

文章编号:1000-0615(2012)04-0568-08

DOI:10.3724/SP.J.1231.2012.27762

人工湿地联合塘内设施调控 生产性虾塘水环境的效果与技术

臧维玲^{1*}, 张煜¹, 戴习林¹, 刘永士¹, 杨明², 侯文杰¹, 丁福江²

(1. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306; 2. 上海申漕特种水产开发公司, 上海 201516)

摘要: 研究了由表面流与水平潜流组成的复合人工湿地联合使用塘内曝气增氧机与人工净化网调控生产性淡水对虾养殖塘水环境的效果与技术。养殖中后期(约 60 d 后), 湿地以 1.65 m/d 水力负荷, 3 次循环处理虾塘废水, 有效调控虾塘水质, 确保养殖成功。结果表明湿地对废水中有害物质均可程度不等地去除, 蓝绿藻得以控制, 出口水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 与 BOD_5 分别为极显著 ($P < 0.01$) 与显著 ($P < 0.05$) 去除, 去除率与去除速率分别为 72.6%, 0.467 g/(m²·d) 与 29.7%, 2.651 g/(m²·d), $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 为 41.7%, 0.022 g/(m²·d), TN 为 26.1%, 2.619 g / (m²·d), COD_{Mn} 为 15.9%, 3.738 g/(m²·d), $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除率仅 3.6%, 但去除速率较高[0.462 g/(m²·d)]。湿地静止 4 d 期间, 废水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除率达 96.8% 与 93.3%, 均极显著去除 ($P < 0.01$)。养殖周期试验塘水化学指标均维持在虾安全生长范围内, 收获虾 8.81 g, 9.36 cm; 对照塘因爆发蓝绿藻仅养殖 60 d, 收获虾 3.06 g, 6.54 cm。试验表明, 在不用药、不换水条件下, 联合塘内设施, 人工湿地以较高水力负荷与低频率运转可有效调控虾塘水质, 确保养殖成功。

关键词: 凡纳滨对虾; 生产性养殖; 人工湿地; 塘内设施; 循环水处理; 养殖废水

中图分类号: S 954

文献标志码: A

凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)养殖是当前我国一些地区水产养殖的支柱性产业, 主要采用高密度、高换水率养殖方式, 养殖废水不作处理排入周围水域, 既浪费水资源, 又导致周围水域环境严重富营养化, 生态遭受破坏, 进一步加剧病害发生, 降低养殖产量^[1-3]。工厂化养殖使用滤器、臭氧与蛋白分离器等多种设备循环处理养殖用水, 可节省土地与水资源、降低周围水环境污染等^[1-2, 4], 但成本、维护费用与能耗均较高^[5], 难以普及。人工湿地作为一种新型的水处理方式, 成本与能耗较低、易维护。因此, 近年来国内外均开展了以湿地循环处理养殖废水的相关研究^[2-3, 5-6]。如以湿地循环处理养殖废水的性能与可行性以及去除营养盐效果等的研究^[2, 5], 湿地对于养鱼废水净化回用

的可行性与净化效能的研究^[7-9]等。有关湿地低频率运转处理规模化养虾废水效果及应用技术的研究尚鲜见报道。本研究在前一年湿地循环处理生产性养虾废水试验基础上, 继续研究了在不换水、不用药条件下, 联合塘内简易设施, 以低频率运转湿地循环处理生产性淡水养殖对虾废水的效果与应用技术, 试验结果将为深入研究与应用人工湿地处理规模化养殖废水提供科学与实践依据。

1 材料与方 法

1.1 养殖条件

采用上海养虾场室外 5 号与 6 号塘作为凡纳滨对虾养殖试验塘与对照塘(68.4 m × 26.6 m × 2.5 m), 面积均为 0.18 hm², 系泥底与水泥壁; 养虾用水为

收稿日期: 2011-10-11 修回日期: 2011-12-04
资助项目: 上海市科委创新行动计划(073919102)
通讯作者: 臧维玲, E-mail: wlzang@shou.edu.cn

当地消毒河水; 购自厦门淡化虾苗经暂养驯化, 放养密度 121×10^4 PL/hm² (121 PL/m²), 平均体长 0.49 cm, 体质量 3.0 mg; 定时按常规投喂人工配合饲料 (每天 3 次), 视天气与残饵等情况及时调节; 两塘安置相同设施: 4 台新型微泡曝气增氧机 (每台功率为 0.75 kW), 可将鼓风机送入空气以 1~3 mm 微气泡释放水中, 形成含大量气泡乳浊状水流向前流动, 多台增氧机联合作用在塘中形成环流; 按 2 片/100 m² 挂放具良好水质净化作用的人工净水网 (5.25 m × 0.90 m)^[1]。

