

## 杨麦间作系统对太湖流域土壤氮流失的削减效应

褚军<sup>1,2</sup>, 薛建辉<sup>1,2\*</sup>, 金梅娟<sup>3</sup>, 吴永波<sup>1,2</sup>, 侍昊<sup>4</sup>, 徐艺倩<sup>1,2</sup>

(1. 南京林业大学生物与环境学院, 江苏省林业生态工程重点实验室, 南京 210037; 2. 南京林业大学南方现代林业协同创新中心, 南京 210037; 3. 苏州市农业科学院/江苏太湖地区农业科学研究所, 苏州 215155; 4. 江苏省环境监测中心, 南京 210036)

**摘要:** 过量施肥造成的农业面源污染已成为太湖水质下降及富营养化的主要原因之一。该试验在距离太湖湖岸带约1 km的小麦种植区对2种杨麦间作密度(其株距均为2 m, 行距分别为5 m(AS<sub>1</sub>)和15 m(AS<sub>2</sub>))削减土壤氮流失效应进行研究。结果表明: 杨树林冠层对降雨的截留主要集中于4—10月, AS<sub>1</sub>间作密度下林冠层对降雨的截留幅度达8.6%~44.5%。由于林冠层对降雨的再分配作用导致的径流量AS<sub>1</sub>R(去除枯落物: Remove litter)处理显著低于AS<sub>2</sub>R和MSL<sub>0</sub>(单作麦地中未铺设枯落物处理)处理( $P<0.05$ )。在整个小麦生长季, AS<sub>1</sub>S(有枯落物覆盖: Save litter)处理径流中TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N平均浓度、流失量均显著低于MSL<sub>0</sub>( $P<0.05$ )。60 cm土层AS<sub>1</sub>S平均淋溶水量、TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N平均浓度和流失量与AS<sub>2</sub>S、MSL<sub>0</sub>之间均存在显著差异( $P<0.05$ )。在杨树落叶期, AS<sub>1</sub>系统有枯落物覆盖下地表径流量、TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N平均浓度和流失量均显著低于无枯落物处理( $P<0.05$ )。而AS<sub>2</sub>系统有无枯落物覆盖之间差异则不显著( $P>0.05$ )。在去除冠层及枯落物影响后, AS<sub>1</sub>R处理60 cm土层淋溶水量、TN和NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N淋溶流失量均显著低于20 cm土层( $P<0.05$ ), 而MSL<sub>0</sub>系统下20、40、60 cm之间差异均不显著( $P>0.05$ )。由此可见, 株行距为2 m×5 m的杨麦间作密度对地表径流、淋溶及氮流失的削减效应更显著。

**关键词:** 土壤; 氮; 径流; 杨树-小麦间作系统; 淋溶; 林冠层; 枯落物; 根系

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2015.16.023

中图分类号: S792.11; S512.1

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2015)-16-0167-11

褚军, 薛建辉, 金梅娟, 吴永波, 侍昊, 徐艺倩. 杨麦间作系统对太湖流域土壤氮流失的削减效应[J]. 农业工程学报, 2015, 31(16): 167—177. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2015.16.023 http://www.tcsae.org

Chu Jun, Xue Jianhui, Jin Meijuan, Wu Yongbo, Shi Hao, Xu Yiqian. Effects of poplar-wheat intercropping system on soil nitrogen loss in Taihu Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2015, 31(16): 167—177. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2015.16.023 http://www.tcsae.org

## 0 引言

2010年第1次全国污染源普查公报表明, 农业面源污染已成为中国水体污染的主要来源之一, 其中种植业氮流失量约占57.0%<sup>[1]</sup>。过量施肥以及肥料利用率低等因素是导致多余肥料养分通过地表径流、淋溶等途径进入水体<sup>[2-3]</sup>, 并造成面源污染的主要原因之一。太湖流域是中国东部传统的粮食主要生产基地, 同时也是中国氮肥施用量最多的区域之一<sup>[4-5]</sup>。太湖流域部分地区每年氮肥施用量已高达500~600 kg/hm<sup>2</sup><sup>[6-7]</sup>。20世纪60年代至80年代, 太湖水华时有出现, 但持续时间较短, 规模也较小。而自20世纪90年代后, 蓝藻爆发越来越频繁, 涉及水域范围也越来越广。2007年5月, 由于持续高温少雨天气, 太湖水位达50 a来最低, 且富营养化严重, 导

致蓝藻再次爆发, 严重影响了周边城市的饮水安全<sup>[8-9]</sup>。

目前, 针对农业面源污染控制技术的研究多集中于污染源的控制、污染物迁移途径的拦截以及被污染水体的治理修复等方面。在污染源控制方面, 以种植业为例, 可根据作物对养分的需求规律以及土壤性质等特征来对施肥措施进行优化管理<sup>[10-11]</sup>, 也可对传统的耕作制度进行调整<sup>[12-13]</sup>以及通过对土壤性质的改良<sup>[14-15]</sup>来加强土壤对养分的吸持能力, 从而提高肥料的利用效率, 减少肥料的施入量。地表径流和淋溶是氮肥从农田系统中流失的两个直接途径, 其中地表径流中氮的流失量占总流失量的82.0%~93.0%, 而淋溶占7.0%~18.0%<sup>[16]</sup>, 因此, 通过在污染物迁移过程中设置植被缓冲带<sup>[17-19]</sup>、人工湿地<sup>[20-21]</sup>、生态沟渠<sup>[22-23]</sup>等措施来削减养分的流失具有显著的效果。在源头控制、生态拦截等措施基础上, 进一步对水体实施生态修复<sup>[24-25]</sup>, 以达到提高水体自净能力, 改善水质的目的。

农林间作系统作为一种高效的土地利用途径, 已广泛应用于生产实践<sup>[26]</sup>。农林间作系统在水土保持<sup>[27]</sup>、生物多样性保护<sup>[28-29]</sup>等方面发挥着重要作用<sup>[30]</sup>。在农业面源污染治理中, 农林间作系统能够通过林木冠层、枯落物层和根系层对降雨以及地表径流、淋溶产生的土壤养分流失进行有效削减, 从不同空间层次对农田水肥进行优化调节, 减少污染物对流域内关键水体的输出。因此,

收稿日期: 2015-06-14 修订日期: 2015-07-30

基金项目: 国家林业公益性行业科研专项项目(201104002)、国家林业局“948”项目(2014-4-24)、江苏省高校自然科学研究重大项目(12KJA180003)和江苏高校生物学优势学科建设工程项目(2014-PAPD)

作者简介: 褚军, 男, 汉族, 江苏扬州人, 博士生, 从事农业面源污染氮方面的研究。南京 南京林业大学生物与环境学院, 210037。

Email: chujun911@163.com

\*通信作者: 薛建辉, 男, 教授, 博士生导师, 主要从事生物多样性保护和退化生态系统植被恢复方面的研究。南京 南京林业大学生物与环境学院, 210037。Email: jhxue@njfu.edu.cn

近年来农林间作系统被认为是解决农业面源污染的一种有效手段<sup>[31-32]</sup>。本研究选择杨树作为农林间作系统的试验树种主要基于以下几方面考虑：①杨树的速生特性使其对土壤中养分的吸收较其他树种快；②杨树人工林在中国平原地区种植面积大，且易繁殖、适应性强；③在小麦生长初期杨树正值休眠期，对小麦初期的生长发育影响较小；④杨树具有一定的经济价值。本研究试图回答 2 个科学问题：①杨树林冠层、枯落物层和根系层 3 拦截层各自对氮流失的削减作用；②比较 2 种间作密度下氮流失量的差异。本研究为太湖流域农业面源污染的削减及治理提供理论依据。

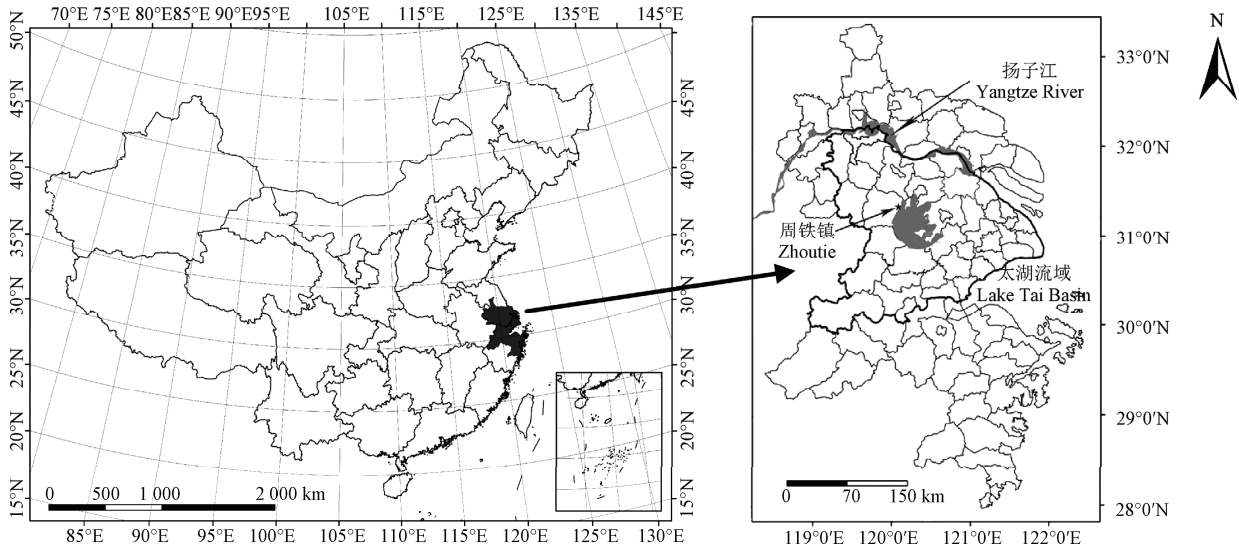


图 1 太湖流域试验样地  
Fig.1 Location of Lake Taihu Lake basin

表 1 试验地土壤理化性质  
Table 1 Soil physical and chemical properties of plots

试验点 Experimental point plot	土壤密度 Soil density/(g·cm <sup>-3</sup> )	全氮质量分数 Total nitrogen content/(g·kg <sup>-1</sup> )	速效氮质量分数 Available nitrogen content/(g·kg <sup>-1</sup> )	有机质质量分数 Organic matter content/(g·kg <sup>-1</sup> )	pH 值 pH value
AS <sub>1</sub> (株行距 2m×5m)	0.87±0.08	1.56±0.16	0.13±0.05	27.8±3.32	5.37±0.06
AS <sub>2</sub> (株行距 2m×15m)	0.88±0.15	1.28±0.26	0.09±0.02	24.0±2.26	5.56±0.15
MS (单作麦地)	0.91±0.13	1.14±0.23	0.08±0.03	23.2±1.96	5.30±0.12

