

文章编号:1000-8551(2011)06-1292-08

植物吸收和富集核素的研究方法

唐永金^{1,2} 罗学刚²

(1. 西南科技大学生命科学与工程学院农学系,四川 绵阳 621010;
2. 西南科技大学核废物与环境安全国防重点学科实验室,四川 绵阳 621010)

摘要:本文在把植物吸收和富集核素的研究分为监测性研究、机理性研究、修复性研究和胁迫性研究的基础上,从核素的选择与处理、植物的选择、试验方法、评价方法几个方面,归纳讨论了植物吸收和富集核素的研究方法,以期核素的植物生态修复研究提供一些参考。

关键词:植物;核素;研究方法

RESEARCH METHODS FOR EVALUATION ABSORBING AND ACCUMULATING NUCLIDES OF PLANT

TANG Yong-jin^{1,2} LUO Xue-gang²

(1. Agronomy Department, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621010;
2. State Defense Key Laboratory of the Nuclear Waste and Environmental Security, Southwest University
of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621010)

Abstract: This paper reviewed the recent studies on plants absorb and accumulation of nuclides and devided the studies to several aspects such as monitoring, mechanism restoration, and stressing based on their purpose. The paper also summarized the methods for selection and treatment of nuclides, plants preparation, nuclides test and evaluation.

Key words: plant; nuclide; research methods

随着核材料、核能源及同位素应用的发展,人类对核素的需求越来越大。但开采核素的尾矿及其三废、核材料的加工、核武器生产与试验、核电厂的排泄物及其核事故等对环境的威胁也越来越大。人们在采取工程措施防治核污染的同时,也在不断探索生物措施来修复核污染。在生物修复中,植物因种类多、分布广、潜力大而备受重视。因此,人们从不同目的、不同角度、不同方法对植物吸收和富集核素进行了大量研究。

人们对植物吸收和富集核素的研究可以分成四类:一是监测性研究,二是机理性研究,三是修复性研究,四是胁迫性研究。监测性研究是检测一般环境、核污染环境 and 可疑环境(如核电厂附近)中植物体内核素的含量,为食品和环境安全管理提供依据^[1~3];机理性研究主要是探索植物吸收、转移、同化、分配核素的

机理以及对植物生理活动的影响,寻找核素影响植物的生理机制^[4~8];修复性研究是探索植物修复核素污染的能力,筛选修复能力强的植物^[9~14];胁迫性研究是探索植物对高浓度核素胁迫的生理反应^[15~17],同时筛选适应于超高浓度核素的植物。当然,以上分类是相对的,不少研究常常是多目的的。如在监测性研究中有对修复植物的选择^[18,19],修复性研究中有有机理研究^[20],胁迫研究中有修复植物的筛选或机理研究^[17,21]。

不同研究类型的方法不同,得到的结果差异很大。本文对植物吸收和富集核素研究方法进行了探讨,以引起人们对研究方法的重视,同时为植物吸收和富集核素研究提供依据。

收稿日期:2011-02-28 接受日期:2011-05-02

基金项目:国防基础重点科研项目(B3120110001)

作者简介:唐永金(1958-),男,四川射洪人,教授,研究方向为作物栽培生态与生态修复。Tel:0816-6089529;E-mail:tangyongjin@swust.edu.cn

1 核素的选择与处理

1.1 核素的选择

核素是具有特定原子序数、质量数和核能态,平均寿命长得足以被观测的一类原子。现已知的核素分为稳定核素和放射性(非稳定性)核素 2 类,其中稳定性核素约 300 种,放射性核素大约有 1300 种^[22]。在植物吸收和富集核素的研究中,有采用放射性核素,也有采用稳定性核素。目前国外研究的核元素主要有 Cs、U、Sr、Ra,较多的有 Th、Pb、Po、Pu、Co,对 K、Sb、Ce、Be、Te、Ba、Ru、Tc 等放射性核素也有报道。

不同研究类型选择的核素不同。监测性研究的核素主要在 3 个方面:一是以核事故大量释放到环境中的一些核素为研究对象^[23];二是对核素污染介质上植物吸收核素的情况监测,如对核素尾矿、废渣、废液、被污染的土壤和水体等介质上植物核素的监测^[18,19,24~26];三是对人们身体健康及环境安全威胁大的核素进行监测研究^[27,28]。机理性研究、修复性研究和胁迫性研究对核素的选择变化较大,但多以危害和污染较大的核素或核元素为研究对象。我国学者研究最多的是 Sr 和 Cs,对 U 有少量试验研究^[13,29],对⁹⁵Zr 有个别试验研究^[6,30]。

1.2 核素处理浓度

1.2.1 核素浓度的表示方法 在植物吸收和富集核素研究中,核素浓度常用比活度、质量百分比、量浓度和质量-体积的表示方法。比活度是单位质量放射源中的放射性活度,用 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 或 $\text{pCi} \cdot \text{g}^{-1}$ 等表示^[31]。放射性活度是单位时间内放射性物质的衰变次数,单位是贝可勒尔(Bq),1Bq 表示 1 次核衰变/秒,1pCi = 37mBq,1 μCi = 37kBq^[32]。研究植物对放射性核素的吸收情况,一般用比活度为单位。

质量百分比浓度是核素质量与植物干物质或土壤质量(干重)的比,植物中的核素浓度常表示为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$,土壤中的核素浓度表示为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。质量百分比浓度常用在植物吸收稳定性核素的研究中。

量浓度是以单位体积(1m³ 或 1L)溶液里所含核素物质的量(mol)来表示,常用的单位为 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 或 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$,一般用在植物水培溶液核素含量的表示^[8,11,17]。

