

## 摘要

本论文以地处长三角区域的上海市、杭州市和镇江市的原水、处理过程中各工艺过程的出水和城市管网水为研究对象,深入研究了原水和饮用水中可同化有机碳(AOC)的测定方法、长三角区域内饮用水水源的生物稳定性、净水技术与工艺对AOC的去除特性、AOC在供水管网中的变化规律和管网水质污染评价新方法的建立与验证。

在熟练掌握和运用AOC生物修订法的基础上,对其进行了简化和改进,以100 mL具塞玻璃锥形瓶代替45 mL硅硼酸盐管形瓶,将测试水样量由40 mL增加到100 mL,将9个平行水样减少为6个,降低了AOC测定工作强度,有利于推广应用。

长江(镇江段)和钱塘江(杭州段)原水DOC含量相对较低,平均值分别为1.74和2.18 mg/L;AOC平均值分别为102和113  $\mu\text{g/L}$ ,属生物稳定性临界区间。黄浦江上游原水DOC含量较高,平均值为5.83 mg/L,AOC含量相对较高,平均值为188  $\mu\text{g/L}$ ,生物稳定性较差。长三角区域饮用水水源中AOC与DOC的浓度呈一定的正相关性。系统研究了长三角区域常规工艺、臭氧生物活性炭深度处理工艺和膜处理工艺对AOC的去除特性。研究结果对自来水厂生产生物稳定性水、开发新工艺和改造现有工艺有很重要的参考价值。

研究并得出了管网任一点AOC浓度的理论计算公式,提出了游离氯消毒型和氯胺消毒型供水管网中AOC变化规律的修正模型。研究分析上海市、杭州市和镇江市供水管网中余氯和AOC浓度变化的现状后发现,当出厂水AOC浓度大于100  $\mu\text{g/L}$ 时,出厂水游离氯浓度应控制在1.0 mg/L以上,化合氯浓度控制在1.5 mg/L以上,才能有效抑制管网中微生物再生长的问题。

首次提出并建立了一种新的管网水质污染评价方法—管网水质污染指数法(DSWPI)。DSWPI是一个反映管网水质物理化学变化的综合性指标。DSWPI评价法是对管网水质单因子评价法的补充和完善,为研究管网水质污染变化规律提供一种新的评价方法。该方法计算简单,概念直观,具有推广应用价值。

采用单因子评价法和DSWPI评价法对镇江市供水管网水质参数作为实例进行评价,结果表明,镇江市出厂水水质具有不稳定性和严重腐蚀性;管网水主要污染指标为铁和锌;镇江市管网水质污染分布规律为以金西水厂为起点,管网水质污染随供水距离的增加而逐渐加剧,东北部供水区域水质污染严重。

综上所述,本文改进了AOC测定方法,在此基础上对长三角区域饮用水从源头到龙头的生物稳定性变化规律进行了系统的研究,提出了抑制管网水中微生

物再生长的出厂水余氯控制浓度；建立了新的管网水质污染评价方法，并以镇江市管网水质污染为实例进行了评价验证。

**关键词：**饮用水，水质，生物稳定性，可同化有机碳，管网水质污染指数

## ABSTRACT

This dissertation focuses on research the biological stability of raw water, effluent from each water treatment units and distribution system water, and water pollution in distribution system at different cities of Yangtze Delta, including Shanghai, Hangzhou and Zhenjiang. The following contents have been studied comprehensively: the method of assimilable organic carbon (AOC) measure; the biological stability of raw water in Yangtze Delta; the removal characteristics of AOC by purification technology and process; the variability of AOC concentrations in water distribution system(WDS); the establishment and testify of the new method to evaluate the water pollution in WDS.

During the research, the method of AOC measure has been improved. The 100mL Erlenmeyer flask with ground-glass stopper are introduced to instead of using 45mL borosilicate glass vials with TFE-lined silicone septa. Moreover, the volume of sampling water is increased from 40mL to 100mL, the number of water samples reduced from 9 to 6 correspondingly. The improved method of AOC measure decrease the test working intensity which will be in favor of further application.

The DOC average concentrations in raw water from Yangtze River (Zhenjiang) and Qiantangjiang River (Hangzhou) were about 1.74 and 2.18mg/L respectively. The AOC average concentrations were 102 and 113ug/L, which shows its biological stability was at critical zone. However, the DOC and AOC average concentrations in raw water from Huangpujiang River were about 5.83mg/L and 188ug/L, which shows its biological stability was more serious. A lot of experiment results have testified there are close relationships between AOC and DOC concentrations in raw water from Yangtze Delta. The removal characteristics of AOC by conventional treatment process, O<sub>3</sub>-BAC advanced treatment process and membrane separation treatment process were system studied, which provides the important reference to produce biological stability drinking water, develop new water treatment process and renovate present water treatment process.

It worked out the theoretical calculation formula of AOC concentration in distribution system water, and proposed the corrected models for detecting the variability of AOC in distribution system water in accordance with free chlorine or chloramines disinfection as well. Based on the investigations and analysis of residual chlorine and AOC concentrations in distribution system water, it suggested that, in order to effective control the regrowth of microorganism in WDS, the concentrations of free chlorine should be higher than 1.0mg/L, and the chloramines should be higher than 1.5mg/L when the AOC concentrations in finished water was higher than 100ug/L.

It's the first time that the new evaluation method on water pollution in distribution system was proposed and established, which named distribution system water pollution index (DSWPI). As a general criterion for evaluating water quality,

DSWPI refers reflect the variability of chemical and physical in distribution system water. DSWPI method is a supplement and improvement to the single parameter evaluation method. It is easy to calculate and understand, which will be applied extendedly.

As an example, it evaluate the distribution system water in Zhengjiang using both single parameter method and DSWPI. The results show the great chemical instability and serious corrosivity in finished water. The main pollution substances were iron and zinc in WDS. Along with the increasing distance, the distribution system water pollution turns worse gradually from Jinxi Waterworks to WDS end, water quality were serious polluted in the north-eastern region of WDS in Zhenjiang city.

In general, the article stated the method of improved AOC measure. Based on the method, a series research has been done on the variability of biological stability of drinking water in Yangtze Delta, a suggestion is proposed to control the concentrations of residual chlorine for restraining the regrowth of microorganism in WDS. In addition, according to the research, a new method is established for evaluating water quality polluted in WDS, an example of polluted water during distribution system in Zhenjiang city has been testified.

**Keywords:** Drinking water, Water quality, Biological stability, Assimilable organic carbon (AOC), Distribution system water pollution index (DSWPI)

## 学位论文版权使用授权书

本人完全了解同济大学关于收集、保存、使用学位论文的规定，同意如下各项内容：按照学校要求提交学位论文的印刷本和电子版；学校有权保留学位论文的印刷本和电子版，并采用影印、缩印、扫描、数字化或其它手段保存论文；学校有权提供目录检索以及提供本学位论文全文或者部分的阅览服务；学校有权按有关规定向国家有关部门或者机构送交论文的复印件和电子版；在不以赢利为目的的前提下，学校可以适当复制论文的部分或全部内容用于学术活动。

学位论文作者签名：蔡云

2006年6月25日

-----

经指导教师同意，本学位论文属于保密，在      年解密后适用本授权书。

指导教师签名：

学位论文作者签名：

年 月 日

年 月 日

## 同济大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：所提交的学位论文，是本人在导师指导下，进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含任何他人创作的、已公开发表或者没有公开发表的作品的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本学位论文原创性声明的法律责任由本人承担。

签名：蔡云龙

2006年6月25日

## 第1章 绪论

### 1.1 研究目的和意义

当前,我国大多数的城市供水企业把提高饮用水水质的大量工作用于水源保护、净水厂的水处理工艺和消毒技术等方面,往往忽略了供水的最后一个环节即供水管网。饮用水供水过程中,水在净水厂经过严格处理后,各项水质指标达到国家生活饮用水卫生标准。当饮用水经过供水管网被输送到用户终端时,庞大的地下管网就如同一个大型的反应器,出厂水在管网中均有一定的停留时间,水在这样的反应器内发生着复杂的物理、化学和生物变化,从而导致饮用水水质发生变化,造成管网水质二次污染。

我国饮用水卫生专家分析近年来的饮用水二次污染后发现,出厂水经供水管网和二次供水设施后水质合格率下降了近20%。据相关资料报道<sup>[1-3]</sup>,对国内45个城市(其中回函36个)的调研函件结果(平均值)分析,管网水浑浊度比出厂水增加0.38 NTU,色度增加0.45 CU,铁浓度增加0.04 mg/L,锰浓度增加0.02 mg/L,细菌总数增加18 cfu/L,大肠杆菌增加0.4个/L,这些数据表明我国城市供水已经存在管网水质恶化、二次污染的问题,降低了居民饮用水的质量,影响了居民的身体健康。由此可见,在保证出厂水水质达标的基础上,防止管网水质恶化,并将优质饮用水安全输送到终端用户,是城镇供水企业急需解决的问题。

管网水质二次污染的问题是因素共同作用的结果,其中化学稳定性和生物稳定性是导致管网水质理化污染和微生物污染的两个重要参数。目前,国内外在管网水质化学稳定性方面的研究成果较多,但在提出反映管网水质理化污染的综合评价指标方面的研究工作还未展开,而且,我国对饮用水生物稳定性的研究工作尚处于起步阶段。因此,本论文的研究目的就是为深入开展长三角区域饮用水生物稳定性的变化规律及其相关方面的研究工作,同时提出一个反映管网水质化学物理变化的综合性评价指标,初步建立管网水质污染指数(DSWPI)评价方法并进行实例验证。

本论文的研究为国家“863”计划重大科技专项《太湖流域安全饮用水保障技术》(课题编号:2002AA601130)的研究内容之一,以位于长三角区域内的上海市、杭州市和镇江市的饮用水为研究对象,主要开展了管网水质污染的综合评价方法、生物稳定性指标-可同化有机碳(AOC)的测定方法和从源头到龙头的饮用水生物稳定性变化规律等方面的研究内容,为推动国内供水行业全面开展这方面的工作奠定基础,对保护水源,改造现有常规处理工艺,开发新技术与新工

艺,控制管网水质二次污染,提供安全优质饮用水具有重要的理论意义。也希望本研究成果可以为全国城市给水行业技术水平的提高,管网水质二次污染防治提供一些科学依据与经验借鉴,使居民饮用水水质得到普遍提高。

## 1.2 管网水质二次污染的研究进展

管网配水作为供水的最后一个环节,受水源污染状况、城市供水目标、供水管网及二次供水设施建设时间不长等原因,一直被供水单位和管理部门忽视,但随着人们对水质要求的提高和管道腐蚀等问题的出现,管网水质二次污染问题近年来日益突出,因此,研究管网水质二次污染及防治对策逐渐成为供水领域中的重要内容。国内外专家、学者对以下几个方面主要包括供水管网水质污染状况调查、原因分析及控制措施等研究领域已作了大量工作,并取得了较大的进展。饮用水二次污染问题可归结为微生物、化学物理和感官三个方面:微生物污染包括微生物再生长(尤其是附着生物膜的生长)、硝化作用和水媒病等;化学物理污染包括消毒副产物、铅、铜、铁、锌、温度、腐蚀、pH 稳定性与结垢、管道涂层与衬里渗出物,消毒物残留浓度的维持和管道沉积物;感官污染包括味道、气味、浊度和色度的变化。此外,饮用水二次污染还包括因管道渗漏和其他因素带来的外源性污染。

### 1.2.1 腐蚀、结垢和沉积物对水质的污染

金属管道、配件、水箱和水塔等输配水设施本身含有杂质,金属与杂质之间存在着不同的电极电位,这样,在水的作用下会形成无数微腐蚀原电池,由于化学和电化学反应往往会对管道内壁造成较严重腐蚀,产生大量铁、锰、铅、锌等金属锈蚀物。其过程如下:首先,由于电化学的作用,在管壁附近形成氢氧化亚铁,然后被水中溶解氧氧化,生成氢氧化铁,形成钝化保护膜。氢氧化铁一般质地疏松,一方面对金属表面有一定的保护作用,另一方面部分氢氧化铁脱水形成铁锈三氧化二铁,沉积于管道的内表面,形成结垢。由于它质地疏松,并不能起到保护作用。当供水管网运行状态发生改变,如检修阀门、更换管道或当流速突然增大时,氢氧化铁就会从管道内壁脱落而进入水中,产生红色的锈水,从而使水质恶化。

管道更新改造研讨会研究表明,对于未作防腐处理的金属管道,当年限超过5~10年时,污垢就已达到了恶化水质的程度,对于防腐处理较低的金属管道,3~5年就开始出现腐蚀现象,管道使用年限越长,腐蚀越严重,水质状况越差。

对于饱和指数(LSI) >0 和稳定指数(RSI) <6.0 的不稳定水质,往往会

在供水管网中产生钙垢或镁垢，并沉积在管道内壁上，形成水垢物。我国生活饮用水卫生标准中规定，出厂水浑浊度不超过 1 NTU，特殊情况不超过 5 NTU。即使在这样的水质条件下，出厂水中还是含有一定量的致浊物，在低流速时，可能导致沉积，同时管道中生物凝聚粘附性有可能使水中悬浮物沉积，形成沉积物。

腐蚀物和水垢物是管网中形成的新的污染源，沉积物是潜在污染源。当供水系统内水流速度、方向或水压发生波动和突变时，就会将上述污染物带入水中，造成短时间的水质恶化，出现色度、浑浊度、铁、锰等多项指标超标。腐蚀物及水垢物对水质危害程度与系统投入使用年限有关，年限越长对水质污染也越严重。对于有些城市，部分管道或水池（箱）甚至超过了 30 年，有的管道断面不及原来的一半，锈蚀问题非常严重，经常出现“红水”、“黑水”等水质事故。法国的 B.M.R.Appenzeller 等人于 2001 年做了一项在饮用水中添加磷酸盐后对供水管网腐蚀和细菌生长影响的试验<sup>[4]</sup>，研究结果发现，铁管水中磷酸盐的加入不仅减少了氧化铁的释放，而且因腐蚀的减少而间接限制了异养菌的生长和繁殖。美国 Christian Volk 等人对城市供水管网中的铁管腐蚀进行了研究和评估，发现腐蚀速率与水温 and 季节密切相关，当水温较高时，缓蚀剂——磷酸盐剂量加大（1.5~2.0 mg PO<sub>4</sub>/L），腐蚀速率可以保持在较低水平；当冬季温度下降时，缓蚀剂的剂量可以稍微降低<sup>[5]</sup>。法国 Vincent Gauthier 等人研究了 Moselle 河畔 Communautea Urbainedu Grand Nancy 供水管网中松软沉积物中 C、N、C/N、异养菌（Heterotrophic Plate Counts, HPC）等指标，发现没有一项指标与水厂距离有关，有机物提供了细菌的生长营养物质和生存的小环境，有机碳和氮的比例约为 7，与沉积物中有机碳的浓度无关，有机物与 HPC 存在正相关，即 1%的有机碳对应 1.2×10<sup>8</sup> CFU<sup>[6]</sup>。

### 1.2.2 微生物再生长对水质的污染

从过去几十年大量发表的文献中可以看出，人们对管网系统中微生物再生长的问题引起了极大的关注。尽管出厂水通过加氯消毒，大量微生物已经被杀死，甚至维持管网水含有一定余氯量以继续保持消毒作用，用水终端还是会出现细菌学指标合格率明显下降的问题。Bonde 等人研究结果表明，饮用水可能隐含了大量细菌，包含的种类主要有不动杆菌属，气单胞菌属，节杆菌属，芽孢杆菌属，柄杆菌属，黄杆菌属，假单胞菌属，螺旋菌属等等<sup>[7-14]</sup>。Kooij 教授从各种不同类型的饮用水中分离出来的典型细菌中如荧光假单胞菌属至少有 31 种生物型，恶臭假单胞菌属至少有 14 种生物型，这进一步证明了饮用水中异养菌的复杂性和多样性。采用标准平板菌落计数发现，这些荧光假单胞菌仅占异养菌总数的 1~10%<sup>[15-17]</sup>。在美国，管网水中出现大肠杆菌生长的问题引起了更多学者们的关注

[18-22]。同时, Burman 等学者从管网水中分离出了放射菌、酵母菌和霉菌<sup>[23,24]</sup>。我国学者岳舜琳报道某城市发现部分管道内管垢厚度达 16~20 mm, 赤色, 有土腥味, 并检出铁细菌、埃希氏大肠杆菌等 6 种微生物<sup>[25]</sup>。贺北平博士对南方某市自来水管网的 300 mm 管道内壁进行取样观察, 发现管道内壁有黄色锈瘤, 利用扫描电镜检测发现, 锈瘤含有杆菌、球菌、丝状菌等微生物, 经菌种鉴定后发现了 2 种优势异养菌: 粘质沙雷氏菌和乙酸钙不动杆菌产碱亚种, 其中粘质沙雷氏菌为条件致病菌<sup>[26]</sup>。袁一星对某市供水管道内壁上的锈垢进行检验, 共检出 13 种细菌, 除了丝状铁细菌外还有肠道细菌、栖居菌等<sup>[27]</sup>。

借助电子显微镜观察, 一些形态特征不寻常的细菌可以被检测出来, 如柄杆菌属, 生丝微菌属, 嘉利翁氏菌等<sup>[28-31]</sup>。这些细菌有许多种类都不能通过普通平板计数法检测出来。显微镜观测结果和培养方法显示, 这些细菌可能附着在管材表面或颗粒物上生长。已有文献报道, 采用菌落计数发现, 生物膜每平方米上含有几百至一百万个之多的细菌<sup>[24,32]</sup>。多数情况下, 生物膜可以生长繁殖细菌并释放到管网水中, 增加了水中游离细菌的数量<sup>[30,33-35]</sup>。

芬兰国家公共健康研究所 Outi M.Zacheus 等人研究了取自全国 8 个不同地方供水管网冲洗下来的松软沉积物<sup>[36]</sup>, 发现这些沉积物中微生物浓度很高, 包括异养菌、大肠杆菌、放射菌和真菌。英国的 S.R.Park 等人在苏格兰东北部的供水铸铁管网的维护工作中, 对其内部的生物膜层分析后, 发现了螺旋菌的 DNA 的存在, 从而证实了在供水系统中螺旋菌的广泛存在<sup>[37]</sup>。

我国学者傅金祥研究发现, 管网水中存在耐氯微生物的滋生现象, 例如耐氯的藻类(直链藻属、脆杆藻属、丽管螺属和小球藻属等)。这些藻类一方面由凝胶藻膜包裹着细菌和病毒, 保护其免受氯的氧化, 另一方面藻类的分泌物及死亡体产生新的有机污染物, 除耗氯外, 也为细菌等微生物生长提供了营养源, 创造了有利于微生物生长的条件<sup>[38]</sup>。

微生物再生长会引起管网水质二次污染, 所产生的负面影响主要取决于细菌的数量和特性。国内外大量研究结果认为微生物再生所产生的不利影响主要体现在以下几个方面:

1. 当管网水中大量异养菌繁殖, 细菌学水质监测将受到制约, 因为大量异养菌生长会妨碍大肠杆菌的检出。这就说明, 即使在某些情况下检测不出大肠杆菌的存在, 水质也有可能已经受到污染<sup>[39]</sup>。同时, 部分异养菌的生长会使饮用水产生异味和异嗅<sup>[30,40]</sup>。

2. 在一定条件下, 机会致病菌会在管网水中生长, 严重威胁人类健康<sup>[41,42]</sup>。这些细菌有军团菌属<sup>[43-45]</sup>, 分支杆菌属<sup>[46,47]</sup>, 铜绿假单胞菌属, 黄杆菌属, 气单胞菌属等。如在过去的十几年中气单胞菌属引起了学者们很大的研究兴趣, 因为

这种细菌被认为是潜在肠道致病菌<sup>[48,49]</sup>。

3. 铁细菌能在它们细胞或外壳上聚积铁，并形成絮状物。这些絮状物通过管网输送到用户龙头，导致浑浊度或色度升高，会引起消费者对水质的抱怨<sup>[50]</sup>。

4. 放射菌或微型真菌的生长能引起水质嗅和味的恶化<sup>[51]</sup>，特定的放射菌还能破坏管材联结点的橡胶圈<sup>[52]</sup>。

5. 管网系统中的细菌生物量可以作为动物的食物来源。肉眼可见的原生动物的生长繁殖会导致消费者的抱怨<sup>[53-55]</sup>。

6. 管材表面的细菌增殖会形成生物膜，生物膜能传导氢离子和氧，形成电位梯度，加速管道腐蚀<sup>[56]</sup>。

7. 当水中含有还原性硫时，就会造成硫磺和硫化细菌的繁殖，将还原性硫氧化成硫磺和硫酸（硫化作用），产生腐蚀作用；当水中含有氧化态硫时，就会造成硫酸还原菌的繁殖，把硫酸盐还原成硫化物，也会加快管道腐蚀结垢速度<sup>[57]</sup>。

8. 硝化细菌是自养型细菌，当水中有氨氮和氧存在时，亚硝化细菌把氨氮氧化成亚硝酸氮，再通过硝化细菌进一步氧化成硝酸氮。反硝化细菌多为兼性的厌氧菌，当水中存在硝酸盐且缺氧（ $DO < 0.5 \text{ mg/L}$ ）条件下，反硝化细菌将硝酸盐还原成亚硝酸盐和氮气，硝化与反硝化过程都会使水中亚硝酸盐浓度增加<sup>[58]</sup>，而亚硝酸盐具有致癌性。

