

相同,并未表现出叠加效果。但在脱色速度、脱色率、存活时间、抗冲击性等综合特性上却表现出比任何单一菌株更优越的特性。

三、小 结

(一) ZE-1 号脱色菌群是一个由几种脱色细菌组成的混合菌群。通过分离、纯化、鉴定证明,在这一脱色菌群中包括了 4 个属的细菌。其中芽孢杆菌属、不动细菌属占优势。在芽孢杆菌属中有枯草芽孢杆菌和地衣芽孢杆菌两个种。不动细菌属为乙酸钙不动细菌。另外还有无色杆菌属中的裂环无色杆菌。一株假单胞菌和现已发表的菌株特性比较,差异不小,有待进一步确定。基本上搞清了脱色菌群的群体结构。

(二) 在印染废水这一生态环境中,具有脱色能力的细菌是多种多样的。除上述实验室样品外,在中试现场的样品中还存在有斑点气单胞菌、中间柠檬酸细菌和实验室样品中未分离到的假单胞菌。其中部分菌株具有良好的脱色效果。由此可见,在自然界中寻找脱色能力更强的细菌是可能的。

(三) 在多种多样具有脱色能力的细菌中,它们在脱色能力上有差异。这不仅表现在不同种之间,也表现在同一个种的不同菌株之间。研究结果表明,在脱色菌群中,以枯草芽孢杆菌和乙酸钙不动细菌脱色效果较

好。在中试现场分离到的斑点气单胞菌和一株假单胞菌也有很好的脱色效果。

(四) 脱色菌群中以芽孢杆菌和不动细菌占优势。同时,这些菌又具有较强的脱色能力。因此,这一菌群具有脱色快和抗冲击力两大优点。这已在中试中得到证实。

在应用脱色菌群时,原来存在于废水中具有较强脱色力的细菌在脱色过程中,可能也起着较大的作用。

(五) 某些菌株分类地位的确定以及如何利用脱色能力强的纯菌的混合菌群,有待进一步探索。

参 考 文 献

- [1] 中国科学院微生物研究所细菌分类组,一般细菌常用鉴定方法,科学出版社,北京,1978 年。
- [2] 沈玉如 闵一珏,环境污染与防治, (4), 8(1983)。
- [3] 钟秀清等,微生物学杂志, (3), 8(1985)。
- [4] Breed, R.S. et al., *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*, 6th ed., 417—423, the Williams & Wilkins Company, Baltimore, 1948.
- [5] Buchanan, R. E. & Gibbons, N. E., *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology*, 8th ed., pp. 217—243, 290—348, 436—438, The Williams & Wilkins Company, Baltimore, 1974.
- [6] Cordon R. E. et al., (蔡妙英译)芽孢杆菌属, 19—107, 农业出版社,北京,1983 年。
- [7] N. 冈查洛夫著(徐浩译),异养细菌鉴定的检索与方法,科学出版社,北京,1973 年。
- [8] V. B. D. 斯克尔曼著(蔡妙英译),细菌属的鉴定指导,科学出版社,北京,1978 年。

呋喃丹与稻田土壤生物活性的相互影响

黄 欣 樊德方 陈鹤鑫

(浙江农业大学农药残毒研究室)

呋喃丹 (Carbofuran, 2, 3-二氢-2, 2-二甲基-7-苯基呋喃甲基氨基甲酸酯) 是一种高效、广谱杀虫、杀线虫剂。自 1982 年国务院决

定停止生产 666 和 DDT 等农药后,它已作为有机氯农药的取代品种之一应用于农业害虫防治上。目前,呋喃丹不仅用于棉花、茶

树、甘蔗、大豆等作物上,而且也在水稻田上广泛使用,均能获得较高的防治效果。

土壤是个由无机物、有机物和生物所组成的生态系统,施于土壤中的农药必然会与其各组分发生相互反应,尤其是在土壤生物因子影响下,农药分子被代谢、降解,同时,农药分子也会对土壤生物活性有一定影响。我们结合浙江省农业土壤的特点,在室内模拟条件下,侧重考察了呋喃丹在小粉土中的生物降解作用及其对土壤氨化作用和纤维素分解强度的影响,为评价呋喃丹的环境特性和稻区使用安全性提供一定的科学论证。

