

基于污水处理成本分摊的中国湿地水质净化 服务单价核算

王寿兵,张雨轩,张云楚,刘金会,赵春枝,范继军

(复旦大学环境科学与工程系)

摘要:针对当前直接采用《中华人民共和国环境保护税法》税率作为替代成本所存在的理论偏差与实践挑战,构建了一个多方法的污水处理运行成本分摊框架,旨在核算更接近真实治理成本的污染物去除单价。基于 2015—2023 年全国集中式污水处理厂的宏观数据,综合运用特征化因子分配法、综合营养状态指数分配法、等标负荷分配法与环境保护税污染当量分配法,测算了 COD_{Cr}、TN、TP 的单位去除量运行费。结果表明:与环境保护税污染当量法的分配结果相比,其他方法均揭示出现行环境保护税标准严重低估了 TN 和 TP 的净化价值;以等标负荷分配法(TP 非湖库限值)为基础进行优化,确定了 COD_{Cr}、TN 和 TP 的治理成本分摊比例(25%、55%、20%),并进一步推算出 2023 年湿地生态系统净化单位质量 COD_{Cr}、TN 和 TP 的功能单价分别为 3.3、59.3、167.3 元/kg。该定价体系基于中国实际污水处理运营成本,克服了当前利用环境保护税率在生态服务估值上的局限性,可为生态产品总值核算、生态补偿标准制定及环境保护税制优化提供精准的科学依据。

关键词:湿地生态系统;净化服务;单价确定;成本分摊;替代成本法;环境保护税

Calculation of unit price for water purification service of wetlands in China based on sewage treatment cost allocation//Wang Shoubing, Zhang Yuxuan, Zhang Yunchu, Liu Jinhui, Zhao Chunzhi, Fan Jijun (*Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University*)

Abstract: Against the theoretical limitations and practical challenges of directly adopting tax rates specified in the Environmental Protection Tax Law of People's Republic of China as substitution costs, this study establishes a multi-method framework for apportioning the operating costs of wastewater treatment, aiming to calculate pollutant removal unit costs that more closely reflect actual abatement costs. Using nationwide macro-statistical data of centralized wastewater treatment plants from 2015 to 2023, the unit operating costs for removing COD_{Cr}, TN and TP are quantified via four approaches: characterization factor method, comprehensive trophic state index method, equivalent pollution load method, and environmental protection tax (EPT) pollution equivalent method. The results indicate that, compared with the cost allocation derived from EPT pollution equivalent method, all alternative methods reveal that the prevailing EPT criteria substantially underestimate the purification value of TN and TP. Optimized based on the equivalent pollution load method (using non-lake/reservoir limit values for TP), the cost apportionment ratios for COD_{Cr}, TN and TP are set at 25%, 55% and 20%, respectively. Accordingly, the 2023 unit prices for wetland purification service are calculated as 3.3 CNY/kg for COD_{Cr}, 59.3 CNY/kg for TN and 167.3 CNY/kg for TP. Developed on basis of actual operating expenditure of domestic wastewater treatment facilities, the proposed pricing system overcomes current limitations of using environmental protection tax rates in ecosystem service valuation and provides robust scientific support for gross ecosystem product (GEP) accounting, eco-compensation standard setting and EPT environmental reform.

Key words: wetland ecosystem; purification service; unit price determination; cost allocation; substitution cost method; environmental protection tax

生态系统服务(ecosystem services, ES)是直接
或间接促进人类福祉的生态特征、功能或过程,即人们
可以从功能正常的生态系统中获得的利益^[1-3]。
该概念自提出以来便引发广泛关注,早在 1977 年

Westman^[4]即对自然服务的定价问题进行了探讨,
而自 Costanza 等^[1]发表首篇全球生态系统服务经
济价值评估的里程碑式论文以来,围绕全球、区域、
国家、流域、城市和河流等不同尺度的生态系统服务

价值评估研究已成为社会各界持续关注的热点^[2-3,5-11]。

湿地生态系统(wetland ecosystem)指由陆地和水域相互作用区域内的各种生物与非生物环境相互作用形成的兼顾水域和陆地生态系统特征的功能整体,包括河流、湖泊、沼泽等,其所提供的湿地生态系统服务(wetlands ecosystem services)是人类从中获得的各种直接或间接惠益。早在20世纪70年代末,湿地的功能与价值便已进入学界视野^[12]。随后,在众多全球与国家尺度的生态系统服务价值评估中,湿地均被视为重要组成部分^[1-2],针对湿地生态功能与服务的专门性研究也在不断深化^[13-15]。

在中国,湿地生态系统服务的评估与价值实现正日益受到政策层面的高度重视。2017年10月,国家林业局发布了LY/T 2899—2017《湿地生态系统服务评估规范》,提供了各类服务内容的评估方法,但未明确其经济价值的核算途径。2021年4月,中共中央办公厅和国务院办公厅联合印发了《关于建立健全生态产品价值实现机制的意见》,明确要求建立生态产品价值评价体系与市场化的价格形成机制^[16]。为落实这一要求,2022年3月,国家发展和改革委员会、国家统计局联合印发了《生态产品总值核算规范(试行)》(发改基础[2022]481号),将水质净化列为调节服务类生态产品,并针对湿地、海洋和城市三类生态系统,建议采用替代成本法,即以水体污染物的工业治理成本来核算其价值,并明确指出化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)和总磷(TP)的治理成本可参考《中华人民共和国环境保护税法》(以下简称《环境保护税法》)中的征收标准。

然而,从环境经济政策的基本原理看,直接采用环境保护税率作为治理成本的替代值,在理论上存在局限。环境保护税率的确定是综合性的政策调控过程,其设计通常以污染物的平均治理成本为重要基础。为了平衡经济发展、社会承受力与环境保护

