

• 综述 •

# 湿地生物多样性监测的指标体系和实施方法： 以北美大湖湿地为例

吴燕平 阳文静\*

(江西师范大学鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室, 南昌 330022)

**摘要:** 我国湖泊湿地面积大, 动植物资源十分丰富, 但受人类活动干扰强烈, 退化较为严重。湖泊湿地生物多样性监测是湖泊湿地生物多样性保护和研究的重要环节。在一些发达国家相关的工作已较为成熟, 我国尚处于起步探索阶段。本文介绍了北美大湖湿地生物多样性监测项目的指标体系和实施方法, 旨在为建立我国的湖泊湿地生物多样性监测网络提供借鉴与启示。北美大湖湿地共设置约1,500个监测样点, 研究人员通过每年对水体环境和五大生物类群(植物、底栖无脊椎动物、鱼类、两栖类、鸟类)进行野外调查和数据采集, 构建生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI), 以评价大湖湿地生物多样性和生态环境健康的现状及未来的变化趋势, 为湿地的保护和管理提供重要依据。北美大湖湿地生物多样性监测方法不但具有较强的科学性和系统性, 并且可操作性强, 对构建我国湖泊湿地的生物多样性监测方案有参考价值。

**关键词:** 湖泊湿地, 生物多样性, 监测方案, 指标体系, 监测样点, 水质, 生物完整性指数

## Indicators and implementing methods of wetland biodiversity monitoring: taking Great Lakes coastal wetlands as an example

Yanping Wu, Wenjing Yang\*

Key Laboratory of Poyang Lake Wetland and Watershed Research, Ministry of Education, Jiangxi Normal University, Nanchang 330022

**Abstract:** Lake wetlands are home to a wide variety of wildlife, including numerous species that are highly dependent on habitat and a big portion of them are classified as protected by law. However, lake wetlands are among the most functionally degraded ecosystems. Almost 40% of Chinese lake wetlands are threatened by various factors, including land development, input of pollutants, and hydrologic alterations. A monitoring network is essential for tracking changes in wetland biodiversity. Many developed countries have established regional or even national scale wetland monitoring systems, whereas China is still in the early stages of development. In this paper, we introduce indicators and implementing methods for coastal wetland biodiversity monitoring in the Great Lakes. Five biological groups (i.e. plants, macroinvertebrates, fishes, amphibians and birds) and water were sampled annually from c. 1,500 monitoring sites. Indices of biotic integrity (IBIs) were developed based on biological community data to assess the current status of and temporal trends in wetland health conditions. This project provides the scientific basis for biodiversity conservation and wetland management policy, and represents a good example for formulating a wetland biodiversity monitoring scheme in China.

**Key words:** lake wetlands, biodiversity, monitoring scheme, indicators, monitoring sites, water quality, index of biotic integrity (IBI)

湿地是陆地与水域之间的过渡地带(Kent, 2000; 贾忠华等, 2001)。湖泊湿地是一类重要的天

然湿地, 约占我国湿地总面积的20% (雷昆和张明祥, 2005)。湖泊湿地不仅在蓄养水源、防洪抗旱、

收稿日期: 2015-04-29; 接受日期: 2015-05-15

基金项目: 鄱阳湖湿地与流域研究教育部重点实验室(江西师范大学)主任开放基金(ZK2013002)、江西省重大生态安全问题监控协同创新中心建设经费(JXS-EW-00)和江西省青年科学基金(20142BAB213023)

\* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yangwenjing@jxnu.edu.cn

控制水土流失和降解环境污染物等方面起着重要作用(Woodward & Wui, 2001; 崔丽娟, 2004), 还为众多野生动植物(包括许多珍稀保护物种)提供了栖息繁衍的场所, 特别是作为水禽的重要繁殖地、越冬地或迁徙停留地(Denny, 1994; 蒋明康等, 1998)。然而, 湿地也是退化最严重的生态系统之一(Zedler & Kercher, 2005; 赵魁义等, 2010), 近年来其生物多样性水平下降明显, 表现在物种数量减少和生物群落结构趋向于简单化等(王金辉等, 2004)。例如, 有研究表明, 我国洪湖中鱼的种类从40年前的100余种减少到目前的50余种; 青海湖已有34种野生动物消失(孟宪民, 1999)。湿地生物多样性减少的主要原因是人类对湿地资源的不合理利用, 导致湿地面积减少、湿地环境污染、水文条件发生改变等(Gibbs, 2000; 王金辉等, 2004)。建立长期有效的湖泊湿地生物多样性监测机制, 记录湖泊湿地生物多样性的现状, 评估其未来的演变趋势, 是理解生物多样性变化驱动力的基础, 也是制定合理的生物多样性保护策略的重要前提(赵魁义等, 2010; 马克平, 2011; Pereira *et al.*, 2013)。

世界上许多湖泊湿地已开展了生物多样性监测(Steyer & Stewart, 1992; US EPA, 2002; Pasqualini *et al.*, 2006)。北美大湖(Great Lakes)是世界上最大的淡水水域。从20世纪80年代起, 美国和加拿大的科学家就开始探索建立大湖湿地生态系统生物多样性监测网络, 目前已形成相对成熟的湿地生物多样性监测方案; 研究人员每年对大湖湿地五大生物类群(植物、底栖无脊椎动物、鱼类、两栖类和鸟类)进行野外调查和采集, 评价湿地生物多样性和生态系统健康的现状和变化趋势(Albert & Minc, 2004; GLCWLC, 2008)。加拿大在省级尺度上建立了湿地生物多样性的监测网络, 如阿尔伯塔省自2003年起在全省的湖泊湿地设置了上千个监测样点, 采集湿地水体环境和生物(包括植物和水体无脊椎动物)多样性数据, 评估生境和物种的未受干扰程度, 每年发布监测结果报告(Alberta Biodiversity Monitoring Institute, 2011)。欧洲许多国家也实施了湿地的生物多样性监测(张添咏和徐程扬, 2013), 如西班牙在加泰罗尼亚地区选取具有代表性的浅水湿地作为监测样点, 以甲壳纲动物和昆虫作为指示类群, 定期采样调查, 以评价湿地的生态质量(Boix *et al.*, 2005)。日本亦建立了国家尺度的湿地生物多样性监