综上所述，微生物的生长繁殖对水质的危害，除了直接造成细菌学质量的下降，同时也是金属腐蚀结垢产生的诱导原因，并且还会造成浑浊度、色度、有机物污染、亚硝酸盐等理化指标的浓度变化。微生物造成的二次污染主要环节在城市管网末梢，尤其是居住区管网和水箱等处。

### 1.2.3 防腐衬里渗出物对水质的污染

目前我国城市供水干管主要采用钢筋混凝土管或铸铁管，铸铁管道一般采取水泥砂浆衬里或沥青涂料外防腐。居住区和住宅供水管多为沥青防腐处理的铸铁管和冷镀锌钢管。金属水箱通常使用沥青防腐或者采用镀锌钢板，也有少量采用防锈漆。上述防腐措施尽管对防止金属腐蚀起到了良好的作用，但相应也带来了渗出物对水质的二次污染问题<sup>[59]</sup>。冷镀锌防腐锌层薄且附着力差，极易造成局部脱落使水中锌浓度升高，防锈漆附着力差，极易脱落，造成水中铅浓度增加。使用水泥砂浆衬里的给水管道由于砂浆衬里的腐蚀或软化、水的碱化作用，不仅降低了管径的有效过水断面，而且对水质也会产生不良影响。AWWA 在 1996 年 7 月的研究报告中指出，水泥砂浆衬里可导致 pH 值、Ca 和碱度增加。在 1998 年 3 月的另一份研究报告中指出，水泥砂浆衬里能渗出钡、铬、镉等金属污染物<sup>[60]</sup>。

比利时学者 Patrick Niquette 等人研究了布鲁塞尔城市供水管网中不同管网

材质——聚氯乙烯、聚乙烯、碳钢、石棉水泥管、水泥砂浆衬里的铸铁管、沥青防腐的钢管、灰口铁管上的固定细菌生物量密度对比情况<sup>[61]</sup>，结果表明聚乙烯和聚氯乙烯上面的细菌生物量密度最低，灰口铁管细菌生物量密度比塑料材质要高10~45倍。水泥砂浆衬里的铸铁管上面的细菌生物量密度处于中等水平，在同样试验条件和同样的时间内，布鲁塞尔城市供水管网中在水泥材质管网中固定的细菌生物量密度与聚氯乙烯具有一定的线性比例关系( $y=2.63x+0.01$ ,  $R^2=0.95$ )，即水泥材质管网中固定的细菌生物量密度比聚氯乙烯多2.6倍，这一比例关系并没有随着水质的变化而改变。法国学者 Rigal 研究发现采用增强玻璃纤维、聚酯树脂用于供水管网衬里时，当涂衬存在缺陷时往往会使水中出现异味<sup>[62]</sup>。同时他还发现，采用聚氯乙烯做水泥供水管中衬里时，在较高 pH 条件下，会从聚氯乙烯中渗出磷酸三苯；在有余氯的条件下，还会水解出三氯酚，结果导致水的异嗅味出现。

#### 1.2.4 氯化消毒副产物的增加对水质的污染

在饮用水处理中采用氯消毒的方法始于20世纪初。消毒主要用于防止由于水中致病微生物引起的水媒介传染病。几乎所有的水源中都含有天然有机物，在加氯过程中，有机物与氯发生氧化反应生成对人体有害的消毒副产物。1974年 Rook 首次报道在饮用水中发现三氯甲烷和其它卤代物<sup>[63]</sup>，美国环保局随后证实了这一事实并且认为三卤甲烷（THMs）的生成是氯化作用的结果<sup>[64]</sup>。1979年美国的饮用水法规对饮用水中三氯甲烷的浓度作了规定，这也是世界上首次对饮用水消毒副产物提出的限值。Symons 等人将早期的研究集中于三卤甲烷的生成、去除和控制目标<sup>[65]</sup>。McGuire 的研究表明80年代末美国服务于100,000人以上的水厂出厂水三卤甲烷的浓度平均为42 μg/L，大于100 μg/L的水厂不到所调查水厂总数的3%<sup>[66]</sup>。

Stevens 等人研究了温度、pH、前体物浓度、游离氯和化合氯等对消毒副产物形成的影响<sup>[67]</sup>，认为三卤甲烷的生成浓度随 pH 和接触时间的增加而增加，但生成的总卤代有机物的浓度与水的 pH 值无关。Krasner 等人对美国的35个水厂调查分析显示，三卤甲烷与总消毒副产物相关性较好，且卤乙酸浓度是三卤甲烷浓度的一半左右<sup>[68]</sup>。Niemiński 等报道了美国犹他州35个水处理厂消毒副产物的调查情况<sup>[69]</sup>，结果显示，三卤甲烷占总消毒副产物的64%，卤乙酸占30%左右，是三卤甲烷的一半，夏秋季消毒副产物的浓度高于冬春季。一般认为影响消毒副产物生产量的主要因素有氯化反应时间、水中有机物的浓度（一般以 DOC 表示）、加氯量、pH 值和温度<sup>[70,71]</sup>。

### 1.2.5 外源性因素造成的水质污染

上述污染源均为供水系统内部的化学、物理及生物作用导致的水质二次污染,有时供水系统受到外界因素的影响,会造成水质周期性或间断性的恶化。其中包括管网系统的渗漏;用水点处的外部污水虹吸倒流;分质供水系统、不同供水系统和不同用途供水系统的相互连通,也往往会使污水串入或倒流;水箱等蓄水池的外源性污染等等<sup>[72-75]</sup>。

### 1.3 饮用水化学稳定性研究进展

饮用水水质稳定性可分为化学稳定性和生物稳定性。水质化学稳定性是一个综合性指标,是判别饮用水在管网运行中,不产生水质变化及化学反应(腐蚀或结垢)的综合性指标,主要受水温、pH值、碱度、硬度、溶解性总固体等多种因素影响<sup>[76]</sup>。我国天然水多属重碳酸盐型,全国平均地表水中重碳酸盐硬度约占总硬度的80%,地下水中重碳酸盐硬度约占总硬度的58%<sup>[77]</sup>。由此可知,我国饮用水水质化学稳定性主要是由水的碳酸盐系统平衡性决定的,化学不稳定的水具有腐蚀性或结垢性,从而会引起管道腐蚀、结垢,管壁材质渗出等管网水质二次污染问题。

判定水质化学稳定性的方法有很多种,目前,广泛采用的判别法为朗格利尔指数(Langelier指数,简称LSI)和雷慈诺指数(Ryznor指数,简称RSI)<sup>[78]</sup>。

LSI亦称饱和指数,是1936年朗格利尔根据碳酸盐溶解度平衡式提出来的。它代表的是水的实际pH值( $pH_a$ 来表示)与该水在碳酸钙饱和时的pH值( $pH_s$ 来表示)之差,它反映碳酸钙是否会结晶析出,从而以此来判断管网水的结垢或腐蚀趋势。RSI亦称稳定指数,是1942年雷慈诺在朗格利尔工作的基础上,根据大量的数值来表示水质稳定性的一个经验公式。LSI与RSI的表达式分别如下:

$$LSI = pH_a - pH_s \quad (1.1)$$

$$RSI = 2pH_s - pH_a \quad (1.2)$$

式1.1、1.2中, $pH_a$ 为水的实际pH值, $pH_s$ 为同温度下,原来的水-碳酸盐系统处于平衡状态时的pH值。

LSI的水质稳定解释如下:

LSI>0时:水中所溶解的 $CaCO_3$ 超过饱和量,倾向于产生 $CaCO_3$ 沉淀,为结垢型水。

LSI<0时:水中所溶解的 $CaCO_3$ 低于饱和量,倾向于溶解固相 $CaCO_3$ ,为腐蚀型水。

LSI=0 时: 水中所溶解的  $\text{CaCO}_3$  与固相  $\text{CaCO}_3$  处于平衡状态, 为稳定型水。  
RSI 的水质稳定性解释如表 1.1 所列。

表 1.1 RSI 的水质稳定性解释  
Tab.1.1 Explanation about water quality stability for RSI

RSI 值	水的倾向性	附注
4.0~5.0	严重结垢	当采用聚磷酸盐处理时, RSI 可 < 4.0 仍不致严重结垢, RSI 为 4.5~5.0 时水质基本稳定
5.0~6.0	轻微结垢	
6.0~7.0	轻微结垢或腐蚀	
7.0~7.5	腐蚀明显	
7.5~9.0	严重腐蚀	
9.0 以上	极严重腐蚀	

LSI 在实际应用中有两条不便之处, 一是对具有同样的两个 LSI 值的水样不能进行稳定性比较; 二是当 LSI 值在 0 附近时, 容易得出与实际相反的结论。RSI 就是针对这些问题提出来的一个半经验指数, 由于 RSI 可分成若干档次来鉴别水的稳定性, 比 LSI 有优势, 实践中往往同时用两个指数来判断水质的稳定性, 使判断结果更趋于可靠。

取得 LSI 和 RSI 值有两种方法, 一种方法是采用大理石试验得出 LSI 和 RSI 值, 具体试验方法如下: 用 250mL 具塞玻璃瓶注入水样并加足够量的纯碳酸钙粉末, 封好后经混合、间隙摇动、过夜, 使水和碳酸钙达到平衡状态; 然后测水的 pH 值和过滤水的碱度。过滤水碱度与原水碱度相比, 其差值的增加或减少就分别说明了原水是腐蚀性的或结垢性的, 这种方法对水样直接进行稳定性试验, 可以得出真正反映客观的实际结果。

另一种方法是根据公式 (1.3)、(1.4) 计算  $\text{pH}_a$  和  $\text{pH}_s$  值, 再根据公式 (1.1)、(1.2) 计算 LSI 和 RSI 值。

$$\text{pH}_a = \lg \left[ \frac{\text{总碱度 (mg/L, 以 CaCO}_3 \text{ 计)} \times 0.88}{\text{CO}_2 \text{ (mg/L)}} \right] + 6.35 \quad (1.3)$$

$$\text{pH}_s = 9.3 + A + B - C - D \quad (1.4)$$

式 (1.4) 中: A—溶解固体的函数; B—温度的函数; C—钙硬度的函数; D—总硬度的函数。

饮用水水质化学稳定性对管网腐蚀、结垢及管壁渗出等水质污染起着决定性作用, 国内外学者对此已进行了长时间深入研究, 并制定了有效的防治对策。目前, 比较切实可行的做法是推行 pH 值调整法, 即在出厂前向饮用水中投加稳定剂如石灰, 把 pH 值调整至 7.0~8.5, 以提高管网水质化学稳定性, 可有效抑制管道腐蚀。这种方法在欧美等发达国家已得到了广泛的应用, 并且取得了良好的

效果。

尽管如此,我国城市供水企业采用提高出厂水水质化学稳定性,以防治管网水质二次污染的做法还不多见。大量研究表明,当管网水质发生二次污染时,多项理化指标浓度会同时发生变化,如管网受到腐蚀时,除铁和锰的浓度增加外,水中浑浊度、色度也会随之升高,余氯浓度下降。当管网水中出现微生物生长,除了直接造成细菌学质量的下降,同时还会造成浑浊度、色度、有机物污染物、亚硝酸盐等指标的浓度增加。需要特别指出的是因管道腐蚀、生物膜生长等原因引起的内源性二次污染是一个长期的演化过程。因此,需要提出一个反映管网水质化学稳定性变化的综合性指标,来研究管网水质污染程度和变化规律。

## 1.4 饮用水生物稳定性研究进展

### 1.4.1 微生物再生长的影响因素

影响管网水中微生物再生长的因素主要包括环境、营养、消毒剂浓度、腐蚀和水利条件等。

#### 1.4.1.1 环境因素

**温度:**温度是影响微生物生长最重要的因素。温度能直接或间接的影响所有控制微生物生长的因素。温度能影响水处理效率,微生物生长速率,消毒效果,消毒剂衰减,腐蚀速率,顾客需求的管网水压和流速等多个方面。但是,从实际操作的可行性来看,水厂不可能改变饮用水的水温。多数研究人员观察到,当水温在 15℃或更高时,水中微生物活动明显加强<sup>[79,80]</sup>。Fransolet 发现水温不仅能影响细菌生长速率,还能影响细菌停滞期和细胞产量<sup>[79]</sup>。细菌停滞期对细菌的再生长很重要,例如对于恶臭假单胞菌来说,温度为 7.5℃时,它的停滞期为 3 d,当温度为 17.5℃时停滞期仅为 10 h。在低温情况下,细菌在未达到生长稳定期时就已经被水流冲洗掉。大肠杆菌和其它肠菌多数属于嗜温菌,生长温度在 5~45℃。大肠杆菌和产气肠杆菌在 20℃以下生长速率非常慢。

**降雨:**一些研究人员认为降雨会促进大肠杆菌生长。降雨后原水浑浊度升高,DOC 浓度增加<sup>[80,81]</sup>。LeChevallier 研究发现降雨 7 天后,管网水中会有大肠杆菌出现。他认为雨水将营养物质带入原水并经常规处理后输送进入管网中,因输送和生长等都需要时间,导致细菌密度增加出现在降雨 7 天后。

#### 1.4.1.2 营养

微生物需要从水中吸收营养,合成细胞物质和满足生长能量。对于大肠杆菌

和异养菌来说, 这些营养包括磷、氮和碳。微量元素在细菌生长中也需要, 由于浓度极低, 在管网水中基本检测不出。

**磷:** 几乎所有水环境中都含有磷, 如  $\text{PO}_4^{3-}$ 。厌氧环境下, 芽胞杆菌属, 假单胞菌属, 梭状芽胞杆菌等细菌将  $\text{PO}_4^{3-}$  降解为  $\text{PO}_2^{3-}$  和  $\text{PO}_3^{3-}$ , 但这种反应量很小, 也不明显<sup>[82]</sup>。饮用水的磷不会被细菌消耗, 因此, 磷的循环速率比管网水中  $\text{PO}_4^{3-}$  的浓度更为重要。研究水中磷的浓度更重要的是对总磷的测定, 其中, 对生物膜中磷的循环必须进行测定。Herson 研究发现, 在一个单独的管网系统中添加磷缓冲溶液可以促进细菌生长。他们研究认为磷是生长限制性因素, 但试验中还是需要添加缓冲溶液来控制 pH 值, 因为, pH 值的改变可能会降低重金属离子的浓度和优化细菌生长环境<sup>[83]</sup>。Haas 采用多因子试验研究发现, 密西西比湖水中磷是细菌生长限制性因子<sup>[84]</sup>。但是, Rsenzweig 指出, 磷酸盐腐蚀抑制剂不会促进大肠杆菌的生长, 高浓度磷酸锌还有可能会抑制某些大肠杆菌的生长<sup>[85]</sup>。

**氮:** 水中氮的存在形式为有机氮、氨、亚硝酸盐和硝酸盐, 这些物质对饮用水来说都是不受欢迎的物质<sup>[82]</sup>。对于自养菌, 氨是给电子体, 能促进管网水中细菌的生长。Rittmann 发现地下水中氨浓度高会引起水质生物不稳定。加利福尼亚南部一些出厂水中高浓度的氨会消耗总余氯, 亚硝酸盐浓度升高能促进异养菌生长。由于自养菌生长很慢, 它们需要时间长, 水温高的条件才能发生<sup>[86]</sup>。目前, 饮用水中的氮对大肠杆菌生长的影响情况还不清楚, 特别是 *Klebsiella* 等一些细菌能固定氮分子<sup>[87]</sup>。

**碳:** 异养菌能利用有机碳进行同化和异化作用。水中多数有机碳为天然有机碳, 主要由生物和植物腐烂分解形成。这些有机物质包括腐质酸、富里酸、多聚糖、蛋白质和羧基酸。USEPA 于 1975 年对美国 80 个出厂水进行调查发现, 水中有机碳浓度为 0.05~12.2 mg/L, 平均为 1.5 mg/L<sup>[88]</sup>。因为异养菌对碳、氮、磷的利用比例为 100:10:1, 因此, 普遍认为有机碳是细菌限制性生长因子。

#### 1.4.1.3 余氯

水中无消毒剂或其浓度较低时肯定会引起供水系统中细菌的生长。但是, 维持管网水中一定量的消毒剂浓度并不能抑制所有细菌生长。

**游离氯:** Reilly 对余氯浓度大于 0.2 mg/L 的水样检测, 其中 63% 的水样检测出含有大肠杆菌<sup>[89]</sup>。Nagy 对洛杉矶市输水管中生物膜进行两次调查后发现, 当余氯浓度为 1~2 mg/L 时, 会降低水中细菌浓度, 但是生物膜中的细菌仍然可达  $10^4$  CFU/mL; 三次试验后, 维持余氯浓度为 3~5 mg/L 才可以去除生物膜中的细菌。同时, 他研究发现在余氯浓度为 0.15~0.9 mg/L 时, 生物膜上 HPC 细菌密度与余氯浓度无相关性<sup>[24]</sup>。Seidler 等人用 200 mg/L 的氯溶液冲洗红杉木水箱中

的生物膜，一周以后还是可以从水中检测到大肠杆菌<sup>[90]</sup>。Ridgway 等人发现反渗透膜中余氯浓度维持在 15~20 mg/L 时才能控制生物膜污垢<sup>[91]</sup>。Characklis 报道在一个环形的污垢反应器中，要减少试验生物膜 29% 的厚度至少需要 12.5 mg/L 的余氯<sup>[92]</sup>。研究人员估计使用 5 mg/L 余氯消毒才能控制生物膜生长。然而，所有氯消毒试验证明生物膜并不能被完全去除。

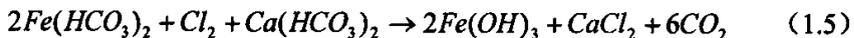
在印度的 Muncie 和西摩尔市发生的大肠杆菌事故中，最高的余氯浓度可以达到 15 mg/L<sup>[93]</sup>。游离氯小于 6 mg/L 时，并不能控制大肠杆菌事故的发生<sup>[94,95]</sup>。多数情况下，水厂管理人员不能增加余氯浓度达到 6 mg/L 以上，因为高浓度余氯虽然能够控制生物膜生长，但是也会增加 THMs 的浓度、水的氯味和嗅味，并会增加管道腐蚀速率。

Lechevallier 研究认为，在有余氯存在时，促进细菌存活的因素有很多，如接触面积、细菌聚合体、生物膜年龄、密封性、先前生长条件、细菌细胞壁的改变、消毒剂的选择等<sup>[34,96]</sup>，这些因素多重相互影响，因此，通过消毒控制生物膜生长非常困难<sup>[96]</sup>。

化合氯：Lechevallier 指出，不同消毒剂在不同生物膜接触面有不同的反应效果。在一个比较试验中<sup>[93]</sup>，Lechevallier 发现不论是游离氯还是化合氯在低浓度（1 mg/L）时，都能将生长在对数期的活细菌数量降低 100 倍，试验在镀锌管、铜管、和 PVC 管材中进行。而当微生物生长在铁管中，游离氯浓度达到 3~4 mg/L 时，不能有效控制生物膜生长。在这种条件下，一化合氯的浓度大于 2 mg/L 时，就能有效降低生物膜细菌数量。Haas 建立了余氯、化合氯与生物膜表面的反应模型，研究结果发现，因为余氯具有强氧化能力，在渗透进生物膜之前会有大量消耗，因此需要大剂量的余氯。而化合氯反应速率较慢，与水中有机物质反应较慢，能够也容易渗透生物膜。氯化水中，不活跃的消毒剂如化合氯可渗透到生物膜内，能够解决大肠杆菌再生长的问题<sup>[97]</sup>。因此控制生物膜形成，应该更好的掌握消毒剂与管网表面的反应机理。

#### 1.4.1.4 腐蚀和沉淀形成

White 研究发现，铁管表面能保护附着细菌不受自由性余氯的干扰，他认为腐蚀能阻碍消毒剂的消毒效率<sup>[98]</sup>。众所周知，氯与铁离子反应生成不溶于水的氢氧化铁，反应如式（1.5）。



氧化 1 mg 铁需要 0.64 mg 氯/L。White 认为如果铁以络合物（复合体）的形式存在，游离氯比化合氯更能有效破坏离子络合物，以进行铁离子氧化反应。生物膜有机体内的铁离子复合体，来自多糖-蛋白质复合体的金属表层。因此，游

游离氯不仅能与细胞外的多糖发生反应，还能与其释放的铁离子发生反应，它们都会消耗余氯。值得注意的是少数几个试验系统观察结果认为，管网中高浓度的大肠杆菌与铁瘤的关系密切<sup>[10,99]</sup>。

管网中沉积物和碎片的聚积，为微生物生长提供了场所，并能防止消毒剂的影响。Dixon 研究认为管道中残留的铝能形成含水絮状物并沉积在管壁，增加有机物浓度并保护细菌不受消毒影响<sup>[100]</sup>。管道冲洗和刮擦的方法只能除去松软的沉积物和小瘤。通常，管网经冲洗和刮擦后，应使用 5~50 mg/L 余氯溶液清洗。Seidler 研究认为传统的管网冲洗和刮擦的方法能有效去除沉积物，显著提高微生物水质<sup>[101]</sup>。

#### 1.4.1.5 水力影响

美国科学研究院的研究结果认为，流速是控制管网表面微生物生长的方法之一<sup>[102]</sup>。提高流速，能使更多的营养盐从管网表面流出，能传递更多的消毒剂，利用水力剪切力去除更多的管网表面生物膜。与此相反，停滞的水会使水中余氯消失，微生物生长。管网末梢经常会出现微生物水质恶化<sup>[103]</sup>。供水管网中停滞的水经常引起用户龙头水中细菌数量大幅度增加<sup>[32]</sup>。Donlan 和 Pipes 研究认为水的流速与生物膜数量呈反相关的关系<sup>[104]</sup>。

