

廣州環境科學

Guangzhou Huanjing Kexue





◁ 广州市环境科学学会于1990年3月22日在市政府礼堂、隆重召开成立十周年纪念大会



△在纪念大会的省市环保部门负责人强炳寰、吴广涑



◁ 专家在学会工作年会上介绍“七五”科技的攻关成果

在“六五”世界环境日前夕，广州市环境科学学会采取各种形式进行纪念活动。今年世界环境日主题是：儿童与环境。

▽ 专家在给儿童体检



▷ 热烈踊跃的咨询场面



广州环境科学

(季刊)

1990年第1·2期

(总17、18期)

目 录

· 管理论坛 ·

关于地方环境立法问题的管见……………罗辉汉(1)

对环保执法中若干问题的见解……………周修赐(5)

· 专题研究 ·

广州城市对太阳辐射的影响……………杨士弘(8)

广州市城市供水问题的灰色预测……………吴乾钊(18)

拟除虫菊酯类杀虫剂对池塘生态系统的影响及存在问题……………尹伊伟(23)

· 环境治理 ·

活性污泥生物除磷脱氮工艺在低浓度城市污水中的应用……………李方慧(26)

粪便污水处理厂粪便污泥利用途径的研究……………钟羨云等(30)

· 综 述 ·

利用磁化技术治理有机废水……………黄绳纪(36)

离子选择电极在环境分析中的应用(Ⅱ)国外部分……………陈诚之(40)

· 环境规划 ·

广州市从化县太平工业区水污染控制规划……………黄新华等(44)

番禺县沙湾水道水源保护区水质状况及其保护……………吴志英(49)

• 监测技术 •

塞曼电热石墨炉原子吸收光度法直接测定全血中的痕量

镉.....林明德 (57)

• 环境医学 •

广州市化妆品生产中细菌污染的调查.....冯楨智 (65)

• 译 文 •

充气兼性氧化塘系统的不确定模拟(下).....韩泰畴 (70)

• 读者园地 •

广州地区酸性降水环境探讨.....吴艳标 (76)

浅论广州土壤环境Cd、As、Hg元素的残留.....何述尧等 (78)

• 国外动态 •

污染危及亚洲经济增长 (4)

小颗粒的干沉降——一项实验评论 (7),

用于分析 β 粒子衰减的气溶胶自动采样仪 (7)

多层园板式污泥脱水机 (17)

UASB法重新崭露头角(22)

日本将成立“地球环境研究所”(64)

瑞典废物焚化的经验 (82)

日本新指定四种恶臭物质 (83)

瑞士研制激光雷达大气测定仪 (83)

美国总统减少酸雨危害的计划 (83)

主办 广州市环境科学学会

印 刷 番禺丹山印刷厂

广州市环境保护科技情报网

广东省报刊出版许可证 [88] 159号

编辑 《广州环境科学》编辑部

本期责任编辑:甘海章、冯铭芳、臧立

出版 广州市环境保护宣传教育中心

出版日期 1990年6月15日



关于地方环境立法问题的管见

中山大学环境法学副教授 罗辉汉

根据《中华人民共和国宪法(1982)》第三章关于立法权的规定,国家立法权由全国人大及其常委会行使,国务院依据宪法和法律制定行政法规、规定行政措施、发布决定和命令;地方(省级)人大及其常委会在不同宪法、法律、行政法规相抵触的前提下,可以制定地方性法规,但需报全国人大常委会备案;县级以上人民政府依照法律规定的权限,为管理行政工作,可以发布决定和命令。我国宪法同时又规定,刑事和民事等基本法律由全国人大制定和修改,全国人大有权撤销省级权力机关制定的同宪法、法律和行政法规相抵触的地方性法规和决议,以维护社会主义法制的统一和尊严。

可见,我国的立法权可分为中央(国家)立法权和地方立法权,地方立法权从属于中央立法权。地方环境立法属于地方立法范畴,理应由省级人大及其常委会行使。在我国,只有省级人大及其常委会才有权根据宪法和法律,并依法定程序制定地方环境保护法规并报全国人大常委会备案。而省级人民政府只能依法制定行政规章,且应报国务院备案。

我国的国家立法权对地方立法权具有支配和控制作用,地方立法权必须服从国家(中央)立法权,地方立法权的行使不得与国家立法权相抵触,否则国家立法机关有权予以撤销。

应当强调的是,为了严格地维护社会主义法制的统一和尊严,环境法律只能由国家立法机关制定或修改,环境保护行政法规只能由国务院制定。地方立法机关只能依法制定地方性条例、规定、实施法律和法规的实施细则(或办法)。

立法是严肃的科学研究工作。所以,要搞好地方环境立法,就必须具有科学的立法指导思想,并遵循正确的原则。

地方环境立法的指导思想

立法是以政权的名义,由权力机关及其执行和行政机关依一定程序、适用立法技术、按照执政(专政)阶级(通过执政党)的意志制定、认可、修改、补充或废止具有国家强制力和普遍性的社会规范的政治性活动。简言之,立法是政权为社会确定行为模式及其法律后果的活动。因此,为了使立法科学化、系统化就必须具有科学的立法指导思想。

立法指导思想是立法者从事立法工作的思维准则。以中国共产党为领导的人民共和国的立法指导思想理应来自马列主义毛泽东思想宝库。在浩瀚的马恩列毛的科学著作中，我们可以看到闪闪发光的立法思想。从环境法学的角度来看，可以把马列主义关于地方环境立法的指导思想表述如下：

1、以宪法和法律为根据，把环境法制的“法律动机”（立法宗旨）贯彻于地方环境保护之中，开展系统的地方环境保护立法，以形成国家环境法（含法律和法规）和地方环境法规及规章有机统一的环境法治系统，从而建立各级人民政府对本辖区的环境质量负责的法律基础，以利各级人民政府采取有效措施保护和改善环境。①

2、地方环境法规和规章应当反映本辖区生活环境和生态环境的动态平衡规律。马克思曾经指出：“立法者应该把自己看做一个自然科学家。他们不是在制造法律，不是在发明法律，而仅仅是在表述法律，他把精神关系的内在规律表现在有意识的现行法律之中。如果一个立法者用自己的臆想来代替事物的本质，那末我们就应该责备他极端任性。同样，当个人想违反事物的本质任意妄为，立法者也有权把这种情况看做是极端任性”而予以法律的约束。②

3、地方环境立法应当反映地方经济、文化、科学技术和社会水平。

4、按照协同学和反求工程原理开展立法，以保证地方环境法规和规章不与国家法律和法规相抵触，并及时清理地方环境法规和规章，做到既保持法规和规章的相对稳定，又及时修改、补充法规和规章，及时废止过时法规和规章，保证法规和规章的稳定有效。③

环境立法是极为细腻而复杂的科学研究工作。环境问题错综复杂，矛盾较多，关系重重，所以立法很不容易。研究和运用马列主义的立法指导思想，才能科学地进行立法，正确地行使地方环境立法权。

行使地方环境立法权的原则问题

根据宪法规定，中国的立法体制为中央集中统一领导、多级并存、多类结合的立法体制。我国的地方立法权在中国立法体制中只起贯彻执行国家立法权并依地方实际情况补充国家立法的作用。相对于国家来说，地方立法处于从属地位。所以地方立法只能制定地方性法规，而且还必须报全国人大常委会备案。省、自治区人民政府所在市的市人大及其常委会可以制定地方法规，报省、自治区人大常委会批准后实施，并由省、自治区人大常委会报全国人大常委会和国务院备案。

就当前的实际情况而言，我国地方立法权的行使尚不够充分，地方立法还处于起步阶段。我们应当注意：使地方立法权得以健康发展。笔者以为，地方立法权的充分行使与地方立法的健康发展，除有赖于正确的科学的指导思想之外，还必须确立地方立法的基本原则。按照马列主义法学原理和宪法规定，笔者认为，行使地方立法权应遵循下列两个基本原则：

1、坚持社会主义法制的统一性与地方具体情况相结合的原则。这就是说，地方环

境立法既要从本地区的环境质量状况、环境容量、城乡建设规划、生态环境状况和经济、政治、文化、科技发展水平等实际出发，实事求是地制定环境监督管理法规，又不能也不准背离国家环境保护的基本政策和环境法的“法律动机”，不能违背国家环境法的基本原则和基本制度，地方立法的灵活性必须以社会主义法制的统一性为基础。

2、坚持法规的稳定性与不断废、改、立相结合的原则。从我国实际情况来看，地方法规的稳定性小于国法的稳定度。因为地方立法不仅受制于地方实际的发展变化，而且受制于全国的大局。也正因为如此，所以地方环境立法工作，就必须解决好法规的稳定性与法规的废、改、立的关系。法律和法规的稳定性是相对的；随着经济建设的发展，客观环境的发展变化是绝对的。地方环境立法者必须注意：制定一个法规之后，必须反求之；地方立法必须更加注意废、改、立的辩证关系，应当经常清理地方法规。

当前亟需解决的问题

《中华人民共和国环境保护法（1989）》公布实施以来，地方各级人民政府正在千方百计依法对本辖区的环境质量负责。广州市正在实施以法治市和深入贯彻执行环境保护法。当前，在实施《中华人民共和国环境保护法》的过程中，遇到了一些非常具体而又亟待解决的问题。

1、环境法律和法规无明确规范又未授权地方环境管理立法，地方可否制定地方性法规或规章予以补充？

对于这类问题，笔者认为应予肯定。地方立法机关或政府应有权制定地方环境管理法规或规章，以补充法律或法规对地方环境监督管理之不足。例如，《大气污染防治法》和《噪声污染防治条例》均未规定禁止燃放鞭炮，也未授权地方立法机关制定法规予以禁止。然而，我们广州在环境监督管理中，为了保护和改善生活环境和生态环境，早在《大气污染防治法》和《噪声污染防治条例》公布实施之前就制定了地方性规章，明令禁止法人和其他社团燃放鞭炮。此外，广州在十年前还制定了消烟除尘的规定，实施烟尘控制区的措施。从而有效地控制了广州的环境污染，改善了环境质量。然而，由于《大气污染防治法》及《噪声污染防治条例》均无此规定，广州的这两项管理规章是否与国家法律和法规相抵触应予取消？是否可以依法将此规章修改上升为地方法规呢？回答应是肯定的。理由是：（1）国家法律、法规是从全国的基本情况出发，为全国立下的行为规范，不可能面面俱到包罗万象，且地方情况又千差万别。所以，宪法才授权地方可以行使地方立法权，以利法制的健全和发展；（2）地方立法在于保证法律和法规在地方得到更好的贯彻执行。所以，只要地方立法不违背我国环境立法的宗旨与环境法的基本原则和基本制度，地方就可以（有权）制定补充法律和法规之不足的地方法规或规章，以利环境法治。有鉴于此，我建议：广州可将上述规章合并修改，依据《大气污染防治法》将规章升格为地方法规，并尽快组织修改（起草）小组，完善地方环境法治系统。

2、环境法律和法规只规定行为模式未规定法律后果（只有行为规范而无法律责任

规定)的,或者法律和法规有欠缺的,地方可否予以地方立法补充?

对于这类问题,例如《环境保护法》第13条第2款和第36条,只规定了环境影响报告书和环境影响评价制度,但未规定相应的法律责任或制裁违反规范的条款,执行起来就难免发生歧义,怎么办?笔者认为,地方立法可以制定实施细则来完善它,以利防治环境污染和其他公害。只要有利于防治环境污染和其他公害,有利于环境法律的实施,就有理由制定地方法规来补充法律的欠缺。

3、当前,在地方立法中还存在地方法规与地方政府行政规章不分的问题,对此应尽快清理解决。笔者认为,凡是调整省(省府所在市)的重大社会关系的行为规范,都应当通过制定地方法规来调整,而不应以政府的决定、通知、通告、命令形式去调整。县以上人民政府是管理机关而不是地方立法机关,对于调整全省(省府所在市)的重大环境保护关系的行为模式,不宜以地方政府的规定、办法、决定之类的管理性文件去解决。目前存在的不同程度的政府规章代替地方法规的现象,亟应解决。地方立法机关应当依据宪法和法律,完善地方立法机制,健全地方法规。

注:

①参阅《中华人民共和国环境保护法》第1条、第16条。

②参阅《马克思恩格斯全集》第1卷第183页。

③参阅《环境法学》(罗辉汉)第8—13页、第46~62页,《广州环境科学》1988年第1期第1—4页。

· 国内外动态 ·

污染危及亚洲经济增长

亚太地区持续多年的高速经济增长,渐渐受到环保与日趋恶化的污染问题所影响。多数亚洲发展中国家面临有限的自然资源与国际收支平衡的限制,已不得不改用煤炭来应付日增的能源需要。亚洲环保问题的突出特征是:

1、该区能源需求量的增长幅度几乎是全球平均需求量的三倍,故都市与工业区的空气、水质、噪音污染都已开始超过环保法规订正的安全标准。

2、泰国、菲律宾、印尼等国伐木、开矿、建水坝、滥垦农地造成森林面积锐减。

3、许多国家靠煤供能推动经济增长,故面临日趋严重的空气污染和酸雨的破坏。中国大陆和台湾地区由于燃烧煤炭造成大气污染最为显著。台湾每年的煤消耗量为730万吨,预料到1995年时将增加到1500万吨,到2000年达2200万吨,台湾21个大气观测站,所测得的大气污染程度已超过环保标准。亚洲开发银行正加紧研究开发能源与环保的关系,日本政府已决定支持联合国一项有关亚洲国家预防全球气温升高政策的研究计划。此外,更需要拟定兼顾经济增长与环保需要的联合策略。

梁湘静摘编自《港澳台及国外统计信息》

对环保执法中若干问题的见解

广州市政府办公厅法制处 周修赐

《中华人民共和国环境保护法》是我国环境保护的基本法律，属行政法的范畴。实施环境保护法律制度，依法处理环境污染和其他公害案件，主要是适应行政处罚程序。而我国《行政诉讼法》是人民法院审现行政案件，包括环保行政案件的程序法。两法的正确实施，对于环境保护的监督管理，提高环境质量，以及依法维护环保主管机关行使行政监督职能，保障公民法人和其他组织的合法权益，均具有重大的意义。现根据环保执法的特点与环保行政案件的复议和诉讼中有关的几个问题，谈谈个人的见解。

一、关于环保执法的多元性问题

什么是环境？根据《环境保护法》第二条的规定，环境是指影响人类生存和发展的各种天然的和经过人工改造的自然因素的总体，包括大气、水、海洋、土地、矿藏、森林、草原、野生动物、自然遗迹、人文遗迹、自然保护区、风景名胜区、城市和农村等。从环境的含义，可以看到，国家要实施对环境的保护，是一个既广泛又复杂的庞大系统工程，它涉及诸多领域的复杂的社会关系，涉及社会生产和生活的各个方面。可以这样说，社会上每个人都既是环境污染的受害者，又同时是环境污染的制造者。

环境保护的广泛性决定了环境保护执法的多元性。环保执法的多元性，从《环境保护法》第七条的规定体现出来。第七条分四款作出明确规定。第一款规定：“国务院环境保护行政主管部门，对全环境保护工作实施统一监督管理”。第二款规定：“县级以上地方人民政府环境保护行政主管部门，对本辖区的环境保护工作实施统一监督管理”。第三款规定：“国家海洋行政主管部门、港务监督、渔政渔港监督、军队环境保护部门和各级公安、交通、铁路、民航管理部门、依照有关法律的规定对污染防治实施监督管理”。第四款规定：“县级以上人民政府的土地、矿产、林业、农业、水利行政主管部门，依照有关法律的规定对资源的保护实施监督管理”。第七条的规定，明确了我国环境保护实行各级环境保护行政主管部门的分级管理，同时又明确了各有关行政主管部门按照有关法律的规定实行分工管理。也就是说，环保执法，既有环保法律、法规授予的环保主管部门的执法，又有环保和其他有关法律授权的其他行政主管部门的执法。这是环保执法的一个显著特征。从这一特征出发，环保执法、行政复议和诉讼，必须遵循如下原则和要求：

（一）多元协调一致原则。这个原则要求在一个辖区内的环境保护工作，由该

辖区的环境保护行政主管部门实施统一监督管理，其他各有关部门依照法律规定对污染防治实施监督管理，多个部门共同执法，共同协作维护环境法制，共同达到提高环境质量的目的。

(二) 依法律规定行使职权原则，防止越权执罚、乱罚和滥罚。

(三) 因环保执法而引起的行政争议的复议，按法律的规定，由不同的行政执法单位的上级主管机关负责。

(四) 环保行政案件的被告，不仅限于环保行政主管部门，也可以是法律授权的行使某项环保职权的其他行政部门。

二、关于依据环保法规追究民事责任的问题

在实施环保法律、法规过程中，对违法者应追究法律责任。按照违法行为的情况、危害后果和主观因素的不同，应承担的法律责任有行政责任、刑事责任和民事责任。关于依据环保法规追究民事责任问题，在实践中，要注意掌握几个原则。

(一) 行政责任、刑事责任不能代替民事责任，即不能相互代替原则。如某人有危害环境的行为，并已造成了危害后果，除了按危害程度，依法追究其行政责任或者刑事责任外，还应追究其行为对国家、集体或他人所造成的财产、人身的危害的民事责任还应赔偿损失。行政处罚或刑事处分不能代替赔偿责任。

(二) 追究民事责任必须是对环境、财产或人身造成了危害后果，不能是未遂。也就是说，未造成危害后果，不能追究民事责任。这与行政责任不同。只要实施了违反环保法规的行为，没有造成危害后果，也可以追究其行政责任。

(三) 无过失责任原则。就是在环境

污染中不管致害者是否故意与过失，只要造成了客观后果，造成了污染，损害了他人，致害者就应承担民事责任。这与传统的民事责任中实行过失责任原则不同，传统的民事责任，必须是主观上具有故意和过失的主观要件，才承担民事责任。

(四) 追究当事人的民事责任后，如果当事人不服而起诉，人民法院按民事纠纷案件受理，不能按行政案件处理。环保行政主管部门根据《环境保护法》第四十一条第二款的规定，受理环境污染损害纠纷案件，是以第三者的身份进行处理的，适应调解的原则，如果调解不成，也只是提出调解处理意见书，当事人不服，可以向人民法院起诉，不起诉又不执行，环保主管部门不能向人民法院申请强制执行。

三、关于环保执法程序中的调查取证问题

我国《环境保护法》和其他的环保法律、法规中，对环保行政处罚程序均未作具体明确的规定，参照我国《社会治安管理条例》的有关规定，结合多年的环保执法实践，环保行政处罚程序，应遵循立案、调查取证，处理、送达、执行这几道程序。其中调查取证阶段是关键阶段。

“以事实为依据，以法律为准绳”既是人民法院审理行政案件的基本原则，也是环境保护行政主管部门处理环保违法案件的基本原则，只有认真做好调查取证工作，才能弄清违法事实，正确适用法律。我国《行政诉讼法》第三十二条规定：“被告对作出的具体行政行为负举证责任，应当提供作出该具体行政行为的证据和所依据的规范性文件”。第三十三条还规定：“在诉讼过程中，被告不得自行向原告和证人收集证据”。这些规定都明确

要求, 行政主管部门在作出具体行政行为之前, 必须认真做好调查取证工作, 掌握充分的证据。环保具体行政行为的证据内容, 应包括环境违法行为、损害结果, 以及违法行为与损害结果间的因果关系。证据的种类, 主要有书证、物证、视听资料, 证人证言、当事人陈述、鉴定结论、勘验笔录、现场记录等。

由于环保法规是环境学和法学交叉的科学, 是调整人们在开发、利用和保护自然资源活动中所产生的各种社会关系, 通过调整人们活动来协调人和自然的关系。因而, 无论在环保立法还是在环保执法中, 其技术性、自然性都是很强的, 这就给环境损害行为的调查取证工作带来了困难。比如要确定环境污染和破坏的危害程度, 情况复杂、难度很大。有些污染和破坏是多种因素复合作用的结果, 有些污染和破坏是长期作用而产生的后果, 一时的危害后果不显现出来, 过一段时间才出

现。这些均需要长期的观测, 需要进行综合的调查分析, 才能作出科学的判断。又如因果关系的认定, 难度也很大, 某些污染行为、污染物的排放与危害结果之间的因果关系, 难以找出直接证据, 有些在科学上尚未有肯定的结论, 更是无法取得因果关系的直接证据, 遇到这些问题, 在确定因果关系时, 有的同志提出可否采用推定原则。这是值得研究的问题。

此外, 还有证据的合法性有效问题。有关污染现场的勘验、检测记录, 一般来说, 应有勘验、检测人员签名, 还须有当事人签字认证。在实践中, 某些污染行为的现场勘验、如烟囟的冒烟观测, 由当事人在场认证, 是难以达到取证目的的, 因此, 可否采用合法旁证人现场认证。依个人之见, 这种做法, 取得的证据, 应该是合法有效的。

1990年3月20日

· 国外动态 ·

小颗粒物的干沉降——一项实验评论

据《Atmospheric Environment》杂志1988年第12期介绍了一种通过采集沉降于天然和代用品表面上的小颗粒物, 并用微测量技术以及其它粒子沉降速度测量, 几种小颗粒物的干沉降测量和预测方法, 可直接建议用于今后干沉降的研究方面。

李拥宪译自《CA—Pollution Monitoring》No. 16, 1989)

用于分析 β 粒子衰减的气溶胶自动采样仪

据《Journal of Aerosol Science》1989年第一期报道, 利用气溶胶物质内的 β 粒子衰减原理, 一种常规测量仪正在被发展起来, 这种最新仪器的设计特别适合于自动测量, 经滤膜采集到的大气粒子, 在采样和测量时, 仪器利用过滤器的自动定位装置和改变测位功能, 即过滤器内贮存脱机识别作用和记录, 这种仪器在设计上采用了低空载时间系统和高灵敏度的装置。

李拥宪译自《CA—Pollution Monitoring》No. 16, 1989。



广州城市对太阳辐射的影响

华南师范大学地理系 杨士弘

摘要

文章通过统计广州天河气象台1958—1987年近30年的日射观测资料和四周郊县同期的日照、云、湿度、气温资料建立回归方程分析广州城市发展对太阳辐射的影响。统计分析表明近30年来广州市直接辐射是在不断波动中趋于下降,散射辐射变化较小,总辐射变化趋势与直接辐射一致,也是在不断波动中趋于下降。以1970年为转折点,70年之前为正距平,70年之后为负距平,与混浊因子变化趋势相反。文章指出,广州市太阳辐射的上述长期变化与50年代以来北半球大范围的太阳辐射变化趋势并不完全同步;也不完全体现近年低纬度发生的几次火山喷发影响。而根据城乡同期的辐射条件和辐射量的对比指出,广州市的总云量、低云量比四周围的郊县站多、日照百分率比四周郊县站少;直接辐射比四周郊县站少6.2%,总辐射少4.6%,散射辐射占总辐射的比例比四周郊县站都大。这些正好与广州市的工业产值增长、人口增加和能源消耗量增多有着同步的相关关系。因此认为,由于广州市的迅速发展,人类活动强度加大,空气受污染日趋严重,大气中总悬浮微粒增多、大气混浊度增大,使到达城市地面的直接辐射和总辐射都明显减少。

太阳辐射是地球生命的主要源泉,是生态环境不可缺少的重要因子。广州作为我国华南沿海最大的工商业城市,珠江三角洲经济发展的辐射中心。近年来其经济发展速度很快,跃居全国大城市之前列,城市规模相应有了很大发展,对城市气候和城市生态环境产生了不可忽视的影响。关于广州城市对气候的影响有人已做过不少研究。本文着重从分析广州市及其

四周围郊县近30年的太阳辐射和影响因子的变化,说明城市化对太阳辐射的影响,这对研究低纬度城市生态环境的变化具有一定的意义。

一、资料来源和处理方法

文中所述广州城市是以天河气象台(以下简称天河②)代表。该站自1958年开始有日射观测至今年积累了三十年的资

①本文回归方程系数的计算承蒙佛山大学地理系邓国测老师协助完成,谨此致谢。

②天河位于广州市区东部。1985年以前虽然属于郊区,但在城市边缘,受城市影响较大。1985年5月经国务院批准正式划为市区。

料。郊县以北郊花县、西郊南海县、南郊番禺县、东郊东莞市四站代表。四站距离广州市区直线距离分别约为30、20、25、和60公里。郊县没有日射观测资料,但有云、日照、温度、湿度等的相对应三十年观测资料。由于到达地面的太阳辐射除制约于纬度因素之外,主要受云量、云状日照时数、日照百分率、空气湿度以及大气混浊因子等的影响。而太阳辐射到达量的多少又间接影响气温的高低。因此,我们利用天河站1958—1988年实测太阳总辐射(Q)、直接辐射(S)、散射辐射(D)的资料,与同期日照百分率(P)、总云量(N)、低云量(n)、相对湿度(RH)、气温(t)等五个因子,用逐步回归筛选法,建立总辐射、散射辐射与各影响因子的关系。在运算过程中发现,用逐步回归方法当剔除过多因子时精度会降低。因此,考虑在不影响精度的前提下才要求尽量少的入选因子。所入选的因子每月不同,就是同一个月,推求总辐射和推求散射辐射所入选的因子也不相同。上述五个因子,以精度最高的为标准。自动挑选建立方程,结果如表1所示。直接辐射月总量由下式求取:

$$S = Q - D$$

根据表1中的回归系数建立方程,分别代入广州各郊县同期观测的总云量(N)、低云量(n)、日照百分率(P)、相对湿度(RH)、气温(t)的数据,求得各郊县站的总辐射(Q)、散射辐射(D)和直接辐射(S)值。

考虑到人口和工业产值不仅反映城市经济发展的水平,而且也一定程度反应交通运输、能源消耗量和大气污染的程度。因此本文用城市人口、城市工业产值和煤炭消耗量的变化代表广州城市的发展状

况。利用上述计算结果分析到达广州城市及其四周郊县地面的总辐射、直接辐射、散射辐射和混浊因子(D/S)的情况,对照广州城市发展和能源消耗量的变化,探讨城市化对太阳辐射的影响。

二、广州市太阳辐射的长期变化

从广州市太阳辐射五年滑动平均值曲线图(图1)看,广州市直接辐射是在不断波动中趋于下降,60年代初期变化不大,后期减少明显,70年代初期变化比较平稳,中后期明显减少,80年代以来缓慢地下降,1985年开始又有所回升。散射辐射变化较小,在平均值附近摆动,总的趋势是有所上升。60年代后期和70年代前期,直接辐射多为负距平,散射辐射多为正距平,但正、负平均较小,相差不大,互相抵销,所以总辐射变化不大。70年代后期以来,尤其是80年代以来,散射辐射明显增大,而且多为正距平,直接辐射明显地为负距平,而且负距平比正距平大得多,故总辐射趋于减少。所以总辐射变化趋势与直接辐射大体相同,也是在不断波动中趋于下降。以1970年为转折,1970年之前为正距平,1970年之后为负距平,负距平远大于正距平(见表2)。就混浊因子的变化来看,趋势是增大,1975年以前为负距平,1975年以后为正距平,与直接辐射的变化趋势相似,但位相恰好相反。说明广州市太阳辐射的变化与大气混浊系数关系密切,也即与城市空气污染程度关系密切。据文献〔4〕研究:近几十年来我国大气透明度变化在一定程度上受到最近几次低纬度地区火山喷发的影响。对照广州市太阳辐射和混浊度变化曲线(图1、图2)看到,1963、1966、1974年几次火山喷发都在一定程度上对应广州市次

表 1 广州市太阳辐射特征模拟方程系数

项 月 份	输出变量个数 (L)	复相关系数 (R _{Y12M})	剩余方差比 (F)	剩余标准差 (S _y)	常数项 (B ₀)	N的系数 (B ₁)	n的系数 (B ₂)	S的系数 (B ₃)	RH的系数 (B ₄)	t的系数 (B ₅)
10										
1 Q	2	0.736	22.413	47.8	398.315	0.0	0.0	2.757	-3.186	0.0
1 D	2	0.517	4.746	19.812	82.069	0.0	0.0	0.0	-0.615	9.04
2 Q	2	0.976	266.032	28.357	109.652	0.0	0.0	5.796	0.0	-1.763
2 D	2	0.659	9.998	22.877	-119.772	22.719	0.0	3.436	0.0	0.0
3 Q	1	0.973	471.279	20.386	112.0	0.0	0.0	6.96	0.0	0.0
3 D	2	0.811	-25.049	22.452	-10.746	0.0	0.0	1.968	0.0	8.293
4 Q	2	0.976	264.358	31.416	124.277	-0.543	0.0	7.597	0.0	0.0
4 D	2	0.948	114.681	31.554	130.139	-0.593	0.0	3.677	0.0	0.0
5 Q	2	0.947	112.913	26.572	985.267	0.0	0.0	4.817	-8.856	0.0
5 D	2	0.425	2.863	18.92	180.579	-6.859	0.0	0.0	0.0	5.12
6 Q	1	0.673	22.312	66.502	190.524	0.0	0.0	5.79	0.0	0.0
6 D	3	0.557	3.742	24.236	443.218	30.575	-18.257	0.0	-3.778	0.0
7 Q	2	0.975	246.175	46.851	374.132	0.0	0.0	4.558	0.0	-4.501
7 D	1	0.248	1.77	23.605	260.847	0.0	-0.609	0.0	0.0	0.0
8 Q	2	0.862	37.522	34.425	491.061	0.0	-33.508	2.913	0.0	0.0
8 D	2	0.422	2.809	35.402	-563.151	0.0	0.0	-1.109	0.0	31.454
9 Q	2	0.896	49.512	27.895	577.022	0.0	0.0	3.496	-3.999	0.0
9 D	2	0.542	5.407	28.809	259.112	-33.521	39.405	0.0	0.0	0.0
10 Q	2	0.919	71.122	26.901	110.879	0.0	1.589	5.752	0.0	0.0
10 D	2	0.514	4.661	23.976	-87.476	0.0	0.0	-0.637	0.0	18.597
11 Q	2	0.944	109.95	19.19	253.994	-9.288	0.0	3.048	0.0	0.0
11 D	2	0.389	2.321	19.429	240.535	-4.374	0.0	-1.031	0.0	0.0
12 Q	3	0.936	62.049	19.913	477.518	0.0	-17.128	0.7	-1.541	0.0
12 D	2	0.636	8.834	1.189	5.163	0.0	-0.455	0.0	0.0	0.0
全年 Q	2	0.809	25.645	228.07	4501.386	0.0	-270.574	34.847	0.0	0.0
全年 D	2	0.992	186.547	160.286	320.602	0.0	0.0	527.223	56.742	0.0