试验地为杨树-小麦间作和单作小麦 2 种植方式，于每年 11 月至翌年 6 月种植冬小麦。杨树树龄为 6 a，平均高度 12.4 m，平均胸径 13.7 cm，杨树平均冠幅东西向约为 6.0 m，南北向约为 4.6 m。试验地管理按当地农民普遍采用的农业管理措施。

1.2 试验设计

试验共设 2 种杨树-小麦间作 (agroforestry system: AS) 密度，其株距均为 2 m，行距分别为 5 m (AS<sub>1</sub>) 和 15 m (AS<sub>2</sub>) 和单作麦地 (CK: monoculture system)。每种种植样地面积均等，为 72 m×17 m=1 224 m<sup>2</sup>。每块样地再平均划分为 12 个小区，为防止各小区之间发生侧渗现象，在每个小区之间用若干个 4.0 m×1.0 m 的 PVC 板隔开，每块 PVC 板高出地表部分 0.2 m，地下部分埋深 0.8 m。紧靠每个小区外侧南北方向分别平行设置一个由水泥和砖块砌成的径流池，长、宽、高均为 1.5 m，径

1 材料与方法

1.1 试验区概况

研究区位于江苏省宜兴市周铁镇沙塘港村 (31°25'N, 120°01'E) (图 1) 距离太湖湖岸带约 1 km 的小麦种植区域，属亚热带季风气候区。年平均温度 15.7℃，夏季最高温度达 40℃，年平均无霜期达 239 d，年平均降雨量为 1 277.1 mm，全年约有 70% 的降雨发生在 3—8 月份。试验区土壤由太湖湖积物和长江冲积母质发育而成，为微酸性重壤质黄泥土，土质黏性重。0~20 cm 土层土壤主要理化性质见表 1。

流池侧壁高出地表 0.2 m，地下部分深 1.3 m，在径流池侧壁和池底进行防渗处理，池壁上设置刻度标记，便于观测径流量。在与径流池毗邻一侧的小区内沿地表修筑一条排水沟渠，可使降雨产生的地表径流通过排水沟渠流入径流池。在径流池上方敞口部位用石棉瓦遮盖，防止雨水、灰尘、叶片枝条等的落入。在各小区中随机埋设自制的土壤淋溶水收集装置，装置由不同规格的 PVC 管制成 (图 2)，每组收集装置设 3 种土层深度，分别为 0.2、0.4 和 0.6 m，用以收集土壤不同深度淋溶水。

试验在冬小麦生长季内进行，随机选取 AS<sub>1</sub> 和 AS<sub>2</sub> 样地内各 6 个径流小区，对林下枯落物进行去除 (Remove litter) 和保留 (Save litter) 2 种处理，3 次重复。同时按随机机组设计对 MS 样地内各小区进行不同杨树枯落物覆盖量处理，覆盖量以 AS<sub>1</sub> 样地内自然枯落物平均蓄积量 0.4 t/hm<sup>2</sup> 为标准 (在 AS<sub>1</sub> 样地内沿 “S” 路线随机设置

10 个  $1\text{ m} \times 1\text{ m}$  样方, 对样方内自然枯落物进行收集、称质量), 设 4 种枯落物蓄积量水平, 分别为  $0(L_0)$ 、 $0.1\text{ t/hm}^2$  ( $L_1$ )、 $0.2\text{ t/hm}^2$  ( $L_2$ ) 和  $0.4\text{ t/hm}^2$  ( $L_3$ ), 在小区内人工按每平方的蓄积量均匀覆盖, 每个处理重复 3 次, 共 12 个小区。冬小麦 (品种为“扬麦 15”) 于 2012 年 11 月进行播种, 播种前对样地表层土壤 ( $0\sim 5\text{ cm}$ ) 进行翻耕,

每块样地平均播种量为  $225\text{ kg/hm}^2$ , 人工均匀撒播, 随后薄土覆盖。施肥量按当地常规施肥水平, 分别为尿素  $150\text{ kg/hm}^2$ 、 $\text{P}_2\text{O}_5$   $150\text{ kg/hm}^2$  和  $\text{K}_2\text{O}$   $112.5\text{ kg/hm}^2$ , 其中 60% 的尿素、全部的  $\text{P}_2\text{O}_5$  和  $\text{K}_2\text{O}$  作为基肥在播种时随种子一并施入, 40% 的尿素作为追肥于小麦孕穗期施入。试验期间未进行灌溉。2013 年 6 月为冬小麦成熟期, 进行收割。

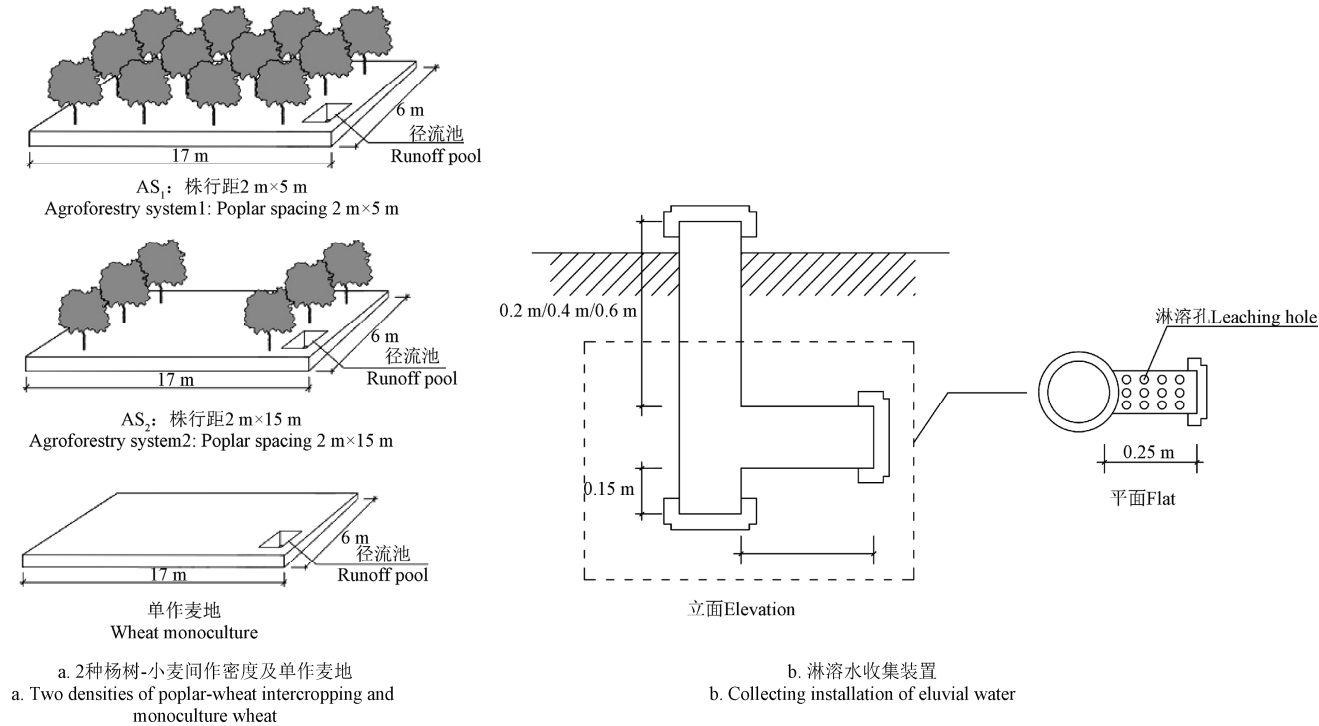


图 2 试验样地设计

Fig.2 Experiment sample design

### 1.3 样品采集与分析

#### 1.3.1 降雨量的观测

在 AS<sub>1</sub> 和 MS 样地内各设置 1 台便携式气象站 (Intelimet A, 美国), 应用 CR1000 数据采集器对试验区气象数据进行收集, 同时随机放置 60 个标准雨量筒, 用于观测林内外降雨量。

#### 1.3.2 水样的收集与测定

在每次降雨之前对径流池和淋溶管用清水进行反复清洗、晾干。降雨停止后, 依据径流池池壁刻度观测地表径流液面高度, 计算地表径流量, 3 次重复取平均值。待水位观测完毕后, 对池内径流液进行均匀搅拌, 同时分别对池内不同深度和方位进行径流液的多点 (不低于 10 个点) 采集。为了保证地表水能淋溶下渗至淋溶管中, 淋溶水样的采集于降雨停止后第 5 天进行。由小型抽水泵抽取淋溶管内淋溶液, 用量筒观测淋溶水量。径流液和淋溶液用 250 mL 聚乙烯塑料瓶收集后于当天带回实验室,  $-20^{\circ}\text{C}$  冷冻保存, 便于后期对水样中不同形态氮含量的测定分析<sup>[16]</sup>。水样采集完成后, 对径流池和淋溶管进行清洗, 径流池用石棉瓦遮盖, 以备下一次的计量与收集。水样中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N 浓度采用流动分析仪 (SKALAR SAN<sup>++</sup>连续流动分析仪) 进行测定。水样用  $0.45\text{ }\mu\text{m}$  滤膜过滤后,  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N 可直接用于测定; 而  $\text{TN}$  的测定需在水样中加入等物质量的  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$

和  $\text{NaOH}$  混合溶液作为氧化剂, 置于高压锅内加热消煮, 冷却后进行测定<sup>[33]</sup>。

#### 1.3.3 叶面积指数的测定

利用 LAI-2200 冠层分析仪 (LI-COR, America) 测定杨树冠层叶面积指数月变化, 该仪器通过视角为  $148^{\circ}$  的“鱼眼”光学感应传感器 (也可称为“鱼眼”镜头), 从 5 个不同角度的天顶角方向测定冠层上下 (或内外) 光强的变化, 并通过制备冠层内的辐射传播模型来计算冠层的叶面积指数 (leaf area index: LAI)。测定时间为晴天 08:00—10:00 或 14:00—16:00, 以避开强光的照射。在样地内沿蛇形曲线随机布置的固定测点测定, 完成后记录整个样地的 LAI 平均值作为该样地的叶面积指数。

