

324F 红外气体分析仪检测有机可燃废气的浓度,检测结果见表 3。当时的生产工艺条件为:每小时乙醇平均挥发量约为 15 kg,每小时排气量为 1750 m³。按物料衡算,平均废气中含乙醇浓度为 8571 mg/m³,将此值与表 3 的实测值相比可以看出,仪器经校正后,其实测值可以较真实地反映实际浓度值。

三、结论

1. MEXA-324F 红外气体分析仪对乙醇、丙酮、苯类等常用的工业有机溶剂产生的有机废气均有响应值,其响应值与气体分子的偶极矩有关。对于混合废气,测出值为有机物总浓度。

2. 有机废气浓度与分析仪的测出值成线性关系,经仪器校正后红外气体分析仪可直接反映有机废气中有机物的浓度。

3. 红外分析仪对不同的有机废气浓度可

输出相应的电信号(0—100mV),见表 1、表 2。可与微机控制系统联机使用,对有机废气的浓度进行检测和控制、调节;从而保证催化燃烧净化系统连续、安全地运行。

4. 使用 MEXA-324F 红外分析仪对催化燃烧净化系统运行工况下有机可燃废气的浓度进行测定方法简便;可连续、快速的进行。仪器的便携式和直接读数式的优点尤为突出。

致谢:王一清、胡成南同志对本文给以指导和审阅,在此表示感谢。

参 考 文 献

- [1] 金鑫荣,气相色谱法,第 308 页,高等教育出版社,北京,1987 年。
- [2] 中国预防医学中心卫生研究所,大气污染监测方法,第 441 页,化学工业出版社,北京,1984 年。

(收稿日期:1988 年 11 月 7 日)

污水生物除磷技术的工作机理述评

郑 兴 灿

(中国市政工程华北设计院)

摘要 本文从生物学角度介绍了国内外生物除磷技术的研究成果并根据生物能力学原理提出的生物除磷的生物化学模式。

一、前言

自从 Srinph 等(1959)首次发表关于一些活性污泥法污水处理厂去除的磷超过一般微生物代谢需求量的报导后,引起了人们对过量除磷机理的争论。大量的实验观测资料证实,用活性污泥法处理城市污水时,在正常的水质条件下磷的去除主要是生物学作用。近十年来生物除磷技术的工程应用和作用机理的研究取得了突破性的进展。在国内,由于水资源短缺和富营养化问题日益严重,中国市政工程华北设计院等单位结合工程设

计于 1986 年初开始进行生物除磷脱氮技术的研究和工程应用,目前广州大坦沙除磷脱氮污水处理厂已经试投产。本文主要从生物学角度介绍国内外的研究成果。

二、磷的厌氧释放和好氧吸收

1965 年 Shapiro 和 Levin 经过广泛的调查和实验研究后证实磷的吸收是生物学过程而不是物理化学过程,该结论得到了许多研究者的支持和证实。1967 年他们开始进行厌氧条件下磷的释放试验,发现磷的吸收和释放是可逆的,磷是从污泥细胞的酸溶性

部分释放出来的,同时发现在缺氧或低氧化还原电位的条件下可激发磷的释放。

1975年 Fuhs 和 Chen 提出大量吸收磷的前提条件是磷的厌氧释放。随后 Barnard (1975, 1976) 提出了氧化还原电位控制磷释放的理论和除磷脱氮工艺,称 Phoredox 工艺,其它研究者又在此基础上发展了 Phoredox 改良工艺、UCT 工艺和 MUCT 工艺。

Barnard 虽然揭示了磷的厌氧释放和好氧吸收之间的有机联系,但并没有解决磷的释放和吸收的内在关系。因此 Barnard 的理论对工艺设计帮助不大。

由于很难准确地测定生物系统中的氧化还原电位,因此氧化还原电位控制论很难得以证实或否定。为此 Siebritz 等人(1980)提出“厌氧容量”(anaerobic capacity)代替氧化还原电位。所谓厌氧容量系指在硝酸盐充足的情况下厌氧反应器所能去除的硝酸盐量。它是一个广义参数,包含氧化还原电位在内。但厌氧容量是一个易变参数,只能有限地用于预告磷的释放。Randal 等人(1969)研究了氧化还原电位和磷的释放之间的联系后指出没有证据能证实氧化还原电位能控制磷的释放。

