

大气散落核素复合示踪在土壤侵蚀科学中的应用*

王晓燕, 田均良

(中国科学院 水土保持研究所, 陕西 杨陵 712100)
(水利部)

摘 要: 介绍了大气散落核素⁷Be、²¹⁰Pb_{ex}、¹³⁷Cs 复合在土壤侵蚀和泥沙来源领域中的研究进展; 阐述了核素比率应用的原理、特点及其能更为敏感地反映土壤侵蚀速率和过程等优点; 说明多元素复合示踪在推断土壤不同侵蚀过程及估算土壤侵蚀速率方面的作用; 论述了建立两核素相关深度曲线确定泥沙起源深度的应用原理和特点及其应用范围, 并对各种方法进行了简单的评价。

关键词: 大气散落放射性元素; 复合示踪; 核素比率; 土壤侵蚀; 泥沙来源

中图分类号: S 157. 1, T L 99 文献标识码: A 文章编号: 1005-3409(2001) 02-0133-05

Compound Application of Fallout Radionuclides on Studies of Soil Erosion

WANG Xiao-yan, TIAN Jun-liang

(Institute of Soil and Water Conservation, Chinese Academy of Sciences
and Ministry of Water Resources, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: The compound application of fallout radionuclides ⁷Be, ²¹⁰Pb_{ex} and ¹³⁷Cs in the field of soil erosion and sediment sources are reviewed. The principle and characteristics of the nuclides ratio technology are introduced, using several nuclides compoundly to distinguish soil erosion processes and to estimate soil erosion rate; combining the different depth distribution of the fallout radionuclides in soils with one another to create reference curves of ⁷Be to ²¹⁰Pb or ²¹⁰Pb to ⁷Be and use them to determine the original soil depth of sediment. The advantages and limitations of all these methods are discussed.

Key words: fallout radionuclides; compound trace; nuclides ratio; soil erosion; sediment sources

从大气散落的⁷Be、²¹⁰Pb_{ex}及¹³⁷Cs等放射性核素进入土壤后具有以下共性: 主要分布在土壤表层, 在土壤中主要被土壤黏粒和有机质固定, 因生物吸收和化学迁移导致核素损失的量极少; 核素在土壤中主要因土壤侵蚀、沉积及核素的衰变等作用而使含量发生变化。这一共性使这三种核素为土壤侵蚀研究提供了良好的示踪剂。但这三种核素在示踪特点上又有一定的差异。¹³⁷Cs的半衰期为30.2年, 其沉降时期和沉降量比较确切, 故普遍用于中长期平均侵蚀速率的研究^[1~6]。Ritchie等^[7]已详细总结了¹³⁷Cs技术在土壤侵蚀和沉积研究中的应用。土壤

剖面中核素的损失量与土壤流失量之间的定量关系模型无疑应是核技术应用的关键, 关于¹³⁷Cs技术的模型很多, 有经验关系式, 也有理论推导式, Walling和He^[8]在这方面已做了很好的概括和评述。²¹⁰Pb_{ex}是土壤中²²⁶Ra的衰变子体²²²Rn部分逃逸至大气, 衰变成²¹⁰Pb散落于地面的产物, 一般将²¹⁰Pb_{ex}用于湖泊、海洋沉积物测年^[9~12]; 但将土壤中²¹⁰Pb_{ex}累积量与其大气沉降通量比较, 可计算该区域内土壤侵蚀速率^[13]。⁷Be是宇宙射线作用产生的天然放射性核素, 半衰期非常短(53.3d), ⁷Be沉降量与降雨量、降雨性质密切相关, 且比上述两种核素更趋向于表

* 收稿日期: 2000-03-19
国家自然科学基金项目(40071059)。
作者简介: 王晓燕(1973-), 女, 在读博士, 研究方向为土壤侵蚀。

层富集^[14], 因此可作为表层土壤季节侵蚀的示踪剂^[15]。上述方法均是局限于单一核素的应用, 没有涉及用两种或两种以上的核素复合示踪研究土壤侵蚀。下面就⁷Be、²¹⁰Pb_{ex}及¹³⁷Cs 复合示踪技术的原理及其特点做一论述。

