

南京高等职业技术学校

毕业设计（论文）

污水处理中的除磷工艺

系 部 _____ 环境艺术工程系 _____

专 业 _____ 环境监测与治理 _____ 班 级

指导教师 _____

姓 名 _____

二〇——年 六 月

摘要：污水排放标准的不断严格是目前世界各国的普遍发展趋势，以控制水体富营养化为目的的氮、磷脱除技术开发已成为世界各国主要的奋斗目标。而我国对脱氮除磷技术的研究起步较晚，投入的资金也十分有限，研究水平仍处于发展阶段。目前在脱氮除磷技术基础没有重大革新之前，充分利用现有的化学药剂、生物工艺组合，开发技术成熟、高效且符合国情的工艺应是今后我国脱氮除磷发展的主要方向。

关键词：除磷、处理工艺、处理设备、磷的概述

目录

一、引言	5
二、磷的概述	6
2.1 磷的来源	6
2.1.1. 生活污水中磷的来源	6
2.1.2 工业污水中磷的来源	6
2.2 磷的危害	7
2.2.1. 磷对人体的危害	7
2.2.2. 磷对海洋生物的危害	7
2.2.3. 磷对土壤的危害	7
2.2.4. 磷对天然水体的危害	7
三、磷的检测方法及水质标准	8
3.1 磷的检测方法	8
3.2 除磷的水质标准	9
四、化学除磷的基理及相关规定	14
4.1 化学除磷的基本原理	14
4.2 关于化学除磷应用范围的规定	16
4.3 关于药剂投加点的规定	16
4.4 关于化学除磷药剂的规定	17
4.5 关于应考虑污泥量的规定	17
五、常用的化学药剂	18
六、化学沉析工艺	18

6.1前沉析	19
6.2同步沉析	19
6.3后沉析	19
6.4各化学沉析工艺的比较	20

6.5化学沉析药剂量的计算	21
6.6计算举例	22
6.7沉析对污水处理的影响	23
七、化学除磷的新进展	25
7.1新型絮凝剂的开发应用	26
7.2化学除磷的理论研究进展	26
7.3化学强化生物除磷	27
7.3.1化学强化生物除磷工艺原理及特点	27
7.3.2化学强化生物除磷工程设计	28
八、生物除磷	30
8.1生物除磷的概述	30
8.1.1 生物除磷的基本原理	30
8.1.2生物脱氮除磷技术的趋势	30
8.1.3除磷生物方法	30
8.1.4生物除磷的影响因素	31
8.2生物除磷的主要工艺	31
8.2.1 A-B 两段活性污泥法处理含磷废水	32
8.2.2强化AB法处理含磷废水	32
8.2.3 SBR工艺处理含磷废水	34
8.2.4 CAST法处理含磷废水	36
8.2.5氧化沟处理含磷废水	37
8.2.6 A2/O工艺除磷	41
8.2.7 A/O-缺氧-好氧活性污泥法处理含磷废水	42
8.2.8厌氧-好氧活性污泥法处理含磷废水	44
8.2.9淹没式生物膜法除磷工艺	46
8.3、生物除磷新技术	48
九、设备的运行维护	48
9.1 曝气池的运行及维护	49
9.1.1 曝气池	49
9.1.2曝气池的运行管理	50
9.1.3各类曝气池的运行参数	50
9.2沉淀池的运行管理	51
9.2.1 沉淀池	51
9.2.2沉淀池的运行管理	51

9.3生物滤池的运行及维护	51
9.3.1生物滤池	51
9.3.2影响生物滤池除磷的因素	52
9.3.3生物滤池的运行中长出现的问题及补救措施	52

9.4气浮池的运行管理	53
9.4.1 气浮池	53
9.4.2气浮设备及气浮池的运行	53
9.5生物转盘除磷设备的运行维护	55
9.5.1生物装盘处理含磷废水	56
9.5.2生物转盘的运行管理及注意事项	56
9.5.3生物转盘运行除磷中的问题及处理措施	56
9.6ABR 器的运行	56
9.6.1什么是ABR 反应器	56
9.6.2工作运行原理	57
9.6.3启动运行	57
9.6.4ABR 反应器的酸化及恢复	58
9.6.5优点	58
总结	58
参考文献	59

第一章引言

随着工业化进程和世界经济的快速发展，在不断提高人们生活水平的同时，也引出了一系列的环境问题，特别是人们赖以生存的水资源的污染问题，其中首要的问题就是污水的除磷脱氮。

城市污水中的磷主要来源于人类排泄物、食物残渣、工商企业、合成洗涤剂 and 家用清洗剂、农药和化肥，其形态有正磷酸盐、聚磷酸盐和有机磷，其中以正磷酸盐和聚磷酸盐占绝大多数，磷可以在有机磷和无机磷、可溶性磷和不可溶性磷之间相互转换，但价态不会发生变化。

水中的磷是对人体具有非常大的危害的，如果磷等植物营养物质大量而连续地进入湖泊、水库及海湾等缓流水体，将促进各种水生生物的活性，刺激它们异常繁殖(主要是藻类)，这样就带来一系列严重后果：疯长的藻类会在水面越长越厚，终于有一部分被压在了水面之下，因难见阳光而死亡。湖底的细菌以死亡藻类作为营养，迅速增殖。大量增殖的细菌消耗了水中的氧气，使湖水变得缺氧，依赖氧气生存的鱼类死亡，随后细菌也会因缺氧而死亡，最终是湖泊老化、死亡。震惊全国，搅得无锡近200万人生活不得安宁的太湖蓝藻事件就是湖泊富营养化的典型例子。它的形成原因就是周力化工企业大量的含磷、氮的污水的排放引起的。

主要除磷的方法以后化学投加药剂，生物处理工艺为主。化学除磷磷的去除效率高，除磷结果稳定，污泥在处理和处置过程中不会重新释放磷而造成二次污染，但污泥产量比较大。由于污水水质和环境条件各异，因而宜根据试验确定最佳药剂种类、剂量和投加点。生物方法除磷由于其处理效率高，运行成本较低，污泥相对易处理，受到广泛重视。目前已经发展了诸如 A/0,A2/0,Bardenpho, P,SBR 及氧化沟等较为成功的脱氮除磷工艺。在生物脱氮除磷过程中，微生物的种类，数量和代谢活性以及它们之间相互作用关系所形成的微生态系统的特征，直接影响着废水处理的效率。

第二章磷的概述

2.1 磷的来源

2.1.1 生活污水中磷的来源

含磷洗涤剂是生活污水含磷的重要来源之一。看看当地使用的洗涤剂是无磷的多还是含磷的多。

旱灾国家提倡不让用含磷的洗涤剂销售和生了，但是有部分农村还是使用其实完全可以用4A沸石代替磷，既不污染环境，又加强了洗涤速度。城市污水中的磷酸盐按物理特性可以划分为溶解磷和颗粒态磷，按化学特性可以划分为正磷酸盐、聚合磷酸盐和有机磷酸盐。城市污水中磷酸盐的主要来源为人类活动的排泄物、废弃物和工业污水，特别是含磷洗涤剂的大量使用；

2.1.2 工业污水中磷的来源

(1) 工艺反应不完全产生的废料工业生产过程中，一般的反应转化率只能达到70%~80%，未反应完的原料一部分可以回收再利用，但最终有一部分因回收不完全或不可回收而再不同环节转入废水、废气或废渣中；