1980 年 Dold 等人提出在普通城市污水中含有两种可生物降解的 COD,即溶解性的快速生物降解 COD (readily biodegradable soluble COD)和颗粒性的慢速生物降解 COD (Slowly biodegradable particulate COD)。

1980 年 Siebritz 等人的试验结果表明,在厌氧部分仅占 7.5% 的 UCT 工艺中厌氧容量大于 $10\text{mgNO}_3^- \cdot \text{N/L}$ 时即可观测到磷的释放。但在不曝气部分占 70% 的硝化反硝化系统中,厌氧容量为 34mg/L 时在第一个反应器内却没有磷的释放。其原因是在 UCT 工艺的厌氧池中存在快速生物降解 COD。而在硝化反硝化系统中由于硝酸盐回流到第一个反应器后消耗了全部快速降解 COD。因此,他们认为磷的去除取决于快速降

解 COD 的浓度和厌氧污泥比值(厌氧区污泥量/系统总泥量),并用“除磷特性因子”(phosphorus removal propensity factor)来表示。同时发现活性污泥含磷量与除磷特性因子有函数关系。

研究者们在不同的实验条件下用 UCT 工艺验证除磷特性因子这个概念,所有试验结果都与理论推测相吻合。Nicholls 等人(1982)在进行生产性实验时,根据上述概念进行工艺分析找出了这些处理厂除磷不佳和不稳定的原因,并提出改善除磷的方法。

快速生物降解 COD 假说及其推论第一次使定量探讨除磷脱氮厂的最优化设计成为可能,为评价现有处理厂的运行情况提供了基础。更重要的是该假说为磷释放和吸收的生化机理的研究打开了通路,并从氧化还原控制论中摆脱出来。

许多研究者都观测到厌氧条件下投加醋酸盐可导致与醋酸消耗量成正比关系的磷的释放。Comean 等(1985, 1987)观测到不仅加醋酸类简单的基质能导致磷的释放,添加 2, 4-二硝基苯酚、把 pH 调高、加 H_2S 或 CO_2 气体等使细胞能量水平降低时也能导致磷的释放。

Potgieter 和 Evans(1983)报导厌氧条件下加丙酸和葡萄糖等简单有机物能激发磷的释放。加发酵过的一沉池污泥或腐败的污水亦能促进磷的释放。许多研究者都报导磷的厌氧释放与厌氧区内的快速生物降解基质密切相关。作者在 Phoredox 改良工艺的中试研究中发现磷的厌氧释放与快速降解 COD 的去除呈正比关系,转化 1mg 快速降解 COD 可出现 0.417mg 磷的释放。

Malnon 等人(1984), Hascoet 和 Florentz (1985) 认为磷的释放基本上取决于食料(进水)的性质而不是厌氧状态本身。Gerber 等人(1987)对除磷脱氮工艺中磷、硝酸盐和有机物之间的相互作用作了较详尽的研究,进一步验证了磷的释放基本上取决于

食料的性质而不是厌氧状态的形成。并根据基质与除磷微生物混合后出现的响应方式把基质分成三类。

第一类基质是低分子有机酸(甲酸、乙酸和丙酸),这类物质能在厌氧和缺氧条件下诱导污泥细胞释放出磷。实际上在好氧条件下也能观测到完全相同的响应曲线。这类基质与富磷污泥混合后立即以相当高的速率开始释放磷,基本上与时间保持线性关系直到基质全部耗完或参与反应的聚磷贮存被耗完为止。

第二类基质包括柠檬酸、乙醇、甲醇和葡萄糖等。在一般情况下它们不能引起磷的释放,只有在抑制性的厌氧状态已经形成的条件下才能诱导磷的释放。在缺氧阶段,基质很快被去除,但只有硝酸盐降到检不出时,磷的释放才出现,其速率明显低于第一类基质所导致的释放速率。这说明第二类基质必须经过转化后才能激发磷的释放。厌氧状态的形成成为这种转化提供了合适和必要的环境。

第三类基质包括丁酸、乳酸和琥珀酸等。它们能在缺氧条件下诱导某些厂的富磷污泥释放磷,但另一些厂的富磷污泥则不行。这类基质一旦诱发磷的释放,则释放速率类似于第一类基质的响应速率。

