

土地利用、溪流级别与溪流河水理化性质的关系

牟 涣¹, 王庆成^{2*}, Anne E. Hershey¹, 于红丽², 郭宝琴²

(1. Department of Biology, University of North Carolina at Greensboro, Greensboro, NC 27402-6170 USA;

2. 东北林业大学林学院, 哈尔滨 150040)

摘要: 为研究土地利用对溪流水质的影响, 对黑龙江省尚志市帽儿山境内阿什河流域的 1~5 级溪流河水进行采样, 同时记载森林覆盖度、邻近土地利用类型及地貌特征。对溪水样品的 pH, 浑浊度, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度进行分析测定。对不同溪流级别和土地利用类型的溪流河水进行分析。结果表明: 随着溪流级别的升高和土地利用类型由森林变为农田和村镇, 溪流河水的 pH, 浑浊度, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度均显著升高。森林植被保存相对较好的 1、2 级溪流水质最佳, 但溪水中溶解无机磷和无机氮的浓度与美国温带地区相似的低级溪流相比, 分别高 30 倍和 100 倍。河岸带破坏, 土地利用的变化, 放牧、樵采等频繁干扰造成的土壤侵蚀和养分流失输入是造成该流域溪流富营养化的主要原因。

关键词: 土地利用; 溪流级别; 溪流水质

Land-use, stream order and stream water physical and chemical qualities

Paul P Mou¹, WANG Qing-Cheng², Anne E. Hershey¹, YU Hong-Li², GUO Bao-Qin² (1. Department of Biology, University of North Carolina at Greensboro, Greensboro, NC 27402-6170 USA; 2. College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(7): 1486~1492.

Abstract: Stream water sampling was conducted along the Ash River continuum from 1st order to 5th order in the Maoershan Experimental Forest of the Northeast Forestry University, near Maoershan Township, Shangzhi City, Heilongjiang Province. The pH, turbidity, concentrations of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ were measured/analyzed. Forest coverage, surrounding land-use type and landscape characteristics of each sampling location were recorded. Land-use category was later determined from recent aerial photos and field observations for each sampling location. Water quality variables were evaluated in response to changes in stream order and land-use types. Both stream order and land-use (forest, agriculture and urban) were positively correlated to pH, turbidity, concentrations of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ and and dissolvable phosphate. Although water quality was better in the forested 1st-2nd order streams, the concentration of dissolvable phosphate and inorganic N were more than 30 and 100 times higher, respectively, than those in the comparable pristine forested streams in temperate North America. Soil erosion, lack of riparian protection, grazing, over fertilization and frequent disturbances likely contributed to eutrophication of the streams.

Key words: land use; stream order; stream water quality

文章编号: 1000-0933(2004)07-1486-07 中图分类号: S715 文献标识码: A

世界上几乎所有的江河湖泊生态系统均遭受水土流失、污染物排放、过量施肥等造成的氮、磷及泥沙污染的严重影响^[1,2]。非点源污染是水体污染的重要来源, 在美国, 60% 的水资源污染起源于非点源污染, 非点源污染已经成为环境污染的第一因素。在北美和西欧, 非点源污染的研究和防治受到高度重视, 为此已进行了多年的研究工作。中国对非点源污染的研究起步于 20 世纪 80 年代中期, 加之土地面积辽阔, 人口多, 干扰重, 自然生态条件复杂, 非点源污染类型多样而又复杂, 在非点源污染的

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30370277)

收稿日期: 2003-12-16; 修订日期: 2004-04-15

作者简介: 牟 涣(1953~), 男, 北京市人, 博士, 主要从事森林生态学与景观生态学研究。E-mail: ppmou@uncg.edu

* 通讯作者 Author for correspondence, E-mail: wqcnefu1@yahoo.com

Foundation item: National Nature Science Foundation (No. 30370277)

Received date: 2003-12-16; Accepted date: 2004-04-15

万方数据

Biography: Paul P. Mou, Ph. D, mainly engaged in forest ecology, ecosystem ecology, landscape ecology. E-mail: ppmou@uncg.edu

