

UASB 反应器处理含蛋白质废水 颗粒污泥形成的研究

刘双江 胡纪莘 顾夏声

(清华大学环境工程系)

摘要 以含蛋白质废水为基质, UASB 反应器内培养颗粒污泥的试验结果表明, 控制反应器出水 pH 在 7.2—7.5 之间, 出水丙酸浓度不超过 300mg/L 条件下, 污泥负荷大于 0.67kg COD/kgVSS · d 时反应器内形成了颗粒污泥。MPN 法计数发酵性细菌、丙酸分解菌、丁酸分解菌、乙酸裂解产甲烷菌和甲酸/ H₂ + CO₂ 产甲烷菌的数量, 只有当各类群细菌数量达到一定水平并且有合适的比例时才能形成颗粒污泥, 颗粒污泥成熟后其组成相对稳定。颗粒污泥同接种污泥相比, 其最大比产甲烷活性提高较大, 是细菌数量增加的缘故。

关键词 UASB 反应器; 蛋白质废水厌氧处理; 颗粒污泥; 产甲烷细菌。

升流式厌氧污泥床反应器 (简称 UASB 反应器) 的运行效率与颗粒污泥的形成有密切关系。近 10 年来国内外研究表明, 含低级脂肪酸或碳水化合物的有机废水都能培养出颗粒污泥, 在两步厌氧消化工艺中的产甲烷相 UASB 反应器内也能形成颗粒污泥^[1-4]。但是采用 UASB 工艺处理含蛋白质废水时, 由于反应器内难于形成颗粒污泥, 反应器不能高效、稳定运行。

Schulze 等人研究指出, pH 和 NH₄⁺-N 浓度是影响含蛋白质废水形成颗粒污泥的两个因素^[5]。迄今为止, 有关含蛋白质废水培养颗粒污泥的条件还不十分清楚。为了研究这一问题, 本研究选用含蛋白质量较高的豆制品废水为主要基质, 研究了含蛋白质废水培养颗粒污泥的条件, 并研究了颗粒污泥形成过程中不同类群细菌数量和活性的变化规律, 分析讨论了含蛋白质废水培养颗粒污泥的特点。

一、材料与 方法

(一) 试验设备

本试验所用 UASB 反应器为有机玻璃

管加工而成, 反应器总容积为 3.2L, 高 84.5 cm, 内径 7cm, 沿反应器高度设有 8 个取样口, 试验装置与工艺流程见图 1。

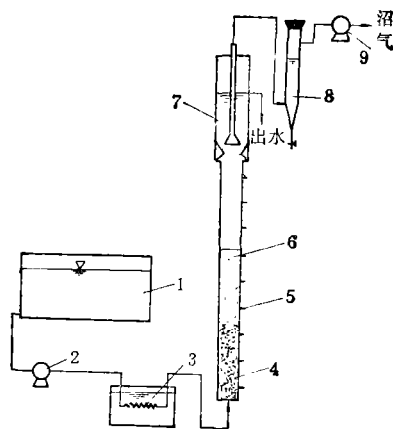


图1 试验装置及工艺流程图

1. 配水箱 2. 进水泵 3. 热交换器 4. 污泥床区
5. 取样口 6. 悬浮层区 7. 沉降区 8. 出水口
9. 湿式气体流量计

(二) 试验水质

试验水样由豆制品废水补加 10% 工业葡萄糖组成。豆制品废水取自北京豆制品六厂产生的黄浆水稀释而成, 该废水参照工厂

表 1 豆制品黄浆水和试验水样水质

项 目	pH	COD 浓度 (mg/L)	NH_4^+-N (mg/L)	凯氏氮 (mg/L)	蛋白质 (mg/L)	C/N	碱度 (mg/L)
豆制品黄浆水	7.0*	15000—20000	78—89	1700—1850	10156—11006	200/19—22	
试验水样	6.0—7.5	3800—5500**	17—22	387—457	2418—2861	200/16—20	1000—1500

