

原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的科研成果。对本文的研究作出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本声明的法律责任由本人承担。

论文作者签名：邵文生 日期：2006.5.26

关于学位论文使用授权的声明

本人完全了解山东大学有关保留、使用学位论文的规定，同意学校保留或向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子版，允许论文被查阅和借阅；本人授权山东大学可以将本学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文和汇编本学位论文。

(保密论文在解密后应遵守此规定)

论文作者签名：邵文生 导师签名：王立 日期：2006.5.26

摘要

随着经济的发展,我国许多河流成为了纳污河流,污染严重。而我国的北方河流具有流量季节变化大、污染物浓度变化大和水温变化大等特点,给河流污染治理带来了更大的困难。人工湿地工艺以其低投资、低运转费用、低维持技术和节约能源的特点而成为我国北方纳污河道污染河水处理的优选工艺之一。

本课题以淄博市孝妇河为研究对象,采用潜流人工湿地处理污染河水,系统研究了湿地的构建与工艺特性、湿地的持续性运行以及湿地系统中的生物特性等问题。

选择废砖、废陶瓷、空心砖和混合填料(废砖废陶瓷等体积混合)等4种填料作为湿地待选填料,选择芦苇、菖蒲和美人蕉作为湿地待选植物,构建潜流人工湿地污染河水处理系统。结果表明,水力负荷为15cm/d,在高浓度进水(COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为40~70mg/L和10~35mg/L)和低浓度进水(COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为15~30mg/L和0.3~3mg/L)两种情况下,均以混合填料为填充介质构建的人工湿地系统的污染物去除效果最好,其对 COD_{Cr} 、氨氮的平均去除率分别为40%、56%和25%、70%;湿地植物因为美人蕉无法在自然条件下过冬而选择了芦苇和菖蒲。

季节变化对氨氮去除效果的影响很大,夏季氨氮去除率可达70%左右,但冬季水温降低到15℃以下时,氨氮去除率降低到30%以下。季节变化对人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的影响较小。人工湿地两年去除效果的比较表明,系统运行第二年氨氮的平均去除率有所降低,而同期 COD_{Cr} 的去除效果则有所提高。

在雨季,人工湿地能承受短时间的洪水水力冲击负荷,在水力负荷达100cm/d的情况下,系统对氨氮和 COD_{Cr} 的去除率分别可以达到52%和36%。在冬季,植物枯死后逐渐腐烂,向水中释放污染物质,影响出水水质。结果表明,湿地植物的腐烂将使处理出水中增加0.40mg/L的氨氮和14.40mg/L的 COD_{Cr} ,因此秋末应当及时对枯萎植物进行收割。

在冬季,由于温度降低,系统对污染物的去除效果也随之下降,本课题采用地膜覆盖的方法对污染物的去除效果进行强化。结果表明,覆盖地膜能有效提高系统对污染物的去除效果,氨氮和 COD_{Cr} 平均去除率分别由未覆盖地膜时的29.4%和29.0%上升到67.6%和46.6%。微生物活性分析表明,覆盖地膜后,由于系统温度上升,微生物活性得到显著提高,脲酶活性提高到原来的约1.5

倍，脱氢酶活性提高到原来的约 5.4 倍。

填料堵塞问题研究表明，进水中不溶物质的淤积是湿地系统中填料堵塞的主要致因，并且填料堵塞主要发生在湿地系统的进水端。而在种植了植物的湿地系统中填料的堵塞更多的是由植物碎片造成的。

湿地植物进行移栽后，在第一年生长情况较差，而在第二年湿地植物就可以适应湿地系统的环境，较好地生长，第二年芦苇的平均高度比第一年高出约 100cm，并且第二年植物都恢复其特有的各种生理现象（芦苇的芦花和菖蒲的结种）。植物的根系活性对应着植物的生长速率的变化或伴随植物特殊的生理变化，但是与污染物去除效果相关性不大。

环境温度对湿地系统中的脱氢酶和脲酶活性有较大的影响，其中温度对脲酶活性的影响更大一些。 COD_{Cr} 的去除效果随脱氢酶的增大而增大，两者之间的相关性较为显著，而脲酶活性的变化与污染物的去除效果相关性较差。

关键字： 潜流人工湿地，污染河水，持续性运行，植物特性。

Abstract

With the development of economy, many rivers in china are polluted severely. The characteristics of the rivers in northern China, such as large flux changes in different seasons, large pollutant concentration changes and large water temperature changes, make it more difficult to control river pollution. The constructed wetland is one of the best techniques for the northern China river water treatment, because of its low investment, and operation cost, easy maintenance and low energy cost.

The study used constructed wetland to treat polluted river water of Xiaofu River in Zi Bo. The construction and technique characteristics of system, the constant operation of wetland and the biological characteristics in wetland were studied systematically.

This study selected waste bricks, waste potters, air brick and mixed media(waste bricks and potters mixed with the same volume scale) as the media of constructed wetland. Reed, Calamus and Canna were selected as the plants of constructed wetland. The results showed that with the hydraulic loading of 15cm/d, in higher pollutant concentration influent (COD_{Cr} and the ammonia nitrogen concentration were 40~70mg/L and 10~35mg/L respectively) and lower pollutant concentration influent (COD_{Cr} and the ammonia nitrogen concentration are 15~30mg/L and 0.3~3mg/L respectively), the best pollutant removal performance was aimed in the wetlandwith mixed media, the COD_{Cr} and ammonia nitrogen removal rates were 40%、56% respectively and 25%、70% respectively. The wetland plants was fixed as Reed and Calamus because that the Canna couldn't overwinter.

Season changes influenced ammonia nitrogen removal rates greatly. Ammonia nitrogen removal rate was 70% in summer, while when the water temperature fell down below 15℃, ammonia nitrogen removal rate was decreased to below 30%. Season changes had a little influence on the COD_{Cr} removal rate. The 2 years pollutants removal rates of the constructed wetland were compared. The results showed that ammonia nitrogen removal rate fell down in the second year, while the COD_{Cr} removal rate rose.

In wet season, the constructed wetland could bear a large flood loading in a short time. With the hydraulic loading of 100cm/d, ammonia nitrogen and COD_{Cr} removal rates were 52% and 36% respectively.

In winter, dead plants were decomposed and could release pollutants into water, which made the effluent water worse. The results showed that with the decomposition of all wetland plants were all decomposed, the effluent would increase 0.40mg/L ammonia nitrogen and 14.40mg/L COD_{Cr}. Therefore, the dead plants should be harvested in late autumn.

In order to enhance the pollutant removal performance in winter, the method of plastic membrane overlay was adopted. The results showed that the membrane overlay could improve pollutant removal effect. Ammonia nitrogen and COD_{Cr} removal rates was raised from 29.4%, 29.0% respectively to 67.6%, 46.6% respectively. Microorganism activity analysis showed that with the overlay of membrane, the microorganism activity rose because of the raised system temperature. Urease activity was raised 1.5 times and the Dehydrogenase activity was raised 5.4 times.

Media clogging study showed that the main reason of constructed wetland media clogging was the infusibility content in the influent, and the media clogging mainly occurred in the influent side of the wetland. In the wetland with plants, the withering plant fragments were the other important reason of media clogging.

The wetland plants grew badly in the first year, while in the second year, the wetland plants could adapt system condition and grew well. In the second year, reed average height was 100cm higher than that in the first year. The plants manifested their regular own physiological phenomena in the second year. The radix activity of the wetland plants corresponded with the variety of plants growing or the physiological phenomena of plants, while had little correlation with pollutant removal performance.

The environment temperature influenced the activities of Urease and Dehydrogenase, especially that of Urease. COD_{Cr} removal rate had a good correlation with the increase of Dehydrogenase activity, while the Urease activity had a bad correlation with pollutants removal.

Key words: Subsurface constructed wetland, Polluted river water, Constant operation, biological characteristic.

引言

河流自古以来一直是人类生产、生活废物的排放场所之一，在工业时代之前，绝大多数的河流所承受的污染均远远小于河流的自净能力，所以河流的水质、生态等并没有遭到不可挽回的破坏。而随着人类社会的发展，机械化大生产的普及，排入河流中的污染物的数量越来越大，品种越来越多，与此同时，河流沿岸的生态环境也由于人类的活动而受到破坏。到上世纪中叶，河流污染问题终于不可避免地摆在了人类的面前。

横贯英国的泰晤士河是英国的母亲河。19 世纪之前，泰晤士河还是河水清澈，碧波荡漾，水中鱼虾成群，河面飞鸟翱翔。但随着工业革命的兴起及两岸人口的激增，每天排放的大量工业废水和生活污水使泰晤士河迅速变得污浊不堪，水质严重恶化。1878 年，“爱丽丝公主”号游船不幸沉没，造成 640 人死亡。事后调查发现，大多数遇难者并非溺水而死，而是因河水严重污染而中毒死亡的。上世纪 50 年代末，泰晤士河的污染进一步恶化，水中的含氧量几乎等于零，除少数鳊鱼外，其它鱼类几乎绝迹。美丽的泰晤士河变成一条死河。肮脏的河水还成为沿岸疾病流行的祸首，1849 年到 1954 年，滨河地区约 25000 人死于霍乱。

二战结束后，德国开始了大规模的重建工作，蕴涵着德国煤矿资源 78% 的鲁尔区成为德国重建的“动力工厂”。大批能源、化工、冶炼企业同时向莱茵河索取工业用水，同时又将大量废水再排进莱茵河。一时间，莱茵河承受了“生命中不能承受之重”，不仅河水水质急剧恶化，而且周边生态也遭到几乎是毁灭性的打击。在莱茵河污染最严重的 20 世纪 70 年代，其河水闻上去是“一股苯酚的味道”，1971 年时，德国美茵河汇入莱茵河口至科隆这段约 200 公里的河段中，鱼类完全消失，局部地区水中溶解氧几乎为零！莱茵河失去了它原有的风采，被人冠之以诸如“欧洲下水道”、“欧洲之厕所”等一堆恶名。

除去泰晤士河、莱茵河，国内外其它许多重要河流都被严重污染。

我国正处于一个快速发展的阶段，伴随着经济的迅速发展，河流的污染也日趋严重，并且明显成为制约经济发展的重要因素。2004 年七大水系的 412 个水质监测断面中，I~III 类、IV~V 类和劣 V 类水质的断面比例分别为：41.8%、30.3% 和 27.9%，其中污染较为严重的海河流域中劣 V 类水体占到了 56.7%[2004 年中国环境质量公告]。

河流的污染破坏了自然生态环境，影响了人类正常的生产生活，并且威胁

到周边居民的健康,阻碍了社会的正常发展,因此,治理污染河流、恢复生态环境、保障人民的健康已经成为当前社会的一项重要而艰巨的任务。

在 20 世纪 60 年代初,英国政府全面治理泰晤士河。首先是通过立法,对直接向泰晤士河排放工业废水和生活污水作了严格的规定。有关当局还重建和延长了伦敦下水道,建设了 450 多座污水处理厂,形成了完整的城市污水处理系统,每天处理污水近 43 万 m^3 。泰晤士河沿岸的生活污水都要先集中到污水处理厂,在那里经过沉淀、消毒等处理后才能排入泰晤士河。污水处理费用计入居民的自来水费中。为了解决大气中烟尘对泰晤士河的污染,有关部门制定了严格的工业废气排放标准,并限期达标,一些污染严重又不认真治理的工厂被关闭。伦敦地方当局还逐步禁止了居民烧煤或木柴。为了避免向泰晤士河排放大量热水,发电厂都采用了冷却循环塔。经过 20 多年的艰苦整治,如今流经伦敦的泰晤士河已由一条死河、臭河变成了世界上最洁净的城市水道之一,已有 115 种鱼和 350 种无脊椎动物重新回到这里繁衍生息。泰晤士河终于又焕发了生机。

莱茵河通过德国政府的多年治理,也恢复了旧日的景观。二战以前的统计表明,在莱茵河里昔日一共有 63 种鱼类,而 70 年代时,莱茵河部分河段鱼类几乎绝迹;但 1995 年的统计数据为 45 种,目前,莱茵河已经恢复到战前的生物多样性水平。正如科隆大学动物研究所的哈特姆特·安德特教授所说,近年来莱茵河已经重新焕发了生机,莱茵河已经不仅仅只是作为垃圾处理场和航运的河道了,它已经成为一条真正的河流了!

我国的河流治理起步较晚,很多工艺技术尚不完善,污染河流的治理很难跟上迅速发展的经济步伐,因此,我国应当借鉴国外的相关技术,根据我国的实际情况,开发出一套适合于我国现状的河流治理技术,来治理污染的河流,恢复破坏掉的生态,为社会发展和人民生活提供必须的保障。人工湿地技术以其价格低廉、维护简单等优点成为我国河流治理的首选技术之一。

淄博市的“孝妇河”是一条典型的北方污染河流,由于接纳沿岸的工业和生活污染物,孝妇河已经成为一条污染较为严重的河流。本课题以孝妇河为研究对象,借鉴参考人工湿地技术在国内外的应用经验,在中试的基础上研究评价人工湿地技术在我国北方河流污染治理的应用问题,解决淄博市孝妇河的污染情况,并为我国北方地区的污染河流治理提供技术参考。

第1章 绪论

1.1 河流的治理与修复技术

1.1.1 我国河流的污染现状

造成我国河流污染的原因很多，大致有以下几个方面：

- (1)点源污染：包括工业污染源、城市污水和垃圾倾倒等；
- (2)面源污染：包括农田灌溉水、暴雨径流和大气沉降等；
- (3)内源污染：包括河流底泥污染物释放和藻类过度繁殖等。

我国河流的污染很大程度上是来自于污水（工业污水和生活污水）的污染，从表 1-1 中可以看出我国污水排放量正在迅速地增长，虽然 1998 年后排放的 COD_{Cr} 总量有所降低，但总量还是达到了 1334 万吨^[1,2]。

表 1-1 我国污水排放量统计表

年份	废水（亿吨）	COD _{Cr} （万吨）	氨氮（万吨）
1991	336	718(工业)	
1998	395	1499	
2003	460	1334	130

作为污水的受纳水体，我国七大水系（长江、黄河、珠江、松花江、淮河、海河和辽河）的水质情况也呈逐年下降趋势，具体数字如表 1-2 所示^[1,2]。

表 1-2 河水污染现状——我国 7 大水系污染河段所占比例

年份	I 类 (%)	II 类 (%)	III 类 (%)	IV 类 (%)	V 类 (%)	劣 V 类 (%)
1991	45		11	44		—
1998	8.5	21.7	6.7	18.3	7.1	37.7
2003	3.4	21.4	13.4	23.8	8.3	29.7

河流水体污染如此严重，也与河流的生态环境受到破坏、河流的自净能力下降有着密切的联系。

造成河流生态系统破坏的原因很多，主要包括河流时空状态的改变（包括河流改道、断流等）、河岸土地的开发（包括城市建设，开发为农田、牧场、林场等）、外来物种的侵犯等，同时，受到污染的河水也会对河流生态系统造成很大的影响。

污染河水对人类的生产和生活都有很大的影响，主要表现在以下几个方面：

(1) 影响生活用水。随着河水的污染, 饮用水的水源越来越少, 净化水的成本越来越高。水质的污染严重地影响着人类的健康, 甚至造成大规模的中毒事件, 如上世纪中后期日本的水俣病。

(2) 影响工业用水。河水的污染必然造成河水中重金属离子、有机物的增加, 这些都大大增加了工业用水的预处理成本。

(3) 影响农田灌溉水。很大一部分农田灌溉水是河水, 河水的污染造成农田灌溉水质的下降, 其中的有毒有机物和重金属离子不但影响作物的生长, 而且在农作物中富集后也会影响食用者的健康。

污染河水对河流的生态系统也有着很大的影响, 其表现如下:

(1) 影响着水生动植物的生长。污染河水通常含 DO 比较低, 很多污染河流中已经很难看到鱼类的生长; 污染河水中的大量营养物质导致某些水生植物(如凤眼莲)的大面积生长, 严重破坏了生态平衡; 营养物质随河流注入到湖泊和海洋后引起水体富营养化, 加速了湖泊的衰亡, 引起了海洋赤潮的产生。

(2) 影响物种的正常繁衍。水质的变化会加快物种的变异, 破坏物种的正常繁衍。如美国佛罗里达州流失到环境中的雌激素导致雄性短吻鳄和鱼类产生了明显的雌性化, 除草剂和许多家庭用清洁剂中的化学物质, 能使斑马鱼发生性变态。前苏联的阿木尔河和锡尔河, 原来每年向咸海输入 550 亿 m^3 的淡水, 在建成卡拉库姆运河后, 入咸海数量减少至 70 亿 m^3 。经过半个世纪, 咸海面积极缩小了一半, 水中含盐量增加了三倍, 沿海沼泽面积大大缩小, 大量灌木消失。锡尔河三角洲鸟类减少了 135 种, 咸水鱼类由 24 种减少到 4 种。

(3) 影响生态结构。污染河水中营养物质含量比例的变化会导致一部分生物的疯长, 使其它生物受到抑止, 致使食物链简单化, 生态结构发生变化。

(4) 入侵破坏地下水。污染河水还会入侵影响周边的地下水, 使地下水水质也受到污染。

1.1.2 河流污染的治理技术工艺

河水的污染给人们的生产和生活带来不便甚至危害, 处理污染河水已经是一件迫在眉睫的事情。目前处理污染河水的技术主要分为三大类, 即物理法、化学法和生物法。

物理法主要包括河道曝气、底泥疏浚和引水冲污技术。

(1) 河道曝气

污染严重的河流由于污染物降解耗氧, 河流逐渐呈缺氧或者无氧状态, 这时河流水质恶化, 自净能力下降, 正常的水生生态系统遭到严重破坏。此时人

工向水体中充入空气(或氧气),可以加速水体复氧过程,提高水体的溶解氧水平,恢复和增强水体中好氧微生物净化污染物的能力,从而改善河水水质。

河道曝气技术在河流的整治中广泛使用,美国的 Hamewood 运河、英国的 Thames 河、德国的 Berlin 河和北京的清河等河流都曾使用这项技术,均取得了较好的处理效果。

(2) 底泥疏浚

底泥是河流的主要内污染源,有大量的污染物质积累在底泥中,包括营养盐、难降解有毒有害有机物、重金属等,并在一定条件下这些污染物会从底泥中释放出来。底泥疏浚能够有效去除这些内源污染,尤其是内源磷污染。对于小型河流,可以截流将水抽干,使用推土机和刮泥机进行疏挖。在带水情况下,则可以通过长臂泥斗机械疏挖或者进行水力疏挖。对于枯水期断流的河流可以利用枯水期清淤。

河流底泥疏浚对控制河水污染的效果变化大,在一定条件下,能够在短期内有效控制内源污染。

(3) 引水冲污

采用低污染的水对污染河流进行稀释和冲刷,可以有效降低水体中污染物的浓度,提高溶解氧水平,恢复河流的自净能力,适用于城市河流和其他像湖泊水库一些比较封闭的水体。对于城市河流,通过引水冲污还可以将整个城市的水系串连贯通,从而流动起来。

引水冲污将大量污染物在较短时间内输送到下游,减少了原来河段的污染物总量,降低污染物浓度;使河流从缺氧状态变为好氧状态,提高河流自净能力;使河流死水区、非主流区的重污染河水得到置换;加大水流流速,可能冲起一部分沉积物,使已经沉淀的污染物重新进入水体。

化学法主要是投加化学药剂,通过物理和化学的反应例如氧化、还原、吸附、沉淀和有机金属络合等,将水中的藻类、重金属、氮和磷等物质除去或稳定化在底泥中。

(1) 化学除藻

加入化学药剂抑制藻类生长或者直接杀死藻类,可以在短时间内去除藻类,提高水体的透明度。

(2) 絮凝沉淀

通常用来化学除磷,可以加入铝盐、铁盐或石灰反应生成不溶的磷酸盐沉淀去除,絮凝沉淀也常用来去除藻类和悬浮物质。

(3) 重金属化学固定

对于底泥中的重金属物质,当条件变化时可能重新进入水体引起二次污染,这时可以加入碱性物质调节 pH 值,使得重金属生成难溶的化合物沉积固定在底泥中。

生物法包括生物过滤技术、滞留塘技术和人工湿地技术等。

(1) 生物法过滤技术

本技术是从生物滤池的基础上发展而来,利用填料上生长的微生物对污染物的降解、填料对一定污染离子的吸附等作用对河水进行净化,从经典生物处理方法中沿用来的曝气设备使微生物的去除能力得到进一步的提高。但是也正由于曝气,所以能耗相对比较大^[3]。

(2) 滞留塘技术

滞留塘相当于在河道中添加一个容积较大的塘体,使河水在其中的停留时间加长,污染物得到沉降。通常是利用自然地形改造而来。

(3) 人工湿地技术

人工湿地是一种由人工建造和监督控制的与沼泽地类似的地面。它利用自然生态系统中的物理、化学和生物的重重协同作用,通过过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对污水的高效净化^[4]。

比较上述各种方法可以看出,物理法都需要较高的能耗才能达到曝气、疏浚、冲污等的预期效果,而化学法则在去除水中污染物质的同时,又向水中或底泥中引入了其它的物质,而且针对流量极大的河水而言,投加的药量也将是一个庞大的数目,因此,经济因素成为制约物理法和化学法在污染河水治理中发挥作用的一个重要因素。生物法中的人工湿地技术因具有高效率、低投资、低运转费用、低维持技术和节约能源的特点而成为处理污染河水的优选工艺之一。本课题即采用人工湿地工艺对孝妇河水进行了处理,以探索人工湿地系统应用于我国北方污染河流治理中的可行性和相关技术参数。

1.1.3 人工湿地工艺研究与应用现状

(1) 人工湿地工艺介绍

湿地(Wetland)是分布于陆生生态系统和水生生态系统之间具有独特水文、土壤、植被与生物特征的生态系统。湿地公约(Ramsar 公约)对湿地的定义为:“湿地是指天然或人工、长久或暂时性的沼泽地、泥炭地、水域地带,静止或流动的淡水、半咸水、咸水体,包括低潮时水深不超过 6 米的水域。”^[5]

湿地在调节气候、涵养水源、蓄洪防旱、控制土壤侵蚀、促淤造陆、净化

环境、维护生物多样性和生态平衡等方面均具有十分重要的作用,有“自然之肾”之称^[6]。

人工湿地是一种由人工建造和监督控制的,与沼泽地类似的地面。通常利用天然或人工构筑水池或沟槽状,底面铺设防渗层,充填一定深度的土壤和填料组成填料床,表面种植一些生长快速的耐水植物(如芦苇、香蒲等),形成一个独特的含多种基质和生物的生态环境。

人工湿地的净化机理主要包括下面几个方面^[7]:

- 1) 颗粒物的沉淀
- 2) 填料和植物的过滤和化学沉降
- 3) 填料和植物的吸附和离子交换
- 4) 化学反应去除污染物
- 5) 植物和微生物对污染物的降解
- 6) 植物和微生物对营养物质的吸收
- 7) 对病原体的灭活

人工湿地的组成要素包括基质(包括填料和土壤)、植物、微生物和动物。

基质是植物生长的基础,是微生物生长的载体,并为其吸收降解污染物提供场所,填料的性质还决定了水流的运动特性。

植物可以固定稳定基质,并约束了水流速度及其中颗粒物的沉降;可以吸收营养物质并转化成植物体的一部分;能向根部和基质中供氧;根部为微生物生长提供场所,并能分泌有益物质促进微生物生长;植物本身就是一种资源,同时具有良好的生态效果。

微生物包含细菌、酵母菌、藻类、原生动物和后生动物等;能降解大部分的污染物质;将难生物降解吸收的物质转化为易生物降解吸收的物质;是生物系统物质能量循环中不可缺少的一部分。

此外,作为一个完整的生态系统,动物是不可缺少的一部分,动物的加入为人工湿地生态多样性的形成提供了良好的基础。脊椎动物和无脊椎动物以微生物和大型水草为食,一方面可以吸收盐分和能量,同时也会使物质重新循环或将其带到湿地外部。

按照污水在床体中不同的流动方式,人工湿地分为表面流湿地系统和潜流湿地系统^[8]。湿地结构示意图如图 1-1 所示。

在表面流湿地系统中,污水在湿地的表面流动,水位较浅,它的优点在于投资少,但其负荷小,处理效果较差,冬季寒冷地区表层易结冰,夏季则会孽

生蚊蝇、产生臭味。在潜流湿地工艺中,污水是在湿地的填料层中流动,水位较深,它充分利用了填料表面和植物根系上的生物膜,处理效果较好,且其处理效果受气候的影响相对较小,不易产生蚊蝇和臭味。

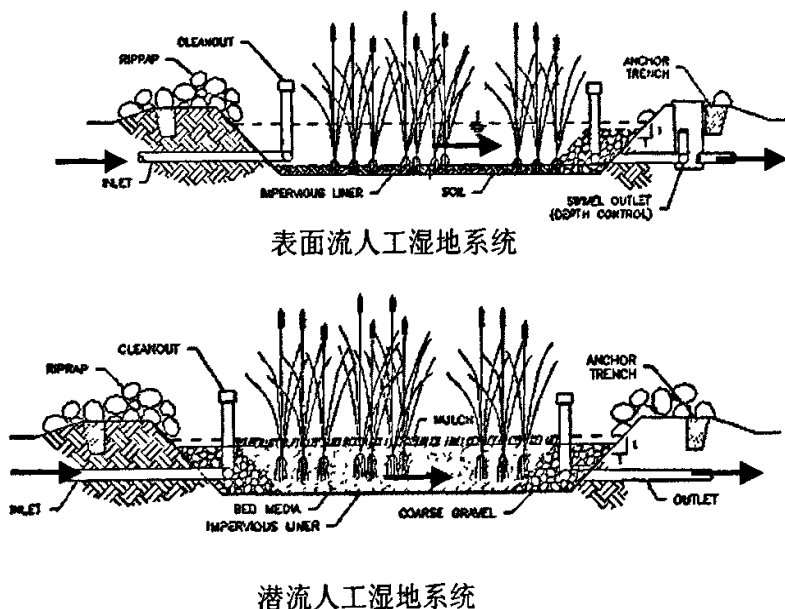


图 1-1 人工湿地构造示意图

人工湿地工艺在处理污染河水上有其独特的优点,具体如下:

- 1) 建造费用相对低廉;
- 2) 运行和维护成本低、简便;
- 3) 抗水力冲击负荷能力强;
- 4) 可以用于河水的回用和资源化;
- 5) 同时还为湿地生物提供了栖息地;
- 6) 能有效的和景观相结合;
- 7) 本身就具有景观效应,易于被大众所接受。

同样,人工湿地工艺和其他工艺相比也有其缺点:

- 1) 需要占用大量的土地资源;
- 2) 去除效果受季节和温度的影响大;
- 3) 湿地的生物组成对有毒物质(如杀虫剂等)较敏感;
- 4) 污染负荷增大时易造成去除效果降低;
- 5) 需要一定的水量维持运行。

人工湿地虽然有一定的缺点,但是无可置疑,人工湿地技术是一种适合处

理污染河水的水处理技术工艺,国内外目前普遍开始将人工湿地工艺应用到污染河水处理中^[9]。

(2) 人工湿地技术在国外的研究及进展状况

最早公开报道人工湿地污水处理技术的是由澳大利亚 Brian Mackney 于 1904 年发表的一篇文章^[10]。世界上第一个科学研究的中试规模的污水处理人工湿地出现在德国 Max Plank Institute, 在此 Kathe Seidel 详细地考察了多种水生植物对化学污染物吸收和降解的能力^[11]。她的研究,于 1953 年首次发表,证明水生植物有能力去除苯酚、病原菌和其它污染物。

