

文章编号:1001-4810(2011)01-0009-07

喀斯特山区溪流上覆水—孔隙水—沉积物中 不同形态氮的赋存特征及其迁移 ——以麦西河为例

谢伟芳,夏品华,林陶,张邦喜,詹金星,胡继伟

(贵州师范大学省山地环境信息系统与生态环境保护重点实验室,贵州 贵阳 550001)

摘要:选取贵州百花湖入湖支流麦西河为对象,研究了上覆水—孔隙水—沉积物体系氮的形态差异,结果表明:麦西河上覆水中,以硝态氮(NO_3^- -N)为主,氨态氮(NH_4^+ -N)次之,亚硝态氮(NO_2^- -N)最低;孔隙水中,溶解无机氮中以 NH_4^+ -N 为主, NO_3^- -N 次之, NO_2^- -N 最低;沉积物中,总氮(TN)的含量为 1 110.67~4 413.16mg/kg;固定态铵含量为 34.56~170.05mg/kg,占 TN 的 1.47%~6.25%;可交换态氮以 NH_4^+ -N 为主, NO_3^- -N 次之, NO_2^- -N 最低。孔隙水 NH_4^+ -N 是上覆水 NH_4^+ -N 的 2.65~19.51 倍,上覆水 NO_3^- -N 是孔隙水 NO_3^- -N 的 7.14~20.43 倍。沉积物 TN 与孔隙溶解水无机氮(DIN)、孔隙水 NH_4^+ -N、沉积物可交换态氮和沉积物可交换性 NH_4^+ -N 呈显著正相关;在沉积物中,可交换性 NO_3^- -N 与可交换性 NH_4^+ -N 及可交换态氮呈显著正相关,可交换性 NH_4^+ -N 与可交换态氮呈极显著正相关;孔隙水溶解无机氮与孔隙水 NH_4^+ -N 呈极显著正相关。麦西河不同介质中氮的迁移关系则表现为:由于浓度梯度,上覆水中的 NO_3^- -N 扩散到孔隙水中,进而累积到沉积物中;沉积物的可交换性 NH_4^+ -N,进入孔隙水,最终扩散到上覆水中。

关键词:喀斯特;氮形态;赋存特征;迁移;上覆水;孔隙水;沉积物;麦西河

中图分类号:X52;X53 **文献标识码:**A

0 引言

近年来日益严重的湖泊水体富营养化问题,使人们对湖泊环境中氮、磷等元素的含量、分布和迁移转换规律极其关注^[1]。沉积物是河流生态系统的重要组成部分,河床是人河物质的重要蓄积场所之一,进入河流的部分有机和无机物污染物、河流内水生生物的残体和排泄物等,经过各种物理、化学和生物过程,不断地沉积到河底,形成沉积物。而在沉积物表层,成岩过程使得沉积物和间隙水的物理化学性质发生剧烈的变化,并通过浓度差扩散、生物和物理搅动等向上覆水迁移和交换^[2],造成二次污染。因此沉积物既能成为水

体营养元素的汇,又可能成为水体营养元素的源^[3]。

在喀斯特地区,由碳酸盐岩发育而成的石灰土除了流失了大量的可溶性物质以外,还保留了一定的母岩特性。母岩中可溶性物质的溶蚀,造成较多的矿物营养元素流失^[4],加之河道落差大,水流较平原河网湍急,使得溪流沉积物具有独特的特点;喀斯特地区的土地利用方式对浅层地下水水化学和水环境质量的影响显著^[5,6]。王雨村等^[7]对红枫湖和百花湖的沉积物研究发现:沉积物全氮的含量较高,其中的交换性氮受到全氮含量和埋藏环境的双重控制;沉积物具有较强的吸持固定铵的能力。

对上覆水、孔隙水和沉积物中的氮磷,许多学者

基金项目:贵阳市社会发展攻关项目(2009304)、贵州省科技厅社发攻关项目(SY[2010]3176)