1.2 养殖塘日常管理

养殖期间, 不换水、不用药, 仅添加蒸发与渗漏损失水量; 5 号塘水质以人工湿地生态系统作循环处理, 6 号塘水质仅以塘内设施调控; 每 10 天测定主要水化学指标和对虾体长、体质量, 适时开启增氧机。

1.3 人工湿地生态系统组成与废水处理工艺流程

人工湿地生态系统组成 人工湿地生态系统建于闲置梯形低洼地, 上底 7.3 m、下底 24.0 m, 高 37.2 m, 面积 581.7 m², 符合构建人工湿地要求^[9]。湿地系表面流(FWS)与水平潜流(SF)复合型人工湿地。试验前一年曾作循环处理规模化养虾废水试运行, 翌年再作改进与维护。湿地生态系统含三单元区: 斜坡区、挺水植物区与蓄水池, 面积比为 1.0 : 2.3 : 1.4。

斜坡区: 坡度 3%, 粘土泥底铺设 25 cm 厚碎石 (孔隙率 0.442, 下同) 作基质。植被喜旱莲子草 (*Alternanthera philoxeroides*)、红蓼 (*Polygonum orientale*)、合萌 (*Aeschynomene indica*) 等植物, 平均密度大于 50 株/m²。

挺水植物区: 基质为 14 cm 厚碎石。植被美人蕉 (*Canna indica*) (>4 株/m²) 与香蒲 (*Typha angustifolia*) (>40 株/m²)。

蓄水池: 系泥池 (水深 1.6 m), 用于储存已处理水。池内挂放 36 张净水网, 水面上植有金鱼藻与美人蕉, 布放 36 尾鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*) 鱼种。

人工湿地循环处理虾塘废水工艺流程 5 号塘水由潜水泵 (2.2 kW, 流量 40 t/h) 经管道 (d = 10 cm) 送入横置斜坡区上缘具孔进水管 (湿地进水口), 借助重力由管孔流出并潜入该区基质 5~25 cm、流入挺水植物区、潜过 90 cm 厚碎石堤潜入蓄水池, 最

终由蓄水池底水泵 (2.2 kW, 40 t/h) 将蓄存处理水经管道 (湿地出水口) 送回 5 号塘 (图 1)。如此形成 5 号塘与湿地生态系统间的水循环处理。在虾塘进、出水管口装有管道流量计控制流量。

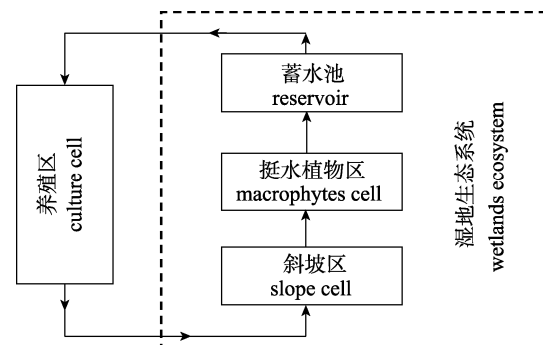


图 1 人工湿地生态系统工艺流程示意图

箭头代表水流方向。

Fig. 1 The diagram of structure and technological flow of constructed wetlands ecosystem

Arrows indicate flow directions.

视虾塘水质状况, 于养殖中期 (61、70 d) 和后期 (102 d) 分别启动湿地系统循环处理 5 号塘水量 15% 与 30%。湿地系统水力负荷 (HLR) 1.65 m/d, 水力停留时间 (HRT) 0.42 d。

1.4 人工湿地处理虾塘废水效果测定

湿地循环处理虾塘废水效果测定 在湿地系统各次循环处理 5 号塘时, 分别取湿地进出口水样检测总氨氮 (TAN)、亚硝基氮 (NO_2^- -N)、硝基氮 (NO_3^- -N) (三者简称三态氮或无机氮)、总氮 (TN)、活性磷 (PO_4^{3-} -P)、化学需氧量 (COD_{Mn})、生化需氧量 (BOD_5) 等指标。

湿地静止期间废水净化效果测定 湿地停止运行期间, 取静留挺水植物区 0~4 d 水样检测 pH、DO、三态氮、TN、与 COD_{Mn} 等指标随静留时间的去除状况。

1.5 养殖塘水质状况测定

每 10 天于虾塘长边中点、离塘梗约 1.5 m 处, 采取水面下 10 cm (水深 $h < 1.2$ m) 或水面下 10 cm 与离底 5 cm 水样 ($h > 1.2$ m), 测定水温、pH、DO、三态氮、 PO_4^{3-} -P、 COD_{Mn} 与 BOD_5 等指标。

