

10倍(降至每日 $3\mu\text{mol/kg}$ )后,血清中的Fe浓度便波动于对照值上下。两只注射LICAM(C)的犬各项血液化学指标(Na、K、氯化物、 $\text{CO}_2$ 、碱性磷酸酶、乳酸脱氢酶、血清谷氨酸草酸转氨酶、血清谷丙转氨酶、 $\gamma$ 谷氨酰转肽酶、血清尿素氮、葡萄糖、肌酸酐、Ca、P、血清蛋白总量、白蛋白、胆固醇、胆红素总量和直接反应胆红素)于最初一年观察期内均保持在正常范围。

血液学检查曾发现显著变化,但均与注射了 $^{239}\text{Pu}$ 而未注射过络合剂的犬的表现相似。血像变化的特点是:在注射放射性核素之后两周,开始出现外周血各种细胞成分减少,尤其是多形核白细胞和淋巴细胞减少,在注射放射性核素后大约三个月出现恢复的趋势。这类改变是典型的辐射综合征,并不提示LICAM(C)是病因。

早先的猎犬实验表明,向血液中注入Pu后立即进行促排时,LICAM(C)的排Pu效果优于Ca-DTPA,而在早期促排 $^{241}\text{Am}$ 的情况下,Ca-DTPA的效果较好。犬静脉注射 $^{237}\text{Pu}$ 、 $^{239}\text{Pu}$ 和 $^{241}\text{Am}$ 的枸橼酸溶液后30分钟注射 $30\mu\text{mol LICAM(C)}/\text{kg}$ ,7天后体内Pu的滞留量为12%, $^{241}\text{Am}$ 的滞留量为

72%,而用 $30\mu\text{mol Ca-DTPA}/\text{kg}$ 进行类似的促排时,在相应时刻体内Pu的滞留量为30%, $^{241}\text{Am}$ 的为20%。未促排的犬体内Pu滞留量为90%, $^{241}\text{Am}$ 的为89%。将促排措施的起始时间延迟两周的本实验表明,在非肝组织中促排Pu的效果上,LICAM(C)比Zn-DTPA好些,但在促排肝中的Pu和促排肝和非肝组织中的 $^{241}\text{Am}$ 上,Zn-DTPA的效果好得多。

从体内促排Pu的最佳方案,很可能是在内污染后即刻给予LICAM(C)和Ca-DTPA,从血液中促排Pu和其他有关的超铀元素。然后,如有必要,继之以重复性地使用Zn-DTPA,因为用Zn-DTPA既有效又安全。

为了观察LICAM(C)可能具有的毒性,对注射了LICAM(C)的两条犬仍在持续地进行临床观察和血液学及生化学检测。看来,每日注射LICAM(C) $3\mu\text{mol/kg}$ 比每日注射 $30\mu\text{mol/kg}$ 的毒性小。每日注射 $30\mu\text{mol Ca-DTPA}/\text{kg}$ 可使猎犬在一周内因微量元素丢失而死亡,倘若不给动物补充Zn和Mn。

[Health Phys 1986; 50(4): 530~534, (英文)]

阎效珊节译 朱寿彭校]

## $^{14}\text{C}$ 在环境中的分布及其辐射剂量

NCRP Report

### 一、 $^{14}\text{C}$ 在环境中的分布

生物圈可分为大气、陆地生物层、海洋、海底沉积物和有机页岩等五个可交换碳库。下表摘录了不同研究者获得的这些碳库中总碳和天然 $^{14}\text{C}$ 含量的估计值,其中放射性碳的估计值是基于假定工业革命之前天然 $^{14}\text{C}$ 在大气中的浓度约为 $6\text{pCi/gC}$ 。

由核武器试验产生的 $^{14}\text{C}$ 进入全球的碳循环,其量高于天然 $^{14}\text{C}$ 的生成量,因此对

它的测量可给出各碳库的 $^{14}\text{C}$ 含量及交换率更可靠的估计值。由核动力工业产生的放射性碳的量可以忽略,但这些放射性碳释入环境后也将按同样的交换速率进行扩散分配。在与人有关的碳库中, $^{14}\text{C}$ 与总碳的比值十分重要,因为它关系到放射性碳所造成的公众辐射剂量。

