

细菌在环境污染物毒性检测中的应用

程锦泉

殷斌志 陆定中 蔡宏道

(深圳市卫生防疫站, 深圳 518020)

(国家环保局 环境医学研究所, 武汉 430030)
(同济医科大学)

摘要 介绍了一些利用细菌作为指示生物监测化学物质毒性的方法, 诸如: 细菌生化毒理学方法, 细菌生长、呼吸抑制实验, 细胞发光微毒测定, 微热测量以及致突变物检测技术等。

关键词 毒性评价, 生化毒性检测, 微毒测定, 微热测量, 细菌生长抑制实验。

近年来化学物质数量与日剧增, 而相应的毒性数据却甚少, 动物实验远远不能满足毒性实验的需求, 因而科学工作者建立了各种各样的短期生物实验方法, 分别用鱼、无脊椎动物、藻、原生动物以及细菌等作为指示生物。

细菌具有生长迅速、周期短、运转费用低, 能在短时间内得到可靠的毒性资料而被用作污染物急性毒性检测的指示生物。根据毒生对细菌作用的不同, 建立了细菌生化毒理学方法, 细菌生长抑制实验, 细菌发光检测技术, 呼吸抑制实验, 微热测量以及致突变物检测方法等。以下介绍几种主要的实验方法。

1 生化毒理学方法

1.1 酶活性测定

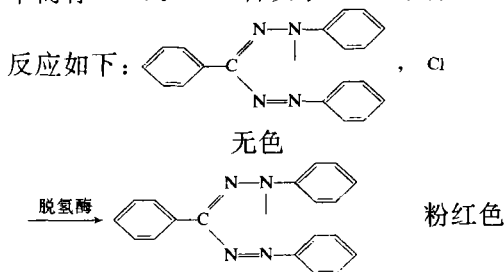
该方法是测定毒物作用下特种微生物酶的活性和特定微生物的产物含量变化的一种方法。这些酶包括: 脱氢酶、ATP 酶、磷酸化酶、尿激酶等。酶活性常用底物降解率或产物生成率表示。

1.1.1 脱氢酶

它是一种与呼吸作用有关的胞内酶, 通过电子转运系统传递电子, 催化酶作用底物上的氧。特殊的染料可用作电子传递活性的指示系统, 根据反应前后颜色的变化, 用光电比色计进行定量, 所采用的染料主要有四唑鎓(Tetrazolium)和刃天青(Resazurin)等。

四唑鎓很早以前就被许多化学家、生化和组织化学家用于指示一系列领域的分解反应, 常用

底物有氯化三苯四唑鎓(2, 3, 5- Triphenyl Tetrazolium chloride 以下简称 TTC)和氯化-2-对碘苯-3-对硝基苯-5-苯基四唑鎓(2-p-Iodophenyl-3-p-Nitrophenyl, 5-phenyl tetrazolium chloride 以下简称 INT)。TTC 首次于 1894 年合成, 其分解



样品培养在含 TTC 的培养液中, 产生红色晶体溶解于有机溶剂中, 在 485nm 波长下测其光密度。凡能影响该酶活性的毒物均可抑制 TTC 的分解, 通过测定不同 TTC 的含量可检测不同物质的毒性。Vandivieve^[1]首次用该方法测定卡介苗中结核杆菌的存活力。Casida^[2]根据 TTC 分解抑制检测抗菌素对肺炎球菌的作用。Lehard^[3]最早将该方法用于测定无机物(Hg^{2+} 、 Ag^{+} 、 Cr^{2+})和有机物(苯、酚、甲醛)对纯生物系统的毒性作用。Roger^[4]应用土壤脱氢酶测定金属和无机离子的毒性, 得到非富集的土壤毒性 $\text{Cr}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$; 富集土壤 $\text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cr}^{2+}$; Mg^{2+} 、 NH_4^{+} 通常不产生抑制; As^{2+} 抑制作用不完全。