管理和控制上尚有较多的工作要做^[3]。

一般地,上游流域未受干扰的低级河流生态系统是贫养生态系统(oligotrophic ecosystem),养分元素氮、磷是限制因子^[4~6]。原始状态的低级溪流具有极高的生物氮转化及截留能力,即对养分元素的缓冲能力,而级别较高的河流这种功能则很低^[7]。干扰使得大量的养分元素和泥沙通过河岸带进入溪流,如输入量超过溪流生态系统缓冲阈值,则造成溪流养分的输出,致使较高级的河流和湖泊富营养化(eutrophication)^[2~8]。河流中过量氮素的主要来源是自然生态系统的破坏,不适当的土地利用和过量的施肥等^[9, 10]。水土流失造成的泥沙向溪流中的输入是溪流生态系统磷的主要来源之一^[1]。

河流的水量主要来自一、二级溪流,这些溪流占据最广泛的河流流域面积,是河流生态系统非点源污染的主要渠道。因而,改善河流水质应着重于改善这些低级溪流生态系统的养分转换和截留能力,这是治理江河湖泊非点源污染的根本出路^[11]。河岸缓冲带(Riparian Buffering Zone)具有阻止养分元素及泥沙进入溪流的功能^[12~20],因而河岸缓冲带的恢复成为治理非点源污染的当然解决方法。但是,不同类型的河岸缓冲带在维持水质方面的重要性量化研究尚十分缺乏,不能为河岸带的科学经营提供必要的基础数据^[21, 22]。

中国的河流生态系统退化、江河等水体污染日趋严重。据中国国家环保总局发布的《2002年中国环境状况》(水环境),国内七大江河水系均受到不同程度的污染,一半以上的监测断面属于V类和劣V类水质。主要湖泊氮、磷污染较重,导致富营养化问题突出。尽管国内一些学者已经认识到非点源污染对河流污染产生重要影响^[23],并且对不同植被类型对非点源污染的影响的控制作用进行了一些初步的研究工作^[24, 20],然而,中国在河岸缓冲带对污染物迁移转化研究,河岸带的改善和恢复方面的研究尚鲜见报道。基础研究工作的缺乏严重影响污染物迁移转化的非点源污染模型的预测能力,在传输途径上进行的非点源污染控制的效果也不理想^[25]。对河流及河岸带进行系统的生态研究不但具有极其重要的科学价值,而且可以为国家水环境的保护与治理提供理论依据。

本文所报告的研究是对松花江支流阿什河流域1~5级溪流系统及其河岸带系列研究的第一步。研究目的是:(1)调查阿什河1~5级溪流水水质变化;(2)调查阿什河1~5级溪流河岸带植被状况及溪流两岸1km范围内的土地利用情况;(3)研究二者间的关系。通过研究,为了解溪流及河岸带生态系统的进程与机制,土地利用与溪流及河岸带生态系统进程的关系,以及河岸带生态系统健康的维护与恢复提供基础数据。

在本研究中,将检验下列假设:

(1)土地利用影响溪流水中氮、磷浓度,浑浊度及水的pH值:森林溪流水中氮、磷浓度低,pH值近中性,浑浊度低;农田地溪流河水中氮、磷浓度高,pH值呈弱碱性,浑浊度较高。

(2)有河岸带植被保护的溪流水质较没有河岸带植被保护的同类溪流水质为佳。

1 材料与方法

1.1 研究地区概况

研究在东北林业大学帽儿山实验林场辖区范围内进行。帽儿山实验林场位于黑龙江省尚志市境内(N 45°23'~45°26', E 127°26'~127°39'),面积2.6万hm²。场区范围内,森林和农田镶嵌分布,有完整的森林景观及农田景观。阿什河起源于林场东北部,流经林场全境。阿什河两支四级溪流在帽儿山镇东北会合形成五级河流——阿什河,流经帽儿山镇。帽儿山镇以上阿什河各级支流流域均在帽儿山实验林场区内(图1)。

研究区域属长白山系张广才岭西坡小岭余脉,为松嫩平原向张广才岭过渡的低山丘陵区,平均海拔高300m,坡度一般6~15°。温带大陆性季风气候,冬季漫长、寒冷干燥,夏季短促,炎热。年平均气温2.8℃,1月平均温度-23℃,极端最低温-44℃。7月平均温度20.9℃,极端最高温度34.8℃。年平均降水量700~800mm,主要集中于7、8月份。年蒸发量1094mm。地带性土壤为富含有机质,土层深厚的暗棕壤。地带性植被为红松阔叶林,现存植被为原始植被遭干扰破坏后形成的硬阔叶混交林为主的天然次生林。主要森林乔木种有水曲柳(*Fraxinus mandshurica* Rupr.)、山杨(*Populus davidiana* Dode)、枫桦(*Betula costata* Trantv.)、白桦(*B. platyphylla* Suk.)、黄波罗(*Phellodendron amurense* Rupr.)、胡桃楸(*Juglans mandshurica* Maxim.)、榆树(*Ulmus pumila* L.)、蒙古栎(*Quercus mongolica* Fisch.)等。河岸带植被主要组成树种以水曲柳、黄波罗、胡桃楸、榆树以及柳属(*Salix* spp.)、槭树属(*Acer* spp.)植物等为主。

