

附件 3

《植被质量评价技术指南（征求意见稿）》

编 制 说 明

《植被质量评价技术指南》编制组

2024 年 5 月

目 录

1	项目背景	1
1.1	任务来源.....	1
1.2	工作过程.....	1
2	标准制订的必要性分析	1
2.1	现行植被质量评估方法与标准亟待完善.....	1
2.2	生态环境部门生态保护修复成效监管的需要.....	2
3	标准制订的基本原则和技术路线.....	3
3.1	制订目的.....	3
3.2	制订原则.....	3
3.3	技术路线.....	4
4	国内外相关标准分析	4
4.1	主要国家、地区及国际组织相关标准情况研究.....	4
4.2	国内相关标准情况研究.....	11
4.3	地被层监测与评价相关研究.....	26
5	标准主要技术内容	27
5.1	标准适用范围.....	27
5.2	术语和定义.....	27
5.3	标准主要技术内容确定的依据.....	28
6	标准实施建议	41
7	参考文献	41

《植被质量评价技术指南（征求意见稿）》

编制说明

1 项目背景

1.1 任务来源

为更好地支撑生态环境部发挥生态状况评估等工作职责，根据《关于开展 2021 年度国家环境保护标准项目实施工作的通知》（环办法规函〔2021〕312 号），按照《国家环境保护标准制修订工作规则》（国环法规〔2020〕4 号）的有关要求，生态环境部自然生态保护司下达了《植被质量评价技术指南》国家生态环境标准制订任务，项目统一编号为 2021-42，任务下达文件号为 2021 年标准项目-环办法规函〔2021〕312 号。

任务由中国环境科学研究院承担。

1.2 工作过程

2021 年 7 月，《植被质量评价技术指南》标准制订任务下达后，中国环境科学研究院组织成立了标准编制组。2021 年 7 月至 2022 年 1 月，标准编制组开展了国内外植被质量评价文献综述，梳理了森林、草地、湿地和荒漠生态系统调查监测技术规范，建立了植被质量评价方法，编制完成了标准草案和开题论证报告；2022 年 1 月 24 日，通过了标准开题论证会；2022 年 2 月至 2023 年 2 月，编制完成了标准征求意见稿、标准编制说明和案例研究报告初稿；2023 年 5 月 9 日，组织召开了标准征求意见稿专家咨询会；2023 年 5 月至 12 月，开展了案例研究区域野外调查，并对标准技术内容进行了修改，完善了标准征求意见稿文本、编制说明和案例研究报告；2023 年 12 月 23 日，通过了标准所组织召开的标准征求意见稿技术审查会。

2 标准制订的必要性分析

2.1 现行植被质量评估方法与标准亟待完善

生态系统具有复杂的组成结构，且在时间、空间上具有动态变化的特征，定量表达生态系统的质量具有较大的难度。生态环境部门需要对区域生态状况、生态保护与修复成效、生态破坏损害等开展评价并据此实施有效的监管，因此，建立科学可行的生态系统质量评价方法，成为生态学研究的重要内容。植物是生态系统中重要的生物类群，植物群落或植被的状况能够反映水分、热量、土壤等自然环境要素和人类活动干扰的综合作用，成为生态系统状况评估和栖息地质量评价不可或缺的部分。

传统的植物群落质量评价方法侧重物种之间的数量关系，而对物种自身功能性状所能反映的生态属性考虑较少。常用的群落多样性指数，如物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Simpson 优势度指数，是通过计算群落中物种的丰富度、均匀度等

指标来评价生态系统质量。这些指标在计算时同等对待每一个物种，不考虑物种自身性状和对环境适应性的差异，例如在使用 Shannon-Wiener 或 Simpson 指数时，一个具有 10 种多度均匀分布的常见或外来物种的高度干扰群落，有可能获得与具有 10 种多度均匀分布的稀有物种的高质量群落相同的指数得分。还有一些植物群落质量评价方法利用植被覆盖度指标从宏观角度来开展评价，这些方法往往借助遥感手段，若不结合地面调查则无法掌握植物群落的物种组成。那些以恶性杂草和入侵物种为优势种的群落覆盖度往往较高，如果用覆盖度来评价这类植物群落的质量，可能会得到较高的数值，因此其评价结果并不能很好地反映真实的植被质量。

现行生态系统质量评价标准中的植被质量评价方法较少考虑物种生态属性的差异和生态系统的完整性。针对森林、草地、湿地、荒漠等生态系统类型以及自然保护区等区域的生态监测和功能评价，生态环境、林草、农业等管理部门形成了一系列的标准规范，大部分标准采用的是遥感获取的植被覆盖度、叶面积指数、总初级生产力等宏观参数，仅有少数标准考虑了重点保护物种、珍稀濒危物种、特有种等与物种生态属性相关的指标，缺乏对整个生态系统完整性进行评价的指标与方法。

另外，有的标准需要对物理、化学、生物等各类生态系统指标进行综合调查监测，这类标准涉及指标数量众多，调查、评价过程繁琐，费时、费力、费资金。

因此，亟需建立一种结合物种生态属性、综合反映生境质量和生态系统状况的科学、简便、可重复的植被质量评价方法，可以作为一种综合评价方法以减少工作量，也可以作为遥感调查的补充和校核手段，还可以将其作为一个指标纳入其他指标体系中，以达到快速、准确评价植被质量的目的。

2.2 生态环境部门生态保护修复成效监管的需要

根据生态环境部“三定”方案，自然生态保护司的职责为指导协调和监督生态保护修复工作，其中包括生态保护修复监管政策、法规、标准，全国生态状况评估，自然保护地、生态保护红线监管，资源开发、生态环境建设和生态恢复监管，动植物保护、湿地保护与荒漠化防治监督，以及生物多样性保护与生物安全管理等。各项职责中均涉及植被保护与修复内容，本标准可在植被质量评价方面提供重要的支撑作用（表 2.1）。

表 2.1 本标准对自然生态保护司职责的支撑作用

序号	生态司职责	本标准支撑作用
1	生态保护修复监管政策、标准	植被保护修复成效评估
2	全国生态状况评估	植被状况评估
3	自然保护地、生态保护红线监管	自然保护地、生态保护红线植被保护成效评估
4	自然资源开发利用活动、重要生态环境建设和生态破坏恢复工作监管	植被破坏损害程度和恢复状况评估
5	野生动植物保护、湿地生态环境保护、荒漠化防治	自然植被保护成效评估
6	生物多样性保护、生物物种资源保护、生物安全管理	植物受保护与入侵状况评估

3 标准制订的基本原则和技术路线

3.1 制订目的

该技术指南旨在建立一种结合物种生态属性、综合反映生境质量的科学、简便、可重复的植被质量评价方法,可以单独使用,也可以作为遥感调查的补充和校核手段,以达到快速、准确评估的目的,为生态环境部全国生态状况评估、自然保护区和生态保护红线监管、生态恢复监管、生物多样性保护与生物安全管理等职责中植被质量评价相关工作提供技术支撑。

3.2 制订原则

3.2.1 科学性原则

该技术指南所采用的植被质量评价方法充分考虑不同物种的生态属性,以其对干扰的耐受性和对特定栖息地的固守性作为丰富度的加权因子,更科学、客观地评价植物群落的质量,可以作为物种丰富度、Shannon-Wiener 多样性指数、Pielou 均匀度指数、Simpson 优势度指数、植被覆盖度等常用评价方法的补充。

3.2.2 实用性原则

目前植被质量评价方法中常用的植被层为乔木、灌木、草本三层,而地被层,尤其是其中的生物土壤结皮在植被质量评价体系中长期被忽略。该技术指南将地被层的类型和盖度作为修正因子纳入植被质量评价体系,使得这一植被层所发挥的保持水土、累积土壤养分、维持生态系统稳定性等重要生态功能得到体现。

3.2.3 可操作性原则

基于植被可以综合反映人类活动对生态系统的时空影响这一前提,该技术指南所采用的植被质量评价方法以物种调查和物种保守性系数赋值为基础,不需要调查大量指标,仅需要经验丰富的植物学家和生态学家的协助,具有逻辑简单、操作简便、成本节约的优势。该技术指南提供的植被质量定量评价方法,可应用于所有植物群落,便于从时间、空间上对评价结果进行对比。

3.2.4 数据兼容性原则

该技术指南可兼容不同类型的调查数据,针对不同数据源的丰富程度,分别给出了相应的植被质量指数 (VQI) 计算公式。若仅有某个样地或区域的植物名录,结合专家赋值的物种保守性系数,采用基础 VQI 计算公式就可以得到该样地或区域的 VQI 值;若除了植物名录,还获得了不同植被层的样方调查数据,可分别计算乔木层、灌木层和草本层 VQI ,以更详实地反映样地或区域的植被质量,更有利于聚焦保护与修复重点。

3.3 技术路线

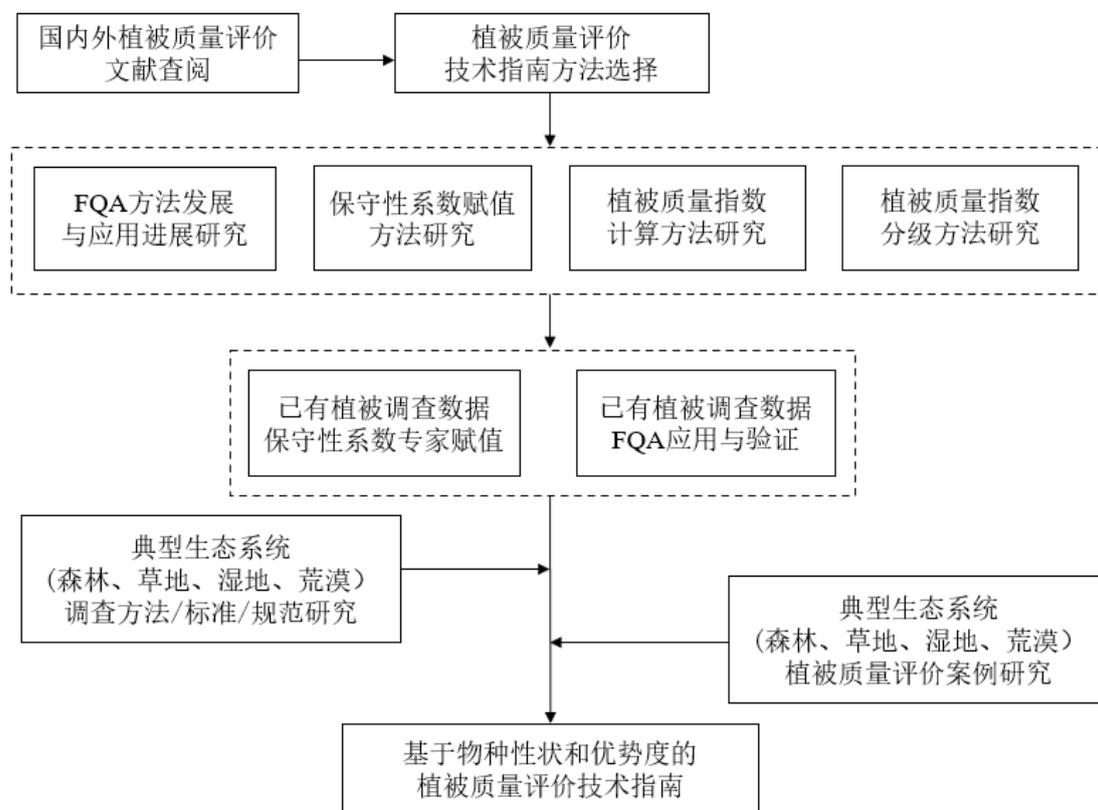


图 3.1 标准制订技术路线图

4 国内外相关标准分析

4.1 主要国家、地区及国际组织相关标准情况研究

4.1.1 美国

美国应用最广泛的植被质量评估方法为 FQA (Floristic Quality Assessment, 植物区系质量评价)。FQA 是一套基于维管束植物的用于评估生态完整性的标准化工具, 被生态学家、生物学家以及土地管理者用来开展基线评估、长期监测, 或用于各种生态系统恢复项目的成效与跟踪评估。FQA 方法最初是用来根据生态保守物种的存在来评估一个地区“自然”程度的, 自 20 世纪 70 年代末提出^[1-2]用以评估美国伊利诺伊州芝加哥地区自然区域的植物群落质量以来, 该方法一直受到欢迎, 并得到了持续改进^[3]。FQA 方法基于这样一个概念, 即不同的植物物种进化出了不同程度的对于干扰或环境压力的耐受性, 并对特定栖息地的完整性表现出不同程度的固守性。这种耐受性和固守性的结合表明了“物种保守性”的程度。保守性的具体表征就是保守性系数 (conservatism, C), 该系数表达了两个基本的生态原则: 一是不同植物物种对原生生境或残存自然植物群落的固守性 (fidelity) 不同, 二是不同植物物种对人为干扰的不同类型、频率、振幅的耐受程度不同, 因此保守性系数可以反映物种对栖

息地退化的响应程度。C 值由植物学专家根据物种的生活型、繁殖扩散能力、是否本地种、保护级别、抗逆性等性状，赋值给一定地理区域（如生态分区、流域等）内的每个植物物种^[4]。因此，C 值具有区域性，同一物种在不同自然地理分区的值也不同，不能将美国已有的赋值直接套用到其他地区。C 值为整数，数值范围为 0 到 10，不同取值范围的含义见表 4.1^[5]。平均 C 值 (\bar{C}) 或由 C 值结合物种数等数据所生成的植物区系质量指数 (FQI) 可用于评价某个样方或某一区域的植物群落完整性 (integrity)。FQI 标准计算公式如下：

$$FQI = \frac{\sum_{i=1}^N C_i}{\sqrt{N}} \dots\dots\dots \text{公式 (1)}$$

式中， C_i 为物种 i 的保守性系数， N 为样方或区域内本地物种的物种数。

表 4.1 保守性系数不同取值范围的含义

保守性系数 分值区间	判断标准
0	外来物种、恶性杂草或人工培育物种。
1~3	本地入侵种或广泛分布的本地种，能承受较严重的人为干扰。
4~6	具有中等生态耐受性的本地种，可能存在于自然生境中，也可能存在于有一定人为干扰的生境中。
7~8	生态耐受范围狭窄的本地种，通常存在于较自然的生境中。
9~10	生态耐受范围极狭窄的本地种，对特定生境条件确限度高，对人为干扰敏感。

FQA 方法因其使用便利、成本节约、响应灵敏、结果可靠等优点，在各种栖息地质量评估中得到广泛应用，如草地^[6]、荒地^[7]、北美草原^[8-11]、河岸带^[12]、林地^[13-14]，尤其在湿地评估^[15-22]以及湿地补偿 (wetland mitigation) 评估^[23-25]中应用最多。美国州和联邦机构以及保护组织在自然区域质量评估和土地管理中广泛应用 FQA 方法，一些栖息地监测和评估的法律授权通常也要求基于 FQA 形成的标准^[26]。FQI 或 \bar{C} 可以单独使用，也可以与其他指标结合使用。

美国环保局 (EPA) 发布的基于植被的湿地评估指标相似性研究报告显示，在综述的 20 种植被质量评估方法中，有 16 种使用了 FQAI (Floristic Quality Assessment Index)^[27]；EPA 发布的《湿地状况评估方法》系列报告中，推荐使用 FQAI、植物功能群 (Guild)、物种属性 (Species-specific attributes) 等指标来评估植物群落对环境干扰的响应程度，以此评估湿地生态状况^[28]；EPA 在 2011 年起每 5 年开展一次的国家湿地状况评估 (National Wetland Condition Assessment) 植被多指标指数 (VMMI) 中将 FQAI 作为分指标之一^[29-31]；在非营利性自然保护组织公益自然 (NatureServe) 为 EPA 构建的补偿湿地生态完整性评估三级指标体系中，FQA 与 \bar{C} 是生物指标中地被层丰富度与群落组成的分指标^[32-34]；为实施《滨海湿地规划、保护和恢复法》(CWPPRA)，美国地质调查局 (USGS) 在路易斯安那州建立了海岸参考监测系统 (Coastwide Reference Monitoring System, CRMS)，采用 FQI 来评估路易斯安那州海岸恢复项目的有效性，并对 FQI 标准公式进行了修订，增加了物种盖度信息^[35]；根据《清洁水法案》第 404 条，美国陆军工程兵团 (USACE) 需要定期监测补偿湿

