

Abstract

The leachate nature produced from dewatered sludge/additives was also studied , the result shows using quicklime as additives can increase the output of leachate . The leachate produced from the quicklime/ dewatered sludge column has a higher concentration of COD_{Cr}, BOD₅, TN, NH₃-N ,stronger odor and better biodegradability compared with the column without additives . Quicklime can fix some Mg²⁺ in the leachate ; The leachate produced from the fly ash/ dewatered sludge column has a higher concentration of SS, better biodegradability , the concentration of inorganic ion is much higher than other columns ; The leachate produced from the soil/ dewatered sludge column is less than other columns , it has better biodegradability, NH₃-N is mostly adsorbed, Clay can fix some Mg²⁺ ,K⁺,Ca²⁺ in the leachate. Variation of heavy metals in different leachates : Concentrations of heavy metals in leachates fluctuated sharply with increasing time of landfill. The cumulative amounts of Cr in column 4 leachates were remarkable higher than other leachates and the leachate from column 1 had the maximum contents of Ni. Furthermore, cumulative amounts of Cu in column 3 leachates were the lowest. The cumulative amounts of Pb and Zn in the leachates column 2 and column 4 were significantly larger than in column 3. However, the leachate from column 3 had the largest amounts of Cd compared with other leachates. The results showed that all the additives could fix the Cr and Cd, while the impacts on Cu was reverse. The quicklime fix the Pb and Zn in different extent, while the impact on Ni was reverse.

Influence of the additives on the heavy metal speciation: All of the additives could accelerate the transformation of Cr and Cd from the instability form to the stability form in amended sludge, while the impacts on speciations of Cu showed the difference. The quicklime could increase the stability form of Pb and Zn, but decrease the stability form of Ni. In the fly ash/ dewatered sludge column, the fly ash could add the stability form of Ni.

Keywords: Sludge Landfill, Leachates, Additives, Sequential Extraction, Metal Speciation

南开大学学位论文授权使用授权书

本人完全了解南开大学关于收集、保存、使用学位论文的规定，同意如下各项内容：按照学校要求提交学位论文的印刷本和电子版；学校有权保存学位论文的印刷本和电子版，并采用影印、缩印、扫描、数字化或其它手段保存论文；学校有权提供目录检索以及提供本学位论文全文或者部分的阅览服务；学校有权按有关规定向国家有关部门或者机构送交论文的复印件和电子版；在不以赢利为目的的前提下，学校可以适当复制论文的部分或全部内容用于学术活动。

学位论文作者签名：徐洋

2006年6月5日

经指导教师同意，本学位论文属于保密，在 _____ 年解密后适用本授权书。

指导教师签名：		学位论文作者签名：	
解密时间：		年 月 日	

各密级的最长保密年限及书写格式规定如下：

内部 5年（最长5年，可少于5年）
秘密★10年（最长10年，可少于10年）
机密★20年（最长20年，可少于20年）

南开大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师指导下，进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含任何他人创作的、已公开发表或者没有公开发表的作品的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本学位论文原创性声明的法律责任由本人承担。

学位论文作者签名：徐琛

2006年6月5日

前言

迄今为止，污水处理的过程就是污染转移的过程。污水中的污染物除部分随出水排放、部分经过生化过程转变为无机物外，其余的污染物通过各种方式转移到污水处理的副产物—污泥之中。

污水厂的污泥经过浓缩、消化、脱水转变为脱水泥饼，脱水泥饼的含水率一般在 75%~80%之间，目前，脱水污泥的出路问题是国内外污水处理厂均感到棘手的问题，能否妥善解决污泥出路问题将直接影响到污水处理厂的正常运行。

污泥具有两面性，一方面污泥中含有大量有机质和营养元素，有农用资源化价值，还可以制砖、制生化纤维板、制陶粒等。但是另一方面污泥中也可能含有大量的重金属物质、病原菌、病毒微生物和大量的毒性有机物，如不加以妥善处理和处置，将造成堆放和排放区周围环境严重的二次污染，表现在侵占土地、易腐变臭、易污染土壤和地下水、还可能污染河流、湖泊及海洋等地表水体，其中的重金属和毒性有机物容易通过生态系统中的食物链迁移富集，对生态环境和人类健康具有长期潜在的危害性。特别是随着发展中国家城镇基础设施的快速发展，污泥海洋投弃的禁止，日益严格的污泥农用标准的制定与实施，污泥的处置已成为一个全球性的环境问题。

1998 年我国已将废水处理污泥列入《国家危险废物名录》，随着城市污水处理厂建设步伐的加快，城市污泥的处理与资源化已成为日益突出的环境问题。目前我国已有城市 668 个，按国家有关部门的规划，到 2010 年，我国城市污水处理率要求达到 60%（目前仅为 15%左右）以上，随着国内城市污水处理厂建设的进一步加快，城市污泥处理处置问题将更加突出。

20 年来，我国污水处理厂的建设有了很大的发展，污水处理率有了很大的提高，但是污泥处置问题还未提到议事日程，有关的研究几乎是空白，本文对利用添加剂改善污泥填埋特性进行了系统的研究，对今后我国的污泥处置尤其是污泥填埋处置具有指导意义。

第一章 污泥处置途径综述

第一节 市政污泥来源与分类

1.1.1 市政污泥的来源

市政污泥是在污水处理过程中产生的沉淀物质以及从污水表面漂出的浮沫中所得的残渣称为污泥(Sewagesludge),属于污水处理后的副产品,是一种由有机残片、细菌菌体、无机颗粒、胶体等组成的极其复杂的非均质体。污泥量通常占污水量的 0.3%~0.5% (体积) 或者约为污水处理量的 1~2% (质量), 如果属于深度处理, 污泥量会增加 0.5~1 倍, 污水处理效率的提高必然导致污泥量的增加, 根据掌握的资料, 目前我国城市污水处理厂每年排放干泥 30×10^4 吨^[1], 而且还在以每年大约 10% 的速度增长^[2]。我国现有污水处理厂, 有很大一部分污泥处理设施没有有效运行, 污泥没有得到妥善处理, 致使城市污水处理的最终问题落到了污泥处理处置上。因此, 如何有效处理污水厂污泥是国际范围内污(废)水处理领域中所面临的最为重要而复杂的问题^[3]。

1.1.2 市政污泥的分类

市政污泥可以分为如下几类:

(1)、初沉污泥: 指污水只经过一级物理—化学处理产生的沉淀物, 含水率在 98~99.2% 左右, 污泥呈流动状态, 生物性质不稳定。

(2)、生污泥: 指从沉淀池中排出的沉淀物和悬浮物的总称。

(3)、浓缩后的污泥: 指生污泥经浓缩处理后得到的污泥, 含水率在 97% 左右, 呈流动状态。

(4)、消化污泥: 指生污泥经厌氧分解后得到的污泥, 含水率为 96% 左右, 呈流动状态, 生物性质相对稳定。

(5)、脱水污泥: 指经脱水处理后得到的污泥, 含水率为 70~80%, 不能流动但潮湿, 呈泥饼状。

(6)、干化后的污泥: 经过干化处理过的污泥, 含水率可以降低到 10% 左右, 呈粉末或者颗粒状。

(7)、焚烧后的污泥: 污泥经过焚烧处理后成为灰渣基本不含水分。

本论文所指的污泥指污水处理厂经过常规脱水后的污泥。

1.1.3 污泥处理处置的基本原则

与固体废物的处置一样，污泥的处置遵循减量化、稳定化、无害化的原则。

(1)、减量化

污泥的含水率高，体积很大，不利于储存、运输和消纳，减量化十分重要。 1m^3 含水率 95% 的污泥含水率降低到 85%，体积只有原来的 1/3，降低到 65%，体积只有原来的 1/7，常用的污泥减量的方法有浓缩、脱水、干化、焚烧等。

(2)、稳定化

污泥中有机物含量 60%~70%，极易腐败并产生恶臭，因此需要采用生物好氧和厌氧工艺，使污泥中的有机组分转化成稳定的最终产物，也可以添加化学药剂，终止污泥中微生物的活性来稳定污泥，如投加生石灰、提高 pH 值，即可实现对微生物的抑制。但化学法不能使污泥长期稳定。常用的污泥稳定方法有：消化、焚烧等。

(3)、无害化

污泥中含有大量的病原菌、寄生虫卵及病毒，易造成传染病大面积传播；污泥中还含有多种重金属离子和有毒有害的有机物，这些物质可以从污泥中渗透出来或者挥发，污染水体和空气，造成二次污染。常用的无害化方法有干燥、焚烧等。

(4)、资源化

污泥的资源化主要是使其更好地参与生态物质循环，走上人类社会与生态系统的和谐共处与可持续发展轨道。污泥资源化的方法主要有堆肥、土地恢复、用作建材等。

第二节 常用的污泥处置途径简述

1.2.1 污泥农用

污泥直接回用于农田或者经过堆肥后回用于农田不但可以为植物生长提供氮磷钾等营养元素，而且可以提供植物生长必需的一些微量元素，如 Ca、Mg、Zn、Cu、Fe 等，施用于农田可以改良土壤结构，在世界各国都有实践。

污泥农用的特点为：

(1) 可大量处置污泥，原则上只要污泥达到《农用污泥中污染物控制标准》(GB4284-84) 就可用于农田。

(2) 污泥参与农田的物质循环过程，污泥中的 N、P、K、有机质及微量元素是良好的农用肥料，对农作物有增产作用。

(3) 污泥中有机质、腐殖质可改善土壤结构，是良好的土壤改良剂。

(4) 污泥农业利用可以使生产费用降低。

但是污泥农用必须注意以下几个方面的问题：

(1) 污泥中有毒、有害物质及病原微生物的含量，应达到国家标准。

(2) 应该特别注意污泥中重金属的含量，根据其土壤背景值等情况，严格按照计算得到的污泥施用量进行施用。

(3) 一般来说某块农田使用污泥数量有一定限度，当达到这一限度时，污泥的农用就应停止一段时间后再继续进行。

(4) 农业利用应在安全施用量之下控制使用，同时整个利用区应该建立严密的使用、管理、监测和监控体系，使污泥农用安全有效，促进农业的可持续发展。

1.2.2 污泥干燥

污泥干燥是通过将污泥进行加热，除去其水分的工艺过程。由于污泥是高含水率、中高粘度的物料，所以需采用防粘、破碎强度大、蒸发强度大的干燥方式，从目前国内外已采用的污泥干燥设备形式来看，一般有如下几种设备形式：转鼓式干燥器、流化床式干燥器、间接式多盘干燥器（造粒机）。上述设备与不同的干燥热源相配套，适用于不同性质的污泥处理。

污泥干燥的过程中，热风可充分均匀地与污泥接触，从而有效地杀死有害病原菌，实现无害化处理。

污泥干燥后重量大大减少，而且，由于干化后污泥含水率可以控制在 10% 以下，微生物活性受到抑制因而可以避免产品发霉发臭，利于储藏和运输。热干化过程的高温灭菌作用很彻底，产品可以达到卫生指标并使污泥性能全面改善，产品可作替代能源，也可以作土地利用。因此，污泥干燥处理是污泥处理的有效途径。

1.2.3 污泥焚烧

污泥中含有一定的热值，污水污泥的发热量相当于煤炭的 36.4%~51.4%，属低热值燃料。

污泥的发热量一般为 19000~32000KJ/公斤可燃物，污泥发热量取决于污泥中有机物含量和污泥处理方法，如果对污泥进行厌氧消化，则发热量降低。根据研究，对于有机物含量占 60%的污泥和总发热值为 23,250 KJ/公斤的可燃物，如果污泥固体含量达到 26%，则其在不用过量空气的条件下焚烧便可自燃。如果达不到这一数值，则需要加燃油或者燃气以使污泥完全燃烧^[4]。

焚烧处置主要分为两大类：一类是将脱水污泥直接送焚烧炉焚烧，另一类是将脱水污泥先干化再焚烧。污泥焚烧要求污泥有较高的热值，因此污泥一般不进行消化处理。第一类直接焚烧工艺可焚烧 75%~80%含水率的污泥，为了保证污泥的稳定燃烧，并对污泥含水率的波动具有一定的适应性，一般都需掺入辅助燃料（煤或油）。

污泥焚烧的优点在于其产物为无菌无臭的无机残渣，实现了无菌化和最大程度的减量化，它既解决了污泥的出路又充分利用了污泥中的能源，且不必考虑病原菌的灭活处理。污泥焚烧的热能可以回收利用，有毒污染物被氧化，灰烬中的重金属活性大大降低。一般人口稠密的沿海及岛屿国家（如日本和新加坡）比较注重污泥焚烧技术的研究和开发，早在 1984 年，新加坡的技术人员就发现取自新加坡各个污水厂的污泥在 550℃燃烧时是自然的；加拿大的技术人员也发现经过适当预处理的污泥在焚烧过程中完全达到了热能的自持。1995 年日本有近 50%的污泥采用焚烧处置^[5]。

污泥焚烧的缺点是低成本和可能产生的污染（废气、噪声、震动、热和辐射）。焚烧的成本一般是其它处置途径的 2~4 倍。

污泥焚烧后的灰渣可直接填埋，也可进一步综合利用。日本在这方面做了大量的研究开发工作，制定了相应的检测标准，取得了成功的经验。干化污泥经 800℃左右温度焚烧后的灰渣分几类处理：一是输送至 1500℃左右的熔融炉熔化，产生的熔渣经不同的冷却方法形成粒径不同的结晶质与碎砾石状材料，用作混凝土制品、路基、路面的骨材及管道敷设填料；二是送至水泥厂作为水泥生产原料；三是送至砖瓦厂制作砖瓦；四是直接用作土质改良材料；五是直接用作工程建设回填土。

1.2.4 海洋投弃

沿海地区可考虑把生污泥、消化污泥、脱水泥饼或焚烧灰投海。污泥投海，在国外有成功的经验也有造成严重污染的教训。英国采用这种方法较多，根据英国的经验，污泥（包括生污泥、消化污泥）投海区应离海岸 10km 以外，深 25m，潮流水量为污泥量的 500~1000 倍。投海污泥最好是经过消化处理的污泥。投海的方法可用管道输送或船运，前者比较经济。

1.2.5 污泥工业化利用

污泥工业化利用途径包括以下几个方面：

(1) 干污泥颗粒：发电厂燃料掺合料，污泥干馏提取焦油焦炭、燃料油和燃气等。

(2) 污泥焚烧灰：水泥添加剂，污泥砖、污泥陶粒等建筑材料。由于焚烧灰的化学成分与制砖粘土的化学成分比较接近，因而利用污泥灰部分取代粘土和水泥等，按照质量分数比焚烧灰：粘土：硅砂=100：50：18 制成建筑材料，其抗压性能基本上保持不变，但是由于费用高，加上缺乏长期跟踪监测数据，人们对产品的安全性产生怀疑，仅在日本、新加坡等国少量投产，主要用于建筑通道、人行道^{[5][6]}。

(3) 污泥细菌蛋白：制造蛋白塑料，胶合生化纤维板等。

(4) 污泥气：燃料，动力燃料，制造四氯化碳、有机玻璃树脂、甲醛等化工产品。

目前，限于通过污泥生产的产品的出路没有解决好，因此，污泥工业化利用的比例很低，暂时还不可能成为污泥处置的一条主要途径，但是随着科学技术的不断发展，人们对再生产品认识的改变，污泥工业化利用的比例将增加^[7]。

1.2.6 卫生填埋

污泥的卫生填埋始于 20 世纪 60 年代，是从保护环境角度出发在传统填埋的基础上，经过科学选址和必要的场地防护处理，具有严格管理制度的科学的操作方法。污泥消化后经过脱水再进行填埋是目前国内许多大型污水处理厂常采取的方式，经过消化后的污泥有机物含量减少，性能稳定，总体积减少，脱水后作填埋处置是一种比较经济的处理方式，其优点是投资少、容量大、见效快。

污泥填埋是欧洲前几年应用最广的污泥处置工艺，1992年欧盟大约40%的污泥采用了填埋处置，对于不能资源化的废弃物，填埋是目前非常有效的处置途径^[8]。

20世纪90年代以来，随着污泥农用标准日趋严格，欧盟许多国家如法国、意大利、丹麦等因污泥农用比例不断缩减，污泥填埋有增加的趋势，其中，法国污泥填埋量高达污泥总产量的80%；美国1992年采用填埋方法处置的污泥也达到了总产生量的35%，但由于填埋技术对污泥的土力学性质要求较高，同时，随着污泥量日益增多，大面积选址日益困难，一些国家如美国、英国、日本等污泥填埋的比例有所缩减^[5]。

1.2.7 各种污泥处置途径的比较

通过上述论述，可得出各种污泥处置方法的优缺点，见表1.1。

表 1.1 各种污泥处置途径对比表

方式 项目	农用	卫生 填埋	高温 堆肥	自然 干化	焚烧	干燥
含致病菌	大量	大量	较少	大量	不含	不含
不良气味	大	大	一般	大	较小	小
占用场地	一般	大	一般	大	小	小
运输费用	高	高	不定	不定	低	低
操作安全性	一般	安全	安全	安全	一般	一般
能源消耗	低	低	一般	低	很高	较高
基建投资	小	一般	一般	一般	很大	较大
运行费用	低	低	一般	低	很高	一般

