

厌氧附着膜膨胀床反应器内 生物颗粒特性的初步研究

徐向阳* 郑 平 冯孝善

(浙江农业大学环保系)

厌氧附着膜膨胀床 (AAFEB) 反应器是近几年开发的新型高效的厌氧消化工艺。在这种反应器内,厌氧微生物被固定在载体上,形成一定厚度和活性的具有生物膜结构的生物颗粒.这样,可以持留高浓度的厌氧活性污泥,使污泥滞留时间 (SRT) 与水力滞留时间相分离,不受其限制,为 AAFEB 高效稳定地运行创造了重要的条件。

迄今为止,AAFEB 反应器已成功地应用于处理不同浓度的合成污水、工业有机废水、城市污水,被认为是一种适应性广、效率高、具有竞争潜力的厌氧处理工艺^[1]。为了了解该工艺高效稳定运行的生物学机制,本文对反应器连续稳态运行下的生物颗粒特性作了初步的研究。

一、材料与方 法

1. 供试生物颗粒来源

生物颗粒取自稳态运行的厌氧附着膜膨胀床反应器。其容积 1.5 L, 由玻璃管制作而成。在距其进水口 10cm、20cm、30cm 处设有三个生物颗粒取样口。生物膜载体为活性碳。在稳态运行条件下,AAFEB 反应器处理浓度为 2—8 g COD/L 的模拟废水,选择的水力滞留时间为 3—16 h, 有机负荷 8.4—55.7 kg COD/m³·d, 生物颗粒床层的膨胀率为 10—20%。处理系统的温度保持在 28℃左右。图 1 即为处理系统的工艺流程

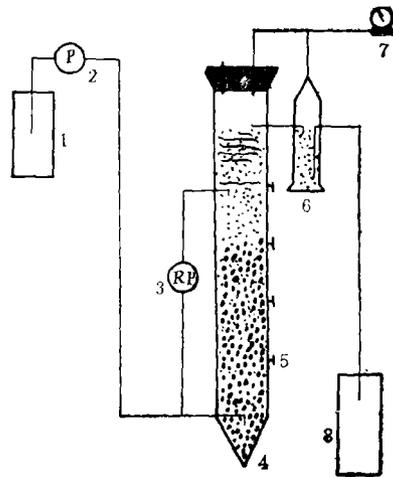


图 1 AAFEB 反应器与处理系统的工业流程
1. 进样贮瓶 2. 进样泵 3. 循环泵 4. AAFEB
5. 取样口 6. 固液气分离器 7. 湿式流量计
8. 出水样贮瓶

图。

2. 生物颗粒的微生物观察

一般形态和荧光检查用日产 OlymPUS 显微镜镜检。

扫描电镜观察: 生物颗粒经乙醇脱水, 真空干燥预处理后, 在日立 S 520 扫描电镜上观察; 或不经前处理, 直接进行观察, 同时拍摄照片。

3. 生物颗粒产酸产甲烷活性的测定

在各取样点取 10—20ml 污泥, 用缓冲液

* 徐向阳同志现在工作单位: 浙江大学生物科学与技术系生命科学研究室

清洗 1—2 次;放入 100 ml 血清瓶,加一定量的缓冲液和底物(葡萄糖、乙酸),底物的终浓度需控制在各自的饱和浓度范围,以使反应不受基质限制.混合均匀,密封加盖,在 28℃ 下培养 4 小时或 8 小时之后,分别测定底物浓度和污泥浓度. 所产沼气用硅胶管导出,经 4 mol NaOH 溶液吸收 CO_2 , CH_4 体积用刻度试管量. 生物颗粒活性大小表示为:单位 TVS. 单位时间内产生的产物或去除底物的量,即 g 底物或产物/g TVS · d.

4. 生物颗粒 F_{420} 含量的测定

取一定体积的生物颗粒于 10 ml 的离心试管,加生理盐水,在 2500 rpm 下离心 15 分钟后,倾弃上清液,重新离心一次. 之后,用黑布包扎试管加一定量的生理盐水在 95℃ 水浴加热,同时不断搅拌生物颗粒使之均匀受热. 20 分钟后取出冷却. 按乙醇:污泥 = 2.5:1 (体积比)加入乙醇,混合均匀后离心获得黄色上清液. 将其分成两份,一份用 NaOH 溶液调至 pH 13.5, 另一半用盐酸调至 pH < 3.0 作空白. 在 721 型分光光度计上 420 nm 处比色测定,按文献 [2] 公式求算 F_{420} 含量.

