

潜流型人工湿地硝化和反硝化作用强度研究

黄娟, 王世和, 鄢璐, 刘洋, 王峰

(东南大学市政工程系, 南京 210096)

摘要:对芦苇、美人蕉、空白潜流型人工湿地中硝化、反硝化作用强度进行了对比研究。结果表明, 潜流型湿地硝化作用强度受温度影响显著, 且与总氮、氨氮去除率显著相关。各湿地硝化、反硝化作用强度的空间分布具有明显分层现象, 湿地表层高于深层。芦苇湿地表层硝化作用强度呈中间高、两端低的变化趋势; 深层则沿程递减; 反硝化作用强度沿程变化不明显。垂直流湿地平均硝化作用强度高于水平流湿地; 有植物湿地高于空白湿地; 芦苇湿地高于美人蕉湿地。植物根系分泌物直接影响硝化作用强度, 根际硝化作用强度由根面至非根区递减。潜流湿地具有较强的反硝化潜力, 反硝化作用强度明显高于硝化作用强度。

关键词:潜流; 人工湿地; 硝化/反硝化作用强度

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)09-1965-05

Intensity of Nitrification and Denitrification in Subsurface-flow Constructed Wetlands

HUANG Juan, WANG Shi-he, YAN Lu, LIU Yang, WANG Feng

(Department of Municipal Engineering, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: To reveal the nitrogen purification mechanism in subsurface-flow constructed wetlands, nitrification and denitrification intensities were studied in reed, canna and unplanted wetlands respectively. The results show that nitrification intensity in subsurface-flow wetlands is remarkably influenced by temperature and closely correlative with total and ammonia nitrogen removal efficiency. It appears in upright direction that nitrification and denitrification intensities in upper layer are higher than that in the lower. For the reed wetland, nitrification intensity is low in both ends but high in the middle of upper layer, while it decreases gradually along distance in lower layer. The change of denitrification intensity along distance is not obvious. Average nitrification intensity is higher in vertical-flow wetland than that in horizontal-flow wetlands, higher in planted wetlands than that in unplanted wetland and higher in reed wetland than that in canna wetland. The secretion from plant roots directly results in the gradual decrease of nitrification intensity in plant rhizosphere. Results also show that intensity of denitrification is obviously higher than that of nitrification. Thereby, subsurface-flow wetland has strong denitrification potential.

Key words: subsurface-flow; constructed wetland; nitrification/denitrification intensity

目前, 潜流型人工湿地已广泛应用于污水处理, 但其脱氮效果却存在较大差异^[1,2]。一些中试规模的潜流型湿地处理生活污水可达 90% 的脱氮率, 但也有部分湿地脱氮率低于 40%^[3]。这是由于湿地脱氮是一个复杂的生态过程, 受多因素综合影响, 其机理仍未完全探明, 故导致效果差异显著^[4]。已有研究表明, 潜流湿地可通过植物吸收、微生物降解、基质吸附及氨挥发等途径达到脱氮的目的^[5,6], 其中, 微生物硝化、反硝化是主要的、长期有效的脱氮机制, 起主导作用^[7,8]。然而, 采用传统培养方法, 硝化细菌生长缓慢且难以计数^[9], 因此, 直接完整地衡量含氮污染物在湿地内的微生物降解过程十分困难^[9]。鉴于此, 本试验期望通过对潜流型人工湿地硝化、反硝化作用强度的对比研究, 揭示潜流型湿地脱氮机理及其关键限制性步骤, 从而为潜流型湿地强化脱氮措施的提出提供必要的理论参考。

1 材料与方法

1.1 湿地模型的建造

中试试验系统为建于南京锁金村污水处理厂的 4 组潜流型人工湿地。3 组为水平流潜流湿地, 如图 1 所示。其中 2 组分别种植芦苇和美人蕉, 1 组未种植植物作为空白对照。为了与芦苇水平流潜流湿地对比, 另外建造 1 组芦苇垂直流潜流湿地, 如图 2 所示。

