

· 调查与评价 ·

安徽淮北矿区地表水氮的富营养化特征及来源解析

陈彦蓉^{1,2}, 郑刘根^{1,2*}, 魏祥平³, 董祥林³, 陈星^{1,2}

(1. 安徽大学资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230601; 2. 安徽省矿山生态修复工程实验室, 安徽 合肥 230601; 3. 淮北矿业(集团)有限责任公司通防地测部, 安徽 淮北 235000)

摘要:为探索淮北临涣矿区地表水体中氮的分布和来源,采集研究区河流和沉陷积水区样品,测试分析其水化学指标和氮、氧同位素特征值,并采用 IsoSource 模型计算不同端源氮的污染贡献率。结果表明:研究区地表水处于中度富营养化状态,矿区地表水中氮的输入源受含氮肥料、土壤有机氮和粪肥污水共同影响,所发生的硝化及反硝化作用微弱;矿区河水中氮的主要输入源为粪肥污水,贡献率达 66.6%,沉陷积水区氮主要受含氮肥料输入的影响,贡献率达 52.0%。

关键词:地表水;富营养化;氮、氧同位素;淮北矿区

中图分类号:X52;X592

文献标志码:B

文章编号:1006-2009(2021)02-0035-05

Eutrophication Characteristics and Sources of Nitrogen in Surface Water in Huaibei Mining Area, Anhui

CHEN Yan-rong^{1,2}, ZHENG Liu-gen^{1,2*}, WEI Xiang-ping³, DONG Xiang-lin³, CHEN Xing^{1,2}

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei, Anhui 230601, China;
2. Anhui Province Engineering Laboratory for Mine Ecological Remediation, Hefei, Anhui 230601, China;
3. Huaibei Mining (Group) Co., Ltd. Anti-piping and Measuring Department, Huaibei, Anhui 235000, China)

Abstract: In order to explore the distribution and sources of nitrogen in the surface water of Linhuan mining area, the conventional chemical indexes, nitrogen and oxygen isotope values in the water samples collected from rivers and subsidence area in the study area were analyzed, and the contribution rates of nitrogen from different sources were calculated by IsoSource model. The results showed that the surface water was in a state of moderate eutrophication, the input source of nitrogen was affected by nitrogen-containing fertilizers, soil organic nitrogen and manure sewage, the nitrification and denitrification were weak. The main input source of nitrogen in the rivers of the mining area was manure sewage with the contribution rate of 66.6%, and in the subsidence area, nitrogen was mainly affected by nitrogen-containing fertilizer with the contribution rate of 52.0%.

Key words: Surface water; Eutrophication; Nitrogen and oxygen isotopes; Huaibei mining area

两淮沉陷区大面积沉陷导致一系列水环境问题,水体富营养化是众多研究者关注的热点^[1-2]。氮是水体富营养化的重要限制因子^[3-4],水体中氮含量超标对沉陷区周边生态环境产生较大影响。地表水中氮来源包括大气氮沉降和原始土壤有机氮、生产和生活污水、农业化肥和农药的使用等^[5-6]。传统判别氮来源的方法应用复杂且结果较为粗糙^[6-7],氮氧双稳定同位素($\delta^{15}\text{N}$ 、 $\delta^{18}\text{O}$)是一种识别氮来源的有效工具,并能有效识别地表水中氮的生物地球化学过程^[8-14]。氮氧同位素模型

可以计算水体不同来源氮的贡献率,应用较多的为 IsoSource 模型,其可以将各种潜在污染源贡献的可能组合都显示出来且提供一个各污染来源的平

收稿日期:2020-01-24;修订日期:2021-01-12

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41702176);淮北矿业集团有限责任公司科技基金资助项目(HK-2018-1);安徽省交通航务工程有限公司科技开发基金资助项目(JTHW-2017K1)

