

引用格式:李京梅,李宜纯.生境和资源等价分析法国外研究进展与应用[J].资源科学,2019,41(11):2059-2070.[Li J M, Li Y C. International research and application of habitat and resource equivalency analyses[J]. Resources Science, 2019, 41(11): 2059-2070.] DOI: 10.18402/resci.2019.11.09

生境和资源等价分析法国外研究进展与应用

李京梅^{1,2},李宜纯¹

(1. 中国海洋大学经济学院,青岛266100;
2. 中国海洋大学海洋发展研究院,青岛266100)

摘要:等价分析法是基于生境/资源修复目标,通过服务对等假设来确定修复工程规模或成本的损害评估方法,最先被美国应用于溢油损害评估中,近年来成为国际上生境与资源损害评估和修复的主流方法之一,被广泛应用于河口湿地,森林和海洋生态系统等生境和资源的保护与修复领域。2007年,国内学者开始引入等价分析法,但目前研究多只是对其应用领域的简单拓展,缺乏理论层面的探讨。在此背景下,本文系统梳理了等价分析法的提出背景、概念原理、关键假设和输入参数,总结归纳等价分析法在生境与资源损害评估中的应用领域,讨论了该方法现阶段应用过程中存在的争议。从理论层面对生态修复方法进行探索,以期国外研究成果和管理经验可为中国政府部门开展生态修复管理提供重要的参考和借鉴。

关键词:生境等价分析法;资源等价分析法;生境修复;资源修复;自然资源损害评估;福利效应

DOI: 10.18402/resci.2019.11.09

1 引言

党中央、国务院高度重视生态环境损害赔偿和生态修复制度建设。党的十八届三中全会提出:“建设生态文明,必须建立系统完整的生态文明制度体系,实行最严格的源头保护制度、损害赔偿制度、责任追究制度,完善环境治理和生态修复制度,用制度保护生态环境。”2017年8月,中共中央办公厅、国务院办公厅印发了《生态环境损害赔偿制度改革方案》,明确要求“通过试行生态环境损害赔偿制度,进一步明确生态环境损害赔偿范围、责任主体、索赔主体、损害赔偿解决途径等,形成相应的鉴定评估管理和技术体系、资金保障和运行机制,逐步建立生态环境损害的修复和赔偿制度,加快推进生态文明建设。”推动中国生态环境损害的修复和赔偿制度的建设和实践探索,将生态修复纳入生态环境损害赔偿法治轨道,是中国生态文明建设的重要内容之一。

20世纪90年代以来,国外的生态学家提出生态保护目标在于保持生态功能的基准水平和可持续的供给能力,建议使用基于修复目标的损害评估方法作为计算资源和生态损害的主导方法,其中包括基于等价原则的生境等价分析法(Habit Equivalency Analysis, HEA)和资源等价分析法(Resources Equivalency Analysis, REA)^[1-3]。欧美等发达国家已经将HEA和REA应用在美国《石油污染法》(Oil Pollution Act, OPA)、欧盟《环境责任指令》(Environmental Liability Directive, ELD)等法案中,实现了通过实物修复项目进行公共补偿的目标,并取得了较好的成效。在此背景下,本文系统梳理了HEA和REA的提出背景、理论基础、关键假设和输入参数,并总结了HEA和REA在生境与资源损害评估领域中的应用,讨论了HEA和REA在生境与资源损害评估领域应用中的争议,以期为中国建立生态环境损害的修复和赔偿制度提供方法借鉴。

收稿日期:2019-03-22 修订日期:2019-09-02

基金项目:国家社会科学基金重大项目(16ZDA049)。

作者简介:李京梅,女,河北冀县人,教授,博士,研究方向为资源、环境与贸易政策。E-mail: jingmeili66@126.com

2 等价分析法

等价分析法基于修复工程提供的生态服务功能和受损生境或资源的服务功能等价的假设,确定一个补偿或替代的修复工程,通过估算修复工程的规模来确定对公众的补偿额。在应用中HEA按照“服务—服务”的原则确定生境服务的损失和收益,而REA按照“资源—资源”的原则确定生物资源的损失和收益,2种方法本质相同,都是通过建立受损生境或资源与修复工程的等价关系来计算补偿修复的规模 and 成本,本文在此并行使用生境/资源等价分析法(HEA/REA)概念。

2.1 HEA/REA的提出与发展

20世纪70年代中期,美国爆发了一系列危险废弃物泄漏事件,其中包括影响最大的纽约州“拉弗运河”事件。这些泄漏事故破坏了当地的生境和资源,造成了严重的垃圾污染,危害了公众健康。由于生境和资源损害没有相应的市场价格,无法通过传统的方法进行量化评估。为了解决这个问题,资源、环境经济学家提出了一系列揭示或陈述消费者偏好的方法,例如旅行费用法(Travel Cost Method, TCM)、享乐定价法(Hedonic Pricing Approach, HPA)和意愿调查法(Contingent Valuation Method, CVM)等,计算消费者环境福利水平的变化,评估资源和环境损害成本^[4]。1989年,载有超过5000万加仑北坡原油的油轮“埃克森·瓦尔迪兹”(Exxon Valdez)号在阿拉斯加威廉王子湾触礁搁浅,造成了溢油地自然景观的严重破坏和野生生物的大量死亡。Carson等^[5]使用CVM对此次溢油事故造成的生境和生物资源损害进行了评估,结果高达28亿美元。这次评估成为了溢油损害评估的分水岭,引发了学者们对CVM评估结果有效性和准确性方面的争议^[6]。为此,美国经济学会多次举办CVM研讨会^[7]。其中,基于公众受偿意愿调查的生境和资源损害货币化评估结果是否可以在法庭上作为一种合法的损害证据,从而进行判定和求偿成为了争论的“焦点”。在此背景下,有学者提出生态保护的目标是保持生态服务功能的基准水平,而不是维持人们福利水平不变,建议使用基于生态修复目标的损害评估方法取代CVM作为评估生态损害的主导方法。

