

稀土对土壤的生态效应研究进展

丁士明¹ 梁涛¹ 张自立² 孙琴³

(1 中国科学院地理科学与资源研究所 北京 100101; 2 安徽农业大学 合肥 230036;

3 南京大学环境学院污染控制与资源化研究国家重点实验室 南京 210093)

摘要 稀土对土壤的生态效应直接影响到土壤生产力和生态平衡,是农用稀土环境效应评价的基础和前沿之一。本文从稀土在土壤中的地球化学特征、稀土对土壤性状的影响、稀土在土壤中的生态风险评价等几方面的国内外研究进展出发,就稀土对土壤的生态效应进行了综述,同时对今后应注意和加强研究的问题提出了建议。

关键词 稀土元素;土壤;生态效应;安全性评价

中图分类号 S1 X5

稀土元素是指位于元素周期表中第 B 族的一组元素,即由原子序数为 57 ~ 71 的 La、Ce、Pr、Nd 等 15 种镧系元素以及与之性质极为相似的 Sc、Y 共 17 种元素组成。作为世界上稀土产量和消费量最大的国家,目前我国施用稀土的农作物、牧草、林苗已扩展到近 120 种,累计施用面积超过 400 万 hm^2 ,进入农田生态系统的稀土肥料约 8000 t(按硝酸稀土计)。虽然增产粮棉瓜果等上千万 t,但随着稀土大规模推广和应用,残留稀土的环境问题不容忽视^[1]。尤其是近年来出现与大量营养元素(如 N、P 等)混合土施现象,已促使农用稀土的环境风险成为当前稀土农用研究亟待解决的关键问题之一^[2]。尽管稀土在土壤中的环境化学行为研究已取得很大进展^[3,4],但对其在土壤中累积效应的研究仍有待深入。作为生态系统的基本结构单元,土壤是农业生产的基础,其污染与否与作物产量、品质及人类健康密切相关。本文在总结近年国内外相关研究的基础上,探讨了稀土对土壤的生态效应,拟在为农用稀土的环境生态评价提供参考信息。

1 稀土在土壤中的地球化学特征

1.1 背景含量及其分布

自然条件下,我国土壤中普遍存在着稀土,总量均值为 176.8 mg/kg (除 Pm 以外的 14 种稀土元素之和)^[5],亦有报道为 157.3 mg/kg ^[6],土壤稀土总量在 156.8 ~ 197.0 mg/kg 范围内变动^[5]。主要土壤类型中 La、Ce、Nd、Sm 和 Y 的平均含量分别为

43.7、86.2、35.8、8.38、21.8 mg/kg ,与世界土壤接近^[7,8]。稀土在土壤剖面中的垂直分布因土壤类型而异,通常富集于表层^[5],但也有研究指出,除 Ce 富集于 A 层外,土壤 A 层和 B 层稀土总量小于 C 层^[9]。稀土元素在土壤中呈负斜率模式分布,含量从轻稀土逐渐向重稀土方向有规律的降低^[10]。施用稀土可提高农田环境中稀土的含量,但地表径流、土壤水溶液和表层土壤中稀土元素的分布模式没有因外源稀土的加入而明显改变^[11]。

1.2 形态及其生物有效性

稀土在土壤中的赋存形态通常按 Tessier^[12]的提取方法划分,以残渣态为主,且有自北向南土壤中残渣态逐渐降低的趋势。水溶态最低,其次是交换态,专性吸附与碳酸盐态的分配率也都较低,铁锰氧化物态在土壤中的分配率有明显的地带性分布规律,自南向北逐渐降低^[13,14]。近年来也有研究者参照欧共体标准物质局(BCR)对重金属的分级方法将土壤中稀土元素分为 B1 态、B2 态和 B3 态,B1 态包括水溶态、可交换态和碳酸盐结合态,B2 态为铁锰氧化物结合态,B3 态包括有机质和硫化物结合态,也有直接划分为 B1 态、B2 态和残渣态,其中 B1 态占总量不到 1%,但生物有效性很高^[15,16]。土壤中稀土对植物的可给性通常用可溶态含量作为衡量指标,主要包括水溶态、交换态和部分有机态稀土,目前国内广泛采用 1.0 mol/L HOAc-NH₄OAc(pH = 4.8)来提取^[17],也有研究发现用 1.0 mol/L NH₄NO₃(pH = 7)提取的可溶态稀土含量与植物吸收量之