### 1.4 数据处理

采用 Excel 2010 和 Sigma-plot 12.0 对数据进行处理和绘图。采用 SPSS 20 软件进行数据分析, 应用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和最小显著差异法 (least significant difference: LSD) 来比较不同组数据间的差异。

## 2 结果与分析

### 2.1 杨麦间作系统内外降雨特征差异

2012 年 11 月—2013 年 12 月, 试验区总降雨量为

1 048.69 mm, 其中 5 月份降雨量最大, 占总降雨量的 20.5%, 而 6 月份平均降雨强度最大, 达 2.34 mm/h (图 3a)。AS<sub>1</sub> 系统内穿透雨量经林冠层的截留及再分配后较林外降雨量减少了 13.8%, 其中 4—10 月降幅较为明显, 达 8.6%~44.5%, 平均减少 21.4%。全年月平均降雨强度主要介于 0.5~2.5 mm/h 之间, 强度 <1.0 mm/h 的月份居多, 约占 70.0%, 说明试验期间多以中雨、小雨为主。林

冠层对单日降雨强度 <1.0 mm/h 的中、小雨削减效果较为明显, 平均减少了 47.7%, 而对 >1.0 mm/h 的大、暴雨效果则显著下降, 仅为 9.6%。林内穿透雨量与林外降雨量具有较好的线性关系 (图 3b)。在整个小麦生长期 (11—6 月), AS<sub>1</sub> 系统林内穿透雨量较林外降雨量减少了 8.9%, 其中杨树落叶期 (11—3 月) 仅减少了 2.2%, 而 4—6 月 (杨树生长期) 达 13.5%。

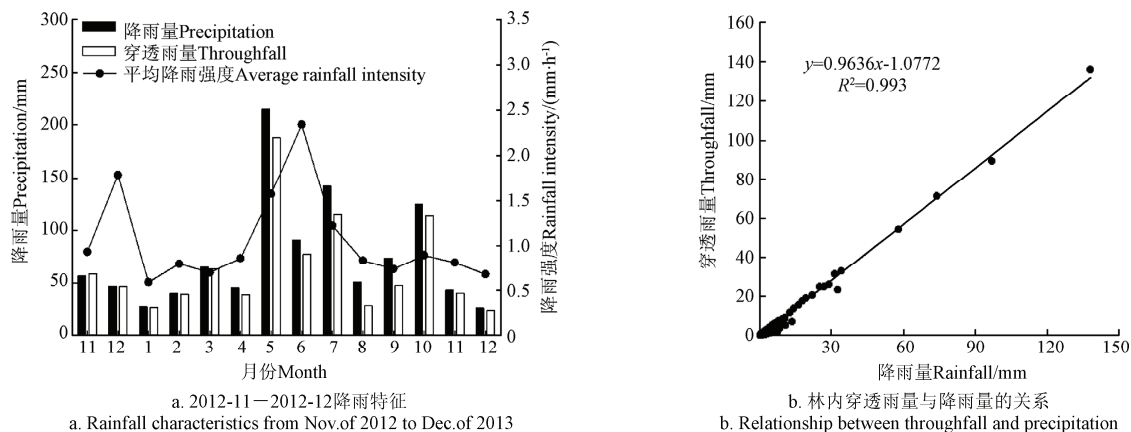


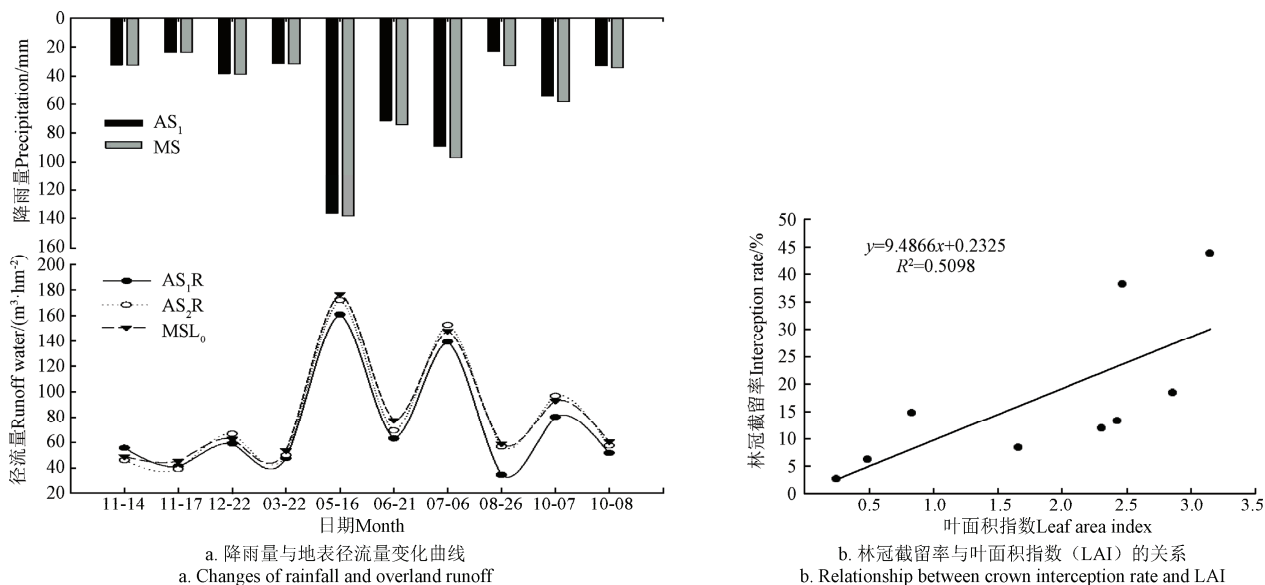
图3 杨麦间作系统内外降雨特征差异

Fig.3 Feature difference of rainfall inside and outside poplar-wheat intercropping system

## 2.2 林冠层降雨再分配对地表径流量的影响

2012 年 11 月—2013 年 12 月共发生了 10 次径流事件 (图 4a), 其中 4 次发生于杨树落叶期 (2012 年 11 月—2013 年 3 月), 6 次发生于生长期 (2013 年 4—11 月)。10 次径流事件所涉及降雨量为 560.43 mm, AS<sub>1</sub> 系统林内穿透雨量较林外降雨量减少了 5.1%。地表平均径流量随杨树间作密度的增大呈下降的趋势, AS<sub>1</sub>R 处理平均径流量最小, 分别较 AS<sub>2</sub>R 和 MSL<sub>0</sub> 处理减少了 9.1%和 11.2%, 且与二者之间皆存在显著差异, 而 AS<sub>2</sub>R 与 MSL<sub>0</sub> 处理之间差异

不显著 ( $P>0.05$ )。在杨树落叶期, AS<sub>1</sub> 与 MS 系统之间 4 次径流事件的降雨量差异较小, 仅为 0.8%。AS<sub>1</sub> 与 MS 系统之间径流变化趋势一致但差异不显著 ( $P>0.05$ )。随着季节的变化, 杨树进入生长期, 叶面积指数逐渐增大, 林冠层对降雨的截留作用也增强 (图 4b)。AS<sub>1</sub> 系统林冠层对 6 次径流事件降雨量的削减幅度上升至 6.4%。AS<sub>1</sub>R 处理地表平均径流量分别较 AS<sub>2</sub>R 和 MSL<sub>0</sub> 处理减少了 12.4%和 13.9%, 且与二者之间皆存在显著差异, AS<sub>2</sub>R 与 MSL<sub>0</sub> 处理之间差异仍不显著 ( $P>0.05$ )。



注: AS<sub>1</sub> 为杨树株行距 2 m×5 m, MS 为单作麦地, AS<sub>1</sub>R 为杨树株行距 2 m×5 m 间作密度下去除枯落物处理, AS<sub>2</sub>R 为杨树株行距 2 m×15 m 间作密度下去除枯落物处理, MSL<sub>0</sub> 为单作麦地未铺设枯落物处理。

Note: AS<sub>1</sub>: Poplar spacing 2 m×5 m, MS: Monoculture wheat, AS<sub>1</sub>R: Poplar spacing 2 m×5 m without litter coverage, AS<sub>2</sub>R: Poplar spacing 2 m×15 m without litter coverage, MSL<sub>0</sub>: Monoculture wheat without litter coverage.

图4 杨麦间作系统对地表径流的影响

Fig.4 Effects of poplar-wheat intercropping system on surface runoff

## 2.3 杨麦间作系统对土壤氮流失的影响

### 2.3.1 地表径流氮流失

由表 2 可知,在整个小麦生长季,2 种杨麦间作密度地表平均径流量(AS<sub>1</sub>S、AS<sub>2</sub>S)均小于单作麦地(MSL<sub>0</sub>),且间作密度越大,地表平均径流量越小。AS<sub>1</sub>S 处理平均径流量较 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 分别减少了 17.5%和 24.6%,但三者之间均无显著差异( $P>0.05$ )。

地表径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度随间作密度的增大呈下降的趋势。AS<sub>1</sub>S 处理径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度最小,较 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 分别减少了 21.8%、19.5%、17.9%和 42.0%、34.3%、23.9%。AS<sub>1</sub>S 处理下径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度与 MSL<sub>0</sub> 存在显著差异( $P<0.05$ )。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度三者之间均无显著差异( $P>0.05$ )。

AS<sub>1</sub>S 处理下 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量均显著低于 MSL<sub>0</sub>,分别减少了 51.2 %和 48.8 %( $P<0.05$ );而 AS<sub>2</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 处理之间无显著差异( $P>0.05$ )。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量三者之间均无显著差异( $P>0.05$ )。

表 2 间作系统对径流中不同形态氮流失的影响

Table 2 Effects of intercropping systems on amount loss of different fractions nitrogen forms in runoff

处理 Treatment	平均地表径流量 Average amount of runoff/(m <sup>3</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	径流水中平均 N 浓度 Average concentration of nitrogen in runoff/(mg·L <sup>-1</sup> )			径流水中平均 N 流失量 Average loss amounts of nitrogen in runoff/(kg·hm <sup>-2</sup> )		
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
AS <sub>1</sub> S	67.10±6.94 a	10.89±2.31 a	1.56±0.27 a	13.76±2.32 a	2.88±0.64 a	0.45±0.04 a	3.81±0.72 a
AS <sub>2</sub> S	81.37±4.47 a	13.53±1.56 ab	1.90±0.18 a	17.59±1.24 ab	4.35±0.44 ab	0.63±0.05 a	5.70±0.42 ab
MSL <sub>0</sub>	88.93±3.73 a	16.57±1.41 b	2.05±0.16 a	23.71±2.59 b	5.62±0.51 b	0.74±0.06 a	7.81±0.82 b

注: AS<sub>1</sub>S 为杨树株行距 2 m×5 m 间作密度有枯落物覆盖处理, AS<sub>2</sub>S 为杨树株行距 2 m×15 m 间作密度有枯落物覆盖处理, MSL<sub>0</sub> 为单作麦地未铺设枯落物处理,下同。同列不同小写字母表示差异显著( $P<0.05$ )。

Note: AS<sub>1</sub>S: Poplar spacing 2 m×5 m with litter coverage, AS<sub>2</sub>S: Poplar spacing 2 m×15 m with litter coverage, MSL<sub>0</sub>: Monoculture wheat without litter coverage, the same as below. Different small letters in the same row meant significant difference at 0.05 level.

