

酸性矿山废水对底栖藻类的影响

贾兴焕^{1,2}, 蒋万祥^{1,3}, 李凤清¹, 唐 涛¹, 段树桂¹, 蔡庆华^{1,*}

(1. 中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072;

2. 中国林业科学研究院亚热带林业研究所, 国家林业局杭州湾湿地生态系统定位研究站, 浙江富阳 311400;

3. 枣庄学院生命科学系, 山东枣庄 277160)

摘要:酸性矿山废水中低的 pH 和高浓度的重金属对水生生态系统影响巨大。依据“参照 (Control)-受损 (Impaired)-恢复 (Recovery)”的设计方法, 对高岚河受酸性矿山废水影响的河段、不受影响的河段及恢复河段进行对比分析。结果表明底栖藻类密度、叶绿素 a 浓度、无灰干重及自养指数等受酸性矿山废水影响明显, 且枯水期酸性矿山废水的影响更显著。相关分析表明自养指数与各金属显著正相关而与 pH 值显著负相关, 可以很好地指示矿山酸性废水对底栖藻类的影响。

关键词:酸性矿山废水; 高岚河; 底栖藻类; 响应

文章编号: 1000-0933 (2009) 09-4620-10 中图分类号: Q142, Q178, Q948, X171.1 文献标识码: A

The response of benthic algae to the impact of acid mine drainage

JIA Xing-Huan^{1,2}, JIANG Wan-Xiang^{1,3}, LI Feng-Qing¹, TANG Tao¹, DUAN Shu-Gui¹, CAI Qing-Hua^{1,*}

1 State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

2 Wetland Ecosystem Research Station of Hangzhou Bay of State Forestry Administration, Research Institute of Subtropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Fuyang 311400, Zhejiang, China

3 Department of Life Sciences, Zaozhuang University, Zaozhuang 277160, Shandong, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29 (9): 4620 ~ 4629.

Abstract: The combination of low pH and high concentrations of metals associated with acid mine drainage would have severe toxicological effects on aquatic ecosystems. In order to evaluate the potential impact of acid mine drainage on the benthic algal communities in Gaolan River, which is one of the three main tributaries of Xiangxi River, we chose three sites in pyrite mining area as impaired group (I), four uninfluenced sites were taken as control group (C) and five sites as recovery group (R). The results showed that benthic algal density, chlorophyll *a* concentration, ash free dry mass (AFDM) and autotrophic index (AI) were significantly affected by acid mine drainage from pyrite in the upstream of Gaolan River, while dry season affected seriously than flood season. Correlation analysis showed autotrophic index was positively correlated with metals and negatively correlated with pH, so AI could be a better indicator in the case where a pollutant such as acid mine drainages.

Key Words: acid mine drainage; Gaolan River; benthic algae; response

酸性矿山废水 (Acid Mine Drainage, AMD) 是金属硫化物暴露于空气和水中时在硫氧化细菌的作用下产生的^[1]。大部分煤矿、铁矿和有色金属矿都含有各种类型的金属硫化物^[2], 这些矿山 (尤其是硫铁矿) 由于自然风化或者在人为开采过程中, 与空气和水接触经氧化水解产生 H_2SO_4 和 H^+ , 使水体酸化。低 pH 的一个显

基金项目: 国家自然科学基金重点资助项目 (30330140, 40671197); 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目 (KZCX2-YW-427); 国家重点实验室专项经费资助项目 (2008FBZ02)

收稿日期: 2008-11-13; 修订日期: 2008-12-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: qhcai@ihb.ac.cn

著作用就是增加金属的可溶性,促进与矿山伴生的各种金属如 Cu、Al、Zn 等进入水体^[3]。酸性矿山废水中低的 pH 和高浓度金属的共同作用可对水生态系统产生强大的影响(包括物理的、化学的、生物的和生态的),对生物群落的影响概括起来说就是使敏感物种消失,简化食物链,大大降低生态系统稳定性^[1]。

酸性矿山废水在世界上的分布极为广泛,作为一种常见的环境问题早已引起广泛关注^[4~7]。目前,我国的酸性矿山废水问题也相当严重,煤矿、金属矿山都存在此类问题^[8~10]。尽管我国对酸性矿山废水的研究已经取得了显著进展,但是大部分研究主要集中在理化等方面,对生物方面的研究却相对较少^[11~13]。

作为河流生态系统的初级生产者,底栖藻类因固定生活于某一生境,不能通过迁移或其他形式来躲避污染的危害,很容易直接受到物理和化学因子的影响,因而常为河流污染监测的理想指标^[14~16]。因此开展酸性矿山废水地区底栖藻类群落调查,了解底栖藻类对酸性矿山废水的响应并用底栖藻类评价酸性矿山废水的影响将具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 样点概况与设置

高岚河是香溪河的三大主要支流之一,于峡口镇注入香溪河。该地区硫铁矿储量 127.4 万 t,含硫量达 40%,为湖北省少有富矿^[17]。其硫铁矿开采始于 20 世纪 80 年代,由于三峡大坝的修建于 2004 年关闭。其矿山在开采过程中,矿渣不经过任何处理直接排入高岚河里,对高岚河上游水体影响严重,致使高岚河成为一条典型的上源污染型河流。由于该地区属亚热带季风气候,降水具有明显的季节性^[18],而水文是影响该流域底栖藻类的重要因素^[19],因此本研究分别于枯水(2006 年 11、2001 年 1 月)、丰水(2007 年 5 月、7 月)两个时期,探讨不同水量情况下酸性矿山废水对底栖藻类的影响程度及主要的影响因子。

根据 BACI (before-after-control-impact) 的实验原理^[20],在高岚河流域共选取 12 个样点(图 1),设置为参照(control, C)-受损(impaired, I)-恢复(recovery, R)河段,每月中下旬进行采样,开展藻类对酸性矿山废水的响应机制调查:

