

孙丹清, 赖龙云, 许一, 等. 海底地下水排放对葡萄牙南部潟湖的氮输入和水体氮循环过程的影响[J]. 海洋学报, 2026, 48(x): 1–14, doi:
Sun Danqing, Lai Longyun, Xu Yi, et al. The impact of submarine groundwater discharge on nitrogen input and nitrogen cycling processes in a southern Portugal lagoon[J]. Haiyang Xuebao, 2026, 48(x): 1–14, doi:

海底地下水排放对葡萄牙南部潟湖的氮输入和水体氮循环过程的影响

孙丹清¹, 赖龙云¹, 许一¹, 江山^{1*}

(1. 华东师范大学 河口海岸全国重点实验室, 上海 200241)

摘要: 本研究以葡萄牙南部法鲁市里亚福尔摩萨潟湖为研究对象, 探究夏初时节该系统海底地下水排放 (SGD) 的氮输入特征及其对潟湖氮生物地球化学循环的影响。结果表明, 尽管地下河口的生物地球化学过程已显著削减 SGD 携带的氮负荷, 但其仍是潟湖氮营养盐的重要输入源。SGD 向潟湖输入硝酸盐的速率高达 $1.3(\pm 1.0) \times 10^3$ kg/d, 溶解有机氮 (DON) 输入速率为 $220.3(\pm 163.3)$ kg/d, 分别贡献了潟湖硝酸盐总输入的 89% 和 DON 总输入的 37%。端元模型解析进一步揭示了约 98% 的硝酸盐与 76% 的 DON 源自陆源淡水地下水, 凸显陆源淡水地下水氮污染对滨海生态系统的潜在压力。潟湖原位连续监测结果显示, SGD 输入的外源硝酸盐在潟湖系统中被快速去除, 去除速率达 $69.9(\pm 68.5)$ $\mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。结合潟湖面积, 估算潟湖每日硝酸盐净去除总量相当于 SGD 输入硝酸盐总量的 8.9 倍。这一结果表明, 潟湖内部硝酸盐的生物地球化学清除过程极为活跃, 其综合去除能力远超单一 SGD 输入源, 潟湖整体表现为一个高效的硝酸盐汇。同时, DON 净生产速率高达 $36.3(\pm 35.4)$ $\mu\text{mol N-DON}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 表明陆源硝酸盐的大量输入显著增强了潟湖生态系统的生物同化作用。基于此, 未来政府需强化对 SGD 氮输入的长期监测与精准管控, 以保障滨海潟湖生态系统的健康与可持续发展。

关键词: 海底地下水排放; 地下河口; 氮; 氮循环; 葡萄牙

中图分类号: 文献标志码: A 文章编号: 0253-4193(2026)x-0001-14

1 引言

氮 (N) 是调控沿海环境藻类生物量的核心限制因子^[1]。全球范围内, 沿海地区氮输入量自工业革命以来呈指数增长态势, 主要源于农业化肥过量施用、化石燃料燃烧及生活污水排放等人类活动^[2-4]。过量氮输入引发的富营养化已成为沿海生态系统面临的首要环境问题, 具体表现为有害藻华 (Harmful algal blooms, HABs) 频发、底层水体季节性缺氧、生物多样性锐减及渔业资源衰退, 进而导致水质恶化与巨大经济损失^[5-6]。为应对这一挑战, 国际科学界已将控

制活性氮输入列为海岸带生态系统保护与全球变化适应的核心策略^[7-8]。

作为人为氮向海洋输送的主要途径之一, 大气沉降约占海洋外源氮输入总量的 30%, 其余约 70% 的人为氮则通过地表径流与地下途径输入海洋^[9-10]。在陆源输入中, 河口地表径流的氮输送过程已得到较为充分的研究^[11-12]; 然而, 海底地下水排放 (Submarine groundwater discharge, 简称 SGD) 作为关键的隐蔽性氮源, 逐渐受到学界关注^[13]。SGD 泛指所有穿过海床进入海洋的水流, 无论其成分或驱动力如何, 据估计其输送的溶解无机氮 (Dissolved inorganic nitrogen, 简称 DIN)

收稿日期: 2026-04-07; 修订日期: 2026-05-13。

基金项目: 上海市科委“国际伙伴合作计划”(批准编号: 23590780200)。

作者简介: 孙丹清 (2000—), 女, 浙江省绍兴市人, 研究方向为海洋化学。E-mail: 52283904021@stu.ecnu.edu.cn

* 通信作者: 江山, 博士, 研究员, 研究方向为海洋化学。E-mail: sjiang@sklec.ecnu.edu.cn

通量为河流入海通量的 1.4 倍^[14-15]。根据驱动力差异, SGD 通常可分为陆源淡水地下水 (Fresh SGD, FSGD) 与再循环海水两部分 (Recirculated SGD, RSGD)^[16-17]: 前者作为外源输入直接向海洋输送营养盐, 显著扩大沿海水体的活性氮库; 后者属于系统内部物质循环过程, 对营养盐收支的净影响相对有限^[18-19]。

SGD 可发生于海岸带任何透水层中, 既可以直接输入开阔海域, 也可汇入海湾、潟湖等半封闭系统^[17, 20]。半封闭海岸系统通常毗邻人口密集区, 旅游、水产养殖等人类活动强度大, 其生态健康状态与人类社会发展密切相关。然而, SGD 向这些系统输入的大量外源营养盐极易引发水体富营养化, 甚至导致有害藻华暴发^[21-24]。同时, 潮汐环流与风驱动等物理过程限制了水体交换, 延长了陆源输入物质的滞留时间, 进一步加剧对生态系统稳定性的威胁^[16]。值得注意的是, 陆源淡水地下水携带的硝酸盐(NO_3^-)与溶解有机氮 (Dissolved organic nitrogen, 简称 DON) 在海底地下河口 (Subterranean estuary, 简称 STE) 中会发生显著的生物地球化学转化, 表现出明显的非保守迁移行为^[13, 25-26]。地下河口作为沿海含水层中淡水与咸水的混合地带, 是一个活跃的生物地球化学反应器^[27], 地下水携带的氮在此经历硝化、反硝化、同化吸收等一系列复杂过程, 其对近海生态环境的潜在影响尚难以准确预估^[28]。SGD 在海岸带营养盐循环中具有重要作用, 但由于其具有隐蔽性强、时空变异性大、量化难度高等特点^[29-30], 在过去的营养盐收支研究及海岸带管理实践中常被忽视^[31-32]。因此, 量化海湾、潟湖等半封闭系统中 SGD 的营养盐通量, 明确不同组分的贡献及其生物地球化学转化过程, 已成为当前海岸带环境研究的关键科学问题。

本研究对葡萄牙南部法鲁市里亚福尔摩萨潟湖区域开展调查。该潟湖周边城市化与农业活动密集, 全年维持高初级生产力, 但近年来已出现明显的营养状态变化迹象, 包括双壳类产量下降、藻华事件频率增加、大型藻类取代原生盐沼植被以及冬春季鱼类死亡事件增多等^[33]。这些生态退化现象被认为与过度的氮输入密切相关^[34], 然而其主要外源氮输入来源仍存在争议^[35]。Leote 等^[30]首次证实了该潟湖存在 SGD 现象: 携带高浓度硝酸盐的孔隙水穿透海滩前缘汇入潟湖, 且渗出水中的硝酸盐含量与盐度呈显著负相关, 表明 SGD 的淡水组分具有陆源属性。此外, Rocha 等^[36]进一步揭示该潟湖存在高通量氡 (^{222}Rn) 渗出 ($4.14 \times 10^8 \text{ Bq/d}$), 为 SGD 的存在提供了关键地球化学证据。在前人的基础上, 本研究旨在精准量化

潟湖区域 SGD 输送的硝酸盐与 DON 通量, 明确 SGD 不同组分 (陆源淡水地下水与海水再循环排放) 对活性氮输入的贡献占比, 揭示硝酸盐与 DON 在潟湖水体中的生物地球化学转化过程。本研究为完善该地区海岸带氮负荷管控策略, 保护半封闭海岸系统生态健康提供科学依据。

2 材料与方法

2.1 采样地点简介

里亚福尔摩萨潟湖位于葡萄牙南部阿尔加维法鲁市, 是被多人口屏障岛链与两个砂质半岛与大西洋分隔的渗漏型潟湖 ($36^\circ 58' - 37^\circ 30' \text{N}$, $8^\circ 20' - 7^\circ 32' \text{W}$), 区域气候为半干旱地中海型, 年均气温 17°C , 年有效降水 152 mm , 潟湖面积约 111 km^2 , 平均水深 2 m ^[37]; 潮汐类型为半日潮, 平均潮差大潮 2.8 m 、小潮 1.3 m , 估算的最大平均潮汐体积约为 $1.4 \times 10^8 \text{ m}^3$, 主要三个入口 (Ancão, Faro-Olhão, Armona) 贡献了潟湖与大西洋约 90% 的潮汐交换体积, 其中, 在大潮期间, 它们分别贡献了总流量的 61%、23% 和 8%, 而在小潮期间, 则分别贡献了 45%、40% 和 5%^[38]。因此, 基于该入口的 ^{222}Rn 通量推算, 能够较好地代表潟湖整体的水体交换特征, 是估算全湖 SGD 通量的合理简化。潟湖通过六个潮汐口与大西洋交换水体, 平均潮汐流量为 $8 \times 10^6 \text{ m}^3$ ^[39], 流域内有五条小河与十四条溪流汇入潟湖, 多数夏季干涸^[40], Gilão 河经由泻湖系统东界 Tavira 河口直接注入邻近海域, 其周边区域深受周边流域人类活动的影响, 农业活动密集, 当地常使用大量氮肥灌溉、培育经济作物^[41]。该人类行为导致过量氮肥直接渗入地区下方的渐新世-第四纪砂质含水层及中新世砂质层, 受水力梯度影响, 严重受硝酸盐污染的地下水流向该潟湖^[42], 当硝酸盐羽流抵达沿海区域时, 会先渗入由砾石与砂层构成的高度透水层^[43], 后进入渗透层底部的 $0.6-1.3 \text{ m}$ 厚的泥质沉积物。从地貌背景来看, 支撑着盐沼的细颗粒沉积物构成了地下径流的隔水层, 这一特征与典型的盐沼生态系统类似; 大陆地下水可在该隔水层下方流动, 当局部水压超过海平面时, 会通过大陆边缘及后滨海滩底部的粗颗粒沉积物渗入潟湖, 形成 SGD^[30]。