测网络, 着重于生物和自然环境本底数据的积累和一些重要湿地生态系统的监测等(陈平等, 2013)。

我国湖泊湿地的生物多样性监测还处于探索和起步发展阶段, 目前已在一些国际重要湿地开展了相关的工作(张明祥和张建军, 2007; 关蕾等, 2011)。如研究人员自2010年起在青海湖湿地设置了固定的监测样线和样区, 监测鸟类、普氏原羚(*Procapra przewalskii*)及其栖息地的植被, 分析鸟类和普氏原羚种群结构及数量、以及栖息地植被类型、群落结构和生物量, 经过5年的探索, 已形成较稳定的监测方案(<http://deep.qherc.org/>)。我国东北湿地是鸟类的重要栖息地, 研究人员在兴凯湖、扎龙等国家级自然保护区对鸟类进行长期定点观察, 目的是掌握鸟类的种群数量、分布及其变化趋势, 发现繁殖鸟类面临的威胁并评估繁殖鸟类的保护成效(杨开良, 2005; 朴德雄和王凤昆, 2011)。在长江中下游地区, 洞庭湖很早就已开展生物多样性监测工作, 主要是观察野生动植物的物种组成、分布、生物量和优势度等(王朝晖等, 2009), 但由于资金、技术以及部门间合作协调等问题, 长期监测项目和监测网络难以建立(卜跃先等, 2001)。

与国外较成熟的监测项目相比, 我国湖泊湿地的生物多样性监测存在明显不足。首先, 现有的监测项目只在少数湿地尝试实施, 许多重要湿地尚未系统开展相关工作, 现有监测体系的代表性和分布远不能满足湿地生物多样性保护的需要(赵魁义等, 2010; 关蕾等, 2011)。其次, 监测对象还集中在少数受人关注的“明星类群”, 如鸟类、哺乳类等, 不能全面反映湿地生物多样性的总体状况。再者, 现有监测项目的指标体系和实施方法差异很大, 虽有些湖泊湿地有较成型的监测方案, 但很少公开发表, 不利于项目之间的借鉴交流并形成统一规范的湿地生物多样性监测方案。

北美大湖湿地生物多样性监测项目得到美国环境保护局(United States Environmental Protection Agency, USEPA)的资助, 自2010年起每年投入约200万美元, 由美国和加拿大的9所大学和研究机构共同实施, 旨在为大湖湿地的保护和管理提供依据。北美大湖湿地的生物多样性监测方案采用的指标体系科学简洁, 野外调查和数据采集方法十分规范, 具有很强的可操作性和较高的借鉴价值, 北美许多地区采用了类似的湿地监测方案(Mack *et al.*,

2004; Macecka & Grabasa, 2011)。本文旨在介绍北美大湖湿地生态系统的监测经验, 探讨推进国内湖泊湿地生物多样性监测的发展。

## 1 湿地生物多样性监测拟解决的科学问题

生物多样性监测科学问题的提出与监测目的密切相关。一般而言, 生物多样性监测的主要目的是为了检测生物多样性的空间分布格局和在时间序列上的变化趋势, 揭示生物多样性对环境变化、人类活动干扰的响应机制, 为生物多样性保护实践提供理论指导(贺金生等, 2000; McDonald, 2003; 陈圣宾等, 2008), 同时也作为评估保护成效的重要手段(马克平, 2011; Pereira *et al.*, 2013)。根据监测目的的不同, 有的侧重于生物多样性变化和维持机制的研究(万宏伟等, 2013), 有的主要服务于管理者和决策者(曹志平, 1997; Gregory *et al.*, 2005)。

北美大湖湿地生物多样性监测旨在服务于生物多样性和湿地保护, 通过系统、周期性地采集环境和生物数据, 评估湿地生物多样性的变化和湿地的生态健康状况, 为政府管理决策提供翔实的数据。其监测主要是为了回答以下科学问题: (1)湿地重要生物类群的物种组成和多样性现状如何? (2)湿地生物多样性随时间的推移会发生怎样的改变? (3)哪些自然环境、社会经济因素是生物多样性变化的主要驱动力? (4)哪些区域对于人类活动干扰最为敏感? (5)湿地的生态健康现状如何?

## 2 湿地生物多样性监测的指标体系

建立一个有效的生物多样性监测系统, 首先要筛选出合适的指标体系, 建立科学的数据整合分析方法, 阐明生物多样性状况与监测指标之间的关系。监测指标要能反映湿地生物多样性和生态环境的一般特征, 对环境变化有较高的敏感度, 且易于定量化采集相关的数据, 适合于现有的监测力量和技术设备条件, 还要符合监测区域的特点(卜跃先等, 2001; de Bello *et al.*, 2010)。理论上, 生物多样性监测应包括基因、种群、群落、生态系统和景观等多个水平(Pereira *et al.*, 2013)。实际操作中, 受到技术条件、经费预算等因素的限制, 现有的湿地监测主要集中在群落水平, 因为生物群落调查相对容易实施, 且能较好地反映湿地生物多样性的一般状态(张添咏和徐程扬, 2013)。大湖湿地监测方案选取五

个生物类群(植物、底栖无脊椎动物、鱼类、两栖类和鸟类)和水体环境作为监测对象, 选择反映生物群落的特征属性和水质参数作为监测指标体系(表1; GLCWLC, 2008)。这五类生物在湖泊湿地中十分常见, 在湿地生态系统中处于不同的重要位置, 对环境变化的敏感度有差异, 能体现湿地生物多样性的不同方面。

## 3 湿地生物多样性监测的实施方法

依据建立的监测指标体系, 采取科学的方法获取有关监测指标的数据是实施监测的重要途径。下面以北美大湖为例, 从4个方面介绍湿地生物多样性监测的实施方法: (1)监测样点的设置; (2)野外调查和数据采集; (3)数据分析和管理; (4)项目组织和管理。

### 3.1 监测样点的设置

设置一定数量的监测样点, 对其进行长期反复的调查和观测是生物多样性监测最常用的方法(陈圣宾等, 2008)。监测样点的数量、空间分布及采样时间间隔等直接影响监测数据的覆盖度和代表性, 应尽量反映生物多样性在时间和空间上的变化, 同时还要考虑人力和经费上的承受能力。

在理想(或环境匀质)状态下, 随机法是最佳的采样布局方法, 即监测样点随机地分布在研究区域内, 相当于在研究区域随机地抽取一定数量的样本, 以反映研究区域总体的状况(Guisan *et al.*, 1998)。随机法有助于获得空间上随机分布、彼此相互独立的监测数据, 这样的数据对于严格的统计分析和推断十分必要。然而, 在现实情况下, 研究区域的环境异质性较高, 一般采用分层-随机设计法(stratified-random design)来布局监测样点(Stevens & Olsen, 2004; GLCWLC, 2008), 即先根据一定的环境条件划分监测子区域(subregion), 再根据每个子区域的面积比例确定其监测样点的数量, 同一子区域内, 监测样点随机分布。大湖湿地根据不同湖泊、湖泊不同方位(南北气候差异很大)、湿地类型(河流湿地、湖泊湿地、人工湿地)分成30个子区域, 共设置了1,529个监测样点, 每个子区域监测样点的数量与其面积呈正比。

由于监测样点数量众多, 而参与监测的研究队伍规模有限, 无法在一年之内完成所有监测样点的野外调查和数据采集。故将监测样点随机分成5组

表1 北美大湖湿地生物多样性监测的监测对象、具体指标和获取途径(改自GLCWLC, 2008)