INT 是另一种用得较多的底物, 它具有很高

的电子亲合力。Dutton 用荧光假单胞菌建立了该方法。一定量的毒物、细菌悬液和营养液一起培养 60min, 用甲醛终止反应, 离心, 测定上清液光密度, 得到 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 的 EC_{50} 值 (50% 有效浓度) 分别为 4.1ppm 和 0.3ppm。Bitton^[5] 用 Baker's 酵母测定了 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Ni^{2+} 和 Ag^{+} 的毒性。

1.1.2 ATP 酶 (三磷酸腺苷磷酸化酶)

ATP 酶参与高能磷酸键的转移和胞内运输, 该酶活性分析是利用 ATP 作为底物测定磷酸的形成率。既然 ATP 酶的抑制能影响细胞的功能, 可用它指示毒物对水生生物的毒性。许多研究者^[6,7] 测定了有机和无机物对体内、体外 ATP 酶的作用。Riedel^[8] 采用体内 ATP 试验监测水中污染物的毒性, 结果为有机氯农药 > 有机磷 > 氨基甲酸酯; Ag^{+} > Hg^{2+} > Cu^{2+} > Al^{3+} > Ni^{2+} 。

1.2 ATP 水平测定

ATP 是动物、植物及微生物细胞分解代谢的产物, 由于 ATP 随细胞的死亡迅速失活, 因而适用于活性生物群体的测量。该方法可用于检测海水、新鲜水体和土壤中污染物的毒性, 同样适宜于抗菌素的筛选。ATP 分析的另一用途是指示污水处理厂运转过程中生物群体和污泥的活性。Brdezonik^[9] 研究了金属离子和氰化物对 ATP 的作用。Kennicutt^[10] 进一步讨论了 ATP 分析法在水生生物毒性测定中的一些潜力。

2 细菌生长抑制实验

很早以前, 微生物学家就利用细菌生长抑制评估微生物对抗菌素的敏感性。随着化学污染物大量进入环境, 该方法在毒物检测中亦得到广泛应用。表 1 列举了一些常见的实验方法。

表 1 常见的细菌生长抑制实验方法

生物实验方法	试验生物或系统
抗菌素敏感实验	可疑致病微生物
细菌生长、存活实验	荧光假单胞菌、废水中细菌
细菌活力实验	螺旋菌
流动注射分析	大肠杆菌
连续暴露生物实验	活性污泥中细菌

2.1 细菌活力试验

螺旋菌 (*Spirillum Volutans*) 是一类相对较大

带有端生鞭毛的水生细菌。该实验是将一定的培养液、受试物和实验菌液, 在理想温度下培养 120min, 显微镜下观察不同时刻细菌的翻转能力。结果判断凡能引起 90% 以上细菌翻转能力丧失则判断为阳性。

2.2 细菌生长抑制实验

菌悬液浊度可作为细菌生长指标。Alsop^[11] 等描述了这种测定方法, 受试物加入到含有缓冲盐、营养物质、生长因子和特定细菌的混合物中, 20℃ 振荡培养 16h, 在细菌空白对照的前提下, 用 530nm 波长测定光密度, 计算百分抑制率 (%), 根据抑制率 (%) 对应的毒物浓度绘制曲线, 得毒物 IC_{50} 值 (50% 抑制浓度)。Dutka^[12] 等根据类似的原理建立了水中毒性物质对纯培养细菌毒性检测的标准方法——Netherlands 标准 NEN650g, 该方法采用荧光假单胞菌 ATCC₁₃₅₂₅。