1 运用核素含量比率估算土壤流失量

1.1 问题的提出

运用¹³⁷Cs 法估算土壤侵蚀的模型都是建立在一假设前提下^[8], 即¹³⁷Cs 自散落时起, 它的初始分布是一致的, 也就是¹³⁷Cs 在被土壤微粒固定之前没有因雨水、径流发生瞬间再分配。而事实上并非如此, 即使在未扰动的非侵蚀区, 不同样品之间¹³⁷Cs 的含量差异很大。Sutherland^[16]在研究了 Saskatchewan 的三个未侵蚀坡面上¹³⁷Cs 的面积比活性, 发现其变异系数(*SD*) 在 18% ~ 32% 之间, 而 Fredericks^[17]等在新南威尔士森林区的研究结果表明, ¹³⁷Cs 含量的 *SD* 在 33% 左右; Harper^[18]在澳大利亚西部风蚀区的研究中, 侵蚀区和非侵蚀区¹³⁷Cs 含量的 *SD* 的范围在 26% ~ 49% 之间, 因而他们认为必须采足够多的样品, 取其平均值, 才能减少¹³⁷Cs 含量变异引起的土壤侵蚀量估算的误差。

样品采集越多, 固然越能代表研究区(或参照区)核素含量水平, 但由此产生的工作量是巨大的。Wallbrink^[19]通过研究两个受不同程度侵蚀的森林砍伐区和相应的两个参照区(非侵蚀区)土壤剖面中¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb_{ex}的面积含量, 发现两个参照区¹³⁷Cs 的总相对标准差(*RSD*) 达 47%, 而²¹⁰Pb_{ex}含量的总 *RSD* 达 57% (*n* = 18), 两个侵蚀区两核素含量的变异亦很大, 其中侵蚀轻微区¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb_{ex}的 *RSD* 分别为 38%、66% (*n* = 9), 侵蚀较重区分别为 49%、35% (*n* = 9)。而通过计算参照区²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs, 两核素比值的总 *RSD* 下降至 28%, 因而这就为减少因核素空间分布的不均匀性引起的估算误差提供了新的思路。

1.2 核素比率应用的原理

引起¹³⁷Cs 含量在土壤中分异的原因很多, 如大气中¹³⁷Cs 的不均匀散落、¹³⁷Cs 在土壤中不均匀渗透及瞬时径流引起的核素再分布等因素^[19], 同样来源于大气散落的核素²¹⁰Pb_{ex}、⁷Be, 导致¹³⁷Cs 分异的因素也应该同样影响后者。Wallbrink^[19]发现参照区所有样品(*n* = 18)中不管²¹⁰Pb_{ex}、¹³⁷Cs 的变异性如何, 两者的累积面积浓度之间存在很强的相关性, 说明

两者的比率相对稳定, 而这种相关性正好能解释为什么与单个核素相比较, 使用两核素比率能降低其变异性的原因。

¹³⁷Cs 的沉降主要发生在 1963 年(或 1964 年), 它在土壤剖面中普遍以多项式的分布模式存在, 即先自土壤表面而下至一定深度, 其含量达到一最大值, 然后随深度增加, 其含量呈指数形式减少。而²¹⁰Pb_{ex}的半衰期为 22.3 年, 土壤中约有一半的²¹⁰Pb_{ex}在 20 年前后散落至地面, ²¹⁰Pb_{ex}在土壤剖面中以指数形式有表面向下递减。两种核素在土壤中的渗透深度不一样, ²¹⁰Pb_{ex}比¹³⁷Cs 更接近于地表, 因此在土壤剖面某一特定深度下面, ²¹⁰Pb_{ex}与¹³⁷Cs 累积含量的比值是惟一的, 分别将参照区²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 和土壤深度做为坐标轴, 建立两核素累积含量随土壤深度变化的“标准(参照)曲线”, 将侵蚀区的核素比率与标准曲线对比, 可直接用图形取值法或通过简单的线性关系得到土壤流失的厚度。样点的层次间隔越小, 得到的土壤流失厚度精度就越大。

同理, 由于⁷Be(半衰期为 53.3 d)主要分布在表层 10 mm 内, 也可用⁷Be/²¹⁰Pb_{ex}或⁷Be/¹³⁷Cs 估算农耕地土壤侵蚀的季节变化。