Table 1 Sample types, indicators and data sources for biodiversity monitoring in Great Lakes coastal wetlands (adopted from GLCWLC, 2008)

序号 No.	监测对象 Sample types	具体指标 Indicators	获取途径 Sources
1	水质 Water quality	电导率、pH值、溶解氧、温度、氧化还原性、浑浊度、透明度、硝态氮、亚硝态氮、铵态氮、总氮、可溶性磷、总磷、叶绿素a、碱度、氯化物 Specific conductivity, pH, dissolved oxygen, temperature, oxidation-reduction potential (redox), turbidity, transparency tube water clarity, nitrate-nitrogen, nitrite-nitrogen, ammonium nitrogen, total nitrogen (TN), soluble reactive phosphorus (SRP), total phosphorus (TP), chlorophyll-a, alkalinity, chloride	野外采样和室内分析 Field sampling and laboratory analysis
2	植物多样性 Plant diversity	种类、物种盖度 Species, species coverage	野外调查 Field surveys
3	底栖无脊椎动物多样性 Macroinvertebrate diversity	科、属、科属个体数 Family, genus, number of individuals per family and genus	野外采样和室内鉴定 Field sampling and laboratory identification
4	鱼类多样性 Fish diversity	种类、物种个体数、年龄段(幼龄或成年)、体长 Species, number of individuals per species, age category (young or older), body length	野外调查 Field surveys
5	两栖类多样性 Amphibian diversity	种类、鸣叫声密集度 Species, calling intensity	野外调查 Field surveys
6	鸟类多样性 Bird diversity	种类、物种个体数 Species, number of individuals per species	野外调查 Field surveys

(每组约300个), 每年完成1组的野外调查, 5年完成一次所有监测样点的野外调查和数据采集。监测样点的分组同样采用分层-随机的方法, 即每个子区域内的监测样点随机分成5小组, 各子区域中随机抽出1小组合并成1组, 最终得到5组, 这样确保每年调查的监测样点能够成比例地覆盖所有的子区域, 并在同一子区域内随机分布, 使得每年获取的监测数据在空间和环境上具有较好的覆盖度, 能充分反映大湖湿地生物多样性的空间分布格局。

除此之外, 监测方案还选取了约200个参照监测样点(benchmark sites), 其设置并不是随机的, 而是要充分体现人类活动干扰的不同类型和强度(Danz *et al.*, 2005)。例如, 湖中心的一些岛屿人迹罕至, 岛屿上的植被和其他生物很少受到人类的干扰, 其周边的湿地往往被选作参照监测样点, 代表大湖湿地最自然、最原始的状态; 而一些大城市(如底特律)以及农业活动十分密集地区(如萨吉诺湾)附近的湿地也被选作参照监测样点, 代表大湖湿地受人类干扰最强的状态; 其他参照监测样点受人类干扰程度处于最弱和最强之间, 使干扰强度呈梯度, 同时涵盖不同的干扰类型。与普通监测样点不同, 研究人员每年必须完成所有参照监测样点的野外调查和数据采集工作。设置参照监测样点的目的是为了获取相同监测样点在时间序列上连续(每年1

次)的数据, 充分反映湿地生物多样性在时间上的变化趋势, 便于研究人类活动干扰对湿地生物多样性造成了何种影响。

### 3.2 野外调查和数据采集

(1)水体环境。湿地生物的生长直接受水体环境的影响, 在湿地生物多样性监测中, 水体的各项理化参数是重要的环境数据(GLCWLC, 2008)。在北美大湖, 监测的水体环境参数包括: 电导率、pH值、溶解氧、温度、氧化还原性、浑浊度、透明度、硝态氮、亚硝态氮、铵态氮、总氮、可溶性磷、总磷、叶绿素a、碱度、氯化物等16项指标(表1)。除氯化物外, 各项监测参数为常用水质参数。由于大湖地区冬季降雪较多, 盐被作为融雪剂使得氯化物成为北美大湖水中常见的污染物。因此, 水体环境参数可依据不同湖泊的具体情况而加以选择。

(2)生物。调查人员每年对大湖湿地五个重要的生物类群进行取样调查, 采集生物群落特征数据。夏季是生物生长繁殖最旺盛的季节, 故野外调查集中在6~8月份。由于有些两栖类和鸟类的鉴定要根据其求偶时的鸣叫声, 故这两个类群的野外调查从春季开始。野外调查采取固定样方和定点观察(或聆听)相结合的方式, 记录出现物种的种类、多度、盖度等信息, 并采集生物样品在实验室分析鉴定。各个类群详细的调查采样方法见附录1。其中个体微

小的底栖无脊椎动物较难鉴定到种, 鉴定到属或科即可, 其他类群均须鉴定到种。此外, 调查人员还要记录监测样点周边的人类活动干扰状况和调查时的天气状况, 拍摄景观和工作照片。野外调查结束后, 尽快对生物样品进行室内分析处理, 妥善保管原始数据、照片资料和野外工作记录。

### 3.3 数据分析和管理

(1)数据分析。利用野外调查获取的数据构建每个生物类群的生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI), 计算每个监测样点的IBI指数, 以评价大湖湿地生物多样性和生态系统健康的状况。IBI指数的优点是整合概括复杂的生物群落数据, 以一个简单数值的形式呈现出来, 数值的大小反映生物多样性偏离未受干扰状态或发生变化的程度, 直观简洁, 便于非专业的政府管理人员和公众对监测结果的理解。依据IBI指数的评价结果, 项目组每年向资助方美国环境保护局递交生物多样性监测和生态系统健康评价报告, 作为大湖湿地生态管理的重要依据。

生物完整性(biotic integrity)是指健康的生态系统应具有与其自然环境相适应、原始未退化的生物群落(Karr, 1981)。未受人类干扰或者干扰少的地区, 一般认为其生物群落较为原始、完整; 而当人类干扰较强时, 其生物群落组成和结构会发生变化, 处于非原始和退化的状态。例如, 在北美大湖, 受干扰少的地区鱼的种类、数量和本土种都比较多; 而受干扰强的地区, 鱼的种类和数量减少, 出现外来种和入侵种的可能性增加。IBI指数是根据若干项对干扰反应敏感的生物群落属性参数计算得出, 反映了生物群落的原始性和完整性(陈展等, 2009)。北美大湖鱼类IBI指数的参数体系包括11–14项反映鱼类群落特征属性的参数(附录2; Uzarski *et al.*, 2005), 每项参数的分值累加即得到IBI指数值。IBI指数越高, 说明生物群落受到干扰越少, 原始性和完整性较高, 生态系统越健康; 反之, 说明生物群落发生了较大的改变, 生态系统的健康度降低。

(2)数据管理。为了便于监测数据的管理和共享, 研究人员开发了数据管理系统。该系统提供标准的数据输入页面, 确保数据输入的统一性、规范性和完整性。该系统对于不同层次的管理人员赋予的权限不同。例如, 该项目的首席科学家和美国EPA的相关管理人员能够查看所有的原始数据, 并可以对