2.2 现场采样

在 5 月的朔望潮时期, 乘船在潟湖内开展大范围水体采样, 采样覆盖了高潮期 (白天) 和低潮期 (晚上), 航线和采样点覆盖了两个完整潮汐周期内潟湖大部分可航行区域 (图 1C), 采用 HDPE 采样瓶收集表层下 20 cm 深度的水样。本研究在三个完整的潮

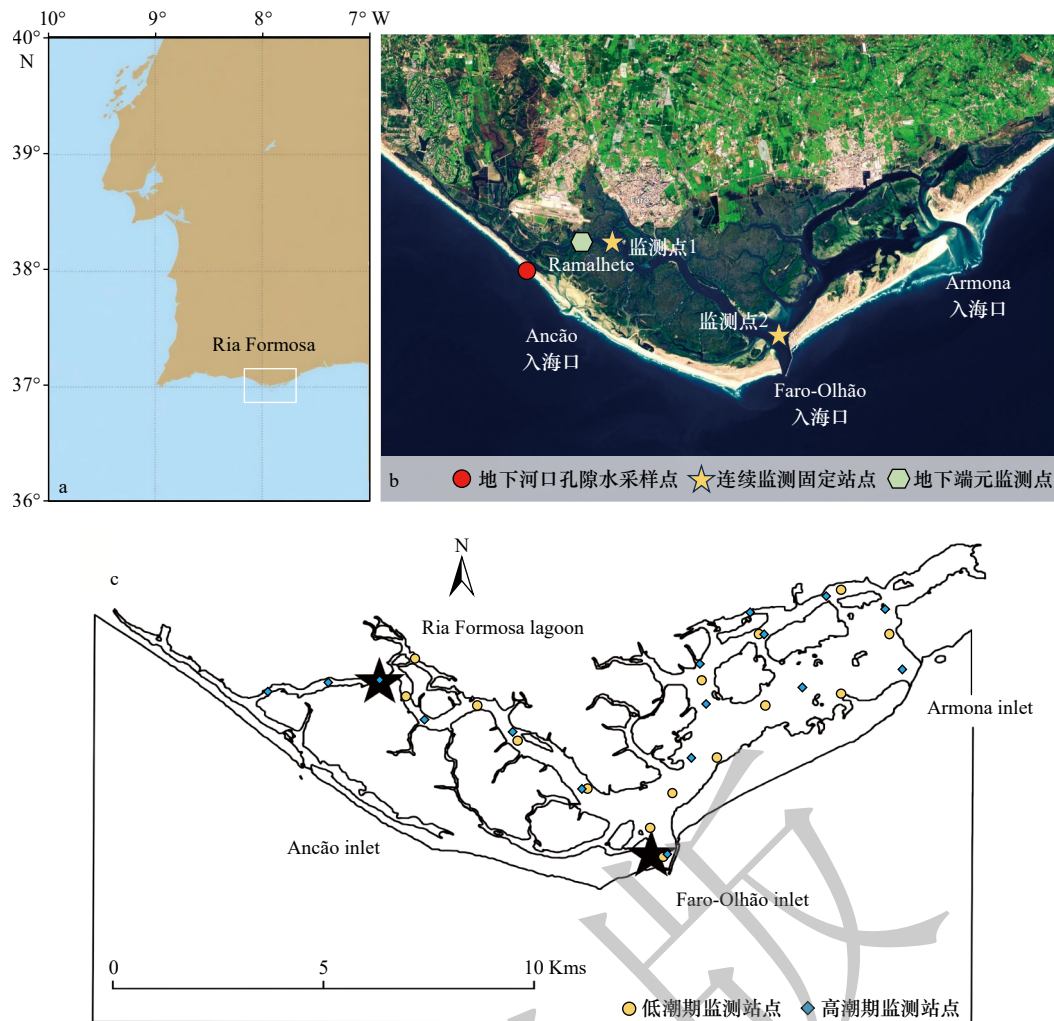


图1 里亚福尔摩萨潟湖地理位置及采样站点示意图

Fig. 1 Schematic map showing the geographical location of the Lia-Formosa Lagoon and sampling sites

汐周期内选择了两个采样点进行定点 ^{222}Rn 和氮元素测量(图1中的星号位置),用于定量SGD通量以及不同形态氮元素在水中反应速率。在连续潮周期内于两个地点同步采集水样,采样间隔为20分钟。于采样期间使用手持式GPS仪(Garmin®)记录了所有采样点的经纬度坐标。水体 ^{222}Rn 浓度使用手提的Rad 7测氡仪进行现场测试。水体温度和盐度使用YSI 600探头(Yellowstone Instrument)测定。剩余水体样本使用 $0.1\ \mu\text{m}$ Rhizon膜过滤,于无菌塑料真空瓶中 4°C 冷藏保存^[45]。

本研究于5月朔望潮时期(spring tide)在潟湖的沙滩开展再循环海水的收集,采样位置如图1所示。采样使用孔隙水抽提装置(piezometer),覆盖沙滩区域的高潮到低潮区域^[44]。孔隙水使用蠕动泵抽提。此外,在潟湖周边区域同期采集井水样品,用于表征淡水端元。所有抽提后的水样部分用于 ^{222}Rn 活度、盐度与温度的现场测试,同时平行水体样本进行

过滤和贮存。

2.3 潟湖内SGD通量和反应速率计算

通量计算是SGD定量研究中的难点。衡量水体中由SGD贡献的 ^{222}Rn 的蓄库是SGD通量计算中的核心。过往研究多依赖于水体 ^{222}Rn 活度在高潮和低潮的差异从而给出源于SGD的 ^{222}Rn 蓄库。然而里亚福尔摩萨潟湖面积达到 $111\ \text{km}^2$,无法在2至3个小时的潮汐窗口期(维持高潮或者低潮水位)获得覆盖整个潟湖高分辨率水体样本。而较低的空间分辨率则导致水体 ^{222}Rn 蓄库的计算存在较大误差。本研究基于该潟湖系统内的潮汐循环和两个站点同步采样,设计出依据潮汐涨落计算的高精度水体 ^{222}Rn 蓄库。具体而言,Faro-Olhão湾口的潮汐振幅数据(<http://tides.mobilegeographics.com>)被用于计算采样横断面元素的净交换量。假设水柱垂向混合均匀,两个固定站点(图1所示)的水体 ^{222}Rn 通量交换可由振荡潮汐流决定,从而计算瞬时定向通量($F_{Rn}\Delta t$)。

$$F_{Rn}\Delta_t = \left(\frac{dh}{dt}\right) \times C_{Rn}\Delta_t \quad (1)$$

$(F_{Rn}\Delta_t)$: 瞬时定向通量, 其中 Δ_t 为 20 分钟采样间隔时间(单位 $Bq/(m^2 \cdot h)$)

$\frac{dh}{dt}$: 该段时间间隔内潮位相对于平均海平面的变化量(单位 m/h)

C_N : 该段时间间隔内水体 ^{222}Rn 活度(单位 Bq/m^3)

依据公式(1), 同理可以计算不同形态氮元素在两个站点之间的通量差异。

随后绘制瞬时定向通量数据随时间变化的曲线: 通过对涨潮期和退潮期各方向瞬时通量进行时间积分(即每条曲线下的面积), 即可获得采样站点之间潮汐通道内 ^{222}Rn 流出量(负值)和流入量(正值)。相邻两个流出期与流入期之间的差值即为完整潮汐周期内该断面净通量。本研究中, 连续三个完整潮汐周期的数据呈现不同净通量值, 最终采用三周期平均值计算在该通道内 SGD 的通量。通过等面积扩大(该通道内的水体面积和潟湖水体面积之比), 得到整个潟湖区域 SGD 的输入通量^[36]。

在一个潮周期内的通量差($N_{out} - N_{in}$), 则是 SGD 输入端、大气沉降端、沉积物扩散端和水体氮元素反应四者共同决定。本研究参考 Tait 等^[32] 建立质量平衡模型估算潟湖内氮转化速率, 研究框架包含了多条源汇途径。本研究中 NO_3^- 和 DON 的扩散通量引用自 Falcão 等^[46] 在 Ancão 入口附近采样点进行的底栖测量结果。 NH_4^+ 的扩散通量则引用自《综合报告》^[40] 中的测量数据。里亚福尔摩萨潟湖的大气沉降无机氮通量取自 Flechard 等^[47] 的研究。对于有机氮沉降, 采用 Duce 等^[9] 提供的大气氮库中无机氮组成比例, 对 DON 通量进行了估算。根据潟湖的平均淹没面积对来自 SGD 和沉降的氮通量进行了换算^[48]。在两个观测点测定的余流通量被确定为质量平衡估算中的输入(N_{in})和输出端元(N_{out})。质量平衡公式为:

$$N_{reaction} = N_{out} - N_{in} - N_{SGD} - N_{air} - N_{diff} \quad (2)$$

N_{SGD} : SGD 输入氮速率

N_{air} : 大气沉降氮

N_{diff} : 沉积物扩散氮

2.4 实验分析方法

所有水体样本采集后的两周内完成无机氮形态(NH_4^+ 、 NO_2^- 、 NO_3^-)及总溶解氮(Total Dissolved Nitrogen, TDN)的浓度测试。亚硝酸盐与铵盐采用流动注射分析仪(FOSS FIAstar 5 000)测定。亚硝酸盐检测采用盐酸萘乙二胺显色法, 检出限为 $0.2 \mu g N/L$ 。铵盐测定参考 Grasshoff 等^[49] 所用的方法, 检出限为 $0.4 \mu g$