第一作者简介:谢伟芳(1984-),男,硕士研究生,主要从事环境分析化学研究。E-mail: xwf19840305@126.com。

通讯作者:夏品华, E-mail: pinhuayy@163.com。

收稿日期:2010-12-06

都进行过研究,但研究多局限为单一介质(孔隙水、底层水或者沉积物),而将三者视为一个体系来研究它们之间氮素的迁移转化关系并不多见^[9],尤其对西南喀斯特地区的农田溪流而言,相关的研究更少。本文对贵州百花湖入湖支流麦西河上覆水—孔隙水—沉积物体系中的氮素进行了综合分析,旨在揭示喀斯特山区农田溪流系统中氮素的赋存特征及迁移关系,为喀斯特山区湖泊、水库入湖河流治理提供依据。

1 材料与方法

1.1 麦西河流域概况

麦西河是贵州高原百花湖的第二大支流,发源于贵阳市乌当区野鸭乡小龙潭,至金阳新区麦乃村附近入湖,河流长 9.5km,多年平均径流量 0.26 亿 m³。麦西河流域位于贵州省贵阳市西北部、清镇市东北部,主要为低中槽谷地区,属于季风湿润型气候区,冬暖夏凉,年平均气温 13.5~14.5℃,多年来平均降雨量为 961.4mm,多年平均气温 14℃,年降雨在时间上分布不均匀,主要集中在 5—9 月,约占全年降雨量的 72%。该流域是一个典型的以农业景观为主的小流域,旱地和水田是流域内两种主要的农业耕作景观,旱坡地由于经常耕作和使用农药化肥,是流域内主要的非点源污染源敏感区。

1.2 样品采集与处理

沿水流方向,从源头至入湖口设置了 7 个采样断面(见图 1)。断面 S₁ 为源头,汇集了上游的生活污水和农田排水;从断面 S₁ 经过一小村庄出水处设置 S₂,该断面受村寨废水污染和地下水进水的稀释,水质变化较大;断面 S₃ 在距 S₂ 下游约 100m 处,S₂ 与 S₃ 之间河道植物生长茂盛,设置采样点 S₃ 的目的是探索山区河道植物带对水质的净化效果;断面 S₄ 为三山集团生活污水出口;S₅ 为河道鱼塘;断面 S₆ 位于麦西河的中上段;断面 S₇ 为麦西河入湖口,该区无工矿企业,森林覆盖率高,但有分散村寨,此外家禽的活动较频繁。

于 2010 年 7 月采集了上覆水、孔隙水和沉积物;①上覆水:在尽量不搅动沉积物的情况下,采用有机玻璃采水器采集河流上覆水,取样时现场测定表层水样的溶解氧和水温;②孔隙水和沉积物:采用直径为 10cm 有机玻璃底泥采样器采集,迅速将沉积物装入棕色带塞磨口瓶中带回实验室,3 000r/min 进行泥水分离,取上层水(孔隙水),立即用 0.45μm 醋酸纤维滤膜进行过滤,并储存在 5℃ 的冰箱内备用;将离心出来的沉积物放在避光处自然风干。另外立即对

水样进行处理,测定其理化指标。

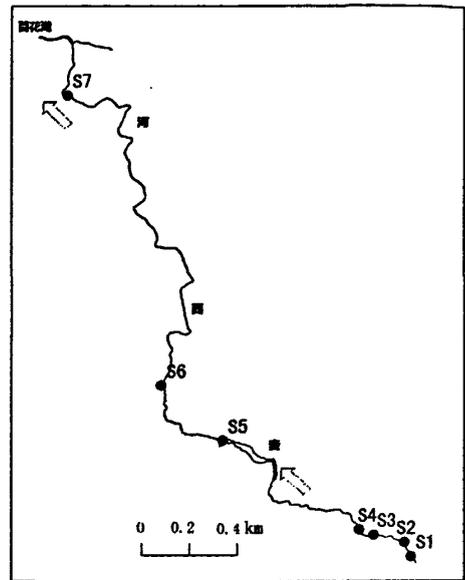


图 1 麦西河采样点分布图

(S₁小管二队;S₂将军碑;S₃供电所;S₄三山集团;
S₅青鱼塘;S₆翁贡村;S₇李家冲)

Fig. 1 Distribution of sampling spots in the Maixi River

1.3 分析方法

pH 采用玻璃电极法;DO 和水温采用溶解氧快速测定仪(哈希 HQ30d);COD 采用重铬酸钾法;TN 采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法;NH₄⁺-N 采用纳氏试剂比色法;NO₃⁻-N 采用 0.45μm 醋酸纤维滤膜—紫外分光光度法;NO₂⁻-N 采用 0.45μm 醋酸纤维滤膜—重氮偶氮光度法^[9]。

