

根际微生物对植物修复重金属污染土壤作用的研究进展

王海鸥, 徐海洋, 钟广蓉, 支蕊 (北京科技大学应用科学学院, 北京 100083)

摘要 综述了根际微生物对重金属生物有效性的影响, 促进植物生长的根际细菌和丛枝菌根真菌在植物修复中的作用, 最后介绍了利用生物强化优化植物修复的方法和原则。

关键词 重金属; 植物修复; 根际微生物; 生物强化

中图分类号 S154.36 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2009)30-14832-03

Progress in Effect of Rhizosphere Microbes on Phytoremediation of Soil Polluted by Heavy Metal

WANG Hai-ou et al (School of Applied Sciences, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083)

Abstract The effect of rhizosphere microbes on bioavailability of heavy metal, rhizosphere bacteria which promoted plant growth and the effect of arbuscular mycorrhizal fungi on phytoremediation were summarized. At last, the methods and principles about using bioaugmentation to optimize phytoremediation were introduced.

Key words Heavy metal; Phytoremediation; Rhizosphere microbes; Bioaugmentation

工业生产活动使地球上的许多土壤被重金属污染, 这已成为深受全球关注的环境问题。土壤一旦被重金属污染, 将使农作物的产量降低, 农产品的品质下降同时也使地下水受到污染, 并通过食物链影响人类的生活和健康; 植物修复技术以其潜在的高效性、低成本、易操作以及与环境生态相协调等优势具有巨大的应用前景, 成为学术界研究的热点。

植物修复技术本身也存在着超积累植物具有个体矮小、生长缓慢、根系扩张深度有限、对重金属的选择性、从根部到茎叶的重金属低转移率等缺陷。植物修复效率提高依赖于土壤、重金属、根际微生物和植物本身之间的相互作用。Glick 等指出植物根部能够跟大量不同微生物相互作用, 这些相互作用构成了植物修复程度的主要决定因素^[1], 因此, 利用植物和微生物相互作用来修复重金属污染的土壤是一个值得考虑的策略。

1 根际微生物对重金属生物有效性的影响

土壤微生物包括与植物根部相关的自由微生物、共生根际细菌、菌根真菌, 它们是根际生态区的完整组成部分^[2]。土壤中重金属低的生物有效性是植物修复的主要限制因素。土壤中接种根际微生物, 其生物强化可以增加金属的最有效形态浓度, 提高金属的生物有效性。在 *Pseudomonas aeruginosa* 和 *Pseudomonas fluorescens* 存在下, 以可交换态形式存在的 Pb 浓度增加了 113%, 同时伴随着与碳酸盐结合形态的减少; 而与 Fe-Mn 氧化物结合态、有机态及其他剩余组分形态保持稳定^[3]。与没有生物强化的土壤相比, 在有外生菌根真菌 *Paxillus involutus* 生物强化的土壤中, 可萃取的 Cd, Cu, Pb 和 Zn 分别增加了 1.22, 1.11, 1.33 和 1.33 倍^[4]。

重金属的生物有效性和植物对土壤重金属的吸收受到土壤中重金属的含量、pH 值、氧化还原电势、有机物和根际环境等其他因素的影响。根际微生物可以通过分泌生物表面活性剂、有机酸、氨基酸和酶等来提高根际环境中重金属的生物有效性^[5]。

根际微生物能够通过催化金属的氧化还原来改变土壤

金属生物有效性。例如, *Xanthomonas maltophyla* 能够催化高移动性 Cr^{6+} 还原成移动性差和毒性小的 Cr^{3+} ^[6]。这种菌株还能诱导其他毒性重金属离子包括 Pb^{2+} , Hg^{2+} , Au^{3+} , Te^{4+} , Ag^+ 和 SeO_4^- 等的化学形态转换^[7]。

