

· 研究报告 ·

不同土地利用对溪流大型底栖无脊椎动物群落的影响

邵卫伟¹ 张勇² 于海燕¹ 韩明春¹ 王备新²

(1. 浙江省环境监测中心, 浙江 杭州 310007;

2. 南京农业大学昆虫系水生昆虫与溪流生态实验室, 江苏 南京 210095)

摘要: 2010年4月调查了钱塘江中游区域29个样点的水环境特征和底栖动物。聚类排序将样点分为参照、农业和城镇3组。相似性分析表明不同组间底栖动物群落有显著差异($r=0.863$, $P=0.001$)。环境因子的主成分分析表明, 研究区域主要的环境胁迫是农业和城镇用地及其引起的水质变化, 并能较好解释组间物种差异的关键环境胁迫因子为农业用地比例、城镇用地比例、溶解氧、总氮和平均底质得分($Rho=0.568$, $P=0.001$)。底栖动物参数(总分类单元数、Shannon-Weaver多样性指数、BI指数和丰富度指数)和 k -优势度曲线显示农业和城镇组的生物完整性遭到很大程度的破坏, 且农业组较城镇组严重。

关键词: 土地利用; 大型底栖无脊椎动物; 生物完整性; 溪流; 钱塘江

中图分类号: X171 文献标识码: B 文章编号: 1006-2009(2012)03-0018-06

Impacts of Different Land Use on Stream Macroinvertebrate Communities

SHAO Wei-wei¹, ZHANG Yong², YU Hai-yan¹, HAN Min-chun¹, WANG Bei-xin²

(1. Zhejiang Environmental Monitoring Center, Hangzhou, Zhejiang 310007, China;

2. Laboratory of Aquatic Insects and Stream Ecology, Department of Entomology, Nanjing Agricultural University, Nanjing, Jiangsu 210095, China)

Abstract: Water environmental variables and benthic macroinvertebrates of 29 stream sites were investigated in the middle section of Qiantang River Basin in April 2010. All sampling sites were plotted out reference, agriculture and urban groups by CLUSTER analysis. One-way ANOSIM showed a significant difference ($r=0.863$, $P=0.001$) between these three groups. Principal component ordination of environmental factors indicates the major stress is anthropogenic land use and the combined variations of water quality. The most important variables structuring macroinvertebrate assemblages were percentage of agricultural land use, percentage of urban, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN) and the mean substrate score ($Rho=0.568$, $P=0.001$). Macroinvertebrate community structures and integrities were degraded and showed specific variation due to agricultural and urban land use based on macroinvertebrate metrics and k -dominance curves. Moreover, agricultural sites were in a slightly more modified ecological state than urban sites overall.

Key words: Land utilization; Benthic macroinvertebrate; Biotic integrity; Stream; Qiantang River

人类活动通过复杂多样的途径影响溪流的物理栖息境、水化和生物群落, 被视为溪流/河流生态系统完整性的主要威胁^[1-2]。在土地利用方面, 人类活动主要表现在原有森林土地利用类型向农业用地、城镇用地等人为开发土地利用类型的转变^[3]。农业和城镇用地增加了流域内的面源污染量、改变了溪流沿岸带、河道生境以及径流量^[4-7]。

由于土地利用和溪流生物学状况的响应关系明显受区域气候和景观特征等因素的影响^[8], 因此就特定区域开展不同土地利用对溪流生态系统影响的研究十分必要。

收稿日期: 2012-03-30; 修订日期: 2012-04-18

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40971280)

作者简介: 邵卫伟(1969—), 男, 浙江建德人, 高级工程师, 硕士, 从事生态环境监测与评估技术研究。

底栖动物因其对污染敏感、生活史较长,能够很好地反映溪流较长一段时期的水质状态而被广泛地应用于水质生物监测和评价^[9],也经常作为指示物种用以探讨不同土地利用对溪流生态完整性的影响。现通过比较不同土地利用溪流大型底栖无脊椎动物群落结构的差异,找出能较好解释这种差异的关键环境因子,并针对人为土地利用和溪流水体理化特征对生物群落结构的影响进行探讨,旨在为今后区域的溪流水质健康评价和土地利用管理工作提供参考。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