质量-体积浓度是用单位体积(1m³ 或 1L)溶液中所含的溶质质量数(g 或 mg)来表示,以符号 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 表示,也用在植物水培溶液核素含量的表示中^[29]。

1.2.2 核素浓度的决定 试验处理核素浓度的大小与研究类型有关。机理性研究和胁迫性研究的核素浓度应根据植物生长时期和使用方式来决定,在植物幼苗期浓度宜小,成株期浓度宜大;喷施宜小,浇(拌)施宜大。修复性研究的浓度应根据受污染环境的核素浓度来决定。不同地方、不同介质核素污染程度不同,例如,我国湖南铀尾矿库矿渣及土壤的 U 含量变化在 26.11 ~ 122.1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[18,19,33,34],江西某铀矿尾矿砂中的²³⁸U 是 10 246 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[35]。因此,针对这些地方的修复性研究的核素浓度应在此范围或略有超过。

目前,国内学者研究的核素浓度,土培试验中有¹³⁷Cs 3.3 × 10⁴ ~ 3.3 × 10⁶ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土^[36],¹³³Cs 和⁸⁸Sr 2.5 ~ 40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土^[15],U 0.5 和 100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[13]。水培试验中有⁸⁸Sr 和¹³³Cs 1 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[11];敖嘉等在石英砂 + 营养液的培养液中,⁸⁸SrCl₂ 的浓度为 0、10、20 和 40 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[17]。国外学者处理的浓度有,0.1 ~ 10 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ SrCl₂ 溶液^[8],50 ~ 800 $\text{mg} \cdot \text{U} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤^[10],100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ²³⁸U 溶液^[37]。

1.3 核素处理时间与时期

不同研究目的核素处理植物的时间和时期是不同的。幼苗机理性研究可以短一些,物质积累分配规律研究宜在整个生长期进行;修复性研究的时间应在植物生长较快的时期进行,处理时间较长;胁迫性研究的时间可短可长,既可以研究不同时期植物对核素的胁迫反应,也可研究整个生命周期的胁迫反应。目前,核素处理时间差异很大,有 15min 到 168h^[8],有 6h^[9],有 1 周^[16,37]、1 ~ 2 周^[38]、4 ~ 10 周^[21]、6 周^[36]、8 ~ 9 周^[15]、17 ~ 18 周^[10,33] 及 18 ~ 32 周^[34]。

核素处理时期应该根据研究目的和时间长短来确定。可以是适合植物生长的时期,如机理性和修复性研究,也可以是不适合植物生长的时期,如胁迫性研究。处理时间短的一般在温光等条件适宜植物生长时进行,处理时间长的应该包括植物生长期间所具有的低温或高温条件,以便综合评价植物的修复和抗胁迫能力。同种植物不同时期试验对同种核素的吸收可能差异显著,如甜菜对⁹⁹Tc 的吸收^[14]。

2 研究的植物

人们研究吸收和富集核素的植物包括实地植物和试验植物 2 种。实地植物是核素污染区的野生植物和栽培植物^[18,19,39~42],主要是检测分析植物对污染物质的吸收、转移和富集情况,一是为了监测,二是为了从中寻求抗污染能力和修复能力强的植物,探索其机理。

试验植物是人们根据不同的研究目的和处理方法,选择一些植物进行探索性研究,试图解释植物吸收和富集核素的机理,筛选修复能力强、抗胁迫能力强的植物。

试验植物包括野生植物和栽培植物,水生植物和陆生植物,本植物和木本植物。野生植物的抗胁迫性一般比栽培植物强,但栽培植物的生长速度较快、产量较高、管理技术成熟。草本植物比木本植物生长快,生长周期短,便于人工栽培试验,但因根系较浅,对修复深层土壤污染的作用较小,多年生木本植物则具有与之相反的特点。根据植物修复的机理和过程,植物修复的作用主要表现在植物提取、植物固定、根系过滤和植物挥发4个方面^[43]。一般而言,生长速度快、周期短、地上生物量大、收获部位积累核素量大、对肥水反应积极的1-2年生植物(作物)的提取作用大,能忍耐高含量核素、根系发达的多年生绿叶植物的固定作用大,根系生物量大的须根植物、水生和湿生植物的根系过滤作用较大^[44]。因此,应根据研究目的和作用特点,选择试验用植物。

同时,环境核素含量也影响对植物的选用。Smolders等认为,如果土壤的放射性核素浓度低于植物吸收潜能,放射性核素含量的基因型差异,主要原因是根的形态、根的深度、根冠比和植物的相对增长率。相反,如果土壤核素含量满足了根的吸收潜能,植物核素含量的差异,主要取决于植物特有吸收速率与相对增长率相对值的差异^[45]。这说明环境介质中的核素含量以及植物的形态特征、生长发育特点、生理生态特性,都影响植物对核素的吸收和积累。因此,不同植物在环境核素含量低或高时,可能有不同的吸收和富集表现。在修复性研究中,根据修复对象的核素种类和含量,环境介质(矿砂、土壤、水体等)的特点,以及植物的生态生理特性等来选用试验植物,从而更具修复针对性和有效性。

3 试验的方法

3.1 研究方法分类

唐世荣等认为,植物修复研究常用的方法有6种:(1)污染土壤和水体调查方法;(2)积累植物和超积累植物的筛选方法;(3)利用植物修复污染土壤和水体的方案设计及实施方法;(4)植物栽培管理方法;(5)植物修复污染土壤和污染水体研究成果的示范与推广方法;(6)农业生物环境工程方法^[44]。目前,植物吸收与富集核素的研究方法可以归类为实地研究法、小区

