

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2016.15357

张家界大鲵繁殖洞穴外溪冬季大型无脊椎动物

梁志强^{1,2,3,6}, 王崇瑞³, 伍远安^{3,6}, 文立华⁴, 危起伟^{1,2}, 洪波³, 刘训华³, 胡维军⁵

1. 西南大学生命科学学院, 重庆 400715;
2. 农业部淡水生物多样性保护与利用重点开放实验室, 中国水产科学研究院 长江水产研究所, 湖北 武汉 430223;
3. 湖南省水产科学研究所, 湖南 长沙 410153;
4. 湖南省大鲵救护中心, 湖南 张家界 427000;
5. 桑植县畜牧水产局, 湖南 张家界 427100;
6. 水产高效健康生产湖南省协同创新中心, 湖南 常德 415000

摘要: 2013 年 1 月与 2014 年 1 月对湖南张家界大鲵国家级自然保护区大鲵自然繁殖洞穴外溪大型无脊椎动物群落和水质状况进行了调查。共采集到动物 117 种, 隶属于 5 门 8 纲 16 目 59 科。其中水生昆虫 107 种, 软体动物 3 种, 甲壳动物 2 种, 环节动物 3 种, 涡虫纲和线虫动物各 1 种。两年各采样点物种数平均为 27 种, 七眼泉洞穴出水口(S6)物种数最多, 为 33 种, 骡子塔洞穴出水口(S1)物种数最少为 15 种。2 年 1 个月中各采样点大型无脊椎动物密度介于 872.2~3511.1 ind/m², 平均密度为 1747.6 ind/m², 水生昆虫为优势类群, 相对丰度 97.05%, 其中, 四节蜉(*Baetis* sp.)、宽基蜉(*Choroterpes* sp.)、纹石蛾(*Hydropsyche* sp.)、锯形蜉(*Serratella* sp.)、扁蜉(*Heptagenia* sp.)和朝大蚊(*Antocha* sp.)为最优势的种类, 其丰度分别占总丰度的 32.27%、9.15%、7.13%、6.61%、6.52%、5.45%; 基于 Shannon-Wiener 指数和 BI 生物指数的水质评价结果显示, 各洞穴出水口溪流中, 乌木峪(S3)、院子(S4)和七眼泉(S6)水质最为清洁, 骡子塔(S1)和芭茅溪(S7)水质稍差, 有轻微污染; 功能摄食类群分析结果显示各采样点以收集者(GC)和捕食者(PR)为主要优势类群; K - 优势曲线结果表明, 除了骡子塔洞穴出水口溪流(S1)受到较重的人为影响外, 其他采样点基本保持了较高的物种多样性。从两年调查状况来看, 张家界大鲵(*Andrias davidianus*)自然繁殖洞穴外溪出苗期大型无脊椎动物具有较高的多样性, 环境敏感类群优势地位明显, 通过估算稚鲵营养容纳量推测, 洞穴外溪可为野生稚鲵提供良好的饵料条件, 但一些自然繁殖洞穴外溪稚鲵食物可能存在不足的风险, 应加强保护区内喀斯特溶洞与大型无脊椎动物群落的保护。

关键词: 张家界; 大鲵; 洞穴; 大型无脊椎动物; 群落结构; 营养容纳量; 水质生物学评价

中图分类号: S92

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2016)04-0931-13

大鲵(*Andrias davidianus*)俗称娃娃鱼, 隶属两栖纲, 有尾目, 隐鳃鲵科, 大鲵属, 是中国特有的珍稀两栖动物, 也是世界上现存的两栖类中体型最大的古老动物^[1]。历史上主要分布于长江、黄河、珠江流域的中上游支流中, 遍及华中、华南和西南的 17 个省市^[2]。近年来, 由于过度捕捉和栖息地丧失等原因, 野生大鲵种群资源急剧下

降, 栖息地片段化和岛屿化问题越来越严重。迄今, 野生大鲵种群多存在于人类难以到达的石灰岩溶洞和地下阴河中^[2]。目前, 大鲵已被列入中国 II 级重点保护动物和 CITES 公约附录 I 中。笔者于 2008–2014 年对湖南张家界大鲵国家级自然保护区进行实地调查发现, 保护区内近 5 年中有 9 处大鲵洞穴曾有野生稚鲵流出, 桑植院子洞穴

收稿日期: 2015-9-12; 修订日期: 2015-10-29.

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项(201203086); 湖南省财政厅财政农业专项(湘财农指[2010]23 号); 农业部淡水生物多样性保护重点实验室开放课题(LFBC0809); 英国达尔文基金项目(2012); 湖南省畜牧水产局养殖业科研专项(201108).

作者简介: 梁志强(1977–), 男, 副研究员, 博士研究生, 主要从事珍稀水生动物保护与利用研究. E-mail: liangzhiqiang@163.com

通信作者: 危起伟, 男, 研究员. E-mail: weiqw@yfi.cn

2012 年流出稚鲵量最多, 达 1920 尾, 出苗期为 12 月-翌年 2 月, 盛期为 1 月。

大鲵是肉食性动物, 野生成鲵的主要饵料生物为小型鱼类、蛙类、幼鲵、螃蟹等; 稚鲵(脱膜以后至 1 龄以内)开口摄食期、生长期、变态期均以蜉蝣、摇蚊幼虫、水生寡毛类等大型无脊椎动物做为食^[3]。大型无脊椎动物是反映河流生态系统结构和功能及健康状况的关键类群, 作为重要的指示生物广泛被应用^[4-8]。目前, 大鲵栖息环境需求研究以水质条件和洞穴环境特征为主^[9-11]。本课题组对野生大鲵自然繁殖洞穴外溪稚鲵流出时期的大型无脊椎动物群落结构与生物量进行研究, 估算自然繁殖洞穴外溪稚鲵营养容纳量, 利用大型无脊椎动物多样性指数对稚鲵栖息地水质

进行评价, 旨在为湖南张家界大鲵国家级自然保护区大鲵生境与饵料生物保护及大鲵增殖放流量的确定提供亟需的技术支撑。

1 材料与方法

1.1 采样点设置

选择湖南张家界大鲵国家级自然保护区内近 5 年中 5 处大鲵自然繁殖洞穴(图 1)作为研究对象。2013 年 1 月对 5 处洞穴共 7 个洞穴外(包括 5 个出水口与 2 个入水口)溪流进行采样, 2014 年 1 月选择 5 处洞穴共 5 个出水口溪流进行采样(表 1, 图 2)。其中骡子塔和乌木峪采样点属沅水流域, 院子采样点位于澧水南源干流, 七眼泉和芭茅溪采样点位于澧水北源干流。



图 1 湖南张家界大鲵国家级自然保护区野生大鲵自然繁殖洞穴外溪

1. 骡子塔; 2. 乌木峪; 3-4. 院子; 5. 七眼泉; 6. 芭茅溪; a, 洞穴出水口; b, 洞穴入水口.

