

根-土界面镉的生态化学行为与毒理效应研究进展*

金彩霞^{1,2} 周启星^{1**} 孙瑞莲^{1,2} 任丽萍¹

(¹中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016; ²中国科学院研究生院, 北京 100039)

【摘要】 根-土界面是物质交换最频繁的特殊微型生态区域,其 pH、Eh 和根系分泌物是决定这个微域环境性质变化的三大重要因素,其对镉(Cd)等重金属的吸收、转化和迁移等生态化学行为及毒理效应起着决定性的作用.本文就十几年来有关 Cd 在根-土界面 pH、Eh 和根系分泌物变化影响下的生态化学行为、根-土界面 Cd 的生态毒理效应(包括微生物生态毒理效应和酶的生态毒理作用)研究进展进行了综合论述,指出了目前研究中存在的不足,并就今后需要进一步解决的科学问题提出了建议.

关键词 镉 根-土界面 生态化学行为 生态毒理效应

文章编号 1001-9332(2005)08-1553-05 **中图分类号** X171.5 **文献标识码** A

Research advances on eco-chemical behaviors and toxicological effects of cadmium in root-soil interface. JIN Caixia^{1,2}, ZHOU Qixing¹, SUN Ruilian^{1,2}, REN Liping¹(¹Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; ²Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2005, 16(8):1553~1557.

Many active substances such as organic acids and enzymes excreted by living plant roots could induce a great difference of Eh and pH values between root-soil interface and non-rhizosphere soil, forming a special root-soil interface miniature environment. As a mini-type ecological area with most frequent exchanges of substances, root-soil interface plays a crucial role in their absorption, transformation, migration and eco-toxicological effects. In this paper, the eco-chemical behaviors of Cd in root-soil interface affected by the change of pH, Eh and root secretion, and its eco-toxicological effects on microorganisms and enzymes in root-soil interface were reviewed, based on the related research advances in recent decade. The shortages in relevant fields were pointed out, and the scientific problems to be researched in the future were suggested.

Key words Cadmium, Root-soil interface, Eco-chemical behavior, Eco-toxicological effect.

1 引言

镉(Cd)的环境污染问题自 20 世纪 20 年代伴随着电解锌的生产开始出现,到 1968 年在日本富山县神通川流域出现“骨痛病”,确认土壤中的 Cd 能通过食物链进入人体并对人体健康产生极大危害.自此,Cd 的环境污染问题引起人们的广泛关注^[36].Cd 毒性强,在土壤中难以被微生物转化为无毒物质,在动植物体内有很强的积累性,在人体内即使浓度很低也会与含巯基、羧基和氨基的蛋白质结合,从而抑制生物酶活性,引发多种疾病,对人体健康危害极大,成为令人关注的环境污染物^[43,53,59].

根-土界面是植物根系和土壤的交接面,其范围一般只有 0.1~4.0 mm,在该区域中由于植物根系的存在,在物理、化学、生物学特征方面与非根-土界面有很大差异^[26].根-土界面上 pH、Eh、根系分泌物、微生物和各种酶组成一个有异于土体的特殊环境,使 Cd 在根-土界面上发生的与形态转化有关的吸附-解吸、沉淀-溶解、活化-固定、酸碱反应、配位-解离等反应与非根-土界面有很大不同^[42].根-土界面是各种污染物进入植物体的门户,研究污染物在根-土界面上特殊的生态化学行为对控制污染物从食物链进入人体具有重大的现实意义^[57,58].本文就根-土界面上不同 pH、Eh 和根系分泌

物条件下 Cd 的生态化学行为和根-土界面 Cd 的微生物生态毒理效应及其对酶的生态毒理作用方面的研究进展进行综述,为防止 Cd 污染和 Cd 污染土壤的修复提供参考^[42,56].

2 根-土界面 Cd 的生态化学行为

2.1 pH 影响下根-土界面 Cd 的生态化学行为

一般来说,根-土界面上的 pH 比土体低 1~2.这主要是由于植物根系对外界阴、阳离子的不平衡吸收和根系、微生物在其生命活动过程中分泌大量的有机酸所致.其次,根系和根际微生物呼吸产生的 CO₂ 溶于土壤溶液会降低土壤的 pH,Fe、Mn 和 N 等消耗 H⁺ 或产生 H⁺ 的氧化-还原反应也会对土壤的 pH 产生影响.

根-土界面上的 pH 变化直接影响根际酶的活性、微生物的数量和活性以及根系分泌物的种类与数量等,从而直接或间接影响 Cd 的固定和活化.一般地,pH 的降低将增加碳酸盐和铁锰结合态等作物难利用态 Cd 的溶解和释放;相反,pH 升高使土壤胶体负电荷增加,H⁺ 竞争作用减弱,Cd 被结

* 国家杰出青年科学基金项目(20225722)和国家自然科学基金重点资助项目(20337010).