间具有更好的相关性^[18]。

1.3 外源稀土在土壤中的转化、迁移和残留特征

农用稀土进入土壤后的归趋是当前稀土风险性评价关注的热点之一^[19]。通过添加不同量混合稀土(0~500 kg/kg)研究外源稀土在我国主要土壤中化学形态变化时发现,在砖红壤、黄棕壤、黑土和黑钙土中,外源稀土主要以无定形结合态和有机结合态存在,而在土壤 pH 和无定形氧化铁、锰含量均低的红壤中主要以交换态和氧化锰结合态存在^[20]。即使是目前稀土施用量的 100 倍也不会提高土壤中生物有效性较高的 B1、B2 态稀土的含量,但表层土壤中残渣态稀土的含量有一定的增加^[16]。外源稀土进入土壤后,短时间内增加稀土活性成分如交换态的含量及其分配系数,但随着时间的推移,在土壤中有不断变固定的趋势^[21]。土壤颗粒对稀土元素的固定能力很强,稀土在土壤中的扩散系数较一般离子小一个数量级,因此迁移能力很弱^[22]。根据 REEs 在土壤中运移数值模拟研究的预测,在自然降雨量情况下,吸附饱和度 10% 时,在吸附容量小的酸性土壤和吸附容量中等的中性、微酸性土壤中,REEs 下移速度分别为 1 cm/a 和 0.5 cm/a,而在吸附容量大的碱性土壤上基本不下移^[23]。在田间条件下,水溶性的硝酸稀土微肥进入土壤后,很快转化为难溶态,在地表径流中 REEs 浓度仅有 0.1~12 μg/L,据此可不考虑农用稀土对自然水的污染^[24]。连续 10 年种植作物后对土壤中稀土元素消耗的研究表明,植物地上部分带走稀土元素非常有限^[25]。可见,外源稀土进入土壤后,绝大部分残留在土壤表层,长期施用稀土必然造成稀土元素在土壤表层的累积。

2 稀土对土壤性状的影响

2.1 稀土对土壤微生物的生态效应

土壤微生物是土壤有机质和土壤养分转化、循环的动力,参与土壤有机质的分解、腐殖质的形成、土壤养分转化和循环的各个过程^[26]。重金属对土壤微生物数量、种群结构以及生化过程有显著的影响,并由此发展了重金属污染的微生物学评价方法^[27]。由于微生物对外界刺激反应敏感且代谢快、生命周期短,是研究农用稀土在土壤中的累积效应,尤其是长期低剂量累积效应的理想材料,因此有关稀土对土壤微生物生态效应的研究逐渐受到重视,并取得了一定的进展。

2.1.1 稀土对土壤微生物数量的影响 稀土在

黄褐土中长期积累的模拟试验表明,La、Ce 对细菌的抑制作用都很强,黄褐土中 La 积累达土壤吸附容量(adsorption capacity, 简称为 AD) 5% 以上、Ce 积累达 10% 以上时都对细菌总数产生抑制作用;20% AD 以下的 La、10% AD 以下的 Ce 对放线菌产生刺激作用,超过 20% 和 10% AD 则放线菌总数呈下降趋势;La 作用下真菌数量一直呈上升趋势,积累达 30% AD 时刺激作用减弱,Ce 在 30% AD 以下对真菌数量有刺激作用,30% 以上时真菌数量开始降低,因此 30% AD(分别为 1806 mg/kg La、1677 mg/kg Ce)可以定为 La、Ce 对真菌作用的临界点^[28, 29]。对红壤微生物区系研究的土培和盆栽实验指出,低浓度 La 对红壤中细菌、真菌和放线菌数量作用均不明显,高浓度时表现为抑制作用,浓度达到 500 mg/kg 时抑制作用才达到显著水平,由此推断土壤细菌、真菌和放线菌总数不是衡量红壤稀土污染水平的敏感指标^[30]。3 种微生物对稀土作用的敏感顺序因土壤种类而异,黄褐土为:细菌>放线菌>真菌^[28, 29],红壤为:放线菌>细菌>真菌^[26],后者与不同类群微生物对重金属毒性的敏感顺序相一致^[31]。据报道,用抗性微生物数量来检测重金属污染水平比用微生物总数要敏感得多^[32],稀土在此方面的研究未见报道。

2.1.2 稀土对土壤微生物种群结构和多样性的影响 土壤微生物种群结构和多样性是表征土壤生态系统群落结构和稳定性的重要参数之一^[33]。在研究 Ce 积累对黄褐土微生物类群的影响时发现,低浓度范围内包括对照土样中放线菌不同形态的菌落多达 10 种以上,但在积累量超过 20% AD 以上时仅存 2~4 种,其中链霉菌的白孢类群占 90% 以上,表明在稀土胁迫下放线菌种群结构发生了改变,La 积累下也表现出类似效应^[28, 29]。Ce 虽然增加真菌总数,但在高积累土样中出现的真菌种类明显减少,可见 Ce 的胁迫可引起真菌种群结构的改变,导致抗性种大量增加,淘汰了敏感菌种,与重金属污染效应相似^[34]。在 Ce 积累胁迫下分解纤维素真菌的种群结构也发生有规律的动态变化^[28]。