系统的某些部分进行修改; 而某个湖泊的项目负责人则只能查看与该湖泊相关的数据。该系统还整合了GIS空间扩展模块和数据分析模块, 能对数据进行直观形象的空间展示, 进行简单的统计分析。例如, 该系统能根据原始的生物群落数据计算监测样点的IBI指数, 并在地图上将其图形化呈现(如利用不同的颜色表示IBI指数的大小), 使人在短时间内对大湖湿地生态健康状况的空间格局有直接、明了的印象。该系统目前只供项目参与人员使用, 部分功能不久将向公众开放。届时, 人们能够在线查看监测样点的物种和环境监测信息, 下载生物多样性和生态健康的评价报告, 这有利于提高监测结果的影响力, 提高公众的环境保护意识和参与积极性。

### 3.4 项目组织和管理

大湖湿地的生物多样性监测项目由美国和加拿大的9所大学和研究机构共同实施, 根据就近原则分工, 各研究小组负责其附近样点的监测工作。由于参与人员众多, 为使该项目能够协调一致地开展(例如采取规范的野外调查方法、数据记录和处理方式等), 加强项目组成员之间的沟通交流尤为重要。项目组成员每年召开两次会议, 分别安排在年初和年末, 即野外调查开始前和结束后。年初会议是为了确定当年要调查的监测样点, 给每个研究小组分配任务。年末会议中, 研究小组向项目组汇报一年的工作进展, 就项目实施过程中出现的问题进行讨论、协商和提出解决办法。美国EPA派出专门负责该项目的官员参加会议, 听取项目组成员的工作汇报, 监督项目的实施和进展情况。

## 4 北美大湖湿地生物多样性监测的生态与社会意义

科学家很早就开始探索建立北美大湖湿地的生物多样性监测网络, 但到本世纪初才全面系统地实施。尽管如此, 该项目的生态社会意义已凸显, 监测数据对于理解人类活动对湿地生物多样性的影响有重要价值。例如, 大湖周边有许多农业生产区, 农业污水直接排入湖中, 增加了水体氮、磷等营养元素和杀虫剂的含量, 改变了湿地的理化环境。多年来的监测数据显示, 农业污染导致底栖无脊椎动物群落发生了明显的改变, 物种丰富度和均匀度下降, 且在农业污染严重的地区, 这种变化更加明显(Schock *et al.*, 2014)。该研究结果提示政府部

门应加强对农业污染的管控。

监测数据还有助于掌握一些重要物种的种群变化趋势。如芦苇(*Phragmites australis*)在北美是入侵种, 其植株高、生长繁殖迅速, 耐盐、耐淹能力强, 能够迅速占领本土植物的生存空间, 对大湖湿地的原生植被造成严重破坏。近年来的监测数据显示, 芦苇在许多地区有明显的持续扩张趋势, 这与大湖水位的持续降低和局部水体富营养化有关(Tulbure & Johnston, 2010)。为了控制芦苇的蔓延, 政府部门投入了大量的财力, 采取了多种措施, 包括喷洒除草剂、刈割、火烧等, 但效果不十分理想。同样, 监测还为掌握其他外来种(如疣鼻天鹅, *Cygnus olor*)和濒危保护物种(如沙丘薊, *Cirsium pitcher*)的种群动态提供了很好的途径, 对于生态安全预警有重要作用。

## 5 北美大湖湿地生物多样性监测方案对我国湿地监测工作的启示

中国的湖泊湿地资源十分丰富, 总面积达 $835.15 \times 10^4$  ha。有调查表明, 我国近40%的湖泊湿地正面临各种威胁, 湿地生物(特别是对湿地生境依赖程度高的生物)由于生境的破坏受到了严重的威胁(雷昆和张明祥, 2005)。建立湿地生物多样性监测网络, 掌握生物多样性的现状及其面临的致危因素, 预测其未来的变化趋势, 是湿地生物多样性保护及生态恢复的必要途径(Halse *et al.*, 2002; 赵魁义等, 2010)。中国许多湖泊与北美大湖有相似之处, 如湿地面积大、环境变异复杂、物种丰富度高和人类活动干扰严重等, 借鉴大湖湿地监测的经验有助于缩短我们在湿地生物多样性监测技术方法上探索的时间。

总体而言, 北美大湖湿地生物多样性监测方案有以下值得借鉴之处: (1)监测样点的设置运用统计学的原理, 既体现调查采样的随机性, 又考虑其对环境和空间变异的覆盖度, 使监测结果具有良好的代表性; (2)监测指标体系简洁, 能够反映生物群落和湿地环境的一般特征, 相关数据易于采集和获取; (3)野外调查、数据采集和分析方法十分明确, 高度量化, 便于不同研究小组之间协调合作, 统一规范地开展监测工作; (4)注重与政府部门的沟通交流, 监测结果易被政府管理人员理解采纳, 从而对湿地的管理决策产生影响, 也有助于项目获得进一步的资助。

我国湿地生物多样性监测指标应涵盖生物、自然环境、人类活动等方面的内容, 在多个层次和多个尺度上揭示生物多样性的状态, 监测生物多样性主要影响因子的变化, 从而为揭示生物多样性变化机制和保护决策提供科学依据。生物方面, 除了物种和生物群落多样性, 还应选取反映湿地植被景观格局和生态系统过程的指标, 监测景观尺度的生境结构变化, 分析生物多样性变化对生态系统功能的影响(陈平等, 2013; 张添咏和徐程扬, 2013)。此外, 湿地水文特征、土壤环境对生物的种类、数量、生长发育和分布有重要影响, 加强这些环境因子的监测有助于理解湿地生物多样性变化的自然驱动力(张全军等, 2012)。人类活动干扰是我国湿地生物多样性丧失的重要原因(赵魁义等, 2010), 监测湿地及其周边的人类活动、分析其对湿地生物多样性的影响能为土地的合理规划利用提供重要依据。

我国湖泊湿地分布广泛, 不同湖泊湿地的重要生物类群、自然环境及周边人类活动状况往往有差异。因此, 在构建区域和国家尺度的湿地监测指标体系时, 既要选择共同的监测指标, 又要针对各个湖泊湿地的自然环境和人类活动干扰特点选择相应的独特指标, 一方面使不同湿地的监测结果具有可比性, 有利于形成统一的监测网络; 另一方面能深入掌握每个湿地的生物多样性和生态环境状况, 便于有针对性地开展保护工作。例如, 鄱阳湖流域采矿业发达, 造成了鄱阳湖严重的重金属污染, 水体和土壤中的重金属含量应是其湿地生态监测的重要指标(周雪玲等, 2013)。此外, 还需制定规范的数据采集和分析方法, 加强研究机构之间的合作, 在实践中不断优化湿地监测方案的各个环节, 最终形成成熟的区域甚至国家尺度的湖泊湿地生物多样性监测方案。

**致谢:**感谢美国Central Michigan University为阳文静提供6个月的访问资助, 及北美大湖生态监测项目的首席科学家Donald G. Uzarski教授提供相关的文献和材料。

## 参考文献

- Albert DA, Minc LD (2004) Plants as regional indicators of Great Lakes coastal wetland health. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 7, 233–247.

