

丁森, 赵茜, 张远. 溪流生态系统次生盐化的生态学研究进展[J]. 环境科学研究, 2016, 29(6): 837-844.

DING Sen, ZHAO Qian, ZHANG Yuan. A brief review of ecological studies on secondary salinization in stream ecosystems[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(6): 837-844.

溪流生态系统次生盐化的生态学研究进展

丁森¹, 赵茜^{2,3}, 张远^{2*}

1. 华中农业大学水产学院, 湖北 武汉 430070

2. 中国环境科学研究院, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012

3. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875

摘要: 溪流次生盐化是人类活动干扰导致可溶性盐向水体迁移而造成盐浓度异常增高的现象, 由于干扰类型(如农业生产、河岸带植被破坏、采矿废水与污水排放等)的不同, 溪流次生盐化呈现出溶解性无机离子组成复杂、盐浓度间歇性波动等特点. 已有研究发现: ①溪流次生盐化会造成藻类、底栖动物和鱼类的群落结构产生变化, 主要包括物种丰度、生物量、生物多样性、功能摄食类群等方面; ②高盐环境对非耐盐物种产生胁迫从而降低其出现频率, 敏感底栖动物会增加漂移行为以选择低盐环境, 而敏感鱼类则消失; ③耐盐物种应对高盐胁迫有不同策略, 如卵胎生的产卵方式以减少在高盐环境中的时间, 或拥有较强的渗透调节能力维持体内渗透平衡. 主要问题: ①影响水生生物的可能是单一离子又或是离子组合, 不同盐化水体所增加的离子类型及浓度都有很大差别, 而要逐一探明单一离子及离子组合的影响需要巨大的工作量; ②野外研究常以电导率或 ρ (TDS)(TDS为总溶解性固体)表征盐化程度, 而电导率或 ρ (TDS)会改变有机污染物、重金属的生物毒性, 也会与营养盐、悬浮物等因子产生交互作用, 难以确定盐化对水生生物的独立影响. 因此, 今后需关注全球变暖背景下次生盐化与营养盐、重金属的耦合作用, 注重我国本土水生生物的耐受性及其适应调节机制, 并重视基于野外调查与室内试验两类不同数据所获得水生生物适盐范围的对比验证; 同时为满足水生生物健康保护, 应加强对溪流次生盐化有指示作用的水质监测指标的开发及阈值的制订.

关键词: 溪流生态系统; 次生盐化; 盐离子; 水生生物; 盐分阈值

中图分类号: X705

文章编号: 1001-6929(2016)06-0837-08

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2016.06.07

A Brief Review of Ecological Studies on Secondary Salinization in Stream Ecosystems

DING Sen¹, ZHAO Qian^{2,3}, ZHANG Yuan^{2*}

1. College of Fisheries, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China

2. State Key Laboratory of Environmental Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

3. College of Water Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

Abstract: Secondary salinization in streams is defined as increasing salinity due to the migration and accumulation of exogenous soluble ions. It is generally caused by anthropogenic disturbances, such as agricultural cultivation, degradation of vegetation in a riparian zone, discharge of mining and sewage wastewater. Secondary salinization in streams can be characterized by complexity of ionic composition and the intermittent fluctuation of salt ions. Previous studies have found that secondary salinization in streams affects algae, macroinvertebrate and fish communities structure, i. e. species richness, biomass, diversity and functional feeding groups. Intolerant species stressed by a hyper-salinity environment always have a lower occurrence frequency, e. g., sensitive macroinvertebrates transfer to a hypo-salinity

environment through frequent drift behaviors. Similarly, sensitive fishes disappear from the salt-stressed environments. Tolerant species live in hyper-salinity environments by means of their different strategies, such as the spawning ritual of ovoviviparous which helps to shorten the time in salt-stressed environments, as well the stronger ability of osmotic adjustment which helps to maintain the inner osmotic balance. Current studies have to face

收稿日期: 2015-08-18

修订日期: 2016-03-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(41401066); 中央高校基本科研业务费专项(2662015QD004)

作者简介: 丁森(1982-), 男, 北京人, 副教授, 博士, 主要从事河流生态学, dingsen@mail.hzau.edu.cn.

* 责任作者: 张远(1970-), 男, 辽宁沈阳人, 研究员, 博士, 博导, 主要从事河流生态学、流域水生态保护技术研究, zhangyuan@craes.org.cn

some challenges. First, the single ion or mixture of ions shows different effects on aquatic life. Meanwhile, the dominant ion types and concentrations vary with different salinization water bodies; verifying the effects of a single ion or mixture of ions, one by one, is a huge workload. Second, conductivity and ρ (TDS) are used to estimate the degree of salinization in general, and the influence on biological toxicity of organic contaminants or heavy metals and interactions with nutrients or suspended solids, which makes it difficult to determine the independent effect of salinization. Therefore, more efforts should be devoted to illustrating the combined effects of secondary salinization with nutrients and metals against the background of global warming, focusing on the tolerance characteristics of native aquatic organisms and their osmoregulation mechanisms, and validating the optimum salinity ranges of aquatic life obtained from field investigation with those obtained from laboratory tests. In order to protect the health of aquatic organisms, we should develop monitoring parameters which sensitively indicate stream salinization and derive their thresholds.