Fig. 1 Rivers near the natural breeding caves of *Andrias davidianus* in Chinese Giant Salamander National Natural Reserve, Zhangjiajie, Hunan

1. Luozita; 2. Wumuyu; 3-4. Yuanzi; 5. Qianquan; 6. Bamaoxi; a, water outlet of caves; b, water inlet of caves.

表 1 采样点生境概况
Tab. 1 Characteristic of sampling sites

编号 number	采样点 sampling site	坐标 coordinate		遮蔽度/% shade	底质类型 sediment type	水系 river
		E	N			
S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	110°26'23.748"	28°55'27.432"	60	碎石 gravel	沅水 Yuanshui
S2	骡子塔 ^b Luozita ^b	110°26'21.072"	28°55'35.898"	60	砾石 gravel	沅水 Yuanshui
S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	110°19'43.220"	28°57'07.200"	85	砾石+砂 gravel and sand	沅水 Yuanshui
S4	院子 ^a Yuanzi ^a	109°57'25.062"	29°19'07.80"	70	卵石 pebble	澧水 Lishui
S5	院子 ^b Yuanzi ^b	109°57'18.084"	29°19'1.086"	70	卵石 pebble	澧水 Lishui
S6	七眼泉 ^a Qiyanquan ^a	109°54'45.360"	29°42'54.936"	90	卵石 pebble	澧水 Lishui
S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	110°02'18.468"	29°39'48.756"	65	卵石+砂 pebble and sand	澧水 Lishui

注: a, 洞穴出水口; b, 洞穴入水口。

Note: a, water outlet of caves; b, water inlet of caves.

1.2 样品采集及处理

每年冬季采用索伯网(40 目纱, 0.09 m²)进行定点定量采集, 每点重复采样 3 次。将索伯网口逆水流方向置于河床, 利用铁铲搅动石块下方的底质, 搅动深度大于 10 cm, 将采集底质样本过 40 目筛后装瓶带回室内分检, 保存于 70%乙醇中, 室内镜检分类、计数、称重。参照 Morse 等^[5]与文献[12–16]方法对大型无脊椎动物进行鉴定, 大部分鉴定到属或种水平。

1.3 水体理化指标测定

水体理化因子测定包括现场测定和水样固定后实验室测定, 其中现场测定指标 6 项, 水温和 pH 采用梅特勒-托利多 SevenGoTM pH-SG2 测定, 地理坐标和海拔采用 Garmin60 CSX GPS 测定, 流速采用 LSH10-1A 型超声波多普勒流速仪测定, 河宽和水深采用卷尺测定。实验室测定指标共 8 项, 包括溶氧 DO、高锰酸盐指数、BOD₅、COD、氨氮、硝酸盐、总氮和总磷, 水样采集、固定和测定方法参照《水和废水监测分析方法》^[17]和《中华人民共和国地表水环境质量标准》(GB 3838–2002)。^[18]

1.4 数据分析

采用 Shannon-Wiener 多样性指数、Simpson's 多样性指数和物种丰富度指数进行数据分析。

$$H' = -\sum_{i=1}^s (P_i)(\log_2 P_i), D = 1 - \sum_{i=1}^s (P_i)^2, \text{Richness} = S$$

其中, H 为 Shannon-Wiener 多样性指数; D 为 Simpson's 多样性指数; Richness 为物种丰富度指

数; S 为样本中总分类单元数; P_i 为物种 i 在样本中的相对丰度。

采用公式 $kn=f(\text{饵料总量})/f(\text{年需求量})^{[19]}$ 估算自然繁殖洞穴外溪的稚鲵营养容纳量, 其中, $f(\text{饵料总量})=H(\text{河宽})\times L(\text{分布溪流长度})\times B(\text{饵料密度})$, $f(\text{年需求量})=W(\text{增重量})\times C(\text{饵料系数})/R(\text{饵料利用率})$ 。稚鲵生长研究较少, 参考大鲵与鱼类相近资料设置营养容纳量参数进行估算。稚鲵从洞穴流出后的年生长量约为 33.0 g^[20], 底栖动物饵料系数取值 5.5^[19], 饵料利用率取值 10%~100%^[19], 参考大鲵的活动距离^[21]与洞口水流状况, 稚鲵从洞穴中流出后随水漂流 1 年中分布溪流长度取值 1 km。

1.5 水质生物学评价

采用 Shannon-Wiener 指数和 Hilsenhoff 生物指数(BI)对水质进行生物学评价。

$$BI = \sum_{i=1}^s a_i n_i / N$$

式中, n_i 为第 i 分类单元的个体数; a_i 为第 i 分类单元的耐污值; N 为各分类单元的个体总和; s 为分类单元数。无脊椎动物的耐污值多数指定到属一级。

两种水质生物学指数评价标准分别为: Shannon-Wiener 指数值>3(清洁), 2~3 (轻污染), 1~2 (中污染), 0~1 (重污染); BI 指数=0~3.5 (极清洁), 3.51~4.50 (很清洁), 4.51~5.50 (清洁), 5.51~6.50 (一般), 6.51~7.50 (轻度污染), 7.51~8.5 (污染), 8.51~10.0 (严重污染)。无脊椎动物样本的耐污值参照文献资料^[22–24]进行判定。