一些根际微生物能够通过产生生物表面活性剂, 提高重金属的生物有效性, 促进重金属在植物中的积累。Sheng 等从重金属污染的土壤中分离出分泌生物表面活性剂的杆菌 *Bacillus* sp. J119, 接种该菌株后, 生长在用 50 mg/kg Cd 处理的土壤中的苏丹草、西红柿和玉米等地上组织中 Cd 浓度增加了 39% ~ 70%^[8]。

在根际环境中, 有些根际微生物在结构上可以产生含 Fe 细胞, 它不仅能够提高 Fe^{3+} 的移动性还能提高其他金属阳离子的移动性^[9]。Braud 等通过主成分分析发现 Cr 和 Pb 的可交换分数与产生含 Fe 细胞的微生物之间存在着正向关系^[3]。

另外, 土壤中根际细菌(如 *Azotobacter chroococcum*, *Bacillus megaterium*, *Bacillus mucilaginosus*^[10-11])可能通过分泌低分子量的有机酸来降低土壤的 pH 值, 从而提高金属 Cd, Pb, Zn 的生物有效性^[12]。

但有一些研究认为, 土壤生物强化后对金属有效性没有影响。例如, *Glomus caledonium* 和 *Glomus mosseae* 对 Zn 和 Cr, Cr 和 Ni 的有效性都没有影响^[13-14]。Tiwari 等研究了粉煤灰污染的土壤中, 在根际细菌作用下金属可利用其耐性的改变, 从粉煤灰堆放场上自然生长的 *Typha latifolia* 的根际环境中分离出 11 个细菌菌株(都具有重金属耐性), 大部分细菌菌株能提高 Fe、Zn 和 Ni 的生物有效性, 却降低了 Pb、Cr、Cu 和 Cd 在粉煤灰上的生物有效性, 表明金属生物有效性的提高具有细菌特异性^[15]。

2 根际微生物对植物吸收重金属的作用

植物对重金属的吸收能够通过 2 种相互增效的方法来提高, 一种是通过微生物产生含 Fe 细胞、分泌生物表面活性剂及有机酸等来提高金属在土壤中的移动性, 促进植物吸收高浓度的金属; 另一种则主要通过促进植物生长的根际细菌(PGPR)^[16]和丛枝菌根真菌(AMF)^[17]关联性来提高植物的生物量, 从而增加重金属的积累量。

基金项目 北京科技大学校基金资助项目(00009184)。

作者简介 王海鸥(1975-), 女, 天津人, 博士, 副教授, 从事环境污染植物修复研究。

收稿日期 2009-05-25

2.1 促进植物生长的根际细菌 (PGPR) 对植物吸收重金属的作用 PGPR 可以通过分泌特异性酶、植物激素和抗生素, N 的固定可以产生如含 Fe 细胞、螯合物和植物病原体抑制物质来促进植物的生长^[18]。

PGPR 可以通过合成能够水解的 1-氨基-环丙烷-1-羧酸酯 (ACC) 脱氨基酶来调节乙烯的水平, 降低植物对乙烯的生产量, 从而降低重金属对植物的毒害。虽然乙烯在植物生长的初期具有积极作用, 但在重金属胁迫下乙烯产率的增加会抑制植物根部的延长, 最终减少植物的生物量。由 *Kluyvera ascorbata* SUD165 和几种假单胞菌 (*Pseudomonas brassicacearum*, *Pseudomonas marginalis*, *Pseudomonas oryzihabitans*, *Pseudomonas* sp., *Alcaligenes* sp., *Variovorax paradoxus*, *Bacillus pumilus* 和 *Rhodococcus* sp.) 产生的 ACC 脱氨基酶能够增加植物的生物量, 但不能增加植物的金属积累率^[19-20]。