5. 不同粒径生物颗粒去除 COD 速率

取不同粒径的生物颗粒 4—5 ml 于 100 ml 血清瓶,分别加入 COD 浓度约为 1000、2000、4000、6000 mg/l 的模拟废水,加塞密封. 在 28℃ 下培养 6 h 后测定混合液的

SCOD 浓度和生物颗粒浓度根据基质浓度的变化,求算比降解速率.

6. 其它指标的测定方法

COD 按环境监测标准分析方法^[3];TVS, 经脱膜后,按标准分析方法;乙酸或 VFA, 用比色法;葡萄糖,用对硝基水杨酸比色法;生物颗粒大小用测微器测定,按 Sauter 法计算均值.

二、结果与讨论

1. AAFEB 反应器运行性能与生物颗粒一般性状

用处理柠檬酸废水的管道厌氧消化器污泥作接种物,与载体混合驯化后,开始连续进料. 由于载体活性碳微孔对厌氧微生物的吸持作用. 很容易挂膜. 一个月后完成启动,即出现以生物膜形式的颗粒,其大小约为 0.5—1.0 mm 左右. AAFEB 反应器进入稳态运行后,不同有机负荷下,其运行性能如图 2 所示.

对于生物颗粒来说,其大小,浓度的增加是时间的函数(图 2,3). 反应器不同高度取样分析表明,中间取样口生物颗粒浓度最高,可达 60 g TVS/L (混合液),其次是底部,最低的是顶部取样口,生物颗粒大小顺序一般是底部 > 中部 > 顶部(如图 3). 运行初期,顶部以悬浮状污泥为主,混杂着一些小颗粒;随着试验过程推进,颗粒所占比例逐渐增大.

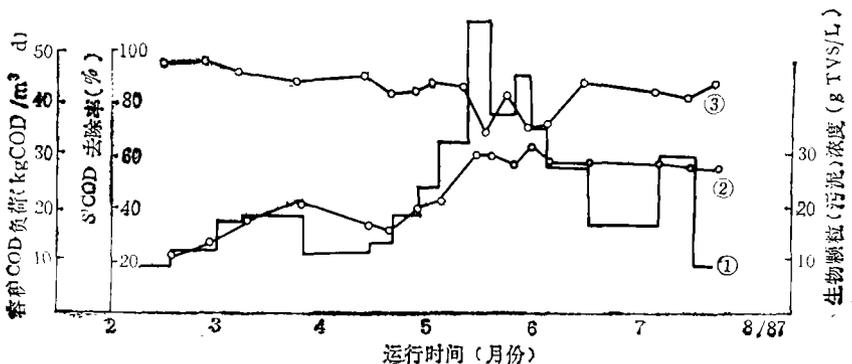


图 2 AAFEB 反应器稳态运行结果

① 容积 COD 负荷 ② 生物颗粒浓度 ③ COD 去除率

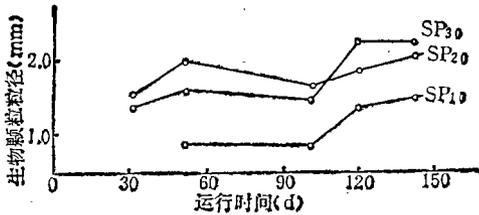


图3 反应器不同部位生物颗粒大小与运行时间的关系
底部和中部主要是较均一的生物颗粒，其最大的颗粒可达4—5 mm。

稳态运行期间，当有机负荷增加时，曾发生二次生物颗粒床层顶部悬浮性片状污泥剧增，沉淀区变混、床层与上清液界面难于区分的实验现象。一般持续3—7天。其结果是出水SS明显上升，过程效率显著下降。出现上述情况的原因，仍不清楚，有待探究。

