

卢琳芳,沙之敏,岳玉波,等. 不同类型生态农庄的面源污染调查与分析[J]. 江苏农业科学,2016,44(4):419-423.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.04.119

不同类型生态农庄的面源污染调查与分析

卢琳芳², 沙之敏¹, 岳玉波¹, 许钊葳³, 赵琦¹, 曹林奎¹, 王峰吉⁴

(1. 上海交通大学农业与生物学院, 上海 200240; 2. 福建农林大学经济学院, 福建福州 350002;

3. 上海系统生物医学研究中心, 上海 200240; 4. 福建农林大学作物科学学院, 福建福州 350002)

摘要:从上海市郊区(县)选取6个具有代表性的生态农庄(划分为3种类型:产品型、综合型、服务型)进行水质特征的研究,通过连续监测各农庄的进水、过程水和排水的总氮(TN)、总磷(TP)、铵态氮(NH_4^+)、硝态氮(NO_3^-)、可溶性磷(DP)、pH值、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD_{Cr})8个水质指标,评价农庄水体污染程度,并结合调查计算得到生态农庄面源等标污染负荷。结果表明,产品型农庄水质达到劣V类,综合型农庄水质达到V类,服务型农庄水质达到IV类。不同类型经营模式生态农庄的水体污染程度排序为:产品型>综合型>服务型。产品型农庄以TN为主要污染源,综合型农庄以 COD_{Cr} 为主要污染源,服务型农庄以DO为主要污染源。

关键词:生态农庄;经营模式;水质;监测;调查;污染负荷

中图分类号: X71 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)04-0419-04

农业面源污染是指农村地区在农业生产和居民生活过程中产生的、未经合理处置的污染物对水体、土壤和空气及农产品造成的污染^[1]。农业面源污染是导致目前河流、水库、湖泊等水体质量恶化的重要原因,已成为影响农村生态环境质量的重要污染源^[2]。

生态农庄是以绿色、生态、环保为目标,以资源有效利用为载体,以科技创新为支撑,以市场化运作为手段,集农业生产深加工与观光旅游为一体的规模集约化农业公司^[3]。中国的生态农庄开始于20世纪80年代末,发展至今近30年,已逐渐形成一定规模的农业可持续发展模式,被誉为“绿色产业”^[4]。欧美等发达国家也将生态农庄作为现代农业的市场主体来经营^[5-8]。上海市生态农庄发展为中国领先水平,已趋近成熟^[9]。随着生态农庄发展的不断完善,越来越多上海市民对田园时光加以青睐,生态农庄成为上海市民假期出游的首选。据《上海农业旅游发展报告》,2011年,上海市已建成各类农业旅游景点近200个,其中年接待规模万人以上的农业旅游景点90个,涉农旅游总人数约1500万人次,同比增长12.5%;直接带动各类涉农旅游总收入22亿元,带动农民就业约4.5万人,生态农庄成为上海市农业旅游景点的最主要组成部分^[10]。

生态农庄火热发展的同时,也给环境带来了负面影响。假期大量游客光临,对农庄产生一定量的生活污染,在生态上对生态农庄造成压力^[11]。加上农庄本身在建设、生产、经营过程中所产生的污染令人不容忽视,成为农业面源污染中重要组成部分。丁慧勇等研究表明,经营者为了盈利开发生态

农庄,不惜破坏和改变农庄现有的生态系统,导致生态环境问题的产生^[12]。来自城市的农庄参与者,缺乏生态和环境等方面的素质与观念,人为地破坏和影响生态农庄,致使农庄产生农业面源污染^[13]。调查显示,在已开展生态旅游中,有44%的生态区存在垃圾公害、12%出现水污染、11%有噪声污染、3%有空气污染、11%出现生态资源退化^[14]。

目前,国内外对生态农庄的生态环境研究较少,对生态农庄农业面源污染的数据报告基本没有。本研究根据生态农庄的经营类型,通过监测农庄水质指标,结合对农庄在生产、服务上的调查,评价生态农庄对农业面源污染的贡献强度。旨在为不同类型的生态农庄产生的农业面源污染现状提供科学数据,同时为生态农庄优化产业经营管理及其控制面源污染提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 生态农庄概况