作者简介:陈彦蓉(1993—),女,山东淄博人,硕士,研究方向为矿山生态工程。

* 通信作者:郑刘根 E-mail: lgzheng@ustc.edu.cn

均值,不仅能计算出污染源的贡献比例,还能计算出潜在的污染来源,定量区分不同来源氮的影响^[15-18]。淮北临涣矿区地表水中氮污染严重且氮来源机制尚不明确,今应用多重稳定同位素和化学分析方法,揭示不同类型地表水中氮的主要来源及转化过程,基于 IsoSource 模型,定量识别不同污染源的贡献比例,以期为研究区地表水中氮的来源提供定性及定量的认识。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

临涣矿区位于淮北市濉溪县境内,东距宿州市区约 30 km,北距淮北市区约 40 km,地理位置在 E116° 34' 25" ~ E116° 44' 27", N33° 36' 50" ~ N34° 40' 47" 之间。研究区属季风温暖带半湿润气候,四季分明,平均气温 14.1 ℃。全年春秋季多东北风,夏季多东—东南风。浍河是流经该区域的最大河流,从矿区中部通过,河水自西流向东,包河是浍河的一条支流,二者在安徽省濉溪县交汇。香顺沟为连接浍河与沉陷积水区的重要沟渠,将浍河水引入沉陷积水区作为其水源补给。研究区内地层自下而上分别为奥陶系、石炭系、二叠系、第三系和第四系。地下水水力梯度平缓,径流较弱,地下水水位差较小,地表水与地下水之间水力联系不明显^[19-20]。

1.2 采样点布设与样品采集

2018 年 10 月,在浍河、包河从上游一下游布设 9 个采样点(R1—R9)采集河水样品,在采煤沉陷区布设 11 个采样点(S1—S11)采集沉陷区积水样品,采样点分布见图 1。所有采样点均用 GPS 定位。现场使用 pH 仪(WTW pH3110 型)、溶氧仪和便携式水质检测仪(WTWoxi315i 型)测定 pH 值、溶解氧(DO)、电导率(EC)、溶解性总固体(TDS)等水质参数。每个样点采集表层水样 5 L,取样前均用原水反复冲洗样瓶 3~5 次,采样时快速装满样品瓶,保证瓶内无气泡不留顶空,密封,在低温条件下保存,运回实验室待测。监测项目包括硝酸盐氮(NO_3^- -N)、氨氮(NH_3 -N)、总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 a(Chl-a)、化学需氧量(COD)和氯离子(Cl^-)。水样带回实验室后使用 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤,用于分析氮氧同位素的水样单独分装。

1.3 样品分析

水样中 NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN、TP、Chl-a、COD

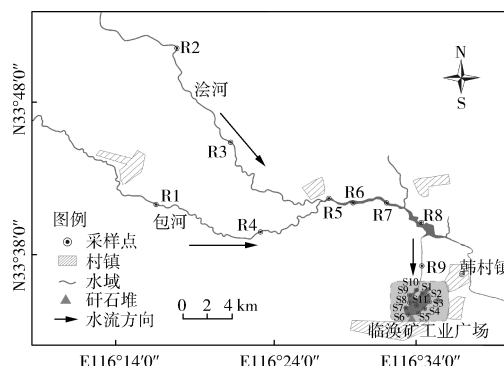


图 1 研究区地表水采样点分布

Fig. 1 Distribution of surface water sampling sites in the study area

浓度分别采用《水质 硝酸盐氮的测定 紫外分光光度法》(HJ/T 346—2007)《水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法》(HJ 535—2009)《水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ 636—2012)《水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法》(GB 11893—89)《水质 叶绿素 a 的测定 分光光度法》(HJ 897—2017)《水质 化学需氧量的测定 重铬酸盐法》(HJ 828—2017)等方法测定。 Cl^- 浓度使用离子色谱仪(ICS-1500 型)测定。