钱塘江发源于安徽省休宁县,最终注入东海,全长为 668 km,研究区域为浙江省钱塘江中游区域,行政区划范围包括江山、龙游、衢州、兰溪、金华、义乌和永康,总面积约为 $2 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。区域所处气候带为亚热带季风气候,年平均温度和降雨量分别为 $16.2 \text{ }^\circ\text{C} \sim 17.7 \text{ }^\circ\text{C}$ 和 $1\ 200 \text{ mm} \sim 2\ 200 \text{ mm}$ 。区域主要土地利用格局为森林、农田和城镇用地镶嵌交错,随着该区域经济的快速增长,土地利用不断由原有的森林用地向人为干扰用地转变;在水资源过度利用和水体污染的双重影响下,流域内溪流生态健康面临重大的威胁。

1.2 点位选取和标本采集

基于地理信息系统(GIS),结合研究区域的数值高程模型(DEM)和土地利用矢量数据,提取出了研究区域的子流域,并计算了每个子流域相应的各种土地利用类型比重,最终根据一定的土地利用梯度,选取了 29 个样点进行采样研究,见图 1。

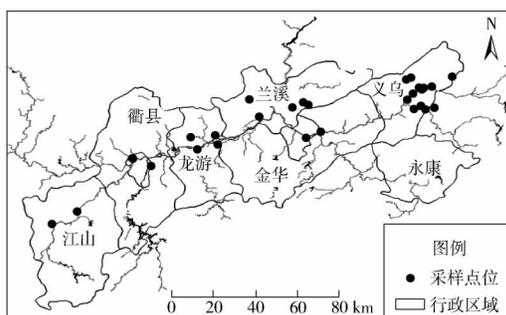


图 1 钱塘江中游区域 29 个采样点分布

Fig. 1 The distribution of 29 sampling sites in the middle Qiantang River Basin

参照王备新等^[10]的底栖生物标本采集方法,在 100 m 长的采样河段用索伯网($250 \mu\text{m}$ 0.09 m^2)采 5 个样(3 急 2 缓),采样总面积 0.45 m^2 。所采标本在野外用 40 目的钢筛筛选,并用 4% 福尔马林溶液固定后带回实验室。在实验室体视镜和显微镜下进行样品鉴定,根据实际鉴定水平,鉴定到可行的分类单元。

1.3 环境变量的获取

除土地利用数据在采样前获得外,水温、pH 值、电导率和溶氧用多参数水质检测仪(HANNA)现场测定。同时,还利用流速仪、测距仪等工具现场测定了流速、河宽、河深和平均底质得分(MSUBST),平均底质得分的测定和计算方法参照文献[11]。其他项目(TN、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 PO_4^{3-} 、TP、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、Chla、 SiO_2 、 I_{Mn} 等的质量浓度)的测定,通过采集水样,在实验室依据国家标准^[12]进行。

1.4 数据统计分析

对于底栖生物数据:首先利用聚类分析将所采样点进行分组,然后进行相似性分析确定组间差异是否显著;针对环境变量:首先进行 Spearman 相关性分析,去除部分因子($|r| > 0.8$, $P < 0.05$),然后利用筛选后的环境因子进行主成分分析;最后结合生物和环境数据进行非度量多维尺度分析(NMDS),找到能够正确解释底栖生物群落结构的关键环境变量(BEST Bio-Env)。基础统计在 Excel 中完成,相关性分析在 SPSS 18.0 中进行,其他所有的多元统计分析都在 PRIMER v6.0^[13]中完成。

2 结果与分析

2.1 底栖动物群落

调查共获得扁形动物门、软体动物门、环节动物门和节肢动物门等 109 个大型底栖无脊椎动物分类单元,采样点中总分类单元数最多为 74,平均为 22,有一个点位仅出现了一种底栖生物(寡毛类 SP);样点中 EPT 分类单元数最多的为 36,一个也没出现的样点有 13 个;以所有样点的底栖生物多度为基础,基于 Bray-Curtis 相似性系数进行聚类分组,可以得到参照、农业和城镇 3 组,各组包含的样点数分别为 8、9 和 12 个。相似性分析表明组间的底栖生物群落结构有显著差异($r = 0.863$, $P = 0.001$),见图 2。

