

土壤酶学研究进展^①

王理德^{1,2,3,4}, 王方琳^{1,2,3,4}, 郭春秀^{1,2,3,4}, 韩福贵^{1,2,3,4}, 魏林源^{1,2,3,4}, 李发明^{1,2,3,4}

(1 甘肃省治沙研究所, 兰州 730070; 2 甘肃民勤荒漠草地生态系统国家野外观测研究站, 甘肃民勤 733300; 3 甘肃省荒漠化与风沙灾害防治国家重点实验室培育基地, 甘肃武威 733000; 4 甘肃河西走廊森林生态系统国家定位观测研究站, 甘肃武威 733000)

摘要: 土壤酶学是研究土壤酶活性及其相关特性的科学, 是一门介于土壤生物学和生物化学之间的边缘交叉学科。土壤酶在土壤生态系统的物质循环和能量流动方面具有主要的作用。本文综述了土壤酶学发展简史、土壤酶的来源、分类、功能及分布特征等, 总结了土壤理化性质、施肥、放牧、土壤微生物、施用稀土元素、草地生长年限、不同土地利用和耕作方式及其他因素对土壤酶活性的影响, 对于加深理解生态系统中的物质循环、土壤酶的生态重要性以及土壤生态系统退化机理有重要作用。最后, 结合本项目组的研究对土壤酶学的研究前景进行了展望。

关键词: 土壤酶; 酶活性; 研究进展

中图分类号: S154.2

土壤酶学(soil enzymology)是研究土壤酶活性及其相关特性的科学, 是一门介于土壤生物学和生物化学之间的边缘交叉学科^[1]。土壤酶(soil enzyme)作为土壤生态系统的组分之一, 是生态系统的生物催化剂, 也是土壤有机体的代谢动力, 与土壤理化性质、土壤类型、施肥、耕作以及其他农业措施等密切相关, 在土壤物质循环和能量转化过程中起着重要作用。其活性在土壤中的表现, 在一定程度上反映了土壤所处的状况, 且对环境等外界因素引起的变化较敏感, 成为土壤生态系统变化的预警和敏感指标^[2]。它们参与包括土壤生物化学过程在内的自然界物质循环, 既是土壤有机物转化的执行者, 又是植物营养元素的活性库^[3]。土壤中已被鉴定出约 60 种酶活性表明, 土壤酶活性与土壤质量的很多理化指标相关联, 酶的催化作用对土壤中元素(包括碳、氮、磷、硫)循环与迁移有着重要作用^[4]。

土壤养分、土壤结构等理化特征一直被用作表征土壤质量、土壤肥力的指标。但随着气候变化、人口的不断增长, 土地开发利用强度不断加大, 为实现土地资源持续利用和防止土壤退化, 对土壤环境质量的评估和监测越来越重要, 传统的理化指标已难以满足土壤质量健康状况、土壤恢复过程及其恢复潜力研究的需要。特别是 20 世纪 80 年代以来, 广泛分布于青藏高原的高寒草甸生态系统在自然扰动与人为因素

的干扰下, 呈现出明显的退化趋势, 陆地生态系统的退化减少了植被生产力和土壤有机质输入量, 并加快了土壤有机质的分解速率, 加速了土壤生态系统的退化。因此, 用土壤酶活性作为较全面地反映土壤环境、质量和肥力变化, 判别胁迫环境下土壤生态系统退化的早期主要预警指标之一, 对于分析和探讨土壤生态系统结构、功能及其可持续利用将具有重要的现实意义。

1 土壤酶学发展简史

自 1898 年 Wood^[5]首次从土壤中检测出过氧化氢酶活性以来, 土壤酶研究经历了一个较长的奠定和发展时期。20 世纪 50 年代以前为土壤酶学的奠定时期, 许多土壤学者从各种土壤中共检测出了 40 余种土壤酶, 并发展了土壤酶活性的研究方法和理论, 土壤酶研究逐渐发展成一门介于土壤生物学和生物化学之间的新兴边缘交叉学科^[1]。20 世纪 50 至 80 年代中期为土壤酶学迅速发展的时期, 由于土壤酶的检测技术和方法不断改进, 生物化学和土壤生物学取得了巨大的成就, 一些新的土壤酶逐渐被检测出来; 到 80 年代中期, 大约有 60 种土壤酶被检测出来, 土壤酶学的理论体系逐渐完善, 土壤酶活性被作为土壤肥力指标而受到土壤学家的普遍重视^[6]。20 世纪 80 年代中期以后为土壤酶学与林学、生态学、农学和环境科

基金项目: 国家自然科学基金项目(31160264; 41161049)资助。

作者简介: 王理德(1969—), 男, 甘肃民勤人, 博士, 高级工程师, 主要从事草地生态、资源与环境研究。E-mail: wld69@tom.com

学等学科相互渗透的时期,土壤酶学的研究已经超越了经典土壤学的研究范畴,在几乎所有的陆地生态系统研究中,土壤酶活性的检测成了必不可少的测定指标。由于土壤酶活性与土壤生物、土壤理化性质和环境条件密切相关^[7],因而土壤酶活性对环境扰动的响应、根际土壤酶的功能重要性、土壤酶学研究技术以及土壤酶作为土壤质量的指标等成为研究的主攻方向^[8-9]。

2 土壤酶的来源、分类、功能及分布特征

2.1 土壤酶的来源

土壤酶是指土壤中的聚积酶,包括游离酶、胞内酶和胞外酶,主要来源于土壤微生物的活动、植物根系分泌物和动植物残体腐解过程中释放的酶^[10]。1953年 Crewther 与 Lennox^[11]对米曲霉(*Aspergillus oryza*)进行了研究,结果表明,酶是按一定的顺序释放出来的,首先是糖酶和磷酸酶,随后是蛋白酶和酯酶,最后是过氧化酶。一些酶是微生物生长初期阶段释出,一些酶是在生长的后期,当菌丝丛逐渐减少时释出。可见,许多细菌和真菌等微生物能释放出不同的土壤酶。

另有一些学者则倾向于认为土壤酶活性主要来源于高等植物的根系,根系的纤细顶端在其整个生命过程中不断地往土壤中分泌酶,死后则将其酶器富集在土壤里。Wood^[5]首先对有关土壤胞外酶作了报道,指出植物根系能分泌出氧化酶。随后,许多植物生理学家累积的大量资料表明^[12-13],植物根确实能将一些酶分泌至根际土壤,但是,由于技术手段等方面的原因,人们很难区别根际土壤中植物和微生物对于土壤酶活性的贡献。