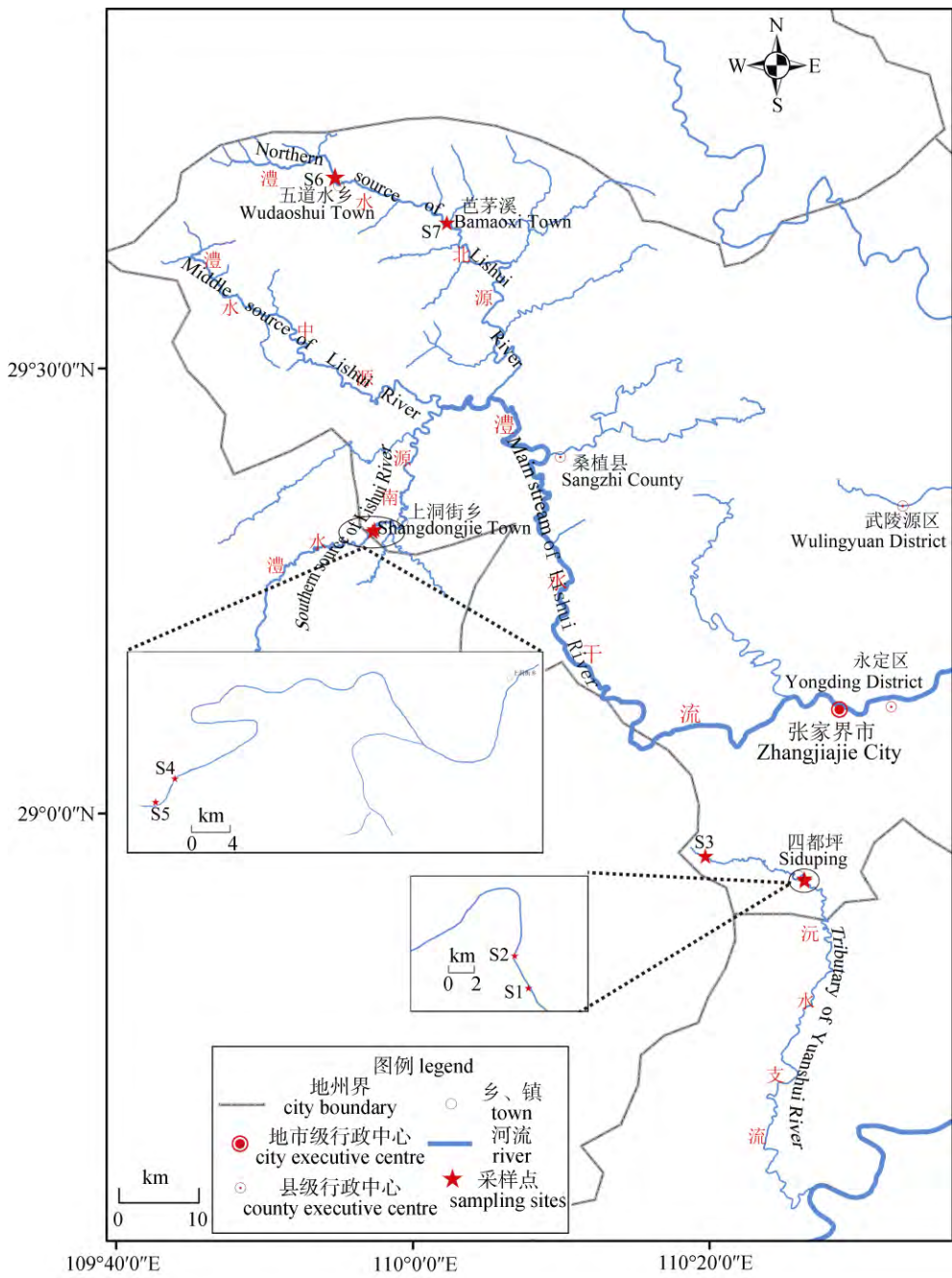


图 2 湖南张家界大鲵国家级自然保护区内大型无脊椎动物采样点位置

S1 骡子塔洞穴出水口, S2 骡子塔洞穴入水口, S3 乌木峪洞穴出水口, S4 院子洞穴出水口, S5 院子洞穴入水口, S6 七眼泉洞穴出水口, S7 芭茅溪洞穴出水口.

Fig. 2 Sampling sites of benthic macroinvertebrate in Chinese Giant Salamander State Reserve, Zhangjiajie, Hunan
S1 water outlet of Luozi caves, S2 water inlet of Luozi caves, S3 water outlet of Wumuyu caves, S4 water outlet of Yuanzi caves, S5 water inlet of Yuanzi caves, S6 water outlet of Qiyanquan caves, S7 water outlet of Bamaoxi caves.

1.6 功能摄食类群

参照大型无脊椎动物功能摄食类群文献[5, 25–28], 将采样点的大型无脊椎动物的功能摄食

类群划分为 5 种, 分为滤食者(collector-filters)、刮食者(scrapers)、捕食者(predators)、收集者(collector-gatherers)和撕食者(shredders)。

2 结果与分析

2.1 大型无脊椎动物群落结构特征

从两年采集的大型无脊椎动物样本中共鉴定出 117 个分类单元, 隶属于 5 门 8 纲 16 目 59 科。其中, 水生昆虫 107 种 (占物种总数量的 91.45%), 软体动物 3 种, 甲壳动物 2 种, 环节动物 3 种, 蠕虫、线虫动物各 1 种。

2013 年 1 月各采样点大型无脊椎动物密度介于 $872.2 \sim 3511.1 \text{ ind/m}^2$, 平均密度为 1802.1 ind/m^2 (图 3); 2014 年 1 月密度介于 $1045.8 \sim 2350.0 \text{ ind/m}^2$ (图 4)。两年 1 月中各采样点的平均密度为 1747.6 ind/m^2 ,

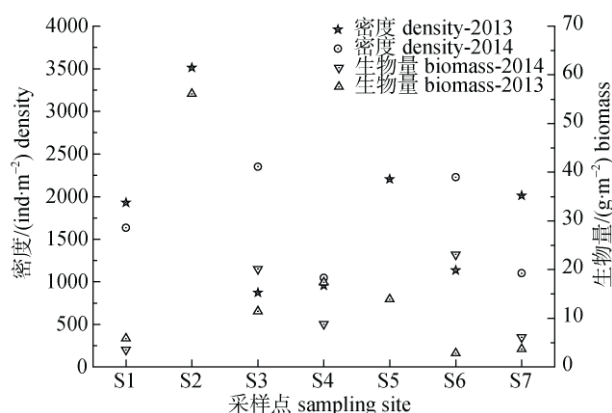


图 3 采样点大型无脊椎动物密度和生物量

Fig. 3 Densities and biomass of macroinvertebrate in sampling sites

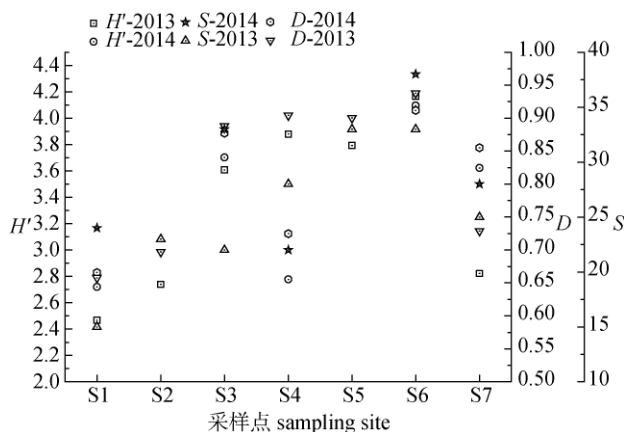


图 4 采样点大型无脊椎动物生物多样性指数

H' , Shannon-Wiener 多样性指数; S , 物种丰富度指数;
 D , Simpson's 多样性指数.

Fig. 4 Biological diversity indices of macroinvertebrate in sampling sites

H' , Shannon-Wiener diversity; S , Richness diversity;
 D , Simpson's diversity.

水生昆虫为占绝对优势的类群, 其平均密度为 1748.9 ind/m^2 (占总平均密度的 97.05%)。水生昆虫中, 蜉蝣目平均密度最大, 达 1129.10 ind/m^2 (62.65%); 其次为毛翅目 (269.31 ind/m^2)、双翅目 (233.60 ind/m^2)、鞘翅目 (49.21 ind/m^2)、襀翅目 (36.51 ind/m^2)、蜻蜓目 (22.49 ind/m^2)、广翅目 (8.20 ind/m^2)。软体动物和其他动物的平均密度分别为 22.22 ind/m^2 (1.23%) 和 31.48 ind/m^2 (1.75%)。四节蜉 (*Baetis* sp.)、宽基蜉 (*Choroterpes* sp.)、纹石蛾 (*Hydropsyche* sp.)、锯形蜉 (*Serratella* sp.)、扁蜉 (*Heptagenia* sp.)、朝大蚊 (*Antocha* sp.) 为各采样点大型无脊椎动物的优势种, 它们的平均密度分别为 581.5 ind/m^2 (32.27%)、 164.8 ind/m^2 (9.15%)、 128.57 ind/m^2 (7.13%)、 119.0 ind/m^2 (6.61%)、 117.5 ind/m^2 (6.52%)、 98.1 ind/m^2 (5.45%)。

