

挥发性有机物光催化降解研究进展

Study Progress on Photocatalytic Degradation of Volatile Organic Compounds

田 地 张彭义 余 刚 (清华大学环境科学系, 北京 100084)

Tian Di Zhang Pengyi Yu Gang (Dept. of Environmental science and Engineering,
Tsinghua University, Beijing 100084)

摘要 阐述了挥发性有机物(VOCs)光催化降解的基本原理,分析了气相条件下不同VOCs的降解途径以及 O_2 和 H_2O 在光催化反应中的作用、光催化反应过程的传质和动力学规律,提出了反应器设计需要遵循的基本原则,叙述了VOCs光催化降解的催化剂及其失活现象、已研究的VOCs的光催化降解效率、部分物质难光催化降解的原因,讨论了VOCs光催化降解进一步研究的方向和应用前景。

关键词: 挥发性有机物 光催化降解 空气净化 大气污染

Abstract This paper systematically reviewed the current study of photocatalysis of VOCs. Firstly, the degradation paths of different VOCs in gas phase were analyzed on the basis of the basic principles of photocatalysis, as well as the role of O_2 and H_2O in reaction. Secondly, mass transfer and kinetics of reaction were described, thus the basic principle for the reactor design was defined. The variation of photocatalyst performance during the photocatalysis process and immobilization of photocatalyst for application were also introduced. Furthermore, the current study about the efficiency of VOCs degradation including the degradation rate and the completeness of degradation product were reviewed, and the cause of poor photocatalytic degradation was explained. Finally, further research efforts and the possible application of VOCs photocatalysis were discussed.

Key words: Volatile organic compounds Photocatalytic degradation Air purification Air pollution

1 概述

挥发性有机物(VOCs)广泛地存在于水、土壤和大气环境中,其中许多是有毒有害的物质,一些还有“三致”作用;部分在太阳光辐射下还与大气中的氮氧化物发生反应,生成臭氧和硝酸过氧乙酰等有害的光化学氧化剂。此外,VOCs还有可能导致平流层臭氧的破坏和全球气候变暖。美国国家环保局规定的优先污染物中50%是挥发性有机污染物,1990年清洁空气法修正案要求减排的189种有毒化合物中70%是VOCs。

目前,一般采用催化燃烧、化学氧化、吸附、吹脱、生物过滤等方法去除VOCs,但都有一定局限性,即使将以上方法联合作用,如活性炭-KMnO₄处理方法,也只能部分降解VOCs。因此,如何经济、有效、安全地去除VOCs是一个仍需研究的重要课题。

近20年来光催化领域的许多研究表明,光催化方法可以有效地降解多种VOCs,并将VOCs全部转化为CO₂和H₂O,而且在常温、常压下就可以进行,处理成本

相对较低。

2 光催化降解VOCs的基本原理^[1,2]

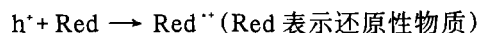
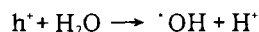
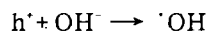
当用光照射半导体光催化剂时,如果光子的能量高于半导体的禁带宽度,则半导体的价带电子从价带跃迁到导带,产生光致电子和空穴。如半导体TiO₂的禁带宽度为3.2eV,当光子波长小于385nm时,电子就发生跃迁,产生光致电子和空穴。光致空穴具有很强的氧化性,可夺取半导体颗粒表面吸附的有机物或溶剂中的电子,使原本不吸收光而无法被光子直接氧化的物质,通过光催化剂被活化氧化。光致电子具有很强的还原性,使得半导体表面的电子受体被还原。但是迁移到表面的光致电子和空穴又存在复合的可能,降低了光催化反应的效率。为了提高光催化效率,需要适当的俘

教育部跨世纪优秀人才培养计划基金、留学回国人员科研启动基金项目

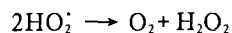
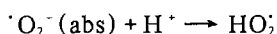
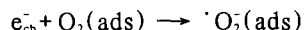
第一作者田地,女,1976年生,1998年清华大学本科毕业,在读硕士研究生。