选取上海市6个生态农庄,分别位于金山(A1)、奉贤(A2)、青浦(B1)、崇明(B2)、宝山(C1)、浦东(C2)。A1农庄位于30°55'18"N,121°00'41"E,是产品型生态农庄,以果蔬种植为主,主打绿色健康品牌,产品针对会员的高端有机生产;A2农庄位于30°54'27"N,121°33'24"E,是产品型生态农庄,种植果蔬以常规生产为主,产销面向大众市场;B1农庄位于31°07'31"N,121°07'33"E,是综合型生态农庄,农庄装置生态净水系统,整体划分为种植区、娱乐区、餐饮住宿会务区;B2农庄位于31°43'07"N,121°30'41"E,是综合型生态农庄,主张常规经营,种植与娱乐会务于一体,餐饮住宿采摘互相交织,娱乐活动偏向烧烤、采摘和周边游;C1农庄位于31°25'19"N,121°21'54"E,是服务型生态农庄,农庄内装置生态净水系统,从进水口到排水,河道内均种植有净水功能的水生植物;C2农庄位于30°56'26"N,121°53'32"E,是服务型生态农庄,一般性常规经营,餐饮和住宿是这家农庄的主要经营方向,联排别墅坐落在田园间,主张田园生态趣味。

收稿日期:2015-03-18

基金项目:国家科技支撑计划(编号:2012BAD15B03);博士后56批基金(编号:14Z102060067)。

作者简介:卢琳芳(1989—),女,福建龙岩人,硕士研究生,研究方向为生态农业与休闲产业。E-mail:244171624@qq.com。

通信作者:曹林奎,E-mail:clk@sjtu.edu.cn;王峰吉,E-mail:fengjiwang@126.com。

1.2 试验设计

按照不同经营模式将生态农庄分成3种类型:产品型、综合型、服务型,以农产品生产为主经营的农庄归为产品型,生产和服务各占相当比例经营的农庄归为综合型,以提供休闲服务为主经营的农庄归为服务型。产品型农庄分常规生产、有机生产,综合型、服务型农庄按是否安装生态净水系统装置分为常规处理、生态净水处理。通过对水质指标的监测和对比得出3种类型农庄、常规与有机生产、水质常规和生态净水处理生态农庄农业面源污染情况。按照农庄的水系特征与水系流动方向来选定农庄水源进水口、过程水处、排水的水质监测点,固定采样点以便水样监测,再将各采水点指标监测得出的数据进行分析对比,从中得出各生态农庄的农业面源污染情况。对农庄进行调查,产品型农庄以肥料为对象,综合型农庄以肥料和年客流量为对象,服务型农庄以客流量为对象,计算农庄的等标污染负荷。

1.3 样品采集与测定

水样于每月20日前后采集1次,分别在各农庄的进水口、过程水、排水取样,从2014年4—9月,共6个月。试验设3次重复,每个取样点采集4瓶水样,用专门的取样瓶采集(250 mL/瓶)。水样采集当天立即进行指标监测,监测的指标有:总磷(TP)、可溶性磷(DP)、总氮(TN)、硝态氮(NO_3^-)、铵态氮(NH_4^+)、pH值、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD_{Cr})。其中总磷、可溶性磷、总氮、硝态氮、铵态氮、化学需氧量采用分光光度计测定;总磷、可溶性磷采用过硫酸钾消解-钼酸铵分光光度法,其中可溶性磷需先用0.45 μm 滤膜过滤;总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;硝态氮不需处理,直接用紫外分光光度计测定;铵态氮采用水杨酸分光光度法测定;化学需氧量采用重铬酸盐法测定。pH值根据玻璃电极法,采用pH仪测定;溶解氧根据电化学探头法,采用便携式溶解氧仪在水样采集时进行现场测定^[15]。