(2) 副反应所产生的废料工业生产再进行工艺主反应的同时，往往还伴随着一些副反应。副反应的产物数量一般较少，有些可以回收，但有些成分复杂，回收困难或回收费用很大，因此，只能将其作为废料排弃；

(3) 工业物料的跑冒滴漏共用物料再储存、运输以及生产过程中的“跑”、“冒”、“滴”、“漏”现象，不仅会造成经济损失，而且也可能造成严重的污染；

(4) 冷却水许多生产工艺中都需要大量的冷却用水，如炼钢、炼油等。冷却的方式一般有直接冷却和间接两种。直接冷却是使冷却水直接与冷却的物料接触，很容易成为工业废水；间接冷却的冷却水虽然不与物料直接接触，但因为其中往往需要加入防腐剂、杀藻剂等化学物质，故也受到一定的污染。但间接冷却水相比其他工业废水较为清洁，可通过一定的处理后循环使用；

3. 含磷的化肥与农药：为了提高农作物产量，在我国农村磷肥与有机磷农药常常会被大量使用。

2.2 磷的危害

2.2.1. 磷对人体的危害

(1)对皮肤的危害，高磷洗衣粉对皮肤有直接性的刺激危害，会让人产生灼烧感，洗后的衣服穿在人的身上会造成皮肤瘙痒，高磷洗衣粉已经成为接触性皮炎，等常见的皮肤刺激来源。

(2)对人体的神经中但的危害，人体内有一种虫咬的神经传导物质乙酰胆碱酯酶，有机磷会抑制胆碱酯酶使其无法分解乙酰胆碱酯酶，导致神经中但蓄积大量乙酰胆碱酯酶，从而引起中毒，严重者甚至会引起死亡。

(3)长期使用低剂量的有机磷农作物会使人慢性中毒，也有可能使人体产生致癌，畸形的危害。

2.2.2. 磷对海洋生物的危害

海洋生物大多数对有机磷农药非常的敏感，有机磷农药很开的能够致海洋生物色盲。在1999年12月，青岛大学教授李咏琪专家就曾在报告中说过这样一句话，目前国内外广泛的使用有机磷农药对海洋生物危害巨大，已经对海水养殖业形成了威胁。以前我国广泛的生产有机氯农药，它残留时间长，又不易降解，吸附力又强，在20世纪70年不用了。但是有机磷农药毒效大，容易分解，很快的取而代之有机氯的位置，这也是直接导致沿海水域因有机磷农药污染而造成水中动物死亡的事实。李咏琪教授特地对这一事项进行研究，他发现造成水中动物大规模死亡的原因之一就是有机污染源激活了它们体内的潜伏病原因。

2.2.3. 磷对土壤的危害

向土壤中排放物质超过其本身的自净能力，那么土壤将会受到污染，土壤质量发生了不良变化，危害了人类的健康和生存。随着人口越来越密集，人们生活水平的提高，人们向土壤中输入物质数量与速度大大的增加了，也超过了土壤本身的自净能力，严重的破坏了自然生态平衡。污染物质逐渐积累，导致土壤自然功能失败，更严重的是，土壤物质迁移转化，有毒空气和水质，通过植物吸收，降低农副产品的生物学质量，通过食物链传递，最终危害人类的生命和健康。甚至会使土壤丧失提供农作物生长的必要条件。

2.2.4. 磷对天然水体的危害

天然水体中排入了过量的磷，引起各种水生物，水植物异常繁殖和生长，这

种现象称为水体富营养化。这些过量的磷通过农田施肥，农工业废弃物排放。城市生活污水和某些工业废水，排入到天然水体中使水体富营养化。

城市生活污水中含有丰富的氮，磷，使用含磷洗涤剂，含有大量的磷等，另外如磷灰石，化肥，农药的大量使用，磷等营养物质进入水体的来源。

氮，磷是藻类繁殖所需的各种成分中的淫威，所以水体中氮，磷含量高低直接影响着水体富营养化。一般说，无机氮和总磷分别超过 $300\text{mg}/\text{m}^3$ 和 $20\text{mg}/\text{m}^3$ 就认为水体处于富营养化，,水体富营养化说，磷的作用远远大于氮，水体中磷的浓度不是很高就可以直接引起水体富营养化。

湖泊的富营养化是人和自然过程，在自然界物质的正常循环中，这一历程需要很长很长的时间，几万年甚至几十万年。但由于水体污染而造成的富营养化将大大促进这一过程。如果氮，磷等植物营养物质大量连续的进入湖泊，水库及还玩等缓流水体，将促进各种水生生物的活性，刺激它们异常繁殖(主要是藻类)，这样的后果是非常严重的，疯狂的制造类会在水面越长越多越长越厚，终于有一部分被压在水面下，因很难见到阳光而死亡。湖底的细菌以死亡藻类作为营养，迅速增殖，大量的细菌消耗水中的氧气，使湖水变得缺氧，依赖氧气生存鱼类也就死亡，随后细菌也会因缺氧死亡，最终使湖泊老化，死亡。有一个案例震惊全国：使得无锡近200W人生活部的安宁的太湖蓝藻事件，使湖泊富营养化的典型例子，它形成的原因是湖泊旁边的化工厂，持续不断的排放含大量氮，磷的废水。

第三章磷的检测方法及水质标准

3.1磷的检测方法

在检测技术方面，方法有很多，主要有酶抑制法、酶联免疫法、光度法、色谱法及质谱法等。目前国际上已普遍采用多残留检测技术。这些方面的建立得益于气质联用(GC-MS)、液质联用 (LC-MS) 技术的应用以及常规使用的气相色谱仪 (GC)、液相色谱仪 (LC) 技术上新的突破，并提高农药定性定量、多农残检

测、快速检测等方面发挥着巨大的作用，色谱法以成为目前检测的主流仪器。

1. 酶抑制法

酶抑制法是利用杀虫剂可以抑制乙酰胆碱酯酶或是羧酸酯酶的活性的原理而建立的，即乙酰胆碱酯酶或羧酸酯酶与样品反应，若酶的活性受到抑制，则表示该类杀虫剂的存在。因为酶的活性与杀虫剂的含量有关，测定酶活性的抑制率，即可得杀虫剂的残留量。应用抑制原理快速测定法只能判断是否有过高的有机磷和氨基甲酸酯农药，而不能判断超标的具体农药品种和残留量，因此只能作为快速测定方法。

2. 酶联免疫测试法

酶联免疫检测法是利用化学药物在动物体中有促进其产生免疫抗体的原理，将某种农药与大分子化合物的复合体注入实验动物体内，使其对该种农药产生抗体，然后将抗体的抽取物与蔬菜样品农药残留抽取物进行离体试验，以比色的方式确认农药的残留量。这种结果精确、灵敏度高、特异性强，可采用试剂盒检测。但是，在实际应用中，农药种类繁多，制备抗体的难度较大，具有一定的盲目性。

3. 相色谱及其联用技术

气相色谱是一种简易、快速、高效和灵敏的现代分离分析技术，是农药残留测定不可或缺的手段，由于农药的种类很多，不同类型的农药，结构差异很大，而每一种检测器仅能对一类或几类原子和官能团进行响应，因而不同类型的农药常常需要采用不同类型的检测器，加上农药的残留一般都比较低，所以检测器的选择十分关键，如分析有机氯和拟除虫菊酯类农药采用电子捕获检测器 (ECD)、分析有机磷农药采用火焰光度检测器(FPD)、分析含氮农药和氨基甲酸酯类农药采用氮磷检测器(NPD)。高灵敏的检测器可以检出 $1 \times 10^{-10} \sim 1 \times 10^{-12} \text{g}$ 的组分，适合农药微量和痕量分析。气相色谱—质谱联用技术发挥气相色谱的高分离能力，又可发挥质谱法的高鉴别能力，适用于多组分混合物中未知组分的定性鉴定，简化了多农残检测的分析步骤，而采用SIM模式仅对待测组分的定性离子进行采集，减少了杂质峰的干扰，提高了灵敏度。