N/L , 标准曲线相关系数 $R^2 > 0.999$ 。硝酸盐测定采用 LACHAT Quickchem 8 500 流动注射分析仪, 检测池在 540 nm 处测量信号值, 检出限为 $1.2 \mu g N/L$ ^[49]。TDN 采用 $680^\circ C$ 高温催化氧化法测定(Elementar Vario TOC 检测系统), 检出限为 $32 \mu g N/L$ 。溶解有机氮(DON)浓度是由 TDN 减去无机氮组分(NO_2^- 、 NH_4^+ 、 NO_3^-)得到。

2.5 数据统计与分析

本研究不确定性分析遵循 Taylor & Cohen^[50] 所述方法进行。质量平衡法中各分项存在显著差异, 采用直接求和规则确定绝对不确定度可能导致偏差过大而失去实际意义。相比之下, 应用式(3)通过对多个贡献项进行减法运算, 可提供确保结果真实性的估算值, 这有助于在复杂自然系统中界定目标项的实际波动范围。R 可代表潟湖中的氮反应速率。SGD、污水、溪流贡献因子的相对不确定度分别为 $\frac{\sigma_x}{X}$ 、 $\frac{\sigma_y}{Y}$ 和 $\frac{\sigma_z}{Z}$, 这些数值代表了各贡献因子相关的不确定度中固有的部分。

$$\sigma R = \left(R \times \sqrt{\left[\left(\frac{\sigma_x}{X}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_y}{Y}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_z}{Z}\right)^2\right]} \right) \quad (3)$$

采用 IBM SPSS Statistics 24.0 软件对实验数据进行统计分析。多组间比较采用单因素方差分析, 若方差齐性, 组间两两比较采用最小显著差异法(LSD); 若方差不齐, 则采用 Tamhane T2 法进行多重比较。两组间比较采用独立样本 t 检验。以 $P < 0.05$ 表示差异具有统计学意义。采用 Origin(OriginLab, 美国)软件进行数据分析和图表绘制。

3 结果与讨论

3.1 SGD 通量及端元组成

为量化研究区 SGD 通量并区分其陆源淡水地下水与再循环海水组分, 本研究测定了不同水体端元中 ^{222}Rn 的活度, 并结合潮汐断面通量模型进行计算。在沙滩表层 15 个站点的孔隙水中, 孔隙水 ^{222}Rn 平均活度为 $305 Bq/m^3$, 盐度均高于 35% 。过往水体氢氧同位素 $^2H-H_2O$ 和 $^{18}O-H_2O$ 的研究证明^[36], 部分井水是潟湖 SGD 的直接贡献端元, 特别是位于潟湖北部的 Ramallete 钻井点位(如图 1 所示)。该点位的 ^{222}Rn 活度是 $6 625 Bq/m^3$, 水体盐度为 0。

SGD 的输入导致了温度、盐度和 ^{222}Rn 活度在水体中的变化(温度和盐度的变化见图 2)。在两个连续站点中, ^{222}Rn 活度随着潮时不断变化, 在 3.5 至 $37 Bq/m^3$ 。低潮期 ^{222}Rn 平均活度为 $15.6 Bq/m^3$, 在高潮

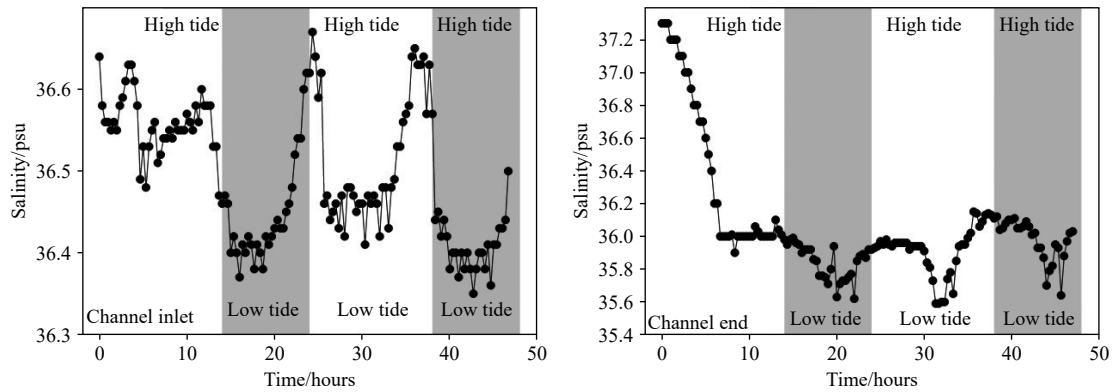


图2 盐度时间序列监测图, 深色区域表示夜间时段。图中同时标注了涨潮点和退潮点。

Fig. 2 Time series monitoring of salinity, the dark region indicates night time. High tide and low tide points are also included in the figure.

期 ^{222}Rn 平均活度为 19.3 Bq/m^3 ^[36]。依据公式(1), 潟湖两个站点的 ^{222}Rn 瞬时通量在两个站点的 -13.8 至 $17.2\text{ Bq/(m}^2\cdot\text{h)}$, 而平均净 ^{222}Rn 通量在两个监测点为 13.2 和 $15.2\text{ Bq/(m}^2\cdot\text{h)}$ ^[36]。由此推断, 整个潟湖体系的SGD贡献的 ^{222}Rn 活度是 $4.14\times 10^8\text{ Bq/d}$ 。

需要注意的是, SGD是陆源淡水地下水和再循环海水的混合水体。混合水体的比例的确定化亦是SGD量化中不可或缺的环节。本研究以达西定律为参照, 结合相同沙滩站位渗流计(Seepage meter)水体比例和钻井水位的回归公式, 确定了采样期间陆源淡水地下水和再循环海水的比例分别为 35.8% 和 64.2% (见图3)。结合表1中展示的端元值以及水体比例, 在这个潟湖体系内, 再循环海水所贡献的排放量是 $10.4\times 10^4\text{ m}^3/\text{d}$, 而陆源淡水地下水贡献量为 $5.8\times 10^4\text{ m}^3/\text{d}$ 。上述SGD通量及端元组成为后续氮通量计算奠定了基础。

3.2 SGD携带氮通量及组分贡献

在沙滩孔隙水中, 亚硝酸盐浓度常低于检出限, 铵盐的浓度在 $1.2\text{--}3.0\text{ }\mu\text{mol/L}$, 硝酸盐的浓度提升至 $12.9\text{--}21.3\text{ }\mu\text{mol/L}$, DON的浓度范围为 $32.4\text{--}39.8\text{ }\mu\text{mol/L}$ 。孔隙水。在附近的淡水端元(Ramalhete井水)中, 由于附近地层中残存的大量硝酸盐(源于柑橘种植的化肥), 硝酸盐浓度范围常年为 $2\text{ }800\text{--}3\text{ }500\text{ }\mu\text{mol/L}$ 。相比之下, 铵盐和亚硝酸盐的浓度忽略不计。DON的浓度则在 $182\text{--}235\text{ }\mu\text{mol/L}$ 的范围内, 其均值为 $208\text{ }\mu\text{mol/L}$ 。由于该区域地下河口对硝酸盐具有强烈的调节作用^[44], 因此井水端元的硝酸盐数值需要进行一定程度的矫正。在全球水平模拟中, 地下河口的硝酸盐消除率被定义为 50% ^[31]。本研究中亦采用这个数值。经过调整后的端元值如表1所示。

进一步推算, 则获得了SGD输入携带的氮元素通量。结合SGD排放速率与表1端元值, 计算得到:

陆源淡水地下水输送的硝酸盐为 $20.8\pm 15.4\text{ kg/d}$, DON为 $52.1\pm 38.6\text{ kg/d}$; 再循环海水部分输送的硝酸盐为 $1.3(\pm 1.0)\times 10^3\text{ kg/d}$, DON为 $168.2\pm 124.7\text{ kg/d}$; 总SGD输送的硝酸盐约为 $1.3(\pm 1.0)\times 10^3\text{ kg/d}$, DON为 $220.3\pm 163.3\text{ kg/d}$ 。由此推断得到, 陆源淡水地下水是SGD氮元素输入的核心载体。

此外, 里亚福尔摩萨潟湖因氮元素污染被诊断为富营养化水体^[34], 海岸带生态系统的富营养化和外源输入密切相关^[51]。尽管已有研究探讨了多种可能的氮输入途径, 包括污水排放、河流输入和大气沉降等^[52-53], 但主导潟湖氮平衡的主要压力来源仍未明确定义。通过历史数据的调查, 我们估算潟湖区域的沉积物扩散无机氮元素通量在 380 kg/d , 而沉降(主要是干沉降)带来的无机氮通量在 150 kg/d (图4)。这些面源输入路径(并非定点注入)带来的无机氮输入量占比超过 90% , 输入量可达 $1\text{ }857\text{ kg/d}$, 这与Ferreira等^[35]的质量平衡估算结果($1\text{ }600\text{ kg/d}$)高度一致。河流和市政废水, 其带来的氮输入, 特别是无机氮, 对于潟湖体系难以产生显著环境压力。本研究因此证实, 里亚福尔摩萨潟湖的SGD途径是影响其水体氮平衡的主要压力源。不仅如此, 污水和河流输入是典型的点源污染物, 通常仅影响邻近的潟湖水道, 难以扩展至整个潟湖尺度。而潟湖边缘的高渗透性海岸带区域注入的SGD氮元素则空间覆盖度大, 其产生的生态影响更广泛^[54-55]。

