



亢楠楠, 黄季焜. 生态系统服务价值评价中的效益转移: 进展与挑战[J]. 中国人口·资源与环境, 2022, 32(3): 159-168. [KANG Nan-nan, HUANG Jikun. Benefit transfer of ecosystem service valuation: progress and challenges[J]. China population, resources and environment, 2022, 32(3): 159-168.]

# 生态系统服务价值评价中的效益转移： 进展与挑战

亢楠楠, 黄季焜

(北京大学现代农业学院中国农业政策研究中心, 北京 100871)

**摘要** 正确评价生态系统服务中蕴含的经济价值是促进生态产品价值实现的重要保障。“难识别、难度量”导致的生态系统服务价值数据匮乏, 仍是政策制定者面临的一个现实难题。效益转移法利用二手数据, 将已有研究融入待评估的地点当中来, 避免了初始评价研究中数据获取时间长、成本高的难题, 在生态系统服务价值评价领域备受青睐。资金、时间预算有限的条件下, 能够帮助管理者迅速解决生态系统服务价值数据的缺口, 是这种评价技术的核心优势。鉴于该方法在实践应用中的广阔前景, 对其评价结果有效性和可靠性的关注也比其他方法更为迫切。但其理论背景决定了不可避免地会带来一系列估值偏差。因此, 围绕近年来国内外学者在该领域的研究现状, 文章首先梳理了三种常见的效益转移形式, 进一步总结了对转移效度进行检验的方法; 然后, 重点厘清了该方法面临的挑战, 探讨了研究文献中减小效益转移偏差的最新共识。可概括为: ①初始研究的选择, 应该考虑与研究地点的匹配性, 降低“跨环境”的泛化误差。②谨慎辨别生态系统服务特征, 避免中间服务和最终服务的重复性计算。③加入地理信息变量, 评估生态系统服务价值的空间格局变化。④模型中保留时间维度, 检验生态系统服务价值的时间稳定性。此外, 高效的效益转移还离不开足够数量且优质的初始研究。因此, 作者最后从操作规范、初始研究数据库的支持两个视角, 建议中国跨学科的专家们应该联合制定一套指导方针, 用以提高生态系统服务价值评价中的效益转移效率。

**关键词** 效益转移; 生态系统服务; 价值评价

中图分类号 X821 文献标志码 A 文章编号 1002-2104(2022)03-0159-10 DOI: 10.12062/cpre.20211112

在以“两山论”科学论断指导的习近平生态文明建设背景下, 尽快建立健全生态产品的实现机制, 是解决经济发展与生态保护博弈难题的核心所在。将“绿水青山”的生态资源转化为“金山银山”的生态资产, 离不开全面、大范围的生态系统服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)评价。尽管市场价格法、个体偏好法等价值评价技术已经获得了充分讨论, 但利用这些方法提供了ESV信息的“初始研究”(primary study)有时依然会显得供不应求<sup>[1]</sup>。这是因为, 理想情况下, “初始研究”必须依赖于实地调研的问卷数据或考察收集的测量数据。高成本、长时间以及跨学科的一手数据研究, 对资金、时间以及人才素质都有着较高的要求, 这对于要在短时间内核算出中国生态系统服务的价值, 并制定科学有效的生态系统管理决策

的迫切需求来说根本就不可行。

仔细权衡各种评价方法的“实用性”与“精确性”后, 利用上述“初始研究”发展起来的效益转移法(Benefit Transfer Method, BTM)便成为短期内一种备受青睐的评价技术。BTM的典型特征, 是使用已有数据或信息, 而不是进行初次收集<sup>[2]</sup>。研究者可以使用统计或者计量的方法, 结合一系列特征, 将已有“研究地(study site)”的估值结果转移到待测算的“政策地(policy site)”中去。该方法诞生的初衷, 是借鉴现有数据辅助于某项新政策的实施, 这也是“政策地”这一说法的由来。除了能够摆脱时间、成本约束的优势, 它还可以应对跨区域、大尺度研究所面临的规模挑战。

近40年来, 覆盖世界各地的“初始研究”, 尤其文献开

收稿日期: 2021-07-12 修回日期: 2021-11-14

作者简介: 亢楠楠, 博士后, 主要研究方向为生态系统服务价值评价、资源环境经济与政策。E-mail: nmkang\_ccap@pku.edu.cn。

通信作者: 黄季焜, 博士, 教授, 博导, 主要研究方向为农业经济、资源环境经济与政策。E-mail: jkhuang\_ccap@pku.edu.cn。

基金项目: 中国工程院重大咨询项目“草地生态系统的经济价值评估与发展战略研究”(批准号: 2021-HZ-5); 教育部人文社科青年基金项目“我国草地生态系统旅游服务价值评价及价值实现机制研究”(批准号: 21YJCZH057); 国家自然科学基金重点项目“乡村振兴进程中的农村经济转型的路径与规律研究”(批准号: 71934003); 中央高校基本科研业务费专项资金项目“中国草地生态系统服务经济价值研究”(批准号: lzu-jbky-2021-kb13)。

放式获取的极大便利,为构建效益转移所需的价值评价数据库(Valuation Database, VD)提供了强力支撑。国际上,针对全球生物多样性的TEEB数据库(ESVD)、墨西哥湾生态系统服务价值评价数据库(GecoServ)<sup>[3]</sup>、俄勒冈州立大学建立的游憩使用价值数据库(RUVD)等都已获得较高的认可度<sup>[4]</sup>。从实践应用的角度来看,BTM的评价结果已经成为美国、欧盟以及其他国家多项大规模成本-效益分析的标准和核心组成部分,涵盖水资源利用、森林资源规划、健康风险及废弃物管理等诸多方面<sup>[5-9]</sup>。

国内研究方面,虽然近年来涌现出了大量的“初始研究”,但相当一部分还停留在简单地将国外的评价方法直接应用至某个地区进行案例分析的原始阶段。研究区域的聚集性、评价方法上的同质性和结果的不精确性极大地限制了结果的二次利用,不足以支撑建立起如上述大规模的中国ESV数据合集,导致效益转移陷入“无米之炊”的困境。尽管有一些学者也关注了这一方法,但更多的是以单位价值转移手段为主的流域范围内的价值转移,对转移结果的检验也多为简单的误差程度汇报,未能就过度或低估的原因提出明确的解决方法。另一方面,学者们对BTM的应用也始终存在争议,原因是“谨慎的效益转移只能提供有用的合理近似值,而不是完美值”<sup>[10]</sup>。它的使用可以有效避免那些未被计量的服务或功能被简单视为零的现象发生<sup>[11]</sup>,但是盲目地“有数字总比没数字”却可能会导致“坏数字会赶走一切数字”的潜在弊端<sup>[12]</sup>。因此,如何减少或避免效益转移过程中存在的偏差,提高转移结果的有效性和可靠性,便成为了始终伴随这种方法的主流问题。2018年,《Environmental and Resource Economics》杂志专门发表了一个特刊,结合最新研究数据,从约束条件、计量模型等多个角度出发探讨转移结果更加靠近真实值的可能性<sup>[13]</sup>。事实上,现实情况中很少能提供效益转移所需的全部理想条件。因此,效益转移的优化目标便是找到减少转移误差的方法,而不是期望完全消除它们。