### 2.3.2 淋溶氮流失

由表 3 可知,在同一土层深度,平均淋溶水量随间作密度的增大而减小,即 AS<sub>1</sub>S 淋溶水量<AS<sub>2</sub>S<MSL<sub>0</sub>。随着土层深度的增大,在 60 cm 处 AS<sub>1</sub>S 平均淋溶水量与 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 之间存在显著差异( $P<0.05$ ),且淋溶水量较 20 cm 处减少了 46.7%,降幅分别是 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 的 1.4 倍和 1.8 倍。而 AS<sub>2</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 处理在 60cm 处平均淋溶水量之间仍无显著差异( $P>0.05$ )。

不同土层深度淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度 AS<sub>1</sub>S 处理均小于 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub>。在 20 cm 深度,淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度 AS<sub>1</sub>S、AS<sub>2</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 三者之间均无显著差异( $P>0.05$ )。40 cm 处,淋溶水中 TN 平均浓度 AS<sub>1</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 处理之间存在显著差异( $P<0.05$ )。60 cm 处,淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度 AS<sub>1</sub>S、AS<sub>2</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 三者

之间均存在显著差异( $P<0.05$ )。淋溶水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度总体较小,在 60 cm 处 MSL<sub>0</sub> 淋溶水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度小于间作系统,且存在显著差异( $P<0.05$ )。AS<sub>1</sub>S 间作密度 60 cm 土层深度淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度较 20 cm 处减少了 56.2%和 53.4%,降幅分别是 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 的 2.1 倍、1.9 倍和 2.8 倍、3.0 倍,而 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度变幅较小。

AS<sub>1</sub>S 处理各土层深度淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量均最小。20 cm、40 cm 土层 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量 AS<sub>1</sub>S、AS<sub>2</sub>S 与 MSL<sub>0</sub> 三者之间差异不显著( $P>0.05$ ),在 60 cm 处 AS<sub>1</sub>S 淋溶水中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量与 AS<sub>2</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 之间存在显著差异( $P<0.05$ )。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量总体较小,40 cm 处 AS<sub>1</sub>S 和 MSL<sub>0</sub> 之间存在显著差异( $P<0.05$ )。

表 3 间作系统对淋溶流失中不同形态氮流失的影响

Table 3 Effects of intercropping systems on amount loss of different fractions nitrogen forms in leaching

土层深度 Soil depth/cm	处理 Treatment	平均淋溶水量 Average amount of leaching/L	淋溶水中平均 N 浓度 Average concentration of nitrogen in leaching/(mg·L <sup>-1</sup> )			淋溶水中平均 N 流失量 Average loss amounts of nitrogen in leaching/(kg·hm <sup>-2</sup> )		
			NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
20	AS <sub>1</sub> S	1.20±0.18 a	11.00±2.40 a	0.24±0.04 a	13.39±2.59 a	20.53±2.49 a	0.38±0.10 a	24.46±2.98 a
	AS <sub>2</sub> S	1.46±0.24 a	12.27±2.66 a	0.27±0.06 a	15.36±2.82 a	25.56±3.37 a	0.50±0.12 a	31.31±3.68 a
	MSL <sub>0</sub>	1.57±0.29 a	13.31±2.51 a	0.27±0.07 a	17.24±3.00 a	29.57±5.22 a	0.51±0.09 a	37.06±6.09 a
40	AS <sub>1</sub> S	0.93±0.12 A	7.16±2.02 A	0.22±0.05 A	8.05±2.11 A	10.36±1.56 A	0.26±0.07 A	11.47±1.73 A
	AS <sub>2</sub> S	1.11±0.19 A	8.54±1.39 A	0.23±0.06 A	9.81±1.61 AB	14.08±2.52 A	0.33±0.09 AB	16.05±3.11 A
	MSL <sub>0</sub>	1.31±0.15 A	11.30±1.90 A	0.25±0.08 A	13.05±2.03 B	21.16±3.06 A	0.40±0.09 B	24.11±3.09 A
60	AS <sub>1</sub> S	0.64±0.09 a	5.13±1.16 a	0.26±0.06 a	5.87±1.20 a	4.30±1.14 a	0.22±0.06 a	4.91±1.20 a
	AS <sub>2</sub> S	0.98±0.11 b	8.78±1.47 b	0.27±0.06 a	10.96±1.77 b	11.47±1.96 b	0.33±0.08 a	14.67±2.24 b
	MSL <sub>0</sub>	1.17±0.11 b	10.95±1.43 c	0.22±0.04 b	13.87±1.86 c	17.50±2.38 b	0.33±0.05 a	21.80±3.17 b

注: 同一土层深度同列不同大、小写字母表示差异显著( $P<0.05$ )。

Note: Different big and small letters in the same row meant significant difference at 0.05 level in the same soil depth.

## 2.4 地表枯落物蓄积量对土壤氮流失的影响

### 2.4.1 地表径流氮流失

由表 4 可知,在杨树休眠期,杨树林下去除枯落物覆盖后地表平均径流量大于有枯落物覆盖,且枯落物蓄积量越多,差异越显著。在 2 种间作密度下,AS<sub>1</sub> 林下枯落物蓄积量最大,约为 AS<sub>2</sub> 的 3.2 倍。AS<sub>1</sub>S 处理地表平均径流量较 AS<sub>1</sub>R、AS<sub>2</sub>S 和 AS<sub>2</sub>R 分别减少了 33.0%、21.0%和 32.4%,且与三者之间皆存在显著差异( $P<0.05$ )。在小麦单作(MS)系统中,随着杨树枯落物蓄积量的增加,地表平均径流量呈下降趋势。MSL<sub>3</sub> 处理地表平均径流量较 MSL<sub>2</sub>、MSL<sub>1</sub> 和 MSL<sub>0</sub> 分别减小了 31.0%、38.0%和 41.6%,且与三者之间皆存在显著差异( $P<0.05$ ),而 MSL<sub>2</sub>、MSL<sub>1</sub> 和 MSL<sub>0</sub> 处理之间差异不显著( $P>0.05$ )。

研究结果表明,有枯落物覆盖径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度普遍较低。间作系统 AS<sub>1</sub>S 处理地表径流中 TN 平均浓度显著低于林下无枯落物覆盖( $P<0.05$ ),而 AS<sub>2</sub>S 处理地表径流中 TN 平均浓度虽有所减少,但与 AS<sub>1</sub>S、AS<sub>1</sub>R 和 AS<sub>2</sub>R 处理均无显著差异( $P>0.05$ )。AS<sub>1</sub> 系统地表径流中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度均低于 AS<sub>2</sub>,

其中 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度 AS<sub>1</sub>S 处理与 AS<sub>2</sub>R 处理之间存在显著差异( $P<0.05$ )。MS 系统径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度随枯落物蓄积量增大呈下降的趋势。MSL<sub>3</sub> 处理下地表径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均浓度均显著低于 MSL<sub>0</sub> 和 MSL<sub>1</sub>,分别减少了 38.2%、30.3%和 28.4%、25.1%,与 MSL<sub>2</sub> 之间无显著差异( $P>0.05$ )。地表径流中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均浓度各处理之间差异均不显著( $P>0.05$ )。

地表径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量无枯落物覆盖均大于有枯落物覆盖(表 4)。间作系统 AS<sub>1</sub>S 处理下 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量均显著低于无枯落物覆盖( $P<0.05$ ),而 AS<sub>2</sub>S 处理下 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量与无枯落物覆盖之间差异不显著( $P>0.05$ )。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量 2 种间作密度有枯落物覆盖下均显著低于无枯落物覆盖( $P<0.05$ )。MS 系统中, TN 平均流失量无枯落物覆盖显著大于有枯落物覆盖。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 平均流失量在枯落物蓄积量达 0.2 t/hm<sup>2</sup> 和 0.4 t/hm<sup>2</sup> 时才存在显著差异( $P<0.05$ )。MSL<sub>3</sub> 径流中 TN、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 平均流失量与 MSL<sub>0</sub>、MSL<sub>1</sub> 和 MSL<sub>2</sub> 三者之间均存在显著差异( $P<0.05$ )。

表 4 枯落物蓄积量对地表径流量及不同形态氮流失的影响

Table 4 Effects of litter volume on surface runoff and the loss of different fractions of nitrogen forms amount