平板扩散法是一种简便易行的毒性测量方法。该法可通过斑贴实验, 观察不同浓度毒物产生抑菌圈直径的大小, 亦可通过细菌计数法判断毒性强弱。戴继森^[13] 等采用琼脂扩散法研究了 7 种毒物对大肠杆菌 (*E. Coli*) 的毒性, 结果表明抑菌圈的直径随毒物浓度升高而增大, 两者呈明显的线性关系。Liu^[14] 应用改进的琼脂斑贴实验氯酚对混合细菌的毒性, 混合细菌来自新鲜的生活污泥, 结果发现酚、2-氯酚、2,6-二氯酚、2,4,6-三氯酚以及四氯酚随取代基上氯原子数目的增加毒性增强。Milner^[15] 运用两种不同的分离株, 一种来自酚污染的污泥, 另一种来自未被酚污染的污泥, 检测了 16 种污染物的毒性。Thompos^[16] 运用该方法采用 9 种不同培养基测定了不同工业废水对 *E. Coli* 的毒性, 同时选择性地监测了废水中 9 种主要金属的含量, 结果表明抑菌圈的大小与总的金属含量有关。Trevors^[17] 运用细菌计数法检测五氯酚 (PCP) 对荧光假单胞菌的毒性, 并研究了暴露时间及培养温度对毒性的影响, 笔者选择 1h 观察不同浓度 PCP 作用下该菌的百分死亡率 (%), 百分死亡率 (%) 随浓度增大而升高, 存活率 (%) 随暴露时间延长而下降。

2.3 连续暴露生物实验

Trevors^[18] 使用荧光假单胞菌 11250 评价连

续暴露氯酚的毒作用。实验细菌在 20℃ 温度下 120rp 摇床培养 16h, 使菌液在 650nm 波长下吸收值为 0.20, 用磷酸盐缓冲液洗涤 2 次, 加入一定浓度的氯酚培养 1h, 用缓冲液离心洗涤 3 次, 平板计数得细菌的百分死亡率(%), 此时细菌处于恢复期(毒物已通过离心洗涤除去), 加入 150m mol 磷酸盐缓冲液继续培养, 采用相同的步骤进行第二次毒物处理, 测定细菌死亡率(%), 利用连续暴露生物实验是毒物检测的一种新途径, 假如第一次暴露的细胞受损则可能对低浓度的同一毒物更加敏感, 两次暴露时间间隔期内, 第一次暴露损伤的细胞可能得到修复。表 2 显示了试验生物对五氯酚(PCP)和四氯酚(TCP)不同暴露的结果。

表 2 连续暴露生物实验结果

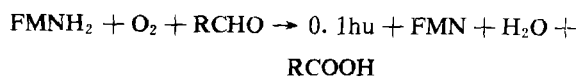
首剂量 (ppm)	死亡率 (%)	恢复期 (h)	二次剂量 (ppm)	死亡率 (%)
25.0 PCP	63.5	16	25.0 PCP	0
50.5 PCP	84.4	16	50.0 PCP	0
10.0 TCP	0	16	5.0 TCP	96.4
10.0 TCP	0	16	10.0 TCP	32.1

2.4 参与自然界物质循环细菌生长抑制实验

该方法是利用生态环境中细菌两个典型的类群硝化细菌和固氮菌作为指示菌。Williamson^[19]介绍了一种用硝化细菌作为指示菌的生物实验方法: 将一定量的 NaNO₂, 受检污水和富集的硝化细菌一起搅拌培养, 每隔 30min 投加一次样品, 直至实验期 4h, 用特殊电极或比色法测 NO₃ 的产量, 绘制浓度-时间曲线, 求得 IC₅₀。用该方法测得 2,4,5-三氯酚 IC₅₀ 为 3.5ppm。Tam^[20]报道用固氮菌 ATCC₁₂₈₃ 作为实验生物检测四氯酚钠, 结果显示 50ppm 四氯酚钠可抑制乙炔的减少, 耗氧和 CO₂ 的生成。

3 细菌发光微毒检测

几个世纪前人们已发现生物发光现象, 经过长期的努力逐步弄清了细菌发光的基本原理:



早在 1889 年有人证实毒物能降低发光菌的发光强度。1966 年发光细菌首次被用于检测空气样品的毒物。1979 年, Bulich^[21]等设计并制作了毒性生物检测器, 并投放市场, 1981 年又加以改进。Beckman 公司依据同样原理制作了污染物急性毒性生物测量仪——Microtox(简称微毒测量仪)。