因此,文章试图从研究者常使用的几种效益转移形式出发,结合中国学者的研究现状,厘清易被忽略的效益转移误差来源,以期为中国生态系统服务价值评估结果有效性的提升、完善生态系统服务价值实现框架提供参考依据。

## 1 多样化的效益转移形式

效益转移流程在理论上是比较简单的,可概括为以下四个步骤:①确定政策地特征;②合适的研究地文献选择;③价值转移;④转移结果分析。其中,第三步是搭建现有研究与政策地研究关联的核心。广义上来说,价值

转移形式可分为数值转移(value transfer)和函数转移(function transfer)两大类,涉及方式和复杂性各不相同。前者包括简单的未经调整的点对点转移,通过购买力或收入弹性等核心指标调整的平均价值或单位价值转移。后者需要复杂的参数校准或者Meta分析。无论哪种形式,都在力求实现调整优化从而提高估计效率<sup>[1,5]</sup>。尽管复杂的函数转移结果精确度可能越高,但相对简单的数值转移往往灵活性更高<sup>[14-16]</sup>。接下来将重点介绍单位价值转移,以及函数转移和Meta分析三种转移形式。作者从函数转移中析出了Meta分析,目的是保留二者的主要区别。

### 1.1 单位价值转移

每一个政策地点都是由数种土地利用/土地覆被(Land Use /Land Coverage Change, LUCC)、生物群落或其他生态景观类型(如林地、水域)来区分,是这一方法实施的前提。再依据公认的生态系统服务分类体系(如MA, TEEB等),为每一种土地利用类型赋予一系列服务类型(如食物供给、气体调节、文化服务等)。接下来,对已有文献进行综合分析,将获取的每单位面积的价值系数转移到待测评的土地利用类型上去(如每公顷森林的气体调节价值)。使用单位价值乘以该类型的面积,得出该土地利用类型的总价值。最后,通过对所有土地利用类型求和,即可计算整个政策地点生态系统服务的价值总和。可用公式表示为: $Transferred Value^T = \sum_{i=1}^n A(LU_i) \times Value(ES_j)^T$ 。其中: $A(LU_i)$ 为第*i*种土地利用类型的面积, $Value(ES_j)^T$ 则为土地覆被类型*i*中第*j*项服务的单位面积价值。

1997年,Costanza等<sup>[17]</sup>归纳了100多项研究,首次提出16种生态系统17种服务类型的单位价值,成为生态系统服务价值领域里程碑式的成果。2014年,又在此基础上更新了这项迄今为止最大尺度上的效益转移研究<sup>[18]</sup>。借鉴这一思路,谢高地等<sup>[19]</sup>于2003年提出了中国情境下的生态系统服务价值测算量表,命名为“当量因子法”,并于2008年、2015年进行了再次修正<sup>[20-21]</sup>。这一突破性研究在国内迅速引起反响,得到大量引用。

参考诸多文献,作者以“生态系统”OR“生态资产”OR“生态系统服务”AND“价值”AND“元”为关键词,对中国学术期刊网络出版总库CNKI文献的“篇名”“关键词”和“摘要”进行了检索,发表时间限定为“2020年及以前”。经过阅读和筛选,最终保留2474篇相关期刊文献。如图1所示,其中有960篇使用了单位价值转移的测算方式。该方法的使用案例几乎覆盖全国各个生态系统,因为这一转移形式的原理本身就支持其在省份、流域乃至全国的尺度上进行价值预测<sup>[22]</sup>。

## 1.2 效益函数转移

除上述方法外,还可以将价值的另一种常用表达方式——支付意愿(Willingness to Pay, WTP)用作效益转移。假设某个地点*i*的生态系统服务质量发生变化,个人支付意愿取决于其所提供的生态系统属性 $Q_{es}$ 、被试者*j*的个体收入 $Y_j$ 以及其他地理特征 $D_i$ : $WTP_{ij} = \beta_0 + \beta_1 Q_{es} + \beta_2 Y_j + \beta_3 D_i$ 。研究地和政策地中因变量与自变量统计关系相同的理想假设条件下,研究者可通过现有案例信息,插入相关变量,来调整个人支付意愿,以适应政策地的特征。另外一种常见的函数转移是将游客旅行需求作为因变量,这常活跃于生态系统的旅游服务价值评价领域当中。

基于函数转移的方法,避免了数值转移“拿来主义”的弊端,被证实是一种效率更优的价值转移形式<sup>[23]</sup>。从1992年Loomis<sup>[24]</sup>首次应用于游憩资源的价值评估后,这种更严格的转移方法便得到迅速推广。Boyle等<sup>[25]</sup>提出,完美情况下的函数转移,需要满足下列条件:①对同一种生态系统服务进行评价;②研究地和政策地受到生态系统服务影响的人群具有相似的特征;③两个地点的价值衡量方式必须相同(例如支付意愿)。因此,它需要研究者事先非常了解政策地的特征,以便在现有文献中找到满足上述准则的支付意愿函数研究。

## 1.3 Meta分析

尽管函数转移更加倾向于对研究场地特征相似性和转移过程复杂性的讨论,转移结果还有可能取决于其他因素,如评价方法的选择、数据的质量以及文献来源

等<sup>[26]</sup>。在缺乏与政策地完全匹配的现有研究的情况下,Meta分析被看作是另一种更为便利的转移方法。通过研究综合、假设检验以及效益转移三个研究动机,它系统地解释了在相关的、方法合理的初始研究中结果和自变量的差异。基本模型表示为: $Transferred\ Value^T = f_{study}(\hat{\beta}, X_p)$ 。其中, $\hat{\beta}$ 是作为自变量的研究地的特征 $X_p$ 的模型回归系数。由于Meta回归综合了不同研究的信息,这些信息在服务类型、地点特征、人口特征以及评价方法等因素上各不相同,因此对于要找到与政策地点特征十分匹配的单一研究的需求便不再那么强烈<sup>[27]</sup>。最重要的是,Meta分析提供了一个参数化的转移函数,允许根据政策地的具体需求来定制模型结构,提供了一种最为灵活的效益转移形式<sup>[16, 28]</sup>。