1.6 水质指标测定方法

水质指标测定方法参照文献 [10-11]。DO: WTW 多参数水质测定仪 (德国); TAN: 萘式比色法; NO_2^- -N: N-1-奈基-已二胺光度法; NO_3^- -N: 锌镉还

原一重氮偶氮比色法; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$: 钼蓝比色法; COD_{Mn} : 碱性高锰酸钾法; BOD_5 : 碘量法; 水样 TN: 过硫酸钾法(GB 11894-89); 饲料与虾体 TN: 饲料粗蛋白测定法(GB/T 6432-94); 底泥 TN: 土壤全氮测定法(GB 7173-87)。

污染物浓度去除百分率(简称去除率)计算式:

$$\text{去除率}(\%) = (C_0 - C_t) / C_0 \times 100$$

式中, C_0 、 C_t 分别为人工湿地进、出口水或初始、不同静留时间污染物浓度;

去除速率计算式:

$$\text{去除速率}[\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})] = (C_0 - C_t) \times V_w / S \cdot t$$

式中, C_0 为湿地污染物初始浓度, C_t 为经 t 时间(d) 污染物浓度, V_w 为处理水体积, S 为相应湿地面积。

2 结果

2.1 人工湿地生态系统处理废水效果

湿地系统于养殖中期 2 次、后期 1 次分别循环处理 5 号塘水, 3 次运行进出口水质指标平均值及第 2 次运行相应值如表 1 所示。湿地 3 次运转出口水 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 与 TN 均具较高去除速率, 特别是 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 得以极显著去除($P < 0.01$), 去除率与去除速率分别达 72.6% 与 $0.467 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 其氧化最

终产物 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 浓度变化不大, 无相应积累。 BOD_5 去除率 29.7% [$2.651 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$], 达显著去除($P < 0.05$)。 COD_{Mn} 去除率仅 15.9%, 但去除速率 [$3.738 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$] 高于其他指标。第 2 次运行天气与水温均优于首末两次, 故除 COD_{Mn} 外, 其余污染物去除率均高于 3 次相应平均值, 特别是 TAN 与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除率分别为平均值的 9.5 倍与 15.1 倍, 去除速率为 11.8 倍与 4.7 倍。

2.2 静留挺水植物区废水净化效果

湿地停止运行时, 废水静留挺水植物区 1~4 d 的净化效果如表 2 所示。静留期间, 仅 TAN 浓度以小幅波浪式变化, 其余指标浓度均随静留时间下降、去除率升高、去除速率降低(TN 与 COD_{Mn} 除外), 其中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除效果明显优于其余指标, $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 逐日分别较初始浓度呈极显著去除: 42.5%、80.3%、95.0%、96.8% ($P < 0.01$), 3、4 d 去除率显著高于 1 d ($P < 0.05$); 同样, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 也逐日呈极显著去除: 49.0%、93.1%、88.9%、93.3% ($P < 0.01$), 静留 2、3、4 d 的去除率均显著高于 1 d ($P < 0.05$)。 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 去除速率均较高, 但逐日降低, 分别由 0.391 与 $1.519 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 降至 0.223 与 $0.723 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。

表 1 通过人工湿地水质各种指标的处理结果

Tab.1 Treatment results for various parameters of water quality by the FWS-SF wetlands

水质指标 water quality parameter	湿地三次运行进出口水质指标平均值 mean treatment results for wastewater quality parameters on three times recirculation by the constructed wetlands				湿地第二次运行进出口水质指标 water quality parameters on the second time recir- culation by the constructed wetlands at inlet and outlet			
	浓度/(mg/L) concentration		去除率/% removal percentage	去除速率/ [g/(m ² ·d)] removal rate	浓度/(mg/L) concentration		去除率/% removal percentage	去除速率 /[g/(m ² ·d)] removal rate
	进水口 inlet	出水口 outlet			进水口 inlet	出水口 outlet		
水温/℃ temperature	27.8±3.1	29.3±4.3			31.1	32.5		
pH	8.01±0.25	8.23±0.20			8.21	8.35		
DO	5.32±0.80	5.43±0.94			4.47	4.83		
TAN	0.544±0.052	0.525±0.189	3.5	0.026	0.557	0.371	33.4	0.307
$\text{NO}_2^- \text{-N}$	0.485±0.219	0.133±0.088	72.6	0.467	0.237	0.063	73.4	0.287
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	3.190±2.759	3.075±3.636	3.6	0.462	2.410	1.100	54.4	2.162
TN	6.74±4.03	4.98±4.28	26.1	2.619	6.24	2.38	61.7	6.370
$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	0.036±0.018	0.021±0.026	41.7	0.022	0.018	0.003	86.1	0.025
COD_{Mn}	16.79±3.78	14.12±4.74	15.9	3.738	18.49	16.80	9.1	2.79
BOD_5	5.66±0.57	3.98±0.85	29.7	2.651	6.31	4.12	34.7	3.61