(1) 自硫铁矿(pyrite, P)到高岚河支流夏阳河汇入点为一段,选取 3 个样点作为受损组(impaired, I);该河段长约 19 km,河床不同程度地被废矿沉积物所覆盖;

(2) 于未受污染的夏阳河选取 4 个对照点(control, C);

(3) 从夏阳河汇入点起选取 5 个样点作为恢复组(recovery, R),该河段长约 30 km。

1.2 研究方法

1.2.1 采样方法

在各样点随机选取 3~5 块石头,藻类采集、鉴定及叶绿素 a 测定等均同前期研究^[19],同时另取 100 mL 藻液用 GF/C 膜抽滤后测定其无灰干重(ash free dry mass, AFDM)^[21]。每个样点重复采集 3 次。

1.2.2 理化指标

现场测定 pH、电导(Cond)、水温(WT)、总溶解性固体(TDS)(HORIBA W-23 多参数水质分析仪),LJD 型打印式流速仪测定流速和水深,卷尺测定水面宽度。同时取一定水样用 0.45 μm 微孔滤膜抽滤后加硝酸酸化至 pH < 2,带回实验室电感耦合等离子体原子发射光谱分析仪(ICP-AES)测定总溶解性金属。本研究主要测量的金属指标有 Cd、Cr、Cu、Mn、Pb、Zn、Fe、Al、Ca 和 Mg 等 10 种金属。

1.2.3 数据分析

利用 SPSS13.0 进行相关分析和差异性检验,其余分析主要在 Excel 2003 及 Origin 7.0 上完成。

2 结果与分析

2.1 环境因子变化

从图 2 可以看出 11 月和 1 月份降雨量较少,不超过 50mm,5 月和 7 月份降雨量则比较丰沛,两月份降雨量均在 150mm 以上,后两月的平均降雨量是前两月的 10 倍。因此,以 11 月和 1 月份作为枯水期,5 月和 7 月份作为丰水期来讨论。

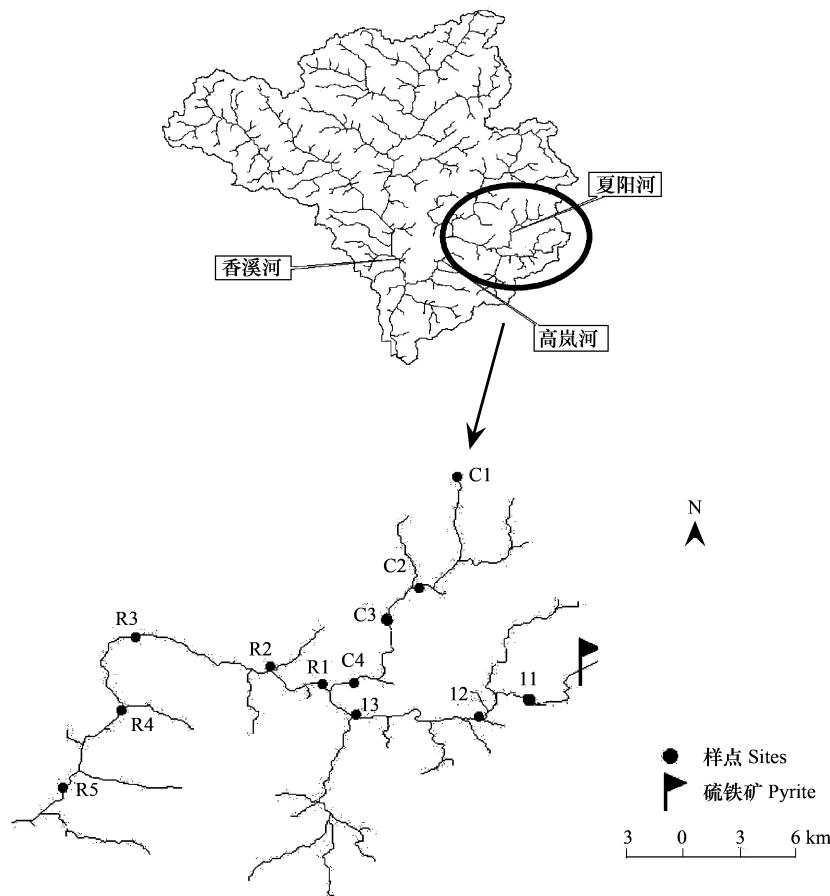


图1 样点分布图

Fig. 1 Locations of the sampling sites

对主要物理因子分析发现(表1),除电导、TDS 和河宽外,流速、水深、温度及 pH 在枯水和丰水时期差异均显著($p < 0.05$),丰水期间流速、水深明显增加,温度亦明显升高。

对各组的金属分析发现(表2),受损区域 Al、Fe、Mn 的浓度相对比较高,是该地区的主要污染金属,最高浓度分别达到 23.33 mg/L、11.88 mg/L、1.14 mg/L,分别是研究期间参照和恢复组总平均值的 600 倍、200 倍、100 倍,且这 3 种金属最高浓度均出现在丰水时期。无论枯水、丰水时期,受损组 Al、Fe、Mn 浓度与参照、恢复组差异均显著($p < 0.05$)。受损组 Al、Fe 浓度在丰水时期明显比枯水时期有所增高,可能水量增加有助于扩大 Al、Fe 对该区域的污染。

其它金属如 Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 等浓度明显没有 Fe、Al 高,但有可能剧毒,对生物构成潜在威胁^[1]。Cd、Cr、Cu、Pb、Zn 等金属在丰水时期浓度比枯水时期稍有降低,且均表现为受损组与参照、恢复组差异显著($p < 0.05$)。

