

农村生活污水近自然人工湿地深度处理系统构建模式

董聿森, 王涛 (北京航天试验技术研究所, 北京 100074)

摘要 近自然人工湿地常被视为一种生活污水深度处理的系统,但其本质仍应是一个与区域生态系统高度融合、协调的湿地生态系统。从人工湿地水文条件、污染物迁移转化规律、植被群落选择方式和与区域生态系统相容性方面对近自然人工湿地污水深度处理系统构建模式进行探讨,并对未来的研究发展方向提出展望,以期为人造湿地的构建使用提供理论依据和技术支撑。

关键词 近自然人工湿地;农村生活污水;深度处理系统;构建模式

中图分类号 X 522 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2021)23-0106-04

doi:10.3969/j.issn.0517-6611.2021.23.028

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Construction Model of Deep Treatment System of Rural Domestic Sewage Near-Natural Constructed Wetlands

DONG Yu-sen, WANG Tao (Beijing Institute of Aerospace Test Technology, Beijing 100074)

Abstract The near-natural constructed wetland are often regarded as a system for the deep treatment of domestic sewage, but its essence should still be a wetland ecosystem that is highly integrated and coordinated with regional ecosystems. This paper discussed the construction model of the near-natural constructed wetland sewage depth treatment system from the aspects of hydrological conditions of the constructed wetland, pollutant migration and transformation law, vegetation community selection mode and compatibility with regional ecosystems, and put forward prospects for the future research and development direction in order to provide theoretical basis and technical support for the construction and use of constructed wetlands.

Key words Near-natural constructed wetland; Rural domestic sewage; Deep treatment system; Construction model

农村生活污水有着水量大、难集中、易污染生活给水等特点,近年来备受环境管理部门和有关研究者的关注。目前国内外针对农村生活污水的特质有着多种多样的处理方式与技术,从工艺原理的角度分析,主要可以分成生物处理系统和生态处理系统两大类。生物处理系统多表现为集成厌氧生物处理、好氧生物处理和 MBR 工艺等的一体化设备,有着较高的集成度、较低的运行维护门槛,并在有着可靠的污水收集系统时可覆盖较大的受纳范围^[1]。生态处理系统主要表现为人工生态湿地工艺,通过人为编织生态湿地承载物质循环与能量流动的食物链、食物网,对生活污水进行三级深度处理,同时为区域提供景观、水资源、空气资源、动物栖息地、下垫面承托、保持水土等生态功能服务^[2]。

在自然资源可持续利用和尊重自然、顺应自然、保护自然的生态文明建设的大背景下,秉承生态系统性理念,构建近自然人工湿地系统改善来水水质,提升区域生态系统综合服务能力和促进生态系统结构、功能良性发展是人工湿地技术理念发展的必然趋势。

1 人工湿地系统的概念

湿地作为一种介于水相生态系统和陆相生态系统间的过渡性生态系统具有独特的水文、地质、土壤、植被、生物、气相特征,其作为人类生存环境的重要组成部分有着丰富的水资源、土地资源、生物栖息地资源,对水资源调蓄、地下水补充、调节区域气候、保持水土、缓冲人与自然冲突尖锐性方面有极为重要的作用^[3]。我国自新中国成立以来对湿地生态系统进行过多种开发方式、方向的尝试,农牧开发、促淤造陆、接纳废水、废物等,由于当时对湿地的认识水平低下,造

成不合理开发,人与自然间冲突极为尖锐,导致湿地面积锐减、湿地结构紊乱和功能受损,原有生态服务功能丧失,生态环境问题逐渐凸显。

湿地是水-陆间的过渡区域,常见形式有近海及海岸湿地、湖泊湿地、沼泽湿地、河流湿地和人工湿地等。人工湿地特指由人类的活动形成的湿地生态系统,包括水库、人工河道、水田和水塘等,与人类的生活息息相关,为生态系统提供输蓄水、景观等功能,是建设生态文明的基础^[4]。

2 人工湿地系统的构建模式

2.1 人工湿地系统的水文 生境的湿度因子作为联系生境生态过程与降水、径流、渗流等水文过程的核心因子对人工湿地生态系统群落的构建起决定性作用。湿地水文特征对生境湿度的影响是一个极为复杂的过程,如图 1 所示,宏观上,区域降水、蒸散和地表径流既直接影响生境的湿度,也通过影响地貌地形间接影响区域湿度特征,地质条件决定湿地水文的垂向连通形式;微观上,更有随生态过程进行的水文交换。