2.1.3 稀土对土壤生理类群微生物的影响 生理类群指的是具有相同或不同形态执行着同一功能的一类微生物。Ce 积累对黄褐土中好气性纤维素细菌有强烈抑制作用,该菌数量随 Ce 的升高呈直线下降;10% AD 以下的 Ce 对纤维素分解真菌有刺激作用,超过该点,则表现为强烈的抑制作用。La 的

积累效应与 Ce 有差异, 25 % AD 以下的 La 对好气性纤维素分解细菌 (包括放线菌) 产生刺激作用, 最大作用发生在 10 % AD, 这可能与在这一浓度下放线菌数量大量增加有关; 纤维素分解真菌受 La 积累的影响与真菌总数的变化相似, 在 50 % AD 范围内仍有刺激作用, 最大作用发生在 30 % AD^[28, 29]。通过土壤培养和盆栽实验对红壤微生物区系的研究表明: 低浓度的 La 对硝化细菌有强烈的刺激作用, 当浓度达到 150 mg/kg 以上时转向抑制, 在 900 mg/kg 时抑制率可达到 69 %, 因此土壤硝化细菌是评价稀土污染水平的敏感指示菌。反硝化细菌也是控制土壤 N 素转化的重要菌群, 但 La 积累对红壤反硝化细菌无显著影响。La 对土壤自生固氮菌的作用与硝化细菌相似, 因此可同样作为敏感菌用以指示稀土的污染水平^[30]。

2.1.4 稀土对土壤微生物量的影响 土壤微生物量能代表参与调控土壤中能量和养分循环以及有机质转化的对应微生物数量, 且土壤微生物 C 或 N 转化速率较快, 可以表征土壤总 C 或总 N 的动态变化, 是比较敏感的生物学指标^[35]。早期进行的小区试验中, 施用稀土的土壤中真菌和放线菌生物量分别比对照增加了 10 倍和 2 ~ 3 倍, 但细菌变化不大^[36], 这与 3 种菌的数量变化相一致^[28, 29]。稀土对红壤微生物 C 有“低促高抑”作用, 峰值出现在 10 mg/kg, 如果以土壤微生物 C 下降 60 % 作为毒性的界限, 则混合稀土、Pr、Sm 和 Eu 的毒性浓度分别为 91 mg/kg、97 mg/kg、112 mg/kg 和 173 mg/kg, 说明稀土的毒性较强^[37]。但另有研究显示, La 对红壤微生物 C、N 的影响与对呼吸的影响类似, 均表现为抑制作用, 且随浓度的升高作用增强, 在 100 mg/kg 时达到显著水平; 水稻盆栽实验则不同, 在低浓度时, La 对土壤微生物 C、N 有少量刺激作用, 随浓度增加则转向抑制且作用不断增强, 在 300 mg/kg 时达到显著水平^[38]。虽然土壤微生物量可作为评价稀土污染土壤的重要指标, 但由于根系活动, 土培实验和盆栽实验结果存在差异, 因而在利用土壤微生物作为评价指标时, 应注意根-土的相互作用。

2.2 稀土对土壤酶活性的影响

土壤酶是土壤中具有高度催化作用的蛋白质, 它能加快土壤中多种重要生化过程, 如土壤腐殖物质的合成和分解、各类有机物质的水解和转化以及有机物质和某些无机物质的氧化和还原等。目前稀