等多重目标,并遵循拉弗曲线所揭示的激励优化规律,最终税率往往是对治理成本进行政策性调整的结果。因此,《环境保护税法》规定的税额,其首要功能作为激励减排、内部化环境外部成本的经济政策工具,而非精确核算工程治理成本的会计标准,即以环境保护税率为基础进行生态产品定价,实质是在缺乏更优核算依据时的实用性参考。当税率设定远高于平均治理成本时,可能导致生态服务价值的高估;反之,当税率因激励考量或历史原因设定偏低时,则必然造成对生态服务价值的系统性低估,扭曲生态产品的真实价格信号。

目前存在的核心问题在于如何获取全社会对单一污染物的平均治理成本。由于集中式污水处理设施通常同步去除COD_{Cr}、TN和TP等多种污染物,无法直接从总治理成本中分离出单一污染物的治理成本。因此,本文通过分析COD_{Cr}、TN和TP对水质控制目标(如富营养化控制、水质达标)的相对贡献及其当量关系,构建一套运行成本分摊方法,以测算各类污染物的单位治理运行成本,该方法不仅可用于评估现行环境保护税额的合理性,更能为确定科学、合理的湿地生态系统污染物降解功能价格提供关键依据。

1 方法和数据

纳入排放源统计调查的全国集中式污水处理厂家总数、设计处理能力、年污水处理量、污水中污染物(COD_{Cr}、氨氮、TP、TN)去除量以及运行费用数据均来自各年的《中国生态环境统计年报》。由于2011—2014年各年报中氨氮去除量数据均大于总氮去除量,存在一定的不合理性,因此仅采用2015—2023年的连续数据,见表1。

本文利用以下方法确定去除各污染物所应分摊的运行费比例和去除单位质量污染物的运行费:
①基于富营养化控制目标的方法,即根据各类污染

表1 2015—2023年纳入排放源统计调查的全国集中式污水处理厂基本情况

Table 1 Basic information of centralized sewage treatment plants in emission source statistical survey in China from 2015 to 2023

年份	污水处理量/亿 t	污染物去除量/万 t				年运行费/亿元	设计处理能力/(万 t/d)	污水处理厂总数
		COD _{Cr}	NH ₃ -N	TN	TP			
2015	532.3	1262.4	122.7	138.5	15.2	477.0	18736.0	6910
2016	585.8	1381.3	131.2	144.7	16.9	539.9	20780.4	7103
2017	627.2	1540.0	144.0	156.9	19.5	644.5	22011.5	7536
2018	679.8	1656.2	156.5	173.1	22.6	739.6	23536.8	8200
2019	742.7	2129.5	183.1	235.9	25.9	879.4	25450.0	9322
2020	811.3	1779.7	185.3	205.2	27.3	1001.0	27269.8	11055
2021	862.1	1955.2	201.2	225.5	30.4	1124.2	29729.7	12586
2022	895.0	1945.6	210.0	235.2	30.8	1241.3	31621.8	13527
2023	939.7	2083.0	225.3	253.8	32.7	1367.9	33466.7	14637

注:2023年新包括了日处理能力500t以上农村污水处理设施;年运行费用为当年价。

物对富营养化的贡献大小确定分摊比例。具体采用 2 种方法,即基于生命周期评价 (life cycle assessment, LCA) 中的富营养化特征化因子分配法 (以下简称“特征化因子分配法”) 和基于综合营养状态指数分配法 (以下简称“综合营养状态指数分配法”)。②基于地表水质控制目标的方法,即根据各类污染物去除量与水质标准限值间的关系确定分配比例。具体采用等标污染负荷法 (一种临界稀释体积法,以下简称“等标负荷分配法”)。③基于《环境保护税法》中的污染当量值进行分配 (以下简称“环境保护税污染当量分配法”)。由于去除的 TN 中已包含氨氮,所以仅考虑 COD_{Cr}、TN 和 TP 这 3 类污染物。

1.1 特征化因子分配法

采用 CMLCA 法提供的 3 类物质对富营养化潜力贡献的特征化因子,以 PO₄³⁻ 为基准物质, COD_{Cr}、TN 和 TP 的富营养化潜力值分别为 0.022、0.42、3.06。以式(1)计算全国集中式污水处理厂每年去除某一类污染物的富营养化潜力 $E_{P,i}$,以及纳入统计的集中式污水处理厂去除 3 类污染物总的富营养化潜力 E_{PT} ,按 $E_{P,i}$ 在 E_{PT} 中所占比例对总的运行费进行分摊,最后用各自分摊费除以去除的污染物质量,得到污染物单位去除量的当年运行费。本文均按《中国统计年鉴》提供的水的生产和供应业工业生产者出厂价格指数 (PPI),将各年运行费折算成 2023 年可比价,最终结果为 2023 年可比价。

$$E_{PT} = \sum_{i=1}^3 E_{P,i} = \sum_{i=1}^3 (W_i C_{F,i}) \quad (1)$$

$$F_i = F_{T,i} / W_i = F_T E_{P,i} / W_i E_{PT} \quad (2)$$

式中: W_i 为污染物 i 的去除量; $C_{F,i}$ 为去除污染物 i 的富营养化特征化因子大小; F_i 为去除污染物 i 单位质量的运行费; $F_{T,i}$ 为去除污染物 i 分摊的全年运行费; F_T 为每年纳入统计的集中式污水处理厂的运行费。

1.2 综合营养状态指数分配法

参照中国环境监测总站发布的《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》(总站生字[2001]090号),综合营养状态指数 T_{Li} 计算公式为:

$$T_{Li} = \sum_j (w_j T_{Li,j}) \quad (3)$$

式中: $T_{Li,j}$ 为参数 j 的综合营养状态指数; w_j 为参数 j 营养状态指数的相关权重。本文仅考虑 TN、TP 和 COD_{Cr}, 计算得到 TN、TP 和 COD_{Mn} 的权重分别为 0.3253、0.3414、0.3333。

