

附件 3

《生态环境状况评价技术规范（修订征求意见稿）》
编制说明

《生态环境状况评价技术规范》编制组

二〇一四年十月

项目名称：生态环境状况评价技术规范（修订 HJ/T 192-2006）

编制单位：中国环境监测总站、环境保护部南京环境科学研究所、上海市环境监测中心、江苏省环境监测中心、深圳市环境监测中心站、青海省生态环境遥感监测中心、新疆维吾尔自治区环境监测总站、浙江省环境监测中心、辽宁省环境监测实验中心

编制组主要成员：

中国环境监测总站：何立环、董贵华、刘海江、王业耀、齐 杨、孙 聪、于 洋、彭福利

环境保护部南京环境科学研究所：王 智、张 慧、高吉喜、钱者东、刘方正、徐网谷、张建亮

上海市环境监测中心：汤 琳、怀红燕、吴阿娜

江苏省环境监测中心：牛志春、侍 昊、何润昭

青海省生态环境遥感监测中心：葛劲松、鲁子豫、李志强

新疆维吾尔自治区环境监测总站：朱海涌、任玉兵

深圳市环境监测中心站：王伟民、马 嵩

浙江省环境监测中心：于海燕、胡尊英、张自力

辽宁省环境监测实验中心：卢 雁、闫青春

标准所技术负责人：蔡木林

标准处项目负责人：应蓉蓉

目 录

1. 项目背景	4
1.1 任务来源	4
1.2 工作过程	4
2. 制定目的与意义	4
2.1 目的	4
2.2 编制意义	5
3. 标准编制依据与原则	5
3.1 基本原则	5
3.2 技术依据	6
3.3 研究方法	6
4. 技术路线	6
5. 国内外生态环境评价方法调研及发展趋势分析	9
5.1 美国生态系统状态评估	9
5.2 美国国家生态指标研究	10
5.3 英国国家生态系统评估	11
5.4 中国省域生态文明建设评估	13
5.5 联合国千年生态系统评估（MA）	15
5.6 其他区域性评估	17
5.7 国内外生态评价标准	21
5.8 生态评价发展趋势分析	22
5.9 值得借鉴的经验	23
6. 现有规范实施情况分析	24
6.1 现有规范编制过程回顾	24
6.2 规范内容和技术要点	25
6.3 现有规范实施情况及主要应用领域	28
6.4 存在问题	31
7. 标准主要技术内容	31
7.1 适用范围	31
7.2 标准结构框架	32
7.3 术语和定义	32
7.4 生态环境状况评价体系	34
7.5 生态功能区生态环境评价体系	41
7.6 城市生态环境评价体系	48
7.7 自然保护区保护状况评价体系	51
7.8 农产品主产区生态环境状况评价体系	56
7.9 标准验证评价分析	59
8. 对实施本标准的建议	60
参考文献:	61

《生态环境状况评价技术规范》编制说明

1. 项目背景

1.1 任务来源

《国家环境监测“十二五”规划》提出，开展国家生态环境质量监测与评价工作，改进环境质量评价方法，完善生态环境质量评价技术规范，定期公报生态环境质量状况。2013 年 12 月部长专题会审议《2012 年全国生态环境质量报告》会议纪要指出，加快修订《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T192-2006），争取明年完成修订工作。2014 年环保部科技司下达了《生态环境状况评价技术规范》（修订 HJ/T 192-2006）的编制任务，由中国环境监测总站承担，环境保护部南京环境科学研究所、上海市环境监测中心、浙江省环境监测中心、江苏省环境监测中心、青海省生态环境遥感监测中心、新疆维吾尔自治区环境监测总站、辽宁省环境监测实验中心、深圳市环境监测站等单位参加。

1.2 工作过程

2014 年，任务下达后，中国环境监测总站联合环保部南京环境科学研究所等多家单位成立了标准编制组，制定了相关工作计划，明确了项目成员的分工。

根据工作计划进度安排，标准编制组认真的进行了资料收集和前期调研工作。内容包括：收集整理有关生态环境评价方法的国内外文献，尤其是联合国千年生态系统评估、美国英国等国家生态环境评价指标体系、中国省域生态文明建设评估等指标，以及其他的一些区域性评价方法，并分析这些评价方法中值得借鉴的经验。同时，项目组回顾原《规范》的编制目标、背景与过程、实施情况以及存在问题，分析了我国生态环境区域特征和环境新形势，结合国家环境保护管理新需求，基于我国生态环境监测现有能力基础，研究提出了本标准编制的原则、技术路线和要求，完成了《生态环境状况评价技术规范》（修订 HJ/T 192-2006）的开题报告和标准文本草案。

2014 年 6 月 16 日，环境保护部科技标准司标准处在北京组织召开了本标准的开题论证会。论证委员会由中国科学院地理科学与资源研究所、中国环境科学研究院、环境保护部环境标准研究所、中国环境科学研究院、宁波市环境监测中心、内蒙古排污权交易管理中心和中国科学院生态研究中心的有关专家组成。论证委员会听取了标准主编单位关于标准开题论证报告的主要技术内容、编制技术路线和标准草案内容介绍，经质询和讨论，认为该标准的开题报告目标明确，内容全面，技术路线和方法合理可行，实施进度和保障措施符合项目任务书要求。开题报告在已有研究成果基础上，结合新需求和技术方法新发展，对生态环境状况评价指标进行了优化，并完善了相应的评价方法，预期成果可为全国生态环境状况评价提供依据。论证委员会通过该标准修订的开题论证，并提出如下修改意见和建议：进一步强化与环境管理需求的衔接；进一步突出评价指标的适用性和可操作性；注意与原标准的衔接。

根据论证委员会提出的修改意见，编制单位进行了相关资料的收集，形成了标准文本征求意见稿和征求意见稿编制说明初稿。之后，编制组将标准文本、编制说明初稿发给环保部科技标准司标准处进行审查，根据反馈意见又对标准文本和编制说明进行了进一步的修改，最终形成了标准文本征求意见稿和征求意见稿编制说明。

2. 制定目的与意义

2.1 目的

根据《关于开展 2014 年度国家环境保护标准项目实施工作的通知》（环办函〔2014〕411 号），按照《国家环境保护标准制修订工作管理办法》（环保总局公告 2006 年第 41 号）的有关要求，完成生态环境状况评价技术规范（修订 HJ/T 192-2006）制修订任务及相关技术性工作。

根据《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）编制目标、编制背景与过程，以及实施情况，吸纳近几年国际生态环境评价方法新趋势，以及环保部南京所对该规范实施情况的评估结论，以满足我国生态环境管理需求为主，以生态环境监测现有能力为基础，遵循科学性、可行性、整合性和可延用性等原则，完成《生态环境状况评价技术规范》修订任务及相关技术性工作。项目计划于 2014 年完成，具体目标如下：

- （1）国内外生态评价方法、资料调研，编写规范草案和开题报告；
- （2）专家咨询，多层次验证，形成规范征求意见稿和编制说明；
- （3）整理各方面意见，进行修正，完成送审稿及编制说明；
- （4）完成报批稿及编制说明。

2.2 编制意义

- （1）标准修订是满足环境管理的紧迫需求

《生态环境状况评价技术规范》利用一个综合指数能够直观反映区域生态环境状况信息，并且技术人员快速便捷的使用，从而促进了传统环境管理手段的转变，为地方环境管理部门高度重视。从环保部组织进行的《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）调研评估结果来看，大多数环境管理者、技术实施者以及科研工作者都认为，该技术规范是在生态环境问题日益受到重视的背景下进行生态系统管理的必要工作，是我国环境管理工作的一项重要任务，对于提高我国生态环境状况的信息获取、提升我国生态环境监测管理工作效率具有非常必要的意义。

- （2）科学简捷的技术方法促进了监管手段转变

《生态环境状况评价技术规范》利用土地利用现状图、水系图、土壤侵蚀图、环境统计等综合，评价生态环境的生物丰度、植被覆盖、水份条件、土地退化和环境压力等五个方面，并配以不同的权重，充分吸收利用了专家知识，采用统一的方法标准开展评估活动，有助于不同地区及同一地区不同时间的动态比较，为环保部门统一监管提供了有效支撑。因而，该规范可对县级以上行政区域的生态环境状况进行定量评价，反映了我国生态环境保护从单纯的定性分析到定性定量分析的转变。在严峻的生态环境形势下，有助于充分发挥环保部门统一监督管理职能，综合评价我国生态环境现状及动态变化趋势。

3. 标准编制依据与原则

3.1 基本原则

科学性原则，遵循生态学、地理学等的原理，要在深入研究并对评价主体充分认识的基础上，在深入分析生态环境的尺度特征、类型特征指出生态环境评价指标体系，指标能够真实地反映生态环境基本特征、现状和变化规律。同时，所选评价指标必须具有可查性、可比性和定量性。

可行性原则，包含四层含义：一是评价指标的数据能够通过现有的监测、统计或其它手段采集或获取；二是数据能够持续更新，生态环境评价需要随着管理需求不断更新，因此，需要有持续的数据支持；三是指标体系简明，指标目的明确，定义准确，同时代表和反映生态环境本质特征；四是指标体系可操作性强，便于推广应用。

整合性原则，在建立生态评价模型时，必须保证在不同尺度上收集到的数据具有整合性，这样才能保证大尺度模型可以采用小尺度的局域性数据，而反过来可以用于局域分析。同时，评价模型构建时必须考虑到评价对象的尺度性和区域性。

可延用性原则，环境保护部（原国家环境保护总局）颁布的《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）积累了丰富的理论基础，并经过多领域专家论证，以及多年的实践验证，因此，优化时充分考虑原有方法。

为环境管理服务的原则，生态评价是进行生态保护建设和管理的一项基础性工作，是联系生态系统监测与管理决策的关键环节，从而避免或减少了管理中的决策失误。而管理者在生态系统管理中要进行科学、合理地决策，解决出现的生态问题，是以对本区域生态环境状况具有很好的了解为基础的。本规范的目的是客观真实地反映我国生态环境状况，引导各地加强生态环境保护、建设和管理。

3.2 技术依据

GB3095	环境空气质量标准
GB3096	声环境质量标准
GB3838	地表水环境质量标准
GB15618	土壤环境质量标准
GB/T14848	地下水质量标准
HJ 623	区域生物多样性评价标准
SL190	土壤侵蚀分类分级标准

3.3 研究方法

（1）文献检索法

以生态环境评价理论、生态环境评价指标、生态环境评价模型、国家生态环境评价、区域生态环境评价、生态评价规范（标准）等为关键词，采用直接查询法、顺查法、倒查法、追溯法等文献检索方法，查询近期国内外生态环境评价的指标、方法、模型和规范，研究分析国内外全球/区域/国家生态环境评价方法的现状及发展趋势。

（2）专家咨询法

生态环境一词是我国使用频率很高的术语之一，是一个具有中国特色的概念，在法律法规、学术文献、日常生活等各个方面应用日益广泛，但其学术内涵是什么，不同学派具有不同的观点，而生态环境评价方法也各有侧重。因此，生态环境评价指标确定、方法研究中需要咨询地理学、生态学、环境学等各方面专家，调研环境管理部门对生态环境管理的需求，以及现有我国生态监测能力，设计以基于现有环境监测能力，满足环境管理需求的科学的生态环境质量评价方法。

（3）问卷调查法

问卷调查法是用书面形式间接搜集研究材料的一种调查手段，通过向调查者发出简明扼要的征询单，请示填写对有关问题的意见和建议来间接获取材料和信息的一种研究方法。根据美国、英国、GEO 以及联合国千年评估指标选择经验，生态环境评价必须选择能够反映生态环境本质，体现生态环境问题，并且被广大民众接受的指标体系。基于此，本研究采用问卷调查法广泛征求社会各界对生态环境质量信息的需求特征，从而使生态环境评价方法更合理，评价结果更能反映各方面的生态需求。

（4）验证分析法

评价指标、方法和模型确定性，还需要利用已有数据进行全面验证评价，分析评价结果是否与实际情况相符，县域、地市域、省域、国家等不同尺度之间的评价结果是否一致，国家级生态状况评价与城市生态评价和生态功能评价之间是否一致，年际间评价是否能够反映区域的变化趋势。

4.技术路线

基于生态环境的基本特征，根据环保部生态环境保护职能，以及现有生态环境监测能力

和评估基础，提出我国生态环境评价体系，技术路线见图 1。我国生态环境评价体系主要包括五部分：国家/省域/县域生态环境评价方法、生态功能区生态环境评价方法、城市生态环境状况评价方法、自然保护区保护状况评价方法、农产品主产区生态环境状况评价方法五部分，其指标体系构建技术路线如图 2。其中，国家/省域/县域生态环境评价体系适用于全国范围的生态环境状况评价，基本评价单元为行政县域，然后再由县域生态环境状况评价得到地市生态环境状况、省域生态环境状况和国家生态环境状况；生态功能区生态环境评价从生态功能的角度进行评价，基于《国家主体功能区划》中重点生态功能类型，根据各类型生态功能区的生态特征和功能定位，构建针对不同生态功能区的生态环境评估指标体系，具体包括防风固沙功能区生态环境指标体系、水土保持生态功能区生态环境指标体系、水源涵养生态功能区生态环境指标体系和生物多样性维护功能区生态环境指标体系四类功能区生态功能评价指标体系；城市生态系统中高密度的建设用地、高强度的人工干扰，使其不同于一般生态系统，全国性的生态评价体系很难反映其特有的生态特征，因此，编制组基于此构建了城市区域生态环境质量评价方法。

从生态环境质量综合评价的角度出发，以生态环境为核心，筛选和确定了城市生态状况的框架结构和评价指标。依据现有相关评价体系及目前国内生态环境管理重点，从环境质量、资源利用、污染控制和生态建设等四个角度，建立并筛选出相关的评价指标；自然保护区是各种生态研究的天然实验室，便于进行连续、系统的长期观测以及珍稀物种的繁殖、驯化的研究等，同时在涵养水源、保持水土、改善环境和保持生态平衡等方面发挥着重要作用。我国自然保护区建设和管理工作在取得很大成绩的同时，也存在着管理工作相对滞后、保护与开发矛盾日益突出、科研监测能力薄弱等问题，开展自然保护区生态环境状况评价，有助于了解自然保护区生态环境现状，验证自然保护区管理成效，同时对提升自然保护区规范化管理水平具有重要意义。编制组根据我国自然保护区特征，从面积适宜性、生境适宜性和开发干扰程度三个方面评价自然保护区的保护状况；2010 年国务院印发的《全国主体功能区规划》将全国主体功能区划分为优化开发区、重点开发区、限制开发区。农产品主产区是指具备较好的农业生产条件，以提供农产品为主体功能，以提供生态产品、服务产品和工业品为其他功能，需要在国土空间开发中限制进行大规模高强度工业化城镇化开发，以保持并提高农产品生产能力的区域，属于限制开发区的一类区域。从确保国家粮食安全和食物安全的大局出发，开展农产品主产区生态环境状况评价，有助于了解农产品主产区生态环境现状，保障国家安全，提升农产品主产区规范化管理水平具有重要意义。根据农产品生态特征及主要生态问题，编制组从农业保障条件、环境质量、生态供给、生态胁迫四个方面评价农产品主产区的生态环境状况。

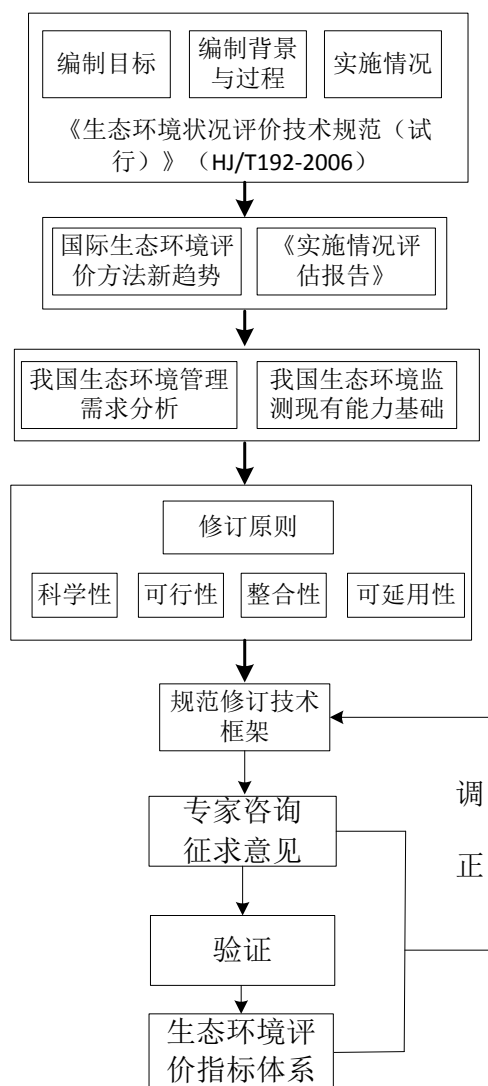


图 1 国家级生态环境评价模型构建技术路线

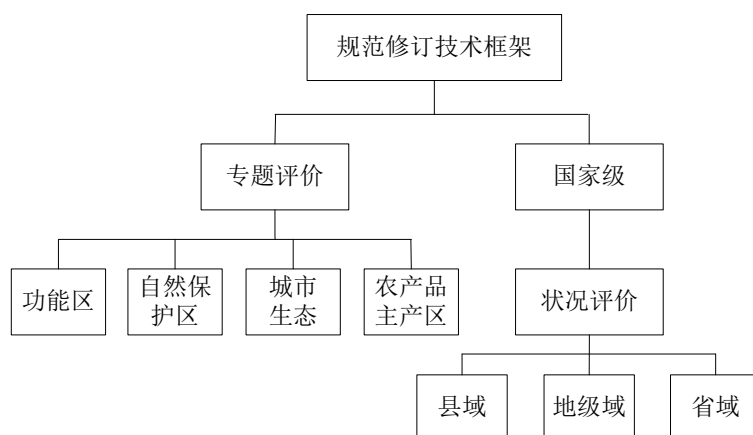


图 2 生态环境状况评价框架体系

5. 国内外生态环境评价方法调研及发展趋势分析

5.1 美国生态系统状态评估

1995 年,美国白宫科学与技术政策办公室(WhiteHouse Office of Science and Technology Policy, OSTP)要求海因茨中心撰写一份没有党派偏见的、客观的国家环境状况报告,并建议重点关注生态系统。1997 年,海因茨中心建立了一个工作委员会开始工作,其目标是用相对固定的方法对美国生态系统状况和趋势进行定期评估并出版相关报告。《美国生态系统状态报告》(文中简称“海因茨报告”,Heinz's Report)第一期于 2002 年发布,第二期于 2008 年发布。海因茨报告的目标是给土地、水和生物等资源“号脉(Take the pulse)”,提供高质量的、公正的、科学的、大众能够理解的、定期的美国生态系统状态报告。因此,它制定了一套系统的指标体系描述各类生态系统的客观状态,而不对生态系统状况的好坏做出评价,也不提出任何政策或行动建议。这项评估工作的基本思路如下:① 首先根据土地利用/覆被的方式将全美划分成六类生态系统(海岸带与海洋生态系统、森林生态系统、淡水生态系统、草地与灌丛生态系统、城市与郊区生态系统、农田生态系统),划分原则是确保能够覆盖整个美国国土,同时还要考虑景观的完整性;② 其次从系统规模、理化条件、生物成分和人类利用 4 个方面共 10 个特征选取指标描述各类生态系统;③ 最后对指标进行量化,并绘制空间分布图或随时间变化的趋势图(表 1)。虽然海因茨报告没有对生态系统的状况做出评价,但是在指标量化时遵循了以下要求:力图刻画从 1950 年以来各种指标的变化趋势;在区域基础上进行数据分析,便于用户进行区域比较;与广为接受的参照标准进行比较。这样,读者自己通过简单的对比就能知道美国生态系统的变化趋势。

表 1 美国生态系统状况评估的指标体系(节选)*

类型	系统规模	物理和化学状况	生物组成	人类利用
国家核心指标(10 个)	▲生态系统范围 ? 破碎化和景观格局	●破的迁移 ▲化学污染物	▲濒危本地物种 ? 动植物群落环境 ●植物生长指数	●食物和纤维的产量以及取水量 ▲户外娱乐 ? 自然生态系统服务
农田生态系统(18 个)	●耕地面积 ●农田景观 ○农田景观破碎化 ○农田景观中自然斑块形状	●农田河流和地下水的 N 含量 ●农区河流的 P 含量 ●农区河流和地下水中杀虫剂的含量 ○土壤有机质 ●土壤侵蚀 ○土壤盐分	? 农区动物物种情况 ? 农区本地植物 ○土壤生物状态 ? 溪流生境质量	●主要农作物产量 ●农业投入和产出 ●农产品的货币价值 ○农场娱乐
森林生态系统(15 个)	●森林面积和产权 ●森林类型 ●森林管理方式 ▲格局与破碎度	●林区河流的 N 含量 ▲碳储量	▲濒危的本地物种 ○外来植物的面积 ●林龄 ●森林干扰 ○火灾频率 ○面积锐减的森林群落	●原木采伐量 ●原木生长和采伐 ○森林娱乐
淡水湿地(15 个)	▲水域湿地面积 ▲改造过的湿地面	▲湖泊、水库和大河中的磷含量	▲濒危的土著物种 ▲外来物种	●取水量 ○地下水位

类型	系统规模	物理和化学状况	生物组成	人类利用
	积	●河流流量变化 ○水体透明度	▲动物死亡与畸形 ○淡水动物群落状态 ▲濒危淡水植物群落 ? 溪流栖息地质量	●水传播的人类疾病的暴发 ○水上娱乐活动

注：* ① 指标前面的符号反映该指标的数据状况（●表示所需数据完全能够获得；▲表示部分数据可以获得；○表示数据状态未知；? 表示缺乏具体指标）；② 美国生态系统状况评价指标体系包括 103 个指标，限于篇幅，在本表中没有列出海岸和海洋生态系统（16 个）、草地和灌木生态系统（14 个）、城市与郊区生态系统（15 个）的指标。③ 引自周杨明等，生态系统评估的国际案例及其经验，地球科学进展，2008 年 23（11）。

为满足进行连续评估的需要，所选取的指标必须符合 3 个数据方面的要求：①数据质量要高，能对生态系统的状态进行科学的、可信的描述；②数据必须覆盖足够大的地理区域，以便能够反映整个国家生态系统的状态；③数据必须来源于已经建成的监测系统，以确保数据获取的持续性。虽然海因茨报告对指标的数据基础提出了具体要求，但是该报告选取的 103 个指标是基于刻画生态系统状态的需求，而不是因为相关的数据恰好能够获得。因此，在这 103 个指标中，只有 56%（58 个）的指标有足够的支撑可以对生态系统进行全国性的描述，30%（31 个）的指标缺乏足够的支撑，14%（14 个）的指标还没有发展出有效的测量方法。由于缺乏足够的支撑来量化所有的指标，因此，目前还无法全面报道美国生态系统的重要特征。海因茨报告认识到了将生态系统与社会经济系统联系起来的重要性，它试图通过量化相关的生态系统服务来反映生态系统对人类福祉的贡献，但是除了食物、纤维、水等物质性产品外，其他非物质性服务的量化是非常困难的。这种困难不仅仅表现在测定方法缺乏，而且在科学认识上也很难达成一致。因此，海因茨报告采取了“三步走”的策略：第一步先表示出生态系统的规模（如森林面积越大提供服务也越多）；第二步报道生态系统的状态与趋势（如土壤侵蚀严重会降低生产力）；第三步对一些生态系统服务进行量化（如粮食、纤维和水）。这种策略是一种不得已的折中，但是读者可以根据指标的变化趋势来衡量美国生态系统所提供的服务是趋于增加还是趋于减少。海因茨报告没有将众多的指标集成为一个或几个综合性指数，公众和决策者无法迅速从中了解到美国生态系统的整体状况，但是海因茨报告单独列出了 10 个国家核心指标来弥补这一缺陷。虽然海因茨报告没有关注导致生态系统变化的原因，不能直接服务于管理决策，但是它建立了一个能科学、客观反映美国生态系统状态的指标体系，这为后续政策制定提供了科学基础。

5.2 美国国家生态指标研究

美国长期生态监测工作起步较早，已经开发并应用了大量的生态指标，但是这些指标不能评价整个美国的生态系统状态和变化趋势，也没有指导全国环境政策的制定。为此，美国国家科学研究委员会（NRC）建立了一个水陆环境监测评估指标委员会（Committee to Evaluate Indicators for Monitoring Aquatic and Terrestrial Environments）研究制定了一套能够为公众和决策者提供全美生态系统状态总体信息的生态指标，并且这些指标尽可能说明在自然或人文压力下生态系统将会如何变化。

美国国家生态指标研究报告（简称 NRC 报告）认为物理环境指标（如全球平均温度、大气 CO₂ 浓度等）已经引起了政策制定者们的注意，因而它主要关注整个美国生态系统，更强调利用能反映生态过程和状态的指标。NRC 报告是在美国长期生态研究和生态系统监测理论和实践的基础上形成的，它注重指标的理论基础和选择标准，倾向于制定一套数量较少但有影响力的指标报道国家生态状况。为了得到一个令人满意的生态指标体系，美国 NRC 水陆环境监测评估指标委员会认为指标的选择必须考虑以下几个因素：① 重要性：指标反映了重要生态过程和生物化学过程的变化；② 科学性：指标必须基于一个普遍接受的

科学原理或概念模型；③ 可靠性；④ 指标能够监测适当时空尺度上的生态系统状态变化；⑤ 指标具有明确的统计学意义；⑥ 数据需求：度量该指标需要什么样的数据和多大的数据量；⑦ 对数据收集和整理的技术需求；⑧数据质量；⑨数据存档：保证当计算方法或模型改进时能够重新计算所有时间序列上的指标；⑩ 稳定性：指标对已知的干扰不敏感； 国际兼容性（通用性）； 兼顾成本效益。NRC 报告确定了生态系统范围和状态、生态资产、生态功能 3 类共 13 个指标（表 2）。由于所包含的指标数量少，也就无需进行指标的集成。这些指标大多都独立于具体的生态系统，容易进行空间综合。从理论上讲，NRC 报告推荐的指标可以很好地反映生态的状态和变化趋势。但是该指标体系并没有经过广泛的外部评估，公众和决策者的参与程度不高，这限制了公众和决策者对该指标体系的认可程度。因此，NRC 最终没有应用所选择的指标体系评价全美国生态系统状况。另外，NRC 报告的指标体系没有将生态系统与社会经济系统联系起来，因而难以在决策上真正发挥作用。