间作类型 Intercropping types	处理 Treatment	枯落物平均 覆盖量 Average cover degree/(t·hm <sup>-2</sup> )	平均地表径流量 Average amount of runoff/ (m <sup>3</sup> ·hm <sup>-2</sup> )	径流水中平均 N 浓度 Average concentration of nitrogen in runoff/(mg·L <sup>-1</sup> )			径流水中平均 N 流失量 Average loss amounts of nitrogen in runoff/(kg·hm <sup>-2</sup> )		
				NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
MS	L <sub>0</sub>	—	52.75±3.77 a	22.11±1.54 a	2.38±0.21 a	31.75±3.11 a	5.27±0.30 a	0.54±0.05 a	7.52±1.05 a
	L <sub>1</sub>	0.11±0.02	49.63±2.86 a	20.55±2.48 a	2.53±0.10 a	27.40±2.89 ab	4.60±0.65 ab	0.53±0.03 a	6.07±0.82 b
	L <sub>2</sub>	0.21±0.02	44.59±3.29 a	18.38±1.76 ab	2.09±0.21 a	24.30±2.16 bc	3.64±0.41 b	0.38±0.06 ab	4.78±0.68 b
	L <sub>3</sub>	0.40±0.03	30.78±6.35 b	15.40±2.45 b	1.80±0.13 a	19.61±3.55 c	2.10±0.67 c	0.22±0.06 b	2.67±0.89 c
AS <sub>1</sub>	S	0.42±0.11	34.09±5.63 A	13.35±2.73 A	1.65±0.30 A	16.15±2.49 A	2.00±0.48 A	0.24±0.05 A	2.40±0.54 A
	R	—	50.92±2.40 B	16.60±1.98 AB	1.98±0.24 A	22.58±2.20 B	3.82±0.40 B	0.46±0.05 BC	5.19±0.44 B
AS <sub>2</sub>	S	0.13±0.05	43.13±2.81 B	17.08±1.70 AB	2.18±0.25 A	21.70±1.56 AB	3.32±0.29 AB	0.41±0.04 AC	4.17±0.41 B
	R	—	50.47±1.88 B	18.73±1.46 B	2.36±0.24 A	25.07±1.31 B	4.33±0.28 B	0.52±0.07 B	5.68±0.29 B

注:单作麦地和 2 种间作类型同列不同大、小写字母表示差异显著( $P<0.05$ )。MS 为单作麦地,AS<sub>1</sub> 为杨树株行距 2 m×5 m 间作密度,AS<sub>2</sub> 为杨树株行距 2 m×15 m 间作密度, S 为有枯落物覆盖处理, R 为去除枯落物处理。

Note: Different big and small letters in the same row meant significant difference at 0.05 level in the monoculture system and two types of agroforestry system. MS: Monoculture wheat, AS<sub>1</sub>: Poplar spacing 2 m×5 m, AS<sub>2</sub>: Poplar spacing 2 m×15 m, S: With litter coverage, R: Without litter coverage.

### 2.4.2 淋溶氮流失

为了避免林分根系的影响,枯落物层对淋溶流失的影响试验仅在 MS 系统内进行,且淋溶水采集深度为 20 cm。在整个小麦生长期共采集了 9 次淋溶流失,有枯落物覆盖

下平均淋溶水量均小于无枯落物覆盖(表 5)。MSL<sub>1</sub>、MSL<sub>2</sub> 和 MSL<sub>3</sub> 处理下淋溶水量分别较 MSL<sub>0</sub> 减少了 2.1%、10.6%和 23.5%,当枯落物蓄积量>0.2 t/hm<sup>2</sup> 时,枯落物覆盖下平均淋溶水量才与 MSL<sub>0</sub> 之间存在显著差异( $P<0.05$ )。

表 5 不同枯落物蓄积量对淋溶量及不同形态氮流失的影响

Table 5 Effects of litter volume on leaching amounts and loss of different fractions of nitrogen forms amount

处理 Treatment	平均淋溶水量 Average amount of leaching/L	淋溶水中平均 N 浓度 Average concentration of nitrogen in leaching/(mg·L <sup>-1</sup> )			淋溶水中平均 N 流失量 Average loss amounts of nitrogen in leaching/(kg·hm <sup>-2</sup> )		
		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	TN
MSL <sub>0</sub>	1.41±0.33 a	13.81±2.41 a	0.29±0.10 a	16.92±3.05 a	25.50±4.14 a	0.47±0.14 ab	31.06±5.14 ab
MSL <sub>1</sub>	1.38±0.19 a	13.18±1.95 ab	0.33±0.07 a	17.78±2.74 a	24.62±5.01 a	0.56±0.13a	33.11±6.82 a
MSL <sub>2</sub>	1.26±0.28 ab	11.56±3.09 ab	0.39±0.16 a	13.26±2.60 b	19.75±7.12 ab	0.60±0.21 a	22.56±6.96 bc
MSL <sub>3</sub>	1.08±0.24 b	10.49±1.98 b	0.29±0.14 a	12.16±2.30 b	15.14±3.88 b	0.39±0.19 b	17.39±4.30 c

注:MSL<sub>0</sub>~MSL<sub>3</sub> 分别表示枯落物覆盖量分别为 0、0.1、0.2 和 0.4 t·hm<sup>-2</sup>。同列不同小写字母表示差异显著( $P<0.05$ )。

Note: MSL<sub>0</sub>~MSL<sub>3</sub> stood for the litter coverage of 0, 0.1, 0.2 and 0.4 t·hm<sup>-2</sup>, respectively. Different small letters in the same row meant significant difference at 0.05 level.

淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均浓度随枯落物蓄积量增大总体呈下降的趋势（表 5）， $L_0$  和  $L_1$  之间无显著差异（ $P < 0.05$ ）。当枯落物蓄积量达  $0.2 \text{ t/hm}^2$ （ $\text{MSL}_2$ ）时，淋溶水中  $\text{TN}$  平均浓度与  $\text{MSL}_0$  之间存在显著差异；当蓄积量达  $0.4 \text{ t/hm}^2$ （ $\text{MSL}_3$ ）时， $\text{NO}_3^-$ -N 平均浓度与  $\text{MSL}_0$  之间存在显著差异（ $P < 0.05$ ）； $\text{NH}_4^+$ -N 平均浓度不同枯落物蓄积量之间均无显著差异（ $P > 0.05$ ）。

$\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均淋溶流失量随枯落物蓄积量增大总体呈下降的趋势， $\text{MSL}_3$  处理下淋溶水中  $\text{TN}$  和  $\text{NO}_3^-$ -N 平均流失量最小，较  $\text{MSL}_0$ 、 $\text{MSL}_1$  和  $\text{MSL}_2$  处理分别减小了 44.0%、47.5%、22.9% 和 40.6%、38.5%、23.3%， $\text{MSL}_3$  与  $\text{MSL}_0$ 、 $\text{MSL}_1$  处理之间存在显著差异（ $P < 0.05$ ）。 $\text{NH}_4^+$ -N 平均流失量  $\text{MSL}_3$  与  $\text{MSL}_1$ 、 $\text{MSL}_2$  之间存在显著差异（ $P < 0.05$ ）。

## 2.5 根系对土壤氮淋溶流失的影响

试验对  $\text{AS}_1\text{R}$  处理淋溶样点的采集位于相邻 2 棵杨树间距的中心点处，主要为了避免林冠层对降雨的影响，保证间作系统内外降雨特征一致。由表 6 可知， $\text{AS}_1\text{R}$  和  $\text{MSL}_0$  处理淋溶水量均随土层深度的增大呈下降的趋势。在 20、40 cm 土层中， $\text{AS}_1\text{R}$  处理平均淋溶水量大于  $\text{MSL}_0$ ，而到 60 cm 土层时则相反。 $\text{AS}_1\text{R}$  处理中 60 cm 土层深度淋溶水量较 20 cm 处减少了 33.5%，降幅是  $\text{MSL}_0$  系统的

1.3 倍，且 20 cm 处淋溶水量与 60 cm 处存在显著差异（ $P < 0.05$ ），而  $\text{MSL}_0$  系统下 20、40、60 cm 之间淋溶水量均不存在显著差异（ $P > 0.05$ ）。

在同一土层深度， $\text{AS}_1\text{R}$  处理淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 浓度均低于  $\text{MSL}_0$ ，而  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度总体较小，且各处理间变化规律不明显。 $\text{AS}_1\text{R}$  和  $\text{MSL}_0$  处理淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均浓度随着土层深度的增大总体呈下降趋势（表 6）。其中， $\text{AS}_1\text{R}$  处理 20 cm 深度淋溶水  $\text{TN}$  平均浓度与 60 cm 处存在显著差异（ $P < 0.05$ ）。在  $\text{AS}_1\text{R}$  处理下，当降雨淋溶至 60 cm 土层深度时，淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均浓度较 20 cm 处减少了 35.9%、26.1%，降幅是  $\text{MSL}_0$  处理的 1.8 和 1.5 倍。

不同土层深度淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均流失量  $\text{AS}_1\text{R}$  处理均小于  $\text{MSL}_0$ 。在 60 cm 土层深度，淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均流失量  $\text{AS}_1\text{R}$  处理较  $\text{MSL}_0$  减少了 35.6% 和 33.7%。 $\text{AS}_1\text{R}$  处理 60 cm 土层深度淋溶水中  $\text{TN}$  平均流失量显著低于 20 cm 土层深度（ $P < 0.05$ ），而  $\text{MSL}_0$  各土层  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^-$ -N 平均流失量之间均无显著差异（ $P > 0.05$ ）。 $\text{NH}_4^+$ -N 平均流失量总体较小，但各处理下 20 cm 与 60 cm 深度淋溶水中  $\text{NH}_4^+$ -N 平均流失量之间均存在显著差异（ $P < 0.05$ ）。

表 6 不同土层深度淋溶水量及不同形态氮流失量

Table 6 Leaching amounts and the loss of different fractions of nitrogen forms amount in different soil depth

处理 Treatment	土层深度 Soil depth/ cm	平均淋溶水量 Average amount of leaching/L	淋溶水中平均 N 浓度 Average concentration of nitrogen in leaching/(mg·L <sup>-1</sup> )			淋溶水中平均 N 流失量 Average loss amounts of nitrogen in leaching/(kg·hm <sup>-2</sup> )		
			$\text{NO}_3^-$ -N	$\text{NH}_4^+$ -N	TN	$\text{NO}_3^-$ -N	$\text{NH}_4^+$ -N	TN
$\text{AS}_1\text{R}$	20	1.73±0.10 a	10.11±2.08 a	0.21±0.06 a	14.15±2.07 a	25.75±4.74 a	0.50±0.12 a	34.75±4.72 a
	40	1.38±0.12 ab	8.14±1.78 a	0.24±0.05 a	10.11±1.57 ab	15.72±3.12 a	0.43±0.10 ab	19.73±3.61 ab
	60	1.15±0.09 b	7.47±1.16 a	0.21±0.03 a	9.07±1.34 b	11.61±1.94 a	0.31±0.05 b	14.05±2.15 b
$\text{MSL}_0$	20	1.57±0.29 A	13.31±2.51 A	0.25±0.07 A	17.24±3.00 A	29.57±5.22 A	0.51±0.09 a	37.06±6.09 A
	40	1.31±0.15 A	11.20±1.90 A	0.24±0.08 A	13.05±2.03 A	21.16±3.06 A	0.40±0.09 ab	24.11±3.09 A
	60	1.17±0.11 A	10.95±1.43 A	0.22±0.04 A	13.87±1.86 A	17.50±2.38 A	0.33±0.05 b	21.80±3.17 A

注：同一处理同列不同大、小写字母表示差异显著（ $P < 0.05$ ）。

Note: Different big and small letters in the same row meant significant difference at 0.05 level in the same treatment.