目前, 在全球海岸带已经有不少关于沿海区域氮元素蓄库组成和溯源的研究, SGD向半封闭沿海系统输送大量氮的重要性已得到证实(表1)。在全球尺度上, SGD途径输入的硝酸盐通量占外源总输入的比例范围在 38% (Florida Bay)到近 100% (Tolo Harbour与Kinvarra Bay区域)不等, 我们的研究结果表明, SGD的贡献为 $1\text{ }320\text{ kg N/d}$ (约占总量的 89%), 位

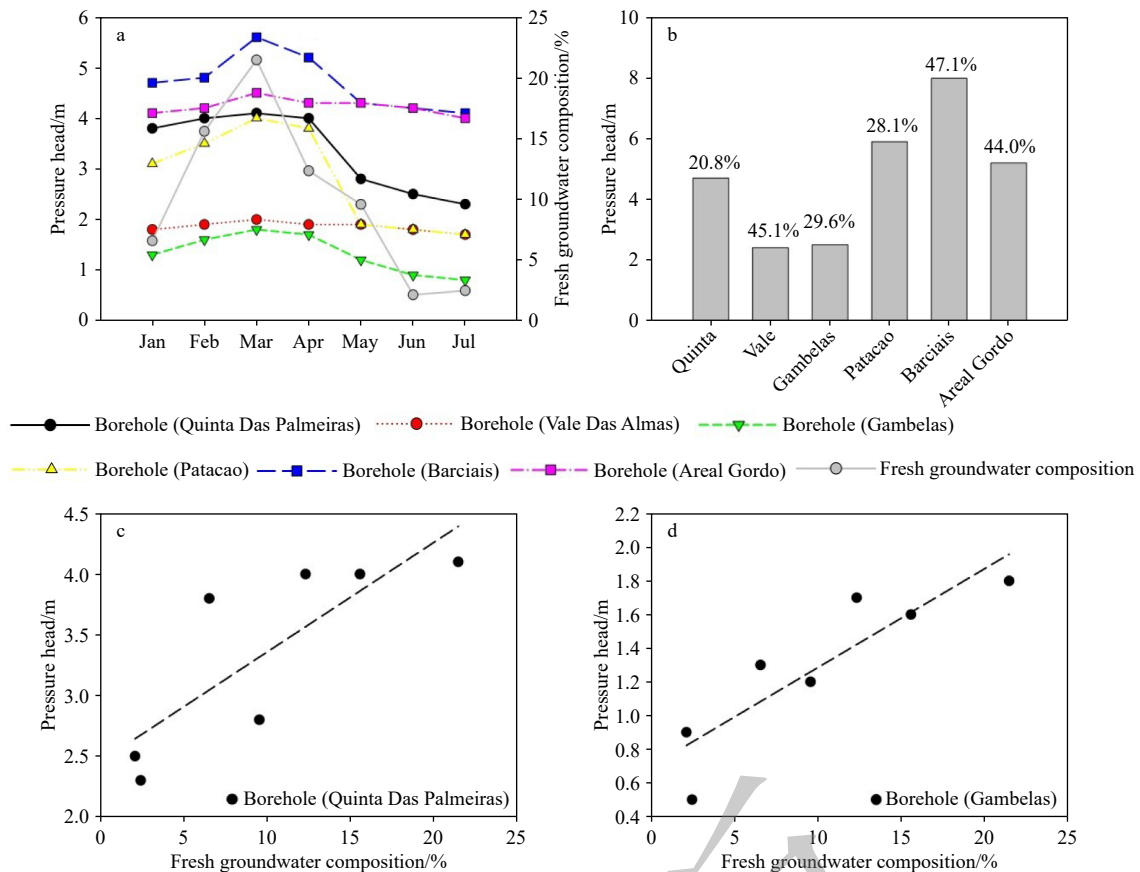


图 3 (A) 1 月至 7 月期间相邻钻孔的静水压力头 (数据来源: www.snirh.pt) 与总 SGD 中淡水成分 (数据来源: Leote 等^[30]); (B) 不同钻孔的压力头测量值及 2010 年 5 月各钻孔总 SGD 中淡水成分的预测; 帕尔梅拉斯庄园 (C) 和甘贝拉斯 (D) 地区淡水地下水成分与水位压头的回归趋势。平均值得出了本次调查中陆源淡水与再循环海水在总 SGD 中的比例 (35.8%: 64.2%)。

Fig. 3 (A) Piezometric pressure head (data from www.snirh.pt) in adjacent boreholes and fresh groundwater composition in total SGD during January to July (data from Leote et al.^[30]); (B) pressure head measurements in different boreholes and prediction of the fresh composition in total SGD in each borehole in May, 2010; Regression trends between fresh groundwater composition and pressure head in Quinta Das Palmeiras (C) and Gambelas (D). The average produced the ratio of freshwater to recycled seawater in the survey (35.8%: 64.2%) in the total SGD.

表 1 陆源淡水地下水和再循环海水中 NO_3^- 与 DON 的端元值及贡献率

Table 1 Endmember values and individual contribution of NO_3^- and DON in fresh SGD and recycled saline SGD (SW: seawater, GW: groundwater).

	^{222}Rn 平均活度 (Bq/m^3)	NO_3^- 平均浓度 ($\mu\text{mol}/\text{L}$)	DON平均浓度 ($\mu\text{mol}/\text{L}$)	海水-地下水比例	排放速率 ($10^4 \text{ m}^3/\text{d}$)	NO_3^- 排放量 (kg/d)	DON排放量 (kg/d)
再循环海水	305	14.3	35.2	64.2%	10.4±7.7	20.8±15.4	52.1±38.6
陆源淡水	6 625	1 600	208	35.8%	5.8±4.3	1.3(±1.0) × 10 ³	168.2±124.7
总量	—	—	—	100%	16.2±11.9	1.3(±1.0) × 10 ³	220.3±163.3

于这一范围之内 (图 4)。对于地表径流有限的沿海系统, Tait 等^[32]发表的 SGD 中硝酸盐占比也与本研究具有可比性。本研究区域的 DIN 占比为 69%, 与其他沿海系统的观测结果也较为一致 (表 2)。通过上述比较, 可以确信本文先前得出的结论: 里亚福尔摩萨地区的 SGD 是导致该系统硝酸盐或无机氮富集的

主要压力来源。

在全球范围内, 研究半封闭沿海系统中的 DON 收支问题相对较少。已有研究证实, SGD 可成为受纳水体 DON 的重要来源, 在韩国华顺湾这一比例最高可达 98%^[56]。在里亚福尔摩萨潟湖区域, 尽管 SGD 并非 DON 的主要来源, 输出的 DON 通量为 220.3 kg

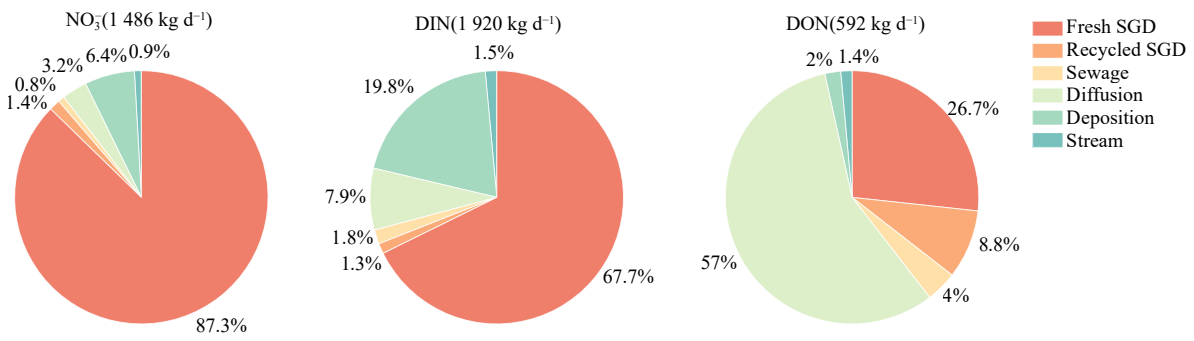


图 4 不同来源的 NO₃⁻、DIN 和 DON 对里亚福尔摩萨潟湖的贡献及比较

Fig. 4 Contributions and comparison of NO₃⁻, DIN, and DON from distinct sources to the Ria Formosa lagoon

表 2 沿海半封闭系统 (海湾与潟湖) 全球氮收支比较。表中所有通量单位均为 kg/d。

比率表示来自 SGD 通量占总输入源的比例

Table 2 Comparison of global N budgets in coastal semi-enclosed systems (bay and lagoon), in the table, the unit for all fluxes is kg/d. Ratio indicates the portion of flux from SGD and total input sources

地区	NO ₃ ⁻ 通量	比例	DIN通量	比例	DON通量	比例	参考文献
马山港, 韩国	/	/	4.4×10 ³	43%	/	/	Lee等 ^[57]
济州岛, 韩国	/	/	4.1×10 ³	92%	1.8×10 ³	98%	Kim等 ^[56]
帕图斯湖, 巴西	9.4×10 ³	41%	3.4×10 ⁴	55%	/	/	Niencheski等 ^[58]
文昌湖, 中国	1.5×10 ²	51%	1.6×10 ²	37%	145.7	9%	Liu等 ^[59]
哈纳莱伊湾, 夏威夷	12.4	73%	13.9	60%	/	/	Knee等 ^[60]
佛罗里达湾, 美国	4.3×10 ³	38%	2.0×10 ⁴	/	8.1×10 ³	/	Santos等 ^[61]
穆里潟湖, 拉罗汤加岛	27.4	87%	30.7	81%	12.7	13%	Tait等 ^[32]
吐露湾, 中国	1.0×10 ⁴	99%	1.6×10 ⁴	98%	/	/	Lee等 ^[62]
马尼拉湾, 菲律宾	/	/	2.0×10 ³	23%	/	/	Taniguchi等 ^[63]
金瓦拉湾, 爱尔兰	2.7×10 ²	99%	2.7×10 ²	95%	8.2	62%	Rocha等 ^[64]
扎顿湾, 克罗地亚	/	/	4.6×10 ²	98%	/	/	Chen等 ^[65]
辽东湾, 中国	/	/	1.0×10 ⁵	83%	/	/	Luo等 ^[23]
敖江出海口, 中国	4.3×10 ⁴	/	7.9×10 ⁴	58%	2.2×10 ⁴	/	Peng等 ^[66]
北部湾, 中国	/	/	4.1×10 ⁴	72%	/	/	Wang等 ^[67]
里亚福尔摩萨潟湖, 葡萄牙	1.3×10 ³	89%	1.3×10 ³	69%	220	37%	This study