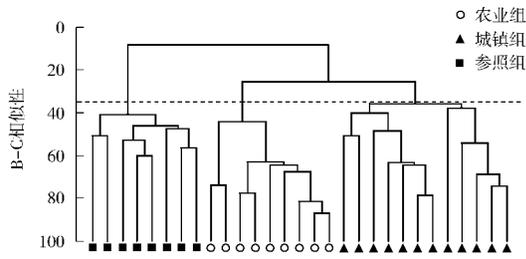


图 2 基于 29 个采样点底栖动物多度 Bray-Curtis 相似性系数的聚类树状图分析

Fig. 2 Dendrogram showing the hierarchical clustering of 29 sampling sites based on Bray-Curtis similarity coefficients

2.2 环境变量和环境胁迫

研究共测定了包括土地利用、溪流物理生境、水体化学质量等在内的 19 个环境因子,各环境因子的范围和均值见表 1。

表 1 测定的 19 个环境环境因子的均值、最大值和最小值
Table 1 The Averages and ranges of all the 19 measured environmental factors

环境变量	最大值	最小值	平均值	标准误
农业用地比重	0.87	0.00	0.28	0.05
城镇用地比重	0.80	0.00	0.17	0.04
θ (水温) / $^{\circ}\text{C}$	25.0	14.5	18.0	0.41
pH 值	7.97	6.30	7.17	0.09
$\rho(\text{DO}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	9.90	1.80	7.40	0.39
γ (电导率) / $(\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1})$	1 668	31.00	257.4	57.48
V (流速) / $(\text{m} \cdot \text{S}^{-1})$	0.98	0.00	0.36	0.05
b (河宽) / m	23.3	1.2	6.0	1.0
h (河深) / m	2.5	0.1	0.6	0.1
$\rho(\text{TN}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	16.4	0.22	4.18	0.74
$\rho(\text{NH}_4^+) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	11.0	0.00	1.79	0.54
$\rho(\text{Chl-a}) / (\text{mg} \cdot \text{m}^{-3})$	17.6	0.00	3.44	0.80
$\rho(\text{PO}_4^{3-}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.10	0.00	0.02	0.00
$\rho(\text{TP}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	0.93	0.00	0.26	0.05
$\rho(\text{I}_{\text{Mn}}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	14.6	0.90	4.81	0.71
$\rho(\text{Mg}^{2+}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	15.0	0.00	5.10	0.82
$\rho(\text{Ca}^{2+}) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	210.0	22.00	117.5	9.44
$\rho(\text{SiO}_2) / (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	8.83	1.03	4.54	0.33
平均底质得分 (MSUBST)	8.00	-7.75	0.48	1.22

通过 Spearman 相关性分析,删除了 5 个显著相关($|r| > 0.8, P < 0.05$)的变量,这 5 个变量是电导率值、河宽及 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、Chla 和 PO_4^{3-} 的质量浓度。基于筛选之后的环境因子进行主成分分析,排序显示了 29 个样点环境因子梯度变化的空间分布格局,见图 3。

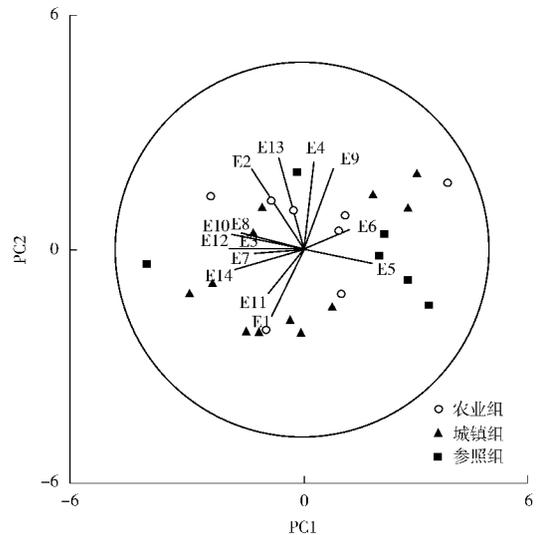


图 3 29 个采样点环境因子的主成分排序

Fig. 3 PCA ordination plot for all the 29 sampling sites based on the selected environmental variables