试验法和盆栽试验法。

3.1.1 实地研究法 实地研究包括实地检测研究和原地试验研究。实地检测研究是利用受污染的土壤和水体,直接检测植物吸收、分配、富集核素的情况^[18,19],主要用于监测性和修复性研究;原地试验研究是在受污染的环境(土壤或水体)中,按照试验目的,进行试验设计,选择试验植物进行研究^[46,47],主要用于机理性和修复性研究。

3.1.2 小区试验法 小区试验是根据试验目的和设计,将田间划成若干处理小区,对不同小区土壤和或植物进行核素处理,研究核素的转移情况。如Sabbarese等用有¹³⁷Cs和⁶⁰Co污染的水对番茄进行地面灌溉和叶面喷洒,研究不同灌溉方式对植物核素吸收的影响^[48]。

3.1.3 盆栽试验法 盆栽试验法主要有原污染土盆栽、配制污染土盆栽和配制污染溶液盆栽3种方法,也有喷施^[49,50]和涂抹植物叶片^[4]的方法。

3.1.3.1 原污染土盆栽 原污染土盆栽是直接利用核素污染土壤(如铀尾矿库土壤)进行盆栽试验,多在受污染土壤中添加种类和数量不同的清洁土壤或添加剂,寻求改良受污染土壤的方法^[34,35,51]。也有用原污染土进行机理性研究,如易俗等研究铀尾沙对水稻幼苗叶绿素含量、MDA含量和SOD活性的影响^[5]。

3.1.3.2 配制污染土盆栽 配制污染土盆栽主要是人工模仿受核素污染土壤,进行机理性、修复性和胁迫性研究。

(1)核素在土壤中的分布 对核素在土壤中的分布上,有2种处理方法:一是核素的均匀分布,二是核素的表层分布。前者是将核素的盐溶液与干净的土壤充分混匀(达最大持水量)而成,后者是将核素的盐溶液加在土壤的表面形成一层土壤污染物,再复盖清洁土壤(或砂)而成,这模仿了放射性污染时常在土壤表面或接近表面的野外条件的方法^[52]。

(2)栽种植物的时间 在核素试验研究中,盆栽种植植物有3种方法。一是先栽种植物,待植物成活并生长良好后,进行核素处理^[13,36,38]。这种方法难以保证核素在所研究土壤中分布的一致性和均匀性,故适用于植物生长期间受放射性尘落物污染的修复研究,而不太适合对已经污染土壤的修复研究。尽管放射性核素在土壤中有迁移作用,但这种作用很小。如¹³⁷Cs在实验土壤中的迁移速度为 $0.78 \sim 3.1 \text{ cm} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[23],Squire等研究表明,¹³⁷Cs 6年向下移动 $1 \sim 3 \text{ cm}$,⁹⁰Sr 6年向下移动 $3 \sim 5 \text{ cm}$ ^[20]。因而此法计算的核素转移系数会有偏大现象。二是栽种植物与核素处

理几乎同时进行,即播种或移栽后立即浇施核素溶液^[15],或核素处理土壤后就播种或移栽植物^[10]。这种处理土壤溶液中核素含量高,可以研究核素对植物种子发芽出苗或移栽成活的影响。三是核素处理土壤,一般是8周^[21,53]后再栽种植物,因土壤固相的吸附,减少了土壤溶液中的核素含量,处理后的土壤更接近核素污染土壤的情况。第二、三种方法适用于对已受污染环境的研究,以便筛选修复植物。因为修复能力强的植物,才能在污染土壤中发芽出苗或移栽成活。

3.1.3.3 配制污染液盆栽 目前,配制污染液盆栽研究较多,有的是石英砂+污染液^[17],有的是塑料泡沫+污染液^[11],石英砂或塑料泡沫板用来固定植物。水培环境不同于土壤环境,在水培条件下不能完全说明旱生植物的核素吸收和富集能力,旱生植物水培的结果需要在土培中验证。但对水生和湿生植物而言,水培是研究植物吸收和富集核素的主要方法^[54,55]。在核素施用时间上的研究是,植物在营养液里生长一定时间后换成核素处理溶液^[8,11,17],有的直接用核素处理液栽植物^[54,55],后者的实际意义更大。

3.2 试验土壤与施肥

不同土壤类型因为有机质、矿物成分、pH等不同,会影响植物对核素的吸收。裘同才研究表明,在江西红壤、黑龙江黑土和北京褐土中施用同量的⁹⁰Sr,春小麦茎和叶的⁹⁰Sr含量,红壤是黑土的5.1和6.6倍,是褐土的2.9和3.2倍^[56]。土壤pH值降低促进了虎尾草、油菜、南瓜对¹³⁷Cs的吸收^[38];土壤固相和液相中²³⁸U比率的 \log 与pH值呈显著的负相关($r = -0.792^{**}$),增加pH值将显著降低土壤固相对铀的吸附^[57]。

¹³⁷Cs同K、⁹⁰Sr同Ca具有相似的化学性质,许多研究表明,土壤施K会减少植物对¹³⁷Cs的吸收,施钙会抑制植物对⁹⁰Sr的吸收^[36,58~62]。Roca等认为,在K和Cs同时存在时,植物偏向吸收K,这种偏向随K浓度的降低而增加;在高Ca浓度下,植物偏向吸收Sr,在土壤中Ca浓度低时,Sr和Ca的吸收率相同^[63]。无机磷酸盐降低拟南芥体内U的含量和U的不良影响^[64]。

因此,土壤类型、土壤pH值、肥料和元素种类与数量对植物吸收和富集核素有影响,实际试验中是否施肥,施什么肥,应根据研究目的确定。

3.3 样品清洗与干燥

人们对植物样品清洗的有不同介质,有用普通水^[10],有用蒸馏水^[51],有先用自来水后用蒸馏水洗^[27],有用去离子水^[13,21]。不同清洗介质可能对植物

