

## 黄河小浪底水库水沙调控对其下游氮迁移转化及通量的影响\*

李艳利\*\*, 高凯洋, 任世航

(河南理工大学资源与环境学院, 焦作 454000)

**摘要:** 为了解小浪底水沙调控对黄河下游氮迁移转化及通量的影响, 本文于 2023 年水沙调控前、调水、调沙及水沙调控后共 6 次采集黄河下游近库口花园口站和入海口利津站表层水, 分析了流量、悬浮泥沙、总氮(TN)、水相和悬浮相硝氮( $\text{NO}_3^-$ -N)、氨氮( $\text{NH}_4^+$ -N)及硝酸盐氮氧同位素( $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$ 和  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$ )。结果表明: 调水阶段, 花园口和利津站流量分别最高升至 4350 和 2860 $\text{m}^3/\text{s}$ , TN 浓度因清水下泄降低, 水相和悬浮相  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度分别表现为升高和降低, 同时水相中  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$  值降低, 悬浮相中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度则表现为先升高后降低。大量清水冲刷外源氮进入水体过程中发生了矿化和硝化作用引起水相  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度升高, 同时扰动河道底部泥沙再悬浮携带  $\text{NH}_4^+$ -N 进入水体。随着调水阶段的进行, 悬浮泥沙中  $\text{NH}_4^+$ -N 被释放进入水相。调沙阶段花园口和利津站流量先升后降, 峰值达到 4010 和 3480 $\text{m}^3/\text{s}$ , 最后回落至 591 和 726 $\text{m}^3/\text{s}$ 。泥沙浓度较调水阶段显著升高, 最高分别升至 44.6 和 31.6 $\text{g}/\text{L}$ 。同时, TN、水相和悬浮相中  $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N 浓度明显降低, 且利津较花园口站  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度降低更显著。相较于调水阶段, 调沙阶段悬浮泥沙  $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  明显升高, 且沿水流方向悬浮相  $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  明显增加,  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度显著降低。说明水沙调控期间氮在迁移入海过程中耦合了硝化-反硝化作用。基于利津站 TN 通量计算, 调水后期入海 TN 通量最高(1867 $\text{t}/\text{d}$ ), 其次为调沙前期(1724 $\text{t}/\text{d}$ )及调水前期(1102 $\text{t}/\text{d}$ )。研究结果为黄河下游水沙变化与氮输出变化的关系提供科学依据。

**关键词:** 花园口站; 利津站; 水沙调控; 氮; 稳定同位素; 耦合硝化-反硝化作用

## Impacts of the water-sediment regulation scheme at the Xiaolangdi Reservoir on nitrogen mitigation, transformation, and flux in the lower Yellow River

Li Yanli\*\*, Gao Kaiyang, Ren Shihang

(Institute of Resources and Environment, Henan Polytechnic University, Jiaozuo 454000, P.R.China)

**Abstract:** To investigate the impacts of the Xiaolangdi Reservoir's regulated water and sediment releases on nitrogen migration, transformation, and flux to the sea in the lower Yellow River, surface water samples were collected six times in 2023 from two hydrological stations—Huayuankou (HYK) near the reservoir outlet and Lijin (LJ) near the river mouth—covering the periods before, during, and after the water-sediment regulation event. Measured parameters included river discharge, suspended sediment concentration (SSC), total nitrogen (TN), dissolved and particulate nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-$ -N) and ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+$ -N) concentrations, and nitrate isotopic composition ( $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  and  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$ ). During the water regulation stage, discharges at HYK and LJ increased to maxima of 4350 and 2860  $\text{m}^3/\text{s}$ , respectively. TN concentration decreased due to the release of clear water, while dissolved  $\text{NO}_3^-$ -N increased and particulate  $\text{NO}_3^-$ -N decreased. Concurrently,  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$  values declined in the dissolved phase, and particulate  $\text{NH}_4^+$ -N concentration exhibited an initial rise followed by a decline. These patterns suggest that the large discharge flushed external nitrogen into the river, stimulating mineralization and nitrification that raised dissolved  $\text{NO}_3^-$ -N levels. Concurrently, sediment resuspension caused by the scouring flow released  $\text{NH}_4^+$ -N into

\* 2025-04-28 收稿; 2025-08-08 收修改稿。

水资源与水电工程科学国家重点实验室开放基金(2022SWG01)项目资助。

\*\* 通信作者; E-mail: liyanli@hpu.edu.cn。

the water column, with further mobilization of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  from suspended particles as regulation progressed. During the sediment regulation stage, discharges at HYK and LJ first peaked at 4010 and 3480  $\text{m}^3/\text{s}$ , then fell to 591 and 726  $\text{m}^3/\text{s}$ , respectively, while SSC increased markedly to maxima of 44.6 and 31.6  $\text{g/L}$ . Concentrations of TN,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in both dissolved and particulate phases decreased significantly from the pre- to post-sediment regulation period, with a more pronounced reduction in  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  at LJ than at HYK. Compared to the water regulation stage, particulate  $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3^-$  increased during sediment regulation, and its values rose along the flow path alongside decreasing particulate  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  concentrations, indicating the coupling of nitrification and denitrification. Based on TN flux estimates at LJ, the flux to the sea was highest during the post-water regulation stage (1867 t/d), followed by the pre-sediment (1724 t/d) and pre-water regulation stages (1102 t/d). These findings provide a scientific basis for understanding how water-sediment regulation influences nitrogen cycling and export in the lower Yellow River.

**Keywords:** Huayankou Station; Lijin Station; Water and sediment regulation; Nitrogen; Stable isotopes; Coupled nitrification-denitrification

河流的水文过程在全球生物地球化学循环和能量流动中至关重要，是陆地向海洋输送营养物质的重要通道<sup>[1]</sup>。在这一过程中，水和悬浮泥沙作为营养物质的主要载体发挥着关键作用，然而随着人类活动的加剧，河道水和悬浮泥沙运输受到了严重的生态影响。筑坝是对自然河流系统最重要的人为干扰之一，水库和大坝通过水沙调控改变河流载体的水动力条件，进而影响河道营养物质的生物化学过程<sup>[2-4]</sup>。含氮化合物作为河流营养物质的一部分，已被列为国家重点防控的污染物<sup>[5, 6]</sup>。河流氮污染主要源于农业径流、城市污水和工业废水排放等人类活动，这些行为将氮化合物引入水体，进而导致水体富营养化，并促进藻类的过度繁殖。藻类异常增长会消耗水中的溶解氧，威胁鱼类和其他水生生物的生存，同时也可能降低饮用水质量，进而危害人类健康<sup>[7-9]</sup>。因此，氮污染问题日益受到全球的广泛关注。

依据全国地表水水质监测数据，发现黄河中下游氮污染问题较为严重，硝态氮作为黄河河流中主要的含氮化合物，在过去 30 年已经增加了两倍<sup>[10]</sup>，2015 年黄河入海处河水  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度均值 6.30 $\text{mg/L}$ <sup>[11]</sup>。2023 年黄河年均入海 TN 浓度为 3.70 $\text{mg/L}$ ，是长江的 1.7 倍，珠江的 1.8 倍<sup>[12]</sup>。小浪底水库是黄河干流的最后一个大坝，对黄河下游氮输送有重要作用。为了在雨季来临前维持水库库容以及冲刷下游被抬高的河床，于 2002 年开始水沙调控。水沙调控分两个阶段实施，调水阶段小浪底水库清水下泄，冲刷下游河道中泥沙；调沙阶段借助三门峡、万家寨水库下泄清水形成的异重流冲刷小浪底水库的沉积泥沙进入下游河道<sup>[13]</sup>。在短短 2-3 周时间内，年均一半的水沙携带着陆源氮进入下游河道。水沙作为水体中氮化合物的主要载体和传递者，水沙调控引起的水沙变化势必会显著影响氮的迁移和归宿的复杂性<sup>[14]</sup>。目前国内外学者已经发表了一些相关研究，如张东等<sup>[15]</sup>研究发现黄河下游硝酸盐来源变化受水沙调控影响较大，土壤氮和化学肥料是黄河下游调控期间硝酸盐的主要来源。Hu 等<sup>[16]</sup>研究表明，水沙调控导致河滩中过量的活性氮被释放出来，土壤中氮的释放风险(0.92 $\text{mg/kg}$ )高于悬浮泥沙和表层沉积物中氮的释放风险(0.007~0.0033 $\text{mg/kg}$ )。Li 等<sup>[17]</sup>发现水沙调控期间洪水冲刷了黄河周边的粪肥和生活污水等外源氮到下游水体。Xia 等<sup>[18-21]</sup>通过室内模拟实验发现水沙调控促使黄河下游水-悬浮泥沙界面形成的好氧-厌氧环境，为水体中硝化、反硝化、耦合硝化-反硝化以及厌氧氨氧化等过程提供了条件。但是调水和调沙阶段氮在水相-悬浮相之间的转化以及氮输出通量的变化目前仍不清楚。因此，本研究通过对小浪底水沙调控不同阶段花园口和利津站水相和悬浮相氮以及稳定同位素的分析，旨在达到如下目的：(1)明确水沙调控不同阶段花园口和利津站水体中氮随着水沙改变呈现出的变化规律；(2)明确水沙调控不同阶段从花园口至利津站氮通量变化特征；(3)阐明氮从花园口至利津站迁移过程中发生的转化过程以及水沙变化对其的影响。本研究基于氮污染源削减的视角，为黄河下游氮污染控制及入海通量减排策略提供了数据支撑，有助于黄河下游水生生态系统的稳定和流域水资源可持续利用。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