沉积物全氮的测定采用 GB 7173-1987 半微量凯氏法;固定态铵的测定采用 Silva-Bremner 法(1966)^[10]。可交换态氮的测定:取过 100 目筛的沉积物样品 5g 和 0.5mol/L K₂SO₄ 溶液 60mL 于 100mL 聚乙烯离心管中,在 200r/min 下振荡 30min 后,6 000g 下离心 10min,分别用紫外吸收法、重氮偶氮光度法和纳氏试剂光度法^[7],测定提取液中 NO₃⁻-N、NO₂⁻-N 和 NH₄⁺-N 的含量。

采用 Microsoft Excel 工作表作图和 SPSS16.0 软件进行数据统计。

2 结果

2.1 上覆水中氮的含量及其分布

上覆水是河流生态系统的重要组成部分,也是河流富营养化污染的最直观的体现者,因此上覆水中氮

的含量分析对了解氮的迁移具有重要的意义。2010年7月麦西河上覆水中TN含量的变化见图2,变幅为2.97~7.41mg/L,平均值为4.63mg/L,其中S₂的TN含量最高,这是因为S₂是小管村居民的生活污水排放点;入湖口S₇的含量最低。

各采样点的流量分别为:S₁=0.03m³/s、S₂=0.11m³/s、S₃=0.12m³/s、S₄=0.16m³/s、S₅=0.41m³/s、S₆=0.57m³/s和S₇=0.85m³/s,从上游至下游流量呈递增趋势。而TN含量除了S₁外,从上游至下游则呈递减趋势,其主要原因应与河流的稀释效应有关。毛战坡等^[11,12]研究表明,农田溪流生态系统对氮磷营养物质持留、释放与河道的形态、流速及植被有关,水塘型和河口性断面是污染物的主要持留区域,对TN的持留量高达61%。可见河流生态系统的自净对TN含量的去除也起到一定的作用。

溶解无机氮(DIN)是浮游生物不可缺少的营养要素,其存在形态主要有NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N,

在富氧情况下总无机氮多以NO₃⁻-N出现,是含氮化合物的最终氧化产物;在贫氧情况下无机氮可能以NO₂⁻-N、NH₄⁺-N形式存在。如表1所示,麦西河上覆水中NO₃⁻-N含量的变化范围为2.31~3.58mg/L,平均为3.07mg/L,占TN的47.27%~87.68%,含量最高的是S₅(占TN 82.47%),含量最低的是S₇(占TN 77.75%);上覆水中NH₄⁺-N含量的变化范围为0.434~3.40mg/L,平均值为1.23mg/L,占TN的9.99%~45.83%,含量最高的还是S₂小管村的生活污水排放点,而含量最低的则是S₆;上覆水中NO₂⁻-N含量的变化范围为0.017~0.240mg/L,平均值为0.093mg/L,占TN的0.42%~4.65%,含量最高的是S₄,含量最低的是S₁。综上可知:上覆水中溶解无机氮以NO₃⁻-N为主,NH₄⁺-N次之,NO₂⁻-N最低。

表1 上覆水水样氮、pH和DO含量

Tab. 1 Content of nitrogen, DO and pH value in overlying water

采样点	总氮 /mg/L	氨氮 /mg/L	硝氮 /mg/L	亚硝氮 /mg/L	pH	DO /mg/L
S ₁	3.44	0.434	2.47	0.017	7.84	9.48
S ₂	7.41	3.40	3.50	0.031	7.27	0.21
S ₃	5.70	1.94	3.27	0.227	7.29	2.41
S ₄	5.15	1.52	3.39	0.240	7.54	5.20
S ₅	4.34	0.434	3.58	0.085	7.86	6.77
S ₆	3.42	0.378	3.00	0.028	7.95	7.18
S ₇	2.97	0.475	2.31	0.023	7.90	7.04

