

刘兴斌,王月,陈振华,等. 不同膜材包膜尿素对黑土生物学活性的影响[J]. 江苏农业科学,2018,46(19):315-318.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.19.080

# 不同膜材包膜尿素对黑土生物学活性的影响

刘兴斌<sup>1</sup>,王月<sup>1</sup>,陈振华<sup>2</sup>,韩晓日<sup>1</sup>

(1. 沈阳农业大学土地与环境学院/土壤肥料资源高效利用国家工程实验室,辽宁沈阳 110866;

2. 中国科学院沈阳应用生态研究所,辽宁沈阳 110016)

**摘要:**为从土壤生态角度评价不同包膜材料在黑土上应用的安全性,采用为期480 d的土培试验来考察分别以聚乳酸(PLA)、聚丁二酸丁二醇酯(PBS)、聚碳酸酯(PC)为主要膜材的3种包膜尿素对黑土生物学活性的影响。通过不同培养时间和不同考察指标发现,施用不同尿素在短时间内均会对土壤生物学活性产生影响,但随着时间的延长施肥对土壤生物学活性的影响逐渐消失。具体而言,包膜尿素不仅有效延长氮的释放时间,还有助于在较长时间内维持较高的微生物量氮和较低的碳氮比;与施用常规尿素的处理相比,施用PLA、PBS或PC包膜的3种包膜尿素均能有效缓解因施用普通尿素对黑土FDA水解酶、脱氢酶及脲酶产生的影响,施用包膜尿素可以实现土壤中酶活性的相对稳定。由试验结果可知,在黑土土壤上应用PLA、PBS或PC包膜尿素不会对黑土的生物学活性产生不利影响,反而有利于维持土壤生物学活性的稳定,因此在黑土区域可以大力推广采用这3种膜材的包膜肥料。

**关键词:**聚乳酸;聚丁二酸丁二醇酯;聚碳酸酯;生物量碳氮;脱氢酶;脲酶

**中图分类号:** S143.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)19-0315-04

包膜肥料能有效延缓肥料养分释放,提高肥料利用率<sup>[1]</sup>,是顺应国家化肥零增长战略的重要技术之一,但随着包膜肥料大量使用,入土壤的包膜材料是否会对土壤微环境产生不利影响,是当前大力强调农业生态环境可持续发展中不能回避的问题。黑土是我国东北主要土壤类型之一,也是我国最具生产力的宝贵土壤资源,须要倍加珍惜和呵护。施肥会对土壤生物活性产生影响<sup>[2]</sup>,那么施用包膜肥是否会对黑土的生物活性产生不良影响,值得深入了解并对今后包膜肥在该土壤类型上的应用进行可观的评估和科学的指导。

土壤微生物群落的组成和活性对自然或人为扰动,以及一些农业管理措施(如化肥、农药、植物生长调节剂等施用)导致的土壤环境质量变化反应敏感<sup>[3]</sup>,近年来被公认为是对

环境变化最敏感的生物指标之一,同时已被广泛用作指示土壤环境质量变化的早期预警指标。土壤酶对环境或管理因素的变化反应敏感,并具有较好的时效性,已被成功地用于区分许多土壤管理措施<sup>[4]</sup>,尤其在确定污染或严重扰动对土壤健康的影响方面。研究人员普遍认为基本的土壤质量和健康生物指标应当包括微生物生物量和土壤酶活性指标<sup>[5]</sup>。

目前关于不同膜材对黑土生物学活性影响的研究不多。因此,本研究以不同膜材包膜的尿素为样本,以土培试验为手段考察不同膜材包膜的尿素施用后黑土土壤微生物量碳氮、相关酶活性等生化指标的变化,以期对以聚乳酸、聚丁二酸丁二醇酯、聚碳酸酯为主要包膜材料的3种包膜尿素对黑土产生的生物影响作出客观评价,为今后采用这3种包膜材料的包膜肥产品在黑土区的应用推广提供科学依据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 供试材料