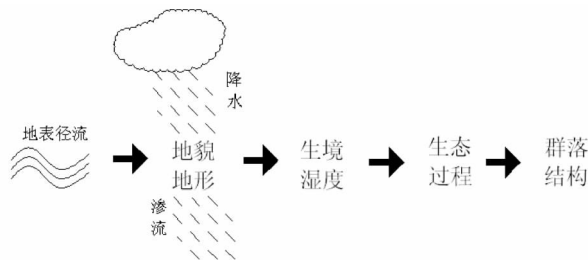


图 1 生境湿度连接水文与生态过程

Fig. 1 Habitat humidity link hydrological and ecological processes

传统的湿地水文模型构建方法是基于数理统计的方法,常见的 2 种方法均是以植被指数与环境因子间交互为模型

作者简介 董聿森(1993—),男,黑龙江黑河人,工程师,硕士,从事环境工程研究。

收稿日期 2021-03-12

体系建立基础。第1种方式是建立植被相关指数与地质、人文和气候等模型系统并通过空间差值的方式反演至面上,但由于模型系统及数据量较为简单,常影响分析得到的结论。第2种方式是建立植被相关指数与区域所有因子间的关系,因为变量、模型体系和数据量较多产生许多模拟上的质量问题,降低了模型系统的可靠性和可信度。现今较为先进的方式是在传统的方式上,引入地理信息技术的支持,将空间异质性、环境因子和人文因子应用于区域尺度的研究区域和区域内其他因子耦合建立模型体系^[5]。

仿自然人工湿地的建立基础是水量的确定,依建设要求及区域环境情况确定系统的水量平衡状况。系统水量平衡模型如下:

$$\frac{dQ}{dt} = P_d(t) + Q_i(t) - ET(t) - k_1 Q + (L_E - L) Ab \quad (1)$$

$$\lambda_E = \frac{\Delta(R_n - G) + (\rho C_p e_s(T) - e)}{r_a [\Delta + \gamma (1 + \frac{r_s}{r_a})]} \quad (2)$$

式中, Q 为湿地水量; $P_d(t)$ 为直接降雨量; $Q_i(t)$ 为地表入流; $ET(t)$ 为蒸散量; k_1 为系统出流系数; L_E 为出水水面高度, L 为湿地水面高度,当 $L > L_E$ 时式中不含此项; A 为湿地面积; b 为出流判据,水系存在出流 $b=1$,不存在出流 $b=0$ 。 Δ 为湿地水汽分压变化率; R_n 为净辐射量; G 为地表热通量; ρ 为大气密度; e 为环境实际水汽分压; C_p 为大气定压比热; $e_s(T)$ 为大气饱和水汽分压,该项参数是距湿地水面2 m高处温度 T 的函数; γ 为环境湿度计算常量; r_s 、 r_a 为水体表面阻力和空气动力学阻力; λ 为湿地水体蒸发潜热。

人工湿地处理单元常占有较大的地表面积并且较适宜低纬度地区,整个工程范围内水量的确定过程中,蒸散量、渗流量、入流量和出流量均是影响极为显著的不可忽略环节。其中,蒸散量作为湿地生态系统与外界进行能量流动和水分交换的最主要途径直接影响周围生态系统的生态过程,这一影响在人工湿度为无出流型时表现得更加显著^[6]。

潜流人工湿地和垂直流人工湿地凭依较为复杂的结构换取较好的污水深度处理效果和可控的废气体系,但其工程建设需要硬化区域整个垫面层,割裂水文生物连通。诚然,这种以混凝土硬质分划区域的方式为工程建设提供了可靠的基础,但这种将生境撕裂碎片化的方式背离了近自然建设的初衷,甚至较大的占地面积可能带来对较大区域范围气候的不可预见的影响^[7]。表面流式人工湿地水体流动基本控制方程主要对人工湿地水体描述流动相体积守恒和平面流动量守恒,流动相模型如下:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial (dv_x)}{\partial x} + \frac{\partial (dv_y)}{\partial y} + q_{sg} + q_r - q_{ei} = 0 \quad (3)$$

$$\frac{\partial v_x}{\partial t} + v_x \frac{\partial v_x}{\partial x} + v_y \frac{\partial v_x}{\partial y} + f v_x + g \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{gd\partial\rho}{\partial y} + R v_x - \frac{C_d \rho}{d} W^2 \cos\psi - k \left(\frac{\partial v_x}{\partial x^2} + \frac{\partial v_y}{\partial y^2} \right) = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial v_x}{\partial t} + v_x \frac{\partial v_x}{\partial x} + v_y \frac{\partial v_x}{\partial y} - f v_y + g \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{gd\partial\rho}{2\rho\partial y} + R v_x - \frac{C_d \rho_a}{d} W^2 \sin\psi +$$

$$k \left(\frac{\partial v_x}{\partial x^2} + \frac{\partial v_y}{\partial y^2} \right) = 0 \quad (5)$$