* 新鲜黄浆水测定值, ** 包括外加葡萄糖的 COD 值。

总出水 COD 浓度和碱度配制,其主要指标见表 1。从表 1 中可以看到,豆制品废水中 NH_4^+-N 浓度和凯氏氮浓度相差较大,氮元素主要以有机氮形态存在。根据工厂的生产工艺和所用原料分析,废水中有机物以蛋白质和淀粉为主。表 1 中所列废水的蛋白质含量是依据蛋白质含氮量(16%)计算而来。为了保证反应器的稳定运行,进水中补加 Na_2CO_3 以保证其碱度在 1000—1500 mg/L (以 CaCO_3 计)。

(三) 分析项目

1. 化学分析项目

- (1) COD 重铬酸钾标准法测定;
- (2) pH pHS-2 型酸度计和精密试纸;
- (3) NH_4^+-N 饱和硼酸吸收法测定;
- (4) 凯氏氮 参照文献[6];

(5) 有机酸的测定 均采用 SP-2305 气相色谱仪,氢离子火焰检测器,定量测定采用外标法计算。

2. 不同类群细菌的数量和活性测定

(1) 细菌数量测定 采用 MPN 法进行,三个重复。发酵性细菌、丙酸分解菌、丁酸分解菌、乙酸裂解产甲烷菌和利用甲酸

/ $\text{H}_2 + \text{CO}_2$ 的产甲烷菌计数用培养基的配制、分装、灭菌和接种见文献[7]。

(2) 不同类群细菌活性的测定 试验装置见文献[8],分别以乙酸、丙酸和丁酸为底物,测定污泥的最大比产甲烷速率,用以评价污泥中降解乙酸、丙酸和丁酸的细菌的活性。试验还以豆制品废水为底物测定了颗粒污泥形成过程中污泥活性的变化。

二、结果与讨论

(一) 反应器的运行及颗粒污泥的形成

1. 反应器的运行过程

反应器以北京苇沟养猪场厌氧消化污泥为接种污泥,接种量为 10g VSS/L 反应器,接种后第二天开始连续进料,通过控制进水浓度和逐渐缩短水力停留时间,慢慢提高反应器负荷,经过 65 天运行后,反应器负荷达 $13 \text{ kg COD}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$, COD 去除率为 75%。自第 65 天后,反应器进水中不再补加 10% 工业葡萄糖,而完全以豆制品废水为基质,维持反应器的运行负荷在 $12—13 \text{ kgCOD}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 之间,其 COD 去除率仍能保持高于 75% 的水平。反应器运行过程见图 2 和图 3。

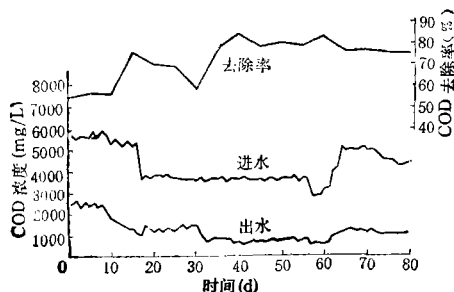


图 2 反应器运动过程中进、出水 COD 及去除率的变化

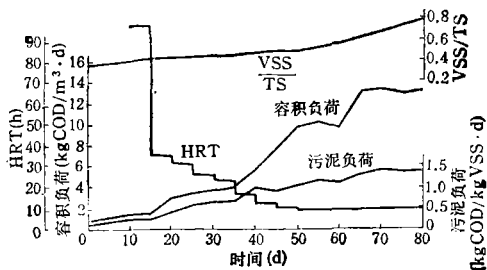


图 3 反应器运行过程中负荷、HRT 和 VSS/TS 比值的变化

2. 反应器内颗粒污泥的形成

当反应器运行到第 35 天时取污泥观察,发现了直径 1.0mm 左右的颗粒污泥,此时反应器容积负荷为 $3.9\text{kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$,污泥负荷为 $0.67\text{kg COD/kg VSS} \cdot \text{d}$,在保证 COD 去除不低于 75% 和出水 pH 不低于 7.2 条件下,继续提高反应器负荷,以加快颗粒污泥成