2013 年 1 月各采样点大型无脊椎动物生物量介于 $2.80 \sim 56.11 \text{ g/m}^2$, 平均生物量为 15.87 g/m^2 , 其中生物量最大和最小采样点分别为骡子塔洞穴入水口 (S2) 和芭茅溪洞穴出水口 (S7) (图 3), 同一处洞穴入水口与出水口溪流 (S1 与 S2, S4 与 S5) 大型无脊椎动物生物量存在明显差异; 2014 年 1 月各采样点大型无脊椎动物生物量介于 $3.56 \sim 23.11 \text{ g/m}^2$, 平均生物量为 12.34 g/m^2 (图 4)。两年 1 月中各采样点的平均生物量为 14.40 g/m^2 , 水生昆虫在生物量中占比例最大, 各样点水生昆虫平均生物量为 13.86 g/m^2 , 占平均总生物量的 87.36%, 软体动物和其他动物平均生物量为 0.37 g/m^2 (2.32%) 和 1.64 g/m^2 (10.32%)。水生昆虫中, 蜉蝣目平均生物量最多, 达 4.98 g/m^2 (31.37%); 其次为毛翅目 (5.21 g/m^2)、双翅目 (1.14 g/m^2)、鞘翅目 (0.19 g/m^2)、襀翅目 (0.31 g/m^2)、蜻蜓目 (1.70 g/m^2)、广翅目 (0.39 g/m^2)。4 处自然繁殖洞穴出水口溪流两年 1 月大型无脊椎动物生物量接近, 但七眼泉采样点 (S6) 变化较大, 相差约 7 倍。

2013 年 1 月各采样点物种种数平均 26 种, 其中, 七眼泉洞穴出水口 (S6) 和骡子塔洞穴出水口 (S1) 分别为物种数最多和最少的采样点, 它们的物种数分别为 33 种和 15 种; 2014 年 1 月各样点物种种数平均 28 种, 两年中各采样点物种种数平均

为 27 种。各采样点的物种丰富度指数、Shannon-Wiener 多样性指数和 Simpson 多样性指数均呈现较为一致的变化趋势, 其中七眼泉洞穴出水口(S6)采样点的 3 项指数均相对最高, 骡子塔洞穴出水口(S1)相对较低。

2.2 群落 K-优势曲线

从群落 K-优势曲线分析, 2013 年 1 月各采样点大型无脊椎动物生物多样性程度最高的为七眼泉洞穴出水口(S6), 其次为院子洞穴入水口(S5), 多样性最低采样点为骡子塔洞穴出水口(S1)(图 5)。2014 年 1 月各采样点大型无脊椎动物生物多样性程度最高的仍为七眼泉洞穴出水口(S6), 其次为芭茅溪洞穴出水口[S7(图 6)], 而院子洞穴出

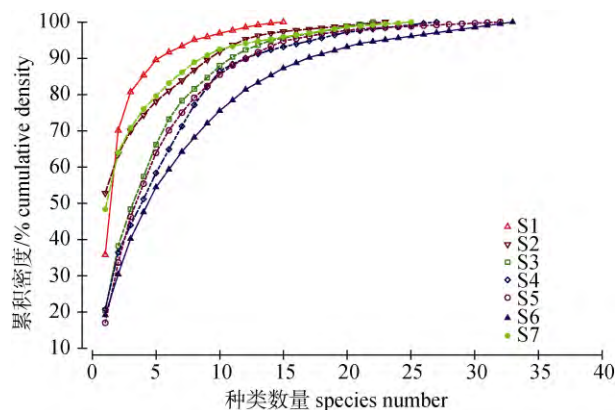


图 5 2013 年 1 月采样点大型无脊椎动物 K-优势度曲线
Fig. 5 K-dominant curve of macroinvertebrates in sampling sites in Jan. 2013

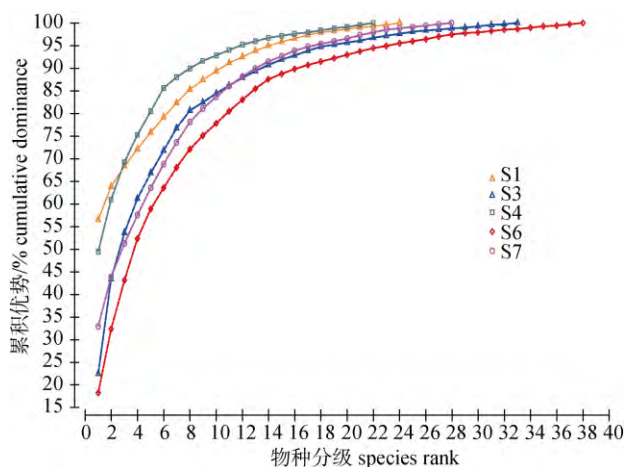


图 6 2014 年 1 月采样点大型无脊椎动物 K-优势度曲线
Fig. 6 K-dominant curve of macroinvertebrates in sampling sites in Jan. 2014

水口(S4)多样性程度下降, 表明院子洞穴出水口生境条件较 2013 年 1 月相比受损较重。K-优势度曲线比较结果与 3 项生物多样性指数基本一致。

2.3 大型无脊椎动物密度 Bray-Curtis 相似性系数的 NMDS 图

基于采样点大型无脊椎动物密度的 Bray-Curtis 相似性系数的非度量多维标度分析(Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS), 在 30% 的相似度下, 7 个采样点直接处于一致, 不能被区分; 在 35% 相似度下, 骡子塔洞穴出水口(S1)被区分开来, 说明此采样点大型无脊椎动物群落因受到人为干扰后, 与其他采样点直接群落相似度下降, 也表明其生境破坏程度大于其他采样点。在 50% 相似度下, 仅有院子洞穴出水口(S4)和入水口(S5)保持较高的一致性, 其他采样点分别被单独区分(图 7, 图 8)。

2.4 大型无脊椎动物功能摄食类群

2013 年 1 月和 2014 年 1 月各采样点大型无脊椎动物功能摄食类群分析结果一致, 收集者均为各采样点绝对优势类群, 其次分别为捕食者、刮食者、滤食者和撕食者(图 9, 图 10)。

2.5 自然繁殖洞穴外溪稚鲃营养容纳量估算

自然繁殖洞穴外溪稚鲃营养容纳量估算结果为: 当饵料摄食率为 10% 时, 2013 年 219 尾(乌木峪)~2377 尾(院子), 2014 年 195 尾(骡子塔)~5130 尾(七眼泉), 多于 2008–2013 年每年稚鲃流出量, 但 2012 年冬季流出稚鲃(1920 尾)的营养需求量接近 2013 年 10% 饵料摄食率时的环境营养容纳量; 当饵料摄食率为 100% 时, 2013 年 2188 尾(乌木峪)~23767 尾(院子), 2014 年 1950 尾(骡子塔)~51295 尾(七眼泉)(表 2)。

2.6 大鲃栖息地溪流环境因子特征

各采样点水深均不超过 50 cm(表 3), 清澈见底; 七眼泉采样点海拔最高达 488 m, 骡子塔出苗点最低为 342 m。乌木峪采样点河宽最窄, 仅为 7 m, 骡子塔洞穴入水口溪流采样点最宽, 为 87 m。采样点瞬时流速 0.012~0.322 m/s, 均属于中等流速。除骡子塔两个采样点水温较低外, 其余各点水温基本接近。各采样点 pH 均呈弱碱性, 介于