- Alberta Biodiversity Monitoring Institute (2011) *Wetland Field Data Collection Protocols (Abridged Version)*, 2012-06-27. Alberta Biodiversity Monitoring Institute, Alberta, Canada. <http://www.abmi.ca>. (accessed September 2014)
- Angel JR, Kunkel KE (2010) The response of Great Lakes water levels to future climate scenarios with an emphasis on Lake Michigan-Huron. *Journal of Great Lakes Research*, **36**, 51–58.
- Boix D, Gascón S, Sala J, Martinoy M, Gifre J, Quintana XD (2005) A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **15**, 635–651.
- Bu YX (卜跃先), Tan JQ (谭建强), Wang WQ (王文清), Peng XY (彭晓燕) (2001) Technological method of ecological monitoring for Dongting Lake wetlands. *Yangtze River* (人民长江), **32**(11), 46–47. (in Chinese)
- Cao ZP (曹志平) (1997) Global biodiversity monitoring and its progress. *Chinese Biodiversity* (生物多样性), **5**, 157–159. (in Chinese)
- Chen P (陈平), Li Z (李墨), Cheng J (程洁) (2013) General situation of Japan national scale biodiversity monitoring and the enlightenment from them. *Environmental Monitoring in China* (中国环境监测), **29**, 184–191. (in Chinese with English abstract)
- Chen SB (陈圣宾), Jiang GM (蒋高明), Gao JX (高吉喜), Li YG (李永庚), Su D (苏德) (2008) Review of indicators system developing for biodiversity monitoring. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **28**, 5123–5132. (in Chinese with English abstract)
- Chen Z (陈展), Shang H (尚鹤), Yao B (姚斌) (2009) Methods of wetlands health assessment in USA. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **29**, 5015–5022. (in Chinese with English abstract)
- Cui LJ (崔丽娟) (2004) Evaluation on functions of Poyang Lake ecosystem. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), **23**, 47–51. (in Chinese with English abstract)
- Danz NP, Regal RR, Niemi GJ, Brady VJ, Hollenhorst T, Johnson LB, Host GE, Hanowski JM, Johnston CA, Brown T (2005) Environmentally stratified sampling design for the development of Great Lakes environmental indicators. *Environmental Monitoring and Assessment*, **102**, 41–65.
- de Bello F, Lavorel S, Gerhold P, Reier Ü, Pärtel M (2010) A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. *Biological Conservation*, **143**, 9–17.
- Denny P (1994) Biodiversity and wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, **3**, 55–61.
- Gibbs JP (2000) Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, **14**, 314–317.
- GLCWLC (2008) *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan*. <http://glc.org/files/docs/Great-Lakes-Coastal-Wetlands-Monitoring-Plan-FINAL-March-2008.pdf>. (accessed August 2013)
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **360**, 269–288.
- Guan L (关蕾), Liu P (刘平), Lei GC (雷光春) (2011) Study on ecological character description of Ramsar site and monitoring indicators. *Central South Forest Inventory and Planning* (中南林业调查规划), **30**(2), 1–9. (in Chinese with English abstract)
- Guisan A, Theurillat JP, Kienast F (1998) Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, **9**, 65–74.
- Halse SA, Cale D, Jasinska E, Shiel RJ (2002) Monitoring change in aquatic invertebrate biodiversity: sample size, faunal elements and analytical methods. *Aquatic Ecology*, **36**, 395–410.
- He JS (贺金生), Liu CR (刘灿然), Ma KP (马克平) (2000) Standards and methods for forest biodiversity monitoring. In: *China's Biodiversity Conservation Toward the 21st Century: Proceeding of the Third National Symposium on the Conservation and Sustainable Use of Biological Diversity* (面向21世纪的中国生物多样性保护: 第三届全国生物多样性保护与持续利用研讨会论文集) (ed. Xu ZH (许智宏)), pp. 331–347. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese with English abstract)
- Jia ZH (贾忠华), Luo W (罗纨), Wang WY (王文焰), Skaggs RW (2001) Discussions on wetland definition and characterization of wetland hydrology. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), **15**, 117–120. (in Chinese with English abstract)
- Jiang MK (蒋明康), Zhou ZJ (周泽江), He SN (贺苏宁) (1998) Protection and sustainable utilization of wetland biodiversity in China. *Journal of Northeast Normal University* (东北师大学报自然科学版), **(2)**, 79–84. (in Chinese with English abstract)
- Karr JR (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**, 21–27.
- Kent DM (2000) Defining wetlands. In: *Applied Wetlands Science and Technology* (ed. Kent DM). CRC Press, London.
- Lei K (雷昆), Zhang MX (张明祥) (2005) The wetland resources in China and the conservation advices. *Wetland Science* (湿地科学), **3**(2), 81–86. (in Chinese with English abstract)
- Ma KP (马克平) (2011) Assessing progress of biodiversity conservation with monitoring approach. *Biodiversity Science* (生物多样性), **19**, 125–126. (in Chinese)
- Maceceka D, Grabasa GP (2011) Applying a regional coastal wetland monitoring framework to refine and report on wildlife and habitat delisting criteria in the Bay of Quinte Area of Concern. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **14**, 94–103.
- Mack JJ, Fennessy MS, Micacchion M, Porej D (2004)