4. 液相色谱连用技术

相对于 GC, 液相色谱的适用性更广，可分析高沸点、热不稳定、非挥发性化合物。液相色谱质谱联用 (LC-MS) 对分析技术和仪器的要求高，具有检测灵

敏度高、选择性好、定性定量同时进行、结果可靠等优点。但液相色谱与质谱之间的接口技术比较复杂，因此LC-MS 在检测农药残留方面落后于GC-MS。由于目前LC-MS接口技术还没有真正地实现标准化，加之LC-MS对操作者的水平和仪器要求比较高，因此它在农残检测方面没有GC-MS普及。但LC-MS的飞速发展已成为发达国家在各种基质中微量极性农药检测手段。在多农残残留分析中，LC-MS 技术使用最多的是四极质量分析器。由于质谱仪通用性，LC-MS 在多种类多成分的农药残留检测中越来越广泛，如我国标准GB/T 20776-2006建立的粮谷中372种农药残留的LC-MS方法和国外环境样品中多农残分析。

5.CTI 华测检测农药残留测试服务

CTI华测检测作为食品检测领域权威第三方检测机构，在诸多农残检测技术具有国际先进检测技术，同时获得中国合格评定国家认可委员会(CNAS)和国家计量 (CMA) 资质认可。华测检测可提供各国标准的农药残留检测服务，助您的产品通往日本、欧美顺利通关。根据企业的不同需求，华测检测农药残留测试服务如下：水胺硫磷、氧化乐果、克百威等约500种农药残留扫描，多农残检测324项，应对日本通过检测项目248项，日本厚生省57项有机磷农药列表测试服务，中国与欧盟常见农药185项，134项高毒农药一齐分析

3. 2除磷的水质标准

1. 污水排入城市下水道水质标准总磷0.5 mg/L
地面水环境质量标准 (GB3838-88)

地表水环境质量标准基本项目标准值				单位：mg/L		
分类	I类	II 类	III类	IV类	V类	
总磷 (以P计)	≤	0.02	0.1	0.1	0.2	0.2

湖泊水库特定项目标准值				单位：mg/L		
标准值项目	I类	II 类	III类	IV类	V类	
总磷(以P计)	≤	0.002	0.01	0.025	0.06	0.12

2、海水水质标准mg/L

项 目	第一类	第二类	第三类	第四类
14	活性磷酸盐≤ (以P计)	0.015	0.030	0.045
31	马拉硫磷≤	0.0005	0.001	
32	甲基对硫磷≤	0.0005	0.001	

3、污水处理

2002年以前对城市污水处理厂的管理都执行《污水综合排放标准》(GB8978-96)。对城市污水的针对性不强。相当一部分标准值偏宽，而个别指标在技术经济上达标又有一定难度。总磷偏严，常规二级处理和强化二级处理工艺难以达到0.5 mg/L和1 mg/L的现行综合标准，为此由国家环境保护总局科技标准司2001 年提出了《城镇污水处理厂污染物排放标准》，《标准》基本控制项目最高允许排放浓度(日均值):总磷(以P 计)(mg/L)1/0.51.5/0.53/15

GB18918—2002

基本控制项目最高允许排放浓度(日均值) 单位 mg/L

基本控制项目		一级标准		二级标准	三级标准
		A标准	B标准		
总 磷 (以 p 计)	2005年12月31日前建设的	1	1.5	3	5
	2006年1月1日起建设的	0.5	1	3	5

选择控制项目最高允许排放浓度(日均值) 单位 mg/L

选择控制项目	标准值
有机磷农药(以p计)	0.5
马拉硫磷	1.0
对硫磷	0.05

甲基对硫磷	0.2
-------	-----

水污染物检测分析方法

控制项目	测定方法	测定下限 (mg/L)	方法来源
总磷	钼酸铵分光光度法	0.01	GB11893—89
有机磷农药 (以p计)	气相色谱法	0.5ug/L	GB13192—91

马拉硫磷	气相色谱法	0.64 ug/L	GB13192—91
对硫磷	气相色谱法	0.54 ug/L	GB13192—91
甲基对硫磷	气相色谱法	0.42 ug/L	GB13192—91

2. 有机磷污水排放标准

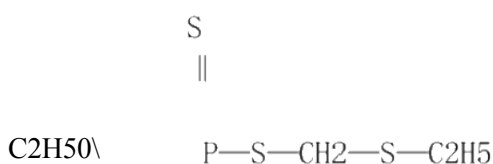
1. 甲拌磷

中文通用名称：甲拌磷，又称伏螟，福瑞松，塞美特，西梅脱，3911；英文名称：phorate；化 学

名称：0,0-二乙基乙硫基-S-（乙硫基甲基）二硫代磷酸酯；分子式：C₇H₁₇O₂PS₃；

分子量：260.38；结

构式：



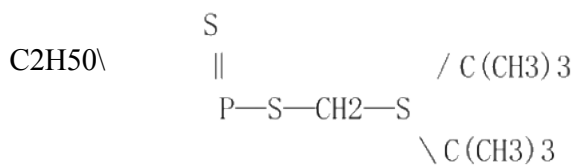
C₂H₅/

2. 特丁硫磷

中文通用名称：特丁硫磷，又称抗虫得，叔丁硫磷，特丁磷，特福松；英文名称：terbufos； 化学名称：0-特丁基硫甲基）苯基0,0-二乙基二硫代磷酸酯；分子式：

C₉H₂₁O₂PS₃；分子量：288.4；结构

式：

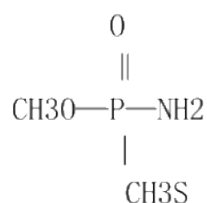


C₂H₅/

3. 甲胺磷

中文通用名称：甲胺磷，又称多灭磷，达马松，科螨隆；英文名称：methamidophos；

化学名称：0, S- 二甲基硫代磷酰胺；分子：C₂H₈NO₂PS；分子量：141.1；结构式：



4. 企业的排放标准

新建企业指在本标准实施之日起，环境影响评价文件通过审批的新建、改建、扩

建农药工业建设项目。新建企业指在本标准实施之日起，环境影响评价文件通过审批的新建、改建、扩建农药工业建设项目。排水量指生产设施或企业排放到企业法定边界外的废水量。包括与生产有直接或间接关系的各种外排废水(含厂区生活污水、冷却废水、厂区锅炉和电站废水等)。

排放值

表 1 现有企业水污染排放标准

序号	污染物项目	排放限值	污染物排放监控位置
1	单质磷	0.2	企业废水总排放口
2	甲拌磷、特丁硫磷、甲胺磷	0.2	生产车间或设施废水排放口
3	水胺硫磷	1.0	生产车间或设施废水排放口
4	甲基毒死蜱、毒死蜱、三唑磷	0.1	生产车间或设施废水排放口
5	杀螟硫磷、辛硫磷、异稻瘟净	2.0	生产车间或设施废水排放口
单位产品基准排水量(m3/t产品)	有机磷农药中间体	亚磷酸二甲酯	20
		亚磷酸三甲酯	150
		甲基硫代磷酸氯	125
		二甲基硫代磷酸氯	250
		二乙基硫代磷酸氯	100
		二甲基二硫代磷酸(盐)	20
		二乙基二硫代磷酸(盐)	20
	有机磷农药	敌敌畏(亚磷酸三甲酯法)、敌百虫	1
		敌敌畏(敌百虫碱解法)、草甘膦、二甲基一硫代磷酸酯类农药	5
		二乙(丙)基一硫代磷酸酯类农药	5

