环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第45卷 第3期
2024年3月15日

目 次

杭州湾南岸20 a水质净化功能变化及预测

王珊珊[1,2], 曹公平[1,2], 徐明伟[3], 黄君宝[1,2], 曾剑[1,2]

(1. 浙江省水利河口研究院(浙江省海洋规划设计研究院), 杭州 310020; 2. 浙江省河口海岸重点实验室, 杭州 310020; 3. 苏交科集团股份有限公司, 南京 210019)

摘要: 区域水质净化功能及其影响因素的研究,对深入了解区域水质净化潜力,指导因地制宜的区域总体规划方案与环境保护措施具有重要的现实意义. 研究区位于杭州湾南岸,是陆海相互作用的典型区域,承载着重要的经济发展及生态环境功能. 基于收集的地形和土地利用类型数据,结合基于站点的气象数据,采用生态系统服务和权衡的综合评估模型(InVEST模型)中的水质净化模型,研究杭州湾南岸氮(N)、磷(P)的负荷量、输出量和净化量的时空演变特征,探索不同发展情境下研究区域水质净化功能的差异. 结果表明,时间上,N和P的输出量以及净化量在两年中存在明显差异,相比2000年,2020年研究区域N总负荷量减少276.72 t,输出量减少140.86 t,净化量减少137.86 t;P总负荷量增加93.65 t,输出量增加28.91 t,净化量增加64.74 t;空间上,N、P输出量空间分布趋势大致相同,总体呈现北高南低以及南部部分区域为高值的特征,与土地利用类型密切相关;基于不同情景的模拟分析表明,在自然发展优先情景下,研究区N、P的输出量分别为1 682.36 t和115.50 t,在经济发展优先情景下,区域N、P的输出量分别增加约83.02%和79.93%,在环境保护情景下,区域N、P的输出量分别减少约为79.96%和56.44%. 因此环境保护发展优先情景,能有效地减少区域N和P的输出,提高水质净化功能. 研究结果为制定区域陆海统筹的规划方案,促进研究区域内经济和生态的协同发展提供了坚实的理论基础.

关键词: 杭州湾南岸; 陆海统筹; 水质净化; 时空演变; InVEST模型; 预测研究

中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2024)03-1502-10 **DOI:** 10.13227/j.hjkx.202303248

Change and Prediction of Water Purification Function in the South Bank of Hangzhou Bay in the Past 20 Years

WANG Shan-shan[1,2], CAO Gong-ping[1,2], XU Ming-wei[3], HUANG Jun-bao[1,2], ZENG Jian[1,2]

(1. Zhejiang Institute of Hydraulics & Estuary (Zhejiang Institute of Marine Planning and Design), Hangzhou 310020, China; 2. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Estuarine and Coastal Areas, Hangzhou 310020, China; 3. JSTI Group Co., Ltd., Nanjing 210019, China)

Abstract: The investigation of regional water purification functionality and its influencing factors holds significant pragmatic implications in understanding the potential of regional water purification, guiding context-specific regional comprehensive planning schemes, and environmental conservation measures. The study site, situated along the southern coast of Hangzhou Bay, represents a prototypical region characterized by intricate land-sea interactions that bear substantial economic and ecological functions. By assimilating a meticulously collected topographical and land-use dataset, in conjunction with site-specific meteorological records, the water purification model embedded within the integrated valuation of ecosystem services and trade-offs (InVEST) framework was employed to scrutinize the spatiotemporal dynamics of nitrogen (N) and phosphorus (P) loads, discharges, and removals within the southern coast of Hangzhou Bay. The prime objective of this study was to unravel the differentials in water purification functionality under diverse developmental scenarios. The investigation unearthed distinct temporal discrepancies in N and P discharges and removals over two temporal dimensions. Relative to the benchmark year 2000, the total N load experienced a reduction of 276.72 t, whereas the N discharge and removals decreased by 140.86 and 137.86 t, respectively, in the year 2020. In contrast, the total P load observed an increase of 93.65 t, accompanied by a surge in P discharge and removals by 28.91 and 64.74 t, respectively. Spatially, the distribution pattern of N and P discharges exhibited a general inclination of elevated values in the northern region and subdued values in the southern region, with certain pockets in the southern region exhibiting pronounced peaks, intimately associated with land-use typologies. Simulation analyses conducted under distinct scenarios unveiled that under the natural development priority scenario, the N and P discharges within the study area amounted to 1 682.36 and 115.50 t, respectively. Conversely, under the scenario emphasizing economic development, the regional N and P discharges showed an approximate escalation of 83.02% and 79.93%, correspondingly. In contrast, under the scenario emphasizing environmental conservation, the regional N and P discharges exhibited a notable decline of approximately 79.96% and 56.44%, respectively. Hence, the scenario prioritizing the amalgamation of environmental conservation and development effectively reduced the N and P discharges within the region, bolstering the water purification functionality. The results derived from this study furnish a solid theoretical foundation for effectuating region-specific planning schemes fostering coordinated economic and ecological advancement within the study area.

Key words: the south bank of Hangzhou Bay; integrated land-sea coordination; water purification; spatio-temporal variation; InVEST model; prediction research

杭州湾南岸是浙江省最重要的经济区,人口密度大和城市拓张迅速,近20年,经济的高速发展占用了大量的滩涂湿地和丘陵林地,使得区域的生态环境承载力面临较大压力. 多年来杭州湾海域一直为四类至劣四类水质,赤潮等水环境事件频发,虽然针对该水环境问题开展了众多的研究并采取了一系列的治理措施,但是由于上下游、南北岸污染物输入的影响,海湾内的水环境问题依然突出.

收稿日期: 2023-03-29; **修订日期:** 2023-06-17

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFC3106201);国家自然科学基金项目(42076178,42176170);浙江省水利科技计划项目(RC2064);浙江省自然科学基金重点项目(LZJWZ23E090003,LZJWZ22E090005)

作者简介: 王珊珊(1980~),女,博士,正高级工程师,主要研究方向为河口海岸动力与河口海岸环境评价及规划,E-mail: shanshwang2017@163.com

以往研究基本关注于杭州湾湿地的生态功能及生态价值[1~4]，但鲜见学者从陆海统筹的角度，探讨河口湿地、城市和丘陵林地系统在水质净化功能中的协同效应．且以往研究主要采用水质标识指数法、综合水质标识指数法和梅洛污染指数法等对局部区域的水质净化功能进行分析[1~3,5~10]，在效果的可视化和动态变化等方面有所欠缺．

河口海岸地区是海陆交互作用的重要地带，在流域能量交换和物质迁移转化方面十分活跃[6,8,11~16]．海域水质环境主要受海洋、河流水文循环等自然因素以及生产生活等人为因素的影响，而土地利用格局及其变化是人为对自然环境影响的直观反映[17~20]．一个区域的土地利用格局直接影响区域水质净化功能，进而影响河口海岸的水域环境质量和环境承载力[21~31]．有效合理的计算分析和评价水质净化能力是进行区域生态系统服务功能和价值评估的重要环节[9,10,25~31]，更是开展流域环境承载力分析的基础内容．

在土地类型中，湿地和山林是大自然进行水质净化的重要系统[12~16,32~38]，其中湿地系统能够利用其物理、化学和生物综合效应，高效去除或分解进入湿地的污染物，从而达到处理废弃物及维持水系、流域水质清洁的目的[12~16]，山林则可以通过改善土壤结构和促进土壤团粒结构，过滤水体中磷、钾和钙镁等矿物质，或通过植物杀菌素的杀菌作用起到水质净化的作用[32~38]．杭州湾湿地主要位于南岸，为河口泥沙堆积、淤涨形成，担负杭州湾南岸重要的生态净化功能，而更南侧四明山丘陵地区拥有丰富的山林资源和水资源，是重要的生态功能区和水源涵养地，两者共同发挥区域生态环境屏障作用．根据区域规划，研究区未来将承载 1 500 万人口，区域的水质净化压力也有大幅增加，因此评估杭州湾南岸的水质净化能力，探讨其影响因素具有重要意义．