本课题组研究认为土壤酶在很大程度上起源于土壤微生物,同样它也可能来源于植物和土壤动物^[14]。植物的活根对土壤酶活性具有影响,一方面在于植物根能分泌胞外酶,另一方面也可能是根刺激了土壤微生物的活性。Shkjins^[15]以及后来的 Castellano 和 Dick^[16]与 Dick 和 Deng^[13]的研究都表明,根际土壤比非根际土壤更能增加诸如磷酸酶、核酸酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶、芳基硫酸酯酶和蛋白酶的活性,但是这些研究均不能区分酶是起源于植物根还是起源于土壤微生物。植物残体在分解的过程中也能够向土壤中释放酶,或者在分解的植物细胞组织中保持部分酶的活性。土壤酶也可能来源于土壤动物,已有报道表明,脲酶^[17]、磷酸酶^[18]和转化酶^[19]活性来源于蚯蚓的排泄物,同时蚂蚁对转化酶活性也有一定的贡献^[20]。林区生态系统的土壤酶系主要来源

于动植物的分泌物及其残体的腐解、土壤微生物的分泌等^[21]。

2.2 土壤酶的分类和功能

为有效研究和应用各种酶,国际酶学委员会(International Enzyme Committee)于1961年提出了一个分类系统,按照酶的催化反应类型和功能,将已知的酶分为6大类^[22],即氧化还原酶、水解酶、转移酶、裂合酶、连接酶和异构酶,土壤中酶活性的研究主要涉及前4种酶。

氧化还原酶类(oxidoreductases):主要包括脱氢酶、多酚氧化酶、过氧化氢酶、硝酸还原酶、硫酸盐还原酶等。氧化还原酶是土壤中研究较多的一类酶,由于这些酶所催化的反应大多与获得或释放能量有关,因此在土壤的物质和能量转化中有很重要的地位;它参与土壤腐殖质组分的合成,也参与土壤形成过程,因此对于土壤氧化还原酶系的研究,有助于对土壤发生及有关土壤肥力等问题的了解^[23]。

水解酶类(hydrolases):主要包括蔗糖酶、淀粉酶、脲酶、蛋白酶、脂肪酶、磷酸酶、纤维素分解酶、 β -葡萄糖苷酶、荧光素二乙酸酯酶等。水解酶能水解多糖、蛋白质等大分子物质,从而形成简单的、易被植物吸收的小分子物质,对于土壤生态系统中的碳、氮循环具有重要作用。例如高等植物具有脲酶(urease),能酶促有机质分子中肽键的水解。土壤脲酶活性与全氮呈极显著正相关,与硝态氮、速效磷及速效钾呈极显著负相关,可用土壤脲酶活性表征土壤的氮素状况^[23]。

转移酶类(transferases)和裂合酶类(lyases):主要包括转氨酶、果聚糖蔗糖酶、转糖苷酶、天门冬氨酸脱羧酶、谷氨酸脱羧酶等。这两类酶在土壤物质转化中同样起着重要作用,转移酶不仅参与蛋白质、核酸和脂肪的代谢,还参与激素和抗菌素的合成与转化;直到现在裂合酶在土壤中的活性研究还很少^[14]。

2.3 土壤酶的分布特征

土壤的一切生物化学过程,都是在土壤酶的参与下进行^[24]。随着科学研究的深入,越来越多的实验表明,土壤酶系统是土壤生理生化特性的重要组成部分,它积极参与生态系统中的物质循环与能量转化,是土壤的重要组成部分之一,具有明显的分布特征。

2.3.1 土壤酶的空间分布特征 土壤酶垂直分布具有明显的规律性。它反映了各土层的营养状况,也在一定程度上反映出土壤肥力状况及其生产力水平^[25]。郭明英等^[26]研究表明土壤蛋白酶、转化酶、过氧化氢酶活性均随土层的增加而逐渐降低,而脲酶

活性相反。赵林森和王九龄^[27]试验表明脲酶、蛋白酶、转化酶、碱性磷酸酶的活性在垂直分布上都表现出上层高于下层的规律，过氧化氢酶活性表现出随土层加深而升高。由于研究区状况、研究对象等不同，同一种土壤酶活性表现出不同的变化规律。总的来看，土壤酶活性的垂直分布特征为随土层的增加而逐渐降低(表 1)。赵林森和王九龄^[27]、杨梅焕等^[28]、李林海等^[29]研究结果表明：随土层的加深，过氧化氢酶活性升高或者变化不明显，呈现出与其他酶类不同的响应特征。这是因为过氧化氢酶属氧化还原酶类，其活性大小除与凋落物组成及根系分泌物有关外，土壤环境是影响其分布的重要因素。过氧化氢酶活性在整个剖面上均以草地土壤最低。

草地植物为 1 年生草本植物，其凋落物层较厚，覆盖在土壤表层，大大增加了土壤有机质的含量，并促进了对降雨的截流。草地土壤含水量(13.27%) 和有机质含量(9.57 g/kg) 高于其他林分(10.81% ~13.01% 和 5.85 ~11.53 g/kg)，而这两者的含量越高，土壤环境越易处于还原状态，从而抑制土壤氧化氢酶活性^[29]。另外，由于沙漠化程度的不同等其他土壤环境因素也会导致土壤过氧化氢酶和多酚氧化酶活性变化没有明显规律^[28]。郭明英等^[26]研究表明脲酶活性随土层的增加而逐渐升高和马瑞萍等^[30]研究发现辽东栎群落 0 ~ 10 cm 土层土壤多酚氧化酶活性却低于 10 ~ 20 cm 土层有相似之处，具体原因还待进一步研究。

表 1 土壤酶垂直分布规律
Table 1 Vertical distributions of soil enzymes

文献	过氧化氢酶	脲酶	蔗糖酶	磷酸酶	蛋白酶	转化酶	多酚氧化酶	纤维素酶	β -D 葡糖苷酶
赵兰坡等 ^[25]				↓					
郭明英等 ^[26]	↓	↑			↓	↓			
赵林森和王九龄 ^[27]	↑	↓		↓	↓	↓	↔		
杨梅焕等 ^[28]	↔	↓					↔		
李林海等 ^[29]	↑	↓	↓	↓					
马瑞萍等 ^[30]	↓		↓				↔	↓	↓
罗珠珠等 ^[31]	↓	↓	↓	↓					
王群等 ^[32]	↓	↓		↓			↓		
文都日乐等 ^[32]	↓	↓		↓		↓			
秦燕等 ^[34]	↓	↓	↓						
南丽丽等 ^[35]	↓	↓		↓					
吴旭东等 ^[36]	↓	↓	↓	↓					
高海宁等 ^[37]	↓	↓	↓	↓					
本项目组 ^[14]	↓	↓	↓	↓					