表 2 NRC 报告中的国家生态指标

生态指标分类		推荐指标
生态系统的范围和状态		土地覆被 土地利用
生态资本	生物原材料	总生物多样性 本地物种多样性
生态功能	非生物原材料 生产力 其他	营养流；土壤有机质 碳储量；净初级生产 湖泊营养状态；溪流中氧浓度 养分利用效率和养分平衡 土壤有机质；土地利用

5.3 英国国家生态系统评估

2009 年生态系统评年，英国开展了国家生态系统评价，由英国国家环保局组织，多个政府部门、学术界、非政府组织和私营部门机构参与，超过 500 名的科学家和经济学家参加。英国国家生态系统评估对英国自然环境和生态系统服务的价值和状态进行了一项中立、客观的评价，评价了过去 60 年以来，英国自然环境和为人类提供服务的变化，并且分析了未来导致自然环境和生态服务变化的驱动因素。它评价了生态系统为人类社会、经济和个人提供的有价值的和无价值的各种服务，以及这些服务的变化趋势。

英国生态系统评估框架建立在“千年生态系统评估（MA）”基础上，围绕着人类社会及其福祉与环境之间的联系，探索了生态系统及其服务变化的驱动因素。该评估首先对英国自然环境和生态系统进行独立、客观地评价，包括现状和价值两方面；其次是评价了过去 60 年间自然环境及其服务的变化驱动因子，并且预测其未来的变化趋势；三，通过评价，促进了自然科学与社会科学之间的学科合作，从而加强政策制定，保证更有效地管理自然环境及生态系统服务；四，通过评价，促进了投资者参与环境保护，鼓励不同投资者和团体之间的合作；五，评价结论给社会以警示，使其充分意识到自然环境对人类福祉和经济繁荣的重要作用（图 3）。

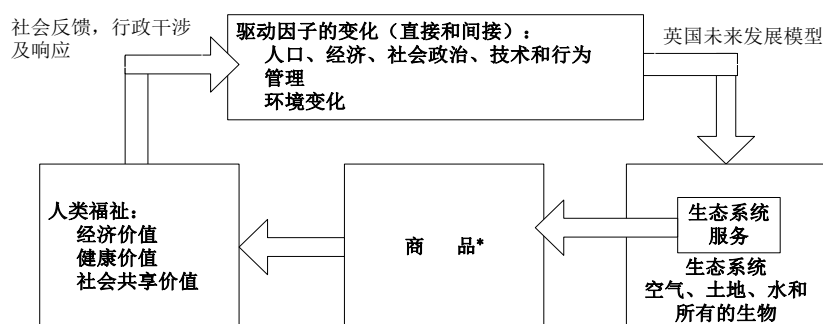


图3 英国国家生态系统评估概念框架

同时，英国评估又根据近期生态理论和评价实践的研究成果及英国具体情况进行了一些调整。首先，其采用的生态系统分类体系是广泛认可的，即能反映生态过程，又可以反映生态管理影响，而且每种类型的生态系统又具有深入的研究基础，具有详细的能够充分反映现状和变化的监测信息；其次，在生态系统服务价值评估方面做了新探索，只评估最终的生态系统服务类型从而避免重复评价，例如只评估那些直接生产商品的服务价值，而不考虑支持服务；三，在评估中，分析了生态系统在人类健康和社会共享服务方面的非货币价值，从而使管理者考虑生态系统经济价值的同时，也认识到其非货币价值；四，与千年生态系统评估不同，英国评估利用一种形态学的方法建立一系列模型，即“生态转移矩阵”，其中“列”表示直接和间接驱动因子，“行”表示每个因子的潜在状态，然后通过矩阵构建不同的情景分析模型，以分析驱动因子可能会出现的相关和因果关系；五，在生物多样性评价上，从自然过程对生物多样性支撑程度的角度将生物多样性划分为景观（Landscapes），海景（seascapes），栖息地（habitats）和野生物种（wild species）四类，它们通过给人类带来娱乐乐趣而形成一种文化服务（图4）。

然而，由于缺少一些基本信息，一些驱动的变化也具有不确定性，使生态系统服务流的动态机制以及对人类福祉产生的影响不十分明确，虽然其中的一些被列入科学研究的新课题，但这些限制将影响我们现在和未来管理生态系统的能力。基于这一点，英国生态评估概念框架分析了框架中的知识限制，并设计了未来生态研究的框架。

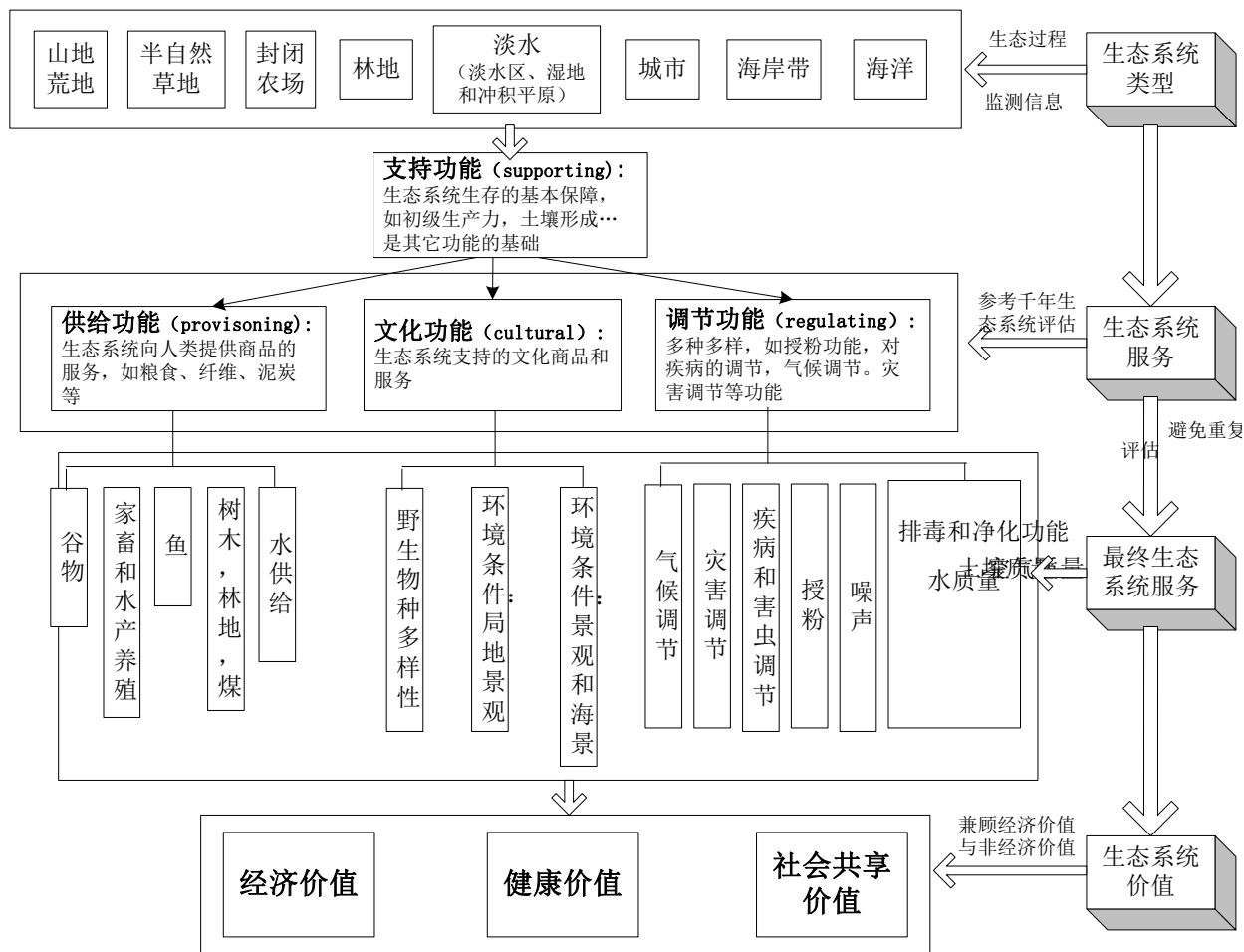


图 4 英国生态系统评估拟定的未来评估概念框架

5.4 中国省域生态文明建设评估

生态文明是人类社会与自然和谐双赢的发展,生态文明建设则是通过对传统工业文明弊端的反思,转变不合时宜的思想观念,调整相应的政策法规,引导人们改变不合理的生产和生活方式,发展绿色科技,在增进社会福祉的同时,实现生态健康、环境良好、资源节约,逐步化解社会与自然的冲突,确保社会可持续发展。生态文明建设涉及的领域广泛,对其进行定量评价具有很大难度。对制度层面和观念层面建设的评价,更加难以量化。

从 2010 年开始,北京林业大学研究建立了中国省域生态文明建设评价指标体系(ECCI)(表 2-4)。为了实现政策引导的目的,ECCI 的设计思路是:首先,明确生态文明建设四个方面的目标,即生态充满活力、环境质量优良、社会事业发达、各方面高度协调;其次,设立具体指标衡量各省域四个目标方面的进展。北京林业大学根据此指标体系对中国各省份生态文明建设进行评价,并出版《中国省域生态文明建设评价报告》,这是我国首份综合性省域生态文明建设评价报告,对 2005 年是:首先年我国省域的生态文明建设水平进行了全面评价,对各省的生态文明建设水平及空间差异进行分析,并对各省生态文明建设进行了预测分析。2011 年,该研究中心对评价体系进行了改进,增加了转型贡献指标(表 2-5)。2013 年,在前几年评价基础上,研究组设立了两套生态文明建设评价指标体系,即整体生态文明指数(ECI)和绿色生态文明指数(GECI)。

北京林业大学的一系列研究报告表明,我国各省生态文明指数的得分差距明显,近几年全国生态文明建设的整体水平呈现上升趋势,特别是社会发展和协调程度普遍进步。而由地

表水体质量、空气质量和土地质量构成的大尺度环境质量指标继续显现总体退步趋势，应当引起警觉。驱动力分析发现，我国经济发展与生态环境之间的冲突仍然比较尖锐。全国整体生态文明建设年度进步指数与社会发展年度进步指数和协调程度年度进步指数呈显著正相关，社会发展水平和协调发展能力的提升，是我国生态文明建设水平提高的主要驱动因素，而生态活力和环境质量年度进步指数与生态文明建设年度进步指数呈不显著负相关。

表 4 生态文明建设评价指标体系（ECCI 2010）*

一级指标	二级指标		三级指标
生态文明 指标（ECI）	生态活力		森林覆盖率 建成区绿化覆盖率 自然保护区的有效保护
	环境质量		地表水体质量 环境空气质量 水土流失率 农药施用强度
	社会发展		人均 GDP 服务业产值占 GDP 比例 城镇化率 人均预期寿命 教育经费占 GDP 比例 农村改水率
	协调 程度	生态、资源、环境协调度	工业固体废物综合利用率 工业污水达标排放率 城市生活垃圾无害化率
		生态、环境、资源与经济 协调度	环境污染治理投资占 GDP 比重 单位 GDP 能耗 单位 GDP 水耗 单位 GDP 二氧化硫排放量

注：* 引自严耕等，中国省域生态文明建设评价报告，社会科学文献出版社，2011 年。

表 5 生态文明建设评价指标体系（ECCI 2011）*

一级指标	二级指标	三级指标
生态文明 指标 （ECI）	生态活力	森林覆盖率 建成区绿化覆盖率 自然保护区的有效保护 湿地面积占国土面积比重

一级指标	二级指标		三级指标
	环境质量		地表水体质量 环境空气质量 水土流失率 农药施用强度
	社会发展		人均 GDP 服务业产值占 GDP 比例 城镇化率 人均预期寿命 教育经费占 GDP 比例 农村改水率
	协调程度	生态、资源、环境协调度	工业固体废物综合利用率 工业污水达标排放率 城市生活垃圾无害化率
		生态、环境、资源与经济协调度	环境污染治理投资占 GDP 比重 单位 GDP 能耗 单位 GDP 水耗 单位 GDP 二氧化硫排放量
	转移贡献		农林牧渔业人均总产值 煤油气能源自给率 用水自给率 人口密度

注：* 引自严耕等，中国省域生态文明建设评价报告，社会科学文献出版社，2011 年。

5.5 联合国千年生态系统评估（MA）

受全球生物多样性评估（Global Biodiversity Assessment）项目 and 政府间气候变化专门委员会（Inter-governmental Panel on Climate Change）影响，为帮助社区、商界、各国政府和国际机构更好地管理地球生态系统，科学家拟定了一个以 5 年或 10 年为周期的国际性生态系统评价计划，以弥补对地球生态系统状态及其服务认识的不足，并认为在千禧年世纪之交启动第一次评价是最佳的时机。

2001 年 6 月，联合国秘书长安南正式宣布启动千年生态系统评估项目。MA 是一项为期 4 年（2001 期秘书长安南）的国际合作项目，其目标是满足决策者对生态系统与人类福祉之间相互联系方面的科学信息需求。MA 秘书处设在马来西亚首都吉隆坡，但是大量的国际性工作都是通过互联网和电子邮件完成。参与 MA 项目的人员众多，有来自 95 个国家的 1 360 名学者参与了 MA 的信息收集、报告编写、审阅等相关工作。MA 特别关注生态系统服务与人类福祉之间的关系，在 MA 的概念框架中（图 5），生态系统服务是评价的核心内容。MA 认为人类与生态系统之间存在一种动态的相互作用：一方面人类的变化状况直接或间接影响着生态系统的变化；另一方面生态系统的变化又引起人类福祉的变化。

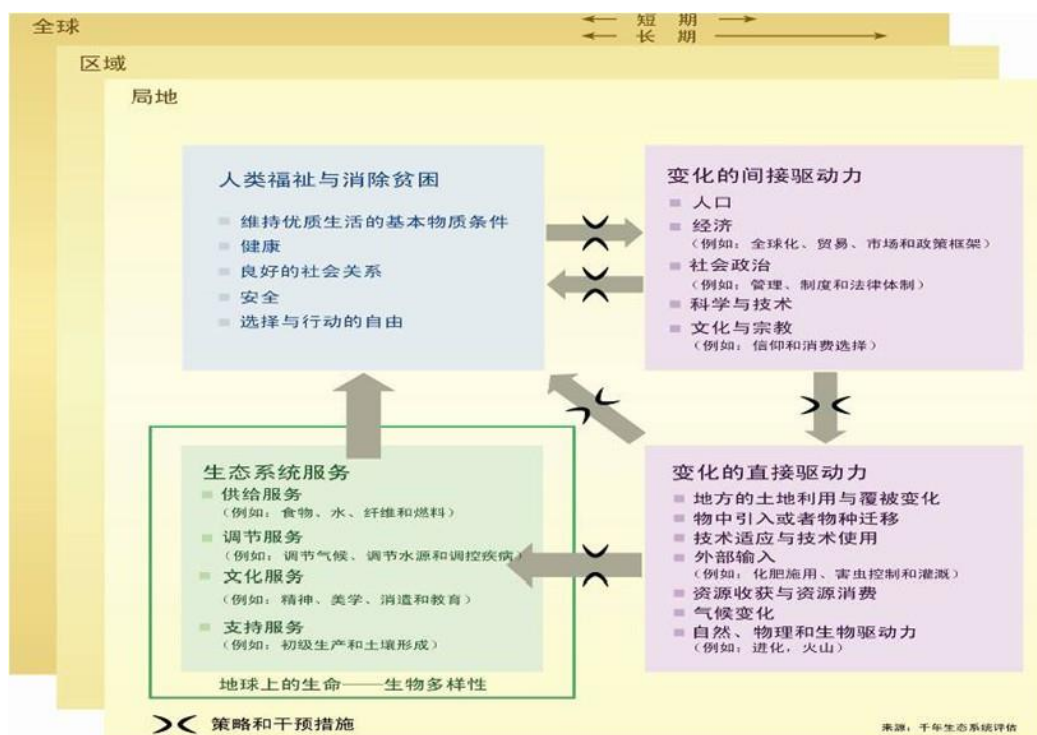


图 5 千年生态系统评估框架

MA 的概念框架立足于三个方面：① 分析生态系统变化的驱动力，尤其关注人类活动的影响；② 确定和评价影响人类福祉的生态系统服务；③ 当增强一种生态系统服务会减少其他生态系统服务时，如何在不同生态系统服务之间进行权衡。根据这一评估框架，MA 选择生态系统供给、调节、支持和文化等四个方面的指标进行分析，致力于回答如下关键问题：过去生态系统服务变化是如何影响人类福祉的？在未来几十年内，生态系统变化将如何影响人类福祉？在局地、国家和全球尺度上需要采取怎样的应对措施以改善生态系统管理、提高人类福祉和消除贫困（表 6）？

表 6 千年生态系统评估建议的生态服务分类指标

服务类别	指标解释	具体指标
供给服务	生态系统提供的产品	食物
		洁净水
		薪柴
		纤维
		生物药品
		基因资源
		气候调节

服务类别	指标解释	具体指标
调节服务	生态系统过程调节所获取的益处	疾病控制
		水文调节
		水质净化
		传粉
支持服务	支持其他生态服务生产的益处	土壤形成
		养分循环
		初级生产
文化服务	生态系统服务的非市场部分	精神宗教
		景观旅游
		美学
		激励
		教育
		归属感
		文化遗产

5.6 其他区域性评估

在国家或全球尺度上，生态安全是指一个地区或国家乃至全球的生态环境不受威胁，从而能为整个经济社会的可持续发展提供保障，防止生态难民的产生和社会动荡。2008 年，环境保护部万本太等研究国家生态安全评价，并建立了国家生态安全综合评价体系，综合考虑了国土安全、水安全、大气安全、生物安全和生态灾害五方面 15 个指标，从国家尺度上对我国省域生态安全进行了评价（表 7）。

根据生态安全指数，我国省域生态安全状况分为三个等级，即生态安全状况达到一级的省区有西藏、海南、广西、福建、广东、云南和江西；生态安全为二级的省区有黑龙江、湖南、上海、青海、浙江、安徽、贵州、河南、湖北、山东、新疆、吉林、重庆、甘肃和四川；生态安全为三级的省区有内蒙古、江苏、北京、辽宁、河北、宁夏、天津、陕西和山西。

表 7 国家生态安全综合评价指标体系*

项目	序号	指标	指标定义	权重	数据来源
国土安全	1	人均耕地面积/m ²		0.04	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
	2	耕地受污染程度/(kg/hm ²)	化肥农药施用负荷	0.06	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
	3	水土流失面积程度/%	水土流失面积占国土面积比例	0.08	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
	4	土地沙化、石漠化程度/%	沙化、石漠化面积占国土面积比例	0.08	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
	5	森林覆盖率/%		0.10	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
水安全	6	人均水资源量/m ³		0.04	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
	7	水质状况/%	地表水达到国家 III 类水质标准的比例	0.08	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
	8	饮用水源地水质状况/%	饮用水源地水质达到国家生态饮用水水质标准的比例	0.08	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
大气安全	9	空气质量状况/%	年度空气质量达到国家二级标准地区所占比例	0.08	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
	10	酸雨危害程度/%	年内出现酸雨地区所占比例	0.06	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
生物安全	11	自然保护区状况/%	自然保护区面积占国土面积比例	0.05	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
	12	生物多样性状况	高等动植物种数	0.09	(各省区环境状况公报)(2005—2006 年)
	13	物种受威胁状况/%	濒危物种占物种总数的比例	0.07	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
生物安全	14	外来物种入侵程度/(%)	入侵物种数占本地物种数的比例	0.04	《全国生态环境状况调查与评估》(2005 年)
生态灾害	15	生态灾害状况/(104 元.km ⁻²)	年度单位国土面积上各种气象灾害(包括洪涝、干旱、台风等)及各种地质灾害(包括地震、泥石流、滑坡等)造成的总的直接经济损失	0.05	《中国环境统计年鉴》(2006 年)

注：* 引自万本太等，国家生态安全综合评价研究，环境科学研究，2008，21（4）。

（2）生物多样性综合评价

2011 年 9 月国家环境保护部颁布了《区域生物多样性评价标准》(HJ623-2011)，规定了生物多样性的评价指标和方法，为掌握并了解全国和各地生物多样性现状、空间分布及变化趋势，明确全国和各地生物多样性保护重点，整体上提高我国生物多样性保护的管理能力，

具有重要作用。以后环保部将每五年发布一次全国省域和县域的生物多样性状况。

《区域生物多样性评价标准》(HJ623-2011) 利用生物多样性指数从野生维管束植被丰富度、野生动物丰富度、生态系统类型多样性、物种特有性、受威胁物种的丰富度、外来物种入侵度等六个方面分析区域的生物多样性。最终将生物多样性状况分为四级, 即高、中、一般和低四类。

(3) 可持续发展评价

联合国可持续发展 21 世纪议程强调了地方政府在促进国家和全球可持续发展中所发挥的重要作用。而如何构建综合生态环境指数为生态环境管理决策, 为公众提供更直观、清晰的信息是科学研究的重点。2008 年, 中科院生态环境研究中心研究分析了中国省级行政区生态环境可持续性评价, 从自然条件、人类胁迫、生态环境效应和社会响应 4 个方面出发, 构建了包含 28 个指标的中国省级行政区生态环境可持续性评价指标体系, 通过专家调查和层次分析法为各级指标赋权重, 采用加权平均法构建自然条件 (NSI)、人类胁迫 (HPI)、生态环境效应 (EEI) 和社会响应 (SRI) 4 个分指数, 通过灰色关联法构建综合生态环境可持续性指数 (CEI), 对我国各省级行政区生态环境可持续性进行评价 (表 8)。

表 8 中国省域生态环境可持续性评价指标体系*

项 目	贡献因素	指标及相对权重
自然条件	气候适宜性	(1) 年降雨量 (mm) (0.2285); (2) 年均气温 (°C) (0.11644)
	水资源供给	(3) 水网密度 (km/km ²) (0.1742)
	植被覆盖	(4) 森林覆盖率% (0.2000); (5) 草地覆盖率% (0.1310); (6) 耕地面积占国土面积的比例% (0.1020)
人类胁迫	人类栖息胁迫	(7) 人口密度 (inhabitants per km ²) (0.0709); (8) 建设用地占国土面积比/% (0.0769)
	资源利用胁迫	(9) 人均能耗 (tec/inhabitant) (0.1029); (10) 人均水耗 (ton/inhabitant) (0.1071)
	污染胁迫	(11) 工业污水排放强度 (ton/km ²) (0.1410); (12) 工业废气排放强度 (ton/km ²) (0.1308); (13) 工业固体废弃物排放强度 (ton /km ²) (0.1130); (14) 农药使用强度 (ton/hm ²) (0.1355); (15) 化肥施用强度 (ton/hm ²) (0.1218)
生态环境效应	环境污染	(16) 主要河流水质劣于 III 类比例/% (0.2049); (17) 大气污染指数 (0.1733); (18) 酸雨频率/% (0.1212)
	生态退化	(19) 濒危陆生脊椎物种比例/% (0.1436); (20) 水土流失指数 (0.1641); (21) 荒漠化土地面积占国土面积比/% (0.1929)

项 目	贡献因素	指标及相对权重
社会响应	污染治理	(22) 环境保护投资占 GDP 比例/% (0.1684) ; (23) 工业废水排放达标率/% (0.1663) ; (24) 城市生活垃圾无害化处置率/% (0.1143) ; (25) 工业过程产生的 SO ₂ 去除率/% (0.1433)
	生态保护	(26) 自然保护区占国土面积比例/% (0.1684) ; (27) 节水灌溉耕地面积比/% (0.1146) ; (28) 人均沼气占有量 (m ³ /inhabitant) (0.1248)

注：* 引自黄宝荣等，中国省级行政区生态环境可持续性评价，生态学报，2008，28（1）。

（4）欧洲的生态系统评估

是由欧盟组成国参与的一项生态系统评估系统。截止目前，葡萄牙基本上已经完成，西班牙、瑞士和英国正在进行。处于探索阶段的是奥地利、比利时、保加利亚、捷克共和国、法国、芬兰、德国、黑山（南斯拉夫西南部地区）、荷兰、挪威、瑞典。对这个评估不赞同的国家有波斯尼亚-黑塞哥维那（南斯拉夫中部地区）、丹麦、爱尔兰、匈牙利、冰岛、立陶宛、卢森堡、波兰、斯洛伐克共和国；没有反映的国家有：阿尔巴尼亚、克洛地亚、塞浦路斯、爱沙尼亚、希腊、意大利、拉脱维亚、马其顿、罗马尼亚、塞尔维亚、斯洛维尼亚、土耳其。

（5）全球生物多样性评估

生物多样性评价是生物多样性保护与管理的基础。2002 年召开的《生物多样性公约》第六次缔约方大会，确定了“到 2010 年大幅度降低生物多样性丧失的速度”这一目标。同年在南非约翰内斯堡召开的可持续发展世界首脑会议上，各国又进一步重申了实现 2010 年目标的决心和义务。《生物多样性公约》缔约方大会和联合国环境规划署要求各国加强生物多样性监测体系的建设，制定生物多样性评价指标，开展生物多样性评估。

从 20 世纪 90 年代起，国际上开始逐步重视生物多样性评价指标的研究。Reid 等(1993)提出了一套由 20 多个指标组成的指标体系，旨在建立地方、国家、区域和全球水平生物多样性现状评价的框架。2004 年召开的《生物多样性公约》第七次缔约方大会初步确定了 8 个生物多样性评价指标，以评价 2010 年目标的实施进展。2004 年欧盟首次确定了由 15 个指标组成的一套指标体系，其中 5 个现状指标、1 个持续利用指标、3 个威胁指标、3 个生态系统完整性指标、1 个遗传资源获取与惠益分享指标、1 个技术转让指标、1 个公众意识指标。2006 年，英国的英格兰提出了一套由 8 个指标组成的指标体系，包括 4 个现状指标、1 个压力指标、3 个响应指标，并利用这套指标评价了 2003 年和 2006 年的生物多样性状况 (Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2006)。这套指标体系的不足是评价时仅就单项指标分别作评价，并没有提出一个综合的评价结论。