从空间分布来看,S₂的生活污水对麦西河上覆水氮含量的影响特别大,致使水体中氮的含量都急剧增加。对于S₃来说,由于在S₂和S₃之间有一段长达100m的天然水生植物带,它们对NH₄⁺-N具有明显的净化作用,而对NO₃⁻-N的净化效果不明显。李睿华等^[13]发现河岸混合植物带对NH₄⁺-N的去除率达到71.1%,而对于NO₃⁻-N,净化效果不明显,这与本研究结论相符。研究表明^[14]水体中氮的去除主要有3种途径:(1)氨挥发。水体中氨挥发与水体pH值有密切关系,当pH在8.0~9.3时,氨挥发显著;pH在7.5~8.0时,氨挥发不显著;pH<7.5时,氨挥发可忽略。S₃上覆水pH=7.29,可见氨挥发对氮的去除影响很小。(2)硝化反应。硝化是将氨离子生物氧化为硝酸根的过程,由自养型好氧微生物来完成,硝化反应受温度、pH,DO浓度、碳氮比以及微生物数

量等影响,其中硝化菌的最佳pH为7.0~8.6,同时硝化反应的DO浓度通常应高于2;而S₃上覆水的DO=2.41mg/L,pH=7.29,可见硝化反应是氮去除的主要途径之一。(3)植物吸收。植物吸收的氮素主要是铵态氮和硝态氮,也包含一些小分子含氮有机物如尿素和氨基酸等。S₂和S₃之间的植物带长势好,植物的吸收是NH₄⁺-N降低的又一重要途径。

2.2 孔隙水中溶解无机氮的含量及其分布

孔隙水作为连接沉积物和上覆水的一个中间介质,它在维持上覆水—孔隙水—沉积物体系的动态平衡起到至关重要的作用。因此对孔隙水中溶解无机氮的探究,有利于了解氮在整个体系中的迁移关系。

孔隙水中NO₃⁻-N和NH₄⁺-N的含量分布如图3所示。其中NH₄⁺-N含量的变化范围为1.85~16.7mg/L,平均值为6.90mg/L,占DIN的87%~

98.36%，含量最高的是 S_4 ，可能由于长期生活污水的排入，致使上覆水中的氨态氮向孔隙水和沉积物垂直迁移、扩散和累积，而含量最低的则是 S_3 ，造成 S_2 和 S_3 NH_4^+-N 差异较大的主要原因是两采样点之间存在一道长达 100m 的天然水生植物带，植物通过根系吸收利用上覆水和孔隙水中 NH_4^+-N ，使其含量减少，另外 S_7 断面 NH_4^+-N 的突然增高，主要是因为该断面上游 50m 处有一小村寨的排水沟，将污水直接

排入溪流中。 $NO_3^- -N$ 含量的变化范围为 0.152~0.442mg/L，平均值为 0.286mg/L，占 DIN 的 1.62%~12.89%，含量最高的是 S_5 ，这与该处投饵养鱼有关（该断面为人工筑坝形成鱼塘）。含量最低的是 S_7 ，主要是由于下游的土地利用以天然林地为主，加之人口密度较上游小，而且溪流补给量大，稀释和自净更强，从而使得 S_7 的 $NO_3^- -N$ 浓度较低。