- Standardized Monitoring Protocols, Data Analysis and Reporting Requirements for Mitigation Wetlands in Ohio, v. 1.0. Ohio EPA Technical Report WET/2004-6.* Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group, Columbus, Ohio. [http://www.epa.ohio.gov/portals/35/wetlands/PART6\\_Std\\_Mitigation\\_Protocols.pdf](http://www.epa.ohio.gov/portals/35/wetlands/PART6_Std_Mitigation_Protocols.pdf). (accessed September 2014)
- McDonald TJ (2003) Review of environmental monitoring methods: survey designs. *Environmental Monitoring and Assessment*, **85**, 277–292.
- Meng XM (孟宪民) (1999) Wetlands and global environmental change. *Scientia Geographica Sinica* (地理科学), **19**, 385–391. (in Chinese with English abstract)
- Pasqualini V, Pergent-Martini C, Fernandez C, Ferrat L, Tomaszewski JE, Pergent G (2006) Wetland monitoring: aquatic plant changes in two Corsican coastal lagoons (Western Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **16**, 43–60.
- Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller G, Jongman R, Scholes R, Bruford M, Brummitt N, Butchart S, Cardoso A (2013) Essential biodiversity variables. *Science*, **339**, 277–278.
- Piao DX (朴德雄), Wang FK (王凤昆) (2011) A survey on protection of bio-diversity conservation of Xingkai Lake wetland. *Journal of Jixi University* (鸡西大学学报), **11**, 151–152. (in Chinese with English abstract)
- Schock NT, Murry BA, Uzarski DG (2014) Impacts of agricultural drainage outlets on Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, **34**, 297–307.
- Seilheimer TS, Mahoney TP, Chow-Fraser P (2009) Comparative study of ecological indices for assessing human-induced disturbance in coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Ecological Indicators*, **9**, 81–91.
- Stevens DL Jr, Olsen AR (2004) Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of American Statistical Association*, **99**, 262–278.
- Steyer GD, Stewart RE (1992) *Monitoring Program for Coastal Wetlands, Planning, Protection, and Restoration Act Projects*. <http://www.nwrc.usgs.gov/wdb/pub/others/93-01.pdf>. (accessed August 2013)
- Tulbure MG, Johnston CA (2010) Environmental conditions promoting non-native *Phragmites australis* expansion in Great Lakes coastal wetlands. *Wetlands*, **30**, 577–587.
- US EPA (2002) *Methods for Evaluating Wetland Conditions: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions of Wetlands*. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- Uzarski DG, Burton TM, Cooper MJ, Ingram JW, Timmermans ST (2005) Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: development of a fish-based index of biotic integrity. *Journal of Great Lakes Research*, **31**, 171–187.
- Wan HW (万宏伟), Pan QM (潘庆民), Bai YF (白永飞) (2013) China grassland biodiversity monitoring network: indicators and implementation plan. *Biodiversity Science* (生物多样性), **21**, 639–650. (in Chinese with English abstract)
- Wang JH (王金辉), Huang XQ (黄秀清), Liu AC (刘阿成), Zhang YF (张有份) (2004) Tendency of the biodiversity variation nearby Changjiang estuary. *Marine Science Bulletin* (海洋通报), **23**(1), 32–39. (in Chinese with English abstract)
- Wang ZH (王朝晖), Peng YL (彭友林), Xu ZL (徐兆林), Xiang GH (向国红), Wang Y (王云) (2009) Diversity of wild plant in the wetland of west Dongting Lake investigated during the overwintering. *Genomics and Applied Biology* (基因组学与应用生物学), **28**, 955–960. (in Chinese with English abstract)
- Woodward RT, Wui YS (2001) The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics*, **37**, 257–270.
- Yang KL (杨开良) (2005) Status quo and protection strategy of wetlands biodiversity in Zalong National Nature Reserve. *Central South Forest Inventory and Planning* (中南林业调查规划), **24**(2), 27–30. (in Chinese with English abstract)
- Zedler JB, Kercher S (2005) Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, **30**, 39–74.
- Zhang MX (张明祥), Zhang JJ (张建军) (2007) The indicators and methods for international important wetlands monitoring in China. *Wetland Science* (湿地科学), **5**, 1–6. (in Chinese with English abstract)
- Zhang QJ (张全军), Yu XB (于秀波), Qian JX (钱建鑫), Xiong T (熊挺) (2012) Distribution characteristics of plant communities and soil organic matter and main nutrients in the Poyang Lake Nanji Wetland. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **32**, 3656–3669. (in Chinese with English abstract)
- Zhang TY (张添咏), Xu CY (徐程扬) (2013) Research progress of biodiversity monitoring on different scales. *World Forestry Research* (世界林业研究), **26**(2), 13–18. (in Chinese with English abstract)
- Zhao KY (赵魁义), He SP (何舜平), Li W (李伟) (2010) The study of wetland biodiversity in China. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences* (中国科学院院刊), **25**, 659–667. (in Chinese with English abstract)
- Zhou XL (周雪玲), Xiong JQ (熊建秋), Jian MF (简敏菲), Chen PQ (陈朴青), Xu PF (徐鹏飞), Li LY (李玲玉) (2013) Heavy metals accumulation of dominant aquatic plants in the wetland of Le'an River and Poyang Lake. *Journal of Jiangxi Normal University (Natural Science Edition)* (江西师范大学学报(自然科学版)), **37**, 210–215. (in Chinese with English abstract)

## 附录 Supplementary Material

### 附录1 北美大湖湿地五个生物类群的调查方法

Appendix 1 Methods of monitoring five biological groups in Great Lakes coastal wetlands

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-152-1.pdf>

### 附录2 北美大湖湿地鱼类完整性指数(F-IBI)的参数体系(Uzarski *et al.*, 2005)

Appendix 2 Preliminary fish-based index of biotic integrity (F-IBI) metrics for Great Lakes coastal wetlands (Uzarski *et al.*, 2005)

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-152-2.pdf>

### 附录3 北美大湖湿地单个监测样点植被调查样带和样方布局示意图

Appendix 3 Layout of transects and quadrats for vegetation surveys within each monitoring site in Great Lakes coastal wetlands

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-152-3.pdf>

### 附录4 北美大湖湿地鱼类调查中长袋鱼网放置方法示意图

Appendix 4 Placement of a fyke net for fish sampling in Great Lakes coastal wetlands

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/w2014-152-4.pdf>

## 附录1 北美大湖湿地五个生物类群的调查方法

### Appendix 1 Methods of monitoring five biological groups in Great Lakes coastal wetlands

**(1)植物。**水位对湿地植物的生长和分布有重要影响, 随着湖泊湿地从陆地岸边逐渐向开阔水域过渡, 生长植物的种类随之发生变化(Hudon *et al.*, 2006; 张全军等, 2013)。植物调查中, 根据淹水程度, 把湿地分为3个植被区: 草甸区(meadow, 间歇淹水区)、挺水植物区(emergent, 植物有部分露出水面)和沉水植物区(submergent, 植物在水下或浮叶植物)(GLCWLC, 2008; 附录3)。每个监测样点选取3条样带(相当于3个重复), 样带之间距离 $\geq 20\text{ m}$ , 用GPS记录或用显眼的物体标记样带两端的位置。在样带每个植被区内等距离设置5个 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 的样方, 每条样带15个小样方, 每个监测样点共设置45个小样方。

调查人员记录小样方内植物的种类, 估计每种植物的覆盖度以代表其多度和优势度, 记录小样方中土壤的质地、土壤有机层的厚度、以及地面植物凋落物的覆盖度等。入侵植物要重点关注, 植物入侵与环境改变密切相关(如水文条件改变、富营养化、水体浑浊度增加等), 植物入侵说明湿地可能受到较强的干扰, 原生环境发生了改变(Trebitz & Taylor, 2007)。如果监测样点有较大的入侵植物斑块, 调查人员要记录斑块的位置、大小和形状, 并对斑块进行长期的监测, 观察其是否有扩大的趋势。