在大量的生态系统服务研究领域中,国外Meta分析涵盖了不同生态系统和服务类型<sup>[29-31]</sup>、不同研究尺度<sup>[32-33]</sup>,甚至于函数实现形式、最佳实践规范都有着较为深入的探讨<sup>[34-35]</sup>。然而,中国学者的Meta研究还更多地处于案例应用的初期阶段,实证结果多聚焦于简单线性关系的验证,对于转移效率背后原因的分析还比较少见<sup>[36-38]</sup>。

## 2 效益转移过程面临的挑战

无论是价值转移,还是函数转移,其最终目标都是尽可能降低初始研究所获得的“观察值” $Value^s$ 与效益转移后的“预测值” $Value^T$ 之间的差异。迄今为止,许多研究视图构造一系列检验指标,用来量化转移效率(表1)。这些

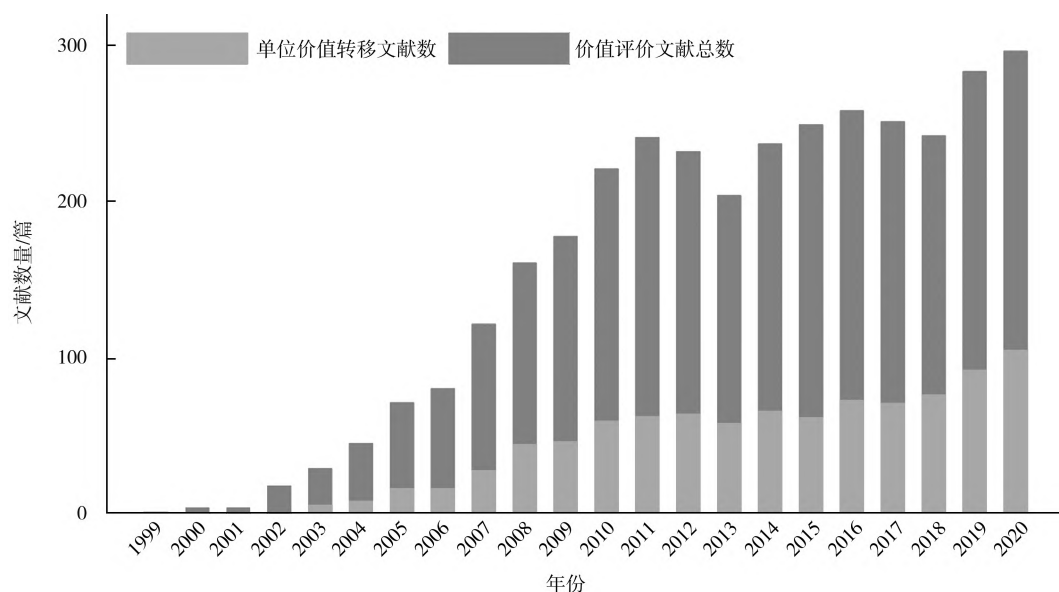


图1 中国生态系统服务价值评价研究的期刊文献变化趋势

数据来源:中国知网文献检索后整理。

检验的零假设可以分为两种类型:①两者之间无差别的经典等价假设:  $Value^T = Value^S$ ;②存在容忍度范围D的等效性假设:  $|Value^T - Value^S| \leq D$ 。后者引入了统计学概念,被看作是对经典测试的有效补充。实践中,考虑到计算的便利程度,仅计算转移误差百分比仍然是一种最广泛的检验方式。虽然这种方法并不能实现最优的效度检验,但是正如大量研究所认证的,误差低于30%~50%的效益转移就可以被认为是成功的<sup>[39]</sup>。接下来,文章将就几个常见的误差来源重点讨论。

### 2.1 “跨环境”下的泛化误差

经典研究假设下,未能满足的研究地和政策地的一致性或者相似性所导致的评价结果的偏误被称作泛化误差(generalization error)。这也是研究者在讨论效益转移有效性和可靠性时一个传统的关注问题<sup>[26]</sup>。

(1)泛化误差对单位价值转移结果的影响。基于单位价值的效益转移建立在“特定的土地利用类型中生态系统服务的价值是恒定的”假设之上,这就使得“跨环境”成为了转移过程中面临的一个严峻考验<sup>[40]</sup>。因为它无法像函数转移那样在模型参数中为地区之间的差异提供一个明确解释的机会。此外,即使在同种土地覆盖类型内,生态系统服务的价值也会有很大差异<sup>[41]</sup>。例如,王宗明等<sup>[42]</sup>在对吉林省生态系统服务价值变化测算中,借鉴了Costanza等提出的草地生态系统的游憩服务价值系数。而该系数依据当时1997年前已有的四项研究计算而来,包含对美国怀俄明州的狩猎游憩以及南非山地凡波斯生态系统的远足活动的经济价值评价。凡波斯灌木丛是南非特有物种,由于受到外来物种入侵,已经被列入世界濒危生态系统之列。因为稀缺性,它所提供的远足旅游和生态观光服务功能显得更加珍贵。显然,这不是一般草地生态系统的游憩特征。类似地,吉林省尚未有获批准的草原狩猎场所,依赖于初始研究中狩猎游憩价值的转移必然会引起严重的偏误。

那么,又如何在单位价值转移中解决或者回避泛化误差呢?许多时候,现有研究更多的是在特定背景下展开的,导致可选择的“研究地”案例非常有限<sup>[23]</sup>。所以,很

难找到一个理想的方案来实现研究地与政策地的完美匹配。当量因子法中,谢高地等<sup>[20]</sup>建议依据政策地被评价生态系统的生物量占全国以及生态系统单位面积平均生物量的比例来调整单位价值。类似于此,第二种策略是考虑地区之间经济发展水平变化的影响,通常做法是引入恩格尔系数、人均GDP或者人均收入等作为代理指标<sup>[43]</sup>。