大颗粒尿素:山西兰花科技创业股份有限公司化肥分公司生产,粒径为2.5~4.0 mm;包膜材料:聚乳酸购于浙江海正生物制品有限公司;聚丁二酸丁二醇酯购于安徽和兴化工有限公司;聚碳酸酯购于浙江路佳工程塑料有限公司。

收稿日期:2017-05-25

基金项目:国家自然科学基金(编号:41602363);国家科技支撑计划(编号:2013BAD07B03)。

作者简介:刘兴斌(1977—),男,河南新乡人,博士,主要从事新型肥料研究。E-mail:liu\_xingbin@163.com。

通信作者:韩晓日,博士,教授,博士生导师,主要从事新型肥料与现代施肥技术、植物营养与土壤肥力、植物营养诊断、植物营养的土壤化学研究。E-mail:hansxiaori@163.com。

[14]朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境,2000,9(1):1-6.

[15]李书田,金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学,2011,44(20):4207-4229.

[16]徐丽萍,杨其军,王玲,等. 新疆地区农业面源污染空间分异研究[J]. 水土保持通报,2011,31(4):150-153.

[17]叶延琼,章家恩,李逸勉,等. 基于GIS的广东省农业面源污染的时空分异研究[J]. 农业环境科学学报,2013,32(2):369-377.

[18]中华人民共和国环境保护部. 关于印发《国家生态文明建设示

范村镇指标(试行)》的通知[EB/OL]. (2014-01-17) [2016-07-18]. [http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201401/t20140126\\_266962.htm](http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201401/t20140126_266962.htm).

[19]Ulen B,Bechmann M,Folster J,et al. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway,Sweden,United Kingdom and Ireland;a review[J]. Soil Use and Management,2007,23(增刊):5-15.

[20]国家统计局浙江调查总队. 浙江种植业全产业链发展研究[EB/OL]. (2016-12-30)[2017-04-18]. [http://www.zjso.gov.cn/fxyj/201612/t20161230\\_72443.html](http://www.zjso.gov.cn/fxyj/201612/t20161230_72443.html).

包膜尿素:分别以聚乳酸(PLA)、聚丁二酸丁二醇酯(PBS)和聚碳酸酯(PC)3种材料为主要原料,并添加其他助剂和辅助材料制成包膜液,然后在沸腾流化床中对大颗粒尿素进行包膜,制得相应的包膜尿素供土培试验使用。

## 1.2 试验设置

对照(CK)表示不施肥;处理U表示施用大颗粒尿素;处理A表示施用PLA包膜大颗粒尿素;处理B表示施用PBS包膜大颗粒尿素;处理C表示施用PC包膜大颗粒尿素。3种包膜尿素的包膜量均为7%,除CK处理外其余各处理施肥量均为0.46 g/kg。

## 1.3 土壤及部分理化性状

供试黑土采自黑龙江省中国科学院海伦农业生态实验站(47°25' N、126°46' E),土壤pH值为6.17(土与水质量比为1:2.5),土壤有机质含量50.25 g/kg、全碳含量32.06 g/kg、全氮含量2.61 g/kg。

## 1.4 试验实施

试验在沈阳农业大学土地与环境学院土壤肥料资源高效利用国家工程实验室进行。试验具体实施步骤如下:普通尿素和包膜尿素的用量均按1.00 g/kg干土施用,每个处理9次重复。将相当于300 g烘干土的鲜土与肥料充分混匀后装入带有密封盖的塑料盒中(塑料盒上口直径14 cm,底部直径8.9 cm,高6.3 cm),用密封盖封口,并用打孔器在密封盖上均匀打3个通气孔,以使土壤在培养过程中保持充分好氧的条件,然后将塑料盒置于25℃培养箱中恒温培养。培养期间,每间隔3 d放气1 h,并采用称质量法补水1次,使土壤含水量始终保持在田间持水量的60%。试验从2015年4月25日开始,共持续480 d,在土壤培养试验开始后分别于2015年5月25日(培养30 d)、2016年3月30日(培养340 d)、2016年8月17日(培养480 d)取样,每个处理每次取3次重复,分