核素含量有一定影响。Moyen等对水培玉米苗吸收Sr的研究中,用蒸馏水和10mmol/L CaCl₂洗根3次,每次1min,发现CaCl₂液的清洗显著减少了根中Sr的含量^[8]。

人们干燥植物和土壤样品的方法差异也较大,有将土壤和植物样品在室温下风干至恒重^[65],将植物晾干后在105℃烘16h^[27],土壤和植物样品均在50℃烘干^[66],植物样品在60℃烘至恒重^[8,63],或在70℃中烘干^[53],或在80℃烘24h^[51]。

综合来看,样品清洗与干燥的基本要求是:清洗植物样品,多用蒸馏水或去离子水,以减少清洗介质中的离子污染;植物样品和土壤样品需风干或烘干至恒重;植物样称干质量后,要研磨成粉,保证样品质量的均匀性和代表性;土壤样品研磨成粉,过2mm筛,以小于2mm的细粒分析^[27,63]。

4 评价方法

4.1 评价指标

评价植物吸收和富集核素的指标,人们常用转移系数TF(Transfer Factor)和含量冠根比T/R(Top/Root)。修复性研究还有单位干物质核素含量、单位面积积累量等指标,胁迫性研究还应有生物效应(Biological Effects)指标。

4.1.1 转移系数 转移系数(TF) = 植物中某核素含量/土壤或水体中该核素含量。

计算放射性核素的TF,一般指表层20cm土壤,草本植物指表层10cm土壤^[67]。

不同学者对转移系数的称呼不同,有的称浓集系数^[55]、生物富集系数^[13,19,21]、浓度比^[68,69]。国外多称转移系数^[60,70,71],以说明核素从环境介质向植物的转移情况。但在水体介质研究中,用浓度比CR(concentration ratios)的较多^[72]。

不同植物对不同核素的TF值不同。Velasco等分析了热带、亚热带地区资料的2708个TF值^[71],发现大多数植物Zn和Sr的TF值最高,Ra和U较低,Th最低,Cs的TF值处于中间状态;豆科和叶用蔬菜的TF值较高,粒用植物尤其是水稻的TF值较低。Vandenhove等对140份文献的TF资料分析,U、Ra、Pu比Th、Po高10倍以上;这5种核素的TF,饲料、牧草、草本植物和叶用植物最高,豆科和谷类植物最低,同一作物类群TF的几何平均值差异较大^[73]。Sheppard等对25种作物吸收的40种元素的研究表明,不同作物TF值大小为,叶用作物>根用作物 \geq 果

用作物 = 籽粒用作物^[74]。人们可以用同种元素的稳定性核素的 TF 值来预测相应放射性核素的 TF 值,但水稻和马铃薯对¹³⁷Cs 的 TF 值要高于稳定的 Cs 的 TF 值^[66,75]。

我国野生植物不同科之间对 Sr 和 Cs 的 TF 值差异很大。韩宝华等综合分析表明^[76],各科属⁹⁰Sr 的 TF 算术平均值是,锦葵科 3.03、苋科 2.72、胡麻科 2.60、菊科 2.49、豆科 2.38、唇形花科 2.37、大戟科 2.27、茄科 2.19、旋花科 1.83、百合科 1.67、藜科 1.66 和禾本科 1.35;¹³⁷Cs 的算术平均值是藜科 0.90、锦葵科 0.25、唇形花科 0.23、苋科 0.21、胡麻科 0.21、茄科 0.15、豆科 0.14、菊科 0.12、旋花科 0.10、禾本科 0.07 和大戟科 0.07。

一般认为,转移系数越大,植物吸收和固定该核素的能力越强。但 Simon 等认为,简单的 TF 值不能真实反映植物吸收¹³⁷Cs 的情况,土壤核素含量高时常被高估,土壤核素含量低时又可能被低估^[69]。Ciuffo 等也认为,TF 似乎与土壤中核素含量无关,它受土壤和植物的影响很大,需谨慎使用^[60]。由于试验环境与实地环境元素种类和含量等因素的差异,同种植物、同种核素试验中的转移系数与实地环境中的转移系数可能差异很大。Viehweger 等研究表明,*Arabidopsis halleri*(十字花科,拟南芥属)在水培介质中 U 的 TF 值比在废弃铀矿土壤中高 10 倍以上,主要原因是水培液中铁的缺乏促进了植物对 U 的吸收^[77]。

4.1.2 含量冠根比 含量冠根比(T/R) = 植物地上部干重某核素含量/植物地下部干重该核素含量。

国内有学者把含量冠根比称转运系数^[17]、转移系数^[19]、迁移系数^[13]。含量冠根比是评价核素从植物地下部转运到地上部的能力,含量冠根比越大,表明植物地下部向地上部转运核素的能力越强。

4.1.3 其他评价指标 尽管转移系数和含量冠根比在一定程度上能够反映植物吸收、固定和转移核素的能力,但它们是一个相对指标。由于不同植物个体大小、生长速度、生长量、冠根比不同,相对指标不能反映植物修复绝对数量的大小。因此,有必要引入单位植物干物质核素含量、单位面积核素积累量和生物效应指标。

单位植物干物质核素含量(NDW)一般指每千克植物干物质中某核素的含量,单位是 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ 或 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{DW}$ 。NDW 越大,植物富集核素能力越强,但 NDW 受植物重量、检测时间、土壤核素浓度、核素处理时间以及植物品种等因素的影响。研究显示,植物中 Cs 含量与生物量显著相关^[9],同种植物一天中不同时