然而,即使是上述多项修正策略的结合使用,也不能避开当量因子法中的另外一个常被忽视的局限,那就是不同地区生态系统服务的当量因子(即每种服务的相对权重)是恒定不变的。该方法假设当量因子表中的当量系数适用于全国的土地覆被类型。例如,Tang等<sup>[44]</sup>使用相同的当量因子表,对江苏南京江北新区三个重要湿地生态系统(六合、浦口以及八卦洲)的服务价值进行了评价。八卦洲作为重要的饮用水水源保护区,承担着市区生活用水紧急供应的重担。因此,该地的“淡水供给”服务价值的权重应该提高。另外,因为江滩湿地公园的投入使用,浦口区湿地在“文化娱乐”服务方面会更有经验,对应的当量因子也应高于另外两地。显然,当前这种仅仅依据一个固定的当量因子表进行价值转移的做法,忽略了政策地生态系统服务供给的真实情境,即土地利用格局、土地利用强度对生态系统服务的影响都会有所不同<sup>[45]</sup>。近年来,有少数研究者们逐渐认识到对当量因子进行校正的必要性,并引入了土地覆被类型的NDVI、年均降水量或者土壤保持量等指标对部分相应的服务类型进行校正<sup>[46]</sup>。Fu等<sup>[47]</sup>通过与“第一手”研究结果比较发现,此举可以大大缩小两类评价方法之间的结果差异(相差约为5%)。但既考虑不同土地覆被类型的“组间”差异,又兼顾同种土地覆被上不同服务“组内”差异的校正研究还尚未发现。

(2)泛化误差对函数转移或Meta分析结果的影响。Meta分析或者其他形式的函数转移中,常规地适应“跨环境”(cross-context)转移的解决方案,是将区域差异作为解释变量纳入分析,或者通过调整后的支付意愿作为因变量来实现<sup>[48-49]</sup>。同时,在研究案例的选取上,尽可能地将

表1 效益转移法中几种常用的有效性评价指标

判断方法	公式/假设	检验过程	检验目的
转移误差	$\frac{ Value^T - Value^S }{Value^S} \times 100\%$	留一法检验	分析观察值和转移值的等价程度
最小容忍度	$\Pr( Value^T - Value^S  \geq \theta Value^S) < 0.5$	配对T检验	寻找观察值和转移值之间的最小差异
函数关系	$Value^S = \beta_0 + \beta_1 Value^T + \eta$	OLS估计	转移值和观察值之间的可变性测试
相似性	$H_0: r=0$ $H_1: r \neq 0$	Pearson 相关系数检验	转移值和观察值之间的相关性测试

那些与政策地类似的研究案例纳入进来。Windle等<sup>[50]</sup>进一步证实,那些针对更大范围的研究的可转移性要高于小尺度上的研究,这可能与后者更关注自身特征有关。

从模型结构角度,对泛化误差的控制研究也得到了进一步的延伸。有学者提出,尽管两地足够相似的地理、人口和市场特征被看作函数转移有效性和可靠性的“必要条件”,潜在的受益群体必然在不可观察的随机误差部分有所不同,从而导致函数转移效率的降低<sup>[51]</sup>。此时,如果能够比较谨慎地将在样本均值、可变性或者价值分布等某些方面上相近的研究地聚集在一起,建立一个“池组”(pooling group),并将其纳入参数估计中,便可在一定程度上克服效益转移“跨环境”的局限。这种方法还可以大大提高那些传统上不被视为转移“最佳候选”研究的可利用性。当然,这依赖于足够多的初始研究案例。

截至目前,中国学者对生态系统服务价值的评价还有很大一部分沿用了当量因子表的研究范式。虽然这种方法极大地简化了价值转移过程,也帮助我们很好地理解了生态系统重要景观要素的格局和分布,但当单位价值的计算过程仅依赖于土地利用/土地覆被这个单一特征时,很有可能会掩盖提供这些服务的生态资源的异质性,甚至导致一些信息的缺失,影响转移结果的有效性和可信性。

## 2.2 中间服务与最终服务

与效益转移法相关的另外一个挑战,是“中间服务”(intermediate ecosystem services)与“最终服务”(final ecosystem services)的辨别与剥离,这也是常被研究者所忽略的<sup>[52]</sup>。对于一个生态系统来说,可能包括对某个受益人的最终服务以及向其他受益人提供的中间服务。其中,中间服务可以在最终服务的价值中体现,如果不进行区分,便会导致生态系统服务的价值被“重复计算”(double counting)<sup>[53-54]</sup>。例如,生态系统可同时为居民和鱼类提供清洁水源,但后者的最终受益群体为垂钓者。因此,垂钓游憩服务的最终价值体现在鱼类种群上,优良的水质供给只是提供目标鱼群的中间服务。垂钓者所获得的清洁水源的价值被最终嵌入在了鱼类种群的价值当中。

越来越多的学者赞同,“是否与人类福祉直接挂钩”是判断最终服务与否的有效指标与方法<sup>[55]</sup>。传统上,生态学家侧重于使用生物物理属性(中间服务)来定义生态系统功能,而经济学家则倾向于使用“终端产品”(最终服务)来确定生态系统带给受益人的福利<sup>[53]</sup>。不同学科之间分离产生的“数据鸿沟”(data gap),被看作是价值转移失效的最大阻碍<sup>[56]</sup>。

回顾当前该领域的有限研究,发现上述两种服务的混淆可能通过以下两方面对价值转移结果产生影响:一

是导致初始研究出现“测量误差”。这种现象尤其出现在以条件价值评价和选择实验法为代表的陈述性偏好评价中。因为有些中间服务很难与人类建立起直观的表面联系,此时如果要求受访者对其进行估价,则会产生许多不确定性,因为他们会隐含地将这些中间服务转化为与他们直接相关的最终商品和服务。只能依赖于个体认知的主观理解过程,很容易导致有偏的支付意愿汇报及估计<sup>[57]</sup>。二是转移过程中违反了“商品(服务)一致性”原则。最常见的原因,便是诸多初始研究并不总是能在生态系统服务的分类体系上达成一致。不一致的分类系统容易导致单个生态系统服务的重叠,从而带来评价过程的重复计算。如果研究者希望将某一服务功能的研究用作效益转移,就必须保证该项服务产生的最终服务的定义相同。

相互依存却又各自不同的中间服务与最终服务的界定会对价值转移结果造成影响,这对该方法的应用研究提出了挑战。研究者为了得到可靠的价值转移结果,就必须谨慎地确定和搜集与受益人直接相关的指标数据。这个步骤离不开自然科学家和社会科学家的进一步研究与合作。Wong等<sup>[56]</sup>、Sinha等<sup>[57]</sup>以及Keerler等<sup>[58]</sup>分别开发了一种综合生物物理特征和经济模型的评估框架,以便确定受益人真正关心的最终服务,避免重复计算,从而实现最小假设和最大透明度条件下的价值转移。

## 2.3 空间异质性

“未来研究如果不能关注政策和福利影响的空间格局,效益转移可能会继续依赖于敷衍了事的方法”,这是效益转移评价领域著名学者Johnston等<sup>[59]</sup>于2009年做出的一个判断。空间异质性是一种假设,即生活在不同地点的居民对生态系统服务价值的评价存在差异<sup>[60]</sup>。经验和证据表明,函数转移和Meta转移结果对空间维度更敏感<sup>[61]</sup>。