熟。在第 65 天时从反应器内取泥观察,发现反应器内污泥已以颗粒状为主。

根据反应器的运行情况,把颗粒污泥形成过程划分为污泥驯化期、提高负荷期、颗粒污泥成熟期和稳定运行期,各时期运行参数与污泥特征见表 2。

从表 2 中可以看到,以含蛋白质为主要

表 2 颗粒污泥形成过程中运行参数与污泥特征

项 目	污泥驯化期 (第 1—16d)	提高负荷期 (第 17—35d)	颗粒污泥成熟期 (第 36—65d)	稳定运行期* (第 66—80d)
进水 COD(mg/L)	5400—5600	3600—3900	3500—3800	4300—5000
出水 COD(mg/L)	1100—2600	800—1500	600—900	1100—1300
COD 去除率(%)	55—76	58—78	75—85	75—76
容积负荷 ($\text{kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$)	0.6—1.1	1.1—3.9	3.9—13.5	11.6—13.5
污泥负荷 ($\text{kg COD/kg VSS} \cdot \text{d}$)	0.15—0.2	0.2—0.67	0.67—1.25	1.25—1.35
HRT(h)	>90	35—23	23—5	6—9
产气率 ($\text{m}^3 \text{ 沼气/m}^3 \cdot \text{d}$)	0.6—1.0	1.0—1.5	1.5—8.9	4.0—6.9
沼气中甲烷含量(%)	38—65	60—69	65—71	64—72
乙酸浓度 (mg/L)	18—122	161—250	89—172	180—210
丙酸浓度 (mg/L)	146—750	207—310	250—307	241—257
丁酸浓度 (mg/L)	0—180	/	/	/
污泥特征	絮状,球菌 杆菌居多	絮状,后期出 现较多小颗粒状 污泥,丝状菌增多	污泥中以丝状菌 为主,主要为颗粒 状污泥,亦有小絮体	颗粒污泥, 污泥变为深 黑色

* 此运行期间未加 10% 工业葡萄糖。

有机质废水培养颗粒污泥时当污泥负荷达到 $0.67\text{kg COD/kg VSS} \cdot \text{d}$ 才开始出现颗粒污泥,这比以碳水化合物为基质培养颗粒污泥的污泥负荷 $0.30\text{kg COD/kg VSS} \cdot \text{d}$ 要高^[4]。根据试验研究,pH 和 NH_4^+-N 浓度不是影响颗粒污泥形成的主要因素,只要反应器运行良好,出水 pH 一般在 7.2—7.5 之间。除了进水中具有一定的碱度外,蛋白质氨化作用产生的 NH_3 可能也是使出水 pH 升高的一个原因。试验过程中测得最高 NH_4^+-N 浓度为 360mg/L ,此浓度通常不会引起抑制作用^[9]。由于工厂废水量较小,控制处理后废水中 NH_4^+-N 浓度的经济、有效的措施尚有待进一步研究。

含蛋白质废水厌氧处理时有两个特点,其一,进水中 NH_4^+-N 浓度低,氮主要以有机氮形式存在(见表 1),由于许多厌氧菌如

产甲烷菌只能利用 NH_4^+-N ,不能以有机氮做为生长的氮源,因此蛋白质的氨化作用是该废水厌氧消化的一个重要环节,这可能也是启动 UASB 反应器时污泥驯化期较长的缘故;其二,废水产酸发酵阶段的主要产物以丙酸为主(表 2),研究表明,在低级脂肪酸中丙酸的临界抑制浓度最低,丙酸的积累往往造成反应器运行效率的下降^[10],因此在培养颗粒污泥的过程中本试验控制丙酸浓度一般不超过 300mg/L 。

(二) 颗粒污泥形成过程中不同类群细菌数量和活性的变化

1. 不同类群细菌数量的变化

MPN 计数法研究颗粒污泥形成过程中发酵性细菌、丙酸分解菌、丁酸分解菌、乙酸裂解产甲烷菌和甲酸/ $\text{H}_2 + \text{CO}_2$ 产甲烷菌数量的结果见表 3。从表 3 中可以看到,从反

反应器接种到出现颗粒污泥,五种类群的细菌数量都有较大幅度的增加,其中以甲酸/ $H_2 + CO_2$ 产甲烷菌增长最多,从 7.5×10^4 个/ $ml_{污泥}$ 增加到 6.5×10^7 个/ $ml_{污泥}$,其余四个类群细菌数量也大致增加了 2—3 个数量级;从颗粒污泥形成期开始到稳定运行期结束,稳定运行 1 个半月,污泥中除乙酸裂解产甲烷菌从 3.0×10^6 个/ $ml_{污泥}$ 增加到 4.5×10^8 个

