

污泥性质、胶羽结构与处置

李笃中¹ 何品晶²

(台湾大学化学工程学系教授,国际水质协会(IWA)污泥处置专家组执委、污泥处置工作组主席¹ 106 台北; 同济大学环境科学与工程学院² 上海 200062)

〔摘要〕 污泥处置近来已成为极重要的环境问题。本文综述了污泥处置研究发展现况,论述了各种类型的污泥与其组成颗粒的特性、结构和污泥处置中的各种重要程序,并进一步讨论了污泥的后处理,如杀菌、水解、热处理与资源化等,以及近年来对污泥胶羽结构研究的进展。

〔关键词〕 污泥 胶羽结构 污泥处理

〔中图分类号〕 X5 X7 Q89

〔文献标识码〕 A

〔文章编号〕 1000-7857(2004)09-0026-05

SLUDGE MANAGEMENT AND FLOC STRUCTURE

Duu-Jong LEE¹ HE Pin-jing²

(1.Department of Chemical Engineering, Taiwan University, 106 Taipei, Taiwan, China;

2. School of Environmental Science & Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Sludge Management has become an essential environmental issue in modern society. This paper overviewed the current status of sludge management research and development. We briefly reviewed the typical characteristics of sludge and its constituent flocs. Afterward, several important processes in sludge treatment, including conditioning, dewatering, disinfection, hydrolysis, thermal treatment, and resource utilization were addressed. The updated progress in floc structure study was highlighted.

Key Words: sludge, flocs structure, sludge treatment

CLC Number: X5 X7 Q89

Document Code: A

Article ID: 1000-7857(2004)09-0026-05

1 前言

污泥(sludge)泛指由水处理与废水处理过程所产生的固液混合物,其固含量一般在0.25%~12%(w/w)之间。近年来由于社会大众对环境水质要求提高,同时环保法规中排放标准也迭有修正,促使都市下水道的接管率持续提高,工厂也普遍设置符合标准的废水处理设备,因此各种污泥的产生量也日益增加。然而污泥组成成份十分复杂,变异性大,水份比例极高而不易脱水,增加了许多处理上的难度。在废水厂中常可见到完整的水处理流程,惟独在污泥部份多半只有一个箭头,写着“污泥弃置”(sludge to disposal)。根据实际经验,要处理好污泥,耗费的运转成本占总成本的40%~80%以上^[1-2]。此外,原本废水中所含的有机物、重金属、致病微生物等有害物质在分离后可能即被浓缩于污泥中;若污泥未能获得良好处置,必然会对环境造成更严重的一次污染。

在过去30年中,世界各国对污泥处置一般是采取下列几种方法:(1)地面堆积;(2)深坑填埋;(3)堆肥化;(4)焚化。在这些方法中,地面堆积已为现行环保法规所不许;而深坑填埋面临土地取得不易及民众抗争等压力;堆肥化的缺点在于产品销售市场不稳定,及工艺过程本身可信度不高;而焚化则有厂址难觅、操作成本高及潜在空气污染等问题。在上世纪90年代之前普遍采用的海抛法(ocean dumping),美国已于1993年立法禁止,其它各国亦陆续禁止未经处理的污泥直接进入环境中。来考查一下处理成本:目前美国都会区处置每吨干燥后的无害污泥要花费1 000~1 600元人民

币,日本东京约为3 000元人民币,而北欧地区则已达4 800元人民币左右;目前中国大陆正依“十五”规划大量兴建城市废水厂,根据世界均值每人年25公斤干固体量估算,目前国际上认为中国大陆水污泥总产量约为每年 3×10^7 吨(干重),处置费用约为60亿美元。中国大陆沿海地区1亿人口每年的处置费用即高达5亿美元。因此,了解污泥的一般特性,开发技术妥善处理污泥,以达到污泥的减量化、安定化、无害化、资源化的目标,已成重要的研究课题。