许多文献探讨了生态系统服务价值的多种空间分布类型,总体来看,空间因素主要通过以下三个方面产生影响:一是地理尺度,即生态系统的地理规模<sup>[54]</sup>;二是替代品的可用性<sup>[1, 62]</sup>;三是受益人口与研究地之间的距离<sup>[63]</sup>。虽然大多数研究重点肯定了第三种“距离”变量的影响,但研究者们并未就其影响效果达成一致的结论。例如,普遍认可的“距离衰减”(distance-decay)效应意味着价值评价结果伴随与研究场地距离的增加显著降低<sup>[64]</sup>,但这种单向效应在使用者(users)和非使用者(non-users)之间、不同人口密度的地区之间也会存在不同<sup>[65]</sup>。Holland等<sup>[66]</sup>还发现,价值的空间分布还可能与距离内受影响的环境产品的数量或面积有关。伴随距离的增加,可替代的服务也会增加,因此还需对一定距离内的替代产品进

行明确的空间识别<sup>[67]</sup>。不可否认的是,忽略复杂的空间分布,必定会导致错误的价值评估结论<sup>[68]</sup>。

尽管空间因素对评价结果的重要性已经获得了充分的讨论,但涉及生态系统服务价值的空间模式及异质性的Meta效益转移研究仍然有限。实践中,研究者们有时不得不“被迫”忽略这一影响因素,原因可能有以下三点:一是汇报研究地点和人口相关的空间信息的初始研究比较少,尤其是距离数据,加上这类地理信息无法被直接观察到,极大地限制了其在效益转移中的使用<sup>[61]</sup>。二是从转移过程的角度来看,无法保证在一个或多个地区内观察到的价值空间格局可以转移到其他地区,也无法保证生态系统服务的替代产品可以使用外部数据源进行准确识别<sup>[63]</sup>。三是如果考虑复杂的空间分布模型,需要同时结合GIS、计量经济学以及编码方面的专业知识,以实现统计和空间分析之间的自动联系,这无疑大大增加了研究的难度。

过去几年中,研究者们对效益转移过程中的空间异质性控制也提供了一些建议。常规且较为简单的做法是在计量经济模型中引入距离、面积或规模等空间变量<sup>[54]</sup>。越来越多的研究认为,有必要开发更为复杂和准确的模型来考察价值评价结果在空间环境中的变化模式。例如,同时捕捉距离和面积大小二维变量的相互作用<sup>[66]</sup>;以被试者为中心,考察一定距离内可替代产品的密度对评价结果的影响<sup>[62]</sup>;建立一种空间微观仿真模型来模拟不同地区人口的异质性<sup>[69]</sup>;使用测地线或欧几里得度量等多样化的距离测量方式<sup>[70]</sup>。

效益转移过程中的空间模式是复杂多样的,简单的、忽略混杂因素的基于距离的单向分析往往并不能完全消除空间因素的影响。虽然研究者们尚未就哪一种建模方法在所有或大多数应用中更占优势或更可取达成共识,但将传统微观经济福利理论与支撑空间计量经济学文献的地理理论相结合,仍然是未来研究中控制生态系统服务价值空间异质性的首选方向。

## 2.4 时间动态变化

标准的效益转移框架隐含的另一个假设是,被试者的偏好和评价具有时间稳定性,即不同案例和时间段的生态系统服务价值评估研究可以被合成一个随时间参数不变的价值函数<sup>[71]</sup>。那么,来自多年前的研究的估计值和模型在多大程度上经得起时间的考验?

近年来,大量的“测试-再测试(test-retest)”研究对这一假设提出了混合性的经验和证据。检验思路可大致分为两类:一种是测试价值评价方法是否能够随时间产生非随机性的结果来评估方法的有效性,即效度检验,方式是通过在较短的时间内对相同的被试者进行重新调查和估

值计算<sup>[72-73]</sup>。结果发现,大多数情况下,短时间内(通常是2年以内)被试者的偏好和支付意愿并不会发生显著的差异<sup>[74]</sup>,但这一结果并不总是稳定的<sup>[75-76]</sup>。第二种检验则侧重于重测情境下的可靠性问题,即信度检验<sup>[7]</sup>。通过设计在较长时间内对不同的调查对象进行重复调查,以确定价值判断是否可能以某种系统但未知的方式在时间上发生变化。多数研究者们认为,经过较长时间的再测试研究更容易产生显著变化的价值估计结果<sup>[59,73]</sup>。

造成价值估计不稳定的来源有很多,这是因为尽管我们将时间称为一个维度,这个维度又是多方面的。伴随时间变化的既包括可观察的被试者的年龄、收入、家庭规模等个体特征,也包括其潜在的认知、感知和态度等因素<sup>[77-79]</sup>。此外,极端事件的发生、替代服务和补充服务的改变、政策环境的变化以及估值方法的完善,都会增加时间因素对转移效度和信度的影响<sup>[80-81]</sup>。尤其是考虑使用过去数十年研究作为初始文献时,时间因素会变得更加重要,因为这些文献中的数值很可能只是反映了前一代人的偏好<sup>[13]</sup>。

因此,上述潜在影响使得研究者必须谨慎地思考在推广价值函数时如何控制时间维度上的动态变化。现有研究中,典型的解决方法包括利用CPI值将不同时期的价值调整到统一的年份<sup>[82]</sup>,或者在模型中引入一个表示研究调查年份的变量<sup>[83]</sup>。然而,Roelf等<sup>[84]</sup>通过对13篇Meta转移文献的统计发现,超过一半的文献都发现了CPI调整以外的显著的时间效应。这证实,即使控制了通货膨胀的影响后,生态系统服务的价值依然会随着时间的推移而发生变化。

除此之外,还有研究者建议使用特定的阈值来限制初始研究的年份<sup>[85]</sup>,如Rolf等<sup>[7]</sup>将初始文献限制在15年以内,Johnston等<sup>[13]</sup>只包括了1985年或之后的研究。但是,阈值的选择并没有一个统一的标准,也可能会伴随时间的推移而改变。因此,最有效的解决办法还是应该有针对性地修正随时间推移所有可测量和有争议的差异,尽可能地分离出纯的时间维度,确定无法解释差异的部分。在初始文献的选择上,也尽可能地考虑更多的“测试-再测试”研究,基于多次的重复测量和更长的观察周期确定更详细的受益时间范围,减小转移误差。

## 3 研究展望

近30年的开发与修正,使得BTM在生态系统服务价值评价领域的应用取得了相当大的进步。利用现有多篇文献的工作,总结了效益转移结果最常面临的四种不确定性来源。归纳来说,效益转移过程需重点在以下方面做出努力:①详细描述政策地生态系统特征,保证初始研