人类的活动使 $\text{CO}_2$ 的浓度由1860年的假设值270~295增加到1974年的331( $\text{mL/m}^3$ )。1860年以来,由化石燃料燃烧所产生的 $\text{CO}_2$

逐年增加,其中60%存在于大气中,其余40%在其他碳库中的定量分布目前尚不清楚。

Baes等把陆地生物层的含碳量分为两

表 可交换碳库中的天然 $^{14}\text{C}$ 含量(MCi)和总碳量( $10^{12}\text{kg}$ )

碳 库	Suess(1965)		Fairhall等 (1970)		Grey(1972)		Reiners(1975)
	C	$^{14}\text{C}$	C	$^{14}\text{C}$	C	$^{14}\text{C}$	C
大 气	660	4	680	4.3	668	4	670
海洋无机离子	33 600	214	33 000	207	—	—	35 500
海洋生物层	—	—	3	0.02	—	—	1.5
海洋腐质	3 300	17	820	4.5	—	—	1 000
海洋沉积物	—	10	—	—	—	10	—
整个海洋	41 900	241	33 800	212	33 400	225	36 500
陆地生物层	—	—	310	1.9	500	2.9	830
陆地腐殖质	820	5.1	1 100	<6.6	780	11.7	700
新鲜水	—	—	—	—	—	3.7	330
总 计	43 400	250	41 900	225	40 300	248	39 000

个库室:质量为 $680 \times 10^{12}\text{kg}$ 的生命组分和质量为 $1080 \times 10^{12}\text{kg}$ 的非生命组分。有人给出了陆地生物层中生命组分的碳估计值为 $827 \times 10^{12}\text{kg}$ ,并认为大陆植物含有几乎是全球的所有有生命碳,其中90%贮存于森林中;陆地动物包括人和家畜在内,仅为全球植物碳的0.02%。Baes等还把陆地生物层分为北方森林、南方森林和非森林三部分,每部分又可分为缓慢和快速可交换碳两种组分,它们的总重量分别为 $1 600 \times 10^{12}$ 和 $162 \times 10^{12}(\text{kg})$ 。

一些研究者把全球的新鲜水体系也看成是碳和 $^{14}\text{C}$ 库,它包括地下水、内陆海、湖、河和寒冷地区的冰雪。冰雪中的碳和 $^{14}\text{C}$ 可忽略,而地球表层0.8km内地下水的体积最大,达 $4.9 \times 10^{18}\text{L}$ ;所有湖、内陆海和河水的总体积为 $0.22 \times 10^{18}\text{L}$ 。但新鲜水体系对总的可交换碳或天然 $^{14}\text{C}$ 的贡献很小。

海洋可划分为三个库室:(1)表层,深度约75m,混合相当均匀,且和大气 $\text{CO}_2$ 近似达到平衡,体积为 $0.024 \times 10^9\text{km}^3$ ;(2)温度梯度层,在表层以下约1 000m,相当稳定,体积为 $0.25 \times 10^9\text{km}^3$ ;(3)深海层,平均深度为4km,体积为 $1.1 \times 10^9\text{km}^3$ 。海洋

中碳的主要存在形式是溶解的无机质,其中约89%是以 $\text{HCO}_3^-$ 形式存在,约10%以 $\text{CO}_3^{2-}$ 形式存在,约1%以碳酸(即溶解的 $\text{CO}_2$ 和 $\text{H}_2\text{CO}_3$ )形式存在。表层水和深海水中无机碳的总浓度分别为2.0和2.4mmol/L。海洋中无机碳的含量为:表层 $580 \times 10^{12}$ ,温度梯度层 $6 600 \times 10^{12}$ ,深海层 $32 000 \times 10^{12}(\text{kg})$ 。海洋中第二个丰富的碳存在形式是海洋生命有机物质和无生命有机物质,后者在表层和温度梯度层中的负载量为 $29 \times 10^{12}\text{kg}$ ,在深海中的负载量为 $1 620 \times 10^{12}\text{kg}$ 。海洋中有生命碳的形式绝大部分是浮游植物。海洋植物中的碳含量仅占全球总植物碳含量的很小一部分,但它却占全球净第一性生产量的34%。海洋中另一个对碳的快速循环有一定作用的碳库是悬浮的和在表层沉积物中的碳酸盐固体,其含碳量约为 $410 \times 10^{12}\text{kg}$ 。深海沉积物石灰质软泥的含碳量高达 $3 \times 10^{18}\text{kg}$ ,但它不能进入同海洋表层 $^{14}\text{C}$ 进行交换的平衡之中。

