

性红细胞的胞质中有包涵体,但很像是X射线和长春新硷处理后所见到的微核,并且也未当微核计数。

长春新硷是一种纺锤体毒剂,能影响构成纺锤体的蛋白质。在细胞核排出期间,这样的机制也可能诱发微核。但这个推理似乎并非如此。纺锤体毒剂诱发的微核大致延迟在5小时后出现。如果是由于妨碍蛋白质功能的效应存在,那么蛋白质合成抑制剂如环己酰亚胺和放线菌素D也应该显示早期效应。从表1可以看出,这两种化合物的PCE微核率都没有产生有意义的效果。Bruce等用5种剂量进行了试验,并把放线菌素D的剂量提高到10mg/kg,环己酰亚胺的剂量提高到250mg/kg。他们只在环己酰亚胺的最高剂量组看到了阳性效果。

NMRI系小鼠的细胞周期很短,这可能是出现上述结果的原因。但这种说法似乎不能使人完全信服,因为长春新硷的结果与Yamamoto等的结果相符,而他们用的是C3H和Swiss种杂交后的子1代小鼠。

X线照后6小时的结果比Jenssen等用200拉德(剂量率24伦/分)照后的结果高。为了了解这种不同是否与剂量率有关,我们给一组动物用低剂量率(19拉德/分)X射线进行照射,总剂量仍为45拉德,所测定的微核结果为0.64%,仍比对照明显增高。

羟基脲按400mg/kg处理后6和24小时进行微核测定(表1)。在这两个时间采样都获得了阳性效应,该结果在福尔根和甲基绿派洛宁Y染色的涂片上也得到了证实。Bruce等在5个剂量的表上对羟基脲做的试验呈阴性反应。然而,在24小时的标本中NCE/PCE为2.4,表明该剂量对骨髓有毒害作用。

红细胞生成最后阶段的修正时间

综上所述,我们提出对Cole氏细胞动力学模型有必要做些修正。用长春新硷获得的结果与最后的有丝分裂发生在细胞核排出之前的4~5小时是一致的,而不是10小时。由X射线,羟基脲和环磷酰胺所得的结果与这一见解也是一致的。

在人的淋巴细胞中,于G₂期给以X射线照射,产生染色单体畸变,并引起有丝分裂延迟。然而,羟基脲在中国仓鼠细胞和人的淋巴细胞的G₂期都没有诱发染色体畸变,但在晚S期染色体畸变率却有所增加。

因此,X射线照射后6小时微核率早期增高或许表明G₂期延迟。羟基脲的数据则确定由S期末或由G₂期初到细胞核排出,不超过6小时。

由Jenssen等用放射自显影研究出的结果,认定从细胞核排出追溯到S期末为9~12小时,然而,小剂量的[³H]胸腺嘧啶核苷能引起人的大部分淋巴细胞分裂延迟。所以,在接受X射线和[³H]胸腺嘧啶核苷之后,延迟3~4小时并不意外。这样,我们的X线结果便和Jenssen等的结果之间的不一致就能圆满解释。同理,环磷酰胺的结果也是如此。

至此,大量的数据表明小鼠骨髓红细胞生成的最后阶段时间应该修正,其最后的有丝分裂大致发生在细胞核排出之前5小时。但Cole等提出的细胞周期仍可保留,亦即G₂1.5小时,S7.5小时,G₁1.0小时。

该修正时间对于设计采样时间以研究化合物在G₂期和有丝分裂期的效应是有益的。但是,这不影响作用于S期化合物的采样时间,因为这些化合物通常都引起细胞周期延迟。(黄进忠译 肖佩新 杨家宽审校)

陆地生态系中放射性核素转移过程

Whicker FW; Radiat Res 94(1); 135~150, 1983 (英文)

环境放射性对机体的效应取决于关键生物组织及邻近介质中的放射性核素浓度。浓集程度则取决于生态的和生理的转移过程及这些放射性核素的性质。本文对控制放射性核素在陆地环境中行为的一些主要过程和原则进行了评述。尽管因为生态体系,机体的行为、形态和生理方面都很复杂,有关的放射性核素理化性质的差别,详尽阐明并最终预估放射性核素在环境中随时间的分布是困难的,但过去25年来放射生态