** 通讯联系人.

2004-08-31 收稿,2005-01-21 接受.

合得更牢固,从而减少了有效态 Cd 的释放。研究表明,当土壤 pH 从 7.0 降到 4.5 时,交换态 Cd 含量增加,碳酸盐结合态 Cd 和 Fe-Mn 结合态 Cd 含量减少,而有机态和残留态 Cd 几乎不受影响^[44],Chen 等^[3]的研究结果也证明了这一点。同时,根-土界面的 Cd 也会通过影响根系的生理活动来影响土壤的 pH。研究表明,Cd 对根系透根电位和 H⁺ 分泌存在抑制作用,在培养液中 50 μmol·L⁻¹ Cd²⁺ 能抑制质子泵的 60%,而质子泵是阴、阳离子透过质膜运移的重要原动力,pH 值因而受到影响^[17]。

根-土界面土壤 pH 对 Cd 生态化学行为的影响程度还受外界环境的影响,如土壤类型、作物和复合污染类型等^[6,28]。土壤类型制约根-土界面 pH 对 Cd 生态化学行为的影响,是因为不同土壤类型的 OM、pH、CEC、质地、CaCO₃ 含量和电导率有很大差别,而这些因素与可提取态 Cd 含量都极显著相关^[13]。如红壤-小麦系统根-土界面和非根-土界面有效态 Cd 含量相差不大,但黄棕壤的情况则相反,黄棕壤-小麦系统根-土界面有效态 Cd 低于非根-土界面^[3,22]。这可能是植物根系吸收、重金属活化等诸多过程综合作用的结果。

pH 对 Cd 在根-土界面上的生态化学行为有重大影响,但目前有关 pH 对生物参与下 Cd 在土壤中的形态转化、吸附-解吸等生态化学行为影响的研究还不够深入,弄清不同的土壤类型下 pH 对 Cd 在土壤中生态化学行为的影响对了解 Cd 在土壤中的迁移、转化及开展 Cd 污染的治理都更具有重要的现实意义,这方面工作今后还有待加强。

2.2 Eh 影响下根-土界面 Cd 的生态化学行为

由于根系和微生物的呼吸作用以及根系微生物利用根系分泌物消耗 O₂,且根系分泌物中含酚类等一些还原性物质易与 Fe³⁺ 或 Mn⁴⁺ 发生氧化-还原反应等原因,使旱作根-土界面 Eh 比土体低 50~100 mv。水稻则是个例外,其根系由于泌氧作用形成氧化圈使根-土界面 Eh 高于土体^[38,39]。作物不同生育期的根-土界面 Eh 亦有变化,水稻从分蘖期到幼穗形成期根-土界面 Eh 从氧化状态向还原状态急剧变化,其 Eh 值在扬花期也很低^[9]。

Eh 对于 Cr、As 和 Hg 等变价金属在根-土界面的生态化学行为影响较大,因为不同 Eh 可导致这些金属在不同价态之间变换,从而使其迁移转化、毒理过程及归宿发生很大变化。如在 As 污染土壤上,水稻极易受害而旱作作物受害程度较小,这是因为淹水条件下,土壤处于还原状态,As 主要以还原态 As³⁺ 形式存在,As³⁺ 比 As⁵⁺ 易溶 4~10 倍,而且毒性也远远大于 As⁵⁺。但对于在土壤中始终以 Cd²⁺ 存在的 Cd 来说,虽不存在不同价态之间的变换,但能通过影响其结合形态来改变其生态化学行为。还原条件下,Cd²⁺ 易与 S²⁻ 形成难溶的 CdS,使其有效性降低。水稻由于根系的泌氧作用形成较高的氧化-还原电位,在这种情况下,Cd 氧化物发生氧化,导致 Cd 释放出来并增加了根际 Cd 的有效性,促进了水稻对 Cd 的吸收^[27]。

2.3 根系分泌物影响下根-土界面 Cd 的生态化学行为

植物在生长过程中大约有 50% 的光合作用产物被运往

根部,其中一半以上的产物以根系分泌物形式分泌到根系周围的土壤中^[11],如小麦生长 20 周后,分泌物达到 1.3 t·hm⁻²^[16]。根系分泌的有机化合物一般在 200 种以上^[23],按分子量大小可分为低分子量分泌物和高分子量分泌物。其中,低分子量分泌物主要包括有机酸、糖类、酚类和各种氨基酸,高分子分泌物主要包括粘胶和外酶,粘胶又分为多糖和多糖醛^[50]。根系分泌物不仅为微生物提供充足的能源供应,使根-土界面上的微生物保持旺盛的生命力,间接影响根-土界面的理化性质和生物学特性,而且还可以和重金属发生配位、螯合反应,对根-土界面 Cd 的生态化学行为产生重要影响。