1.4 污染负荷核算

在核算农庄面源污染时,为了便于各农庄在对比因素上的平等性,产品型农庄只考虑肥料污染负荷,综合型农庄只考虑肥料污染负荷和生活污水负荷,服务型农庄只考虑生活污水负荷。肥料污染负荷以农庄年施肥量产生污染为参比,生活污水负荷以农庄单位面积污染为参比。结合清单分析法和等标污染负荷法来计算农庄TN、TP的污染负荷^[16]。

化肥污染排放量=化肥施用量(氮肥、磷肥)×流失系数(TN、TP)。流失系数:TN=0.11,TP=0.06^[17]。

有机肥污染排放量=有机肥施用量×(1-有机肥利用率)×有机肥养分含量×流失系数(TN、TP)。有机肥利用率:氮为40%,磷为43%,流失系数=0.04^[18]。

生活污水排放量=农业人口×排污系数×流失系数。排污系数=0.584,流失系数=0.146^[19]。

等标污染负荷=实测浓度/标准浓度×污染排放量。浓度标准值TN=1,TP=0.2^[20]。

1.5 数据分析

本试验采用R语言、SPSS19.0和Excel2007进行数据处理、统计分析及作图^[21-22]。分析步骤是采用R语言进行数据标准化,采用Excel进行数据归一化,以过程水作为参考,将归一化的数据,用排水与进水数据的比值来表征农庄的污染程度,采用SPSS 19.0进行数据整合,采用Excel 2007制图,完成数据分析。

2 结果与分析

2.1 不同类型生态农庄的水质污染特征

2.1.1 生态农庄水体指标的变化特征 生态农庄水体总氮、总磷、化学需氧量、溶解氧浓度在研究时期内的变化趋势见图1。可以看出,在整体趋势上依次为A2农庄>A1农庄>B2农庄>A1农庄>B1农庄>C1农庄>C2农庄,其中A2农庄的各污染