调查采样区内景观为森林(次生林,人工林),农田,村庄和城镇。

1.2 溪流水样品采集及分析

利用2003年拍摄的帽儿山实验林场航空照片(1:15000)及林场水文图(1:15000)确定阿什河流域的一条1~5级溪流(图1),溯源而上至其两条1级溪流源头。由两条1级溪流开始,每0.5km±50m内随机选点采集水样。若有其它溪流汇入,于汇合处下方增加1个样点(图1)。当河流扩大至4级流后,每1km±50m处内随机选点采集水样,直至帽儿山镇外1km处。各采样点号码及溪流级别见图1,土地利用级别见表1。

在每一样点,先用 HI98107 型微型酸度计检测溪水 pH 值,用 H-STZ 浊度计检测溪水浑浊度。然后用酸洗过的 500ml 塑料瓶采集水样。先将塑料瓶用采样点下游 2~3m 处的溪水涮洗 3 遍,然后于溪流中间水面下 5cm 采水两瓶,盖严,存于便携冰箱中。水样运回实验室后,保存于冰箱中(0~30℃),待检。在每一样点采集水样后,记录该样点溪流级别,标记样点确切位置,踏查周围土地利用情况和河岸带的完整性,调查植被,并摄影备查。所有野外工作及采样在 2003 年 9 月 24 日开始,至 25 日完成。

水样中铵态氮($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^- \text{-N}$)的测定分别采用纳氏试剂比色法(GB7479-87)、酚二磺酸分光光度法(GB7480-87)和钼酸铵分光光度法(GB11893-89)进行。水样测定重复 3 次,取均值。重复间差异过大时,增加重复次数,剔除明显不合理者后取均值。

1.3 数据分析

首先利用航空照片,对照野外记录确定每一样点的土地利用状况,并分类(表 1)。然后使用 SAS 公司开发的 JMP 统计软件(SAS Inc. Cary, NC USA, 1996)对数据进行统计分析。用方差分析(ANOVA)来检验溪流水中 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$,总溶解无机氮($\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$,以下简为溶解氮),溶解无机磷(PO_4^{3-}),浑浊度和 pH 值在不同溪流级别,土地利用类别,植被郁闭度条件下的异同。在此使用 ANOVA 仅为研究提供参考,而并非严格意义上的假设检验,因为有些样点的数据可能自相关。用 Spearman Correlation 检验所有因子的相关性。

2 调查结果

自完全被森林覆盖的 1~2 级溪流到河岸基本完全裸露的 5 级河流,土地利用由森林变为农田,最后到城镇(表 1)。土地利用的人为干扰频度,强度不断增加。土地利用的变化以及人为干扰频度、强度的增加使得溪流水质的理化性质发生相应变化:自 1 级到 5 级溪流,溶解氮($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)浓度增加(图 2),溶解无机磷 PO_4^{3-} 浓度增加(图 3),N/P 比值自 1 级流至 3 级流下降而后上升,至 28 号样点最高(图 4),pH 值呈明显增加趋势(图 5),浑浊度明显增加(图 6),值得注意的是 NH_4^+ 、 NO_3^- 和 PO_4^{3-} 均出现几处明显的峰值。

不同溪流级别的 ANOVA 分析结果显示,除 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、溶解氮($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)(弱显著)外,不同溪流级别的水质及土地利用状况均存在显著差异(表 2A)。四级溪流中溶解无机磷浓度显著高于其它级别溪流,完全森林覆盖的 1、2 级溪流水中溶解无机磷浓度最低。各级溪流的 NH_4^+ 浓度无显著差异(表 2B),而 NO_3^- 浓度则是 3 级流最低,而 4 级流最高。总溶解氮浓度 2、3 级流最低,4、5 级流最高。pH 值随溪流级别增加总体表现为上升。河水浑浊度随河流级别增加而明显增加,1、2 级最低。森林覆盖率随溪流级别增加,且差异显著,1、2 级流和部分 3 级流河道有森林覆盖,自第 11 样点以下河道基本无森林植被。不同溪流级别的土地利用格局有显著差异(表 2B)。