一、材料与方 法

(一) 呋喃丹在淹水土壤中的生物降解作用

1. 灭菌试验 将采得的耕作层小粉土置于阴凉处风干,称取过 1mm 筛的土样 20g,装入 125ml 棕色广口瓶。瓶数根据要求设置。以 15ml 蒸馏水湿润土壤,然后置于电热恒温培养箱内, $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 下静止预培养一周。之后,把样品分为二组,对其中的一组样品进行灭菌处理。所用的灭菌法有: (1) 高压灭菌,置土样于高压蒸气消毒器内,在 126°C 、20 磅条件下每天处理 5 小时,连续进行 5 天。(2) 辐射灭菌,土样经 γ 射线 (Co^{60} 源)照射处理。源强 $4.44 \times 10^{14}\text{Bg}$,照射剂量率 $40\text{Gy}/\text{min}$,照射剂量达到 $5.76 \times 10^4\text{Gy}$ ^[1]。灭菌后加无菌水,以保持土表有 1cm 以上的水层。于无菌条件下加入呋喃丹丙酮液。加药方式模拟田间呋喃丹的水面撒施法(下同)。药液用 98% 呋喃丹纯品(成都化试厂)和重蒸丙酮配制。加药后的样品用聚乙烯薄膜封口, $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 下静置培养,定期取样测定农药的残存率。

2. 可溶性碳源对降解速率的影响 用水漂法除去供试小粉土中的纤维碎屑,风干后过 1mm 筛。样品制备与“灭菌试验”中灭菌前的样品制备相同。按不同的重量比在土样

中加入葡萄糖液,然后加入呋喃丹丙酮液。土样灭菌与“灭菌试验”相同。封口后于 $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 下培养,定期取样测定农药残存率。葡萄糖的灭菌条件: 121°C 、15 磅高压灭菌 30 分钟。

3. 农药残留量测定 分析过程中所用化学药剂均按农药残留检测要求^[2]进行预处理。土样的前处理参考 Nelson 的方法^[3],并结合本试验的特点,在净化过程中以 $15 \times \phi 0.5\text{cm}$ (i. d.) 微型柱代替普通层析柱。样品由配备 N-P 检测器的气相色谱仪 (PE $\Sigma 2000$ 型)检测。仪器工作条件: N_2 流量为 $35\text{ml}/\text{min}$; 空气 $91\text{ml}/\text{min}$; H_2 $5.4\text{ml}/\text{min}$; 柱温 170°C ; 进样口温度 220°C ; 检测器 280°C 。色谱柱采用 $125 \times \phi 0.2\text{cm}$ (i. d.) 玻璃柱;担体为 80—100 目的 chromosorb W (DMCS);固定液 3% OV-101。本法对土样中呋喃丹检测极限为 $0.005\text{mg}/\text{kg}$,添加回收率见表 1。

表 1 土壤中呋喃丹标准添加回收率

浓 度	回收率(%)	变异系数(%)
50 ppm	94.6 ± 3.7	3.9
5 ppm	83.7 ± 1.5	1.8
0.25 ppm	99.2 ± 11.4	11.5

(二) 呋喃丹对淹水土壤生物活性的影响

1. 对氨化作用的影响 取过 60 目筛的青紫泥(A)、小粉土(B)、海涂土(C),分装于 12.5ml 棕色广口瓶,每瓶装 10g 风干土。经湿润预培养后加蛋白胨溶液(peptone,日本),使之在土样中的浓度达到 0.2%,加蒸馏水使土表保持水层 1cm 以上。加药浓度为 0、5 和 500ppm。样品封口后于 $28 \pm 1^\circ\text{C}$ 下培养,定期取样提取^[4]和分析(样品整瓶转移提取,定容至 100ml,取 5ml 供测)。实验中所用蒸馏水全为无氨水。