N/d (图 1), 其贡献仍占 DON 总输入量的 37%, 与全球观测范围相当。

3.3 潟湖中氮的迁移转化以及归趋

尽管 SGD 输入了大量的硝酸盐, 区域调查的结果显示水体中硝酸盐的浓度往往在 10 μmol/L 以下, 如图 5 所示。连续定点站位的测试虽然也显示氮元素浓度伴随潮汐波动, 但是在低潮期 (SGD 速率高), 水体中硝酸盐和无机氮的浓度亦没有超过 20 μmol/L, 这与陆源淡水地下水端元的氮元素的高度富集形成鲜明对比。因此, 潟湖水体中必然存在活跃的关于氮元素的生物地球化学循环。

基于公式 (1), 我们对两个连续站位的氮元素通量进行了定量, 如图 6 所示。伴随潮汐波动, 铵盐的通量在 -38.1 至 52.3 μmol/(m²·h) 之间。硝酸盐的通量波动则缩至 -15.2 至 14.1 μmol/(m²·h) 之间。由于水体中有机氮的浓度相对较高, 其通量的波动范围则在 -380 至 410 μmol/(m²·h) 的区间。

基于公式 (2) 所提出的质量平衡方法, 将其它输入面源输入路径 (市政废水和河流输入与采样区域较远) 带入, 计算得出潟湖的铵盐反应速率是 -62.8(±15.0) μmol/(m²·h), 硝酸盐反应速率为 -69.9±68.5 μmol/(m²·h) (表 3)。这两形态的氮在潟湖水体中

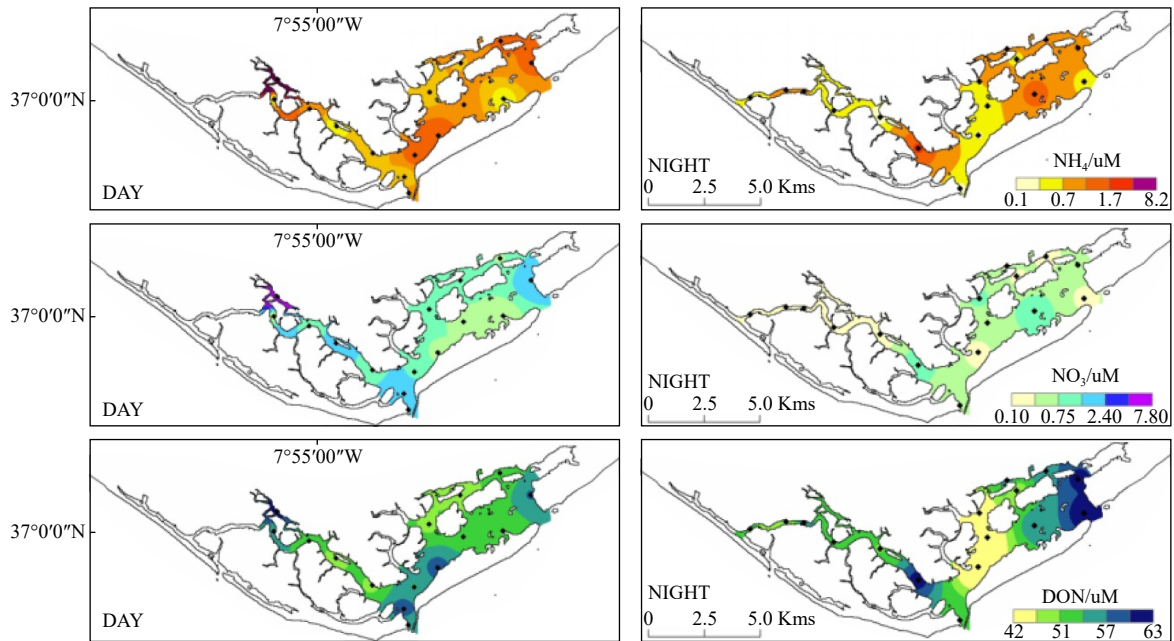


图 5 铵盐、硝酸盐和 DON 在潟湖水体中浓度的变化(白天主要是低潮期,晚上是高潮期)

Fig. 5 Distribution of NH_4^+ , NO_3^- , and DON in lagoon waters during daytime (mainly low tide) and nighttime (mainly high tide)

图中的黑点代表具体采样点位。

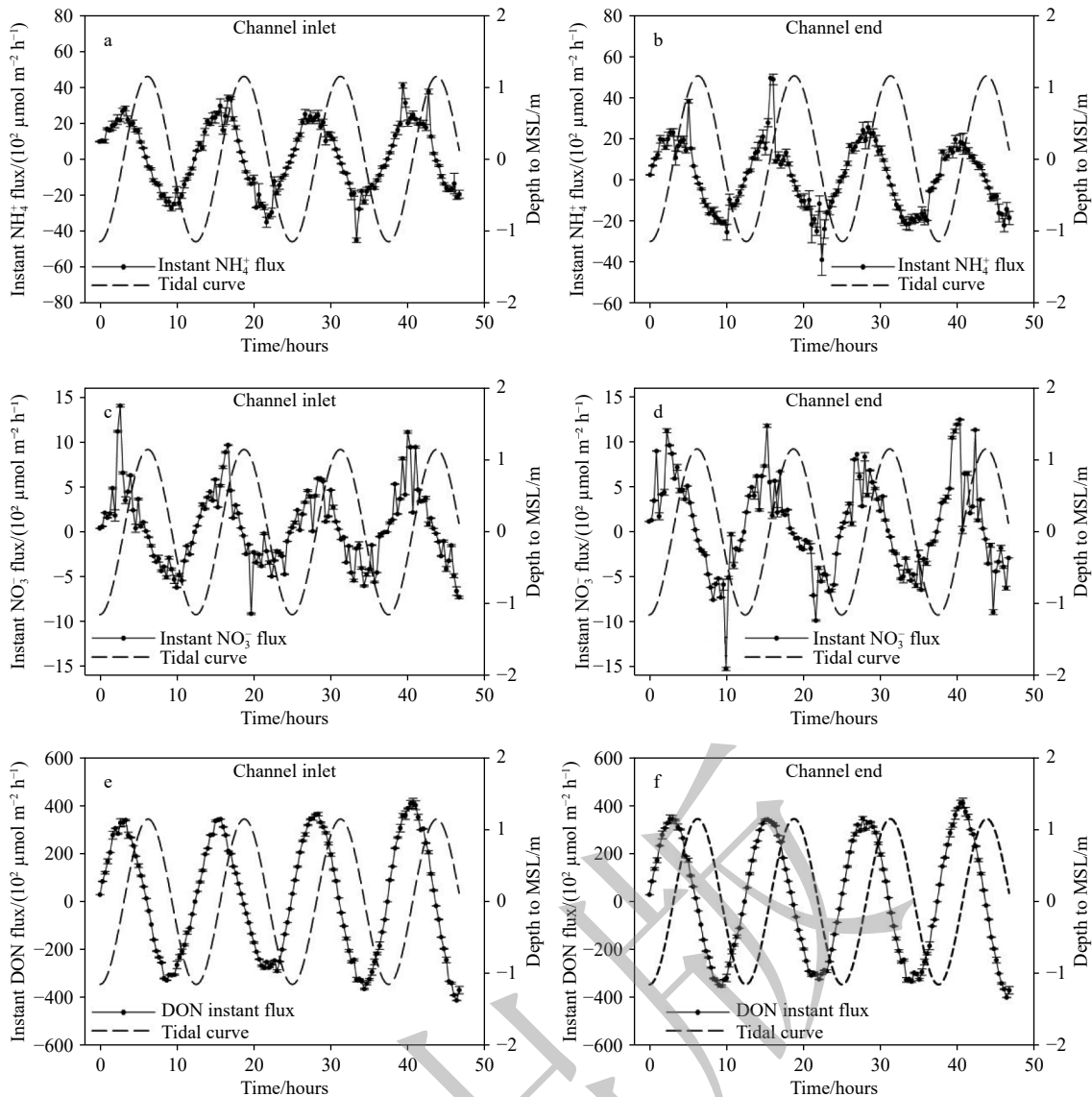
The black dots in the diagram represented specific sampling sites.