在硝酸盐和基质同时存在的条件下,磷的浓度与时间($P-t$)的关系曲线是一个多变量函数,函数的几何形状取决于基质的性质以及混合液中相应的基质量和硝酸盐量。如果考虑到缺氧条件下可发生磷的大量吸收这一事实,厌氧区前端的 $P-t$ 曲线可能是上述几种形式中的一种。

Cameau 等人(1987)还观测到 K^+ 、 Mg^{+} 和 Ca^{++} 随磷的释放和吸收被协同运输进出细胞内外。吸收和释放过程中协同运输的分子比很相近。说明这些阳离子与磷酸盐键结合在一起同时进出细胞。

三、生物除磷系统中的重要微生物

1975 年 Fuhs 和 Chen 经过实验研究

后鉴定出与磷的积聚去除有关的微生物属于不动细菌属(*Acinetobacter* sp.)。Osborn 和 Nicholl (1979)发现所调查的除磷厂厌氧区内都存在不动细菌。Buchan (1981)研究了聚磷菌的形态和聚磷的化学组成。结果表明不动细菌纯培养物中聚积的磷占生物量的 30% 以上。许多研究者都观测到类似的结果。

迄今为止的报导表明,不动细菌积聚磷的能力最强,在生物除磷系统中所分离出的细菌中是以不动细菌数量最多。其它聚磷菌也有大量报导,说明不动细菌不是唯一的除磷菌。Shoda 等人(1980)曾报导节杆菌的聚磷量可高达细胞干重的 20%。

不动细菌广泛分布于自然环境中,能聚积聚磷和聚 β 羟丁酸。Juni (1978)在评述不动细菌属时报导这些细菌普遍没有硝酸盐还原能力。但 Lotter (1985)在研究除磷厂污泥微生物时发现 100 株不动细菌分离物中有 52 株能把硝酸盐还原成氮气。Simpkins (1978) Hasroet 等人(1985)也作了类似的报导。我们在中试研究中观测到硝酸盐去除的同时出现明显的磷吸收,缺氧区吸磷速率是 $4.38-7.05\text{mg/gVSS} \cdot \text{h}$,高于好氧区的吸磷速率 $2.1-3.45\text{mg/gVSS} \cdot \text{h}$ 。

Krain (1985)发现气单胞菌在厌氧区的存在与生物除磷有正相关关系,它的主要作用是把污水中的碳水化合物转化成不动细菌容易利用的形式,从而提高不动细菌的除磷能力。Meganck 等人(1985)认为产酸阶段最易受低负荷的影响,产酸群落的产酸作用对磷的去除有很大的影响。

综合前面的观测资料,可以认为生物除磷厂厌氧区起着发酵(产酸)作用,为聚磷菌提供合适的基质,提高了除磷能力,而不是厌氧抑制状态本身有利于除磷。Krain 的观测与 Gerber 等人的观测在本质上是是一致的。

四、生物除磷中的微生物生理生化

Kornberg (1957) 和 Kulaey (1975) 发

现细胞体系内 ATP/ADP 比值低时,聚磷的能量可重新转变成 ATP 的形式。Mino 等人(1985)观测到生物除磷厂的污泥中存在低分子量和高分子量两种聚磷。他们的研究结果表明低分子量的聚磷在厌氧条件下起能源库的作用,高分子聚磷则作为细胞生长的供磷库。在污泥中除聚磷含量外,细胞内的磷量基本上是恒定的。污泥含磷量不同是细胞内聚磷量不同引起的。虽然低分子和高分子聚磷都在厌氧/好氧除磷工艺的污泥中高度累积,但与磷的释放和吸收相关的是低分子聚磷。在厌氧条件下,只有聚磷的降解,没有合成,也没有转换。在好氧条件下高分子聚磷的合成和分解同时出现;低分子聚磷只有合成没有降解,说明高分子聚磷发生了转换作用,被用于合成细胞成分。

许多好气菌能合成聚 β 羟丁酸 (简称 PHB),并把它作为 H^+ 缓冲体 (balancing facility)或作为电子库 (electron-sink)。现在更普遍地认为: PHB 很可能是许多细菌暂时处于厌氧状态时赖以生存的基础。