新型厌氧消化器都具有良好的持留微生物能力，其大小通常用污泥滞留时间(SRT)来表示。一个反应器SRT值过高或过低可通过影响微生物活性和浓度来间接地影响过程的效能。图4是AAFEB不同稳态运行条件下SRT与SCOD的去除率关系。

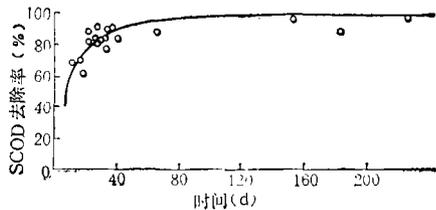


图4 污泥滞留时间 SRT 与 SCOD 去除率的关系

从图中可以看出，在稳态运行的AAFEB反应器，SRT一般可在20天以上，最高可达200多天；为了保持过程的高效性，SRT至少保持在20天以上，小于此值，过程的效率将严重的受到影响。

2. 生物颗粒的微生物组成与结构

用光学显微镜观察发现，生物膜中有大量的G丝状菌、球菌、杆菌、螺菌存在。

将生物颗粒不经处理直接置于SEM上观察发现其表面有许多类似火山口的孔洞存在，这或许是沼气向外扩散的通道。从总体

上说，生物颗粒表面光滑，不时夹杂一些类纤维状物。据估计，生物颗粒外层是由细胞分泌的多糖物所组成的粘质物包裹^[4,5]。

经乙醇脱水处理后，生物颗粒在SEM上观察可发现(见图5 a、b、c、d)，生物膜表面凹凸不平，有明显沟槽，其结构主要是由丝状菌所组成的网状结构，其它形状细菌镶嵌于此结构中，形成具有孔隙的稳定的生物膜层。生物膜中微生物的种类主要有丝状菌、球菌、八叠球菌、杆菌等，它们以杂居为特征。产甲烷细菌的优势种最有可能的是索琴氏甲烷丝菌(*Methanotrix soehngeni*)，这种细菌作为优势菌已在不同类型的厌氧消化器中被发现^[4-6]。

从上述观察结果来看，生物颗粒(生物膜)中存在着各种形状的产甲烷细菌，它们不仅有利于形成稳定的生物膜结构，而且因为它们利用基质亲和力(K_s)有差异，这样的微生物生态相亦有助于提高或稳定反应器的运行效率。

3. 生物颗粒的活性分析

(1) 产酸产甲烷活性 考虑到葡萄糖是最简单的碳水化合物，它通过水解性细菌与产氢产乙酸细菌最终分解形成乙酸 $H_2 + CO_2$ 等产物。而乙酸作为形成甲烷的重要中间体则被产甲烷细菌利用裂解成甲烷。因此，生物颗粒降解葡萄糖产乙酸与分解乙酸产甲烷能力的大小是评价其活性的重要指标，它们大小变化将直接影响过程效能。表1、图6是不同部位生物颗粒产酸、产甲烷活性大小分布与变化的情况。