地（mitigation wetlands）的生态状况，FQA 方法在越来越多的分区用于补偿湿地的植被质量评估^[36]。

目前，美国各州都建立了各自的植物物种 C 值数据库。然而，物种分布范围并不是由行政边界决定的，而与自然地理因素更为相关，因此，公益自然、新英格兰州际水污染控制委员会（NEIWPC）和 EPA 基于 III 级生态分区，利用美国农业部植物数据库（USDA PLANTS），确定了新英格兰六州（生态分区编号为 58、59、82、83、84）每个植物物种基于生态分区的 C 值（Ecoregional C value, eC），开发了基于生态分区的 FQA 方法^[37]。

为便于 FQI 计算及其在不同区域之间的对比，加州大学伯克利分校、伊利诺伊州地方性土地保护组织 Openlands、伊利诺伊州森林和草原基金会（Woods and Prairie Foundation）、公益自然合作开发了在线开源 FQA 网络数据库——通用 FQA 计算器（<http://universalFQA.org>）^[38]。在该网站上，用户可以上传、修改自己的 FQA 数据，也可以查看、下载他人的数据。目前，网站存储了包括美国 29 个州以及加拿大多个区域的 FQA 数据库（表 4.2）。

表 4.2 截至 2024 年 5 月通用 FQA 计算器提供的部分 FQA 数据

地区	FQA 数据来源	物种数
伊利诺伊州芝加哥地区	Swink & Wilhelm (1994)	2530
伊利诺伊州芝加哥地区	Herman, Sliwinski & Whitaker (2013)	2790
伊利诺伊州芝加哥地区	Herman, Sliwinski & Whitaker (2014)	2768
达科他州（包括黑山地区）	Northern Great Plains Floristic Quality Assessment Panel (2001)	1584
特拉华州	McAvoy (2013)	2306
伊利诺伊州	Taft et al. (1997)	3040
印第安纳州	Rothrock (2004)	2812
爱荷华州	Drobney et al. (2001)	1963
堪萨斯州	Freeman (2014)	2306
路易斯安那州（滨海草原）	Allain et al. (2004)	591
缅因州	Maine Natural Areas Program (2014)	2396
密歇根州	Reznicek et al. (2014)	2872
中大西洋阿勒格尼高原（冰川化区）	Mid-Atlantic Wetland Workgroup (2012)	1506
中大西洋阿勒格尼高原（非冰川化区）	Mid-Atlantic Wetland Workgroup (2012)	2135
中大西洋滨海平原	Mid-Atlantic Wetland Workgroup (2012)	2086
中大西洋山前地区	Mid-Atlantic Wetland Workgroup (2012)	2029
中大西洋山脊和山谷地区	Mid-Atlantic Wetland Workgroup (2012)	2048
明尼苏达湿地	Milburn, Bourdaghs & Husveth (2007)	1266
密苏里州	Ladd (1993)	2641
密苏里州	Ladd & Thomas (2015)	2960
内布拉斯加州	Rolfsmeier & Steinauer (2003)	2071
新泽西州	Bowman's Hill Wildflower Preserve (2006)	3435
宾夕法尼亚州山前带	Bowman's Hill Wildflower Preserve (2006)	3419

加利福尼亚州南安大略	Oldham, Bakowsky & Sutherland (1995)	2333
华盛顿州（东部：哥伦比亚盆地）	Rocchio & Crawford (2013)	2734
华盛顿州（东部：山区）	Rocchio & Crawford (2013)	2734
华盛顿州（西部）	Rocchio & Crawford (2013)	2218
西弗吉尼亚州	West Virginia Natural Heritage Program (2015)	2827
威斯康星州（中西部地区）	Parker et al. (2014)	2594
威斯康星州（中北部-东北部地区）	Parker et al. (2014)	2594
亚利桑那州马里科帕县	Armstrong et al. (2021)	1589
新墨西哥州中部格兰德河	University of Illinois at Urbana Champaign (2019)	624
东北部 7 州	Faber-Langendoen (2018)	3686
加拿大不列颠哥伦比亚省海岸和喀斯喀特山脉西部	Sunshine Coast Wildlife Project (2020)	36

学者对于 FQA 方法存在一些批评，主要聚焦在 C 值分配的主观性上。但是，大量的研究与应用证实 FQI 和 \bar{C} 可以很好地反映植物群落的受干扰程度，因此，FQA 是一种有效、简便、低成本、可重复的植物群落完整性评估方法^[39-41]。为降低物种鉴定对植物分类专业性的要求，使得具有中等植物学知识的自然资源调查评估与管理人员能够快速完成评估，明尼苏达州污染控制局（MPCA）开发出快速 FQA 方法，给出了包含 290 种明尼苏达州湿地优势、常见物种或易于识别物种的清单，接受培训后的用户通过半天现场调查即可完成评估^[42]。

4.1.2 欧洲

19 世纪末，欧洲植物学家提出植物群落学（Phytosociology，或称植物社会学）概念，开创了法瑞学派，又称布朗-布朗喀学派(Braun-Blanquet School)。该学派应用标准化的方法对植被进行取样、描述和分类，将植物群落按从小到大的顺序分为群丛（association）、群属（alliance）、群目（order）、群纲（class）。这种分类体系被称为布朗-布朗喀植物群落分类单元（Braun Blanquet's Syntaxa，简称布氏群落分类单元），至今在欧洲仍广泛用于应用植被科学、保护规划和土地管理中^[43]。

欧洲植物学家经过长期观察发现：新的植物种类在某一生态系统中的存在与否及多寡，记录着人类对该生态系统的干扰利用强度，或者说表明系统或植被偏离它的天然状态的距离。因此，芬兰植物学家 Jalas 最先提出了 hemerochoren 的概念，用于描述那些直接或间接通过人类活动引入的植物种类。之后，德国生态学家 Sukopp 在此基础上提出了“生态干扰度”（degree of hemeroby）的概念，并将其引入生态学范畴，用于描述人类对植被与立地干扰影响的强度^[44]。植被的“天然性程度”是与“生态干扰度”相对的概念，是指现实植被或立地与它们的天然状态之间的距离或相似性。人类的干扰越强，植被和立地的天然性程度就越低，距离它们的“顶极群落”（climax community）或离它们的“潜在自然植被”（potential natural vegetation, PNV）就越远。德国植物学家 Schirmer 将潜在自然植被以及本地树种的

数量与比例作为植被生态干扰度和天然性程度划分的主要指标（表 4.3）^[45]。可以看出，欧洲的植被质量评价指标侧重的是植物群落中的特征性物种（如本地种、优势种等）。

表 4.3 植被生态干扰度（或植被天然性程度）划分标准

生态干扰度	天然性程度	林分特征
H ₁ （几无干扰）	近天然	主要树种属于其立地的潜在自然植被。不属于潜在自然植被的树种数量（株数）≤10%。
H ₂ （少干扰）	几近天然	主要树种属于其立地的潜在自然植被。不属于潜在自然植被的树种数量（株数）≤20%。
H ₃ （轻度干扰）	较近天然	林分中的本地树种株数比≥80%。
H ₄ （中等干扰）	半天然	林分中的本地树种株数比≥50%。
H ₅ （强度干扰）	远天然	非本地树种在林分中占优势,但本地种在林分中的株数比介于 20%~49%。
H ₆ （人工）	人工	林分由非本地树种构成,本地种在林分中的株数比≤20%。

欧洲自然信息系统（EUNIS）吸纳了 100 多年来植物群落分类学的成果。EUNIS 是 20 世纪 90 年代构想的一个基于地理信息系统的数据库，其中包含关于欧洲栖息地类型、物种和保护地的信息。EUNIS 栖息地分类由此产生，并与 EUNIS web 应用程序中有关物种和保护地的其他相互关联模块结合在一起。该信息系统是欧洲环境署（EEA）下属的欧洲生物多样性数据中心的一部分。EUNIS 通过映射（crosswalk）软件将欧洲植被调查（EVS）样地（plot 或 relevés）原位调查数据与栖息地分类系统相对应，将样地植被调查数据分配给各个栖息地类型（图 4.1）。

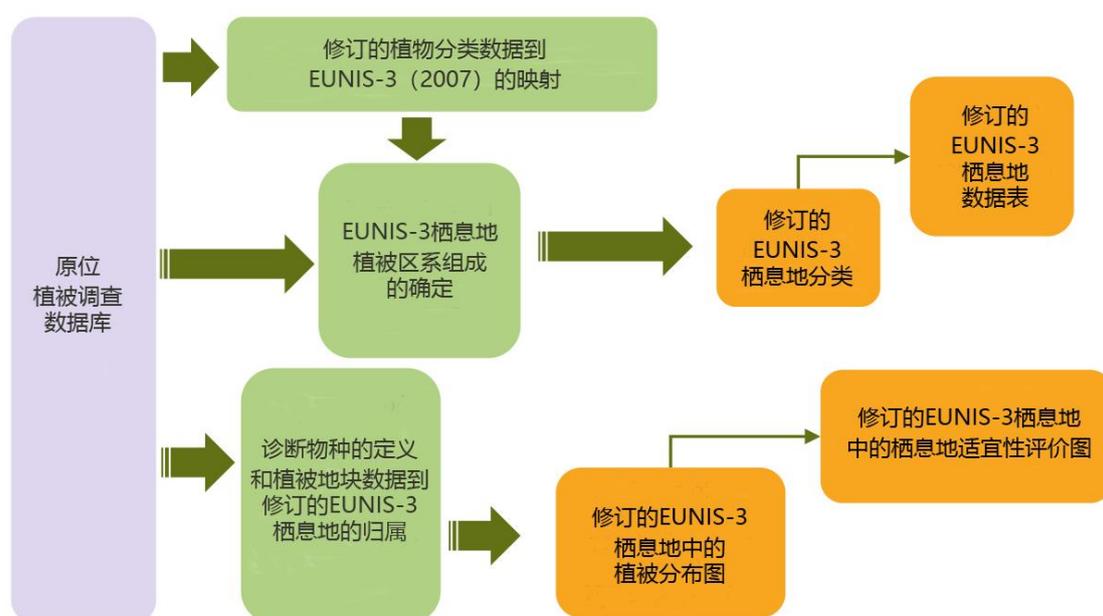


图 4.1 原位植被调查数据库链接到 EUNIS 栖息地分类系统的流程图

EUNIS 系统中记录了用于定义每个栖息地的三组指示物种：鉴别种(diagnostic species)、恒有种(constant species)和优势种(dominant species)。鉴别种是指在所述栖息地集中出现,但在其他栖息地不存在或罕见的物种,并不需要出现在栖息地的每个位置,是栖息地的指示物种。恒有种是经常出现在栖息地的物种,但可能也包含了经常出现在其他栖息地的广布种。优势种是经常在栖息地中达到高覆盖度的物种,决定了栖息地的外貌。利用 EUNIS 中存储的植被信息,可以绘制植被分布图和生境适宜性分布图等^[46]。

4.1.3 澳大利亚

澳大利亚新南威尔士州植被分类与评估(NSWVCA)方法采用了与欧洲植物群落学相似的思想。NSWVCA 包含从大到小 5 个等级的植物群落信息(表 4.4)。该方法主要包括以下工作内容:对植物分类,列出每个植物群落的特征物种;对每个列出的植物群落的已有数据进行评估,如前欧洲时期和目前的分布范围、不同地区的分布、地理属性等;确定保护地以及其中出现的群落,并评估每个群落的保护地状态;利用受威胁类别和受威胁标准的定义,评估每个植物群落的受威胁状态;建立数据库,存储每个植物群落类型的信息,并将其与其他生态分类相关联;在数据库中开发一系列标准报告,列出新南威尔士州土地利用规划分区或常用的植被分类体系中对应的植物群落^[47]。

表 4.4 新南威尔士州植被分类和评估分级

等级	主要分类特征
结构层(structural class)	最高层的高度和冠层密度;主要层的优势生活型
群系组(formation group)	广泛分布群落的优势属,以及环境因子(气候、水文、土壤类型、地貌...)
亚群系(sub-formation)	具有优势种/鉴别种的群落组合,通常位于最上层
群丛(association)	各层的优势种/鉴别种
亚群丛(sub-association)	群丛以下分类单元优势种/鉴别种的变化

澳大利亚维多利亚州在制订湿地植被质量评估指数(IWC-VQA)时采取了与欧洲 EUNIS 相似的方法。维多利亚州本地植被管理框架(Victoria's Framework for Native Vegetation Management)采用了生态植被分类(Ecological Vegetation Class, EVC)的概念,即具有相似栖息地和生态过程的本地植物群落的组合。维多利亚州湿地植被质量评估项目基于 20 世纪 90 年代的湿地植被调查数据(800 多个样方),确定了 158 个湿地植被 EVC 分类,建立了植被样方调查数据与 EVC 分类之间的关联。IWC-VQA 是一种为植物学知识有限的人员设计的快速评估方法,基于对植被群落特征(指标物种、“关键生活型”组中每组物种的数量、生态系统过程改变的指示物种、植被结构健康的定义标准)的调查,通过与未受干扰的参照地的对比,对各个指标进行打分。需注意的是,最有价值的信息是包含在评分系统中的各个指标的评估结果,而不是总分^[48]。

4.1.4 日本

日本植被研究深受法瑞学派影响,采用该方法建立了欧洲以外第一个国家层面的植被分类系统,并通过植物群落清查绘制了全国植被图。1978年,日本环境厅(现为环境省,相当于中国的自然资源部)牵头组织开展了第一次全国范围的植物群落清查工作,之后每隔5年清查一次,现已开展了6次,形成了最大比例尺1:2.5万的国家层面的植物群落分布图,成为日本评价国土生态质量和环境变化的重要基础数据。日本将植被分为自然植被(natural vegetation)和代偿植被(substitutional vegetation)两大类,在植被图绘制时采用植被自然度(vegetation naturalness)概念,根据植被受人类活动影响的程度将其细分为10大类(见表4.5)。日本《环境统计年鉴》会发布每年全国八大区域、10个植被自然度类别各自对应的面积占比,并按时间顺序给出历次全国植被清查得到的10个植被自然度类别在植被图中的栅格数及其占比。

表 4.5 日本植被自然度划分标准

植被自然度	描述
10	草原和沼泽天然植被 (Natural vegetation of grassland and moorland)
9	森林天然植被 (Natural vegetation of forest)
8	接近自然植被的森林代偿植被 (Substitutional vegetation close to natural vegetation of forest)
7	次生林代偿植被 (Substitutional vegetation of secondary forest)
6	人工林 (Planted forest)
5	高地草原代偿植被 (Substitutional vegetation of high profile grassland)
4	低地草原代偿植被 (Substitutional vegetation of low profile grassland)
3	果园、桑园、茶园和其他园艺区 (Fruit orchards, mulberry plantations, tea gardens and other horticultural areas)
2	稻田、旱地和其他可耕地、树木丰富的住宅区 (Paddies, fields and other arable land, residential area with abundant trees)
1	城市土地、开发区和其他几乎不存在植物的区域 (Urban land, developed tracts and other zones where plant life is virtually non-existent)