$\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ 和 $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$ 在中国科学院地球环境研究所同位素实验室测定,采用改进后的阴离子树脂交换法处理同位素样品。氮同位素质谱分析采用 Flash EA 和 Delta Plus 连续流同位素比值质谱联用系统,氧同位素质谱分析采用高温裂解元素分析仪(TC/EA)连接 Delta Plus 连续流同位素比值质谱联用系统。同位素样品的千分偏差值表达式为 $\delta_{\text{sample}}\text{‰} = (R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}})/R_{\text{standard}} \times 1000\text{‰}$,氮、氧同位素比值采用 $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ 、 $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ 表示。氮参考标准为国际上通用的同位素参考标准 IAEA-N3 ($\delta^{15}\text{N} = 4.7\text{‰}$) 和本实验室标准 KNO_3 ($\delta^{15}\text{N} = 6.3\text{‰}$)。

2 结果与讨论

2.1 地表水中氮的分布特征

临涣矿区各采样点水质参数监测值见表 1。由表 1 可知,临涣矿区地表水样品整体呈弱碱性,TDS 值较高,为高矿化度水质类型。EC 较大的变化幅度表明地表水的水文地球化学参数呈现较大的空间差异性,主要受不同污染物及自然过程的影响。沉陷积水区 NH_3 -N、 NO_3^- -N、TN 值均超过河水,有 70% 的地表水样品 TN 值超过《地表水环境

表1 研究区各采样点水质参数监测值及氮氧同位素组成

Table 1 Water quality monitoring data and nitrogen and oxygen isotopic composition in each sampling site in the study area

采样点	pH	DO $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	EC $k/$ ($\text{mS} \cdot \text{m}^{-1}$)	TDS $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NH ₃ -N $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	NO ₃ ⁻ -N $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Chl-a $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	COD $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Cl ⁻ $\rho/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\delta^{15}\text{N}$ /‰	$\delta^{18}\text{O}$ /‰
R1	8.19	10.55	96.6	605.1	0.21	0.69	0.32	1.85	28.70	14.80	100.17	10.1	0.6
R2	8.31	13.18	205.0	1 550.6	0.15	0.59	0.33	1.81	31.93	20.57	214.45	15.2	2.9
R3	8.23	12.44	137.4	2 137.9	0.13	0.56	0.37	1.78	34.81	10.96	439.19	11.7	-0.8
R4	8.03	10.60	110.6	2 055.6	0.12	0.78	0.25	1.90	34.43	13.43	198.08	10.3	2.3
R5	8.29	3.31	116.8	557.6	0.15	0.53	0.11	1.50	12.76	18.27	108.75	9.2	4.8
R6	8.04	13.29	114.2	799.6	0.18	0.68	0.20	1.76	40.26	13.06	97.68	12.0	1.5
R7	8.00	10.70	94.0	649.5	0.13	0.47	0.32	1.66	30.77	12.24	81.46	10.8	0.2
R8	8.24	12.18	148.6	1 004.3	0.13	0.42	0.17	1.45	35.97	12.00	145.72	10.4	-1.0
R9	7.98	9.94	145.0	1 128.9	0.15	0.55	0.23	1.41	28.97	17.14	97.38	9.5	-0.9
S1	7.75	9.44	176.0	1 048.1	0.59	1.33	0.29	2.53	18.20	10.01	94.86	7.4	0.7
S2	8.12	9.28	151.6	790.7	0.13	0.90	0.15	2.64	15.68	12.91	135.96	2.2	-2.5
S3	8.02	10.05	130.0	622.9	0.12	0.51	1.22	1.98	12.76	15.12	87.67	-2.0	8.7
S4	8.06	10.00	138.2	768.8	0.13	0.60	0.03	1.54	20.00	13.76	113.12	7.4	-1.5
S5	8.35	11.24	103.2	779.7	0.07	0.41	0.10	1.42	19.00	9.73	115.53	7.8	-1.9
S6	8.44	10.49	139.0	799.2	0.02	0.41	0.26	1.57	28.96	11.21	118.85	3.7	-2.9
S7	8.46	10.06	131.0	803.4	0.04	0.36	0.17	1.44	13.11	9.95	124.26	5.5	-1.9
S8	8.47	9.42	135.8	796.1	0.03	0.68	0.03	1.62	22.42	10.70	123.88	5.0	-8.9
S9	7.99	11.23	128.2	707.8	0.13	0.42	0.54	1.87	19.00	11.61	119.70	0.8	-4.1
S10	8.42	9.45	110.6	788.0	0.15	0.46	0.09	1.46	18.50	10.96	117.75	5.3	1.5
S11	7.76	10.51	63.0	807.8	0.19	0.65	0.09	1.66	17.34	12.15	45.29	2.6	-4.0