土对土壤酶活性影响的研究主要集中在脲酶、磷酸酶、过氧化氢酶、脱氢酶及蔗糖酶 (转化酶) 等, 这些酶与土壤养分循环和土壤环境质量关系很密切。在盆栽实验中, La 对红壤脲酶活性表现为刺激作用并随浓度的升高而增强, 在 300 mg/kg 时刺激达显著水平, La 对红壤酸性磷酸酶活性作用不明显; 在水稻盆栽实验中, La 对两种酶均产生强烈的刺激作用, 在 30 mg/kg 时刺激作用达到显著水平^[39], 但对黄潮土的研究表明, La 对脲酶活性影响不明显, 对碱性磷酸酶活性有抑制作用, 300 mg/kg 处理时抑制率达到 15 %^[40], 这说明稀土对土壤酶活性的影响因土壤种类不同有很大差异。La 对红壤和黄潮土中转化酶活性都有不同程度的刺激作用, 对黄潮土过氧化氢酶有轻微的抑制作用。两种土壤中脱氢酶对 La 都非常敏感, 其活性受到 La 的强烈抑制, 在处理浓度为 30 mg/kg 时抑制作用达到显著水平^[39-41]。稀土喷施方式下土壤酶活性的变化也有研究, 采用 0.5 mg/L 的稀土溶液一次喷施水稻, 对土壤过氧化氢酶、脲酶、碱性磷酸酶的活性基本没有影响, 两次喷施后可以提高酶活 10 %, 以浓度 1 mg/L 的稀土溶液喷施对土壤酶活性基本没有影响^[41]。喷施条件下稀土对土壤酶活性的影响可能与稀土间接作用于根系分泌活动, 进而改善根际营养环境有关。

大量研究证实, 土壤酶活性是探讨重金属污染生态效应的有效途径之一^[27]。因土壤和酶种类的不同, La 对土壤酶活性的影响差异很大。红壤和黄潮土中脱氢酶活性对 La 最敏感, 可作为评价稀土环境效应的敏感指标, 但其他土壤是否存在脱氢酶这样的敏感指标, 需要进一步研究。

2.3 稀土对土壤生化过程的影响

土壤中的生化过程主要是酶促反应, 稀土对其影响的报道较少, 主要集中于红壤。室内培养实验表明, 随浓度增加 La 对红壤呼吸强度的抑制增强, 并在 100 mg/kg 时达到显著水平, 抑制作用随着时间的推移逐渐减弱但短期内难以消除。盆栽实验则表明, 低浓度的 La 对土壤呼吸有少量刺激作用, 高浓度则产生抑制作用, 在 300 mg/kg 时抑制达到显著水平。呼吸作用可反映土壤中微生物总的活性和土壤代谢强度, 两种实验中受到显著抑制的最小稀土浓度 100 mg/kg 可作为红壤受到稀土污染的临界值^[37]。通过室内培养实验和盆栽实验对红壤硝化作用、P 转化作用和酚分解作用的研究表明: 低浓度下, La 对土壤硝化作用和 P 转化作用均有轻微刺激

作用,但随着浓度的升高产生抑制作用并不断增强。La 对土壤酚分解有强烈的抑制作用,并随浓度的升高,抑制作用也不断增强^[43]。酚类化合物是土壤中主要的有机污染物,这类化合物在土壤中的分解对土壤质量和养分供应均有重要的意义,稀土强烈抑制土壤中酚的分解所引起的生态效应需引起关注。

2.4 稀土对土壤 N 素形态转化和有效性的影响

稀土进入土壤后,对土壤养分尤其是 N 的转化和有效性影响很大。随着稀土施用剂量增加,土壤有机 N 矿化和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化潜势呈降低趋势,在高剂量作用时差异显著,稀土对两者的无效应观察浓度 (NOEC) 分别为 393 mg/kg 和 373 mg/kg, La 与混合稀土的作用相似^[44]。当外源稀土施用量高于 10 mg/kg 时,可明显延迟尿素在土壤中的水解, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和有效 N 含量增加,并抑制前者的氧化,使土壤中源自尿素的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量降低,利于土壤对尿素的固定^[45]。

施加外源稀土对土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 无显著影响,但有效 N 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量明显降低,可能原因是稀土抑制土壤脲酶参与下的氨化作用。实验确定外源稀土对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和有效 N 浓度影响的无效应观察浓度 (NOEC) 为 5 mg/kg^[46, 47]。La 积累同时降低红壤有效 N 的含量^[48]。但笔者对黄褐土的研究得到不同结果:旱培条件下,外源稀土处理提高土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和水解 N 的含量,减少 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的含量,有效 N 的含量在稀土处理浓度较低时升高,高浓度时则降低;淹水条件下,低浓度稀土处理对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和水解 N 含量无显著影响,高浓度则降低两者的含量。根据土壤中 N 素各形态随时间的变化规律,总结出稀土先后作用的两个阶段。实验确定外源稀土对旱培土壤有效 N 作用的无观察效应浓度为 443.8 mg/kg,对淹水土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和水解 N 含量影响的无观察效应浓度分别为 171.2 mg/kg、256.9 mg/kg^[49]。这些研究结果的差别可能与培养时间、培养条件及土壤种类不同有关。