由表 1.1 可以得出如下几点结论：

(1)、除焚烧和干燥可以彻底杀灭病原菌及虫、卵，达到无害化外，其它均含有大量的致病菌（高温堆肥可杀灭大部分致病菌）。

(2)、焚烧和干燥可以消除不良气味，提高环境质量。

(3)、焚烧工艺造价高，产生的二口恶英气体必须有效地去除，否则危害极大。

(4)、从能源消耗方面看，焚烧工艺最高，干燥次之，堆肥、填埋与自然

干化最低。

(5)、从基建投资方面看，不考虑污泥消化投资，焚烧最大，填埋最小。

第三节 国内外污泥处置概况及实例

1.3.1 国内外污泥处置概况

一些主要发达国家污泥产生量及处置方法见表 1.2。

表 1.2 欧美各国的污泥产生量和处置方法

国家	农业 (%)	填埋 (%)	焚烧 (%)	海洋 (%)	污泥总量 (吨干污泥/年)
美国	45	21	3	30	7690000
奥地利	28	35	37	-	250000
比利时	57	43	-	-	350000
丹麦	43	29	28	-	150000
法国	27	53	20	-	900000
德国	25	65	10	-	2750000
希腊	10	90	-	-	200000
爱尔兰	23	34	-	43	23000
意大利	34	55	11	-	800000
卢森堡	80	20	-	-	15000
荷兰	53	29	10	8	280000
葡萄牙	80	12	-	8	200000
西班牙	61	10	-	29	300000
瑞典	60	40	-	-	180000
瑞士	50	30	20	-	250000
英国	51	16	5	28	1500000
日本	9	35	55	-	3000000

从表 1.2 可以看出，在欧共同体内部，约有 40% 的污泥通过填埋处置，希腊、卢森堡和意大利各有 90%、88% 和 85% 的污泥通过填埋处置，而在美国，在 1990 年约有 48% 的污泥通过填埋处置，因此，填埋是目前主要的处置方法^[9]。

从表 1.2 可以看出，对世界主要发达国家，其污泥最终处置的主要途径为：农用、填埋和焚烧^[10]。农用和陆地填埋是大多数国家污泥处置的两种最主要方

法,近年来,德国、意大利、丹麦等国污泥农用的比例不断降低,而污泥填埋比例有增加的趋势,但有一些国家,如美国、英国和日本等污泥农用比例呈增加趋势,填埋呈减少趋势^[11]。

1.3.2 国内外污泥处置实例研究

(1)、美国

华盛顿原污水处理厂、阿克昆污水处理厂的污泥均采用堆肥处置,用于公园草地和林场施肥^[12]。

美国达拉斯西南污水处理厂,处理水量 120 万 t/d,脱水污泥掺入 $\text{Ca}(\text{OH})_2$,再加入与污泥等量的土,混合后填埋,填埋场至少使用 10 年,预计可以用 20 年。

美国曾经将污水处理厂湿污泥直接喷洒在森林树木的叶子上,但是由于施用污泥后树木生长较快,使树木木质疏松,影响木材质量^[13]。

Michigan 州有的垃圾填埋场采用污泥与垃圾的混合物作为覆盖材料,Benton 港附近的 Benton Township 垃圾填埋场就是这样一个例子,因为污泥的含水率太高,所以污泥进场后先堆放 30~60 天,然后与垃圾混合后作为垃圾填埋场的覆盖土。虽然整个填埋操作比较困难,但是对周围的环境并未造成不良影响^[14]。

(2)、波兰

波兰华沙市也长期受污泥没有合适出路的困扰,1992 年欧共体资助该市完成了污泥处置规划,从可操作性、对环境的影响、安全性、经济性等几个方面综合考虑,焚烧占优势,但是焚烧比污泥填埋的费用约高 36%,最终经过综合分析,欧共体建议该市近期污泥与适当比例的电厂粉煤灰混合后填埋^[15]。

(3)、香港

在香港,污泥的容积从 1989 年的 3.85 亿立方米增加到 1997 年的 7.5 亿立方米,其中 1.5 亿立方米经过生物处理,随着海洋投弃被禁止,填埋几乎成了污泥的唯一出路,一般是和垃圾、河道底泥共同填埋于香港的三个填埋场,这三个填埋场的容积为 135Mm^3 ^{[16]·[17]·[18]}。

(4)、北京

2002 年,北京市第一座规模化的污泥消纳厂建成投产,占地面积 $13.2 \times 10^4\text{m}^2$,总投资 2600 万元,设计日消纳脱水污泥 465 吨,是北京市南部地区的污泥消纳中心。它采用机械干化、造粒工艺,干化污泥含水率降到 55~60%,可

以用于施肥和土壤改良剂,该消纳场的投入运行,使北京市目前 50%的污泥得到合理消纳与利用^[19]。

第四节 适合我国国情的污泥处置途径分析

由以上分析可以看出,污泥的各种处置途径各有其优缺点,这些优缺点也不是一成不变的,必须根据具体情况进行分析,采用适合的污泥处置途径。

1.4.1 污泥农用

(1) 污泥的肥效

污泥中含有大量的 N、P、K 及有机质,而且 N、P 以有机态为主,同时污泥中还有许多植物所必需的微量元素,可以缓慢释放,具有长效性。因此,污泥是有用的生物资源,是很好的土壤改良剂和肥料。

表 1.3 是我国沈阳、杭州、北京、广州、天津、苏州、香港、深圳、太原、无锡、常州、常熟、昆明等城市 21 个污水处理厂污泥营养成分的调查统计结果。

表 1.3 我国 21 个污水处理厂污泥中营养物质成分调查统计结果 (%)

序号	项 目	有 机 质	TN	TP	TK
1	平均值	37.18	3.03	1.52	0.69
2	最大值	62.00	7.03	5.13	1.78
3	最小值	9.2	0.78	0.13	0.23
4	中 值	35.58	2.9	1.3	0.49

由表 1.3 说明,我国污泥的有机质平均含量为 37.18%;总氮、总磷、总钾平均含量分别为 3.03%、1.52%、0.69%,均超过国家堆肥需要的养分标准,所以污泥是很好的有机肥源。另外,根据调查结果,不同地区污水处理厂污泥的养分含量相差很大,经济不发达地区有机质含量较低,而经济发达地区(如北京、深圳等)污水处理厂污泥中有机质含量较高。各地城市污泥氮含量没有明显的规律性。南方城市污水处理厂污泥中磷含量普遍比北方污水处理厂高;同一地区城市污泥中钾的含量变化并不大。

由于受到来源和生产日期影响，污泥成分差异较大，这与我国不同地区生活水平和生活习惯有关。从长远来看，我国污水厂污泥中氮、磷的含量将随着脱氮除磷等深度污水处理工艺的增加而增加，这将有利于污泥土地利用和堆肥处理。

我国城市污泥中有机物（VSS）含量约为 55%~60%，而欧、美等国可达 70%~80%（均指初次沉淀池污泥）。一般来说，新鲜污泥中有机物含量越高，消化分解的程度越高。污泥中有机养分和微量元素可以明显改变土壤理化性质，增加氮、磷、钾含量，改善土壤结构，促进团粒结构的形成，调节土壤 pH 值和阳离子交换量，降低土壤容量，增加土壤孔隙、透气性、田间持水量和保肥能力等；城市污泥还可以增加土壤根际微生物群落生物量和代谢强度、抑制腐烂和病原菌。污泥用作肥料，可以减少化肥施用量，从而减少农业成本和化肥对环境的污染。

(2) 污泥对环境可能产生的污染

污泥中也含有大量病原菌、寄生虫（卵），铜、锌、铬、汞等重金属，盐类以及多氯联苯、二噁英等放射性核素等难降解的有毒有害物。这些物质对环境和人类以及动物健康有可能造成较大的危害。

a、污泥盐分污染

污泥含盐量较高，会明显提高土壤电导率、破坏植物养分平衡、抑制植物对养分的吸收，甚至对植物根系造成直接的伤害，而且离子间的拮抗作用会加速有效养分的流失。

b、病原微生物

污水中的病原体（病原微生物和寄生虫）经过处理还会进入污泥。新鲜污泥中检测得到的病原体多达千种，其中危害较大的是寄生虫。

c、氮磷等养分的污染

在降雨量较大地区的土质疏松土地上大量施用富含 N、P 等的污泥之后，当有机物分解速度大于植物对 N、P 的吸收速度时，N、P 等养分就有可能随水流失而进入地表水体造成水体的富营养化；进入地下引起地下水的污染。所以 N、P 等养分迁移对环境的影响是一个需长期监测、研究的工作。

d、有机物高聚物污染

城市污泥中主要的有苯、氯酚等。尽管目前国内外对城市污泥中有机污染物的研究并不多，但是一些国家对农用城市污泥中有机污染物的特征及其在农

业环境中的行为、生态效应和调控措施等方面进行了一定的研究。西方发达国家对污泥中有机污染物的浓度进行了一定的限制,并对 PCB_s、PCDD/F_s 等提出了一些限量建议,但是除对苯并芘[a]制定了控制标准外,我国还未能制定出较完善的城市污泥有机污染物限制标准。迄今为止的试验研究表明,通过根部有效地吸收和在植物中转移的二噁英/呋喃及 6 种重要的 PCB 衍生物的量很少,即使土壤中 PCDD/PCDF 含量很高,污泥过量施用也不会显示出这些有机污染物的有害毒性。

e、重金属污染

在污水处理过程中,70%~90%的重金属元素通过吸附或沉淀而转移到污泥中。一些重金属元素主要来源于工业废水,如镉、铬等;一些重金属来源于家庭生活的管道系统,如铜、锌等重金属。重金属是限制污泥大规模土地利用的重要因素,因为污泥施用于土壤后,重金属将积累于地表层。另外,重金属一般溶解度很小,性质较稳定、难去除,所以其潜在毒性易于在作物和动物以及人类中积累。

表 1.4 为我国沈阳、杭州、北京、广州、南京、西安、兰州、天津、苏州、香港、武汉、黄石、佛山、深圳、太原、重庆、无锡、苏州、常州、常熟、昆明、桂林、上海、山东、浙江、湖南等省、市 44 个城市污水处理厂污泥中重金属含量统计结果。

表 1.4 我国 44 个城市污水处理厂污泥中重金属含量统计结果 (单位: mg/kg)

项 目	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni	Hg	As
平均值	3.03	338.98	164.09	789.82	261.15	87.80	5.11	44.52
最大值	24.10	3068.40	2400.00	4205.00	1411.80	467.60	46.00	560.00
最小值	0.10	0.20	4.13	0.95	3.70	1.10	0.12	0.19
中 值	1.67	179.00	104.12	944.00	101.70	40.85	1.90	14.60
中国污泥标准 (GB4284)	5/20	250/500	300/1000	500/1000	600/1000	100/200	5/15	75/75

调查结果说明,我国城市重金属污染主要以 Zn 和 Cu 为主,其它重金属含量较低。我国城市大量使用镀锌管道是生活污水中 Zn 含量较高的原因之一。一

些城市的生活污水与工业污水混合处理,导致 Cr(皮革业污水)、Cd(电镀污水)、Pb(冶炼污水)、Hg(塑料行业污水)的含量较高。

污水厂污泥农用还受到季节的限制,一到多雨季节,由于农田对含水率较高的污泥需求量锐减,造成污泥外运困难,经常出现泥满为患的状态。

根据控制标准,即使使用符合标准的污泥,一般用量不超过 $3\text{kg}/\text{m}^2$ (以干污泥计),当污泥中任何一项无机化合物含量接近标准时,连续在同一块土壤上施用不得超过 20 年,以此标准推算,天津市在 2010 年污水量将要达到 $200 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$,上海市污水处理量将要达到 $550 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$,按照 $1 \times 10^4 \text{m}^3$ 污水二级处理产生污泥干固体量 2.0t 计算,以此推算,天津市日产污泥量 400t,上海市日产污泥量 1100t,如果全部考虑污泥农用,天津市和上海市每年所需土地面积分别为 4867ha 和 13383ha^[20]。

出于保护生态环境的考虑,国内外对污泥利用的质量要求是愈来愈严,不允许污泥中的有毒有害物质进入自然界的物质循环之中,所以国内外在污泥的农业利用方面采取了更加慎重的态度。我国在污水处理厂污泥用于园林和城市绿化方面的研究取得了可喜的成绩,但是考虑到污泥的卫生条件和防止对地下水造成污染,尚需对出厂污泥的状态、用量标准、施用方法进行进一步的研究。

因此,综合考虑污泥的性质、污泥农用所需要的土地面积、污水厂与农用场地的距离、天气的变化对农用的影响、污泥量的增加趋势以及污水处理厂处理的废水组分趋向复杂等因素,污泥农用的处置方式目前难以在中国得到普遍的推广。国内从 80 年代开始搞污泥堆肥的研究,到目前为止,污泥堆肥并未得到推广,这一事实也从另一个方面说明了污泥农用的复杂性。

1.4.2 焚烧工艺

如前所述,污泥焚烧处理的最大优点是:(1)污泥可以在原位实现最大减量化。(2)所有病原物均可以被杀灭,有毒有机污染物被氧化。(3)焚烧灰中的重金属活性比污泥中的要低的多。(4)利用先进的净化设备,可以使气体达标排放^[7]。但是污泥焚烧工艺的最大缺点是价格昂贵,以杭州市七格污水处理厂为例,其处理规模近期为 $30 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$,远期为 $90 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$,处理对象为城市污水。近期 $30 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ 采用 A/A/O 工艺,产生的污泥包括初沉污泥和剩余污泥,污泥产量为 53.1t 干泥/d,经脱水后污泥含水率达 75%,污泥体积为 $212 \text{m}^3/\text{d}$,

212m³/d, 考虑到扩建及富裕量因素, 以处理污泥体积 300m³/d 为目标进行投资估算, 结果为: 如果采用直接焚烧工艺, 采用进口设备, 工程投资为 11466 万元, 处置成本为 808 元/吨干泥; 如果采用干化焚烧联合工艺, 干化部分设备采用进口, 焚烧部分设备采用国产, 工程总投资为 7932 万元, 处置成本为 673 元/吨干泥^[21]。

根据资料^[22], 2001 年全年我国城市污水处理量为 120 亿立方米, 平均每天产生的污泥量约 20 万立方米 (97% 含水率) 干污泥量 6.7 万吨/天, 如果按照上述标准计算, 采用直接焚烧工艺, 处置这些污泥的成本为 589, 600 万元/天, 如果再考虑到随着污水收集设施的普及、处理率的提高和处理程度的深化, 污泥的产生量必将有较大的增长, 限于我国的经济实力, 目前还不可能投入大量的资金用于污泥焚烧, 因此污泥焚烧的高成本严重影响了它在我国的推广使用。

1.4.3 污泥填埋

填埋作为一种处置固体废弃物的技术有着悠久的历史, 相对于其它处置技术来讲, 费用省、操作简便, 因此被世界各国广泛采用, 各国填埋处置都占有较高的比例, 一些发达国家在发展之初也多以污泥填埋作为主要的污泥处置途径。

我国是一个发展中国家, 虽然近二十年来, 经济实力有了很大的发展, 但是总体来讲, 和发达国家相比还有很大的距离, 而且, 地区分布很不平衡, 虽然焚烧可以最大限度地使污泥减量化, 但是投资和成本太高; 污泥农用虽然投资和成本较低, 但是它的安全性正受到人们的怀疑, 在具体实施过程中受外界影响因素较多。

在污泥不能被农用、焚烧成本又较高的情况下, 污泥填埋是一种折中的选择。它投资少, 容量大, 见效快, 通过将污泥与周围环境的隔绝, 可以最大限度地避免污泥对公众健康和环境安全造成的威胁, 既解决了污泥的出路, 又可以增加城市建设用地, 是目前比较适合中国国情的处置途径。可以预测, 在未来一个时期内, 填埋仍然是我国主要的污泥处置方式^[23]。

第五节 国内外污泥填埋技术的应用情况

1.5.1 美国污泥填埋技术应用情况

将脱水污泥进行填埋是目前国内外许多大型污水处理厂采取的污泥处置方式，因为消化后的污泥有机物含量减少，性能稳定，总体积减少，脱水后作填埋处置是一种比较经济的处理方式，污泥填埋分为单独填埋和混合填埋，在欧洲，脱水污泥与城市垃圾混合填埋比较多，而在美国，多数采用单独填埋^[23]。

不同的污泥对填埋的适宜性是不一样的，它取决于污泥的物理化学性质及可能对环境产生的影响，各种污泥填埋的适宜性见表 1.5。

表 1.5 污泥填埋的适宜性一览表^[24]

污泥类型	单独填埋		混合填埋	
	适宜性	原因	适宜性	原因
未稳定的浓缩初沉污泥、 剩余活性污泥与初沉污 泥的混合污泥，剩余活性 污泥	不	气味，操作	不	气味，操作
絮凝浓缩的初沉污泥和 剩余活性污泥，不加药剂 的剩余活性污泥	不	气味，操作	不	气味，操作
化学絮凝浓缩的活性污 泥	不	操作	不	气味，操作
热调理的初沉或者剩余 污泥	不	气味，操作	勉强可以	气味，操作
初沉污泥或者初沉剩余 污泥的混合污泥+厌氧消 化+浓缩	不	操作	勉强可以	操作
初沉污泥或初沉剩余污 泥的混合污泥+好氧消化 +浓缩	不	操作	勉强可以	操作

(续表 1.5)

污泥类型	单独填埋		混合填埋	
	适宜性	原因	适宜性	原因
初沉污泥或初沉剩余污泥的混合污泥+石灰稳定+浓缩	不	操作	勉强可以	操作
未稳定初沉污泥+石灰调理+真空过滤脱水	可		可	
消化污泥+脱水+石灰稳定	可		可	

