

文章编号: 1001-5914(2005)01-0072-04

有机锡的人体暴露分析

高俊敏¹, 胡建英¹, 郑泽根²

摘要: 人类活动导致环境中广泛存在各种有机锡化合物, 因此, 人体普遍暴露于这些污染物中。除皮肤吸收和肺部吸收外, 人体主要通过膳食途径暴露于有机锡化合物。该文在总结人体对有机锡暴露途径(包括空气、饮用水、食物和生活用品)的基础上, 概述了人体对有机锡的暴露水平以及有机锡对人类健康的危害, 最后对有机锡的人体健康风险评估方法进行了简要介绍, 并提出了评价中存在的主要问题。

关键词: 有机锡化合物; 卫生状况指标; 评价研究

中图分类号: R123.1; O657.31

文献标识码: A

Human Exposure Assessment of Organotin GAO Jun-min, HU Jian-ying, ZHENG Ze-gen. College of Environmental Science, Peking University, Beijing 100871, China

Abstract: Due to the presence of various organotins from numerous anthropogenic sources, a widespread human exposure to these pollutants can be suggested. Human exposed to organotins mainly from dietary besides skin and lung absorption. Based on the exposure routes of organotins to human, such as air, drinking water, food and household commodities, the exposure level of organotins to human and its harmful effects were reviewed. Finally, the methods of human risk assessment of organotins were simply introduced, and the primary problems at present were put forward.

Key words: Organotin; Health status indicators; Evaluation study

有机锡化合物被广泛用于聚氯乙烯(PVC)材料的稳定剂、工农业上的生物杀灭剂、各种化学反应的催化剂和船舶防污涂料等, 因而导致各种环境介质普遍受到污染。研究表明, 食品、饮料、饮用水、城市废水、淡水、海水和各种水生生物都受到有机锡污染。此外, 许多家用商品也含有有机锡化合物^[1-2]。由于人体普遍通过饮食和各种家用品接触这些污染物, 人体组织中也检测出了一定量的有机锡化合物^[3-4]。

三丁基锡(TBT)和三苯基锡(TPT)是迄今为止通过人为活动引入水环境中毒性最强的化学物质之一, 也是目前已知内分泌干扰物质中唯一的金属化合物。研究表明, 有机锡对水生生物和陆生生物均具有明显的毒性。丁基锡和苯基锡化合物可能增加暴露人群的致癌风险和其他滤过性病菌引起的感染。TBT和TPT可能引起哺乳动物产生胚胎毒性、肌肉毒性和基因毒性^[5-6], 引起腹足动物性畸变是其内分泌干扰效应之一。TBT和二丁基锡(DBT)对哺乳动物的免疫系统具有副作用, 体外实验表明TBT和DBT在微摩尔甚至更低浓度下就会对鼠胸腺细胞和白细胞产生毒性和抑制作用^[6]。基于上述有机锡的危害性和环境中的普遍存在性, 有必要评价有机锡对人体健康的风险。笔者概述了近年来国内外有关人体对有机锡的暴露情况和对人类健康影响等方面的研究进展, 为了解人类可能暴露有机锡的程度以及有机锡的人体健康风险评估提供基础数据和理论指导。

1 人体对有机锡的暴露途径

有机锡一般可经呼吸道吸收, 经皮肤和消化道吸收的程度因种类而异。人体暴露于有机锡的途径较多, 一般来说, 人体主

要通过饮食和使用含有有机锡化合物的材料两条途径暴露于有机锡, 但在作业时可能因防护不当, 设备故障或违章操作而致作业者大量接触有机锡。

1.1 空气

Tessier等^[7]研究了欧洲的吉伦、莱茵河和斯凯尔特河3个河口大气中挥发性有机锡化合物的污染状况, 检测到四甲基锡的浓度范围在1~20 pg/m³之间, 每年从水进入大气中的四甲基锡和甲基丁基锡的流量在3~78 mol(以Sn计)之间。Pécheyan等^[8]在吉伦港湾大气中也检测到了挥发性的有机锡化合物, 这表明水中挥发性有机锡化合物会通过挥发进入大气中。Maillefer等^[9]在垃圾掩埋气中检测到了四甲基锡、二丁基二甲基锡和三丁基甲基锡等9种有机锡化合物。总的说来, 除大量使用有机锡化合物的工作场所外, 大气中有机锡数量一般可以忽略。由于苯基锡化合物对人体破坏性的影响, 美国职业安全与卫生条例管理局规定工作场所空气允许这类化合物的暴露限为0.1 mg/m³。