表1 生物颗粒产酸活性大小*

采样点	产酸活性(g 乙酸(m ³)/g VS · d)
SP ₁₀ (底层)	2.79
SP ₂₀ (中层)	1.95
SP ₃₀ (顶层)	1.65

* 乙酸产量按葡萄糖降解化学计量求得

由表1看出，反应器底层的产酸活性明

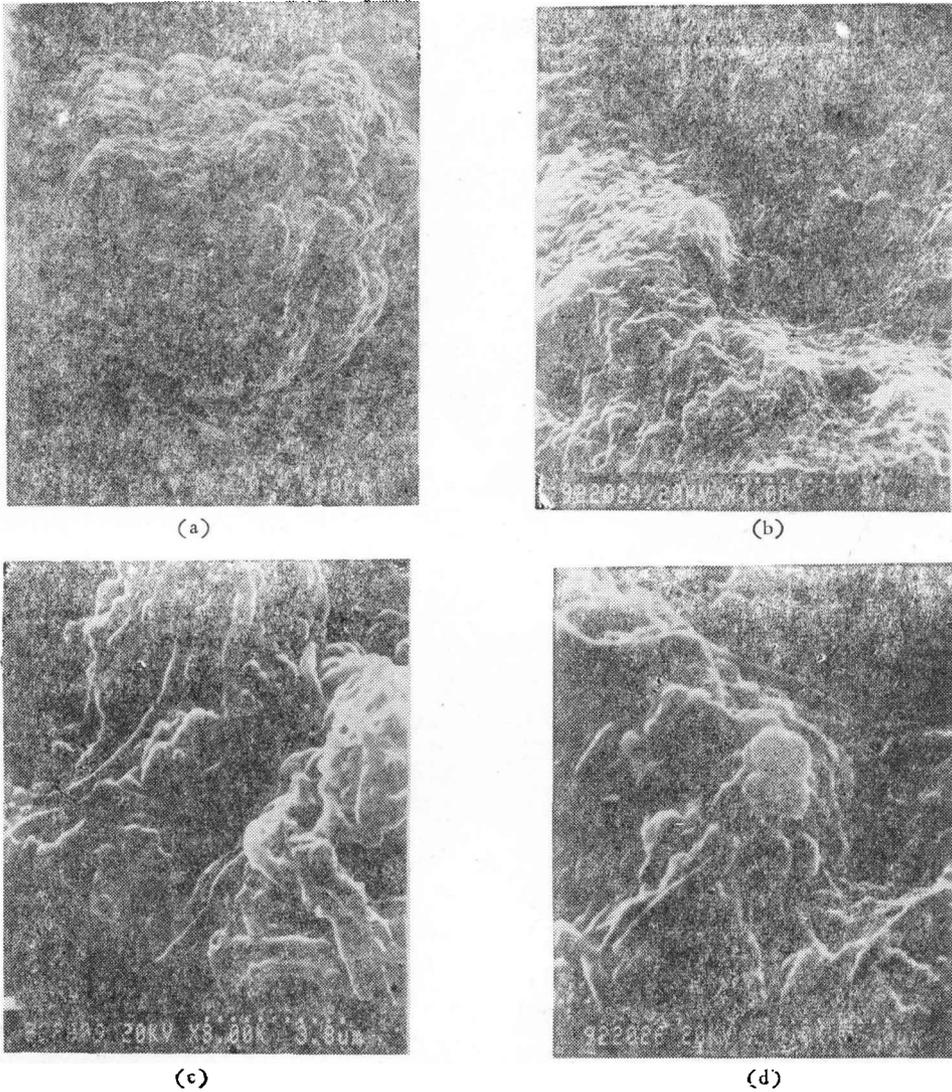


图 5 生物颗粒的扫描电镜照片

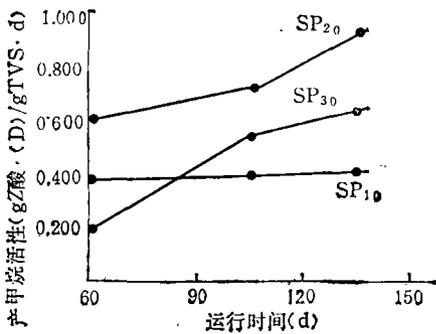


图 6 不同部位生物颗粒产甲烷活性分布与运行时间的关系

显高于床层的中部和顶部,在其垂直方向上,

产酸活性呈递减规律变化。图 6 产甲烷活性表明其大小的顺序为:中部>上部>底部,中部的产甲烷活性约有底部的 2—3 倍;同时,随着生物膜不断生长,不同部位的生物颗粒产甲烷活性有不同程度的增加,但底部活性变化相对缓慢些,中部和顶部生物颗粒产甲烷活性的差异,可说明悬浮性微生物的产甲烷活性较低(主要是死细胞),而顶部微生物的颗粒化改善,有利于提高产甲烷活性。

从活性大小分布有差异,我们可认为在 AAFEB 反应器的稳态运行过程中,反应器内

生物相存在着相的分异。位于底部的生物颗粒,微生物群体以产酸细菌为主,同时也有一定数量与质量的产甲烷细菌;上层的生物颗粒是以产甲烷菌为主。生物相分异现象、曾有相类似的研究报道^[7],它的存在在某程度上有两段厌氧消化的意义,将有助于基质稳定而高效地去除。