2. 对纤维素分解强度的影响 取一定数目的 $\phi 900\text{mm}$ 培养皿,将 50g 过 60 目筛风

表 2 浙江省水稻区四类主要土壤的一些属性

项目 土壤	颗粒组成百分数(%)				pH (水提)	有机质 (%)	全N (%)	代换性盐基组成 (ml/100g)				
	2.0-0.2 (mm)	0.2-0.02 (mm)	0.02-0.002 (mm)	<0.002 (mm)				Ca	Mg	K	Na	阳离子 代换量
红黄壤	9.49	22.99	38.64	37.85	6.3	2.30	0.122	5.20	0.58	0.21	0.15	6.14
海涂土	0.34	77.89	16.46	5.31	7.5	1.68	0.093					
小粉土	1.22	43.11	38.79	16.88	7.3	3.39	0.192	10.15	1.73	0.31	0.21	12.40
育紫泥	0.50	17.48	45.16	36.86	6.8	3.95	0.189	11.15	3.58	0.40	0.32	15.45

干土分为二份, 先将一份放入皿内, 铺上经 0.1% H_2SO_4 消毒的白布片 ($3 \times 7cm$)^[3], 再加上另一份土壤, 淹水后加药. 于 $30 \pm 2^\circ C$ 下培养, 经过一定天数后取出布片, 处理后计算纤维素分解强度 (以纤维素损失率表示).

实验中 pH 的测定采用电极法.

二、结果与讨论

本试验所用土壤均采自浙江农业大学肖山社湖“农药生态毒理研究”实验基地. 四种土壤的主要属性如表 2 所示.

(一) 呋喃丹在土壤中的降解及微生物作用

灭菌试验表明, 在淹水条件下微生物对土壤中呋喃丹的降解速率有一定影响. 经过五周的恒温培养, 受高压灭菌处理土样和不经灭菌处理土样中的呋喃丹残存率分别为 55.35% 和 22.03% (见图 1), 二者的回归系数经 T 检验达显著差异 ($t = 2.30 > t_{0.05} = 2.18$). 同样, 经 γ 辐射处理的土样, 其第 28 天的呋喃丹残存率为 56.5%, 而在非灭菌土样中只检测到占初始浓度 13.3% 的呋喃丹 (图 2). 可见, 土壤微生物对呋喃丹的降解速率是起着促进作用的. 但由于非生物降解因子的存在, 即使在灭菌土样中, 呋喃丹的残存率也还是随时间在不断减少.

由于微生物的作用, 添加可溶性碳源可对呋喃丹的降解速率产生不同的影响. 在一组经 0 和 1% 浓度葡萄糖处理的土样 (设置

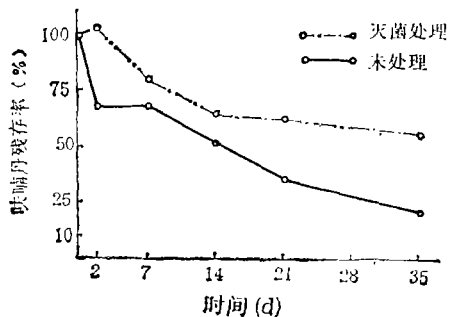


图 1 呋喃丹 (50ppm) 在淹水土壤中的降解作用

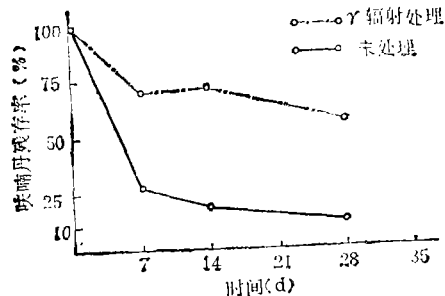
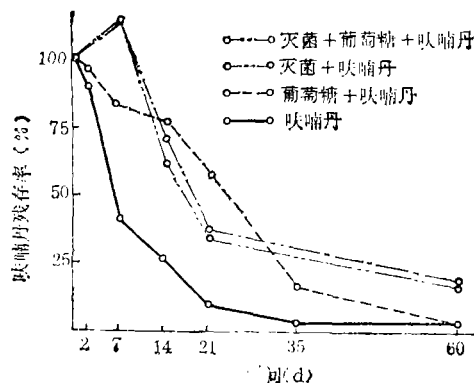
图 2 γ 辐射处理对呋喃丹降解作用的影响