学已取得很大进展,足以对许多普遍性的结论用公式来概括并建立了合理的机制和准确的模式。本文阐述了放射性核素性质、机体和生态系统对植物和动物蓄积作用的定性和定量影响,当前的知识现状及今后的研究方向。

一、生态系的环节和过程

释入环境的放射性核素涉及许多环节和控制转移

途径和速率的自然过程(图1)。“环节”包括有机和无机介质。过程表明环节间的转移机制。环节间转移的相对速率特别重要,是它决定放射性核素存量及浓度随时间的变化。

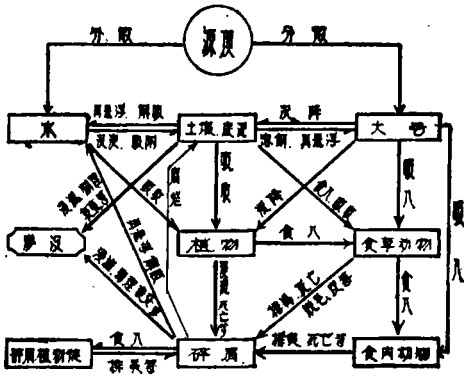


图1 放射性核素转移环节和过程的生态系

源项描述放射性核素释放的特性,包括理化性状、整个释放期间的释放率、释放的空间方位。进入环境的放射性物质通常是排放液中悬浮或可溶性物质,也可能是气溶胶气体或粒子。进入大气或水的放射性核素扩散,其浓度一般随距离的增大而减少。

除惰性气体及半衰期非常短的核素外,大气中放射性核素最可能的结局是沉降到地表,吸入可以忽略。沉降可以是重力下降、撞击或降水的清洗,主要取决于粒子大小和气象条件。土壤和植物占地球生态系统总表面的大部分,沉降作用主要造成气溶胶粒子或气体转移到地面或叶面。蓄积于叶表面的分数随植物质量增加而增加,缺雨时随粒子的增大而下降。新近的放射性沉降可由于风和机械扰动而再悬浮,这一过程特别在干旱、多风条件下可能相当重要。再悬浮可使土壤的表层污染转入气溶胶,可被吸入或沉积于植物,它还使局部污染的土壤有可能扩散。雨溅是再悬浮的又一形式,也可造成细土粒短期沉降于叶面。再悬浮机制及再悬浮系数的确定很复杂,这系数预计值的不肯定性可达几个数量级。在潮湿、植被良好的环境或污染物经久因风化转入较深的土层等情况下,再悬浮作用就不太重要了。

在某些环境,如沙漠和山脉,在复杂的地形条件下土或雪的再悬浮会造成很不均匀的污染沉降。雨和溶雪的地表流动也能引起粒子的再悬浮,其沉降可形成局部‘热点’,比周围污染可高几个数量级。这种流动还不断产生基本上未受空气污染的冲蚀地。沉降于地表的放射性物质可因水的渗透、机械滤过和生物

学因素而下移,也可被蓄积的有机落叶层和沉降物复盖。这些都会减小再悬浮的可能性,但却增大了被植物根吸收的机会。放射性核素经根吸收受很多因素影响,主要吸收溶解状态而且未被土壤牢固结合的长寿核素才有意义。这种吸收的必备条件是存在土壤水和植物代谢的条件。植物从土壤选择吸收放射性核素的程度常表示为‘浓集因子’。它的定义是放射性核素在植物中浓度除以在土壤中的浓度。浓集因子大小取决于核素种类、化学形式、植物种类、土壤性质及许多其它因素。若放射性物质转移到根带以下或与土壤粒子牢固结合而使根不能吸收,称为进入‘渗没’环节。

