土，但成本太高。在当地天然土的类型、可用数量或含水量极不适合的场合，可以考虑采用矿山废石或旋流尾矿砂进行筑坝。

5.3.2 矿山废石

采用露天开采废石替代天然土筑坝可能是一个很有吸引力的选择方案。矿山废石无论如何肯定是要排弃的，用作筑坝材料基本上是“免费的”，若采场至废石场和尾矿坝的运距相当的话，利

用矿山废石有明显的经济优点。但是，如前所述，矿山废石生产计划必须与尾矿坝升高计划所需材料量相匹配。此外，有的心墙必须经由高渗透性的废石充填料控制渗流。

应用矿山废石构筑尾矿坝必须特别注意渗滤层设计，因为矿山废石大多采用高能力、大型汽车运输，分段端卸在坝上，厚度一般 3～15m，这不仅使压密控制困难，且也促使废石粒度析离，大块滚到段底，细屑保留在顶部。如果渗滤层设计不考虑这种粒度析离，未来尾矿坝发生破坏的最主要原因可能是管涌。

与专门开采石料不同，矿山废石性质是由围岩固有性质决定的，筑坝没有选择性，而且岩石硬度变化、粒度级配、细粒含量、材料压缩性都难以、甚至不可能控制。为此，需要根据实验室和现场的充分试验，合理地确定其工程性质。

5.3.3 旋流尾矿

与矿山废石一样，在没有适当种类和数量天然土的场合，采用旋流尾矿砂筑坝是一个很有吸引力的选择方案。生产旋流尾矿砂的成本较低，凭借坝上或近坝生产尾矿砂，显著地减少或消除填筑材料的运输费，从而获得重大的经济利益。旋流尾矿砂的性质也比较适合设计要求，假如尾矿中基本上是非塑性矿物，并无粘土矿物，有 50%左右尾矿通过 0.075mm，便可以生产出干净的尾矿砂，其具有较高的有效强度和较高的渗透系数，为坝下游带排水和地下水位控制的良好材料。

由于从全尾矿中旋流出尾矿砂筑坝，减少了排入尾矿库的尾矿量，减少量因尾矿库形态和坝类型而异，一般在 10%到 30%之间。由于减少了尾矿贮积量，相应也降低了坝高、库容和成本。

排入尾矿库的尾矿粒度相对较细，因此其总体渗透系数约降低 1～2 个数量级。这样，如果尾矿库基础由高渗透性土构成，如果穿过尾矿沉积层的垂直渗流决定渗流量，则因库中尾矿的低渗透性可显著地减少渗漏损失。

在尾矿坝设计中，预期的尾矿渗透系数是决定旋流尾矿砂标准的重要因素。在多数情况下，基于渗透性考虑，限制底流尾矿

砂的细粒含量约 5%～12%，以保持分离后的尾矿砂与尾矿泥渗透系数有足够的差异。底流尾矿砂的渗透系数与其回收率成反比，尾矿砂粒级越纯净，渗透系数越高，其生产量越少。而且，尾矿砂的回收率对底流的细粒百分含量的微小变化极为敏感。在需要大量尾矿砂构筑上升坝的场合，尾矿砂的数量是非常重要的，这时，需要降低对细粒含量的过高制约，以获取较大的回收率。

适用于上升坝的旋流方法有三：固定式旋流站、坝上旋流和水力池积方法，可根据库区地震地质条件和设计要求选择其一。

固定式旋流方法是在尾矿坝附近建立一个高能力旋流站，允许底流尾矿砂有大的贮备，采用普通运土设备将尾矿砂放置在坝上并压密，可以保证近坝面的高渗透性和良好的地下水位控制。溢流的尾矿泥通过管路排至尾矿库。固定式旋流方法适合于强震区，需要将旋流尾矿砂机械压密到较高的密度。

坝上旋流可能是最通用的旋流方法[29～43]，通常把若干小型旋流器安装在坝顶的作业架上，各旋流器的底流尾矿砂排至坝面上，溢流尾矿泥排至尾矿库，随着坝高上升相继上移旋流器。底流浓度约 70%～75%，在坝面上形成约 3∶1 到 4∶1 的安息角。坝上旋流的主要优点是：旋流器大体在最终定位上排放尾矿砂；不需机械处理，可以实现相当大的成本节省。但因不能按控制厚度成层散布，而难于或不可能进行压密，一般平均相对密度约 45%～55%。这样的相对密度值可用于中等地震区有排水井的尾矿坝，但有碍用于强地震区，因为易引起地震液化。

水力池积法[29,31,34,35]，就采用单一大型旋流设备而言，有似于固定式旋流。底流尾矿砂稀释后泵至尾矿坝，排入坝顶修筑的水池，尾矿砂慢慢沉淀下来，然后，澄清的水从池中排出，或穿过尾矿沉积层向下渗流。在池中填筑尾矿砂过程中，可采用宽履带式推土机压密。经压密后，相对密度可在 75%以上。在不进行机械压密情况下，相对密度可达 50%以上。水力池积法的主要优点是：可以在不作机械处理和堆置的情况下达到较高的相对密度。这种方法因布置水池需要坝上有较宽的平坦地段。为了池中尾矿迅

速排水，必须限制底流的细粒含量在5%～10%，因此也降低了尾矿砂的总回收率。

旋流尾矿砂压密是尾矿设计的一个关键性问题，为了减少剪切和流动滑坡过程中孔隙压力的生成，筑坝尾矿砂的压密是最好的措施。实际上，库区地震，坝内部排水和压密之间是相互联系的。松散的饱和砂在强震下易发生液化。抗液化的主要设计措施是完善的内部排水和通过压缩使旋流尾矿砂增密。应当指出，这些设计措施往往是互斥的。当尾矿砂未被饱和时，无论密度多大，都未必发生液化，而当尾矿砂非常致密时，即便是在完全饱和状态下，也可能不发生液化。在强震区，必须把筑坝尾矿砂压至高密度，并采取良好的内部排水措施，而在弱震区，如果当地有充足的砂和砾石，常采用内部排水而不采用压密措施。

尾矿坝设计仍使用相对密度的概念。Mittal 和 Morgenstern 评述了各种与液化有关的相对密度准则，并报告，压密到相对密度50%～60%，适用于预计加速度约 0.10g 的中等地震区，而较强地震区，必须达到较高的相对密度，约 75%[46]。

如果尾矿砂经过机械处理和运输，分层散布堆置，压密费用可能很高。如果采用水力池积法，且不用机械处理，则可以相对低的成本达到压密。

5.4 基础条件的影响

前面，我们集中讨论尾矿坝的填筑材料和内部分带，然而，尾矿坝设计还必须适应于基础条件。尾矿坝基础的分析与评价可按照普通水坝所应用的岩土工程原理、并考虑尾矿坝特性进行。

5.4.1 强度

由粘土质材料组成的尾矿坝基础可能出现明显的稳定性问题，软弱基础的典型设计措施包括：按照基础材料的初始不排水抗剪强度放缓坝坡角，或者在筑坝之前开挖并剥离掉低强度的土。

上升坝升高到设计的最终高度往往需要许多年。经严格的实

验室试验和理论分析证明，在尾矿坝整个服务期间，可能发生孔隙压力的重大消散和基础材料不排水抗剪强度的相应提高。如果坝升高速度太快而不能使孔隙压力消散和强度提高到必要程度，则可以通过改变尾矿库布置方案来补偿这个问题，较大面积的尾矿库，以较慢的速度升高较低的最终尾矿坝，能够贮积同样的总尾矿量。

5.4.2 压缩性

基础的压缩性可引起坝体重大沉降，通常，对上升坝而言，坝顶高程的降低并非成为问题，因为坝体的相继升高可使沉降得以补偿。但是，因严重沉降而填筑材料破裂可能是破坏性的，尤其是设有心墙或天然粘结土不透水带的尾矿坝设计，更需考虑这个问题。另一重大设计问题与坝下穿经的排水涵洞有关，如果基础发生过大沉降，刚性涵洞可能因此而遭破坏，进而可能引起坝体破坏。在这样场合，应选择其它排水系统。

在干燥气候条件下，可塌陷的基础土层可能很常见，饱和时其可能发生强烈的基础沉降，导致坝体破裂和管涌破坏。Nelaon 和 Kane[37]介绍一个工程实例，预计尾矿坝基础土层因塌陷可致坝体破裂，因此设计提出沿坝体上游坡面排放尾矿滩，目的是为堵塞坝内形成的裂缝提供一定数量的尾矿砂。破坏后的研究表明，堵塞的尾矿砂起到了预期作用，但在作业期间沉淀池水位升高，淹没了沉积滩，池水与坝面直接接触，经由尾矿未堵塞的裂缝发生管涌破坏。

粘土质填筑材料或基础土层还可能发生分散式管涌。常规上，评价分散式管涌潜势的实验室方法是用蒸馏水做小孔试验，然而，如果不采用代表性 pH 和化学组分的尾矿废水，小孔试验不能准确地预测尾矿坝的分散式管涌。Nelson 和 Kane 指出[37]，采用 pH 值为 2、4 和 7 的酸性尾矿废水试验，并不显示分散状态；只有以 pH1.2 的实际废水进行试验，才显示出分散式管涌的潜势。

6.1.1 尾矿坝与普通水坝流网型式的对比

在稳态重力渗流假定的条件下，确定坝内地下水位（或顶面流线）可以得到稳定性分析所必需的孔隙压力分布。确定地下水位的最普通方法是流网分析。根据Darcy定律和Laplace方程推导的基本流网原理通常适用于普通水坝，如果考虑到边界条件的差异，也可以应用到尾矿坝。

图6.1示出普通水坝和上游型尾矿坝渗流边界条件的差异。从图6.1*a*可以看出，普通水坝初始入渗面的等势线近似呈垂直方向，相应于上游坝坡，相应的流线基本上是水平的。图6.1*b*示出上游型尾矿坝的渗流边界条件，这里，初始入渗面的等势线基本

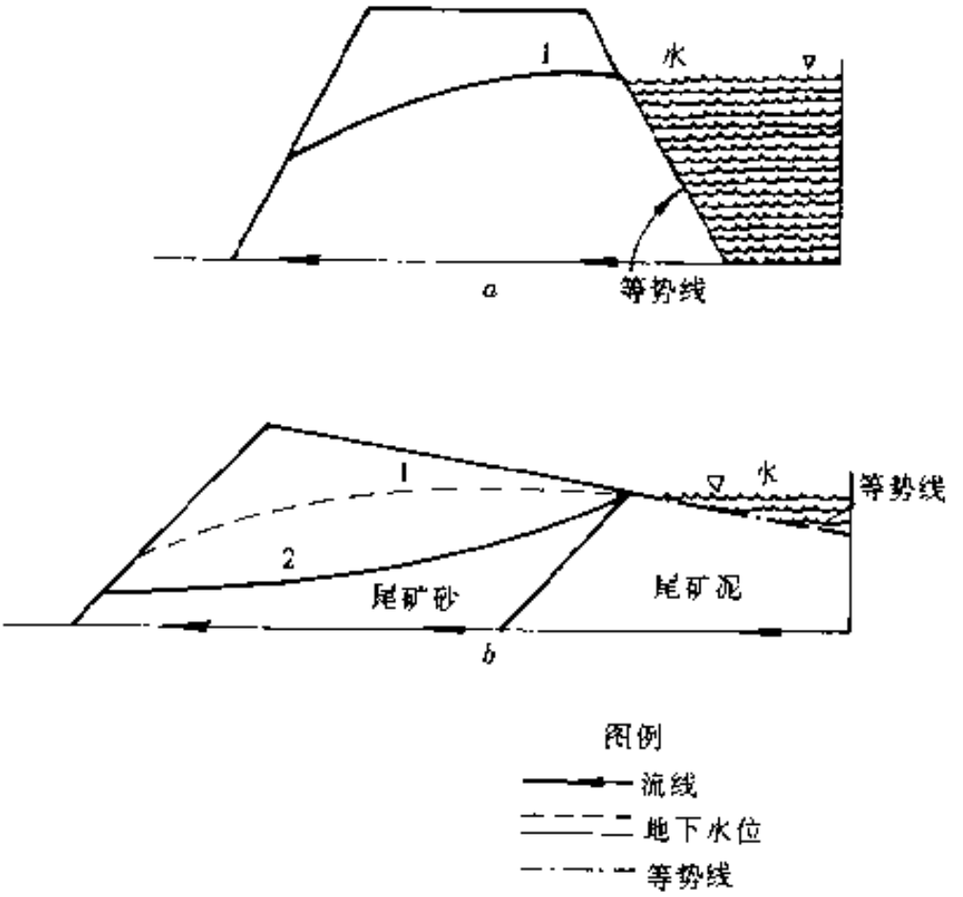


图6.1　上游型尾矿坝与普通水坝渗流边界条件的对比

a—普通水坝；*b*—上游型尾矿坝

上是水平的，相应于沉淀池的平缓底板。因此，流线在最初是垂直向下的。在低渗透性的尾矿泥存在的场合，可能产生颇大的水头损失，尽管渗流方向是水平向坝面外，而形成的地下水位可能

根据连续性方程（6 3）及 Darcy 定律，可以得出：

$$\mathrm{div}q = \mathrm{div}(\mathrm{grad}H) = 0$$

即：

$$\Delta H = \nabla^2 H = \frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial z^2} = 0 \qquad (6\text{-}7)$$

此乃 Laplace 方程，亦称不可压缩流体运动的微分方程，它描述均质各向同性的不变形介质中不可压缩流体渗流场中水头的分布 $H=H\ (x,\ y,\ z,\ t)$。它对于稳定流动和不可压缩流体的非稳定流动都适用。满足 Laplace 方程的非稳定流动是由于随时间变化和边界条件引起的。

任何偏微分方程都有无穷多个解。要从众多可能解中得到所研究问题的解，除微分方程外，还要提供定解条件，包括初始条件和边界条件：

（1）初始条件：是指渗流过程开始的某一特定时刻研究区域上所有点必须满足的初始条件。例如必须给出初始时刻区域内的水头分布。设水头 $H=H\ (x,\ y,\ z,\ t)$，初始条件的表达式一般如下：

$$H(x,y,z,0) = H_0(x,y,z), \qquad (x,y,z) \in \Omega \qquad (6\text{-}8)$$

式中 H_0—— 已知函数；

Ω——渗流区域。

（2）边界条件：

1）第一类边界条件为已知水头的边界条件，在边界的所有点上水头是给定的，例：

$$H(x,y,z) = H_b(x,y,z), \qquad (x,y,z) \in s \qquad (6\text{-}9)$$

$$H(x,y,z,t) = H_b(x,y,z,t). \qquad (x,y,z) \in s \qquad (6\text{-}10)$$

式中 s—— 二维区域的边界曲面。

2）第二类边界条件为已知通量的边界条件，即垂直于边界面的流量给定的。一般有：

$$q_n = \vec{q} \cdot \vec{n} = -\ q_b(x,y,z), \qquad (x,y,z) \in s \qquad (6\text{-}11)$$

或　　$q_n = \vec{q} \cdot \vec{n} = -q_b(x,y,z,t), \quad (x,y,z) \in s$　(6-12)

式中　q_b——边界面上沿法线方向的单位面积流入量；

n——边界外法线的单位矢量。

3）第三类边界条件：水头和水头的法向导数的组合在边界上为已知，即：

$$\frac{\partial H}{\partial n} + \lambda(x,y,z)H = f(x,y,z), \quad (x,y,z) \in s \quad (6\text{-}13)$$

式中　λ、f——均为已知函数，λ称为变换系数。

6.1.2.2　二维有限元方法

首先，根据渗流运动微分方程与边界条件约束建立二维数学模型：

$$\begin{cases} \dfrac{\partial}{\partial x}\left(T\dfrac{\partial H}{\partial x}\right) + \dfrac{\partial}{\partial y}\left(T\dfrac{\partial H}{\partial y}\right) = 0, & \text{在 } \Omega \text{ 内} \\ H = H_b(x,y), & \text{在 } \Gamma_1 \text{ 上} \\ T\dfrac{\partial H}{\partial x}\cos(n,x) + T\dfrac{\partial H}{\partial y}\cos(n,y) = q, & \text{在 } \Gamma_2 \text{ 上} \end{cases} \quad (6\text{-}14)$$

式中　Ω——计算区域；

Γ_1——第一类边界；

Γ_2——第二类边界；

H_b——第一类边界上的已知水头；

n——第二类边界的外法线方向；

q——第二类边界上法向单宽流量，流入为正，流出为负。

采用伽辽金加权剩余法，设 $\hat{H}(x,y)$ 为区域 Ω 上地下水头的试探解。

$$\hat{H}(x,y) = \sum_{L=1}^{n^e} N_L H_L \quad (6\text{-}15)$$

式中　N_L——在单元 e 上分片定义的基函数；

H_L——单元节点上的水头值；

n^e——单元节点数目。

令基函数为权函数，代入试函数 $\hat{H}$，令权剩余为零，则权剩

余方程为：

$$\int_{\Omega} N_I(L(\hat{H} - f)\mathrm{d}\Omega = \sum_{e=1}^{M}\int\Omega_e N_L(L(\hat{H}) - f)\mathrm{d}\Omega = 0 \qquad (6\text{-}16)$$

式(6-16)把权剩余在整个区域上的积分，化为在各个单元上的积分，然后求和，这样得到一个线性方程组，求解此线性方程组，便可得到各节点的水头值。

(1) 基函数：

三角形单元节点 i，j，m 按逆时针编号，则：

$$\begin{aligned}\hat{H}(x,y) &= \frac{1}{2A}[(a_i + b_i x + c_i y)H_i + (a_i + b_i x + c_i y)H_j \\ &\quad + (a_m + b_m x + c_m y)H_m] \\ &= N_i H_i + N_j H_j + N_m H_m \end{aligned} \qquad (6\text{-}17)$$

于是，三角形单元基函数表达式为：

$$N_L = \frac{1}{2A}(a_L + b_L x + c_L y) \quad (L = i,j,m) \qquad (6\text{-}18)$$

(2) 渗透矩阵：

由上面给出的基函数，故试函数的表达式为：

$$\hat{H} = \sum_{L=1}^{n} N_L H_L = N_i H_i + N_j H_j + N_m H_m$$

权剩余方程为：

$$\iint_{\Omega} N_L\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(T\frac{\partial \hat{H}}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(T\frac{\partial \hat{H}}{\partial y}\right)\right]\mathrm{d}x\mathrm{d}y = 0 \quad (L = 1,2,\cdots\cdots NN) \qquad (6\text{-}19)$$

对式(6-19)分部积分，并应用格林公式，得：

$$\int_{\Gamma_2} N_L q\mathrm{d}s - \iint_{D_L}\left(T\frac{\partial \hat{H}}{\partial x}\frac{\partial N_L}{\partial x} + T\frac{\partial \hat{H}}{\partial y}\frac{\partial N_L}{\partial y}\right)\mathrm{d}x\mathrm{d}y = 0 \qquad (6\text{-}20)$$

对于每一单元，有：

$$Q_L^e = \iint_{\Omega}\left(T^e\frac{\partial \hat{H}}{\partial x}\frac{\partial N_L}{\partial x} + T^e\frac{\partial \hat{H}}{\partial y}\frac{\partial N_L}{\partial y}\right)\mathrm{d}x\mathrm{d}y - \int_{\Gamma_2} eN_L\mathrm{d}s$$

$$(L = i,j,m) \qquad (6\text{-}21)$$

根据式（6-17）、（6-18）易于导出：

$$\frac{\partial \hat{H}}{\partial x}=\frac{1}{2A}(b_iH_i+b_jH_j+b_mH_m)$$

$$\frac{\partial \hat{H}}{\partial y}=\frac{1}{2A}(c_iH_i+c_jH_j+c_mH_m)$$

$$\frac{\partial N_L}{\partial x}=\frac{b_L}{2A},\quad \frac{\partial N_L}{\partial y}=\frac{C_L}{2A},(L=i,j,m) \tag{6-22}$$

将式（6-22）代入式（6-21），整理得如下矩阵方程：

$$\begin{Bmatrix}Q_i^e\\Q_j^e\\Q_m^e\end{Bmatrix}=\frac{T^e}{4A}\begin{bmatrix}b_ib_i+c_ic_i & b_ib_j+c_ic_j & b_ib_m+c_ic_m\\ b_jb_i+c_jc_i & b_jb_j+c_jc_j & b_jb_m+c_jc_m\\ b_mb_i+c_mc_i & b_mb_j+c_mc_j & b_mb_m+c_mc_m\end{bmatrix}\begin{Bmatrix}H_i\\H_j\\H_m\end{Bmatrix}-\begin{Bmatrix}F_i\\F_j\\F_m\end{Bmatrix} \tag{6-23}$$

式（6-23）可记为：

$$[Q^e]=[G]^e\{H\}^e-\{F\}^e \tag{6-24}$$

式中 $[G]^e$——单元渗透矩阵。

由于区域 Ω 是由 M 个单元组成，现将各单元渗透矩阵集合起来，

$$\sum_{e=1}^{M}[G]^e\{H\}^e=\sum_{e=1}^{M}\{F\}^e \tag{6-25}$$

便得到总渗透矩阵。式（6-25）又可写作：

$$[G]\{H\}=\{F\} \tag{6-26}$$

（3）边界条件：

在第一类边界上的节点，水头 H 是给定的，无须计算。在第二类边界上的节点将与节点 L 有关的单元 e 的列向量 $\{F\}$ 作如下处理。

$$F_L^e=\int_{\Gamma_2^e}qN_L\mathrm{d}s \tag{6-27}$$

对于二维渗流情况：

$$q=T\frac{\partial H}{\partial x}\cos(n,x)+T\frac{\partial H}{\partial y}\cos(n,y) \tag{6-28}$$

6.1.2.3 三维有限元方法

渗流场三维数学模型为

$$\begin{cases} \dfrac{\partial}{\partial x}\left(T\dfrac{\partial H}{\partial x}\right)+\dfrac{\partial}{\partial y}\left(T\dfrac{\partial H}{\partial y}\right)+\dfrac{\partial}{\partial z}\left(T\dfrac{\partial H}{\partial z}\right)=0, & \text{在 } V \text{ 内} \\ H=H_b(x,y,z) & \text{在 } S_1 \text{ 上} \\ T\dfrac{\partial H}{\partial x}\cos(n,x)+T\dfrac{\partial H}{\partial y}\cos(n,y)+T\dfrac{\partial H}{\partial z}\cos(n,z)=q, & \text{在 } S_2 \text{ 上} \end{cases} \tag{6-29}$$

式中 V——空间渗流区域；

S_1——第一类边界曲面；

S_2——第二类边界曲面。

稳定渗流时，地下水在空间中的运动变化可用如下数学模型来描述：

$$\begin{cases} \dfrac{\partial}{\partial x}\left(K_x\dfrac{\partial H}{\partial x}\right)+\dfrac{\partial}{\partial y}\left(K_y\dfrac{\partial H}{\partial y}\right)+\dfrac{\partial}{\partial z}\left(K_z\dfrac{\partial H}{\partial z}\right)=0 \\ H(x,y,z)|_{\Gamma_1}=H_1(x,y,z), \qquad (x,y,z)\in\Gamma_1 \\ K_x\dfrac{\partial H}{\partial x}\cos(n,x)+K_y\dfrac{\partial H}{\partial y}\cos(n,y)+K_z\dfrac{\partial H}{\partial z}\cos(n,z)|_{\Gamma_2}=q(x,y,z) \end{cases} \tag{6-30}$$

式中 H——水头函数；

K_x、K_y、K_z——分别为 x、y、z 三个方向的主渗透系数；

$H_1(x,y,z)$——边界 T_1 上已知水头函数；

n——边界法线方向；

q——边界 T_2 上单位面积入流量(流出为负)；

Γ_1、Γ_2——分别为第一、二类边界曲面。

用伽辽金法定义试探解 $\hat{H}(x,y,z)$

$$\hat{H}(x,y,z)=\sum_{L=1}^{NN}H_L\cdot N_L(x,y,z) \tag{6-31}$$

式中 L——节点的数目；

NN——研究区节点总数。

用 $\hat{H}$ 代替式(6-30)中的 H，并令控制方程(6-30)在整个

$$\begin{cases}(\xi_1,\eta_1,\zeta_1)=(-1,-1,-1)\\(\xi_2,\eta_2,\zeta_2)=(1,-1,-1)\\(\xi_3,\eta_3,\zeta_3)=(1,1,-1)\\(\xi_4,\eta_4,\zeta_4)=(-1,1,-1)\\(\xi_5,\eta_5,\zeta_5)=(-1,-1,1)\\(\xi_6,\eta_6,\zeta_6)=(1,-1,1)\\(\xi_7,\eta_7,\zeta_7)=(1,1,1)\\(\xi_8,\eta_8,\zeta_8)=(-1,1,1)\end{cases}\tag{6-37}$$

具体形状函数为：

$$N_i(\xi,\eta,\zeta)=\frac{1}{8}(1+\xi_i\xi)(1+\eta_i\eta)(1+\zeta_i\zeta),(i=1,2,\cdots,8)$$

易知

$$\begin{cases}\xi=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)\xi_i\\\eta=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)\eta_i\\\zeta=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)\zeta_i\end{cases}\tag{6-38}$$

及

$$1=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)\tag{6-39}$$

成立。

按等参思路，由局部坐标的坐标变换将用与式(6-38)完全相类似的公式表达，即：

$$\begin{cases}x=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)x_i\\y=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)y_i\\z=\sum_{i=1}^{8}N_i(\xi,\eta,\zeta)z_i\end{cases}\tag{6-40}$$

其中（x_i，y_i，z_i）（$i=1$，2，…，8）是已给的节点整体坐标，式（6-33）写成：

$$\sum_e \iiint_e \left(k_x \frac{\partial \hat{H}^e}{\partial x} \cdot \frac{\partial N_L}{\partial x} + k_y \frac{\partial \hat{H}^e}{\partial y} \cdot \frac{\partial N_L}{\partial y} + k_z \frac{\partial \hat{H}^e}{\partial z} \cdot \frac{\partial N_L}{\partial z} \right) \mathrm{d}x\mathrm{d}y\mathrm{d}z$$

$$- \iint_D \left(k_x \frac{\partial H}{\partial x} nx + k_y \frac{\partial H}{\partial y} ny + k_z \frac{\partial H}{\partial z} nz \right) N_L \mathrm{d}s \qquad (6\text{-}41)$$

而由式（6-34）知：

$$\begin{cases} \dfrac{\partial \hat{H}^e}{\partial x} = \sum_{i=1}^{8} \dfrac{\partial N_i}{\partial x} H_i \\ \dfrac{\partial \hat{H}^e}{\partial y} = \sum_{i=1}^{8} \dfrac{\partial N_i}{\partial y} H_i \\ \dfrac{\partial \hat{H}^e}{\partial z} = \sum_{i=1}^{8} \dfrac{\partial N_i}{\partial z} H_i \end{cases} \qquad (6\text{-}42)$$

式（6-42）代入式（6-41）左边，得某一单元 e 有：

$$\iiint_e \left\{ k_x \left[\sum_{i=1}^{8} \frac{\partial N_i}{\partial x} H_i \right] + k_y \left[\sum_{i=1}^{8} \frac{\partial N_i}{\partial y} H_i \right] \frac{\partial N_L}{\partial y} + \xi_z \left[\sum_{i=1}^{8} \frac{\partial N_i}{\partial z} H_i \right] \frac{\partial N_L}{\partial z} \right\} \mathrm{d}x\mathrm{d}y\mathrm{d}z$$

$$= (G^e_{L,1}, G^e_{L,2}, \cdots, G^e_{L,8}) \begin{Bmatrix} H_1 \\ H_2 \\ \cdots \\ H_8 \end{Bmatrix}$$

$$= [G^e]_{8\times 8} \begin{Bmatrix} H_1 \\ H_2 \\ \cdots \\ H_8 \end{Bmatrix} \qquad (L = 1,2,\cdots,8) \qquad (6\text{-}43)$$

其中：

是，在某些场合，这些假定需经严格检验。研究表明，快速沉积(>5～10m/a)的尾矿泥，渗流可能受其固结引起的梯度而不是重力流动引起的梯度控制。这里，坝内孔隙压力的分布必须根据固结理论确定。此外，坝上游旋流筑坝，通常是旋流器底渗水，而不是穿过坝的渗流水控制地下水位，如此等等。为了提供可靠的输入数据，必须深入了解、考虑各种类型尾矿坝的各向异性、非均质性和边界条件影响。

6.1.3.1 上游型尾矿坝

上游型尾矿坝地下水位的确定比其它任何类型尾矿坝都复杂得多。地下水位受沉淀池水位置、所排放尾矿的横向和垂向渗透性变化、尾矿沉积层的各向异性、边界条件和其它因素的影响。下面分别讨论。

(1) 沉积滩宽度的影响 沉淀池水相对于坝趾的位置即出露的尾矿沉积滩宽度(L)往往是影响地下水位的最重要因素。图 6.3 示出一个均质、各向异性的上游坝，取用几个由坝高(H)标准化的沉积滩宽度比(L/H)来说明近似的地下水位。在上述假定条件下，沉积滩宽度对地下水位的影响非常显著，特别是坡趾区的地下水位，因此成为影响稳定性的最重要因素。如果标准化的沉积滩宽度比 L/H 小于 9，则可能产生危险的地下水位，L/H 小于 5 则是不合要求的。

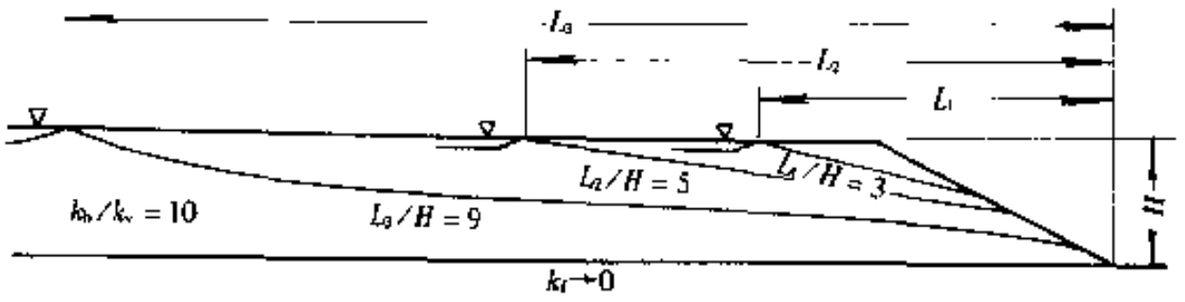


图 6.3 不透水基础上均质、各向异性的上游坝，尾矿沉积滩宽度对地下水位的影响

(2) 横向渗透性变化的影响 影响上游坝地下水位的次重要

因素是所排放的尾矿粒度离析引起的渗透性横向即水平方向上变化的程度。而渗透性变化程度取决于尾矿的级配、排放尾矿浆体浓度、周边排放的严格管理和池水控制。

图 6.4 示出上游型尾矿坝渗透性横向变化对地下水位的影响。其标准化沉积宽度比（L/H）变化从 3 到 7，渗透系数的各向异性比（k_h/k_v）从 1 变化到 10。渗透性变化的排放点处尾矿渗透

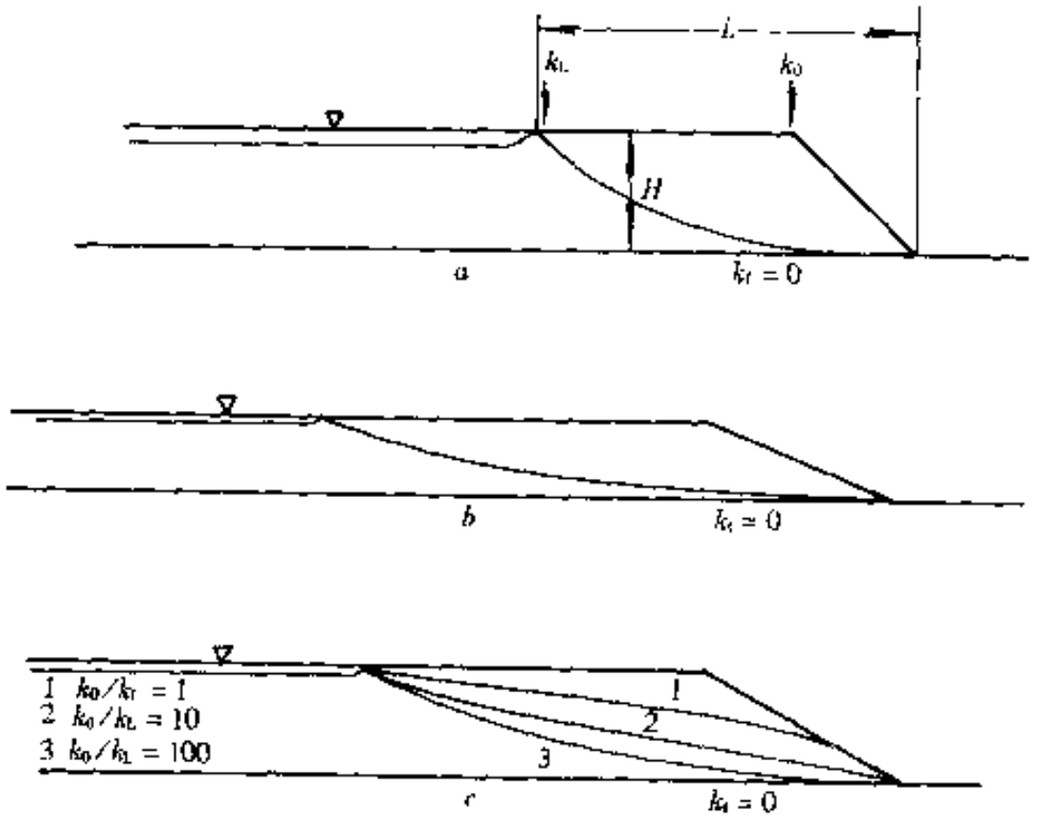


图 6.4　非均质上游坝沉积滩渗透性变化的影响

a—$k_0/k_L = 100$，$L/H = 3$，$k_h/k_v = 10$；

b—$k_0/k_L \simeq 5$，$L/H \simeq 7$，$k_h/k_v = 2.5$；

c—$k_0/k_L = L/H \simeq 5$，$k_h/k_v = 1$

系数（k_0）对沉淀池水边缘处尾矿泥带渗透系数（k_L）之比（k_0/k_L）来表征。图 6.4a 和 6.4b 表明，沉积滩渗透性变化可能与沉积滩宽度联合起作用，使得尾矿坝的关键部位产生低的地下水位。如果沉积滩渗透性变化大（$k_0/k_L = 100$），即便窄的沉积滩宽度也可能产生可接受的地下水条件，如图 6.4a 所示。反之，如果沉积滩较宽，则较小的渗透性变化也能满足要求，如图 6.4b 所示。在中等的沉积滩宽度和各向同性渗透性条件下，沉积滩渗透性变化的程度可能是控制地下水位的关键因素。

(3) 各向异性的影响　图 6.5 示出尾矿砂—尾矿泥中等程度互层引起的各向异性即水平与垂直两个方向渗透性变化的影响。在各向异性渗透系数比 k_h/k_v 约 10～20 时，可能略微提高地下水位，而当沉积滩渗透性变化较大时，则减弱了各向异性的影响，如图 6.5*b* 所示，在 $k_0/k_L=20$ 条件下，$k_h/k_v=16$ 和 $k_h/k_v=1$ 的地下水位近于重合。一般地，各向异性对上游坝地下水的影响比其它因素的影响小。实际观察结果也证明，坝内渗流基本上是水平的，因为对水平分层比较不敏感。然而应当指出，如果地下水位出现在坝面上或靠近坝面，即便地下水位较小的升高，都可能导致坝面上很高的“湿痕”上移。坝面上的饱和带可能引起沼泽化问题，进而损害整个坝体的稳定性。

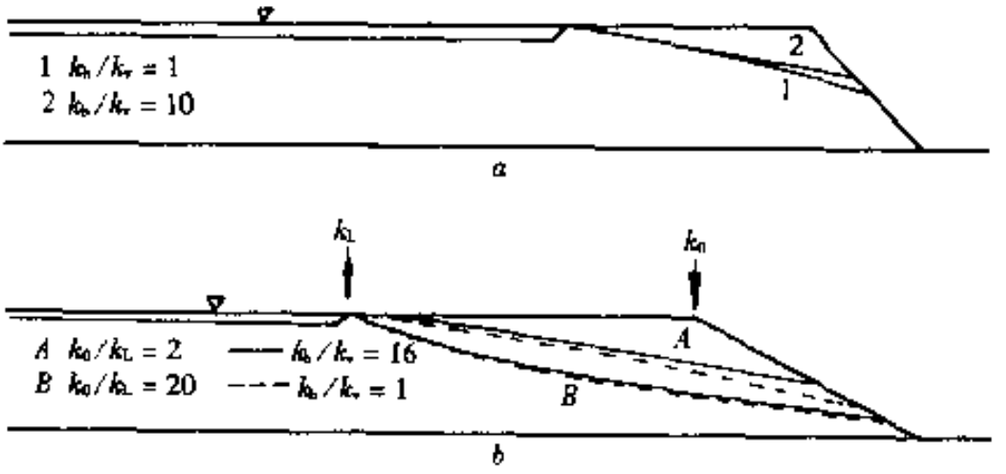


图 6.5　不透水基础上均质的和非均质的上游坝（$L/H\simeq3$）各向异性的影响
a—均质的；*b*—非均质的

(4) 边界条件的影响　渗流的边界条件、特别是基础的渗透性和初始坝的渗透性对地下水位有重大影响。图 6.6*a* 示出均质、各向异性上游坝的基础渗透系数比尾矿大 10 倍的影响，即使沉积滩宽度较窄，透水基础也显著地降低了地下水位。图 6.6*b* 表明，初始坝的渗透性对地下水位的影响是显著的，在初始坝渗透系数低于沉积滩尾矿情况下，初始坝可起到相对不透水障的作用，迫使地下水位升高超过初始坝顶至坝面上较高的溢出点。

(5)其它因素的影响　一个因素是由于固结引起孔隙比降低，

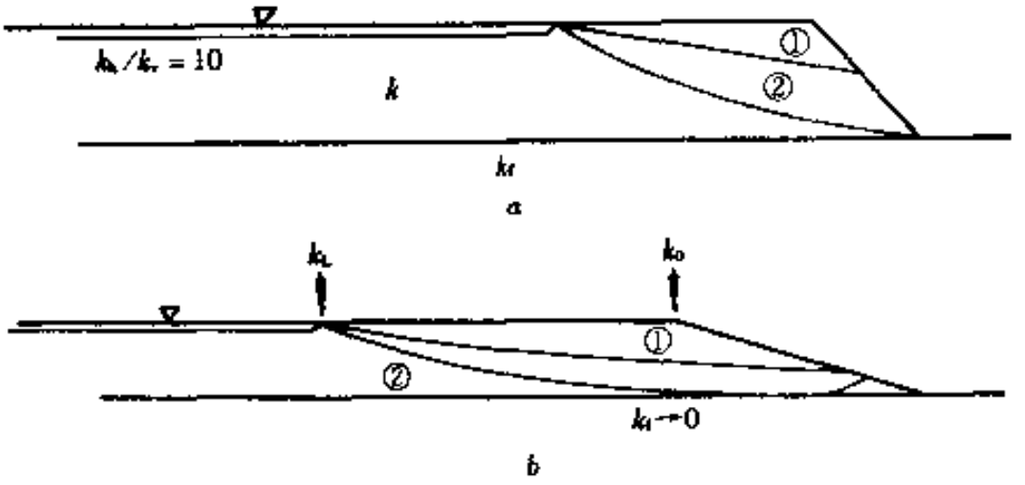


图 6.6　上游坝渗流边界条件对地下水位的影响

a—基础渗透性的影响，均质坝，$L/H\simeq3$；①$k_f=0$；②$k_f=10k$；

b—初始坝渗透性的影响，非均质坝，$k_0/k_1\simeq5$，$L/H\simeq7$；

①不透水初期坝；②透水初期坝

从而使尾矿渗透性随深度而降低，一般可使渗透系数降低 5～10 倍，其决定于坝高和尾矿类型。

另外，前面的全部讨论都是把沉淀池作为惟一渗流水源处理的，而在尾矿排放过程中尾矿废水向沉积滩的渗透是影响地下水位的另一附加因素。经有限元分析结果表明，尾矿废水渗入比较小，靠近排放点处的渗入引起地下水位的升高也只相当于坝高的 2%～10%，而且，现场观察结果也证实了这个预测。

总言之，决定上游型尾矿坝地下水位的重要因素包括沉积滩宽度、所排放尾矿的渗透性变化和渗流边界条件。尾矿沉积滩宽度不是设计者能控制的一个作业因素。此外，如果不采用尾矿旋流处理，也不可能通过提高沉积滩渗透性变化来满足设计要求。设计者惟一能控制的因素是用透水初期坝和地下排水涵洞改善边界条件。实际上，众多因素不可能超前于作业得到控制或者预测，势必给上游型尾矿坝地下水位估计、渗流状态和稳定性评价带来很大困惑。

6.1.3.2　下游型尾矿坝

下游型尾矿坝地下水位的预测比上游坝简单得多。同样地，渗

流边界条件和坝内各向异性是重要的．而尾矿沉积层本身的渗透性变化并不太重要。通常是在筑坝材料受控情况下通过内部分带实现地下水位控制，而不是在尾矿的众多可变因素情况下通过排放尾矿来实现。

下游型坝地下水位和孔隙水压力状态的预测可以采用普通水坝的预测方法。对于不透水基础上的有心墙下游型坝，由于忽略了堆积尾矿的存在，可能使地下水位估计略偏保守。然而，对于透水基础上的下游型坝，尾矿对水向基础渗入起阻滞作用．如果忽略了尾矿库中尾矿的存在，可能过高的估计渗透基础的地下水位。

图 6.7*a* 示出具有斜心墙普通水坝的地下水位参数研究，图 6.7*b* 示出与之类似的下游型尾矿坝地下水位状态。如果尾矿的渗透系数显著地低于心墙的渗透系数，下游型尾矿坝地下水状态与普通水坝相当。图 6.7 表明，坝下游坝壳与心墙的渗透系数比对地下水位有重大影响，一般，这个比值在 100 以上为宜。

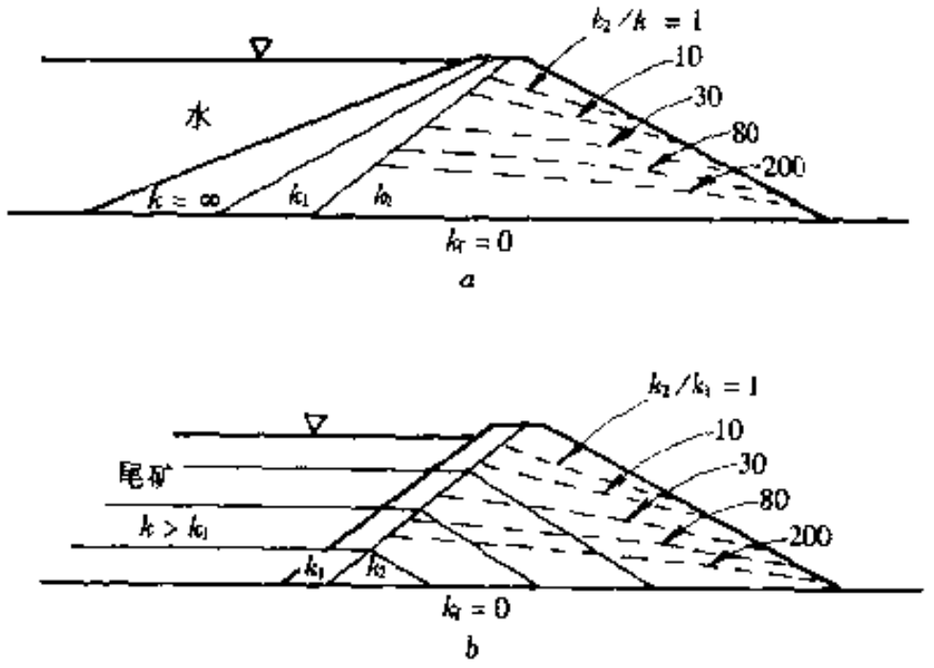


图 6.7　具有上游斜心墙坝体、下游坝壳与心墙渗透系数比对地下水位的影响

a—普通水坝；*b*—有心墙下游型尾矿坝

与上游型尾矿坝不同，下游型尾矿坝的各向异性非常显著，而坝体填料的各向异性或尾矿沉积层的各向异性对地下水位都有重要影响，其影响程度视心墙存在与否。

应当强调指出，图 6.8 所示的地下水条件只适用于水不直接接触上游坝面的场合。如果沉淀池水直接与坝面接触，其深度只相当于坝高的百分之几就可能产生类似于只蓄水情况下的地下水条件。假如库区水文条件、尾矿排放方法、或选矿废水排放速度一定要使之保持较高的水深，则应强制性的采用心墙（参见图 6.7），以保持允许的水位。

此外，如果采用旋流尾矿作业，下游坝或中心线坝都可能在旋流作业期间使大量水渗入坝体。其水量可能要比沉淀池渗出水量高出好多倍。在这种情况下，旋流作业和筑坝方法将控制地下水位。

6.1.3.3　中心线型尾矿坝

中心线型尾矿坝内地下水位与普通心墙水坝情况相似。图 6.9 示出普通水坝与具有心墙中心线型坝地下水位的对比，按下游坝而论，地下水位在很大程度上受下游坝壳与心墙渗透系数比值的控制。图 6.10 示出心墙和坝下游坝壳各向异性对地下水位的

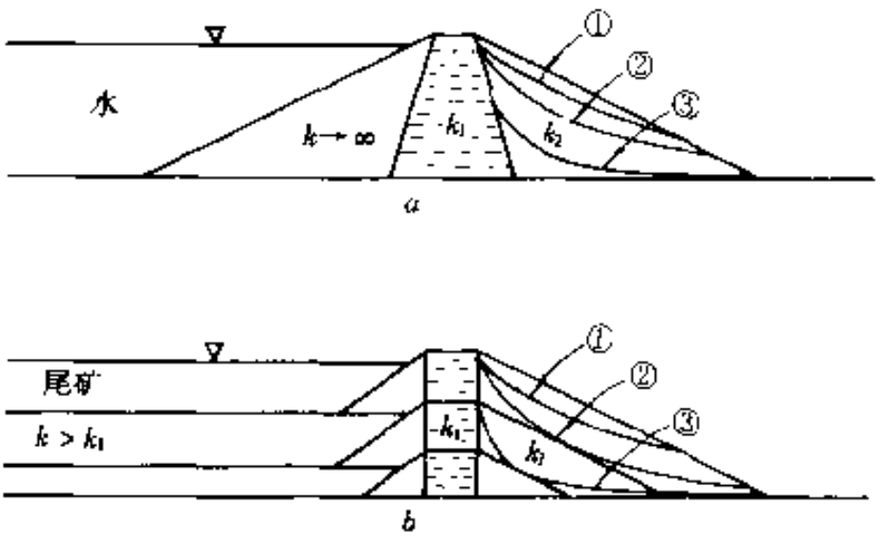


图 6.9　中心线型尾矿坝下游坝壳与心墙渗透系数比的影响

a—不透水基础上普通心墙水坝；*b*　有心墙中心线型尾矿坝；

①$k_2=10k_1$；②$k_2=20k_1$；③$k_2=100k_1$；$k_h/k_v=16$

影响。因为下游坝壳内渗流在开始必然有一个很大的垂直分量，而下游坝壳内较低渗透性层的存在阻滞垂直渗流，并致使地下水位升高。当下游坝壳与心墙渗透系数比低于 50 时，这种影响非常显著。一般地，下游坝壳与心墙渗透系数比至少为 100，将产生相当低的地下水位，并使各向异性的不利影响降至最小。

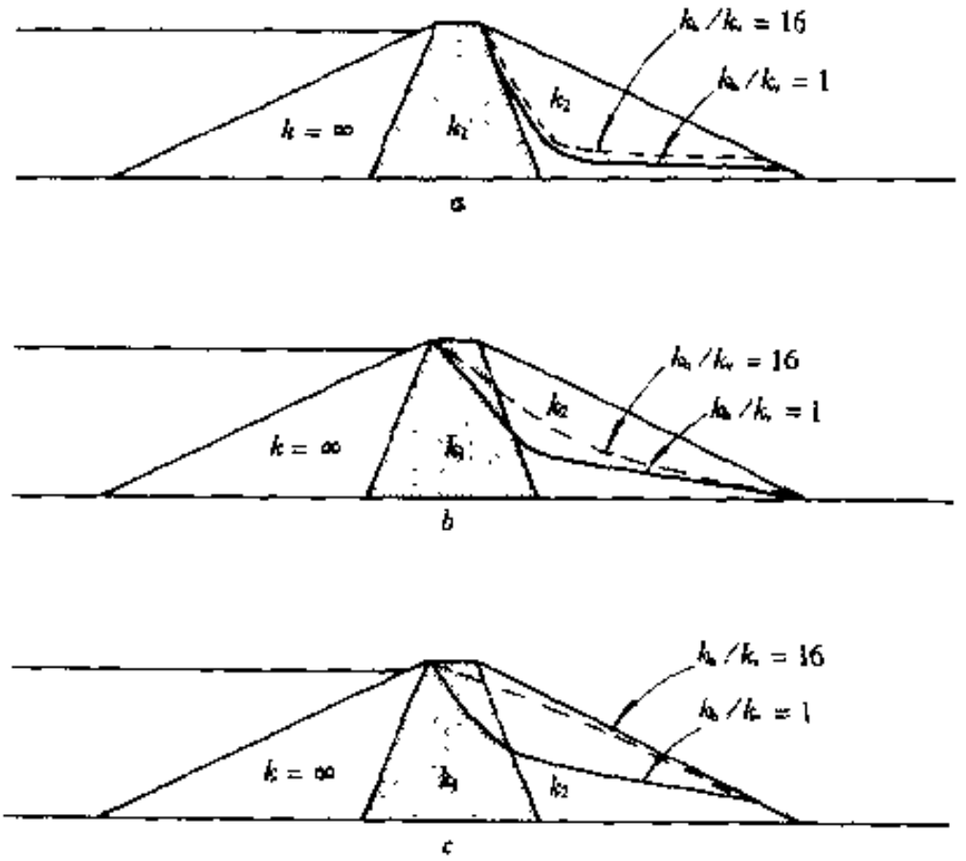


图 6.10　心墙坝各向异性的影响

a—$k_2 = 100k_1$；b—$k_2 = 20k_1$；c—$k_2 = 10k_1$

6.2　孔隙压力与超孔隙压力

6.2.1　孔隙压力效应

Terzaghi(约 1920)发现有效应力原理标志着近代土力学的开始，从而揭示出孔隙压力和超孔隙压力在土力学问题中的非常重要性。孔隙压力与超孔隙压力是两个不同的概念，前者是由于浸没或渗流引起的，对于任一已知边界条件的给定问题，可以采用流网或数值分析方法求解；后者是由于加荷或卸荷引起的瞬态孔隙压力变化。对于大多数低渗透性土体，在孔隙水排出和迁移过程中，

6.2.2 基本孔隙压力问题

尾矿坝稳定性分析中可能出现三种基本的孔隙压力问题：

第一种是初始静孔隙压力，其衍源于稳态渗流，它的存在与作用在坝体上的任何外部荷载无关。精确地确定静孔隙压力需要根据完整流网分析等势线或有限元分析的压力分布图，而通用的近似方法是：特定点的孔隙压力以其在地下水位以下深度表示，如图 6.12*a* 所示。

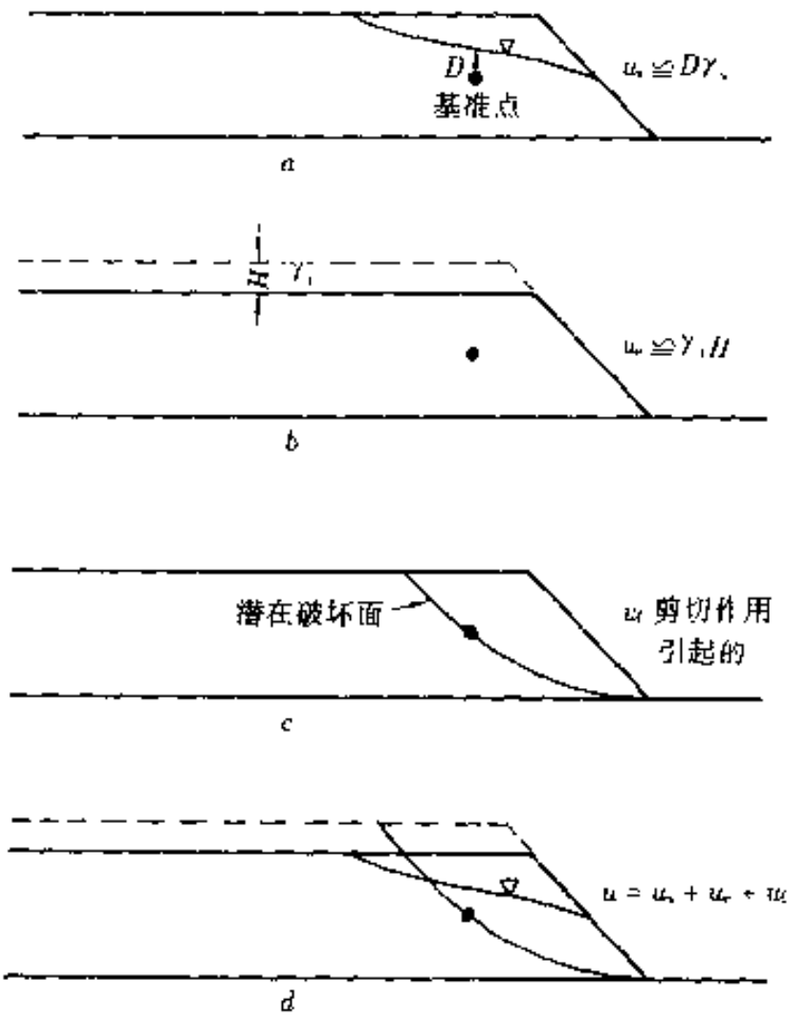


图 6.12 尾矿坝中孔隙压力的起因

a— 渗流产生的初始孔隙压力；*b*—均匀快速荷载产生的初始超孔隙压力；*c*—剪切作用产生的孔隙压力；*d*—联合孔隙压力条件

第二种是初始超孔隙压力，是由于均匀快速荷载作用产生的，如图 6.12*b* 所示，例如，快速升高的上游坝，当后期坝升高速度超过尾矿固结过程消散孔隙压力的能力时，便可能发生这种条件。为建模目的，常假设升高增量是同时施加的，当荷载作用时，荷载

增量所施加的总应力是由孔隙压力传递的，产生图 6.12*b* 所示的 u_c 值。还应指出，产生初始超孔隙压力的类似条件是出现在软粘土基础材料内部。

第三种是剪切作用产生的孔隙压力，相对于尾矿排水和孔隙压力消散特性，剪应力迅速发生变化而引起的，通常叫做不排水加荷，如图 6.12*c* 所示。

尾矿基本上是无粘结力材料，快速施加的剪切应力是否产生孔隙压力取决于尾矿的渗透性和密度（或孔隙比），粗粒透水材料在剪切作用下所产生的孔隙压力可能与加荷同时消散，而压密材料在剪切过程中的剪胀性可能产生负的孔隙压力，其在稳定性分析中常被忽略。分析中最令人困惑的条件是疏松的细粒材料，在这种情况下，剪切应力的快速变化可能在剪切过程中产生很大的孔隙压力，因为它没有机会在快速剪切中消散。剪切应力变化引起的这种孔隙压力不一定受限于所施加的荷载，例如，坝趾材料搬移引起的卸荷可能使剪切应力改变，从而助长孔隙压力产生。

在这三种起因孔隙压力应用于稳定性分析时，可能是叠加的，如图 6.12*d* 所示。初始孔隙压力可能起因于静孔隙压力以及先前施加的均匀荷载产生的超孔隙压力。然后，如果假定边坡为旋转破坏，且破坏是由于外部荷载快速变化而引起的，那么，剪切作用也能产生孔隙压力，并应把它加到上述其它起因的孔隙压力上。

6.2.3 孔隙压力的估计

施工期填土孔隙压力，采用 Skempton（1954）超孔隙压力方程估计，即

$$\Delta U = B[\Delta\sigma_3 + A(\Delta\sigma_1 - \Delta\sigma_3)] \tag{6-46}$$

式中 $\Delta\sigma_1$、$\Delta\sigma_3$ ——分别为不排水三轴压缩试验过程中主应力 σ_1 和 σ_3 的变化；

A、B ——孔隙压力系数；

B——随饱和程度的降低急剧减小，对于饱和土 $B=1$，干土 $B=0$，非饱和土 B 值介于 0 和 1 之间；

A——取决于土的类型，并随应力水平而变化，破坏时的 A 值显著不同于破坏前应力水平的 A 值。

表 6.1 列出孔隙压力 A 的典型值。

表 6.1 A 的典型值

材料（完全饱和）	破坏时 A 值即 A_f	适于基础沉降分析的 A 值
很松散细砂	2～3	
很敏感粘土	1.5～2.5	>1
正常固结粘土	0.7～1.3	0.5～1
轻超固结粘土	0.3～0.7	0.25～0.5
重超固结粘土	0.5～0	0～0.25

对于正常运行的坝体，只考虑渗流引起的孔隙压力，可以从流网上求得，即

$$U = \gamma_w h \tag{6-47}$$

式中，γ_w ——水的容重；

h ——测定点至穿过该点等势线与地下水位交点之间的垂直距离。

尽管可以采用极精确的稳定性分析方法，但由于孔隙压力参数不可靠，必然使边坡稳定性和性态存在很大的不确定性。同样地，在不了解破坏时孔隙压力条件情况下，不可能通过实际破坏的反分析得出有意义的结论。目前，坝体和基础采用水压计现场测量孔隙水压力是公认的有效做法。

6.3 边坡稳定性分析

基于尾矿坝几何形态和结构设计，以及强度特性，地下水条件和孔隙压力特性，便可以进行尾矿坝边坡静力稳定性分析。

尾矿的性态极为复杂，分析条件很少是常规的，然而，由于尾矿坝技术起步较晚，至今并未形成自身的独立分析体系，均沿用土力学的传统分析方法。这些方法已为岩土工程技术人员所熟

知，这里勿需重述。本章下面部分重点讨论传统的边坡稳定性分析方法应用于尾矿坝的基本原理。

6.3.1 尾矿坝稳定性分析的真确性

传统上，采用原本为自然边坡和普通水坝边坡分析研制的方法进行尾矿坝稳定性分析。这些方法应用于下游型尾矿坝分析。从本质上或真确性上讲，几乎没有什么差异，而当应用于水力沉积的尾矿所构成的尾矿坝（特别是上游坝，在一定程度上的中心线坝）分析时，则需特别谨慎，需注意了解尾矿的复杂性态变化。

这些分析方法即便是应用于普通水坝，也必须看作部分经验性的。虽然这些分析方法考虑了坝体边坡的实际性态，但其应用的真正理由仍在很大程度上包含有对实际观察结果的信赖，因为按照一定的传统方法，所分析的坝体在大多数情况下是稳定的，而不这样分析坝的稳定性就会产生疑虑。从一定程度上讲，这些分析方法已变成某种工程风俗，尾矿坝设计借以世世代代传用这些技术，尽管不断完善，但其本质没有实质性变化。

这并不是说常规的边坡稳定性分析方法对尾矿坝没有真确性。相反地，认为尾矿坝更加迫切地需要严密的稳定性分析，因为，不可能总是按照与普通水坝同样保守性进行尾矿坝设计。然而，如果不充分评价传统分析方法的由来和假设，就分析模型与实际边坡状态之间的关联而言，对尾矿坝可能比对普通水坝更薄弱。边坡稳定性分析方法合理的应用于尾矿坝的核心是构成坝体的尾矿性态和强度特性的评价。经验表明，边坡稳定性分析中，由于计算方法本身固有的近似性原因，来自输入数据的误差比计算方法产生的误差更大。

边坡稳定性计算的极限平衡方法都假定潜在破坏面限定的材料作刚体滑动，而忽略了滑体材料内部变形影响。在工程实践中，虽然大多数尾矿坝滑坡（除震动液化引起的滑坡外）都以旋转滑动作为触发机制，但却有许多发生流动滑坡的实例报导，1979 年南非金矿尾矿坝的流动滑坡，1973 年英国阿伯法地区废石场破坏和美国布法罗克里克地区煤矸石场破坏等等，这种流动性态是毁

极限平衡方法的基本思想是假定一个可能的简单形状的破坏面，求出沿这个面调动起来的应力状态和可能获得的强度，把此强度与应力相比较，即与沿该面引起破坏所必需的应力相比较，求出极限平衡状态下的安全系数。安全系数 F_s 定义：为使破坏面之上滑体处于静平衡状态，可获得的抗剪强度应当除以（缩小）的系数（倍数）。这里隐含两个简化的假定：一是破坏面之上的滑体是一个“刚性自由体”，忽略了滑体内部的强度与变形的影响；二是沿整个破坏面的安全系数是一个常数，忽略了沿潜在破坏面应力分布不均匀的客观特征。同时应当指出，所计算的安全系数值只适合于所假定的一个破坏面。为此，须通过多个破坏面的试算，最终求得安全系数最小的理论上临界破坏面位置。