图 3 呋喃丹在含高碳源 (1% 葡萄糖) 土壤中的降解作用

表 3 呋喃丹对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 积累量的影响*

处理 土类 浓度(ppm)		培养周数				
		0	1	2	3	4
A	0	0.408	0.832	1.708	1.787	1.520
	5		0.893	1.712	1.794	1.647
	500		0.848	1.646	1.736	1.672
B	0	0.406	1.305	1.670	1.775	1.647
	5		1.364	1.687	1.811	1.853
	500		1.117	1.683	1.844	1.890**
C	0	0.461	0.847	1.626	1.737	1.721
	5		1.001	1.624	1.622**	1.673
	500		0.823	1.407	1.507**	1.664**

* 表中数据为 $\frac{1}{20} \times 10\text{g}$ 土消耗的 $0.0025\text{mol H}_2\text{SO}_4$ 毫升数的均值(设三次重复); $1\text{ml } 0.0025\text{mol H}_2\text{SO}_4$ 相当于 $70.0\mu\text{g NH}_4^+\text{-N}$.

** T 检验在显著性水平 $\alpha = 1\%$ 上有差异.

灭菌对照组)中可发现,含糖 1% 的未灭菌样品,其呋喃丹残存率曾一度高于灭菌处理样品的残存率(图 3). 这是因微生物在厌氧条件下大量利用葡萄糖后产生的一些酸性物质,降低了周围环境的 pH 值,从而延缓了农药的非生物降解速率. 与此同时,两组灭菌处理土样中的呋喃丹含量却因非生物降解作用而逐渐减少. 为验证上述现象,我们分别以 0、0.1% 和 1% 浓度的葡萄糖处理土样,再作培养与检测,并测定样品的 pH 变化. 图 4 表明,在培养初期(0—14 天),含高浓度(1%) 葡萄糖的土样中,呋喃丹消失速率低于含低浓度葡萄糖(0.1%) 或无糖处理的土样. 在后期,含高浓度葡萄糖土样的呋喃丹消失速率迅速增大. 低糖处理土样与无糖处理样品的呋喃丹消失速率则无差异. 经测定,土样加糖培养一天后, pH 变化较大: 无糖样品为 7.8; 含糖 0.1% 的样品为 7.1; 含糖 1% 的则为 6.0. 在 3—7 周后各不同含糖水平样品的 pH 都会互相接近,并随培养期的延续而上升. 培养期末(第 85 天),各处理的 pH 分别为 8.3、8.3 和 8.1. 所以,一旦环境 pH 回复后,含高浓度碳源土壤的呋喃丹即在生物的和非生物的因子作用下,以较高的速率

从土中消失,最后,农药的残存率(在上述两个试验中,均在第 60 天前开始)接近低碳源的或无碳源的样品而低于灭菌处理样品(见图 3、图 4). 在我室类似的试验中,低浓度碳源有加快 666 从小粉土中消失的作用¹⁾; Venkateswarlu 等人也曾指出,室内条件下添加 0.5% (重量比) 稻草粉末有助于呋喃丹从淹水稻田中消失¹⁶⁾; 但从本试验结果看,低碳源处理对呋喃丹消失速率无明显影响,高碳源处理则在培养后期有促进农药消失的作用.

