

- i, 1983.
5. Eakins JD et al: Health Phys 14, 461, 1968.
6. Harley JH: USAEC-HASA-300 p200-209, 1972.
7. Butter FE: Health Phys 15: 19, 1968.
8. Keough RF et al: Anal Chem 42, 419, 1970.
9. Dellesite A: J Radioanal Chem 14, 45, 1973.
10. ^{230}Pu 分析技术组: 辐射防护 4: 284, 1985.
11. Eakins JD et al: Health Phys 12, 1557, 1966.
12. Irlweck K et al: Anal Chem 54, 1428, 1982.
13. Kramer GH et al: Anal Chem 54, 1428, 1982.
14. 中国科学院原子能研究所: 辐射防护监测技术汇编 原子能出版社 P243, 1978.
15. Bogen DC: Health Phys 14, 131, 1968.
16. Irlweck K et al: Health Phys 30, 407, 1976.
17. Moghissi AA: Health Phys 22, 509, 1972.
18. Moghissi AA et al: Health Phys: 21, 57, 1971.
19. Leonara W et al: Health Phys 19, 443, 1970.
20. Coops AJ et al: Int J Appl Radiat Isot 36:408, 1985.
21. Mohindra J: Health Phys 46:77, 1984.
22. Moghissi AA et al: Health Phys 17:717, 1984.
23. Gautier MA: LA-9763-M R230-1, 1983.
24. Osborne RV: Health Phys 18, 87, 1970.
25. Zofia PE et al: IAEA Vienna p283, 1975.
26. Takeshita K et al: Health Phys 22, 251, 1972.
27. Gautier MA: LA-9763-M R-120-1, 1983.
28. Gillet R et al: Assessment of Radioactivity Contamination in Man (IAEA-SM-150/1) IAEA Vienna p255, 1972.

生物圈内 ^{14}C 浓度的卫生学评价

Василенко ИЯ, Гиг и Сан 9: 68~71, 1985 (俄文)

放射性碳 (^{14}C) 是构成地球放射本底的主要核素, 一切生物体都受到它的照射。就人而言, 各种器官和组织的年吸收剂量是 $5 \sim 24 \mu\text{Gy}$, 有效剂量当量是 $12 \mu\text{Sv}$, 大约是本底照射的 1%。

人类造成的外环境大规模污染, 使得地球上存在千年之久的放射性碳循环的平衡状态遭到破坏。核爆炸伴有大量 ^{14}C 进入大气中, 估计

为 220pBq 。在 1965 年, 记录到大气中来自核武器的 ^{14}C 浓度最高, 该值超过天然本底 1 倍。通过限制核爆炸, 整个大气中 ^{14}C 的含量已降低到天然水平的 25%, 到 2000 年, 可望降低到约 3%。

核能企业 (核电站和核燃料后处理厂等) 可释放出一定数量的 ^{14}C 。在核反应堆中, ^{14}C 的形成是由于中子对存在于核燃料、慢化剂及

空气中的 ^{14}N 、 ^{13}C 和 ^{17}O 作用的结果。由反应堆排放出来的 ^{14}C 数量取决于堆的结构和工艺特点,平均排放量大约是 $10^8\text{Bq/MW}\cdot\text{年}$,且主要是以 $^{14}\text{CO}_2$ 形式排放出来。但是,也有一小部分以碳酸盐和碳酸离子的形式排放到外环境中。

随着核能的大量发展, ^{14}C 对外环境的污染作用增大了。另外, ^{14}C 的回收是一个复杂的过程,需要花费大量钱物,任何地方也不予采用。因此,创建了外环境中 ^{14}C 浓度全球性增高的条件。据预测,到2000年和2010年,大气中的 ^{14}C 浓度将达到天然水平的2倍和5倍。