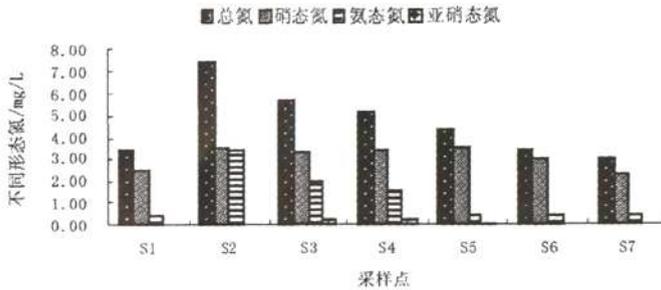


图 2 上覆水中不同形态氮的含量分布

Fig. 2 Distribution of different forms of nitrogen in overlying water

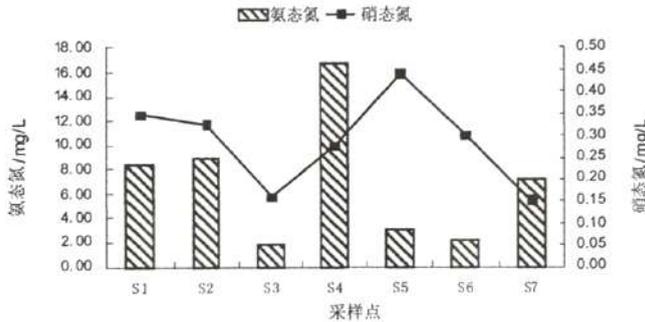


图 3 孔隙水中 $NO_3^- -N$ 和 $NH_4^+ -N$ 的含量分布

Fig. 3 Distribution of $NO_3^- -N$ and $NH_4^+ -N$ in pore water

2.3 沉积物 TN、可交换态氮与固定态氮的含量及其分布

沉积物 TN 含量是反映其营养水平的重要指标之一。如表 2，麦西河 7 个沉积物样品的 TN 含量的变化范围为 1 110.67~4 413.16mg/kg，平均值为 3 167.67mg/kg，其中 S_4 沉积物的 TN 最高，而 S_5 和 S_6 的 TN 含量相对较低。可见不同河段沉积物的 TN 含量差异悬殊，这也符合麦西河的实际情况，即污染源复杂多样，且污染程度不一。如： S_1 、 S_2 、 S_4 和 S_7 或属于农业面源污染或属于生活污水污染，因此其沉积物 TN 含量比其他点高。而 S_3 和 S_6 ，一个取自鱼塘出水下端，鱼塘水坝泄水导致该处无淤泥淤积，

表 2 沉积物中不同形态氮的含量

Tab. 2 Contents of different forms of nitrogen in sediments

采样点	沉积物 总氮 /mg/kg	固定氮 /mg/kg	可交换态氮		
			氨态氮 /mg/kg	硝态氮 /mg/kg	亚硝态氮 /mg/kg
S_1	4 261.29	105.84	43.21	16.56	0.140
S_2	4 183.97	102.88	53.58	8.59	0.068
S_3	2 788.84	99.72	36.51	6.54	0.260
S_4	4 413.16	64.79	28.72	5.49	0.032
S_5	1 110.67	34.56	3.86	2.17	0.592
S_6	1 283.00	80.25	6.15	1.33	0.050
S_7	4 132.74	170.05	27.09	6.55	0.104

其沉积物主要为河岸垮塌的泥土,这是其TN含量低的一个重要原因;而 S_0 则取自以天然林为主的小流域支沟交汇处,由于喀斯特山区森林具有很强的保水保土能力,林区暴雨径流泥沙量不到非林区的15%^[15],受水土流失和生活污水影响较小。

可交换态氮和固定态铵是湖泊沉积物TN的重要组成部分,在TN中占有相当的比例,二者在不同污染程度沉积物的氮循环中各自扮演着重要的角色^[7],可交换态氮是湖泊初级生产力的直接氮源,固定态铵是其潜在氮源^[16~19]。固定态铵(F-NH₄)含量变化为34.56~170.05mg/kg,占TN的1.47%~6.25%;麦西河可交换态氮(EN)含量为6.63~62.24mg/kg,占TN的0.59%~1.55%。可交换态氮中以NH₄⁺-N为主,NO₃⁻-N次之,NO₂⁻-N含量最低。总体上NH₄⁺-N>NO₃⁻-N>>NO₂⁻-N,这与高效江^[20]和王圣瑞^[21]的研究结果类似;另一方面又与王圣瑞等人所研究的有一定的差异,虽然沉积物TN含量差不多,但是本研究的固定态铵和可交换态氮含量远低于王圣瑞所测定,可能是因为河流的流动性对沉积物的影响比湖泊的大。

3 讨论

3.1 上覆水和孔隙水之间氮的迁移关系

由图4可知,除去 S_3 (0.95倍),各采样点孔隙水NH₄⁺-N是上覆水NH₄⁺-N的2.65~19.51倍, S_3 孔隙水NH₄⁺-N稍比上覆水NH₄⁺-N低;各采样点上覆水NO₃⁻-N是孔隙水NO₃⁻-N的7.14~20.43倍。