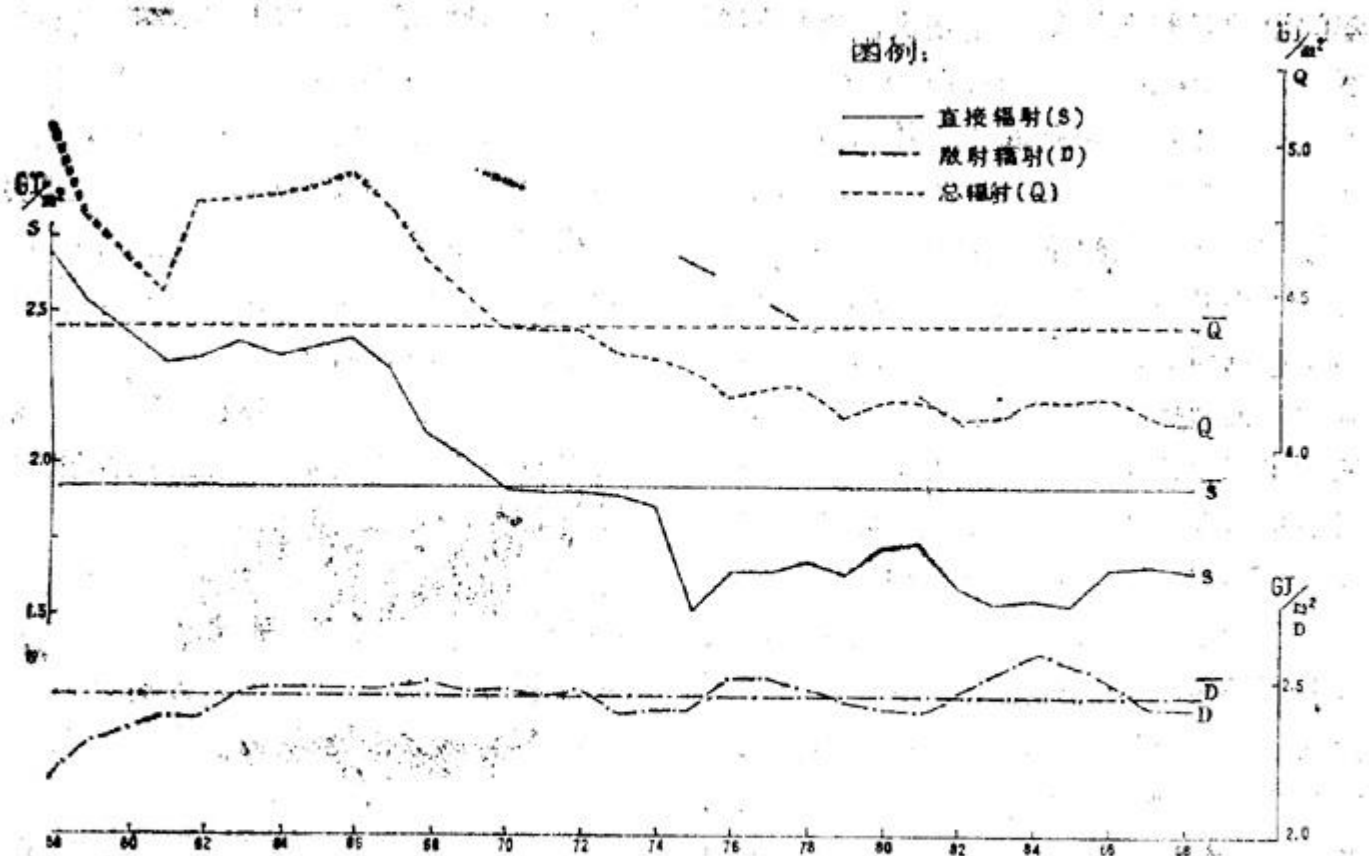


图 1 广州市太阳辐射五年滑动平均值变化曲线

表 2 天河不同时期太阳辐射和混浊因子对比

	总辐射 (Q)		散射辐射 (D)			直接辐射 (S)			混浊因子 (H)
	年总量	距平	年总量	距平	D/Q%	年总量	距平	S/Q%	D/S
1958—69	4677.3	287.1	2440.9	-16.3	0.52	2218.6	272.0	0.47	1.1
70—79	4203.7	-186.5	2421.8	-35.4	0.58	1782.0	-144.6	0.42	1.4
80—87	4123.4	-266.8	2538.1	80.9	0.62	1591.0	-335.6	0.39	1.6
平均	4390.2		2467.2			1926.6			

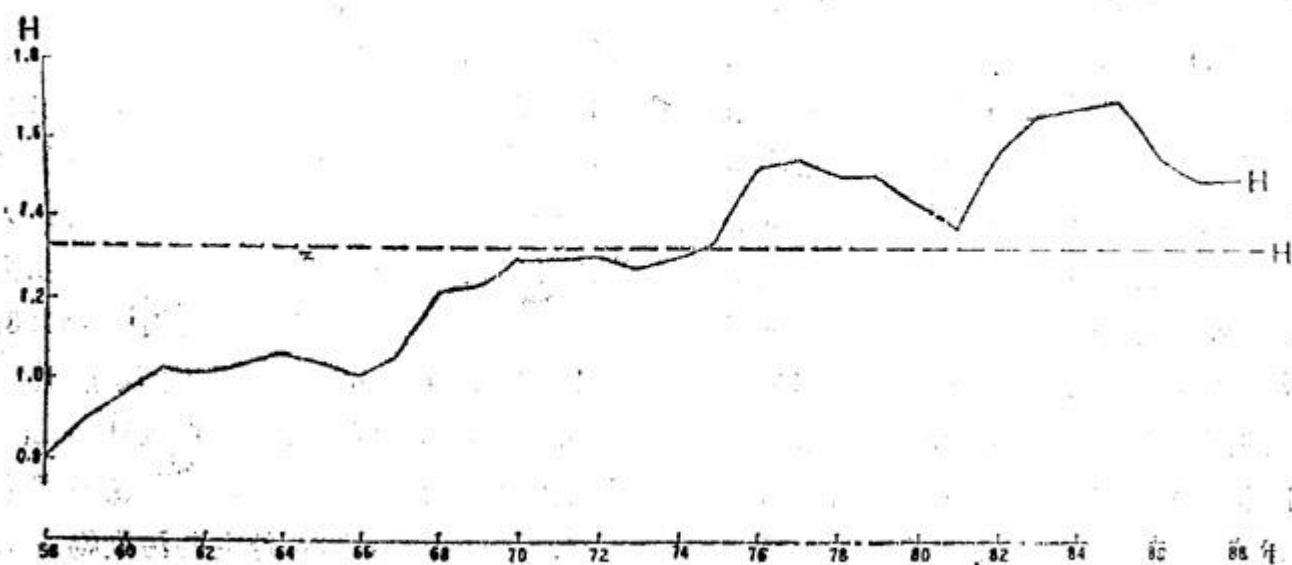


图 2 广州市混浊系数五年滑动平均

年的混浊系数和散射辐射增大，直接辐射减少。但1980年5月St·Helens火山喷发对应第二年广州市是混浊系数和散射辐射减小而直接辐射增大。因此，有理由认为上述广州市太阳辐射的长期变化不完全取决于火山喷发，而与城市化的影响有密切关系；据研究，50年代以来太阳辐射逐年减少是大范围地区乃至半球的普遍现象。从北半球范围来看，70年代北半球平均太阳辐射以每年0.025%的速率递增，80年代缓慢下降。可是广州市自70年代以来一直表现为下降趋势，故可以说此种下降趋势并不都是全球性因素的影响，而与广州大气透明度下降有关。据统计，80年代广州日照每天小于2小时的日数比60年代增多了34天/年，霾增多了53天/年。这些因素有效地影响广州市日射量的减少。

三、广州城市与郊县太阳辐射因子的差异

城市的太阳辐射到达量主要受纬度、季节和城市空气清洁度的影响。对于一个特定城市的长年太阳辐射状况来说，则主要取决于城市空气的清洁度，即与城市上空的灰尘、烟粒等大气污染物的含量及分布有关。大城市由于人口集中，工商业发达，交通繁忙、能源消耗量大，空气受污染严重，使城市上空大气混浊度增大，透明度减小。于是使到达城市地面的太阳辐射量大大减少，这些科学的论断，已被国内外大量的研究成果证实。但由于各大城市自然环境条件不同，城市发展水平等有差异，于是其对太阳辐射的影响程度也各异。例如，钱德勒（Chandler）研究，伦敦市总辐射（11月至3月）比周围乡村减少25—55%，日本关口武等调查，晴天东京日射（1958年3月8日至25日）比周

围乡村减少40—50%；我国邵德民研究，上海市总辐射（1973—1982年11月至2月）比郊区减少6.3%；韩玺山研究，沈阳市总辐射（1972—1982年12月至2月）比郊区减少5—10%。兰德兹葆（Land-sberg）总结大量城郊对比观测资料认为，市中心年平均总辐射比郊区少15—20%。太阳高度角小时（早晚或冬季）或城市污染严重时，由于太阳光线通过污染空气的路程较长，减弱可达30%以上。

广州是一个特大城市，市区常住人口336万，人口密度平均4万人/KM²，老城区荔湾4.6万人/KM²，越秀区5.4万人/KM²，最大密度的南华西街更高达12万人/KM²。人口密度在全国大城市中仅次于上海，居第二位。每天流动人口近百万。城市人口密度为郊县的几十倍。企业密度32户/KM²，机动车辆密度322辆/KM²，能源消耗量甚大。根据统计资料，1984年全市耗煤量为378.63万吨，耗重油123.13万吨。巨大的人流、能流、物流，使排入空气中的污染物质数量巨大，全市各种污染源排放的废气总量为每年685.92亿立方米，市区废气排放总量为每年567.59亿立方米。全市工业粉尘排放量为60146吨/年。广州市无论工业与民用燃料仍以煤为主。废气排放物主要是二氧化硫和烟尘，1984年市区排放二氧化硫104900吨，为郊县排放总量（14508吨）的7倍；市区排放烟尘量50326吨，为郊县排放总量（6950吨）的8倍多。从大气中各种污染物的平均浓度来说，据1987年监测数据，市区二氧化硫浓度0.083mg/m³，降尘14.60T/KM²·m，氮氧化物浓度0.106mg/m³，总悬浮微粒0.228mg/m³。上述各种主要污染物浓度均超过国家二级标准，降尘量超过国家二

级标准约近1倍。按1989年国家环境保护20项指标综合评分,广州只得54.8分,其中尤以关系大气污染的二氧化硫等几项得分最少。由此可见,广州市大气被污染形势十分严峻,其影响后果已引起人们的普遍关注,由于空气中存在大量污染物质,

使广州市的大气变得混浊,透明度减少。尤其是工业混合区上空气层的平均大气混浊度比居民区高约20%左右。若以D/S表示大气混浊度(H),计算结果列于表3和图2,由表3可以看出,广州市大气混浊度有明显的年变化,一年之中以3月、

表3 广州市大气混浊度(H)年变化

月 份	1	2	3	4	5	6	7
混浊度 (H)	1.07	1.53	2.35	2.89	1.96	1.86	1.09
月 份	8	9	10	11	12	全年	
混浊度 (H)	1.11	1.02	0.87	0.77	0.88	1.28	

表4 广州和我国部分城市1月份大气透明度变化趋势(T)

城市	广州	赣州	成都	南京
TP ₂	-0.00418	-0.00293	-0.00619	-0.00366
TP _d	-0.00384	-0.00268	-0.00584	-0.00612
城市	兰州	北京	沈阳	乌鲁木齐
TP ₂	-0.00618	-0.00658	-0.00225	-0.0032
TP _d	-0.00612	-0.00221	-0.00299	-0.00299

表5 广州市与周围郊县日照百分率对比(%)

月份 地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	全年
东莞	45	29	24	27	37	41	57	53	55	58	57	53	45
番禺	43	27	22	26	38	42	59	55	55	58	56	52	44
南海	41	25	21	23	36	40	57	53	54	56	55	50	43
花县	42	24	20	22	35	41	59	57	58	58	57	52	44
广州	42	25	20	21	32	37	54	50	52	54	54	50	40
郊县均	43	26	22	25	37	41	58	55	56	58	56	52	44
减少率	2	4	10	12	14	10	7	10	9	6	4	4	9

资料年代: 1960—1986年

表 6 广州市与四周郊区云量（总云量/低云量）的对比

月份 地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	全年
东莞	5.7/4.7	7.4/6.4	7.9/7.1	8.2/6.7	7.9/6.0	8.2/5.5	7.1/4.2	7.0/4.4	6.5/4.3	5.4/3.5	5.0/3.4	4.7/3.5	6.8/5.6
番禺	6.0/4.7	7.6/6.4	8.0/7.1	8.3/6.8	8.0/6.2	8.3/5.7	7.2/4.5	7.2/4.7	6.4/4.4	5.5/3.5	5.2/3.2	5.0/3.5	6.9/5.1
南海	6.2/5.2	7.7/7.0	8.2/7.5	8.4/7.4	8.0/6.4	8.3/6.1	7.1/4.6	7.2/4.9	6.3/4.6	5.4/3.8	5.2/3.7	5.2/4.1	6.9/5.4
花县	6.2/5.3	7.9/7.3	8.3/7.7	8.6/7.8	8.3/7.1	8.5/6.9	7.4/5.1	7.3/5.5	6.3/4.8	5.5/3.9	5.2/3.7	5.1/4.2	7.0/5.8
广州	6.3/5.5	7.8/7.2	8.4/7.8	8.5/7.7	8.2/6.8	8.4/6.3	7.2/4.9	7.2/5.0	6.4/4.7	5.6/4.1	5.2/3.9	5.2/4.3	7.0/5.7
郊区 平均	6.0/5.0	7.6/6.8	8.1/7.4	8.4/7.2	8.1/6.4	8.3/6.1	7.2/4.6	7.2/4.9	6.4/4.5	5.4/3.7	5.2/3.5	5.0/3.8	6.9/5.3

资料年代 1960—1986年

表 7 广州市与四周郊区太阳辐射和混浊因子对比

（太阳辐射单位：MJ/m²）

地点	总辐射 (Q)	直接辐射 (S)	S/Q (%)	散射辐射 (D)	D/Q (%)	混浊因子 (H)
东莞	4671.0	2106.1	45.0	2564.9	55.0	1.22
番禺	4614.0	2057.8	44.6	2556.2	55.4	1.24
南海	4531.0	1993.6	44.0	2537.4	56.0	1.27
花县	4518.4	2028.5	44.5	2529.9	55.5	1.25
广州	4390.2	1926.6	43.9	2463.6	56.1	1.28

4月份最大,11月最小。与文献〔2〕研究结果:春夏季混浊度大,秋冬季混浊度小的规律一致。由图2还可以看出,广州市大气混浊度年际之间也有差异,1970年以前大气混浊度较小,1975年以后明显增大,尤其以1982至1986年达到近40年的最大值。

由于城市空气混浊,大气透明度下降,文献〔4〕研究指出,自1977年以来我国各地大气透明系数下降速率加大,广州市复合透明系数(P_2)逐年递减率为 -0.00418 ,气溶胶透明系数(P_d)逐年递减率为 -0.00384 ,在全国八个大城市中仅次于兰州和成都,居第三位(见表4)。由于大气透明度减小,使广州市的日照百分率和照度都有所减少。如表5所示,多年平均广州市日照百分率比周围郊县平均减少约10%,春、夏季减少较秋冬季显著。从照度的减少来看,据笔者1987年7月8日所作的对比观测,广州市内污染严重的荔湾区(下九路测点),比污染较轻的清洁区(越秀公园内)日平均照度减少约21%。城市大气中的灰尘微粒较多,给水汽凝结提供了丰富的凝结核,因此,广州市的总云量、低云量比四周郊县都多(表6)。由上所述,广州市城乡之间太阳辐射条件有着明显差异,主要由于城市空气中存在大量污染物质,有效地吸收、反射和散射一部分太阳辐射。而总云量和低云量的增多,又足以阻挡一部分太阳辐射,削弱到达城市地面的太阳辐射强度,从而导致太阳辐射到达量的城乡差异。

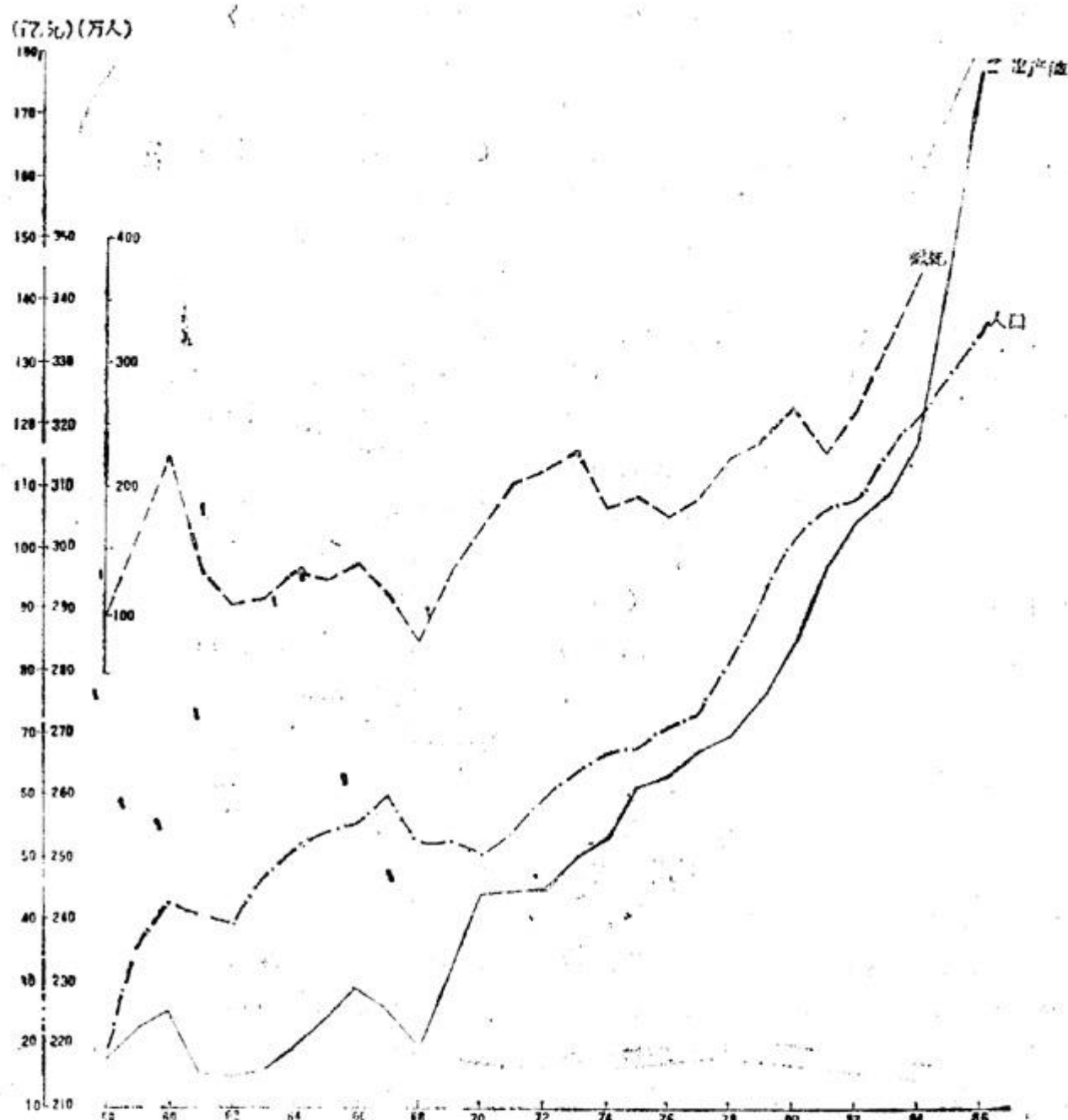
四、广州市太阳辐射的城乡差异

利用上述广州市各郊县站1959—1987年近30年的日照百分率(P)、总云量

(N)、低云量(n)、相对湿度(RH)和气温(t)的观测资料,代入表1中所建立的回归方程,计算各郊县站的总辐射(Q)、散射辐射(D)、直接辐射(S)和混浊因子(H)列于表7,由表7资料可见,广州市累计年平均直接辐射为 $1926.6\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$,比四周郊县都少,与四周郊县平均值相比减少了 $119.9\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$,按百分比计减少约6.2%,直接辐射所占总辐射的比例($S/Q\%$)也是最小。四周郊县平均直接辐射占总辐射的比例为44.5%,而广州天河直接辐射占总辐射的比例为43%;累年平均散射辐射广州市为 $2463.6\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$,比四周郊县平均($2547.1\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$)稍小,但其所占总辐射的比例($D/Q\%$)较四周郊县大,与四周郊县平均值相比约大0.6%。自然广州市的总辐射也较四周郊县少,与四周郊县总辐射的平均值($4593.6\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$)相比减少了 $203.4\text{MJ}/\text{m}^2\cdot\text{年}$,按百分比计减少约4.6%。据此分析,由于城市化的影响,到达广州市地面的太阳辐射不仅数量减少,而且组成也发生了变化,直接辐射所占的比例减少,散射辐射所占的比例增大。城市化使广州市总辐射的减弱效应主要是减少直接辐射所致。

五、广州市发展与太阳辐射变化的关系

图3是广州市人口及工业产值、煤炭消耗量逐年变化曲线。由图3看出,1970年之前广州市工业产值和人口基数较小,增长速度缓慢,起落变化较频。煤炭消耗量的变化也随之起伏。1970年以后,工业产值和人口迅速增长,尤其是改革开放以来(1976—1986年)的10年,广州市工业



图三、广州市人口及工业产值、煤炭消耗变化曲线图

产值直线上升, 人口和煤炭消耗量也随之大幅度增加, 排入大气中的污染物质必然增多, 所以大气混浊度相应增大(图2), 使到达城市地面的直接辐射和总辐射显著减少(图1)。变化趋势十分相似, 几乎都是以1970年为转折。我们再利用广州市区近30年(1958—1987年)太阳辐射(包括 $S \cdot D$ 和 Q)与同期工业产值、煤炭消耗量的资料进行相关分析, 同样得到到达广州市地面的直接辐射和总辐射与工业产值、煤炭消耗量存在着密切的相关关系, 它们的相关系数分别为 -0.67 和 -0.61 。而散射辐射与工业产值、煤炭消耗量的相关系数甚小。这与上述城乡太阳辐射差异的分析结果也一致。

由上述分析可以认为, 近30年来广州城市迅速发展, 由于工业增长、人口增加、能源消耗量逐步递增, 空气受到污染日趋严重, 大气中总悬浮微粒增多, 混浊

度增大, 从而对太阳辐射产生了一定的影响, 主要表现是使到达地面的直接辐射和总辐射量减小, 而对散射辐射的影响不明显。为了改善广州城市大气环境, 使居民得到健康的太阳直接辐射, 就需在保证经济发展的同时, 合理使用能源, 改革工艺流程, 限制污染物排放量。这是广州市环境规划中迫切需要解决的一个问题, 应引起环境和规划部门的重视。

参考文献

- [1] 杨士弘, 广州城市热效应统计分析, 地理科学V01, 7, NO. 1, 1987.
- [2] 黄伟峰等, 广州市地区大气透明度与空气污染, 城市气候与城市规划论文集, 科学出版社, 1985.
- [3] 沈雪平, 广州城市对气候的影响, 热带地理7(2)1987.
- [4] 方先金等, 我国透明系数的时间变化, 地理学报43(1), 1988.

=====

• 国外动态 •

多层圆板式污泥脱水机

多层圆板式污泥脱水机去年被评为日本产业机械工业会的优秀公害防治装置。该装置不使用滤布, 其过滤体是由两种直径和形状各异的不锈钢薄壁圆板(壁厚分别为 0.8 和 1.2 毫米)交替多层组装在轴上而成。该过滤体成上下两列配置, 且相邻的过滤体相互插入配置(可互相清扫圆周上的滤孔)。其上下两列间隔从入口侧到出口侧逐渐变窄(体积呈压缩趋势), 出口侧上下过滤体的转速比入口侧的转速慢(对分离污泥产生压缩力), 但均以低速(低于 1 转/分)旋转, 滤液从圆板圆周上的滤孔滤出, 分离污泥在上下过滤体间往出口侧移送过程中逐渐被压缩脱水。(见图1)该装置的优点是可以全自动24小时连续运行; 在自动反洗中也可运行, 且洗涤水用量极少; 无堵塞现象和污泥飞溅现象; 全封闭式几乎无异臭; 过滤体可长期使用; 无高速旋转部件, 噪声小而安全, 适用于所有有机污泥和加压气浮浮泡等含油污泥的分离。

广州市城市供水问题的灰色预测

广州市环境保护科学研究所 吴乾钊

一、城市供水系统是一个灰色系统

和其他社会系统、经济系统、工程系统一样,供水系统中存在着大量的随机变量,经常会遇到信息不完全的情况。1945年维纳提出的Closed Box和1953年艾什比的Black Box观点,对内部结构、特性、参数等信息不全的一类事物,提出了基本的研究方法。但这只是从研究对象的外部表现、从直观的因果关系、输入输出关系来研究的。客观系统常常是部分信息已知,部分信息未知的灰色系统,用黑箱的办法处理灰系统问题,常使系统内部为数不少的白信息得不到充分利用。1982年,由我国学者提出的灰色系统理论,利用灰色数据映射等方法,在生成数、关联度、灰导数、灰矩阵等概念上,建立了以灰色微分方程为基础的预测模型。

二、灰色系统预测模型建模机理

灰色理论认为,尽管反映系统行为的数据具有很大的随机性,数据的集合往往没有明显的规律,但它毕竟是有序的,其中包含了大量反映系统本征特性的信息,因而这些数据的集合必然具有整体功能。灰色系统理论将这些随机变量看作是在一定范围内变化的灰色量,通过对杂乱无章的原始数据进行一定处理后,可以发掘出隐藏在其中的某些规律。

利用生成数构造灰色模块,是灰色预测模型的基本点。它无须对大量数据进行统计处理,而是通过有限的时间序列到时间序列的数据映射来发现规律。

对数据列 $\{X(t), t \in N\}$

作变换 $T: \{X(t)\} \rightarrow \{X^{(\xi)}(t)\} \quad t \in N$

且有
$$X^{(\xi)}(i) = \sum_{K=1}^i X^{(\xi-1)}(K)$$

则定义 $\{X^{(\xi)}(i), i \in N\}$

为 $\{X(t), t \in N\}$ 的 ξ 次累加数列。

对非负数据列 $\{X^{(0)}(t), t \in N\}, \forall X^{(0)}(t) \geq 0$

作 ξ 次累加,得到 ξ 次累加数据列

$\{X^{(\xi)}(t), t \in N\}$

$$X^{(\xi)}(t) = \sum_{K=1}^t X^{(\xi-1)}(K)$$

用数学归纳法可以证明, 数据列

$$\{X(\xi)(t), t \in N\}$$

必为 $\xi-1$ 阶弱随机序列。

显然, 这个 $\xi-1$ 阶弱随机序列是单调递增的, 若 $\xi \rightarrow \infty$ 时, 连结数据列各点的分段折线趋近于光滑曲线, 且 ξ 阶右微, 则该累加序列可以用指数关系来拟合。

使用微分拟合的办法对给定的原始非负数据列建立灰色预测模型, 一般需要经过以下步骤:

首先是根据问题的提法和变量的多少, 确定模型的类型, 模型的一般形式为:

$$\sum_{i=0}^n a_i \frac{d^{n-i}}{dt^{n-i}} (X_1^{(1)}) = \sum_{i=1}^n b_i X_i^{(1)}$$

$$a_0 = 1 \frac{d^{n-i} X_1^{(1)}}{dt^{n-i}} = X_1^{(1)} \quad (\text{当 } i=n \text{ 时})$$

然后作数据生成, 对于给定的非负原始数据列

$$\{X_k^{(0)}(i)\} \quad i=1, 2, \dots, N$$

$$K=1, 2, \dots, h$$

有相应的 1 次累加序列

$$\{X_{jk}^{(1)}(i)\} \quad i=1, 2, \dots, N$$

$$K=1, 2, \dots, h$$

和 $X_k^{(1)}(i)$ 的多次累差序列

$$\{a^{(j)}(X_k^{(1)}, i)\} \quad i=1, 2, \dots, N$$

$$K=1, 2, \dots, h$$

$$j=1, 2, \dots, n$$

$$a^{(j)}(X_k^{(1)}, i) = a^{(j-1)}(X_k^{(1)}, i) - a^{(j-1)}(X_k^{(1)}, i-1)$$

$$a^{(0)}(X_k^{(1)}, i) = X_k^{(1)}(i)$$

由生成数构造累差生成矩阵 A 和累加生成矩阵 B

$$A = \begin{pmatrix} -a^{(n-1)}(X_1^{(1)}, 2), & -a^{(n-2)}(X_1^{(1)}, 2) \dots, & -a^{(1)}(X_1^{(1)}, 2) \\ -a^{(n-1)}(X_1^{(1)}, 3), & -a^{(n-2)}(X_1^{(1)}, 3) \dots, & -a^{(1)}(X_1^{(1)}, 3) \\ \dots & \dots & \dots \\ -a^{(n-1)}(X_1^{(1)}, N), & -a^{(n-2)}(X_1^{(1)}, N) \dots, & -a^{(1)}(X_1^{(1)}, N) \end{pmatrix}$$

$$B = \begin{pmatrix} -1/2 [X_1^{(1)}(2) + X_1^{(1)}(1)], & X_2^{(1)}(2), & \dots, & X_n^{(1)}(2) \\ -1/2 [X_1^{(1)}(3) + X_1^{(1)}(2)], & X_2^{(1)}(3), & \dots, & X_n^{(1)}(3) \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ -1/2 [X_1^{(1)}(N) + X_1^{(1)}(N-1)], & X_2^{(1)}(N), & \dots, & X_n^{(1)}(N) \end{pmatrix}$$

由 A 在前 B 在后构成的分块矩阵为 $(A : B)$

记微分方程的系数向量为 $\hat{a}$

$$\hat{a} = [a_1, a_2, \dots, a_n : b_1, b_2, \dots, b_{n-1}]^T$$

取数据向量 Y_N 为

$$Y_N = [a^{(1)}(X_1^{(1)}, 2), a^{(1)}(X_1^{(1)}, 3), \dots, a^{(1)}(X_1^{(1)}, N)]^T$$

按最小二乘准则可求得

$$\hat{a} = [(A:B)^T(A:B)]^{-1}(A:B)^T Y_N$$

三、广州供水系统若干参数的灰色预测

据珠江三角洲的自然地理条件，广州市的水资源开发利用可以按“以需定供”的方针进行。

用于预测，可以建立一阶单变量灰色模型 $GM(1, 1)$ 。 $GM(1, 1)$ 模型对原始数据列 $\{X^{(0)}\}$ 作数据生成后，有相应的微分方程

$$\frac{dX^{(1)}}{dt} + aX^{(1)} = u$$

微分方程的解为

$$\hat{X}^{(1)}(t+1) = (X^{(0)}(1) - \frac{u}{a})e^{-at} + \frac{u}{a}$$

对于 $GM(1, 1)$ ，累差生成矩阵为零，只有累加生成矩阵。模型中只能有独立的单变量 X ， u 为内生变量，与 a 同为待辨识参数，上述一阶微分方程仅为 $dX^{(1)}/dt$ 与背景量 ϕ 的线性组合。 $dX^{(1)}/dt$ 经离散化以后，上式为

$$a^{(1)}[X^{(1)}(K+1)] + a\phi^{(1)}(K+1) = u$$

考虑 $a^{(1)}[X^{(1)}(K+1)] = X^{(0)}(K+1)$

$$\phi^{(1)}(K+1) = (1/2)[X^{(1)}(K) + X^{(1)}(K+1)]$$

取 $K = 1, 2, \dots, n$ ，有方程组

$$Y_N = B \hat{a}$$

参数列 $\hat{a} = (a, u)^T$ 由

$$\hat{a} = (B^T B)^{-1} B^T Y_N \text{ 解出。}$$

据资料统计，广州市区人均自来水用量1949年仅23升/人·日，1970年发展为81升/人·日。1971年后递增率为7—10%，1985年接近300升/人·日，1988年统计人均用水量为362升/人·日，这样的增长速度是惊人的。据模型预测，按现有状况发展，人均用水量的结果如下：