该方法是在发光细菌活性测定基础上, 任何代谢抑制剂或刺激剂均可改变发光强度, 通过精确测量不同毒物引起细菌发光强度的变化, 并和对照相比计算 IC₅₀。实验过程如下:

一定量发光细菌(明亮发光杆菌)置于预冷的小瓶内→加入可疑毒物或环境样品→测量发光强度→通过系列浓度的毒物计算 IC₅₀。

Microtox 是一种相对快速、便宜、重现性好的毒性测量方法, 有关这方面的文章很多。Walker^[22]等运用 Microtox 预测不同污水对污水处理厂中活性污泥生物的毒作用, 提示高度工业废水在排入处理厂前需进行预处理。Neicheisel^[23]用该方法判断污水经适当处理后毒物的降解情况及处理效果。朱文杰^[24]研究了多种离子共存时对明亮发光杆菌的作用, 结果为: ①单因子作用时低浓度刺激发光, 高浓度抑制发光, 刺激发光的极限浓度(ppm) $\text{Hg}^{2+}(0.1) > \text{CN}^-(0.2) > \text{Cd}^{2+}(20.0) > \text{Cu}^{2+}(23.5) > \text{Zn}^{2+}(55.0) > \text{F}^-(200.0)$; ②双因子多表现相加作用, Hg^{2+} 和 CN^- 为拮抗作用; ③多因子正交实验结果显示多种离子联合作用相当复杂, 既有相加作用, 协同作用, 亦有拮抗作用。

4 呼吸抑制实验

呼吸是细菌最基本的生命过程, 通过呼吸链完成。任何阻止底物呼吸, 竞争结合位点, 干扰细胞转运, 或直接抑制氧化酶、脱氢酶、氧化磷酸酶活性的呼吸抑制剂均可导致呼吸障碍, 致使底物分解率下降。采用呼吸抑制实验评价污染物毒性, 早期大多使用人工呼吸测量仪, 60 年代后人们开始进行溶解氧的直接测量, 在此基础上诞生了氧电极, CO₂ 气敏电极和细菌复合电极, 并可实现监测自动化。

4.1 呼吸测量方法

该方法基于细菌呼吸引起气体压力下降或体积缩小。Warburg 连续呼吸测量仪是最典型的代表,主要用于生化和微生物的研究,其基本结构是以反应瓶为主体,U 型管的一端连接反应瓶,另一端暴露于空气,U 型管的底端装有液面调节装置,瓶内放有盛 CO_2 吸收剂的小皿,反应瓶内细菌呼吸产生的 CO_2 被吸收,消耗 O_2 引起压力下降,依据毒物引起压力下降的程度,判断毒性的强弱。Jenkins 40 年代将该方法用于评价水质污染问题。根据不同的目的科学工作者分别设计了 Barcroft 差动呼吸测量仪,活性污泥呼吸测量仪(简称 Pollumat),Hach 呼吸测量仪。Backman^[25]等进一步描述了 Gilson 呼吸测量仪在毒理研究上的一些应用。近期又发展了 Sapromat 呼吸测量仪^[26],它带有空气压力变化补偿装置,能自动绘制耗氧曲线,并用微电脑分析处理,可广泛应用于毒性实验和废水可降解性研究。在应用该方法时应注意下述问题:①呼吸测量反应的是一定时间内压力变化,然而时间越长空气压力变化越复杂,影响测量结果,因而要严格控制时间;②必须保证呼吸频率不宜过快,否则实验期内压力/体积变化与时间不呈线性关系。