1.3 ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 技术的特点

如前所述, 比率技术为核素示踪在土壤侵蚀研究方面提供了新的思路和途径。与应用单个核素侵蚀示踪相比较, 核素比率能大大地降低因核素含量的空间变异性而导致的不确定性, 因而成为土壤侵蚀示踪的一个更为敏感的指标。与单独使用¹³⁷Cs 和²¹⁰Pb_{ex}相比, 核素比率法得到的土壤流失厚度大, 产生这种差异的原因主要是侵蚀区¹³⁷Cs、²¹⁰Pb_{ex}含量的不确定性, 而参照区和侵蚀区核素初始含量的总体差异引起的不确定性不影响核素比率及其随深度的变化, 因而比率技术应更具可靠性。另外, ²¹⁰Pb_{ex}/¹³⁷Cs 只能限于土壤剖面含有²¹⁰Pb_{ex}的深度范围内, 对于无²¹⁰Pb_{ex}分布的土壤深度, 比率法则无能为力。同时, 由于取样层次间隔不可能非常小, 得到的结果实际上为一概值, 所以存在一定的误差。侵蚀区和参照区两核素累积含量比率之间的关系应进一步量化, 建立两者之间恰当的相关模型。

2 核素复合示踪确定泥沙来源和在土壤侵蚀研究中的应用

利用示踪物可确定泥沙的来源, 其中对¹³⁷Cs 技术应用较多。Murry 等^[20]根据¹³⁷Cs 在土壤剖面 and 泥沙剖面中的含量及其分布特征, 确定表层和底层土

壤对蓄水区泥沙的贡献率。他认为若泥沙层中¹³⁷Cs 含量少, 则其主要源自土壤底层, 而¹³⁷Cs 含量高的泥沙层则主要源自表土层。我国张信宝^[21-22]、文安邦等^[23]通过测定流域内泥沙可能源地表层土壤中¹³⁷Cs 的含量, 并与泥沙淤积区的¹³⁷Cs 含量相比较, 结合分析流域内的土地利用现状, 利用简单的配比公式计算该流域内各个源地对泥沙的相对贡献率。这种方法简单快捷, 但事实上如果有三个或三个以上泥沙源地的土壤对泥沙中的¹³⁷Cs 含量有贡献($r > 0$)的话, 利用单一核素是不能算出其相对贡献率的。因此, 这就要求我们寻求复合示踪的方法。

2.1 多元素复合示踪研究土壤侵蚀过程及泥沙来源

Burch 等^[24]首先提出了用⁷Be 和¹³⁷Cs 复合确定和预测集水区的泥沙来源。他通过测定不同农业耕作方式下侵蚀/径流小区的土壤及其集水区泥沙中⁷Be、¹³⁷Cs 的含量, 分析泥沙颗粒组成, 可区分片蚀、细沟侵蚀、冲沟侵蚀及其侵蚀机制。这种方法的应用是基于⁷Be 和¹³⁷Cs 不同的剖面分布特征。他推断的结论是: 若泥沙中⁷Be、¹³⁷Cs 含量均高, 说明土壤表层 0~5 mm 内发生片蚀; 若泥沙中¹³⁷Cs 含量高, 而⁷Be 含量低, 则土壤发生细沟侵蚀; 而若⁷Be 含量高, 无¹³⁷Cs, 说明侵蚀源地原来已经受了强烈侵蚀,¹³⁷Cs 已被全部侵蚀掉, 但表层充分暴露, 导致⁷Be 活性大, 这一般发生在沟底地区; 若⁷Be、¹³⁷Cs 含量均低, 说明泥沙来源与沟壁。Wallbrink 等^[25]将⁷Be、¹³⁷Cs、²¹⁰Pb_{ex}在土壤剖面中渗透深度存在差异这一依据应用于土壤侵蚀研究, 他在 Burch 等的基础上, 将²¹⁰Pb_{ex}也应用进去, 以区分片蚀和沟蚀为主的两个土壤侵蚀过程及其产生的泥沙量。这种方法能很方便地推断和预测土壤侵蚀的强度和过程, 可以进一步应用于土壤侵蚀历史研究, 但目前还主要限于方法的理论探讨和描述上, 而且没有考虑土壤颗粒对核素吸附的特性, 由于泥沙冲积过程中的颗粒分选作用, 使泥沙和其起源的土壤核素含量不一致, 如果不加以校正, 会导致推断产生误差。

杨明义等^[30]根据⁷Be 和¹³⁷Cs 剖面分布的差异, 在农耕地小区用人工降雨的方式探讨了剖面侵蚀的机制和过程。在侵蚀发生的前一阶段, 泥沙中⁷Be 含量由最大迅速减少, 而¹³⁷Cs 含量在此时段内基本保持稳定, 经过一定时间后, 泥沙中⁷Be 含量出现一明显的转折点, 说明土壤侵蚀类型发生了变化, 他认为由面蚀转变为沟蚀。将土壤表层中核素损失量与泥沙中核素含量之间建立一等式, 能精确地计算面蚀和细沟侵蚀导致的土壤流失量。而传统的测量方法