## 二、设想的来自 $^{14}\text{C}$ 的辐射剂量

为了评价释入大气的 $^{14}\text{C}$ (如 $^{14}\text{CO}_2$ )的长期行为,必须考虑下列四个物理过程:(1)

$^{14}\text{C}$ 在大气和其他碳库之间的迁移；(2)非大气碳库吸取和释放 $^{14}\text{C}$ 能力的变化；(3)放射性衰变；(4) $^{14}\text{C}$ 与 $^{12}\text{C}$ 的比率以及将来

$^{12}\text{C}$ 的浓度。碳在碳库之间交换的不确定性以及未来化石燃料产生的 $\text{CO}_2$ 释入大气的不确定性启示我们，简化模式是可以接受的。

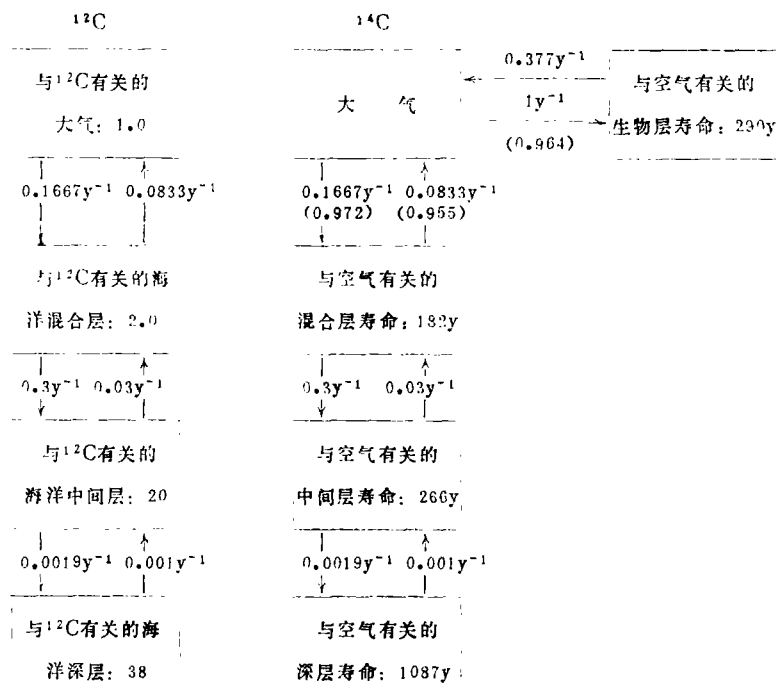


图 箱式模型的参数和箱与箱之间的碳交换

(箱之间箭头中的数字为交换时间,即通过此途径交换 $1/e$ 的碳量所需要的时间。括号中给出的数字为分馏因子)

计算可采用箱式模型,每个箱子代表一个可交换碳库(如图所示)。假设火山或其他自然现象不会导致海平面碳的增加或损失。曾测试和校验过箱式模型,以预测某些已知的特性参数。首先是稳定状态下宇宙射线产生的 $^{14}\text{C}$ (产额约为 $1.8\text{个原子}/\text{cm}^2\cdot\text{s}$ )的比活度为 $\sim 6\text{pCi/gC}$ ,这与大气层核试验前 $^{14}\text{C}$ 的本底值接近;其次校验了交换系数,给出了1958~1980年间大气 $\text{CO}_2$ 的期望增长值,与Mauna Loa, Hawaii观测到的值吻合;第三,把深海的寿命( $\sim 1000\text{年}$ )选择在可接受的范围内。