Keywords: stream ecosystem; secondary salinization; salt ions; aquatic organisms; salinity threshold

对于内陆水体而言,盐分作为水生态系统中重要的环境要素,一般是指所有溶解于水中的无机离子^[1]. 盐分在自然情况下通过海水入侵^[2-3]、岩石风化^[4-5]、降水^[6]等途径进入河流、湖泊等水体,这一复杂的动态过程属于自然发生的盐化. 目前淡水水域中盐分的增加不再是单一的自然输入,其中绝大部分是由人类活动引起的,即次生盐化^[6]. 次生盐化作为影响淡水生态系统结构与功能的一个全球性问题,正逐渐得到国际上科学家和管理部门的广泛关注,其中美国、欧盟、南非、澳大利亚等国家/地区都将盐化现象列为溪流生态退化的重要潜在威胁之一^[7-9].

溪流是一种较为脆弱的生态系统类型,是诸多敏感水生生物栖息的重要场所,同时对于维持整个水系生态系统健康和生物多样性都发挥着重要作用^[10]. 溪流通常分布于流域的上游山地,其地势特征、植被条件以及受到干扰强度决定了溪流的健康状况通常会优于中下游河段. 溪流受到的人类干扰相比于下游河流较少且类型单一,主要包括采矿所致的废水污染及森林采伐造成的河岸带退化,而这都是造成溪流盐分增加的原因^[11]. 从保护上游溪流生态系统健康的角度出发,关注次生盐化对溪流生态系统的影响对于流域健康管理有重要意义.

近年来,溪流次生盐化现象引起了各国科学家和管理者的重视,但我国所开展的次生盐化研究全部集中在土壤方面^[12-14],对淡水生态系统的研究极少. 因此,该研究的目的是综述国外近30年来在溪流次生盐化生态学研究方面所取得的主要成果,并阐述次生盐化研究过程中存在的困难及未来发展方向,以期为我国将来开展溪流次生盐化的生态学研究和完善流域管理工作提供一定参考.

1 溪流次生盐化的特点

次生盐化在溪流生态系统中有其自身特点,不同溪流发生次生盐化的原因不同. 如中东地区的阿姆

河流域地势平坦,农业生产活动发达,农业活动过程中部分盐离子被农作物吸收,其余则随地表径流进入水体,从而导致阿姆河发生次生盐化现象^[15];美国的阿帕拉契亚地区采矿业发达,采矿废水排放造成大量离子进入附近溪流而出现次生盐化现象,导致水体中生物多样性降低,已经引起了当地公众的广泛关注^[16];澳大利亚的墨累-达令河流域内部分河段河岸带植被被大量采伐,取而代之成为草地或农田. 这种河岸带植被退化过程影响到区域内的水交换平衡,增加地下水补给量,将土壤中的盐分带入水体而影响淡水环境^[17-18];德国和法国为了满足对苏打产品和钾盐的市场需求,对分布于山区的盐矿进行开采,从而造成溪流发生次生盐化^[19-20]. 污水和工业废水的大量排放则是导致南非瓦尔河发生次生盐化的主要原因^[21]. 综上所述,发生次生盐化的原因各不相同,但实质上都是外源(陆源、地下水)可溶性盐类向自然水体迁移而造成可溶性盐浓度异常增高^[22].

溪流次生盐化是水体中溶解性盐类含量的异常升高现象. 溪流溶解性离子主要包括 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等阳离子和 Cl^- 、 HCO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 CO_3^{2-} 等阴离子^[23]. 受地理、地质因素影响,不同地区溪流水体中的可溶性盐类组成也不相同^[24],因此在研究中常以电导率或 ρ (TDS) (TDS 为总溶解性固体)来对盐分进行表征^[25-26],分析次生盐化对溪流生态系统结构与功能的影响. 电导率和 ρ (TDS)之间有着很好的相关性^[26],但在盐分含量极高的情况下,二者的相关性会随离子组成的不同而有不同程度的下降^[19]. 当盐分含量极高且离子组成不是以 Na^+ 和 Cl^- 为主时,电导率就不再适合作为盐分的表征指标,而使用 ρ (TDS)更为合适^[27]. 盐分含量最准确的测定方法是在实验室条件下进行全离子测定,但考虑到野外研究的可操作性和可行性,一般都使用电导率或 ρ (TDS)研究溪流次生盐化问题^[24].

在自然情况下,溪流盐分含量在人类活动强度、季节的影响下常表现出短期的波动特征.在采矿活动密集时期,溪流水体主要离子浓度会在几小时或几天内增加5~220倍^[28],电导率也会提高1个数量级^[29].这一过程又会与季节相耦合,在雨季期间溪流水体主要离子浓度的激增会以48~94 h为周期不断重复出现^[30].