2.5 稀土对土壤中其他养分和离子的影响

外源稀土进入土壤后,首先通过吸附-解吸、沉淀-溶解、络合等方式与土壤组分发生反应,改变土壤的化学性状,由此影响到土壤的环境质量和肥力水平。稀土积累降低土壤有效 P 含量^[46],这主要是稀土与 P 的沉淀造成^[50, 51]。施加稀土后土壤对 P 的最大吸附量降低而吸附常数和最大缓冲容量显著增加,即土壤供 P 水平显著降低,并影响到外源 P 肥

肥效的发挥^[52]。K 在土壤中以无机矿物态存在,有机态的很少,因而稀土对土壤有效 K 的含量无显著影响^[48]。外源稀土对土壤交换性盐基离子含量无明显影响,对受重金属 Cu-Ni 复合污染土壤的研究也得到相同结论。但当 La 浓度达到 1200 mg/kg 时显著减少水稻土阳离子交换量,推测可能是 La 与土壤中的有机胶体结合,减少胶体表面负电荷造成。由于土壤对稀土离子的吸附,导致胶体表面阳离子的减少,土壤溶液中的离子,尤其是 Ca、Mg 和 Al 离子含量增加。La 降低土壤 pH,主要是交换性 Al 的释放造成,交换性 H 的贡献很小。当添加 La 浓度 < 150 mg/kg 时,对红壤上述性状无显著影响^[53~55]。高剂量稀土处理下土壤溶液中的离子尤其是 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等盐基离子含量大幅度增加,易造成土壤酸化、盐基离子的淋失和养分的贫瘠,这些症状在红壤等酸性土壤表现可能更为强烈^[56]。

3 稀土对土壤污染的生态风险评价

对外源污染物的生态风险评价通常包括暴露评价、受体分析、危害评价和风险表征 4 部分。暴露评价提供有害物质在生态环境中的时空分布规律,受体分析要确定作为生态风险评价的代表受体,危害评价是生物毒性评价的拓展,以毒性评价为基础,3 者的综合形成评价的最终一步,即风险表征^[57]。目前农用稀土的生态风险评价主要涉及暴露评价和危害评价两方面内容。

农用稀土暴露评价研究较多,至今已深入到细胞和分子水平^[58, 59]。危害评价除前面提到的土壤微生物和酶的毒性实验以外,还有许多其他方法。如土壤提取液中稀土元素的生物毒性实验^[60],利用放射性水平检测农用稀土在土壤中的积累效应^[61],以及重稀土区儿童智商调查^[62]等。近年来,通过高等植物的生长状况来评价稀土在土壤中污染程度的报道较多。目前已建立的植物毒性试验方法有根伸长抑制试验、种子发芽试验和植物幼苗早期试验^[63],稀土主要利用后两种方法^[64, 65]。根据 OECD 评价体系,在 3 种土壤上进行了混合稀土对 3 种作物相对生长量和出苗率影响的试验,分别得到半效应浓度 (EC_{50}) 和半致死浓度 (LC_{50}),如表 1 所示。通过已有的 LC_{50} 和 EC_{50} 值,可诊断土壤中稀土含量是否达到污染水平及其污染程度,作为化学方法评价稀土污染的重要补充。

表 1 稀土对作物出苗率和生长的毒性试验^[64, 65]
Table 1 Toxicity of REEs to seedling and growth of crops

作物	土壤	EC ₅₀ ¹ (mg/kg Re ₂ O ₃)	LC ₅₀ ² (mg/kg Re ₂ O ₃)
水稻	红壤	1391	3917
	黄潮土	2076	3696
	黄褐土	1865	4781
油菜	红壤	1067	1160
	黄潮土	3916	3545
	黄褐土	2750	3882
大豆	红壤	1639	2500
	黄潮土	694	967
	黄褐土	2454	3295

注：1 为生长量试验，2 为出苗率试验

4 展望

虽然稀土对土壤的生态效应研究已得到广泛开展，但要全面评价稀土对土壤的生态效应，仍有大量的工作需要深入。基于目前的研究现状，有以下几方面值得注意和加强：

(1) 应规范评价方法，以便以统一的标准进行比较和衡量。注意借鉴重金属的研究成果，这对预测稀土累积所产生的长期效应很有帮助。

(2) 在评价稀土对土壤的生态风险时，应加强受体分析和敏感指标的确定工作。关键是要选择一种或几种有代表性的典型生物或受体，其受危害的情况或可能性能反映整个生态系统及其中大多数生物受危害的程度或可能性的大小。现已发现的几种敏感指标，如细菌数量、过氧化氢酶活性等因涉及到的土壤种类太少，同时未经野外的试验验证，进一步的推广仍有疑问，在此方面还有大量工作要做。