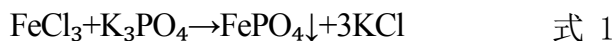
		乐果、氧乐果、马拉硫磷	5
		敌敌畏(亚磷酸三甲酯法)、敌百虫	20

		敌敌畏(敌百虫碱解法)	250
		草甘膦	150
		二甲基一硫代磷酸酯类农药	200
		二乙(丙)基一硫代磷酸酯类农药	200
		乐果、氧乐果、马拉硫磷	400
			190

第四章 化学除磷的基理及相关规定

4.1 化学除磷的基本原理

化学除磷是通过化学沉析过程来完成的，化学沉析是指通过向污水中投加无机金属盐药剂，其与污水中溶解性的盐类，如磷酸盐混合后，形成颗粒状、非溶解性的物质，这一过程涉及的是所谓的相转移过程，反应方程举例如式1。实际上投加化学药剂后，污水中进行的不仅仅是沉析反应，同时还进行着化学絮凝反应，所以必须区分化学沉析和化学絮凝的差异。



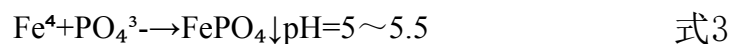
污水沉析反应可以简单的理解为：水中溶解状的物质，大部分是离子状物质转换为非溶解、颗粒状形式的过程，絮凝则是细小的非溶解状的固体物互相粘结成较大形状的过程，所以絮凝不是相转移过程。

在污水净化工艺中，絮凝和沉析都是极为重要的，但絮凝是用于改善沉淀池的沉淀效果，而沉析则用于污水中溶解性磷的去除。如果利用沉析工艺实现相的转换，则当向污水中投加了溶解性的金属盐药剂后，一方面溶解性的磷转换成为

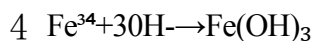
非溶解性的磷酸金属盐，也会同时产生非溶解性的氢氧化物(取决于PH值)。另一方面，随着沉析物的增加及较小的非溶解性固体物聚积成较大的非溶解性固体物，使稳定的胶体脱稳，通过速度梯度或扩散过程使脱稳的胶体互相接触生成絮

凝体。最后通过固一液分离步骤，得到净化的污水和固一液浓缩物(化学污泥)，达到化学除磷的目的。

根据化学沉析反应的基础，为了生成磷酸盐化合物，用于化学除磷的化学药剂主要是金属盐药剂和氢氧化钙(熟石灰)。许多高价金属离子药剂投加到污水中后，都会与污水中的溶解性磷离子结合生成难溶解性的化合物。出于经济原因，用于磷沉析的金属盐药剂主要是 Fe^{3+} 、 Al^{3+} 和 Fe^{2+} 盐和石灰。这些药剂是以溶液和悬浮液状态使用的。二价铁盐仅当污水中含有氧，能被氧化成三价铁盐时才能使用。 Fe^{2+} 在实际中为了能被氧化常投加到曝气沉砂池或采用同步沉析工艺投加到曝气池中，其效果同使用 Fe^{3+} 一样，反应式如式2、3。



与沉析反应相竞争的反应是金属离子与 OH^- 的反应，所以对于各种不同的金属盐产品应注意的是金属的离子量，反应式如式4、5。



式 5

金属氢氧化物会形成大块的絮凝体，这对于沉析产物的絮凝是有利的，同时还会吸附胶体状的物质、细微悬浮颗粒。需要注意的是有机物在以化学除磷为目的化学沉析反应中的沉析去除是次要的，但在分离时有机性胶体以及悬浮物的凝结在絮凝体中则是决定性的过程。

沉析效果是受PH值影响的，金属磷酸盐的溶解性同样也受PH的影响。对于铁盐最佳PH值范围为5.0~5.5, 对于铝盐为6.0~7.0, 因为在以上PH值范围内 FePO_4 或 AlPO_4 的溶解性最小。另外使用金属盐药剂会给污水和污泥处理还会带来益处，比如会降低污泥的污泥指数，有利于沼气脱硫等。

由于金属盐药剂的投加会使污水处理厂出水中的 Cl^- 或 SO_4^{2-} 离子含量增加。如果沉析药剂溶液中另外含有酸的话，则需特别加以注意。

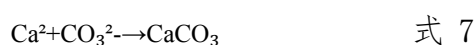
投加金属盐药剂后相应会降低污水的碱度，这也许会对净化产生不利影响。当在同步沉析工艺中使用硫酸铁时，必须考虑对硝化反应的影响。

另外，如果污水处理厂污泥用于农业，使用金属盐药剂除磷时必须考虑铝或者铁负荷对农业的影响。

除了金属盐药剂外，氢氧化钙也用作沉析药剂。在沉析过程中，对于不溶解性的磷酸钙的形成起主要作用的不是 Ca^{2+} ，而是 OH^- 离子，因为随着pH值的提高，磷酸钙的溶解性降低，采用 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 除磷要求的pH值为8.5以上。磷酸钙的形成是按反应式6进行的：



但在pH值为8.5到10.5的范围内除了会产生磷酸钙沉析外，还会产生碳酸钙，这也许会导致在池壁或渠、管壁上结垢，反应式如式7。



与钙进行磷酸盐沉析的反应除了受到PH值的影响，另外还受到碳酸氢根浓度(碱度)的影响。在一定的PH值情况下，钙的投加量是与碱度成正比的。

对于软或中硬的污水，采用钙沉析时，为了达到所要求的PH值所需要的钙量是很少的，具有强缓冲能力的污水相反则要求较大的钙投加量。

化学沉析工艺是按沉析药剂的投加地点来区分的，实际中常采用的有：前沉析、同步沉析和后沉析或在生物处理之后加絮凝过滤。

4.2 关于化学除磷应用范围的规定

《城镇污水处理厂污染物排放标准》GB 18918 规定的总磷的排放标准：当达到一级A标准时，在2005年12月31日前建设的污水厂为 1mg/L ，2006年1月1日起建设的污水厂为 0.5mg/L 。一般城镇污水经生物除磷后，较难达到后者的标准，故可辅以化学除磷，以满足出水水质的要求。

强化一级处理，可去除污水中绝大部分磷。上海白龙港污水厂试验表明，当 FeCl_3 投加量为 $40\sim 80\text{mg/L}$ ，或 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 投加量为 $60\sim 80\text{mg/L}$ 时，进出水磷酸盐磷浓度分别为 $2\sim 9\text{mg/L}$ 和 $0.2\sim 1.1\text{mg/L}$ ，去除率为 $60\%\sim 95\%$ 。

污泥厌氧处理过程中的上清液、脱水机的过滤液和浓缩池上清液等，由于在厌氧条件下，有大量含磷物质释放到液体中，若回流入污水处理系统，将造成污水处理系统中磷的恶性循环，因此应先进行除磷，一般宜采用化学除磷。