往往难以将这两者区分开来, 且测得的土壤侵蚀量通常因为黄土的湿陷性导致偏大。

2.2 ²¹⁰Pb_{ex}、¹³⁷Cs 复合确定泥沙来源

Olley 等^[26]利用天然放射性元素的比值²³⁰Th/²³²Th 来确定河流沉积物的来源, 但局限于不同母岩发育而成的土壤区使用, 对于土壤母质及土壤类型一致的地区是不适用的。He 等^[27]利用²¹⁰Pb_{ex}、¹³⁷Cs 和²²⁶Ra 三种元素的数值混合模型, 描述了 Culm 河泥沙的三种来源的相对贡献率。Wallbrink 等^[28]在研究 Murrumbidgee 河中游泥沙来源时, 采集大量的相同侵蚀类型区和悬浮泥沙混合样品, 取< 2 μm 的细颗粒部分进行²¹⁰Pb_{ex}、¹³⁷Cs 含量分析, 通过以下简单模型计算了该河泥沙来源地(非耕作地、耕作地、渠/沟岸)的相对贡献率:

$$A C_u + B C_c + C C_b = C_s$$

$$A P_u + B P_c + C P_b = P_s$$

$$A + B + C = 1$$

其中 A、B、C 分别代表三个泥沙源地的相对贡献率, C_i、P_i($i = u, c, b, s$)分别为三个泥沙源地及泥沙中²¹⁰Pb_{ex}和¹³⁷Cs 的放射性活度。他还根据泥沙密度及泥沙量与河道长度的关系, 泥沙来源及核素含量的变化, 推断河道中细粒物质的滞留时间及悬浮泥沙分离的过程。通过这种方法计算的相对贡献率的前提是: 假设²¹⁰Pb_{ex}和¹³⁷Cs 从土壤中开始移动时起, 以后泥沙中浓度没有发生变化。但实际上由于泥沙输移过程中因颗粒和密度及其他原因会发生颗粒分选, 使核素浓度变化变异, 使计算结果存在一些不确定性。

2.3 泥沙起源的土壤深度研究

为了较为准确地确定泥沙起源深度及各个深度对泥沙的贡献率, Wallbrink 等^[31]在小区利用人工降雨的方法研究了不同侵蚀方式下(表面侵蚀、浅细沟侵蚀、深细沟侵蚀、小冲沟侵蚀)泥沙起源的深度。

2.3.1 方法及原理 某一特定的土壤颗粒在某一特点的土壤深度范围内, ⁷Be、²¹⁰Pb_{ex}和¹³⁷Cs 的浓度不同, 据此创立⁷Be 与²¹⁰Pb_{ex}、²¹⁰Pb_{ex}和¹³⁷Cs 的浓度相关曲线。⁷Be 与²¹⁰Pb_{ex}在土壤中的变化趋势一致, 即均自表面向下, 核素含量呈指数减少, 故⁷Be 与²¹⁰Pb_{ex}之间的相关曲线较规则, 曲率较小, 曲线的起点为⁷Be 与²¹⁰Pb_{ex}含量最高点(S), 随着深度的增加, 在一定深度时⁷Be 含量减少至零, 而此时土壤中还含有一定量的²¹⁰Pb_{ex}并与²¹⁰Pb_{ex}轴相交于 N 点。若泥沙来源于该土壤的任何一个深度, 即可根据该曲线确定泥沙起源的位置; 倘若泥沙来源于表层和底层(S 点以下、N 点以上), 则泥沙中⁷Be 与²¹⁰Pb_{ex}的

浓度在 ^7Be 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 坐标系中应位于该曲线之外,记为C点,连接CS、NC并延长与曲线相交,可分别得到泥沙的两个深度来源中 ^7Be 与 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的范围,即mb、mp(表层)和nb、np,然后将其与源地剖面 ^7Be 、 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的深度分布比较,就可确定泥沙来源的确切深度。对于 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 与 ^{137}Cs 相关曲线来说,原理一样,不同之处在于 ^{137}Cs 在剖面分布较复杂,因此曲线的变化曲率较大,且因 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 比 ^7Be 的渗透深度大,故 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 与 ^{137}Cs 曲线表示的侵蚀深度也大。而表层土和底层土对泥沙的相对贡献率的计算可通过C点作范围m、n的中线,计算两线段的长度即可得到。