(3) 应注意稀土累积对土壤元素循环，尤其是 C、N 循环的影响。C、N 循环是目前全球变化研究的热点，其过程和强度不仅影响土壤活力，与整个生态环境关系密切，稀土在此方面的作用有必要引起关注。

参考文献

- 熊炳昆, 张世荣, 郭伯生, 郑伟. 稀土农用: 三十年的回顾与展望, 2001 年全国稀土农用工作会议, 2001 年 8 月 15 ~ 19 日, 包头
- 解惠光. 中国稀土元素在农业上应用研究进展. 科学通报, 1991, 36 (8): 561~ 564
- 彭安, 王子健. 稀土环境化学研究的近期进展. 环境科学进展, 1995, 3(4): 22 ~ 31
- 熊炳昆, 陈蓬, 郑伟, 郭伯生, 王峰. 稀土农林研究与应用. 北京: 冶金工业出版社, 2000
- 章申, 王立军, 张朝生, 王玉琦, 孙景信. 中子活化分析技术和稀土元素环境生物地球化学. 见:《现代核分析技术及其在环境科学中的应用》项目组编著. 现代核分析技术及其在环境科学中的应用. 北京: 原子能出版社, 1994, 199 ~ 242
- 魏复盛, 刘廷良, 滕恩江, 芮葵生. 我国土壤中稀土元素背景值特征. 环境科学, 1991, 12 (5) :51 ~ 54
- 刘铮. 土壤与植物中稀土元素研究的进展. 土壤学进展, 1993, 21 (3) , 1 ~ 6
- Bowen HJM. Environmental chemistry of the element. Academic press, 1979
- Wei Zhenggui, Yin Ming, Zhang Xun, Fashui, Li Bing, Tao Ye, Zhao Guiwen and Yan Chunhua. Rare earth elements in naturally grown fern *Dicranopteris linearis* in relation to their variation in soils in South-Jiangxi region. Environmental Pollution, 2001, 114:345 ~ 355
- 王玉琦, 孙景信. 土壤中稀土元素的含量和分布. 环境科学, 1990, 12 (5) :51 ~ 54
- 李德成, 王东红, 黄圣彪, 王晓辉, 彭安. 稀土元素在土壤环境和植物中的分布. 农业环境保护, 2001, 20 (4): 193 ~ 195
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry, 1979, 51: 844 ~ 851
- Sun Hao, Wang Xiaorong, Wang Qin, Wang Huating, Wang Liangsheng. The effects of chemical species on bioaccumulation of rare earth elements in rice grown in nutrient solution. Toxicological and Environmental chemistry, 1997, 69:75 ~ 85
- 王立军, 王玉琦, 章申, 刘书娟, 高效江. 中国不同类型土壤中稀土元素的形态分布特征. 中国稀土学报, 1997, 15 (1) :64 ~ 68
- Li Fuliang, Shan Xiaoquan, Zhang Tianhong, Zhang Shuzhen. Evaluation of plant availability of rare earth elements in soils by chemical fractionation and multiple regression analysis. Environmental Pollution, 1998, 102:269 ~ 277
- 庞欣, 邢晓燕, 王东红, 彭安. 农用稀土在土壤中形态变化的研究. 农业环境保护, 2001, 20 (5): 319 ~ 321
- 刘铮. 土壤中的稀土元素. 见: 郭伯生等编著. 农业中