本文以 3 类污染物浓度的降低量作为水体浓度

的替代值用于计算各自的营养状态指数。TN、TP 和 COD_{Cr} 浓度的降低量由其当年各自去除量除以年污水处理量得到。TN 和 TP 的营养状态指数分别按式(4)(5)计算得到;而 COD_{Cr} 营养状态指数的计算则先将其浓度的降低量乘以 0.6 (由于 COD_{Cr} 对有机物的氧化率一般高于 90%,而 COD_{Mn} 一般高于 50%^[17-18],考虑到污水处理过程中易降解有机物 (COD_{Mn} 主体) 被优先去除,因此采用 0.6 作为转换系数) 转化为 COD_{Mn} 浓度值后,按式(6)计算得到。

$$I_{TN} = 10(5.453 + 1.694 \ln c_{TN}) \quad (4)$$

$$I_{TP} = 10(9.436 + 1.624 \ln c_{TP}) \quad (5)$$

$$I_{COD} = 10(0.109 + 2.661 \ln c_{COD}) \quad (6)$$

式中: I_{TN} 、 I_{TP} 、 I_{COD} 分别为 TN、TP 和 COD_{Mn} 的营养状态指数; c_{TN} 、 c_{TP} 、 c_{COD} 分别为污水净化降低削减的 TN、TP 和 COD_{Mn} 浓度。去除单位质量某一类污染物的运行费计算公式为:

$$F_i = F_{T,i} / W_i = F_T w_j T_{Li,j} / T_{Li} W_i \quad (7)$$

1.3 等标负荷分配法

等标负荷由去除的污染物量除以目标水体环境功能区质量达标时的浓度限值得到^[19-21]。第 i 种污染物的等标负荷量 L_i 和等标负荷总量 L 由式(8)计算得到;去除单位质量污染物的运行费由式(9)计算得到。

$$L = \sum_{i=1}^3 L_i = \sum_{i=1}^3 (W_i / c_i) \quad (8)$$

$$F_i = F_{T,i} / W_i = F_T L_i / W_i L \quad (9)$$

式中: c_i 为用于计算等标负荷量时采用的 GB 3838—2022《地表水环境质量标准》所对应的污染物浓度限值。

根据《2024 中国生态环境状况公报》,2024 年全国 3 629 个国家地表水监测断面中,优良 (I ~ III 类) 水质断面已占 90.4%,因此本文 c_i 采用 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》中 III 类水标准 (COD_{Cr}、TN 质量浓度分别为 20、1.0 mg/L,TP 湖库质量浓度为 0.05 mg/L,非湖库为 0.2 mg/L) 用于计算去除的污染等标负荷量。计算结果因 TP 质量浓度标准采用湖库限值和湖库限值两种情况而有所不同。

1.4 环境保护税污染当量分配法

环境保护税污染当量分配法的原理是将每种污染物的年去除量,分别除以各自的污染当量系数,汇总后得到削减的总污染当量值;去除各污染物的运行费则根据其削减当量在总当量值中所占比例进行分摊:

$$R = \sum_{i=1}^3 R_i = \sum_{i=1}^3 (W_i / E_i) \quad (10)$$

$$F_i = F_{T,i} / W_i = F_T R_i / W_i R \quad (11)$$

式中: R 为3种污染物每年削减的总污染当量值; R_i 为污染物 i 每年削减的污染当量值; E_i 为污染物 i 的污染当量值系数,COD_{Cr}、TN、TP分别取1.0、0.8、0.25。

2 运行费分配结果

2.1 特征化因子分配法计算结果

特征化因子分配法计算结果见表2,除2020年外,总的富营养化(以PO₄³⁻为基准物质)去除潜力总体呈现逐年增加趋势,从2015年到2023年累计增长率达90.6%,平均每年增长约11.3%;从变化趋势看,COD_{Cr}总体上贡献呈现缓慢下降趋势,而TP整体呈现上升趋势,TN贡献比例前几年略有下降,之后又稍有上升。去除单位污染物富营养化潜力运行费总体呈增长趋势,2015—2023年累计增长率为35.44%,年平均增长4.43%。去除COD_{Cr}、TN和TP单位质量的运行费用除2019年有所下降外,其余年份均呈缓慢增长趋势。从绝对数值大小看,去除TP的运行费增长最多,其次是TN。

2.2 综合营养状态指数分配法计算结果

综合营养状态指数分配法计算结果见表3。从

削减的质量浓度变化看,COD_{Cr}总体有所降低,而TN和TP总体呈现增加趋势,表明对TN和TP的去除工作在不断加强。

各污染物对综合营养状态指数的贡献各年变化不大;分摊的单位质量污染物治理运行费总体均呈现增加趋势,从增长的绝对数值大小看,去除TP和TN运行费增长相对更大,但与特征化因子分配法计算结果相比,增加量较小。

2.3 等标负荷分配法计算结果

等标负荷分配法计算结果见表4。COD_{Cr}的等标负荷所占比例有明显下降趋势,TP有明显上升趋势,而TN变化规律不明显。去除单位质量污染物运行费用总体仍为增加趋势。

2.4 环境保护税污染当量分配法计算结果

环境保护税污染当量分配法计算结果见表5,各污染物的相对贡献比例与按其他方法的计算结果相比有显著变化。与其他方法计算结果相比,单位质量的COD_{Cr}去除费用明显增加,而TN和TP有大幅度减少,这主要是因为采用了不同分配系数所致。同期《环境保护税法》规定应缴纳的税费分别为1.4~14元、1.75~17.5元和5.6~56元,而本文

表2 特征化因子分配法计算结果

Table 2 Calculation results according to characterization factor allocation method