模型中, h 是人工湿地相对水位; d 是人工湿地绝对水深; v_x 、 v_y 是流速在各自方向上的分量; q_{sg} 是地表水与地下水的交换量; q_r 是研究区单位降水量; q_{ei} 是研究区单位蒸散量; v_x 是湿地水体流速; f 是科里奥利参数,随着纬度升高及人工湿地规模的扩大该项因子逐渐不可忽略,应纳入考量; g 是重力加速度; ρ 是所构建人工湿地水体的密度; R 是湿地底面切应力系数; C_d 是风应力系数; ρ_a 是空气密度; W 是区域常态风速; Ψ 是风向与 y 方向角; k 是垂向交换系数。

水量及流动控制模型在构建人工湿地时应耦合使用作为人工湿地建立的基础,由二者建立的模型集反映的生境水文条件直接影响洪水脉冲、淹没域和水源补给方式等,间接影响生境地形地貌及生境湿度,从而决定整个人工湿地生态系统的建群种和优势种^[8-9]。

2.2 污染物在人工湿地系统的迁移转化 人工湿地表面流作为掺杂生物化学和环境化学的系统具有高度复杂性和丰富的非线性结构,但在景观尺度下可视为一个污染物浓度空间差异可忽略的模型,其内部溶质视为瞬时匀布到整个空间的连续流完全混合反应器。这种非线性零维理想系统内部水团间不存在性质上的差异,在讨论人工湿地作为污水深度处理污染物的归趋定量关系时影响不显著^[10]。

目前构建人工湿地地表流的动力学方程如下^[11]:

$$\begin{cases} \frac{dA}{dt} = r_1 [-(r+l_1)A + \mu_{\max} g(X)A] \\ \frac{dX}{dt} = r_2 [l_2(X_0 - X) - \omega \mu_{\max} g(X)A + \varepsilon A] \\ g(X) = \frac{X}{K_x + X} \end{cases} \quad (6)$$

式中, A 代表 t 时刻时人工湿地生态系统中生物相的密度; X 代表 t 时刻某可溶性污染物的浓度; X_0 代表研究污染物的初始浓度; r_1 代表植物与微生物的相对增长比率; r_2 代表研究污染物相对增长比率; l_1 代表生物相的环境损耗率; l_2 代表人工湿地底泥对研究污染物的贡献率; ω 代表生物相增值对研究污染物的损耗; μ_{\max} 代表生物相的最大生长率; K_x 代表生物相对研究污染物的半饱和常数,用以表征水生植物及微生物对某营养元素的吸收速度。

以对流弥散方程为基础构建的用以描述非饱和多孔介质流动相负载溶质穿流运动的模型方程可表征人工湿地底泥中污染物行为。模型结构如下:

$$\frac{\partial \theta_c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(\theta D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\theta D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta D_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (\theta v_x C) - \frac{\partial}{\partial y} (\theta v_y C) - \frac{\partial}{\partial z} (\theta v_z C) \quad (7)$$

式中, c 为研究污染物的浓度; v 是穿流水体流速,可依人工湿地建立设计方案确定; v_x 、 v_y 、 v_z 分别为渗流速度在空间三维度上的分量; D 为弥散系数; D_x 、 D_y 、 D_z 分别为弥散系数在空间三维度上的分量; θ 为底泥含水率,其与孔隙率的比值可

确定方程对流弥散的饱和性^[6]。

湿地表层流与沉积底泥污染物交换模型如下^[11]：

$$\begin{cases} \frac{\partial(hC)}{\partial t} = -K_c hC - [W_c(C_b - C) + \omega_c C] \\ \frac{dC_b}{dt} = -K_b C_b - \frac{W_c}{h}(C_b - C) + \frac{\omega_b C}{h} \\ \frac{dC_i}{dt} = -\frac{W_c}{h}(C - C_i) - K_N(C_b - C_i) \end{cases} \quad (8)$$