黄河发源于青藏高原的约古宗列盆地，全长 5464km，流域面积达 79.5 万 km<sup>2</sup>，是世界上含沙量最大的河流之一<sup>[22, 23]</sup>。黄河下游全长 786km，流域面积 2.3 万 km<sup>2</sup>，起始于黄土高原东南坡的桃花峪，最终在利津站汇入渤海。其中 50%以上的径流来源于上游，而 90%以上的泥沙来源于黄土高原<sup>[24]</sup>。小浪底水库作为黄河中游最后一个峡谷的出口，水库全长 130km，水域面积 272km<sup>2</sup>，其上游流域面积占黄河流域的 92.3%<sup>[25]</sup>。小浪底水库的最大库容量为 12.65km<sup>3</sup>，水沙调控容量为 1.05km<sup>3</sup>，是黄河下游最大的水库<sup>[26]</sup>。为了缓解黄河下游严重的泥沙淤积，自 2002 年起，小浪底水库开始实施水沙调控方案。2023 年黄河下游水沙调控分为调水(6 月 21 日-7 月 6 日)和调沙(7 月 7 日-7 月 15 日)两个阶段<sup>[27, 28]</sup>。调水是小浪底水库大量放水的过程，共持续约 15d，调水期间小浪底水库以最大流量 4350m<sup>3</sup>/s 释放含低悬浮泥沙的上层水，冲刷下游河床，使泥沙在水库下游河道中再悬浮。调沙是小浪底水库向下游大量排沙形成非均质重沙流的过程，在此期间，为了保持水库容量，浓度高达 300.0g/L 泥沙以 2000~3000m<sup>3</sup>/s 的流速排出，同时，悬浮泥沙沿河道沉积在下游<sup>[13, 29, 30]</sup>。因此，小浪底水库的水沙调控是影响黄河下游水文过程的最直接因素。花园口站是小浪底水库下游第一个水文站，而利津站是距离海口最近、且不受潮汐影响的水文站<sup>[31, 32]</sup>，因此，花园口和利津站的数据对反映黄河下游的水文过程和水质特征具有重要意义<sup>[2]</sup>。

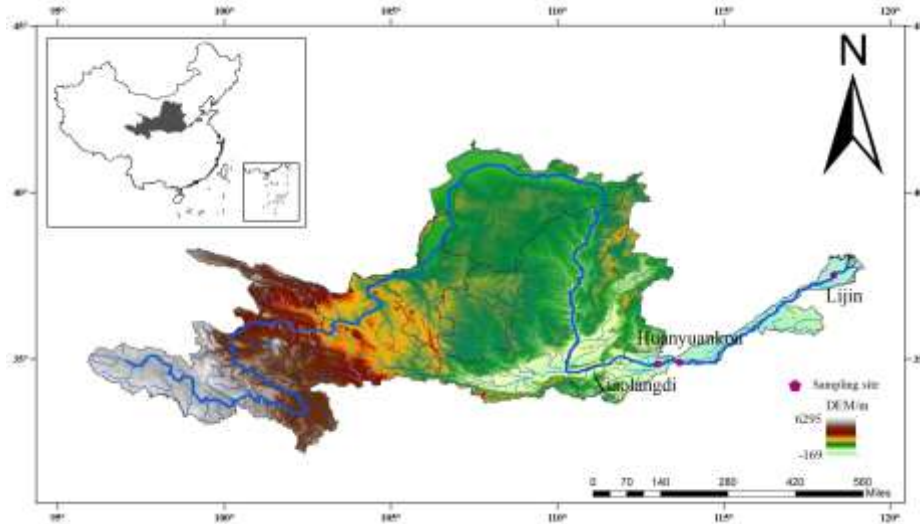


图1 黄河流域图及采样点位置

Fig.1 Map of the Yellow River Basin and locations of sampling points

## 1.2 样品采集与预处理

1.2.1 样品的采集 本研究在花园口站和利津站分别设计干流采样点(图 1)，黄河流域图及采样点位置用 ArcGIS10.7 绘制，高程和黄河水系数据资源来源于地理空间数据云(<https://www.gscloud.cn/#page1/4>)。黄河下游水流从花园口至利津站大约有 3 天左右的滞后性，因此本研究于 6 月 12 日和 6 月 15 日在花园口和利津站采集水沙调控前的表层水样品。于 6 月 23 日和 6 月 26 日花园口和利津站流量分别达到峰值时采集表层水代表调水前期的样品，6 月 27 日和 6 月 30 日花园口和利津站流量回落时采集表层水代表调水后期的样品。7 月 9 日和 7 月 12 日花园口和利津站泥沙浓度达到峰值时采集表层水代表调沙前期的样品，7 月 13 日和 7 月 15 日花园口和利津站泥沙浓度回落时采集表层水代表调沙后期的样品。于 9 月 1 日在花园口和利津站采集水沙调控后的样品。具体采集方法为：在各个水文站的河流左、中和右三个断面分别取样，将三个断面样品混匀，并收集于聚乙烯瓶中。此外，利用水文站的抓斗采集表层沉积物样品，置于聚乙烯塑料袋中保存，冷藏(4℃)避光运输至实验室进行分析。

1.2.2 现场测定参数及样品前处理 现场测定参数包括河水流量(从水文站获取)、水温、pH 值、溶解氧(DO)和电导率(EC)等水质指标。其中 pH 值、DO 和 EC 均采用上海三信便携式水质参数仪进行现场测量。测定 TN 的水样无需过滤，可单独保存。测定 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 浓度所需的水样采集于 1L 的聚乙烯塑料瓶

中, 于 12h 内用 0.22 $\mu\text{m}$  的醋酸纤维滤膜过滤, 过滤后的水样应在 4 $^{\circ}\text{C}$  下冷藏并避光运输至实验室保存。现场使用 0.45 $\mu\text{m}$  的醋酸纤维滤膜过滤混合水样, 收集到的滤膜用锡纸包裹, 4 $^{\circ}\text{C}$  下冷藏并避光运输至实验室保存。滤膜上的样品为悬浮泥沙样品, 用来测定悬浮泥沙浓度、悬浮泥沙中  $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度以及  $\text{NO}_3\text{-N}$  的稳定同位素。

悬浮泥沙样品和去离子水混合后置于离心管中, 在超声机中处理 30min, 处理完成后的样品在振荡器上以 220 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$  的速度振荡 48h。待振荡结束后样品再以 4500 转/min 的转速离心 15min, 最后通过 0.22 $\mu\text{m}$  的滤膜进行过滤, 并将过滤后的液体置于 4 $^{\circ}\text{C}$  冰箱中冷藏保存, 以备分析测试<sup>[33, 34]</sup>。

### 1.3 实验分析

泥沙浓度的测定在实验室中进行。首先使用万分之一精度的天平称量预先在恒重状态下烘干的醋酸纤维膜, 记录其空膜质量。随后, 将过滤后的滤膜在 60 $^{\circ}\text{C}$  下进行烘干, 并再次称量含有颗粒物的滤膜质量。根据空膜和过滤后滤膜的质量差值, 以及过滤水样的体积, 计算样品中的悬浮泥沙浓度(mg/L)。

在  $\text{TN}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的测定中, 同步进行纯水空白试验, 扣除本底干扰。样品测定时每 10 个样品插入 3 个平行样, 分别为空白、质控和校准样, 平行样品的误差不超过 10%。各指标的标准曲线线性相关系数  $R^2 > 0.99$ 。具体测定方法如下:

$\text{TN}$  浓度的测定采用《水质总氮的测定-碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法》(HJ636-2012)(本方法检测氮浓度范围为 0.05~4.00mg/L)<sup>[35, 36]</sup>。首先, 用 1+9 盐酸和 2%氢氧化钠溶液(NaOH)将待测水样调节 pH 至中性, 然后吸取 5.0ml 稀释后的水样于消解管中, 加入 5.0ml 碱性过硫酸钾溶液, 管口覆上保鲜膜, 旋紧塞子, 颠倒摇匀, 在 122 $^{\circ}\text{C}$  的高温消解器中消解 40min, 待消解完成后, 在空气中冷却 2min, 再放入冷却水槽中冷却 2min, 随后加入 1+9 盐酸 1.0ml, 摇匀放置 5min。使用紫外分光光度计在 220nm 和 275nm 波长处测量吸光度, 通过标准曲线法(线性相关系数  $R^2 > 0.99$ )计算样品中的  $\text{TN}$  浓度。

$\text{NO}_3\text{-N}$  浓度的测定采用《水质无机阴离子的测定离子色谱法》(HJ84-2016)(本方法的检出限为 0.008mg/L, 测定下限为 0.032mg/L)<sup>[37, 38]</sup>。首先, 用甲醇萃取除去样品中的有机物。然后吸取 1.5mL 稀释后的水样于 RP 小柱内, 并配置 6 个浓度梯度的  $\text{NO}_3\text{-N}$  标准溶液, 将其放入离子色谱分析仪中。待离子色谱分析仪参数设置完成后需等待 30min 开始测样, 以峰高(或峰面积)为纵坐标, 以离子浓度(mg $\cdot\text{L}^{-1}$ )为横坐标, 用最小二乘法计算标准曲线的回归方程, 通过标准曲线法(线性相关系数  $R^2 > 0.99$ )计算样品中的  $\text{NO}_3\text{-N}$  浓度。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度的测定采用《水质氨氮的测定纳氏试剂分光光度法》(HJ535-2009)(本方法的检出限为 0.025mg/L, 检测氮浓度范围为 0.10~2.00mg/L)<sup>[39, 40]</sup>。首先, 取适量水样, 并用氢氧化钠调节 pH 至 10-11 的碱性环境, 然后加入适量纳氏试剂, 静置反应 15~30min, 以确保颜色充分扩散。最后待颜色完全显现后, 使用分光光度计在 420nm 波长下测量吸光度, 通过标准曲线法(线性相关系数  $R^2 > 0.99$ )计算样品中的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度。

$\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$  和  $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$  值的测定在上海海洋大学地球化学同位素实验室进行, 采用“两阶段化学法”<sup>[41, 42]</sup>。首先, 使用镉粒将  $\text{NO}_3$  转化为  $\text{NO}_2$ ; 随后在弱酸性缓冲液中使用叠氮化钠将  $\text{NO}_2$  转化为  $\text{N}_2\text{O}$ 。待反应结束后, 加入氢氧化钠溶液(NaOH)终止反应, 并使用同位素质谱仪(ThermoMAT253)分析顶空瓶气体样品中的  $\text{N}_2\text{O}$  氮氧同位素值。 $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$  和  $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$  相对于维也纳标准海水(V-SMOW)的比值分别以千分之一(‰)表示。样品的校准采用国际参考标准(USGS32 和 USGS34)。 $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$  和  $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$  测试精度分别为  $\pm 0.3\%$ 、 $\pm 0.5\%$ 。测定的氮氧同位素比值用符号  $\delta$  (‰), 计算公式如下:

$$\delta_{\text{样品}}(\text{‰}) = (R_{\text{样品}}/R_{\text{标准}} - 1) \times 1000 \quad (1)$$

式中,  $R_{\text{样品}}$  和  $R_{\text{标准}}$  分别代表样品和标准的  $\delta^{15}\text{N}/\delta^{14}\text{N}$  和  $\delta^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  值。

### 1.4 黄河氮通量计算

花园口站是小浪底水库下游的第一个水文站, 利津站则是水库入渤海前的最后一个水文站。本研究用花园口站样品的数据计算黄河下游近库氮通量, 用利津站样品的数据计算入海氮通量。黄河年氮通量( $F_T$ )的计算公式见式(2)。

$$F_T = F_D + F_B + F_A \quad (2)$$

式中,  $F_D$ 、 $F_B$ 、 $F_A$  分别为水沙调控期间、调控前、调控后的氮通量。

持续 25d 的  $F_D$  的计算公式见式(3)。

$$F_D = \sum_{i=1}^{25} (C_{wi} \times Q_{wi}) + \sum_{i=1}^{25} (C_{spsi} \times Q_{spsi}) \quad (3)$$

式中,  $C_{wi}$  和  $C_{spsi}$  分别为第  $i$  天水相和悬浮相氮的浓度;  $Q_{wi}$  和  $Q_{spsi}$  分别为第  $i$  天入海水量和沙量, 由逐日资料确定。由于样品中氮的浓度没有逐日测定, 因此用 6 月 23 日至 6 月 26 日的数据代表调水前期的数据, 6 月 27 日至 6 月 30 日的的数据代表调水后期的数据, 7 月 9 日至 7 月 12 日的的数据代表调沙前期的数据, 7 月 13 日 7 月 15 日的的数据代表调沙后期的数据。

$F_B$  和  $F_A$  的计算公式见式(4)和式(5)。

$$F_B = C_{wb} \times D_{wb} + C_{spsb} \times D_{spsb} \quad (4)$$

$$F_A = C_{wa} \times D_{wa} + C_{spsa} \times D_{spsa} \quad (5)$$

式中,  $C_{wb}$  和  $C_{wa}$  分别为水沙调控前后水相氮的浓度;  $C_{spsb}$  和  $C_{spsa}$  分别为水沙调控前后悬浮相氮的浓度。 $D_{wb}$  和  $D_{wa}$  分别为水沙调控前和水沙调控后的排水量,  $D_{spsb}$  和  $D_{spsa}$  分别为水沙调控前后的排沙量。这里我们用 6 月 12 日至 6 月 15 日和 9 月 1 日的的数据分别表示水沙调控前后的数据。

## 2 结果与分析

### 2.1 水沙调控不同阶段黄河下游水文变化特征

2023 年水沙调控自 6 月 21 日开始, 至 7 月 15 日结束, 共运行 25d, 分为调水和调沙两个阶段。花园口和利津站流量和泥沙浓度数据来自黄河水利委员会官网(水利部黄河水利委员会 黄河网 [yrcc.gov.cn](http://yrcc.gov.cn))。在水沙调控期间, 花园口站流量高于利津站流量, 从水沙调控前至调水后期花园口和利津站流量持续升高, 在调水后期达到峰值(4560 和 3690 $m^3/s$ , 图 2a)。调水结束之后, 花园口和利津站流量逐渐下降。调沙阶段花园口和利津站流量先升后降, 峰值达到 4010 和 3480 $m^3/s$ , 最后回落至 591 和 726 $m^3/s$ 。水沙调控前至调水后期花园口站和利津站悬浮泥沙浓度变化不大, 均小于 10.0 $g/L$ , 调沙前期花园口站和利津站的悬浮泥沙浓度达到了峰值(53.3 和 31.6 $g/L$ , 图 2b), 从调沙前期至调沙后期花园口和利津站泥沙悬浮之后再沉积, 调沙后期两站悬浮泥沙浓度仍处于较高水平(12.4 和 16.6 $g/L$ ), 水沙调控后悬浮泥沙浓度降至最低。

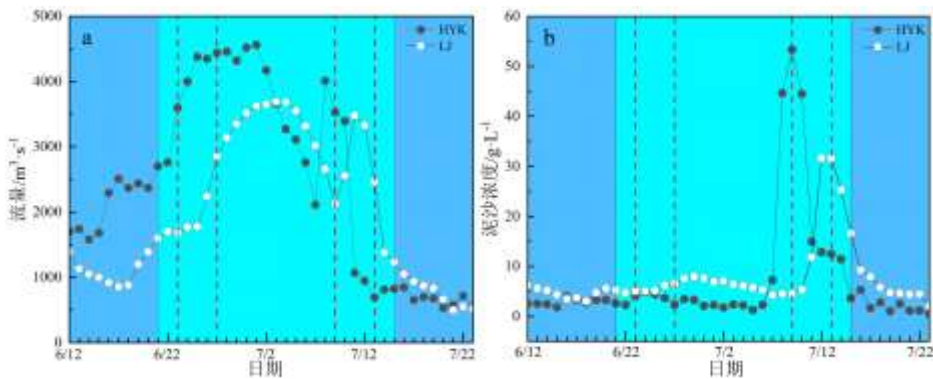


图 2 花园口站、利津站逐日流量和泥沙浓度

Fig.2 Daily flow rate and sediment concentration at Huayuankou (HYK) and Lijin (LJ) station

