

基于生命周期评价法的贝壳资源化利用 环境效益分析*

——以大连市为例

张 芸 秦承露 侯昊晨 孙晓阳

(工业生态与环境工程教育部重点实验室,大连理工大学环境学院,辽宁 大连 116024)

摘要 以贝壳为研究对象,运用生命周期评价(LCA)法对贝壳的常规处理方法和 3 种资源化利用方法的环境影响进行比较。结果表明,处理 1 kg 贝壳,方案 0(填埋)的环境影响值为 1.04×10^{-14} ;方案 1(代替水泥生产中使用的石灰石)的环境影响值为 -3.78×10^{-12} ;方案 2(代替浸没式生物滤柱中的陶粒填料)的环境影响值为 -1.85×10^{-14} ;方案 3(代替砂作为建筑材料)的环境影响值为 3.62×10^{-14} 。方案 1 与其他 3 种方案相比环境效益最大。方案 0 中填埋过程的环境影响贡献最大,贡献率为 56.60%;方案 1、方案 2、方案 3 中环境影响最大的环节是贝壳粉碎过程,贡献率分别为 85.72%、93.55%、98.48%;3 种资源化利用方案主要避免原材料开采过程的环境影响。

关键词 贝壳 资源化利用 生命周期评价 环境影响

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2020.01.024

Environmental benefit evaluation of shell resource utilization based on LCA: a case study of Dalian ZHANG Yun, QIN Chenglu, HOU Haochen, SUN Xiaoyang. (Key Laboratory of Industrial Ecology and Environmental Engineering (MOE), School of Environmental Science and Technology, Dalian University of Technology, Dalian Liaoning 116024)

Abstract: Taking the shell as the research object, the environmental impact of the conventional treatment of shells and three resource utilization methods of shells were compared by using life cycle assessment (LCA). The results showed that when the function unit was 1 kg shell, the environmental impact of scheme 0 (landfill) was 1.04×10^{-14} ; the environmental impact of scheme 1 (instead of limestone in cement production) was -3.78×10^{-12} ; the environmental impact of scheme 2 (instead of the ceramsite filler in the immersion biofilter column) was -1.85×10^{-14} ; the environmental impact of scheme 3 (instead of sand as building material) was 3.62×10^{-14} . Compared with the other three schemes, scheme 1 had better environmental benefits. In scheme 0, the landfill contributed much to the environmental impacts with contribution rate was 56.60%. The crushing process had the greatest environmental impacts in all of 3 shell resource utilization schemes, and its contribution to scheme 1, scheme 2 and scheme 3 was 85.72%, 93.55% and 98.48%. The environmental impacts of the avoided process was mainly the raw material mining process.

Keywords: shells; resource utilization; life cycle assessment; environmental impact

贝类作为我国海水养殖的主要品种之一,其生产规模及贸易规模均呈增长趋势^[1]。2016 年我国贝类养殖量 1 420.8 万 t^[2],每加工 1 kg 贝类会产生 300~700 g 贝壳。大连市作为我国主要贝类养殖地区之一,2017 年贝类产量 121.3 万 t,贝类总产值 126.4 亿元,每年产生的贝壳废弃物约 18 万 t,占全年生活垃圾的近 20%。目前,大连市对于贝壳的开发利用不足,绝大部分贝壳都作为固体废弃物填埋,不仅浪费大量资源,还占用土地资源造成污染。近

年来,人们逐渐开始关注废弃贝壳的资源化利用研究。吴静^[3]探讨了贝壳粉作为造纸填料的可能性;王波等^[4]利用贝壳代替石灰石制备贝壳基生态水泥熟料并对其性能进行了分析;熊小京等^[5]以贝壳代替陶粒填料用于浸没式生物滤柱填充;YOON 等^[6]研究了牡蛎壳作为建筑材料的可能性。

生命周期评价(LCA)法是一种基于生命周期的思想,定量和定性评价研究对象能源消耗及环境影响的环境评估工具^[7-9]。ALVARENGA 等^[10]利用

第一作者:张芸,女,1966年生,博士,教授,主要从事生命周期评价研究。

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项(No.2012ZX07202-001)。

LCA 法对巴西牡蛎壳在两种处理模式下(作为固体废物和碳酸钙原料)的环境影响进行评估,为海洋贝类利用模式的评价研究提供了新思路。

为对比贝壳在填埋与资源化利用时所产生的环境影响差异,本研究选取 4 种贝壳处理方法分别构建 LCA 模型,评估不同资源化利用方法的环境可行性,为沿海地区探索建立环境友好的高附加值废弃贝壳利用模式提供科学依据。