根际细菌可以产生最为常见的植物激素-吲哚-3-乙酸 (IAA) 参与植物对重金属的吸收活动。*Brassica juncea* 根部一些未被鉴定的根际细菌^[19] 和由 PGPR 产生的 IAA 能够刺激植物 *Brassica napus* 根的延长^[21]。接种 *Variovorax paradoxus* 5C-2 的 *B. juncea* 根延长了 41%, 其根的干重增加了 20%^[19]。由 *Bacillus subtilis* SJ-101 所产生的 IAA 使 *B. juncea* 中 Ni 的浓度增加了 1.5 倍^[22]。在液体培养条件下, 同时加入 EDTA 和由根际细菌产生的 IAA 使植物 *Medicago sativa* 对 Pb 的提取增加了 28 倍, 而只加入 EDTA 仅仅使植物 *M. sativa* 对 Pb 的提取增加了 6 倍^[23]。

促进植物生长的根际细菌往往通过多种机制的协同来促进植物的生长和提高重金属在植物中的积累。从蛇纹石土壤中分离的细菌菌株 PsM6 (*Pseudomonas* sp.) 和 PjM15 (*Pseudomonas jessenii*) 利用 1-氨基环丙烷-1-羧酸作为氮源, 能够促进磷酸盐的溶解, 同时产生吲哚乙酸。接种任一菌株都能够增加生长在污染和无污染土壤中蓖麻根和茎的生物量, 这种生物量的增加归结于磷酸盐的溶解和吲哚乙酸的产生^[24]。从重金属污染土壤中分离得到的菌株 J62 (*Burkholderia* sp.) 能够产生吲哚乙酸, 含 Fe 细胞和 1-氨基环丙烷-1-羧酸脱氨, 同时也能够促进无机磷酸盐的溶解。接种该菌体的土壤能够明显提高玉米和西红柿的生物量。在重金属污染的土壤中, 接种该菌株使印度芥菜, 玉米和西红柿等组织中 Pb 和 Cd 的含量分别增加了 38%~192% 和 5%~191%^[25]。

游离或共生的 PGPR 能够通过提供可供植物利用的 P 以及 N 直接促进植物的生长。Zaidi 等发现接种有 *B. subtilis* SJ-101 的植物拥有更长的根茎和更大的生物量, 在观察过程中发现, 该细菌具有促进磷酸盐溶解的能力^[22]。随着磷酸盐溶解量的增加, 溶液的 pH 值由 7.5 降到 4.8, 可以为重金属生物有效性的提高及它们在植物中的积累创造条件^[5]。Belimov 等指出一些细菌在 Cd 污染的土壤中能够刺激 *B. napus* 的生长, 还有一些根际细菌通过增加大麦中 P, K, S 和 Ca 的浓度使大麦的生物量增加了 42%^[26]。豆类植物通过根部分泌某些物质引导固 N 的根际细菌定植在其根部, 并激活细菌的固 N 基因, 促进植物的生长。

微生物可能通过自身对金属的吸收降低植物对金属的吸收量。*B. subtilis* SJ-101 在提供营养促进植物生物量增加

的同时, 能够吸收重金属 Ni 使细胞干重达到 244.00 mg/g, 这种现象可能是微生物通过分担重金属 Ni 的负担来降低重金属 Ni 对植物的毒害影响^[22]。

硫酸盐还原细菌的代谢活动可以间接使金属以不溶性硫化物的形式被固定^[27]。Huakuii 发现从水葫芦表面分离得到的细菌菌株促进了 Cd 和 Cu 在细菌上的固定而不是提高它们的移动性^[28]。

2.2 丛枝菌根真菌 (AMF) 对植物提取重金属的作用 在自然界, 农业和森林生态系统中, AMF 与 80%~90% 的地上植物根系形成共生关系^[29]。以它们的孢子形态学特征和根部的感染方式为分类基础, 大约有 160 个真菌分类单元^[30]。以近来分子生物学分类方法为基础, 丛枝菌根真菌的分类单元数量可能更多^[31]。