### 2.2 水沙调控不同阶段花园口和利津站氮浓度变化特征

水沙调控不同阶段, 花园口和利津站表层水体 TN 浓度范围为 4.57~9.08 $mg/L$ , 水相中  $NO_3^-$ -N 浓度范围为 0.88~3.34 $mg/L$ ,  $NH_4^+$ -N 浓度范围为 0.09~0.42 $mg/L$ (图 3a); 悬浮相  $NO_3^-$ -N 浓度范围为 4.80~64.88 $mg/kg$ ,  $NH_4^+$ -N 浓度范围为 18.45~159.19 $mg/kg$ (图 3b)。花园口和利津站 TN 浓度在水沙调控前最高, 分别为 8.18 $mg/L$  和 9.08 $mg/L$ 。与水沙调控前相比, 花园口和利津站调水前期 TN 浓度明显降

低。调水后期至调沙后期呈现出逐渐降低趋势，而调沙后期利津站 TN 浓度明显降低。水相中，花园口和利津站  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度在调沙后期最低(1.33 和 0.88mg/L)， $\text{NH}_4^+$ -N 浓度在调水后期最高(0.38 和 0.42mg/L)。悬浮相中，花园口站  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度在水沙调控前最高(64.88mg/kg)，调水调沙阶段  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度升高，调水前期  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度最高(136.30mg/kg)，调沙后期开始降低。利津站  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度在水沙调控后最高(50.98mg/kg)，调水前期  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度最高(159.19mg/kg)，调水后期开始降低。

综上，水沙调控期间沿水流方向(花园口至利津站)TN 浓度和水相中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度均有上升， $\text{NH}_4^+$ -N 浓度变化不大。悬浮相调水前期  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度显著升高，调水后期  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度有所降低，调沙阶段  $\text{NH}_4^+$ -N 和  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度均表现为先升高后降低。

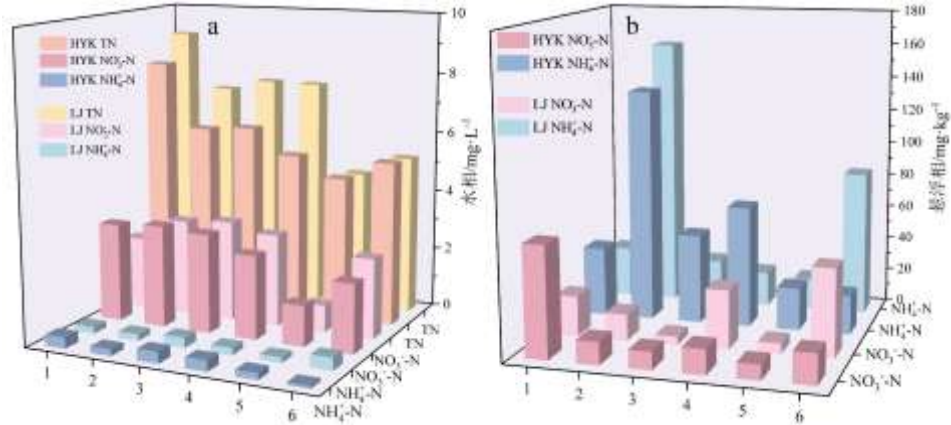


图3 花园口站、利津站的水相和悬浮相氮浓度变化

(图中横坐标 1 表示水沙调控前 2 表示调水前期 3 表示调水后期 4 表示调沙前期 5 表示调沙后期 6 表示水沙调控后)

Fig.3 The variations of nitrogen concentrations in water and suspended phases at HYK and LJ Station

(In the figure 1. Before water and sediment regulation 2. Before water regulation 3. After water regulation 4. Before sediment regulation 5. After sediment regulation 6. After water and sediment regulation)

### 2.3 氮通量的变化特征

黄河下游花园口和利津站 2023 年小浪底水库水沙调控期间氮通量的变化情况见图 4，估算出 2023 年水沙调控期间花园口站 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 通量( $4.95 \times 10^4$ 、 $2.69 \times 10^4$  和  $2.29 \times 10^4$ t)高于利津站 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 通量( $4.15 \times 10^4$ 、 $1.81 \times 10^4$  和  $0.36 \times 10^4$ t，图 4)。这可能是因为黄河下游位于河南和山东两省境内，且河南和山东区域内年均引黄灌溉水量分别为 45.4 和  $61.5 \times 10^8 \text{m}^3$ [43,44]。黄河下游 TN 浓度约为  $4.2 \text{mg/L}$ [17]，因此每年需从花园口至利津站段提取约  $4.49 \times 10^4$ t 氮。由此可见，黄河下游氮在迁移过程中可能会出现一定的损失。调水阶段黄河下游入海的 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 通量( $2.80 \times 10^4$ 、 $1.23 \times 10^4$  和  $0.19 \times 10^4$  t)高于调沙阶段的 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 通量( $1.35 \times 10^4$ 、 $0.58 \times 10^4$  和  $0.17 \times 10^4$ t)。基于利津站 TN 通量计算的结果，调水后期和调沙前期入海 TN 通量( $1867$  和  $1724 \text{t} \cdot \text{d}^{-1}$ )明显高于调水前期( $1102 \text{t} \cdot \text{d}^{-1}$ )，这可能是因为调水后期流量最大，而调沙前期泥沙浓度显著高于其他阶段。

## 3 讨论

### 3.1 水沙调控对花园口和利津站氮含量的影响

水沙调控期间黄河下游水沙呈动态变化，因此水沙变化造成的氮的变化也是动态的。虽然研究受限，不支持对花园口和利津站进行完全动态监测，但是本研究选择在水沙调控期间流量的峰值和回落和泥沙浓度的峰值和回落时进行采样，这四次代表性的采样可以反映出流量和泥沙浓度的变化对水相和悬浮相中氮的变化的影响，尽可能地降低氮计算过程中结果的不确定性。之前的相关研究表明，非水沙调控期间黄河下游的氮浓度差异并不明显[12, 17, 45]。因此在本研究中忽略了因采样数量少而导致所获得的非水沙