间放射性核素含量不同^[78];土壤核素 U 含量越高,植物体内 U 的含量也越高;核素处理时间越长,植物体内 U 含量越高^[10];大豆品种间的⁹⁹Tc 含量差异较大^[14]。

单位面积核素积累量(ANC) = 单位面积植物干物质产量(PM) × 单位植物干物质核素含量(NDW)。在盆栽研究中,可以计算单株植物的核素积累量,然后根据单位土地面积的种植株数,估算单位面积的核素积累量。另外,考虑人工收获修复植物的方便性,最好用植物地上部分的产量和核素含量来计算核素的积累量。

核素的生物效应(BE) = (核素处理生物性状值/0 处理生物性状值) × 100。生物性状值可以是植物存活数、经济产量、生物产量或其他性状值。这是以 0 处理对照为 100,评价核素处理对植物生物性状值的增减情况。核素的生物效应,可以评价不同核素、不同浓度对植物的伤害程度,对核素污染的生物评价具有重要意义。

4.2 植物核素修复能力评价

筛选核素修复能力强的植物是修复研究的重要内容。田军华等认为,适合修复的植物最好具有以下特征^[79]:(1) 能够超量积累目标污染物,最好是地上部分积累;(2) 对目标污染物有较高的耐受性;(3) 生长快,有高生物量;(4) 易收割。其中对污染物的耐受性和植物的超积累能力更重要。唐秀欢等指出,向日葵、印度芥菜及反枝苋是田间试验使用较多的修复植物,可以作为筛选研究中的参照植物^[43]。由于不同学者的研究地点、方法、核素种类和浓度、植物品种、评价指标、研究结果等不同,对植物的修复能力有不同的评价。

根据研究资料,以 TF、T/R 和单位植物干物质核素含量 3 个指标,对植物吸收和富集核素的情况试做以下分类。

4.2.1 根据转移系数(TF)分类 不同核素特性不同,植物吸收和富集情况差异很大,转移系数差异也很大。唐秀欢等研究认为,超富集植物对一些重要核素的最低转移系数分别是¹³⁷Cs:0.70,⁹⁰Sr:0.86,⁶⁰Co:2.89,²³⁹Pu:0.26,²⁴¹Am:0.21,²⁴⁴Cm:0.12,²³⁵U:0.18,²³⁸U:0.052,良好的超富集植物,其转移系数应再提高一个数量级^[80]。根据植物对核素转移系数的大小,可以把植物分成以下类型:低转移植物,TF < 1;中转移植物,TF 1 ~ 5;高转移植物,TF > 5 ~ 10;超高转移植物,TF > 10。

4.2.2 根据核素含量冠根比(T/R)分类 根据 T/R

的大小,可以把植物分成以下类型:低冠根比植物, $T/R < 1$;中冠根比植物, $T/R 1 \sim 2$;高冠根比植物, $T/R 2 \sim 3$;超高冠根比植物, $T/R > 3$ 。

4.2.3 根据单位植物干物质核素含量(NDW)分类低核素含量植物 $< 10\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$;中含量植物 $10 \sim 100\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$;高含量植物 $> 100 \sim 1000\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$;超高含量植物 $> 1000\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$ 。许多研究用比活度表示植物核素含量,其分类标准应有所不同。根据我国现有植物吸收核素的研究资料,用比活度分类的参考标准是,低含量植物 $< 1000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$;中含量植物 $> 1000 \sim 5000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$;高含量植物 $> 5000 \sim 10000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$;超高含量植物 $> 10000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

同种植物对同一核素的修复能力,不同学者的研究结果差异较大,尤其是国内外学者的结果差异更大,这也许与土壤类型和核素含量、研究方法、施用核素浓度等有关。同时,同种植物对不同核素的积累情况不同,例如春小麦茎叶对 ^{90}Sr 的含量是 $36.3\mu\text{Ci} \cdot \text{kg}^{-1}$,而对 ^{137}Cs 的含量是 $1.6\mu\text{Ci} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[81]。因此,植物修复能力分类的标准也应按核元素或核素来制定。

4.2.4 吸收和富集 U、Sr、Cs 能力较高的植物类型根据已有资料,对 U 具超高转移植物 $TF > 10$ 的有榨菜^[13],高转移植物 $TF > 5 \sim 10$ 的有碎米草^[19];超高冠根比植物 $T/R > 3$ 的有泡青菜,高冠根比植物 $T/R > 2 \sim 3$ 的有芥蓝,中冠根比植物 T/R 为 $1 \sim 2$ 的有榨菜^[13];超高含量植物 $NDW > 1000\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$ 的有榨菜,高含量植物 $NDW > 100 \sim 1000\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{DW}$ 的有泡青菜、儿菜、艾蒿^[13],菠菜^[29],狗牙根、夹竹桃根、蕨根^[18],向日葵、羊角豆^[10]。

对 Sr 的超高转移植物 $TF > 10$ 的有水葫芦、卡州萍、金鱼藻^[55],印度芥菜、向日葵^[43],黄瓜、西葫芦^[81],宽叶菜豆^[82];超高含量植物 $NDW > 10000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{DW}$ 的有大麻、野大麻、向日葵、红苋菜、猪毛菜、苕麻、黄瓜、西葫芦^[81]。