由表 1.5 可以看出,不论是单独填埋还是混合填埋,填埋前最好要经过脱水、石灰调理或者其它处理措施。

污泥填埋前,必须经过脱水工序,如 Michigan 州要求填埋的污泥含水率 $\leq 60\%$,但几乎所有污水处理厂的脱水设施都难以达到此要求,如果污水厂采用普通脱水工艺,脱水后污泥含水率在 80%左右,必须加入填加剂才能达到污泥填埋所需要的力学指标,增大了填埋场所需要的面积^[20],脱水污泥如果不加添加剂直接填埋,就不能大面积用机械操作连续填埋。美国一般采用沟填法填埋这种类型的污泥^[22]。目前美国单独填埋污泥的填埋场一般都未设置气体收集系统(因气体产量较小)^[24]。

1.5.2 我国的污泥填埋状况

在我国,混合填埋应该成为大部分污泥的出路,但由于垃圾和污泥分属环卫和市政两个不同的行政部门管理,在管理体制上还需进一步理顺;在技术方面,国家《生活垃圾卫生填埋技术规范》(CJJ17-2004)对进入垃圾填埋场的填埋物有明确的规定,在这个规范中,虽然取消了原《城市生活垃圾卫生填埋技术标准》(CJJ17-88)中对填埋物含水量应低于 20~30%的具体要求,但是要求含水率必须符合具体填埋工艺设计的要求,由于脱水后污泥含水率一般在 75%以上,这一含水率的污泥与垃圾混合填埋,容易使填埋操作产生问题,因此,垃圾填埋厂一般不愿意接受污水处理厂的污泥,因此,污泥需要再经处理才能

送往生活垃圾填埋场填埋^[25]。

深圳特区目前现有滨河、罗芳、盐田、南山 4 座大型污水处理厂，蛇口、小梅沙 2 座污水处理站，现状处理水量为 $78.7 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ ，处理能力为 $115.7 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ ，现状污泥产量 $70 \text{tDS}/\text{d}$ ，目前的情况是只能将脱水污泥直接运至玉龙坑和下坪垃圾填埋场填埋。目前，污泥填埋存在的主要问题是^[19]：

(1) 对环境造成了极大的污染。

深圳市污泥的运输是用卡车运输，在运输途中，由于含水率高，污泥经常洒落在马路上，给深圳市的道路造成了污染。

在污泥填埋过程中，机械设备无法在污泥表面进行压实、覆盖等工作，因此，污泥基本上露天堆放在填埋场，散发出的恶臭给大气造成了污染。

由于无法对污泥进行压实，其表面非常疏松，加上灭蝇人员无法在其表面进行消杀工作，污泥成了苍蝇孳生的良好环境，导致填埋场苍蝇大量繁殖。

(2) 给填埋作业造成了极大的困难。

根据填埋规范要求，填埋物的含水率应该小于 20~30%，在多雨季节或者降雨量大的地区，填埋物的含水率允许适当增大，但以不妨碍碾压操作为宜。但是由于污泥的含水率过高，加上深圳市垃圾的含水率本身就较高，填埋工艺如推平、压实、覆盖很难进行，高黏度的泥饼经常使压实机打滑和陷车^[19]。

(3) 严重堵塞渗滤液收集系统。

下坪固体废弃物填埋场采用的是立体式、网络式的渗滤液收集系统，垂直的沼气收集井加上水平的碎石盲沟构成了整个渗滤液的收集系统，为渗滤液的顺利导排提供了通畅的途径。但由于污泥进入填埋区，污泥会随着渗滤液一起流入收集系统，雨季更加剧了这种现象，含有大量污泥的渗滤液很快堵塞了收集系统的碎石层和土工布。

为了处置污泥，下坪固体废弃物填埋场尝试过很多办法，如与垃圾混合填埋、坑填、斜面堆填等，但是由于污泥含水率过高，上述填埋方式均不能有效解决污泥的最终处置问题。随着污泥最终处置问题的日益严重，下坪填埋场通过自己探索，采取了污泥打包的方式。污泥打包主要通过污泥袋装化，然后与垃圾进行混合填埋，袋装化的污泥，由于所含水分被包装袋隔离，在垃圾填埋过程中，基本不影响填埋的操作，同时，通过袋装化，使污泥失去与渗滤液混合的可能，基本上解决了渗滤液收集系统的堵塞问题^[20]。

我国其它城市也进行过类似的尝试，存在的问题基本相同，上海于 1989 年

在桃浦做过关于污泥填埋的简单试验，但因为有不少操作上的问题未能进一步推广^[22]，针对这些问题，上海市曾经将离心脱水后和带式压缩机脱水后的城市污水厂污泥，用石灰、工业废石灰、电厂灰作填料做过实验，结论为：

(1) 工业废石灰（试验采用钢厂废石灰）是一种比较理想的填充料。80%左右含水率的脱水污泥投加 22% 的废石灰，含水率能够降低到 60~65%，而且用废石灰作填料，可以改善污泥渗滤液的污染程度，如果投加 10% 的废石灰，污泥中的大肠菌群数由 238,000 个/升下降到 9000 个/升。

(2) 当污泥含水率 76~86%，三种添加剂的优劣顺序依次为生石灰→工业废石灰→粉煤灰，粉煤灰的投加量一般为 32% 左右^[22]。

第六节 研究内容、选题意义

1.6.1 研究内容

1、研究不同添加剂对填埋渗滤液的影响，为污泥填埋场渗滤液处理设施的设计提供依据。

2、研究不同添加剂对填埋污泥中重金属的形态的影响，为研究重金属污染物在污泥填埋过程中的迁移转化提供依据。

1.6.2 选题的意义

城市污泥的出路问题是目前所有污水处理厂都感到十分头疼的问题，但是污泥处置是整个污水处理系统中的一个重要环节，如果污泥处置不当，本来从废水中分离出来的污染物又会以各种形式回到环境中去，投巨资兴建和运行的污水处理厂也就丧失了其本来的意义，相对于污水处理而言，我国的污泥处置技术从理论和实践上均处于起步阶段，考虑到我国国情，污泥填埋将是我国近期主要的污泥处置途径之一，但是我国目前还没有一座专门处置脱水污泥的填埋场，对污泥填埋过程中的有关参数的了解几乎是空白，所以，本论文研究填埋污泥渗滤液的特征和添加剂对填埋污泥中重金属形态的影响，对污泥填埋场的设计、运转以及保证最大限度地发挥填埋场的环境保护效益和进一步研究金属污染物在污泥中的迁移转化具有非常重要的意义。

第二章 污泥填埋渗滤液的产生和性质概述

第一节 污泥填埋层内的生化反应

污泥卫生填埋法是一种自然生物处理法，它是在自然条件下，利用污泥中的微生物，将污泥中的有机质分解，使其体积减小而逐渐趋于稳定的过程。城市污泥经过基本处理运到填埋场后，和其他固体废弃物或者添加剂混合，按照卫生填埋的要求和程序填埋起来，在填埋层内的生物化学变化过程大致分为三个阶段。

(1) 好氧阶段

在填埋初期（填埋后数 10 日内）及在填埋场中有通风设施时，土壤微生物中的好氧性微生物，将利用填埋层中的氧气，在适当的含水情况下，将污泥中的一部分有机物质分解成水、二氧化碳及稳定的细胞质，使有机氮转化成氨氮。

(2) 厌氧阶段

大多数的填埋场以厌氧为主要的工艺。在缺氧或无氧的环境下，填埋层内的厌氧微生物群落（主要有纤维素分解菌、蛋白质水解菌、脂肪分解菌、醋酸分解菌、产氢菌、产甲烷菌等）相继起作用，将污泥先“液化”，在这个阶段起作用的微生物包括纤维素分解菌、脂肪分解菌、和蛋白水解菌。在这些微生物的作用下，不溶性的物质（碳水化合物或者蛋白质）可以转化为可溶性的大分子物质，“液化”反应的微生物都需要消耗一定的氮离子和碱度，当电子供体是含氮有机物时，还需要消耗一定的氢离子，且含氮有机物中的氮素会以氨离子的形式释放出来（氨化作用），使固体物质变成可溶性有机物。然后经过酸性发酵和碱性发酵两个阶段，把有机物转变为甲烷、二氧化碳、水及相当一部分的稳定的细胞质，含氮有机物中的氮也会有一部分转化成氨氮。酸性发酵阶段的微生物反应主要是以“液化”阶段产生的可溶性物质作为电子供体，在醋酸分解菌和产氢菌的作用下产乙酸和氢气的过程，在这个过程中需要消耗一定的酸度和碱度。碱性发酵阶段是产甲烷细菌以氢气或以乙酸、甲醇等为电子供体进行的厌氧发酵过程，也需要消耗一定的氮离子和碱度。厌氧微生物在无氧的状态下，通过对填埋污泥中的有机固体物质进行液化、酸性发酵（产乙酸发

醇)、碱性发酵(产甲烷发酵)三个阶段后,使其中的有机质转化并稳定化。三个反应阶段的反应均产生二氧化碳。在厌氧填埋过程中,除产生一定量的甲烷外,还会产生大量的二氧化碳气体。在整个反应中,含氮有机物的厌氧反应均属于氨化反应,这也是渗滤液中含有大量的氨氮,产气中还含有氨气的原因。

(3) 填埋稳定阶段

对整个填埋场而言,污泥中较易分解的有机物历时约 500 天后多数能分解而接近稳定状态。在正常的情况下,在最初的两年里产气量达到最大,以后开始逐渐降低,其持续产气期可达 10-20 年之久或者更长。污泥中有机质含量高,含水率也高,其本身又含有大量的微生物群落,进入填埋层后,最容易进行生化反应并实现转化。污泥填埋场产生的甲烷气体经过收集处理后可用于发电或者变成燃料;其产生的渗滤液经过渗滤液处理设施收集和最终处理后也可实现无害化。因此,运用现代化卫生填埋技术处理污泥,最终也可达到稳定化、无害化和资源化的目的,这也符合我们污泥处置的基本原则。

第二节 污泥填埋渗滤液的产生和性质

虽然与废水和废气相比,污泥中的污染物质具有一定的惰性,但在长期的填埋处置过程中,由于污泥本身固有的特性和外界条件的变化,在填埋过程中发生一系列相互关联的物理、化学和生物反应,在这个过程中,由于污泥中微生物分解、雨水的冲淋、地下水的浸泡等原因,产生多种代谢产物和水分,由此形成了成分复杂的高浓度的有机废液---渗滤液,产生的渗滤液如果处理不当,将会对环境造成严重的二次污染。因此污泥填埋渗滤液的污染控制也是污泥无害化处置中的一个重要组成部分,成为污泥填埋场设计、运行和管理中非常棘手的问题。

2.2.1 污泥填埋渗滤液的来源

污泥填埋渗滤液的主要来源有以下几个方面:

(1) 直接降水

降水包括降雪和降雨,它是渗滤液产生的主要来源。影响渗滤液产生数量的降雨特性有降雨量、降雨强度、降雨频率、降雨持续时间等。降雪和渗滤液生成量的关系受降雪量、升华量、融雪量等影响,还受积雪时间或者融雪速度的影响。一般而言,降雨量的十分之一相当于等量的降雪量,其确切数字可根

据当地的气象资料确定。

(2) 地表径流

地表径流指来自填埋场地表上坡方向的径流水,对渗滤液的产生量也有较大的影响。具体的数字取决于填埋场地周围的地势、覆土材料的种类及其渗透性能、场地的植被情况及排水设施的完善程度等。

(3) 地下水

如果填埋场地的底部在地下水位以下,地下水就可能渗入填埋场内,渗滤液的数量和性质与地下水同污泥的接触情况、接触时间及流动方向有关。在设计填埋场的过程中应该尽量采取防渗措施,可以避免或者减少地下水的渗入量。

(4) 污泥中的水分

伴随污泥进入填埋场的水分,包括添加剂和污泥本身携带的水分以及从大气和雨水中的吸附量。入场污泥携带的水分有时是渗滤液的主要来源之一。填埋污泥时,不管污泥的种类和保水能力如何,即使通过一定程度的压实或者也添加剂混合压实,污泥中都会有相当部分的水分变成渗滤液从填埋场中流出。

(5) 覆盖材料中的水分

随覆盖材料进入填埋场中的水量与覆盖层物质的类型、来源以及季节有关。覆盖层物质的最大含水量可以用田间持水量来定义,即克服重力作用之后能在介质孔隙保持的水量。典型的田间持水量对于沙土而言为6%-12%,对于粘土质的土壤为23%-31%。

(6) 有机物分解生成水

污泥中的有机组分在填埋场内经厌氧分解会产生水分,其产生量与污泥的组成、pH值、温度和菌种等因素有关

对于填埋场渗滤液的产生量进行精确计算比较困难,一般都采用下面的经验公式进行粗略估算:

$$Q=1/1000*C*I*A$$

式中:Q为日平均渗滤液的量(m³/d),C为流出系数(%),一般取0.2-0.8),I为平均降雨量(mm/d),A为填埋场集水面积(m²)。

2.2.2 污泥填埋渗滤液的组成成分和特点

污泥填埋渗滤液的组成成分取决于污泥成分、填埋时间、气候条件、添加剂特性等多种因素,一般而言,有以下组成成分和特点:

(1) 有机物

与城市污水相比，渗滤液中的 COD_{cr} 极高，最高可达 90000 mg/L 。随着填埋时间和微生物活动的增加，渗滤液中 BOD_5 也逐渐增加。一般填埋 6 个月至 2.5 年达到最高值， BOD_5 可达 38000 mg/L ，此时 BOD_5 多以溶解性为主，可生化性较高。随后，此指标开始下降，到 6-15 年填埋场稳为止。渗滤液的可生物降解性也可以通过 BOD/COD 之比来反映，当 $\text{BOD}/\text{COD} > 0.5$ 时，渗滤液较易生物降解；当 $\text{BOD}/\text{COD} < 0.3$ 时，渗滤液难于降解。在填埋初期，这一比值将在 0.5 或者更大一点的量级上；当介于 0.4-0.5 之间时，表明渗滤液中的有机物开始生物降解；对于成熟的填埋场，渗滤液的此项比值通常为 0.05-0.3 之间，其中常含有不被生物降解的腐殖酸和富里酸。

(2) TOC

浓度一般为 $265-2880 \text{ mg/L}$ 。 BOD/TOC 可以反应渗滤液中有机碳的氧化状态。填埋初期， BOD/TOC 值高，随着填埋时间的推移，填埋场趋于稳定化，渗滤液中的有机碳以氧化态存在，则 BOD/TOC 值降低。

(3) 溶解总固体

渗滤液中溶解总固体的总量随着填埋时间的推移而不断变化。填埋初期，溶解性盐的浓度可达 10000 mg/L ，同时具有相当高的钙、钠、氯化物、硫酸盐和铁盐。填埋 6-24 个月达到峰值，此后随着时间的增长无机物浓度降低。

(4) 氨氮

渗滤液中的氨氮主要来源于填埋污泥中的蛋白质等含氮类物质的生物降解。渗滤液中的氨氮浓度具有浓度高（可高达数千毫克每升）、浓度变化范围大的特点。过高的氨氮浓度会增加渗滤液生化处理系统的负荷，影响生化系统稳定有效的运行，渗滤液中的氮多以氨氮的形式存在，约占总氮的 40%-50%，高浓度的游离氨也降低了微生物的活性。赵庆良等对微生物活性指标——脱氢酶活性的研究表明：氨氮的浓度随填埋时间的增加，从 50 mg/L 升高到 800 mg/L ，脱氢酶的活性从 $11.04 \mu\text{gTF}/\text{mg MLSS}$ 降至 $4.22 \mu\text{gTF}/\text{mg MLSS}$ ，相应的 COD_{cr} 的平均去除率从 95.1% 降至 79.1%。

(5) 色度

色度深，为 2000-4000 左右，同时有强烈的腐败臭味。

污泥渗滤液水质复杂，危害性大，张兰英等人采用 GC-MS-DS 连用技术鉴定出污泥渗滤液中有 93 种有机化合物，其中有 22 种被列入我国和美国 EPA

环境优先控制污染物的黑名单。此外，渗滤液中还含有铜、铅、锌、镉等重金属组分。表 2.1 中列出了典型污泥卫生填埋场渗滤液化学成分的分析结果。可以看出，不同的填埋污泥渗滤液中，pH 值和电导率、氯化物、重金属元素的含量比较接近，其他的污染指标相差都很悬殊。如深圳盐田污泥填埋场的渗滤液中的 COD_{Cr} 、 BOD_5 、氨氮、悬浮物 (SS) 浓度均超过了污水排入城市下水道水质标准 (CJ18-86) 的允许排放浓度。有关研究也表明，渗滤液对地表水和地下水的影响主要是有机物污染；但是对土壤的污染就有所不同，由于渗滤液中的重金属有可能在土壤中富集，故此除对土壤的有机物污染外，还有可能造成土壤的重金属污染。

表 2.1 污泥卫生填埋典型渗滤液分析结果 (单位: mg/L)

污染物名称	典型表征值	变化范围
BOD_5	20000	200—40000
COD_{Cr}	30000	300—90000
氨氮	500	5—1700
氯化物	2000	100—3000
总铁	5000	2500—25000
锌	50	25—250
铅	2	0.2—10
pH 值 (无量纲)	6	4.2—7.8