注：↑表示土壤酶活性随土层加深而升高；↓表示土壤酶活性随土层的加深而降低；↔表示土壤酶活性随土层加深变化规律不明显；未标出表示文献中未提及到。

本课题组对石羊河下游退耕区土壤酶活性的研究表明：随着退耕区次生草地自然恢复，土壤过氧化氢酶、蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性均表现出随土壤深度的增加而逐渐减小；同时也发现，0 ~ 10 cm 土层的酶活性在 4 土层(0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30、30 ~ 40 cm)总酶活性中占有较大的比例。该结果与罗珠珠等^[31-37]大部分学者研究得出的土壤酶活性垂直变化的特点相一致。究其原因，由于石羊河下游土壤肥力较差，只有表层有少量的枯枝落叶和腐殖质可以支持微生物的生长，表层温度条件和通气状况良好，一旦遇到降雨，微生物旺盛生长，代谢活跃，使表层的土壤酶活性提高。研究区干旱少雨，自然降雨只能贮藏于土壤表层，随着土壤剖面的加深，土壤水分显著减

少，土壤温度降低，限制了土壤微生物的正常活动及代谢产酶能力。由于这些因素的综合作用，使得土壤酶活性随着土层的加深而逐渐降低，而且，表层土壤酶活性所占比例较大^[14]。

2.3.2 土壤酶的季节动态分布特征 不同季节对各种土壤酶的影响迄今为止，结果不一。一些研究认为，田间土壤酶活性相对稳定^[38]，而有的则认为具有显著的季节性变化^[39]，还有的认为土壤酶活性受生长季节影响较大，但无明显的规律性^[35]。据本项目的观测数据分析，土壤酶的活性在夏季较高，春、秋季较低，冬季达到最低。土壤酶活性的季节变化主要是由土壤水分和温度共同影响的。

张其水和俞新妥^[40]对不同类型混交林林地研究

表明,土壤酶活性以春季较高、夏季最高、秋季稍有下降、冬季最低,这一结果与胡延杰等^[41]在杨树刺槐混交林及纯林土壤中的研究结果相一致。羊草(*Leymus chinensis*)草原土壤过氧化氢酶活性的季节动态呈抛物线型^[42],在大多数群落中各土层的土壤过氧化氢酶活性的最大值均出现在 8 月,最小值出现在 6 月或 10 月^[43]。杨成德等^[44]以东祁连山不同灌丛草地为研究对象,对土壤酶的季节性动态等进行了研究,结果表明:在 3 个灌丛草地,脲酶季节动态表现为从 5 月到 7 月上升,7 月之后下降,最大值出现在 7 月,最小值出现在 11 月;中性磷酸酶在 3 个灌丛草地季节动态差异明显,在杜鹃灌丛草地从 5 月到 7 月略上升,7 月到 9 月显著下降,9 月后显著上升,在金露梅灌丛则为从 5 月到 9 月上升,后下降,而在高山柳灌丛则为从 5 月到 11 月逐渐上升。说明土壤酶活性的季节性变化受环境条件(湿度、温度)影响较大。这是因为土壤酶的主要来源是土壤微生物,土壤微生物总量随着春季温度上升而逐渐增高,最高峰出现在 8 月中旬。随着季节的变化,9 月以后,温度和湿度同步下降,土壤微生物生物量也逐渐下降。因而,土壤酶活性也随着土壤微生物的变化呈现出相应的季节波动。以上结果中土壤酶活性在夏季较高,冬季较低,而且影响其变化的主要因素是土壤水分与温度等,与本项目组的研究相一致。

玛伊努尔·依克木等^[45]对古尔班通古特沙漠生物结皮土壤中酶活性的季节变化研究结果表明:蔗糖酶、碱性磷酸酶、脲酶、过氧化物酶和多酚氧化酶的活性在不同月份差异极显著;蔗糖酶在 4—9 月均保持较高的活性,酶活性在 4 月份最高;碱性磷酸酶、脲酶、多酚氧化酶、过氧化物酶的活性均呈单峰曲线变化,其峰值分别出现在 3—7 月。碱性磷酸酶、脲酶之间,蔗糖酶、多酚氧化酶及过氧化物酶与土壤温度之间,蔗糖酶、脲酶和过氧化物酶与土壤水分之间均具有极显著的正相关关系。微生物生物量氮的增加为脲酶和碱性磷酸酶提供反应底物或能源物质从而增加酶的活性。南丽丽等^[35]以疏勒河流域中游玉门饮马农场不同植被类型(白刺、小麦、苜蓿、孜然和茴香)土壤为研究对象,以荒地作为对照,探讨疏勒河流域绿洲荒漠过渡带不同植被类型条件下土壤酶活性季节变化特征,结果表明:土壤酶活性受生长季节影响较大,但无明显的规律性;5 种植被类型土壤酶活性存在差异,但因季节因素的影响,很难确定哪种植被类型对土壤酶活性的影响最大。因不同植物对外界环境条件的响应是不同的,也就是它们的旺盛生长时间可能有差异,甚至施肥及收获期等都不同,这都

影响了土壤酶的活性。

总之,不同类群土壤酶的季节变化总体趋势与夏季较高,春、秋季较低,冬季达到最低这一结果相同^[40-41]或者似^[42-44],但也有各自类群的特点^[45]。

2.3.3 土壤酶的根际分布特征 国内外大量研究^[13-16,46-48]表明,土壤酶活性的根际分布特征基本相一致,均表现为以植物根系为中心,向四周逐渐减小的变化规律。赵林森和王九龄^[27]通过杨树刺槐混交林试验,揭示多酚氧化酶、过氧化氢酶、脲酶、蛋白酶、转化酶、碱性磷酸酶的活性表现出一定的水平分布规律,即土壤酶离植物根系越近,其活性越高。姚胜蕊和束怀瑞^[46]利用平邑甜茶(*Malus hupenensis*)实生苗为试材,以根际箱为基本研究手段,发现脲酶、转化酶、中性磷酸酶根际土壤酶活性 > 非根际土壤酶活性。梅杰和周国英^[47]对不同林龄马尾松林根际和非根际土壤酶活性进行了对比分析,脱氢酶、过氧化氢酶及脲酶活性根际土壤高于非根际土壤。田呈明等^[48]发现秦岭林区几种主要林型下脲酶、蔗糖酶、纤维素酶的活性与微生物的数量分布呈正相关关系,同一林型根际区域 > 非根际区域。

以上研究表明根际的土壤酶活性大于非根际。这是由于土壤酶活性与土壤微生物分布有着紧密联系的关系,植物在生长过程中创造出了一个微生物的特殊生境,即土壤根系能够直接影响的土壤范围,根际微生物量总是高于非根际微生物量,当微生物受到环境因素刺激时,会不断向周围介质分泌酶,致使根际与非根际的酶活性产生较大差异^[47]。最近,研究者采用荧光原位监测(FISH)和荧光定量 PCR 分析等分子生物学手段证实,微生物在作物根际土壤生物学过程(如氨化、水稻根际甲烷形成等)中起着重要作用^[49],对土壤酶的根际分布起着关键作用。