(2) F_{420} 含量 F_{420} 是产甲烷细菌所特有的一种辅酶。有人曾建议将污泥中 F_{420} 含量作为活性产甲烷菌量和产甲烷活性的指标。在 AAFEB 稳态运行的全过程中,生物颗粒 F_{420} 含量变化、分布如图 7 所示。

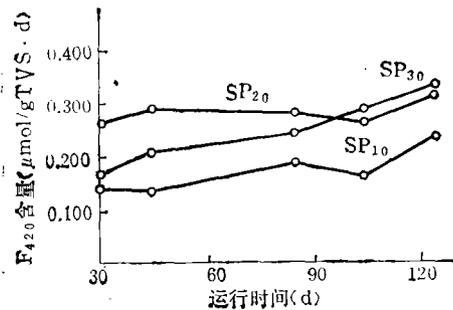


图 7 生物颗粒中 F_{420} 含量变化与分布曲线

依图可发现,在反应器不同部位的生物颗粒 F_{420} 含量与分布有差异,底部颗粒 F_{420} 含量明显低于中部、上部。随着生物膜的生长, F_{420} 含量有上升趋势。从 F_{420} 含量的区域分布差异,亦说明了反应器内生物相分异的存在,不同部位上生物颗粒中产甲烷菌的种类与活性有差异。

据 Nyns 等人^[8]研究认为,影响 F_{420} 含量的主要因素是反应器类型、运行条件和基质。如常规消化器与 UASB 中污泥 F_{420} 含量相比,后者比前者高 10—50 倍;用乙酸和甲酸作基质的消化器,后者的污泥 F_{420} 浓度明显高于前者。因此,不同运行条件的反应器和基质类型可通过影响产甲烷细菌生长速度、附着(积累)能力以及生态相结构来左右 F_{420} 含量的变化。图 7 所反映的 F_{420} 含量动态变化曲线,正好说明了这一点。尽管 AAFEB

反应器处理同一基质废水,在有机负荷、水力负荷以及进水浓度不断变化的运行条件下,即使运行性状呈稳态,但生物颗粒微生物生态相并不能保证均恒稳定。已有研究报道,不同有机负荷下,有不同的产甲烷细菌优势种。因此,如上所述的运行条件最终会出现产甲烷细菌优势菌种的演替,其结果导致生物颗粒中 F_{420} 含量不稳定地增加或减少,呈动态随机的变化。

综合图 6、7 可发现,生物颗粒产甲烷活性大小与 F_{420} 含量并没有很大的相关性,它们并不能完全一致的代表生物颗粒活性,至多亦只能相互补充。Dolfing^[9] 以不同基质培养的污泥,分析上述两指标,亦得到相类似的结论。

4. 不同大小颗粒对去除 COD 速率的影响

在第二代厌氧消化器中,微生物浓度大大增加,其基本的出发点是依据微生物固定化的原理。在 AAFEB 中,随着厌氧微生物不断在载体上附着、生长、生物膜的厚度亦随之增大。一旦形成较厚的生物膜,即因基质在膜内的扩散阻力,导致基质不能渗透到生物膜深层而被充分利用。同时在该区域内微生物因基质浓度较低,其活力受到影响。这些因子的综合效应可使过程效率降低,反应器不能高效地运行。图 8 是不同粒径的生物颗粒降解 COD 速率的比较。

图 8 所给出的曲线表明,不论初始浓度为低浓度或高浓度,随着生物颗粒粒径的增大,基质比降解速率呈下降趋势。这说明粒径较大的颗粒,除其比表面积减少,影响基质利用外,主要是因为基质在生物膜内的传质速度小于基质利用速度,传质阻力构成了对过程的控速作用。有趣的是,这种阻力效应在低浓度下表现更为显著。而高浓度下,不同颗粒的比基质降解速率相差不很大,其原因可能是基质浓度高时,生物膜内基质扩散梯度大,扩散推动力抵销了传质阻力,使膜内