1.2 饮用水

饮用水输水系统中使用的聚氯乙烯(PVC)管道通常含有有机锡稳定剂, 如一甲基锡(MMT)、二甲基锡(DMT)、一丁基锡(MBT)、DBT和辛基锡等。实验表明, 有机锡会从PVC管材中沥出。Forsyth等^[10]检测到65℃时PVC自来水管中沥出的MBT和DBT浓度分别为13.4和100.4 ng/L(以Sn计), PVC经过20次反复萃取以后仍能检测到丁基锡, 说明新安装的PVC自来水管会在较长一段时间内污染自来水。Sadiki等^[10-11]对加拿大饮用水中有机锡污染状况进行了调查, 发现饮用水中存在较多的有机锡化合物, 分别是MMT、DMT、MBT和DBT, 这些有机锡化合物在源水中均未检测到, 水厂出水有少量样品检测到MBT(最高浓度为23 ng/L)和3.1 ng/L DBT(以Sn计), 而大部分PVC管道出水检测到了这4种有机锡化合物。在新安装的PVC管道中, 家庭用水和商业用水均检测到了较高浓度的有机锡化合物, 其中MMT、DMT、MBT和DBT的最高浓度分别为290.6、49.1、

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(49925103和40021101); 日本国际协力事业团资助项目

作者单位: 1. 北京大学环境学院(北京100871); 2. 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室(重庆400045)

作者简介: 高俊敏(1972-), 女, 博士生, 从事环境中有机锡污染调查和风险评估研究。现为重庆大学的讲师。

通讯作者: 胡建英(1965-), 女, 博士, Tel: (010)62765520

43.6 和 52.5 ng/L(以 Sn 计)。

1.3 食物

研究表明,从 PVC 和相关材料沥出的有机锡已导致食品和饮料受到污染。Forsyth 等^[12]检测了来自法国、意大利、希腊等国的红酒和白酒中丁基锡污染状况,90 个样品中有 29 个样品至少含有 1 种丁基锡化合物,DBT 为主要成分,约 23.3%的样品含有 <0.08~1.44 μg/L 的 DBT,15.6%的样品含有 <0.05~0.50 μg/L 的 MBT,TBT 和辛基锡的污染相对较轻,只有 2 个样品分别含有 0.11 和 0.37 μg/L 的 TBT,1 个样品含有 2.41 μg/L 的一辛基锡(MOT)和 0.12 μg/L 的二辛基锡(DOT)。这些酒中的有机锡主要来自运输过程中 PVC 容器的渗漏。对 12 种水果饮料的调查表明,饮料中有机锡污染较轻,只有几个样品含有低浓度的 MBT(0.1~0.2 ng/L),1 个样品含有 0.3 ng/L 的 TBT,另外一些样品含有 4.8~16.3 ng/L 的 MOT 和 0.9~4.3 ng/L 的 DOT^[13]。由一些硅化纸制作的羊皮纸烘焙的饼干中也检测到有机锡化合物,MBT、DBT 和 TBT 的浓度分别高达 260、720 和 15 ng/g^[4]。

此外,海洋中易于受到有机锡污染的软体动物(如牡蛎、贻贝等)和各种鱼类(如鲑鱼、鲈鱼等)都通过商业活动供人类食用,人类可能通过食用这些受污染的食品而暴露于有机锡。许多调查结果表明海产品是人体暴露有机锡的主要来源。Kannan 等^[2]对一些食品中有机锡污染的调查表明,农产品(包括大米、花生油和向日葵油)中有机锡污染较轻,总丁基锡浓度均低于 3.5 ng/g;肉类产品中鸡肉和猪肉中检测到丁基锡化合物,其中鸡肝脏中总丁基锡浓度达到 14 ng/g,山羊和鸭中丁基锡浓度较低;而各种海产品中均检测到较高浓度的丁基锡,其中石首鱼肝脏中 MBT、DBT 和 TBT 的浓度分别为 180、22 和 20 ng/g。从以上结果可以看出,人体通过饮食暴露于丁基锡的顺序为:海产品>动物食品>农产品。Tsuda 等^[14]调查了日本 Shiga 辖区人口在 1991~1992 年和 1990~1993 年平均每人每天从饮食中吸收 TBT 和 TPT 的情况,结果表明,1991 年该地人口平均每天吸收的 TBT 和 TPT 量分别为 6.9 和 5.4 μg,1992 年分别为 6.7 和 1.3 μg。据估计日本人每天通过饮食摄入的 TBT 在 2.2~6.9 μg 之间。