表 2 处理废水静留挺水植物区 4 d 期间水质指标平均值
 Tab.2 Mean treatment results for various parameters of wastewater quality staying in the macrophytes unit during 4 d

水质参数 water quality parameter		静留时间/d staying time				
		0	1	2	3	4
TAN	浓度/(mg/L) concentration	0.387±0.065	0.284±0.059	0.392±0.105	0.407±0.074	0.388±0.054
	去除率/% removal percentage		26.6	-1.3	-5.2	-0.3
	去除速率/[g/(m ² ·d)] removal rate		0.116	-0.003	-0.008	0.000
NO ₂ ⁻ -N	浓度/(mg/L) concentration	0.816±0.880	0.469±0.637	0.161±0.260	0.041±0.066	0.026±0.030
	去除率/% removal percentage		42.5	80.3	95.0	96.8
	去除速率/[g/(m ² ·d)] removal rate		0.391	0.369	0.291	0.223
NO ₃ ⁻ -N	浓度/(mg/L) concentration	2.748±1.525	1.401±1.180	0.190±0.215	0.305±0.355	0.184±0.166
	去除率/% removal percentage		49.0	93.1	88.9	93.3
	去除速率/[g/(m ² ·d)] removal rate		1.519	1.442	0.918	0.723
TN	浓度/(mg/L) concentration	4.91±2.19	4.61±1.61	3.80±1.32	2.67±1.37	2.19±1.00
	去除率/% removal percentage		6.1	22.6	45.6	55.4
	去除速率/[g/(m ² ·d)] removal rate		0.333	0.626	0.841	0.768
COD _{Mn}	浓度/(mg/L) concentration	17.21±2.63	16.51±3.23	17.14±1.96	14.58±1.87	12.88±1.26
	去除率/% removal percentage		4.1	0.4	15.3	25.2
	去除速率/[g/(m ² ·d)] removal rate		0.789	0.039	0.988	1.220
pH		7.99±0.22	8.03±0.69	7.95±0.70	7.70±0.62	7.73±0.73
DO/(mg/L)		6.09±1.35	6.68±3.93	8.47±5.70	4.27±1.35	4.81±1.43

TN 与 COD_{Mn} 去除率与去除速率基本逐日升高, 至 4 d 分别达 55.4% 与 25.2%, 0.768 与 1.220 g/(m²·d), TN 静留 3 d、4 d 去除率显著高于 1 d ($P < 0.05$)。pH 与 DO 逐日以较小幅度呈下降趋势。

2.3 试验期间养殖塘水质状况

表 3 为养殖周期内 5、6 号虾塘水化学指标测定平均值, 6 号塘水位低于 1.2 m, 仅测 50 cm 处水样。虽 5 号塘养殖时间(109 d)为 6 号塘(60 d)1.8 倍,

但经湿地循环处理, 除 COD_{Mn} 外, 两塘水化学指标均处于低水平范围, 彼此 pH、DO、PO₄³⁻-P 较接近。将 5 号塘以表层、底层值表示指标变化范围, 则两塘 pH 分别为 8.41~8.51、8.52, DO 均维持在较高水平(5.81~6.05 与 6.51 mg/L), 足以满足生产需要。其余指标 6 号塘近于或优于 5 号塘。两塘 TAN、NO₂⁻-N 均在凡纳滨对虾生长安全范围^[12-15]。但 6 号塘养殖 50 d 时, 蓝绿藻爆发, 引起试验虾

表 3 养殖周期内(109 d 与 60 d)5 号与 6 号养殖塘水质指标平均值
Tab. 3 Mean values of water quality in no.5 and no.6 pond during the 109 d and 60 d culture periods

塘号 no.	温度/℃ temperature		pH		DO/(mg/L)		COD/(mg/L)		BOD ₅ /(mg/L)	
	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom
5	28.1 ± 2.6	27.9 ± 3.7	8.51 ± 0.49	8.41 ± 0.58	6.05 ± 1.04	5.81 ± 1.15	14.98 ± 4.79	17.53 ± 4.59	5.45 ± 1.54	5.95 ± 1.01
6	28.4 ± 1.0		8.52 ± 0.31		6.51 ± 0.80		10.31 ± 2.62		4.56 ± 2.79	