反向水流能剪除生物膜，捶打能去除管道表面小瘤。Opheim 在实验管网系统中发现，管网水开始流动和停止时，细菌水平会相差 10 倍<sup>[105]</sup>。同时，他还提到，将管网系统暴露在自然环境中或摇动会大幅度减少细菌数量。

冲洗和机械清洗是传统的用来维持管网水质的方法。然而，管道系统的清洗工作经常被管理部门疏忽，主要是为了降低费用或是缺乏人手。Costello 强调应定期测定水样以判断沉淀出现后的问题<sup>[106]</sup>。AWWA 已经制定了一套供水管网设计与实施冲洗计划程序<sup>[107]</sup>。

尽管冲洗和机械清洗效果较好，但是当微生物再生问题严重时，就很难通过此种方式充分消除微生物再生问题。在美国康涅狄格州新港市，增加氯化物和冲洗，管网系统中饮用水大肠杆菌数量实际上呈增加趋势，这可能是因剪切力变化或消毒方式的改变导致管壁上生物膜脱落的原因所致。在印度 Muncie 市，系统冲洗三天后，离水厂远的几个街区的饮用水中大肠杆菌浓度为 126 cfu/100 mL<sup>[108]</sup>。印度 Seymour 市，冲洗区域的管网系统中不能消除大肠杆菌的生长<sup>[109]</sup>。在美国新泽西州，自来水公司冲洗并不能去除该区域（或一段）管道内细菌，因为他们发现从另一区域（一段）的管网水中会带来有机体和细菌。实践发现，如果没有极大的努力、高额的费用和周期性服务，很难对主干管网实施清洗计划。

### 1.4.2 控制微生物再生的方法

1. 降低水中有机物或无机物的浓度，这些物质会为细菌生长提供能源。生物处理工艺能有效达到这一目的。已经报道的去除水中有机物的生物处理单元有浸没式曝气生物反应器、流化床反应器、慢速砂滤、快速砂滤和 BAC 过滤等等。

2. 防止能量来源进入管网水中。可能出现的污染源包括：释放可生物降解物质的管道材料<sup>[110]</sup>；当更新或修补管线时，污泥或污水污染。

3. 维持管网系统中消毒剂浓度。水中消毒剂应具有渗透生物膜的能力和阻止附着微生物生长的能力。同样，消毒剂还应具有稳定、易运输和不产生有害消毒副产物的特性。尽管，目前还没有这种完美的消毒剂，但是，研究显示，对于控制生物膜生长，化合氯比游离氯更为有效<sup>[93,96]</sup>。

4. 控制管网腐蚀。在铁管中使用腐蚀抑制剂能提高游离氯对生物膜的消毒效率。Lechevallier 等人指出使用偏磷酸盐、含锌正磷酸盐、调整 pH 值与碱度，都能提高游离氯对生物膜的消毒效果（10~100 倍）<sup>[96]</sup>。Lowther 研究认为印度西摩市的管网系统中，腐蚀和大肠杆菌事故有密切关系<sup>[109]</sup>。研究报告指出使用含锌正磷酸盐的几周内，水中大肠杆菌的数量大幅下降。同样，印度其它一些公司也使用含锌正磷酸盐的方法成功的控制了大肠杆菌事故。Martin 报告指出为出厂水添加石灰是控制 pH 值和细菌再生长的一种有效方法<sup>[19]</sup>。他提供的数据显示，高 pH 值具有杀菌作用。HuWDSon 将 Springfiled III 管网系统中的 pH 值提高到 10.2，游离氯为 3~5 mg/L 能控制大肠杆菌事故的发生<sup>[111]</sup>。这些研究都认为，减少水的腐蚀性能提高游离氯对生物膜中微生物的消毒效果。

5. 冲洗和刮擦方法能有效去除管网中的碎片、细菌和动物。这些方法劳动强度大，很难应用在分支管网上，而且需要定期操作。

在实际应用中，控制和减少微生物再生长，上述方法都已经应用，有的是单独使用，有的是联合使用。选择哪种方法必须要分析具体情况。这些情况还应该包括出厂水中为细菌提供能源物质的浓度，如有机碳的浓度等。近十几年来，大量针对供水管网内生物膜的生长、管网水细菌再生长和大肠杆菌的突然爆发的研究表明，出厂水中存在可生物降解有机物（Biodegradable organic matter, BOM）是管网中微生物再生长的主要原因，并为此提出了饮用水生物稳定性的概念。

### 1.4.3 饮用水生物稳定性指标—AOC 的研究

上世纪 80 年代，欧洲学者率先开始了饮用水生物稳定性研究，并逐渐受到各国水处理工作者关注，现在已成为全球给水领域的研究热点。二十年来，各国学者对饮用水中可生物降解有机物特性和生物稳定性的研究已取得了一定的成

果。清华大学环境工程系于上世纪末率先在国内开展了饮用水生物稳定性研究。他们主要以北京市水源水、自来水厂、给水管网为主要研究对象,开展了饮用水中可生物降解有机物特性、测定方法,生物稳定性及其变化规律等方面的研究,为推动国内给水界全面开展这方面的研究奠定了坚实的基础。

饮用水的生物稳定性是指饮用水中可生物降解有机物支持异养细菌生长的潜力,即当有机物成为异养细菌生长的限制因素时,水中有机营养基质支持细菌生长的最大可能性。饮用水生物稳定性高,则表明水中细菌生长所需的有机营养物浓度低,细菌不易在其中生长;反之,饮用水生物稳定性低,则表明水中细菌生长所需的有机营养物浓度高,细菌容易生长。

国际上普遍以可同化有机碳(Assimilable Organic Carbon,简称AOC)和生物可降解溶解性有机碳(Biodegradable Dissolved Organic Carbon,简称BDOC)作为饮用水生物稳定性的评价指标。AOC是指可生物降解有机物中能被转化成细胞体的那部分有机物,主要与低分子量的有机物浓度有关,它是微生物极易利用的基质,是细菌获得酶活性并对有机物进行代谢最重要的基质。BDOC是指饮用水中有机物中可被细菌分解成 $\text{CO}_2$ 或合成细胞体的部分,是细菌生长所需的物质和能量的来源。只有控制出厂水中的AOC与BDOC的浓度达到一定的限值,才能有效的防止管网中细菌的再生长。研究表明,AOC与管网水中异养菌生长潜力有较好的相关性,因此,多数研究者将AOC作为评价管网水中细菌生长潜力的首要指标。

到目前为止,国内外研究人员还未建立简单易行的AOC化学测定法,普遍采用生物法测定AOC<sup>[112-115]</sup>。AOC的生物测定方法由Van der kooij, D.博士于1982年首先提出<sup>[117]</sup>,主要是用来评价或估计水中微生物生长的潜力,经过十几年的改进和完善,已经成为国际上认可的标准测定方法。该方法的基本前提是假设水中氮和磷是过量的,有机碳是限制性营养物质。AOC生物测定法是一种间接测定方法,并不是直接测定水中有机物浓度,而是以生物法测定细菌的菌落数(CFU)作为试验的参数。用于测定的微生物具有配水系统中总体微生物的生理特性。AOC表示的是饮用水中能直接被细菌利用、同化成细菌体的那部分有机物,与管网中细菌生长有着较好的相关性,因此AOC方法一经提出后,建立AOC与细菌生长即生物稳定性之间的关系就成为给水界众多学者研究的热点。

#### 1.4.4 净水技术与工艺对AOC去除特性的研究

##### 1.4.4.1 常规处理工艺对AOC去除特性的研究

Kaplan等人对美国的水厂研究表明,常规处理工艺对DOC有一定的去除率,而对AOC的去除率不稳定,波动较大<sup>[118]</sup>。刘文君认为常规处理工艺对AOC的

去除率低于 30%<sup>[119]</sup>。王丽花研究了常规处理工艺对 AOC 的去除效果,发现常规处理工艺对 AOC-P17 的去除率为 43.8~82.3%,对 AOC-NOX 的去除率在 19.0~34.7%之间,从整体上看常规处理工艺对 DOC 的去除率在 30%以下,去除率波动较大,且与原水水质特征有关<sup>[120]</sup>。一般情况下常规处理工艺主要去除分子量>10,000 Daltons 的有机物,而 AOC 主要与分子量小于 1000 的有机物有关<sup>[121]</sup>,因此,常规处理工艺出水难以确保达到水质生物稳定性。

#### 1.4.4.2 生物处理对 AOC 去除特性的研究

生物处理对有机物的去除机理包括:微生物对小分子有机物的分解利用;微生物胞外酶对大分子有机物的分解作用;生物吸附絮凝作用等。Hu 研究了生物处理对有机物去除特性,发现生物预处理对烷烃类有机物有较好的去除效果,而对芳香烃和羧基化合物处理效果较低,生物处理对 AOC 的去除率为 45%左右<sup>[122]</sup>。王占生等人研究发现,生物处理对分子量<500 Daltons 的有机物有较好的去除效果<sup>[123]</sup>。Zhang 采用动力学模型方法研究发现,生物处理过程中 AOC 的去除主要受反应过程控制,而不是受传递过程控制,空床接触时间是影响去除效果的关键性参数,而与水力负荷、填料高度等参数无关,但空床接触时间超过一定数值后并不会带来过高的去除率,因为存在着一个最小基质浓度,进水 AOC 浓度与去除 AOC 量成线性关系<sup>[124]</sup>。Huck 研究表明,采用生物处理技术能使 AOC 达到低于 10  $\mu\text{g/L}$  的要求<sup>[125]</sup>。吴红伟研究发现,生物陶粒预处理对 AOC 的去除率为 45%左右,发挥了较好的作用,具有较强的生物降解能力<sup>[126]</sup>。因此,采用生物处理技术可有效去除可降解性有机物,提高出厂水的生物稳定性。

#### 1.4.4.3 臭氧氧化对 AOC 去除特性的研究

由于臭氧具有极强的氧化能力,可将一部分有机物彻底分解,同时可将部分大分子难降解有机物氧化分解为小分子易降解有机物,提高了有机物的可生化性。吴红伟等人研究发现,原水经过臭氧氧化后,分子量在 1000~3000 Daltons 区间的有机物增加了 13.5%,10,000~100,000 Daltons 区间的有机物增加了 9.7%,但其它区间的有机物浓度都减少了,尤以分子量>100,000 Daltons 的有机物减少最多<sup>[126]</sup>。

大量研究表明,臭氧氧化能提高水中 AOC 浓度<sup>[117,127-130]</sup>。这种增加与  $\text{O}_3/\text{DOC}$  的比率关系密切<sup>[131]</sup>。此外,水中天然有机物的特性也会影响臭氧氧化后 AOC 的产量。同时,臭氧氧化后 AOC 的产量与  $\text{UV}_{254}$  的减少有直接的关系<sup>[132]</sup>。臭氧氧化产生的 AOC 主要以羧酸为主。臭氧氧化后,AOC 浓度增加是水处理工艺中的一个不利影响因素。AOC 的测定能帮助人们判断臭氧在水处理中的运行状况。由此可知,臭氧必须和别的处理技术相结合才能对 AOC 有较好的去除效果。

#### 1.4.4.4 膜处理技术对 AOC 去除特性的研究

膜处理技术多数用在直饮水生产上,主要有纳滤(nanofiltration, NF)、超滤(ultrafiltration, UF)、微滤(microfiltration, MF)和反渗透(reverse osmosis, RO)等技术。MF和UF一般不适用于去除有机物,除非与氧化技术或粉末活性炭技术联用<sup>[133,134]</sup>。研究表明,NF对DOC有较高去除率<sup>[135-137]</sup>。

Escobar 研究报道,饮用水经纳滤膜处理后,AOC浓度无明显变化,且略有升高趋势<sup>[138]</sup>,这一现象可能是向水中添加的化学试剂引起的AOC浓度增加。Kooij和Hiemstra等人研究认为,化学试剂也可以增加AOC的浓度<sup>[139,140]</sup>。

MF可以去除0.1~0.2 μm的粒子,能将绝大部分形成浑浊度的粒子去除。Jacangelo研究得出MF仅能去除22%的DOC。UF可去除0.005 μm含分子量1000 Daltons以上的粒子,包括细菌和病毒,同时,他认为NF对DOC的去除率为55~83%,NF对大于截留分子量(200~400 Daltons)的有机物基本能全部去除,而小于截留分子量的物质的去除率与它们的尺寸、离子电荷和膜的亲和力有关<sup>[141]</sup>。LeChevallier研究发现UF对DOC的去除率为62.5~67.8%,而对AOC的去除效果不明显,同时,他认为NF对AOC的去除效果不明显,反而会使AOC浓度升高<sup>[142]</sup>。龙小庆研究认为NF对AOC的去除率为79.8~95.7%<sup>[143]</sup>。

RO可去除0.3~1.2 nm的有机物与无机离子。李灵芝试验表明,RO能有效去除有机物,对DOC和AOC的去除率分别达93%和76%<sup>[144]</sup>。

膜处理可以提高水的生物稳定性,因为它可以去除大部分有机炭,增强余氯的稳定性,并且可以降低向AOC转化的慢速降解有机物的浓度<sup>[144]</sup>。

综上所述,由于原水中有机物浓度及其相关特性的差异,净水工艺对不同原水中AOC的去除特性既有同一性,也有差异性,因此,以长三角区域内水源水为研究对象,开展净水技术与工艺对AOC去除特性的研究,对提高饮用水生物稳定性,防治管网微生物污染具有重要的理论意义和应用价值。

#### 1.4.5 饮用水 AOC 控制标准的研究

Kooij在调查了20个水厂后认为当AOC<10 μg/L时,异养菌几乎不能生长,饮用水生物稳定性很好<sup>[145]</sup>。Lechevallier研究发现:当AOC<54 μg/L时大肠杆菌不能生长<sup>[32]</sup>。随后,他提出AOC浓度应限制在50 μg/L以内才能保证水质生物稳定性<sup>[146]</sup>。Gagon等人分析了几种描述管网中细菌生长和AOC利用的计算机模型,认为AOC达到50 μg/L以下时,水质在管网中趋于生物稳定<sup>[147]</sup>。Lechevallier对北美31个水厂的调查表明:当AOC浓度低于100 μg/L时,给水管网中大肠杆菌数大为减少。他提出在有余氯存在的条件下,维持AOC浓度为50~100 μg/L,水质能达到生物稳定性<sup>[148]</sup>。Yeh等人对台湾的三个水厂及其管网进行研

究,发现当管网水中 AOC 在 30~70  $\mu\text{g/L}$  之间,游离氯维持在 1.0  $\text{mg/L}$  时,可以维持水质的生物稳定性,异养菌浓度低于 20  $\text{cfu/mL}$ <sup>[149]</sup>。Volk 和 LeChevallier 对于美国饮用水大肠杆菌爆发情况进行分析,发现水中 AOC > 100  $\mu\text{g/L}$  后,大肠杆菌爆发的可能性显著增加<sup>[150]</sup>。因此,国际上普遍认为:在不加氯时, AOC < 10  $\mu\text{g/L}$  的饮用水为生物稳定水;在加氯时,维持 AOC 在 50~100  $\mu\text{g/L}$  时的饮用水生物稳定性好。我国学者刘文君等以北京市水源水、自来水厂、给水管网为主要研究对象,提出了我国近期出厂水 AOC 控制目标为 200  $\mu\text{g/L}$ ,远期控制目标为 100  $\mu\text{g/L}$ <sup>[151]</sup>。根据国内外 AOC 的控制标准,可以推断当水中 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$  时,饮用水生物稳定性较好;当水中 AOC 浓度大于 100  $\mu\text{g/L}$  时,饮用水生物稳定性较差;当水中 AOC 浓度为 100~200  $\mu\text{g/L}$  时,饮用水处于生物稳定性临界区间。

Kaplan 等人对美国的 79 个水厂研究表明,95%的地表水源水厂和 50%的地下水水源水厂的饮用水达不到 AOC < 50  $\mu\text{g/L}$  的标准,而所有的水厂出厂水均达不到 AOC < 10  $\mu\text{g/L}$  的标准<sup>[118]</sup>。Kooij 比较了三个实际给水系统发现 AOC 在管网中是逐渐下降的, AOC 下降最多时细菌数量也最多<sup>[145]</sup>。国内的研究者对 AOC 在管网中变化的研究也得到了类似的结果, AOC 在管网中受余氯和微生物活性的影响,其浓度一般随管网延伸而先增加后减少,水源水质较好的水厂出厂水和管网水中 AOC 浓度相对较低,反之则高<sup>[119]</sup>。

## 1.5 研究内容

从上面的文献综述中可以看出,国内外学者对饮用水水质稳定性的研究比较关注,相关研究已取得了一定的研究成果,并提出了较好的防治对策,但是国内对饮用水生物稳定性的研究工作尚处于初级阶段,缺少全面的系统的净水技术与工艺去除 AOC 特性以及 AOC 在供水管网中变化规律的基础理论研究,特别是以长三角区域的饮用水为研究对象的生物稳定性变化规律的研究工作仍未开展。同时,对于建立管网水质污染综合性指标,以评价管网水质化学稳定性变化,预测管网水质理化污染规律方面的研究尚属空白。

因此针对这些问题,本论文的研究内容主要从以下几个方面进行:

1. AOC 测定方法简化和改进的研究。
2. 不同水源水中 AOC 浓度的比较。
3. 小试和中试净水工艺对 AOC 去除特性的试验研究
4. 自来水厂的常规和深度处理工艺对 AOC 去除特性的分析与研究。
5. AOC 在供水管网中变化规律的研究。

### 6. 管网水质污染指数评价方法的建立理论与验证。

以上研究内容绝大部分为国内首次开展,其中部分内容如管网水质污染指数评价方法的建立与应用,长三角区域内从源头到龙头的饮用水生物稳定性变化规律的系统研究等内容在国内外未见报道。本研究工作将为推动我国进一步开展饮用水化学稳定性和生物稳定性,深入开展管网水质二次污染变化规律及其防治,提高居民饮用水水质奠定坚实的理论基础。

## 第2章 水处理工艺流程和水质测定方法

### 2.1 试验设备与工艺流程

#### 2.1.1 烧杯混凝试验设备与方法

烧杯混凝试验采用六联搅拌机进行,试验原水取自黄浦江上游。混凝剂采用氯化铁和硫酸铝。试验中氯化铁和硫酸铝的投加量均为 25 mg/L,常规混凝的 pH 值为 7.40~7.50,硫酸铝强化混凝试验的 pH 值为 6.0,氯化铁强化混凝试验的 pH 值为 5.5。试验搅拌条件为:快速搅拌(180 r/min) 2 min;慢速搅拌分两个阶段进行,先在 60 r/min 下搅拌 6 min,再以 30 r/min 搅拌 9 min;静止沉淀 30 min 后取样测定其 AOC、浊度和 UV<sub>254</sub>。试验时间为 2005 年 6~7 月。

#### 2.1.2 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺

(1) 杨树浦水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺试验原水取自黄浦江上游,工艺流程为:原水→混凝沉淀→砂滤→臭氧氧化→BAC 过滤→出水。试验设备主要包括混凝池、平流式沉淀池、砂滤柱、清水箱、臭氧接触塔和 BAC 滤柱,见图 2.1。混凝剂采用液体硫酸铝。臭氧投加量约为 2.0 mg/L, BAC 滤池接触时间为 10min。试验过程中混凝沉淀单元处理水量为 2.5 m<sup>3</sup>/h,砂滤单元处理水量为 0.75 m<sup>3</sup>/h,臭氧氧化和 BAC 过滤单元处理水量为 0.64 m<sup>3</sup>/h。试验时间为 2005 年 4~6 月。

(2) 金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺试验原水取自长江镇江段,工艺流程为:原水→混凝沉淀→砂滤→臭氧氧化→BAC 过滤→出水。。混凝剂采用聚合硫酸铁。臭氧投加量约为 1.1~1.3 mg/L, BAC 滤池接触时间为 10 min。试验中混凝沉淀和砂滤单元为金西水厂生产性常规处理,处理水量为 25 万 m<sup>3</sup>/h;臭氧氧化和 BAC 过滤单元的试验设备主要有臭氧接触塔、BAC 滤柱和臭氧发生器,安装在砂滤池管廊中(见图 2.2),处理水量为 1 m<sup>3</sup>/d。试验时间为 2004 年 6~11 月。



图 2.1 杨树浦水厂  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺试验设备  
Fig.2.1 Experimental apparatus of  $O_3$ -BAC pilot process in Yangshupu Waterworks