（6）UNEP 全球环境展望

响应《21 世纪议程》对环境报道的要求和 1995 年 5 月联合国环境规划署理事会(UNEP Govern in Council)要求，UNEP 启动了全球环境展望项目(Global Environment Outlook (GEO) Project)，其目的是分析环境变化及其原因、影响和政策响应。GEO 试图回答如下 5 个基本问题：①环境发生了何种变化及其原因？②环境变化对环境自身和人类的影响是什么？③已经采取了哪些措施，这些措施的效果如何？④我们的道路正通向何方？⑤为了实现更可持续的未来应当采取什么行动？迄今为止 GEO 共发布了 4 期，第一期 GEO-1 于 1997 年发布，随后于 1999 年发布了 GEO-2000，2002 年发布了 GEO-3，2007 年发布了 GEO-4。GEO 是一个评估全球环境和报导环境状态、趋势和未来展望的多利益相关方参与的咨询过程，同时它也是一

份为决策者提供环境信息的系列报告。GEO 进行的是一种跨部门的、带有磋商与共享性质的不定期的全球环境评价，其内容、目标和进程也都是通过一系列的多利益相关方协商会议确定的。GEO 从 1997 年发布第一期开始，其关注的内容不断丰富，到目前为止其关注的问题已经包含了物理环境、生态系统和人类福祉等多个方面，如大气、水、土地、森林、生物多样性、气候变化等。为了展示全球和区域范围内环境发展的总体趋势，反映人类对地球进行可持续管理的总体轮廓，GEO 结合联合国制定的千年发展目标(Millennium Development Goals)每年选择了十余个指标来反映大气、自然灾害、森林、生物多样性、沿海和海洋地区、淡水、城市地区和全球环境管理等 8 个方面的内容。尽管 GEO 年鉴中所选择的具体指标每年略有不同，但是 GEO 的指标为决策者们在进行国家、区域以及全球层面的决策提供了有力支持，同时也为广大公众提供了简化且集中的信息。同时，GEO 的分析方法和理论框架也不断更新，GEO-3 开始引入情景分析法来预测未来环境状况，GEO-4 重新分析了人类社会与环境的关系，并结合了欧洲环境局(European Environment Agency)提出的驱动力—压力—状态—影响—响应概念模型(Driving force-Pressure-State-Impact-Response Framework)构建出了全新的概念性框架。这个概念性框架充分吸收了当前生态学研究成果，从生态系统服务的角度将环境/生态系统与人类福祉联系起来这样，不仅可以确定导致环境变化的原因，还可以反映环境政策的效果，服务于后续环境政策的制定。鉴于生态系统服务和人类福祉在定量上的困难，目前 GEO 对生态系统服务和人类福祉的评估仍很薄弱。

5.7 国内外生态评价标准

(1) 美国环境保护局的生态风险评估指南

美国国家环境保护局于 1992 年 2 月颁布了《生态风险框架》，主要目的是为 EPA 生态评价提供一种简单易行的构架，它为后来的更有针对性的生态评价技术指南的制定提供了基础。1998 年 3 月发布了《生态风险评估指南》，该《指南》出台的目的是为了增加各种项目和区域之间生态风险评价的质量和一致性。《指南》介绍了生态风险过程，管理过程中的生态风险，生态风险评价在管理决策制定中的作用，影响环境管理决策中生态风险评估的因子，风险评估计划的制定，风险评价问题分析，详细分析了风险评价中指标、数据、模型、限制因素、不确定性、暴露评价、生态效应特征，风险特征等。2003 年 5 月美国环保局又颁布了《累积风险评价框架》，具体规定了累积风险的关键词定义、计划、范围和存在的问题、评价过程、方法，风险的不确定性，及累积生态风险所能提供的决策支撑。

(2) 联合国环境规划署的生态系统服务价值转换方法指导手册 (Guidance Manual on Value Transfer Methods for Ecosystem Service) 和生态系统调节功能评价指导手册 (Guidance Manual for the Valuation of Regulating Services)

这两个《手册》是 2004 年联合国环境规划署颁布。《生态系统服务价值转换方法指导手册》的主要目的是评价生态系统服务价值从而为决策提供支撑，也可以为保护组织、政府官员、私营企业家、非政府组织和统计工作者等更多的人理解生态系统服务的价值并且将其纳入到其决策和计划制定中提供一个平台。生态系统服务没有市场价格，因此一般情况下，决策者在利用自然环境时往往不考虑其生态系统服务，生态系统服务价值评估可以反映自然界价值对我们的影响。该《手册》分析了决策中怎样综合考虑环境经济价值，生态系统服务价值评估方法，不同背景下价值的调整原则，评估中不确定性因素的处理方法，以及政策影响和评估之间的关系。

《生态系统调节功能评价指导手册》主要针对环境经济学领域的从业人员，它主要是提供一种经济价值评估工具，用以评估特定地区、特定生态系统在一定时间范围内发挥的调节功能的经济价值。同时考虑了决策制定者、其他相关人员在理解生态系统调节价值过程中的需求，手册中回答了政策制定者可能会遇到的以下问题：不同调节功能的价值是什么？为什么这些价值有用？在什么样的背景下这些价值会得到应用？在评价这些价值的时候需要站

在哪个角度来考虑？这些价值又怎样能够得到实际应用呢？对这些问题的讨论通过附件中的案例研究汇编来体现。

5.8 生态评价发展趋势分析

从科学认知以及生态环境监测技术和方法的发展上看，生态环境评价包括三个阶段，一是评价各生态类型的面积分布，如森林生态系统的面积、范围和分布等，即对生态系统的结构组成进行评价分析；二是生态环境的变化状态与趋势分析，例如土壤侵蚀会降低土地生产力，即分析生态环境的变化过程特征，并分析可能造成的影响；三是对生态系统服务进行量化评价，如粮食、纤维和水的生产能力，最终落在生态系统功能分析上，评价生态系统功能的变化及对人类社会可能产生的影响，进而分析驱动因子对生态系统功能的影响。当前，受限于科技发展，还不能完全获得生态环境的全息数据，尤其是大区域生态环境信息的缺乏，使得生态环境状况评价成为目前大区域尤其是国家尺度生态环境评价的主流。随着生态系统研究的深化和科学技术的发展，生态系统功能评价终将是国家尺度生态评价的发展方向。

生态环境状况评价是综合反映一个国家或地区生态状况的量化指标，通过当期（当前年份或指定较后年份）与基期（过去年份或指定较前年份）生态状况的数值特征比较，反映相应时期生态治理和生态破坏总量消长的基本变化。美国国家科学研究委员会的《美国国家生态指标研究报告》（又称 NRC 报告）、美国白宫科学与技术政策办公室的《美国生态系统状态报告》（又称海因茨报告，Heinz' Report）和我国环保部颁布的《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192—2006）均属于这类评价。

《美国国家生态指标研究报告》是美国国家科学研究委员会（NRC）结合美国长期生态监测与研究成果，从生态系统范围和状态、生态资产、生态功能三方面 13 个生态指标反映生态的状态和变化趋势，为公众和决策者提供全美生态系统状态的信息。理论上讲，NRC 报告指标可以很好地反映生态的状态和变化趋势。但由于数据难以获得，NRC 报告没有应用所选择的指标直接评估评价全美生态系统状况。

《美国生态系统状态报告》是美国白宫科学与技术政策办公室（WhiteHouse Office of Science and Technology Policy, OSTP）委托海因茨中心编写国家环境状况报告，重点关注生态系统。它从系统规模、理化条件、生物成分和人类利用等 4 个方面 10 个特征指标分析 1950 年以来美国各类生态系统的客观状态，不做好坏评价，也不提出任何政策和建议。同时，海因茨报告认识到将生态系统与社会经济系统联系起来的重要性，它试图通过量化相关的生态系统服务指标来反映生态系统对人类福祉的贡献。但由于生态系统服务功能的指标难以量化，评估评价具有一定的局限性。另外，海因茨报告没有将众多的指标集成为一个或几个综合指数，公众和决策者无法从中迅速地了解到美国生态系统的整体状况。

2006 年，我国环保部颁布《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192—2006），这是我国第一个综合性生态环境评价标准，从生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地退化指数和环境质量指数五个方面评估评价区域生物的丰度，植被覆盖的高低，水的丰富程度，土地退化程度以及环境所承载的污染压力，并以生态环境状况指数（EI）综合衡量区域的生态环境质量。它运用一个综合数值表示区域生态环境状况，整体刻画评估评价区域生态环境状态值，实现了不同时间内生态质量对比分析，为大尺度环境管理活动提供科学支撑。

生态系统功能评价是以生态系统基本功能（供给、处置、保存、抵制）和服务功能（生产、水源涵养、水土保持等）的能力为对象，评价生态系统对人类的福祉情况。生态系统服务功能（Eco-system Service）由自然系统生境、物种、生物状态、性质和生态过程所生产的物质及其所维持的良好生活环境对人类的服务性能，即生态系统和生态过程所形成及维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用。目前，代表性的生态系统服务功能评估评价有联合国进行的全球千年生态系统评估（又称 Millennium Assessment）和英国国家生态系统评估。

千年生态系统评估认为人类与生态系统之间存在一种动态的相互作用：一方面人类社会经济活动的变化状况直接或间接影响着生态系统的变化；另一方面生态系统的变化又影响人类福祉的变化。基于此，千年生态系统评估的概念框架立足于三个方面：①分析生态系统变化的驱动力，尤其关注人类活动的影响；②确定和评价影响人类福祉的生态系统服务；③当增强一种生态系统服务会减少其他生态系统服务时，如何在不同生态系统服务之间进行权衡。千年生态系统评估是首次在全球范围内对生态系统及其对人类福祉的影响进行的多尺度综合评估评价，为决策者提供了可靠的关于地球生态系统变化的信息，为政策干预提供了可能。

英国国家生态系统评估是由英国国家环保局启动的一项评估评价系统，完全借用千年生态系统评估的理念，并在此基础上进行了一些创新，由多个政府部门、学术界、非政府组织和私营部门机构参与，评估英国自然环境为社会经济发展提供的服务。它评估评价了过去 60 年以来，英国自然环境及其为人类提供的服务变化及其驱动，并首次估算了为人类提供服务的价值，形成了英国国家生态系统评价报告。报告揭示了自然环境对英国经济的贡献达到几十亿，提出政府在未来的政策制定中应该充分考虑到保护生态环境。

5.9 值得借鉴的经验

（1）评价目的为生态系统管理服务

生态环境评价的目的非常重要，评价目的不同，评价内容和方法也就不同。生态系统管理中生态评价的首要目的就是为管理服务。生态环境评价是认识生态系统现状和变化趋势的必要手段，它以一种可读可用的方式向决策者和公众提供生态信息，以消除和减少生态系统管理的不确定性。生态评价是进行生态保护建设与管理的一项基础性工作，它用各种相关指标，构建综合生态环境评价模型，为生态环境管理数字化决策和公众提供更直观、清晰的信息，便于生态系统管理数字化决策，是联系生态系统监测与管理决策的关键环节，从而尽量避免或减少管理中的决策失误。而管理者在生态系统管理中要进行科学、合理地决策，解决出现的生态问题，也必须首先要对本区域生态环境状况具有很好的了解。

生态环境评价也必须得到管理者的授权和许可，需要管理者的配合和支持。生态环境评价需要管理者积极参与，清晰的阐述区域中存在的生态问题，制定明确的评价目标。生态环境评价模型中大部分指标的数据只有在管理者支持下才能够获得。生态环境评价是为生态系统管理服务，因此，只有得到管理者认可的生态环境评价，才能够真正在生态系统管理中发挥作用。例如，通过湿地生态评价，管理者认识到湿地生态系统在涵养水源、调蓄洪水、净化水质、调节气候、生物生产、生物多样性保护等方面具有重大价值。而在没有湿地评价之前，人类包括管理者只看到了湿地的直接利用价值（如湿地资源产品），或者只认识到湿地给人们生产生活带来的负面影响，认为湿地只是充满泥浆的沼泽和疾病（疟疾和血吸虫）的藏身之地，这种认识直接或间接导致了世界范围内大量湿地的退化和消失，仅存的天然湿地已占很小比例，如美国不足一半，中国不足 30%，而东欧只有 10% 左右。通过湿地生态环境评价，科学核算湿地生态价值，对保护和利用湿地，对优化湿地资源配置起到了重要作用，可以为各级管理者在湿地规划、开发利用以及湿地资源的合理定价，有效补偿等方面提供科学依据。

（2）评价方法要科学、可行

科学合理的生态环境评价结论对管理决策和政策制定等至关重要，而评价方法和模型是影响评价结果的重要方面。国内外许多生态环境评价模型建立时，均将科学性作为一个重要原则。美国国家生态指标研究在选择评估指标时对科学性是这样定义的，即指标必须基于一个普遍接受的科学原理或概念模型；赵士洞等指出如何对生态系统进行科学的评估已成为当前人类为消除贫困和实现可持续发展所面临的严峻挑战；刘建军在荒漠景观生态中指出，指标体系建立时应该保证全体指标的科学性；万本太等指出在构建评价模型时最关键的是要体现科学性，要在深入研究并对评价主体充分认识的基础上，指标能够真实地反映评价主体的

基本特征、现状和变化规律。同时，评价指标必须具有可查性、可比性和定量性。在建立生态评价模型时，必须保证在不同尺度上收集到的数据具有整合性，这样才能保证大尺度模型可以采用小尺度的局域性数据，而反过来可以用于局域分析。

可行性是生态环境评价模型建立中的另一个重要原则。国内外许多生态环境评价模型的一个重要问题就是指标选择太多，结构复杂，指标体系庞大，不便应用，影响了评价模型的推广。在生态环境评价模型中，可行性包含四个含义：一是评价指标的数据能够通过现有的监测、统计或其它手段采集或获取；二是数据便于更新，生态环境评价需要随着管理需求不断更新，因此，需要有持续的数据支持；三是指标体系简明，指标目的明确，定义准确，同时代表和反映生态环境本质特征；四是指标体系可操作性强，便于推广应用。

（3）评价数据准确可靠，并且可连续获得

数据是生态环境评价的基础，数据质量有保证，才能对生态环境的状态进行科学的、可信的描述，评价结果才科学，才能为生态系统管理决策提供科学支撑。对于国家或者更大区域的评价来说，数据必须覆盖足够大的地理区域，以便能够反映整个国家生态系统的状态。而数据与信息不足，以及技术与方法的缺陷是开展生态系统评估所面临的一个重要挑战。万本太等在构建国家生态安全综合评价模型时，指出评价原始数据应尽量准确可信。由于有关数据的缺乏，千年生态系统评估（MA）中对全球生态系统变化与人类福祉间的许多问题不能得出可信度较高的结论。《美国生态系统的状态》在选择指标时对指标的数据基础提出了具体要求，但是该报告选取的 103 个指标是基于刻画生态系统状态的需求，而不是因为相关的数据恰好能够获得，只有 56%（58 个）的指标有足够的数据库支持，30%（31 个）的指标缺乏足够的数据库，14%（14 个）的指标还没有发展出有效的测量方法。由于缺乏足够的数据库来量化所有的指标，因此，目前还无法全面报道美国生态系统的重要特征。

生态环境是一个非常复杂的开放系统，具有相对的稳定性。生态系统是自然界的一部分，自身具有一定演变规律，同时又受自然和人为因素影响，如果着眼于一年或两年的数据分析，只能对区域间的状况进行比较分析，在缺乏基准值的情况下，很难区分生态系统本身的演变与受人为或自然因素影响的变化。这样，评价为管理提供科学支撑的力度就会大打折扣。因此，生态环境评价是一个长期的过程，需要对生态系统进行长期的监测，以评估其变化特征。而且评价数据必须来源于已经建成的监测系统，这样有标准的监测方法和严格的数据质控体系，以保证数据真实、可靠、可连续获得。

（4）评价结果必须尽量真实反映生态状况生态系统管理决策需要了解生态环境的状况，包括生态环境当前所处的状态，面临的生态问题，及变化趋势，以及诸如某生态因子变化后，不同生态系统反应有何不同？如何影响其产品及服务功能？生物多样性的变化如何影响不同生态系统产品和服务的供应及恢复能力？不同生态系统变化的极限及其敏感性如何？尽管现在数据与信息不足，技术和方法是开展大区域生态环境评价的一个重要挑战，但满足生态系统管理决策需要是生态环境评价的主要目标，使管理者及时掌握生态环境状况及变化趋势，了解生态环境保护政策、经济开发活动等对生态环境的影响，了解引起生态环境变化的主要因素。同时，生态环境评价的另一个目标是向群众及时公布生态环境状况，使群众及时了解生态状况，激发群众参与生态环境保护的意识。综上，生态环境的评价结果尽量真实地反映生态状况，承载的内容一定要丰富，信息量一定要大，可读性强。

6. 现有规范实施情况分析

6.1 现有规范编制过程回顾

上世纪末，中国环境监测总站着手探索研究生态环境监测技术路线和生态环境的评价方法。主要事件结点：

（1）“十五”初期，中国环境监测总站确立了“以遥感监测为主，地面监测为辅”的生态

环境监测技术路线。

(2) 2000-2002 年, 前环保总局联合中科院、测绘院, 开展了我国第一次生态遥感调查, 对全国土地覆被、生态要素的结构变化进行调查和分析。中国环境监测总站积极参与, 发挥了重要的技术支撑作用。为全国生态环境评价方法的研究积累了必要的数据支撑。

(3) 在研究国内外生态环境质量评价方法的基础上, 中国环境监测总站提出我国生态环境评价技术框架, 并组织召开大量的专家进行深入论证, 2003 年初步提出“生态环境质量评价指标体系”, 以省为单元, 评价全国生态环境质量状况。

(4) 2003 年 10 月国家环保总局科顾委组织专家进行审议, 提出审议意见, 中国环境监测总站进行相关修改。并在全国范围内进行省、市县评价验证分析。

(5) 2004 年总站将该评价指标体系作为技术规定, 印发各省(自治区、直辖市)环境监测中心(站), 组织全国省级监测站利用此方法对本区域生态环境质量进行评价。根据研究成果, 完成出版了《中国生态环境质量评价研究》(中国环境监测总站, 2004,1)

(6) 2005 年 3 月完成征求意见稿, 并以书面意见、网络等形式广泛征求科研机构、应用单位及各部门意见; 同时组织全国 31 个省(自治区、直辖市)环境监测中心(站)利用 2005 年遥感影像、环境数据及相关统计数据对我国生态环境质量进行系统评价。

(7) 2005 年 4 月完成送审意见稿, 同年 6 月, 国家环保总局科技标准司组织专家评审会议, 对生态环境质量评价标准和评价方法进行了讨论, 会议认为编制生态环境标准具有十分重要的意义, 并通过, 建议尽快形成报批稿。

(8) 2005 年 9 月 1 日, 第十六次局务会审议通过该规范。会议认为, 制订生态环境状况评价技术规范是一项十分重要而紧迫的工作, 有助于综合评价我国生态环境状况, 及时发现生态问题, 加强生态保护与管理。

(9) 2006 年 3 月 9 日国家环保总局发布了《生态环境状况评价技术规范(试行)》(HJ/T 192-2006), 并于 2006 年 5 月 1 日正式实施。

6.2 规范内容和技术要点

《规范》(HJ/T192-2006) 采用一个综合指数反映区域生态环境整体状态值, 即利用生态环境状况指数反映被评价区域生态环境质量状况, 数值范围 0~100。该指数从生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地退化指数和环境质量指数五个分指数, 分别反映被评价区域内生物的丰贫, 植被覆盖的高低, 水的丰富程度, 土地退化程度以及所承载的环境污染压力。

(1) 生物丰度指数

生物多样性是生态系统最显著的特征之一, 是地球上生命经过几十亿年发展、进化的结果。正如 Lovelock 所指出的那样, 今日地球的稳定状态得益于生物与环境长期相互作用的结果。生物多样性是人类社会赖以生存和发展的基础, 生物丰度决定着生态系统的面貌, 是反映生态环境质量最本质的特征之一。基于当时生态监测水平和能力, 标准中生物丰度指数通过单位面积上不同生态系统类型在生物物种数量上的差异, 间接地反映被评价区域内生物丰度的丰贫程度。

生物丰度指数= $A_{bio} \times (0.35 \times \text{林地} + 0.21 \times \text{草地} + 0.28 \times \text{水域湿地} + 0.11 \times \text{耕地} + 0.04 \times \text{建设用地} + 0.01 \times \text{未利用地}) / \text{区域面积}$ 。

式中: A_{bio} 表示生物丰度指数的归一化系数。

表 9 生物丰富度指数分权重

	林地	草地	水域湿地	耕地	建筑用地	未利用地
权重	0.35	0.21	0.28	0.11	0.04	0.01

结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	河流	湖泊（库）	滩涂湿地	水田	旱地	城镇建设用地	农村居民点	其他建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾
分权重	06	025	015	06	03	01	01	03	06	06	04	03	04	03	02	03	03	02

（2）植被覆盖指数

植被覆盖指数指被评价区域内林地、草地、农田、建设用地和未利用地五种类型的面积占被评价区域面积的比重，用于反映被评价区域植被覆盖的程度。在地表生态环境的众多组成因子中，土地利用与土地覆被状况是最直观的。因此，通过专家打分法将不同土地利用/覆被类型赋以不同的权重，得出地表覆被状态值，作为生态环境状态的重要表征之一。

植被覆盖指数= $A_{veg} \times (0.38 \times \text{林地面积} + 0.34 \times \text{草地面积} + 0.19 \times \text{耕地面积} + 0.07 \times \text{建设用地} + 0.02 \times \text{未利用地}) / \text{区域面积}$ 。

式中： A_{veg} 表示植被覆盖指数的归一化系数，表 10 为不同结构类型土地的植被覆盖指数分权重。

（3）水网密度指数

水网密度指数指被评价区域内河流总长度、水域面积和水资源量占被评价区域面积的比重，用于反映被评价区域水的丰富程度。水在生态系统中具有重要作用，是生态系统物质流与能量流的重要载体，也是人类社会生活不可缺少的物质，尤其在西部干旱、半干旱生态系统中，水是生态系统的决定因素。

水网密度指数= $(A_{riv} \times \text{河流长度} + A_{lak} \times \text{湖库(近海)面积} + A_{res} \times \text{水资源量}) / \text{区域面积}$ 。

式中： A_{riv} 为河流长度的归一化系数， A_{lak} 表示湖库面积的归一化系数， A_{res} 代表水资源量的归一化系数。

表 10 植被覆盖指数分权重

	林地			草地			农田		建设用地			未利用地				
权重	0.38			0.34			0.19		0.07			0.02				
结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	水田	旱田	城镇建设用地	农村居民点	其它建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾	其它未利用地
分权重	0.60	0.25	0.15	0.60	0.30	0.10	0.70	0.30	0.30	0.40	0.30	0.20	0.30	0.20	0.20	0.10

(4) 土地退化指数

土地退化指数指被评价区域内风蚀、水蚀、重力侵蚀、冻融侵蚀和工程侵蚀的面积占被评价区域面积的比重，用于反映被评价区域内土地退化程度。人类不合理利用土地资源，对生态系统产生的压力超过了生态系统的承载能力，生态系统功能不断衰退，土地退化是生态系统退化的重要表征之一。

土地退化指数 = $A_{\text{ero}} \times 0.05 \times \text{轻度侵蚀面积} + 0.25 \times \text{中度侵蚀面积} + 0.7 \times \text{重度侵蚀面积}$ / 区域面积。

式中： A_{ero} 为土地退化指数的归一化系数。

(5) 环境质量指数

环境质量指数指被评价区域内接纳污染物负荷，用于反映评价区域所承受的环境污染压力。随着工业化和城市化的进程，大量的工业“三废”和生活源、农业面源，造成了土地资源和水资源的污染，而且问题日趋严重。生态系统对这种胁迫已从不同的侧面对人类进行了报复。

环境质量指数 = $0.4 \times (100 - A_{\text{SO}_2} \times \text{SO}_2 \text{ 排放量/区域面积}) + 0.4 \times (100 - A_{\text{COD}} \times \text{COD 排放量/区域年均降雨量}) + 0.2 \times (100 - A_{\text{sol}} \times \text{固体废物排放量/区域面积})$ 。

式中： A_{SO_2} 为 SO_2 的归一化系数， A_{COD} 为 COD 的归一化系数， A_{sol} 为固体废物的归一化系数。

(6) 生态环境质量指数

生态环境质量指数反映被评价区域生态环境质量状况，数值范围 0~100。生态环境质量是指生态环境的优劣程度，它以生态学理论为基础，反映了特定时间和空间范围内，生态环境对人类生存及社会经济持续发展的适宜程度。

生态环境状况指数 $EI = 0.25 \times \text{生物丰度指数} + 0.2 \times \text{植被覆盖指数} + 0.2 \times \text{水网密度指数} + 0.2 \times \text{土地退化指数} + 0.15 \times \text{环境质量指数}$ 。

根据生态环境状况指数，将生态环境质量分为五级，即优、良、一般、较差和差，具体状态描述见表 11。

表 11 生态环境状况分级

级别	优	良	一般	较差	差
指数	$75 \leq EI$	$55 \leq EI < 75$	$35 \leq EI < 55$	$20 \leq EI < 35$	$EI < 20$
状态	植被覆盖度高,生物多样性丰富,生态系统稳定,最适合人类生存。	植被覆盖度较高,生物多样性较丰富,基本适合人类生存。	植被覆盖度中等,生物多样性一般水平,较适合人类生存,但有不适合人类生存的制约性因子出现。	植被覆盖较差,严重干旱少雨,物种较少,存在着明显限制人类生存的因素。	条件较恶劣,人类生存环境恶劣。