放射性碳的特点是,在外环境中的移动性大,被排放之后,能够相对均匀地分布在大气中,并参与生态循环。在生物圈内,这种循环可分为两种,即陆地和海洋。在光合作用过程中, ^{14}C 被植物吸收。陆生植物和海生植物浓集的 ^{14}C 各占总量的0.1和0.9,后者主要浓集在微藻类植物。 ^{14}C 在大气-陆生植物链的转移系数是1,并在2~3个月内达到平衡状态。放射性碳以不同化合物形式由植物性食品进入到动物体内。动物体内的 ^{14}C 含量与上一年的植物体内的 ^{14}C 含量有关。

人类造成大气和动植物体内 ^{14}C 浓度增高的后果是,人体内的 ^{14}C 含量成比例地增加,器官和组织中的 ^{14}C 比活度与大气中的 $^{14}\text{CO}_2$ 浓度处于平衡状态的时间可保持1.4年。在1964~1965年, ^{14}C 含量超过本底50%。

^{14}C 是重要生命元素(C)的放射性同位素,其特点是具有高度的迁移能力及缺乏识别系统,因此,它能参与机体的全部生物学过程。在代谢过程中, ^{14}C 可以从一种化合物转移到另一种化合物。需要指出的是, ^{14}C 掺入到生殖细胞和体细胞遗传结构中具有特殊的意义。

^{14}C 进入人体主要是借食入含 ^{14}C 的动植物食品(包括碳水化合物、蛋白质和脂肪),通过 $^{14}\text{CO}_2$ 形式吸入人体内的 ^{14}C ,大约只占总摄入量的1%。

^{14}C 的代谢取决于稳定性碳的代谢速度,并与其化合物的形式、核素参与代谢过程的能力

以及机体为保持内环境的稳定性等有关。作者研究了主要的有机碳化合物如(^{14}C -葡萄糖、 ^{14}C -甘氨酸、 ^{14}C -色氨酸、 ^{14}C -缬氨酸、 ^{14}C -软脂酸、 ^{14}C -琥珀酸、 ^{14}C -氨基葡萄糖、 ^{14}C -乙醇、 ^{14}C -甲醇和 ^{14}C -尿素)和无机碳化合物(如 $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ 、 $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ 、 $\text{K}_2^{14}\text{CO}_3$ 和 $\text{Ca}^{14}\text{CO}_3$)的代谢动态。

^{14}C 无机化合物的特点是,代谢速度快。极易由胃肠道吸收,相对均匀地分布于体内,易由体内排出,且主要是以 $^{14}\text{CO}_2$ 的形式由肺中呼出。摄入后几天内,体内 ^{14}C 的含量是摄入量的万分之十几。 ^{14}C 有机化合物的特点也是代谢速度快,但是,在器官和组织中的滞留量比无机碳化合物高得多,且由体内的排出缓慢,这与其作为能量物质和构成机体的物质加以利用有关。就研究过的各种碳化合物而言,均有其各自的代谢特点。

当 ^{14}C 慢性进入时,在动物体内达到平衡状态的时间取决于它们的化学形态。例如,给大鼠输入 $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ 、 ^{14}C -葡萄糖、 ^{14}C -甘氨酸和 ^{14}C -软脂酸后,分别于1、3、4和5个月达平衡状态。此时,体内 ^{14}C 的滞留量分别是日输入量的7%、300%、1200%和1300%。各个器官和组织中的 ^{14}C 含量达到平衡状态的时间是不同的,并取决于各自的代谢水平,代谢水平较高的器官和组织,平衡状态出现的时间较早。

^{14}C 在体内的代谢速度和分布特点对照射剂量的形成具有明显的影响。当输入有机碳化合物时,每单位活度所形成的吸收剂量要比无机化合物大数十倍。各种 ^{14}C 化合物所形成的吸收剂量的分布及吸收剂量的形成速度均有其自身的特点。

实验研究的结果可以用来推定人摄入 ^{14}C 之后的滞留量和平衡状态出现的时间。人每天摄入含有 ^{14}C 的标准食物,平衡状态出现的时间是在开始摄入后的1.5年,此时,体内 ^{14}C 的滞留量是日摄入量的30~50倍。这些参数对评价 ^{14}C 的生物效应及制订 ^{14}C 标准具有实际意义。