截至目前为止,我们尚未有十分完善的管理模式去处理这些逐年增加的废弃污泥。由于世界各国在近10年间才意识到污泥问题的严重性,相关的工程信息仍非常缺乏。

2 污泥探源

典型废水处理流程包括:粗筛、油水分离、絮凝、浮除等初级处理;以回流曝气池为代表的二级处理程序;后续的污泥处理,如脱水等。依处理方式的不同,可将污泥分成3类。

2.1 初级污泥 经由初步絮凝,再以重力沉降或溶气浮除等初级废水处理程序分离所得的污泥,如来自净水厂胶凝沉淀池的铝盐污泥(alum sludge)、都市废水处理厂初沉池的下水污泥(sewage sludge)、溶解气体浮除槽的浮渣污泥(dissolved-air-floated sludge)等,成份多半为悬浮固体、油脂、溶解性有机物、表面活性剂、色度物质、微生物、无机盐类、絮凝剂等。但其悬浮固体与多数溶解性有机物并未经微生物消化分解,污泥胶羽颗粒的形成主要是因外加化学药剂的絮凝聚集等化学处理而产生,因此可称为“化学污泥”

(chemical sludge) 或“初级污泥”(primary sludge)。一般来说初级污泥的粒径较小(小于 100mm)且致密,所含细菌增长时所分泌的胶质性生物聚合物 (biopolymer), 或称细胞间质 (ECPs, exocellular polymers) 的量也较少。图 1 和表 1 为典型的初级污泥图片与其性质。

表 1 初级污泥性质

指标	数值范围
来源	取自造纸厂 Y 初沉池,未加混凝剂。
干固体浓度	6 800~7 200 mg/L
pH 值	6.3~6.7
粒径	20~30μm
界达电位	-18~-15mV
SCOD	50~80mg/L
ECPs	<1mg/L
SVI	40~60

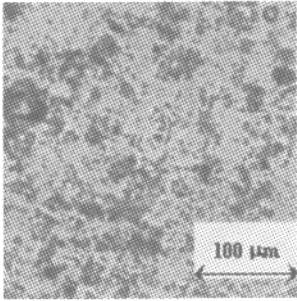


图 1 典型初级污泥图

2.2 二级污泥 经由生物处理方法所产生的污泥可称为“生物污泥”(biological sludge) 或“二级污泥”(secondary sludge)。初级处理程序仅能除去不溶性的悬浮颗粒,但无法除去其中以碳为主要元素成份的溶解性有机物,因此还须将初级程序处理后的污水导入曝气槽中,使得槽内悬浮状态的嗜氧性微生物群与污水中的溶解性有机物接触,摄取水中生物可以分解的成份进行生长繁殖;在过程中增生的胶羽形成菌(floc forming bacteria)会与自身分泌的 ECPs、水相中的剩余悬浮固体、丝状菌 (filamentous bacteria)、真菌 (fungi)、原生动物 (protozoa) 以及二价钙、镁离子,共同聚集连结成大小约数百微米的污泥胶羽。除了悬浮式的活性污泥法之外, 还可将微生物附着在固体基材上形成生物膜 (biofilm), 以分解废水内的有机物,常用的程序包括滴滤池 (trickling filter) 与旋转生物盘法 (rotating biological contactor), 都会产生少量的生物污泥 (但组成的微生物大不相同)。其结构疏松、含水率极高、运行良好的活性污泥池产生的胶羽平均粒径约在 100~500mm 之间,通常不易脱水。图 2 和表 2 为典型的二级生物污泥图片与其性质。

表 2 二级污泥性质

指标	数值范围
来源	取自造纸厂 Y 之活性污泥池回流口。
干固体浓度	12 000 ~ 14 000 mg/L
pH 值	6.7~7.0
粒径	150~200μm
界达电位	-30~-25mV
SCOD	100~120mg/L
ECPs	60~65 mg/g DS
SVI	60~70

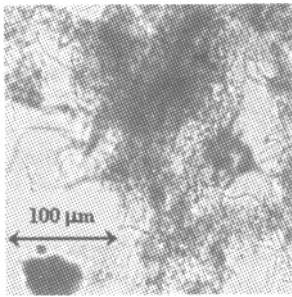


图 2 典型二级生物污泥

2.3 厌氧消化污泥 初级化学污泥与二级生物污泥在产生后,通常会混合在一起送进消化槽 (digester) 中,进一步减积与安定化,得到厌氧消化污泥。原本存在于污泥中的嗜氧性或厌氧性微生物会利用自身细胞基质(biomass)进行自营消化作用(Endogenous respiration) 以取得能源,再分解污泥中先前未分解的有机物。厌氧消化因设置成本较低,因此目前被普遍采用。在厌氧消化中,污泥中的大颗粒会在酵素作用下先行水解成较小的颗粒,微生物中的酸生成菌 (acidogenic bacteria) 会将其分解成有机酸, 甲烷生成菌 (methanogenic bacteria) 再利用这些有机酸产生二氧化碳与