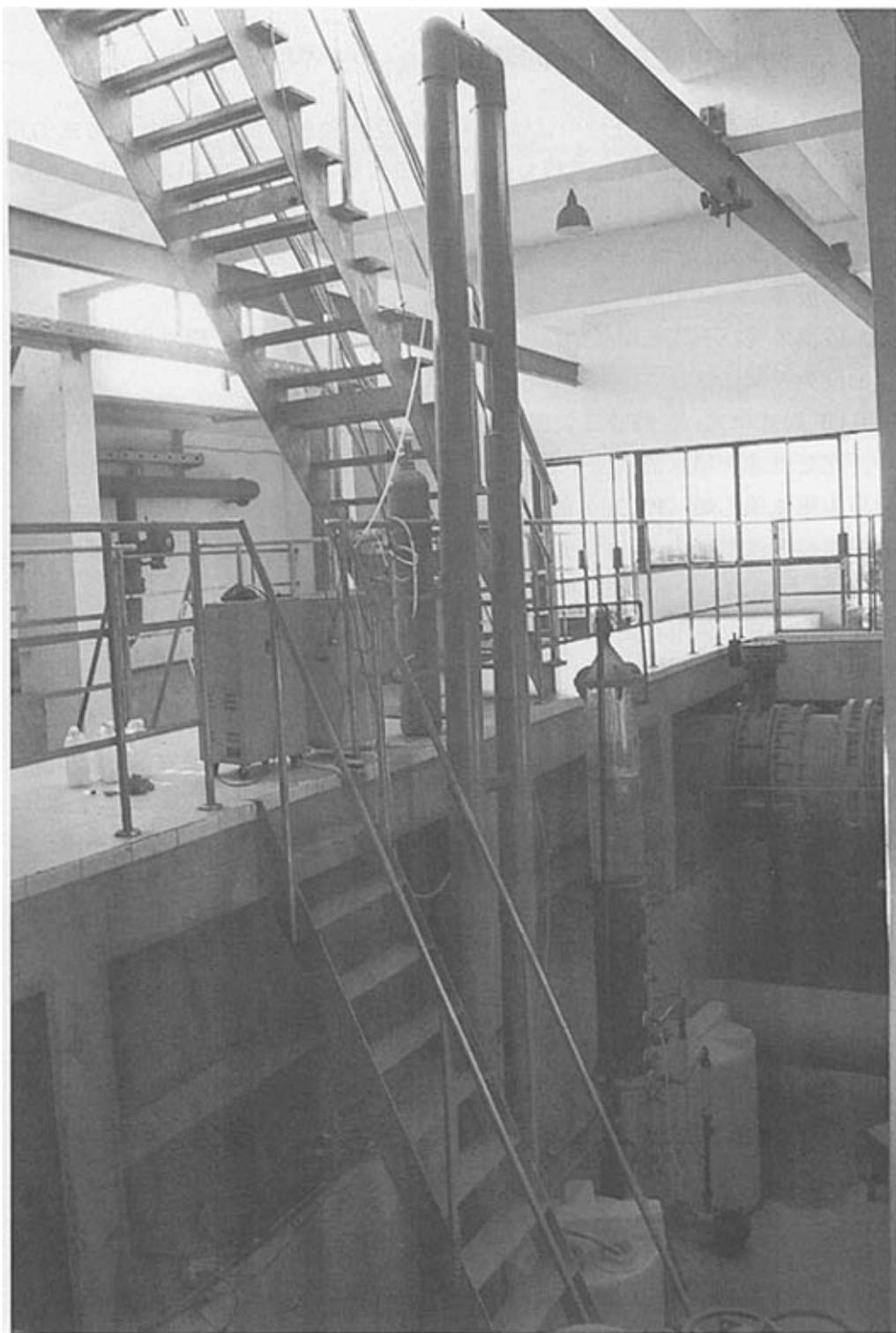


图 2.2 金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺试验设备  
Fig.2.2 Experimental apparatus of O<sub>3</sub>-BAC pilot process in Jinxi Waterworks

### 2.1.3 膜处理中试工艺

(1) 金西水厂膜处理中试试验采用微絮凝-接触砂滤作为预处理方式的超滤膜(UF)处理工艺。工艺流程为:原水→微絮凝→接触砂滤→UF膜滤→出水。各处理单元的作用为:

**微絮凝单元:**通过投加聚合氯化铁混凝剂将悬浮颗粒和部分水中有机物组合成微絮凝体。

**砂滤单元:**不改变混凝剂投加量的前提,调节滤速,改变膜进水性状,主要以浊度为控制指标。

**UF膜滤单元:**拦截砂滤处理后的微絮凝体,以及去除悬浮物和部分有机物。

在处理地表原水的试验中首次使用卷式UF膜,由日本东丽电工公司提供,材质为聚氟偏乙烯(PVDF)的卷式膜,截留分子质量为150,000 Daltons,一根膜组件过滤面积为 $24\text{ m}^2$ ,过滤方式为外压式终端过滤。目前的膜处理饮用水工艺中,均采用中空纤维膜,中空纤维膜也存在一些缺点,如中空纤维丝容易断,影响出水水质,采用卷式UF膜能够避免这些问题,而且卷式膜能节省更多的占地面积。

原水经原水泵进入砂滤柱,砂滤柱的直径为0.28 m,砂滤层层高为0.7 m,混凝剂由计量泵注入原水泵前,混凝剂采用聚合硫酸铁,投加量为 $3.5\text{ mg/L}$ (以 $\text{Fe}^{3+}$ 计)。投加混凝剂的原水进入滤池底部,由下而上通过整个砂层,滤速为 $19.5\sim 33\text{ m/hr}$ 。为调节膜进水性状(以浊度为控制指标),出水进中间水箱。再由进膜泵将预处理出水注入膜组件,膜过滤出水进入出水箱。为了防止微生物在膜表面繁殖以及保证出水余氯浓度,在过滤中计量泵自动将次氯酸钠注入进膜泵前,加药量为 $1\text{ mg/L}$ 。

整个运行周期是1 h,实际过滤时间50 min。过滤结束后,反冲洗立即开始。砂滤柱反冲洗泵启动,将原水由下往上进行反冲洗,反冲洗废水由砂滤柱上部的溢流口排出,砂滤柱反冲洗时间为5 min。膜反冲洗与砂滤柱反冲洗同时进行。膜反冲洗泵将膜出水注入膜组件的中心产水管,由膜内向外进行,反冲洗时间为1.5 min。接着,对膜表面进行正冲洗,进膜泵将预处理出水沿着膜过滤的反方向注入,清除附在膜表面的污物,时间为1 min。最后是排气过程,排气阀打开,预处理出水由过滤进膜口注入,从出水端的上口排出,将正冲洗可能带入的空气排出,时间为1 min。试验操作参数中,膜过滤通量为 $1.5\text{ m}^3\text{ d}^{-1}$ ,砂滤滤速为 $33\text{ m hr}^{-1}$ 。试验于2004年3~4月进行。

(2) 闵行二水厂膜处理中试工艺分超滤(UF)和纳滤(NF)两种工艺,处理水量为 $4\sim 6\text{ m}^3/\text{h}$ ,工艺流程分别见图2.3和2.4。

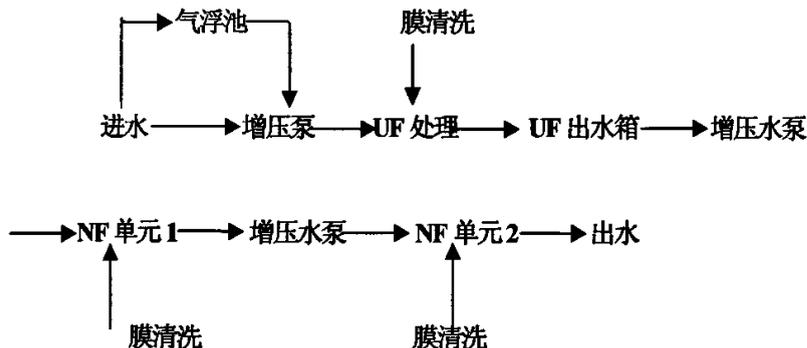


图 2.3 闵行二水厂膜处理中试工艺流程图

Fig.2.3 Flow diagram of membrane treatment process in Minhang Second Waterworks

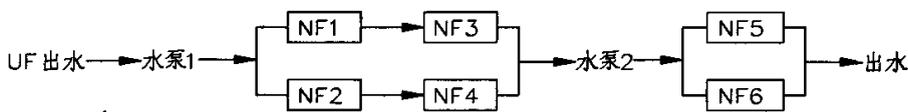


图 2.4 NF 膜管连接示意图

Fig.2.4 Connection diagram of pipe in NF membrane separation

根据试验需要，将滤后出水、沉淀出水、黄浦江原水接入工艺流程进行处理，研究膜处理效果。气浮池平时主要作为进水水箱，起到进水调节作用。采用原水进水时，可进行加药絮凝和气浮。膜处理分两个单元，分别为 UF 膜处理单元和 NF 膜处理单元。

UF 处理单元产水量为  $6 \text{ m}^3/\text{h}$ ，UF 膜为 PVDF 材质，板式结构。UF 处理单元前设增压水泵，工作压力  $0.1\sim 0.2 \text{ Mpa}$ 。

NF 处理单元共由 6 根纳滤膜管组成，分为 2 个单元，连接方式见图 2.4。纳滤膜采用陶氏公司(Dow)的 NF90-4040。第 1 单元 4 根纳滤膜产水量  $2.5\sim 3\text{m}^3/\text{h}$ 。第 2 单元 2 根纳滤膜管  $1.0\sim 1.3 \text{ m}^3/\text{h}$ ，浓水  $1.0\sim 1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ 。试验于 2005 年 5~6 月进行。

(3) 吴淞水厂 UF 膜处理中试工艺流程为：原水→混凝沉淀→砂滤→粉末活性炭 (PAC) 吸附→UF 膜过滤→出水。原水取自长江 (上海段)，经平流式沉淀池和砂滤池处理后，进入 4 个 PAC 接触柱，PAC 投加量为  $5\sim 22 \text{ mg/L}$ ，与水接触时间约 1 h。UF 膜采用得力满 (Degremont) 公司生产的超滤膜，过滤面积为  $7.2 \text{ m}^2$ ，孔径为  $0.01 \mu\text{m}$ ，截留分子量 100, 000 Dalton。UF 膜采用两种过滤方式：终端封闭过滤方式和错流过滤方式，反冲洗周期为  $30\sim 60 \text{ min/次}$ ，反冲

洗时间为 1.5 min。膜组件部分整个操作过程为全自动控制，连续运行。试验于 2005 年 3 月进行。

#### 2.1.4 自来水厂常规处理工艺

常规处理工艺对 AOC 的去除特性的试验研究对象的分别为镇江市自来水公司的金西水厂、杭州市自来水公司的清泰水厂、上海自来水市北有限公司的杨树浦水厂、吴淞水厂和泰和水厂。5 个水厂的主要概况列于表 2.1。

表 2.1 水厂与常规处理工艺概况

Tab.2.1 General situation in Waterworks and conventional water treatment process

名称	金西水厂	清泰水厂	杨树浦水厂	吴淞水厂	泰和水厂
地区	镇江市	杭州市	上海市	上海市	上海市
水源	长江 (镇江段)	钱塘江 (杭州段)	黄浦江 (上游)	长江+黄浦江	长江 (上海段)
制水量(万 m <sup>3</sup> /d)	25	10	100	18	60
工艺流程	原水→预氯化→混凝→沉淀→砂滤→消毒→出水				
预氯化方式	游离氯	化合氯	化合氯	化合氯	游离氯
消毒方式	游离氯	化合氯	化合氯	化合氯	化合氯
混凝剂	聚合硫酸铁	液体硫酸铝	液体硫酸铝	液体硫酸铝	液体硫酸铝
出厂水余氯 (mg/L)	1.0 (游离氯)	1.0 (化合氯)	1.5 (化合氯)	1.0 (化合氯)	1.0 (化合氯)

#### 2.1.5 自来水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺

(1) 杭州南星水厂原水取自钱塘江(杭州段)，制水量为 10 万 m<sup>3</sup>/d，水处理工艺流程为：原水→预臭氧化→混凝沉淀→砂滤→后臭氧化→BAC 过滤→化合氯消毒→出厂水。混凝剂使用聚合硫酸铝，臭氧投加量为 1.0~2.0 mg/L，BAC 滤池接触时间为 10 min，出厂水余氯浓度约为 1.0 mg/L。

(2) 上海周家渡水厂原水取自黄浦江上游，制水量为 5 万 m<sup>3</sup>/d，水处理工艺流程为：原水→预臭氧化→混凝沉淀→砂滤→后臭氧化→BAC 过滤→化合氯消毒→出厂水。混凝剂使用液体硫酸铝，臭氧投加量为 2.0 mg/L，BAC 滤池接触时间为 10 min，出厂水余氯浓度约为 1.0 mg/L。

## 2.2 测定项目和分析仪器

本论文在试验过程中除常规水质检测项目外,其它主要测试项目有 DOC、UV<sub>254</sub> 和 AOC。常规水质项目的测定通常采用《水和废水监测分析方法》(第四版)和《生活饮用水水质卫生规范》(2001)中给出的国家标准测定方法。试验中用到的主要仪器和设备见表 2.2。

表 2.2 试验仪器和设备

Tab.2.2 Instruments and equipment in experiments

测试项目	分析仪器
pH	HACH-senion3 pH 计
浑浊度	HACH-2100N 浊度仪
UV <sub>254</sub>	UV751GD 紫外/可见分光光度计
电导率	YSI-35 电导率仪
DOC	Phoenix 8000 DOC 测定仪
硬度、铁、锰、铜、锌、砷、硒、汞、铬、镉、铅、铝	OLAAR M6 原子吸收分光光度仪
氯化物、硫酸盐、氟化物、硝酸盐	DIOX-120 离子色谱仪
四氯化碳、氯仿	HP6890 气相色谱仪 (附配 HP7694 顶空自动进样器)
氨氮、挥发酚类、阴离子合成洗涤剂	7230G 分光光度计
总 $\alpha$ 放射性、总 $\beta$ 放射性	BH1216 低本底总 $\alpha$ / $\beta$ 测量仪
自由性余氯、总氯	HACH TESTKIT Pocket 余氯测定仪
湿热灭菌	YX-450A 电热蒸汽压力消毒器
干燥灭菌	101A-1 干燥箱
取样瓶和培养瓶内有机碳的去除	SRJX 高温电炉
细菌总数、异氧菌、粪大肠杆菌	SPX-250B 生化培养箱、无菌室
菌落计数	JLQ-S1 菌落计数器
标准溶液的配制、药品的称量	AE240 电子天平

## 2.3 AOC 测定方法

### 2.3.1 试剂配制

- a) 3 mM 磷酸盐缓冲溶液 (pH=7.2): 7.0 mg  $K_2HPO_4$ 、3.0 mg  $KH_2PO_4$ 、0.1 mg  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ 、1.0 mg  $(NH_4)_2SO_4$ 、0.1mg NaCl、1.0  $\mu g$   $FeSO_4$  溶于 1000 mL 超纯水中, 高压灭菌 (121 $^{\circ}C$ , 15 min)。
- b) 乙酸钠储存溶液, 400 mg 乙酸碳/L: 溶解 2.267 g  $CH_3COONa \cdot H_2O$  于 1000 mL 3 mM 缓冲溶液中。高压灭菌 (121 $^{\circ}C$ , 15 min)。存放在 5 $^{\circ}C$  的冰箱内, 此溶

液有效期可达6个月。

- c) 1 mg 乙酸碳 /L 溶液: 准确移取 2.5 mL 400 mg 乙酸碳/L 溶液于 1000 mL 容量瓶中, 用 3 mM 缓冲溶液定容, 高压灭菌 (121°C, 15 min)。
- d) 硫代硫酸钠溶液: 溶解 30 g  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$  于 1000 mL 超纯水中。高压灭菌 (121°C, 15 min)。存放在 5°C 的冰箱内。
- e) 培养基
  - I. LLA 培养基: 称取 3 g 牛肉浸膏、5 g 蛋白胨和 12 g 琼脂粉, 溶于 1000 mL 去离子水, pH 调至 7.0, 高压灭菌 (121°C, 15 min)。
  - II. R2A 培养基: 称取 0.5 g 酵母浸膏、0.5 g 聚合蛋白胨、0.5 g 酪氨酸、0.5 g 葡萄糖、0.5 g 可溶性淀粉、0.3 g  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ 、0.05 g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、0.3 g 丙酮酸钠和 15 g 琼脂粉, 溶于 1000 mL 去离子水, 使用  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  或  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  调节 pH=7.2, 高压灭菌 (121°C, 15 min)。
- f) 硫酸-重铬酸钾混合洗液: 加 900 mL 浓硫酸 (95%~98%) 到 1000 mL 重铬酸钾溶液 (10%) 中, 用冰冷却。冷却后添加超纯水直至溶液中晶体溶解。
- g) 硝酸溶液 (0.1N): 1000 ml 超纯水中加入 160 mL 硝酸 (65%)。
- h) 超纯水
- i) 去离子水
- j) 矿物盐溶液: 溶解 171 mg  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ , 767 mg  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , 1.444 g  $\text{KNO}_3$  于 1000 mL 超纯水中。高压灭菌 (121°C, 15 min)。
- k) *Pseudomonas fluorescens* strain P17 纯菌株 (ATCC-49642)  
*Spirillum* strain NOX 纯菌株 (ATCC-49643)。

### 2.3.2 测定步骤

#### 1) 玻璃器皿的清洗

##### a. 锥形瓶的清洗

方法 1: 用清洁剂清洗玻璃器皿, 去离子水漂洗干净, 再用 0.1 N  $\text{HNO}_3$  洗两次, 超纯水清洗三次, 烘干。用于水样培养的 100 mL 具塞锥形瓶应在 550°C 高温电炉中加热 6 h 去除瓶内有机碳。取样用的水样瓶 (1000 mL 或 500 mL) 需在 250°C 电热恒温干燥箱中加热 8 h。将不锈钢丝 (2~3 cm) 放于瓶塞与瓶颈之间, 防止因瓶塞与瓶颈热膨胀的差异所造成的破坏。

方法 2: 当锥型瓶不能进行 550°C 高温热处理时, 应使用硫酸-重铬酸钾洗液清洗以去除有机物。使用高浓度酸溶液时需要采取安全防护措施, 并严格遵守相关规则处理使用后的洗液。取 50 mL 浓硫酸洗液倒入锥型瓶中, 用力摇荡使洗液和瓶壁充分接触。放置过夜后, 再次摇荡并倒掉, 用热水清洗。其后, 倒进

50 mL 硝酸溶液并摇匀充分接触。1 h 后，将硝酸溶液倒掉并用热水清洗。瓶塞的清洗过程和锥型瓶相同。清洗完成后，放入电热恒温干燥箱高温加热，250℃，8 h。将不锈钢丝（2~3 cm）放于瓶塞与瓶颈之间，防止因瓶塞与瓶颈热膨胀的差异所造成的破坏。

#### b. 其它用具的清洗

用清洁剂清洗培养皿，去离子水漂洗干净，再用 0.1 N HNO<sub>3</sub> 洗两次，去离子水清洗三次，烘干，高温灭菌（160℃，2 h）或高压灭菌（121℃，15 min）后待用。移液器的枪头等非玻璃器皿用 0.1 N 稀硝酸浸泡，然后一次用蒸馏水、去离子水、超纯水清洗，烘干，高压灭菌（121℃，15 min）

### 2) 接种液的制备

P17 接种液的制备：移取自来水 50 mL 于 125 mL 清洗后的具塞玻璃锥型瓶中，高压灭菌（121℃，15 min），从斜面上挑取 P17 菌株一环移入，放入生化培养箱中进行适应性生长（25℃，7 d）。所使用的斜面不能超过 6 个月。灭菌后的自来水能支持 P17 生长。用硫代硫酸钠溶液中和水中余氯。

移取 1 mg 乙酸碳/L 的缓冲溶液 50 mL 于 125 mL 清洗后的具塞玻璃锥型瓶中，高压灭菌（121℃，15 min），移入 100 μL 适应液，放入生化培养箱中黑暗静置培养（25℃，7 d），直到溶液中活菌数达到生长稳定期，一般培养时间为 7 d。应保证接种液中的乙酸碳被完全分解利用，不能有 AOC 随接种液带入水样中。当通过平板涂布所获得的活菌计数达到最大值时，可以认为 P17 已达到生长稳定期。5℃ 保存接种液不超过 3 个月。在进行生物测定接种之前，应进行活菌平板计数，计算接种液浓度，来确定接种量。

NOX 接种液的制备：同 P17 接种液的制备。

### 3) 水样的采集和处理

收集 7 瓶水样于 100 mL 具塞锥形瓶中，其中 6 瓶用来测定 AOC，1 瓶用来做生长对照。取样龙头最好一直开着，或是为生物测定而设置具有代表性的取样点。每瓶用尽可能短的时间装好水样（大约 100 mL 水样）。然后将瓶塞拧紧。另一种方法是采集 1000 mL 水样于无碳水样瓶中，然后再分入锥形瓶中。根据现场测定的余氯浓度，加入相应体积的硫代硫酸钠溶液中和水样余氯。水样送回实验室后，巴氏灭菌（70℃，30 min）。取样 4 h 内需对水样进行处理。如果不能及时处理，应在 0~4℃ 条件下运输和保存（用冰或其它冷却方式），直到 24 h 处理。

### 4) 接种和培养

水样冷却后，按接种浓度为 500 CFU/mL 的浓度进行接种。使用下面的公式

计算接种量:

$$\text{接种量 (mL)} = \frac{(500\text{CFU/mL}) \times (100\text{mL/瓶})}{\text{接种液浓度 (CFU/mL)}} \quad (2.1)$$

将接种好的小瓶放入培养箱, 15°C 黑暗静置培养 7 d。如果没有 15°C 培养箱, 可在室温下培养, 但不能超过 25°C, 因为培养温度会影响产率。记录并报告温度。若采用其他温度, 按下文所述计算试验产率。