调控期间的氮通量数据的不确定性。相比于水沙调控前，水沙调控期间花园口和利津站的 TN、水相中  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NH}_4^+$ -N 含量均有所升高。花园口站调水期间水相中  $\text{NO}_3^-$ -N 含量范围为 1154~1218t/d，利津站为 481~812t/d，高于水沙调控前（440t/d），花园口站高于利津站；花园口站调沙期间水相中  $\text{NO}_3^-$ -N 含量范围为 391~802t/d，利津站则为 188~692t/d，同样表现为花园口站高于利津站(图 4a)。说明调水阶段冲刷河道两岸引入的外源氮和河道底部沉积泥沙再悬浮释放的内源氮之和最高。花园口站处于游荡性河段(河道宽度 3.0~5.0km)，而利津站处于弯曲性河段(河道宽度 0.4~1.5km)<sup>[46]</sup>，因此花园口站流量高于利津站。水沙调控期间黄河下游河道中泥沙再悬浮和沉积过程交替发生，被扰动的泥沙随水流方向逐渐再沉积到河道底部，导致花园口站泥沙浓度高于利津站。尽管花园口站和利津站氮浓度没有明显差异，但由于花园口站的流量和泥沙浓度均高于利津站，水沙调控期间花园口站氮含量仍高于利津站。硝态氮含量增加主要受两个因素控制，一是冲刷河道两岸的土壤、化肥以及粪肥和生活污水氮进入河流<sup>[47, 48]</sup>，二是河道底部沉积泥沙再悬浮释放的氮进入河流。黄河氮来源相关研究发现土壤氮和粪肥生活污水是其来源<sup>[12, 16, 17]</sup>，本研究中水沙调控期间水相中  $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$  值的范围为 7.5~9.3‰ 和 2.5~3.9‰。根据黄河流域硝酸盐潜在来源氮氧同位素范围<sup>[49, 50]</sup>，本研究  $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}$ - $\text{NO}_3^-$  值多数落在了粪肥和生活污水范围内(图 5a)，少部分落在了土壤氮范围内，表明黄河下游水沙调控期间引入的外源氮以粪肥和生活污水为主。调沙期间的  $\delta^{15}\text{N}$ - $\text{NO}_3^-$  值更高(图 5a)，表明调沙期间以粪肥和生活污水对黄河下游河流硝酸盐的贡献增加。陈欣等<sup>[12]</sup>研究指出 2023 和 2024 年土壤氮对黄河下游硝酸盐的贡献比例分别为 5.1~41.5% 和 16.0~39.4%，粪肥和生活污水的贡献比例分别为 23.5~81.6% 和 44.9~68.6%，表明粪肥和生活污水是下游水体中硝酸盐的主要来源，本研究结果与其结论一致。调水阶段悬浮泥沙中的氮来源于：(1)小浪底水库下泄清水中的氮；(2)下泄洪水冲刷河道两岸引入的外源氮；(3)下泄洪水冲刷河道底部泥沙再悬浮携带的氮。调水阶段小浪底水库下泄清水会导致悬浮泥沙中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度升高，而下泄清水中泥沙浓度低，因此冲刷河道两岸及表层沉积物再悬浮是黄河下游悬浮泥沙的主要来源，这两者都有可能造成悬浮泥沙中氨氮浓度急剧升高。洪水冲刷河道两岸土壤引入的一部分  $\text{NH}_4^+$ -N 经硝化作用被氧化为  $\text{NO}_3^-$ -N，另一部分仍以  $\text{NH}_4^+$ -N 的形态进入到水体。由于下游河道底部沉积泥沙长期处于厌氧环境，其无机氮主要以有机氮和  $\text{NH}_4^+$ -N 形态存在<sup>[51, 52]</sup>。当洪水扰动导致河床泥沙再悬浮时，沉积泥沙中的  $\text{NH}_4^+$ -N 随之释放并进入下游水体。调水前期至调水后期悬浮相中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度降低而水相中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度升高。这是因为随着调水阶段的进行，泥沙再悬浮使沉积物中的有机氮暴露在表层水体的有氧环境中，加速了有机氮的矿化过程，悬浮泥沙中的  $\text{NH}_4^+$ -N 被释放进入水相<sup>[52]</sup>。

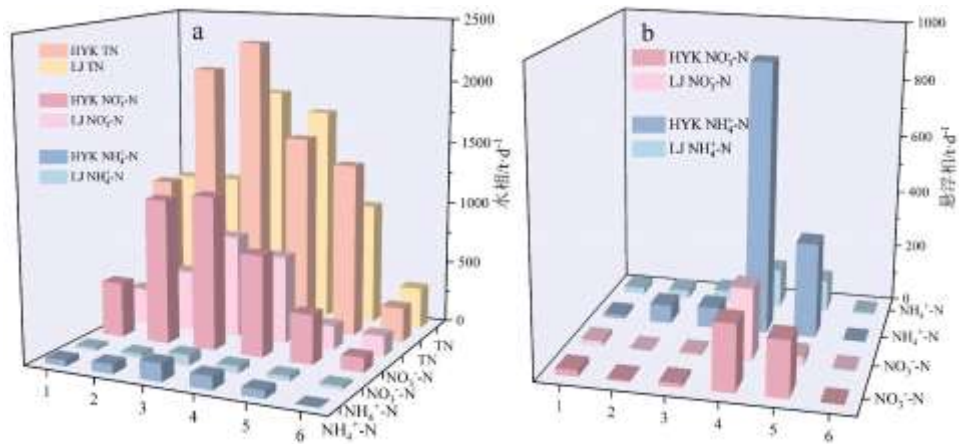


图 4 花园口站、利津站的水相和悬浮相氮含量变化

(图中横坐标 1 表示水沙调控前 2 表示调水前期 3 表示调水后期 4 表示调沙前期 5 表示调沙后期 6 表示水沙调控后)

Fig.4 The variations of nitrogen content in water and suspended phases at 花园口 and 利津 Station

(In the figure 1. Before water and sediment regulation 2. Before water regulation 3. After water regulation 4. Before sediment regulation 5. After sediment regulation 6. After water and sediment regulation)

相比于调水阶段，花园口和利津站悬浮相中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量在调沙前期最高(分别为 226 和 247t/d)。这是因为上游三门峡和万家寨水库来水导致调沙前期花园口和利津站的流量升高(3530 和 3330 $\text{m}^3/\text{s}$ )，冲刷了小浪底水库底部和下游河道的沉积泥沙再悬浮进入下游水体，导致花园口和利津站泥沙浓度达到峰值(44.5 和 31.6g/L)。小浪底水库和下游河道的沉积泥沙长期处于厌氧环境， $\text{NH}_4^+\text{-N}$  是泥沙中无机氮的主要形态<sup>[51]</sup>。调沙前期，花园口和利津站水相中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量低于调水阶段，但仍高于水沙调控前和水沙调控后。随着调沙进行，调沙后期花园口和利津站水相中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  含量均继续降低，接近水沙调控前含量。这与调沙阶段流量回落以及泥沙浓度升高有关。随着流量的回落，河道两岸外源氮进入水体随之减少，且泥沙浓度的升高，河道中水沙界面会有反硝化作用的发生。

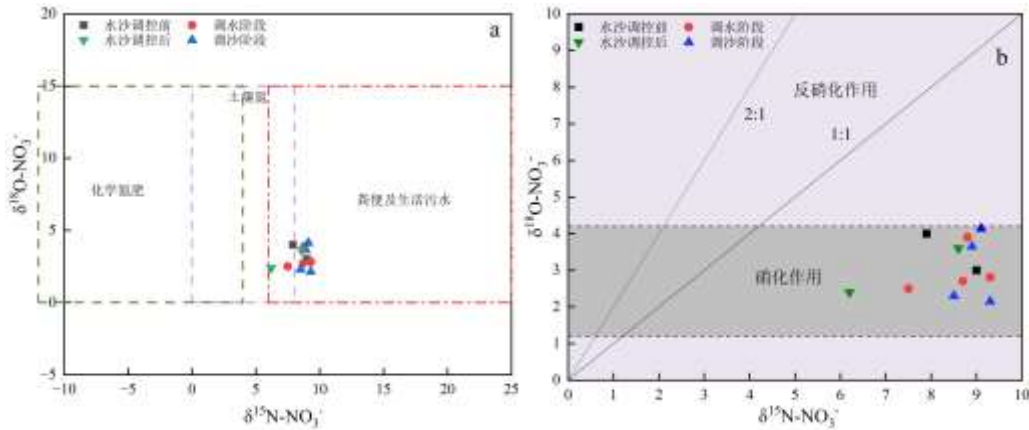


图 5 花园口和利津站水相  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  特征值分布

Fig.5 Distribution of characteristic values of  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  and  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  in the water phase at HYK and LJ stations