各湿地长、宽、高分别为 3 m × 1 m × 0.85 m, 床体底层为 0.2 m 厚粗糙砾石(粒径 40 ~ 60 mm), 中层为 0.3 m 厚中等砾石(粒径 20 ~ 40 mm), 上层为 0.15 m 厚细小砾石(粒径 10 ~ 30 mm), 表层覆土约 0.2 m 厚; 进出水区采用穿孔板均匀布水。试验于

收稿日期: 2006-09-26; 修订日期: 2006-12-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(50278016)

作者简介: 黄娟(1980 ~), 女, 讲师, 主要研究方向为水污染控制。

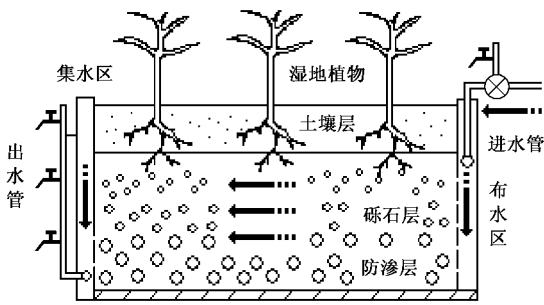


图 1 水平流潜流人工湿地结构示意图

Fig.1 Structure of horizontal flow subsurface wetlands

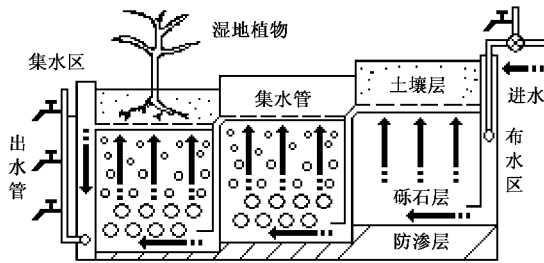


图 2 垂直流潜流人工湿地结构示意图

Fig.2 Structure of vertical flow subsurface wetlands

2006-03 ~ 2006-09 期间进行, 采用连续进水方式, 水位控制 0.65 ~ 0.70 m 深, 水力负荷为 25 ~ 35 $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$.

1.2 进水水质分析

系统进水为南京锁金村污水处理厂初沉池出水, 水质条件见表 1.

表 1 人工湿地进水水质/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

Table 1 Inflow water quality of wetlands/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$

DO	COD	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$\text{NO}_3^- - \text{N}$	TN
0.2 ~ 1.2	150 ~ 300	30 ~ 68	5 ~ 12.5	45 ~ 90

各水质指标的测定均采用《水和废水监测分析方法》(第四版)中的标准方法.

1.3 样品采集及硝化/反硝化作用强度的测定

将湿地中整株植物及其根系周围直径 20 cm 范围内的土壤基质取回实验室备用. 首先取距植物根系 20 cm 左右较远区域的土壤作为非根区土样; 然后抖落植物根系附着的土壤, 以附着在距根系 2 ~ 5 cm 范围的土壤作为根区土样; 将根系附着土抖落后, 用刀片刮下根系表面薄薄的一层膜状土壤, 作为根面土样. 湿地表层非植物根际土为距离植株 25 cm 以外、湿地表面以下 10 ~ 20 cm 深处的土壤基质, 沿程均匀采集. 同时, 采集同一位置处 30 ~ 40 cm 深度的砾石基质, 作为湿地深层基质.

硝化/反硝化作用强度的测定参照文献[10].

2 结果与讨论

2.1 硝化作用强度与脱氮效果的关系

试验发现各潜流型人工湿地硝化作用强度与湿地脱氮效果呈相似的变化规律. 因此, 将试验测得的各湿地微生物硝化作用强度的沿程平均值与对应出水的氨氮、总氮去除率进行线性回归及相关分析, 结果如图 3 所示.