甲烷,此一过程中可以大幅分解有机物,减少污泥中原有的 BOD 与臭味,致病菌或寄生虫的数量亦可以减少。由于厌氧菌生长较慢, 因此污泥的产量较少, 而消化后的污泥 (digested sludge) 颜色较深、稳定度高,并且呈现深色的腐植土状(humus)。在消化过程中污泥胶羽的高比表面积结构受到破坏, 原本吸附于其上的水份便被剥离成为自由水(free moisture); 因此消化后的污泥沉降性与脱水性都会获得改善。图 3 和表 3 为典型厌氧消化污泥图片与其性质。

表 3 厌氧消化污泥性质

指标	数值范围
来源	取自食品加工厂 T 产生的活性污泥池回流口,再于实验室中添加厌氧菌种,在 35℃进行厌氧消化 1 个月而得。
干固体浓度	6 500~7 000 mg/L
pH 值	6.4~6.7
粒径	50~60μm
界达电位	-22~-19mV
SCOD	400~450mg/L
ECPs	2~3mg/g DS
SVI	40~50

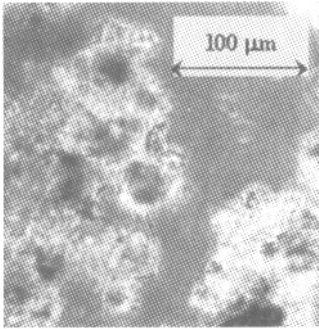


图 3 典型厌氧消化污泥

由上述各图表中可看出由不同工厂与处理程序所产生的污泥,在形态和性质上有很大的差异。且污泥的基本单元 (entity) 为胶羽(flocs), 胶羽的组成粒子为水中悬浮固体经不同方式胶结凝聚而成,结构松散,比表面积与孔隙度极高,具有碎形特性(fractal characteristics)^[3],外观上有类似绒毛的分支与网状结构。胶羽可视为废水处理系统中的微型生物反应器(micro-bioreactors), 基质(substrate)必须由水体到达胶羽表面,进入胶羽内部由微生物降解,产物再释放至水体中,因此其内部结构是控制反应速率的重要因素。

3 污泥处置

污泥处置的目标在于达到减量化、安定化、无害化,图 4 为一般常用污泥处置的网络图。

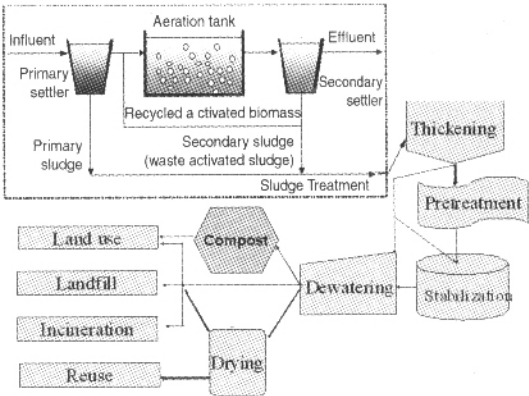


图 4 污泥处置的模型网络

然而, 污泥高含水量以及疏松颗粒结构等性质使处置过程常需耗费大量的成本。为有效达成上述目标,在脱液、干燥、焚化等最终处置之前,通常须对污泥进行一系列的前处理以改变其特性,来减少操作上的困难,同时增加污泥的资源价值。前处理可依处理机制分成 3 类。

(1)物理法。如冷冻融化处理^[4-11]、加热处理^[12]、超声波处理^[13]等,泛指透过外加能量或应力以改变污泥性质的方法。

(2)化学法。如改变酸碱值、改变离子强度^[14]、添加无机金属盐类凝聚剂^[15]、或添加有机高分子絮凝剂^[16-17]等,即以加入化学药剂的方式去改变污泥的特性。

(3)生物法。如嗜氧消化(aerobic digestion)或厌氧消化(anaerobic digestion)^[18-19],在这些程序中嗜氧或厌氧菌群利用废弃污泥中的碳、氮、磷等成份为生长基质,从而达到污泥减量与破坏胶羽高孔隙结构的目的。