基于此，本文以曹娥江到甬江之间的杭州湾南岸区域为研究对象，选取土地利用格局差异较大的 2000 年和 2020 年数据，采用生态系统服务和权衡的综合评估模型（InVSET 模型）计算的方法开展两个时期该区水质净化功能的时空变化研究，并模拟计算在不同区域发展情境和不同土地利用格局下，研究区域水质净化功能的差异，以期为制定陆海统筹的区域总体规划以及环境保护提供科学依据．

1　材料及方法

1.1　研究区概况

杭州湾位于浙江省北部，是钱塘江入东海形成的喇叭状河口湾．北邻长江口，西连钱塘江，东部与东海相连，从湾顶的澉浦至西三闸断面到湾口的芦潮港至镇海断面，中心线长约 85 km，宽从 19.4 km 展宽为 98.5 km，呈现北凹南凸的喇叭形[39,40]，北岸深槽发育，南岸滩涂宽广、淤涨迅速．

本研究区域位于杭州湾南岸，范围西至曹娥江和剡溪，南以黄泽江为界，东至甬江、奉化江和剡江，北以低潮位水深 6 m 处为界，地理范围介于东经 120°58′45″~122°09′27″，北纬 29°47′12″~30°40′45″，占地面积约为 6 057 km^2（包含水域面积）．研究区域整体地势南高北低，由南向北地形依次为山地丘陵-河湖平原-滩涂湿地．其中东南部主要由四明山脉构成的山地丘陵，由多个山峰连接而成，山脉呈西南东北走向，东北段平均海拔 100~300 m，西南段平均海拔 700~800 m[41]，河流汇水作用明显．中部为宁绍平原的一部分，为河口淤积和河湖淤积平原，河网密布，人口稠密．北部的滩涂主要为现代河口淤积形成的滩涂湿地，宽广平坦，分布有盐沼、光滩和潮滩类型，由砂质泥和粉细砂等细颗粒沉积物组成．

1.2　基本数据

1.2.1　地形高程和流域

研究区域的 DEM 高程数据来自“地理空间数据云”（http://www.gscloud.cn/）的 GDEMV2 30M 分辨率数字高程数据．数据获取后，采用 ArcGIS 对数据进行坐标系变换、裁剪、提取等空间处理，获得研究区域的地形高程图．基于 DEM 数据，主要利用 ArcGIS 水文分析工具，得到研究区域的流域矢量面数据（图 1）．

1.2.2　土地利用类型

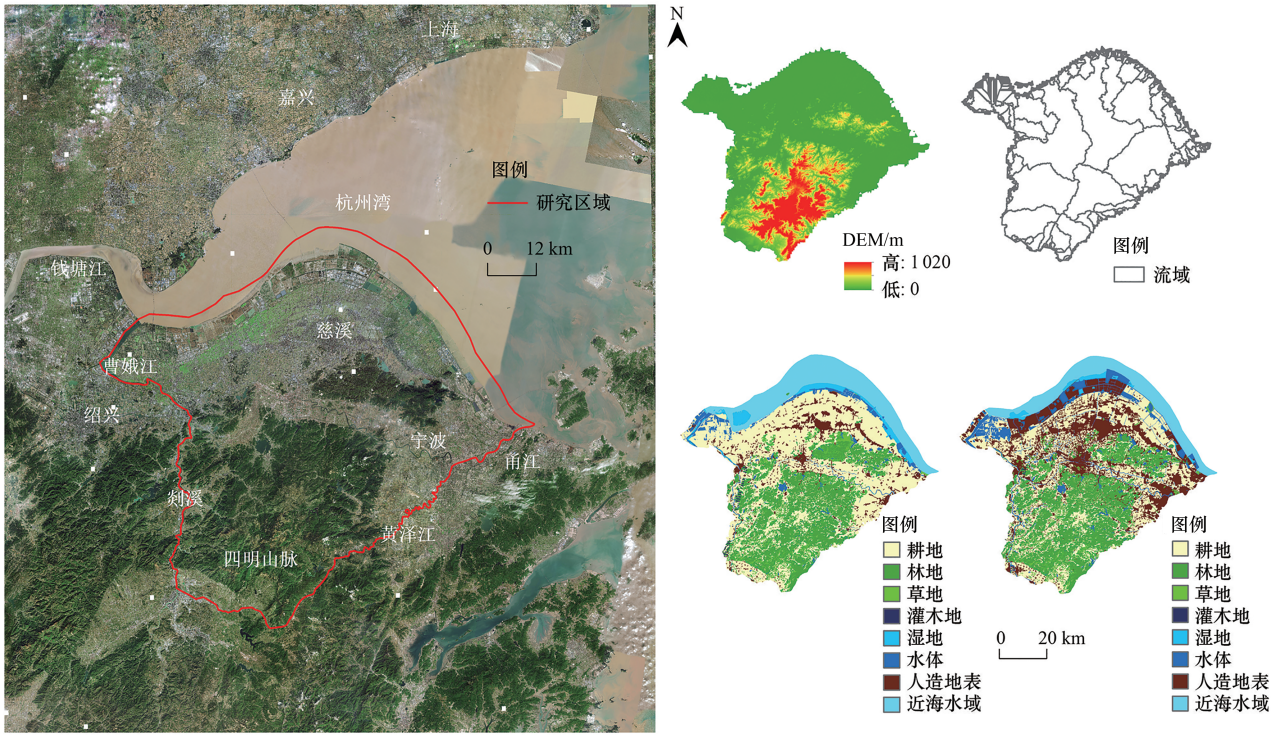
土地利用数据选用全球 30 m 分辨率地表覆盖数据（www.globallandcover.com），GlobeLand30 数据共包括 10 个类型，分别是：耕地、森林、草地、灌木地、湿地、水体、苔原、人造地表、裸地、冰川和永久积雪．经过 ArcGIS 软件拼接、镶嵌、裁剪、提取后得到研究区域 2000 年和 2020 年的土地利用类型分布图，分辨率为 30 m×30 m（图 1）．经过计算得到两年土地利用类型转换矩阵，见表 1．

1.2.3　营养物质径流代理数据

表示径流潜力的空间变异性，即向下游输送养分的能力，可简化定义为年降水量．本文的降雨量数据来源于浙江省气象局提供的全省气象站点数据，利用克里金插值法进行数据插值得到全省降雨量分布图，再用 ArcGIS 进行投影、裁剪和提取得到研究区域 2000 年和 2020 年降雨量空间分布（图 2）．

1.2.4　生物物理表

包含与栅格中每个土地利用类型对应的模型信息（表 2）．



(a)研究区地理位置,(b) 研究区域高程,(c) 研究区域水系,(d) 2000年研究区域土地利用类型,(e) 2020年研究区土地利用类型

图 1 研究区域地理位置、土地利用类型、高程和水系

Fig. 1 The location, land use type, elevation, and water system of the south bank of Hangzhou Bay

表 1 2000年和2020年研究区域土地利用转移矩阵/km^2

Table 1 Land use transfer matrix of the study area from 2000 to 2020 /km^2

		2000年								
		草地	耕地	灌木地	近海水域	林地	人造地表	湿地	水体	总计
2020年	草地	117.508	33.803	0.109	0.047	119.877	25.808	0.001	3.198	300.35
	耕地	42.597	1 733.415	2.551	3.199	51.866	633.62	0.284	122.046	2 589.577
	灌木地	0.05	0.274	2.303	0	11.221	0.093	0	0.025	13.965
	近海水域	1.259	26.474	0	588.78	0	128.388	47.431	101.088	893.419
	林地	90.753	73.076	0.36	0	1 303.97	21.308	0.004	22.134	1 511.603
	人造地表	3.662	15.138	0.074	0	0.863	339.796	0.003	3.824	363.36
	湿地	2.052	26.66	0	8.772	1.029	77.459	20.957	31.232	168.161
	水体	3.902	42.805	0.011	0.448	1.021	39.155	1.697	145.772	234.812
	总计	261.783	1 951.644	5.407	601.246	1 489.847	1 265.625	70.376	429.319	6 075.247