E1: 农业用地比重; E2: 城镇用地比重; E3: 水温; E4: pH 值; E5: DO 质量浓度; E6: 流速; E7: 河深; E8: TN 质量浓度; E9: TP 质量浓度; E10: I_{Mn} 质量浓度; E11: Mg^{2+} 质量浓度; E12: Ca^{2+} 质量浓度; E13: SiO_2 质量浓度; E14: MSUBST。

第一主成分和第二主成分的解释率分别为 35.5% 和 15.5%。第一二主成分主要反映了人为干扰土地利用(农业用地和城镇用地)梯度及其引起的溪流物理生境和水化性质的改变。其中第一主成分与 DO 值正相关(0.358),与 TN 质量浓度(-0.330)、COD 质量浓度(-0.372)、 Ca^{2+} 质量浓度(-0.386)和平均底质得分(-0.359)负相关;第二主成分与农业用地比例显著负相关(-0.342),与城镇用地比例、pH 值、TP 和 SiO_2 的质量浓度正相关,相关系数分别为 0.413、0.456、0.425 和 0.480。

2.3 底栖动物群落组成与环境因子分析

底栖生物物种组成和环境变量的 NMDS 分析最佳环境变量组合结果表明,能够解释底栖物种群落结构变异的最佳环境变量组合是:农业、城镇用地比例、DO、TN 和平均底质得分。环境变量组合与物种分布的相关系数为 0.568。采样点位在最佳环境组合的影响下,不同分组点位的差异较大,相同分组点位差异不大,同组点位基本聚集在一起,见图 4。

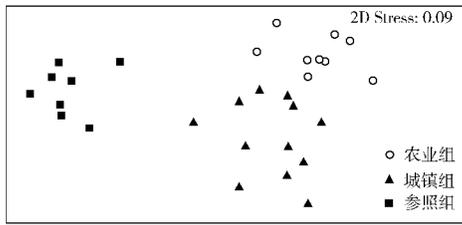


图 4 基于最佳环境组合的采样点位多维尺度排序
Fig. 4 Multidimensional scaling ordination of sampling sites based on “best-matching” environmental variables combination

2.4 不同组底栖生物完整性比较

通过不同分组主要底栖生物指数(包括经常应用于水质生物评价过程中的 Shannon-Weaver 多样性指数和 BI 指数)的比较发现,农业组和城镇组相比参照点位,底栖生物分类单元数减少,生物完整性受到了很大程度的破坏,见图 5(a)(b)(c)(d)。

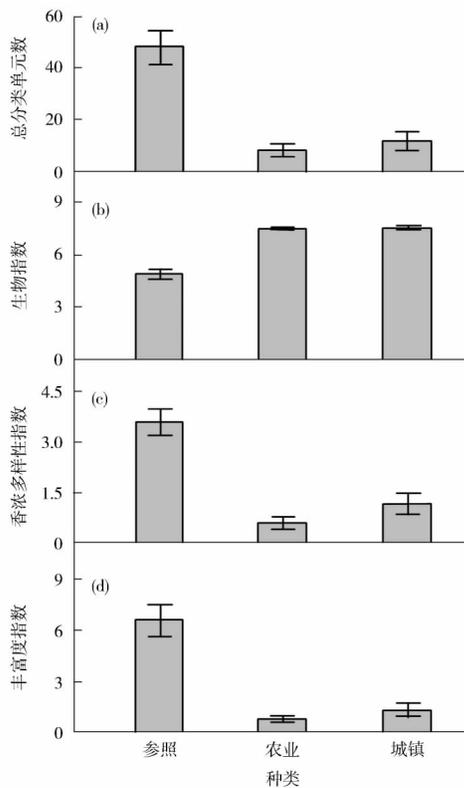


图 5 3 个组分的总分类单元数、生物指数、香浓多样性指数和丰富度指数(平均值 ± SD)
Fig. 5 Total taxa, biotic index, Shannon-Weaver diversity index and Margalef richness for macroinvertebrate community of the 3 groups (mean ± SD)