胶羽颗粒因富含水份,拥有巨大表面积与高度亲水性,而带有大量结合水(bound water)。结合水的定义为“在以通常的物理方法不能除去,或改变胶体系统中水分子的存在形态后,仍无法被除去并残留下来的那部份水”;其与固体颗粒间存在弱键,活性较低,需藉强机械力或化学反应才能除去。相对于结合水,自由水环绕于固体四周,可自由流动并能以重力方式脱除。因此结合水的含量即可视为机械脱水的上限;结合水量越多,这种污泥就越难脱水。近年来许多研究者依照不同定义与不同测试方法,试图对存在于固液系统中的水份进行分类^[20],本实验室亦曾对污泥结合水的测量技术作出多方探讨,包括干燥法、膨胀计法(Dilatometric method)、微分扫描量热计法(Differential Scanning Calorimetry, DSC)、离心沉降法(Centrifugal settling method)、压榨法(Expression method)、蒸气压下降法(Depression of vapor pressure)、核磁共振法(NMR, Nuclear Magnetic Resonance)。由不同的结合水定义而有不同的测量方法,得到的数据也不同^[21-24];而污泥中不同位置的水份自污泥中除去所需的能量也有所不同。为克服上述困难,本实验室利用 TGA/DTA 测试建构污泥中连续水分分布曲线(Continuous moisture distribution),藉此描述水份与固体间的键结合强度^[25-27]。

污泥的含水量与脱水性为决定整个处置效果的重要因素,如何进行有效的固液分离是处置是否成功的关键因素。污泥固液分离操作可分成 4 个基本步骤:前处理(Pretreatment),浓缩稠化(Thickening),分离(Separation),后处理(Post treatment)。前处理即以添加化学药剂或以物理方法来改善其沉降性与脱水性;随后以浓缩沉降(重力或离心)或浮除法除去大部份的自由水份^[28-30],再将浓缩后的悬浮液予以过滤,所产生的湿滤饼通过压榨等操作除去剩余的水份^[31-38]。近年因环保法规的要求,机械脱水后产生的泥饼仍需进行干燥,以达稳定化;或是再经由热处理或生物处理回收污泥中的碳源。

在固液分离之后产生大量废弃污泥泥饼,为不让这些高度浓缩之后的污染物再污染环境,仍需进行最终处置;然而废水处理耗费成本太大,而往往不能实现。因此提高处理上的附加利益,达到资源化利用(Resource utilization)的目标,已成为普遍认同的观念。目前对于污泥多元化利用及可行性已有相当多的探讨,主要考量的是国情、天然资源、产品品质、市场规模、商业化潜力,在欧美大陆以采用污泥厌氧消化、堆肥及土地利用为主;而日本则以减量安定化为考虑因素,采用熔炉、焚化处理方式。总括来说,污泥资源化若依能源转化(Energy conversion)方式区分,可以分成生物转化与化学转化两种型式^[39-49]。

4 胶羽结构

在进行污泥处置时,组成胶羽的基本特性,例如颗粒大小与表面性质、内部结构以及水份分布等,是关键因素^[50-53]。除以生物鉴定技术与化学分析方法探讨污泥胶羽结构(图 5),近年来有许多研究者透过各种量测方法,以获知污泥胶羽内部的高度不规则形状与不均匀质量分布^[54]。有许多方法可以测定碎形维度,包括小角度 X 光散射(SAXS)、小角度中子散射(SANS)以及静态光散射(SLS)。另一方面,许多研究也试图以特殊的显微技术,直接观察胶羽内部的结构;亦即需寻找一非破坏性的方法,在不改变胶羽内相对位置的前提下“剖析”胶羽,方能进行观察。由于在实验技术上仍存在许多困难,因此相关研究起步不久。

Chu and Lee^[55]用光学摄影、小角度光散射、扫描式电子显微镜、穿透式电子显微镜、原子力显微镜(AFM, atomic force microscopy)等 10 种方法探测胶羽内部结构并比较了方法优劣。基于该研究结果,本实验室利用共轭焦扫描式激光显微摄影对都市废水胶羽进行观察,如图 6 所示。可发现污泥胶羽内部的各项细节,是无法用一般光学显微镜观察得到的。依此可将胶羽结构与其在流场中的行为关连起来^[56-57],但因胶羽内的生质部份对比甚低,一般的影像处理程序无法清晰辨识固体与空洞部份,为此又发展出一套合并数个方法的辨识法^[58-59],由此可建构出胶羽内部的细部结构^[60-61],并已建立胶羽结构与内部传递程序^[62-63]及其与一些处置程序的关连性^[64-66]。依此方法建构出的胶羽结构模型可用于监控其内部的复杂传递现象并成为优化整体污泥处置模型的基础,并且应可推广至其它如生物膜(biofilm)及生物絮粒(bio-granule)的系统中。