别测定土壤微生物量碳、土壤微生物量氮的含量以及FDA水解酶、脱氢酶和脲酶的活性。

## 1.5 分析方法

土壤基本理化性质测定采用常规分析方法<sup>[6]</sup>。土壤微生物量C、N测定采用氯仿熏蒸浸提法(CFE),浸提液中的C、N含量用德国产C/N分析仪(TOC Analyzer, Multi C/N 3000, analytikjena, Germany)测定。土壤微生物量N按 $N_{min} = E_N / K_{EN}$ 计算,其中 $E_N$ 为熏蒸和未熏蒸土样的土壤N量之差(单位mg/kg); $K_{EN}$ 为氯仿熏蒸杀死的微生物体中的N被浸提出来的比例,按0.45计算<sup>[7]</sup>。脲酶活性测定采用尿素残留量法<sup>[8]</sup>测定。土壤脱氢酶活性采用2,3,5-氯代三苯基四氮唑(TTC)还原法<sup>[8]</sup>测定。FDA水解酶采用Adam和Duncan's的方法测定<sup>[9]</sup>。

试验数据采用Excel和SPSS 11.5处理,多元方差分析用Duncan's法进行。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同处理土壤微生物量C、N含量以及C/N的动态变化

由表1可知,就微生物量氮而言,在培养30 d时施不同尿素的处理显著高于不施尿素的处理,随着培养时间的延长,各处理微生物量氮的差异逐渐减小。这说明随培养时间的延长,施尿素处理对土壤微生物量氮的影响逐渐减小。在4个施用不同尿素的培养中,普通尿素培养微生物量氮的下降趋势最为明显,而3种包膜尿素培养微生物量氮则没有明显下降,说明施普通尿素处理在培养期间微生物从土壤中获取的氮量下降较快。在3个包膜尿素的培养中PBS包膜尿素处理在培养340 d时土壤微生物量氮高于PLA和PC处理,这与该膜材料包膜效果好<sup>[10]</sup>,在该时间点还有较多的氮养分释放有关系。

表1 黑土微生物量碳、氮含量和碳氮比

处理	培养30 d			培养340 d			培养480 d		
	微生物量N 含量(mg/kg)	微生物量C 含量(mg/kg)	C/N	微生物量N 含量(mg/kg)	微生物量C 含量(mg/kg)	C/N	微生物量N 含量(mg/kg)	微生物量C 含量(mg/kg)	C/N
CK	18.33±0.34c	101.70±12.12a	5.76±0.62a	13.90±2.33c	84.61±16.08a	6.08±0.51a	16.29±5.32a	85.84±8.34b	6.19±1.42a
U	32.44±1.65a	110.00±8.29a	3.42±0.36b	15.32±3.11c	97.22±12.50a	6.59±0.82a	17.17±5.89a	87.70±19.98b	5.74±1.11a
A	29.18±1.77ab	111.26±6.13a	3.82±0.04b	26.64±6.25bc	69.01±11.72a	3.01±1.01a	25.04±5.15a	108.25±8.07ab	4.90±1.25a
B	27.33±1.22b	120.31±8.17a	4.44±0.46b	42.84±2.84a	113.89±8.62a	2.67±0.20b	29.43±0.56a	141.56±14.57a	4.79±0.40a
C	27.82±1.60ab	119.43±6.96a	4.30±0.15b	34.95±5.54ab	111.08±15.27a	3.30±0.50b	25.26±3.79a	118.95±22.27ab	4.72±0.48a