1991年,King等^[1]首次提出HEA,并将其用于湿地污染损害评估。1994年,Unsworth等^[2]和Mazzota等^[3]系统阐述了等价分析法的理论基础。1995年初,美国国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)发布了HEA的入门书^[8],概述了HEA的应用背景和使用条件。1997年,NOAA提出了使用HEA方法评估溢油生态损害的指导性文件^[9],并把应用此方法研究珊瑚礁和海岸受损索赔的案例编入指导手册。21世纪以来,HEA和REA在自然资源损害评估中得到广泛应用。2010年4月20日,墨西哥湾深水地平线钻井平台发生爆炸,造成超过490万桶石油泄漏,是迄今为止美国影响最大的溢油事故。NOAA联合环境保护署、内政部以及德克萨斯州等相关管理部门,使用HEA来评估溢油对墨西哥湾北部的生境以及海洋哺乳动物等生物资源造成的损害,确定与溢油相关的生态补偿修复工程,评估结果共计10亿美元。此外,由英国石油(BP)公司建立了一笔200亿美元的基金,用于在未来继续支付生态修复的相应赔偿金^[10-13]。借鉴美国的相关立法经验,欧盟发布了关于预防和修复环境损害的第一部ELD^[14]。2006—2008年,欧盟开展了在ELD指令框架下资源等价分析技术在环境损害评估中的应用研究计划(Resource Equivalency Method for Assessing Environmental Damage in the EU, REMEDE)^[15]。目前,包括HEA和REA在内的等价分析法已经成为美国NRDA(Natural Resource Damage Assessment, NRDA)程序以及欧盟“REMEDE”计划都力推的生境和资源损害评估方法,而且已经开始被应用于河口湿地,森林和海洋生态系统等生境和资源的保护与修复领域。

2.2 HEA/REA的理论基础与基本框架

HEA/REA是一种通过假设修复工程所提供的生态服务功能与受损生境或资源的服务功能等价,从而确定赔偿公众损失所需的补偿修复工程规模的方法^[16]。虽然以下大部分讨论都集中在HEA上,但相同的概念和假设对REA同样适用。

图1展示了生境受损后的总服务损失的估算。 $t=T$ 时损害发生,生境服务从基线水平 a 下降到低于

2019年11月

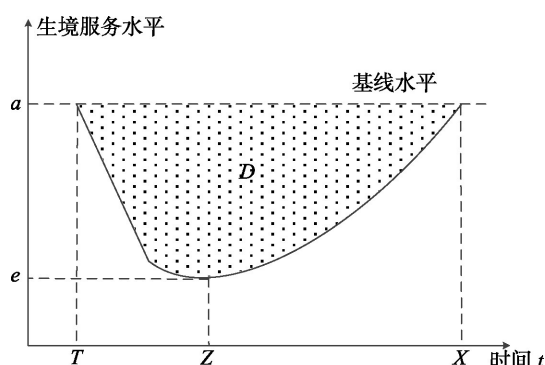


图1 总服务损失的估算

Figure 1 Estimation of total service losses

基线的水平 e 。 $t=Z$ 时服务开始自然恢复,在 $t=X$ 时服务恢复到基线水平 a 。阴影区域 D 代表生境服务的总损失。

在一系列简化假设条件下^[16-20],受损量用公式可表示为:

$$D = Q_J \times V_J \times \sum_{t=T}^{X+1} \left[(1+r)^{P-t} \times \frac{b^J - 0.5(x_{t-1}^J + x_t^J)}{b^J} \right] + \left[\left(\frac{b^J - x_{t=X+1}^J}{b^J} \right) \times \frac{1}{r} \times (1+r)^{P-(X+1)} \right] \quad (1)$$

式中: D 是生境服务受损量的现值; Q_J 是受损生境的面积; V_J 是生境受损前所提供服务的单位价值; r 是贴现率; P 是贴现的基期; b^J 是生境受损前的基线服务水平; x_t^J 是第 t 年受损生境所提供单位服务的水平; t, T, X 含义同上。

图2展示了HEA的总服务收益的估算。其中, e 代表在修复工程实施之前已有的服务水平。 $t=I$ 时修复工程开始,随着修复工程发挥作用,服务水平提高。 $t=M$ 时服务水平达到基线水平 a 。 $t=L$ 时

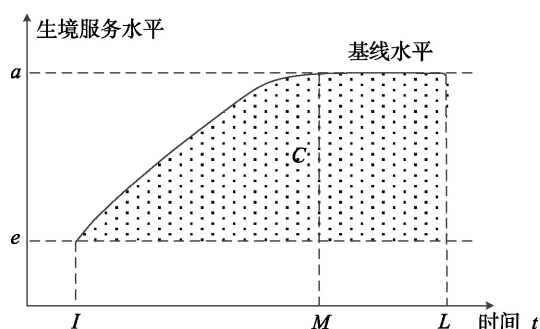


图2 总服务收益的估算

Figure 2 Estimation of total service restoration

修复工程停止提供服务。阴影区域 C 代表修复工程的总收益。

补偿量用公式可以表示为:

$$C = Q_R \times V_R \times \sum_{t=I}^{L+1} \left[(1+r)^{P-t} \times \frac{0.5(x_{t-1}^R + x_t^R) - b^R}{b^J} \right] + \left[\left(\frac{x_{t=L+1}^R - b^R}{b^J} \right) \times \frac{1}{r} \times (1+r)^{P-(L+1)} \right] \quad (2)$$

式中: C 是修复工程所提供服务的现值; Q_R 是修复工程的面积; V_R 是修复工程所提供服务的单位价值; x_t^R 是第 t 年修复工程所提供单位服务的水平; b^R 是修复工程所提供单位服务的初始水平; I, L, r, P 含义同上。

正如Unsworth等^[2]所述,HEA的理论基础是服务损失的现值等于修复工程所提供服务的现值。因此,可得如下等式:

$$D = C \quad (3)$$

由公式(1)-(3)可得修复规模为:

$$Q_R = Q_J \times \frac{V_J}{V_R} \times \sum_{t=T}^{X+1} \left[(1+r)^{P-t} \times \frac{b^J - 0.5(x_{t-1}^J + x_t^J)}{b^J} \right] + \left[\left(\frac{b^J - x_{t=X+1}^J}{b^J} \right) \times \frac{1}{r} \times (1+r)^{P-(X+1)} \right] / \sum_{t=I}^{L+1} \left[(1+r)^{P-t} \times \frac{0.5(x_{t-1}^R + x_t^R) - b^R}{b^J} \right] + \left[\left(\frac{x_{t=L+1}^R - b^R}{b^J} \right) \times \frac{1}{r} \times (1+r)^{P-(L+1)} \right] \quad (4)$$