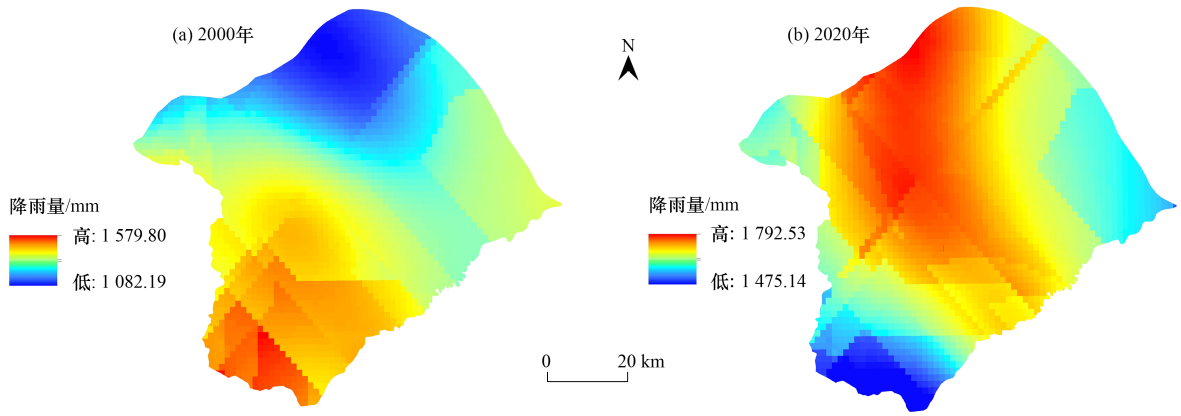


图 2 研究区域降雨量空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of rainfall in the study area

表 2　水质净化模块生物物理数据 1)

Table 2　Biophysical table of the water purification module

lucode	load_N	load_P	eff_N	eff_P	crit_len_N	crit_len_P	proportion_subsurface_N	proportion_subsurface_P
10	19.40	1.22	0.30	0.30	25	25	0.50	0.50
20	2.12	0.15	0.80	0.80	300	300	0	0
30	3.20	0.20	0.48	0.40	150	150	0	0
40	2.12	0.15	0.70	0.70	300	300	0	0
50	2	0.05	0.80	0.80	150	150	0	0
60	0	0	0.05	0.05	150	150	0	0
80	12	2.10	0.05	0.05	10	10	0	0
255	0	0	0.05	0.05	150	150	0	0

1)lucode：每个土地利用类型对应的唯一编号；load_N 和 load_P：N、P 输出负荷系数，不同土地利用类型的养分负荷，单位为 kg·(hm²·a)⁻¹，参数数据见文献[42～44]；eff_N 和 eff_P：植被最大 N、P 滞留效率，表示土地利用类型截留营养物质的效率，取值范围在 0~1 之间，取值见文献[42～44]；crit_len_N 和 crit_len_P：每种土地利用类型滞留 N、P 营养物的最大距离，如果传播的距离小于滞留距离，保留效率将小于最大滞留效率 eff_N 和 eff_P，遵循指数衰减，单位为 m；proportion_subsurface_N 和 proportion_subsurface_P：N、P 保留值占总量的比例，以 0~1 之间的值表示，默认情况下，该值应设置为 0，表示所有的 N、P 都通过表面流输送

1.2.5　流域累计阈值

在单元被认为是水流的一部分之前，必须输入单元的上游单元的数量，用于对 DEM 中的水流进行分类．该值直接影响水文连通性的表达和养分输出结果，本次取系统默认值 1 000.

1.2.6　N 地下临界长度

N 营养盐在地下滞留的临界距离，单位 m. 如果 N 营养盐在地下滞留的距离小于地下临界距离，则保留效率将低于定义的地下最大保留效率值．模型中该值取默认值 200，单位为 m.

1.2.7　N 地下流动最大保留效率

通过地下流动可达到的最大的 N 营养盐的保留效率，值在 0~1 之间，通常设为 0.8.

1.2.8　Borselli k 参数

确定水文连通性（从陆地到河流的连接程度）和养分输送率（实际到达河流的养分百分比）之间关系的校正参数，默认值为 2.

1.3　分析方法

本文主要利用 InVEST 模型中的水质净化模块（nutrient delivery ratio）开展研究区域水质净化功能时空变化的计算和模拟．水质净化模块采用质量平衡方法，描述营养物质在空间中的移动，评估流域内 N、P 的输出量以及通过植被和土壤吸收、转移等方式降低和去除的 N、P 总量，N、P 的输出量越少，水质净化功能越好，反之则越差[44].

营养物输出量计算公式为：

$$x_{\mathrm{exp}i} = \mathrm{load}_{\mathrm{surf},i} \cdot \mathrm{NDR}_{\mathrm{surf},i} + \mathrm{load}_{\mathrm{subs},i} \cdot \mathrm{NDR}_{\mathrm{subs},i}$$

$$x_{\mathrm{exptot}} = \sum_i x_{\mathrm{exp}i}$$

式中，$x_{\mathrm{exp}i}$ 为各栅格 i 的营养物输出量，$\mathrm{load}_{\mathrm{surf},i}$ 为地表营养物负荷，$\mathrm{NDR}_{\mathrm{surf},i}$ 为地表营养物传输速率，$\mathrm{load}_{\mathrm{subs},i}$ 为地下营养物负荷，$\mathrm{NDR}_{\mathrm{subs},i}$ 为地下营养物传输速率，$x_{\mathrm{exp}_{\mathrm{tot}}}$ 为子流域营养物输出量.

营养盐负荷量计算公式为：

$$\mathrm{modified.load}_{xi} = \mathrm{load}_{xi} \cdot \mathrm{RPI}_{xi}$$

式中，$\mathrm{modified.load}_{xi}$ 为栅格 i 上的营养物 x 的修正负荷量；RPI_{xi} 为栅格 i 上的营养物 x 的径流潜在指数，定义为 $\mathrm{RPI}_i = \mathrm{RP}_i / \mathrm{RP}_{\mathrm{av}}$，其中，$\mathrm{RP}_i$ 为栅格 i 上的营养物径流指标，$\mathrm{RP}_{\mathrm{av}}$ 为平均径流指标.

对于每个栅格 i，修正后的负荷量可分为与沉积物颗粒相关部分和溶解部分，分别代表通过地表或浅层地下径流运输的营养物质和地下流运输的营养物质．其计算公式为：

$$\mathrm{load}_{\mathrm{surf},i} = \left(1 - \mathrm{proportion\_subsurface}_i\right) \times \mathrm{modified.load\_n}_i$$

$$\mathrm{load}_{\mathrm{susbsurf},i} = \mathrm{proportion\_subsurface}_i \cdot \mathrm{modified.load\_n}_i$$

式中，$\mathrm{load}_{\mathrm{surf},i}$ 和 $\mathrm{load}_{\mathrm{susbsurf},i}$ 分别为地表营养负荷量和地下营养负荷量；$\mathrm{proportion\_subsurface}_i$ 为地下营养负荷所占两者之和的比例.