2.2.3 填埋污泥渗滤液的水质变化

根据填埋场的年龄，污泥渗滤液可分为两类，一类是填埋时间在 5 年一下的年轻渗滤液，其特点是 COD_{Cr} 、 BOD_5 浓度高，渗滤液中有机酸浓度高，挥发性酸约占 1%。溶解性总固体呈现递增趋势，填埋 6—24 个月达到峰值；另一类是填埋时间在 5 年以上的年老渗滤液，随着时间的推移，挥发性有机酸的比例会增加，有机物质浓度总体降低。由于新鲜污泥逐渐转变为陈腐的污泥，其 pH 值由弱酸变弱碱， COD_{Cr} 和 BOD_5 浓度有所降低， $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{BOD}_5$ 比值减小，氨氮浓度增加。 COD_{Cr} 一般呈缓慢下降。除填埋时间外，污泥渗滤液水质还受到季节降雨、填埋污泥的特性及填埋方式等许多因素的影响。

总之，渗滤液是一种高浓度的有机废水，如果任其随意排放，或者处置不当，必然会对环境造成严重的污染，这也证实了我们这项研究的必要性。

第三章 污泥分别与不同添加剂混合填埋的渗滤液性质研究

第一节 引言

废弃物填埋场可以看作是一个生化反应堆，填埋物和水是主要的反应物，填埋气体和渗滤液是基本的生成物。

研究填埋场渗滤液水质变化规律对填埋场的设计、运行管理具有重要的意义，在一个污泥填埋场的寿命期间，通过不断地向污泥填埋场填入污泥，新污泥填埋后会释放污染物，同时旧的污泥也在释放污染物，污染物的总释放量不断增加，随着填埋场使用时间的增加，污染物的释放量将会趋于稳定，填埋场封场一段时间后，污染物量将会逐渐下降。通过对污泥填埋场渗滤液的性质进行研究，探讨渗滤液性质随时间推移和添加剂不同而产生的变化，以了解不同添加剂对污泥渗滤液性质的影响，从而为科学地预测渗滤液的水质，为渗滤液处理工程的设计和运行提供参考依据。

第二节 试验材料与方法

3.2.1 试验装置

本试验采用 4 根玻璃钢模拟填埋柱，柱内径 600mm，柱高 1800mm，顶部预留加样口，底部预留采样口，采样口距柱底 200mm。见图 3.1。

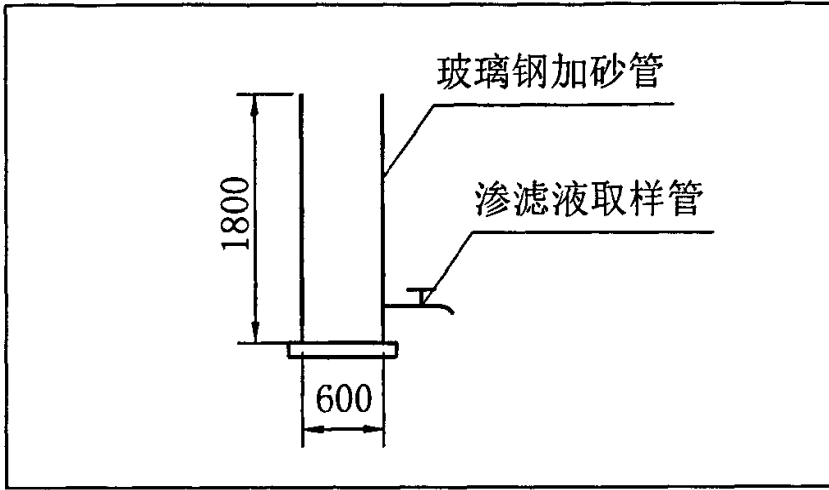


图 3.1 渗滤液试验装置图

3.2.2 试验材料

本试验选用天津某城市污水处理厂脱水污泥，含水率 70%-80%，添加剂分别选用生石灰、粉煤灰和粘土。

3.2.3 试验方法

在各模拟填埋柱底部分别填充石子 0.15 m 高，细砂 0.05 m，依次编号为 1 号柱、2 号柱、3 号柱、4 号柱。将污泥与添加剂按表 3—1 所示配比混合均匀，分别装填入各柱中，将各柱填满后，顶部用塑料布遮盖，每周向各柱分别加蒸馏水 500 ml。

表 3.1 各填埋柱成分

序号	编号	1 号柱	2 号柱	3 号柱	4 号柱
1	污泥/添加剂	污泥/生石灰	污泥/粉煤灰	污泥	污泥/粘土
2	重量比	1:0.5	1:0.5	—	1:0.5

3.2.4 采样与分析

每周加水前采样，然后将渗滤液放净。各项指标除 BOD₅ 外均在 24h 内检

测完毕。各项检测指标及分析方法见表 3.2。

表 3.2 检测指标及分析方法

序号	检测指标	分析方法与仪器
1	PH	pHS-25 数显 pH 计
2	SS	滤膜法
3	COD	重铬酸钾法
4	BOD ₅	WTW OxiTop OC100 BOD 测定仪
5	总磷	过硫酸钾消解 钼锑抗分光光度法
6	总氮	过硫酸钾氧化 紫外分光光度法
7	氨氮	钠氏试剂光度法
8	钠离子	离子色谱法 DIONEX DX-120
9	钾离子	离子色谱法 DIONEX DX-120
10	镁离子	离子色谱法 DIONEX DX-120
11	钙离子	离子色谱法 DIONEX DX-120
12	重金属铬	ICP-AES 方法
13	重金属铜	ICP-AES 方法
14	重金属铅	ICP-AES 方法
15	重金属镉	ICP-AES 方法
16	重金属锌	ICP-AES 方法
17	重金属镍	ICP-AES 方法

第三节 结果与分析

3.3.1 渗滤液物理性质变化

1 号柱的添加剂为生石灰，因此渗滤液 pH 值较高，初期在 9.5 左右波动，后期 pH 值明显升高至 12.5 左右。其余各柱 pH 值均在 7.5-8.0 间变化，变化幅度较小。

1 号柱渗滤液呈黄绿色，有强烈恶臭。其余各柱渗滤液均很浑浊，初期有明显臭味，但后期强度变弱。各柱渗滤液 SS 变化趋势如图 3.2 所示，渗滤液中 SS 浓度一般在 200~600mg/L 之间。

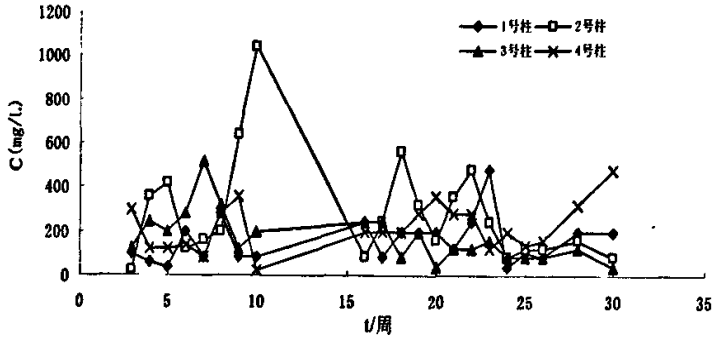


图 3.2 渗滤液 SS 变化趋势

3.3.2 渗滤液中氮、磷的变化

图 3.3 和图 3.4 分别是各柱渗滤液总氮与氨氮变化的趋势。

由图 3.3 可以看出，1 号柱渗滤液的总氮浓度高于其余各柱，且随时间推移有显著的升高趋势，25 周之后显著高于其余各柱。2 号柱渗滤液的总氮浓度较为稳定，实验后期有所升高。3 号柱渗滤液的总氮浓度初期较低，低于其余各柱，但 15 周后有显著升高，高于 2 号柱和 4 号柱。4 号柱渗滤液的总氮浓度及其变化规律与 2 号柱类似。

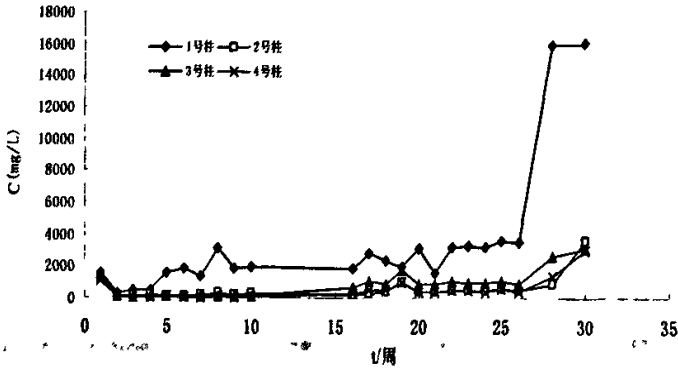


图 3.3 渗滤液总氮变化趋势

由图 3.4 可以看出, 1 号柱渗滤液的氨氮多维持在 1000 mg/L 左右的较高浓度。2 号柱氨氮浓度初期为 150 mg/L, 但后期增长幅度较低, 维持在 450 mg/L 左右。3 号柱渗滤液初期的氨氮浓度较低, 不足 150mg/L, 但 15 周后显著升高至 800 mg/L 以上, 20 周后超过了 1 号柱, 多维持在 1200 mg/L 左右。4 号柱渗滤液的氨氮浓度初期很低, 在 50 mg/L 以下, 15 周后有显著升高, 其浓度和变化规律与 2 号柱类似。

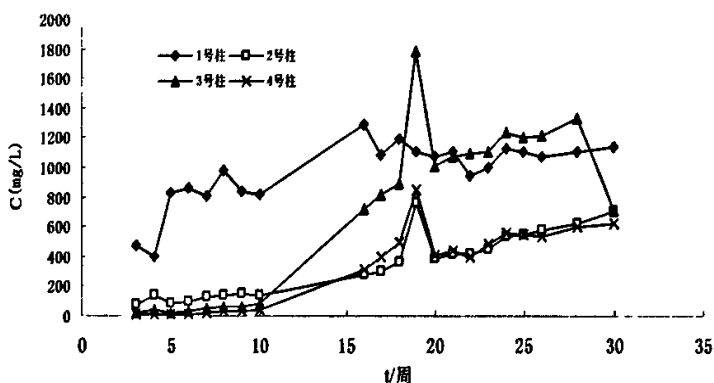


图 3.4 渗滤液氨氮变化趋势

由图 3.5 可以看出, 实验初期各柱渗滤液中总磷浓度相差不大, 均在 1.0 mg/L 左右。15 周后除 2 号柱外其余各柱浓度均有升高, 1 号柱升至 5.0mg/L 左右, 2 号柱仍维持在 1.0mg/L 左右。3 号柱升至 25mg/L 以上, 4 号柱升至 10mg/L 左右。

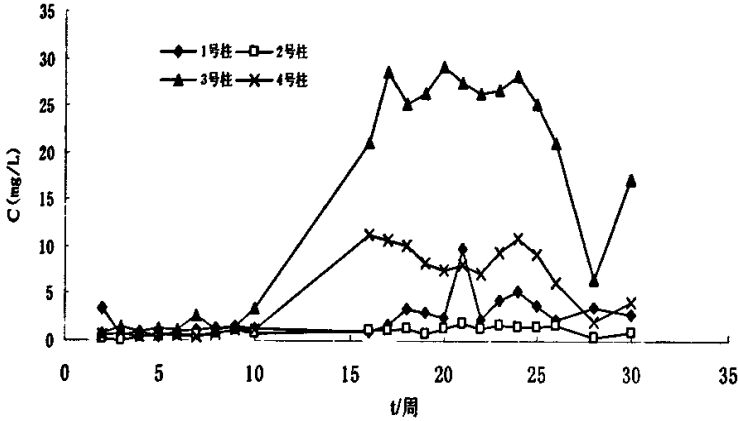


图 3.5 渗滤液总磷变化趋势

根据以上分析，以生石灰为添加剂会显著增加渗滤液中总氮和氨氮的浓度，但会降低渗滤液中总磷的浓度。以粉煤灰为添加剂在初期会增加渗滤液中总氮和氨氮的浓度，但后期渗滤液中总氮和氨氮的浓度低于未加入添加剂的污泥渗滤液中的浓度，同时能显著降低渗滤液中总磷的浓度。以粘土为添加剂可降低渗滤液中总氮、氨氮和总磷的浓度。

3.3.3 渗滤液 COD 的变化

由下图 3.6 可以看出 1 号柱渗滤液的 COD_{Cr} 值显著高于其它填埋柱渗滤液。初期 COD_{Cr} 值在 $1.5 \times 10^4 mg/L$ 左右波动，15 周后该值显著升高，在第 23 周达到最高值 $3.2 \times 10^4 mg/L$ ，随后缓慢降低。这是由于生石灰与污泥混合后形成高 pH 值环境，而环境的 pH 值对污染物质的存在形态及迁移转化行为有很大的影响，微生物的生理活动也环境的酸碱度密切相关，只有在适宜的酸碱度条件下，微生物才能进行正常的生理活动，高 pH 值环境下污泥中的有机酸与碱性物质反应，形成水溶性较好的产物，易随渗滤液排出，这一点从污泥/土、污泥/石灰、污泥/粉煤灰三者的渗透系数比较中也可以得到验证，污泥/石灰=1: 0.5 的混合试样，渗透系数为 $104 \times 10^{-8} cm/s$ ，污泥/粉煤灰=1: 0.5 的混合试样，渗透系数为 $10.6 \times 10^{-8} cm/s$ ，污泥/土=1: 0.5 的混合试样，渗透系数为 $7.26 \times 10^{-8} cm/s$ 。

另外在高 pH 环境中微生物的生理活动也受到抑制，降解污染物能力减弱，

在以上因素的共同作用下，渗滤液的 COD_{Cr} 值明显高于其余各柱。

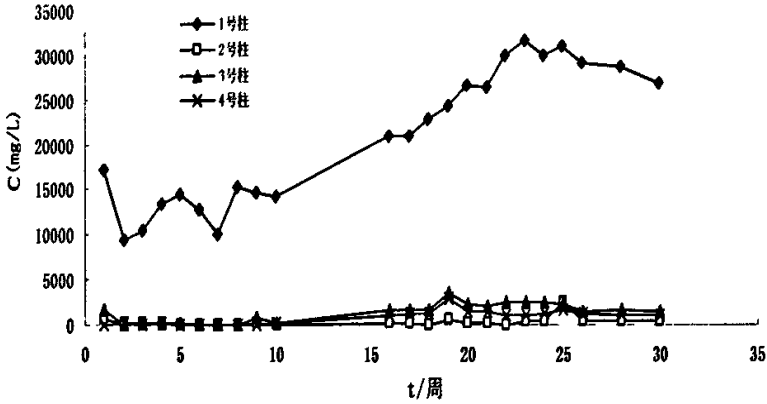


图 3.6 渗滤液 COD 变化趋势 (1)

对 2 号柱、3 号柱、4 号柱渗滤液的 COD_{Cr} 值单独作图，具体结果见图 3.7。

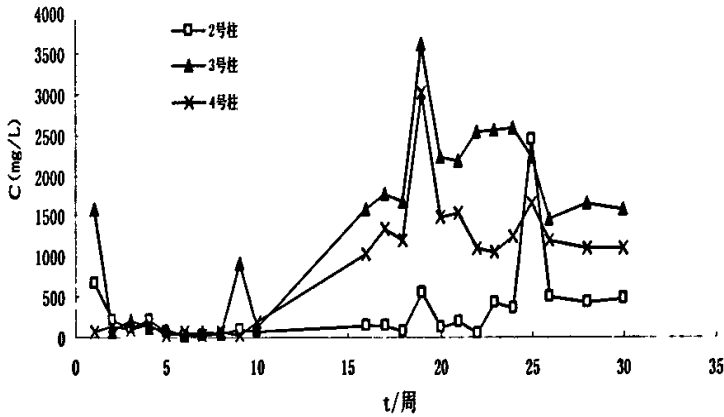


图 3.7 渗滤液 COD 变化趋势(2)

初期 3 个填埋柱渗滤液的 COD_{Cr} 值相差不大，但 10 周后各柱渗滤液的 COD_{Cr} 值呈现显著差异，其 COD_{Cr} 值由大到小依次为 3 号柱，4 号柱，2 号柱，但 3 个

填埋柱渗滤液的 COD_{Cr} 值变化趋势与 1 号柱基本相同。这是由于填埋柱中同时存在微生物降解污染物、填加剂和污泥对污染物的吸附-解吸、渗滤液的淋溶等多种作用,因此渗滤液的 COD_{Cr} 值有一定波动,并且随时间推移,污染物随渗滤液逐步排出,故在实验后期渗滤液的 COD_{Cr} 值有明显升高。

各柱 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值差别较大。初期 1 号柱渗滤液 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值在 0.79 以上,其余各柱渗滤液 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值分别在 0.2 左右波动。但 10 周以后 1 号柱渗滤液 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值显著降低,仅为 0.01 左右,其余各柱差别不大,仍在 0.3 左右波动。这是由于初期 1 号柱渗滤液中有机物含量高于其余各柱,因此可生化性较高。但 1 号柱渗滤液中过高的氨氮浓度对微生物活性有较强的抑制作用,因此后期 1 号柱渗滤液 $\text{BOD}_5/\text{COD}_{\text{Cr}}$ 值显著低于其余各柱。

根据以上分析,以生石灰为添加剂会显著增加渗滤液的 pH 值和 COD_{Cr} 值,在后期会降低渗滤液的可生化性。以粉煤灰为添加剂对渗滤液的 pH 值和可生化性无显著影响,但能显著降低渗滤液的 COD_{Cr} 值。以粘土为添加剂对渗滤液的 pH 值和可生化性无显著影响,对降低渗滤液的 COD_{Cr} 值作用有限。

3.3.4 渗滤液中部分无机离子浓度的变化

本实验选取了 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 进行监测,以研究它们在不同填埋柱渗滤液中的变化趋势。各离子在不同填埋柱渗滤液中的浓度变化如下列各图所示:

根据 Na^+ 的变化趋势图,图 3.8 可知,1 号柱渗滤液中 Na^+ 浓度维持在 100—150 mg/L,2 号柱的 Na^+ 浓度在 250 mg/L 左右波动。3 号柱实验初期在 50 mg/L 左右波动,15 周后升高至 100 mg/L 以上。4 号柱实验初期在 75 mg/L 左右波动,15 周后显著升高至 200mg/L 以上。

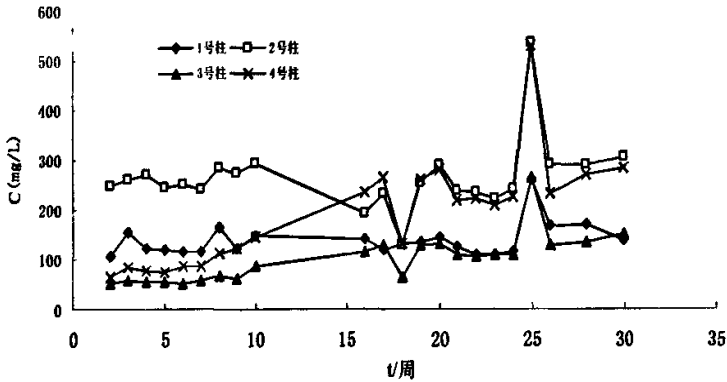


图 3.8 渗滤液钠离子变化趋势

根据 K^+ 的变化趋势图，图 3.9 可见，1 号柱渗滤液中 K^+ 浓度实验初期在 50 mg/L 左右，随时间推移逐渐升高至 150 mg/L 左右。2 号柱渗滤液中 K^+ 浓度实验初期在 30 mg/L 左右，后期逐渐升至 100 mg/L。3 号柱 K^+ 浓度实验初期仅为 15 mg/L 左右，后期升至 100 mg/L 以上。4 号柱 K^+ 浓度最低，初期不足 10 mg/L，后期仅升至 50 mg/L 左右。

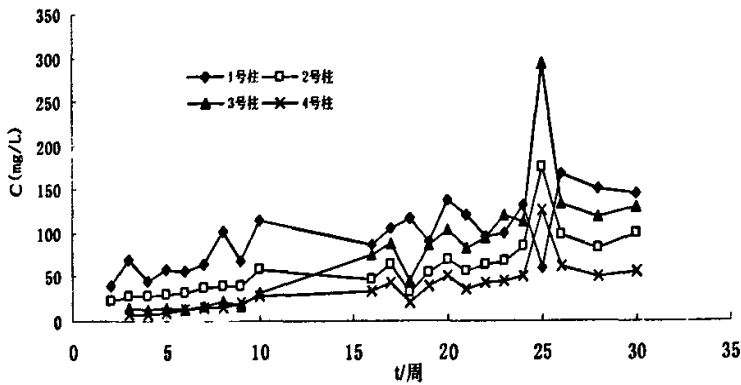


图 3.9 渗滤液钾离子变化趋势

根据 Mg^{2+} 的变化趋势图，图 3.10 可得，1 号柱渗滤液中 Mg^{2+} 浓度显著低于

其余各柱，除第1周和第2周外，其余各周浓度均低于仪器检测限。2号柱初期 Mg^{2+} 浓度在 200 mg/L 左右，后期逐渐升至 300 mg/L 以上。3号柱 Mg^{2+} 浓度维持在 150—200 mg/L 左右。4号柱初期 Mg^{2+} 浓度在 100 mg/L 左右，后期升至 300mg/L 左右。

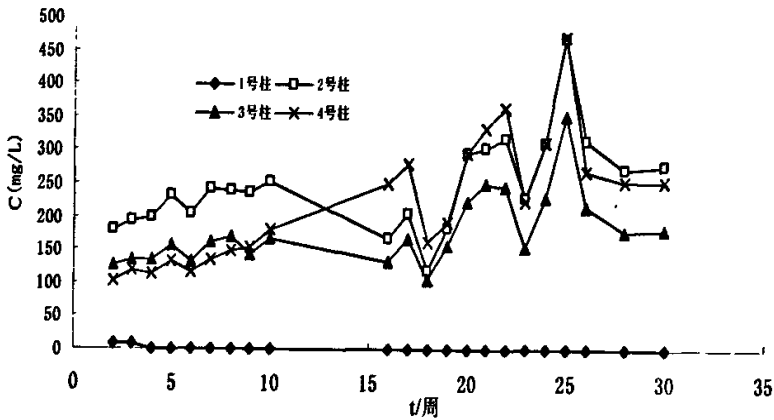


图 3.10 渗滤液镁离子变化趋势

根据 Ca^{2+} 的变化趋势图，图 3.11 可知，1号柱渗滤液中 Ca^{2+} 浓度显著高于其余各柱，初期在 1000 mg/L 以上，后期升至 3000 mg/L 左右。其余各柱渗滤液中 Ca^{2+} 浓度相差不大，均在 300 mg/L 左右波动，且变化趋势相似。

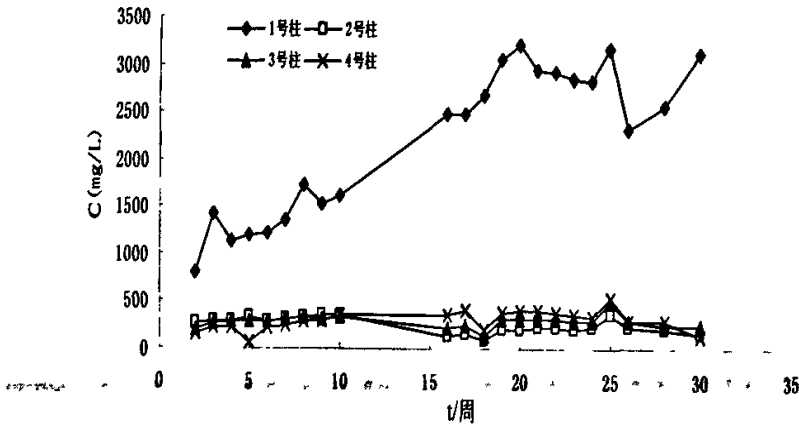


图 3.11 渗滤液钙离子变化趋势

根据以上分析，以生石灰为添加剂会增加渗滤液中 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 浓度，但

对 Mg^{2+} 有较好的固定作用。以粉煤灰为添加剂会增加渗滤液中 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 浓度，但对 Ca^{2+} 浓度影响不大。以粘土为添加剂会增加渗滤液中 Na^+ 、 Mg^{2+} 浓度，降低 K^+ 浓度，对 Ca^{2+} 浓度影响不大。

3.3.5 渗滤液中部分重金属元素的变化

本试验选取了 Cr、Cu、Pb、Cd、Zn 和 Ni 等重金属来进行监测，以研究它们在不同渗滤液中的变化情况。各个离子在不同渗滤液中的变化如一下图 3.12、图 3.13、图 3.14、图 3.15、图 3.16、图 3.17 所示：

据渗滤液中金属铬的变化趋势图，图 3.12 可知，铬的浓度虽在各个不同填埋柱渗滤液中有很大的波动，但在大的监测时间段内，其浓度的最终变化趋势是在不断的波动过程中逐渐的降低。1 号柱渗滤液中，金属铬的最高值出现在填埋第 7 周，最高为 $75.2\mu g/L$ ，在 21 周之后，铬的浓度在 $12.7\mu g/L$ 左右波动；在 2 号柱的渗滤液中，金属铬浓度在整个的监测时段内有较大的波动，最高浓度值 $94.4\mu g/L$ 出现在填埋第 21 周，21 周之后逐渐降低致 $16.4\mu g/L$ 左右波动，在填埋 19 周之后，2 号柱渗滤液中铬的浓度就出现了必其他各个填埋柱高的趋势；3 号柱的渗滤液中金属铬的最高浓度值出现在填埋后第 1 周，其最高值为 $126.0\mu g/L$ ，在此之后，金属铬的浓度就逐渐降低，在之后的监测时段内其金属铬的浓度要比其他各个填埋柱渗滤液中的浓度要低；4 号柱中金属铬的浓度在 1 到 19 周内均比其他柱要高，金属铬的最高浓度 $152.0\mu g/L$ 出现在填埋 7 周之后，在第 7 周之后，其浓度逐渐降低至 $13.9\mu g/L$ 左右波动。整个监测时段内金属铬在各个填埋柱渗滤液中的累积值分别为：1 号柱为 $625.7\mu g/L$ ，2 号柱为 $568.6\mu g/L$ ，3 号柱为 $807.8\mu g/L$ ，4 号柱为 $758.5\mu g/L$ 。

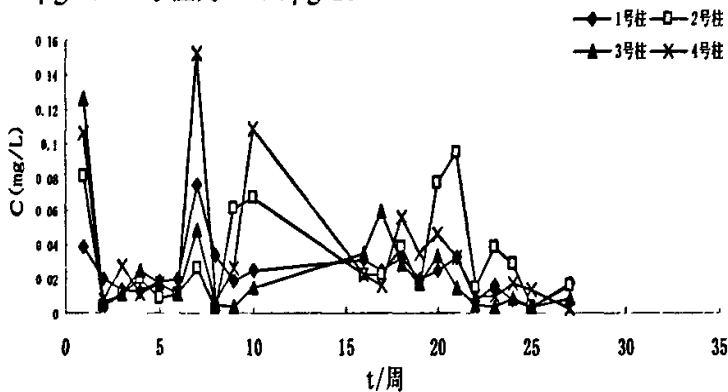


图 3.12 渗滤液中重金属铬变化趋势

据渗滤液中金属铜的变化趋势图，图 3.13 可知，金属铜在 1 号柱和 4 号柱所产生的渗滤液中的浓度均高于 3 号埋柱。在各个埋柱所产生的渗滤液中，金属铜的浓度变化趋势基本相似，均为随着埋时间的延长而降低，其浓度波动情况也基本相似。1 号柱、3 号柱和 4 号柱的渗滤液中铜金属的浓度最高值均出现在埋后 1—2 周之间，最高浓度值分别为 174.2 $\mu\text{g/L}$ 、222.8 $\mu\text{g/L}$ 和 370.0 $\mu\text{g/L}$ ，2 号柱渗滤液中金属铜浓度的最高值出现在埋后的第 5 周，为 272.0 $\mu\text{g/L}$ 。在埋 10 周后，各个埋柱渗滤液中的金属铜的浓度均再次下降，最后在 30.0—60.0 $\mu\text{g/L}$ 之间波动。在整个监测时段内，金属铜在各个埋柱污泥渗滤液中的累积值分别为：1 号柱 1886.4 $\mu\text{g/L}$ ，2 号柱 2196.5 $\mu\text{g/L}$ ，3 号柱 1067.3 $\mu\text{g/L}$ ，4 号柱 2220.2 $\mu\text{g/L}$ 。

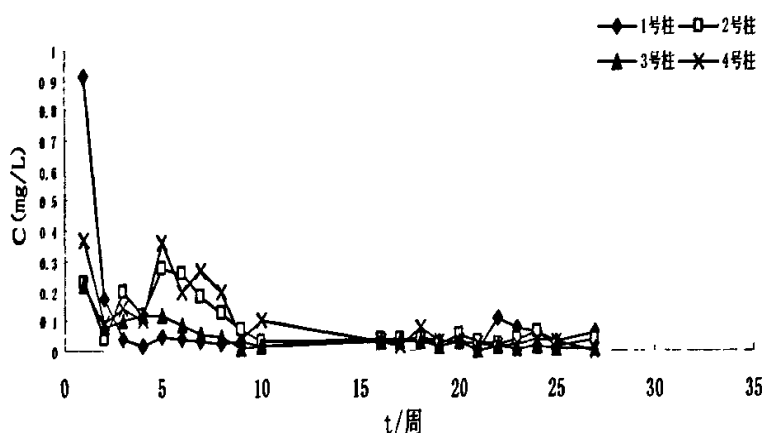


图 3.13 渗滤液中重金属铜变化趋势

根据渗滤液中金属铅的变化趋势图，图 3.14 可以看出，铅在各个埋柱的渗滤液中的波动都比较频繁和剧烈，但是从总体上来看，金属铅在各中不同的渗滤液中的浓度均呈现逐渐降低的趋势。1 号柱渗滤液中金属铅的最大值出 86.1 $\mu\text{g/L}$ 现在埋第 2 周；2 号柱渗滤液中金属铅的最高值 228.9 $\mu\text{g/L}$ 在埋后

的第9周出现；3号柱渗滤液中的铅金属的浓度最大值 134.4 $\mu\text{g/L}$ 出现在填埋后1周内；4号柱渗滤液中铅的最大值 218.9 $\mu\text{g/L}$ 出现在填埋后的第10周。在整个的监测时段内只有1号柱渗滤液中铅的累积值 592.2 $\mu\text{g/L}$ 低于3号柱的 795.2 $\mu\text{g/L}$ ，而2号柱和4号柱渗滤液中的铅的累积值分别为 1084.2 $\mu\text{g/L}$ 和 1411.2 $\mu\text{g/L}$ 。

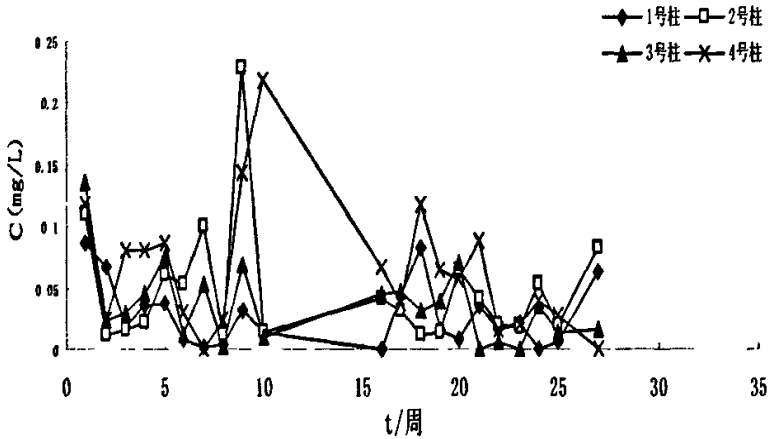


图 3.14 渗滤液中重金属铅变化趋势

据渗滤液中镉的变化趋势图，图 3.15 可以得到如下结论：只有3号柱和2号柱的渗滤液中金属镉的浓度有较大的波动，分别出现在填埋后第8周和填埋后的第10周。1号柱、2号柱和4号柱渗滤液中的金属镉的最高值分别为 9.3 $\mu\text{g/L}$ 、23.0 $\mu\text{g/L}$ 和 14.6 $\mu\text{g/L}$ ，均低于3号柱渗滤液中金属镉的最高值 37.0 $\mu\text{g/L}$ 。同样，1号柱、2号柱和4号柱渗滤液中金属镉在整个填埋监测时间内的累积值也都低于3号柱，其累积浓度值分别为 102.6 $\mu\text{g/L}$ 、116.8 $\mu\text{g/L}$ 、96.8 $\mu\text{g/L}$ 和 157.1 $\mu\text{g/L}$ 。金属镉在各个填埋柱所产生的渗滤液中的浓度变化趋势都是随着填埋时间的延长而逐渐降低。

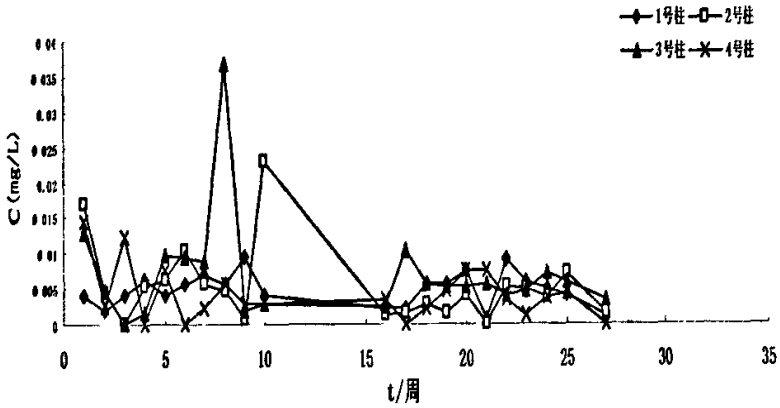


图 3.15 渗滤液中重金属铅变化趋势

根据渗滤液中锌的变化趋势图，下图 3.16 可以看出，金属锌在所有渗滤液中的浓度最高值出现在 4 号柱的渗滤液中，其值为 $28400.0\mu\text{g/L}$ ，出现在填埋后的第 10 周；1 号柱渗滤液中金属锌的最大值 $19300.0\mu\text{g/L}$ 也在填埋后的第 10 周出现；2 号柱渗滤液中金属锌的最高值为 $21820.0\mu\text{g/L}$ ，在填埋后的第 9 周；3 号柱渗滤液中金属锌的最大值 $21070.0\mu\text{g/L}$ 也出现在填埋后第 9 周。在整个监测时段内，3 号柱中金属锌的累积值 $71890.4\mu\text{g/L}$ 要低于 2 号柱渗滤液中的 $166899.3\mu\text{g/L}$ 和 4 号柱渗滤液中的 $176551.9\mu\text{g/L}$ ，而高于 1 号柱渗滤液中金属锌的累积值 $54448.3\mu\text{g/L}$ 。