年份	1985	1986	1987	1988	1990	1992	2000
实际值 升/人·日	293	310	335	362			
模型计算值 升/人·日	292.6	312.3	333.3				
模型预测值 升/人·日				355.8	405.4	461.8	778.2
相对误差 %	-0.14	0.74	-0.50	-1.71			

广州市区的生活用水量，1980年为2.25亿吨，1985年为3.50亿吨，1986年已增长至4.54亿吨，模型预测结果为：

年份	1985	1986	1987	1988	1990	1992	2000
实际值 亿吨	3.499	3.795	4.139	4.537			
模型计算值 亿吨	3.489	3.797	4.131				
模型预测值 亿吨				4.495	5.322	6.301	12.382
相对误差 %	-0.29	0.04	-0.19	0.92			

如果按有关部门预测,广州市区2000年人口为438万(其中常住人口386万)计,上述两个预测结果是相吻合的。

工业用水由两部分构成,一部分为自备水源,一部分由市政自来水管网供给。由市政供水的自来水总需求量为工业用市政水和城市生活用水之和,预测结果为:

年份	1985	1986	1987	1988	1990	1992	2000
实际值 亿吨	5.863	6.495	6.956	7.646			
模型计算值 亿吨	5.982	6.421	6.891				
模型预测值 亿吨				7.396	8.519	9.813	17.276
相对误差 %	2.03	-1.15	-0.93	-3.27			

相应地,为满足广州经济发展和人民生活水平提高对需水量不断增长的要求,广州市政自来水的供水量在逐年增加。1985年市政供水量6.25亿吨,1988年实际供水达7.74亿吨。按照实际供水系列预测,2000年供水量达17.79亿吨。

年份	1985	1986	1987	1988	1990	1992	2000
实际值 亿吨	6.247	6.794	7.233	7.740			
模型计算值 亿吨	6.292	6.743	7.227				
模型预测值 亿吨				7.746	8.897	10.220	17.792
相对误差 %	0.72	-0.75	-0.08	0.07			

上述预测结果稍大于一些有关部门同类研究提出的预测值。但从市政自来水的供需实绩和模型检验的结果来看,我们对1988年的预测结果比实际数还略偏小。从实际来看,广州市政自来水近来需求增长速度较快,尤其生活用水增长较猛,这个趋势至今尚未有减退的迹象。

广州市区近年生活用水年递增率

年份	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988
递增率 %	11.27	7.90	8.66	9.20	9.09	8.45	9.07	9.61

四、讨论

预测的作用不仅仅是根据现在去预见未来,更重要的是从预测中发现问题,通过决

策进行调控。城市大生活用水定额任其发展到778升/人·日是难以接受的,目前的用水发展趋势也必须加以控制。应该加强节水的宣传教育和政策引导工作。还应该看到,用水量迅速增加的状况是和近年经济过热和消费超前有关的,随着当前深化改革治理整顿,过热空气有所压缩,用水膨胀的压力会有所减轻。

如果能把生活用水增长率控制在7%左右,即1992年生活用水控制在5.95亿吨,2000年控制在10.22亿吨,总需水规模以15.2亿吨作为规划目标是可行的。这样2000年供水规模可定为15.6亿吨,即日供428万吨,取水量为49.6m³/s。

五、小结

利用在灰色微分方程基础上建立起来的灰色预测模型,对广州市供水状况进行分析。各参数计算值与实际值的相对误差一般不超过2%,最大相对误差不超过4%,这么高的精度是其他预测模型一般难以达到的。用这样的模型作出的预测结果具有较高的可信度。

本模型以年度统计结果作为原始资料,最新的年度统计结果可以对近年的预报值进行验证。同时,可以进一步建立新息模型或新陈代谢模型,对原有的预测结果进行高精度订正。

模型预测可以随时向决策者反馈系统的信息,以利于及时地采取有力的宏观调控措施,使系统稳步地向规划目标发展。

· 国内外动态 ·

UASB法重新崭露头角

近年来,随着含高浓度厌氧菌装置的研制成功,厌氧生物处理法重新崭露头角,其中尤以上流式厌氧污泥床法(UASB法)以其能高负荷处理有机废水而引人注目。该法槽底装有均匀布水器,槽上部装有气—固—液分离装置,在槽底部及中部保持有沉降性优异的直径为1~3毫米的高浓度微生物凝聚体(颗粒),底部SS浓度为5~10万毫克/升,中部为1~3万毫克/升。该法槽内可保持高浓度菌体;槽内几乎没有机械设备,且无需填充材,建设费用低,维护管理容易;颗粒污泥即使长时间处于饥饿状态也能稳定生存,适用于季节性生产的产业废水处理。该法通常以COD_{Cr}10~30公斤/米³·日的负荷处理COD_{Cr}浓度为3000~50000毫克/升的有机废水,COD_{Cr}去除率为80~90%,产生的污泥量也少,相当于去除BOD的5~10%,其处理能力约为以往消化法的5~10倍、约为近来发展的厌氧滤床法的2~4倍,由于UASB法具有上述优点,而且该法既不用曝气耗能,产生的甲烷气又可作为能源回收,今后应当大力推广普及。

——李战隆摘译自《公害和对策》Vol25No. 11(1989)

拟除虫菊酯类杀虫剂对池塘生态系统的影 响 及 存 在 问 题

暨南大学水生生物研究所 尹伊伟

拟除虫菊酯 (Pyrethroid) 杀虫剂现已在我国大量生产及进口, 原因是被认为对害虫高毒而对人畜低毒, 但其毒性、代谢及在环境中的归宿、变化及对水生生态系统中的毒性影响为目的报告则较为罕见, 从现在的文献调查来看, 仅知其对鱼虾的毒性较高, 对某些拟除虫菊的研究初步看来在水中比较稳定。因此这类化合物进入水系后的最终归宿及毒性效应是一个值得注意的问题。

笔者为此根据我国近年的研究工作, 并结合我们自己的一些试验结果, 对这个问题作些介绍及探讨, 希望能引起环保农林及水产部门的重视, 以便在大量发展进口这一类农药的同时要注意其对水生生态系统的影响, 制订环境对策, 以防患未然。

一、拟除虫菊酯对水生生物的毒性

下表可以见拟除虫菊酯与其性质相似的有机磷农药的毒性相比较, 这两种杀虫剂是目前最广泛使用的, 均属高效、低毒、神经性杀虫剂, 并在自然界中可以生物降解。

1、对鱼类的毒性(96小时 $<C_{50}$ 值)

对硫磷1.68ppm白鲢 溴氰菊酯

0.001ppm兰鳊鱼

0.006—0.008ppm虹鳊鱼

马拉硫磷12.0ppm白鲢

氯氰菊酯

0.0005ppm虹鳊鱼

乐果158.5ppm白鲢

氰戊菊酯

0.0073ppm虹鳊鱼

敌百虫11.0ppm食蚊鱼

氯菊酯

0.0032ppm虹鳊鱼

甲氰菊酯0.0015ppm食蚊鱼

“杀得”(混合菊酯)0.00

18ppm食蚊鱼

2、对水 (*Daphia magna*) 的毒性 (根据修瑞琴1988, 翟良安1989) 48小时 $<C_{50}$ 值)

对硫磷0.21ppb

溴氰菊酯0.3ppb

(96小时)

马拉硫磷0.29ppb

氯氰菊酯0.9

ppb

乐果620ppb

氰戊菊酯0.13

ppb

“杀得”(混合菊酯)5.8ppb

甲氰菊酯0.0017ppb

从上面的比较中可以看到, 第一是与常见有机磷杀虫剂比较, 拟除虫菊酯类对鱼类有较高的毒性, 属剧毒级, 第二, 虽

然有机磷农药对鱼类毒性极高（湖北水生所1976）但除虫菊酯类的毒性与有磷相仿，有些甚至更高，如甲氰菊酯可能是毒性最高的一种（接近ppt级）

二、在水生态系统中的积累及分解

1、已知拟除虫菊酯类在作物上分解迅速，如氰戊菊酯，在番茄上施用后一天消解12—33%，15天后消解64.5—85.2%（石键1989）

至在水生生物体内的积累情况，我国的报导主要研究在鱼体上的积累，均用同位素进行工作，据甘剑英（1989）报导，鲫鱼对氰戊菊酯的生物积累系数为40。王克欧（1984）报导了金园腹雅罗鱼对氯氰菊酯的生物积累系数为300，上述积累了氯氰菊酯的鱼在清水中放置两周后，70%放射物质已消失，因此除虫菊酯类在鱼体内的积累问题并不严重（DDT的积累系数为2866）而且排除亦并不困难。

2、拟除虫菊酯类在水中的变化

（一）光解速度，根据陈宗懋（1986）报导各种拟除虫菊酯类光解半衰期为150—179小时左右，与常见有机氯光解速度比较：

α -六六六为91小时

β -六六六为151—153小时

狄氏剂为153小时

艾氏剂为113小时

可见它的光解速度同有机氯差不多，因而对光比较稳定。

（二）水中的水解速度

根据夏会龙（1989）报导，氯氰菊酯在不同的PH环境中水解情况：

PH4.56半衰期2014.08小时（83天）

PH8.60半衰期574小时（23天）

在碱性环境中分解较快，该作者认

为：氯氰菊酯在水系中比较稳定，因此，随着除虫菊酯类农药在农业生产上大量使用，这类化合物进入水系后的最终归宿及效应仍是一个值得注意的问题。

另外，由于杀虫剂中有机磷也是目前大量使用的两种农药之一，而且它的水解机制与拟除虫菊酯相似属亲核反应，因此，上述作者将两者水解速度作了比较：

PH8.6	马拉硫磷	氯氰菊酯
2天	11%	94.6%
4天	1.6%	86.8%
8天	0.2%	79.6%

可见，拟除虫菊酯在水中远较有机磷化合物为稳定，毒害时间持久。

三、在底泥中的沉淀及吸附

很多专家认为：在水系中，底泥吸附拟除虫菊酯可能是一个净化途径，并可因此而降低了对鱼类的毒害，例如蔡道基（1989）做了溴氰菊酯混配农药对稻田—鱼塘水生态系统的安全评价，在稻田施药三小时后排水进入鱼塘，鱼塘水中溴氰菊酯开始浓度为0.35—0.40ppb，24小时后水中浓度降至零，但这时底泥中的溴氰菊酯为42ppb，达到最高值，塘中试验鱼没有出现死亡现象，但没有做水蚤及底栖生物的毒性。甘剑英（1986）。用标志同位素的氰戊菊酯研究在水稻—水—鱼系统中的分布情况，在水稻上模拟喷药，三天后排水，进入水系统后残留物只有4%（6.3ppb）其余的药大部分被底泥土壤吸附，作者认为：水中浓度达不到死鱼水平，但没有做土壤中的含量及半衰期，也没有做毒理变化，鉴于底泥的强烈吸附作用，因此很多专家认为，拟除虫菊酯类在大田中施用后，对水生态的毒性影响不大。

问题在于,被底泥吸附了的拟除虫菊酯类农药的归宿及毒性效应看来却是一个较大的问题,在第五届国际农药会议上,加拿大专家N. Y. Khan针对上述观点提出异议,他在一篇题为“合成拟除虫菊酯对鱼类的毒性评价”的论文中指出:“拟除虫菊酯类对水生生物的毒性高,不易挥发,难以溶解,对光稳定,只能在土壤中为微生物在酯键处代谢……在渔场上空洒时引起污染的显著效应,促使鱼贝死亡,所谓水中混悬物及沉积物吸附它而避免鱼贝死亡的说法,似有问题,尚待证实。初步发现,二氢苯醚菊酯被沉积物吸附后仍可使摇蚊幼虫死亡……可以认为,合成拟除虫菊酯对渔业及渔场水生系统有难以接受的危害”。

N. Y. Khan的论文中也指出除虫菊酯类在土壤中的半衰期可以从14日到长达84天之久,笔者本人在做甲氰菊酯对水蚤的毒性试验时,发现这种除虫菊酯溶液毒性持久而稳定,在夏季高温时,一个月以后在毒性逐渐下降的同时,溶液底部却出现絮状结晶的沉淀物,溶液放置4个月后沉淀物通过色谱—质谱联用仪的分析,证实为未分解的甲氰菊酯,上述实验证明甲氰菊酯在水溶液中较为稳定,并可以在水底沉淀,析出结晶,从而推测其在底泥中将会持久存在,对水生生态系统造成危害。

结 论

1、现时在本地区通用及引进除虫菊酯类对水生生物有剧毒,且在水中较稳定,但施用后很快被底泥吸附,对鱼类不会出现即时中毒现象,但大田施用后对水生无脊椎动物的即时性影响尚不清楚,有待研究。

2、拟除虫菊酯类被水中底泥吸附后的变化,归宿及毒性尚不清楚,某些拟除虫菊酯有可能在底泥中较稳定,而对水生生物造成危害,或在水中环境变迁后在解吸附时对水生生物造成二次为害,因此应加强这方面的研究。

3、由于本地区是水产集中的区域,因此建议对现有使用及引进的除虫菊酯类的使用地点及时间上加以适当的控制,如山区可以多用,三角洲地区要慎用;在时间上,在鱼苗培育期前后要加以限制,以免杀死饵料生物及较为敏感的鱼苗。

4、建议将发展对水生生物毒性较低的拟除虫菊酯类列为本地区农药的发展方向,根据报导,国外现已有一些新的除虫菊酯对水生生物低毒的可供参考如下:

thofenprox对鲤鱼48小时 LC_{50} 5.0ppm 对水蚤为40ppm

杀螟菊酯对鲤鱼48小时 LC_{50} > 50ppm 对水蚤(3小时) > 10ppm

丙烯菊酯对鲤鱼48小时 LC_{50} 1.5ppm 对水蚤为40ppm

胺菊酯对鲤鱼48小时 LC_{50} 0.18ppm 对水蚤为40ppm





活性污泥法生物除磷脱氮工艺在低 浓度城市污水中的应用

广州市市政工程设计研究院 李方慧

一 前言

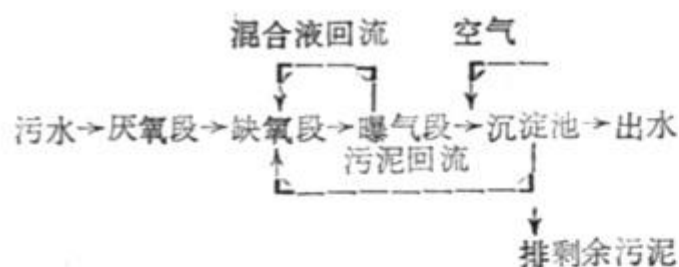
城市污水处理大多数习惯采用普通活性污泥法,经这一传统方法处理后,往往还留有大量氨氮、硝态氮和不少磷酸盐排入水体,使水中溶解氧耗尽,影响鱼类等水生物的生存;促使藻类过量生长。六十年代以来富营养化问题在国外引起了广泛的重视,许多学者通过试验证实:水体中氮、磷是导致藻类过量繁殖,大量消耗水体中氧的主要因素。要防止水体富营养化就要控制水体中磷、氮含量。目前世界各国对于控制水体中的磷、氮含量都十分重视,一些国家还作出了规定,例如,西德联邦议会规定污水量大于 $7500\text{m}^3/\text{日}$ 的污水处理厂,出水磷酸盐不大于 1mg/L ,氨氮廿四小时抽查不大于 3mg/L 。七十年代美国和南非开发的活性污泥法生物除磷脱氮新工艺,它比普通活性污泥法具有较高除磷脱氮、去除有机物的效果,污泥沉降性能好等优点。引起人们极大关注。

近几年广州珠江口接连几次发生“赤潮”,广州河段氨氮含量已大大超过藻类增殖的适宜条件,广州河段上游出现藻类

大量增殖的“青苔水”现象时会发生。另外大坦沙污水处理厂出水口距离我市最大的西村自来水管厂的吸水点只有6公里,为保护广州河段水环境和水厂水源,该厂必须严格控制磷氮排放。为此我院设计广州市大坦沙污水处理厂采用活性污泥法生物除磷脱氮工艺。为配合该厂工程需要,我院与中国市政工程华北设计院合作于一九八六年进行了小型试验;一九八七年七月至一九八九年二月我院进行为期一年多的中间试验;一九八九年四月至九月承接广州大坦沙污水处理厂委托第一期工程生产性培菌调试之便,进行了生产性试验。上述试验表明:(1)污水 BOD_5 浓度为 $150-200\text{mg/L}$,采用该工艺可获得较高的除磷89%和脱氮73%的效果。(2)污水 BOD_5 浓度为 $60-100\text{mg/L}$,经采取措施后取得除磷60—80%、脱氮60—80%的效果。(3)污水浓度 BOD_5 小于 50mg/L ,采取相应有效措施后,不仅能维持正常运行,还取得除磷51.2%、脱氮52.3%的效果。

二 工艺流程和基本原理

工艺流程示意如下



生物除磷主要是通过专性好氧的不动细菌在厌氧条件下处于压抑状态，以菌体内的多聚磷酸盐为能源，把有机物吸收到细胞内转化成聚β羟丁酸贮存起来，同时将体内多聚磷酸盐分解为可溶性磷酸盐排出体外。经过厌氧压抑释放磷的不动细菌，在好氧条件下具有很强的吸磷能力，将污水中磷酸盐吸收转化为多聚磷酸盐贮存体内。在厌氧条件下释放磷越多，则在好氧条件下吸收也越多。利用排乘余污泥达到去除污水中磷的目的。

污水中有机氮首先被异养菌转化为氨氮、然后氨氮被亚硝化菌、硝化菌硝化为亚硝态氮、硝态氮，由于硝化菌比生长速率比亚硝化，菌高，所以曝气池中亚硝态氮浓度很低，主要以硝态氮形式存在。大量硝态氮在缺氧条件下，通过兼性厌氧反硝化菌作用，以污水中有机物作为电子供体，硝态氮作为电子最终受体，使硝态氮被还原为分子氮逸入大气，从而达到最终脱氮目的。

三 试验情况和结果

(一) 小型试验

较高浓度污水处理试验在天津以纪庄子污水为基础，调配进水 BOD_5 150—200 mg/L，总氮 26.2 mg/L，磷酸盐 12.7 mg/L 进行的。雨季模拟运行试验在广州以荔湾冲污水为基础，调配进水 BOD_5 100 mg/L，总氮 19 mg/L，磷酸盐 14 mg/L 进行的。

1、运行条件

流量 100 升/日

停留时间 厌氧：缺氧：好氧 = 1：

1：6

混合液回流 200%，150%（雨季）

污泥回流 30—40%，30%（雨季）

MLSS 2—3 克/升

2、试验结果

(1) 污水 BOD_5 浓度为 150—200 mg/日运行试验证明生物除磷脱氮工艺具有较高的除磷 89%，脱氮 73.1% 效果，完全能达到预期的处理效果；对去除 BOD_5 ，非常有效，它比普通污泥法优越得多。

(2) 雨季污水浓度 BOD_5 降低为 60—100 mg/日时，经采取厌氧段前加接可变段以及在厌氧段和缺氧段取 2：1 的分散进水措施后，能提高除磷脱氮效果，取得除磷 60—80%，脱氮 60—80%，去除 BOD_5 大于 90%。

(二) 中间试验

地点选在广州市流花湖畔排水闸旁，取自司马冲下游段污水运行试验，其水质为 BOD_5 53.2—96.6 mg/L， COD_{Cr} 102.7—151 mg/L，磷酸盐 6.2—8.7 mg/L，总氮 21.2—35.7 mg/L。

1 运行条件

流量 70 m³/日

停留时间 厌氧：缺氧：好氧 = 1.2：

2.1：4.53

混合液回流 200%

污泥回流 50%

MLSS 2.5—3.5 克/升

2、试验结果

(1) 当水温为 26—32℃，进水浓度平均为： BOD_5 96.6 mg/L， COD_{Cr} 145.3 mg/L，磷酸盐 6.2 mg/L，总氮 21.2 mg/L 时，平均去除 BOD_5 87.9%、 COD_{Cr} 81.4%、磷酸盐 81.4%。总氮 64.5%。

(2) 当水温为 17—21℃，进水浓度

平均为: BOD_5 89.2mg/L、 COD_{Cr} 151mg/L、磷酸盐8.7mg/L、总氮35.7mg/L时平均去除 BOD_5 70.2%、 COD_{Cr} 73.5%、磷酸盐75.5%、总氮61.6%。

(3) 当水温为 8—12°C, 进水浓度平均为: BOD_5 53.2%、 COD_{Cr} 102.7mg/L、磷酸盐7.1mg/L、总氮28.8mg/L时, 平均去除 BOD_5 63%、 COD_{Cr} 72.3%、磷酸盐67.6%、总氮39.7%。

试验结果表明去除率与进水浓度、温度有关; 当水温小于12°C除氮效果明显下降。

(三) 生产试验

在广州市大坦沙污水处理第一期工程的南半池, 取自荔湾冲污水进行生产性试验。由于广州市旧城区是合流制下水道, 加上目前防潮闸门还未能全部关闭, 潮水流入稀释等原因, 影响试验进水质很低, 平均 BOD_5 39.3mg/L、 COD_{Cr} 123.8mg/L、磷酸盐 7 mg/L, 总氮17.6mg/L。在如此不正常情况的低浓度污水能否有效进行, 在国内尚未有先例借鉴。试验期间不但进水浓度低, 还遇上水泵送流量只达设计的0.6倍, 因此培菌调试非常困难。培菌时投加了大粪才将活性污泥培养起来。由于目前污水有机物浓度太低, 碳氮、碳磷比例失调, 经调整工艺参数虽可维持运行, 但除磷脱氮效果很差。后来经过反复调试, 采取将连续曝气改为间歇曝气, 改革运行方式等有力措施后, 收到良好效果, 除磷脱氮得到明显提高; 还节省了能耗。

1 运行条件

流量 2—3 万 m^3 /日

停留时间 厌氧: 缺氧: 好氧 = 1:

2: 5

混合液回流 100—150%

污泥回流 25—50%

MKSS 3.5—4.5克/升

2 试验结果

(1) 采取措施前, 当平均进水 BOD_5 38.4mg/L、 COD_{Cr} 105.6mg/L、磷酸7.4mg/L, 总氮16.9mg/L时, 平均去除 BOD_5 52.1%、 COD_{Cr} 58.5%、磷酸盐25.1%、总氮34.2%。

(2) 采取措施后当平均进水 BOD_5 39.2mg/L、 COD_{Cr} 124mg/L、磷酸盐6.5mg/L, 总氮17.4mg/L时, 平均去除 BOD_5 66.8%、 COD_{Cr} 65.1%、磷酸盐51.2%、总氮52.3%。

这样低浓度污水采用该工艺, 不但能维持运行, 还能取得上述除磷脱氮效果, 在国内尚未见报导。试验表明低浓度污水 BOD 小于50mg/L, 采用本工艺也可有效运行, 这对于今后我国推广应用活性污泥法生物除磷脱氮工艺将是一个新的突破, 将会产生积极作用。

四 低浓度污水运行应注意的问题

(一) 污水浓度较低时, 必须外加有机物(粪便或有机水)补充微生物所需养份, 才能较快培养好活性污泥。不然所需时间较长, 且难以培养到活性强, 沉降性能好的污泥。当活性污泥培养完成后, 应从高浓度向低浓度过渡一段时间, 让其适应所处环境才转入低浓度运行。

(二) 低浓度污水有机物含量低, 所需供氧量不多, 在运行过程要设法控制既使曝气池内污泥呈悬浮状态, 但又不会溶解氧太高。因此供氧量要经常根据进水浓度高低作相应调整, 保持曝气段内溶解氧为 2—3 mg/L。本工艺比普通活性污泥法所管理的内容要多且复杂, 尤其是进水 BOD_5 小于50mg/L管理要求更严。

(三) 控制系统内硝态氮含量不能

太高,根据生物除磷机理,好氧不动细菌在厌氧压抑状态下,将体内的多聚磷酸盐以磷酸盐形式释放出体外的同时,把污水中有机物吸收到细胞内。当进水或回流污泥带进较多硝态氮时,在厌氧状态下硝态氮会利用污水中有机物作为电子供体进行反硝化,这样可供不动细菌吸收的有机物相对减少,就会影响向体外释放磷也减少,接着在好氧条件下吸磷能力也相应降低,从而影响除磷严重恶化。同时系统内硝态氮含量高对除氮也很有影响,因为硝态氮浓度很高,反硝化所需的电子就多,而低浓度污水不可能满足其对电子的要求,无法让它全部还原为分子氮逸出,因而使系统内积累大量硝态氮,降低除氮效果。在低浓度污水运行中,为了降低系统内硝态氮含量,提高除碱除氮效果,有时要适当控制硝化反应的程度。

(四) 一般是根据泥令控制排泥量,但低浓度污水运行则需根据污水浓度、污泥体积百分率和污泥浓度等因素综合考虑,在保证池内有一定沉降比和污泥浓度后才可以排泥。污水浓度低,泥令必定会延长。我们在试验期间适当延长泥令没有发现对除磷效果有明显的影响。而污水中有机物和厌氧段硝态氮含量才是影响除磷的主要因素。

五 几点看法

(一) 在试验中观测到污水中有机物(BOD_5) 60—70%在厌氧段被去除。根据除磷机理,这些有机物被不动细菌吸收到体内,吸收得越多,释放体内的磷也越多,因此本工艺有别于其它工艺,污水中有机物浓度太低反而不利于除磷。所以当进水浓度不高,采用本工艺时不宜设初沉池,同时此类污水厂应备有较大灵活性

的运行条件,以便于进水浓度不稳定时采取相应的运行管理,才能保证达到一定的除磷脱氮效果。

(二) 城市污水都会接纳一定量工业废水,若工业废水中含有抑制毒害硝化菌物质,就会使硝化菌迟迟不能增殖,当流失率大于生长率,就不会显出硝化效果。我们在中间试验几次用司马涌污水试验培菌都碰到这个现象,即当活性污泥培养起来后,去除 BOD_5 效果很好;也有一定除磷效果;唯独硝化反应很差,进出水氨氮几乎没有变化。要经过3—4个月驯化后,让硝化菌适应所处环境大量生长起来才取得明显硝化效果。生产性试验系用荔湾涌污水运行,没有上述情况出现。溶解氧、温度、污泥负荷、PH值等对硝化反应有一定影响,但均不会影响硝化反应不能进行。毒害硝化菌的物质才会有这样大的影响。据资料介绍:某些重金属、络合的阴离子以及有机化合物对硝化菌是有毒害的,通常对于未驯化硝化菌的有毒有机物有:硫脲、丙烯基——硫脲,8—羟基喹啉、水杨醛肟、细氨酸、氨基酸、全氯乙烯、 β -基苯噻唑等,有毒无机物有:Zn、 OCN^- 、 ClO_4^- 、Cu、Hg、Cr、Ni、Ag等。至于哪些物质含量多少对硝化菌毒害如何,因经费、时间等尚未能进行探讨。当硝化菌经驯化适应环境后,即使有抑制物质存在仍然能进行硝化反应。

(三) 据有关资料报导,当温度小于 $15^\circ C$ 对硝化反应影响很大。但是我们在试验中观察到污水浓度和碳氮比例比温度影响还要大。当水温在 $10-14^\circ C$,污水 BOD_5 浓度 $244.8mg/L$, $BOD_5:TN=10-15:1$ 时,微生物活动非常旺盛,生物相很好,取得98.5%硝化效果;当水温在

(下转第48页)

路：一是排入流溪河；二是排入流溪河左灌渠；三是引去灌溉附近的农田、果园。我们认为，三种方案各有利弊。方案一的优点是排放方便，丰水期流溪河有一定的水环境容量，可利用其自净能力，但不足的是枯水期流量很小，容量不大，难以接纳工业区的污水排入，一旦出现污染将直接威胁到沿岸居民和广州市民的饮水安全。方案二的排放也方便，而且还可以部分解决冬季灌渠量不足的问题，但必须要求污水处理厂出水质量较高，不得因此而造成新的农业污染，否则，受益于左灌渠的11.8万亩农田的污染问题将无法收拾。方案三虽然引水有些困难，水质要求也较高，但可以考虑把部分水质较好的工厂排水或污水处理厂的出水（例如处理后的生活污水）就近引到附近的农田和果园，根据不同作物和不同生长期，有选择地进行灌溉。

由于目前工业区尚处在规划和基础设施建设阶段，污水排放的性质和规模等污染源资料还无法确定，因而只能根据工业区的特点和初步估算的结果，对各种污水处理方案进行粗略的比较。工业区的污水经处理后可在丰水期排入流溪河（排污速率不

得超过表4所列的限值），而在枯水期则可部分排入流溪河左灌渠，对个别水质较好的污水可因地制宜，慎重和有选择地就近灌溉附近的农田和果园。工业区周围的土壤有机质含量很低，平均仅1.44%，适当用处理后的污水灌溉对增加土壤肥力是有益的。需要注意的是，污水处理厂除一般的活性污泥工艺外，必需增加脱氮脱磷工艺，以减轻流溪河氮和磷的污染负荷。

五、结语

由于工业区目前处于起步阶段，尚难以作出全面定量的水环境规划，但初步的分析和计算表明，由于流溪河的水质直接影响到下游沿岸居民和广州市区几百万人口的饮水安全，采取谨慎的态度，严格地对待工业区污水排放问题是很有必要的。由于流溪河水环境容量不大，工业区不宜安排用水量和排水量较大的工业项目，而应以少水或无水工业为主，同时应重视节约用水、循环用水等措施和技术，力争最大程度地提高水源利用率，减少废污水排放，把保护流溪河水源作为工业区规划发展的基本原则。

（上接第29页）

8—12℃污水BOD₅浓度53.3mg/L，BOD₅:TN=2.2；1时，镜检菌胶团松散，原生动物活性差，取得60%硝化效果。两

者同是小于15℃温度下，但不同污水浓度和碳氮比，其硝化效果却差别较大，而且前者受低温影响不大，可见污水水质与温度对硝化反应影响还要敏感。

粪便污水处理厂粪便 污泥利用途径的研究

广州市环境卫生研究所 钟羨云 吕春元 钟亚力

我国第一座粪便污水处理厂—广州猎德粪便污水无害化处理厂已在广州建成并投入使用。它每天能处理四百吨粪便污水。经处理后的污水基本达到国家规定的废水排放标准，现已直接排放于珠江水体。除此以外，每天还产生约一吨左右的粪便污泥。它无论在外观、气味上、还是其理化性质，均与原粪便或大粪干都不一样。这种产品能否象以前那样继续用于农业生产？还有什么其他更好的利用方式，使之经济效益有所提高。这是笔者想通过试验给予解答的问题。