被快速消耗。与硝酸盐相比,铵盐在水生环境中更容易被生物同化吸收进入生物圈^[68]。该区域水体富含各种藻类,叶绿素浓度在采样期间维持在 $10 \mu\text{g/L}$ (见图 7)。水体中的氮可被硅藻、蓝绿藻和绿藻利用^[69-71]。里亚福尔摩萨潟湖的海草床也具备快速吸收铵盐的能力^[49]。以上生物同化作用契合了潟湖水体中铵盐的快速清除能力。

在海岸带系统中,沉积物通常通过反硝化作用或异化硝酸盐还原为铵(DNRA)过程^[64,72]快速降低上覆水中的硝酸盐浓度。反硝化反应亦可能参与了水体中硝酸盐的清除。定量评估显示,在长江河口水体中的反硝化过程表现出显著的氮去除潜力,反硝化速率在 $0.88-20.83 \mu\text{mol N/d}$ ^[73]。然而,过往的研究表明潟湖潮间带和底部沉积物均会向上覆水体释放硝酸盐^[74-76]。这表明沉积物中的反硝化作用并不活跃,无法快速消除水体中的硝酸盐。除此之外, DNRA 亦可能参与了硝酸盐的消除。海洋环境中 DNRA 的反应速率可达 $8.3-175 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[77]。而与其他受 SGD 影响的沿海系统相比(例如, Rocha 等^[64]研究发现 Kinvarra 湾潮下带沉积物的铵盐扩散速率超过 $400 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$),里亚福尔摩萨潟湖底部沉积物的铵盐扩散速率较低 ($16.2 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$)。作为 DNRA 过程的终产物,铵盐的扩散速率可以表征沉积物中 DNRA 过程的强度^[78]。综上,在里亚福尔摩萨潟湖,沉积物对硝酸盐去除的

贡献可能有限。这可能是沉积物中硝酸盐低可利用性导致的。具体而言,近岸地区水体混合作用强烈导致 SGD 携带的大量硝酸盐在潟湖水体中被迅速稀释衰减,阻碍了潟湖水体与孔隙水之间浓度梯度的建立,进而限制了硝酸盐向沉积物的输送^[79]。因此,沉积物中缺乏用于还原过程的电子受体底物。在沉积物参与受限的情况下,潟湖水体中的生物地球化学反应成为解释硝酸盐消耗的核心途径,其中生物同化吸收发挥着关键作用。然而,潟湖内的 DNRA 途径不能消除外源硝酸盐输入带来的生态风险。相反,通过 SGD 输入的大量硝酸盐可能通过 DNRA 途径转化为活性铵盐并被生物利用,从而增加了藻华暴发及后续水体缺氧的风险。

潟湖中 DON 的循环和周转特征与有机氮有所不同。总体而言,潟湖水体中的 DON 浓度较高,在 $40-70 \mu\text{mol/L}$ 之间。而在其它寡营养盐的系统中,例如在大堡礁, DON 的中值浓度范围为 $4-8 \mu\text{mol/L}$ ^[80]。在热带潟湖 Muri 潟湖, DON 的浓度范围为 $0.1-20 \mu\text{mol/L}$ ^[32]。考虑到地下水端元 DON 浓度远低于硝酸盐浓度,这表明了水体中可能存在 DON 的净生成。质量平衡结果证实了我们的猜想,显示潟湖水体中的 DON 呈净增加趋势,增加速率为 $36.3 (\pm 35.4) \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。这种 DON 的净增加印证了铵盐或者硝酸盐被快速转化为生物量的过程^[78],证实了

图6 渠道入口与渠道末端 NH_4^+ 、 NO_3^- 及DON通量的时间变化Fig. 6 Time series analysis of NH_4^+ , NO_3^- , and DON fluxes at channel inlet and channel end

SGD 输入的无机氮确实可能引发藻华现象。

作为海陆连接带, 潟湖对多种陆源输入具有重要的调节作用。在该地区, 潟湖内部活跃硝酸盐清除过程使得通过潮汐交换向邻近海洋输送仅为 190 kg/d, 显著降低了邻近海域富营养化的风险, 从而保障了珊瑚礁和海草床区域的生态安全。相比之下, SGD 是潟湖 DON 的重要来源之一。虽然地下水在流经地下河口 (STE) 时, 其中的 DON 会发生一定程度的生物地球化学削减, 但剩余 DON 仍通过 SGD 进入潟湖。在夏季, 潟湖整体表现为 DON 的净输出源, 每日向邻近海洋输送约 526 kg N-DON。目前, 关于近岸水体中 DON 浓度及其影响的研究仍十分有限。DON 是由不同分子量物质组成的连续谱, 在生物地球化学循环中的实际生物可利用性难以精确量化^[81]。其中, 不

稳定的活性组分可能具有较高的周转速率, 其周转时间甚至可能短于一天^[82]; 而剩余部分, 特别是来自陆地地下水的 DON, 则基本以难降解形态存在, 最终被埋藏在沉积物中。

4 结论

本研究通过多维度水文地球化学监测与通量核算, 明确 SGD 是里亚福尔摩萨潟湖外源氮输入的核心途径。受陆源淡水地下水硝酸盐富集特征驱动, SGD 贡献了潟湖系统中绝大部分外源硝酸盐通量, 同时每日向潟湖输入 168.2 kg 外源 DON。尽管潟湖水体中活跃的反硝化作用可快速去除 SGD 携带的硝酸盐, 但持续输入的高浓度硝酸盐仍对潟湖生态系统构成潜在富营养化风险, 可能触发藻华暴发并诱导季

表 3 两处研究点因潮汐通量及涨潮与落潮间残留物导致的氮交换量, 以及潟湖中的氮输入量与转化速率, 单位为 $\mu\text{mol N}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。“—”表示该途径并非氮的来源。

Table 3 The N exchange due to tidal fluxes and residues between flood tide and ebb tide in two study sites, as well as N inputs and transformation rates in the lagoon, the unit is $\mu\text{mol N}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$. The line “—” represents not ‘a source’ for this species.

途径		NH_4^+	NO_3^-	DON
监测点1	输入	$1.3(\pm 0.07) \times 10^3$	$4.2(\pm 0.1) \times 10^2$	$20.6(\pm 0.5) \times 10^3$
	输出	$1.5(\pm 0.1) \times 10^3$	$3.6(\pm 0.1) \times 10^2$	$21.4(\pm 0.4) \times 10^3$
	差值	$0.2(\pm 0.02) \times 10^3$	$0.6(\pm 0.06) \times 10^2$	$0.8(\pm 0.02) \times 10^3$
监测点2	输入	$1.5(\pm 0.07) \times 10^3$	$3.5(\pm 0.3) \times 10^2$	$19.7(\pm 1.9) \times 10^3$
	输出	$1.8(\pm 0.3) \times 10^3$	$3.0(\pm 0.2) \times 10^2$	$20.4(\pm 2.0) \times 10^3$
	差值	$0.3(\pm 0.04) \times 10^3$	$0.5(\pm 0.06) \times 10^2$	$0.7(\pm 0.09) \times 10^3$
其它输入端元	SGD	—	71.1 ± 65.9	8.4 ± 7.8
	沉积物扩散	16.2 ± 1.0	5.2 ± 1.3	0.3 ± 0.08
	大气沉降	6.6	3.6	19.5
化学反应	迁移转化	-62.8 ± 15.0	-69.9 ± 68.5	16.8 ± 15.7

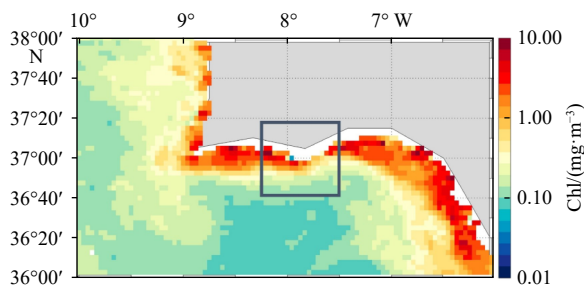


图 7 葡萄牙南部水体的叶绿素含量, 图像来源于哨兵-II 卫星遥感数据。潟湖区域(图中黑框部分)是叶绿素的高值区域, 叶绿素浓度可达 $10 \mu\text{g}/\text{L}$ 以上。

Fig. 7 Chlorophyll concentrations in waters off the southern coast of Portugal, based on Sentinel-2 satellite remote sensing data. The lagoon area (the section outlined in black in the figure) was a region of high chlorophyll concentrations, with levels reaching $10 \mu\text{g}/\text{L}$ or higher.

节性缺氧事件。SGD 输入的 DON 在潟湖中表现为净输出(每日约 582 kg N-DON), 其在潟湖内的净生产速率高于无机氮的净去除速率。研究推测这部分 DON 可能以相对稳定的形态存在, 但其生物可利用性及分子组成仍有待进一步研究。上述氮输入-转化-输出过程的系统解析表明, 为有效降低过量氮输入引发的环境风险, 亟需对淡水 SGD 的氮输入端元实施精准管控。同时, 考虑到地下水系统的水文滞缓效应, 当前 SGD 输入的氮可能源自数十年乃至更长时间尺度的历史污染, 但本研究未对地下水年龄进行直接测定, 该推断有待后续同位素测年工作证实。其环境影响具有显著的滞后性与长期性, 因此需要建立覆盖地下水-潟湖-近海的长期氮通量监测网络与动态监管机制。

参考文献:

- [1] Wählström I, Almroth-Rosell E, Edman M, et al. Increased nutrient retention and cyanobacterial blooms in a future coastal zone[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2024, 301: 108728.
- [2] Fu Yandan, Kang Jiahui, Li Ziyue, et al. Concentrations and fluxes of dissolved nutrients in the Yangtze River: long-term trends and ecological impacts[J]. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 2021, 8(4): 559–567.
- [3] Lönborg C, Müller M, Butler E C V, et al. Nutrient cycling in tropical and temperate coastal waters: is latitude making a difference?[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2021, 262: 107571.
- [4] Stackpoole S, Sabo R, Falcone J, et al. Long-term Mississippi river trends expose shifts in the river load response to watershed nutrient balances between 1975 and 2017[J]. *Water Resources Research*, 2021, 57(11): e2021WR030318.
- [5] 王猛, 王玉珏, 刘栋, 等. 胶州湾水体和表层沉积物营养环境现状及影响因素[J]. *海洋学报*, 2022, 44(10): 49–62.
Wang Meng, Wang Yujue, Liu Dong, et al. Nutritional environment and influencing factors of seawater and surface sediments in the Jiaozhou Bay[J]. *Haiyang Xuebao*, 2022, 44(10): 49–62.
- [6] Young N, Sharpe R A, Barciela R, et al. Marine harmful algal blooms and human health: a systematic scoping review[J]. *Harmful Algae*, 2020, 98: 101901.
- [7] Oliver A C, Kurylyk B L, Johnston L H, et al. Impacts of climate change and best management practices on nitrate loading to a eutrophic