等式(4)是NOAA^[8]中HEA的等式。在各种简化假设成立的条件下,依据服务的贴现损失等于服务的贴现收益,可以计算出修复工程的规模。下文将讨论这些简化假设的合理性。

2.3 HEA的关键假设

HEA评估结果的准确性依赖于其基本假设,这里讨论应用HEA时最关键的3个假设条件:①修复工程所提供的服务与受损服务的类型和质量必须相似;②修复工程与生境受损前所提供服务的单位价值保持不变;③服务的边际效用不变。

2.3.1 修复工程所提供服务的类型与受损服务相似

“服务-服务”的补偿修复基于修复工程提供与

受损生境相同类型和质量的服务来补偿过渡期损失的假设。有学者提出,如果严格遵守HEA中相同类型和质量服务的假设会严重限制其应用^[17]。当假设被解释为修复工程和受损生境所提供的服务在功能上是等同的,但不一定具有完全相同的类型和质量时,则HEA可能具有广泛的潜在应用领域^[16]。因此,有学者提出将HEA从“服务-服务”评估方法扩展到“价值-价值”评估方法,该方法基于修复工程的贴现效用收益等价于受损生境的贴现效用损失的假设,其中,效用值用货币化方法进行估算。与“价值-价值”评估方法类似的方法是“价值-成本”评估方法,有学者通过将修复工程的成本与受损生境所提供服务的货币价值等价来确定修复规模^[18]。但由于对受损生境的效用损失进行货币化估算存在困难,几乎没有学者和研究机构把“价值-价值”评估方法应用于实际案例^[19]。

2.3.2 修复工程与生境受损前所提供服务的单位价值保持不变

由于服务的单位价值出现在HEA公式的两侧,因此只有当 $V_i = V_R$ 且保持不变时,才可以在等式两边同时约去,计算出补偿性修复工程的规模^[20]。在美国NRDA的早期应用中,HEA主要用于评估损害影响相对较小或损害持续时间相对较短的生境,这2种情况都增加了评估期间服务的单位价值恒定的可能性。

然而,应用HEA进行损害评估所涉及的时间越长,该假设成立的可能性就越小。例如在美国,部分采矿区生境遭受损害的时间已经超过了100年。在这种情况下,没有合理的经济解释或理论依据能证明该价值假设依然成立^[16]。如果这一假设不成立,那么修复补偿的服务和受损服务之间的等价性就可能会被切断,就会造成补偿性修复工程规模的高估或低估。

2.3.3 服务的边际效用不变

HEA假设服务的边际效用随时间的推移保持不变^[8,16],该假设条件使服务的单位价值不受服务水平变化的影响^[21]。但是,该假设可能仅适用于相对常见的服务或损害评估涉及时间较短的情况,因为生境所提供服务的边际效用随时间变化的原因有

很多。例如,生境面积有减少的趋势或者公众对生境所提供的需求增加,那么生境所提供服务的边际效用可能会随着时间的推移而增加。反之,可能会随时间的推移而减少。由于一些损害评估案例可能并不满足服务的边际效用不变假设,所以HEA只考虑评估相对较小的服务损失,因为较小的变化一般不太可能影响到服务的边际效用^[20]。研究HEA的学者们也赞同这一重要假设。Chapman等^[18]认为,“服务-服务”扩展的必要条件包括服务的变化足够小。

HEA的关键假设为合理评估生境的服务损失和修复工程的服务收益提供了基础。对于简单的应用,这些假设可能会成立,但对于情况比较复杂的生境,例如多次受损的生境,这些假设可能并不成立^[16]。为了提高评估结果的准确性和可信度,应用HEA时应该注意关键假设的适用性及其对评估结果的影响。

2.4 HEA的输入参数

准确选择参数是HEA评估中的关键。合适的参数必须考虑到基线水平以及受损生境和修复工程所提供服务的数量和质量的相对差异。如果HEA模型的简化假设成立,则下一步需要选择模型的输入参数。表1显示了NOAA^[8]应用HEA模型时所需的15个输入参数。

选择的参数不同会产生不同的评估结果,因此参数的准确性至关重要。HEA模型中最基本的3个参数是生境服务指标 x 、基线水平 b' 和贴现率 r ,下面详细讨论这3个参数。

2.4.1 生境服务指标

生境服务指标 x 是HEA应用中最重要输入参数,因为它是所有损害和修复计算的基础。应用HEA进行损害评估时,首先要选择能够反映受损生境所提供的关键服务的指标。此外,有学者提出,由于生境损害基于公众的效用变化,因此该指标还必须反映损害导致的效用损失和修复产生的效用收益^[20]。

生境服务指标主要包括以下2类:①与受损生境所提供服务的直接相关的参数,例如受影响的种群和相应的生物数量;②可以间接反映受损生境生态

表1 HEA的输入参数

Table 1 Habitat equivalency analysis (HEA) input parameters

参数	参数表示	参数	参数表示
受损生境的服务损失参数		补偿性修复工程的服务收益参数	
受损生境的面积	Q_i	修复工程开始的时间	$t=I$
损害开始的年份	$t=T$	修复达到最高服务水平的时间	$t=M$
自然恢复开始的时间	$t=Z$	服务收益到期的时间	$t=L$
自然恢复服务达到最高水平的时间	$t=X$	修复工程所提供服务的单位价值	V_R
生境受损前所提供服务的单位价值	V_i	修复工程所提供单位服务的初始水平	b^R
生境受损前的基线服务水平	b^I	修复工程所提供单位服务的水平	x_i^R
受损生境所提供单位服务的水平	x_i^I		
贴现率	r		
贴现的基期	P		

注:参数信息来自参考文献[8],作者根据原文相关内容进行了整理。

属性的指标,例如,评估有害物质释放造成的损害时可以选择有害物质的含量作为参数^[16]。起初,应用HEA模型时多使用单一的生境服务指标评估受损生境和修复工程^[8]。但从生态学的角度来看,使用单一指标可能会过度简化复杂的生态系统服务功能^[16]。Dunford等^[16]指出,单一指标可能很难准确反映受损服务。此外,不恰当地选择单一指标,特别是与受损服务没有直接关系的指标,可能导致对所需补偿的错误估计^[17]。选取相对重要的单一指标进行加权计算得到综合指标,例如多种生境服务指标的平均值,可能是估算生境服务损失的合适方法之一^[16]。但权重因子的确定可能基于主观的经验数据,因此该方法的使用需谨慎。