一、粪便污泥的产生及其基本性质

粪便污泥是市区公共厕所的粪便污水（多数是从一级化粪池中抽取而得）送至粪便污水无害化处理厂，经格栅除去各类固态杂物后，进入重力浓缩池，借重力和化学凝聚沉淀浓缩将分离出来的沉淀物转入发酵罐内，让其处于厌氧中温（35℃）环境下发酵17.5天后，注入干燥床上脱水、凉干而成。这种粪便污泥外观为无定形的黑褐色固体，无臭味，翻开可以看到呈薄片状结构，可见大量微小孔隙，含水量在初入干燥床时为97%左右，出干燥床时仍达50%—20%，随时间推移，含水量逐渐下降，其风干物可达10%左右。而未经处理的粪便呈条状或糊状，淡黄或黄褐色，不断有氨及粪臭素气体散发出来，其含水率视冲水量而定，最高可达99.7%，最低也在97%左右。它们的主要理化性状见表1、从表1看出，经厌氧消化处理后的粪便污泥，除磷素含量相近外，其他物质有所减少。这是由于在发酵过程中有部分有机物在转换成无机物的过程中随水或气逸失之故。但是它与绿肥、饼肥、垃圾及堆肥等农家肥料相比，其含量还是多的（见表2），仍不失为优质的有机肥。所以自该厂投产以来，每天产生的粪便污泥均被周围农民抢购一空，甚至有东莞、博罗等县农户前来购买。

表1 人粪处理前后的理化性状

样品名称	PH	有机质 (%)	氮素		磷素		钾素		容重 (克/厘米 ³)	总孔隙 (%)	毛管孔隙 (%)
			全量 (%)	速效 (PPM)	全量 (%)	速效 (PPM)	全量 (%)	速效 (PPM)			
处理前粪便	7.5	—	9.12	1500	3.16	290	2.98	—	—	—	—
处理后粪便	5.8	53.4	4.9—5.4	3500	2.4	740	0.8—1.5	1000	0.54	69.1	63.9

表2 粪便污泥与部分农家肥料养分含量

样品名称	有机质 (%)	全氮 (%)	全磷 (P ₂ O ₅ %)	全钾 (K ₂ O %)
粪便污泥	54—56	4.9—5.4	2.2—2.4	0.8—1.5
花生麸	—	6.32	1.17	1.34
茶籽饼	—	1.11	0.37	1.23
绿肥 (干)	—	1.29—2.30	0.23—0.68	1.23—1.32
堆肥	—	0.45—0.5	0.18—0.26	0.47—0.7
垃圾	15.1	0.83	0.55	0.57
污泥 (国外)	50—55	0.06—2.26	0.55—1.50	0.15—0.50

二、粪便污泥的利用方式

经处理厂处理后产生的粪便污泥如何利用？通过一些调查、试验得知，大致有以下几种主要的利用方式。

1、直接施用。将粪便污泥直接施于栽种的农作物地里，充做肥料。

(1) 番禺县大石乡农科所栽种的慈菇0.8亩，施用粪便污泥后，减少追施化肥两次，而长势与产量均与追施化肥者相当。

(2) 南海县盐步农科所、广州市荔湾湖公园将粪便污泥施于九里香、菊花等花卉上，表现均很好，叶绿株壮、花多、花朵大且鲜艳，同时也免去通常追施两次化肥。

2、配制成有机——无机复合肥料。根据施用对象对营养物质所需求的特点，在粪便污泥内添加某些物质或化学元素（包括大量元素和微量元素）配制成以下几种。

(1) 供蔬菜施用的 在广州近郊的龙眼洞新菜区，栽种的生菜，用国产的三元复合化学肥料做对照，结果是使用配制的复合肥料生菜生长快、植株粗壮，产量比对照高20%。

在粘土、壤土、砂土及垃圾土上栽种菜心荷兰豆的盆栽试验中，结果亦以配制的复合肥优于复合化肥（表3）。

(2) 供花卉施用。在流花湖公园、从化盆桔园的盆栽茶花、盆桔上试验，以进口的三元复合化学肥的为对照，结果是施有机——无机复合肥的茶花叶大，花蕾多，保蕾率达90%，花色鲜艳；施化肥者叶小，落蕾率达20%，花少。盆桔试验结果差异不大。

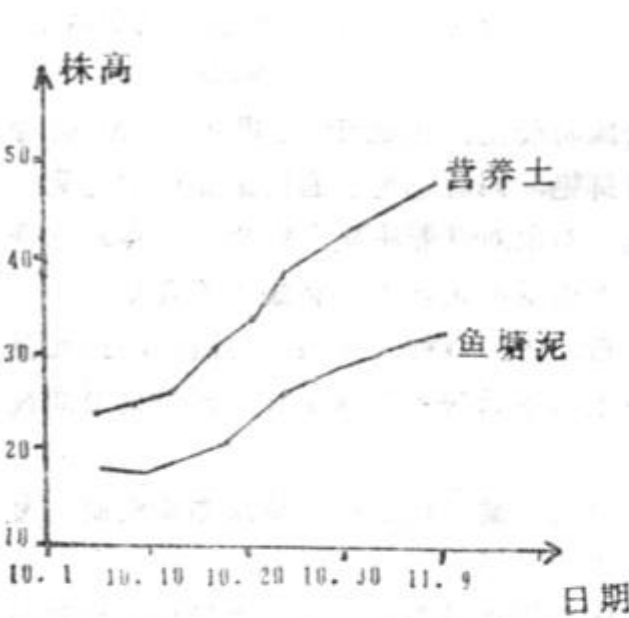
3、配制成栽花的营养土

根据不同花卉对栽培土不同要求（包括营养元素搭配和物理性质），以粪便污泥为主体添加一定数量的营养物质和载体（或称填充物），充分混合而成。用这种方法配制成的营养土栽种草、木本观花、观叶花卉（金菊、日本海棠、秋菊、大丽花、桂花、茶花、黄鹌花、洒金榕、玉绣球等），与用传统的花泥——鱼塘泥为对照，其结果见表4、图1、图2和照片1——2。表4可以看出，无论草本花卉还是木本花卉，其生长发育

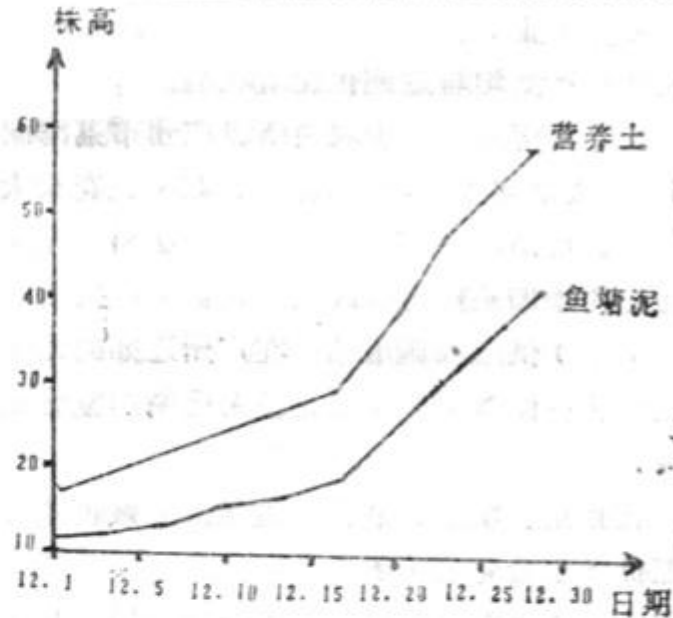
状况均以用粪便污泥配制成的营养土为最佳：植株生长快，分枝多，叶大色深，花蕾多、花朵大、色泽鲜艳、花期长。

表 3 有机——无机复合肥与复合化肥肥效对比

土壤类型	作物名称	处理内容	株高 (CM)	鲜重 (g)	干重 (g)	根长 (CM)	鲜重根 (g)	叶面积 (CM ²)
垃圾土	叶菜	复合化肥	14.3	4.13	—	4.4	—	—
		复合有机肥	15.8	5.19	—	6.8	—	—
垃圾土	果菜	复合化肥	51.8	11.2	1.2	14.4	1.4	—
		复合有机肥	55.4	12.0	1.4	15.0	1.5	—
粘土	叶菜	复合化肥	6.5	0.5	—	4.0	—	2×3.6
		复合有机肥	8.5	1.5	—	4.5	—	2.4×4.5
壤土	叶菜	复合化肥	12	1.0	0.12	2.7	—	2.5×3.9
		复合有机肥	13	1.8	0.20	3.0	—	2.6×4.8
壤土	果菜	复合化肥	51.0	5.4	0.6	13.0	1.2	—
		复合有机肥	62.8	9.7	1.2	14.8	1.4	—
砂土	叶菜	复合化肥	9.9	1.1	—	2.9	—	3.5×6
		复合有机肥	16.2	3.4	—	5.0	—	4.2×7



图一：不同花泥对菊花生长状况的影响



图二：不同花泥对大丽花生长状况的影响

三、营养土及有机——无机复合肥利于植物生长发育的原因：

上述各项栽种试验结果证明，利用粪便处理厂产生的粪便污泥配制成的营养土及有机——无机复合肥料栽种或施于植物，均有良好的效果，分析其原因大致如下：

1、从农业化学性质方面来看

从表 5 与和表 6 明显看出，配制成的营养土，有机——无机复合肥料不仅氮磷钾养分齐全而多外，而且还有较多的有机质，它能在植物生长发育过程中不断分解、释放出各类营养物质来补充被植物生长所消耗的养分。而在塘泥上栽种花卉一个生长周期后养分含量明显下降（表 7），从而成为抑制花卉生长发育的重要因子之一。

表 4 不同栽培土对花卉生长发育的影响

花卉名称	株高 (CM)		分枝 (条)		叶色		叶面积 (CM ²)		花色		花蕾数 (个)		花朵数 (朵)		花的直径 (CM)		开花期 (天)	
	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥	营养土	鱼塘泥
日本海棠	—	—	—	—	深	浅	2.5—3	2×3	艳	一般	70	30	70	20	小花	小花	80	70
金菊	60	55	7	5	深	浅	×4—5	—	艳	一般	33	10	33	10	小花	小花	60	38
秋菊	48	33	13	6	深	浅	5×8	3.5×6.5	艳	一般	24	9	24	9	10	6	35	26
大丽花	60	48	5	5	深	浅	8.5×12	6.5×11	艳	一般	5	5	5	5	24	18	—	—
黄咭花	56	45	4	2	深	浅	4×10	3.5×7.5	艳	一般	35	7	35	7	15	6	90	80
洒金榕	50	30	6	3	深	浅	2.5×20	2.5×13	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
玉绣球	—	—	—	—	深	浅	10×18	8×16	艳	一般	3	1	3	1	18	12	58	30
桂花	56	45	14	9	深	浅	4×10	3.5×7.5	艳	一般	—	—	小花	小花	—	—	40	36
茶花	45	35	4	3	深	浅	4×8	3×7	艳	一般	6	2	1	0	8	—	—	—

表5 各种营养土养分含量及物理性状

样品名称		PH 值	有 机 质 (%)	全 氮 (%)	全 磷 (P ₂ O ₅ %)	全 钾 (K ₂ O%)	比 重	容重(克 /厘米 ³)	总 孔 隙 (%)	毛 管 孔 隙 (%)	浸水容重 (克/厘米 ³)	
											钠 饱 和	水 饱 和
配制的营养土		6.0	54 —66	2.44 —2.88	1.23 —1.88	0.04— 1.04	1.73 —1.69	0.18 —0.13	91.0	77.0	0.15	0.15
市 售 栽 培 土	鱼塘泥	5.92	5	0.37	0.27	1.95	2.16	1.06	62.7	—	0.41	0.50
	水松根营养土	5.83	44.1	1.41	1.18	0.36	—	0.41	69.3	65.7	—	—
	××研究所配 制的营养土	—	39.0	3.17	0.57	1.18	—	—	—	—	—	—

表6 配成的有机——无机复合肥与其他肥料养分含量

肥料名称	PH	有机质(%)	全氮(%)	全磷 (P_2O_5 %)	全钾 (K_2O %)
有机—无机复合肥	6.29	36.3	5—10	7.5—12	5—7
粪便污泥	5.82	53.4	4.9—5.4	2.2—2.4	0.83—1.5
花生麸	—	—	6.32	1.17	1.34

表7 花卉一个生长周期后栽培土中养分的变化

栽培土类型	有机质(%)		全氮(%)		全磷(%)		全钾(%)	
	栽前	生长末期	栽前	生长末期	栽前	生长末期	栽前	生长末期
配制的营养土	61.0	38.0	2.36	2.18	1.50	1.41	1.27	1.19
鱼塘泥	5.0	4.3	0.57	0.17	0.87	0.33	1.95	1.82

表8 配制的有机——无机复合肥料对土壤物化性状影响

地点	栽种植物	处理内容	有机 质 (%)	全 氮 (%)	全 磷 (%)	全 钾 (%)	容重(克 /厘米 ³)	总 孔 隙 (%)	通 气 孔 隙 (%)	毛 管 孔 隙 (%)
南海 盐步	九里香	复合有机肥	4.91	0.74	0.60	1.28	1.22	61.0	12.6	50.3
		复合化肥	4.69	0.51	0.26	1.30	1.33	51.9	3.3	49.0
番禺 大石	果菜	复合有机肥	7.51	0.89	0.74	2.30	0.83	66.4	23.3	43.2
		复合化肥	6.63	0.69	0.39	2.23	0.91	63.7	18.2	45.5
番禺 大石	慈菇	复合有机肥	—	0.74	0.44	2.41	—	—	—	—
		复合化肥	—	0.34	0.17	2.39	—	—	—	—

2、从农业物理性状来看

由于利用粪便污泥配制成的有机——无机复合肥料不仅含有营养元素全面而丰富，还含有较多的有机质，它缓慢地分解、矿化能不间断地供给植物生长需要，而且能改善栽培土的物理性状（表8）。

利用粪便污泥配制成的营养土自身就具有良好的理化性状，有利于通气透水、保水保肥和能稳定的供水供肥，又不易板结。所以其上栽种的植物根系庞大、生长茁壮。

四、对粪便污泥今后利用方式的意见

通过上述各项试验和测定表明，经无害化处理厂处理后产生的粪便污泥虽仍可以继续按以往方式充作肥料。但因它经过厌氧发酵后，粪便中易腐化的物质、硫化物及胶体物质被分解而气化、液化和稳定化，被分解出的硫分子与铁生成硫化铁；各类病原菌、寄生虫卵也大部分杀灭，又经脱水成为一种既符合卫生标准、无恶臭，又含有丰富营养物质的固态肥料，而且它质轻，便于搬运，所以用它配制成有机——无机复合肥料或营养土供园林部门或家庭盆花使用，特别应用于天台花园、高层楼房种花，是很理想的。

另本试验用于配制营养土的载体是××厂的一种下脚料。该物迄止今日还无较好的利用途径，这类厂常因这类废物堆放于厂区，影响厂容和场地使用，甚至出现污染环境的危害，用它来配制营养土，不仅价廉，而且化害为利。

再者，目前粪便污泥的市场价格是每吨二百元。若配制成有机——无机复合肥料，每吨可配成二吨半。从目前市场销售情况估计，这种肥料售价约为1000元/吨，其成本（原料费）为500元。若配制成营养土，每吨粪便污泥可配制成2吨左右。每吨营养土成本为130元，销售价可为200元，从上述最低估算，其经济效益要比直接施于农田者高得多。因此笔者认为今后应将处理后的粪便污泥用于制造成营养土或有机——无机复合肥料，供园林部门、城镇居民栽种花卉、绿化环境等使用，既有良好的环境效益，又有较高的经济效益，是值得提倡和推广的。

主要参考资料

1、《猎德粪便污水处理意向书》

2、《污水污泥处理》申丘澈、名取真合著 吴自迈译 中国建筑工业出版社出版 1981年版P322

3、《土壤理化分析》

中国科学院南京土壤研究所编著

上海科学技术出版社出版P559

4、《农业化学》

浙江农业大学主编

上海科学技术出版社出版P186,256

鸣 谢

本试验是在陈荣中所长，刘铭韬副所长指导下完成的，在试验过程中得到猎德粪便污水无害处理厂，流花公园花圃组，市卫生处理厂、市环境卫生研究所中心实验室有关同志的帮助，在此一并致以谢意。

利用磁化技术治理有机废水

广州市环境保护科学研究所 黄绳纪

七十年代以来磁化技术应用于冶金工业的钢铁废水治理,在国内、外已开辟了良好的应用前景,如炼钢、轧钢废水,高炉烟尘治理等方面,已采用电磁型的高梯度磁分离器或永磁型的磁盘分离机来使铁磁性悬浮物从水体中分离,以实现废水净化的目的,并已达到生产应用的水平,

(①, ②, ③, ④, ⑤)。近年来随着环保治理技术日益发展及治理项目繁杂而量大的要求,磁化技术已向城市生活污水、工业有机废水、工业有机废水;石油、造纸、制革、食品、印染废水、及废水三级处理的应用领域迈开新的步伐,其工艺是采用了高梯度磁分离器、磁盘分离机,与其它一些技术相结合来完成,目前较多是采用铁氧体法;或磁性絮凝剂配合使用。

除可对废水中的铁磁性悬浮物去除外,并

对其中弱磁性,非磁性的有机物分离取得很好的效果,已引起环境保护工作者极大的关注。

早于七十年代美国阿贡实验室,曾用二万高斯强的超导磁体处理城市污水,处理量每天一亿加仑的规模,相当于纽约五个行政区的用水量。(⑥)

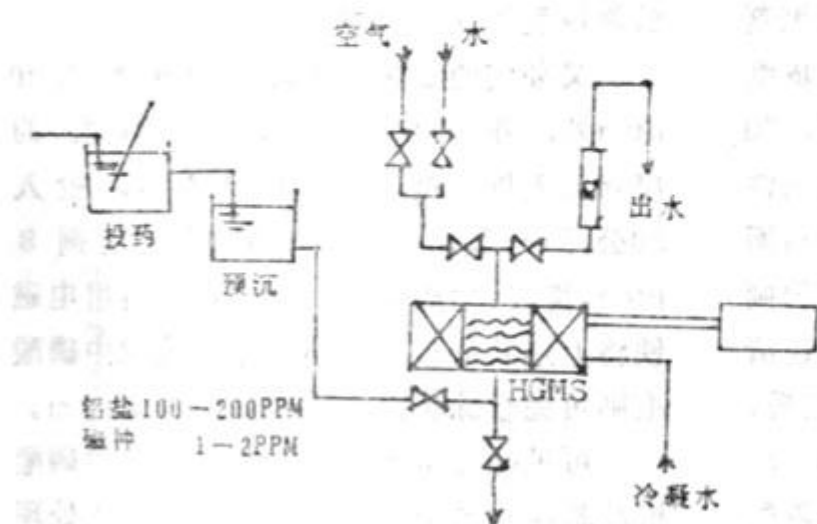
七八年国内已将高梯度磁场分离技术应用于净化运河水质的试验研究,而作为国家城建总局重点科研项目。常州自来水公司在化工部三院,哈尔滨建筑工程学院,常州市卫生防疫站等有关单位协作,对运河水源进行了试验,中试已取得较好的成果。其结果原水经高梯度磁分离器数秒钟后,浊度可由150~500度降为5度(⑦)

附表:常州运河水磁性分离结果:

项目	PH	SS PPm	杂菌 个/ml	大肠杆菌 指数 个/ml	色度 (度)	COD PPm	氨 PPm	酚 PPm	铁 PPm	铬 PPm	磷 PPm	镍 PPm	钒 PPm	锌 PPm
处理前	8.21	350	1.01×10^5	2.38×10^5	9.1	6.72	3.97	2.9	0.152	7.06	10.3	76.5	3.28	8.72
处理后	7.20	2.85	1	< 3	4.0	2.15	0.025	0.015	0.015	2.1×10^{-3}	2.33	0.13	0.173	0.607
去除率%		99.2	99.9	99.9	56.9	68.2	99.4	99.5	90.3	99.9	77.1	99.8	94.7	98.0

表中所示悬浮物、氯、酚、细菌，多数重金属去除率均在95%以上，其余均符合或接近符合饮用水标准，PH由8.21降为7.20 (⑧)

84年周彤等用高梯度磁分离器，处理纸浆废水研究，见流程图1。结果对溶解性及呈胶体的有机废水，所含的轻飘凝聚物、沉淀性差的纸浆废液洗涤水，化纤造纸浆的氯化水，矸精制废水经投加比重大(4.9~5.2)的磁种及絮凝剂后，使包有磁种的絮凝剂在重力或磁力作用下急速沉降，其速度为普通絮凝剂的4~5倍，混凝反应时间由传统的20分钟缩短为1~2分钟，全流程废水的停留时间缩短94%，试验滤速达100米/时，比一般滤池效率高十倍，经预沉淀悬浮物去除率80%，全流程色度，COD去除率比静止30分钟的沉降效率高10%以上，COD去除率36—63%，色度去除率55—88%，木质素去除率36—55%占占地面积节省3/4，能耗、费用大大降低，按直径1.2米的高梯度磁分离器、在2000高斯的磁场下、电耗0.1度/米³水，药剂成本0.08元/米³水计算，比用硫酸铝或矸式氯化铝混凝沉淀，费用减少4/5，按日处理废水2万米³规模计，每日可省0.8万元。全年节省药剂费用250万元(⑨)



流程图1

以上表明高梯度磁分离器与铁氧体法磁性絮凝剂相结合能广泛满足废水治理要求，除能分离废水的金属物质（包括金属单质，金属离子及其盐）外，对其他悬浮物，如纸张纤维，胶体、油污及还原性有机物均有很好的去除能力，对COD、BOD、色度等大大降低。

高梯度磁分离器属电磁型分离装置，由供电而产生高的磁场，并在磁场内填充导磁性的磁介质，填充10~100μ的不锈钢毛时，可得 2×10^8 高斯/厘米的高磁场梯度，因此能分离弱磁性微粒，而处理能力大，经过“过滤——反冲洗——过滤”的间歇运行，则可完成净化废水的过程，其反冲时间为5~10秒，反冲水约为处理水的1~2%，周期约1小时，反冲洗空气压大于1公斤/厘米²为宜。

吸附剂(0.2~0.5%的粘土)与含油污水在吸附反应器中搅拌混合，然后使上层悬浊液进入混凝反应器，投加磁种及絮凝剂再进入磁盘分离机而使含油污水得到净化。粘土可在400°C下处理再生30分钟重用。结果水中矿物油和COD含量各自由500PPm，分别降为<2PPm，<100PPm，去除率分别各自为97%，70%以上，悬浮物<PPm。如不经粘土吸附，矿物油去除率，其浓度亦可降低到排放标准以下(10PPm) (⑩)

磁盘分离机属永磁型磁性分离装置，所建立的磁场无需耗电，仅由浸入水体的半个磁盘、在转速1~1.5rpm下转动、将水体的磁性物质吸附到磁盘上，由刮板下分离、来去除悬浮物，对几千PPm悬浮物的废水，可降至150PPm，净化效率达97.8~99%（钢厂除尘废水）。废水



流程图 2 87年区自清等研究采用“吸附—磁盘分离机”工艺处理含油污水

在磁盘中停留时间仅数秒。如用直径为 2 米的 10 盘机，处理能力可达 500 吨/小时，而磁盘机占地面积仅 6 米²，连同加药，预磁化反应槽全流程占地面积仅 20 米²，总停留时 2 分。(16) 污泥含水率由一般工艺的 97~98% 降为 85~90%，泥浆可不用脱水机，而用简易设置的滤网或滤布过滤，则可使含水率降为 70% 以下。(10) 然而磁盘分离机磁场强度仅为 1500 高斯以下，磁场梯度亦较高梯度磁分离器低，因此应用范围及净化效果不如高梯度磁分离器，但它造价及运行费用低，简单、可靠是它的长处。

磁性絮凝剂治理有机废水方面曾见于 77 年日本的三浦贡的研究，对胶体悬浮物的去除。实例，用于治理牛皮纸浆黑液，其工艺为先用磁性粉末，如四氧化三铁和浓的絮凝剂溶液混合均匀，然后把包含有粉末的絮凝剂分离、干燥或直接把含絮凝剂的粉末干燥、而得到磁性絮凝剂。如牛皮纸浆黑液中的悬浮物为 1000ppm 的废水，加入涂有阴离子高分子絮凝剂的四氧化三铁粉末 1500ppm，搅拌 15 秒，然后用 1500 高斯的永久磁铁浸在废液中，共凝聚絮状物则瞬时被永久磁石吸附，而使得废液迅速清晰透明，上述方法使处理时间明显地缩短，而用地面积及设备费用显著地降低。(12)

86 年日本的冈本祥一等对处理含磷酸根废水亦研究使用磁性絮凝剂的工艺，它

比沿用的化学沉淀或生物污泥法除磷效果好，而流程简短、快捷、占地面积少，其过程为先使磁铁矿在空气中以 120°C 温度下加热处理，而得到 r-氧化铁，使其具有吸附磷酸根的能力，吸附、脱附磷酸根的能力可通过液体的 PH 值进行调节，而回收磷酸根。吸附磷酸根后的 r-氧化铁可用电磁铁或永磁铁从废水中分离出来。如实验 1 废水、含磷酸根 10ppm、10 米³ 的废水流入处理槽，然后用酸调整废水 PH 值为 5，投入 12 公斤 r-氧化铁，在常温下搅拌 3 小时，使其流入装有电磁铁的铁粉分离机，分离出铁粉，排出水的磷酸根则可完全除去。而吸附了磷酸根的铁粉，送入磷酸钠回收槽，用氢氧化钠水溶液调整混合液的 PH 为 12，搅拌 3 小时，再用电磁铁分离铁粉，作循环使用，回收槽的磷酸水溶液含磷酸根为 164mg/L，经浓缩，磷酸钠浓度可达百分之几十。

又如实验 2 废水，除了含磷酸根 20 ppm 外，并含悬浮物 1000ppm，10 米³ 的废水流入处理槽，用酸调 PH 为 5，投入 30 公斤 r-氧化铁，搅拌后加入絮凝剂 8 ppm，搅拌、生成块状共凝聚物，再用电磁铁将上述共凝聚物分离去除，废水中磷酸根则可完全除去，悬浮物则降为 2 ppm。

可见磁性絮凝分离对除去废水中磷酸根及悬浮物效果很好，并发挥了磁化处理技术的缩短处理时间，设备小型化的优点，

并能以磷酸盐的形式回收综合利用。(13)

近年来磁性絮凝剂的研究,已由美国密西根工业大学的J·W·Wong开发为一种“磁化试剂”。该试剂是基于胶体状铁磁性试剂表面上的功能团的特性,而设计成具有选择性的吸附表面,用于各种非磁性微粒进行磁性分离,如生物活性物质的吸附等等。而制成可用于多方面的高科技产品。(14)

此外由磁场直接作用于水溶液后,使水的物理、化学性的改变,如水中溶解的增加,而改进废水处理时的曝气效果,提高氧的利用率,而促使污泥活化,如87年日本的衣笠美弘等介绍为了降低污水的生物耗氧量(BOD₅)的污水处理方法。根据

生物耗氧量的氧化菌的代谢,呼吸机构中细胞色素的氧化。进行能量代谢时必需有充分的氧。因而在曝气槽底部设置了500~5000高斯的永久磁铁、使曝气时,提高氧在水中的保持能力,而提高活性污泥的氧利用率。据此延申到有机废水治理的接触氧化工艺,生物转盘工艺及利用微生物对各种污水治理工艺均可适用。(15)

综上所述磁化技术在有机废水治理工程的应用是广泛的,技术在通过多种工艺运行中不断完善,尤其对水量大、场地小的情况下,对一些有机废水处理,更能发挥它的简便、快捷提供洁净水质的要求,是一项有实用价值和发展前途的新工艺。

参考资料

- ①沈琬鲤等“高磁分离技术在重金属离子废水中的应用”“环境科学丛刊”1983年4卷7期P.59
- ②韦敬祥等“高梯度磁分离处理热轧钢废水”“环境科学”1982年3卷3期P33
- ③韦敬祥等“高梯度磁分离器的研制及对热轧钢废水的处理试验”“环境科学丛刊”1981年2卷6~7期
- ④周淑芬译自“工业用水”1977年8期“高梯度磁力分离器及其在钢铁厂废水中的应用”“环境科学学报”1978年P.11
- ⑤游敬熙“磁盘法净化炉炼钢除尘废水”“环境科学”1987年4期P.13
- ⑥林敬鹤等“磁化水应用”“电工电能新技术”1985年1期P.49
- ⑦庄勾“介绍一种新型水处理工艺高梯度磁分离净化技术”“环境科学动态”1982·19·P.1
- ⑧区自清等“高梯度磁性分离技术在水处理中的应用研究进展”“环境科学丛刊”1986年7卷7期P.7
- ⑨周彤等“高梯度磁分离处理纸浆废水试验研究”“环境科学丛刊”1984年5期8.P.18
- ⑩张健“高磁分离法处理工业废水”“环境科学丛刊”1980年卷1.8.P.28
- ⑪区自清等“吸附—磁性分离法处理含油污水的研究”“环境科学学报”1987年卷7期1P.114
- ⑫(日)三浦贡“废水中悬浮物的分离方法”公开特许公报,昭54—38656 1973年7月13日
- ⑬(日)冈本祥一等“从废水中去除磷酸根的方法”公开特许公报昭61—234983 1986年10月20日
- ⑭中国科学报 1989年9月5日P.3
- ⑮(日)衣笠美弘等“污水处理法”公开特许公报 昭 62—247893 1987年11月28日
- ⑯游敬熙“磁盘法净化转炉炼钢除尘废水”“环境科学”1978, 4, P.13

离子选择电极在环境分析中的应用

(Ⅱ、国外部分)

广州市环境保护科学研究所 陈诚之

离子选择性电极分析法,从60年代以来获得了迅速的发展,应用领域不断拓展,在环境分析中也获得了广泛的应用,作者于前文〔1〕曾就国内环境分析中应用离子选择性电极的概况作了综述,本文是前文的续篇,将介绍国外环境分析中离子选择性电极的应用情况,为了节省篇幅,对于国内外应用状况类同的应用情况,则不再重复赘述,而着重介绍国外较具特色方面的应用情况。

一、早期的研究和应用概况

离子选择电极的最早研究成果是1906年Gremer提出的PH玻璃电极——即氢离子选择电极。毫无疑问,PH玻璃电极是最早应用于环境分析的一种离子选择性电极。

此后,在30年代国外曾试验过以氟化钙、卤化银、天然沸石等作为钙、卤素及其他离子的敏感材料;40年代有人用粘土、火棉胶等作试验,试制钾离子、铵离子及阴离子敏感材料;50年代开始试用合成离子交换剂作为阳离子和阴离子敏感材料,以及试验用草酸钙、硫酸钡及其它碱土金属盐料作为敏感膜,制成离子选择性电极,但因选择性欠佳,在分析工作中很

少实际应用。

60年代Pungor等试验将卤化银分散在硅橡胶等物质中,制成离子选择性电极,取得了一定成效。1966年Fraut和Ross研制成功氟离子选择性电极,显示了比较理想的选择性,成功地解决了氟离子的快速分析这一难题,推动了其他离子选择性电极的迅速发展,使电位分析法的面貌为之一新。

二、离子选择电极在水质分析中的应用

英国的A·Hulanicki等曾对离子选择电极在水质分析中的应用作过综述,水样中的钠、钾、镁、钙、铜、硼、碳化物、氟化物、硫氰酸盐、氨、硝酸盐、全氨、硫酸盐、硫化物、亚硫酸盐、氟化物、氯化物、溴化物、碘化物等都有采用离子选择电极法进行测定的应用实例,其中氟化物、硝酸盐、硫化物、氯化物、氟化物已有连续自动测定装置。