4.2 溶解氧直接测量

Bauer^[27]运用滴定法直接测定溶解氧的含量研究污染物对活性污泥培养细菌的毒性,基本过程是:将 100ml 营养液、900ml 缓冲液、实验毒物和菌液一起混匀后,取 300ml 置 BOD(生化需氧量)测定瓶内培养,测定溶解氧,记录溶解氧下降 50% 的时间(T_{50})。氧电极是一种更加直接、快速、实用的方法,经过多年的努力氧电极日趋成熟,克服了早期响应时间长,电极易中毒失活的缺点,目前用得较多的有美国电器设备实验室(简称 EIL)生产的 Mackereth 型电极,国际生物物理中心(IBC)生产的 clark 型电极。将氧电极与其他设备连用,可以连续、自动测量污染物引起的溶解氧变化,有关报道很多,如 Pagga^[28]等。Hikuma 等报道了使用细菌复合电极检测污染物毒性的可能。

4.3 CO_2 测量

细菌呼吸实验中除了测定耗氧之外,还可测量不同时刻 CO_2 的生成量。在人工呼吸测定仪中,尽管不能测量实验期内不同时刻 CO_2 的生成量,但可测量反应完成后 CO_2 的总量。Caplan^[29]报道了用放射性同位素标记法测量不同毒物对 CO_2 生成的抑制。Jardin^[30]通过流动注射分析测定 CO_2 ,检测了 Hg^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 和抗菌素对 *E. Coli* 的毒性。Simpson^[31]应用 CO_2 气敏电极评价了几种抗菌素对微生物的敏感性。Dorward^[32]应用大肠杆菌电极测定了苯酚、 CN^- 、 Cd^{2+} 、 AsO_4^{3-} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 的毒性,它是在 CO_2 气敏电极的表面固定 *E. Coli*,通过 CO_2 所引起的电位变化来指示毒物的作用。

5 微热测量

一般来说,任何一种生物转化或生化反应都伴随有热的变化。利用微热测量技术研究污染物对微生物的潜在毒性是一项十分新颖的课题。处于营养障碍的微生物当它们受到来自环境的压力时可出现两种主要反应:①生物群体及其结构变化;②总的或特殊生物活性的变化,如死亡率或热量的变化。热量改变可反应整个生物群体总活性的改变。然而,生物反应产生的热量是十分微弱的,这就要求所采用的设备必须能检测到这种微弱的温度或热量变化。根据以上的要求,Monk^[33]等设计了流动微热测量仪,并用于抗菌素对微生物的敏感性研究。Beezer^[34]等研究了各种抗菌素(如链霉素、氯霉素、四环素、金霉素)对细菌产热的影响。Jensen^[35]报道了各种细胞毒性因子(如 CN^-)对细胞产热的作用。Redl^[36]调查了重金属 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cr^{3+} 对 *E. Coli* 产热的影响,发现 10ppm 金属明显抑制热量产生。

6 致突变物的检测

当人们认识到环境中化学物质可导致一些潜在问题时,最引人注目的问题是化学致突变物、化学致癌物的检测。Ames^[37]等采用一种简单的细菌平板试验,在特殊的含有鼠伤寒沙门氏菌的培养基上测定致突变剂诱发的菌落回变率,所使

用的菌株为鼠伤寒沙门氏菌组氨酸营养缺陷型(his⁻),原型菌株不能在无组氨酸的培养基上生长,但在化学致突变剂的作用下,菌体内抑制组氨酸合成的突变基因点再发生突变而回复成野生型菌株,这种菌株能生长在不含组氨酸的培养基上。可根据所诱发的突变率(MR)判断实验结果,MR ≥ 2 判断为阳性。类似 Ames 实验原理和方法所采用的菌株有大肠埃希氏菌色氨酸营养缺陷型(trp⁻)和枯草芽孢杆菌蛋氨酸缺陷型。随着分子遗传工程的发展,有人利用微生物 DNA 重组修复检测致突变物,如大肠埃希氏菌聚合酶缺陷型,其 DNA 损伤后不能修复,以致细菌无法生长出现明显的抑菌圈。