注:同列不同小写英文字母表示各处理在0.05水平上差异显著。

对于微生物量碳,在培养30 d和340 d取样时各处理均无显著差异,说明施用不同尿素对土壤微生物量碳数量的影响不大。在培养480 d时PBS包膜尿素处理显著高于不施尿素和施用普通大颗粒尿素的培养,也高于PLA和PC处理,可能是因为聚丁二酸丁二醇酯降解速度快于聚乳酸的降解速度<sup>[11-12]</sup>,由于PBS膜材料降解速度较快,使土壤微生物可利用的碳源增多,造成微生物量碳有所增加。

从微生物量碳氮的比值可以看出,不施尿素培养3次采样的C/N最为稳定且较大,说明整个培养期间该处理土壤微生物所吸收的氮量基本稳定。在培养30 d时,各施尿素处理的碳氮比均显著低于不施尿素的培养,且4个施用不同尿素的培养间差异不显著,表明在培养30 d时各施尿素处理向土

壤微生物提供的氮量差异不大。在培养时间长达340 d时,PBS和PC处理的土壤微生物量碳氮比显著高于其他处理,表明PLA包膜尿素的氮已经基本释放完毕。在培养时间达到480 d时,各处理微生物量碳氮的比值差异均不显著。

综合微生物量碳、氮和碳氮比可以看出,包膜尿素可以有效延长氮的释放时间,施用包膜尿素有助于在较长时间内维持较高的微生物量氮和较低的碳氮比,由微生物量氮的数据可以看出,对尿素包膜可以使尿素的肥效延长至300 d以上。不同包膜尿素对微生物量氮的影响较大,主要是因不同膜材料性质造成包膜尿素氮素释放效果的差异<sup>[10]</sup>所致;而对土壤微生物量碳几乎没有影响,说明不同包膜材料对土壤碳源供应情况没有明显影响。

## 2.2 不同处理土壤 FDA 水解酶活性的动态变化

研究人员普遍认为 FDA 水解酶活性与微生物活性间的相关性比其他酶更明显,因此 FDA 水解酶能作为快速有效地反映土壤微生物活性的一个指标,近来成为土壤质量和健康质量评价中的生物学指标之一<sup>[9,13-17]</sup>。

由图 1 可以看出,在培养 30 d 时,不施尿素处理和施用不同尿素处理间 FDA 水解酶活性差异均不显著,说明在施肥初期黑土 FDA 水解酶活性受到施肥的影响较小,这可能是因为尿素对土壤 FDA 水解酶影响较小,也可能是因为黑土土壤微生物含量丰富,对外界扰动的缓冲能力较强。在培养 340 d 时,施用普通尿素和 PBS 包膜尿素处理的 FDA 水解酶活性显著低于不施尿素处理,而 PLA 和 PC 包膜尿素与不施尿素处理差异不显著。造成这一差异的原因是 PBS 材料在土壤中易于降解<sup>[12]</sup>,在经过长期的培养后,其对土壤 FDA 水解酶活性的影响已经与普通大颗粒尿素处理没有差异。在培养试验进行到 480 d 时,普通尿素处理和 PLA 包膜尿素处理的 FDA 水解酶活性显著低于不施尿素处理,其他处理与不施尿素处理差异不显著,说明随着培养时间的延长,PLA 包膜尿素处理对土壤 FDA 水解酶活性的干扰有所增强,其与聚乳酸在土壤中降解时间较长,随培养时间的延长,聚乳酸降解对黑土 FDA 水解酶的影响逐渐显露出来。

从黑土 FDA 水解酶活性动态变化可以看出,各处理 FDA 水解酶活性总体呈下降趋势,因为土壤在长期培养的过程中,没有其他生物活性物质的培肥作用,造成土壤中 FDA 水解酶活性整体下降<sup>[18]</sup>。综合以上结果可知,与施用普通尿素相比,施用包膜尿素不仅对土壤 FDA 水解酶没有不利影响,还可以有缓解尿素施用对 FDA 水解酶造成的影响,维持 FDA 水解酶的活性。

## 2.3 不同处理土壤脱氢酶活性的变化

土壤脱氢酶是典型的胞内酶<sup>[19]</sup>,脱氢酶的活性能充分反映土壤微生物的活性,对微生物生长代谢有影响的因子都会影响脱氢酶的活性<sup>[20]</sup>。