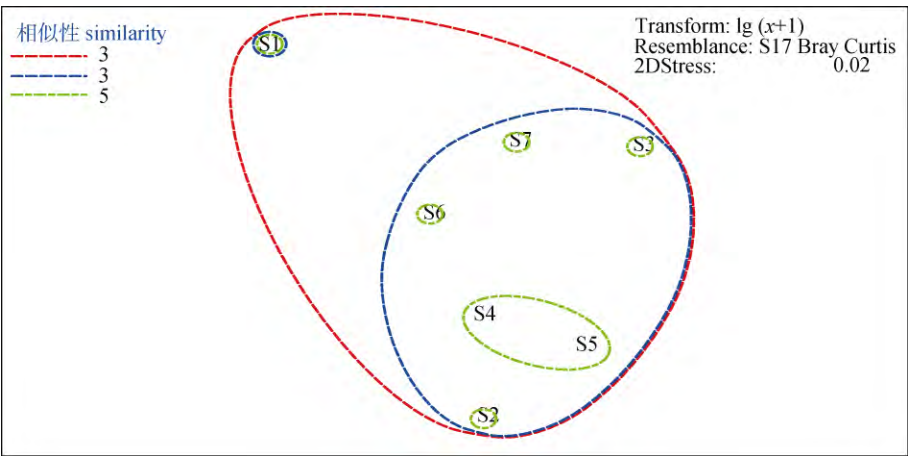


图 7 基于 2013 年 1 月采样点大型无脊椎动物密度 Bray-Curtis 相似性系数的 NMDS

Fig. 7 NMDS of macroinverberates based on Bray-Curtis similarity coefficients in sites in Jan. 2013

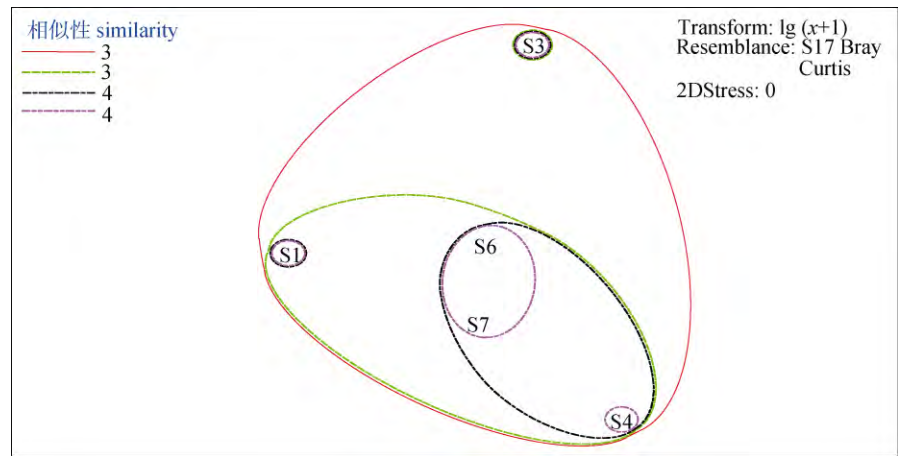


图 8 基于 2014 年 1 月采样点大型无脊椎动物密度的 Bray-Curtis 相似性系数的 NMDS 图

Fig. 8 NMDS of macroinverberates based on Bray-Curtis similarity coefficients in sites in Jan. 2014

7.46~8.19。依据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)^[18]判断,除总氮与氨氮外,各点其余指标均达到 I 类或 II 类标准。

2.7 水质生物学评价

Shannon-Wiener 指数和 BI 生物指数评价水质的结果存在一定的差异(表 4)。Shannon-Wiener 指数评价结果显示,2013 年 1 月骡子塔洞穴出水口(S1)与入水口(S2)和芭茅溪洞穴出水口(S7)采样点水质均为轻污染,S3~S6 为清洁,2014 年 1 月除骡子塔洞穴出水口(S1)外,其余各点均为清洁;BI 生物指数的评价结果显示,2013 年 1 月院子洞穴出水口(S4)为很清洁,其余 6 个点为极清洁,2014 年 1 月院子洞穴出水口(S4)和芭茅溪洞穴出

水口(S7)采样点为清洁,其他各点为极清洁。

3 讨论

从两年调查状况来看,张家界大鲵自然繁殖洞穴外溪冬季生态特性总体处于较为原始的状态,水域内污染源少,农田施肥和畜牧业的排泄物是某些溪流主要的污染物,造成了部分溪流氮含量较高。调查区域内大部分水质优良,生态完整性保持良好,具有较高的生物多样性。分析比较 2013 年 1 月、2014 年 1 月 5 处洞穴 7 个洞穴外溪的大型无脊椎动物群落结构发现,水生昆虫为绝对优势群落,蜉蝣目、毛翅目和襀翅目等多种耐污值较低的种类在各采样点均有出现,也反映出

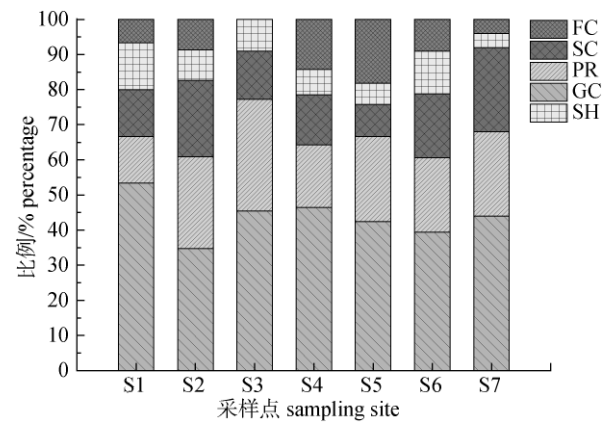


图 9 2013 年 1 月采样点大型无脊椎动物功能摄食类群组成

FC: 滤食者; GC: 收集者; PR: 捕食者; SC: 刮食者; SH: 撕食者.

Fig. 9 Composition of functional feeding groups of macroinvertebrate in sampling sites in Jan. 2013

FC: Filters; GC: Gatherer-Collectors; PR: Predators; SC: Scrapers; SH: Shredders.

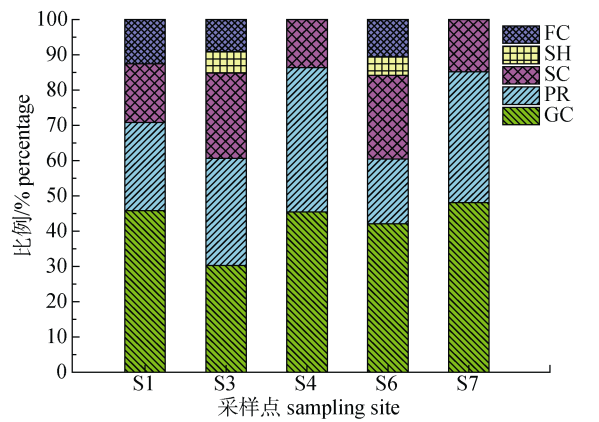


图 10 2014 年 1 月采样点大型无脊椎动物功能摄食类群组成

FC: 滤食者; GC: 收集者; PR: 捕食者; SC: 刮食者; SH: 撕食者.

Fig. 10 Composition of functional feeding groups of macroinvertebrate in sampling sites in Jan. 2014

FC: Filters; GC: Gatherer-Collectors; PR: Predators; SC: Scrapers; SH: Shredders.

表 2 自然繁殖洞穴外溪稚鲃营养容纳量

Tab. 2 Nutritional carrying capacity of larvae in the river near the natural breeding caves

编号 No.	采样点 sampling point	2013 稚鲃营养容纳量/ind nutritional carrying capacity of larvae		2014 稚鲃营养容纳量/ind nutritional carrying capacity of larvae		流出稚鲃年份 years of finding larvae outflow (2008-2013)	每年流出稚鲃量/ind quantity of larvae per year
		10%饵料摄食率 food utilization rate (10%)	100%饵料摄食率 food utilization rate (100%)	10%饵料摄食率 food utilization rate (10%)	100%饵料摄食率 food utilization rate (100%)		
S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	320	3200	195	1950	2011-2013	60~182
S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	219	2188	386	3857	2008-2013	17~165
S4	院子 ^a Yuanzi ^a	2377	23767	1207	12070	2008-2013	512~1920
S6	七眼泉 ^a Qiyangguan ^a	621	6214	5130	51295	2008-2009	52~86
S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	553	5530	920	9202	2008	62

注: a, 洞穴出水口; b, 洞穴入水口.