4.3 关于药剂投加点的规定

以生物反应池为界，在生物反应池前投加为前置投加，在生物反应池后投加为后置投加，投加在生物反应池内为同步投加，在生物反应池前、后都投加为多点投加。

前置投加在原污水处，形成沉淀物与初沉污泥一起排除。前置投加的优点是还可去除相当数量的有机物，因此能减少生物处理的负荷。后置投加是在生物处理之后，形成的沉淀物通过另设的固液分离装置进行分离，这一方法的出水水质好，但需增建固液分离设施。同步投加为初次沉淀池出水管道或生物反应池内，形成的沉淀物与剩余污泥一起排除。多点投加是在沉砂池、生物反应池和固液分离设施等位置投加药剂，其可以降低投药总量，增加运行的灵活性。由于 pH 值的影响，不可采用石灰作混凝剂。在需要硝化的场合，要注意铁、铝对硝化菌的影响。

4.4关于化学除磷药剂的规定

铝盐有硫酸铝、铝酸钠和聚合铝等，其中硫酸铝较常用。铁盐有三氯化铁、氯化亚铁、硫酸铁和硫酸亚铁等，其中三氯化铁最常用。

采用铝盐或铁盐除磷时，主要生成难溶性的磷酸铝或磷酸铁，其投加量与污水中总磷量成正比。可用于生物反应池的前置、后置和同步投加。采用亚铁盐需先氧化成铁盐后才能取得最大除磷效果，因此其一般不作为后置投加的混凝剂，在前置投加时，一般投加在曝气沉砂池中，以使亚铁盐迅速氧化成铁盐。采用石灰除磷时，生成 $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ 沉淀，其溶解度与 pH 值有关，因而所需石灰量取决于污水的碱度，而不是含磷量。石灰作混凝剂不能用于同步除磷，只能用于前置或后置除磷。石灰用于前置除磷后污水 pH 值较高，进生物处理系统前需调节 pH 值；石灰用于后置除磷时，处理后的出水必须调节 pH 值才能满足排放要求；石灰还可用于污泥厌氧释磷池或污泥处理过程中产生的富磷上清液的除磷。用石灰除磷，污泥量较铝盐或铁盐大很多，因而很少采用。加入少量阴离子、阳离子或阴阳离子聚合电解质，如聚丙烯酰胺 (PAM)，作为助凝剂，有利于分散的游离金属磷酸盐絮体混凝和沉淀。

4.5关于应考虑污泥量的规定

化学除磷时会产生较多的污泥。采用铝盐或铁盐作混凝剂时，前置投加，污泥量增加40%~75%；后置投加，污泥量增加20%~35%；同步投加，污泥量增加15%~50%。采用石灰作混凝剂时，前置投加，污泥量增加150%~500%；后置投加，污泥量增加130%~145%。

第五章常用的化学除磷药剂

为了生成非溶解性的磷酸盐化合物，用于化学除磷的化学药剂主要是金属盐药剂和氢氧化钙。许多高价金属离子药剂投加到污水中后都会与污水中的溶解性磷离子结合生成难溶解性的化合物，但出于经济原因考虑，用于磷沉析的金属盐药剂主要是 Fe^{3+} 盐、 Fe^{2+} 盐和 Al^{3+} 盐，这些药剂是以溶液和悬浮液状态使用的。

除金属盐药剂外，氢氧化钙也用作沉析药剂，反应生成不溶于水的磷酸钙。

污水化学除磷中常用的药剂类型详见下表。

类型	名称	分子式	状态
铝盐	硫酸铝	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	固体
		$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$	液体
		$n\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot x\text{H}_2\text{O} + m\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot y\text{H}_2\text{O}$	固体
	氯化铝	AlCl_3	液体
		$\text{AlCl}_3 + \text{FeCl}_3$	液体
	聚合氯化铝	$[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$	液体
二价铁盐	硫酸亚铁	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	固体
		FeSO_4	液体
三价铁盐	氯化硫酸铁	FeClSO_4	液体（约40%）
	氯化铁	FeCl_3	液体（约40%）
熟石灰	氢氧化钙	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	约40%的乳液

第六章化学沉析工艺

6.1前沉析

前沉析工艺的特点是沉析药剂投加在沉砂池中，或者初次沉淀池的进水渠(管)中，或者文丘里渠(利用涡流)中。其一般需要设置产生涡流的装置或者供给

能量以满足混合的需要。相应产生的沉析产物(大块状的絮凝体)则在一次沉淀池中通过沉淀而被分离。如果生物段采用的是生物滤池,则不允许使 Fe^{2+} 药剂,以防止对填料产生危害(产生黄锈)。

前沉析工艺(如下图所示)特别适合于现有污水处理厂的改建(增加化学除磷措施),因为通过这一工艺步骤不仅可以去除磷,而且可以减少生物处理设施的负荷。常用的沉析药剂主要是生灰和金属盐药剂。经前沉析后剩余磷酸盐的含量为1.5-2.5mg/l,完全能满足后续生物处理对磷的需要。



6.2同步沉析

同步沉析是使用最广泛的化学除磷工艺,在国外约占所有化学除磷工艺的50%。其工艺是将沉析药剂投加在曝气池出水或二次沉淀池进水中,个别情况也有将药剂投加在曝气池进水或回流污泥渠(管)中。目前很多污水厂都采用,如广州大坦沙污水处理厂三期就是采用的同步沉析,加药对活性污泥的影响比较小。

6.3后沉析

后沉析是将沉析、絮凝以及被絮凝物质的分离在一个与生物设施相分离的设施中进行,因而也就有二段法工艺的说法。一般将沉析药剂投加到二次沉淀池后的一个混合池(M池)中,并在其后设置絮凝池(F池)和沉淀池(或气浮池)。

对于要求不严的受纳水体,在后沉析工艺中可采用石灰乳液药剂,但必须对

出水PH值加以控制，比如采用沼气中的C02 进行中和。

采用气浮池可以比沉淀池更好地去除悬浮物和总磷，但因为需恒定供应空气而运转费用较高。

6. 4各化学沉析工艺的比较

各种化学磷工艺的优缺点一览表

工艺类型	优点	缺点
前沉析工艺	• 能降低生物处理设施的负荷，平均其负荷的波动变化，因而可以降低能耗 • 现有污水厂易于改造实施；	• 总污泥产量增加； • 对反硝化反应造成困难(底物分解过多)； • 对改善污泥指数不利
同步沉析工艺	• 通过污泥回流可以充分利用沉析药剂； • 如果是将药剂投加到曝气池中，可采用价格较便宜的二价铁盐药剂 • 金属盐药剂会使活性污泥重量增加，从而可以避免活性污泥膨胀； • 同步沉析设施的工程量较小。	• 采用同步沉析工艺会增加污泥产量； • 采用酸性金属盐药剂会使PH下降到最佳范围以下，这对硝化反应不利； • 磷酸盐污泥和生物剩余污泥是混合在一起的，因而回收磷酸盐是不可能的，此外在厌氧状态下污泥中磷会再溶解； • 由于回流泵会絮凝体破坏，但通过投加高分子絮凝助凝剂减轻这种危害。
后沉析工艺	• 磷酸盐的沉析是和生物净化过程相分离的，互相不产生影响； • 药剂的投加可按磷负荷的变化进行控制； • 产生的磷酸盐污泥可以单独排放，并可以加以利用，如用做肥料。	• 后沉析工艺所需要的投资大、运行费用高，但当新建污水处理厂时，采用后沉析工艺可以减小生物处理二次沉淀池的尺寸。

6.5 化学沉析药剂量的计算

由第三章式2和式3去除一分子的磷酸盐，需要一分子的铁盐或者铝盐。为了计算方便，实际计算采用克分子(mol)或者克原子量。如：

$$1\text{mol H}=1\text{gmolFe}=56\text{g} \quad 1\text{molAl}=27\text{g} \quad 1\text{mol P}=31\text{g}$$