质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅳ类水质标准限值(1.5 mg/L),污染严重。部分样点的TN值超过2.0 mg/L,明显偏离整体样本,主要由于该类样点附近有渔业养殖活动,饵料的投放和鱼类的排泄物都会增加水体中氮含量^[8-10,21]。

2.2 水体富营养化状况

采用综合营养状态指数法进行水质评价,淮北临涣矿区地表水体综合营养状态指数(TLI)为62.34,处于中度富营养化状态(60 < TLI ≤ 70 为中度富营养化)。张冰^[22]、任梦溪等^[23]分别在2011年、2014年对淮北临涣矿区地表水进行富营养化评价,综合营养状态指数(TLI)分别为53.63、73.06(50 < TLI ≤ 60 为轻度富营养化,70 < TLI ≤ 100 为重度富营养化)。2011—2018年该区地表水营养盐状态经历了轻度—重度—中度的变化过程。地表水质虽然得到明显改善,但水体营养盐含量仍较高,研究区周边存在大量居民区和农田,这与区域农业面源污染、化肥的使用及地表径流关系密切,外源氮输入造成了氮的负荷^[24-25]。

2.3 地表水氮的来源解析

研究区河水中 $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ 、 $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$ 普遍高于沉陷积水区,二者同位素数值存在较大差异,说明有不同的氮来源。研究区所有地表水样品 $\delta^{18}\text{O}-$

NO_3^- 均<15‰,表明大气氮沉降不是氮的主要输入途径^[4-6,25]。

由研究区 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{18}\text{O}$ 在典型来源氮、氧同位素范围中的分布^[5-9](见图2)可见,河水样品同位素值均分布在粪肥污水区间内,表明人类活动产生的生活污水和有机粪肥是河水氮的主要来源。沉陷积水区样品同位素值主要分布在土壤氮和氮肥区间内,表明氮肥和土壤氮的溶解是沉陷积水区氮的主要来源。地表水体中的氮来源会受到周边土地利用类型的影响。沉陷区周边土地利用类型主要为耕地(见图3),农业种植活动使用的含氮肥料进入土壤会随地表径流进入沉陷区,这也验证了同位素的指示结果。刘响响等^[26]在对淮南采煤沉陷区研究中也指出沉陷区水质很大程度上受到农业面源污染的影响。河水流经区域周边主要为城镇居民区,人为活动造成的污染较多,生活污水和粪肥会随着地表径流汇入河道,成为河流氮的主要来源。

2.4 生物地球化学过程

自然界中氮不是稳定存在的,迁移转化过程中由于矿化、硝化、同化和反硝化作用等引起同位素分馏,造成同位素组成发生变化对分辨氮来源造成偏差^[4,13-15]。微生物作用引起的硝化过程所生成的硝酸盐中 $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$ 由2/3的 $\delta^{18}\text{O}-\text{H}_2\text{O}$ 和1/3