2 对水生生物的影响

2.1 藻类

藻类是溪流生态系统中的初级生产者,对水体中的食物网结构和营养盐循环起着重要作用.随着盐分含量的增加,硅藻的物种丰度和多样性水平会逐渐下降,同时硅藻物种丰度与 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 等离子含量之间存在显著相关性^[31].Potapova等^[32]的研究结果也证实,盐分含量、离子含量与硅藻群落结构之间均呈负相关.盐化在影响溪流藻类群落结构方面发挥了很大作用.在澳大利亚墨尔本地区区的溪流研究^[33]中,东部和西部城镇化程度的差异引起了水体电导率不同,进而造成硅藻群落发生变化.美国伊利诺斯河上游地区城镇化和农业活动加剧所造成的溪流盐分升高,也被证明是藻类群落变化的原因之一^[34].对昆士兰州溪流的研究^[24]发现,当 ρ (TDS)介于0~660 mg/L和460~42 000 mg/L之间时,硅藻区系会发生明显变化.此外,借助中型试验生态系统的模拟研究也证明了盐化会改变藻类群落组成^[35].尽管藻类群落结构对溪流盐分变化有明显的指示作用,但目前关于藻类对盐分的耐受性研究还相对匮乏^[31],故很难从物种水平去揭示群落结构层面的变化.

2.2 底栖动物

底栖动物是溪流食物网的中间环节,关于次生盐化对底栖动物影响的报道相对较多.在对澳大利亚维多利亚州西南部4条溪流的研究中发现,任意两个受损点间底栖动物群落结构的差异性仅与电导率呈正相关,与其他水质指标不相关^[36].次生盐化会引起底栖动物分类单元数减少^[37]、生物密度降低^[38],还会改变底栖动物功能摄食类群,表现为刮食者(grazer)和撕食者(shredder)的物种丰度降低,而捕食者(predator)、滤食者(filter)和沉积物摄食者(deposit feeder)的物种丰度增加^[39-41].底栖动物群落结构的改变与动物行为特征变化密切关联.Wood等^[42]研究发现,随着盐分含量升高,底栖动物的漂移行为更加频繁.同时,底栖动物生殖模式也随盐分条

件而改变,如高盐分环境下多为卵胎生物种,原因是卵在母体中发育可以最大限度减少盐分的胁迫^[40].模拟试验^[43]也发现,昆虫会主动对不同盐分环境进行选择,敏感性物种会选择低盐环境并完成产卵.

底栖动物群落对次生盐化响应的实质是随着盐分胁迫的增加,敏感性物种逐渐被耐受性物种所取代,但当盐分含量超出一定范围时,耐受性物种也会逐渐消失.US EPA(美国国家环境保护局)数据显示,当电导率高于295 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时,阿帕拉契地区的溪流中会有5%的底栖物种消失,这些基本都为环境敏感种,如*Cinygmula* sp.、*Dolophilodes* sp.和*Oulimnius* sp.等^[25].我国北方溪流中,电导率升高也会显著降低底栖动物敏感物种的出现频率^[44].有报道^[37]认为,电导率达到800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 是一个关键限值,继续升高就会造成底栖动物分类单元数量下降;也有报道^[45]发现,底栖动物群落组成发生变化是在电导率为800~1 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 的范围,表现为由非耐盐物种为主向耐盐物种为主的转变.在相对组成较为复杂的底栖动物类群中,蜉蝣目、襀翅目、毛翅目、蜻蜓目和软体动物通常被认定为对盐分较为敏感^[46],而双翅目、鞘翅目、甲壳动物则被认定为耐受性物种^[24,46-47],这主要受到生物体内渗透调节机制的影响.

2.3 鱼类

鱼类是溪流生态系统中的顶级消费者,其群落结构也受水体盐分的影响.以美国德克萨斯州红河流域的5条溪流为例,在20世纪下半叶的50多年里,盐分一直是影响溪流鱼类群落结构的重要环境因子,很多对盐分敏感的鱼类在这期间都已消失^[48].而对马里兰州溪流鱼类的调查研究发现,春季电导率会影响鱼类群落结构,包括丰度和生物量;同时还发现,电导率与流域内不透水面积比例密切相关,鱼类群落完整性指数、丰度等都与春季时除雪剂(以 Cl^- 为主)的用量有关,由此推测,不透水面积比例增加会使春季使用的除雪剂更多地随地表径流进入溪流,导致电导率增加进而影响鱼类群落^[49].当电导率介于3 000~3 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 时,鱼类群落出现受损,*Pimephales notatus*、*Etheostoma blennoides*、*E. caeruleum*、*Percina caprodes*等敏感物种会在高电导率环境中消失^[50];相反,也有诸如*Cyprinodon rubrofluviatilis*等物种偏好生活在高盐分的环境中^[51].尽管有些鱼类可耐受高盐分环境,但在其生活史策略上也会发生明显变化,如典型的入侵物种食蚊鱼(*Gambusia holbrooki*)在高盐分环境下,其种群补充时间会明显缩短,种群补充强

度也会有所降低^[52]。此外,对高盐分的耐受也与鱼类生长阶段有关,通常鱼类幼体时期较难应对这种胁迫^[53]。不同物种、生长阶段的鱼类对盐分的适应能力各异,这主要取决于鱼类的渗透调节能力。通过比较两条不同盐分含量溪流中 *Capoeta tinca* 的鳃组织发现,高盐分水体(含自然溶解的 CaSO_4 、 NaCl)会诱导鳃丝表皮产生较多泌氯细胞,这是鱼类在外界高盐分胁迫下的渗透调节机制^[54]。