在每年开展的森林调查中,为了掌握森林群落组成和物种多样性的变化,开展每木调查(树种、树干胸高断面周长)、枯枝落叶、掉落种子、地表甲虫和鸟类调查,统计计算各调查区内单位面积的总株数、物种丰富度以及物种多样性(Shannon-Wiener多样性指数);为了分析森林植被状况与鸟类多样性之间的关系,开展森林垂直结构地面调查,按5个层次、6个盖度等级记录并计算群叶高多样性指数(foliage height diversity, FHD)。其中,5个层次包括:林下(脐高以下)、灌木层(到身高的一倍左右)、亚乔木层(到10m左右)、乔木层(林冠)、高乔木层(突出树);6个盖度等级包括:0=无植被,1=10%以下,2=10~25%,3=25~50%,4=50~75%,5=75%以上。

草地植被概况调查点位设置与鸟类调查点位相同。调查点位环境要素分为耕地、树木、裸地、水域4个类别,草本植物的高度分为膝下草、脐下草、身高左右、身高以上4个等级,盖度分为6个等级(同森林)。

4.1.5 小结

美国的 FQA 法作为一种快速、简便的植被质量评价方法，在各资源环境管理部门（美国环保局、美国地质调查局、美国陆军工程兵团等）和各州的自然湿地状况评价、湿地缓解评价、生态系统恢复成效评估、保护优先区域划定等领域得到了广泛应用，已成为一种标准化工具，并形成了计算软件和数据库。因此，本标准将参考美国的 FQA 法构建植被质量评价方法。

4.2 国内相关标准情况研究

4.2.1 生态环境状况评价技术规范

为加强生态环境保护的力度，综合监测我国生态环境状况及变化趋势，原环境保护部于 2006 年发布《生态环境状况评价技术规范（试行）》（HJ/T 192—2006），2015 年发布第一次修订版本《生态环境状况评价技术规范》（HJ 192—2015）。该规范规定了生态环境状况评价的指标体系和各指标计算方法，根据生态环境的尺度性和等级性特征，结合生态环境管理需求和生态环境特征，建立了国家和专题生态区的评价指标体系，其中国家生态环境评价体系适用于国家、省、县等行政区域的生态环境质量评价，生态区生态环境评价体系适用于生态功能区、城市区和自然保护区的生态环境评价（图 4.2）。该规范运用综合性指数衡量评估区域的生态环境状态，实现了不同区域及同一区域不同时间之间的比较，目前已经在我国大部分地区得到实际应用，在国家生态文明建设示范市县评估与考核中发挥重要作用。

生态环境状况评价通过一个综合指数（生态环境状况指数，EI）反映区域生态环境的整体状态。指标体系包括生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地胁迫指数、污染负荷指数 5 个分指数和一个环境限制指数（表 4.6）。5 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、遭受的胁迫强度、承载的污染压力；环境限制指数是约束性指标，根据区域内出现的严重影响人居生产生活安全的生态破坏和环境污染事项对生态环境状况进行限制和调节。

该规范中与植被质量评价相关的指标为生物丰度指数、植被覆盖指数。生物丰度指数是生物多样性指数（BI）和生境质量指数（HQ）的平均值。BI 根据《区域生物多样性评价标准》（HJ 623—2011）来计算，利用野生维管束植物丰富度、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和外来物种入侵度及其权重；HQ 根据林地、草地、水域湿地、耕地、建设用地、未利用地等土地利用类型面积及权重来计算。植被覆盖度指数利用的是 NDVI 数据。

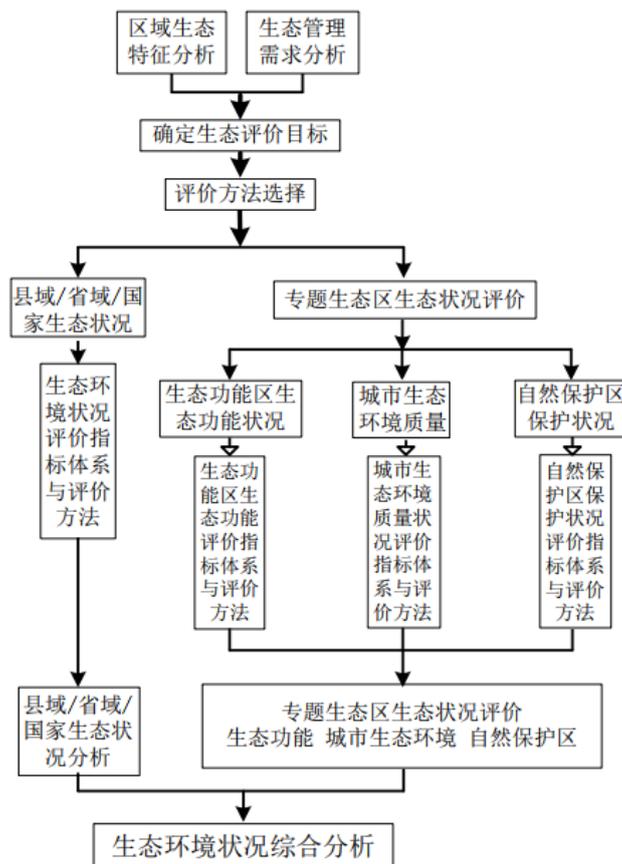


图 4.2 生态环境状况评价工作流程图

表 4.6 生态环境状况评价指标及其权重

指标	生物丰度指数	植被覆盖指数	水网密度指数	土地胁迫指数	污染负荷指数	环境限制指数
权重	0.35	0.25	0.15	0.15	0.10	约束性指标

4.2.2 全国生态状况调查评估技术规范——生态系统质量评估

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》及相关法律法规，以及《全国生态状况定期遥感调查评估方案》（环办生态〔2019〕45号），生态环境部于2021年发布《全国生态状况调查评估技术规范——生态系统质量评估》（HJ 1172—2021）。该规范规定了生态系统质量评估的总则、技术流程、指标与方法和生态系统质量分级等要求。与该规范同时发布的还有10项技术规范，主要包含遥感解译与核查、生态地面监测、生态状况评估、质量控制与集成等四个方面，涵盖了生态状况调查评估的核心内容和关键环节。这一系列技术规范为生态环境部定期开展生态状况调查评估奠定了重要的技术基础。

该技术规范基于遥感生态参数，分区、分生态系统类型开展生态系统质量评估（图 4.3）。以遥感生态参数（植被覆盖度、叶面积指数、总初级生产力）作为指标，以每个生态功能区内森林、灌丛、草地和农田四类植被类型生态系统的生态参数最大值作为参照值，依次计算分区内每个植被类型生态系统参数值与其参照值的比值，得到该分区内该生态参数的相对密

度，3 个生态参数相对密度的平均值即为生态系统质量（EQI）。根据生态系统质量评估结果，将生态系统质量分为 5 级，即优、良、中、低、差（表 4.7）。

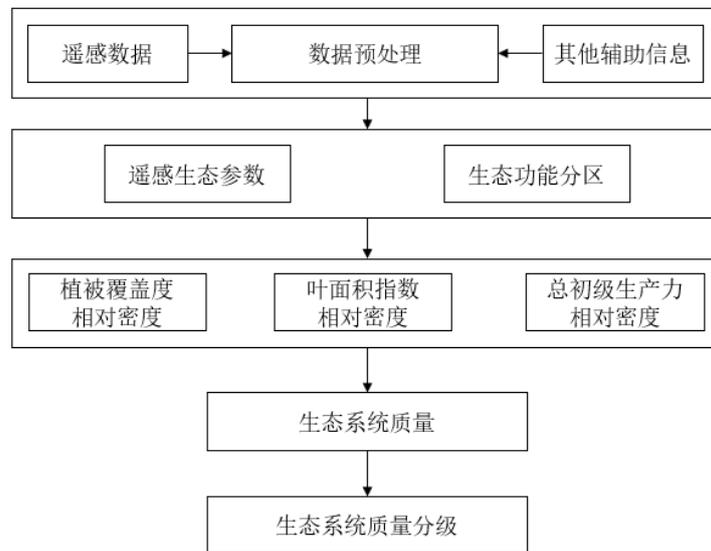


图 4.3 生态系统质量评估总体技术流程

表 4.7 生态系统质量分级

级别	优	良	中	低	差
生态系统质量	$EQI \geq 75$	$55 \leq EQI < 75$	$35 \leq EQI < 55$	$20 \leq EQI < 35$	$EQI < 20$
描述	生态系统质量为优	生态系统质量良好	生态系统质量为中等水平	生态系统质量较低	生态系统质量较差

该技术规范使用的参数均为遥感获取的植被数量指标，无植物物种相关信息。

4.2.3 森林生态系统生物多样性监测与评估规范

2014 年，原国家林业局发布《森林生态系统生物多样性监测与评估规范》（LY/T 2241-2014）。该规范规定了森林生态系统生物多样性的监测与评估内容和方法，适用于森林生态系统生物多样性长期连续定位监测及其物种保育功能的评估。森林生态系统生物多样性监测对象包括乔木层、灌木层、草本层、幼树幼苗、层间植物（藤本植物、附/寄生植物）、竹林以及昆虫、鸟类、两栖及爬行类、兽类等野生动物。该规范将森林生态系统生物多样性界定为物种多样性保育价值，采用基于 Shannon-Wiener 指数、濒危物种指数、特有种指数、古树年龄指数和贴现率指数的物种多样性保育价值评估方法。

濒危物种指数（表 4.8）、特有种指数（表 4.9）、古树年龄指数（表 4.10）是林业部门森林生态系统监测与评估标准规范中常用的特征性指数，在《森林生态系统服务功能评估规范》（GB/T 38582—2020）、《森林生态质量监测指标体系及技术规范》（T/CSF 002—2021）中均有采用。《森林资源规划设计调查技术规程》（GB/T 26424—2010）中使用的“自然度”也是森林生态系统状态评价中常用的指标（表 4.11）。

表 4.8 濒危物种指数体系

濒危物种指数	濒危等级	物种种类
4	极危	参见《中国物种红色名录》
3	濒危	
2	易危	
1	近危	

表 4.9 特有种指数体系

特有种指数	分布范围
4	仅限于范围不大的山峰或特殊的自然地理环境下分布
3	仅限于某些较大的自然地理环境下分布的类群，如仅分布于较大的海岛（岛屿）、高原、若干个山脉等
2	仅限于某个大陆分布的分类群
1	至少在 2 个大陆都有分布的分类群
0	世界广布的分类群

表 4.10 古树年龄指数体系

树龄（年）	100~200	201~300	301~500	501~1000	1001 以上
古树年龄指数	1	2	3	4	5

表 4.11 森林自然度

等级	说明
1	原始或受人为影响很小而处于基本原始的植被
2	有明显人为干扰的天然植被或处于演替中期或后期的次生群落
3	人为干扰很大，演替逆行处于极为残次的次生植被阶段或天然植被几乎破坏殆尽，难以恢复的逆行演替后期

森林质量评价规范中常用的 Shannon-Wiener 指数、濒危物种指数、特有种指数、古树年龄指数、自然度均体现了植被质量，其中植被自然度与物种保守性之间存在关联，植被自然度高的区域会包含更多保守性高的植物物种。

4.2.4 草原健康状况评价

《草原健康状况评价》（GB/T 21439-2008）标准由原农业部组织编制，规定了草原健康状况评价的指标和方法，适用于草原健康状况的分级和评价。评价指标根据草原生态系统的 3 类属性来确定，即土壤（地境）稳定性、水文功能及生物完整性。每类属性包括 4 项指标，合计 12 项指标（表 4.12）。评价时，先确定生态参照区，并建立与各种地境（或草原亚类）对应的生态参照区内各项评价指标的本底数据库；根据 12 项评价指标及其测定结果，

对草原健康状况进行分级，各项评价指标分为5个级别，分别用1、2、3、4、5予以评分；根据各项评价指标的权重系数及其得分，利用加权平均法对草原健康状况进行综合评价。

表 4.12 草原健康状况评价指标、属性及其推荐性权重系数

序号	属性	属性权重系数	指标	说明	指标权重系数
1	土壤稳定性	0.3	裸地	没有植被、凋落物或生草层覆盖的裸露土壤分布	0.097
2			风蚀	被风力转移（移走或沉积）的表层土壤厚度	0.077
3			土壤有机质	土壤表层（0~20cm）的有机质含量	0.068
4			土壤紧实度	土壤表层（0~20cm）的板结情况，用土壤容重来度量	0.058
5	水文功能	0.2	水流痕迹	地面漫流形成痕迹的数量分布，可由凋落物分布及土壤和沙砾的运动痕迹来确定	0.041
6			细沟	线状侵蚀在地表形成的较直的、细小的侵蚀沟的数量分布	0.055
7			切沟	切入生草层（或土壤表土层）以下的侵蚀沟的数量分布	0.069
8			凋落物移动	凋落物被地表径流冲刷移动的程度	0.035
9	生物完整性	0.5	建群种	生态参照区内原生植物群落的建群种在评价区内的地位，用相对重要值表示	0.103
10			凋落物量	单位土地面积上植物凋落物的重量	0.132
11			地上现存存量	评价区内植物群落的地上现存存量占生态参照区的百分比	0.147
12			侵入种	评价区内植物群落中侵入种所占的地位，用重要值表示	0.118

该标准中的生物完整性指标体现了植被质量，考虑了建群种和入侵种对草原健康状况的影响。

4.2.5 湿地生态质量评价技术规范

《湿地生态质量评价技术规范》（HJ 1339—2023）由生态环境部南京环境科学研究所牵头、中国环境科学研究院协作共同完成。该标准规定了湿地生态质量评价的适用范围、评价指标与计算方法、综合指数计算方法与分级标准的具体要求，适用于湿地生态系统中河流湿地、湖泊湿地、沼泽湿地、海岸湿地和库塘湿地的生态质量评价。评价指标包括生态格局、生态结构、生态功能、生态状态4个方面（见表4.13）。其中，生态结构指标包括重点保护生物指数、湿地植被覆盖度、物种多样性指数、外来物种入侵度4项，均与植被或植物物种相关。数据获取手段分为遥感监测与地面观测两种，物种相关指标采取地面观测方式，面积

或盖度相关指标采取遥感监测方式。通过对各指标进行分级赋分，加权赋值，再通过加权计算得出各类别得分，最后对各类别得分加权得出湿地生态质量指数（WEQI），并划分等级。

表 4.13 湿地生态质量评价指标体系

类别	指标	适用湿地类型	获取手段	推荐数据采集精度	推荐数据采集时间
生态格局	湿地面积指数	湖泊湿地、沼泽湿地、库塘湿地	遥感监测	卫星遥感分辨率 10m 及以上	平水期
	自然岸线占比	河流湿地、湖泊湿地、海岸湿地、库塘湿地	遥感监测与地面核查	卫星遥感分辨率 2m 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感	枯水期
	滨岸带生态用地占比	河流湿地、湖泊湿地、库塘湿地	遥感监测与地面核查	卫星遥感分辨率 2m 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感	枯水期
	河流纵向连通度	河流湿地	遥感监测与模型运算	卫星遥感分辨率 2m 及以上	1—12 月
	破碎度指数	沼泽湿地、海岸湿地	遥感监测与模型运算	卫星遥感分辨率 2m 及以上	1—12 月
生态结构	重点保护生物指数	通用指标	地面观测	-	1—12 月
	湿地植被覆盖度	通用指标	遥感监测与地面观测	卫星遥感分辨率 2m 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感	7—9 月
	物种多样性指数	通用指标	地面观测与遥感监测	湿地维管束植物物种多样性指数可选用遥感监测手段，其中卫星遥感分辨率 2m 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感；鸟类、鱼类、两栖动物、底栖动物等物种多样性指数建议采用地面观测手段。	7—9 月
	外来物种入侵度	通用指标	地面观测与遥感监测	外来维管束植物入侵度可选用遥感监测手段，其中卫星遥感分辨率 2m 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感；外来动物入侵度建议采用地面观测手段。	7—9 月
生态功能	水质净化指数	通用指标	地面观测	-	1—12 月