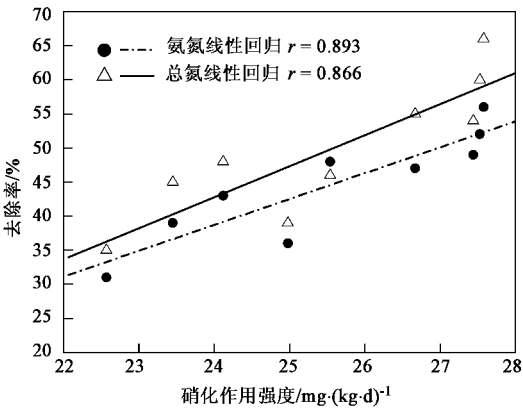


图 3 硝化作用强度与脱氮效果的相关性

Fig.3 Correlativity of nitrification intensity and nitrogen removal efficiency

由图 3 可以看出, 人工湿地氨氮、总氮去除率与硝化作用强度均呈显著正相关关系. 其中, 湿地沿程平均硝化作用强度与氨氮去除率相关系数 $r = 0.893 (p < 0.05)$; 与总氮去除率相关系数 $r = 0.866 (p < 0.5)$. 这是由于在人工湿地污水处理系统中, 微生物硝化、反硝化作用是主要脱氮途径, 而氨氮硝化反应过程是关键的限制步骤. 因此, 当湿地进水中含氮污染物以氨氮为主时, 硝化作用强度在一定程度上可作为反映湿地脱氮效果的一个重要指标.

2.2 潜流湿地硝化作用强度的分布

于 2006-04 测定了芦苇、空白水平潜流湿地不同深度处, 硝化作用强度的沿程变化情况, 结果如图 4 所示.

根据潜流型湿地微生物硝化作用强度的沿程变化可以看出, 在湿地深层砾石基质中, 硝化作用强度基本呈沿程降低趋势; 在湿地表层土壤基质中, 空白湿地硝化作用强度也呈沿程降低趋势. 这与潜流型人工湿地的溶解氧分布规律相似. 试验测得潜流型湿地溶解氧浓度普遍偏低, 芦苇湿地深层和空白湿地各层的溶解氧浓度均沿程下降. 其原因在于随着有机污染物和氨氮的沿程降解, 溶解氧不断消

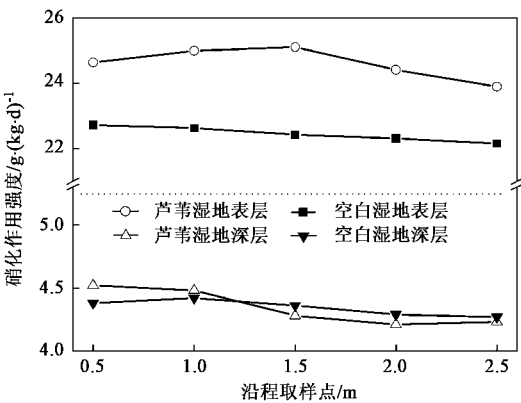


图 4 各湿地硝化作用强度分布

Fig.4 Distribution of nitrification intensity in wetlands

耗,同时缺乏有效的氧源补充,故硝化细菌生长繁殖所需的好氧环境在湿地尾端明显不如前端,因此硝化作用强度沿程下降.

然而,在芦苇湿地表层,硝化作用强度分布略有不同,湿地中段硝化作用强度略高于两端.同时试验测得,芦苇湿地表层的溶解氧分布也呈相似变化规律.湿地中段溶解氧浓度最高达 0.5 ~ 0.6 mg/L,高于湿地前、后端.这是由于硝化细菌属于自养型细菌,在与增殖速度较高的异养型细菌的竞争中处于弱势,当湿地溶解氧不足时,硝化反应受抑制.在湿地前端,由于有机物降解消耗了大量溶解氧,致使溶解氧浓度大幅度降低,不利于氨氮的硝化反应,此时硝化作用强度相应较低.随着水流推进,有机物降解速率趋缓,而植物根系泌氧和大气复氧作用使得湿地表层溶解氧浓度有所回升,有利于硝化反应进行,这时硝化作用强度略有回升.而在湿地底层,由于缺少有效氧源,硝化作用强度持续下降.到湿地末端,由于硝化反应耗氧,溶解氧浓度再次成为硝化反应的限制因素,硝化作用强度再次下降.由此可见,湿地硝化作用强度分布与溶解氧浓度、氨氮硝化反应过程紧密相关.