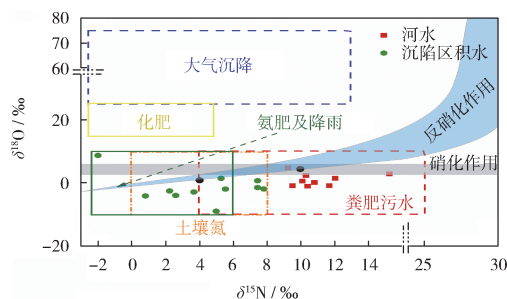


图2 研究区氮氧同位素分布

Fig. 2 Distribution of nitrogen and oxygen isotopes in the study area

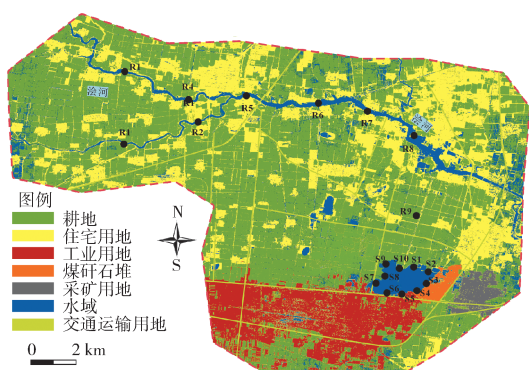


图3 研究区土地利用类型分布

Fig. 3 Distribution of land use types in the study area

的 $\delta^{18}\text{O}-\text{O}_2$ 形成^[5]。研究区地表水中的 $\delta^{18}\text{O}$ 值范围为 $-7.4\text{‰} \sim -2.6\text{‰}$ ^[20], 大气中氧同位素比率为 23.5‰ ^[7]。据此, 推算由硝化反应生成的硝酸盐中 $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$ 的变化范围为 $2.9\text{‰} \sim 6.1\text{‰}$, 该范围即为发生硝化作用的区间。由图2可见, 只有很少的样本落在该区间内, 表明地表水并没有发生明显的硝化反应。反硝化作用中微生物还原 NO_3^- 转化为 N_2 、 N_2O , 使水体中 NO_3^- 浓度降低, $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$ 、

$\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$ 值升高, 出现明显的同位素分馏, 且剩下的硝酸盐中 $\delta^{15}\text{N}/\delta^{18}\text{O}$ 值在 $1 \sim 2$ 之间, 形成一个反硝化作用区间^[9,24]。只有个别样点落于该区间内, 基本证明河水和沉陷积水区在氮的迁移转化过程中没有经历明显的反硝化作用。

2.5 氮污染来源的定量识别

IsoSource 模型基于源解析模型, 以同位素质量守恒为基础, 可以准确识别各种氮来源对氮素的贡献率。通过质量守恒方程的反复迭代来计算源头值超过 $n+1$ (n 为多种同位素值) 贡献率比例的各种可能组合^[13-18]。不同来源所有可能的百分比组合 (和为 100%) 按如下公式计算:

$$Q = \frac{\left[\left(\frac{100}{i} \right) + (s-1) \right]!}{\left(\frac{100}{i} \right)! (s-1)!} \quad (1)$$

式中: Q 为组合数量; i 为增量参数; s 为污染源数量。

图4为河水、沉陷积水区中氮来源贡献率。由图4可见, 河水中氮来源以粪肥与生活污水为主, 平均贡献率为 66.6%, 土壤氮和含氮肥料的贡献率较低, 平均贡献率分别为 8.2% 和 25.2%。沉陷积水区含氮肥料平均贡献率为 52.0%, 土壤氮和粪肥污水的平均贡献率为 18.0% 和 30.0%。粪肥污水对河水中氮的贡献率高于沉陷积水区, 含氮化肥对河水氮的贡献率低于沉陷积水区。由图3可见, 研究区河水到沉陷积水区空间格局由居民区向农田过渡, 沉陷区与河水通过香顺沟相连, 香顺沟两侧为农田, 河流流经农田携带了化肥中的氮元素随地表径流流入沉陷区, 粪肥污水所占比例逐渐减少, 土壤含氮肥料所占比例逐渐增加。河水和沉陷积水区氮来源及贡献率存在明显差异, 不同样点所