Note: a, water outlet of caves; b, water inlet of caves.

大鲃栖息地生境总体处于较为健康的状况。

目前一般采用 Shannon-Wiener 指数和 Hilsenhoff 生物指数(BI)进行水质生物学评价。Shannon-Wiener 指数可以反映生物群落结构, 比较适用于评价水质差异性较大的水体, Hilsenhoff 生物指数(BI)既考虑各生物本身耐污能力, 又考虑种的个体数, 可以更准确判断水质受污染程度^[22-23]。本研究中 Shannon-Wiener 指数评价高估了骡子塔出水口(S1)与入水口(S2)和芭茅溪出水口(S7)3 个采样点水质污染, 原因在于骡子塔出水口(S1)物种数相对偏低, 同时四节蜉和宽基蜉占绝对优势,

骡子塔入水口(S2)和芭茅溪出水口(S7)四节蜉占绝对优势, 造成了 Shannon-Wiener 多样性指数降低。相比来讲, BI 指数则较好的反映各个采样点的水质状况。

七眼泉洞穴出水口位于公路下, 紧邻桑植县五道水镇, 地处偏远山区, 监管难度大, 生活污染与偶然出现的毒鱼事件可能是导致七眼泉出水口溪流(S6)2013 年 1 月与 2014 年 1 月之间底栖动物生物量变化较大(相差约 7 倍)的原因。而院子洞穴出入水口(S4 与 S5)的密度、生物量大小关系相反, 说明同一洞穴出入水口底栖动物种类存在差异。

表 3 采样点环境因子
Tab. 3 Environmental factors of sampling sites

日期 date	编号 number	采样点 sampling point	海拔/m altitude	河宽/m river width	流速 (m·s ⁻¹) velocity	水温/℃ water tem- perature	pH	DO COD _{Mn} BOD ₅ NH ₃ -N TN TP					
								(mg·L ⁻¹)					
2013 年 1 月 Jan. 2013	S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	342	20	0.013	8.6	7.91	11.18	1.71	2.1	0.1124	0.6019	0.0135
	S2	骡子塔 ^b Luozita ^b	345	87	0.188	7.6	7.88	12.06	2.12	1.46	0.0914	0.516	0.0073
	S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	466	7	0.128	11	7.62	9.68	1.73	1.42	0.0695	1.3052	0.0469
	S4	院子 ^a Yuanzi ^a	365	50	0.223	14.2	7.46	7.82	2.34	0.83	0.4288	2.9893	0.0465
	S5	院子 ^b Yuanzi ^b	371	20	0.089	14	7.98	7.94	1.94	1.72	0.6295	1.7134	0.0113
	S6	七眼泉 ^a Qiyanquan ^a	488	81	0.289	10.2	7.81	8.33	1.47	0.15	0.8225	1.1333	0.0071
	S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	344	55	0.015	11.6	8.02	9.83	1.47	0.37	0.0833	0.7022	0.0086
2014 年 1 月 Jan. 2014	S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	342	20	0.012	13	7.47	9.79	1.92	2.93	0.2224	1.6762	0.062
	S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	466	7	0.167	13.6	7.74	9.8	1.53	2.51	0.0641	1.3641	0.0374
	S4	院子 ^a Yuanzi ^a	365	50	0.231	14.9	8.19	9.54	1.44	0.63	0.2982	1.5072	0.0389
	S6	七眼泉 ^a Qiyanquan ^a	488	81	0.322	12.4	7.97	10.85	1.92	2.82	0.4663	0.8484	0.0152
	S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	344	55	0.021	11.7	7.82	11.18	0.18	1.88	0.0848	0.7144	0.0929

注: a, 洞穴出水口; b, 洞穴入水口。
Note: a, water outlet of caves; b, water inlet of caves.

表 4 采样点大型无脊椎动物生物指数及水质评价
Tab. 4 Biotic index and bioassessment of water quality of sampling sites

日期 date	编号 number	采样点 sampling point	Shannon-Wiener 指数 index		BI 生物指数 bioassessment	
			指数值 value	评价 evaluation	指数值 value	评价 evaluation
2013 年 1 月 Jan. 2013	S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	2.47	SP	2.35	EC
	S2	骡子塔 ^b Luozita ^b	2.74	SP	3.05	EC
	S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	3.61	C	1.67	EC
	S4	院子 ^a Yuanzi ^a	3.88	C	3.72	VC
	S5	院子 ^b Yuanzi ^b	3.79	C	3.47	EC
	S6	七眼泉 ^a Qiyanquan ^a	4.17	C	3.03	EC
	S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	2.82	SP	2.58	EC
2014 年 1 月 Jan. 2014	S1	骡子塔 ^a Luozita ^a	2.72	SP	2.91	EC
	S3	乌木峪 ^a Wumuyu ^a	3.70	C	2.84	EC
	S4	院子 ^a Yuanzi ^a	2.78	C	4.93	C
	S6	七眼泉 ^a Qiyanquan ^a	4.10	C	3.43	EC
	S7	芭茅溪 ^a Bamaoxi ^a	3.62	C	4.64	C

注: a, 洞穴出水口; b, 洞穴入水口; SP, 轻污染; C, 清洁; VC, 很清洁; EC, 极清洁。
Note: a, water outlet of caves; b, water inlet of caves; SP, slightly polluted; C, clean; VC, very clean; EC, extremely clean.

生物多样性指数在不同程度上反映出各采样点微生境的差异性, 生物多样性的变化与微生境的变化密切相关。Shannon-Wiener 多样性指数与 Simpson 多样性指数分析结果表明, 骡子塔出苗点(S1)多样性最低。对比分析各采样点环境现状, 骡子塔洞穴出水口(S1)位于居住人口密集区域, 常有周边居民采石、渡河、建桥等活动, 人类活

动极大的干扰了河流的生态稳定性, 也是导致大型无脊椎动物生物多样性降低的主要因素。

功能摄食类群是由河流底栖动物组成的淡水营养指示物种, 它们以形态和行为上相似的方式利用相似的资源^[27]。在水质监测和评价应用中, 流水系统中功能摄食类群的分布可以反映水生生态系统的过程 and 水平, 便于了解河流中的有机质

分布过程^[29]。本研究中各采样点均分布在溪流源头,流速较快,水体清澈,森林覆盖率高,栖息地水域的沉积有机质含量丰富,研究溪流内主要以死亡维管束植物、落叶与枯枝等沉积有机碎屑和附着藻类为主,而浮游生物量较少,因此,大型无脊椎动物功能摄食类群中,收集者和捕食者所占比例较高,而以浮游生物为饵料的滤食者所占比例较低。大型无脊椎动物功能摄食类群准确反映了张家界大鲵自然繁殖场主要物质来源包括外源性植物凋落物和自源性附着藻类。乌木峪采样点(S3)未采集到滤食者类群,分析原因是乌木峪出苗点河流水流量小、河宽较窄,且位于河流源头,易受暴雨洪水冲刷影响,致使滤食者类群不易生存。针对大鲵栖息地大型无脊椎动物功能摄食类群的时空分布和对物质循环和能量输送机制和效率尚需进一步研究。