意大利学者A·Paris等曾以氟离子选择电极进行饮用水中的氟含量测定,对特伦托(Trento)地区进行氟含量普查性测定,并绘出氟离子区域分布图。

D·Midgley用氟离子选择电极测

定压水型原子反应堆的一次冷却水中的微量氟，试样中因存在硼而产生的误差可利用简单的数学式予以校正或采用标准加入法予以解决。

K·A·Phillips (荷兰) 等采用离子选择电极自动标准加入法测定了海水、血浆、尿中的游离氟，利用Nernst和Gron系数和数据处理，即使有游离金属离子共存，通过必要的掩蔽也能获得很好的结果。在 $0.02-2.0\text{mg F/L}$ 浓度范围，精度达 $\pm 5\%$ 。

氟离子选择电极应用于一般水质中的测定已很成熟，则不再赘述。

应用氟离子选择电极测定氟化物，最早见于1966年G·A·Rechnity等的工作。D·G·Rands等研究用离子选择电极测定天然水中的氟化物，对于如何使试样中金属氟络合物中的氟离子定量地离解出来，采取了加入有机配位体，回流和汞灯照射等措施。对于样品中共存离子的干扰，可用吹脱法予以分离， Sn^{2+} 、 I^{-} 离子的干扰有采用高锰酸钾将其氧化，予以消除。M·S·Frant用银离子选择电极银氟络合物指示液法测定 CN^{-} 离子可获得更高的灵敏度，且银离子选择电极寿命较长，这种方法干扰也较小，海水中的氟化物也以用离子电极法进行测定，废水中的氟化物用离子电极法测定可实现连续测定。

J·R·Procopio等利用甲醛的计时电位分析法可以对废液中的氟化物进行间接定量，在氟化物浓度为 $0.01-0.1\mu\text{g/mL}$ 时，相对误差 2% ，标准偏差 1% ，共存的硫酸、碳酸、磷酸各离子至 0.1M 无干扰，氯化物、硫化物分别允许至 7 ， $0.02\mu\text{g/mL}$ ，适宜于工业废水、污染的河水及贵金属精制过程的废水中的氟离子

的定量测定。

在水质测定中，用离子选择电极进行三氮(NR_3-N 、 NO_2-N 、 NH_3-N)的测定，国外有许多报导，为R·G·Thomas等应用离子选择电极测定海水中的 NO_3^- 、 NH_3 ；也有用 NO_3^- 电极测定各种水样（包括废水中的 NO_3^- 测定）。日本的竹原裕子等对离子选择电极法测定环境试样中的 NO_3^- 的测定条件，干扰消除方法进行了深入的研究。 NO_3^- 的测定多采用 NO_3^- 离子电极进行直接测定，也有将 NO_3^- 还原成 NH_3 ，在碱性介质中用气敏氨电极进行间接的测定。西德学者L·Braunstein等用氨电极进行 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 离子的联合分析，先测 NH_4^+ ，再用 TiCl_3 将 NO_3^- 还原为 NH_4^+ ，再测 NH_4^+ 的增值，从而实现 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 的联合测定。K·K·Choi等^[25]用硝酸根电极同时测定 NO_3^- 、 N-O_2^- 取得与光度法一致的结果，可免受样品颜色和浑法的影响。M·Flasarova等也报导过用 NO_2^- 离子电极测定 N-O_2^- ， NO_2^- 混合物中的 NO_2^- 。同离子选择电极单独测定 NO_2^- 也有报导。 NH_3-N 的离子电极法测定多用气敏电极进行测定，此方法干扰测定的离子少。

T·M·Florence等在 NaOH —盐酸羟胺或 NaOH —磺基水杨酸—抗坏血酸介质中，用 Ag_2S 膜离子电极为指示电极，用 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 滴定，可测微量 S^{2-} 至 $2\mu\text{g}$ 。

D·P·Chang等采用硫离子电极直接电位法，将利用地热发电的冷凝水中溶存硫化物的水样，加至含有抗氧化剂的吸收液中进行 S^{2-} 的测定，可测至 0.03ppm S^{2-} ，较用 pb^{2+} 间接滴定法灵敏度

更高。直接电位法应注意维持温度、PH、离子强度的恒定。

用离子选择电极测定 SO_4^{2-} ，国外的研究甚多，一般多数是采用铅离子（或钡离子）选择电极的电位滴定法，为测定海水中的 SO_4^{2-} ，测定天然水中的 SO_4^{2-} ；测定土壤浸提液中的 SO_4^{2-} ；也有用钡离子选择电极，以 BaCl_2 为滴定剂电位滴定法测定海水中的 SO_4^{2-} ，工业废液如镀铬废液镀铬液及造纸工业皮革工业废水中的 SO_4^{2-} ，也有用铅离子选择电极进行测定。

用离子选择电极电位滴定法测定 SO_4^{2-} ，为使终点电位突跃明显，通常在水溶液中加入50%—75%甲醇或乙醇、丙酮、异丙醇、二氧六酮等非水溶剂，铅离子选择电极电位滴定法测定 SO_4^{2-} ，对于F的干扰可用硼酸掩蔽，也可加 HClO_4 煮沸驱赶走 HF 、 PO_4^{3-} 的干扰可加 $1\text{M K-NO}_3+0.1\text{M La(NO}_3)_3$ 予以抑制，或加入氧化银将 PO_4^{3-} 分离，重金属 Ca^{2+} 、 Fe^{2+} 等的干扰可用阳离子交换树脂除去，对于大量Cl的干扰可用银离子交换树脂分离。天然水中 S^{2-} 和 $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ 的干扰可通过氧化予以消除。

铅离子选择电极也可用于蓄电池厂废水中铅量和人群健康尿检中尿铅的测定。

随着合成洗涤剂的广泛使用，阴离子表面活性剂、阳离子表面活性剂、非离子表面活性剂愈来愈多地进入环境水体中，用离子选择性电极测定阴离子、阳离子表面活性剂，国外已有不少研究和报导，如用溴代十六烷基吡啶为滴定剂，用十六烷基二甲基苄基氯化铵为滴定剂电位滴定阴离子表面活性剂，或用其它季铵盐为滴定剂电位滴定法测定阴离子表面活性剂，也可用其它阳离子表面活性剂电位滴定阴离

子表面活性剂。此外，还有以碘离子选择电极，通过以碘离子为指示离子测定微量阴离子表面活性剂，用离子选择电极测定河流、港湾底质中的表面活性剂灵敏度较JIS法更高，重现性也更好。苏联B. NBA H-OB等用离子选择电极电位滴定法测定阳离子型和非离子型表面活性剂，在1.5%—8.0%浓度范围，标准偏差为0.05—0.3。

硼的测定可将硼转化成 BF_4^- ，然后用 BF_4^- 离子选择电极测定。

用氯离子选择电极流动注射法测定饮用水和污水中的Cl，每小时可以分析60—120个试样，此法已确认可以获得可靠的氯离子值。

A. Kowal，采用黄原酸离子选择电极对丁基黄原酸钾（黄药）选矿药剂污染的水体进行黄原酸盐测定，水中含量 $8 \times 10^{-6}\text{M}$ ，可以测定。

水质测定中重金属的测定，虽可用原子吸收等方法进行。但离子选择电极法由于其仪器设备简单、廉价、兼之测定简便快捷，所以，离子选择电极法测定重金属离子的研究与应用，在国外也颇受重视。苏联IO. Γ. B. ЛАКОБ等研究报导了镉离子选择性电极（硫化镉—硫化银—硫化砷体系和碘化镉—硫化镉—硫化砷体系的硫族玻璃膜），测定 Cd^{2+} ，其对镉的线性响应范围为 10^{-1} — 10^{-6}MCd(II) 。澳大利亚N. I. Radic用铅离子选择性电极测定 Hg^{2+} ，在 Hg^{2+} 不发生水解的酸性PH范围测定，检出限为 10^{-5}MHg(II) ， Pb^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 等不影响测定。N. A. ГY PbEB等用离子缔合型液膜铬离子选择电极电位滴定测定工业废水中铬，检出限至 $1 \times 10^{-6}\text{M}$ 。B. A. ХАЛИЗОВ等用银离子选择电极测定照相工业废水中的银，汞和铜的干扰用乙二胺四乙酸

盐, 柠檬酸钠等可以消除, 测定浓度范围为 10^{-6} — 10^{-9} M。西德 M. Guorong 用三元离子缔合体系活性物质的铈离子电极对铈进行定量, 此法与 Br—PADAP 法比较, 取得一致结果, 线性响应范围为 3×10^{-4} — 1×10^{-5} M U(V)。И. Л. НИКОЛЕНКО 用 Cu_2S — Ag_2S 铜离子选择电极测定电镀液和电解工厂废水中的铜, 废水及电解液(必要时进行稀释)在 0.02—38mg/L Cu^{2+} 范围, 测定结果与原子吸收和分光光度法一致。

英国 R. Rosset 等用 CO_2 电极为敏感器件制成总有机碳自动分析仪, 以电位差测定水中总有机碳(TOC)、通过与微处理机组合, 每15分钟可以显示出水样分析结果, 检出限至1PPM。

F. Manheim 采用商品玻璃电极, 测量16米深处海湾水的PH值; A. Distecche 用深海潜水器探头将高压PH敏感器带至预定深度, 可测深海的海水PH。

荷兰学者 C. Neal 报导了测定雨水、高原河川水一类低电导率水的PH测定方法。

三、大气环境及土壤中污染物的离子电极法测定

此类环境分析, 在原理与方法方面与水质分析无大的差异, 主要在采样、吸收、浸提等前处理步骤有所不同, 如大气环境中的污染物, 在采样时通过吸收液吸收, 或通过特定的滤膜采集样品再经溶解浸提而转入溶液相; 土壤样品也是通过浸提而将被测物转入溶液相, 此后, 其测定操作便与离子选择电极法水质测定相仿。故本部分将不作详述。列举数例供参考。

荷兰 K. Nagashima 等用氟离子选择

电极测定大气中氟化氢, 即采用柠檬酸——醋酸盐(PH 5.4)吸收液吸收大气中的氟化氢, 然后用氟离子选择电极测定 F^- , 检出限可达 0.1ppm(0.08mg/m³)。颗粒物氟化物则可通过滤膜采集, 再溶解浸出至浸提液中进行测定。

澳大利亚 W. Buchberger 等以 13% K_2CO_3 吸收液, 通入 40—400 升空气, 吸收空气中的碘, 用酚酞为指示剂中和后用碘离子选择电极可测定空气中的痕量碘。(据称在含碘盐类泉水的澳大利亚北部 Bad Hall 地区的空气中含碘浓度达 0.5 μg —1.5mg/m³)。

大气环境中其它污染物的离子电极测定, 此处不再赘述。

四、其它环境污染物的电极法测定

美国 G. Baum 用乙酰胆碱电极测定有机磷农药。

苏联 E. Б. НИКОЛБЧКА 等报导了以单胺氧化酶固定膜和测定PH用的玻璃电极组合成的酶电极, 用于氮化物测定。这种酶电极的作用原理系由于酶的作用, 使氮化物转化成氨, 生成的氨扩散至玻璃电极表面, 借助于检出PH的变化值, 从而达到检出氮化物的含量。

综合国外研究动态和离子选择电极分析技术特点, 离子选择电极分析法在环境分析中的应用研究, 主要有以下几个方向 (1), 进一步扩大这一方法在环境分析中的应用范围; (2) 提高测定灵敏度; (3) 研究干扰物的消除方法, 提高方法的选择性; (4) 实现计算机化、自动化和连续测定。

[1]、陈诚之, “离子选择电极在环境分析中的应用(I、国内部分)”, 《广州环境科学》, (3, 4)、38(1987)。

广州市从化县太平工业区水污染控制规划

黄新华 陈永勤 覃有钧

摘 要

本文首先分析了太平工业区附近的主要水体，即流溪河街口至太平段的水质现状。根据流溪河的水体功能确定其水质目标，并应用二维点源对流扩散公式计算出工业区的水污染物最大允许排放负荷，最后，提出工业区污水处理系统的规划设想。

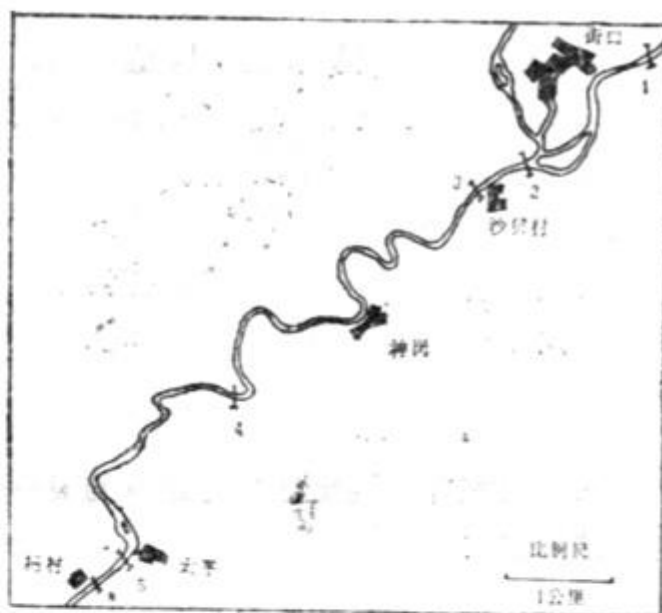
一、引言

广州市从化县太平工业区（以下简称“工业区”）是广州市城市建设开发总公司和从化县人民政府合作开发的外向型的新型工业区，作为吸引外地工业生产项目的基地。

工业区的中心位于从化县太平墟镇东北面约二公里处，用地面积132万平方米，首期开发60万平方米。由于工业区西邻作为广州市主要水源的流溪河，而且流溪河灌区的左干渠从北向南穿过工业区，水环境质量要求较高，因此，必须对工业区的水污染物排放实行总量控制，对污水处理系统提出合理的规划设想。

二、水环境质量现状

为了弄清流溪河的水质现状，我们在街口至太平段共布设了六个监测面（图一），并在工业区内排灌渠设一断面，于一九八八年七月进行采样分析，监测项目共十九个，结果见表1。



图一 流溪河水水质监测断面位置图

监测结果表明，该河段水体的感官性状良好，无恶臭和异味，溶解氧饱和度为70—80%，接近地面水一类标准（《GB3838—88》，下同），非离子氨、COD、BOD₅均达到或接近一类标准，酚、氰和重金属等有毒物质含量极低或未检出，基本上都达到一类标准要求。总的来说，目前工业区上下游河段和排灌渠的水质良

好，基本没有受到工业污染。

另外，根据从化县环境监测站从83年至88年对该河段的常规监测资料，选择PH值、COD、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、非离子氨、总氰化物、挥发酚、氟化物、镉、砷、铅、铬等十二个项目，采用均值型水质指数进行了水质评价（表2）。可以看出，虽然从化县工业不断发展，工业

产值从83年的6500万元增至88年的3.32亿元，但由于工业环境保护工作抓得紧，使到流溪河水水质近年来变化不大，保持水质良好，水质指数不超过0.2。从历年的监测资料来看，大部分监测值满足或接近地面水一类标准，少数达到二类标准，达到或稍超过三类标准的情况甚少（挥发酚、总大肠杆菌群）。

表1 流溪河与排灌渠水质监测结果一览表

项目 \ 采样点	(1) 街口	(2) 南方	(3) 沙贝	(4) 太平水厂	(5) 太平桥	(6) 杨村	(7) 排灌渠
水温(°C)	30.5	30.2	29.7	29.7	29.5	29.5	29.2
PH值	6.50	6.58	6.64	6.64	6.65	6.51	6.23
总铁	0.16	0.02	0.06	0.13	0.14	0.14	0.09
铜	0.0080	0.0051	0.0057	0.0045	0.0049	0.0063	0.0027
锌	0.0145	0.0128	0.0096	0.0168	0.0092	0.0142	0.0208
硝酸盐氮	0.14	0.16	0.12	0.11	0.12	0.11	0.13
亚硝酸盐氮	微	微	微	微	微	微	微
非离子氨	0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
COD	2.09	1.95	2.20	2.02	2.10	2.00	2.20
DO	6.11	6.59	5.37	6.44	6.55	6.11	5.63
BOC ₅	1.15	1.09	1.19	1.16	1.18	1.12	1.11
氟化物	0.13	0.10	0.14	0.14	0.14	0.12	0.14
砷	0.0015	0.0023	0.0017	0.0015	0.0015	0.0015	0.0015
镉	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018	0.00018
铬	未	未	未	未	未	未	未
铅	0.0041	0.0019	0.0019	0.0019	0.0019	0.0032	0.0092
总氰化物	未	未	未	未	未	未	未
挥发酚	未	未	未	未	未	未	未
总大肠杆菌群	595	960	1305	1305	2380	2380	2380

注：①除PH值、水温和总大肠杆菌群（个/升）之外，其余项目浓度单位均为毫克/升。

②“未”代表未检出。

表 2 流溪河街口、太平断面历年水质指数 (WQI)

年 份 断 面	83	84	85	86	87	88
街口	0.092	0.054	0.056	0.158	0.164	0.202
太平	0.085	0.069	0.081	0.130	0.198	0.181

三、工业区水污染物最大允许排放负荷的计算

水质模型是求解污染源排放与纳污水体的水质分布之间关系的方程式,那么,在要求水质分布满足水质目标的已知条件下,便可利用水质模型反算污染源的排放负荷。

1、水体功能与水质目标

水体功能是制定水质目标的主要依据。流溪河的功能以饮用、农业灌溉、水产养殖和旅游观光为主,发电、航运为辅。我们认为,流溪河在工业区一段可从严格保护水源的角度考虑,取地面水三类标准作为水质目标,任何排污都必须在保证水体满足该水质标准的前提下,才能进行。

2、模型计算与结果

表 3 流溪河太平段的水文资料

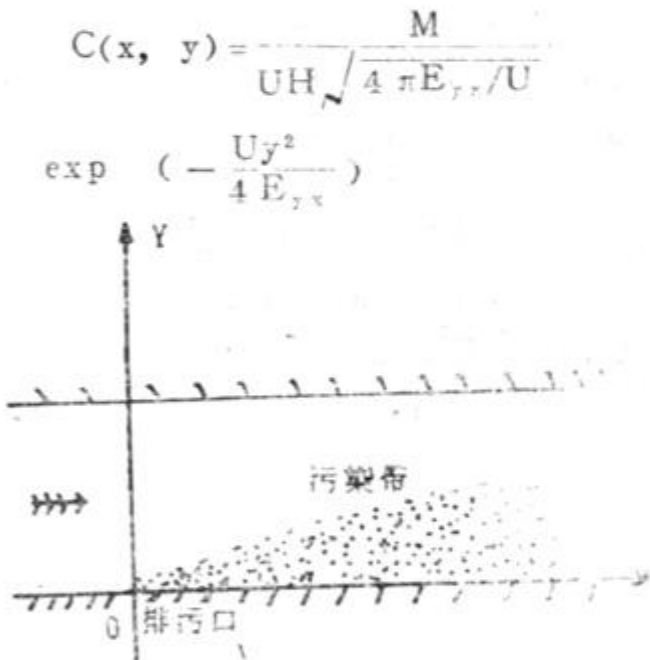
项 目 水文期	平均河宽 B (米)	平均水深 H (米)	平均流速 U (米/秒)	水面坡降 J (%)	摩阻流速 U _* (米/秒)
丰水期	107.2	1.23	0.65	0.76	0.096
枯水期	65.0	0.68	0.43	0.76	0.071

注:摩阻流 $U_* = \sqrt{gRJ}$, g 为重力加速度,取 9.81 米/秒^2 , R 为水力半径,近似地取等于平均水深。

需要说明的是,根据《广州市饮用水源污染防治条例》规定的要求,工业区一带属第三级水源保护区,因而不得向流溪河排放放射性和油类物质,基本杜绝重金属等有毒物质的排放。但是,考虑到流溪河对可降解污染物质有一定的自净能力,而且拟设在太平桥上游不远处河边的工业区总排污口离下游广州市的石门、西村水厂较远,距离最近的居民点杨村也在一公里以上,因此,在适当的时间向流溪河排放一定量的有机废水应该是可行的,故选择 COD 作为排污控制的综合指标。

为了取得有关的水文资料,我们于 88 年 5 月进行丰水期测流,并实测了该河段的水面坡降。枯水期资料则利用广州市环境监测站和从化县环境监测站于 87 年 12 月在该河段的测流结果。水文资料见表 3。

工业区的工业废水和生活污水将集中处理后，在太平桥上游不远处流溪河的左岸排出，因此，要保证整个河段都达到地面水三类标准是不可能的。工业区污水总排出口附近和下游一段距离内必然将出现局部浓度相对较高的污染带。问题的关键就是要将污染带控制在多大的范围以内，而污染带的上、下游河段的水质则满足地面水三类标准。考虑到排污口下游最近的居民点是杨村，距离约1500米。从保证水质安全的角度出发，我们规定“污染带”（指水质超标段）的纵向长度为1000米，即排污口下游1000米处断面上的最大COD浓度不得超过6毫克/升。利用二维点源对流扩散公式可以计算出排污口最大允许源强。



图二 坐标系定义

式中： $c(x, y)$ —排污口下游 (x, y) 点坐标处的污染物浓度（毫克/升）；
 M —污染物排放速率（克/秒）；
 E_y —河流的横向扩散系数，由于总排污口至杨村较为平直均匀，故取 $E_y = 0.5HU^*$ ；
 其它与表3所列相同。
 理论分析和模拟试验都表明，岸边排

放时下游最大浓度轴线为排放岸线，即 $y = 0$ 的 x 轴。这时

$$C_{\max} = \frac{M}{UH \sqrt{4 \pi E_y x / U}}$$

根据实测，杨村断面COD现状值为2.00毫克/升，尚剩有4毫克/升的差额容量，即 $C_{\max} = 4$ 毫克/升，忽略COD的沿程降解。计算结果，丰水期COD最大允许排放负荷为108.04克/秒，枯水期为31.07克/秒。

考虑到从化县目前工业区生产尚较落后，随着开放改革的深入，该区的经济势必会有较大的发展，因此，需要留出一定的水环境容量供工业区上游的街口镇、神岗镇和下游的太平镇发展工业时使用。从严格控制排污，确保流溪河水质的考虑出发，我们认为工业区最大允许排污负荷只能是计算值的三分之一为宜（表4）。

四、工业区污水处理系统的规划设计。

表4 COD最大允许排放负荷

单位 水文期	克/秒	千克/天	吨/月
丰水期	36.01	3111.26	93.34
枯水期	10.36	895.10	26.85

工业区的各种工业废水类型不同，性质不一，在不得含有放射性物质和一类有害物质的前提下，建议要求各厂家排出的普通工业废水各自作必要的处理后，再将需要作二级处理的部分集中进一步处理。工业区的生活污水也必须集中作二级处理。因此，有关部门已计划在工业区西南面的西成村附近建造污水处理厂。

工业区的污水处理后，可以有三种出

路：一是排入流溪河；二是排入流溪河左灌渠；三是引去灌溉附近的农田、果园。我们认为，三种方案各有利弊。方案一的优点是排放方便，丰水期流溪河有一定的水环境容量，可利用其自净能力，但不足的是枯水期流量很小，容量不大，难以接纳工业区的污水排入，一旦出现污染将直接威胁到沿岸居民和广州市民的饮水安全。方案二的排放也方便，而且还可以部分解决冬季灌渠量不足的问题，但必须要求污水处理厂出水质量较高，不得因此而造成新的农业污染，否则，受益于左灌渠的11.8万亩农田的污染问题将无法收拾。方案三虽然引水有些困难，水质要求也较高，但可以考虑把部分水质较好的工厂排水或污水处理厂的出水（例如处理后的生活污水）就近引到附近的农田和果园，根据不同作物和不同生长期，有选择地进行灌溉。

由于目前工业区尚处在规划和基础设施建设阶段，污水排放的性质和规模等污染源资料还无法确定，因而只能根据工业区的特点和初步估算的结果，对各种污水处理方案进行粗略的比较。工业区的污水经处理后可在丰水期排入流溪河（排污速率不

得超过表4所列的限值），而在枯水期则可部分排入流溪河左灌渠，对个别水质较好的污水可因地制宜，慎重和有选择地就近灌溉附近的农田和果园。工业区周围的土壤有机质含量很低，平均仅1.44%，适当用处理后的污水灌溉对增加土壤肥力是有益的。需要注意的是，污水处理厂除一般的活性污泥工艺外，必需增加脱氮脱磷工艺，以减轻流溪河氮和磷的污染负荷。

五、结语

由于工业区目前处于起步阶段，尚难以作出全面定量的水环境规划，但初步的分析和计算表明，由于流溪河的水质直接影响到下游沿岸居民和广州市区几百万人口的饮水安全，采取谨慎的态度，严格地对待工业区污水排放问题是很有必要的。由于流溪河水环境容量不大，工业区不宜安排用水量和排水量较大的工业项目，而应以少水或无水工业为主，同时应重视节约用水、循环用水等措施和技术，力争最大程度地提高水源利用率，减少废污水排放，把保护流溪河水源作为工业区规划发展的基本原则。

（上接第29页）

8—12℃污水BOD₅浓度53.3mg/L，BOD₅:TN=2.2；1时，镜检菌胶团松散，原生动物活性差，取得60%硝化效果。两

者同是小于15℃温度下，但不同污水浓度和碳氮比，其硝化效果却差别较大，而且前者受低温影响不大，可见污水水质与温度对硝化反应影响还要敏感。

番禺县沙湾水道水源保护区 水质状况及其保护

番禺县环境监测站 吴志英

前 言

番禺县人民政府于1985年2月11日以番政〔1985〕20号文件颁布了《关于划定沙湾水道自来水厂上、下河段为水源保护区的规定》，至今已有四年了。沙湾水道水源保护工作，关系到我县三十多万人民的健康。保护好这一有限的淡水资源，对我县经济发展，保障供水尤为重要。

本文通过对沙湾水道水源保护区的多年水质监测结果的分析 and 水质评价、纳污状况，以及水源保护情况作初步的研究，提出加强水源保护区管理工作的意见。为各级政府、各部门、企业在发展经济和水源保护提供参考。

一 沙湾水道水源保护区概况

1、水源保护区的位置及范围

沙湾水道水源保护区位于我县中部的沙湾镇。根据县政府文件规定，水源保护区划定的范围是以市桥自来水公司沙湾自来水厂厂址为中心，东（下游）至沙湾水道的驷岗口，西（上游）至九如围头南侧的顺德水道和北侧的紫坭河，全长15公里为重点水源保护区。见图1。

2、水源保护区的重要性

水源保护区的划定，目的是为了确保护自来水厂的水源不受污染，提高水资源的有效利用，保障人民的健康。

沙湾水厂座落于沙湾水道上游的北岸，以沙湾水道为水源地。该厂于1983年筹建，84年动工，86年初正式投产，是我县目前规模最大的水厂。建厂后供水工程

和供水能力不断扩大和提高。1986年第一期工程投资650万元，日产水量3万吨；1987年筹划第二期工程投资200万元，日产水量3万吨。1988年筹划第三期工程，投资2000万元，日产水量10万吨。第三期工程建成后，沙湾水厂日产水量达16万吨。目前供水范围是沙湾、沙头、市桥、石基、莲花山五个镇，计划扩大到石楼、化龙镇。受益人口达三十多万人，占我县总人口42%。同时，沙田地区的一些镇和珠江电厂等大企业的生产用水也从沙湾水道取水。

尽管我县属三角洲内河地区，河涌密集，大小河道共21条。因工业废水和生活污水的大量排入，使大部分河道的水质受到不同程度的污染，水质逐年有所下

图1 番禺县沙湾水道水源保护区示意图

1:200000



降。加之咸潮影响和地下水资源贫乏，我县可利用的淡水资源并不丰富。因此，如何保护好沙湾水道有限的淡水资源，对我县的经济发展，解决供水问题特别重要。

二、水源保护区水质状况及评价

1、水源保护区河道水文特征

水源保护区内的河道，有紫泥河、顺德水道和沙湾水道，属北江干流，保护区水域面积约6.56平方公里（图1）。

紫泥河位于九如围岛的北侧，西北接陈村水道，并与顺德水道相连。从九如围头~九如围尾全长4.9公里，河宽200米左右，水深3~5米。

顺德水道（亦称大洲水道），位于九如围岛的南侧，从九如围头至李加沙全长3.2公里，河宽400米左右，中水位深7~9米，丰水期流量一般为2000立方米/秒左右，推算最枯月流量约为170立方米/秒左右。

紫泥河和顺德水道在九如围岛东南的

李加沙汇入沙湾水道。沙湾水道从李加沙至柏堂尾全长27.74公里，河宽300~980米，据1985年三善水文站实测，丰水期（8月），涨潮水深7.8米，流速0.37米/秒；退潮水深6.9米，流速0.53米/秒。枯水期（12月），涨潮水深6.7米，流速0.23米/秒；退潮水深4米，流速0.5米/秒。年迳流量90.1亿立方米。

2、水源保护区污染物来源

据1985年全县工业污染源调查，排入沙湾水道的废水量达2190.24万吨/年，主要污染物COD2369.543吨/年、BOD₅537.273吨/年、悬浮物3295.033吨/年。

位于水源保护区沿河的主要污染源有省紫泥糖厂、县磷肥厂和县沙湾糖厂，这三家工厂的废水排放总量占排入沙湾水道废水排放总量的99.9%。主要污染源分布见图1。近年来，随着经济发展和扩大生产，这三家工厂的工业废水排放量大幅度增加。从1985年的2177.39万吨/年增至1988年的5013.42万吨/年，增加2836.03

主要污染源废水排放情况统计表

表 1

年 份	主要污染源名称	工业产值 (万元)	废水排放总量 (万吨)	工业废水排放情况 (万吨)			工业废水中的 污染物 (吨)							生活污水 排放量 (万吨)	
				工业废水排放量	其中：经 过处理的	其中：符合排放 标准的	其中：经 过处理的	COD	BOD ₅	悬浮物	砷	酚	石油类		氟化物
1985	省紫泥糖厂	7423	1962.39	1953.71		1783.93		2141.73	442.23	2868.7	0.389	0.289			3.58
	县沙湾糖厂	1131.4	135.00	133.89	6.33	132.23	4.55	189.92	94.96	157.7			0.447		1.11
	县磷肥厂	393.3	90.55	89.79	69.95	20.60		37.31		267.3	0.190			13.07	0.74
	合 计	8947.7	2187.94	2177.39	76.28	1939.76	4.55	2358.96	537.19	3293.7	0.2258	0.289	0.447	13.07	10.554
1988	省紫泥糖厂	6736	4698.50	4681.90		4519.40		3593.2	2395.5	7622.7		0.45			13.6
	县沙湾糖厂	594	101.53	100.42	6.18	98.31	4.52	142.4	72.2	85			0.33		1.11
	县磷肥厂	681	231.25	231.10	112.82	118.29	22.49			193	0.41				0.146
	合 计	8011	5031.28	5013.42	119.00	27.01	4736	3735.6	2457.7	7900.7	0.41	0.45	0.33		17.853