不同土地利用类型的 ANOVA 分析结果显示,除 NO_3^- 、 NH_4^+ (弱显著)以外,土地利用几乎对所有因子均有显著影响(表 3A)。多元比较分析结果显示:在 7 个理化因子参数中,村镇 5 级流有 6 个最差。只有溶解无机磷低于农田(表 3B)。森林和农田溪流在多数因子中并无显著统计差异(表 3B),主要是由于这些因子在农田溪流中变异太大,并有点源输入。

Spearman 相关系数分析显示溪流级别与 NO_3^- 、溶解氮明显正相关,与 pH、浑浊度,以及土地利用显著正相关,而与郁闭度显著负相关(表 4)。土地利用与除 PO_4^{3-} 以外的其它水质参数显著正相关,而与郁闭度显著负相关(表 4)。郁闭度则与除 NH_4^+ 和 N/P 以外所有因子负相关(表 4)。此外,溶解氮与 NO_3^- 显著正相关,与 NH_4^+ 、pH 明显正相关,与浑浊度弱正相关; NH_4^+ 与 pH 正相关;~~而方数据~~ 显著正相关(表 4)。

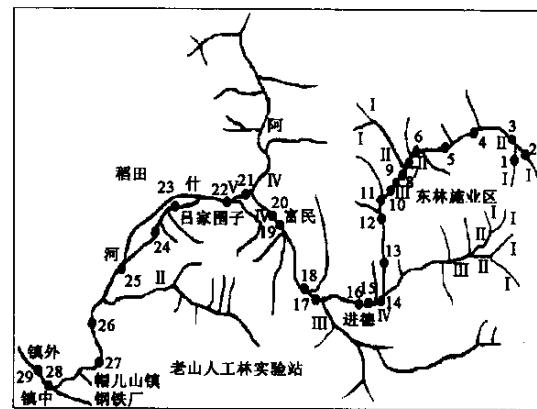


图 1 阿什河研究区域采样点示意图

Fig. 1 Sampling spots along Ashi River continuum

罗马数字代表溪流级别;阿拉伯数字代表采样点号 Sampling spots: Roman numerals indicate stream order; Arabic numerals indicate sampling spots

表 1 阿什河研究区域各采样点的土地利用分类

Table 1 Landuse classification of all sampling spots within the study section of the Ashi River

土地利用类别 Landuse type	采样点号 Number of the sampling locations
森林 Forest	1,2,3,4,5,6,7,8
农田 Cropland	9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22, 23,24,25
村镇 Township	26,27,28,29

森林:溪流两侧为森林;农田:溪流至少一侧为农田。Forest: Both sides of the stream banks covered by forest; Farmland: at least one of the two sides used as farmland

表 2 阿什河研究区域不同溪流级别水质理化性质及河岸带特征的 ANOVA 结果(A)和多元比较结果(B)

Table 2 Results from one-way ANOVA (A) and multiple comparison (B) of water physical, chemical properties and riparian characteristics between streams of different orders

项目 Items	PO_4^{3-} (mg/L)	NH_4^+ (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	Tot. N (mg/L)	pH	N/P	浑浊度 Turbidity	郁闭度 Canopy cover	土地利用 Land use
A MS	0.00538	0.1133	1.0213	1.2423	4.5594	68.9216	11.8694	0.64225	16.5804
F-value	11.5917	0.4254	3.1198	2.2156	6.8000	2.9479	12.3694	19.2355	26.5616
p-value	<0.0001	0.7888	0.0336	0.0975	0.0008	0.0409	<0.0001	<0.0001	<0.0001
B 1	0.12b	0.95a	0.92ab	1.87ab	6.75c	15.6ab	0.10c	0.80a	1.00d
2	0.13b	0.84a	0.63ab	1.47ab	6.58c	9.9b	0.00c	0.73a	1.00d
3	0.16b	1.02a	0.38b	1.40b	6.95bc	9.0b	1.23c	0.33b	2.50c
4	0.20a	0.91a	1.38a	2.29a	7.6b	11.1 b	2.37b	0.00c	4.14b
5	0.14b	1.16a	1.12a	2.28a	8.53a	17.4 a	3.76a	0.00c	5.00a