从图 2 可以看出,尿素的施用对黑土脱氢酶活性有一定的影响。培养 30 d 后的采样中 PLA 和 PBS 包膜尿素处理土壤脱氢酶活性显著高于不施尿素的处理。这表明在培养初

期,氮肥的施用可以有效提高黑土中微生物的活性,导致土壤脱氢酶活性提高。在培养 340 d 时,普通尿素和 PBS 包膜尿素处理脱氢酶活性显著低于不施尿素、PLA 包膜尿素和 PC 包膜尿素处理,结合土壤中微生物量碳、氮的数据可以看出,普通尿素处理由于微生物大量吸收氮营养导致微生物量碳氮比例不协调而影响了土壤脱氢酶的活性,而普通尿素处理是因氮的缺乏造成脱氢酶活性的降低。在培养 480 d 时,各处理脱氢酶活性的差异不显著,说明培养试验进行到本时段,不同氮素释放速率和膜材对黑土产生的影响已经基本消失。

从以上结果可以看出,聚乳酸包膜尿素在培养 30 d 时能有效提高黑土脱氢酶活性,而聚丁二酸丁二醇酯包膜尿素则在培养 340 d 时较不施肥的处理显著降低了土壤脱氢酶活性,但该影响与施用常规尿素处理基本一致。这说明包膜尿素对土壤脱氢酶活性造成的影响不比单施尿素强烈,施用包膜尿素有利于维持土壤微生物活性的稳定。不同膜材不同时段对土壤脱氢酶活性的影响没有规律,这与不同膜材在土壤中发生降解时间和降解产物的不同有关。

## 2.4 不同处理土壤脲酶活性的动态变化

土壤脲酶是酶促尿素水解的专性酶类<sup>[21]</sup>。从图 3 可以看出,不同处理不同培养时期土壤脲酶活性变化规律基本相同。在培养 30 d 时,各施肥处理脲酶活性与不施肥处理间差异均不显著,但 PLA 包膜尿素和 PBS 包膜尿素处理的脲酶活性显著低于施用常规尿素的处理,说明 PLA 包膜尿素和 PBS 包膜尿素处理对脲酶产生的诱导作用远没有尿素产生的诱导作用强烈。3 种包膜尿素处理间差异不显著说明 3 种包膜尿素对脲酶的诱导作用没有显著差异。在培养到 340 d 时,不施尿素、施用普通尿素和 PC 包膜尿素 3 个处理的脲酶活性差异不显著,但显著低于 PLA 和 PBS 包膜尿素处理,说明在此时间点 A 和 B 处理仍有尿素态氮对土壤中脲酶产生诱导作用,且 A 处理对脲酶的诱导作用显著高于 B 处理,也预示着 A、B 处理在此阶段均还有可观的尿素态氮释放到土壤中去。在培养到 480 d 时,不施尿素处理与其他所有施用尿素处理的脲酶活性差异均不显著,说明本时间点包膜尿素中已经没有尿素态氮对脲酶进行诱导,所以各处理脲酶活性趋于一致。