大多数极限平衡原理都是基于条块法（图 6.14）。设有 n 个条

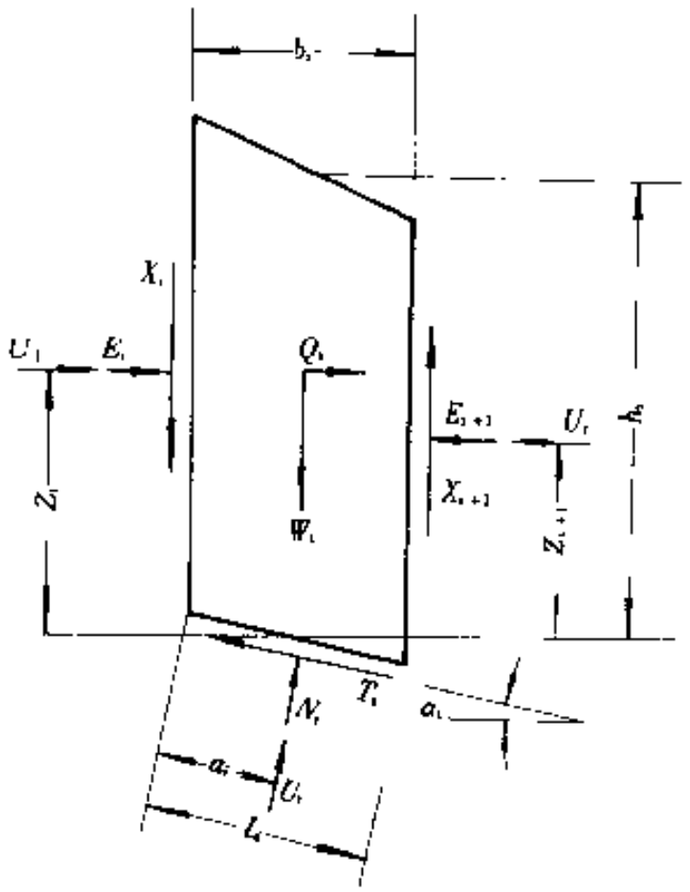


图 6.14　作用在条块上的力系

W—条块自重；Q_i—水平作用力；U_1、U_2、U_3 分别为条块两侧和基底的孔隙压力；α_i—条块基底倾角；L_i—条块基底长度；b_i—条块宽度；h_i—条块高度

块，则有 $6n-2$ 个未知量：n 个有效法向力 N_i；n 个切向力 T_i；$n-1$ 个条块界面法向条间力 E_i；$n-1$ 个条块间切向条块间力 X_i；$n-1$ 个 E 的作用点（以 Z_i 给定）；n 个 N_i 的作用点（以 L_i 给定）；1 个安全系数。而根据各条块水平向和垂直向力及力矩平衡，以及莫尔－库仑破坏准则，只能建立 $4n$ 个方程，显然，边坡稳定性分析实际上是一个高次超静定问题，为了求解，还必须作出 $2n-2$ 个独立的假定。在土力学及其工程应用的发展过程中，一些学者各自作出不同的简化假定，把超静定问题转化为静定问题，从而实现求解。目前，广为应用的方法有 Fellenius 方法（1936）、Bishop 方法（1955）、Janbu 方法（1957）、Morgenstern-Price 方法（1965）、Spencer 方法（1967）及 Sarma 方法（1973）。它们的主要区别在破坏面形状和上述未知量的处理上。为了合理的选择和使用，表 6.2 简要地对比它们的特点。

6.3.3 总应力分析与有效应力分析的对比

在某种安全系数计算方法实际应用中，还必须进一步对总应力分析和有效应力分析方法进行选择。总应力分析是基于这样的假定，即水位降低后破坏面上的有效法向应力与水位降低前的有效法向应力相同，从而不考虑孔隙压力变化（由于荷载降低）对强度的影响。总应力分析比较简单。总应力分析使用不排水试验测定的抗剪强度参数，因为试验条件必须符合现场固结条件（各向异性或各向同性），不排水强度远比排水强度对试样扰动敏感，故必须非常仔细地测定和选择抗剪强度参数。有效应力分析更为合理，因为实际上是有效应力控制强度。有效应力分析使用排水试验（或有孔隙应力测定的不排水试验）的有效抗剪强度参数。有效应力分析是基于估计的孔隙应力，因此必须了解现场孔隙压力，而在施工之前估计现场孔隙压力参数，其精度难以保证。工程应用中常采用 Skempton 孔隙压力方程式（6-46）进行估计，但必须根据实验室试验测定或根据经验选择孔隙压力系数 A 和 B。有效应力分析的一个优点是：在能够从现场安装的水压计中实测孔隙压力时，可用以检验分析结果。这两种分析方法应用于特定场合

各有其优点，重要的是明确地识别出使用条件，例如，在分析不排水破坏问题时，有效应力分析可能表现出反常的应力途径，而总应力分析则可能得出满意结果，反之亦然。表 6.3 列出总应力分析与有效应力分析的简要对比。

表 6.2　各种计算方法的特点

方　法	特　点
Fellenius 方法	不考虑条块间的作用力，即 $X_i=0$，$E_i=0$，假定条块两侧条块间合力方向均与基底面平行。条块基底面上的法向力是通过分解垂直于基底面的全部力求得的。不满足每个条块本身的力和力矩平衡条件，只满足整个滑体的力矩平衡条件。过低估计安全系数，对高孔隙压力的深层破坏体产生误差可高达 50%以上。有些条块基底面上的有效法向应力可能变成负值。安全系数定义为抗滑力矩与滑动力矩之比，计算简单。严格地说，只适用于圆弧形破坏面，近于圆弧形破坏面的总应力分析，而未必适用于有效应力分析
Bishop 简化方法	不考虑各块间切向力，取 $X_i=0$，假定条块间的合力是水平的，可以给出相当精确的结果，但限于圆弧形滑动面，需用迭代求解，但收敛很快。在坡脚附近部分滑动面有负倾角的场合，可能产生误差，误差一般为 2%～7%。适合于土质和软岩中圆弧形破坏面的总应力分析和有效应力分析。Bishop 精确方法与之区别在于对 X_i 值进行迭代求解，直至达到平衡
Janbu 方法	假定条块间的相互作用力，n 个 N_i 的作用点，$n-1$ 个 E_i 的作用点，随条块间力的连续定位进行迭代，直至达到收敛。适合于任意形状滑动面。收敛一般较迅速，但有时因迭代之间的条块间力变化大而收敛缓慢。如果要求精确解，则必须从推力线位置、任何隐含的拉伸或违背破坏准则方面检验解的可接受性。Janbu 方法的力矩平衡方程是不完备的。但误差很小，且只影响力作用线位置而不影响安全系数。适合土质边坡和岩质边坡的总应力分析和有效应力分析
Janbu 简化方法	必须使用修正系数，以不考虑条块间的作用力，适合于土质和岩质边坡的任意形状滑动面。结果相当可靠，适合总应力分析和有效应力分析

续表 6.2

方　法	特　点
Morgenstern-Price 方法	精确地满足力与力矩平衡条件的通用方法，假定 n 个 N_i 的作用点，$n-1$ 个 X_i 和 E_i 函数关系。适用于任意形状破坏面和任意边界条件，采用数值方法确定安全系数，须检验解的可接受性，如同 Janbu 方法。为了可靠地应用此方法，需要丰富的经验和判断力，以假定侧向力函数，使之产生和解释可接受的结果。适于土质和岩质边坡总应力分析和有效应力分析
Spencer 方法	这种方法的假定与 Morgenstern-Price 方法相同，但不是引入一个未知量，而是采用对 X_i 和 E_i 之间关系的迭代求解。原本为圆弧形破坏面推导的，但已修改成适宜于非圆弧形破坏面。假设条块间作用力是平行的，精度可满足力和力矩平衡。这是专门为堤坝稳定性问题设计的，但可适用于各类边坡
Sarma 方法	基本假定与 Morgenstern-Price 方法一样，假想一个水平地震惯性力 K_m 使滑体达到极限平衡状态，假定沿两相邻条块的垂直界面，所有平行条块基底面的斜面均处于极限平衡状态，基此推导出 X_i 的分布。Sarma 方法允许条块间界面呈任一倾角，并考虑了滑体内部强度，适用于任一形状滑动面

注：除 Fellenius 方法外，其它所有方法安全系数定义为某一点可获得的单位抗剪强度与同一点所调动的（或破坏所需要的）单位抗剪强度之比值

表 6.3　总应力分析与有效应力分析对比

1. 低渗透性饱和粘结土（相对于孔隙压力平衡所需时间短的场合）施工期条件	(1)采用不固结不排水试验的强度参数进行总应力分析一般可以得到满意结果 (2)有效应力分析在理论上更合理，但需要在施工前估计孔隙压力，然而可以在施工过程中测定实际孔隙压力，并可据此进行重新分析，以检验前面的分析结果
2. 低渗透性部分饱和土（坝体施工期相对于固结所需时间短）施工期条件	(1)采用不固结不排水试验的强度参数进行总压力分析通常是令人满意的（使用参数 C_u，ϕ_u） (2)有效应力分析建立在估计的孔隙压力基础上，基于模拟现场荷载条件的实验室试验所测定的孔隙压力参数，在施工过程中监测孔隙压力的场合，可以检验分析结果

续表 6.3

3. (a)土坡稳定渗流条件 (b)天然或开挖边坡的长期条件	(a)应采用相当于最终库容的孔隙压力进行有效应力分析。适合的流网更便于孔隙压力确定 (b)应采用相当于平衡的地下水条件的孔隙压力进行有效应力分析,适于流网确定孔隙压力
4. 地震荷载条件下 (a)低渗透性材料 (b)高渗透性材料	(a)对于地震过程中允许孔隙压力几乎无消散的边坡,采用各向异性固结、循环荷载不排水试验测定的强度参数进行总应力分析,在这种情况下,难以为有效应力分析估计孔隙压力 (b)有效应力分析适于自由排水材料,采用各向异性固结,循环荷载试验测定的强度参数 (c)对于这样问题,除进行拟静力分析外,应采用地震响应(动力)分析

6.3.4 尾矿坝的分析条件

尾矿坝稳定性分析必须相应于尾矿坝整个服务期限内不同阶段不同荷载条件进行,即包括初期坝施工结束期、分段施工期和长期稳定渗流条件。由于坝上游边坡长期受尾矿支撑,一般不作稳定性评价,本节主要讨论坝下游边坡的稳定性分析条件。

普通水坝分析条件大多都适用于尾矿坝,但又有区别,尾矿坝的分期界限并非如此清晰,例如施工结束时间,稳定渗流开始时间等。升高型尾矿坝的构筑在其整个服务期限内都在进行,渗流面与堆积尾矿的水平一起升高,当筑坝结束时,尾矿坝也废弃了。废弃后尾矿坝的长期稳定性问题和污染问题也是非常重要,必须引起关注的问题,而且后期稳定性还关系到复垦的实现。

6.3.4.1 初期坝施工结束期

尾矿坝初期坝建成后的分析与普通水坝所进行的分析是相同的。这种分析适用于软上或粘土基础上快速构筑的初期坝,这里,在构筑过程中荷载引起的孔隙压力不发生显著消散。假如发生破坏,基础材料则经受剪切作用引起的全孔隙压力。正如图 6.15 所示,通常依据不固结不排水或固结不排水直剪试验或现场十字板

剪切试验结果，采用不排水剪切强度 S_u 和 $\phi=0$ 分析这种荷载作用。软的正常固结粘土的 S_u 常随深度而增加，分析时可能需要把基础材料划分几个水平层，以反映 S_u 的增加。

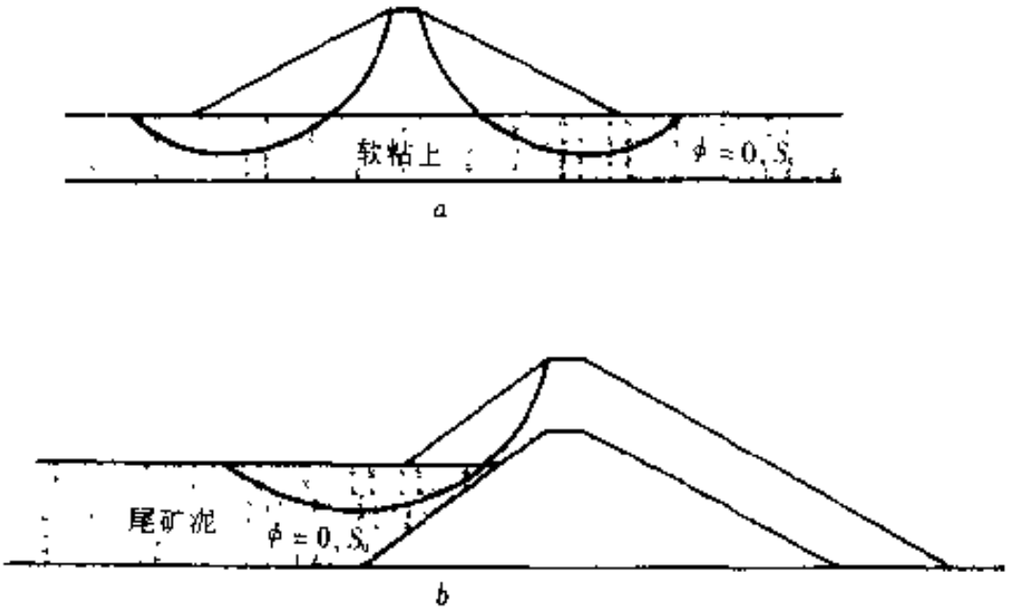


图 6.15　初期坝施工结束的稳定性分析

a—软粘土基础上快速构筑的初期坝；

b　软尾矿泥上构筑的中心线型升高坝

在中心线型尾矿坝升高过程中，可能发生类似的荷载条件(图 6.15b)。在上游方向上，排放的尾矿覆盖在原沉积的尾矿上，特别是，如果升高的高度高，构筑速度快，或者基础的尾矿主要是尾矿泥，则需要取 $\phi=0$ 分析其稳定性。如果不能在分析之前对实际沉积层取样和试验。则难以确定初期的不排水抗剪强度。在这种情况下，只能根据类似沉积层经验值类比，或者根据实验室固结的人工沉积试验估计不排水抗剪强度。

6.3.4.2　分段施工期

尾矿坝分期构筑条件是最难处理的稳定性问题。这种分析适用于软基上构筑的快速升高的下游坝、中心线坝，特别是上游坝。由于加荷足够缓慢，从而使坝升高期间荷载引起的孔隙压力发生显著消散，所以这种分析不同于初期坝完成时情况。然而，坝高增加速度并非都缓慢到可以完全忽略这些初始超孔隙压力的程度。

对于升高速度低于5～10m/a的上游坝，一般认为超孔隙压力在加荷时很快就消散了，可以不进行分阶段构筑分析。如果升高速度超过15m/a，特别是沉积滩尾矿颗粒很细的场合，则需进行分阶段构筑分析。

分阶段构筑分析要求：按一系列离散的升高模拟尾矿坝，并按增高时间阶段进行分析。尾矿坝内任意特定的点，超孔隙压力随时间变化，如同静态渗流产生静孔隙压力一样。图6.14示出例行方法。开始，在时间t_1，瞬时增加一个新的升高，结果除了渗流产生的初始静孔隙压力外，还在第1个升高（升高Ⅰ）内产生超孔隙压力。在时间t_2，又增加一个新的升高。这时，由第1个升高的荷载产生的超孔隙压力消散已经在升高Ⅰ材料内发生，但是必须把剩余超孔隙压力加到第2个新的升高所产生的新的超孔隙压力上。而且，静孔隙压力随尾矿库水平和地下水位升高而增大。在时间t_3，发生类似过程。

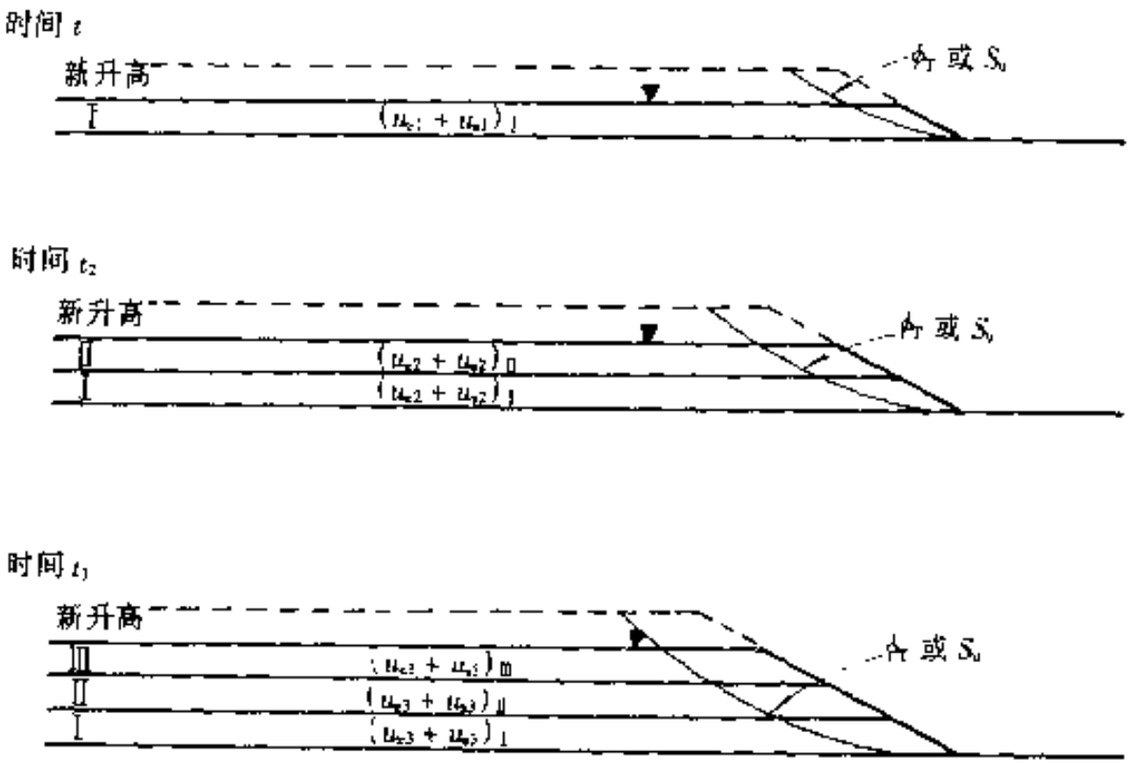


图6.16　快速升高上游坝的分阶段分析

在每个升高和每个时间阶段内，超孔隙压力的产生和消散是同时发生的，需要复杂的计算过程跟踪超孔隙压力和静孔隙压力

随时间的发展。Mittal 和 Morgenstern(1976)介绍了移动边界固结解法[7]，成功地在尾矿坝上得以应用，他们证明，决定超孔隙压力消散的参数是 m^2t/c_v，其中 m 是坝升高的恒定速度，t 是时间，c_v 是固结系数。图 6.17 以无量纲的形式表示出不同升高速度和不同排水边界条件下超孔隙压力的解，这些解可用来求出分段施工稳定性分析的输入数据。此外，这些解也有利于校验超孔隙压力实际能否保证分段施工分析的正确。

分段构筑分析中包含快速剪切过程中产生的孔隙压力，因此，尾矿坝每个升高的稳定性分析中都要使用不排水抗剪强度，剩余的超孔隙压力可以加到每个时间阶段的地下水位上，以得到可以直接输入到稳定性分析中的水压面，但每个升高均需离散的水压面，以估计每个升高中剩余超孔隙压力的变化程度。

在实际尾矿坝中，由于尾矿沉积过程常出现薄的粉砂层，由于水平方向朝坝面外和垂直方向的二维固结，因此固结和超孔隙压力消散显著加速。这些因素使分析复杂化并难以处理，而且常被忽略掉。根据一维固结理论预测超孔隙压力随时间和坝内位置变化，结果可能偏于保守。为使工程可靠，分段施工分析必须通过现场测试系统核实孔隙压力预测结果。倘若由于孔隙压力高于预测值和相应地降低了坝的稳定性，必须终止坝升高或必须以较低的速度升高，则需要考虑备用尾矿库或分割尾矿库。

6.3.4.3 长期稳定渗流条件

普通水坝在其构筑和蓄水过程中，内部应力因响应外荷载而经受重新分布。在基础发生沉降、稳定渗流形成时，应力分布可能是连续的。当所有内部应力和孔隙压力都已达到平衡时，当蓄满水形成稳定渗流时，采用普通水坝稳定性分析的长期稳定渗流条件。按定义长期条件为外部荷载条件缓慢改变情况下发生的条件。在长期分析条件所代表的时间之前不久或过程中没有外荷载施加。

对“设计的”或“不破坏的”条件进行长期分析，实际上蕴含这样一个先验的假定，即坝体在长期条件下具有适当的安全系数，是稳定的。这个假定对正确地解释尾矿坝长期分析中所要使用的孔

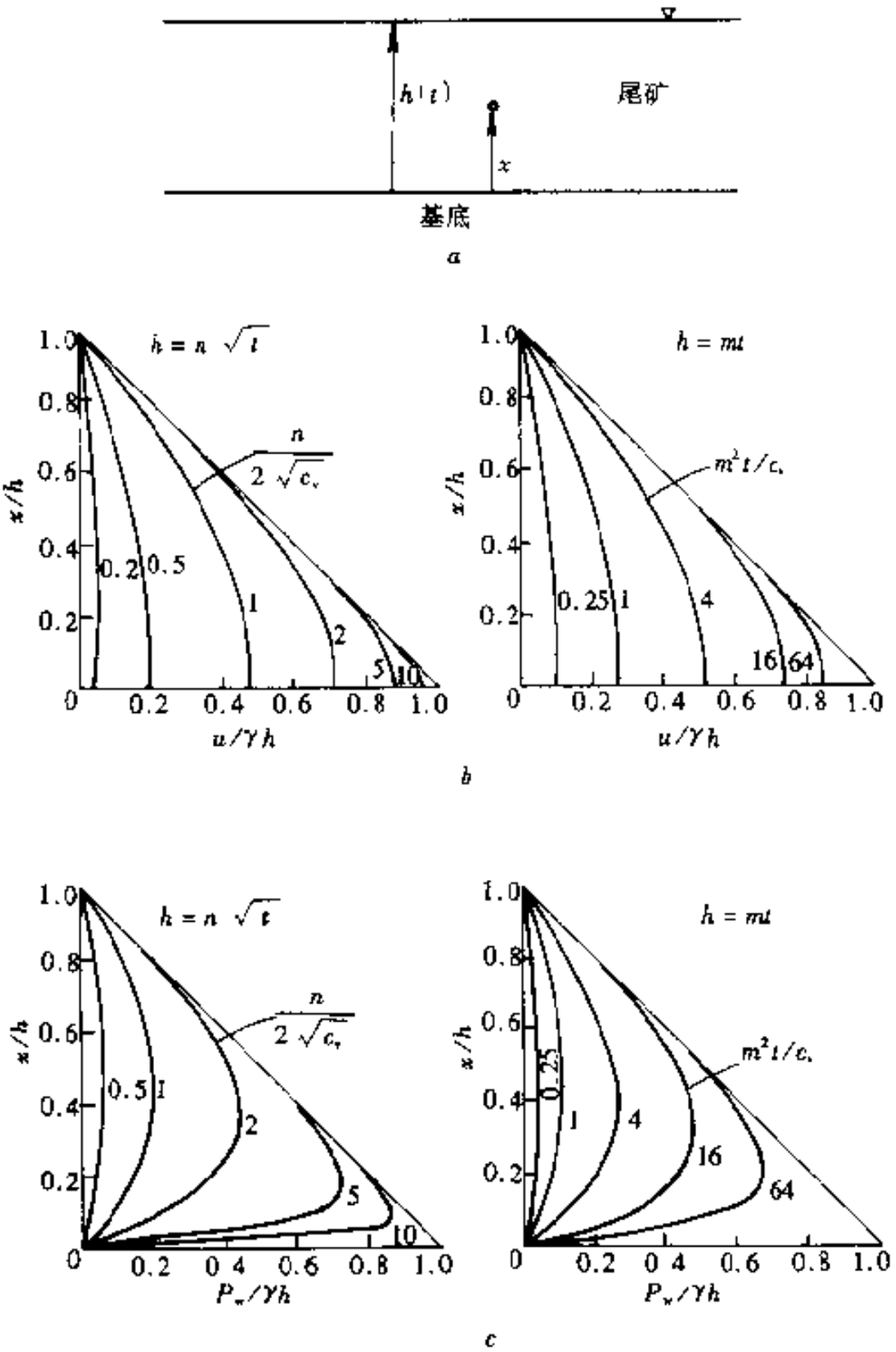


图 6.17　超孔隙压力解

a—尾矿深度随时间增大，表达为一个特定函数 $h(t)$；b—对于沉积速率 $h=n\sqrt{t}$ 和 $h=mt$，$u/\gamma h$，其中 u 为超孔隙压力；$\gamma'=\gamma_1-\gamma_w$（不透水基底）；$c$—对于沉积速率 $h=n\sqrt{t}$ 和 $h=mt$，$P_w/\gamma h$，其中 P_w 为静孔隙压力加上超孔隙压力（透水基底）

隙压力条件是非常重要的。

长期稳定渗流分析一般适用于处在最大高度的升高坝，而缓解升高坝，通常假设：以前所有升高引起的超孔隙压力都消散了，以前升高引起的内部应力重新分布已完成。自然，不适合这个假设条件的场合需作分阶段构筑分析。

在长期稳定渗流分析条件下，对破坏时剪切作用是否引起孔隙压力一直存在两种意见。一是承认剪切引起孔隙压力，Johnson曾证明[38]，如果忽略剪切引起的孔隙压力，分析中所用抗剪强度指标可能太高，应当把这种孔隙压力纳入长期分析，采用总应力强度参数（ϕ_T 和 C_T）即固结不排水试验测得的破坏时孔隙压力加上有效应力参数。然而，分析中考虑破坏时剪切引起的孔隙压力与上述的长期分析条件的假设不相一致。二是不承认剪切引起孔隙压力，Lowe [39]、Bishop 和 Bjerrum[46]均曾指出，有效应力强度参数适合于长期稳定性计算。在长期条件下尾矿坝稳定生分析中，几乎惯例地不考虑剪切引起的孔隙压力而使用有效应力强度参数，如图6.18所示。对于坝体材料得以压实的下游坝和中心线坝，忽略剪切引起的负孔隙压力可能是保守的，而主要由未压实材料构筑的

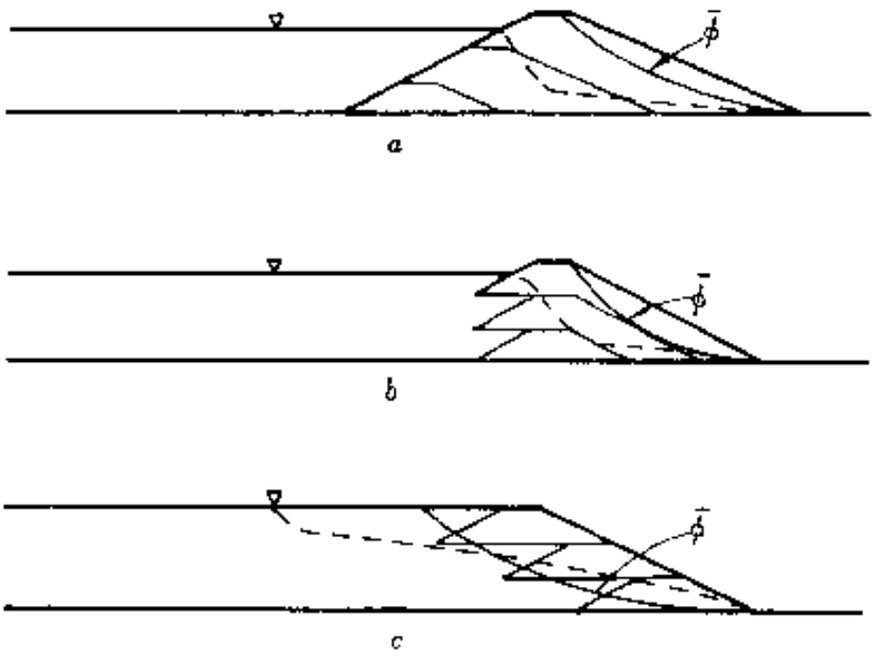


图 6.18　各种类型尾矿坝的长期分析

a—下游坝；b—中心线坝；c—下游坝

上游坝，有效应力强度参数与长期分析假设条件相符。但是必须明确鉴别坝体可能经受的荷载条件。实际上，荷载条件是否保持恒定，在某些场合难以鉴别，只能推测。

典型相对密度和孔隙比的沉积滩尾矿，在实验室试验中通常并不显示出强度随应变急剧降低。然而，很松散材料的强度降低可能很显著。在这方面，很松散的沉积滩尾矿具有天然敏感粘土的特性，这样的土，即使在长期排水（有效应力）条件下处于稳定的边坡，其内部的小的初始滑动也将引起坡脚处荷载条件的迅速改变，从而产生不排水（总应力）条件下的一系列倒退式滑坡，最终流动滑坡很快造成整个边坡的破坏。

在这种情况下，长期分析应当正确地指明边坡稳定所限定的条件。但是，很松散尾矿构筑的尾矿坝，在排水（有效应力）条件下可能发生小的坝面滑塌，也可能引起违背于长期分析假定的荷载条件的迅速变化。在阐述初始滑塌之后坝体状态时，尽管破坏是局部的，亦应采用不排水条件（总应力强度）来考虑有效剪应力作用期间产生的孔隙压力。

以图 6.19 所示的稳定性分析来说明这一现象。图 6.19*a* 示出在长期条件的假定下采用有效应力强度参数进行的上游坝分析。破坏面 *C*，尾矿坝总体的计算安全系数为 1.68，指示为一稳定的坝。然而，这个坝的渗流分析表明，渗流在坝面上泄出，致使坝趾形成饱和带，而破坏面 *A* 的安全系数为 0.99，表明饱和带可能发生局部的、浅表的塌落型滑坡。初看起来，这样小的塌落破坏对坝体总体稳定性无重大影响。然而，如果这样的塌落是迅速发生的，则违背了长期分析条件的不破坏的假定，塌落引起的应力变化可能因坝体其余部分的剪切作用而产生孔隙压力。为了模拟这些新的条件，需要采用总应力强度参数对塌落破坏后的稳定性进行不排水条件的分析。

图 6.19*b* 示出初始滑塌后的分析，在地下水位以下饱和尾矿带，采用总应力参数来考虑剪应力变化产生的孔隙压力，较高处的尾矿仍采用有效应力参数，因为剪切产生的正孔隙压力不可能在

表 6.4 尾矿坝稳定性分析条件概述

分析条件	适 用 性	强度和孔隙压力条件
初期坝施工结束	· 软基础上的初始坝 · 细尾矿上中心线型升高坝	不排水强度和 $\phi=0$ 分析
分段施工	· 软基础上任意类型坝 · 快速升高的上游型坝	考虑超孔隙压力和静孔隙压力随时间变化的增量分析。采用 ϕ_T 或 S_u/σ_c 方法，考虑剪切过程中的孔隙压力
长期稳定渗流	· 缓慢升高场合的最大高度尾矿坝 · 松散材料的荷载可能发生迅速变化场合的最大高度尾矿坝	采用 $\bar{\phi}$ 和稳定渗流地下水位进行有效应力分析 考虑剪切过程中产生的孔隙压力，通常采用 ϕ_T 进行总应力分析

6.3.5 可靠性分析方法

可靠性分析是基于可靠性理论发展起来的不确定性评价方法，由于其理论基础完备、工程概念明确而得以迅速发展并日趋成熟，同时得到工程界的广泛接受和应用。目前常用的方法有：(1)蒙特卡洛模拟方法；(2)可靠指标法；(3)统计矩近似法；(4)随机有限元法。文献[79]对这些方法作了详细论述，不再重复，这里仅就相关随机变量可靠指标方法作以简要介绍。

最早提出的是中心点法，亦称均值一次二阶矩方法，它的基本思想是假定状态函数是基本变量的线性函数 $Z=g(X)$，在基本变量相互独立、且又均服从正态分布或对数正态分布情况下，可以根据安全储备的均值 μ_Z 和标准差 σ_Z 直接计算可靠指标 β，即

$$\beta=\frac{\mu_Z}{\sigma_Z} \tag{6-48}$$

设状态函数 Z 为 n 个相互独立的随机变量 $X_i(i=1,2,\cdots,n)$ 的函数，即

$$Z=g(X_1,X_2,\cdots,X_n)$$

其表示一个非线性极限状态面。所以，原点 0 到极限状态曲面的最短距离$\overline{PO^*}$即为可靠指标 β 值。

将式(6-54)在 P^* 点展开为线性 Taylor 级数：

$$g(X_1,X_2,\cdots,X_n)\simeq g(X_1^*,X_2^*,\cdots,X_n^*)+\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*(x_i-x_i^*)=0$$

但是：

$$x_i-x_i^*=x_i\sigma_{xi}+\mu_{xi}-(x_i^*\sigma_{xi}+\mu_{xi})=\sigma_{xi}(x_i-x_i^*)$$

又：

$$\frac{\partial g}{\partial x_i}=\frac{\partial g}{\partial x_i}\left(\frac{\mathrm{d}X_i}{\mathrm{d}x_i}\right)=\frac{1}{\sigma_{xi}}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)$$

故得：

$$g(X_1,X_2,\cdots,X_n)\simeq g(X_1^*,X_2^*,\cdots,X_n^*)+\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*(x_i-x_i^*)=0 \quad (6\text{-}55)$$

此即为切于 p^* 点的切平面方程，并以此切平面近似地代替非线性极限状态面。这样，极限状态面上到原点最小距离的点是最可能的破坏点。因而，在一定的近似意义上，可用这最短距离来度量可靠度。

将式(6-55)写成：

$$\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*x_i-\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*x_i^*+g(x_1^*,x_2^*,\cdots,x_n^*)=0 \quad (6\text{-}56)$$

将式(6-56)除以法线化因子$\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\right]^{1/2}$，得

$$\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*x_i}{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\right]^{1/2}}-\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*x_i^*+g(x_1^*,x_2^*,\cdots,x_n^*)}{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\right]^{1/2}}=0 \quad (6\text{-}57)$$

式(6-57)常数项的绝对值为法线长，即原点至切平面的最短距离

- $-\beta$ 值：

$$\beta=\frac{-\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_* x_i^*+g(x_1^*,x_2^*,\cdots,x_n^*)}{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\right]^{1/2}} \tag{6-58}$$

又因：$\dfrac{\partial g}{\partial x_i}=\dfrac{\partial g}{\partial x_i}\left(\dfrac{\partial X_i}{\mathrm{d}x_i}\right)=\dfrac{\partial g}{\partial x_i}\sigma_{xi}$

故 β 值又可写成：

$$\beta=\frac{-\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*(x_i^*-\mu_{xi})+g(x_1^*,x_2^*,\cdots,x_n^*)}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left[\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*\sigma_{xi}\right]^2}} \tag{6-59}$$

由于 p^* 在极限状态面上，故：

$$g(X_1^*,X_2^*,\cdots,X_n^*)=0 \tag{6-60}$$

所以得：

$$\beta=\frac{-\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_* x_i^*}{\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\right]^{1/2}} \tag{6-61}$$

$$\beta=\frac{-\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*(x_i^*-\mu_{xi})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left[\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*\sigma_{xi}\right]^2}} \tag{6-62}$$

或(6-57)中 x_i^* 的系数为方向余数，即：

$$\frac{-\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2}}=\frac{-\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*\sigma_{xi}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2\sigma_{xi}^2}}=-\alpha_i \tag{6-63}$$

法线端点(验算点)坐标为：

$$x_i^*=\alpha\beta \tag{6-64}$$

回到原点坐标

$$x_i^* = \mu_{xi} - \alpha_i \beta \sigma_{xi} \tag{6-65}$$

由于验算点和 β 皆为未知，须用迭代法计算。

在状态方程中，常包含非正态分布的基本变量，这时，首先将非正态变量变换成正态变量，即“当量正态化”，然后采用改进的一次二阶距方法求 β。因为该法已被国际结构安全度联合委员会(JCSS)所采用，故亦称 JC 法。

在各状态变量相互独立情况下，当量正态化的条件是：(1)在设计验算点 x_i^* 处，当量正态变量 x_i'(其均值为 μ_{x_i}'，标准差为 σ_{xi}')的分布函数值 $F_i'(x_i^*)$ 与原变量 x_i(其均值为 μ_{xi}，标准差为 σ_{xi})的分布函数值 $F_{xi}(x_i^*)$ 相等；(2)在设计验算点 x_i^* 处，当量正态变量概率密度函数值 $f_x'(x_i^*)$ 与原变量概率密度函数值 $f_{xi}(x_i^*)$ 相等。在非正态变量当量正态化以后，即可用所求得当量正态的均值 μ_{x_i}' 和标准差 σ_{x_i}' 替代原变量的均值 μ_{xi} 和标准差 σ_{xi}，按正态分布变量情况进行计算。

由条件(1)得：

$$F_{xi}'(x_i^*) = F_{xi}(x_i^*)$$

或

$$\Phi\left(\frac{x_i^* - \mu_{x_i}'}{\sigma_{x_i}'}\right) = F_{xi}(x_i^*) \tag{6-66}$$

可写成：

$$\frac{x_i^* - \mu_{x_i}'}{\sigma_{x_i}'} = \Phi^{-1}[F_{xi}(x_i^*)] \tag{6-67}$$

由此得当量正态分布的均值：

$$\mu_{x_i}' = x_i^* - \Phi^{-1}[F_{x_i}(\ )] \cdot \sigma_{x_i}' \tag{6-68}$$

式中 $\Phi^{-1}(\cdot)$ —标准正态分布的反函数。

由条件(2)得：

$$f_{x_i}'(\ ) = f_{xi}(x_i^*)$$

或

$$\frac{\Phi\left[\dfrac{x_i^* - \mu_{x_i}'}{\sigma_{x_i}'}\right]}{\sigma_{x_i}'} = f_{xi}(x_i^*) \tag{6-69}$$

可写成：

$$\frac{\varphi\{\Phi^{-1}[F'_{x_i}(x_i^*)]\}}{\sigma'_{x_i}} = f_{xi}(x_i^*) \tag{6-70}$$

于是，当量正态分布的标准差为：

$$\sigma_{x_i} = \frac{\varphi\{\Phi^{-1}[F_{xi}(x_i^*)]\}}{f_{xi}(x_i^*)} \tag{6-71}$$

式中 φ——标准正态概率密度函数。

现在讨论随机变量两两相关的可靠指标方法，设极限状态方程为 $Z=g(x_1,x_2,\cdots,x_n)=0$，将其在设计验算点 x_i^* $(i=1,2,\cdots,n)$处展开成 Taglor 极数：

$$Z = g(x_1^*,x_2^*,\cdots,x_n^*) + \sum_{i=1}^{n}(x_i - x_i^*)\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_* + \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}(x_i - x_i^*)(x_j - x_j^*)\left(\frac{\partial^2 g}{\partial x_i \partial x_j}\right) + \cdots \tag{6-72}$$

若随机变量 x_i 两两相关，则 Z 的均值 μ_Z（取一阶近似）为：

$$\mu_Z = \sum_{i=1}^{n}(\mu_{xi}-x_i^*)\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_* \tag{6-73}$$

Z 的方差为：

$$\sigma_Z^2 = \sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*^2 \sigma_{xi}^2 + \sum_{i\neq j}^{n}\sum^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*\left(\frac{\partial g}{\partial x_j}\right)_* \operatorname{cov}(x_i,x_j)$$

$$= \sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_i}\right)_*\left(\frac{\partial g}{\partial x_j}\right)_* \rho_{ij}\sigma_{xi}\sigma_{xj} \tag{6-74}$$

$$\sigma_Z = \left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{\partial}{\partial x_i}\right)_* \sigma_{xi} \cdot \sum_{j=1}^{n}\left(\frac{\partial g}{\partial x_j}\right)_* \sigma_{xj}\rho_{ij}\right]^{1/2} \tag{6-75}$$

式中 ρ_{ij}——x_i、x_j 之间相关系数。

$$\rho_{ij} = \frac{\operatorname{cov}(X_i - X_j)}{\sigma_{x_i}\sigma_{x_j}} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_{ii}-\mu_{x_i})(x_{jj}-\mu_{x_j})}{\left[\sum_{i=1}^{n}(x_{ii}-\mu_{x_i})\sum_{j=1}^{n}(x_{jj}-\mu_{x_j})\right]^{1/2}} \tag{6-76}$$

7 尾矿坝的地震稳定性分析

7.1 导　　引

地震是一种地质构造应力积累超过岩石极限强度后突然发生能量释放的过程，其以断层破裂将变形能传播出去。

地震应力是影响边坡和尾矿坝稳定性的重要因素，它的破坏力极强，历史上曾有许多起地震引起滑坡、破坝、振动液化的灾害记载，表 7.1 列举出典型的震害实例。也许是由于尾矿坝以往还没有引起人们象对水坝一样关注的原因，尾矿坝震害的记录和报告极少。然而，众多相似结构物的震害分析充分证明，在地质构造活动区，尾矿坝的稳定性不单单受静荷载条件控制，且决定于地震条件下坝体的性态。

表 7.1　地震触发的滑坡和坝体破坏

序号	地震名称	国家	时间	震级	说　　明
1	阿拉斯加（Alaska）	美国	1899－09－10	8.6	离震中 690km 范围触发雪崩和许多滑坡
2	阿拉斯加（Alaska）	美国	1964－03－27	8.3	离震中半径为 240km 的整个中南阿拉斯加范围发生数以千计的滑坡，其数量为近代地震触发滑坡之最，在 210000km² 地区内有滑坡报告
3	朗比奇（Long Beach）	美国	1993－03－10	6.3	远至震中 160km 触发滑坡

续表 7.1

序号	地震名称	国家	时间	震级	说　　明
4	奥林匹克 (Olympia)	美国	1949—04—13	7.1	远离震中 160km 有滑坡，附近山区发生大滑坡
5	赫帕吉湖 (Hebgen Laka)	美国	1959—08—17	7.1	离震中 8km 范围发生大滑坡，离震中 27～35km 之间发生 3 个大滑坡，离震中 240km，大量岩石崩落
6	秘鲁 (Peru)	秘鲁	1970—05—31	7.8	离震中 160km 的整个海拉斯地区发生大量岩崩、岩石边坡和堤筑边坡滑坡
7	圣费尔南多 (San Fernando)	美国	1971—02—09	6.6	造成或活化 1000 多个滑坡，离震中 40km 范围内 44 座土石坝破坏
8	圣弗朗西斯科 (San Francisco)	美国	1906—04—18	8.5	离断层 56km 范围内 33 座土坝破坏，其中 16 座距圣安得利亚斯大断层不到 8km
9	弗恩达尔 (Ferndale)	美国	1975—06—07	5.7	离震中 15～20km 的里奥德尔和弗罗图纳地区诱发滑坡
10	危地马拉 (Guatemala)	危地马拉	1976—02—09	7.5	整个危地马拉中部发生许多滑坡，离震中 200km 和离断层带断裂末端 100km 的拉科阿蒂保地区发生广泛滑动
11	弗里尤利 (Friuli)	意大利	1976—05—06	6.5	在弗里尤利的丘陵区发生许多滑坡
12	牡鹿 (Qjika)	日本	1939—05	6.6	震中距 120km 周围 74 座土坝有震害 58 座，溃坝 12 例，滑坡 31 例

续表 7.1

序号	地震名称	国家	时间	震级	说　　明
13	克恩县 (Kern County)	美国	1952－07－21	7.6	离震中 80km 范围内 7 座土坝中 2 座水力冲填坝出现纵向裂缝
11	福隆 (Fallon)	美国	1954	6.7	附近 3 座坝破坏
15	日胜冲 (Tokach-Qki)	日本	1968	7.8	震中附近 93 座土石坝破坏
16	马那瓜 (Managua)	尼加拉瓜	1972	6.2	触发许多滑坡
17	智利 (Chile)	智利	1960	8.4	引起大量岩崩、雪崩、岩石边坡和人工边坡滑坡
18	因安加瓦 (Inangahua)	新西兰	1968	7.0	触发广泛岩崩和滑坡
19	霍克利贝 (Hawkes Bay)	新西兰	1931	7.9	引起大量天然边坡和人工边坡破坏
20	新泻	日本	1964－06	7.5	在震中 30～160km 范围内，146 座土坝受到不同程度的震害
21	十胜冲	日本	1968－05	7.9	震中距 200～300km 内有震害坝 93 座，其中溃坝 10 例，滑坡 39 例
22	伊豆 (IZU)	日本	1978－01－14	7.0	距震中距约 40km 的持越矿的两座尾矿坝发生流动性塌滑，流出尾矿浆 82000m³
23	云南通海	中国	1970－01	7.7	震中区烈度超过 10 度，在 7～10 度区域内有 59 座土石坝，受震害的 43 座

应力的循环数而增加。由于作用的偏应力增加，在给定循环数下应变亦增加，而诱发破坏所需要的循环数降低。强度降低或损失的一个重要原因是在动荷载作用期饱和土和细粒尾矿内产生过高的孔隙水压力，当高孔隙水压力使细粒尾矿或土体强度完全丧失，即发生液化。通常，液化作用后的流动滑坡与过大变形有关，但是，滑动中不发生大变形未必说明没发生液化，可能只是液化面积小。必须指出，地震所造成的滑坡并非都是由液化引起的，大多数边坡破坏是由于剪应力增大引起的。预测地震期间边坡性态很重要，但却很困难，似乎比较稳定的边坡可能破坏，而似乎不稳定、甚至已发生移动的边坡却全然没被破坏。1978 年 1 月 14 日日本伊豆地震就是一例。

近 20 几年，在认识边坡和土坝的动力响应特性方面取得重大发展，对地震稳定性评价提出了许多方法，从牛顿第二定律的简单应用发展到三维有限元分析，显著地提高了分析精度。近 10 几年，人们在处理复杂的工程问题时，更实际地考虑了场地地质和地震、基础和坝体材料的强度与刚度的不确定性，采用“风险”来描述地震发生的可能性和坝体在工作期间的状态，形成地震概率风险评价方法。

因为尾矿坝的破坏不仅决定于地面运动强弱，还依赖于尾矿坝本身的动力特性，所以，地震风险分析既应包括地震危险性估计，即某一指定场地或地区在一定时期内可能遭受的最大地震影响，其以地震烈度或其它地面运动参数表示，也包括地震所造成的以及由此而产生的次生灾害的可能破坏和损失的评价，如经济损失，生命财产损失和社会影响等。地震风险分析大体上按以下三个步骤（图 7.1）：

（1）地震危险性分析（SHA） 考虑地震发生的时空随机性，以及不同震级在随机距离上地面运动预测的不确定性，根据不同震源带及每个震源带的可能地震活动性，确定尾矿库所在场地所要经受的不同水平地面振动强度的概率。

（2）地震特性分析（SPA） 考虑尾矿坝动力响应特性和抗震

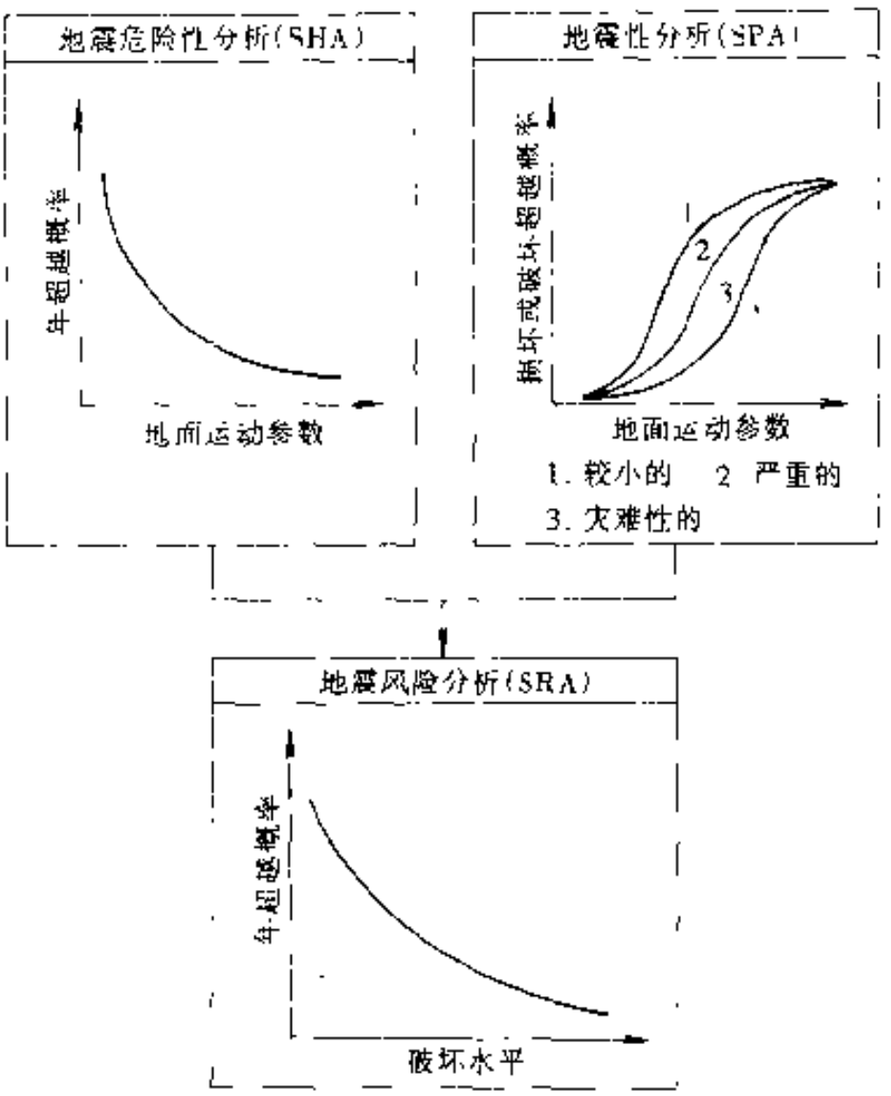


图 7.1 地震风险分析步骤

能力，确定在指定地震荷载条件下尾矿坝的破坏概率。

（3）地震风险分析（SRA） 综合地震危险性分析和地震特性分析结果，求得破坏的总风险。

地震工程学是一门知识迅速发展的学科，其包含众多学科如构造地质学、工程地质学、地球物理学和土动力学等。下面，首先介绍尾矿库场地地震风险评价的基本原理，以对尾矿坝可能经受的地震振动水平作出估计，接着讨论尾矿坝地震稳定性分析方法。地震稳定性分析的一个突出特点是因地理区域不同，基本思路存在很大差异，必须切实地选取适当分析方法。

层位置、断层长度、断盘相对位移、地震震中位置和地震活动情况，可采用如下经验式计算震级：

$$M = 6.53 - 0.28\ln L \tag{7-5}$$

$$M = 6.6 + 0.20\ln d \tag{7-6}$$

式中 L——断层长度，km；

d——断层相对位移，cm。

地震震级是能量释放的测度，而地震烈度则是经验性测度，是基于所观察到的地震对人和建筑的影响确定的，其随震中距而变化，不是单一测度值，而且最大烈度还取决于地震的深度和表层地质。一般地讲，释放相同能量的地震，最大烈度随震中深度增大而减小。通常，饱和砂土和软粘土常以某一频率增强地动，引起某些地点烈度提高。尽管存在这些局限性，地震烈度仍广泛应用于地震分析，因为这是进行地震仪监测之前惟一能得到的测度。

世界上许多国家通用修订的 Mercalli 地震烈度表（MM 烈度表）。我国 1980 年编制《中国地震烈度表》，如表 7.2 所示。

虽然地震震级 M 和地震烈度 I 都可用来表示地震强烈程度，但是两者都不能为坝体地震分析提供直接输入数据，而用于确定坝体性态的最普通的工程参数是最大加速度值 a，一般表示成重力的百分比。

根据各次地震各相同烈度地区地面运动最大加速度值的统计分析，得出最大加速度值与烈度之间的近似经验关系式

$$\lg a = I/3 - 0.5 \tag{7-7}$$

式中 I——烈度，a 为最大加速度值，cm/s^2。

根据重大地震期间测得的震级和加速度这两个参数，可以得到二者之间的经验关系式。自然，需要估计加速度随震中距的衰减。加速度衰减的原因有二：地震波以圆或椭圆型式从震源传播时能量的几何衰减；以及地震波传播所穿经岩石的固有性质引起的衰减。显见，加速度衰减严格受地理区域和地质区域的控制。可以用下式计算震中的基岩运动最大加速度：

表 7.2　中国地震烈度表（1980）

烈度	人的感觉	一般房屋		其它现象	参考物理指标	
		大多数房屋震害程度	平均震害指数		水平向加速度 cm·s^{-2}	水平向速度 cm·s^{-1}
Ⅰ	无感					
Ⅱ	室内个别静止中的人有感觉					
Ⅲ	室内少数静止中的人有感觉	门窗轻微作响		悬挂物微动		
Ⅳ	室内多数人有感觉，室外少数人有感觉，少数人梦中惊醒	门窗作响		悬挂物明显摆动，器皿作响		
Ⅴ	室内普遍有感觉，室外多数人有感觉，多数人梦中惊醒	门窗、屋顶、屋架颤动作响，灰土掉落，抹灰出现微细裂缝		不稳定物翻倒	31 (22～44)	3 (2～4)
Ⅵ	惊慌失措，仓皇逃出	损坏——个别砖瓦掉落，墙体出现微细裂缝	0～0.1	河岸和软土上出现裂缝。饱和砂层出现喷砂冒水。地面上有的砖烟囱轻度裂缝，掉头	63 (45～89)	6 (5～9)
Ⅶ	大多数仓皇逃出	轻度破坏——局部破坏，开裂，但不妨碍使用	0.11～0.30	河岸出现坍方，饱和砂层常见喷砂冒水，松软土上地裂缝较多，大多数砖烟囱中等破坏	125 (90～177)	13 (10～18)
Ⅷ	摇晃颠簸，行走困难	中等破坏——结构受损，需要修理	0.31～0.50	干硬土上亦有裂缝，大多数砖烟囱严重破坏	250 (178～353)	25 (19～35)

续表 7.2

烈度	人的感觉	一般房屋		其它现象	参考物理指标	
		大多数房屋震害程度	平均震害指数		水平向加速度 /cm·s^{-2}	水平向速度 /cm·s^{-1}
Ⅸ	作立不稳，行动的人可能摔跤	严重破坏—墙体龟裂，局部倒塌，修复困难	0.51～0.70	干硬土上有许多地方出现裂逢，基岩上可能出现裂缝，滑坡、坍方常见，砖烟囱出现倒塌	500 (351～707)	50 (36～71)
Ⅹ	骑自行车的人会摔倒，处于不稳状态的人会摔出几尺远有地起感	大部分倒塌，不堪修复	0.71～0.90	山崩和地震断裂出现，基岩上的拱桥破坏，大多数砖烟囱从根部破坏或倒毁	1000 (708～1414)	100 (72～141)
Ⅺ		毁　灭	0.91～1.00	地震断裂延续很长。山崩常见。基岩上拱桥毁坏		
Ⅻ				地面剧烈变化，山河改观		

注：1. Ⅰ～Ⅴ度以地面上的人的感觉为主；Ⅵ～Ⅸ度以房屋震害为主，人的感觉仅供参考；Ⅹ、Ⅺ度以地表现象为主，Ⅺ、Ⅻ度的评定，需要专门研究。

2. 一般房屋包括用木构架和土、石、砖墙构造的旧式房屋和单层或数层的、未经抗震设计的新式砖房，对于质量特别差或特别好的房屋，可根据具体情况，对表列各烈度的震害程度和震害指数予以提高或降低。

3. 震害指数以房屋"完好"为0，"毁灭"为1，中间按表列震害程度分级。平均震害指数指所有房屋的震害指数的总平均值而言，可以用普查或抽查方法确定之。

4. 使用本表时可根据地区具体情况，作出临时的补充规定。

5. 在农村可以自然村为单位，在城镇可以分区进行烈度的评定，但面积以1km^{2}左右为宜。

6. 烟囱指工业或取暖用的锅炉房烟囱。

7. 表中数量词的说明：个别—10%以下；少数—10%～50%；多数—50%～70%；大多数—70%～90%；普遍—90%以上

$$\lg a_0 = -4.1 + 0.81M - 0.027M^2 \tag{7-8}$$

式中 a_0——震中基岩运动最大加速度，m/s^2；

M——震级。

再用下式计算坝址的基岩运动最大加速度：

$$a = a_0 F_a \tag{7-9}$$

式中 a——坝址基岩运动最大加速度，m/s^2；

F_a——随震中距的增大而减小的衰减系数，即

$$F_a = 1/[1 + (D/h)^2] \tag{7-10}$$

式中 D——震中距，km；

h——震源深，km。

7.3 地震危险性分析

地震危险性分析可定义为在指定时期内由一定大小的地震引起某一确定场地破坏的地震动发生概率。地震危险性评价的目的是估计在指定的时间间隔内某场地或其周围潜在震源发生地震时对该场地引起超越某一概率水平的地震动值（如烈度、最大加速度和最大速度等）、地震危险性以地震动值的年超越概率表示。

目前，有以下三种方法可以用来估计指定库区的地震危险性和预计加速度水平：(1) 历史地震方法，根据已发生的地震资料估计加速度，这是最原始的方法；(2) 确定性方法，根据假定的断层断裂估计“最大可信”地震及其相关库区的加速度，这是最保守方法；(3) 概率方法，其对历史地震数据进行统计分析，确定出各种加速度水平的出现概率，这是比较完善的方法。

7.3.1 历史地震方法

特定库区的地震危险性评价，首先研究附近地区历史上已发生的地震记录，一般范围在半径150～300km内。历史地震方法的根据是：历史地震记录期限内已发生的地震能够对本地区范围内尾矿坝服务期间地震水平提供粗略的指示。历史震中分布图也能指示震源带的位置，诸如活动断层，其可预计未来可能发生的重

在所研究的尾矿库寿命期间发生较大地震断层再次产生破裂的可能性有，但很小。

有许多方法可以用来估计活动断层的存在和确定它们的潜在活动性，其中最适用、最常用的是遥感技术，包括黑白和彩色航空摄影，红外和其它卫星成像等。如果根据文献资料或遥感技术不能得出有关断层年龄的明确结论，则必须进行详细的现场地震地质研究，以作出进一步评价。

根据上述方法取得的断层评价结果，结合区域地质和地震构造地质背景研究，将能辨别出活动断层的位置与长度，以及它们经受运动的方向和类型，进而估计出沿特定断层破裂引起的最大地震震级。图 7.2 示出震级与断层破裂长度之间的经验关系[49]。使用图 7.2 时，通常假定沿断层总长度的一半发生破裂。此外，也可用 Housner 提出的断层长度与震级关系（表 7.3）确定震级。然后，依据最大震级，采用衰减关系式获得尾矿坝区的最大加速度的确定性估计。

表 7.3　发震断层长度与震级关系

M（震级）	8.8	8.5	8.0	7.5	7.0	6.5	6.0	5.5	5.0	4.5
L/km	1600	850	300	110	40	15	8	5.5	3.4	2.0

7.3.3　概率方法

地震危险性评价概率方法的基本思想是：任何地区都有可能发生不同震级的地震，但其发生的概率受确定的地震活动型式的控制。它所用的基础数据仍然是历史地震记录，但是，由于它考虑了不同震级的出现概率、不同震级地震在场地的最大地面加速度、指定年限内场地经受指定加速度的概率和加速度的优势期，使设计者能对指定加速度水平的风险作出量化估计。

7.3.3.1　分析方法

地震危险性分析方法是由 C. A. Cornell (1968) 提出的，它的基本要点是：地震发生可以用均匀的 Poisson 过程来模拟，并根据地面运动随震级、震中距变化的统计分析，建立地震烈度和地面

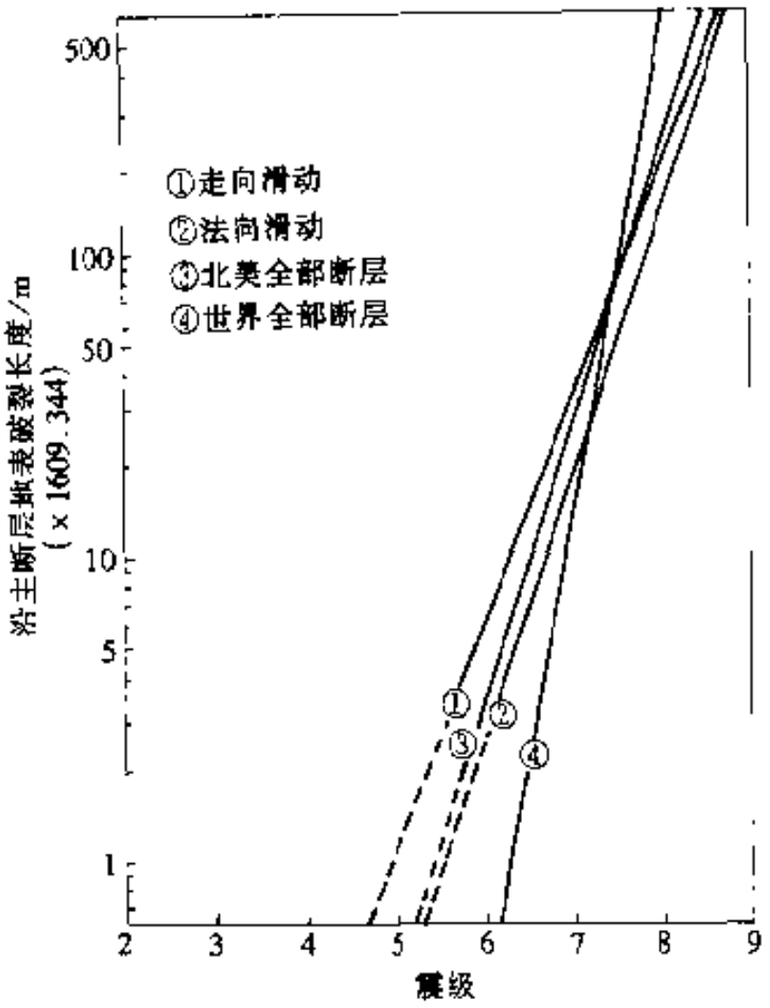


图 7.2　断层破裂长度与震级关系

最大加速度的衰减方程，依此求得指定场地的地面最大加速度。然后，使地震发生概率与不确定的衰减规律相结合求得指定场地最大加速度的超越概率。地震危险性分析方法由下列四个步骤组成。

（1）确定潜在震级区及其震级上限　根据区域构造地质和地震地质特征，采用类比和外推的方法，将有类似地球物理场和地质构造的地区确定为未来的可能发生强震区，并勾划其边界。显然，震源区划具有很大的经验性和主观性。