对 Cs 的超高转移植物 TF 值 > 10 的有螃蟹菊、卡州萍^[54]、千日红、籽粒苋、苋菜、青苜蓿、寿昌苋^[12];中转移植物 TF 为 $1 \sim 5$ 的有金鱼藻、水葫芦^[54]、苍耳、饲用甜菜、糖用甜菜、南瓜、油菜^[61]。超高含量植物 $NDW > 10000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{DW}$ 的有千日红、千日白、青苜蓿(水培液 Cs 中等浓度中叶的含量);高含量植物 $NDW > 5000 \sim 10000\text{Bq} \cdot \text{g}^{-1}$ 的有籽粒苋、苋菜、寿昌苋(水培液 Cs 中等浓度中叶的含量)^[12]。

因此,在选择修复 U、Sr、Cs 核素污染的植物时,这些植物某方面的修复能力可以做为评价的参考。

5 结语

植物吸收和富集核素的研究方法影响试验结果,应根据研究目的选择核素的种类和浓度、植物的种类和品种、试验介质及其方法、评价方法与相应指标。同时,放射性核素和稳定性核素的测量仪器不同,不同测量仪器和测前处理方法也不同,对此应参阅专门文献的相关方法。

参考文献:

- [1] 张凤宝,杨明义,刘普灵,田均良. 大气沉降核素 ^{7}Be 在黄土高原地被物中的分布初探[J]. 核技术,2006,29(11):830-834
- [2] 向元益,叶际达,曹钟港,曾广建,宋建锋,郑国栋. 秦山核电基地外围环境陆生植物放射性水平监测[J]. 辐射防护通讯,2007,27(1):31-35,41
- [3] 史薇,陆继根,王利华,刘红玲,于红霞. 田湾核电站周边土壤及植物中 ^{137}Cs 含量调查及人群中辐射风险评价[J]. 生态毒理学报,2008,3(5):451-456
- [4] 朱永懿,裘同才. 春小麦和油菜经叶面吸收 ^{90}Sr , ^{137}Cs 和 ^{144}Ce 的研究[J]. 原子能农业应用,1985,(2):44-48
- [5] 易俗,王瑞兰,汪琼,陈康贵,李丹,邓芳. 铀尾沙胁迫对水稻幼苗叶绿素含量、MDA含量和SOD活性的影响[J]. 作物学报,2004,30(6):626-628
- [6] 赵希岳,史建君,王寿祥,陈传群. 放射性核素 ^{95}Zr 在蚕豆-土壤系统中的迁移动力学[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版),2003,29(3):261-264
- [7] Shaw G, Bell J N. The Kinetics of Caesium absorption by roots of winter wheat and the possible consequences for the derivation of soil-to-plant transfer factors for radiocaesium [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1989,10,(3):213-231
- [8] Moyon C, Roblin G. Uptake and translocation of strontium in hydroponically grown maize plants, and subsequent effects on tissue ion content, growth and chlorophyll a/b ratio: comparison with Ca effects[J]. Environmental and Experimental Botany, 2010,68:247-257
- [9] Broadley M R, Willey N J. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa[J]. Environmental Pollution, 1997,97(2):11-15
- [10] Singh S, Malhotra R, Bajwa B S. Uranium uptake studies in some plants[J]. Radiation Measurements, 2005,40:666-669
- [11] 张晓雪,王丹,张志伟,徐长合,钟钊芝. 水培条件下十种植物对 ^{88}Sr 和 ^{133}Cs 的吸收和富集[J]. 北方园艺,2009(10):65-67
- [12] 唐世荣,郑洁敏,陈子元,方益华. 六种水培的苋科植物对 ^{134}Cs 的吸收和积累[J]. 核农学报,2004,18(60):474-479
- [13] 唐丽,柏云,邓大超,任亚敏,徐俊,姚中伟,夏传琴. 修复铀污染土壤超积累植物的筛选及积累特征研究[J]. 核技术,2009,32,(2):136-141
- [14] Willey N J, Tang S, McEwen A, et al. The effects of plant traits and phylogeny on soil-to-plant transfer of ^{99}Tc [J]. Journal of