总之,无论是使用单一指标还是综合指标进行评估,该指标都应该尽量反映受损生境所提供服务的整体变化^[22]。

2.4.2 基线水平

受损生境的服务变化必须相对于其损害未发生时的服务水平来衡量,即需要确定未受损时的服务水平——基线服务水平。基线水平的确定通常是应用HEA模型时最具争议的部分。理论上,适当的基线水平是无受损水平,而不是受损前水平。但是,根据已有数据可能无法直接确定无受损服务水平^[3]。Cole等^[23]在评估瑞典一个有害物质释放案例时,使用了2种方法确定基线水平:前后法(Before-and-after Approach)和参考位置法(Reference Location Approach)。由于他们获得了相关数据,因此前

后法更为直接。不过在大多数情况下,相关的前后数据可用性很小。参考位置法依赖于与受损生境非常相似生境的基线水平,当没有相关生态数据时,可使用参考位置法。但由于生境的生态特征难以完全匹配,因此可能需要选择多个参考生境,并使用参考包络方法来确定基线水平的范围。

另一方面,随着时间的推移,生境和资源所提供的服务水平可能会发生变化。例如,生境受损前可能是原生草原,虽然没有进行采矿活动,但也可能会转变为农业生产用地。由于原生草原提供了比农业用地更高价值的生态服务,所以使用历史服务水平而不是无受损水平作为基线可能会导致评估结果过高^[20]。因此,在参考和使用历史区域数据确定基线水平时,需考虑其他可能变化,识别仅与损害评估有关的服务损失,有针对性地进行修复补偿^[24]。

由于准确估算受损生境的服务损失依赖于适当的基线水平,因此,确定基线水平是HEA评估中最关键的步骤之一。

2.4.3 贴现率

受损生境的服务损失和修复工程的服务收益都需要贴现计算,因此选择合适的贴现率在损害评估中十分重要。考虑损害发生和补偿修复在40年以内的评估项目时,学者们达成了一致的观点,认为3%的贴现率是合适的^[25]。因为3%的贴现率与社会时间偏好率的历史均值一致,可反映社会对公共产品消费意愿随时间推移的转变^[16]。但在评估时间

跨度较长的损害案例时,贴现率的确定存在一定的争议。在长期污染案例中,由于可能需要贴现未来很长一段时间(例如多代)的服务损失和收益,因此不适当的贴现率可能会降低评估中未来服务的重要性^[17]。

NOAA在1996年《基于OPA的自然资源损害评估指导指南》^[26]的附录中,建议使用1%的社会贴现率。1999年,Cline^[27]提出基于社会时间偏好率的方法也支持较低的贴现率。同年,Weitzman^[28]首次提出了向下倾斜的贴现率。2001年,Weitzman^[29]对2160位经济学家进行了一项可以有效衡量全球变暖政策的长期成本和收益的贴现率的调查,他对调查结果进行处理使其符合伽玛分布,然后根据损害发生和修复所需时间的长短得出了关于社会贴现率的等级平滑的排列(表2)。综合考虑长期的损失和收益,与3%的不变贴现率相比,Weitzman^[29]证明向下倾斜的贴现率会增加长期服务损失和修复工程收益的现值,更准确地估算出修复工程的规模。Newell等^[30]基于Weitzman^[31]的不确定贴现率模型,利用200年的历史数据得出结论——涉及较远未来时,应该用低于当前贴现率的社会贴现率。Hanson等^[32]指出,因代际间的贴现率小于代际内的贴现率,使用不断减小的贴现率来反映社会的时间偏好可能更为合适。

生境服务指标、基线水平和贴现率等关键参数对于准确应用HEA进行损害评估至关重要。同样,REA也需要在服务和价值方面作相同的假设,同时选择适当的资源服务指标,确定合适的基线水平和贴现率,从而在资源受损情况下对服务损失和收益进行合理分析。

3 等价分析法的应用

当关键假设成立,输入参数的选择适当时,HEA和REA通过确定修复工程对受损生境与资源

进行损害评估和生态修复,是有效的损害评估工具,同时也为生态损害赔偿金的计征提供了合理的依据。

3.1 等价分析法在溢油损害评估中的应用

HEA和REA作为评估工具主要用于评估溢油事故中的生境和生物资源损害。起初,HEA和REA只应用于评估溢油对生境和生物资源造成的损害,且限于损害影响范围相对较小或损害持续时间相对较短的案例。1986年,加利福尼亚州使用了与REA逻辑一致的方法来量化休斯顿石油泄漏事件对普通海鸟造成的伤害^[33]。1994年,Unsworth等^[2]用HEA评估溢油对一块5.58英亩湿地的损害及修复规模,该案例被认为是第一个应用HEA评估溢油损害的案例。他们假设损害从1968年开始,并且湿地损失服务的使用和非使用价值随时间的变化是恒定的,选择3%的贴现率,计算出需要补偿的湿地面积为7.96英亩。1996年,加州在Cape Mohican溢油事件的损害评估中使用与等价分析法中相同的服务指标概念来评估溢油对海岸线生境的损害。1997年,加州首次使用REA的服务指标量化Torch/Platform Irene溢油事故中的服务损失^[34]。同年,加州渔业与野生动物局(OSPR)开始使用REA评估小规模溢油损害案例^[35]。

经过发展,HEA和REA慢慢成为溢油损害案例中最有效的谈判工具之一。1997年在路易斯安那州Lake Barre溢油事故中使用改进HEA模型估算的评估结果被责任方、法院和公众认可。在该案件中,受托人使用HEA评估了溢油对鲱鱼、贝类和鸟类的直接死亡率的影响,确定了修复工程为种植7.5 hm²的盐沼植被。这次评估建立了反映整个生境服务流量的指标,包括植被状况和沼泽动物群,同时将这些数据与未发生溢油情况的基线区域进行比较,并将服务损失按百分比分配给各个受影响的区域。根据服务损失和每个区域的恢复时间表,估算服务总损失量^[36]。1999年2月,美国New Carissa溢油事故导致当地大量生物死亡,Skrabis^[37]采用REA对该溢油事故造成的直接损失(死亡海鸟的累积服务)和间接损失(未来两代海鸟的累积服务)进行了估算,提出了3种补偿修复方案,并且计算出每