丛枝菌根真菌可能通过协调金属与植物相互作用来保护植物免受重金属毒害。臂形草麻黄接种了混合丛枝菌根真菌 (*Acaulospora morrowiae*, *Gigaspora albida*, *Glomus clarum*) 后, 其根和茎生物量减少 50% 所需的 Cd 浓度是没有接种混合丛枝菌根真菌的臂形草麻黄根和茎生物量减少 50% 所需的 Cd 浓度的 1/2 左右^[32]。Azcón 和 Roldán 等在研究中发现, 生长在多种重金属污染的土壤中的三叶草在接种了原著菌根真菌后, 组织中抗坏血酸过氧化物酶、过氧化氢酶、谷胱甘肽还原酶活性得到增强, 表明菌根真菌能够降低重金属胁迫引起的氧化损伤^[33]。

丛枝菌根真菌常通过增加植物根部与土壤的接触面积来提高贫瘠土壤中植物的生长。在土壤中, 菌根外部真菌菌丝可以获取仅靠植物根难以吸收利用的更大范围内的营养源。在 Zn 污染的土壤中, 接种 AMF, 促进了植物的生长, 但是增长的结果随植物的种类, 不同部位以及土壤中 Zn 的浓度不同而改变^[13]。丛枝菌根真菌 *Glomus mosseae*, *Glomus intraradices* 和 *Glomus etunicatum* 不仅增加了野牡丹 (*Melastoma malabathricum*) 的生物量还提高了 As 的积累, 但降低了粉叶蕨 (*Pityrogramma calomelanos*) 和万寿菊 (*Tagetes erecta*) 中 As 的积累, 对它们的生长没有明显影响^[34]。

金属在菌根结构 (液泡) 中的结合及在菌根环境中的固定, 可能通过降低植物对金属的积累减轻重金属对植物毒害^[35]。利用杀真菌剂来减少植物与菌根与植物的关联, 可以增加玉米对重金属 Pb 的吸收^[36]。Audet 和 Chaarest 的综述中强调了 AMF 在植物修复中角色的转变^[37]。在玉米和 *G. caledonium* 的共生体系中, 当 Cu, Fe 和 Zn 作为营养物质, 因其低移动性供应不足时, 植物常通过形成菌根系统来增加对这些金属的吸收^[38]; 相反, 当土壤中的痕量金属浓度过高时, 菌根植物比未接种菌根真菌的同种植物, 在相似条件下, 枝条中积累了更低的金属浓度; 在菌根植物中低的金属浓度被归结于获得了更大的生物量, 结果形成“生长稀释”。

3 微生物参与植物修复的基本策略

3.1 微生物的选择 微生物对于植物的地位 (共生, 根际环境) 是微生物选择的最重要参数之一。大部分已知的超积累种都属于芸苔家族, 其中很多都是非菌根植物。传统上, AMF-植物共生体仅仅在低污染的土壤中用于植物修复^[38]。微生物的选择还依赖于菌株的生长特性^[39], *Aspergillus*, *Ba-*

cillus 和 *Pseudomonas* 等,当存在可以利用的营养时,具有高的活性和生长率;在营养不足时,它们群体的浓度较低。只有当污染物给这些微生物提供超过原位微生物的竞争优势时才能被利用。植物的营养状态也取决于根际微生物的结构,尤其对 Fe 的需求。根际环境中,一些微生物产生含 Fe 细胞,有利于植物对 Fe 的吸收。

3.2 植物的选择 虽然重金属污染土壤中生物强化的成功依赖于根际微生物的选择和接种,但植物也能通过影响根际移植率从而影响植物提取重金属的效果。植物的生理状态是首先要考虑的因子,其形成的根际生态区对微生物的生存非常重要。由微生物促进的植物修复,还要考虑植物的提取效果以及它促进微生物生长并成功移植到土壤中的能力。大部分的超积累种都是芸苔科,不能直接与选择的微生物联合,2种或多种植物的混合培养是一个值得参考的建议。玉米在有菌根存在的情况下,2个超积累种 *T. caerulescens* 和 *Sedum alfredii* 呈现出更高的 Zn 吸收^[40-41]。大多数重金属污染的土壤都是受多种重金属混合污染的影响,而大部分的植物种仅仅积累1个或几个种,不同超积累植物的联合应该被考虑并进一步优化。