1 LCA 法介绍

1.1 目标和范围定义

本研究以废弃贝壳的处置方式为研究对象,借助 eBalance 软件通过 LCA 法对 4 种方案的环境影响进行分析。方案 0:常规处理方法,将贝壳作为固体废物填埋处理;方案 1:用贝壳代替水泥生产中使用的石灰石,贝壳的掺量为 40%(质量分数)^[11];方案 2:用贝壳代替浸没式生物滤柱的陶粒填料;方案 3:用贝壳代替建筑材料中 40%(质量分数)的砂。

研究范围为贝壳作为固体废物填埋处理或资源化利用的全过程,包括贝壳处置过程中因替代或消耗部分燃(原)料所产生的开采、运输、能量消耗以及残余物填埋等过程。为确保分析结果的可比性,取 1 kg 贝壳为 1 个功能单位,所有数据以该单位为准进行换算。根据设定的研究目标,填埋处理及资源化利用的系统边界确定如图 1 所示。因为 4 种方案在贝壳废弃物产生之前的过程完全一样,因此不考虑贝壳养殖生长过程的环境影响,均以贝壳为起点。资源化利用系统以资源化利用为终点,只考虑资源化利用过程中对贝壳加工过程的环境影响,不再考虑资源化利用后生产的产品的运输、存

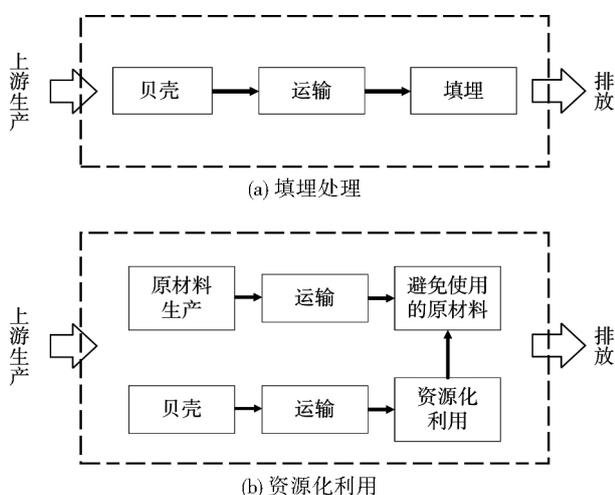


图 1 系统边界的确定

Fig.1 Determination of system boundary

储、使用、废弃等过程的环境影响。

1.2 清单分析

贝壳中 CaCO_3 的质量分数约为 95%,普通石灰石中 CaCO_3 为 80%,因此方案 1 中以 1 kg 贝壳代替 1.19 kg 石灰石计算;方案 2 中,贝壳与陶粒的密度相同,因此以 1 kg 贝壳替代 1 kg 陶粒计算;方案 3 中,以 1 kg 贝壳可代替 0.89 kg 砂计算。

大连市贝类养殖加工基地主要集中在庄河市、长海县和普兰店区。长海县四面环海,长海县的贝壳在岛内单独进行资源化利用能够带来更好的环境效益,对其进行贝壳资源化利用的 LCA 结果不能够代表整个大连地区。为此,本研究进行研究时,假设贝壳的运输起点为皮口港。皮口港位于普兰店区,皮口港到贝壳填埋或资源化利用地点的距离可等同于从庄河市或普兰店区运输至各个处置地点的平均距离,贝壳均由货车进行运输。方案 1 中假设贝壳被运至 102.0 km 外的大型水泥厂 A 进行粉碎处理,经调研,水泥厂 A 的石灰石来源于距离水泥厂 2 km 的石灰石矿山,开采后的石灰石被运往水泥厂进行粉碎处理,粉碎 1 kg 石灰石耗电量为 0.001 71 $\text{kW} \cdot \text{h}$,此方案避免了石灰石的开采、运输以及粉碎处理的过程;方案 2 中假设贝壳被运至距离皮口港 45 km 的污水处理厂进行粉碎处理,此方案避免了陶粒填料的生产、运输过程,该污水处理厂的陶粒来源于距离其 27.8 km 的陶粒生产厂家;方案 3 假设贝壳被运至建筑工地进行粉碎处理,贝壳运输的距离越短,资源化利用的环境影响越小,所以假设贝壳只被运往 10 km 范围内的建筑工地,取最大值 10.0 km 进行计算,方案 3 避免了砂的生产、运输过程,砂的平均运输距离为 23.4 km。贝壳运输起点与各资源化利用终点的区位图如图 2 所示。以 1 kg 贝壳为例,对 4 种处理方案全过程输入、输出情况进行定量记录,结果如表 1 所示。