20 世纪 60 年代,人工湿地技术开始推广用于许多大规模试验,用以处理工业废水、江河水、地面径流和生活污水,Dr.Kathe Seidel 开发出一种“Max-plank institute-Pross”工艺。该系统由四或五级组成,每级由几个并联并栽有挺水植物的池子组成,运行中该系统存在堵塞和积水问题。根据 Dr.Kathe Seidel 的思路,荷兰于 1967 年还开发了一种现称为 Lelystad Process 的大规模处理系统,该系统是一个占地一公顷的星形自由水面流湿地,水深为 0.4m,由于运行问题,该系统后有一 400m 长浅沟,随后大量这种湿地在荷兰建成^[12]。

Seidel 的工作也促进了德国在这方面的研究。在 20 世纪 60 年代中期,Dr. Seidel 与 Dr.Kickuth 合作并由 Dr.Kickuth 在 60 年代中期开发了“根区法”(RZM),此根区法由一种有芦苇的矩形池子组成^[13]。土壤经选择含有钙、铁、铝添加剂,以改善土壤结构和对磷的沉淀性能。水以地下潜流水平流过芦苇根。污水流过芦苇床时,有机物降解,氮被硝化反硝化,磷与钙、铁、铝共沉积累于土壤中。水面保持在地面水平,在池子进口、出口进行布水和收集。此法问题在于土壤渗透能力并非象 Dr.Kickuth 预测随时间而增大,且芦苇传氧至根的能力也通常被认为比 Dr.Kickuth 声称的要少。

有目的地利用湿地来处理污水则始于 20 世纪 70 年代。美国、澳大利亚、荷兰,丹麦、英国、日本等都进行过这方面的尝试。20 世纪 70 年代的湿地污水处理系统大都利用原有的天然湿地,即保持了天然湿地的结构,大都以泥泽的形式出现,而且,常被结合到氧化塘处理工艺中以提高氧化塘系统的处理效果。大部分初期研究都使用自然湿地处理污水,不久就暴露出应用自然处理系统处理污水会导致种类组成、种群结构、功能及湿地总体价值的显著变化,并意识到人工湿地具有应用的巨大潜力。因人工湿地不影响自然湿地价值,且可对处理工艺优化控制。20 世纪 80 年代后,人工湿地则发展到人工建造的、以不同粒径的砂石为基质的处理系统,并由试验进入应用阶段^[14]。

人工构造湿地经过几十年的发展,有关湿地污水处理能力和过程的基础研究已经比较成熟。许多国家建造了人工湿地污水处理设施,包括英国、加拿大、

美国、墨西哥、印度、南非、巴西、澳大利亚以及许多欧洲国家,大小从一家一户的污水处理到每天处理 12 万加仑的污水,这些系统由于其较低的建设和运行费用得到越来越多的当地和地区管理者的认可。

目前欧洲已有数以百计的人工湿地投入废水处理,如英国就有 200 到 300 座湿地系统在运行^[15]。人工湿地的规模从小到大分布较宽,最小的仅有 40m²,用于一家一户废水处理,大的达 5000m²,可以处理 1000 人以上村镇的生活污水。起初,大多数人工湿地应用于生活污水及矿山酸性废水的处理,目前人工湿地技术被广泛应用于以下几个方面:

1) 面源污染治理:城市暴雨径流^[16]、农业区暴雨径流中化肥和杀虫剂的去除^[17]、垃圾渗滤液处理^[18]。

2) 点源污染处理:城市污水的二级和三级处理^[19]、农场动物养殖径流废水处理^[20]、食品工业废水^[21]。

另外,部分地区甚至有的用于处理一些难降解有毒有机物,如菲和除草剂^[22]。

3) 河道、湖泊水质和生态环境的恢复

水文条件是湿地最重要的决定因素,它不仅直接影响生态环境的理化性质及营养物质的输入输出,而且也是最终选择生物群落的主要因素之一,可以说没有水也就无法构成生态环境,因此在对生态环境进行恢复时,除考虑土壤、植被、生物的恢复外,还应着重考虑水文条件的恢复。

而水文条件中水质又是一个重要的影响因素,因此各国政府选择了各种水处理技术来治理污染日趋严重的河水、湖水。其中以人工湿地技术应用最为广泛,如美国纳加利纳(Las Gallinas)山谷流域,流域人口 34711 人,处理水量 1100m³/d。出水 BOD₅ 在 10mg/L 以下^[23]。该人工湿地的外景图如图 1-2 所示。



图 1-2 美国纳加利纳(Las Gallinas)山谷湿地外观图

(3) 人工湿地技术在国内的研究及进展状况

我国在“七五”期间开始人工湿地的研究。首例采用人工湿地处理污水的研究工作始于 1988~1990 年在北京昌平进行的自由水面人工湿地。处理量为 $500\text{m}^3/\text{d}$ 的生活污水和工业废水，占地面积为 2ha ，水力负荷为 $4.7\text{cm}/\text{d}$ ，HRT 为 4.3d ，BOD 负荷为 $59\text{kgBOD}/\text{ha}\cdot\text{d}$ 。用于处理水解池出水或原污水^[8]。

1989~1990 年，天津环保科研所建立 11 个实验单元研究芦苇湿地对城市污水的处理能力，并对水力负荷，有机负荷，停留时间及季节等与污水中主要污染物降解规律进行探索。试验结果表明出水可达二级排放标准，有较高且稳定的脱氮除磷效果，季节性差异较小^[24]。

深圳白泥坑人工湿地系统位于深圳市宝安区平湖镇东南，建于 1990 年，是由我国第一次利用人工湿地进行的污水处理实践。该人工湿地由中科院环境科学研究所承建，日处理污水 3100m^3 ，占地 12.6 亩，实际使用面积 7.46 亩。设计平均水力停留时间为 23h ，其中第一级 2.7h ，第二级 3.1h ，第三级 10.31h ，第四级 6.38h 。运行效果良好，BOD 去除率为 90% ，COD 去除率为 80.47% ，SS 去除率 93% 。

云南省环境科学研究所对不同水生植物的氮、磷吸收进行了研究。所选用的植物为芦苇、水葱、黄昌蒲、美人蕉和水葵。结果表明，对于氮，其吸收比例顺序为水葵 (17.63%) > 美人蕉 (10.6%) > 芦苇 (5.31%) > 黄昌蒲 (2.93%) > 水葱 (1.65%)；磷的吸收比例顺序为水葵 (25.54%) > 美人蕉 (6.89%) > 芦苇 (5.46%) > 黄昌蒲 (2.39%) > 水葱 (1.78%)。但其进行的是盆栽试验，有待于在湿地系统中得到进一步验证。

中国环境科学院刘文祥在 1994 年,采用由漂浮植物、沉水植物、挺水植物及草滤带组成的人工湿地对控制农田径流污染进行了研究。湿地占地 1257m^2 ,利用低洼弃耕地改造而成。系统投资少,运行管理方便,生态环境效益显著^[25]。

中科院南京植物所采用人工湿地系统处理酸性铁矿废水,面积 130m^2 ,流量 $0.5\text{m}^3/\text{h}$,铜离子去除 99.7%,铁离子去除 99.8%,锰离子去除 70.9%,每年运行费 5~10 万元。以上研究均针对湿地某一组成部分如植物和填料等或集中在小试规模进行了细致的研究,但中试规模和结合工程运行报道结果较少,其推广应用价值受到限制^[26]。

在 2000~2003 年期间,以清华大学为主的“滇池流域面源污染控制技术”课题组,建设了一批规模化的人工湿地示范工程,这些示范工程的运行良好,并已产生了显著的环境、生态、经济、社会效益。该课题组在暴雨径流和农田回归水污染控制潜流式人工复合湿地生态技术方面开展了深入研究,包括自由表面人工湿地、潜流湿地的构建参数、氮磷去除效率、主要影响因素、污染物去除机理研究等,确定了工艺和关键技术参数,并设计、建设、运行了多项人工湿地示范工程,取得了较好的效果,为该技术在滇池流域不同地区推广应用奠定了基础。规模较大的人工湿地示范工程为暴雨径流氮磷污染控制小河口复合沸石人工湿地示范工程^[27]。

滇池小河口复合人工湿地示范工程位于呈贡县大渔乡小河口村,滇池东岸,呈东西走向,由东向西基本垂直于滇池岸边。总面积约 6.2ha ,长约 800m ,宽度 70m 至 120m 不等,地面坡度 1.3%。主要处理三种不同土地利用方式的暴雨径流。采用自由表面人工湿地和潜流湿地组合工艺,在潜流湿地中采用沸石和陶粒作为填料,实现功能互补,提高整体除氮磷效果;具有优化的填料粒径分布与湿地结构,配置适应性好、净化效果好的湿生植物,并采用强化布水系统,增加有效停留时间。系统适于处理大流量的暴雨径流和污废水,具有用地面积少、氮磷去除效果好、抗冲击负荷能力强、运行费用低、易管理的特点。工程处理的最大单场暴雨流量 $44000\text{m}^3/\text{d}$,对总氮、总磷和悬浮物的去除率均可达到 60% 以上。

云南省澄江县抚仙湖边的马料河人工湿地工程该人工湿地主要是依靠生物氧化、沉淀和过滤的方法,营造出类似天然湿地功能的地域,人工栽种的水藻和水草充分吸收污水中的营养成分,把生活污水和农业生产污水变为清水后再流入湖泊。该工程占地近 30 亩,2003 年 10 月建成运行,每天可净化污水 4 万多 m^3 ,净化后的水质优于地表水 III 类标准。

云南抚仙湖北岸的窑泥沟人工湿地系统 2003 年 6 月投入使用,湿地按中科院南京地理湖泊研究所设计方案建设,占地 26 亩的人工湿地投资仅 169 万元,

而日处理污水达 1 万 m^3 ，每吨水的治理费用只需花几分钱。监测结果显示，窑泥沟人工湿地出水水质达到了地表水Ⅲ类标准。

江苏泗洪县人工湿地系统位于泗洪县城南郊二里坝小区附近，是 1999 年“三河”、“三湖”第二批国家财政专项投资项目之一。占地 89.25 亩，设计日处理量 5 万 m^3 。该厂使用的人工湿地污水处理技术，为建设部“八五”科技攻关成果。它利用碎石床、水生高等植物、微生物三者之间的密切关系和相互作用，形成一个良好的生态系统，即使在严冬季节也能达到良好的污水净化效果。水处理各项指标达到甚至优于国家城市污水二级排放标准。

山东省南四湖、东平湖环境管理委员会办公室联合山东大学，在南四湖设计建设了新薛河人工湿地水质净化工程，利用湖区内被农民开垦的台田和鱼塘建设人工湿地系统。工程占地面积约 500 亩，进水 COD_{Cr} 为 60 mg/L、氨氮为 4 mg/L，处理出水 $\text{COD}_{\text{Cr}} \leq 30$ mg/L、氨氮 ≤ 2.0 mg/L。通过供给植物种苗、科学指导种植管理、开拓销售市场等措施，督促当地农民由种植小麦和大豆改种芦竹和优质芦苇，不仅实现了对污染河水的水质净化作用，而且通过湿地植物的销售实现了了农民的经济增收，新薛河人工湿地水质净化工程外观如图 1-3 所示。

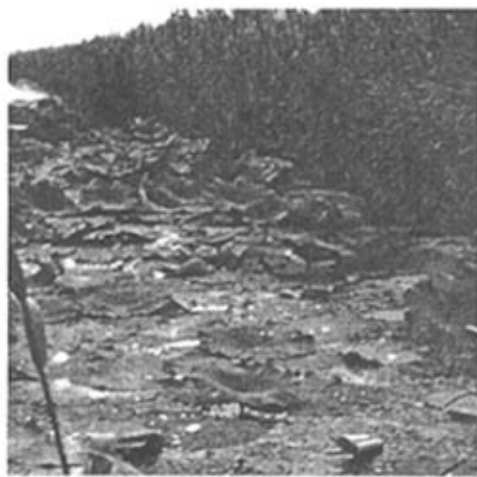


图 1-3 新薛河人工湿地水质净化工程外观图

近年来，全世界范围内掀起了研究和利用湿地处理污水的热潮，湿地成为一项前景光明的新兴污水处理技术，被越来越多国家的政府所重视和采纳，所处理污水的种类也日益复杂化；研究人员在湿地处理污水的效率、机理以及湿地系统各组分的作用等方面取得了巨大成就。

然而，目前世界各国所建造的人工湿地在工程设计、浸没面积、流速、出

水水质、流量限制、植物群落、监测设备等方面仍相差很大,说明湿地处理污水数据库仍需发展和完善,以便为新湿地的规划和设计提供普遍的理论基础,国内对人工湿地这项技术的研究应用尚处于起步阶段。有关工艺设计资料还不完善,有待结合我国不同地区的具体情况,深入开展研究工作,取得适合于不同地区、不同环境气候条件及不同污水特性的实用数据,以促进其在我国不同地区的推广应用。

1.2 研究目的与内容

1.2.1 研究目的

我国的河流污染已经严重地影响了人们正常的生产与生活,因此,河流污染的治理已经成为了一件迫在眉睫的事情,而我国有着丰富的气候条件,不同区域的河流有着不同的周边环境,因此,在污染治理上应当根据不同河流不同的周边环境而采取相应的措施。人工湿地技术由于具有建造维护费用低廉、抗冲击负荷能力强、恢复生态、美化环境等优点,在污染河水的治理方面具有良好的适应性。

目前我国的人工湿地工艺主要集中针对生活、生产污水的净化处理方面,虽然在河流污染治理方面也有所成效,但是因为开展相对较晚,工艺并不十分成熟,诸多工艺参数有待完善。而且以前的研究主要在南方地区开展,北方的河流污染治理方面,人工湿地工艺开展的研究应用很少。

淄博的“母亲河”——孝妇河是一条典型北方河流,由于环境保护和治理措施没能跟上经济发展的速度,已经成为沿岸工业和生活污水的接纳河流,水质严重恶化,对孝妇河的综合整治迫在眉睫。

本研究以北方典型河流——淄博市孝妇河为研究对象,在现场中试基础上,开发适合于中国北方污染河流治理的潜流人工湿地工艺,对该工艺改善水体的效果、污染物去除机理及工艺特性等进行研究,为潜流人工湿地技术处理污染河水奠定技术基础,积累实践经验。

1.2.2 研究内容

本课题的研究内容如下:

(1) 在文献调研和当地实际情况研究的基础上,通过中试研究,对潜流人工湿地工艺的填料和植物进行筛选,完成潜流人工湿地处理污染河水系统的构建;

(2) 对人工湿地系统的持续性运行进行研究,包括人工湿地对污染物去除

效果的季节变化、年度变化、夏季的抗水力冲击负荷能力和冬季运行效果的强化等；

(3) 对人工湿地系统中的生物系统特性进行研究，包括湿地植物的生长规律、植物根系活性、脱氢酶活性和脲酶活性的变化情况以及植物、微生物活动的变化对污染物去除效果的影响等。

第2章 孝妇河人工湿地中试工程的设计与建设

2.1 孝妇河人工湿地的技术思路

淄博市为全国严重缺水城市之一,人均占有水资源量仅为 335m^3 ,约为全国平均水平的 15%。据预测,现有水利工程施工可提供的水资源量与 2015 年国民经济发展需求量相比,水资源的短缺量达 3亿 m^3 ,水资源的供需矛盾相当尖锐,已经成为国民经济和社会发展的首要制约因素。

孝妇河是淄博市区的一条重要河流,有淄博市的“母亲河”之称,主要流经淄博市中心城区南端,具有典型北方河流的特点,即河水流量较小,河道漫滩较宽,河流成为沿途工业和城镇农村污水的受纳水体,污染严重。孝妇河水量相对于淄博市区内其它河流来说虽然较为充足,但是由于水质较差,大部分河段水质为劣 V 类,无法引入中心城区作为补给水源,只能从中心城区之外流走。孝妇河水质的恶化,进一步加剧了淄博市的水资源供需矛盾。孝妇河水质如表 2-1 所示^[28]。

表 2-1 孝妇河水质状况及国家标准

水质指标	水质状况范围 (平均)	地表水标准 (V类)
DO	—	2
高锰酸盐指数	7.5~31.9(18.2)	15
COD	22~135(79)	40
BOD	6.5~47.9(25.1)	10
氨氮	5.9~19.2(12.8)	2
总磷	—	0.4
挥发酚	0.011~0.6(0.2)	0.1
石油类	0.5~6.3(2.0)	1.0
大肠杆菌	—	40, 000

注:大肠杆菌 个/ml,其它均为 mg/L

针对孝妇河水质现状以及河流物理形态特点,综合考虑技术的生态安全性、效果持久性、经济可行性和自然生态性,本课题重点针对潜流人工湿地技术进行研究,并结合示范段河道地形特点以及河水修复后的水质目标,对人工湿地技术进行集成优化,构建孝妇河示范段河水的水质净化和生态修复技术工艺。结合水质净化与淄博市区生态景观的需要,本人工湿地在设计构建的时候应当重点考虑下述问题:

(1) 人工湿地系统内植物和水生动物群落结构的优化

作为长期运行的河流治理工程,人工湿地系统中的植物和水生动物群落结构应当既与淄博当地的自然环境相适应,又能最大限度提高对水质的净化效果,并保持系统运行的长久稳定性。同时,作为一个大规模的工程,经济可行性也是选择生物时所必须要考虑到的。

(2) 对污染物去除效果的强化

作为人工湿地构建的首要目的,必须要完成对污染物质的去除,系统最终出水要满足Ⅴ类水体的标准,回用于景观用水,因此应当针对河流水质和当地的实际情况采取一系列的强化措施。

(3) 对水量变化的适应性

作为一条典型的北方河流,孝妇河的流量随季节、年度的变化是很大的,为了保证系统的长期运行,在构建人工湿地的时候就必须考虑到系统对大幅度变化的水量的适应性,即系统的抗冲击负荷性要强。

(4) 选择适当的建设地点

可结合河道的地形特点,利用合适的滩地建设湿地系统。对河水处理效果较好,费用低,还可与自然景观的建设结合。

(5) 出水可以回用作景观水

系统出水在达到水质要求后可通过设计好的沟渠抽调至城区其他部分,作为景观用水。

(6) 作为一种单一的水处理工艺,应当具有可以与其他工艺联用的可能,以联合提高污染污水的处理效果。

人工湿地污染河水处理系统的技术路线图如图2-1所示。

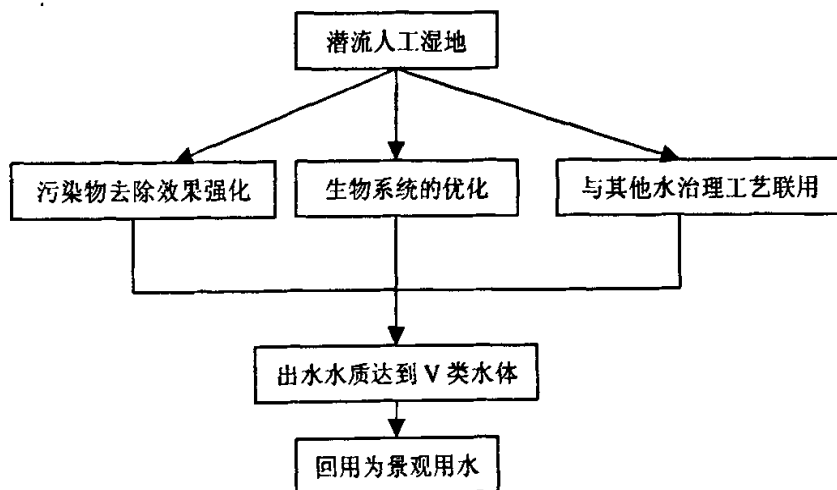


图 2-1 人工湿地系统技术路线图

2.2 孝妇河人工湿地中试工程选址

根据上节提到的人工湿地构建思路，孝妇河人工湿地中试工程最终选址在孝妇河黄土崖段的一段河滩上。现场未建设前的状况如图 2-2 所示。



图 2-2 孝妇河人工湿地中试基地施工前场地状况

2.3 孝妇河人工湿地中试工程的设计与建设

2.3.1 填料的初步选择

在人工湿地污水处理工艺中,填料的选择是一个十分重要的环节:一方面填料可为水生植物生长提供载体和营养物质;同时也为微生物的生长提供稳定的依附表面;此外,填料还可通过物理和化学的途径去除污水中的污染物质,如人工湿地中高达87%的磷可以通过沉淀或吸附作用而被去除^[29,30,31,32,33]。

因为人工湿地的面积一般较大,对填料的需求量也较大,所以在尺寸、形状、性质等满足植物和微生物生长的需要之外,填料应当是价格低廉、分布广泛、便于获得的材料,以降低人工湿地的成本。近年来,关于填料的研究开始集中到对污染物的吸附上,这样可以减轻植被和微生物去除污染物的负担,进一步提高人工湿地对污染物的去除效果。

氮和磷是水体富营养化的重要限定性因子,所以填料对污染物的吸附方面的研究主要集中在对氮、磷的吸附上。

为了进一步去除水中的氨氮,解决无机磷在吸附饱和之后去除率明显下降的现象,我国同济大学通过一系列相关的试验,提出沸石和石灰石联用可以有效的提高水中氮磷和无机磷的去除。试验结果证明沸石和石灰石发生了协同作用,对总氮、总磷的去除效果均好于其单独使用;沸石和石灰石混合使用,不会降低沸石吸附氨氮的能力,仍然可以进行生物再生;沸石可促使难溶性磷的释放,使得石灰石吸附的 PO_4^{3-} 被植物和微生物利用。所以将沸石和石灰石用作人工湿地的填料,不仅解决了去除氨氮的难题,增强了除磷的能力,而且只要设计得当,不超过系统的最大去除能力,并有一定的间歇期,使填料上吸附的氮、磷被植物和微生物利用,其去除氮、磷的能力就不会因时间的推移而降低,从而使人工湿地系统更加有效的运用于污水处理^[34]。对蛭石的研究也说明选择恰当的填料可以提高对水中的污染物的去除^[35]。

因此,在实际人工湿地的构建中可以考虑采用可起协同作用的混合填料来提高对污染物的去除效果。

孝妇河两岸堆放有大量的废陶瓷、废砖块、空心砖等建筑垃圾,本研究即以这些来源广泛、价格低廉的建筑废弃物作为人工湿地系统的填料来源,最终确定了废砖块、废陶瓷、废弃的空心砖以及废砖与废陶瓷的等体积混合物作为待选填料。

2.3.2 植物的初步选择

植物在人工湿地中起着非常重要的作用,不但直接摄取利用污水中的营养

物质、吸收富集污水中的重金属等有毒有害物质；而且输送氧气到根区，提供根区微生物生长、繁殖和降解对氧的需求；还能维持和加强人工湿地系统内的水力学传输^[36]。但目前人工湿地植物的应用还存在着枯死衰退、杂草丛生和根系扩展较浅等问题，影响人工湿地的净化功能。所以在实际应用中应当通过对人工湿地植物生理生态特性如气体代谢、光合作用、逆境胜利和相生相克等研究，筛选出优良植物种类，创造适宜人工生境，将有利于充分发挥湿地植物功能，提高人工湿地污水处理能力^[37,38,39,40]。

植物根系能从污水中吸收营养物质加以利用、吸收和富集重金属和一些有毒有害物质。如 Ellis 等(1994)的研究结果表明湿地中宽叶香蒲(*Typha latifolia*)和黑三棱(*Sparganium* sp.)是摄取同化、吸附富集高速公路径流油类、有机物、铅和锌的较适宜植物种类^[41]；在沿海滩涂地区，芦苇(*parganium* sp.)床湿地系统是削减进入海洋过量营养物质的强有力手段之一^[42]。池杉(*Taxodium ascendens*)人工湿地对污水中总氮和氨氮的净化效果明显好于对照，对重金属亦有良好的去除作用^[43]。吴振斌等报道芦苇—水葱(*Schoenoplectus lacutris*)、茭白(*Zizania latifolia*)—菖蒲(*Acorus calamus*)等植物组合的垂直人工湿地系统除磷效率及稳定性均高于无植物对照，去除率为40%~60%，其中茭白—菖蒲组合的总磷去除率达65%^[44]。另外一些研究也显示了植物的吸收和吸附作用，栽种植物的湿地对污水中的营养物质及重金属能力高于无植物系统。植物的吸收、吸附和富集作用与植株的生长状况和根系发达程度密切相关，因而不同植物构成的人工湿地净水效果存在着差异。人工湿地植物的生长受介质、气候、温度等影响，其吸收营养盐的能力随生长与生理活动状态而变化，因而水的净化效果也不一样。

湿地环境对很多生物来说是一种严酷的逆境，最严酷的条件是湿地土壤缺氧。缺氧条件下，生物不能进行正常的有氧呼吸，还原态的某些元素和有机物的浓度可达到有毒的水平。人工湿地中植物能将光合作用产生的氧气通过气道输送至根区，在植物根区的还原态介质中形成氧化态的微环境^[45]，这种根区有氧区域和缺氧区域的共同存在为根区的好氧兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的小环境，使不同的微生物各得其所，发挥相辅相成的作用。芦苇湿地的系统中，这类氧传输的能力更强，因为芦苇的根茎是垂直向下延伸生长，具有非常强的穿透性^[46,47,48]。Dunbabin 等测试了小型湿地根区的氧浓度、pH 值及氧化能力，发现三者在有植物系统中皆高于无植物系统，及时在人工湿地中补充碳源加大耗氧量，无植物系统中氧浓度大量下降的情况下，有植物系统根据继续保持氧化状态^[49]。

因此，适当的选择湿地植被可以有效地提高系统对污染物的去除效果，而

且植物可以改善系统的生态环境,增加生物多样性,改善小气候等。

芦苇、菖蒲和美人蕉是人工湿地系统中经常采用的三种植物。除了对污染物去除效果较好之外,三种植物还有其自身的特点:芦苇在我国分布较为广泛,适应性较强,而且有关文献表明根系有强烈的泌氧作用,在根系周围可以形成许多好氧—兼氧—厌氧小环境,有助于不同种类微生物的生长,从而提高系统对污染物的去除效果;菖蒲的返青期较早,有利于填补早春系统植物的空白;美人蕉枝干比较粗壮,可以从水中吸取固定较多的污染物质。

孝妇河沿岸主要的植物群落以芦苇和菖蒲居多,美人蕉是淄博市街道两侧常见的景观植物。本人工湿地中试系统采用芦苇、菖蒲和美人蕉作为待选植物,在系统中等长度串联比较其对污染物质的去除效果,以确定最终植被的选择。

2.3.3 中试工程设计与建设

本中试工程的目的是探索一套适应淄博市当地的人工湿地工艺参数并解决实际运行中可能遇到的各种困难,因此在设计的时候针对接下来的试验做了如下设计:

(1) 确定本人工湿地工艺为潜流人工湿地;

(2) 设计五套平行的人工湿地中试设备,配以不同的填料和植物,以供填料、植物选择之用;

(3) 建立两套进水系统,一套直接可以向系统引入河水,另一套接渗流式生物床系统出水,以在同一时间获得不同的进水水质,有利于比较研究系统在同一时期对不同水质处理效果;

(4) 进水流量可以通过阀门控制,使得单个系统水利负荷可以在 $10\text{cm/d} \sim 100\text{cm/d}$ 之间变化调整,以适应孝妇河随季节变化的水量和最佳水力负荷研究之用;

(5) 在湿地系统中添加沿程取样管,可以比较方便地获得沿程水样,有助于开展污染物沿程降解的分析;

(6) 最终出水处建立景观池,并且在其中种植水生植物、放养鱼类,通过水生生物本身的活动情况来检验处理后的水质状况,为出水水质评价提供一个间接的检测指标。

人工湿地中试系统如图 2-3 所示。湿地系统的池壁由普通砖块构筑而成,五套湿地系统排列方式为并联,每一个系统前后都配有一个配水池和一个出水池。每套湿地系统的尺寸(长 \times 宽 \times 高)均为 $15\text{m} \times 1.5\text{m} \times 0.5\text{m}$,每个配水池长 1.0m ,宽 1.5m ,高 0.8m ,出水池长 0.5m ,宽 1.5m ,高 0.7m 。床体填料填充 0.5m 厚,