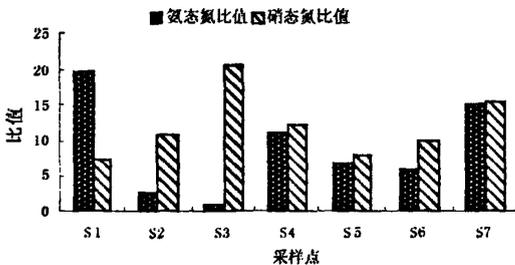


图4 NH₄⁺-N 比值(孔隙水/上覆水)和NO₃⁻-N 比值(上覆水/孔隙水)的分布特征

Fig. 4 Distribution of NH₄⁺-N ratio (pore water/overlying water) and NO₃⁻-N ratio (overlying water / pore water)

沉积物是氮磷的“容纳场所”,并且通过孔隙水与上覆水之间进行交换。但只有当沉积物孔隙水中氮和磷的浓度超过上覆水中氮和磷的浓度时,溶解的氮

和磷才能被释放到上覆水中去^[22,23]。据此大致可以推断麦西河在7月份时,沉积物孔隙水和上覆水之间营养物质交换十分强烈,即NH₄⁺-N由孔隙水释放到上覆水中去,而NO₃⁻-N则相反,由上覆水累积到孔隙水中去。

3.2 孔隙水和沉积物之间氮的迁移关系

利用SPSS16.0对孔隙水和沉积物数据进行处理,结果表明:沉积物TN与孔隙溶解水无机氮、孔隙水NH₄⁺-N、沉积物可交换态氮及沉积物可交换性NH₄⁺-N呈显著正相关($r_{P\text{ DIN}} = 0.759$, $r_{P\text{ NH}_4\text{-N}} = 0.767$, $r_{1\text{ EN}} = 0.821$, $r_{E\text{ NH}_4\text{-N}} = 0.816$; $P < 0.05$),表明沉积物TN含量受多种因素的影响;在沉积物中,沉积物TN主要受到沉积物可交换态氮的影响,其中以沉积物可交换性NH₄⁺-N对其影响最大,而固定态铵对其影响不大,这与前人^[17,20]所研究的结果相符,即可交换态氮是沉积物氮素中最“活跃”的部分,在沉积物—水界面发生着剧烈的氮素迁移,固定态铵则是沉积物氮素中相对稳定的形态,短期内不再参与循环。至于孔隙水,其作为连接上覆水和沉积物的中间介质,主要以孔隙水溶解无机氮(以孔隙水NH₄⁺-N为主)形式和沉积物中可交换态氮进行交换,间接影响到沉积物TN的含量。

有氧条件下,有机质矿化生成的NH₄⁺-N可通过硝化作用转化为NO₂⁻-N,进一步转化为NO₃⁻-N;但厌氧环境则不利于NH₄⁺-N的硝化作用^[21]。沉积物可交换性NO₃⁻-N与沉积物可交换性NH₄⁺-N及沉积物可交换态氮呈显著正相关($r_{E\text{ NH}_4\text{-N}} = 0.764$, $P < 0.05$; $r_{2\text{ EN}} = 0.850$, $P < 0.05$);但并不能说明沉积物可交换性NH₄⁺-N和NO₃⁻-N之间存在剧烈的相互转化过程,因为沉积物中的可交换性NO₃⁻-N可能来自可交换性NH₄⁺-N的直接转化,也可能来自上覆水中NO₃⁻-N的迁移,其中机理还需要进一步研究。

沉积物可交换性NH₄⁺-N与沉积物可交换态氮呈极显著正相关($r_{3\text{ EN}} = 0.989$, $P < 0.01$);孔隙水溶解无机氮与孔隙水NH₄⁺-N呈极显著正相关($r_{2\text{ P NH}_4\text{-N}} = 1$, $P < 0.01$),表明沉积物可交换性NH₄⁺-N和孔隙水NH₄⁺-N分别是沉积物可交换态氮和孔隙水溶解无机氮的主要组成部分(从3.2和3.3对NH₄⁺-N的分析可知),后者的含量受前者的影响很大。理论上,沉积物—孔隙水—上覆水作为一个整体,一直存在着一个动态平衡,而内源物质在沉积物—孔隙水交换过程中受众多因素决定(如再悬浮、生物扰动、氧化还原条件),其中一个重要方面是沉积物与孔隙水通过浓差扩散原理进行营养盐的迁移和交换,也就是说当沉积物中的可交换性NH₄⁺-N含量