地表营养物传输速率计算公式为：

$$\mathrm{NDR}_i = \mathrm{NDR}_{0,i}\left[1 + \exp\left(\frac{\mathrm{IC}_i - \mathrm{IC}_0}{k}\right)\right]^{-1}$$

式中，$\mathrm{NDR}_{0,i}$ 为下游栅格不保留的营养物传输速率；$\mathrm{NDR}_{0,i} = 1 - \mathrm{eff}_i'$；$\mathrm{IC}_0$ 和 k 为校准参数；IC_i 为地形索引指数，$\mathrm{IC}_i = \log_{10}\left(\frac{D_{\mathrm{up}}}{D_{\mathrm{dn}}}\right)$，$D_{\mathrm{up}}$ 为上坡贡献区的平均坡度梯度（$\mathrm{m \cdot m^{-1}}$），$D_{\mathrm{up}} = \bar{S}\sqrt{A}$，$A$ 为上坡贡献区的面积（$\mathrm{m^2}$）；$D_{\mathrm{dn}} = \sum_i \frac{d_i}{S_i}$ 为下坡贡献区的平均坡度梯度（$\mathrm{m \cdot m^{-1}}$），d_i 为根据最陡峭的下坡方向沿第 i 个单元的流动路径的长度，S_i 为第 i 个单元的坡度梯度，$S_i = \exp\left(\frac{-5 l_{i_{\mathrm{down}}}}{l_{\mathrm{LULC}_i}}\right)$，$l_{i_{\mathrm{down}}}$ 为从栅格 i 到下游相邻栅格的流动路径的长度，l_{LULC_i} 为栅格 i 上 LULC 类型的保留长度；eff_i' 为地表栅格 i 与河流之间的最大截留效率，计算公

式为：

$$\mathrm{eff}_i' = \begin{cases} \mathrm{eff}_{\mathrm{LULC}_i} \cdot (1 - s_i), & \mathrm{down}_i \text{ 为一个单元}, \\ \mathrm{eff}_{\mathrm{down}_i}' \cdot s_i + \mathrm{eff}_{\mathrm{LULC}_i} \cdot (1 - s_i), & \mathrm{eff}_{\mathrm{LULC}_i} > \mathrm{eff}_{\mathrm{down}_i}', \\ \mathrm{eff}_{\mathrm{down}_i}', & \text{其他情况}. \end{cases}$$

式中，$\mathrm{eff}_{\mathrm{LULC}_i}$ 为 LULC 类型 i 所能达到的最大截留效率，$\mathrm{eff}_{\mathrm{down}_i}'$ 为下游栅格 i 上的有效截留效率，s_i 为步长因子.

地下营养物传输速率计算公式为：

$$\mathrm{NDR}_{\mathrm{subs},i} = 1 - \mathrm{eff}_{\mathrm{subs}}\left(1 - e^{\frac{-5 \cdot l_i}{l_{\mathrm{subs}}}}\right)$$

式中，$\mathrm{eff}_{\mathrm{subs}}$ 为通过地下流动所能达到的最大营养物截留效率，l_{subs} 为地下水流的保持长度，即可以假定土壤在其最大容量下保留营养物的距离，l_i 为从栅格 i 到水流的距离.

2 结果与分析

2.1 N、P输出量的年际变化

研究区域N总负荷量在2000年和2020年分别为5 782.03 t和5 503.31 t，2020年的N总负荷量相比2000年减少276.72 t，N输出量在2000年和2020年分别为1 823.22 t和1 682.36 t，相比2000年，N的输出量在2020年减少140.86 t；N净化量在2000年和2020年分别为3 958.81 t和3 820.95 t，相比2000年，N的净化量在2020年减少137.86 t，净化量占总负荷量比例在2000年和2020年分别为68.47%和69.43%（表3）.

研究区域P总负荷量在2000年和2020年分别为411.84 t和505.49 t，2020年的P总负荷量相比2000年增加93.65 t，P输出量在2000年和2020年分别为86.59 t和115.50 t，相比2000年，P的输出量在2020年增加28.91 t；P净化量在2000年和2020年分别为325.25 t和389.99 t，相比2000年，P的净化量在2020年增加64.74 t，净化量占总负荷量比例在2000年和2020年分别为78.97%和77.15%（表4）.

2.2 N、P输出量的空间差异

图3和图4分别为2000年和2020年研究区域N、P输出量空间分布. 研究区域2000~2020年N、P输出量空间分布总体呈现北高南低以及南部部分区域为高值的趋势，其中N最大输出量可达到1.59 kg，P最大输出量可达到0.17 kg. 对于N输出量空间分布，高值主要分布在北部、东北部、西北部以及南部的部分区域，输出量可达到0.7 kg以上，该区域主要土地利用类型为耕地，N负荷量高，滤除率较低，输出系数较高，因此N输出量较高. 而对于P输出量空间分布，0.1 kg以上的高值主要分布在北部、东北部、西北部以及南部的部分区域，分布情况与N输出量空间分布相似，对应的主要土地利用类型为耕地和人造地表，P负荷量都较高，滤除率较低，输出系数较高，因此P输出量较高，同时受人类活动的影响，P输出量在人造地表上达到最高值.

表3 2000年和2020年研究区域N变化量[1)]

Table 3 Nitrogen change in the study area from 2000 to 2020

年份	地表负荷量	地下负荷量	总负荷量	输出量	净化量	净化量占总负荷量比例/%
2000	3 327.3	2 454.73	5 782.03	1 823.22	3 958.81	68.47
2020	3 651.02	1 852.29	5 503.31	1 682.36	3 820.95	69.43
变化量	323.72	−602.44	−276.72	−140.86	−137.86	/
变化幅度/%	9.73	−24.54	−4.79	−7.73	−3.48	/

1)除变化幅度和净化量占总负荷量比例外，其他数值的单位均为t；变化幅度=（变化量/2000年N负荷量）·100%

表4 2000年和2020年研究区域P变化量[1)]

Table 4 Phosphorus change in the study area from 2000 to 2020

年份	地表负荷量	地下负荷量	总负荷量	输出量	净化量	净化量占总负荷量比例/%
2000	411.84	0	411.84	86.59	325.25	78.97
2020	505.49	0	505.49	115.5	389.99	77.15
变化量	93.65	0	93.65	28.91	64.74	/
变化幅度/%	22.74	0	22.74	33.39	19.90	/

1)除变化幅度和净化量占总负荷量比例外，其他数值的单位均为t；变化幅度=（变化量/2000年P负荷量）·100%；由于P常与地表沉积物结合，经由地下水输运极为有限，因此地下负荷量为0

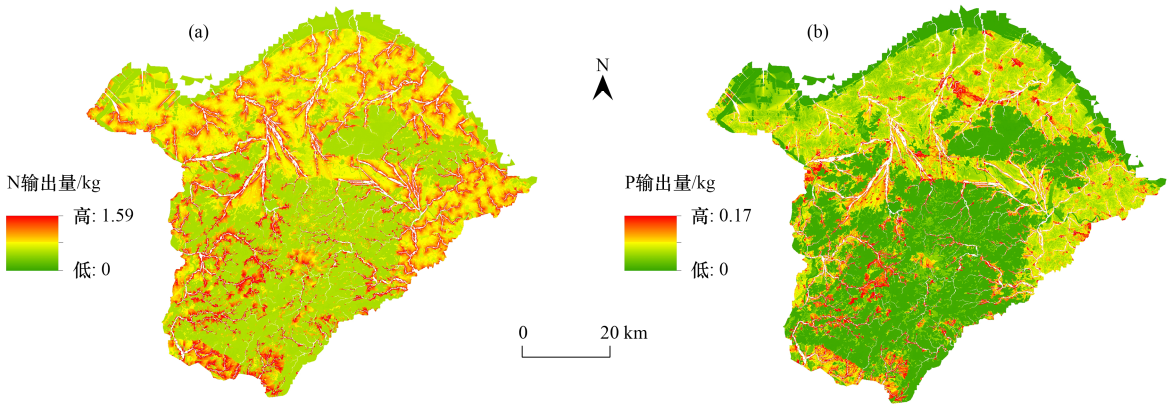


图 3　2000 年研究区域 N、P 输出量空间分布

Fig. 3　Spatial distribution of Nitrogen and Phosphorus output in the study area in 2000