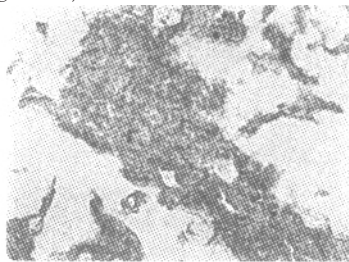


图 5 污泥胶羽的细部切片

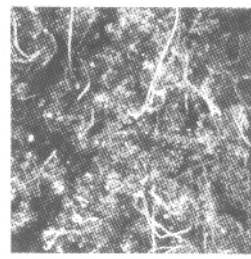


图 6 以共轭焦扫描式激光显微摄影得到的废水污泥胶羽图片

5 结论

本文综述了污泥组成颗粒的特性、结构研究和污泥处置发展的现状;还进一步讨论了近年来利用共轭焦扫描式激光显微摄影技术建构胶羽内部细部结构的进展,期望依此方法建构出的胶羽模型,可以用于监控其内部复杂的传递现象,成为优化整体污泥处置工艺过程的基础。

(致谢:本系列研究承台湾基金委(www.nsc.gov.tw)10 年来不间断的经费支助,谨此致谢。10 年间参与本研究的研究生同学有 20 余位,谢谢他们的辛勤工作。本文的完成承上海市白玉兰基金支助,特此致谢。)

参考文献(References)

- [1]Lee D J, Mueller J. Preliminary treatment [M], in From Sludge to Biosolids, Ed. Spinoda L, Vesilind P A. International Water Association (IWA) Press, UK 2001
- [2]何品晶, 顾国维, 李笃中. 城市污泥处理与利用[M]. 北京: 科学出版社, 2003