4 展望

鉴于植物修复技术本身的不足,土壤的生物强化通过接种适宜的根际微生物增加了重金属的生物有效性和超积累植物的生物量,提高了植物修复的效率。目前,虽然在实际应用中还存在着一些困难,但是从长期发展来看,随着相关研究的不断深入,生物强化辅助的植物修复技术将会发展成为更加成熟的环境修复技术,从而为重金属污染的土壤修复提供更广阔的前景。

参考文献

- [1] GLICK B R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment [J]. *Biotechnol Adv*, 2003, 21: 383 - 393.
- [2] ABDUL G KHAN. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation [J]. *J Trace Elem Med Biol*, 2005, 18: 355 - 364.
- [3] BRAUD A, JEZEQUEL K, VIEILLE E, et al. Changes in extractability of Cr and Pb in a polycontaminated soil after bioaugmentation with microbial producers of biosurfactants, organic acids and siderophores [J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2006, 6: 261 - 279.
- [4] BAUM C, HRYNKIEWICZ K, LEINEWEBER P, et al. Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169: 516 - 522.
- [5] LEBEAU T, BRAUD A, JÉZEQUEL K. Performance of bioaugmentation - assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review [J]. *Environ Pollut*, 2008, 153: 497 - 522.
- [6] BLAKE R C, CHOATE D M, BARDHAN S, et al. Chemical transformation of toxic metals by a *Pseudomonas* strain from a toxic waste site [J]. *Toxicol Chem*, 1993, 12: 1365 - 1376.
- [7] LASAT M M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms [J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31: 109 - 120.
- [8] SHENG X F, HE L Y, WANG Q Y, et al. Effects of inoculation of biosurfactant-producing *Bacillus* sp. J119 on plant growth and cadmium uptake in a cadmium-amended soil [J]. *J Hazard Mater*, 2008, 155: 17 - 22.
- [9] DIELS L, LELIE N V D, BASTIAENS L. New developments in treatment of heavy metal contaminated soils [J]. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 2002, 1: 75 - 82.
- [10] WU Q T, DENG J C, LONG X X, et al. Selection of appropriate organic additives for enhancing Zn and Cd phytoextraction by hyperaccumulators [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2006, 18: 1113 - 1118.
- [11] WU S C, LUO Y M, CHEUNG K C, et al. Influence of bacteria on Pb and Zn speciation, mobility and bioavailability in soil: a laboratory study [J]. *Environ Pollut*, 2006, 144: 765 - 773.
- [12] CHEN Y X, WANG Y P, LIN Q, et al. Effect of copper-tolerant rhizosphere bacteria on mobility of copper in soil and copper accumulation by *Elsholtzia splendens* [J]. *Environment International*, 2005, 31: 861 - 866.
- [13] CHEN B, SHEN H, LI X, et al. Effects of EDTA application and arbuscular mycorrhizal colonization on growth and zinc uptake by maize (*Zea mays* L.) in soil experimentally contaminated with zinc [J]. *Plant and Soil*, 2004, 261: 219 - 229.
- [14] CITTERIO S, PRATO N, FUMAGALLI P, et al. The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* induces growth and metal accumulation changes in *Cannabis sativa* L. [J]. *Chemosphere*, 2005, 59: 21 - 29.
- [15] TIWARI S, KUMARI B, SINGH N S. Microbe-induced changes in metal extractability from fly ash [J]. *Chemosphere*, 2008, 71: 1284 - 1294.
- [16] ZHUANG X, CHEN J, SHIM H, et al. New advances in plant growth promoting rhizobacteria for bioremediation [J]. *Environment International*, 2007, 33: 406 - 413.
- [17] KHAN A G. Mycorrhizoremediation - an enhanced form of phytoremediation [J]. *Journal of Zhejiang University-Science*, 2006, 7(7): 503 - 514.
- [18] KAMNEV A A, ELIE D V D. Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation [J]. *Biosci Rep*, 2000, 20(4): 239 - 258.