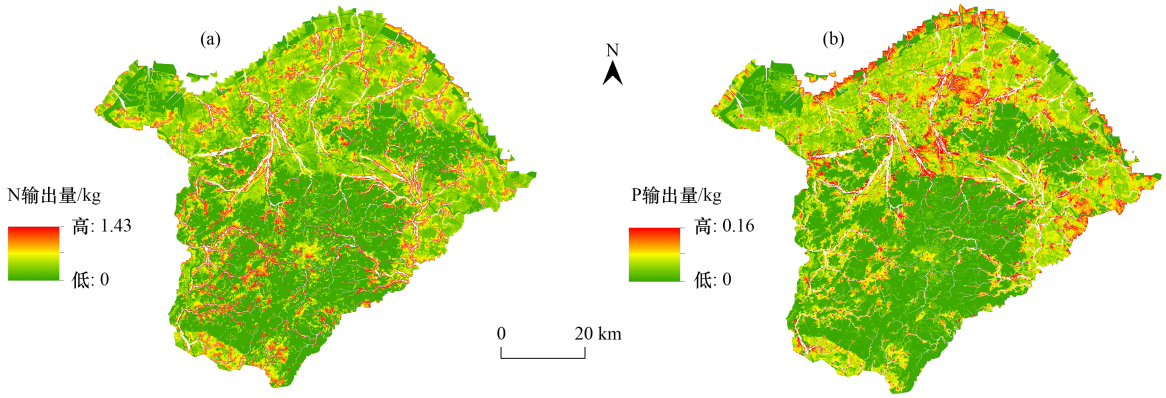


图 4　2020 年研究区域 N、P 输出量空间分布

Fig. 4　Spatial distribution of nitrogen and phosphorus output in the study area in 2020

研究区域 2000 年和 2020 年 N、P 输出量的空间变化分类显示(图 5),2000 年和 2020 年研究区域 N、P 输出量减少的面积分别为 1 025.78 km^2 和 334.06 km^2,占总面积的 21.01% 和 6.84%,增加的面积分别为 639.37 km^2 和 1 100.67 km^2,占总面积的 13.09% 和 22.54%,基本不变的面积分别为 3 217.67 km^2 和 3 447.79 km^2,占总面积的 65.90% 和 70.62%(图 5). 因此大部分的研究区域 N、P 输出量空间变化是基本不变的,对于 N 输出量空间变化来说,增加的地区主要分布在研究区域的北部,呈块状和带状分布,其余的零散地分布在各区域,减少的地区主要分布在南部、东部以及西北部的部分区域,其他区域则零散分布. 对于 P 输出量空间变化来说,增加的地区主要分布在中北部以及南部的部分区域,呈块状和带状分布,减少的地区,较集中的主要分布在南部和西北部的一部分,其他区域则零散分布.

3　讨论

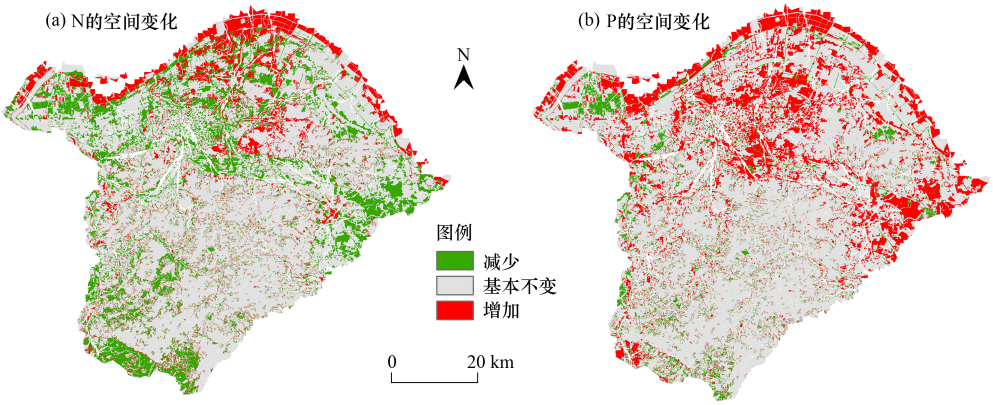
3.1　土地利用结构与空间格局对水质净化功能的影响

利用 ArcGIS 对各时期土地利用类型的 N、P 输出量进行分区统计,得到 2000 年和 2020 年研究区域不同土地利用类型 N、P 输出量和单位面积平均量,见表 5 和图 6.

2000 年和 2020 年不同土地利用类型中 N、P 输出量最大的是耕地和人造地表[图 6(a)和 6(b)]. 其中 2000 年耕地和人造地表的 N 输出量分别占总输出量的 92.09% 和 5.05%,P 输出量分别占总输出量的 77.61% 和 17.55%;2020 年耕地和人造地表的 N 输出量占总输出量的 75.58% 和 21.93%,P 输出量占总输出量的 40.37% 和 57.00%(表 5).

相比 2000 年,在 2020 年随着耕地面积的不断减少,耕地的 N、P 输出量占比不断减小,同时,人造地表的 N、P 输出量占比不断增大,这是因为人造地表面积在不断增加,人类活动增多,人类活动对于 N、P 的输出量影响较大,所以 N、P 输出量增加.

2000 年和 2020 年,N 单位面积输出量最大的土地类型为耕地,其次为人造地表[图 6(c)],且两年相差不大. 因为耕地的 N 负荷量最大,输出量最大,所以单位面积 N 输出量最大土地类型为耕地,同时人造地表的 N 负荷量、输出量排第二位,其单位面积 N 输出量排次位. 2000 年和 2020 年,P 单位面积输出量最大的土地类型为人造地表,其次为耕地,因为人造地



N的分类:减少(变化值<-100 kg·km^{-2}),基本不变(变化值为-100~100 kg·km^{-2}),增加(变化值>100 kg·km^{-2});P的分类:减少(变化值<-10 kg·km^{-2}),基本不变(变化值为-10~10 kg·km^{-2}),增加(变化值>10 kg·km^{-2})

图5 2000~2020年研究区域N、P输出量空间变化分类

Fig. 5 Spatial variation of nitrogen and phosphorus output in the study area from 2000 to 2020

表5 2000年和2020年不同土地类型的N、P输出及占比关系

Table 5 Nitrogen and phosphorus output of different land use types in 2000 and 2020

土地类型	2000年				2020年			
	N输出量/t	占比/%	P输出量/t	占比/%	N输出量/t	占比/%	P输出量/t	占比/%
耕地	1 679	92.09	67.20	77.61	1 271.50	75.58	46.60	40.37
林地	32.40	1.78	2.95	3.41	30	1.78	2.30	1.99
草地	17.30	0.95	1.16	1.34	10.80	0.64	0.70	0.61
灌木地	0.40	0.02	0.03	0.03	0.15	0.01	0.01	0.01
湿地	2.20	0.12	0.06	0.06	0.85	0.05	0.02	0.02
人造地表	92	5.05	15.20	17.55	369	21.93	65.80	57.00
总计	1 823.30	100	86.59	100	1 682.30	100	115.43	100

表的P负荷量最大,输出量也较多,而且人类活动也会增加输出量,所以单位面积输出量最大的是人造地表[图6(d)]. 耕地的P负荷量仅次于人造地表,输出量也较多,并且耕地的变化对于P输出量的影响小于人造地表,因此耕地的P单位面积输出量排在次位.