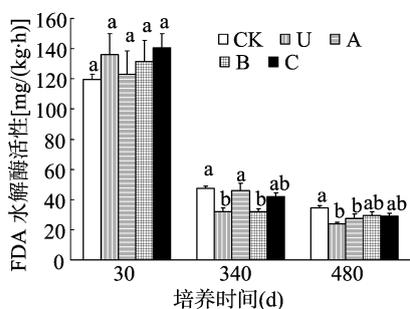


图1 不同处理黑土 FDA 水解酶活性变化

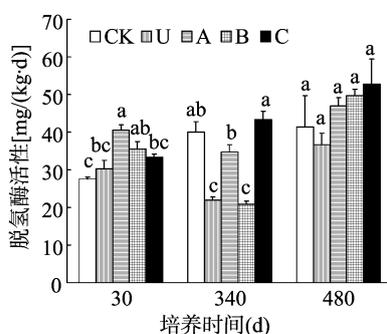


图2 不同处理黑土脱氢酶活性变化

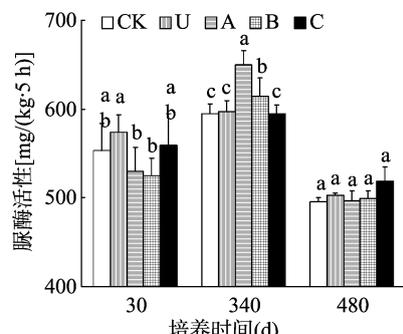


图3 不同处理黑土脲酶活性变化

从试验结果可以看出,施用普通大颗粒尿素及不同膜材包膜大颗粒尿素均不会对土壤中的脲酶活性产生较大影响,且随着培养时间的延长,施用不同尿素造成的土壤脲酶活性差异逐渐消失。

## 3 结论

通过长达 480 d 的培养可以看出,随着培养时间的延长,不施尿素与施用不同尿素处理间各生物活性指标的差异逐渐

消失。具体而言,施用包膜尿素可以有效延长氮的释放时间,有助于在较长时间内维持较高的微生物量氮和较低的碳氮比,不同包膜尿素对微生物量氮的影响较大,而对土壤微生物量碳几乎没有影响。

与施用普通尿素相比,尽管不同膜材包膜尿素在不同时段对 FDA 水解酶、脱氢酶和脲酶的影响会有细微的区别,但施用不同的包膜尿素不仅对这些酶的活性没有负面作用,还能缓解尿素施用对它们造成的不利影响,维持其活性的相对稳定。