高时,孔隙水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 也一定是高的,本研究沉积物可交换态氮和孔隙水溶解无机氮的主要组成部分分别为沉积物可交换性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和孔隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 也证明了这一点。

4 结论与建议

(1) 麦西河上覆水中氮组成以 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 为主, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 次之, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量最低;孔隙水中,溶解无机氮以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 次之;沉积物中, TN 的含量为 $1\ 110.67\sim 4\ 413.16\text{mg/kg}$;固定态铵含量为 $34.56\sim 170.05\text{mg/kg}$;可交换态氮以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为主, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 次之, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 含量最低。

(2) 统计分析表明沉积物 TN 与孔隙溶解水无机氮、孔隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、沉积物可交换态氮及沉积物可交换性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈显著正相关;沉积物可交换性 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 与沉积物可交换性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及沉积物可交换态氮呈显著正相关;沉积物可交换性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与沉积物可交换态氮呈极显著正相关;孔隙水溶解无机氮与孔隙水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈极显著正相关。

(3) 麦西河不同介质中氮的迁移关系主要有两方面,其一上覆水中的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 通过浓度梯度扩散到孔隙水中,进而累积到沉积物中;其二沉积物的可交换性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 进入孔隙水,最终扩散到上覆水中。

(4) 结合麦西河研究结果和研究区农村基础设施落后、居民环保意识较弱、植被覆盖率不高、流域土质疏松和养分易流失等实际情况,为了更好更快的治理好麦西河,今后应切实做好以下几项工作:第一加快河岸生态系统修复,加大周边植树造林力度,防止土壤侵蚀养分流失;第二严格控制农业面源污染,施用控释化肥,提高化肥利用率,尽量防止降雨造成农田水外溢,进而汇入溪流中,使营养盐迁移和转化;第三,严禁在溪流中筑坝养鱼以及岸边蓄养家禽,严控生活污水和人畜粪便的排入,对污水要先治理后排放;第四政府加大财政投入,完善基础卫生设施配置,加大环境保护宣传教育,提高居民素质。

参考文献

- [1] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems[J]. *Environmental Pollution*, 1999, 100: 179-196.
- [2] 陈绍勇, 韩舞鹰. 南海东北部沉积物间隙水氮和硅的研究[J]. *热带海洋*, 1994, 13(2): 56-60.
- [3] 朱广伟, 陈英旭. 沉积物中有机质的环境行为研究进展[J]. *湖泊科学*, 2001, 13(3): 272-279.
- [4] 陈武, 任明强, 芦正艳, 等. 贵州典型喀斯特区土壤地球化学特征研究[J]. *中国岩溶*, 2010, 29(3): 246-252.
- [5] 刘方, 罗海波, 刘鸿雁, 等. 土地利用方式对喀斯特浅层地下水质量的影响[J]. *矿物学报*, 2007, 27(3): 540-544.
- [6] 苏跃, 刘方, 李航, 等. 喀斯特山区不同土地利用方式下土壤质量变化及其对环境的影响[J]. *水土保持学报*, 2008(01): 65-68.
- [7] 王雨村, 万国江, 尹澄清, 等. 红枫湖、百花湖沉积物全氮、可交换态氮和亚硝态氮的赋存特征[J]. *湖泊科学*, 2002, 14(4): 301-309.
- [8] 朱爱美, 叶思源, 卢文喜, 等. 胶州湾海水-沉积物界面氮、磷、铁的地球化学特征[J]. *海洋地质与第四纪地质*, 2006, 26(6): 55-64.
- [9] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法国家水质监测标准第4版[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002, 211-281.
- [10] Silva J A, Bremner J M. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 5 Fixed ammonium[J]. *Soil Sci Soc Am Proc*, 1966, 30: 587-594.
- [11] 毛战坡, 尹澄清, 王雨春, 等. 污染物在农田溪流生态系统中的动态变化[J]. *生态学报*, 2003, 23(12): 2614-2623.
- [12] 毛战坡, 单保庆, 尹澄清, 等. 磷在农田溪流中的动态变化[J]. *环境科学*, 2003, 24(6): 1-8.
- [13] 李睿华, 管运涛, 何苗, 等. 河岸混合植物带处理受污染河水中试研究[J]. *环境科学*, 2006, 2(4): 651-654.
- [14] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. *生态学报*, 2006, 26(8): 2670-2677.
- [15] 冉景丞, 何师意, 曹建华, 等. 亚热带喀斯特森林的水土保持效益研究——以贵州茂兰国家级自然保护区为例[J]. *水土保持学报*, 2002, 16(5): 92-95.
- [16] 马红波, 宋金明. 海洋沉积物中的氮循环[J]. *海洋科学集刊*, 2001, 43: 96-107.
- [17] 马红波, 宋金明, 吕晓霞, 等. 渤海沉积物中氮的形态及其在循环中的作用[J]. *地球化学*, 2003, 32(1): 48-54.
- [18] 吕晓霞, 宋金明. 海洋沉积物中氮的形态及其生态学意义[J]. *海洋科学集刊*, 2003, 45: 101-111.
- [19] Lu Xiao-xia, Song Jin-ming, Yuan Hua-mao, et al. Biogeochemical processes of nitrogen in marine sediment[J]. *Journal of the Graduate School of the Chinese Academy of Sciences*, 2002, 19(2): 148-156.
- [20] 高效江, 张念礼, 陈振楼, 等. 上海滨岸滩涂水沉积物中无机氮的季节性变化[J]. *地理学报*, 2002, 5(4): 407-412.
- [21] 王圣瑞, 焦立新, 金相灿, 等. 长江中下游浅水湖泊沉积物总氮、可交换态氮与固定态铵的赋存特征[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(1): 37-43.
- [22] 张水元, 刘瑞秋, 黎道丰. 保安湖沉积物和间隙水中氮和磷的含量及其分布[J]. *水生生物学报*, 2000, 24(5): 434-438.
- [23] 徐红灯, 席北斗, 翟丽华. 沟渠沉积物对农田排水中氮氨的截留效应研究[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(5): 1924-1928.