年份	去除单位污染物富营养化潜力/万 t				各污染物所占比例/%			去除单位污染物富营养化潜力运行费/(元/kg)	去除单位质量污染物的运行费/(元/kg)		
	COD _{Cr}	TN	TP	合计	COD _{Cr}	TN	TP		COD _{Cr}	TN	TP
2015	27.77	58.17	46.51	132.45	20.97	43.92	35.12	40.00	0.88	16.81	122.42
2016	30.39	60.77	51.71	142.88	21.27	42.54	36.19	41.20	0.90	17.30	126.05
2017	33.88	65.90	59.67	159.45	21.25	41.33	37.42	43.20	0.95	18.15	132.20
2018	36.44	72.70	69.16	178.29	20.44	40.78	38.79	43.68	0.96	18.34	133.65
2019	46.85	99.08	79.25	225.18	20.81	44.00	35.20	40.27	0.89	16.91	123.24
2020	39.15	86.18	83.54	208.88	18.74	41.26	39.99	49.37	1.08	20.74	151.09
2021	43.01	94.71	93.02	230.75	18.64	41.04	40.31	49.65	1.09	20.85	151.92
2022	42.80	98.78	94.25	235.84	18.15	41.89	39.96	52.95	1.17	22.24	162.03
2023	45.83	106.60	100.06	252.48	18.15	42.22	39.63	54.18	1.19	22.75	165.78
平均					19.82	42.11	38.07	46.06	1.01	19.34	140.93

表3 综合营养状态指数分配法计算结果

Table 3 Calculation results according to comprehensive trophic state index method

年份	削减的污染物质量浓度/(mg/L)			对综合营养状态指数的贡献/%			去除单位质量污染物运行费/(元/kg)		
	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP
2015	237.16	26.02	2.86	36.27	31.40	32.32	1.52	12.01	112.68
2016	235.80	24.70	2.88	36.34	31.24	32.42	1.55	12.71	112.91
2017	245.54	25.02	3.11	36.50	31.19	32.30	1.63	13.70	114.11
2018	243.63	25.46	3.32	36.43	31.27	32.29	1.71	14.07	111.29
2019	286.72	31.76	3.49	36.79	31.63	31.58	1.57	12.16	110.60
2020	219.36	25.29	3.36	35.96	31.49	32.55	2.08	15.83	122.98
2021	226.80	26.16	3.53	36.06	31.52	32.42	2.11	16.02	122.18
2022	217.39	26.28	3.44	35.85	31.64	32.51	2.30	16.80	131.82
2023	221.67	27.01	3.48	35.89	31.68	32.42	2.36	17.08	135.64
平均	237.12	26.41	3.27	36.23	31.45	32.32	1.87	14.48	119.35

表 4 等标负荷分配法计算结果

Table 4 Calculation results according to equivalent pollution load allocation method

年份	等标负荷总量/亿 m ³		等标负荷占比 ^a /%			等标负荷占比 ^b /%			去除单位质量污染物 运行费 ^a /(元/kg)			去除单位质量污染物 运行费 ^b /(元/kg)		
	a	b	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP
2015	50562	27762	12.48	27.39	60.12	22.74	49.89	27.38	0.52	10.48	209.60	0.96	19.08	95.43
2016	55177	29827	12.52	26.22	61.26	23.16	48.51	28.33	0.53	10.66	213.34	0.99	19.73	98.67
2017	62390	33140	12.34	25.15	62.51	23.23	47.34	29.42	0.56	11.04	220.81	1.04	20.79	103.93
2018	70791	36891	11.70	24.45	63.85	22.45	46.92	30.63	0.55	11.00	220.02	1.05	21.11	105.55
2019	86038	47188	12.38	27.42	60.21	22.56	49.99	27.44	0.53	10.54	210.82	0.96	19.22	96.10
2020	84019	43069	10.59	24.42	64.99	20.66	47.65	31.69	0.62	12.27	245.50	1.20	23.94	119.73
2021	93126	47526	10.50	24.21	65.29	20.57	47.45	31.98	0.61	12.30	246.05	1.20	24.10	120.53
2022	94848	48648	10.26	24.80	64.95	20.00	48.35	31.66	0.65	13.17	263.32	1.29	25.67	128.35
2023	101195	52145	10.29	25.08	64.63	19.97	48.67	31.35	0.68	13.52	270.35	1.31	26.23	131.16
平均			11.45	25.46	63.09	21.70	48.31	29.99	0.58	11.66	233.31	1.11	22.21	111.05

注:a、b 分别表示 TP 按湖库和非湖库质量浓度限值计算结果。

表 5 环境保护税污染当量分配法计算结果

Table 5 Calculation results according to environmental protection tax pollution equivalent allocation method

年份	去除的污染当量/万 t				各污染物所占比例/%			去除单位质量污染物运行费/(元/kg)		
	COD _{Cr}	TN	TP	合计	COD _{Cr}	TN	TP	COD _{Cr}	TN	TP
2015	1262.40	173.13	60.80	1496.33	84.37	11.57	4.06	3.54	4.43	14.16
2016	1381.30	180.88	67.60	1629.78	84.75	11.10	4.15	3.61	4.51	14.45
2017	1540.00	196.13	78.00	1814.13	84.89	10.81	4.30	3.80	4.75	15.19
2018	1656.20	216.38	90.40	1962.98	84.37	11.02	4.61	3.97	4.96	15.87
2019	2129.50	294.88	103.60	2527.98	84.24	11.66	4.10	3.59	4.48	14.35
2020	1779.70	256.50	109.20	2145.40	82.95	11.96	5.09	4.81	6.01	19.23
2021	1955.20	281.88	121.60	2358.68	82.89	11.95	5.16	4.86	6.07	19.43
2022	1945.60	294.00	123.20	2362.80	82.34	12.44	5.21	5.29	6.61	21.14
2023	2083.00	317.25	130.80	2531.05	82.30	12.53	5.17	5.40	6.76	21.62
平均					83.68	11.67	4.65	4.32	5.40	17.27