3 目前研究的难点

尽管溪流次生盐化问题在国际上已有近30年的研究,但目前仍有一些问题难以解决。溪流盐分并不是某一特定物质,而是包括水体中所有溶解性的阴、阳离子。影响水生生物的可能是单一离子又或是离子组合^[55]。以农业活动和城镇发展为因的盐化主要表现为 Na^+ 和 Cl^- 浓度的增加,由采矿和盐业引起的盐化表现为 SO_4^{2+} 浓度的增加^[56],而由油田卤水引起的盐化则表现为 Ca^{2+} 浓度的增加^[57]。这些盐化现象所带来的最大问题是导致水体离子组成或比例发生极大改变,并且与正常淡水、海水的离子比例有很大差异^[57]。要从试验角度研究清楚单一离子和不同离子组合对生物的影响无疑十分困难,Mount 等^[58]曾测试了1887种离子组合方式对网纹蚤(*Ceriodaphnia dubia*)的影响,巨大的工作量使得以测试手段为主研究离子组合方式对水生生物的影响成为当前面临的挑战。

采用电导率或 ρ (TDS) 对溪流盐分进行表征来开展相关研究是解决上述问题的有效途径,但电导率在实验室很难进行模拟^[59],因此基于电导率的研究常在野外开展。随之而来的问题就是电导率会与其他环境因子耦合共同作用于水生生物,难以确定盐分变化这单一污染因素对水生生物的影响。在盐分不断增加的情况下,其他污染物如苯^[57]、有机磷农药^[60]、重金属^[61]等会随之进入水体,使得水体中污染物的毒性增加,也可能保持不变甚至降低^[24]。除此之外,盐分还与营养盐、悬浮物等存在交互作用。如通过对澳大利亚 Barwon 河水体中添加营养盐(磷酸盐)和悬浮物发现,这些环境因子的变化会与盐分相互作用,对大型底栖动物群落丰度产生影响^[62]。

4 未来的研究方向及对我国溪流管理的启示

4.1 未来研究方向

当次生盐化改变水生生物群落结构时,总是伴随着非耐盐物种的消失和耐盐物种的增加^[6]。物种对盐分的耐受性逐渐被学者所关注,可从物种水平解释

群落结构变化。以底栖动物为例,尽管有些研究得到了部分底栖动物对盐分的耐受特征信息^[24,46],但从整体上而言,此方面的研究仍显欠缺^[6]。此外,底栖动物对盐分的耐受性与其分类并没有很好的匹配关系,同一科不同属/种的耐盐性差别很大^[24],不同国家/地区同一物种的环境耐受特征也不尽相同^[63],这也是物种对盐分耐受特征研究的重要内容。

在为数不多的研究报道中,底栖动物物种的耐盐性都是通过标准毒性试验获得^[64],但室内试验数据是否与野外数据相吻合一直是科学家讨论的问题。有研究对比了室内试验数据与野外获得的物种分布最大盐分含量数据,发现4%的底栖动物物种数据不吻合,而鱼类物种数据中有21%不一致^[65]。其他底栖动物室内试验数据与野外数据对比的报道中发现,随着盐分含量升高,双翅目、鞘翅目等很多物种的两类数据变化趋势完全不同^[43]。因此,在研究盐化问题上应该关注这两类数据并加以比较验证。近年来野外数据得到了很好地开发与使用,如US EPA利用野外数据开展了溪流底栖动物对电导率的耐受性分析和基准值推算^[25]。在试验数据方面,借助室内模拟系统模拟天然溪流环境的方法得到越来越多地应用^[30,43]。有研究^[66]利用试验模拟系统,发现盐分含量升高会导致大型底栖动物群落密度、物种丰度、多样性水平下降。US EPA溪流模拟实验室开展了很多溪流模拟研究,如盐分波动^[67]和抗菌剂^[68]对底栖动物群落结构的影响、表面活性剂对原生动物的危害^[69]等。试验模拟系统手段解决了以往室内试验只能解释种群水平变化而难以在群落水平上进行解释的问题^[66],这也是未来研究中的一个重要方向。

溪流水体中盐分与其他环境因子的交互作用对水生生物的影响也是今后重要研究方向之一。由于产生持久性有机污染物的源很少,这些污染物含量通常极低,研究这类污染物与盐化的相互作用意义不大,相反,营养物质和重金属应该是未来研究的重点对象。此外,全球变暖对溪流生态系统的影响也很突出。气候异常会导致溪流水温升高,降水减少^[70],造成溪流水生生物种群规模降低和基因多样性丢失^[71]。降水减少通过影响径流量而使水体中盐分含量升高^[70]。对澳大利亚墨累-达令流域的预测发现,到2070年气候变化引起的降水减少会造成流域内流量降低48%,同时溪流水体的盐分含量增加11%^[56]。在气候变化驱使下,水温和盐分同时变化对溪流大型底栖动物群落产生何种影响,是目前单纯

考虑盐分的研究结果难以解释的。

个体渗透调节是水生生物对抗盐化胁迫的一种适应方式^[24],该调节过程不仅维持体内渗透压,还包括无机离子、细胞内外酸碱平衡及大量有机离子的调节^[6]。渗透调节过程需要耗费一定的代谢成本^[72],以维持体内渗透压在一个稳定水平,这也决定了物种的渗透调节能力。渗透调节能力与物种的内渗条件有关,物种体内渗透压越高,面对高渗透环境时维持体内渗透压稳定的需求就越低,渗透耗能也越低,而渗透调节能力就相对越强,物种耐盐性也越强^[24]。但当盐分含量超过一定范围时,高渗透环境会造成细胞损伤,物种渗透调节能力失衡^[6]。研究发现,多数底栖动物体内离子质量浓度在 1 000 ~ 1 500 mg/L (折算为电导率约 1 470 ~ 22 058 $\mu\text{S}/\text{cm}$) 之间^[72],但对其他生物类群来说,盐化的渗透生理学研究仍然较为匮乏。