获剂,降低电子和空穴复合的可能性,这是近年来光催化研究的重点。

氘同位素试验^[3]和电子顺磁共振(ESR)^[4]研究均已证明,水溶液中光催化氧化反应主要是通过羟基自由基($\text{OH}^\cdot$)反应进行的, $\text{OH}^\cdot$ 是一种氧化性很强的活性物质。水溶液中的 $\text{OH}^\cdot$ 、水分子及有机物均可以充当光致空穴的俘获剂,具体的机理如下:



光致电子的俘获剂则主要是吸附于催化剂表面上的 O_2 ,具体的机理如下:



可以看出, O_2 既可以抑制光催化剂上电子和空穴的复合,提高反应效率,同时也是氧化剂,可以氧化已经基化的反应产物,是表面羟基自由基($\text{OH}^\cdot$)的另一个来源^[5]。

然而,在气相条件下光催化反应却并不一定主要通过羟基自由基反应进行的。Fox^[6]指出,液相条件下光催化反应主要通过羟基自由基反应进行,是因为催化剂的表面有大量的羟基存在;气相条件下,即便反应体系中存在大量的水蒸汽使催化剂的表面也存在大量羟基,光催化反应主要是有机物与光致空穴直接反应而降解,因此VOCs在催化剂表面的吸附程度对反应效率有很大影响。Stafford等^[7]发现4-氯苯酚(4-CP)的光催化降解并不需要通过羟基自由基完成,而是和光致空穴直接反应完成。因为4-CP的苯环结构可以捕获中间自由基和电子,没有水蒸汽存在时,它可以和光致 $\cdot\text{O}_2^-$ 反应。Linsebigler等人^[8]的研究表明,三氯乙烯(TCE)初始氧化是由气相氧产生的活性自由物种($\text{HO}_2^\cdot$ 、 $\cdot\text{O}_2^-$ 等)引起的,而与表面的羟基自由基无关。

在气相光催化反应体系中,氧气分压和水蒸汽分压对光催化反应有很大的影响,尤其是吸附于光催化剂表面的 O_2 和水蒸汽。Phillips^[9]和Raupp^[10,11]对TCE的研究表明,氧气和反应速率的关系随氧气压力的增加由2级转变为0级。虽然气相光催化反应并不一定主要通过羟基自由基进行,但催化剂表面存在的水仍有和空穴作用生成羟基自由基的可能,同时还有利于氧气的光吸附,在大多数情况下水将加快光催化反应的进行。但Anpo等人^[12]最近研究却发现, TiO_2 表面吸附的水使价带和导带之间的差距减小,使得光致电子和空

穴更加容易复合,进而反应效率降低。

由此可见,气相光催化反应的机理与VOCs的种类有关,且不同的研究者对同一现象也提出了不同的解释,反应机理仍有许多不明之处,有待于进一步研究。

3 VOCs光催化降解的动力学和反应器模型

为了设计出能使VOCs和光催化剂、光子充分接触的反应器,需要研究反应动力学,从而能够确定相应的反应器模型。利用该模型,就可以确定反应器的最优结构参数和催化剂的分布结构。另外,这些模型给出的信息还能作为工程放大设计的参考数据,作为该工艺可行性评价的依据^[13,15]。

VOCs光催化降解过程主要包括传质过程和光催化反应过程。当VOCs气相浓度和催化剂表面的气相浓度十分接近^[16]时,说明传质速率很大,反应由光催化反应本身所控制,可以忽略传质过程;反之则必须考虑传质过程的影响,传质效率的高低直接影响光催化反应的效率。也可以通过改变VOCs相的流动速率来确定反应的控速步骤。若反应是传质控制的,则反应速率将随流速的增加而增加;若反应是由光催化反应控制的,则反应速率与流速的增加没有明显关系。