## 3 讨 论

### 3.1 杨树林冠层对降雨量及地表径流量的影响

本研究表明，当  $\text{AS}_1$  系统林下无枯落物存在时，2012 年 11 月—2013 年 3 月杨树落叶期的 4 次径流事件除 11 月 14 日外，其余  $\text{AS}_1\text{R}$ 、 $\text{AS}_2\text{R}$  与  $\text{MSL}_0$  之间径流量差异均不显著，而 11 月 14 日各系统间存在差异可能与小麦播种前对土壤进行翻耕，破坏了土壤的表层结构有关。前人研究表明，当降雨发生初期，冠层叶片处于干燥状态，能够截留吸收部分雨滴，未被吸收的雨滴也会因叶片表面绒毛的张力作用得以滞留叶片表面，从而减少了到达地表的降雨量<sup>[34]</sup>。当雨滴滞留量大于叶片张力的承受时，雨滴会滴落至下层叶片，在时间上延缓了降雨输入，使得林内降雨对林外降雨有了一段响应时间，有效延缓了地表径流和淋溶的产生<sup>[35]</sup>。而雨滴动能的改变取决于雨滴的质量和速度，叶片的溅散作用使雨滴质量变小，下降速度降低，减弱了雨滴对地表的侵蚀。而枝叶

的汇聚作用又使雨滴体积、重量均大于自然雨滴，如林下无灌丛或枯落物层的缓冲，到达地表的动能势必增大<sup>[34]</sup>。本研究表明，从 5 月份开始杨树冠层叶面积指数逐渐增大，使得林冠层生长期对降雨的平均截留率约为落叶期的 8 倍。5—10 月 6 次径流事件中除 5 月 16 日和 7 月 06 日外，其余  $\text{AS}_1\text{R}$  与  $\text{AS}_2\text{R}$ 、 $\text{MSL}_0$  之间径流量均存在显著差异，5 月 16 日和 7 月 06 日三者之间径流量差异不显著可能与降雨特征有关。当降雨量达暴雨或大暴雨时，冠层雨滴的滞留量远大于叶片张力的承受能力，林冠层对降雨截留率逐渐减小，降雨几乎全部转化为穿透雨，这与前人<sup>[36-38]</sup>研究结论类似。说明就林冠层而言，当降雨量在一定范围内时，林冠层的存在能够影响地表径流的产生及大小，而这种影响主要是通过冠层对降雨的截留及再分配实现。

### 3.2 杨树枯落物层对地表径流及淋溶流失的影响

枯落物对径流和淋溶的拦截主要取决于枯落物的蓄水能力和枯落物对地表的影响<sup>[39-41]</sup>。本研究中，林分枯

落物均来自于杨树,且树龄、生长状况差异性较小。因此,枯落物蓄水能力就取决于枯落物蓄积量。在 MS 系统枯落物铺设较为均匀,因此枯落物蓄积量越大,对径流量、淋溶量及 N 浓度的影响较为显著。研究表明,当枯落物蓄积量达到  $0.4 \text{ t/hm}^2$  时,杨树枯落物对径流量、淋溶量及  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度的拦截才达到显著影响。在  $\text{AS}_1$  系统下,平均枯落物蓄积量达  $0.42 \text{ t/hm}^2$ ,平均径流量显著低于  $\text{AS}_1\text{R}$ 、 $\text{AS}_2\text{S}$  和  $\text{AS}_2\text{R}$ ;径流中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  浓度  $\text{AS}_1\text{S}$  与  $\text{AS}_2\text{S}$  之间差异不显著, $\text{AS}_2\text{S}$  与  $\text{AS}_1\text{R}$ 、 $\text{AS}_2\text{R}$  之间差异亦不显著 ( $P>0.05$ )。究其原因除了与蓄积量有关外,还可能与枯落物脱落时外界环境,如风速等条件有关。林分叶片在脱落时,其落地位置随周围的环境变化而变化。因此,在自然条件下林分地表枯落物蓄积量是不规则的,导致部分地表裸露和部分地表枯落物堆积的情况存在,影响了枯落物对地表土壤氮流失的拦截能力。除蓄积量外,地表糙率也是影响径流大小的主要因素。虽然本研究并未涉及地表糙率的测定,但前人研究均表明枯落物层的覆盖能消除雨滴对土壤的击溅和冲刷的动能,增加地表糙率,损耗部分能量,阻止和延缓地表径流的产生及大小<sup>[42]</sup>。分解的枯落物能够促进土壤团粒结构的形成,增加土壤渗透能力<sup>[43]</sup>,而半分解或未分解的枯落物能直接增加地表粗糙度<sup>[44]</sup>。本研究中多为未分解或半分解枯落物,对地表径流起到一定的削减作用。

### 3.3 杨树根系层对淋溶流失的影响

林木的生长周期较农作物长,且根系延伸能力较农作物强,木本植物根系的“安全网”作用扩大了养分循环范围,提高系统内肥料的利用效率,在降低养分淋溶上起到了重要作用<sup>[32]</sup>。在本研究中,20、40 cm 土层深度  $\text{AS}_1\text{R}$  平均淋溶水量均大于  $\text{MSL}_0$ ,一方面与复合系统内长期枯落物的覆盖和分解致使土壤有机质增加,促进了土壤团聚体形成,土壤毛管孔隙和非毛管孔隙的增加,提高了土壤透气性和透水性<sup>[43]</sup>;另一方面林分有利于减小土壤容重,增加土壤孔隙度,增大土壤的入渗率<sup>[45]</sup>。各土层淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  平均浓度  $\text{AS}_1\text{R}$  均小于  $\text{MSL}_0$ ,且  $\text{AS}_1\text{R}$  处理下 60 cm 深度淋溶水量、 $\text{TN}$  平均浓度均显著低于 20 cm,而  $\text{MSL}_0$  处理下各土层之间淋溶水量、 $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  平均浓度差异均不显著,这与其他研究<sup>[46-47]</sup>结论类似。杨树落叶期转为生长期后,林木根系对土壤水分和养分的吸收能力逐渐增大。与本文相关的研究发现<sup>[48]</sup>,0~20 cm 土层杨树和小麦细根根长密度与根系质量所占比例均超过总量的 50%以上,是根系主要分布区域。随土层深度增加,杨树所占根系比例逐渐高于小麦。40~80 cm 土层杨树细根根长密度与根干质量所占总量比例约为 20.5%和 24.6%,明显高于小麦的 13.1%和 15.8%。深层土壤杨树根系比例较大有利于林分充分利用土壤深层的养分和淋溶流失的未被农作物吸收的养分,从而达到减少面源污染对地下水污染的目的。

### 3.4 杨麦间作对小麦产量的影响

本研究中  $\text{AS}_1$  和  $\text{AS}_2$  系统小麦产量均有所下降(表 7),但差异不显著 ( $P>0.05$ )。前人研究结果表明<sup>[49-50]</sup>,

农作物减产的主要原因与系统内林木与农作物对光照、养分和水分等竞争有关。小麦从播种至拔节阶段杨树均处于落叶期,在光照、养分和水分等竞争上对小麦前期的生长发育影响较小。而随着杨树生理期的变化,林冠层的遮阴效果以及对林木对土壤养分、水分吸收的增强使得杨树对小麦的生长影响变大。本研究中  $\text{AS}_1$ 、 $\text{AS}_2$  系统小麦产量与  $\text{MSL}_0$  之间均无显著差异 ( $P>0.05$ )。由此可见,杨麦间作系统下小麦的生产力虽有所下降,但从生态、经济和社会效益而言,适当的杨麦间作系统削减农业面源污染的作用具有现实意义。但要获得能够保证产量且氮流失削减最好的间作密度,还需要设置更多间作密度的处理,作进一步分析。

表 7 不同间作密度下小麦产量和稳定性

Table 7 Yield and stability of wheat with in different intercropping densities

种植方式 Planting pattern	平均产量 Ave. yield/ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ )	最高产量 Max. yield/ ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ )	变异系数 CV/%	稳定性系数 SYI
$\text{AS}_1$	285.46 a	492.38	31.71	0.39
$\text{AS}_2$	316.38 a	505.82	25.76	0.46
$\text{MSL}_0$	323.92 a	499.75	22.56	0.50

注:相同字母表示差异不显著。

Note: Same letters medicate no significant difference among different treatments.

本试验中杨树树龄、冠幅、树干等特征的变化对削减土壤氮流失具有重要影响。在试验样地布置阶段,为减少人为因素所带来的误差,对于所选杨树的规格以及移栽的方式方法等均进行严格的筛选和管理,确保了杨树在树龄、树干、冠幅等特征上的统一。在随着时间的推移,杨树树龄、冠幅及树干等特征均发生变化,而这些变化使得杨树在林冠层、枯落物层和根系层对麦地土壤氮流失的影响效果也越显著。对于由杨树不同树龄之间产生的差异导致对土壤养分流失的影响在以后的研究中有待开展进一步以及长时间的序列试验。

在小麦收获后的 6—8 月份,杨树冠层叶面积指数较大,对作物的生长会产生较大的影响,因此并未在试验区种植水稻,而是在 9—11 月份依据当地传统习惯种植了韭菜、苋菜等蔬菜,其对土壤氮流失也有一定的影响<sup>[51]</sup>。

## 4 结 论

1) 林分冠层主要通过通过对降雨的截留及再分配作用来影响地表径流的产生及大小。杨树林冠层对降雨的截留主要集中于 4—10 月,降幅达 8.6%~44.5%。在去除林下枯落物时由于林冠层对降雨的再分配作用导致的径流量  $\text{AS}_1\text{R}$  (行距为 5 m 间作密度下去除林下枯落物) 处理显著低于  $\text{AS}_2\text{R}$  (行距为 15 m 间作密度下去除林下枯落物)、 $\text{MSL}_0$  (单作麦地未铺设枯落物) 处理 ( $P<0.05$ )。