4.2 我国的溪流次生盐化问题

在我国矿山开发覆盖的诸多地区,矿坑水、选矿废水的直接排放是溪流次生盐化的潜在原因。在对内蒙古和安徽两地的矿区调查时发现,矿井水体电导率都在 500 ~ 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间^[57];而辽宁阜新地区的 14 个矿坑水中 $\rho(\text{TDS})$ 最低值为 830 mg/L,最高值为 3 586 mg/L,多为 2 000 mg/L 左右^[73]。这些矿坑水直接排放到溪流中会引起次生盐化现象,如对湖南锡矿山周边的水体监测发现,选矿废水、尾砂堆渗滤水、矿坑水的电导率分别为 860、960 ~ 1 200、720 ~ 1 540 $\mu\text{S}/\text{cm}$,同时监测到矿区下游河水电导率达 880 ~ 1 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$,可见采矿对周边水体电导率的影响非常严重^[74]。目前我国矿区一般都分布在经济欠发达地区,尤其是伴随着西部开发的建设进程,西北、西南地区涌现出大量采矿活动,由于管理不严使得大部分矿区产生的废水直接排放到山间溪流中^[75],而这些地区由于其他类型干扰较少,溪流生态系统未受严重破坏,这就使得采矿成为我国现今要面对的重要问题。

4.3 对溪流健康管理的启示

盐分阈值一直是溪流水质管理和水生生物多样性保护研究的重点。美国、欧盟、澳大利亚和新西兰等国家/地区都有关于河流水体盐分含量的控制要求^[6]。如 US EPA 所开展的阿帕拉契地区溪流电导率阈值的制定工作,就是为了保护底栖动物多样性^[25];法国则规定良好的河流水质其电导率不能超过 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ^[6];澳大利亚通过对建立 Hunter 河物种丰度与盐分关系曲线,获得当地盐分阈值为 1 100

mg/L^[18]。通过借助试验手段模拟盐分短期波动时发现,电导率为 5 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 可作为底栖动物群落保护的管理阈值,这使得丰水期溪流水质日常管理更加科学^[66]。目前我国相关研究相对匮乏,仅在基于底栖动物保护的电导率阈值方面做了初步探索^[44]。我国河流管理主要针对大江大河,监测点常布设在河流干流,往往忽视对溪流的管理。如今越来越多的学者发现,溪流生态系统的健康对整个水系结构和功能的维持具有重要作用。在以往的河流管理中,电导率和 $\rho(\text{TDS})$ 很少作为管理重点,一方面是缺少相关评判标准,另一方面是很少将这些指标与环境问题联系起来,如管理部门更关注氨氮、化学需氧量等指标,因为这些指标所反映的污染问题是广泛而突出的。因此我国流域管理应进一步加强对溪流生态系统的保护,将电导率或 $\rho(\text{TDS})$ 作为重要监测指标,制订、出台相应的管理标准,这需要继续深入开展溪流盐分阈值的研究。

5 结论与展望

a) 溪流次生盐化是由人类活动引起的水体盐分增加现象,它已成为当今世界范围内溪流生态系统所面临的一个重要问题。溪流次生盐化所引起的藻类、底栖动物、鱼类等水生生物群落结构改变,又通过上行-下行效应在不同水生生物类群间相互作用,并将该影响延伸至生态系统过程与功能水平。

b) 采矿活动和河岸带退化是引起溪流发生次生盐化的主要原因,而采矿活动毋庸置疑会对溪流盐化现象的贡献更大、更直接。尤其是在我国,采矿活动多分布在经济欠发达地区,加之对采矿活动中产生的矿坑水、选矿废水、采/选矿渗滤液等排放管理不规范,导致很多矿区直接将污水排放到附近山间溪流中。在很大程度上,采矿活动将是我国溪流发生次生盐化最大的潜在问题。

c) 在当前溪流次生盐化研究中,由于盐分的离子组成十分复杂,利用离子进行盐分表征十分困难,通常代之以电导率或 $\rho(\text{TDS})$ 。在自然界中,在降雨和水文条件影响下,溪流盐分会表现出短期的波动性特征,而对水生生物的影响也夹杂着其他环境因子的影响。对盐分最为敏感的水生生物会随着盐分含量的升高而消失,耐受性强的物种则会逐渐成为优势种,但盐分含量超过一定水平后这些物种也将难以生存,这是由物种体内的渗透调节机制决定的。为明晰溪流盐化对水生生态系统的影响过程与机制,这些已是目前研究的焦点。

d) 我国流域管理主要聚焦在河流干流上,今后应加强对溪流生态系统的关注与保护. 同时缺少溪流盐分对水生生态系统影响的评判标准,这将在一定程度上限制相关管理政策的制订. 为此应积极开展溪流盐分阈值的相关研究,以进一步完善我国流域管理工作.