传质过程包括催化剂内部的质量传递以及VOCs相和催化剂之间的质量传递2部分。对于无孔和薄膜催化剂结构,可以忽略催化剂内部物质传递的阻力影响。

此外,在实际的研究中还常常把光催化反应器作为一个整体来衡量反应速率规律,如采用Langmuir-Hinshelwood(LH)方程^[17,18]。

VOCs光催化降解的速率受2个因素影响:吸附效率和光催化反应速率。有较高吸附性能的VOCs不一定具有较快的降解速率,还要综合考虑光催化反应速率常数 k 的影响。

4 VOCs光催化降解的催化剂

TiO_2 是目前最常用的光催化剂之一,最初是在固定浅床中利用粉末状 TiO_2 ^[10],此时催化剂容易随气流散失。为了提高催化剂的利用效率,对催化剂的固定进行了大量的研究。Dibble等人^[11]用溶胶-凝胶方法将 TiO_2 固定在硅胶上,比例为 $0.63\text{g}(\text{TiO}_2)/\text{g}(\text{硅胶})$,得到BET表面积为 $70\text{m}^2/\text{g}$ 的催化剂,反应速率可达 1g 催化剂 $0.8\mu\text{mol}(\text{TCE})\cdot\text{min}^{-1}$ 。利用化学光能技术测定的量子效率估计为2%~3%,而液相TCE在浆式反应器中的量子效率却小于1%。另外,还可以通过溶胶—

凝胶技术将 TiO_2 固定在玻璃小球上^[19], 所得催化剂的表面积可达 $160 \sim 194 \text{ m}^2/\text{g}$, 孔隙率为 $50\% \sim 56\%$, 处理效率很高, 紫外光照射 8min 后即达到稳定状态, TCE 的转化率可达 99.3% , TCE 表观量子产率为 $0.4 \sim 0.9$ 。此外, 也可以采用无机结合剂将 TiO_2 制成具有较好机械性能和催化性能的块状催化剂^[20], 有的还将 Pt 分散于 Ti 粒子的表面, 而后分散在纤维状的硅酸镁上。和普通的催化剂相比, 该催化剂可承受的气流压降增加了几个数量级, 光子与催化剂 3 维接触, 光催化活性表面大大增加, 能高效地去除大量的 VOCs。例如在 $80 \sim 110^\circ\text{C}$ 和 0.03s 的停留时间内 TCE 被完全降解。

湿度是影响光催化剂活性的一个重要因素。随着水蒸汽含量的增加, TiO_2 的催化活性增强, 但催化活性不确定^[10, 21]。原因可能是在光催化反应过程中, 催化剂表面羟基自由基被不断消耗, 为了保证长期的催化活性, 催化剂表面需要不断地有水补充^[11]。Alberici^[16]等人研究表明, 相对湿度为 23% 时, 可以保证催化剂具有较长时期的催化活性。他们还发现, 在甲苯光催化降解 150min 后, 光催化剂的颜色由白色变为黄色, 催化剂活性降低。其它的研究者^[22]也发现了类似的催化剂失活现象。催化剂活性降低的原因, 可能是由于一些中间产物被强烈地吸附在催化剂表面。Peral^[23]等人利用俄歇发射光谱研究发现, 杂质原子比如硅、氮可以导致光催化剂发生不可再生的催化剂失活现象。其它的抑制物质还有待于进一步研究。催化剂失活后, 可以在干净空气中用光照射催化剂使之再生^[16]。Alberici^[16]等人先用浓度为 50% 的 H_2O_2 清洗催化剂, 而后用光照射 1h, 催化剂即可恢复原来的颜色和活性。