1.4 生活用品

由聚乙烯、塑料聚合物和硅树脂制成的家用商品,如尿布、卫生纸、手套、围巾等,有机锡的浓度有的达到 μg/g 级。Takahashi 等^[4]的研究表明,一些塑料产品中含有较高浓度的丁基锡化合物,在所检测的 22 种塑料产品中有 11 种检测到有机锡,由硅化纸制作烘焙用的羊皮纸中 MBT、DBT 和 TBT 的浓度分别高达 39 000、140 000 和 800 ng/g,而聚亚安酯制作的手套中 MBT 和 DBT 的浓度分别达 130 000 和 98 000 ng/g。Yamada 等^[15]对纺织品、鞋油、粘合剂、油漆和蜡等一些家用商品中有机锡化合物的污染状况进行了调查,在 95 件商品中有 14 件检测到 DOT,5 件检测到 TOT(三辛基锡),4 件检测到 DBT,婴儿尿布中有机锡的检测频率最高,10 件中有 6 件检测到有机锡,其中 DBT、DOT 和 TOT 的浓度分别为 33.7、902.8 和 58.3 μg/g。2000 年初,德国汉堡汉斯康筹实验室在某款耐克足球服内测出 TBT。同样在德国,绿色和平组织从婴儿尿布里发现了 TBT。媒体报道了这些结果后,在消费者中引起了较大影响^[16]。

2 人体对有机锡的暴露水平

人体可以通过各种途径暴露于有机锡,因此,人体组织中可

能含有有机锡化合物。据报道,日本人肝脏中 MBT、DBT 和 TBT 的浓度分别为 14~22、45~78 和 <2 ng/g 湿重^[4],波兰格但斯克人肝脏中总丁基锡的浓度为 2.4~11 ng/g 湿重^[17]。Nielsen 等检测了 18 个意外死亡的丹麦男子(年龄在 21~82 岁)肝脏中有机锡化合物的浓度,TBT 和 TPT 分别低于检测浓度 0.3 和 3 ng/g, DBT 平均浓度为 9 ng/g,MBT 浓度相对较低,平均浓度为 1.6 ng/g。研究表明,年龄和 DBT/MBT 的比率接近高斯分布,回归分析表明肝脏中 DBT 的浓度随年龄的增加而减少,说明年轻人比老年人更易暴露于近来输入的丁基锡或者对 DBT 脱丁基的能力比老年人差,因此年轻人更易受到丁基锡的毒害^[3]。Kannan 等^[18]于 1998 年分析了美国密执安州红十字会提供的 32 位志愿者(其中 17 位男性,15 位女性)的血液样品,在 32 个血液样品中 MBT、DBT 和 TBT 的检出率分别为 53%、81%和 70%,去除 2 个最大浓度以后的平均浓度分别为 (8.72±8.57)、(4.31±3)和 (4.59±3.37)ng/ml,总丁基锡的浓度范围从低于检测限到 101 ng/ml。人体血液中丁基锡的浓度没有明显的性别差异,与持久性污染物如多氯联苯在人体中分布不同的是,血液中丁基锡的浓度与年龄的相关性不大。尽管血液中 DBT 的检测频率最大,但 MBT 的浓度是最大的,这表明人体可能通过使用以 MBT 和 DBT 作稳定剂和催化剂的家用商品而暴露于有机锡。1999 年中国江西省发生的有机锡中毒事件中,受害者的肝脏、肾脏、心脏和胃中均检测到了大量的 TMT、DMT 和总锡,其中 TMT、DMT 的浓度范围在 0.10~1.93 μg/g 湿重之间,总锡的浓度范围在 0.03~5.02 μg/g 湿重之间,而对应的空白器官中只检测到一定量的无机锡^[19]。