- Environmental Radioactivity, 2010,101:757-766
- [15] 闻方平,王丹,徐长合,徐凤亭,张志伟,张晓雪. 苏丹草对¹³³Cs和⁸⁸Sr胁迫响应及吸收积累特征研究[J]. 辐射研究与辐射工艺学报,2009,27(4):212-217
- [16] 张晓雪,王丹,钟钊芝,徐长合,于海蛟,周国辉. 鸡冠花(*Celosia cristata* Linn)对Cs和Sr的胁迫反应及其积累特征[J]. 核农学报,2010,24(3):628-633
- [17] 敖嘉,唐运来,陈梅,安冰,王丹,陶扬. Sr胁迫对油菜幼苗抗氧化指标影响的研究[J]. 核农学报,2010,24(1):0166-0170
- [18] 王瑞兰,易俗,陈康贵,张锡亨. 夹竹桃(*Nerium indicum*)等四种植物放射性核素U、²²⁶Ra的含量研究[J]. 湘潭师范学院学报(自然科学版),2002,24(2):73-77
- [19] 聂小琴,丁德馨,李广悦,高斌,吴彦琼,胡南,刘玉龙. 某铀尾矿库土壤核素污染与优势植物累积特征[J]. 环境科学研究,2010,23,(6):719-725
- [20] Squire H M, Middleton L J. Behaviour of Cs¹³⁷ in soils and pastures a long term experiment[J]. Radiation Botany, 1966,6(5):413-423
- [21] 郑洁敏,李红艳,牛天新,唐世荣,陈子元. 盆栽条件下三种植物对污染土壤中放射性铯的吸收试验[J]. 核农学报,2009,23(1):123-127
- [22] Strebl F, Ehlken S, Gerzabek M H, et al. Behaviour of radionuclides in soil/crop systems following contamination [J]. Radioactivity in the Environment, 2007,10,19-42
- [23] 刘期凤,刘宁,廖家莉,金建南. 放射性核素迁移研究的现状与进展[J]. 化学研究与应用,2006,18(5):465-471
- [24] 梁梅燕,叶际达,吴虞华,曹钟港,陈彬,向元益,宋伟力. 1992~2005年秦山核电基地外环境放射性监测[J]. 辐射防护通讯,2007,27(5):6-14
- [25] Petterson H B L, Hancock G, Johnston A, et al. Uptake of uranium and thorium series radionuclides by the waterlily, *Nymphaea violacea* [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1993,19(2):85-108
- [26] Ghuman G S, Motes B G, Fernandez S J, Distribution of antimony-125, cesium-137, and iodine-129 in the soil-plant system around a nuclear fuel reprocessing plant [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1993,21(3):161-176
- [27] Lauria D C, Ribeiro F CA, Conti C C, et al. Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2009,100:176-183
- [28] 曹钟港,陈赵飞,吴虞华,陈前远,向元益,叶际达. 我国部分地区植物样品中放射性核素水平监测[J]. 辐射防护通讯,2010,30(3):17-24
- [29] 徐俊,龚永兵,张倩慈,任亚敏,唐丽,胡燕茜,林宏辉,夏传琴. 三种植物对铀耐性及土壤中铀吸收积累差异的研究[J]. 化学研究与应用,2009,21(3):322-326
- [30] 赵希岳,龚方红,蔡志强,王寿祥. 放射性核素⁹⁵Zr在水生生态系统中的运输[J]. 生态学报,2007,27(11):4729-4735
- [31] 唐世荣,商照荣,宋正国,陈永亨. 放射性核素污染土壤修复标准的若干问题[J]. 农业环境科学学报,2007,26(2):407-412
- [32] 崔杰,虎子辉,张飞宇,王雪梅. 正确使用放射性单位制和检出限量[J]. 中国国境卫生检疫杂志,2009,32(1):56-61
- [33] 向阳,向言词,冯涛. 3种植物对铀尾渣的耐受性研究[J]. 矿业工程研究,2009,24(3):70-73
- [34] 向言词,官春云,黄璜,严明理,彭秀花. 在铀尾渣污染土壤中添加磷对植物生长及重金属积累的影响[J]. 作物学报,2010,36(1):154-162
- [35] 陈世宝,朱永官,陈保冬. 土壤改良剂对油菜富集²³⁸U、²²⁶Ra及²³²Th的影响. 环境污染治理技术与设备,2006,7(11):13-17
- [36] 杨俊诚,朱永懿,陈景坚,潘家荣,余柳青. ¹³⁷Cs在土壤中的污染行为与钾盐的防治效果[J]. 核农学报,2002,16(6):376-381
- [37] Straczek A, Duquene L, Wegrzynek D. Differences in U root-to-shoot translocation between plant species explained by U distribution in roots[J]. Journal of Environmental Radioactivity,2010,101:258-266
- [38] 杨俊诚,朱永懿,陈景坚,张建峰,梅勇,姜慧敏. 植物对¹³⁷Cs污染土壤的修复[J]. 核农学报,2005,19(4):286-290
- [39] Scott A, Silva S. Foliar absorption and leaf-fruit transfer of¹³⁷Cs in fruit trees [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1992,16(2):97-108
- [40] Paasikallio A, Rantavaara A, Sippola J. The transfer of cesium-137 and strontium-90 from soil to food crops after the Chernobyl accident [J]. The Science of The Total Environment, 1994,155(2):109-124
- [41] Edmans J D, Brabander D J, Coleman D S. Uptak and mobility of uranium in black oaks: implications for biomonitoring depleted uranium-contaminated groundwater[J]. Chemosphere, 2001,44,789-795
- [42] 吴彦琼,胡劲松,胡南,刘俊,殷杰,丁德馨,李广锐. 铀尾矿库区的植物组成与多样性[J]. 生态学杂志,2010,29(7):1314-1318
- [43] 唐秀欢,潘孝兵,万俊生. 放射性污染植物修复技术田间试验及前景分析[J]. 环境科学与技术,2008,31(4):63-67
- [44] 唐世荣,Wilke B M. 植物修复技术与农业生物环境工程[J]. 农业工程学报,1999,15(2):21-26
- [45] Smolders E, Merckx R. Some principles behind the selection of crops to minimize radionuclide uptake from soil[J]. The Science of The Total Environment, 1993,137(1-3):135-146
- [46] Mascanzoni D. Plant uptake of activation and fission products in a long-term field study [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1989,10(3):233-249
- [47] Hinton T G, McDonald M, Ivanov Y. Foliar absorption of resuspended ¹³⁷Cs relative to other pathways of plant contamination [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1996,30(1):15-30
- [48] Sabbaresea C, Stellato L, Cotrufo M F, et al. Transfer of ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co from irrigation water to a soil-tomato plant system[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2002,61:21-31
- [49] Aarkrog A. On the direct contamination of rye, barley, wheat and oats with⁸⁵Sr, ¹³⁴Cs, ⁵⁴Mn and¹⁴¹Ce [J]. Radiation Botany, 1969,9(5):357-366