注：资料来源为1985年全县工业污染源调查和1988年企业环境保护统计报表。

万吨/年，增长130.25%。以紫泥糖厂工业废水排放量增幅最大，增加废水量达2728.19万吨/年，增长139.64%。废水量增大的原因主要是增加了发电冷却水（和其它废水混排）。

这三家工厂废水中的各种污染物质也不断增加。1988年与1985年相比，COD增加1366.64吨/年，BOD₅增加1930.51吨/年，悬浮物增加4607吨/年。但是，废水达标率有所提高，从1985年的88.95%提高到1988年的94.47%。主要污染源废水排放情况见表1。

3、水环境质量状况

(1) 监测工作概况

县环境监测站从1985年起开展了对沙湾水道的水质常规监测，布设断面四个，从上游往下游断面位置依次为Ⅰ、三善水文站(顺德水道)，Ⅱ、沙湾油库（紫泥河），Ⅲ、沙湾水厂（沙湾水道），Ⅳ、驷岗涌口(沙湾水道)。监测河道长度14公里，监测断面控制了水源保护区的范围。为了解水源保护区上游河道的水质，从1988年枯水期增设了新洲断面（陈村水道）和乌洲断面（顺德水道），断面编号分别为Ⅴ、Ⅵ，见图1。

每年丰水期，枯水期监测，每期两

监测项目和分析方法

表2

序号	监测项目	分 析 方 法	最低检出限 (mg/L)
1	PH	酸度计	0.01 PH
2	悬浮物	重量法	
3	总硬度	EDTA容量法	
4	溶解氧	碘量法	
5	化学耗氧量	酸性高锰酸钾法	0.5
6	氨 氮	纳氏试剂比色法	0.05
7	亚硝酸盐氮	N—1 萘—乙二胺比色法	0.005
8	硝酸盐氮	紫外分光光度法	0.08
9	挥发性酚	4—氨基安替比林—氯仿萃取比色法	0.002
10	氰化物	异烟酸—吡唑啉酮比色法	0.004
11	砷	新银盐法	0.0005
12	六价铬	二苯碳酰二肼比色法	0.004
13	锌	原子吸收分光光度法	0.05
14	铜	原子吸收分光光度法	0.06
15	石油类	紫外分光光度法	0.05
16	氯化物	容量法	

天，每天分涨、退潮采样，采样方法是每个断面设左、中、右三个采样点，取三个点的混合样为采样水样，溶解氧分别测左、中、右三个点，采表层水样（水深约40公分）。同时作水深、流速等简易水文测定。水质监测项目16个，监测分析方法见表2。

(2) 水质监测结果

① 水质现状

1988年沙湾水道水源保护区水质监测结果表明，在16个监测项目中，除铜年均含量0.05毫克/升，超标率68.8%，超过地面水二级标准4倍外，其余项目均达标。水源保护区上游新洲、乌洲断面1988年枯水期水质监测，16个监测项目达到地面水二级标准。

② 水质变化特征

1985年~1988年沙湾水道水源保护区水质监测结果列于表3，从表3可见，在16个监测项目的年均值中，除溶解氧1986年超标（含量5.8毫克/升）、铜1986、1987、1988年超标（含量分别为0.014、0.028、0.05毫克/升）外，PH值、悬浮物、总硬度、化学耗氧量、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、挥发性酚、氰化物、砷、六价铬、锌、石油类、氯化物等14个项目四年来均达到国家地面水环境质量二级标准。从污染物含量年变化来看，1988年化学耗氧量、氨氮、铜的含量比前三年高，说明沙湾水道有机污染和铜污染加重。

(3) 水质综合评价

① 评价方法

通过对水源保护区1985~1988年四年水质监测结果进行水质综合评价，以了解水质受污染程度的年变化。水质综合评价

采用综合指数法。

$$\textcircled{2} \text{ 评价公式 } P = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n p_i$$

$$p_i = \frac{C_i}{S_i}$$

式中：P—水域质量综合指数；n—参加评价项目； p_i —某污染物的污染指数； C_i —某污染物实测浓度。 S_i —某污染物的地面水标准浓度。对于PH的指数，先求PH幅度变化的平均值，然后用下式计算指数。

$$\frac{C_i}{S_i} = \frac{(\text{实测值} - \text{容许值界间平均值})}{(\text{最大容许值或最小容许值} - \text{容许值界间平均值})}$$

对于溶解氧指数，采用 $\frac{S_i}{C_i}$

③ 评价参数

评价参数选择PH、溶解氧、化学耗氧量、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、挥发性酚、氰化物、砷、六价铬、铜、锌、石油类，共计13项。

④ 评价标准

评价标准采用国家《地面水环境质量标准（GB3838—83）》二级标准，见表4、地面水环境质量分级标准见表5

⑤ 评价结果

通过水质综合评价，沙湾水道水源保护区1985~1988年四年来的水质属尚清洁至轻污染之间。从P值年变化来看，85~87年P值在0.25~0.43之间，水质尚清洁。88年P值增大到0.61之间，达轻污染。从各断面的水质评价结果认为，沿程各断面的P值变化关系不明显。水质评价结果见表6。

地面水环境质量二级标准

表 4

单位：毫克/升（除PH外）

项目	PH	溶解氧	化学耗氧量	氨 氮	亚硝酸盐氮	硝酸盐氮	挥发酚	氰化物
标准	6.5~8.5	≥6	≤4	≤0.5	≤0.1	≤10	≤0.005	≤0.05
项目	砷	六价铬	铜	锌	石油类			
标准	≤0.04	≤0.02	≤0.01	≤1	≤0.3			

表 5 地面水环境质量分级标准

综合指数 (P)	<0.2	0.2—0.4	0.4—0.7	0.7—1.0	1.0—2.0	>2.0
水质级别	清 洁	尚清洁	轻污染	中污染	重污染	严重污染

表 6 沙湾水道水源保护区水质评价结果

年份 结果 (P)	1985	1986	1987	1988
断面				
三善水文站	0.25	0.46	0.37	0.61
沙湾油库	0.25	0.41	0.43	0.63
沙湾水厂	0.24	0.44	0.41	0.63
隘岗口	0.24	0.41	0.40	0.62
全河四个断面总评	0.25	0.43	0.39	0.61

注：1985年因无测铜、锌，所以1985年水质评价参数只有11项。

三、水源保护区水源保护情况

1、水源保护区水源保护取得了显著的效果。

自县政府85年2月11日划定沙湾水道水源保护区以来，由于各级政府，各部门和企业的重视和支持，严格执行水源保护区的各项规定，积极做好水污染防治、水

质监测和加强水资源管理等方面的工作，在经济发展的情况下，水源保护区的水质四年来保持良好，尚属清洁的水源。说明水源保护区的水源保护工作的效果是明显的。

县领导十分重视水源保护区的水源保护工作，并多次到水源保护区视察。位于水源保护区内的主要污染源紫泥糖厂、沙湾糖厂和县磷肥厂，近年来治理“三废”污染做了大量工作，在发展生产，增加有污染的新建项目时坚持“三同时”制度，防止对水源的污染。几年来水源保护区内无新增加排污口。水源保护区附近的城镇，在制订村镇总体规划时，注意了工业的合理布局，把有废水污染的工厂远离水源保护区。县环境监测站坚持每年对水源保护区的水质常规监测和污染源监测，加强了对区内重点污染工厂的监督管理，促进其治理。

2、沙湾水道水源保护区受到省、市的重视并纳入省水源保护区。

鉴于水源保护区与上游邻县管辖的河

道（顺德水道和陈村水道）相连，上游河道的水质好坏对水源保护区的水质有直接影响。一个县划定的水源保护区，如果没有邻近地区认可和支持，显然是行不通的。县政府十分重视这一问题，于88年6月17日邀请省市环保、供水、水资源保护规划部门的专家，就保护沙湾水道水源问题召开座谈会，得到省市的重视和支持。最近省在珠江三角洲水资源保护规划中，明确把沙湾水道划定为珠江三角洲水资源保护区。同时，县把沙湾水道水源保护区的规定与顺德县协商，取得了他们的支持，顺德县在水源保护规划中也把三洪奇划为水源保护区。这样，保证了我县水源保护区上游的水质。

3、水源保护区水源管理存在的问题。

（1）水源保护区沙湾水道的水质尚清洁，但有个别水质项目如溶解氧年均含量有时出现超标，超标率最高达70.2%，铜三年超标，说明河水仍受污染，并有污染加重的趋势。

（2）水源污染事故时有发生，如紫泥糖厂造纸车间排放大量的超标废水对水源造成污染，特别在1989年2月中旬，该厂使用玫瑰红有机染料生产色纸，排出的废水使沙湾水道连续多天沿河飘浮大量的红色泡沫，影响到沙湾、东冲、金岗、九村等四个水厂水源。经监测部门测定，沙湾水厂待滤水红色水泡的色度达30度，是严重的水污染事故。同年2月15日原驺岗渡口所小卖部由个体户承包，增设供油业务，由于无防护措施，造成漏油污染了东冲水厂，水厂两天不能供水。

（3）水源保护区的管理工作尚存在一些薄弱环节，在管理机构制度上有待进一步加强和健全。

四、加强水源保护区管理工作的几点意见。

1、必须进一步提高对保护好沙湾水道水源保护区重要性的认识，对关系我县三十万人民的供水水源，各级政府、各部门和企业务必要高度重视，确保水源不受污染。要广泛宣传水源保护区水污染防治的重要性。

2、严格执行水源保护区的规定，县政府颁布沙湾水道水源保护区的规定是贯彻执行国家《水污染防治法》的一项地方法规必须严格执行。同时，对保护水源作出显著成绩的单位和个人要给予表扬和奖励，对污染和破坏水源的单位和个人要追究责任，并按情节轻重，给予处理。

3、建立健全水源保护区的管理机构，加强水源保护区的管理，增设水源监督岗，制定监督岗的任务。水源保护区要设立标志。

4、治理污染源，控制新污染源产生，防止水源污染。对水源保护区的污染企业的“三废”治理要抓紧进行，治理重点是污染大户，严格审批新建项目，防止新污染产生。

5、继续做好水源保护区的水质监测工作。做好每年丰、枯期沙湾水道的水质常规监测和水厂水源的监测，建立水质监测报告制度，及时掌握水质情况。

1989年2月

主要参考文献资料

〔1〕关于划定沙湾水道自来水厂上、下河段为水源保护区的规定 番禺县人民政府1985年。

〔2〕番禺县环境监测年鉴、环境质量年报（1985~1988年）番禺县环境保护办公室。

〔3〕番禺县工业污染源调查总结报告 番禺县工业污染源调查办公室1987年1月

〔4〕番禺县1988年企业环境保护统计报表 番禺县环境保护办公室 1988年

塞曼电热石墨炉原子吸收光度法 直接测定全血中的痕量镉

广州市环境监测中心站 林明德

广东省地质测试研究中心 冯雪珠 黎树绩

本文拟定了快速石墨炉原子吸收法直接测定全血中镉的方法。将已知量血样用 HNO_3 、 $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ 、L64溶液稀释50倍。上述试剂的最终浓度为0.2% HNO_3 + 0.2% $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ + 0.5% L64, 10 μl 上述制备的样品溶液加入石墨炉中, 按优化的仪器条件进行测定, 以标准加入法求得样品(血)中镉的浓度。本法克服了血的基体干扰。快速、操作简单、灵敏、可用于环境科学、医学等方面的大量样品的检测。

前 言

塞曼电热石墨炉原子吸收光度法测定痕量元素, 已经被证明具有优越性, 即灵敏度高, 精密度好、快速、手续简单、无需复杂的前处理、可检测亚PPb级金属元素⁽¹⁾。这样, 可免除了一般采用的萃取、分离、富集、消化等手续, 大大减少引入试剂空白、操作误差。这些都优于火焰原子吸收光度法、原子荧光光度法、阳极溶出伏安法等。但是, 要直接测定全血中的镉, 存在着严重的基体(即红血球、白血球等有机物质等)的背景干扰, 以及将血液制成均匀的液体等问题, 需要解决。

因此许多作者寻求解决上述问题的方法, 文献⁽¹⁾评述了种种方法, 其时间起于原吸收光度法开始用于测定血中金属元素而迄于1986年; 文献⁽²⁾ ⁽³⁾采用表面活性剂TritonX-100, 基体改进剂 $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ 、 HNO_3 稀释样品直接进行石墨炉分析, 基体匹配法或标准加入法测定样品。采用上述表面活性剂和基体改进剂可以除低血的表面张力、减少粘度、制成均匀液体也可以避免文献⁽¹⁾所指出的在石墨炉中生成固体残渣(这种残渣将会改变石墨表面性质, 甚至堵塞光路)以及避免强氧化剂破坏石墨表层的结构等问题; 同时又可以提高灰化温度⁽⁴⁾, 以利去除有机物质。

另一方面, 随着现代科技的发展, 环境中镉的污染已为人们所关注, 已向人们提出了监测环境样品、生物样品中镉的课题。因为人体摄入元素镉, 会引起骨骼软化、碎断, 肠胃功能失调, 高血压等各种疾病, 在日本已发生过举世震惊的“痛痛病”。

因此本文在综合文献的方法优点的基础上, 并采用L64作为表面活性剂, 通过实验优化分析条件, 建立了本分析法。

实验部分

一、试剂的配制:

a、镉标准工作液配制

称取纯金属镉1.000g, 加1:1 HNO₃ 20ml溶解, 移入1000ml容量瓶中, 稀释至刻度, 摇匀, 此溶液每毫升含1.000mg镉, 使用时稀释成每毫升0.1μg镉的0.2% HNO₃工作液。

b、L64 *、(NH₄)₂HPO₄、HNO₃混合基体改进剂配制

取1 ml浓HNO₃ (优级纯), 1g (NH₄)₂HPO₄ (分析纯), 2.5ml L64 溶液于100ml容量瓶中, 用三次蒸馏水稀释至刻度, 摇匀, 备用。

二、血液的保存:

市售肝素钠 (医用), 用生理食盐水稀释至1000单位/ml, 备用。每ml血液加上述肝素钠1滴, 摇匀, 冰箱保存备用。

三、仪器最佳参数:

本试验使用日立180—80型偏振塞曼效应原子吸收分光光度计、附有自动进样装置; 180—7400型石墨 (炉) 管、日立空心阴极灯 (镉)、微量注样器。其参数见“结果与讨论”一、C

四、分析手续:

分别吸取0.1μg/ml的镉标准工作液0.000, 0.025, 0.050, 0.1000, 0.150ml于10ml比色管中, 各加入0.2ml血样和2ml混合基体改进剂, 用三次蒸馏水稀释至刻度, 用仪器最佳参数测定。按标准加入法计算结果。

结果与讨论

由于Triton X—100溶液较粘稠, 泡沫多, 进样后容易起泡, 从石墨管中跳出, 对测定有影响。因此首先我们用L64、OP、甜菜碱三种表面活性剂与Triton X—100作比较, 结果表明, L64低泡, 克服了进样后跳出的缺点。其次, 在全血中, 基体干扰严重, 选择适当的基体改进剂是非常重要的。我们用了三种配方作比较, 一是1% HNO₃; 二是1% HNO₃ + 1% (NH₄)₂HPO₄; 三是2.5% (NH₄)₂HPO₄; 再其次, 为消除血液中有有机物和无机物的干扰, 选择灰化温度, 原子化温度也是本试验的关键, 它直接关系到测定条件优化。我们在选择表面活性剂, 基体改进剂的同时, 在一定的酸度等各种条件相同的情况下, 选出了较为适合的灰化温度和原子化温度, 并用血液加标准试验, 证实了在灰化温度500°C, 原子化温度1700°C时, 损失少, 干扰少, 对全血直接测定最为理想。用标准加入法进行直接测定, 干扰可以互相抵消, 无需冗长的预处理, 操作简便, 分析时间短, 检出限达0.2ppb, 标准偏差为0.0028, 可得到满意的效果。

一、仪器工作条件选择:

a、选择方法:

取两支10ml比色管, 各加入含0.01μg镉标准工作液, 其中一支加入0.2ml血液,

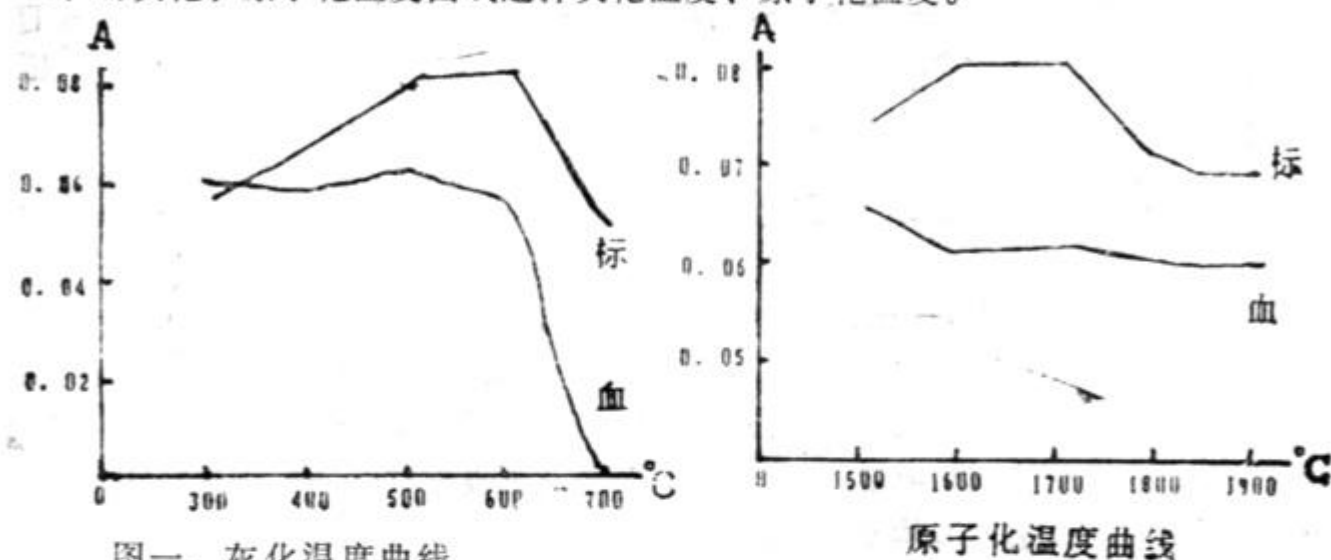
再分别加入配制好的混合液〔1% HNO_3 +1% $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ +2.5%L64〕2ml,用三次蒸馏水稀释至刻度,摇匀,进行最佳的灰化,原子化温度选择测定。

不变条件:干燥温度:80—120°C,时间20"。

除残温度:2200—2200°C,时间3"。

改变条件:灰化温度,原子化温度。

b、用灰化、原子化温度曲线选择灰化温度、原子化温度。



图一、灰化温度曲线

由曲线可知:灰化温度在300—500°C之间吸收值逐渐增大,当继续升温时,加入血样吸收值就开始下降,可见500°C时的灰化温度既可除去杂质的干扰。又可减少挥发损失,即为最佳的灰化温度。而原子化温度在1500—1600°C时,吸收值逐渐增大,1600—1700°C时出现平台,即较为稳定,且1700°C两条曲线都有最大的吸收值。由此可选定灰化温度500°C,原子化温度1700°C为最佳工作条件。

c、所用的仪器最佳参数:

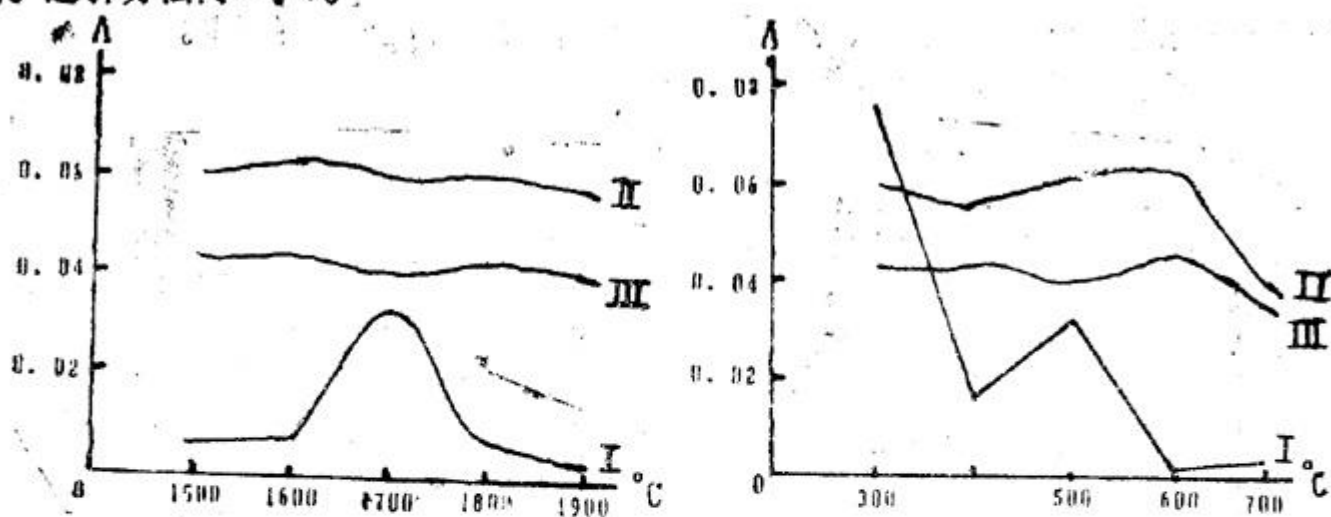
仪器是日立180—80偏振塞曼应原子吸收分光光度计。

波 长: 228.8nm	载气(Ar)流量: 200ml/min
灯 电 流: 7.5mA	(原子化停气)
狭 缝: 1.3nm	干燥: 80—120°C, 20"
负 高 压: 530v	灰化: 500—500°C, 20"
分析方法: 峰面积	原子化: 1700—1700°C, 5"
取 样 量: 10μl	除残: 2200—2200°C, 3"

二、基体改进剂的选择:

由于电热原子吸收光度法的灵敏度高,而全血中的基体干扰严重,因此必须选择适当的基体改进剂。基体干扰一般与灰化阶段有密切关系,灰化阶段相当于化学预处理和富集操作,而且发挥其较好的抗干扰能力,灰化温度太高或太低,就会引起待测元素与基体共挥发或被包留在基体中,引起吸收信号的不准确。为此,我们采用了I〔1% HNO_3 +0.25%TritonX—100〕; II〔1% HNO_3 +1% $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ +2.5%TritonX—100〕; III〔2.5% $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ +2.5%TritonX—100〕三种混合液作基体改进剂进行比较,使镉形成难挥发化合物,从而提高灰化温度,达到消除基体干扰的目的。

的。选择方法同一、a。



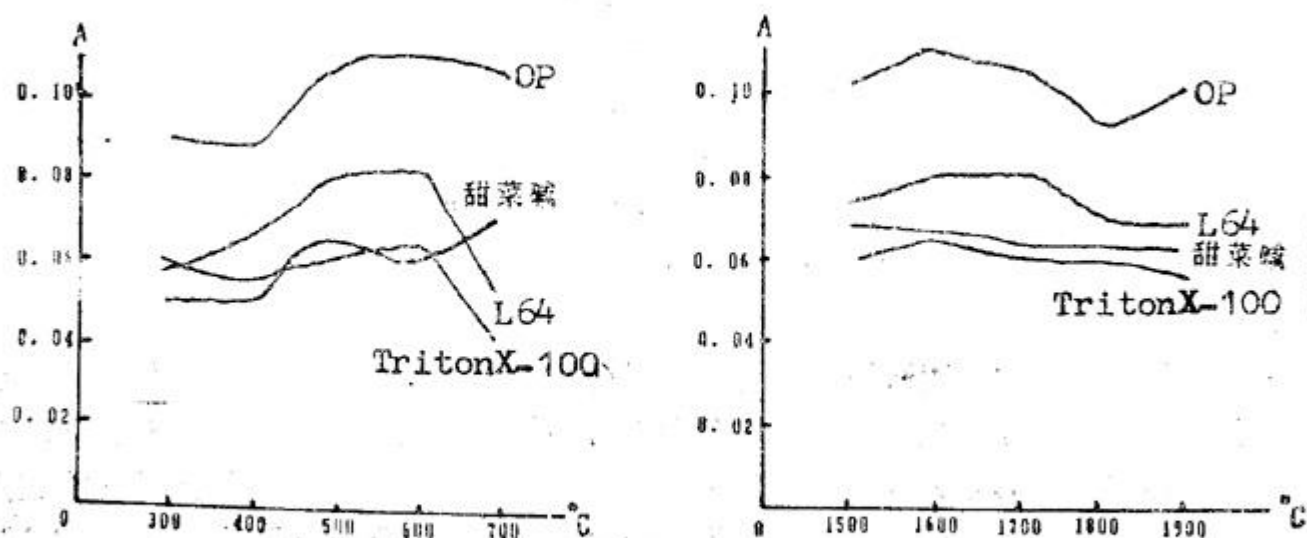
图二、不同基体改进剂的灰化温度曲线、原子化温度曲线的比较

从曲线可知：灰化温度曲线Ⅲ比Ⅰ、Ⅱ曲线的吸收值大，且500—600°C有平台出现；而原子化温度曲线Ⅱ也比Ⅰ、Ⅲ曲线的吸收值大，曲线较平稳，损失少，可获得最大的吸收值，从而证实灰化温度在500°C时，原子化温度在1700°C时，效果甚佳。因此选出Ⅱ混合液作本试验的基体改进剂。

三、表面活性剂的选择：

确定了选用Ⅱ混合液为基体改进剂后，对表面活性剂也需选择。由于血液中红血球、白血球、蛋白质多，粘度大，要使其减少粘度，就要降低血液的表面张力，呈现出更均匀的状态，而且进样后不起泡从石墨管中跳出。那么就需要选择低泡沫的表面活性剂，因此我们选用不同的表面活性剂：TritonX—100、L64、OP、甜菜碱进行试验。选择方法同一、a。

实验表明：L64泡沫少，进样后不起泡，不从石墨管中跳出，使血液呈更均匀状态。



图三、不同表面活性剂的灰化温度曲线、原子化温度曲线的比较

四、干扰试验：

全血中有很多无机离子，对直接测定可能产生干扰。因此，我们在测定血样之前，

在上述工作条件下，对血中含有的各种元素进行干扰试验。

a、单个元素干扰试验：

取Fe、Al、Ca、Mg、K、Na、Co、Cl⁻元素放入不同的10ml比色管中，分别加入镉标准工作液0.01μg，Ⅱ混合液2ml，与0.01μg镉标准工作液对比、测定。（加血量同一、a）

元素	加Cd标液	加干扰量	ABS测定值	相对偏差%	Cd标量/干扰量
Cd	0.01 μg		0.0730		
Fe	0.01 μg	200 μg	0.0772	+ 5.70%	1 / 20000
Al	0.01 μg	100 μg	0.0744	+ 1.92%	1 / 10000
Ca	0.01 μg	500 μg	0.0679	- 7.00%	1 / 50000
Mg	0.01 μg	500 μg	0.0704	- 3.60%	1 / 50000
K	0.01 μg	500 μg	0.0679	- 7.00%	1 / 50000
Na	0.01 μg	4000 μg	0.0683	- 6.40%	1 / 4000000
Co	0.01 μg	50 μg	0.0704	- 3.60%	1 / 5000
Cl	0.01 μg	2 % NaCl 0.5ml	0.0744	+ 1.92%	

加入干扰元素的吸收值与镉标准工作液的吸收值基本相符，且相对偏差在±7.00%内，说明在此基体改进剂与工作条件下，对测定无影响。

b、混合干扰试验：

取两支10ml比色管，各加入0.01μg镉标准工作液，再以单个干扰元素的量加入同一支比色管中作混合干扰，进行测定。（加血量同一、a）

0.01 μg镉工作液 (ABS)	0.1 μgCd工作液+混 合干扰(ABS)	相对偏差%
0.0611	0.0558	-8.70%

相对偏差在-8.70%内，说明该混合干扰对测定影响不大。

c、血样加标准试验：（回收试验）

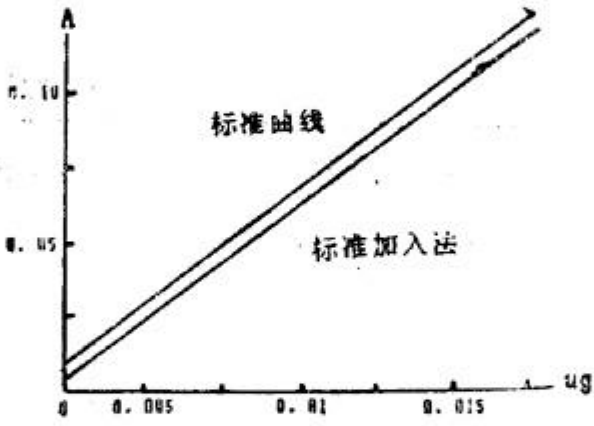
取三支10ml比色管，分别加入0.0025μg，0.0050μg，0.0100μg的镉标准工作液，再加入9.2ml血样和2mlⅡ混合液，用三次蒸馏的水稀释至刻度，摇匀，按工作条件测定。

原血镉量	加Cd标准值	测定值	回收率	平均回收率
0.0004 μg	0.0025 μg	0.0027 μg	92%	97%
〃	0.0050 μg	0.0054 μg	100%	
〃	0.0100 μg	0.0104 μg	100%	

五、直接测定法与标准加入法结果比较：

标准工作液锡量	测定值 (ABS)	加0.2ml血样测定值 (ABS)
0.0000 μg	0.0060	0.0029
0.0025 μg	0.0247	0.0245
0.0050 μg	0.0452	0.0413

锡标准工作液量	测定值 (ABS)	加0.2ml血样测定值
0.0100 μg	0.0850	0.0801
0.0150 μg	0.1203	0.1197
0.0200 μg	0.1741	0.1560
0.0250 μg	0.1918	0.1885
0.0300 μg	0.2150	0.2293



图四、校正曲线

由图四可查得：用标准加入0.2ml血样时，血锡的含量为0.0004 μg ，即每升血中锡的含量为2 μg 。而用金属的简单水标准溶液直接测定是无法可查出血锡的含量的；因为有血的基体存在与上述金属的简单水标准溶液作出校正曲线不重合在一起。用标准加入法可测定血样量少的锡的含量，且干扰因素一致地互相抵消。

六、方法的精密度试验：

测定值 (ABS)				平均	标准偏差	RSD
0.0854	0.0825	0.0864	0.0798	0.830	0.0028	3.37%
0.0824	0.0797	00.840	0.0834			
0.838	0.0844	0.0802	0.0823			
0.0874	0.0839	0.0847	0.0792			
0.0775	0.0844	0.0804	0.0864			