自1860年以来,大量化石燃料产生的 $\text{CO}_2$ 释入大气。碳循环模型将得出未来的大气 $\text{CO}_2$ 浓度的估计值,并连同核动力生产的 $^{14}\text{C}$ 年释放量估计值以及1950~2000年间的碳循环模型,推导出未来 $^{14}\text{C}$ 的比活度。据

估计在1980年以后, $^{14}\text{C}$ 的比活度以缓慢的速度平稳地增加,这是由于 $\text{CO}_2$ 浓度持续增加把核动力生产释放的 $^{14}\text{C}$ 稀释所致。

$^{14}\text{C}$ 剂量学假设环境中的 $^{14}\text{C}$ 与人体中的 $^{14}\text{C}$ 处于平衡,这样,环境与生物学上的 $^{14}\text{C}$ 比活度一致。 $^{14}\text{C}$ 剂量学有两个近似处理:一是假设环境中 $^{14}\text{C}$ 比活度与生物体系中的 $^{14}\text{C}$ 比活度处于静态平衡;二是把动力学模型用于 $^{14}\text{C}$ 对局部地区公众的单元释放。有人提供了一种简单的计算方法:

$$H_s = 0.93FC \quad (\text{mrem/y})$$

式中, $H_s$ 为年剂量当量率; $F$ 为所研究的有机体中的碳分数; $C$ 为 $^{14}\text{C}$ 的比活度( $\text{pCi/gC}$ )。还有人发表了更详细的稳态比活度模型,用于估算消化道和呼吸道中单一器官和整个人体的剂量。该模型考虑了影响 $^{14}\text{C}$ 在人体内剂量分配的各种器官中的含碳量。每日的剂

量当量率 $H_d$ 可用下式计算:

$$H_d = A_0 F_d \quad (\text{rem/d})$$

式中 $A_0$ 为所有被消化了的碳的比活度( $\mu\text{Ci/gC}$ );  $F_d$ 为参考人各种器官 $^{14}\text{C}$ 比活度剂量当量率因子 $[\text{rem}\cdot\text{d}^{-1}\cdot(\mu\text{Ci/gC})^{-1}]$ 。利用该数据及吸入碳的比活度, 同样可计算出呼吸道的剂量率。

大气中由宇宙射线产生的 $^{14}\text{C}$ 比活度约为 $6\text{ pCi/gC}$ , 相应大气中 $^{14}\text{C}$ 的总量为 $3.8\text{ MCi}$ , 人每年吸入的剂量率为 $1.25\text{ mrad}$ , 相当于人的天然辐射本底吸收剂量率( $100\text{ mrad/y}$ )的1%。

由于20世纪50年代末、60年代初核试验的结果, 对流层中 $^{14}\text{C}$ (以 $\text{CO}_2$ 的形式存在)在1965年形成了一个峰值。此后虽然仍有核

试验, 但对流层中 $^{14}\text{C}$ 的增加被海洋和生物圈的吸收所抵消。估计 $^{14}\text{C}$ 放射性尘埃在人体中造成的剂量当量率在1965年的最大值约为 $0.96\text{ mrem/y}$ , 现在大约为 $0.37\text{ mrem/y}$ 。

评价由核动力工厂释放的 $^{14}\text{C}$ 在人体中产生的吸收剂量取决于 $^{14}\text{C}$ 的比活度。对于组织的剂量率, 80年代为 $\sim 0.01\text{ mrem/y}$ , 预计2000年为 $\sim 0.02\text{ mrem/y}$ 。

$^{14}\text{C}$ 对人类的辐射剂量, 在可预见的将来尚无多大意义, 其中落下灰对辐射的贡献会随时间而继续下降; 核动力生产对辐射的贡献将有所增加, 但它会保持在低于天然 $^{14}\text{C}$ 贡献的两个数量级的水平上。

[NCRP Report 1985, No.81 p24~31, 59~66,

季正培 强亦忠节译 史元明校]