### 5) 试验细菌的计数

将同一水样的 6 个平行样分成 3 组, 每组有 2 个平行样, 培养 7、8、9 d 时分别进行平板涂布计数。猛烈摇动小瓶 1 min, 移取 1 mL 水样准备进行一系列稀释。水样稀释三个浓度 ( $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$  和  $10^{-4}$ ), 每个浓度涂布 3 个平板。平板在 25°C 培养 3~5 d, 记录菌落数。P17 菌落首先出现, 直径大约 3~4 mm, 呈散射状黄色。NOX 菌落较小, 直径约 1~2 mm, 呈白色点状。如有必要应在不同稀释度对两种菌落计数。连续测定 3 d 的水样培养瓶中检验试验细菌是否达到最大生长量。P17 到达生长稳定期时逐日菌落平均数在 11~16% 之间浮动是正常的。连续 3 d 测定结果细菌密度增长 20% 或者更多说明生长未到稳定期, 应延长培养期重复测定。或者准备更多的水样用于测定。实际上, 微生物在生长稳定期的密度变化非常大。使用 3 d 菌落数平均值能更真实反映最大生长量。

### 6) 计算

如果有机碳是限制性生长物质, 培养温度保持不变 (15°C), P17 和 NOX 的产量是固定的。可以使用 kooij 教授的经验产率进行计算, 即  $4.1 \times 10^6$  CFU P17/ $\mu\text{g}$  乙酸碳,  $1.2 \times 10^7$  CFU NOX/ $\mu\text{g}$  乙酸碳 或是  $2.9 \times 10^6$  CFU NOX/ $\mu\text{g}$  草酸碳。将 AOC 浓度描述成  $\mu\text{g C/L}$ , 实际上已经假设了乙酸碳或草酸碳的浓度等价于实际水样中的 AOC。为了将数据进行比较, 应记录培养温度, 乙酸碳或草酸碳分别对 AOC 的贡献以及所采用的产率。

AOC 浓度: 对 3 d 活菌计数结果取平均值, 通过产率换算出 AOC 浓度

$$\begin{aligned} \text{AOC } \mu\text{g/L} = & [(P17\text{最大菌落数 CFU/mL})(1/P17\text{产率}) \\ & + (NOX\text{最大菌落数 CFU/mL})(1/NOX\text{产率})](1000\text{mL/L}) \end{aligned} \quad (2.2)$$

当采用经典产率时, 公式 (2.2) 就变形为:

$$\begin{aligned} \text{AOC } \mu\text{g/L} = & [(P17\text{最大菌落数 CFU/mL})(\mu\text{g 乙酸碳}/4.1 \times 10^6 \text{CFU}) \\ & + (NOX\text{最大菌落数 CFU/mL})(\mu\text{g 乙酸碳}/1.2 \times 10^7 \text{CFU})](1000 \text{mL/L}) \end{aligned} \quad (2.3)$$

### 7) 质量控制

参考一般质量控制程序，AOC生物测定也有特定的质量控制，主要包括试验菌株的纯度检测；在培养基平板上的生长测试；培养器具的检测；接种液、硫代硫酸钠溶液检测和一些其它必要的测定程序如过滤或稀释过程中有机碳的污染，P17和NOX的产率试验，水样中碳限制性试验和水样中土著微生物的生长抑制测定。以及测定试验误差。

对于这些试验，分别使用空白对照、产率对照和生长试验对照。这些对照使用单样，目的是减少操作过程。关键性测定例如产率试验，结果与已报道的不符或者水样有抑制生长性物质，需要重复试验并进行统计分析。

空白对照：按10:1用超纯水稀释矿物盐溶液。测定步骤如下：将100 mL无碳水移入具塞锥形瓶中，加入250 μL稀释后的矿物盐溶液和250 μL硫代硫酸钠溶液，巴氏灭菌，接种P17和NOX进行培养，并计数、观察生长情况。

产率对照：按10:1用超纯水稀释乙酸钠溶液，准备浓度为40 mg C/L的试验溶液。测定步骤如下：将无碳水装满小瓶，加250 μL矿物盐溶液，250 μL硫代硫酸钠溶液和250 μL稀释后的乙酸钠溶液（40 mg/L），巴氏灭菌，接种P17和NOX菌株，培养计数。通常，产率对照是一种质量控制方法，而不是提供AOC计算的产率试验。

生长对照：采集水样时，额外采集一瓶作生长对照。在这一瓶水样中添加250 μL矿物盐溶液，和与其它瓶水样同样量的硫代硫酸钠溶液和250 μL乙酸钠试验溶液（40 mg/L）。巴氏灭菌，接种，培养计数。

产率计算：如果没有使用经典产率，可以通过分别对纯菌种P17和NOX进行培养而得出试验产率。P17和NOX的产率计算如下式：

$$\begin{aligned} \text{产率(P17)} &= \frac{[(\text{P17 CFU/mL:产率对照}) - (\text{P17 CFU/mL:空白对照})] \times (1000 \text{ mL/L})}{100 \mu\text{g 乙酸碳/L}} \\ &= \text{P17 CFU} / \mu\text{g 乙酸碳} \end{aligned} \quad (2.4)$$

$$\begin{aligned} \text{产率(NOX)} &= \frac{[(\text{NOX CFU/mL:产率对照}) - (\text{NOX CFU/mL:空白对照})] \times (1000 \text{ mL/L})}{100 \mu\text{g 乙酸碳/L}} \\ &= \text{NOX CFU} / \mu\text{g 乙酸碳} \end{aligned} \quad (2.5)$$

生长对照解释：用生长对照中两种菌株的浓度减去相应的只含有硫代硫酸钠溶液水样中两种菌株的浓度。将这一结果与产率对照、空白对照进行比较。

如果：(生长对照－水样) = (产率对照－空白对照)

则：水样为碳源限制型水，并且没有其它限制生长物质。

如果：(生长对照－水样) < (产率对照－空白对照)

则：水样中含有限制试验细菌生长的物质。

如果：(生长对照-水样) > (产率对照-空白对照)

则：水样为非碳源限制型水。

补充程序检验：当有补充步骤如过滤、稀释或者化学修正时，应检查碳对AOC值得影响。为了检测试验程序中是否有碳的影响，可用超纯水或空白对照作为基线。用超纯水来完成这些补充程序，并与空白对照中P17与NOX的菌落计数进行比较。

#### 8) 精确度和准确度

理论上，浓度小于1 μg/L AOC能被测定出来。实际上，由于玻璃器皿和水样处理过程产生有机碳污染，使得测定最小值大约为5~10 μg/L。该方法的测量误差在17.5%以内。

## 第3章 AOC 测定方法简化和改进的研究

### 3.1 现行的 AOC 测定方法

饮用水消毒后残留的具有生长繁殖能力的微生物,在配水和储水系统中可以利用水中营养物质再生长,并形成生物膜导致水质恶化,特别是致病菌如大肠杆菌等的再生长,会直接影响到饮用水的卫生与安全<sup>[93,152-154]</sup>。影响细菌再生长的因素主要有: BOM 浓度、无机营养盐、残留消毒剂效果、温度、水力停留时间、管道材料、pH 值和细菌数量等<sup>[34,79,155]</sup>。Baylis 等人研究认为,抑制管网饮用水微生物再生长有两方面措施,一方面维持管网水中余氯浓度能抑制微生物再生长,另一方面通过控制支持微生物生长的条件来抑制微生物再生长,这些条件包括水中有机化合物的特性和浓度、水温和水力停留时间等等,其中管网水中有机物的来源主要有:原水中含有的经水处理后未被去除的有机物、管网沉积物释放出来的有机物和管道材料渗出物等<sup>[156,157]</sup>。尽管水中余氯能够控制管网水中微生物再生长,但同时也会产生消毒副产物,恶化水质,影响人类健康<sup>[68]</sup>。实际运行中,管网水的水温和水力停留时间均很难控制。试验证明水中微生物生长潜力与营养物质浓度有着十分密切的关系,因此,降低水中可生物降解有机碳浓度来控制微生物再生长,是切实可行的一种方法<sup>[117,158,159]</sup>。

实际上,不是所有的有机物都易被微生物分解利用,容易为微生物生长提供能源和碳源的那部分有机物被称为易同化的有机碳即可同化有机碳(AOC)<sup>[117,160,161]</sup>。目前,国际上还未建立简单易行的 AOC 化学测定法,普遍采用生物测定法测定 AOC<sup>[112,114-116,162]</sup>。可同化有机碳(Assimilable Organic Carbon, AOC)的生物测定方法由 Van der kooij, D. 博士于 1982 年首先提出,主要是用来评价或估计水中微生物生长潜力,经过十几年的改进和完善,已经成为国际上认可的标准测定方法。该方法的基本前提是水中氮和磷是过量的,有机碳是限制性营养物质。AOC 生物测定法是一种间接测定方法,并不是直接测定水中有机物浓度,而是以生物法测定细菌的菌落数(CFU)作为试验的参数。用于测定的微生物具有配水系统中总体微生物的生理特性。

在 Van der kooij, D. 提出的测定方法基础上,许多学者研究、改进并发展了不同的 AOC 测定方法,依据不同的接种培养细菌的种类和测定参数,可以把 AOC 生物测定方法大致可以分为三类:接种纯细菌培养,活菌平板计数测定法<sup>[117,127,145,163]</sup>;接种纯细菌培养,ATP 测定法<sup>[164]</sup>;接种土著细菌培养,ATP 测定法<sup>[165,166]</sup>。

### 3.1.1 接种纯细菌培养，活菌平板计数测定法

二十世纪七十年代末，荷兰学者 Van der kooij, D. 从自来水中分离出一种荧光假单胞菌 P17 菌株 (*Pseudomonas fluorescens strain P17*)，这种细菌普遍存在于饮用水和各种水源水中，具有以下特性：能够利用水中大部分易生物降解有机物，在由非常低的浓度( $\leq 10 \mu\text{g C/L}$ )到相对高浓度有机物浓度条件下均能生长，且细菌学特性不会改变；利用单一氮源就可以繁殖（氨或硝酸盐），而不需要促生长物质如维生素；在固体培养基上生长迅速，能产生清晰可见的菌落；在实验室中作为纯菌株容易保藏<sup>[163,167]</sup>。因此，Kooij 教授以这种细菌为标准测试菌，于 1982 年首次发表了 AOC 的测定方法和测定结果。这种方法以乙酸钠为标准基质，对生长到稳定期的 P17 细菌进行活菌平板计数，根据不同乙酸碳浓度和在此浓度下 P17 达到生长稳定期的菌落数 (CFU) 作标准曲线，得到一条较好的线性相关性的直线，并由此标准曲线求出 P17 的生长系数（本论文称其为经典产率， $y=4.1 \times 10^6 \text{ CFU}/\mu\text{g}$  乙酸碳）。对待测水样（600 mL）进行巴氏消毒（60℃，30 min 水浴），然后接种 P17 菌株，在 15℃ 条件下培养 15 天，进行活菌平板计数，求出 P17 菌株在待测水样中达到稳定期的菌落数，通过经典产率换算成相应的乙酸碳浓度，即为水样中 AOC 浓度，AOC 的浓度单位为  $\mu\text{g}$  乙酸碳/L（简化为  $\mu\text{g/L}$ ）。P17 可以利用水中大部分易降解有机物，如氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物（糖类）和芳香族等物质，但不能利用甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等物质。给水处理中强氧化剂如臭氧的使用，致使水中有机物被不完全氧化后能产生较多草酸盐、醛、酮类等有机物，且易被水中微生物利用。为了弥补 P17 细菌测定结果的不足，Kooij 教授对此方法进行了改进，增加了一种螺旋菌 NOX 菌株 (*Spirillum sp. Strain NOX*) 作为测试细菌<sup>[113]</sup>，NOX 可以利用 P17 不能利用的甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等有机物质，且单一性利用羧基酸，弥补了 P17 的不足之处，这使 AOC 测定方法更加完善，由此形成了经典的 AOC 测定方法，该方法在荷兰应用广泛<sup>[168]</sup>。

由于经典测定法中操作步骤较复杂，培养时间较长，不利于推广应用，因此美国学者 Kaplan 等人对其进行了改进，通过详细研究 AOC 测定过程中影响测定结果的诸多因素，如培养瓶的体积和比表面积、培养基种类、细菌计数方式、水样预处理方式、培养时间等，提出并建立了 AOC 快速测定法<sup>[169]</sup>，并经不断改进和完善，建立了美国《水和废水检测标准方法》(1998) 中 9217-AOC 生物修订法<sup>[170]</sup>，该法采用 40 mL 容积的硼硅酸盐玻璃瓶代替经典测定法中的 1 L 容积的具塞玻璃锥形瓶，缩短了培养时间（由培养时间 15 d 缩短到 7 d），简化了测定程序，提高了 AOC 测定方法的推广性，该方法在美国和欧洲一些国家应用较为普遍。

经典测定法和生物修订法中细菌的接种方式均采用了同时接种法,即将 P17 和 NOX 菌株同时接入水样中进行培养,由于两种细菌的菌落形状和大小差别显著,容易区分,因此可以通过平板计数数出各自的菌落数,计算出水样中 AOC 的浓度。我国学者刘文君等人在美国学者 Kaplan 和 LeChevallier 建立的快速 AOC 测定方法的基础上,对 Paode R.D.提出的先后接种法进行改进和完善,建立了一种先后接种快速测定方法,可以称为先后接种法<sup>[123]</sup>。该方法先将 P17 接种培养达到稳定期后进行平板计数,水样再经巴氏灭菌后,接种 NOX 培养,生长至稳定期进行平板计数,最后计算 AOC 浓度。为了消除实验过程中有机物污染对实验结果的影响,在实验中分别以无碳水和 100  $\mu\text{g/L}$  溶液作空白对照和产率对照,以此求出生长系数(本文称为试验产率)进行计算。该方法在我国应用较为普遍。

三种测定方法均是采用了接种纯细菌培养,活菌平板计数法测定水样 AOC 浓度,基本原理和测定程序基本一致,但是在实际操作过程还存在较大的差异,本文对三种测定方法进行详细比较并将其异同点列于表 3.1。

表 3.1 三种 AOC 测定方法的比较

Tab.3.1 Comparison of three methods on AOC bioassay

方法	经典测定法	生物修订法	先后接种法
培养容器	1 L 无碳具塞玻璃锥形瓶	45 mL 无碳玻璃管形瓶,带特氟隆线形硅隔片	50 mL 无碳具塞玻璃锥形瓶
水样体积	600 mL	40 mL	50 mL
水浴方式	60°C, 30 min	70°C, 30 min	60~70°C, 30 min
接种方式	同时接种,混合培养	同时接种,混合培养	先后接种,单独培养
接种量	500 CFU/mL	1000 CFU/mL	10 <sup>4</sup> CFU/mL
培养温度	15°C	15°C	22~25°C
培养时间	15 d	7 d	3 d+4 d
平行样	2 个	9 个	4 个
培养基	LLA 培养基	R2A 培养基	LLA 培养基
产率	经典产率	经典产率	试验产率

接种纯细菌培养,活菌平板计数法应用广泛,但纯细菌的特性以及测定的基本原理等相关内容在国内未见详细报道。本论文在综合大量文献资料的基础上,对测试细菌、生长试验、计算方法以及影响因素等基本原理和测定过程进行了详细介绍,以便使制水行业人员更好的了解、掌握和熟练运用 AOC 测定方法。

### 3.1.1.1 试验菌株

荧光假单胞菌 P17 菌株是饮用水中存在的最普遍的一种荧光假单胞菌。菌株的特性见表 3.2。这种微生物能利用的有机物范围很广,在由非常低的浓度( $\leq 10$

μgC/L)到相对高浓度有机物浓度条件下均能生长,向饮用水中添加各种有机物进行 P17 生长试验,测定结果见表 3.3,当各种有机物质混合浓度各为 1 μgC/L 时,P17 能利用大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物(醣类)和芳香族等有机物质,因此,P17 细菌被选择用来测定饮用水中 AOC 浓度。利用 P17 在标准乙酸碳溶液中的产量( $4.1 \times 10^6$  CFU/μgC)和 P17 在待测水样中生长的最大菌落数( $N_{max}$ , CFU/mL)来计算 AOC 浓度。

表 3.2 荧光假单胞菌 P17 和螺旋菌 NOX 的特性

Tab.3.2 Properties of *Pseudomonas fluorescens* strain P17 and *Spirillum* sp. Strain NOX

特征	荧光假单胞菌 P17	螺旋菌 NOX	
来源*	用户龙头水	ssf1	
形状	杆状	曲杆状	
运动性	+	+	
革兰氏染色	-	-	
氧化酶	+	+	
氮源 NO <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub>	+/+	+/+	
生长温度 15/25/30/37°C	+/+/+/-	+/+/+/-	
Arginine dihydrolase	+	+	
反硝化作用	+(N <sub>2</sub> )	-	
葡萄糖 O/F 试验	+/-	-/-	
水解	凝胶	+	-
	Tween-80	+	-
	淀粉	-	-
	壳质素	-	-

\*ssf1, 分别用 25 μg C/L 草酸盐、乙醛酸和甲酸盐慢速砂滤水。

表 3.3 荧光假单胞菌 P17 和螺旋菌 NOX 利用有机物生长试验  
(有机物相应浓度为 1 g C/L; 1 mg C/L; 10 μg C/L。)

Tab.3.3 Utilisation of organics yield tests for *Pseudomonas fluorescens* strain P17 and *Spirillum* sp. Strain NOX (concentrations of organics are 1 g C/L, 1 mg C/L and 10 μg C/L, respectively)

有机物		荧光假单胞菌 P17	螺旋菌 NOX
羧基酸 (Carboxylic acids)	甲酸盐 (Formate)	-/-/0	-/+/+
	乙醛酸 (Glyoxylate)	-/-/0	+/+/+
	羧乙酸盐 (Glycolate)	-/-/0	+/+/+
	草酸盐 (Oxalate)	-/-/0	+/+/+
	乙酸盐 (Acetate)	+/+/0	+/+/-
	丙酸盐 (Propionate)	+/+/0	+/+/+
	丁酸盐 (Butyrate)	+/0/0	0/0/0
	丙二酸 (Malonate)	+/+/-	+/+/+

	延胡索酸盐 (Fumarate)	+ / + / +	+ / + / +
	琥珀酸盐 (Succinate)	+ / + / +	+ / + / +
	苹果酸盐 (Malate)	+ / + / 0	+ / + / +
	顺丁烯二酸盐 (Maleate)	0 / - / 0	- / - / -
	L-酒石酸盐 (L-Tartrate)	- / - / 0	- / - / -
	戊酸盐 (Valerate)	+ / + / 0	- / - / -
	α-酮戊二酸盐 (α-Ketoglutarate)	- / 0 / 0	+ / 0 / -
	柠檬酸盐 (Citrate)	+ / + / 0	- / - / -
	己二酸 (Adipate)	+ / + / 0	- / - / -
氨基酸 (Amino acids)	氨基乙酸 (Glycine)	- / + / 0	+ / - / -
	L-丙氨酸 (L-Alanine)	+ / + / 0	+ / + / -
	L-缬氨酸 (L-Valine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-异亮氨酸 (L-Isoleucine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-亮氨酸 (L-leucine)	+ / + / 0	- / - / 0
	DL-丝氨酸 (DL-Serine)	+ / + / 0	- / + / 0
	L-苏氨酸 (L-Threonine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-赖氨酸 (L-Lysine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-精氨酸 (L-Arginine)	+ / + / +	- / - / 0
	L-天门冬氨酸 (L-Aspartate)	+ / + / +	- / - / 0
	L-天冬酰胺 (L-Asparagine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-谷氨酸盐 (L-Glutamate)	+ / + / 0	- / + / -
	L-谷氨酰胺 (L-Glutamine)	+ / + / +	- / - / -
	L-酪氨酸 (L-Tyrosine)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-脯氨酸 (L-Proline)	+ / + / 0	- / - / 0
	DL-色氨酸 (DL-Tryptophan)	+ / + / 0	- / - / 0
	L-组氨酸 (L-Histidine)	+ / + / 0	- / - / 0
	DL-苯基丙氨酸 (DL-Phenylalanine)	+ / + / 0	- / - / 0
	半胱氨酸 (Cysteine)	- / 0 / 0	0 / 0 / 0
	甲硫氨酸 (Methionine)	- / 0 / 0	0 / 0 / 0
瓜氨酸 (Citrulline)	+ / 0 / 0	0 / 0 / 0	
鸟氨酸 (Ornithine)	+ / + / 0	0 / 0 / 0	

续表 3.3

	有机物	荧光假单胞菌 P17	螺旋菌 NOX
碳水化合物 (Carbohydrates)	L-树胶醛糖 (L-Arabinose)	- / - / 0	- / - / 0
	D-木糖 (D-Xylose)	- / - / 0	- / - / 0
	D-葡萄糖 (D-Glucose)	+ / + / +	- / - / 0
	D-甘露糖 (D-Mannose)	+ / + / 0	- / - / 0
	D-半乳糖 (D-Galactose)	- / - / 0	- / - / 0
	L-鼠李糖 (L-Rhamnose)	+ / + / 0	- / - / 0
	D-果糖 (D-Fructose)	+ / + / 0	- / - / 0

	D-葡萄糖酸盐 (D-Gluconate)	+/+0	-/-0
	纤维二糖 (Cellobiose)	-/±0	-/-0
	麦芽糖 (Maltose)	-/-0	-/-0
	乳糖 (Lactose)	-/-0	-/-0
	棉子糖 (Raffinose)	-/00	-/-0
	酒精 (Ethanol)	+/++	-/-0
	甘油 (Glycerol)	+/+0	-/-0
	D-甘露醇 (D-Mannitol)	+/+0	-/-0
	核糖醇 (Adonitol)	+/00	0/00
	山梨糖 (Sorbitol)	-/00	0/00
	纤维糖 (Inositol)	+/+0	-/-0
	多糖 (amylose)	0/-/-	
	支链淀粉 (Amylopectine)	/-/-	
芳香酸 Aromatic acids	安息香酸盐 (Benzoate)	+/+	-/-0
	羧基苯甲酸盐 (P-Hydroxybenzoate)	+/++	-/-
	水杨酸盐 (Salicylate)	-/-0	-/-0
	五倍子酸盐 (Gallate)	-/-0	-/-0
	(邻)氨基苯甲酸盐 (Anthranilate)	+/+	-/-0
	香子兰酸盐 (Vanillate)	-/+	-/-0
	DL-扁桃酸盐 (DL-Mandelate)	-/+0	0/-0