/ $ml_{污泥}$ 外,其余类群细菌数量变化都不大.这些结果表明,只有当污泥中各类群细菌达到一定数量并具有合适的比例后,才有可能形成颗粒污泥^[2].在颗粒污泥成熟和稳定运行期间,除乙酸裂解产甲烷菌外其它细菌数量的变化不大,这种不同类群细菌增长的不同变化规律可能表明它们在颗粒污泥形成过程中的功能有所不同.

表 3 颗粒污泥形成过程中不同类群细菌数量的变化

细 菌 类 群	细菌数量(个/ $ml_{污泥}$)		
	接种物(第 1 天)	第 45 天	第 80 天
发酵性细菌	1.1×10^3	7.5×10^8	3.0×10^9
丙酸分解菌	4.5×10^3	4.5×10^6	2.5×10^8
丁酸分解菌	1.1×10^4	2.0×10^6	9.5×10^7
乙酸裂解产甲烷菌	4.5×10^4	3.0×10^8	4.5×10^8
甲酸/ $H_2 + CO_2$ 产甲烷菌	7.5×10^3	6.5×10^7	7.5×10^7

2. 污泥负荷与细菌数量的关系

以进水 COD 为基础的污泥负荷代表了提供给细菌生长的营养水平和能量高低,因此污泥负荷高低在一定程度上影响着细菌的数量水平,而细菌的生长繁殖又直接关系着颗粒污泥的形成.以碳水化合物为基质培养颗粒污泥发现,只有当污泥负荷高于 $0.3 kg \cdot COD / kg \cdot VSS \cdot d$ 才能形成颗粒污泥.图 4 表示本试验系统污泥负荷与细菌数量的关系.

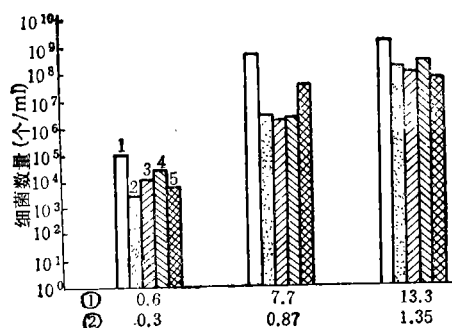


图 4 反应器负荷与细菌数量的关系

1. 发酵性细菌 2. 丙酸分解菌 3. 丁酸分解菌 4. 乙酸裂解产甲烷菌 5. 甲酸/ $H_2 + CO_2$ 产甲烷菌

① 容积负荷 ($kg \cdot COD / m^3 \cdot d$)

② 污泥负荷 ($kg \cdot COD / kg \cdot VSS \cdot d$)

从图 4 可以看出,在较低负荷反应器形成颗粒污泥之前,污泥负荷高低对细菌数量变化影响较大,污泥负荷从 0.1 提高到 $0.87 kg \cdot COD / kg \cdot VSS \cdot d$ 时,发酵性细菌、丙酸分解菌、丁酸分解菌、乙酸裂解产甲烷菌和甲酸/ $H_2 + CO_2$ 产甲烷菌的数量分别提高了 2—4 个数量级;而在较高负荷条件下颗粒污泥形成之后,污泥负荷对细菌数量水平影响较小,这可能与颗粒污泥形成之后其结构和组成都相对稳定、对环境条件变化有一定适应能力有关.

3. 颗粒污泥形成过程中污泥活性的变化

为了研究颗粒污泥形成过程中污泥活性变化特征及其与细菌数量变化的相关性,试验过程中分别以乙酸、丙酸和丁酸及豆制品废水为基质,测定了污泥最大比产甲烷速率的变化,结果见图 5.