塘号 no.	TAN/(mg/L)		NH ₃ -N/(mg/L)		NO ₂ ⁻ -N/(mg/L)		NO ₃ ⁻ -N/(mg/L)		PO ₄ ³⁻ -P/(mg/L)	
	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom	表层 surface	底层 bottom
5	0.590 ± 0.184	0.565 ± 0.169	0.127 ± 0.093	0.108 ± 0.093	0.169 ± 0.162	0.300 ± 0.104	1.661 ± 1.845	2.947 ± 1.175	0.039 ± 0.025	0.035 ± 0.021
6	0.484 ± 0.164		0.136 ± 0.090		0.012 ± 0.024		0.048 ± 0.071		0.034 ± 0.033	

发病,为减少损失于 60 d 终止养殖试验。

3 养殖效果

5、6 号塘最终收获虾成活率分别为 61.9%、73.1%,平均体长: (9.36 ± 0.65) cm 与(6.54 ± 0.82) cm,体质量: (8.81 ± 1.86) g 与(3.06 ± 0.73) g、周生长率分别为 0.6 g 与 0.4 g,饵料系数: 1.27 与 0.70。

4 讨论

试验表明,早期虾塘水质较好,同时为避免水环境变化引起幼虾过激反应,在中期(约 60 d 后)启用湿地循环处理虾塘水较合适。

试验期间未换水,未用药,自中期起,虽试验湿地以较高 HLR(1.65 m/d)、低频率(3 次)运转循环处理生产性淡水养虾塘废水,但因启用前经近百天养护,并联用塘内设施,故获得与诸多研究^[2-3,5-8]相同结果:人工湿地可有效调控养殖塘水质,维持水质指标在对虾生长安全范围,确保养殖成功^[12-15]。湿地具较好去氮效果,NO₂⁻-N 去除率达极显著($P < 0.01$),虽 NO₃⁻-N 去除率仅 3.6%,但去除速率较高[0.462 g/(m²·d)],因此,NO₂⁻-N 的氧化产物(NO₃⁻-N)并无积累,此应是湿地硝化与反硝化共同作用的结果。以往研究^[16-17]指出,生物处理系统中脱氮作用存在同步硝化与反硝化现象。人工湿地除氮主要是通过微生物氨化、硝化和反硝化作用完成^[18]。

水温是影响氨化、硝化与反硝化等作用的重要因素之一。资料指出^[19-23],硝化菌最佳生长温度

28~36 ℃,硝化作用适宜温度 30~35 ℃,低于 15 ℃或高于 30 ℃,反硝化作用将受抑制,在 10-30 ℃,高温利于反硝化,最佳为 30 ℃。表 1 表明,各指标三次去除率(除 COD_{Mn} 外)及去除速率(NO₂⁻-N 与 COD_{Mn} 除外)平均值均低于第二次。此是因首末两次逢阴雨天,末次水温低于 25 ℃,影响湿地去除污染物效果,又因上一年湿地枯死植物释放大氮磷等污染物,致使湿地第一次(当年首次)运行时,出口水 TAN 浓度升高 25%。可见湿地启用前应充分浸泡、冲洗。第二次运行逢晴天,水温(28~31 ℃)基本处于硝化等作用的合适范围,故各指标去除率与去除速率均较高,出口水 TAN、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、TN 与 BOD₅ 等指标去除率与去除速率均分别介于 33%~73%与 0.287 ~ 6.370 g/(m²·d),表明在合适天气与水温条件下,试验湿地具良好去氮与降低 BOD₅ 等性能。

静留期间, TAN 浓度出现小幅上升。以往研究^[24-25]认为, TAN 积累是因氮的矿化速率大于硝化速率,也与硝化菌群较氨化菌群增值速度慢且难以维持较高浓度有关。但 TAN 最终浓度 0.388 mg/L 与初始 0.387 mg/L 相同,可能湿地存有的氨化与亚硝化作用强度总体上基本相当。废水静留期间,各污染物(除 TAN 外)均得以不同程度去除,其中 NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 去除率极显著,且逐日增高,同时显示较高去除速率[0.223~0.391 g/(m²·d)、0.723 ~ 0.519 g/(m²·d)],但逐日降低。Jing 等^[26]也发现, PO₄³⁻-P 去除速率在达到最大值前,随其在湿地负荷的增加而增高,但承受能力有限度。湿地处理养