(7) 生态环境状况变化度分级

生态环境状况变化幅度分为 4 级,即无明显变化、略有变化(好或差)、明显变化(好或差)、显著变化(好或差),见表 12。

表 12 生态环境状况变化度分级

级别	无明显变化	略有变化	明显变化	显著变化
变化值	$ \Delta EI \leq 1$	$2 < \Delta EI \leq 5$	$5 < \Delta EI \leq 10$	$ \Delta EI > 10$
描述	生态环境质量无明显变化。	如果 $2 < \Delta EI \leq 5$,则生态环境质量略微变好;如果 $ \Delta EI > 5$,则生态环境质量略微变差。	如果 $5 < \Delta EI \leq 10$,则生态环境质量明显变好;如果 $ \Delta EI > 10$,则生态环境质量明显变差。	如果 $ \Delta EI > 10$,则生态环境质量显著变好;如果 $ \Delta EI > 10$,则生态环境质量显著变差。

6.3 现有规范实施情况及主要应用领域

(1) 现有规范发挥的主要效用

①规范的出台适应了现实环境管理需求

《规范》(HJ/T192-2006)能够直观反映区域生态环境状况信息,并且技术人员快速便捷的使用,从而促进了传统环境管理手段的转变,为地方环境管理部门高度重视。从整个调研评估结果来看,大多数环境管理者、技术实施者以及科研工作者都认为,该技术规范是在生态环境问题日益受到重视的背景下进行生态系统管理的必要工作,是我国环境管理工作中的重要任务,对于提高我国生态环境状况的信息获取、提升我国生态环境监测管理工作效率具有非常必要的意义。

②规范得以广泛应用,初步取得生态保护成效

《生态环境状况评价技术规范(试行)》(HJ/T192-2006)将众多的指标集成为一个综合性指数,整体刻画评估区域的生态环境状态值,实现了不同区域之间以及同一区域不同时间内的比较,为大尺度环境管理活动提供了较好的可操作工具,有助于公众和决策者迅速从中了解我国生态系统的整体状况。目前已经在我国大部分地区得到实际应用,应用领域主要集中在生态县创建和每年环境质量考评中,部分地区作为生态补偿依据。调研结果表明,全国各省域尺度(省、直辖市、自治区)每年均定期利用该规范开展生态环境评估活动,其结果已成为地方环境管理部门获取生态环境信息的主要手段,而且 65%以上地区的评估结果直接服务于地方环境管理活动。

③科学简捷的技术方法促进了监管手段转变

该规范所涉及的大部分监测指标(比如生物丰富度、植被覆盖度、水网密度、土地退化程度等)都可从其他资料(土地利用现状图、水系图、土壤侵蚀图)中“反演”出来,只有二氧化硫、化学需氧量及固体废弃物等监测指标来源于环保部门的日常实测工作。因此,评价

指标较好的可获取性为整个方法的实施奠定了基础。此外，该规范以生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地退化指数、环境质量指数作为评价指标，并配以不同的权重，充分吸收利用了专家知识。而采用统一的方法标准开展评估活动，有助于不同地区及同一地区不同时间的动态比较，为环保部门统一监管提供了有效工具。该规范可对县级以上行政区域的生态环境状况进行定量评价，反映了我国生态环境保护从单纯的定性分析到定性定量分析的转变。在严峻的生态环境形势下，有助于充分发挥环保部门统一监督管理职能，综合评价我国生态环境现状及动态变化趋势。

（2）现有规范的主要应用领域

①在环境管理部门的应用

2007 年，环保部印发的《生态县、生态市、生态省建设指标（修订稿）》（环发[2007]195 号），将生态环境质量评价指标在全省名列前茅作为生态县、生态市的建设条件，将生态环境质量评价指标位居国内前列或不断提高作为生态省的建设条件。

《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T192-2006）的评估报告显示：

1) 大部分管理部门对规范的了解

全国各地地方环境管理部门对《规范（试行）》HJ/T192-2006 已有相对全面的了解，其中 52% 的受访单位表示已经使用该规范，14% 的受访单位对该规范非常了解，不过仍有 29% 的受访对象还处于初步了解阶段，5% 受访单位只是听说而已。说明未来阶段仍需要加大该规范的宣传普及工作，提高地方环境管理部门对 HJ/T192-2006 的认知程度。

2) 评估结论在环境管理中得到较深入充分的应用

在调查的 23 个地方环境管理活动中，29% 将评估结果应用于生态市县的创建活动中，19% 的地方在环境影响评价中引用 HJ/T192-2006 评估的结果，分别有 14% 的地方单位将其用于开展重点功能区生态质量评价和区域生态环境质量评价的活动中，还有 24% 的地方单位未实际应用该规范的评价结果。

比如四川省高度重视生态环境状况评估技术规范的应用与落实情况，目前已应用于各地区生态市县创建中，并将评价结果作为生态市县创建的基本条件之一，要求连续三年生态环境质量指数不下降；此外，在生态规划活动中，也将生态环境质量评价结果作为重要参考依据。尽管近年来四川省已大量开展生态环境建设活动，但是由于生态建设的成效存在滞后效应，很难在短时间内通过生态环境质量指数表现出来，所以目前还未将其纳入地方政府一把手工作考核中；而重庆市自 2008 年以来，进行了适当调整后在县域尺度进行应用，每年公布不同区县质量排名，并纳入党政一把手工作考核，在政府质量简报中公布。

②在环境监测技术部门的应用

《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T192-2006）颁布后，全国生态环境监测与评价工作进入了例行阶段。此后，中国环境监测总站每年组织全国 31 个省（自治区、直辖市）环境监测中心（站）利用 Landsat5 TM、环境卫星、中巴资源卫星等多源遥感数据，对我国陆域生态环境状况进行评价，并发布全国生态环境质量报告。目前，全国 31 个省（自治区、直辖市）环境监测中心（站）每年利用遥感卫星影像对本区域生态环境类型进行监测，并依据该规范对省域生态环境状况及变化趋势进行评价，发布本省县、市生态环境质量状况。同时，为生态县（含县级市）生态省的建设提供支持。

在接受调查的 23 个地方环境管理单位中，12 个地方单位（52%）通过定期开展生态环境评估了解辖区生态环境状况，7 个地方单位（30%）通过下属单位上报统计数据掌握辖区生态环境信息，4 个地方单位（18%）不定期开展生态环境评估了解辖区生态状态。来四川省、重庆市、宁波市等环境管理部门一直坚持使用该规范开展生态环境评价活动。该规范的出台，极大解决了原来生态环境信息主要依赖数据上报的方式，现在已成为相关环境管理部门了解环境信息的重要手段。说明我国地方环境管理单位基本实行了利用规范 HJ/T192-2006

开展生态评估的活动,但是仍有部分地区正在逐步采用或未采用规范定期开展生态评估纳入实际管理活动中。

③在科学研究领域的应用

除了环境管理和监测部门,高校和科研院所也是该规范标准的使用者和参与者,不过他们的应用实践和观点看法主要体现在科技文献中。因此这部分人的意见可以采用文献分析法,通过搜集 CNKI 数据库中 2005 年以来有关该规范的文献,整理归纳其对该规范标准的认识及其看法。

自 2006 年环境保护部发布《生态环境状况评价技术规范(试行)》(HJ/T192-2006)为国家环境保护行业标准以来,除了各级环境管理与技术部门外,高校科研院所等研究人员也应用该规范进行了评估活动,尤其是讨论了规范的优势和存在的问题,从而为开展实施情况评估与标准修订调整积累了经验与基础。因此,编制组利用中国知网 CNKI 数据库,查询搜集了 2006-2012 年以来 48 篇涉及应用《生态环境状况评价技术规范(试行)》开展生态环境质量评估活动的文献(表 13),对总体应用情况和存在问题进行了归纳总结。

表 13 我国区域生态环境状况评价案例

应用区域	评价结果 (年份)	主要应用结论
青海省	28 (2006)	《规范》以县级行政区为参评单元,掩盖了内部区域差异,精度不高。
四川省	良好 (2005)	具有数据获取相对容易、信息丰富、分析快速的优点,可实现全空间区域的定量表达
安徽省	66.73 (2010)	较好反映安徽省生态环境现状及其时空动态差异
安徽省	良好 (2004)	较好反映安徽省生态环境现状及其时空动态差异
辽宁鞍山	58.21 (2005)	能较好反映鞍山市生态环境状况
辽宁大连	55.47 (2005)	能较好反映大连市生态环境状况
辽宁营口	91.17 (2008)	能较好反映营口市生态环境状况
浙江淳安	98.67 (2003)	基本客观、公正反映出该地区生态质量状况,受人为因素干扰较少
黑龙江丹东	55.27 (2006); 53.60 (2007)	基本反映丹东市生态环境状况及其变化
黑龙江省	95-99 (2004)	基本反映黑龙江省生态环境状况及其空间差异
甘肃甘南州	51.4 (2008)	基本反映甘南州生态环境状况
甘肃甘南州	65-85 (2003)	有较好的可操作性,可作为生态环境保护和管理决策的科学根据
甘肃庆阳	59.58 (2007)	基本反映庆阳市生态环境状况及其空间差异
甘肃省	良好 (2004)	基本反映甘肃省生态环境状况及其空间差异
湖北省	69.49-70.87 (2005-2009)	能够反映湖北省生态环境状况的时间动态变化
江西省	88.29 (2007)	能够反映江西省生态环境状况的空间差异
山东省	较好 (2007)	评价准确反映山东省生态环境状况分布,为较大区域的生态环境评价、预警、保护及管理提供了有效手段
河北南部	37.69 (2008)	能够反映评价区域生态环境状况的空间差异
陕西南部	84.37 (2005)	基本反映评价区域生态环境状况的空间差异

应用区域	评价结果 (年份)	主要应用结论
陕西关中	57-83 (2007)	基本反映评价区域生态环境状况的空间差异
青海江河源区	19.52-37.93 (1999)	一定程度上符合预期, 指标体系及评价方法具有一定的科学性
江苏南通	55.1 (2003)	能够反映评价区域生态环境状况的空间差异
三江平原	良好 (2007)	基本反映评价区域生态环境状况的空间差异

6.4 存在问题

《生态环境状况评价技术规范(试行)》(HJ/T192-2006)颁布以来, 中国环境监测总站对利用该《规范(试行)》对全国生态环境质量状况进行评价, 每年编写《全国生态环境质量报告》, 其中全国、省域、县域生态环境质量状况纳入到《中国环境质量报告》公开发布。在利用过程中, 发现该《规范(试行)》存在以下问题:

(1)《规范(试行)》以县域为评价单元, 利用生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地退化指数和环境质量指数综合反映区域的生态状况, 不能反映某些特殊区域的生态环境特征, 如城市生态环境, 也不能反映重要生态功能区的生态环境特征, 对生态系统功能反映不足。)《规范(试行)》的评价结果对生态系统功能反映不足, 只反映重要生态功能区的生态环境特征, 尤其是特定功能区的特殊功能, 如水源涵养功能区的水源涵养功能、防风固沙区的防风固沙功能等。

(2)归一化系数数值不确定。《规范(试行)》制定时, 在全国范围只有 2000 年的数据可供验证, 没有设定统一的归一化系数。为了便于年际间的比较, 2005-2006 年采用 2000 年的归一化系数, 省域评价和县域评价利用同一套归一化系数; 2008 年, 根据 2000、2005、2006 年的评价情况, 试行了一套归一化系数, 确立了省域和县域的系数。现在全国生态监测与评价工作已经进行了五年, 具备了 2000、2005-2009 六年的数据。因此, 有必要根据近年来的评价结果, 确定统一的归一化系数。

(3)生物丰度指数和植被覆盖指数原数据均以遥感数据为主, 给人以重复评价的印象。《规范(试行)》制定时, 由于数据有限, 生物丰度指数与植被覆盖指数均是利用土地利用/覆盖数据计算获得。现在有必要根据现有工作基础对两个指标进行相应的调整。

(4)现有环境质量指数中仅评价研究区域 COD、SO₂ 和固体废物的排放量, 只是研究区域污染物的排放状况, 并不能全面反映环境质量状况。

(5)部分指标权重不合理, 即水网密度指数和环境质量指数权重偏大, 导致水资源量变化和污染物排放量对生态环境变化起主导作用, 掩盖了对生态环境具有重要意见的生态类型变化分析。

(6)个别指数的数据更新难度较大, 如土地退化指数以水土流失为主, 来源于水利部门, 数据更新困难。

(7)植被覆盖指数中未评价湿地的植被覆盖, 而非水域水面湿地具有非常高的植被覆盖度。

这些局限性影响着生态环境状况评价报告为管理服务的有效性, 不能完全满足环境管理的需求。因此, 现在有必要根据应用情况, 针对现有《规范》(试行)存在的实际问题, 结合环境保护新形势和环境管理新需求, 对其评价指标进行优化, 以便在环境保护管理决策中发挥更大作用。

7. 标准主要技术内容

7.1 适用范围

本技术规范规定了县域及其以上区域生态环境状况评价指标体系和计算方法, 专题生态

区生态环境质量评价的指标体系和计算方法作为生态功能区、城市/城市群、自然保护区和农产品主产区生态环境状况的推荐评价方法。

本规范适用范围：生态环境状况评价方法适用于我国县级以上区域的生态环境状况及变化趋势评价，专题生态区生态环境状况评价方法作为生态功能区、城市/城市群、自然保护区和农产品主产区生态环境状况评价的推荐方法。生态功能区生态功能评价方法适用于我国各类型生态功能区的生态功能状况及变化趋势评价；城市生态环境质量评价方法适用于我国地级以上城市辖区（不包括所辖县）及城市群生态环境质量状况及变化趋势评价，自然保护区保护状况评价方法适用于我国自然保护区生态环境保护状况及变化趋势评价，农产品主产区生态环境质量评价方法适用于我国农产品主产区生态环境质量状况及变化趋势评价。

7.2 标准结构框架

表 14 《生态环境状况评价技术规范》标准架构

标准内容	详细内容
1 适用范围	概述了本标准的编制内容和适用范围
2 规范性引用文件	介绍了本标准中引用的相关标准文件
3 术语和定义	规定了规范中的 88 个术语。
4 生态环境状况评价	规定了以县为单元的生态环境状况评价评价指标体系和计算方法。
5 专题生态区生态环境状况评价指标及计算方法	生态功能区、城市/城市群、自然保护区和农产品主产区生态环境状况的评价指标和计算方法。

7.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

（1）生态环境状况指数 Ecological Index

反映被评价区域生态环境质量状况，即 Ecological Index，EI，数值范围 0~100。

（2）生物丰度指数 Biological Richness Index

反映评价区域内生物丰度的丰贫程度，利用生物栖息地质量表示。

（3）植被覆盖指数 Vegetation Fraction Coverage Index

指被评价单元植被覆盖的程度，利用评价单元上单位面积归一化植被指数（NDVI）表示。

（4）水网密度指数 Water Network Denseness Index

指被评价区域内河流总长度、水域面积和水资源量占被评价区域面积的比重，用于反映被评价区域水的丰富程度。

（5）土地胁迫指数 Land Stress Index

指被评价区域内土地质量遭受胁迫的程度，利用区域内水土流失、土地沙化、土地利用开发等用地类型占被评价区域面积的比重表示。

（6）污染负荷指数 Pollution Load Index

指被评价区域内受纳污染物负荷，用于反映评价区域所承受的环境污染压力。

(7) 生态功能区生态功能状况指数 Ecological Function Area Ecological Index

指防风固沙、沙土保持、水源涵养、生物多样性维护等以提供生态产品为主体功能的地区的生态环境和生态功能状况，即 Function Area Ecological Index, FEI, 数值范围 0~100。

(8) 城市生态环境质量状况指数 City Ecological Index

指被评价城市或城市群生态环境质量状况，即 Urban Ecological Index, UEI, 数值范围 0~100。

(9) 环境质量指数 Environmental Quality Index

指生态环境质量现状及其变化，其中城市环境质量主要从大气环境质量、水环境质量及声环境质量等方面表示；农产品主产区环境质量主要从水环境质量、大气环境质量和土壤环境质量等方面表示。

(10) 资源利用指数 Resource Utilization Index

指城市资源利用效率，主要从综合资源消耗（能耗、水耗）、工业用水重复利用率、固体废物处置利用率等方面反映城市的资源综合利用情况。

(11) 污染控制指数 Pollution Control Index

指评估城市污染控制的成效，主要从万元 GDP 主要污染物排放、城镇污水集中处理率等方面综合体现城市污染控制水平。

(12) 生态建设指数 Ecological Construction Index

反映了城市生态建设和环境管理水平，主要从生态服务用地比例、人均公共绿地面积、环保投资占 GDP 比例等方面表示。

(13) 自然保护区生态环境保护状况指数 Natural Reserve Ecological Index

指自然保护区生态环境保护状况，即 Nature Reserve Ecological Index, NEI, 数值范围 0~100。

(14) 面积适宜指数 Area Suitability Index

指自然保护区核心区、缓冲区、实验区面积的组成情况，利用核心区面积比表示。

(15) 生境质量指数 Habitat Quality Index

指自然保护区生境类型与主要保护对象的生境质量，利用主要保护对象及其栖息地质量表示。

(16) 开发干扰指数 Development Disturbance Index

指人类生产生活对自然保护区造成干扰的程度，利用开发活动形成的用地类型表示。

(17) 农产品主产区生态环境状况指数 Agro-Ecological Index in Agricultural region

指以提供农产品为主体功能的地区的生态环境质量状况，即 Agro-Ecological Index in Agricultural region, 数值范围 0~100。

(18) 农业保障指数 Agricultural Assurance Index

指被评价区域农产品生产能力的保障条件，利用耕地和园地占区域面积的比例表示。

(19) 生态供给指数 Ecological Supply Index

指被评价区域提供生态产品的能力，在农产品主产区中利用单位面积粮食作物产量和农业产值密度表示。

(20) 生态胁迫指数 Ecological Stress Index

指被评价区域受人类活动干扰的胁迫程度，利用农业面源污染物排放强度、化肥使用强度、人口密度和建设用地密度表示。

(21) 归一化系数 Normalization Coefficient

归一化系数=100/A 最大值。

式中：A 最大值——某指数归一化处理前的最大值。

7.4 生态环境状况评价体系

(1) 生态环境状况指数整体构成

生态环境指人类直接的生存和发展环境，也是一个多维的直接和间接、有形和无形相辅相成的生态空间，包括生物因子（如植物、动物等）和非生物因子（如光、水分、大气、土壤等），从人类生存与发展的角度可以分为水资源、土地资源、生物资源、气候资源等。绿色植被是生态环境的基础，也为人类社会经济发展提供了基本的物质基础。生物多样性一方面给人类提供基本的环境，另一方面又提供丰富的资源，直接影响生态系统的稳定性和持续性。因此，植被覆盖和生物丰度是生态评价的两个重要方面，植被覆盖指数反映区域的生态生产能力，生物丰度反映区域生态功能的支撑能力。水是包括人类在内所有生命生存的重要资源，也是生物体最重要的组成部分，水热条件是决定生态环境特征的重要因素，因此，水环境是生态环境状态的另一个重要方面，是我国区域生态质量的主要制约因子。由于人类社会的发展，通过改变自然环境，向自然环境中过量排放某些物质，导致水环境、气环境等恶化，土地退化等生态问题，在《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）中利用土地退化指数和环境质量指数衡量由于人类社会发展导致的生态系统的退化过程，是区域生态系统受到的外界胁迫的整体反映。基本此，本次生态环境状况评价指标优化中仍沿用《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）中的指数体系。

尺度性和等级性是生态环境的一个重要特征，生态环境由若干个有秩序的系统组成，每一等级的生态环境都具有特定的空间范围和时间尺度，并由更小一级的生态环境组成，同时它又是更高级生态环境的组成部分，每个尺度的生态环境呈现不同的特征。这种等级性和尺度性决定了对其进行评价时必须从不同的尺度进行考虑，构建生态环境评价方法时也必须考虑到评价对象的尺度特征，在指标设定上，选择最能反映和代表不同尺度生态环境特征的指标。基于此，我国生态环境评价指标体系构建时，结合生态环境管理需求，建立国家/省域/县域生态环境评价体系，用于评估我国县、地市、县的生态环境状况及变化趋势，建立专题生态区生态环境评价体系，如城市生态环境评价体系、生态功能区生态环境评价、自然保护区保护状况评价、农产品主产区生态环境质量评价，从城市、生态功能、自然保护区、农产品主产区等专题层次深入分析我国生态环境的质量状况和变化趋势。

(2) 生态环境状况指数评价

生态环境状况与区域的水热配比有很大关系，我国东部和南部地区的水热配比更有益于植被生长，因此生物多样性更丰富，生态系统更稳定，更适合于人类的生存和发展，而西部和北方地区的水分或热量相对缺少，植被覆盖较差，要么寒冷，要么干旱，物种较少，生态系统较脆弱，存在着明显限制人类生存的因素或者环境恶劣，不适宜人类生存。但这种生态格局受自然水热条件分布的影响更大，而且具有一定的稳定性。由于受人类活动影响，生态环境也会出现一定的变化，符合生态规律的生态建设活动会使区域的生态环境质量改善，违反生态规律的生态改造将会使区域的生态环境质量下降。

生态环境评价首先对生态环境的现状进行评估，评价生态环境的分布格局，从适宜人类生存和发展的角度评估生态环境的优劣状况。生态环境评价的另一个重要方面就是评估人类活动对生态环境产生的影响，与生态系统管理中的生态考核相适应，评估人类社会对生态环境的影响。因此，本优化研究以变化幅度考核为主，评价分析与基准年相比生态环境的变化幅度，以变化幅度作为区域生态建设和保护的考核指标。通过生态环境状况变化趋势分析，将生态环境变化较大的区域作为重点监控区，避免生态环境发生退化。

生态环境质量指数计算方法如下：

生态环境状况指数 = $A \times \text{生物丰度指数} + B \times \text{植被覆盖指数} + C \times \text{水网密度指数} + D \times (100 - \text{土地退化指数}) + E \times (100 - \text{污染负荷指数})$

其中，A，B，C，D，E 分别为生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地退

化指数和污染负荷指数的权重系数，编制组根据《规范（试行）》评估及实施情况，结合专家咨询调整具体系数。初步定为 0.35，0.25，0.15，0.15 和 0.10。

在我国，各种生态建设活动基本上是以行政区域为单元的，各种统计数据也均以行政区域，因此生态评价以行政区域为单元进行评价，可以使各类统计数据易于获取，同时又便于各行政单元生态保护与建设成就的确定与比较。基于此，编制组研究决定全国性的生态环境状况指标仍以行政区域作为评价单元。

因此，具体评价实施中，以县域为基本单元进行生态环境状况分析，省域生态环境状况将由县域生态环境状况加和平均获得，国家生态环境状况由省域生态环境状况加和平均获得。

$$EI_{\text{dishi}} = \frac{(\sum_{i=1}^n EI_i)}{n},$$

$$EI_{\text{sheng}} = \frac{(\sum_{i=1}^n EI_i)}{n},$$

$$EI_{\text{nation}} = \frac{(\sum_{i=1}^n EI_i)}{n},$$

其中 EI_i 为县的生态环境状况值， n 为区域内县或者省等评价单元的个数。

根据生态环境状况指数，将生态环境质量分为五级，即优、良、一般、较差和差，具体状态描述见表 15。

表 15 生态环境状况分级

级别	优	良	一般	较差	差
指数	$75 \leq EI$	$55 \leq EI < 75$	$35 \leq EI < 55$	$20 \leq EI < 35$	$EI < 20$
状态	植被覆盖度高，生物多样性丰富，生态系统稳定，最适合人类生存。	植被覆盖度较高，生物多样性较丰富，基本适合人类生存。	植被覆盖度中等，生物多样性一般水平，较适合人类生存，但有不适人类生存的制约性因子出现。	植被覆盖较差，严重干旱少雨，物种较少，存在着明显限制人类生存的因素。	条件较恶劣，人类生存环境恶劣。

另外，《规范》中在变化分析中增加类型变化评价，即如果生态环境状况的级别发生了变化了，则视为明显变化。例如某县 2005 年的 EI 值为 34.5，生态环境质量为“较差”，则 2006 年的 EI 值增加了 0.7，变为 35.2，生态环境质量为“一般”， ΔEI 为 0.7，根据 ΔEI ，其生态环境变化为“无明显变化”，但其生态环境状况类型却发了改变，优化后的评价方法中建议这种变化为“明显变化”。

在具体评价中，生态环境状况变化评价采用基值评价方法，即采用十一五、十二五的平均值作为基值，然后根据每年生态环境状况与前一个五年基值的变化幅度，将生态环境质量变化度分为 4 级，即无明显变化、略有变化（好或差）、明显变化（好或差）、显著变化（好或差），见表 16。

表 16 生态环境质量变化度分级

级别	无明显变化	略有变化	明显变化	显著变化
变化值	$ \Delta EI \leq X1$	$X1 < \Delta EI \leq X2$	$X2 < \Delta EI \leq X3$	$ \Delta EI > X3$
描述	生态环境质量无明显变化。	如果 $X1 < \Delta EI $ ，则生态环境质量略微变好；如果 $X1 > \Delta EI > -X2$ ，则生态环境质量略微变差。	如果 $X2 < \Delta EI $ ，则生态环境质量明显变好；如果 $X2 > \Delta EI > -X3$ ，则生态环境质量明显变差。生态环境质量类型发生改变。	如果 $\Delta EI > X3$ ，则生态环境质量显著变好；如果 $\Delta EI < -X3$ ，则生态环境质量显著变差。

根据 2005-2010 年全国县域生态环境状况变化幅度，以及十一五、十二五《规范（试行）》实施情况，X1、X2 和 X3 分别为 1、3 和 8。

（3）分指数优化技术

①生物丰度指数优化方法

受数据源限制，原规范中生物丰度指数通过专家打分评估单位面积上不同生态系统类型在生物物种数据上的差异，间接反映被评价区域内生物的丰贫程度。

2011 年 9 月，环境保护部发布区域生物多样性评价标准（《区域生物多样性评价标准》（HJ 623-2011）），从野生维管束植被丰富度、野生动物丰富度、生态系统类型多样性、物种特有性、有威胁物种的丰富度和外来物种入侵度 6 个方面构建生物多样性指数，用于衡量区域生物多样性情况。受环保部委托，环保部南京环境科学研究对全国省域、县域生物多样性情况进行调查和评估，并颁布了《中国生物多样性本底评估报告》（徐海根，2013）。《区域生物多样性评价标准》（HJ 623-2011）中的生物多样性指数较综合全面的衡量区域生物多样性情况，但其数据的可获得性和更新性不强。因此，《生态环境状况评价技术规范》（修订 HJ/T 192-2006）中的生物丰度指数仍采用生境指数计算方法获得。