	蓄水指数	河流湿地、湖泊湿地、沼泽湿地、库塘湿地	水文监测、遥感监测与地面观测	-	1—12月
	固碳能力指数	通用指标	遥感监测与地面观测	卫星遥感分辨率 2m 及以上，结合地面观测数据开展验证	7—9月
生态状态	水环境质量	通用指标	地面监测	-	1—12月
	生态流量/水位满足程度	河流湿地、湖泊湿地、沼泽湿地	水文监测与地面观测	-	详见附录 A

该技术规范综合了植被覆盖度和植物物种信息，并考虑了外来入侵物种对湿地生态质量的影响。

4.2.6 荒漠化地区生态质量评价技术规范

《荒漠化地区生态质量评价技术规范》（HJ 1338—2023）由生态环境部南京环境科学研究所牵头、中国环境科学研究院协作共同完成。该标准规定了荒漠化地区生态质量评价内容、指标体系、评价流程和评价结果应用等内容，适用于全国荒漠化地区风蚀荒漠化、水蚀荒漠化、冻融荒漠化、盐渍化等荒漠化土地的生态质量评价。以荒漠化地区最突出的生态环境问题为核心，从生态状态、生态格局、生态结构、生态功能 4 个方面设置荒漠化地区生态质量评价指标 19 个（见表 4.14）。

表 4.14 荒漠化地区生态质量评价指标体系

指标		适用地区	获取手段	推荐数据采集精度
生态状态	有机质含量	所有荒漠化地区	土壤普查数据	-
	侵蚀沟面积比例	水蚀荒漠化地区	数字高程模型数据	
	粘沙比	风蚀荒漠化地区	土壤普查数据	
	气温年较差	冻融荒漠化地区	气象统计数据	
	土壤含盐量	盐渍化地区	土壤普查数据	
生态格局	水蚀荒漠化土地面积占比	水蚀荒漠化地区	遥感监测数据	卫星遥感分辨率 1 km 及以上
	风蚀荒漠化土地面积占比	风蚀荒漠化地区		
	冻融荒漠化土地面积占比	冻融荒漠化地区		
	盐渍化土地面积占比	盐渍化地区		
	生态用地面积占比	所有荒漠化地区		卫星遥感分辨率 30 km 及以上
	景观多样性指数	所有荒漠化地区		

生态结构	植被覆盖指数	所有荒漠化地区	遥感监测与地面观测	卫星遥感分辨率 1 km 及以上；在植被密集区域建议选用无人机近地面遥感
	重点保护生物指数	所有荒漠化地区	地面观测	-
	植被净初级生产力指数	所有荒漠化地区	遥感监测数据	卫星遥感分辨率 1 km 及以上
生态功能	水土保持指数	水蚀荒漠化地区	遥感监测与地面观测	卫星遥感分辨率 1 km 及以上
	防风固沙指数	风蚀荒漠化地区		
	冻融侵蚀指数	冻融荒漠化地区		
	盐渍化指数	盐渍化地区		
	生态系统调节指数	所有荒漠化地区		

该技术规范生态结构指标中的植被覆盖指数、植被净初级生产力指数为植被“量”层面的指标，重点保护生物指数为“质”层面的指标。

4.2.7 自然保护区自然生态质量评价技术规程

2009 年，为加强自然保护区建区前的审批管理和建区后的监督检查，提高自然保护区的自然生态质量，原国家林业局发布《自然保护区自然生态质量评价技术规程》（LY/T 1813—2009）。该规程规定了我国森林生态系统类型、湿地生态系统类型、荒漠生态系统类型、野生动物类型、野生植物类型自然保护区自然生态质量评价的内容、指标及赋值、评价方法与评价等级，可用于衡量特定区域的自然生态质量和保护价值，研究筹建自然保护区的必要性和重要性，为科学选择、划定、建立自然保护区及有效规划和管理自然保护区提供依据。该规程采用的评价指标包括：生物多样性、典型性、稀有性、自然性、面积适宜性、脆弱性、人为活动强度（表 4.15）。根据自然保护区类型的不同，选择适用的指标；采用专家打分法，邀请 5 位以上有关自然保护、野生动植物方面的专家对各个指标进行评分；对每位专家的评分结果进行综合考虑后确定分值，将各个指标分值相加得到各种类型保护区的最终评分，评分结果分为好、较好、一般、较差、差 5 级。

表 4.15 自然保护区自然生态质量评价指标及其分值

因素		自然保护区类型及指标分值				
		森林	湿地	荒漠	野生动物	野生植物
生物多样性	物种多度	6	6	10		
	物种相对丰度	5	6			
	生态系统类型多样性	5	8			
典型性	保护对象典型性	16	10	15		
	物种典型性				15	15
稀有性	保护物种稀有性	4	5	4		
	物种濒危程度	4	5	4	15	15

	物种地区分布	2		2	5	5
	栖息地稀有性				5	
	生境稀有性		5			5
自然性	生境状况	9	10	10		8
	栖息地状况				12	
	就地保护情况					8
	自然度	7		10	8	4
面积适宜性	核心区和缓冲区面积	7	7	7	7	7
	总面积大小	3	3	3	3	3
脆弱性	物种生活力		5	5	10	10
	种群结构		5	5	10	
	生态系统稳定性	8	5	5		10
	生态系统恢复程度	8	5	5		
人为活动强度	资源开发利用情况	10	9	9	6	6
	周边地区开发状况	6	6	6	4	4
合计		100	100	100	100	100

该技术规程包含了植被质量及其生境质量的评估，指标值的确定采用专家打分法。

4.2.8 自然保护区生态环境保护成效评估标准（试行）

2021年，为规范自然保护区生态环境保护成效评估工作，从整体上提升我国自然保护区的保护效果，生态环境部发布《自然保护区生态环境保护成效评估标准（试行）》（HJ 1203—2021）。该标准规定了自然保护区生态环境保护成效评估的原则、周期、方法、流程、指标体系、评分标准、结果以及报告格式。该标准包括主要保护对象、生态系统结构、生态系统服务、水环境质量、主要威胁因素、违法违规情况6项评估内容。评估指标共28个（表4.16），包括通用指标和特征指标两类。通用指标系每个自然保护区需要进行评估的指标；特征指标系根据自然保护区特征分析结果选取的指标。

表 4.16 自然保护区生态环境保护成效评估指标

评估内容	评估指标	指标类型	适用范围
主要保护对象	主要保护物种的种群数量	特征指标	适用于以自然生态系统或野生生物为主要保护对象的自然保护区
	主要保护物种的分布范围	特征指标	
	自然遗迹保存程度	特征指标	
生态系统结构	景观指数	通用指标	适用于所有自然保护区
	地上生物量	特征指标	适用于具有天然林、天然草地或荒漠生态系统的自然保护区
	天然林覆盖率	特征指标	适用于具有天然林生态系统的自然保护区

	天然草地植被盖度	特征指标	适用于具有天然草地生态系统的自然保护区
	自然湿地面积占比	特征指标	适用于具有自然湿地生态系统的自然保护区
	荒漠自然植被覆盖率	特征指标	适用于具有荒漠生态系统的自然保护区
	未利用海域面积占比	特征指标	适用于具有海域的自然保护区
	自然岸线保有率	特征指标	适用于具有海域或重要河流、湖泊的自然保护区
生态系统功能	国家重点保护野生动植物种数	特征指标	适用于具有生物多样性维护服务的自然保护区
	指示物种生境适宜性	特征指标	
	物种丰富度	特征指标	
	水源涵养	特征指标	适用于具有水源涵养服务的自然保护区
	水土保持	特征指标	适用于具有水土保持服务的自然保护区
	防风固沙	特征指标	适用于具有防风固沙服务的自然保护区
	固碳	特征指标	适用于具有固碳服务的自然保护区
水环境质量	地表水水质	特征指标	适用于具有地表水水域的自然保护区
	海水水质	特征指标	适用于具有海域的自然保护区
主要威胁因素	核心区和缓冲区自然生态系统被侵占面积	通用指标	适用于所有自然保护区
	核心区和缓冲区外来入侵物种入侵度	通用指标	
	核心区和缓冲区常住人口密度	通用指标	
	实验区自然生态系统被侵占面积	通用指标	
	实验区外来入侵物种入侵度	通用指标	
	实验区常住人口密度	通用指标	
违法违规情况	新增违法违规重点问题	通用指标	适用于所有自然保护区
	违法违规重点问题整改率	通用指标	

该标准中与植被相关的指标包括：生态系统结构中的地上生物量、天然林覆盖率、天然草地植被盖度、荒漠自然植被覆盖率，均为植被“量”方面的指标；生态系统功能指标均与植被相关，其中国家重点保护野生动植物种数、指示物种生境适宜性、物种丰富度为物种层面“质”相关指标，水源涵养、水土保持、防风固沙、固碳为植被“量”方面的指标。

4.2.9 小结

针对森林、草地、湿地、荒漠等不同生态系统类型，通过对植物群落调查评估相关的标准规范所采用指标的梳理发现，所有标准规范均按乔木、灌木、草本分层调查；有的标准规范要求记录所有物种，有的仅要求记录优势种；对于乔木层，绝大部分标准规范都要求记录树高、胸径、郁闭度；对于灌木层和草本层，绝大部分标准规范都要求记录高度、盖度。植物群落调查评估相关标准规范调查指标汇总见表 4.17。

现行植被质量评价标准需要完善。有的标准采用以遥感为基础的覆盖度指标，若不从物种尺度进行区分并剔除外来入侵物种的覆盖度，可能导致植被质量评价结果产生偏差，尤其像存在互花米草、紫茎泽兰等易形成大面积扩散的物种的情况下；有的标准采用物种丰富度、多样性等物种尺度指标，不考虑物种在耐干扰性、对自然生境的固守度等生态属性上的差异，将所有物种同等对待，不能真实反映评价区域的植被质量状况。

表 4.17 植物群落调查评估相关标准规范调查指标汇总

生态系统类型	标准规范名称	调查方法	调查指标
森林	《森林资源规划设计调查技术规程》(GB/T 26424—2010)	地面调查	<ul style="list-style-type: none"> ●主要调查指标： 地类、森林类别、林种、树种（组）、优势树种（组）与树种组成、龄级、龄组、竹度与生产期、立地因子、其他（权属、起源、天然更新等级、林木质量、径阶与径级组、林层、大径木蓄积比等级、郁闭度、覆盖度等级、群落结构类型、自然度、散生木和四旁树，等）
	《国家森林资源连续清查技术规定》（2014）	地面调查	<ul style="list-style-type: none"> ●样地调查因子： 植被类型、灌木覆盖度、灌木平均高、草本覆盖度、草本平均高、植被总覆盖度、林种、起源、优势树种、平均胸径、平均树高、郁闭度、自然度，等
		遥感判读	<ul style="list-style-type: none"> ●样地判读因子： 林种、起源、优势树种、郁闭度、自然度，等
	《森林生态系统生物多样性监测与评估规范》(LY/T 2241—2014)	地面调查	<ul style="list-style-type: none"> ●样地基本信息观测指标： 植物群落、郁闭度、坡度、坡向、坡位、海拔、水分状况、土壤质地、人类活动 ●乔木层观测指标：

			<p>中文名、拉丁名、树高、胸径、枝下高、冠幅、立木状况</p> <p>● 灌木层观测指标： 中文名、拉丁名、株数/丛数、盖度、平均高度、平均基径、多度、生长状况、分布状况</p> <p>● 草本层观测指标： 中文名、拉丁名、株数/丛数、盖度、高度、生长状况、分布状况</p>
《森林生态系统定位观测指标体系》(GB/T 35377—2017)	地面调查		<p>● 森林群落学特征观测指标： 起源、乔木(种名、树高、胸径、密度、郁闭度、冠幅、叶面积指数，等)、灌木(种名、株数/丛数、平均基径、平均高度、盖度、多度，等)、草本(种名、株数/丛数、盖度、高度，等)、幼树和幼苗(种名、密度、高度、基径、生长状况)、藤本(种名、藤高、蔓数、基径)、附(寄)生植物(种名、数量)，等</p>
《森林资源连续清查技术规程》(GB/T 38590—2020)	地面调查		<p>● 样地调查因子： 植被类型、灌木覆盖度、灌木平均高、草本覆盖度、草本平均高、植被总覆盖度、林种、起源、优势树种、平均胸径、平均树高、群落结构、树种结构、林层结构和林龄结构、郁闭度、自然度，等</p>
	遥感判读		<p>● 样地判读基本因子： 森林覆盖类型、优势树种、龄组、郁闭度、覆盖度，等</p>
《国家林草生态综合监测评价技术规程》(2021年6月)	地面调查		<p>● 样地调查因子： 植被类型、灌木覆盖度、灌木平均高、草本覆盖度、草本平均高、植被总覆盖度、森林覆盖类型、林种、起源、优势树种、平均年龄、平均胸径、平均树高、群落结构、树种结构、林层结构和林龄结构、郁闭度、自然度，等</p>
	遥感判读		<p>● 固定样地遥感监测因子： 森林覆被类型、优势树种、起源、龄组、郁闭度(覆盖度)等级，等</p>
《全国生态状况调查评估技术规范——森林生态系统野外观测》(HJ 1167—2021)	地面调查		<p>● 野外观测指标体系： 基本情况、森林类型(针叶林、阔叶林、针阔混交林、稀疏林)、每木检尺(树种、胸径、树高、树龄、冠幅、生物量)、林分指标(起源、优势树种、林龄/平均年龄、平均胸径、平均高、郁闭度、叶面积指数)、林下植被(物种数、高度、覆盖度)</p>

草地	《草原健康状况评价》(GB/T 21439—2008)	地面调查	●评价指标——生物完整性： 建群种、凋落物量、地上现存量、侵入种
	《草地资源调查技术规程》(NY/T 2998—2016)	地面调查	●样地观测指标——天然草地、改良草地： 中小草本及小(半)灌木(种类-优势植物、种类-其他、物种平均高度、物种分盖度、样方总盖度 ,等)； 灌木及高大草本(种名、株丛径、株高、株丛投影盖度、株丛数 ,等)
	《草地植被健康监测评价方法》(NY/T 3648—2020)	地面测定、遥感提取	●监测指标： 草地植被盖度、健康草地植被盖度、建群植物和优良植物产量、退化指示植物生物量
	《全国生态状况调查评估技术规范——草地生态系统野外观测》(HJ 1168—2021)	地面调查	●野外观测指标体系——生物指标： 草地优势种、多度、植被覆盖度、群落高度、频度、叶面积指数、生物量
湿地	《重要湿地监测指标体系》(GB / T 27648—2011)	地面调查	●湿地植被及其群落监测： 植物种类、多度、密度、高度、盖度、频度、生物量
	《湿地生态系统定位观测指标体系》(LY/T 2090—2013)	地面调查	●湿地生物观测指标——湿地植物群落特征： 种群组成、生活型、多度、密度、盖度、高度、叶面积指数
	《全国生态状况调查评估技术规范——湿地生态系统野外观测》(HJ 1169—2021)	地面调查	●野外观测指标体系——类型指标： 湿地类型、湿地植被类型 ●野外观测指标体系——生物指标： 植被覆盖度、叶面积指数、郁闭度、木本生物量、草本生物量、优势种、底栖动物群落特征、水生植被
荒漠	《荒漠生态系统定位观测指标体系》(LY/T 1698—2007)	地面调查	●生物学指标——植物群落特征： 群落的种类组成、总盖度、灌木层盖度、草本层盖度 ,等 ●生物学指标——植物群落中植物种的特征： 种群盖度、高度、多度、密度、频度
	《戈壁生态系统定位观测指	地面调查	●生物学观测指标——植物群落特征：