虾废水中, TAN 也出现类似去除特点^[27]。可见, 湿地污染物去除率和去除速率均与污染物负荷有关^[8]。废水静留期间, TN 与 COD_{Mn} 去除率逐日随浓度下降而上升, 但去除速率却随之增加。吴振斌等^[8]湿地处理养殖废水时, COD_{Cr} 与 BOD₅ 的去除也出现类似现象, 其原因尚需探讨。废水在湿地静留 4 d, 净化时间远长于水力停留时间(0.42 d), 污染物可充分净化, 故去除率(除 TAN 外)均高于循环处理废水时相应值(表 1、表 2)。虽然 NO₂⁻-N 极显著去除, 但其硝化作用生成的 NO₃⁻-N 并无积累, 再次显示湿地同时存有硝化与反硝化作用, 且反硝化作用具较高去除速率[0.723 g/(m²·d)], 使 NO₃⁻-N 得以极显著去除。

通常人工湿地 HLR 约 0.014~0.047 m/d, HRT 约 4~15 d^[2], 按此设计, 对处理大量养殖废水则需大面积土地与较长循环时间。但 TAN 与 NO₂⁻-N 等对鱼虾具毒性, 需及时、快速去除, 且养殖废水污染强度远低于生产与生活排污, 故可适当缩短水力停留时间, 提高水力负荷^[2]。因此本试验湿地 HLR 较高(1.65 m/d), HRT 较短(0.42 d)。表 4 表明, 以往研究^[5,28-29]中的湿地 HLR (1.54, 0.42, 1.03 m/d) 均低于本试验。虽本试验 NO₂⁻-N 去除率(72.6%) 低于 Lin 等^[5](94%)与于涛等^[28](83%), 但湿地进口水 NO₂⁻-N 浓度(0.485 mg/L)远高于后两者(0.13 与 0.06 mg/L)^[5, 28], 相应去除量(0.352 mg/L)分别为后两者 3.1 与 7.0 倍, 去除速率[0.467 g/(m²·d)]为两者 2.9 与 21.2 倍。吴振斌等^[8]湿地试验有类似结果, COD_{Cr}, BOD₅, PO₄³⁻-P 等指标的去除率随水力负荷

(污染物浓度)上升而降低, 去除速率随之增大。表明水力负荷升高, 污染物负荷增大, 通常使去除率降低, 去除速率增大。同样, 本试验湿地进口水 NO₃⁻-N 浓度为于涛等^[28]24.5 倍, 去除率(3.6%)仅为后者 6.7%, 但去除速率为其 14.4 倍。试验湿地 TN 去除率与去除速率分别为 Schulz 等^[29]的 64.6% 与 2.7 倍。可见, 试验湿地具较强去除氮等污染物的能力。

综上所述, 湿地净化能力在一定范围内随 HLR 与污染物负荷增加而增强^[8, 29], 处理养殖废水湿地 HLR 可适当高于处理工业与生活废水所用值, 可增至 12 m/d^[7]。表 4 表明, 本试验与以往研究^[5,28-29]中因污染物浓度及湿地特性等不同, 以致污染物的去除率与去除速率存有差异, 但研究结果均显示, 采用不同的 HLR 仍可有效净化养殖废水, 改进鱼虾池水质, 确保养殖成功。

试验以较高 HLR、低频率运转湿地, 成功实施了对虾塘水质调控与对虾规模化淡水养殖, 试验成功的关键是湿地具良好去氨与蓝绿藻作用以及联用塘内调控水质的设施: 新型曝气增氧机可维持虾塘较高溶氧水平, 养殖周期内, 表层、底层平均值达 6.05、5.81 mg/L, 特别是人工网为微生物优良附着基, 对 TAN、NO₂⁻-N 与 COD_{Mn} 等具良好去除作用^[1, 30-31]。湿地与塘内设施联用, 既有效控制 5 号塘 TAN 与 NO₂⁻-N 在对虾生长安全范围, 同时显示湿地可有效去除微囊藻与病菌^[8, 17]等危害, 确保生产性淡水养殖对虾获得较好效果: 收获虾平均体质量 8.81 g, 周平均增重率 0.6 g, 成活率 61.9%,

表 4 本试验与文献采用人工湿地循环处理养殖废水效果比较

Tab. 4 Comparison of removal percentage and removal rates of pollutants in the overall constructed wetlands for treating the aquaculture wastewater in this study and in literature

水质指标 water quality parameter	This paper		于涛等 ^[28]		Lin 等 ^[5]		Schulz 等 ^[29]	
	去除率/% removal percentage	去除速率 /[g/(m ² ·d)] removal rate	去除率/% removal percentage	去除速率 /[g/(m ² ·d)] removal rate	去除率/% removal percentage	去除速率 /[g/(m ² ·d)] removal rate	去除率/% removal percentage	去除速率 /[g/(m ² ·d)] removal rate
TAN	3.5	0.026	53	0.16	66	0.31	72.5	0.45
NO ₂ ⁻ -N	72.6	0.467	83	0.022	94	0.16	-	-
NO ₃ ⁻ -N	3.6	0.462	54	0.032	-5.4	-0.35	-46.3	-0.33
TN	26.1	2.619					40.4	1.00
PO ₄ ³⁻ -P	41.7	0.022	13	0.014	-7.6		13.4	0.02
COD _{Mn}	15.9	3.738	50	5.99			71.4	30.1
BOD ₅	29.7	2.651	44	1.45	37	1.9		