根据近几年土地利用变化数据，参照《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192-2006）中生物丰度指数计算方法，计算得到生境变化指数，各类土地利用变化数据的权重见表 17，在本次研究中将根据近几年具体应用、《规范（试行）》评估项目及专家咨询意见进行调整。

表 17 生境指数计算权重表

	权重	结构类型	分权重	最终权重
林地	0.35	有林地	0.60	0.2100
		灌木林地	0.25	0.0875
		疏林地和其它林地	0.15	0.0525
草地	0.21	高覆盖度草地	0.60	0.1260
		中覆盖度草地	0.30	0.0630
		低覆盖度草地	0.10	0.0210
水域湿地	0.28	河流	0.10	0.0280

	权重	结构类型	分权重	最终权重
		湖泊(库)	0.30	0.0840
		滩涂湿地	0.55	0.1540
		永久性冰川雪地	0.05	0.0125
0 耕地	0.11	水田	0.60	0.0660
		旱地	0.40	0.0440
建筑用地	0.04	城镇建设用地	0.30	0.0120
		农村居民点	0.40	0.0160
		其它建设用地	0.30	0.0120
未利用地	0.01	沙地	0.20	0.0020
		盐碱地	0.30	0.0030
		裸土地	0.20	0.0020
		裸岩石砾	0.20	0.0020
		其它未利用地	0.10	0.0010

生物丰度指数=生境指数= $A_{bio} \times (0.35 \times \text{林地} + 0.21 \times \text{草地} + 0.28 \times \text{水域湿地} + 0.11 \times \text{耕地} + 0.04 \times \text{建设用地} + 0.01 \times \text{未利用地}) / \text{区域面积}$

式中： A_{bio} ——生物丰度指数的归一化系数。

根据 2005-2010 年全国县域生物丰度指数中间值（归一化处理前的生物丰度指数），计算 2005-2010 年度归一化系数的平均值作为生物丰度指数归一化系数的参考值，即 511.264213106654。

② 植被覆盖指数优化方法

植被覆盖度是植被群落覆盖地表状况的一个综合量化指标。它具有以下几个方面的重要意义：

1) 植被覆盖度是重要的生态气候参数，许多全球及区域气候数值模型中都需要植被覆盖度的信息，它也是描述生态系统的重要数据。

2) 植被覆盖度在水文生态模型研究中是一个重要的变化，在全球循环的模型中经常需要它的时间动态与空间分布，来计算能量工水流域；

3) 植被覆盖度是环境与全球变化中的一个敏感因子，从区域到全球尺度上对植被覆盖变化进行监测，可以为环境变化提供有用的信息（Qi J, 1996）。在全球和区域土地覆盖变化监测的很多研究中都需要定量化的植被覆盖度信息；

4) 在考察地表植被蒸腾和土壤水分蒸发损失总量、光合作用的过程时，植被覆盖度都

是作为一个重要的控制因子而存在。

5) 植被覆盖度是水土流失的控制因子之一。植被覆盖度的高低很大程度上决定着水土流失的强度。

6) 植被覆盖度是评估土地退化、盐渍化和沙漠化的有效指数。

因此,可以说植被覆盖及其变化是区域生态环境变化的重要指示,对水文、生态、全球变化等都具有重要意义,而植被覆盖度是衡量地表植被状况的一个最重要的指标,同时它又是影响土壤侵蚀与水土流失的主要因子。植被覆盖度是生态学的重要参数,它是生态环境监测中最常用的监测指标之一,如黄河中上游地区生态环境遥感调查,利用植被覆盖度等生态环境因子对黄河中上游地区的环境进行了现状调查、动态研究和综合评价。

植被覆盖度的测量方法很多,最简单的就是目估法,但此方法主观性太强。因而产生了一系列的采样方法:样方法、样带法、样点法等,但这些方法操作不便,尤其是大区域植被覆盖度的研究中,而且数据更新慢。遥感技术的发展,为植被覆盖度的测量提供了一个新的发展方向,尤其是为大范围地区的植被覆盖度,甚至是全球的植被覆盖度的监测提供了可能。由遥感数据计算出的植被指数,可以直接反映地表植被的状况。在各地表特征参数中,NDVI (Normalized Difference Vegetation Index, 归一化植被指数)对植被的生长势和生长量非常敏感,可以很好地反映地表植被的繁茂程度,在一定程度上能代表地表植被覆盖变化。大量研究表明,NDVI与绿色生物量、叶面积指数、植物光合能力、净初级生产力均有很好的相关性,广泛用于植被覆盖及其动态变化监测、地表生物物理参数与气候变化关系等方面的研究中。相对于《规范(试行)》中利用土地利用/覆盖加权评价植被覆盖情况,利用NDVI指数更客观、科学。在植被变化研究中,常采用年或月平均NDVI的某一界限作为阈值,来排除非植被因素的影响。研究表明,生长季月平均NDVI可以更好地反映植被的年度生长态势。基于此,全国生态环境质量评价中植被覆盖指数选择5-9月NDVI月最大值的平均值进行分析。计算公式如下:

$$\text{植被覆盖指数} = \text{NDVI}_{\text{县域均值}} = \left(\frac{\sum_{i=1}^n P_i}{n} \right) * \text{Aveg}$$

Pi是象元5-9月NDVI月最大值的均值,n为县域象元数,Area县域指县域的面积;Aveg为植被覆盖指数的归一化系数。

根据2005-2010年全国县域植被覆盖指数中间值(归一化处理之前的植被覆盖指数),计算2005-2010年度归一化系数的平均值作为植被覆盖指数归一化系数的参考值,即0.0121165123830757。

③水网密度指数优化方法

《规范(试行)》(HJ/T 192-2006)中水网密度指数由河流长度、湖库面积和水资源量三部分构成,反映了与区域水环境的河道、水域面积以及水量情况。其中,河流长度采用1:25万基本河流长度信息,作为生态系统水分循环的基本背景;湖库面积采用30×30米分辨率遥感影像解译获得,水资源量采用水利部公布的水资源数据。根据近几年的评估情况,水网密度指数中河流长度信息无法更新,水资源量很难获得县域级数据,并且年际变化很大,成为生态环境状况变化的主要影响因素。水是生态系统维系发展的必要因素,但过量的降水和过多水资源量对区域生态环境状况形成负的影响,引发的洪水将会破坏原有生态系统,并给人类生活生产造成极大的危害。水灾分为“洪”和“涝”两种,洪是指大雨、暴雨引起水道急流、山洪暴发、河水泛滥、淹没农田、毁坏环境与各种设施等。“涝”指水过多或过于集中或浆水过多造成的积水成灾。据资料统计,我国平均2-3年就发生一次极为严重的旱涝灾害。根据1950-2003年资料统计,我国受洪涝灾害的农田面积平均每年1.45亿亩,约占我国耕地面积的8%。2005年全国农作物受灾面积1.5亿亩,2009年全国农作物受灾面积1.31亿亩。

旱灾是指因气候严酷或不正常的干旱而形成的气象灾害。需要注意的是，并不是所有的干旱都引起旱灾，一般地，在正常气候条件下水资源相对充足，较短时间内由于降水减少等原因造成水资源短缺，造成对生产生活的较大影响才可以称为旱灾。中国旱灾频繁，据文献记载，1950年至1986年全国耕地面积平均每年成灾1.1亿亩，干旱严重的1959年、1960年、1961年、1972年、1978年和1986年全国成灾面积每年超过1.5亿亩。约占全国耕地面积的8%。

根据2005-2010年间全国生态环境评价中分县水资源量年差分析，将水资源量年际变化率等分，即划分为增加10%、20%、30%.....、0%、-10%、-20%、-30%.....，然后分析年际变化率大于100%、90%、80%.....的面积比和小于-100%、-90%、-80%的面积比（表18），由表可以看出，水资源量增加40%的区域为7%，与我国洪涝灾害成灾面积比最相近，水资源量减少30%的区域为7%，与我国旱灾成灾面积比最相近，因此，在本研究中采用水资源量较常年增加40%为临界阈值，即当水资源量超过40%时按负值处理，即对生态环境产生了负面影响，对人类生产和生活产生了灾害。

表 18 2005-2010 年间我国分县水资源量年差面积分析表

水资源量 增加百分 比	09-10 年面 积比	08-09 年 面积比	07-08 年 面积比	06-07 年 面积比	05-06 年 面积比	五年平均 面积比
100%	4%	2%	1%	2%	0%	2%
90%	5%	2%	2%	2%	2%	2%
80%	6%	2%	2%	2%	2%	3%
70%	7%	2%	3%	3%	3%	4%
60%	8%	3%	4%	4%	4%	4%
50%	9%	3%	5%	5%	5%	5%
40%	10%	4%	6%	6%	6%	7%
30%	15%	5%	12%	12%	12%	11%
20%	18%	7%	20%	20%	20%	17%
10%	24%	9%	29%	29%	29%	24%
-100%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
-90%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
-80%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
-70%	0%	0%	1%	0%	1%	1%
-60%	0%	1%	1%	1%	1%	1%
-50%	0%	2%	1%	1%	3%	2%
-40%	1%	6%	2%	3%	6%	3%
-30%	2%	11%	5%	7%	11%	7%

水资源量 增加百分 比	09-10 年面 积比	08-09 年 面积比	07-08 年 面积比	06-07 年 面积比	05-06 年 面积比	五年平均 面积比
-20%	4%	17%	8%	11%	16%	11%
-10%	9%	25%	15%	13%	21%	17%

基于以上研究，修订后的水网密度指数包括三部分，河流长度作为区域水环境的自然条件，是区域水环境的基准，湖库（河流）是利用遥感影像解译的面状水体，反映了区域水环境的现实质量，湖库（近海）是沿海区域向外延 2km 的海域面积，反映了海洋对沿海区域生态环境的调节功能，均衡水资源量，将水资源量增加超过年均值 40% 的作为负值处理，反映水资源量的年际季节极端天气事件对生态环境质量的影响，水资源的过度增加的越大，其对生态环境的负值就越大。具体的计算方法是：

水网密度指数 = $(A_{riv} \times \text{河流长度} / \text{区域面积} + A_{lak} \times \text{湖库（近海，河流）面积} / \text{区域面积} + A_{res} \times \text{均衡水资源量} / \text{区域面积}) / 3$

A_{riv} ，河流长度的归一化系数，

A_{lak} ，湖库面积的归一化系数，

A_{res} ，水资源量的归一化系数。

$$\text{均衡水资源量} = \begin{cases} \text{水资源量} & \frac{\text{水资源量}}{\text{水资源量}_{\text{年平均值}}} \leq 1.4 \\ \text{水资源量}_{\text{年平均值}} \times \left(2.4 - \frac{\text{水资源量}}{\text{水资源量}_{\text{年平均值}}} \right) & 1.4 < \frac{\text{水资源量}}{\text{水资源量}_{\text{年平均值}}} \leq 2.4 \\ 0 & \frac{\text{水资源量}}{\text{水资源量}_{\text{年平均值}}} > 2.4 \end{cases}$$

根据 2005-2010 年全国县域河流长度、湖库（近海、河流）面积、水资源量中间值（归一化处理之前），计算 2005-2010 年度归一化系数的平均值作为水网密度指数归一化系数的参考值，即河流长度 84.3704083981049；湖库面积 591.790864200525；水资源量 86.3869548280986。

④土地退化指数优化方法

《规范（试行）》（HJ/T 192-2006）中，土地退化指数主要运用土壤侵蚀数据衡量，在我国土壤侵蚀调查由水利部门每 8~10 年监测一次。因此，在评价过程中此指数基本上无法更新。土地退化是由于人类不合理开发利用所造成的土地生产力衰减，主要类型包括水土流失（土壤侵蚀）、土地沙漠化、次生盐碱化以及土壤污染等。同时，人类社会经济活动大规模地修建道路、港口等，以及城市扩张等改变了地表形态，从生态意义上来讲是当今土地生态的胁迫因素，使土地生态发生退化。因此，在规范修订中，将土地退化指数更改为土地胁迫指数，从土壤侵蚀、土地沙化和建设用地等三个方面反映土地利用受到和胁迫强度和退化程度。具体计算公式为：

$$\text{土地胁迫指数} = A_{ero} \times (0.2 \times \text{中度侵蚀面积} + 0.6 \times \text{重度侵蚀面积} + 0.1 \times \text{建筑用地面积} + 0.1 \times (\text{新增沙地面积} + \text{新增盐碱地面积} + \text{新增裸地面积} + \text{新增裸岩石砾面积}) / \text{区域面积}$$

A_{ero} ，土地胁迫指数的归一化系数。

根据 2005-2010 年全国县域土壤侵蚀、沙地、盐碱地和建设用地（归一化处理之前），计算 2005-2010 年度归一化系数的平均值作为土地胁迫指数归一化系数的参考值，为 162.418454062603。

⑤环境质量指数优化方法

现有环境监测和评价中大气和水的质量以其中的污染物和关键理化性质为主。因此,《规范(试行)》(HJ/T 192-2006)中的环境质量指数主要利用 SO₂、COD、固体废物排放量反映污染负荷对环境的影响,数据可获得性强,而且 SO₂、COD、固体废物排放量分别反映了大气、水和陆地上的污染压力,间接反映了环境质量状况。目前,我国县域环境监测能力还不完善,还不能依据现有环境质量评价方法进行县域环境质量监测与评价工作。而且全国水环境、气环境、噪声环境等均有单独的环境质量评价标准,基于此,本次修订中将环境质量指数改为污染负荷指数,用以反映生态环境所受环境压力。“十二五”期间,环保部将氮氮排放量和氮氧化物作为考核指标,因此,在规范修订中将氨氮和氮氧化物作为评估指标,计算方法如下:

$$\begin{aligned} \text{污染负荷指数} = & 0.3 \times (100 - A_{\text{SO}_2} \times \text{SO}_2 \text{ 排放量} / \text{区域面积}) + \\ & 0.4 \times (100 - A_{\text{COD}} \times \text{COD 排放量} / \text{区域年降水量}) + \\ & 0.1 \times (100 - A_{\text{sol}} \times \text{固体废物排放量} / \text{区域面积}) + \\ & 0.1 \times (100 - A_{\text{NH}_3} \times \text{氨氮排放量} / \text{区域年降水量}) + \\ & 0.1 \times (100 - A_{\text{NO}} \times \text{氮氧化物排放量} / \text{区域面积}) \end{aligned}$$

式中: A_{SO₂}, SO₂ 的归一化系数,

A_{COD}, COD 的归一化系数,

A_{sol}, 固体废物的归一化系数,

A_{NH₃}, 氨氮的归一化系数,

A_{NO}, 氮氧化物的归一化系数。

根据 2005-2010 年全国县域 SO₂、COD、固体废物、氨氮、氮氧化物(归一化处理之前),计算 2005-2010 年归一化系数的平均值作为土地胁迫指数归一化系数的参考值,分别为 0.064866028652582、0.331039567802069、0.0749894282528679、8.96188136452237 和 0.510304927829211。

7.5 生态功能区生态环境评价体系

(1) 功能区生态环境评价体系设计

①体现生态功能类型差异

按照水源涵养、水土保持、防风固沙及生物多样性四种生态服务功能类型的特点,以及影响四种生态功能类型的关键指标综合优化。对于水土保持和防风固沙两种生态功能类型,区域植被类型组成及植被覆盖度是影响其功能的关键因素,研究表明,区域林草植被覆盖程度是影响土壤侵蚀程度的关键因素。因此,把林地覆盖率和草地覆盖率合并为“林草地覆盖率”。

另外,水土保持和防风固沙属于不同外营力的土壤侵蚀类型(水土保持为水蚀,防风固沙为风蚀),区域土壤侵蚀程度是表征生态功能强弱的一个重要指标,因此,在该类功能区评价体系中增加体现土壤侵蚀程度的指标。对于水土保持功能区,根据水利部门行业标准《土壤侵蚀分类分级标准》(SL190-2007),将土壤侵蚀程度划分为:微度、轻度、中度、强烈、极强烈和剧烈 7 个等级,其中中度及以上土壤侵蚀强度对区域水土保持影响比较大,因此,增加“中度及以上土壤侵蚀面积所占比例”指标,用以指示区域土壤侵蚀的程度。在防风固沙功能区内,土壤侵蚀主要是沙质土壤在风力作用下发生的土壤风蚀沙化,在我国林业部门定期开展土壤荒漠化与沙化监测,将风蚀沙化土地分为固定沙地、半固定沙地、流动沙地、风蚀残丘、风湿劣地、戈壁等类型,这几种类型中,除固定沙地外,其余几种类型所占比例体现了县域土壤风蚀程度。

②体现生物多样性保护状况

在生态系统管理中,最为有效的保护措施就是在重要的生态系统或关键的生态区域建立保护区,严禁人类活动的干扰,对于生物多样性保护来说,保护重要或关键生态系统类型尤

为重要。因此，受保护区域所占面积比例不仅体现当地政府对于生态环境保护的重视程度，还反映了其生物多样性的重要程度，也能间接反映生态系统服务功能的强弱。因此，受到严格保护的各类保护区域（诸如自然保护区、风景名胜区、国家森林公园、国家湿地公园）所占县域面积的比例是体现生物多样性维护区保护状况的很好的表征指标。

③环境状况指标构建

环境状况指标中，根据现有环境监测能力和数据可获得情况，选择相对公平的水达标率和空气质量作为环境质量的体现指标，SO₂、COD、氨氮排放量作为环境所受压力的衡量指标，并整合为“主要污染物排放强度”指标。增加“城镇生活污水处理率”和“集中式饮用水源地水质达标率”两个指标。

（3）功能区生态环境评价体系

功能区生态环境评价采用二级指标体系，其中一级指标分为自然生态指标和环境状况指标，一级指标又由若干二级分指数和分指标构成，分指数包括生态功能指数、生态结构指数、生态胁迫指数、污染负荷指数、环境质量指数五个，生态功能指数从功能区主体生态功能的角度分析功能区主要生态功能状况，生态结构指数从林地、草地和水域湿地等重要生态类型的占比角度分析功能区生态系统结构的合理性，生态胁迫指数利用耕地、建设用地等人工用地类型分析人类经济活动对功能区生态的胁迫程度，利用沙地占比分析自然因素与人为因素综合导致的生态胁迫程度，污染负荷指数反映了人类活动产生的化学需氧量、二氧化硫、氮氧化物等污染物负荷程度，环境质量指数利用水、气、污染源等质量分布和控制情况反映区域环境质量；分指标包括共同指标和特征指标，共同指标是所有功能区都使用，特征指标是针对每类生态功能区设定。

在二级指标中，根据指标对生态功能区生态功能保护所起的作用，将指标分为正指标和负指标，正指标表示指标值越大越有利于生态功能保护，负指标表示指标值越大越不利于生态功能保护，具体指数见表 19 至 22。

表 19 防风固沙生态功能环境质量评价体系

指标类型	分指数	分指标
自然生态指标	生态功能指数	植被覆盖指数
		受保护区域面积所占比例
	生态结构指数	林草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
	生态胁迫指数	耕地和建设用地比例
		沙化土地面积所占比例
环境状况指标	污染负荷指数	主要污染物排放强度
	环境质量指数	污染源排放达标率
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水源地水质达标率

表 20 水土保持生态功能环境质量评价体系

指标类型	分指数	分指标
自然生态指标	生态功能指数	植被覆盖指数
		受保护区域面积所占比例
	生态结构指数	林草地覆盖率

指标类型	分指数	分指标
	生态胁迫指数	水域湿地覆盖率
		耕地和建设用地比例
		中度及以上土壤侵蚀面积所占比例
环境状况指标	污染负荷指数	主要污染物排放强度
	环境质量指数	污染源排放达标率
		III类及优于III类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水源地水质达标率

表 21 水源涵养生态功能环境质量评价体系

指标类型	分指数	分指标
自然生态指标	生态功能指数	水源涵养指数
		林地覆盖率
	生态结构指数	草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
	生态胁迫指数	耕地和建设用地比例
		受保护区域面积所占比例
环境状况指标	污染负荷指数	主要污染物排放强度
	环境质量指数	污染源排放达标率
		III类及优于III类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水源地水质达标率

表 22 生物多样性维护生态功能环境质量评价体系

指标类型	分指数	分指标
自然生态指标	生态功能指数	生物丰度指数
		林地覆盖率
	生态结构指数	草地覆盖率
		水域湿地覆盖率
	生态胁迫指数	耕地和建设用地比例
		受保护区域面积所占比例
环境状况指标	污染负荷指数	主要污染物排放强度
	环境质量指数	污染源排放达标率
		III类及优于III类水质达标率
		优良以上空气质量达标率
		城镇生活污水处理率
		集中式饮用水源地水质达标率

(3) 评价方法

①综合指数评价方法

采用综合指数法评价，以 FEI 表示县域生态功能质量状况，计算公式为：

$$FEI = w_{eco}FEI_{eco} + w_{env}FEI_{env}$$

其中：FEI_{eco} 为自然生态指标值，w_{eco} 为自然生态指标权重，FEI_{env} 为环境状况指标值，w_{env} 为环境状况指标的权重。FEI_{eco}、FEI_{env} 分别由各自的二级指标加权获得。

$$\text{自然生态指标值: } FEI_{eco} = \sum_{i=1}^n w_i * X_i'$$

$$\text{环境状况指标值: } FEI_{env} = \sum_{i=1}^n w_i * X_i'$$

其中：w_i 为二级指标权重；X_i 级为二级指标标准化后的值。

②指标数据标准化

由于各指标数据在量纲、量级以及指标性质（正指标、负指标）等方面存在差异，评价中需要对各指标数据进行标准化处理，将各指标数据标准化为 0~100 范围内的无量纲数据，根据指标数据的类型不同采取不同的标准化方式（表 23）。

百分率类型的指标如林地百分率、草地百分率、水域湿地百分率、耕地和建设用地比例、污染源排放达标率、III类及优于III类水质达标率、优良以上空气质量达标率等，本身就是 0~1 之间的无量纲数据，因此这些指标的标准化使用百分率乘以 100。

植被覆盖指数、生物丰度指数和水源涵养指数值域范围为 0~100，无需再做标准化处理。

主要污染物排放强度指标，通过排放强度归一化系数（α）将其标准化为 0~100 之间。

表 23 县域生态环境质量考核技术指标数据标准化方法

指 标	代码	单位/ 量纲	性质	标准化
林地覆盖率	x1	%	正 指 标	$X1' = x1*100$
草地覆盖率	x2			$X2' = x2*100$
林草地覆盖率	x3			$X3' = x3*100$
水域湿地覆盖率	x4			$X4' = x4*100$
耕地和建设用地比例	x5		负 指 标	$X5' = 100-x5*100$
中度及以上土壤侵蚀面积所占比例	x6			$X6' = 100-x6*100$
沙化土地面积所占比例	x7			$X7' = 100-x7*100$
受保护区域面积所占比例	x8		正 指 标	$X8' = x8*100$
污染源排放达标率	x9			$X9' = x9*100$
III类及优于III类水质达标率	x10			$X10' = x10*100$

指 标	代码	单位/ 量纲	性质	标准化
城镇生活污水处理率	x11	无量纲		$X_{11}' = x_{11} \times 100$
集中式饮用水源地水质达标率	x12			$X_{12}' = x_{12} \times 100$
优良以上空气质量达标率	x13			$X_{13}' = x_{13} \times 100$
植被覆盖指数	x14			$X_{14}' = x_{14}$
生物丰度指数	x15			$X_{15}' = x_{15}$
水源涵养指数	x16			$X_{16}' = x_{16}$
主要污染物排放强度	x17	kg/km ²	负指标	$X_{17}' = 100 - \alpha \times x_{17}$

③指标权重系数表

各生态功能区指标权重系数见表 24-27。

表 24 防风固沙生态功能区评价指标的权重及指标类型

一级指标		二级指标		指标类型
名 称	权 重	名 称	权 重	
自然生态指标	0.60	植被覆盖指数	0.24	正指标
		受保护区域面积所占比例	0.10	正指标
		林草地覆盖率	0.22	正指标
		水域湿地覆盖率	0.20	正指标
		耕地和建设用地比例	0.14	负指标
		沙化土地面积所占比例	0.10	负指标
环境状况指标	0.40	主要污染物排放强度	0.45	负指标
		重点污染源排放达标率	0.10	正指标
		Ⅲ类及优于Ⅲ类水质达标率	0.15	正指标
		优良以上空气质量达标率	0.15	正指标
		城镇污水集中处理率	0.10	正指标
		集中式饮用水源地水质达标率	0.05	正指标

表 25 水土保持生态功能区评价指标的权重及指标类型

一级指标		二级指标		指标性质
名称	权重	名称	权重	
自然生态指标	0.60	植被覆盖指数	0.23	正指标
		受保护区域面积所占比例	0.13	正指标
		林草地覆盖率	0.23	正指标
		水域湿地覆盖率	0.18	正指标

一级指标		二级指标		指标性质
名称	权重	名称	权重	
		耕地和建设用地比例	0.13	负指标
		中度及以上土壤侵蚀面积所占比例	0.10	负指标
环境状况指标	0.40	主要污染物排放强度	0.45	负指标
		重点污染源排放达标率	0.10	正指标
		III类及优于III类水质达标率	0.15	正指标
		优良以上空气质量达标率	0.15	正指标
		城镇污水集中处理率	0.10	正指标
		集中式饮用水源地水质达标率	0.05	正指标

表 26 水源涵养生态功能区评价指标的权重及指标类型

一级指标		二级指标		指标性质
名称	权重	名称	权重	
自然生态指标	0.60	水源涵养指数	0.25	正指标
		受保护区域面积所占比例	0.20	正指标
		林地覆盖率	0.15	正指标
		草地覆盖率	0.10	正指标
		水域湿地覆盖率	0.15	正指标
		耕地和建设用地比例	0.15	负指标
环境状况指标	0.40	主要污染物排放强度	0.45	负指标
		重点污染源排放达标率	0.10	正指标
		III类及优于III类水质达标率	0.20	正指标
		优良以上空气质量达标率	0.10	正指标
		城镇污水集中处理率	0.10	正指标
		集中式饮用水源地水质达标率	0.05	正指标