例如,参照点位的平均总分类单元数在 50 以

上,城镇组的则在 20 以下(12),农业组点位的更低(9);对于 BI 指数,参照点位为 5.07,而农业点位和城镇点位基本接近(分别为 7.68 和 7.70);另外,参照点位的 Shannon-Weaver 多样性指数为 3.70,城镇点位的为 1.23,而农业点位的则不到(10.64);农业组的 Margalef 丰富度指数也是三者中最低(0.75),城镇组和参照组分别为 1.41 和 6.69。

3 讨论

关于不同土地利用对溪流生态系统的影响,相关研究较多。随着流域内人为活动加剧,一般情况下,农业用地会占较大比重。比如 Benke 等^[14]针对北美密西西比河 150 个主要流域研究表明农业用地比重 66%;更有甚者,明尼苏达河流域的农业用地比重竟高达 95%,且一般流域内农业用地较城镇用地比重大。就所研究的流域,农业比重平均为 28%(最高为 87%),比城镇比重(17%)也是高出不少。溪流/河流生态系统的诸多要素,如:物理生境、水体理化特征、水文模式等在人为用地的作用下会发生很大变化,这些也是不同土地利用影响溪流生物学健康多样途径的体现。

大量研究表明,随着流域内农业用地的增加,溪流的水质、物理生境状况和生物群落等会出现不同程度的退化^[4,15],且研究者几乎得到一致的结论:农业用地主导的溪流相比参照溪流会出现敏感物种(水生昆虫、鱼类等)种类的减少,耐污种数量的剧增^[5]。这一点在该文章结果中也得到了体现(图 5):BI 是水质生物监测和评价中常用的一个指数,它整合了底栖生物耐污能力的信息。一般 BI 值越小的点位,生物学状况越健康,反之亦然。许多研究者得出在流域内城镇用地不断增加的过程中,溪流生物群落结构会改变^[16-17]。

针对城镇化对溪流生态的影响,主要可以从以下几个方面很好解释:①城镇用地造成的不透地表面积的增加,及随之产生的水文变化;不透地表面积的增加导致了地表径流模式的改变,容易造成洪峰的激增、水体流速的加快,对堤岸的侵蚀加剧;以及强大的机械冲刷作用引起底质的沉积和底质的结构变化。越来越多的研究者发现,流域不透地表面积和溪流生物学健康有很好的响应关系(尽管通常不是线性的响应关系);如 Wang 和 Stepenuck 等^[18-19]报道了在 Wisconsin 的研究结果,底栖动物

多样性和 BI 指数和不透地表面有很好的响应,且阈值上、下限分别为 8% 和 12%;但是不同研究得到的响应阈值并不相同,Paul 等^[6]在丹佛的研究上下限分别为 8% 和 15%。②各种营养盐的涉入、特别是有机污染物的增加。③沿岸植被带的破坏、及河道形态的变化,以及由此造成的溪流水体温度上升、渠道化等过程;这些现象被学者们形象的称为“城镇溪流综合症”^[20]。

溪流健康及溪流健康对环境胁迫响应的评定需要选取适当的生态系统完整性指示生物。底栖动物由于其具备独特的优势^[9, 21],在世界范围内经常被应用于溪流和河流的生物监测与评价活动(如底栖动物是欧盟水框架指令重点关注的生物,也是各成员国进行水体生态状况校验过程中用得最多的指示生物)。基于 k -优势度曲线,3 组中底栖动物群落多样性由高到低依次为参照 > 城镇 > 农业;另一方面,优势物种比例由高到低的顺序与群落多样性正好相反;从曲线的形状来看,参照组曲线延伸最长、上升最为平缓,说明参照样点多样性最高,物种组成较为均匀;与之相反,农业组多样性最低,优势物种比重最大;而城镇组则处于二者之间,见图 6。

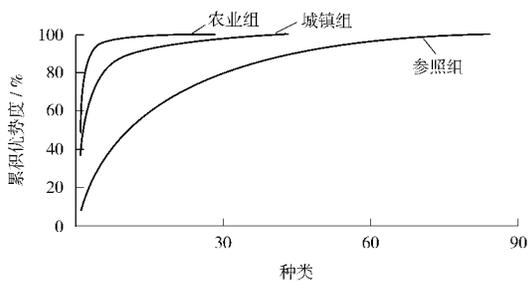


图 6 基于 3 个不同组分底栖动物多度的 k 优势度曲线
Fig. 6 The k -dominance curves based on macroinvertebrate abundance of three different groups.