另外填料上面铺厚度 0.1m 的种植土。每套湿地系统的进水装置相对独立，可以根据实际情况进行不同的水力负荷或不同进水的比较研究等。

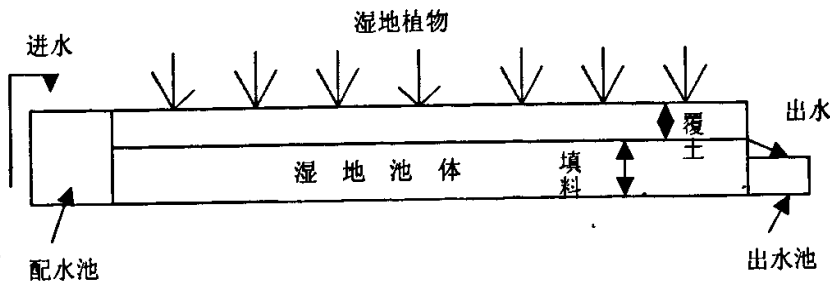


图 2-3 湿地系统示意图

沿河道向岸边的方向五套湿地系统的编号分别为 1#、2#、3#、4#、和 5#，分别配以不同的填料和植物，具体情况如图 2-4 和表 2-2 所示。

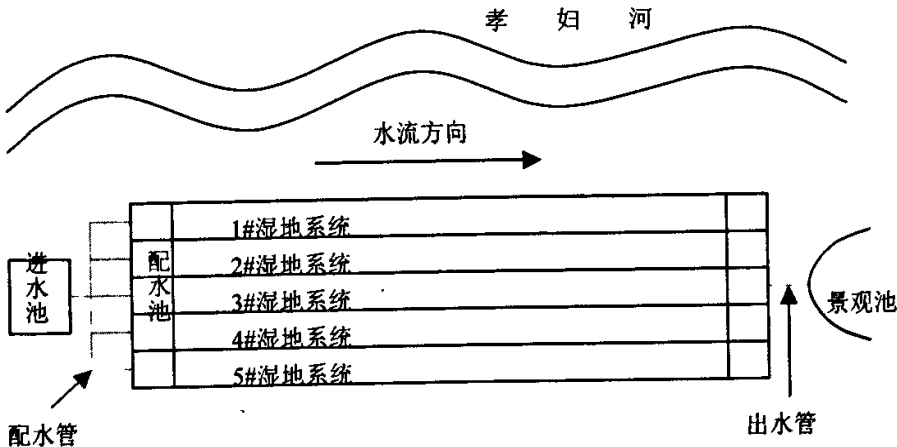


图 2-4 孝妇河人工湿地中试基地构筑物平面布置图

本中试系统中的填料有四类，分别为废砖块、废陶、成型砖和混合填料（废砖和废陶等体积混合），填料粒径 2~4cm。在填料中均加入 5%（体积比）的红粘土以提高对污水中磷的去除效果，加入 5%（体积比）的腐殖土以为微生物附着和植物生长提供良好的环境条件。植物则沿水流方向等长度种植，4#湿地前端为空白对照。

表 2-2 孝妇河人工湿地中试基地工程构筑物规格

湿地编号	填料	植物	长	宽	高
1#	废砖块	芦苇、菖蒲、美人蕉			
2#	废陶瓷	芦苇、菖蒲、美人蕉			
3#	空心砖	芦苇、菖蒲、美人蕉	15m	1.5m	0.5m
4#	混合填料	菖蒲、美人蕉			
5#	混合填料	芦苇、菖蒲、美人蕉			

孝妇河潜流人工湿地中试工程于 2004 年 3 月下旬开始建设, 至 2004 年 5 月下旬基本完工, 具体建设过程如图 2-5 所示。



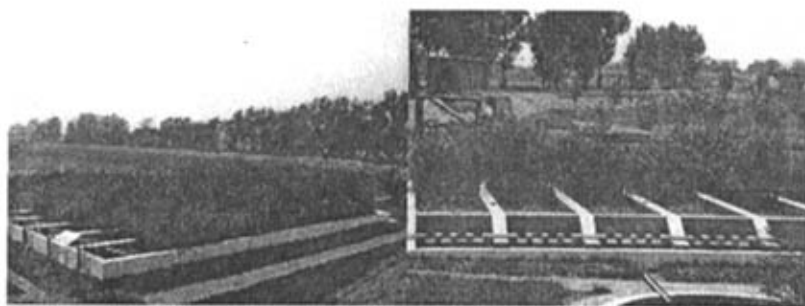
人工湿地建设现场整理

人工湿地床底的建设



人工湿地床体的建设

人工湿地植物的种植



人工湿地建成后外观图

人工湿地建成后第二年外观图

图 2-5 人工湿地建设过程

2.4 小结

- (1) 确定潜流人工湿地作为治理淄博市孝妇河污染的优选工艺;
- (2) 确定孝妇河潜流人工湿地中试基地建设在孝妇河黄土崖段的河畔上;
- (3) 确定废砖块、废陶瓷、空心砖和混合填料(废砖和废陶等体积混合)

四种填料作为湿地系统的待选填料:

(4) 确定芦苇、菖蒲和美人蕉三种植物作为湿地系统的待选填料;

(5) 通过 2004 年 3 月下旬~2004 年 4 月下旬一个月的建设, 中试基地顺利完工。

第3章 潜流人工湿地技术的构建与运行

填料和植物是人工湿地的重要组成部分，它们在人工湿地的污染物质去除方面起着很重要的作用。

人工湿地中的填料可为水生植物生长提供载体和营养物质；同时也为微生物的生长提供稳定的依附表面；此外，填料还可通过物理和化学的途径去除水中的污染物质。

植物在人工湿地中也起着非常重要的作用，不但直接摄取利用污水中的营养物质、吸收富集污水中的重金属等有毒有害物质；而且输送氧气到根区，提供根区微生物生长、繁殖和降解对氧的需求；还能维持和加强人工湿地系统内的水力学传输等。

本研究通过对比不同湿地系统对污染物的去除效果最终确定了适宜的填料和植物，从而构建潜流人工湿地污染河水处理系统，并对系统的运行特性进行了研究。

3.1 试验装置与方法

3.1.1 填料的物理化学性质研究

填料的物理性质如孔隙率的改变会导致湿地系统中水流空间也随之发生改变，在同样进水量的情况下，不同孔隙率的湿地中水力停留时间是不同的；而填料对污染物质的吸附能力则直接影响着湿地系统对污染物质的去除效果。为了筛选出优质的填料，本研究对不同填料的孔隙率以及对污染物质（氨氮和无机磷）的吸附能力进行了测量比较。

(1) 填料孔隙率的测量

① 选取填料的粒径应控制在3—5 cm之间，准备一较大容器（容积在2~3L之间，并准确测量出其容积）；

② 将填料逐一放入已知体积的容器中，填满后，容器的体积即为填充填料的堆积体积（ V_1 ），然后称量这些填料的重量（ m ），即可计算出填料的堆积密度（ ρ_1 ）（ $\rho_1 = m / V_1$ ）；

③ 继而用量筒慢慢向填充了填料的容器中加水至容器口，根据量筒前后读数差得出加入容器中水的体积（ V_3 ），从而可以得出填料的真实体积（ V_2 ）， $V_2 = V_1 - V_3$ ；

④ 然后根据填料的重量和其真实体积即可计算出填料的真实密度(ρ_2), $\rho_2 = m/V_2$;

⑤ 根据填料的真实密度和堆积密度即可计算出填料的孔隙率(γ), 计算公式为:

$$\gamma = 1 - \rho_1 / \rho_2 \quad (3-1)$$

(2) 填料对污染物质(氨氮和无机磷)吸附能力研究

为了考察各种填料对污水中各种污染物的去除能力, 对上述的填料分别进行了污染物吸附等温实验研究。

1) 吸附等温线测试

填料在一定温度下的离子吸附容量可用下式计算:

$$q = (C_0 - C) \times V / M \quad (3-2)$$

式中: q 为吸附容量(mg离子/g填料), C_0 为离子初始浓度(mg/L), C 为离子平衡浓度(mg/L), V 为溶液体积(L), M 为填料质量(g)。

吸附等温线可按如下步骤测定:

① 分别配置 100mL 初始浓度为 10、20、40、80、120 和 200mg/L 的氨氮溶液和初始浓度为 10、20、40、80、120 和 200 μ g/L 的无机磷溶液, 分别置于 250mL 带塞锥形瓶中;

② 准确称取待测填料 10g 左右, 放入锥形瓶中;

③ 将锥形瓶置于回旋振荡器, 振荡 24h, 测定温度和锥形瓶中的氨氮和无机磷的平衡浓度;

④ 由式(3-2)求得氨氮和无机磷的吸附容量, 由氨氮和无机磷的吸附容量和平衡浓度可以求得填料的氨氮和无机磷的吸附等温线;

2) 吸附等温线分析

25 $^{\circ}$ C下, 描述填料对氨氮和磷的吸附一般可采用以下两种吸附模型: Langmuir模型和Frendlich模型。

Langmuir模型:

$$\frac{c}{m} = \frac{c}{X_m} + \frac{1}{K_m} \quad (3-3)$$

其中, c 为吸附平衡时氨氮或无机磷溶液浓度; m 为每kg样品吸附氨氮或无机磷的量; X_m 为最大吸附量, g/kg; K_m 为与吸附能力有关常数。

由式3-3可以看出, c/m 与 c/X_m 成线性关系, 可以通过作图求得 X_m 和 K_m 的值。

当 $c \rightarrow \infty$ 时, $m \rightarrow X_m$, 由此可以求得填料的最大吸附容量。

Freundlich模型:

$$m = kc^n \quad (3-4)$$

其中, k , n 为常数。

可按下列方程回归出这两个系数

$$\ln m = \ln k + \frac{1}{n} \ln c \quad (3-5)$$

由(3-5)可以看出, $\ln k$ 与 $\ln m$ 成线性关系, 因此可以通过作图求得 k 和 n 的值。

根据Langmuir和Freundlich等温吸附模型, 对几种填料物质的吸附数据进行回归。

3.1.2 人工湿地中试运行工况

中试系统于2004年5月建成, 通入孝妇河水对湿地系统进行浸泡, 一个月后正式通水运行。具体的工况安排和水质情况如表3-1所示。

在填料物理性质研究的基础上, 在2004年6月~2004年8月控制水力负荷为15cm/d, 保证各个湿地系统进水水质相同, 对各个个人工湿地系统的处理出水进行了比较研究, 以期在实际运行中找出最好的填料与植物组合。

由于污染河水的水质随降雨量不同而发生很大的季节性变化, 因此, 为反映河水实际情况, 本课题在夏季分别在高浓度进水和低浓度进水两种试验条件下, 在水力负荷为15cm/d的情况下对不同填料人工湿地中试系统的运行特性进行研究。

表3-1 试验工况安排

工况	时间	污染物浓度	COD(mg/L)	氨氮(mg/L)	总磷(mg/L)
1	2004.6.10~7.11	较高	40~70	10~35	<0.1
2	2004.7.12~8.25	低	15~30	0.3~3	<0.1

试验过程中的主要水质检测项目为氨氮、硝氮、亚硝氮、总氮和 COD_{Cr} , 采用的分析方法如下所示^[50]。

氨氮: 纳氏试剂光度法;

COD_{Cr} : 重铬酸钾法;

硝态氮: 紫外分光光度法;

亚硝氮：N-（1-萘基）-乙二胺光度法

总氮：过硫酸钾氧化-紫外分光光度法；

3.2填料的筛选研究

3.2.1 填料物理化学性能评价

(1) 填料的孔隙率

对填料的孔隙率进行了测量，各种填料的孔隙率测定结果见表 3-2。

	表 3-2 各种填料的比较			
	废砖	陶瓷	砖+陶瓷	空心砖
堆积密度(g/cm ³)	0.88	1.02	0.95	0.85
真实密度(g/cm ³)	2.05	2.33	1.96	2.01
孔隙率(%)	57.0	55.9	51.6	57.5

从上表中可以看出，空心砖、废砖和陶瓷的孔隙率较大，对于人工湿地填料来说，这样能够提供更大的比表面积，对污水中的污染物有更大的吸附去除能力。

(2) 各种填料对氨氮的吸附能力评价

所测得的各种填料对氨氮的吸附性能如图 3-1 所示。

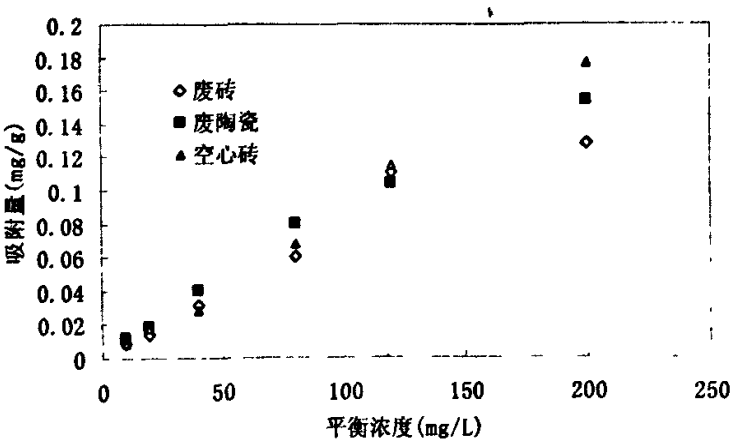


图 3-1 各填料对氨氮的吸附量

各种填料对氨氮吸附的 Langmuir 拟合曲线如图 3-2 所示，其中废砖的

Langmuir 拟合曲线为 $y=0.0009x+1.2459$ ($R^2=0.1463$); 废陶瓷的 Langmuir 拟合曲线为 $y=0.0017x+0.9393$ ($R^2=0.7166$); 空心砖的 Langmuir 拟合曲线为 $y=-0.0008x+1.2567$ ($R^2=0.1911$)。

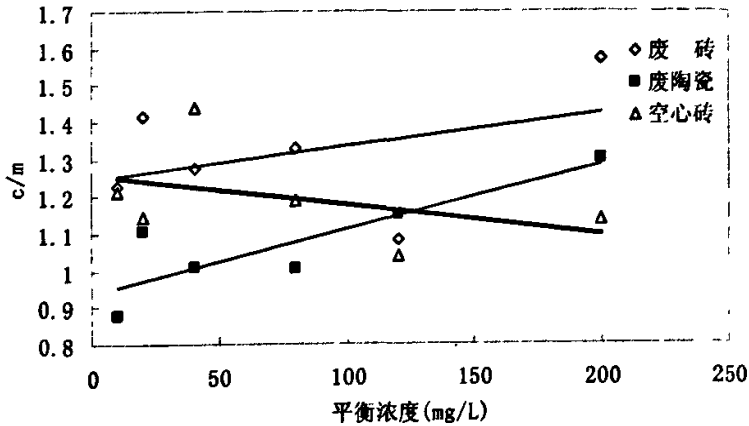


图 3-2 各种填料吸附氨氮的 Langmuir 拟合曲线

各种填料对氨氮吸附的 Freundlich 拟合曲线如图 3-3 所示, 其中废砖的 Freundlich 拟合曲线为 $y=0.9796x-0.1873$ ($R^2=0.9874$); 废陶瓷的 Freundlich 拟合曲线为 $y=0.9053x+0.3072$ ($R^2=0.9934$); 空心砖的 Freundlich 拟合曲线为 $y=1.0345x-0.3062$ ($R^2=0.9926$)。

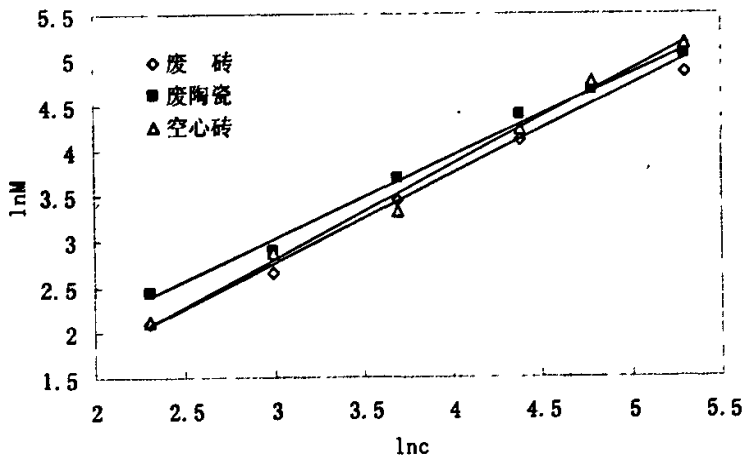


图 3-3 各种填料吸附氨氮的 Freundlich 拟合曲线

根据拟合得到的两种氨氮吸附等温方程常数如表 3-3 所示。

由表 3-3 中数据可以看出, 三种填料对氨氮的吸附曲线都比较符合 Freundlich

模型，其中废陶瓷的 Freundlich 吸附常数 k 较大。

表 3-3 各种填料两种氨氮吸附等温方程常数

填料	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	$X_m(\text{mg/g})$	$K_m(\text{g/L})$	R^2	n	k	R^2
废砖	1111	0.8026	0.1463	1.02	0.8292	0.9874
废陶瓷	588	1.0646	0.7166	1.10	1.3596	0.9934
空心砖	-1250	0.7957	0.1911	0.99	0.7362	0.9926

(3) 各种填料对磷的吸附能力评价

所测得的各种填料对磷的吸附情况如图 3-4 所示。

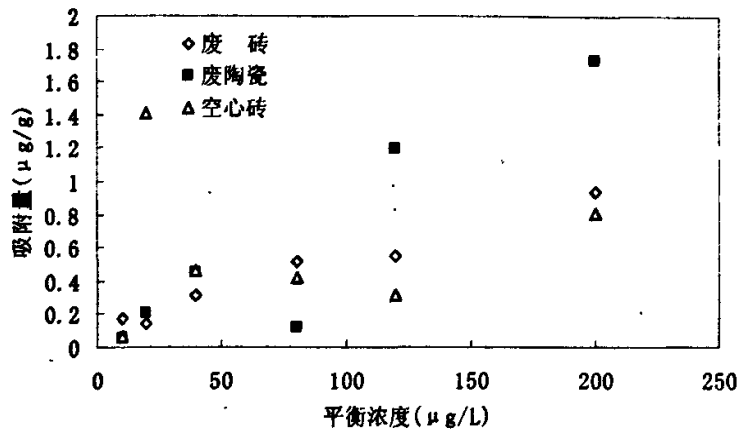


图 3-4 各种填料对磷的吸附量

各种填料对磷吸附的 Langmuir 拟合曲线如图 3-5 所示。其中废砖对磷吸附的 Langmuir 拟合曲线为 $y=0.0007x+0.098$ ($R^2=0.7089$)；废陶瓷对磷吸附的 Langmuir 拟合曲线为 $y=-9E^{-5}x+0.2206$ ($R^2=0.007$)；空心砖对磷吸附的 Langmuir 拟合曲线为 $y=0.0012x+0.0806$ ($R^2=0.4861$)。

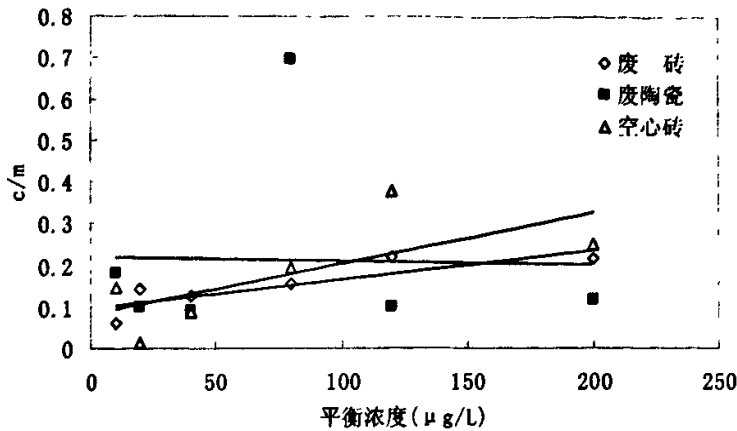


图 3-5 各种填料吸附磷的 Langmuir 拟合曲线

各种填料对磷吸附的Freundlich拟合曲线如图3-6所示。其中废砖对磷吸附的Freundlich拟合曲线为 $y=0.6206x+3.4462$ ($R^2=0.9131$)；废陶瓷对磷吸附的Freundlich拟合曲线为 $y=0.9715x+1.9871$ ($R^2=0.6631$)；空心砖对磷吸附的Freundlich拟合曲线为 $y=0.3809x+4.5296$ ($R^2=0.1762$)。

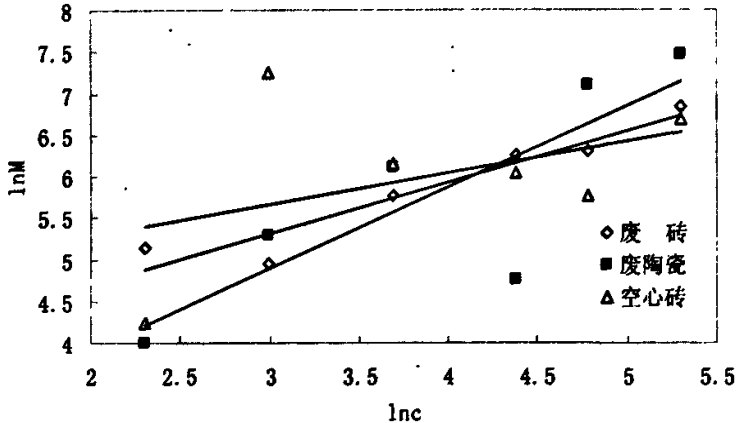


图 3-6 各种填料吸附磷的 Freundlich 拟合曲线

根据拟合得到的两种磷吸附等温方程常数如表 3-4 所示。

由表 3-4 中数据可以看出三种填料对磷的吸附都比较符合 Freundlich 模型，其中空心砖的 Freundlich 吸附常数 k 较大。

结合三种填料对氨氮和无机磷的吸附等温方程常数的两组数据可以看出，各种填料对氨氮和无机磷的吸附都比较符合 Freundlich 模型，对氨氮的吸附而言，废陶瓷有较佳的效果，而对于无机磷的吸附而言空心砖具有较好的效果。在实

际运行中还应根据人工湿地系统的实际运行结果, 进一步进行填料的筛选。

表 3-4 各种填料的两种磷吸附等温方程常数

填料	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	Xm(mg/g)	Km(mg/L)	R ²	n	k	R ²
废砖	1428.6	10.20	0.7089	1.61	31.38	0.9131
废陶瓷	1111.1	4.53	0.007	1.03	7.29	0.6631
空心砖	833.3	12.41	0.4861	2.63	92.72	0.1762

3.2.2 污染物去除效果分析

本课题对比了四种不同填料的湿地系统对污染河水中污染物质的去除效果, 这四种填料分别为废砖 (1#系统)、废陶瓷 (2#系统)、空心砖 (3#系统) 和废砖废陶瓷等体积混合的混合填料 (5#系统)。由于河水中污染物浓度随季节的变化有较大的差异, 因此本研究分别针对较高浓度污染河水 and 较低浓度污染河水两种不同进水情况系统对填料的效果进行了评价分析, 两种运行条件下各湿地的水力负荷均为 15cm/d。

(1) 较高浓度污染河水进水试验结果分析

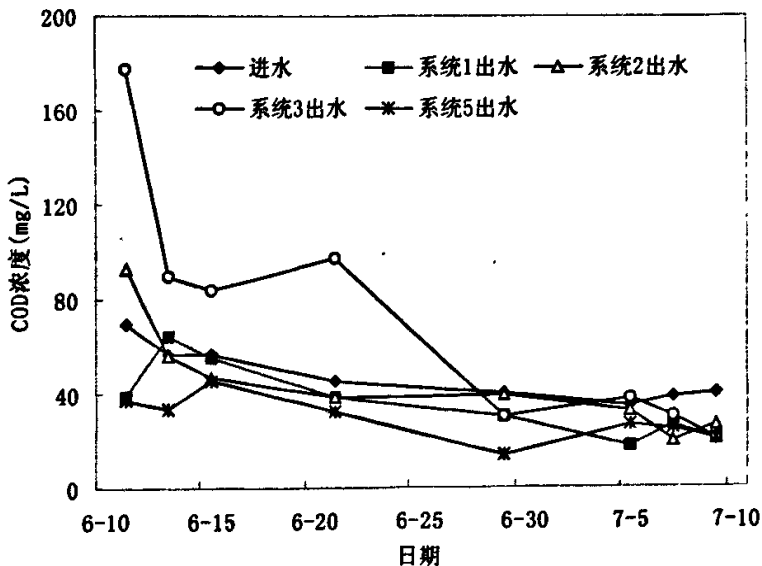


图 3-7 高浓度进水各湿地系统的 COD 去除效果

较高浓度污染河水进水条件下, 不同填料人工湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果如图 3-7 所示。可见, 5# (混合填料) 人工湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果最好, 平均去除率约 40%, 处理出水 COD_{Cr} 均低于 40mg/L。1# (废砖) 湿地系统和 2# (废陶瓷) 湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果类似, 去除率在 10~25% 之

间。3#(空心砖)湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果很差,处理出水 COD_{Cr} 大多高于进水,可能是由空心砖经污水浸泡后的溶出物造成的。

该工况下,不同填料人工湿地系统对氨氮的去除效果如图 3-8。可见,1#(废砖块)人工湿地系统对氨氮的去除效果最好,平均去除率为 54%。5#(混合填料)人工湿地系统的运行初期对氨氮的去除效果较差,但在系统运行 20d 以后,系统逐渐稳定,氨氮的去除效果也得以提高,稳定后 5#系统对氨氮的平均去除率为 56%,可见就氨氮的去除而言,虽然混合填料人工湿地的启动期略长一些,但是系统稳定后同样可以取得较好的氨氮去除效果。2#(废陶)和 3#(空心砖)系统对氨氮的去除效果较差,平均去除率均低于 40%。

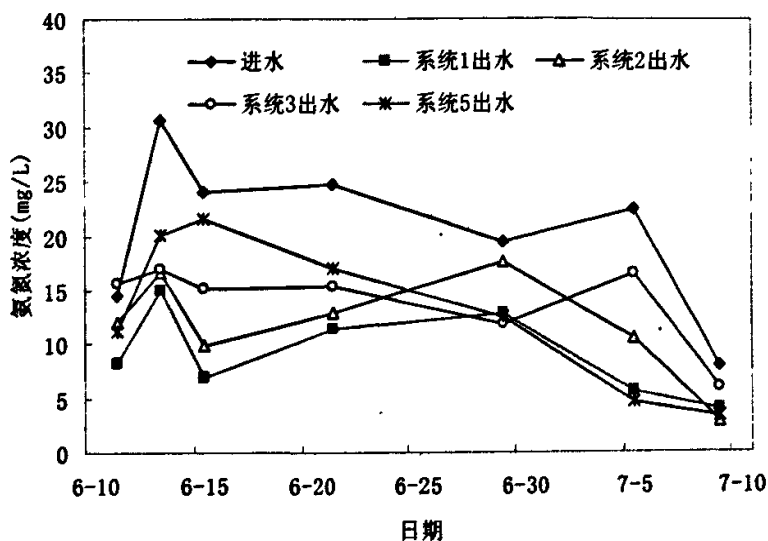


图 3-8 高浓度进水各湿地系统的氨氮去除效果

该工况下,不同填料人工湿地系统进出水硝氮浓度如图 3-9 所示。可见 2#(废陶瓷)系统中出水硝氮浓度较高,相比较之下其他系统中硝氮出水浓度波动较为一致。

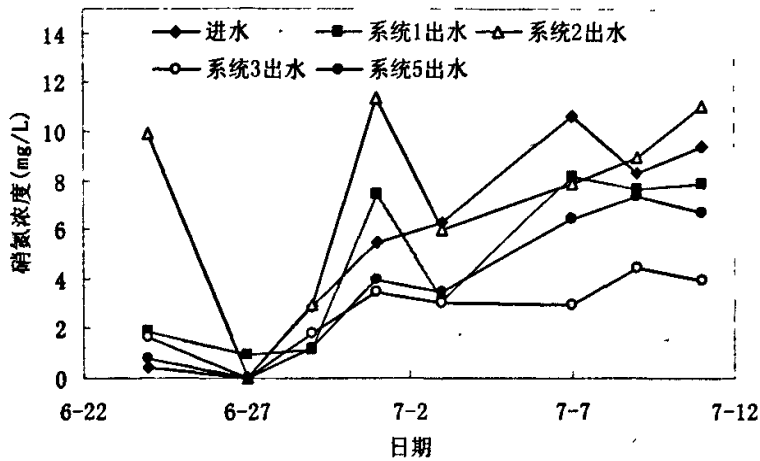


图 3-9 高浓度进水各湿地系统的进出水硝氮浓度

该工况下，不同填料人工湿地系统进出水总氮浓度如图 3-10 所示。可见 2#（废陶瓷）系统中出水总氮浓度波动，相比较之下其他系统中总氮出水浓度波动较为一致，且去除效果无显著差异。