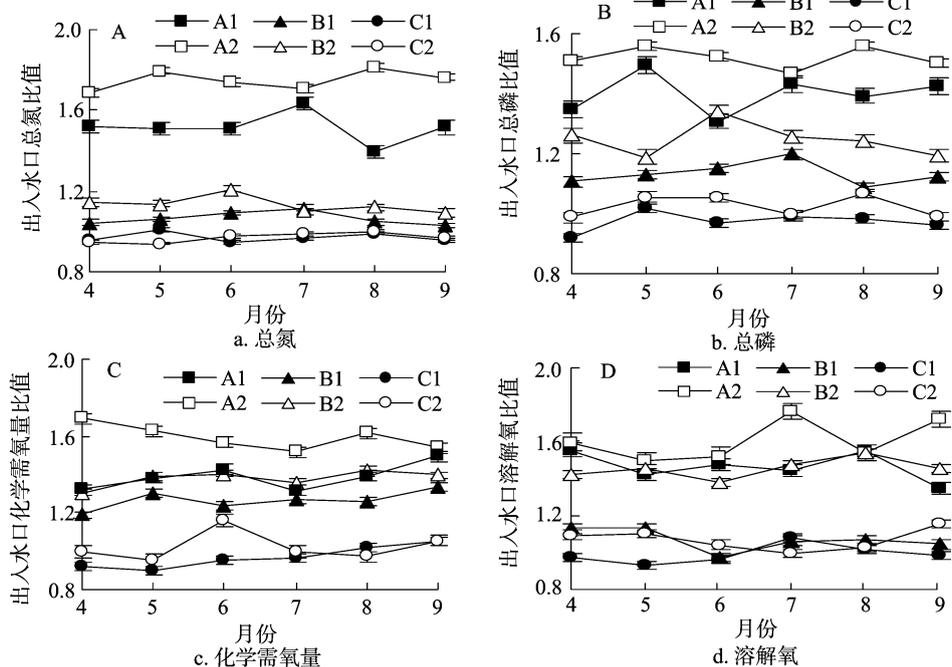


图1 不同生态农庄总氮、总磷、化学需氧量、溶解氧污染变化

指标浓度最高,A类型农庄污染指标浓度远高于其他农庄,表明不同经营模式生态农庄产生的农业面源污染大小依次为产品型农庄>综合型农庄>服务型生态农庄。

2.1.2 常规与有机生产或净水处理的对比 经过数据分析处理得到常规与有机生产或净水处理的生态农庄污染情况。生态农庄 TN、TP、COD_{Cr}、DO 浓度污染情况见图 2,A1 为有机生产农庄,B1、C1 为内置生态净水系统农庄,A2、B2、C2 为常规生产农庄,可以看出,有机生产和内置生态净水系统的生态农庄比常规生产生态农庄所产生的农业面源污染少。生产型生态农庄试验结果表明,有机生产可以缓解农业面源污染产生;服务型、综合型生态农庄试验结果说明,生态净水系统对污染排放有制约作用,净水系统能够改善水体环境质量,减少污染排放。

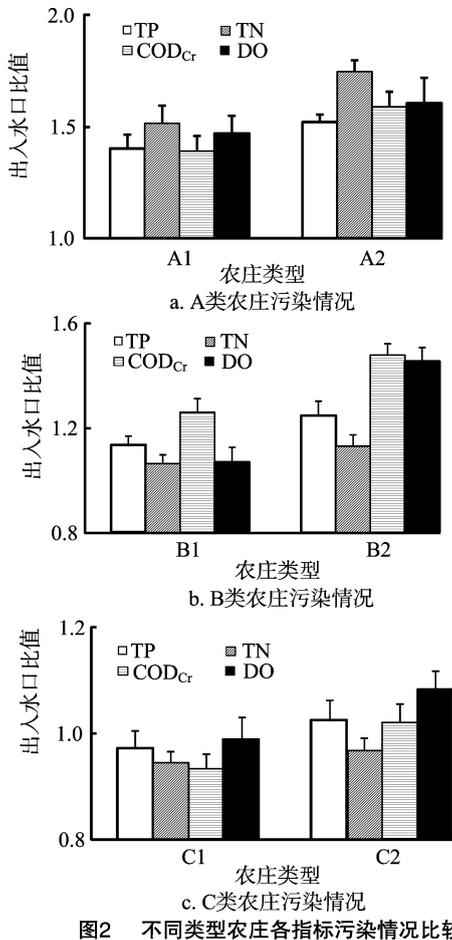


图2 不同类型农庄各指标污染情况比较

2.1.3 不同类型农庄间的指标对比 6个生态农庄不同类型的指标 TN、TP、COD_{Cr}、DO 比值见图 3,试验结果表明,不同经营模式生态农庄产生污染趋势依次为:产品型农庄常规生产>产品型农庄有机生产>综合型农庄常规经营>综合型农庄生态净水装置经营>服务型农庄常规经营>服务型生态农庄生态净水装置经营。产品型生态农庄的 TN 指标的污染较为严重,DO 指标污染次之。综合型生态农庄的 COD_{Cr} 指标的污染较为严重,B2 农庄的 DO 指标污染次之,B1 农庄污染次之的指标为 TP。服务型生态农庄的 DO 指标最高,TP 指标污染次之。