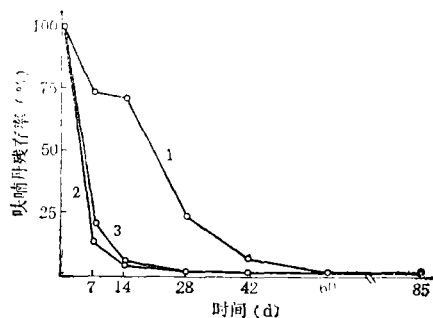


图 4 碳源处理对呋喃丹降解作用的影响

1. 含 1% 葡萄糖 2. 含 0.1% 葡萄糖
3. 无糖处理

1) 樊德方等, 农业环境保护科研资料选编, 浙江农业大学, 80—90 页, 1985.

(二) 呋喃丹对淹水土壤某些生物活性的影响

1. 对氨化作用的影响 加入高浓度(500 ppm) 呋喃丹后, 土壤 C 样品的 NH_4^+-N 积累量在第 3—4 周明显低于同期的对照组样品。而土壤 B 样品的 NH_4^+-N 积累量在第 4 周明显超过对照样品的积累量。土壤 A 样品的氨化作用则不受影响。5ppm 浓度的农药除在第 3 周对土壤 C 样品的 NH_4^+-N 积累有抑制效应外, 对其他样品的氨化作用均无影响(见表 3)。

在正常情况下, 水田土壤中无机氮的主要形态为 NH_4^+-N 。在水田土壤的氧化-还原土层中, 有硝化-反硝化作用存在。然而, 由于 NO_3^--N 和 NO_2^--N 的高度不稳定性, 它们在连续淹水土壤中的数量实际上是很少的^[7]。Ramakrishna 等人曾报道, 在淹水土壤中, 低浓度(10ppm) 呋喃丹对硝化过程无有害影响, 但当浓度达到 5000ppm 时, 对淹水土壤 NH_4^+ 的氧化作用有刺激效应, 并且由于同时抑制了 NO_3^- 的氧化作用而导致 NO_3^- 在土壤中积累^[8]。从本试验结果可知, 由于土壤类型和生化过程的不同, 500 ppm 的呋喃丹对土壤 B、C 的 NH_4^+-N 积累量产生了完全不同的两种影响。除了氨化作用受到不同的刺激或抑制外, NH_4^+ 氧化作用是否受到刺激或抑制也是造成 NH_4^+-N 在土壤中增减的因子之一。因此, 要找出高浓度

表 4 呋喃丹对纤维素分解强度的影响*

处理 (ppm) 土类	500	10	5	0
小粉土	40.9	33.3	32.6	34.4
青紫泥	38.4	48.6	45.8	37.9
红黄壤	45.1	39.9	36.5	26.8
海涂土	49.4	38.6	26.0	27.2

* 表中数据为三次重复样品纤维素损失率(%)的平均值。

呋喃丹对本试验产生不同影响的主要原因, 还需作进一步的工作。

2. 对纤维素分解强度的影响 试验对浙江省四种主要水稻土壤进行 3 周恒温培养和观察。由所获数据可知, 各土壤纤维素损失率基本上随着呋喃丹处理浓度的提高而增加(见表 4)。

据报道^[9], 呋喃丹有效成分在每克干枝叶中的量达到 $10\mu\text{g}$, 不会引起分解枝叶微生物的个体数有明显的差异。至于呋喃丹对稻田纤维素分解强度是否有影响, 尚未见报道。对本试验结果的分析表明, 不论土壤类型, 呋喃丹浓度在 5ppm 时, 纤维素损失率与空白处理相比, 无显著差异。当达到 50ppm 以上时, 差异显著(见表 5、表 6)。因此, 综合表 4 与表 6 的分析结果, 在淹水条件下, 50 ppm 以上浓度的呋喃丹对稻田土壤纤维素

表 5 纤维素分解强度方差分析表

方 差 来 源	平 方 和	自 由 度	均 方	F	显 著 度
因素 1 (处理)	987.4456	3	329.1519	4.6402	**
因素 2 (土类)	447.8456	3	149.2819	2.1045	
因素 1 与因素 2 的交互作用	1010.9353	9	112.3261	1.5835	
误差	2269.8933	32	70.9342		
总和	4716.1298	47			