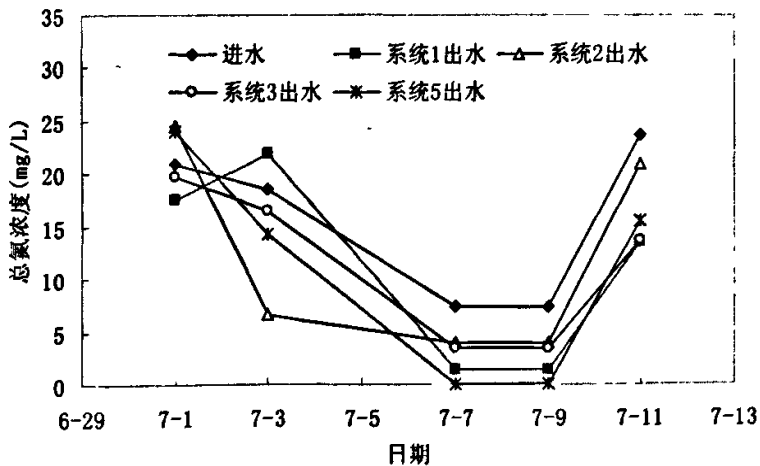


图 3-10 高浓度进水各湿地系统的进出水总氮浓度

孝妇河水中的总磷浓度很低（大多小于 0.1mg/L ），可能是由河水中较高的铁、锰含量造成的，各湿地系统对总磷的去除率均在 10% 左右，没有显著性差异。

综上所述，在较高浓度进水条件下，1#（废砖块）人工湿地系统对 COD_{Cr} 和氨氮均有相对较好的去除效果；5#（混合填料）人工湿地系统在启动后（约 20d 后），具有和 1# 系统相当的去除效果，可见，废砖块和混合填料在较高浓度

污染河水处理人工湿地系统中具有较好的适用性。

(2) 低浓度污染河水进水试验结果分析

低浓度污染河水进水条件下,不同填料人工湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果如图 3-11 所示。可见,1#(废砖块)、2#(废陶瓷)和 5#(混合填料)人工湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果相对较好,其平均去除率均在 25% 左右。3#(空心砖)人工湿地系统的 COD_{Cr} 去除效果与高浓度进水条件下的情况类似,对 COD_{Cr} 基本无去除效果。

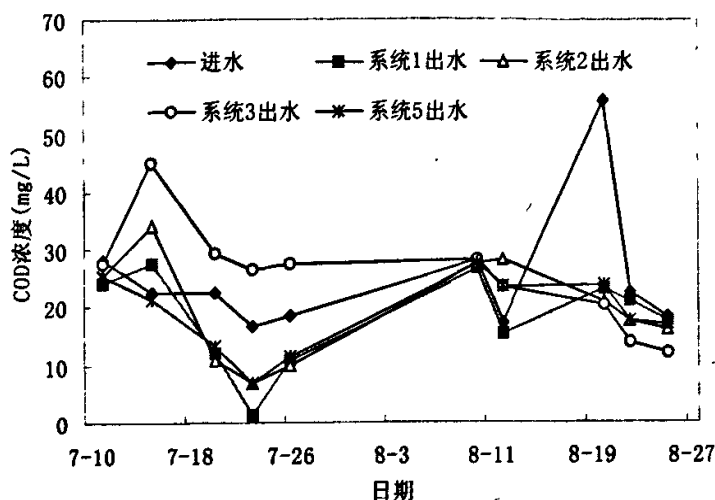


图 3-11 低浓度进水各湿地系统的 COD 去除效果

该工况下,不同填料人工湿地系统对氨氮的去除效果如图 3-12 所示。可见,5#(混合填料)人工湿地系统对氨氮的去除效果最好,其平均去除率为 70%;1#(废砖块)人工湿地系统的氨氮去除效果次之,平均去除率为 57%;2#(废陶)和 3#(成型砖)人工湿地系统的氨氮去除效果很差,多数情况下处理出水中的氨氮浓度高于进水,可能是由高浓度进水工况中填料吸附的氨氮溶出造成的。

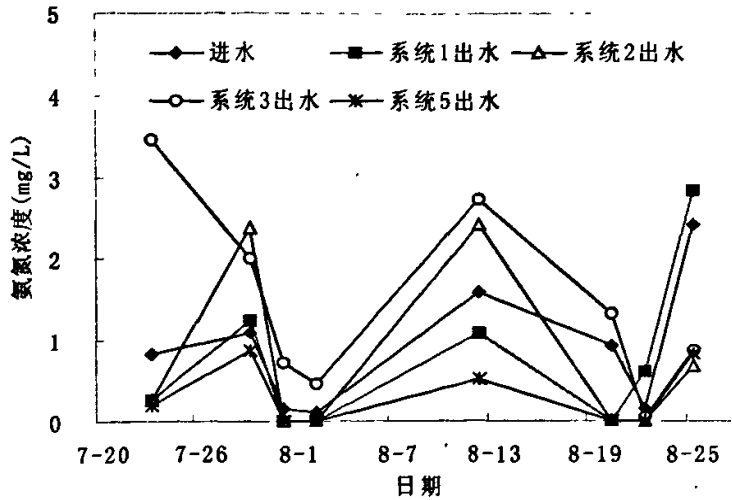


图 3-12 低浓度进水各湿地系统的氨氮去除效果

该工况下,不同填料人工湿地系统进出水硝氮如图3-13所示。由于进水浓度波动较大,各湿地系统出水硝氮主要随进水硝氮浓度波动,彼此之间无显著差异。

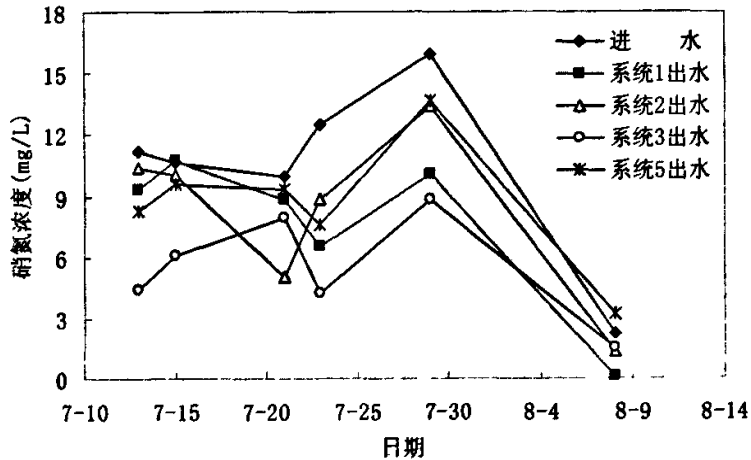


图 3-13 低浓度进水各湿地系统的进出水硝氮浓度

该工况下,不同填料人工湿地系统进出水总氮如图3-14所示。可见2#(废陶瓷)系统和3#(空心砖)系统中出水总氮浓度较大,而1#(废砖)系统和5#(混合填料)系统中出水总氮浓度较小。

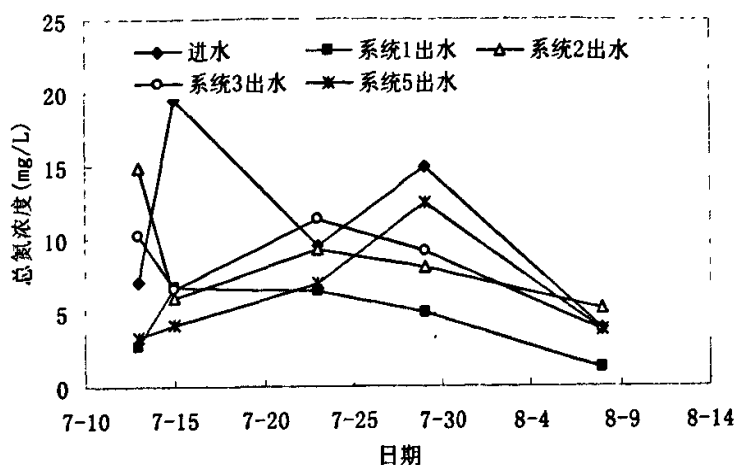


图 3-14 低浓度进水各湿地系统的进出水总氮浓度

综上所述,在低浓度进水条件下,5#(混合填料)人工湿地系统对于 COD_{Cr} 和氨氮均具有相对较好的去除效果,混合填料在低浓度污染河水处理人工湿地系统中表现出较好的适用性。

3.2.3 系统内酸碱及氧化还原环境分析

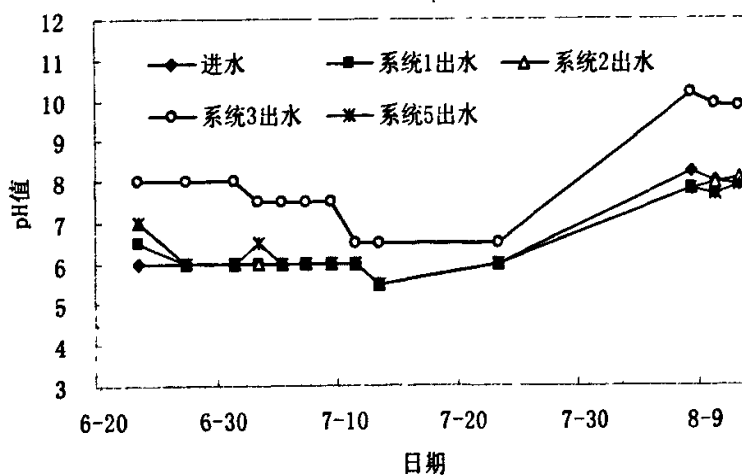


图 3-15 各湿地系统进出水的 pH 值变化曲线

对两种工况条件下各湿地系统的进出水 pH 值进行了分析,结果如图 3-15 所示。可见,1#(废砖块)、2#(废陶)和 5#(混合填料)湿地系统的出水 pH 值和进水 pH 值相比变化很小,可见废陶、废砖和混合填料有着较好的 pH 缓冲性能;而 3#(空心砖)湿地系统的出水 pH 值较进水有较大升高,甚至达 10 左右,这可能是由成型砖浸泡溶出物造成的,过高的 pH 值不利于植物和微生物

的生长繁殖,可见,就孝妇河处理而言,以空心砖作为湿地填料是不合适的。

对两种工况条件下各湿地系统的进出水 DO 进行了分析,结果如图 3-16 所示。进水中的 DO 较高,大多在 4~9mg/L 之间,各湿地系统处理出水的 DO 大多在 1mg/L 以下,这是由湿地中有机质降解和氨氮硝化作用耗氧造成的。其中,5#(混合填料)湿地系统处理出水的 DO 大多高于其它系统,这有利于有机污染物和氨氮的去除;2#(废陶)和 3#(空心砖)湿地系统处理出水 DO 相对较低,尤其 3#系统的出水 DO 大大低于其它系统,过低的溶解氧不利于硝化反应的进行和氨氮的转化去除。

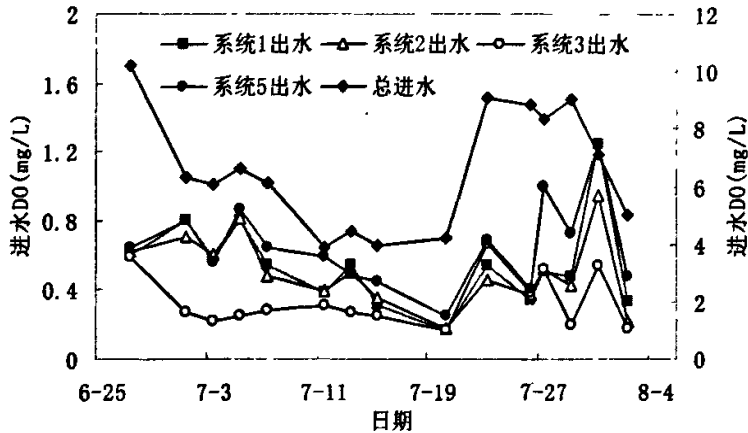


图 3-16 各湿地系统进出水的 DO 变化曲线

3.3 植物组合研究

本研究比较分析4#系统和5#系统对污染物的去除效果,其中4#系统前端没有种植植物,只在中间和后端种植了菖蒲和美人蕉,而5#植物除了中间和后端同4#系统一样种植了菖蒲和美人蕉外,在前端种植了芦苇。本课题通过比较两湿地系统对污染物的去除效果来研究湿地植物在污染物去除方面的作用。

3.3.1 对氮的去除

在较高浓度进水和较低浓度进水(见 3.1.2)两种情况下 4#和 5#湿地中各种形态氮的浓度变化如表 3-5 所示。

从表 3-5 中可以看出,增加种植了芦苇的 5#系统对氨氮的去除效果要明显好于 4#系统,在两种进水浓度情况下氨氮去除率分别比 4#系统高出了 7.10%和 19.23%。这说明种植芦苇对湿地中氨氮的去除有明显的促进作用。除了植物本身生长的吸收外,芦苇发达的根系有很强的输氧作用^[51],可以在填料层中形成许多微小富氧的单元,从而提高湿地内部硝化作用,改善系统对氨氮的去除。

表 3-5 两块湿地中各形态氮的浓度变化

污染物		湿地系统编号			
		4#系统		5#系统	
		较高浓度进水	低浓度进水	较高浓度进水	低浓度进水
氨氮	进水(mg/L)	30~40	1~5	30~40	1~5
	出水(mg/L)	7~28	0~1.2	3~20	0~0.8
	平均去除率 (%)	17.00	52.47	24.10	71.70
硝氮	进水(mg/L)	0.6~5.8	4.2~10.0	0.6~5.8	4.2~10.0
	出水(mg/L)	1.4~8.1	3.5~11.4	1.2~7.4	3.1~9.3
亚硝氮	进水(mg/L)	0.2~5.6	0.1~2.5	0.2~5.6	0.1~2.5
	出水(mg/L)	0.4~4.7	0~3.0	0.3~5.1	0~3.1
总氮	进水(mg/L)	31~52	6~20	31~46	6~22
	出水(mg/L)	9~41	2~16	5~30	4~12
	平均去除率 (%)	64.59	36.24	68.87	33.18

表 3-5 中的数据还表明,在总氮的去除方面 4#系统和 5#系统两块湿地具有接近的效果。4#系统和 5#系统在高浓度进水期间的去除率分别为 64.59%和 68.87%,在低浓度进水期间对总氮的去除率分别为 36.24%和 33.18%,二者相差不大,这说明芦苇的种植对总氮去除的影响不大,而两系统在低浓度进水阶段对总氮的去除率均从高浓度进水阶段的 60%以上降到了 35%左右,则可能是由于水中 COD_{Cr} 的降低导致反硝化作用所需的碳源匮乏造成的。

3.3.2 对 COD_{Cr} 的去除

4#系统和 5#系统在两种浓度进水的情况下对 COD_{Cr} 的去除效果见表 3-6。

表 3-6 两块湿地的 COD_{Cr} 进出水浓度

湿地编号	试验阶段	进水	出水	平均去除率
		COD_{Cr} (mg/L)	COD_{Cr} (mg/L)	(%)
4#系统	较高浓度进水	40~70	20~45	27.37
	低浓度进水	25~35	6~26	30.52
5#系统	较高浓度进水	40~70	20~45	33.50
	低浓度进水	25~35	6~27	35.03

可见,两块湿地对 COD_{Cr} 的去除效果相近,在同样的情况下,两套中试系

统出水 COD_{Cr} 浓度的波动基本一致, 两块湿地对 COD_{Cr} 的去除率也较为相近, 相比较之下 5#湿地的去除效果稍好(在两种浓度进水的情况下去除率分别比 4#湿地的去除率高 3.13%和 4.51%)。由此可见, 5#湿地系统虽然在前段种植芦苇, 但其对 COD_{Cr} 的去除率仅比 4#湿地仅高出数个百分点, 可见就污染河水中 COD_{Cr} 的去除而言, 植物的贡献相对较小。这不仅因为污染河水中 COD_{Cr} 比较低, 还因为河道承载的不仅仅是生活污水, 还掺进了很多工业污水, 降低了河水的可生化性能。

3.4 污染物沿程降解分析

为了研究湿地系统内部对污染物的沿程降解情况, 本研究进行了污染物沿程降解分析。本研究采用混合填料湿地系统, 利用构建时每隔 1m 设计的沿程取样管, 利用针管依次从取样管中取样。本试验采用了相对较高浓度的进水(氨氮浓度在 8mg/L 左右), 以减少试验操作带来的误差, 试验所采用的水力负荷为 15cm/d。

氨氮、硝态氮、亚硝氮和总氮的浓度沿程变化如图 3-17 所示。

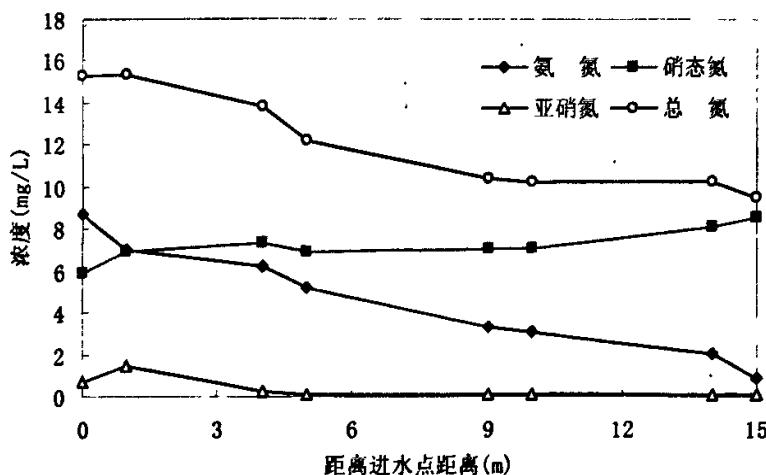


图 3-17 氨氮、硝态氮、亚硝氮和总氮浓度的沿程变化

由图中可见氨氮浓度沿水流方向有着明显的下降, 从进水点的 8.66mg/L 降低到出水点的 0.88mg/L, 而且沿程氨氮浓度降低程度比较均匀, 说明湿地系统沿程对氨氮的降解差异不大。系统中硝态氮浓度沿水流方向一直呈较稳定的上升趋势, 但是增加的浓度要比氨氮降低的少, 而水中亚硝氮的浓度一直都接近于 0, 可见系统对水中的硝态氮还是有一定的去除效果的。总氮的浓度在前端有较大幅度的下降, 到后半部分下降趋势逐渐趋于平缓, 可见系统对总氮

的去除主要是集中在前端,这可能是与前端水中的有机物浓度相对较高,有利于反硝化反应的进行有关。

COD_{Cr}的沿程变化如图 3-18 所示。

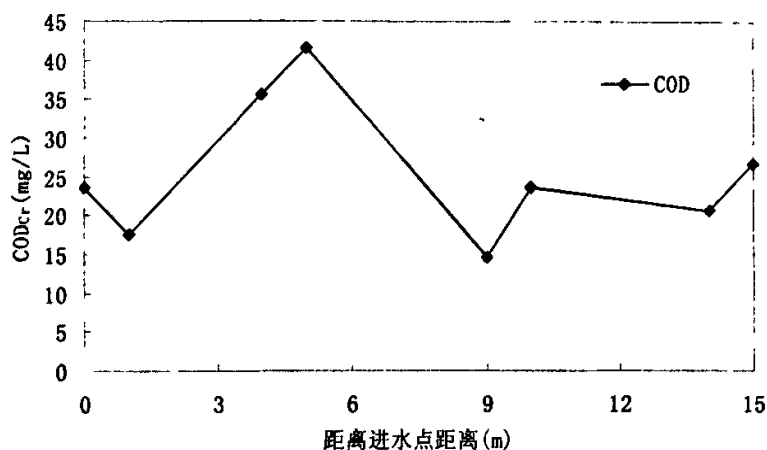


图 3-18 COD_{Cr} 沿程变化图

由图中可以看出,由于进水COD_{Cr}的浓度较低,且可生化性能较差,所以系统对COD_{Cr}的沿程降解效果很不明显,规律性不强。

3.5 填料与植物的综合性能评价

3.5.1 填料的综合评价

通过上面的研究分析可见,以等体积的废砖块和废陶掺混获得的混合填料构建的人工湿地系统,在高浓度进水和低浓度进水两种工况下均具有最优的污染物去除效果,而且其形成的酸碱环境和氧化还原环境也有利于微生物和植物的生长,因此,混合填料对于水质季节性变化很大的污染河水处理而言具有良好的适应性。

以废砖块作为填料构建的人工湿地系统,亦具有较好的污染物去除效果(低浓度进水条件下氨氮去除效果略差于混合填料人工湿地系统),因此,废砖块可以作为污染河水人工湿地处理系统的备选填料。

以废陶作为填料构建的人工湿地系统,对氨氮的去除效果很差,以废陶作为污染河水人工湿地处理系统的填料是不合适的。

以空心砖作为填料构建的人工湿地系统,容易形成明显的缺氧环境,对有机污染物和氨氮的去除效果均很差。当然缺氧环境的形成,有利于反硝化作用的进行,因此,对于硝态氮含量较高的污染河水,可以考虑选择空心砖作为填

料。

在淄博孝妇河两岸有大量的建筑垃圾堆放,其中尤以废陶和废砖块为多,因此,选择混合填料(废陶和废砖块等体积掺混)作为污染河水人工湿地处理系统的填料,不仅材料的来源丰富、成本低廉,而且可以充分利用这些固体废弃物,变废为宝,达到以废治废的目的。

3.5.2 植物的综合评价

芦苇作为一种湿地植物,在对氨氮的去除方面有较明显的作用,而对总氮的去除没有明显的效果,这与芦苇根系泌氧作用有一定的关系。而在以氨氮和COD为主要污染物的污染河水的治理方面,芦苇是一种良好的湿地植物。

菖蒲和美人蕉有较高的生物量,而且美人蕉具有较高的观赏价值,因此,菖蒲和美人蕉也是湿地植物中较好的待选植物。

在孝妇河沿岸的湿地种植芦苇、菖蒲和美人蕉,并将这三种植物有机结合起来,可以大大提高湿地系统对污染河水的净化效果,并提高人工湿地系统的景观效果。

3.5.3 构建潜流人工湿地系统的运行效果

通过两个月对高低两种污染物浓度污染河水的处理效果的比较,混合填料以其较好的污染物去除效果和去除稳定性成为孝妇河地区潜流人工湿地的优选填料,并确定了芦苇、菖蒲、美人蕉的植物组合,由此构建的潜流人工湿地污染河水处理系统的污染物去除效果如表3-7所示。

表 3-7 混合填料湿地系统对污染河水中污染物的去除效果

污染物	试验阶段	进水浓度(mg/L)	出水浓度(mg/L)	平均去除率(%)
氨氮	较高浓度进水	30~40	3~20	56.32
	较低浓度进水	1~5	0~0.8	70.00
COD _{Cr}	较高浓度进水	40~70	20~45	33.50
	较低浓度进水	25~35	6~27	35.03

3.6 小结

(1) 废砖、陶瓷和空心砖的孔隙率分别为 57.0%、55.9%和 57.5%,其中空心砖、废砖和陶瓷的孔隙率较大,对于人工湿地填料来说,这样能够提供更大的比表面积,对污水中的污染物有更大的吸附能力;

(2) 各种填料对氨氮和无机磷的吸附都比较符合 Freundlich 模型, 对氨氮的吸附而言, 废陶瓷有较佳的效果, 对无机磷的吸附而言, 空心砖具有较好的效果;

(3) 较高浓度进水 (进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 40~70mg/L 和 10~35mg/L) 和较低浓度进水 (进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 15~30mg/L 和 0.3~3mg/L) 两种情况下, 均以混合填料为填充介质构建的人工湿地系统的污染物去除效果最好, 其对 COD_{Cr} 、氨氮的平均去除率分别为 40%、56% 和 25%、70%;

(4) 以等体积的废砖块和废陶掺混获得的混合填料, 材料来源丰富、成本低廉, 对于水质季节性变化很大的污染河水处理而言具有良好的适应性, 最终被确定为孝妇河人工湿地示范工程的优选填料;

(5) 湿地对河道水中 COD_{Cr} 的去除效果受系统中有无植物的影响不是很大, 一方面是由于河道水中 COD_{Cr} 的浓度比较低, 另一方面是因为河道水容纳了大量的工业污水, 可生化性比较差;

(6) 芦苇可以促进湿地对氨氮的去除, 在较高浓度进水 (进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 40~70mg/L 和 10~35mg/L) 和较低浓度进水 (进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 15~30mg/L 和 0.3~3mg/L) 两种情况下, 5#湿地 (混合填料, 植被沿水流方向为芦苇、菖蒲、美人蕉) 对氨氮的去除率分别比 4#湿地 (混合填料, 植被沿水流方向为空白、菖蒲、美人蕉) 高了 7.10% 和 19.23%;

(7) 综合污染物去除和景观效果, 确定了芦苇、菖蒲和美人蕉地植物组合方式。

第4章 人工湿地的持续性运行研究

河流治理是一项长期的工程,因此治理工艺必须保障运行的可持续性,才能达到河流治理长期运行的要求。人工湿地系统是一项以生物治理为主的河水处理工艺,在运行过程中,随着自然条件的改变,系统本身也会随之发生变化,其对污染河水的处理效果也会受到很大影响。我国的北方河流流量季节差异较大,年温差也较大,且在冬季普遍会有一段时间的结冰现象出现,这些都给人工湿地的持续性运行带来了较大的困难。

本章基于在我国典型北方河流“孝妇河”上建立的潜流人工湿地中试系统,对人工湿地系统污染物去除效果的季节变化、年度变化、夏季冲击负荷、冬季去除效果强化、填料堵塞等湿地持续性运行问题进行了系统研究。

4.1 试验装置与方法

4.1.1 试验装置

在2004~2006年,利用孝妇河上建设的五套潜流人工湿地中试系统1#(废砖)、2#(废陶瓷)、3#(空心砖)、4#(废砖废陶瓷等体积混合填料)、5#(废砖废陶瓷等体积混合填料),控制水力负荷为15cm/d,对人工湿地的运行效果进行了近2年的连续监测,考察了季节变化和年度变化对污染物去除效果的影响。

夏季是中国北方地区的雨季,洪水会对人工湿地污染河水处理系统造成水力冲击。在2004年8月,在30~100cm/d之间调整水力负荷,考察了夏季冲击负荷对人工湿地运行效果的影响。

秋冬季,中国北方地区温度大幅度下降,污染物去除效果降低。采用地膜覆盖的措施对冬季运行效果进行了强化,并对人工湿地系统中的土壤微生物特性进行了分析。

4.1.2 试验方法

(1) 植物浸泡试验方法:

① 称取1g左右的枯萎植物茎叶8份,均置于装有50ml蒸馏水的烧杯中,调整至蒸馏水将植物茎叶全部淹没后用塑料保鲜膜盖住烧杯口,移至恒温处维持温度在4℃静置。

② 每隔一天打开保鲜膜摇动烧杯片刻以保证杯中空气与周围大气的流通。

③ 每过1周取1烧杯中的水,测量其中的污染物浓度,8周后即可得到浸泡1~8周后植物茎叶释放的污染物量。

(2) 常规水质测试方法:

氨氮: 纳氏试剂光度法;

COD: 重铬酸钾法;

硝态氮: 紫外分光光度法;

亚硝氮: N-(1-萘基)-乙二胺光度法

总氮: 过硫酸钾氧化-紫外分光光度法;

总磷: 钼锑抗分光光度法。

水温采用普通温度计测量,河水流量来源于黄土崖水文观测站日常监测的数据。

(3) 基质酶活性测试

脱氢酶和脲酶的活性常被用来作为土壤中微生物活性的评价指标。脱氢酶能促进有机物质的脱氢作用,它起着氢的中间传递体的作用。土壤脱氢酶活性的测定,主要是根据 Lenhard (1955) 所拟定的方法进行。脲酶能酶促尿素的水解生成氨和二氧化碳。脲酶在土壤中一般在 $\text{pH}=6.5\sim7.0$ 的范围内活性最大。土壤中脲酶活性通常采用 1g 土样,在 37 摄氏度培养 24 小时是放出氨氮的毫克数来表示^[52,53,54,55]。

脱氢酶的测量方法如下:

① 标准曲线的绘制: 绘制标准曲线的时候,吸取 10 毫升分别含 20-300 微克的三苯基四氮唑氯化物溶液,加入约 10 毫升的亚硫酸氢钠将它还原,显色后,在光电比色计上,波长 460 纳米米处,测定颜色深度,以光密度值为纵坐标,以浓度为横坐标,绘制标准曲线。

② 称取 20g 土壤置于 50 毫升三角瓶中,加入 200 毫克碳酸钙,混匀后,加入 2 毫升 1%三苯基四氮唑氯化物,加水至最大持水量的 90%,于 30℃,在相当湿度 70%下培养 24 小时。

③ 培养结束后,往反应混合物中加入 25 毫升甲醇,振荡 5 分钟,过滤,残渣用少量甲醇洗涤数次,直至滤液无色,合并滤液及洗液,并且定容。

④ 在光电比色计上比色,根据标准曲线求出甲臌量。然后按照 1 毫克甲臌相当于 150.35 微升 H^+ 换算,计算酶活性。

脲酶的测量方法(奈氏比色法)如下:

① 标准曲线的绘制：分别取 0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5 毫升标准溶液于 25 毫升容量瓶中，用水稀释至 10 毫升，摇匀。加入 1 毫升酒石酸钾钠溶液，0.8 毫升奈氏试剂，摇匀。慢慢加入 4 毫升 1N 的氢氧化钠，显色，稀释至刻度。十分钟后，以空白作对照，在波长 460 纳米处比色测定。以光密度为纵坐标，以浓度为横坐标绘制成标准曲线。

② 称取 5g 土壤，置于 100 毫升三角瓶中。加入到 10 毫升 pH6.7 磷酸缓冲溶液及 0.5 毫升甲苯。混合处理 15 分钟后，加入 10 毫升 10% 尿素溶液（对照以水代替），置于 37℃ 恒温箱，培养 48 小时。

③ 培养结束后，取出，加入 20 毫升 1N 氯化钾，充分摇匀 10 分钟，将悬液用致密滤纸过滤，吸取经过稀释的滤液 1 毫升，按绘制标准曲线的操作加入酒石酸钾钠，奈氏试剂等试剂进行显色反应及比色。根据光密度值由标准曲线查出其氮含量。

(4) 湿地堵塞研究试验方法

① 填料采样

1) 试验对象：4#、5#湿地，用以比较有无植物覆盖对填料淤塞的影响。

2) 测量点的选择：鉴于填料不是很深，每个断面仅取 1 点，分别为填料表面下 15cm 处，取样点为沿水流方向每隔 3m 取一个。其中 5#湿地全程取样，采样点共 6 个，4#湿地仅对无植物覆盖部分取样，采样点共 3 个。两湿地系统采样点共计 9 个。

3) 填料样品的挖掘：试验进行前两天，4 号和 5 号湿地停止进水，并尽可能排空湿地系统中的积水。本着将对湿地系统破坏程度降为最小的原则，在湿地表面用铁锹小心挖去湿地覆盖土层，对照着预先树立在一边带有刻度标记的竹竿，在相应的深度取出填料（每一点约取填料 5~6 块），马上放入预先准备好的塑料袋中收好，以进行下一步试验。

② 测量方法

1) 填料空隙率的变化：利用水溢法（具体方法见后）测量取出填料的孔隙率，然后用刷子将附着在填料表面的物质（包括泥沙以及生物膜等）小心刷洗下来，再用水溢法测量清洗后填料的空隙率，比较填料前后空隙率的变化。刷洗下来的附着物收集起来，留待进行堵塞物质分析试验。

2) 堵塞物质分析试验：将填料刷洗下来的物质干燥后称重，然后取其重量的 1/2~2/3 放到马福炉里在 650℃ 的温度下持续加热灼烧 100 分钟，冷却后称重。通过计算得出填料堵塞物质中可挥发组分所占的比例。刷洗下来的物质中没有灼烧的部分进行 TOC 的测量，以确定填料堵塞物质中有机物的大致比例。

③ 结果分析

湿地填料淤积程度：根据填料刷洗前后空隙率 P_1 和 P_2 的差异，计算出填料淤积程度：

$$\text{淤积程度 } A = (P_1 - P_2) / P_1 \times 100\%$$

④ 水溢出法说明

1) 真密度

在 500ml 量筒中倒入一定量（200ml 左右）的水，然后准确称取一定量洗净并晾干的样品（50g 左右）倒入量筒，待液面不再变化后，记下其体积，减去水的体积后，即为该样品的真实体积，用质量除以真实体积即可求得该填料的真密度。

2) 堆积密度

称取一定量洗净并晾干的样品（250g 左右），倒入 1000ml 量桶，用吸耳球轻轻敲打量桶壁，使填料压实，并使表面水平，待填料体积不再减少时记录堆积体积的读数，质量除以堆积体积就是该填料的堆积密度。

3) 孔隙率

孔隙率可以由真密度和堆积密度计算而得，总孔隙率 P 有下式：

$$P(\%) = \left(1 - \frac{\rho_0}{\rho} \right) \times 100 \quad (4-1)$$

式中： ρ 为真密度， ρ_0 为堆积密度。

4.2 孝妇河水质、水量与自然环境变化规律

孝妇河是一条典型的北方河流，随季节的变化其水量变化较大，而且作为一条城市纳污河流，其水质也受沿岸生产和生活等活动的影响而产生很大波动。本课题首先对孝妇河的水量、水质和水温的变化情况进行了分析。

一年中孝妇河水量的变化情况如图 4-1 所示。孝妇河流经淄博市中心城区，淄博市位于中国北方地区，雨季主要集中在 6~8 月份，此时，河道内的流量较大，而其它季节降水很少，河道内流量较小。由于下游橡胶坝拦截蓄水，1~3 月和 11、12 月的河水流量为 0^[56]。

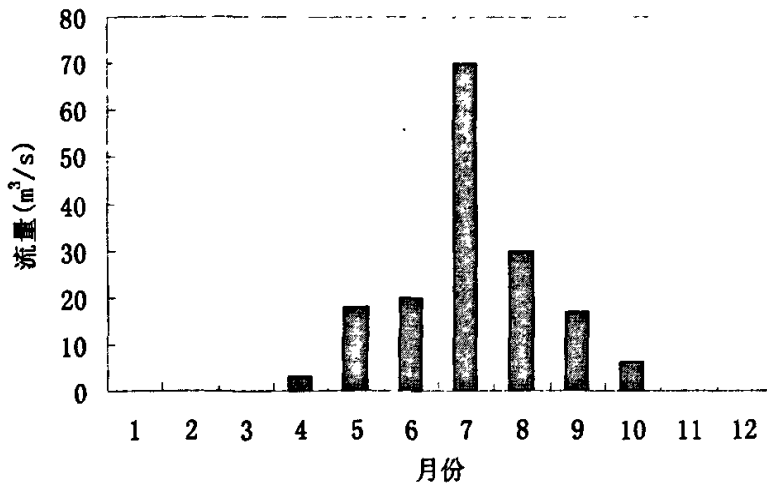


图 4-1 孝妇河流量的逐月变化情况

孝妇河水内的污染浓度逐月变化情况如图 4-2 所示。可见, 5、6 月份时污染河水中污染物浓度较高, 这种情况一方面由于冬季的拦蓄作用, 导致河水中污染物在河道中逐渐累积; 另一方面由于 5、6 月份该地区开始逐渐进入雨季, 初期雨水携带大量的面源污染进入河道。随着 7、8 月份雨季的来临, 河水中的污染物浓度迅速降低, 到 9 月份以后, 随着降水的减少河水流量逐渐减小, 河水中的污染物浓度逐渐提高。

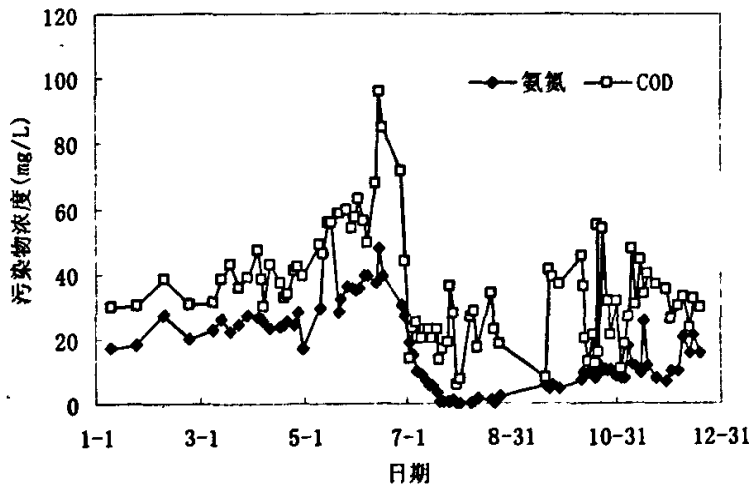


图 4-2 污染河水中污染物浓度的年变化情况

在 2004 年 8 月 25 日, 对孝妇河水的各种污染物浓度和水温进行了连续 24h 监测, 取样时间间隔为 2h, 结果如图 4-3 所示。可见, 污染河水中污染物质浓度和水温的日变化不是很大, 这对人工湿地系统运行效果的影响很小。

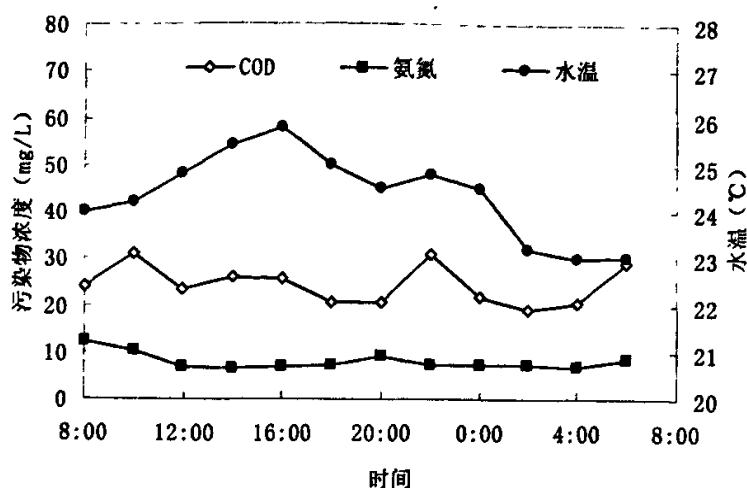


图 4-3 河水中各污染物浓度和水温的日变化情况

孝妇河水水温逐月变化情况如图 4-4 所示。可见，7 月份河水水温最高，维持在 30°C 左右，随着时间的推移水温逐渐下降，到 10 月底水温降低到 15°C 以下。12 月下旬到第二年 1 月下旬，河道内结冰。

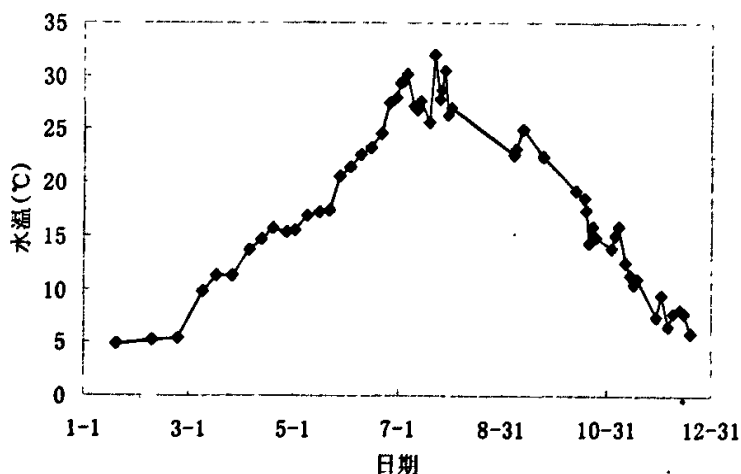


图 4-4 孝妇河水水温的年变化情况

综上所述，虽然孝妇河水质的日变化不大，但一年中不同季节河水中的污染物浓度波动很大，加上河水流量的季节性波动，给人工湿地系统的运行效果产生很大影响。尤其是 12 月份，由于温度的降低导致河水出现结冰现象，这给人工湿地的运行带来了很大困难。

4.3 人工湿地去除污染物的四季变化规律

由上一节中孝妇河各项数据中可以看出, 孝妇河中河水的流量以及污染物的浓度随季节的变化有着显著的差异, 这就给人工湿地系统处理污染河水带来了很大的困难。随着季节的变化, 人工湿地系统对污染物质的去除效果也随之发生改变, 因此, 本节就人工湿地系统一年四季对污染物去除效果的变化进行了研究, 以获得相应的数据, 指导现实运行中对湿地系统各项参数进行调整, 从而更好地完成对污染河水的净化作用。

4.3.1 混合填料人工湿地去除污染物的季节变化规律

混合填料湿地(5#湿地)在2004~2005年对氨氮的去除效果如图4-5所示, 其中各阶段的水力负荷如表4-1所示。在2004年12月底到2005年2月期间, 由于结冰系统无法正常运行, 致使该阶段试验数据空缺。

表 4-1 各区段系统的水力负荷变化表

区段	1	2	3	4	5	6	7
时间	04.6.8~ 04.10.20	04.10.21~ 04.11.8	04.11.9~ 04.11.30	04.12.1~ 04.12.20	05.3.5~ 05.4.20	05.4.21~ 05.5.15	05.5.22~ 06.3.15
水力负荷 (cm/d)	15	30	15	10	15	10	15

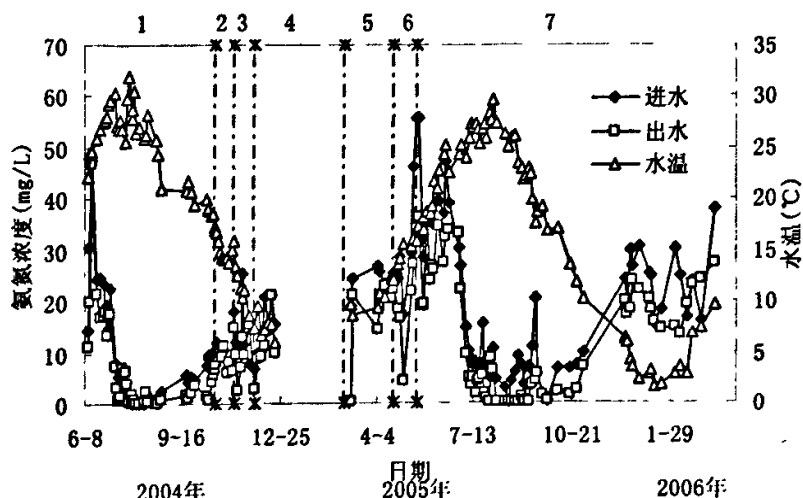


图 4-5 2004~2005 5#湿地系统对氨氮的去除效果图

由图中可以看出, 2004年6月份进水氨氮的浓度还是很高的, 而且那个时候湿地系统刚刚开始运行, 随着进水污染物浓度的降低、湿地系统对河水水质

的适应,系统对氨氮的去除效果逐步提高,到8月份达到最好,对氨氮的去除效果在85%以上,而在9月份后氨氮浓度有所上升后由于水温还是维持在一个较高的水平,所以系统对氨氮的去除效果依旧不错。但是10月中旬水温降到15℃左右时,在30cm/d的水力负荷条件下,湿地对氨氮的去除效果一直维持在一个较低的水平,其平均去除率仅有10%左右,并且出水氨氮浓度始终在5mg/L以上。当11月下旬水温下降到7℃以下后,人工湿地对氨氮的去除效果继续下降,虽然将水力负荷继续下调至10cm/d,但是氨氮的平均去除率依然只有约10%左右。2005年3、4月份为系统过冬后的初期运行阶段,该时期的水温低于15℃,氨氮的去除效果较差,去除率在10~20%;5、6月份的河水氨氮浓度较高,大多达到30mg/L以上,此时,气温的升高促进了植物的生长和微生物活性的提高,氨氮的去除效果有所提高,去除率达到20~40%。2005年~2006年系统对氨氮的去除效果趋势与2004年~2005年的类似。

混合填料湿地(5#湿地)在2004~2005年对 COD_{Cr} 的去除效果如图4-6所示。

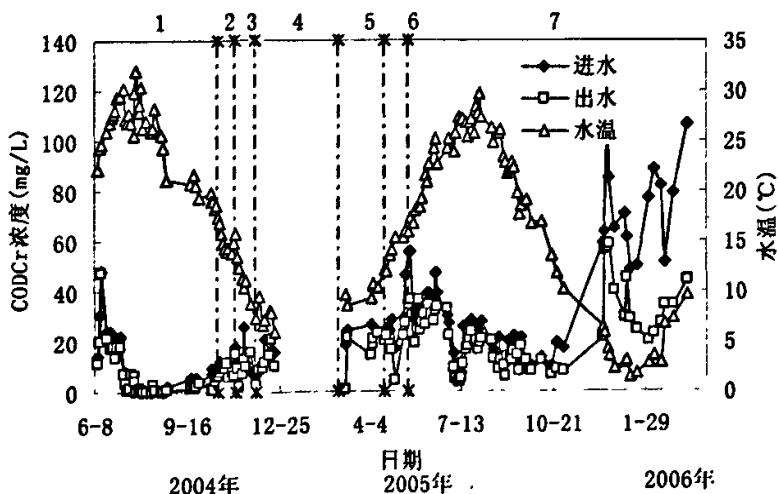


图4-6 2004~2005 5#湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果图

相比较于氨氮的去除,开始阶段 COD_{Cr} 的去除效果要差一些,这是因为7月份后进水中 COD_{Cr} 的浓度已经很低,大都在30mg/L以下,而且河水的可生化程度比较低。但是总体而言,在夏秋季系统运行稳定后出水 COD_{Cr} 还是可以达到V类水体的要求(小于40mg/L)。在9月份以后,虽然水温不断下降,但是在降低水力负荷之后,系统对 COD_{Cr} 的去除效果也随之上升。10月下旬水力负荷从30cm/d降到15cm/d后,对 COD_{Cr} 的平均去除率由20%升高到31%,且在同一水力负荷条件下,污染物去除效果并没有发生较大的波动,可见,温度对 COD_{Cr} 去除效果的干扰相对较小。2005年开春后,相对于氨氮较差的去除效

果, 系统对 COD_{Cr} 的去除效果相对较好。2005 年夏季系统对 COD_{Cr} 的去除效果与 2004 年夏季类似, 出水一般在 30mg/L 以下, 而 2005 年冬季~2006 年春季系统进水 COD_{Cr} 浓度较大, 一般在 $60\sim 100\text{mg/L}$, 但是系统对 COD_{Cr} 的去除效果仍然保持在一个良好的水平, 出水中 COD_{Cr} 的浓度一般低于 40mg/L 。是整体而言, 人工湿地对污染河水中 COD_{Cr} 的去除效果的波动较大, 这与河水中 COD_{Cr} 浓度较低、可生化性较差有关。除了 5、6 月份以外, 大多数时间人工湿地处理出水的 COD_{Cr} 低于 30mg/L , 达到了地表水 IV 类水质标准 (GB3838-2002), 可以用作城市的景观娱乐用水。 COD_{Cr} 去除效果的季节性变化不明显。

综上所述, 季节变化对人工湿地的氨氮去除效果影响很大, 在 10 月底, 气温逐渐降低到 15°C 以下时, 氨氮去除率逐渐降低, 在 12 月份, 气温降低到 10°C 以下时, 氨氮的去除效果变得较差, 去除率降低到 30% 以下。温度对人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的影响相对较小。

4.3.2 不同填料人工湿地去除污染物的四季变化规律

对其它填料人工湿地的污染物去除效果的季节变化规律进行了类似的分析。其中各区段水力负荷如表 4-1 所示。

不同填料湿地系统对氨氮去除效果的季节性变化情况如图 4-7~4-9 所示。

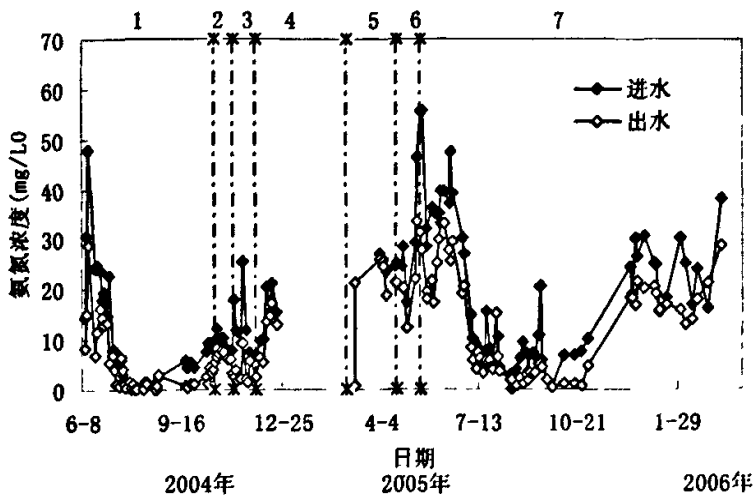


图 4-7 1#系统 (废砖) 对氨氮的去除效果变化情况

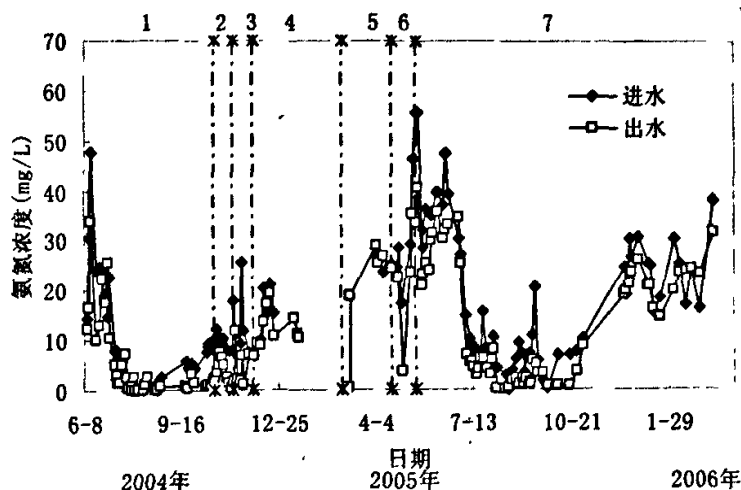


图 4-8 2#系统(废陶瓷)对氨氮的去除效果变化情况

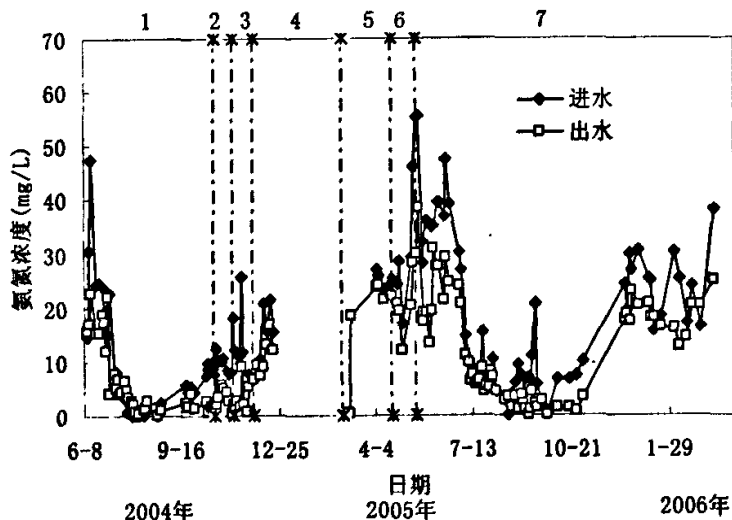


图 4-9 3#系统(空心砖)对氨氮的去除效果变化情况

各湿地系统对氨氮的去除效果四季变化如表 4-2 所示。

表 4-2 各湿地系统对氨氮的去除效果四季变化情况

湿地	平均氨氮去除率(%)			
	春季 (3月~5月)	夏季 (6月~8月)	秋季 (9月~11月)	冬季 (12月~次年2月)
1#(废 砖)	24.77	36.83	54.44	24.84
2#(废陶瓷)	19.17	38.92	61.92	13.82
3#(空心砖)	26.65	23.60	69.22	23.91
5#(混合填料)	30.71	46.24	63.92	20.11

由图中趋势和表中数据可以看出,各种单一填料对氨氮的去除效果与混合填料对氨氮的去除效果的季节变化趋势基本一致,但是很明显2#系统(废陶瓷)对氨氮的去除效果很不稳定,且冬春季去除效果较差。在系统运行的第二年(2005年),3#系统(空心砖)对氨氮的去除效果明显好转,这可能与系统填料经过一年的冲刷,附着物大部分被冲刷掉有关。