根系分泌的有机酸,如柠檬酸、酒石酸、草酸、琥珀酸和天冬氨酸等可以活化污染土壤中的 Cd 以及 Pb、Cu 等重金属,但不同有机酸对 Cd 的活化能力不同,柠檬酸、酒石酸和草酸的活化能力最强,且随处理浓度的增加,其对 Cd 等重金属的浸提量(活化量)明显增加^[47]。张福锁等^[51]研究表明,几种有机酸对 Cd 活化强度为 EDTA > 缺 Fe 小麦根系分泌物 > 柠檬酸 > 苹果酸 > 水。目前研究较多的特定根系分泌物是禾本科作物在缺铁情况下分泌的麦根酸类植物铁载体(PS),其对难溶态铁具有很强的配合能力,能和 Fe³⁺ 形成稳定的配合物,从而增加作物对铁的吸收^[37],缓解作物的缺铁胁迫。植物铁载体对重金属 Cd、Zn、Cu 和 Mn 也有较强的活化能力,能够和重金属离子形成比较易溶的配合物或促进难溶态重金属溶解。李花粉等^[21]研究表明,小麦和水稻在缺 Fe 条件下根分泌的植物铁载体,能够活化根际难溶态 CdS,从而促进其对难溶态 Cd 的吸收,小麦分泌麦根酸类植物铁载体对难溶态 Cd 活化能力强于水稻^[24]。根系分泌物活化 Cd 等重金属的可能机理是通过络合溶解、酸溶解和还原溶解等作用,苹果酸、柠檬酸等有机酸可以和 Cd 等重金属形成稳定的络合物从而促进其溶解。另外,根-土界面氧化-还原电位较土体低,易使 Fe、Mn 等变价金属发生还原反应,提高其有效性^[25]。

根系分泌物主要是通过影响 Cd 在根-土界面上的吸附-解吸、配位-解离等反应来影响 Cd 在根-土界面上的生态化学行为。草酸、乙酸和柠檬酸等小分子量有机酸在浓度较低(<1 mmol·L⁻¹)时,Cd 的吸附量随着有机酸浓度的增加而增加;超过一定范围后,Cd 的吸附量逐渐降低^[45]。不同类型的土壤由于土壤的理化和生物学性质相差很大,其根系分泌物种类和数量也有差别,对 Cd 的吸附-解吸行为产生的影响也不同。黄棕壤根-土界面吸附 Cd 量较非根-土界面增加,而红壤则表现出相反的趋势^[46]。根系分泌物各组分均可与重金属发生配位反应,但作用效果不同。根系分泌物中的低分子量有机酸能和土壤中的 Cd 发生配位反应形成“Cd-低分子量有机酸”复合物,促进土壤 Cd 释放和植物对 Cd 的吸收和积累^[14,18,33]。高分子量的粘胶物质能够与 Cd²⁺、Pb²⁺ 等重金属离子竞争性结合,使它们滞留在根外。粘胶状物质主要为多糖,Cd 等重金属可以取代粘胶状物质中的 Ca²⁺、Mg²⁺ 等离子,作为连接糖醛链的桥,也可以与支链上的糖醛酸

分子基团结合.粘胶包在根尖外面,充当 Cd 等重金属向根系转移的“过滤器”, Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 等重金属离子在粘胶中的移动因配位反应而受阻^[20],从而阻碍作物对 Cd 的吸收.

根系分泌物影响根-土界面 Cd 的生态化学行为, Cd 的存在也会改变根系分泌物的数量和组成,根系分泌物组成成分或数量的变化可减弱 Cd 等重金属的毒性,并减轻植物受毒害的程度,这是植物的一种自我保护机制.王宏镔等^[40]研究表明,随着 Cd 浓度的增加,小麦有机酸的总量呈增加趋势. William 等^[8]研究发现,小麦在水培和砂培条件下发生 Cd 胁迫时,低浓度处理($0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时,氨基酸分泌量相应增加,但高于一定的浓度后,氨基酸分泌量和次生代谢物种类减少, H^+ 的分泌量也减少. Ma 等^[29]研究指出,荞麦在 Al 毒胁迫下,根系会分泌大量草酸,并与 Al^{3+} 络合形成草酸铝化合物,减轻 Al 的毒害.