参考文献 (References):

- [1] WILLIAMS W D. Salinization of rivers and streams: an important environmental hazard[J]. *Ambio*, 1987, 16: 181-185.
- [2] BEAR J A, CHENG H D, SOREK S, *et al.* Seawater intrusion in coastal aquifers: concepts, methods and practices [M]. Norwell, MA: Kluwer Academic Publishers, 1999.
- [3] WERNER A D. A review of seawater intrusion and its management in Australia[J]. *Hydrogeology Journal*, 2010, 18: 281-285.
- [4] POND G J. Effects of surface mining and residential land use on headwater stream biotic integrity in the eastern Kentucky coalfield region [R]. Frankfort, KY: Department of Environmental Protection, Division of Water, 2004.
- [5] US Environmental Protection Agency. The effects of mountaintop mines and valley fills on aquatic ecosystems of the Central Appalachian Coalfields [R]. Washington DC: Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, 2011.
- [6] CAÑEDO-ARGÜELLES M, KEFFORD B J, PISCART C, *et al.* Salinization of rivers: an urgent ecological issue[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 173: 157-167.
- [7] US Environmental Protection Agency. Watershed assessment, tracking & environmental results [EB/OL]. 2006 [2015-08-01]. http://iaspub.epa.gov/waters10/attains_nation_cy.control?p_report_type=T#causes_303d.
- [8] LOVETT S, PRICE P, EDGAR B. Salt, nutrient, sediment and interactions: findings from the national river contaminants program [M]. Canberra ACT: Land & Water Australia, 2007.
- [9] TANAKA M O, DE SOUZA A L T, MOSCHINI L E, *et al.* Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 216: 333-339.
- [10] MEYER J L, STRAYER D L, WALLACE J B, *et al.* The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks [J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2007, 43: 86-103.
- [11] BERNHARDT E S, PALMER M A. The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians[J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2011, 34: 39-57.
- [12] 张立新, 周和平, 朱焕丽. 新疆土壤次生盐化主要成因及对策[J]. *中国土壤与肥料*, 2007(5): 11-14.
ZHANG Lixin, ZHOU Heping, ZHU Huanli. Main causes of formation of secondary salinization soil in Xinjiang and countermeasure[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2007(5): 11-14.
- [13] 李小刚, 崔志军, 王琳英. 甘肃景电灌区次生盐化土壤的性质及其发生机理[J]. *土壤通报*, 2001, 32(1): 4-9.
LI Xiaogang, CUI Zhijun, WANG Linying. Properties and genetic mechanisms of the secondary salinized soils in Jingdian irrigation area of Gansu Province[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2001, 32(1): 4-9.
- [14] 余海英, 李廷轩, 周建民. 设施土壤次生盐渍化及其对土壤性质的影响[J]. *土壤*, 2005, 37(6): 581-586.
YU Haiying, LI Tingxuan, ZHOU Jianmin. Secondary salinization of greenhouse soil and its effects on soil properties[J]. *Soils*, 2005, 37(6): 581-586.
- [15] CROSA G, FROEBRICH J, NIKOLAYENKO V, *et al.* Spatial and seasonal variations in the water quality of the Amu Darya River [J]. *Water Research*, 2006, 40(11): 2237-2245.
- [16] CORMIER S M, WILKES S P, ZHENG L. Relationship of land use and elevated ionic strength in Appalachian watersheds [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2013, 32(2): 296-303.
- [17] KEFFORD B J, NUGEGODA D, METZELING L, *et al.* Validating species sensitivity distributions using salinity tolerance of riverine macroinvertebrates in the southern Murray-Darling Basin (Victoria, Australia) [J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 2006, 63: 1865-1877.
- [18] MUSCHAL M. Assessment of risk to aquatic biota from elevated salinity: a case study from the Hunter River, Australia [J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 79(3): 266-278.
- [19] PISCART C, LECERF A, USSEGLIO-POLATERA P, *et al.* Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River; France) [J]. *Hydrobiologia*, 2005, 551(1): 227-236.
- [20] BÄTHE J, CORING E. Biological effects of anthropogenic salt-load on the aquatic fauna: a synthesis of 17 years of biological survey on the rivers Werra and Weser [J]. *Limnological*, 2011, 41(2): 125-133.
- [21] DIKIO E D. Water quality evaluation of Vaal River, Sharpeville and Bedworth lakes in the Vaal region of South Africa [J]. *Research Journal of Applied Sciences Engineering and Technology*, 2010, 2(6): 574-579.
- [22] HART B T, BAILEY P, EDWARDS R, *et al.* Biological effects of saline discharges to streams and wetlands [R]. Caulfield East, VIC: Chisholm Institute of Technology, 1989.
- [23] Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, the Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality [S]. Canberra ACT: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, the Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [24] DUNLOP J E, MCGREGOR G, HARRIGAN N. Potential impacts of salinity and turbidity in riverine ecosystems: characterisation of impacts and a discussion of regional target setting for riverine