表 6 因素 1 间比较 (用新复极差法检验)

P	2	3	4	处 理	43.4667	40.0917	35.2417
SSR _{0.05}	2.89	3.04	3.12	40.0917	不显著		
SSR _{0.01}	3.89	4.06	4.16	35.2417	*	不显著	
LSR _{0.05}	7.0265	7.3912	7.5857	31.5917	**	*	不显著
LSR _{0.01}	9.4578	9.8711	10.1142				

分解强度有促进作用。

三、小 结

在淹水稻田土壤中,微生物对呋喃丹的降解速率有一定的促进作用,但非生物降解作用也较明显。土壤中低浓度(5 ppm)呋喃丹不致对氨化作用和纤维素分解强度造成损害。

致谢: 本文工作曾得到吴加伦、戎念杭等老师的具体帮助,在此谨致谢意。

参 考 文 献

- [1] Getzin, L. W., *Environ. Entomology*, 2, 461—

467 (1973).

- [2] 樊德方主编,农药残留量分析与检测,8—26 页,上海科学技术出版社,上海,1982 年。
 [3] Nelson, T. R. and Cook, R. F., *J. Agric. Food Chem.*, 28, 98—102 (1980).
 [4] 中科院南京土壤研究所编著,土壤微生物研究法,222—223 页,科学出版社,1985 年。
 [5] 同[4], 250—251 页。
 [6] Venkateswarlu, K. and Sethunathan, N., *J. Environ. Qual.*, 8, 365—368 (1979).
 [7] Sarant, N. K. 等,土壤肥料, 3, 11—34(1985).
 [8] Ramakrishna, C. et al., *Soil Biol. Biochem.*, 10, 555—556 (1978).
 [9] Rai, B. and Srivastava, A. K., *Plant and Soil*, 74, 265—272 (1983).

• 环境信息 •

野生动物免疫的狂犬病疫苗

美国和法国的研究中心联合宣布,他们研制出了能使野生动物免患狂犬病的疫苗。这种疫苗是由费城的维斯特研究所 S. A. Trasgenc 研制出来的,这是一项法国生物技术项目,应用了重接 DNA 技术。

这种疫苗是通过放到诱饵袋中和由飞机投放而由浣熊和臭鼬食入而到达这些动物体内的。在美国东部和中部,浣熊和臭鼬是最常见的狂犬病毒携带者,在这些地区,狂犬病最近几年已变成了一种流行病。检测表明,在这一地区,诱饵袋有 60—70% 被浣熊吃掉。在欧洲,还检查了这种疫苗对那里狂

犬病的主要携带者狐狸的作用情况。

根据捕获的浣熊和臭鼬的实验表明,口投的疫苗阻止了狂犬病的流行。疫苗是安全的,因为它只含有很少量的狂犬病病毒,即足以使免疫系统产生保护性抗体,但又不足以致病。研究者说,这种疫苗对人畜无害,即使被其误食。

维斯特研究所已向美国农业部提出申请,要在远离弗吉尼亚或南卡罗利纳海岸的无人岛进行第一次试验。

世文 译自 *Ecology USA*, May 23, 1988.

Chemical Engineering, Shanghai University of Technology, Shanghai)

This work is designed to explore the regularity of organic and heavy metal pollutants released from re-suspended sediment in the Suzhouhe River of Shanghai, and to propose the classification standard of sediment on the basis of surface water quality standard. The proposed standard is classified into nonpollution, pollution and heavy pollution by comparing each of chemical parameters. Pollution assessment was done for the Suzhouhe River according to the standard. It is showed that when the sections of heavily polluted sediment are cleaned up, the sediment would no longer influence on water quality in the Suzhouhe River. (See pp. 26—30.)