2.3.2 特点及应用 该方法最突出的特点是能判断泥沙起源的深度范围,这是其他方法所不能解决的。根据泥沙起源深度可研究土壤侵蚀过程及其产沙机制。而土壤剖面核素浓度的误差影响深度的确定,通常表层土壤中核素浓度的变异性较大,使得产沙深度的误差范围相对较大。同一侵蚀类型区,选用 ^7Be 与 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 与 ^{137}Cs 两种曲线得到的结果存在差异,因此,在实际应用时首先应调查研究区的状况,对于以片蚀和浅细沟侵蚀为主的地区,用 ^7Be 与 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 复合示踪为宜,而对于侵蚀较严重的地区,应选用后者。与所有确定泥沙来源的方法一

样,泥沙输移分选作用导致的误差未能加以校正,且该方法只能运用于较小的范围内,在较大的流域内应用时,精度下降。

3 结 语

土壤侵蚀研究手段与方法很多,核素示踪以其特有的优点而广泛使用。以 ^{137}Cs 为示踪剂的累计性土壤侵蚀过程的研究在理论和技术上都比较成熟, ^7Be 的半衰期非常短,因此适合土壤季节性侵蚀研究, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 在记录地质历史时期以来沉积速率的变化和沉积记年方面具有重要的示踪价值,但在流域侵蚀领域同样具有示踪价值。单一核素示踪方法固然可以通过大量取样降低核素分布的变异性而提高精度,但费时、费力且精度受到限制,而核素复合示踪方法可以解决这一问题。复合示踪技术是一个比较新的领域,也是目前核素示踪技术领域的一大热点,但目前大都还处在理论探索阶段,应尽快在野外具体研究中应用。但复合核素示踪研究的区域范围很小,不能在大流域内使用;另外它的研究精度同样值得进一步校正。

参考文献:

- [1] Ritch J C, Sprabeery J A, et al., Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ^{137}Cs [J]. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 1974, 38: 137~139.
- [2] Zhang X., B. Higgitt D L., A preliminary assessment of the potential for using caesium-137 to estimate rates of soil erosion in the Loess Plateau of China[J]. Hydrological Sciences Journal, 1990, 35: 243~252.
- [3] de Jong E, Begg C B M, et al., Estimates of soil erosion and deposition for Sakatchewan soils[J]. Canadian Journal of Soil Science, 1983, 63: 607~617.
- [4] Brown R B, Kling G F, et al., Agricultural erosion indicated by ^{137}Cs redistribution: . Estimates of erosion rates[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1981, 45: 1191~1197.
- [5] Kachanoski R G, de Jong E, Predicting the temporal relationship between soil caesium-137 and erosion rate[J]. J. Environ. Qual., 1984, 13: 301~304.
- [6] Kachanoski R G, de Jong E, Comparison of measured soil 137-caesium losses and erosion rates[J]. Can. J. Soil Sci., 1987, 67: 199~203.
- [7] T. C. Ritchie, J. R. Mchenry. Application of radioactive fallout caesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns[J]. A review. J. Environ. Qual., 1990, 19, 215~233.
- [8] D. E. Walling, Q. He. Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements[J]. Journal of Environment Quality, 1999, 28(2): 611~622
- [9] 万国江,等.放射性核素和纹理记年对比研究瑞士格莱芬湖近代沉积速率[J].地球化学, 1986(3): 259~270.
- [10] Matsumoto S. ^{210}Pb geochronology of sediments from lake Shinji [J]. Geochemical Journal, 1975, 9, 167~172.
- [11] Nitteouer C A, Sternberg R W, et al. The use of ^{210}Pb geochronology as a sedimentological tool: application to the Washinton continental shelf[J]. Marine Geology, 1979, 31: 296~316.
- [12] Wasson R J, et al., ^{210}Pb as a chronometer and tracer, Burrinjuck reservoir, Australia[J]. Earth Surface Processes and Landforms, 1987: 12, 399~414.
- [13] Dorr H K, Application of ^{210}Pb in soil[J]. Journal of Paleolimnology, 1995, 13: 57~68.