3 有机锡对人类健康的危害

一些职业中毒病例表明,有机锡化合物会引起肝损伤、急性肾病、皮肤粘膜刺激和使病人产生神经方面的症状。过去,法国曾用 1 种含三乙基锡的名为 Stalinon 的胶囊治疗疮疖、骨髓炎、炭疽热和粉刺等,1954 年发生的有名的“Stalinon”事件,就是由于病人使用 Stalinon 导致有机锡中毒引起的,结果有 110 人死亡。1999 年元旦期间,江西省赣州地区龙南、定南两县发生千名群众因食用桶装猪油中毒事件,结果近百人住院治疗,3 人死亡。经研究测定,定南县有毒猪油里含有大量剧毒有机锡的混合物及其降解产物,主要的毒性成分是甲基锡。这是我国发生的也是国际上罕见的有机锡中毒事件^[19]。

尽管正常情况下通过各种途径进入人体的有机锡浓度较低,但他们对人体的危害作用也不能忽视。据报道,2~20 ng/ml 的 TPT 或 TBT 会抑制妇女卵巢细胞的芳化酶活力和产生雌二醇的能力,说明这些化合物可能会导致妇女产生一些临床疾病^[20];暴露于 1~100 nmol/L 的 TPT 和 TBT 后,会促进男性荷尔蒙的翻译和前列腺癌细胞的分裂^[21],其他健康危害可能引起人类生育方面的疾病。研究表明,暴露于有机锡化合物会损伤动物的免疫功能,增加暴露人群的致癌风险和其他滤过性病菌引起的感染。有机锡化合物可以通过与血红素蛋白上的巯基作用而减弱 P450 酶的活力。三烷基锡化合物多为神经毒物,靶器官是中枢神经系统,主要引起急性中毒性脑病,并有迟发毒性作用。TBT 和 TPT 可能引起哺乳动物的胚胎毒性、肌肉毒性和基因毒性;DBT、TBT 和 TPT 对粘膜和皮肤有强刺激作用,容易引起严重皮炎,同时对哺乳动物的免疫系统具有副作用。暴露于 DBT、TBT 和苯基锡后会削弱 NK 细胞杀死肿瘤的功能,导致人体 NK 细

胞的功能产生不可逆的抑制作用。TPT 的急性和持久性影响均大于降解产物 DPT,与丁基锡化合物相比,持久性毒性效果顺序为:TBT>TPT>DBT>DPT^[22,23]。Whalen 等^[5]的体外试验表明,人体 NK 细胞暴露于 1 μmol/L 的 TPT 1 h,其杀灭肿瘤细胞的能力会被抑制 85%;暴露于 5 μmol/L 的 DPT 1 h 和 1.5 μmol/L 的 DPT 4 h 即可使肿瘤消散的能力减少 90%以上;暴露于 5 μmol/L 的 MPT 24 h,可使肿瘤消散的能力减少 80%以上。苯基锡的毒性顺序为:TPT>DPT>MPT。苯基锡和丁基锡能急剧削弱 NK 细胞杀死肿瘤细胞能力的事实表明,通过抑制 NK 细胞的正常功能是暴露于有机锡的个体增加致癌和病毒感染概率的一个可能途径。

4 有机锡的人体健康风险评价

目前,暴露于有机锡污染对人体健康的有害影响还不完全明白,但人体对环境中有有机锡的暴露和实验室观察到的有机锡对实验动物的各种毒性效果增加了人们对有机锡环境风险的担心。各个国家的环境管理者都想知道环境中的有机锡污染是否对人体健康或者环境质量具有风险,并以此判断是否需要进一步限制有机锡的使用。

风险是暴露程度和化合物毒性大小的函数,有机锡对人体的风险评估主要是基于实验动物的免疫毒性研究和估计人体对海产品的摄入量来考虑的,因为人体尽管通过皮肤吸收和肺部吸收也可能暴露于有机锡,但摄入海产品是主要的暴露途径。此外,在非哺乳动物身上观察到的内分泌效应外推到时必须慎重,因为对内分泌系统产生影响的浓度比引起其他毒性效果的浓度小。有机锡对人体健康影响的评估终点主要为:(1)对人生殖功能产生影响使生育能力下降和引起生长畸形;(2)对人免疫功能产生毒性影响而增加生病的频率。要评价有机锡对人体的健康风险,必须定量评估人体对有机锡的暴露途径、暴露水平、以及有机锡在人体组织中的分布和转化等^[24]。