不同填料湿地系统对 COD_{Cr} 去除效果的季节性变化情况如图 4-10~4-12 所示。

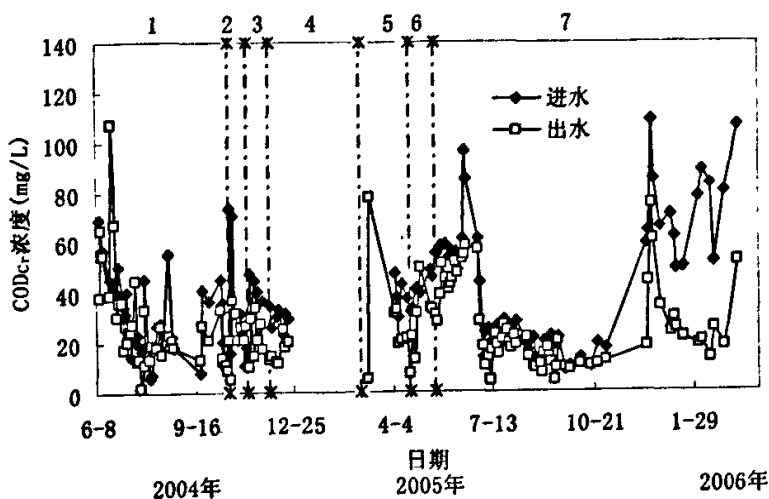


图 4-10 1#系统(废砖)对 COD_{Cr} 的去除效果变化情况

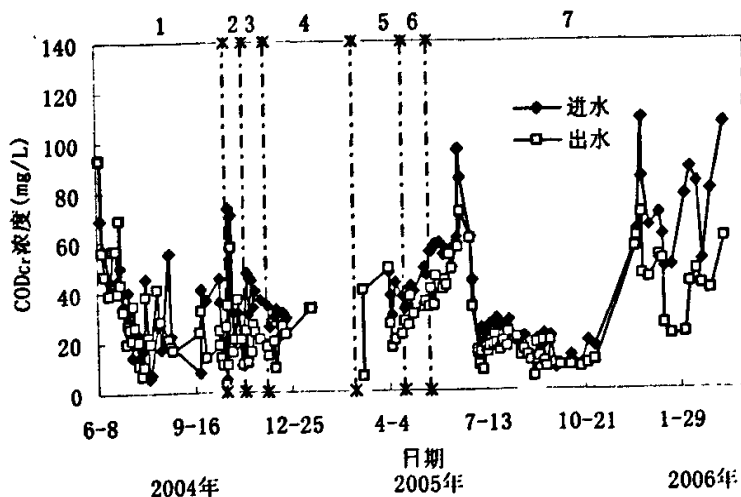
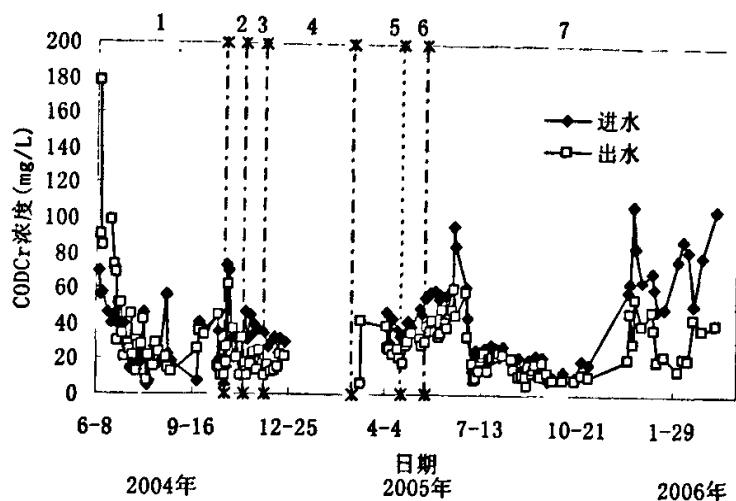


图 4-11 2#系统(废陶瓷)对 COD_{Cr} 的去除效果变化情况

图 4-12 3#系统(空心砖)对 COD_{Cr} 的去除效果变化情况

各湿地系统对氨氮的去除效果四季变化如表 4-3 所示。

表 4-3 各湿地系统对氨氮的去除效果四季变化情况

湿地	平均 COD_{Cr} 去除率(%)			
	春季	夏季	秋季	冬季
	(3月~5月)	(6月~8月)	(9月~11月)	(12月~来年2月)
1#(废 砖)	37.74	22.17	29.70	50.94
2#(废陶瓷)	34.34	18.50	30.52	33.62
3#(空心砖)	35.63	18.97	25.22	48.52
5#(混合填料)	34.87	32.10	34.55	38.30

由图中可以看出,各种单一填料对 COD_{Cr} 的去除效果也和混合填料系统保持相似的季节性变化趋势,但是由于填料的不同,系统对 COD_{Cr} 的去除有着较大的差异,其中以 5#系统对 COD_{Cr} 的去除效果最为稳定。而且对氨氮去除效果的变化类似,3#系统在 2005 年对 COD_{Cr} 的去除效果也大有好转。

综上所述,系统对污染物质的去除效果受温度变化的影响很大。混合填料各个季节对污染物质的去除效果比较稳定,其去除效果的季节波动比其它填料的波动要小。

4.4 人工湿地去除污染物的逐年变化规律

为了比较人工湿地对污染物的去除效果随年度的变化,本研究选取了 1#湿地系统(废砖)。对 2004 年 6 月~12 月和 2005 年 6 月~12 月两年的各月份进行了数据的对比分析。对比数据均是在 15cm/d 的负荷下获得的。

两年湿地系统对氨氮和 COD_{Cr} 的去除效果如图 4-13 和 4-14 所示。

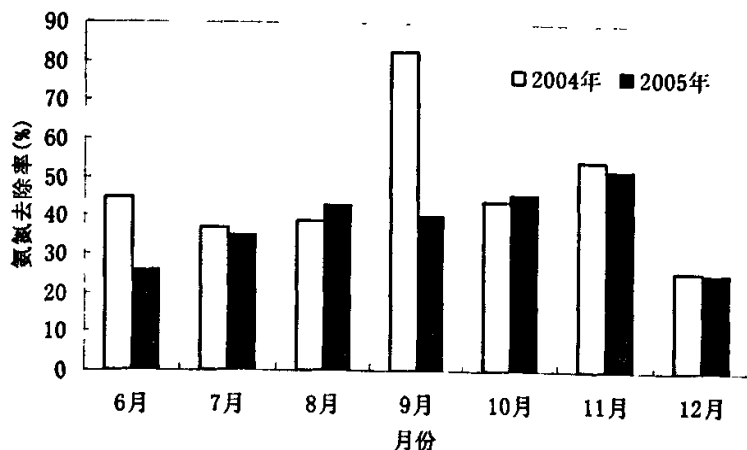


图 4-13 2004 年和 2005 年湿地系统对氨氮的去除效果比较图

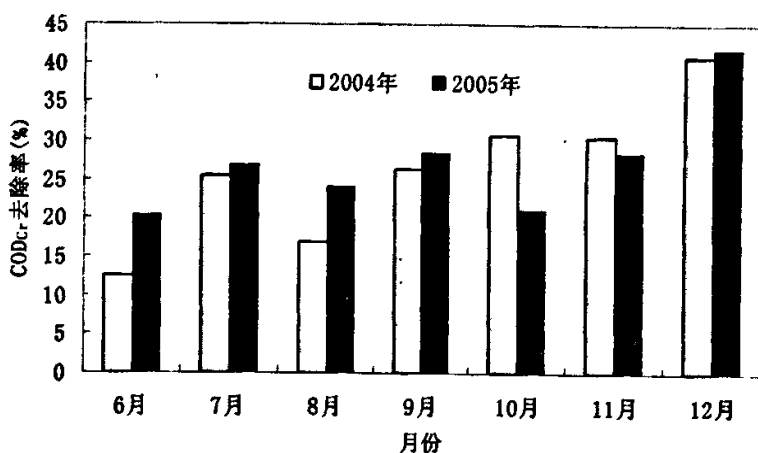


图 4-14 2004 年和 2005 年湿地系统对 COD_{Cr} 的去除效果比较图

通过上面图 4-13 和图 4-14 的比较可以看出系统两年对污染物的去除效果有着较大的差异。

由图 4-13 可见，2005 年的氨氮去除效果比 2004 年的氨氮去除效果有所下降，7 个月平均去除率由 46.6% 下降到了 38.2%，这可能是由于系统中微生物的生长造成了填料内部的部分堵塞，从而影响了系统的传氧，不利于氨氮的降解，而且填料对氨氮的吸附也会随时间而有所降低，这些都会导致系统对氨氮的去除效果下降。

由图 4-14 可见，与氨氮的去除效果相反，2005 年系统对 COD_{Cr} 的去除效果要明显好于 2004 年系统对 COD_{Cr} 的去除效果，7 个月平均去除率由 26.1% 上

升至 27.2%。这是由于 COD_{Cr} 的去除主要依靠微生物作用, 填料吸附作用的降低对 COD_{Cr} 的影响不大。而填料的部分堵塞, 反而增加了微生物与污染物的接触机率, 在一定程度上提高了 COD_{Cr} 的去除效果。

综上所述, 由于填料随系统运行的变化等原因, 系统运行的第二年对氨氮去除效果略有下降, 而 COD_{Cr} 的去除效果是略有增加的。但是该结论尚需进一步长期监测来证实。

4.5 夏季冲击负荷研究

夏季是淄博地区的雨季, 城市纳污河道内的洪水将对人工湿地污染河水处理系统造成短时间的水力冲击。本研究在 2004 年 8 月进行了夏季冲击负荷试验, 通过调整进水量模拟洪水冲击水力负荷, 探讨潜流人工湿地在夏季的抗洪水力冲击能力。

夏季冲击负荷试验持续了一个月, 共采用了 4 种水力负荷, 分别为 30cm/d、60cm/d、80cm/d 和 100cm/d, 每个水力负荷下运行 1 周时间。

各种负荷下氨氮的去除效果如表 4-4 所示。可见, 人工湿地系统在 100cm/d 的水力负荷下仍然可以达到 50% 以上的氨氮去除率。而 60cm/d 下较低的氨氮去除率与该水力负荷下进水中很低的氨氮浓度有关。

表 4-4 各水力负荷下氨氮的去除效果

水力负荷(cm/d)	进水浓度(mg/L)	出水浓度(mg/L)	去除率(%)
30	0.77	0.21	73
60	0.36	0.26	28
80	2.11	0.52	75
100	2.27	1.08	52

各种负荷下 COD_{Cr} 的去除效果如表 4-5 所示。可见, 人工湿地系统 100cm/d 的水力负荷下可取得 36% 的 COD_{Cr} 去除率。

表 4-5 各水力负荷下 COD_{Cr} 的去除效果

水力负荷(cm/d)	进水浓度(mg/L)	出水浓度(mg/L)	去除率(%)
30	23.94	11.26	53
60	39.07	18.29	53
80	20.37	7.9	61
100	28.68	18.29	36

综上所述, 本湿地系统在夏季完全可以承受短期较大的冲击水力负荷, 最大水力负荷可达 100cm/d。

4.6 冬季运行效果及强化

作为一种露天的生态工程水处理技术,人工湿地受环境、特别是季节温度的影响较大,研究表明,在冬季,氨氮的去除率会由春夏季的78%以上降到16%,磷酸盐的去除率会由50%以上降低到13%^[57]。而在我国北方,冬季降水相对较少,由此导致河水中污染物浓度较其它季节相对较高,因此,在冬季如果不对人工湿地工艺采取一定的强化措施,系统的处理出水水质将较夏季出水恶化很多。

4.6.1 冬季运行效果分析

2005年10月下旬至2005年12月下旬,在5℃~15℃的水温条件下,考察了5#(混合填料)人工湿地在水力负荷为30cm/d、15cm/d和10cm/d的情况下的污染物去除效果。其中10月20日~11月8日的水力负荷是30cm/d,11月9日~11月30日的水力负荷是15cm/d,11月30日以后的水力负荷是10cm/d。

湿地氨氮进出水浓度变化如图4-15所示。可见,当水温降到15℃左右时,在30cm/d的水力负荷条件下,湿地对氨氮的去除效果一直维持在一个较低的水平,其平均去除率仅有14%,并且出水氨氮浓度始终在5mg/L以上。当水力负荷调整到15cm/d后,氨氮的去除效果得到一定的提高,整体平均去除率可达到39%,是水力负荷下调前的约2.8倍。但是,当水温下降到7℃以下后,人工湿地对氨氮的去除效果继续下降,虽然将水力负荷继续下调至10cm/d,但是氨氮的平均去除率依然只有约18%。

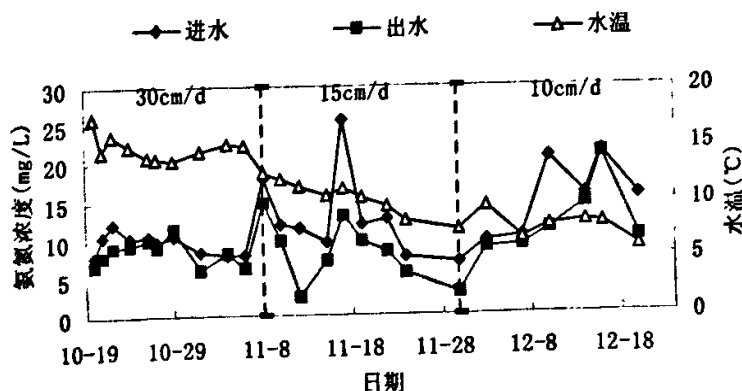


图 4-15 5#湿地冬季氨氮进出水浓度变化

湿地 COD_{Cr} 的进出水浓度变化图如图4-16所示。由图中可以看出,虽然水温不断下降,但是在降低水力负荷之后,系统对 COD_{Cr} 的去除效果也随之上升,水力负荷从30cm/d降到15cm/d后,对 COD_{Cr} 的平均去除率由20%升高到31%,

且在同一水力负荷条件下, 污染物去除效果并没有发生较大的波动, 可见, 温度对 COD_{Cr} 去除效果的干扰相对较小。

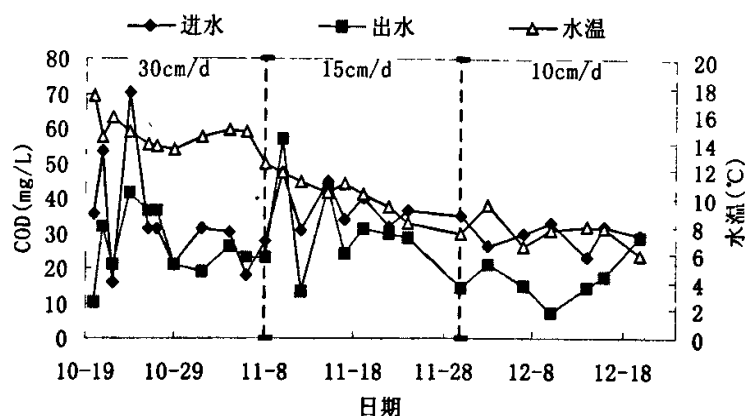


图 4-16 5#湿地冬季 COD_{Cr} 进出水浓度变化

4.6.2 冬季运行效果的强化

对于人工湿地污水处理系统而言, 在冬季较低的水温是制约污染物去除效果的一个重要因素。为了提高系统温度, 本课题采用了地膜覆盖技术, 即在水力负荷 15cm/d 下、在参比人工湿地的地表覆盖一层塑料薄膜, 通过地膜形成的温室效应提高系统内的水温、强化污染去除效果。

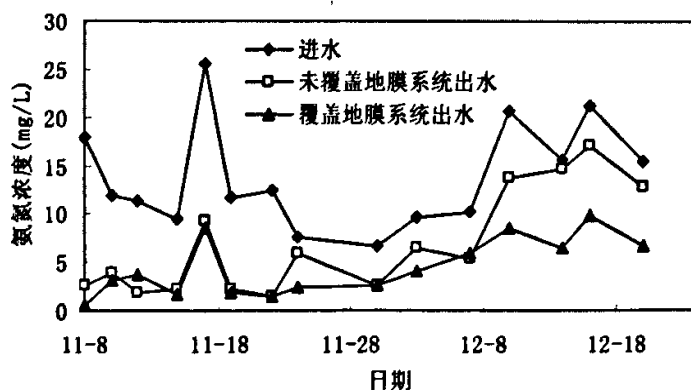


图 4-17 覆盖地膜对冬季人工湿地氨氮去除效果的影响分析

水温监测结果表明, 地表覆盖地膜后湿地表层的水温比无地膜覆盖湿地系统高出 2~6°C。覆盖地膜对冬季人工湿地氨氮去除效果的影响如图 4-17 所示。可见, 覆盖了地膜的湿地系统对氨氮的去除效果明显好于未覆盖地膜的参比系

统, 平均去除率由未覆盖地膜的 29.4% 上升到覆盖地膜后的 48.7%。

覆盖地膜对冬季人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的影响如图 4-18 所示。可见, 地膜覆盖对人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的促进作用相对氨氮而言要小一些, 但就总体趋势而言, 覆盖地膜后 COD_{Cr} 的去除效果也有相应的改善。

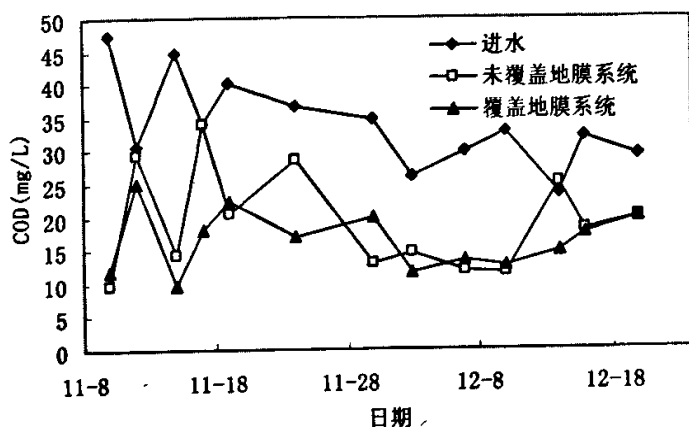


图 4-18 覆盖地膜对冬季人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的影响分析

4.6.3 冬季强化运行微生物活性分析

为进一步表征冬季运行条件下地膜覆盖前后人工湿地系统中生物反应过程的变化, 对人工湿地系统中的土壤微生物活性进行了分析。土壤脱氢酶和脲酶的活性常被用来作为土壤中微生物活性的评价指标。土壤的脱氢酶活性与土壤呼吸强度和土壤微生物活动有关, 在一定程度上反映了土壤微生物学过程的强度; 脲酶是一种酰胺酶, 能酶促有机质分子中肽键的水解, 基质的脲酶活性与氨氮的去除效果存在正相关关系^[54]。

土壤微生物活性监测结果如表 4-6 所示。可见, 覆盖了地膜后微生物的活性有了较大的提高, 脲酶的活性提高到覆盖地膜前的 1.5 倍, 脱氢酶的活性提高了 5.4 倍。由此可见, 覆盖地膜后, 由于系统温度的上升, 微生物活性得到显著提高, 这是覆盖地膜后系统对污染物去除效果提高的一个重要原因。

表 4-6 人工湿地系统中土壤微生物活性监测结果

	脲酶活性 mg/(g·d)	脱氢酶活性 (H ⁺)(uL/d.g)	表层水温 (°C)
覆盖地膜湿地系统	0.037	0.92	8°C
未覆盖地膜湿地系统	0.025	0.17	3°C (表层结冰)

4.7 植物收割对人工湿地运行效果的影响

为了考察秋冬季植物腐烂是否会向水中释放污染物质从而影响系统的净化效果,本研究做了植物浸泡试验,得到的植物氨氮和有机质浸泡液浓度的变化曲线分别如图 4-19 和图 4-20 所示。

由图 4-19 中可以看出同等质量的植物中芦苇析出的氨氮量远高于其它两种植物,而且其氨氮析出的时间较长。由图中还可以看出,浸泡一段时间后各种植物的浸泡液中氨氮的浓度都维持在一个比较稳定的浓度。根据浸泡液的体积和浸泡植物的重量,可以大致算出 1g 芦苇最多可以浸泡释放出 1.35mg 氨氮,1g 菖蒲最多可以浸泡释放出 0.33mg 氨氮,而 1g 美人蕉则最多可以浸泡释放出 0.40mg 氨氮。

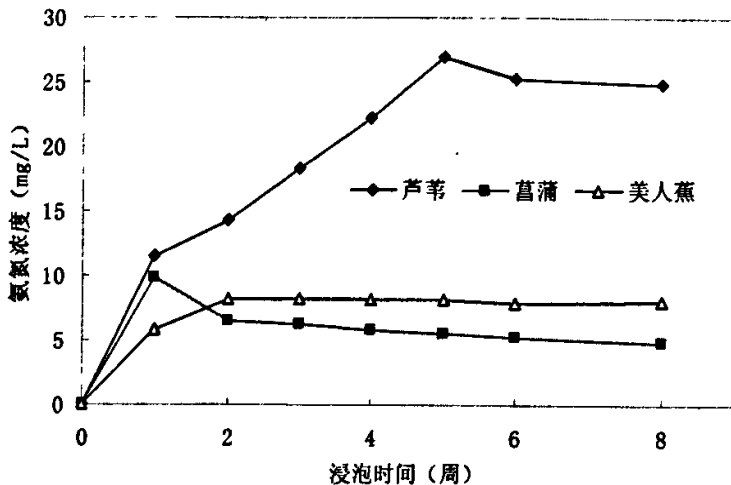
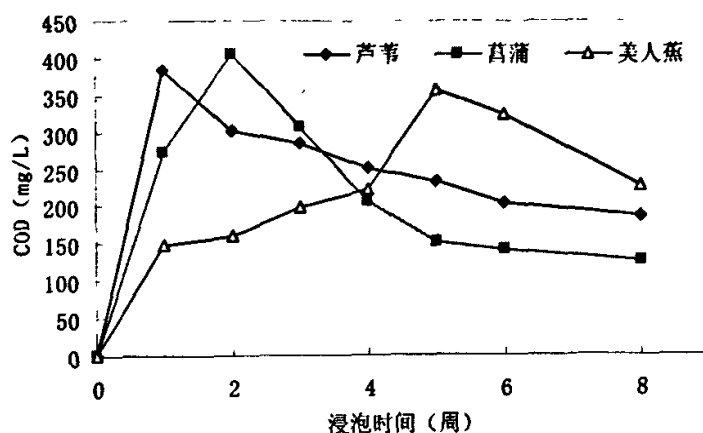


图 4-19 湿地植物氨氮释放情况分析

从图 4-20 可以看出美人蕉中 COD_{Cr} 析出较慢,而且和氨氮不同,浸泡液中的 COD_{Cr} 浓度达到峰值后都会随着时间而大幅度降低,这可能是由于析出溶解性有机质的挥发或生物降解造成的。同样,也可以计算出 1g 芦苇最多可以浸泡释放出 19mg COD_{Cr} , 1g 菖蒲最多可以浸泡释放出 20mg COD_{Cr} , 而 1g 美人蕉则可以释放出大约 18mg 的 COD_{Cr} 。

图 4-20 湿地植物 COD_{Cr} 释放分析

1#湿地收割后对收割下来的植物茎叶进行了称量,其中芦苇重量为 21.5kg,菖蒲为 42.5kg,美人蕉为 93.5kg。根据上面的浸泡试验结果可以推算出如果 1#湿地不进行收割,那么枯萎的芦苇浸泡后可以释放出大约 29.03g 氨氮和 409gCOD_{Cr};枯萎的菖蒲浸泡后可以释放出 14.03g 氨氮和 850gCOD_{Cr};枯萎的美人蕉浸泡后可以释放出大约 37.4g 氨氮和 1683gCOD_{Cr}。这样三种植物一共会释放出 80.46g 氨氮, 2942g COD_{Cr}。如果这些污染物质是在接下来的 2 个月(12 月至来年 2 月)逐渐释放的话,假如人工湿地系统的水力负荷维持在 15cm/d,那么出水中就会增加 0.40mg/L 的氨氮和 14.40mg/L 的 COD_{Cr}。很明显,植物浸泡释放的污染物质会对出水水质有较大的影响。

表 4-7 1#和 5#两湿地对氨氮和 COD 的去除效果比较

日期	氨氮平均去除率 (%)		COD 平均去除率 (%)	
	1#湿地	5#湿地	1#湿地	5#湿地
11 月 1 日~11 月 30 日	31	15	27	19
12 月 1 日~12 月 20 日	18	12	39	39

对进行植物收割的 1#湿地和未进行收割的 5#湿地的污染物去除效果进行了分析,结果如表 4-7 所示。可见,11 月底之前未进行植物收割的 1#湿地和进行植物收割的 5#湿地对氨氮和 COD 的去除效果差异较大,但是进入 12 月份之后,两湿地出水污染物浓度之间的差异明显减小,这可能是由于气温下降,枯萎植物降解速率下降,且系统地表结冰,析出的污染物难以渗入到下部水层的关系造成的。而且在潜流湿地中由于植物不是直接浸泡在水中,所以腐烂植物的污染物释放情况应该与浸泡试验有所差异,但是可以根据浸泡结果预测,第

二年春季由于腐烂植物中污染物的慢慢析出可能会导致未进行植物收割的系统对污染物去除效果的变差。

4.8 填料堵塞问题的研究

4.8.1 孔隙率的变化

在人工湿地运行过程中,由于进水中泥沙的沉积、湿地植物根系的扩散和生物膜的生长等原因,人工湿地填料的孔隙率不可避免的会变小,从而影响湿地系统中的水流情况,更直接影响着人工湿地的使用寿命。本节对中试基地中湿地系统的孔隙率变化进行了研究。

(1) 人工湿地填料孔隙率的沿程变化

5#湿地(混合填料)系统各采样点一年中填料孔隙率变化情况如图4-21所示。

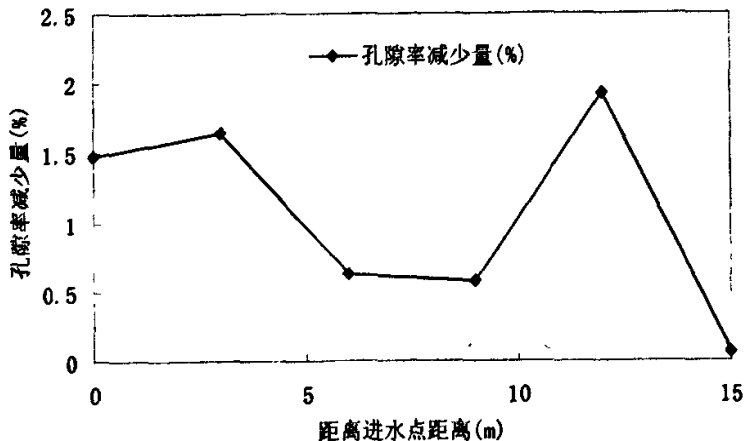


图4-21 5#湿地系统各采样点一年中填料孔隙率变化情况

由图4-21中可以看出湿地填料堵塞情况在系统前端较为严重,一年中填料孔隙率减少了1.5%左右;在湿地系统中间,填料孔隙率一年减少了0.6%左右,而在湿地末端,孔隙率仅仅减少了0.07%。这说明进水中不溶物质的淤积是湿地系统中填料堵塞的主要来源。

(2) 植物对湿地填料的孔隙率变化的影响

4#湿地(无植物)前端和5#湿地(有植物)前端各采样点的孔隙率变化情况如表4-8所示。

由表4-8中数据可以看出4#湿地前端和5#湿地系统前端填料堵塞趋势较为接近,均为在距离进水点3m处达到最大而在距离进水点6m处降低到0.7%以

下,这说明有无植物对湿地前端填料的淤积影响较小。

表 4-8 4#湿地前端和 5#湿地前端各采样点的孔隙率变化

距离进水点距离(m)	0	3	6
4#湿地孔隙率变化(%)	0.73	2.67	0.68
5#湿地孔隙率变化(%)	1.48	1.64	0.63

4.8.2 填料堵塞物质中 TOC 和 MLSS 分析

本研究对湿地系统填料堵塞物进行了分析,包括 TOC、MLSS 和 MLVSS 的测量,以考察湿地堵塞物质的大致来源。

(1) 湿地堵塞物质组分的沿程变化

5#湿地(混合填料)系统各采样点的 TOC 含量和 VSS/SS 如图 4-22 所示。

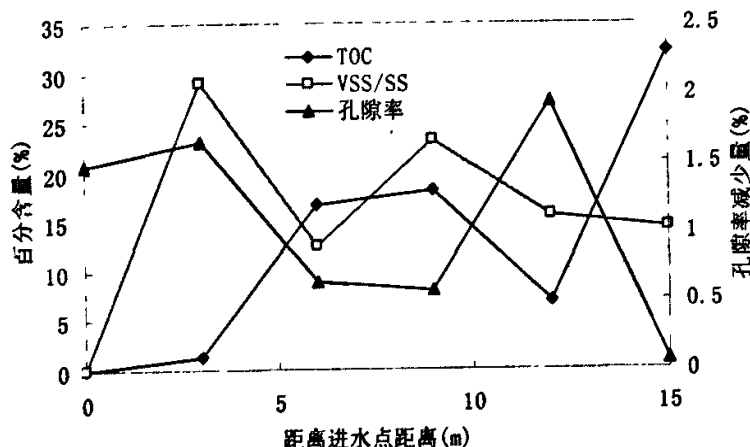


表 4-22 5#湿地系统各采样点的 TOC 和 VSS/SS

由图 4-22 中 TOC 的数据可以看出,填料堵塞物质中 TOC 的百分比随距进水点的距离的增加而明显增大,从开始的 0%增加到末端的 32.06%。这说明在湿地前端,填料的堵塞物质主要来自进水中的泥沙等无机沉积物,而随着距离进水点距离的增加,填料的堵塞物质中植物根系碎片以及生物膜等有机成分在不断增加。VSS/SS 的数据变化趋势没有 TOC 的明显,但是也说明在湿地进水处的填料堵塞物质主要是无挥发性的无机沉积物。