- 的稀土. 北京:中国农业出版社, 1988, 23 ~ 44
- 18 梁涛, 章申, 王立军. 稀土元素在土壤—植物系统中的生物地球化学特征. 土壤学报, 2000, 37 (增刊): 108 ~ 118
- 19 王晓蓉. 稀土元素的环境化学研究及发展趋势. 环境化学, 1991, 10 (6): 73 ~ 78
- 20 冉勇, 刘铮. 外源稀土在我国主要土壤中化学形态的研究. 稀土, 1993, 14 (2): 35 ~ 35
- 21 黄圣彪, 李德成, 王东红, 彭安, 王德清. 外源稀土在土壤中各形态的动态变化. 环境科学, 2002, 23 (2): 117 ~ 119
- 22 章力干, 竺伟民, 张继榛. 同位素示踪法测定稀土在土壤中的吸附、解吸和扩散. 中国稀土学报, 1996, 14 (3): 249 ~ 253
- 23 竺伟民, 章力干, 张继榛, 陈祖义. 稀土在土壤中运移数值模拟研究. 中国稀土学报, 1996, 14 (4): 341 ~ 346
- 24 鲁鹏, 王子健, 王文华, 杨淑兰, 彭安. 华北模拟实验地块大气、降水、地表径流和土壤中稀土浓度分布及施用农用稀土的影响. 中国稀土学报, 1997, 15 (2): 155 ~ 159
- 25 庞欣, 王东红, 李德成, 彭安, 刘学军, 张福锁. 连续种植作物后对土壤中各稀土元素消耗的研究. 农业环境保护, 2000, 19 (6): 327 ~ 329
- 26 俞慎, 李振高. 重量提取法测定土壤微生物研究进展. 土壤学进展, 1994, 22 (6): 42 ~ 50
- 27 龚平, 孙铁珩, 李培军. 重金属对土壤微生物的生态效应. 应用生态学报, 1997, 8 (2): 218 ~ 224
- 28 唐欣昀, 张自立. 铈积累对黄褐土中土壤微生物区系的影响. 应用生态学报, 1997, 8 (b): 585 ~ 587
- 29 Tang Xinyun, Zhang Zili, Zhou Bangbing. Effect of lanthanum on quantity of major microorganism groups in yellow cinnamon soil. J. Rare Earth, 1998, 16 (3): 193 ~ 197
- 30 褚海燕, 李振高, 谢祖彬, 朱建国. 稀土元素镧对红壤微生物区系的影响. 环境科学, 2000, 21(6): 28 ~ 31
- 31 Hiroki M. Effects of heavy metal contamination on soil microbial population. Soil Sci. Plant nutri., 1992, 38: 141 ~ 147
- 32 Houba C, Remacle J. Composition of the saprophytic bacterial communities in freshwater systems contaminated by heavy metals. Microb. Ecol., 1980, 6:55 ~ 69
- 33 腾应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及其修复研究进展. 土壤与环境, 2002, 11 (1): 85 ~ 89
- 34 Baath E, Diaz-Ranvina M, Frostegard. Effect of metal ~ rich sludge amendments on the soil microbial community. Applied and environmental microbiology, 1998, 64:238 ~ 245
- 35 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 重金属污染土壤的微生物学评价. 土壤, 2000, 32 (3): 130 ~ 134
- 36 马瑞霞, 王文华, 王子健. 稀土元素对土壤微生物生物量的影响. 第一届中荷稀土元素环境行为和生态毒理研讨会, 北京, 1996, 51
- 37 杨元根, 刘丛强, 袁可能, 何振立. 稀土对红壤微生物碳的影响. 中国稀土学报, 1999, 17 (3): 288 ~ 292
- 38 褚海燕, 曹志洪, 谢祖彬, 朱建国, 李振高. 镧对红壤微生物碳、氮及呼吸强度的影响. 中国稀土学报, 2001, 19 (2): 158 ~ 160
- 39 褚海燕, 朱建国, 谢祖彬, 李振高, 曹志洪. 稀土元素镧对红壤脲酶、酸性磷酸酶活性的影响. 农业环境保护, 2000, 19 (4): 193 ~ 195
- 40 褚海燕, 朱建国, 谢祖彬, 李振高, 曹志洪, 曾青. 镧施用下黄潮土酶活性的动态变化. 农村生态环境, 2001, 17 (4): 39 ~ 41
- 41 褚海燕, 朱建国, 谢祖彬, 李振高, 曹志洪. 镧对红壤转化酶、过氧化氢酶和脱氢酶活性的影响. 中国环境科学, 2001, 21 (1): 77 ~ 80
- 42 吴玉光, 王美菊, 李吉进. 水稻喷施稀土对土壤酶活性的影响. 中国稀土学报, 1997, 15 (专辑): 444 ~ 446
- 43 褚海燕, 朱建国, 谢祖彬, 李振高, 曹志洪, 曾青. 镧对红壤硝化、磷转化和酚分解作用的影响. 中国稀土学报, 2001, 19 (4): 366 ~ 369
- 44 Xu XK, Wang ZJ. Effects of lanthanum and mixtures of rare earths on ammonium oxidation and mineralization of nitrogen in soil. European Journal of Soil Science, 2001, 52 (2): 323 ~ 329
- 45 徐星凯, 王子健, 刘琰. 稀土元素对土壤中尿素水解及其水解产物行为的影响. 应用生态学报, 2001, 12 (5): 739 ~ 742
- 46 鲁鹏, 刘定芳, 马梅, 王子健. 外源稀土微肥对土壤氮磷养分的影响. 环境科学学报, 1999, 19 (5): 532 ~ 535
- 47 刘定芳, 王子健. 施加外源稀土元素对土壤中氮形态转化和有效性的影响. 应用生态学报, 2001, 12 (4): 545 ~ 548
- 48 褚海燕, 朱建国, 谢祖彬, 曹志洪, 李振高, 曾青. 镧积累对红壤有效养分的影响. 农村生态环境, 2000, 16 (4): 33 ~ 35
- 49 Ding Shiming, Liang Tao, Zhang Zili, Sun qin. Effect of Rare Earths on Fractionation and Transformation of Soil Available Nitrogen, Journal of Rare Earths, 2003, 21 (5):