**(2)底栖无脊椎动物。**底栖无脊椎动物直接生活在湿地水体、沉积物环境中, 移动性较弱, 有害物质容易在其体内积累, 对环境变化敏感, 是良好的环境质量指示类群(Burton *et al.*, 1999; Cooper *et al.*, 2006)。湿地底栖无脊椎动物的群落组成与植被类型密切相关(Uzarski *et al.*, 2004), 其调查按植被类型“分区”进行, 即按优势种划分湿地植被类型, 在每个植被类型区域内采集3份底栖无脊椎动物样品, 采样位置之间距离 $\geq 10\text{ m}$ , 水深介于 $0.05\text{--}1.25\text{ m}$ 。

采集底栖无脊椎动物时, 调查人员用直径30 cm、深16 cm的D形网(网孔径0.5 mm)每隔一定的距离(通常1 m)拂扫水底沉积物表面1次, 共5–10次, 使底栖动物进入D形网。在水中洗尽网中的底泥, 网内留下植物残片和不能透过网孔的底栖动物, 把网中的内容物倾倒在白色塑料盘中, 均匀铺在盘

底, 盘底有 $5\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 的黑线小方格。为了确保每份样品的采样强度一致, 调查人员用定时的方法来控制采样强度, 即在1人/30 min(2人/15 min、3人/10 min, 以此类推)的时间内完成取样。由于底栖无脊椎动物体形大小差异很大, 体形大的动物更容易被发现, 为了控制人为选择的偏差, 调查人员必须把 $5\text{ cm} \times 5\text{ cm}$ 的小方格清空以后才能转移至下一个方格。底栖无脊椎动物样品保存在95%的酒精中, 在实验室中分类鉴定, 小型的底栖无脊椎动物鉴定到属, 较难鉴定的类群到科或者族。

**(3)鱼类。**湖泊湿地是许多鱼类觅食、栖息、产卵的场所, 湿地环境质量对利用湿地频度高的鱼类有重要影响(Uzarski *et al.*, 2005)。鱼类的调查也是按植被类型“分区”进行, 调查人员在每种植被类型区域内放置3个长袋鱼网(fyke net; 附录4), 采集3份鱼类样品, 鱼网之间距离 $\geq 20\text{ m}$ 。鱼网的开口垂直于开阔的水域与湿地之间的通路, 鱼类从开阔的水域游向湿地, 当它们回游时就可能正好落入鱼网中, 这样捕获的是真正利用湿地生境的鱼类。由于鱼网高度的限制, 只适合在水深0.2–1 m的区域设网采样。

长袋鱼网的特点是鱼容易进入网内, 但进去后很难出来, 这与鱼网巧妙的设计和结构有关(附录4)。长袋鱼网分为两个部分: 前方的引导网和后面的捕获网, 引导网与捕获网口呈45°角张口, 从湿地游向开阔水域的鱼容易沿着引导网游入捕获网中, 捕获网内有3–4个漏斗状结构, 鱼从一个漏斗状结构的端口进入下一个漏斗状结构, 直至网的末端; 当鱼试图往回游时, 由于端口太小, 它们很难能找到出口, 游出来的可能性非常小。设置鱼网时, 网的末端要适当抬高, 部分露出水面, 这是为了避免乌龟等无法长时间在水中生活的动物误入网内后窒息死亡。

鱼网通常在水中放置过夜(约12 h)。收网时, 调查人员统计捕获鱼的种类、每条鱼的年龄段(幼龄或成年), 测量其体长, 然后放生。如果某种鱼的数量太多, 难以在短时间内完成计数, 就大致估计其数量, 但至少选取成年和幼龄期鱼各25条测量其体长。有的鱼类野外无法鉴定, 调查人员要拍摄高清

照片, 并采集标本带回实验室鉴定。鱼类标本先保存在10%的福尔马林溶液中, 稍后转移至70%的酒精中长期保存。

**(4)两栖类(青蛙和蟾蜍类)。**两栖类在湿地中完成部分甚至大部分生活史, 其多样性对于湿地环境有很好的指示作用(Blaustein & Wake, 1995; Hecnar, 2004)。根据监测样点湿地面积的大小, 在每个监测样点设置1–6个调查点, 调查点之间距离 $\geq 500\text{ m}$ 。在两栖类交配的季节(约从4月份开始), 调查人员对每个监测样点调查3次, 调查时间间隔 $\geq 15\text{ d}$ 。调查应选择在无雨、风力不大的天气进行。

两栖类调查在傍晚和夜间进行(日落前1.5 h至日落后4.5 h)。调查人员的行动会对两栖类造成干扰, 到达调查点后, 需要安静一段时间, 等待它们恢复正常鸣叫。然后, 调查人员倾听并用录音设备记录来自周围两栖类的鸣叫声, 时长为3 min。调查人员根据鸣叫声辨别青蛙和蟾蜍的种类, 估计它们的个体数量及所处的方位, 把每种两栖类鸣叫声的密集度分为3个等级。等级1: 鸣叫声不同时, 能够清楚地辨别每个个体, 并准确计算个体数量; 等级2: 鸣叫声同时发出, 能分辨出不同的个体, 并估计个体数量; 等级3: 鸣叫声同时发出, 形成合奏, 无法辨别不同的个体, 也无法估计个体数量。以上信息均详细记录在调查表中。

**(5)鸟类。**许多鸟类在湿地中筑巢、捕食、繁衍后代, 是湿地生物多样性的重要组成部分(Dehorter & Guillemain, 2008)。鸟类深受人们的喜爱, 比其他生物更受人关注, 是湿地监测的重要对象。根据湿地面积的大小, 在每个监测样点设置1–8个调查点, 调查点之间距离 $\geq 250\text{ m}$ 。鸟类和两栖类的调查点最好能够重合或者临近, 使两类数据在空间上能够匹配。鸟类的调查是在繁殖季节, 每个监测样点调查2次, 每次间隔时间 $\geq 10\text{ d}$ 。调查当天早晚各1次, 早上从日出前1.5 h至日出后4 h, 傍晚从日落前4 h至日落。天气条件应较好, 无雨, 无风或微风, 空气可见度高。

鸟类的调查采取定点观察的方式。调查人员站在调查点, 向四周认真观察和聆听, 判断鸟的种类和数量, 总时长为15 min。这15 min分为3段, 第1个5 min内, 调查人员记录能直接看到、聆听到的鸟的种类和数量; 第2个5 min内, 用放声设备播放鸟类

的鸣叫声, 声音大小为离放音设备1 m处90分贝, 目的是引起一些鸟类的共鸣, 期间记录观察到、聆听到的鸟类的种类和数量; 第3个5 min内, 停止播放录音, 继续观察和聆听。对于重点关注的物种, 如濒危保护物种, 调查人员要详细地记录每个个体出现或者听到鸣叫声的时间段(如第几分钟); 而对于非重点关注的物种, 只要记录其第一次出现或者听到鸣叫声的时间段。