饵料系数 1.27; 当养殖 81 d 时, 体质量 6.37 g, 周增重率同上。Lin 等^[2]以湿地连续循环处理虾塘水 (12 m³), 布苗密度 200 ind/m², 养殖 80 d, 收获虾平均体质量为 3.8 g、周平均增重率 0.4 g, 成活率 90%, 饵料系数 1.65。试验虾生长、饵料系数明显优于后者, 但成活率低于后者, 此与布苗密度、养殖技术与条件等不同有关。

为进一步提高试验湿地对 TAN 与 NO₃-N 等的去除效果, 可适当增加循环次数与降低 HLR, 同时增设沉淀池, 使废水入湿地前得以有效预沉淀处理^[5, 30]。

研究表明, 在不换水、不用药条件下, 联用塘内曝气增氧机与人工净化网等简易设施, 在养殖中后期(约 60 d 后), 以人工湿地 (HLR: 1.65 m/d) 低频率循环处理生产性对虾淡水养殖塘水的 15% 与 30%, 可有效去除氮与蓝绿藻等污染物, 控制虾塘水质在对虾安全生长范围, 获得凡纳滨对虾淡水养殖的良好结果。试验提出的联合塘内设施, 以低频运转湿地调控虾塘水环境的方式与技术是有效与可行的, 具节约能源与水资源特点。

参考文献:

- [1] 臧维玲, 戴习林, 徐嘉波, 等. 室内凡纳滨对虾工厂化养殖循环水调控技术与模式[J]. 水产学报, 2008, 32(5): 749-757.
- [2] Lin Y F, Jing S R, Lee D Y. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture[J]. Environmental Pollution, 2003, 123 (1): 107-113.
- [3] Lin Y F, Jing S R, Lee D Y, et al. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system[J]. Aquaculture, 2002 (3-4), 209: 169-184.
- [4] Davis D A, Arnold C R. The design, management and production of a recirculating raceway system for the production of marine shrimp [J]. Aquaculture Engineering, 1998, 17(3): 193-211.
- [5] Lin Y F, Jing S R, Lee D Y, et al. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate[J]. Environmental Pollution, 2005, 134(3): 411-421.
- [6] Zachritz II WH, Hanson A T, Saucedo J A, et al. Evaluation of submerged surface flow (SSF) constructed wetlands for recirculating tilapia production systems[J]. Aquacultural Engineering, 2008, 39: 16-23.
- [7] Redding T, Todd S, Midlen A. The treatment of aquaculture wastewaters—a botanical approach[J]. Environment Management, 1997, 50(3), 283-299.
- [8] 吴振斌, 李谷, 付贵萍, 等. 基于人工湿地的循环水产养殖系统工艺设计及净化效能[J]. 农业工程学报, 2006, 22(1): 129-133.
- [9] 高凤仙, 钟元春. 构建功能性人工湿地处理养殖厂废水[J]. 农业工程学报, 2006, 22(增刊 2): 264-267.
- [10] 国家环保总局. 水和废水检测分析方[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 200-284
- [11] 国家质量技术监督局. 海水分析海洋监测规范[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998: 142-143, 150-162.
- [12] 彭自然, 臧维玲, 高杨. 氨、亚硝酸盐对凡纳滨对虾幼虾毒性作用[J]. 上海水产大学学报, 2004, 13(3): 274-278.
- [13] 臧维玲, 戴习林, 罗春芳, 等. 氨、亚硝酸盐和硝酸盐对凡纳滨对虾幼虾的毒性作用[J]. 水产科技情报, 2005, 32(6): 42-46.
- [14] Lin Y C, Chen J C. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels[J]. Aquaculture, 2003, 224: 193-201.
- [15] Lin Y C, Chen J C. Acute toxicity of ammonia on *Litopenaeus vannamei* Boone juveniles at different salinity levels[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2001, 259: 109-119.
- [16] Masuda S. Bio-film properties and simultaneous nitrification and denitrification in aerobic rotating biological contactor[J]. Water Science and Technology, 1991, 23(2): 1355-1363.
- [17] Munch E V. simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactor [J]. Water Research, 1996, 30(2): 277-284.
- [18] Tanner C C. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands[J]. Water Science and Technology, 2001, 44: 9-17.
- [19] 马娟, 彭永臻, 王丽, 等. 温度对反硝化过程的影响以及 pH 值变化规律[J]. 中国环境科学, 2008, 28(11): 1004-1008.
- [20] 张政, 付融冰, 顾国维, 等. 人工湿地脱氮途径及其影响因素分析[J]. 生态环境, 2006, 15(6): 1385-1390
- [21] 徐亚同. pH 值, 温度对反硝化的影响[J]. 中国环境科学, 1994, 14(4): 308-313.
- [22] Kusch P, Wiexner A, Kappelmeyer U, et al. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate[J]. Water Research, 2003, 37(17): 4236-4242.
- [23] 陈博谦, 王星, 尹澄清. 湿地土壤因素对污水处理作用的模拟研究[J]. 城市环境与城市生态, 1999, 12(1): 19-21.
- [24] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes[J]. Ecological Modelling, 1997, 105(1), 1-21.
- [25] 周少奇, 周吉林. 生物脱氮新技术研究进展[J]. 环境污染治理技术与设备, 2000, 1(6): 11-19.
- [26] Jing S R, Lin Y F, Wang T W, et al. Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, 31(2): 690-696.
- [27] Shi Y H, Zhang G Y, Liu J Z, et al. Performance of a constructed wetland in treating brackish wastewater