(2) 有无植物对湿地堵塞物质组分影响的比较研究

4#湿地前端和 5#湿地前端各采样点的 TOC 含量和 VSS/SS 如表 4-9 所示。

由表 4-9 中数据可以看出,4#湿地(无植物)填料堵塞物质的 TOC 百分比随距离进水点的距离增长而增长的趋势要小于 5#湿地(有植物),而 VSS/SS 的数值也明显小于同位置的 5#湿地的 VSS/SS 数值,这说明种植了植物的人工湿

地系统中填料的堵塞更多的是由植物碎片造成的。

表 4-9 4#湿地前端和 5#湿地前端系统各采样点的 TOC 和 VSS/SS

距离进水点距离(m)	0		3		6	
湿地编号	4	5	4	5	4	5
TOC(%)	3.89	0	2.88	1.2	9.11	16.68
VSS/SS(%)	7.93	0	17.03	29.02	6.45	12.52

4.9 小结

(1) 孝妇河水的水质日变化较小,但是水质、水量和水温随季节变化很大,给人工湿地污染河水处理系统带来较大的困难;

(2) 季节变化对人工湿地 COD_{Cr} 去除效果的影响较小,但对氨氮去除效果的影响很大,夏季氨氮去除率可达 70% 左右,但冬季水温降低到 15℃ 以下时,氨氮去除率降低到 30% 以下;

(3) 人工湿地系统在第二年对氨氮的去除效果有所下降,在 6 月~12 月期间,系统平均去除率由 46.6% 下降到了 38.2%,但对 COD_{Cr} 的去除效果却有所提高,平均去除率由 26.1% 上升至 27.2%;

(4) 人工湿地系统在夏季可以承受短期较大的洪水冲击水力负荷,在水力负荷达 100cm/d 的情况下,系统对氨氮和 COD_{Cr} 的去除率分别可以达到 52% 和 36%;

(5) 冬季运行条件下(水温 5~10℃),覆盖地膜能有效提高系统对污染物的去除效果,氨氮和 COD_{Cr} 平均去除率分别可由未覆盖地膜的 29.4% 和 29.0% 提高到 48.7% 和 46.6%;

(6) 微生物活性分析表明,覆盖地膜后,由于系统温度上升(比无地膜覆盖参照系统高出 2~6℃),微生物活性得到提高,脲酶活性提高到原来的约 1.5 倍,脱氢酶活性提高到原来的 5.4 倍;

(7) 地表植物腐烂会向水中释放大量的 COD_{Cr} 和氨氮,影响系统净化效果,因此秋季应当对湿地植物及时进行收割;

(8) 进水中不溶物质的淤积是湿地系统中填料堵塞的主要来源,湿地前端填料的堵塞程度大于后端;经过一年的运行,湿地填料空隙率的减少一般低于 2%。

第5章 人工湿地中生物系统特性研究

自然界中的水体有着自我净化的功能,这种水体的自我净化主要是通过其中生物系统的作用实现的。自然界生物对水体的净化作用在很早就受到人们的关注,并且利用其净化污水的能力开发研制了多种污水处理和水体修复的生态工程技术,人工湿地技术就是其中一种^[58]。

大量的应用实践证明,尽管水生植物可以很容易地在污水中生长存活,但是要有效地去除污水中的氮、磷,只是随便的种植不能达到预期的目的。有必要对湿地植物所在的整个生物系统进行研究,获取相关的参数,由此进行科学设计才能得到预期的效果^[59,60]。

微生物的生长繁殖等生理活动会大量消耗水中的营养物质,从而减少污水中的污染物质,达到水质净化的目的。同水生植物一样,微生物的活动也只有一个适当的环境里才可以达到最佳状态。

本章在上述几章的研究基础上对潜流人工湿地中的生物系统特性进行研究,主要包括湿地系统中植物的生长规律、植物的根系活性、填料中脲酶和脱氢酶的活性等。

5.1 试验装置与方法

利用孝妇河上建设的五套潜流人工湿地中试系统,对人工湿地系统中的生物系统特性进行研究。

(1) 植株的高度的测量

在湿地系统中选取几株植物作为代表性植物,每隔一周测量一次植株高度,在植物特别生长期(如萌发、开花等)则适当增加测量次数,植株高度的测量采用普通米尺测量。

(2) 植物根系活性测量

植物根系活性采用氯化三苯基四氮唑(TTC)法,氯化三苯基四氮唑(TTC)是标准氧化还原电位为80mV的氧化还原物质,溶于水中成为无色溶液,但还原后即生成红色而不溶于水的三苯基甲(TTF),生成的TTF比较稳定,不会被空气中的氧自动氧化,所以TTC被广泛地用作酶试验的氢受体,植物根所引起的TTC还原,可因加入琥珀酸、延胡索酸、苹果酸得到增强,而被丙二酸、碘乙酸所抑制。所以TTC还原量能表示脱氢酶活性,并作为根系活力的指标。

植物根系活性测量方法如下所示:

① TTC 标准曲线的制作: 取 0.4%TTC 溶液 0.2ml 放入 10ml 量瓶中, 加少许 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ 粉摇匀后立即产生红色的甲胈。再用乙酸乙酯定容至刻度, 摇匀。然后分别取此液 0.25ml、0.50ml、1.00ml、1.50ml、2.00ml 置 10ml 容量瓶中, 用乙酸乙酯定容至刻度, 即得到含甲胈 25 μg 、50 μg 、100 μg 、150 μg 、200 μg 的标准比色系列, 以空白作参比, 在 485nm 波长下测定吸光度, 绘制标准曲线。

② 称取根尖样品 0.5g, 放入 10ml 烧杯中, 加入 0.4%TTC 溶液和磷酸缓冲液的等量混合液 10ml, 把根充分浸没在溶液内, 在 37℃ 下暗保温 1h, 此后加入 $1\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 硫酸 2ml, 以停止反应。(与此同时做一空白实验, 先加硫酸, 再加根样品, 其他操作同上)。

③ 把根取出, 吸干水分后与乙酸乙酯 3~4ml 和少量石英砂一起在研钵内磨碎, 以提出甲胈。红色提取液移入试管, 并用少量乙酸乙酯把残渣洗涤二、三次, 皆移入试管, 最后加乙酸乙酯使总量为 10ml, 用分光光度计在波长 485nm 下比色, 以空白试验作参比测出吸光度。

④ 查标准曲线, 即可求出四氮唑还原量。

$$\text{四氮唑还原强度} = \frac{\text{四氮唑还原量}(\mu\text{g})}{\text{根重}(\text{g}) \times \text{时间}(\text{h})} \quad (4-1)$$

土壤脱氢酶活性和脲酶活性的测定, 见 4.1.2。

5.2 植物生长规律研究

植物是人工湿地的重要组成部分, 植物在污水处理过程中起着很重要的作用。它的主要功能有: ① 通过茎杆的传输作用, 将叶片光合作用产生的氧输送到根部, 再通过根系的泌氧作用向人工湿地床体供氧。② 人工湿地植物本身也能吸收一部分营养物质。人工湿地去除氮、磷的机理之一就是通过湿地植物的吸收作用来去除氮、磷。而且, 湿地植物的生长状况也对吸收作用的大小起到重要的作用。③ 为微生物生长提供场所和条件。

本节比较了人工湿地自建成运行两年来的植物生长数据, 对人工湿地中植物生长规律进行了研究。

5.2.1 第一年移栽植物的生长规律

人工湿地系统中的植物是 2004 年 5 月上旬进行移栽的(移栽方法是直接将长成的植株连根挖出, 保留根部周围的土壤, 直接移种到人工湿地中), 移栽后进行一个月的浇灌, 至 2004 年 6 月 8 日正式通水时, 移栽的植物基本全部成活,

没有出现成片死亡现象。

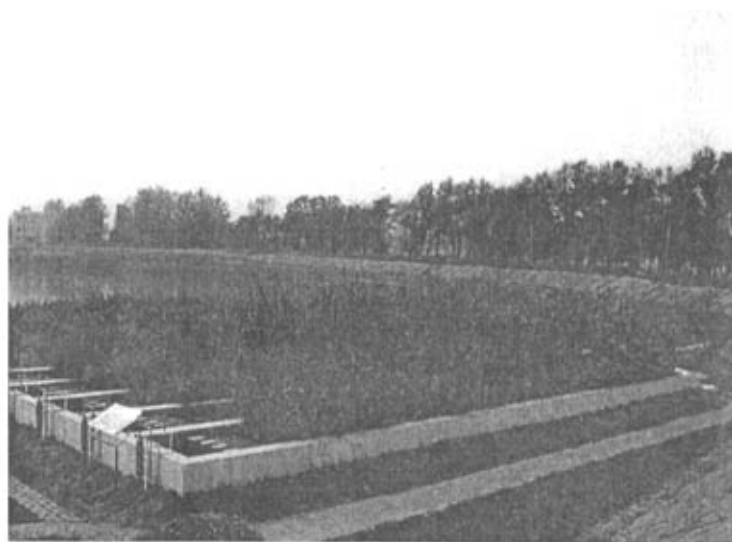


图 5-1 第一年植物移栽后湿地人工湿地外观图

2004 年 6 月 11 日 5#湿地系统（混合填料）中第一株美人蕉开花，颜色为红，接下来各个湿地系统中美人蕉陆续开花，花色有红、黄、橙三种。2004 年 6 月至 9 月期间，芦苇和美人蕉植株高度明显增加。

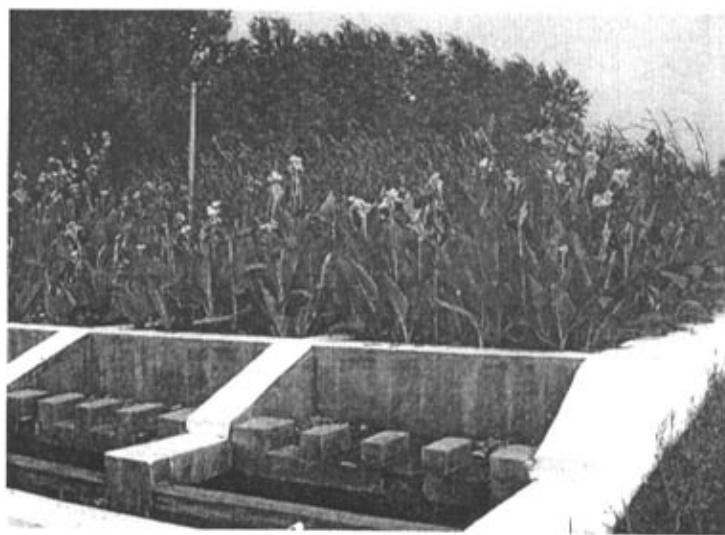


图 5-2 人工湿地中的美人蕉

2004 年十一期间菖蒲开始枯黄，至 2004 年 10 月 25 日基本全部枯萎，但同期芦苇、美人蕉都没有泛黄；至 2004 年 11 月 22 日，芦苇大部分枯黄，美人蕉还有少数在开花，而且基本没有泛黄；2004 年 11 月 24 日，淄博地区下雪导致芦苇、美人蕉地面部分被压塌。2004 年 12 月 3 日，对 1#~4#湿地系统的植物进行了收割，5#湿地系统的枯萎植物保留在原地用作对比试验参照。

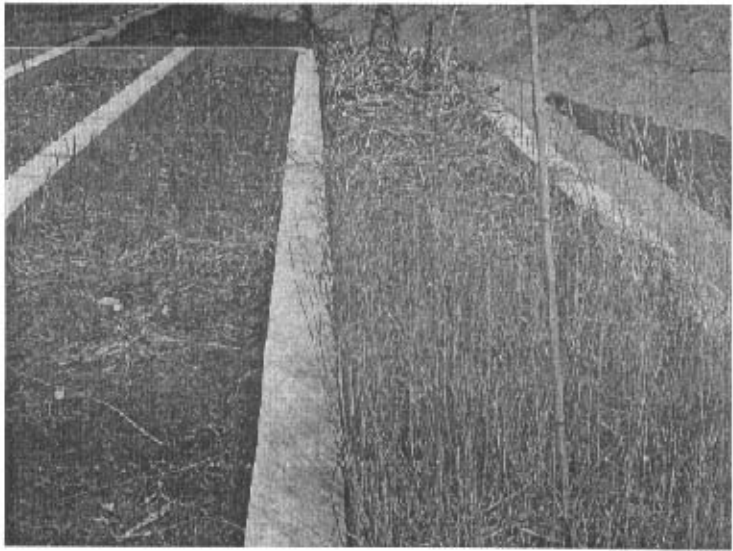


图 5-3 2004 年冬季湿地收割后景观

2004 年人工湿地中试系统中 1#系统芦苇、菖蒲和美人蕉的生长情况如图 5-4 所示。

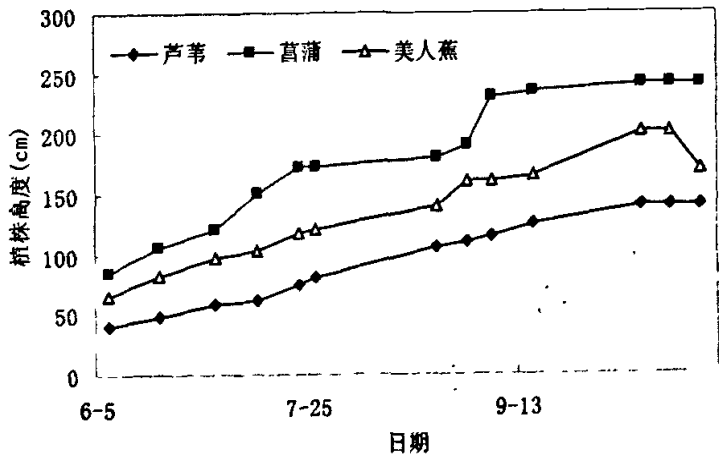


图 5-4 2004 年植物生长情况图

由图 5-4 中可以看出,三种植物中芦苇的长势较为均匀,从移栽后到 10 月下旬一直维持着均匀的增长,而菖蒲的增长速率则波动较大,而且 9 月中旬后生长就基本停止,美人蕉的生长也较为均衡,至 10 月底植株高度忽然下降是由于花期结束,美人蕉植株顶端花冠枯萎造成的。

2004 年各湿地植物最终高度如表 5-1 所示。由表中数据可以看出,三种植物中芦苇的生长在各个湿地系统中的差异较小,这应该是因为芦苇处于湿地系统的最前端,接纳的都是相同的污染河水,不同湿地中的芦苇在同一时期可供吸收的营养物质是相同的。

表 5-1 2004 年各湿地植物最终高度

湿地编号	1	2	3	4	5
湿地填料	废砖	废陶瓷	空心砖	混合填料	混合填料
芦苇高度(cm)	140	130	130	无	140
菖蒲高度(cm)	240	200	240	240	235
美人蕉高度(cm)	170	160	120	190	170

三种植物的生长期主要集中在 8 月份,这个时间滞后于北方正常植物的生长时间,这应该是与植株的移栽有关,而气候条件的限制又使得植物的生长按期停止,因此整体而言植物在 2004 年的生长情况不是非常好,芦苇没有产生芦絮,菖蒲也没有产生种子,只有美人蕉比较正常地完成了花期,这说明移栽会给湿地植物的生长带来较大的影响,但对美人蕉的影响相对较小。

2#湿地系统(废陶瓷)中的菖蒲高度在生长后期明显比其他系统中的菖蒲要矮,这可能与填料的影响有关系。而 1#(废砖)和 3#(空心砖)湿地系统中的菖蒲高度是最高的,这也影响了 2#湿地系统(废陶瓷)中菖蒲部分的光照,使得 2#湿地系统(废陶瓷)中菖蒲的生长较差。

各个湿地之间美人蕉的生长差异较大,其中 4#(混合填料)和 5#湿地系统(混合填料)中美人蕉最为茁壮,不但植株高度高,而且植株较为粗壮,而 3#湿地系统(空心砖)中的美人蕉明显矮小,而且开花的时间也比其他湿地系统要晚近半个月,这说明填料对美人蕉的生长影响还是较大的,混合填料比较适合美人蕉的生长,而空心砖对美人蕉的生长有一定的抑制作用。

5.2.2 第二年植物自然返青的生长规律

第二年芦苇和菖蒲基本同时返青,起始返青时间为 2005 年 4 月初,而美人蕉则在冬天因为寒冷的原因全部死亡,所以本节中仅仅对第二年芦苇和美人蕉的生长进行了分析。

2005 年 1#湿地系统(废砖)芦苇和菖蒲生长状况如图 5-5 所示。

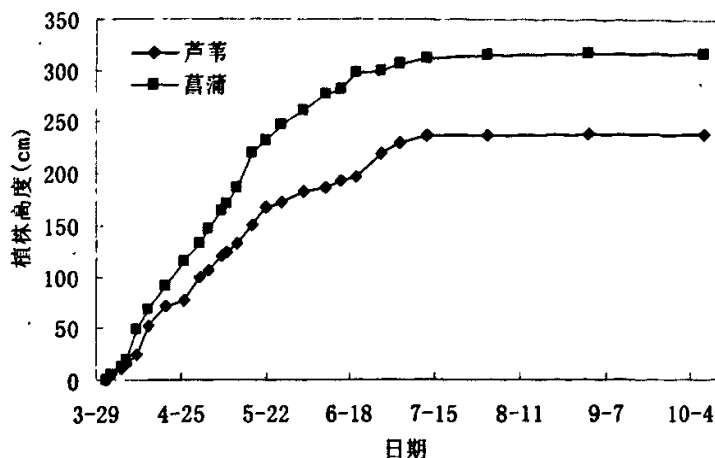


图 5-5 2005 年 1#系统中植物生长图

和 2004 年相比, 2005 年芦苇和菖蒲从 4 月初起就开始生长, 在 5 月初期即达到了 2004 年移栽时期的高度, 由于没有经历移栽, 所以接下来的 5 月至 7 月都保持了良好的生长趋势, 但是芦苇和菖蒲均在 7 月中旬前后停止了植株的生长, 这要比 2005 年停止得早。相比于 2004 年, 芦苇和菖蒲的植株高度在 7 月份均达到了 2004 年没有达到的高度, 到 7 月中旬, 芦苇的高度均达到了 220cm, 而菖蒲高度也超过了 300cm。2005 年两种植物均出现了各自特有的生理现象, 8 月底芦苇结出了芦花, 5 月底菖蒲枝干中间长出了种子。

可见, 在移栽后的第二年, 湿地系统中的植物生长情况要明显好于移栽当年, 不但植株高度大幅度提高, 而且也出现了芦絮、结种等植物正常的生理现象, 因此大致可以认为在移栽后的第二年湿地系统中植物的生长趋于正常。

5.2.3 两年植物生长规律的比较

对比 2004 年和 2005 年植物的生长情况可以看出, 2004 年的植物生长状况较差, 植株高度较为矮小, 而且植物应有的一些生理现象都没有发生, 这说明植物在 2004 年的生长情况是不正常的, 这应当主要是由于在 5 月初期移栽, 使植物错过了生长期。比较 2004 年各个湿地的美人蕉生长情况可以看出人工湿地的填料对植物的生长有着较大的影响, 这种影响应当会随着填料表层物质的冲刷而有所改善。

2004 年冬季美人蕉的死亡说明, 在没有良好保温措施的情况下, 美人蕉这种植物不适合在冬季寒冷的我国北方地区充当湿地植物。美人蕉的死亡一方面是由于较低的气温, 另一方面也是因为在潜流人工湿地系统中, 由于下层是流水, 因此植物生长的土层上下都有水流经, 结冰的时候就会使得土层下部也冻

结,无法出现植物根系在冻土下的保温土层中过冬的现象了,这就使得湿地系统对植物特别是根部的抗寒性的要求更为严格。

经观察比较,2005年由于没有移栽的干扰,芦苇和菖蒲的生长较为正常,其返青时间比周边环境中的野生同种植物略迟2~3天,这应该是由冬季湿地系统土层结冰层较厚,在初春融化较慢致使植物根系复苏较晚的原因,这一点也与没有进行收割的5#湿地系统(混合填料)植物返青较早相吻合。返青后植物的生长都很正常,其生长趋势与周边的野生同种植物大致相同,并且出现了芦苇开芦花、菖蒲结种等植物自然生理现象。这说明移栽的植物在第二年就可以基本适应湿地系统的情况,较好地完成植株的生长。

比较各个湿地之间的植物生长也可以看到经过一年的冲刷,填料对植物生长的影响已经很小,两年植物的最终高度如表5-2所示。

表 5-2 2004 年和 2005 年各湿地系统植物最终高度

湿地编号	1	2	3	4	5
填料	废砖	废陶瓷	空心砖	混合填料	混合填料
芦苇第一年(cm)	140	130	130	无	140
芦苇第二年(cm)	230	250	250	无	240
菖蒲第一年(cm)	240	200	240	240	235
菖蒲第二年(cm)	230	220	220	240	250

由此可见,对湿地植物进行移栽后,在第一年会由于错过生长期、填料附着物等的影响使湿地植物的生长受到一定程度的干扰,但是在第二年湿地植物就可以适应湿地系统的环境,从而较好地生长。相对而言,菖蒲植株的生长受移栽的影响较小,两年间菖蒲植株的最终高度差别不是很大。

5.2.4 植物生长对污染物去除效果的影响

本研究通过对湿地植物进行收割称重进而计算湿地系统中植物对污染物的吸收。湿地植物于2004年12月3日进行收割,测量了植物中的氮和磷含量,对植物的氮磷吸收能力进行了分析,结果如表5.3所示,并将根系泌氧能力也列于表5-3中。

表 5-3 植物氮磷吸收能力及输氧特性比较^[61]

	氮吸收量 (g/m ² /a)	磷吸收量 (g/m ² /a)	根系输氧能力 (g O ₂ /m ² /d)
芦苇	12.43	2.56	11.59
菖蒲	24.48	3.77	9.63
美人蕉	33.85	4.87	5.07

可见, 芦苇的氮和磷吸收去除能力差于菖蒲和美人蕉。美人蕉具有最高的氮、磷吸收去除能力, 这与美人蕉高大的植株有关。

综上所述, 芦苇具有最好的根系泌氧能力, 这有利于好氧微生物的生长繁殖。由于污染河水具有较高的 COD 和氨氮浓度, 因此, 在本研究中, 湿地系统前段种植芦苇、后段种植菖蒲和美人蕉的植物组合方式的设计是合理的, 这有利于在湿地前段利用芦苇的泌氧能力, 实现氨氮和有机质的去除, 后段利用菖蒲和美人蕉的氮磷吸收能力, 实现总氮和总磷的去除作用。但是由于美人蕉在淄博地区无法过冬, 因此, 最终确定为前端芦苇、后端菖蒲的植物组合, 通过两种植物不同的特性, 来促进人工湿地系统对污染河水的净化效果。

5.3 植物根系活性与湿地工艺特性的相关性研究

植物根系是活跃的吸收器官和合成器官, 根的生长情况和活力水平直接影响地上部的生长和营养状况及产量水平。由于植物的生长对人工湿地系统的运行效果有着较大的影响, 因此本研究对湿地植物的根系活性进行了测量研究。

5.3.1 植物根系活性的季节变化规律

植物根系活性的变化与植物生长情况有着直接的联系, 因此在植物生长的特殊时期, 如发芽、开花等时期, 植物根系活性都会有较大的改变, 本研究对 2005 年、春季 (4 月初~5 月底)、初夏 (6 月中旬) 和秋季 (10 月上旬) 芦苇和菖蒲的根系活性进行了测量, 以考察植物的根系活性在植物不同生长时间的差异。具体数据如表 5-4 所示。

表 5-4 芦苇、菖蒲的根系活性分析

湿地植物	根系活性($\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$)		
	春季 (平均值)	初夏	秋季
芦苇	63.53	131.49	104.35
菖蒲	37.26	104.14	68.27

* 植物春季根部活性数值为多次平均值, 每次测量数值差别不大。

两种植物的根系活性均在夏季达到最大值, 在春季和初夏的时候芦苇根系的活性要比同期菖蒲的根系活性强, 均高出 20 多 $\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$, 秋季更是高出近 $40\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$ 。这说明芦苇的根系活性略强于菖蒲的根系活性。

5.3.2 填料对植物根系活性的影响

填料是植物根系的附着物之一, 填料本身的性质可能对植物的根系的生长有着一定的影响, 从而影响到整株植物的生长情况。本研究对 1#湿地系统 (以

废砖块为填料)和3#湿地系统(以空心砖为填料)两种不同填料的湿地中芦苇和菖蒲的根系活性进行了比较,测量时间为2005年4月,数据比较如表5-5所示。

表 5-5 1#湿地和 3#湿地系统中植物根系活性的比较

湿地植物	根系活性($\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$)					
	第一次		第二次		第三次	
	1#	3#	1#	3#	1#	3#
芦苇	61.32	62.41	67.24	63.12	58.21	60.17
菖蒲	40.18	37.96	35.19	33.21	43.21	39.15

由表5-5中的数据可以看出,虽然1#湿地和3#湿地系统中的填料差别较大,但是同期同种植物的根系活性差异并不是很大,而且两种植物的根系活性基本上没有受到填料的影响。可见,在人工湿地系统中,填料对植物根系活性的影响是可以忽略的。

5.3.3 植物根系活性对植物生长的影响

植物根的生长情况和活力水平直接影响地上部的生长和营养状况及产量水平,因此本研究也对系统中植物的根系活性和植物的生长情况进行了研究,由于不同填料中植物的根系活性差异较小,因此无法在同一时间内得到根系活性相差较大的比较组,因此本研究将关注点落在植物生长特殊时间点和其对应的植物生长速率上,研究对象是1#湿地系统(填料为废砖)。

冬季菖蒲根系复苏时候的根系活性达到 $94.24\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$,超出了春季平稳生长期的 $37.26\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$ 近两倍,由此可见,植物在萌发或者生长速率较大的时候的根系活性会明显增大,而在平稳生长期的根系活性则会在一定程度上降低。同样,在初夏的时候,植物的根系活性也有了一定程度的提高,芦苇的根系活性由 $63.53\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$ 上升到 $131.49\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$,同期的植物生长速率也有了一定程度的提高。而同期菖蒲的根系活性也有了较明显的提高,由 $37.26\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$ 上升到 $104.14\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$,这个阶段菖蒲的植物高度生长并没有大的变化,但菖蒲此时产生了结种的现象。

因此当植物根系活性发生显著变化的时候,植物的地上部分的生长也会有较明显的变化,其对应的变化或者是植株生长速率的变化,或者是伴随着一些植物特殊的生理变化。

5.3.4 植物根系活性与污染物去除的相关性分析

植物影响污染物去除的一个途径就是通过根系对污染物质的吸收,而植物

根系活性的变化直接影响着植物根系的吸收能力,因此本研究将植物根系活性与湿地系统污染物去除效果的相关性进行了分析,仍旧以1#湿地(废砖)为例,1#系统春季对氨氮和COD的去除率变化以随湿地芦苇的根系活性变化如图5-6所示。