总之,用于监测和预报环境污染物毒性的细菌实验方法具有快速、廉价、重现性好的优点,适用于毒物的筛选。这些方法的建立给水生生态毒理学家、环保工作者以及微生物学家提供了有利的监测工具。但由于研究者使用的方法各不一样,选择的指示生物亦不相同,因而得到的毒性结果也有差异,为此,有必要选择更具代表性的生物、更加灵敏的方法,并将试验方法标准化。

参考文献

- Vandiviere H M et al. *Am. Rev. Tuberc.* . 1952, 66: 95
- Casida L E. *Soil Sci.* . 1974, 98: 371
- Lehard G. *Hydrobiologia.* . 1963, 25: 1
- Roger J E. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1985, 34: 858
- Bitton G. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1984, 38: 80
- Desai D. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1972, 7: 87
- Narbonne J F. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1978, 20: 184
- Riedel B et al. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1979, 23: 365
- Brdezonik R. *Water Res.* . 1970, 11(8): 886
- Kennicutt M C. *Water Res.* . 1980, 14: 325
- Alsop G M. *J. WPCF.* . 1980, 52: 2452
- Dutka B J. *Environ. Pollut. Ser. A.* . 1989, 29: 125
- 戴继森等. *环境科学.* 1989, 10(1): 59
- Liu D L. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1981, 26: 328
- Milner G. *Water Res.* . 1989, 23(3): 333
- Thompson G A. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1985, 34: 75
- Trevors J T. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1981, 26: 433
- Trevors J T. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* . 1982, 11: 203
- Williamson K J. *Water Res.* . 1981, 15: 383
- Tam T Y. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1981, 27: 230
- Bulich A A. *Aquatic Toxicology.* . 1979, 2: 98
- Walker J D. *Fate and effects of Pollutants.* . 1988, 60(6): 1107
- Neiheser T W. EPA-600/3-83, *Natl. Tech. Info. Ser. Publ.* No. P1383-259-721, 1983
- 朱文杰等. *环境科学.* 1989, 10(5): 7
- Beckmann. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1984, 32: 243
- Bauer K H Z. *Wasser Abwasser Forsch.* . 1982, 15(5): 243
- Bauer N J. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* . 1981, 22: 577
- Pagga V. *Water Pollut. Control.* . 1981, 74(1): 233
- Caplan J A. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* . 1983, 12(2): 123
- Jardim W F. *Water Res.* . 1990, 24(3): 2436
- Simpson D L. *Analyt. Chem.* . 1983, 120(4): 1128
- Dorward E J. *Environ. Sci. Technol.* . 1984, 18: 967
- Monk P. *Acta. Chem. Scand.* . 1985, 22: 1842
- Beezer A E. *Experientia.* . 1979, 35: 795
- Jensen E. *Thermochem. Acta.* . 1980, 40: 99
- Redel B. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* . 1983, 12: 234
- Ames B N. *Science.* . 1979, 207: 587

《资源环境常用数据手册》

——资源环境科研和管理者的必备工具书

最近,中国科学技术出版社的《资源环境常用数据手册》是集大气、水、土地、自然保护、海洋、城市环境、能源、经济与社会、环境政策与管理以及全球环境问题的常用数据于一体的参考性工具书,可收“一册在手,全局在胸”

之效。全书 35 万字,定价 10 元(包括邮费)。欲购者请联系,款到发书。邮局汇款至北京 2871 信箱《环境科学》编辑部万维纲(邮编:100085)。

Abstracts

Chinese Journal of Environmental Science

maximum number (MPN) of *Thiobacillus denitrificans*, the maximum denitrification rate, the maximum concentration of oxidizing Na_2S , and sludge loading rate of S^{2-} were $1.1 \times 10^8/\text{g VSS}$, $3.6\text{mg NO}_3^-/\text{g VSS} \cdot \text{h}$, 1750mg/L and $25\text{mg S}^{2-}/\text{gVSS} \cdot \text{d}$, respectively.

Key words: anaerobic- anoxic- aerobic process, municipal wastewater, nitrogen and phosphorus removal, *Thiobacillus denitrificans*.