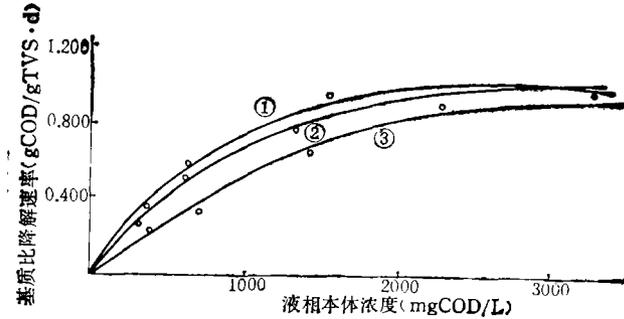


图 8 不同粒径大小的生物颗粒的比基质降解速率与液相本体浓度的关系

① 0.05cm ② 0.125cm ③ 0.35cm

层的活性少受影响,从而对基质去除速率的影响亦较小。

Dolfing^[10] 曾报道,颗粒污泥传质阻力与产甲烷活性有关。如在高活性时,粒径大于 2 mm,对于低浓度基质,就可能使传质受阻。根据我们的结果,不论颗粒粒径多少大、传质阻力难免或多或少地存在。这一结论并不否认污泥颗粒化或形成生物膜的作用,关键在于如何将控制最佳生物膜厚度与取得其最高的活性相统一起来,确保附着膜型的厌氧消化器高效而稳定地运行。

三、结 论

1. AAFEB 反应器内生物颗粒大小与浓度随时延续而有所增大。生物颗粒浓度的控制可依据 SRT 的临界值,在本实验条件下, SRT 在 20 天以上,运行性能有良好保证。

2. 生物膜中存在着各种形态的产甲烷细菌,这种生态相结构,将有助于稳定生能膜结构和基质有效地去除。

3. 生物颗粒产酸、产甲烷活性和 F_{420} 含量变化及区域分布差异表明:生物颗粒的改善,有利于提高产甲烷活性,生物相存在着分

异的现象。它具有两段厌氧消化的作用与意义。

4. 生物颗粒对基质传质阻力在宏观上表现为不同粒径生物颗粒对不同浓度基质的扩散影响。传质阻力在低基质浓度下存在的可能性最大。

参 考 文 献

- [1] 郑平等,中国沼气, 5(2), 1—5(1987).
- [2] 吴唯民等,中国环境科学, 6(1), 65—68(1986).
- [3] 国家环保局,环境监测标准分析方法,中国环境科学出版社,1986年.
- [4] Robinson, R. W. et al., *Applied Environ. Microbiol.*, 48(1), 127—136(1984).
- [5] Richards, S. R. et al., *Water Res.*, 18(6), 767—773(1984).
- [6] 吴唯民等,厌氧颗粒污泥的形成及其特性的试验研究. 第四届国际厌氧消化学术讨论会文集,中国沼气协会,中国广州,1985年.
- [7] Bull, M. A. et al., *Water Res.*, 18(8), 1017—1020(1984).
- [8] Nyns, E. J. et al., In "Anaerobic Digestion 1979", Eds. by Stafford, D. A., Applied Science Publisher Led., 1980.
- [9] Dolfing, J. et al., *Applied Environ. Microbiol.*, 49(5), 1142—1145(1985).
- [10] Dolfing, J., *Applied Microbiol. Biotechnol.*, 22(1), 77—81(1985).

Research on Transport and Transformation of Contaminants in the Unsaturated Vadose Water Zone

Nie Yongjeng, Liu Zhaochang and Li Yadong (Dept. of Environmental Engineering, Tsinghua University, Beijing)

The potential impact of contaminants on groundwater through transporting in unsaturated vadose zone was studied in this paper. By means of theoretical analysis, the mathematical functions of convection, dispersion and adsorption-desorption processes of pollutants were touched. The main attention was paid to the permeability of tilling layer, plough pan and lower aeration zone. The plough pan was referred to the controlling layer of water permeation in terms of the measurement results of samples. The soil-water characteristic curves of three typical soils (fine silt, silt and very fine sand) were made out. The parameters for unsaturated hydraulic conductivity of loam was obtained through curve fitting. Compared with that of foreign scholars. The results were considered practicable. Furthermore, the transport and transformation of pollutants presented by tritium (tritiated water) were researched in an unsaturated column. (See pp. 2—6).