通过本试验可以看出,在黑土中施用这3种不同膜材包膜的尿素,不仅能够延长尿素的肥效,还能在一定程度上缓解常规尿素施用对土壤生物活性造成的不利影响。

#### 参考文献:

- [1] 赵秉强,张福锁,廖宗文,等. 我国新型肥料发展的战略研究[J]. 植物营养与肥料学报,2004,10(5):536-545.
- [2] 王晶,解宏图,张旭东,等. 施肥对黑土土壤微生物生物量碳的作用研究[J]. 中国生态农业学报,2004,12(2):118-120.
- [3] 王光华,金剑,徐美娜,等. 植物、土壤及土壤管理对土壤微生物群落结构的影响[J]. 生态学杂志,2006,25(5):550-556.
- [4] 邱莉萍,刘军,王益权,等. 土壤酶活性与土壤肥力的关系研究[J]. 植物营养与肥料学报,2004,10(3):277-280.
- [5] Doran J W. Defining soil quality for a sustainable environment[M]. Madison: Soil Society of America Special Publication,1994:3-234.
- [6] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,2000:146-195.
- [7] Jenkinson D S, Brookes P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass[J]. Soil Biology and Biochemistry,2004,36(1):5-7.
- [8] Tabatabai M A. Methods of soil analysis: microbiological and biochemical properties [M]. Madison: Soil Science Society of American,1994:775-833.
- [9] Adam G, Duncan H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils[J]. Soil Biology and Biochemistry,2001,33(7/8):943-951.
- [10] 刘兴斌,武志杰,陈利军,等. 膜材及喷膜工艺对尿素包膜效果的影响[J]. 农业工程学报,2010,26(4):380-384.
- [11] 赵剑豪,王晓青,曾军,等. 聚丁二酸丁二醇酯在堆肥条件下的生物降解性能研究[J]. 功能高分子学报,2004,17(4):666-670.
- [12] 扈蓉,陈丽琼,黄开胜,等. PLA在受控堆肥条件下的生物降解行为研究[J]. 塑料科技,2012,40(8):68-71.
- [13] 王校常,陆琴,李腊梅,等. 太湖地区典型水稻土 FDA 水解酶活性的剖面分布特征[J]. 植物营养与肥料学报,2006,12(6):834-839.
- [14] Dick R. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health [M]// Pankhurst C E, Doube B M, Gupta V V S R. Biological indicators of soil health. New York: CAB International,1997:121-156.
- [15] 刘叶,邹立,刘陆,等. FDA 水解酶分析法表征近海泥滩微生物活性[J]. 环境科学,2013,34(10):3818-3824.
- [16] 马星竹. 长期施肥土壤的 FDA 水解酶活性[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版),2010,36(4):451-455.
- [17] 李猛,聂洪光,张淑红,等. 有机肥配施氮肥设施菜田 FDA 水解酶活性与肥力相关性研究[J]. 园艺学报,2016,43(5):907-917.
- [18] Nayak D R, Babu Y J, Adhya T K. Long-term application of compost influences microbial biomass and enzyme activities in a tropical Aeris Endoaquept planted to rice under flooded condition [J]. Soil Biology and Biochemistry,2007,39(8):1897-1906.
- [19] Quilchano C, Maraño T. Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils[J]. Biology Fertility of Soils,2002,35(2):102-107.
- [20] Machulla G. Soil microbial indicators and their environmental significance[J]. Journal of Soils Sediments,2003,3(4):229.
- [21] Sajjad M H, Lodhi A, Azam F. Changes in enzyme activity during the composition of plant residues in soil [J]. Pakistan Journal of Biological Sciences,2002,5(9):952-955.
- [2] 王成,魏朝富,邵景安,等. 区域生态服务价值对土地利用变化的响应——以重庆市沙坪坝区为例[J]. 应用生态学报,2006,17(8):1485-1489.
- [3] Tolessa T, Senbeta F, Kidane M. The impact of land use/land cover change on ecosystem services in the central highlands of Ethiopia[J]. Ecosystem Services,2017,23:47-54.
- [4] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature,1989,337(1):3-15.
- [5] 谢高地,鲁春霞,肖玉,等. 青藏高原高寒草地生态系统服务价值评估[J]. 山地学报,2003,21(1):50-55.
- [6] 张骞,高明,杨乐,等. 1988—2013年重庆市主城九区生态用地空间结构及其生态系统服务价值变化[J]. 生态学报,2017,37(2):566-575.
- [7] Radford K G, James P. Changes in the value of ecosystem services along a rural-urban gradient: a case study of Greater Manchester, UK [J]. Landscape and Urban Planning,2013,109(1):117-127.
- [8] 刘英,岳辉. 基于 TM/OLI 影像的杨凌示范区土地利用动态变化研究[J]. 测绘与空间地理信息,2016,39(4):1-3,7.
- [9] 张成扬,赵智杰. 近10年黄河三角洲土地利用/覆盖时空变化特征与驱动因素定量分析[J]. 北京大学学报(自然科学版),2015,51(1):151-158.
- [10] 常春艳,赵庚星,李晋,等. 黄河三角洲典型生态脆弱区土壤退化遥感反演[J]. 农业工程学报,2015,31(9):127-132.
- [11] 赵哲远,马奇,华元春,等. 浙江省1996—2005年土地利用变化分析[J]. 中国土地科学,2009,23(11):55-59,54.
- [12] 井云清,张飞,张月. 基于 CA-Markov 模型的艾比湖湿地自然保护区土地利用/覆被变化及预测[J]. 应用生态学报,2016,27(11):3649-3658.
- [13] 乔伟峰,盛业华,方斌,等. 基于转移矩阵的高度城市化区域土地利用演变信息挖掘——以江苏省苏州市为例[J]. 地理研究,2013,32(8):1497-1507.
- [14] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报,2008,23(5):911-919.
- [15] 谢高地,肖玉,甄霖,等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报,2005,13(3):10-13.
- [16] 曾杰,李江风,姚小微. 武汉城市圈生态系统服务价值时空变化特征[J]. 应用生态学报,2014,25(3):883-891.

(上接第310页)