根据环境保护税污染当量分配法计算得到的去除单位质量污染物所需的运行费均恰好在国家设定的环境保护税额范围内,二者之间具有较好一致性。

3 净化服务的定价确定

3.1 不同方法核算结果的比较分析

运用 4 种不同的运行费分摊方法,核算得出纳入中国生态环境统计年报的全国集中式污水处理厂去除单位质量 COD_{Cr}、TN 和 TP 的运行费如表 6 所示,与按环境保护税污染当量分配法的计算结果相比,其余方法去除单位质量 COD_{Cr} 的运行费普遍更低,而 TN 和 TP 的去除费则较高。王佳伟等^[22]对我国 12 个城市污水处理厂进行统计,结果表明,2006 年去除单位质量 COD_{Cr} 和氨氮的运行成本分别为 0.30~1.58、7.4~29.2 元/kg(电费为运行费 50%计),换算成 2023 年可比价分别为 0.44~2.31、10.83~42.75 元/kg。于鲁冀等^[23]对河南省 125 座城市污水处理厂进行了研究,结果表明,2008 年去除单位质量 COD_{Cr} 和氨氮的运行成本分别为 1.064、8.19 元/kg,换算为 2023 年可比价分别为 1.445、11.12 元/kg。念东等^[24]研究表明,当出水

表 6 2023 年单位质量污染物去除运行费用
不同方法计算结果

Table 6 Calculation results according to different methods of operating costs for pollutant removal per unit mass in 2023

方法	运行费用/(元/kg)		
	COD _{Cr}	TN	TP
特征化因子分配法	1.19	22.75	165.78
等标负荷分配法 (TP 按非湖库质量浓度限值)	1.31	26.23	131.16
综合营养状态指数分配法	2.36	17.08	135.64
等标负荷分配法 (TP 按湖库浓度限值)	0.68	13.52	270.35
环境保护税污染当量分 配法	5.40	6.76	21.62
国家环境保护税额 (2016 年价)	1.4~14	1.75~17.5	5.6~56
国家环境保护税额 (2023 年可比价)	1.5~15	1.91~19.1	6.1~61

TP 质量浓度要求小于 0.5 mg/L,即达到 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准时,城市污水处理厂化学除磷的运行成本为 50~150 元/kg,按 2023 年可比价计为 67.9~203.7 元/kg。按特征化因子分配法、等标负荷分配法、综合营养状态指数分配法计算得到的去

除单位质量 COD_{Cr}、TN、TP 的运行费范围分别为 0.68~2.36、13.52~26.23、131.16~270.35 元/kg, 算术平均分别为 1.385、19.895、175.733 元/kg, 与以上研究结果之间具有非常好的一致性,表明本文的研究结果是可信的。

考虑到 COD_{Cr} 对水环境的影响不仅体现在促进水体富营养化,还会消耗溶解氧(DO)并产生一定的毒性效应;而我国城市生活污水中的 TN 主要贡献成分为氨氮,而氨氮除引发富营养化外,在分子态氨还具有较强的生态毒性潜力。可见, COD_{Cr} 与 TN 净化带来的综合效益均应大于单一的富营养化缓解作用。若完全根据对富营养化的贡献分摊运行费用,会在一定程度上低估去除 COD_{Cr} 与 TN 的净化价值。与 COD_{Cr} 和 TN 不同,TP 在水体中主要促进富营养化,其生态毒性效应较弱,单纯依据对富营养化的贡献分摊运行费用,会在一定程度上高估其净化价值。本文介绍的方法中,特征化因子分配法与综合营养状态指数分配法均以富营养化潜力为核心依据,其分摊结果倾向于低估 COD_{Cr} 和 TN 的治理费用,而高估 TP 的治理费用。因此,在生态产品定价中,应适当提高 COD_{Cr} 和 TN 的治理费用占比,适度下调 TP 的治理费用占比。

等标负荷分配法依据污染物对水质管控指标的贡献分配费用,与水体富营养化潜力无直接关联,其分摊结果的合理性主要受水质指标限值的影响。当 TP 质量浓度采用更严格的湖库限值(0.05 mg/L)时,其分摊费用显著上升,单位质量污染物去除运行费高达 270.35 元/kg;而采用相对宽松的非湖库限值(0.2mg/L)时,单位质量污染物去除运行费仅为 131.16 元/kg。

3.2 定价方法的优化与调整

湿地生态系统对 COD_{Cr}、TN 和 TP 的净化作用,不仅可缓解水体的富营养化,还可减轻污染物带来的耗氧和生态毒性等作用。因此,仅以单一目标(如富营养化控制或水质达标)为依据的费用分摊方法,易产生系统性偏差。为更全面地反映湿地净化的综合价值,需构建更为平衡的定价方法。综合考虑方法原理、环境管理目标与现实的可行性,本文以等标负荷分配法(TP 质量浓度按非湖库限值)为定价的基础方法,该方法以 GB3838—2002《地表水环境质量标准》为依据,直接关联我国当前水质达标的核心管理目标,具有明确的政策导向性和广泛的应用基础。同时,采用非湖库限值处理 TP,避免了因标准过严导致成本虚高,更符合全国多数水体(非重点湖库)的管理实际。然而,该方法的原始分摊比例(COD_{Cr}19.97%、TN48.67%、TP31.35%)因

未充分考虑 COD_{Cr} 和 TN 的毒性、耗氧等附加环境效益而存在轻微低估。为此,对分摊比例进行优化调整:将 COD_{Cr} 的分摊比例从 19.97% 适度上调至 25%,TN 从 48.67% 上调至 55%,TP 则从 31.35% 下调至 20%。该调整体现了对 COD_{Cr} 和 TN 除富营养化外附加环境效应的认可,同时使 TP 权重与其主要环境影响(富营养化)更为匹配。根据调整后的比例(25%、55%、20%)重新计算,得到 2023 年去除单位质量 COD_{Cr}、TN、TP 应分摊的运行费分别为 1.64、29.64、83.66 元/kg。