式中, h 为湿地水深; C 为研究污染物底泥接触面水相侧浓度; K_c 为研究污染物的综合降解系数; W_c 为污染物单位深度扩散系数; ω_c 为污染物在外力干扰下的综合沉降速率; C_b 为沉积相所含污染物浓度; K_b 为沉积相污染物的衰变系数; K_N 为污染物在间隙水和沉积相间的吸附和解吸常数。

现今通用的人工湿地污染物迁移转化规律方程描述了一个黑箱系统对随地表流输入的污染物在植被、微生物群落处理及底泥交换下的浓度变化情况。这种混沌的描述方式对于生态过程的覆盖较为片面, 例如对环境氮的描述存在较大误差, 如图 2 所示, 湿地生态系统环境氮元素的生态行为应当是包含大气沉降、源头输入、流出、有机质矿化、植物枯落等过程的复杂生物地球化学行为^[12]。我国近些年兴建了许多人工湿地工程^[13-14], 研究重心大多侧重于环境治理角度的污水处理效果, 尚缺乏长时间尺度下对如今人工湿地建立模式的生态性、系统性、科学性方向的探索。

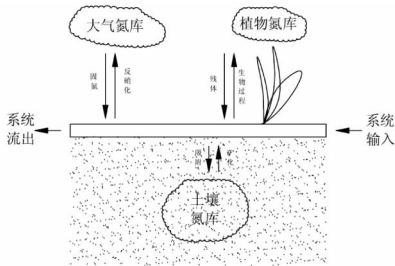


图 2 环境氮迁移简图

Fig. 2 Summary map of environmental nitrogen migration

2.3 人工湿地植物群落的构建 湿地植被群落的构建应遵循适地适种原则, 所构建的群落应适应区域气候条件、地形地貌地质条件和人文景观条件^[15], 同时保证种群多样性, 群落有较强的稳定性^[16]。

挺水植物根、根茎生长在湿地底泥中, 分布于水淹深度不超过 0.15 m 的浅水位, 这类植物有较强的适应性、强抗逆性、高生态服务价值和强效的水体净化能力。芦苇(*Phragmites communis*)、伞草(*Cyperus alternifolius* Rottb.)、灯芯草(*Juncus effusus*)、黄菖蒲(*Iros pseudacorus* L.)、美人蕉(*Canna generalis*)、芦竹(*Arundo donax*) 等均是人工湿地建立常选用的挺水植物层级的优势种, 该层级决定了人工湿地的整体结构和环境条件是人工湿地植物群落建立的重要选配品种, 可依当地本土种的种群结构确定挺水植物群落的种植密度等构建参数, 既保证人工湿地的水体净化、生态服务能力, 又不造成种间过度竞争、抗病害能力低下。浮水、潜水植物常选用如浮萍(*Lemna minor*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、

大茨藻(*Najas marina*)、角茨藻(*Najas graminea*)、轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*) 等国内广布种。

人工湿地植物的选择要注重植物的净化效果和抗逆性, 净化效果方面要保证所构建的植物群落单位面积有较高的污染物去除能力, 抗逆性表现在所构建的植物群落有较强的稳定性、耐盐、耐寒、耐旱、耐污、抗病虫害能力。人工湿地用于污水处理的植物其叶绿素含量、生物增长量等生理参数因污水提供的氮磷营养元素而明显高于清水生长植物, 综合 COD、总磷、氨氮的去除效果看, 当地气候环境条件许可时, 长苞香蒲、水葱和芦苇可优先选择^[17]。湿地植物群落面临着病虫害、污水污染、年际极端水热条件和土壤环境或水环境高盐碱等环境胁迫因子的侵扰, 这要求人工湿地植被群落在这样的环境下仍可全年生长并保持生态服务能力。水葫芦(*Eichharnia crassipes*)、鸢尾(*Iris tectorum* Maxim.)、菖蒲(*Acorus calamus* L.) 3 种植物对水中铅污染有一定的富集能力, 其中水葫芦富集能力最强, 菖蒲对铅胁迫抗逆性最强^[18]。美人蕉、菖蒲、水葱、芦苇 4 种面对干旱胁迫受试植物有着较好表现, 且抗干旱胁迫能力逐渐降低^[19]。淹水和盐碱环境对植物生理结构、种子萌发、无性繁殖和营养物质吸收均有一定的影响, 美人蕉、芦竹会在较高生境盐碱含量情况下降低对氮磷的吸收能力, 影响水体净化效果和以二者为生态修复群落的构建, 菖蒲在一定程度的盐胁迫下加强对营养元素的吸收来对抗生境盐碱条件^[20-21]。