震级上限(M_{max})是指潜在震源区内未来发生地震的最大可能震级，可用来限定震级—频率分布。估计潜在震源区内震级上限的方法有：

1)最大历史地震　在有较长历史地震记载和大震重复间隔较短的地区，通常采用最大历史地震震级加半级作为该潜在震源区

的震级上限。

2)断层破裂长度　利用大地震时地表破裂带的长度特征与震级的回归关系确定震级上限。

3）地震活动度法　利用地震活动度 A_{ic}的分布范围与最大可信地震能级 K_{max}的统计关系，得到该潜在震源区的震级上限。

4)极值统计法通常采用 Gumbel　Ⅲ型极值统计，得到潜在震源区内最大的可能地震震级。

5)地震应变释放曲线　通常取地震应变释放曲线上下之间的摆动范围。

（2）评定地震活动参数　地震重现关系主要用 Gutenberg-Richter 的震级—频率关系式来描述。在一定区域内，大小地震数遵从对数分布

$$\log N(M)\mathrm{d}M = (a - b\,M)\mathrm{d}M \qquad (7\text{-}11)$$

式中　N——在一定时间间隔内给定区域中发生的震级 M 或大于 M 的地震的累积次数；

a、b——常数，它们因地而异，b 值是区域地震活动特征参数，a 代表该地区地震活动水平。

统计中设定，在潜在震源区内，$N(M)$ 关系式中截止于最小震级 M_0 和最大震级 M_n。

地震年平均发生率 v 系指单位时间间隔内给定区域中的给定震级 M_0 以上的地震数，是代表该潜在震源区地震活动水平的很重要的参数。各潜在震源区的年平均发生率可由该区内大于和等于 M_0 的地震数或结合该区 b 值回归给出，有些则可简单地通过区域得到的 v 值按各潜在震源区面积分配得到。

（3）地震动衰减　在地震危险性分析中，场地的地震动效应是从发生地震的震源和地震波传播途径中的衰减得到的。地震动衰减与地震震级、震源深度、震源机制和震中距等参数有关。当前，地震危险性分析大都采用地震烈度（I）和地面最大加速度(PGA）的衰减关系，但也有人用最大速度、最大位移及相应的地震波周期、持续时间和谱强度的衰减关系。

时间无关，每年发生的地震数量随机变量；地震活动在空间上相互独立，即某一场点发生的地震与其它场点发生的地震事件无关；地震活动在震级上相互独立，即震级 M 是 Poisson 随机变量，其累积分布函数为：

$$F(M) = 1 - e^{-\beta M}, \quad M \geqslant 0 \tag{7-15}$$

地震风险评价结果是给制成不同概率水平的加速度等值线图，并以指定的重现期表示概率。

7.3.3.2 极值理论的应用

Gumbel (1958) 提供的极值理论为估计地震危险性提供了一个简便方法。这种方法把地震视作随机过程 $F(x, t)$，其中 x 可以为特定区域内记录的地震震级，或指定场地的地震加速度或烈度值。往往在工程设计中不大依赖于 $F(x, t)$ 的精确确定，而是依赖于给定设计期间内可以使用的 x 的最大值。如果完整地已知地震一览表 $[F(x, t)]$，自然就已知最大 x 值，然而，大多数地区是做不到的。因为一般都记录较大地震事件，采用最大值的极值方法就非常有效。

首先把时间标度划分成若干等间隔段，分析中只考虑每段间隔内变量 x 达到的极值 y，这样，实际上是把原始过程 $F(x, t)$ 转换成等间隔的极值 y 点过程。y 的分布函数为：

$$G(y) = \exp(-\alpha e^{-\beta y}) \tag{7-16}$$

式中 α 和 β——由最小二乘法求得的。

当确定了参数 α 和 β 后，可根据下式计算震级大于极值 y 的地震出现概率：

$$P(y) = 1 - \exp(-\alpha D e^{-\beta y}) \tag{7-17}$$

式中 D——所要评价的年数。

下面，举例说明尾矿坝边坡地震危险性分析参数：

(1)年超越概率：确定在任一指定年份内将超过给定震级 y 的概率（图 7.3）

$$P(Y > y) = 1 - G(y)$$

(2) 每年的地震数：每年超过 0 级地震数为 α，一年内超过

任一震级 M 地震的预计数为（图 7.4）：

$$N_y = \alpha \exp(-\beta M)$$

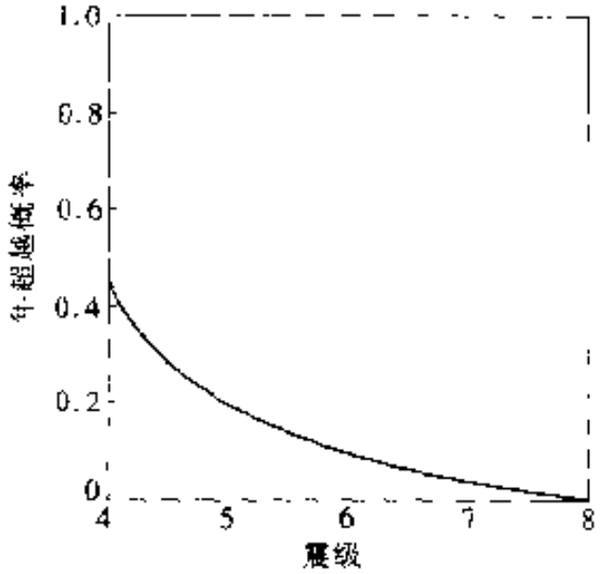


图 7.3　在场地 200km 范围内，一年内指定震级地震的发生概率

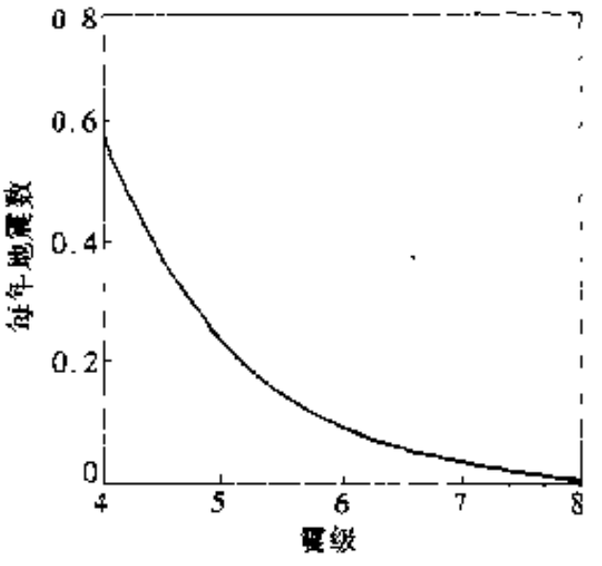


图 7.4　指定震级地震每年发生数

（3）平均重现期：N 为每年地震的预计数，而 $T=1/N$ 则为平均重视期（a）（图 7.5）。

（4）地震发生概率：在 D 年内震级大于 y 的地震发生概率为（图 7.6）：

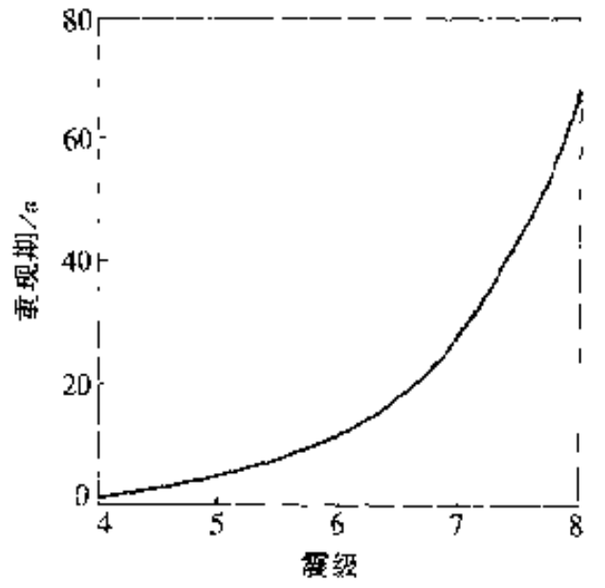


图 7.5　指定震级地震的重现期

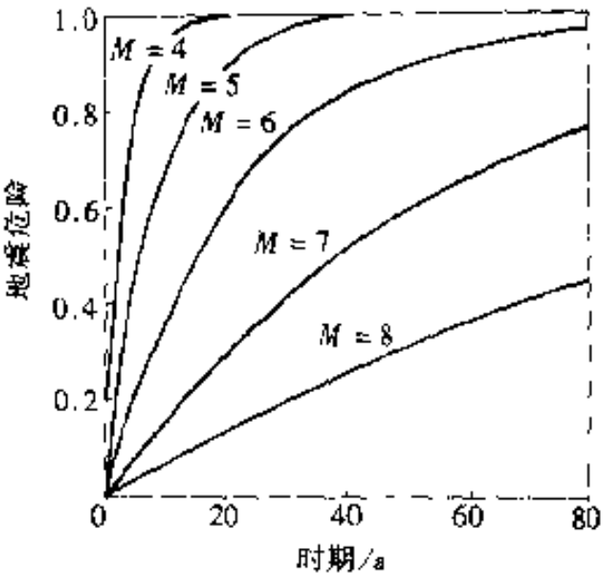


图 7.6　指定时期的地震危险性

$$P(y) = 1 - \exp(-\alpha D^{-\beta y})$$

(5) 在指定年份内场地经受给定加速度的概率（图 7.7）。

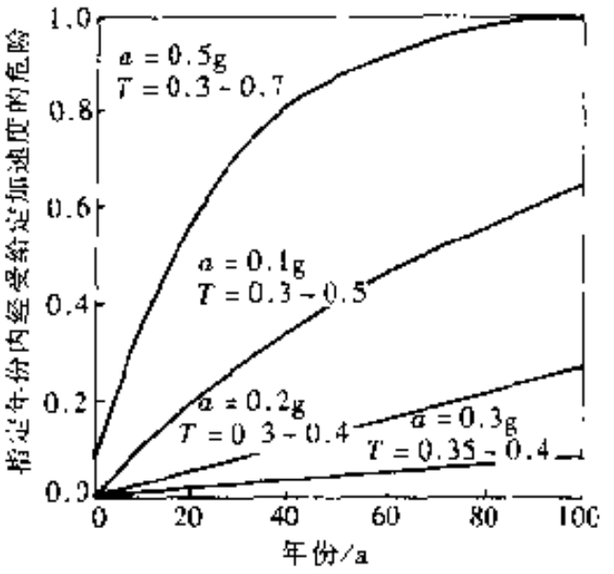


图 7.7 指定年份内场地经受给定加速度的危险性

a—地面最大加速度；T—加速度的主周期

7.4 设计地震的选择

我国《水工建筑物抗震设计规范（1987）规定："水工建筑物抗震设计一般采用基本烈度作为设计烈度。对于Ⅰ级挡水建筑物，应根据其重要性和遭受震害的危害性，可在基本烈度基础上提高一度。"不同等级的挡水建筑物的设计烈度按表 7.4 采用。

表 7.4 地震设计烈度表

挡水建筑物级别	建筑物地点在下列基本烈度时的设计烈度			
	6	7	8	9
Ⅰ	7	8	9	专门抗震设计
Ⅱ、Ⅲ	6	7	8	9
Ⅳ、Ⅴ	6	6	6	6

在《选矿厂尾矿设施设计规范（ZBJ1－90）》中，对尾矿库的

设计等别作了明确规定，详见表 7.5，但对设计地震并无具体规范。鉴此，可参照水工建筑物的设计要求。

表 7.5　尾矿库的等别

等　别	全库容 V（10000m³）	坝　高 H·m
一	二等库具备提高等别条件者	
二	$V\geqslant10000$	$H\geqslant100$
三	$1000\leqslant V<10000$	$60\leqslant H<100$
四	$100\leqslant V<1000$	$30\leqslant H<60$
五	$V<100$	$H<30$

基本烈度的评定是通过历史地震的调查分析和近代地震的地震仪记录，用数理统计方法推断未来一定时期内可能发生地震的烈度；同时还要用地震地质方法查明发生地震构造背景及其活动性，确定危险点，并分析地震的活跃期与平静期及地震的迁移规律等，进而判断今后一百年内部能发生的最大地震烈度。

在实际应用中，采用危险性概念是很重要的，因为对同一场地，采用历史地震方法、概率方法和确定性方法进行地震风险评价将得到可能加速度的不同估计值。实际上，也不可能给出惟一的设计地震。因此，在为地震稳定性分析选取适当输入数据时，应当在给出各种方法产生的加速度的同时，给出相应的出现概率或超越概率。

如果把尾矿坝设计成经得住给定的设计加速度，并且，如果超过这个加速度，则认为坝体将发生破坏。从这个意义上讲，可以把指定加速度的超越概率视为坝体破坏概率。通过对比不同重现期的加速度或破坏概率，通过考虑坝体破坏的后果，可以得到合理的设计加速度值。

下面，举例说明尾矿坝设计加速度的选择。某尾矿库的设计有效寿命为 20a，库区土层极浅且致密，因此，可以基岩加速度作为地面加速度的合理近似值。首先，进行区域地质和地震构造地质研究，以便为解释历史地震和断层形成建立构架。然后，采用

上述三种方法进行场地加速度估计。

在评价历史地震时，已查明，1959 年山间震源带地震是该矿区经受的地震记录中最强烈震动。根据该地震报告的烈度等值线图，判明矿区经受的烈度，依式（7-7）求得最大加速度，然后参照统计图，确定出其它不同水平加速度的重现期及其出现概率，以计算超越概率或破坏概率。最后，断层研究表明，在库区 50～80km 范围内有两条活动断层，于是采用确定性方法确定出库区的最大加速度，详见表 7.6。

表 7.6　不同方法确定的加速度值的对比

方　　法	加速度/$m \cdot s^{-2}$	重现期/a	年出现概率	超越或破坏概率
(1) 最大历史地震方法	0.05g			较高
(2) 概率方法	0.06g	100	0.01	0.18
	0.08g	475	0.002	0.04
	0.10g	1000	0.001	0.02
(3) 确定性方法	(0.11～0.13) g			实际为零

从表 7.6 可以看出，预测的加速度值范围较宽，从 0.05g 到 0.13g。在这种情况下，历史最大加速度 0.05g 为设计加速度提供一个合理的下限。由最靠近的活动断层半长破裂得出加速度 0.13g.可以视为上限。在这个范围内包含 3 个重现期的加速度度。100a 重现期，其破坏概率为 18%，判定为不可接受的风险，鉴于已知活动断层的存在，认为 475a 重现期加速度 0.08g 太低。最后选择 1000a 重视期加速度 0.10g 作为设计值。从这个特定场地破坏后果看，认为 2.0%破坏概率已是足够低了。另外，选择的设计加速度值虽不如控制性活动断层上 7.0 级最大可能地震所产生的加速度大，但与略低的 6.8 级地震产生的加速度相符。

实际上，在尾矿库工程建设中，要做到绝对安全或零危险性是不现实的，而把危险性控制在可接受的程度是比较合理的，所

渭“小震不裂，大震不倒”准则就表明了容许一定程度的可接受的危险性存在。场地的可接受的危险性水平主要依赖于结构物的使用年限和未来地震可能造成的破坏后果的严重性（包括功能的丧失和可能的次生灾害），它因结构类型及用途而异。目前国外使用较多的是：一般工业民用建筑，50a 内的不超越概率，相当于年超越概率 2×10^{-2}；大坝和核电站年超越概率 10^{-4}。尾矿库工程至今还没有严格的准则，但一般地说，在大多数尾矿坝的实际工作寿命范围内，破坏概率至多为百分之几。

总之，应当采用几种方法评价地震风险。首先，应当确立区域地质和地震构造地质背景，在低震区，只需进行历史地震研究，如果地震记录期长，工作区所经受过的最大历史地震作用更能提供地震风险的适当指示。在地震活动区，概率方法是很有价值的，它考虑了周围几个地区发生地震的可能性，以及地震大于历史记录期限内发生过地震的概率。如果库区处于已知活动断层区内，可采用概率方法，并辅助以详细地质研究，同时用确定性方法评价地震风险。

地震风险评价的水平还决定于预计的地震稳定性分析的类型和详细程度。在只需要进行拟静力稳定性分析的低地震区，允许使用经验性的地震系数，但比较精确的液化分析则需要详细的评价地震输入数据。对于详细的动力分析，必须考虑有关附加因素，诸如坝基对基岩加速度的响应、预期的震动持续时间等。

7.5 砂土对循环荷载的响应特性

根据有效应力原理，饱和砂土的动力抗剪强度可用下式表示：

$$\tau = (\sigma - u_d)\mathrm{tg}\,\varphi' + c' \tag{7-18}$$

式中 σ——计算深度的上覆有效正重力；

u_d——振动孔隙水压力；

φ'——砂土的地震有效内摩擦角；

c'——砂土的地震有效粘结力，对于砂土，$c'=0$。

饱和砂土或尾矿泥受到水平向地震运动的反复剪切或竖直向地震运动的反复振动，土体发生反复变形，因而颗粒重新排列，孔隙率减小，土体被压密，土颗粒的接触应力一部分转移给孔隙水承担，孔隙水压力超过原有静水压力，使土体的有效应力减小，当孔隙水压力达到与砂土的上覆有效应力相等时，动力抗剪强度完全丧失，变成粘滞液体，这种现象称之砂土振动液化。强烈地震往往发生大规模的液化，从而造成很大的危害。日本特越矿的两座尾矿坝在1978年1月14日伊豆近海地震和15日余震时相继发生流动塌滑就是典型一例。流出尾矿浆82000m³，造成下游灾害。伊豆地震震级7级，震源深20km，尾矿坝震中距约40km。尾矿坝震害情况见图7.8。

多年来的实验研究和实地观察证明，影响液化的主要因素有：(1) 砂土类型和粒度组成；(2) 相对密度或孔隙比；(3) 初始应力状态；(4) 地面震动的强度；(5) 地面震动的持续时间；(6) 沉积方法；(7) 老化时间；(8) 先前应变史；(9) 超固结作用。下面作简要分析。

(1) 砂土类型和粒度组成　砂土对循环应力的响应特性决定于许多因素，而其中最基础因素是砂土类型。饱和粘结土受到不排水循环荷载作用产生孔隙压力，但通常程度有限。因此，循环荷载可能略微降低粘土的静态不排水剪切强度，而土仍保持其基本的完整性，并且不发生液化。可以认为，在确定地震荷载条件下的坝体稳定性时，粘性土不是最重要的。

粒度很粗、透水无粘结力材料，如矿山废石，常用于筑坝。由于这种材料的高渗透性，在循环剪切作用过程中难以形成不排水条件，实际上，循环荷载产生的超孔隙压力随之产生很快消散，因此也不存在液化敏感性问题。

就砂土的粒度组成而言，中值粒径$d_{50}=0.02\sim0.5$mm、不均匀系数小于10的级配均匀的粉细砂容易液化，特别是$d_{50}=0.05\sim0.1$mm、不均匀系数2～5的砂最易液化。饱和的粘粒含量在10%以下的轻亚粘土在地震作用下容易液化。

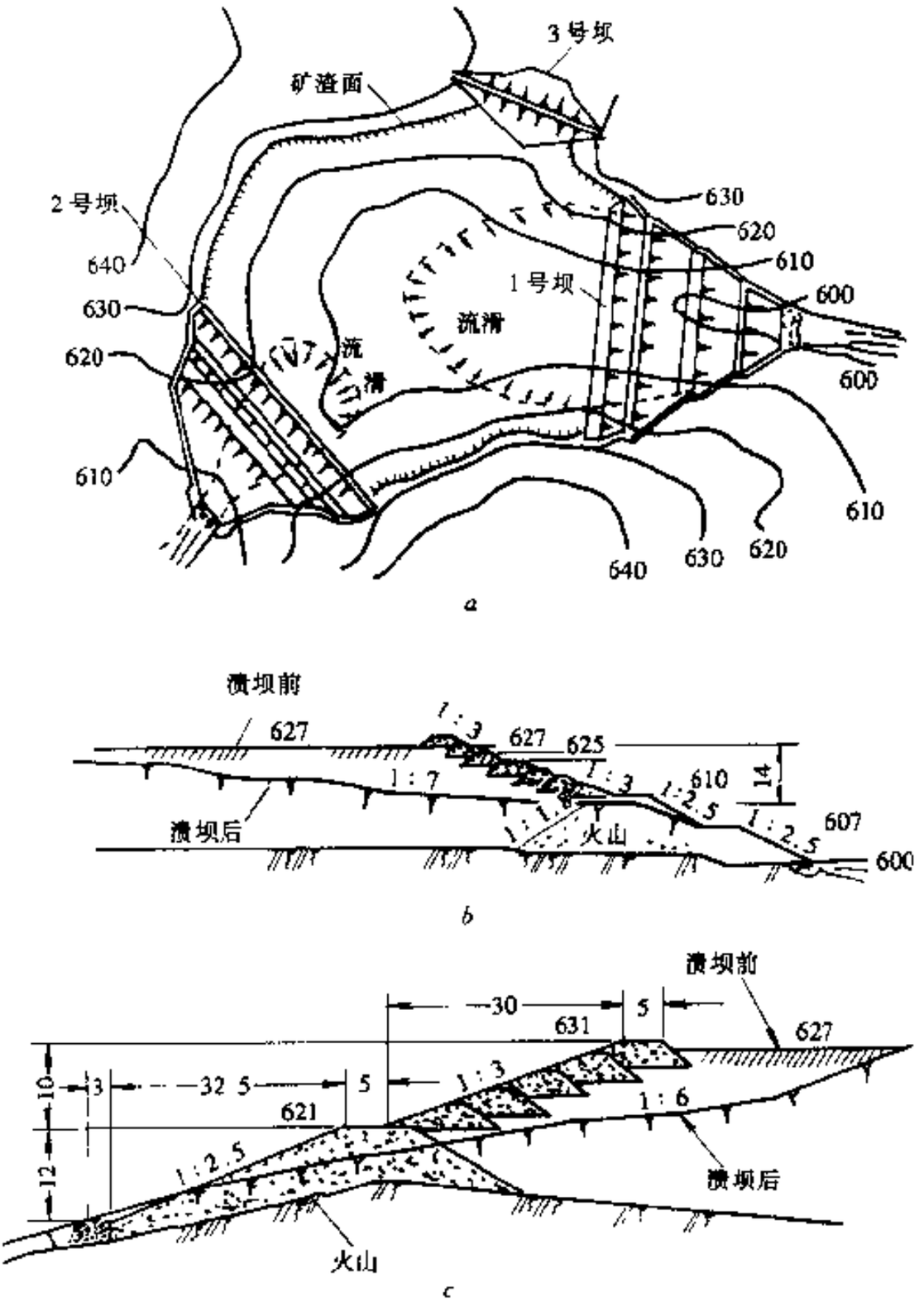


图 7.8 特越尾矿坝震害图（单位 m）

a—特越尾矿坝平面图；*b*—1 号坝断面及溃坝状况；

c—2 号坝断面及溃坝状况

（2）相对密度或孔隙比 在中心线型或下游型尾矿坝升高过程中堆置的、在控制条件下的压密的旋流尾矿砂及致密砂，这种

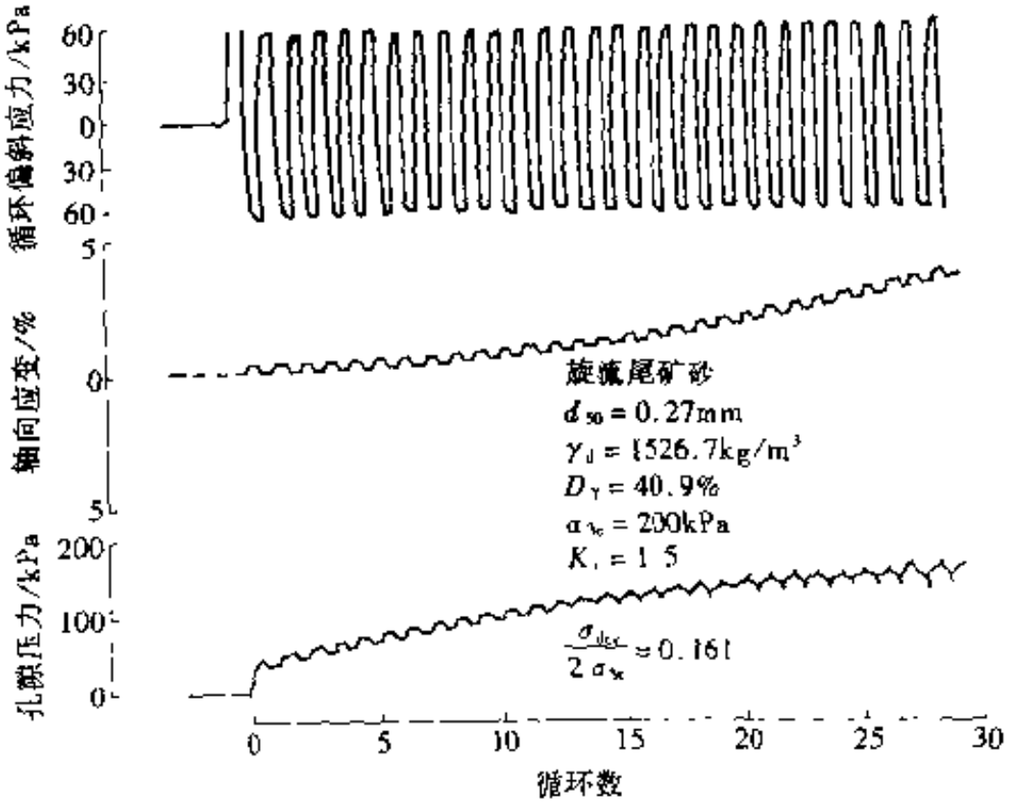


图 7.9　尾矿砂的典型循环荷载三轴试验结果

和方向，以及应力交变的周期数。振动三轴试验结果表明，当轴向固结应力 σ_1 与围限固结应力 σ_3 之比即初始固结应力比 $K_c=\frac{\sigma_1}{\sigma_3}$ 愈大，所得到的循环抗剪强度愈大，亦即振动孔隙水压力比 $\left(=\frac{U_d}{\sigma_3}\right)$ 愈小，其中 U_d 为振动孔隙压力。在同样的 σ_3 条件下，随着固结应力比 K_c 的增大，破坏面上的初始剪应力增大，愈不易液化。在破坏面上动剪应力 τ_{df} 与破坏面上固结应力 τ_{cf} 之比即动剪应力比 $\alpha_d\left(=\frac{\tau_{df}}{\tau_{cf}}\right)$ 相同情况下，固结应力比 K_c 愈小，振动孔隙水压力比愈大，当 $K_c>1.5$ 时，$\frac{U_d}{\sigma_3}$ 只达到 0.85，即最大液化度为 0.85，不会完全液化，可见，土体有初始剪应力时不易液化。而水平的半无限体地基，没有初始剪应力，因此容易液化。

（4）地面振动的强度　在一定围限压力下砂土是否液化主要决定于地震引起的应力或应变的大小，而应力或应变的大小决定

于地面振动的强弱。地震烈度低，地面振动弱，砂土不易发生液化，反之，地面振动强，则容易发生液化。

(5) 地面运动的持续时间　在振动作用下，如果振动时间长，孔隙水压力逐渐积累增大，在一定时间可能达到最大值，则可能发生液化。而液化随时间逐渐扩展，达到一定范围则发生塌滑。例如 1964 年 Alaska 地震，Anchorage 滑坡是在地面震动 90s 左右才发生。

(6) 沉积方法　以同样的相对密度，但采用不同方法制备的试样，其实验室试验表明，液化所需要的循环应力比可变化高达 200%之多。材料在水中沉积类似于尾矿沉积，其显示出最大的液化敏感性。

(7) 老化时间　沉积物经受持续荷载时间越长，其抗液化能力越大。显然，尾矿沉积比天然土沉积年幼得多，因此可能有较大的液化敏感性。

(8) 先前应变史　先前经受过地震振动的天然沉积物，在以后的地震期间表现出抗液化能力的提高，而大多数尾矿沉积层则未必具有这一特性。

(9) 超固结　由于地质过程和地下水波动，有些天然沉积物产生超固结，致使抗液化能力提高，而在正常固结的尾矿沉积层未必出现超固结作用。

这些因素说明，即便在相同相对密度情况下，天然土与尾矿存在很大不同，必须按照尾砂原地堆置和环境特性制备试验室的尾矿试样。

7.6　地震稳定性分析

自 1955 年智利 La Ligua 地震中上游型尾矿坝灾难性破坏之后，地震液化问题引起普遍关注，当今，确定尾矿坝抗地震能力的方法研究已成为热门课题。大多数尾矿坝是由较松散尾矿构筑的，或是水力沉积尾矿或是旋流尾矿，这些材料对强烈地震期间

内部孔隙压力升高非常敏感。在极端情况下，这些孔隙压力则引起坝体部分或全部液化，由于流动型滑动造成灾难性破坏。

地震条件下尾矿坝稳定性分析具有很大程度的不确定性，尽管我们可以根据场地条件、结构类型、材料性质选择适当的地震分析方法，但这是任何分析方法都在所难免、结果解释都必须考虑的事实，我们不可能消除它，只能通过完善分析方法、精细模拟和准确实验使不确定性产生的风险降至最低程度。

7.6.1 基础振动液化的判别

尾矿坝基础材料，特别是由饱和的、松散、无粘结性土组成的基础材料，也可能发生液化。下面介绍几种液化判别方法。

7.6.1.1 经验方法

经验方法是基于以往地震时天然沉积物在不同地震振动水平下发生液化或保持稳定的特性观察，根据世界范围内众多地震时出现液化和不液化的实际资料，以及补充的实验室大型振动台试验的结果，绘制出修正过的平均贯入击数 N_1 与循环剪应力比 τ_L/σ_0' 关系图（图 7.10），这里，τ_L 为现场的液化剪应力，σ_0' 为土层上的有效上覆压力。平均贯入击数 N_1 需以下式将标准贯入试验击数 N 修正到上覆压力 10t/m² 时的数值：

$$N_1 = C_N N \tag{7-19}$$

$$C_N = 1 - 1.25\log\frac{\sigma_0'}{\sigma_1'} \tag{7-20}$$

式中 σ_0'——标准置入击数为 N 的有效上覆压力（t/m²）；

σ_1'—— 10t/m²。

可以用地震引起的平均循环剪应力比（τ_{av}/σ_0'）与加速度的关系表征地震，即

$$\frac{\tau_{av}}{\sigma_0'} \approx 0.65\left(\frac{a_{max}}{g}\right)\left(\frac{\sigma_0}{\sigma_0'}\right)\gamma_d \tag{7-21}$$

式中 a_{max}——地面最大加速度；

σ_0—— 所考虑砂层的总的上覆压力；

σ_0'— 所考虑砂层的有效上覆压力；

γ_d——应力折减系数，从地面的 1 变化到 10m 深处的 0.9，可查图 7.11 确定；

τ_{av}——地震产生的平均循环剪应力。

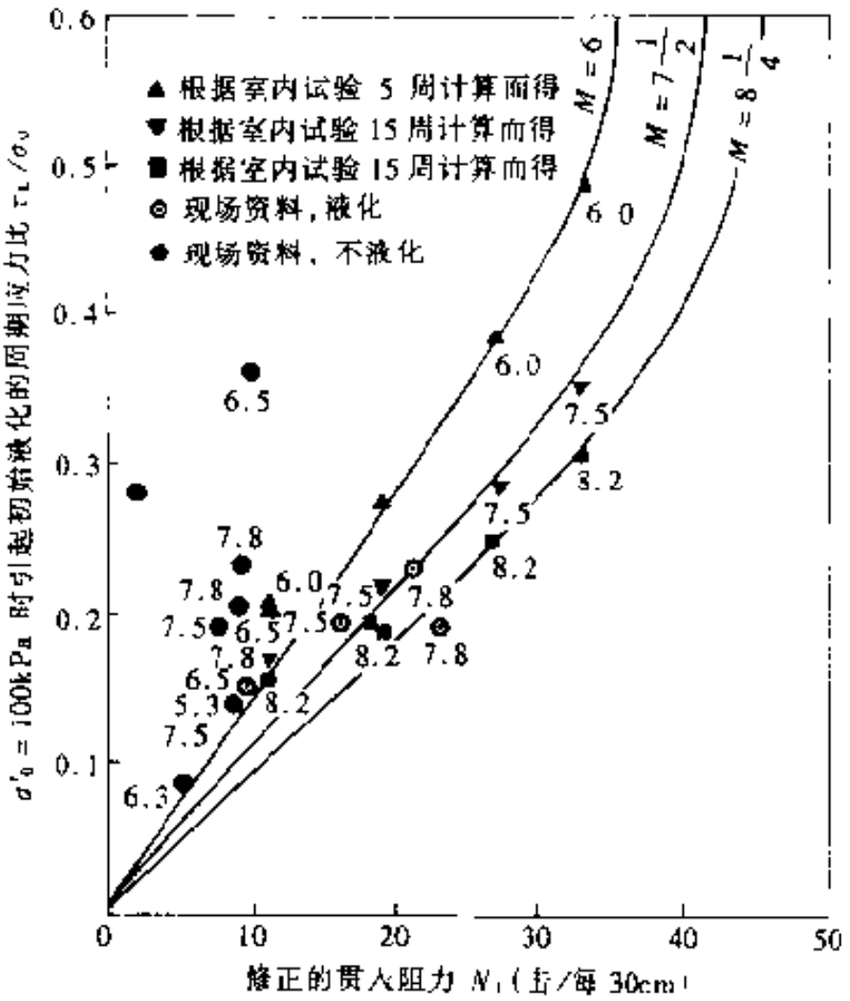


图 7.10　不同震级液化潜势评价图

当已知修正后的标准贯入击数 N_1 和地震震级 M 时，可由图 7.10 的曲线求得引起液化的循环应力比 τ_L/σ'_0 根据给定的地面最大加速度值，利用式（7-21）可求出地震引起的循环应力比 τ_{av}/σ'_0。将 τ_L/σ'_0 与 τ_{av}/σ'_0 比较，如果 $\tau_L/\sigma'_0 < \tau_{av}/\sigma'_0$，则发生液化，反之则不液化。

可以用这些关系求得抗液化的安全系数．其表达式为：

$$F_s = \frac{\text{引起初始液化所需要的平均应力或在 } x \text{ 循环应变的可接受极限值}}{x \text{ 循环地震引起的平均剪应力}}$$

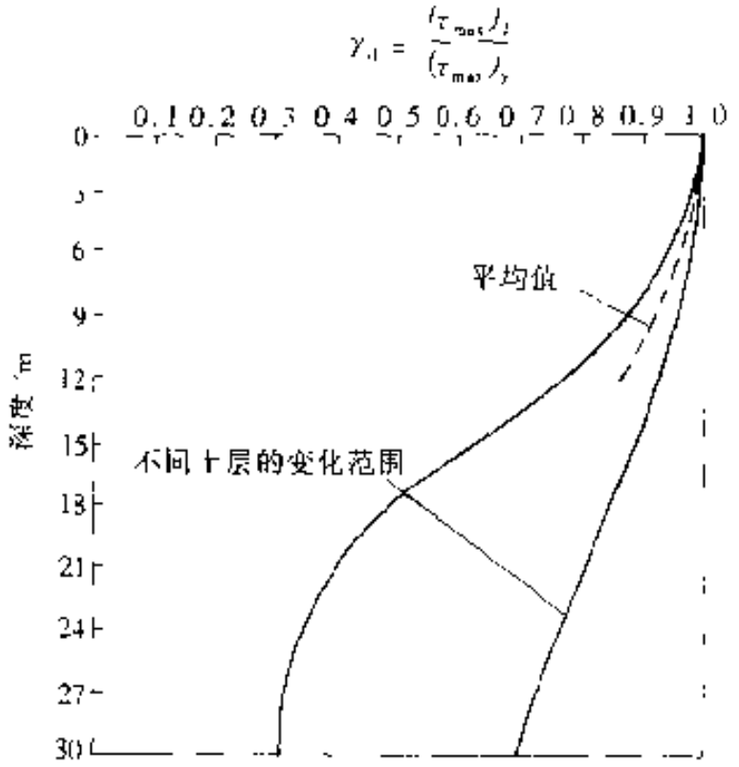


图 7.11　应力折减系数 γ_d 的变化范围

应当指出，可接受的安全系数一方面决定于输入数据的可信程度，另一方面也受所研究砂层密度的影响，致密材料，因不大可能经受快速大应变，比较低的安全系数可能是可接受的，而松散材料，可能快速和突然达到大应变，则需要非常保守地确定安全系数。

7.6.1.2　总应力方法

验算步骤如下：

(1) 绘制 $\alpha_r - \tau_{df} - \sigma_{cf}$ 关系曲线　首先，采取地基原状土样，改变固结应力但保持静主应力比 $K_c\left(=\frac{\sigma_3}{\sigma_1}\right)$ 不变，用不同动应力幅值 σ_d 进行振动试验，取得一组 $K_c - \sigma_d - n_N$ 关系曲线（图 7.12）；

其次，根据表 7.7 确定的坝址设计等效振动次数 n_{eq}，在图 7.12 上查取与 n_{eq} 相对应的各点（如图 7.12b 之 1、2、3）的 σ_1、σ_3 和 σ_d，再用此三值作莫尔圆，如图 7.13 所示。假定破坏面与小主应力方向成 $\theta\left(=45°+\frac{\varphi}{2}\right)$ 角，作直线交固结应力圆于 A 点，交动应力圆于 B 点。A 点代表破坏面上的固结剪应力 τ_{cf} 和固结正应力

σ_{cf}，由此求得固结剪应力比 $\alpha=\tau_{cf}/\sigma_{cf}$。$B$ 点至 A 点的竖直距离表示破坏面上的动剪应力 τ_{df}，亦即试样的循环抗剪强度 τ_N。

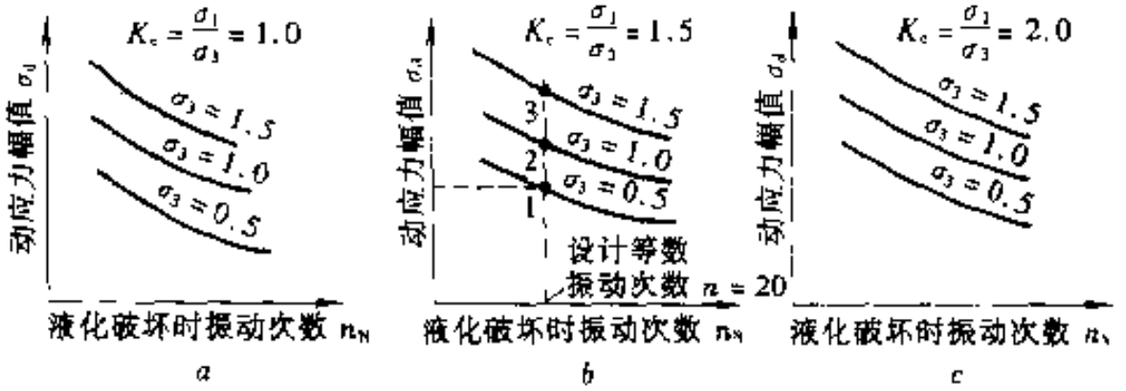


图 7.12　$K_c-\sigma_d-n_N$ 关系曲线

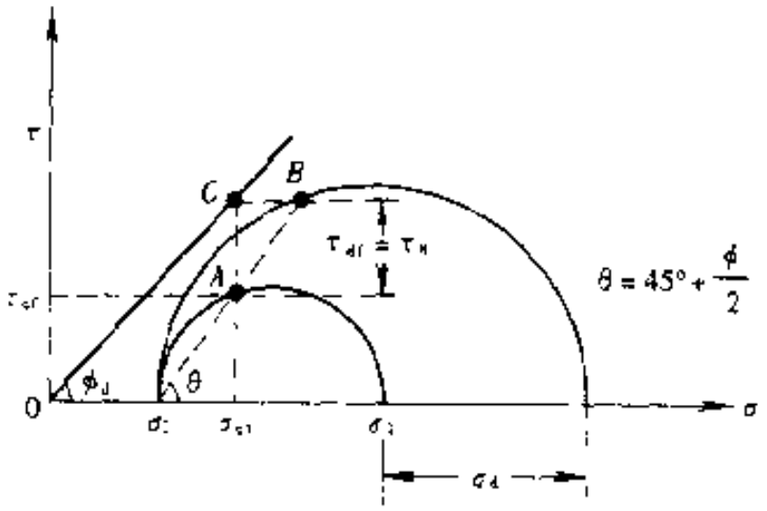


图 7.13　用莫尔圆求 τ_{cf}、σ_{cf}、τ_{df}

然后，根据 1、2、3 等各点的 α_c、τ_{df}，可绘制 $\alpha_c-\tau_{df}-\sigma_{cf}$ 关系曲线，不同 K_c 曲线组可求出不同的 α_c、τ_{df}，即可绘制一组曲线，如图 7.14 所示。

表 7.7　等效振动次数和振动持续时间

震　级	等级振动次数 n_{eq}	振动持续时间/s
5.5～6	5	8
6.5	8	14
7.0	12	20
7.5	20	40
8.0	30	60

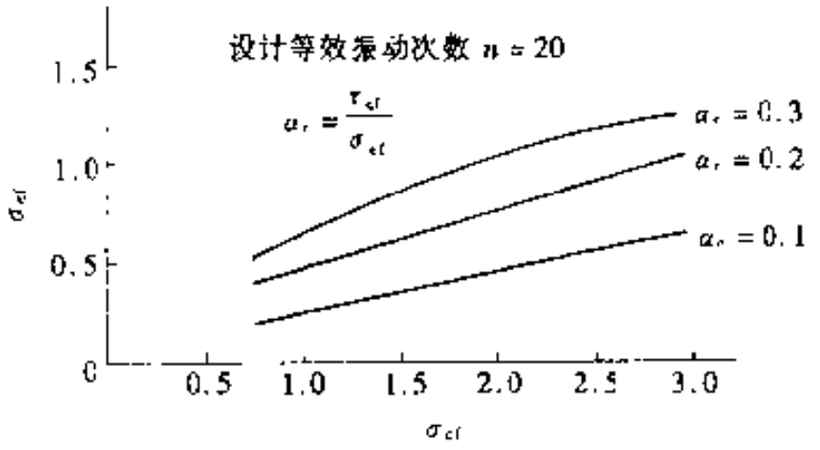


图 7.14　$\alpha_r - \tau_{df} - d_{cf}$关系曲线

（2）计算动剪应力 τ_d　采用集中质点法进行地基动力反应计算（图 7.15）即依质点水平向位移矩阵方程式：

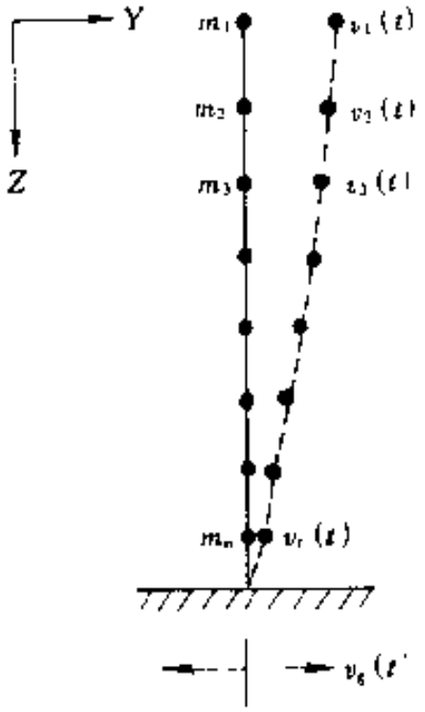


图 7.15　集中质点法计算示意图

$$[M]\{\ddot{v}(t)\} + [c]\{\dot{v}(t)\} + [K]\{v(t)\} = -[M]\{1\}\ddot{v}_g(t) \tag{7-22}$$

式中　$[M]$——整体质量矩阵；

[C]——整体阻尼矩阵；

[K]——整体刚度矩阵；

$\{\ddot{v}(t)\}$、$\{\dot{v}(t)\}$、$\{v(t)\}$——分别为所有质点的相对水平向加速度、速度、位移的反应列阵。

求得各不同高程的水平位移 v_i（t）并计算动剪应力 τ_d：

$$\tau_d = G_i \frac{v_{i-1} - v_i}{L_i} \tag{7-23}$$

式中 G——各土层的剪切模量；

L_i——各土层内质点间距。

第一高程都可求得动剪应力时程曲线 $\tau_d(t)$，如图 7.16 所示，时程曲线的最大剪应力为 $\tau_{d,max}$，则等效平均动剪应力为：

$$\tau_d = 0.65\ \tau_{d,max} \tag{7-24}$$

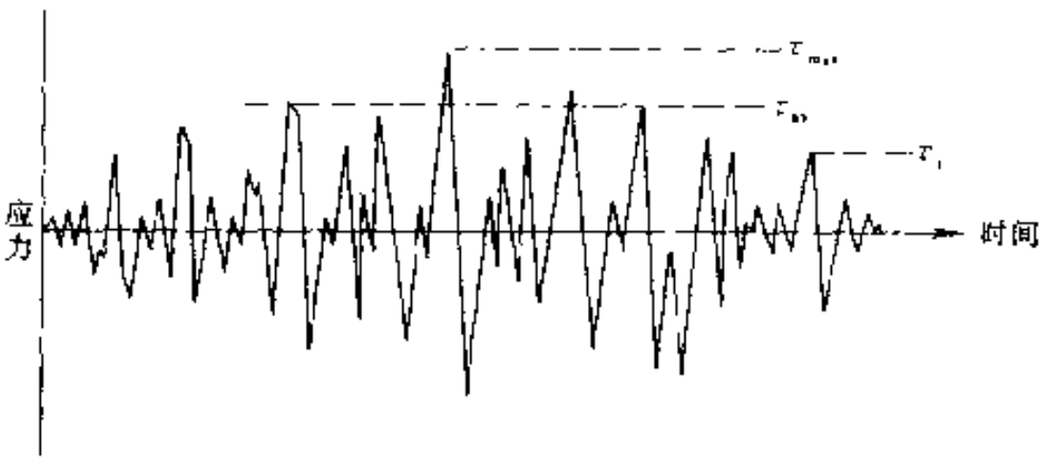


图 7.16 τ_i 时程曲线

（3）求固结剪应力比 d_c 计算地基内的静竖向有效正应力 $\sigma'_h = \gamma h$，其中 h 为从地表向下计算的深度；γ 为地基砂土浮容重。选取静主应力比 $K_c = 1 \sim 1.5$（饱和疏松细砂、软土可取 1.0，紧密砂卵石可取 1.5，其它土质取中间值），用相应于选定 K_c 值的莫尔圆（参见图 7.13）求出固结剪应力比 $\alpha_c = \tau_{cf}/\sigma_{cf}$。

（4）求循环抗剪强度 τ_N 按 n_{eq}、α_c 及各高程的 σ'_h（相应于 σ_{cf}），由图 7.14 查得 τ_{cf} 即循环抗剪强度 τ_N。

（5）判断液化 地基内各高程的平均动剪应力 τ_d > 该高程的

循环抗剪强度 τ_N 则液化。地基各高程平均动剪应力 τ_d 及循环抗剪强度 τ_N 的剖面图示于图 7.17。

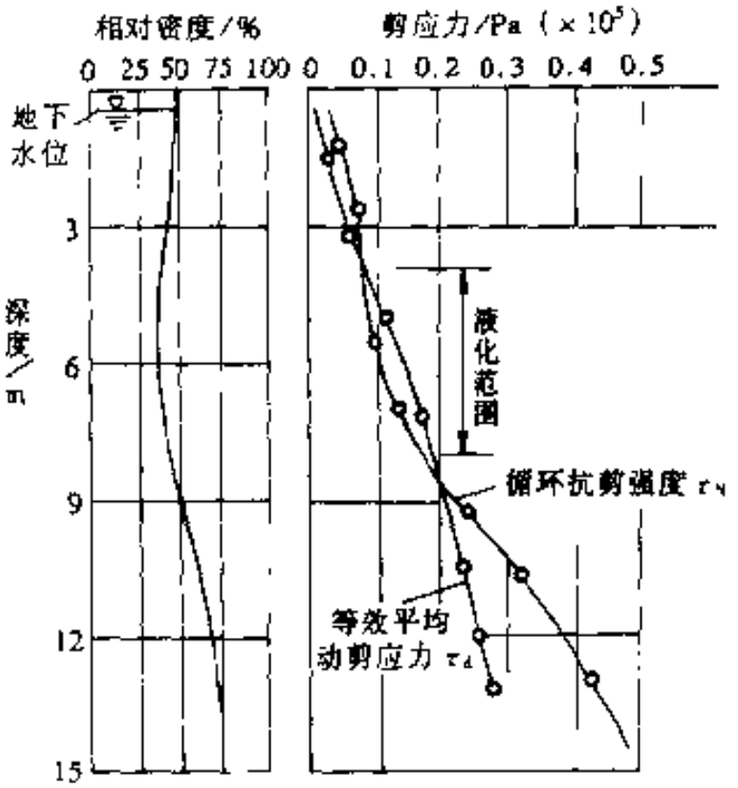


图 7.17　水平地基的液化范围

7.6.1.3　简化总应力方法

Seed 基于粘弹性地基动力计算的最大动剪应力与刚性地基的动剪应力之间的关系，提出了估计动剪应力和土液化特性的简化方法[43,44]。

取深度为 h 的单元刚体柱，其最大地面加速度为 a_{max}，作用在单元刚体的最大动剪应力为：

$$\tau_{d,max}\gamma = \gamma h \frac{a_{max}}{g} = \gamma h K_H \tag{7-25}$$

式中　γ——地基土的浮密度；

K_H——水平向地震加速度系数。

土柱实为变形体，地基作为粘弹性体，最大动剪应力为：

$$\tau_{d,max} = r_c \gamma h \frac{a_{max}}{g} = r_d \gamma h K_H \tag{7-26}$$

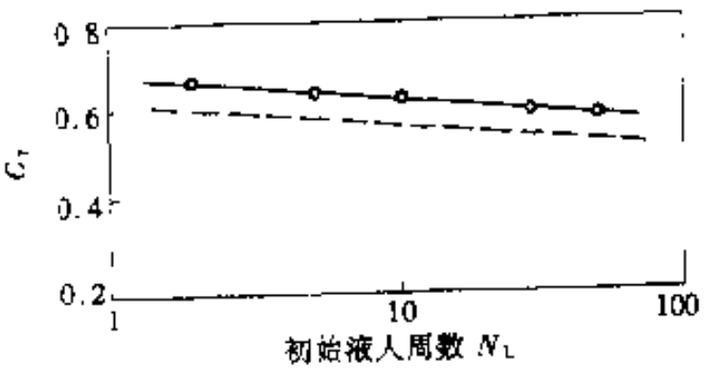


图 7.19　修正系数 C_Y

7.6.1.4　有效应力方法

如前所述，地震能使地基产生振动孔隙水压力 u_d，如果 u_d 达到该点上覆荷载的压应力 σ_1 或等于侧向压应力 σ_3，就会发生液化。振动单剪试验能很好地模拟水平向地震运动对水平地基的循环剪切作用，根据振动单剪试验：在同样的 d_c 和 σ_{cf}状态下，用不同的 τ_d、改变 σ_{cf}但不改变 α_c，用不同的 σ_{cf} 和 τ_d 做振动试验，取得几组动剪应力、剪应变和孔隙水压力记录

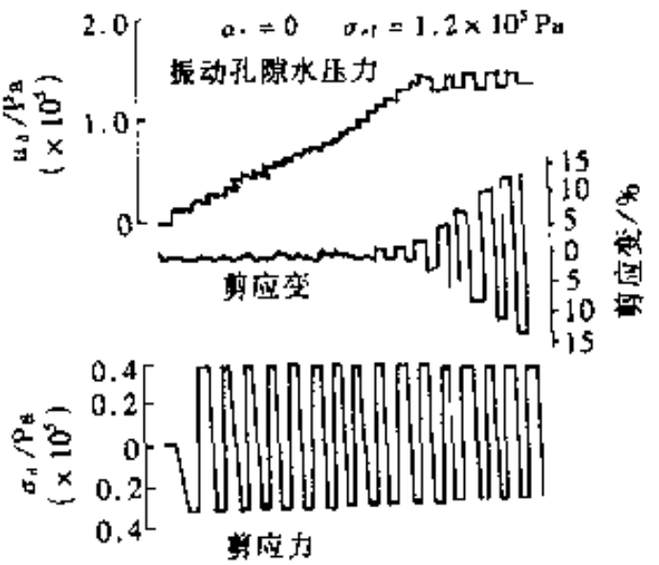


图 7.20　振动单剪试验记录曲线

曲线，如图 7.20 所示，同这些曲线查取 n_N、绘制 $\tau_d - \alpha_c - \sigma_{cf} - n_N$

采用集中质点法进行地基动力反应计算，计算得到各高程的动剪应力时程曲线，由下式得平均有效动剪应力：

$$\tau_d = 0.65\tau_{d,max}$$

然后据 τ_c 和 $\alpha_c=0$（即 $K_c=1$）由图 7.23 查得 $\frac{u_a}{\sigma_{cf}}$。此值等于 1.0 为液化区，小于 1.0 为非液化区。

如果应用振动三轴试验资料，可绘制成 $\frac{u_d}{\sigma_3}-K_c-\frac{\sigma_d}{2\sigma_1}$ 关系曲线进行液化判断。

7.6.2 压密坝或粘土坝的分析

实际地震荷载作用下普通水坝的性态评价表明，精心施工的压密坝经受峰值加速度约 0.2g 而无不利影响；粘土或岩石基础上构筑的粘土坝经受加速度 0.35～0.8g 的强烈振动而无明显破坏。堆石坝不大可能经受地震液化引起的破坏。作为尾矿坝，包括下游型坝和在控制条件下充分压密的粘土、堆石、矿山废石或其它材料构筑的挡水坝，尚无实际性态观测结果的报导。目前普遍采用拟静力方法或变形方法进行地震分析。

7.6.2.1 拟静力方法

把坝体各质点的地震惯性力当作静力作用在该质点处，用以计算坝坡抗滑稳定的安全系数称之拟静力方法，或拟静力极限平衡方法。实际上，拟静力方法与第 6 章讨论的静力分析方法没有什么本质区别，它假定：(1) 地震影响可以用加速度即地震系数（K_H）与重力（g）之积（K_Hg）表示；(2) 这个加速度为水平向的，它产生的惯性力 $Q_i=K_H\cdot W_i$，其中 W_i 为条块重量；(3) 把惯性力 Q_i 视作静力。

在对尾矿坝进行力的分析时，在每一条块重心处加上一个水平地震惯向力 Q_i，这时，拟静力分析的安全系数为：

$$F_s=\frac{\Sigma\{c_il_i-[(W_i\pm Q_i)\cos\alpha_i-u_il_i-Q_i\sin\alpha_i]\operatorname{tg}\phi_i\}}{\Sigma\left[(W_i\pm Q_i)\sin\alpha_i+\frac{M_c}{R}\right]} \tag{7-29}$$

式中 W_i——条块重量；

L_i——条块基面长度；

α_i——各块基底面倾角；

c_i、ϕ_i——分别为粘结力和摩擦角；

U_i——条块基底面中心点处孔隙压力；

Q_i——作用在条块重心处的水平向地震惯性力；

Q_i'——作用在条块重心处的竖向地震惯性力，其作用方向向上（－）或向下（＋）；

M_i——水平惯性力 Q 对圆心的矩；

R——圆弧半径。

按《水工建筑物抗震设计规范》要求，在坝高不超过150m时，可采用下式计算水平地震惯性力 Q_i：

$$Q_i = K_H C_z \alpha_i W_i \tag{7-30a}$$

式中 C_z——综合影响系数，可取1/4；

α_i——地震加速度分布系数，从坝基处1.0变化到坝顶（$H \leqslant 150$m）处2.5；

K_H——水平向地震系数，为地面水平最大加速度的统计平均值与重力加速度的比值；

W_i——条块重量。

在接近震中的高烈度区（8～9度区），应同时考虑水平向地震惯性力 Q_i 和竖向地震惯性力 Q_i'，竖向地震系数 K_v 可取水平向的2/3，即 $K_v = \frac{2}{3}K_H$，因同时计入 Q_i 和 Q_i'，还应再乘以遇合系数0.5，故

$$Q_i' = \frac{1}{3}K_H C_z \alpha_i W_i \tag{7-30b}$$

在拟静力极限平衡分析中，假定地震期间孔隙水压力没有增加。这个假定只有当材料具有高渗透性的场合才是正确的，因为其可以使超孔隙压力迅速消散，而在其它任何情况下，都必须考虑地震期间超孔隙压力的估计值，但一般很难估计。

均质粘土坝坡在岩石孔隙率 $\phi=0$ 条件下，圆弧型破坏分析可以单一附加力 Q 作用在潜在滑动体的重心，这时，安全系数 F_s 可写作：

$$F_s=\frac{S\,R^2\,\theta}{W_x+K_H W_Y} \tag{7-31}$$

式中 S——抗剪强度，对于均质软粘土，在不排水（$\phi=0$）条件下，通常取作常数，即 $S=C=\frac{1}{2}q_u$，其中 q_u 为无侧限抗压强度；

θ——圆弧的中心角；

R——圆弧的半径；

W——潜在滑体重量；

X、Y——分别为从原点 0 起到 W 作用线的水平距离和到 Q 作用线的垂直距离。

有关地震的总应力分析和有效应力分析后面再作讨论。

目前，在拟静力极限平衡方法使用上分歧甚大，例如（1）可以使用排水的、也可以使用不排水的试验求得抗剪强度，剪切试验可以为三轴压缩试验，也可以为平面应变压缩试验；（2）抗剪强度可由莫尔包线取得，也可由破坏时破坏面剪应力（τ_{ff}）和正应力（σ_{fc}）之间关系取得；(3) 各条块上的拟静力可作用在条块重心，也可作用在条块基底面上；（4）在确定每个条块基底面的有效应力时，可以考虑、也可以不考虑地震力；（5）圆弧形滑动面的位置可认为与地震力作用无关，也可以单独确定拟静力情况下的滑动面。如此宽的参数选取范围，致使计算安全系数的影响远远超过考虑地震系数 K_H 变化的影响。显然，对计算的安全系数过分的信赖必将存在潜在的危险。在我们采用拟静力极限平衡方法时，务必深入了解土的试验方法、稳定性分析方法和地震系数的选取方法。

拟静力方法的主要困难在于没有一个简便的方法确定适当的地震系数 K_H 值。以往，多基于经验和判断选取经验值，在美国，$K_H=0.1\sim0.15$，在日本，$K_H=0.15\sim0.25$，在我国，常按表 7.8

采用 K_H 值。经验值在多数情况下偏于设计安全。

表 7.8 水平面地震系数 K_H

设计烈度	7	8	9
K_H	0.1	0.2	0.4

有的学者提出刚体效应模型，试图以最大加速度的拟静力替代经验值。有的学者基于粘弹性效应分析研究地震系数随深度的变化，并在一定条件下取得实效。

为了正确地评价不同深度的地震系数，必须了解坝体内应力的历时变化。可以采用动力有限元方法确定出地震在整个坝体上，在任何时间产生的应力分布，通过累加潜在滑动面上正应力和剪应力，可以分别计算出瞬间 t 作用在滑体上的水平惯性力和垂直惯性力 $P_H(t)$ 和 $P_V(t)$，然后以下式求得等效的地震系数 $K_H(t)$ 和 $K_V(t)$：

$$K_H(t) = P_H(t)/W$$

$$K_V(t) = P_V(t)/W \tag{7-32}$$

显见，各种不同的确定地震系数的方法可以取得变化范围很宽的地震系数，地震系数的变化性正反映了拟静力方法的不确定性，尽管如此，由于拟静力方法简便，故长期以来广为采用，在预计没有循环液化或较大孔隙压力升高的场合，其仍然是地震稳定性分析的主要方法，但是，拟静力方法不能精确地模拟较大地震振动下坝的真实性态，实际上，拟静力方法是经验性方法。这种方法的主要缺点是难以选择适当的地震系数，经验地震系数未必与基于预计的最大加速度所确定的实际加速度相关。而且，即使分析中采用最大加速度，而极限平衡分析假定地震力作为持续力均匀地作用在坝体内，实际上，由于坝体对基础运动的动力响应特性的不同，加速度在坝体内是变化的，并且，短时期内作用的峰值惯性加速度未必用持续力能精确表征。

综上，除非在地震危险性低的地区，或者预计没有重大孔隙

压力产生的压密坝或粘土坝，不可过于轻信拟静力分析结果。另一种可选用的方法是评价坝体在地震振动影响下所经受的变形。

7.6.2.2 变形方法

变形方法适用于循环应力作用期间未经受严重强度衰减的坝体材料，循环荷载引起的孔隙水压力很小或没有增大的坝体材料，包括粘土质材料，干的或部分饱和土，或在循环荷载下没有经受重大变形的充分压密的饱和的无粘力材料。这种方法假定：坝坡在地震期间没有遭受滑动引起的完全破坏，但坝体经受某种程度的永久变形。观察地震期间压密坝的性态也证实这一假定的正确性。评价地震振动下坝体性态的基础是计算的变形是否处在可接受范围内，以容许变形量来确定坝体地震稳定性，例如，最大变形量很小，可足以防止漫顶。

这种方法最初是由 Newmarrk[53] 提出来的，并采用极限平衡方法估计地震振动期间刚性破坏体经受的永久变形。Makdisi 和 seed[54] 提出一种考虑坝体动力响应特性的简化方法，假定坝体材料在低于破坏应力水平属弹性，而超过屈服应力则属塑性。继后的发展可大体分作三种，其一是用实验方法估计永久变形[55~56]，其二是采用二维有限元方法评价地震激发的坝内应变势和永久变形[57~64]，其三是考虑地震参数不确定性的概率方法[65]。下面介绍两种简便方法。

在变形分析中，首先接触到的是屈服加速度的概念。屈服加速度 K_y 的定义是使坝体沿某一潜在破坏面的安全系数刚好等于 1 的加速度。当作用在坝体上的加速度超越屈服水平 K_y，则开始相对位移。K_y 值与坝体几何尺寸、土的不排水强度、潜在滑体位置等有关。确定屈服加速度，首先确定土的屈服强度，根据屈服强度值，按第 6 章介绍的 Sarma 方法，可计算出某破坏面安全系数刚好等于 1 的平均屈服加速度 K_y。

坝体经受某一特定地震，地震引起的某潜在破坏面上，从坝顶到某一深度 y 处的平均最大加速度值 K_{max} 可采用有限元方法求得。

（1）简化法　在不考虑地震情况下，根据圆弧形计算方法（例如简化的 Bishop 方法）计算出坝体的静力安全系数 F_s，而屈服加速度 K_y 与 F_s 的经验关系为：

$$K_y = 0.28(F_s - 1.00) \tag{7-33}$$

显见，当 $F_s=1.00$ 时，$K_y=0$。

水平方向坝顶的永久变形 u_0'（以厘米计）为：

$$\lg u_0' = 2.3 - 3.3(K_y/K_H) \tag{7-34}$$

式中　K_H——水平向地震系数，可根据表 7.8 查取。

（2）$f\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right)$ 函数拟合法　坝体永久变形 D_r 可表达为[65]：

$$D_r = f\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right) n_{eq} K_{max} T^2 \tag{7-35}$$