表 27 生物多样性维护生态功能区评价指标的权重及指标类型

一级指标		二级指标		指标性质
名称	权重	名称	权重	
自然生态指标	0.60	生物丰度指数	0.23	正指标
		受保护区域面积所占比例	0.22	正指标
		林地覆盖率	0.15	正指标
		草地覆盖率	0.10	正指标
		水域湿地覆盖率	0.15	正指标
		耕地和建设用地比例	0.15	负指标
环境状况指标	0.40	主要污染物排放强度	0.45	负指标
		重点污染源排放达标率	0.10	正指标
		III类及优于III类水质达标率	0.20	正指标
		优良以上空气质量达标率	0.10	正指标

		城镇污水集中处理率	0.10	正指标
		集中式饮用水源地水质达标率	0.05	正指标

④验证和归一化系数

利用 2012 年全国重要生态功能区的土地利用/覆盖数据、环境统计数据、环境监测数据等，根据本规范评价方法对我国 25 个重要生态功能区的生态功能状况进行评价分析，同时利用归一化系数计算方法，得到功能区评价方法的归一化系数建议值，具体见表 28。

表 28 生态功能区各指标归一化系数参考值

防风固沙功能区		水土保持功能区	
植被覆盖指数	0.012116512	植被覆盖指数	0.012116512
受保护区域面积比	100	受保护区域面积比	100
林草地覆盖率	105.4407423	林草地覆盖率	104.5696957
水域湿地面积比	824.4023083	水域湿地面积比	1418.439716
耕地和建设用地面积比	165.0437366	耕地和建设用地面积比	150.6477855
沙化土地面积比	100	中度及以上土壤侵蚀面积 所占比例	100
主要污染物排放强度	0.00109714	主要污染物排放强度	0.00109714
污染源排放达标率	100	污染源排放达标率	100
城镇污水集中处理率	100	城镇污水集中处理率	100
III类及优于III类水质达标率	100	III类及优于III类水质达标 率	100
优良空气质量达标率	100	优良空气质量达标率	100
集中式饮用水源地水质达标 率	100	集中式饮用水源地水质达 标率	100
水源涵养指数	526.7925984	生物丰度指数	511.2642131
受保护区域面积比	100	受保护区域面积比	100
林地覆盖率	104.427736	林地覆盖率	113.391541
草地覆盖率	120.5836247	草地覆盖率	130.9414692
水域湿地面积比	321.4400514	水域湿地面积比	329.9241175
耕地和建设用地面积比	102.7221366	耕地和建设用地面积比	116.2115049
主要污染物排放强度	0.00109714	主要污染物排放强度	0.00109714
污染源排放达标率	100	污染源排放达标率	100
城镇污水集中处理率	100	城镇污水集中处理率	100
III类及优于III类水质达标率	100	III类及优于III类水质达标 率	100
优良空气质量达标率	100	优良空气质量达标率	100

集中式饮用水源地水质达标率	100	集中式饮用水源地水质达标率	100
---------------	-----	---------------	-----

⑤分级方法

根据生态功能区生态功能指数，将功能区的生态功能状况分为三级，即脆弱、一般和良好，生态功能状况变化幅度分为 7 级，即基本稳定、轻微变化、一般变化、明显变化，根据分级预期及数据验证，采用 SPSS 的 K-means 统计聚类方法，确定各类阈值，见表 29 和表 30。

表 29 生态功能区生态功能状况分级

生态环境质量状况级别	脆弱	一般	良好
指数	$60 \leq FEI$	$60 < FEI < 70$	$FEI \geq 70$
状态	自然生态条件严酷，气候干旱，生态系统承载能力低、自我修复能力弱，存在突出的制约经济社会发展的生态环境问题如水土流失、石漠化、沙漠化；或自然条件相对较好，适合农业开发，产业结构以农业为主，土地利用结构以耕地为主，不利于生态系统服务功能的维持	自然生态条件相对较好，生态功能相对稳定，存在一些明显的生态环境问题，需要加大保护和管理力度	自然生态较优越，生态系统承载力高、生态功能稳定，自我调节能力强，生态环境问题不突出

表 30 生态功能区生态功能状况变化幅度分级

变化等级	明显变化	一般变化	轻微变化	基本稳定
变化值	$ \Delta FEI \geq 4$	$2 < \Delta FEI < 4$	$1 \leq \Delta FEI \leq 2$	$ \Delta FEI < 1$

7.6 城市生态环境评价体系

(1) 必要性分析

《生态环境状况评价技术规范（试行）HJ/T 192-2006》，提出了生态环境状况指数（Ecological Index, EI），但其应用于城市地区仍存在指标不具代表性、归一化指数应用性不足等问题，特别是无法反映北京、上海等高度发达城市的生态环境特征。因此在生态环境状况指数（EI）的基础上，针对城市生态环境特征，借鉴已有城市可持续发展和生态评价体系，提出一套城市综合生态评价指标，评估全国地级市（包括城市行政区，不包括所辖县）城市生态环境状况，为城市生态环境管理等提供参考。

(2) 指标筛选原则

①特征性

评价指标首先应该体现城市生态环境的主要生态特征，其次与可持续发展城市、生态城市指标相比较，应更加注重环境质量、生态建设、污染控制等各方面的协调；

②系统性

指标选择应能考虑城市生态系统的整体性、结构性，充分反映城市生态系统整体特征、功能及其相互关系；

③敏感性

评价指标应当选取重点的、代表性的指标，对于城市生态环境质量的变化和发展较为敏感；

④可操作性

充分考虑城市生态环境指标数据的可获取性，应能通过现有的环境监测、统计手段得到，使建立的指标体系简明清晰，具可操作性。

(3) 评价指标体系

依据上述原则，结合城市生态系统特征，筛选城市生态环境质量综合评价指标。参考“十一五”城市环境综合整治定量考核指标、“十一五”国家环保模范城市考核指标以及国家生态市建设指标等国家考核指标、生态城市建设指数和区域可持续发展指标体系，从城市生态环境质量综合评价的角度出发，以生态环境为核心，结合专家咨询以及公众调查，筛选和确定了城市生态环境状况的框架结构和评价指标。依据相关评价体系及国内生态环境管理重点，总体上分为环境质量、资源利用、污染控制和生态建设等四个分指数，初步筛选了 API/AQI 指数≤数≤/的天数占全年天数的比例、城市地表水水质达标率、集中式饮用水源地水质达标率、区域环境噪声平均值、交通干线噪声平均值、城市热岛比例指数、工业用水重复利用率、工业固体废物处置利用率、单位 GDP 综合能耗、单位 GDP 水耗、人均生活污水排放量、人均日居民生活用水量、单位 GDP 污染物排放强度：化学需氧量、单位 GDP 污染物排放强度：二氧化硫、城镇污水集中处理率、生活垃圾无害化处理率、生态服务用地比例、人均公共绿地面积、城市绿化覆盖率和环保投资占 GDP 比例等 20 个分指标。

然后，编制组选择长三角地区的南京、苏州、无锡、常州、镇江、南通、扬州、泰州等 8 个城市，辽中南地区沈阳、大连、鞍山、抚顺、本溪、丹东、营口、辽阳、盘锦等 9 个城市，以及上海、西宁、深圳共 20 个城市进行验证。根据数据可获得性和可靠性，去除“人均生活污水排放量”和“生活垃圾无害化处理率”两个指标，最终确定了城市生态环境质量的评价指标（Hi）。

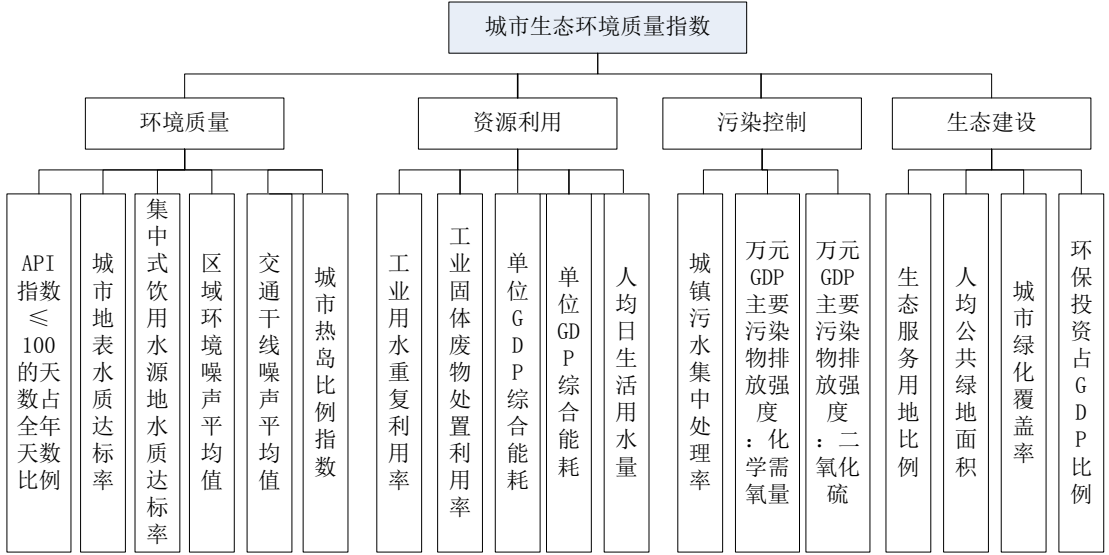


图 6 城市生态环境状况评价指标体系

(4) 评价方法

①标准化方法

由于各指标的原始数据、类型和来源不尽相同，因此需要根据评价指数要求对原始数据进行标准化处理。标准化模型为：

$$Hi = A \times Xi$$

$$A = \frac{100}{X_{max}}$$

其中， H_i 为指标标准化值， A 为归一化系数， X_i 为指标现状值， X_{max} 为评价期间该指标最大值。

②分指标计算方法

考虑到城市生态环境中各项评价指标都很关键，因此采用等权重进行评价，分指标计算方法是其内部所有评价指标标准化后的算术平均值，其计算模型为：

$$U_i = \sum_{i=1}^n H_i/n$$

③综合指数计算

城市生态质量状况指数（city ecological index，CEI）是将城市生态环境各分指标值乘以各自权重，再进行加和。经专家咨询得出，环境质量、资源利用、污染控制及生态建设 4 个要素对于城市生态环境同等重要，为了充分反映 4 个要素的协调性与全面发展，要素层考虑进行均权处理。其计算模型为：

$$CEI = \sum_{i=1}^n U_i/n$$

④验证及归一化系数

利用 2005-2011 年我国主要城市群 34 个城市的有关数据及本标准的评价方法进行验证分析，得到城市生态环境质量状况分析各指标的归一化系数，见表 31。

表 31 城市生态环境质量状况评价指标归一化系数

评价指标	归一化系数 参考值（A）
优良空气质量达标率	100
III类或优于III类水质达标率	100
集中式饮用水源地水质达标率	100
区域环境噪声平均值	1.663894
交通干线噪声平均值	1.347709
城市热岛比例指数	222.676978
工业用水重复利用率	100
工业固体废物处置利用率	100
单位 GDP 综合能耗	19.193858
单位 GDP 水耗	0.133386
人均日居民生活用水量	0.185443
单位 GDP 化学需氧量排放强度	8574.307617
单位 GDP 二氧化硫排放强度	2833.305891
城镇污水集中处理率	100
生态服务用地比例	100

评价指标	归一化系数 参考值 (A)
人均公共绿地面积	0.706314
城市绿化覆盖率	1.504562
环保投资占 GDP 比例	18.552876

⑤分级方法

参照国内外各种综合指数的分级方法，对城市生态环境状况指数（CEI）进行分级，共分为五个级别，分别为：生态质量优、良、一般、较差及差。根据城市生态环境状况指数的变化幅度，将城市生态环境质量变化状态分为 4 级，即：无明显变化，略微变化，明显变化，显著变化，根据分级预期及评价结果，采用 SPSS 的 K-means 统计聚类方法，确定各类阈值，见表 32 和表 33。

表 32 城市生态环境状况指数分级标准

分级	优	良	一般	较差	差
指数	$CEI > 75$	$75 \geq CEI > 60$	$60 \geq CEI > 40$	$40 \geq CEI > 20$	$CEI < 20$

表 33 城市生态环境状况变化幅度分级

变化分级	无明显变化	略微变化	明显变化	显著变化
指数	$ \Delta CEI < 1$	$1 \leq \Delta CEI < 3$	$3 \leq \Delta CEI < 8$	$ \Delta CEI \geq 8$

7.7 自然保护区保护状况评价体系

（1）必要性

自然保护区是对有代表性的自然生态系统、珍稀濒危野生动植物物种天然分布集中区等实施强制性保护的区域。作为生态系统的天然“本底”，为人类提供了研究自然生态系统的场所，对于人类活动的后果提供了评价的准则。是各种生态研究的天然实验室，便于进行连续、系统的长期观测以及珍稀物种的繁殖、驯化的研究等，同时在涵养水源、保持水土、改善环境和保持生态平衡等方面发挥着重要作用。

中国人口众多，自然植被少。保护区不能像有些国家那样采用原封不动、任其自然发展的纯保护方式，而应采取保护、科研教育、生产相结合的方式，而且在不影响保护区的自然环境和保护对象的前提下，还可以和旅游业相结合。因此，中国的自然保护区内部大多划分成核心区、缓冲区和外围区 3 个部分。核心区是保护区内未经或很少经人类干扰的自然生态系统区域，或者虽然遭受过破坏，但有希望逐步恢复成自然生态系统的地区。严禁一切干扰。缓冲区是环绕核心区的周围地区。只准进入从事科学研究观测活动；外围区即实验区，是一个多用途地区，可以进入从事科学试验、教学练习、参观考察、旅行及驯化等。

在我国自然保护区建设和管理工作在取得很大成绩的同时，也存在着管理工作相对滞后、保护与开发矛盾日益突出、科研监测能力薄弱等问题，开展自然保护区生态环境状况评价，有助于了解自然保护区生态环境现状，验证自然保护区管理成效，同时对提升自然保护区规范化管理水平具有重要意义。

（2）自然保护区保护状况评价体系整体构成

根据我国自然保护区特征，从面积适宜性、生境质量和开发干扰程度三个方面评价自然保护区的保护状况。面积适宜性，反映自然保护区核心区、缓冲区、实验区面积的组成情况，利用核心区面积比表示。生境质量反映自然保护区生境类型与主要保护对象的适宜程度，利用主要保护对象及其栖息地质量表示。开发干扰程度反映人类生产生活对自然保护区造成

干扰的程度，利用开发活动形成的用地类型表示。

生境质量指数根据自然保护区类型和保护对象特征对各类生境赋予不同的权重，得到各类生境质量指数。

①森林生态系统类型

森林生态系统类型自然保护区生境质量指数权重，见表 34。

表 34 森林生态系统类型自然保护区生境质量指数权重

	林地			草地			水域湿地				耕地		建筑用地			未利用地				
权重	0.40			0.18			0.23				0.08		0.01			0.10				
结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	河流	湖泊(库)	滩涂湿地	永久性冰川雪地	水田	旱地	城镇建设用地	农村居民点	其它建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾	其它未利用地
分权重	0.60	0.25	0.15	0.60	0.30	0.10	0.30	0.30	0.40	0.60	0.40	0.30	0.40	0.30	0.10	0.30	0.20	0.20	0.20	0.60

生境质量指数计算方法

生境质量指数= $A_{bio} \times (0.40 \times \text{林地} + 0.18 \times \text{草地} + 0.23 \times \text{水域湿地} + 0.08 \times \text{耕地} + 0.01 \times \text{建筑用地} + 0.10 \times \text{未利用地})$ /保护区总面积

式中： A_{bio} ——生境质量指数的归一化系数

②草原与草甸生态系统类型

草原与草甸生态系统类型自然保护区生境质量指数权重，见表 35。

表 35 草原与草甸生态系统类型自然保护区生境质量指数权重

	林地			草地			水域湿地				耕地		建筑用地			未利用地				
权重	0.18			0.40			0.23				0.08		0.01			0.10				
结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	河流	湖泊(库)	滩涂湿地	永久性冰川雪地	水田	旱地	城镇建设用地	农村居民点	其它建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾	其它未利用地
分权重	0.15	0.25	0.60	0.60	0.30	0.10	0.30	0.30	0.40	0.40	0.60	0.30	0.40	0.30	0.10	0.30	0.20	0.20	0.20	0.15

生境质量指数计算方法

生境质量指数= $A_{bio} \times (0.18 \times \text{林地} + 0.40 \times \text{草地} + 0.23 \times \text{水域湿地} + 0.08 \times \text{耕地} + 0.01 \times \text{建筑用地} + 0.10 \times \text{未利用地})$ / 保护区总面积

式中： A_{bio} ——生境质量指数的归一化系数

③荒漠生态系统类型

荒漠生态系统类型自然保护区生境质量指数权重，见表 36。

表 36 荒漠生态系统类型自然保护区生境质量指数权重

	林地			草地			水域湿地				耕地		建筑用地			未利用地				
权重	0.15			0.34			0.30				0.08		0.01			0.12				
结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	河流	湖泊(库)	滩涂湿地	永久性冰川雪地	水田	旱地	城镇建设用地	农村居民点	其它建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾	其它未利用地
分权重	0.1	0.50	0.40	0.50	0.30	0.20	0.30	0.30	0.40	0.30	0.70	0.30	0.40	0.30	0.10	0.30	0.20	0.20	0.20	0.1

生境质量指数计算方法

生境质量指数= $A_{bio} \times (0.15 \times \text{林地} + 0.34 \times \text{草地} + 0.30 \times \text{水域湿地} + 0.08 \times \text{耕地} + 0.01 \times \text{建筑用地} + 0.12 \times \text{未利用地})$ / 保护区总面积

式中： A_{bio} ——生境质量指数的归一化系数

④水域湿地生态系统类型

水域湿地生态系统类型自然保护区生境质量指数权重，见表 37。

表 37 内陆湿地和水域生态系统类型自然保护区生境质量指数权重

	林地			草地			水域湿地				耕地		建筑用地			未利用地				
权重	0.18			0.23			0.40				0.08		0.01			0.10				
结构类型	有林地	灌木林地	疏林地和其它林地	高覆盖度草地	中覆盖度草地	低覆盖度草地	河流	湖泊(库)	滩涂湿地	永久性冰川雪地	水田	旱地	城镇建设用地	农村居民点	其它建设用地	沙地	盐碱地	裸土地	裸岩石砾	其它未利用地
分权重	0.30	0.45	0.35	0.60	0.30	0.10	0.30	0.30	0.40	0.60	0.40	0.30	0.40	0.30	0.10	0.30	0.20	0.20	0.20	0.30

*水域湿地生态系统类型包括内陆湿地和水域生态系统类型和海岸带生态系统类型。

生境质量指数计算方法

生境质量指数= $A_{bio} \times (0.18 \times \text{林地} + 0.25 \times \text{草地} + 0.38 \times \text{水域湿地} + 0.08 \times \text{耕地} + 0.01 \times \text{建筑用地}$

$+ 0.10 \times \text{未利用地}) / \text{保护区总面积}$

式中： A_{bio} ——生境质量指数的归一化系数

⑤其他类型

表 38 其他类型自然保护区生境质量指数计算方法

类型	特征	生境适宜性指数计算方法
野生动物类型	保护对象以森林为主要生境	参照森林生态系统类型
	保护对象以草原草甸为主要生境	参照草原与草甸生态系统类型
	保护对象以荒漠为主要生境	参照荒漠生态系统类型
	保护对象以水域湿地为主要生境	参照水域湿地生态系统类型
野生植	保护对象以森林为主要生境	参照森林生态系统类型
	保护对象以草原草甸为主要生境	参照草原与草甸生态系统类型

物 类 型	保护对象以荒漠为主要生境	参照荒漠生态系统类型
	保护对象以水域湿地为主要生境	参照水域湿地生态系统类型
地 质 遗 迹 类 型	所处区域原生植被为森林	参照森林生态系统类型
	所处区域原生植被为草原草甸	参照草原与草甸生态系统类型
	所处区域原生植被为荒漠	参照荒漠生态系统类型
	所处区域原生植被为水域湿地	参照水域湿地生态系统类型
古 生 物 遗 迹 类 型	所处区域原生植被为森林	参照森林生态系统类型
	所处区域原生植被为草原草甸	参照草原与草甸生态系统类型
	所处区域原生植被为荒漠	参照荒漠生态系统类型
	所处区域原生植被为水域湿地	参照水域湿地生态系统类型

⑥验证及归一化系数

利用 2005、2008、2010 和 2012 年我国国家级自然保护区相关数据及本标准方法进行验证分析，得到自然保护区生态环境状况指数各指标的归一化系数，见表 39。

表 39 各类自然保护区评价指标归一化系数

指 标		归一化系数参考值
面积适宜指数		100
生 境 质 量 指 数	森林生态系统类型自然保护区	417.439962244292
	草原与草甸生态系统类型自然保护区	569.020067845182
	荒漠生态系统类型自然保护区	1146.3997531042
	水域湿地生态系统类型自然保护区	785.602693784825
开发干扰指数		520.4156088123

⑦分级方法

根据自然保护区保护状况指数，将保护状况分为五级，即：优、良、一般、较差、差，根据自然保护区保护状况指数的变化情况，将保护状况变化程度分为四级，即：无明显变化、

略有变化、明显变化和显著变化，根据分级预期及评价结果，采用 SPSS 的 K-means 统计聚类方法，确定各类阈值，见表 40 和表 41。

表 40 自然保护区保护状况指数分级

分级	优	良	一般	较差	差
指数	$75 \leq NEI$	$NEI < 75$	$35 \leq NEI < 55$	$20 \leq NEI < 35$	$NEI < 20$

表 41 自然保护区保护状况变化程度分级

分级	无明显变化	略有变化	明显变化	显著变化
变化值	$2 \leq \Delta NEI $	$2 < \Delta NEI \leq 5$	$5 < \Delta NEI \leq 10$	$ \Delta NEI > 10$

7.8 农产品主产区生态环境状况评价体系

(1) 必要性

2010 年国务院印发《全国主体功能区规划》（国发[2010]46 号），将全国主体功能区划分为优化开发区、重点开发区、限制开发区（包括农产品主产区和重点生态功能区）。农产品主产区规划从确保国家粮食安全和食物安全的大局出发，充分发挥各地区比较优势，重点建设“七区二十三带”。农产品主产区是指具备较好的农业生产条件，以提供农产品为主体功能，以提供生态产品、服务产品和工业品为其他功能，需要在国土空间开发中限制进行大规模高强度工业化城镇化开发，以保持并提高农产品生产能力的区域。国家层面农产品主产区的功能定位是：保障农产品供给安全的重要区域，农村居民安居乐业的美好家园，社会主义新农村建设的示范区。农产品主产区应着力保护耕地，稳定粮食生产，发展现代农业，增强农业综合生产能力，增加农民收入，加快建设社会主义新农村，保障农产品供给，确保国家粮食安全和食物安全。从确保国家粮食安全和食物安全的大局出发，开展农产品主产区生态环境状况评价，有助于了解农产品主产区生态环境现状，保障国家安全，提升农产品主产区规范化管理水平具有重要意义。

(2) 农产品主产区生态环境状况评价框架体系

指标体系是农产品主产区生态环境质量综合评价的根本条件和理论基础，其选取和建立是合理，将直接影响到评价结果的准确性和可靠性。农产品主产区生态环境质量评价涉及范围广、层次多，环境因素之间的关系复杂，选取的评价指标不仅需要反映主生产的生态环境实际状况，而且要注重不同时间和空间环境要素的相互比较及内在影响机制之间的联系等。指标选取要求指标概念明确，调查度量方便易行，同时是要求指标总数尽可能小，使调查度量经济可行。为此，筛选应遵循以下原则：（1）完整性原则，指标体系应能全面地反映农产品主产区生态环境各方面的状况；（2）简明性原则，指标概念明确易测易得；（3）重要性原则，指标应是诸领域诸方面的主要指标；（4）独立性原则，某些指标之间存在显著的相关性，反映的信息重复，应择优保留；（5）可评价性原则，指标均应为量化指标，并可用于地区之间的比较评价。

根据农产品主产区生态特征及主要生态问题，拟从农业保障、环境质量、生态供给、生态胁迫四个方面评价农产品主产区的生态环境状况。农业保障指数是指农产品主产区农业生产所涉及的耕地、园地、林地、水域湿地等面积、比例及其空间配置，包括了耕地面积比例、园地面积比例、林地面积比例、湿地面积比例等。生态供给指数指在一定时间和价格条件下愿意并能够出售的某种商品农产品的数量，包括了粮食供给、棉花供给、油料供给和蔬

菜供给等。环境质量指数指在农产品主产区环境的总体或环境的某些要素,对人群的生存和繁衍以及社会的经济发展的适宜程度,包括了大气环境质量、水环境质量、土壤环境质量等。生态胁迫指数指对维持农产品主产区生态系统稳定和良好演变不利的各种因素,主生态系统胁迫因素主要包括人口增长、农用物资施用、污染物排放和土地利用开发等。通过查阅相关文献和专家打分方法等方法相结合,从上述四个方面出发共初选 26 个指标。具体指标见表 42。

表 42 初选 26 个农产品主产区生态环境状况各指标

序号	指标	序号	指标
1	耕地面积比	14	灾害面积比例
2	园地面积比	15	有效灌溉面积比例
3	湿地面积比	16	水土治理、除涝、制碱面积比
4	建设用地面积比	17	土地复种指数
5	单位面积粮食作物产量	18	土壤肥力指数
6	单位面积经济作物产量	19	高效农业面积占比
7	单位面积蔬菜产量	20	农业产值密度
8	人均粮食作物产量	21	有机农产品占比
9	人均经济作物产量	22	农业面源污染物排放强度
10	人均蔬菜产量	23	农用物资施用强度
11	III类及优于III类水质达标率	24	化肥施用强度
12	优良空气质量达标率	25	人口密度
13	土壤环境质量达标率	26	主要污染物排放强度