由于根系分泌物成分复杂,种类繁多,且难以收集,有关根系分泌物影响下 Cd 在根-土界面的生态化学行为研究较少,目前见于报道的多采用水培或是砂培的方法,这与田间条件相差很大.也有人采用土培的方法,但因根系分泌物较难收集,且易被微生物分解,实验结果的参考价值有限.缺乏统一的根系分泌物的分析方法使实验结果之间难以进行比较.随着根系分泌物分析方法的不断完善,有关这方面的研究有必要进一步深入.

3 根-土界面 Cd 的生态毒理效应

3.1 根-土界面 Cd 的微生物生态毒理效应

根-土界面微生物的数量和生物量明显不同于土体微生物.根际有充足的能源和碳源供应,根-土界面微生物的数量远远大于非根-土界面,是非根-土界面的 5~40 倍,表现出这种根-土界面效应最明显的是细菌,其次是真菌和放线菌.根-土界面微生物的个体也较大.以细菌为例,细胞直径 $< 0.30 \mu\text{m}$ 的细菌在根-土界面占 20%,而在土体的则占 63%,直径 $> 0.5 \mu\text{m}$ 的细菌在根-土界面占 30%,而在非根-土界面仅占 6%^[30].

Cd 等重金属污染能够明显影响土壤微生物的生物量和群落结构^[2,4,15], Pennanen 等^[32]的研究进一步证实了这一结论.王秀丽等^[41]研究了 Cd 及 Cu、Zn、Pb 等重金属复合污染对土壤微生物群落的影响,结果表明,复合污染显著降低微生物的生物量、微生物商(土壤微生物生物量碳和总有机碳量的比值)和微生物 N/全 N 比,降低了细菌、真菌和放线菌菌落数,改变了微生物的群落结构.张倩茹等^[52]的研究也表明,乙草胺-铜复合污染明显降低土壤土著细菌的总数以及固氮菌、硅酸盐细菌和矿化磷细菌活菌量.不同重金属对微生物的毒害程度不同, Kennedy 等^[17]总结出重金属的毒性顺序为: $\text{Ag} > \text{Hg} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Zn}$, 但该顺序可因生物种类的不同而略有差异. Khan 等^[19]发现, Cd 及 Zn、Pb 的加入导致微生物生物量下降,其毒性大小的顺序为 $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb}$.

当植物系统发生 Cd 等重金属胁迫时,根际微生物会发

生相应的反应来转化或吸收这些重金属,减轻其毒害程度.根际微生物转化或吸收 Cd 等重金属的途径主要有^[34,44]:1) 分泌有机物质来吸附、溶解或螯合 Cd 等重金属,例如有些微生物在代谢过程中能产生柠檬酸、草酸等产物,这些物质都能与 Cd 等重金属螯合形成螯合物或草酸盐沉淀;2) 微生物的细胞壁及粘液层可直接参与 Cd 等重金属在土壤中发生的吸附、固定反应;3) 根际微生物的生理活动释放出大量 CO_2 溶于土壤溶液中,降低土壤的 pH;4) 根际微生物的生理活动产生 H_2S , 与 Cd 等重金属形成难溶的硫化物,降低其生物学毒性;5) 通过改变根际土壤的团粒结构和理化性质等方式来吸收或固定 Cd 等重金属.

有些微生物及某些藻类能产生胞外聚合物,其具有大量的阴离子基团,可与 Cd 等重金属发生配位或螯合反应,起到解毒的作用.有研究表明,金黄色葡萄球菌体内具有一种特殊的排 Cd 系统,可在 ATP 的作用下,以 $\text{Cd}^{2+}/2\text{H}^+$ 对输的形式,将体内的 Cd 排出体外^[44].在对菌根植物的研究中发现,菌根能增加植物对 Cu、Zn 的吸收,同时交换态 Cu 高于非根际土壤,而交换态 Cd 则表现为下降的趋势^[11].

根-土界面微生物的生命活动十分旺盛,构成了根-土界面微区域物质循环的主动力,对整个土壤-植物系统的物质循环发挥重要作用^[4,57].一旦土壤发生 Cd 污染, Cd 就会通过根-土界面进入植物体,从而进入生态系统的物质大循环,微生物在这个过程中起到了很大的作用^[55].微生物的变化能较早地预测土壤养分及环境质量的变化,被认为是比较有潜力的敏感性生物指标^[35].因此,研究 Cd 对微生物的生态毒理、微生物在 Cd 胁迫下的生理活动和群落变化等对指示 Cd 污染程度及 Cd 污染的控制尤为重要.