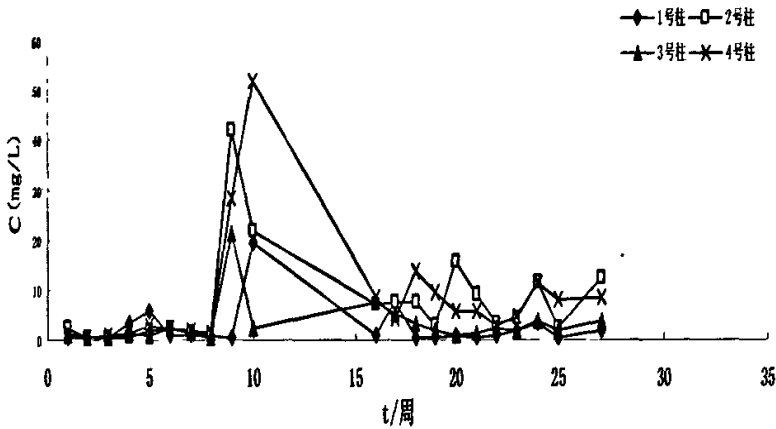


图 3.16 渗滤液中重金属锌变化趋势

据渗滤液中镍的变化趋势图，图 3.17 可以明显的看出：金属镍在 1 号柱渗滤液中的浓度要明显高于其他三个填埋柱的渗滤液，而且波动性比较大，变化没有一定的规律性。但金属镍在 1 号柱渗滤液中的累积值却是最高的，达到 $18808.8\mu\text{g/L}$ 。在 2 号柱、3 号柱和 4 号柱渗滤液中金属镍的浓度变化趋势基本一致，且金属镍在这三种渗滤液中的最高值出现的时间也是一样的，都是在填埋后的第一周在出现。从整个的监测时段来看，在 4 号柱渗滤液中，无论是金属镍的最高值 $187.2\mu\text{g/L}$ 还是累积值 $1729.2\mu\text{g/L}$ 均要高于在 3 号柱渗滤液中的最高值 $158.0\mu\text{g/L}$ 和累积值 $1484.3\mu\text{g/L}$ 。2 号柱渗滤液中金属镍的累积值 $1156.9\mu\text{g/L}$ 要低于 3 号柱的 $1484.3\mu\text{g/L}$ 。除 1 号柱外其他三个填埋柱中渗滤液的最高值出现的时间段也基本相同，从填埋第 16 周之后，金属镍在 2 号柱渗滤液中的浓度要低于 3 号柱。

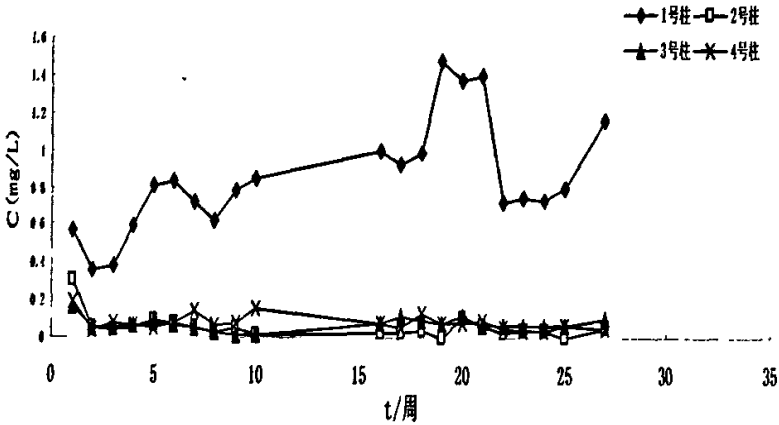


图 3.17 渗滤液中重金属镍变化趋势

根据以上分析，可以得到以下的结论：从各个填埋柱内渗滤液中金属浓度最高值及其出现的时间或者在整个监测时段内金属的累积浓度来看，生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂的加入，对金属铬和镉均起到了固定和延缓溶出的作用，其中，粉煤灰对金属铬的固定和延缓溶出作用较为明显，粘土对金属镉的固定和延缓溶出的作用要比添加剂生石灰和粉煤灰明显，而生石灰对金属铅和金属锌的固定和延缓溶出的作用明显；添加剂粉煤灰和粘土对金属铅只有延缓溶出的作用，并没有明显的固定作用，却对金属锌产生了促进溶出的影响。然而三种添加剂的加入却对金属铜的溶出起到了促进的作用。对于金属镍而言，只有粉煤灰对金属镍起到了一定的固定和延缓溶出的作用，而生石灰和粘土对金属镍的溶出起到了促进作用。

第四节 小结

1、本试验结果表明污泥中污染物迁移转化行为及渗滤液性质与添加剂有密切关系。除 1 号柱外各填埋柱渗滤液中有机污染物和总氮、氨氮含量均随时间推移呈波动式降低趋势，1 号柱渗滤液中上述污染物含量呈先升高后降低的变化趋势。

2、与未加入添加剂的污泥填埋柱相比，以生石灰为添加剂的填埋柱通透性

得到改善，渗滤液产生量大，pH 值较高，有强烈恶臭。COD_{Cr}、BOD₅、总氮和氨氮均远高于未加入添加剂的污泥填埋柱渗滤液，但有较好的可生化性，且生石灰对磷和 Mg²⁺有一定的固定作用。

3、以粉煤灰为添加剂的污泥填埋柱通透性得到改善，渗滤液产生量较大，渗滤液 SS 较高，可生化性有所提高，渗滤液中无机离子浓度远高于其它填埋柱，其余检测指标与未加入添加剂的污泥填埋柱渗滤液相差不大。

4、以粘土为添加剂的污泥填埋柱通透性差，渗滤液产生量少，但对氨氮有较好的吸附性，渗滤液可生化性有所提高，粘土对 K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺均有一定的固定作用。

5、对填埋污泥中重金属溶出的影响：被监测的重金属的浓度除 1 号柱渗滤液中的金属镍以外，其他金属都随填埋时间的增长均呈现出降低的趋势。从各个填埋柱内渗滤液中金属浓度最高值及其出现的时间或者在整个监测时段内金属的累积浓度来看，生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂的加入，对金属铬和镉均起到了固定和延缓溶出的作用，其中，粉煤灰对金属铬的作用较为明显，粘土对金属镉的固定和延缓溶出的作用明显。生石灰对金属铅和金属锌的固定和延缓溶出的作用明显。然而三种添加剂的加入却对金属铜的溶出起到了促进的作用，粘土和粉煤灰在填埋的过程中也有促进金属锌溶出的迹象。对于金属镍而言，只有粉煤灰对金属镍起到了一定的固定和延缓溶出的作用，而生石灰和粘土对金属镍的溶出起到了促进作用。

第四章 不同添加剂对填埋污泥中重金属形态的影响

第一节 形态分析概述

形态分析(speciation analysis)是当前环境科学、生物化学和生命科学领域中颇为活跃的前沿性课题。研究表明,元素的不同形态具有不同的毒性特点和化学特性,同系的化合物其物理化学性质以及生物效应也可能有很大差别。同时,由于菌类和其它环境因素的影响,金属污染物中,大多数有机金属化合物具有甲基化现象,生成易挥发的有机金属代谢物,造成环境的污染,并且通过影响生物活性,进而影响环境与人类健康^[26]。

环境中金属形态的分析方法很多,如溶出伏安法、离子选择电极法、化学修饰电极法、化学分离—含量测定法和形态分布规律的数学计算方法,但大多应用于水体^[27]。对于固相的颗粒物(沉积物、土壤、污泥等)金属形态研究大多采用连续提取的形态分析方法,形态分析经常需要对试样进行浸提和萃取,用原子吸收光谱法测定提取液中每种形态金属的浓度。Tessier 等将沉积物或土壤中金属元素的形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态 5 种形态^[28];Cambrell 认为土壤和沉积物中的重金属存在 7 种形态,即水溶态、易交换态、无机化合物沉淀态、大分子腐殖质结合态、氢氧化物沉淀吸收态或吸附态、硫化物沉淀态和残渣态^[29];Shuman 将其分为交换态、水溶态、碳酸盐结合态、松结合有机态、氧化锰结合态、紧结合有机态、无定形氧化铁结合态和硅酸盐矿物态 8 种形态^[30];为融合各种不同的分类和操作方法,The Community Bureau of Preference(BCR)提出了较新的划分方法,将重金属的形态分为 4 种,即酸溶态(如碳酸盐结合态)、可还原态(如铁锰氧化物态)、可氧化态(如有机态)和残渣态,所用提取方法称为 BCR 提取法^[31]。目前以 Tessier 的划分方法应用最多,该法所用的提取剂依次为 $MgCl_2$ 、 $NaAc$ 、 NH_4OH 、 HCl 、 $HNO_3+H_2O_2+NH_4OAc$ 、 $HNO_3+HCl+HF$,其操作条件如 pH 和温度需要严格控制^[32]。

这种分级萃取方法为固相的颗粒物(沉积物、土壤、污泥等)中复杂形态的重金属提供了一个可行的分析方法。一般认为,水溶态重金属和离子交换态重金属是最有环境影响力的部分。朱婉等在研究土壤重金属元素的形态时发现,连

续提取法除对 Mo 的测定结果不够理想外,Fe、Mn、Zn、Ni、Cu、Co、Pb、Cr 几种元素的测定精度均是较好的^[33]。陈学诚等用标样 GBW07401 为试样定量添加不同化学形态的外源性镉进行逐级回收,证实 Tessier 提出的逐级提取程序应用于土壤中镉的化学分级基本可行^[34]。Ana Fuentes 等将连续提取的方法应用于不同种的污泥中重金属形态的比较研究^[35]; Ho G.和 Qiao,X.L.等将用连续提取的方法研究了污泥在添加了不同添加剂处理前后的金属存在形态的变化以及添加剂的影响^{[36][37][38]}。

长期以来,国际上对于污泥中的重金属形态进行了较多的研究,对其中的金属元素种类、形态分布及其迁移转化规律已经有一定的了解,并形成了一系列测定方法^{[39][40][41][42]}。研究发现,向污泥中加入一定添加剂后,金属的存在形态会发生较大变化,其在环境中迁移转化行为也随之发生改变,这些研究可以为本课题中金属形态的分析提供研究方法和理论依据^{[43][44][45][46][47]}。本试验以污水厂脱水污泥为研究对象,研究重金属在污泥与添加剂混合填埋情况下,重金属的形态变化,可为研究重金属在填埋污泥中的迁移和转化规律提供基础,进一步为合理处置污水厂的污泥提供科学依据。

第二节 试验材料与方法

4.2.1 试验准备

试验中所用试剂的等级为优级纯的药剂,试验中用水为 Millipore Milli Q 系统制出的重蒸水,试验中所用到的玻璃仪器,及其他容器在使用前先用 10% (V/V) 的稀硝酸浸泡,再用重蒸水润洗 3 遍。

4.2.2 样品制备

在污泥填埋的初期(填埋 1 个月后)和后期(填埋 7 个月后),从各个污泥模拟填埋柱内分别取出一定量的污泥,放入 60 度的烘箱中将样品烘干至质量恒重后^{[48][49]},置于研钵中研磨均匀,之后再用孔径为 0.2mm 尼龙筛分筛^{[50][51]},将最终处理好的样品分别收集在干燥器中保存,待分析用。

4.2.3 金属元素的逐级提取

采用 Tessier 等提出的较为经典的连续逐级提取方法,对金属 Cr、Cu、Cd、

Pb、Zn 和 Ni 进行连续提取，该提取方法将提取出的金属分为五种形态：可交换态 (F1)、碳酸盐结合态 (F2)、氧化物结合态 (F3)、有机物结合态 (F4) 和残渣态 (F5)。具体的试验过程见图 4.1。

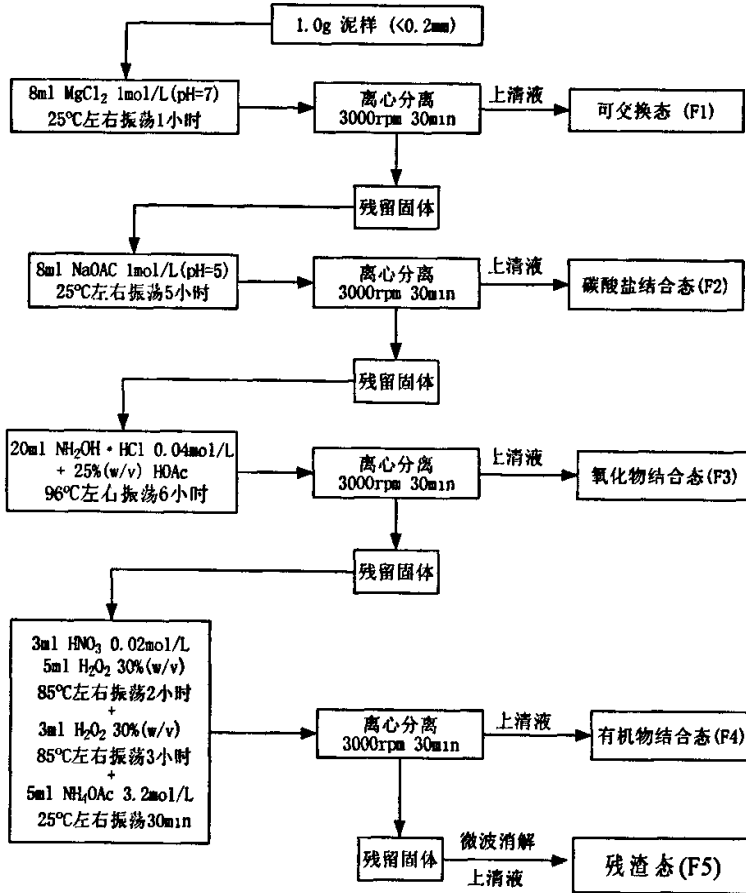


图 4.1 金属元素形态的连续提取图

4.2.4 金属元素的浓度测定

本试验中金属浓度测定用美国热电公司生产 ICP-61 原子发射光谱仪测定，测定条件为：功率 1.1KW，Ar 冷却气流量 15L/min，Ar 载气流量为 0.6L/min，观测高度 16mm，狭缝 20 μm 。

第三节 结果与分析

前人的研究表明^[52]，在金属的可交换态、碳酸盐结合态、氧化物结合态，有机物结合态和残渣态中，前三种形态的金属稳定性差，容易释放到环境中造成重金属污染，而以后两种形态存在的金属稳定性强，不容易释放到环境中，对环境的影响较小。在本部分的结论分析中，也采取这种分类，将可交换态(F1)、碳酸盐结合态(F2)和氧化物结合态(F3)这三重形态存在的金属作为金属的不稳定形态来分析，将有机物结合态(F4)和残渣态(F5)归入较稳定形态，据此来分析不同添加剂在污泥的填埋过程中对金属的存在形态影响。

4.3.1 金属铬(Cr)在填埋过程中的形态变化

金属铬在填埋过程中的形态变化见图 4.2 和图 4.3，从图中可以看出，在填埋的初期和末期，不论是在初期还是在末期，金属铬的存在形式均主要以较为稳定的有机物结合态(F4)和残渣态(F5)的形式存在，没有加入任何添加剂的 3 号柱与其他三个填埋柱相比，稳定形态(F4 与 F5 之和)所占的比例要小于其他三个填埋柱，金属铬稳定形态在填埋初期各个填埋柱中所占的比例分别为，1 号柱中占 69%，2 号柱中占 72%，3 号柱中占 64%，4 号柱中占 74%；到填埋末期金属铬在各个填埋柱中稳定形态都有增加的趋势，其中 1 号柱、2 号柱和 4 号柱中的增加幅度均要大于 3 号柱，末期各个填埋污泥中金属铬的稳定形态所占的比例依次为，1 号柱中占 86%，2 号柱中占 93%，3 号柱中占 79%，4 号柱占 89%。其中 2 号柱中金属铜的稳定形态比例增加最多，增加了有 21 个百分点。这也正好反映出添加剂的加入对填埋污泥中的金属铬向较为稳定的形态转化起到了正面的影响。

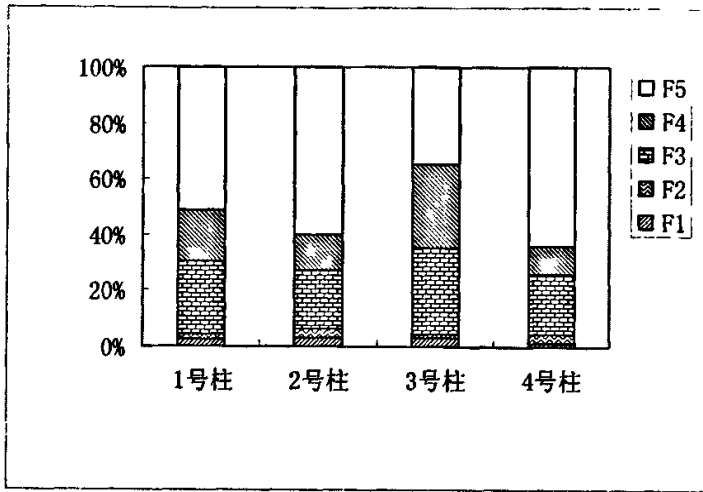


图 4.2 填埋初期金属铬在填埋污泥中的形态分布

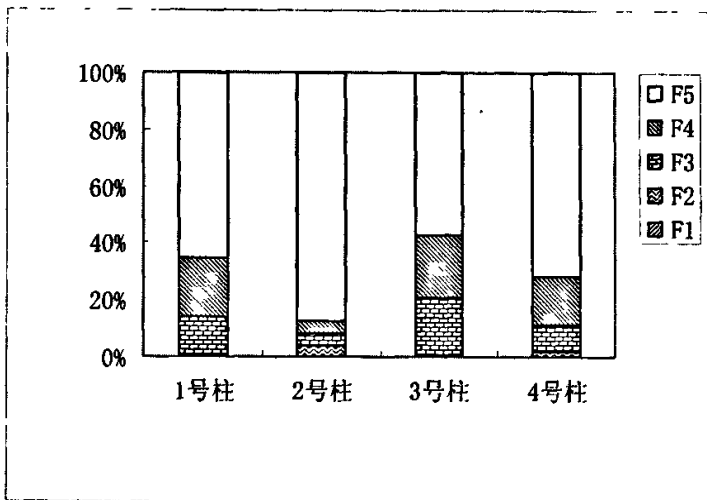


图 4.3 填埋末期金属铬在填埋污泥中的形态分布

4.3.2 金属铜 (Cu) 在填埋过程中的形态变化

金属铜在填埋过程中的形态变化见图 4.4 和图 4.5, 金属铜在填埋初期各个填埋污泥中的也是主要以较为稳定的有机物结合态 (F4) 和残渣态 (F5) 的形式存在, 稳定态 (F4 和 F5 之和) 占金属总量的比例在 63%—81% 之间, 其中 3