根据农产品主产区的筛选原则,在原有的 26 个评价指标的基础上进行比较和筛选,初步选择采用以下 10 个指标进行农产品主产区生态环境状况评价,表 43。

编制组收集 20 个省(自治区)开展农产品主产区评价指标数据(2005-2012 年)收集和整理工作,最终整理了河北、江苏、广东等 15 省(自治区)103 县(区)农产品主产区相关数据。根据获取有效数据实际情况和数据初步整理分析,对农产品主产区生态环境评价指标体系中的部分评价指标进行了调整,去掉了单位面积经济作物产量这个指标。

表 43 农产品主产区生态环境状况各指标权重及类型

评价分指数	权重	各指数分指标	权重	类型
生态景观	0.30	耕地和园地面积比	1.00	正
环境质量	0.30	III类及优于III类水质达标率	0.30	正
		优良空气质量达标率	0.30	正
		土壤环境质量达标率	0.40	正
生态供给	0.20	单位面积粮食作物产量	0.50	正
		农业产值密度	0.50	正
生态胁迫	0.20	农业面源污染物排放强度	0.30	负
		农用物资施用强度	0.30	负
		人口密度	0.20	负
		土地利用开发强度	0.20	负

农产品主产区生态环境状况指数计算公式如下：

$$\begin{aligned}
 AEI = & 0.30 \times \text{耕地和园地面积比} \times 100 + \\
 & 0.30 \times (0.30 \times \text{III类及优于III类水质达标率} \times 100 + 0.30 \times \text{优良空气质量达标率} \times 100 + 0.40 \times \text{土壤环境质量达标率} \times 100) + \\
 & 0.20 \times (0.50 \times \text{单位面积粮食作物产量} \times A_{\text{ali}} + 0.50 \times \text{农业产值密度} \times A_{\text{val}}) + \\
 & 0.20 \times (100 - (0.3 \times \text{农业面源污染物排放强度} \times A_{\text{agr}} + 0.30 \times \text{农用物资施用强度} \times A_{\text{inp}}) + 0.2 \times \\
 & \text{人口密度} \times A_{\text{pop}} + 0.2 \times \text{土地利用开发强度} \times 100)
 \end{aligned}$$

式中，AEI—农产品主产区的生态环境状况指数

A_{ali} —单位面积粮食作物产量的归一化系数

A_{val} —农业产值密度的归一化系数

A_{agr} —农业面源污染物排放强度的归一化系数

A_{inp} —农用物资施用强度的归一化系数

A_{pop} —人口密度的归一化系数

(3) 验证及归一化系数

根据 2005-2012 年河北、江苏、广东等 15 省（自治区）74 县（区）农产品主产区相关数据以及本标准方法进行验证分析，得到农产品主产区生态环境状况指数各指标的归一化系数，见表 44。

表 44 农产品主产区生态环境质量评价指标归一化系数

指 标	归一化系数参考值
单位面积粮食作物产量	0.009748
农业产值密度	0.172275
农业面源污染物排放强度	0.003984
化肥施用强度	0.631961
人口密度	0.090221

(4) 分级方法

根据农产品主产区生态环境状况指数，将农产品生态环境状况分为五级，即：优、良、一般、较差、差，根据农产品主产区生态环境状况指数的变化情况，将农产品主产区生态环境状况变化程度分为五级，即：即无明显变化、略有变化（好或差）、明显变化（好或差）、显著变化（好或差），根据分级预期及评价结果，采用 SPSS 的 K-means 统计聚类方法，确定各类阈值，见表 44 和表 45。

表 44 农产品主产区生态环境状况指数分级

分级	优	良	一般	较差	差
指数	$75 \leq AEI$	$60 \leq AEI < 75$	$45 \leq AEI < 60$	$30 \leq AEI < 45$	$AEI < 30$

表 45 农产品主产区生态环境状况变化程度分级

分级	无明显变化	略有变化	明显变化	显著变化
变化值	$ \Delta AEI < 2$	$2 < \Delta AEI \leq 5$	$5 < \Delta AEI \leq 10$	$ \Delta AEI > 10$

7.9 标准验证评价分析

为了验证评价方法的确定性，分析评价结果与实际情况的相符程度，编制组进行了多层次、多尺度、多时段的验证评价分析。在国家/省域/县域尺度上，根据修订后的评价方法，对 2005-2010 年间我国生态环境质量状况进行分析；生态功能区生态环境评价方面，利用本标准的生态功能区评价方法对 2012 年我国 26 个重要生态功能区的生态环境状况进行评价分析；城市生态环境质量评价方法，收集了 2005-2011 年间京津冀地区、长三角地区、珠三角地区、辽中南地区、重庆市和西宁市，共 41 个城市的相关数据，对主要城市群城市生态环境质量进行分析；自然保护区保护状况验证评价中，选择了 2005、2008、2010、2012 年间我国国家级自然保护区的有关数据，利用标准中的方法进行分析，得到四年间我国自然保护区的生态环境保护状况及变化趋势分析；农产品主产区生态环境质量状况评价方法验证中，选择了河北、江苏、广东等 15 省 103 县（区）农产品主产区进行验证分析。

为了验证本标准的评价方法在省域尺度上适用性，又选择了青海、辽宁和浙江三个省对该标准的评价方法在本省域内进行“全评价”验证，分析评价方法的实用性、可行性，同时分析评价结果与实地的相符程度。

为了调研利用本标准评价的生态环境质量状况与实地的相符情况，同时，调研标准的可操作性、实用性、科学性，编制组采用函审的方式，选择新疆、贵州、内蒙古、广东、四川等 17 个省的专家对验证评价结果进行函审。绝大部分专家认为本标准评价方法整体框架

科学合理，可操作性强，评价结果与本区域生态环境状况相符性好。

8.对实施本标准的建议

本标准是区域生态环境质量综合评价的重要依据，对我国国家、省域、县域生态环境质量以及城市/城市群、生态功能区、自然保护区、农产品主产区等生态专题生态环境质量评价具有重要的指导意义。为保证本标准的有效实施，建议环保部门加强生态环境监测评价技术和方法的培训，保证各级监测部门遵循一致的评价标准对本辖区生态环境质量状况进行评价，为环境保护管理决策提供有效支撑；建议加大标准的宣传力度，扩大标准的影响力，促进标准在科研以及其他领域的应用；建议定期公布生态环境状况评价结果，满足民众的生态环境知情权，提高全民的生态环境保护意识。

参考文献:

- [1] Borken W, Savage K, Davidson EA, Turmbore SE, Effects of experimental drought on soil respiration and radiocarbon efflux from a temperate forest soil, *Global Change Biology*, 2006, 12, 177-193.
- [2] Breshears DD, Allen CD, The importance of rapid, disturbance-induced losses in carbon management and sequestration, *Global Ecology and Biogeography*, 2002, 11, 1-5.
- [3] Buckley TN. The control of stomata by water balance. *New Phytologist*, 2005, 168, 275-778.
- [4] CHEN Yanli, LONG Bujun, PAN Xuebiao et al. Differences between MODIS NDVI and AVHRR NDVI in monitoring grasslands change, *Journal of Remote Sensing*, 2011, 15(4): 831-845.
- [5] Chust, G, Ducrot, D, Pretus, J.Ll, Land cover mapping with patch-derived landscape indices. *Landscape Urban Plann.* 2004, 69, 437-449.
- [6] Clark JM, Chapman PJ, Adamson JK, Lane S, Influence of drought-induced acidification on the mobility of dissolved organic carbon in peat soils. *Global Change Biology*, 2005, 11, 791-809.
- [7] Costanza R, D'ArgeR, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387: 253~260.
- [8] CRAIG D A, ALISON K M, HAROUN C, et al. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 2010, 259 (4): 660-684.
- [9] Dong Jinwei, Liu Jiyan, Shi Wenjiao, China's Sloping Land Conversion Program at the Beginning of 21st Century and Its Habitat Suitability in Typical Region of Loess Plateau, *Journal of Resource and Ecology*, 2010, 1 (1): 36-44.
- [10] FAO. International Standards for Phytosanitary Measures——Pest Risk Analysis for Quarantine Pests Including Analysis of Environmental Risks and Living Modified Organisms[Z]. Rome, 2004: ISPM No.11.
- [11] FENSHAN R J, FAIRFAX R J, WARD D P. Drought-induced tree death in savanna. *Global Change Biology*, 2009, 15 (2): 380-387.
- [12] FENSHOLT R, RASMUSSEN K, THEIS T N, et al. Evaluation of earth observation based long term vegetation trends-intercomparing NDVI time series trend analysis consistency of Sahel from AVHRR GIMMS, Terra MODIS and SPOT VGT data. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113 (9): 1886-1898.
- [13] Gretchen C. Daily1, 欧阳志云, 郑华.保障自然资本与人类福祉: 中国的创新与影响, *生态学报*, 2013, 33 (3): 669-676.
- [14] Guidelines for Ecological Risk Assessment, U.S. Environmental Agency Washington, DC, 1998.
- [15] He Lihuan, Dong Guihua, Wang Weiming et al. Object-based change detection in rapid urbanization regions with remotely- sensed observations: a case study of Shenzhen, China.2013 SPIE Meeting: 88931W.
- [16] Hualou Long, Xiuqing Wu, Wenjie Wang et al. Analysis of Urban-Rural Land-Use Change during 1995-2006 and Its Policy Dimensional Driving Forces in Chongqing, China, *Sensors*, 2008, 8, 681-699.
- [17] Hualou Longa, Yansui Liua, XiuqinWub et al. Spatio-temporal dynamic patterns of farmland and rural settlements in Su-Xi-Chang region: Implications for building a new countryside in

- coastal China, *Land Use Policy*, 2009, 26: 322-333.
- [18] Ian J. Bateman, Georgina M. Mace, Carlo Fezzi, et al, *Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments*[J], *Environ Resource Econ*, 2010, 10.1007.
- [19] Leo Posthuma, Glenn W. Suter II, Theo P. Traas, LEWIS PUBLISHERS, 2002.
- [20] Mark Crane, Michael C. Newman, Peter F. Chapman et al, *Risk Assessment with Time to Event Models*, LEWIS PUBLISHERS, 2002.
- [21] Per Bolund, Sven Hunhammar. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 1999, 29: 293-301.
- [22] Risk Assessment and Management Committee, Aquatic Nuisance Species Task Force. The Generic Nonindigenous Aquatic Organisms Risk Analysis Review Process[R]. Washington, DC: 1996.
- [23] Teodoro Lasanta, Jos´e C. Gonz´alez-Hidalgo, Sergio M. Vicente-Serrano et al. Using landscape ecology to evaluate an alternative management scenario in abandoned Mediterranean mountain areas, *Landscape and Urban Planning*, 2006, 78, 101-114.
- [24] The Synthesis of the Key Findings for the UK National Ecosystem Assessment[R], 2011UK National Ecosystem Assessment, [http: //uknea.unep-wcmc.org/](http://uknea.unep-wcmc.org/).
- [25] The Technical Report of UK National Ecosystem Assessment[R], 2011UK National Ecosystem Assessment, [http: //uknea.unep-wcmc.org/](http://uknea.unep-wcmc.org/).
- [26] United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Uk National Ecosystem Assessment Understanding nature’s value to society Technical Report, Information Press, Oxford, 2011.
- [27] Wang Lingzhi, Long Hualou, Liu Huiqing et al, Analysis of the Relationship between Drought-Flood Disasters and Land-Use Changes in West Jilin, China, *Disaster advances*, 2012, 5 (4): 652-658.
- [28] Wang Yeyao, Wang Weimin, Yang Lijun et al. Two-Stage algorithm for cloud detection with ZY-1 02C multi-spectral measurements. 2013 SPIE Meeting: 889012.
- [29] Xiaohui Liu, Guihua Dong, Yuan Zhang, et al. Contribution to the Global Warming Mitigation of Marshlands Conversion to Croplands in the Sanjiang Plain, Northeast China, *Clean Soil Air Water*, 2013, 41 (4): 319-324.
- [30] Xiaohui Liu, Guihua Dong, Xigang Wang et al. Characterizing the spatial pattern of marshlands in the sanjiang Plain, Northeast China, *Ecological Engineering*, 2013, 53: 335-342.
- [31] 白可喻, 戎郁萍, 杨云卉, 等. 北方农牧交错带草地生物多样性与草地生产力和土壤状况的关系, 2013, 32 (1): 22-26.
- [32] 白杨, 郑华, 庄长伟, 欧阳志云. 基于 InVEST 模型的生态系统服务评估及其调控——以白洋淀流域为例. *生态学报*, 2013, 33 (3): 711-717.
- [33] 蔡运龙, 土地利用/土地覆被变化研究: 寻求新的综合途径. *地理研究*, 2001, 20 (6): 645-652.
- [34] 蔡玉秋, 杨鑫. 农业生态环境质量评价问题研究. *生态经济*, 2013, 02: 175-177.
- [35] 陈晨, 王文杰, 王维, 等. 九龙江流域生态健康评价及管理对策. *湖南科技大学学报(自然科学版)*, 2012, 28 (3): 121-128.
- [36] 陈涛, 徐瑶. 基于 GIS 和生态足迹模型的中国可持续发展状况评价. *遥感信息*, 2006, 3, 73-76.
- [37] 陈燕丽, 龙步菊, 潘学标, 等. 基于 MODIS NDVI 和气候信息的草原植被变化监测. 应

- 用气象学报, 2010. 21 (2): 229-236.
- [38] 陈永富, 刘华, 邹文涛, 等. 三江源高寒湿地动态变化趋势分析. 林业科学, 2012, 48 (10): 70-76.
- [39] 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值. 科学通报, 2000, 45 (1): 17-19.
- [40] 陈卓奇, 邵全琴, 刘纪元, 等. 基于 MODIS 的青藏高原植被净初级生产力研究. 中国科学: 地球科学, 2012, 42 (3): 402-410.
- [41] 陈惠, 张春桂, 王加义. 福建省农业生态环境质量评价方法研究. 2010, 29: 222-225.
- [42] 程忠炎. 农业生态环境质量评价的指标系列. 上海环境科学, 1988, 10: 37-38.
- [43] 褚晋, 高巍, 王俭. 农业生态环境质量评价指标的确定. 黑龙江生态工程职业学院学报, 2007, 02: 18-19.
- [44] 崔立昌. 矿山生态环境影响评价及恢复对策研究——以石灰矿山开采为例. 河北师范大学硕士研究生学位论文, 2003.
- [45] 崔晓伟, 张磊, 朱亮, 等. 三峡库区开县蓄水前后景观格局变化特征. 农业工程学报, 2012, 28 (4): 227-234.
- [46] 丁晖, 石碧清, 徐海根. 外来物种风险评估指标体系和评估方法. 生态与农村环境学报, 2006, 22 (2): 92-96.
- [47] 丁明军, 张镔铨, 刘林山, 等. 1982—2009 年青藏高原草地覆盖度时空变化特征. 自然资源学报, 2010, 25 (12): 2114-2121.
- [48] 董贵华, 哈力·木拉提, 何立环, 等. CBERS-2B 数据提取平原区细小地物系数的方法探讨. 中国环境监测, 2009, 25 (6): 71-73.
- [49] 董贵华, 何立环, 刘海江, 等. “十一五”期间我国陆域生态系统评估. 中国科技成果, 2013 年第 08 期.
- [50] 董贵华, 何立环, 刘海江, 等. 生态系统管理中生态环境评价的关键问题. 中国环境监测, 2013, 29 (2): 41-45.
- [51] 董贵华, 张建辉, 赵晓军, 等. 近期我国生态环境状况变化趋势分析研究. 中国环境监测, 2008, 24 (2): 50-54.
- [52] 董满宇, 江源, 任斐鹏, 等. 近 50 年来北方农牧交错带气温变化趋势及突变分析. 中国沙漠, 2010, 30 (4): 926-932.
- [53] 董卫武, 康玉仙, 胡九华, 等. 南昌市郊区农业环境质量评价研究. 江西农业大学学报, 1985, 01: 43-50.
- [54] 杜锁军, 谢东俊, 殷益敏. 城市生态环境安全评价研究. 干旱环境监测, 2006, 20 (4): 211-214.
- [55] 樊杰. 玉树地震灾后恢复重建: 资源环境承载能力评价. 科学出版社, 2010.
- [56] 樊江文, 邵全琴, 刘纪远, 等. 1988—2005 年三江源草地产草量变化动态分析. 草地学报, 2010, 18 (1): 5-10.
- [57] 范翻平, 赖格英. 流域生态风险评估和流域管理新方法探析. 科协论坛, 2009 (8): 129-131.
- [58] 范锦龙, 张艳, 李贵才, 等. 北方农牧交错带中部区域气候变化特征. 气候变化研究进展, 2007, 3 (2): 91-94.
- [59] 冯琦胜, 高新华, 黄晓东, 等. 2001—2010 年青藏高原草地生长状况遥感动态监测. 兰州大学学报 (自然科学版), 2011, 47 (4): 75-90.
- [60] 傅伯杰, 刘世梁, 马克明. 生态系统综合评价的内容与方法. 生态学报, 2001, 21 (11): 1886-1892.
- [61] 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 等. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全. 地球科学

- 进展, 2009, 24 (6): 571-576.
- [62] 傅伯杰. 生态系统综合评价的内容与方法. 生态学报, 2001, 21 (11): 1886-1892.
- [63] 高吉喜, 栗忠飞. “资源诅咒”现象分析及其对策. 生态与农村环境学报, 2013, 29 (1): 1-7.
- [64] 高吉喜, 张向晖, 姜昀, 等. 流域生态安全评价关键问题研究. 科学通报, 第 52 卷增刊.
- [65] 高吉喜. 西部生态环境问题及对策建议. 环境科学研究, 2005, 18 (3): 49-53.
- [66] 高吉喜. 区域生态学基本理论探索, 中国环境科学, 2013, 33 (7): 1252-1262.
- [67] 高峻, 宋永昌. 基于遥感和 GIS 的城乡交错带景观演变研究——以上海西南地区为例. 生态学报, 2003, 23 (4): 807-813.
- [68] 高奇, 师学义, 张琛等. 县域农业生态环境质量动态评价及预测. 农业工程学报, 2014, 30(5): 228—237.
- [69] 高树臣, 喻锋. 国际生态系统管理研究发展趋势, 国土资源情报, 2009, 2.
- [70] 高永年, 高俊峰, 许妍. 太湖流域水生态功能区土地利用变化的景观生态风险效应, 自然资源学报, 2010, 25 (7): 1088-1096.
- [71] 高军, 钱谊, 蒋明康. 自然保护区及其周边地区建设项目的环境管理技术研究. 中国环境科学出版社.
- [72] 关博, 崔国发, 朴正吉. 自然保护区野生动物保护成效评价研究综述. 世界林业研究, 2012, 25 (6): 40-44.
- [73] 高占平. 北京山区生态退化与生态修复规划研究, 首都师范大学硕士学位论文, 2009.
- [74] 官冬杰, 苏维词. 城市生态系统健康评价方法及其应用研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(10): 1716~1722.
- [75] 邝奕轩, 杨芳. 对我国城市化进程引入生态环境质量评价的思考[J]. 国土与自然资源研究, 2005, 2: 54~55.
- [76] 龚建周, 夏北成. 城市生态安全评价及部分城市生态安全态势比较, 安全与环境学报, 2006, 6 (3), 116-119.
- [77] 郭建平, 李凤霞. 中国生态环境评价研究进展, 气象科技, 2007, 35 (2): 227-231.
- [78] 郭建平, 等. 中国生态环境评价研究进展, 气象科技, 2007, 35 (2): 227-231.
- [79] 国家环境保护总局. 生态环境状况评价技术规范 (HJ/T 192—2006), 中国环境科学出版社, 2006, 5.
- [80] 国家环境保护总局. 国家级自然保护区总体规划大纲, 2002.
- [81] 国家环境保护局. 自然保护区类型与级别划分原则, 1993.
- [82] 国务院. 全国主体功能区规划, 2010.
- [83] 高辰晶. 河北省生态环境质量变化及其影响因素研究. 河北师范大学, 2014.
- [84] 哈力木拉提, 董贵华, 何立环, 等. 新疆伊犁州 2000—2005 年生态环境质量变化评价与分析. 中国环境监测, 2009, 25 (1): 98-101.
- [85] 何立环, 董贵华, 刘海江等. 生态环境监测技术. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- [86] 侯鹏, 王桥, 房志. 国家生态保护重要区域植被长势遥感监测评估. 生态学报, 2013, 33 (3): 780-788.
- [87] 侯学会, 牛铮, 高帅, 等. 基于 SPOT-VGT NDVI 时间序列的农牧交错带植被物候监测. 农业工程学报, 2013, 29 (1): 142-151.
- [88] 侯钰荣, 安沙舟, 刘建军. 断流 34 年后塔里木河干流景观现状分析, 断流 34 年后塔里木河干流景观现状分析. 新疆农业科学, 2009, 46 (3): 578-581.
- [89] 胡和兵, 刘红玉, 郝敬锋, 等. 流域景观结构的城市化影响与生态风险评价. 生态学报,

- 2001, 31 (12): 3432-3440.
- [90] 胡云锋, 刘纪远, 齐永青, 等. 内蒙古农牧交错带生态工程成效实证调查和分析. 地理研究, 2010, 29 (8): 1453-1460.
- [91] 环境保护部, 中国科学院. 全国生态功能区划. 2008.
- [92] 黄宝荣, 欧阳志云, 张慧智. 中国省级行政区生态环境可持续性评价. 生态学报, 2008, 28 (1): 327-337.
- [93] 黄宝荣, 欧阳志云, 郑华, 等. 生态系统完整性内涵及评价方法研究综述. 应用生态学报, 2006, 17 (11): 2196-2202.
- [94] 黄宝荣, 等. 中国省级行政区生态环境可持续性评价. 生态学报, 2008, 28 (1): 327-337.
- [95] 黄慧萍, 吴炳方. 地物提取的多尺度特征遥感应用分析. 遥感技术与应用, 2003, 18 (5): 276-281.
- [96] 黄麟, 刘纪远, 邵全琴. 近 30 年来长江源头高寒草地生态系统退化的遥感分析——以青海省治多县为例. 资源科学, 2009, 31 (5): 884-895.
- [97] 黄麟, 邵全琴, 刘纪远, 等. 近 30 年来青海省三江源区草地的土壤侵蚀时空分析. 地球信息科学学报, 2011, 13 (1): 12-21.
- [98] 黄青, 任志远. 论生态承载力与生态安全. 干旱区资源与环境, 2004, 18 (2): 11-17.
- [99] 黄秋昊, 蔡运龙, 王秀春. 我国西南部喀斯特地区石漠化研究进展. 自然灾害学报, 2007, 16 (2): 106-111.
- [100] 贾良清, 欧阳志云. 区域生态监测的概念、方法与应用. 城市环境与城市生态, 2004, 17 (4): 7-9.
- [101] 姜立鹏, 覃志豪, 谢雯, 等. 中国草地生态系统服务功能价值遥感估算研究. 自然资源学报, 2007, 22 (2): 161-169.
- [102] 景跃军, 陈英姿. 关于资源承载力的研究综述及思考. 中国人口 资源与环境, 2006, 16 (5): 11-14.
- [103] 吉玉碧, 谢锋, 谭红, 等. 基于 GIS 的贵州省农业土壤环境质量评价. 贵州农业科学, 2006, 01: 15-17.
- [104] 李锋, 王如松, 胡聃. 城市可持续发展评价方法及其应用[J]. 生态学报, 2007, 27(11): 4793~4802
- [105] 李洪文, 阴秀琦, 杨湘奎. 环境地质灾害与可持续发展. 黑龙江水专学报, 2006, 33 (1): 105-107.
- [106] 李慧静, 包玉海, 包刚, 等. 基于 MODIS-NDVI 的内蒙古植被变化遥感监测. 测绘科学, 2009, 34 (5): 25-51.
- [107] 李茂松, 李森, 李育慧. 中国近 50 年洪涝灾害灾情分析. 中国农业气象, 2004, 25 (1) .
- [108] 李敏敏, 延军平. 华北段农牧交错带气候变化特征及其响应. 干旱区资源与环境, 2013, 27 (5): 100-106.
- [109] 李平, 李秀彬, 刘学军. 我国现阶段土地利用变化驱动力的宏观分析. 地理研究, 2001, 20 (2): 129-138.
- [110] 李朴芳, 赵旭喆. 程正国, 等. 第二届生态系统评估与管理 (EAM) 国际会议综述. 生态学报, 2011, 31 (9) .
- [111] 李世东, 张大红, 翟洪波. 生态综合指数及其在生态状况评估中的应用研究. 自然资源学报, 2006, 21 (5): 782-789.
- [112] 李文华, 张彪, 谢高地. 中国生态系统服务研究的回顾与展望. 自然资源学报, 2009, 24 (1): 1-10.