究数据的匹配性和可用性;②谨慎确定生态系统服务类型,规范转移模型的结构和适用性;③引入空间信息,重视生态系统服务价值的空间敏感性;④保留时间维度,检验生态系统服务价值的时间稳定性。

当然,即使是优化的效益转移评价框架也改变不了“初始研究”在价值评价领域中不可替代的地位。不仅是因为包含第一手数据的评价结果精确性更高,它们还是效益转移研究的基础数据源。通过对初始研究的集合,可以帮助研究者们识别当前研究差距,从而提升稀缺资金用于效益转移研究的效率。此外,建立信息完整的大尺度的数据库,还能够为评估不同地点的生态系统服务,并将价值结果纳入政府决策提供长久持续的机会。这就需要中国环境经济学、生态经济学以及生态学等领域专家的进一步协调合作,共同促成国家层面上数据库的建立。

上述几项并不是生态系统服务价值转移面临的全部挑战,而是这一工作领域中经常遇到的对其有效性和可靠性威胁的常见例证。效益转移的本质决定了对它的质疑和改进会一直存在,但这并不妨碍对这种评价方法需求的逐渐增加。无论是认可程度更高的函数转移与Meta分析,还是更为简便的单位价值转移研究,都应当尽可能地对上述四个方面做出说明,这是所有效益转移的基础。任何时间、资金和信息的缺乏,都不应当成为忽略对现有初始数据源进行严格分析的借口。为避免学术文献中的研究与政策应用之间出现脱节,未来可制定一个统一的减少转移误差的最佳实践指南和指导方针。今后的每项研究都可以据此准确地来判断哪些初始研究和案例符合效益转移的标准,并通过谨慎地遵守这些操作规范和建议,对转移结果的效度予以重复和彻底论证,提升结果的实际指导价值。

#### 参考文献

[1] BATEMAN I J, BROUWER R, FERRINI S, et al. Making benefit transfers work: deriving and testing principles for value transfers for similar and dissimilar sites using a case study of the non-market benefits of water quality improvements across Europe[J]. *Environmental and resource economics*, 2011, 50(3): 365-387.

[2] ROSENBERGER R S, LOOMIS J B. Benefit transfer[M]// A primer on non-market valuation second edition. Dordrecht, The Netherlands:Springer, 2017.

[3] PLANTIER-SANTOS C, CAROLLO C, YOSKOWITZ D W. Gulf of Mexico ecosystem service valuation database (gecoserv): gathering ecosystem services valuation studies to promote their inclusion in the decision-making process[J]. *Marine policy*, 2012, 36(1): 214-217.

[4] HUBER C, MELDRUM J, RICHARDSON L. Improving confi-

dence by embracing uncertainty: a meta-analysis of US hunting values for benefit transfer [J]. *Ecosystem services*, 2018, 33: 225-236.

[5] WHEELER W J. Benefit transfer for water quality regulatory rule-making in the United States [M]//JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.

[6] JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Introduction to benefit transfer methods [M]//JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.

[7] ROLFE J, BENNETT J, KERR G. Applied benefit transfer: an Australian and New Zealand policy perspective [M]//JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.

[8] BROUWER R, NAVRUD S. The use and development of benefit transfer in Europe [M]//JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands:Springer, 2015.

[9] GRIFFITHS C H, KLEMICK M, MASSEY C, et al. US environmental protection agency valuation of surface water quality improvements [J]. *Review of environmental economics and policy*, 2012, 6: 130 - 146.

[10] President's Council of Advisors on Science and Technology, PCAST. Sustaining environmental capital: protecting society and the economy [R]. Washington DC: Office of Science and Technology Policy, 2011.

[11] TROY A, WILSON M A. Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer [J]. *Ecological economics*, 2006, 60(2): 435-449.

[12] MCCONNELL K E, SHIKAMAKI J V. Seeking external evidence to assess benefit transfers for environmental policy [J]. *Environmental and resource economics*, 2018, 69(3): 555-573.

[13] JOHNSTON R J, ROLFE J, ZAWOJSKA E. Benefit transfer of environmental and resource values: progress, prospects and challenges [J]. *International review of environmental and resource economics*, 2018, 12(2/3): 177-266.

[14] NAVRUD S, READY R C. Lessons learned for environmental value transfer [M]//NAVRUD S A R. Environmental value transfer: issues and methods. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2007.

[15] ROSENBERGER R S. Benefit transfer validity and reliability [M] //JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.

[16] KAUL S, BOYLE K J, KUMINOFF N V, et al. What can we learn from benefit transfer errors: evidence from 20 years of re-