3 土壤酶活性的影响因子

土壤系统中,一切复杂的生化过程都是在土壤酶的参与下进行的,土壤酶的活性大致反映了土壤生物学过程的相对强度,也是判别土壤肥力与土壤质量的重要指标之一。因而,研究土壤酶活性的影响因子,对于判定土壤质量、探讨土壤微生物-酶-植物系统内的相互关系以及了解个别物种在群落中的地位和作用具有重要意义。

3.1 土壤理化性质

王学娟等^[50]研究表明,连续 3 个生长季(6—9 月)增温,没有明显改变土壤蔗糖酶和纤维素酶的活性,但土壤脲酶活性升高 80.1%,过氧化氢酶活性升高

10.1%。这说明,土壤脲酶与过氧化氢酶的活性对温度很敏感。李林海等^[29]结合野外调查与室内分析研究,认为黄土高原沟壑区小流域坡地土壤的脲酶、蔗糖酶和碱性磷酸酶活性之间呈显著正相关,并与土壤物理性质显著负相关,与土壤化学性质显著正相关;过氧化氢酶活性除与含水量和 pH 正相关外,与其他理化性质呈负相关。夏孟婧等^[51]研究不同用量造纸废水灌溉处理对土壤脲酶、磷酸酶、蔗糖酶、脱氢酶和过氧化氢酶活性的影响,结果表明酶活性与土壤盐碱度显著负相关,与速效磷和微生物生物量碳显著正相关,与有机质和速效氮相关性不显著。王启兰等^[52]对高寒矮蒿草(*Kobresia humilis*)草甸土壤性质及酶活性进行研究,结果表明对 0~20 cm 土层所测的 7 种土壤酶中,土壤有机质和有效钾含量除与多酚氧化酶活性呈显著负相关外,与其余 6 种酶(过氧化氢酶、脲酶、蛋白酶、纤维素酶、转化酶、碱性磷酸酶)活性呈显著正相关;全氮、有效磷、阳离子交换量除与转化酶活性相关性不显著外,与其他 6 种酶呈显著相关;有效氮、全钾含量只与纤维素酶、碱性磷酸酶活性存在显著的相关关系;pH、全磷含量与所测的 7 种酶活性均无明显的相关性。

此外,Guo 等^[53]与 Rousk 等^[54]研究也表明,土壤 pH 失衡导致土壤微生物区系失衡,最终引起土壤酶的变化。在蔬菜大棚种植过程中,水肥高投入可直接引起土壤养分的过度累积,从而引起土壤酶的变化^[53]。

综上所述,土壤积累的腐殖质多,有机质含量高,土壤结构疏松,孔隙比例适当,水热条件和通气状况好,微生物生长旺盛,代谢活跃,呼吸强度加大从而使土壤酶活性较高。土壤容重变大,孔隙度变小,限制了土壤生物的正常活动;pH 升高,土壤微生物生物量也随之下落;土壤温度的降低及土壤水分的减少,限制了土壤微生物的代谢产酶能力。由于土壤理化性质的变化,土壤酶活性也发生了变化。总之,各种土壤理化因子不仅直接影响土壤酶活性的大小,还通过相互之间的作用间接调控土壤酶活性。

3.2 施肥

施肥可以改善土壤理化特性和微生物区系,从而对土壤酶活性产生影响。有机肥料以及化学肥料的施用可明显提高土壤酶活性^[55]。闰双堆等^[56]研究表明,早熟禾(*Poa annua*)草坪中,在氮、磷、钾施用总量相同的条件下,随复混肥中污泥含量的增加,草坪土壤脲酶、蛋白酶、转化酶和磷酸酶活性显著提高,各施肥处理与对照比较差异均达到显著水平。说明无机肥料与适量污泥配施也对土壤酶活性的提高起一定作

用。而施肥对天然草地土壤酶活性的影响,主要体现在施入的氮肥对脲酶活性抑制作用较强,而氮磷肥混施,在一定程度上既能使脲酶活性受到激活,又能使磷酸酶活性受到激活,氮磷肥混施的量为 45 g/m² 时,脲酶与磷酸酶活性最强,而且相应蔗糖酶活性也有所增强^[57]。

3.3 放牧

放牧是草地利用的主要方式之一。放牧家畜主要通过采食、践踏影响土壤的物理结构(如紧实度、渗透率),同时通过采食活动及畜体对营养物质的转化和排泄物归还等影响草地营养物质的循环,导致草地土壤理化性质和酶活性的变化。不同程度的放牧均可导致典型草原土壤中多酚氧化酶和过氧化氢酶活性的增加,轻度放牧使土壤中脲酶、蔗糖酶和蛋白酶活性增加,中度和重度放牧导致此 3 种酶活性降低^[58]。在贝加尔针茅(*Stipa capillata*)草原,放牧显著提高了 0~10 cm 土层中的脲酶活性,而大针茅(*S. grandis*)草原土壤脲酶活性在放牧条件下显著降低,克氏针茅(*S. sareplana* var. *krylovii*)草原土壤脲酶活性则无显著变化。贝加尔针茅、大针茅和克氏针茅群落 0~10 cm 土壤的磷酸酶活性和转化酶活性在放牧压力下均显著增加。而放牧干扰下过氧化氢酶活性在贝加尔针茅群落 0~10 cm 土层中显著降低,在大针茅群落显著升高,而在克氏针茅群落没有发生显著变化^[59]。在高寒草甸草地,随载畜量增加,0~20 cm 土层土壤脲酶、过氧化氢酶和碱性磷酸酶活性均表现为高载畜量区高于中载畜量区和低载畜量区,这可能与“高区”放牧家畜排泄的粪便增加了土壤中的速效养分有关^[60]。

总之,中度放牧压力下不同类型草原土壤酶活性变化各不相同,但整体呈上升趋势,说明适度放牧有利于提高草原土壤酶活性,加强土壤中营养元素的矿质化作用,有利于系统内营养物质循环。

3.4 土壤微生物

土壤微生物是生态系统的重要组成部分,是土壤生态系统的核心,广泛直接或间接参与调节土壤养分循环^[61]、能量流动^[62]、有机质转换^[63]、土壤肥力形成^[64]、污染物的降解及环境净化^[65]等。土壤微生物的种类和组成不同,对土壤酶活性在质和量上都引起差异,特别对土壤脲酶活性影响很大^[21]。土壤脲酶是一种分解含氮有机物的水解酶,普遍存在于真菌中,是植物氮素营养的直接来源。贝加尔针茅草原土壤脲酶活性与土壤中固氮菌、真菌的数量分别具有极显著和显著正相关关系,这与土壤脲酶本身的特性有关^[59]。土壤细菌、真菌、总微生物数量与过氧化氢