由图 4 还可看出,潜流型湿地表层土壤基质中微生物硝化作用强度明显高于深层砾石基质,芦苇湿地更为明显.芦苇湿地表层,硝化作用强度在 23.89 ~ 25.1 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 范围波动;空白湿地表层,硝化作用强度在 22.16 ~ 22.72 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 范围波动,差异较为明显.而在 2 组湿地深层,硝化作用强度均在 4.21 ~ 4.52 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$ 范围波动,差异不明显.试验还测得芦苇湿地深层溶解氧浓度低于 0.1 mg/L.可见,潜流湿地深层处于严重缺氧或厌氧

状态.故深层砾石基质中附着微生物数量明显少于表层土壤基质^[11],硝化作用强度也明显低于表层.就湿地表层硝化作用强度而言,芦苇湿地由于植物根系的泌氧作用,改善了根区溶解氧微环境,并且植物根系为硝化细菌提供了良好的附着界面,有利于硝化细菌生长繁殖和硝化反应顺利进行,因此芦苇湿地表层硝化作用强度明显高于空白湿地;但在深层基质中,植物根系量大量减少,因此硝化作用强度与空白湿地差异不明显.

2.3 植物根际硝化作用强度变化

试验测得有植物湿地氨氮硝化速率均高于空白湿地,可见植物对根区微生物的生长繁殖有利.因此,试验于 2006-07 考察了芦苇、美人蕉 2 种植物由根面至根区,再至非根区的根际范围内,硝化作用强度的变化情况,如图 5 所示.

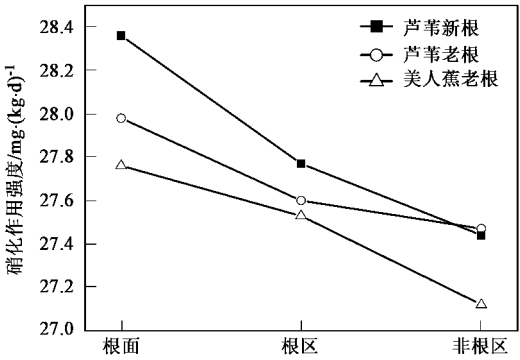


图 5 植物根际硝化作用强度分布

Fig.5 Distribution of nitrification intensity around plant root

由图 5 可见,芦苇、美人蕉根面土的微生物硝化作用强度最高,根区土次之,非根区土最低.这是由于植物根际是植物、微生物和基质密切联系的区域,植物根系分泌物直接影响到微生物的生长状况,由根面向外伸展,植物分泌物、微生物分布等均呈一定变化梯度.由植物根面到离开根面 2 cm 左右,这种变化最为显著,而变化梯度的大小则取决于植物的种类.因此,在由植物根面至根区扩展范围内,美人蕉根际的微生物硝化作用强度变化幅度稍缓于芦苇根际.

试验同时测定了同株芦苇新生根际微生物硝化作用强度由根面、根区至非根区范围内的变化,将其与老根相比较,如图 5 所示.芦苇新生根根面和根区的微生物硝化作用强度均明显高于芦苇老根.此外,新生根在由根面至根区范围内微生物硝化作用强度变化更为显著.这是由于芦苇老根表面纤维

化严重,导致输氧能力下降,而新生根活性较强,有利于改善根区氧环境及根区微生物的生长繁殖状态,氨氮硝化反应进行顺畅,因此微生物硝化作用强度高于老根.

美人蕉根际硝化作用潜力次于芦苇根际,说明植物种类不同,其分泌物质和能力也存在差异,对微生物生长繁殖状态影响程度也不同,这也是不同

表 2 各湿地平均硝化作用强度随温度的变化

温度 /℃	芦苇垂直流		芦苇水平流		美人蕉水平流		空白水平流	
	硝化强度	氨氮	硝化强度	氨氮	硝化强度	氨氮	硝化强度	氨氮
	/mg•(kg•d) ⁻¹	去除率/%	/mg•(kg•d) ⁻¹	去除率/%	/mg•(kg•d) ⁻¹	去除率/%	/mg•(kg•d) ⁻¹	去除率/%
12~15	24.60	42	24.58	38	24.42	41	22.45	21
20~23	24.98	46	25.06	45	24.82	49	23.15	27
25~30	26.46	52	26.37	47	26.22	48	25.45	32
32~37	27.67	58	27.56	52	27.51	50	27.14	38