Cytogenetic Toxicity of Mercuric Chloride on Human Lymphocytes and Preventive Effect of Selenite

Meng Ziqiang and Zhang Lianzhen (Dept. of Environmental Sciences, Shanxi University, Taiyuan)

The protective effects of sodium selenite (Na_2SeO_3) against the cytogenetic toxicity of mercuric chloride (HgCl_2) were investigated on human whole-blood cultures in relation to induction of sister-chromatid exchanges (SCE) and delay of cell cycle. Mercuric chloride caused a dose-dependent increase in SCE and delay of cell cycle. It strongly affected the ability of human lymphocytes to divide in vitro, the number of cells dividing 3 times within 72 hours in culture was strongly decreased. Sodium selenite also induced SCE, but had only a smaller effects at the low concentration (3×10^{-7} mol/L) than mercuric chloride. SCE frequency increased significantly in culture only containing mercuric chloride of 1×10^{-5} mol/L and cell toxicity appeared in culture only at the concentration of sodium selenite of 1×10^{-5} mol/L. Beyond the limits, cell growth stopped. However, when selenite (3×10^{-7} — 1×10^{-5} mol/L) was added simultaneously to cell cultures containing mercuric chloride (1×10^{-5} mol/L), induction of SCE was prevented and the cell cycle was delayed. There existed a clear dose-related manner. When selenite and mercuric chloride were simultaneously added at a molar

ratio of $\text{Na}_2\text{SeO}_3 : \text{HgCl}_2 = 1:1$, cells in treated cultures showed no increase in the SCE frequency and no delay in cell cycle time. These results indicate that selenite and mercury mutually antagonize the ability to cause DNA damage leading to the formation of SCE and the delay of cell cycle. (See pp. 7—9)

A Preliminary Study on the Characteristics of Bioparticles in Anaerobic Attached Film Expanded Bed (AAFEB) Reactor

Xu Xianyang, Zheng Ping, Feng Xiaoshan (Environmental Science Department, Zhejiang Agricultural University, Hangzhou)

The characteristics of bioparticles in AAFEB reactor with continuous steady state operation has been studied in this paper. The biological mechanism for high efficiency operating performances of AAFEB reactor with steady state from these respects as follow: sludge retention time (SRT), microbial compositions (methanogens) in biofilm, change and distribution features of acid producing activity, methane producing activity and coenzyme F_{420} contents of bioparticle, which obtained from various sampling spots of AAFEB reactor during operation. Meanwhile, it is also showed that substrate transfer resistance exists in bioparticles or biofilm, and becomes of significance at low substrate concentration and in thick biofilm. (See pp. 10—15)

A Study on Photosynthetic Bacteria (PSB) Contact-Oxydation Process

Shi Jialiang and Xu Yatong (Department of Environmental Science, East China Normal University, Shanghai); Sun Zhendi (Tong Xing Hosiery Manufactory, Shanghai)

Treating bean-food wastewater by using PSB contact-oxydation process has been made in order to purify high concentration organic wastewater under the conditions of limited space. Upflow contact oxidation reactor with two stages has been adopted. Under the following conditions: influent COD_{Cr} reaches 10500 mg/L (BOD_5 , 6000 mg/L), container A volume load 10.48 kg $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{M}^3 \cdot \text{day}$ (6 kg $\text{BOD}_5/\text{M}^3 \cdot \text{day}$), container A effluent COD_{Cr} reaches 835 mg/L (BOD_5 , 148 mg/L), percentage of COD_{Cr} removal 92% (BOD_5 removal percentage 97.5%). Under the conditions: container A + B volume load reaches 5.24 kg $\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{M}^3 \cdot \text{day}$ (3 kg $\text{BOD}_5/\text{M}^3 \cdot \text{day}$), effluent container A + B reaches 395 mg/L (BOD_5 , 38.7 mg/L), percentage of COD_{Cr} removal 96.2% (BOD_5 removal percentage 99.4%).

The quantity of PSB measured and the ratio of PSB/heterotrophic bacteria in container A, which bears high load, is larger than that in container B. This illustrates