A 不同溪流级别水质理化性质及河岸带特征的单因素 ANOVA 结果 ($df=4, 24; n=29$) Results from one-way ANOVA analysis of water quality, and riparian characteristics between different orders of streams ($df=4, 24; n=29$); B 不同溪流级别水质理化性质及河岸带特征的多元比较结果 Results from multiple comparison of the stream water quality, and riparian characteristics between streams of different orders; Tot. N 溶解氮($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) Tot. N stands for total dissolved N($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$); B 表中数字为均值, 均值后不相同字母表示非参数多元比较显著差异 ($p<0.05$) Letters following the average data indicate significant difference ($p<0.05$)

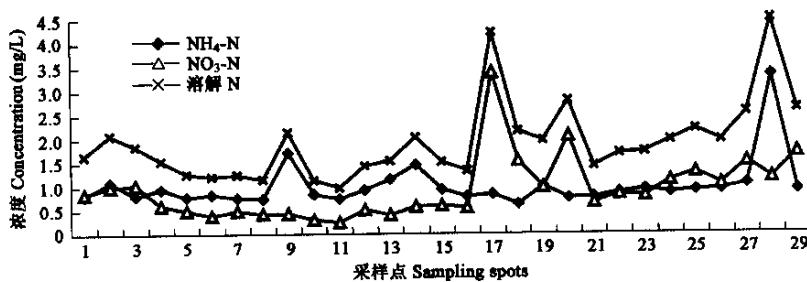
图 2 阿什河流研究区域各采样点水平中 $\text{NO}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和总溶解 N 浓度

Fig. 2 Concentration of $\text{NO}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and total dissolved N in samples at each location in the research section

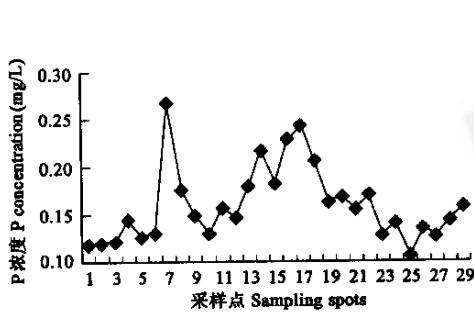


图 3 研究区域各样点水样中溶解磷浓度

Fig. 3 Concentration of dissolved P in samples from each location within the research section

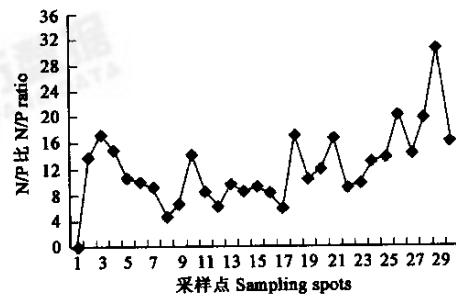


图 4 研究区域各采样点水样中 N/P 比

Fig. 4 N/P ratio in samples from each location within the research section

3 讨论

研究数据清楚地显示出这一经济欠发达的农林镶嵌地区, 土地利用格局与河流级别密切相关。河流级别与人类活动对自然生态系统干扰的频度和强度(主要是土地利用类型)有着明显的正相关(表 4)。随着河流级别的增加, 植被郁闭度的降低、河水浑浊度增加, 对此给了进一步的佐证(表 2, 表 4)。对自然生态系统的干扰频度与强度的增加是河流污染的直接导因, 所以随着溪流级别的增加, 河水的理化因子大部分发生明显变化(表 2)。

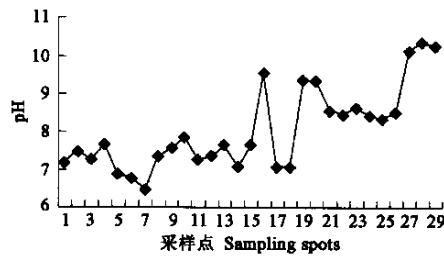


图 5 研究区域各采样点水样 pH 值

Fig. 5 pH of samples from each location within the research section

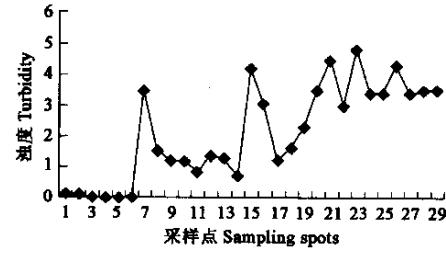


图 6 研究区域各采样点水样浑浊度

Fig. 6 Turbidity of samples from each location within the research section

表 3 阿什河流域研究区域不同土地利用级别溪流水质及河岸带特征 ANOVA 结果(A)和多元比较结果(B)