3.3 从运行费到总治理成本的转换

对于湿地生态系统净化服务价值的评估,根据《生态产品总值核算规范(试行)》的建议,采用替代成本法,即以水体污染物的工业治理成本核算其价值。由于该运行费仅为集中式污水处理设施建设、运行、维护等各种成本中的一部分,不足以作为总的治理成本以评估湿地生态系统的净化服务价值,因此必须获得总的治理成本作为湿地生态系统净化服务的定价基准。根据《中国生态环境统计年报》公布的全年污水处理量和运行费,可计算得到每年全国平均污水处理运行费(如 2023 年为 1.456 元/m³),但无法直接得到同口径下处理单位污水的全部费用。因此,只能参考已有研究成果进行估算。谭雪等^[25]基于全国 227 座城镇污水处理厂的数据,测算 2012 年单位治理全成本(含污水处理设备、污水管网建设成本及运行成本)为 1.01~6.97 元/m³,均值为 2.73 元/m³,其中运行成本占总成本的 37.7%,估算同期我国城镇污水处理的单位治理总成本约为 2.29 元/m³,运行成本占总成本的 40.6%。而根据 2012 年《中国生态环境统计年报》数据核算的当年平均运行费为 0.84 元/m³,占 2.29 元/m³ 的 36.7%。此外,根据《河南省城市污水处理企业运行成本核算办法》(豫建城[2006]127 号)提供的河南省污水处理成本核算参照表,处理单位废水的运行成本占总成本(不包括污泥处置费)的 68.3%~71.8%,研究结果实际为 53.6%^[26]。刘亮等^[27]研究表明,长江经济带污水处理厂每吨运行费占总费用(包括折旧和污泥处置,未包括管网折旧)的 42.1%~50.9%。夏天虹等^[28]研究得到的乡镇污水处理厂全生命周期成本(仅未包括管网建设成本),运行成本占总成本的 68.16%。

参考以上研究结果,并考虑到当前全国污水处理规模更大,管网建设更加完善,将全国集中式污水处理设施的运行费用占全部费用的比例确定为 50%,即单位废水处理的总成本为运行费用的 2.0 倍。据此,将前文优化后的运行费乘以 2.0,可

得到 2023 年治理单位 COD_{Cr} 、TN 和 TP 的全成本分别为 3.3、59.3、167.3 元/kg,即为最终确定的当前我国湿地生态系统净化服务单价。

3.4 与环境保护税率的对比讨论

不同的成本分摊方法(如基于富营养化控制或基于水质达标)源于不同的环境管理目标与优先级。在实际政策制定中,应根据湿地所在区域的主要环境问题(如富营养化突出或耗氧问题严重)与政策导向,审慎选择主导方法或对多种方法的结果进行加权集成。

将本文确定的湿地生态系统净化服务单价与现行《环境保护税法》中规定的税额范围进行对比(表 6),可以得出结论:除 COD_{Cr} 的单价(3.3 元/kg)落在环境保护税额范围(1.5~15 元)偏低位置外, TN 和 TP 价格(59.3 元和 167.3 元)均明显高于其对应的环境保护税额范围(TN 为 1.91~19.1 元,TP 为 6.1~61 元)。该对比清晰揭示了直接采用环境保护税率作为湿地生态系统净化服务替代成本所存在的偏差。环境保护税的根本目的是通过经济手段激励减排,将环境外部成本内部化,其税率设定需综合考虑社会经济承受力、减排激励效果等多重因素,并非旨在精确反映污染物的实际平均治理成本。本文研究结果证实,当前的税率标准,尤其是针对 TN 和 TP 的税率,严重低估了这两类污染物的实际净化价值,若以此进行生态产品价值核算,将导致对 TN、TP 净化价值的严重低估,从而扭曲湿地生态系统真实的服务价值信号。

本文主要基于宏观统计数据,未能细致反映不同区域、不同工艺污水处理厂的运行费差异,也未反映不同湿地类型(如湖泊、沼泽、河流湿地)的净化效率与异质性。未来可开展更精细化的区域核算和湿地分类定价研究,并探索将湿地自身的健康状况(如生态完整性指数)纳入定价考量体系,从而构建一个多维、立体的生态产品价格形成机制。

4 结论与政策建议

a. 揭示了不同定价方法间的系统性差异及其环境价值导向。对比 4 种成本分摊方法,基于富营养化控制的特征化因子分配法与综合营养状态指数分配法、基于水质达标的等标负荷分配法,以及基于环境保护税法污染当量分配法,发现在 COD_{Cr} 、TN 和 TP 的成本分摊比例上存在显著差异。这些差异本质上源于不同的环境管理目标与价值判断:前者侧重富营养化控制,后者更关注水质达标,而《环境保护税法》则带有更强的减排激励与经济调节色彩。这一规律表明,湿地生态系统净化服务的定价

并非单一的技术核算问题,而是与区域主导环境问题、政策目标紧密相关的价值选择过程。

b. 现行环境保护税标准对 TN、TP 净化价值存在系统性低估。除环境保护税污染当量分配法外,其余方法均表明,当前《环境保护税法》规定的税额范围严重低估了 TN 和 TP 的净化价值,而可能相对准确地评估或高估了 COD_{Cr} 的价值。这一发现验证了以激励减排为目的的税率不宜直接等同于反映真实资源消耗的治理成本。若直接采用环境保护税率作为湿地净化服务的替代成本,将导致对关键污染物(尤其是 TN、TP)净化价值的严重低估,进而扭曲生态产品价值核算体系。

c. 建立了基于实际治理成本的湿地生态系统净化服务定价基准体系。通过多方法比较与综合研判,以等标负荷分配法(TP 质量浓度非湖库限值)为基础进行优化,确定了 COD_{Cr} 、TN 和 TP 的治理成本分摊比例(25%、55%、20%),并结合运行费占总治理成本 50%的合理假设,首次在全国尺度上核算出 2023 年湿地生态系统净化单位质量 COD_{Cr} 、TN 和 TP 的功能单价分别为 3.3、59.3、167.3 元/kg。该体系以实际污水处理运营数据为基础,克服了当前《环境保护税法》在生态服务估值上的局限性,为生态产品价值核算提供了更贴近真实成本的定价基准。