5 不同 VOCs 的光催化降解效率

利用光催化方法处理液相污染物的研究表明, 该工艺可以有效地降解烷烃、烯烃、芳烃及其氯化化合物。有关气相条件下污染物的光催化降解研究相对较少。主要是研究 TCE 的光催化降解^[10, 11, 21, 24, 25], 对其它种类的 VOCs 的研究却很少^[21, 26]。Alberici 等人^[16]在研究了 17 种 VOCs 的光催化降解规律后, 发现 12 种物质具有较好的降解性, 而甲苯、异丙基苯、四氯化碳、甲基氯仿、吡啶的降解性则很差(见表 1)。四氯化碳光催化降解率为 0, 为了提高降解性, 在 600 mg/L 的四氯化碳中加入 1000 mg/L 的甲醇, 四氯化碳的降解效率提高到 10% 。这是因为降解效率主要取决于光催化剂 TiO_2 表面的电子给体的数量, 甲醇作为电子给体, 可以减小光致空穴和电子的复合, 从而提高光催化降解的效率^[27, 28]。Jacoby^[25]有关 VOCs 光催化降解的研究得到了

表 1 17 种 VOCs 光催化降解效率¹⁾
Table 1 Photocatalytic Degradation Efficiency
of 17 Kinds of VOCs

化合物	初始浓度(mg/L)	转化率 ²⁾ (%)
三氯乙烯	480	99.9
异辛烷	400	98.9
丙酮	467	98.5
甲醇	572	97.9
甲基乙基酮	497	97.1
t-丁基甲基醚	587	96.1
二甲氧基甲烷	595	93.9
二氯甲烷	574	90.4
甲基异丙基酮	410	88.5
甲苯	506	87.2 ³⁾
异丙醇	560	79.7
三氯甲烷	572	69.5
四氯乙烯	607	66.6
异丙基苯	613	30.3
甲基氯仿	423	20.5
吡啶	620	15.8
四氯化碳	600	0

1) 该数据获得的条件是: 黑灯(30W), $Q = 200 \text{ mL/min}$, 相对湿度 23% , 氧浓度 21% , $T = 50 \pm 2^\circ\text{C}$ 。

2) 转化率是指稳定后达到的值。

3) 该值为经过 60min 照射后的转化率。

类似的结果。进一步研究表明^[29], 含氮化合物比含磷、硫或氯的化合物的降解速度慢。

目前对 VOCs 气相光催化降解产物一直存在着争议, 如对 TCE 的光催化降解, Dibble 和 Raupp^[10], Yamazaki-Nishida 等人^[18]认为, TCE 的气相降解产物是 CO_2 和 HCl , 并且降解是完全的, 无其它副产物生成。而 Jacoby 等人^[25]的研究则表明, 光催化降解产物中不仅有 CO_2 和 HCl , 还包括二氯乙酰氯、光气、 CO 、 Cl_2 。Alberici^[16]的实验数据表明, 停留时间较短时 VOCs 的降解产物中常常包括一些尚未完全降解的副产物, 随着时间的增加, 这部分副产物继续反应, 从而达到完全降解。Kutsuna 等人^[30]的研究发现, 三氯乙烯和四氯乙烯的降解速率和产物的生成速率随反应条件而变化, 反应的条件不同, 降解的产物也不同。

6 VOCs 光催化降解的研究方向

光催化降解 VOCs 具有一定的优点, 如大部分有毒有机物能彻底无机化, 副产物少, 但是目前受到催化剂降解效率的影响, 还没有完全实用化。目前的研究方向主要集中于设计高效反应器, 充分利用催化剂的催化活性, 提高光催化剂的催化活性即提高催化剂的量子效率。研究方面为:

(1) 进一步完善催化剂的改性和固定化技术, 将

贵金属、金属离子、光活性物质加入光催化剂中,或者将多种光催化剂复合,从而提高光催化剂活性;寻找其它高效的催化剂,比如在乙二酸铁($\text{Fe}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$)的催化作用下,液相中TCE的处理效率是在 TiO_2 催化作用下的50倍,是否可以在气相光催化反应中达到同样高的效率,具体的应用形式还有待于进一步研究。