从图 5 中可以看出,随反应器的运行和颗粒污泥的形成,污泥的活性不断提高,到第 65 天颗粒污泥成熟后同接种污泥的活性相比,污泥分解乙酸、丙酸和丁酸产甲烷的能力提高了 3—4 倍,降解豆制品废水产甲烷的能

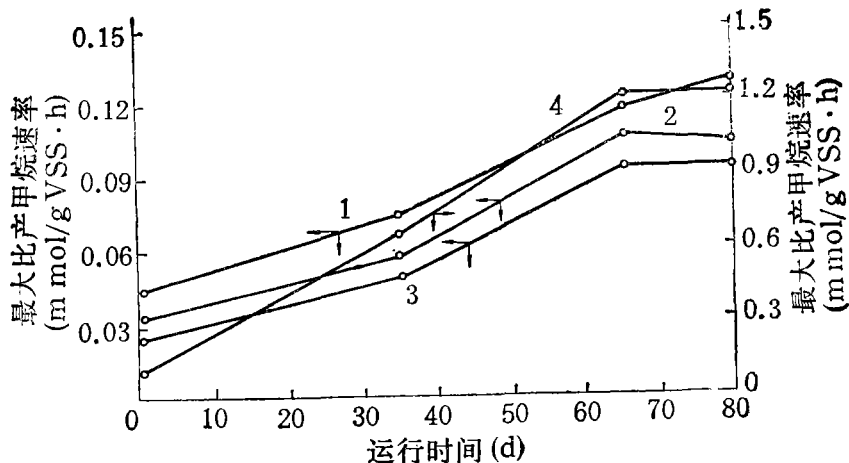


图 5 颗粒污泥形成过程中污泥最大比产甲烷速率的变化

1. 乙酸 2. 丙酸 3. 丁酸 4. 豆制品废水

力提高更多,约提高了 10 倍多。但当颗粒污泥形成之后其最大比产甲烷速率的变化不大(图 5 中第 65—80 天)。

结合表 3, 颗粒污泥形成过程中不同类群细菌数量的变化规律可以发现, 污泥活性的变化规律与不同类群细菌数量变化规律相仿, 这说明污泥分解不同基质产甲烷活性的提高有赖于细菌数量的提高^[10-11]。

三、结 论

1. 以含蛋白质废水为基质, 在适宜条件下, UASB 反应器内可以培养出颗粒污泥。本试验以豆制品废水为主要基质, 添加少量的工业葡萄糖, 在进水 COD 浓度 3800—5500mg/L, 出水 pH 控制在 7.2—7.5 间, 丙酸浓度不超过 300mg/L 条件下经两个月, 培养出了颗粒污泥, 颗粒污泥出现时污泥负荷为 0.67 kg COD/kg VSS · d, 颗粒污泥一旦形成, 不投加葡萄糖, 就能处理完全的豆制品废水, 反应器运行效果良好, 容积负荷可达 12—13 kg COD/m³ · d, COD 去除率在 75% 以上。

2. 在形成颗粒污泥之前, 污泥中发酵性细菌、丙酸分解菌、丁酸分解菌、乙酸裂解产

甲烷菌和甲酸/H₂ + CO₂ 产甲烷菌的数量都随污泥负荷提高而增加, 尤以发酵性细菌和甲酸/H₂ + CO₂ 产甲烷菌增加较迅速, 污泥中不同类群细菌达到一定数量是形成颗粒污泥的基础。颗粒污泥形成之后, 其细菌组成相对稳定, 受环境条件变化的影响较小。

3. 同接种污泥相比, 颗粒污泥分解乙酸、丙酸和丁酸的产甲烷活性提高了 3—4 倍, 分解豆制品废水产甲烷的活性提高了约 10 倍。颗粒污泥活性的提高主要是由细菌数量的增加引起的。

参 考 文 献

- [1] Dolfing, J., *Wat. Sci. Tech.*, **18**(2), 15(1986).
- [2] Hulshoff, L. et al., *Wat. Sci. Tech.*, **18** (2), 4(1986).
- [3] Thiele, J. H. et al., *Biotech. Bioengin.*, **35**, 990(1990).
- [4] 吴唯民等, 厌氧颗粒污泥形成及其特性的研究, 第四届国际厌氧消化讨论会论文集, 第 182—193 页, 广州 1985.
- [5] Schulze, D. et al., *Biotech. Letters*, **10**(5), 319(1988).
- [6] 张龙翔等, 生化实验方法和技术, 第 55—59 页, 人民教育出版社, 第 1 版, 1981 年.
- [7] 钱泽澍, 闵航, 沼气发酵微生物学, 第 256—262 页, 浙江科技出版社, 第 1 版, 1986 年.
- [8] 刘双江, 胡纪萃等, 中国沼气, **8**(2), 9(1990).
- [9] Crocker, E. J. et al., *JWPCF* **51**(4), 718

(1979).