文

摘

## 放射卫生学

060 全球性 $^{85}\text{Kr}$ 的卫生学评价[俄]/Василенко ИЯ  
//Гиг и Сан.—1986, (11)·—47~50

$^{85}\text{Kr}$ 属于放射性惰性气体核素, 但在大气中能迅速扩散。在自然条件下, 由于铀的自生分裂和宇宙线与大气中稳定性氙的作用形成少量的 $^{85}\text{Kr}$ , 外界环境中的平衡含量相应为74和370GBq。核爆炸和核能企业是 $^{85}\text{Kr}$ 的技术来源, 1980年核爆炸 $^{85}\text{Kr}$ 进入大气中约 $160\cdot 10^{15}\text{ Bq}$ , 造成浓度达 $0.62\text{ Bq}\cdot\text{y}\cdot\text{m}^{-3}$ 。1966年, 美国铀工业生产反应堆 $^{85}\text{Kr}$ 排放量为 $555\cdot 10^5\text{ Bq}$ 。进行核燃料回收的放射化学工厂是外环境 $^{85}\text{Kr}$ 的主要污染源, 产生的 $^{85}\text{Kr}$ (暂时还缺乏相应的从废物中分离的方法)经高烟囱排入大气中, 一个一千兆瓦轻水核反应堆每年产生的废物中含有840克 $^{85}\text{K}$ , 其放射活度为 $12\cdot 10^{15}\text{ Bq}$ 。预计到2000和2025年, 核能功率分别达760~1740和4800~7100GW(e)时, 每年产生的 $^{85}\text{Kr}$ 相应可达 $9\sim 22\cdot 10^{15}$ 和 $59\sim 85\cdot 10^{15}\text{ Bq}$ , 其蓄积量为 $114\cdot 10^{15}$ 和 $740\cdot 10^{15}\text{ Bq}$ 。由此, 大气中 $^{85}\text{Kr}$ 浓度与天然水平相比可增高6个数量级, 故必须加强对 $^{85}\text{Kr}$ 的卫生学评价。

核爆炸结果进入外环境的 $^{85}\text{Kr}$ 达 $160\cdot 10^{15}\text{ B}$ 时, 地球上居民皮肤、性腺、肺和其组织等预期照射剂量相应为250、2.9、2.4和2.0~3.3nGy, 有效剂量当量为 $0.005\mu\text{Sv}$ , 集体有效剂量当量为 $20\text{人}\cdot\text{Sv}$ , 仅占核武器试验其它放射性核素所致剂量的0.001%。核能企业排出的 $^{85}\text{Kr}$ 造成皮肤表面和其它组织照射剂量在 $\text{GW(e)}\cdot\text{a}^{-1}$ 时, 相应为 $20\cdot 10^{-9}$ 和 $0.2\cdot 10^{-9}\text{ Gy}$ , 有效剂量当量为 $0.0004\mu\text{Sv}$ , 集体有效剂量当量为 $1.9\text{人}\cdot\text{Sv}$ 。考虑到核能发展远景和全球性 $^{85}\text{Kr}$ 在外环境的蓄积, 预期的皮肤和其它器官照射剂量、有效剂量当量和集体有效剂量当量在2000年时, 相应可达0.3和0.02mGy,  $6\mu\text{Sv}$ 和 $24\cdot 10^3\text{人}\cdot\text{Sv}$ , 2025年时则相应为1.6和0.16mGy,  $32\mu\text{Sv}$ 和 $126\cdot 10^3\text{人}\cdot\text{Sv}$ 。

考虑到 $^{85}\text{Kr}$ 对人体慢性照射的特点,  $\beta$ 照射主要是在占身体表面10%的外露部分, 预料 $^{85}\text{Kr}$ 所致皮肤肿瘤数量在 $10^6\text{人}\cdot\text{rem}$ 时不超过1~2例, 在 $10^6$ 人群中在其生命期间内, 2000和2025年时皮肤肿瘤数量可能仅增长 $(3\sim 6)\cdot 10^{-2}$ 和0.2~0.3例, 其它器官肿瘤总数量可能相应为1和4例, 遗传性障碍0.3和1例。上述值与天然自生肿瘤死亡率(126000例/ $10^6$ 人)和遗传障碍频率(100000例/ $10^6$ 新生儿)相比是很低的, 即 $^{85}\text{Kr}$ 所致人类危害很小。但是, 考虑到人类还受到许多其它来源的照射, 且照射剂量正在升高, 与其它有害因素的协同