3.2 Cd 对根-土界面酶的生态毒理作用

根-土界面酶的活性通常高于非根-土界面,这与微生物活性密切相关.植物生长期间根系向外界环境释放大量有机、无机物质和生长激素,充足的物质供应有利于根-土界面微生物的生长发育,使其保持旺盛的生命力,从而大大提高根-土界面酶的活性及数量. Dakora 等^[7]用特殊的装置研究了根际硝酸还原酶活性,结果表明,水稻根-土界面的硝酸还原酶活性是无根土壤的 14 倍.

Cd 等重金属胁迫下土壤酶活性的变化是探讨生物对其污染响应较有前途的研究方法,它能详细阐述 Cd 等重金属离子对物质分解过程的影响. Cd 对酶活性的影响因土壤类型、重金属浓度、酶种类和不同复合污染类型而异.不同类型土壤的有机质、腐殖质和粘粒含量不同,而土壤酶一般被粘粒吸收或与腐殖质分子结合形成有机、无机胶体,这是酶在土壤中存在的主要形式.当土壤-植物系统发生 Cd 等重金属毒害时,大多数重金属会与土壤粘粒和有机质等发生吸附作用,以吸附态存在,使其毒性降低,对酶起到一定的保护作用,这种保护作用的大小取决于粘粒和有机质含量的高低.粘粒和腐殖质含量越低,对酶所起的保护作用越小,酶活性下降越大. William 等^[8]研究表明,当发生 Cd 等重金属污染时,砂土土壤酶活性比粘质土壤受抑制程度大.刘霞等^[26]在

研究河北主要土壤中重金属 Cd、Pb 形态与土壤酶的关系后认为,相对于潮褐土, Cd 对粘粒含量相对较低的潮土中的过氧化氢酶和碱性磷酸酶活性抑制作用较大. Morenoa 等^[31]研究了 Cd 对土壤脲酶、脱氢酶活性及 ATP 含量的影响,结果表明, Cd 对酶活性有明显的抑制作用,但粘粒含量相对较高的土壤酶活性受抑制程度相对较弱. Cd 等重金属对酶活性的抑制作用一般随浓度增加而加强,在低浓度时对酶活性表现出一定的刺激作用.有研究表明,向红壤中投入 Cd 和 Pb,低浓度的 Cd 和 Pb 对酶活性有激活作用;当 Cd 质量分数为 30 mg·kg⁻¹、Pb 质量分数为 750 mg·kg⁻¹时,对脲酶活性具有明显的抑制作用^[12].

不同类型的酶对 Cd 等重金属的敏感程度有较大差别,目前研究较多的是脲酶、转化酶、过氧化氢酶和磷酸酶.其中,脲酶对 Cd 等重金属比较敏感^[48],可以作为土壤 Cd 等重金属污染程度的指示指标,其次是过氧化氢酶.已有研究表明,褐土中土壤脲酶、过氧化氢酶活性与土壤 Cd 含量呈极显著负相关,较适宜作为 Cd 污染程度的评价指标^[49].史长青^[34]研究表明,红壤稻田脲酶活性与 Cd 及 Cu、Zn 等重金属含量呈显著负相关,因此认为脲酶可以作为 Cd 等重金属污染土壤程度的评价指标;而在蔬菜盆栽土壤上模拟 Cd(0~1.0 mg·kg⁻¹)、Pb(0~10 mg·kg⁻¹)污水灌溉,发现蔗糖酶比脲酶对 Cd 等重金属更敏感.这些似乎矛盾的结论,致使目前尚没有形成统一的、可明确作为 Cd 等重金属污染程度的评价指标,这主要是因为酶活性的影响因素较多且较难测定,且方法也不统一,各结果之间难以进行有效比较.今后应进一步完善土壤酶活性的测定方法,寻找统一而完善的土壤污染程度的评价指标体系.不同重金属复合污染对酶活性的影响不同.和文祥等^[10]就 Hg 和 Cd 对土壤脲酶活性的影响研究表明,土壤脲酶活性与 Hg 和 Hg + Cd 浓度呈极显著负相关, Hg 和 Cd 共存的情况下,对脲酶活性表现出微弱的拮抗作用.杨志新等^[48]的研究则表明, Cd、Zn、Pb 复合污染对脲酶活性表现为协同抑制效应,对过氧化氢酶则表现出一定的屏蔽效应或拮抗效应.