- search on convergent validity[J]. *Journal of environmental economics and management*, 2013, 66(1): 90-104.
- [17] COSTANZA R, DARGE R, DEGROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [18] COSTANZA R, DE GROOT R, SUTTON P, et al. Changes in the global value of ecosystem services [J]. *Global environmental change-human and policy dimensions*, 2014, 26: 152-158.
- [19] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003 (2): 189-196.
- [20] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. *自然资源学报*, 2008 (5): 911-919.
- [21] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. *自然资源学报*, 2015, 30 (8): 1243-1254.
- [22] BATEMAN I J, LOVETT A A, BRAINARD J S. Developing a methodology for benefit transfers using geographical information systems: modelling demand for woodland recreation [J]. *Regional studies*, 1999, 33(3): 191-205.
- [23] ROSENBERGER R, TANLEY T. Measurement, generalization, and publication: sources of error in benefit transfers and their management[J]. *Ecological economics*, 2006, 60(2): 372-378.
- [24] LOOMIS J B. The evolution of a more rigorous approach to benefit transfer-benefit function transfer [J]. *Water resources research*, 1992, 28(3): 701-705.
- [25] BOYLE K J, BERGSTROM J C. Benefit transfer studies-myths, pragmatism, and idealism [J]. *Water resources research*, 1992, 28(3): 657-663.
- [26] MOELTNER K, ROSENBERGER R S. Cross-context benefit transfer: a Bayesian search for information pools [J]. *American journal of agricultural economics*, 2014, 96(2): 469-488.
- [27] STAPLER R W, JOHNSTON R J. Meta-analysis, benefit transfer, and methodological covariates: implications for transfer error [J]. *Environmental and resource economics*, 2009, 42 (2) : 227-246.
- [28] ROSENBERGER R S, JOHNSTON R J. Selection effects in meta-analysis and benefit transfer: avoiding unintended consequences [J]. *Land economics*, 2009, 85(3): 410-428.
- [29] TEOH S H S, SYMES W S, SUN H, et al. A global meta-analysis of the economic values of provisioning and cultural ecosystem services [J]. *Science of the total environment*, 2019, 649: 1293-1298.
- [30] BOCKARJOVA M, BOTZEN W J W, KOETSE M J. Economic valuation of green and blue nature in cities: a meta-analysis [J]. *Ecological economics*, 2020, 169: 106480.
- [31] GRAMMATIKOPOULOU I, VACKAROVA D. The value of forest ecosystem services: a meta-analysis at the European scale and application to national ecosystem accounting [J]. *Ecosystem services*, 2021, 48: 101262.
- [32] CHEN W Y, LI X, HUA J. Environmental amenities of urban rivers and residential property values: a global meta-analysis [J]. *Science of the total environment*, 2019, 693(6): 133628.
- [33] BALASUBRAMANIAN M. Economic value of regulating ecosystem services: a comprehensive at the global level review [J]. *Environmental monitoring and assessment*, 2019, 191(10): 616.
- [34] CZAJKOWSKI M, AHTIAINEN H, ARTELLI J, et al. Choosing a functional form for an international benefit transfer: evidence from a nine-country valuation experiment [J]. *Ecological economics*, 2017, 134: 104-113.
- [35] JOHNSTON R J, BAUER D M. Using meta-analysis for large-scale ecosystem service valuation: progress, prospects, and challenges [J]. *Agricultural and resource economics review*, 2020, 49 (1): 23-63.
- [36] 赵正, 韩锋, 侯一蕾. 基于Meta回归方法的中国城市森林生态系统服务功能价值再评估[J]. *长江流域资源与环境*, 2021, 30 (1): 64-75.
- [37] 漆信贤, 黄贤金, 赖力. 基于Meta分析的中国森林生态系统生态服务功能价值转移研究[J]. *地理科学*, 2018, 38 (4) : 522-530.
- [38] 李庆波, 敖长林, 袁伟, 等. 基于中国湿地CVM研究的Meta分析[J]. *资源科学*, 2018, 40(8): 1634-1644.
- [39] CZAJKOWSKI M, SCASNY M. Study on benefit transfer in an international setting: how to improve welfare estimates in the case of the countries' income heterogeneity? [J]. *Ecological economics*, 2010, 69(12): 2409-2416.
- [40] EIGENBROD F, ARMSWORTH P R, ANDERSON B J, et al. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services [J]. *Journal of applied ecology*, 2010, 47(2) : 377-385.
- [41] PLUMMER M L. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services [J]. *Frontiers in ecology and the environment*, 2009, 7(1): 38-45.
- [42] 王宗明, 张树清, 张柏. 土地利用变化对三江平原生态系统服务价值的影响[J]. *中国环境科学*, 2004 (1): 126-129.
- [43] EIGENBROD F, ARMSWORTH P R, ANDERSON B J, et al. Error propagation associated with benefits transfer-based mapping of ecosystem services [J]. *Biological conservation*, 2010, 143(11) : 2487-2493.
- [44] TANG S, WANG L C, WU X G. Valuation of wetland ecosystem services in rapidly urbanizing region: a case study of the Nanjing Jiangbei New Area, China [J]. *Applied ecology and environmental research*, 2019, 17(5): 10909-10927.
- [45] 傅伯杰, 张立伟. 土地利用变化与生态系统服务: 概念、方法与进展 [J]. *地理科学进展*, 2014, 33(4): 441-446.
- [46] 孟阳阳, 何志斌, 刘冰, 等. 干旱区绿洲湿地空间分布及生态系统服务价值变化: 以三大典型内陆河流域为例 [J]. *资源科学*, 2020, 42(10): 2022-2034.
- [47] FU B, LI Y, WANG Y, et al. Evaluation of ecosystem service value of riparian zone using land use data from 1986 to 2012 [J]. *Ecological indicators*, 2016, 69: 873-881.
- [48] KLING C L, PHANEUF D J. How are scope and adding up relevant for benefits transfer? [J]. *Environmental and resource economics*