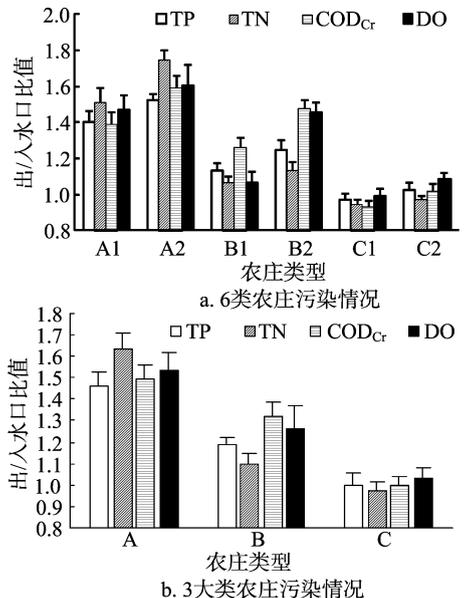


图3 不同类型农庄污染整体情况比较

2.2 生态农庄面源污染调查分析

对生态农庄年施肥量与客流量调查数据进行分析,农庄污染排放量、污染负荷见图 4。对比分析农庄污染排放量和等标污染负荷可知,生态农庄氮磷污染均以氮污染为主,磷污染较少,A1 农庄污染排放较严重,C1 农庄污染排放最小。整体污染负荷大小依次为,A2 农庄>A1 农庄>B2 农庄>B1 农庄>C2 农庄>C1 农庄;表明在整体污染上产品型农庄常规生产>产品型农庄有机生产>综合型农庄常规经营>综合型农庄生态净水装置经营>服务型农庄常规经营>服务型生态农庄生态净水装置经营;不同经营模式生态农庄产生的农业面源污染负荷大小依次为产品型农庄>综合型农庄>服务型生态农庄。

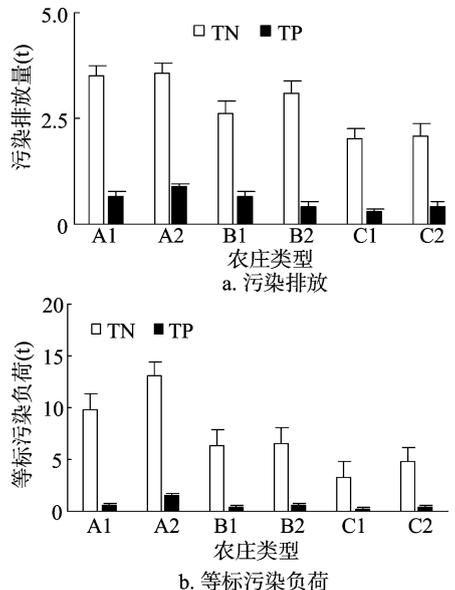


图4 不同类型农庄污染排放量、等标污染负荷情况比较

2.3 生态农庄水质污染评价分析

6个生态农庄6个月3处采集点的水质类型见表1。参照地表水环境质量标准,从试验数据分析得出,在选取的6个

生态农庄中,C1农庄水质达到Ⅱ、Ⅲ类,农庄水质状况良好,B1农庄、B2农庄、C2农庄水质达Ⅴ类,达到Ⅴ类水适用于农业用水区及一般景观要求水域的水平。属于产品型的A1农庄、A2农庄水质在劣Ⅴ水平,已属严重污染。以过程水作为参考,对比进水和排水,在整体水平上,C1农庄经营模式拥有缓解面源污染的功能,生态效益显著;C2农庄、B2农庄、B1农庄对水质环境产生污染,污染程度较明显。A2农庄、A1农庄经营模式水质指标值已超过GB3838—2002《地表水环境质量标准》中Ⅴ类标准相应的标准值,水质对应于其功能已受到严重污染^[16]。综合各农庄水质污染得出:产品型农庄水质达到劣Ⅴ类,综合型农庄水质达到Ⅴ类,服务型农庄水质达到Ⅳ类。

表1 不同类型生态农庄整体水质情况

| 农庄类型 | 供水状况 | 4月 | 5月 | 6月 | 7月 | 8月 | 9月 |
|------|------|----|----|----|----|----|----|
| A1 | 进水 | Ⅴ | Ⅴ | 劣Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ | Ⅳ |
| | 过程水 | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ |
| | 排水 | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ |
| A2 | 进水 | Ⅴ | Ⅳ | Ⅳ | Ⅴ | Ⅳ | Ⅳ |
| | 过程水 | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ |
| | 排水 | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ | 劣Ⅴ |
| B1 | 进水 | Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ | Ⅳ | Ⅴ |
| | 过程水 | Ⅳ | Ⅳ | Ⅳ | Ⅳ | Ⅳ | Ⅲ |
| | 排水 | Ⅴ | Ⅴ | 劣Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ |
| B2 | 进水 | Ⅲ | Ⅲ | Ⅲ | Ⅲ | Ⅳ | Ⅲ |
| | 过程水 | Ⅳ | Ⅳ | Ⅴ | Ⅳ | Ⅴ | Ⅳ |
| | 排水 | Ⅴ | Ⅴ | 劣Ⅴ | Ⅴ | 劣Ⅴ | Ⅴ |
| C1 | 进水 | Ⅳ | Ⅳ | Ⅲ | Ⅲ | Ⅱ | Ⅲ |
| | 过程水 | Ⅲ | Ⅲ | Ⅱ | Ⅲ | Ⅱ | Ⅱ |
| | 排水 | Ⅲ | Ⅳ | Ⅱ | Ⅲ | Ⅱ | Ⅱ |
| C2 | 进水 | Ⅳ | Ⅳ | Ⅲ | Ⅲ | Ⅳ | Ⅳ |
| | 过程水 | Ⅴ | Ⅴ | Ⅲ | Ⅳ | Ⅳ | Ⅲ |
| | 排水 | Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ | 劣Ⅴ | Ⅴ | Ⅴ |