Table 3 Results from one-way ANOVA (A) and multiple comparison (B) of the stream water quality, and riparian characteristics between streams under different land use patterns within the research section in the Ashi River watershed

项目 Item	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Tot. N (mg/L)	pH	N/P	浑浊度 Turbidity	郁闭度 Canopy cover
A MS	0.00451	0.6867	0.7701	2.8186	9.4741	204.32	13.4088	1.3664
F-value	4.8633	3.2629	1.9249	5.7303	16.014	12.407	7.9796	55.721
p-value	0.0164	0.0544	0.1661	0.0087	<0.0001	0.0002	0.002	<0.0001
B 森林 Forest	0.14b	0.85b	0.66a	1.50b	6.56c	10.92b	0.65c	0.74a
农田 Cropland	0.17a	0.95b	0.94a	1.88b	7.53b	11.05b	2.50b	0.07b
村镇 Township	0.13b	1.53a	1.42a	2.95 a	9.23a	21.89a	3.45a	0.00b

A 不同土地利用级别水质理化性质及河岸带特征的单因素 ANOVA 结果($df=4, 24; n=29$)Results from one-way ANOVA analysis between streams under different land use patterns; B 研究区域不同土地利用级别溪流水质及河岸带特征多元比较结果 Results from multiple comparison (B) of the stream water quality, and riparian characteristics between streams under different land use patterns; Tot. N 溶解氮 Available N($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$); 各参数均值后不相同字母表示非参量多元比较显著差异 ($p<0.05$)letters following the average data of variables indicate significant difference ($p<0.05$)

表 4 阿什河流域研究区域溪流水质、土地利用、河岸带特征 Spearman 相关系数分析表

Table 2 Spearman analysis of Interrelationships between stream water quality, land use and riparian characteristics between streams within the research section in Ashi River watershed

项目 Item	PO ₄ ³⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Tot. N*	pH	N/P	浑浊度 turbidity	郁闭度 canopy cover	土地利用 landuse
溪流级 Streams	0.19	0.18	0.51**	0.47**	0.71***	0.31	0.78***	-0.8***	0.83***
PO ₄		-0.10	-0.05	0.02	0.00	-0.46**	0.18	-0.45**	0.18
NH ₄			0.07	0.42**	0.34*	-0.38**	0.02	-0.17	0.35*
NO ₃				0.86***	0.40**	0.80***	0.35*	-0.39**	0.42**
Tot. N*					0.39**	0.86***	0.25	-0.39**	0.55**
pH						0.36	0.64***	-0.53**	0.72***
N/P							0.08	-0.10	0.36*
浑浊度 Turbidity								-0.64***	0.59***
郁闭度 Camopy cover									-0.82***

* $p<0.1$; ** $p<0.05$; *** $p<0.001$; Tot. N 溶解氮 Available N($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$)

溶解无机磷浓度自 1 级流至 3 级流持续增加, 应视为农业活动频度和强度增加的结果。而 4 级流可溶性磷浓度的大幅度增加(表 2B)则不仅由于河流两岸土地完全成为农田, 沿河而行的沙石路造成的地表径流和扬尘应是可溶性磷的另一主要来源。自 4 级溪流的 17 号样点以后, 河流中开始出现大量的水藻, 其吸收作用可能是导致河水中溶解无机磷下降的主要原因之一。由于河道与农田小路交叉, 7 号样点有一个磷浓度峰值(图 2B)

铵态氮浓度与溪流级别无明显关系, 而硝态氮浓度在不同的溪流级别间差异显著, 尤以 3 级流为最低(表 2)。较高的 1 级流硝态氮和总溶解氮浓度有些出乎意外, 从实地情况看, 这一区域由于溪流狭小、樵采放牧活动紧邻溪流频繁进行, 干扰应当归结为主要原因为。4 级溪流的 17 号样点出现相当高浓度的溶解氮(由于较高的 NO₃⁻)和溶解无机磷浓度峰值(图 2、图 3), 从东南方向汇入的一条经由稻田的 3 级流应是水质剧烈变化的主要原因。20 号样点出现的硝态氮和溶解氮的峰值应该是村镇点源污

染排放的结果(图 2)。

通常情况下,由于自然降水溶解一定数量的二氧化碳,河水应呈弱酸性。1、2 级流河水的 pH 值大约反应出这种规律。而下游随河流级别的增加 pH 值的不断升高,反映出人类活动的影响。富营养化、生产力较高的河流一般有较高 pH 值^[26],这应能解释 3、4 级流河水渐高的 pH 值。而 5 级流 27~29 样点处的高 pH 值应为工业生活污水排放所致。第 16 样点位于主河道与一流经水稻田的支流交汇处下游,其高 pH 值可能反应了水稻田过量施用碱性化肥。19~23 样点的情形与此相似。