N、P输出量空间分布趋势大致相同,并与土地利用类型密切相关. 在所有土地利用类型中,耕地和人造地表的N、P负荷量最大,滤除率最低,输出系数较高,因此N、P的输出量较大,输出量高值的空间分布与耕地和人造地表的空间分布基本一致. 除耕地和人造地表外,其他土地利用类型的N、P负荷量小,滤除率高,输出系数较低,因此N、P输出量较小,输出量低值的空间分布与其他土地利用类型的空间分布基本一致.

P负荷量最大的土地类型为人造地表,P输出量的空间变化分类图(图5)显示,增加的地区主要分布在中北部以及南部的部分区域,呈块状、带状分布,分布状态同2020年人造地表的空间分布相似,进一步反映了土地利用格局的影响十分明显.

3.2 不同情景下水质净化功能模拟

图7所示为不同情景下水质净化服务变化,在3种发展情景下,N、P输出量差异性较大. 在自然发展优先情景下,N、P输出量分别为1 682.36 t和115.50 t,在经济发展优先情景下,N、P输出量分别为3 097.24 t和207.82 t,与自然发展优先情景相比,分别增加了1 396.68 t和92.32 t,增幅分别约为83.02%和79.93%,在环境保护优先情景下,N、P输出量分别为337.12 t和50.31 t,分别减少了1 345.24 t和65.19 t,降幅分别约为79.96%和56.44%.

由此可见,在经济发展优先情景下,N、P输出量呈增加趋势,增幅约80%以上,在环境保护优先情景下,N、P输出量呈减小趋势,降幅超过一半,最大降幅约80%. 在经济发展优先情景下,林地全部转为耕地,耕地面积达到最大值,耕地进行耕种时会施加大量的化肥肥料,大大增加了耕地的N、P负荷量,而且耕地N、P滤除率较低,因此在此情景下N、P输出量将会大大增加. 在环境保护优先情景下,耕地全部转为林地,森林面积达到最大值,林地的N、P负荷量较低,并且林地的N、P滤除率较高,也没有人为N、P量的添加,即从输出的源头上减少,因此在此情景下N、P输出量将会大大减少.

在实际的环境中,污染物输移过程中可能会通过与空气、水以及其他污染物、细菌等因素的相互

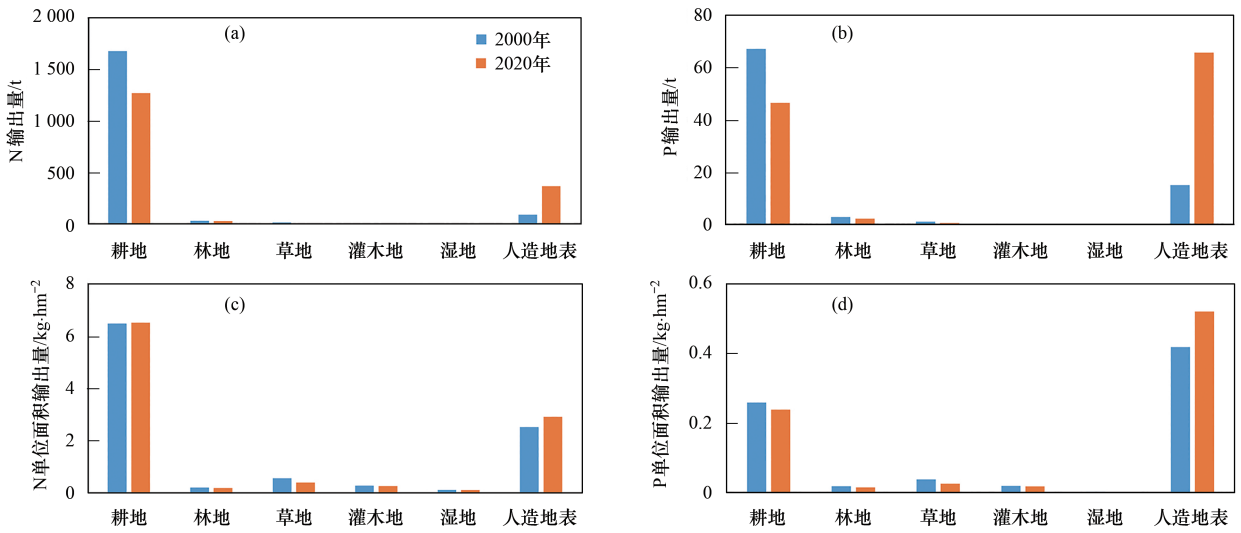


图 6　2000 年和 2020 年不同土地利用类型 N、P 输出量

Fig. 6　Nitrogen and phosphorus output of different land use types in 2000 and 2020

作用而降解[9,16,32,33,45]，但是本次模型计算除了考虑陆地植被过滤作用外，并没有考虑化学和生物的相互作用．同时，本次模拟计算将整个研究区域作为完整不间断的流域，并没有考虑由于生活污染、工业污染在人工水道、排水渠等造成的污染物运移和直接排放，因此计算得到的 N、P 营养盐的绝对数据在进行比对应用中需要斟酌，这也是在今后的研究中需要进一步优化的内容．

综上所述，当仅追求 N、P 输出量最少时，应选择环境保护发展优先情景，开展大规模植树造林、退耕还林活动，增加林地的面积．在进行区域的规划建设时需要斟酌取舍．

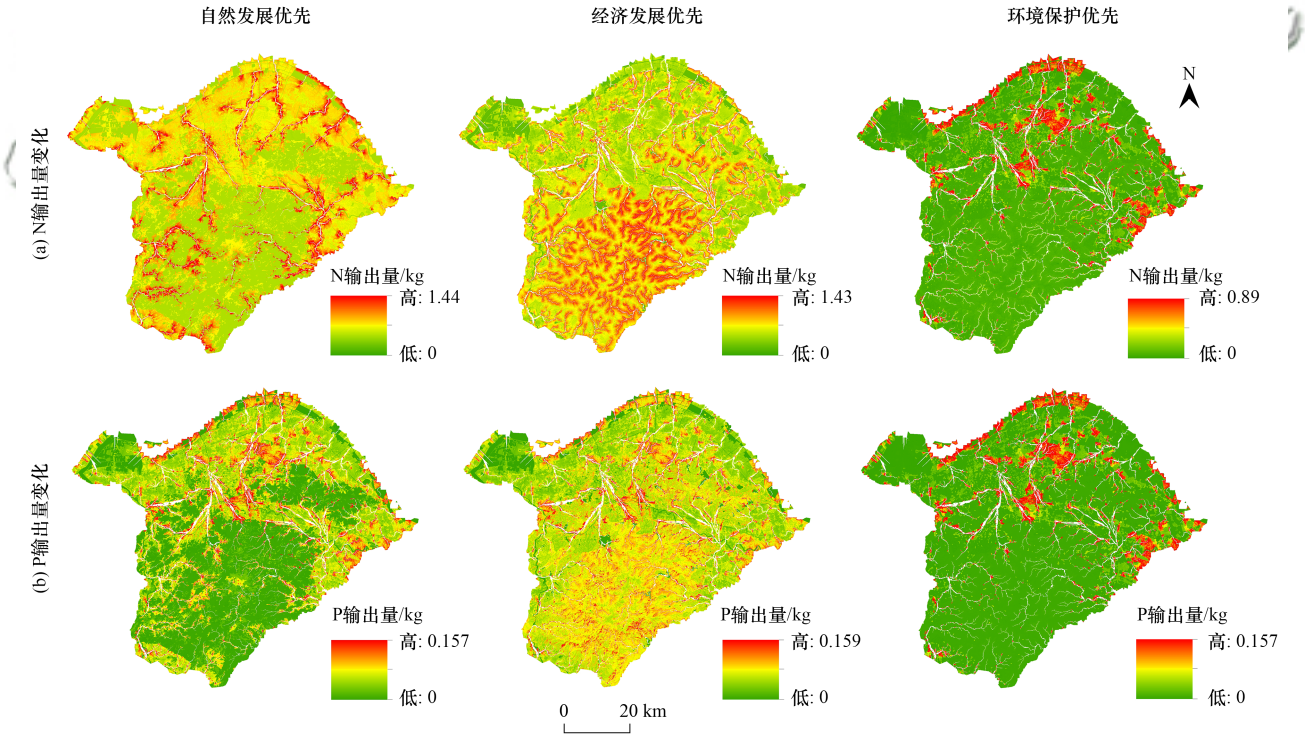


图 7　不同情景下水质净化服务变化

Fig. 7　Changes of water purification services under different scenarios

4　结论

（1）杭州湾南岸地区 N、P 的输出量以及净化量在两年中存在明显的差异：相比 2000 年，2020 年研究区域 N 总负荷量减少 276.72 t，输出量减少 140.86 t，净化量减少 137.86 t；P 总负荷量增加 93.65 t，输出量增加 28.91 t，净化量增加 64.74 t．