着时间的推移和温度的升高,各湿地硝化作用强度和氨氮去除率逐渐上升,不同植物湿地硝化作用强度的差异则相对较小.当温度为12~15℃时,各有植物湿地硝化作用强度在24.42~24.60 mg•(kg•d)⁻¹范围波动,随着温度逐渐升高,硝化作用强度随之不断提高,至7月下旬气温高于32℃,各湿地平均硝化作用强度均高于27 mg•(kg•d)⁻¹.这是由于硝化细菌活性受温度影响显著,随着气温升高,硝化细菌活性增强,繁殖速度加快,并且植物生长旺盛,光合作用和泌氧能力增强,对硝化反应有利,因此高温季节各湿地均具有较高的硝化作用潜力.

比较各湿地平均硝化作用强度发现,空白湿地处于最低水平,其次为芦苇水平流和美人蕉水平流湿地,芦苇垂直流湿地最高.可见湿地构型和污水流态也对硝化作用强度存在一定影响.在垂直流湿地中,污水交替地流过底层厌氧区和表层好氧区,有利于含氮污染物的硝化、反硝化反应,因此硝化作用强度略高于水平流湿地.

2.5 潜流湿地反硝化作用强度的分布

于2006-04测定了芦苇、空白水平潜流湿地不同深度处,非植物根际的基质微生物反硝化作用强度沿程变化情况,如图6所示.

由图6可见,芦苇及空白水平潜流湿地中基质反硝化作用强度的沿程变化规律不明显.这是由于潜流湿地大部分区域处于缺氧和厌氧状态,在碳源充足的情况下,湿地沿程均具有较强的反硝化潜力,能保证反硝化脱氮过程有效进行,这证明反硝化作用并非潜流湿地微生物脱氮的限速步骤.

植物湿地污染物净化效果存在差异的原因所在.芦苇的中空维管束结构有利于氧的传输和释放,因此根际硝化作用强度略高.

2.4 湿地硝化作用强度随温度的变化

于2006-04~2006-07考察了各湿地表层土壤基质中微生物平均硝化作用强度,如表2所示.

由表2可见,试验期间温度变化较为显著.随

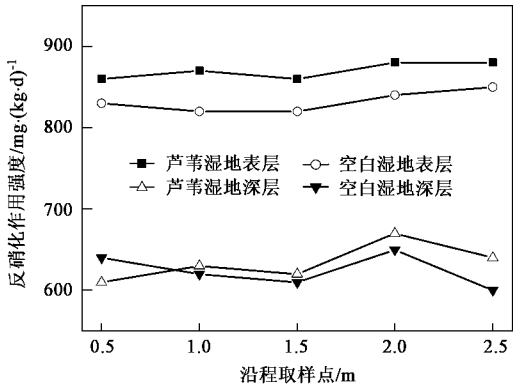


图 6 各湿地反硝化作用强度分布
Fig.6 Distribution of denitrification intensity in wetlands

但是,潜流湿地微生物反硝化作用强度的垂直分布差异显著.2组湿地深层基质中微生物反硝化作用强度明显低于表层土壤基质.由于系统中几乎所有微生物在好氧环境改变为缺氧或厌氧环境后均可参与反硝化过程^[12],而湿地表层土壤基质孔隙率大,微生物数量和活性均高于深层砾石基质,因此反硝化作用强度同样明显高于深层砾石基质.这也解释了芦苇湿地表层反硝化作用强度高于空白湿地的原因.虽然湿地植物通过光合产氧输氧在一定程度上改善了植物根区溶解氧微环境,但其庞大的根系也为微生物附着提供了良好的界面,使得微生物数量和活性明显高于基质微生物,且与水体接触更为充分,因此,微生物反硝化作用强度高于空白湿地.