(2) 光催化效果较好的催化剂 TiO_2 ,吸收利用的光谱和太阳光谱重合的部分很少,使得对太阳光的利用效率不高。事实上,光子的能量值近似为 $3.2 \times 10^{-19}\text{J}$,这个值足够使化合物的化合键断裂。因此,寻找一种光催化剂,将光能转化为一种可以被物质吸收的能量形式,使物质被降解是十分有意义的,它类似于人工模拟物质的自然降解过程。

(3) 研究光催化技术和其它技术组合应用去除VOCs。一方面是系统内技术的纵向组合,如将光催化技术用作水中VOCs吹脱处理的后续方法。这时要求光催化反应器既要满足高通量、低压降,又同时使紫外光子、固体催化剂、气相反应物能充分接触。另一方面是系统内技术的横向结合,如在利用光催化系统处理VOCs的过程中,根据电化学原理将光致电子和空穴分离,从而提高光催化反应的效率。无论是横向还是纵向结合,都是发挥联合作用,最大限度地提高VOCs降解效率。

(4) 研究VOCs光催化反应的协同作用机理。实际环境中常常是多种VOCs共存的,因此应该考虑光催化反应时它们之间的相互影响。另外, NO_x 、CO、Pb等大气环境中存在的无机物及超细粒子对VOCs降解的影响也应该加以研究。

7 VOCs光催化降解技术的应用前景

光催化降解VOCs技术将主要应用在以下3个方面。

(1) 工业车间VOCs污染控制。VOCs污染比较严重的行业有钢铁制造、半导体元器件生产、酿造、干洗、照片冲洗等。由于不同的VOCs的光催化降解特性不同,而且随VOCs的浓度和流量的不同,降解效率也不相同,所以应该针对污染的具体情况来选择具体的VOCs光催化处理方法,如采用不同的光催化剂和反应条件。

(2) 室内VOCs污染控制。大量新型建筑、装饰材料、封闭式建筑结构的使用,使室内的VOCs污染日趋严重。可以将光催化技术应用到空气净化器和暖通空调系统中,直接去除VOCs等污染物质。也可以采用在

室内装饰材料中添加具有光催化活性的物质,提高室内环境的自净能力。

(3) 大气环境质量的提高。大气环境中VOCs和 NO_x 的相互作用,是形成光化学污染的主要原因。将光催化剂广泛的分布在自然环境中,利用太阳光的作用降解环境中的VOCs,从而减少了光化学污染的可能性。日本的研究表明^[31],日光条件下 TiO_2 光催化反应具有灭菌、除臭、防污、防雾、易洗、快干等特性,对环境质量的改善有重要作用,称其为“光洁净革命”。

8 参考文献

- 1 吴越. 催化化学. 北京: 科学出版社, 1995.
- 2 张彭义等. 半导体光催化剂及其改进技术进展. 环境科学进展, 1997, 5(3): 1-10.
- 3 Cunningham J. et al. Isotope-effect Evidence for Hydroxyl Radical Sensitized by TiO_2 in Aqueous Suspension. J. Photochem. Photobiol. A: Chem., 1988, 43: 329-345.
- 4 Jaeger C. et al. Spin Trapping and Electron Spin Resonance Detection of Radical Intermediates in the Photodecomposition of Water at TiO_2 Particulate Systems. J. Phys. Chem., 1979, 83: 3146-3151.
- 5 Okamoto K I. et al. Kinetics of Heterogeneous Photocatalytic decomposition of Phenol over Anatase TiO_2 . Power. Bull. Chem. Soc. Jpn., 1985, 58: 2015-2023.
- 6 Fox M. et al. Heterogeneous Photocatalysis. Chem. Rev., 1993, 93: 341-357.
- 7 Stafford U. et al. Radiolytic and TiO_2 -assisted Photocatalytic Degradation of 4-Chlorophenol. A Comparative Study. J. Phys. Chem., 1994, 98: 6343-6351.
- 8 Linsebigler A. et al. Photocatalysis on TiO_2 : Principles Mechanisms and Selected Results. Chem. Rev., 1995, 95: 735-758.
- 9 Phillips L A. et al. Infrared Spectroscopic Investigation of Gas-solid Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Trichloroethylene. J. Mol. Catal., 1992, 77: 297-311.
- 10 Dibble L A. et al. Kinetics of Gas-solid Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Trichloroethylene over Near UV-irradiated Titanium Dioxide. Catal. Lett., 1990, 4: 345-352.
- 11 Dibble L A. et al. Fluidized-bed Oxidation of Trichloroethylene in Contaminated Air-streams. Environ. Sci. Technol., 1992, 26: 492-495.
- 12 Anpo M. et al. Photocatalysis on Native and Platinum-loaded TiO_2 and ZnO Catalysis-Origin of Different Reactivities on Wet and Dry Metal Oxides. Bull. Chem. Soc. Jpn., 1991, 64: 543-551.
- 13 Maruyama T. et al. Light Intensity Profile in Heterogeneous Photochemical Reactor. Chem. Eng. Commun., 1992, 117: 111-116.
- 14 Peral H. et al. Heterogeneous Photocatalytic Oxidation of Gas-phase Organic for Air Purification: acetone, 1-butanol, butyraldehyde, formaldehyde and m-xylene Oxidation. J. Catal., 1992, 136: 554-565.