[10] 刘双江,胡纪萃等,中国沼气,8(4),10(1990).

[11] Guio, S. R. et al., 有助于上流式厌氧污泥床滤器反应器启动期间微生物聚集化的营养和环境因

子,第五届国际厌氧消化讨论会论文集(中译本),第33—39页,意大利,波罗尼亚,1990年.

(收稿日期:1990年10月30日)

影响土壤重金属生物毒性的若干因子

吴留松 顾宗濂 谢思琴 周德智

(中国科学院南京土壤研究所)

摘要 本文应用发光细菌法探讨了土壤类型、粘土矿物、无定形金属氧化物、吸附剂对重金属纯溶液以及重金属污染土壤的降毒效应。红壤、砖红壤对 Cu、Cd、Pb 呈现负的降毒效应,而对 As 具有明显的降毒作用。黑土、黄棕壤对供试阳离子金属具有明显的降毒效应,对 As 降毒却不明显。试验证明粘土矿物及其组成是影响土壤重金属毒性的最基本因素。无定形氧化锰对供试阳离子金属的降毒能力大于无定形氧化铁,对 As 的效应二者则相反。不同吸附剂对 Cu、Cd、Pb 呈现基本相同的降毒顺序,即炉烟灰>活性炭>泥炭>干活性污泥。不同配比吸附剂对红壤添加性阳离子和东乡铜矿污染土壤均具有明显的降毒作用。添加吸附剂的东乡铜矿污染土壤随着土壤溶液毒性的消除,随之也消除或减轻了其对水稻种芽的急性毒害。

关键词 土壤重金属;生物毒性;发光细菌法。

快速、简便、灵敏、经济的发光细菌法用于监测污染水体生物毒性可与鱼体 96 小时急性毒性试验相媲美,这点已被国内外学者公认^[1,13-15]。但是,应用此法检测土壤重金属毒性及其降毒效应,在 1987 年前国内外一直未见报道。此后,笔者曾报道,依据 T_3 菌发光度与重金属系列浓度的负相关性^[1],把 T_3 菌作为红壤重金属污染土壤的指示菌,而以自己的相对 T_3 菌发光度表征重金属污染土壤的总体生物毒性指标^[6]。顾宗濂等根据土壤添加、可提取和糙米的金属含量与其对应 T_3 发光度的负相关性提出了 LD_{20} (相对 T_3 菌发光度 80%) 临界发光度和 LD_0 (相对 T_3 菌发光度 100%) 安全发光度,并以此首次确立红壤重金属的临界值^[7]。

土壤重金属的生物毒性及其降毒效应受多种生态因子的制约,本文着重讨论土壤类型、粘土矿物、无定形金属氧化物、吸附剂对重金属纯溶液以及重金属污染土壤的降毒效应,为减轻或缓解重金属污染土壤生物毒物、降低土壤中重金属的生物有效性,并以此为

红壤重金属污染土壤的改良和调控提供理论依据。

一、材料和方法

(一) 供试材料

1. 供试土壤

黑龙江黑土(黑土),南京下蜀黄棕壤(下蜀黄棕壤),江苏盱眙黄棕壤(盱眙黄棕壤),江西第四纪红色粘土(红壤),广东徐闻砖红壤(砖红壤),所有土样风干经 20 目筛。

2. 粘土矿物

高岭石,蛭石,伊利石,蒙脱石(本所物化室提供)。

3. 吸附剂

炉烟灰,活性炭,泥炭,干活性污泥和 CaCO_3 。

4. 无定形金属氧化物

无定形氧化锰,无定形氧化铁(本室李良谟提供)。

5. 仪器

DXY-2 型生物毒性测定仪(本所工厂研

Biochemical Mineralization of Polyvinyl Alcohol (PVA) and Its Natural Degradation. Luo Ji-dan, Lin Shao-ning (China Textile University, Shanghai): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 2—6

The primary intent of this work is to explore biochemical degradability of PVA in natural water and soil, where it will be mineralized and the matter structure transformed. It is showed in the experiments that mineralization rate of PVA was as high as 50—70% through microbial conversion, in which macromolecules were decomposed to be low molecular inorganics. The results demonstrate that PVA will not accumulate in natural water or soil, and PVA wastewater can be treated by biochemical method.