	标体系》(LY/T 2793—2017)		<p>种类组成、总盖度、灌木层盖度、草本层盖度, 等</p> <p>●生物学观测指标——优势种和指示种特征: 种群盖度、高度、多度、密度、频度、优势种数、优势度</p>
	《全国生态状况调查评估技术规范——荒漠生态系统野外观测》(HJ 1170—2021)	地面调查	<p>●野外观测指标体系——类型指标: 荒漠类型、荒漠植被类型</p> <p>●野外观测指标体系——生物指标: 植被覆盖度、叶面积指数、木本生物量、草本生物量、优势种、动物物种数</p>
森林、草原、湿地	《县域陆生高等植物多样性调查与评估技术规定》(环境保护部公告 2017 年 第 84 号)	地面调查	<p>●物种普查指标(样线法) 物种种类(物种名称、是否外来物种)、分布(物种分布点经纬度、物种分布点海拔、物种分布点所在调查网格、小地名)、生境状况(植被类型、土壤类型、地形、地貌)、干扰因素(人为干扰及影响强度、自然干扰及影响强度)</p> <p>●重点物种调查指标(样方法) 分布(样方经纬度、样方海拔、样方所在调查网格)、生境特征(植被类型、土壤类型、地形、地貌、周围水体情况)、群落特征(层片的种类组成、层片的高度、层盖度)、干扰因素(人为干扰及影响强度、自然干扰及影响强度)、目标物种特征[乔木(种类、株数、幼树、幼苗数量、胸径、树高、冠幅、物候、生活状况), 灌木、竹类、半灌木、小半灌木(种类、株丛数、高度、基径、物候、生活状况), 草本(种类、株丛数、高度、物候、生活状况), 木质藤本(种类、株丛数、基径、长度、物候、生活状况), 苔藓(种类、株丛数、盖度、高度/长度、孢子体、生活状况、着生基质)]</p>
		遥感监测	<p>●图斑监测内容: 行政区域和经营范围界线变化、地类和植被覆盖类型变化、自然属性变化(森林的起源、优势树种(组)、龄组、单位面积蓄积量等; 草原的草地类、优势草种、植被盖度、单位面积产草量等; 湿地的植被类型、植被面积、受威胁状况等)、管理属性变化、图斑属性补充</p>
	样地调查	<p>●森林样地调查——常规样地因子: 地貌、海拔、坡向、坡位、坡度、土壤厚度、腐殖质厚度、枯枝落叶厚度、植被类型、灌木覆盖度、灌木平均高、草本覆盖度、草本平均高、植被总覆盖度、林种、起源、优势树种、</p>	

		<p>平均年龄、平均胸径、平均树高、平均优势高、龄组、径组、树种结构、林层结构、林龄结构、郁闭度、自然度，等</p> <ul style="list-style-type: none"> ● 样木调查因子： <ul style="list-style-type: none"> 树种名称、胸径、林层，等 ● 其他调查因子——植被调查： <ul style="list-style-type: none"> 下木（树种名称、高度、胸径）、灌木层（主要灌木种名称、平均高、覆盖度）、草本层（主要草本种名称、平均高、覆盖度） <hr/> <ul style="list-style-type: none"> ● 草原样地调查——小样方调查因子[样地内只有中小草本（平均高<80cm）及小半灌木（平均高<50cm、不形成大株丛）时]： <ul style="list-style-type: none"> 植物种数、植物名称、植被总盖度、分盖度、草群平均高度、草种高度，等 ● 草原样方调查——大样方调查因子[样地内具有高大草本（平均高≥80cm）或灌木（平均高≥50cm）时]： <ul style="list-style-type: none"> 灌木和高大草本（植物名称、株丛数量、丛径、高度、覆盖面积、产草量，等） <hr/> <ul style="list-style-type: none"> ● 湿地样地调查——样方调查因子： <ul style="list-style-type: none"> 样方号、样方面积、植被总盖度、分层植被盖度、郁闭度、优势植物种、植被起源、平均年龄、生物量（乔木和大型灌木胸径和平均树高、小型灌木株数/丛数和代表株地上生物量、草本地上生物量）、植物种类
--	--	--

4.3 地被层监测与评价相关研究

地被层可分为死地被层和活地被层，本标准采用活地被层，通常是指最接近地面的广义植物覆盖层，即成片或斑块状贴地生长在土层、岩石和倒木上的苔藓、地衣、藻类、菌类等非维管植物^[49]。在森林地区常表现为林下苔藓层，在荒漠地区常表现为生物土壤结皮。

苔藓层在森林生态系统中广泛存在，不仅是生物多样性的重要组成部分，也是增加森林结构复杂性的重要生物因素。苔藓作为一种疏松多孔物质，依靠其强大的表面能及其类似于海绵性状的弹力特性，具有明显的截持降水、消减动能、阻延径流、防止土壤冻结及维系土壤结构的作用，是保持和提高森林土壤肥力的重要因素之一^[50]。苔藓植物可作为判断森林生态系统完整性的潜在指标^[51]。由于其对人为干扰的敏感性，长期以来，苔藓植物的生物量和多样性的变化常用于监测环境变化和森林管理。但是，由于苔藓类植物物种鉴定技术难度较大，在现有生态系统定位观测和生物多样性监测与评估标准体系中，仅有个别标准规范将苔藓纳入目标生物类群，如《县域陆生高等植物多样性调查与评估技术规定》（环境保护部公告 2017 年 第 84 号），《生物多样性观测技术导则 地衣和苔藓》（HJ 710.2—2014）。

生物土壤结皮是由土壤颗粒与生活在土壤表层数毫米范围内不同比例的光自养（如蓝藻细菌、藻类、地衣、苔藓）和异养（如细菌、真菌、古细菌）生物聚集形成的覆盖在地表的活的、连贯的壳状层。这些生物通常具有极端耐受性，且呈周期性干燥状态^[52]。生物土壤结皮是干旱和半干旱地区生态系统与地表景观的重要组成部分，其普遍发育且分布十分广泛，在旱区土壤生态、水文、生物和地球化学循环过程以及区域生态修复中发挥着重要作用^[53]。在我国干旱、半干旱区荒漠（沙地）生态系统和青藏高原高寒荒漠生态系统观测标准规范中，常将生物土壤结皮的类型、厚度和盖度作为观测指标（表 4.18），但缺乏调查监测方法技术规范。在美国^[54]、南非^[55]、委内瑞拉^[56]、澳大利亚^[57]等国家，生物土壤结皮也是草地生态系统健康状况监测与评估的常用指标。

表 4.18 涉及生物土壤结皮相关标准规范汇总

标准规范名称	指标类别	观测指标
荒漠生态系统定位观测指标体系（LY/T 1698-2007）	地表状况	土壤微生物结皮盖度（%） 土壤微生物结皮厚度（mm）
极端干旱区荒漠生态系统定位观测指标体系（LY/T 2091-2013）	地表状况	土壤生物结皮类型
沿江（河）、滨海（湖）沙地生态系统定位观测指标体系（LY/T 2508-2015）	土壤物理性质	土壤盐结皮厚度（mm）
干旱、半干旱区荒漠（沙地）生态系统定位观测指标体系（LY/T 2092-2013）	地表状况	土壤生物结皮类型 土壤生物结皮盖度（%） 土壤生物结皮厚度（mm）
青藏高原高寒荒漠生态系统定位观测指标体系（LY/T 2509-2015）	地表状况	土壤生物结皮类型 土壤生物结皮盖度（%） 土壤生物结皮厚度（mm）

5 标准主要技术内容

5.1 标准适用范围

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国湿地保护法》《中华人民共和国森林法》《中华人民共和国草原法》《中华人民共和国防沙治沙法》及相关法律法规，落实中共中央办公厅、国务院办公厅《关于划定并严守生态保护红线的若干意见》《关于进一步加强生物多样性保护的意见》等文件精神，落实生态环境部生态状况评估、自然保护地和生态保护红线监管等职责要求，改善生态系统质量，规范植被质量评价技术要求，制定本标准。

本标准提供了各类生态系统植被质量评价方法的建议，可用于生态保护红线生态状况评估、生物多样性调查与评估、自然保护地保护成效评估、生态保护修复工程实施成效评估等工作中的植被质量快速评价。

5.2 术语和定义

本部分为执行本标准制定的专门术语和对容易引起歧义的名词进行的定义。

(1) 植被 vegetation

生长在一定区域内的覆盖地表的植物群落的总称^[58]。

(2) 植物群落 plant community

在特定空间和时间范围内，具有一定的植物种类组成和一定的外貌及结构，与环境形成一定相互关系并具有特定功能的植物集合体^[58]。

(3) 植被质量 vegetation quality

本标准所称植被质量，是参比同一生态区类似生境的自然植被，植物物种组合对人类活动干扰的耐受性程度。耐受性越强，质量越低。

(4) 地被层 ground layer

通常可分为死地被层和活地被层，本标准采用活地被层；是指成片或斑块状贴地生长在土层、岩石和倒木上的苔藓、地衣、藻类、大型真菌等非维管植物^[49]。在森林地区常表现为林下苔藓层，在荒漠地区常表现为生物土壤结皮。

(5) 生物土壤结皮 biological soil crusts (BSCs)

是由土壤颗粒与生活在土壤表层数毫米范围内不同比例的光自养（如蓝藻细菌、藻类、地衣、苔藓）和异养（如细菌、真菌、古细菌）生物聚集形成的覆盖在地表的活的、连贯的壳状层。这些生物通常具有极端耐受性，且呈周期性干燥状态^[52]。根据生物土壤结皮中的优势物种，一般将其分为藻结皮、苔藓结皮和地衣结皮三类。

(6) 保守性 conservatism

指植物物种局限于本地自然植物群落的特征^[3]。

(7) 保守性系数 coefficient of conservatism (C)

是根据一定的原则对特定地理区域内的每个物种出现在自然植物群落中的确限度的赋值^[3]。赋值为0~10之间的整数。数值越高，表示该物种的分布局限于自然生境或原生植物群落中的可能性越高；数值越低，表示该物种广泛出现在人类干扰强度较高的生境中。该系

数具有区域性，同一物种在不同植被分布区的保守性系数可能不同。

(8) 确限度 *fidelity*

指某一植物物种局限于某一类型植物群落的局限性程度^[59]。

(9) 本地物种 *native species*

出现在其过去或现在自然分布范围及潜在扩散范围以内的种及种下分类单元^[60]。

(10) 外来入侵物种 *invasive alien species*

在当地的自然或半自然生态系统中形成了自我再生能力、可能或已经对生态环境、生产或生活造成明显损害或不利影响的外来物种^[60]。

(11) 栽培植物 *cultivated plant*

是指一种野生植物经过人工培育后，具有一定生产价值或经济性状，遗传性稳定，能适合人类需要的植物^[61]。

5.3 标准主要技术内容确定的依据

5.3.1 植物群落数据获取

本标准植被质量评价方法参考在美国广泛使用的植物区系质量评价 (FQA) 法。该方法需要利用样方、样线、样地或区域植物群落的物种名录、总物种数等信息，如果植物群落存在垂直分层，则需要各植被层的物种名录、总物种数，乔木层每木检尺胸径、郁闭度覆盖度，以及灌木层、草本层物种分盖度与总盖度。这些指标的数据源可以是已有调查研究数据，也可以是现场调查所得。

5.3.1.1 利用已有调查研究数据

已有调查研究数据包括各种科学研究或调查得到的植物群落样方数据、县域生物多样性调查或自然保护区科学考察得到的植物名录，还包括森林、草地、湿地、荒漠等生态系统定位观测植物群落数据。

5.3.1.2 现场调查获取数据

现场调查获取数据需要依据森林、草地、湿地、荒漠等各类生态系统定位观测、监测、调查及评估相关的技术规范进行。

样地选择可根据森林、草地、湿地、荒漠等生态系统类型，参考《生物多样性观测技术导则 陆生维管植物多样性观测固定样地的设置》(HJ 710.14—2023)、《全国生态状况调查评估技术规范——森林生态系统野外观测》(HJ 1167—2021)、《全国生态状况调查评估技术规范——草地生态系统野外观测》(HJ 1168—2021)、《全国生态状况调查评估技术规范——湿地生态系统野外观测》(HJ 1169—2021)、《全国生态状况调查评估技术规范——荒漠生态系统野外观测》(HJ 1170—2021)等标准执行。

植物群落现场调查建议按乔木层、灌木层、草本层、地被层四个层片分别进行。乔木层、灌木层、草本层可分别按大于 5 m、0.5 m~5 m、小于 0.5 m 的高度进行分层。地被层不限高度，土生、石生、树生的藻类、大型真菌、苔藓和地衣均计入该层。乔木层、灌木层、草本层调查指标应包括样方内出现物种的名称、乔木层每木检尺胸径和林冠层郁闭度以及灌木

层、草本层物种分盖度与总盖度。乔木层、灌木层、草本层建议样方面积分别为 20 m×20 m、5 m×5 m、1 m×1 m，调查方法可根据森林、草地、湿地、荒漠等生态系统类型参考《生物多样性观测技术导则 陆生维管植物》（HJ 710.1—2014）、《森林生态系统生物多样性监测与评估规范》（LY/T 2241—2014）、《草地资源调查技术规程》（NY/T 2998—2016）、《湿地生态系统定位观测技术规范》（LY/T 2898—2017）、《荒漠生态系统定位观测技术规范》（LY/T 1752—2008）等标准执行。幼树纳入灌木层调查，木本植物幼苗纳入草本层调查。对于层间植物，草质藤本植物纳入草本层调查，木质藤本植物、附（寄）生植物根据其生长高度纳入相应层片调查，调查方法参考 LY/T 2241 执行。

地被层调查指标应包括地被层类型（苔藓、地衣、藻类、大型真菌）、地被层类型分盖度、地被层总盖度。藻类、大型真菌盖度测定可采用点针样框法^[53]，大型真菌调查方法参考《生物多样性观测技术导则 大型真菌》（HJ 710.11—2017）执行，地衣和苔藓调查方法参考《生物多样性观测技术导则 地衣和苔藓》（HJ 710.2—2014）执行。

5.3.2 物种保守性系数（C）赋值

5.3.2.1 保守性系数内涵

物种保守性的概念是植物区系质量评价（FQA）方法监测和评价生态群落的基础。FQA 方法的核心是保守性系数（C 值），根据 Swink 和 Wilhelm（1994）^[3]描述的方法，将这些系数分配给植物区系中的所有本地物种。C 值表征植物物种的“自然程度”，数值范围从 0 到 10，表示一种植物对栖息地完整性的固守度（或确限度，fidelity），可以认为是某种特定植物指示栖息地条件未因人类引起的干扰而改变的相对概率。C 值为 0 的物种具有广泛的生态耐受性，几乎可以在任何地方找到。C 值为 10 的物种只能生活在高质量的自然区域，不能容忍任何栖息地退化。植物群落中高保守性植物的比例为生物和非生物过程的完整性提供了一个有力且相对简便的评价指标，因此可以指示一个地点的生态完整性^[62]。

5.3.2.2 保守性系数赋值方法

C 值具有区域局限性，即同一物种在不同分布区可以有不同的 C 值。在美国，C 值是以州或生态区为单元进行赋值的。在我国，建议以中国植被区划中的 36 个植被地带或植被亚地带^[63]（图 5.1，表 5.1）作为 C 赋值的基本单元，针对不同植被地带的物种分别进行 C 赋值。