取上述配好的0.01μg镉标准工作液加0.2ml血样的溶液，按工作条件连续测定20次，进行精密度试验。

七、灵敏度和检出限：

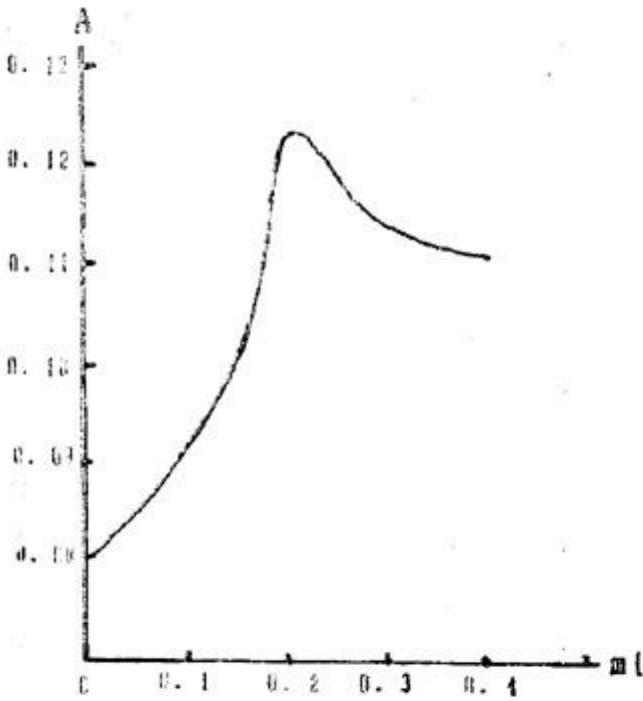
灵敏度	检出限
0.64pg/0.0044A	0.2ppb

八、样品分析

a、血样量的选取：

血液的粘度很大，如果不选择适当的血量稀释到一定程度，测定时样品就会在石墨管中结块，影响测定，而如入血量太多，会影响背景吸收，使背景过大，仪器本身则不能扣除，测定结果就不准确；血量太少，也会使仪器检测不出峰面积，因此对血样量进行选取。

分别加入0.0、0.1、0.2、0.3、0.4ml血液于10ml比色管中，再加入0.01μgCd标准工作液和2ml混合液，用三次蒸馏水稀释至刻度，摇匀，按仪器工作条件测定。



如图所示：当血量增大时，吸收值减少，曲线向下弯，而加入0.2ml血样时吸收值最大，比取0.1ml血量更佳。

b、血样（品）分析结果：

分析方法（标准加入法）：

分别吸取0.1μg/ml的标准工作液0.0000、0.0025、0.0050、0.0100μg于10ml比色管中，各加入0.2ml血样和2mlⅡ混合液，用三次蒸馏水稀释至刻度、摇匀，按仪器工作参数测定。

图五、取样量的选择

血样（品）分析结果及不同仪器不同方法的比较

样品号	含量（μg）		每升血镉含量	
1	0.0004		2 μg/l	
2	0.0012	0.00116 *	6 μg/l	5.8 μg/l *

*为Perkin—Elmer Z/3030原子吸收光度计，以HF为基体改进剂测得的数值。

九、注意事项：

a、在整个测定过程，必须使用同一支石墨管，否则可能导致结果不准确。

b、由于仪器精密度好可检测亚ppb级，如果试剂和水不纯，会影响准确度，因此必须使用三次蒸馏水和高纯试剂（必要时应进行提纯）。

c、在整个测定过程，要经常检查进样后有无样品从石墨管中跳出，以免影响测定结果。

d、本试验使用的玻璃仪器、比色管、移液管、容量瓶、烧杯等均须用HNO₃加热浸泡，然后冲洗干净。

e、血样必须加入抗凝剂并冷藏保存，否则凝结变质，无法进行测定。

f、每次进样10μl，进行平行测定两次，取平均值。

g、血样应稀释20倍以上，否则背景值过大，仪器不能校正扣除，不能测定。

结 论

本试验成功地设计了使用塞曼效应扣除背景的电热石墨炉原子吸收光度法直接测定全血中痕量镉的方法。此法溶血方便，无需复杂冗长的预处理，操作简便，分析时间短。该法使用了表面活性剂L64，降低了血液的表面张力，减少粘度，使血液呈更均匀的状态，并解决了其他表面活性剂进样后样品跳出的缺点。选用适当的基体改进剂，使全血中存在的共存成份不干扰测定，达到了扩大电热原子吸收光度法的应用范围的目的。

参考文献

[1] K.S.Subrmanian, Progr.in Anal.Spectrosc., 9, 237 (1986)。

[2] K.S.Subramanian et al., Clin.Chem., 27, 1866 (1981)

[3] D.T.Miller et al., Analyst 112 1701 (1987)

[4] E.J.Czobik et al., Talanta 24 573 (1977)

*L64的商品名称为pluronic L64，化学品名为以丙二醇为起始剂的环氧丙烷和环氧乙烷嵌段共聚物。平均分子量2900。西德BASF Wyandolte/Ind. Chem. Group制造。见《表面活性剂大全》（上海科学技术文献出版社）p.671，作者：〔美〕Michael and Irene Ash）

• 国外动态 •

日本将成立“地球环境研究所”

日本政府决定今年度成立“地球环境研究所”，以正式研究利用人工光合作用技术，将大气中的温室效应气体二氧化碳转换为有用的资源。据估算，现在每年约有50亿吨的二氧化碳被排放入大气，它是造成地球日益变暖的主要原因。具体的技术开发项目有：①培养海中大量存在的光合作用细菌，研制利用微细藻类的光合作用系统；②研究植物细胞的人工培养技术；③研究利用氧化钛等催化剂将二氧化碳转换成醋酸、甲酸和甲醇，以作为资源重新利用的技术；④研究人工制作类似植物光合作用系统的人工光合作用技术。另外，日本政府正在研究改变过去向环境中大量排出二氧化碳的产业体系，建立运用生物工程的新产业体系。

—林尼生译自《Pollution, environmental Policy and technology》Vol. 19 No.10 (1989)

广州市化妆品生产中细菌污染的调查

冯祯智 陈懋源 黄兰芳 谭丽梅 孔 薇

提要 本文对广州市18间化妆品生产厂进行了生产过程的细菌污染检测,结果表明生产各环节都会受污染,而污染程度轻重不一,均有可能使产品污染。同时,论述了化妆品生产过程污染的原因,进而提出了应采取综合性预防措施,而生产设备、器具以及工人的手是关键的一环。最后,讨论了所提出的卫生评价标准是合适而可行的,为今后制订有关的卫生标准提出依据。

化妆品在当今社会已成为人们生活的必需品,随着社会的进步,人们迫切需要安全、卫生的优质产品。根据1985年—1989年间抽检,我市生产化妆品细菌数超标率为11.2—18.1%,致病菌阳性率1.0—4.8%,说明当前化妆品的细菌污染比较严重,化妆品被细菌污染后会腐败变质,直接或间接危害消费者健康。为摸清化妆品生产企业的卫生现状,了解化妆品生产过程污染原因,更好采取预防措施,杜绝一次污染,我们于今年对广州市18间化妆品生产厂进行了生产全过程的细菌污染检测,现总结如下:

1 内容与方法

1.1 调查对象 对广州市内18间化妆品生产厂进行现场细菌检测,其中属大型工厂5间,中型工厂5间,小型工厂8间(年产值500万元以上为大型,100—500万元为中型,小于100万元为小型)。

1.2 检测内容 测定主要车间(配制车间、分装车间)空气中的细菌总数;车间内生产环境包括墙壁、地面、台面;生产所用器具表面包括搅拌机、分装机、

贮桶、生产用桶、勺、空包装瓶以及工人的手、原料、半成品、生产用水的细菌学检测。

1.3 方法

1.3.1 空气中细菌总数 用普通营养琼脂平皿沉降法,对角线布点,再用奥梅梁斯基公式折算成个/ M^2 。

1.3.2 车间环境、生产器具及工人的手 将灭菌规格板放在被物体表面,用无菌棉拭子蘸灭菌生理盐水,在规格板空处涂沫10次共51次厘米²,然后将拭子放回生理盐水管中及时送样培养,按广东省有关食具检验方法检定细菌总数,大肠菌群。

1.3.3 原料、半成品 用消毒瓶抽取30g(或ml)备检,按化妆品细菌标准检验方法检定,(GB7918—7918.5—87)。

1.3.4 生产用水 用消毒瓶抽取500ml备检,按生活饮用水标准检验法测定(GB5750—85)。

1.4 评价标准

空气中细菌总数 <2000 个/ M^3 ⁽¹⁾。

物体表面、工人的手细菌总数 <50 个

／厘米²，每50平方厘米不发现大肠菌群⁽²⁾。

地面细菌总数≤200个／厘米²，每50平方厘米不发现大肠菌群。

原料、半成品 按国家化妆品卫生标准GB7916—87评价。

生产用水 细菌总数不超过100个／ml，大肠菌群不超过3个／L。

2 结果

2.1 生产环境的细菌检测情况 墙、地、台面以及空气中的细菌总数共检测217宗，有86宗超标，占39.6%，以地面的超标率为最高，占56.7%。生产环境中各检测项目差别具显著性($\chi^2 = 20.75, p < 0.01$)，详见表1。

表1 广州市化妆品厂生产环境的细菌检测结果

检测项目	检测点数	范围	中位数	超过标准	
				点数	百分率(%)
空气中细菌总数	130	86~111,800	1,892	60	46.2
墙	32	0~12,000	2.5	3	9.4
地	30	1~17,000	165	17	56.7
台	25	0~28,000	1	6	24
合计	217			86	39.6

2.2 生产器具的细菌检测情况 检查生产器具表面的细菌总数共采样156宗，超标33宗，超标率21.2%。除勺和分装机嘴外，其余器具均检出大肠菌群，共11宗检

出大肠菌群，阳性率为7.1%。其中贮桶的超标率最高，占36.7%，但经 χ^2 检验各种器具超标率差异无显著性($\chi^2 = 7.12, p > 0.05$)，详见表2。

表2 广州市化妆品厂生产所用器具的细菌学检测结果

检测项目	检测点数	细菌总数(个／厘米 ²)				大肠菌群	
		范围	中位数	超过标准		阳性宗数	阳性率(%)
				点数	百分率(%)		
贮桶	30	0~34,000	7	11	36.7	5	16.7
运输桶	11	0~6,800	3	2	18.2	1	9.1
勺	15	0~76	1	1	7.1	0	
搅拌机斗	6	0~12,000	4	1	16.7	1	16.7
乳化机出管	7	0~55,000	2	2	28.6	2	28.6
分装机锅或桶	9	0~240	1	2	22.2	1	11.1
分装机嘴	19	0~17,000	2	3	15.8	0	
空包装瓶	59	0~7,9000	2	11	18.6	1	1.7
合计	156				21.2	11	7.1

2.3 工人的手细菌检测情况详见表3

表3 广州市化妆品生产工人手的细菌检测结果

检查人数	细菌总数(个/厘米 ²)				大肠菌群	
	范围	中位数	超过标准		阳性人数	阳性率(%)
			人数	百分率(%)		
43	0~3,400	15	17	39.5	7	16.3

2.4 原料、生产用水、半成品的细菌检测情况 检查38种原料,其中属护肤类18种原料,益发类20宗原料全部符合卫生要求;检查15宗生产用水有5宗超标,占33.3%,其中2宗发现大肠菌群,阳性率13.3%;抽检半成品21宗,其中属护肤类8宗,益发类12宗,有3宗超标,超标率为14.3%,详见表4。

表4 广州市化妆品厂的原料、生产用水、半成品细菌检测结果

检测项目	检测宗数	细菌总数(个/克或毫升)				大肠菌群	
		范围	中位数	超标数	超标率(%)	阳性宗数	阳性率(%)
原料	33	<10~	980	<10	0	0	0
生产用水	15	0~14,000	42	5	33.3	2	13.3
半成品	21	0~51,000	<10	3	14.3	0	0

2.5 各类型化妆品厂的比较 总的检测超标率最高是小型厂占40.9%,其次是大型厂占23.6%,最低是中型厂占19.4%。经 χ^2 检验,大、中、小型厂间差异有显著意义($\chi^2=21.84, p<0.01$)说明小型厂的污染最为严重,详见表5。

表5 各类型化妆品厂的细菌检测结果比较

工厂类型	车间环境			生产用具			工人的手			原料及生产用水			半成品			合计		
	检测数	超标数	%	检测数	超标数	%	检测数	超标数	%	检测数	超标数	%	检测数	超标数	%	检测数	超标数	%
大	75	24	32.4	35	3	8.6	17	7	41.2	13	1	7.7	8	0	0.0	148	35	23.6
中	60	17	28.3	41	2	4.9	13	5	38.5	18	3	16.7	7	0	0.0	139	27	19.46
小	82	45	54.9	80	28	35.0	13	6	46.2	22	1	4.5	6	3	50.0	203	83	40.9
合计	217	86	39.6	156	33	21.2	43	18	41.9	53	5	9.4	21	3	14.3	490	145	29.6

2.6 半成品合格与不合格生产厂的检测结果比较,详见表6。

表 6 半成品合格与不合格生产厂的细菌检测结果比较

	生产环境			生产用具			工人的手			原料及生产用水			合 计		
	检测 数	超标 数	%	检测 数	超标 数	%	检测 数	超标 数	%	检测 数	超标 数	%	检测 数	超标 数	%
半成品合格	25	20	80	19	9	47.4	5	0	0	56	32	57.1	56	32	57.1
半成品合格	192	66	34.4	137	24	17.5	38	5	10.9	431	110	26.6	413	110	26.6

3 讨论

3.1 化妆品生产过程受污染的原因分析

3.1.1 生产设备、器具受污染

目前,虽然大部分工厂所用设备、器具为不锈钢、搪瓷、陶瓷或塑料等光洁材料,但仍有的厂家使用一些易生锈又难于清洗的器具。如有的厂家用竹篾盖盖半成品贮桶,本身难清洗,加上无认真洗,结果检出细菌总数达68000个/厘米²,且发现大肠菌群。另外生产器具用后无及时清洗或清洗不净,也容易造成污染。由于残留的化妆品不但富含水份,而且有大量细菌繁殖需要的营养素,故此细菌极易生长繁殖。这次贮桶检测超标率为36.7%,一厂家在盛装过嗜喱的锅中检出细菌总数高达34000个/厘米²,且发现大肠菌群。

今年抽检一间工厂生产的护发素检出细菌总数很高,且发现绿脓杆菌,通过卫生监测,在盛装半成品的贮缸中发现绿脓杆菌,在生产所用器具中发现同样菌种说明护发素的污染可能来源于贮缸。同时,在搅拌锅出膏管中检出细菌总数达55000个/厘米²;分装机嘴检出细菌总数达5100个/厘米²,这很可能是导致护发素菌细总数超标的原因所在。因此生产所用器具,特别

分装车间所用器具是造成产品污染的重要因素。这就提示我们要防止产品受污染,关键在于设备、用具要及时彻底洗干净,用前经消毒处理。

3.1.2 卫生制度不落实,不注意个人卫生

大多数工厂虽然都订立各项卫生制度,但很不落实,如对生产用具无及时清洗,有的工人认为化妆品只用于外搽而且加了防腐剂,无须严格要求。因此不注意个人卫生,如不穿工作服和不戴口罩,上洗手间无换鞋,生产前无洗手或洗不干净,这次检测手的细菌超标率达39.5%,大肠菌群检出率16.3%,有一工厂检查4个工人,全部发现大肠菌群,细菌总数均超标。因为化妆品由脏手接触污染的可能性很大,因而手清洁也不可忽视,Lowbury等(1964年)报导,洗手30秒钟后,金葡萄菌的对数减少为2.54,绿脓杆菌为2.8。Mittermayer等(1975年)则发现大肠杆菌的对数减少值大于3。在通常情况下,用肥皂和水清洁手后,手部存留的污染菌不到1%⁽³⁾。因此,工人每次操作前应坚持用肥皂、流动水洗手以防污染产品。

我们将监测时抽检半成品合格和不合格的工厂各监测项目分别统计,结果是半

成品不合格工厂监测超标率比合格的工厂高 ($\chi^2 = 21.72$, $p = < 0.01$)。其中两间厂的生产环境、器具; 工人的手各项都超标, 所抽检的半成品也同样超标, 而且超标倍数甚高, 这就充分说明生产各环节都可通过生产设备、器具、工人的手和生产环境; 原料、生产用水等不同途径使产品受污染, 这两间厂均属小型厂, 由于小型厂资金不足, 设备简陋、工艺流程布局不合理, 容易造成交叉污染, 车间卫生状况差, 管理水平低, 而且多雇用了素质较差的临工, 故造成生产过程受污染最严重, 从1989年产品抽检结果细菌超标率亦最高, 为20.8%, 与检测结果相吻合, 更说明了化妆品在生产过程受污染, 进而提示我们生产各个环节都要注意, 应采取综合性预防措施, 而设备器具以及工人的手是重要环节。

3.2 对评价标准的商讨

化妆品生产过程的监测国家尚未有卫生标准, 我国这方面的报导甚少, 我们提出化妆品生产厂空气细菌总数为小于2000个/ M^3 , 地面细菌总数不超过200个/厘米², 物体表面及工人的手细菌总数不超过50个/厘米², 这次监测结果, 大多数数据能达到这一标准, 若落实各项预防措施, 还可以提高合格率, 因此该项卫生标准是合适的。

化妆品卫生标准中之所以规定不得检出致病菌是因为化妆品被细菌污染后, 对人体造成危害国外早有报导⁽⁴⁾, 如因使用被绿脓杆菌污染的雪花膏引起皮肤感染, 因使用被污染的爽身粉而引起新生儿破伤风等。我国近年来出现化妆品所致不良反应的案例也增多, 尤其使用被致病菌污染的化妆品通过破损的皮肤而引起皮肤

感染, 而化妆品往往很容易在生产过程中受污染, 为杜绝一次污染, 提出生产环境及生产器具, 工人的手不得检出大肠菌群也是恰当的。这次监测有10间厂各项检测均无发现大肠菌群, 实践说明, 只要提高管理水平和落实预防措施, 这项标准也是完全能达到的。

结 语

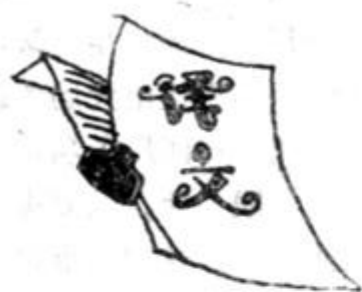
近年来化妆品工业发展较快, 市场上品种繁多, 然而由于设备和管理跟不上, 出现一些不合格产品, 其中大部份属细菌污染, 厂家也希望能克服这类问题, 提高产品卫生质量以赢得信誉, 所以如何防止产品在生产过程受污染, 已是当前亟待解决的问题, 我们通过对生产流程各环节进行一系列的检测和总结, 初步发现了一些污染因素, 也相应提出一些预防措施, 我们还将进一步观察和总结, 提高管理水平, 使化妆品受污染问题得到进一步解决, 以保障广大消费者的健康。

参考文献

- 1、王翔朴主编。《卫生学》。第2版。北京: 人民卫生出版社, 1985: 36
- 2、广东省卫生防疫站卫生科。《广东省食具消毒、采样、检验及评价标准》。广东卫生防疫资料1979; 23: 48
- 3、陈琬玲。《洗手与手消毒法》。《国外医学》医院管理分册1987; (3): 16—18
- 4、郁庆福等主编。《卫生微生物学》。北京: 人民卫生出版社1984: 96

本次调查承微生物检验室的大力协助, 致谢。

1989. 12. 29.



充气兼性塘系统的不确定模拟 (下)

华南环境科学研究所 韩泰畴

模型校正

确定性参数

对于用来校正的每个数据子集,在温度 $T(^{\circ}\text{C})$ 时,BOD去除率常数由整理方程(9)获得:

$$\bar{K}_T = \frac{1}{\theta} \left(\frac{\bar{C}_i}{E[C_e]} - 1 \right) \quad (13)$$

用出水样品BOD浓度的平均值来估算 $E[C_e]$ 。

用Vant Hoff-Arrhenius方程来对温度进行修正,从而得到 20°C 时的生化动力学常数为:

$$K_{20} = K_T \gamma^{T-20} \quad (14)$$

式中 γ 是温度修正因子。发表的文献中的 γ 值提供在表2中,在本文中所采用的值为 $\gamma = 1.040$ 。

根据校正所获得的 K_{20} 值列在表1,这些值与文献中提供的是一致的(见表2)。

随机参数

为了清楚起见,用符号“S”(即 S_{Qci} 和 S_{ce})表示样品的标准偏差,这是根据所收集的数据统计而得的;而符号“ σ ”(同上)是描述总体的标准偏差。

随机微分方程的方差参数 σ_1^2 的估

计值 $\hat{\sigma}_1^2$ 是根据方程(10)来计算的,即:

$$\hat{\sigma}_1^2 = 2 \left(\frac{1}{\theta} + \bar{K} \right) \cdot \text{Var}[C_e]$$

(15)

方差是用出水BOD浓度的样品方差来估算的,其结果汇总在表1。

如前所述,这个方差是通过塘系统传播的。因为从一个塘的出水及其变化是下一个塘的进水。对于这两个实例研究,实际方差是沿着塘序逐渐减小,即通过这种处理过程,其有机负荷的随机性在减少,特别是在第一塘,结果是不确定性也在减少。对于所研究的这两个系统,从第一塘到第二塘的 $\hat{\sigma}_1^2$ 的减少比起第2塘到第3塘更加显著(见表1)。这是可以用塘对流的抑制作用来加以解释的,由于第1塘的水容量比它们的容量大,所以大部分减少出现在第1塘。

随机参数与系统输入

用表3中Lac-Etchemin标定组的数据对方差参数 $\hat{\sigma}_1^2$ (这里代表输入量的变化率)与过程输入量(流量 Q 和进水BOD的浓度 C_i)之间的各种关系进行探讨,发现 $\hat{\sigma}_1$ 与 S_{Qci} 之间存在着令人满意的关系,

后面一项是每天的流量和每天进水BOD测量值（即进水有机负荷）所产生的样品标准离差。由于第2塘和第3塘的实测流率不能得到，在计算 S_{Qci} 时，这些塘的流率是近似采用第1塘进水流率的平均值。因此，从塘排出的有机物的增减代表了该塘出水BOD浓度的增减。这种近似是很合理的，正如上面说明过的那样，经过了第1塘后，第2塘和第3塘的流量脉动大大减弱，这是由于第1塘起了流量稳定塘的作用。

Lac-Etchemin系统的方差参数 $\hat{\sigma}_1$ 和有机负荷的标准离差 S_{Qci} 表示在图3，表明了 $\hat{\sigma}_1$ 和 S_{Qci} 的密切相关性，这些数据列在表3，它们与三个模型（线性、乘方和对数）是吻合的。计算了这些函数或它们的线性变换的相关系数（ r ）。此外，计算了每个函数的偏差平方和（SSR）。根据最小的偏差平方和和最大的 r 值来考虑确定选择所满足要求的函数。下面的函数是最好的选择：

$$\hat{\sigma}_1 = 0.346 S_{Qci}^{0.658} \quad (16)$$

在这里 $\hat{\sigma}_1$ 和 S_{Qci} 分别以 $\text{mg/l} \cdot \text{d}^{\frac{1}{2}}$ 和 kg/d 为单位表示。这个式子相当于线性关系式：

$$\ln \hat{\sigma}_1 = \ln 0.346 + 0.658 \ln S_{Qci}$$

其中 $r = 0.87$ 。相关系数 r 的值表明这个幂函数是 $\hat{\sigma}_1$ 与 S_{Qci} 关系式中最好的表达式。其偏差平方和是三个模型中最小的一个（ $\text{SSR} = 43.1$ ），并且在1%显著水平上的双尾跟踪试验表明偏差分布是随机的（见Guttman等人，1982）。

线性函数 $\hat{\sigma}_1 = 1.355 + 0.056 S_{Qci}$ （ $r = 0.88$ ）与这些数据也是吻合的。这个相关系数稍高一些，但是它的偏差平方和

（ $\text{SSR} = 45.0$ ）高于幂函数的线性变换的偏差平方和。

对于 Sainte-Julie 塘系没有建立 $\hat{\sigma}_1$ 作为 S_{Qci} 的函数的关系式，因为从那里只得到了3个点的数据（见表3），所以对这两个系统的模型验证是采用 Lac-Etchemin 的校正关系式，即方程（16）。

模型的验证

模型的验证是根据随机微分方程模型所预测的样品期望值和 C_e 值的标准离差，即 $E[C_e]$ 和 $\sqrt{\text{Var}[C_e]}$ ，并且把它们与所测定的样品平均值和标准离差（ $\bar{C}_e$ 和 S_{ee} ）进行比较来实现的。

幂函数方程（16）是用来验证方差模型的。将这个方程代入方程（10），那么从第 i 塘排出的BOD浓度方差为：

$$\text{Var}[C_i] = \frac{0.346^2 S_{Qci-1}^{1.316}}{2 \left(\frac{1}{\theta_1} + \bar{K}_1 \right)} \quad (17)$$

利用进水BOD的平均浓度、平均停留时间、每个塘进水有机负荷的验证子集的标准离差、校正的 $\bar{K}$ （即表1中的 K_2^0 值），根据方程（9）和（17）可以获得每个塘的出水的预测期望值 $E[C_e]$ 和方差 $\text{Var}[C_e]$ 。

结 果

表4列出了由随机模型预测和根据实测数据计算的出水BOD的平均值和标准离差。如表所示，总的说来这个模型对于出水BOD的平均值和变化范围给予很好的预测。为了验证这个模型的预测值与实际情况的接近程度，可以定义两个比值 R 和 R' 来评价：

$$R = \frac{|E[Ce] - \bar{Ce}|}{\bar{Ce}} \quad (18)$$

$$R' = \frac{|\sqrt{\text{Var}[Ce]} - S_{ce}|}{\bar{Ce}} \quad (19)$$

R和R'的值列在表4。其中R'表明了标准离差预测值与实际值的接近程,当考虑两个塘系统时,证明其值范围在0~12.6%之间,平均为4.3%。

表1 模型的校正结果

	采样周期 ⁺	$\overline{K}_T$ (d ⁻¹)	$\overline{K}_{20}$ (d ⁻¹)	$\hat{G}_1$ (mg/ld ^{1/2})	S _{Qci} (kg/d)
Lac-Etchemin					
塘系*					
1 A	1	0.367	0.433	4.27	70.0
	2	0.580	0.613	3.04	34.9
	3	0.351	0.441	6.89	122.0
	4	0.121	0.189	7.79	149.2
	平均值 = 0.419				
2 A	1	0.813	0.216	10.39	70.0
	2	0.571	0.603	2.91	34.9
	3	0.267	0.331	9.12	122.0
	4	0.337	0.530	10.72	149.2
	5	0.165	0.294	4.62	73.9
平均值 = 0.395					
1 B	2	0.101	0.099	1.90	4.68
	3	0.338	0.423	1.82	11.2
	4	0.503	0.096	3.44	23.0
	平均值 = 0.206				
2 B	3	0.370	0.457	1.71	16.5
	4	0.089	0.161	1.83	22.9
	5	0.132	0.266	1.91	10.1
	平均值 = 0.295				
1 C	1	0.028	0.030	2.50	23.6
	2	0.093	0.088	0.68	5.38
	3	0.141	0.175	0.21	3.02
	4	0.178	0.331	4.29	12.1
	平均值 = 0.156				
2 C	4	0.145	0.268	1.46	5.83
	5	0.040	0.081	1.43	4.47
	平均值 = 0.175				
Sainte-Julie					
塘系					
1	9	0.405	0.446	7.28	75.7
2	9	0.193	0.209	3.76	43.2
3	9	0.297	0.309	2.16	25.8

*见图2

+ 采样周期: 1、1984年6月19~25日;
2、1984年7月30日~8月5日;

- 3、1984年9月11~17日;
4、1984年11月13~19日;
5、1985年2月18~26日;
9、1985年5月28日~6月7日。

表 2 在文献中发表的 K_{20} 和 $\bar{I}$ 值

$K_{20} (d^{-1})$	γ	对 γ 的温度 范围($^{\circ}C$)	塘的充氧型式	参考文献
—	1.028~1.058	2~30	没记载	Eckenfelder和 Englande (1970)
—	1.097	5~21	兼性	Bartsch和Randall (1971)
0.432~0.505	1.035~1.041	2~20	曝气	Thirumurthi(1979)
0.38*	1.042~1.055	2~20	曝气	" "
0.232~0.287	—	—	兼性	" "
0.30	1.05	>15	兼性	Benefield和Randall (1988, PP.384和344)
0.289~0.556	1.030~1.062	4~20	兼性	Tetreault等人 (1983)
0.37 ⁺ +	1.07 ⁺ +	—	兼性	Jalbert (1983)

*非线性1.1阶生化动力学。

+ K_{20} 和 $\bar{I}$ 是根据透气性 (respirometry) 和BOD稀释试验获得的。

⁺ 在Quebec市所推荐的设计值。

表 3 $\hat{\sigma}_1$ 与 S_{Qci} 之间的关系式

函数	方程	相关系数 γ	偏差平方和*
幂函数	$\hat{\sigma}_1 = 0.346S_{Qci}^{0.658}$	0.87 ⁺	43.1
线性函数	$\hat{\sigma}_1 = 1.355 + 0.056S_{Qci}$	0.88	45.0
对数函数	$\hat{\sigma}_1 = -2.807 + 2.131\ln S_{Qci}$	0.84 ⁺	57.7

*SSR, 偏差平方和。

+ 对函数的线性变换进行计算。

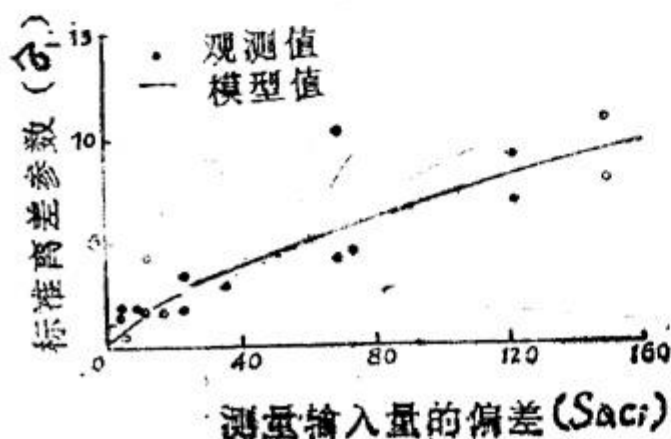


图3 Lac-Etchemin塘系的 $\hat{\sigma}_1$ 对 S_{Qci} 幂函数关系

表 4 预测和测量出水BOD₅浓度的平均值和标准偏差及其特性比较

	采样 周期	平 均 值		标准偏差		R (%)	R ¹ (%)
		预测值 E [Ce]	测量值 Ce	预测值 $\sqrt{\text{Var [Ce]}}$	测量值 Sce		
Lac-Etchemim							
塘系							
1 A	5	67.7	79.7	7.2	10.1	15.1	3.6
	6	50.6	40.1	6.3	7.0	26.2	1.7
2 A	6	52.9	49.6	6.5	6.7	6.7	0.4
	7	51.0	58.6	8.3	9.1	13.0	1.4
	8	67.5	59.6	10.1	10.3	13.2	0.3
1 B	5	37.1	39.0	3.4	6.4	4.9	7.7
	6	18.1	20.6	2.8	1.6	12.1	5.8
2 B	6	18.1	29.1	2.4	2.3	37.8	0.3
	8	16.1	45.3	2.7	4.7	64.4	4.4
1 C	5	21.0	18.9	2.7	2.3	11.1	2.1
	6	10.7	15.3	1.2	0.9	30.1	2.0
2 C	6	14.3	13.6	1.4	3.0	5.1	11.8
平均值 = 20.0							3.5
Sainte-Julie							
塘系							
1	10	21.3	16.7	5.9	3.8	27.5	12.6
2	10	8.2	8.5	3.1	2.2	3.5	10.6
3	10	3.6	4.2	1.6	1.6	14.2	0
平均值 = 15.1							7.7
总平均值 = 19.0							4.3