- ecosystems in Queensland [R]. Brisbane, QLD: Queensland Department of Natural Resources and Water, 2005.
- [25] US Environmental Protection Agency. A field-based aquatic life benchmark for conductivity in Central Appalachian streams [R]. Washington DC: Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, 2011.
- [26] THOMAS A G. Specific conductance as an indicator of total dissolved solids in cold, dilute waters [J]. Hydrological Sciences Journal-Journal des Sciences Hydrologiques, 1986, 31: 81-92.
- [27] BAILEY P, BOON P, MORRIS K. Australian biodiversity-salt sensitivity database [R]. Canberra ACT: Land and Water Australia, 2002.
- [28] JOHNSON B R, HAAS A, FRITZ K M. Use of spatially explicit physicochemical data to measure downstream impacts of headwater stream disturbance [J]. Water Resources Research, 2010, 46 (9): 201-210.
- [29] GRIFFITH M B, NORTON S B, ALEXANDER L C, *et al.* The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the Central Appalachians: a review [J]. Science of the Total Environment, 2012, 417/418: 1-12.
- [30] CAÑEDO-ARGÜELLES M, BUNDSCHUH M, GUTIERREZ-CANOVAS C, *et al.* Effects of repeated salt pulses on ecosystem structure and functions in a stream mesocosm [J]. Science of the Total Environment, 2014, 476/477: 634-642.
- [31] BAILEY P C E, JAMES K. Riverine and wetland salinity impacts: assessment of R&D needs [M]. Canberra ACT: Land and Water Resources Research and Development Corporation, 2000.
- [32] POTAPOVA M G, CHARLES D F. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients [J]. Journal of Biogeography, 2002, 29: 167-187.
- [33] SONNEMAN J A, WALSH C J, BREEN P F, *et al.* Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II: Benthic diatom communities [J]. Freshwater Biology, 2001, 46 (4): 553-565.
- [34] LELAND H V, PORTER S D. Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use [J]. Freshwater Biology, 2000, 44 (2): 279-301.
- [35] PILKAITYTĖ R, SCHOOR A, SCHUBERT H. Response of phytoplankton communities to salinity changes: a mesocosm approach [J]. Hydrobiologia, 2004, 513 (1/2/3): 27-38.
- [36] KEFFORD B J. The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia [J]. International Journal of Salt Lake Research, 1998, 7 (2): 153-170.
- [37] ACHEM A L G, ROLANDI M L, FERNANDEZ H R. Saline waters and macroinvertebrates in subtropical Andean streams [J]. Ecologia Austral, 2015, 25: 26-36.
- [38] KEFFORD B J, MARCHANT R, SCHÄFER R B, *et al.* The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates [J]. Environmental Pollution, 2011, 159: 302-310.
- [39] MARSHALL N A, BAILEY P C E. Impact of secondary salinization on freshwater ecosystems: effects of contrasting, experimental, short-term releases of saline wastewater on macroinvertebrates in a lowland stream [J]. Marine and Freshwater Research, 2004, 55: 509-523.
- [40] CHRISTOPHE P, PHILIPPE U P, JEAN-CLAUDE M, *et al.* The role of salinity in the selection of biological traits of freshwater macroinvertebrates [J]. Archiv fur Hydrobiologie, 2006, 166: 185-198.
- [41] KEFFORD B J, SCHÄFER R B, METZELING L. Risk assessment of salinity and turbidity in Victoria (Australia) to stream insects' community structure does not always protect functional traits [J]. Science of the Total Environment, 2012, 415: 61-68.
- [42] WOOD P J, DYKES A P. The use of salt dilution gauging techniques: ecological considerations and insights [J]. Water Research, 2002, 36: 3054-3062.
- [43] CARVER S, STOREY A, SPAFFORD H, *et al.* Salinity as a driver of aquatic invertebrate colonisation behaviour and distribution in the wheatbelt of Western Australia [J]. Hydrobiologia, 2009, 617: 75-90.
- [44] 张远, 丁森, 赵茜, 等. 基于野外数据建立大型底栖动物电导率水质基准的可行性分析 [J]. 环境毒理学报, 2015, 10 (1): 204-214.
- ZHANG Yuan, DING Sen, ZHAO Qian, *et al.* Exploring the feasibility of establishing conductivity criteria for macroinvertebrate based on the field investigations [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10 (1): 204-214.
- [45] HERRIGAN N, CHOY S, MARSHALL J, *et al.* Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index [J]. Marine and Freshwater Research, 2005, 56: 825-833.
- [46] HART B T, BAILEY P, EDWARDS R, *et al.* A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota [J]. Hydrobiologia, 1991, 210: 105-144.
- [47] VELASCO J, MILLAN A, HERNANDEZ J, *et al.* Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream [J]. Saline Systems, 2006, 2 (1): 1-15.
- [48] HIGGINS C L, WILDE G R. The role of salinity in structuring fish assemblages in a prairie stream system [J]. Hydrobiologia, 2005, 549: 197-203.
- [49] MORGAN II R P, KLINE K M, KLINE M J, *et al.* Stream conductivity: relationships to land use, chloride, and fishes in Maryland streams [J]. North American Journal of Fisheries Management, 2012, 32: 941-952.
- [50] KIMMEL W G, ARGENT D G. Stream fish community response to a gradient of specific conductance [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2009, 206: 49-56.
- [51] ECHELLE A A, ECHELLE A F, HILL L G. Interspecific interactions and limiting factors of abundance and distribution in the Red River pupfish, *Cyprinodon rubrofluvialis* [J]. The