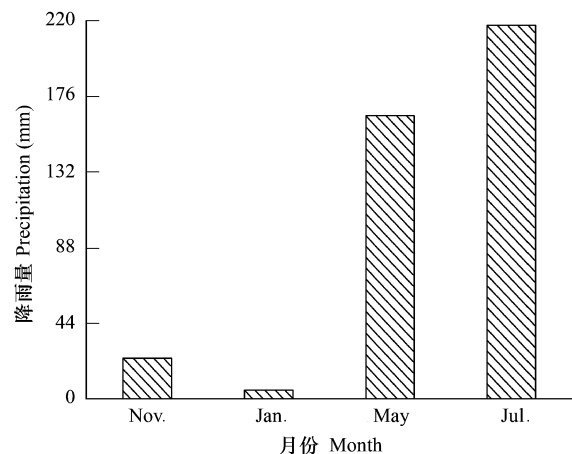


图2 采样期间该流域每月降雨量

Fig. 2 The precipitation of the watershed in different months during the sampling time

表 1 枯水、丰水时期主要物理指标变化

Table 1 Main physical variables during dry season and flood season

项目 Item	枯水期 Dry season				丰水期 Flood season				P
	平均值 Mean	标准差 SD	最小值 Min.	最大值 Max.	平均值 Mean	标准差 SD	最小值 Min.	最大值 Max.	
海拔 Alti (m)	615.4	266.6	185	1273	615.4	266.6	185	1273	
电导 Cond(uS/cm)	252.4	136.2	57	632	240.8	133.6	90.5	630	0.620
总溶解固体 TDS (mg/L)	126.1	60.7	62.4	295	128.4	64.6	42.7	281	0.864
温度 WT (°C)	9.7	3.8	4	16	21.5	3.2	16	30.1	0.000
pH	7.5	1.5	小于 4.0	9.1	6.6	1.3	小于 4.0	8	0.015
流速 Vel (m/s)	0.39	0.19	0.12	0.77	0.61	0.29	0.2	1.14	0.000
河宽 Width (m)	9.9	8.2	1	37.7	11.9	11.1	1.2	38	0.231
水深 Depth (m)	0.21	0.07	0.1	0.35	0.3	0.1	0.08	0.47	0.000

表 2 枯水、丰水时期主要溶解性金属含量变化(10^{-3} mg/L, Ca、Mg 单位为 mg/L)Table 2 The concentration of main metals (10^{-3} mg/L) during dry season and flood season (the unit of Ca and Mg was mg/L)

金属 Metals	枯水期 Dry season			丰水期 Flood season		
	参照组 C	受损组 I	恢复组 R	参照组 C	受损组 I	恢复组 R
Al	37.79 ± 74.90a	4052.69 ± 3994.61b	52.27 ± 40.38a	16.95 ± 22.29a	6946.64 ± 8272.20b	30.41 ± 51.97a
Ca	24.33 ± 8.39	28.58 ± 7.35	32.02 ± 10.17	26.45 ± 13.15	32.898 ± 19.80	28.99 ± 11.04
Cd	0.11 ± 0.15a	1.21 ± 2.43b	0.15 ± 0.19a	0.51 ± 0.57a,b	0.49 ± 0.62a,b	0.40 ± 0.39a,b
Cr	1.15 ± 1.05a,b	3.83 ± 4.67 b	0.98 ± 0.85a	0.25 ± 0.83a	2.98 ± 6.52b	0 ± 0a
Cu	2.95 ± 3.13a	12.40 ± 9.47b	2.72 ± 3.06a	3.62 ± 5.18a	11.46 ± 16.83b	2.31 ± 4.38a
Fe	19.38 ± 15.65a	1937.16 ± 2729.01b	26.11 ± 36.76a	125.89 ± 331.77a	2752.99 ± 4142.52b	51.40 ± 38.66a
Mg	9.96 ± 4.30a	11.769 ± 3.31a,b	14.51 ± 5.37b	8.39 ± 4.27a	11.31 ± 6.82a,b	10.26 ± 4.03a
Mn	0.82 ± 1.22a	457.37 ± 265.02b	22.92 ± 31.88a	2.72 ± 3.72a	398.70 ± 354.46b	13.36 ± 11.13a
Pb	1.59 ± 1.82a	13.63 ± 26.55b	0.91 ± 1.26a	1.36 ± 2.66a	0.98 ± 1.74a	1.86 ± 3.39a
Zn	10.87 ± 7.22a	30.29 ± 22.19b	6.23 ± 3.81a	10.51 ± 13.94a	25.29 ± 18.13b	2.39 ± 3.75a

同一行内不同字母表示差异显著($p < 0.05$) Values with different letters meant significant difference at 0.05 level; 下同 the same below

恢复组位于两河汇合之下,由于金属沉积及夏阳河汇水的冲淡稀释,pH 升高,金属浓度明显降低,因而高岚河中下游水质明显变好,且枯水、丰水时期恢复组各金属浓度与参照组差异均不显著(除枯水时期的 Mg),可以认为恢复组表水已经不受矿山废水影响。

尽管 Ca、Mg 不属于重金属,但根据唐涛^①、渠晓东^②等的研究表明,Ca、Mg 对香溪河流域底栖生物影响显著。这两种金属在不同时期的各组浓度均比较高,这可能与该区域的本底浓度较高有关。

2.2 底栖藻类物种组成及指示种

研究期间共鉴定藻类 48 属 187 种,隶属硅藻(30 属 161 种)、蓝藻(6 属 8 种)和绿藻(12 属 18 种)三门。硅藻为绝对优势类群,平均相对丰度为 98.09%,其中线形曲壳藻(*Achnanthes linearis*, 28.72%)、扁圆卵形藻(*Cocconeis placentula*, 6.67%)为主要优势种。研究期间有 168 种底栖藻类平均相对丰度不足 1%;有 23 种底栖藻类在研究期间仅出现 1 次。

枯水期间共鉴定出 179 种,丰水期间共鉴定出 124 种,枯水、丰水期间相对丰度大于 5% 的主要优势种为:披针曲壳藻椭圆变种(*Achnanthes lanceolata* var. *elloptica*)、线形曲壳藻、极细微曲壳藻(*Achnanthes minutissima*)、扁圆卵形藻、弯曲桥弯藻(*Cymbella sinuata*)、异极藻(*Gomphonema* sp.)、短缝藻(*Eunotia* sp.)等

① 唐涛. 香溪河附石藻类特征及河流生态系统管理研究. 武汉:中国科学院水生生物研究所博士学位论文, 2003, 30 ~ 58.