[14] P. J. Wallbrink, A. S. Murry. Distribution and variability of ⁷Be in soils under different surface cover condition processes[J]. Water Resources Research. , 1996(2): 467 ~ 476.

[15] Bai Zhanguo, Wan Guojiang, et al. . ⁷Be distribution in surface soil of central Guizhou Karst region and its erosion trace [J] . Progress in natural science, 1996, 6(6) : 700-710.

[16] R. A. Sutherland. Examination of caesium-137 areal activities in control unroded locations[J]. Soil Technology, 1991, (4): 33 ~ 5.

[17] Fredericks D J, et al. , Estimating erosion using caesium-137: . Measuring caesium-137 activity in a soil[J]. IAHS Publ. , 1988, 174: 225 ~ 231.

[18] Haper R J, et al. , Evaluating of the ¹³⁷Cs techniquic for estimating wind erosion losses for some sandy western Australian[J] . Aust. J. Soil Sci. , 1994, 32: 1369 ~ 1387.

[19] P. J. Wallbrink, J. M. Olley, et al. . Measuring soil movement using ¹³⁷Cs : implication of reference site variability[J] . IAHS, 1994: 1 ~ 7.

[20] A. S. Murry et al. . Methods for detemining the sources of sediments reaching reservoirs [J]: targeting soil conservation. Ancold Bulletin, 1990, 85: 61 ~ 70.

[21] 张信宝, 等. 黄土高原小流域泥沙来源的¹³⁷Cs 法研究[J]. 科学通报, 1989(3): 210 ~ 213.

[22] 张信宝, 等. 黄土丘陵区小流域泥沙来源及其动态变化的¹³⁷Cs 法研究[J]. 地理学报, 1999, 53(增): 124 ~ 133.

[23] 文安邦, 等. 长江上游云贵高原区泥沙来源的¹³⁷Cs 法研究[J]. 水土保持学报, 2000, 14(2) : 25 ~ 30.

[24] Burch G J, . Detection and prediction of sediment sources in catchments: use of ⁷Be and ¹³⁷Cs. Paper presented at hydrology and water resources symposium, inst. Of Eng. , Aust. Nati. Univ. , Canberron, 1988.

[25] P. J. Wallbrink, et al. . Use of fallout radionuclides as indicators of erosion process[J] . J. Hydrol. processes, 1993, 7: 297 ~ 304.

[26] J. M. Olley, A. S. Murray, Variability in stream erosion and sediment transport[J] . IAHS publication, 1994. 224: 65 ~ 70.

[27] Q. He, et al. . Determination of suspended sediment provenance using unsupported lead-210 and radium-226: A numerical mixing model approach. In sediment and water quality in river catchments[J]. edited by I. D. Foster, et al. John Wiley, New York: 1995, 207 ~ 227.

[28] P. J. Wallbrink, et al. . Determing sources and transit times of suspended sediments in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb[J]. Water Resources Research, 1998, 34(4): 879 ~ 887.

[29] P. J. Wallbrink, et al. . Relating suspended sediment to its orignal soil depth using fallout radionuclides[J] . Soil Sci. Soc. Am. J. , 1999, 63(2) : 369 ~ 378.

[30] 杨明义. 多核素复合示踪定量研究坡面侵蚀过程[博士论文] [D] . 杨陵: 中科院水利部水土保持研究所, 2001.

(上接第 102 页)

参考文献:

[1] 牛文元. 生态脆弱带 ECOTONE 的基础判定[J]. 生态学报, 1988, 8(2) .

[2] 常学礼, 赵爱芬, 李胜功. 生态脆弱带的尺度与等级特征[J]. 中国沙漠, 1999, 19(2) .

[3] 中国大百科全书(环境科学卷) [M] . 北京: 中国大百科全书出版社, 1983.

[4] 朱忠礼, 莫多闻, 徐海鹏. 水土流失与地貌侵蚀[J] . 水土保持研究, 1999, 6(4) .

[5] 景可, 陈永宗. 我国土壤侵蚀与地理环境的关系[J] . 地理研究. 1990(2) .

[6] 肖笃宁, 李秀珍. 当代景观生态学进展与展望[J]. 地理科学, 1997, 17(4) .

[7] 中国自然资源丛书编撰委员会编. 中国自然资源丛书(土地卷) [M] . 中国环境科学出版社.

[8] 赵羿, 李月辉. 论景观的稳定性. 景观生态学理论、方法及应用[M] , 北京: 中国林业出版社.