- 15 Raupp G. B. et al. Two-flux Radiation-Field Model for an Annular Packed-Bed Photocatalytic Oxidation Reactor. *AIChE J.*, 1997, 43(3): 792 ~ 801.
- 16 Alberici R. M. et al. Photocatalytic Destruction of VOCs in the Gas-phase Using Titanium Dioxide. *Appl. Catal. B: Environ.*, 1997, 14: 55 ~ 68.
- 17 Matthews R. W. et al. Photooxidation of Organic Impurities in water using Thin films of Titanium Dioxide. *J. Phys. Chem.*, 1987, 91: 3328 ~ 3333.
- 18 Zhang Y. et al. Fixed-Bed Photocatalysts for Solar Decontamination of Water. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 435 ~ 442.
- 19 Yamazaki-Nishida S. et al. Photocatalytic Degradation of Trichloroethylene in the Gas-phase using Titanium Dioxide Pellets. *J. Photochem. Photobiol. A: Chem.*, 1993, 70: 95 ~ 99.
- 20 Avila P. et al. Gas-phase Photo-assisted Mineralization of Monolithic Titania Catalysts. *Appl. Catal. B: Environ.*, 1998, 17: 75 ~ 88.
- 21 Raupp G. et al. Photocatalytic Oxidation of Oxygenated Air Toxics. *Appl. Surf. Sci.*, 1993, 72: 321 ~ 332.
- 22 Fu X. et al. The Gas-phase Photocatalytic Mineralization of Benzene on Porous Titania-based Catalysis. *Appl. Catal. B: Environ.*, 1995, 6: 209 ~ 224.
- 23 Peral J. et al. Heterogeneous Photocatalysis for Purification, Decontamination and Deodorization of Air. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 1997, 70(2): 117140.
- 24 Nimlos M. et al. Direct Mass Spectrometric Studies of the Destruction of Hazardous Wastes. 2. Gas-Phase Photocatalytic Oxidation of Trichloroethylene over TiO₂: Products and Mechanisms. *Environ. Sci. Technol.*, 1993, 27: 732 ~ 740.
- 25 Jacoby W. et al. Products, Intermediates, Mass Balances and Reaction Pathways for the Oxidation of Trichloroethylene in Air via Heterogeneous Photocatalysis. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 1661 ~ 1668.
- 26 Obee T. et al. TiO₂ Photocatalysis for Indoor Air Applications: Effects of Humidity and Trace Contaminant Levels on the Oxidation Rates of Formaldehyde, Toluene and 1, 3-butadiene. *Environ. Sci. Technol.*, 1995, 29: 1223 ~ 1231.
- 27 Choi W. et al. Photoreductive, Mechanism of CCl₄ Degradation on TiO₂ Particles and Effects of Electron Donors. *Environ. Sci. Technol.*, 1995, 29: 1646 ~ 1654.
- 28 Choi W. et al. Kinetics and Mechanism of CCl₄ Photoreductive Degradation on TiO₂: the Role of Trichloromethyl Radical and Dichlorocarbene. *J. Phys. Chem.*, 1996, 100: 2161 ~ 2169.
- 29 Waki K. et al. Photocatalyzed Mineralization of Nitrogencontaining Compounds at TiO₂/H₂O Interfaces. *J. Mol. Catal. A: Chem.*, 1995, 95: 53 ~ 59.
- 30 Kutsuna S. et al. Heterogeneous Photochemical Reactions between Volatile Chlorinated Hydrocarbons (trichloroethene and tetrachloroethene) and titanium Dioxide. *Atmos. Environ.*, 1993, 27A: 599 ~ 604.
- 31 徐焜煊. 日本对 TiO₂ 在微弱光下催化反应的应用. *现代化工*, 1998, 18(5): 17 ~ 19.