陆地植物通常通过大气层直接沉降和根吸收两种机制蓄积放射性。在污染发生后短期内以直接沉降为主;当陆地植物与不流动的水接触时,表面直接吸收已溶或悬浮的放射性亦可成为重要途径。按污染机制模式化时需两个地面植物环节,即放射性物质经根吸收转移到植物的‘植物内部’和吸收大气沉降污染物的‘植物表面’。某些核素的特定化学形式可被植物吸收。叶面的沉降物由于风和其它扰动,或淋泡可离开植物,最终内外放射性以落叶有机物形式落于地面。

环境放射性进入食草动物的主要途径是食入污染的叶。摄入率正比于喂食率和饲料的放射性核素浓度。由于植物蓄积放射性的程度差别很大,食草动物喂食习惯及嗜好对放射性核素的摄入量起重要作用。食入后被吸收和转入各组织或器官的分数取决于核素理化性质、食物性质(如竞争元素多少)和动物生理。食入土壤和吸入也是环境放射性进入食草动物的途径。在大多数自然情况下,食入比吸入重要得多。然而,尽管食土量一般不到食入干草料量的10%,但若生态系统中放射性核素大部分存留于地表,则因食入土壤就相当有意义。在大陆生态系中土壤是较长寿命的放射性核素的主要最终贮库。排泄、分泌、皮毛脱落及死亡均可使放射性核素由动物转入碎屑和土壤环节。放射性核素在动物组织内的浓度受排泄率、摄入率和吸收率的明显影响。影响排泄率的因素包括核素种类及化学状态、沉积部位、竞争元素摄入率及生理因素。动物组织浓度大体正比于摄入率和吸收分数,反比于排泄率。食肉及杂食动物体内蓄积放射性核素的过程大体与食草动物相同,主要差别是由于惯食食物品种不同所引起。人和某些动物的情形更复杂,因为食物经清洗和加工。一般说来,清洗和加工会降低大多数食品中放射性核素浓度。贮存会使短寿

命核素衰变。

图1是对环节和过程的定性表示,每个过程还可
用数学式描述。在第*n*个环节中放射性核素存量的时
间导数(I_n')可写成各自的等式,

$$I_n' = \sum_{i=1}^n (R_{in})_i - \sum_{j=1}^m (R_{out})_j$$

式中,是以单位面积单位时间的活度来表示放射性核
素流量率(R)。(R_{in})_{*i*}表示流入*n*环节的第*i*个速
率;(R_{out})_{*j*}表示从*n*环节流出的第*j*个速率。每环
节可写出不同的等式。所得不同等式的解得到每环
节中放射性核素存量的时间函数。存量可换算为浓度,
就可用于剂量估算或与真实数据比较来检验模式的准
确性。

二、影响放射性核素蓄积的因素

近20~30年来的观察已获得足够资料可对涉及生
态系中放射性核素行为的许多概念用影响核素在动植
物体内蓄积程度的因素来阐述,建立这些因素的根据
是对放射性核素、机体或生态系性质的综合考虑。

1. 放射性核素性质

各种放射性核素释出后各有独特的时间、空间分
布。影响核素行为的主要物理特性是半衰期。长半衰
期核素有可能参与较慢的生态循环过程,就有可能经
由所有途径长期蓄积在生物组织中并到达最大值。反
之,短半衰期核素进入机体途径较局限。例如,核爆
炸产生的200种左右裂变产物中,沉降到大陆环境能
测出的只有数十种。其中,沉降到土壤被植物根吸收
后可以测出的只有半衰期较长的几种核素。新近沉降
的可通过直接经叶面,快速进入食物链,例如,半衰
期为8天的 ^{131}I 沉降后可通过这种途径很快蓄积于动
物的甲状腺。假如释出后放射性核素与土粒结合,则粒
子的大小、形状和密度对于核素的初始分布会有重大
影响,甚至影响到其后的行为。例如,核爆炸放射性
沉降物中大于 $20\mu\text{m}$ 的粒子重力沉降的速率决定于粒
子大小,较大的易与难熔的核素结合而快速地落到
地面,分布范围较小;较小的粒子则易与挥发性核素
相结合,由于下降速度变慢而分布于较大的范围内。
沉降粒子大小也影响到某些重要的放射性核素的溶
解度和生物利用程度。粒子越大,通常溶解度越小。
生物对环境中大多数放射性核素利用程度决定于核素
的化学形式。如 ^{226}Ra 的氯化物是易溶的,摄入后易
被动植物吸收;而硫酸镭则很难溶而稳定,因而不为
生物所利用。放射性铯通常易溶,当遇某些粘土物质
时,会几乎不可逆地结合,阻断了其生物链转移。