基于上述研究结论,为推动生态产品价值实现机制的精准化与科学化,本文提出以下政策建议:

a. 修订与完善生态产品服务价值核算规范,引入基于实际治理成本的定价方法。建议国家发展和改革委员会、国家统计局等部门在修订《生态产品总值核算规范》时,参考本文提出的多方法成本分摊框架与定价结果,将基于实际治理成本的定价方法纳入技术指南。特别是对于 TN、TP 的净化价值,应摒弃直接套用环境保护税率的做法,采用更贴近真实治理成本的单价,以避免对关键生态系统服务的系统性低估。

b. 优化环境保护税制度设计,强化税率与治理成本的联动机制。建议财政、税务与生态环境部门将本文的核算结果作为评估和调整环境保护税率的重要参考。本文研究结果揭示了当前 TN、TP 税率可能低于其平均治理成本,削弱了税收对减排的激励作用。未来税率调整可考虑与此类基于工程的真实成本挂钩,使环境外部成本内部化更为合理。

c. 推动湿地生态系统净化服务定价方法在生态补偿与政策评估中的应用。本文建立的定价体系可为流域横向生态补偿、湿地生态保护成效评估等提供直接的量化依据。建议在重点流域或生态功能

区试点,将本文定价机制应用于生态补偿标准核算,实现“谁保护、谁受益”的精准激励,并为湿地保护修复项目的成本效益分析提供科学支撑,促进湿地生态产品的价值实现。

参考文献:

[1] Costanza R, D' Arge R, De Groot R. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997, 387: 253-260.

[2] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis [M]. Washington DC: Island Press, 2005.

[3] Costanza R, Groot R, Braat L, et al. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? [J]. Ecosystem Services, 2017, 28: 1-16.

[4] Westman W E. How much are nature's services worth? [J]. Science, 1977, 197: 960-964.

[5] Perrings C, Naeem S, Ahrestani F, et al. Ecosystem services for 2020 [J]. Science, 2010, 330: 323-324.

[6] Ouyang Zhiyun, Zheng Hua, Xiao Yi, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital [J]. Science, 2016, 352: 1455-1459.

[7] Díaz S, Pascual U, Stenseke M, et al. Assessing nature's contributions to people [J]. Science, 2018, 359: 270-272.

[8] Chaplin-Kramer R. Global modeling of nature's contributions to people [J]. Science, 2019, 366: 255-258.

[9] Pereira H M, Martins I S, Kim H J, et al. Global trends and scenarios for terrestrial biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050 [J]. Science, 2024, 384: 458-465.

[10] Fan Yu, Zheng Yun, Jia Changeng, et al. The impact of China's urbanization on ecosystem service value from the perspective of gross ecosystem product: a case study of Beijing-Tianjin-Hebei region [J]. Scientific Reports, 2024, 14: 15954.

[11] 李沁园, 陈默, 张思九, 等. 水电开发对河流生态系统生产总值的影响 [J]. 水资源保护, 2024, 40(6): 233-241. (Li Qinyuan, Chen Mo, Zhang Sijiu, et al. Impact of hydropower development on gross river ecosystem product [J]. Water Resources Protection, 2024, 40(6): 233-241. (in Chinese))

[12] Turner R E. Managing wetlands: wetland functions and values: the state of our understanding [C] // Greason P G, Clark J R, Clark J E. Proceedings of a Symposium, Lake Buena Vista, Technical Publication Series. Minneapolis: American Water Resources Association, 1979.

[13] Engelhardt K, Ritchie M. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services [J]. Nature, 2001, 411: 687-689.

[14] Liu Ying, Jiang Yatao, Yang Chen. Land use dynamics and ecosystem service valuation in the Sanmenxia Reservoir wetland of the Yellow River [J]. Scientific Reports, 2024, 14: 23594.

[15] Bertassello L E, Basu N B, Maes J, et al. The important role of wetland conservation and restoration in nitrogen removal across European river basins [J]. Nature Water, 2025, 3: 867-880.

[16] 尹洵, 高桂馨, 陈联明, 等. 化学耗氧量测定方法研究 [J]. 中国环境监测, 1985(工程科技 I 辑): 10-13. (Yin Wei, Gao Guixin, Chen Lianming, et al. Research on monitor methods of chemical oxygen demand [J]. Environmental Monitoring in China, 1985 (Series I: Engineering & Technology): 10-13 (in Chinese))

[17] 卜贻孙. 理论 COD 与重铬酸钾法实测 COD 的关系 [J]. 煤矿环境保护, 1998(4): 55-57. (Pu Yisun. Relationship between theoretical COD and actual measured COD by potassium dichromate method [J]. Coal Mine Environmental Protection, 1998(4): 55-57 (in Chinese))

[18] 李中红. 浅谈水质 COD_{Cr}, COD_{Mn} 和 BOD₅ 三者之间的关系 [J]. 甘肃环境研究与监测, 2003(4): 354. (Li Zhonghong. A brief discussion on the relationship among COD_{Cr}, COD_{Mn} and BOD₅ of water quality [J]. Gansu Environmental Study and Monitoring, 2003(4): 354 (in Chinese))

[19] 赵海萍, 陈旺, 李清雪, 等. 漳河上游水质时空分异特征及污染源识别 [J]. 水资源保护, 2017, 33(4): 47-54. (Zhao Haiping, Chen Wang, Li Qingxue et al. Spatio-temporal variation of water quality and pollutant source identification in upper reaches of Zhanghe River [J]. Water Resources Protection, 2017, 33(4): 47-54. (in Chinese))

[20] 叶飞, 卞新民, 胡大伟, 等. 江苏省农业非点源污染地区差异评价与控制对策 [J]. 水资源保护, 2006, 22(6): 86-88. (Ye Fei, Bian Xinmin, Hu Dawei, et al. Regional difference and countermeasures of agricultural non-point source pollution in Jiangsu Province [J]. Water Resources Protection, 2006, 22(6): 86-88. (in Chinese))

[21] 陈晓丽, 雷勇, 黄国如. 北江飞来峡库区流域非点源污染现状评价 [J]. 水资源保护, 2019, 35(2): 44-48. (Chen Xiaoli, Lei Yong, Huang Guoru. Evaluation on non-point source pollution in Feilaixia Reservoir area of Beijiang River [J]. Water Resources Protection, 2019, 35(2): 44-48 (in Chinese)) .