文中选用的数据来源于企业和 eBalance 软件所含的 3 大数据库:中国生命周期基础数据库(CLCD)、Eco-invent 3.1 及 ELCD 3.0。其中运输、电力、石灰石开采及贝壳的填埋数据来源于 CLCD,以保证评价结果符合中国国情。贝壳属于惰性废弃物,贝壳的填埋数据由惰性废弃物的填埋数据代替,不在清单中列出。

1.3 影响评价

利用 eBalance 软件对 4 种方案的环境影响进行建模与计算,将贝壳不同处置方式的输入输出数据转化为单一的环境影响值,以便于比较贝壳不同处置方式的环境影响差异。

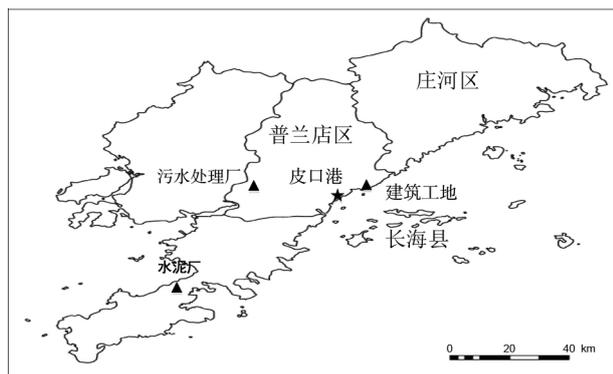


图 2 贝壳运输起点与资源化利用终点区位
Fig.2 The location of seashell transportation start point and resource utilization end point

2 结果分析

2.1 影响评价结果

eBalance 软件内置常用的十几种生命周期影响评价(LCIA)特征化指标及面向全国节能减排政策目标的指标。本研究选用专家调查法综合指标(ISCP2009)所包含的环境影响类别对清单数据的环境影响进行定性与定量评价,8类环境影响类别为:中国资源消耗潜值(CADP)、全球变暖潜值(GWP)、可吸入无机物(RI)、酸化潜值(AP)、富营养化(EP)、固体废弃物(WS)、化学需氧量(COD)、淡水消耗量(WU),上述环境影响类别基本包括了目前中国所面临的环境热点问题。CADP以锑为基准物质,用于表征中国范围各资源的稀缺程度;GWP以CO₂为基准物质,用于表征温室气体对全球变暖的贡献;RI以PM_{2.5}为基准物质,用于表征因可吸入无机物造成的人体损害;AP以SO₂为基准

表 1 4 种方案的生命周期清单
Table 1 Life cycle inventory of four schemes

项目	数据名称	单位	数值
方案 0 处理过程输入	惰性废弃物填埋	kg	1.00
	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	63.40
方案 1 处理过程输入	全国平均电网电力传输	kW · h	1.25 × 10 ⁻²
	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	1.02 × 10 ²
方案 1 避免过程输入	石灰石开采	kg	1.19
	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	2.00
	全国平均电网电力传输	kW · h	1.71 × 10 ⁻³
方案 2 处理过程输入	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	45.00
	全国平均电网电力传输	kW · h	1.25 × 10 ⁻²
方案 2 避免过程输入	黏土	kg	1.10
	水	kg	6.45 × 10 ⁻⁴
	沙砾	kg	1.39 × 10 ⁻²
	铁	kg	1.66 × 10 ⁻³
	煤	kg	1.03 × 10 ⁻¹
	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	27.80
方案 2 避免过程输出	CO ₂	kg	4.07 × 10 ⁻¹
	粉尘排放	kg	4.36 × 10 ⁻⁴
	SO ₂	kg	2.83 × 10 ⁻³
	总氮	kg	1.25 × 10 ⁻³
方案 3 处理过程输入	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	10.00
	全国平均电网电力传输	kW · h	1.25 × 10 ⁻²
方案 3 避免过程输入	砂	kg	8.90 × 10 ⁻¹
	水	kg	4.97 × 10 ⁻²
	煤	kg	1.06 × 10 ⁻³
	重型柴油货车(10 t)运输	kg · km	23.40
方案 3 避免过程输出	CO ₂	kg	2.49 × 10 ⁻³
	粉尘	kg	3.85 × 10 ⁻⁶
	SO ₂	kg	1.32 × 10 ⁻⁵
	固体废弃物	kg	4.78 × 10 ⁻⁴
	总氮	kg	2.07 × 10 ⁻⁶
	COD	kg	2.07 × 10 ⁻⁷