2) 与单作麦地相比,2 种密度杨麦间作系统均能不同程度对氮流量进行有效削减。 $\text{AS}_1\text{S}$  间作密度下地表径流中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  平均流失量与  $\text{MSL}_0$  之间存在显著差异 ( $P<0.05$ ),  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  平均流失量  $\text{AS}_1\text{S}$ 、 $\text{AS}_2\text{S}$  和  $\text{MSL}_0$  三者之间均无显著差异 ( $P>0.05$ )。淋溶流失中,  $\text{AS}_1\text{S}$  各土层深度淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  平均流失量均最小。在 60 cm 处  $\text{AS}_1\text{S}$  淋溶水中  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$  平均流失

量与  $AS_2S$  和  $MSL_0$  之间存在显著差异 ( $P<0.05$ )。

3) 枯落物蓄积量是影响地表径流和淋溶流失的主要因素之一。 $AS_1$  系统有枯落物覆盖下地表径流中  $TN$ 、 $NO_3^-N$  平均流失量均显著低于无枯落物覆盖, 而  $AS_2$  则差异不显著 ( $P>0.05$ )。当枯落物蓄积量  $>0.2\text{ t/hm}^2$  时, 枯落物对径流中  $NO_3^-N$ 、 $NH_4^+N$  平均流失量的削减作用才达到显著效果。淋溶流失中  $MSL_3$  处理淋溶水中  $TN$ 、 $NO_3^-N$  平均流失量与  $MSL_0$ 、 $MSL_1$  之间存在显著差异 ( $P<0.05$ )。

4) 在  $AS_1R$  间作系统中由于林分根系的存在,  $TN$  平均淋溶流失量  $60\text{ cm}$  土层深度显著低于  $20\text{ cm}$  ( $P<0.05$ ), 而  $MSL_0$  各土层  $TN$ 、 $NO_3^-N$  平均流失量之间均无显著差异 ( $P>0.05$ )。

5) 在小麦产量未显著下降的同时, 利用速生树种杨树间作农作物来作为太湖地区农业面源污染的源头控制技术, 特别是杨树株距为  $2\text{ m}$ , 行距为  $5\text{ m}$  的间作密度, 能长期从地表径流和淋溶渗漏两方面有效地削减农田土壤剩余的氮素流失。

#### [参 考 文 献]

- [1] Ministry of Environmental Protection (MEP). National Bureau of Statistics (NBS) and Ministry of Agriculture of the People's Republic of China (MAPRC). First China Pollution Source Census, 2010, <http://cpssc.mep.gov.cn>.
- [2] 吴永红, 胡正义, 杨林章. 农业面源污染控制工程的“减源-拦截-修复”(3R)理论与实践[J]. 农业工程学报, 2011, 27(5): 1—6.  
Wu Yonghong, Hu Zhengyi, Yang Linzhang. Strategies for controlling agricultural non-point source pollution: reduceretain-restoration (3R) theory and its practice [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2011, 27(5): 1—6. (in Chinese with English abstract)
- [3] Yoshinaga I, Miuraa A, Hitomia T, et al. Runoff nitrogen from a large sized paddy field during a crop period[J]. Agricultural Water Management, 2007, 87(2): 217—222.
- [4] Roelcke M, Han Y, Schleef K H, et al. Recent trends and recommendations for nitrogen fertilization in intensive agriculture in eastern China[J]. Pedosphere, 2004, 14(4): 449—460.
- [5] Xia Yongqiu, Yan Xiaoyuan. Ecologically optimal nitrogen application rates for rice cropping in the Taihu Lake region of China[J]. Sustainability Science, 2012, 7(1): 33—44.
- [6] Xing Guangxi, Cao Yacheng, Shi Shulian, et al. Denitrification in underground saturated soil in a rice paddy region[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34(11): 1593—1598.
- [7] Ju Xiaotang, Xing Guangxi, Chen Xinping, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2009, 106(9): 3041—3046.
- [8] Qin Boqiang, Xu Pengzhu, Wu Qinglong, et al. Environmental issues of Lake Taihu, China[J]. Hydrobiologia, 2007, 581: 3—14.
- [9] Le Chengfeng, Zha Yong, Li Yunmei, et al. Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control[J]. Environmental Management, 2010, 45(4): 662—668.
- [10] Qiao Jun, Yang Linzhang, Yan Tingmei, et al. Nitrogen fertilizer reduction in rice production for two consecutive years in the Taihu Lake area[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2012, 146(1): 103—112.
- [11] Deng Meihua, Shi Xiaojun, Tian Yuhua, et al. Optimizing nitrogen fertilizer application for rice production in the Taihu Lake Region, China[J]. Pedosphere, 2010, 22(1): 48—57.
- [12] 李萍萍, 刘继展. 太湖流域农业结构多目标优化设计[J]. 农业工程学报, 2009, 25(10): 198—203.  
Li Pingping, Liu Jizhan. Multi-objective optimization of agricultural structure in Taihu Lake basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2009, 25(10): 198—203. (in Chinese with English abstract)
- [13] Conrad Y, Fohrer N. Modelling of nitrogen leaching under a complex winter wheat and red clover crop rotation in a drained agricultural field[J]. Physics and Chemistry of the Earth, 2009, 34(8/9): 530—540.
- [14] Elfstrand S, Bath B, Martensson A. Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek[J]. Applied Soil Ecology, 2007, 36(1): 70—82.
- [15] Kavdir Y, Killi D. Influence of olive oil solid waste applications on soil pH, electrical conductivity, soil nitrogen transformations, carbon content and aggregate stability[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(7): 2326—2332.
- [16] Zhao Xu, Zhou Yang, Min Ju, et al. Nitrogen runoff dominates water nitrogen pollution from rice-wheat rotation in the Taihu Lake region of China[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2012, 156(1): 1—11.
- [17] 唐浩, 熊丽君, 鄢忠纯, 等. 缓冲带截除农业面源强污染的效果[J]. 农业工程学报, 2012, 28(2): 186—190.  
Tang Hao, Xiong Lijun, Yan Zhongchun, et al. Removal efficiency of buffer on agricultural non-point and intensive pollution[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(2): 186—190. (in Chinese with English abstract)
- [18] Duchemin M, Hogue R. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec(Canada)[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2009, 131(1/2): 85—97.
- [19] Borin M, Passoni M, Thiene M, et al. Multiple functions of buffer strips in farming areas[J]. European Journal of Agronomy, 2010, 32(1): 103—111.
- [20] 张彩莹, 王岩, 王妍艳. 潜流人工湿地对畜禽养殖废水的净化效果[J]. 农业工程学报, 2013, 29(17): 160—168.  
Zhang Caiying, Wang Yan, Wang Yanyan. Purification effect of subsurface flow constructed wetland on livestock wastewater[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(17): 160—168. (in Chinese with English abstract)
- [21] Beutel M W, Newton C D, Brouillard E S, et al. Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin, Washington [J]. Ecological Engineering, 2009, 35(10): 1538—1546.
- [22] Needeman B A, Kleinman P J A, Strock JS, et al. Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: An overview[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2007, 62(4): 171—178.
- [23] Jiang Cuiling, Fan Xiaoqi, Cui Guangbo, et al. Removal of agricultural non-point source pollutants by ditch wetlands: implications for lake eutrophication control[J]. Hydrobiologia, 2007, 581(1): 319—327.
- [24] Sun Lianpeng, Liu Yang, Jin Hui. Nitrogen removal from polluted river by enhanced floating bed grown canna[J]. Ecological Engineering, 2009, 35(1): 135—140.
- [25] Cao Wenping, Zhan Yanqiu. Removal of nitrogen (N) from hypereutrophic waters by ecological floating beds (EFBs) with various substrates[J]. Ecological Engineering, 2014, 62: 148—152.