② 渠晓东. 香溪河大型底栖动物时空动态、生物完整性及小水电的影响研究. 武汉:中国科学院水生生物研究所博士学位论文, 2005, 49 ~ 67.

7 种,各优势种在不同时期的变化如图 3 所示。

从图中可以看出,7 种主要优势种在各组的相对丰度之和为 51.86% ~ 78.58%。线形曲壳藻、扁圆卵形藻在枯水、丰水时期的各组均占优势,尤其是线形曲壳藻在各组平均相对丰度均在 20% 以上,各组扁圆卵形藻相对丰度在丰水时期比枯水时期均有一定程度升高。极细微曲壳藻及短缝藻在枯水时期各组相对丰度稍高于丰水时期。枯水期间异极藻、弯曲桥弯藻在各组相对丰度均不高于 5%,而两者在丰水期的参照、恢复组有明显升高。Soininen^[22]发现在高流速的环境中,硅藻群落的多样性会降低,群落结构也非常单一,弯曲桥弯藻、异极藻等是高流速环境的主要优势种,因而在丰水时期相对丰度有所升高,但受损组弯曲桥弯藻、异极藻则变化不大。

长期受酸性矿山废水影响的河流中,藻类可能会产生抗性,自 Kolkwitz 和 Marrson 首次提出污染生态系统和河流不同污染带的指示物种后,大量研究曾尝试找出耐酸性矿山废水污染的指示种。Douglas^[23]、Whitton^[24]

等认为一些藻类如丝藻(*Ulothrix* sp.)、短缝藻(*Eunotia* sp.)经常在全世界的受到酸性矿山废水影响的地区出现,可以作为酸性矿山废水污染的指示种。Hill 等^[16]认为曲壳藻(*Achnanthes*)和脆杆藻(*Fragilaria*)相对丰度对指示鹰河(Eagle river)的矿山污染很有效。

本研究根据指示物种分析表明(表 3),克利夫曲壳藻(*Achnanthes clevei*)、优美桥弯藻(*Cymbella delicatula*)、短小舟形藻(*Navicula exigua*)、泉生菱形藻(*Nitzschia fonticola*)、羽纹藻(*Pinnularia* sp.)、近小头羽纹藻(*Pinnularia subcapitata*)及丝藻(*Ulothrix* sp.)这 7 种藻类虽然相对丰度之和不到 10%,但是在枯水及丰水时期对受损组均有很好的指示值,尤其是羽纹藻及近小头羽纹藻的指示值更高,且两者仅在受损组出现,可以很好地指示该区域酸性矿山废水污染。

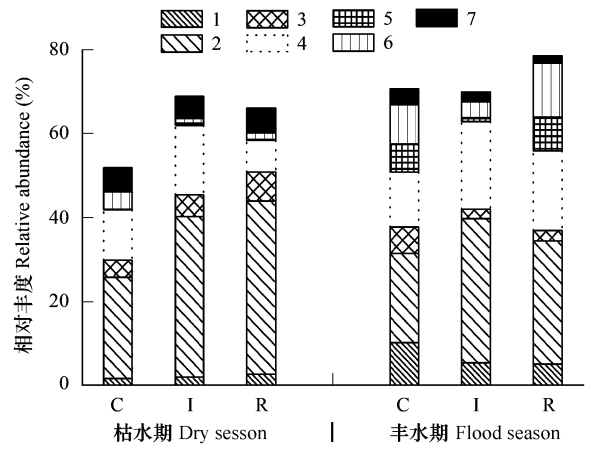


图 3 枯水、丰水时期不同组主要优势种相对丰度
Fig. 3 The relative abundance of dominant species among different groups during dry season and flood season

1: 披针曲壳藻椭圆变种 *Achnanthes lanceolata* var. *elloptica*; 2: 线形曲壳藻 *A. linearis*; 3: 极细微曲壳藻 *A. minutissima*; 4) 扁圆卵形藻 *Cocconeis placentula*; 5: 弯曲桥弯藻 *Cymbella sinuata*; 6: 异极藻 *Gomphonema* sp.; 7: 短缝藻 *Eunotia* sp.

表 3 枯水及丰水期受损组主要物种指示值

Table 3 Indicator value (IndVal) for the most important taxa in impaired groups during dry season and flood season				
主要物种 Most important taxa	枯水期 Dry session		丰水期 Flood season	
	受损组 I	<i>p</i>	受损组 I	<i>p</i>
克利夫曲壳藻 <i>Achnanthes clevei</i>	25	0.003	22	0.007
优美桥弯藻 <i>Cymbella delicatula</i>	41	0.027	48	0.006
短小舟形藻 <i>Navicula exigua</i>	17	0.021	48	0.001
泉生菱形藻 <i>Nitzschia fonticola</i>	35	0.001	35	0.001
羽纹藻 <i>Pinnularia</i> sp.	51	0.001	53	0.001
近小头羽纹藻 <i>Pinnularia subcapitata</i>	66	0.001	76	0.001
丝藻 <i>Ulothrix</i> sp.	60	0.004	49	0.001