中国植被区划图 VEGETATION REGIONALIZATION MAP OF CHINA



图 5.1 中国植被区划图

表 5.1 中国植被区划

植被区域	植被亚区域	植被地带	植被亚地带
I 寒温带落叶针叶林区域		Ii 南寒温带针叶林地带	
II 温带针叶、落叶阔叶混交林区域		IIIi 温带北部针叶、落叶阔叶混交林地带	
		IIIii 温带南部针叶、落叶阔叶混交林地带	
III 暖温带落叶阔叶林区域		IIIi 暖温带北部落叶栎林地带	
		IIIii 暖温带南部落叶栎林地带	
IV 亚热带常绿阔叶林区域	IVA 东部湿润常绿阔叶林亚区域	IVAi 北亚热带常绿、落叶阔叶混交林地带	
		IVAii 中亚热带常绿阔叶林地带	IVAiia 中亚热带常绿阔叶林北部亚地带 IVAiib 中亚热带常绿阔叶林南部亚地带
		IVAiii 南亚热带季风常绿阔叶林地带	
	IVB 西部半湿润常绿阔叶林亚区域	IVBi 中亚热带常绿阔叶林地带	
		IVBii 南亚热带季风常绿阔叶林地带	
		IVBiii 亚热带山地寒温性针叶林地带	
V 热带季雨林、雨林区域	VA 东部偏湿性热带季雨林、雨林亚区域	VAi 北热带半常绿季雨林、湿润雨林地带	
		VAii 南热带季雨林、湿润雨林地带	
	VB 西部偏干性热带季雨林、雨林亚区域	VBi 北热带季雨林、半常绿季雨林地带	
	VC 南海珊瑚岛植被亚区域	VCi 季风热带珊瑚岛植被地带	

		VCi 赤道热带珊瑚岛植被地带	
VI 温带草原区域	VIA 东部草原亚区域	VIAi 温带北部草原地带	VIAia 温带北部草甸草原亚地带
			VIAib 温带北部典型草原亚地带
			VIAic 温带北部荒漠草原亚地带
		VIAii 温带南部草原地带	VIAiia 温带南部森林(草甸)草原亚地带
	VIAiib 温带南部典型草原亚地带		
	VIAiic 温带南部荒漠草原亚地带		
VIB 西部草原亚区域	VIBi 温带北部草原地带	VIBia 温带北部荒漠草原亚地带	
VII 温带荒漠区域	VIIA 西部荒漠亚区域	VIIAi 温带半灌木、矮乔木荒漠地带	
	VIIB 东部荒漠亚区域	VIIBi 温带灌木、半灌木荒漠地带	VIIBia 温带灌木、禾草半荒漠亚地带
			VIIBib 温带灌木、半灌木荒漠亚地带
			VIIBic 温带灌木、半灌木裸露荒漠亚地带
		VIIBii 暖温带灌木、半灌木荒漠地带	VIIBiia 暖温带灌木、半灌木荒漠亚地带
	VIIBiib 暖温带灌木、半灌木、裸露极旱荒漠亚地带		
VIII 青藏高原高寒植被区域	VIII A 青藏高原东部高寒灌丛、草甸亚区域	VIII Ai 高寒灌丛、高寒草甸地带	
		VIII Aii 高寒草甸地带	
	VIII B 青藏高原中部高寒草原亚区域	VIII Bi 高寒草原地带	
		VIII Bii 温性草原地带	
	VIII C 青藏高原西北部高寒荒漠亚区域	VIII Ci 高寒荒漠地带	
		VIII Cii 温性荒漠地带	

参考美国各州保守性系数赋值原则与方法，结合我国实际情况，确定本标准保守性系数赋值原则与方法如下：

1、C 赋值一般方法

C 赋值采用专家打分法。至少邀请 5 位在相关植物分区具有丰富经验的植物分类学或植被生态学专家，根据出现频率、生活型、繁殖扩散能力、抗逆性等特征对每个物种的 C 进行赋值。物种特征可参考评价区域相关植物志等文献资料中的描述，其中是否本地物种还可参考《中国入侵植物名录》^[65]。

C 赋值依据的物种特征主要包括：

(1) 出现频率。在大范围调查中，出现频率越高的物种（尤其是杂草）C 值一般越低。

(2) 生活型。生活史越短的物种 C 值一般越低，即一年生物种的 C 值一般低于多年生物种。

(3) 繁殖扩散能力。种子量大、传播能力强的物种 C 值一般低于种子量小、传播能力弱的物种。

(4) 抗逆性（耐干扰性）。对逆境适应和抵抗能力越强（耐干扰性越强）的物种 C 值一般越低。

不同 C 值对应的植物适宜生境特征见表 5.2。

表 5.2 植物物种保守性系数对应的植物适宜生境特征

C 值	生境适宜性
0	专性出现在高强度干扰区。
1	与自然区域相比，更多地出现在干扰区。
2	在干扰区和自然区域兼性生长。
3	相较于自然区域，更频繁地出现在干扰区。
4	相较于干扰区，更频繁地出现在自然区域。
5	通常出现在质量较低的自然生境。
6	偶尔出现在高质量生境。
7	适度出现在高质量生境。
8	通常出现在高质量的生境。
9	肯定出现在高质量的生境。
10	专性出现在高质量的生境。

计算每个物种赋值结果的算术平均值，四舍五入取整后作为该物种在该赋值单元的 C 值。对于专家赋值结果差异较大（>3）的物种，可经过再次研讨确定最终 C 值。

2、入侵植物 C 赋值方法

对于入侵植物，根据是否列入外来入侵物种名录以及不同入侵等级，C 赋值建议见表 5.3。

表 5.3 入侵植物 C 赋值建议

物种类型		建议 C 值
列入外来入侵物种名录的		0
入侵等级	1 (恶性入侵类)	0
	2 (严重入侵类)	1
	3 (局部入侵类)	2
	4 (一般入侵类)	3
	其他	根据物种具体特征赋值

外来入侵物种名录参见《关于发布中国第一批外来入侵物种名单的通知》《关于发布中国第二批外来入侵物种名单的通知》《关于发布中国外来入侵物种名单（第三批）的公告》《关于发布〈中国自然生态系统外来入侵物种名单（第四批）〉的公告》《国家重点管理外来入侵物种名录（第一批）》《重点管理外来入侵物种名录》等文件。

入侵等级的判定参见《中国入侵植物名录》^[64]。

3、保护植物 C 赋值方法

对于列入《国家重点保护野生植物名录》和评价区域所在省（自治区或直辖市）重点保护野生植物名录的物种，C 赋值建议见表 5.4。

表 5.4 保护植物 C 赋值建议

物种类型	建议 C 值
国家一级保护	10
国家二级保护	9
省（自治区或直辖市）重点保护	8~10

4、濒危植物 C 赋值方法

对于《中国生物多样性红色名录——高等植物卷（2020）》中不同濒危等级物种，C 赋值建议见表 5.5。

表 5.5 濒危植物 C 赋值建议

物种濒危等级	建议 C 值
灭绝 (EX)	10
野外灭绝 (EW)	
极危 (CR)	9
濒危 (EN)	
易危 (VU)	8
近危 (NT)	7
其他	根据物种具体特征赋值

5、特有植物 C 赋值方法

对于我国或区域特有植物，C 可赋值 7~10。

6、若某个物种同时为保护物种、濒危物种和特有物种三者中的至少两者，且依据各自规则 C 赋值不同时，取 C 值较大者为最终结果。

7、对于非本地物种、人工培育的栽培植物，C 建议赋值为 0。

8、C 赋值标准汇总见表 5.6。

表 5.6 保守性系数赋值标准

保守性系数	赋值标准
0	非本地物种；我国生态环境部、农业农村部、海关总署等部门发布的外来入侵物种名单中的物种；入侵等级为 1 级的物种；人工培育的栽培植物；专性出现在高强度干扰区的物种。
1	原产于我国，但根据文献非原产于评价区域的物种；入侵等级为 2 级的物种；几乎仅出现在高强度干扰区的物种。
2	评价区域本地物种，广泛分布于重度干扰区，无特定生境；入侵等级为 3 级的物种。
3	评价区域本地物种，分布于重度干扰区，有特定生境；入侵等级为 4 级的物种。
4	评价区域本地物种，分布于中度干扰区，无特定生境。
5	评价区域本地物种，分布于中度干扰区，分布于一些（大于 3 种）特定生境中。
6	评价区域本地物种，分布于中度干扰区，分布于少数（小于等于 3 种）特定生境中。
7	评价区域本地物种，分布于有一定干扰的自然栖息地，不局限于一种生境；《中国生物多样性红色名录——高等植物卷（2020）》中评估等级为近危（NT）的物种可赋值为 7。
8	评价区域本地物种，分布于干扰很少的自然栖息地，不局限于一种生境；《中国生物多样性红色名录——高等植物卷（2020）》中评估等级为近危（VU）的物种可赋值为 8。
9	评价区域本地物种，分布于干扰很少或无干扰的自然栖息地，不局限于一种生境；《国家重点保护野生植物名录》中的二级保护植物和《中国生物多样性红色名录——高等植物卷（2020）》中评估等级为易危（EN）的物种可赋值为 9。
10	局限于一种特定生境或只出现于无干扰自然区域，生态幅极窄的本地物种；《国家重点保护野生植物名录》中的一级保护植物和《中国生物多样性红色名录——高等植物卷（2020）》中评估等级为灭绝（EX）、野外灭绝（EW）、极危（CR）的物种可赋值为 10。

9、专家赋值工作原则

(1) 专家仅对自身熟悉、有经验的物种进行 C 赋值，不熟悉、没有经验的物种可不赋值。

(2) C 值反映的是物种间保守性程度的相对差异。赋值结果中，C 值相邻（如 2 与 3、3 与 4、4 与 5）物种的保守性程度应区别度不大，但是 C 值相离（如 2 与 4、3 与 5）物种的保守性程度的差距应该是明显的。

(3) 对每个物种赋值时，仅需考虑当前物种的保守性程度，无需平衡赋值名录整体 C 值的大小分布情况。

5.3.2.3 保守性系数赋值工作流程

参考美国一些州保守性系数赋值工作方法，确定本标准赋值工作流程如下：

(1) 组成保守性系数赋值工作组。工作组负责开展资料查阅、现场调查、专家联络、会议组织、数据整理与分析、报告撰写等工作。

(2) 形成评价区域植物名录。工作组通过资料查阅或现场调查，整理形成包括评价区域所有物种的植物名录，可给出中文名、拉丁名、出现频率、生活型、是否本地物种、是否入侵物种、特有性、是否栽培植物、保护等级、濒危等级等信息；物种名称及其分类系统可参照《中国生物物种名录》^[65]。

(3) 组成保守性系数赋值专家组。邀请熟悉评价区域植物生物学和生态学特性的分类学和生态学专家组成保守性系数赋值专家组，专家组人数一般不少于 5 人；召开专家组会议，由工作组向专家组阐释保守性的系数的内涵以及赋值方法；

(4) 专家赋值。专家依据对评价区域植物物种的熟悉程度，根据出现频率、生活型、繁殖扩散能力、抗逆性、是否本地物种、是否入侵物种、特有性、是否栽培植物、保护等级、濒危等级等特征对自身熟悉物种的 C 进行赋值，并提交至工作组。

(5) 汇总、统计专家赋值结果。工作组收集所有专家赋值的结果，将其汇总到一个表格中；统计每个物种收到的专家赋值个数，针对无专家赋值的物种，邀请新的熟悉这些物种的专家加入专家组，并对这些物种进行赋值；计算同一物种专家赋值结果之间的差值；

(6) 计算赋值差值较小物种保守性系数。对于专家赋值差值不超过 3 的物种，计算所有专家赋值结果的算术平均值，四舍五入后取整，作为这些物种的保守性系数；

(7) 讨论确定差值较大物种保守性系数。对于专家赋值差值超过 3 的物种，再次召开专家组会议，组织专家讨论并重新确定赋值结果，使得专家赋值差值保持在 3 以内；计算所有专家赋值结果的算术平均值，四舍五入后取整，作为这些物种的保守性系数；

(8) 审定、形成保守性系数最终赋值结果。由工作组审核、确定所有专家赋值结果，形成最终的评价区域所有植物物种保守性系数列表；

(9) 保守性系数的修订与迭代。随着研究人员对相关区域植物分布特征和耐干扰性认知的加深，工作组可以组织对一些物种的保守性系数进行修订，适时形成迭代版本。

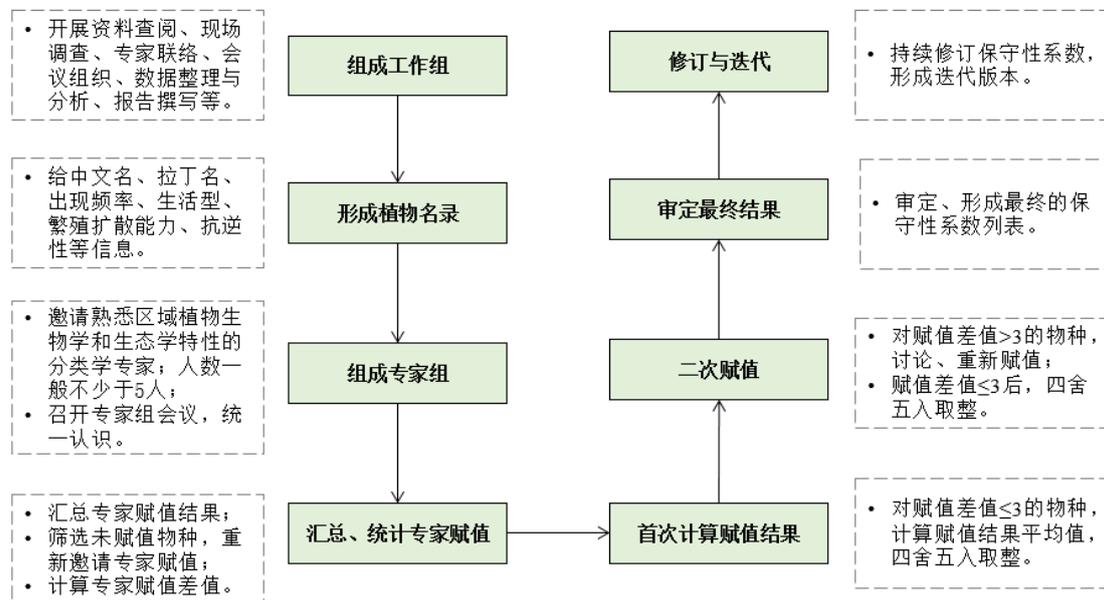


图 5.2 保守性系数赋值工作流程

5.3.3 植被质量指数 (VQI) 计算

5.3.3.1 利用物种名录计算 VQI

(1) 美国 FQI 标准计算公式及其修订公式

美国 *FQI* 标准计算公式由 Swink 和 Wilhelm 于 1979 年提出^{[1][2]}，公式如下：

$$FQI = \bar{C} \times \sqrt{N_n} \dots\dots\dots \text{公式 (1)}$$

式中， \bar{C} 为评价范围内所有本地物种保守性系数的平均值， N_n 为评价范围内本地物种的物种数。

由于人类活动对自然生境的干扰日益加重，在很多地区外来物种入侵成为不可忽视的问题。为了更好地反映人类活动对植物群落质量的影响，Fennessy 等 (1998)^[66]对 *FQI* 标准公式进行了修订，将本地物种和外来物种均计算在内，公式如下：

$$FQI = \bar{C} \times \sqrt{N_a} \dots\dots\dots \text{公式 (2)}$$

式中， N_a 为评价范围内所有物种的总物种数。

Miller 等 (2006)^[67]在开展宾夕法尼亚州中部湿地生态状况评价时发现，*FQI* 固有地偏向于本地物种丰富度更高的样点。拥有较高 \bar{C} 但本地物种丰富度较低的样点得分低于那些拥有较低 \bar{C} 但本地物种丰富度较高的样点。为消除 *FQI* 对物种丰富度的敏感性，Miller 等将 *FQI* 确定为每个样点相对于最好生境状况的程度，即相对于可获得的最大 *FQI* 值的百分比。可获得的最大 *FQI* 值是通过假设 \bar{C} 为 10 (可能的最大 \bar{C}) 并且所有植物物种都是本地植物来计算的。因此，它可作为衡量最佳生境质量的标准，任何偏离这一最佳生境的情况都可被解释为植物区系完整性的丧失或减少。修订后的 *FQI* 计算公式如下：

$$FQI = \frac{\bar{C}}{10} \times \frac{\sqrt{N}}{\sqrt{S}} \times 100 \dots\dots\dots \text{公式 (3)}$$