Belfroid 等提倡用可容忍的平均残留量(TARLs)来评价海产品中 TBT(或 DBT)对人体健康的风险,见公式(1):

$$\text{TARL} = \frac{\text{TDI} \times 60 \text{ kg 体重}}{\text{平均每日消耗海产品的量}} \quad (1)$$

式中:TDI—人体可容忍的 TBT(或 DBT)的每日摄入量(tolerable daily intake, TDI)^[25]。

国际海事组织规定人体可容忍的以三丁基氧化锡(TBTO)计算的 TDI 为 1.6 μg/(kg·d)。WHO 和日本卫生部分别规定人体每天的 TBT 摄入量不得超过 1.3 和 0.6 μg/kg(以 Sn 计)。Pen ninks 通过 TBT 对老鼠免疫功能发生影响的值,考虑 100 的安全因素,推出人体对 TBT 的以 TBTO 计的 TDI 为 0.25 μg/(kg·d),这个值现在已被普遍接受而被许多学者引用。通常用海产品中有机锡的平均残留浓度与当地 TARLs 的比较来判断该地人群是否存在健康风险,如果某个地方的海产品中 TBT 或 TBT+DBT 的平均残留浓度超过该地的 TARLs 值,则说明该地的海产品对当地人口存在健康风险。此外,TARLs 是政府制订本国海产品中 TBT 可允许最大残留量(maximum residue limit, MRL)的基础,而 MRLs 是保护人群健康的有力工具^[25]。FAO 对一些国家海产品的 TARLs 值做了估计^[26],对亚洲一些发展中国家贻贝中 TBT 或 TBT 和 DBT 总量的浓度与本国海产品的 TARLs 值比较表明,来自中国香港、韩国、马来群岛、印度、菲律宾和泰国一些贻贝中 TBT 或 TBT 和 DBT 总量的浓度超过该地海产品的 TARLs 值,这表明有机锡对这些地区的人口存在健

康风险^[27]。

用每人每日吸收的有机锡量与每日可接受的吸收量(acceptable daily intake, ADI)比较也可以粗略判断有机锡是否对某个国家或地区人口存在健康风险。据调查,西欧国家每日摄入的海产品为 40~60 g,平均摄入的有机锡接近 ADI 的 1/3。1997 年日本人均吸收的 TPT 和 TBT 分别为 2.7 和 2.3 μg/d(氯化物的形式)^[24],尽管大部分地区人口每天通过饮食吸收的 TBT 低于日本卫生部规定的 ADI(1.6 μg TBTO/kg),TPT 低于 FAO 和 WHO 规定的 ADI(0.5 μg/kg)^[14],但表明这些地区人口通过饮食暴露于有机锡化合物。由于 TPT 和 TBT 对人类和环境生物体呈现类似的毒性,需要根据他们的使用模式和使用量来综合考虑这两种物质的暴露风险。

5 有机锡人体健康风险评价存在的主要问题

由于对有机锡的人体健康风险评价才刚刚起步,目前还有许多问题亟待解决^[3-4,24]:

(1)有机锡从各个污染源的释放、分布和迁移转化还没有象持久性的有机氯化物那样模型化,一般主要通过市场调查估计人体对有机锡的摄入水平。此外,丁基锡化合物与 PCB 等有机氯化物具有协同作用,这两种物质在哺乳动物体内浓度均较高,目前这种风险还没有办法量化。(2)由于有机锡暴露数据和对人体健康影响的测定有限,因此,据此而做的风险评估是不确定的。目前,还没有对二取代有机锡化合物的暴露(如也被公认为具有免疫毒性的 DBT)很好地进行过评估。(3)TBT 和 TPT 内分泌干扰方面的数据主要基于在海洋动物区系中观察而得,对人体内分泌干扰方面的数据较少,因此,暴露于有机锡化合物引起的内分泌紊乱和对人体健康的影响还不十分清楚,这对有机锡的人体健康风险评价带来了困难。

参考文献:

- [1] Forsyth DS, Jay B. Organotin leachates in drinking water from chlorinated poly(vinyl chloride)(CPVC) pipe[J]. Applied Organometallic Chemistry, 1997,11: 551-558.
- [2] Kannan K, Tanabe S, Tatsukawa R. Occurrence of butyltin residues in certain foodstuffs[J]. Bull Environ Contam Toxicol, 1995, 55:510-516.
- [3] J.B. Nielsen, J. Strand. Butyltin compounds in human liver[J]. Environmental Research Section A, 2002, 88:129-133.
- [4] Takahashi S, Mukai H, Tanabe S, et al. Butyltin residues in livers of humans and wild terrestrial mammals and in plastic products[J]. Environmental Pollution, 1999, 106:213-218.
- [5] Whalen MM, Hariharan S, Loganathan BG. Phenyltin inhibition of the cytotoxic function of human natural killer cells [J]. Environmental Research Section A, 2000, 84:162-169.
- [6] Vos JG, Klerk D, Krajnc A, et al. Immunotoxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide in the rat: effects on thymus-dependent immunity and on nonspecific resistance following long-term exposure in young versus aged rats [J]. Toxicology And Applied Pharmacology, 1990, 105:144-155.
- [7] Tessier E, Amouroux D, Donard OFX. Volatile organotin compounds (butylmethyltin) in three European estuaries (Gironde, Rhine, Scheldt) [J]. Biogeochemistry, 2002, 59:161-181.
- [8] Péchevran C, Quétel CR, Martin F, et al. Simultaneous determination of volatile metal (Pb, Hg, Sn, In, Ga) and nonmetal species (Se, P, As) in different atmosphere by cryofocusing and detection by ICPMS[J]. Anal Chem, 1998, 70:2639-2645.
- [9] Maillefer S, Lehr CR, Cullen WR. The analysis of volatile trace compounds in landfill gases, compost heaps and forest air [J]. Applied Organometallic Chemistry, 2003,17:154-160.
- [10] Sadiki Ali Williams DT, Carrier R, et al. Plot study on the contamination

of drinking water by organotin compounds from PVC materials [J]. Chemosphere, 1996, 32: 2389-2398.

[11] Sadiki AI, Williams DT. A study in organotin levels in Canadian drinking water distributed through PVC pipes [J]. Chemosphere, 1999, 38: 1541-1548.

[12] Forsyth DS, Sun. WF, Dalglish K. Survey of organotin compounds in blended wines[J]. Food Add Contam, 1994, 11:343-350.

[13] Forsyth DS, Weber D, Barlow L. The determination of organotin compounds in fruit juices using gas chromatography-atomic absorption spectrometry [J]. Applied Organometallic Chemistry, 1992, 6:579-585.

[14] Tsuda T, Inoue T, Kojima M, et al. Daily intakes of tributyltin and triphenyltin compounds from meals: chemical contaminants monitoring [J]. Journal of AOAC International, 1995, 78: 941-943.

[15] Yamada S, Fujii Y, Mikami E, et al. Small-scale survey of organotin compounds in household commodities [J]. Journal of AOAC International, 1993, 76: 436-441.

[16] 江桂斌. 国内外有机锡污染研究现状 [J]. 卫生研究, 2001, 30(1):1-3.

[17] Kannan K, Falandysz J. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic Sea [J]. Mar Pollut Bull, 1997, 34: 203-207.

[18] Kannan K, Senthilkumar K, Giesy JP. Occurrence of butyltin compounds in human blood [J]. Environ Sci Technol, 1999, 33: 1776-1779.

[19] Bin JG, Fang ZQ, Bin H. Speciation of organotin compounds, total tin, and major trace metal elements in poisoned human organs by gas chromatography-flame photometric detector and inductively coupled plasma-mass spectrometry [J]. Environmetal Science And Technology, 2000, 34:2697-2702.

[20] Saitoh M, Yanase T, Morinaga H, et al. Tributyltin or triphenyltin inhibits aromatase activity in the human granulosa-like cell line KGN [J]. Biochem Biophys Res Comm, 2001, 289:198-204.

[21] Yamabe Y, Hoshino A, Imura N, et al. Enhancement of androgen-dependent transcription and cell proliferation by tributyltin and triphenyltin in human prostate cancer cells [J]. Toxicology and Applied Pharmacology, 2000, 169:177-184.

[22] Whalen MM, Wilson S, Gleghorn C, et al. Brief exposure to triphenyltin products irreversible inhibition of the cytotoxic function of human natural killer cells [J]. Environmental Research, 2003, 92:213-220.