式中　K_y——屈服加速度；

K_{max}——基底的最大加速度；

T——基底的运动周期；

n_{eq}——基底运动的等效循环数。

现将 D_r 对 K_{max}、n_{eq}、T^2 正则化，得

$$D_n = \frac{D_r}{K_{max} n_{eq} T^2} = f\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right) \tag{7-36}$$

式中　D_n——称之正则化永久变形，其仅为 K_y、K_{max}和基底运动类型的函数。

为了根据实际地震记录确定式（7-36）的函数 $f(\cdot)$，将 86 个实际地动记录进行正则化，采用拉格朗日插值法，以三度多项式拟合实际数据，其数学表达式为：

$$\begin{aligned}\log D_n &= \log f\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right) = g\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right) \\ &= 0.22 - 10.12\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right) + 16.38\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right)^2 - \\ &\quad 11.48\left(\frac{K_y}{K_{max}}\right)\end{aligned} \tag{7-37}$$

图 7.24 示出正则化永久变形函数曲线。这是一个确定性结

变量 T、S 和 K_y 在统计上相互独立，且服从正态分布，它们的区域分别为 $0\leqslant T\leqslant\infty$，$0\leqslant K_y\leqslant\infty$，$S_1\leqslant S\leqslant\infty$，这里

$$S=\frac{\log d_Y-\log(K_{max}n_{eq})-g\left(\frac{K_Y}{K_{max}}\right)-2\log T}{\sigma_{\log D_n}} \tag{7-40}$$

积分表达式为

$$P(D_Y>d_Y|K_{max},n_{eq})=\int_{K_y}^{-\infty}{}_0\left\{\int_{t=0}^{+\infty}\left[\int_{S=S_1}^{+\infty}f_s(s)\mathrm{d}s\right]f_T(t)\mathrm{d}t\right\}f_{K_y}(K_y)\mathrm{d}K_y \tag{7-41}$$

式中 $P(D_Y>d_Y|K_{max},n_{eq})$ ——变形 D_Y 超过指定值 d_Y 的条件概率；

$f_s(s)$、$f_T(t)$、$f_{Ky}(K_y)$ ——分别为随机变量 S、T 和 K_y 的密度函数。

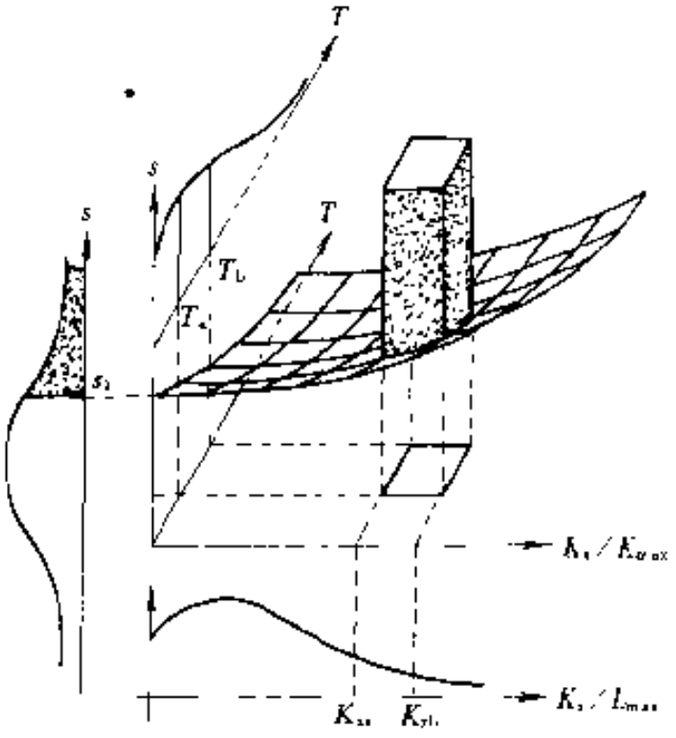


图 7.25 式（7-41）积分的图示说明

坝体振动研究结果表明，粘结土和非粘结土的 T 的变异系数都约为刚性基础柔性坝的 K_y 变异系数的二分之一，而 K_y 变异系数是根据土的抗剪强度参数确定的，其变化范围：非粘结土 10%

～15%；粘结土 30%～50%。

图 7.26*a* 和 *b* 分别示出 K_y 变异系数＝0.20 和 0.50、T 变异系数为相应 K_y 变异系数二分之一的正则化永久变形的概率等值线。

例如，$K_{max}=0.22g$，$K_y=0.07g$，$n_{eq}=12$，$T=0.7s$，K_y 和 T 的变异系数分别为 0.50 和 0.25，$D_Y=0.90m$，这对屈服加速度与最大平均加速度之比 $K_y/K_{max}=0.07g/0.22g=0.32$，$D_n \geqslant 0.90/[0.22\times 9.8\times 12\times (0.7)^2]=0.071$，从图 7.26*b* 上查取永久变形超越 0.90m 的概率约 25%。

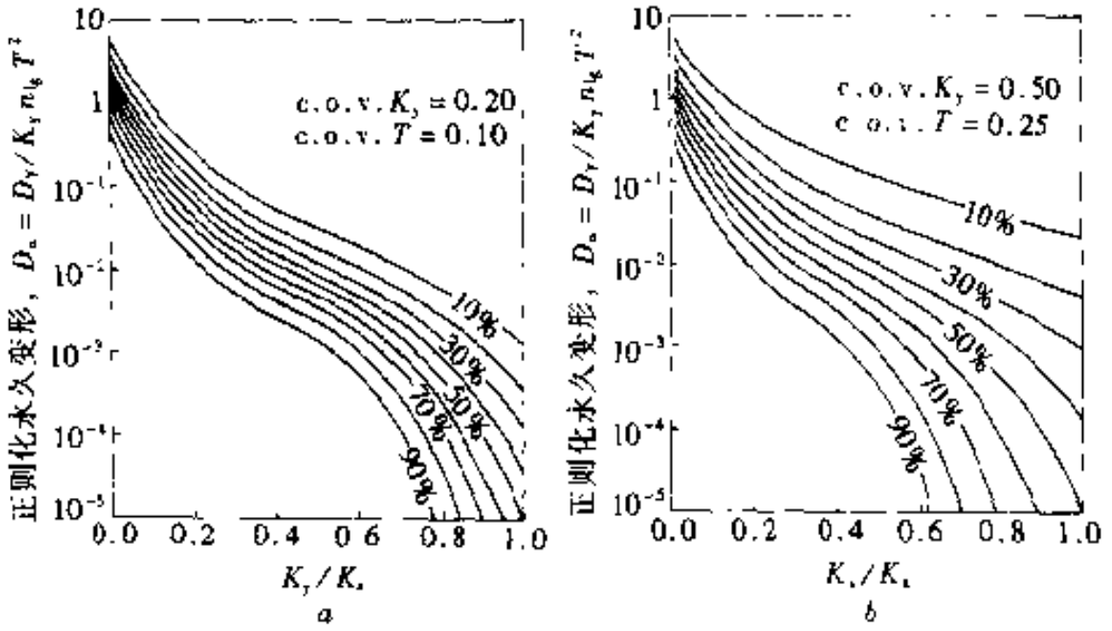


图 7.26　正则化永久变形的概率等值线

7.6.2.3　*动力分析方法*

这一节主要讨论坝坡抗滑稳定性验算。

(1) 总应力法　这是 Roth 和 Loe (1975) 提出来的。

首先以某一轴向应变为破坏标准（一般用 5%）做振动三轴试验，用莫尔圆求出破坏面上的固结剪应力 τ_{cf} 和动剪应力 τ_{df}，如图 7.13 所示。按坝址的设计等效振数 n_{eq}，绘制出 $\tau_f-\alpha_c-\sigma_{cf}$ 关系曲线（图 7.27），其中 τ_f 为动静抗剪强度和，$\tau_f=\tau_{cf}+\tau_{df}$；$\alpha_c$ 为固结剪应力比，$\alpha_c=\dfrac{\tau_{cf}}{\sigma_{cf}}$；$\sigma_{cf}$ 为破坏面上的固结正应力。

$$F_s = \frac{\Sigma \tau_{fi} l_i}{\Sigma \tau_i l_i} \tag{7-42}$$

式中 l_i——破坏面穿过的 i 单元的长度。

(2)有效应力法 有效应力法同样是基于振动三轴试验结果，按坝址设计等效振动次数 n_{eq}，绘制 $\frac{u_d}{\sigma_3} - \alpha_d - K_C$ 关系曲线图，其中 $\frac{u_d}{\sigma_d}$ 为振动孔隙水压力比；$\alpha_d = \frac{\tau_{df}}{\sigma_{cf}}$，为破坏面的动剪应力比；$K_C = \frac{\sigma_1}{\sigma_3}$，为初始固结应力比。或者根据振动单剪试验结果，按坝址设计等效振动次数 n_{eq}，绘制 $\frac{u_d}{\sigma_{cf}} - \alpha_c - \frac{\tau_c}{\tau_{cf}}$ 关系曲线图（见图 7.23），其中 $\frac{u_d}{\sigma_{cf}}$ 为振动孔隙水压力比；$\frac{\tau_c}{\tau_{cf}}$ 为动静剪应力比；$\alpha_c = \frac{\tau_{cf}}{\sigma_{cf}}$ 为固结应力比。

同样地，按总应力法由图 7.28 求得破坏面穿过的各单元的切线上的静剪应力 τ_s、静正应力 σ_s 以及动剪应力 τ_d、动正应力 σ_d，并以 $\frac{\tau_d}{\tau_s}$ 替代 $\frac{\tau_d}{\tau_{cf}}$，以 $\frac{\tau_s}{\sigma_s}$ 替代 $\frac{\tau_{cf}}{\sigma_{cf}}$，由图 7.23 曲线查得 $\frac{u_d}{\sigma_{cf}}$ 将单元的 $\frac{u_d}{\sigma_{cf}}$ 来以该单元破坏面切线的 σ_s，则得该单元的振动孔隙水压力，即 $u_d = \left\{\frac{u_d}{\sigma_{cf}}\right\}\sigma_s$。

整个破坏面的抗滑安全系数为：

$$F_s = \frac{\Sigma[(c'_d)_i l_i] + \Sigma[(\sigma_s + \sigma_d - u_d - u_w + \gamma_0 h) l_i] \operatorname{tg}\varphi'_{di}}{\Sigma[(\tau_s + \tau_c) l_i]} \tag{7-43}$$

式中 l_i——破坏面穿过的第 i 单元的长度；

σ_s、σ_d、u_d、u_w、$\gamma_0 h$——分别为第 i 单元破坏面切线上静正应力、动正应力、振动孔隙水压力、渗透水压力、切点以上外水压力的代数和，如果有限元计算时已计入外水压力和渗透水压力的作用，则 u_w 和 $\gamma_0 h$ 两项应取消；

$(\tau_s + \tau_r)_i$——第 i 单元破坏面切线上的静剪应力、动剪应力之和；

$(c'_d)_i$、φ'_{di}——为第 i 单元动有效抗剪强度指标，一般可采用静有效应力抗剪强度指标。

7.6.3 未压密尾矿坝的分析

未压密尾矿坝提出一个全然不同于上述方法的分析问题。在未压密尾矿坝内，孔隙水压力可能起因于地震振动，并已不可能再保持其全部或大部分原始静力强度，其中水力排放尾矿的上游坝是最成问题的，但也包括大部分被饱和的及以未压密的旋流尾矿构筑的下游型和中心线型尾矿坝。

有许多方法都可用于未压密尾矿坝的地震稳定性分析，但是，大多数都有理论上局限或实践上缺陷。现介绍经验评价方法、简化液化分析方法、拟静力分析方法，以及动力分析方法。

7.6.3.1 经验评价方法

实际上，经验评价方法就是根据以往地震期间所观察到的水力充填坝的特性进行地震稳定性的初步评价。观察资料虽然完整地记载了未压实的水力充填坝的灾难性地震破坏或将近破坏，但很少从它们经受的地震振动水平方面来评价各坝体的特性。

图 7.29 显示出几个国家经受强烈地震的尾矿坝状态。图 7.29*a* 为上游型尾矿坝数据，可以看出，许多上游型尾矿坝经受住加速度约 0.15g。这些数据大多来自智利尾矿坝，应当说明的是，其中很多尾矿坝构筑坡度很陡（1.5∶1 到 1.7∶1），并且沉淀池水非常靠近坝顶线，因此可以认为，它们在地震之前，即便在静力条件下也只是处于临界稳定状态。确实有许多尾矿坝经受住小至中等加速度而未受破坏，但有关它的性态的记录资料却很少。似乎大多数尾矿库沉淀池水和地下水控制好、边坡设计合理的上游型尾矿坝都能够经受住约 0.15g 加速度。非常值得关注是，大量废弃的上游型尾矿坝，无论经受加速度多大，都没有发生破坏，这是很有意义的。

Seed 等[42]提供了水力充填法构筑的普通水坝的类似数据，如图 7.29*b* 所示，这些坝的特性与未压密的旋流尾矿砂构筑的下游型尾矿坝极相似。图 7.29*b* 表明，在加速度小于 0.20g 时，坝体均

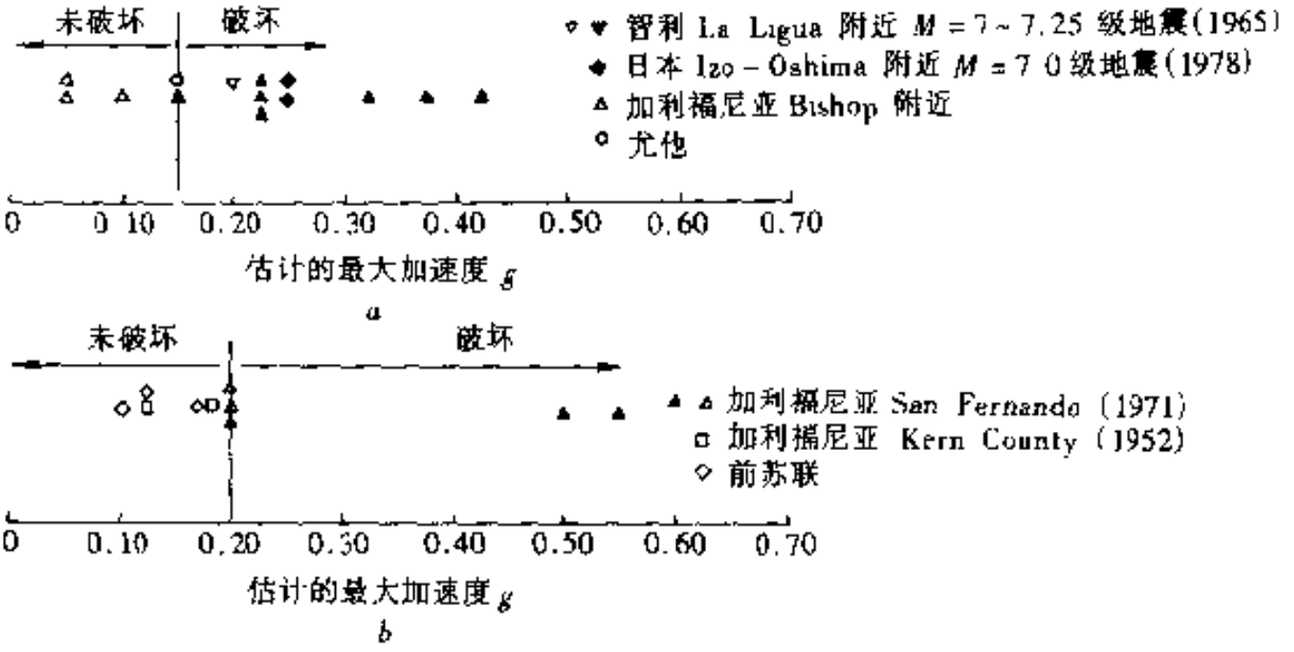


图 7.29　地震期间水力充填坝的特性

a—上游型尾矿坝；b—下游型尾矿坝、实心符号表示破坏，空心符号表示未破坏

未发生破坏。Seed 得出结论：许多水力充填坝已完成多年，当它们采用合理的边坡、建设在良好基础上时，它们可以经受住中等强度的地震，比如说，震级 6.5 到 7.0 级，加速度约 0.20g，而不受损坏。

7.6.3.2　简化的液化分析方法

如 7.6.1.3 节所述，简化的液化分析方法是基于天然沉积物提出来的，已应用于上游型尾矿坝计算抗液化安全系数。可以有效地预测粉土质尾矿（d_{50}<0.15mm）的抗液化阻力，一般地，适用于粒度小于 0.355mm 且－0.075mm 约占 20%以上的未旋流尾矿。

然而，许多因素表明，尾矿抗液化阻力不同于天然沉积物。为了解决这一难题，许多学者在实际水力充填尾矿上进行循环荷载试验，以通过适当调整实验室测定的强度值来适应现场条件。

尽管如此，由于是把一维地面分析应用于二维坝剖面分析，而使这种方法仍然存在一些问题。首先，靠近上游坝面的地下水位

不是水平的，且在坝剖面内呈曲面下降，这就难以取用适当地下水位作为简化的一维分析的代表。第二，在整个坝表面上加速度不是一个常数，而且依照坝体和基础的土性质和几何形状，随其动力响应特性而改变，如图 7.30 所示，因此，也难以选择合理的加速度作为简化分析的输入数据。这些因素表明，简化的液化分析方法的应用限于低坝，并且只能采用实际尾矿的循环荷载试验数进行。

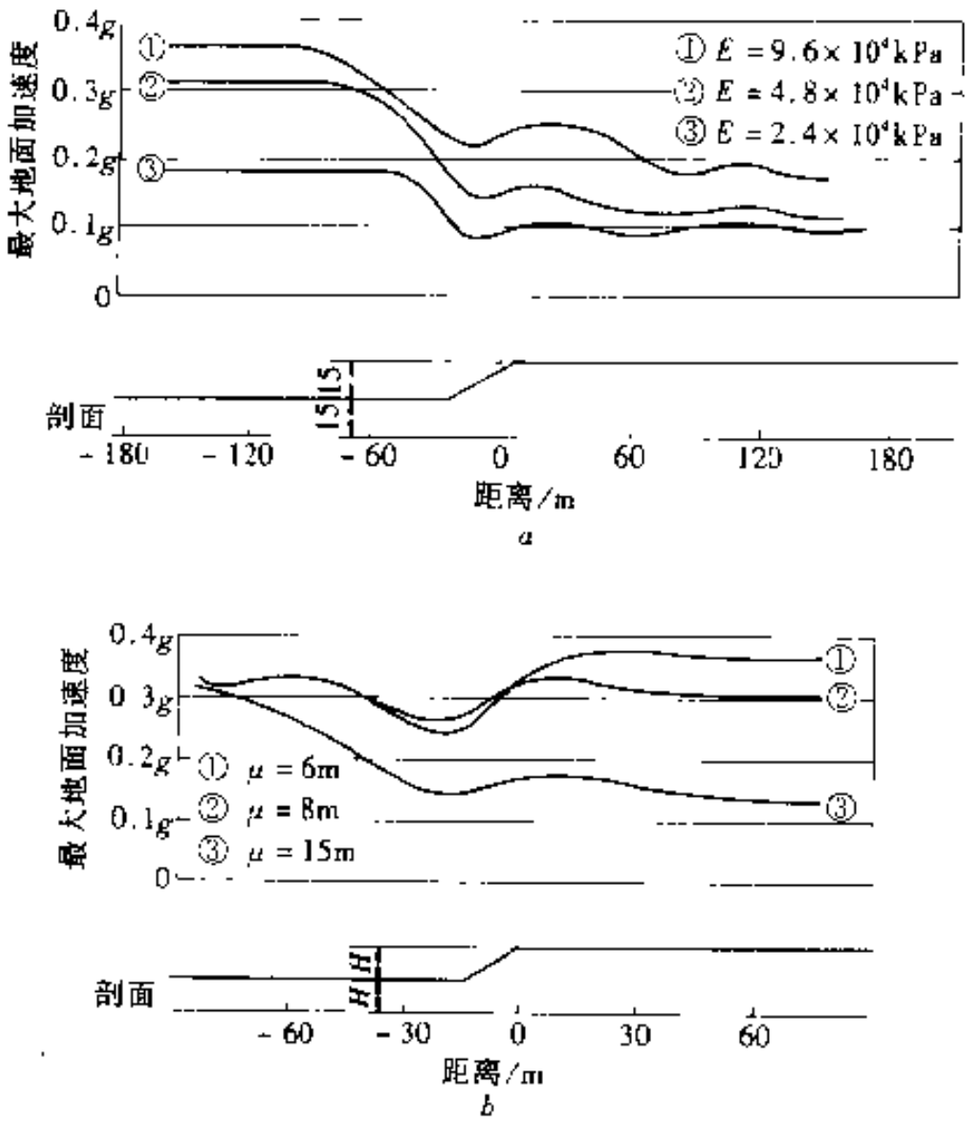


图 7.30　峰值基岩加速度＝0.16g 情况下，坝体响应对表面加速度的影响

a—坝高＝15m，材料特性的影响；

b—$E=4.8\times10^4$kPa，坝高和基础上厚度的影响

7.6.3.3 拟静力方法

实际上，在通常情况下，拟静力分析方法适用于未压密尾矿坝，而应用于压密尾矿坝在理论真确性上有些欠缺，因为它没有考虑循环荷载产生的孔隙压力。在图 7.29 数据中，日本某上游型尾矿坝实例，开始采用拟静力分析方法，以与地震期间所经受的实际最大加速度相应的地震系数，准确地预测了破坏，其为 1978 年 Iso-Oshima 地震中液化破坏所证实。但这种预测成功存在很大程度的偶然性，因为适当强度的选择具有很大的不确定性。一般地说，在地震风险低、确有把握循环荷载不产生较大孔隙压力的场合，仍可把拟静力分析方法应用到未压密尾矿坝。作为预防措施，对于低到中等渗透性的饱和未压密尾矿，应当采用总应力参数，以便粗略地考虑快速作用的地震荷载所产生的剪切作用引起的孔隙压力。

有几位学者试图考虑循环剪切作用所产生的孔隙压力，以弥补普通拟静力方法的缺陷。为了实现这一步，一种方法是：首先在实验室固结试样，然后把它置于相应于设计地震的震级和持续时间的不排水剪切的多重循环荷载作用下，最后，按静力、不排水方式（假定已发生液化）剪切试样。强度包线得到类似于静力固结的不排水试验的普通包线、只是引入了循环剪切引起的孔隙压力。

Klohn 等[45]提出另一种简化拟静力分析方法，预定应用于中心线型尾矿坝。这种方法假定贮积的尾矿泥液化，并迅速使荷载作用于坝体。把这种惯性推力作用期间不排水静剪载产生的孔隙压力以及循环荷载产生的孔隙压力都引入有效应力强度模型中。拟静力分析所使用的地震系数都是基于修正的最大地面加速度，以考虑坝的动力响应。

7.6.3.4 动力分析方法

动力分析代表着强烈振动作用下未压密坝地震分析的现代技术水平。这种分析方法试图明确地、单独地考虑模拟地震过程中坝体性态所需要的全部因素。然而，为避开其它方法所使用的简

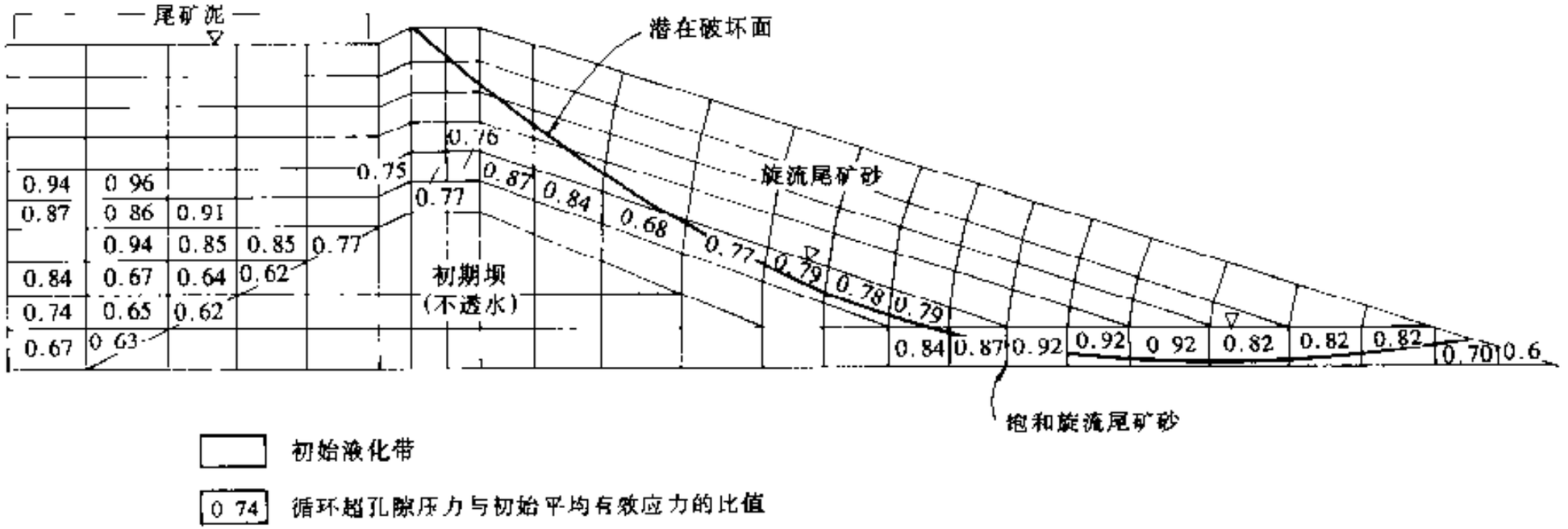


图 7.31 中心线型尾矿坝的动力分析结果

定性分析，可以指示出穿过液化带或过大变形带总体抗滑安全系数。另一种方法，各单元循环荷载产生的孔隙压力与有效应力强度参数一并输入进行极限平衡分析，计算震后的安全系数。此外，可以根据重力荷载和软化材料性质计算坝体总变形，确定它们是否处于可接受的范围内。

图 7.31 示出的中心线型尾矿坝的动力分析结果，该尾矿坝是由相对密度 50%的未压密旋流尾矿砂构筑的，设计地震取 6.5 级，产生最大地面加速度 0.15g。采用概率分析方法确定设计加速度，重现其取 1000a，在坝的饱和期内超越概率为 2%。

在此例中，初期坝与旋流尾矿砂相比是相对不透水的，致使坝基底以及沿初期坝与旋流尾矿后期坝之间接触面形成饱和带。动力有限元分析结果表明，在地震振动结束前，上部贮积的尾矿泥遭受初始液化，图 7.31 表示出未经受初始液化的饱和单元的循环孔隙压力比。分析结果的进一步评价还包括以有效应力强度参数和计算的循环孔隙压力进行的极限平衡稳定性分析。

杂的生物地球化学作用，生成新的产物并在地下水运动下迁移，可能流向水源地或天然排泄区，造成环境污染，甚至危及附近地区的生态平衡。我国包头铁尾矿堆积量已达 1500 万 t 以上，严重污染了下游地表水和地下水。尾矿库渗出水中氟含量高达 10.6mg/L，附近地下水的矿化度和硬度变得很高，矿化度达 2698mg/L，总硬度 83.3 德国度。据我国 9 个重选厂调查资料，尾矿库附近 14 条河流受到污染，侵害农田，造成绝产田 235km²，减产田 2.69km²。图 8.1 说明污染物迁移过程。

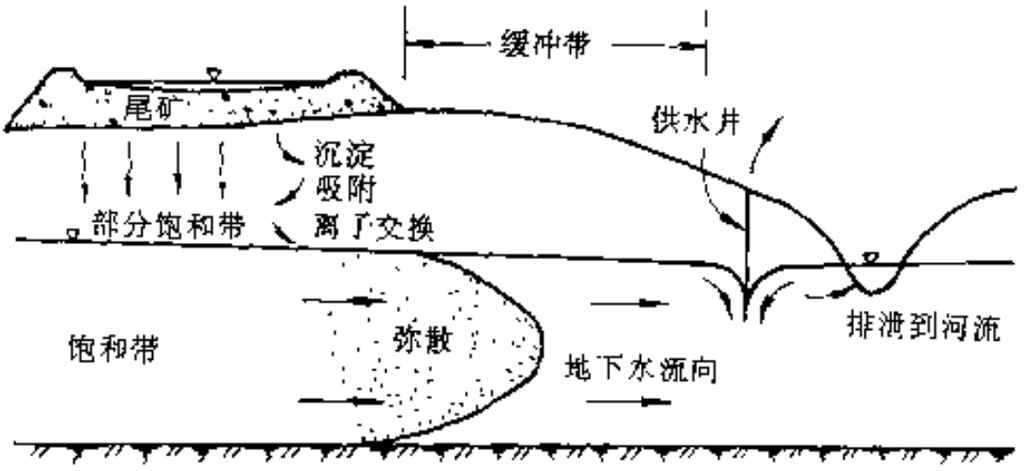


图 8.1　污染物迁移过程

在停止尾矿排放作业即闭库之后很长时间，这种迁移仍在延续，这时，废水的质量和数量决定于土地恢复的类型、尾矿库区的结构、尾矿排放方法、尾矿覆盖材料的稳定性和渗透性以及尾矿的组分和土壤矿物学。例如，在铀尾矿中，硫酸盐释放相当迅速，而放射性核素的释放则比较缓慢，这在一定程度上决定于土中阳离子交换能力，决定于粘土矿物特性，可能引起不同类型的沉淀、再溶解、吸附-解吸过程，结果可能增大或减小孔隙率和渗透性，增大或减小水中潜在污染物的溶解度，放射性核素和其它污染物的溶滤速度亦因条件和时间变化，这就使渗漏和污染物迁移预测问题更为困难。

由于土壤科学及非饱和带土层中地下水运动科学的发展，由于防止地下水污染法规的制定和完善，积极地推动着渗漏分析和

控制技术的发展，然而就目前而言，这一学科还远未成熟，特别是尾矿废水与环境介质的生物地球化学过程、地质聚合物生成过程等领域还留有很大的空白区。

渗漏问题是一个非常重要的工程问题。一旦在库区选址中因对渗漏长期影响认识和试验条件的局限，选定一个不容设计者选择而必须接受的、严重缺陷的水文地质条件，其最终结果往往使控制渗漏系统的投资超过尾矿库其它所有设施的投资之总和，可见水文地质条件在尾矿库选址中的重要。

渗漏评价的主要目标是使尾矿库对环境的破坏最小，使尾矿废水渗漏损失最少。从经营和经济上讲，应当尽可能准确地预测渗漏量，尽可能充分地利用尾矿库回水，这样，既节水又省药。

为进行渗漏评价，必须做以下工作：

(1) 在尾矿库建设之前，确定拟议库区内和区外 500 m 范围的地质、水文地质和岩土工程条件；

(2) 对尾矿、废水和尾矿库工程建筑材料如垫层材料、排水材料和筑坝材料进行物理和化学特性评价；

(3) 为实现 (1) 和 (2) 进行充分的现场试验和实验室试验；

(4) 采用渗漏预测模型研究备选的渗漏控制方法；

(5) 选择经济合理和环境安全、对天然系统扰动和影响最小的渗漏控制方法。

8.2 渗漏效应的影响因素

地下水污染潜势首先决定于渗漏运动的数量与速度，其次决定于渗漏运动时发生的化学反应和物理稀释过程。所以，首先应进行尾矿和基础材料物理特性的量化，其次进行尾矿废水、地下水和基础材料的化学特性的量化。

8.2.1 尾矿特性

为了全面评价尾矿废水渗漏和污染物迁移，必须研究影响尾矿物理性质和化学性质的有关因素。尾矿性质变化很大，即便同

种类型尾矿，也可能有不同的矿物组成，矿物组成对尾矿库内发生的化学反应，从而最终对尾矿废水的化学组分有重大影响。添加的石灰和其它中和药剂可能在尾矿中形成石膏和金属氢氧化物的沉淀物。尾矿的物理性质如粒度分布、孔隙率和渗透性将影响尾矿的保水性和排水固结，而尾矿的孔隙率和渗透性也将随着沉淀类型和数量、溶滤过程而变化。表 8.1 列出 43 个尾矿库的平均尾矿特性。

表 8.1　尾矿特性

特　　性		平均值	范　　围	样本量
粒度	%<2mm	95	20～100	148
级配	%砂	51	1～97	196
	%粉砂	43	0～96	195
	%粘土	7	0～40	183
保水性	1kPa%	22	0～55	138
	3kPa%	18	0～55	216
	1.5MPa	1	0～20	215
可蓄水量	%	16	0～35	128
密度	g/cm³	1.5	0.2～3.1	191
比重		2.91	0.01～1.29	310
pH		6.2	1.8～9.1	224
阳离子交换量	mol/g	2.63	0.19～46.5	206
有机物质	%	2	0.02～25	224
导电率	S/m	2×10^{-2}	$(0.1\sim22.4)\times10^{-2}$	138
有用元素	P μg/g	10	1～400	271
	K μg/g	63	1～564	84
	Ca μg/g	11930	40～52,480	84
	Mg μg/g	230	15～1328	84
全分析	N %	0.013	0.001～0.166	170
	S %	4.02	0.01～38.87	237
	Fe %	15.5	0.4～56.81	202
	Al %	2.8	0.1～8.1	61
	Ca %	1.7	0.01～10.95	162
	Mg %	1.2	0.04～5.0	161
	Na %	0.5	0.01～2.9	61
	K %	0.7	0.04～3.32	137
	Mn %	0.2	0.01～4.0	167
	Si %	22	1～37	134

续表 8.1

特　性	平均值	范　围	样本量
Cd μg/g	38	2～280	115
Cr μg/g	1000	70～7000	31
Co μg/g	1140	100～9999	39
Mo μg/g	70	10～800	28
Ni μg/g	96	10～546	132
Pb μg/g	340	0.3～2810	139
Ti μg/g	2500	200～10000	44
Zn μg/g	510	1～5000	149
Cu μg/g	130	1～750	164

尾矿中可能包含相当数量的硫化物，这些硫化物在地表环境下，由于空气和水中氧以及氧化铁细菌的作用极易被氧化，生成硫酸，从而溶滤尾矿介质，进一步加剧尾矿的风化和内部的化学反应过程。放射性核素和其它污染物的迁移也严重地受到硫化物和酸生成的影响。含有硫化物的尾矿最终可能有 pH1.5～3.5，这样的酸度，如果不纠正，将严重妨碍以后的植被，在干热气候条件下，毛细作用可使尾矿表面层粉盐化，进一步促使污染物扩散。

一般地讲，尾矿特性的变化范围可以预示尾矿排放、风化作用及污染物迁移问题的大小。风化作用是一个连续过程，因此，随着时间的进展，化学和矿物上的变化将影响迁移废水的成分和速度。如果已知尾矿加工过程的资料和足够的反应数据，最终可以构造出每个尾矿库的迁移预测模型。

8.2.2　渗流体系

渗透性是影响地下水污染潜势的最重要物理因素。尾矿、基础材料和潜水含水层的渗透性差异以及它们内部渗透性的变化性都将引起地下水体系响应的多样性。

在极少数情况下，尾矿库座落在天然不透水基础上，或库底铺设基本不透水垫层，尾矿库渗漏量很低，渗漏对下伏地下水状态影响很小或基本上无影响，这时，则可以忽略不计这种影响。

有时，渗漏损失量高的尾矿库，由于处在特殊的地质环境也

可能出现含水层水位变化不大的情况，如图 8.2*a* 所示。只有当库区下部的部分饱和带和含水层的渗透系数高于尾矿时，才可能产生小的水位响应。在地质上，高渗透性的库基比较普遍，特别是在山区，陡峭的山势经常把尾矿库场地限于高渗透性砂砾构成的冲积谷底或山前侵蚀平原，在这样水文地质环境中，排放中-低渗透性尾矿很少显现出地下水位变化。一般地，当尾矿库渗漏量约为下伏含水层流量的 10%左右时，可能观察到很小的水位响应。

原始渗流体系几乎不发生改变的三个主要特征是：

(1) 在完全或近乎完全饱和尾矿中渗流。渗漏运动垂直向下，从尾矿库渗漏流出量完全取决于尾矿或尾矿库垫层的渗透性能，而不取决于基础材料的渗透性，就是说，基础材料完全能够把尾矿库渗漏量输送出去。

(2)尾矿库基底与地下水位之间仍保持部分饱和状态的渗流，但基础材料的含水量增加，在部分饱和带中，渗流基本上也是垂直向下的。

(3) 最上部含水层原本是单向的、水平的饱和渗流，换句话说，库区下部的“水堤”微不足道，尽管化学污染物可能严重地改变地下水化学成分，但含水层的流向和水位相对保持不变。

在尾矿库设计中，可能遇到的大多数情况是渗漏最终形成一个地下“水堤”，使邻近的饱和含水层厚度加大，并在一定程度上形成以尾矿库为中心的向外径向流动。当渗漏发生在完全饱和尾矿库基底材料时，地下水堤则逐渐扩大，最终向上运动，致使尾矿与含水层形成饱和联接，如图 8.2*b* 所示。

库基从部分饱和状态变至饱和状态可能需要多年，甚或数十年，其决定于基础材料的渗透性。达到完全饱和所需时间对估计地下水污染的可能性是非常重要的，因为有可能在基础完全饱和之前，就已停止尾矿排放。

当基础材料与尾矿的渗透系数相差在 2 个数量级（或高或低）之内时，或者当渗漏量大于上部含水层流量的 10%时，预计含水层水位或库基饱和程度能有适度变化。库基水堤形成与发展

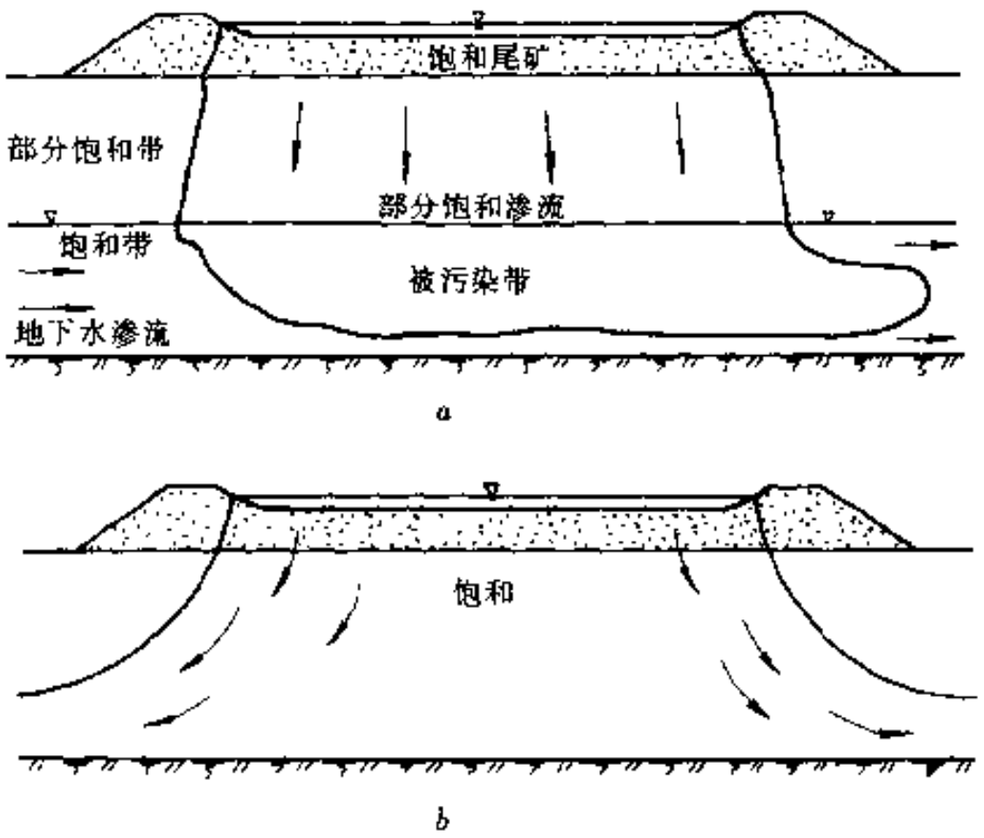


图 8.2　含水层对尾矿库渗漏的响应特性

a—渗漏不改变流向；*b*—渗漏控制渗流体系

可分以下 5 个阶段（图 8.3）：

阶段 1：在饱和的尾矿沉积层中，渗流以垂向为主，有很小的水平分量。尾矿库渗漏在基础材料中形成垂直向下运动的浸湿面。浸湿面使基础材料的含水量增大，并随着浸温面的下移，逐步使基础完全饱和。

阶段 2：在完全饱和的基础材料中，渗流运动有垂直向下和水平向外两个方向。含水层中的地下水堤随之抬高，其升高的速率决定于渗漏的速率和基础材料的空隙大小。随着水堤升高，逐渐向侧向扩展。

阶段 3：地下水升高到尾矿库基底，致使尾矿沉积层与地下水之间产生饱和水力联系。尾矿库下伏含水层的流向已由渗漏水所改变，在库区以下呈垂向梯度，并向各个方向径向流动，库区以下和附近的地下水完全为渗漏水所替代。

阶段 4：尾矿排放作业结束时，即停止向沉淀池补给选矿废

水，尾矿孔隙中的水由于重力和固结作用逐渐排出，随着向下伏含水层渗漏补给的减少，地下水堤开始降落。

阶段 5：经过大约 10～15a 或更长一些时间，尾矿沉积层达到天然土层含水量，大气降雨的渗入将延续很长一段时间，而渗入量决定于当地气候条件、尾矿渗透性和土地恢复类型。在大多数情况下，地下水体系最终恢复到其原始状态。

水文地质研究应包括以下几个部分：

（1）水文地质调查和实验室试验，并进行化学迁移模拟，以便预测尾矿渗漏对地下水污染的长期潜势；

（2）监测地下水流量和化学成分；

（3）监测孔隙含水层的渗流型式；

（4）建立水文地质和水文地球化学构架，以说明尾矿中实测的化学剖面和含水层中污染物分布；

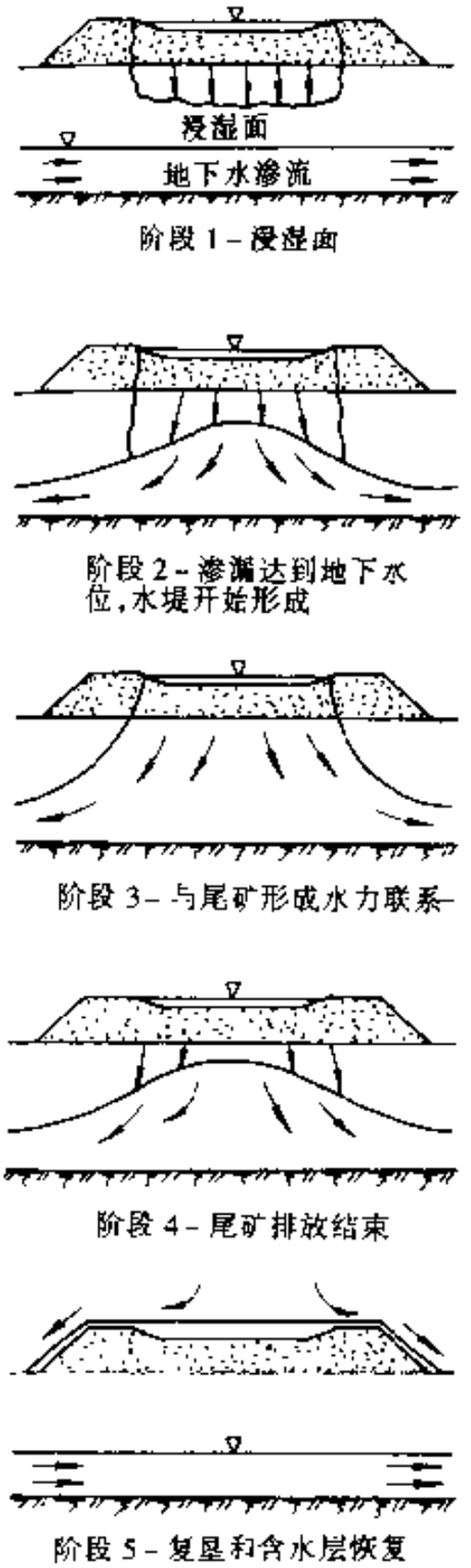


图 8.3　渗漏发展阶段

（5）引用风险评价方法，以评价控制技术的短期、长期风险和有效性。

8.2.3　地质结构

大多数尾矿库基础的地质结构并非是均质的，且存在各种类

型地质不连续面，这样，天然地下水渗流状态就很复杂，因而对渗漏的响应特性要比上述情况复杂得多。为了评价经由不连续面发生集中渗漏的潜势，必须在基础渗漏研究中对裂隙、节理、断层进行详细调查。例如，高含蒙脱石粘土的页岩，由于含水量变化引起的收缩和膨胀，极易断裂，因此未必能提供一个比较理想的尾矿库基础。

在部分饱和带中可能包含粘土层或粘土透镜体，其能引起"滞"渗漏现象，如图 8.4*a* 所示。火成岩侵入体也可能成为局部防渗障。原始沉积环境，例如河流沉积，可能形成极不均匀条件。如此复杂结构和不连续面往往造成优势渗流路径、而不是含水层的均匀响应（图 8.4*b* 和 *c*）。因此，复杂地质环境的渗漏检测需要详细的地质、水文地质资料，以及适当的经验和判断。

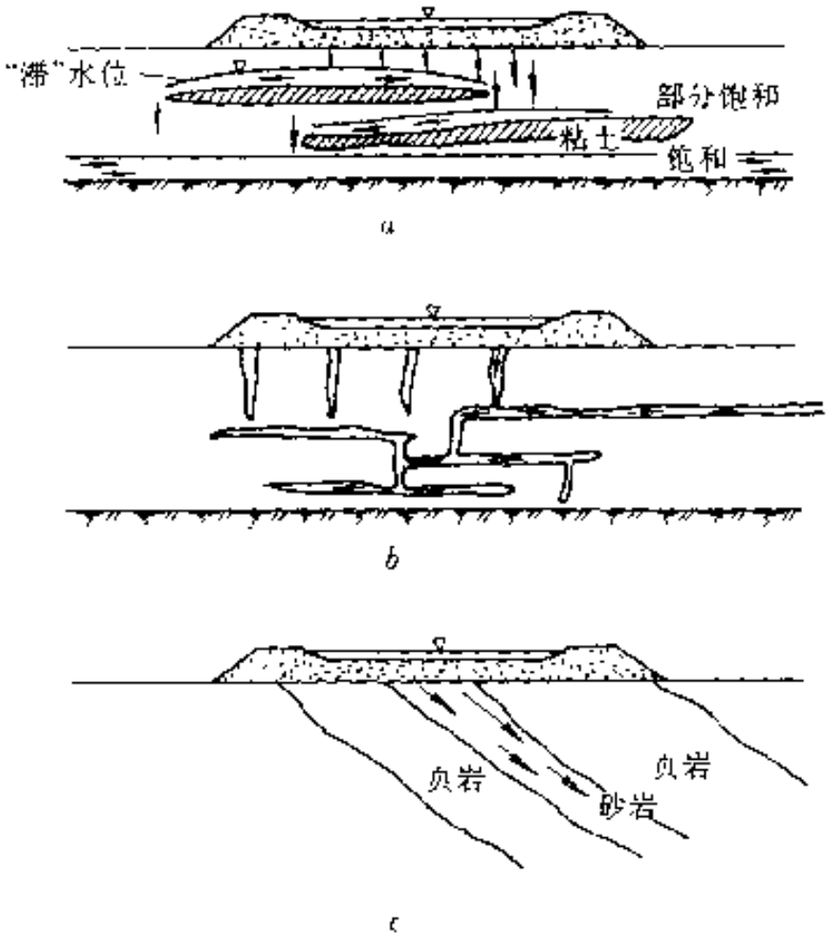


图 8.4　影响渗漏运动的地质因素

a－部分饱和带中的粘土透镜体；*b*－裂隙中渗流；

c－倾斜的透水地层集中渗流

如反应动力学、吸附和解吸等，它们的反应速率都影响污染物的迁移速度，最终影响尾矿库区和附近植物的摄取量。

影响地下水污染潜势的最重要的化学因素是尾矿废水的pH、盐度和毒性。溶浸过程产生的废水极可能引起地下水污染，因为溶浸法主要依赖于氧化作用，使用有毒药剂，例如提取金时采用氰化物，因此，铀选矿的酸溶浸废水和铝矾土矿的碱溶浸废水都具有很高的污染地下水的潜势。相关的问题是尾矿由于黄铁矿氧化产生低pH废水。

有的矿物如铁燧石、磷酸盐等选矿，主要采用物理破碎、洗选技术，其选矿废水只产生小量的溶解固体进入原始水，因此无论渗漏量多大，其对地下水污染潜势都很小。类似地，许多浮选作业勿需大幅度改变废水的pH，从化学上讲，这样废水相对无害。

通过天然的地球化学因素与设计的地球化学因素的结合可以达到地下水污染潜势的降低。近二十年来，研究界开始认识到，渗漏水与天然土、地下水的化学反应可能成为降低选矿废水渗漏污染水平的极有效方法。在这方面，大量的最新成果是来自铀尾矿排放的研究。许多老的铀尾矿库漏失大量废水，且废水中高含溶解的放射性污染物和重金属。因此最初以为，在这些尾矿库会在含水层中发生高含有毒物质的大范围污染。经数年研究证明，在几个广泛污染的含水层所观察到的污染物是基本上无毒的盐，例如硫酸盐和氯化物，而放射性污染物和金属污染物异常缺少，这就引导对地球化学过程的更深入研究，表明在地下水渗流中，地球化学过程能阻滞某些污染物的运移。

可以按照渗流的物理过程(图8.3)相应阶段研究废水渗漏的化学反应。如果设计中采用粘土垫层，粘土垫层除了限制渗漏量外，还能用以降低渗漏中污染物浓度。因此，从地球化学观点讲，人们关心的是粘土垫层将去除污染物的量，去除效率随时间的可能降低，以及垫层材料与渗漏水反应的总体效果。

在渗漏运动穿过部分饱和带时，如果库底没有采用垫层，部分饱和的基础土则是渗漏水与土接触的第一层。在这种场合，需

要了解部分饱和带中土反应性以及污染物浓度降低的潜势。在渗漏废水与部分饱和带中水分混合时，也使污染物浓度稀释。在渗漏废水最终达到下伏含水层时，污染物与含水层固体介质的反应、与天然地下水的反应，渗漏废水与地下水混合的稀释作用，都是溶解的污染物浓度降低的潜在机理。

从地下水质量观点看，有些场合充分利用上述天然衰减机理，可以在一定程度上控制渗漏，以最低的成本降低环境影响，但往往还需要设计的渗漏控制措施补充天然的衰减机理。在要求设计和建设“零渗漏”尾矿库的场合，几乎必须全部通过设计的控制措施来消除尾矿库渗漏。

8.3 污染物迁移

尾矿废水，特别是酸性或碱性选矿方法产生的废水，都是潜在毒性化合物的络合混合液。渗漏运动穿经地下土层时，化学反应致使污染物去除的量是地下水质量和环境保护所要考虑的重要因素。污染物去除是稀释过程和渗漏废水与（a）基础土；（b）含水层固体物；（c）赋存于部分饱和带中的孔隙水；（d）地下水之间化学反应的结果。从这个意义上讲，污染物迁移过程即是尾矿废水与垫层、基础材料相互作用的地球化学过程。

8.3.1 迁移与迁移率

污染物迁移和迁移速率同时受尾矿废水的化学性质和环境化学因素、物理因素控制，主要有：

吸附-解吸

Eh-pH 关系

介质的性质

矿物性质

微生物及其对氧化或还原的影响

盐的溶解度

增强或延迟迁移的络合离子的生成

溶解气体（O_2，CO_2，H_2S）

降雨量和冲洗频率

物理因素（渗透性、孔隙率、粒度、废水粘度和流动速度）

在水生环境中，可溶金属和放射性核素可能成胶态，并通过吸附作用进入沉积物，或被有机体摄入。图 8.5 示出水生环境中污染物迁移的路径。

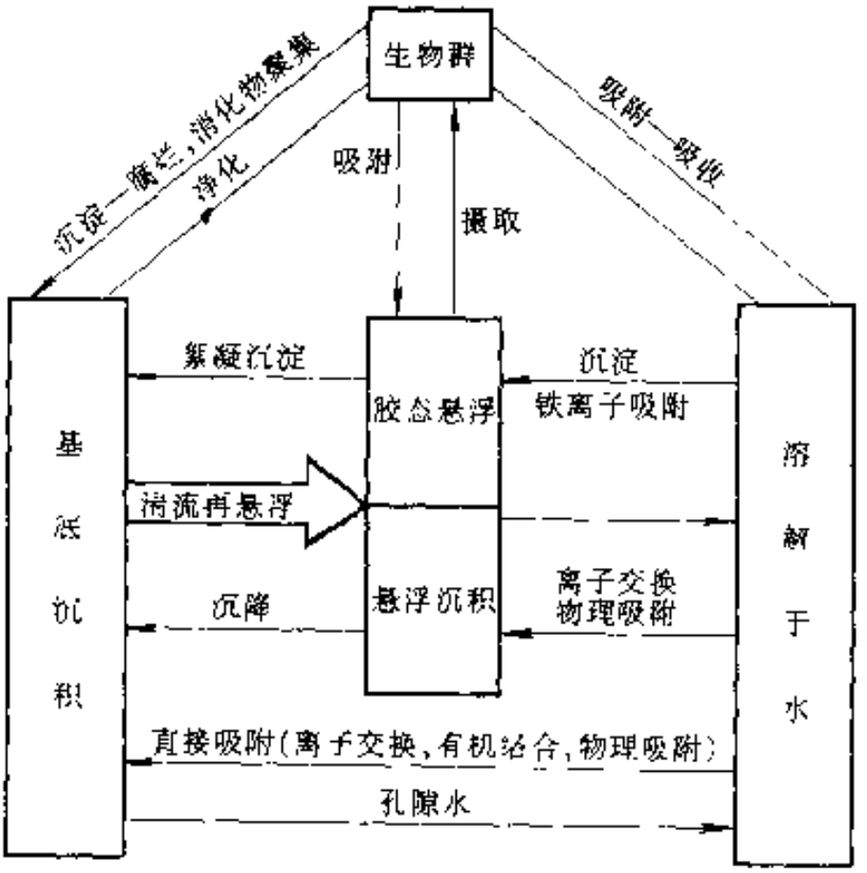


图 8.5　水生环境的迁移路径

水中某元素迁移速率可以 Perelman 经验公式估计，即

$$K = \frac{100m}{a \cdot n} \tag{8-1}$$

式中　K——水迁移系数；

m——排水区的地表水或地下水中某元素含量，g/L；

n——水流动所穿经岩石中该元素的含量，%；

a——水中总矿物残余量（溶解固体），g/L。

系数 K 值越大，迁移速率越快。表 8.2 列出某些元素的相对迁移率。

表 8.2　次生环境中水内某些元素的相对迁移率

相对迁移率	环境条件		
	氧化(pH<4)	还原潜育层(无 H_2S)	还原(有 H_2S)
很活动 $K=10\sim100$	S,Cl,Br,I,He,Rn	Cl,Br,I,B,He,Rn	Cl,Br,I,He,Rn
活动 $K=1\sim10$	Ca, Na, Mg, Sr, Zn, U,Mo,V,Se,Te,Re	Ca, Na, Mg, F, Sr, Mn^{2-}, Zn, Cu, Ni, Pb,Cd	Ca,Na,Mg,F,Sr
轻微活动 $K=0.1\sim1.0$	Si, K, Mn, P, Ba, Li, Rb, Cs, Pb, Ni, Cu, Co, As, Cd, Tl, Ra, Hg, Ag	Fe^{2-},Co,Hg,Ag,Si, K,P,Ba,Li,Rb,Cs, As,Tl,Ra,Hg,Ag	Si, K, P, Ba, Li, Rb, Cs,Tl,Ra
不活动 $K=<0.1$	Fe^{3+}	U,Mo,V,Se,Te,Re	S, V, Mo, Se, Te, U, Re, Mn, Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Fe, Co, As, Hg,Ag

注：①氧化和还原潜育层环境：

(a) 若 pH>7，Zn、Cu、Ni、Pb 的 Cd 为活动的或轻微活动的，这些元素在碱性环境中沉淀；

(b) 在酸性和碱性环境中，Hg 和 Ag 轻微活动。

②表中大多数元素以离子形式移动，但有些元素（如 Mo、U、V、Se、Re）则以化合物形式移动，例如 MoO_4^{2-} 和 $UO_2(CO_3)_3^{4-}$。

③在通常含水环境中（pH<4，氧化和还原），认为 Al、Ga、Cr、Ti、Zr、Hf、Y、稀土、Nb、Ta、Be、Th、Sn、Au 是不活动的。

pH 是影响迁移和迁移率的最重要因素。尾矿中许多组分的溶解度依从于 pH 变化，在地下水正常 pH4～9 范围内，$Ca(OH)_2$、$Mg(OH)_2$和强碱完全溶解，而 TiO_2、$Fe(OH)_3$ 和 Al_2O_3 则保持不溶解，故难以迁移。从岩石和矿物中去除元素的顺序为：$Ca^{2+}>Na>Mg^{2+}>K>SiO_2>Fe_2O_3>Al_2O_3$。

岩石的孔隙率是总孔隙空间与总体积之比，以相互连通孔隙空间来量度则可得有效孔隙率，有效孔隙率决定岩石的渗透性。渗透性是液体或气体穿过孔隙固体运动的能力。影响材料渗透性的

因素是有效孔隙率、孔隙几何形状、液体粘度和压力梯度。因此，在尾矿库，废水穿过基础材料的运动速度取决于其渗透系数，渗透系数也影响废水与固体接触时间的长短，从而影响风化作用。

由于尾矿、废水和土性质的差异，可能发生以下不同的反应：

（1）氧化还原反应，包括如铀、铁、钒、镁类的溶解和沉淀。这些反应引起微量金属的吸附和净化。

（2）碱金属盐和碱土金属盐如硫酸盐、氯化物、硅酸盐、碳酸盐的溶解和沉淀；

（3）微量元素常随同铁、铝、镁和硅胶一起共沉淀；

（4）当铝或硅矿物溶解于酸时，发生中和反应。

上述这些反应将延续到孔隙水的 Eh-pH 与固相、环境相平衡为止。平衡状态是地球化学的一个基本概念，其适于用来评价尾矿库的渗漏。控制最终平衡状态的主要因素是 pH、氧化势（Eh）、温度和压力，而 pH 通常是最重要的参数。在尾矿的化学动力系统，达到平衡所需要的时间可能要几个世纪。尾矿废水渗入地下，化学上失去与土、地下水的平衡，结果发生新的化学反应，趋向于新的化学平衡状态。可用总溶解固体物（TDS）和 pH 水平表征尾矿废水特性。图 8.6 说明几种类型尾矿废水在未建立起新的平衡状态之前 TDS 和 pH 水平的差异，并近似地以饮用水和家畜水质量标准表示出原地下水质量。

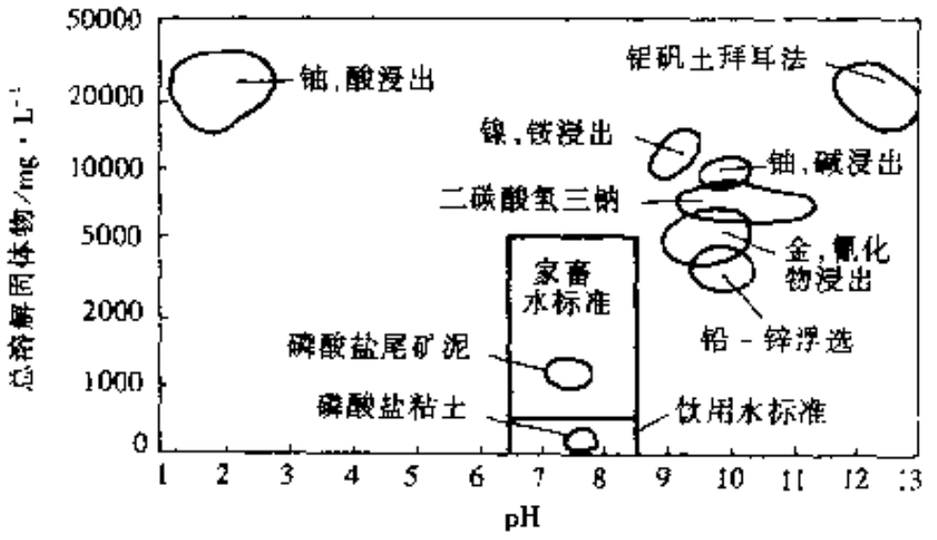


图 8.6　选矿废水的化学

8.3.2 毛细作用

随着尾矿风化，尾矿库区内发生化学、生物化学和地球化学变化。影响尾矿化学和生物地球化学变化以及污染物迁移的最重要因素是水渗流和可达性，水输送阳离子和阴离子组分，并影响盐的溶解度和迁移。溶解的盐通过毛细作用运移到地表并沉淀下来。地下水位埋深也影响这一过程进展，水位埋深浅和蒸发作用促使毛细作用加强。盐分向尾矿表面运动中包含 3 个因素：

（1）地下水的可达性；

（2）尾矿水中含盐浓度；

（3）尾矿表面和内部之间的温度梯度和化学势梯度。

在尾矿风化过程中，降雨在尾矿表面或穿经尾矿流动，当水存积在尾矿中，水和所溶解的盐通过毛细作用从水面向上运动，向上升高的高度决定于介质粒度和水中盐含量，上升的速度随盐含量增加而降低。水位变化将影响向上弥散，在潮湿季节，在非饱和带，水分向下运动．地下水位上升，而在干燥季节，则相反，土壤水分上升，水位降低。盐分向地表迁移的速度取决于含水量和 pH。当气候干燥无雨时，盐干涸，迁移速度降低，而当再降雨时，盐分通过地表径流和侵蚀从地表迁移。