继 Osborn 和 Nicholls 的研究工作之后,Resink (1981)报导了他在荷兰 Wageningen 技术大学进行的研究工作。他们一致同意厌氧状态期间聚磷为聚磷菌提供生存基础,并进一步假设存在于厌氧区液相中的低分子脂肪酸是以 PHB 形式贮存起来,合成 PHB 所需的能量来源于聚磷分解。在好氧区菌体内贮存的 PHB 被用于生物异化和同化作用,也就是说厌氧区污泥中 PHB 的积累为聚磷菌在好氧区的生长提供的碳能源超过了与非聚磷菌竞争可获得的能源。PHB 存贮机理确实具有十分重要的意义。Resink 发现不动细菌是生长速度相当慢的生物,以致没有贮存机能,在好氧条件下该菌因受其它生长速度快的兼性菌的竞争呈现相当低的增殖速率。因此,贮存机理阐明了聚磷菌在厌氧/好氧除磷系统中的优势增殖。

研究者们已经证实厌氧区中由颗粒性

COD 分解产生的低分子脂肪酸量极其微小,厌氧区的低分子脂肪酸几乎都是由快速生物降解 COD 转化产生的。

许多研究者都发现聚磷菌体内能聚积聚磷和 PHB。笔者在 Phoredox 改良工艺的参数研究中观测到该工艺的污泥菌胶团在厌氧条件下聚磷逐渐消失,PHB 逐渐增多。在好氧条件下,大量吸收磷的同时 PHB 迅速减少,聚磷迅速增多。厌氧条件下合成的 PHB 越多,则好氧条件下的聚磷合成量越大,除磷效果也越佳。

在能源贮存物中,PHB 的合成具有独特的优越性,不需要 ATP 直接参与,合成 PHB 所需的乙酰 C_6A 和还原力(NADH)可以通过酵解途径获得。在除磷系统中,厌氧条件下产酸菌和某些聚磷菌通过酵解等途径把碳源物质降解成乙酸等低分子脂肪酸,同时产生 $NADH + H^+$ 。除非细菌能通过某一途径消除 $NADH + H^+$,否则 $NADH + H^+$ 的积累将使细菌无法存活。聚磷菌利用这些酵解终产物合成 PHB,解决了这一矛盾,使酵解作用能连续不断地进行下去。Dawes 和 Senior 曾报导 PHB 积累量可高达细胞干重的 50%。

五、生物除磷中的生物力能学

细菌生物力能学(Bioenergetics)的主要方面是着重于细菌质子移动力 (the proton motive force, 简称 pmf)的维持。pmf 是细菌质膜内外的化学渗透浓度梯度,包括两个组分,其一是细胞质膜内侧相对于外侧来说表现为净负电荷所产生的跨膜电位,另一组分是膜内外碱度不同产生的 PH 梯度。如果质子从细胞质膜内侧输运到细胞质膜外,那么 pmf 的两个组分均增高 (Harold 1974, Brock 等 1984)。

pmf 的主要作用是通过膜结合酶复合体(membrane-bound enzyme complexes)合成 ATP 和用于输运基质到细胞内。

大多数细菌采用下列三种机制输运质子

和维持 pmf。第一种是,有碳源和电子受体(溶解氧或硝态氮)存在时通过细胞质膜上的电子传递链系统将质子(H^+)排到质膜外,质子的供体是 NADH。没有电子受体存在时,这种排出 H^+ 的机制将不起作用, NADH 的累积将抑制代谢途径中 NADH 的产生。在这种情况下,第二种机制起作用,ATP 酶位点上 ATP 的产能分解可用于输运 H^+ ,该过程基本上是 pmf 产生 ATP 的逆过程。第三种机制是 NADH 转氢酶起作用把 NADH 分解成 NAD^+ ,把 H^+ 输到质膜外 (Harold 1977)。

细菌具有维持 pmf 在某一最佳恒定值上的趋向。如果外界 pH 下降,细胞外 H^+ 浓度升高将引起 pH 梯度的增高,为了维持 pmf 的恒定,细胞将通过排出阳离子降低电荷梯度。反之,外部 pH 高时细胞将吸收并累积阳离子。毒性物质能中和 pmf 的某一组分或全部组分。

细胞膜运输有三种:被动扩散、主动扩散和主动运输。第一种是水、氧、 CO_2 等的膜内外浓度平衡扩散;第二种是膜载体参与的沿浓度梯度方向进行的扩散,如磷的释放;主动运输包括三类,需 ATP 参与的运输、基团转移和偶联 pmf 的运输。在偶联 pmf 的运输中,阴阳离子和中性分子均能通过细胞质膜往胞内运输,但过程中溶质必须呈电中性或电阳性。比如醋酸根(Ac^-)和磷酸根等阴离子必须与 H^+ 或其它阳离子结合在一起呈电中性或正电性才能进入胞内。