某些重要放射性核素的转移可按化学性质类似的
营养元素的行为来估计。如ⅠA组放射性核素 ^{90}Sr 、
 ^{140}Ba 、 ^{226}Ra 和 ^{45}Ca 的行为象钙, ^{131}I 和 ^{129}I 类似
于稳定碘, ^3H 行为很象氢。 ^{137}Cs 和 ^{86}Rb 行为近似
于钾,但测量钾对定量估计铯和铷同位素行为的意义
就较小。大多数重要的营养元素在环境中相当丰富,
其原子浓度通常比化学性质类似的放射性核素高几个
数量级,所以,这些受体液调节平衡的元素增减能控
制类似的放射性核素的动力学变化,造成这些放射性
核素的生物蓄积随相类似的营养元素在环境中被利
用的程度增加而下降,其关系为正态双曲线形式。相
反,不少放射性核素的化学特性表现独特,其行为无
法按通常营养元素来推测,例如 ^{144}Ce 、 ^{95}Zr 、 ^{85}Kr
和 ^{239}Pu 等,通常这些元素不易被动植物所吸收,其
环境行为主要取决于物理过程。但这不是说它们不会
有潜在的生物学危害,因为吸收的小部分放射性核素
仍可能沉积于某些生物组织,在慢性辐照下逐渐蓄积
到有意义的水平。

大多数元素的放射性核素通过不同途径的食物链
会受到不同程度的甄别;其浓度通常是按土壤、植物、
动物顺序逐渐增降,但也有少数例外,放射性核素在
关键器官中会浓集到比土壤或主要食品还高。

2. 机体特征

动植物的固有属性对放射性核素蓄积有明显影
响。同地区不同种类动植物中浓度,尽管受到相同污
染源的照射,也会有明显差别,这可用形态、寿命、
行为和生理学上的差别来解释。外表形态常是放射性
蓄积的决定因素。在以表面吸收为主要途径时,表面
-体积比大的生物比比值小的生物的每单位质量的放
射性要大,这意味着个体小、表面多皱和有毛或其它
凸起物的生物可有效地在表面蓄积环境放射性。如地
衣用以吸收大气营养的延地面展开、卷曲或分枝的形
态提供了很大的表面-体积比。同样重要的因素是地
衣的寿命。地衣因其生长慢而寿命长到利于长期蓄积
营养物和放射性核素它可蓄积数年或数十年长寿命放
射性核素而最终达到很高的浓度。落叶不利于放射
性核素的有效蓄积。影响动物蓄积放射性核素行为的
因素包括:迁移、栖息地选择、食物嗜好等。阿拉斯
加驯鹿在秋季南移到少雪和地衣丰富的地区,地衣由
于形态、生长期长以及钾含量相对低而显著蓄积 ^{137}Cs ,
驯鹿因食这种地衣使其肉中 ^{137}Cs 蓄积量明显增
大,春季驯鹿北移后,由于改食较高等植物而大大降
低了 ^{137}Cs 的摄入量和体负荷。这是迁移、栖息地和
食物选择等因素综合影响的很好例子。食肉和食种子

的动物体内比食草和食虫的动物放射性为低。这是食物习惯影响环境放射性在动物体内蓄积的另一例子。动植物代谢和其它生理功能对放射性的浓集也有重要影响。温度、日照等许多外界因素可激发代谢和生理过程的变化。通常,代谢速率越大,机体内的能量和无机物的更新也越快,喂食率和排泄率就都高,这就导致了放射性核素的摄入率和排泄率都较高。由于放射性核素通常以痕量存在,在组织中不象主要营养元素那样受体内平衡的严格调节,因而代谢改变会改变其在机体内的净蓄积。这种生理波动造成不少放射性核素在不同年龄、性别组和季节之间的差别。