酶、脲酶、中性磷酸酶活性呈显著或极显著相关,这在很大程度上反映了微生物量对土壤酶活性的重要影响和贡献^[66]。在伊犁绢蒿(*Seriphidium transiliense*)荒漠退化草地中,土壤细菌数量与脲酶活性呈显著正相关,真菌数量与过氧化氢酶、脲酶活性呈显著负相关^[67]。而真菌所释放的复杂的酶系统能积极参与有机物质的分解,使枯落物中的蛋白质转化成草地植物可直接吸收的可溶性氨基酸和铵盐等,同时它对无机营养的吸收也有显著影响^[68],这些都说明土壤微生物对土壤酶的贡献较大。

3.5 施用稀土元素

在天然草地合理喷施稀土元素可使牧草增产。在牧草生长季合理喷施稀土(质量分数 1000×10^{-6} , 次数 1~2 次, 时间 6—7 月), 土壤磷酸酶的活性有非常明显的提高, 其活性值可由每克对照土壤的平均 5.81 mg P_2O_5 提高到 12.05 mg, 提高幅度在 1 倍左右, 且这种效应可持续 1~2 年。脲酶活性在喷施初期略有提高, 但随后会受到抑制; 转化酶和蛋白酶活性则无显著变化。当喷施稀土的浓度超过 10000×10^{-6} 时, 除磷酸酶外, 上述酶类的活性也均有不同程度的降低。可见, 适量施用稀土元素对草地土壤磷酸酶活性有刺激作用, 一定时期内提高了土壤的供磷能力和有机物转化能力, 并促进牧草生长。但过量施用则产生负面效应, 因此合理施用非常重要^[69]。

3.6 草地生长年限

随着草地生长年限的增加多数酶的活性呈下降趋势。不同生长年限紫花苜蓿(*Medicago sativa*)栽培草地 0~40 cm 土层内, 脲酶、过氧化氢酶、蔗糖酶和淀粉酶的活性在生长 2 年的紫花苜蓿地中均高于生长 5 年的紫花苜蓿地, 纤维素酶活性在生长 5 年的紫花苜蓿地中高于生长 2 年的紫花苜蓿地^[70]。说明随着生长年限的增加多数酶的活性呈下降趋势, 这可能是因为土壤的理化性质逐渐趋于成熟稳定。

根据本项目组 2011—2014 年对民勤地区退耕地自然恢复 1~31 年荒漠草地的研究^[14], 随着退耕区次生草地自然恢复年限的增加, 土壤中酶活性总的趋势是逐渐减小, 但各有不同。过氧化氢酶活性呈现出逐渐减小, 再增大, 最后趋于稳定, 达到相对平衡状态(图 1)。蔗糖酶活性总体表现出波动式增大, 再波动式减小, 最后趋于相对稳定, 达到相对平衡状态(图 2)。脲酶活性呈现出随着植被恢复年限的增加而波动式减小, 最后趋于稳定; 波动幅度比较平稳, 退耕 3 年时, 明显减小, 脲酶活性平均值由退耕 1 年时

的 0.548 7 mg/(g·d) 下降到 3 年时的 0.356 1mg/(g·d), 退耕 4 年时, 恢复到平稳状态, 随着植被的恢复, 最后趋于相对平稳(图 3)。磷酸酶活性呈现出波动式增大, 再波动式减小趋势; 其变化趋势与蔗糖酶很相似, 在退耕 1~3 年, 变化相对平稳, 到第 4 年的时显著增大, 达到了最大值, 随后磷酸酶活性逐渐趋于平稳(图 4)。退耕初期耕作施肥刚刚停止, 有机质和其他相关因子含量较高, 土壤微生物生长旺盛, 土壤酶的活性较强; 随着退耕年限的增加, 土壤湿度减小, 土壤中有有机质和其他因子含量下降, 限制了土壤微生物的正常活动, 土壤酶的活性也随之减小, 并趋于稳定, 达到平衡状态。