- [113] 李霞, 侯平, 杨鹏年. 塔里木河下游胡杨对水分条件变化的响应[J]. 干旱区研究, 2006, 23 (1): 26-31.
- [114] 李屹峰, 罗跃初, 刘纲, 欧阳志云. 土地利用变化对生态系统服务功能的影响——以密云水库流域为例. 生态学报, 2013, 33 (3): 726-736.
- [115] 李世东, 闵庆文, 陈应发等. 生态状况判断的理论基础及在中国的应用, 生态环境, 2006, 15 (4): 838-843.
- [116] 李连英, 李崇光. 中国特色农产品流通现代化的主要问题与对策. 中国流通经济, 2012, 02: 21-26.
- [117] 李超, 沙文生, 闵颖, 等. 区域农业生态环境质量评价——以江苏省为例. 生态经济(学术版), 2009, 01: 200-203.
- [118] 梁鹏. 英国环境管理的经验与借鉴. 环境保护, 2012, 1: 88-91.
- [119] 林玉洁. 绿色贸易壁垒对中国农产品出口的影响与对策分析. 对外经贸, 2012, 11: 24-26.
- [120] 刘丰, 刘静玲, 张婷, 等. 白洋淀近 20 年土地利用变化及其对水质的影响, 农业环境科学学报, 2010, 29 (10): 1868-1875.
- [121] 刘海江, 张建辉, 何立环, 等. 我国县域尺度生态环境质量状况及空间格局分析. 中国环境监测, 2010, 26 (6): 62-65.
- [122] 刘芳, 张红旗. 我国农产品主产区土地可持续利用评价. 自然资源学报, 2012, 27(7): 1138-1153.
- [123] 刘红, 王慧, 张兴卫. 生态安全评价研究述评. 生态学杂志, 2006, 25 (1): 74-78.
- [124] 刘纪远, 徐新良, 邵全琴. 近 30 年来青海三江源地区草地退化的时空特征, 地理学报, 2008, 63 (4): 364-376.
- [125] 刘纪远, 张增祥, 徐新良, 等. 21 世纪初中国土地利用变化的空间格局与驱动力分析, 地理学报, 2009, 64 (12): 1411-1420.
- [126] 刘纪远, 邓祥征. LUCC 时空过程研究的方法进展, 2009, 54 (21):
- [127] 刘纪远, 邵全琴, 樊江文. 三江源区草地生态系统综合评估指标体系. 地理研究, 2009, 28 (2): 273-283.
- [128] 刘建军, 王文杰, 李春来. 生态系统健康研究进展. 环境科学研究, 2002, 15 (1): 41-44.
- [129] 刘建军. 基于 RS 的荒漠景观空间格局的研究. 干旱环境监测, 2000, 14(2): 81-127.
- [130] 刘军会, 高吉喜. 北方农牧交错带界线变迁区的土地利用与景观格局变化, 农业工程学报, 2008, 24 (11): 76-82.
- [131] 刘军会, 高吉喜, 王文杰. 青藏高原植被覆盖变化及其与气候变化的关系. 山地学报, 2013, 31 (2): 234-242.
- [132] 刘明华, 董贵华. 城市生态系统健康评价指标体系的构建——以秦皇岛市生态系统为例. 中国疗养医学, 2005, 14 (3): 161-164.
- [133] 刘明华, 董贵华. RS 和 GIS 支持下的秦皇岛地区生态系统健康评价. 地理研究, 2006, 25 (5): 930-938.
- [134] 刘瞳, 黄河清, 闫慧敏, 等. 北方农牧交错区降水过程的持续性特征与干旱发生趋势, 2012, 34 (5): 940-947.
- [135] 刘晓辉, 吕宪国, 董贵华. 分维模型在土地利用研究中的应用, 2008, 28(6): 765-769.
- [136] 刘孝富, 潘英姿, 曹晓红, 等. 旱灾对石漠化影响评估及灾后石漠化防治分区. 环境科学研究, 2012, 25 (8): 882-889.
- [137] 刘瑛, 高甲荣, 崔强, 等. 4 种国外河溪健康评价方法述评. 水土保持通报, 2009,

- 29 (3): 40-44.
- [138] 刘芳.基于县域的我国农产品主产区土地可持续利用评价研究.中国科学院研究生院,2011.
- [139] 卢晓杰,张克斌,李瑞.我国北方农牧交错带气候对植被的影响.水土保持研究,2007,146(6):188-191.
- [140] 路璐,胡胜德.农业生态环境影响因素分析及评价指标体系的构建.2012,10(3):12-14.
- [141] 罗海江,方修琦,白海玲,等.中国区域生态系统生产能力指数变化原因分析.中国环境监测,2009,25(3):77-81.
- [142] 罗文泊,盛连喜.生态监测与评价.北京:化学工业出版社,2011.
- [143] 罗锋,牛宝俊.国际农产品价格波动对国内农产品价格的传递效应——基于VAR模型的实证研究.国际贸易问题,2009,06:16-22.
- [144] 马娜,刘越,胡云锋,等.内蒙古浑善达克沙地南部草地盖度探测及其变化分析.遥感技术与应用,2012,27(1):128-133.
- [145] 马喜君,马海亮.淮南市城市生态足迹分析[J].环境监测管理与技术,2009,21(1):58-61.
- [146] 梅卓华,张军.南京市城市生态监测的指标体系[J].环境监测管理与技术,2004,16(4):45-45.
- [147] 蒙吉军,王钧.20世纪80年代以来西南喀斯特地区植被变化对气候变化的响应.地理研究,2007,26(5):857-866.
- [148] 蒙晓,李晶,任志远,等.草地退化后陕北农牧交错带生态系统重建模式研究.水土保持通报,2011,31(3):140-162.
- [149] 孟伟,张远,郑丙辉,等.生态系统健康理论在流域水环境管理中应用研究的意义、难点和关键技术.环境科学学报,2007,27(6):906-910.
- [150] 孟丽静,李彦丽.迁西县农业生态环境质量综合评价.国土与自然资源研究,2005,03:39-40.
- [151] 穆少杰,李建龙,陈奕兆,等.2001—2010年内蒙古植被覆盖度时空变化特征.地理学报,2012,67(9):1255-1268.
- [152] 倪绍祥.土地利用/覆盖变化研究的几个问题.自然资源学报,2005,20(6):932-937.
- [153] 牛振国,张海英,王显成,等.1978—2008年中国湿地类型变化,2012,57(16):1400-1411.
- [154] 欧阳志云,徐卫华,王学志.汶川大地震对生态系统的影响.生态学报,2008,28(12):5801-5809.
- [155] 庞治国,王世岩,胡明罡.河流生态系统健康评价及展望.中国水利水电科学研究院学报,2006,4(2):151-155.
- [156] 彭建,等.生态足迹分析应用于区域可持续发展生态评估的缺陷.生态学报,2006,26(8):2716-2722.
- [157] 彭天杰.苏联生态环境的保护与研究.环境科学丛刊,1989(5):1-86.
- [158] 秦彦杰,刘欣,武爱彬,等.河北省生态环境脆弱区及保护对策.国土与自然资源研究,2013,3,46-47.
- [159] 强虹.泥河沟流域农业生态环境质量评价.西北农林科技大学,2004.
- [160] 曲格平.关注生态安全之二:影响中国生态安全的若干问题.环境保护,2002,7:3-6.
- [161] 曲格平.关注生态安全之三:中国生态安全的战略重点和措施.环境保护,2002,8:3-5.

- [162] 曲格平. 关注生态安全之一: 生态环境问题已经成为国家安全的热门话题. 环境保护, 5, 3-5.
- [163] 冉圣宏, 吕昌河, 贾克敬. 基于生态服务价值的全国土地利用变化环境影响评价. 环境科学, 2006, 27 (10): 2139-2144.
- [164] 饶丽娜, 马礼. 北方农牧交错带不同土地利用方式对土壤养分的影响——以沽源县为例. 2012, 40 (5): 3072-3074.
- [165] 任海, 邬建国, 彭少麟, 等. 生态系统管理的概念及其要素. 应用生态学报, 2000, 11 (3): 455-458.
- [166] 任海, 等. 生态系统管理的概念及其要素. 应用生态学报, 2000, 11 (3): 455-458.
- [167] 任健, 蒋名淑, 商兆堂, 等. 太湖蓝藻暴发的气象条件研究. 气象科学, 2008, 28 (2): 221-226.
- [168] 任平, 洪步庭, 周介铭. 长江上游农业主产区耕地生态安全评价与空间特征研究. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(12): 65-69.
- [169] 尚志海, 刘希林, 等. 自然灾害生态环境风险及其评价——以汶川地震极重灾区次生泥石流灾害为例. 中国安全科学学报, 2010, 20 (9): 3-8.
- [170] 邵全琴, 赵志平, 刘纪远, 等. 近 30 年来三江源地区土地覆被与宏观生态变化特征. 地理研究, 2010, 29 (8): 1439-1451.
- [171] 时忠杰, 高吉喜, 徐丽宏, 等. 内蒙古地区近 25 年植被对气温和降水变化的影响. 生态环境学报, 2011, 20 (11): 1594-1601.
- [172] 时忠杰, 高吉喜, 徐丽宏, 等. 内蒙古地区近 25 年植被对气温和降水变化的响应. 生态环境学报, 2011, 20 (11): 1594-1601.
- [173] 时忠杰, 高吉喜, 徐丽宏, 等. 内蒙古地区近 25 年植被对气温和降水变化的影响. 生态环境学报, 2011, 20 (11): 1594-1601.
- [174] 宋静, 刘胜娅, 王会肖, 等. 基于生态足迹法的镇赉县生态环境现状评价. 2013, 11 (3): 39-42.
- [175] 宋静, 王会肖, 王飞. 生态环境质量评价研究进展及方法评述. 环境科学与技术, 2013, 36 (12): 448-454.
- [176] 宋永昌, 戚仁海, 由文辉, 等. 生态城市的指标体系与评价方法[J]. 城市环境与城市生态, 1999, 12(5): 16~19.
- [177] 宋炜, 等. 遥感监测干旱的方法综述. 中国西南科技, 2011, 10 (13): 42-43.
- [178] 孙成明, 孙政国, 穆少杰, 等. 基于 MODIS 的植被指数模型及其在草地生态系统中的应用. 中国农学通报, 2011, 27 (22): 84-88.
- [179] 孙志高, 刘景双. 三江自然保护区湿地生态系统生态评价. 农业系统科学与综合研究, 2008, 24 (2): 43-48.
- [180] 田汉勤, 徐小锋, 宋霞. 干旱对陆地生态系统生产力的影响. 植物生态学报, 2009, 31 (2): 231-241.
- [181] 唐婷, 李超, 吕坤, 等. 江苏省区域农业生态环境质量的时空变异分析. 水土保持学报, 2012, 03: 272-276.
- [182] 唐婷. 区域农业生态环境质量与生态经济的时空变化研究. 南京农业大学, 2012.
- [183] 汤洁, 林年丰, 卞建民. 农业生态地质环境质量综合评价——以吉林省乾安县为例. 世界地质, 1999, 02: 92-97.
- [184] 万本太. 浅谈国家环境监测网建设. 中国环境监测, 2011, 27 (6): 1-4.
- [185] 万本太. 生态文明建设评价的思考. 中国环境报, 2011, 12, 9: 002.
- [186] 万本太. 中国生态环境质量评价研究. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.

- [187] 万本太,等. 国家生态安全综合评价研究. 环境科学研究, 2008, 21 (4): 59-62.
- [188] 万本太,等. 生态多样性综合评价方法研究. 生物多样性, 2007, 15 (1): 97-106.
- [189] 汪思龙,赵士洞. 生态系统途径——生态系统管理的一种新理念. 应用生态学报, 2004, 15 (12): 2364-2368.
- [190] 王滨滨,刘静玲,张婷,等. 白洋淀湿地景观斑块时空变化研究. 农业环境科学学报, 2010, 29 (10): 1857-1867.
- [191] 王浩,秦大庸,王研,等. 西北内陆干旱区生态环境及其演变趋势. 水利学报, 2004, 第8期, 8-14.
- [192] 王冲,陈旭. 农产品价格上涨的原因与流通改革的思路探讨. 中国软科学, 2012, 04: 11-17.
- [193] 王洪梅. 水电开发对河流生态系统服务及人类福利综合影响评价——以四川省杂谷脑河水电开发为例. 中国科学院研究生院博士学位论文, 2007.
- [194] 王宏伟,张小雷,乔木等. 基于 GIS 的伊犁河流域生态环境质量评价与动态分析, 干旱区地理, 2008, 31 (2): 215-221.
- [195] 王金平,高峰,张志强,等. 国际生态系统研究发展态势文献计量分析. 地球科学进展, 2010, 25[10].
- [196] 王丽梅,孟范平,郑纪勇,等. 黄土高原区域农业生态系统环境质量评价. 应用生态学报, 2004, 03: 425-428.
- [197] 王娟,李宝林,余万里,近 30 年内蒙古自治区植被变化趋势及影响因素分析. 干旱区资源与环境, 2012, 26 (2): 132-138.
- [198] 王钧,蒙古军. 1981—2000 年内蒙古中部地区植被净初级生产量变化研究. 北京大学学报(自然科学版), 2009, 45 (1): 158-164.
- [199] 王丽霞,任志远,薛亮. 区域生态安全与生态足迹对比研究——以陕北延安地区为例. 地域研究与开发, 2006, 25 (5): 108-111.
- [200] 王孟本. “生态环境”概念的起源与内涵. 生态学报, 2003, 23 (9): 1910-1914.
- [201] 王鹏,魏信,乔玉良,多尺度下汾河流域生态环境质量评价与时序分析. 遥感技术与应用, 2011, 26 (6) .
- [202] 王鹏. 汾河流域生态环境质量评价与分析. 太原理工大学, 2011.
- [203] 王强,康慕谊,戴诚. 1990 年至 2010 年农牧交错带冀蒙接壤区土地退化特点及影响因素分析. 资源科学, 2012, 34 (8): 1508-1517.
- [204] 王如松. 生态环境内涵的回顾与思考. 热点词 难点词纵横谈, 2005, 7 (2): 28-31.
- [205] 王若凡,南忠仁. 基于景观生态学的黑河流域生态风险评价. 安全与环境学报, 2013, 13 (6): 133-137.
- [206] 王若凡,南忠仁. 基于景观生态学的黑河流域生态风险评价. 安全与环境学报, 2013, 13 (6): 133-137.
- [207] 王世新,周艺,魏成阶,等. 汶川地震重灾区堰塞湖次生灾害危险性遥感评价. 遥感学报, 2008, 12 (6): 900-907.
- [208] 王小丹. 主体功能区划背景下广东省土地生态安全评价. 南京大学, 2013.
- [209] 王维,王文杰,李俊生,等. 基于归一化差值植被指数的极端干旱气象对西南地区生态系统影响遥感分析. 环境科学研究, 2010, 23 (12): 1448-1455.
- [210] 王文杰,张哲,王维,等. 流域生态系统健康评价框架及其评价方法体系研究(一)——框架和指标体系. 环境工程技术学报, 2012, 2 (4): 271-277.
- [211] 王文杰,潘英姿,李雪. 区域生态质量评价指标选择基础框架及其实现[J]. 中国环境监测, 2001, 17(5): 17-20.

- [212] 王晓, 张克斌, 程中秋, 等. 半干旱区湿地植被群落结构与交错带的变化分析. 水土保持通报, 2012, 32 (2): 100-104.
- [213] 王雪梅, 刘静玲, 马牧源, 等. 流域水生态风险评价及管理对策. 环境科学学报, 2010, 30 (2): 237-245.
- [214] 王业耀, 何立环, 董贵华, 等. 我国陆域生态环境质量状况及变化趋势研究. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- [215] 吴琼, 王如松, 李宏卿, 等. 生态城市指标体系与评价方法 [J]. 生态学报, 2005, 25(8): 2090~2095.
- [216] 魏磊. 英国生态环境保护政策与启示. 节能环保, 2008, 12: 15-17.
- [217] 魏元芹, 丁毅, 张先平. 筑坝河流的生态环境效应及对策措施研究. 中国水能及电气化, 2010, (5): 24-30.
- [218] 文军. 千岛湖区域生态风险评价研究. 博士学位论文, 2004.
- [219] 吴秀芹, 蔡运龙. 土地利用/土地覆盖变化与土壤侵蚀关系研究进展. 地理科学进展, 2003, 22 (6): 577-584.
- [220] 吴秀芹, 蒙古军. 塔里木河下游土地利用/覆盖变化环境效应. 干旱区研究, 2004, 21 (1): 38-43.
- [221] 吴国增, 王桥, 李增荣等. 2008 年美国国家生态系统状况报告, 中国环境出版社, 2013.
- [222] 武瑞娟. 河北省农业现代化指标体系构建及评价研究. 河北农业大学, 2006.
- [223] 肖笃宁, 陈文波, 郭福良. 论生态安全的基本概念和研究内容. 应用生态学报, 2002, 13 (3): 354-358.
- [224] 肖桐, 刘纪远, 邵全琴. 近 20 年青海三江源自然保护区植被生产力变化模拟. 地球信息科学学报, 2009, 11 (5): 557-565.
- [225] 肖亚丽, 蒋大和. 长三角城市群生态城市建设定量评价 [J]. 长江流域资源与环境, 2007, 16(5): 549-549.
- [226] 辛继升. 矿产资源开发对生态环境影响因素分析——以甘肃矿产资源开发为例. 中国地质矿产经济, 2001 (6): 23-26.
- [227] 徐建英, 柳文华, 常静, 等. 基于农户响应的北方农牧交错带生态改善策略. 生态学报, 2010, 30 (22): 6126-6134.
- [228] 徐新良, 刘纪远, 邵全琴, 等. 30 年来青海三江源生态系统格局和空间结构动态变化. 地理研究, 2008, 27 (4): 829-839.
- [229] 徐海根, 曹铭昌, 吴军等. 中国生物多样性本底评估报告. 科学出版社, 2013.
- [230] 许妍, 高俊峰, 张宁红, 等. 太湖流域景观生态风险评估. 环境监控与预警, 2010, 2 (6): 1-4.
- [231] 许妍, 高俊峰, 赵家虎, 等. 流域生态风险评价研究进展. 生态学报, 2012, 32 (1): 284-292.
- [232] 许艳, 濮励杰, 张润森, 等. 近年来江苏省海岸带土地利用/覆被变化时空动态研究. 长江流域资源与环境, 2012, 21 (5): 565-571.
- [233] 徐鹏炜, 赵多. 基于 RS 和 GIS 的杭州城市生态环境质量综合评价技术 [J]. 应用生态学报, 2006, 17(6): 1034~1038.
- [234] 薛婕, 罗宏. 流域环境风险管理探讨. 环境科技, 2009, 22, 增 (2): 51-54.
- [235] 薛英, 王让会, 张慧芝, 等. 塔里木河干流生态风险评价. 干旱区研究, 2008, 25 (4): 562-567.
- [236] 闫慧敏, 刘纪远, 黄河清, 等. 城市化和退耕还林草对中国耕地生产力的影响. 地

- 理学报, 2012, 67 (5): 579-588.
- [237] 阎伍玖.区域农业生态环境质量综合评价方法与模型研究.环境科学研究,1999,03:52-55.
- [238] 阎伍玖,沈炳章,等.安徽省芜湖市区域农业生态环境质量的综合研究.自然资源,1995,02:39-45.
- [239] 严耕.中国省域生态文明建设评价报告 (ECI 2010). 社会科学文献出版社, 2010.
- [240] 严耕.中国省域生态文明建设评价报告 (ECI 2011). 社会科学文献出版社, 2011.
- [241] 严耕.中国省域生态文明建设评价报告 (ECI 2012). 社会科学文献出版社, 2012.
- [242] 严耕.中国省域生态文明建设评价报告 (ECI 2013). 社会科学文献出版社, 2013.
- [243] 杨沛,李末宏,毛小苓.基于 PESR 模型的深圳河流域生态风险分析.北京大学学报 (自然科学版), 2011, 47 (4): 727-733.
- [244] 杨军,张明祥,雷光春等.《中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估》中的偏差.科学通报, 2012, 57 (15): 1367-1371.
- [245] 杨一鹏,韩福丽,王桥,等.卫星遥感技术在环境保护中的应用:进展、问题及对策.地理与地理信息科学, 2011, 27 (6): 5-89.
- [246] 杨永顺,董贵华,赵旭东,等.环境卫星 CCD 与 Landsat TM 影像质量及生态监测应用比对研究——以青海湖区域为例.中国环境监测, 2011, 27 (3).
- [247] 杨兆平,高吉喜,周可新.生态恢复评价的研究进展.生态学杂志, 2013, 32 (9): 2494-2501.
- [248] 杨伟光,付怡.农业生态环境质量的指标体系与评价方法.环境保护,1999,02:26-27.
- [249] 杨志峰,刘静玲,肖芳,等.海河流域河流生态基流流量整合计算.环境科学学报, 2005, 25 (4): 442-448.
- [250] 杨平.灌区生态环境质量评价研究.西北农林科技大学,2007.
- [251] 于伯华,吕昌河,土地利用冲突分析:概念与方法.地理科学进展, 2006, 25 (3): 106-115.
- [252] 虞孝感.长江流域生态环境的意义及生态功能区段的划分.长江流域资源与环境, 2002, 11 (4): 324-326.
- [253] 喻建华,张露,高中贵,等.昆山市农业生态环境质量评价.中国人口.资源与环境,2004,05:66-69.
- [254] 翟红娟.纵向岭谷区水电工程胁迫对河流生态完整性影响的研究.北京师范大学博士学位论文, 2009.
- [255] 曾希柏,杨正礼.中国农业环境质量状况与保护对策.应用生态学报,2006,01:131-136.
- [256] 张凤玲,刘静玲,杨志峰.城市河湖生态系统健康评价——以北京市“六海”为例.生态学报, 2005, 25 (11): 3019-3027.
- [257] 张宏锋,欧阳志云,郑华.生态系统服务功能的空间尺度特征.生态学杂志, 2007, 26 (9): 1432-1437.
- [258] 张红富,周生路,吴绍华,等.基于农业可持续发展需求的江苏土地资源支撑能力评价.农业工程学报,2009,09:289-294.
- [259] 张雷,黄园浙,程晓凌,等.流域开发的生态效应问题初探.资源科学, 2011, 33 (8): 1422-1430.
- [260] 张楠,孟伟,张远,等.辽河流域河流生态系统健康的多指标评价方法.环境科学研究, 2009, 22 (2): 162-170.
- [261] 张培峰,胡远满,赵明华.北方农牧交错带经济发展与生态环境协调前景预测.中国人口 资源与环境, 2010, 20 (3): 150-154.

- [262] 张帅,邵全琴,刘纪远,等. 黄河源区玛多县草地覆被变化分析. 资源科学, 2008, 30 (10): 1547-1554.
- [263] 张帅,邵全琴,刘纪远,等. 黄河源区玛多县土地利用/覆被及景观格局变化的遥感分析. 地球信息科学, 2007, 9 (4): 109-128.
- [264] 张向晖,高吉喜,董伟. 非线性复合模型在云南纵向岭谷区生态安全评价中的应用. 环境科学研究, 2007, 20 (4): 81-86.
- [265] 张英,张红旗,李秀彬. 近 20 年中国农业主产区耕地资源质量和产能变化研究. 2011, 27(4): 52-56.
- [266] 张永民,赵士洞,郭荣朝. 全球湿地的状况、未来情景与可持续管理对策, 地球科学进展, 2008, 23 (4): 416-420.
- [267] 张永民,赵士洞. 多尺度评估的贡献及经验教训. 地球科学进展, 2007, 22 (8): 851-856.
- [268] 张永民,赵士洞. 全球生态系统服务的状况与趋势. 地球科学进展, 2007, 22 (5): 515-520.
- [269] 张永民,赵士洞. 生态系统可持续管理的对策. 地球科学进展, 2007, 22 (7): 749-753.
- [270] 张永民,赵士洞. 生态系统与人类健康. 地球科学进展, 2008, 23 (6): 644-649.
- [271] 张永民,赵士洞,等. 英国生态系统的现状、挑战及对策. 环境保护, 2012, 4: 73-75.
- [272] 赵晶,徐建华. 1950—1997 年我国洪涝灾害成灾面积的分形特征研究. 自然灾害学报, 2003, 12 (1): 31-35.
- [273] 赵士洞,江洪. 90 年代的生态科学——介绍美国生态学会的一份报告. 生态学杂志, 1992, 11 (6): 67-73.
- [274] 赵士洞,张永民. 生态系统与人类福祉——千年生态系统评估的成就、贡献和展望. 地球科学进展, 2006, 21 (9): 895-902.
- [275] 赵彦伟,杨志峰,姚长青. 黄河健康评价与修复基本框架. 水土保持学报, 2005, 19 (5): 131-173.
- [276] 赵志平,刘纪远,邵全琴. 近 30 年来中国气候湿润程度变化的空间差异及其对生态系统脆弱性的影响. 自然资源学报, 2010, 25 (12): 2091-2100.
- [277] 郑华,李屹峰,欧阳志云. 生态系统服务功能管理研究进展. 生态学报, 2013, 33 (3): 702-710.
- [278] 郑姚闽,张海英,牛振国,等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估. 科学通报, 2012, 57 (1): 1-24.
- [279] 郑允文,薛达元,张更生. 我国自然保护区生态评价指标和评价标准. 农村生态环境, 1994, 10 (3): 22-25.
- [280] 邓立斌,陈端吕,邓丽群. 基于层次分析法的自然保护区模糊综合评价研究——以海南霸王岭国家级自然保护区为例, 2013, 29 (29): 118-125.
- [281] 中华人民共和国环境保护部, 2006—2010 中国环境质量报告. 中国环境科学出版社, 2011 年 12 月.
- [282] 中华人民共和国环境保护部, 2007 中国环境质量报告. 中国环境科学出版社, 2008 年 12 月.
- [283] 中华人民共和国环境保护部, 2008 中国环境质量报告. 中国环境科学出版社, 2009 年 12 月.
- [284] 中华人民共和国环境保护部, 2009 中国环境质量报告. 中国环境科学出版社, 2010 年 12 月.

- [285] 中华人民共和国国家环境保护标准, 区域生物多样性评价标准. 中国环境科学出版社, 2011 年 9 月 9 日.
- [286] 钟扬明, 王红坤. 塔里木河干流中游灌区退耕封育效益分析. 干旱区研究, 2004, 21 (1): 81-84.
- [287] 周华荣, 肖笃宁, 周可法. 干旱区景观格局空间过程变化的廊道效应——以塔里木河中下游河流廊道区域为例. 科学通报, 2006, 51, 66-72.
- [288] 周杨明, 于秀波, 于贵瑞. 生态系统评估的国际案例及其经验. 地球科学进展, 2008, 23 (11): 1209-1217.
- [289] 周上游. 农业生态安全与评估体系研究. 中南林学院, 2004.
- [290] 庄国泰, 吴国增. 青海玉树地震灾区生态环境影响评估. 中国环境出版社, 2011.
- [291] 朱海涌. GIS 空间分析方法在生态监测中的应用. 干旱环境监测, 2007, 21 (4): 235-239.
- [292] 朱海涌. 环境与灾害监测预报小卫星数据应用评价. 干旱环境监测, 2010, 24 (1): 39-42.
- [293] 朱闪闪, 赵言文, 张彤吉. 农业生态环境质量评价——以江苏省丰县为例. 江苏农业科学, 2008, 01: 245-247.