4 展 望

根-土界面 Cd 的生态化学行为、微生物生态毒理效应以及对酶的生态毒理过程相当复杂,受多方面因素的影响^[54],其中有一些因素很不固定,且这些因素之间又是相互影响、相互制约的,这更增加了这种复杂性.例如, pH 影响根系分泌物的组成成分和数量,而根系分泌物又导致根-土界面 pH 的变化.尽管有关这方面的工作难度很大,但研究根-土界面 Cd 的生态化学行为对了解 Cd 在土壤-植物系统中的迁移转化至关重要,掌握根-土界面 Cd 的微生物生态毒理效应以及对酶的毒理过程又是进行污染土壤修复的关键^[5, 35, 56].综上所述,今后应着力解决以下科学问题:1)加强 Cd 污染情况下土壤根际酶活性的变化研究,统一规范土壤酶的分析方法,以便于结果之间的比较和借鉴.拓展有关酶的研究手段,从宏观向微观乃至分子水平发展;2)加强 Cd 污染情况下微生

物生态毒理及微生物在 Cd 胁迫下的生理活动及生化反应研究;3)进一步完善有关根系分泌物的收集、分析方法,加强根系分泌物各组分对 Cd 的生态化学行为的影响及机理研究.

参考文献

- 1 Benizri E, Dedourge O, Dibattista LC, et al. 2002. Effect of maize rhizodeposits on soil microbial community structure. *Appl Soil Ecol*, 21(3):261~265
- 2 Brookes PC, Megrath SP. 1984. Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass. *J Soil Sci*, 35:341~346.
- 3 Chen NC, Chen HM. 1992. Chemical behavior of cadmium in wheat rhizosphere. *Pedosphere*, 2(4):363~371
- 4 Chen S-H(陈素华), Sun T-H(孙铁珩), Zhou Q-X(周启星), et al. 2002. Interaction between microorganisms and heavy metals and its application. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 13(2):239~242 (in Chinese)
- 5 Cheng Y(程云), Zhou Q-X(周启星), Song Y-F(宋玉芳), et al. 2002. Comparative study on ecotoxicological indexes of crops exposed to reactive X-3B red dye. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 13(2):133~136 (in Chinese)
- 6 Cieslinski G, Rees van KCJ, Szmigielska AM, et al. 1997. Low molecule weight organic acids released from roots of durum and flax into sterile nutrient solution. *J Plant Nutr*, 20:753~764
- 7 Dakora FD, Phillips DA. 2002. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. *Plant Soil*, 24(5):35~47
- 8 William TF, Johanson JB. 1982. Effect of pH on enzyme stability in soils. *Soil Biol biochem*, 14:433~437
- 9 Grolra V, Plantureux S, Guckert A. 1998. Influence of plant morphology on root exudation of maize subjected to mechanical impedance in hydroponic conditions. *Plant Soil*, 201:231~239
- 10 He W-X(和文祥), Huang Y-F(黄英锋), Zhu M-E(朱铭裴), et al. 2002. Effect of Hg and Cd soil urease activity. *Acta Pedol Sin* (土壤学报), 39(3):412~420 (in Chinese)
- 11 Huang Y(黄艺), Chen Y-J(陈有镛), (陶澍). 2000. Effect of rhizospheric environment of VA-mycorrhizal plants on forms of Cu, Zn, Pb and Cd in polluted soil. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 11(3):431~434 (in Chinese)
- 12 Hu R-G(胡荣桂), Li Y-L(李玉林), Peng P-Q(彭佩钦), et al. 1990. Effects of Cd and Pb on soil biochemical activity. *Agro-environ Protec* (农业环境保护), 9(4):6~9 (in Chinese)
- 13 Jarvis SC, Robson AD. 1983. The effects of nitrogen nutrition of plants on the development of acidity in Western Australian soils I. Effects with subterranean clover grown under leaching conditions. *Aust J Agric Res*, 34:341~353
- 14 Jones DL, Darrah PR, Dochian LV. 1996. Critical evaluation of organic acid mediated iron dissolution in the rhizosphere and its potential role in root iron uptake. *Plant Soil*, 180:57~66
- 15 Jordan MJ, LeChevalier MP. 1975. Effect of zinc-smelter emissions on forest soil microflora. *Can Microbiol*, 21:1855~1865
- 16 Keith H, Oades JM, Martin JK. 1986. Input of carbon to soil from wheat plant. *Soil Biol Biochem*, 18(12):445~449
- 17 Kennedy CD. 1986. The action of divalent Zn, Cd, Hg, Cu and Pb on the transrootpotential and H⁺ efflux of excised roots. *J Exp Bot*, 38:800~817
- 18 Krishnamurti GSR, Cieslinski G, Huang PM, et al. 1997. Kinetics of cadmium release from soils as influenced by organic acids-implication in cadmium availability. *J Environ Qual*, 26:271~277
- 19 Khan KS, Xie ZM, Huang CY. 1998. Effect of cadmium, lead and zinc on size of microbial biomass in red soil. *Pedosphere*, 8:27~32
- 20 Kuang Y-W(旷远文), Wen D-Z(温达志), Zhong C-W(钟传文), et al. 2003. Root exudates and their roles in phytoremediation. *Acta Phytocol Sin* (植物生态学报), 27(5):709~717 (in Chinese)
- 21 Li H-F(李花粉), Zhang F-S(张福锁), Li Ch-J(李春俭), et al. 1998. Effect of exudates on the behavior of heavy metals in the rhizosphere. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), 18(2):199~203 (in Chinese)
- 22 Lin Q(林琦), Chen H-M(陈怀满), Zheng C-R(郑春荣), et al. 2000. Chemical behavior of Cd, Pb and their interaction in rhizosphere and bulk. *J Zhejiang Univ* (Agric Life Sci) (浙江大学学报·