- [26] Udawatta R P, Godsey L D. Agroforestry comes of age: putting science into practice[J]. *Agroforestry Systems*, 2010, 79(1): 1—4.
- [27] Grewal S S, Juneja M L, Singh K, et al. A comparison of two agroforestry for soil, water and nutrient conservation on degraded land[J]. *Soil Technology*, 1994, 7(2): 145—153.
- [28] Bhagwat S A, Willis K J, Birks H J B, et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity?[J]. *Trends in Ecology and Evolution*, 2008, 23(5): 261—267.
- [29] George S J, Harper R J, Hobbs R J, et al. A sustainable agricultural landscape for Australia: A review of interlacing carbon sequestration, biodiversity and salinity management in agroforestry systems[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 163(SI): 28—36.
- [30] Nair P K R. Agroforestry Systems and Environmental Quality: Introduction. *Journal of Environmental Quality*. 2011, 40(3): 784—790.
- [31] Udawatta R P, Krstansky J J, Henderson GS, et al. Agroforestry practices, runoff, and nutrient loss: A paired watershed comparison[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(4): 1214—1225.
- [32] Jose S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview[J]. *Agroforestry Systems*, 2009, 76(1): 1—10.
- [33] Wang Yi, Zhang Bin, Lin Lin, et al. Agroforestry system reduces subsurface lateral flow and nitrate loss in Jiangxi Province, China[J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2011, 140(3/4): 441—453.
- [34] 黄进. 苏南丘陵山区主要森林类型防水蚀功能评价[D]. 南京: 南京林业大学, 2011.
- Huang Jin. Evaluation of Anti Water Erosion Function of Main Forests in the South Hilly and Mountain Region of Jiangsu Province[D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2011. (in Chinese with English abstract)
- [35] 史宇, 余新晓, 张佳音. 北京山区侧柏林林内降雨的时滞效应[J]. *生态学报*, 2013, 33(13): 4199—4204.
- Shi Yu, Yu Xinxiao, Zhang Jiayin. Time lag effects of rainfall inside a *Platycladus Orientalis* plantation forest in the Beijing Mountain Area, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(13): 4199—4204. (in Chinese with English abstract)
- [36] 田凤霞, 赵传燕, 冯兆东, 等. 祁连山青海云杉林冠生态水文效应及其影响因素[J]. *生态学报*, 2012, 32(4): 1066—1076.
- Tian Fengxia, Zhao Chuanyan, Feng Zhaodong, et al. Eco-hydrological effects of Qinghai spruce (*Picea crassifolia*) canopy and its influence factors in the Qilian Mountains[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(4): 1066—1076. (in Chinese with English abstract)
- [37] 周彬, 韩海荣, 康峰峰, 等. 太岳山不同郁闭度油松人工林降水分配特征[J]. *生态学报*, 2013, 33(5): 1645—1653.
- Zhou Bin, Han Hanrong, Kang Fengfeng, et al. Characteristics of precipitation distribution in *Pinus tabulaeformis* plantations under different canopy coverage in Taiyue Mountain[J]. *Acta Ecologica Sinica*. 2013, 33(5): 1645—1653. (in Chinese with English abstract)
- [38] Marin C T, Bouten W, Sevink J. Gross rainfall and its partitioning into throughfall, stemflow and evaporation of intercepted water in four forest ecosystems in western Amazonia[J]. *Journal of Hydrology*, 2000, 237(1/2): 40—57.
- [39] 常玉, 余新晓, 陈丽华, 等. 模拟降雨条件下林下枯落物层减流减沙效应[J]. *北京林业大学学报*, 2014, 36(3): 69—74.
- Chang Yu, Yu Xinxiao, Chen Lihua, et al. Effects of undergrowth litter layer on runoff and sediment reduction under simulated rainfall conditions[J]. *Journal of Beijing Forestry University*. 2014, 36(3): 69—74. (in Chinese with English abstract)
- [40] 牛勇, 刘洪禄, 张志强. 北京地区典型树种及非生物因子对枯落物水文效应的影响[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(8): 183—189.
- Niu Yong, Liu Honglu, Zhang Zhiqiang. Effects of typical tree species and abiotic factors on hydrologic characters of forest litter in Beijing[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2015, 31(8): 183—189. (in Chinese with English abstract)
- [41] 吕锡芝, 余新晓, 王贺年. 林地枯落物层对地表径流水化学性质及其变化趋势[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(11): 1800—1803.
- Lü Xizhi, Yu Xinxiao, Wang Henian. Forest litterfall layer for the surface runoff water chemistry and its trend[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(11): 1800—1803. (in Chinese with English abstract)
- [42] 张翼夫, 李洪文, 何进, 等. 玉米秸秆覆盖对坡面产流产沙过程的影响[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(7): 118—124.
- Zhang Yifu, Li Hongwen, He Jin, et al. Effects of maize straw mulching on runoff and sediment process of slope [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2015, 31(7): 118—124. (in Chinese with English abstract)
- [43] 陆耀东, 薛立, 曹鹤, 等. 去除地面枯落物对加勒比松 (*Pinus caribaea*) 林土壤特性的影响[J]. *生态学报*, 2008, 28(7): 3205—3211.
- Lu Yaodong, Xue Li, Cao He, et al. Impacts of litter removal on soil characteristics in a *Pinus caribaea* stand[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(7): 3205—3211. (in Chinese with English abstract)
- [44] 郭汉清, 韩有志, 白秀梅. 不同林分枯落物水文效应和地表糙率系数研究[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(2): 179—183.
- Guo Hanqing, Han Youzhi, Bai Xiumei. Hydrological effects of litter on different forest stands and study about surface roughness coefficient[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(2): 179—183. (in Chinese with English abstract)
- [45] 刘定辉, 李勇. 植物根系提高土壤抗侵蚀性机理研究[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(3): 34—38.
- Liu Dinghui, Li Yong. Mechanism of plant roots improving resistance of soil to concentrated flow erosion[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2003, 17(3): 34—38. (in Chinese with English abstract)
- [46] Tully K L, Lawrence D, Scanlon D M. More trees less loss: Nitrogen leaching losses decrease with increasing biomass in coffee agroforests[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2012, 161: 137—144.
- [47] 吴殿鸣, 薛建辉, 罗英, 等. 杨麦间作系统硝态氮淋失的原位研究[J]. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2012, 36(2): 111—116.
- Wu Dianming, Xue Jianhui, Luo Ying, et al. Study on nitrate nitrogen leaching in poplar-wheat intercropping ecosystem by in situ analysis[J]. *Journal of Nanjing Forestry University: Natural Science Edition*, 2012, 36(2): 111—116. (in Chinese with English abstract)
- [48] 吴殿鸣. 杨农间作系统对土壤不同形态氮素损失效应的研究[D]. 南京: 南京林业大学, 2012.
- Wu Dianming. Study on Effects of Poplar-crop Intercropping System on the Soil Nitrogen Loss[D]. Nanjing: Nanjing Forestry University, 2012. (in Chinese with English abstract)
- [49] Lehmann J, Zech W. Möglichkeiten und Grenzen der Ertragssteigerung in tropischen Alley cropping Systemen. In: JCG Ottow and J Sauerborn. Eds. Leguminosen zur Verbesserung unter nachhaltigen Sicherung der Agrarproduktion[J]. *Giessener Beiträge zur Entwicklungsforschung*, 1997, 24: 165—176.
- [50] Frigdy J B, Fownes J H. Competition for light between hedgerows and maize in an alley cropping system in Hawaii,

- USA[J]. *Agroforestry Systems*, 2002, 55(2): 125—137.
- [51] 褚军, 薛建辉, 吴殿鸣, 等. 不同施氮水平下杨树—苋菜间作系统对土壤氮素流失的影响[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(9): 2591—2597.

Chu Jun, Xue Jianhui, Wu Dianming, et al. Effects of poplar-amaranth intercropping system on the soil nitrogen loss under different nitrogen applying levels[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(9): 2591—2597. (in Chinese with English abstract)

## Effects of poplar-wheat intercropping system on soil nitrogen loss in Taihu Basin

Chu Jun<sup>1,2</sup>, Xue Jianhui<sup>1,2\*</sup>, Jin Meijuan<sup>3</sup>, Wu Yongbo<sup>1,2</sup>, Shi Hao<sup>4</sup>, Xu Yiqian<sup>1,2</sup>

(1. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Jiangsu Key Laboratory of Forestry Ecological Engineering, Nanjing 210037, China; 2. Co-Innovation Center for the Sustainable Forestry in Southern China, Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China; 3. Suzhou Academy of Agricultural Sciences/Institute of Agricultural Sciences in Taihu Lake District, Suzhou 215155, China; 4. Jiangsu Province Environmental Monitoring Center, Nanjing 210036, China)

**Abstract:** Agricultural non-point pollution caused by the overuse of fertilizer in farmland has become one of the main factors for water quality deterioration and eutrophication in Taihu Lake. In order to select suitable agroforestry intercropping system to control soil nitrogen loss in Taihu Lake basin, a study was conducted at a distance of 1 km away from the lakeshore to find out how poplar-wheat intercropping system with 2 kinds of densities (AS<sub>1</sub>: poplar spacing 2 m×5 m; and AS<sub>2</sub>: poplar spacing 2 m×15 m) affected the amount of surface runoff, leaching and soil nitrogen loss. The interception of rainfall by the poplar canopy was mainly concentrated from April to October and ranged from 8.6% to 44.5%. The control effects of canopy layer on sprinkle and moderate rain (<1.0 mm/h) were obvious, which were reduced by 47.7% on average. Rainfall interception by canopy was mainly related to the LAI (leaf area index). The volume of rainfall difference between AS<sub>1</sub> and MS (monoculture system) was only 0.8% during the defoliated period while the control effect of AS<sub>1</sub> was raised to 6.4% during the growing period. Compared to AS<sub>2</sub>R (means removing litter) and MSL<sub>0</sub> (monoculture of wheat without litter coverage), the runoff amount of AS<sub>1</sub>R decreased by 9.1% and 11.2%, respectively. There was a significant difference between AS<sub>1</sub>R and AS<sub>2</sub>R/MSL<sub>0</sub> ( $P<0.05$ ), while the difference between AS<sub>2</sub>R and MSL<sub>0</sub> was not significant ( $P>0.05$ ). Compared to MS, the volume of surface runoff, leaching and soil nitrogen loss were all effectively controlled by the 2 poplar-wheat intercropping systems. The control effects were more significant under the higher intercropping density. There was no significant difference between the average runoff volume of AS<sub>1</sub>S (means saving litter) and AS<sub>2</sub>S/MSL<sub>0</sub> during the whole growing period ( $P>0.05$ ), while their average concentration and leaching amount of total nitrogen (TN) and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N were both significantly lower than MSL<sub>0</sub> ( $P<0.05$ ). The average leaching water amount of AS<sub>1</sub>S in the depth of 60 cm was significantly different from that of AS<sub>2</sub>S and MSL<sub>0</sub> ( $P<0.05$ ), while the difference between AS<sub>2</sub>S and MSL<sub>0</sub> was not significant ( $P>0.05$ ). The difference of average concentration and leaching amount of TN and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in 20 cm was not significant among AS<sub>1</sub>S, AS<sub>2</sub>S and MSL<sub>0</sub> ( $P>0.05$ ) while that in 60 cm was significant ( $P<0.05$ ). The average runoff amounts of 2 intercropping systems without litter coverage were both higher than those with litter coverage during the poplar defoliated period. It was obvious that the runoff amount, average concentration and leaching amount of TN and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N with litter coverage were lower than those without litter coverage in AS<sub>1</sub> ( $P<0.05$ ), while there was no significant difference between AS<sub>2</sub> with litter coverage and without ( $P>0.05$ ). The litter volume was the major factor to decide whether there was significant difference between the surface runoff and leaching loss. The average surface runoff, concentration and leaching amount of TN and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N with the litter coverage of 0.4 t/hm<sup>2</sup> were significantly lower than those of 0.2, 0.1 and 0 t/hm<sup>2</sup>. The average leaching water volumes of AS<sub>1</sub>R in 20 and 40 cm soil depth were higher than those of MSL<sub>0</sub> while the result in 60 cm was opposite. The decreasing range of leaching volume of AS<sub>1</sub>R in 60 cm depth was 1.3 times higher than that of MSL<sub>0</sub>, and the leaching volume of AS<sub>1</sub>R were different significantly in 20 and 60 cm ( $P<0.05$ ), while there was no significant difference among 20, 40 and 60 cm for leaching volume of MSL<sub>0</sub> ( $P>0.05$ ). There was significant difference between average concentration of TN in 20 and 60 cm for AS<sub>1</sub>R, which were respectively 1.8 and 1.5 times lower than those for MSL<sub>0</sub>. The leaching loss of TN and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N in 60 cm for AS<sub>1</sub>R was significantly lower than those in 20 cm. Thus it can be concluded that the effects of surface runoff, leaching and nitrogen loss reduction are more significant under the poplar-wheat intercropping system with the spacing of 2 m×5 m.

**Key words:** soils; nitrogen; runoff; poplar-wheat intercropping system; leaching; forest canopy; litter; root