号柱中金属铜的稳定形态占的比例最高，为 81%。1 号柱、2 号柱和 4 号柱中金属铜稳定形态的比例依次为 63%、70%和 76%，金属铜的不稳定形态（即 F1、F2 与 F3 之和）在初期各个填埋柱铜的总量中所占的比例则为：1 号柱 39%，2 号柱 30%，3 号柱 19%，4 号柱 24%。随着填埋时间的延长，到填埋末期时，金属铜在各个填埋柱内的不稳定形态所占的比例都有所增加，稳定形态所占的比例减少。在末期金属铜不稳定态在各个填埋柱中所占的比例分别为：1 号柱 78%，2 号柱 48%，3 号柱 37%，4 号柱 29%。其中增加最明显的是加入添加剂生石灰的 1 号柱，铜的不稳定形态所占的比例从初期的 39%增至末期的 78%。从此可以看出，三种添加剂的加入对填埋过程中金属铜稳定起到了负作用，其中以生石灰的负作用最为明显。

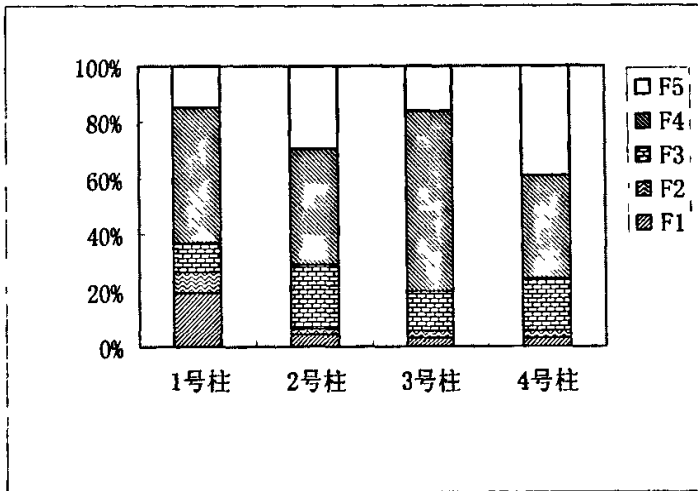


图 4.4 填埋初期金属铜在填埋污泥中的形态分布

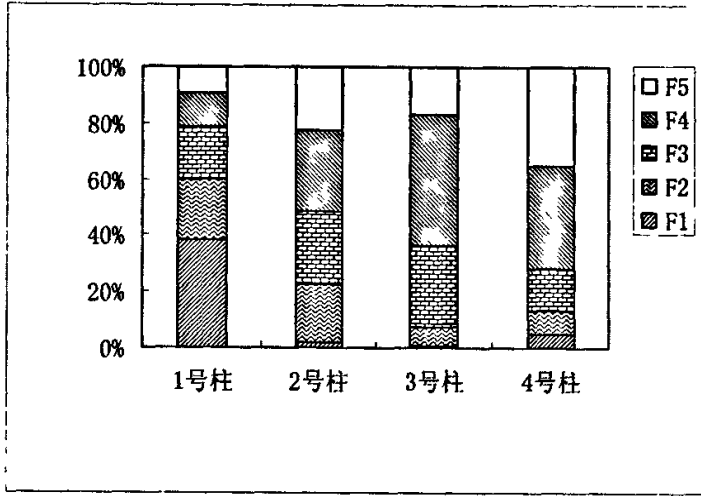


图 4.5 填埋末期金属铜在填埋污泥中的形态分布

4.3.3 金属铅 (Pb) 在填埋过程中的形态变化

金属铅在填埋过程中的形态变化见图 4.6 和图 4.7, 从图 4.6 可以看出, 在填埋的初期, 金属铅在加入添加剂生石灰的 1 号柱柱中, 其稳定形态所占的比例最大, 为 57%。而在分别加入添加剂粉煤灰和粘土的 2 号柱和 4 号柱中则主要以不稳定形态存在, 所占比例分别为 67%和 69%。在 3 号柱中, 金属铅的稳定形态和不稳定形态所占的比例基本相当。从填埋末期金属铅的形态分布图, 图 4.7 中可以看出, 以生石灰为添加剂的 1 号柱中铅的稳定形态所占比例增加最大, 所占的比例增加到 73%。3 号柱中金属铅的稳定形态所占比例略有增幅, 从初期的 49%增加到末期的 57%。在以粉煤灰和粘土为添加剂的 2 号柱和 4 号柱中, 金属铅的不稳定形态所占比例均有所增加, 分别为 81%和 86%。从以上分析可知, 只有添加剂生石灰对金属铅的固定和转化起到了明显的正面作用。

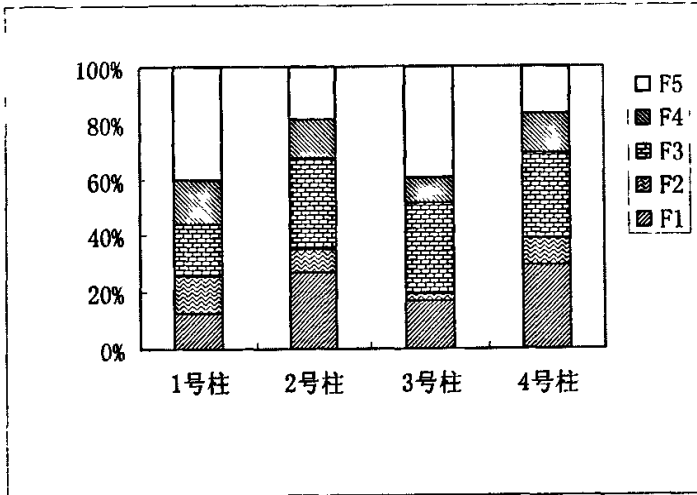


图 4.6 填埋初期金属铅在填埋污泥中的形态分布

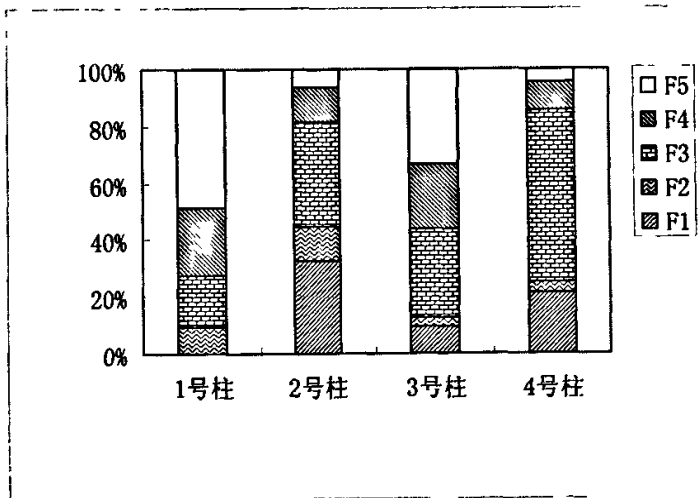


图 4.7 填埋末期金属铅在填埋污泥中的形态分布

4.3.4 金属镉 (Cd) 在填埋过程中的形态变化

金属镉在填埋过程中的形态变化见图 4.8 和图 4.9。由图 4.8 可知，在填埋初期，金属镉在各个填埋柱内的存在形态均以不稳定形态为主，不稳定形态的镉在金属镉总量中所占的比例分别为：1号柱中为 84%，2号柱中为 85%，3号

第四章 不同添加剂对填埋污泥中重金属形态的影响

柱中为 87%，4 号柱中为 78%，在 3 号柱中所占的比例最大。而据图 4.9 可知，随着污泥填埋时间的延长，各个填埋柱内的金属镉均从不稳定形态向稳定形态转化，稳定形态的金属镉在总量中的所占的比例也不同程度的增加，1 号柱中由初期的 16% 增至末期的 38%，2 号柱中由初期的 15% 增到末期的 42%，3 号柱中由初期的 13% 增至末期的 24%，以粘土为添加剂的 4 号柱中增幅最大，从初期的 22% 到末期的 68%。

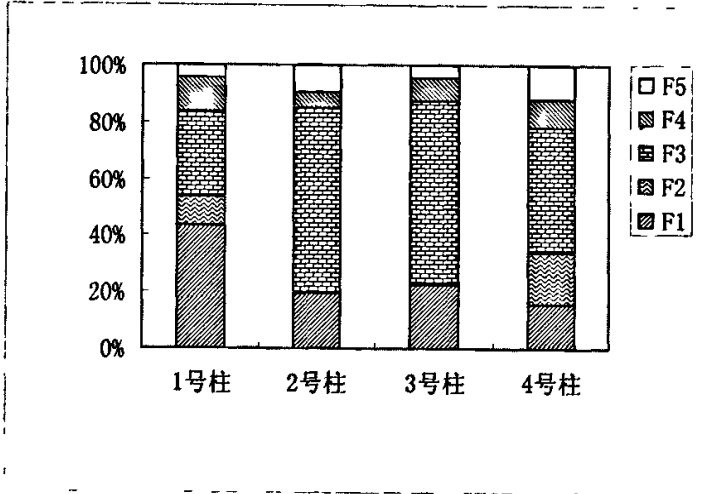


图 4.8 填埋初期金属镉在填埋污泥中的形态分布

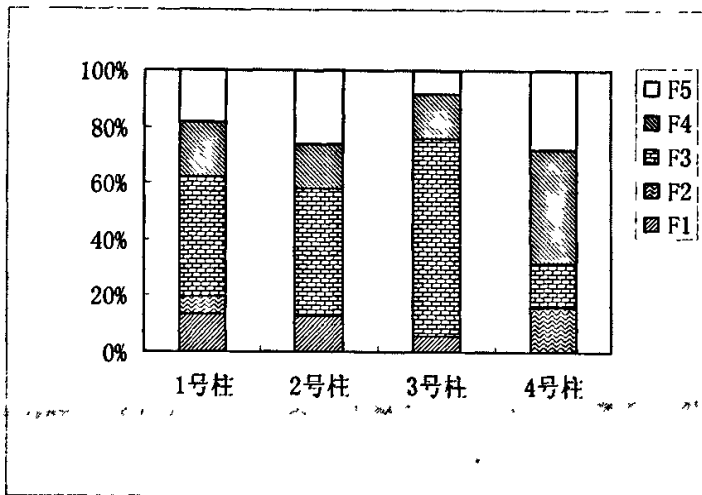


图 4.9 填埋末期金属镉在填埋污泥中的形态分布

4.3.5 金属锌 (Zn) 在填埋过程中的形态变化

金属锌在填埋过程中的形态变化见图 4.10 和图 4.11。由图 4.10 可以看出，在填埋初期金属锌在各个填埋柱内不稳定形态所占的比例分别为：1 号柱中为 51%，2 号柱中为 68%，3 号柱中为 59%，4 号柱中为 67%。随着填埋时间的增长，到末期时，以生石灰为添加剂的 1 号柱中金属锌的稳定形态逐渐增长到 67%，而在其它三个填埋柱内，金属锌的稳定形态所占的比例在减小，分别为：2 号柱中从初期的 32% 减少到末期的 15%，3 号柱中从初期的 41% 减少到末期的 24%，4 号柱中也从初期的 33% 减少到了末期的 15%。从分析结果可以看出，只有添加剂生石灰的加入影响金属锌从不稳定形态到稳定形态转化，对金属锌有一定的固定作用，而添加剂粉煤灰和粘土的作用则与生石灰相反。

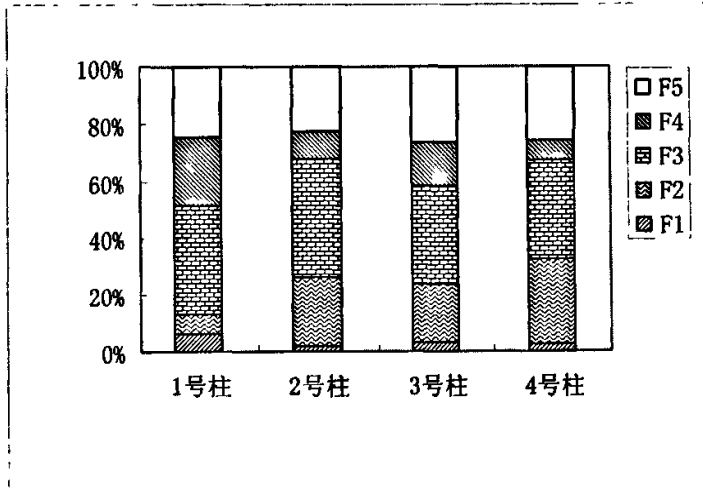


图 4.10 填埋初期金属锌在填埋污泥中的形态分布

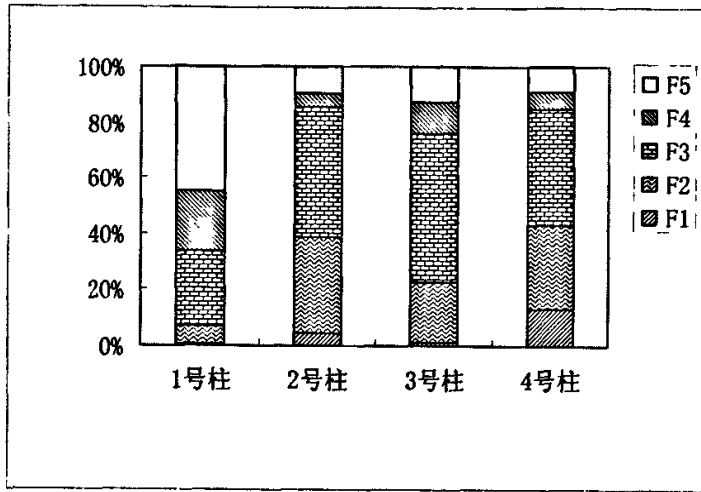


图 4.11 填埋后期金属锌在填埋污泥中的形态分布

4.3.6 金属镍 (Ni) 在填埋过程中的形态变化

金属镍在填埋过程中的形态变化见图 4.12 和图 4.13。由图 4.12 可以看出，金属镍在填埋初期，只有以粉煤灰为添加剂的 2 号柱中金属镍的稳定形态所占比例最大，为 56%。其余三个填埋柱内的金属镍在初期的稳定形态所占的比例均小于 2 号柱，1 号柱中为 16%，3 号柱中为 43%，4 号柱中为 34%。从图 4.13 可以得出，随着填埋期限的增加，到填埋末期时，金属镍在 2 号柱稳定形态所占的比例增加到 74%；而在 1 号柱、3 号柱和 4 号柱中却出现了相反的变化：在这三个填埋柱中，金属镍的不稳定形态所占的比例在增加，1 号柱中从初期的 84% 增至末期的 92%，3 号柱中从初期的 57% 增至 70%，4 号柱中从初期的 66% 增至末期的 83%。从以上的分析可以得出，添加剂粉煤灰的加入影响金属镍由不稳定形态向稳定形态转化，对金属镍有明显的固定作用，而添加剂生石灰和粘土的加入却影响着金属镍由稳定形态向不稳定形态的转化。

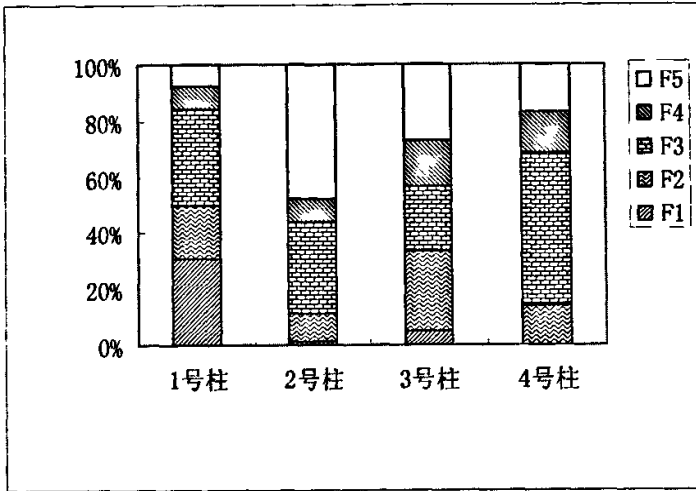


图 4.12 填埋初期金属镍在填埋污泥中的形态分布

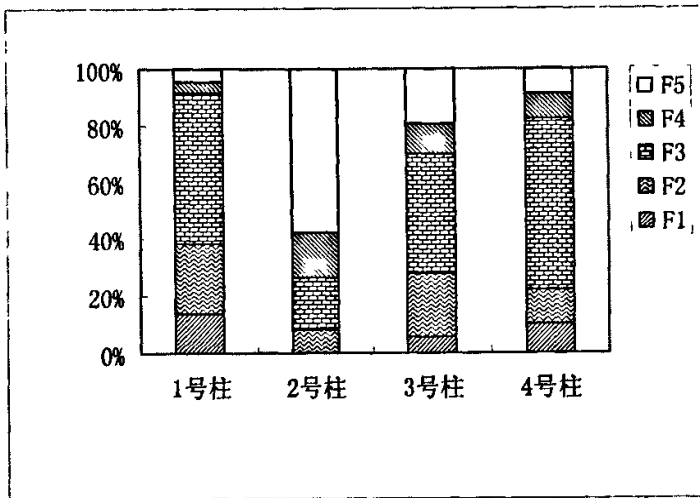


图 4.13 填埋后期金属镍在填埋污泥中的形态分布

第四节 小结

本实验结果表明，填埋污泥中的重金属的转化行为与添加剂有着密切的关系，不同添加剂的加入对污泥中的重金属的存在形态有着不尽相同的影响。

1、对于金属铬 (Cr) 和镉 (Cd) 来说，生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂

的加入均有利于它们向较为稳定的形态发生转化，从而可以将其最大限度的固定在填埋污泥中。其中添加剂粉煤灰对金属铬（Cr）的作用明显，而添加剂粘土对于金属镉（Cd）向稳定形态转化的作用要好于生石灰和粉煤灰。