### 3.2 水沙调控对河道氮迁移转化的影响

水体中的氮在迁移过程中会伴随一系列的生物转化过程，包括矿化、硝化、同化和反硝化过程。研究经常以  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  同位素( $^{15}\text{N}$ ,  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$ )的变化来判断氮的生物转化过程。例如，研究发现同化作用会造成水体  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度降低且  $^{15}\text{N-NO}_3^-$ ,  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  以 1:1 同步增长；反硝化过程引起  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度降低且  $^{15}\text{N-NO}_3^-$ ,  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  以 1.3~2.1:1 的比值同步升高；硝化作用因为引入了水中的氧同位素， $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值会随  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  增加而降低；矿化作用引起的氮同位素分馏很小( $\pm 1.0\text{‰}$ )。据研究发现黄河硝化过程产生的  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  的理论值范围为 1.2~4.2 $\text{‰}$ <sup>[53]</sup>。本研究中水沙调控期间测得的  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值范围为 2.2~4.1 $\text{‰}$ (图 4b)，说明水沙调控期间黄河下游河流中氮很可能经历矿化和硝化过程<sup>[52]</sup>。陈欣等<sup>[12]</sup>研究发现 2023 年和 2024 年黄河中下游河水的  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值也在硝化作用的理论线周边，与本研究结果一致。Pang 等<sup>[54]</sup>发现丰水期河流中有丰富的硝化细菌，小浪底水沙调控期间  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  含量明显增加，可能和大量水沙下泄过程中硝化作用的发生有关。陈欣等<sup>[12]</sup>发现黄河中下游汛期干流 2023 年和 2024 年  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度分别为  $0.46\pm 2.78\text{mg/L}$  和  $1.64\pm 2.38\text{mg/L}$ ，本研究水沙调控期间黄河下游花园口和利津站  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为  $0.88\sim 3.34\text{mg/L}$ ，非水沙调控期间  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度为  $2.24\sim 3.22\text{mg/L}$ ，且沿着水流方向浓度呈浓度增加的趋势。陈欣等<sup>[12]</sup>研究统计发现 2023 和 2024 年黄河中下游汛期河水  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值范围分别为 5.3 $\text{‰}\sim 15.4\text{‰}$ (9.6 $\text{‰}$ )，4.7 $\text{‰}\sim 12.3\text{‰}$ (8.7 $\text{‰}$ )和 -2.4 $\text{‰}\sim 5.4\text{‰}$ (1.4 $\text{‰}$ )和 -3.3 $\text{‰}\sim 4.0\text{‰}$ (0 $\text{‰}$ )。本研究中水沙调控期间黄河下游花园口和利津站水相中  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值分别为 7.5 $\text{‰}\sim 9.3\text{‰}$  和 2.2~4.1 $\text{‰}$ (图 5a)。本研究中水沙调控期间  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值分布较为集中，且落在土壤氮和粪肥污水源的硝酸盐同位素范围内，说明水沙调控期间硝酸盐主要受土壤氮和污水粪肥的硝化作用控制。张东等<sup>[55]</sup>发现小浪底调水阶段  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度沿水流方向逐渐升高， $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值呈现较好的同步变化趋势，他们认为调水阶段硝酸盐受具有更正的  $\delta^{15}\text{N}$  值的粪肥和生活污水源以及土壤有机氮的矿化和硝化两个因素控制。本研究中水沙调控期间  $\delta^{18}\text{O-NO}_3^-$  值沿水流方向呈降低的趋势，说明水沙调控期间黄河下游水相中的  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  主要受硝化作用控制。

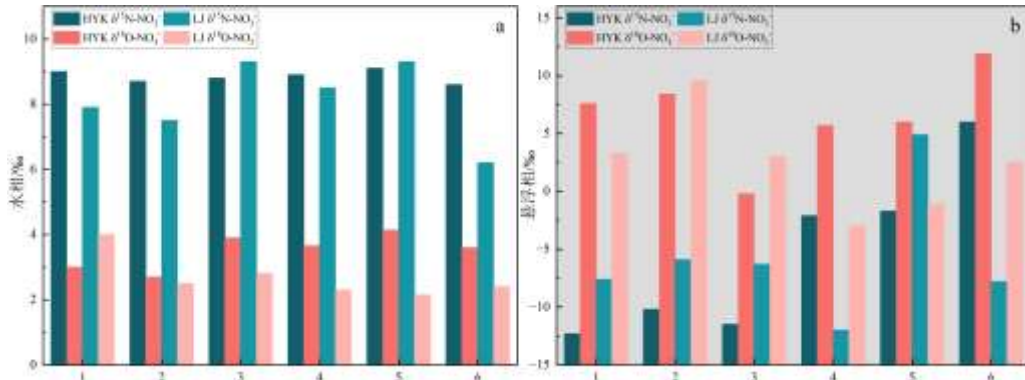


图6 花园口站、利津站的水相和悬浮相氮氧同位素变化

(图中横坐标 1 表示水沙调控前 2 表示调水前期 3 表示调水后期 4 表示调沙前期 5 表示调沙后期 6 表示水沙调控后)

Fig.6 The variations of nitrogen and oxygen isotopes in water and suspended phases at 花园口 and 利津 Station

(In the figure 1. Before water and sediment regulation 2. Before water regulation 3. After water regulation 4. Before sediment regulation 5. After sediment regulation 6. After water and sediment regulation)

随着调沙的进行，花园口和利津站水相和悬浮相  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度均呈现降低的趋势，且沿着水流方向水相和悬浮相中  $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$  值升高，说明随着泥沙浓度的增加和粒径的减小，黄河下游河流中反硝化也对  $\text{NO}_3^-$ -N 有一定的控制。Xia 和 Jia 等<sup>[18, 21, 52, 55]</sup>的研究发现好氧水体中反硝化细菌丰度随着悬浮泥沙浓度的增加而增加，而反硝化细菌不能存活于好氧水体中，说明好氧水体中的悬浮泥沙表面微环境可能发生反硝化。室内培养实验显示水体中高浓度悬浮泥沙会增加氮的流失和  $\text{N}_2\text{O}$  的生成，这主要是由于悬浮泥沙存在有氧/低氧界面环境引起耦合硝化-反硝化和耦合硝化-厌氧氨氧化，当泥沙浓度为 2.5、8.0、15.0 和 20.0g/L 时，由悬浮泥沙的存在引起的反硝化分别占体系总反硝化的 22%、38%、53%和 67%，导致悬浮相中  $\text{NO}_3^-$ -N 浓度降低<sup>[18, 20, 52, 56]</sup>。本研究 2023 年调沙阶段花园口和利津站泥沙浓度峰值分别为 53.3 和 31.6g/L，极高的泥沙浓度和积累的  $\text{NO}_3^-$ -N 促使水沙界面发生反硝化作用。调沙阶段，悬浮相中  $\text{NH}_4^+$ -N 浓度明显升高，花园口站升高更为明显，这与调沙阶段小浪底水库沉积物被扰动输送至下游河流有关。陈欣等<sup>[12]</sup>发现 3 个不同采样年份中，黄河中下游流域汛期  $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$  比值分别为 1.3、0.5 和 0.8，虽然河流中氮氧同位素值未呈现出理论的反硝化比例，但并不代表黄河中下游不存在反硝化过程。硝酸盐异化还原成铵等其他  $\text{NO}_3^-$ -N 转化过程和外源  $\text{NO}_3^-$ -N 的汇入可能掩盖了反硝化作用对同位素值的影响。理论上调沙阶段  $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$  值升高与同化作用有关，但调沙两个阶段采样仅间隔 3~4d，且河流中泥沙浓度较高，生物的同化作用引起  $\delta^{15}\text{N}-\text{NO}_3^-$  和  $\delta^{18}\text{O}-\text{NO}_3^-$  值明显升高的可能性很小，这与张东等<sup>[15]</sup>的研究结果一致。

## 4 结论

1) 水沙调控期间花园口站流量高于利津站流量，调水开始后，花园口和利津站流量持续升高，在调水后期达到峰值。调沙前期泥沙浓度达到峰值，调沙过程中花园口和利津站泥沙悬浮之后再沉积，水沙调控后泥沙浓度降至最低。

2) 黄河下游水沙调控增加了入海氮通量，且小浪底水库调水阶段迁移入海的氮通量高于调沙阶段。基于利津站 TN 通量计算，调水后期入海 TN 通量最高，其次为调沙前期及调水前期，这是因为调水后期流量最高，调沙前期泥沙浓度显著高于其他阶段。在调水后期至调沙前期，可适当增加沿岸植被缓冲带宽度并优化植被配置，增强对随水流迁移氮素的拦截与吸收能力，减少氮的迁移入海。

3) 水沙调控期间黄河下游水体中 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 含量均较水沙调控前高，其中调水阶段升高最多。调水期间大量清水下泄冲刷河道两岸土壤和粪肥生活污水硝化作用的氮进入下游水体，并扰动河道底部泥沙再悬浮释放内源氮。相较于调水阶段，调沙阶段 TN、 $\text{NO}_3^-$ -N 含量有所降低，悬浮泥沙中  $\text{NO}_3^-$ -N 和

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 含量有所上升, 因为调沙阶段流量较调水阶段有所回落, 悬浮泥沙浓度却显著升高。