由于毛细作用携带酸和有毒盐向上迁移至地表，可能破坏植物的根系生长，因此，在尾矿表面覆盖土壤和植被之前，应先铺上粗废石，粗废石的大孔隙空间起到迁移障的作用，以防止或放缓迁移。膨润土层也能有效地防止酸性盐向上迁移。

在溶液发生沉淀而生成大量盐、盐又被溶解的尾矿中，存在一定的浓度梯度，盐度的这种差异引起孔隙压力或渗透压从下往上增大。渗透作用致使高浓度一侧的容积增大，由于流体静压使颗粒分离。观察结果表明，渗透压引起：（1）表面材料松散，引起侵蚀；（2）尾矿穿经坝体运移；（3）水从地下进入尾矿；（4）由可达的水输送污染物；（5）水参与尾矿内化学反应（与矿物和细菌作用）；（6）形成持久的作用力。

在可能污染区尾矿库设计及其维护中，必须考虑渗透压的破

坏力。尾矿内地球化学反应的主要控制因素是硫酸盐和氯酸盐量、水的可达性、Eh-pH 关系、尾矿的化学-矿物的不均匀性。显然，如果能使尾矿风化过程及其影响降至最低，那么继后的化学变化和盐生成也将最小。

8.3.3 溶解与沉淀

尾矿在库内经历水解、离子交换和吸附过程、氧化还原、有机反应等复杂的化学过程，决定了次生矿物类型以及所生成溶液和化合物的特性，最终可能形成以下 4 种产物：

(1)从固体材料迁移出可溶成分：Na^+、Ca^{2+}、K^+、Mg^{2+}、Cu^{2-}、U^{6+}、N_4SiO_4、HCO_3^-、SO_4^{2-}、Cl^-等；

(2) 不受风化反应影响的残留原矿物：石英、锆石、磁铁矿、钛铁矿、金红石、石榴石、榍石、电气石、独居石等；

(3) 风化过程产生的新的次生矿物：高岭土、蒙脱石、伊利石、绿泥石、赤铁矿、针铁矿、三水铝矿、勃姆石、硬水铝石、非晶质硅石、软锰矿等；

(4) 腐烂作用产生的有机化合物：有机酸、腐殖质、泊母质等。

溶解产物和迁移型式、迁移速度取决于元素化合价、Eh-pH，以及可能增强吸附、解吸、络合、沉淀、再溶解的条件。这些条件也取决于特定的矿物性质、孔隙水类型和成分、水流量和水容量、氧含量、微生物，以及为中和尾矿废水填加的石灰。

有些矿物（例如方解石、霞石、菱镁矿和白云石）在纯水中具有低的溶解度，而在水中含有二氧化碳情况下，则反应生成碳酸。硅石在弱碱环境中水解，有些硅石呈胶态溶解于溶液中，有些硅石呈非晶质状沉淀。

水渗流速度在尾矿地球化学反应中亦起重要作用。高的渗流速度，可以相当快地去除硅酸、钠长石生成三水铝矿；中等渗流速度，钠长石转化成高岭土；过低的渗流速度，Mg^{2+}离子使钠长石生成蒙脱石。

去除元素按其活动性从强至弱为钠、钙、镁、钾、硅、铁和

出，有些化合物只溶于酸性条件、有些化合物只溶于碱性条件，而有些化合物则溶于这两种条件。例如二氧化硅在中性和强酸性pH值条件下相对不溶解，但在碱性环境中极易溶解，而氧化铝在中性pH(5.0～8.5)范围是不溶解的，但超出这个范围则极易溶解。显然，酸性渗漏水的中和将导致铝、铁、钛等金属沉淀，对较有毒性金属如镉、铅、镭等有类似的影响。

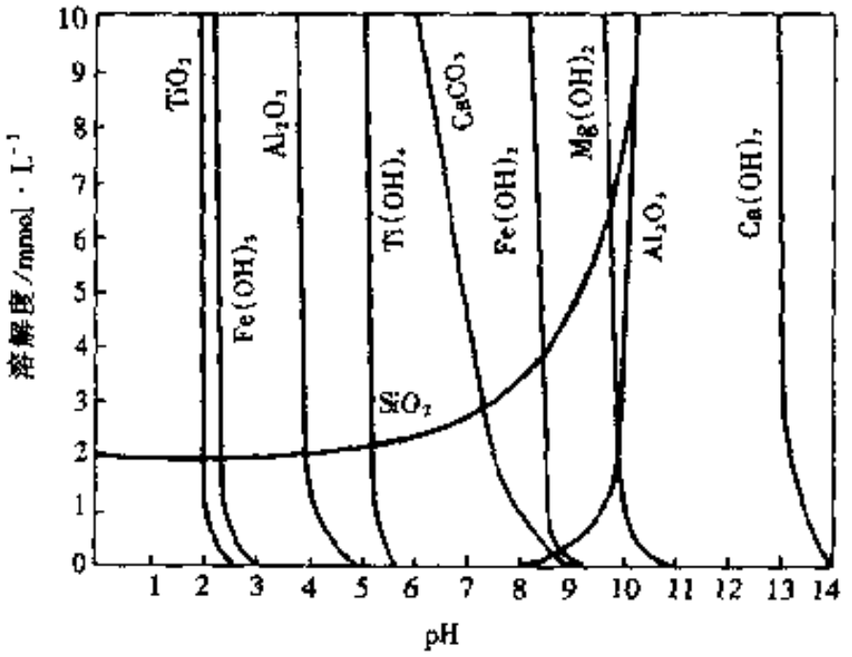


图 8.7　溶解度与 pH 值的关系

在远离尾矿库的水井和地下水排泄区，具有极高地下水污染潜势的元素是浓度＜1mg/L 的有毒元素，现列于表 8.3，并与沉淀反应预计产生的典型化合物的实测溶解度相对照。正如所示，如果尾矿渗漏水中含有硒和砷，则不可能通过中和反应去除它们。

在均匀温度和压力条件下，固相矿物的稳定度主要受酸度或碱度以及与之接触的溶液的氧化势控制。氧化势与溶液中溶解氧量有关。耗氧反应，例如黄铁矿氧化，降低了溶液的氧化势。图 8.8 示出几种微量元素的稳定度图，处在阴影区的元素表明是稳定的。但应指出，图中所示系统在化学上是简单的，且稳定度图也不能指示出生成最终产物的速度。

表 8.3 微量元素化合物的溶解度

浓度小于 1mg/L 有毒元素	化 合 物	饮用水标准 /mg·L⁻¹	1atm 和 25℃下在蒸馏水中溶解度/mg·L⁻¹
As	As_2S_3	0.05	0.5
	As_2S_5		1.4
	$H_3AsO_4 \cdot 1/2H_2O$		>1,000
	As_2O_3		>1,000
Cd	$CdCO_4$	0.01	不溶解
	$Cd(OH)_2$		不溶解
	CdS		不溶解
Cr	CrO_3	0.05	>1,000
	Cr_2O_3		不溶解
CN	AgSCN	0.02	0.2
	CuCN		2.6
	CuSCN		不溶解
Pb	$Pb(AsO_4)_2$	0.05	不溶解
	$Pb(CO_3)$		1.7
	$Pb(OH)_2$		160
	$PbSO_4$		45
Hg	HgO	0.002	50
	HgS		不溶解
Se	H_2SeO_4	0.01	>1,000
Cu	$Cu(OH)_2$	(有毒-新鲜)	不溶解
	Cu_2S		不溶解

应当说，平衡方法对估计地下水污染潜势提供有效准则。如果能够估计或量测渗漏水 pH 和 Eh 随传播距离的变化，则可估计微量金属和有毒元素的浓度和迁移率的上限。利用估计的或直接量测的 pH 和 Eh 也可以对污染物迁移潜势作出定性评价，然后，可以为防止迁移设计地球化学控制措施。例如，可以采用氯化钡处理、从铀尾矿废水中共沉淀镭。

沉淀可能改变固体基质的吸附特性，使某些微量元素去除，同时，沉淀作用使有效的孔隙空间减小，可能改变介质的流体力学性质。

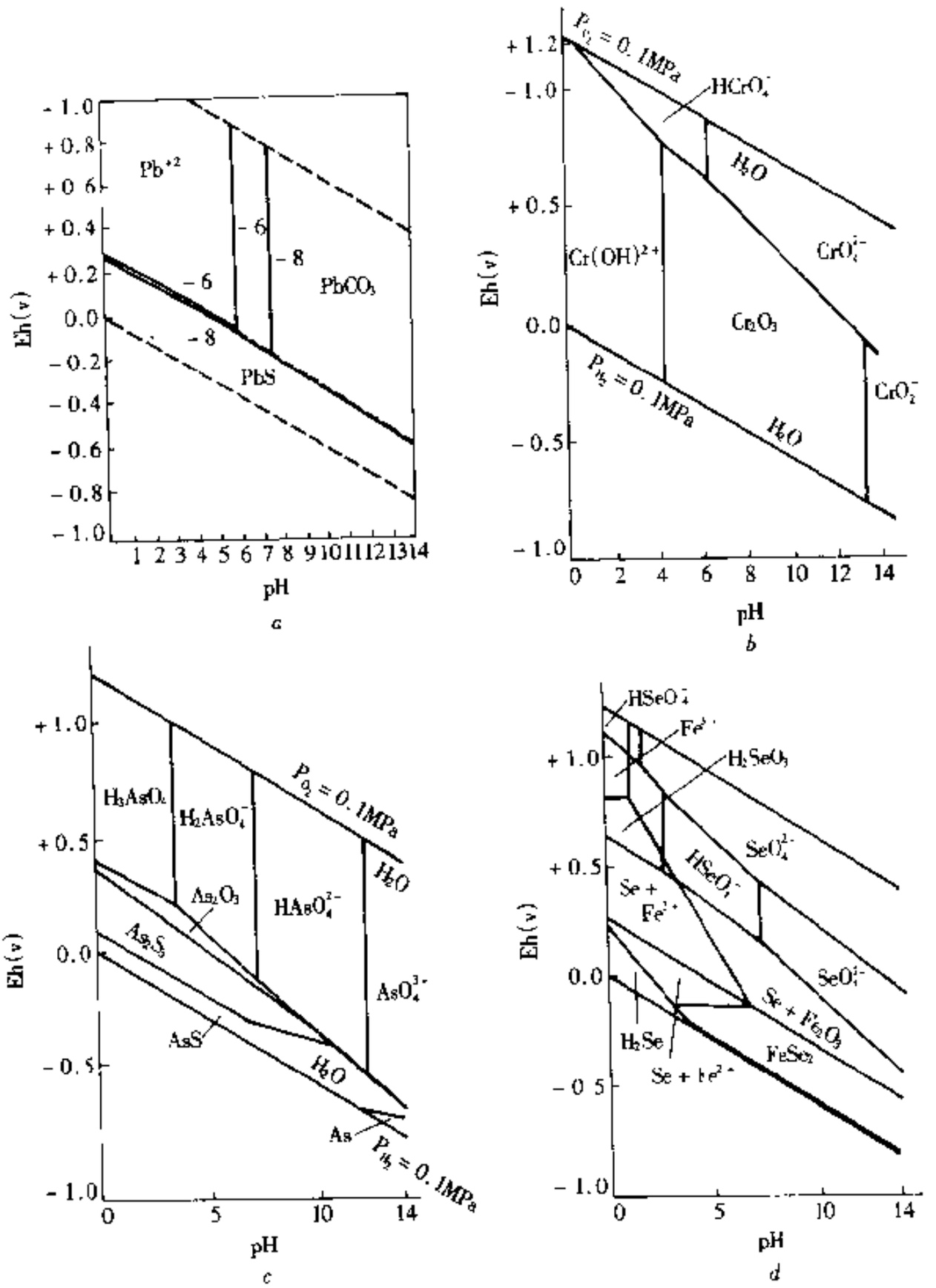


图 8.8 微量元素稳定度图

a—铅；*b*- 铬；*c*—砷；*d*—硒

8.3.4 吸附… 离子交换

严格地说，吸附不是化学反应，但却是一种能把微量元素粘

结或附着在土颗粒上的重要方法。吸附引起迁移的确切机理尚不尽了解，但阳离子吸附一般远远超过阴离子。阴离子硫酸盐、氯化物、硝酸盐在与土接触后，显示出很小或没有吸附衰减。

通常认为离子交换是与粘土矿物有关的特殊化学性质所造成的。粘土矿物包含阳离子层，其可能很快地与溶液中阳离子交换，因此，毒性很低的粘土矿物中离子如钙能交换尾矿废水中的有毒阳离子如铅。

物质从溶液中吸附离子和发生的离子交换量受下列因素影响：

（1）表面电荷可能随溶液中 H^+ 离子浓度及固体颗粒上有机包覆层变化而改变；

（2）粒度降低和表面积增大可能使离子交换量增大。

离子交换量（*CEC*）以 10^{-2}mol/g 为单位表达。表 8.4 列出某些材料的阳离子交换量。

表 8.4　某些材料的阳离子交换量（10^{-2}mol/g）

CEC	材　料	*CEC*	材　料
350～130	有机物	300～100	沸石
260	含水氧化锰	150～100	蛭石
100～70	蒙脱石	60～20	云母
47～4	绿泥石	40～10	伊利石
30～20	坡缕岩	25～4	各种土
20～11	海绿石	15～3	高岭土
10～5	多水高岭土	4	叶蜡石
1	长石，石英	0.5	玄武岩

阳离子交换量（*CEC*）随 pH 值增大而增大。在低 pH 下，粘土矿物基本上不发生吸附作用。图 8.9 表明，在蒙脱石为主的场合，*CEC* 上升到最大，而铝矾土的 *CEC* 降至零。pH 曲线显示出相反的趋势。粘土吸附金属主要受粒度、表面积、含水量和结晶度的影响。表 8.5 示出某些离子吸附的相对亲合性。

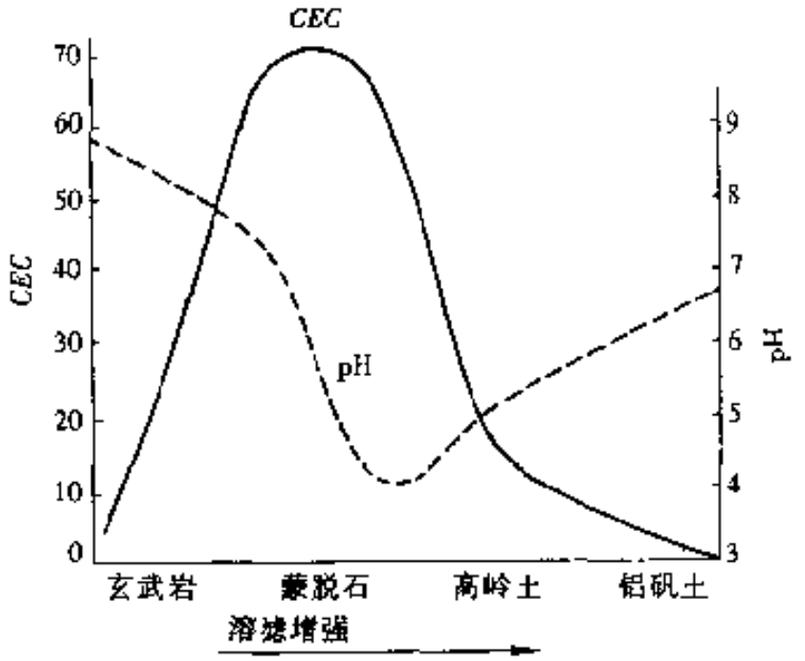


图 8.9 *CEC* 和 pH 随玄武岩风化增强的变化

表 8.5 某些阳离子吸附的相对亲合性

名 称	氧化锰	非晶质氧化铁	针铁矿	非晶质氧化铝	腐殖质	
					(1)	(2)
最大	Cu^{2+}	Pb^{2+}	Cu^{2+}	Cu^{2+}	Ni^{2+}	Cu^{2+}
	Co^{2+}	Cu^{2+}	Pb^{2+}	Pb^{2+}	Co^{2+}	Ni^{2+}
	Mn^{2+}	Zn^{2+}	Zn^{2+}	Zn^{2+}	Pb^{2+}	Co^{2+}
	Zn^{2+}	Ni^{2+}	Co^{2+}	Ni^{2+}	Cu^{2+}	Pb^{2+}
	Ni^{2+}	Cd^{2+}	Cd^{2+}	Co^{2+}	Zn^{2+}	Ca^{2+}
	Ba^{2+}	Co^{2+}		Cd^{2+}	Mn^{2+}	Zn^{2+}
	Sr^{2+}	Sr^{2+}		Mg^{2+}	Ca^{2+}	Mn^{2+}
	Ca^{2+}	Mg^{2+}		Sr^{2+}	Mg^{2+}	Mg^{2+}
最小	Mg^{2+}					

8.3.5 生物过程

残存在表层的植物腐烂后经雨水中某些成分的溶滤，腐烂物的可溶产物逐渐迁移并输送进入地下水和地表水。某些成分由植物根系摄取或与 Fe、Mn 和 Al 共沉淀，少量可溶成分，仍残留在腐殖层。

风化作用所必需的氢离子可能源于活存植物和腐烂植物。腐烂过程产生络合的有机酸，其在以后的风化过程中也起重要作用。

活存植物．由于根系带负电荷，故经氢交换过程从土壤中获取所需要的营养。

这样，植物材料降解生成腐殖质，腐殖质能够影响风化过程和迁移过程。腐殖质分子量几百到几千，并主要为环型（芬香族）化合物。腐殖质分为3种：腐殖酸，可溶于稀NaOH，继后在酸化状态下沉淀；富里酸，在NaOH提取的酸化状态下保留在溶液中；腐黑酸，不溶于碱和酸。因为－COOH和－OH族由腐殖酸和富里酸组成，因此有络合和螯合金属的能力。腐殖质键合的相对强度为

$$Cu>Ni>Co>Pb=Ca>Zn>Mn>Mg$$

有机物如腐殖酸盐以及络合反应都能提高土壤各带的活动性。腐殖质能够包敷胶质Au，形成能迁移的稳定胶体。类似地，在增大活动性情况下，贱金属如Cu、Zn、Fe也能被络合。

8.3.6 地球化学障

天然环境中，阻挡障是沿迁移路径挡住某些组分或放射性核素。阻挡障可分为地质障、人工障和地球化学障。地质障是指岩体使废料与生物圈的物理隔离。人工障是根据废料性质和状态最大限度地稳固废料，使废料密封在排放场地。地球化学障是在化学组分的浓度增加而迁移条件突然改变伴生物的场合形成的。地球化学障的形成过程很复杂，它影响浓度、溶解度，进而影响化学组分在天然环境中的迁移率。地球化学障可能由于氧化还原条件的改变而生成，也可能由于吸附、扩散和孔隙堵塞而生成。

氧化还原型包括氧化型障、硫化氢还原型障、碱和酸氧化还原型障。氧化型障形成在还原环境之后的氧化条件。在花岗岩体内，被氧化的水渗透到深度达1000～1200m，因此改变了各种化学组分的价态，使它们变成活动的或固定的。当氧化含金属的水遇到H_2S时，则生成还原H_2S障。酸性水被中和则形成碱性或弱碱性障，例如，富硫化物地区内超基性岩排出的含金属的水，当其遇到碱性材料（灰岩、碳酸盐）则改变pH，金属将在整个尾矿区沉淀。酸性障并不普遍，只有当含有溶解的二氧化硅的中性水

遇到酸性条件时，二氧化硅才沉淀下来。

当地下水与吸附剂如粘土、胶态的铁和锰的氧化物和氢氧化物接触时，形成吸附障。吸附障持续时间取决于环境的 Eh 和 pH 条件和流体动力条件。如果 Eh 和 pH 条件改变，现有的化学梯度将改变，化学组分将由固体解吸成溶解相。如果流体动力条件改变，吸附组分将从吸附表面冲洗掉，从而降低了吸附障的有效性。

多孔基质内和低扩散速度条件下，如果能为迁移的溶质提供贮积，则可能成为有效的阻挡障。基质内贮积量的变化率与 Fick 第二扩散定律有关，即

$$\frac{\mathrm{d}}{\mathrm{d}Y}\left(\theta D^{*}\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}Y}\right)=\theta\frac{\mathrm{d}C}{\mathrm{d}T} \tag{8-2}$$

式中 θ——孔隙率；

D^{*}——扩散系数；

C——浓度；

Y——坐标方向（长度）；

T——时间。

颗粒表面的蚀变材料和孔隙结构可能起到增强或延缓扩散过程的作用，这取决于蚀变与未蚀变材料内反应产物与扩散系数的差异大小。岩石类型影响扩散组分、特别是一种以上价态元素的化学环境。含还原组分 Fe^{2+} 的花岗岩在还原条件下能固定放射性核素。

孔隙堵塞能够阻滞污染物迁移，这在硅酸盐岩层中很常见，含水硅铝酸盐残积层包敷矿物颗粒表面、孔隙壁和小裂隙，使化学组分吸附于表面和贮积于孔隙，形成有效的障，即便在流体力学条件改变情况下，也能成为限制化学组分向或从这些孔隙和裂隙运动的“封闭层”。

图 8.10 说明排放场地溶滤的放射性核素在天然环境中的可能路径和地球化学障，这是一个岩石介质例子，但亦适用于尾矿。污染物迁移的路径是裂隙系统，可有两种类型：非多孔基质的裂隙系统（图 8.10-1）和多孔基质的裂隙系统（图 8.10-2），两者又可再

分作低速带和高速带。首先我们考察非多孔基质裂隙系统中低速带污染锋面的发展。由于非多孔基质不能提供贮存空间，而在裂隙系内将发生吸附和岩壁的小扩散，裂隙内矿物表面将有大量污染物持着。在图 8.10-1*a* 情况下，沿渗流路径没有其它地球化学障出现；在图 8.10-1*b* 情况下，污染物锋面可能遇到氧化还原型地球化学障，起到固定锋面的作用；在图 8.10-1*c* 情况下，虽然污染锋面被地球化学障固定，但在未来某一时期，由于污染源改变，以前沉淀的污染物可能重新活动。在同样基质的高速带，水与裂隙岩壁的作用则很小，因此，岩壁扩散作用微不足道，吸附作用同样很小。在可能的最恶劣情况(图 8.10-1*d*)，更向前的路径缺乏地球化学障，因此，污染锋面仍以地下水流动速度前进；地球化学障的存在(图 8.10-1*e*)则起到固定污染锋面的作用；在污染源改变情况下(图 8.10-1*f*)，可能使已经沉淀的污染物以高速度重新活动。

在多孔基质的裂隙系统内（图 8.10-2），在低速带，扩散和吸附是放射性核素持着的决定性机理，如果污染源不连续（图 8.10-2*a*），某些污染物将解吸和扩散，又回到裂隙水中，在那里，它们可能在更向前的路径被固定（图 8.10-2*b*），或者因缺乏地球化学障（图 8.10-2*c*）而沿迁移路径连续到生物圈。图 8.10-2*d* 是最好的情况，在有意义的时期内没有污染源变化、扩散和吸附都有效地固定污染锋面。在高速带，在没有地球化学障情况下（图 8.10-2*e*），污染前缘移动不受地下水速度限制；在有地球化学障情况下（图 8.10-2*f*），污染锋面被固定；在污染源有显著变化情况下（图 8.10-2*g*），污染锋面发生重新活动。

因此，最坏的可能情况是污染物沿着非多孔基质的较大裂隙系统、在高速带和无任何地球化学障情况下的迁移。最好的情况是污染锋面在低速带沿多孔基质的裂隙系的迁移，因为多孔基质为污染物提供贮存空间，低速度条件使得废水与地质介质有充足的反应时间。

除了天然地球化学障外，还有合成地球化学障，根据不同的反应过程引进粘土和其它材料，特别是近十几年研制的地质聚合

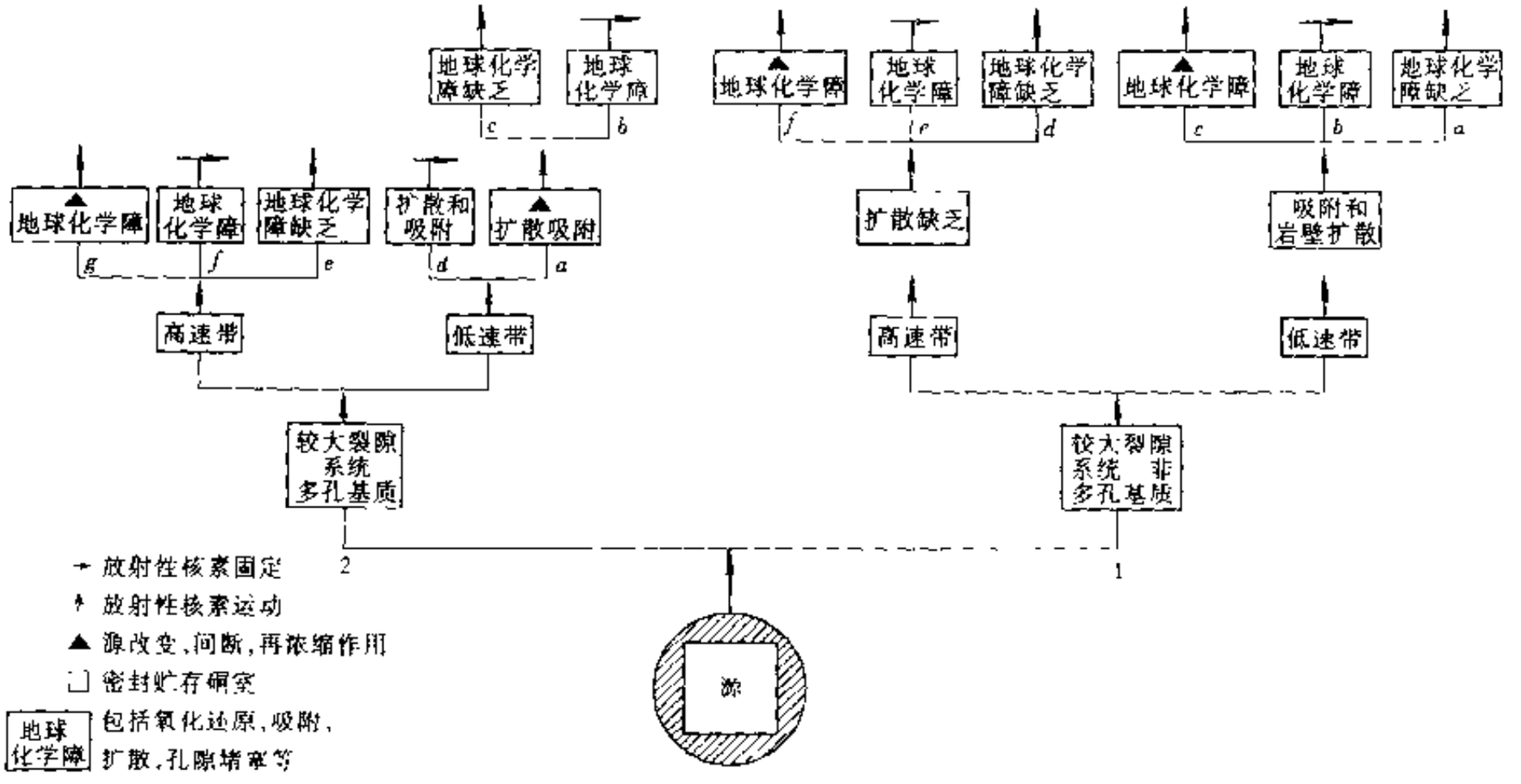


图 8.10 天然环境中放射性核素迁移的可能路径和地球化学障

物材料，能非常有效地起到地球化学障的作用（详见第10章）。

8.3.7 向周围土壤的迁移

由于区域水文地质因素和气候因素的变化性，每个尾矿库场地和最佳排放方案的选择必须单独进行评价。在限定的范围内，地质、水文和地球化学变量可以通过排放方法选择或在尾矿管理过程中得以改进。例如，尾矿中的水量可能影响渗漏到地下水的数量和质量。所以，通过采用选厂脱水技术，排放高浓度尾矿，或者通过再循环和处理尾矿沉淀水，可使以后风化作用造成的环境问题最小。

尾矿废水渗漏对地下水、特别是当地饮用水的影响可能是严重的。在美国，规定受硒、硫酸盐、锰和铁污染的地下水禁止在2000m范围内设饮用水源。在这些场合，尾矿的渗透性是至关重要的，垂向渗透性的增大将引起渗漏量增加和污染加剧。尾矿库基础层土的性质和尾矿中粘土含量，直接影响渗透性和吸附特性。尾矿库中高水位意味有较长的滞留时间用于风化-溶滤过程。所以，特别是如果含有硫化物，渗漏水质量可能恶化，各种细菌如氧化亚铁硫杆菌使硫化物氧化，生成硫酸。

在加拿大，钻孔取心试验表明，在尾矿的上部2m内和水位、毛细带附近，这样细菌密度较高。异养细菌的最大密度在表面，在整个尾矿、特别是在水位和毛细带附近、尾矿基底都发现异养细菌。在尾矿下伏的泥炭层和土壤层发现还原硫酸盐细菌。在南非，在所研究的尾矿深度3m处有细菌存活。所以，在有细菌参与情况下，水位越高，酸性条件下可用溶滤的时间越长，有较大量酸排出，并增大浸出组分的数量。在风化过程中，地表水与尾矿相互作用也包含地球化学因素，随着废水穿经尾矿向下迁移，造成在粘土和沉积物上的吸附、沉淀和再溶解。

在确定渗漏区域之后，必须识别出影响污染物迁移的地球化学作用：

- 酸碱与土壤的作用
- 氧化-还原反应

体系性质的认识。水文地质研究的目的就是要以尾矿库区下部地层和地质构造关系、地下水环境的背景数据（如渗透系数、水位埋深、部分饱和带厚度等）、以及现场测定的物理参数（如抽水试验和原始水质分析数据）系统地评述这些问题。

为建立渗漏模型，需以总体地质条件和局部地质变化的特性为构架，应通过水文地质调查确定渗流介质的组成，可能形成优势渗流路径的渗透材料的出现范围，材料的均匀性和各向异性程度，可能定为渗流边界的连续、低渗透性岩层。

还应评价原含水层特性，包括单独含水层的数量、相对隔水程度、承压水或潜水。在每个含水层内，都应在足够数量的钻孔内测定水位，以精确地确定含水层之间的地下水运动、渗流方向、梯度和速度。在较大的区域范围内，测定地下水补给区和排泄区。

需要绘制一幅尾矿库附近的全部钻孔位置图，指明地下水取水点位置，以限定允许污染物迁移程度、以及抽水井与尾矿库之间缓冲带的要求宽度。需要从尾矿库的上游区和下游区获取基线水质数据，以确定在不超过指定限值情况下允许污染物进入地下水的数量。

在评价渗漏的水文地质研究中，重点是确定含水层渗流运动特征。孔隙介质含水层中，通过含水层单宽流量 Q 为：

$$Q = Ti \tag{8-3}$$

式中 T——导水率；

i——水力梯度。

孔隙介质中，单位体积所贮积的流体量变化由三个过程实现的，即孔隙空间的充水或排水；流体的压缩；孔隙率变化（例如固结）。贮水系数 S_c 定义为

$$S_c = m\gamma(\alpha + n\beta) \tag{8-4}$$

式中 m——含水层厚度；

γ——流体容重；

n——孔隙率；

h —— 水头差；其它符号见图 8.11*b*。

(3) 抽水试验，如图 8.11*c* 所示，是估计含水层饱和渗流变化的优选方法。长时间持续抽水的稳定态渗透系数为：

$$K = \frac{Q\ln(R_2/R_1)}{H_2^2 - H_1^2} \tag{8-7}$$

式中符号意义见图 8.11*c*。

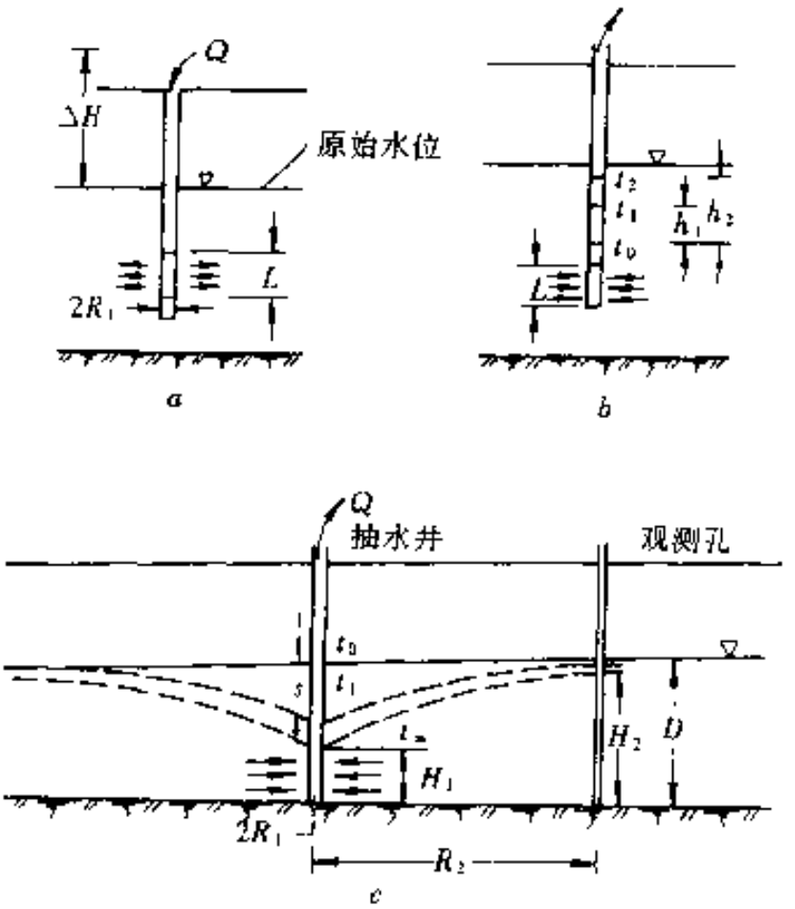


图 8.11 现场占孔水文地质试验方法

a—压水试验；*b*—提水试验；*c*—抽水试验

8.4.2 地球化学研究

一般地讲，通过化学反应降低污染物浓度（特别是酸性尾矿水）远比通过容量混合的稀释方法有效得多。可能的化学反应主要依从于地球化学的基础理论，决定于尾矿废水化学组分及其接触的地质材料矿物成分、地下水化学成分、温度和压力。各种化学反应的速度差异极大，这就增加了地球化学作用的复杂性。而在实验室和现场研究中，通过控制参数如 pH 值的测量可以实现

简化，可以简便地从复杂地球化学系统中获取有用数据，便可以在控制参数与废水中金属、其它离子浓度建立起经验关系。

因为迄今为止，还没有测量地球化学参数的标准试验方法，这就难以直接对比于类似研究已得到的结果，难以把以前试验结果应用于新的现场。尽管如此，地球化学研究仍为评价尾矿库渗漏影响提供一种有效方法。

8.4.2.1 实验室研究

在尾矿库渗漏评价和污染物迁移预测中，主要涉及 6 种化学反应，即中和反应；氧化还原反应；沉淀反应；吸附；离子交换；生物反应。

进行地球化学研究的逻辑顺序是：

(1) 尾矿废水、尾矿固体物、地下水、基础材料和含水层材料的化学特性，应当包括简单的指标试验，如果证明尾矿废水含有毒性物质，则进行详细的化学和矿物分析。

(2) 识别关键性的地球化学缓冲带，例如高渗透性含水层之上尾矿库设置的粘土垫层，无垫层尾矿库区部分饱和带内的材料。

(3) 渗漏水－地下水之间相互作用的实验室试验。

材料特性的指标试验主要为详细地球化学实验室研究提供初步资料。例如，土中碳酸钙含量可以指示渗漏水流动过程中土能中和酸性废水的量，粘土含量和阳离子交换能力指示土反应性。表 8.6 列出指标试验方法。

表 8.6 土的地球化学性质的指标试验

试验方法	说　　明
阳离子交换能力	高的阳离子交换能力与蒙脱石粘土、吸附污染物效果有关
$X_{射线}$衍射	矿物鉴别提供地球化学性质与类似材料的相互关系
沉淀物剂 pH	指示土的缓冲能力
碳酸钙当量	直接关系到中和能力
粒度分布	粘土颗粒(<2μm)的百分含量有助于估计阳离子交换潜势

有 3 种实验室详细试验方法可用来确定土对污染物的吸入，即柱试验、分批试验和顺序分批试验。这些试验都可以模拟实际场地可能发生反应的快速过程。这些反应在实验室快速进行时，反应物和生成物的浓度受其平衡状态的控制。在大多数尾矿库渗漏评价中，pH 控制的沉淀反应是快速的，有很小的误差。然而，如果实际反应速度缓慢，在实验室试验中受限控的反应速度不能精确反映这样的反应，即使依从 pH 的反应能快速进行，而改变 pH 的反应可能进行缓慢，因而也控制反应速度。

在实验室地球化学研究中，需要测量 pH、总溶解固体物、尾矿废水中主要离子、有毒化合物。当强氧化处理废水与有机土壤或低氧化势其它土壤接触时，需要测定其氧化势。

(1) 柱试验　传统上，采用柱试验来研究污染物浓度衰减。基本方法是尾矿废水渗经土柱，按一定时间间隔测定污染物排放浓度。图 8.12*a* 示出一典型试验结果，其中横坐标是渗经柱体的流体体积与柱体土的质量之比，纵坐标是测定的污染物浓度与加入的尾矿废水污染物浓度之比 C/C_0。柱试验的优点是能改变液体渗流速度，观察对浓度衰减的综合影响。对于低渗透性材料（如粘土垫层）的柱试验、往往需要过高的梯度，可使液体渗流速度高出预计的现场速度的几个数量级，这样，可能影响依从于气体（如二氧化碳）局部压力的化学反应。低渗透性材料柱试验需要时间亦较长。

(2)分批试验　这是可以避免柱试验持续时间长的简便方法。按照小的增量把尾矿废水加到松散的土中，并在短时间（通常小于 1 天）混合之。分批试验可以快速得出结果，但可能过高地估计衰减能力，因为在混合过程中增大了反应的表面积。分批试验和柱试验均模拟穿经一定土体积的液体运动，所以都适用于较薄的粘土垫层或土层（渗漏水运动过程中可能耗尽其全部反应能力）的地球化学研究。

(3) 顺序分批试验　这种方法主要用以模拟污染物去除随其穿经土的移动距离的变化，适于评价厚层材料（如部分饱和基

础）的污染物浓度衰减。一般，将一定体积尾矿废水与土混合约1～1.5h后再进行试验。从浆体中沉析出废水，然后加到新的一批土中，重复此过程几次给出试验结果的曲线图，如图8.12*b*所示。

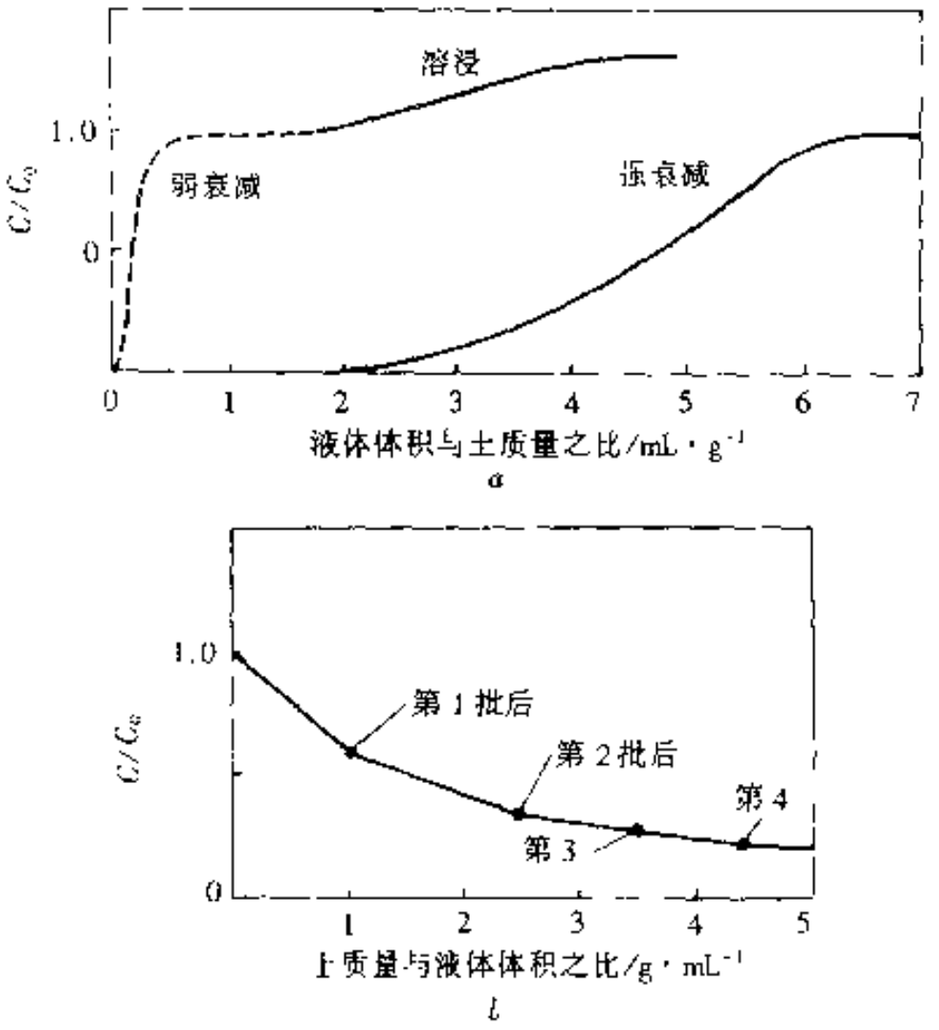


图8.12　典型的地球化学实验室试验结果

a—柱试验和分批试验；*b*—顺序分批试验

因为pH值控制许多污染物、特别是微量金属的溶解度，所以，材料的中和能力是要测定的基本参数。中和能力定义是：为达到指定的pH值水平，每单位土质量必须添加的尾矿废水的体积。图8.13*a*示出酸溶浸铀的废水采用几种材料中和的分批试验结果随pH的变化。图8.13*b*示出用氢氧化钙中和的对照样的试验结果，可以看出，金属和放射性核素相对浓度显示出相似的变化，说明pH是控制污染物迁移的参数。

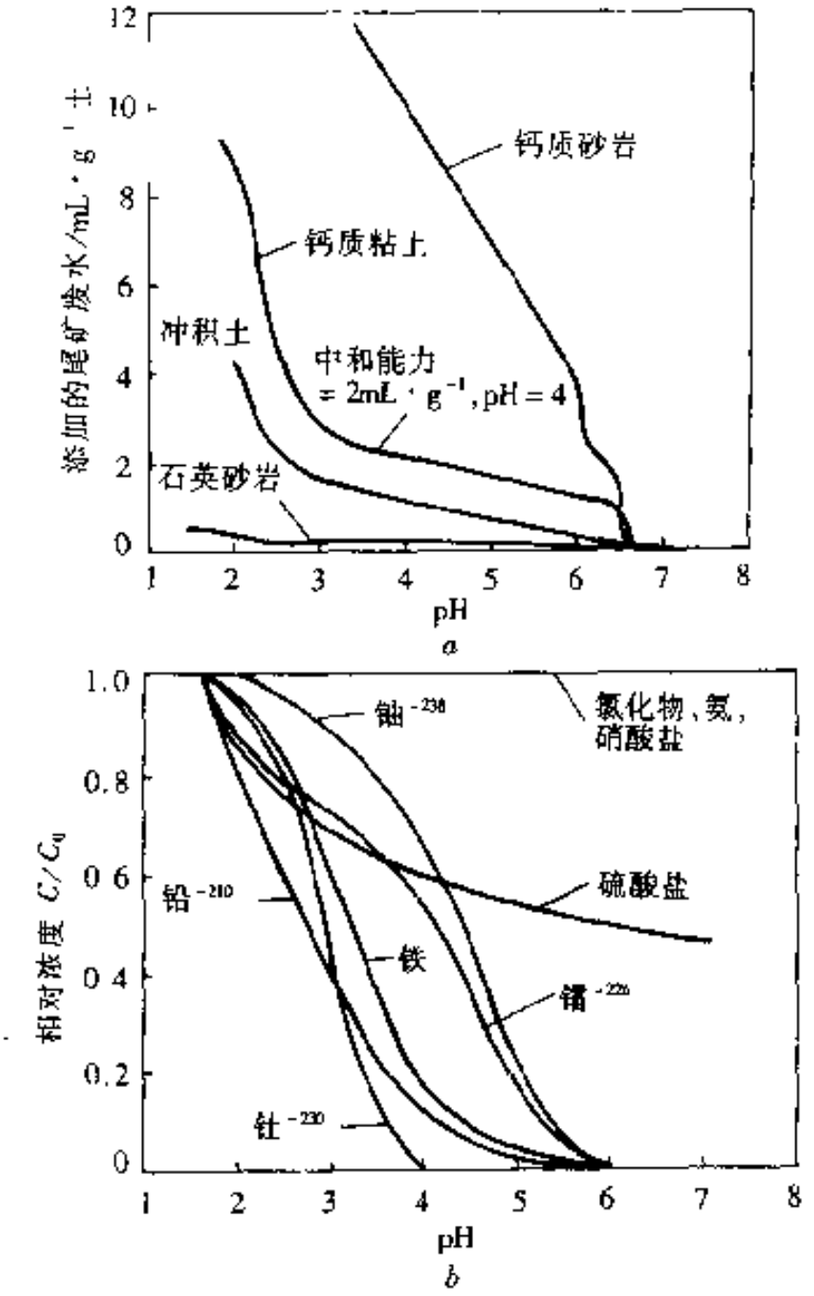


图 8.13　分批试验结果

a—中和能力－pH；*b*—溶解度－pH

8.4.2.2　分布系数的估计

在许多污染物迁移研究中都采用分布系数（K_d）量化吸附和离子交换产生的污染物去除的综合影响，即

$$K_d = \frac{\text{单位固体质量吸附的溶质质量}}{\text{溶质浓度}}$$

它假定污染物去除正比于液体所接触土的质量，因此，柱试验和分批试验所获得数据适于估计分布系数。图 8.14 示出溶液浓度对土中保持浓度的变化曲线。每单位土质量吸附的摩尔质量与溶液

率之间的关系。

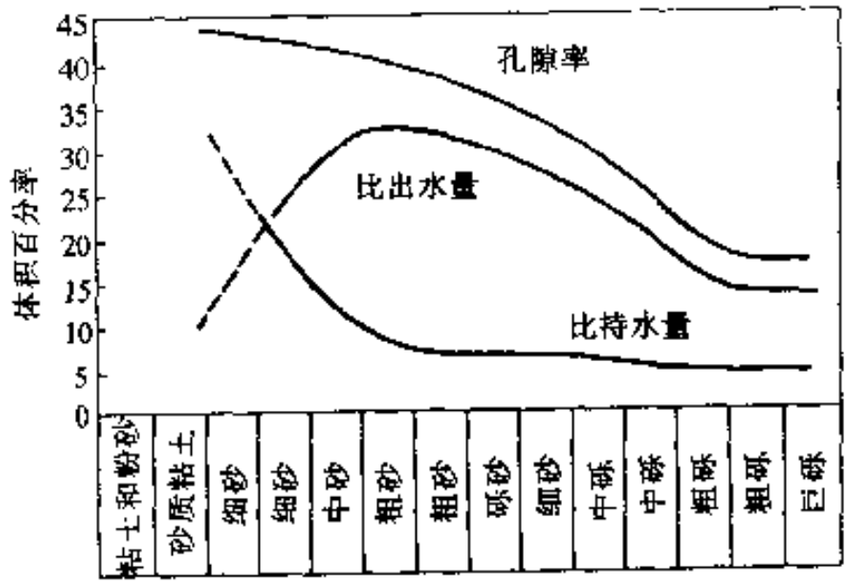


图 8.15　孔隙率、比出水量、比持水量随颗粒尺寸的变化

在干燥地区，土的初始含水量可能完全低于比持水量值，从尾矿库进入土中的初始渗漏水将滞留在孔隙空间，不能渗入下伏含水层的地下水。永久滞留在部分饱和带内的水体积为：

表 8.7　孔隙率值（n）

未固结沉积物	n/%	岩　　石	n/%
砾　石	25～40	裂隙状玄武岩	5～50
砂	25～50	喀斯特灰岩	5～50
粉砂	35～50	砂岩	5～30
粘土	40～70	灰岩，白云岩	0～20
		页岩	0～10
		裂隙状结晶岩石	0～10
		致密结晶岩石	0～5

$$V_r = (SR - \theta_i)V_t \tag{8-8}$$

式中　V_r —可蓄水的体积；

SR——比持水量；

θ_i——初始容积含水量（水体积除以总体积），这里，$\theta = WG\ [1/WG+1/G]$，W 为含水量，G 为固体比重；

V_t—— 尾矿库基底以下和水位以上总孔隙体积。

使部分饱和带完全饱和所需要的水体积为：

$$V_s = (n - \theta_i)V \tag{8-9}$$

式中 n——孔隙率。

在整个尾矿库以下达到比持水量时的含水量所需时间粗略估计为：

$$t = V_s/q \tag{8-10}$$

式中 t——时间；

q——平均渗漏速度。

可以利用部分饱和带内有效永久蓄水量估计值与最大渗漏量的关系，对地下水污染潜势作出初步估计。现仍以水平衡计算的尾矿库（表 4.4）为例，设水位深度为 30m，基础为粉细砂，其初始平均含水量为 4%（相当于溶积含水量 6.4%），查图 8.12 可知，其比持水量约为 20%，孔隙率约为 40%，具体计算结果列于表 8.8。可见，部分饱和带可永久蓄水 $1987\times10^3m^3$，按尾矿库最大渗漏速度 $41.6m^3/h$（$365000m^3/a$），相当于渗漏 5.5a。短期地，部分饱和带可蓄水达 $4900\times10^3m^3$，但在尾矿库停止作业后，水量将逐渐降低达比持水量。

表 8.8 部分饱和带内可蓄水量估计

孔隙率（n）	0.40
含水量（W）	0.04
比持水量（SR）	0.20
固体比重（G）	2.65
尾矿库面积/m^2	4860×10^2
水位深度/m	30
尾矿库最大渗漏量	$41.6m^3/h$（$365000m^3/a$）
项　　目	体积/m^3
总孔隙体积	5827×10^3
减去初始含水量	-927×10^3
最大蓄水量（完全饱和）	4900×10^3
比持水量时蓄水体积	2914×10^3
减去初始含水量	-927×10^3
永久蓄水量	1987×10^3

例如，铀选矿废水一般含浓度约 300μg/g 的氯化物，如果渗漏量估计为库下地下水体积的 20%（在图 8.16 上，$V_s/V_g=0.20$），根据完全混合，预计氯化物浓度为 50μg/g，高于地下水的环境浓度。这个例子说明，本身不满足水质标准（氯化物 250μg/g）的选厂废水，在远离尾矿库地点，通过合理使用缓冲带和稀释，可能满足水质标准。

8.5.1.4 中和能力

对 pH 值远离中性的选矿废水应倍加关注，因为潜在毒性元素（包括重金属）的高溶解度常发生在中性范围以外。在渗漏水抵达地下水含水层之前，粘土垫层和（或）部分饱和带中将发生的 pH 缓冲程度可以采用上中和能力来估计。体积中和评价是基于分批试验和柱试验结果，适用于粘土垫层和较低渗透性的基础材料，流速超过 0.3～0.6m/d 的高渗透性基础材料不能为中和反应提供充足的接触时间。

采用部分饱和带蓄水计算（表 8.8）所作的同样假定，对比粘土垫层和无粘土垫层的中和能力，分析结果列于表 8.9。这个例子说明，采用粘土垫层，其中和能力约大于部分饱和带土的 10 倍，而渗漏速度也降低约 10 倍。但从长远讲，铺设粘土垫层不能提供强于部分饱和带天然的中和能力和有毒元素的继后衰减。

表 8.9 粘土垫层与部分饱和带中和能力的对比

名 称	粘土垫层	部分饱和带
厚度/m	0.6	30
废水的 pH	2	2
达 pH=4 的中和能力/mL·g^{-1}	2	0.3
孔隙率/%	45	10
密度/kg·m^{-3}	1464	1600
尾矿库渗漏速度/m^3·h^{-1}	5.5	50
尾矿库面积/m^2	4860×10^2	4860×10^2
中和到 pH=4 的渗漏量/m^3	10226×10^4	86335×10^4
渗漏的有效年数/a	21.4	19.5

8.5.1.5 衰减距离

在地下水污染潜势的初步评价中，往往期望能快速估计出把有毒污染物衰减到可接受浓度所需要的最大可能迁移距离。对此，前面所介绍的顺序分批试验所获得的数据是很有用的。

例如，利用表 8.8 和表 8.9 的同样参数，并假定所研究的选矿废水含砷，其平均浓度为 1mg/L，超过地下水饮用水标准(0.05mg/L)。粉细砂基础材料的顺序分批试验数据表明，为把渗漏水砷浓度降低到饮用水标准所需要的土与废水的比率为 2g/mL (2000kg/m³)。在 20a 内，砷穿过基础材料垂直向下迁移的距离为：

$$20\text{a}\times\frac{365000\text{m}^3/\text{a}}{486000\text{m}^2}\times 2000\text{kg/m}^3\times 1600\text{kg/m}^3=18.8\text{m}$$

应当指出，基于顺序分批试验结果的计算没有考虑与部分饱和带内所蓄积的孔隙水、大气降水渗入的混合，所以，估计的污染物迁移距离偏于保守。

8.5.2 解析方法

解析方法适用于比较简单系统，即可以用均匀几何形状和材料性质表征的、可以用严密数学公式描述的系统。采用解析方程进行渗漏预测可比集总参数法更详尽，但需要较多的输入数据。基于渗透系数、弥散系数和分布系数等基础资料，可以对水堤高度、渗漏达到地下水面所需时间等参数作出数值估计。

8.5.2.1 Darcy 定律

饱和与部分饱和介质渗流计算的所有方法基本上都是基于 Darcy 定律：

$$Q = KiA \tag{8-12}$$

式中 Q——渗透流量；

K——渗透系数；

i——水力梯度（沿渗流方向单位距离的水头损失）；

A——渗流截面积。

当渗漏穿过几个不同渗透性土层时，渗流阻力既受渗透系数

控制，又受各层内渗流距离的控制。这样，如果较高渗透性地层的厚度很大，它可能比较低渗透性地层更有效地阻滞渗漏。

我们必须考虑到，真实的渗透系数值不仅决定于尾矿固体颗粒和基础材料的性质，而且还决定于穿经土层流动的液体性质，故渗透系数可表达为

$$K = \rho g k / \mu \tag{8-13}$$

式中 ρ——液体密度；

g ——重力加速度；

μ——液体粘度；

k—— 固有的渗透系数。

虽然大多数尾矿废水与水之间的密度差、粘度差很小，常可忽略不计，但受热的废水、溶解固体物浓度高的废水、或者添加表面活性剂的废水，其渗流速度可能明显不同于水。某些尾矿废水的总溶解固体物水平接近于海水水平，某些矿物（如含油砂和天然碱）所用的提取工艺产生受热废水。密度差是非常重要的参数，因为它反映在 Darcy 定律的渗透系数和液体压力两项内。

影响渗透系数的其它因素如固结作用和化学反应在尾矿库渗漏评价中也具有重要意义。可压缩土，如正常固结的粘土和尾矿泥，需要按几个应力水平测定渗透系数，以正确地估计渗透系数随孔隙比的变化（参见图 2.6）。化学反应可能阻塞孔隙空间或溶解土的固体颗粒。酸性铀尾矿废水与粘土垫层的相互作用研究表明，化学沉淀物降低渗透系数约 1 个数量级。相反地，高含钙的土与酸性废水长期作用后将增大渗透系数。因此，为了考虑化学反应，实验室测定渗透系数应使用尾矿废水。

除了估计渗漏量以外，渗漏速度也是一个重要参数。渗漏速度 v 可以下式计算：

$$v = Ki/n \tag{8-14}$$

式中 n——孔隙率；

其它符号同前。

在控制渗漏因素简单的场合，普遍采用一维渗流解析式估计

是尾矿泥和垫层控制渗漏速率的准则是：

$$y + D_t + D_s + D_l - K_f\left|\frac{D_t}{K_t} + \frac{D_s}{K_s} + \frac{D_l}{K_l}\right| \begin{cases} < h_d & \text{非饱和的} \\ \geqslant h_d & \text{饱和的} \end{cases} \tag{8-16}$$

各参数定义见图 8.17。当渗漏速率受基础材料控制时，通常地下水污染潜势低。

当渗漏速率受尾矿和垫层的渗透阻力控制时，可以下式进行计算单位面积的渗漏速率 q：

$$q = \frac{y + D_t + D_s + D_l - h_d}{(D_t/K_t) + (D_s/K_s) + (D_l/K_l)} \tag{8-17}$$

可以证明，当忽略毛细作用且考虑单一土层渗流时，此式则简化为 Darcy 定律。

浸湿面之后的体积含水量计算如下：

$$\theta_l = (n - SR)(q_m/K_f)^{\lambda/(2+3\lambda)} + SR \tag{8-18}$$

式中 q_m——阶段 1（时间从尾矿排放开始直到渗漏达到地下水位）的平均渗流速率；

λ——经验的孔隙尺寸指数，通常在 1～3 范围，可取 2。

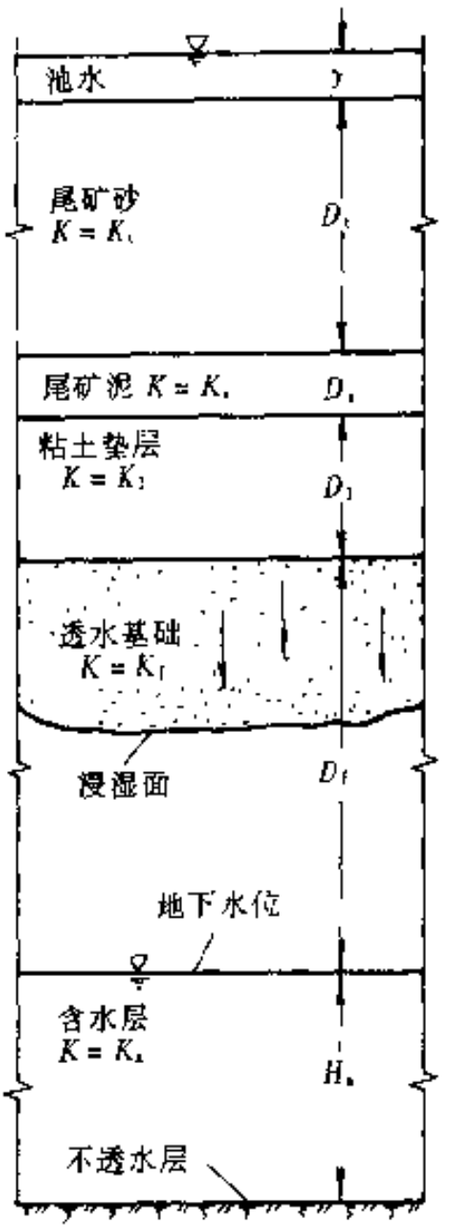


图 8.17 McWhorter-Nelson 模型的渗流状态

渗漏达到地下水位所需时间为：

$$t = D_t \frac{(\theta_l - \theta_i)}{q_m} \tag{8-19}$$

式中 θ_i——基础材料的初始体积含水量。

表 8.10 列举出采用上述方法的计算实例，情况 1：在无粘土垫层情况下用尾矿泥控制渗漏。情况 2：铺设粘土垫层，排放粗尾矿。计算结果表明，采用尾矿泥控制渗漏速率很有效，铺设粘土垫层的主要作用是通过吸附和沉淀反应吸入污染物，而不是渗漏速率的降低。

表 8.10 阶段 1：有粘土垫层与无粘土垫层渗漏量的对比

	废水 (y)	尾矿砂 (z)	尾矿泥 (S)	垫层 (J)	基础材料 (f)
情况 1					
厚度/m	1.5	6.0	7.5	0	30
饱和渗透系数/cm·s^{-1}		1×10^{-4}	1×10^{-6}		1×10^{-4}
孔隙率/%					40
比持水量/%					20
情况 2					
厚度/m	1.5	13.5	0	0.9	30
饱和渗透系数/cm·s^{-1}		1×10^{-4}		1×10^{-7}	1×10^{-4}
孔隙率/%					40
比持水量/%					20

计算结果

	情况 1	情况 2
h_d/cm	−203	−203
q/m^3·a^{-1}·m^{-2}	0.683	0.597
θ_t/%	27.7	27.5
阶段 1 持续时间/a	9.5	10.8

8.5.2.3 水堤方程

渗漏达到地下水位则引起含水层水位升高。水堤上升的速度随含水层水平传导能力、渗漏阶段 1 结束时部分饱和带内现有水量而变化，而含水层的传导能力又决定于含水层的水平渗透系数（假定为常数）和平均饱和厚度（其随时间而增大）。部分饱和带内现有水量决定于基础材料的孔隙率与第 1 阶段结束时基础材料含水量之差，以及尾矿库基底与水堤顶之间的距离（其随时间而减小）。由于这样相互作用的结果，高渗透性的含水层显示出水位

小的升高或不升高。

尾矿库下水堤尺寸的解析方程假定在水堤接近尾矿库基底之前渗漏速率为常数，取一个合理的近似值。如果高度随时间变化，则须估计平均渗漏速率。

Steven[67]介绍一种图解方法用以确定尾矿库中心点下面水堤形成随时间变化，如图 8.18 所示。首先取水堤高度的初始估计值，然后进行迭代计算，求出图中所示的无量纲参数，再与图中曲线相对比，再取水堤高度的新的估计值重复计算，直至无量纲参数完全与曲线拟合。