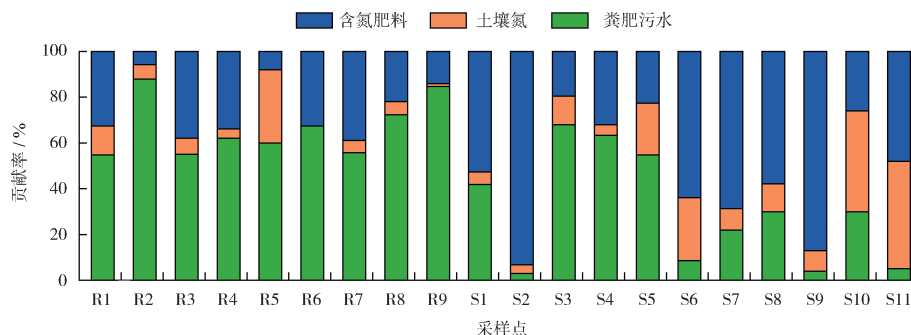


图4 河水、沉陷积水区中氮来源贡献率

Fig. 4 Contribution rates of nitrogen sources in rivers and subsidence area

表现出的污染差异性体现了不同氮输入源的主导情况,计算结果与同位素判别结果、土地利用类型现状相互支持帮助,阐明了地表水中氮的转化和运输途径的量化过程。

3 结论

(1) 研究区地表水综合营养状态指数(TLI)为62.34,处于中度富营养化状态,TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 最大值均出现在沉陷积水区。

(2) 河水和沉陷积水区 $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ 、 $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ 同位素的组成分析结果表明,河水和沉陷积水区均未发生明显的硝化、反硝化作用;粪肥污水、土壤有机氮和含氮化肥是河水、沉陷积水区氮的主要来源。

(3) IsoSource模型计算发现,研究区河水粪肥与污水平均贡献率为66.6%,土壤氮和含氮肥料的平均贡献率分别为8.2%和25.2%;沉陷积水区含氮肥料平均贡献率为52.0%,土壤氮和粪肥污水的平均贡献率分别为18.0%和30.0%。