- [19] BELIMOV A A, HONTZEAS N, SAFRONOVA V I, et al. Cadmium-tolerant plant growth-promoting bacteria associated with the roots of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern.) [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2005, 37: 241 - 250.
- [20] SAFRONOVA V, STEPANOK V, ENGQVIST G, et al. Root-associated bacteria containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase improve growth and nutrient uptake by pea genotypes cultivated in cadmium supplemented soil [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2006, 42: 267 - 272.
- [21] SHENG X F, XIA J J. Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria [J]. *Chemosphere*, 2006, 64: 1036 - 1042.
- [22] ZAIDI S, USMANI S, SINGH B R, et al. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea* [J]. *Chemosphere*, 2006, 64: 991 - 997.
- [23] LOPEZ M L, PERALTA-VIDEA J R, BENITEZ T, et al. Enhancement of lead uptake by alfalfa (*Medicago sativa*) using EDTA and a plant growth promoter [J]. *Chemosphere*, 2005, 61: 595 - 598.
- [24] RAJKUMAR M, FREITAS H. Influence of metal resistant-plant growth-promoting bacteria on the growth of *Ricinus communis* in soil contaminated with heavy metals [J]. *Chemosphere*, 2008, 71: 834 - 842.
- [25] JIANG C Y, SHENG X F, QIAN M, et al. Isolation and characterization of a heavy metal-resistant *Burkholderia* sp. from heavy metal-contaminated paddy field soil and its potential in promoting plant growth and heavy metal accumulation in metal-polluted soil [J]. *Chemosphere*, 2008, 72: 157 - 164.
- [26] BELIMOV A A, SAFRONOVA V I, SERGEYEVA T A, et al. Characterisation of plant growth-promoting rhizobacteria isolated from polluted soils and containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase [J]. *Canadian Journal of Microbiology*, 2001, 47: 642 - 652.
- [27] LLOYD J R, MABBETT A N, WILLIAMS D R, et al. Metal reduction by sulphate-reducing bacteria: physiological diversity and metal specificity [J]. *Hydrometallurgy*, 2001, 59: 327 - 337.
- [28] IKE A, SRIPRANG R, ONO H, et al. Bioremediation of cadmium contaminated soil using symbiosis between leguminous plant and recombinant rhizobia with the MTL4 and the PCS genes [J]. *Chemosphere*, 2007, 66: 1670 - 1676.
- [29] BRUNDRETT M C. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants [J]. *New Phytologist*, 2002, 154: 275 - 304.
- [30] SCHUSSLER A, SCHWARZOTT D, WALKER C. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution [J]. *Mycological Research*, 2001, 105: 1413 - 1421.
- [31] DANIELL T J, HUSBAND R, FITTER A H, et al. Molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing arable crops [J]. *FEMS Microbiol Ecol*, 2001, 36: 203 - 209.
- [32] SOARES C R F S, SIQUEIRA J O. Mycorrhiza and phosphate protection of tropical grass species against heavy metal toxicity in multi-contaminated soil [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2008, 44: 833 - 841.
- [33] AZCÓN R, BIRÓ B, ROLDÁN A, et al. Antioxidant activities and metal acquisition in mycorrhizal plants growing in a heavy metal multi-contaminated soil amended with treated lignocellulosic agrowaste [J]. *Applied Soil Ecology*, 2009, 41: 168 - 177.
- [34] JANKONG P, VISOOTIVISETH P. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on plants growing on arsenic contaminated soil [J]. *Chemosphere*, 2008, 72: 1092 - 1097.