螺旋菌 NOX 菌株是由富含 25  $\mu\text{gC/L}$  草酸盐、乙醛酸和甲酸盐的慢速砂滤水中分离出来的一种微生物, 该菌株的特性见表 3.2。NOX 专一性地利用羧基酸, 其中有不能被 P17 利用的甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸。向饮用水中添加单一有机物质进行 NOX 生长试验, 测定结果见表 3.3。浓度为 10  $\mu\text{gC/L}$  的羧基酸能促其生长。在水中混合添加浓度各为 1  $\mu\text{gC/L}$  的有机物进行 NOX 生长试验, 结果显示, 低浓度下只有羧基酸能被其利用。酵母浸膏不能促进 NOX 菌株的生长, 因此可以用来鉴定它的专一性。因为 NOX 对羧基酸优先利用, 它的最大生长菌落数主要取决于待测水样中羧基酸的浓度。NOX 在乙酸盐中的产量 (CFU/ $\mu\text{gC}$ ) 是草酸盐的 4 倍。这种差异有可能是因草酸盐能量低的缘故所致。

### 3.1.1.2 生长试验

20 世纪 80 年代初, AOC 测定方法刚刚发展起来, P17 和 NOX 菌株的产量就重复测定过。作为试验质量体系的一部分, 自 1992 开始, 荷兰学者 Van der kooij, D. 连续三年测定两种菌株的生长标准曲线。试验通常采用慢速砂滤出水作为实验空白水样, 乙酸碳浓度选定为 5, 10, 25, 50, 100 和 250  $\mu\text{g/L}$ , 需做双样。空

白样得出的产量等于或低于 5  $\mu\text{g}$  乙酸碳/L。

当乙酸碳浓度大于等于 10  $\mu\text{g}/\text{L}$  时, P17 达到最大生长稳定期的培养时间约为 5~7 d。而当初始乙酸碳浓度为 5  $\mu\text{g}/\text{L}$  浓度达到最大产量需要 10~14 d。空白水样培养 45 d 后达到产量最大值, 生长量为  $5 \times 10^3$  CFU/mL。表 3.4 给出了最大产量和乙酸碳浓度的相关性, 表中数据是在 1982, 1992, 1993 和 1994 年测定得到。试验结果显示, 当乙酸碳浓度为 250  $\mu\text{g}/\text{L}$  时, P17 的最大产量低于按低浓度时的最大产量与底物浓度的线性关系所推测出来的应有的最大产量。当乙酸碳浓度高于 100  $\mu\text{g}/\text{L}$  时, 最大产量与底物浓度不成线性关系。根据微生物生长特性, P17 在高浓度乙酸碳中生长时产量不可能降低。因此, 最有可能的解释是 P17 在相对高浓度底物下生长将生成更大的细胞。

表 3.4 P17 菌株在乙酸碳溶液中的生长系数(15 $^{\circ}\text{C}$ )

Tab.3.4 Yield coefficient of *Pseudomonas fluorescens* strain P17 for acetate at 15 $^{\circ}\text{C}$

试验时间 (年)	荧光假单胞菌 P17		
	产量 (CFU/ $\mu\text{g}$ C)	相对标准偏差	r
1982	$4.1 \times 10^6$		
1992	$4.2 \times 10^6$	3.6	0.997
1993	$4.2 \times 10^6$	4.4	0.990
1994	$4.1 \times 10^6$	4.4	0.995

表 3.5 NOX 菌株在乙酸碳溶液中的生长系数(15 $^{\circ}\text{C}$ )

Tab.3.5 Yield coefficient of *Spirillum* sp. Strain NOX for acetate at 15 $^{\circ}\text{C}$ .

试验时间 (年)	螺旋菌 NOX		
	产量 (CFU/ $\mu\text{g}$ C)	相对标准偏差	r
1984	$1.24 \times 10^7$	3.1	0.994
1993	$1.18 \times 10^7$	1.7	0.999
1994	$1.32 \times 10^7$	3.4	0.993

表 3.6 P17 和 NOX 菌株的生长系数

Tab.3.6 Yield coefficient of strain P17 and NOX for calculating AOC concentrations.

营养物质	产率 (CFU/ $\mu\text{g}$ C)	
	P17	NOX
乙酸盐	$4.1 \times 10^6$	$1.2 \times 10^7$
草酸盐	不生长	$2.9 \times 10^6$
淀粉	不生长	不生长

Kooij 教授研究发现, 根据乙酸碳浓度的不同, NOX 达到生长稳定期需要 7~9 d。在乙酸碳溶液浓度为 250  $\mu\text{g}/\text{L}$  浓度时, NOX 最大产量也没有下降。即使在乙酸碳浓度达 1  $\text{mg}/\text{L}$  时, NOX 最大产量也将近达到估计值。NOX 最大产量和

乙酸碳浓度的相关性见表 3.5。综合以上试验结果，将 P17 和 NOX 菌株在标准乙酸碳溶液中的生长系数（经典产率）列于表 3.6。

### 3.1.1.3 AOC 的计算

AOC 的浓度是由两个值计算出来的，一个是试验菌株在水样中生长最大菌落数，一个是试验菌株在低浓度有机物作为唯一的碳源与能源的情况下的产率。以草酸碳产量来表达 AOC-NOX 产量，很难表达总 AOC 浓度，因此均以乙酸碳产量为表达单位。P17 和 NOX 菌株在乙酸碳的经典产率见表 1.7。

AOC 浓度由下式计算：

$$AOC \mu g / L = [(P17 \text{最大菌落数 } CFU / mL)(1 / P17 \text{产率}) + (NOX \text{最大菌落数 } CFU / mL)(1 / NOX \text{产率})](1000 mL / L) \quad (3.1)$$

当采用经典产率时，公式 (1.6) 就变形为：

$$AOC \mu g / L = [(P17 \text{最大菌落数 } CFU / mL)(\mu g \text{ 乙酸碳} / 4.1 \times 10^6 CFU) + (NOX \text{最大菌落数 } CFU / mL)(\mu g \text{ 乙酸碳} / 1.2 \times 10^7 CFU)](1000 mL / L) \quad (3.2)$$

AOC 测定采用 P17 和 NOX 两种菌株混合培养，AOC 浓度是由这两种细菌的最大菌落数结合其在标准乙酸碳溶液下的产率计算得出。除了得出 AOC 浓度外，同时得出了 AOC 的组成成分。因此，对于饮用水 AOC 特征描述是由 AOC 浓度与 AOC 组成成分两部分构成。

### 3.1.1.4 试验操作过程中的影响因素

(1) AOC 测定的精确性：自 AOC 测定方法发展以来，学者 kooij 已经作了大量的 AOC 测定试验。所有的试验均作了平行样。因此，可以得到该实验的精确性信息。Kooij 教授一年内所做的 430 例 AOC 测定试验，有 60% 水样的变异系数 (coefficient of variation, CV) 小于 10%，只有 10% 的水样的 CV 大于 35%，这一结果说明，同一实验室内 AOC 的测定具有较高的精确性。影响 AOC 测定的重现性因素包括：水样瓶的污染，移液管的污染，实验室空气污染（特别是 AOC 浓度非常低时），水中物质的多样性，如颗粒物的存在等等。

(2) AOC 生长试验的重复性：AOC 生长试验已经进行了很多年。许多生长试验中，通常将慢速砂滤水作为空白样。很长一段时期一种水体中 AOC 值保持不变，肯定了这种方法在低浓度 AOC 时得到一致的结果。同时，慢速砂滤水具有生物稳定性。

(3) 添加硫代硫酸钠和已二胺四乙酸 (EDTA) 对结果的影响：同一水样中，添加硫代硫酸钠可以中和水中余氯。生长试验显示，10 mg/L 的硫代硫酸钠可以提高 5  $\mu$ g/L AOC。在低浓度 AOC 水样中使用硫代硫酸钠是可取的。

同时，试验结果证明，试验菌株对铜离子有敏感性。有时在家用水龙头取样

时, 如果没有进行充分冲刷, 水样中就会含有高浓度的铜离子。因此, 可以添加 0.5 mg/L EDTA 溶液络合水中铜离子。研究显示, EDTA 不影响 AOC 浓度, 同样氨基三乙酸 (NTA) 也不影响 AOC 浓度。(说明: 中和重金属离子时最好使用 NTA, 因为自然环境下它比 EDTA 更容易被生物降解。)

(4) 灭菌对 AOC 浓度的影响: 水样高压灭菌可以导致 AOC 浓度明显升高。相比高压灭菌, 水样经臭氧氧化可使 AOC 浓度升高。经过臭氧氧化和生物过滤, 水样高压灭菌可使 AOC 浓度增加 3~4 倍 (与巴氏灭菌相比)。因此, 高压灭菌不能代替巴氏灭菌。Kaplan 认为巴氏灭菌不会改变水样中 AOC 浓度<sup>[179]</sup>。

(5) 防止有机物污染: AOC 测定过程中防止有机物污染非常重要。未清洗干净的取样点、移液管和实验室空气是潜在的有机物污染源。AOC 水样测试瓶应存放在没有可被生物降解溶剂如酒精等污染的房间内, 并在这样的房间内进行处理。试验结果表明, 在特定的实验室, AOC 浓度增加了 10~100  $\mu\text{g/L}$ , 该实验室利用酒精保存从配水系统中收集来的无脊椎动物。用酒精擦桌子也会增加 AOC 浓度 (可能是 P17 菌株很容易利用酒精)。

水样用膜过滤除菌时, 滤膜也是一种污染源。膜滤过程中有机物污染主要来自三方面: 滤膜、过滤器和收集滤后水所用的瓶子。此外, 非常小的细菌细胞的存在使得膜滤除菌效果不佳。因此, 采用膜滤所得到的结果是不稳定也不可靠的, 不能与本文所描述的测定程序所得到的数据进行比较。AOC 测定程序简单但要求严格。

### 3.1.2 其他测定方法

#### 3.1.2.1 Kemmy 测定法

在学者 Van der kooij 提出的 AOC 测定方法上, Kemmy 进行了一些改进。该方法从测定程序上与 Van der kooij 方法基本一致, 不同点在于, 此方法采用膜滤除菌代替了巴氏灭菌, 以四种特定细菌作为接种培养细菌, 这四种细菌分别为荧光假单胞菌、Curtobacterium sp.、棒状杆菌和未确定生物型的棍棒形细菌。接种后的水样在 20°C 恒温培养 6 d, 菌落计数时采用液滴计数法, 使用营养琼脂培养基。测定结果采用生长标准曲线进行转换计算, 该标准曲线是在标准混合有机物溶液进行细菌生长试验中得到, 溶液含有蛋白胨和牛肉浸膏, 并补充适量的乙酸钠和葡萄糖。Kemmy 认为不必每次都作标准曲线。已有研究报道, 处理过程水和管网水中采用此方法的测定结果相差较大。该方法的研究者需要解决 AOC 测定结果的无规则性, 因为有时会得出水中 AOC 浓度高于 DOC 浓度的结果<sup>[171]</sup>。

#### 3.1.2.2 CRG 测定方法 (USEPA)

Rice 等人报道了 USEPA 在大肠杆菌生长试验测定方法的研究进展, 根据

USEPA 颁布的控制水中大肠杆菌再生长技术规程的要求, 试验目的是测定水中支持大肠杆菌的生长潜力。该方法测定程序与前面所述大致相同, 采用膜滤除菌, 接入一种或几种大肠杆菌进行培养, 这些细菌有大肠杆菌、阴沟肠杆菌和 *Klebsiella oxydoca*, 接种后的水样在 20℃ 下培养 5 d。通过比较培养前后菌落数, 得到试验结果, 结果计算公式为  $CGR = \log(N_5/N_0)$ 。阴沟肠杆菌是在测定中普遍采用的一种菌株。大肠杆菌在 CRG 生物测定方法中不能生长。该方法以阴沟肠杆菌作为测试菌株, 细胞生长数量作为试验参数。其测定结果反映的是水中大肠杆菌的生长潜力, 而不能预测大多数异养菌的生长潜力。与大肠杆菌相比, 异养菌再生长所需要营养条件比较简单<sup>[172]</sup>。

### 3.1.2.3 Werner 方法

该方法是建立在浊度和细菌总数的高度相关性基础上的, 不足之处在于对应不同生长期, 细菌细胞形态和大小会影响测定结果。水样经膜滤除菌后移入小玻璃试管中, 添加适量无碳灭菌的营养盐溶液。水样接入一定体积的从滤膜中取下的悬浊液进行培养, 小玻璃瓶放置于特定的浊度测定仪中, 每隔 30 min 测定一次浊度, 依据不同水样, 测定周期为 30~120 h, 通过编制的计算机软件控制浊度测定仪, 同时可以测定几个水样<sup>[173]</sup>。

以培养时间为横坐标, 以浊度的对数为纵坐标并绘图, 斜率 ( $\mu$ ) 代表了生物可降解度,  $\log(y/y_0)$  代表了水中可利用有机物的浓度。采用  $\mu$  和  $\log(y/y_0)$  这两个参数来说明水中细菌生长的潜力。对于特定的水样, 可以测定不同浓度 DOC 的生长率, 最大生长量和  $K_S$  值可以通过 Monod 方程求出。

### 3.1.2.4 LeChevallier 法

这是一种在 Van der kooij 法基础发展而来的 AOC 快速测定法, 该方法将培养温度增加到 25℃, 接种密度增加到  $10^4$  CFU/mL, 采用三磷酸腺苷 (adenosine triphosphate, ATP) 虫荧光素-荧光素酶快速计数法代替活菌平板计数, 培养 2~4 d 便能得到满意结果。Kaplan 和 LeChevallier 等人的研究表明以测定细菌 ATP 代替活菌平板计数是完全可行的, 二者之间没有显著差异, ATP 测定大大降低了工作强度且易实现自控, 但测定用仪器成本昂贵, 样品测试成本较高<sup>[164]</sup>。

### 3.1.2.5 Jago-Stanfied 方法

该方法是由英国水研究中心建立的, 属于接种土著细菌培养、ATP 测定细菌生长的方法。ATP 浓度作为细菌生长潜力的测定, 主要是考虑到菌落计数不适用于土著细菌混合培养计数<sup>[166]</sup>。

水样采用膜滤除菌, 接入已知体积的接种液。接种液来自原水或管网水。如果无合适的原水, 可取地表水代替。培养瓶每天进行 ATP 分析, 直到 ATP 浓度达到最大值。通过标准转换因子将 ATP 浓度转换成 AOC 浓度。该方法原理与

LeChevallier 的快速 AOC 测定方法基本相同,只是所用菌株有差异,前者使用土著细菌,后者使用纯细菌 P17 和 NOX 菌株。

### 3.1.2.6 AOC 测定方法的比较

通过以上研究结果说明 AOC 测定方法的测定程序基本一致。1.3.3.1 节中已经对 Van der kooij 经典测定法、美国生物修订法和刘文君的先后接种法进行了详细的比较。Kemmy 方法是建立在 Van der kooij 方法基础上,采用 4 种菌株代替 2 种菌株,而且还包括荧光假单胞菌 P17 菌株。CGR 方法与 Van der kooij 方法一致,只是采用了不同的测定菌株。Van der kooij 方法、美国生物修订法和刘文君的先后接种法这三种方法与其它方法不同之处还在于,它们对水样采用巴氏灭菌法,其它方法采用膜滤除菌法。

LeChevallier 和 Jago-Stanfied 两种方法与 Werner 方法测定细菌生长方式在概念上相一致。前者用 ATP 测定,后者采用浑浊度来检测水中细菌生长率。

考虑到每种方法采用的接种细菌不同,目前还没有足够的证据判断哪种方法更具可行性。初步研究试验发现, Werner 方法中每份水样都会有一种细菌占优势,当然总会有一两种其它细菌也有一定数量。随时间推移,优势菌株不断变换。如果其它采用土著细菌的测定方法中都存在这种现象,那么考虑采用土著细菌的想法就有点不符合初衷,这样采用纯细菌菌株培养的重要性就体现出来了,因为其结果平行性较好。如果不同水源的土著细菌无明显差异,那么采用土著细菌的测定方法的缺陷就可以消除,各地之间的结果就可以进行比较。因此,我们应该进一步对这些方法进行深入的研究与比较,并将试验方法进行标准化。

许多学者认为巴氏灭菌会影响水中 AOC 的浓度,但无充足的研究数据证明巴氏灭菌与膜滤除菌的差别。实际上,滤膜污染会增加水中 AOC 浓度。试验结果证明含纤维滤膜不能使用,聚碳酸酯膜必须用无碳去离子水漂洗多次才能使用。试验过程中还发现,对于高浊度原水的过滤是很困难的。

对于各种测定方法的一个最大的不同点在于培养时间和培养温度。Van der kooij 方法采用 15℃ 培养,目的是为了避开错过细菌最大生长量。试验发现当培养温度提升到 20℃ 时可以缩短培养时间。尽管测定方法测定生物生长潜力不需要受时间限制,但一种测定时间较短的方法总比测定时间较长的方法具有吸引力。

测定方法花费最低的是采用菌落计数的方法如 Van der kooij 方法、美国生物修订法、刘文君的先后接种法、Kemmy 方法和 CGR 法。这些方法所需要的设备在一般微生物实验室均已具备。其它方法均需要额外的测定仪器, Werner 方法需要浊度测定仪和相对应的计算软件。LeChevallier 和 Jago-Stanfied 方法需要 ATP 测定仪。但是, Werner 方法测定一个水样的时间很短,甚至只需要 30 min,

同样, LeChevallier 和 Jago-Stanfied 方法利用 ATP 测定所需时间同样少于菌落计数法。采用任何一种方法都要考虑测定成本和劳动力要求两个方面。但比较各种 AOC 测定方法的成本是很困难的。

### 3.2 AOC 测定方法的简化和改进试验

小节 3.1 介绍并比较了现行的 AOC 的测定方法。目前, 以 Van der kooij 方法、美国生物修订法、刘文君的先后接种法等三种方法应用较为广泛, 荷兰采用 Van der kooij 方法, 美国和欧洲一些国家多采用美国生物修订法, 我国 AOC 测定方法主要以刘文君建立的先后接种法为主。

连续多年的生长试验证明, Van der kooij 方法的优点在于高精确性和可重复性, 试验精度可以达到  $1 \mu\text{g/L}$ , 缺点是培养周期长 (15 d); 测试水样量多 (水样量 600 mL); 水样培养容器体积大 (1 L 具塞锥形瓶); 试验操作比较繁琐等。美国生物修订法的优点是缩短了培养时间 (7 d), 因使用 45mL 商业无碳小瓶培养, 免去了繁琐的清洗过程, 其试验误差为  $\pm 17.5\%$ , 试验精度可以达到  $5 \sim 10 \mu\text{g/L}$ , 多年试验证明具有较高的可重复性和准确性, 试验还增加了质量控制程序。该方法采用 9 个平行样进行测定, Van der kooij 方法只需 2 个平行样, 因此, 平板计数时的劳动强度大, 对于一些经济不发达的国家和地区, 如果不使用商用无碳小瓶, 而采用人工回收利用, 清洗工作也相当繁琐。刘文君的先后接种法, 培养时间较短 (7~10 d), 因采用了先后培养法, 使试验设计较为合理, 由于该方法提高了培养温度 ( $22 \sim 25^\circ\text{C}$ ), 每次测试需要增加产率试验, 加大了劳动强度。由于先后接种方式, 此方法与前面两种 AOC 测定方法的数据可比性较差。

大量试验结果显示: 荷兰饮用水 AOC 浓度较低, 其范围在  $10 \sim 100 \mu\text{g/L}$ <sup>[145,167]</sup>; 美国饮用水 AOC 浓度高于荷兰, 为  $20 \sim 200 \mu\text{g/L}$ , 有些水样甚至超过  $300 \mu\text{g/L}$ <sup>[118,174,175]</sup>; 我国饮用水 AOC 浓度变化范围大且数值高, 一般在  $100 \sim 500 \mu\text{g/L}$ , 有些地区甚至达到  $800 \mu\text{g/L}$  以上<sup>[119,120,126,144]</sup>。原水中有有机种类和特征差异是造成各国饮用水 AOC 浓度差异显著的主要原因, 但是, 采用不同的 AOC 测定方法也是导致数据差异的一个因素。

由此可知, 测定方法的选用对试验数据的取得和分析比较是十分重要的, 因此, 我国应建立一种与国际接轨且易推广的试验方法, 提高数据之间的可比性。从 AOC 试验测定原理和实际操作的层面上考虑, 以美国生物修订法较为实用, 具有推广价值。以我国目前的经济水平, 进行 AOC 测定时基本采用手工操作, 水样瓶与培养皿需回收利用, 因此, 生物修订法测定 AOC 时, 工作强度很大, 水样瓶及培养皿的处理过程较为复杂。本文在熟练掌握和运用该测定方法的基础