2.3 枯水、丰水时期底栖藻类群落多样性变化

群落多样性指数(包括 Shannon-Wiener、Margalef 和 Simpson 多样性指数、均匀度、物种丰富度和属丰富度)提供了更多有关群落组成方面的信息^[25],常被用来监测污染对河流的影响^[26,27]。一般认为清洁水体比受污染水体支持更多的物种及多样性,已有关于藻类多样性及丰富度随河流金属污染增加而降低的报道^[28]。

本研究对 Shannon-Wiener 指数、Margalef 指数、均匀度、Simpson 指数及物种丰富度进行分析发现(表 4),

枯水期间多样性各参数在 3 组之间差异均不显著($p > 0.05$)。丰水时期,由于较高流速的冲刷等影响,参照、恢复组 Margalef 指数及物种丰富度明显降低,且均与枯水期差异显著($p < 0.05$),而 Shannon-Wiener 指数、均匀度、Simpson 指数受洪水影响在参照、恢复组略有下降,但与枯水时期差异不大($p > 0.05$)。对受损组来讲,多样性各指数受洪水影响均不大($p > 0.05$),且丰水期间 Margalef 指数及物种丰富度均表现为明显高于参照组和恢复组($p < 0.05$)。

表 4 枯水、丰水时期各组藻类多样性参数

Table 4 The diversity variables of benthic algae among different groups during dry season and flood season

		Shannon-Wiener 指数	Margalef 指数	均匀度 Evenness	Simpson 指数	物种丰富度 Richness
枯水期	C	2.16 ± 0.31	0.98 ± 0.34a,b	0.64 ± 0.11	0.20 ± 0.09	32 ± 10a
	I	2.11 ± 0.37	1.14 ± 0.31a	0.61 ± 0.09	0.24 ± 0.08	33 ± 10a
	R	2.06 ± 0.45	1.03 ± 0.28a	0.59 ± 0.12	0.25 ± 0.14	35 ± 10a
丰水期	C	2.02 ± 0.26	0.69 ± 0.20b	0.67 ± 0.05	0.20 ± 0.05	21 ± 6b
	I	2.22 ± 0.37	1.12 ± 0.35a,c	0.66 ± 0.06	0.20 ± 0.06	30 ± 9a
	R	1.99 ± 0.28	0.77 ± 0.15b	0.64 ± 0.07	0.22 ± 0.07	23 ± 4b
	Total	2.09 ± 0.35	0.95 ± 0.32	0.63 ± 0.09	0.22 ± 0.09	29 ± 10

同一列内不同字母表示差异显著($p < 0.05$) Values with different letters meant significant difference at 0.05 level

2.4 底栖藻类密度、生物量及自养指数变化

2.4.1 密度

枯水、丰水期间藻类密度分别在 $1.34 \times 10^7 \sim 7.33 \times 10^{10}$ ind./m²、 $3.43 \times 10^7 \sim 4.05 \times 10^{10}$ ind./m² 之间变动,研究期间总平均值为 7.88×10^9 ind./m²。对受损组(图 4A)来讲,研究期间无论丰水、枯水时期,该组密度均明显低于参照和恢复组,且在枯水时期受损组密度仅为参照或恢复组的 1/60,与参照、恢复组均差异显著($p < 0.05$);但在丰水期间受损组仅与参照组差异显著($p < 0.05$),与恢复组差异不显著($p > 0.05$)。洪水对受损组密度影响不大,虽然丰水期间该组密度有所下降,但丰水、枯水期间该组密度差异不显著($p > 0.05$)。

对参照组来讲,由于洪水时期较高流速的冲刷等影响,生境相对不稳定,所以藻类生长不够旺盛^[19],表现为丰水时期密度明显低于枯水时期($p < 0.05$),对恢复组来讲影响亦是如此。同一时期,参照组与恢复组藻类密度差异均不显著($p > 0.05$),可以说明恢复组已经基本上完全不受酸性矿山废水影响。

2.4.2 生物量

分析了枯水和丰水两个时期底栖藻类群落生物量的两个重要参数叶绿素 a(Chla)和无灰干重(AFDM)。叶绿素 a 代表自养生物(如藻类)而无灰干重代表自养、异养物质及碎屑的总生物量(如藻类、真菌、原生动物、细菌等)^[29]。国外已经有关于无灰干重、叶绿素 a 随河流重金属污染而降低的报道^[16]。

研究期间叶绿素 a 浓度在 0.019 ~ 403.35 mg/m² 之间变动,最高值是最低值的 20 000 倍,研究期间总平均值为 29.70 mg/m²。酸性矿山废水对藻类叶绿素 a 浓度影响显著(图 4B),其变化与底栖藻类密度的变化规律基本一致:无论丰水或者枯水时期受损组藻类叶绿素 a 均明显低于参照组和恢复组,但洪水对受损组不造成显著影响($p > 0.05$),而对参照、恢复影响较大,因而这两组在丰水时期叶绿素 a 均显著低于枯水时期($p < 0.05$)。

无灰干重在研究期间的变动范围为:221.84 ~ 16256.24 mg/m²,总平均值为 7867.47 mg/m²。洪水对参照、恢复组底栖藻类无灰干重影响很大(图 4C),两组无灰干重均在洪水时期有明显降低($p < 0.05$)。对受损组来讲,虽然丰水时期受损组无灰干重稍有降低,但枯水、丰水时期无灰干重差异不显著($p > 0.05$);枯水时期受损组与参照、恢复组差异均显著($p < 0.05$),而丰水时期差异不显著($p > 0.05$),且稍高于参照和恢复组,这主要由于洪水对受损组无灰干重影响较小,而对参照和恢复组影响较大,后两组在枯水、丰水时期均差异显