表 2 不同影响类型的环境影响值
Table 2 Environmental impact values of different factors

项目	方案 0	方案 1	方案 2	方案 3
CADP	5.21×10^{-15}	1.21×10^{-15}	-3.00×10^{-14}	-4.09×10^{-17}
GWP	3.65×10^{-16}	3.59×10^{-16}	-6.46×10^{-15}	1.34×10^{-16}
RI	2.67×10^{-16}	2.02×10^{-16}	-1.68×10^{-15}	3.37×10^{-17}
AP	8.96×10^{-16}	7.99×10^{-16}	-7.64×10^{-15}	3.96×10^{-17}
EP	1.93×10^{-15}	1.38×10^{-15}	-1.51×10^{-14}	-1.05×10^{-16}
WS	1.22×10^{-15}	-3.78×10^{-12}	4.58×10^{-14}	3.62×10^{-14}
COD	5.52×10^{-16}	1.75×10^{-16}	-3.43×10^{-15}	-1.65×10^{-17}
WU	3.96×10^{-18}	1.02×10^{-17}	1.24×10^{-17}	-2.91×10^{-18}

物质,用于表征酸性气体对酸化的贡献;EP以磷酸根为基准物质,用于表征营养物质对富营养化的贡献;WS、COD、WU来源于清单物质,不需要特征化因子。

将 4 种方案生命周期清单输入 eBalance 软件,可以得到各方案在 8 个环境影响类别上产生的差异,结果为正值代表在该类别上存在环境影响,结果为负值代表在该类别上存在环境效益。4 种方案对不同类别的环境影响如表 2 所示。

从表 2 可以看出,方案 0 对 8 种环境影响类型的环境影响均为正值,相比其他方案,对 CADP、GWP、RI、AP、EP 及 COD 的影响最大,而对 WS 及 WU 的影响相对较小,这是因为贝壳埋埋过程不需要消耗电力,而我国电力主要来源于火电发电,因此用电情况对 WS 及 WU 具有显著影响;方案 1 的运输距离最长,燃料使用最多,导致其对 GWP 和 AP 影响显著,但方案 1 的 WS 减少,主要是由于在石灰石生产过程中会产生大量的 WS,方案 1 避免了部分石灰石的生产,因此减少了 WS 的产生;方案 2 的 WU 和 WS 最大,其余环境影响类型的环境影响均为负值,可以带来较明显的环境效益;方案 3 的 WU 最小,而 WS 较大,说明其可以节约淡水的使用量,但会产生较多的固体废弃物,对其余 6 种环境影响类型的环境影响较小。

根据 eBalance 软件中内置 8 种环境影响类型的权重分布,得到 4 种方案的加权综合环境影响值,结果见图 3。可以看出,4 种方案中方案 3 所带来的环境影响值最大,为 3.62×10^{-14} ;其次是方案 0,环

境影响值为 1.04×10^{-14} ;方案 3 中,生产 0.89 kg 砂所造成的环境影响远小于资源化利用时运输和粉碎处理 1 kg 贝壳产生的环境影响,因此该方案造成的环境影响比贝壳埋埋大;方案 1 和方案 2 带来的环境影响为负值,分别为 -3.78×10^{-12} 、 -1.85×10^{-14} ,说明这两种处置方式会带来环境效益,且方案 1 带来的环境效益远大于方案 2。主要原因是方案 1 会减少大量的固体废弃物,仅这一项所带来的环境效益就远超出方案 2 的总环境效益。