Distribution and migration of different forms of nitrogen among overlying water, pore water and sediments in karst mountain stream —A case in the Maixi River

XIE Wei-fang, XIA Pin-hua, LIN Tao, ZHANG Bang-xi, ZHAN Jin-xing, HU Ji-wei

(Guizhou Key Laboratory for Mountainous Environmental Information and Ecological Protection,

Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550001, China)

Abstract: Distribution and migration of nitrogen among overlying water, pore water and sediments are investigated in the Maixi River, the results indicate that in overlying water, the content of different forms of nitrogen assumes an order $\text{NO}_3^- \text{-N}$ (tritic nitrogen) $>$ $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ (ammoniacal nitrogen) $>$ $\text{NO}_2^- \text{-N}$ (trite nitrogen); while the content of dissolved inorganic nitrogen (DIN) in pore water assumes an order $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ $>$ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ $>$ $\text{NO}_2^- \text{-N}$. Content of total nitrogen and fixed ammonium (F- NH_4) is 1 110.67~4 413.16mg/kg and 34.56~170.05mg/kg in sediments, accounting for 1.47%~6.25% of total nitrogen; the content of different forms of exchangeable nitrogen in sediments assumes an order $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ $>$ $\text{NO}_3^- \text{-N}$ $>$ $\text{NO}_2^- \text{-N}$. Content of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in pore water is 2.65~19.51 times higher than that in overlying water, and content of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in overlying water is 7.14~20.43 times higher than that in pore water. TN in sediments has significant positive correlations with the content of DIN, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in pore water, exchangeable nitrogen and exchangeable $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in sediments; in sediments, exchangeable $\text{NO}_3^- \text{-N}$ has significant positive correlations with the content of exchangeable $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and exchangeable nitrogen, and exchangeable $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ has significant positive correlations with the content of exchangeable nitrogen. DIN in pore water has significant positive correlations with the content of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in pore water. Migration of nitrogen in the Maxi River is shown as follows: with a concentration gradient, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in overlying water is diffuse into pore water, finally accumulated in sediments, while the exchangeable $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ in sediments is released into the pore water and further into the overlying water.

Key words: karst; nitrogen forms; distribution characteristic; migration; overlying water; pore water; sediment; Maixi River