责任编辑 唐东雄 (收稿日期: 1999-12-20)

上海率先推广使用低烯烃无铅汽油

车用无铅汽油烯烃含量控制在 35% 以下, 是国家环保总局按照国务院要求制定的《车用汽油有害物质控制标准》中提出的限值规定。低烯烃无铅汽油的推广, 对于改善汽车发动机工作状况, 促进尾气排放控制有着重要的作用。按照要求, 上海和北京、广州三大城市应于 2000 年 7 月 1 日起全面实施新标准。为加快上海市机动车尾气污染控制步伐, 经市有关部门研究, 报请市政府同意, 上海已于 2000 年 1 月 1 日起在市区 40 个加油站率先推广使用低烯烃无铅汽油。3 月 1 日起, 全市所有的加油站将全部供应低烯烃无铅汽油, 提前全面完成国家提出的工作要求。

(苏国栋)

1999 年上海环保科研成果应用广泛

科研项目要为环保管理和决策服务, 为环保工作的顺利推进做好必要的技术储备和前期基础研究。1999 年上海有许多环保科研成果已结合实际得到了不同程度的应用, 如《苏州河曝气复氧工程可行性研究》成果水平达国际先进水平, 已成为苏州河综合整治方案决策中的重要依据之一; 《上海市能源与环境协调发展对策思路》已被市政府采纳, 成为《上海市能源结构调整若干规定》出台的重要依据; 《吴

淞工业区环境综合整治规划(环境篇)》, 全面指导吴淞工业区环境综合整治工作的实施; 《上海市畜禽废物污染控制对策方案研究》成果已被市政府采纳, 其中的部分对策措施已在市政府 1999 年实事工程中落实; 《九段沙湿地自然保护区建区规划论证》已上报上海市自然保护区专家委员会评审, 作为建区的重要依据。另外, 《上海城市雨水径流污染特征分析研究》获上海市科技进步奖三等奖; 《上海市“两控区”二氧化硫污染综合防治规划研究》、《上海市苏州河综合治理影响评价》两个项目获市府决策咨询三等奖。

(本刊记者 魏正明)

全国环境保护重点城市功能区 达标取得新进展

根据国家环保总局对全国重点城市环境功能区达标的调查汇总, 到 1999 年底, 全国除拉萨外的 46 个环境保护重点城市中, 有 13 个城市环境空气质量按功能实现达标, 占考核城市的 28.3%; 有 29 个城市地面水环境质量按功能实现达标, 占考核城市的 63.0%; 有 11 个城市的空气和地面水环境质量按功能均实现达标, 占考核城市的 23.9%。与 1998 年相比, 环境空气质量按功能实现达标的城市增加 5 个, 地面水环境质量按功能实现达标的城市增加了 4 个, 两者均达标的城市增加了 7 个。

(曾一雄)