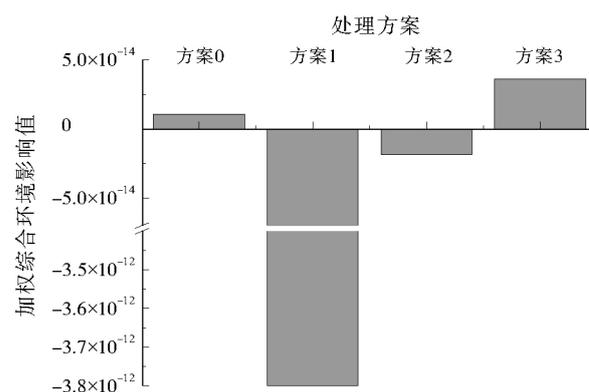


图 3 4 种方案的加权综合环境影响值
Fig.3 Weighting comprehensive environmental impact of four schemes

2.2 贡献分析

4 种方案处理过程及避免过程各环节对环境影响的贡献分别见表 3、表 4。由表 3 可见,方案 0 中对环境影响贡献最大的为埋埋环节,贡献率为 56.60%,说明贝壳常规处理过程中埋埋对环境造成的影响最大。3 种资源化利用方案中,对环境贡献最大的均为贝壳粉碎环节,方案 1、方案 2、方案 3

表 3 处理过程各环节对环境影响的贡献
Table 3 The contribution of environmental impact at each stage of treatment processes

处置方案	运输		埋埋		粉碎	
	环境影响	贡献率/%	环境影响	贡献率/%	环境影响	贡献率/%
方案 0	4.53×10^{-15}	43.40	5.91×10^{-15}	56.60		
方案 1	7.38×10^{-15}	14.28			4.43×10^{-14}	85.72
方案 2	3.19×10^{-15}	6.45			4.63×10^{-14}	93.55
方案 3	7.12×10^{-16}	1.52			4.62×10^{-14}	98.48

表 4 避免过程各环节对环境影响的贡献
Table 4 The contribution of environmental impact at each stage of avoided processes

处置方案	原材料生产		运输		粉碎	
	环境影响	贡献率/%	环境影响	贡献率/%	环境影响	贡献率/%
方案 1	3.82×10^{-12}	99.80	5.07×10^{-16}	0.01	7.03×10^{-15}	0.18
方案 2	6.60×10^{-14}	97.07	1.99×10^{-15}	2.93		
方案 3	9.18×10^{-15}	86.04	1.49×10^{-15}	13.96		

粉碎环节的环境影响贡献率分别为 85.72%、93.55%、98.48%，运输环节的环境影响贡献也由距离的增加而升高。由表 4 可见，避免过程各环节的环境影响主要来源于原材料生产环节，其对方案 1、方案 2、方案 3 的贡献率分别为 99.80%、97.07%、86.04%；其中，石灰石开采的环境影响值最大，砂生产的环境影响值最小。而运输距离的贡献相对较小，说明在避免过程中运输环节并不是产生环境影响的主要原因。

3 结论与展望

(1) 运用 LCA 法分析了贝壳 4 种不同处置方式的环境影响，发现方案 0 的环境影响值为 1.04×10^{-14} ；方案 1 的环境影响值为 -3.78×10^{-12} ；方案 2 的环境影响值为 -1.85×10^{-14} ；方案 3 的环境影响值为 3.62×10^{-14} ，方案 1 能有效减少贝壳填埋对环境的影响，有更好的环境效益。

(2) 对不同环境影响类型的环境影响值的分析结果表明，方案 2 对于 CADP、GWP、RI、AP、EP 和 COD 这 6 方面具有很大优势；方案 3 可以减少 WU；方案 1 可避免产生大量 WS。

(3) 方案 0 对环境影响贡献最大的是贝壳的填埋环节；3 种资源化利用过程对环境影响贡献最大的均为贝壳的粉碎环节，原材料生产环节是避免过程中环境影响贡献的最主要部分，运输环节对避免过程的环境影响贡献不大。