[23] Ohhira S, Watanabe M, Matsui H. Metabolism of tributyltin and triphenyltin by rat, hamster and human hepatic microsomes [J]. Arch Toxicol, 2003, 77:138-144.

[24] Sekizawa J, Suter II G, Birnbaum L. Integrated human and ecological risk assessment: a case study of tributyltin and triphenyltin compounds [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2003, 9: 325-342.

[25] Belfroid AC, Purperhart M, Ariese F. Organotin levels in seafood [J]. Mar Pollut Bull, 2000, 40:226-232.

[26] FAO (1998) Food balance sheet 1996. Product fish, seafood. <http://apps.fao.org/lim500/nph-wrap.pl>. [EB].

[27] Sudaryanto A, Takahashi S, Monirith I, et al. Asia-Pacific mussel watch: monitoring of butyltin contamination in coastal waters of Asian developing countries [J]. Environment Toxicology And Chemistry, 2002, 21: 2119-2130.

(收稿日期:2004-03-10)
(本文编辑:杜宇欣)

文章编号:1001-5914(2005)01-0075-01

【 监 督 监 测 】

交通警察唾液溶菌酶和尿铅含量调查

边荣江¹, 董华², 耿文革³

关键词:空气污染;免疫,天然;铅 中图分类号:R181.3 文献标识码:E

交通警察与汽车废气密切接触,其职业危害也日益受到人们的关注。为探讨汽车废气对交通警察的职业危害,我们于2003年9-12月选择淄博市张店区在城区各路口值勤的交警为观察组,共63名;对照组选自淄博市中心医院、市妇幼保健院医务人员,共60名。两组在年龄构成、经济生活水平、健康状况等方面大致相同。

采集两组人群的唾液和尿样。受检者在饮食2h后,将自然分泌的口腔混合唾液直接流入洁净的刻度试管中,置4℃冰箱中待测。采用琼脂弥散法,将微球菌混悬于琼脂中制成平板,再按等距离打孔,孔内分别加入溶菌酶标准液和唾液样本,平置37℃恒温箱20h。取出分别测定因溶菌酶作用所形成的透明区直径(溶菌环),再从标准曲线图中求出溶菌酶的含量。尿样采集受检者晨起中段尿25ml,放入经去铅处理的采样瓶中,应用微分电位溶出法采用Mp-1型溶出分析仪测定尿铅。

交通警察在岗值勤时接触汽车废气是不可避免的。尤其是近年来汽车市场逐步放开,私家车车辆迅速增加,汽车废气污染日益严重,由此对交警产生的危害更不容忽视。表1,2结果显示,

表1 观察组和对照组唾液溶菌酶活力和尿铅含量 ($\bar{x} \pm s$)

组别	样本数 (人)	唾液溶菌酶活力 ($\mu\text{g/ml}$)	尿铅 ($\mu\text{g/ml}$)	t 值	P 值
观察组	63	187.40±41.20	0.120 7±0.130 0	3.86	<0.01
对照组	60	131.60±39.10	0.075 1±0.083 0	2.47	<0.05

表2 不同工作年限的交警唾液溶菌酶活力和尿铅含量 ($\bar{x} \pm s$)

工作年限 (a)	样本数 (人)	唾液溶菌酶活力 ($\mu\text{g/ml}$)	尿铅 ($\mu\text{g/ml}$)	t 值	P 值
<1	28	208.50±48.27	0.104 5±0.113 4	1.74	>0.05
≥1	35	182.70±54.32	0.130 1±0.125 6	2.43	<0.05

与对照组相比,交通警察唾液溶菌酶活力下降,尿铅含量超标。随在岗年限的延长,尿铅超标及唾液溶菌酶活力下降的幅度增大。鉴于近几年大气污染尤其是汽车废气等污染的加重,加之居民室外活动时间延长,车辆上路时间及交警值勤时间的延长,有关部门应积极采取有效措施,加强交警的职业卫生防护,定期对其进行体格检查,以确保交警的身体健康。

(收稿日期:2004-03-11)

作者单位:1.淄博科技职业学院(山东淄博255015);2.莱芜市卫生防疫站(山东莱芜271000);3.淄博开发区石桥医院(山东淄博255000)