为避免繁琐,仅将土地利用分为森林、农田,和城镇 3 类。这导致农田溪流中各理化因子有较大的变异,从而在统计检验中难以与森林溪流各理化因子水平分开(表 3)。尽管如此,溪流各量测的因子随土地利用变化而变化的格局十分清晰(表 3B)。

Omernik 等对美国 928 条溪流的富营养化调查结果显示,当土地利用从 90% 森林变化到 90% 农田时,溪水中溶解氮和溶解磷平均浓度分别自 <1mg/L 和 <0.05mg/L 增至 >9.5mg/L 和 >0.23mg/L^[10]。其中溶解氮平均浓度和溶解无机磷(PO_4^{3-})平均浓度分别自 <0.3mg/L 和 <0.03mg/L 增至 4.2mg/L 和 >0.07mg/L。Rezanka 和 Hershey 最近的研究显示未受干扰的温带森林溪流在生长季节中溶解氮浓度在 0.014~0.03mg/L 之间,而溶解无机磷浓度在 0.004~0.006mg/L 之间^[27]。比较而言,所调查的各级溪流的溶解无机磷浓度比 Omernik 等的平均值高至少一倍以上,其中森林溪流溶解无机磷浓度要高 4~5 倍。比 Rezanka 和 Hershey 的结果则高至少 30 倍。帽儿山阿什河森林溪流的溶解氮浓度比 Omernik 等的平均值普遍高 1.5~2 倍以上,而农田溪流的溶解氮浓度等于或略小于 Omernik 等的平均值,这大概与美国农田无机化肥施用量更多有关。溪水中较高的溶解无机磷浓度反映出帽儿山阿什河流域较严重的水土流失状况。与未受干扰的温带森林溪流^[27]相比较,这里的森林经常遭受村民放牧樵采干扰,尽管这里林冠郁闭,溪水浑浊度极低,溪水溶解无机磷浓度或无机氮浓度却分别要高出几十倍到上百倍。

帽儿山阿什河溪水 N:P 比除个别样点以外恒低于 16:1 这个 Redfield 比率^[28],有个别地方甚至低于 6:1,因而这些溪流生态系统可谓氮限制系统。换言之,这些溪流生态系统的初级生产力受氮元素制约,而磷素相对过剩。Omernik 等的数据表明土地利用从 90% 森林变化到 90% 农田时溪水 N:P 比由 16:1 上升至 60:1^[10]。帽儿山阿什河溪流虽也有此上升趋势,但上升幅度相对较小,表明这条河流的富营养化以磷富营养化为甚。

综上所述,在本文开始时所列的第一个假设得到数据的直接证实。即:随土地利用、人为活动频度、强度增加,溪流水中溶解氮,溶解无机磷浓度,浑浊度及水的 pH 值总体上呈现增加,溪流水质下降,溪流级别增加与人为干扰频度与强度的增加有强烈的正相关。而第二个假设则得到部分间接支持:即有森林保护的溪流水质较无林地溪流水质为佳。频繁的人类活动干扰应是主要的原因,完全验证此假设还需要设计比较严密的比较实验。

本研究结果仅仅告诉一个初步现象,并且提出许多问题。例如一个健康的溪流生态系统在这个地区的理化特征是什么?各种生态过程在一个健康的溪流生态系统是如何运行的?溪流生态系统受到干扰后这些生态过程如何变化?溪流生态系统与陆地生态系统在这个地区如何相互作用?不同河岸带对溪流生态系统的保护机制是什么?如何量化这些相互作用和保护机制?应该如何恢复污染的溪流生态系统到其健康范围?等等。回答上述问题,需要对溪流生态系统的格局和过程进行深入细致的研究,并在此基础上,提出科学的、兼顾生态系统健康的土地利用和管理模式,从根本上解决河流生态系统污染退化的问题。

References:

- [1] Carpenter S R, Caraco N F, Correll D L, et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 1998, **8**:559~568.
- [2] Howarth R, Anderson D, Cloern J, et al. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Issues in Ecology*, 2000, **7**:1~15.
- [3] He C S, Fu B J, Chen L D. Non-point source pollution control and management. *Environmental Science*, 1998, **19**(5): 87~96.
- [4] Grimm N B, and Fisher S G. Nitrogen limitation in a Sonoran desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 1986, **5**:2~15.
- [5] Tate C M. Patterns and controls of nitrogen in tall grass prairie streams. *Ecology*, 1990, **71**:2007~2018.
- [6] Wold A P and Hershey A E. Spatial variability of nutrient limitation in six North Shore tributaries to Lake Superior. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, 1999, **18**:2~14.
- [7] Peterson B J, Wollheim W M, Mulholland P J, et al. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science*, 2001, **292**:86~90.
- [8] Glasgow H B and Burkholder J M. Water quality trends and management implications from a five-year study of a eutrophic estuary. *Ecol. App.*, 2000, **10**(4): 1024~1046.
- [9] Bormann F H and Likens G E. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*, New York: Springer-Verlag, 1979. 253.
- [10] Omernik J M, Abernathy A R, and Male L M. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams: some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1981, **36**: 227~231.
- [11] Forman F T T. Land Mosaics: *The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1995. 632.

- [12] Peterjohn W T, Correll D L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 1984, **65**(5) 1446~1475.
- [13] Osborne L L and Wiley M J. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *J. Envir. Manag.*, 1988, **26**:9~27.
- [14] Gregory S V, Swanson F J, McKee W A, et al. An ecosystem perspective riparian zones. *Bio. Science*, 1991, **41**: 540~552.
- [15] Stanford J A. Rivers in the Landscape: introduction to the special issues on riparian and groundwater ecology. *Freshwater Biology*, 1998, **40**: 402~406.
- [16] Tabacchi E D, Correll D L, Hauer R, et al. Development, maintenance and the role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*, 1998, **40**:497~516.
- [17] Osborne L L and Kovacic D A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 1993, **29**:243~258.
- [18] Hubbard R K and Lowrance R. Assessment of forest management effects in nitrate removal by riparian buffer systems. *American Society of Agricultural Engineers*, 1997, **40**(2):383~391.
- [19] Hunt P G, Stone K C, Humenik F J, et al. In-stream wetland mitigation of nitrogen contamination in an USA Coastal Plain Stream. *J. Environ. Qual.*, 1999, **28**:249~256.
- [20] Lei X Z, Chen X M, Zhao W Q. Study on the adjusting and controlling ability of forest over non-point pollution. *Journal of Chengdu University of Technology*, 2000, **27**(suppl.):165~168.
- [21] Lowrance R R, Hubbard R K, Williams R G. Effects of a managed three zone riparian buffer system on shallow groundwater quality in the southeastern costal plain. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, **55**(2):212~219.
- [22] McQuaid B F, and Norfleet L. Assessment of two Carolina watersheds using land and stream habitat quality indices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1999, **54**:657~665.
- [23] Lu Y. Non-point pollution of nitrogen in agricultural eco-system. *Agro-environmental Protection*. 1998, **17**(1) :35~38.
- [24] Li J R, Chen L D, Guo X D, et al. Effect of land use structure on non-point source pollution. *China Environmental Science*. 2002, **20**(6):506~510.
- [25] Yang A L, Zhu Y M. The study of nonpoint source pollution of surface water environment. *Advances in Environmental Science*, 1999, **7**(5):60~67.
- [26] Wetzel R G. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego., 2001. 192~193.
- [27] Rezanka K M, and Hershey A E. Examining primary producer-consumer interactions in a Lake Superior tributary using ^{15}N -tracer, grazer-reduction, and nutrient-bioassay experiments. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 2003, **22**(3): 371~387.
- [28] Redfield A C, Ketchum B H, and Richards F A. The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill MN ed. *The Sea*. Vol. 2. *The Composition of Seawater*. New York:Wiley Press, 1963. 26~77.

参考文献:

- [3] 贺生,傅伯杰,陈利顶. 非点源污染的管理及控制. *环境科学*,1998,**19**(5):87~96.
- [20] 雷孝章, 陈秀明, 赵文谦. 森林对非点源污染的调控研究. *成都理工学院学报*, 2000, **27**(增刊):165~169.
- [23] 吕耀. 农业生态系统中氮素造成的非点源污染. *农业环境保护*,1998,**17**(1):35~39.
- [24] 李俊然,陈利顶,郭旭东,等. 土地利用结构对非点源污染的影响. *中国环境科学*,2000,**20**(6):506~510
- [25] 杨爱玲,朱颜明. 地表水环境非点源污染研究. *环境科学进展*,1999,**7**(5):60~67