4) 调水阶段黄河下游水相中氮主要受硝化作用的控制; 调沙阶段, 随着泥沙浓度的变化和硝态氮的积累, 水沙界面的氮在迁移过程中耦合了硝化-反硝化作用。

## 5 参考文献

- [1] Hou C, Yi Y, Song J *et al.* Effect of water-sediment regulation operation on sediment grain size and nutrient content in the lower Yellow River. *Journal of Cleaner Production*. 2021, **279**: 123533. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123533.
- [2] Li C, Wang Z, Liu H *et al.* Impact of a water-sediment regulation scheme on nutrient variations at the Lijin station of the Yellow River. *Frontiers in Environmental Science*. 2022, **10**: 900508. DOI: 10.3389/FENVS.2022.900508.
- [3] Taylor M, Ronny L, Pierre R *et al.* Global perturbation of organic carbon cycling by river damming. *Nature communications*. 2017, **8**(1): 15347. DOI: 10.1038/ncomms15347.
- [4] Ye C, Chen C, Butler M *et al.* Spatial and temporal dynamics of nutrients in riparian soils after nine years of operation of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*. 2019, **664**: 841-850. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.036
- [5] Taylor M, Chen Q, Meter V *et al.* River dam impacts on biogeochemical cycling. *Nature Reviews Earth & Environment*. 2020, **1**(4): 103-116. DOI: 10.1038/s43017-019-0019-0.
- [6] Seitzinger S P, Kroeze C. Global distribution of nitrous oxide production and N inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*. 1998, **12**(1): 93-113. DOI: <https://doi.org/10.1029/97GB03657>.
- [7] Chen W, Zhang X, Wu N *et al.* Sources and transformations of riverine nitrogen across a coastal-plain river network of eastern China: New insights from multiple stable isotopes. *The Science of the total environment*. 2024, **924**: 171671. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.171671.
- [8] Xiong X, Li Y, Chi Z *et al.* Water quality improvement and consequent N<sub>2</sub>O emission reduction in hypoxic freshwater utilizing green oxygen-carrying biochar. *The Science of the total environment*. 2023, **872**: 162251. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.162251.
- [9] Liu J, Yan T, Shen Z. Sources, transformations of suspended particulate organic matter and their linkage with landscape patterns in the urbanized Beiyun river Watershed of Beijing, China. *Science of the Total Environment*. 2021, **791**: 148309. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.148309.
- [10] Yue F-J, Li S-L, Liu C-Q *et al.* Tracing nitrate sources with dual isotopes and long term monitoring of nitrogen species in the Yellow River, China. *Scientific reports*. 2017, **7**(1-4): 8537. DOI: 10.1038/s41598-017-08756-7.
- [11] Yu J, Zhang Wei, Tan Y *et al.* Dual-isotope-based source apportionment of nitrate in 30 rivers draining into the Bohai Sea, north China. *Environmental Pollution*. 2021, **283**: 117112. DOI: 10.1016/J.ENVPOL.2021.117112.
- [12] Chen X, Feng ZJ, Xu Q *et al.* Decadal dynamics of nitrate content, source variations and influencing factors in the middle and lower reaches of the Yellow River[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **45**(3): 241-250. DOI: 10.13671/j.hjkxxb.2025.0060. [陈欣, 冯震江, 徐俏等. 近十年来黄河中下游河水硝酸盐含量和来源变化及影响因素分析. 环境科学学报. 2025, **45**(3): 241-250.]
- [13] Liu X, Jiang X, Qian L *et al.* Impacts of Water-Sediment Regulation Scheme on Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Lower Yellow River. *Journal of Ocean University of China*. 2024, **23**(2): 455-466. DOI: 10.1007/S11802-024-5546-8.
- [14] Liu S, Yu F, Lang T *et al.* Spatial distribution of heavy metal contaminants: The effects of water-sediment regulation in the Henan section of the Yellow River. *The Science of the total environment*. 2023, **892**: 164568. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2023.164568.
- [15] Zhang D, Duan HZ, Jiang H *et al.* Changes of dissolved nitrate output due to water-sediment regulation of Xiaolangdi Reservoir in the Yellow River. *Chinese Journal of Ecology*, **41**(7): 1307-1315. DOI: 10.13292/j.1000-4890.202207.031. [张东, 段慧真, 蒋浩等. 黄河小浪底水库水沙调控与溶解性硝酸盐输出变化. 生态学杂志. 2022, **41**(7): 1307-1315.]
- [16] Hu N, Sheng Y, Li Z *et al.* Water and sediment regulation eluting and washland planting lead to nitrogen increase in the lower reaches of the Yellow River. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2025, **379**: 109380. DOI:

10.1016/J.AGEE.2024.109380.

- [17] Li X, Chen H, Jiang X *et al.* Impacts of human activities on nutrient transport in the Yellow River: The role of the Water-Sediment Regulation Scheme. *Science of the Total Environment*. 2017, **592**: 161-170. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.098.
- [18] Xia X, Jia Z, Liu T *et al.* Coupled Nitrification-Denitrification Caused by Suspended Sediment (SPS) in Rivers: Importance of SPS Size and Composition. *Environmental science & technology*. 2017, **51**(1): 212-221. DOI: 10.1021/acs.est.6b03886.
- [19] Xia X, Yang Z, Zhang X. Effect of suspended-sediment concentration on nitrification in river water: importance of suspended sediment-water interface. *Environmental science & technology*. 2009, **43**(10): 3681-3687. DOI: 10.1021/es8036675.
- [20] Xia X, Li Z, Zhang S *et al.* Occurrence of anammox on suspended sediment (SPS) in oxic river water: Effect of the SPS particle size. *Chemosphere*. 2019, **235**: 40-48. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.06.161.
- [21] Xia X, Liu T, Yang Z *et al.* Enhanced nitrogen loss from rivers through coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment. *Science of the Total Environment*. 2017, **579**: 47-59. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.181.
- [22] Xue S, Jian H, Yang F *et al.* Impact of water-sediment regulation on the concentration and transport of dissolved heavy metals in the middle and lower reaches of the Yellow River. *Science of the Total Environment*. 2022, **806**(P1): 150535. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2021.150535.
- [23] Chen J, Wang F, Meybeck M *et al.* Spatial and temporal analysis of water chemistry records (1958–2000) in the Huanghe (Yellow River) basin. *Global Biogeochemical Cycles*. 2005, **19**(3): n/a-n/a. DOI: 10.1029/2004GB002325.
- [24] Shen Y, Wu B, Yanjun W *et al.* Temporal and spatial laws and simulations of erosion and deposition in the Lower Yellow River since the operation of the Xiaolangdi Reservoir. *Journal of Geographical Sciences*. 2024, **34**(3): 591-609. DOI: 10.1007/S11442-024-2219-X.
- [25] Li Y, Wang M, Zhang D *et al.* The impacts of water-sediment regulation on organic carbon in the Yellow River. *Science of the Total Environment*. 2024, **918**: 170721. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.170721.
- [26] Xia X, Dong J, Wang M *et al.* Effect of water-sediment regulation of the Xiaolangdi reservoir on the concentrations, characteristics, and fluxes of suspended sediment and organic carbon in the Yellow River. *Science of the Total Environment*. 2016, **571**: 487-497. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.015.
- [27] Lu M, Zhao Q, Ding S *et al.* Hydro-geomorphological characteristics in response to the water-sediment regulation scheme of the Xiaolangdi Dam in the lower Yellow River. *Journal of Cleaner Production*. 2022, **335**: 130324 DOI: 10.1016/J.JCLEPRO.2021.130324.
- [28] Lu Q, Bai J, Yan D *et al.* Sulfur forms in wetland soils with different flooding periods before and after flow-sediment regulation in the Yellow River Delta, China. *Journal of Cleaner Production*. 2020, **276**: 122969 DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.122969.
- [29] Zhao Q, Ding S, Ji X *et al.* Relative Contribution of the Xiaolangdi Dam to Runoff Changes in the Lower Yellow River. *Land*. 2021, **10**(5): 521. DOI: 10.3390/LAND10050521.
- [30] Zhang G, Wang P, Geng X *et al.* Bed form morphology in transitional reaches of the lower Yellow River and its influence on movable bed resistance. *Journal of Lake Sciences*. 2025, **37**(03): 1059-1069. DOI: 10.18307/2025.0353. [张广明, 王平, 耿旭等. 黄河下游过渡型河段床面形态变化特征及其对动床阻力的影响. *湖泊科学*. 2025, **37**(3): 1059-1069.]
- [31] Chen X, Wang X, Lian J. Applicability Study of Hydrological Period Identification Methods: Application to Huayuankou and Lijin in the Yellow River Basin, China. *Water*. 2021, **13**(9): 1265. DOI: 10.3390/W13091265.
- [32] Li T, Xia R, Xia J *et al.* Deposition development in post-flood seasons between 1999-2015 at the entrance of typical tributaries of Xiaolangdi Reservoir, Yellow River. *Journal of Lake Sciences*. 2021, **33**(05): 1532-1540. DOI: 10.18307/2021.0521. [李涛, 夏润亮, 夏军强等. 1999-2015年汛后小浪底水库典型支流口门淤积发展影响分析. *湖泊科学*. 2021, **33**(5): 1532-1540.]
- [33] Song Y, Wu D, Dörsch P *et al.* Improved Method for Extracting Nitrites in Soil. *Agronomy*. 2024, **14**(2): 20331 DOI: 10.3390/AGRONOMY14020331.
- [34] Garzon G, Burton J, Ellis R *et al.* The bioavailability of particulate nitrogen in eroded sediment: Catchment sources and processes. *Journal of Soils and Sediments*. 2024, **24**(3): 1402-1419. DOI: 10.1007/S11368-024-03740-X.
- [35] Cao J, Tian Z, Chu Z *et al.* Nitrogen and phosphorus control thresholds of cyanobacterial blooms in Lake Taihu. *Journal of Lake*