式中， \bar{C} 为评价范围内所有物种保守性系数的平均值， N 为本地物种的物种数， S 为所有物种的物种数。

根据 *FQI* 标准公式，即公式 (1) 计算得出的 *FQI* 值理论上是没有上限的，但修订后的公式，即公式 (3) 将 C 平均值和 N 归一化，使得 *FQI* 理论最大值为 100。修订后的 *FQI* 与本地物种丰富度的相关性增强。一个物种不多但外来物种很少的样点，其 *FQI* 值可以高于另一个物种丰富但有大量外来物种存在的样点。该公式凸显了人类活动干扰对植被质量的影响。

(2) 在本标准中的应用

该技术指南在应用时，当获取到某一评价单元的植物名录，邀请熟悉该区域的植物学专家对每个物种的保守性系数进行赋值后，即可利用与 *FQI* 相同的公式计算植被质量指数 *VQI*，即：

$$VQI = \frac{\bar{C}}{10} \times \frac{\sqrt{N}}{\sqrt{S}} \times 100$$

5.3.3.2 利用分层样方调查数据计算 *VQI*

(1) 包含覆盖度的美国 *FQI* 修订公式

Cretini 等 (2011)^[68]组成的植被质量评价团队为美国地质调查局 (USGS) 路易斯安那州海岸参考监测系统 (Coastwide Reference Monitoring System, CRMS) 开发了一套植被质

量评价方法。该方法对 FQI 标准公式进行了修订，包含了给定区域内的植被覆盖度和所有植物物种数（本地和非本地），用以评估滨海湿地恢复程度。修订后的 FQI 公式为：

$$FQI_{modt} = \frac{\sum (COVER_i \times C_i)}{100} \times 10 \dots\dots\dots \text{公式 (4)}$$

$$FQI_{modt} = \frac{\sum (COVER_i \times C_i)}{COVER_t} \times 10 \dots\dots\dots \text{公式 (5)}$$

式中， $COVER_i$ 为样方草本层物种 i 的分盖度， $COVER_t$ 为样方草本层总盖度， C_i 为样方草本层物种 i 的保守性系数。当样方内灌草层总盖度 $\leq 100\%$ 时，选用公式（4）；当灌草层总盖度 $> 100\%$ 时，选用公式（5）。

这两个公式与标准公式相比主要有 3 个变化：（1）纳入物种百分比覆盖度，考虑了不同物种个体数量和生物量多少对植被质量的影响；（2）包括所有植物物种（本地和非本地），考虑了外来物种对植被质量的影响；（3）使得 FQI 最大值不超过 100。

Wood 等（2017）^[69]为了评估 CRMS 森林湿地从严重退化到健康的连续体，通过预测变化轨迹，帮助确定森林湿地恢复目标区域，构建了森林植物区系质量指数（FFQI），计算公式如下：

$$Base\ FFQI = \frac{\sum (BASAL\ AREA_i \times CC_i)}{80} \times 10 \dots\dots\dots \text{公式 (6)}$$

$$FFQI = Base\ FFQI \times CCM \times ISM \dots\dots\dots \text{公式 (7)}$$

$$CCM = 0.75 + 0.005 \times Percent\ Canopy\ Cover \dots\dots\dots \text{公式 (8)}$$

$$ISM = 1 + 0.0025 \times Percent\ Net\ Indicator\ Species \dots\dots \text{公式 (9)}$$

式中， $BASAL\ AREA_i$ 是一个 CRMS 站点内林冠层物种 i 的胸高断面积总和； CC_i 是物种 i 的保守性系数；根据文献综述， $80\text{m}^2/\text{ha}$ 的胸高断面积被认为是健康的路易斯安那州沿海森林湿地中可能出现的总胸高断面积； CCM 为冠层盖度修正因子，其数值范围为 0.75~1.25； ISM 为草本层指示物种修正因子，与 CCM 具有同等权重，其数值范围也为 0.75~1.25； $Percent\ Canopy\ Cover$ 为冠层百分比盖度，其数值范围为 0~100； $Percent\ Net\ Indicator\ Species$ 为草本层健康湿地指示物种净盖度，即正响应、负响应、惰性指示物种盖度之和，其数值范围为 -100~100。

FFQI 是 FQI 的自然延伸，可以与森林湿地生态系统中林下草本群落的 FQI 结合使用，因为在路易斯安那州沿海森林湿地中，乔木层和草本层植被优势度之间通常存在反比关系，二者的关系可以表征湿地的自然演替方向。

Cretini 等（2011，2018）^{[70][71]}总结了草本植被 FQI 和木本植被 FFQI 在路易斯安那州滨海湿地植被质量评价中的应用。当 CRMS 站点内一个林冠层物种胸高断面积之和大于 $80\text{m}^2/\text{ha}$ ，则使用以下公式：

$$FFQI = \frac{\sum (BASAL\ AREA_i \times C_i)}{TOTAL\ BASAL\ AREA} \times 10 \dots\dots\dots \text{公式 (10)}$$

式中， $TOTAL\ BASAL\ AREA$ 是一个 CRMS 站点内林冠层所有物种胸高断面积总和。

（2）包含地被层的 VQI 计算

除了乔木层、灌木层和草本层，苔藓、地衣、藻类、大型真菌等组成的地被层也是一种重要的植被类型，在生态系统中发挥了高等植物层不能替代的提高土壤肥力、减缓土壤水分

蒸发、减少水蚀风蚀、促进植被演替等重要生态功能；尤其在干旱、半干旱区荒漠生态系统中，生物土壤结皮作为重要的地表覆被类型，分布广泛，且生态功能不容忽视。另外，人类活动干扰越少、生态环境质量越高的区域，地被层盖度越高、类型越丰富，因此可以将其作为较高植被质量的指示层片。

随着我国生态保护与修复工作的深入，地被层在我国各种生态系统类型中分布越来越广泛，但是目前地被层在物种层面进行鉴定存在较大难度，因此，本标准将地被层作为修正因子纳入植被质量评价方法体系，使这一层片所发挥的生态功能得到体现。在计算某一样地 VQI 时，可以在原灌草层 $VQI_{灌草}$ 基础上乘以地被层修正因子 ($M_{地被层}$)。为了体现地被层对较高植被质量的指示作用， $M_{地被层}$ 应大于 1，同时综合考虑 $M_{地被层}$ 对 VQI 的拉升作用，修正因子的加入应使植被质量等级至少跃升一级（例如，从“中”到“良”，或从“良”到“优”）。 $M_{地被层}$ 的计算同时考虑了地被层类型和地被层盖度，对于地被层类型因子，藻类和大型真菌取 1.1，苔藓和地衣取 1.3，利用各类型分盖度进行加权，得到地被层类型修正因子，取值范围为 1.1~1.3；对于地被层盖度因子，参考美国路易斯安那州 CRMS 森林植被质量评价^[66]中盖度修正因子的计算逻辑，当地被层盖度从 0% 增加到 100%，地被层盖度修正因子相应地从 1 增加到 1.1。因此， $M_{地被层}$ 取值范围最终确定为 1.1~1.43。

(3) 在本标准中的应用

该技术指南在应用时，当获得评价单元不同植被层样方调查数据时，可分别计算乔木层、灌木层和草本层 VQI 。

① 乔木层 VQI 计算

利用乔木层样方调查得到的物种、每木检尺胸径、林冠层郁闭度等数据，计算乔木层 $VQI_{乔}$ 。将乔木层每个物种每木检尺得到的胸高断面积之和 (BA_i) 作为权重因子纳入公式；利用林冠层郁闭度生成盖度修正因子 ($M_{林冠层}$)，随着郁闭度从 0%~100% 变化， $M_{林冠层}$ 数值范围为 0.75~1.25。利用公式 (11) (12) 计算 $VQI_{乔}$ ：

$$VQI_{乔} = \frac{\sum(BA_i \times C_i)}{BA_{prime}} \times 10 \times M_{林冠层} \dots\dots\dots (11)$$

$$M_{林冠层} = 0.75 + 0.005 \times CC \dots\dots\dots (12)$$

式中， $VQI_{乔}$ 为样方乔木层植被质量指数，数值范围为 0~125，无量纲； BA_i 为样方乔木层物种 i 的胸高断面积（乔木胸径处横截面面积）之和， m^2/ha ； C_i 为样方乔木层物种 i 的保守性系数，数值范围为 0~10，无量纲； BA_{prime} 为通过文献资料查阅或现场观测调查得到的植被地带或评价区域乔木层所有物种单位面积胸高断面积的较大值（在取得植被地带或评价区域较完整植被数据的情况下，可以采用分位数法确定，例如采用与 90% 分位数相近的整数），即植被地带或评价区域生态系统较好状态的参照值， m^2/ha ； $M_{林冠层}$ 为样方乔木层盖度修正因子，数值范围为 0.75~1.25，无量纲； CC 为样方林冠层郁闭度，数值范围为 0~100，%。

当样方乔木层所有物种单位面积胸高断面积之和 $>BA_{prime}$ 时，采用如下公式计算 $VQI_{乔}$ ：

$$VQI_{乔} = \frac{\sum(BA_i \times C_i)}{BA_{total}} \times 10 \times M_{林冠层} \dots\dots\dots (13)$$

式中， BA_{total} 为样方乔木层所有物种单位面积胸高断面积之和， m^2/ha 。

② 灌木层和草本层 VQI 计算

利用灌木层和草本层样方调查得到的物种、分盖度、总盖度等数据,可选择公式(14)~(16)计算灌木层或草本层 $VQI_{灌/草}$ 。将物种分盖度 ($COVER_i$) 作为权重因子纳入公式;利用地被层类型及其分盖度生成地被层修正因子 ($M_{地被层}$),随着地被层类型从藻类、大型真菌到苔藓、地衣,总盖度从 0%~100%变化, $M_{地被层}$ 数值范围为 1.1~1.43。当样方内无地被层时, $M_{地被层}$ 为 1。当样方内灌木层或草本层总盖度 $\leq 100\%$ 时,选用公式(14);当灌木层或草本层总盖度 $> 100\%$ 时,选用公式(15)。

$$VQI_{灌/草} = \frac{\sum(COVER_i \times C_i)}{100} \times 10 \times M_{地被层} \dots\dots\dots (14)$$

$$VQI_{灌/草} = \frac{\sum(COVER_i \times C_i)}{COVER_t} \times 10 \times M_{地被层} \dots\dots\dots (15)$$

$$M_{地被层} = \frac{\sum(GL_i \times GLC_i)}{C_{地被层}} \times (1 + 0.1C_{地被层}) \dots\dots\dots (16)$$

式中, $VQI_{灌/草}$ 为评价单元灌木层或草本层植被质量指数,数值范围为 0~143; $COVER_i$ 为样方灌木层或草本层物种 i 的分盖度,数值范围为 0~100%; $COVER_t$ 为样方灌木层或草本层总盖度,数值范围为 $> 100\%$; C_i 为样方灌木层或草本层物种 i 的保守性系数; $M_{地被层}$ 为地被层修正因子,数值范围为 1.1~1.43; GL_i 为地被层类型因子,藻类、大型真菌取 1.1,苔藓、地衣取 1.3; GLC_i 为每种地被层类型的分盖度,数值范围为 0~100%; $C_{地被层}$ 为地被层总盖度,数值范围为 0~100%。当样方内灌草层总盖度 $\leq 100\%$ 时,选用公式(14);当灌草层总盖度 $> 100\%$ 时,选用公式(15)。

5.3.4 植被质量评价

5.3.4.1 植被质量等级划分

根据美国伊利诺伊州芝加哥地区的经验^{[72][73]},当一个区域的 $FQI < 20$ 时,其植被基本不具备自然区域特征;当一个区域的 C 平均 ≥ 3.5 或 $FQI \geq 35$ 时,其植被初步具备自然区域的特征;当一个区域的 C 平均 ≥ 3.5 或 $FQI \geq 45$ 时,可以断定其植被位于受人类干扰较少的自然区域;当 $FQI \geq 50$ 时,可以断定其植被处于自然状态。

表 5.7 美国伊利诺伊州芝加哥地区 FQI 评价等级及生境特征

FQI 分值	生境特征
< 20	基本无自然特征的人工干扰区
20~35	保留部分自然特征的人工干扰区
35~50	轻微退化的自然区或者恢复较好的修复地区
≥ 50	生态结构稳定、丰富度高的自然区

参考美国芝加哥地区的经验值,结合我国植被生态状况实际,对 VQI 进行分级,以划分评价单元或评价区域的植被质量等级。 VQI 分级标准见表 5.8。

表 5.8 植被质量指数 (VQI) 分级标准

植被质量等级	优	良	中	低	差
指数	$VQI \geq 50$	$35 \leq VQI < 50$	$20 \leq VQI < 35$	$10 \leq VQI < 20$	$VQI < 10$
描述	物种丰富度较高, 人类活动干扰极少, 本地物种和高保守性物种比例较高。	物种丰富度较高, 人类活动干扰较少, 保留了部分自然生态系统特征。	人类活动干扰程度中等, 植物群落以广域种和中保守性物种为优势种。	人类活动干扰较多, 植物群落以低保守性物种为优势种, 存在少量外来物种。	人类活动干扰严重或完全人工化, 植物群落以低保守性物种和外来物种为优势种。

5.3.4.2 植被质量评价方法应用

植被质量评价方法应用注意事项如下:

(1) 在对自然保护地、流域、行政区等区域开展植被质量评价时, 可以利用其全部植物名录计算 VQI, 并评估 VQI 等级。VQI 也可纳入区域生态状况、生态保护成效、生态修复成效等评估指标体系中。

(2) 在对区域内不同地点植被质量进行对比分析时, 可以单独计算每个样方、样线或样地的 VQI, 也可以按照一定规则分组、分区形成植物名录, 计算分组或分区的 VQI, 进而开展植被质量空间差异对比分析。

(3) 在对某一评价单元生态保护或修复成效进行评估时, 可以计算同一评价单元不同时间的 VQI, 对植被质量随时间的变化情况进行对比分析, 进而评估其保护或修复成效。

(4) 在开展植被质量评价时, 除了 VQI, 还可以利用总物种数、入侵物种数、C 平均值、林冠层郁闭度、地被层类型与盖度等指标来查找植被质量存在的问题, 进而确定保护与修复工作重点。

6 标准实施建议

本标准针对目前植被质量评价方法中需要完善的方面, 建立了一种基于植物物种性状与优势度、能完整反映生境质量的植被质量评价技术方法。该方法是一种快速评价方法, 可单独使用, 也可作为生态系统状况、生物多样性等评价方法中的补充指标。适用于我国内陆森林、草地、湿地、荒漠生态系统植被质量评价。

建议在自然保护地保护成效评估、生态修复工程修复成效评估等工作中应用本标准, 以科学、便捷地反映植被质量, 为相应区域的自然保护、修复管理决策提供依据; 亟需将生物土壤结皮纳入生态监管体系, 制订相关调查、监测与评估技术规范; 选择熟悉不同植被分区的植物分类学、植被生态学专家, 建立相应植被分区的保守性系数赋值专家库, 不定期对赋值结果进行修订; 逐步建立针对各植被分区的植物名录及保守性系数数据库, 并开放给从事相应区域植物学、生态学等相关领域的研究者, 用于植被质量评价与研究。

7 参考文献

[1] Wilhelm, G.S. 1977. Ecological assessment of open land areas in Kane County, Illinois. Kane

County Urban Development Division. Geneva, Illinois.