1985 年 Comeau 等人根据生物力能学原理提出了聚磷菌的生物化学代谢模式。在厌氧条件下快速降解基质经 EM 途径转化成乙酸,为了存贮 PHB,乙酸等必须运输到胞内。如果存在适当的 pH 梯度,一些单羧基酸可以中性跨膜运输 (Kaback, 1976)。在 pH 大于 6.5 的溶液中(污水处理中的情形就是如此),99% 以上的乙酸都是以离子的形式存在。 Ac^- 与 H^+ 结合成 HAc 形式呈中性运输到胞内, HAc 进入胞内后随之离解成

Ac^- 和 H^+ 。由于每输入 1 分子 HAc,离解后放出 1 分子 H^+ ,引起 pH 梯度的降低,从而导致 pmf 的降低。如果细菌不能再生 pH 梯度,那么依赖于 pH 梯度的乙酸吸收以及随后的 PHB 贮存作用将很快中止。

前面提到的三种生物力能学机理可被细菌用于重建 pH 梯度。但是在厌氧条件下,第一种机制不起作用,第二和第三种重建机制所起的作用极有限。对聚磷菌来说,还存在一般细菌不具备的第四种重建机制,即通过转位酶的催化作用把聚磷用于排出 H^+ ,重建 pH 梯度,也可能是通过聚磷分解产生 ATP,然后启用第二种重建机制排出 H^+ ,重建 pH 梯度。

聚磷的分解将引起细胞内磷的累积,细胞内不能用于合成作用的磷酸盐将被 pH 敏感载体蛋白传感,载体蛋白通过主动扩散将过剩的磷排到细胞外,金属阳离子(以 M^+ 表示)同时被协同运输到细胞外。液相磷浓度升高,这就是磷的厌氧释放现象。相反,在好氧条件下,PHB 降解,在 pH 梯度充足的条件下,通过载体进行的磷释放将不发生。

从上述分析中可以看出,磷的释放本身在生物除磷系统中起被动作用,磷的释放速率反映出聚磷消耗的速率。乙酸的最大吸收量将受可用于重建 pH 梯度的聚磷量所限制。Comeau 等人证实,在富磷污泥中投入过量的乙酸没有进一步的释放,过量的乙酸仍然留在液相中。

此外,聚磷产生的能量也可能用于 PHB 的合成,主要是把乙酸活化成乙酰 C_2A 。

累积了大量 PHB 和聚磷,已被消耗的聚磷菌进入好氧区后,聚磷菌消耗内部贮存的 PHB 和外源基质,产生 pmf。为了维持 pmf 的恒定,聚磷菌通过消耗 pmf 把胞外的磷以中性或电阳性的形式(Pi^-M^+)主动运输到胞内合成 ATP,ATP 用于细胞合成和聚磷的合成,同时金属阳离子被协同运输到胞内。

如果聚磷菌不是直接从厌氧区进入好氧区而是先进入缺氧区,再进入好氧区的话,那些能利用硝酸盐作为最终电子受体的聚磷将通过与好氧条件下类似的途径,分解 PHB 产生 pmf,吸收大量的磷和合成聚磷。那些不能利用硝酸盐的聚磷菌则不会吸收磷,有可能继续释放磷。缺氧条件下的效应(净吸收或释放)取决于污泥中这两类聚磷菌所占的比例和活性。

六、结束语

从生物除磷技术的研究史看,污水生物除磷技术的任何重大进展都依赖于对控制除磷的生物学机理的进一步了解。如果在现有基础上继续从生化和生物力能学的角度对除磷机理作深入全面的研究,彻底搞清除磷过程的生化途径和力能学模式,那么除磷技术将再次得到重大进展,工艺参数控制将更合