表2 贴现率的伽马分布

Table 2 Discount rate gamma distribution

时间	第1~5年	第6~25年	第26~75年	第76~300年	超过300年
贴现率/%	4	3	2	1	0

注:贴现率信息来自参考文献[29],作者根据相关内容进行了整理。

2019年11月

种方案对应的修复工程规模。

虽然HEA和REA被越来越多地应用于溢油损害评估,但尚未用于评估潜在的溢油损害。2006年,Roach等^[19]首次尝试将HEA方法用作预评估工具,应用于由美国矿产管理局管理的海上石油开发项目,他们的研究结论是如果未来发生溢油事故,那么每桶原油泄漏的经济损失约为2904美元。评估结果与Helton等^[38]统计的NRDA评估的30次溢油事故的结果——每桶原油泄漏平均经济损失2714美元,非常相似。因此,在数据充分的条件下,HEA可以作为溢油损害的标准化预评估工具。

近年来,HEA和REA也被广泛应用在其他国家的溢油损害评估中,成为国际上溢油损害评估的主流方法之一。2017年,Kim等^[39]使用HEA估算2007年韩国历史上最大的溢油事故——河北精神号溢油事件(HSOS)造成的自然资源损害,他们的评估关注受损的渔业生境服务,选择5.5%的贴现率,总损失为11.347万hm²,同时选择已被广泛用于韩国生态修复的人造珊瑚礁为修复项目。根据HEA估算,完全修复受损生境所需的人工珊瑚礁面积为8879.3 hm²,总经济损失为1.194亿美元。

3.2 等价分析法在其他生境和资源损害评估中的应用

HEA和REA的早期应用主要是评估溢油对生境与资源的损害,但随着损害评估结果被法院和公众认可,它们的应用范围也逐渐从溢油损害评估扩展到河口湿地,森林和海洋生态系统等多种生境和资源的保护与修复领域。

(1)河口湿地生态系统修复

由于长期污染可能持续数十年,因此评估长期污染对河口湿地的损害一直存在各种各样的困难。1998年,Chapman等^[18]评估爱达荷州黑鸟矿场的垃圾污染,讨论基于服务等价的河口生态修复方案。黑鸟矿场位于豹溪流域,受托人选择春季/夏季自然产卵的奇努克鲑鱼作为生境服务指标,确定修复工程为人工饲养奇努克鲑鱼,选择3%的贴现率,总修复费用为900万美元。2018年,Holmes等^[40]假设欧洲某高山采矿释放的有害物质污染了当地的河流导致褐鳟鱼的种群数量大幅度减少,他们使用

等价分析法进行了资源损害评估,选择褐鳟鱼种群密度作为量化服务损失和收益的指标,通过对比6种可行的修复补偿项目,确定改善河流沟渠为首选修复方案,根据估算采矿公司需要对2 hm²的水生生境进行修复,总费用为85.4万欧元。

经过发展,美国和欧盟开始应用HEA建立湿地补偿银行制度,以实现湿地零净损失目标。2008年3月31日,根据《清洁水法》(CWA)第404条款——湿地开发者需提供等价的替代湿地补偿受损湿地来实现全国湿地功能和总量的平衡,美国陆军工程兵团联合环境保护署等发布了《水域资源损害补偿最终规则》。2009年,根据该规则,受托人使用HEA评估关岛境内Apra Harbour军事海滨设施新建工程对湿地的占用和破坏,同时评估各种可行的补偿修复方案^[41]。2018年2月,根据欧盟环境影响评估指令(EIAD)和战略环境评估指令(SEAD)的规定,欧盟对计划在波兰东北部修建的国际公路进行生境损害评估。在该案例中,受托人应用HEA评估2种修复方案的潜在湿地服务损害。在新建工程中应用HEA进行预评估,可以比较待选修复方案的成本效益,进而选择较优方案^[42]。

此外,近年有学者将HEA和其他方法结合起来进行湿地损害评估。Yu等^[43]以庞多水电站为案例,结合HEA和碳库存损失估算方法建立了综合生态补偿方法。应用该方法进行湿地生态补偿,可以在拉萨河流域范围内实现碳库平衡,充分实现低碳水电开发的优势。Kassakian等^[44]使用海平面影响沼泽模型(SLAMM)来预测各种海平面上升情景下湿地的变化,并结合HEA模型,估算特拉华河口和印第安河泻湖生境所提供服务随时间的变化,确定修复的规模 and 成本,以补偿SLAMM预测的服务损失。

(2)森林生态系统修复

HEA在美国和欧盟近几年的另一个应用是评估森林火灾造成的生态损害。有学者认为,因为频发的火灾,美国西部森林生态系统的许多物种已经适应了周期性燃烧的模式。因此,在森林生态系统修复的研究中,HEA的基线水平要比其他生境更难定义^[20]。Hanson等^[32]指出,基线水平的确定应充分考虑森林生长和演替的自然规则以及相关机构的

管理制度。同时,在森林火灾案例中复苏率非常缓慢,不适当的贴现率会导致服务损失累积在一代人。因此,虽然HEA可能是估算森林火灾服务损失的合理方法,但目前的确定性模型不足以解释复杂、非静态的基线水平以及未来潜在火灾的影响。为了解决这一问题,学者们建议使用概率HEA模型解释关键输入参数的变化来更准确地确定可能的损害范围。Molowny-Horas等^[45]指出,在已有原始数据的基础上引入模拟模型进行预测,可以增加HEA评估结果的准确性。

最近,Pavanelli等^[46]应用等价分析法评估巴西大西洋雨林的生物群落损害,研究发现尽管在不同的案例中,受损面积和修复方式都不相同,但是评估结果的单位面积成本具有相同的数量级,这表明等价分析法在森林生态系统损害评估中具有一致性。