上, 对其进行了简化改进的研究, 提出一种改进的 AOC 测定方法, 为我国饮用水 AOC 测定方法的发展和研究工作提供有价值的参考。

### 3.2.1 AOC 改进法的试验设计

本文根据实际操作经验和水样培养瓶容积对 AOC 测定结果的影响, 对 AOC 生物修订法进行了简化改进, 采用 100 mL 具塞玻璃锥形瓶代替美国 45 mL 商用去碳小瓶; 水样测试量由 40 mL 增加到 100 mL; 将测定时所需要的 9 个平行样减少为 6 个平行样, 以降低 1/3 的工作强度, 该方法简称为改进法。

为了研究改进后测定方法的效果, 本文对生物修订法、先后接种法和改进法进行了试验比较。试验内容为比较三种测定方法测定的 P17 产率和水样 AOC 浓度。P17 产率测定方法见小节 2.3.3。测试水样取自长江、黄浦江和钱塘江原水及不同水处理工艺过程出水共 10 份水样进行对比试验。

AOC 测定改进法所用的试剂和试验步骤详见小节 2.3.3。生物修订测定法、先后接种法的关键测定程序见表 1.2。生物修订法测定以 40 mL 具塞玻璃锥形瓶代替 45 mL 硅硼酸盐玻璃管形瓶进行水样培养。试验使用 R2A 培养基进行活菌平板计数。

### 3.2.2 AOC 改进法的试验结果

#### 3.2.2.1 P17 产率的测定结果

试验以 P17 菌株为测试菌株, 以乙酸钠为标准溶液进行了四组空白对照与产率对照的对比试验。利用公式 (2.4) 计算 P17 的产率, 测定结果列于表 3.7。

表 3.7 三种方法测定的 P17 产率 ( $10^6$  CFU/ $\mu$ g C)  
Tab.3.7 Yield values of P17 by three methods on AOC bioassay ( $10^6$  CFU/ $\mu$ g C)

方法	1	2	3	4	平均值
生物修订改进法	5.2	5.0	3.8	4.0	4.6
生物修订法	6.1	5.4	4.3	5.0	5.2
先后接种法	12	9.6	7.5	8.2	9.3

与 Kooij 教授给出的 P17 经典产率 ( $4.1 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳) 相比, 改进法得出的 P17 产率 ( $4.6 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳) 较为接近; 生物修订法得出的产率为  $5.2 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳; 先后接种法得出的产率最高, 达到  $9.3 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳。Kaplan 等人研究发现, 45 mL 小瓶的细菌产量比 BOD 培养瓶 (125 mL) 中的细菌产量高出 1.4 倍, 而 BOD 培养瓶中细菌产量比 1 L 锥形瓶高 1.7 倍, 由此可以说明水样培养瓶体积越小, 比表面积越大, 细菌产量越高<sup>[208]</sup>。本文试验

结果与上述结论相一致,同一条件下培养,40 mL 小瓶得出的 P17 产率高出 100 mL 小瓶 1.1 倍,100 mL 小瓶得出的 P17 产率比经典产率(600 mL)高出 1.1 倍。从理论和试验中均可得出采用 100 mL 小瓶培养水样,其结果更接近经典测定法得出的结果。

LeChevallier 等人研究发现,温度对细菌生长具有多重效应,温度升高能提高细菌的生长速度,同时也会提高细菌内源呼吸的速度,结果会使细菌产量降低。他们还发现,升高温度时细菌产量的降低,P17 比 NOX 更明显<sup>[164]</sup>。Frias 等人对 P17 在不同条件下的产率进行了研究<sup>[176]</sup>。他们对比了 P17 在培养温度分别为 4℃、15℃、23℃、30℃、37℃、44℃时的产率,结果得出 15℃时的产率最大。尽管升高温度会使细菌产率降低,但也有例外情况发生。刘文君等人得出了相反的结论,在 25℃条件下得到的 P17 和 NOX 的产率都比经典产率大,而且 P17 比 NOX 更明显。本次试验结果与刘文君等人研究结论相同,先后接种法 P17 产率高出经典产率 4.3 倍,细菌产量最高。

由表 3.7 可知,改进法测定的 P17 产率最大值(5.2)与最小值(3.8)之差为 1.4,生物修订法测定的 P17 产率最大值(6.1)与最小值(4.3)之差为 1.8,先后接种法测定的 P17 产率最大值(12)与最小值(7.5)之差为 4.5,这一结果说明,改进法与修订法的 P17 产率测定结果波动较小,平行性较好,先后接种法的 P17 产率测定结果波动较大,平行性相对较差。

综上所述,与先后接种法相比,改进法与 Van der kooij 测定法和生物修订法得出的 P17 产率比较接近,且测定结果的平行性较好。

### 3.2.2.2 水样 AOC 的测定结果

采用三种方法同时测定 10 份水样的 P17 和 NOX 的细菌产量,测定结果列于表 3.8。先后接种法测定的 P17 产量平均值最高,为  $5.44 \times 10^5$  CFU/mL,改进法与修订法测出的 P17 产量相近,分别为  $3.59 \times 10^5$  CFU/mL 与  $3.81 \times 10^5$  CFU/mL。先后接种法测出的 NOX 产量显著高出其它两种方法,为  $8.90 \times 10^5$  CFU/mL,改进法与修订法测出的 NOX 产量分别为  $3.40 \times 10^5$  CFU/mL 与  $3.79 \times 10^5$  CFU/mL。不论是 P17 产量还是 NOX 产量,修订法得到的 P17 产量均略高于改进法。

对细菌产量测定结果进行 t 检验,检验结果列于表 3.9。由 t 检验结果可知,改进法与修订法得出的 P17 产量与 NOX 产量均无显著差别,而它们与先后接种法得到的细菌产量均有显著差别,先后接种法的细菌产量显著高于改进法与修订法,特别是 NOX 产量较高。先后接种法采用分别接种、单独培养方式,培养温度为 25℃。改进法与修订法均采用同时接种、混合培养方式,培养温度为 15℃。测定方式上的差异导致了细菌产量的显著不同。此外,先后接种法采用了两次巴氏灭菌,其中 P17 细菌在第二次巴氏灭菌过程中会分解为可能 NOX 利用的有机

物质，可能是导致 NOX 产量显著升高的原因之一。

表 3.8 三种方法测定水样的细菌产量 ( $10^5$ CFU/mL)

Tab.3.8 Maximum colony counts of P17 and NOX from different water samples by three methods on AOC bioassay

水样	P17 产量			NOX 产量		
	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法
1	4.87	5.32	6.15	4.35	3.53	9.88
2	4.55	5.60	6.45	3.84	4.60	7.86
3	4.83	5.40	6.13	4.07	4.88	8.57
4	4.08	4.66	6.15	4.44	5.76	10.18
5	3.01	2.43	3.83	1.64	2.37	5.33
6	4.79	4.22	3.96	1.67	1.73	7.91
7	2.13	2.18	2.69	1.35	1.66	9.43
8	3.08	3.77	3.99	5.95	6.23	7.75
9	1.42	1.48	8.36	1.43	1.54	9.48
10	3.17	3.03	6.71	5.25	5.59	12.68
平均值	3.59	3.81	5.44	3.40	3.79	8.90

表 3.9 三种方法测定结果的 t 检验

Tab.3.9 t- test of the results by three methods on AOC bioassay

t 值 ( $\alpha=0.05$ )	P17			NOX		
	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法
生物修订改进法	-	-0.396	-3.048 <sup>*</sup>	-	0.539	-7.420 <sup>*</sup>
生物修订法	-	-	-2.509 <sup>*</sup>	-	-	-6.672 <sup>*</sup>
df=9, $t_{0.05}=2.262$						

对表 3.8 中的细菌产量测定结果采用公式 (3.2) 计算出 AOC-P17 与 AOC-NOX 浓度并列于表 3.10。改进法与修订法采用 P17 经典产率 ( $4.1 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳)，方法 3 采用 P17 试验产率 ( $9.3 \times 10^6$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳) 进行计算。NOX 产率均采用  $1.2 \times 10^7$  CFU/ $\mu$ g 乙酸碳。表 3.10 显示，先后接种法的 AOC-P17 值最低，为 59  $\mu$ g/L，改进法与修订法测出的 AOC-P17 值分别为 88  $\mu$ g/L 与 93  $\mu$ g/L。

这一结果与三种方法测出的细菌产量正好相反，先后接种法得出的 P17 细菌产量最高，其 AOC-P17 值最低，主要是因试验结果计算时所采用的产率不同所致，一个可能的解释是 P17 菌株在 25 $^{\circ}$ C 时利用乙酸碳的效率比利用水中混合有机碳的效率高。AOC-NOX 值以先后接种法测出的最高，为 74  $\mu$ g/L，改进法与

修订法测出的 AOC-NOX 值分别为 28  $\mu\text{g/L}$  和 32  $\mu\text{g/L}$ 。这样的结果可能是由两个原因所致，一是同时接种培养时，NOX 菌株生长可能受到 P17 菌株生长的抑制，二是先后接种培养时，NOX 菌株可能会利用灭菌后的死亡 P17 细菌体物质。

表 3.10 水样 AOC-P17 与 AOC-NOX 的测定结果 ( $\mu\text{g/L}$ )

Tab.3.10 Concentrations of P17 and NOX as measurement in various water samples

水样	AOC-P17			AOC-NOX		
	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法	生物修订改进法	生物修订法	先后接种法
1	119	130	66	36	29	82
2	111	137	69	32	38	66
3	118	132	66	34	41	71
4	100	114	66	37	48	85
5	73	59	41	14	20	44
6	117	103	43	14	14	66
7	52	53	29	11	14	79
8	75	92	43	50	52	65
9	35	36	90	12	13	79
10	77	74	72	44	47	106
平均值	88	93	59	28	32	74

表 3.11 水样 AOC 的测定结果 ( $\mu\text{g/L}$ )

Tab.3.11 AOC concentrations as measurement in various water samples ( $\mu\text{g/L}$ )

水样		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	平均值
生物修订改进法	AOC	155	143	152	137	87	131	63	125	47	121	116
	P17/AOC (%)	76.8	77.6	77.6	73.0	83.9	89.3	82.5	60.0	74.5	63.6	75.9
	NOX/AOC (%)	23.2	22.4	22.4	27.0	16.1	10.7	17.5	40.0	25.5	36.4	24.1
生物修订法	AOC	159	175	172	162	79	117	67	144	49	120	124
	P17/AOC (%)	81.8	78.3	76.3	70.4	74.7	88.0	79.1	63.9	73.5	61.2	74.4
	NOX/AOC (%)	18.2	21.7	23.7	29.6	25.3	12.0	20.9	36.1	26.5	38.8	25.6
先后接种法	AOC	148	135	137	151	86	109	107	107	169	178	133
	P17/AOC (%)	44.6	51.1	48.2	43.7	48.2	39.4	26.9	39.8	53.3	40.4	44.4
	NOX/AOC (%)	55.4	48.9	51.8	56.3	51.8	60.6	73.1	60.2	46.7	59.6	55.6

对 10 份水样的 AOC-P17 值与 AOC-NOX 值相加得到总 AOC 值，并列于表

3.11. 由 10 份水样的测定结果可知, AOC 浓度相差不显著, 先后接种法得出的 AOC 平均值为 133  $\mu\text{g/L}$ , 略高于改进法 (116  $\mu\text{g/L}$ ) 和修订法 (124  $\mu\text{g/L}$ )。但是, 先后接种法中得出的 P17、NOX 占总 AOC 的比例其它两种方法有显著差别, P17/AOC 为 44%, 改进法中 P17/AOC 为 76%, 修订法中 P17/AOC 为 75%。

因此, 从水样的测定结果可知, 改进法与生物修订法得出的细菌产量、AOC 浓度以及 AOC 组成比例等结果基本一致, 但与先后接种法的测定结果具有显著差别。

### 3.2.3 AOC 改进法与其它两种方法的比较

#### 1) AOC 测定结果的可比性

从试验结果分析, 不论是产率还是水样 AOC 测定结果, 改进法与生物修订法均无明显差别, 而先后接种法与前两种方法存在显著差异。这一结果说明改进法与生物修订法的测定结果具有高度可比性, 与先后接种法的测定结果可比性差。

AOC 测定过程中, 影响结果的因素很多, 如温度、培养瓶体积、接种液保存时间不同水介质以及试验条件等。尽管同一试验内不同时间测定同一水样或产率均会出现不同的结果, 但多年试验证明经典产率非常稳定, 因此, 当水样培养温度设置为 15 $^{\circ}\text{C}$ 时, 尽量使用经典产率减少试验结果误差。不同试验条件会影响试验结果, 但是不稳定的试验产率会使数据之间的可比性变得更差。

#### 2) 测定结果的可信度和稳定性

改进法与生物修订法均使用了 3 d 逐批计数, 这就保证了水样中细菌可以达到生长稳定期。当出现意外情况时能及时发现及时纠正, 保证了测定结果的准确性。一般情况下 P17 到达生长稳定期时逐日菌落平均数在 11~16%之间浮动是正常的。连续 3 d 测定结果细菌密度增长 20%或者更多说明生长未到稳定期, 应延长培养期重复测定, 或者准备更多的水样用于测定。实际上, 微生物在生长稳定期的密度变化非常大。使用 3 d 的菌落数平均值能更真实反映最大生长量。这两种方法均对每瓶水样只计数一次, 降低了细菌和有机碳污染的几率, 确保了试验结果真实性, 提高了试验结果的可信度。先后接种法只采用 1 次水样计数, 即当 P17 培养到 3 d 后计数, 然后巴氏灭菌接种 NOX, 培养 4 d 后计数, 发现问题不及时, 也不能真实判断细菌是否到达生长稳定期。实践经验认为, 先后接种法采用两次巴氏灭菌、两次接种, 试验操作过程复杂。此外, 两次同一瓶水样平板计数, 出现细菌感染和有机碳污染的几率较高。由此可推断, 先后接种法的测定结果可信度和稳定性均有所下降。

#### 3) 工作强度的比较

测定一个水样，生物改进法需要水样培养瓶 7 个（6 个水样测定，1 个生长对照），小试管 21 个，培养皿 63 个；生物修订法需要水样培养瓶 10 个（9 个水样测定，1 个生长对照），小试管 30 个，培养皿 90 个。因此，得到同样的试验结果，改进法的工作强度比生物修订法降低了 1/3，主要体现在玻璃器皿的清洗、培养基的配制和平板计数等工作。先后接种法需要水样培养瓶 4 个（由于先后接种，需要两次灭菌，两次接种，两次计数），小试管 24 个，培养皿 72 个，工作强度高于改进法，低于生物修订法。

综上所述，本文在熟练掌握和运用 AOC 生物修订法的基础上，根据实际操作经验和统计学原理（样本容量越大，测定结果越趋于准确）对其进行了简化改进研究，采用 100 mL 具塞玻璃锥形瓶代替美国 45 mL 商用去碳小瓶；水样测试量由 40 mL 增加到 100 mL；将测定时所需要的 9 个平行样减少为 6 个平行样，改进后的方法与生物修订法进行试验比较后得出的测试结果基本一致，由于该方法降低了工作强度，具有较高的推广应用价值。

## 第4章 不同饮用水水源中 AOC 浓度的比较

为充分了解和掌握原水水质生物稳定性特征, 本文对不同水源水中 AOC 的浓度进行了详细的研究, 其中包括长江(中下游)、钱塘江(杭州段)和黄浦江(上游)等水源水。AOC 由 AOC-P17 和 AOC-NOX 组成, 分别代表了水中两类可同化有机碳, AOC-P17 代表了水中能被 P17 利用的大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物(糖类)和芳香族等有机物质, AOC-NOX 代表了能被 NOX 专一性利用的羧基酸, 其中包括不能被 P17 利用的甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等有机物, 因此, AOC 主要由水中小分子有机物构成。一般来讲, 水中 AOC 特征是由 AOC 浓度和 AOC 组成成分两部分组成。

### 4.1 长江(镇江段)原水中 AOC 浓度的研究

本文于 2004 年 1~12 月测定了长江(镇江段)原水中 AOC 浓度, 取样次数共 27 次, 测定结果列于表 4.1。原水中 AOC 浓度变化范围较大, 为 41~178  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 102  $\mu\text{g/L}$ 。其中, 约有 56% 的水样 AOC 值小于 100  $\mu\text{g/L}$ , 44% 的水样 AOC 值在 100~200  $\mu\text{g/L}$  之间。长江(镇江段)原水属生物稳定性临界区间。

表 4.1 长江(镇江段)原水中 AOC 浓度的测定结果  
Tab.4.1 AOC concentrations in raw water from Yangtse River (Zhenjiang segment)

日期	AOC-P17 ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC-NOX ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )	P17/AOC (%)	NOX/AOC (%)	DOC ( $\text{mg/L}$ )	AOC/DOC (%)
1.1	53	25	78	67.9	32.1	—	—
1.3	40	25	65	61.5	38.5	—	—
2.20	94	28	122	77.0	23.0	—	—
2.24	93	52	145	64.1	35.9	1.57	9.2
2.27	135	38	173	78.0	22.0	—	—
3.9	48	43	91	52.7	47.3	1.53	5.9
3.24	55	11	66	83.3	16.7	1.65	4.0
3.29	77	28	105	73.3	26.7	—	—
4.1	82	6	88	93.2	6.8	1.56	5.6
4.5	24	17	41	58.5	41.5	1.66	2.5
6.16	96	82	178	53.9	46.1	1.35	13.2
6.26	45	12	57	78.9	21.1	1.71	3.3
7.15	70	24	94	74.5	25.5	1.94	4.8
7.19	43	28	71	60.6	39.4	1.91	3.7

7.29	78	23	101	77.2	22.8	1.68	6.0
7.30	114	31	145	78.6	21.4	1.65	8.8
8.6	68	93	161	42.2	57.8	2.25	7.2
8.7	66	38	104	63.5	36.5	1.8	5.8
8.13	59	36	95	62.1	37.9	1.94	4.9
8.27	109	8	117	93.2	6.8	1.33	8.8
9.5	70	24	94	74.5	25.5	1.5	6.3
9.30	37	9	46	80.4	19.6	1.99	2.3
10.8	32	28	60	53.3	46.7	2.17	2.8
10.31	62	6	68	91.2	8.8	1.55	4.4
11.3	128	14	142	90.1	9.9	1.81	7.8
11.5	48	36	84	57.1	42.9	1.49	5.6
12.1	125	34	159	78.6	21.4	2.13	7.5
平均值	72	30	102	71.1	28.9	1.74	5.9

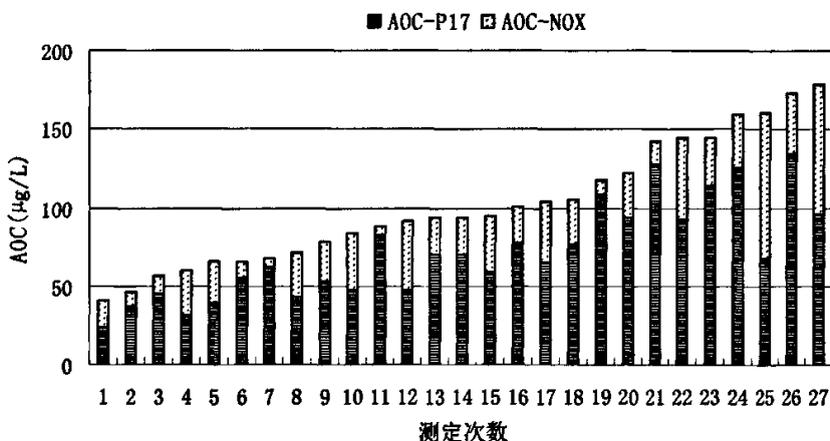


图 4.1 长江（镇江段）原水中 AOC 的浓度

Fig.4.1 AOC concentrations in raw water from Yangtze River (Zhenjiang segment)

图 4.1 给出了由低至高的长江（镇江段）原水中 AOC 浓度和组成成分的变化。由表 4.1 可知，原水中 AOC-P17 浓度变化范围较大为 24~135  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 72  $\mu\text{g/L}$ ，AOC-P17 占总 AOC 的比例为 42~93%，平均比例为 71%。AOC-NOX 浓度变化范围为 6~93  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 30  $\mu\text{g/L}$ ，AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 7~57%，平均比例为 29%。这一结果说明长江（镇江段）原水中 AOC 以能被 P17 菌株利用的有机物质为主，其中可能包括大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等有机物质，能被 NOX 菌株利用的羧基酸在原水中占一小部分。

AOC 是水中溶解性有机物易被同化成细菌体的那部分，是最易被微生物利用的有机碳，测定方法都是基于微生物检测技术，测定要求较高，目前还未得到

推广,因此有必要研究水中 AOC 与 DOC 的关系。DOC 测定方便、自动化程度高,目前我国净水厂逐步得到推广应用。AOC 与 DOC(或 DOC)的比值可以作为描述原水中有有机物特征的参数之一,有助于理解和评价水处理工艺对有机物的去除效果,进而优化水处理工艺,控制饮用水的生物稳定性。因此,国内外研究者一直努力去建立二者之间的关系。由表 4.1 可知,长江(镇江段)原水中 DOC 值为 1.33~2.25 mg/L,平均值为 1.74 mg/L, AOC 占 DOC 的 2.3~13.2%, AOC/DOC 的平均值为 5.9%。

## 4.2 钱塘江(杭州段)原水中 AOC 浓度的研究

本文于 2005 年 4~7 月对钱塘江(杭州段)原水中 AOC 的浓度进行了测定,测定结果见表 4.2。

表 4.2 钱塘江(杭州段)原水中 AOC 浓度的测定结果  
Tab.4.2 AOC concentrations in raw water from Qiantang River (Hangzhou segment)