*采样周期: 5、1985年2月18~26日;
6、1985年4月29日~5月5日;
7、1985年7月24日~30日;
8、1985年9月9~15日;
10、1985年6月8~19日。

$$R = \frac{|E[Ce] - \bar{Ce}|}{\bar{Ce}},$$

$$R' = \frac{|\sqrt{\text{Var}[Ce]} - S_{ce}|}{\bar{Ce}}$$

总结和结论

本文根据随机微分方程理论和解法建立了随机模型,并且应用到两个串联兼性塘系统。在确定性系统的BOD物质质量方程中引入了输入量随机项,利用随机微积分技术将随机方程转换为矩方程,并可解析地求解,因此得到出水BOD浓度的平均值 $E[Ce]$ 和方差 $\text{Var}[Ce]$ 的非稳态和稳态表达式。推导出来的动态表达式能够考虑输入量 $[\sigma_1^2]$ 和初始条件 $[\sigma_0^2]$ 的随机性。

这个模型的校正和验证是通过对Lac- Etchemin 和 Sainte-Julie (Quebec 市)塘系所收集的各组观测值来实现的。对Lac-Etchemin系统发现 σ_1^2 是进水有机负荷标准偏差的幂函数。尽管这个幂函数与这些数据点十分吻合,但是在把这种类型的函数推广到任何塘系之前,还要进一步探讨。

正如所提供的应用例子表明,观测值与理论结果十分一致,这便表明了所提出的模型的正确性。随机微分方程模拟代表了预测兼性塘输出不确定性的新的、有价值的技术。

附录

矩方程

方程(6)可以写成:

$$dce = fdt + d\beta_1 \quad (20)$$

$$\text{其中: } f = \frac{1}{\theta}Ci - \left(\frac{1}{\theta} + K\right)Ce \quad (21)$$

而 $d\beta_1$ 是具有高斯白噪声过程性质的布朗运动项。

出水BOD浓度 Ce 的第 P 阶依赖于时间的矩 mp_t 的微分方程取下面形式(Soong, 1973):

$$\frac{dmp_t}{dt} = PE[fCe^{P-1}] + \frac{P}{2}(P-1)E[\sigma_1^2 Ce^{P-2}] \quad (22)$$

其中 $mp_t = E[Ce^P]$,和 σ_1^2 为表达塘输入的随机性方差参数。

一阶矩方程:

$$\frac{dm_{1,t}}{dt} = -\alpha m_{1,t} + \frac{\bar{Ci}}{\theta} \quad (23)$$

$$\text{式中: } \alpha = \frac{1}{\theta} + K \quad (24)$$

积分方程(23),并代入 $t=0$ 时的初始条件 $m_{1,0}$ (即 $E[Ce]_0$),便可得到塘排出BOD浓度的瞬时期望值:

$$m_{1,t} = E[Ce]_t = \frac{\bar{Ci}}{\theta\alpha} + (m_{1,0} - \frac{\bar{Ci}}{\theta\alpha})e^{-\alpha t} \quad (7)$$

为了得到第二阶矩方程,将 $P=2$ 代入方程(22)便得到:

$$\frac{dm_{2,t}}{dt} = -2\alpha m_{2,t} + \frac{2\bar{Ci}}{\theta}m_{1,t} + \sigma_1^2 \quad (25)$$

出水BOD浓度与时间有关的第二矩方程是由方程(25)积分,并代入初始条件 $t=0$ 时, $m_{2,0} = \sigma_0^2 + m_{1,0}^2$ 得到的,这里的 σ_0^2 是反映初始条件不确定性的方差参数,因此:

$$m_{2,t} = \frac{\bar{Ci}^2}{\theta^2\alpha^2} + \frac{\sigma_1^2}{2\alpha} + \frac{2\bar{Ci}}{\theta\alpha}(m_{1,0} - \frac{\bar{Ci}}{\theta\alpha})e^{-\alpha t}$$

(下转第83页)

日本新指定四种恶臭物质

日本环境厅去年根据日本中央公害对策审议会大气分会的咨询意见,正式将正丁酸、异戊酸和丙酸指定为恶臭物质,这样连同原先已指定的氨、甲硫醇、硫化氢、二甲硫、二甲基化二硫、三甲胺、乙醛、苯乙烯8种恶臭物质已有12种物质被指定为日本恶臭防治法控制排放的物质。新增加的四种恶臭物质均为养猪场和淀粉厂等所排放的氨基酸的分解产物,均会产生恶臭气味。

——李战隆摘译自《公害和对策》Vol 25No. 14 (1989)

瑞士研制激光雷达大气测定仪

瑞士洛桑工学院研究的激光测量空气污染系统可以测量出空气污染情况。这系统称为“利达尔”系统,不仅能集中测量一点,而且可以测量十公里的范围,从横向和纵向查出有害物质并确定其百分比及分布情况。该系统可以迅速而可靠地测量出四种主要有害物质:一氧化氮、二氧化氮、二氧化硫和臭氧,非常适合机场和非静止污染的城区使用。这套新系统的运行类似雷达系统,它通过一部激光雷达探测器观察各个方面的空气微粒并形象地反射到计算机荧光屏上。

——林尼生译自《ES & T》Vol. 23No. 10 (1989)

美国总统减少酸雨危害的计划

美国总统布什最近公布一项“清洁大气”战略计划。在减少酸雨危害方面,布什提出到2000年,燃烧电厂应将二氧化硫排放物减少1000万吨,即不到目前排放量的一半,氮氧化物排放量每年将减少200万吨,企业可以自行决定采用达到计划要求的办法,如采用洗涤器,在烟囱上加装除硫设备,烧低硫煤,节能,以及采用不排放污染物的烧煤新技术。布什提出的措施还包括:严格控制汽车废气排放,以减少烃和氮氧化物的污染,到1993年尾气排放物减少40%。在很多严重污染区,用天然气和酒精取代汽油做燃料,要求炼油厂降低汽油的挥发性。还要求工业界在10年内将毒化学物排放量减少70%。

——林尼生译自《ES & T》Vol. 23No. 8 (1989)

(上接第75页)

$$\frac{\bar{C}_i}{\theta \alpha} e^{-\alpha t} + \left[\sigma_0^2 + m_{10}^2 - \frac{\bar{C}_i}{\theta \alpha} \right. \\ \left. \left(2m_{10} - \frac{\bar{C}_i}{\theta \alpha} \right) - \frac{\sigma_1^2}{2\alpha} \right] e^{-2\alpha t} \quad (26)$$

塘出水BOD浓度的非稳态方差化简为:

$$\text{Var} [C_e]_t = m_{2t} - m_{1t}^2 = \frac{\sigma_1^2}{2\alpha} +$$

$$\left(\sigma_0^2 - \frac{\sigma_1^2}{2\alpha} \right) e^{-2\alpha t} \quad (8)$$

在这里所应用的情况中,只要 $\alpha > 0$,则依赖于时间的期望值和方差都是稳态的。

译自《Water Research》V.23, N. 4, 1989, P451~45

曾凡棠校



广州地区酸性降水环境探讨

广东省热带海洋气象研究所 吴艳标

提 要

本文根据1983年3月~1986年3月在广州地区进行的近2000个雨水样品监测资料,分析探讨了雨水酸度和硫酸根、硝酸根含量、酸性降水的环境及对生态所造成的部分危害。

广州是开放城市,近十年来随着工业的不断发展,城市人口的不断增多,城区建设的不断扩大,机动车辆的不断增多,它不仅导致社会经济活动的巨大变化,而且也引起了包括酸性降水在内的各种环境问题。

根据我们从1983年3月至1986年3月对广州市不同功能区近2000个雨水样品的分析结果表明,广州市年平均PH值除西部荔湾工业混合区受碱性悬浮颗粒物影响外,其余区域在4.79~5.42之间。酸性降水量频(PH小于5.6的降雨量与总降雨量之比)达60%左右,PH最低值为3.58。雨水中硫酸根(SO_4^{2-})和硝酸根(NO_3^-)的平均量,工业混合区分别达28.87ppm和1.92ppm, SO_4^{2-} 与 NO_3^- 之比高达15倍。各功能区雨中水 SO_4^{2-} 的平均含量均高于美国(6.0ppm)和瑞典(3.4ppm)的水平。尤其荔湾工业混合区和市中心商业居民混合区,分别比美国高4.8倍和2.2倍,比瑞典则高8.5倍和3.8倍,并分别超过或接近我国酸雨严重危害地区的重庆市

(13.29ppm)。

在冬、春季(1—5月)期间,市中区、东山区和东部郊区PH的雨量加权平均值分别达4.74、4.96和5.14,酸雨量频分别高达91.4%、80.3%和70.0%, SO_4^{2-} 的平均含量分别达14.70、11.55和7.88ppm, NO_3^- 均在1.86~2.43ppm范围;荔湾工业混合区 SO_4^{2-} 和 NO_3^- 的平均含量分别高达40.09和2.91ppm。由此可见,广州市酸性降水污染,已达比较严重的程度。

广州市酸性降水频繁出现的原因之一,主要来自工业生产过程所排放的大气污染物质,民用炉灶燃煤及汽车尾气。广州市现有工厂4000余户,其中有2421户集中在市区内,2吨以下的工业锅炉占3/4左右,其容量小耗煤量大;工业炉窑900多座,烟囱高度在30米以下的占90%以上,且多数能耗高,既浪费能源又造成污染。广州市燃料燃烧和生产工艺过程中废气排放量达15000万标米³/天,其中二氧化硫达200多吨/天,烟尘和工业粉尘分别

为150余吨/天。特别是老城区，人口密集，密度达3.6万人/平方公里以上，90%以上的居民仍用旧式煤炉烧蜂窝煤，热效率低，耗煤量大，污染相当严重。此外，随着第三产业迅速兴起，饮食业尤其是个体饮食摊档为数众多，也大大加重了“煤烟型”的污染。另一方面，机动车辆尾气污染与日俱增。据1985年统计，机动车辆已达18万辆，而且相当大比例的汽车排气不符合国家规定要求；市区道路仅有400多公里，平均车速仅为10公里/小时左右；市区主要交通路口平均汽车最大流量达2038辆/小时，区庄立交桥最大车流量高达5364辆/小时。由于车流量大加上交通堵塞，汽车尾气不完全燃烧，带来了大量的碳氢化合物和氮氧化物，污染了环境。

据对广州市不同功能区大气飘尘的采样监测并采用质子激发的X射线分析技术的多元素同时分析结果表明，荔湾工业混合区大气飘尘中铝的浓度达7.942毫克/米³、硅为17.475、硫为5.538、磷为3.437、钾为2.564、氯为0.256、锌为0.433、锰为0.123、铅为0.072、镉为0.043、钒为0.011、镍为0.008；东山居民区大气飘尘中铝的浓度则为0.987毫克/米³、硅为3.328、硫为2.087、磷为0.864、钾为0.889、氯为0.100、锌为0.488、锰为0.049、铅为0.048、镉为0.016、钒为0.006、铬为0.005。可见，广州市荔湾工业混合区大气飘尘中除锌元素的浓度外，其余均比东山居民区偏高0.5~7.0倍。这正好说明飘尘中各种元素的浓度与汽车排出的尾气、厂矿企业排放的各种大气污染物，以及人们的频繁活动等有着密切的关系。

根据对市区和郊区的过氧化氢浓度的

测定结果表明，其平均浓度都高达1.682 ppm，平均瞬时最大浓度则达4.15ppm，这说明广州市大气中有很强的氧化能力。排进大气的二氧化硫、氮氧化物等，在适宜的温、湿条件下，可能以较快的速度被氧化而生成硫酸和硝酸，从而明显地增加降水的酸度。

又据近年来对广州市大气边界层温度的探测资料分析结果得知，广州市冬季（12月~2月）傍晚至次日早晨前后，贴地逆温和低空逆温的出现频率，可达70~80%之间。这对于范围广、数量大且为低源排放的广州市来说，逆温的出现势必使大气污染物在近地层空气中堆集，同时由于降水的冲刷作用，使大多数污染物以湿沉降的过程返回到地面，这也是导致冬季酸性降水明显增多的重要因素；春季（3~5），由于华南静业锋的持续影响及低空暖平流的相互作用，地面至1000米高度范围内总逆温的频率达55%，低空逆温占7成左右。在此状态下，大量的二氧化硫、氮氧化物等抑制在逆温层范围内，并在此适宜的温、湿大气环境中氧化，进而加速酸性降水的形成。

对广州市3~6月雨水中微量元素分析可看出，降水中含有各种重金属元素，其中有毒元素砷和铬的平均含量分别为0.0315微克/升和2.785微克/升，检出率为100%和92%；其它重金属元素铝、锰、和钒的平均含量分别达759.5、9.42和1.53微克/升，检出率为100%。

由于降水中重金属污染日趋严重，进而导致土壤受重金属积累污染而直接危及农作物。据对土壤的重金属元素分析表明，广州市土壤中砷、铬和锌的平均含量分别达24.3毫克/公升、121.9毫克/公

（下转第81页）

〈注〉 $n=30$, 取 $\alpha=0.05$ 显著水平。

RG——遗传型相关系数; RP——表现型相关系数; RE——环境型相关系数。

(三)

综合以上的调查分析, 本区土壤环境的Cd、As、Hg元素的残留分异, 成土母质(岩)的影响虽然仍然是主导的内在因子, 而工业的特别是农业的污染又是不可忽视的外界条件。同时, 据我们的了解, 目前本区农用的过磷酸钙肥料, 还含有很高的游离酸, 其酸度可达PH 2左右, 加上本区又多为酸性土, 长期的大量施用后

可能引起土壤的酸污染, 然后再以石灰加以调节, 从而加剧了土壤污染的恶性循环, 这无疑又是值得研究的一个问题。当然, 根据目前的条件, 在农业上取代过磷酸钙和石灰等的条件还很不具备, 但在农业措施方面的改进, 如实行因土壤、因作物条件的配方施肥、磷肥与有机肥料混合沤制和根外施肥, 以及降低地下水位, 改良土壤、排除酸水等基本措施, 对于控制农田土壤的继续污染都可能有一定的效果。

一九八九年四月十五日

(上接第77页)

斤和159.9毫克/公斤。由于土壤受污染, 作物、蔬菜也因受污染而生长异常、畸变, 并影响其质量和产量。据不完全统计, 广州市由于工业污染和酸性降水所造成的粮食损失可达350万斤/年以上, 蔬菜和水果的损失可达100多万斤, 折合人民币150万元左右。由于污染物在环境中迁移而进入生态系统, 通过食物链的逐级生物富集, 最后进入人体, 影响人们的健

康, 对此, 必须引起足够的重视。

广州市作为一个典型的城市生态系统, 如何使其在城市发展和工农业生产迅速发展, 获得更有利的经济效益, 又始终保持着适合人们生活的生态环境, 对广州市目前的酸性降水环境和重金属污染问题, 不能不引起各界人士、尤其是各级领导的高度重视。创造一个良好的城市生态系统, 是广州市应予重视并深入研究的新课题。

浅论广州土壤环境Cd、As、Hg元素的残留*

广州市农业环境监测站 何述尧 胡学铭 黄惠芳

根据调查,广州区域土壤环境若干金属元素的残留,在国内的资料报导中属高值地区之一。其中,尤其是农业土壤Cd、As、Hg元素的背景水平,又均居国内城市的前列(表1)。

表1 主要城市农业土壤Cd、As、Hg元素背景值(ppm)

地 区	Cd	As	Hg
哈尔滨	0.08	8.67	0.03
沈 阳	0.16	8.79	0.05
长 春	0.09	10.16	0.04
天 津	0.13	9.28	0.03
北 京	0.13	8.25	0.05
南 京	0.19	10.60	0.12
上 海	0.13	8.95	0.22
广 州	0.17	13.50	0.13

诚然,土壤环境金属元素的残留,是一个比较复杂的问题,就广州的调查,土壤中Cd、As、Hg元素的残留,既受到自然地理的尤其是成土母质(岩)内在的影响,但同时,特别是农业土壤,也不可避免地受到工业的和农业措施的外来因素的影响。

(一)

*甄国钜、杨万安、莫师带参加部分工作。

首先,广州由于地处南亚热带,在高温、多雨和相应的生物等条件影响下,土壤富铁铝化过程比较强烈,土壤多呈酸性反应,地带性土壤以赤红壤等类型为主,从而为土壤某些元素的分解、化合、淋溶、迁移和富集等提供了适宜的环境条件。因此,根据本区地形、地貌等条件的分析,土壤中Cd、As、Hg元素有随着地形的走向,由北而南地逐渐递增的趋势,大体上反映着本区土壤Cd、As、Hg元素垂直带谱的自然分布状态(表2)。其中,特别是地处本区地势走向的最低点,并由冲积物和近海沉积物共同沉积形成的三角洲平原,则又是本区土壤Cd、As、Hg元素高富集的地区。

表2 土壤Cd、As、Hg元素的垂直分布状况(ppm)

类 别	样点数	Cd	As	Hg
山 地	14	0.08	8.47	0.09
丘陵台地	9	0.16	5.38	0.15
冲积平原	12	0.24	15.06	0.14
三角洲平原	8	0.37	23.06	0.20

特别是Cd、As、Hg等元素又多属生物富集型的元素,因而在生物富集及地球化学作用等影响下形成的各种成土母岩、

母质，上述诸元素的自然含量又均较其它类型的成土母质（岩）高（表3），从而也深刻地影响着土壤元素的分异变化。

表3 广州区域土壤成土母质（岩）Cd、As、Hg元素的含量（ppm）

母质（岩）类型	样点数	Cd	As	Hg
石灰岩	3	2.32	60.35	0.20
三角洲沉积物	8	0.39	16.88	0.23
河流冲积物	16	0.13	22.50	0.08
花岗岩	6	0.11	2.88	0.10
片板岩	4	0.10	7.55	0.10
砂页岩	12	0.09	6.50	0.06

（二）

值得注意的是，除以上本底原因以外，工业的尤其是农业措施自身的污染，对本区土壤Cd、As、Hg元素的残留分异，又是一个不可忽视的外界影响因子。前者多为点源污染，而且，诸元素在土体中的分布，大多呈现为表土残留量高于底土，明显地反映着外来污染的影响（表4）。特别是重污染地区，土壤元素又大多以污染源为中心点，呈明显的晕状扩散。如调查的某工业区，随着灌渠的走向，在渠首农田土壤Cd的残留量高达228~130ppm，到中部则降至13.5~8.2ppm，渠末则又降至2.2~0.96ppm。又在渠首的农田土体中，表土Cd的残留量达130.0ppm，心土降至70.0ppm，底土又降为.7ppm，反映着点源污染的分布特点。

表4 广州市郊污灌土壤Cd、As、Hg元素残留状况（ppm）

土层深度（Cm）	Cd	As	Hg
0~20	2.14	26.32	0.228
20~50	1.91	27.05	0.206
50~100	1.85	24.25	0.108

〈注〉根据10个污灌土壤剖面的统计而农业措施的自身污染，大多以面源污染为主，主要是由于使用了含有上述元素的农用物质而引起的土壤残留。而且，随着使用量的多寡，使用时期的长短等而变化，影响范围较广。据资料报导，如农业上常用的过磷酸钙等肥料，Cd、As、Hg等元素的含量颇高。又据我们测定当地的磷肥和石灰，Cd的含量也达2~3ppm、As达60~80ppm、Hg达1~2ppm。特别是本区土壤多属酸性土，长期以来就有施用石灰调节土壤酸度的历史习惯，施用量很大。同时，本区土壤尤其是水田也普遍缺乏磷素，因而从五、六十年代开始，在水稻生产上也大面积地推广使用过磷酸钙肥料，以及在过去相当长的时期内推广使用各种含汞农药等，都有可能引起土壤尤其是水田Cd、As、Hg元素的残留（表5），成为本区广泛性的面污染源之一。

如表5所示，凡是长期施用石灰、磷肥或形成于石灰岩母质的土壤，其Cd、As、Hg元素的残留，又均显著地高于其

表 5 不同条件土壤Cd、As、Hg元素的残留状况 (ppm)

类 别	样点数	Cd	As	Hg	石灰、磷肥使用情况
石灰板结田	6	0.51	33.74	0.18	长期施石灰后形成的土壤
酸化水田	8	0.42	39.86	0.22	长期施石灰调节土壤酸度
三角洲水田	8	0.42	26.54	0.34	磷肥、石灰施用量大
冲积平原水田	9	0.31	26.85	0.18	施用磷肥、石灰
旱作土壤	10	0.14	14.79	0.09	不施用磷肥、石灰
红色石灰土	3	1.89	60.01	0.22	形成于石灰岩母质的土壤
石灰岩母质	3	2.32	60.35	0.20	石灰岩风化母质
自然土壤	7	0.09	8.76	0.11	林地及非耕地

它不施石灰、磷肥的土壤。特别是红色石灰土，又明显地受到富含石灰质的风化母质深刻的影响。

同时，又据30个水田土壤调查样点的分析，在土体中诸元素的残留分布，也开始显示了表层土壤的残留高于底层的趋势。其中，表土>底土的样点，Hg占86.7%、As占60%、Cd占53.3%。如本区某地，由于长期大量施用石灰等形成的石灰板结田，就是其中一个典型的例子（表6），从而进一步反映着外界污染的主要特点。

表 6 石灰板结田Cd、As、Hg元素的剖面分布状况 (ppm)

土 壤 层 次	深度 (Cm)	Cd	As	Hg
A (表土层)	0~12	0.82	53.53	0.18
P (犁底层)	12~23	0.92	51.44	0.06
W ₁ (潜育层—1)	23~66	0.42	63.60	0.04
W ₂ (潜育层—2)	66~100	0.25	53.18	0.03

根据应用生物遗传相关的研究方法，对本区水稻土各种元素与成土母质（拟比

作生物的遗传因子）及其它因素的相关分析，土壤诸元素的分异，虽与成土母质有一定程度的相关，但在Cd、As、Hg元素的环境型相关分析中，又均出现负值（表7），从而表明土壤的Cd、As、Hg元素的分异，既受成土母质的影响，但同时也明显地存在外界环境因素的影响。

表 7 广州水稻土A、C层金属元素的相关分析

元素	相 关 类 型			F值
	RG	RP	RE	
Pb	0.6446	0.6356	0.1265	13.2295
Cu	0.8422	0.8260	0.4386	53.7362
Zn	0.5896	0.5758	0.1234	13.5198
Cd	0.6586	0.6081	-0.4161	21.7648
Ni	0.8247	0.8173	0.3744	36.0966
Cr	0.7311	0.7181	0.3134	31.4161
Hg	0.3137	0.2447	-0.3134	4.8555
As	0.5979	0.6024	-0.1782	16.6945

〈注〉 $n=30$, 取 $\alpha=0.05$ 显著水平。

RG——遗传型相关系数; RP——表现型相关系数; RE——环境型相关系数。

(三)

综合以上的调查分析, 本区土壤环境的Cd、As、Hg元素的残留分异, 成土母质(岩)的影响虽然仍然是主导的内在因子, 而工业的特别是农业的污染又是不可忽视的外界条件。同时, 据我们的了解, 目前本区农用的过磷酸钙肥料, 还含有很高的游离酸, 其酸度可达PH 2左右, 加上本区又多为酸性土, 长期的大量施用后

可能引起土壤的酸污染, 然后再以石灰加以调节, 从而加剧了土壤污染的恶性循环, 这无疑又是值得研究的一个问题。当然, 根据目前的条件, 在农业上取代过磷酸钙和石灰等的条件还很不具备, 但在农业措施方面的改进, 如实行因土壤、因作物条件的配方施肥、磷肥与有机肥料混合沤制和根外施肥, 以及降低地下水位, 改良土壤、排除酸水等基本措施, 对于控制农田土壤的继续污染都可能有一定的效果。

一九八九年四月十五日

(上接第77页)

斤和159.9毫克/公斤。由于土壤受污染, 作物、蔬菜也因受污染而生长异常、畸变, 并影响其质量和产量。据不完全统计, 广州市由于工业污染和酸性降水所造成的粮食损失可达350万斤/年以上, 蔬菜和水果的损失可达100多万斤, 折合人民币150万元左右。由于污染物在环境中迁移而进入生态系统, 通过食物链的逐级生物富集, 最后进入人体, 影响人们的健

康, 对此, 必须引起足够的重视。

广州市作为一个典型的城市生态系统, 如何使其在城市发展和工农业生产迅速发展, 获得更有利的经济效益, 又始终保持着适合人们生活的生态环境, 对广州市目前的酸性降水环境和重金属污染问题, 不能不引起各界人士、尤其是各级领导的高度重视。创造一个良好的城市生态系统, 是广州市应予重视并深入研究的新课题。



瑞典废物焚化的经验

瑞典在70年代至80年代期间的废物处理发展情况见下表:

处理方式	1970	1975	1980	1985	1989
土地填埋(%)	76	66	58	40	35
混合肥料(%)	1	2	8	10	10
焚化(%)	23	32	34	50	55

瑞典利用废物作为燃料使热的回收利用发展情况见下表:

年份	一户家庭(吨/年)	一间工业(吨/年)	能源利用(109千瓦)
1980	0.72	0.14	1.4
1983	0.91	0.71	2.3
1986	1.29	0.24	3.4
潜力	2.5	2.0	9—11

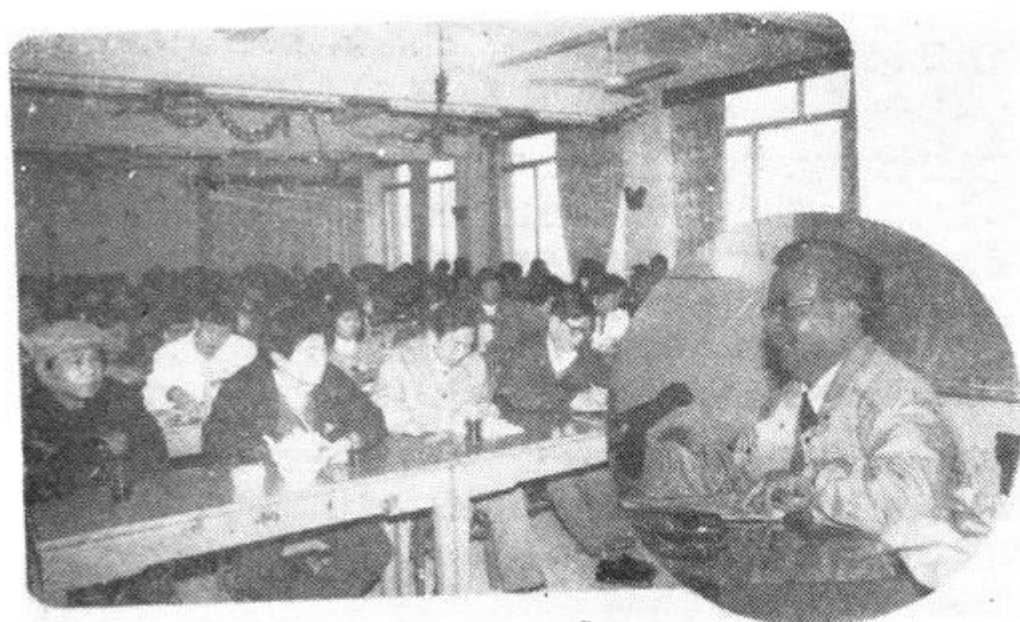
瑞典废物的组成情况:

纸	约占35—45%
塑料	约占8—10%
垃圾、皮革、橡胶制品	约占2—4%
金属	约占2—4%
玻璃	约占6—8%
木	约占1%
杂物	约占6—8%

瑞典WTE(废物转变成能源)工厂排放的评估见下表:

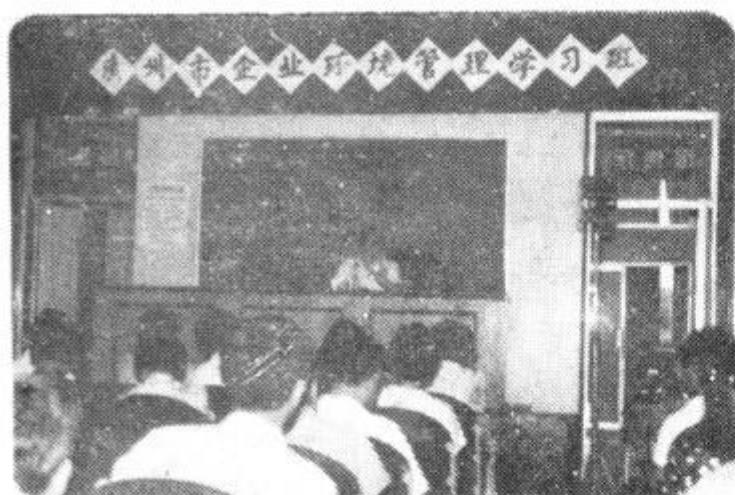
成分	排放水平(mg/nm ³)		今日焚化的废物量(吨/年)	
	目前技术	未来技术	目前技术	未来技术
颗粒物	50	20	420	170
Hg	0.4	0.08	3.3	0.7
Cd	0.05	0.02	0.5	0.2
Ni	0.002	0.001	0.02	0.01
Cu	0.2	0.06	1.5	0.5
Pb	3	0.05	25	4.0
HCl	1000	100	8400	840
SO _x	400	200	3400	1700
NO _x	400	400	3400	3400
PAH	100	0.1	840	0.9
HF	10	1	85	8

李拥宪摘译自《Environmental Impact Assessment Review》Vol. 9, No. 3, 1989.

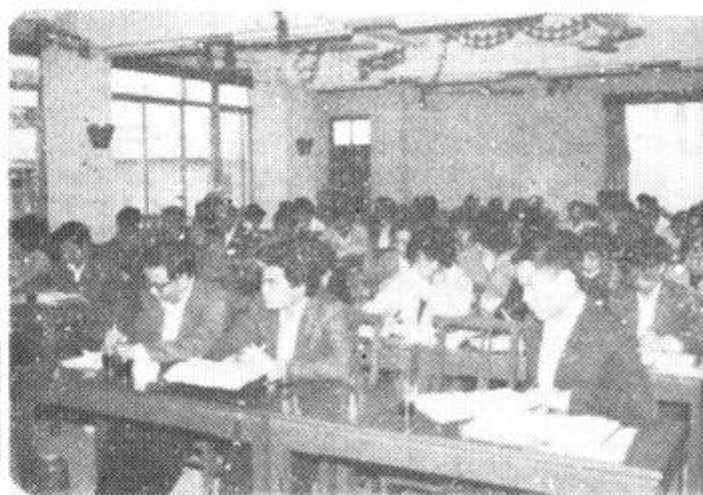


广州市
环境教育
掠影

△市环保办吴广涞主任在海珠区、番禺县环保干部学习班上宣讲新《环境保护法》



△市环保办甘海章副主任在广州市企业环境管理学习班上作开学动员



△芳村地区环保法规学习班的学员在听课



△市环保办甘海章副主任向市口中学千余名师生宣讲环保知识



△市环境监测中心站陈镇华副站长讲“污染源的监测和治理技术”