- 农业与生命科学版), 20(5):527~532 (in Chinese)
- 23 Lipton DS, Blanchar RW, Blevins DC. 1987. Citrate, malate and succinate concentration in exudates from P-sufficient and P-stressed *Medicago sativa* L. seedlings. *Plant Physiol*, 85: 315~317
 - 24 Liu W-J(刘文菊), Zhang X-K(张西科), Zhang F-S(张福锁). 2000. The mobilization of root exudates on CdS in rice rhizosphere and their effect on uptake and transport. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 20(3):448~451 (in Chinese)
 - 25 Lu W-L(陆文龙), Cao Y-P(曹一平), Zhang F-S(张福锁). 1996. Role of root-exuded organic acids in mobilization of phosphorus and micronutrients. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 10(3):379~382 (in Chinese)
 - 26 Liu X(刘霞), Liu S-Q(刘树庆), Wang S-A(王胜爱). 2002. The relationship between heavy metals and soil enzymatic activities in the main soils of Hebei Province. *J Hebei Agric Univ* (河北农业大学学报), 25(1):33~37 (in Chinese)
 - 27 Liu W-J(刘文菊), Zhang X-K(张西科). 1999. Effects of iron oxides and root exudates on cadmium uptake by rice. *Acta Pedol Sin* (土壤学报), 36(1):463~468 (in Chinese)
 - 28 Liu Z-Y(刘芷宇). 1987. Trends and effects of the rhizosphere. *World Agric* (世界农业), 8:39~41 (in Chinese)
 - 29 Ma JF, Zheng SJ, Matsumoto H. 1997. Specific secretion of citric acid induced by Al stress in *Cassia tora* L. *Plant Cell Physiol*, 38: 1019~1025
 - 30 Michel M. 1991. Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L. *Nicotiana tabacum* L and *Nicotiana* L. *Plant Soil*, 132:187~196
 - 31 Morenoa JL, Gaicia C, Landib J, et al. 2001. The ecological dose value (ED₅₀) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil. *Soil Biol Biochem*, 33:483~489
 - 32 Pennanen TA, Frostgard HF, Baath E. 1996. Phospholipid fatty acid composition and heavy metal tolerance of soil microbial communities along two heavy metal polluted gradients in coniferous forests. *Appl Environ Microbiol*, 62:420~428
 - 33 Nigam R, Shalini S. 2001. Cadmium mobilisation and plant availability - The impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant Soil*, 230:107~113
 - 34 Shi C-Q(史长青). 1995. Effect of heavy metal pollute to the activity of rice soil. *Chin J Soil Sci* (土壤通报), 26(1):34~35 (in Chinese)
 - 35 Sun B(孙波). 1997. Quality of soil and persistence environment III. The Biology index of evaluating the quality of soil. *Soil* (土壤), 29(5):225~234 (in Chinese)
 - 36 Sun T-H(孙铁珩), Zhou Q-X(周启星), Li P-J(李培军). 2001. Pollution Ecology. Beijing: Science Press. (in Chinese)
 - 37 Takagi SK. 1976. Naturally occurring iron-chelating compounds in oat and rice-root washings. *Soil Sci Plant Nutr*, 22:423~433
 - 38 Takagi SK, Nomoto TT. 1984. Physiological aspect of muginetic acid, a possible phot siderophore of graminaceous plants. *J Plant Nutr*, 7:469~477
 - 39 Tyler G, Ström L. 1995. Differing organic acid exudation pattern explains calcifuge and acidifuge behavior of plants. *Ann Bot*, 75:75~78
 - 40 Wang H-B(王宏斌), Wang H-X(王焕校), Wen C-H(文传浩), et al. 2002. Some detoxication mechanisms of different wheat varieties under cadmium treatment. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), 22(4):526~528 (in Chinese)
 - 41 Wang X-L(王秀丽), Xv J-M(徐建民), Yao H-Y(姚槐应), et al. 2003. Effects of Cu, Zn, Pb and Cd compound contamination on soil microbial community. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), 23(1):22~27 (in Chinese)