TN 和平均底质得分 (MSUBST) 是引起底栖生物群落结构差异的关键环境变量,这与其他一些学者的研究结果较一致,吴东浩等^[21]在西苕溪中上游流域的研究得到 EPT 分类单元数和生物完整性指数与 TN 显著负相关、初步探讨得到 TN 的突变点为 1.41 mg/L;平均底质得分^[11]是一个量化底质组成的指标,其考虑研究区域底质颗粒尺寸大小,并对不同的底质组成赋予不同的系数,最后得到 MSUBST 较大则表明较大石块、砾石等的含量较

高;得分较小则表明细小颗粒含量高,底质沉积现象严重;一般前者出现在参照点位;后者出现在干扰点位。

4 结语

虽然国内已有溪流影响相关的研究,但与国际上的一些国家,特别是发达国家相比,该研究还有待推进^[22-24]。建议在条件允许的情况下,在一些典型的区域加强对土地利用影响溪流生态健康的探讨,推动溪流水质生物监测和评价活动,为溪流/河流生态健康评价和流域土地利用管理相结合打好基础。

[参考文献]

- [1] ALLAN J D, ERICKSON D L, FAY J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales [J]. *Freshwater Biology*, 1997(37): 149 - 161.
- [2] STRAYER D L, BEIGHLEY R E, THOMPSON L C, et al. Effects of land cover on stream ecosystem: roles of empirical models and scaling issues [J]. *Ecosystems*, 2003, 6(5): 407 - 423.
- [3] MEYER W B, TURNER B L. Changes in land use and land cover: A global perspective [M]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1994: 537.
- [4] WANG L, LYONS J, KANEHL P, et al. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams [J]. *Fisheries*, 1997, 22(6): 6 - 12.
- [5] GENITO D, GBUREK W J, SHARPLEY A N. Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed [J]. *Ecology*, 2002, 17(1): 109 - 19.
- [6] PAUL M J, MEYER J L. Streams in the urban landscape [J]. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 2001(32): 333 - 365.
- [7] ALLAN J D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems [J]. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 2004 (35): 257 - 284.
- [8] BRENDEN T, WANG L, SU Z. Quantitative identification of disturbance thresholds in support of aquatic resource management [J]. *Environmental Management*, 2008, 42(5): 821 - 832.
- [9] JOHNSON R K, WIEDERHOLM T, ROSENBERG D M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates [M]. New York, USA: Chapman and hall, 1993: 40 - 125.
- [10] 王备新, 杨莲芳. 用河流生物指数评价秦准河上游水质的研究 [J]. *生态学报*, 2003, 23(10): 2082 - 2091.
- [11] Water Framework Directive-United Kingdom Advisory Group. River assessment methods benthic invertebrate fauna, river invertebrate classification tool (RICT) [EB/OL]. [2010 - 11 -

- 11] <http://www.wfduk.org/sites/default/files/Media/Characterisation%20of%20the%20water%20environment/Biological%20Method%20Statements/river%20invertebrates.pdf>.
- [12] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [13] CLARKE K R, GERLER R N. PRIMER v6: User manual/tutorial [M]. Plymouth, UK: PRIMER-E, 2006.
- [14] BENKE A C, CUSHING C E. Rivers of North America [M]. Amsterdam: Elsevier 2005: 1144.
- [15] RICHARDS C, JOHNSON L B, HOST G E. Landscape-scale influences on stream habitats and biota [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1996(53): 295-311.
- [16] KLAUDA R, KAZYAK P, STRANKO S, et al. Maryland biological stream survey: a state agency program to assess the impact on anthropogenic stress on stream habitat quality and biota [J]. Environ. Monit. Assess, 1998(51): 299-316.
- [17] TONG S T Y, CHEN W L. Modeling the relationship between land use and surface water quality [J]. J. Environ. Manag, 2002, 66(4): 377-93.
- [18] WANG L, LYONS J, KANEHL P, et al. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams [J]. J. Am. Water Resour. Assoc 2007, 36(5): 1173-89.
- [19] STEPENUCK K F, CRUNKILTON R L, WANG L Z. Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams [J]. J. Am. Water Resour. Assoc, 2007, 38(4): 1041-1051.
- [20] WALSH C J, ROY A H, FEMINELLA J W, et al. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure [J]. J. N. Am. Benthol. Soc, 2005, 24(3): 706-723.
- [21] 吴东浩, 于海燕, 吴海燕, 等. 基于大型底栖无脊椎动物确定河流营养盐浓度阈值 - 以西苕溪上游流域为例 [J]. 应用生态学报, 2010, 21(2): 483-488.
- [22] 吴东浩, 刘伟, 赵煜, 等. 秦淮河上游水体大型底栖无脊椎动物群落结构及水质生物评价. 环境监测管理与技术, 2010, 22(5): 19-22.
- [23] 王国祥. 生物监测若干问题的探讨 [J]. 环境监测管理与技术, 1994, 6(3): 7-10.
- [24] 刘宗平, 刘进琪. 内陆河流健康评价探讨 [J]. 水资源保护, 2007, 23(3): 24-26.