- 583 ~ 586
- 50 魏幼璋. 植物培养液中稀土元素与磷关系的研究. 中国稀土学报, 2002, 20 (1) :91 ~ 93
- 51 Diatloff E, Asher CJ and Smith FW. Use of GEOCHEM ~ PC to predict rare earth element (REE) species in nutrient solutions. *Plant and Soil*, 1993, 155/156: 251 ~ 254
- 52 Xu XK. Influence of agricultural application of rare earths on the main chemical behaviors of nitrogen and phosphorus in soil and the accumulation of rare earths in plant. Postdoctoral report. Beijing: Research Center for Eco ~ Environmental Science, Chinese Academy of Sciences, 2000
- 53 朱建国, 谢祖彬, 褚海燕, 曾青, 张雅丽. 外源镧对红壤、水稻土肥力参数的影响. 中国稀土学报, 2001, 19 (3): 261 ~ 263
- 54 谢祖彬, 朱建国, 褚海燕, 曹志洪, 曾青. 外源镧的吸附对红壤阳离子交换量和溶液组成的影响. 南京农业大学学报, 2000, 23 (2): 61 ~ 64
- 55 John Derome, Antti-Jussi Lindroos. Effects of heavy metal contamination on macronutrient availability and acidification parameters in forest soil in the vicinity of the Harjavalta Cu-Ni smelter, SW Finland. *Environ. Pollution*, 1998, 225 ~ 232
- 56 杨元根, 袁可能, 何振立. 稀土元素在红壤中的环境效应研究. 土壤通报, 1998, 29 (3): 129 ~ 132
- 57 孔繁翔主编. 环境生物学. 北京, 高等教育出版社, 2000
- 58 Yuan Dongan, Shan Xiaoquan, Qing Huai. Uptake and distribution of rare earth elements in rice seeds cultured in fertilizer solution of rare earth elements. *Chemosphere*, 2001,43:327 ~ 337
- 59 魏幼璋. 钕在油菜中的分布、运输与细胞定位. 中国稀土学报, 2000, 18 (3): 278 ~ 281
- 60 褚海燕, 李振高, 谢祖彬, 朱建国, 曹志洪. 水溶液及红壤提取液中镧的生物毒性研究. 农业环境保护, 2001, 20 (2): 69 ~ 70
- 61 朱为方, 徐素琴, 张辉, 邵萍萍, 伍东森, 杨文教, 冯嘉. 稀土区儿童智商调查研究—I. 赣南稀土区生物效应研究. 科学通报, 1996, 41, 10: 914 ~ 916
- 62 聂辉兰, 陈淑怡, 刘红志. 农用稀土的天然放射核素在土壤和农作物中的积累及其卫生学评价. 中国稀土学报, 1985, 专辑, 99 ~ 102
- 63 孙铁珩, 宋玉芳. 土壤污染的生态毒理诊断. 环境科学学报, 2001, 22 (6): 689 ~ 695
- 64 张自立, 常江, 汪成胜, 柴绍明, 韩修明, 李瑞. 混合稀土对作物出苗率的影响. 应用生态学报, 2001, 12 (3): 395 ~ 397
- 65 张自立, 常江, 汪成胜, 柴绍明, 韩修明, 李瑞. 混合稀土对作物生长量的影响. 中国稀土学报, 2001, 19 (1): 85 ~ 87

ADVANCES OF ECOLOGICAL EFFECT OF RARE EARTHS ON SOIL

DING Shi-ming¹ LIANG Tao¹ ZHANG Zi-li² SUN Qin³

(1 *Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101*; 2 *Department of Soil & Agrichemistry, Anhui Agricultural University, Hefei 230036*; 3 *State Key Laboratory of Pollut. Control and Res. Reuse, School of the Environment, Nanjing 210093*)

Abstract The ecological effect of rare earths on soil affects soil productivity and ecological balance directly, which is one of the basic and hot spots in the research field of environmental result assessment for agricultural utilized rare earths. In this paper, the ecological effect of rare earths on soil was summarized from those as the geochemistry characters of REEs in soil, the effect of REEs on soil properties, and the ecological risk assessment of REEs in soil et al., and it was put forward some aspects that should be further investigated at the end.

Key words Rare earth elements, Soil, Ecological effect, Ecological risk assessment