（2）杭州湾南岸地区 N、P 输出量的空间分布趋

势在两个年份大致相同,呈现北高南低以及部分南部区域为高值的趋势,N、P输出量的空间分布与土地利用类型密切相关.

(3)不同情景的模拟结果差异巨大,在自然发展优先情景下,研究区域N、P输出量分别为1 682.36 t和115.50 t,在经济发展优先情景下,区域N、P输出量分别增加约83.02%和79.93%,在环境保护情景下,区域的N、P输出量分别减少约为79.96%和56.44%.因此开展大规模植树造林、退耕还林活动,增加林地的面积能够有效地减少N、P的输出,起到提高区域水质净化功能的效果.

参考文献:

[1] 李加林,童亿勤,许继琴,等.杭州湾南岸生态系统服务功能及其经济价值研究[J].地理与地理信息科学,2004,**20**(6):104-108.
Li J L, Tong Y Q, Xu J Q, *et al*. Ecosystem services and their economic values on the south coast of Hangzhouwan Bay [J]. Geography and Geo-Information Science, 2004, **20**(6): 104-108.

[2] 王斌,杨校生,张彪,等.浙江省滨海湿地生态系统服务及其价值研究[J].湿地科学,2012,**10**(1):15-22.
Wang B, Yang X S, Zhang B, *et al*. Assessment of ecosystem services and value of coastal wetlands in Zhejiang Province [J]. Wetland Science, 2012, **10**(1): 15-22.

[3] 宁潇,邵学新,胡咪咪,等.杭州湾国家湿地公园湿地生态系统服务价值评估[J].湿地科学,2016,**14**(5):677-686.
Ning X, Shao X X, Hu M M, *et al*. Value assessment of wetland ecosystem services of Hangzhou Bay National Wetland Park [J]. Wetland Science, 2016, **14**(5): 677-686.

[4] 王珊珊,徐明伟,韩宇,等.杭州湾南岸滩涂湿地多年蓝碳分析及情景预测[J].中国环境科学,2022,**42**(9):4380-4388.
Wang S S, Xu M W, Han Y, *et al*. Analysis and scenario prediction of multi-year blue carbon in intertidal wetland on the south bank of Hangzhou Bay [J]. China Environmental Science, 2022, **42**(9): 4380-4388.

[5] 周文昌,史玉虎,潘磊,等.2017年武汉东湖湿地生态系统最终服务价值评估[J].湿地科学,2019,**17**(3):318-323.
Zhou W C, Shi Y H, Pan L, *et al*. Evaluation of final service value of Donghu Lake wetland ecosystem in Wuhan City in 2017 [J]. Wetland Science, 2019, **17**(3): 318-323.

[6] 吴彬,李岳霖,赵青瑛,等.广西北部湾滨海湿地生态系统服务价值评价及其影响因素研究[J].生态经济,2020,**36**(9):151-157.
Wu B, Li Y L, Zhao Q Y, *et al*. The service value and driving mechanism of coastal wetland ecosystem in Beibu Gulf of Guangxi [J]. Ecological Economy, 2020, **36**(9): 151-157.

[7] 卓海华,娄保锋,徐杰,等.武汉汉江水源地水质变化趋势及风险分析[J].环境科学,2023,**44**(4):2022-2031.
Zhuo H H, Lou B F, Xu J, *et al*. Water quality change trend and risk analysis of Wuhan Hanjiang River water source [J]. Environmental Science, 2023, **44**(4): 2022-2031.

[8] 商慧敏,郗敏,李悦,等.胶州湾滨海湿地生态系统服务价值变化[J].生态学报,2018,**38**(2):421-431.
Shang H M, Xi M, Li Y, *et al*. Evaluation of changes in the ecosystem services of Jiaozhou Bay coastal wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, **38**(2): 421-431.

[9] 范志平,王琼,孙学凯,等.辽河流域湿地水质污染特征及净化效果实证评估[J].环境工程技术学报,2020,**10**(6):1050-1056.
Fan Z P, Wang Q, Sun X K, *et al*. Water pollution characteristics in wetlands and empirical evaluation of purification effect in Liaohe River Basin [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2020, **10**(6): 1050-1056.

[10] 程兵芬,张远,夏瑞,等.汉江中下游水质时空变异与驱动因素识别[J].环境科学,2021,**42**(9):4211-4221.
Cheng B F, Zhang Y, Xia R, *et al*. Temporal and spatial variations in water quality of Hanjiang River and its influencing factors in recent years [J]. Environmental Science, 2021, **42**(9): 4211-4221.

[11] 张经.关于陆-海相互作用的若干问题[J].科学通报,2011,**56**(24):1956-1966.
Zhang J. On the critical issues of land-ocean interactions in coastal zones [J]. Chinese Science Bulletin, 2011, **56**(24): 1956-1966.

[12] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, *et al*. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997, **387**(6630): 253-260.

[13] Shao X X, Wu M, Gu B H, *et al*. Nutrient retention in plant biomass and sediments from the salt marsh in Hangzhou Bay Estuary, China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, **20**(9): 6382-6391.

[14] 牟晓杰,孙志高,刘兴土.黄河口典型潮滩湿地土壤净氮矿化与硝化作用[J].中国环境科学,2015,**35**(5):1466-1473.
Mou X J, Sun Z G, Liu X T. Net nitrogen mineralization and nitrification in the tidal marsh soils of the Yellow River Estuary [J]. China Environmental Science, 2015, **35**(5): 1466-1473.

[15] 马玉,吴波,李凤梅,等.辽河河口区湿地水体中石油类污染物净化能力优化与仿真[J].应用生态学报,2017,**28**(9):3041-3049.
Ma Y, Wu B, Li F M, *et al*. Optimization and simulation on purification of petroleum pollutants in wetland water of Liaohe River Estuary, China [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, **28**(9): 3041-3049.

[16] Zhang Y, Ji G D, Wang C, *et al*. Importance of denitrification driven by the relative abundances of microbial communities in coastal wetlands [J]. Environmental Pollution, 2019, **244**: 47-54.

[17] Lin J J, Compton J E, Hill R A, *et al*. Context is everything: interacting inputs and landscape characteristics control stream nitrogen [J]. Environmental Science & Technology, 2021, **55**(12): 7890-7899.

[18] Liu Z Y, Liu L J, Li Y, *et al*. Influence of urban green space landscape pattern on river water quality in a highly urbanized river network of Hangzhou City [J]. Journal of Hydrology, 2023, 621, doi: 10.1016/j.jhydrol.2023.129602.

[19] Julian J P, de Beurs K M, Owsley B, *et al*. River water quality changes in New Zealand over 26 years: response to land use intensity [J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2017, **21**(2): 1149-1171.

[20] Rodrigues V, Estrany J, Ranzini M, *et al*. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: the headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil) [J]. Science of the Total Environment, 2018, **622-623**: 1553-1561.