- [2] Swink, F. and G. Wilhelm. 1979. Plants of the Chicago region. 3rd, rev. and exp. Edition with keys. Morton Arboretum, Lisle, IL.
- [3] Swink, F. and G. Wilhelm. 1994. Plants of the Chicago region. 4th edition. Indiana Academy of Science, Indianapolis, IN.
- [4] 曹丽娟, 何萍, 王汨, 徐杰, 任颖. FQA: 一种基于物种保守性的植物区系质量评价方法 [J]. 应用生态学报, 2018, 29(04): 1367-1372.
- [5] Jason, T, Bried, et al. Coefficients of Conservatism for the Vascular Flora of New York and New England: Inter-State Comparisons and Expert Opinion Bias[J]. Northeastern Naturalist, 2012, 19(6):101-114.
- [6] Jog, S, K. Kindscher, E. Questad, B. Foster, and H. Loring. (2006). Floristic quality as an indicator of native species diversity in managed grasslands. Natural Areas Journal 26:149–167.
- [7] Spyreas G , Meiners S J , Matthews J W , et al. Successional trends in Floristic Quality[J]. Journal of Applied Ecology, 2012, 49(2):339-348.
- [8] McClain, W.E. and J.E. Ebinger. (2002). A comparison of the vegetation of three limestone glade in Calhoun County, Illinois. Southeastern Naturalist 1:179–188.
- [9] Bowles, M. and M. Jones. (2006). Testing the efficacy of species richness and floristic quality assessment of quality, temporal change, and fire effects in tallgrass prairie natural areas. Natural Areas Journal 26:17–30.
- [10] Taft, J.B., C. Hauser, and K.R. Robertson. (2006). Estimating floristic integrity in tallgrass prairie. Biological Conservation 131:42–51.
- [11] McIndoe, J.M., P.E. Rothrock, R.T. Reber, and D.G. Ruch. (2008). Monitoring tallgrass prairie restoration performance using floristic quality assessment. Proceedings of the Indiana Academy of Science 117:16–28.
- [12] Bowers, K. and C. Boutin. (2008). Evaluating the relationship between floristic quality and measures of plant biodiversity along stream bank habitats. Ecological Indicators 8:466–475.
- [13] Francis, C.M., M.J.W. Austen, J.M. Bowles, and W.B. Draper. (2000). Assessing floristic quality in southern Ontario woodlands. Natural Areas Journal, 20: 66–77.
- [14] Doucet-Ber, E., E. Haber, M. Koski, C. Kratz, D. Nemeth, and P. Van Nguyen. (2007). Floristic quality assessment for Fisher Family Nature Preserve, Emmet County, Michigan. Biological Station, University of Michigan.
- [15] Oldham, M., W. Bakowsky, and D. Sutherland. (1995). Floristic quality assessment for southern Ontario. Natural Heritage Information Centre, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario.
- [16] Lopez, R.D. and M.S. Fennessy. (2002). Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland conditions. Ecological Applications 12:487–497.
- [17] Cohen, M.J., S. Carstenn, and C.R. Lane. (2004). Floristic quality indices for biotic

- assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecological Applications* 14:784–794.
- [18] Jones, W. M. (2005). A vegetation index of biotic integrity for small-order streams in southwestern Montana and a floristic quality assessment for western Montana wetlands. Report to the Montana Department of Environmental Quality and U.S. Environmental Protection Agency, Montana Natural Heritage Program, Helena, Montana. 29 pp. plus appendices.
- [19] Matthews, J.W., P.A. Tessene, S.M. Weisbrook, and B.W. Zercher. (2005). Effect of area and isolation on species richness and indices of floristic quality in Illinois, USA wetlands. *Wetlands* 25:607–615.
- [20] Miller, S. and D. Wardrop. (2006). Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands. *Ecological Indicators* 6:313–326.
- [21] Bourdaghs, M., C.A. Johnston, and R.R. Regal. (2006). Properties and performance of the floristic quality index in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands* 26:718–735.
- [22] Nichols, J.D., J. E. Perry, and D. A. DeBerry. (2006). Using a floristic quality assessment technique to evaluate plant community integrity of forested wetlands in southeastern Virginia. *Natural Areas Journal* 26:360–369.
- [23] Elifritz, B.F. and M.S. Fennessy. (1999). A comparison of natural and constructed wetlands using the floristic quality assessment index. In: Mitsch, W.J. and V. Bouchard (eds.), *Olentangy River Wetland Research Park at The Ohio State University, Annual Report 1998*. School of Natural Resources, Columbus, OH, Pages 69–73.
- [24] Balcombe, C.K., J.T. Anderson, R.H. Fortney, J.S. Rentch, W.N. Grafton, and W.S. Kordek. (2005). A comparison of plant communities in mitigation and reference wetlands in the mid-Appalachians. *Wetlands* 25:130–142.
- [25] Herman, B.D. (2005). Testing the floristic quality assessment index in natural and created wetlands in Mississippi, USA. Master of Science Thesis, Mississippi State University. 95 pp.
- [26] Matthews, J.W. & Endress, A.G. (2008) Performance criteria, compliance success and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*, 41, 130–141.
- [27] Mack, J.J. and M.E. Kentula. 2010. *Metric Similarity in Vegetation-Based Wetland Assessment Methods*. EPA/600/R-10/140. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C.
- [28] U.S.EPA. 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation To Assess Environmental Conditions in Wetlands*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-020.
- [29] US Environmental Protection Agency. 2016. *National Wetland Condition Assessment: 2011 Technical Report*. EPA-843-R-15-006. US Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- [30] U.S.EPA. 2016. National Wetland Condition Assessment 2016: Site Evaluation Guidelines. EPA-843-R-15-010. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- [31] USEPA. 2021. National Wetland Condition Assessment 2021: Quality Assurance Project Plan. EPA-843-B-21-004. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- [32] Faber-Langendoen, D., J. Rocchio, M. Schafale, C. Nordman, M. Pyne, J. Teague, T. Foti, and P. Comer. 2006. Ecological Integrity Assessment and Performance Measures for Wetland Mitigation. Final Report, March 15, 2006. NatureServe, Arlington, VA.
- [33] Faber-Langendoen, D., G. Kudray, C. Nordman, L. Sneddon, L. Vance, E. Byers, J. Rocchio, S. Gawler, G. Kittel, S. Menard, P. Comer, E. Muldavin, M. Schafale, T. Foti, C. Josse, J. Christy. 2008. Ecological Performance Standards for Wetland Mitigation: An Approach Based on Ecological Integrity Assessments. NatureServe, Arlington, V A. + Appendices.
- [34] Faber-Langendoen, D., W. Nichols, J. Rocchio, K. Walz, J. Lemly, R. Smyth and K. Snow. 2016. Rating the condition of reference wetlands across states: NatureServe’s Ecological Integrity Assessment method. National Wetlands Newsletter 38 (3): 12-16.
- [35] Cretini, K.F., Visser, J.M., Krauss, K.W., and Steyer, G.D., 2011, CRMS vegetation analytical team framework—Methods for collection, development, and use of vegetation response variables: U.S. Geological Survey Open-File Report 2011-1097, 60 p.
- [36] Deboer L S, Rothrock P E, Reber R T, et al. THE USE OF FLORISTIC QUALITY ASSESSMENT AS A TOOL FOR MONITORING WETLAND MITIGATIONS IN MICHIGAN[J]. Michigan Mathematical Journal, 2011.
- [37] Faber-Langendoen, D. 2018. Northeast Regional Floristic Quality Assessment Tools for Wetland Assessments. NatureServe, Arlington VA.
- [38] Freyman, W.A., L.A. Masters, and S. Packard. 2016. The Universal Floristic Quality Assessment (FQA) Calculator: an online tool for ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 7(3): 380–383.
- [39] Taft, J.B., Wilhelm, G., Ladd, D. & Masters, L.A. (1997) Floristic Quality Assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. *Erigenia*, 15, 1–24 + Appendix.
- [40] Mabry, C., M. E. Gerken Golay, D. Lock, and J.R. Thompson. 2018. Validating the use of coefficients of conservatism to assess forest herbaceous quality in upland mesic forests. *Natural Areas Journal* 38: 6-14.
- [41] Matthews, J.W., G. Spyreas, and C.M. Long. 2015. A null model test of Floristic Quality Assessment: are plant species’ coefficients of conservatism valid? *Ecological Indicators* 52: 1-7.
- [42] Bourdaghs, M. 2012. Development of a Rapid Floristic Quality Assessment. Minnesota Pollution Control Agency, St. Paul, MN.
- [43] Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., et al. 2016, Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities,

Applied Vegetation Science, (Volume 19, Issue Supplement S1), 1–264.

- [44] 李迈和, Norbert Krauchi. 现实植被的质与量——一种基于生物多样性评价的植被变化研究方法[A]. 中国地理学会. 土地覆被变化及其环境效应学术会议论文集[C]. 中国地理学会: 中国地理学会, 2002: 9.
- [45] 李迈和, Norbert Krauchi, 杨健. 生态干扰度: 一种评价植被天然性程度的方法[J]. 地理科学进展, 2002(05): 450-458.
- [46] EEA, 2017, Underpinning European policy on nature conservation - Revision of the EUNIS habitat classification, EEA Technical report No 02/2017, European Environment Agency.
- [47] Benson JS (2006) New South Wales vegetation classification and assessment: Introduction – the classification, database, assessment of protected areas and threat status of plant communities. *Cunninghamia* 9: 331–381.
- [48] DELWP. (2020). Index of Wetland Condition – Assessment of wetland vegetation. December 2020 update. Department of Environment, Land, Water and Planning, East Melbourne, Victoria.
- [49] 王国宏, 方精云, 郭柯, 谢宗强, 唐志尧, 沈泽昊, 王仁卿, 王襄平, 王德利, 强胜, 于丹, 彭少麟, 达良俊, 刘庆, 梁存柱 (2020). 《中国植被志》研编内容与规范[J]. 植物生态学报, 44, 128–178.
- [50] 潘刚, 任毅华, 边巴多吉, 赵佩艳. 西藏色季拉山急尖长苞冷杉林枯枝落叶及苔藓层的生物量与持水性能[J]. 水土保持研究, 2008, (05): 81-83+87.
- [51] FREGO K A. Bryophytes as potential indicators of forest integrity[J]. *Forest Ecology and Management*, 2007, 242(1) : 65–75.
- [52] Weber, B., Belnap, J., Büdel, B., Antoninka, A. J., Barger, N. N., Chaudhary, V. B., Darrouzet-Nardi, A., Eldridge, D. J., Faist, A. M., Ferrenberg, S., Havrilla, C. A., Huber-Sannwald, E., Malam Issa, O., Maestre, F. T., Reed, S. C., Rodriguez-Caballero, E., Tucker, C., Young, K. E., Zhang, Y., Zhao, Y., Zhou, X., and Bowker, M. A.: What is a biocrust? A refined, contemporary definition for a broadening research community, *Biol. Rev.*, 1997, 1768–1785.
- [53] 李新荣. 荒漠生物土壤结皮生态与水文学研究[M]. 北京: 高等教育出版社, 2012: 145.
- [54] Pellant, M., P. Shaver, D.A. Pyke, and J.E. Herrick. 2005. Interpreting indicators of rangeland health, version 4. Technical Reference 1734-6. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center, Denver, CO. BLM/WO/ST-00/001+1734/REV05. 122 pp.
- [55] Milton, S. J. , Dean, W. R. J. , & Ellis, R. P. . (1998). Rangeland health assessment: a practical guide for ranchers in arid karoo shrublands. *Journal of Arid Environments*, 39(2), 253-265.
- [56] Pulido Moncada, M. , Gabriels, D. , Lobo, D. , Rey, J. C. , & Cornelis, W. M. . (2014). Visual field assessment of soil structural quality in tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 139, 8-18.
- [57] Eldridge DJ, Koen TB.1998. Cover and floristics of microphytic soil crusts in relation to

- indices of landscape health. *Plant Ecology*, 137: 101-114.
- [58] 方精云, 郭柯, 王国宏, 唐志尧, 谢宗强, 沈泽昊, 王仁卿, 强胜, 梁存柱, 达良俊, 于丹 (2020). 《中国植被志》的植被分类系统、植被类型划分及编排体系. *植物生态学报*, 44, 96 - 110.
- [59] 王伯荪. 植物群落学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1988: 16~17.
- [60] 环境保护部科技标准司. 外来物种环境风险评估技术导则: HJ 624—2011[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011: 1.
- [61] 林秦文. 中国栽培植物名录[M]. 北京: 科学出版社, 2018.
- [62] Wilhelm, G. and D. Ladd 1988 Natural areas assessment in the Chicago region. *Trans. 53rd N.A. Wildl. and Nat. Res. Conf.* pp. 361-375.
- [63] 中国科学院中国植被图编辑委员会 (2007) 中华人民共和国植被图(1:1000000). 地质出版社, 北京.
- [64] 马金双. 中国入侵植物名录[M]. 北京: 高等教育出版社, 2013.
- [65] Liu Bing, et al, 2023, China Checklist of Higher Plants, In the Biodiversity Committee of Chinese Academy of Sciences ed., *Catalogue of Life China: 2023 Annual Checklist*, Beijing, China.
- [66] Fennessy, M.S, M.A. Gray, and R.D. Lopez. 1998. An ecological assessment of wetlands using reference sites Volume 1: Final Report to U.S. Environmental Protection Agency for Grant CD99576. Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetlands Unit, Columbus, Ohio. 153 p. + appendices.
- [67] Miller S J, Wardrop D H. Adapting the floristic quality assessment index to indicate anthropogenic disturbance in central Pennsylvania wetlands[J]. *Ecological Indicators*, 2006, 6 (2): 313-326.
- [68] Cretini K F, Steyer G D. Floristic Quality Index: An assessment tool for restoration projects and monitoring sites in coastal Louisiana[R]. 2011.
- [69] Wood, W.B., Shaffer, G.P., Visser, J.M., Krauss, K.W., Piazza, S.C., Sharp, L.A., and Cretini, K.F., 2017, Forested Floristic Quality Index—An assessment tool for forested wetland habitats using the quality and quantity of woody vegetation at Coastwide Reference Monitoring System (CRMS) vegetation monitoring stations: U.S. Geological Survey Open-File Report 2017-1002, 15 p.
- [70] Cretini, K.F., Visser, J.M., Krauss, K.W., and Steyer, G.D., 2011, CRMS vegetation analytical team framework—Methods for collection, development, and use of vegetation response variables: U.S. Geological Survey Open-File Report 2011-1097, 60 p.
- [71] Cretini K F, Wood W B, Visser J M, et al. Floristic Quality Index and Forested Floristic Quality Index: Assessment Tools for Restoration Projects and Monitoring Sites in Coastal Louisiana. *Wetland and Stream Rapid Assessments*[M]. 2018.
- [72] Wilhelm G S, Masters L A. Floristic quality assessment in the Chicago Region and application computer programs[M]. Morton Arboretum, Lisle, IL. 1995.

[73] Taft, John & Wilhelm, Gerould & Ladd, Douglas & Masters, Linda. (1997). Floristic Quality Assessment for vegetation in Illinois, a method for assessing vegetation integrity. *Ergenia*. 15.