(3) 海洋生态系统保护

海洋生态系统每年可以为全世界数百万人提供食物资源,便利设施和经济利益,但是,近年来,海洋生态系统破坏严重,亟需保护。有学者们发现HEA可以为保护生态系统的各种政策提供一些宏观支持。Johnston等^[47]使用HEA研究狮子鱼(Lionfish)等海洋入侵物种对海洋生态系统的影响,对比分析了在巴哈马群岛放任狮子鱼种群数量增长和对狮子鱼种群数量进行控制的情况下生境服务损失的差异。结果显示,即使只采取适度控制措施也可以减小生境服务损失。风暴保护效益(SPB)是生态系统减弱海浪和风暴潮侵蚀沿海地区的能力,例如,沼泽为邻近的森林生态系统提供风暴缓冲。Wellman等^[48]对传统HEA模型进行改进,提出了结合SPB的嵌套HEA模型。他们假设路易斯安那州东南部的沿海湿地受到了海洋溢油事故的影响,从而减弱了沿海湿地对邻近高地森林的SPB,该模型不仅考虑了沿海湿地的服务损失,还考虑了依赖沿海湿地进行风暴保护的邻近高地森林的损失,全面评估了沿海生态系统服务的损失。

(4) 地下水损害评估

最近,有学者提出可以将REA应用于地下水保护计划,通过评估受损或可能受损的地下水进行补

偿性修复。在大多数地下水污染案例中,公众的损失主要表现在污染的地下水到达地表水或地下水影响当前或潜在的供水时。在任何一种情况下,REA都可以用于确定补偿修复工程,该工程可为公众提供与损失相当的效益。例如,如果污染的地下水影响了附近的河流,减少了鱼类的数量,可以使用REA来确定补偿修复工程,改善附近地区的鱼类种群数量,以提高渔业的生产力。如果是饮用水受到污染,可以提供替代供水,以直接补偿饮用水源的损失。但是,也有学者认为REA不适用于地下水污染的情况,因为地下水提供的服务类型与用于补偿的修复替代方案的服务存在差异。而且REA假设服务完全或者永久损失,但是,除非地下水不再存在,否则地下水提供的服务不会完全损失,而是通过自然衰减回到基线水平^[20]。

4 等价分析法存在的争议

4.1 HEA/REA的不确定性

使用HEA评估的主要争议之一是它无法进行外部验证。外部验证涉及将HEA的结果与已经校准的一些客观值进行比较,以获得更高的精度。外部验证是任何科学研究的重要组成部分,因为它可以帮助研究人员评估数据、假设和模型预测的合理性。HEA通常不包括传统的经济方法中的统计分析和假设检验,限制了其外部验证^[20]。

Dunford等^[16]确定了使用HEA方法所需的15个参数(表1)。在这些参数中,至少10个参数需要量化受损生境的过去条件或修复工程的未来条件。因此,需要仔细考虑所有的输入参数选择,同时需要对关键参数进行敏感性分析。但是敏感性分析也存在例外情况,例如,Cole等^[23]的案例研究尽管包括详细的敏感性分析,但是发现结果对关键参数敏感,所以仍然无法从外部验证哪些参数有效。在这种情况下,可能需要考虑收集有关潜在服务损失的额外数据,以改进参数估计。如果新数据不可取,则可以考虑进行同行评审来评估关键参数。

4.2 HEA/REA补偿修复的福利效应

20世纪70年代中后期,福利经济学基本原理被引入自然资源损害评估与赔偿领域。公共自然资源受损导致公众环境福利水平下降,因此自然资源

2019年11月

损害赔偿的标准是保证个人环境福利水平不变^[6]。2002年,Flores等^[21]使用福利经济学原理来研究基于修复的损害评估,他们关注的重点是价值随时间变化的影响和偏好的异质性。2004年,Dunford等^[16]对等价分析法进行了更广泛的讨论,其中包括HEA在NRDA中应用的实际考虑因素,提出HEA进行合理补偿评估取决于其基本假设的有效性。2007年,Zafonte等^[49]以Flores等^[21]和Dunford等^[16]的工作为基础,探讨了违反REA假设会在多大程度上导致公众补偿不足或补偿过度。他们对传统的REA模型进行了货币化处理,结果表明,在大多数情况下,传统的REA和货币化的REA是一致的。同时,他们还在相对广泛研究的基础上揭示了传统REA的偏差方向,并指出偏差的程度是可以计算的。但是,在应用传统和货币化的REA模型进行评估时,目标仍是补偿修复,而福利经济学的目标是保持效用不变,即公众接受污染事件的发生。因此,当公众对补偿结果存在争议时,通过修复的补偿就不能保证每个个体都能接受损害带来的效用变化。2011年,Martin-Ortega等^[50]使用陈述偏好法估算了1998年西班牙国家公园Doñana有毒物质泄漏事故的服务损失,并与事故后进行的补偿修复工程“绿色走廊”的服务收益进行了比较。结果表明,实物补偿可能不足以抵消福利损失,但是如果全面了解环境损害造成的人类福利变化,可能有利于确定适当的补偿修复工程,缩小服务收益和公众福利水平损失之间的差距。

就大多数情况而言,剔除HEA/REA评估货币价值的假设并没有发现会产生总福利补偿的重大偏差,但是很多经济学家(尤其是主流经济学家)对于等价分析法的评估结果存在质疑^[49,51]。他们认为虽然等价分析法通过补偿比率可以解决修复工程和生境与资源之间服务的差异,维持了整体的生态服务水平,但仍需要借助其他非市场经济评估方法确定修复规模或赔偿金额才能维持公众的效用水平^[19]。

5 结论与启示

虽然等价分析法从提出发展到大规模应用还

不到30年,而且在评估结果的确定性和是否可以维持公众福利效用水平方面存在争议,但是等价分析法引起学术界的广泛关注并已经在美国和欧盟得到广泛应用的原因在于:

(1)等价分析法基于服务等价的假设,可以在不计算生境或资源所提供服务的货币价值的情况下,进行生境和资源损害评估,并根据评估结果直接进行实物补偿,既避免了生境和资源损害货币化评估的争议,又实现了保护生态服务水平不下降的管理目标。

(2)等价分析法考虑了生境和资源损害的动态性问题,修复计划可以是真实的也可以是虚拟的,可以根据修复工程进一步计算补偿金额,因而在实施货币补偿中也具有很大的优势,计算结果也能指导生态修复的快速开展。