[21] Vrebos D, Beauchard O, Meire P. The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system [J]. Science of the Total Environment, 2017, **601-602**: 365-373.

[22] Zhang Y Y, Xia J, Yu J J, *et al*. Simulation and assessment of urbanization impacts on runoff metrics: insights from landuse changes [J]. Journal of Hydrology, 2018, **560**: 247-258.

[23] Huang W Q, Mao J Q, Zhu D J, *et al*. Impacts of land use and land cover on water quality at multiple buffer-zone scales in a lakeside city [J]. Water, 2019, **12** (1), doi: 10.3390/w12010047.

[24] Pak H Y, Chuah C J, Yong E L, *et al*. Effects of land use configuration, seasonality and point source on water quality in a tropical watershed: a case study of the Johor River Basin [J]. Science of the Total Environment, 2021, **780**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146661.

[25] Wu J H, Lu J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes [J]. Water Research, 2021, **191**, doi: 10.1016/j.watres.2021.116811.

[26] Zhang Z Y, Huang J L, Duan S W, *et al*. Use of interpretable machine learning to identify the factors influencing the nonlinear linkage between land use and river water quality in the Chesapeake Bay watershed [J]. Ecological Indicators, 2022, **140**, doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108977.

[27] 刘成建，夏军，宋进喜，等. 汉江中下游水质时空特征与土地利用类型响应识别研究[J]. 环境科学研究，2021，**34**(4)：910-919.
Liu C J, Xia J, Song J X, *et al*. Spatial and temporal characteristics of water quality and response identification of land use patterns in middle and downstream of Hanjiang River [J]. Research of Environmental Sciences, 2021, **34**(4): 910-919.

[28] Bonansea M, Bazán R, Germán A, *et al*. Assessing land use and land cover change in Los Molinos reservoir watershed and the effect on the reservoir water quality [J]. Journal of South American Earth Sciences, 2021, **108**, doi: 10.1016/j.jsames.2021.103243.

[29] 温嘉伟，王鹏，黄高翔，等. 土地利用结构与空间格局对鄱阳湖流域中小河流水质的影响[J]. 环境科学，2023，**44**(12)：6728-6743.
Wen J W, Wang P, Huang G X, *et al*. Influence of land use structure and spatial pattern on water quality of small and medium-sized rivers in Poyang Lake Basin [J]. Environmental Science, 2023, **44**(12): 6728-6743.

[30] 王子铭，杨丽虎，宋献方. 雄安建设初期白洋淀水质时空差异及其对降雨和土地利用的响应[J]. 环境科学，2023，**44**(7)：3820-3834.
Wang Z M, Yang L H, Song X F. Spatial-temporal variation in water quality and its response to precipitation and land use in Baiyangdian Lake in the early stage of the construction of Xiong'an New Area[J]. Environmental Science, 2023, **44**(7): 3820-3834.

[31] Zhang M, Ma S, Gong J W, *et al*. A coupling effect of landscape patterns on the spatial and temporal distribution of water ecosystem services: a case study in the Jianghuai ecological economic zone, China [J]. Ecological Indicators, 2023, **151**, doi: 10.1016/j.ecolind.2023.110299.

[32] Wang L X, Yan B X, Prasher S O, *et al*. The response of microbial composition and enzyme activities to hydrological gradients in a riparian wetland[J]. Journal of Soils and Sediments, 2019, **19**(12): 4031-4041.

[33] 陈宏，王泓，吴敏，等. 淡水湿地生态系统中微生物驱动氮转化过程研究进展[J]. 水利学报，2020，**51**(2)：158-168.
Chen H, Wang H, Wu M, *et al*. Recent advances in microbe-driven nitrogen transformation in freshwater wetland ecosystems [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2020, **51**(2): 158-168.

[34] Zhang J, Huang J C, Qian R, *et al*. Lowland artificial watersheds with unique nutrient transport: response to natural and anthropogenic drivers[J]. Journal of Hydrology, 2023, **622**, doi: 10.1016/j.jhydrol.2023.129635.

[35] Khan M Y A, Elkashouty M, Abdellattif A, *et al*. Influence of natural and anthropogenic factors on the hydrogeology and hydrogeochemistry of Wadi Itwad aquifer, Saudi Arabia: assessment using multivariate statistics and PMWIN simulation [J]. Ecological Indicators, 2023, **151**, doi: 10.1016/j.ecolind.2023.110287.

[36] 王立帅，徐诗文，林浩文，等. 城市湿地公园建成后综合效绩评估——以广州大观湿地为例[J]. 生态学报，2019，**39**(16)：6001-6016.
Wang L S, Xu S W, Lin H W, *et al*. Comprehensive performance evaluation after completion of the urban wetland park: case study of the Daguan Wetland park in Guangzhou city [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, **39**(16): 6001-6016.

[37] 孙涛，马明，王定勇. 中亚热带典型森林生态系统对降水中铅镉的截留特征[J]. 生态学报，2016，**36**(1)：218-225.
Sun T, Ma M, Wang D Y. Interceptive characteristics of lead and cadmium in a representative forest ecosystem in mid-subtropical area in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, **36**(1): 218-225.

[38] 殷格兰，邵景安，郭跃，等. 林地资源变化对森林生态系统服务功能的影响——以南水北调核心水源地淅川县为例[J]. 生态学报，2017，**37**(20)：6973-6985.
Yin G L, Shao J A, Guo Y, *et al*. Effects of forest resource changes on ecosystem function: a case study of Xichuan County, the main source of water for south-to-north water transfer in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, **37**(20): 6973-6985.

[39] 潘存鸿，韩曾萃. 钱塘江河口保护与治理研究[M]. 北京：中国水利水电出版社，2017.
Pan C H, Han C C. Research on conservation and regulation of Qiantang Estuary [M]. Beijing: China Water & Power Press, 2017.

[40] Wang S S, Pan C H, Xie D F, *et al*. Grain size characteristics of surface sediment and its response to the dynamic sedimentary environment in Qiantang Estuary, China[J]. International Journal of Sediment Research, 2022, **37**(4): 457-468.

[41] 李娜，韩维峥，沈梦楠，等. 基于输出系数模型的水库汇水区农业面源污染负荷估算[J]. 农业工程学报，2016，**32**(8)：224-230.
Li N, Han W Z, Shen M N, *et al*. Load evaluation of non-point source pollutants from reservoir based on export coefficient modeling [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, **32**(8): 224-230.

[42] 张建，雷刚，漆良华. 南水北调中线水源区丹江口市域景观格局变化及氮磷净化能力[J]. 生态学报，2021，**41**(6)：2261-2271.
Zhang J, Lei G, Qi L H. Change of landscape pattern and nitrogen and phosphorus removal in Danjiangkou City, the middle route of the South-to-North Water Diversion Project [J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, **41**(6): 2261-2271.

[43] 刘洋，吕建树，毕军. 流域陆地生态系统水体净化服务表征及驱动力分析[J]. 地理科学进展，2019，**38**(4)：588-599.
Liu Y, Lv J S, Bi J. Characterizing water purification services and quantifying their driving factors in watershed terrestrial ecosystems [J]. Progress in Geography, 2019, **38**(4): 588-599.

[44] Sharp R, Douglass J, Wolny S, *et al*. InVEST 3.10.2 user's guide [M]. Stanford: Stanford University, 2020.

[45] 于芳芳，李法云，贾庆宇. 温度和水分对辽河保护区典型湿地土壤氮矿化的影响[J]. 生态科学，2019，**38**(6)：98-105.
Yu F F, Li F Y, Jia Q Y. Effects of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization of typical wetland in Liaohe reservation zone[J]. Ecological Science, 2019, **38**(6): 98-105.

HUANJING KEXUE Vol. 45 No. 3
Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2024

CONTENTS