动物生境质量的高低直接影响动物的地理分布、种群密度、繁殖成功率和存活率等状况^[30]。目前,生境保护已成为珍稀濒危物种和生物多样性保护的研究热点之一^[31]。目前野生大鲵资源仅约 7.5 万尾^[32],属于 CITES 极危物种,主要分布于人类难以到达的石灰岩溶洞与地下阴河^[2]。洞穴为其提供了亟需的避难场所和栖息繁殖场地。目前已有报道近 5 年中曾有野生稚鲵流出的洞穴有桑植院子洞^[32]、七眼泉^[33]和贵州岩下细叶井^[34]等洞穴,但总数量不超过 30 处,为野生大鲵目前最主要的自然繁殖场所。1996 年成立的湖南张家界大鲵国家级自然保护区为中国第一个大鲵国家级保护区,地处武陵山脉,地貌类型多样,基本涵盖了张家界全境的主要河流,河流喀斯特溶洞甚多,近 5 年中保留的 9 处自然繁殖洞穴对保护极危物种大鲵具有至关重要的意义,喀斯特溶洞的保护应为湖南张家界大鲵国家级自然保护区乃至全国大鲵保护区的重要工作内容,应引起重视,且迫在眉睫。

根据生态系统能量流动原理,计算出 5 处自然繁殖洞穴外溪稚鲵营养容纳量,七眼泉、芭茅溪、乌木峪等洞穴外溪稚鲵饵料充足,但 2012 年冬季流出稚鲵(1920 尾)的营养需求量接近 2013 年

10%饵料摄食率时的环境营养容纳量,虽然,由于其中部分稚鲵出洞后可能死亡或被人捕捉,而导致环境承载数量减少,但当地溪流丰富的小型底层鱼类与稚鲵存在较强的食物竞争关系,院子等洞穴外溪稚鲵食物可能存在不足的风险,大鲵保护区内大型无脊椎动物群落应加强保护,在进行大鲵增殖放流选点时,溪流大鲵饵料状况应为主要考虑因素之一。

参考文献:

- [1] Zhao E M. China red data book of endangered animals-amphibian and reptile[M]. Beijing: Science Press, 1998. [赵尔宓. 中国濒危动物红皮书: 两栖类和爬行类[M]. 北京: 科学出版社, 1998.]
- [2] Zhang K J, Wang X M, Wu W, et al. Advances in conservation biology of Chinese giant salamander[J]. Biodiversity Science, 2002, 10(3): 291-297. [章克家, 王小明, 吴魏, 等. 大鲵保护生物学及其研究进展[J]. 生物多样性, 2002, 10(3): 291-297.]
- [3] Song M T. Food habitat of Chinese giant salamander[J]. Chinese Journal of Zoology, 1994, 29(4): 38-41. [宋鸣涛. 中国大鲵的食性研究[J]. 动物学杂志, 1994, 29(4): 38-41.]
- [4] Plafkin J L, Barbour M T, Porter K D, et al. Rapid bio-assessment protocols for use in streams and rivers[C]. EPA444/4-89-001. U. S. Washington: Environmental Protection Agency, 1989.
- [5] Morse J C, Yang L F, Tian L X. Aquatic insects of China useful for monitoring water quality[M]. Nanjing: Hohai University Press, 1994.
- [6] Xu M Z, Wang Z Y, Pan B Z, et al. Research on assemblage characteristics of macroinvertebrates in the Yalu Tsangpo River Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(8): 2351-2360. [徐梦珍, 王兆印, 潘保柱, 等. 雅鲁藏布江流域底栖动物多样性及生态评价[J]. 生态学报, 2012, 32(8): 2351-2360.]
- [7] Duan X H, Wang Z Y, Xu M Z. Benthic macroinvertebrate and application in the assessment of stream ecology[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2010. [段学花, 王兆印, 徐梦珍. 底栖动物与河流生态评价[M]. 北京: 清华大学出版社, 2010.]
- [8] Wang B X, Yang L F. Advances in rapid bio-assessment of water quality using benthic macroinvertebrates[J]. Journal of Nanjing Agricultural University, 2001, 24 (4): 107-111. [王备新, 杨莲芳. 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展[J]. 南京农业大学学报, 2001, 24 (4): 107-111.]

- [9] Luo Q H, Liu Q B, Liu Y, et al. Preliminary study on ecological conditions in breeding den of Chinese giant salamander[J]. Chinese Journal of Zoology, 2007, 42(3): 114–119. [罗庆华, 刘清波, 刘英, 等. 野生大鲵繁殖洞穴生态环境的初步研究[J]. 动物学杂志, 2007, 42(3): 114–119.]
- [10] Tao F Y, Wang X M, Zhang K J. Preliminary study on characters of habitat dens and river types of Chinese giant salamander[J]. Sichuan Journal of Zoology, 2004, 23(2): 83–87. [陶峰勇, 王小明, 章克家. 大鲵栖息地环境的初步研究[J]. 四川动物, 2004, 23(2): 83–87.]
- [11] Luo Q H. Habitat characteristic of *Andrias davidianus* in Zhangjiajie of China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(7): 1723–1730. [罗庆华. 张家界大鲵生境特征[J]. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1723–1730.]
- [12] Epler J H. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina[C]. Systematic Entomologist, Crawfordville, 2001.
- [13] Zhou C F, Gui H, Zhou K Y. Larval key to families of Ephemeroptera from China (Insecta)[J]. Journal of Nanjing Normal University: Natural Science, 2003, 26(2): 65–68. [周长发, 归鸿, 周开亚. 中国蜉蝣目稚虫科检索表 (昆虫纲)[J]. 南京师大学报: 自然科学版, 2003, 26(2): 65–68.]
- [14] Tian L X, Yang L F, Li Y W. Economic insect fauna of China: Trichoptera(1)[M]. Beijing: Science Press, 1996: 19–39. [田立新, 杨莲芳, 李佑文. 中国经济昆虫志: 毛翅目(一)[M]. 北京: 科学出版社, 1996: 19–39.]
- [15] Zhou C F. A taxonomic study on mayflies from mainland China[D]. Tianjin: Nankai University, 2002. [周长发. 中国大陆蜉蝣目分类研究[D]. 天津: 南开大学, 2002.]
- [16] Wang Z J. Contribution to the taxonomy of Nemouridae from China (Placoptera: Nemouroidea)[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2007. [王志杰. 中国叉襁科的分类研究 (襁翅目: 叉襁总科)[D]. 扬州: 扬州大学, 2007.]
- [17] Chinese Environmental Monitoring Station. Monitoring and analysis method of water and waste water[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [中国环境监测站. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [18] China State Environmental Protection Administration, State Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine. Limit of Environmental Quality Standard of Surface Water (GB 3838–2002)[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. [国家环保总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准(GB 3838–2002)[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.]
- [19] Feng X B. Construction of nutritional and spatial carrying capacity of young *Procypris rabaudi* (Tchang) under test conditions[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012. [冯宪斌. 实验条件下岩原鲤幼鱼营养和空间容纳量模型构建[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.]
- [20] Song M T, Wang Q. The growth of *Andrias davidianus* (Blanchard)(Cryptobranchidae) in wild[J]. Zoological Research, 1989, 10(1): 69–70. [宋鸣涛, 王琦. 大鲵的野外生长观察[J]. 动物学研究, 1989, 10(1): 69–70.]
- [21] Zheng H X. The population ecology and ecological adaptation characteristic of the Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) in Lushi County, Henan Province, China[D]. Shanghai: East China Normal University, 2006. [郑合勋. 河南省卢氏县大鲵种群生态学及生态适应特征研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2006.]
- [22] Mandaville S M. Benthic macroinvertebrates in freshwaters: taxa tolerance values, metrics, and protocols[D]. Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 2002.
- [23] Wang B X, Yang L F. A study on tolerance values of benthic macroinvertebrate taxa in eastern China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(12): 2768–2775. [王备新, 杨莲芳. 我国东部底栖无脊椎动物主要分类单元耐污值[J]. 生态学报, 2004, 24(12): 2768–2775.]
- [24] Wang J G, Hunag H B, Yang M X, et al. Toleranc values of benthic macroinvertebrates and bioassessment of water quality of Lushan nature reserve[J]. Chinese Journal of Applied and Environment Biology, 2003, 9(3): 279–284. [王建国, 黄恢柏, 杨明旭, 等. 庐山地区底栖大型无脊椎动物耐污值与水质生物学评价[J]. 应用与环境生物学报, 2003, 9(3): 279–284.]
- [25] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, et al. Rapid bioassessment for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Second edition)[C]. Environment Protection Agency, Office of Water: Washington D C, 1999.
- [26] Jiang X M. Biodiversity patterns of macroinvertebrates in several river ecosystems across the midwest of China and their applications in environmental assessment[D]. Beijing: Graduate University of Chinese Academy of Sciences, 2012. [蒋小明. 中西部河流大型无脊椎动物多样性格局及其环境评价[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2012.]
- [27] Cummins K W. Structure and function of stream ecosystems[J]. Bioscience, 1974, 24: 631–641.
- [28] Bode R W, Novak M A, Abele L E. Quality assurance work plan for biology stream monitoring in New York State[D]. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY, 2002.
- [29] Vannote R L, Minshall G W, Cummins K W. The river continuum concept[J]. Can J Fish Aqu Sci, 1980, 37: 130–137.