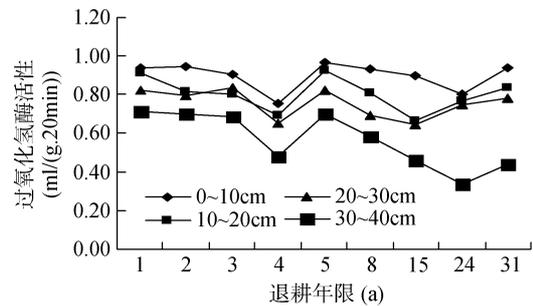


图 1 不同年限退耕地过氧化氢酶活性变化

Fig. 1 Catalase activities of returned-farmlands with different ages

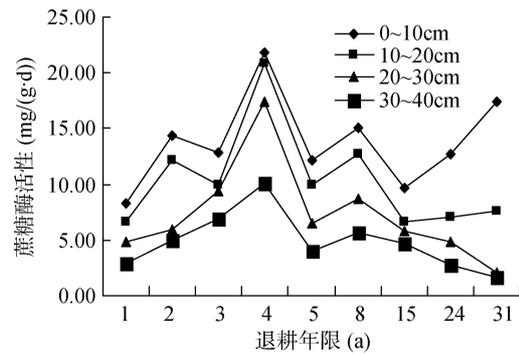


图 2 不同年限退耕地土壤蔗糖酶活性变化

Fig. 2 Sucrase activities of returned-farmlands with different ages

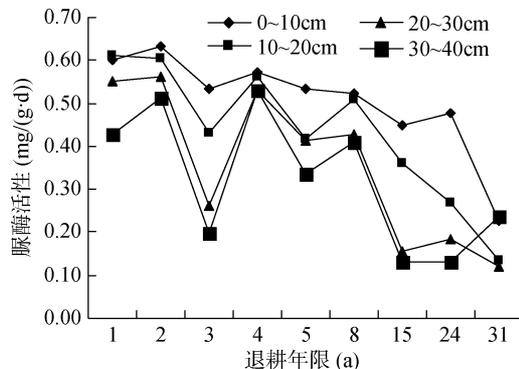


图 3 不同年限退耕地脲酶活性变化

Fig. 3 Urease activities of returned-farmlands with different ages

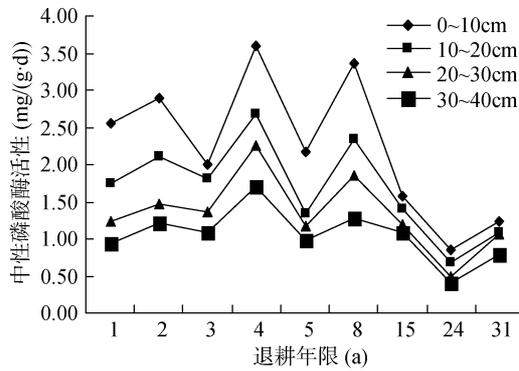


图 4 不同退耕年限土壤中性磷酸酶活性变化

Fig. 4 Neutral phosphatase activities of returned-farmlands with different ages

3.7 不同土地利用和耕作方式

土地利用与耕作方式不同直接或者间接影响土壤酶活性^[71-72]。干热河谷地带土地利用方式对土壤酶活性影响显著,脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、纤维素酶活性总体变化规律相似,水桐树(*Camptotheca acuminata*)土壤酶活性显著高于其他植被土壤,其次是草地和合欢(*Leucaena leucocephala*),花椒(*Zanthoxylum bungeanum*)、玉米(*Zea mays* L.)、甘蔗(*Saccharum sinense*)和桑树(*Morus alba* L.)土壤酶活性最低;过氧化氢酶活性整体变幅不大,玉米、桑树、甘蔗土壤活性低于其他植被土壤;多酚氧化酶活性和其他酶活性变化规律不同,其中桑树和合欢土壤最高^[73]。罗珠珠等^[31]在陇中黄土高原研究了不同耕作方式下土壤过氧化氢酶、脲酶、碱性磷酸酶和蔗糖酶活性在春小麦不同生育时期的动态变化,4种耕作方式包括:传统耕作(T)、免耕(NT)、传统耕作秸秆还田(TS)、免耕秸秆覆盖(NTS),结果表明,NTS可以显著提高耕层0~30 cm土壤过氧化氢酶、脲酶、碱性磷酸酶和蔗糖酶活性,春小麦整个生育期分别比T增加了3.02%、8.74%、20.51%和31.45%;而NT和TS对土壤过氧化氢酶和蔗糖酶活性的效应有一定的阶段性。

另外,亲缘关系较远的作物轮作或填闲有利于微生物繁殖,提高土壤微生物功能和种类多样性,进而影响土壤酶的活性,达到增加目标作物产量的目的。一般来说,这些措施长期效果较短期效果显著。此外,连作年限越久,通过作物轮作或填闲等修复土壤微生物学功能,促进土壤酶的活性,改善作物生长发育需要的年限越久^[74]。

3.8 其他因素

除了上述几种因子对土壤酶活性有影响外,微量元素^[75]、化学污染^[76]、土壤肥力^[77-78]及土壤团聚体的大小^[30]对土壤酶活性也有一定的影响。在农牧交

错带退耕还草草地的土壤酶活性与土壤肥力高度相关^[77]。土壤中可供植物利用的营养元素的多少,与土壤酶活性的高低直接相关。在良好的有机养分状况下,土壤酶活性较高,其对土壤中营养元素的矿质化作用强度愈大,愈有利于系统内的营养物质循环^[78]。马瑞萍等^[30]对辽东柞、狼牙刺、人工刺槐等3种植物群落土壤酶研究结果表明:辽东柞群落和狼牙刺群落土壤团聚体蔗糖酶、纤维素酶、以及β-D葡萄糖苷酶活性在团聚体中表现为:|<0.25 mm 团聚体|>|2~0.25 mm 团聚体|>|5~2 mm 团聚体|>|>5 mm 团聚体|,其多酚氧化酶和过氧化物酶以及人工刺槐群落各种土壤酶活性均表现为2~0.25 mm粒级团聚体中最大。

4 土壤酶学研究展望

1) 土壤是人类生存和发展的重要资源,因此合理利用与保护土壤资源环境,已成为各国学者和政府特别关注的重要任务,将土壤酶活性与土壤生产力及土壤肥力、土壤质量联系起来已取得了一定的成功,但作为土壤科学研究的重点之一,应对土壤酶的存在状态及生化动力学特性给予重视,并且应用土壤酶学知识解决现代环境、农业、生态及其他方面的实际问题,将成为未来土壤酶学发展努力的方向。

2) 伴随着全球变化研究的展开,气候因素变化对土壤生态系统中土壤环境、土壤质量等的影响,引起越来越多国内外研究者的关注。人们希望找到一个综合的酶活性指标,来表征外部管理或环境条件下土壤化学和生物化学的变化。另外,土壤酶活性随土层的增加而逐渐降低,但脲酶活性与多酚氧化酶活性在特定的环境中呈现出与其他酶类不同的响应特征,具体原因还待进一步研究。

4) 土壤酶学的研究工作方兴未艾,土壤脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶活性变化可作为衡量沙漠化环境变化的重要指示性指标,在揭示沙漠化过程及荒漠化防治中值得深入研究,对生态环境的修复及可持续发展具有重要意义。

5) 在生态系统中进行土壤微生物与土壤酶来源、活性的关系研究,有利于土壤酶学的发展。利用先进的土壤微生物研究技术、生物化学技术和分子生物学技术来探讨土壤微生物,尤其是土壤微生物区系、微生物数量、微生物多样性及生物量与土壤酶活性的关系,有助于揭示土壤酶的来源、性质及土壤酶在生态过程中的作用和地位。