- [3]Lee D J. Floc structure and bound water content in excess activated sludges[J]. J Chin I Chem Engrs, 1994, 25: 201~207
- [4]Lee D J, Hsu Y H. Fast freeze/thaw process on excess activated sludges: floc structure and sludge dewaterability [J]. Environ Sci Technol, 1994, 28: 1 444~1 449
- [5]Hung W T, Chang I L, Lin W W, Lee D J. Unidirectional freezing of waste activated sludge: effects of freezing speed[J]. Environ Sci Technol, 1996, 30: 2 391~2 396
- [6]Hung W T, Feng W H, Tsai I H, Lee D J, Hing S G. Unidirectional freezing of waste activated sludge: radial freezing versus vertical freezing[J]. Wat Res, 1997, 31: 2 219~2 228
- [7]Chu C P, Feng W H, Tsai Y H, Lee D J. Uni-directional freezing of waste activated sludge: the presence of sodium chloride[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31: 1 512~1 517
- [8]Jean D S, Lee D J. Effects of electrolyte and curing on freeze/thaw treatment of ferric hydroxide sludge [J]. Colloids Surf A, 1999, 162: 285~288
- [9]Jean D S, Lee D J, Wu, J C S. Separating oil from oily sludge by freezing and thawing[J]. Wat Res, 1999, 33: 1 756~1 759
- [10]Jean D S, Chu C P, Lee D J. Effects of electrolyte and curing time on freeze/thaw treatment of sludge[J]. Wat Res, 2000, 34: 1 577~1 583
- [11]Chen L C, Chian C Y, Yen P S, Chu C P, Lee D J. High-Speed freezing of sludge[J]. Wat Res, 2001, 35: 3 502~3 507
- [12]Chu C P, Lin W W, Lee D J, Chang B V, Liao G S, Peng X F. Thermal treatment of activated sludge using liquid boiling [J]. J Environ Eng ASCE, 2002, 128: 1 100~1 103
- [13]Chu C P, Chang B V, Liao G S, Jean D S, Lee D J. Observations on changes in ultrasonically treated waste activated sludge[J]. Wat Res, 2001, 35: 1 038~1 046
- [14]Chu C P, Lee D J, Huang C. The role of ionic surfactants in consolidation dewatering characteristics of slum sludge [J]. J Colloid Interf Sci, 1998, 206: 181~188
- [15]Chang I L, Chu C P, Lee D J, Huang C. Effects of alum dose on filtration followed by expression characteristics of clay slurries[J]. Environ Sci Technol, 1997, 31: 1 313~1 319
- [16]Wu C C, Huang C, Lee D J. Effects of polymer dose on alum sludge dewaterability characteristics and physical properties [J]. Colloids Surf A, 1997, 122: 89~96
- [17]Chang I L, Chu C P, Lee D J, Huang C. Effects of polymer dose on filtraion followed by expression characteristics of clay slurries [J]. J Colloid Interf Sci, 1997, 185: 335~342
- [18]Chu C P, Lee D J, Chang B. V., Liao G S, Tay J H. Weak ultrasonic pretreatment on anaerobic digestion of flocculated waste activated sludge[J]. Wat Res, 2002, 36: 2 681~2 688
- [19]Chu C P, Lee D J, Chang B V, You C H, Liao G S, Tay J H. Anaerobic digestion of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge[J]. Chemosphere, 2003, 53: 756~764
- [20]Lee D J, Hsu Y H. Measurement of bound water in sludges: a comparative study[J]. Wat Environ Res, 1995, 67: 310~317
- [21]Lee D J. Measurement of bound water in waste activated sludges: the use of centrifugal settling method[J]. J Chem Technol Biotechnol, 1994, 61: 139~144
- [22]Lee D J, Lee S F. Measurement of bound water in waste activated sludges: the use of differential scanning calorimetry (DSC)[J]. J Chem Technol Biotechnol, 1995, 62: 359~364
- [23]Wu C C, Huang C, Lee D J. Bound water content and water binding strength on sludge flocs[J]. Wat Res, 1998, 32: 900~904
- [24]Yen P S, Lee D J. Errors in bound water measurement using centrifugal settling methods[J]. Wat Res, 2001, 35: 4 004~4 009
- [25]Lee D J. Interpretation of bound water data measured via dilatometric technique[J]. Wat Res, 1996, 31:2 230~2 232
- [26]Chen G W, Chang I L, Hung W T, Lee D J. Continuous moisture classification in waste activated sludge [J]. J Environ Eng ASCE, 1997, 123: 253~258
- [27]Chu C P, Lee D J. Moisture distributions in sludges: effects of cationic polymer conditioning [J]. J Environ Eng ASCE, 1999, 125: 340~345
- [28]Chu C P, Lee D J. Experimental analysis of centrifugal dewatering process of polyelectrolyte flocculated waste activated sludge [J]. Wat Res, 2001, 35: 2 377~2 384
- [29]Chu C P, Ju S P, Lee D J, Mohanty K K. Batch gravitational sedimentation of slurries[J]. J Colloid Interf Sci, 2002, 245: 178~186
- [30]Chu C P, Lee D J, Tay J H. Gravitational sedimentation of flocculated waste activated sludge[J]. Wat Res, 2003, 37: 155~163
- [31]Lee D J, Wang C H. Theories of cake filtration and consolidation and implications to sludge dewatering [J]. Wat Res, 2000, 34: 1~20
- [32]Lee D J, Ju S P, Kwon J H, Tiller F M. Filtration of highly compactible filter cake: variable internal flow rate[J]. AIChE J, 2000, 46: 110~118
- [33]Yen P S, Chen L C, Chien C Y, Wu R M, Lee D J. Network strength and dewaterability of flocculated activated sludge[J]. Wat Res, 2002, 36: 539~550
- [34]Lee S J, Chu C P, tan R B H, Wang C H, Lee D J. Consolidation dewatering and centrifugal dewatering of flocculated activated sludge[J]. Chem Eng Sci, 2003, 58: 1 687~1 701
- [35]Zhao J, Wang C H, Lee D J, Tien C. Plastic deformation in cake consolidation[J]. J Colloid Interf Sci, 2003, 261: 133~145
- [36]Zhao J, Wang C H, Lee D J, Tien C. Cake consolidation in a compression-permeability cell: effect of side-wall friction [J]. J Colloid Interf Sci, 2003, 262: 60~72
- [37]Chu C P, Lee D J. Three stages of consolidation dewatering of sludges[J]. J Environ Eng ASCE, 1999, 125: 959~965
- [38]Wu R M, Lee D J, Wang C H, Chen J P, Tan R B H. Novel cake characteristics of waste activated sludge [J]. Wat Res, 2001, 35: 1 358~1 362
- [39]Tay J H, Show K Y, Hong S Y, Chien C Y, Lee D J. Thermal stabilization of iron-rich sludge for high strength aggregates [J]. J Materials Civil Eng ASCE, 2003, 15: 577~585
- [40]Shie J L, Lin J P, Chang C Y, Lee D J, Wu C H. Pyrolysis of oil sludge with additives of catalytic solid wastes [J]. J Aanal Appl Pyrolysis, 2004, 71: 695~707
- [41]Shie J L, Chang C Y, Lin J P, Wu C H, Lee D J, Chang C F. Major products obtained from the pyrolysis of oil sludge [J]. Energy Fuels, 2000, 14: 1 176~1 183
- [42]Chu C P, Lee D J, Chang C Y. Thermogravimetric analysis of activated sludge flocculated with polyelectrolyte[J]. J Environ Eng ASCE, 2000, 126: 1 082~1 087
- [43]Chu C P, Lee D J, Chang C Y. Thermal pyrolysis characteristics of polymer flocculated waste activated sludge [J]. Wat Res, 2001, 35: 49~56
- [44]Shie J L, Chang C Y, Lin J P, Lee D J, Wu C H. Use of inex-