 - 42 Wei S-H(魏树和), Zhou Q-X(周启星), Zhang K-S(张凯松), et al. 2003. Roles of rhizosphere in remediation of contaminated soils and its mechanisms. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 14(1):143~147 (in Chinese)
 - 43 Wu Y-Y(吴燕玉), Zhou Q-X(周启星). 1991. Discussion on enactment of soil-environmental quality guidelines for Hg, Cd, Pb and As. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 2(4):344~349 (in Chinese)
 - 44 Xian X. 1989. Effect of pH on chemical forms and plant availability of cadmium, zinc and lead in polluted soils. *Water Air Soil Pollut*, 45:265~273
 - 45 Xie X-M(谢晓梅), Weng L(翁棣). 2003. Effects of organic acids on adsorption characteristics of cadmium on soil minerals. *J Zhejiang Univ* (Agric Life Sci) (浙江大学学报·农业与生命科学版), 29(2):210~214 (in Chinese)
 - 46 Yang Y(杨晔), Chen Y-X(陈英旭), Sun Z-S(孙振世). 2001. Progress on effects of heavy metal pollution in rhizosphere. *Agro-enviro Protec* (农业环境保护), 20(1):55~58 (in Chinese)
 - 47 Yang R-B(杨仁斌), Zeng Q-R(曾清如), Zhou X-H(周细红), et al. 2000. The activated impact of plant root exudates on heavy metals in soils contaminated by tailing of lead-zinc ore. *Agro-Environ Prot* (农业环境保护), 19(3):152~155 (in Chinese)
 - 48 Yang Z-X(杨志新), Liu S-Q(刘树庆). 2000. Effects of single element and compound pollution of Cd, Zn and Pb on soil enzyme activities. *Soil Environ Sci* (土壤与环境), 9(1):15~18 (in Chinese)
 - 49 Yin J(尹君), Gao R-T(高如泰), Liu W-J(刘文菊), et al. 1999. Activities of enzyme and evaluate index of Cd polluted soil. *Agro-Environ Prot* (农业环境保护), 18(3):130~132 (in Chinese)
 - 50 Zhang L(张玲), Wang H-X(王焕校). 2002. Changes of root exudates to cadmium stress on wheat. *Acta Phytoecol Sin* (植物生态学报), 22:496~502 (in Chinese)
 - 51 Zhang F-S(张福锁), Li H-F(李花粉), Yi C-Z(衣纯真), et al. 1999. Effects of organic acids on mobilization of cadmium in soil and cadmium uptake by wheat plant. *Acta Pedol Sin* (土壤学报), 36(1):61~66 (in Chinese)
 - 52 Zhang Q-R(张倩茹), Zhou Q-X(周启星), Zhang H-W(张惠文), et al. 2004. Joint effects of acetochlor and Cu²⁺ on indigenous bacterial communities in phaeozem. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), 24(2):326~332 (in Chinese)
 - 53 Zhou Q-X(周启星). 1995. Ecology of Combined Pollution. Beijing: China Environmental Science Press. (in Chinese)
 - 54 Zhou Q-X(周启星), Cheng Y(程云), Zhang Q-R(张倩茹), et al. 2003. Quantitative analyses of relationships between ecotoxicological effects and combined pollution. *Sci China* (中国科学), 33(6):566~573 (in Chinese)
 - 55 Zhou Q-X(周启星), Huang G-H(黄国宏). 2001. Environmental Biogeochemistry and Global Environmental Changes. Beijing: Science Press. (in Chinese)
 - 56 Zhou Q-X(周启星), Song Y-F(宋玉芳). 2004. Principles and Methods of Contaminated Soil Remediation. Beijing: Science Press. (in Chinese)
 - 57 Zhou Q-X(周启星), Sun S-J(孙顺江). 2002. International trends of applied ecology and its future development in China. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 13(7):879~884 (in Chinese)
 - 58 Zhou Q-X(周启星), Sun T-H(孙铁珩). 2000. Current situation of pollution eco-chemistry and its prospects. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 11(5):795~798 (in Chinese)
 - 59 Zhou Q-X(周启星), Wu Y-Y(吴燕玉), Xiong X-Z(熊先哲). 1994. Combined pollution of Cd and Zn and its ecological effect on rice plant. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 5(4):438~441 (in Chinese)

作者简介 金彩霞,女,1976年生,博士研究生.主要从事镉污染土壤多介质界面过程及其化学动力学研究,发表论文3篇. E-mail: goldencaixia@hotmail.com