- [30] Morrison M L, Marcot B G, Mannan R W. Wildlife-habitat Relationships: concepts and applications (2nd Ed)[D]. Wisconsin: University of Wisconsin Press, 1998.
- [31] Jiang Z G. The Theory on Animal Behavior and Species Protection Project[M]. Beijing: Science Press, 2004. [蒋志刚. 动物行为原理和物种保护方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.]
- [32] Liang Z Q, Zhang S H, Wang C R, et al. Present situation of natural resources and protection recommendations of *Andrias davidianus*[J]. Freshwater Fisheries, 2013, 43(SI): 13–17. [梁志强, 张书环, 王崇瑞, 等. 大鲵资源现状与保护建议[J]. 淡水渔业, 2013, 43(增刊): 13–17.]
- [33] Luo Q H, Liu Y, Zhang L Y, et al. Investigation on resources of Chinese Giant Salamander in Zhangjiajie City[J]. Sichuan Journal of Zoology, 2009, 28(3): 422–426. [罗庆华, 刘英, 张立云, 等. 湖南张家界市大鲵资源调查[J]. 四川动物, 2009, 28(3): 422–426.]
- [34] Su H J, Yu L F, Ma J Z. Population status and history and dynamics of wild Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) In Yanxia Natural Reserve in Guizhou Province, China[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2009, 18(7): 652–657. [粟海军, 喻理飞, 马建章. 贵州岩下自然保护区的野生大鲵资源现状及历史动态[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(7): 652–657.]

Macroinvertebrate community structure in rivers near natural *Andrias davidianus* breeding caves in Zhangjiajie City during winter

LIANG Zhiqiang^{1, 2, 3, 6}, WANG Chongrui³, WU Yuanan^{3, 6}, WEN Lihua⁴, WEI Qiwei^{1, 2}, HONG Bo³, LIU Xunhua³, HU Weijun⁵

1. College of Life Science, Southwest University, Chongqing 400715, China;
2. Key Laboratory of Freshwater Biodiversity Conservation, Ministry of Agriculture; Yangtze River Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuhan 430223, China;
3. Hunan Fisheries Science Institute, Changsha 410153, China;
4. Chinese Giant Salamander Rescue Center of Hunan Province, Zhangjiajie 427000, China;
5. Animal Husbandry and Aquatic Products Bureau of Sangzhi County, Zhangjiajie 427100, China
6. Collaborative Innovation Center for Efficient and Health Production of Fisheries in Hunan, Changde 415000, China

Abstract: The Chinese giant salamander (*Andrias davidianus*) is an endangered amphibian in China and the largest salamander in the world. *A. davidianus* is endemic to rocky, fast-running mountain streams and lakes in China. The wild population is decreasing because of over-hunting and loss of habitat. This endemic species is currently listed in Annex I of CITES and Class II of the Protected Animals in China. Previous studies have reported that this species is carnivorous, and the larvae prey mainly on small aquatic animals, such as shrimp and aquatic insects, whereas adults prey on fish, frogs, and crabs. Macroinvertebrates are important groups in stream and river ecosystems. As most macroinvertebrates have a stationary life mode or a limited migration distance, the species and their numbers are important to assess the environmental quality of a habitat. Thus, macroinvertebrate data are commonly used as water quality bioindicators. Field investigations were conducted during January 2013 and 2014 in five natural breeding caves (seven sampling sites) located in the Hunan Zhangjiajie Chinese Giant Salamander State Reserve. The objective was to use macroinvertebrates to assess the health of the *A. davidianus* habitat. A total of 117 macroinvertebrate taxa were identified in five phyla, eight classes, 16 orders, and 59 families during January 2013. Of them, 107 were aquatic insects, three were mollusks, two were crustaceans, and one each was Hirudinea, Turbellaria, and Nematoda. A mean of 27 macroinvertebrate taxa were collected over the 2 years of sampling. The maximum and minimum numbers collected were 33 and 15 in the water outlet of Qiyuan Cave (S6) and the water outlet of Luozita Cave (S1), respectively. The density of macroinvertebrates ranged from 872.2 to 3511.1 ind/m² (average, 1747.6 ind/m²). Aquatic insects were the dominant group, and their relative abundance was 97.05%. *Baetis* sp., *Choroterpes* sp., *Hydropsyche* sp., *Serratella* sp., *Heptagenia* sp., and *Antocha* sp. were the most dominant taxa, and their relative abundances were 32.27%, 9.15%, 7.13%, 6.61%, 6.52%, and 5.45% of total density, respectively. The water quality bioassessment based on the Shannon-Wiener diversity and biotic index (BI) showed that S1, the water outlet of Wumuyu Cave (S3), and S6 had very good water quality, and that S1 and the water outlet of Bamaoxi Cave (S7) were slightly polluted. The dominant functional feeding groups were collectors-gatherers and predators, and all sites except S1 showed a K-dominant macroinvertebrate curve. The macroinvertebrate population had been barely disturbed by humans compared with other sites. In conclusion, higher levels of macroinvertebrate biodiversity were found in most rivers near natural breeding caves during the larval outflow period in Zhangjiajie City, but food shortages were a risk for larvae in some rivers near natural breeding caves. These results suggest that the karst caves and macroinvertebrates should be protected.

Key words: Zhangjiajie; *Andrias davidianus*; cave; macroinvertebrate; community structure; nutritional carrying capacity; bioassessment

Corresponding author: WEI Qiwei. E-mail: weiqw@yfi.cn