束,即 DCE 与 CBOT 的期货交易存在时间差,DCE 的期货交易早于 CBOT 的期货交易,使得 *cbot* 对 *dce* 价格出现波动性的影响。由于 CBOT 是全球最大的农产品期货市场,同时也是全球农产品价格的报价中心,因而 CBOT 的影响力要大于 DCE 的影响力^[17]。这使得 *cbot* 对 *dce* 价格的冲击要大于 *dce* 对 *cbot* 的冲击,*cbot* 的脉冲响应效率优于 *dce*。

2.8 方差分解 由表 7 可知,对于 *cbot* 长期作用的总方差,在滞后 1 期,100% 来自于自身,并且随着滞后期的增加,来自于自身的部分下降并在滞后 1 000 期趋向于 67%,而来自于 *dce* 上升,并在滞后 1 000 期趋向于 34%。

表 7 方差分解结果

Table 7 The results of variance decomposition

滞后期 Lag phase	来自于 <i>cbot</i> From <i>cbot</i>		来自于 <i>dce</i> From <i>dce</i>	
	<i>cbot</i>	<i>dce</i>	<i>cbot</i>	<i>dce</i>
1	100	0	4.523 6	95.476 4
.....
5	99.909 8	0.090 2	10.375 2	89.624 9
.....
10	99.646 8	0.353 2	13.280 1	86.719 9
.....
100	83.266 2	16.733 8	32.682 2	67.317 8
.....
1 000	66.631 2	33.368 8	45.693 7	54.306 3

而对于 *dce* 长期作用的总方差,在滞后 1 期,95.476 4% 来自于自身,4.523 6% 来自于 *cbot*,并且随着滞后期的增加,来自于自身的部分下降并在滞后 1 000 期趋向于 54%,而来自于 *cbot* 上升,并在 1 000 期趋向于 46%。

由图 2 和表 7 中可以看出,CBOT 玉米期货价格的冲击主要来自自身,但 DCE 玉米期货价格对 CBOT 玉米期货价格也有约 33.37% 的冲击,这是因为我国是玉米生产大国,总产量居世界第二,其玉米产业在世界玉米市场起着一定的作用。而 DCE 玉米期货价格的冲击有约 45% 来自于 CBOT 玉米期货价格,说明 DCE 玉米期货价格受到了 CBOT 玉米期货价格的影响。