在化学沉析除磷时，去除1mol (31g)P至少需要1mol (56g)Fe, 或者至少需要1.8 (56/31) 倍的Fe, 或者0.9 (27/31) 倍的Al。也就是说去除1gP至少需要1.8g 的 Fe, 或者0.9g的 Al。

由于在实际中，反应中并不是100%有效进行的，加之OH⁻会与金属离子竞争反应，生成相应的氢氧化，如式4和式5, 所以实际化学沉析药剂投加一般需要超量投加，以保证达到所需要的出水P 浓度。德国在计算时，提出了投加系数 β 的概念，即：

$$\beta=(\text{molFe},\text{molAl})/\text{molP} \quad \text{式 8}$$

投加系数 β 是受多种因素影响的，如投加地点、混合条件等，实际投加时建议通过投加试验确定，图5是投加系数和磷减少量的关系。在最佳条件下(适宜的投加、良好的混合和絮凝体的形成条件) $\beta=1$; 在非最佳条件下， $\beta=2$ 到3或更高。过量投加药剂不仅会使药剂费增加，而且因氢氧化物的大量形成也会使污泥量大大增加，这种污泥体积大、难脱水。

德国在实际计算中，为了有效地去除磷(出水保持<1mgP/l), β 值为1.5, 也就是说去除1kg 磷，需要投加：

$$1.5 \times (56/31) = 2.7 \quad \text{kg} \quad \text{Fe}$$

或者，

$$1.5 \times (27/31) = 1.3 \quad \text{kg} \quad \text{Al}$$

若用石灰作为化学沉析药剂，则不能采用这种计算方法，因为其要求投加的pH值大于8.5, 而且投加量受污水碱度(缓冲能力)的影响，所以其投加量必须针对各自的污水通过试验确定。

从严格意义上讲，投加系数 β 值的概念只适用于后沉析，对于前沉析和同步沉析在计算时还应考虑：

1. 回流污泥中含有未反应的药剂；
2. 在初次沉淀池中和生物过程去除的磷。

6. 6计算举例

例1: 处理厂设计水量为10000m³/d, 进水中的P浓度为14mg/l, 出水P浓度要求达到1mg/l。设计采用沉析药剂三氯化铝AlCl₃, 其有效成分为6%(60g/kgAlCl₃), 密度为1.3kg/l。为同步沉析，试计算所需要的药剂剂量。

解：经过初次沉淀地沉淀处理后去除的磷为2mg/l, 则生物处理设施进水的P浓度为11mg/l, 经过生物同化作用去除的P为1mg/l。则需经沉析去除的：

$$P\text{负荷}=10000\text{m}^3/\text{d}\cdot(0.011-0.001)\text{kg}/\text{m}^3=100\text{kg}/\text{d}$$

设计采用投加系数 β 值为1.5,

设计Al的投加量为： $1.5\times(27/31)\times100=130\text{kg Al}/\text{d}$ 折算需要药剂量为：

$130\times1000(\text{g}/\text{d})/60(\text{g}/\text{kg})=2167\text{kg}/\text{d}$ AlCl₃折算需要体积量为：

$$2167(\text{kg}/\text{d})/1.3(\text{kg}/\text{l})=1667\text{l}/\text{dAlCl}_3$$

例2: 设计采用药剂硫酸亚铁FeSO₄, 有效成分为180gFe/kgFeSO₄, 在10℃时的饱和溶解度为400gFeSO₄/l, 其它设计参数同例1。

解：设计采用投加系数 β 值为1.5,

设计Fe的投加量为： $1.5\times5631\times100=270\text{kg Fe}/\text{d}$

折算需要药剂量为： $270\times1000(\text{g}/\text{d})/180(\text{g}/\text{kg})=1500\text{kg}/\text{dFeSO}_4$ 饱和溶液中的有效成分为： $180(\text{g}/\text{kg})\cdot0.4(\text{kg}/\text{l})=72\text{gFe}/\text{l}$ FeSO₄折算需要体积量为：

$$1500\cdot1000(\text{g}/\text{d})/72(\text{g}/\text{l})=20833\text{l}/\text{dFeSO}_4$$

6.7 沉析对污水处理的影响

(1) 沉析对污水处理厂出水金属含量的影响在污水处理厂出水中金属和药剂的含量主要取决于对悬浮物的分离，当然药剂的投加、 β 值、pH 值、污水碱度及投加技术也都对其有影响。在污水处理厂出水中的铁和铝一般是难溶解的磷酸盐和氢氧化物，并以悬浮状态存在。在正常药剂投加量(如 $\beta=1.5$, 同步沉析)、pH 为中性及有足够好的二次沉淀池或沉淀池的情况下，铝和铁的含量一般不会超过 1.0mg/l ，而且尽管污水处理厂进水中的铁常常超过 1.0mg/l ；对于絮凝滤池出水中铁或铝的含量一般小于 0.5mg/l 。

(2) 沉析对出水中盐含量的影响
采用金属药剂进行磷沉析必然会导致污水处理厂出水中的盐(Cl 或 SO_4^{2-} 含量) 增加。其增加量可通过计算确定：

如：例1中投加 AlCl_3 ，由于 1kgAl 对应 $3.9 (3 \times 35.5/27=3.94)\text{kg}$ 的 Cl ， Cl 的增加量：

$$130 \times 3.94 = 513\text{kgCl/d}$$

折算浓度为： $513\text{kg/d} \times 1000/10000\text{m}^3/\text{d} = 51.3\text{mg/l}$

例2中投加 FeSO_4 ，由于 1kgFe 对应 $1.7 ((32+4 \times 16)/56=1.71)\text{kg}$ 的 SO_4^{2-} ， SO_4^{2-} 的增加量：

$$270 \times 1.7 = 461.7\text{kgSO}_4^{2-}/\text{d}$$

折算浓度为： $461.7\text{kg/d} \times 1000/10000\text{m}^3/\text{d} = 46.2\text{mg/l}$

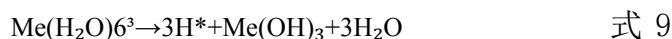
含有少量工业废水的城市污水处理厂正常出水中 $\text{Cl}^- < 100\text{mg/l}$ 、 $\text{SO}_4^{2-} < 200\text{mg/l}$ ，也就是说采用金属药剂后出水中的盐含量 Cl 升高50%、 SO_4^{2-} 升高25%。当受纳水体有严格要求时，应对盐含量进行验算。

因在磷酸盐沉析的同时，重碳酸盐也被去除，所以出水中的总含盐量(电导率)几乎保持不变。

(3) 沉析对碱度的影响

水的碱度是指使一升水达到某一PH值的HCl用量，碱度也是指对酸的缓冲

能力。污水处理厂进水的碱度对应的是其所在流域饮用水的碱度和由铵产生的碱度。在磷酸盐沉析时，只要铁或铝离子进入水溶液中就形成六水复和体；一般形式为 $\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+} + 6(\text{Me}^{2+} : \text{金属})$ ，这种复合体象酸一样可进一步水解：



该反应与溶液的pH值有关，同时会降低水的碱度。由于氢氧化物以难溶的复合体形式沉析出来，不会提高污水的碱度，所以对于金属氢氧化物的沉析必须估算酸当量，对于金属磷酸盐的沉析也是一样。同步沉析中分离磷酸盐只能略微提高污水的碱度。