- American Midland Naturalist, 1972, 88(1):109-130.
- [52] RUIZ-NAVARRO A, MORENO-VALCARCEL R, TORRALVA M, *et al.* Life-history traits of the invasive fish *Gambusia holbrooki* in saline streams (SE Iberian Peninsula): does salinity limit its invasive success? [J]. Aquatic Biology, 2011, 13(2):149-161.
- [53] NIELSEN D L, BROCK M A, REES G N, *et al.* Effect of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia [J]. Australian Journal of Botany, 2003, 51:655-665.
- [54] ERKMEN B, KOLANKAYA D. Effects of water quality on epithelial morphology in the gill of *Capoeta tinca* living in two tributaries of Kizilirmak River, Turkey [J]. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology, 2000, 64:418-425.
- [55] KEFFORD B J, PALMER C G, PAKHOMOVA L, *et al.* Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates [J]. Water SA, 2004, 30:499-506.
- [56] DALLAS H F, DAY J A. The effect of water quality variables on riverine ecosystems: a review [R]. Pretoria, South Africa: Water Research Commission TT 61/93, 1993.
- [57] SHIPLEY F S. Oil field-produced brines in a coastal stream: water quality and fish community recovery following long term impacts [J]. The Texas Journal of Science, 1991, 43(1):51-64.
- [58] MOUNT D R, GULLEY D D, HOCKETT J R, *et al.* Statistical models to predict the toxicity of major ions to *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia magna* and *Pimephales promelas* (flathead minnows) [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1997, 16:2009-2019.
- [59] CORMIER S M, STUTER II G W. A method for deriving water-quality benchmarks using field data [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2013, 32(2):255-262.
- [60] DASSANAYAKE D H. Effects of salinity, atrazine, molinate, and chlorpyrifos individually and as mixtures to the freshwater alga *Pseudokirchneriella subcapitata* and cladoceran *Daphnia carinata* [D]. Sydney: University of Technology, 2008.
- [61] HALL L W J, ANDERSON R D. The influence of salinity on the toxicity of various classes of chemicals to aquatic biota [J]. Critical Reviews in Toxicology, 1995, 25(4):281-341.
- [62] KEFFORD B J. Is salinity the only water quality parameter affected when saline water is disposed in rivers [J]. International Journal of Salt Lake Research, 1998, 7:285-299.
- [63] 赵瑞, 高欣, 丁森, 等. 辽河流域大型底栖动物耐污值研究 [J]. 生态学报, 2015, 35(14):1-16.
- ZHAO Rui, GAO Xin, DING Sen, *et al.* A study on tolerance values of macroinvertebrate taxa in Liao River Basin [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(14):1-16.
- [64] KEFFORD B J, NUGEGODA D. No evidence for a critical salinity threshold for growth and reproduction in the freshwater snail *Physa acuta* [J]. Environmental Pollution, 2005, 134:377-383.
- [65] KEFFORD B J, PAPAS P J, METZELING L, *et al.* Do laboratory salinity tolerances of freshwater animals correspond with their field salinity? [J]. Environmental Pollution, 2004, 129:355-362.
- [66] CAÑEDO-ARGÜELLES M, GRANTHAM T E, PERRÉE I, *et al.* Response of stream invertebrates to short-term salinization: a mesocosm approach [J]. Environmental Pollution, 2012, 166:144-151.
- [67] JOHNSON B R, WEAVER P C, NIETCH C T, *et al.* Elevated major ion concentrations inhibit larval mayfly growth and development [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2015, 34:167-172.
- [68] NIETCH C T, QUINLAN E L, LAZORCHAK J M, *et al.* Effects of a chronic lower range of trilosan exposure on a stream mesocosm community [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2013, 32:2874-2887.
- [69] MCCORMICK P V, BELANGER S E, CAIRNS J. Evaluating the hazard of dodecyl alkyl sulphate to natural ecosystems using indigenous protistan communities [J]. Ecotoxicology, 1997, 6:67-85.
- [70] HOLSINGER L, KEANE R E, ISAAK D, *et al.* Relative effects of climate change and wildfires on stream temperatures: a simulation modeling approach in a Rocky Mountain Watershed [J]. Climatic Change, 2014, 124:191-206.
- [71] DOMISCH S, JAHNIG S C, HAASE P. Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a sumontane region in Central Europe [J]. Freshwater Biology, 2011, 56:2009-2020.
- [72] HOGSDEN K L, HARDING J S. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs [J]. Environmental Pollution, 2012, 162:466-474.
- [73] 高茜, 张振文. 基于灰色聚类分析的矿坑水质评价: 以清河门地区矿坑水水质评价为例 [J]. 环境研究与监测, 2007, 20(4):40-43.
- [74] 朱静, 吴丰昌, 邓秋静, 等. 湖南锡矿山周边水体的环境特征 [J]. 环境科学学报, 2009, 29(2):655-661.
- ZHU Jing, WU Fengchang, DENG Qiuqing, *et al.* Environmental characteristics of water near the Xikuangshan Antimony Mine, Hunan Province [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(2):655-661.
- [75] 宋书巧. 矿山开发的环境响应与资源环境一体化研究: 以广西刁江流域为例 [D]. 广州: 中山大学, 2014.

(责任编辑:周巧富)