2.4 人工湿地景观与环境相容性判别 人工湿地景观是周围景观环境的一个组成部分, 设计时便要统归考虑使其融入其中, 而不应该是独立其外的^[22]。探究人工湿地景观与周围景观的融合协调性的基础是比量二者在土地利用方式、土壤、植被、地质、地貌、水文、生物相容性等多维度指标体系上的时空分异性^[23], 这种指标覆盖多维度且存在权重层次差异的评价可选用层次分析法(analytical hierarchy pross, AHP 分析), 其指标体系构建逻辑如图 3 所示。

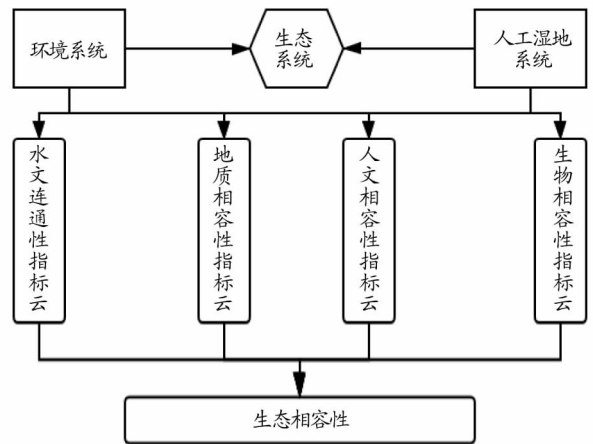


图 3 人工湿地生态相容性框架

Fig. 3 Framework of ecological compatibility of constructed wetlands

人工构建的湿地生态系统和周围环境组成的复合生态系统有多层次复杂体系和开放的结构, 采用定量与定性相结

合的相容性识别模型可以将复杂决策数据化、模型化^[24]。为这些定性、定量或模糊的指标构建统一的比量标度,即重要性标度为 1、3、5、7、9 级,分别对应同等重要、稍显重要、明显重要、强烈重要、绝对重要。

指标层排序计算如下所示:

$$A_{n \times n} W = \lambda_{\max} W \quad (9)$$

式中, $A_{n \times n}$ 为 n 阶判断矩阵; W 为最大特征根所对应的特征向量,也是所求的排序权重; λ_{\max} 为最大特征根。判断矩阵需要进行一致性检验以保证构造的判断矩阵符合数学逻辑,

检验方式如下:

$$CR = \frac{\lambda_{\max} - n}{RI(n-1)} \quad (10)$$

式中, n 为矩阵阶数;CR 为一致性比例;RI 为矩阵的平均随机一致性指标,随矩阵阶数由一阶至十阶升高 RI 取值分别为 0、0.052、0.89、1.12、1.26、1.36、1.41、1.46、1.49。

在确定各项因子重要性权重后,参照各国家标准进行指标赋值,并对照表 1 进行结论判别。

表 1 人工湿地与区域环境生态相容性综合判别

Table 1 Comprehensive discrimination of ecological compatibility between constructed wetland and regional environment

级别 Rank	评价总分 Evaluation total score	特征 Feature	描述 Description
1	[0.6, 1.0]	理想相容	生态环境基本未受干扰破坏,生态系统结构完整,功能较强,系统恢复再生能力强,生态环境问题不显著,生态灾害少
2	[0.2, 0.6)	良好相容	生态环境较少受到破坏,生态系统结构尚完整,功能尚好,一般干扰下可恢复,生态环境问题不显著,灾害不大
3	[-0.2, 0.2)	一般相容	生态环境受到一定破坏,生态系统结构有变化,但尚可维持基本功能,若干扰后易恶化,生态问题显现,生态灾害时有发生
4	[-0.6, -0.2)	较差相容	生态环境受到较大破坏,生态系统结构变化较大,功能全,受外界干扰后恢复困难,生态问题较大,生态灾害较多
5	[-1.0, -0.6)	不相容	生态环境受到很大破坏,生态系统结构残缺不全,功能低下,恢复与重建困难,生态环境问题很大并易演变成生态灾害

3 小结

人工湿地的概念最早源于对退化的湿地生态系统的一种补偿机制提出,现今研究大多集中于不同湿地植物、不同水力特性等条件下污染物的迁移转化规律,对于生态性、系统性的研究较少,同时也缺乏长时间长尺度下实际案例分析,导致对于这种占地极大且与环境生态因子间交互较为复杂的系统在污水处理以外会对环境生态系统带来何种副作用以及副作用的行进方向缺乏行之有效的描述方法。