· 简讯 ·

走访全球首个 CO₂ 零排放居住小区

新华网消息 从荷兰首都阿姆斯特丹驱车往北不到 1 h 便抵达了小城海尔许霍瓦德, 城南有个家家户户屋顶都铺满太阳能电池板的小区——全球首个 CO₂ 零排放居住小区“太阳城”。尽管荷兰并非一年四季阳光普照, 但这个现代化的居住小区却好像一株自然生长的植物, 主要依靠吸收太阳的能量来维持它的运转。

走进小区, 首先映入眼帘的便是一座座风格各异的住宅建筑, 而最引人注目的, 莫过于每栋建筑顶层成片的太阳能电池板。“太阳城”的诞生缘于实施欧盟 CO₂ 减排与可持续发展计划, 海尔许霍瓦德市政厅官员莱茵特·梅勒玛告诉记者: “我们所做的是将世人谈论的梦想变成了现实, 这里约 4000 名居民居住的 1500 套住房实现了 CO₂ 零排放。”5 万 m² 的太阳能电池板可提供 2.45 兆瓦的电量, 周边的 3 个风车, 每个风车的发电量也在 2 至 3 兆瓦。另外, “太阳城”的房屋还设计有特殊的地热供暖系统以节约能源。

梅勒玛介绍说, “太阳城”的零排放概念并非指的是没有任何 CO₂ 排放, 这里的零排放是指净排量为零, 也就是用排放的 CO₂ 量减去因使用可再生能源而避免的排放量, 最后的值为零。因为有着太阳能电池板和特殊建筑材料的帮忙, 这里的住宅在能源消耗指标上的表现比欧盟建筑标准所要求的还要好两倍。

一栋太阳能房屋造价不菲, 在 20 万欧元到 50 万欧元之间, 但是在这样一栋房子里, 生活却更便宜。米尔泽太太一家五口刚刚搬到这里, 她特别为她的太阳能房子感到骄傲。“你可以看到我们的房顶上有许多太阳能电池板, 这也是我们买这个房子的原因之一, 我们所使用的能源一半都是来自于这些太阳能电池板,” 米尔泽说。

一种新的能源也意味着一种新的生活方式, “太阳城”的住户们试着用更聪明的方式使用能源。范·恩萨德太太介绍说“我们有两个电表, 其中一个为太阳能电表, 另外一个为普通电表。我们房顶上的太阳能电池板每天清晨开始工作, 直到晚上停止。我们可以把太阳能电池板产生的多余电量存储进公共供电系统里, 年终我们可以计算我们为公共供电系统提供了多少电能, 并由此得到一笔收入。”

“太阳城”是一个年轻的城市, 这里居住着许多年轻的夫妇和孩子们, 太阳能、风能等可再生能源的贴近生活, 以及 CO₂ 零排放环境下的亲身经历都将成为下一代不可或缺的财富。“在学校里我们学习了许多关于太阳能的知识, 街上你也能看到我们有那么多的太阳能电池板。这里有使用太阳能的公共设施, 我们的校舍也是使用太阳能的,” 一名叫里克特的小男孩告诉记者。在“太阳城”, 记者真切地感受到, 人与环境其实真的可以如此和谐。

摘自 www.jshb.gov.cn 2012-05-30