- ics, 2018, 69(3): 483-502.
- [49] NEWBOLD S, SIMPSON R D, MASSEY D M, et al. Benefit transfer challenges: perspectives from US practitioners [J]. *Environmental and resource economics*, 2018, 69(3): 467-481.
- [50] WINDLE J, ROLFE J. Testing the regional transferability of coastal recreation values for report card application with limited data [J]. *Ecological indicators*, 2019, 98: 218-227.
- [51] BOYLE K J, KUMINOFF N V, PARMETER C F, et al. The benefit-transfer challenges [J]. *Annual review of resource economics*, 2010, 2: 161-182.
- [52] RICHARDSON L, LOOMIS J, KROEGER T, et al. The role of benefit transfer in ecosystem service valuation [J]. *Ecological economics*, 2015, 115: 51-58.
- [53] BOYD J, BANZHAF S. What are ecosystem services: the need for standardized environmental accounting units [J]. *Ecological economics*, 2007, 63(2/3): 616-626.
- [54] JOHNSTON R J, BOYLE K J, ADAMOWICZ W, et al. Contemporary guidance for stated preference studies [J]. *Journal of the association of environmental and resource economists*, 2017, 4(2): 319-405.
- [55] RINGOLD P L, BOYD J, LANDERS D, et al. What data should we collect: a framework for identifying indicators of ecosystem contributions to human well-being [J]. *Frontiers in ecology and the environment*, 2013, 11(2): 98-105.
- [56] WONG C P, JIANG B, KINZIG A P, et al. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy [J]. *Ecology letters*, 2015, 18(1): 108-118.
- [57] SINHA P, RINGOLD P, HOUTVEN G VAN, et al. Using a final ecosystem goods and services approach to support policy analysis [J]. *Ecosphere*, 2018, 9(9): 1-19.
- [58] KEELER B L, POLASKY S, BRAUMAN K A, et al. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109(45): 18619-18624.
- [59] JOHNSTON R J, DUKE J M. Willingness to pay for land preservation across states and jurisdictional scale: implications for benefit transfer [J]. *Land economics*, 2009, 85(2): 217-237.
- [60] BROUWER R, MARTIN-ORTEGA J, BERBEL J. Spatial preference heterogeneity: a choice experiment [J]. *Land economics*, 2010, 86(3): 552-568.
- [61] JOHNSTON R J, BESEDIN E Y, HOLLAND B M. Modeling distance decay within valuation meta-analysis [J]. *Environmental and resource economics*, 2019, 72(3): 657-690.
- [62] DE VALCK J, BROEKX S, LIEKENS I, et al. Testing the influence of substitute sites in nature valuation by using spatial discounting factors [J]. *Environmental and resource economics*, 2017, 66(1): 17-43.
- [63] ARTELL J, AHTIAINEN H, POUTA E. Distance decay and regional statistics in international benefit transfer [J]. *Ecological economics*, 2019, 164: 106383.1-106383.15.
- [64] SCHAAFSMA M, BROUWER R, GILBERT A, et al. Estimation of distance-decay functions to account for substitution and spatial heterogeneity in stated preference research [J]. *Land economics*, 2013, 89(3): 514-537.
- [65] NORTON D, HYNES S. Estimating the benefits of the marine strategy framework directive in atlantic member states: a spatial value transfer approach [J]. *Ecological economics*, 2018, 151: 82-94.
- [66] HOLLAND B M, JOHNSTON R J. Optimized quantity-within-distance models of spatial welfare heterogeneity [J]. *Journal of environmental economics and management*, 2017, 85: 110-129.
- [67] JORGENSEN S L, OLSEN S B, LADENBURG J, et al. Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements-testing the effect of multiple substitutes and distance decay [J]. *Ecological economics*, 2013, 92: 58-66.
- [68] JOHNSTON R J, RAMACHANDRAN M. Modeling spatial patchiness and hot spots in stated preference willingness to pay [J]. *Environmental and resource economics*, 2014, 59(3): 363-87.
- [69] HYNES S, O'DONOGHUE C. Value transfer using spatial micro-simulation modelling: estimating the value of achieving good ecological status under the EU Water Framework Directive across catchments [J]. *Environmental science & policy*, 2020, 110: 60-70.
- [70] GLENK K, JOHNSTON R J, MEYERHOFF J, et al. Spatial dimensions of stated preference valuation in environmental and resource economics: methods, trends and challenges [J]. *Environmental and resource economics*, 2020, 75(2): 215-42.
- [71] JOHNSTON R J M., RAMACHANDRAN, R. P G. Benefit transfer combining revealed and stated preference data [M]//JOHNSTON R J, ROLFE J, ROSENBERGER R S, et al. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.
- [72] CZAJKOWSKI M, BARTCZAK A, BUDZINSKI W, et al. Preference and WTP stability for public forest management [J]. *Forest policy and economics*, 2016, 71: 11-22.
- [73] BROUWER R, LOGAR I, SHEREMET O. Choice consistency and preference stability in test-retests of discrete choice experiment and open-ended willingness to pay elicitation formats [J]. *Environmental and resource economics*, 2017, 68(3): 729-751.
- [74] LEW D K, WALLMO K. Temporal stability of stated preferences for endangered species protection from choice experiments [J]. *Ecological economics*, 2017, 131: 87-97.
- [75] SCHAAFSMA M, BROUWER R, LIEKENS I, et al. Temporal stability of preferences and willingness to pay for natural areas in choice experiments: a test-retest [J]. *Resource and energy economics*, 2014, 38: 243-260.
- [76] MATTHEWS Y, SCARPA R, MARSH D. Stability of willingness-to-pay for coastal management: a choice experiment across three time periods [J]. *Ecological economics*, 2017, 138: 64-73.
- [77] BLIEM M, GETZNER M, RODIGA-LASSNIG P. Temporal stability of individual preferences for river restoration in Austria using a

- choice experiment [J]. *Journal of environmental management*, 2012, 103: 65-73.
- [78] FETENE G M, OLSEN S B, BONNICHSEN O. Disentangling the pure time effect from site and preference heterogeneity effects in benefit transfer: an empirical investigation of transferability [J]. *Environmental and resource economics*, 2014, 59(4): 583-611.
- [79] MEYA J N, DRUPP M A, HANLEY N. Testing structural benefit transfer: the role of income inequality [J]. *Resource and energy economics*, 2021, 64: 101217.1-101217.18.
- [80] JOHNSTON R J, ROSENBERGER R S. Methods, trends and controversies in contemporary benefit transfer [J]. *Journal of economic surveys*, 2010, 24(3): 479-510.
- [81] JOHNSTON R J, ROLFE J, RANDALL S. Benefit transfer of environmental and resource values: a guide for researchers and practitioners. [M]. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2015.
- [82] READY R, NAVRUD S. *Morbidity value transfer* [M]. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 2007.
- [83] CHAIKUMBUNG M, DOUCOULIAGOS H, SCARBOROUGH H. The economic value of wetlands in developing countries: a meta-regression analysis [J]. *Ecological economics*, 2016, 124: 164-174.
- [84] ROLFE J, DYACK B. Testing temporal stability of recreation values [J]. *Ecological economics*, 2019, 159: 75-83.
- [85] BOYLE K J, WOOLDRIDGE J M. Understanding error structures and exploiting panel data in meta-analytic benefit transfers [J]. *Environmental and resource economics*, 2018, 69(3): 609-635.

## Benefit transfer of ecosystem service valuation: progress and challenges

KANG Nannan, HUANG Jikun

(China Center for Agricultural Policy (CCAP), School of Advanced Agricultural Sciences, Peking University,  
Beijing 100871, China)

**Abstract** Estimating the economic value of ecosystem services is a guarantee for promoting the value realization of ecosystem products. However, the lack of ecosystem service value data caused by difficult identification and accounting is still a practical problem faced by policymakers. The benefit transfer method uses second-hand data to integrate existing research into the study area to be evaluated, avoiding the time-consuming and expensive problems in the primary studies. Therefore, it is favored by scholars in the field of ecosystem service valuation. The core advantage of this method is that it can help managers quickly solve the data gap in the ecosystem service value under the condition of limited capital and time budget. Given the wide prospect of this method in practice, the concern about its validity and reliability is more urgent than other methods. However, its theoretical background determines that a series of valuation errors are inevitable. Therefore, this article began with a brief review of Chinese research, sorted out common forms of benefit transfer, and presented testing methods of transfer errors. We then summarized further challenges of this method, discussed the latest consensus on minimizing the benefit transfer bias. To sum up, this method should focus on the following four aspects in the future: ① Reducing the generalization error of 'cross-context'; ② Avoiding repeated calculations caused by the confusion between intermediate services and final services; ③ Adding geographic information variables to evaluate the changes in the spatial pattern of ecosystem service value; ④ Testing the temporal stability of ecosystem service value. We also discussed another important issue that effective benefit transfer requires a sufficient number of high-quality primary studies. Finally, this paper concluded with a suggestion that Chinese experts in interdisciplinary studies should jointly develop a set of guidelines to improve the efficiency of benefit transfer in ecosystem service valuation.

**Key words** benefit transfer; ecosystem service; value estimation

(责任编辑:王爱萍)