2、对于金属铅（Pb）和锌（Zn）而言，添加剂生石灰的加入有利于二者向稳定态转化，对铅和锌起到了固定的作用。而添加剂粉煤灰和粘土则有利于铅和锌向不稳定形态转化，最终导致铅和锌从填埋污泥中的溶出到渗滤液中去。

3、对于金属铜（Cu）而言，生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂的加入均金属铜在填埋过程中向不稳定形态的转化有促进作用，不利于将金属铜在填埋过程中固定于填埋污泥中。

4、对于金属镍（Ni）而言，添加剂粉煤灰对金属镍向稳定形态的转化有促进作用。添加剂生石灰和粘土则起到了相反的作用，使金属镍向不稳定形式转化，不利于金属镍在污泥中的稳定存在。

第五章 结论和创新点

第一节 主要结论

1、通过对污泥处置的各种途径以及其具体应用情况的综合比较,得出在污泥不能被农用、焚烧成本又较高的情况下,污泥填埋是一种折中的选择的结论。它投资少,容量大,见效快,是目前比较适合中国国情的处置途径。

2、通过对三种添加剂分别与污泥混合后所产生的渗滤液性质的研究,发现以生石灰为添加剂可以使填埋柱的通透性得到改善,渗滤液产生量大, pH 值较高,有强烈恶臭。COD_{Cr}、BOD₅、总氮和氨氮均远高于未加入添加剂的污泥填埋柱渗滤液,但有较好的可生化性,且生石灰对磷和 Mg²⁺有一定的固定作用;以粉煤灰为添加剂的污泥填埋柱通透性得到改善,渗滤液产生量较大,渗滤液 SS 较高,可生化性有所提高,渗滤液中无机离子浓度远高于其它填埋柱,其余检测指标与未加入添加剂的污泥填埋柱渗滤液相差不大;以粘土为添加剂的污泥填埋柱通透性差,渗滤液产生量少,但对氨氮有较好的吸附性,渗滤液可生化性有所提高,粘土对 K⁺、Mg²⁺、Ca²⁺均有一定的固定作用。污泥填埋渗滤液中被监测的重金属的浓度除 1 号柱渗滤液中的金属镍以外,其他金属都随填埋时间的增长均呈现出降低的趋势。从各个填埋柱内渗滤液中金属浓度最高值出现的时间或者在整个监测时段内金属的累积浓度来看,生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂的加入,对金属铬和镉均起到了固定和延缓溶出的作用,其中,填埋添加剂粉煤灰对金属铬固定和延缓溶出的作用较为明显,粘土对金属镉的固定和延缓溶出的作用明显于添加剂生石灰和粉煤灰。生石灰对金属铅和金属锌的固定和延缓溶出的作用明显。然而三种添加剂的加入却对金属铜的溶出起到了促进的作用,添加剂粘土和粉煤灰在填埋的过程中有促进金属锌溶出的迹象。对于金属镍而言,只有粉煤灰对金属镍起到了固定和延缓溶出的作用,而石灰和粘土对金属镍的溶出起到了促进作用。

3、添加剂对填埋污泥中重金属存在形态的影响:对于金属铬(Cr)和镉(Cd)来说,生石灰、粉煤灰和粘土三种添加剂的加入均有利于它们向较为稳定的形态发生转化,从而可以将其最大限度的固定在填埋污泥中。添加剂生石灰的加入有利于金属铅(Pb)和锌(Zn)向稳定形态转化,对铅和锌有明显的固定作

用，而添加剂粉煤灰和粘土却对铅和锌有相反的作用。对于金属镍，添加剂粉煤灰对金属镍向稳定态的转化有促进作用。添加剂生石灰和粘土则起到了相反的作用，不利于金属镍在污泥中的稳定存在。

第二节 主要创新点

本论文的创新性主要体现在以下两个方面：

1、系统地研究了添加剂对污泥填埋渗滤液特性的影响，对污泥填埋场及其渗滤液处置设施的设计和运行以及添加剂的选择具有一定的指导意义和实用价值。

2、采用不同添加剂对污泥进行模拟填埋试验，系统的研究污泥与不同添加剂混合填埋过程中重金属的存在形式和形态变化，同时为进一步研究填埋污泥中金属污染物的迁移转化行为奠定基础。

致谢

本文是在尊敬的导师王玉秋教授的悉心指导下完成的，从论文的选题、资料的收集、试验方案的设计到试验的完成，以至最后论文的修改，王老师都给予了我耐心、细致的指导，才使得试验和论文顺利的完成，在此谨向王老师表示我最诚挚的谢意！

师从王教授三年以来，王老师严谨的治学态度、勤奋的钻研精神、平易近人的工作作风和乐观积极的生活态度都使我受益匪浅，这些都将成为我一生中永久的财富！值此论文完成之际，再次向王老师致以衷心的感谢。

在完成硕士论文的过程中，也得到曹仲宏师兄、胡伟、李理，以及试验室中师弟师妹的大力支持和帮助，谨此表示深深的谢意。

最后，我要将我最深的谢意献给我的父亲和母亲，献给我的妹妹，感谢他们一直以来给予我的无微不至的关爱、理解和支持，在我漫长的求学生涯中，亲人一直是我坚强的后盾，我将在以后的工作和学习中努力用更多的成就来回报他们！

徐泽

二零零六年五月于南开园

参考文献

- [1] 李季, 吴为中. 国内外污水处理厂污泥产生、处理及处置分析. 徐强主编《污泥处置处理技术及装置》. 北京. 化学工业出版社, 2003.(7): 1~11
- [2] 金儒森, 刘永龄. 《污泥处置》. 北京. 中国建筑工业出版社, 1982.8
- [3] K.H. Linder. Anforderungen an die Klarschlammotsorgung in Europa. Korrespondenz Abwasser, 1993,40(1):80~84
- [4] 杨朝晖, 杨霞. 污水处理厂的污泥处置. 环境科学与技术, 1995, Vol.71(4):40~42
- [5] 袁守军, 朱苑华. 合肥市污水处理厂污泥处置途径探讨. 合肥工业大学学报(自然科学版). 2001, Vol.24(4): 538~542
- [6] 吴虹, 蔡红等. 对小清河济南段污泥处置的探讨. 山东环境, 1997, Vol.5(79):22~23
- [7] 周少奇. 城市污泥处理处置与资源化. 广州: 华南理工大学出版社, 2002
- [8] 污泥处理处置技术与装备国际研讨会. 中国土木工程学会水工业分会排水委员会. 2003年3月
- [9] J. Werther, T. Ogada. Sewage Sludge Combustion. Progress In Energy and Combustion Sciences, 1999, 25:55~116
- [10] 杭世珺, 陈吉宁, 郑兴灿等. 污泥处理处置的认识误区与控制对策. 中国环保产业. 2005,(3):11~16
- [11] 袁守军, 朱苑华. 合肥市污水处理厂污泥处置途径探讨. 合肥工业大学学报(自然科学版). 2001, Vol.24(4):538~542
- [12] 姚舜华. 消化脱水污泥处置与利用的探讨. 中国市政工程. 1994, Vol.67(4):46~50
- [13] 许泽美, 唐建国等. 废水处理及再用. 北京: 中国建筑工业出版社. 2002.4
- [14] Jack A. Borchardt William J. Redman etc. Sludge And Its Ultimate Disposal. Ann Arbor Science Publishers Inc/ The Butterworth Group, 1981.17~257
- [15] Jeremy E. Hall and Anna Zmyslowska. Developments Of Sludge Treatment and Disposal Strategies For Large Conurbations: Case Study -WARSAW. Wat.Sci.Tech., 1997, 36(11):291~298
- [16] G.Y.S. Chan, L.M.Chu, M.H.Wong. Effects Of Leachate Recirculation On Biogas Production From Landfill Co-disposal of Municipal Solid Waste, Sewage Sludge and Marine Sediment. Environmental Pollution 118 (2002):393~399
- [17] C.W. Chu, C.S.Poon and R.Y.H. Cheung. Characterization Of Raw Sludge, Chemically Modified Sludge And Anaerobically Digested Sludge In Hong Kong. Wat. Sci. Tech., 1998, 38(2):25~32
- [18] Y.S.G. Chan, L.M. Chu, M.H.Wong. Disposal Of Municipal Refuse, Sewage Sludge And Marine Dredgings For Methane Production. Environmental Pollution. 1999, 106:123~128.
- [19] 徐强, 张春敏, 赵丽君. 污泥处理处置技术及装置. 北京: 化学工业出版社, 2003.8
- [20] 邓晓林, 于国华, 任鹤云. 上海城市污水处理厂的污泥处置途径探讨. 中国给水排

- 水,2000, Vol.16(5):19~22
- [21] 陈鸣. 城市污水处理厂污泥最终处置方式的探讨. 中国给水排水, 2000, Vol.16(8):23~24
- [22] 首期污泥处理与处置技术研修班培训资料. 中德城市污水处理培训中心. 中国上海. 2002
- [23] 吴健波, 刘振鸿, 陈季华. 剩余污泥处置的减量化发展方向. 中国给水排水, 2001, Vol.17(11):24~26
- [24] L. Boersma and I. Murarka. Solid Waste From Treatment of Municipal Wastewater., CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 1987
- [25] R.Otte-Witte. Influence on The Mechanical Properties of Sewage Sludge For Disposal To Landfill. pp.307-324, European Water Pollution Control Association, 1990.
- [26] 江梓斌. 有机金属化合物形态分析. 环境科学进展, 1999, Vol. 7(2): 7~12
- [27] 孟庆强, 孙雷, 赵镜浩等. 水体中有害金属形态分离分析技术. 仪器仪表与分析监测, 2003(4): 1~4
- [28] A Tessier, P G C Conbrell. M Bisson. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Analytical Chemistry, 1979,51(7):844~850
- [29] Gambrell P R.Trace and toxic metals in wetland:a review .Journal of environment quality.1994,(23):883~891
- [30] L.M.Shuman,Fractionation Method for Soil Microelements.Soil Science,1985,140: 11~22
- [31] A Fernandez Albores,B Perez Cid,E Fernandez Gomez, et al,Comparison between Sequential Extration Procedures and Single Extractions for Metal Partitioning in Sewage Sludge Samples.Analyst,2000, 125: 1353~1357
- [32] 王学峰, 杨艳琴.土壤-植物系统重金属形态分析和生物有效性研究进展.化工环保, 2004, Vol.24 (5): 24~27
- [33] 朱婉, 沈壬水, 钱钦文.土壤中金属元素的五个组分的连续提取法, 土壤, 1989, Vol.10 (5): 163~166
- [34] 陈学诚,董文庚,郎志敏等.A Tessier.逐级提取程序应用于土镉形态研究的可靠性.环境科学,Vol.12 (6):25~28
- [35] Ana Fuentes, Mercedes Llorens, Jose Saez, et al. Simple and Sequential Extractions of Heavy Metals from Different Sewage Sludges. Chemosphere,2004, 54: 1039~1047
- [36] Ho,G;Qiao,L;Chromium speciation in municipal solid waste:effect of clay amendment and composting.Water Science and Technology, 1998, 38: 17~23
- [37] Qiao,X.L.;Luo,Y.M.;Christie,P ,et al.Chemical speciation and extractability of Zn, Cu and Cd in two contrasting biosolids-amended clay soils.Chemosphere, 2003,50(6):823~829
- [38] L.Qiao,Goen Ho,The effect of clay amendment on speciation of heavy metals in sewage sludge,Water Science and Technology,1996,34(7-8): 413~420
- [39] A.V.Filguerias ,I.Lacilla and C.Bendicho;Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples.J.Environ.Monit.,2002,4:823~857
- [40] B Periz Cid, A Fernandez Albores, E Fernandez Gomez.Comparison between Sequential

参考文献

- Extraction Procedures and Single Extractions for Metal Partitioning in Sewage Sludge Samples. *Analyst*, 2000, (125): 1353~1357
- [41] Salomons W, Forstner U. Trace metal analysis on polluted sediments. Part II: Evaluation of environmental impact. *Environ Technol Lett.*, 1980, 1: 506~517.
- [42] Ure AM, Quevauviller Ph, Muntau H, et al. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *Int. J Environ. Anal. Chem.*, 1993, 51: 135~151.
- [43] Ping-Chin Hsiau, Shang-Lien Lo. Characteristics of four alkaline biosolids produced from sewage sludge, *Resources Conservation and Recycling*, 1997, 21: 185~197
- [44] C.S.Poon, M.Boost. The stabilization of sewage sludge by pulverized fuel ash and related materials, *Environment International*, 1996, 22(6): 705~710
- [45] Janez Scancar, Radmila Milacic, Marjeta Strazar, Olga Burica. Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge, *Science of the Total Environment*, 2000, 250: 9~19
- [46] Alloway BJ, Jackson AP. The behaviour of heavy metals in sewage sludge-amended soil, *Science of the Total Environment*, 1991, 100: 151~176
- [47] J.L.Gomez Ariza, I.Giraldez, D.Sanchez Rodas, et al. Comparison of the Feasibility of Three Extraction Procedures for Metal Partitioning in Sediments from Southwest Spain. *The Science of the Total Environment*, 2000, 246: 271~283
- [48] R.Zufiaurre, A.Oliver, P.Chamorro, et al. Speciation of metal in sewage sludge for agricultural uses. *Analyst*, February 1998, 123: 255~259.
- [49] 王新伟, 何江, 李朝生. 黄河包头段沉积物中生物可给态重金属分布研究. *环境科学研究*, Vol.15 (1): 20~23
- [50] Alvarez EA, Mochon MC, Sanchez JCJ, et al. Heavy metal extractable forms in sludge from wastewater treatment plants. *CHEMOSPHERE*, 2002, 47 (7): 765~775
- [51] 张云鹏, 李海滨, 赵增立等. 微波萃取法应用于污泥重金属形态的区分. *中国给水排水*, 2005, Vol.21(5): 91~94
- [52] 曹军, 谭云飞, 邢磊等. 污泥中重金属在厌氧消化前后的形态分布分析. *河南化工*, 2003 (6): 33~34

个人简历

个人简介:

徐泽, 男, 1979年9月出生, 籍贯: 河北保定满城县

学历: 硕士研究生

专业: 环境科学

主要经历:

1999.9—2003.7 河北理工学院, 土建系, 给水排水工程专业, 获工学学士学位

2003.9至今 南开大学, 环境科学与工程学院, 环境科学专业, 硕士研究生

在学期间的论文成果

- (1) 曹仲宏, 刘石军, 徐泽, 王玉秋**. 颗粒物氧化性损伤与金属浓度的关系的研究. 城市环境空气颗粒物源解析技术国际研讨会会议论文, 中国天津, 2003
- (2) 胡伟, 韩天玮, 刘石军, 徐泽, 王玉秋**, 赵乐军. 不同添加剂混合填埋下污泥渗滤液性质研究" 天津给水排水分会第四届第二次年会会议论文集, 中国天津, 2004
- (3) Wei Hu, Ze Xu, Lixin Nie, Yuqiu Wang**, et al. Characterization of Leachates From Chinese Biosolids Blended With Various Additives. International Conference on Environmental Science and Technology. July 26, 2004
- (4) 丁立强, 胡伟, 徐泽, 王玉秋**. 添加剂对污泥填埋渗滤液性质的影响. 环境卫生工程, 2005, Vol.13 (1): 10~14
- (5) Zhonghong Cao, Yuqiu Wang**, Yongnin Ma, Ze Xu, et al. Occurrence and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in reclaimed water and surface water of Tianjin, China. Journal of Hazardous Materials. 2005 A122:51~59
- (6) Yuqiu Wang**, Tianwei Han, Ze Xu, et al. Optimization of phosphorus removal from secondary effluent using simplex method in Tianjin, China. Journal of Hazardous Materials. 2005 B121:183~186
- (7) Yuqiu Wang**, Shijun Liu, Ze Xu, et al. Ammonia removal from leachate solution using natural Chinese clinoptilolite. Journal of Hazardous Materials. 2006 In Press

注: 带“**”作者为通讯联系人, 本人的硕士阶段的导师

参与的科研项目:

- (1) 再生水回用工艺技术研究
- (2) 天津中津制药厂废水水质监测项目
- (3) 污水处理厂脱水污泥单独填埋及不同添加剂混合填埋的试验研究(与天津市工程设计研究院合作研究项目)。
- (4) 天津市环境水中类雌激素分布规律与风险评价(天津市自然科学基金项目 043613411)
- (5) 天津市回用水致突变检测评价与研究(天津市卫生局科技基金 03k218)