3 结论与讨论

监测和调查结果表明,产品型生态农庄产生农业面源污染最严重,综合型产生农业面源污染大于服务型生态农庄。有机生产所产生的污染小于常规生产,在农庄内装有生态净水系统的水质环境比常规经营、无水质处理的农庄好。许恒周等在有机农业对农业生产环境影响的实证分析中也充分说明有机生产比常规生产对环境影响较小^[23]。

产品型生态农庄污染以TN为主,因进行农业生产时会施用大量氮肥,作物不能有效吸收,会随水流失造成水体氮超标^[24-25]。陈振楼等研究表明,蔬菜地渗漏主要以氮素为主,施肥导致的总氮比不施肥处理的渗漏流失量高33.49 kg/hm²^[26]。寇长林等研究了大棚蔬菜和果园氮素平衡及对地下水的影响,表明部分氮素盈余量随水体流失^[27]。因此产品型生态农庄农业面源污染控制的关键在于化肥施用量的控制。

综合型生态农庄污染以COD_{Cr}为主,因农庄在经营过程中除了在生产时作物秸秆流失和畜禽养殖过程中产生的COD_{Cr}污染外,还包括在服务时旅客在农庄用餐或住宿会务等活动中产生生活垃圾,造成水体COD_{Cr}污染;王辉等对辽河流域的COD_{Cr}污染负荷研究中得出,农村生活和畜禽养殖业COD_{Cr}污染负荷占有所有污染源的56%^[28]。邵雪兰研究表明,休闲农业的推行有缓解总氮、总磷污染的作用,对COD_{Cr}污染

却没有显著效果,COD_{Cr}作为反映水体中有机物污染程度的指标,不少田间试验都表明,其流失量远大于氮、磷^[29],本研究结果与之相似。综合型生态农庄必须控制COD_{Cr}的排放量,可有效缓解农业面源污染。

服务型生态农庄污染以DO为主,原因是农庄侧重餐饮、住宿,游客用餐或住宿产生的生活垃圾在水中分解需要大量的好氧微生物^[30],加上厨房油脂随水流失并残留在水体中,水体受到油脂等有机物污染,耗氧严重,厌氧菌很快繁殖,消减水体中的溶解氧,导致溶解氧污染严重^[31]。服务型生态农庄应该重视水体DO的变化,在农庄经营过程中减少有机物和还原性物质的污染。

生态农庄水体环境质量多居于Ⅴ类和劣Ⅴ类行列,整体水平较差。面对生态农庄所产生的农业面源污染,我们需要及时进行有效措施来防治生态农庄对生态环境的负作用。研究得出3种经营模式中服务型生态农庄产生的污染最少,从生态效益上考虑,农庄在经营模式上应该更多地向服务型农庄发展,以减少农业面源污染的产生。产品型生态农庄应该以有机生产为参考,转变经营模式,改善农庄环境质量,在减少污染的同时重点控制TN的排放;综合型、服务型生态农庄应该重视生态净水系统装置的作用,生态净水系统不仅可以美化农庄环境,更能够为净化水质、保护环境作出贡献。

参考文献:

- [1] 朱兆良,孙波. 中国农业面源污染控制对策研究[J]. 环境保护,2008,8(8):4-6.
- [2] 姜国基. 简析农业面源污染及防治对策[J]. 农业与技术,2014,34(1):240.
- [3] 樊梅,龙勤,王皓. 昆明市生态农庄发展中存在的问题及解决对策研究[J]. 现代化农业,2014,2(2):37-39.
- [4] 安晓宁,王全辉. 关于“都市农业”的概念、功能及其发展战略与对策建议[J]. 调研世界,1998(12):7-9.
- [5] Busby G, Rendle S. The transition from tourism on farms to farm tourism[J]. Tourism Management,2000,21(6):635-642.
- [6] Smit J, Ratta A, Nasr J. Urban agriculture: food, jobs and sustainable cities [M]. New York: the United Nations Development Program,1996.
- [7] United Nation. The development and consequences of population trend [R]. Rome:United Nation,1973.
- [8] Goldstein S. Urbanization in China,1982—1987: effects of migration and reclassification[J]. Population and Development Review,1990,16(4):673-701.
- [9] 鲁芬,明庆忠,李凡,等. 乡村旅游综合体视角下的都市农庄建设研究[J]. 生态经济:学术版,2014(1):296-299.
- [10] 赵磊,徐巍. 上海农庄:资本新宠的风险[J]. 中国经济周刊,2012(17):56-57.
- [11] 姚行正. 浅析旅游业对目的地环境的影响[J]. 企业导报,2014(17):40-41.
- [12] 丁慧勇,牟永铭,刘建阳. 环境友好型生态农庄建设探析[J]. 环境保护,2009,6(6):43-44.
- [13] Scherer P, Pickering C M. Recovery of alpine vegetation from grazing and drought: data from long-term photo quadrats in Kosciuszko National Park, Australia [J]. Arctic Antarctic and Alpine Research, 2005,37(4):574-584.

林春英,李希来,韩辉邦,等. 黄河源区河漫滩湿地土壤和植被变化特征[J]. 江苏农业科学,2016,44(4):423-426.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.04.120

黄河源区河漫滩湿地土壤和植被变化特征

林春英^{1,2}, 李希来², 韩辉邦¹, Jay Gao³, 颜海前¹, 张博越¹

(1. 青海省人工影响天气办公室,青海西宁 810001; 2. 青海大学,青海西宁 810016;

3. 奥克兰大学环境学院,新西兰奥克兰 Symonds 大街 10 号专用邮袋 92091)

摘要:从黄河源区河漫滩湿地地理地形指标、土壤指标和植物群落指标出发,对黄河源区河漫滩湿地土壤和植被变化特征进行研究。结果表明,黄河源区河漫滩湿地土壤偏碱性,随着土层的加深,草土比减小,黄河源区河漫滩湿地土壤为松沙土,土壤含水量随着土层的加深而减少;黄河源区河漫滩湿地主要养分在垂直方向上都表现出上层高于下层的规律;调查的样方内共出现高等植物 23 种,分属于 11 科 21 属,样方内藏嵩草的重要值为 36.87%,禾本科重要值为 10.53%,莎草科的重要值为 27.23%,杂草的重要值为 17.42%,毒草的重要值最低,为 7.95%。

关键词:黄河源区;河漫滩湿地;土壤特征;土壤养分;植被特征

中图分类号: S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)04-0423-04

湿地是由水陆相互作用而形成的特殊自然综合体,是生物多样性最高和生态功能最全面的生态系统之一。湿地是一种兼具水分、土壤、空气、生物等组分的独特复合型生态系统,对全球变化具有较高的敏感性^[1-4],而青藏高原上又发育着世界上独一无二的大面积高寒湿地群^[1,5-7],它们对高原生态环境意义重大。黄河源区是黄河的发源地,此处雪山连绵,河