(4) 废弃贝壳的资源化利用处于起步阶段，目前还没有广泛应用，通过对清单数据进行分析，得到废弃贝壳在资源化利用过程产生的环境效益，可为沿海地区探索建立环境友好的高附加值废弃贝壳利用模式提出参考。

参考文献：

[1] 代银平,王雪莹,叶炜宗,等.贝壳废弃物的资源化利用研究[J].资源开发与市场,2017,33(2):203-208.
 [2] 中国农业部渔业局.中国渔业年鉴[M].北京:中国农业出版社,2017.
 [3] 吴静.贝壳粉用作造纸填料的研究[D].大连:大连工业大学,2016.
 [4] 王波,宋远明,刘景相.贝壳基生态水泥熟料性能的研究[J].硅

酸盐通报,2013,32(1):52-55.
 [5] 熊小京,黄智贤,景有海.牡蛎壳填料浸没式生物滤池的除磷特性[J].环境污染与防治,2003,25(6):329-331.
 [6] YOON G L, KIM B T, KIM B O, et al. Chemical-mechanical characteristics of crushed oyster-shell[J]. Waste Management, 2003, 23(9): 825-834.
 [7] 徐小宁,陈郁,张树深,等.复合硅酸盐水泥的生命周期评价[J].环境科学学报,2013,33(9):2632-2638.
 [8] 吕慧瑜,夏训峰,王京刚,等.垂直流人工湿地的生命周期评价[J].环境污染与防治,2017,39(8):865-868.
 [9] ZHANG Y, DUAN S, LI J H, et al. Life cycle assessment of industrial symbiosis in Songmudao chemical industrial park, Dalian, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2017, 158: 192-199.
 [10] ALVARENGA R A F, GALINDRO B M, HELPA C F, et al. The recycling of oyster shells: an environmental analysis using Life Cycle Assessment[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 106(14): 102-109.
 [11] 谢红波,林克辉,陈哲,等.一种水泥熟料生产线协同处置贝壳类废弃物的处理系统:203833829U[P].2014-09-17.

编辑:丁怀 (收稿日期:2019-01-24)

(上接第 123 页)

[11] 孟露露,单春艳,白志鹏,等.中国城市 PM_{2.5} 空气质量改善分阶段目标研究[J].中国环境监测,2017,33(2):1-10.
 [12] 柴发合,王淑兰,王锴一,等.中国城市空气质量分级管理策略探讨[J].环境与可持续发展,2011,36(5):5-7.
 [13] 岳汀利,钟流举,谢敏,等.广东不同环境大气污染特性比较[J].环境监控与预警,2015,7(5):45-51.
 [14] 广东省环境保护厅,广东省发展和改革委员会,广东省财政厅,等.关于印发《广东省挥发性有机物(VOCs)整治与减排工作方案(2018—2020年)》的通知.[2019-03-27].http://zwgk.gd.gov.cn/006940060/201807/t20180709_772857.html.
 [15] 陈晓阳,冯旭,范绍佳,等.回流指数在空气质量变化研究中的应用[J].环境科学学报,2016,36(3):1032-1041.
 [16] 刘建,吴兑,范绍佳,等.前体物与气象因子对珠江三角洲臭氧污染的影响[J].中国环境科学,2017,37(3):813-820.
 [17] 嵇萍,汪宇,陈多宏,等.台风登陆前珠三角地区近地面 O₃ 浓度升高的原因初探[J].环境污染与防治,2018,40(3):296-300.
 [18] 潘月云,陈多宏,叶斯琪,等.广东省大气污染典型案例特征及其影响因素分析[J].安全与环境工程,2017,24(2):58-66.
 [19] 宋媛媛,张艳燕,王勤耕,等.基于遥感资料的中国东部地区植被 VOCs 排放强度研究[J].环境科学学报,2012,32(9):2216-2227.
 [20] 区家敏.珠江三角洲 VOCs 排放来源识别、验证与基于反应活性的控制对策研究[D].广州:华南理工大学,2014.
 [21] 司徒淑婷,王雪梅,GUENTHER A,等.气象模拟误差对异戊二烯排放估算的影响[J].环境科学学报,2010,30(12):2383-2391.
 [22] LI K, JACOB D J, LIAO H, et al. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China [J]. PNAS, 2019, 116(2): 422-427.

编辑:徐婷婷 (收稿日期:2019-05-23)