Study on the Catalytic Oxidation of Na Alkylbenzenesulphonate in Aqueous Solution. Wang Xiaocheng et al. (Department of Environmental Engineering, Taiyuan University of Technology, Taiyuan 030024); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 43—46

A catalytic oxidation and degradation process of Na alkylbenzenesulphonate (NABS) in aqueous solution was experimentally studied by using NaClO as an oxidant, the type "TU" catalyst selected from a set of experiments, and the IR analysis to monitor the process. The factors affecting the removal of NABS from water were also studied. The results show that the type "TU" catalyst has a better ability to catalytically oxidize NABS in water, generally with a removal of about 80%, and almost all of the NABS in water can be degraded by the catalytic oxidation into simple inorganics and less carbonyl compounds.

Key words: Na, alkylbenzene sulphonate, catalytic oxidation, wastewater treatment.

Effect of Benzoylphenyl Ureas on Non- target Organisms and Their Metabolism in the Organisms.

Liu Guoguang et al. (Department of Chemistry, Henan Normal University, Xinxiang 453002); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 47—50

The reported research results concerning the probable effect of benzoylphenyl ureas on non- target organisms and their absorption, and metabolism in organisms have been reviewed in this paper, which include the effect of the insecticides on terrestrial life (including bees, silkworms and birds) and aquatic life (including fishes, crustaceans and arthropods), and their absorption, and metabolism in animal. It was suggested that the insecticides would not cause evident poisoning and pollution to bees, birds, poultry, cattle and fishes, but they are toxicants to silkworms, crustaceans and arthropods, especially to their larvae.

Key words: benzoylphenyl ureas, ecosystem, terrestrial, aquatic, poultry, cattle, toxicity, absorption, metabolism.

Theories, Methods and Applications about Environmental Carrying Capacity of Reservoir-

induced Resettlement. Xun Houping et al. (Centre of Reservoir- Induced Resettlement Research, Nanjing 210024); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 51—54

Environmental carrying Capacity of reservoir-induced resettlement is an important theory in reservoir-induced resettlement. Its basic theories are that living conditions of human being are restricted by the environment, environmental carrying capacity of reservoir-induced resettlement has a variability depending on the quality and quantity of the affecting factors. Its analysis methods are based on combining macroscopic qualitative analysis with microcosmic quantitative analysis as well as dynamic, primary and secondary, reliability analysis etc. Its theories and methods have been applied successfully in resettlement planning, with good results achieved.

Key words: reservoir-induced resettlement, environmental carrying capacity, resettlement planning.

Application of Bacteria to Monitoring of Environmental Contaminant Toxicity.

Cheng Jingquan et al. (Shenzhen Public Health and Anti-Epidemic Station 518020); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 55—59

This paper deals with a sort of monitoring methods in which germs are used as indicators for biochemical toxicity screening, bacteria growth inhibition, respirometric techniques, bioluminescence microtox, microcalorimetric and mutation test etc.

Key words: toxicity assay, biochemical toxicity screening, bacteria growth inhibition, microtox, microcalorimetric.

A Survey on the Levels of Total Organic Compounds

in Indoor air. Chen Guifu et al. (Wannan Medical College, Wuhu 241001); *Chin. J. Environ. Sci.*, 14(6), 1993, pp. 60—62

The total organic compounds in air of the living rooms of 82 households in both rural and urban areas were determined by monitoring AOD which serves as a synthetic index to show the level of air pollution by total organic compounds. The results showed that the concentration of air borne total organic compounds was $4.87 - 5.05\text{mg/m}^3$ in the rural living rooms, and $3.69 - 4.71\text{mg/m}^3$ in the urban living rooms, and the level of concentration depends on the degree of air pollution. It is also revealed that the increased human activity, smoking, residential volume $< 25\text{m}^3$, room temperature $> 5.0^\circ\text{C}$, wind velocity $< 0.07\text{m/s}$, and ACH < 1.0 are among the factors which raise the concentration of air borne total organic