- coastal lagoon[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2024, 12: 1468869.
- [8] Wang Yujue, Liu Dongyan, Xiao Wupeng, et al. Coastal eutrophication in China: trend, sources, and ecological effects[J]. *Harmful Algae*, 2021, 107: 102058.
- [9] Duce R A, LaRoche J, Altieri K, et al. Impacts of atmospheric anthropogenic nitrogen on the open ocean[J]. *Science*, 2008, 320(5878): 893–897.
- [10] Wilson S J, Anderson I C, Song B, et al. Temporal and spatial variations in subterranean estuary geochemical gradients and nutrient cycling rates: impacts on groundwater nutrient export to estuaries[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2023, 128(6): e2022JG007132.
- [11] Jiang Shan, Hossain M J, Uddin S A, et al. Nitrogen accumulation and attenuation in the Ganges-Brahmaputra-Meghna river system: an evaluation with multiple stable isotopes and microbiota[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023, 193: 115204.
- [12] Zhang Jing, Zhang Guosen, Du Yanan, et al. From the water sources of the Tibetan Plateau to the ocean: state of nutrients in the Changjiang linked to land use changes and climate variability[J]. *Science China Earth Sciences*, 2022, 65(11): 2127–2174.
- [13] Wilson S J, Moody A, McKenzie T, et al. Global subterranean estuaries modify groundwater nutrient loading to the ocean[J]. *Limnology and Oceanography Letters*, 2024, 9(4): 411–422.
- [14] Santos I R, Chen Xiaogang, Lecher A L, et al. Submarine groundwater discharge impacts on coastal nutrient biogeochemistry[J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(5): 307–323.
- [15] Cho H M, Kim G, Kwon E Y, et al. Radium tracing nutrient inputs through submarine groundwater discharge in the global ocean[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 2439.
- [16] Xu Cheng, Wang Xilong, Zhang Fenfen, et al. Potential linkages between submarine groundwater (fresh and saline) nutrient inputs and eutrophication in a coastal aquaculture bay[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2024, 129(10): e2024JC021501.
- [17] Zhang Yan, Santos I R, Li Hailong, et al. Submarine groundwater discharge drives coastal water quality and nutrient budgets at small and large scales[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2020, 290: 201–215.
- [18] Luijendijk E, Gleeson T, Moosdorf N. Fresh groundwater discharge insignificant for the world's oceans but important for coastal ecosystems[J]. *Nature Communications*, 2020, 11(1): 1260.
- [19] Wang Xuejing, Li Hailong, Zheng Chunmiao, et al. Submarine groundwater discharge as an important nutrient source influencing nutrient structure in coastal water of Daya Bay, China[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2018, 225: 52–65.
- [20] Santos I R, Eyre B D, Glud R N. Influence of porewater advection on denitrification in carbonate sands: evidence from repacked sediment column experiments[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2012, 96: 247–258.
- [21] Yu Xueqing, Liu Jian'an, Zhu Zhuoyi, et al. The significant role of submarine groundwater discharge in an Arctic fjord nutrient budget[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2024, 43(10): 74–85.
- [22] Bernard R J, Mortazavi B, Wang Lei, et al. Benthic nutrient fluxes and limited denitrification in a sub-tropical groundwater-influenced coastal lagoon[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2014, 504: 13–26.
- [23] Luo Manhua, Zhang Yan, Xiao Kai, et al. Effect of submarine groundwater discharge on nutrient distribution and eutrophication in Liaodong Bay, China[J]. *Water Research*, 2023, 247: 120732.
- [24] Zhu Tianyi, Zhao Shibin, Xu Bochao, et al. Large scale submarine groundwater discharge dominates nutrient inputs to China's coast[J]. *Nature Communications*, 2025, 16(1): 2932.
- [25] Couturier M, Tommi-Morin G, Sirois M, et al. Nitrogen transformations along a shallow subterranean estuary[J]. *Biogeosciences*, 2017, 14(13): 3321–3336.
- [26] Li Dongsheng, Zhao Yunduo, Liu Zhongfang. Nitrogen transformation and drivers in response to hydrological variability in the Yangtze subterranean estuary[J]. *Journal of Environmental Management*, 2025, 391: 126474.
- [27] Moore W S. The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water[J]. *Marine Chemistry*, 1999, 65(1/2): 111–125.
- [28] Ruiz-González C, Rodellas V, Garcia-Orellana J. The microbial dimension of submarine groundwater discharge: current challenges and future directions[J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2021, 45(5): fuab010.
- [29] 姜伟, 杨浩丹, 吴星媛, 等. 珊瑚礁区海底地下水排泄的环境效应及其珊瑚记录研究进展[J]. *海洋学报*, 2020, 42(11): 1–11.
Jiang Wei, Yang Haodan, Wu Xingyuan, et al. Research progress of environmental influence and coral record of submarine groundwater discharge in coral reefs[J]. *Haiyang Xuebao*, 2020, 42(11): 1–11.
- [30] Leote C, Ibánhez J S, Rocha C. Submarine groundwater discharge as a nitrogen source to the Ria Formosa studied with seepage meters[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 88(2): 185–194.
- [31] Beusen A H W, Slomp C P, Bouwman A F. Global land-ocean linkage: direct inputs of nitrogen to coastal waters via submarine groundwater discharge[J]. *Environmental Research Letters*, 2013, 8(3): 034035.
- [32] Tait D R, Erler D V, Santos I R, et al. The influence of groundwater inputs and age on nutrient dynamics in a coral reef lagoon[J]. *Marine Chemistry*, 2014, 166: 36–47.
- [33] Newton A, Icely J D, Falcao M, et al. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal[J]. *Continental Shelf Research*, 2003, 23(17/19): 1945–1961.
- [34] Domingues R B, Nogueira P, Barbosa A B. Co-limitation of phytoplankton by N and P in a shallow coastal lagoon (Ria Formosa): im-

- plications for eutrophication evaluation[J]. *Estuaries and Coasts*, 2023, 46(6): 1557–1572.
- [35] Ferreira J G, Simas T, Nobre A, et al. Identification of Sensitive Areas and Vulnerable Zones in Transitional and Coastal Portuguese Systems: Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego, Tagus, Sado, Mira, Ria Formosa and Guadiana Systems[M]. Lisboa: INAG-Instituto da Água, 2003.
- [36] Rocha C, Veiga-Pires C, Scholten J, et al. Assessing land–ocean connectivity via Submarine Groundwater Discharge (SGD) in the Ria Formosa Lagoon (Portugal): combining radon measurements and stable isotope hydrology[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2016, 20(8): 3077–3098.
- [37] Aníbal J, Gomes A, Mendes I, et al. Ria Formosa: Challenges of A Coastal Lagoon in A Changing Environment[M]. Faro: Universidade do Algarve, 2019. (查阅网上资料, 请确认修改是否正确)
- [38] Pacheco A, Ferreira Ó, Williams J J, et al. Hydrodynamics and equilibrium of a multiple-inlet system[J]. *Marine Geology*, 2010, 274(1/4): 32–42.
- [39] Balouin Y, Howa H, Michel D. Swash platform morphology in the ebb-tidal delta of the Barra Nova inlet, South Portugal[J]. *Journal of Coastal Research*, 2001, 17(4): 784–791.
- [40] Synthesis R. Development of an Information Technology Tool for the Management of European Southern Lagoons Under the Influence of River-Basin Runoff[D]. Porto: University Fernanda Pessoa, 2003. (查阅网上资料, 未找到本条文献作者及出版信息且未能确认文献类型, 请确认)
- [41] Oduor N A, Cristina S C, Costa P. Sources of anthropogenic nutrients and their implications on nutrient chemistry and ecological conditions of Ria Formosa lagoon, Portugal[J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2023, 61: 102843.
- [42] Stigter T Y, Ribeiro L, Carvalho Dill A M M. Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies—Two Portuguese case studies[J]. *Journal of Hydrology*, 2006, 327(3/4): 578–591.
- [43] Arnaud-Fassetta G, Bertrand F, Costa S, et al. The western lagoon marshes of the Ria Formosa (Southern Portugal): sediment-vegetation dynamics, long-term to short-term changes and perspective[J]. *Continental Shelf Research*, 2006, 26(3): 363–384.
- [44] Jiang Shan, Ibánhez J S P, Carvalho L, et al. Seasonal variation of nitrogen transformations in a subterranean estuary on the Ria Formosa lagoon barrier islands, Portugal[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2026, 45(1): 1-13. (查阅网上资料, 未找到本条文献卷期页码信息, 请确认)
- [45] Jiang Shan, Kavanagh M, Rocha C. Evaluation of the suitability of vacutainers for storage of nutrient and dissolved organic carbon analytes in water samples[J]. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 2017, 117B(1): 33-46.
- [46] Charbonnier C, Anschutz P, Tamborski J, et al. Benthic fluxes and mineralization processes at the scale of a coastal lagoon: permeable versus fine-grained sediment contribution[J]. *Marine Chemistry*, 2023, 254: 104274.
- [47] Flechard C R, Nemitz E, Smith R I, et al. Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the NitroEurope network[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2011, 11(6): 2703–2728.
- [48] Tett P, Gilpin L, Svendsen H, et al. Eutrophication and some European waters of restricted exchange[J]. *Continental Shelf Research*, 2003, 23(17/19): 1635–1671.
- [49] Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. *Methods of Seawater Analysis*[M]. 3rd ed. Weinheim: Wiley-VCH, 2009.
- [50] Cohen E R. An introduction to error analysis: the study of uncertainties in physical measurements[J]. *Measurement Science and Technology*, 1998, 9(6): 022.
- [51] Paytan A, Shellenbarger G G, Street J H, et al. Submarine groundwater discharge: an important source of new inorganic nitrogen to coral reef ecosystems[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(1): 343–348.
- [52] Wayland D, Megson D P, Mudge S M, et al. Identifying the source of nutrient contamination in a lagoon system[J]. *Environmental Forensics*, 2008, 9(2/3): 231–239.
- [53] Gari S R, Newton A, Icely J, et al. Testing the application of the Systems Approach Framework (SAF) for the management of eutrophication in the Ria Formosa[J]. *Marine Policy*, 2014, 43: 40–45.
- [54] Rocha C, Ibánhez J S P, Leote C. Benthic nitrate biogeochemistry affected by tidal modulation of Submarine Groundwater Discharge (SGD) through a sandy beach face, Ria Formosa, Southwestern Iberia[J]. *Marine Chemistry*, 2009, 115(1/2): 43–58.
- [55] Rocha C, Jiang S, Ibánhez J S P, et al. The effects of subterranean estuary dynamics on nutrient resource ratio availability to microphytobenthos in a coastal lagoon[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 851: 157522.
- [56] Kim T H, Kwon E, Kim I, et al. Dissolved organic matter in the subterranean estuary of a volcanic island, Jeju: importance of dissolved organic nitrogen fluxes to the ocean[J]. *Journal of Sea Research*, 2013, 78: 18–24.
- [57] Lee Y W, Hwang D W, Kim G, et al. Nutrient inputs from submarine groundwater discharge (SGD) in Masan Bay, an embayment surrounded by heavily industrialized cities, Korea[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(9): 3181–3188.
- [58] Niencheski L F H, Windom H L, Moore W S, et al. Submarine groundwater discharge of nutrients to the ocean along a coastal lagoon barrier, Southern Brazil[J]. *Marine Chemistry*, 2007, 106(3/4): 546–561.
- [59] Liu Sumei, Li Ruihuan, Zhang Guiling, et al. The impact of anthropogenic activities on nutrient dynamics in the tropical Wenchanghe and Wenjiaohu Estuary and Lagoon system in East Hainan, China[J]. *Marine Chemistry*, 2011, 125(1/4): 49–68.
- [60] Knee K L, Layton B A, Street J H, et al. Sources of nutrients and fecal indicator bacteria to nearshore waters on the north shore of Kaua`i