- [50] Scotti I A. Effect of treatment time on the ^{134}Cs and ^{85}Sr concentrations in green bean plants[J]. J. Environ. Radioactivity, 1996, 33(2):183-191
- [51] Rufyikiri G, Wannijn J, Wang L. Effects of phosphorus fertilization on the availability and uptake of uranium and nutrients by plants grown on soil derived from uranium mining debris [J]. Environmental Pollution, 2006,141: 420-427
- [52] 陆龙根. 铀钍镭在植物中吸收分布[J]. 国外医学(放射医学分册), 1982,(01):12-17
- [53] Massas I, Skarlou V, Haidouti C. ^{134}Cs uptake by four plant species and Cs-K relations in the soil-plant system as affected by $\text{Ca}(\text{OH})_2$ application to an acid soil [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2010,101: 250-257
- [54] 陈传群,徐寅良,张勤争,孙志明. 水生植物对 ^{134}Cs 的吸收[J]. 核农学报. 1990,4(3):139-144
- [55] 史建君,赵小俊,陈晖,王寿祥,陈传群. 水生植物对水体中放射性铯的富集动态[J]. 上海交通大学学报(农业科学版),2002, 20(1):38-41
- [56] 裘同才. 不同土壤和肥料对春小麦从土壤中吸收 ^{90}Sr 的影响[J]. 原子能农业应用,1985,(4):30-32,25
- [57] Echevarria G, Sheppard M, Morel J. Effect of pH on the sorption of uranium in soils[J]. Environmental Radioactivity,2001,53: 257-264
- [58] 孙赛玉,周青. 土壤放射性污染的生态效应及生物修复[J]. 中国生态农业学报, 2008, 16(2): 523-528
- [59] Belli M, Sansone U, Ardiani R, et al. The effect of fertilizer applications on ^{137}Cs uptake by different plant species and vegetation types[J]. J. Environ Radioactivity, 1995,27: 75-89
- [60] Ciuffo L E C, Belli M, Pasquale A, et al. ^{137}Cs and ^{40}K soil-to-plant relationship in a seminatural grassland of the Giulia Alps, Italy[J]. The Science of the Total Environment, 2002,295: 69-80
- [61] 朱永懿,杨俊诚,陈景坚,刘学莲,徐寅良,孙志明. 降低农作物中 ^{137}Cs 污染水平的农业措施研究[J]. 中国核科技报告, 1999, 00:1-14
- [62] Jones H E, Harrison A F, Poskitt J M, et al. The effect of potassium nutrition on ^{137}Cs uptake in two upland species [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1991,14(4): 279-294
- [63] Roca M C, Vallejo V R. Effect of Soil Potassium and Calcium on Caesium and Strontium Uptake by Plant Roots [J]. J. Environ. Radioactivity, 1995, 28(2): 141-159
- [64] Misson J, Henner P, Morello M, et al. Use of phosphate to avoid uranium toxicity in *Arabidopsis thaliana* leads to alterations of morphological and physiological responses regulated by phosphate availability[J]. Environmental and Experimental Botany, 2009,67: 353-362
- [65] Shtangeeva I. Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2010, 101:458-463
- [66] Tsukada H, Hasegawa H, Hisamatsua S, et al. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan[J]. Environmental Radioactivity,2002,59:351-363
- [67] Velasco H, Ayub J J, Sansone U. Analysis of radionuclide transfer factors from soil to plant in tropical and subtropical environments [J]. Applied Radiation and Isotopes, 2008, 66: 1759-1763
- [68] Sheppard S C, Evenden W G. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for uranium thorium and lead [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 1988,8(3): 255-285
- [69] Simon S L, Graham J C, Terp S D. Uptake of ^{40}K and ^{137}Cs in native plants of the marshall islands [J]. Journal of Environmental Radioactivity,2002,59: 223-243
- [70] Djingova R, Kuleff I. Concentration of caesium-137, cobalt-60 and potassium-40 in some wild and edible plants around the nuclear power plant in Bulgaria[J]. Environmental Radioactivity, 2002,59: 61-73
- [71] Velasco H, Ayub J, Sansone U. Analysis of radionuclide transfer factors from soil to plant in tropical and subtropical environments [J]. Applied Radiation and Isotopes, 2008,66:1759-1763
- [72] Hosseini A, Thørring H, Brown J E, et al. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems-Default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2008, 99: 1408-1429
- [73] Vandenhove H, Olyslaegers G, Sanzharova N. Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2009, 100:721-732
- [74] Sheppard S C, Long J M, Sanipelli B. Plant/soil concentration ratios for paired field and garden crops, with emphasis on iodine and the role of soil adhesion[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2010, 101: 1032-1037
- [75] Tsukada H, Nakamura Y. Transfer of ^{137}Cs and stable Cs from soil to potato in agricultural fields [J]. The Science of the Total Environment, 1999,228: 111-120
- [76] 韩宝华,李建国. ^{90}Sr , ^{137}Cs 在我国野生植物中转移系数的研究现状[J]. 辐射防护通讯,2007,27(5):20-23
- [77] Viehweger K, Geipel G. Uranium accumulation and tolerance in *Arabidopsis halleri* under native versus hydroponic conditions [J]. Environmental and Experimental Botany, 2010,69: 39-46
- [78] Shtangeeva I. Uptake of uranium and thorium by native and cultivated plants. Journal of Environmental Radioactivity, 2010,101: 458-463
- [79] 田军华,曾敏,杨勇,成琼,杜阳,蒋树斌,马俊格. 放射性核素污染土壤的植物修复[J]. 四川环境, 2007, 26(5): 93-96, 86
- [80] 唐秀欢,潘孝兵,杨永青,万俊生. 放射性污染植物修复中超富集植物的数值评价[J]. 环境科学与技术,2008,31(5):125-129
- [81] 裘同才. 探索利用植物净化 ^{90}Sr 和 ^{137}Cr 污染的土壤[J]. 农业环境保护,1988,7(5):14-17
- [82] 唐秀欢,潘孝兵. 植物修复—大面积低剂量放射性污染的新治理技术[J]. 环境污染与防治,2006,28(4):275-278

(责任编辑 邱爱枝)