- from commercial recirculating and super-intensive shrimp growout systems[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 9416–9424.
- [28] 于涛, 成水平, 贺锋, 等. 基于复合垂直流人工湿地的循环水养殖系统净化养殖效能与参数优化[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(2): 188–193.
- [29] Schulz C, Gelbrecht J, Rennert B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow[J]. *Aquaculture*, 2003, 217 (1–4): 207–221.
- [30] Zang W L, Yang M, Dai X L, *et al.* Regulation of water quality and growth characteristics of indoor raceway culture of *Litopenaeus vannamei*[J]. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 2009, 27 (4): 1–8.
- [31] 臧维玲, 杨明, 戴习林, 等. 凡纳滨对虾室内封闭式养殖水质变化与氮收支的试验研究[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(5): 1019–1024.

The effect and application of treatment for wastewater of productive shrimp aquaculture by constructed wetlands combined with pond facilities

ZANG Wei-ling^{1*}, ZHANG Yu¹, DAI Xi-lin¹, LIU Yong-shi¹, YANG Ming²,
HOU Wen-jie¹, DING Fu-jiang²

(1. College of Fisheries and Life Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. Shanghai Shencao Special Fisheries Development Company, Shanghai 201516, China)

Abstract: Wastewater treatment technologies with constructed wetlands and pond facilities for freshwater *Litopenaeus vannamei* culture were conducted and the effects were measured. The wetlands consist of free water surface (FWS) and subsurface horizontal flow (SF) wetlands. Ponds facilities contain aerators and artificial water purifying nets. During the middle and late culture period (about 60 d later), shrimp ponds' wastewater was recirculated three times through the wetlands under hydraulic loading rate (HLR) of 1.65 m/d which effectively improved water quality in shrimp ponds and ensured a good harvest. At the same time, the outbreak of blue-green algae was controlled. NO_2^- -N and BOD_5 at outlet were significantly removed at different levels ($P < 0.01$ and $P < 0.05$). The removal percentage and removal rates were 72.6%, 0.467 g/m²·d and 29.7%, 2.651 g/(m²·d). The removal percentage and removal rates of PO_4^{3-} -P, TN and COD_{Mn} were 41.7%, 0.022 g/(m²·d), 26.1%, 2.619 g/(m²·d) and 15.9%, 3.738 g/(m²·d) respectively. The removal percentage of NO_3^- -N was only 3.6% but the removal rate was as high as 0.462 g/(m²·d). NO_2^- -N and NO_3^- -N were both significantly ($P < 0.01$) reduced by 96.8% and 93.3% when effluents remained in the macrophytes unit for 4 d. The water chemical parameters were all maintained within a safe range during the culture period. The harvested shrimp in experimental pond had the mean body weight of 8.81 g and length of 9.36 cm. While the culture in control group had to terminate on the 60th day due to an outbreak of shrimp disease caused by microcystin and the harvested shrimp was only 3.06 g and 6.54 cm each. The results indicated that low frequency operation of the constructed wetlands under a higher HLR combined with pond facilities could effectively control water quality in shrimp pond under the conditions of no water exchange and no medicine use and then ensured a good harvest.

Key words: *Litopenaeus vannamei*; productive culture; wetland; facilities in pond; recirculating water treatment; aquaculture wastewater

Corresponding author: ZANG Wei-ling. E-mail: wlzang@shou.edu.cn