- (Hawa'i, USA)[J]. *Estuaries and Coasts*, 2008, 31(4): 607–622.
- [61] Santos I R S, Burnett W C, Chanton J, et al. Nutrient biogeochemistry in a Gulf of Mexico subterranean estuary and groundwater-derived fluxes to the coastal ocean[J]. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53(2): 705–718.
- [62] Lee C M, Jiao J J, Luo Xin, et al. Estimation of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes in Tolo Harbour, Hong Kong[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 433: 427–433.
- [63] Taniguchi M, Burnett W C, Dulaiova H, et al. Groundwater discharge as an important land-sea pathway into Manila Bay, Philippines[J]. *Journal of Coastal Research*, 2008, 24(sp1): 15–24.
- [64] Rocha C, Wilson J, Scholten J, et al. Retention and fate of groundwater-borne nitrogen in a coastal bay (Kinvara Bay, Western Ireland) during summer[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 125(2): 275–299.
- [65] Chen Xiaogang, Cukrov N, Santos I R, et al. Karstic submarine groundwater discharge into the Mediterranean: radon-based nutrient fluxes in an anchialine cave and a basin-wide upscaling[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2020, 268: 467–484.
- [66] Peng Tong, Yu Xueqing, Liu Jianan, et al. Capturing the influence of submarine groundwater discharge on nutrient speciation dynamics within an estuarine aquaculture ecosystem[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 336: 122467.
- [67] Wang Xilong, Su Kaijun, Chen Xiaogang, et al. Submarine groundwater discharge-driven nutrient fluxes in a typical mangrove and aquaculture bay of the Beibu Gulf, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 168: 112500.
- [68] Ribot M, von Schiller D, Martí E. Understanding pathways of dissimilatory and assimilatory dissolved inorganic nitrogen uptake in streams[J]. *Limnology and Oceanography*, 2017, 62(3): 1166–1183.
- [69] Aldunate M, Henríquez-Castillo C, Ji Qixing, et al. Nitrogen assimilation in picocyanobacteria inhabiting the oxygen-deficient waters of the eastern tropical North and South Pacific[J]. *Limnology and Oceanography*, 2020, 65(2): 437–453.
- [70] Rocha C, Galvão H, Barbosa A. Role of transient silicon limitation in the development of cyanobacteria blooms in the Guadiana estuary, south-western Iberia[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, 228: 35–45.
- [71] Watzter B, Spät P, Neumann N, et al. The signal transduction protein P_{II} controls ammonium, nitrate and urea uptake in cyanobacteria[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2019, 10: 1428.
- [72] Ning Zhiming, Xia Ronglin, Yang Bin, et al. Sedimentary nitrogen dynamics in a coastal reef area with relatively high nitrogen concentration[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2023, 42(4): 33–40.
- [73] Jensen M M, Lam P, Revsbech N P, et al. Intensive nitrogen loss over the Omani Shelf due to anammox coupled with dissimilatory nitrite reduction to ammonium[J]. *The ISME Journal*, 2011, 5(10): 1660–1670.
- [74] Magri M, Benelli S, Bonaglia S, et al. The effects of hydrological extremes on denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) and mineralization in a coastal lagoon[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 740: 140169.
- [75] Murray L G, Mudge S M, Newton A, et al. The effect of benthic sediments on dissolved nutrient concentrations and fluxes[J]. *Biogeochemistry*, 2006, 81(2): 159–178.
- [76] Hylén A, Taylor D, Kononets M, et al. In situ characterization of benthic fluxes and denitrification efficiency in a newly re-established mussel farm[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782: 146853.
- [77] Lønborg C, Carreira C, Abril G, et al. A global database of dissolved organic matter (DOM) concentration measurements in coastal waters (CoastDOM v1)[J]. *Earth System Science Data*, 2024, 16(2): 1107–1119.
- [78] Uchiyama Y, Nadaoka K, Rölke P, et al. Submarine groundwater discharge into the sea and associated nutrient transport in a Sandy Beach[J]. *Water Resources Research*, 2000, 36(6): 1467–1479.
- [79] Zheng Yanling, Hou Lijun, Zhang Zongxiao, et al. Overlooked contribution of water column to nitrogen removal in estuarine turbidity maximum zone (TMZ)[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 788: 147736.
- [80] Reckhardt A, Beck M, Seidel M, et al. Carbon, nutrient and trace metal cycling in sandy sediments: a comparison of high-energy beaches and backbarrier tidal flats[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2015, 159: 1–14.
- [81] 冯立娜, 张海波, 孙雨嫣, 等. 浒苔绿潮消亡腐败过程中的营养盐释放及其对近海环境的影响[J]. *海洋学报*, 2020, 42(8): 59–68.
Feng Li'na, Zhang Haibo, Sun Yuyan, et al. On nutrient releases from the decomposition of *Ulva prolifera* green tide and their impacts on nearshore seawaters in the southern Yellow Sea[J]. *Haiyang Xuebao*, 2020, 42(8): 59–68.
- [82] Hobbie J E, Hobbie E A. Microbes in nature are limited by carbon and energy: the starving-survival lifestyle in soil and consequences for estimating microbial rates[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2013, 4: 324.

The impact of submarine groundwater discharge on nitrogen input and nitrogen cycling processes in a southern Portugal lagoon

Sun Danqing¹, Lai Longyun¹, Xu Yi¹, Jiang Shan¹

(1. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200241, China)

Abstract: This study investigated the nitrogen input characteristics of submarine groundwater discharge (SGD) and its influence on the nitrogen biogeochemical cycle in the Ria Formosa lagoon system in Faro, southern Portugal, during the early summer season. The results showed that although biogeochemical processes within the subterranean estuary significantly reduce the nitrogen load transported by SGD, it remained an important source of nitrogen nutrients to the lagoon. The SGD-derived nitrate flux into the lagoon was as high as $1.3(\pm 1.0) \times 10^3$ kg/d, and the flux of dissolved organic nitrogen (DON) was 220.3(± 163.3) kg/d, contributing 89% of the total nitrate input and 37% of the total DON input to the lagoon, respectively. End-member analysis further revealed that approximately 98% of nitrate and 76% of DON originated from freshwater groundwater, highlighting the potential pressure of land-sourced groundwater nitrogen pollution on coastal ecosystems. A 48-hour in situ continuous monitoring in the lagoon revealed that externally sourced nitrate from SGD was rapidly removed from the lagoon system, with a removal rate of $69.9(\pm 68.5) \mu\text{mol N}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$. Considering the lagoon area, the estimated total daily net nitrate removal in the lagoon is equivalent to 8.9 times the total nitrate input from SGD. This result indicates that the biogeochemical nitrate removal processes within the lagoon are highly active, with a combined removal capacity far exceeding that of the SGD input alone; the lagoon as a whole thus acts as an efficient nitrate sink. Concurrently, the net production rate of DON was as high as $36.3(\pm 35.4) \mu\text{mol N-DON}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, indicating that the substantial input of land-sourced nitrate significantly enhanced biological assimilation within the lagoon ecosystem. Therefore, future efforts should prioritize the long-term monitoring and precise management of SGD-derived nitrogen inputs to ensure the health and sustainable development of coastal lagoon ecosystems.

Key words: Submarine groundwater discharge; Subterranean estuary; Radon; Nitrogen; Portugal