【参考文献】

- [1] 王婷婷,易齐涛,胡友彪,等. 两淮采煤沉陷区水域水体富营养化及氮、磷限制模拟实验[J]. 湖泊科学,2013,25(6):916-926.
- [2] 胡友彪,张治国,郑永红,等. 安徽两淮矿区采煤沉陷区综合治理现状与展望[J]. 中国煤炭地质,2018,30(11):5-8.
- [3] ZHAO Y Y, ZHENG B H, JIA H F, et al. Determination sources of nitrates into the Three Gorges Reservoir using nitrogen and oxygen isotopes[J]. Science of the Total Environment, 2019, 687: 128-136.
- [4] JANKOWSKI K, SCHINDLER D E, HOLTGRIEVE G W. Assessing nonpoint-source nitrogen loading and nitrogen fixation in lakes using $\delta^{15}\text{N}$ and nutrient stoichiometry[J]. Limnology and Oceanography, 2012, 57(3):671-683.
- [5] XUE D M, BOTTE J, DE BAETS B, et al. Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface and groundwater[J]. Water Research, 2009, 43(5):1159-1170.
- [6] QIN Y, ZHANG D, WANG F S. Using nitrogen and oxygen isotopes to access sources and transformations of nitrogen in the Qinhe Basin, North China[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2019, 26(1):738-748.
- [7] 邢萌,刘卫国. 浍河、濉河硝酸盐端元贡献比例——基于硝酸盐氮、氧同位素研究[J]. 地球环境学报, 2016, 7(1):27-36.
- [8] MENGIS M, SCHIF S L, HARRIS M, et al. Multiple geochemical and isotopic approaches for assessing ground water NO_3^- elimination in a riparian zone[J]. Groundwater, 1999, 37(3):448-457.
- [9] DANIELESCU S, MACQUARRIE K T. Nitrogen and oxygen isotopes in nitrate in the groundwater and surface water discharge from two rural catchments; implications for nitrogen loading to coastal waters[J]. Biogeochemistry, 2013, 115:111-127.
- [10] HU M P, LIU Y M, ZHANG Y F, et al. Coupling stable isotopes and water chemistry to assess the role of hydrological and biogeochemical processes on riverine nitrogen sources[J]. Water Research, 2019, 150:418-430.
- [11] DU Y, MA T, DENG Y M, et al. Sources and fate of high levels of ammonium in surface water and shallow groundwater of the Jianghan Plain, Central China[J]. Environmental Science: Processes and Impacts, 2017, 19(2):161-172.
- [12] 李扬,刘玉雪,田同亮,等. 聊城市城郊浅层地下水硝酸盐污染特征与健康风险评估[J]. 环境监测管理与技术, 2020, 32(6):38-42.
- [13] 颜耕,周磊,陈玲. 同位素技术在环境科学研究中的应用进展[J]. 环境监测管理与技术, 2018, 30(2):1-4, 10.
- [14] 王开然,贾亚男,胡大超. 岩溶农业区地下河流域硝酸盐污染来源——以重庆青木关岩溶区为例[J]. 环境监测管理与技术, 2012, 24(6):25-28.
- [15] DEUTSCH B, MEWES M, LISKOW I, et al. Quantification of diffuse nitrate inputs into a small river system using stable isotopes of oxygen and nitrogen in nitrate[J]. Organic Geochemistry, 2006, 37(10):1333-1342.
- [16] 何宗健,蔡静静,倪兆奎,等. 洱海不同途径氮来源季节性特征及对水体氮贡献[J]. 环境科学学报, 2018, 38(5):1939-1948.
- [17] 盛婷,杨平恒,谢国文,等. 基于 $\delta^{15}\text{N}$ 和 $\delta^{18}\text{O}$ 的农业区地下河硝酸盐污染来源[J]. 环境科学, 2018, 39(10):4547-4555.
- [18] KELLMAN L M. A study of tile drain nitrate- $\delta^{15}\text{N}$ values as a tool for assessing nitrate sources in an agricultural region[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2005, 71(2):131-137.
- [19] 孔令健. 临涣矿采煤沉陷区地下水与地表水水环境特征研究[D]. 合肥:安徽大学, 2017.
- [20] 陈星,郑刘根,姜春露,等. 安徽淮北临涣矿区地表水水化学及硫氢氧同位素组成特征[J]. 地球与环境, 2019, 47(2):177-185.
- [21] MAYER B, BOYER E W, GOODALE C, et al. Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U. S.: Isotopic constraints[J]. Biogeochemistry, 2002, 57/58:171-197.
- [22] 张冰. 淮北临涣采煤沉陷区水环境特征及污染性状研究[D]. 合肥:安徽理工大学, 2012.
- [23] 任梦溪,郑刘根,程桦,等. 淮北临涣采煤沉陷区水域水体污染源解析[J]. 中国科学技术大学学报, 2016, 46(8):680-688.
- [24] 曲喜杰,易齐涛,胡友彪,等. 两淮采煤沉陷积水区水体营养盐时空分布及富营养化进程[J]. 应用生态学报, 2013, 24(11):3249-3258.
- [25] 丁京涛,席北斗,许其功,等. 稳定同位素技术在地表水硝酸盐污染研究中的应用[J]. 湖泊科学, 2013, 25(5):617-627.
- [26] 刘响响,程桦,郑刘根,等. 淮南采煤沉陷水体中氮磷的分布特征及环境意义[J]. 中国科学技术大学学报, 2014, 44(11):926-932.