我国现今利用人工湿地进行生活污水深度处理遵循《人工湿地污水处理工程技术规范》,但是针对人工湿地运行方式、进出水布置方式、填料选用和植被群落结构构建等方面仍然需要环境工作者投入更多的精力^[25]。

参考文献

- [1] 付浩,闫海,邱长浩. 人口密集地区农村生活污水治理若干问题探讨[J]. 给水排水, 2020, 46(9): 9-14.
- [2] 战楠,黄炳彬,李光远,等. 仿自然人工湿地系统构建模式与效果初探[J]. 湿地科学与管理, 2020, 16(3): 4-8.
- [3] 吴志勇,黄川友. 湿地构成变化与湿地保护[J]. 环境科学与技术, 2001, 24(S2): 32-34.
- [4] 孙广友. 中国湿地科学的进展与展望[J]. 地球科学进展, 2000, 15(6): 666-672.
- [5] 周德民,宫辉力,胡金明,等. 湿地水文生态学模型的理论与方法[J]. 生态学杂志, 2007, 26(1): 108-114.
- [6] 朱爱美,叶思源,卢文喜. 湿地水文模型浅析[J]. 海洋地质动态, 2006, 22(9): 27-31.
- [7] 孙鹏. 人工湿地技术在农村分散式污水处理中的应用与探讨:以某乡镇中学为例[D]. 青岛:青岛大学, 2013.
- [8] BLANCH S J, GANF G G, WALKER K F. Tolerance of riverine plants to flooding and exposure indicated by water regime[J]. Regulated rivers: Re-

- search & management, 1999, 15(1/2/3): 43-62.
- [9] 海燕,贾忠华,罗纨. 滨河湿地地表水文评价指标与实例分析[J]. 湿地科学, 2008, 6(2): 173-178.
- [10] 谢永明. 环境水质模型概论[M]. 北京:中国科学技术出版社, 1996.
- [11] 王洪礼,冯剑丰. 赤潮生态动力学与预测[M]. 天津:天津大学出版社, 2006.
- [12] 王洋,刘景双,孙志高,等. 湿地系统氮的生物地球化学研究概述[J]. 湿地科学, 2006, 4(4): 311-319.
- [13] 万树文,张佩,朱洪光,等. 盐城自然保护区两种人工湿地模式评价[J]. 生态学报, 2000, 20(5): 759-765.
- [14] 王静,赵乐军,岳尚超,等. 某复合型人工湿地运行效果评估[J]. 天津建设科技, 2019, 29(S1): 64-66.
- [15] 王圣瑞,年跃刚,侯文华,等. 人工湿地植物的选择[J]. 湖泊科学, 2004, 16(1): 91-96.
- [16] 邓辅唐,李强,卿小燕,等. 湿地植物及其工程应用[M]. 昆明:云南科技出版社, 2007.
- [17] 李龙山,倪细炉,李志刚,等. 5 种湿地植物生理生长特性变化及其对污水净化效果的研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(8): 1625-1632.
- [18] 纪美辰,张继权,彭越,等. 水培条件下几种水生植物对铅的抗性研究[J]. 生物技术通报, 2017, 33(8): 120-125.
- [19] 赵峰,张健旗,程晓月,等. 干旱胁迫对 6 种湿地植物生理特性的影响[J]. 草原与草坪, 2019, 39(5): 96-101.
- [20] 程宪伟. 湿地植物繁殖和生长在盐碱胁迫下的响应特征[D]. 长春:中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所), 2018.
- [21] 陈方圆,古勇波,白江珊,等. 淹水和盐胁迫对湿地植物生长的影响[J]. 生态学杂志, 2020, 39(5): 1484-1491.
- [22] 崔保山,刘兴土. 湿地生态系统设计的一些基本问题探讨[J]. 应用生态学报, 2001, 12(1): 145-150.
- [23] 李玉凤,刘红玉. 湿地分类和湿地景观分类研究进展[J]. 湿地科学, 2014, 12(1): 102-108.
- [24] 裴江海. 滩涂生态相容性测评模型研究[J]. 浙江水利科技, 2006(2): 8-10, 14.
- [25] 张涛,刘长娥,陈桂发,等. 人工湿地处理农村地区污水研究进展[J]. 上海农业学报, 2015, 31(3): 141-146.