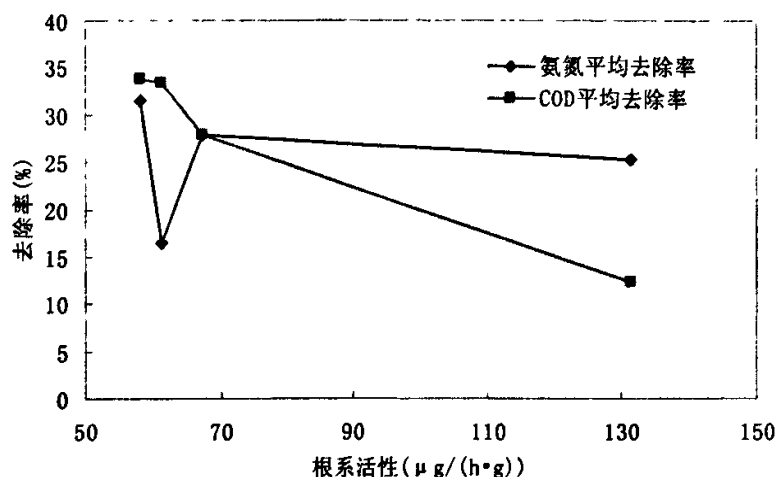


图 5-6 2005 年春季 1#湿地系统芦苇的根系活性变化与污染物去除效果图

由图 5-6 中可以看到,湿地系统对污染物的去除效果与湿地系统中植物的根系活性变化并没有明确的相关性,这是因为系统对污染物质的去除不但通过植物对污染物质的吸收,还通过系统中微生物对污染物的降解等方式来完成污染物的去除,而且植物对污染物质的吸收是一个长期的过程,短期间吸收的量是相对比较少的,因此某个时期植物根系活性的提高并不会明显地影响系统对污染物质的去除效果。

5.4 酶活性与湿地工艺特性的相关性研究

湿地系统中植物吸收是去除污染物的途径之一,而微生物降解则是另外一个重要的污染物去除途径,本研究对湿地系统填料中的微生物活性进行了研究,主要研究指标为脱氢酶活性和脲酶活性。脱氢酶能促进有机物质的脱氢作用,它起着氢的中间传递体的作用。而脲酶则能酶促尿素的水解生成氨和二氧化碳。

5.4.1 酶活性的季节变化规律

酶活性的强弱表征了微生物活性的强弱,微生物活性的强弱则直接影响着湿地系统中微生物降解污染物质的能力。微生物虽然个体比较小,但是由于其庞大的数量,在湿地系统污染物去除中占有很大的比例,因此,酶活性的大小

在一定程度上影响着湿地系统对污染物质的去除效果。微生物作为一种生物，其活性必然受自然环境的影响，本节就酶活性随季节的变化规律进行了分析研究。

脱氢酶活性随季节的变化规律如图 5-7 所示。

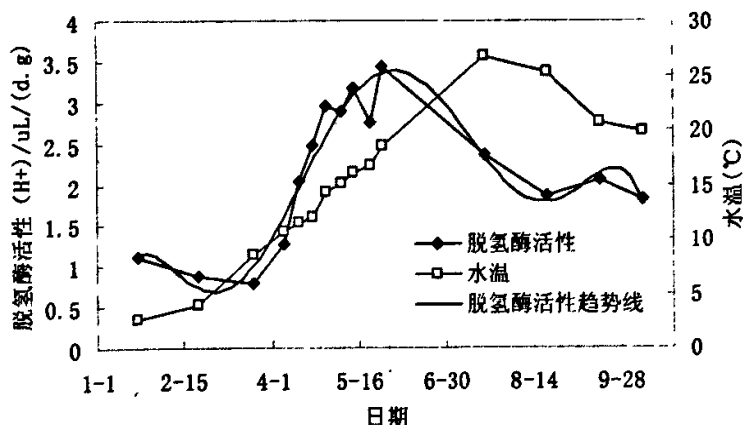


图 5-7 2005 年 1# 湿地系统中脱氢酶活性变化图

由图中可以看出在初春时期 (3 月)，系统中脱氢酶活性和冬季 (1 月) 系统中脱氢酶活性差别很小，可见由于受温度的影响，系统中的脱氢酶活动一直处于较低的水平，到 4 月初，随着温度的升高，系统中植物的复苏，脱氢酶的活性明显提高，并且在接下来的时间内一直维持在一个较高的水平，直到秋季，植物生长逐渐减慢，脱氢酶的活性也随之减小。由此可见，脱氢酶的活性主要是受温度和植物活动的影响，在 4 月初温度上升后，系统中脱氢酶的活性也明显提高，这与系统中植物返青几乎是同步的，因此植物生长也可能在一定程度上影响着脱氢酶的活性。

脲酶活性随季节的变化规律如图 5-8 所示。

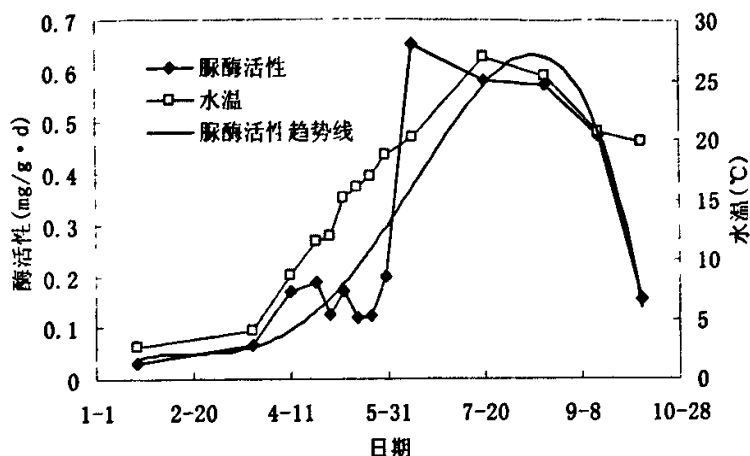


图 5-8 2005 年 1#系统中脲酶活性变化图

由图 5-8 中脲酶活性变化趋势可以看出,脲酶的活性受温度的影响较大,春季来临后,温度有所上升,脲酶的活性也随之有所升高,但是可能由于春季的温度对脲酶而言仍是比较低的,因此,直到 6 月份温度升高到接近 20℃,脲酶的活性才有了显著的升高。至 10 月份气温下降后,脲酶活性重又降了下来。可见接近 20℃的气温是脲酶活性的一个转折温度,在低于 20℃的时候,脲酶的活性维持在一个较低的水平,随温度的变化不大,当温度大于 20℃时,脲酶活性很快升高,可以升高到较低温度时的 5~6 倍。

比较脱氢酶与脲酶的活性变化趋势,可以发现脱氢酶和脲酶达到较高活性所需要的温度是不一样的,因此,在湿地系统中就存在某个时间段内只有一种酶活性达到了较高的水平,故应当对另外一种酶所主导降解的污染物的去除做相应的强化措施。

5.4.2 酶活性与污染物去除的相关性分析

通过数据的比较发现 5#湿地系统中的酶活性在各个人工湿地系统中最大,这与 2004 年填料筛选时 5#湿地系统对污染物去除效果最好相吻合,为了进一步研究是否是由于酶活性的增大促进了系统对污染物的去除,本节对 1#湿地系统(废砖)中的酶活性与其在同期(2005 年 3 月~9 月)对氨氮和 COD_{Cr} 的去除率进行了比较,结果如图 5-9 和图 5-10 所示。

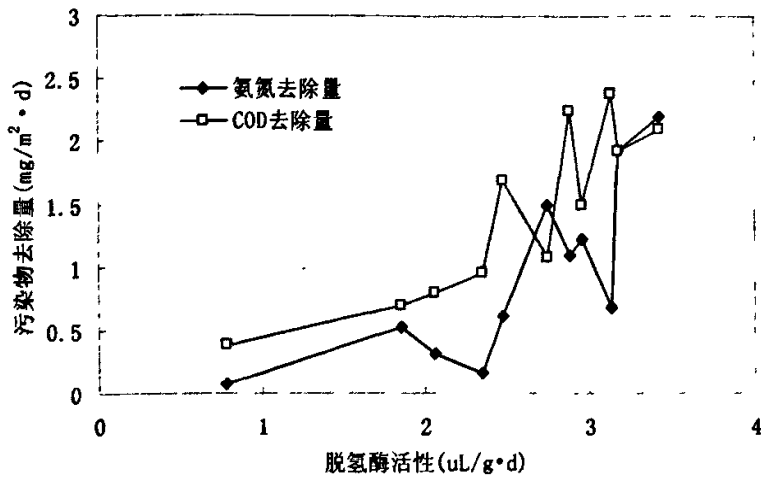


图 5-9 1#湿地系统中脱氢酶活性与污染物去除情况

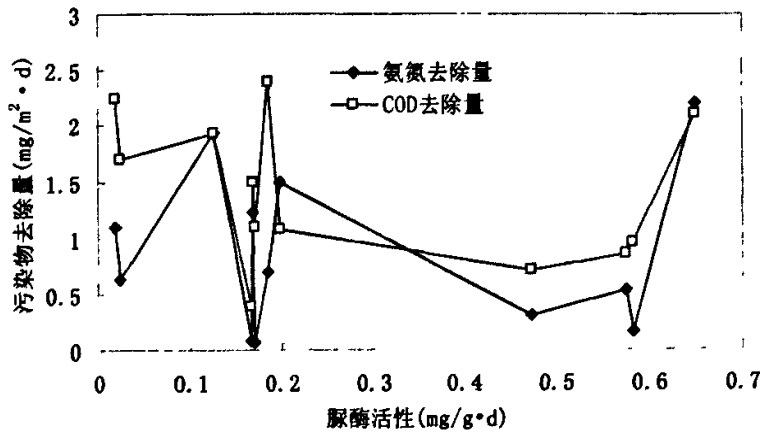


图 5-10 1#湿地系统中脲酶活性与污染物去除情况

由图 5-9 中可以看出, COD_{Cr} 的去除量趋势随脱氢酶的增大而增大, 而氨氮的去除量变化趋势则与脱氢酶的变化联系性较差, 这是由于脱氢酶能促进有机物质的脱氢作用, 它起着氢的中间传递体的作用, 可以较好的促进有机物的降解。

从图 5-10 中可以看出, 相比较于脱氢酶活性与污染物去除效果的联系, 脲酶的活性的变化与污染物的去除效果并没有得到预期的关联, 其相关性尚待进一步研究探讨。

5.5 小结

(1) 在湿地植物移栽的第一年,植物的生长较差,但是在第二年湿地植物就可以适应湿地系统的环境,从而较好地生长。系统中芦苇 2005 年最终高度比 2004 年高了 100cm,而且秋季有芦花产生,菖蒲植株 2005 年最终高度比 2004 年高了 70cm,并且在夏初开始产种。美人蕉由于气候的原因无法正常过冬,不适合作为我国北方地区露天湿地的湿地植物;

(2) 芦苇和菖蒲的根系活性在夏季达到最大值,分别为 $131.49\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$ 和 $104.14\mu\text{g}/(\text{h}\cdot\text{g})$,填料对植物根系活性的影响不大,植物根系活性的变化对污染物去除效果的影响也不明显;

(3) 环境温度对湿地系统中的脱氢酶和脲酶活性有较大的影响,其中温度对脲酶活性的影响更大一些;

(4) COD_{Cr} 的去除量随脱氢酶的增大而增大,相关性较为明显,而脲酶活性地变化与污染物的去除效果相关性较差,其相关性尚待进一步研究探讨。

第6章 结论与建议

6.1 结论

本研究以我国北方典型河流——淄博孝妇河为研究对象,在现场中试的基础上,对潜流人工湿地技术在处理污染河水方面的应用进行了研究,包括人工湿地的设计构建、人工湿地的持续性运行以及人工湿地系统中生物系统特征的研究。

(1) 潜流人工湿地系统的设计构建

孝妇河潜流人工湿地中试基地建设在孝妇河黄土崖段的河畔上,平行构建了5套潜流人工湿地系统,分别搭配以不同的填料和植物。

①以废砖块、废陶瓷、空心砖和混合填料(废砖和废陶等体积混合)四种填料作为湿地系统的待选填料,以芦苇、菖蒲和美人蕉三种植物作为湿地系统的待选植物;

②对氨氮的吸附而言,废陶瓷有较佳的效果,而对于无机磷的吸附而言空心砖具有较好的效果。在实际运行中还应根据实际运行结果,进行填料的筛选;

③较高浓度进水(进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 40~70mg/L 和 10~35mg/L) 和较低浓度进水(进水 COD_{Cr} 和氨氮浓度分别为 15~30mg/L 和 0.3~3mg/L) 两种情况下,均以混合填料为填充介质构建的人工湿地系统的污染物去除效果最好,其对 COD_{Cr} 、氨氮的平均去除率分别为 40%、56%和 25%、70%;

④湿地系统对河水中 COD_{Cr} 的去除效果受湿地植物的影响较小;芦苇的种植对氨氮的去除效果有较大的影响,在高浓度和低浓度进水两种情况下,5#湿地(芦苇、菖蒲、美人蕉)对氨氮的去除率分别比4#湿地(空白、菖蒲、美人蕉)高了7%和19%;

(2) 人工湿地的持续性运行研究

人工湿地系统是一项以生物治理为主的河水处理工艺,在运行过程中,随着自然条件和生物条件的改变,系统本身也会随之发生变化,对污染河水的处理效果也会发生改变。本课题对人工湿地系统污染物去除效果的季节变化、年度变化、夏季冲击负荷、冬季去除效果强化、植物收割及填料堵塞等湿地持续性运行问题进行了研究。

①孝妇河水的水质、水量和水温随季节变化很大,其中7、8月份河水流量较大,冬季和春季流量较小;水质在5、6月份达到最差(氨氮浓度>50mg/L,

COD_{Cr}>100mg/L)。这些都给人工湿地处理污染河水带来了较大的困难;

②各季节中人工湿地系统对污染物的去除效果有着较大的差异,其中夏季7、8月份对污染物的去除效果最好,冬季和春天对污染物的去除效果较差;在夏秋季节系统出水氨氮小于2mg/L, COD_{Cr}出水小于40mg/L,可以达到地表水Ⅴ类水体的标准;

③人工湿地系统在第二年对氨氮的去除效果有所下降,在6月~12月期间,系统平均去除率由46.6%下降到了38.2%,但对COD_{Cr}的去除效果却有所提高,平均去除率由26.1%上升至27.2%;

④人工湿地系统在夏季可以承受短期较大的洪水冲击水力负荷,在水力负荷达100cm/d的情况下,系统对氨氮和COD_{Cr}的去除率分别可以达到52%和36%;

⑤冬季运行条件下(水温5~10℃),覆盖地膜能有效提高系统对污染物的去除效果,氨氮和COD_{Cr}平均去除率分别由未覆盖地膜的29.4%和29.0%上升到67.6%和46.6%。

⑥地表植物腐烂会向水中释放大量的COD_{Cr}和氨氮,影响系统净化效果,因此秋季应当对湿地植物及时进行收割。

⑦进水中不溶物质的淤积是湿地系统中填料堵塞的主要来源,湿地前端填料的堵塞程度大于后端;经过一年的运行,湿地填料空隙率的减少一般低于2%。

(3) 湿地系统中生物系统特性的研究

对潜流人工湿地中生物系统的特性进行了研究,主要包括湿地系统中植物的生长规律、植物的根系活性、填料中脲酶和脱氢酶的活性等。

①在湿地植物移栽的第一年,植物的生长较差,但是在第二年湿地植物就可以适应湿地系统的环境,从而较好地生长。系统中芦苇2005年最终高度比2004年高了100cm,而且秋季有芦花产生,菖蒲植株2005年最终高度比2004年高了70cm,并且在夏初开始产种。美人蕉由于气候的原因无法正常过冬,不适合作为我国北方地区露天湿地的植物;

②芦苇和菖蒲的根系活性在夏季达到最大值,分别为131.49μg/(h·g)和104.14μg/(h·g),填料对植物根系活性的影响不大,植物根系活性的变化对污染物去除效果的影响也不明显;

③环境温度对湿地系统中的脱氢酶和脲酶活性有较大的影响,其中温度对脲酶活性的影响更大一些;

④COD_{Cr}的去除量随脱氢酶的增大而增大,两者相关性较为明显,而脲酶活性地变化与污染物的去除效果相关性较差,其相关性尚待进一步研究探讨。

6.2 建议

(1) 进一步考证潜流人工湿地工艺在处理污染河水方面长期运行的可行性和经济性等;

(2) 在冬季和初春时期, 人工湿地工艺对污染河水中的氨氮的去除效果较差, 建议在今后的研究中探索一些强化措施;

(3) 对系统中的生物系统特性展开进一步的系统研究。

参考文献

- [1] 国家环保总局. 2003 年中国环境状况公报, 环境保护, 2003.
- [2] 国家环保总局. 2003 年中国环境状况公报, 环境保护, 2004.
- [3] 郑俊, 吴浩汀, 程寒飞. 曝气生物滤池污水处理新技术及工程实例. 北京: 化学工业出版社, 2003.6. 2~17.
- [4] 刘衍君. 人工湿地在污水处理中的应用及其展望, 云南环境科学, 2003.12, 22(4):42-45.
- [5] 张永泽, 王炬. 子然湿地生态恢复研究综述, 2001, 14(1):1-7.
- [6] 李禄康, 湿地与湿地公约. 世界林业研究, 2001, 14(1):1-7.
- [7] 殷康前, 倪晋仁, 湿地研究综述, 生态学报, 1998.9, 18(5):539-546.
- [8] 白晓慧、王宝贞等. 人工湿地污水处理技术及其发展应用, 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6), 88-92.
- [9] 王宪礼, 李秀珍. 湿地的国内外研究进展, 生态学杂志, 1997, 16(1):58-62.
- [10] Cudgen nature reserve plan of management, NSW National Parks and Wildlife survive.
- [11] Scott Wallace. Engineered Wetlands Lead the Way. Features Available online.
- [12] Pullin, B.P and Hammer(1991). Water Enviroment and Technology. 3(3), 38-40.
- [13] John Griggs, Nick Grant. Reed beds: application and specification, Good Building guide.
- [14] 王宪礼, 李秀珍. 湿地的国内外研究进展, 生态学杂志, 1997, 16(1):58-62.
- [15] Magmedov, V. G., Zakharchenko, M. A., Yakovleva, L. I., and Ince, M. E. Diffuse Pollution '95: Selected Proceedings of the 2nd IAWQ International Specialized Conference and Symposia on Diffuse Pollution, Held in Brno and Prague, Czech Republic, 13-18 August 1995 / 1st Ed. Published: New York: Pergamon Press. (1996). pp. 315-323.
- [16] Schueler. Storm Water Technology Fact Sheet Water Quality Inlets, United states Environmental Pprotection Agency, Office of Water Washington. D. C. EPA 832-F-99-029 September 1992.
- [17] Raisin et al, A Nutrient Dynamics Model for Australian Waterways, Land Use, Catchment Biogeochemistry and Water Quality in Australian Rivers, Lakes and Estuaries Australia State of the Environment Technical Paper Series (Inland Waters), Series 2.
- [18] Kadlec, Nutrient cycling in nature waste management system.
- [19] Kadlec, R.H., and R.L. Knight. 1996. Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 893.
- [20] HILL ,Payne, Using Constructed Wetlands for Removing Contaminants from Livestock Wastewater, A-5-98, Kenneth D. Simeral, Associate Professor, The Ohio State University.
- [21] Robert H. Kadlec, Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design, Wetland Management Services, 6995 Westbourne Chelsea, MI 48118 USA.
- [22] Machate, T., Noll, H et al (1997). Degration of phenanthrene and hydraulic characteristics in a consturcted wetland . Wat.Sci.Tech. 31(3), 554-560.
- [23] Marin Co., CA - Wetlands as a Part of Reuse and Disposal: Las Gallinas Valley Sanitary District, EPA water office, Constructed Wetland for Waste Water Treatment and Wildlife Habitat.
- [24] 顾传辉. 人工湿地处理系统概述[J], 中山大学研究生学刊, 2001, 22(2):37~39.
- [25] 刘文样. 人工湿地在农业面源污染控制中的应用研究[J]. 环境科学研究, 1997, 10(4):15-19.

- [26] 唐述虞. 铁矿酸性排水的人工湿地处理[J]. 环境工程, 1996, 14(4): 3-7.
- [27] 清华大学环境科学与工程系. 滇池流域面源污染控制技术研究(2000).
- [28] 清华大学环境科学与工程系. 孝妇河实施方案专家意见修改方案(2003).
- [29] Lopez E., Soto B., Arias M et al. Adsorption properties of red mud and its use for waste water treatment. *Water Research*, 1998, 32(4): 1314-1322.
- [30] Hall-Spencer. Conservation issues relating to maerl beds as habitats for molluscs. *J.CSP*. 1994. 2: 271-286.
- [31] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究, *环境科学学报*, 1999, 19(3): 323-327.
- [32] Bhamdidimari R et al. *Wat. Sci&Tech. Overview: surface flow constructed wetlands* 1991, 24(5): 247.
- [33] Howard Williams C. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands: a theoretical and applied perspective. *Freshwat. Biol.* 1985. 15: 391-431.
- [34] 徐丽花, 周琪. 不同填料湿地处理系统的净化能力研究, *上海环境科学*, 2002, 21(10): 42-46.
- [35] 聂发辉, 吴晓美, 胡曰利. 人工湿地中蛭石填料净化污水中的氨氮能力, *城市环境与城市生态*, 2003. 12, 16(6): 27-31.
- [36] 成水平, 吴振斌, 况琪军. 人工湿地植物研究, *湖泊科学*, 2002. 6, 14(2): 179-183.
- [37] 高拯民, 李宪法. 城市污水土地处理利用设计手册. 北京: 中国标准出版社. 1991.
- [38] 袁可能. 植物营养元素的土壤化学. 科学出版社. 1983, 110-156.
- [39] Clark. P. J. Project status report for the moodna basin march/pond/overland flow pilot treatment plant. *Engineers & Consultants*. Goshen. NY. 1981.
- [40] 梁象秋, 方纪组, 杨和奎. 水生生物学. 北京: 中国农业出版社. 1996. 10-2.
- [41] Ellis J B, Revitt D M, Shutes R B E, et al. The performance of vegetated biofilters for highway runoff control, *Sci Total Emuron*, 1994, 146-147: 543-550.
- [42] Hosokawa Y, Horie T, Flow and particulate nutrient removal by wetland with emergent macrophyte. *Sci Total Emuron*, 1992, suppl, 1271-1282.
- [43] 杨昌凤, 黄金文, 宋文初等. 模拟人工湿地处理污水的试验研究, *应用生态学报*, 1991, 2(4): 350-354.
- [44] 吴振斌, 陈辉蓉, 成水平等. 人工湿地磷的去除研究, *水生生物学报*, 2001, 25(1): 28-35.
- [45] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions. *Ecol Eng* 1994, 3(4): 469-484.
- [46] Boyt, F. L., Bayley et al. Removal of nutrients from treated municipal wastewater by wetland vegetation. *Water Pollution Control Federation*. 1977, 49(5): 789-799.
- [47] Armstrong. Radial oxygen diffusion from the roots of some brith bog plants. *Nature*. 1964, 204(16): 801-805.
- [48] Moorhead, Reddy. Oxygen Transport through selected aquatic macrophytes. *J. Environ. Qual.* 1988, 17(9): 947-952.
- [49] Armstrong W. Root Aeration in wetland condition. In: Hook D D, Crawford R N eds, *Plant life in anaerobic environments*. Ann Arbor: Ann Arbor Science, MI, 1978. 269-297.
- [50] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [51] 王晓玥, 徐青山等. 人工湿地对西湖非点源污染源的治理研究. 杭州师范学院学

报.2001,18(6),6:6-10.

[52] Xu GH, Zheng HY. Handbook of analysis Methods of Soil Microorganisms(in Chinese).Beijing:Agriculture Press, 1986.

[53] Mircobiology Department, Nanjing Institute of Soil. CAS. Research Methods of Soil Microorganisms (in Chinese). Beijing: Science Press, 1985.

[54] 梁威,吴振斌等. 构建湿地机制微生物与净化效果及相关分析,中国环境科学,2002,22(3):282~285.

[55] 吴振斌,周巧红等. 构建湿地中试系统基质剖面微生物活性的研究,中国环境科学,2003,23(4):422~426.

[56] 淄博市孝妇河黄土崖水文检测站 2004~2005 年河流监测数据.

[57] Shuh-Ren Jing Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. Bioresource Technology 76 (2001):131-135.

[58] 冲云霄, 胡红营, 钱易. 大型水生植物在水污染处理中的应用研究进展, 水生生物学报, 2003,特刊.

[59] 黄玉瑶. 内陆水体污染生态学, 北京: 科学出版社. 2001. 265-267.

[60] 钦佩, 安树青等. 生态工程学. 南京: 南京大学出版社, 1998. 5-81.

[61] 彭江燕, 刘忠翰. 不同水生植物影响污水处理效果的主要参数比较. 云南环境科学, 1998, 17(2):47-51.

致谢

在进行硕士论文研究期间,我得到了很多老师、同学的热情帮助,在此,我要向所有帮助我完成试验和论文写作的老师、同学及实验室工作人员,致以我最诚挚的谢意。

衷心感谢我的导师高宝玉教授,首先感谢高老师给了我到淄博参与淄博水环境治理这一国家 863 重大专项的机会。虽然我进行研究的大部分时间不在高老师身边,但是在整个试验和论文写作过程中,他都给予了我殷切的关怀和悉心的指导。高老师渊博的知识和敏捷、缜密的思维给我留下了深刻的印象,而我感受最深的则是他严谨的治学态度,我从中学到的点滴都将是我终生受用的财富。

最真挚地感谢我的副导师张建老师,在整个试验期间,张建老师给予了我认真、真诚的指导和体贴入微的关怀。张老师丰富的知识,热情、谦和的态度,勤奋踏实的作风以及忘我的精神给了我很大的触动,他身上的许多优点都是值得我学习的地方。再次衷心地致谢。

在试验期间,山东大学的岳钦艳老师、清华大学的胡宏营老师、何苗老师、管运涛老师提出了许多宝贵的意见和建议,在此表示衷心感谢!

另外,清华大学的朱铭捷师兄、林岩清师兄、李睿华博士、山东大学的同学卢磊、刘莉莉、张栋华、许鹏举、李倩、李强、张家明、师弟邱宪锋、孙文峰、龙兴、靖玉明、姜宏伟等,还有基地的徐强主任、实验室的薛坤贤、张丽都给了我很大的帮助,在这里一并向他们表达我的谢意。

特别感谢我的家人和朋友,给我精神上的鼓励和生活上的支持,让我顺利完成学业!

本课题承蒙国家 863 项目基金资助,特此致谢。

邵文生

个人简历、在学期间发表的学术论文与研究成果

个人简历

邵文生, 男, 山东青岛人, 汉族, 中共党员, 1981年1月出生
1999.9~2003.6 山东大学, 环境科学与工程学院, 2003.6 获得工学学士学位
2003.9~至今 山东大学, 环境科学与工程学院, 攻读硕士学位。

发表的学术论文

期刊论文

- [1] 邵文生, 张建, 何苗, 胡宏营, 陆松柳. 人工湿地系统处理污染河水的填料选配. 中国给水排水, 2006.2, 22(3): 65~68.
- [2] 张建, 邵文生, 何苗, 胡宏营, 高宝玉. 潜流人工湿地处理污染河水冬季运行及升温强化处理研究. 环境科学, 2006.8, 27(8) (发表中).
- [3] 张建, 何苗, 邵文生, 胡宏营, 高宝玉. 人工湿地处理污染河水的持续性运行研究. 环境科学 (已录用).

会议论文

- [4] 张健, 何苗, 邵文生, 胡洪营, 陆松柳(2004)人工湿地系统处理污染河水的填料选配研究, 中国水环境污染控制与生态修复技术高级研讨会论文集(2004年10月11-15日杭州), p.442-448.

文集

- [5] 张建, 何苗, 邵文生, 胡洪营, 高宝玉. 潜流人工湿地污染河水处理系统的构建及其功能强化. 环境科学与工程, 清华大学王继明教授九十诞辰祝贺论文集. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005.