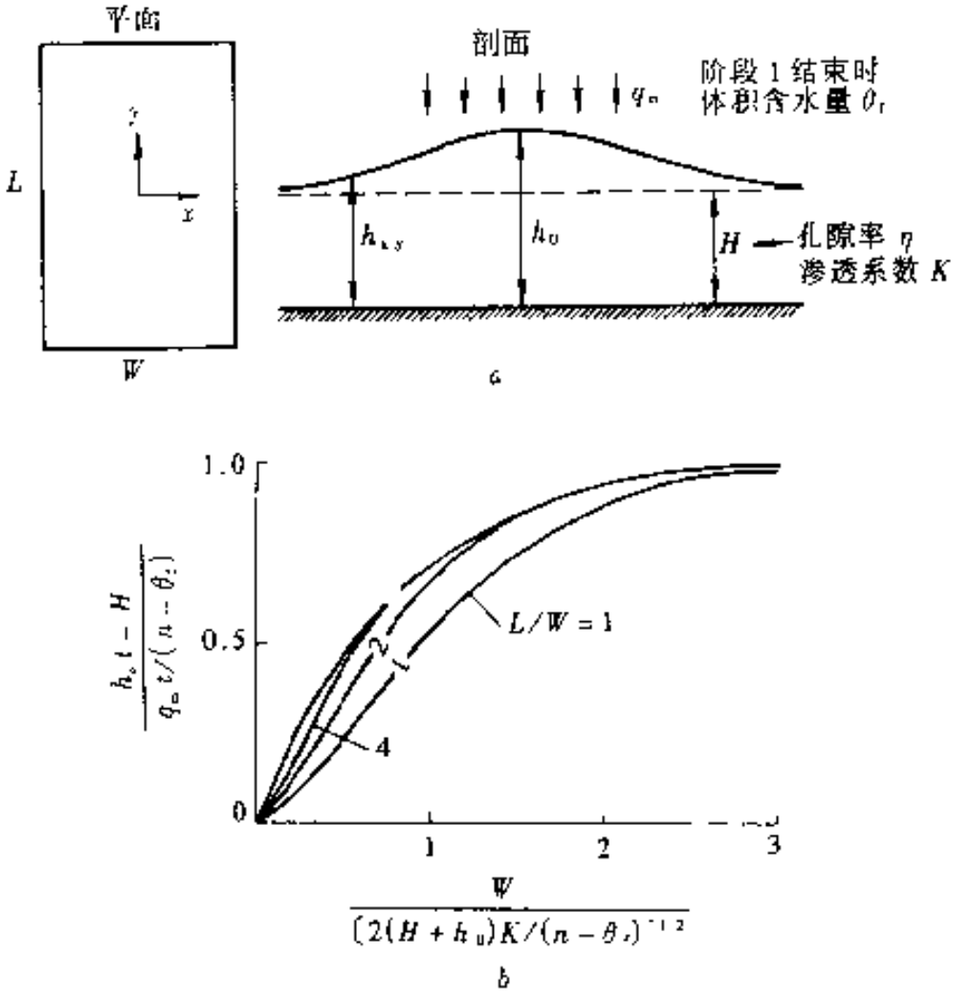


图 8.18　水堤升高的图解方法

继续采用表 8.10 估计阶段 1 渗漏量和持续时间的例子估计阶段 2 的持续时间。基础材料的孔隙率为 40%，平均渗漏量约为 0.60$m^3/a \cdot m^2$，第 1 阶段结束时体积含水量为 27%，基础材料的渗透系数为 1×10^{-1}cm/s，假定含水层初始饱和厚度为 15m，求得

第 2 阶段持续时间（即水堤达到尾矿库底所需时间）约为 10a。

针对此例，阶段 1 和阶段 2 合计持续约 20a，接近于大多数尾矿库的工作寿命。如果在第 2 阶段结束时停止作业，如果所有渗漏都突然停止，那么水堤消散也约需 10a。然而，在尾矿库停止排放尾矿之后，尾矿排水仍在继续，渗漏将在停止排放之后很长时间继续进入地下含水层。

8.5.2.4 迁移预测

图 8.19 示出尾矿的工况模型，地下水污染模拟涉及三部分，即溶滤、穿经非饱和带垂直向下运动和经含水层向排泄区的横向运动。

为了简化模拟，对每一带作出如下假定：

溶滤带：尾矿在物理上、化学上是均匀的（实际上，可能很不均匀）；任一组分的最大浓度在尾矿环境的 Eh-pH 下具有均衡的溶解度；液体迁移阻力可使浓度低于均衡溶解度。

反应带：在下层土环境条件下迅速发生反应。

吸附带：不发生化学反应；吸附使穿经此带的迁移速度降低。

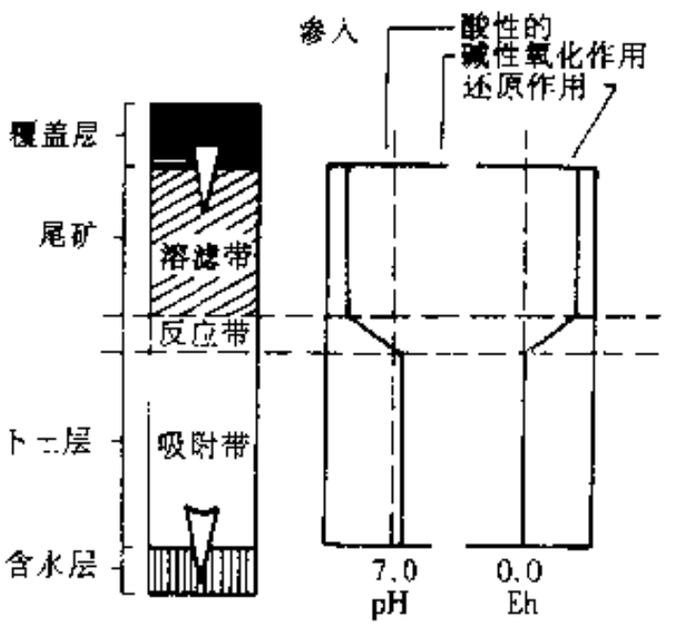


图 8.19 尾矿的工况模型

当污染物达到含水层时，可能沿含水层渗流方向迁移并被稀释。

污染物迁移模型的应用并不很成功，主要是因为有关影响迟滞作用的地下水和地球化学过程的认识发展落后于数学模型。

Shepherd 和 Brown 还根据地球化学和流体动力学过程所形成水的组分，将迁移缕流划分几个带，如图 8.20 和表 8.11 所说明的。

表 8.11　缕流分带特性

酸　性　带	中　和　带	中性 pH 带
基本上与尾矿水相同	在较短的距离内，pH 从酸性（≈3.5）提高到近中生（≈6.0）水平	很低浓度的： 放射性核素 重金属 过渡金属 毒性非金属
高浓度的： 重金属 过渡金属 放射性核素 较多的阳离子 较多的阴离子	浓度迅速降低： 重金属 过渡金属 毒性非金属 土壤方解石矿物 放射性核素	高 TDS 水占优势 土壤方解石不反应
低 pH，达 3.5	石膏有效沉淀	所有污染物浓度呈线性降低

溶液、矿物和环境之间发生的生物地球化学反应控制各种成分的迁移率，吸附和离子交换过程以及沉淀、共沉淀过程控制迁移的迟滞作用。反应速度可能很快，可能比穿经尾矿区渗流速度快。图 8.21 示出尾矿与环境关系模型。在不平衡带，迟滞过程主要是大量矿物溶解和沉淀、微量金属的共沉淀。在此带中，溶液中大部分污染物发生去除。

为了描述污染物迁移和建立其解析方程，一般假定：饱和渗流状态；均匀地下水流速。因此，解析法应用于尾矿库渗漏评价受到严格限制，严格地说，只有渗漏进入含水层之后，且产生很小或没有水堤情况下才适用。从上述分析实例可见，要是没有低渗漏量和（或）含水层高渗透性这样限制条件，水堤是没有意义的。尽管如此，解析法仍可应用于这些限制场合。

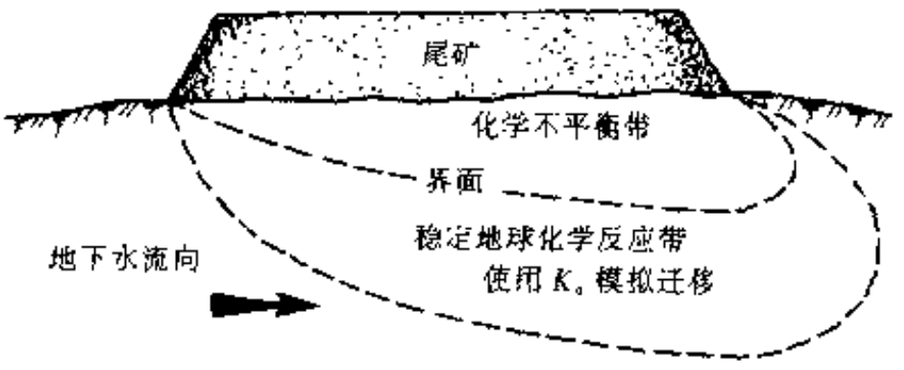


图 8.21　尾矿与环境关系模型

描述污染物迁移需用 2 个参数，即弥散系数和迟滞系数。弥散作用是含水层中孔隙分布及其不规则几何形状所引起的机械混合过程。地下水平均流速是各流素不同速度的平均值。除了运动很慢流体以扩散为主外，平行于流体运动方向的弥散系数为

$$D_L = \alpha_l \cdot v \tag{8-20}$$

式中　D_L——纵向弥散系数；

α_l——纵向弥散度；

v——地下水平均流速。

假定横向弥散系数亦与平均流速成正比，但小于纵向弥散系数。纵向弥散度与横向弥散度之比值一般在 3～10 范围。有几位学者基于经验观察得出：

$$\alpha_L \approx 3.3\alpha_T \tag{8-21}$$

式中　α_T——横向弥散度。

大量实验室研究证明，纵向弥散度在 10^{-4}～2×10^{-2}m 之间，而现场示踪试验获得的实际污染缕流的反算结果表明，α_L 约为数米到数十米。因此，必须通过现场测量或相似地质环境的研究成果取得真实的弥散度。

完全弥散将导致污染物与地下水的完全混合，在进入含水层的污染物数量相同情况下，高流速的含水层如喀斯特灰岩和冲积砾石层，比起低流速含水层，将产生低浓度的较大污染缕流。

在地下水流速一定的情况下，阻滞系数 R_d 与分布系数 K_d 关系如下：

$$R_d = \frac{v}{v_c} = 1 + \frac{\rho}{n} K_d \tag{8-22}$$

式中 v —— 地下水平均流速；

v_c —— 液体流速，其中污染物浓度为进入含水层浓度的30%；

ρ —— 含水层固体物密度；

n —— 孔隙率；

K_d —— 分布系数，由地球化学试验求得。

Freeze 和 Charry 指出，当分布系数为 1mg/L 时，大多数材料的 R_d 变化在 5～11 之间。所以，分布系数在 10mg/L 以上者，含水层中污染物基本上是不动的，但正如前面所指出的，与 pH 有关的污染物则须慎用分布系数。

Wilson 和 Miller[68]考虑到瞬时注入污染物的弥散和迟滞，提出污染物迁移的三维解法：

$$C_{(x,y,z,t)} = \frac{M}{8(\pi t)^{3/2}(D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp\left[\frac{R_d}{4t}\left(-\frac{(x-vt)^2}{D_x} - \frac{y^2}{D_y} - \frac{z^2}{D_z}\right)\right] \tag{8-23}$$

式中 $C_{(x,y,z,t)}$ —— 地点 x，y，z 和时间 t 污染物浓度；

M —— 在点源注入的污染物质量；

D_x，D_y，D_z —— x、y、z 方向上的弥散系数；

R_d —— 迟滞系数；

v —— 地下水平均流速。

由于污染物迁移解析解的假定条件的制约，显然需要数值分析。

8.5.3 数值方法

数值方法适用于：同时发生数个过程或相互作用过程的计算，如含水层孔隙水稀释引起的废水中污染物浓度改变，污染物溶解度随 pH 的变化，以及污染物吸附作用；

复杂的几何形状，如地质单元的复杂分布，在尾矿排放期间，尾矿库规模和高度显著变化，与供水井相互作用，或者不规则形

状的渗流边界；

尾矿废水渗漏包含高浓度有毒化合物，这些有毒化合物可能存留在地下并污染现有的或拟建的供水井，这些有毒化合物可能以泉水排出或排入河流；

模拟二维或三维部分饱和渗流。

有关污染物迁移的数值分析早在70a代末期就有报道，但专门用于尾矿库设计的分析实例还很少。

8.5.3.1 数值方法与模型

地下水渗流数值模拟的理论基础是近20a逐渐发展起来的。计算机的并行发展和有效性促使数值方法在地下水渗流分析中应用成指数增加，随着微机成本的降低和软件的易得，这种发展势头仍将继续下去。

数值模型可分4类：

(1) 渗流模型

(2) 渗流和污染物迁移的耦合模型

(3) 部分饱和模型

(4) 部分饱和渗流和污染物迁移耦合模型

8.5.3.2 应用

虽然数值方法应用于专门性问题不易通则化，但模型研制的典型阶段如下：

(1) 构造物理模型 这需要水文地质体系的详细评价，包括渗透系数、孔隙率、含水量、中和能力和分布系数的确定。对所及的所有材料包括天然土和岩石，要用于构筑尾矿库的材料（如粘土垫层）及尾矿，都需测定这些参数。此外，区域性的补给区和排泄区以及含水层特性也是构造物理模型的重要因素。

(2)选择模型边界 数值模型边界与水文地质边界相一致，如河流、渗流隔挡体等。可以在足够远离尾矿库的地点选定边界，以使边界上的渗漏影响忽略不计。边界选择强烈的影响数值分析结果，因为边界上的污染物浓度和水压力必然指定为已知的常量。

(3) 在物理模型上迭加离散网格　差分方程的数值近似法假定所计算的各点间为线性变化，在有限元计算中假定各点间为简单的多项式变化。无论哪种算法，在较短距离范围内预计水位和(或)污染物浓度变化较大的地区，都应划分小网格。在尾矿库与垫层、基础或含水层材料界面处都要加密网格（图 8.22)。

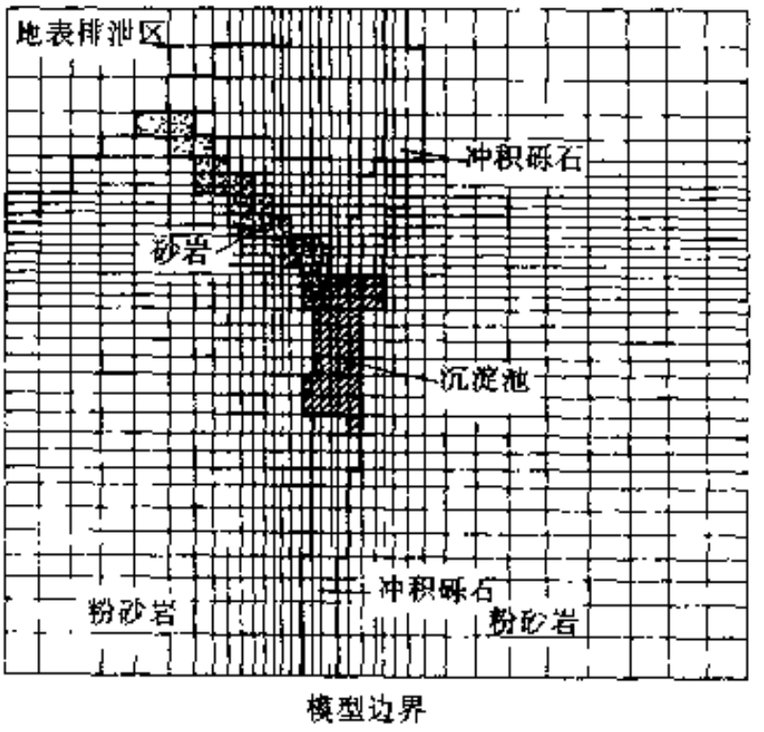


图 8.22　有限差分网格

(4)初始条件的说明　渗流模型需要每个节点水位的初始值；渗流-污染物迁移耦合模型还需要各化学组分的初始浓度；部分饱和渗流模型需要初始含水量或相应的吸入压力值。

(5) 模型校准　数值模型的校准是对指定的初始条件和边界条件的精度作出校验。大多数尾矿库，在其建设之前，水文地质体系都显示出恒定的水位、渗流方向和污染物背景浓度。为校准模型而进行短时计算，尽管正确地指定了边界条件，但其结果往往显示出与初始值有小的差异。

总之，数值分析方法的模型可用于各种不同目的，包括部分饱和渗流和粘土垫层内化学反应的详细分析，以及尾矿渗漏对区域地下水排泄区影响的评价。

8.5.3.3 实例

下面介绍铀尾矿库渗漏影响的评价实例。选矿废水中含高浓度的有毒物和放射性化合物，且其中大多数化合物迁移依从于pH值。所以，渗漏影响范围可以用浸湿面迁移和pH变化来表示，浸湿面代表渗漏迁移的最大距离，pH变化控制大多数金属和放射性核素如镭$_{226}$、钍$_{230}$的溶解度。

Bureau[70]通过McWhorter-Nelson方法的分析结果与数值模型TRUST分析结果的对比，研究了浸湿面穿过部分饱和粘土垫层和基础材料的渗透，如图8.23所示。可以看出，两者预测结果完全一致，数值方法提供了浸湿面迁移的保守估计。

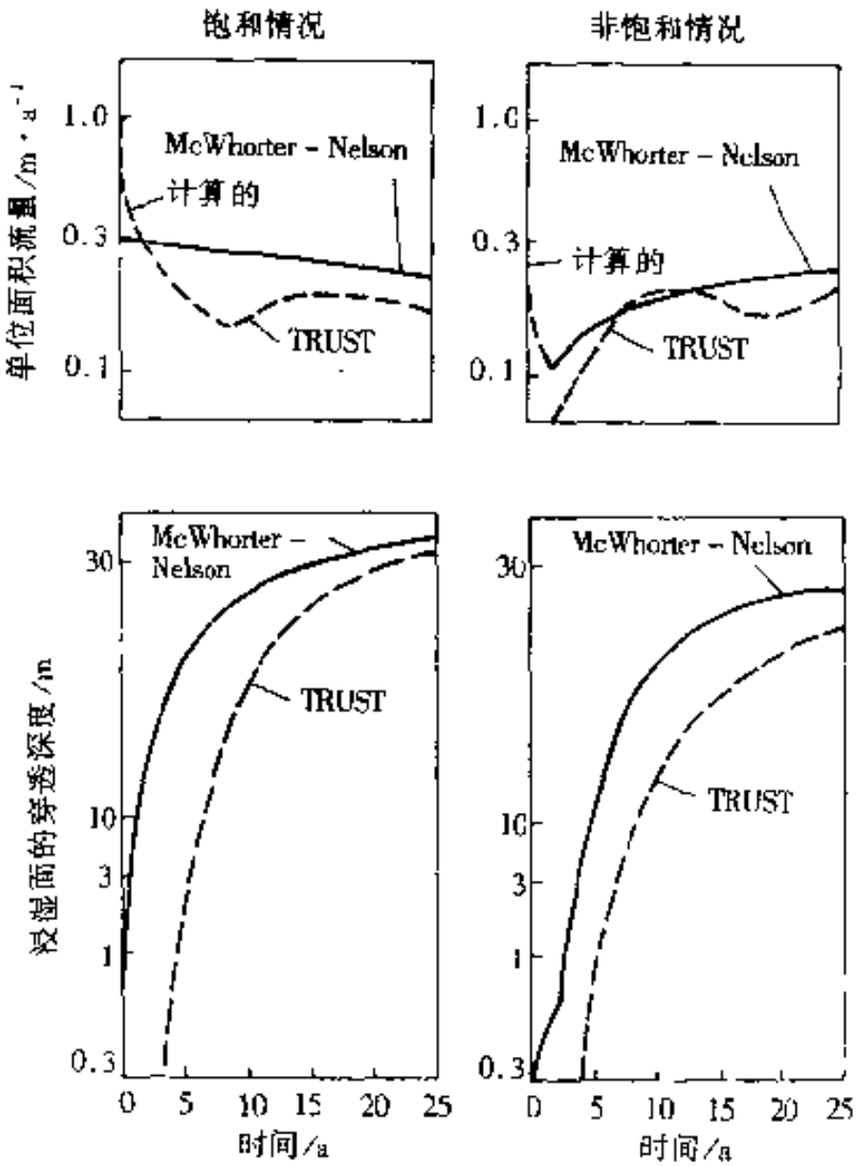


图8.23 模拟结果的对比

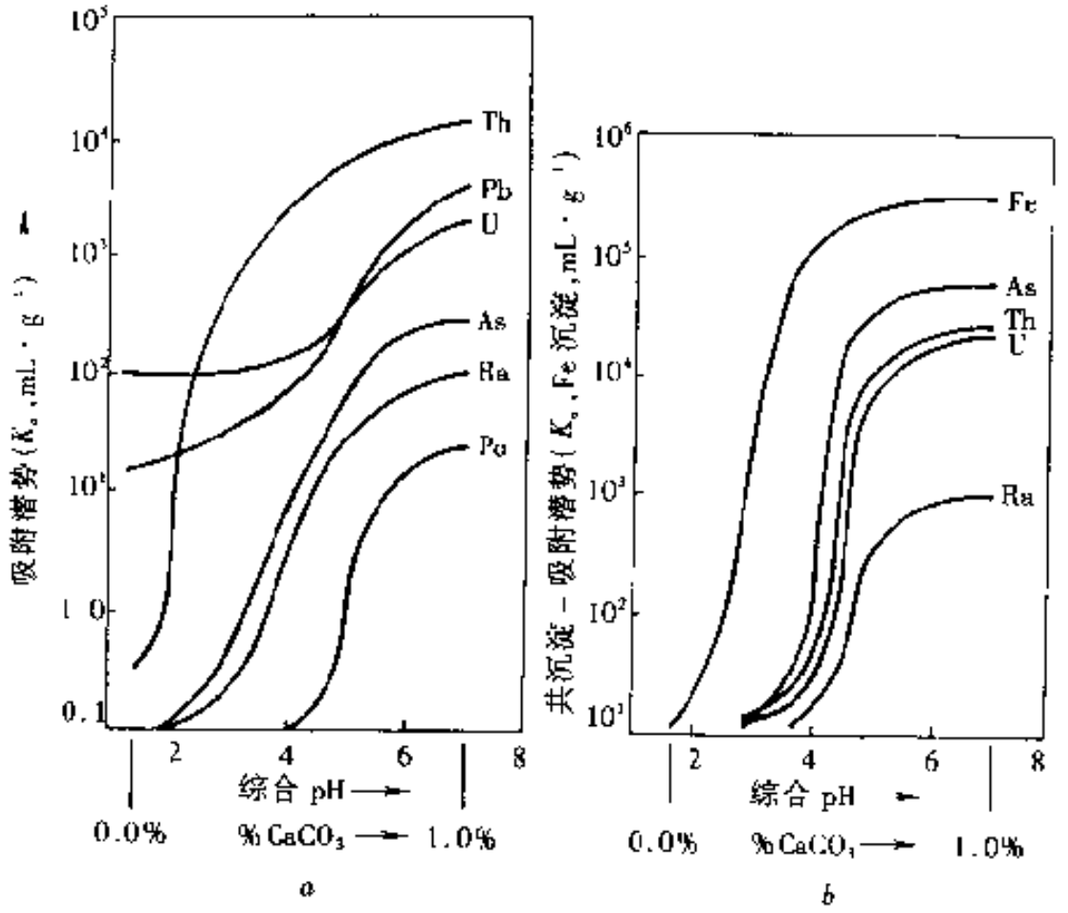


图 8.25　污染物吸入随 pH 变化

a—吸附地球化学反应影响；*b*—共沉淀和吸附地球化学反应影响

9 酸性水的生成与控制

9.1 问　　题

许多金属矿山都因矿石中含有硫化物而构成较大的潜在环境问题，因此，全世界都在致力于矿山酸性水的预测、预防、控制和处理方法研究。硫化矿物一旦开始氧化，便为催化氧化反应供热，并生成有害于环境的产物如二氧化硫、硫化氢、溶液中的硫化铁、元素硫、各种黄钾铁矾化合物和酸性水。

酸性水来源包括废石场、尾矿库、露天采场和地下矿山。当经渗漏和径流进入河湖时，酸性水与溶解的金属一起可能污染环境。表 9.1 列出加拿大不列颠哥伦比亚省几个矿山酸性水严重超标的实例。

表 9.1　加拿大不列颠哥伦比亚省某些矿山酸性水实例

矿　山	来源和最高污染物浓度 mg·L			
	地下矿口	露天采场	尾　矿	废石场
开采矿山				
1. 直布罗陀铜矿				pH　3.1 酸　3120 Cu　313 Al　319
2. 公平金银铜矿		pH　3.0 酸　361 Cu　17.5 Zn　9.9		pH　2.4 酸　11100 Cu　791 Zn　350
3. 西部铅锌铜矿	pH　6.9 酸　61 Zn　37 Cu　4 Al　5	pH　3.0 酸 42.3 Zn　51 Cu　10 Al　20		pH　2.8 酸　397 Zn　74 Cu　13 Al　36

续表 9.1

矿　山	来源和最高污染物浓度 (mg·L⁻¹)			
	地下矿山	露天采场	尾　矿	废石场
开采矿山				
1. 诺兰达		pH 6.0 酸 26 Cu 0.8		pH 3.0 酸 712 Cu 19.4
5. 联合矿冶公司—沙利文铅锌矿	pH 2.8 酸 Zn 200 Fe 1000 Mn 75 Pb 5 Al 150		pH 3 酸 Zn 50 Fe 2500 Mn 30 Pb 8	
废弃矿山				
1. 不列颠	pH 7.0 酸 494 Cu 43 Zn 32			
2. 达蒂				pH 1.9 酸 Cu 138 As 5060 Zn 1360
3. 芒特沃星顿				pH 3.4 酸 121 Cu 15 Al 12
4. 安约克斯	pH 酸 Cu 1.1 Zn 0.62 Al 7.18		pH 酸 Cu 1.01 Zn 0.38 Al 2.02	pH 酸 Cu 2.17 Zn 3.74 Al 15.6
5. 图尔塞阔	pH 5.7 酸 43 Cu 2.97 Zn 14.1			

续表 9.1

矿　山	来源和最高污染物浓度/mg·L^{-1}			
	地下矿山	露天采场	尾　矿	废石场
废弃矿山 6. 不列颠普雷米尔锡尔巴克	pH 7.5 酸 Cu 0.005 Zn 3.1			

硫化矿体在其矿物成分上变化很大，不同矿体以及同一矿体的不同区段都可能出现显著差异，硫化矿物氧化的反应性或趋势主要受以下因素制约：硫化矿物的类型、数量和丰度；非硫化矿物的类型；直接环境（潮湿、干燥、细菌等）。

影响尾矿库酸性水产生的主要因素有：尾矿矿物组分；硫化矿物的丰度；渗入水的碱度；冲洗的频数；再补充氧的空气可达性；细菌的初始入口以及细菌代谢的支持能力；矿物（如碳酸盐）的中和程度。

黄铁矿或硫化物尾矿可划分成两个带（图 9.1），即地表层尾矿与空气中氧接触，叫做充氧带；下面为氧化还原带，其化学反

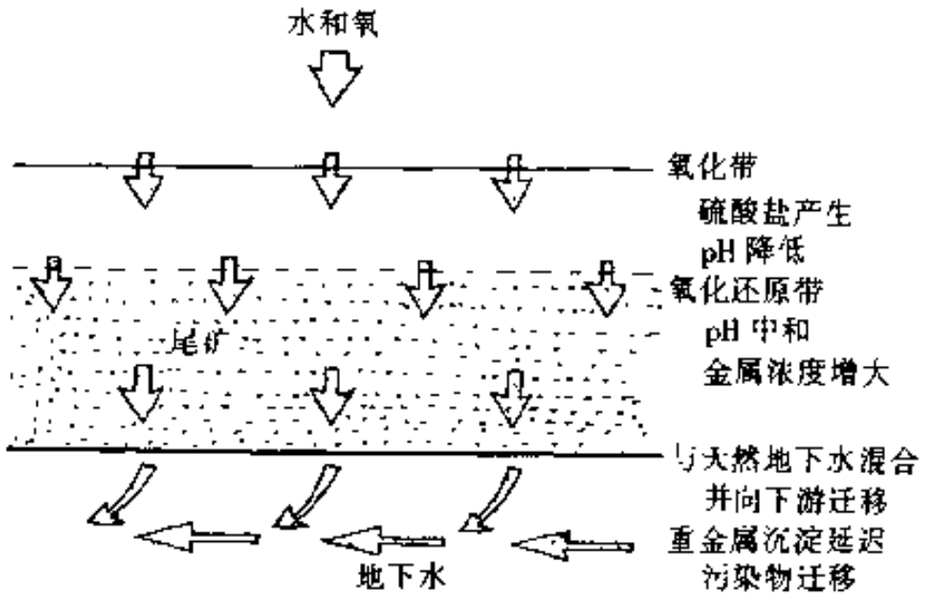


图 9.1　尾矿氧化过程示意图

应在缺氧状态进行，此带受生物地球化学作用和上部充氧带的生成物的影响。

9.2 酸性水的生成

硫化矿物氧化过程放热。据加拿大不伦瑞克锌矿报告，如充填材料含有>25%的硫化铁，矿房内发生局部升温。澳大利亚鲁姆江尔黄铁矿废石场出现高温。

尾矿中脉石矿物性质影响硫化物的反应性，含镁和钙矿物的存在往往增强硫酸亚铁和硫酸铁的生成，进而提高氧化速度。

尾矿中硫化物经潮湿和干燥的交替变化亦加速氧化过程，潮湿可溶解氧化生成物，新的表面暴露出来，发生进一步氧化。

促使硫化物氧化必须具备以下物理因素：硫化物的粒度和表面积；尾矿的孔隙率和渗透性。

可以用下列化学反应描述黄铁矿氧化：

$$FeS_2 + 7/2O_2 + H_2O \longrightarrow 2SO_4^{2-} + Fe^{2+} + 2H^+ \quad (9\text{-}1)$$

$$2Fe^{2+} + 1/2O_2 + 2H^+ \longrightarrow 2Fe^{3+} + H_2O \quad (9\text{-}2)$$

$$2Fe^{3+} + 3H_2O \longrightarrow Fe(OH)_3 + 3H^+ \quad (9\text{-}3)$$

由以上3式可得：

$$FeS_2 + 15/4O_2 + 7/2H_2O \longrightarrow Fe(OH)_3 + 2H_2SO_4 \quad (9\text{-}4)$$

根据上述相对分子量，尾矿内每公斤黄铁矿相应于0.74kg的H_2SO_4产量。当然，随着酸的释放伴有稀释及中和作用，这就视尾矿中存在的其它矿物的中和能力而定。其后，硫酸亚铁、硫酸、粘土、页岩与碳酸盐矿物如石灰石发生二次反应。显见，矿山酸性水是硫酸盐的混合盐溶液。式(9-2)和(9-3)表明二价铁氧化成三价铁，继之氢氧化铁沉淀。对于细粒黄铁矿，式(9-1)的反应随下列因素而变化：(1)氧浓度；(2)温度；(3)表面为水饱和的程度；(4)与黄铁矿接触溶液的pH；(5)生成的Fe^{2+}常受铁氧化细菌如氧化亚铁硫杆菌的进一步微生物作用，由微生物作用生

成的 Fe^{3+} 与黄铁矿反应：

$$FeS_2 + Fe_2(SO_4)_3 \longrightarrow 3FeSO_4 + 2S^0 \qquad (9\text{-}5)$$

地下矿山酸性水氧化势 Eh 通常在 +0.08V 和 −0.04V 之间，相应的 pH 在 3.95 和 5.41 之间。在深部水平存在大量 Fe^{2+} 时，量测的 Eh 和 pH 分别为 0.55V 和 3.5。露天矿因暴露在空气中有较高的 Eh 值。

据报告，在美国亚利桑那州，在深度 200～235m 黄铜矿和黄铁矿氧化，并引起温度升高。2 年后，尾矿中黄铁矿产生酸性水，并在深度约 2m 发生氧化。氧化物通过雨水间歇渗入和地下水流动而迁移。间歇的渗流引起酸性水生成的波动，或滞留在当地，或经由尾矿基底迁移，在此过程中又与那里的矿物发生化学反应。澳大利亚研究了废石场温度梯度和输氧能力与黄铁矿氧化的关系，结果表明，输氧能力影响比温度显著。

9.3 生物氧化过程

尽管对空气和水引起硫化物氧化有了比较深入了解，而对生物地球化学过程引起氧化仍不甚清楚。细菌可以催化化学反应，许多报告论及氧化亚铁硫杆菌控制铀和其它矿石溶滤。业已证明，在酸性 pH 下，在有氧化亚铁硫杆菌情况下，二价铁离子氧化成三价铁离子的速度要比化学反应速度快 1 百万倍。表 9.2 列出黄铁矿氧化中各种细菌的潜在意义及其生理性质。

尾矿中常见的硫杆菌有氧化硫硫杆菌和氧化亚铁硫杆菌，由于它们的存在，促进了尾矿中硫化物氧化和酸生成。细菌耐酸性一般在 pH1.5～5.2。但发现，有的细菌在 pH0 条件下能活动。如果有 S^{2-}、S^0、$S_2O_3^{2-}$ 和 $S_4O_6^{2-}$，硫杆菌则完全能实现对所有还原的硫化合物的氧化。细菌把二价铁离子氧化成三价铁离子，如果用管道输送矿山排水，管道内可能发生铁沉淀，最终阻塞管道。在尾矿库基底、尾矿颗粒可能覆盖一层 $FeSO_4 \cdot 7H_2O$，水稀释时，Fe^{2+} 盐转化成 $Fe(OH)_3 \cdot (H_2O)$，沉积在尾矿内或库区以外的河

床内。

表 9.3 和表 9.4 列出氧化亚铁硫杆菌氧化的基质和金属硫化物，表 9.5 列出氧化亚铁硫杆菌最佳生长条件，表 9.6 列出氧化亚铁硫杆菌的金属离子耐受性。

影响细菌对黄铁矿氧化的动力学因素有：

- 黄铁矿反应性；
- 黄铁矿数量及其表面积；
- 细菌与黄铁矿接触；
- 氧的可达性；
- 二氧化碳需要量（<0.2%无效）；
- pH 依赖性；
- 温度依赖性；
- 抑制剂

硫化物的矿物形式将决定反应性。大量的硫化铁是黄铁矿和白铁矿，因白铁矿欠稳定而比黄铁矿更易氧化。黄铁矿的氧化随其表面积的增大而呈线性增加。

细菌通过与固体颗粒表面的间接接触和直接接触而促进硫化物氧化。硫化物氧化的临界氧浓度随温度而变化，一般约为饱和浓度的 5%。在自养细菌的生长过程中，除氧以外，还需二氧化碳。溶解的最佳条件是 pH1.6～2.5，温度每升高 10 C，氧化速度提高 2 倍。氧化的抑制剂是大量有机化合物以及阴离子洗涤剂如十二烷基硫酸钠。

在有细菌和氧的情况下，反应式如下：

黄铁矿转化成硫酸亚铁

$$FeS_2 + 7/2O_2 + H_2O \longrightarrow Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 2H^+ \qquad (9\text{-}6)$$

在有氧化亚铁硫杆菌情况下，硫酸亚铁氧化成硫酸铁。然后，Fe^{3+} 快速氧化黄铁矿

$$2Fe^{3+} + FeS_2 \longrightarrow 3Fe^{2+} + 2S^0 \qquad (9\text{-}7)$$

硫化物被铁离子氧化

$$S^{2-} + Fe_2(SO_4)_3 \longrightarrow SO_4^{2-} + 2FeSO_4 + S^0 \qquad (9\text{-}8)$$

表 9.2 黄铁矿氧化中细菌及其生理特性

名　　称	生长的温度范围（最佳）/℃	生长的pH值范围（最佳）	主要基质	主要碳源	氮　　源	电子最终受体
氧化亚铁硫杆菌	10～65（35～45）	1.5～5.0（2～3）	二价铁离子，硫，金属硫化物	溶解二氧化碳，重碳酸盐	氨，氮气	溶解氧（缺氧环境中三价铁离子）
氧化硫硫杆菌	15～40（28～30）	0.5～6.0（2.0～3.5）	硫，硫代硫酸盐，硫化物	溶解二氧化碳，重碳酸盐	氨	溶解氧
嗜酸硫杆菌	20～37（25～30）	1.5～6.0（3.0）	硫或有机物	溶解二氧化碳重碳酸盐，有机物	氨	溶解氧
排硫硫杆菌	23～37	4.5～7.8（7.0）	硫，硫代硫酸盐，硫代氰酸盐	溶解二氧化碳，重碳酸盐	氨，亚硝酸盐	溶解氧
内亚波利顿硫杆菌	23～37	4.5～7.8（7.0）	硫，硫代硫酸盐	溶解二氧化碳，重碳酸盐	氨，亚硝酸盐	溶解氧
新型硫杆菌	20～40	5～9.5（7.0）	硫代硫酸盐，有机物	溶解二氧化碳，有机物	氨，有机物	溶解氧
硫杆菌 A2	20～40	5～9.5	硫代硫酸盐，有机物	溶解二氧化碳，有机物	氨，有机物	溶解氧（缺氧环境中亚硝酸盐）
中间型硫杆菌	20～40	2.0～7.0	硫，有机物	溶解二氧化碳，有机物	氨	溶解氧

续表 9.2

名　　称	生长的温度范围（最佳）/℃	生长的pH值范围（最佳）	主要基质	主要碳源	氮　　源	电子最终受体
脱氮硫杆菌	20～40	6.0～8.0	硫，硫代硫酸盐，连二亚硫酸盐，连四硫酸盐，硫化物	溶解二氧化碳，重碳配盐	硝酸盐	溶解氧（缺氧环境中亚硝酸盐）
过代谢硫杆菌	20～30（30）	2.8～9.0	硫，硫代硫酸盐和有机物	有机物	有机物氨	溶解氧
生金菌	20～40	3.5～6.8	亚铁离子，锰	溶解二氧化碳	氨	溶解氧
嗜热、硫氧化硫化裂片菌，嗜酸硫化裂片菌	55～90（65～80）	1～5.9（2.0～3.0）	硫，金属硫化物，亚铁离子，钼	溶解二氧化碳（有机物）	氨	溶解氧（缺氧环境三价铁离子）
生物体似硫杆菌	45～70（55～65）	1～7.0	亚铁离子，硫	溶解二氧化碳（有机物）	氨	溶解氧（微需氧环境辉钼矿）
嗜酸热原体	37～65	0.5～4.3	硫和有机物	有机物（溶解二氧化碳）	氨	溶解氧
嗜热硫氧化硫杆菌	37～55	1.5～5.0	亚铁离子，黄铁矿，硫和有机物	溶解二氧化碳	氨	溶解氧

表 9.6　氧化亚铁硫杆菌的金属离子耐受性

汞	1mg/L	钼	2g/L
硒，碲，砷	50～100mg/L	铬	5g/L
银	200mg/L	铝，钴，铜，锰，镍	10～30g/L
双氧铀离子，钍	0.5～1g/L	锌	70～120g/L

或者通过氧化，氧化硫硫杆菌和氧化亚铁硫杆菌把式（9-8）所产生的 S^0 转化成 SO_4

$$2S^0 + 3O_2 + 2H_2O \longrightarrow 2SO_4^{2+} + 4H^+ \qquad (9\text{-}9)$$

然后，所生成的 Fe^{2+} 受到氧化亚铁硫杆菌的进一步作用，所生成 Fe^{3+} 与黄铁矿反应

$$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \longrightarrow 15Fe^{2+} + 2SO_4^{2-} + 16H^+ \qquad (9\text{-}10)$$

也可能存在还原硫酸盐的厌氧细菌，它们常在缺氧的水浸没土地生长，并与硫酸盐反应生成 H_2S。H_2S 释放可在尾矿内沉淀可溶金属，使溶液 pH 增高。H_2S 的存在促进氧化硫硫杆菌的活动性。硫是氧化硫硫杆菌的主要能源。

澳大利亚原子能委员会在鲁姆江尔的废弃铀矿山进行了尾矿中硫化物氧化的研究，目的是为了确定尾矿内与溶滤有关的微生物种群数及其与持续时间、气候等因素的关联。结果表明，细菌种群随取样地点而变化。有些试样中，氧化硫硫杆菌的数目高出氧化亚铁硫杆菌 10～100 倍。嗜酸的氧化硫细菌密度在潮湿季节是高的，而在干燥季节可忽略不计。氧化亚铁硫杆菌生长需要氮、磷、硫酸盐、镁，由于溶滤作用的结果，这些组分在尾矿中常可发现。氨也可作为氮源。

9.4　酸性水的预防和控制

酸生成是一个非常严重的问题，不仅因酸度和溶解金属污染河流，而且还使尾矿库区土地恢复非常昂贵，如不耗巨资添加石

续表 9.7

技　术	应　用	结　果
9. 通过重整坡度、压密、构筑不透水密封层和地表重新植被控制水渗入地下矿山	地下煤矿山	有效（有些通过酸性水处理加以控制）
10. 覆盖 3 个试验堆： a) 种植土 b) 粗砂 c) 粗砂-砂质冰碛物 3 个堆上都重新植被	金属矿山岩石试验堆	质量上极小改善，但 2a 后，(a) 和 (c) 堆溶滤液量减少，而 (b) 堆没有减少
11. 11 个湿气封和 1 个双隔墙封	12 个地下煤矿山	12a 后有效地降低酸度、硫酸盐和铁
12. 重整坡度，安装塑料管道，填加种植土，重新植被	煤矿山废石	2a 后有效降低酸浓度

表 9.8　矿山酸性水控制技术概要

技　术	说　明	优　点	缺　点
1. 硫化物去除			
a) 促进生物回收	促进酸生成，以降低废石的硫化物含量.收集溶滤液，回收金属	最终，硫化物几乎完全去除，通过金属销售达到成本补偿	必须满足下列要求： ·精心控制溶滤液，否则将发生极严重污染； ·最终废液的处理； ·广泛的维护与操作。 在广大地区通过促进矿山酸性水反应存在加重问题的可能
b)物理去除	鉴别、挖掘严重酸生成地段，并运至环境上欠敏感地点	消除最危险的问题区	由于废石的扰动.可能造成短期的释放量增大.必须寻找适当的处理场地.识别严重的酸生成地段是困难的

续表 9.8

技　术	说　明	优　点	缺　点
2. 提高碱度			
a) 施用石灰石或石灰	废矿上设置石灰或石灰石表面覆盖，为渗入水创造碱性条件	实施比较简单，成本低	未必能达到矿山酸性水的长期、显著降低。难以计算石灰需要量，难以保证投放到危险的酸生成地
b) 碱沟	在挖掘的沟内外放置碱性材料，大体在废石的补给带	这项成本比较低的技术比简单的表面覆盖更有效，因为碱能随之渗入地下水，它需要很少的维护	不能保证成功。可能难以对极重大的地下水渗漏定位和提供必要的碱度。在长时期内，必须反复放置碱性材料
3. 水控制			
a) 地表水引流	把水从上坡汇水区引开，防止水渗入矿山	实施比较简单，成本低，能减少酸性水量和负荷，需要极少的维护	不能完全消除酸性水，因为水经由降雨和地下水流入
b) 重新修整废石表面地形轮廓并压实	重新修整并压实废石表面，水从地表引出，对补给带应特别注意	通过限制水和氧流入而减少污染物量和负荷，需要很少的维护	适用的成本。可能难于在尾矿上运用。未必完全消除酸性水，由于废石表面粒度细，开初可能增大矿山酸性水
4. 氧控制			
a) 废石上覆盖以粘土、塑料、水泥浆、沥青等	废矿（尾矿）上铺盖，以防止氧（和水）进入	可能显著地、有效地减少酸性水，需要适度的维护	对于大型废石场和尾矿库，可能是昂贵的，实现酸性水减少可能要花时间，由于差异沉降、水侵蚀，铺盖的孔隙性，难以达到完全密封
b) 淹没废石	升高地下水或地表水位，形成永久性水盖	从长期看，可能有效减少酸性水	可能难以找到大量的覆盖材料，中—高成本，可能必须冲洗以前氧化形成的酸和金属，可能难以构筑永久性引水工程和坝，难以或不可能实现淹没

续表 9.8

技　术	说　明	优　点	缺　点
5. 细菌控制			
a) 杀菌剂	在废石堆表面散上杀菌剂，如十二烷基硫酸钠、苯甲酸钠	应用比较简单，可有效地快速减少酸性水	至今很少在金属矿山试验，可能无效，成本中等。难以保证对废石(尾矿)陡坡地段投放，残余杀菌剂进入溶滤液，可能需要重新使用
b) 磷盐岩	把磷盐岩加到废石表面和深处(磷盐岩沉淀铁，破坏二价铁-三价铁-黄铁矿环)	可起到自调节控制的作用；可使硫化矿物包上薄膜，可迅速减少酸性水	较高的成本；如果不能完全混合在废石内，可能无效。由于应用困难，作为预防可能比控制更为适合
6. 原地中和添加碳酸盐	识别、挖掘严重的酸生成地段，并把耗酸的碳酸盐完全与废石混合	自调节控制，不需要进一步维护	可能很昂贵；由于石灰石上附膜，只有中等程度成功；由于废石扰动，初期可能使酸性水增加

9.4.1 限制氧

限制或消除氧、二氧化碳、氨、磷和细菌生长所需的各种营养物能够抑制或降低酸生成。控制尾矿库酸性水长期渗漏的方法有：

(1) 重新植被　如果有充足的土壤，可适当覆盖表面，逐渐使之变成缺氧状态，再增添腐烂的有机物，为硫化物氧化设置阻氧障。植被既可美化环境，又可防止扬尘和风蚀，但即使经由水和空气透入氧量略有减少，硫化物氧化和酸生成仍会发生。

(2) 水覆盖　如果以充足的水淹没整个尾矿，创造非氧化条件，将能抑制硫化物氧化，若在沼泽地上植被，能更有效地防止酸产生。

(3) 封闭层　有些矿山已采用化学封闭层，即合成材料(如

聚乙烯）再加上 15cm 厚的土壤盖层，但化学材料最终可能降解或破裂，且价格很高。硫化铁矿物的混合物能形成有效的阻氧透入的外壳。有些粘土能形成不渗透盖层，至少可以降低穿过尾矿或废石的渗透性，这就取决于粘土的毛吸作用性质。各种水泥基材料，或其中掺入废石如飞灰，都可能构成阻氧外壳。各种材料均需进行风化试验，以确定某种方法的生命力。

9.4.2 限制水

采用适宜的覆盖层可以使径流水多于渗漏水，减少尾矿内氧化量。可以考虑采用固体覆盖层如地质聚合物等。

9.4.3 分离出硫化物

如果可能的话，应在尾矿排放之前分离出尾矿中的硫化物，并将其单独堆放在一个地方，通过掩埋或地下排放控制氧化作用。

9.4.4 还原三价铁

如果没有首先采用中和与沉淀方法去除铁，则应将含三价铁的废水引至远离硫化物尾矿库区。因为含铁污泥最终能降解和释放三价铁离子，三价铁离子又能氧化硫化物，故最好在分离池内处理含铁废水。

9.4.5 控制 pH

虽然在提高 pH 值情况下降低氧化亚铁硫杆菌活度，但并不能完全消除，氧化作用将逐渐发生，并最终形成酸性条件。定期添加石灰石或石灰能延迟反应，添加盐能抑制细菌活度。

9.4.6 采用杀菌剂

业已证明，细菌是影响硫化物氧化的重要因素。为了抑制硫化物氧化，曾试验了各种有机酸和化合物的杀菌剂。报告有显著效果的是十二烷基硫酸钠（SLS），比烷基苯磺酸盐（ABS）更有效。实际上它是一种表面活性剂，抑制细菌附着在黄铁矿表面。大部分试验工作在煤尾矿和农用土上进行，与富集硫化物的贱金属尾矿相比，它们的硫化物含量较低。此外还证明，苯甲酸钠或钾山梨酸酯具有相当的效果。这些药剂在降低硫酸盐氧化和酸度方面临时有效，因为活性剂本身也被分解、连续加药成本很高。

9.4.7 控制粒度

硫化矿物粒度越细，反应面的表面积越大，氧化速度越快，越完全。

9.4.8 控制温度

在有氧化亚铁硫杆菌的情况下，氧化动力学在温度 35℃ 为最佳，而在 5℃则很少反应。

据 Flann 和 Lukaszewski 报告，硫化矿物反应性是磁黄铁矿>磁黄铁矿—黄铁矿>磁黄铁矿—砷黄铁矿>砷黄铁矿>黄铁矿>黄铜矿>闪锌矿>方铅矿>辉铜矿。矿石中出现 2 种以上硫化物还能显著地提高反应速度。

图 9.2 示出煤矿山仅有黄铁矿情况下酸生成过程。如果有其它硫化物在场，还将有酸性水质变化。黄铁矿和其它硫化矿物发生化学氧化和生物氧化，开始生成酸，酸有可能被岩石中碳酸盐矿物所中和。氧化亚铁硫杆菌生长量随 pH 降低而增大，生物氧化引起 pH 的进一步降低，达 pH3 以下。

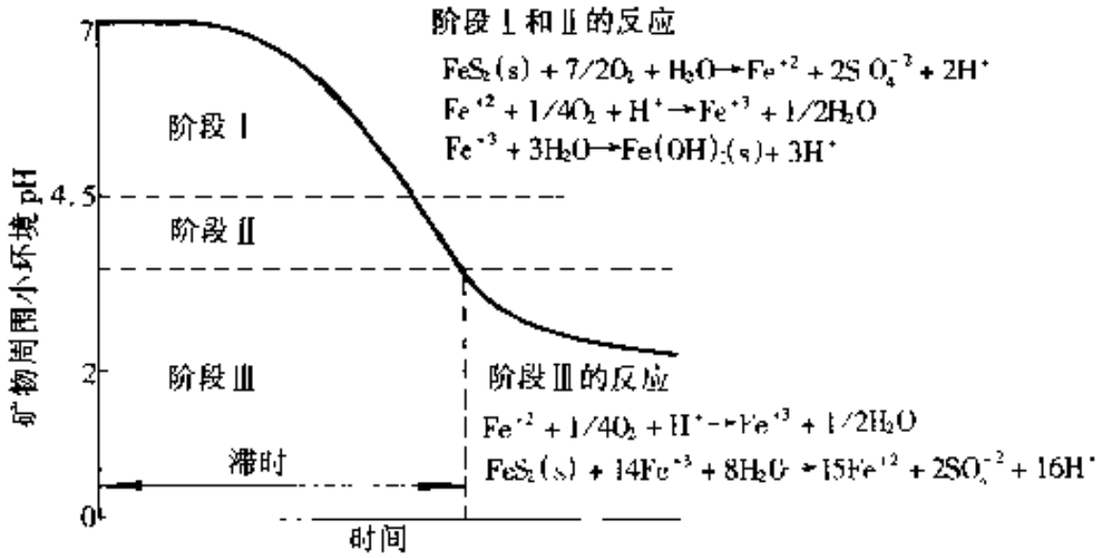


图 9.2 黄铁矿氧化生成酸性水过程

综上，与酸性水生成直接相关的首要因素是硫化矿物、氧、水、三价铁、氧化铁细菌，次要因素是中和酸性水的碳酸盐矿物如方解石、白云石或硅酸盐矿物如钙长石，以及其它反应如溶解，沉

淀和离子交换过程。矿山酸性水生成的重要物理性质包括粒度、物理风化和材料的渗透性。

防止或抑制硫化物废石场产生酸性水的方法有：

- 尽快或当即进行土地恢复施工；
- 分离或密封；
- 添加石灰、石灰石或杀菌剂。

露天采场处理方法有：

- 使最终边坡处在非酸生成段；
- 剥离台阶上松动岩石；
- 表面添加石灰、石灰石和杀菌剂。

9.5 酸性水的指示器

典型的矿山酸性水是在岩石上或池水内发现黄和红的染色，但亦可为蓝色或蓝—绿色的，其决定于贱金属矿的类型。渗漏区内的植物可能是矿山酸性水的早期指示器。

饱水土的传导率随水的化学成分而改变。因此，可以采用电磁传导率测量结果表征和测量废水迁移。这种技术已成功地用于绘制污染物缕流图，监控速度和方向的可能变化。

电磁传导率的高度异常可以探测出富黄铁矿含量的局部地段。适用于测绘富硫化物区限于厚度20m以内；饱和废石与非饱和废石比为1∶3。虽然这种方法似乎不能区别水质，但可用来确定渗流边界。

磁化率测量在研究尾矿风化中是有用的。磁化率是试样在磁场内临时被磁化能力的量度。总磁化率的可观变化性基本上是由铁—钛氧化矿物及其粒度、相对丰度控制的。磁化率水平变化是原氧化铁和硫化铁类蚀变的结果，例如液体沿裂隙运动并产生二次矿化，其具有较弱的磁化率。这些与蚀变有关的磁化率形式的识别可以提供有关液体运动的主要裂隙组的指示。

通常量测3个岩石磁性参数，即总磁化率、饱和剩磁和矫顽

磁力，其为监测磁性矿物类型和多少提供快速、经济、有效方法，但是不能确定试样中磁性矿物的确切种类，且比较费时，而精细分析方法如热磁测量和穆斯鲍尔测量能够比较精确地辨识出氧化铁的存在形式。

如果尾矿中含有原矿选矿残留的磁性矿物，磁性矿物变化的原理也适用于氧化的硫化矿尾矿。因此，多少磁性矿物进入尾矿是随进入选矿的原矿初始组分而改变的。当尾矿库废弃时，尾矿中硫化矿物的逐渐氧化导致二次磁化矿物生成，或者为氧化铁，或者为菱铁矿，无论生成哪种矿物，都将使每克的磁化率增大 100 倍。尾矿试样磁特性的量测结果代表原生和次生磁化矿物作用的总和。

温度记录成像技术已成功地应用于废石场，因为酸生成过程放热，在黑暗中进行测量时很容易辨识出活性带。

据 Cathles 试验，三价铁通过充满水的孔隙和裂隙扩散提供氧化剂的速度比废石场中硫化矿物溶滤速度要慢。主要通过三种方式将大气氧运移到硫化矿物：通过充满水的孔隙扩散；通过废石堆内填充空气空间扩散；空气对流进入废石堆。Cathles 根据表 9.9 和表 9.10 的数据，对氧扩散速度进行了有意义的计算。氧穿过孔隙率为 2%、厚为 0.3cm 饱水岩石层的氧通量计算为 6×10^{-6}g O_2/cm^2/月。假定岩石层含 2%黄铁矿，则氧化所含黄铁矿需要 1.5×10^{-2}g O_2/cm^2，而在同样氧通量情况下，溶滤速度为 0.04%/月。当岩石层厚度增大时，溶滤速度降低。当然，如果存在其它氧化剂如三价铁，速度将超过单一氧的速度。如果存在细菌，将增强二价铁氧化成溶滤所需要的三价铁。

表 9.9　计算所用参数值

符　号	定　义	空　气	水
$D/cm^2\cdot s^{-1}$	扩散常数	0.178	2×10^{-5}
ϕ	岩石孔隙率	0.02~0.2	0.02~0.1
$De/cm^2\cdot s^{-1}$	有效扩散常数	$(7\sim71)\times10^{-4}$	$(8\sim40)\times10^{-8}$
$C/g\cdot cm^{-3}$	氧浓度	2.8×10^{-4}	8.6×10^{-6}
P	密度	1.3×10^{-3}	1.0

表 9.10　计算所用常数

废石堆单位表面积(cm^2)由每年渗入降雨 6cm 运出 H^- 的克数	5.1×10^{-4}g
氧化黄铁矿中，消耗 1g(O_2) 所产生的 H^+ 的克数	0.0179g
溶滤 1g 黄铁矿所需要 (O_2) 的克数	0.94g
氧化 1g 黄铁矿所产生的 H^- 的克数	0.0168g

当排土作业停止时，酸性盐将溶解，在已复垦地区长久地连续地生成酸。例如一个 6m 厚的含 2%黄铁矿的废石堆，每年渗入降水 50cm，废石堆排出水 pH2.0，表 9.11 还示出 10%和 100%黄铁矿溶滤所需时间，表明酸性水将持续相当长时间。

表 9.11　黄铁矿被氧化量和冲洗黄铁矿氧化生成酸所需时间的估计

氧化条件	氧化的总黄铁矿/%	冲洗氧化黄铁矿产生酸所需时间/a
用废石堆内容积 20%的空气氧化	0.11	1.2
按堆浸速度，废石堆 1a 的氧化	10.00	108.0
100%黄铁矿氧化	100.00	1080.0

9.6　酸性水的预测

如果酸性水预测技术得以发展，能用来预报尾矿和废石生成酸的潜势，则可以大大地推进尾矿（废石）管理和继后的土地恢复和植被。若能在尾矿库设计阶段较早地知道矿山酸性水生成潜势，将能优化决定尾矿库结构类型、库址、排放方法和可能的废水处理方法，能合理地制订尾矿管理方案和实现作业成本的节省。

尾矿和废石生成酸的潜势是由其成因和特性决定的。生成酸的能力与硫化物和石灰质矿物含量有关，但矿物本身的分析结果并不能完全预示最终结果。Caruccio 指出，矿物的物理状态和与酸反应的碳酸盐矿物的溶解度变化很大，因此不可能全部用于酸中和。当预测矿山酸性水，提出以下方法：

续表 9.12

说　明	应　用	优　点	缺　点
3. B.C. Research 证实 试样放入 250mL 埃伦美厄烧瓶，70mL 培养基，在 pH2.2～2.5 下培养氧化亚铁硫杆菌；在 35℃，浓缩 CO_2 大气中，烧瓶放在回转振动器上；监测 pH，并补充附加试样；如果 pH 升高，试样则不是酸生成源；如果 pH 保持低值，试样为潜在酸生成源	加拿大贱金属和金矿山经常应用	应用比较简单；成本比较低；可以估计生物溶浸的潜势	细菌可能不适应试样；如果大幅度升高或降低 pH，恐难以解释；不能模拟初期酸性水生成阶段；试样 pH 值可能需几周时间才达稳定
1. 振动烧瓶 试样放在 1L 埃伦美厄烧瓶，加 600mL 水或营养液；在各种初始 pH，接种和温度下，试验一系列试样；试样培养达 3 个月；每周分析溶滤液，每两周检验参数变化	加拿大贱金属矿山偶尔应用	动态地模拟酸生成和消耗反应；评定酸性水生成的几个不同控制条件的效果	可能难以解释试验结果，成本比较高；收集和解释大量数据；完成试验时间长；不适用于大量试样；未考虑不同的粒度
5. 索格利特反应器 采用标准索格利特反应器；贮水池中放进水，蒸发，通入冷凝器，冷凝液体滴入装试样的壳筒，从那里返回进入贮水池；64～192h 后分析溶滤液	美国阿巴拉契亚的煤田偶尔应用	使用比较简单；在比较短的时间内可以取得结果；评价酸生成和消耗反应之间相互作用	结果难以解释；与大然过程的关系不清楚；仍处在发展阶段
6. 湿度盒 试样放入有机玻璃容器内，容器与潮湿空气接通；整个试样在干燥空气中经过 3 天，在潮湿空气中经过 3 天，第 7 天加上 200mL 水；排出溶滤液，并分析参数变化	美国阿巴拉契亚的煤田比较通用	模拟酸生成和消耗；试图模拟湿--干循环环境	可能难以解释试验结果，成本比较高；收集和解释大量数据；完成试验时间长；不适用于大量试样；未考虑不同的粒度

化矿物浓度明显差异，随着距排放口距离的增大，硫化矿物浓度降低。

Cathles 提出用氧化势(Eh)测定结果判别酸生成的可能性。矿物氧化的趋势决定于矿物环境的氧化势，当氧化条件增强时，Eh 增大。测量结果表明，Eh 随深度而降低。

据 Halbert 报告，黄铁矿的反应性不是决定废石或尾矿酸生成潜势的惟一重要因素，还必须考虑钙质的含量。然而，这两个测量结果本身并非始终充分，故应进行尾矿的溶滤试验。

另一个更接近尾矿实际风化作用的方法是测渗计试验，在受控、加速风化作用条件下，通过对比测渗计试验结果确定氧化和酸生成的速度和程度。此外，还考虑细菌氧化作用，试验包含接种的氧化亚铁硫杆菌，并与包含杀菌剂的测渗计试验相对比，提供非常有价值的资料。

综上可见，有许多方法可以用来预测尾矿库和废石场酸性水生成。然而，任何一种特定方法都是基于特定场地条件提出来的，采用时必须注意到这一点。

动态试验具有快速指示矿山酸性水生成潜势的优点，但在进行这些试验之前须作些必要研究。矿物学分析可能提供有关酸消耗和酸生成潜势的更多资料，图像分析可能提供硫化物的相对组分（数量和类型）、酸消耗源如碳酸盐、硅酸盐和酸生成后溶解过程耗酸的金属。

静态试验一个问题是缺乏实际风化条件下酸生成的实际数据。由于试验是基于酸/碱滴定法，不考虑可能发生的更多的化学反应。硅酸盐、金属和其它成分溶解将在这些试验中消耗试剂，因此，其不是酸性水潜势的真实测量。还有，在实际风化过程中，尾矿或废石中硫化物等风化是一个变化着的过程，这些反应包括氧化、溶解、Eh-pH 改变，吸附、解吸、沉淀、再溶解等。由于沉淀和水解反应，结果使酸度增加。酸度的变化和矿物表面的变化影响继后的化学反应和生物化学反应。因此，在尾矿内可能发生非常复杂的生物地球化学过程，而采用简单的酸/碱滴定法即便可

能、也难以有效预测。

为了提供矿山酸性水预测的基础数据，应当进行适当的受控条件下、加速风化试验。测渗计试验可以提供给定时间内平衡条件下酸生成的预计速度。尽管尾矿库和废石场发生的生物地球化学作用相当复杂，然而，作为酸生成预测，我们不必精确地了解正在发生的反应，只需知道达到某一酸度的时间和酸生成量。测渗计试验数据可以相当近似于现场的实际状况。

9.7 酸性水的处理

水是人类赖以生存的宝贵资源，然而，迅速被污染的忧患日趋严峻，采掘工业也正促进这一势态的发展。为此，矿山企业除了支付昂贵的尾矿库建设和管理费用外，还要为去除废水中污染物支付昂贵的污水处理费用。

特定矿山企业因其矿石类型和矿物性质、所使用的选矿流程不同，尾矿可能包含不同浓度的组分。固体尾矿可能包含铜、铅、锌、铝、铀、钙、镁、钼、砷等金属化合物以及未反应的硫化物，尾矿废水也可能包含类似的污染物以及硫酸盐、氯化物、硝酸盐、氨、氰化物、有机化学物、表面活化剂、絮凝剂、螯合剂、溶剂萃取剂和溶解的固体物，因此，废水处理方法也各不相同。