理,处理厂的优化设计和管理将成为真正的现实。

参 考 文 献

- [1] IAWPRC, *Wat. Sci. Tech.*, **15**(3/4), 1—376 (1983).
- [2] IAWPRC, *Wat. Sci. Tech.*, **17**(11/12), 1—326 (1985).
- [3] Gerber, A. et al., *Wat. Sci. Tech.*, **19**(Rio), 183—194 (1987).
- [4] Comeau et al., *Water Research*, **20**, 1511—1521 (1986).
- [5] Comeau et al., *WPCF*, **59**(7), 707—715 (1987).
- [6] Nicholls, D. G., *Bioenergetics*, pp. 27—176, Academic, London, 1982.
- [7] Zheng Xingcan et al., "Bench-Scale and Pilot Plant Studies on Biological Phosphorus and Nitrogen Removal by the A/O System", in *Proceedings of International Conference on Water and Wastewater*, China Civil Engineering Society (CCES), pp. 556—561, Academic Periodical Press, July, 1989.
- [8] Siebritz et al., *Waste Treatment and Utilization*, **2**, 233—251 (1980).

(收稿日期: 1989年2月27日)

(上接第 60 页)

方法所不能比拟的特点,使之成为实现分析测试自动化、程序化、连续化,即实时测定的最好手段之一,因而将在环境监测中发挥更大的作用。

参 考 文 献

- [1] L. A. Montano, et al., *Anal. Chem.*, **51**, 926(1979).
- [2] R. J. Miller, et al., *Talanta*, **29**, 303(1982).
- [3] 陆明刚,吕小虎,尹方, *上海环境科学*, **7**(11), 23 (1988).
- [4] R. Li, et al., *Anal. Chem.*, **46**, 916(1974).
- [5] D. F. Marino, et al., *Anal. Chem.*, **53**, 294(1981).
- [6] W. R. Seitz; D. M. Hercules, *Anal. Chem.*, **44**, 2143(1972).
- [7] 吕小虎等, *环境科学与技术*, (2), 23(1989).
- [8] D. F. Marino, et al., *Anal. Chem.*, **53**, 455(1981).
- [9] R. B. Smart, *Anal. Lett.*, **14**, 189(1981).
- [10] 陆明刚等, *环境科学与技术*, (4), 15(1988).
- [11] R. D. Cox, *Anal. Chem.*, **52**, 332(1980).
- [12] K. Matsumoto, et al., *Anal. Chem.*, **55**, 1665(1983).
- [13] V. I. Rigin, *J. Anal. Chem. USSR* (Engl. Transl.), **36**, 1111(1981).
- [14] D. F. Marino, J. D. Ingle, Jr., *Anal. Chim. Acta*, **124**, 23(1983).

- [15] W. D. McElroy, et al., *Photochem. Photobiol.*, **10**, 153(1969).
- [16] 陆明刚, *化学发光分析*, 39 页, 安徽科技出版社, 1986年.
- [17] P. N. Clough, B. A. Thrush, *Trans. Faraday Soc.*, **63**, 915(1967).
- [18] L. Charpenet, et al., *Analyst*, **11**, 327(1983).
- [19] A. Fontijn et al., *Environ. Sci. Technol.*, **14**, 324 (1980).
- [20] R. A. Jenkins; B. E. Gill, *Anal. Chem.*, **52**, 1662 (1980).
- [21] L. P. Breitenbach; M. Shelef, *J. Air Poll. Control. Assoc.*, **23**, 128(1973).
- [22] S. R. Spurin, et al., *Anal. Chem.*, **54**, 318(1982).
- [23] D. Bersis, et al., *Analyst*, **91**, 499(1966).
- [24] P. Almedieu, et al., *Rev. Sci. Instrum.*, **52**, 432 (1981).
- [25] A. Fontijn, et al., *Environ. Sci. Technol.*, **9**, 1157 (1975).
- [26] G. Mereny, et al., *Proc. Int. Symp. Biolumin. Chemilumin.*, p. 272, 1979.
- [27] D. H. Stedman, et al., *Anal. Chem.*, **51**, 2340 (1979).
- [28] C. A. Cantrell, et al., *J. Anal. Chem.*, **56**, 1496 (1984).

(收稿日期: 1989年4月2日)

Copper adsorption characteristics and its influence on the vegetable growth in purple soil collected from Sichuan Province were studied. The results showed that copper adsorption was dependent on the types of soil, and characteristic index of Cu sequentially decreased from No. S₀₃ soil to S₀₁ soil and has a great influence upon the vegetables. For a given crop, the same critical intensity index of copper toxicity could be obtained in different soil, e.g. 0.5µg Cu/ml of soil solution for lettuce and 2.5µgCu/ml for cayenne pepper. It was concluded that adsorption method could be used to assess Cu toxicity threshold.