按照德国污水技术联合会的工作报告A131，经过硝化、反硝化和化学除磷，污水的碱度变化可按公式10计算：

$$\text{SK}_0 - \text{SK}_e = \Delta \text{SK}$$

$$= 0.07 \cdot (\text{NH}_4\text{-N}_0 - \text{NH}_4\text{-N}_e + \text{NO}_3\text{-N}_e - \text{NO}_3\text{-N}_0) + 0.06\text{Fe}^{3+} + 0.04\text{Fe}^{2+} + 0.11\text{Al}^{3+} - (\text{P}_0 - \text{P}_e) \quad \text{式10}$$

式中：SK₀——污水厂进水中的碱度；

mmol/l；SK_e——污水厂出水中的碱度；

mmol/l；

NH₄-N₀——污水厂进水中铵氮浓度，mg/l；

NH₄-N——污水厂出水中铵氮浓度，
mg/l；

NO₃-N——污水厂出水中的硝酸盐氮浓度，

mg/l；NO₃-N₀——污水厂进水中的硝酸盐氮浓度

，mg/l；P₀——污水厂进水中的磷浓度，mg/l；

P——污水厂出水中的磷浓度，mg/l；

Fe³⁺——投加的三价铁盐量，mg/l；

Fe²⁺——投加的二价铁盐量，mg/l；

Al³⁺——投加的铝盐量，mg/l。出水中的碱度应大于1.5mmol/l。

(4) 沉析对剩余污泥产量的影响

正如前面所述的一样，污水中溶解性磷去除结果就是产生污泥，不同的

工艺，污泥的排除位置也不相同。对于同步沉析则是以剩余污泥的形式排出设施。剩余污泥产量是污泥处理设计、运行的重要参数，带有同步沉析化学除磷时，单位污泥产量是由去除BOD₅产生的剩余污泥和同步沉析除磷的沉析物所组成。

对于由同步沉析，化学除磷产生污泥由沉析药剂的类型、所投加金属离子与需沉析磷的克分子比来确定。在 $\beta=1.5$ 时，投加1kgFe 产生2.5kg的干物质，或投加1kgAl产生4kg的干物质。

(5) 沉析对硝化反应的影响

在采用硫酸铁药剂进行同步沉析时，对硝化反应是有阻碍影响的，在这种情况下故而推荐将污泥泥龄提高10%。采用氯化铁盐药剂对硝化反应是没有影响的。

在前沉析的同时非溶解状的碳化合物会被沉析出来，由此不能为氮氧化过程的稳定所要求的反硝化反应提供足够的碳化合物，所以前沉析对氮的去除也会产生负作用。经常出现的问题是，通过一次沉淀已去除掉许多碳化合物，这常不足于前置反硝化反应所需，再经前沉析更加剧了这种矛盾。

第七章化学除磷的新进展

7.1 新型絮凝剂的开发应用

新型絮凝剂的发展趋势是由低分子到高分子从单一型到复合型。复合型絮凝剂发展有以下几方面)：

(1) 阴离子复合。目前国内报道较多的是氯根和硫酸根复合的铁盐或铝盐絮凝剂，如聚合硫酸铁 (PFS) 中引入氯根，聚合氯化铝 (PAC) 中引入SO₄²⁻等。此外，近年来开发了添加高分子活性硅酸而制得的复合型絮凝剂，与其复合的多价金属盐可以是铁、铝、镁、铜、锌、铅、钴、钙及锡的硫酸盐或硝酸盐，聚合硅酸用量为20~ 30 mg/L。

(2) 阳离子复合。有代表性的是铁铝复合，如 PAC 中引入Fe³⁺等。此外还有含镁的铝系絮凝剂，这种絮凝剂有良好的除浊、除磷和COD 等的性能。

(3)多种离子复合。这种絮凝剂主要含有铁离子及少量亚铁离子、硫酸根、

氯根，还可以含有铝、镁钙、硅等成分，外观为深棕色液体，密度为 (1400 ± 50) kg/m³，总铁质量浓度为 (160 ± 5) g/L。

(4)无机-矿物复合。以蒙脱土为主要成分的粘土矿物与一定比例的钠镁离子复合，原理是混合的镁离子和钠离子能与粘土矿物中交换性阳离子进行离子交换反应，使粘土本身性能有明显改善。

(5)无机-有机复合。以PAC 中加入聚丙烯酰胺为代表，兼备了无机、有机两方面的优点，应用范围明显扩大。

7.2 化学除磷的理论研究进展

对化学除磷的理论研究主要有两个方面，即对除磷作用机理的研究和对除磷药剂投加量进行理论计算的研究。

化学除磷的基本原理是通过投加化学药剂形成不溶性磷酸盐沉淀，然后通过固液分离将磷从污水中除去。磷的化学沉淀分为4个步骤：沉淀反应，凝聚作用，絮凝作用，固液分离。磷酸盐沉淀中化学剂的水解产物可与磷酸盐发生化学吸附并进行络合反应形成络合物共同沉淀，在一定条件下，磷酸盐沉淀可能是化学络合起主要作用，而不是以电性中和为主。为了深入研究化学除磷机理，并为化学除磷投药量的理论计算提供基础，有学者提出了金属磷酸盐沉淀的化学模型。根据该模型，溶解性磷酸盐与金属盐发生化学沉淀反应包括形成金属磷酸盐沉淀，沉淀物对溶解磷的吸收作用，随着金属盐投加量的增加，出现 $M_e(OH)_3(s)$ 的沉淀， $m(M_e \text{投加})/m(P \text{去除})$ 比值急剧上升。

虽然现在化学除磷药剂投加量主要由实验及中试确定，但在实验及化学模型基础上，除磷药剂投加量的计算也有了新的进展。在综合考虑进出水含磷，不同药剂反应过程的基础上，有人引入了投药量影响系数 α 值， α 值即表示投药量的物质的量浓度与污水中磷的总物质的量浓度之比值。在引入 α 值之后，只需知道污水中磷的总浓度和要求达到的除磷效率就可以计算出化学投药量的值。

7.3 化学强化生物除磷

7.3.1 化学强化生物除磷工艺原理及特点

化学除磷是通过化学沉析过程完成的，通过向污水或污泥中投加金属盐，它们与污水或污泥中溶解性磷酸盐等混合，形成非溶解性物质，从而与污水分离。使污水中磷减少，达到化学除磷目的。生物除磷是利用微生物增殖过程需要吸收

磷，并将磷转化为有机体，成为活性污泥的组成部分，随活性污泥一起沉降下来，与污水分离，实现生物除磷目的。通常活性污泥中微生物需磷量小，需要通过厌氧环境选择性培养聚磷菌等高需磷微生物，提高生物除磷效果。

单纯采用生物除磷工艺，出水的含磷量往往达不到国家排放标准的一级或二级出水要求。通常人们在实施生物除磷工艺系统中，同时须加化学除磷技术。主要有前沉析工艺，即在生物除磷系统前如初沉池进水渠中加药。同步沉析工艺，将除磷药剂投回到生物除磷系统中二沉池或曝气池中，后沉析是在生物除磷系统后另设置化学除磷系统。其目的都是通过加药除磷提高除磷效果。降低出水中磷含量，使之达到国家排放标准。