不是所有尾矿库都存在排放水污染环境问题。但处在降雨量超过蒸发量地区的尾矿库，特别是酸性废水情况下，则必须在排放到环境之前采用有效方法处理所排放的废水，使潜在污染物浓度降低到可接受水平，满足环保要求标准，且不可一味强调回收金属，以最经济的处理方法达到期望水质标准则为最佳方案，而回收金属的处理方案可能显著地增大处理费。表 9.13 列出北美某些矿山酸性水处理实例，表 9.14 列出废水处理各种方法的概要。应当指出，为了达到所期望的废水排放标准，联合采用 2 种以上方法从技术上和经济上更为合理。

表 9.13 矿山酸性水处理实例

公司	地址	矿山类型	沉淀剂	过程	能力/$m^3 \cdot d^{-1}$	所处理的废液	附注
伯利恒矿业公司	矿山 77 坎布里亚采区	烟煤	石灰	高浓度污泥处理	2.195	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	矿山 31 坎布里亚采区	烟煤	石灰	高浓度污泥处理	18.550	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	矿山 32—33 坎布里亚采区	烟煤	石灰	高浓度污泥处理	39.225	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	矿山 78 坎布里亚采区	烟煤	石灰	高浓度污泥处理	2.725	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	矿山 38 坎布里亚采区	烟煤	石灰	高浓度污泥处理	1.630	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	潘瑟河采区	无烟煤	石灰	高浓度污泥处理	65.410	矿山酸性水	常规浓密—澄清机在添加石灰前曝气，污泥中 30%～40%固体
兰德矿业公司	南非·斯普林	金和铀矿山	石灰	高浓度污泥处理	46410	矿山酸性水	常规浓密—澄清机

续表 9.13

公司	地址	矿山类型	沉淀剂	过程	能力/$m^3 \cdot d^{-1}$	所处理的废液	附注
诺兰达矿业有限公司	加拿大，魁北克，怀特阿姆莱特	Cu-Zn 矿山径流和尾矿	石灰	高浓度污泥处理	4320	矿山酸性水	在常规澄清机内设置板叠
	安大略，GECO 采区	硫化物尾矿，Cu-Pb-Zn 矿	石灰	常规沉降	4100	矿山酸性水	常规澄清机
	加伦矿	Zn-Au-Ag	石灰	高浓度污泥处理	2.600	矿山酸性水	板式浓密机
	安大略，马塔比采区	硫化物尾矿，Cu Pb Zn 矿	石灰	高浓度污泥处理	3900	矿山酸性水	板式澄清机，Zn 富集沉淀物运至冶炼厂，沉淀物 pH 在 10 以上时，絮凝物较轻
	巴瑟斯特，布伦瑞克采一冶	硫化物尾矿，Cu-Pb-Zn	石灰	以前高浓度污泥处理，现在石灰沉降	1800	矿山酸性水	大量结垢有碍板式澄清机
	巴瑟斯特，布伦瑞克采一冶	Cu-Pb-Zn 矿山水	石灰	石灰沉淀，在池内沉降和熟化		采矿和选矿废水	严重的硫代硫酸盐问题
英美公司	克罗姆德拉伊煤矿	恢复煤矿山排水	石灰	高浓度污泥处理	14000	矿山酸性水	常规浓密—澄清机，在非最佳条件下，污泥中 30%～40%固体物

续表 9.13

公　司	地　址	矿山类型	沉淀剂	过　程	能力/$m^3 \cdot d^{-1}$	所处理的废液	附　注
联合矿冶公司	不列颠哥伦比亚，金伯利	Cu-Mo	石灰	高浓度污泥处理	13000	矿山酸性水	常规浓密—澄清机
	不列颠哥伦比亚，特雷尔	Cu-Pb Zn 提纯	石灰	高浓度污泥处理	6500	提纯废水	常规浓密机，污泥循环至冶炼厂
国际镍有限公司	铜崖镍矿	Ni-Cu	石灰和空气	沉淀，在浓密过滤机内沉降	272000	矿山酸性水和地表排水	2%污泥浓度排至尾矿池
鹰桥镍有限公司	安大略，萨德伯里	Ni-Cu 矿山/选矿/冶炼	石灰和空气	沉淀，在池内沉降，最终植被	16000	矿山酸性水和尾矿循环	生物最终处理的最佳实例，该系统适于水管理
	安大略，萨德伯里	Ni-Cu	石灰和空气		16000	尾矿酸性水	水基本上循环使用，沼地有助于去除沉淀的金属
	安大略，奥纳平	Ni-Cu	石灰石	仅 pH 调节	11000	尾矿酸性水	

续表 9.13

公　司	地　址	矿山类型	沉淀剂	过　程	能力/$m^3 \cdot d^{-1}$	所处理的废液	附　注
基德克里克矿业公司	安大略，蒂明斯	矿山 Zn-Cu Ag	石灰	沉淀，池内沉降	16000	矿山酸性水	定期从池内挖污泥
	安大略，蒂明斯	选冶 Zn-Cu-Ag	石灰	沉淀，池内沉降	44000	尾矿酸性水	
里奥阿尔姆公司	埃利奥特湖	铀	石灰	向池内加石灰		尾矿氧化生成酸性水	$BaCl_2$ 沉淀镭
阿马克斯有限公司	美国科罗拉多，克莱马克斯	Mo	石灰加氧化剂	沉淀金属，分解氰化物，电絮凝		钼浮选尾矿的酸性水	为去除 Mo 安装 CIX
	科罗拉多，芒特埃蒙斯	Zn 矿山酸性水和尾矿	石灰和空气	沉淀金属，电絮凝	9500	老的锌矿山和尾矿的酸性水	
	密苏里，比伊克矿山和选厂	Pb-Zn			20800	矿山和选厂水	大量尾矿，贮留池和人工弯曲河道，最终处理池，最终贮留池植被和藻类
圣乔矿物公司	纽约，巴尔马特	Pb	石灰调节 pH			矿山和废石的酸性水	由于池浅，夏季排放难以满足温度标准。最终处理池的水池

表 9.14　适于矿山酸性水的处理方法

方　法	说　明	应　用	作业困难
电渗析	阳离子和阴离子渗透膜去除离子，膜传导驱动力是电功率，所需要的电流决定于浓度	脱盐 矿山酸性水处理	电池维护问题，硬度引起水垢，铁限度 1mg/L（废水），需要预处理，浓缩排放
反渗透	溶剂流过半渗透膜，超过渗透压侧的压力为驱动力	脱盐 矿山酸性水处理	渗透膜有 $CaSO_4$ 污垢，高压力（4～10MPa），浓缩排放
离子交换	阴离子树脂和阳离子树脂用 H^+，OH^- 等置换污染离子，再生把这些污染离子运至集中河流	脱盐 水软化 矿山酸性水处理 铀萃取	再生排放， 硬度， 树脂选择性和降解性
蒸发（蒸馏）	多级闪蒸或长管蒸，蒸发出纯水，留下浓缩液	脱盐 矿山酸性水处理	结垢， 腐蚀， 浓缩排放
冻结	新鲜水水冻结晶分离，冲洗和融化。当冰形成时，溶液变成浓缩状，杂质沉淀	脱盐 矿山酸性水处理 食品加工	盐排放， 动力费比蒸发法低，金属沉淀引起结垢和腐蚀问题
离子浮选（泡沫分离法）	表面活性剂连接溶解离子与气泡，通过泡沫去除废料	海水微量元素浓缩稀释液的废物处理	在生成水中残留表面活性剂，有望从稀释液中富集微量元素，但需要大量开发工作
溶质萃取	溶质从水迁移到溶剂。驱动力是溶剂中增大的溶解度。溶质从再循环的溶剂中去除	铀萃取 炼焦废物处理 有机质水处理 矿山酸性水处理	溶剂可能污染排出水，排出水中溶质浓度可能仍然较高，费用决定于溶剂回收
活性炭吸附	重金属的吸附—其它组分的氧化	矿山酸性水中铁氧化	中间过程—并非完全处理方法

续表 9.11

方　法	说　　明	应　　用	作业困难
中和	中和与反渗透相联合，方法是在整个中和阶段从反渗透再循环浓缩	矿山酸性水处理	通过冲洗循环去除反渗透膜 $CaSO_4$ 污垢，锰积累可能成为问题，处理水与污泥之比（容积比）为 100：1
臭氧化	亚铁氧化成三价铁，接下中和	亚铁含量高的废水和矿山酸性水处理	可能较好控制，较高处理量，较低成本（比普通氧化），补充中和过程
沉淀物浮选	金属氢氧化物沉淀物的溶剂浮选	实验室研究阶段	

9.7.1　沉淀方法

9.7.1.1　中和—沉淀

许多矿山企业采用石灰中和方法处理酸性水并沉淀重金属，但在含 1%～2%触变污泥情况下，可能使污泥处理和脱水困难，而需要大的贮存面积。

中和沉淀反应是：

$$Ca(OH)_2 + H_2SO_4 \longrightarrow Ca^{2-} + SO_4^{2} + 2H_2O$$

当 $CaSO_4$ 浓度超过 2 g/L 时，发生 $CaSO_4$ 沉淀：

$$Ca^{2\cdot} + SO_4^{2-} \longrightarrow CaSO_4$$

用石灰取代溶解的硫酸铁：

$$2FeSO_4 + 2Ca(OH)_2 \longrightarrow 2CaSO_4 + 2Fe(OH)_2$$

溶解的氧把可溶的硫酸亚铁氧化成不可溶的硫酸铁：

$$2Fe((OH)_2 + H_2O + 1/2O_2 \longrightarrow 2Fe(OH)_3$$

随着 $Fe(OH)_3$ 的生成，溶液中重金属浓度因沉淀而降低。氢氧化铁污泥最终脱水，形成黄褐色泥浆：

$$2Fe(OH)_3 \longrightarrow Fe_2O_3 + 3H_2O$$

因此，在采用中和--沉淀方法处理酸生水时，为了提高多数金属的共沉淀，可以考虑填加高价铁。

溶剂萃取从流程中去除铁，并作为可销售铁产品如 Fe_2O_3、$FeCl_3$或铁粉回收，从经济上和环境上都是有利的，且可以显著地减少尾矿库面积，并使尾矿得到较大的稳定性。

石灰中和酸性水所产生污泥的类型决定于填加方法和废水组分。铁氧化既生成结晶质氢氧化铁，又生成非结晶质、不良沉降的氢氧化铁。重复循环沉淀污泥可以改善沉降特性。

采用石灰中和方法时，可有 3 种流程选择：其一，简单地把石灰填加到废水中，继后再排至尾矿池。这是成本最低的流程；其二，直接机械流程，设置一个独立的处理厂，包括石灰反应、铁氧化和沉淀池，以及澄清池或沉降池。这种方法的主要问题是污泥处理，由于污泥浓度低，往往很长时间呈非致密状态，需要大的贮留空间；其三，高浓度污泥处理流程，重复循环沉淀的污泥，相比而言，其使要处理的污泥体积最小。表 9.15 列出低浓度和高浓度污泥处理池的主要优点和缺点。

表 9.15　高浓度和低浓度污泥池的对比

名称	优　　点	缺　　点
低浓度污泥池	• 低维护费 • 低作业费 • 低基建费 • 污泥贮积方便	• 风和温度的干扰 • 重新悬浮已沉降的絮凝物 • 需要大的贮留面积 • 排放过程不良控制 • 可能发生短路循环 • 最终排放不可接受
高浓度污泥池	• 需要较小的贮留面积 • 减少排放量 • 适合于长期处理 • 生成高浓度污泥，因此沉降快 • 较有效地利用石灰 • 无两性沉淀 • 提高了溢流液的澄清度	• 较高的基建投资、作业费和维护费

最好采用二段中和一沉淀流程，使用石灰石中和到 pH 4.0，然后填加石灰中和到所期望的 pH。这种联合方法产生污泥体积略高于单独使用石灰石，而污泥浓度约为单独使用石灰的 5 倍。

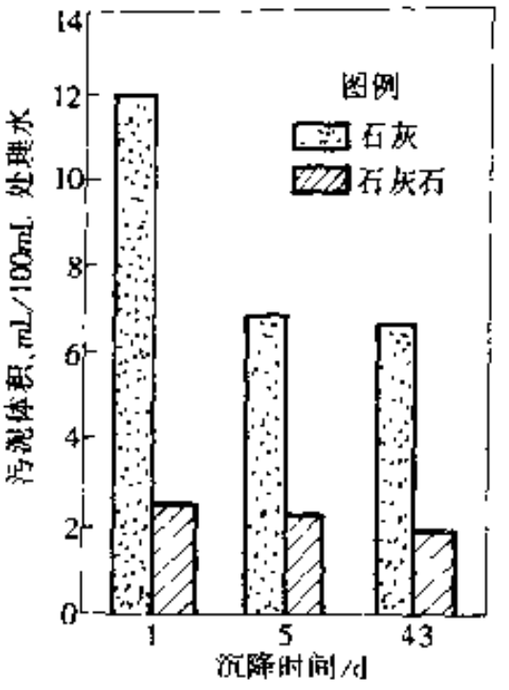


图 9.1 石灰石处理（1d）产生的污泥浓度比石灰中和（43d）产生的污泥浓度高

Robins 研究了温度 25～110℃范围内砷酸铁 $FeAsO_4 \cdot 2H_2O$ 沉淀，结果表明，在较高温度下，溶解度较低，在较高 pH 下，发生 FeOH 分解。还有，如果在 Fe/As 比值＞1.0 时发生沉淀，则随着沉淀物熟化，该比值逐渐恢复到 1.0。在 Fe/As 比值为 2～5 时沉淀，处理液中砷浓度为 0.5mg/L。Krause 和 Ettel 试验了 pH 5.0、温度 80℃、Fe/As 比值 1～16 条件下砷酸铁的沉淀，表明砷沉淀效率和沉降速度随 Fe/As 比值增大而提高。在 25℃、pH 5.0 条件下溶滤时，较高的 Fe/As 比值下沉淀物最稳定，溶解度为 0.05 mg/L。在 pH 3～8 下溶滤时，数据表明出现最大稳定性，As 溶解度＜0.10 mg/L。pH ＞8 和 pH＜3 时，出现溶解度增大。此外，当 Fe/As 比值≥8.0 时，砷的溶解度不受沉淀物熟化的影响。

实际上，砷沉淀与溶解并非发生在单一盐的纯溶液中，过程极为复杂。风化作用、继后的污染物迁移速度和广度取决于一系列生物地球化学反应，即尾矿的矿物含量（如硫化物、方解石等）、孔隙水化学、生物种类、水位、尾矿的物理条件（孔隙率、渗透性）、气候条件（降雨、酸雨）等都影响砷化合物的溶解度以及日后在尾矿库内的迁移，进而影响接受区环境。

如果把砷酸铁排入尾矿库，则在尾矿风化过程中硫化物氧化生成酸，将溶解砷。此外，在与大气 CO_2 相平衡中与水接触，

$FeAsO_4$将逐渐转化成 $Fe_2(CO_3)_2$，并随着 pH 的降低，砷被释放，如此释放又造成环境问题。

Lutwick 和 Ritcey 对含钍、镭和其它放射性核素的铀尾矿废水进行了砷与锌、铁、铜和钡共沉淀的研究。在 pH 4～7 范围，铅与砷（和锌）完全共沉淀。砷酸铜（和钡）与砷酸锌获得类似效果。在 pH 5～6 范围，砷酸铁沉淀效果最佳。在 pH 2 下，钍从溶液中完全去除，而在 pH 12 左右时保持不可溶，在 pH <2 时，在增大砷酸盐浓度情况下，砷酸钍沉淀是可能的。

俄罗斯科学家介绍了净化矿山水的改进石灰中和工艺。开始，给矿山水曝气，以保证亚铁转变成高铁，接下用 5%～10%的石灰浆、二段中和至 pH7.0～7.5，然后填加 C_7—C_9 合成羧酸，按 120～200 g/m³ 逐渐填加，去除铁(390～670 mg/L)、铝(55～140 mg/L)和钙(140～150 mg/L)。净化水含 Fe 5～10 mg/L，Ca 120 mg/L 和钙微量。

9.7.1.2 *硫化物沉淀*

金属硫化物溶解度通常比金属氢氧化物低几个数量级，因此，在廉价可得硫化物（如 NaS、$(NH_4)_2S$、BaS 和 H_2S）的场合，可以考虑使用硫化物沉淀剂，在废水中填加硫化物离子使金属硫化物沉淀。通常采用二段沉淀，即首先进行石灰中和，然后硫化物沉淀。硫化物沉淀有两个缺点，一是如果容许硫化物氧化，可生成硫酸，则有毒的重金属可能释放到环境；二是废水中过量硫化物反应，生成有害环境的硫化氢气体。

酸性水中重金属往往是最有害的污染物，且也可能具有回收的经济价值。为了达到环境排放标准，同时通过回收、销售重金属以补偿废水处理费用，可以采用二段流程去除重金属，一段中和去除氢氧化铁和氢氧化铝，此段呈缓慢沉降，需填加絮凝剂；二段沉淀重金属，其以硫化物形态如 CuS、ZnS，沉淀和沉降很快，而填加絮凝剂可能更加快硫化物的沉降速度。图 9.5 示出处理池系统的设计。

沸石公司曾提出 Sulphex 方法，这种方法是在不生成硫化氢

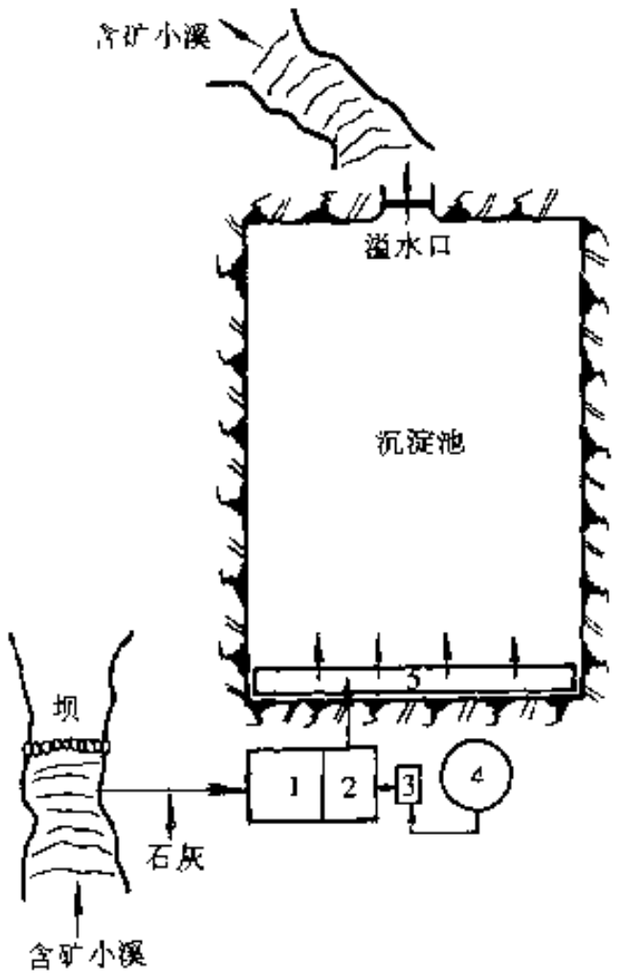


图 9.5　矿山水处理系统

1—接触池—中和段；2—接触池—硫化物处理段；3—硫化物溶液泵；4—硫化物混合池；5—配水槽

情况下使用硫化铁沉淀重金属，需填加浆状沉淀剂，在 pH8～9 下进行处理。日本电子公司也用硫化铁去除重金属，废水与铁盐混合后，加碱并在空气中氧化，产生铁氧体沉淀物，通过过滤或磁场去除沉淀物。在 pH6.5～7.5 条件下，采用硫化铁沉淀法可以有效地去除废水中砷。

有许多硫化物源可以利用，但是从经济上讲，就地由废水中硫酸盐离子用生物生成 H_2S 是最有利的。通过还原作用，细菌把硫酸盐转化成硫化物，最终重金属硫化物沉淀。然而，如果这种硫化物污泥不在水下封存或排除氧化条件，其可能再氧化生成硫酸，使 pH 降低，金属溶解，重新造成环境问题。如果能销售金属硫化物，在选厂采用硫化物控制沉淀是有经济意义的。如果把硫

(3) 工艺：分散（快速混合）能量、时间；絮凝时间；分散和絮凝时间；絮凝物 pH 值；中和剂填加方法；中和剂的类型；聚合物填加方法；叶轮尺寸和类型。

9.7.2 硫代盐氧化

铁的硫化物如黄铁矿、磁黄铁矿和白铁矿在强碱性溶液中处理时，有少量铁的硫化物反应生成硫代硫酸盐和连多硫酸盐，当把它们排至尾矿库时，如果停留时间足够长，在温暖气候条件下，这些硫代盐可能被分解，发生氧化，生成硫酸。

试验结果表明，生物氧化是一种有效而又经济的方法。贮留 6 天时间的曝气池系统能氧化硫代盐浓度约 1000mg/L。在新布伦斯威克所进行的研究证明这套系统在夏季是有效的。在氧化动力学中，温度是限定性因素。自养需氧细菌作用可将硫及其还原化合物转化成硫酸盐。

另一种较满意的方法是在废水排至尾矿库之前，通过选厂内氧化阶段来完成氧化。用氯和臭氧氧化硫代盐反应如下：

$$S_2O_3^{2-} + 4Cl_2 + 5H_2O \longrightarrow 2SO_4^{2-} + 10H^+ + 8Cl$$

$$2S_2O_3^{2-} + 5O_3 + 2H_2O \longrightarrow 4SO_4^{2-} + 7/2O_2 + 4H^+$$

硫代盐经如此化学的和生物的氧化，生成酸。

现行工艺偏好在尾矿池内采用生物氧化来分解硫代盐。如果要达到完全去除硫代盐，用 Fe^{2+} 催化的过氧化氢进行氧化，无论是技术上还是经济上，似乎都是最佳的。

含硫代盐的酸性渗漏水和含氰化物溶液都可能贮积在尾矿库内，继之空气氧化和生物氧化，分解硫代盐和氰化物，也可能尾矿池水原本为酸性。目前多采用较贵的石灰化学处理，或者填加在尾矿池内、或者在选厂预先中和，生成大量石膏排至尾矿库。而自动氧化和生物氧化可使废水中某些污染物浓度的显著降低。通过适当的还原菌种选择、在尾矿池内接种，酸（硫酸盐）转化成硫化物，贱金属硫化物沉淀，再排放至环境，使其影响最小。

9.7.3 超滤、微滤和反渗透方法

超滤用来分离和去除 0.001～0.1μm 范围的溶解材料，微滤

用来去除悬浮固体物，反渗透用来分离小于 0.001μm 的溶解材料。这些方法不适于分离离子材料，因其粒度小而穿过膜孔隙。据 Cartwright 报告，采用乙酸纤维素膜可有效地处理有机化合物污染的废水，采用二段反渗透方法成功地处理溶解金属污染的地下水，满足了排放标准。

反渗透是一种浓缩技术，在渗滤去除悬浮固体物之后，以压力 4.0MPa 将溶液泵入反渗透装置。可以用来改善矿山排水的水质，几乎可以完全去除酸性水中溶解固体物，约 95%的水回收，98%的贱金属 Cd、Cu、Cr、Ni 和 Zn 浓缩在小的水体中。在加拿大，广泛用于处理氰化物废水。最好不选择空心纤维膜，因为它易阻塞。铁和钙是化学结垢的主要原因，金属盐的沉淀、悬浮固体物或胶体的沉积、温度和细菌的存在都可能降低渗透膜的有效寿命。通过定期冲洗常能控制结垢。一般在 pH＜3.0 下工作时，可防止阻塞。

9.7.4 褐煤吸附

澳大利亚墨尔本大学材料研究所 Cullen 的研究表明，褐煤、冶金焦炭、硬木锯屑及其它似纤维素材料都可用作金属的良好吸附剂，而未精选的褐煤效果最好，能吸附其自身重量的 15%的铜或镍，36%的银和 46%的铅，还成功地吸附锌和钙。

定床系统使用的褐煤粒度为－1.18mm＋0.18mm 或－1.18mm＋0.4mm。在吸附金属之前，用石灰浆预处理煤，所需石灰量取决于所要处理废水 pH 和金属浓度。钙与煤中某些官能团结合，并与废水中金属相接触，钙被交换和释放到溶液中。

负荷量决定于废水的金属浓度、煤与废水体积的钙负荷比和接触时间。在有利于高金属负荷条件下，可达如下吸附：52.6% Hg、46.5%Pb、40.5%U、32.8%Ag、23.0%Cd、19.7%Cu、18.8% Fe、14.3%Zn、12.8%Mn、11.8%Ni、11.8%Co、11.0%Ga、8.0% Al、8.0%Sb 和 5.5%V。据 Cullen 报告，还成功地用褐煤从污染水中去除微生物和 C.O.D。

通过酸解吸可从煤中回收金属，通过与石灰中和，煤可再使

良好再生效率；较小的树脂量；良好质量的水；较小的贮水池；竞争性的资本费和作业费。

在加拿大矿物和能源技术中心，采用单级深流化床，强酸阳离子树脂 Amberlite 200C 成功地从矿山废水中去除各种贱金属，表 9.18 列出给进和处理后废水的分析结果。为了避免在使用 H_2SO_4 时生成硫酸钙，用 3M NaCl 洗脱树脂。

表 9.18　采用连续离子交换处理矿山水

金　属	给进/μg·g^{-1}	处理后废水 μg·g^{-1}
Cu	53	<0.02
Ni	5	<0.03
Co	0.4	<0.01
Fe	1	<0.03
Ca	15	<0.4

在类似的流化床中，还采用强碱阴离子交换树脂 Amberlite IRA-400 处理了 pH 1.9、含 U 0.83 g/L 和 Th 0.26 g/L 的废水，去除 U 99.6%，Th 95%。其后在矿山地下采用直径 0.76m、高 4.27m 吸附柱内进行中试，研究含 U 100μg/g 的矿山水处理，首先用 Na_2CO_3 处理废水，以沉淀钙，从氯化钠型阴离子树脂 Duolite A101D 去除铀。处理过的矿山水 U 降至<1μg/g，用 1M NaCl 从树脂中洗脱铀。

9.7.6　生物学方法

生物学方法是处理矿山废水比较理想的方法，应用生物系统的潜势决定于所要处理废水性质和必需营养物的可得性。生物处理方法可在较宽的 pH 范围使用，但普遍在 pH6.0～8.0 区间，大气通过自然循环穿过介质为需氧处理过程提供必需的氧。采用需氧处理方法，由于微生物代谢作用而生成次生污泥，这种污泥可能难以脱水，常需借助于沉淀剂沉淀。除了生物活性沉淀池外，可以采用藻类植物、泥炭苔藓和沼泽净化废水。

9.7.6.1　泥炭地吸附

酸性水渗经以水藓为主的泥炭地，由于阳离子交换和亚铁离

子氧化作用，其酸度和亚铁离子含量显著降低。莱特大学设计一个大型可移动式处理系统（图 9.6），头几隔层内放入活水蕻，最下一层放石灰石。水渗经水蕻后，水的酸度没有改变，但渗经石灰石后发生显著降低，pH 从 2.5 升至 4.6，亚铁离子氧化成高铁离子为 97%，水蕻去除总铁约 72%。弗吉尼亚大学进行了类似试验，结果表明，酸性水流经泥炭地，水质迅速改善。在 20m 距离内，pH 从 3.0 提高到 6.0，硫酸盐浓度从 210mg/L 降至 5mg/L，铁浓度从 26mg/L 降至＜2mg/L。在另一湿地调查中，矿山水 pH5.5～5.8，含 Fe20～25mg/L，Mn30～40mg/L 以 2.0～2.5L/s 速度引入香蒲泥炭地，流出液含 Fe＜1mg/L，Mn＜2mg/L，近于中性。

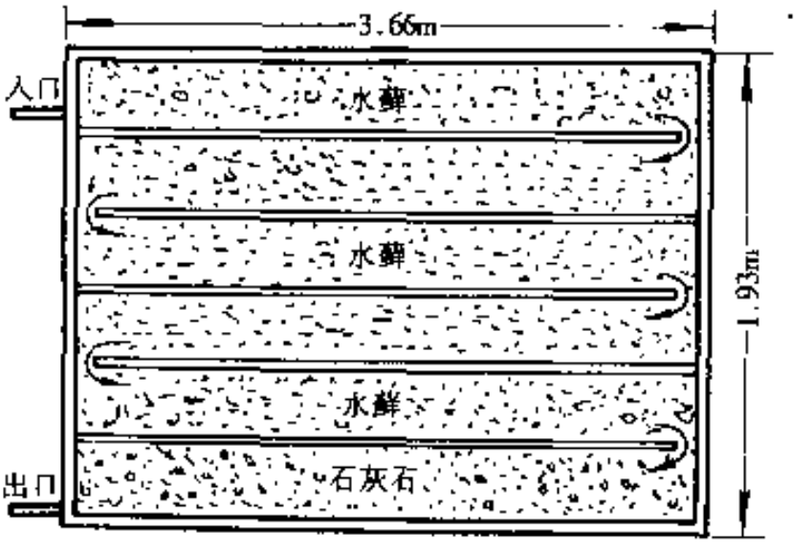


图 9.6　酸性矿山水穿经泥炭—石灰石系统的渗流

Kleinmann 基于上述典型试验和观察结果，将水蕻和香蒲从湿地移植到 3 个矿山酸性水区。湿地面积 70～800m^2，其 40%～60%为潮湿的，处理流量为 0.13～0.50 L/s。初步试验数据列于表 9.19，铁近乎完全去除，锰有显著降低。

沼地和湿地似乎能从废水中去除各种组分，去除机理可分为化学的、物理的和生物的。生物转化发生在细菌附近，因此，植物和腐殖质可促进这一转化。如果要建立人工湿地，则须设计成这样的环境，即植物生长和继后分解中能产生大量的腐殖质。

表 9.19　湿地性质（2 个月的试样）

矿　山	Fe		Mn	
	流入液	流出液	流入液	流出液
矿山 1	24.0	0.5	43.8	16.1
矿山 2	8.7	1.2	24.5	15.5
矿山 3	24.0	0.6	16.0	3.8

适于废石场渗漏水处理和控制的最佳泥炭地包括人工移植水中的香蒲，其最大深度为 18cm，基底层为表土、堆肥和禾秆。为模拟植物种类的自然演替，间植苔藓植物如水藓，香蒲成活率因此而提高。水藓可有效地去除铁和锰，但对 pH、浸渍、干燥、淤泥和强阳光变化极敏感，间种香蒲为水藓遮光并减轻其它破坏因素。铁和锰去除机理不决定于任一种群，但决定于泥炭地生态条件。泥炭地的微生物似乎是控制因素，从成功泥炭地取土接种可以改善不成功泥炭地的性质。

Pesavento 自 70 年代末至 80 年代为宾夕法尼亚州 C 和 K 煤炭公司建立 27 个泥炭池，规模从 $20m^2$ 到 $100000m^2$，成活率为 85%。去除 Fe 和 Mn 的成功率为 80%和 20%，pH 可提高到中性。泥炭地建设费 1.5～5.0 万美元，而年节省渗漏水处理费 10～15 万美元，成效显著。虽然，他提出的泥炭地建设的一般性建议并非普遍适用，但却可为我们增大成功建立植被的机会提供指导。主要经验是：

（1）基底层必须适当，要移植的植物根部土壤应是最好的，下面是堆肥、部分腐烂的禾秆、覆盖物、园艺的泥炭沼、新鲜禾秆和地表面。深度约 20cm。

（2）如果基底层适当，菅茅、芦苇和香蒲最易存活，在这种情况下，可重复水藓到香蒲、或藻类到水藓到香蒲的自然次序。

（3）水藓对淹没、干燥、淤泥和强日光照非常敏感，必须以间植香蒲加以保护，或者在水藓表面放置禾秆或枯树。

（4）植物可能因移植过程而受损伤，当移植环境类似于原产

地生长环境，迁移距离短、完成移植的滞后时间短时，则可达到很高的存活率。

（5）水位控制应简单，抗环境和野生动物损坏，应避免使用管路和沟渠，最好采用枕木和砂构筑的宽溢流坝。

为采用生物过滤器去除水介质中某些矿物，Pesavento 提出以下准则和参数：

Ⅰ. 在考虑湿地方案之前的基本准则

A. 渗流量：最大和最小

B. 水质：pH-氢离子浓度；碱度和酸度；铁；锰；铝

C. 适用范围：一般 20 L/100m^2 (pH＞4)，Fe＜200μg/g，Mn＜60μg/g

Ⅱ. 场地选择因素

A. 场地可达性，能使用运土设备和汽车运送材料

B. 尽可能使用重力渗流

C. 地表必须平缓，便于水位和渗流控制

D. 当生物系统生长时，将需要处理系统

Ⅲ. 施工因素

A. 基底层：宏系统和微系统对 pH 要求；宏系统要求；微系统要求

B. 堆肥层：宏生物体要求；微生物体要求；矿物去除和沉淀要求

Ⅳ. 金属离子去除的生物因素

A. 铁去除：香蒲系统－密度和大小；苔藓植物系统－种类；微生物系统：藻类、真菌和细菌

B. 锰去除：香蒲系统；微生物系统

C. 铝去除：香蒲系统；苔藓植物系统；微生物系统

D. 硫酸盐去除

Ⅴ. 去除铁和锰的复合湿地

A. 钙基底层用于 pH 控制，为固定锰细菌增殖提高 pH

B. 腐殖质层增进微生物区系和大型植物区系形成，并建立自

再生生物系统

C. 湿地稳定剂大系统：为微系统提供基质，并防止微系统冲掉；注意防止非湿地植物群落支配本系统，并抑制湿地生物反应（例如，黑麦草扼死香蒲）

Ⅵ. 宏系统移植因素

A. 香蒲、芦苇、灯心草：pH—植物原生地与移植地水之间差异<2；种植深度—根系统应为同样深度；密度—植物密度不超过原生系统

B. 苔藓植物：尽可能成丛移植香蒲；移植苔藓植物时，应确保基底层接近于原产地（对于水藓，pH 不超过 5.0）；注意照射到水藓的光量

尽管业已成功地证明，湿地能够有效地降低环境影响，但人们仍然担心：

（1）如果总金属浓度和酸度很高，可能需要建立很大面积的湿地；

（2）由于饱和条件的总负荷或非平衡条件的突然释放，都可能造成恶劣的环境影响；

（3）湿地建设费很高，如果污染废水的酸度高、则可能需要石灰或石灰石中和，结果会增大作业费；

（4）虽然有些污染物可作为阳离子吸附，但有些金属是二性的，它可能转为阴离子型（例如砷酸盐、硒酸盐类），并可在特定条件下洗提；

（5）动物摄入饱和金属植物可能造成生物链破坏；

（6）植物腐烂和生成粉尘可能产生不利的环境影响；

（7）只要存在高水位和潮湿条件，就可能出现厌氧条件和产生硫化氢。

每个地方都有它独特性质，务必针对所要处理地区和水质条件进行专门的湿地设计。

9.7.6.2 生物吸附

为评价生物吸附方法去除废水中金属的可行性，需要考虑以

数据。尾矿坝下游人工开挖一条弯曲浅沟和第二沉淀池(图 9.7)，矿山水和选厂废水排至第一尾矿池，然后排至弯曲浅沟系统，以促进藻类和其它水生植物生长．而最终沉淀池防止藻类和所拦截的沉积物排泄进入小河。这套系统总停留时间为 60 天，重金属(Fe、Pb、Cu、Ni、Cd、Zn)去除 99%。据化验结果，第一尾矿池主要含小球藻和其它单细胞藻，而弯曲浅沟含刚毛藻、根枝藻、网藻属、水绵属、眼子菜属，沿堤生长香蒲。图 9.8 的数据说明布伊克矿铅尾矿池下游人工浅沟中藻类对重金属的积累。

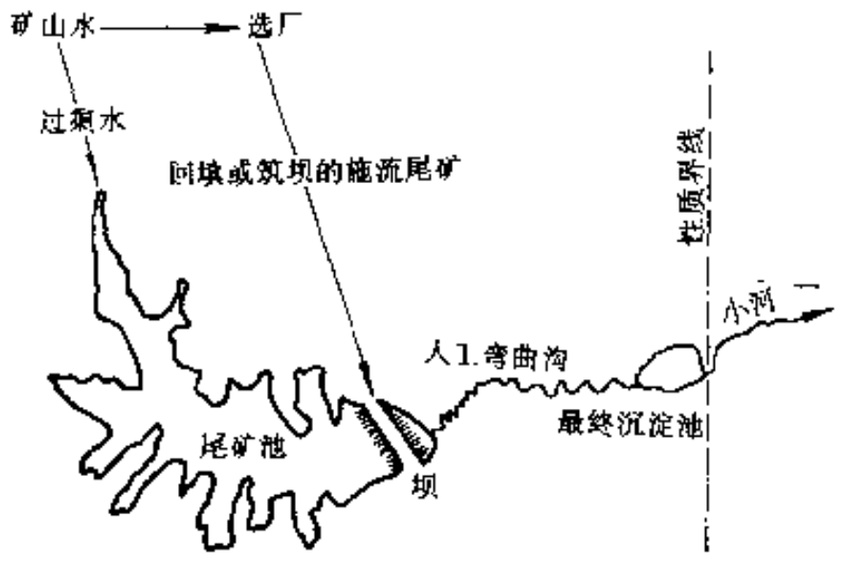


图 9.7　布伊克矿山和尾矿废水处理系统

此外，Sloan 等研究了用绿藻和兰绿藻吸附重金属的能力，结果表明 Cd、Cu、Pb 和 Zn 显著去除。Mann 等研究了加拿大埃利奥特湖地区铀尾矿废水，在 pH 2～3 下生有眼虫藻，含 U $3\times10^5\mu g/g$ 及其它重金属。Townsley 等在试验室证实了青霉属真菌从 pH 5.0～5.5 废水中去除铜和金的应用，0.5h 后，铜去除浓度从 1 μg/L 升至 20 μg/L。

9.7.6.3　生物控制

在含硫化物的尾矿中，氧化亚铁硫杆菌促使硫酸盐氧化和硫酸生成。抑制氧化亚铁硫杆菌作用的途径有二：一是采用某种类型的阻氧障防止氧进入尾矿，以消除细菌氧化；二是把肉食生物引入尾矿库区，以消除氧化细菌。

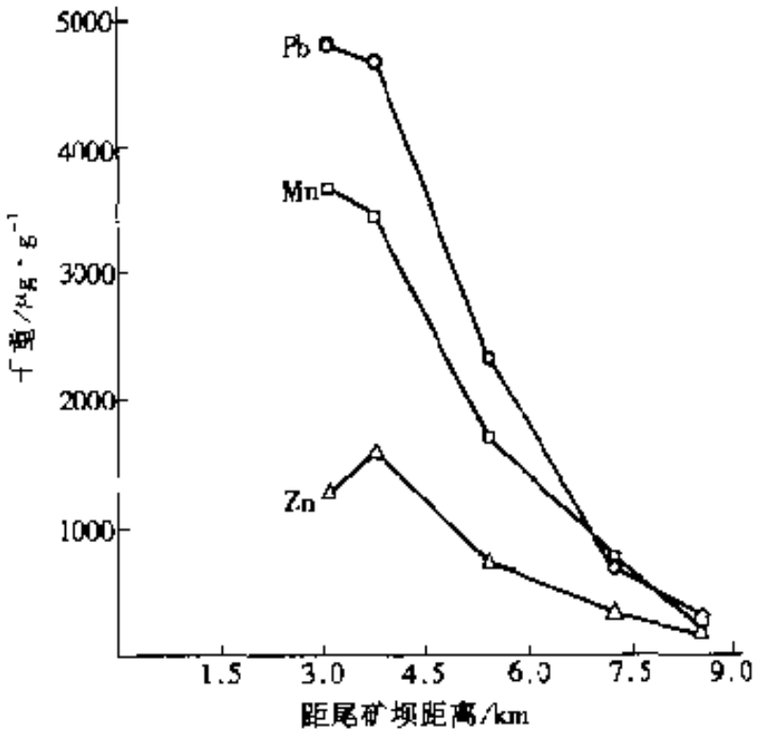


图 9.8　尾矿池下游藻类对重金属的积累

加拿大安大略研究基金委员会对肉食生物捕食氧化亚铁硫杆菌的可能应用进行了研究。试验在测渗盒内进行，每个盒内装 7～8 kg 不同黄铁矿和磁黄铁矿尾矿，盒内接种肉食的原生动物。这些肉食生物在 pH2.5～3.5 或 4.5～6.2 下是活性的，含较少的原生动物种类如鞭毛虫。试验表明，在 pH6.2 时，一种原生动物系族很好地生长，而 pH3.6 时则不活动。生物控制策略决定于能否把足够数量的肉食生物引入尾矿库。

Shearer 等研究了应用于矿山水的可能性，他们分离出几种柄杆菌，并发现几个月后酸度较低，但氧化铁和氧化硫细菌仍存在，只是数量减少。总体看，生物控制的发生机理和效果仍存在很大疑问和推测。

9.7.6.4　微生物纤维素降解

降低废水酸度的方法衍源于自然过程。据报告，酸性矿山水渗经腐烂木材坝后，其酸度和硫酸盐含量降低。酸性废水与木材接触使得异养生物得以生长，其中包括降解纤维素的还原硫酸盐细菌，而重金属硫化物在坝下游沉淀。观察表明，当 pH 升至 4 以

上时，硫酸盐发生还原，硫酸盐的还原剂是脱硫孤菌，还原硫酸盐细菌的营养物由纤维素或木材降解产物提供。

在实际应用中，由于纤维素溶解细菌和酸度降低细菌性质不同，要求以废木材分离出不同的环境条件，即处理沟内设置一系列隔板，间隔填入废木材，间隔留下无废木材的窄空间以曝气，酸性矿山水和尾矿水流经下游溢流坝，进入一系列沉淀池，沉淀重金属硫化物，然后定期疏浚，改善水质。

9.7.6.5 *生物障*

虽然水藓、植物、藻类能够吸附废水中金属和其它污染物，但只适用于短期处理废水并使之满足环境约束，而从长期讲，未来总有达到饱和的时间，那时，可能释放出所吸附的材料，发生浓缩释放问题，其延及环境，相对于稀释状态的同一组分，对环境危害更严重。此外，在水藓、香蒲生长期间，如果有的动物吃了吸附金属的植物，可能损害食物链。而且，这些植物最终将分解，必将再一次发生浓缩释放，造成环境问题，所以，要以生态学理论设计尾矿系统，使整个处理系统始终处于控制之下，必须掌握吸附负荷、解吸、动物习性知识，以有效利用天然环境作为最终处理介质。

废水处理方法的选择决定于废水类型、数量和组分，而尾矿库接受径流量与渗漏量之差是决定废水数量和组分的重要因素。因此，原尾矿库设计应尽可能利用环境，其将决定尾矿排放类型和坝体结构类型。

在处理尾矿渗漏的工程系统中，为了减少酸性渗漏水迁移，可以在尾矿基底或外围设计障，即由泥炭、土壤、粘土、离子交换材料或生物组成的障，其作为外部处理方法截止酸性水渗漏。Opitz 和 Sherwood提出中和障系统，在美国埃克森高原铀矿尾矿池基底设置表土—石灰障，用以中和酸性废水和沉淀金属。结果表明，可以有效降低酸度，去除硫酸盐，同时降低了微量金属和放射性核素浓度、渗漏速度。也可以围绕尾矿库挖沟，充填以有机物、其它吸附剂或中和介质，或其它化学物。如果不发生周期

性高浓缩释放于环境的问题，这样系统将能提供合乎要求的水质。如果已知工程控制沟系统的能力，可以在达到饱和状态之前及时补充一些材料，以后也可能从这些材料中回收有用金属。也可以把细菌看作外部障，采用贮留池形式设置生物障，用细菌去除氰化物、中和酸和沉淀金属硫化物。

生物处理是通过生物系统（在尾矿池内或外围河沟内）处理尾矿渗漏水并允许处理过的废水流入环境。在此过程中，普通生物处理系统可能达到饱负荷或植物腐烂、发生洗脱、解吸、分解或动物摄入。而生态工程控制系统则是在整个库区的工程设计中采取预防措施，使穿经控制沟的渗流量最小，且使最终排出水为环境所接受。图 9.9 示出这两个系统的对比。

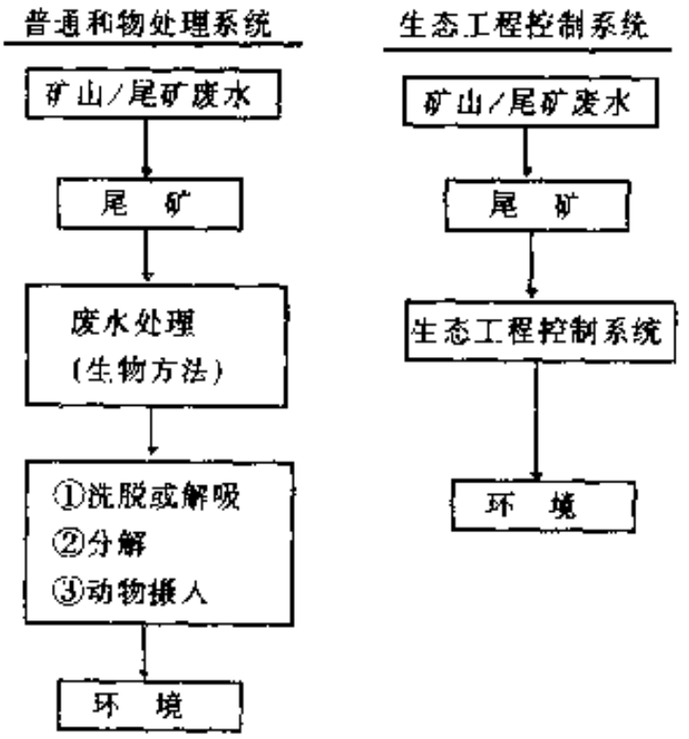


图 9.9 生物处理与生态工程系统对比

此外，在考虑采用生物“过滤”吸附系统控制环境污染之前，必须进行系统试验研究，以确定它们对整个水生系统的影响。

10 闭库与恢复工程

10.1 导　　引

废弃尾矿库恢复和有效利用已成为当今世界呼声极高的环境和资源问题。相应地，对尾矿库工程管理的认识也产生根本性变化。传统认为，从矿山开发规划与作业观点，停止尾矿排放即工程寿命结束，而实际上这只是排放和堆积的结束。尾矿库作业期间发生的环境问题往往延续到以后阶段，从生态环境的观点，尾矿库管理必须延续到确保尾矿永久稳定、无害于环境且能再利用。鉴此，尾矿库工程的全过程可划分为3个阶段即作业阶段、过渡阶段和长期，如图10.1所示。在作业阶段，主要处理工程包括废水处理、渗漏的主动和被动控制，以把污染风险水平降至最低。过渡阶段从尾矿库退役开始，存在一个机械控制系统向天然控制系统的过渡时期，预计可能发生释放率的改变，应当采取有效措施，以保证长期的监控工作量最小。图中曲线A说明不设法限制释放的情形，使得释放率升至控制水平之上，最终达到不可接受水平；曲线B说明机械控制系统为天然控制系统所替换时释放率开初升高并及时达到可接受的平衡水平；曲线C表明理想情形，释放率下降达到背景水平之下稳定平衡状态。因此，只有能证明尾矿设施的释放率恒定或下降时，才可认为尾矿库工程系统结束。

在尾矿库作业期间，当尾矿维护不得已付出很大代价，而在尾矿库退役后，长远延续这样高代价维护已无经济意义。为此，必须针对尾矿具体的特点，设计合理的闭库方法，推荐最实用的污染控制技术，在确保不发生环境问题的前题下，使长期维护费最低。然而，这并非易事，因为：(1) 闭库后流入库区的途径不加限制了；(2) 库内潜在危险材料可能排出；(3) 未来的状态还需

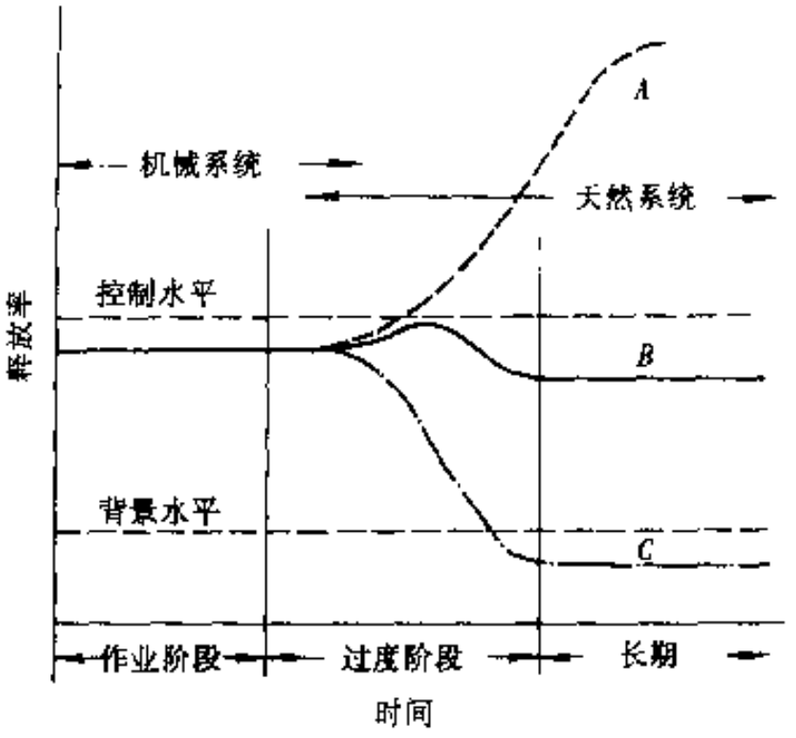


图 10.1　尾矿释放率的时限

要监测。为此，可参考如下闭库规则：

（1）排入和流入尾矿库的途径应尽可能少，任何时候都应坚持这条标准；

（2）使用被动障（天然的或构造的），以最大化地把放射性核素和其他污染物贮积于退役库区；

（3）在贮积系统随时间推移连续降解的地方，优先选择逐渐降解系统；

（4）贮积系统不必经常维护；

（5）尾矿库退役后，年排放到环境的放射性核素和非放射性核素的污染物量不超过作业阶段允许量；

（6）在退役库区释放污染物的场合，环境内指定点的浓度必须满足国家和地方政府法规的水质目标；

（7）硫化物尾矿需采取措施限制进入尾矿的氧量，防止氧化生成硫酸；

（8）必须考虑尾矿库工程的长期行为，保证尾矿设施和风化作用在全过程的可预测性；

(9) 扬尘进而使含金属或放射性核素物质的气载细粒迁移应最少；

(10) 尾矿库废弃设计需考虑相关变量如地形、水文、气候，以及风蚀、水蚀、洪水、地震、覆盖层破坏和尾矿内地球化学变化；

(11)退役尾矿库管理设施设计与改变都应充分利用长期监测和研究的最新资料；

(12) 美化景观。

Knapp 提出以下闭库设计原理：

(1) 直接植被　用以控制风蚀和水蚀，并减少黄铁矿氧化。植被的现场试验是把石灰石、肥料加到尾矿中并种草。一年生植物和豆类不能在短期内消除黄铁矿氧化，而经长时间，形成腐殖层可能抑制氧进入和黄铁矿氧化。

(2) 填加石灰石和植被　按黄铁矿量成比例填加石灰石，植被防止风蚀和水蚀，而石灰石中和所产生的酸。应在长时期内连续不断填加石灰石。在风化过程中可能形成高铁沉淀或盐，它们可能包敷石灰石，之后可能发生黄铁矿氧化。

(3)黄铁矿去除和植被　在预防风蚀、水蚀和黄铁矿氧化生成酸性水方面是有效的。加拿大矿物和能源技术中心研究成果表明，采用浮选方法可去除 95%黄铁矿。小型受控条件下测渗计试验表明，经受加速风化作用的无黄铁矿尾矿基本上不产生酸。然而分离出来的黄铁矿精矿排放仍成问题。而且，尾矿中残存黄铁矿可能还需填加石灰石。当然，黄铁矿精矿可经焙烧生成硫酸出售。

(4) 物理覆盖和植被　在植被之前，采用冰碛物、砂、岩石或砾石覆盖尾矿。虽然这一措施适于防止风蚀、水蚀和减少氡释放，但覆盖层能否防止酸性水产生尚有疑虑，当然，经长期累积足够深度的腐殖土则例外。

尽管从一般意义上讲，尾矿稳固和恢复设计都包括堆置表土、平整地表、修整外形、播种和种植，但各尾矿库都有它特定的条件，所要采取的措施完全取决于库址选择、尾矿排放和设计以及

破坏概率将增加到40%，在没有任何附加的洪水控制措施的情况下，在500a间，随时发生水文破坏的概率近乎是50%。而且，假设的废弃时间越长，破坏概率成正比增大，如果要保持恢复尾矿库的永久性水文稳定性，岂不按任何重现期洪水设计，尾矿库都将具有很大的破坏可能性。鉴此，建议采用可能的最大洪水算法进行废弃库的水文设计，因为从理论上讲，在可预知的时间系内，没有可能超越可能的最大洪水。

第4章已提及，采用可能的最大洪水方法设计亦有一定困难，而且，务须通过库址的适当选择而使径流流入量最少，而不是通过洪水处理的结构措施。虽然可以采用导水沟引出长期径流，但可能的最大洪水导水沟的构筑费用极高，且可能需要永久性维护。应用永久性废弃溢洪道或暗渠也存在类似问题，频繁的洪水或连续的基底河流穿经废弃溢洪道可能使尾矿沉积层长期饱和，进而由于坝坡或地震因素使之不稳定性提高。

所有库型，包括跨谷型、山坡型、谷底型和环型坝，都可以某种材料封盖尾矿库，并使库中心区地势最高，便于向周边排水，防止库内积水。然而，需要大量材料才能形成0.5～1.0%的排水坡度，此外，还须额外附加一些材料，以防止在封盖材料重力作用下引起尾矿沉降。一般需附加3m以上覆盖层，以补偿尾矿沉降。

10.2.2 长期浸蚀稳定性

土地恢复的另一重要目的是为了防止废弃尾矿沉积层遭受风和水的长期浸蚀。干燥尾矿易遭风蚀，破坏地表面，污染大气，毁坏良田。尾矿极易受水径流的冲蚀，水蚀常常造成坝坡稳定性问题。虽然，目前尚没有适当分析方法来模拟水浸蚀潜势随尾矿坝坡度的变化，但经验证明，坝坡缓于3：1一般满足抗浸蚀和建立植被的需要。有时选用缓于5：1的坝坡更为可取。如果要求这些尾矿坝边坡在退役后达到抗浸蚀目的，则没有什么必要花费很大精力为作业尾矿库设计较陡的坝坡，因为，控制坝坡陡度的决定性因素不是作业期间坝坡稳定性，而是废弃后恢复的需要。

10.2.3 环境污染控制

在尾矿库停止尾矿排放之后，渗漏量通常减少，最终停止，但在某些情况下，还必须采取一些专门措施防止环境污染。如果尾矿含有黄铁矿，随着废弃尾矿库内地下水位的降低，非饱和带内黄铁矿氧化急剧加速，引起 pH 降低和游离金属污染物增加。氧化作用生成的这些污染物可能比尾矿库作业期间出现的污染物有害得多，由于降雨从尾矿库表面渗入，使之溶滤进入地下水。在这样场合，通常需要在尾矿库废弃和恢复时在表面覆盖以粘土，并重整坡度，以防径流汇集。在尾矿富含黄铁矿的特殊情况下，最好在闭库后使库区保持饱和状态，以防止长期氧化作用。

对于铀尾矿，Ra_{-236}放射性衰变可能裂变成有害气态 Rn_{-222}。在饱和尾矿状态下，不发生氡扩散，但在尾矿库废弃后，饱和程度降低，常发生氡扩散。目前，广泛采用的方法是库上覆盖土壤，而所需覆盖层厚度取决于氡放射性的容许速率，尾矿中 Ra_{-236}的含量、覆盖土的类型和长期含水量，据美国核管理委员会要求，为尾矿库废弃和土地恢复后防止长期氡射气，铀尾矿的最低覆盖层厚度为 3m。

10.2.4 土地有效使用

尾矿库恢复的最终目的、所期望的目标是恢复库区达到土地有效使用。而不同阶层的人对“有效使用”可能有不同理解，采矿公司将着眼于未来重新开采尾矿沉积层的可能性，以获取尚未回收矿物的最大价值；市政部门可能期望在尾矿沉积层上开发居民小区，如此等等。“有效利用”的定义将在很大程度上决定尾矿库区最终恢复的方式。

从狭义上讲，似乎应当恢复矿山开发之前的外观、植被和土地利用型式，然而这个目标并不明确。关键是究竟想干什么用。例如，在尾矿沉积层上种植引进的草本植物可能适宜用作家畜牧区，而可能不适宜于野生生物的生态环境。恢复工程必须在明确目标下有计划的系统进行。

10.3 稳固、固化与恢复方法

10.3.1 概述

为了达到上述恢复目的，必须采用有效的尾矿稳固和固化方法，实现生态恢复，完成尾矿库恢复工程。

覆盖是尾矿稳固的重要方法，根据覆盖材料性质，覆盖大体可分三种：植物的，在尾矿上栽培植物；物理的，覆盖以土壤、碎石或其它抑染材料；化学的，采用各种能与细粒矿物相互作用并形成外壳的材料。固化是在尾矿中添加化学粘合剂如地质聚合物使尾矿凝结。最终是要通过综合恢复技术与工程实现污染控制与生态恢复。

由于世界范围、乃至全国各地的气候、土壤、地形条件的变化和尾矿类型、排放方法的差异，不可能存在一个适于所有尾矿库的覆盖设计，但基本的规划设计思想和研究要求是相通的。图10.2示出尾矿表面覆盖的设计过程，包括3个阶段：Ⅰ—评价阶段，评价库区条件，收集场地资料；Ⅱ—初步设计阶段，概念设计表面覆盖的总体方案；Ⅲ—最终设计阶段，确定具体的表面稳固方案。

植被是普遍认可的良好恢复方法，然而，大多数尾矿都存在这样问题：与天然土壤相比，有机物含量低，表面覆盖物缺少枯死植物；植物营养如氮和磷的供给量低；尾矿中含有害物质如重金属，选矿药剂等；硫化物氧化和酸生成影响植物生长；尾矿粒度过细或尾矿泥的存在可使尾矿通气不足；矿质肥料与尾矿之间可能发生化学反应。

尾矿稳固效果可依下列标准评价：粉尘抑制和水蚀效果；技术实现的速度；土地恢复达到有效利用；恢复工程的基建费和维护费；景观美化。

10.3.2 岩土覆盖

为了稳固尾矿表面，抵抗风蚀和水蚀，借鉴水力工程抛石护

堤的方法，在尾矿表面覆盖一层矿山废石或砾石、炉渣。研究表明，砾石粒级越细，覆盖层设计厚度越薄，经济越节省。废石覆盖的主要缺点是：影响下伏尾矿通过自然过程改良上质，无助于植物生长，延迟或阻碍土地恢复和有效使用。如果考虑到未来植被，应铺设反滤层或与其它覆盖方法联合应用。

Gee 等为抑制美国铀尾矿库氡气扩散提出土覆盖系统。研究表明，土中残留水分将决定土覆盖阻挡氡气扩散的效果。随着土壤压实度增大而饱和度增大，进而降低氡通量。饱和率超过 0.6 表明氡阻挡障效果最佳，然而，土壤由于压实过于板结而防碍植物生长，因此规定表层未压实土厚度至少为 1m。这样，土覆盖设计实际为二层，下层压实带作为氡阻挡障，上层未压实带促进植物根系生长。

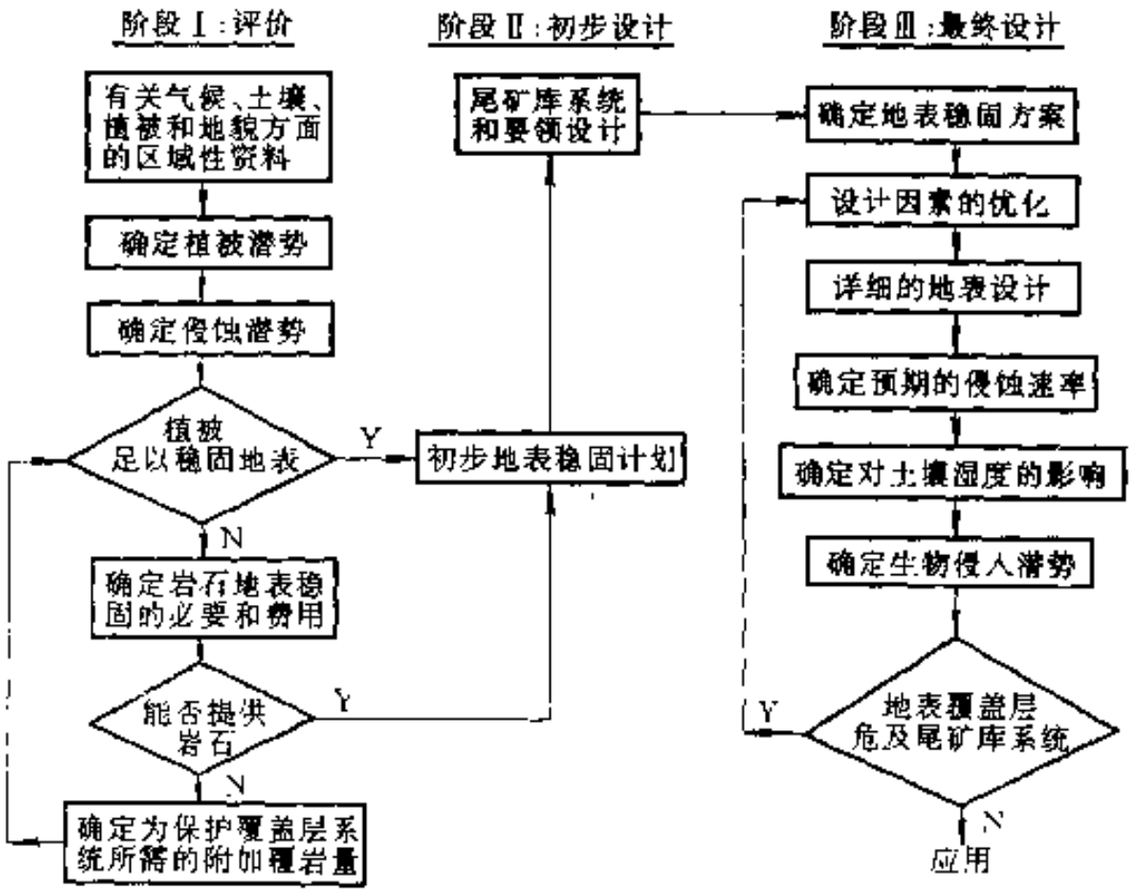


图 10.2　尾矿表面覆盖设计过程

在美国犬辛克申的 2.2 万 m^2 太平洋西北实验室，对科罗拉多铀尾矿进行了土和沥青覆盖系统的现场试验研究，在尾矿层上喷

移。在澳大利亚新南威尔士，采用三层结构覆盖，即 20cm 厚的粘土层、45cm 厚的碎石层和 30cm 厚的表土层。含有毒盐的铬酸盐尾矿覆盖以 25cm 厚的孔隙状底土，成功地限制了向上迁移。Ghassemi 提出多层结构覆盖，即顶部 60cm 厚的种植土层，坡度 3%～5%；中间是砂砾排水层，渗透系数大于 1×10^{3}cm/s，厚度至少 30cm，坡度 2%左右，阻止毛细作用；底层下部为 60cm 厚的压实粘土，其渗透系数为 10^{-7}cm/s，坡度大于 2%。上部为 20 密耳厚的合成膜。