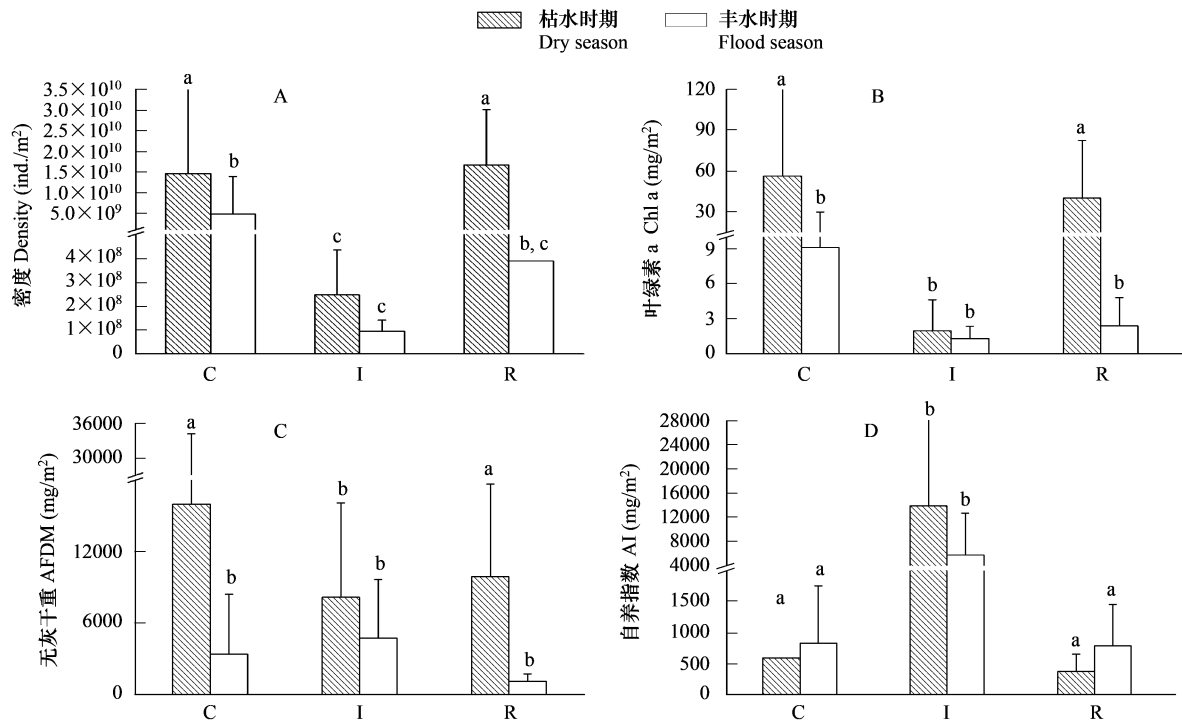


图4 枯水和丰水时期各组底栖藻类密度、生物量及自养指数变化

Fig. 4 The variation of benthic algal density and biomass and autotrophic index during dry season and flood season

A 密度 Density; B 叶绿素 a Chl a; C 无灰干重 AFDM; D 自养指数 AI

著 ($p < 0.05$)。由此可见酸性矿山废水对底栖藻类无灰干重的影响在枯水时期比丰水时期影响大。

2.4.3 自养指数

Weber^[30] 提出用自养指数 AI (Autotrophic Index, 即 $AFDM/Chl a$) 来评价水质。一般认为在清净水体中以自养性生物占优势, 在污染水体中以异养性生物占优势, 所以自养指数越高则污染越严重, 并得出有机污染和铜均使得 AI 升高; Hill 等对美国受矿山影响的河流研究也得出一致结论^[16]; 类似地, Clark 等^[31] 发现底栖藻类营养指数 ($Chl a/AFDM$, 与 AI 相反) 随河流金属污染增加而降低。

本研究期间自养指数变动范围为 86.85 ~ 29255.32, 总平均值为 3599.19。与各组底栖藻类密度、叶绿素 a 浓度及无灰干重的变化规律完全相反 (图 4D): 分析表明自养指数在受酸性矿山废水影响的地区最高, 则说明该区域受污染最严重, 无论丰水、枯水时期受损组与参照、恢复组自养指数均差异显著 ($p < 0.05$)。洪水期间受损组自养指数有所降低, 可见洪水有助于削弱酸性矿山废水的影响, 但洪水对自养指数不造成显著影响 ($p > 0.05$)。

对参照、恢复组来讲, 丰水枯水时期虽然自养指数差异不显著 ($p > 0.05$), 但参照、恢复组自养指数均稍有升高。

由此可以说明酸性矿山废水对底栖藻类自养指数影响显著, 但洪水对其影响不大。

2.5 酸性矿山废水对底栖藻类群落结构的影响

通过以上分析可知酸性矿山废水对受损组底栖藻类影响较大, 为进一步验证酸性矿山废水对底栖藻类的影响, 以受损组 pH 以及各种金属与该组 Shannon-Wiener 指数、Margalef 指数、均匀度、Simpson 指数、物种丰富度、密度、生物量及自养指数等生物参数进行 Spearman 相关分析 (表 6)。参与分析的变量中, 除 Cd、Pb 外, 其它指标都不同程度与生物参数相关显著 ($p < 0.05$)。

由表 6 可以看出, Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 指数、物种丰富度、叶绿素 a 浓度均不同程度地与 Al、Fe、Mg、Mn、Zn 显著负相关 ($p < 0.05$), 与 pH 显著正相关 ($p < 0.05$), 而 Simpson 指数及自养指数则与 Al、

Fe、Mg、Mn、Zn 显著正相关($p < 0.05$),与 pH 显著负相关($p < 0.05$),底栖藻类总密度仅与 Al、Fe 显著负相关($p < 0.05$),与 pH 显著正相关($p < 0.05$)。而无灰干重与这些指标相关性均不显著。由分析可见,多样性指数受 pH 及 Fe、Mg、Mn、Zn 影响,自养指数受 pH 及除 Cd、Pb 外的 8 种金属影响,底栖藻类密度及叶绿素 a 含量主要受 pH、Al 和 Fe 影响较多,而 Al 和 Fe 则是该区域酸性矿山废水污染的含量最高的金属,可见各种金属都不同程度地影响着该地区的生物群落,且对自养指数、密度和叶绿素 a 的影响较显著。