流、湖泊众多,它是黄河水资源的主要来源地之一,故被称为黄河的“水塔”。黄河源区位于青藏高原的东北部,涉及青海、四川、甘肃 3 省的 6 个州、19 个县,总面积约 13.2 万 km²。该地区位于青藏高原东北部,高原腹地东坡,印度洋高空水汽和滇西、藏东、川西低空水汽相交于此,水汽条件好,使得该地区降水量相对集中且大。该地区流入黄河的主要河流不下 10 条,由于境内多山和河谷,形成了无数小河组成的树枝条水系,河流密布、沼泽众多,是世界上海拔高且湿地分布较集中的地区。近几年,由于全球气温的升高和人类活动的加剧,导致湖泊、沼泽等的严重缩减,生物多样性的丧失等一系列情况的发生,区域内人口数量增加,家畜数量也成倍增长,放牧地点向高海拔的山地迁移,使人为影响或破坏的范围扩大^[8]。2012 年在教育部长江学者和创新团队发展计划——

收稿日期:2015-08-10

基金项目:国家自然科学基金(编号:41161084);青海省科技项目(编号:2013-H-801)。

作者简介:林春英(1978—),女,工程师,主要从事气象及草地生态研究。E-mail:qhryblin@163.com。

通信作者:李希来,教授,博士生导师,主要从事草地生态研究。E-mail:xilai-li@163.com。

[14] 邓爱民. 论生态旅游的可持续发展之路[J]. 现代商贸工业, 2007,19(11):51-52.

[15] 国家环保总局. GB 3838—2002,地表水环境质量标准[S]. 2002.

[16] 彭春瑞. 农业面源污染防治理论与技术[M]. 北京:中国农业出版社,2012:157-158.

[17] 张 导,张 琰,宋学宏,等. 苏州市环太湖农业面源污染调查及控制对策[J]. 农业环境与发展,2009,26(6):71-75.

[18] 殷秀岩,张 璐,宇万太,等. 农业系统中磷肥残效及磷循环研究 III. 投料中磷和氮在饲养-堆腐环中的循环率及有机肥料中养分的利用率[J]. 应用生态学报,1992,3(3):236-239.

[19] 欧维新,高建华,杨桂山. 苏北盐城海岸带陆源氮磷污染负荷估算初探[J]. 生态环境,2006,15(3):495-498.

[20] 李杰霞,杨志敏,陈庆华,等. 重庆市农业面源污染负荷的空间分布特征研究[J]. 西南大学学报:自然科学版,2008,30(7):145-151.

[21] 吴松涛,侯风华,戴 锋. 非线性数据标准化处理过程中的线性近似法[J]. 信息工程大学学报,2007,8(2):250-253.

[22] 马静波. 浅析 ERP 不同数据源归一化处理[J]. 科技资讯,2006(27):18.

[23] 许恒周,肖 屹,吴冠琴. 有机农业对农业生产环境影响的实证

分析[J]. 新疆农垦经济,2007(8):31-34,44.

[24] 张夫道. 化肥污染的趋势与对策[J]. 环境科学,1985,6(6):54-59.

[25] 晏 娟,沈其荣,尹 斌,等. 太湖地区稻麦轮作系统下施氮量对作物产量及氮肥利用率影响的研究[J]. 土壤,2009,41(3):372-376.

[26] 陈振楼,姚春霞,郑祥民. 上海市郊旱作农田氮磷渗漏和径流流失过程的研究[C]. 2005 年全球华人地理学家大会论文摘要集,北京,2005.

[27] 寇长林,巨晓棠,张福锁. 三种集约化种植体系氮素平衡及其对地下水硝酸盐含量的影响[J]. 应用生态学报,2005,16(4):660-667.

[28] 王 辉,栾维新,康敏捷. 辽河流域社会经济活动的 COD 污染负荷[J]. 地理研究,2013,32(10):1802-1813.

[29] 邵雪兰. 农业发展方式对农业面源污染的影响研究[D]. 南京:南京农业大学,2012.

[30] 黄 震,余 静. 长江芜湖段水体中溶解氧现状及其影响因素[J]. 安徽师范大学学报:自然科学版,2005,28(3):348-351.

[31] 马建薇,刘俊良,李 燕,等. 物理因素对白洋淀溶解氧的影响[J]. 中国农村水利水电,2013,8(8):21-24.