参考文献：

- [1] Burns R G, Dick R P. Enzymes in the environment: Ecology, activity and applications[M]. New York: Marcel Dekker, Inc., 2001: 7–22
- [2] Badiane N N Y, Chotte J L, Pate E, et al. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions[J]. Applied Soil Ecology, 2001, 18(3): 229–238
- [3] 和文祥, 朱铭毅. 陕西土壤脲酶活性与土壤肥力关系分析[J]. 土壤学报, 1997, 34(4): 392–398
- [4] 曹慧, 孙辉, 杨浩, 等. 土壤酶活性及其对土壤质量的指示研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2003, 9(1): 105–109
- [5] Wood T G. Field investigations on the decomposition of leaves of *Eucalyptus delegatensis* in relation to environmental factors[J]. Pedobiologia, 1991, 14: 343–371
- [6] 周礼恺. 土壤酶学[M]. 北京: 科学出版社, 1989: 11–34
- [7] Dick R P, Breakwill D, Turco R. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators[M]// Doran J W, Jones A J. Handbook of methods for assessment of soil quality. Madison: SSSA Special Publication 49 Soil Science Society of America Special Publication, 1996: 247–272
- [8] Dick R P. Soil enzyme activities as Indicators of soil quality[M]//Doran J W, Coleman D C, Bezdicek D F. Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: Soil Science Society of America Special Publication, 1994: 107–124
- [9] Dick R P. Enzyme activities as integrative indicators of soil health[M]//Parkhurst C E. Bioindicators of soil health. Oxon, United Kingdom: CAB International, 1997: 121–156
- [10] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986
- [11] Crewther W G, Lennox F G. Enzymes of *Aspergillus oryzae*. III. The sequence of appearance and some properties of the enzymes liberated during growth[J]. Australian Journal of Biological Sciences, 1953, 6(3): 410–427
- [12] Castellano S D, Dick R P. Cropping and sulfur fertilization influence on sulfur transformations in soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 1991, 55(1): 114–121
- [13] Dick R P, Deng S. Multivariate factor analysis of sulfur oxidation and rhodanese activity in soils[J]. Biogeochemistry, 1991, 12: 87–101
- [14] 王理德, 姚拓, 何芳兰, 等. 石羊河下游退耕区次生草地自然恢复过程及土壤酶活性的变化[J]. 草业学报, 2014, 23(4): 253–261
- [15] Shkijns J. History of abiotic soil enzyme research[M]// Burns R G. Soil enzymes. New York: Academic Press, 1978: 51–84
- [16] Castellano S D, Dick R P. Influence of cropping and sulfur fertilization on transformations of sulfur in soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 1991, 55: 283–285
- [17] Syers J K, Sharpley A N, Keeney D R. Cycling of nitrogen by surface-casting earthworms in a pasture ecosystem[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1979, 11: 181–185
- [18] Park S C, Smith T J, Bisesi M S. Activities of phosphomonoesterase from *Lumbricus terrestris*[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1992, 24: 873–876
- [19] Kiss I. The invertase activity of earthworm casts and soils from anthills[J]. Agrokom Talajtan, 1957, 6: 65–85
- [20] Kozlov K A. The role of soil fauna in the enrichment of soil with enzymes [J]. Pedobiologia, 1965, 5: 140–145
- [21] 肖育贵. 不同林型凋落物土壤微生物数量动态的研究[J]. 林业科技通讯. 1996, 17(1): 28–29
- [22] 徐雁, 向成华, 李贤伟. 土壤酶的研究概况[J]. 四川林业科技, 2010, 31(2): 14–20
- [23] 韩福贵, 王理德, 王芳琳, 等. 石羊河流域下游退耕地土壤酶活性及土壤肥力因子的相关性[J]. 土壤通报, 2014, 45(6): 1396–1401
- [24] 张成娥, 陈小丽. 植被破坏前后土壤微生物分布与肥力的关系[J]. 水土保持学报, 1996, 2(4): 77–83
- [25] 赵兰坡, 姜岩. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨[J]. 土壤通报, 1986(3): 138–141
- [26] 郭明英, 朝克图, 尤金成, 等. 不同利用方式下草地土壤微生物及土壤呼吸特性[J]. 草地学报, 2012, 20(1): 42–48
- [27] 赵林森, 王九龄. 杨槐混交林生长及土壤酶与肥力的相互关系[J]. 北京林业大学学报, 1995, 17(4): 1–8
- [28] 杨梅焕, 曹明明, 朱志梅. 毛乌素沙地东南缘沙漠化过程中土壤酶活性的演变研究[J]. 生态环境学报, 2012, 21(1): 69–73
- [29] 李林海, 邱莉萍, 梦梦. 黄土高原沟壑区土壤酶活性对植被恢复的响应[J]. 应用生态学报, 2012, 23(12): 3355–3360
- [30] 马瑞萍, 安韶山, 党廷辉, 等. 黄土高原不同植物群落土壤团聚体中有机碳和酶活性研究[J]. 土壤学报, 2014, 51(1): 104–113
- [31] 罗珠珠, 黄高宝, 蔡立群, 等. 不同耕作方式下春小麦生育期土壤酶时空变化研究[J]. 草业学报, 2012, 21(6): 94–101
- [32] 王群, 夏江宝, 张金池, 等. 黄河三角洲退化刺槐林地不同改造模式下土壤酶活性及养分特征[J]. 水土保持学报, 2012(4): 133–137
- [33] 文都日乐, 李刚, 张静妮, 等. 呼伦贝尔不同草地类型土壤微生物量及土壤酶活性研究[J]. 草业学报, 2010, 19(5): 94–102
- [34] 秦燕, 牛得草, 康健, 等. 贺兰山西坡不同类型草地土壤酶活性特征[J]. 干旱区研究, 2012, 29(5): 870–877
- [35] 南丽丽, 郭全恩, 曹诗瑜, 等. 疏勒河流域不同植被类型土壤酶活性动态变化[J]. 干旱地区农业研究, 2014, 32(1): 134–139
- [36] 吴旭东, 张晓娟, 谢应忠, 等. 不同种植年限紫花苜蓿人工草地土壤有机碳及土壤酶活性垂直分布特征[J]. 草业学报, 2013, 22(1): 245–251
- [37] 高海宁, 张勇, 秦嘉海, 等. 祁连山黑河上游不同退化草地有机碳和酶活性分布特征[J]. 草地学报, 2014, 22(2): 283–290
- [38] Holes W E, Zak D R. Soil microbial biomass dynamics and net nitrogen mineralization in northern hardwood ecosystems[J]. Soil Sci. Soc. Am. J., 1994. 58: 230–243