表 6 受损组各项生物参数与金属及 pH 的相关分析

Table 6 Spearman analysis between metals, pH and biological parameters of impaired group

	Shannon-Wiener 指数	Margalef 指数	Simpson 指数	均匀度 Evenness	物种数 Richness	密度 Density	叶绿素 a Chla	无灰干重 AFDM	自养指数 AI
pH	0.56	0.67 *	-0.42		0.71 *	0.63	0.68		-0.61
Al	-0.49	-0.60 *	0.40		-0.63 *	-0.34	-0.39		0.59 *
Ca									0.37
Cr									0.35
Cu							-0.42		0.40
Fe	-0.49	-0.55 *	0.40		-0.60 *	-0.45	-0.46		0.54
Mg	-0.45	-0.50	0.43	-0.31	-0.50		-0.39		0.57 *
Mn	-0.47	-0.52	0.43	-0.33	-0.53		-0.38		0.62 *
Zn	-0.58	-0.52	0.54	-0.47	-0.52		-0.48		0.51

* 表示 $p < 0.0001$ Only significant correlation; * means $p < 0.0001$

3 讨论

用底栖藻类评价水质已经有十几年的历史。最初的方法是基于指示物种的概念,也就是所谓的藻类的耐污值来评价水质。这个方法在监测与营养富集没有明显联系或者物种丰富度比较低的退化河流生态系统时不理想^[16]。尽管由于这些局限,指示物种,尤其是本研究中的羽纹藻、近小头羽纹藻可以很好的用来指示酸性矿山废水对该区域底栖藻类的影响。

第二类方法是根据群落结构参数来评价水质。它基于这样的假设:无干扰环境比退化环境支持更多的生物多样性,因而通过度量群落结构来揭示系统健康状况。群落结构指标(多样性、均匀度、物种丰富度及相似性等)被广泛用来监测点源污染对河流的影响。本研究表明物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数, Margalef 指数等在各组间差异不显著,无法区分参照组和受损组群落多样性指数的变化,该区域多样性指数不能很好的指示酸性矿山废水对底栖藻类的影响。造成这种现象的原因,一方面可能是对金属敏感的捕食者的缺失改变了该地区的群落构成^[13,20];另一方面可能与该区域所进行的河流修复有关。

酸性矿山废水对底栖藻类影响显著,藻类总密度、叶绿素 a 浓度、无灰干重在受损组明显低于参照和恢复组(丰水时期无灰干重稍有异常),而自养型指数则表现为相反趋势,受污染越严重的区域自养指数越高,可见自养和异养物质在该区域均受到抑制。有两种机制可以解释这种现象:一是金属在水体中氧化沉积在藻体上;二是通过沉积在藻类附着的基质,间接阻止藻类附着^[28]。

分析受损组底栖藻类密度、叶绿素 a 浓度、无灰干重及自养指数发现,丰水和枯水时期以上指标差异均不显著,可见洪水对受酸性矿山废水污染地区影响不大,说明影响该区域的主要因素是酸性矿山废水。原因可能是(1)长期受一种胁迫(酸性矿山废水)影响的藻类群落对其它胁迫(洪水)产生抗性^[32]; (2)受酸性矿山废水影响地区金属氧化沉积严重,基质较稳定,稳定的基质有助于削弱洪水对藻类的冲刷。

4 结论

本文通过对枯水和丰水两个时期参照-受损-恢复组的底栖藻类群落特征分析发现:

- (1) 酸性矿山废水对高岚河上游底栖藻类影响重大,且这种影响在枯水季节更显著;
- (2) 羽纹藻、近小头羽纹藻对酸性矿山废水具有较强的耐受性,可用来作为该区域的指示种;
- (3) 群落多样性指数在参照、受损、恢复组之间差异不大,不能很好地指示酸性矿山废水对该区域底栖藻

类的影响;

(4)底栖藻类自养指数与 pH 显著负相关,与 Al、Fe、Cr、Cu、Mn、Zn、Ca 及 Mg 均显著正相关,可以很好地指示该区域的酸性矿山废水污染。

References:

- [1] Sabater S, Buchaca T. Structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river. *Journal of Phycology*, 2003, 39:481—489.
- [2] Alpers C N and Blowes D W. Environmental geochemistry of sulfide oxidation. American Chemical Society, Columbus, 1994, 752.
- [3] Hazen J M, Williams M W, Stover B, *et al.* Characterization of acid mine drainage using a combination of hydrometric, chemical and isotopic analyses, Mary Murphy Mine, Colorado. *Environmental Geochemistry and Health*, 2002, 24: 1—22.
- [4] Kelly M. Mining and the freshwater environment. Elsevier, 1988.
- [5] Letterman R D and Mitsch W J. Impact of mine drainage on a mountain stream in Pennsylvania. *Environmental Pollution*, 1978, 17:53—73.
- [6] Gray N F. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology*, 1997, 30(1/2):62—71.
- [7] Tripole S, Gonzalez P, Vallania A, *et al.* Evaluation of the Impact of Acid Mine Drainage on the Chemistry and the Macrobenthos in the Carolina Stream (San Luis-Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, 114: 377—389.
- [8] Cong Z Y, Zhao F H. Current situation and prospect of the research on acid mine drainage. *China Mining Magazine*, 2003, 12(3): 15—18.
- [9] Lin C X, Long X X, Tong X L, *et al.* Guangdong Dabaoshan Mine: ecological degradation, acid drainage and possible measures for their remediation. *Science Ecology*, 2003, 22(3):205—20.
- [10] Zhou J M, Dang Z, Cai M F, *et al.* Speciation Distribution and Transfer of Heavy Metals in Contaminated Stream Waters around Dabaoshan Mine. *Research of Environmental Sciences*, 2005, 18(3):5—10.
- [11] Wu Y G, Lin C X, Tong X L, *et al.* Environmental impacts of acid mine drainage from the Dabaoshan Mine I. Downstream aquatic ecosystem. *Ecology and Environment*, 2005, 14(2):165—16.
- [12] Tong X L, Yan L, Zhao Y, *et al.* The breakdown of leaf litter in a stream impacted by acid mine drainage. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(12): 4033—4038.
- [13] Jiang W X, Tang T, Jia X H, *et al.* Impacts of acid pyrite drainage on the macroinvertebrate community in Gaolan River. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(10): 4805—4814.
- [14] Stevenson R J. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: Stevenson R J, Bothwell M L, Lowe R L eds. *Algal Ecology*. Academic Press, San Diego, 1996. 3—30.
- [15] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, *et al.* Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, DC. <http://www.epa.gov/OWOW/monitoring/techmon.html>, 1999.
- [16] Hill B H, Willingham W T, Parrish L P, *et al.* Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream. *Hydrobiologia*, 2000, 428: 161—169.
- [17] Hui Y, Zhang X H, Chen Z J. Present situation and strategy about the natural environment of the Xiangxi River Basin. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2000, 9(1): 27—33.
- [18] Wang J, Wang B S, Luo Z Q, eds. *Dictionary of the Yangtze River*. Wuhan: Wuhan Press, 1997.
- [19] Jia X H, Wu N C, Tang T, *et al.* Spatiotemporal variation of epilithic algae in Xiangxi River System. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(4): 881—886.
- [20] Medley C N and Clements W H. Responses of diatom communities to heavy metals in streams: the influence of longitudinal variation. *Ecological Applications*, 1998, 8(3):631—644.
- [21] Huang X F, eds. *Survey, Observation and Analysis of Lake Ecosystem*. Beijing: China Standards Press, 1999.
- [22] Soininen J. Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology*, 2004, 38(4): 495—501.
- [23] Douglas G E, John D M, Williamson D B, *et al.* The aquatic algae associated with mining areas in Peninsula Malaysia and Sarawak: their composition, diversity, and distribution. *Nova Hedwigia*, 1998, 67:189—211.
- [24] Whitton B A. Algae as monitors of heavy metals. In: Shubert L E, ed. *Algae as ecological indicators*. New York: Academic Press, 1984. 257—280.
- [25] Wu N C, Tang T, Zhou S C, *et al.* Influence of cascaded exploitation of small hydropower on phytoplankton in Xiangxi River. *Chinese Journal of*

- Applied Ecology, 2007, 18(5): 1091–1096.
- [26] Wang Y K, Stevenson R J and Metzmeier L. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity for the Interior Plateau Ecoregion, USA. J. N. Am. Benthol. Soc., 2005, 24(4): 990–1008.
- [27] Jüttner I, Rothfritz H, Ormerod S J. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. Freshwater Biology, 1996, 36: 475–486.
- [28] Niyogi D K, Lewis W M and McKnight D M. Effects of stress from mine drainage on diversity, biomass, and function of primary producers in mountain streams. Ecosystems, 2002, 5: 554–567.
- [29] Biggs B J F, Close M E. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. Freshwater Biology, 1989, 22: 209–231.
- [30] Weber C I. Biological monitoring of the aquatic environment. In: Cairns, J. Jr. and K. L. Dickson eds. Biological Methods for the Assessment of Water Quality. ASTM STP 528, American Society of Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA, 1973. 46–60.
- [31] Clark J R, Dickson K L and Cairns J. Estimating aufwuchs biomass. In: Weitzel, R. L. ed. Methods and Measurement of Periphyton Communities: A Review. ASTM STP690, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, USA, 1979. 116–141.
- [32] Stevenson R J. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. J. N. Am. Benthol. Soc., 1997, 16:248–62.

参考文献:

- [8] 丛志远, 赵峰华. 酸性矿山废水研究的现状及展望. 中国矿业, 2003, 12(3): 15~18.
- [9] 林初夏, 龙新宪, 童晓立, 等. 广东大宝山矿区生态环境退化现状及治理途径探讨. 生态科学, 2003, 22(3): 205~208.
- [10] 周建民, 党志, 蔡美芳, 等. 大宝山矿区污染水体中重金属的形态分布及迁移转化. 环境科学研究, 2005, 18(3): 5~10.
- [11] 吴永贵, 林初夏, 童晓立, 等. 大宝山矿水外排的环境影响 I. 下游水生生态系统. 生态环境, 2005, 14(2): 165~168.
- [12] 童晓立, 颜玲, 赵颖, 等. 树叶凋落物在受酸性矿山废水污染溪流中的分解. 生态学报, 2006, 26(12): 4033~4038.
- [13] 蒋万祥, 唐涛, 贾兴焕, 等. 硫铁矿酸性矿山废水对大型底栖动物群落结构的影响. 生态学报, 2008, 28(10): 4805~4814.
- [17] 惠阳, 张晓华, 陈珠金. 香溪河流域资源环境状况及开发策略探讨. 长江流域资源与环境, 2000, 9(1): 27~33.
- [18] 王杰, 王保畚, 罗正齐, 主编. 长江大词典. 武汉: 武汉出版社, 1997.
- [19] 贾兴焕, 吴乃成, 唐涛, 等. 香溪河水系附石藻类时空动态研究. 应用生态学报, 2008, 19(4): 881~886.
- [21] 黄祥飞, 主编. 湖泊生态调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1999.
- [25] 吴乃成, 唐涛, 周淑婵, 等. 香溪河小电站的梯级开发对浮游藻类的影响. 应用生态学报, 2007, 18(5): 1091~1096.