3. 生态系因子

生态系的理化和生物学特性也对放射性核素行为起重要作用。较重要的是土壤特性、营养物和水多少及生物群结构。

放射性沉降物 ^{137}Cs 在美国东南部沿海平原生态系统中的转移是土壤性质影响的例子。该地区全球性放射性沉降情况与美国大陆其余部分尽管相近,但动植物显示出 ^{137}Cs 水平高得多,而且其动态变化趋势也不同于周围地区。这可归因于土壤性质和钾的循环。当地是砂质土,缺少粘土、有机物和可交换的钾,阳离子结合能力很低,常存在高水位。这些条件适于生物蓄积铯。

植物量、品种及营养状况等都一定程度地影响生物群的结构。例如,植物量少的北极和高山生态系统由于放射性核素蓄积于很小的质量,因而有相当高的放射性浓度。当地常见匍伏生长得很慢的植物并和溶雪密切接触,这些都促进放射性核素直接向植物的转移。反之,在植物密集地区(如森林),由于放射性核素散布于大得多的生物量中,其浓度并不高。各种各样的生态系统表现出很复杂的食物网关系。无机物、能量和放射性核素通过这种体系会高度分散于多类生物中。差别不大的生态系统可使大部分放射性核素沉积于少数占优势的生物体。

根据化学和生理特性,生物体内大部分放射性核素浓度随着营养水平的提高而下降,相对浓度一般顺序是:植物>食草动物>杂食动物>食肉动物。但生物体内 ^{137}Cs 浓度却随营养水平提高而增高,当相对

核素水平以在较高营养水平生物中的 $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ 与较低营养水平生物中 $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ 之商(称营养比)来表示时,其值约为2或3。这主要因为在组织中滞留的铯比钾稳定、生物体对铯和钾同化吸收作用相近,而铯的生物半排期为钾的2~3倍。

三、知识的现状

放射性核素在陆地生态系统转移的小规模分散研究工作始于本世纪40年代早期。在40年代后期及50年代,核武器研制导致放射生态学各领域引人注目的发展,在60年代由于核动力工业的发展而到达其全盛时期。70年代尽管美国削减了核动力工业及核武器放射性沉降物水平的降低,放射生态学方面的研究计划却维持不变,这大概是由于加深了对环境的认识和管理、日益增长的放射性同位素在医学及其它方面的应用以及对核武器和废物处理的后果更为重视。作者估计迄今公开发表的有关陆地生态中放射性核素行为的文献已有上万篇。但综述资料甚少,仅有超铀元素转移方面的以及苏、美学者所著的放射生态学专著。对放射性核素转移过程已有相当程度的了解,但本领域今后还有大量复杂的研究工作有待探讨。某些生态系统行为的研究只是刚刚开始,对某些核素(如天然铀及其子体)重视不够。今后若主要目标是准确的剂量估算,则应重视剂量估算模式的系统灵敏度分析,以确定控制最后结果的最重要的过程和参数。所研究的核素种类应根据预期在环境中发现的相对数量、生物蓄积可能性、放射毒性以及现有知识的不足来选定。因此,作者认为今后研究目标应包括:天然铀及 ^{226}Ra 、 ^{210}Po 和 ^{210}Pb 等子体, ^{99}Tc ,锕系元素中特别是 Pu 、 Am 和 Np 以及 I 、 Sr 和 Cs 等放射性核素。最后三种在放射性沉降物、核事故和废物处理场合下仍是贡献所致剂量的重要核素。

与生态系的基本过程相结合,对各别放射性核素与机体的复杂特性的研究可广泛地了解环境放射性的后果。和环境转移及生物蓄积所包含的不肯定性相比,除很低剂量外,在放射生物学的剂量-效应关系中所包含的不肯定性看来是很小的。

(清洪达节译 章仲侯审校)