pensive additives in pyrolysis of oil sludge [J]. Energy Fuels, 2002, 16: 102~108

[45]Shie J L, Chen Y H, Chang C Y, Lin J P, Lee D J, Wu C H. Thermal pyrolysis of polyvinyl alcohol and its major projects[J]. Energy Fuels, 2002, 16: 109~118

[46]Shie J L, Chang C Y, Lin J P, Wu C H, Lee D J, Chang C F. Kinetics for oxidative thermal treatment of oil sludge [J]. Energy Fuel, accepted

[47]Wang C C, Chang C W, Chu C P, Lee D J, Chang B V, Liao C S. Producing hydrogen from wastewater sludge by clostridium bifermentans[J]. J Biotechnol, 2003, 102: 83~92

[48]Wang C C, Chang C W, Chu C P, Lee D J, Chang B V, Liao C S, Tay J H. Using filtrate to produce bio-hydrogen by anaerobic fermentation[J]. Wat Res, 2003, 37: 2 789~2 793

[49]Chen G W, Chang I L, Hung W T, Lee D J. Regimes for zone settling of waste activated sludge [J]. Wat Res, 1996, 30: 1 844~1 850

[50]Chu C P, Lee D J, Chang B V, Liao C S. Using bioluminescence technique for monitoring microbial activity in sludge [J]. Biotechnol Bioeng, 2001, 75: 469~474

[51]Wu R M, Lee D J, He P J. Estimation of floc permeability and porosity[J]. J Chin I Chem Engrs, 2003, 34: 275~280

[52]Wu R M, Feng W H, Tsai I H, Lee D J. An estimate of waste activated sludge floc permeability: a novel hydrodynamic approach[J]. Wat Environ Res, 1998, 70: 1 258~1 264

[53]Tsou G W, Wu R M, Yen P S, Lee D J, Peng X F. Advective flow and floc permeability [J]. J Colloid Interf Sci, 2002, 250: 400~408

[54]Wu R M, Lee D J, Waite T D, Guan J. Multi-level structure of

sludge flocs[J]. J Colloid Interf Sci, 2002, 252: 383~392

[55]Chu C P, Lee D J. Structural analysis of sludge flocs [J]. Adv Powder Technol, in press

[56]Chung H Y, Ju S P, Lee D J. Hydrodynamic drag force exerted on waste activated sludge floc [J]. J Colloid Interf Sci, 2003, 263: 498~505

[57]Chung H Y, Lee D J. Porosity and floc structure of flocculated waste activated sludge floc [J]. J Colloid Interf Sci, 2003, 267: 136~143

[58]Chu C P, Lee D J, Tay J H. Bilevel thresholding of floc images [J]. J Colloid Interf Sci, 2004, 273: 483~489