化学强化生物除磷方法是在通常的二级生物污水处理系统中，设置污泥释磷池和化学除磷池，并设置化学加药系统。污泥释磷池具有厌氧环境，一方面使聚磷菌选择性增殖，使从污泥释磷池中回流到曝气生物池的回流污泥成为具有超量吸收磷的聚磷菌为主的菌群，使生物污水处理系统具有较高的除磷率，另一方面，促进了高含磷的污泥释放磷，防止了磷在生物污水处理系统中的释放；并兼具污泥浓缩作用，产生的上清液含有较高浓度的释放磷，将其转移到化学除磷池，通过加药除去其中磷。化学强化生物除磷系统，用释磷池中经厌氧选择和释磷处理的污泥取代生物污水处理系统中污泥回流，大大提高污水生物处理系统除磷效率，系统出水能够达到国家城市污水处理排放一级标准。上述工艺兼具侧流除磷 Phostrip 工艺优点，又在 Phostrip 工艺基础上最大限度提高生物除磷系统中除磷菌含量和除磷效率，减少了污泥处置过程中产生的磷释放回到污水处理系统问题。与主流生物除磷系统结合化学除磷技术如前沉析工艺，同步沉析工艺，和后沉析等相比，投加的药量大大减少。

在除磷效率要求较高的处理系统中，提出的在污泥处置系统中加药防止磷回到污水处理系统中，由于污泥量小，释磷浓度高，化学除磷效率高，能大大减小化学除磷系统投加的药量，减小污泥产生量，从而从两方面减少了系统运转费用。

本系统与 Phostrip 工艺优势在于：(1) Phostrip 只处理部分回流污泥的释磷问题，也不处理剩余污泥的释磷问题，而化学强化生物除磷工艺处理生化系统产生的全部污泥的释磷问题；(2) Phostrip 回流污泥部分经过选择性厌氧处理，化学强化生物除磷工艺全部回流污泥均经选择性厌氧处理，使聚磷菌在活性污泥

中含量比Phostrip 工艺高，除磷效率大大提高。

7.3.2化学强化生物除磷工程设计

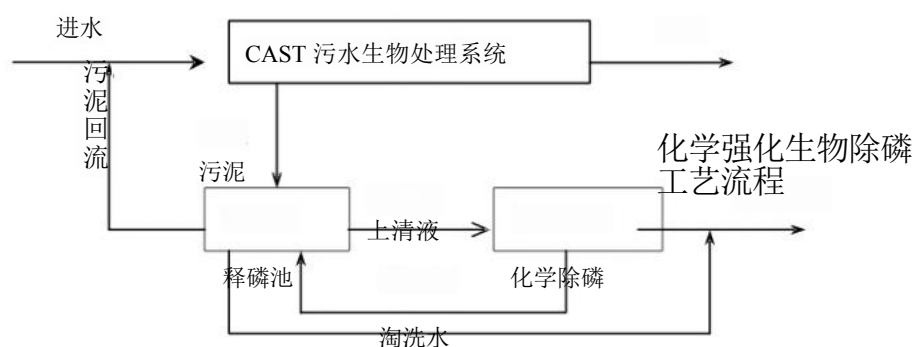
下面以江苏镇江新区污水处理厂的设计为例简要叙述化学强化生物除磷工艺技术设计要点。

镇江新区是以发展化工工业为主的开发区，根据《镇江新区污水处理厂可行性研究报告》，确定了镇江新区污水厂的进水水质主要指标为：COD.<350mg/l, BOD₅<185mg/l,P<3mg/l,NH₃-N<40mg/l, 设计水量为10000m³/d, 出水按国标一级排放标准。

镇江新区污水厂的预处理部分有粗格栅，提升泵房，细格栅，沉砂池，计量槽等组成，与常规二级污水处理厂相同，这里不一一阐述。

化学强化生物除磷工艺系统的污水生物处理部分是通常的标准活性污泥法及其改良方法。如氧化沟和SBR等，其设计要点亦相似，可按硝化系统或硝化反硝化系统设计。工艺本身不影响活性污泥系统的泥龄或污泥负荷选择。

镇江新区污水厂采用以 CAST 工艺为污水生物处理核心的化学强化生物除磷技术。污水生物处理按硝化反硝化设计，共设三组反应池，最高水位时反应池 MLSS浓度为4.0g/L, 有机物污泥负荷设计为0.07kgBOD₅/kgMLSS·d,气水比为9.65, 泥龄为30d, 去除每公斤 BOD产泥0.63Kg。曝气采用供气式射流曝气，每池设8台7.5kW浮筒式曝气机，另设三台15kW鼓风机。水采用浮动式笔水器，水能力和深度分别为1200 m³/h, 和1.7米。



出水

污泥处理

在化学强化生物除磷工艺系统设计中，应根据生化除磷系统的污泥排放量，所需固体停留时间，及进流和出流的污泥浓度确定释磷池。固体停留时间可设计为5~20h, 释放的磷量按0.005~0.02kg磷/kgVss计算。释磷池的设计标准主要是表面积。根据固体负荷和设定的固体通量确定。深度按最低容积需求和表面积求算。并需考虑调节污泥贮存量。

镇江新区污水厂释磷池进泥浓度为7300mg/l, 进泥量按143.4m³/h设计，间歇进泥，每天总进泥时间为8小时，出泥浓度为27g/l。固体通量按30kg/m²h进行设计。出泥中部分污泥直接送带式压滤机脱水到80%含水率，然后送填埋厂填埋。部分作为回流污泥回流。两部分流量可灵活方便地调整。

化学除磷池设计依据是释磷池的上清液流量及设定的溢流率允许值。设计方法类似沉淀池，释磷池的上清液来自污泥浓缩释放的水和淘洗水。镇江新区污水厂采用典型的溢流率设计值2.0m³/m²h 进行设计。部分出水作为淘洗水回流至释磷池，其他排放到下水道，被厂内污水泵站提升到厂内污水处理系统进行处理。除磷池底泥高含无机磷，与污泥一起送带式压滤机脱水，脱水后可作为肥料出售或填埋。

化学除磷池投加的金属盐可以是钙盐、铁盐和铝盐。常用的有石灰(Ca(OH)₂)、硫酸铝(Al₂(SO₄)₃)、铝酸钠 (NaAlO₂)、三氯化铁 (FeCl₃)、硫酸铁 (Fe₂(SO₄)₃)、硫酸亚铁 (FeSO₄)、氯化亚铁 (FeCl₂)、含铁的钢铁厂酸洗废液也可作为沉淀磷 取盐的铁盐来源。投加量根据上清液特性和投加盐的化学性质来确定。在设计中， 释磷量设为0.015kg 磷/kgVss, 投加含30%FeCl₃溶液，按Fe:P 摩尔比1:2设 计投加量，计算污泥除磷加药量。

初沉出水，二沉出水及化学除磷池，上清液均可作淘洗水。释磷池运行效率的高低与淘洗水的水质有很大关系。一般说来，要求淘洗水中不能有硝酸盐存在。并尽可能不含溶解氧，硝酸盐和溶解氧的存在会导致释磷池出现有机物的降解，从而影响基质的发酵，除磷菌对这些有机物的同化和磷的释放。BOD₅ 的存在有助于释磷池的除磷和除磷菌增殖，因些淘洗水的 BOD₅浓度宜高不宜低。流量为释磷池进流量50~80%, 本项设计采用化学除磷池上清液，流量为释磷池进流量60%。

通过实际工程应用表明：化学强化生物除磷工艺，用释磷池中经厌氧选择和释磷处理的污泥取代生物污水处理系统中污泥回流，大大提高污水生物处理系统

以上内容仅为本文档的试下载部分，为可阅读页数的一半内容。
。如要下载或阅读全文，请访问：

<https://d.book118.com/447006051023006145>