[22] 王佳伟, 张天柱, 陈吉宁. 污水处理厂 COD 和氨氮总量削减的成本模型 [J]. 中国环境科学, 2009, 29(4): 443-448. (Wang Jiawei, Zhang Tianzhu, Chen Jining. Cost model for reducing total COD and ammonia nitrogen loads in wastewater treatment plants [J]. China Environmental Science, 2009, 29(4): 443-448. (in Chinese))

- [23] 于鲁冀,王燕鹏,梁亦欣. 基于污水治理成本的流域污染赔偿标准研究[J]. 生态经济,2011(9):51-54. (Yu Luji, Wang Yanpeng, Liang Yixin. Research of compensation standards of pollution based on river sewage treatment costs[J]. Ecological Economy,2011(9):51-54. (in Chinese))
- [24] 念东,王佳伟,刘立超,等. 城市污水处理厂化学除磷效果及运行成本研究[J]. 给水排水,2008,34(5):7-10. (Nian Dong, Wang Jiawei, Liu Lichao, et al. Study on chemical phosphorus removal efficiency and operational cost of urban wastewater treatment plants [J]. Water Supply and Drainage,2008,34(5):7-10. (in Chinese))
- [25] 谭雪,石磊,陈卓琨,等. 基于全国 227 个样本的城镇污水处理厂治理全成本分析[J]. 给水排水,2015(5):30-34. (Tan Xue, Shi Lei, Chen Zhuokun, et al. Cost analysis of the municipal wastewater treatment plant operation based on 227 samples in China [J]. Water Supply and Drainage,2015(5):30-34. (in Chinese))
- [26] 马乃毅. 城镇污水处理定价研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学,2010.
- [27] 刘亮,沈珺,张静,等. 基于污水处理成本核算谈长江经济带城镇污水处理费调整[J]. 城镇供水,2021(6):62-65. (Liu Liang, Shen Jun, Zhang Jin, et al. On the adjustment of urban sewage treatment charges in the Yangtze River Economic Belt based on cost accounting of wastewater treatment [J]. City and Town Water Supply, 2021(6):62-65. (in Chinese))
- [28] 夏天虹,罗滔,董桂君,等. 乡镇污水处理厂全生命周期成本分析[J]. 四川建筑,2015,35(3):308-310 (Xia Tianhong, Luo Tao, Dong Guijun, et al. Life cycle cost analysis of township sewage treatment plants [J]. Sichuan Architecture,2015,35(3):308-310. (in Chinese))

(收稿日期:2025-11-14 编辑:胡新宇)

(上接第 126 页)

- [24] 孟长青,董子娇,刘柯莹,等. 嘉陵江流域骤发干旱时空演变特征分析[J]. 水利水电科技进展,2024,44(4):23-30. (Meng Changqing, Dong Zijiao, Liu Keying, et al. Analysis of spatiotemporal evolution characteristics of flash droughts in Jialing River Basin [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources,2024,44(4):23-30. (in Chinese))
- [25] Soci C, Hersbach H, Simmons A, et al. The ERA5 global reanalysis from 1940 to 2022 [J]. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 2024, 150 (764): 4014-4048.
- [26] Yuan Xing, Wang Yumiao, Ji Peng, et al. A global transition to flash droughts under climate change [J]. Science,2023,380(6641):187-191.
- [27] 谢灵枫,杨肖丽,吴凡,等. 黄河流域未来气象水文干旱传播的气候变化响应[J]. 河海大学学报(自然科学版),2025,53(1):10-17. (Xie Lingfeng, Yang Xiaoli, Wu Fan, et al. Response of future meteorological and hydrological drought propagation to climate change in the Yellow River Basin [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2025,53(1):10-17. (in Chinese))
- [28] Zhang Ke, Li Zhilin, Shi Wuzhi, et al. Spatiotemporal changes and interconnections between meteorological and hydrological droughts in China over past 34 years [J]. Water Science and Engineering,2025,18(3):274-287.
- [29] Yuan Weping, Zheng Yi, Piao Shilong, et al. Increased atmospheric vapor pressure deficit reduces global vegetation growth [J]. Science Advances, 2019, 5 (8): eaax1396.
- [30] 瞿德业,杨明月,刘婷婷,等. 基于 SPEI 的洮河流域气象干旱时空特征分析[J]. 水利水电科技进展,2024,44(5):32-40. (Qu Deyue, Yang Mingyue, Liu Tingting, et al. Analysis of spatiotemporal characteristics of meteorological drought in Taohu River Basin based on SPEI [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2024,44(5):32-40. (in Chinese))
- [31] Trenberth K E, Dai Aiguo, Van Der Schrier G, et al. Global warming and changes in drought [J]. Nature Climate Change,2014,4(1):17-22.
- [32] Foley J A, Defries R, Asner G P, et al. Global consequences of land use [J]. Science,2005,309(5734):570-574.
- [33] Dai Aiguo. Drought under global warming: a review [J]. WIREs Climate Change,2011,2(1):45-65.
- [34] 吴志勇,白博宇,何海,等. 珠江流域 1981—2020 年水文干旱时空特征分析[J]. 河海大学学报(自然科学版),2023,51(1):1-9. (Wu Zhiyong, Bai Boyu, He Hai, et al. Temporal and spatial characteristics of hydrological drought in the Pearl River Basin from 1981 to 2020 [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2023, 51 (1):1-9. (in Chinese))

(收稿日期:2025-07-23 编辑:施业)