(3)等价分析法的计算要求相对简单,评估所需数据的可获得性较强,可以应用于许多其他方法受限的生态修复领域。

但是由于其理论基础相对复杂,包括许多经济和生态假设,因此在实际应用中仍需考虑方法的适用性。而且在评估中需要准确选择生态服务指标、确定合适的基线水平和进行敏感性分析等增加等价分析法评估结果的可信度。此外,等价分析法假设修复工程与受损生境所提供服务的单位价值相等,但人工修复工程所提供服务的各方面特性都不如天然生境的,因此,如何用大于1:1的补偿比率估算修复规模需要未来学者进行进一步研究。

2007年,国内学者开始引入HEA和REA,并应用其进行生境/资源损害评估,但目前大部分研究仍只是对HEA和REA适用领域的简单拓展。生态修复是中国生态文明建设的重要内容,系统梳理HEA和REA的方法参数与应用领域,既是在理论层面对生态修复方法的探索,也给相关学者及政府部门如何基于等价原则制定生态修复提供管理思路。等价分析法的未来应用仍需根据不同资源开发方式以及差异化受损生境对模型进行改进,并结合中国管理实践经验,加强等价分析模型在实际应用中的可操作性,从而为中国今后制定和开展生态修复管理提供科学参考。

参考文献(References):

- [1] SAB Committee. Habitat Equivalency Analysis[EB/OL]. (2009-05-29) [2019-03-21]. [http://yosemite.epa.gov/Sab/Sabproduct.nsf/WebFiles/HEA/\\$File/HEA-03-09-09.pdf](http://yosemite.epa.gov/Sab/Sabproduct.nsf/WebFiles/HEA/$File/HEA-03-09-09.pdf).
- [2] Unsworth R E, Bishop R C. Assessing natural resource damages using environmental annuities[J]. *Ecological Economics*, 1994, 11(1): 35-41.
- [3] Mazzotta M J, Opaluch J J, Grigalunas T A. Natural resource damage assessment: The role of resource restoration[J]. *Natural Resources Journal*, 1994, 34(1): 153-178.
- [4] Davis R K. *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*[D]. Boston: Harvard University, 1963.
- [5] Carson R T, Mitchell R C, Hanemann W M, et al. *A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill*[R]. Munich: University Library of Munich, 1992.
- [6] Hausman J A. *Contingent Valuation: A Critical Assessment*[M]. Bingley: Emerald Group Publishing Limited, 1993.
- [7] Portney P R. The contingent valuation debate: Why economists should care[J]. *Journal of Economic Perspectives*, 1994, 8(4): 3-17.
- [8] National Oceanic and Atmospheric Administration Department of Commerce. *Habitat Equivalency Analysis: An Overview*[M]. Washington DC: National Oceanic and Atmospheric Administration Department, 2006.
- [9] National Oceanic and Atmospheric Administration Department of Commerce. *Scaling Compensatory Restoration Actions, Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution Act of 1990*[M]. Washington DC: National Oceanic and Atmospheric Administration Department, 1997.
- [10] Alexander K. 2010 Oil Spill: Natural Resource Damage Assessment Under the Oil Pollution Act[EB/OL]. (2010-09-08) [2019-03-22]. https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc491222/m1/1/high_res_d/R41396_2010Sep08.pdf.
- [11] Nash S. Oil and water, economics and ecology in the Gulf of Mexico[J]. *BioScience*, 2011, 61(4): 259-263.
- [12] Barbier E B. Coastal wetland restoration and the deepwater horizon oil spill[J]. *Vanderbilt Law Review*, 2011, 64(6): 1821-1852.
- [13] Adam V, Robert M. The 2010 Deepwater Horizon oil spill: Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution Act[EB/OL]. (2013-07-24) [2019-03-21]. https://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc227729/m1/1/high_res_d/R41972_2013Jul24.pdf.
- [14] Martín-Ortega J, Brouwer R, Aiking H. Application of a value-based equivalency method to assess environmental damage compensation under the European Environmental Liability Directive[J]. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(6): 1461-1470.
- [15] Brouwer R, Martín-Ortega J. Modeling self-censoring of polluter pays protest votes in stated preference research to support resource damage estimations in environmental liability[J]. *Resource and Energy Economics*, 2012, 34(1): 151-166.
- [16] Dunford R W, Ginn T C, Desvousges W H. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments[J]. *Ecological Economics*, 2004, 48(1): 49-70.
- [17] Shaw W D, Wlodarz M. Ecosystems, ecological restoration, and economics: Does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed?[J]. *Ambio*, 2013, 42(5): 628-643.
- [18] Chapman D, Iadanza N, Penn T. *Calculating Resource Compensation: An Application of the Service-To-Service Approach to the Blackbird Mine Hazardous Waste Site*[M]. Washington DC: National Oceanic and Atmospheric Administration, 1998.
- [19] Roach B, Wade W W. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis[J]. *Ecological Economics*, 2006, 58(2): 421-433.
- [20] Desvousges W H, Gard N, Michael H J, et al. *Habitat and resource equivalency analysis: A critical assessment*[J]. *Ecological Economics*, 2018, 143: 74-89.
- [21] Flores N E, Thacher J. Money, who needs it? Natural resource damage assessment[J]. *Contemporary Economic Policy*, 2002, 20(2): 171-178.
- [22] Knetsch J. Biased Valuations, Damage Assessments, and Policy Choices: The Choice of Measure Matters[A]. Zerbe R. *Research in Law and Economics*[C]. Bingley: Emerald Group Publishing Limited, 2007.
- [23] Cole G, Kristrom B. *Tank Collapse and Chemical Release (Helsingborg, Sweden): Case Study Report*[EB/OL]. (2018-05) [2019-03-21]. http://www.envliability.eu/docs/D12CaseStudies/D12_REMEDE_Tank_Collapse_Sweden_Oct%2008.Pdf.
- [24] Kennedy C J, Cheong S. Lost ecosystem services as a measure of oil spill damages: A conceptual analysis of the importance of baselines[J]. *Journal of Environmental Management*, 2013, 128: 43-51.
- [25] Portney P R, Weyant J P. *Discounting and Intergenerational Equity*[M]. London: Routledge, 2013.
- [26] National Oceanic and Atmospheric Administration Department of Commerce. *Guidance Document for Natural Resource Damage Assessment under the Oil Pollution Act of 1990*[M]. Washington DC: National Oceanic and Atmospheric Administration Department, 1996.