Buffering Mechanism of Soil for Acidic Precipitation

Liao Bohan and Li Changsheng (Research Center for Eco-Environmental Sciences, Academia Sinica)

Buffering mechanism of soil for acidic precipitation is an important topic in studying the effects of acidic precipitation on soil. Based on simulation of leaching experiments of acidic precipitation for some forest soils in China, this paper brings forward a discussion about the buffering mechanism of soil for acidic precipitation. The soil consumes H^+ ion through releasing cations, the total amount of released cations is equal to the total amount of consumed H^+ ion in soil. The buffering mechanism of soil consists of three processes, which are the exchange of cations, hydrolysis of aluminum hydroxide, and weathering of primary minerals. The importance of each process is different in various conditions. (See pp. 30—34.)

The Structure and Function of Microbial Population ZE-1 for Decolouring Dyeing Wastewater

Qian Bing, Ye Junying and Xu Guanghui (Zhejiang Institute of Microbiology, Hangzhou); Min Yijue and Shen Yuru (Zhejiang Institute of Environmental Protection, Hangzhou)

The principal purpose of this work is to explore the composition and activeness of microbial population ZE-1 which is able to decolour dyeing wastewater of silk goods more effectively. Ten strains of bacteria were isolated from the samples collected from experimental dyeing wastewater and ten strains from pilot plant dyeing wastewater of silk goods. The results showed that the composition of microbial population ZE-1 consisted of genera of *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Achromobacter* and *Pseudomonas* essentially. In microbial population ZE-1 conserved in the lab, the dominant bacteria were *Bacillus* and *Acinetobacter*, which occupied 80% of total number of the isolates. The more effective species or strains decolouring dyeing wastewater microbial population ZE-1 were *Bacillus subtilis* and

Acinetobacter calcoaceticus, *Aeromonas punctate* and *Pseudomonas* No. 19 isolated from pilot-plant samples were effective too. (See pp. 35—38)

Interaction of Carbofuran and Activity of Soil Microorganisms in Paddy Fields

Huang Xin, Fan Dejiang and Chen Hexin (Research Team of Pesticide Residues, Zhejiang Agricultural University, Hangzhou)

An attempt was made to understand the biological degradation of Carbofuran in paddy soil and its effect on some microbial activities in soil. The results showed that the degradation of Carbofuran in paddy soil was affected by both biological factors and non-biological factors. Degradation of the pesticide had been retarded by the glucose at concentration of 1% during the early period, though the loss of the pesticide was accelerated during the late period. However, glucose at concentration of 0.1% did not retard degradation of Carbofuran.

Carbofuran at the concentration of 50ppm or more stimulated the degradation of cellulose in four types of soils. The ammonification increased significantly in silty loam while decreased in saline polder soil, when treated with high concentration of Carbofuran (500ppm). (See pp. 38—43)

Treatment of Brewery Saccharification Waste water with the Anaerobic Attached Film Expanded Bed Reactor

Zheng Ping et al. (Department of Environmental Science, Zhejiang Agricultural University, Hangzhou)

In this paper AAFEB reactor is considered to treat brewery saccharification wastewater. When influent COD concentration was 3808—13770 mg/L, operating temperature 28°C, HRT 6 hours, volumetric COD loading rate 33.76 kg/m³·day, the percentage of COD removal attained 86.88% and volumetric biogas production rate 13.90 m³/m³·day. Per kg COD removed produced 0.34 m³ of methane. When HRT was shortened to 3.5 hours, volumetric COD loading rate reached 20.35 m³/m³·day. The critical bed expansion was about 10% and critical ratio of alkalinity to acidity about 3.0 (See pp. 44—48)

Treatment of Urea-Plant Wastewater by Biological Hydrolysis

Cui Lianqi, Ji Biliang and Li Yaqi (Institute of Environmental Protection, Lanzhou Chemical Industry Co., Lanzhou)

Results of the experiments show that denitrifying bacteria were able to hydrolyze urea in the wastewater into CO₂ and NH₃ which could be recovered under suitable conditions. Sources of NH₃ or organic matters in the waste-