在核电站运转条件下,对居民个体产生的剂量不大,即使将核能发展的前景考虑在内,此剂量可增加,但仍然是不大的。 ^{14}C 在总剂量中的贡献仅占本底照射的百分之几。因此,与X线诊断、建筑材料、以矿物为燃料的发电站、采矿工业、加工工业和在农业中使用的磷酸盐肥料等相比,人工 ^{14}C 对人体照射剂量的贡献是很小的。考虑到核能发展的前景,在最近数十年内, ^{14}C 的照射剂量可能达到天然 ^{14}C 照射剂量的2~5倍,但是,不会超过本底照射的2~5%,约相当于1.1mSv/年。这一剂量的危险性可能以远期的随机躯体效应(恶性肿瘤)和遗传效应(先天性畸形及遗传性损伤)的形式表现出来。从目前的观点来看,由于细胞结构的突变和其它的损伤,上述效应是能够发生的。电离辐射线的突变作用没有阈值,即便是最小的照射剂量也能够诱发突变,因为分子的遗传性改变的机制,突变的出现与剂量率无关,而取决于累积吸收剂量。

就 ^{14}C 而言,最复杂的是如何评价与 β -照射的特点和嬗变过程有关的生物学效应可能增高的问题。直接掺入到DNA和RNA中的 ^{14}C 和位于DNA和RNA外部的 ^{14}C 对这些物质的 β -照射作用无本质性的差别,因为该放射性核素的 β -粒子的射程是43 μm ,大大超过DNA和RNA的直径($\sim 2\text{nm}$)。掺入在DNA和RNA中的 ^{14}C ,其 β -粒子的辐射作用与 γ 外照射和高能 β -照射的作用无原则上差别。

Pauling首先注意到,由于 ^{14}C 的嬗变可能增高它的生物学效应,因为掺入在生殖细胞和体细胞中的 ^{14}C 原子在嬗变时可以转变为 ^{14}N 原子,从而诱发DNA的基因产生不可逆性损伤,

这与密码子化学结构改变有关。因此, ^{14}C 的生物学效应增高了。许多研究者试图用实验方法评价 ^{14}C 的嬗变在生物学作用中的意义,但是没有获得成功。根据噬菌体、酵母和果蝇的基因突变,葱根和豆芽的染色体畸变,以及人和细菌组织培养基中的生殖死亡等指标评价 ^{14}C 的总生物效应时,得到的结果是相互矛盾的。不同学者对 ^{14}C 的总生物学效应的评价是1~20,这可能与实验材料和实验条件不同有关。

对小鼠的研究表明,不论是在单次或多次输入 ^{14}C 的条件下,根据有丝分裂期后及分裂期前细胞的显性致死突变发生率、干精原细胞相互易位发生率和异常小头精子发生率来看, ^{14}C 的相对遗传效应大约是1,即与 γ 外照射相当。此外,应当指出,在由 ^{14}C 引起的放射病的急性期内,表现出来的致死性生物效应与 γ 外照射也是大致上相同的。

上面引证的资料表明, ^{14}C 嬗变作用对增高它的生物学效应没有显示出本质的影响,显然是由于机体能够消除所发生的损伤,因为在人类无数世代的生活过程中没有发现由于天然 ^{14}C 的照射所产生的遗传负担的积累。辐射负荷的增加可能导致 ^{14}C 嬗变效应的出现,有必要作进一步的研究。

将核能发展前景估计在内,由人类造成的生物圈内 ^{14}C 的蓄积所带来的危险性是不大的。据估计,到2005年,每百万人中恶性肿瘤的增加数大约为1例,每百万新生儿中有先天性严重缺陷者是0.2例。与自然发病率和其它照射源相比,这些数值是很小的。

[苏昆源节译 李章校]

环境放射性分析

樋口英雄:ふんせき 2:110, 1985(日文)

环境放射性分析不仅对地球化学方面的研究,而且对掌握环境放射性污染及评价辐射对

人体的影响均有意义。本文仅就1977年以来所发表的关于环境放射性分析的文献作一介绍。