The Effects of Tourism and Urbanization on Soil and Plants at the Summer Villa, Chende City.

Jiang Gaoming, Huang Yinxiao (Institute of Botany, Academia Sinica, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(1), 1990, pp.

In order to study the impact of both tourism and urbanization, the authors have investigated soil and plants at the Summer Villa, a former imperial garden in Chende City of Hebei Province. The results show that soil density and alkalinity have increased, and soil aeration decreased. Sulphur concentration in soil is 2.1 times higher as in Beijing Botanical Garden, and plants have been injured by pests and pollution, for example, lots of old pine trees died in past few years. In addition, the authors proposed some ecological strategies to handle the problems.

Correlation between Fluoride Pollution in Air and Fluoride Contents in the Tree Leaves.

Dun Wanru et al. (Qingdao Municipal Institute of Environmental Protection, Shandong Province) *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(1), 1990, pp.

The aim of this work is to monitor quantitatively fluoride pollution in air by detecting its content in the tree leaves. The result shows that the correlation between them is remarkable. Moreover, as fluoride content accumulating in the tree leaves in various periods has been determined, fluoride pollution in the air of the area can be assessed by application of the regression equation built.

Investigation of Contents of Total Mercury in Fishes in the Huluen Lake, Inner Mongolia.

Ha Luen, Bai Shaoli and Xiao Tianmin (Research Institute of Environmental Protection of Inner Mongolia Autonomous Region, Huhehaote): *Chin. J. Environ. Sci.*, 11(1), 1990, pp.

The primary aim of this work is to investigate mercury pollution in fishes in the Huluen Lake, the largest fresh water lake in Inner Mongolia. Ninety fishes in nine spe-

cies have been sampled from the lake. Data of total mercury in each fish with determination of cold atomic absorption method are in range of 4.69—171.00 µg/kg, and average value 42.12 µg/kg. Among the fishes, the highest content of mercury is in *Barasilurus asotus* (88.72 µg/kg), the second is in *Cyprinus carpio haemulonius* (Tem) (75.35 µg/kg), and the next are *Erythrulter mongolicus* and *Corassius*. However, in rest five species of fishes, mercury contents are lower. In addition, the mercury accumulated contents in the fishes are consistent with their ages, lengths and weights.

Mechanism of Biological Removal of Phosphorus from Sewage.

Zheng Xingcan (Design Institute of Municipal Engineering of North China, Beijing): *Chin. J. Environ. Sci.* 11(1), 1990, pp.

The paper briefly summarizes the work on mechanism for enhancing biological removal of phosphorus. Release of phosphate from sludge primarily depends on the nature of substrate interacting with the poly-p bacteria, not on creation of an anaerobic state per se. In the anaerobic state, the readily biodegradable soluble COD can be converted to terminal products (acetate and NADH+H⁺) of EM pathway by acidogenic microflora. The accumulated NADH+H⁺ will stop the EM reaction and/or kill bacteria. Poly-p bacteria will utilize poly-p for energy to absorb these terminal products and convert them into poly-β-hydroxybutyrate (PHB) in cell. The phosphate release takes place at the same time. In the presence of oxygen (or NO₃-N) PHB will be degraded to produce energy. The energy can be used for phosphate uptake and poly-p synthesis. The magnitude of phosphate uptake is proportional to that of anaerobic phosphate release (2.4 mg P uptake/mg P released).

Determination of Uranium Contents in Tap Water of Lanzhou City and in Mineral Water of the Wuquan Mountain Using Fission Track Method.

Yang Huazhong, Chen Huailu (Dept. of Modern Physics, Dept. of Geography, Lanzhou University, Lanzhou): *Chin. J. Environ. Sci.* 11(1), 1990, pp.

This paper describes how the fission track method was used for determining uranium in tap water and mineral water sampled from Lanzhou and the Wuquan Mountain respectively. The natural uranium concentration were calculated in absolute and relative measurements. The quantitative difference of both results obtained was 3.6%. The concentration range of uranium calculated with the absolute measurement was $4.4-7.4 \times 10^{-6}$ g/L, and the total experimental error was within 10%. The uranium concentration in mineral water is higher. Compared with uranium concentration in tap water of Beijing, (continued on inside back cover)