## 参考文献

- Blaustein AR, Wake DB (1995) The puzzle of declining amphibians. *Scientific American*, **272**, 52–57.
- Burton TM, Uzarski DG, Gathman JP, Genet JA, Keas BE, Stricker CA (1999) Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. *Wetlands*, **19**, 869–882.
- Cooper MJ, Uzarski DG, Burton TM, Rediske RR (2006) Macroinvertebrate community composition relative to chemical/physical variables, land use and cover, and vegetation types within a Lake Michigan drowned river mouth wetland. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **9**, 463–479.
- Dehorter O, Guillemain M (2008) Global diversity of freshwater birds (Aves). *Hydrobiologia*, **595**, 619–626.
- GLCWLC (2008) *Great Lakes Coastal Wetlands Monitoring Plan*. <http://glc.org/files/docs/Great-Lakes-Coastal-Wetlands-Monitoring-Plan-FINAL-March-2008.pdf>. (accessed August 2013)
- Hecnar SJ (2004) Great Lakes wetlands as amphibian habitats: a review. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **7**, 289–303.
- Hudon C, Wilcox D, Ingram J (2006) Modeling wetland plant community response to assess water-level regulation scenarios in the lake Ontario-St. Lawrence River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, **113**, 303–328.
- Trebitz AS, Taylor DL (2007) Exotic and invasive aquatic plants in Great Lakes coastal wetlands: distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover. *Journal of Great Lakes Research*, **33**, 705–721.
- Uzarski DG, Burton TM, Genet JA (2004) Validation and performance of an invertebrate index of biotic integrity for Lakes Huron and Michigan fringing wetlands during a period of lake level decline. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **7**, 269–288.
- Uzarski DG, Burton TM, Cooper MJ, Ingram JW, Timmermans ST (2005) Fish habitat use within and across wetland classes in coastal wetlands of the five Great Lakes: development of a fish-based index of biotic integrity. *Journal of Great Lakes Research*, **31**, 171–187.
- Zhang QJ (张全军), Yu XB (于秀波), Hu BH (胡斌华) (2013) Research on the characteristics of plant communities in the Poyang Nanji Wetlands, China. *Resources Science* (资源科)

学), 35, 42–49. (in Chinese with English abstract)

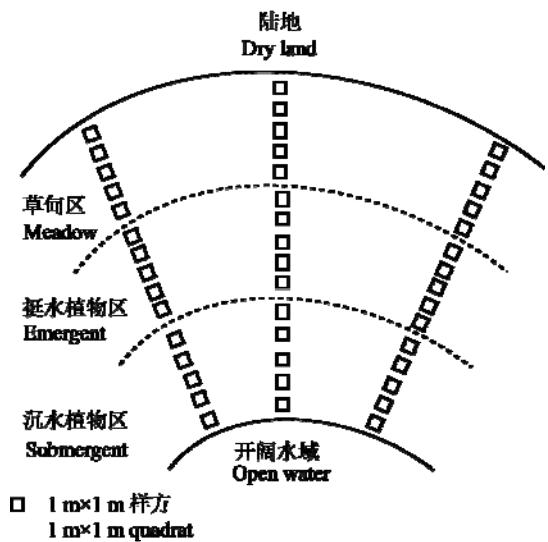
## 附录2 北美大湖湿地鱼类完整性指数(F-IBI)的参数体系(Uzarski *et al.*, 2005)

Appendix 2 Preliminary fish-based index of biotic integrity (F-IBI) metrics for Great Lakes coastal wetlands (Uzarski *et al.*, 2005)

序号 No.	参数 Metrics	赋分标准 Scores			
		0	3	5	7
1	平均每晚每网渔获量(条数) Mean catch per net-night	< 10	10–30	> 30	—
2	总物种丰富度 Total species richness	< 5	5–10	11–14	> 14
3	非本土鱼种类比例 Percent non-native richness	> 12%	7–12%	< 7%	—
4	杂食鱼数量比例 Percent omnivore abundance	> 70%	50–70%	< 50%	—
5	鱼食性鱼种类比例 Percent piscivore richness	< 15%	15–25%	> 25%	—
6	虫食性鱼数量比例 Percent insectivore abundance	< 20%	20–30%	> 30%	—
7	虫食性鲤科鱼数量比例 Percent insectivorous Cyprinidae abundance	< 1%	1–2%	> 2%	—
8	肉食性鱼种类比例 Percent carnivore richness	< 60%	60–70%	> 70%	—
9	平均每晚每网白亚口鱼的渔获量 White sucker ( <i>Catostomus commersoni</i> ) mean catch per net-night	0	> 0–0.4	> 0.4	—
10	平均每晚每网黑鲷的渔获量 Black bullhead ( <i>Ictalurus melas</i> ) mean catch per net-night	0	> 0–3	> 3	—
11	平均每晚每网岩钝鲈的渔获量 Rock bass ( <i>Ambloplites rupestris</i> ) mean catch per net-night	0	> 0–4	> 4	—
12	平均每晚每网灰西鲱的渔获量 Alewife ( <i>Alosa pseudoharengus</i> ) mean catch per net-night	> 11	1–11	< 1	—
13	平均每晚每网小口黑鲈的渔获量 Smallmouth bass ( <i>Micropterus dolomieu</i> ) mean catch per net-night	0	> 0–5	> 5	—
14	平均每晚每网无须美洲鱥的渔获量 Pugnose shiner ( <i>Notropis anogenus</i> ) mean catch per net-night	0	> 0–5	> 5	—

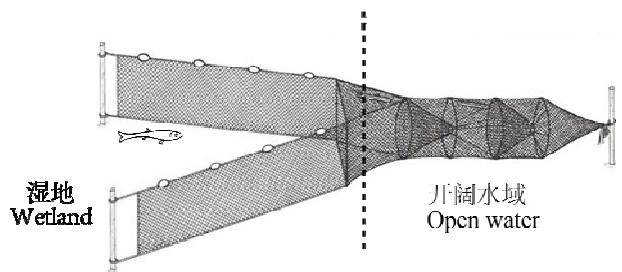
湿地植被类型对大湖湿地鱼类群落的组成和结构有较大影响, 不同植被区的F-IBI参数体系有差异, 本表是藨草属植物区F-IBI指数的参数体系(Uzarski *et al.*, 2005)。

Since plant zone was an important variable structuring fish communities in Great Lakes coastal wetlands, F-IBIs were developed separately for different plant zones. This table shows the F-IBI metrics for *Scirpus* zone (Uzarski *et al.*, 2005).



附录3 北美大湖湿地单个监测样点植被调查样带和样方布局示意图。实线: 湿地边界; 虚线: 植被区边界。

Appendix 3 Layout of transects and quadrats for vegetation surveys within each monitoring site in Great Lakes coastal wetlands. Solid curves: wetland boundary; dotted curves: boundary of vegetation zones.



附录4 北美大湖湿地鱼类调查中长袋鱼网放置方法示意图。虚线: 湿地与开阔水域界线。

Appendix 4 Placement of a fyke net for fish sampling in Great Lakes coastal wetlands. Dotted line: boundary between wetland and open water.