Key Words: polyvinyl alcohol, mineralization rate, microbial degradation.

Anaerobic Sludge Granulation in a UASB Reactor Treating Protein-containing Wastewater. Liu Shuang-jiang, Hu Ji-cui, Gu Xia-sheng (Department of Environmental Engineering, Tsinghua University, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 7—12

This paper describes the results of culturing anaerobic granular sludge in a UASB reactor treating protein-containing wastewater. It was showed that granular sludge formed in the reactor when the sludge loading rate was above 0.67 kg/kg VSS·d and pH of effluent was in the range of 7.2—7.5, the propionate in the effluent was below 300 mg/L. It was found by microbiological analyses that only when a variety of bacteria (fermentative bacteria, propionate degraders, butyrate degraders, acetoclastic methanogens and formate/H₂+CO₂ methanogens) had got a proper number and in appropriate proportion, did the sludge granulate. After granular sludge matured, its components were relatively stable. Compared with the seed sludge, the catabolic activity of granular sludge was much higher due to the increase of bacteria in the granular sludge.

Key Words: UASB reactor, anaerobic granular sludge, methanogenesis.

Factors Affecting Biological Toxicity of Heavy Metals in Soils and Their Regulation. Wu Liu-song, Gu Zong-lian, Xie Si-qin, Zhou Dezhi (Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 12—18

The detoxifying effects of soil types, clay minerals, amorphous metal oxides and adsorbents on heavy metal solution and heavy-metal-polluted soils were determined

in terms of a photobacteria approach. Red earths and latosols had a negative effect on the toxicity reduction of Cu, Cd and Pb, but an evident reducing effect of them was found on the toxicity of As. Black soil and yellow brown earths had an obvious reducing effect on the toxicity of the cationic metals in the experiments, but they had no notable reducing effect on the toxicity of As. Experimental results showed that clay minerals and their composition were the most fundamental factors affecting the toxicity of heavy metals in soils. Amorphous manganese oxides were proved to have a greater detoxication on the cationic metals than amorphous iron oxides, but their effects on As were quite contrary. The effects of different adsorbents on the detoxication of Cu, Cd and Pb were found in the following order: furnace dust > active carbon > peat > dry activated sludge. All applied adsorbents in different proportions were found to be significant in detoxifying the cationic metals added into red earth and soil polluted by Dongxiang copper ores. The acute poison symptoms of rice shoots in the ore-polluted soils were eliminated or alleviated with the adsorbents having been applied.

Key Words: biological toxicity, heavy metal, soil, detoxication.

Sediment on the Urban Street: Accumulation and Characteristics. Shi Wei-guang (Sichuan Provincial Research Institute of Environmental Protection, Chengdu): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 18—23

The main purpose of this paper is to research accumulation and characteristics of the street surface sediment in an area of 74 km² of Chengdu City, the Capital of Sichuan Province. The results showed that the way of land use affected accumulation of sediment, in which organic pollutants come from human activities and heavy metals in it derived from vehicular traffic. It has been found that the diameters of particles below 360 μm took 70% in the sediment and various pollutants adsorbed on them. By modelling the sediment accumulation near the street curbs, the calculated data are as follows: 111 tons per day of sediment on the streets, COD 412 kg/d, BOD 78 kg/d, K-nitrogen 6 kg/d and total phosphorus 2 kg/d. The data are agreeable to the actual situation.

Key Words: street surface sediment, accumulation, modelling.

Study on the Efficiency of Separating Surface-active Substances by Foam. Chen Xue-ming, Wang De-hui, He Li-min (Zhejiang University, Hanzhou); T. E. Carleson (Idaho University, USA): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(3), 1991, pp. 24—26