10.3.3 堆肥覆盖

加拿大矿物和能源技术中心于 80 年代初开始，为辅助尾矿库植物覆盖，在埃利奥特湖铀矿区，利用城市垃圾进行堆肥生产的试验研究工作。生产堆肥的组分比例确定为 50%～75%垃圾，20%废木屑（—4mm），以提高垃圾混合物的孔隙率，10%～25%污水污泥，循环堆肥为 10%。图 10.3 示出堆肥作业流程。

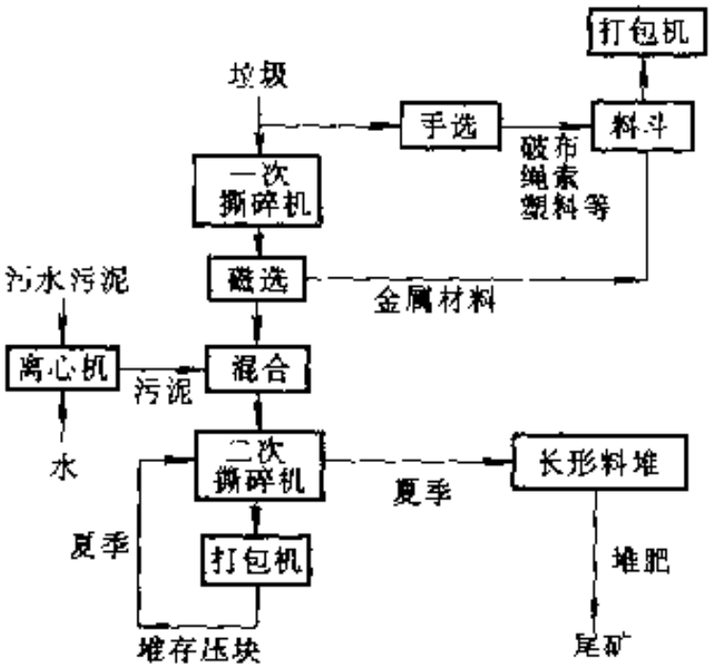


图 10.3 堆肥生产流程

堆肥覆盖对镭释放和黄铁矿氧化作用影响的研究，采用实验室测渗计试验通过模拟的风化循环完成。为了对比起见，同时安装 4 台测渗计，各自装入埃利奥特湖铀尾矿 250kg，其中 3 台测渗

计接种氧化铁细菌（1台未接种细菌）并按每公斤尾矿洒水1L以模拟年的降雨量，1台测渗计直接地把种子和化肥施加在尾矿表面，另一台测渗计施加4cm厚堆肥层和种子。经6个模拟年后，将堆肥厚度增加至30cm，并如上重新播种。另外2台测渗计尾矿上不播种，其中1台测渗计洒水，另一台未接种细菌的测渗计按当地年降雨量的9倍洒0.02%的百里酚溶液，其固体试样分析未发现氧化铁细菌。

试验研究结果表明，黄铁矿氧化主要是细菌活动结果，含黄铁矿的铀尾矿中硫酸生成的降低是因为缺少氧化铁细菌的缘故，抑制氧化铁细菌的方法：一采用化学方法如百里酚；二将尾矿保存在水下或有机质阻氧障下，阻止氧进入尾矿，使细菌代谢停止。

试验研究的基本结论是：

（1）在实验室测渗计溶滤试验中，在含黄铁矿铀尾矿表面或4cm厚堆肥上直接播种植物能降低但不能完全消除硫酸的生成；

（2）用农药、百里酚抑制尾矿中氧化铁细菌可显著降低硫酸生成；

（3）在这些尾矿表面施加30cm厚堆肥，未发现硫酸生成。

10.3.4 湿地覆盖

有关湿地吸附能力问题已研究多年，湿地是一个生态系统，既能起吸附作用，又能以二次排出物作肥料。湿地表面有一层绿色的浮萍植物，其显著地减少水中氧量，从而影响其它水生物生长。据报告，这样条件与有机沉积层一起能滤出微生物，保持97%的大肠菌、重金属和营养物。

加拿大矿物和能源技术中心在控制大气条件下进行了测渗试验，测渗计加入尾矿，尾矿的硫化物含量变化在2%～45%，尾矿表面覆盖30cm厚泥炭地材料。试验结果表明，这样的覆盖能降低氧进入尾矿，且植物生长良好，在短时间内，隔离空气，抑制氧化铁细菌，pH从3升至6，自然减少硫化物氧化生成硫酸。此外，由于覆盖层的还原条件，在生物地球化学作用过程中，尾矿沉淀作用使重金属稳定，生成硫化物。采用湿地覆盖要求湿润条件，以

保持厌氧和高 pH 条件。

10.3.5 水覆盖

在地形上适于稳定的贮积又能承受流体静压的场合，水淹没尾矿可作为尾矿库废弃的选择方案。水淹的概念就是营造一个废弃湖，其优点是：尾矿之上的水构成一个阻氧障；湖区起到沉积盆地作用，能汇集径流量；可控制出口流量；尾矿风蚀问题得以克服；在有足够水深情况下，将降低尾矿内部温度，从而延迟生物地球化学过程。

水覆盖的缺点是：需要精心设计规模相当大，代价极高的水淹控制系统；由于向尾矿的渗入量增大，可能增强污染物迁移。但是，可以在尾矿库作业期间，通过控制尾矿排放，保证尾矿泥均匀分布，或者在粗颗粒尾矿之上覆盖以低渗透性的粘土或尾矿泥，使污染物迁移降至最低。

研究表明，尾矿上 3m 深水覆盖可提供下游可接受的水质。如果要采用浅的水覆盖，则需要进行实验室试验，研究其对水质的影响。应当分析尾矿的矿物性质和水的碱度、确定酸生成潜势。黄铁矿含量很高的尾矿，在几米深的水覆盖之下，由于日光、细菌和空气作用，仍将有氧化作用，直至有足够的有机物或沉积层覆盖尾矿。

加拿大矿物和能源技术中心曾研究含黄铁矿 5%的铀尾矿和含黄铁矿 20%的贱金属尾矿的深湖排放。为模拟深湖，试验在高 9m、直径 0.6m 的非镀锌管内进行，管内充填尾矿 250kg。在整个高度上，测量尾矿内部的 pH，金属和放射性核素溶解度，生物深度的剖面。早期研究结果表明，在深处完全抑制黄铁矿氧化，但随着时间推移，氧化作用有些变化。值得说明的是，环境专家还不接受铀尾矿的深湖排放。

尾矿池的恢复问题不同于较干的尾矿库，图 10.4 以图解方式说明尾矿池顺流向沉积过程可能发生的变化。可以看出，潜在酸度与尾矿粒径成正比关系，而净中和潜势则相反，在高粘土含量区显示出增强。靠近流出区的土比较适合浆体表面直接植被，靠

近流入区，可能因低的营养物浓度和高的酸度而需要稳固。

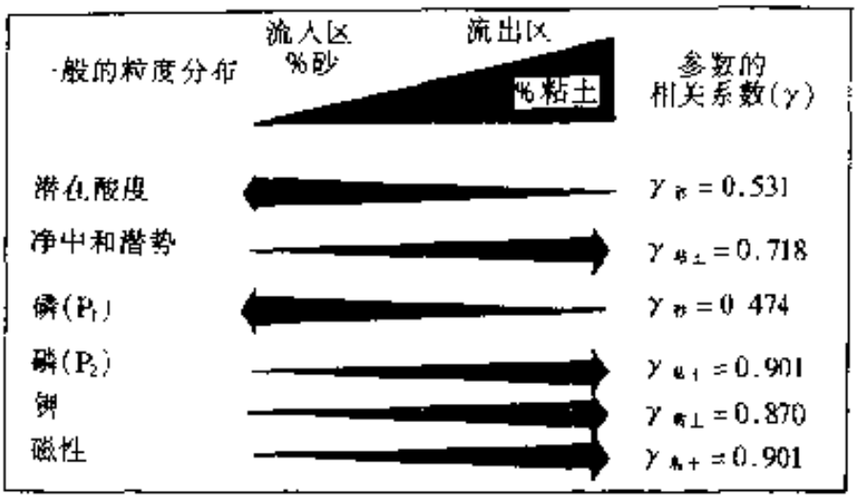


图 10.4　尾矿池沉积特性的变化

任何地区的植被都因地而异，在湿地形成过程中，植物的选择是特别重要的，必须考虑适合场地条件和气候条件的植物种类，有的能在水上生长，有的能在永久漫灌区生长，有的则在周期性漫灌区生长。

一般地估计，按湿地恢复尾矿池的工程费用仅相当于植被方案的 20%。

10.3.6　化学稳固与固化

为使尾矿库污染物迁移引起的环境问题最小，可以采用化学方法稳固或（和）固化尾矿，实现长期稳定。尾矿稳固是指把有毒成分转化成抗风化和溶滤的形式。尾矿固化是指把半固态尾矿转化成固态。

10.3.6.1　化学稳固

美国矿山局早在 70 年代初已对化学稳固进行了大量的实验室探索和现场小区试验，表 10.1 列出较有成效的几种化学稳固剂。尽管这些稳固剂不宜作永久性的恢复措施，便在尾矿库粉尘控制、风水侵蚀的临时抑制、植被初期阶段稳固植物方面起到很好的作用。

植物覆盖使用水力播种方法，即在要稳固的表面喷撒木屑浆（或纸浆）、种子和肥料。木屑浆起到保护新播下的种子和抑制粉

尘的作用。在尾矿库区的倾斜面上采用编织垫替代木屑浆。

研究证明，添加化学稳固剂的植被技术是有效的、成功的。这种方法是在尾矿上撒播肥料、草、豆科和谷物种子的混合料，然后浇水，并洒化学稳固剂（例如树脂胶粘剂）的水溶液。

表 10.1 化学稳固

化 学 品	稳固效果
粘结剂（树脂胶粘剂）	形成抗风表面；抗水喷射试验
木质素磺酸钠、钙、铵	有效的表面稳定剂
红杉树皮提取液	有效的表面稳定剂
水泥和石灰	有效的表面稳定剂
Paracol S1461（蜡与树脂混合物）	有效的稳定剂
Paracol TC 1842（树脂乳胶）	
硅酸钾（SiO_2/K_2O 2.5/1）	有效
硅酸钠（72 kg/m³）	有效
氯化钙（6%）和硅酸钠	有效
Peneprime（沥青基产品）	有效的抗风和水
选定的胺，硅酸二钙	
合成橡胶聚合物（SP-400，DCA-70）	

酸性尾矿或含盐尾矿的化学稳定需要在底层铺置几厘米厚的污水污泥，以降低黄铁矿氧化。中间铺置一定厚度的粗尾矿。顶部铺置几厘米厚的混合团粒（尾矿 92.4%，污水污泥 6.6%，化学粘结剂 1%制成），以促进植物根系生长。

10.3.6.2 化学固化

早期应用于废料固化的方法有：

- 硅酸盐和水泥基（无机粘结剂）；
- 石灰基（无机粘结剂）；
- 热塑材料基（有机粘结剂）；
- 热固聚合基（有机粘结剂）；
- 成囊技术（有机粘结剂）。

表 10.2 列出这些方法的技术对比。

Marcus 等为利用亚利桑那当地低成本的添加剂稳固尾矿，选

择了飞灰F、飞灰C和炉尘进行试验。这3种材料的物理和化学性质列于表10.3。试验结果表明：

(1) 在固体浓度55%、添加剂3%、温度40℃条件下，3种添加剂固化细粒尾矿的对比试验结果是，40天后飞尘C和炉尘显示出较高的抗剪力，高达210 kPa，而飞尘F很差；

(2) 炉尘添加量3%情况下，不同尾矿浆体浓度对抗剪力的影响试验表明，固体浓度55%的效果明显最好，浓度50%和40%效果很差。

(3) 抗剪力值决定于添加剂耗量。在固体浓度50%，养护温度40℃条件下，40天后添加剂量10%，效果最好，6%次之，3%极差。

Lakshmanan对比了用于固化低品位铀尾矿的4种可能方法，即：

(1) Chemfix方法　这种方法是基于可溶硅酸盐与硅酸盐凝结剂之间的反应。首先使尾矿与反应剂在容器内混合，再排至排放区，72h内固化。

(2) CWT方法　基于活性二氧化硅，形成络合的金属硅酸盐基质，用H_2SO_4、HCl、HNO_3、CaO、MgO、$CaCl_2$、$Ca(OH)_2$和$Mg(OH)_2$之一处理尾矿，使浆体成凝结状态。

(3) IUCS方法　即国际化学联合会Poz—O—Tec方法，这是一种成囊技术，使尾矿与飞灰和富含石灰材料相混合而成，处理过的尾矿具有干的土一水泥稠度。

(4) AECL方法　亦称沥青化方法，首先干燥和磨细尾矿，在165～167℃下尾矿糊剂与沥青混合，在沥青化过程挥发掉水分。

采用上述4种方法对埃利奥特湖铀尾矿进行试验，试验结果以相对次序表示（1—最好；4—最差），如表10.4所示。从表中可见，AECL和IUCS性能最佳，但成本也高于其它方法，而CWT方法性能最差。由于成本原因，还不宜总体上固化尾矿，但适合用来构筑密封障。

喷射混凝土技术，这在岩石边坡加固、地下工程支护、坝体

和公路稳固中已为成熟技术。其施工方法分干式喷射和湿式喷射，前者，水泥与集料混合，加水至含水量3%～6%，用高压水枪将混合料喷至稳固面．后者，水与固体料混合，用高压气泵出混合料。加拿大哈迪 BBT 有限公司利用硅钢生产的附产品硅石微粒（比表面积为 20000 m^2/kg）作添加剂，其与波特兰水泥的水化物生成氢氧化钙反应生成火山灰质材料，具有低渗透性和吸附特性，增强抗化学侵蚀能力，提高抗弯强度，粘结力和抗冻融性。

表 10.2　固化方法和技术比较

方法	优　　点	缺　　点
水泥基	1. 添加剂可按适当售价买到 2. 水泥搅拌和操作技术充分发展 3. 加工设备很容易得到 4. 处理过程容许污泥化学适当变化 5. 通过控制水泥添加量可以改变最终产品的强度和渗透性	1. 低强度水泥—尾矿混合物往往易受酸性溶滤液的损坏，极端条件可造成固定材料的分解，并加速污染物溶滤 2. 为了稳固含有影响水泥凝固和养护的杂质的尾矿，必须采用预处理，较高价水泥类型或添加剂 3. 水泥和其它添加剂显著地增加尾矿重量和体积
石灰基	1. 添加剂一般很便宜，且广泛可得 2. 处理所需设备简便操作，易得 3. 火山灰反应的化学原理众所周知	1. 石灰和其它添加剂增大尾矿的重量和体积 2. 稳固的尾矿可受到酸性溶液的损坏，以及与尾矿中无机污染物有关的养护和凝固问题
热塑材料基	1. 污染物迁移率普遍低于大多数其它方法 2. 最终产品颇耐大多数水溶液 3. 热塑性材料完全粘附于混合材料	1. 一般需要高价设备和熟练工人 2. 含有低温下易挥发污染物的尾矿必须精心处理 3. 热塑性材料是可燃的 4. 潮湿的尾矿必须在它们与热塑性材料混合之前干燥

续表 10.2

方法	优　　点	缺　　点
有机聚合物	1. 通常只需很少量添加剂，即可使混合物凝固 2. 这种技术可适用于潮湿或干燥尾矿 3. 最终产品与其它固定技术相比有较低的密度	1. 只把污染物封闭在松散树脂基最终产品里 2. 脲醛方法中所用的催化剂是强酸性的，大多数金属在低 pH 下极可溶的，并能在聚合过程中未封闭在体内的水流失 3. 有些有机聚合物可生物降解 4. 一般，最终产品在排放之前放置在容器里
成囊技术	1. 极易溶解的污染物完全与环境分离 2. 通常不需要二次容器，因为外壳材料是坚固的，化学惰性的	1. 所用的材料通常较贵 2. 这种技术需要专用设备和热处理，以形成外壳 3. 在采用这种方法之前，必须把尾矿干燥 4. 有些外壳材料是可燃的

表 10.3　添加剂的物理和化学性质

试验结果	试　验　项　目		
	飞　尘　F	飞　尘　C	炉　　尘
密度/g·cm^{-3}	0.75	0.97	0.72
含水量/%	2.78	1.06	1.37
pH（10%悬浮液）	10.67	12.33	12.11
粒度分布			
+100	7.0	4.6	4.3
100~140	15.7	2.4	2.9
140~200	15.1	4.1	7.8
200~325	26.6	8.5	17.7
325~400	5.2	3.9	0.5
-400	29.2	76.2	66.6
$SiO_2+Al_2O_3+Fe_2O_3$	88.0	63.0	34.0
CaO	2.4	22.7	15.9
MgO		6.3	3.0
碱	1.5	1.5	2.5
SO_3	3.0	3.5	1.0
灼烧损失	1.3	1.8	13.5

和收缩性。正因为地质聚合物能在短的固化时间达到高的结构强度，在室内条件下，地质聚合物含量25%的混合料，其无侧限抗压强度达30MPa，而在头2天就达到28天强度的25%，因此适合于构筑防护障。由于地质聚合物不含石灰质材料，故不为酸性溶液所溶解，溶滤作用反应极低。地质聚合物具有良好的抗化学腐蚀和冻一融性能。在控制氧化物克分子比 Al_2O_3/M_2O 情况下，可达到长期耐久性。因此适合于长期封存废料、固化废料、构筑覆盖层和垫层。

地质聚合物的潜在应用近乎与日俱增。目前多用于表面盖层和基底垫层，包括刚性、半刚性和柔性高强度低渗透性盖(垫)层，以及垂直阻挡障，包括地下截流墙、土坝内高强度低渗透心墙。

为了用于固化尾矿，选择了加拿大以下4个有毒矿山尾矿进行试验，即（1）卡姆一科佳铜铅锌矿尾矿，高含硫化物，pH1.5～2.0；（2）萨斯喀彻温钾碱矿尾矿，高含NaCl；（3）艾伯塔煤矿尾矿，高含硫化物，pH2.0；（4）米德韦斯特铀矿尾矿，高含砷化物、类原子核和硫化物，pH2.5。考虑到地质聚合物在室温下快速硬化和固化的性质，试验选用（Ca，K）—PSS，（Ca，K）—Poly（Sialate-siloxo）型地质聚合物。50%的砂与32.5%的浆状尾矿混合，地质聚合物A和B分别为8.75%并混合熟化30min，再加到矿一尾矿混合料中，浇模成样，固化14和21天后分析试样的溶滤液。分析结果表明，有害元素都有效地固定在地质聚合物基质的三维构架中。地质聚合物固化的尾矿，在室温下固化21天后，抗压强度在14～20MPa。当在60℃条件下，固化4h已非常坚硬，抗压强度在28～40MPa。

Ritcey [75]报告了地质聚合物在稳固和固化含砷尾矿中的应用成果。砷黄铁矿、含砷硫化物和其它砷络合硫化物通常与许多矿石共生，这类矿石在分选过程中未回收的砷，随同尾矿渗入地下水，可能与尾矿中硫化物相互作用，形成富含硫酸的溶液。因为在极低pH条件下砷的可溶性，酸性溶液可从尾矿有效地溶滤出砷和相关金属，从而广泛地把砷释放到环境，可能造成严重的当

地环境问题。

为了确定地质聚合物固化尾矿对地下水溶滤作用的敏感性，将固化尾矿粉碎并在盐酸溶液中（远比自然环境苛刻的环境）溶滤。以卡姆—科佳矿尾矿溶滤试验为例，该尾矿中砷以砷酸铁化合物形式存在，原尾矿（未加任何处理的）在标准溶滤试验中，释放砷达 53.4mg/kg 尾矿；采用重量比 10%地质聚合物处理的尾矿，溶滤液中砷降至 0.6mg/kg 尾矿、较原始水平降低 80 倍，当地质聚合物含量增至 15%时，释放出砷仅 0.2mg/kg 尾矿，达到当地环境允许排放标准。试验表明，地质聚合物稳固尾矿中砷的效果决定于尾矿本身的化学性质和砷的存在形式。

卡姆—科佳矿尾矿区应用地质聚合物覆盖是成功一例。在该矿停止作业之前，已在矿山周围地区排放 3100 万 m^3 尾矿，覆盖安大略北方森林 120 万 m^2，有的地方厚达 6m，实际上变成生物荒漠。覆盖工程包括 32 万 m^2，有害尾矿上铺设抗酸的地质聚合物盖层，这个盖层由许多单独的瓦板用柔性的防水接合件连接在一起，将能随着尾矿运动而弯曲或位移。上覆 0.6m 厚的表土层，然后用本地植物绿化，有效地完成土地恢复。

10.3.7 植物覆盖

目前，普遍把植被作为尾矿库稳固和恢复的第一选择，因为长久性植被能控制风蚀水蚀，抑制粉尘，能在一定程度上恢复原始景观和土地利用，并因腐殖层的形成和各种天然胶体的存在，金属可能变为多价螯合的、沉淀的或中和的，故而成为污染控制的天然介质。至今，虽然许多在运营和退役的尾矿库已规划植被工程，但成功地完成植被者甚少，许多控制植物生长的因素和植被程序需要研究。更何况，再植被是局域生生态调整过程，植物种群长期演替过程，成熟的规则不可能通过几年、几十年形成。从这个意义上讲，目前这仍是块“无字碑”，是非功过只能留给后人评说。

10.3.7.1 植物生长的环境因素

(1) 气候 气候条件如无霜期、干旱、有效总水量强烈影响

促进草快速发芽和生长。加拿大诺兰达霍恩铜矿尾矿含黄铁矿约35%，由于附近没有可用的石灰石源地，故采用石棉尾矿，一尾矿库添加量为360t/1000m²，另一尾矿库每1000m²添加60t石棉和30t破碎石灰石。

（3）生长基　植物生长基的性质对植被工程有重大影响，影响植物生长的土壤性质有结构、肥力和毒性。

土壤结构指土壤粒度以及单个颗粒团聚或凝聚的程度。细粒结构土壤。潮湿时可能保持过量水分，干燥时可能变得紧密，抑制根系穿透；而粗粒结构土壤，即使在充足雨量时也不能保持足够水分供给植物。因此，粒度必须变化很宽，粘土增强离子交换能力，粘土和粉砂土具有保水性质，砂和砾石保证通气。因为水能把必要的营养物从土壤输送到植物，粒级的适当组合有助于植物最佳生长。

土壤肥力指植物生长所需的营养如氮、钾、磷和必要的细菌、微生物。美国矿山局盐湖城实验室研究证明，所有尾矿都缺少氮和磷，但在氮含量大于5kg/1000m²时不利于豆科种子发芽，建议氮和磷分别采用3.5和8.5kg/1000m²。尾矿也缺少钾和固氮细菌。

土壤毒性指直接影响种子发芽和植物生长的重金属和酸腐蚀。重金属铁、锰、锌和铜是植物生长所必需的微量元素，但若浓度较高则可能妨害植物生长。尽管各元素的允许限值不同，但总金属含量超过0.1%时，往往是有毒的。低pH和盐度也可能造成有害影响，在低pH下，释放出金属离子铁、铜、锌和铅，增大金属浓度。金属毒性问题可能在植物发育的不合时宜阶段发生，例如，含黄铁矿的尾矿原本金属含量相当低，有利于种子的早期发芽，但是，由于黄铁矿氧化结果而酸化，酸化过程也许用几个月或几年时间，这时正好使幼小植物根系受到伤害。过高的盐度，由于根系产生渗透梯度，致使脱水和变干，从而伤害植物生长。

如果没有表土覆盖，要在尾矿上直接植被，可能出现有关气候和生长基不适应的问题，需要付出相当大的代价来改善再植被

的条件。在干燥气候条件下，风砂可能妨碍种苗生长和稳固，需要临时性化学稳固和浇灌，包括喷灌、滴灌和冷凝器技术。需要在改良结构和营养的同时，采用草盖、水力播种、填加污水污泥。在低 pH 尾矿区，需要填加石灰中和，使 pH 提高到 5.5～6.5。化学毒性处理比较困难，但在某些场合，由于降雨渗透所产生的溶滤作用，可能把地表有毒金属和盐度降至允许水平。

（4）动物破坏　在植被建立的初期阶段，应防止家畜、野生动物的损坏。

10.3.7.2　植物种的选择

为了了解植物种选择所涉及的有关问题，必须要明确植物群落演替的概念。这是自然界发生的、尾矿库再植被将遇到的过程。尾矿库建设人为地扰动并荒芜了局部地域，之后自然会发生一系列的生物群更换，称之演替。最初侵入这片土地的先锋植物种是最适应新土壤和小气候条件的数目有限的植物种，其中很少数适应如此恶劣环境。由于植物世代相继生长，促进了土壤发育和改变了小气候条件，其它植物种便侵入并生长下来，增加了群落的多样性。植物种的多样性是植物群演替的一个重要因素，在与环境长期动态平衡中，最终能抵抗天然灾害的植物种成为演替顶极群落，重新稳固的生长下来。这种自然演替过程可能需要几年，几百年。

可以看出，在尾矿库植被工程中，建立稳定的、自衍的演替顶极群落是再植被的最终目标。为此，可以引入植物种用于初期植被，所选择的植物应能迅速地以浅的根系稳固表层，生长速度快，种子产量高。引人植物种的选择性灵活，可以优先选择适应尾矿库最初土壤和小气候的植物种，特别是在没有表土覆盖、又含有毒物质尾矿上直接植被的情况下，选用特别耐盐或耐金属的植物种是植被成功的重要、甚至是决定性因素。

也可以选择当地植物种建立自衍的半自然植被，当地植物种能迅速形成演替顶极群落，从而缩短扰动区的恢复和土地利用所花的时间。正是因此，许多管理规程都要求采用当地植物种再植

被。然而实践起来却有很大困难，因为尾矿库表面的土壤条件和初期小环境极不同于附近未扰动区的条件，附近地区已形成演替顶极群落的当地植物也存在不适应的问题。许多当地植物种，因其根系深，生长速度慢，种子产量低，在植被建立的最关键、最初阶段，不能迅速地抑制风蚀和水蚀，这样，就不可能为植物以后生长创造有利条件。一般地，在初期植被阶段，采用当地植物种可能很困难，成本高，又有风险。最适合当地植物种的场合是在建库的初期，将已剥离的不同层位土壤单独堆贮，植被期重新用来覆盖表面。另外，需要利用温室或育种小区提前生产种子和育苗。

无论是选择当地植物种，还是选择引入植物种，所选择的植物种都必须适应于尾矿库的土壤特性、浸蚀潜势和小气候条件，这是至关重要的。适应场地条件的植物种特性主要有：易繁衍、要求的种植方法和进程、根系发育和深度、混杂植物种之间的竞争潜力。最好选用适应条件宽的植物种，以把植物种夭折风险降至最低。

选种应考虑的植物特生有：

当地植物；能迅速生长并再生；其它地方证实的恢复效果；耐区域气候条件；耐高低水位变化；根的生长快；易于通过种子和插枝繁衍；固氮能力。

总之，再植被的最终目标是获得稳定的演替顶极的植物群落，但不一定与附近未扰动区的植物群落完全相同。为此，最通用的方法是：开初，引入适应特定土壤、小气候和尾矿水分条件的植物种，快速生长成先锋群落，而后，通过自然演替过程，让位于更多样的、更适应的演替顶极群落。

10.3.7.3 再植被的程序

为了在特定的气候区内特定尾矿的库区实现最优化植被覆盖，需要研究许多因素，包括气候的统计参数；结构、粒度分布和体积密度；水分可得性和持水性；微生物及其活度；有机物和营养物（N、P、K、……）；酸度；阳离子交换能力；矿物特性；

电导率、可溶盐和全分析（Fe、S、Mg、……）；地形、侵蚀和粉尘问题；植被所需时间与经费等。图 10.5 示出评价植被恢复工程的流程图。

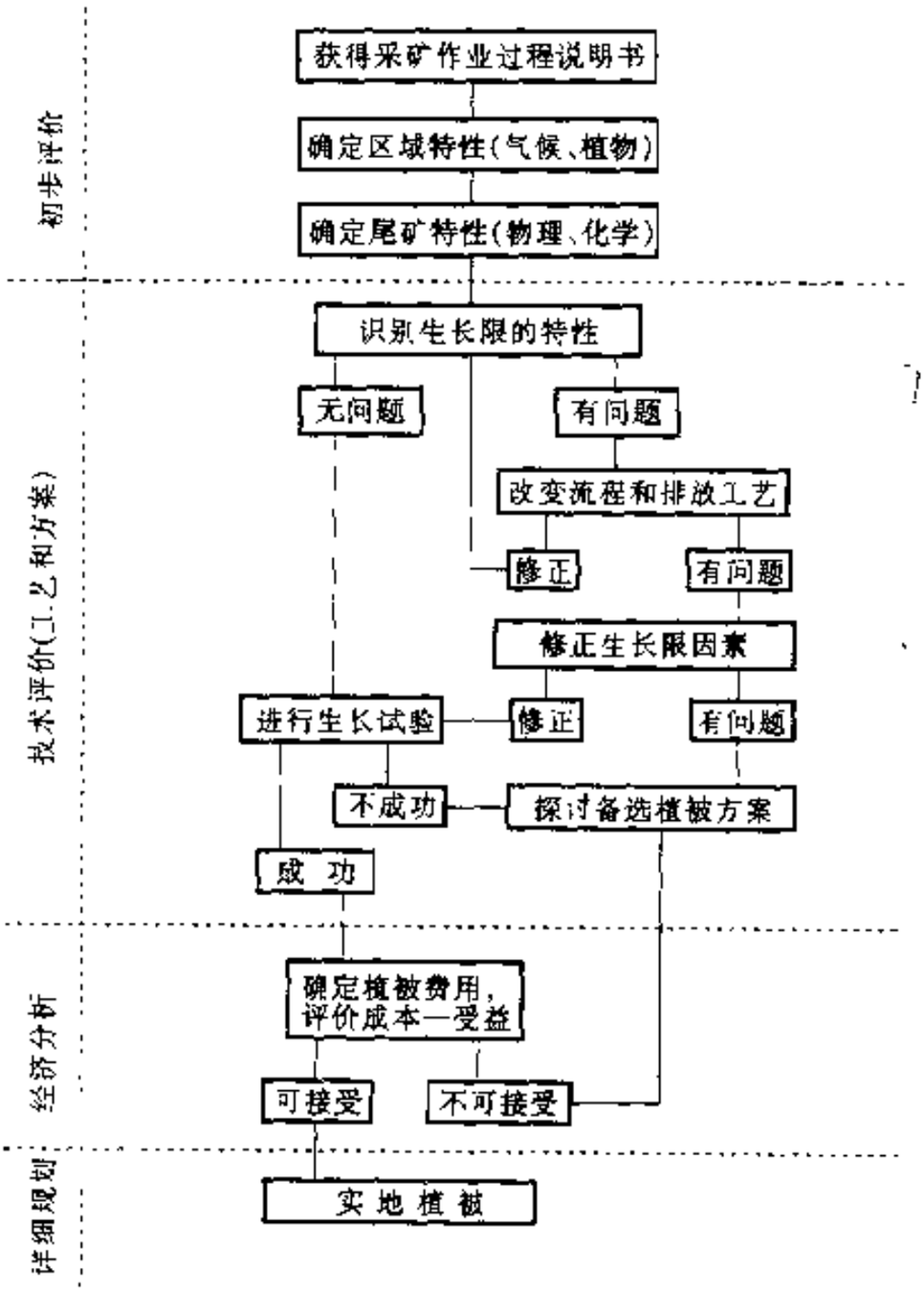


图 10.5　评价植被恢复工程的框图

植被工程的具体实施步骤大体如下：

（1）苗床准备　这是建立短期植物群落阶段所必需的。开始平整土地、开沟，以改善小气候。在尾矿库表面覆盖适当厚度的表土，形成有利于植物生长的苗床。如果要在尾矿上直接植被，则

需石灰处理、覆盖和施肥。

(2) 短期植被　无论是潮湿环境还是干燥环境，都是以草作初始的短期地表覆盖。为了增强植物的多样性和降低总群落破坏的机会，在初期一般都播种几个不同的植物种。植物种选择、播种密度和播种日期必须根据本区场地条件和植物种特性来确定。每个植物种都有最适合它的播种方法。水力播种可在一次作业中迅速而又均匀的播种、施肥和覆盖表面，特别适合于软土地或难进入的坡地播种。灌木秧苗可掘坑栽植。在干燥气候条件下，为保证迅速建立起短期植被，可能需要临时性灌溉。

(3) 长期植被，为了达到自衍和稳定植物群落的最终目的，必然要在短期植被与长期植被之间实现转换。在某些场合，可以在保证短期植被和继续土壤发育之后，任凭当地植物种侵入。而在另外一些场合，为建立短期植物群落需要临时灌溉时，可以通过重新播植更适于群落演替下一阶段的异种，例如灌木，以加快自然演替过程。人为地加快演替过程的必要性取决于前面的短期植被的成功，取决于恢复区最终期望的土地利用。然而，所有再植被工程都应当朝着长期内自再生和最少管理方向发展。

10.3.7.4　鹰桥镍矿植被试验

Spires[75] 介绍了加拿大鹰桥镍矿高硫化物尾矿的植物生长研究。开初，尾矿上覆盖以有机质土壤或砾质砂，表 10.5 列出尾矿和覆盖层化学和物理性质。可见，有机质土壤的阳离子交换能力和持水能力高于尾矿和砾质砂。取样和分析结果表明：

(1) 相对于砾质砂，有机质土壤是较好的生长基；

(2) 铜、镍、铁和 $H^+SO_4^{2-}$ 离子向上迁移，并在有机质土壤盖层中积累，15 个月后，与尾矿接触的有机质土壤 pH 下降到 3；

(3) 在砾质砂盖层内几乎没有金属离子和酸积累，这是由于砂的阳离子交换能力低、离子从尾矿向上迁移受到降雨溶滤的缘故。

表 10.5 覆盖层的物理和化学性质

名　　称	有机质土	砾质土
有机物含量（%）	65.4	0.5
>2mm 的百分率（%）	9.4	65.8
0.01M $CaCl_2$ 中 pH	4.6	4.2
现场保水量（g/100g）	137	5.7
长期萎蔫百分率（g/100g）	67	4.9
有效酸度（g/100g）	708	3.8
交换能力（mol/g）	66.9×10^{-2}	5.4×10^{-2}
总可交换碱（T.E.B）（mol/g）	61.6×10^{-2}	1.3×10^{-2}
阳离子交换能力（CEC）（mol/g）	128.5×10^{-2}	6.7×10^{-2}
碱饱和率（TEB×100/CEC），%	48	19.4

继后，在潮湿和干燥尾矿试验场地对比情况下，试验了有机质土壤—砾质砂—尾矿剖面的效果，试验结果表明：

（1）在有机土壤下伏砾质砂时，水分几乎不从尾矿向有机质土层运动；

（2）在潮湿尾矿试验地，由于砂层把有机质土壤层与尾矿隔开，有机质土壤 pH 并未降低；

（3）在干尾矿试验地，pH 则降低。认为这是由于较干燥的、较侨栗化带内酸度增大所致。在干燥场地，尾矿表面的硬铁层阻碍水经土壤向尾矿流动；在潮湿场地，没有硬铁层，水可自由从表层流至尾矿；

（4）潮湿试验地，有机质土壤小区植物生长较好；

（5）潮湿尾矿试验地，砂层上有机质土壤上植物摄取的 Cu、Fe 和 Ni 的量远比有机质土直接在尾矿情况低；

（6）测渗计对比试验表明，由于干尾矿场地表层硬壳所形成的阻水障，使之通过水量比潮湿尾矿场地少；

（7）阻水障与集水能力高的土壤共同使降雨对尾矿的溶滤量降达 88%；

（8）砂隔离层覆盖在酸性尾矿之上，阻止了金属离子向上迁移摄入植物，植物生长较好。

10.4 可能的闭库方案

每个尾矿库场地都有它特定的条件，为了确保闭库和恢复工程能满足环境约束，必须根据具体的场地条件，选择适宜的闭库方案，实现闭库系统最佳化。否则，由于闭库方案选择不当，需求长期维护，高额的维护费将续传给后代。为此，采矿公司必须在作业期间投入适当的恢复工程基建费，开始执行闭库方案，以在不花费过高代价和长期维护情况下安全闭库。

图 10.6 示出现已废弃尾矿库的可能闭库方案。首先我们讨论非硫化物尾矿情况。如果尾矿材料易排水，如钾碱、某些铀尾矿

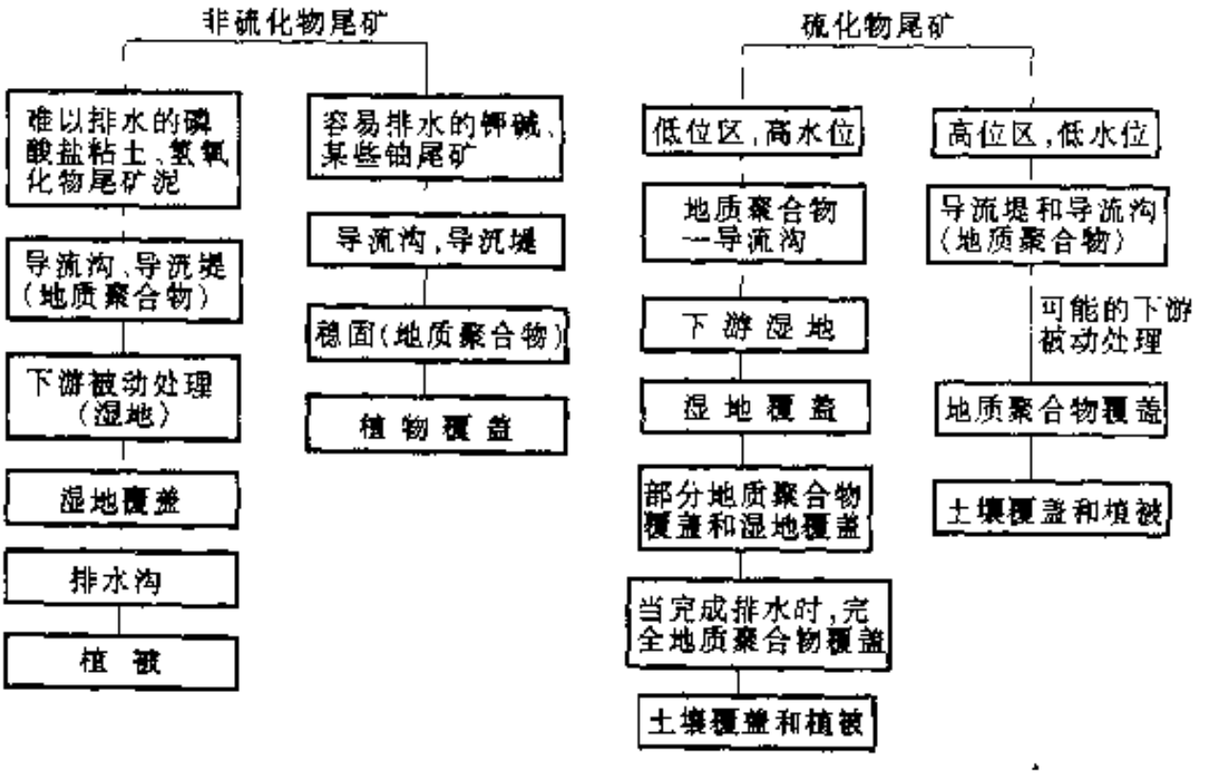


图 10.6 废弃尾矿库的可能闭库方案

等，可以采用导流沟和导流堤，用地质聚合物稳固表面，然后再用土壤和植物覆盖，从而完成闭库；如果尾矿材料难以排水，如磷酸盐粘土、含氢氧化物的尾矿泥等，在不进行总体排水的场合，采用导流沟、导流堤和下游被动处理的湿地可以改善渗漏问题，湿地可为植物提供生长条件，有些地区可以采用振动技术排水或开

导流沟和疏干方法，这样可在其上植被。

为了减少含硫化物尾矿库区向环境排放酸性水，可有各种方案，包括压密粘土覆盖；合成膜覆盖；接种细菌；表面填加石灰石；导流沟；充填碱、其它化学品或生物沟；排至湖内；化学处理；下游湿地；湿地覆盖；土壤和植物覆盖；形成硬壳；稳固地表（地质聚合物）。

下面讨论含硫化物尾矿。可以考虑两种情况，即水位高的低位尾矿区和水位低的高位尾矿区。前者，如果在整个尾矿区建立起湿地沼泽，下游湿地将为渗漏水酸度降低及从中提取金属创造条件。也许有些地区，特别是尾矿区得以稳固的地区，适于覆盖以地质聚合物。后者要求有良好的导流沟和导流堤，以汇集酸性的和含污染物的渗漏水，以在下游湿地进行处理。高位区尾矿表面适于用地质聚合物稳固，继后采用土壤和植物覆盖。

图 10.7 示出相应于尾矿沉积方法的现役和未来硫化物尾矿的可能闭库方案。在尾矿库排放情况下，在高水位的低位尾矿区，当建立起湿地覆盖或地质聚合物覆盖时，下游湿地处理可以提供必要的 pH 和污染物控制，再采用土壤覆盖和植被完成闭库。在低水位的高位尾矿区，应采用被动的下游湿地控制，以及地质聚合物覆盖尾矿表面。

陆地面和浓密排放是较新的尾矿沉积方法，由于不存在尾矿库排放方法所遇到的排水问题，闭库后立即可以采用地质聚合物覆盖、稳固尾矿达到有效闭库。实际上，为了在闭库之前建立起足够厚度的稳固层（形成合成硬壳），可以在作业的后期阶段开始进行地质聚合物沉积，实现的方法是直接在选厂尾矿浆内、或排放管内或尾矿库区内填加地质聚合物。

硫化物尾矿堆置在坑内（露天矿坑或专门挖掘的深坑），可充填尾矿接近顶部，或保留一定高度的超高，排水后，采用地质聚合物覆盖。在较高的超高情况下，使坑内空余部分积水形成小湖泊。在较低的超高情况下，可在地质聚合物盖层上覆盖以土壤和植物。有些尾矿可回填到地下矿山，在允许的场合，亦可考虑深

湖海和浅的水下排放。

处理硫化物尾矿的另一方案是在排放之前在选厂内通过浮选或高强度磁选方法分选出硫化物精矿，非硫化物尾矿放置在尾矿库。这样处理方法产生的硫化物精矿体积小，可经焙烧生产硫酸产品，或排放在地下，或排放在专门尾矿库。专门尾矿库应以尾矿 地质聚合物混合材料构筑，以防泄漏酸性水和金属。如果硫化物精矿粒度足够细，可在采矿作业期间加速其氧化，所生成的酸可以在流程中应用，可在外部用石灰处理，再以分选出的非硫化物尾矿筑堤贮积所合成的石膏。

图 10.8 示出非硫化物尾矿库的可能闭库方案。有些铀尾矿可以在作业接近结束时采用地质聚合物凝结起来，再铺设地质聚合

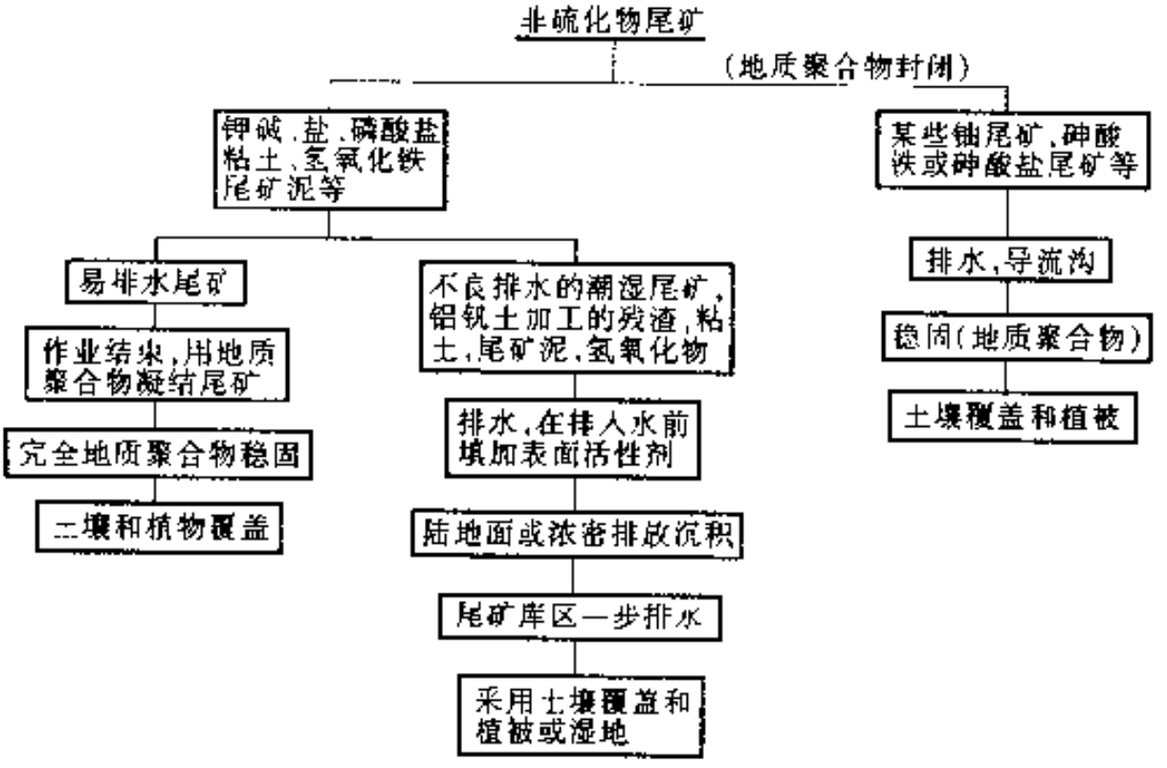


图 10.8 现役的和未来的非硫化物尾矿库的闭库方案

物覆盖，以及土壤和植物覆盖。排水困难的潮湿尾矿需要在排放之前在选厂填加表面活性剂如聚乙烯氧化物，然后采用陆地面或浓密排放方法排放，可应用湿地或尾矿库区进一步排水，以及土壤－植被覆盖，最终完成闭库。某些砷酸盐和砷化物尾矿可以通

过疏干、排水沟汇集有害的渗漏水，以便处理和继后贮积，再采用地质聚合物稳固，最后实施土壤和植物覆盖。

综上可见，尾矿库闭库方案主要根据以下因素选择：

（1）地形地貌；

（2）尾矿类型和矿物特性；

（3）当地地下水和水文条件；

（4）尾矿排放方法；

（5）排水难易程度；

（6）水位高度。

在大多数情况下，可以考虑采用湿地和地质聚合物覆盖，或两者的联合。

参 考 文 献

1. Raicevic D. Decontamination of Elliot Lake Uranium Tailings. CIM Bulletin, 1979: 72 (808): 109～115
2. Kealy C, Busch R. Determining Seepage Characteristics of Mill-Tailings Dams by the Finite Element Method. U. S. Burear of Mines. RI 7477
3. Mittal H, Morgenstern N. Parameters for the Design of Tailings Dams. Canadian Geotechnical Journal, 1975; Vol. 12: 235～261
4. Mabes D, Hardcastle J, Wilhams R. Physical Properties of Pb-Zn Mine-Process Wastes. Proc. Conf on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Material, ASCE, 1977
5. Volpe R. Physical and Engineering Properties of Copper Tailings. Current Geotechnical Practic in Mine Waste Disposal, ASCE, 1979
6. Soderberg R, Busch R. Design Guide for Metal and Nonmetal Tailings Disposal. U. S. Bureau of Mines, 1977
7. Mittal H, Morgenstern N. Seepage Control in Tailing Dams, Canadian Geotechnical Journal. Vol. 13, 1976
8. Elight G, Steffen D. Geotechnics of Gold Mine Waste Disposal. Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal, ASCE1979
9. Bromwell L, Raden D. Disposal of Phosphate Mining Wastes. Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal, ASCE, 1979
10. Kealy C, Busch R, McDonald M. Sepage-Environmental Analysis of the Slime Zone of a Tailings Pond. U. S. Bureau of Mines, 1974
11. Volpe R. Geotechnical Eengineering Aspects of Copper Tailings Dams. ASCE, 1975
12. McNay L, Corson D. Hydraulic Sandfill in Deep Metal Mines. U. S. Bureau of Mines. 1973
13. Corson D. Field Evaluation of Hydraulic Backfill Compaction at the Lucky Friday Mine. Mullan, Idaho, U. S. Bureau of Mines, 1971
14. Pariseau W, Hill J, McDonald M, et al. A Support-Performance Prediction Method for Hydraulic Backfill. U. S. Bureau of Mines, 1976
15. Sprute R, Kelsh D. Electrokinetic Consclidation of Slimes in An Undrground Mine. U. S. Bureas of Mines, 1976
16. Wilhams M. Tailing Dam Failure Case History. Proc. 2nd Int. Tailing Symp. Argall, G., Miller Freemen, San Francisco, 1979
17. Webb W, Vick S, Robinson K. A Look at Two Unique Uranium Tailings Disposal Sys-

tems, Proc. 1st Int. Conf on Uranium Mine Waste Disposal, 1980

18. Robinsky E I, Thickened Discharge-A New Approach to Tailing Disposal. CIM Bulletin, December. 1975; 68

19. Robertson A, MacG, Bamberg S A, Lange G. Current Uranium Mill Wastes Disposal Concepts; A Multinational Viewpoint, Paper at Symposium on Uranium Mill Tailings Management, Fort Collins, Colorac, Norember, 1978

20. Ferguson, K D. The Geochemistry of wastmin Resources Ltd., Myra Greek Mine Tailings—A Preliminary Investigation, Department of the Environment, Conservation and Protection, EPS. Pacific and Yukon Region, 1986

21. Hamilton R, Fraser W W. A Case History of Natural Underwater Revegetations; Mandy Mine High Sulphide Tailrgs. Reclamation Review, 1978

22. Down C G, Mills A J B. Marine Disposal of Mine and Mill Tailtngs, in: M. J. Jones (Ed.), Proceedings of the XI Commonwealth Mining and Metallurgical Congress, Hong Kong, 1978

23. Evans J B. Poling G W. Dschrging Flotation Tailings Into A Coastal Inlet, Paper Presented at the CIM Annual Meeting, April, 1975

24. Brawner C O, Campbell D B. The Tailings Structure and Its Characteristics—A Soil Engineer's Viewpoint, in: C. L. Aplin and G. O. Argall, Tailing Disposal Today, Miller Freeman, San Francisco, 1973

25. Robertson A, MacG, Zyl D Van. Design and Construction Options for Surface Uranium Tailings Impoundments, in: C. O. Brawner (Ed), Proceedings of First International Conference on Uranium Mine Waste Disposal, Society of Mining Engineers of the AIME, New york, 1980

26. Coates D, Yu Y. Waste Embankment, Pit slope Manual, Canad Centre for Mineral and Energy Technology. Ottawa, Report 77-1, 1977

27. Golder Associates. Evaluation of Flexible Membrane Liners as Long-Term Barriers for Uranium Mill Tailings, National Uranium Tailings Program, Energy, Mines and Resources Canada, Ottawa, 1984

28. Taylor M, Radionuclide Movement in Seepage and Its Control. Proc. 1st Int. Conf. on Uranium Mine Waste Disposal. Brawner, C. (ed) SME-AIME, 1980

29. Klohn E, Maartman C. Construction of Sound Tailings Dams by Cycloning and Spigotting, Proc. 1st Int. Ta'ling Symp., Aplin, C., and Argall. G., Miller Freeman, San Francisco, 1973

30. Dopson G, McGregor G. Magma Copper Company's San Manuel No. 10 Tailing Dam; Design, Construction, and Operation, Proc, 1st Int. Tailing Symp. Aplin C., and Argall, G, Miler Freeman, San Francisco, 1973

31. Brawner C. Design, Construction, and Repair of Tailings Dams for Metal Mine Waste Disposal. Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal, ASCE, 1979

32. Watermeyer P, Wilhamson R. Ergo Tailings Dam-Cyclone Separtion Applied to A Fine Grind Product, Proc, 2nd Int. Tailing symp. , Argall. G. , Miller Freeman. San Francisco. 1979

33. Sandic G. Tailings Dam for Zletovo Mine Proc 2nd Int. Tailing Symp. Argall, a. , Miller Freman, San Francisco, 1979

34. Mittal H, Hardy R. Geotechnical Aspects of A Tar Sand Tailings Dyke, Proc. Conf. on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, ASCE, University of Michigan, 1977

35. Nyren R. et al. Disposal of Tar Sand Tailings at Syncrude Canada Ltd. , Proc. 2nd Int. Tailing Symp. , Argall, G. , Miller Freeman, San Francisco, 1979

36. Mittal H, Morgenstern N. Design and performance of Tailings Dams. Proc. Conf. on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Material. ASCE. University of Michigan, 1977

37. Nelson J, Kane J. Failure of the Church Rock Tailings Dam, Proc. Third Symp. on Uranium Mill Tailings Management, Colorado state University, 1980

38. Johnson S. Analysis and Design Relating to Embankments, Analysis and Design in Geotechnical Engineering. ASCE. Vol. 2, 1～48, 1975

39. Lowe J. Stability Analysis of Embankments. Journ. Soil Mech. and Edn. Drv. , ASCE, Vol. 93, No. SM4. , 1～34. 1967

40. Bishop A, Bjerrum L. The Relevance of the Triaxial Test to the Solution of Stability Problems, Research Conf. on Shcae Strength of Cohesive Soils. ASCE. University of Colorado, 437～501, 1960

41. Seed H. Soil Liquefaction and Cyclic Mobility Evaluation for Level Ground During Earthquakes, Journ. Geotech. Eng. Div. , ASCE, Vol. 105, No. GT2, 201～255, 1979

42. Seed H, Makdisi F, De Alda P. The Performance of Earth Dams During Earthquakes, Journ Geotechnical Eng. Div. , ASCE. Vol. 104, No. GT7, 967～994, 1978

43. Seed H. Idriss I. Arango I. Evaluation of Liguefaction Rotential Using Field Performannce Data, Journ Geotech. Eng. , ASCE. Vol. 109 No. 3 1983

44. Seed H. Idriss I. Simplified Procedure for Evaluating Soil Liguefaction Potential, Joum. Soil Mech. and Fdn Div. , ASCE. Vol. 97, No. SM9, 1976

45. Klohn E. Maartman C. Lo C. et al. Simplified Seismic Analgsis for Tailings Dams. Proc. Conf on Earthquake Eng and Soil Dynamics. ASCE. Vol. I 540～556, 1978

46. Buckles C, Thiers G, Edwards R. Dynamic Analyses of Two Tailings Dams. Dynamic

Stability of Tailings Dams, Preprint 82～539, ASCE. 117～144, 1982

47. Dorey R, Byrne P. Analysis of Dynemic Stability of the Thompson Creek Project Tailings Impoundment, Idaho, Dynamic Stability of Tailings Dams, Preprint 82. 539, ASCE, 145～165, 1982

48. Finn W. Fundamental Aspects of Response of Tailings Dams to Earthquakes Dynamic Stability of Tailings Dams, Preprint 82～539, ASCE. 46～72, 1982

49. Slemmons D. State of the Art for Assessing Earthquake Hazards in the United States, Report 6: Faults and Earthquake Magnitude, 1977

50. Ambraseys N N, Menu J M. Earthquake-Induced Ground Displacement, Earthquake Engrg. and Struct. Dynemics, 16, 985～1006, 1988

51. Constantinou M, Gazetas G. Prbabilistic Seismic Sliding Deformations of Earth Dams and Slopes, Proc Fourth ASCE Specialty Conf. on Probabilitic Mech and Struct. Reliability, ABCE, 318～320, 1984

52. Franklin A G, Chang F K. Permanent Displacements of Earth Embankments by Newmark Sliding Block Analysis, Earthquake Resistance of Earth and Rock-Fill Dams, Rept. s, Misc Paper No. s-71-17, 1977

53. Lin J S, Whitman R V. Eartquake Induced Displacement of Sliding Blocks, J. Geotech. Engrg Div., ASCE, 112(1), 44～59, 1986

54. Makdisi F I, Seed H B. Simplified Procedure for Estimating Dam and Embankment Earthquake-Induced Deformations, J. Geotech. Engrg. Div. . ASCE, 104 (7), 849～867, 1978

55. Newmark N M. Effects of Earthquake on Dams and Embankments, Geotechnique, 15 (2), 139～160, 1965

56. Sarma S K. Seismic Stability of Earth Dams and Embankments, Geotechnique, 2s(4), 743～761, 1975

57. Chaney R C. Earthquake Induced Deformations in Earth Dams, Proc. Second U. S. Nat. Conf. on Earthquake Engrg., Earthquake Engrg. Res. Inst., 633～642, 1979

58. Elgamal A W, et al. 2-D Eelasto-Plastic Seismic Shear Response of Earth Dams: Application, J. Geotech. Engrg, Div., ASCE, 113(5), 702～710, 1987

59. Lee K L. Seismic Permanent Deformation in Earth Dams, Rept. No. UCLA-7497, 1974

60. Paskalov T A. Permanent Displacement Estimation on Embankment Dams Due to Earthquake Excitation, Proc. 8th World Conf on Earthquake Engrg., 1984

61. Prevost J H, et al. Nonlinear Dynamic Analysis of An Earth Dam, J. Geotech. Engrg. Div., ASCE, 111(7), 882～897, 1985

62. Seed H B, et al. The slides in the San Fermando Dam Duning the Earthquake of February 9, 1971, J. Geotech Engrg Div., ASCE, 101(7), 651～688, 1975
63. Seff N, et al. Earthquake Induced deformation of Earth Dams, Vniv. of California, 1976
64. Taniquchi E, et al. Prediction of Earthquake Induced Deformation of Earth Dams, Soils and Found., 23(4)126～132, 1983
65. Yegian M K, et al. Earthquake-Induced Permanent Deformations: Probabilistic Approach, J. of Geotechn cal Engineering, Vol. 117(1), 1991
66. Mewhorter D, Nelson J. Unsaturated Flow Beneath Tailings Impoundments, Journ Geotech., Viv., ASCE, Vol los, No. G711, 1979
67. Steven G V. Planning, Design, and Analysis of Tailings Dams, A Wiley-Interscience Pubcication, New York, 1983
68. Wilson J, Miller P. Two-Dimensional Plume in Uniform Ground-Water Flow. Journ. Hydrulics Div., ASCE(April), 1978
69. Narasimhan T, Witherspoon P. Numerical Model for Saturated Unsaturated Flow in Deformable Porous Med.a, 2. the Algorithm, Water Resources Research, Vol. 14, No. 2. 1978
70. Bureau G. Design of Impervicus Clay Liners by Unsaturated Flow Principles, Proc. 4th Symp on Uranium Mill Tailings Management, Colorade State Univers.ty, 1981
71. Sharma D. Some Applications of a Novel Computational Procedure for Solving the Richards Eguation, Paper Presented at the Fall Meeting of the America Geophysical Unlon, 1981
72. Taylor M, Antommaria P. Excursion Potentials at Uramum Tailings Disposal Sites Proc. 1st Int Mine Drainage Symp., Miller Freeman San Francisco, 1979
73. Davidovits J, et al. Geopolymeric Concretes for Environmental Protection Design and Construction Vol. 12, No. 7 1990
74. Ritcey D C, et al. Treatment of Arsenic-Bearing Wastes Through Geopolymerization, Geoplymer'88 Universite de Technologie Compiegne, 1988, Vol. 1., 1988
75. Ritcey G M. Tailings Managment, Elsevier Science Publishers B. V. 1989
76. 尾矿设施设计参考资料编写组. 尾矿设施设计参考资料. 北京：冶金工业出版社，1980
77. 李作章等. 尾矿库安全技术. 北京：航空工业出版社，1996
78. 加拿大矿物和能源中心编. 边坡工程手册(上、下册). 祝玉学等译. 北京：冶金工业出版社，1986
79. 祝玉学. 边坡可靠性分析. 北京：冶金工业出版社，1993
80. 钱家欢等. 土工原理与计算(上、下册). 北京：水力电力出版社，1981
81. 罗焕炎，陈雨孙. 地下水运动的数值模拟. 北京：中国建筑工业出版社，1988

82. 顾淦臣. 土石坝地震工程. 河海大学出版社，1989
83. 刘兆昌等. 地下水系统的污染与控制. 北京：中国环境科学出版社，1991
84. 李家瑞等. 工业企业环境保护. 北京：冶金工业出版社，1992
85. 三废治理与利用编委会编. 三废治理与利用. 北京：冶金工业出版社，1995

[General Information]
书名=尾矿库工程分析与管理
作者=
页数=394
SS号=10914178
出版日期=

封面
书名
版权
前言
目录
正文