2.6 硝化、反硝化作用强度比较

于2006-04~2006-05比较了各湿地表层基质微

生物平均硝化、反硝化作用强度，如表 3 所示。

表 3 各湿地硝化、反硝化作用强度比较/ $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$
Table 3 Comparison of nitrification and denitrification
intensity in wetlands/ $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$

指标	芦苇	芦苇	美人蕉	空白
	垂直流	水平流	水平流	水平流
硝化作用强度	24.60	24.58	24.42	22.45
反硝化作用强度	819	835	847	793

由表 3 可看出，各湿地微生物反硝化作用强度平均值依次为：美人蕉水平流 > 芦苇水平流 > 芦苇垂直流 > 空白湿地。但是，各有植物湿地的微生物反硝化作用强度差异不明显，均表现出较强的反硝化潜力。与硝化作用强度相比，反硝化作用强度是硝化作用强度的 30 倍以上。可见，各潜流湿地的反硝化潜力均明显超越了硝化作用潜力，这再次证明了湿地大环境处于严重的缺氧和厌氧状态，硝化细菌的生长繁殖和硝化反应的进行受到抑制，从而限制了应有反硝化作用潜力的发挥。

3 结论

(1)潜流湿地氨氮、总氮去除率与硝化作用强度显著正相关，硝化作用强度可作为反映湿地脱氮效果的一个重要指标。

(2)在植物根际，根面土硝化作用强度最高，根区土次之，非根区土最低；芦苇根际高于美人蕉根际；新生根根际高于老根根际。

(3)沿水平方向，芦苇湿地表层硝化作用强度呈中间高、两端低的变化趋势，深层则沿程降低；沿垂直方向具有明显分层现象，表层硝化强度明显高于深层。垂直流湿地高于水平流湿地；有植物湿地高于空白湿地；芦苇湿地高于美人蕉湿地。潜流湿地硝化强度受温度影响显著。

(4)潜流湿地反硝化作用强度沿程变化不明显，深层基质低于表层基质，芦苇湿地高于空白湿地。

(5)潜流湿地反硝化作用强度明显高于硝化作

用强度，具有较强的反硝化潜力，湿地氧环境限制了硝化反应的顺利进行，故建议采取一定强化供氧措施，以提高湿地硝化水平，充分发挥反硝化潜力。

参考文献:

[1] Variga S, Chongrak P. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate[J]. Bioresource Technology, 2007, **98**(3): 565 ~ 570.

[2] Jeremy F, Dorin B, Kelly A R, *et al.* Nitrogen removal from domestic wastewater using the marshland upwelling system[J]. Ecological Engineering, 2006, **27**(1): 22 ~ 36.

[3] IWA. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. International Water Association Scientific and Technical Report No. 8[R]. London, UK: IWA Publishing, 2000.

[4] Breen P F, Chick A J. Root zone dynamics in constructed wetlands receiving wastewater: a comparison of vertical and horizontal flow systems[J]. Wat Sci Tech, 1999, **32**(3): 281 ~ 290.

[5] Rogers K H. Nitrogen Removal in Experimental Wetland Treatment System: Evidence for the Role of Aquatic Plants[J]. Research Journal of WPCF, 1991, **63**(7): 934 ~ 941.

[6] Zhu T, Sikora F J. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands[J]. Wat Sci Tech, 1995, **32**(3): 219 ~ 228.

[7] Lin Ying-Feng, Jing Shuh-Ren, Wang Tze-Wen, *et al.* Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands[J]. Environmental Pollution, 2002, **119**: 413 ~ 420.

[8] Tanner C C, Kadlec R H, Gibbs M M, *et al.* Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics[J]. Ecological Engineering, 2002, **18**: 499 ~ 520.

[9] 何连生,刘鸿亮,席北斗,等. 人工湿地氮转化与氧关系研究[J]. 环境科学, 2006, **27**(6): 1083 ~ 1087.

[10] 许光辉,郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京:农业出版社, 1986.

[11] 梁威,吴振斌. 复合垂直流构建湿地基质微生物类群及酶活性的空间分布[J]. 云南环境科学, 2002, **21**(1): 5 ~ 8.

[12] Jan Vymazal, Brix H, Cooper P F, *et al.* Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe[M]. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 17 ~ 66.