2019年11月

- [27] Cline W R. Discounting for the Very Long Term[A]. Portney P R, Weyant J P. Discounting and Intergenerational Equity[M]. London: Routledge, 2013.
- [28] Weitzman M L. Pricing the limits to growth from minerals depletion [J]. Scholarly Articles, 1999, 114(2): 691–706.
- [29] Weitzman M L. Gamma discounting[J]. American Economic Review, 2001, 91(1): 260–271.
- [30] Pizer W, Newell R. Discounting the distant future: How much do uncertain rates increase valuations?[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 2003, 46(1): 52–71.
- [31] Weitzman M L. Why the far-distant future should be discounted at its lowest possible rate[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1998, 36(3): 201–208.
- [32] Hanson D A, Britney E M, Earle C J, et al. Adapting Habitat Equivalency Analysis (HEA) to assess environmental loss and compensatory restoration following severe forest fires[J]. Forest Ecology and Management, 2013, 294: 166–177.
- [33] Swartzman G. Resource modeling moves into the courtroom[J]. Ecological Modeling, 1996, 92(2–3): 277–288.
- [34] Hampton S, Zafonte M. Calculating Compensatory Restoration in Natural Resource Damage Assessments: Recent Experience in California[EB/OL]. (2012–04–26) [2019–03–21]. <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/40761%28175%2975>.
- [35] Ofiara D D, Brown B. Assessment of economic losses to recreational activities from 1988 marine pollution events and assessment of economic losses from long-term contamination of fish within the New York Bight to New Jersey[J]. Marine Pollution Bulletin, 1999, 38(11): 990–1004.
- [36] Penn T, Tomasi T. Calculating resource restoration for an oil discharge in Lake Barre, Louisiana, USA[J]. Environmental Management, 2002, 29(5): 691–702.
- [37] Skrabis K E. Resource Equivalency Analysis for Marbled Murrelets New Carissa Spill, February 1999[EB/OL]. (2005–05–24) [2019–03–21]. <http://www.fws.gov/oregonfwo/contaminants/Spills/NewCarissa/Restoration-Plan/Documents/NewCarissaDARAppendix7MarbledMurrelet.Pdf>.
- [38] Helton D, Penn T. Putting Response and Natural Resource Damage Costs in Perspective[EB/OL]. (1999–03) [2019–03–21]. <https://doi.org/10.7901/2169-3358-1999-1-577>.
- [39] Kim T G, Opaluch J, Moon D S H, et al. Natural resource damage assessment for the Hebei Spirit oil spill: An application of habitat equivalency analysis[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 121(1–2): 183–191.
- [40] Holmes J V, Lipton J. Calculating Damage to Alpine Brown Trout Using Equivalency Analysis[A]. Lipton J, Özdemiroğlu E, Chapman D, et al. Equivalency Methods for Environmental Liability [M]. Dordrecht: Springer, 2018.
- [41] Ray G L. Habitat Equivalency Analysis: A Potential Tool for Estimating Environmental Benefits[EB/OL]. (2008–01) [2019–03–21]. <https://apps.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/a475708.pdf>.
- [42] Lipton J, Özdemiroğlu E, Chapman D, et al. Equivalency Methods for Environmental Liability: Assessing Damage and Compensation Under the European Environmental Liability Directive[M]. Berlin: Springer, 2018.
- [43] Yu B, Xu L Y, Yang Z F. Ecological compensation for inundated habitats in hydropower developments based on carbon stock balance[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 114: 334–342.
- [44] Kassakian J, Jones A, Martinich J, et al. Managing for no net loss of ecological services: An approach for quantifying loss of coastal wetlands due to sea level rise[J]. Environmental management, 2017, 59(5): 736–751.
- [45] Molowny-Horas R, Borrego A, Riera P, et al. Severe Wildfire in a Mediterranean Forest[A]. Lipton J, Özdemiroğlu E, Chapman D, et al. Equivalency Methods for Environmental Liability[M]. Dordrecht: Springer, 2018.
- [46] Pavanelli D D, Voulvoulis N. Habitat equivalency analysis, a framework for forensic cost evaluation of environmental damage[J]. Ecosystem Services, 2019, 38(8): 1–15.
- [47] Johnston M W, Purkis S J, Dodge R E. Measuring Bahamian lionfish impacts to marine ecological services using habitat equivalency analysis[J]. Marine Biology, 2015, 162(12): 2501–2512.
- [48] Wellman E, Sutton-Grier A, Imholt M, et al. Catching a wave? A case study on incorporating storm protection benefits into habitat equivalency analysis[J]. Marine Policy, 2017, 83: 118–125.
- [49] Zafonte M, Hampton S. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments[J]. Ecological Economics, 2007, 61(1): 134–145.
- [50] Martin-Ortega J, Brouwer R, Aiking H. Application of a value-based equivalency method to assess environmental damage compensation under the European Environmental Liability Directive [J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(6): 1461–1470.
- [51] Gastineau P, Taugourdeau E. Compensating for environmental damages[J]. Ecological Economics, 2014, 97(3): 150–161.

International research and application of habitat and resource equivalency analyses

LI Jingmei^{1,2}, LI Yichun¹

(1. School of Economics, Ocean University of China, Qingdao 266100, China;

2. Institute of Marine Development, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Abstract: Equivalency analysis method is a damage assessment method based on habitat/resource restoration objectives. This method determines the scale or cost of restoration project through service equivalence assumptions. It was first used by the United States for oil spill damage assessment and has become one of the mainstream methods for habitat and resource damage assessment and restoration in the world in recent years. It is widely used in the protection and restoration of habitats and resources such as estuarine wetlands, forests, and marine ecosystems. Since 2007, Chinese scholars have introduced equivalency analysis method, but the current research is only a simple extension of its application fields, lacking theoretical discussion. Under this background, this article systematically presents the background, conceptual principles, key assumptions, and input parameters of the equivalency analysis method, then summarizes its application fields in habitat and resource damage assessment, and finally discusses the controversies in the application of this method at this stage. Through examining the theoretical aspects of the ecological restoration methods, we hope that international research and management experiences can provide important references for relevant government authorities in China to manage ecological restoration.

Key words: habitat equivalency analysis (HEA); resource equivalency analysis (REA); habit restoration; resource restoration; natural resource damage assessment (NRDA); welfare implications