3 结论

(1)DCE 玉米期货价格与 CBOT 玉米期货价格存在协整关系,后者滞后 1、2、4 和 5 期对前者影响显著,其中滞后 1 和

4 期是正向作用,而滞后 2 和 5 期是负向作用,而滞后期 3 期的影响不显著,后者对前者呈现出跳跃性的影响,而前者对后者的滞后期作用不显著。

(2)DCE 玉米期货价格与 CBOT 玉米期货价格存在双向引导关系,表明我国玉米期货参与对全球玉米期货市场的影响作用在日益增大。

(3)DCE 玉米期货价格与 CBOT 玉米期货价格存在误差修正机制,后者对价格波动的脉冲响应效率优于前者,两者均受到来自对方的价格冲击。

参考文献

- [1] 杨传博,张荣大.中美玉米期货价格相关度的协整关系研究——基于日收盘价的实证分析[J].市场周刊:理论研究,2007(11):81-83.
- [2] 王骏,蒋荣兵,刘亚青.世界玉米期货市场国际关联性研究——基于中、美、日三国实证研究[J].中国农业大学学报,2008,13(3):43-50.
- [3] 丁丽君.国内玉米期货价格与现货及国外期货价格之间的关联分析[J].时代金融,2007(5):42-43.
- [4] 孙月新,孙东升,王芳.中美玉米期货价格关系的实证研究[J].全国商情:经济理论研究,2007(8):94-95.
- [5] 夏天,冯利臣.中国玉米期货市场的价格引导作用究竟有多大?——基于 VECM 模型的实证研究[J].广西金融研究,2007(11):53-56.
- [6] 张书云. Granger 因果检验用法探讨[J].数理统计与管理,2009,28(2):244-251.
- [7] DICKEY A D, FULLER W A. Likelihood ratio statistics for autoregressive time series with unit root [J]. Econometrica, 1981, 49(4):1057-1072.
- [8] GRANGER C W J. Some properties of time series data and their use in econometric model specification [J]. Journal of Econometrics, 1981, 16:121-130.
- [9] ENGLE R F, GRANGER C W J. Cointegration and error correction representation estimation and testing [J]. Econometrica, 1987, 55(2):251-276.
- [10] GRANGER C W J. Investigating casual relations by econometric models and cross-spectral methods [J]. Econometrica, 1969, 37:424-438.
- [11] 刘金全,刘志刚.具有 Markov 区制转移的向量误差修正模型及其应用[J].管理科学学报,2006,9(5):44-49.
- [12] 刘亚青,王骏,刘纯安.我国期货市场与 GDP 的动态关系研究[J].统计与决策,2008(11):119-121.
- [13] 刘晓雪,黄剑.中国棉花期货价格发现功能的实证研究[J].统计与决策,2008(21):125-128.
- [14] 王骏,蒋荣兵.全球三大植物油期货市场国际关联性研究[J].南京农业大学学报:社会科学版,2008(8):30-37.
- [15] 焦建玲,范英,魏一鸣.基于 VECM 的汽柴油价格不对称性分析[J].中国管理科学,2006,14(3):97-102.
- [16] 余炜彬,范英,魏一鸣,等. Brent 原油期货市场的协整分析[J].数理统计与管理,2004,23(5):26-32.
- [17] 华仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [18] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [19] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [20] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [21] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [22] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [23] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [24] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [25] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [26] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [27] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [28] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [29] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [30] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [31] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [32] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [33] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [34] 王仁海,陈百助.国内、国际期货市场期货价格之间的关联研究[J].经济学,2004,3(3):727-742.
- [35] PETER C, LI X L, CHEN B D. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc [J]. Plant and Soil, 2004, 261:209-217.
- [36] BURKE S J, ANGLE J S, CHANEY R L, et al. Arbuscular mycorrhizae effects on heavy metal uptake by corn [J]. Int J Phytorem, 2000, 2:23-29.
- [37] AUDET P, CHAREST C. Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective [J]. Environ Pollut, 2007, 147:231-237.
- [38] AUDET P, CHAREST C. Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: meta-analytical and conceptual perspectives Environ [J]. Pollut, 2007, 147:609-614.
- [39] GENTRY T J, CHRISTOPHER R, IAN P. New approaches for bioaugmentation as a remediation technology [J]. Critical Reviews in Environ. Sci. Technol, 2004, 34:447-494.
- [40] WU Q T, DENG J C, LONG X X, et al. Selection of appropriate organic additives for enhancing Zn and Cd phytoextraction by hyperaccumulators [J]. Journal of Environmental Sciences, 2006, 18:1113-1118.
- [41] WU S C, LUO Y M, CHEUNG K C, et al. Influence of bacteria on Pb and Zn speciation, mobility and bioavailability in soil: a laboratory study [J]. Environ Pollut, 2006, 144:765-773.
- [42] 王丽英,张国印,王志军,等.土壤污染的生物修复技术研究现状及展望 [J].河北农业科学,2003,7(S1):81-85.
- [43] 滕应,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 [J].土壤与环境,2002,11(1):85-89.
- [44] 王世华,高双成,常会庆.重金属污染土壤的治理途径 [J].河北农业科学,2008,12(11):80-82.
- [45] 鲍桐,廉梅花,孙丽娜,等.重金属污染土壤植物修复研究进展 [J].河北农业科学,2008,12(2):858-865.
- [46] 张国印,王丽英,孙世友,等.土壤的重金属污染及其防治 [J].河北农业科学,2003,7(S1):65-69.
- [47] 岳明,李法松.生物修复技术在养殖水环境中的研究进展 [J].河北农业科学,2008,12(7):104-105.
- [48] 张太平,潘伟斌.根际环境与土壤污染的植物修复研究进展 [J].生态环境,2003,12(1):76-81.

(上接第 14834 页)