- Sciences*. 2022, **34**(04): 1075-1089. DOI: 10.18307/2022.0403. [曹晶, 田泽斌, 储昭升等. 太湖蓝藻水华暴发的氮磷控制阈值分析. 湖泊科学. 2022, **34**(4): 1075-1089.]
- [36] Cui J, Guo R, Song X *et al.* Spatio-temporal variations of total nitrogen and total phosphorus in lake and inflow/outflow rivers of Lake Hongze, 2010-2019. *Journal of Lake Sciences*. 2021, **33**(6): 1727-1741. DOI: 10.18307/2021.0610. [崔嘉宇, 郭蓉, 宋兴伟等. 洪泽湖出入河流及湖体氮、磷浓度时空变化 (2010-2019年). 湖泊科学. 2021, **33**(6): 1727-1741.]
- [37] Lori R, Prasad A, S. Y *et al.* Development of microwave assisted-UV digestion using diluted reagents for the determination of total nitrogen in cereals by ion chromatography. *Current Research in Food Science*. 2021, **4**: 421-428. DOI: 10.1016/J.CRFS.2021.06.001.
- [38] Dang X-N, Liu Y-L, Zhang Z-Y *et al.* Hydrochemical Characteristics of Surface Water and Groundwater in Shiyan Urban Area and Sources of Nitrate. *Environmental Science*. 2025, **46**(01): 253-262. DOI: 10.13227/j.hjcx.202401209. [党秀宁, 刘亚磊, 张子燕等. 十堰城区地表水-地下水水化学特征及硝酸盐来源. 环境科学. 2025, **46**(1): 253-262.]
- [39] Li Dong, Liu M-H, Zhang R-M *et al.* Removal Efficiency and Mechanism of Ammonia Nitrogen in a Low Temperature Groundwater Purification Process. *Environmental Science*. 2021, **42**(10): 4826-4833. DOI: 10.13227/j.hjcx.202102181 [李冬, 刘孟浩, 张瑞苗等. 低温地下水净化工艺中氨氮去除性能及机制. 环境科学. 2021, **42**(10): 4826-4833.]
- [40] Liu J-B, Niu Y-T, Yu D-W *et al.* Effect on Ammonia Inhibition Mitigation in the Anaerobic Digestion Process with Zero-Valent Iron. *Environmental Science*. 2020, **41**(08): 3731-3739. DOI: 10.13227/j.hjcx.201912270. [刘吉宝, 牛雨彤, 郁达伟等. 零价铁对厌氧消化过程中氨氮抑制解除的影响. 环境科学. 2020, **41**(8): 3731-3739.]
- [41] Chen H, Li Y, Zhang D *et al.* Sources of Shallow Groundwater Nitrate in the Vegetable Planting Area of Northern Henan and Its Response to Heavy Rainfall Events. *Journal of Ecology and Rural Environment*. 2024, **40**(7): 943-953. DOI: 10.19741/j.issn.1673-4831.2023.0648. [陈昊, 李艳利, 高振朋等. 豫北蔬菜种植区浅层地下水硝酸盐来源及对强降雨事件的响应. 生态与农村环境学报. 2024, **40**(7): 943-953.]
- [42] Yu F, Li Y, Chen Y *et al.* Spatial and temporal distribution and source of nitrogen in the lower reaches of Qin River based on nitrogen and oxygen isotope techniques. *Acta Scientiae Circumstantiae*. 2025, **45**(6): 178-189. [余芬, 李艳利, 陈奕鸣等. 氮氧同位素技术解析沁河下游氮时空分布及来源. 环境科学学报. 2025, **45**(6): 178-189.]
- [43] 赵泽阳. 黄河下游引黄灌区节水潜力评估方法研究[学位论文]. 华北水利水电大学, 2023.
- [44] Zhang X, Yang L, Song X. Runoff and sediment load changes in the upper Yellow River and their influencing factors in recent 60 years. *Journal of Lake Sciences*. 2024, **36**(2): 602-621. DOI: 10.18307/2024.0243. [张曦泽, 杨丽虎, 宋献方. 黄河上游近60年水沙变化特征及其影响因素. 湖泊科学. 2024, **36**(2): 602-621.]
- [45] Mu J, Ding S, Liu SM *et al.* Multiple isotopes decipher the nitrogen cycle in the cascade reservoirs and downstream in the middle and lower Yellow River: Insight for reservoir drainage period. *Science of the Total Environment*. 2024, **918**: 170625. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2024.170625.
- [46] Ma Z, Wu B, Shen Y *et al.* Distribution pattern and characteristics of sedimentation in the Lower Yellow River. *Journal of Hydraulic Engineering*. 2024, **55**(4): 468-480. DOI: 10.13243/j.cnki.slxb.20230284. [马子普, 吴保生, 沈逸等. 黄河下游河道冲淤分布模式及冲淤特征. 水利学报. 2024, **55**(4): 468-480.]
- [47] Liu Y, Liu R, Liu H *et al.* Optimization of total nitrogen concentration control objectives in the middle and lower reaches of the Yellow River Basin based on "land-sea coordination". *Acta Scientiae Circumstantiae*: 1-10. DOI: 10.13671/i.hjcx.2025.0030. [刘月, 刘瑞民, 刘海飞等. 基于“陆海统筹”的黄河流域中下游总氮浓度控制目标优化研究. 环境科学学报.: 1-10.]
- [48] Zhang Y, Wu M, Yang F *et al.* Effect of natural flood and water-sediment regulation processes on nutrient concentration and transport in the Yellow River. *Applied Geochemistry*. 2023, **159**: 105853. DOI: 10.1016/J.APGEOCHEM.2023.105853.
- [49] Xue D, Botte J, De B *et al.* Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. *Water Research*. 2008, **43**(5): 1159-1170. DOI: 10.1016/j.watres.2008.12.048.
- [50] Liu T, Wang F, Greg M *et al.* Using  $^{15}\text{N}$ ,  $^{17}\text{O}$ , and  $^{18}\text{O}$  to determine nitrate sources in the Yellow River, China. *Environmental science & technology*. 2013, **47**(23): 13412-13421. DOI: 10.1021/es403357m.
- [51] Zhu Y, Jin X, Tang W *et al.* Comprehensive analysis of nitrogen distributions and ammonia nitrogen release fluxes in the

- sediments of Baiyangdian Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*. 2018, **76**: 319-328. DOI: 10.1016/j.jes.2018.05.024.
- [52] Xia X, Wang J, Zhang L *et al.* Effects and environmental implications of suspended sediment on the transportation and transformation of nitrogen in the Yellow River. *Journal of Hydraulic Engineering*. 2020, **51**(9): 1138-1148. DOI: 10.13243/j.cnki.slx.20200587. [夏星辉, 王君峰, 张翎等. 黄河泥沙对氮迁移转化的影响及环境效应. 水利学报. 2020, **51**(9): 1138-1148.]
- [53] Wei Y-H, Hu M-P, Chen D-J. Nitrate Pollution Characteristics and Its Quantitative Source Identification of Major River Systems in China. *Environmental Science*. 2024, **45**(2): 755-767. DOI: 10.13227/j.hjlx.202304069. [韦英怀, 胡敏鹏, 陈丁江. 我国主要河流水系硝态氮污染特征及定量源解析. 环境科学. 2024, **45**(2): 755-767.]
- [54] Pang Q, Zhao G, Wang D *et al.* Water periods impact the structure and metabolic potential of the nitrogen-cycling microbial communities in rivers of arid and semi-arid regions. *Water Research*. 2024, **267**: 122472. DOI: 10.1016/J.WATRES.2024.122472.
- [55] Jia Z, Liu T, Xia X *et al.* Effect of particle size and composition of suspended sediment on denitrification in river water. *Science of the Total Environment*. 2016, **541**: 934-940. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.012.
- [56] Huang J, Liu R, Wang Q *et al.* Climate factors affect N<sub>2</sub>O emissions by influencing the migration and transformation of nonpoint source nitrogen in an agricultural watershed. *Water Research*. 2022, **223**: 119028. DOI: 10.1016/J.WATRES.2022.119028.