- [39] Singh J S, Raghubanshi A S, Singh R S, et al. Microbial biomass acts as a source of plant nutrients in dry tropical forest and savanna[J]. *Nature*, 1989, 330: 499–500
- [40] 张其水, 俞新妥. 杉木连栽林地营造混交林后土壤微生物的季节性动态研究[J]. *生态学报*, 1990, 10(2): 121–126
- [41] 胡延杰, 翟明普, 武颀文, 等. 杨树刺槐混交林及纯林土壤酶活性的季节性动态研究[J]. *北京林业大学学报*, 2001, 23(5): 23–26
- [42] 鲁萍, 郭继勋, 朱丽. 东北羊草草原主要植物群落土壤过氧化氢酶活性的研究[J]. *应用生态学报*, 2002, 13(6): 675–679
- [43] 张成霞, 南志标. 放牧对草地土壤微生物影响的研究述评[J]. *草业科学*, 2010, 27(1): 65–70
- [44] 杨成德, 龙瑞军, 陈秀蓉, 等. 东祁连山高寒灌丛草地土壤微生物量及土壤酶季节性动态特征[J]. *草业学报*, 2011, 20(6): 135–142
- [45] 玛伊努尔·依克木, 张丙昌, 买买提明·苏来曼. 古尔班通古特沙漠生物结皮中微生物量与土壤酶活性的季节变化[J]. *中国沙漠*, 2013, 33(4): 1091–1097
- [46] 姚胜蕊, 束怀瑞. 有机物料对苹果根际营养元素动态及土壤酶活性的影响[J]. *土壤学报*, 1999, 36(3): 428–432
- [47] 梅杰, 周国英. 不同林龄马尾松林根际与非根际土壤微生物、酶活性及养分特征[J]. *中南林业科技大学学报*, 2011, 31(4): 46–49
- [48] 田呈明, 刘建军, 梁英梅, 等. 秦岭火地塘林区森林根际微生物及其土壤生化特性研究[J]. *水土保持通报*, 1999, 19(2): 19–22
- [49] Bomberg M, Münster U, Pumpanen J, et al. Archaeal communities in boreal forest tree rhizospheres respond to changing soil temperatures[J]. *Microbial Ecology*, 2011, 62(1): 205–217
- [50] 王学娟, 周玉梅, 王秀秀, 等. 长白山苔原生态系统的土壤酶活性及微生物生物量对增温的响应[J]. *土壤学报*, 2014, 51(1): 166–175
- [51] 夏孟婧, 苗颖, 陆兆华, 等. 造纸废水灌溉对滨海退化盐碱湿地土壤酶活性的响应[J]. *生态学报*, 2012, 32(21): 6 599–6 608
- [52] 王启兰, 王溪, 王长庭, 等. 高寒矮蒿草甸土壤酶活性与土壤性质关系的研究[J]. *中国草地学报*, 2010, 32(3): 51–56
- [53] Guo J H, Liu X J, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 32(7): 1 008–1 010
- [54] Rousk J, Bååth E, Brookes PC, et al. Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil[J]. *The ISME Journal*, 2010, 4: 1 340–1 351
- [55] 施娴, 刘艳红, 张德刚, 等. 猪粪与化肥肥施对植烟土壤酶活性和微生物生物量动态变化的影响. *土壤*, 2015, 47(5): 899–903
- [56] 闰双堆, 玉山, 刘利军. 污泥复混肥对早熟禾草坪草生长性状及土壤酶活性的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2008, 16(5): 1 104–1 108
- [57] 裴海昆. 不同施肥量对天然草地土壤酶活性的影响[J]. *青海畜牧兽医杂志*, 2001, 31(2): 5–16
- [58] 高雪峰, 武春燕, 韩国栋. 放牧对典型草原土壤中几种生态因子影响的研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2010, 24(4): 130–133
- [59] 文都曰乐, 张静妮, 李刚, 等. 放牧干扰对贝加尔针茅草原土壤微生物与土壤酶活性的影响[J]. *草地学报*, 2010, 18(4): 517–522
- [60] 焦婷, 常根柱, 周学辉, 等. 高寒草甸草场不同载畜量下土壤酶与土壤肥力的关系研究[J]. *草业学报*, 2009, 18(6): 98–104
- [61] Petersen D G, Blazewicz S J, Firestone M, et al. Abundance of microbial genes associated with nitrogen cycling as indices of biogeochemical process rates across a vegetation gradient in Alaska[J]. *Environmental Microbiology*, 2012, 14: 993–1 008
- [62] Pratscher J, Dumont M G, Conrad R. Ammonia oxidation coupled to CO₂ fixation by archaea and bacteria in an agricultural soil[R]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108: 4 170–4 175
- [63] Jackson L E, Bowles T M, Hodson A K, et al. Soil microbial-root and microbial-rhizosphere processes to increase nitrogen availability and retention in agroecosystems[R]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4: 517–522
- [64] Hadar Y, Papadopoulou K K. Suppressive composts: Microbial ecology links between abiotic environments and healthy plants[J]. *The Annual Review of Phytopathology*, 2012, 50: 133–153
- [65] Kuzyakov Y, Xu X. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance[J]. *New Phytologist*, 2013, 198: 656–669
- [66] 冯瑞章, 周万海, 龙瑞军, 等. 江河源区不同退化程度高寒草地土壤物理、化学及生物学特征研究[J]. *土壤通报*, 2010, 41(2): 263–269
- [67] 范燕敏, 朱进忠, 武红旗, 等. 对伊犁绢蒿荒漠退化草地土壤微生物和酶活性的研究[J]. *新疆农业科学*, 2009, 46(6): 1 288–1 293
- [68] 焦如珍, 杨承栋, 屠星南, 等. 杉木人工林不同发育阶段林下植被、土壤微生物、酶活性及养分的变化[J]. *林业科学研究*, 1997, 10(4): 373–379
- [69] 赵吉, 廖仰南, 张桂枝, 等. 草原生态系统的土壤微生物生态[J]. *中国草地*, 1999(3): 57–67
- [70] 邵继承, 杨恒山, 张庆国, 等. 不同生长年限紫花苜蓿人工草地土壤酶活性及分布[J]. *草业科学*, 2008, 25(4): 76–78
- [71] 徐福银, 包兵, 梁晶, 等. 城市不同利用区域绿地土壤酶活性特征——以上海市为例[J]. *土壤*, 2014, 46(2): 297–301
- [72] 宋梅, 赵炳梓. 潮土长期雨养对土壤酶活性和微生物功能多样性影响[J]. *土壤*, 2014, 46(5): 825–831
- [73] 薛蕙, 李占斌, 李鹏, 等. 不同土地利用方式对干热河谷地区土壤酶活性的影响[J]. *中国农业科学*, 2011, 44(18): 3 768–3 777
- [74] Tian Y, Liu J, Wang X, et al. Carbon mineralization in the soils under different cover crop and residue management in an intensive protected vegetable cultivation[J]. *Scientia Horticulturae*, 2011, 127(3): 198–206
- [75] 金倩, 刘静, 林立金, 等. 锌铬复合胁迫对大豆根系土

- 壤酶活性的影响[J]. 土壤, 2015, 47(6): 1 139–1 143
- [76] 付玲芳, 李妙玲, 秦华明, 等. 十溴联苯醚对两种土壤酶活性的影响[J]. 土壤, 2014, 46(4): 689–696
- [77] 郭彦军, 韩建国. 农牧交错带退耕还草对土壤酶活性的影响[J]. 草业学报, 2008, 17(5): 23–29
- [78] 唐玉妹, 慈恩, 颜廷梅, 等. 太湖地区长期定位试验稻麦两季土壤酶活性与土壤肥力关系[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 1 000–1 006

Review: Progress of Soil Enzymology

WANG Li-de^{1,2,3,4}, WANG Fang-lin^{1,2,3,4}, GUO Chun-xiu^{1,2,3,4}, HAN Fu-gui^{1,2,3,4},
WEI Lin-yuan^{1,2,3,4}, LI Fa-ming^{1,2,3,4}

(1 *Gansu Desert Control Research Institute, Lanzhou 730070, China*; 2 *Minqin National Station for Desert Steppe Ecosystem Studies, Mingqin, Gansu 733300, China*; 3 *State Key Laboratory Breeding Base of Desertification and Aeolian Sand Disaster Combating, Wuwei, Gansu 733000, China*; 4 *Gansu Hexi Corridor Forest Ecosystem National research station, Wuwei, Gansu 733000, China*)

Abstract: Soil enzymology, as an interdisciplinary between soil biology and biochemistry, aims at studying soil enzyme activities and their associated properties. Soil enzymes play major roles in nutrient cycling and energy flow in soil ecosystem. This paper reviewed the development history of soil enzymology, the sources, classifications, functions and distributions of soil enzymes, etc. and summarized the effects of soil physical and chemical properties, fertilization, grazing, soil microorganisms, rare earth elements, grass growth ages, land use types and other factors on soil enzyme activities. In the end, it prospected the future studies in soil enzymology with the combination of our research progresses in soil enzymes. This paper is useful in deepening the understanding of material cycles in ecosystems, the ecological importance of enzymes, and the degradation mechanism of soil ecosystem.

Key words: Soil enzymology; Enzyme activity; Research progress