[59]Chu C P, Lee D J. Bilevel thresholding of sliced image of sludge floc. Environ Sci Technol, 2004, 38: 1 161~1 169

[60]Chu C P, Lee D J. Multiscale structures of biological flocs[J]. Chem Eng Sci, 2004, 59: 1 875~1 883

[61]Chu C P, Lee D J, Peng X F. Structure of conditioned sludge flocs[J] Wat Res, 2004, 38: 2 125~2 134

[62]Chu C P, Lee D J. Advective flow in pore of sludge floc [J]. J Colloid Interf Sci, in press

[63]Chu C P, Lee D J, Tay J H. Floc model and intrafloc flow[J]. Chem Eng Sci, in press

[64]Chu C P, Chang M R, Lee D J. Cake structure of compressed biological sludge[J]. Sep Sci Technol, 2003, 38: 967~976

[65]Chu C P, Lee D J, Liu Z, Jin W H. Morphology of sludge cake at electroosmosis dewatering [J]. Sep Sci Technol, 2004, 39: 1 331~1 346

[66]Chu C P, Lee D J. Effects of pre-hydrolysis on floc structure[J]. J Environ Manag, 2004, 71: 285~292

(责任编辑 邱夜明)

(上接第 37 页)

领域,培养和造就具有世界影响力、国际一流的顶尖知名科学家队伍;为我国农业科技率先跃居世界先进水平,实现由农业科学技术大国向世界强国历史性转变的伟大目标,奠定坚实的基础。

3.3 主要内容

3.3.1 国家农业科技创新中心——以知识创新为主 总揽世界农业科技发展潮流,以现代农业支柱学科群建设为核心整体设计、整合资源、优化布局、强化创新、提高国际竞争能力。以国家级农业科研机构和部分有条件高校为基础,在北京建设国家农业科技创新中心,负责战略性、全局性、基础性、前沿性、方向性的重大科技课题,主要开展基础性工作、应用基础研究、高新技术和应用关键技术研究开发工作。

3.3.2 区域农业科技创新分中心——以技术创新为主 依据全国农业自然资源与农业综合区划,围绕区域农业结构调整、特色优势农产品开发、农业生态环境保护与可持续发展等区域农业发展的重大问题,在稳定原有的国家、省、地(市)三级农业科研机构的基础上,以区内具有明显科研优势的省级农业科研单位为主体,整合区域内国家、部门、地方农业科技力量,在东北、华北、华东、华中、华南、西南、西北等设立 9 个区域性国家农业科技创新分中心,负责区域性的重大农业科技工作,开展应用技术攻关和试验研究。

3.3.3 国家农业综合试验站——直接服务于当地农业生产 根据优势农产品区域布局,选择具有代表性、科研优势与研究基础的部分省、地区级农业科研机构,经过调整、

优化和加强,建设 50 个左右国家农业科研试验站、300 个省部级试验站,作为区域内优势农产品生产的小区对比试验、技术开发、中试放大、引进示范与应用培训的基地,重点开展区域内优势农产品生产所需科技成果的比对研究、适应性试验、配套化试验、示范试验、推广与培训工作。

3.4 政策建议

3.4.1 统筹设计、分步实施 建议国务院领导牵头、有关部委组织,成立专门工作班子负责制定有关方案,统一设计、分步实施,3 年内基本完成新型农业创新体系第一阶段的构架建设任务。

3.4.2 增量激活存量 国家农业科技创新体系瞄准国家战略目标,以提供公共产品和公益服务为己任,形成 1 万人左右的精干创新队伍。按照每人每年 10 万元人头费和 50 万元研究经费测算,需中央财政新增投入 60 亿元/年,以较小的投入增量激活巨大的科技存量、推动改革进一步深入发展。

3.4.3 建立科学管理模式和运行机制 按照公共资源配置和使用的合理性、公正性、规范性、有效性要求,以及“开放、流动、联合、竞争”的国际通行原则,建立科学、和谐、高效的管理运行机制,按照合同聘用、动态发展的目标,探索新的人才资源管理与激励机制,实现农业科技资源的共享、服务和可持续发展。

3.4.4 建立长期稳定的制度保障 国家尽快出台相关的制度、法律和配套改革措施,优化农业科技发展的环境和条件,建立长期稳定的国家财政预算支持制度与运行机制。

(责任编辑 王宏章)