日期	AOC-P17 ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC-NOX ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )	P17/AOC (%)	NOX/AOC (%)	DOC (mg/L)	AOC/DOC (%)
4.8	113	14	127	89.0	11.0	2.32	5.5
4.20	54	3	57	94.7	5.3	2.19	2.6
5.12	48	41	89	53.9	46.1	2.52	3.5
5.18	135	35	170	79.4	20.6	1.7	10.0
5.24	195	7	202	96.5	3.5	2.03	9.9
6.1	176	31	207	85.0	15.0	1.6	12.9
6.15	90	3	93	96.8	3.2	1.80	5.2
7.13	36	27	63	57.1	42.9	3.44	1.8
7.20	40	16	56	71.4	28.6	3.25	1.7
7.28	44	28	72	61.1	38.9	0.98	7.3
平均值	93	20	113	78.5	21.5	2.18	6.1

由表 4.2 可知,原水中 AOC-P17 浓度为 36~195  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 93  $\mu\text{g/L}$ ,变化范围较大; AOC~NOX 浓度为 3~41  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 20  $\mu\text{g/L}$ 。原水 AOC 浓度变化范围在 56~207  $\mu\text{g/L}$  之间,变化幅度较大,平均值为 113  $\mu\text{g/L}$ ,属饮用水生物稳定性的临界区间。

图 4.2 比较了原水中 AOC 浓度变化情况,以及 AOC-P17 和 AOC-NOX 所占比值。4~7 月份原水中 AOC 变化幅度较大,其中,5、6 月份原水 AOC 浓度较高(均大于 150  $\mu\text{g/L}$ ),7 月份 AOC 浓度较小(均小于 100  $\mu\text{g/L}$ )。10 份水样中

有 60% 的水样 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$ , 20% 的水样 AOC 浓度为 100~200  $\mu\text{g/L}$  之间, 20% 的水样 AOC 浓度大于 200  $\mu\text{g/L}$ 。原水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 54~97%, 平均比例为 79%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 3~46%, 平均比例为 21%。这一结果说明钱塘江(杭州段)原水中 AOC 以能被 P17 细菌利用的有机物为主, 主要包括大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等有机物, 而能被 NOX 细菌利用的羧基酸在原水中只占小部分。

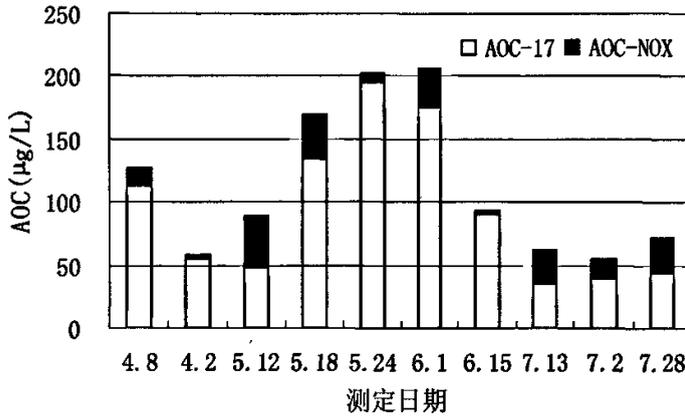


图 4.2 钱塘江(杭州段)原水中 AOC 浓度

Fig.4.2 AOC concentrations in raw water from Qiantang River (Hangzhou segment)

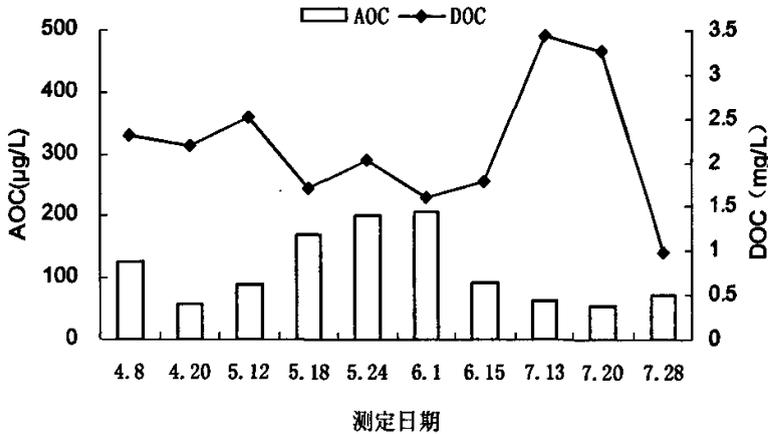


图 4.3 钱塘江(杭州段)原水中 AOC 与 DOC 的关系

Fig.4.3 Relationship between AOC and DOC in raw water from Qiantang River (Hangzhou segment)

由图 4.3 可知, 钱塘江(杭州段) DOC 浓度变化范围为 0.98~3.44  $\text{mg/L}$ , 平均值为 2.18  $\text{mg/L}$ , AOC 占 DOC 浓度的 1.7~12.9%, AOC/DOC 平均值为 6.1

%。

### 4.3 黄浦江上游原水中 AOC 浓度的研究

本文于 2004 年 7~10 月和 2005 年 4~7 月对黄浦江原水 AOC 浓度进行了测定, 测定结果列于表 4.3。

表 4.3 黄浦江原水中 AOC 浓度的测定结果  
Tab.4.3 AOC concentrations in raw water from Huangpu River

日期	AOC-P17 ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC-NOX ( $\mu\text{g/L}$ )	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )	P17/AOC (%)	NOX/AOC (%)	DOC ( $\text{mg/L}$ )	AOC/DOC (%)
2004 年	7.5	171	10	181	94.5	5.5	—
	7.22	128	44	172	74.4	25.6	4.04
	8.3	206	13	219	94.1	5.9	4.94
	8.17	122	29	151	80.8	19.2	7.30
	9.7	176	14	190	92.6	7.4	5.75
	9.17	186	30	216	86.1	13.9	6.34
	10.11	252	46	298	84.6	15.4	6.17
	平均值	177	27	204	86.7	13.3	5.76
2005 年	4.9	180	18	198	91.2	8.8	5.47
	4.27	155	23	178	87.1	12.9	6.09
	5.20	87	15	102	85.0	15.0	5.92
	5.26	161	43	204	78.8	21.2	5.92
	5.26	124	28	153	81.6	18.4	5.94
	5.31	199	30	228	87.0	13.0	4.84
	6.2	114	22	136	84.0	16.0	5.90
	6.2	224	10	234	95.9	4.1	5.55
	6.16	134	11	145	92.7	7.3	6.32
	6.17	150	44	194	77.4	22.6	6.81
	6.23	99	25	124	79.7	20.3	5.42
	6.24	80	45	125	64.2	35.8	6.47
	7.8	283	29	312	90.7	9.3	5.63
	平均值	153	26	179	84.3	15.7	5.87
平均值	162	26	188	85.1	14.9	5.83	

由表 4.3 可知, 2004 年黄浦江原水 AOC 浓度为 151~298  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 204  $\mu\text{g/L}$ 。AOC-P17 占总 AOC 的 74.4~94.5%, 平均约占 86.7%。AOC-NOX 占总 AOC 的 5.5~25.6%, 平均约占 13.3%。2005 年黄浦江原水 AOC 浓度为 102~312  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 153  $\mu\text{g/L}$ 。AOC-P17 占总 AOC 的 64.2~95.9%, 平均约占

84.3%。AOC-NOX 占总 AOC 的 4.1~35.8%，平均约占 14.9%。对 2005 年与 2004 年黄浦江原水 AOC 变化进行比较后得出，黄浦江原水 AOC 浓度 2004 年分布范围为 150~300  $\mu\text{g/L}$ ，2005 年分布范围为 100~310  $\mu\text{g/L}$ 。2004 年 AOC 测定平均值高于 2005 年，这可能是因采样时间不同所致，2004 年 AOC 采样日期为 7~10 月，2005 年 AOC 采样日期为 4~7 月，由此可以推断夏秋季黄浦江原水 AOC 浓度高于春季。两年测定的 P17/AOC 与 NOX/AOC 的比例基本一致。因此，2004 年与 2005 年黄浦江原水中 AOC 浓度无明显变化。

对测定的黄浦江原水 AOC 浓度由低至高作图于 4.4。由图 4.4 可知，黄浦江原水中 AOC 浓度波动较大，为 102~312  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 188  $\mu\text{g/L}$ 。其中，65% 的原水水样 AOC 值为 100~200  $\mu\text{g/L}$  之间，35% 的原水水样 AOC 值大于 200  $\mu\text{g/L}$ 。结果显示黄浦江原水生物稳定性较差。

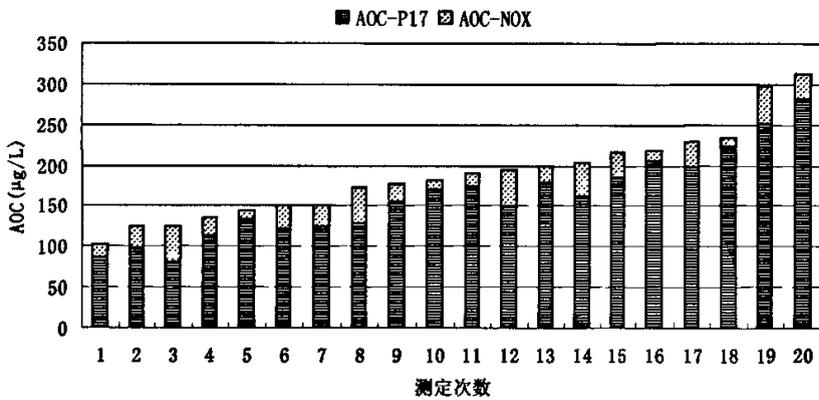


图 4.4 黄浦江原水中 AOC 的浓度  
Fig.4.4 AOC concentrations in raw water from Huangpu River

由图 4.4 可知，原水中 AOC-P17 浓度为 80~283  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 162  $\mu\text{g/L}$ ，AOC-P17 占总 AOC 的 64~96%，平均比例为 85%。AOC-NOX 浓度为 10~46  $\mu\text{g/L}$ ，变化范围较小，平均值为 28  $\mu\text{g/L}$ ，AOC-NOX 占总 AOC 的 4~36%，平均比例为 15%。这一结果说明黄浦江原水中 AOC 以能被 P17 细菌利用的有机物为主，主要包括大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等有机物，而能被 NOX 细菌利用的羧基酸在原水中只占小部分。

由表 4.3 可知，黄浦江原水 DOC 浓度为 4.84~6.81  $\text{mg/L}$ ，平均值为 5.83  $\text{mg/L}$ ，有机物浓度较高。AOC 占 DOC 浓度的 1.7~5.5%，AOC/DOC 的平均值为 3.3%。

#### 4.4 长三角区域饮用水水源中 AOC 的比较

对长江（镇江段）、钱塘江（杭州段）和黄浦江（上游）原水中 AOC 浓度进行对比，结果列于表 4.4。

表 4.4 不同原水中 AOC 浓度的比较

Tab 4.4 Comparison of AOC concentrations in various raw water

原水	长江（镇江段）	钱塘江（杭州段）	黄浦江（上游）
AOC( $\mu\text{g/L}$ )	102 (46~178)	113 (56~207)	188 (102~312)
AOC-PI7/AOC(%)	71 (42~93)	79 (54~97)	85 (64~96)
AOC-NOX/AOC(%)	29 (7~57)	21 (3~46)	15 (4~36)
DOC(mg/L)	1.74 (1.33~2.25)	2.18 (0.98~3.44)	5.83 (4.84~6.81)
AOC/DOC(%)	5.9 (2.3~13.2)	6.1 (1.7~12.9)	3.3 (1.7~5.5)
生物稳定性	临界区间	临界区间	较差

由表 4.4 可知，长江（镇江段）和钱塘江（杭州段）原水 DOC 浓度相对较低，分别为 1.74 mg/L 和 2.18 mg/L。AOC 浓度相对较低，平均浓度分别为 102  $\mu\text{g/L}$  和 113  $\mu\text{g/L}$ ，均属生物稳定性临界区间。黄浦江（上游）原水 DOC 浓度较高，为 5.83 mg/L，AOC 浓度相对较高，为 188 mg/L，生物稳定性较差。对三种原水的生物稳定性进行比较后得出，生物稳定性最差的是黄浦江（上游）原水，生物稳定性较好的是长江（镇江段）原水和钱塘江（杭州段）原水，其中长江（镇江段）原水优于钱塘江（杭州段）原水。

为了深入研究原水中 DOC 与 AOC 的关系，对三种原水所有测定水样的 AOC 与相对应的 DOC 分析并绘图于 4.5 和 4.7。

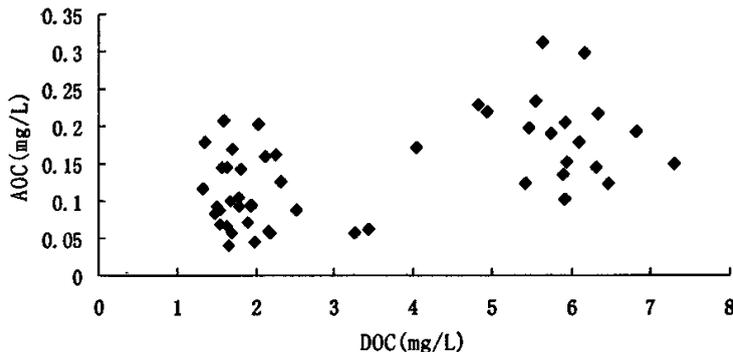


图 4.5 原水中 AOC 与 DOC 的关系

Fig.4.5 Relationship between AOC and DOC in raw water

由图 4.5 可知，长三角区域饮用水水源中，当 DOC 浓度范围为 1~4 mg/L 时，AOC 浓度分布为 50~250  $\mu\text{g/L}$ ；当 DOC 浓度范围为 4~8 mg/L 时，AOC 浓度分布为 100~350  $\mu\text{g/L}$ 。因此，原水中 DOC 浓度越高，AOC 浓度相应越大，长三角区域饮用水水源中 AOC 与 DOC 呈一定的正相关性。

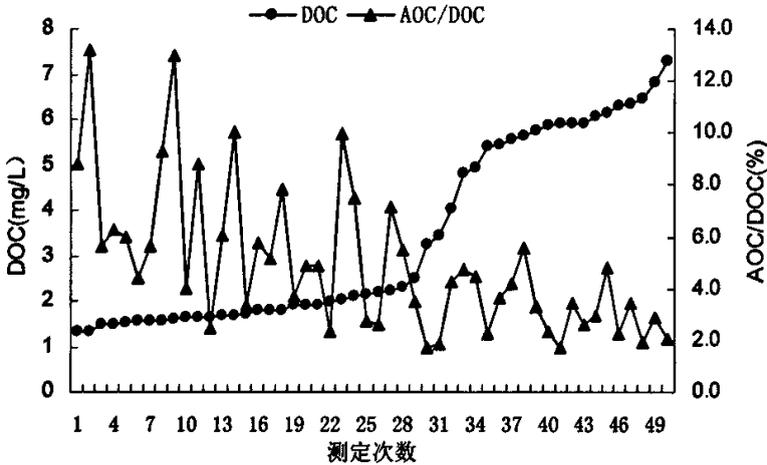


图 4.6 原水中 DOC 与 AOC/DOC 的关系

Fig.4.6 Relationship between DOC and AOC/DOC in raw water

由图 4.6 可知，长三角区域饮用水水源中，当 DOC 浓度范围为 1~4 mg/L 时，AOC 占 DOC 的比例分布为 2.0~14.0%；当 DOC 浓度分为为 4~8 mg/L 时，AOC 占 DOC 的比例分布为 2.0~6.0%。因此，原水中 DOC 浓度越高，AOC 占 DOC 的比例越低，长三角区域饮用水水源中 AOC/DOC 与 DOC 呈一定的相反的相关性。AOC/DOC 与 DOC 的反相关性关系和 AOC 与 DOC 的正相关性关系正好相反。这一结果说明，原水中 DOC 浓度越高，尽管 AOC 浓度也相应增加，但其占 DOC 的比例却逐渐降低。

## 第5章 小试和中试净水工艺对 AOC 去除特性的试验研究

饮用水的净化技术是保障居民饮水卫生和安全的重要措施,是人类在与水媒介引起的疾病所作的长期斗争中的结晶。回顾 1804 年在英国派斯利 (Paisley) 建成世界上第一座城市慢速砂滤池水厂至今 200 年以来,饮用水净化技术与工艺经历了几个显著不同的阶段。第一阶段是从 19 世纪初至 20 世纪 60 年代。这一阶段主要采用常规处理技术与工艺,其流程是混凝→沉淀→砂滤→加氯消毒,目的是去除水中浑浊度和杀灭水中病菌。第二阶段是从 20 世纪 60 年代开始,为了去除饮用水中微量污染物,美国、欧洲、日本等国家或地区,广泛地开展饮用水除污染新技术的试验研究,对活性炭吸附、臭氧、二氧化氯、高锰酸钾、过氧化氢等氧化剂氧化除污染技术及其组成的净水工艺进行了大量的试验研究,并形成了以臭氧氧化和生物活性炭 (BAC) 为代表的深度处理技术与工艺。进入 20 世纪 90 年代后,饮用水中不断出现新的病原微生物因子,如抗氯型病原微生物隐孢子虫 (*Cryptosporidium*) 和贾第虫 (*Giardia*) 等,同时饮用水中化学成分的数量急剧增加,水污染进入第三时期,各国正在积极研究相应的水处理新技术与新工艺。本文对小试和中试净水技术与工艺去除 AOC 的特性进行了系统的研究。

### 5.1 烧杯混凝试验对 AOC 的去除特性及其机理

试验原水取自黄浦江上游原水,水质参数为:水温, 23~31℃; pH, 7.35~7.64; 浑浊度, 42.5~78.2 NTU;  $UV_{254}$ , 0.139~0.198  $cm^{-1}$ ; DOC, 6.35~7.27 mg/L。混凝小试试验去除浑浊度、DOC 和 AOC 的测定结果列于表 5.1,对 AOC 的去除效果见图 5.1。

试验结果表明,铁盐和铝盐常规混凝处理对浑浊度的去除率分别为 98.0% 和 96.6%。铁盐和铝盐强化混凝处理对浑浊度的去除率分别为 97.6% 和 97.8%。因此,铁盐和铝盐常规混凝与强化混凝对浑浊度的去除效果基本接近。

由表 5.1 与图 5.1 可知,4 种混凝试验对有机物的去除效果差异明显。铁盐常规、铁盐强化、铝盐常规和铝盐强化混凝试验对 DOC 的去除率分别为 18.3、42.0、13.6 和 32.6%;对  $UV_{254}$  的去除率分别为 29.7、50.8、28.8 和 42.0%;对 AOC 的去除率分别为 30.5、44.0、51.7 和 63.9%。因此,强化混凝处理对有机物的去除率高于常规混凝,铁盐混凝处理对 DOC 和  $UV_{254}$  的去除率高于铝盐,铝盐混凝处理对 AOC 的去除率高于铁盐。

表 5.1 混凝试验的测定结果  
 Tab.5.1 Experimental results of jar test

测定日期	测定项目	原水	硫酸铝 强化混凝	氯化铁 强化混凝	硫酸铝 常规混凝	氯化铁 常规混凝
6.1	AOC( $\mu\text{g/L}$ )	561	183	223	232	294
	浑浊度(NTU)	45.80	0.75	0.73	0.76	1.66
	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.139	0.094	0.074	0.111	0.112
6.17	AOC( $\mu\text{g/L}$ )	439	137	294	204	309
	浑浊度(NTU)	48.20	0.55	0.55	0.38	0.96
	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.138	0.081	0.064	0.099	0.097
	DOC(mg/L)	6.52	4.41	3.97	5.69	5.22
6.24	AOC( $\mu\text{g/L}$ )	193	91	104	122	152
	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.145	0.087	0.069	0.108	0.105
6.30	AOC( $\mu\text{g/L}$ )	371	149	293	141	352
	浑浊度(NTU)	13.50	0.68	0.62	0.68	0.61
	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.051	0.023	0.028	0.028	0.028
7.5	AOC( $\mu\text{g/L}$ )	342	101	138	180	174
	浑浊度(NTU)	68.80	1.33	0.98	0.41	2.45
	UV <sub>254</sub> ( $\text{cm}^{-1}$ )	0.145	0.085	0.064	0.109	0.106
	DOC(mg/L)	6.45	4.33	3.56	5.52	5.38

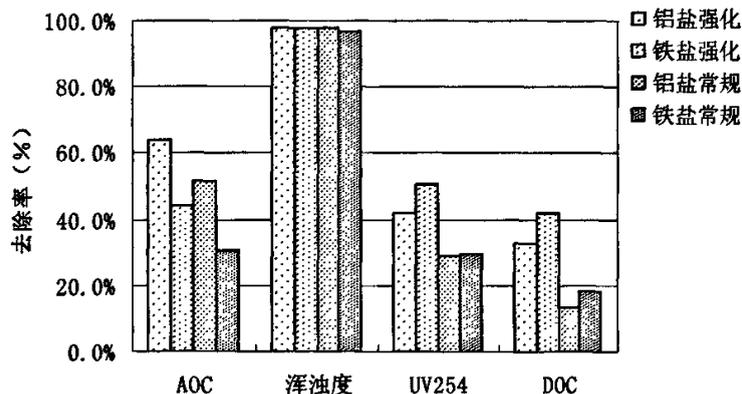


图 5.1 混凝试验对有机物的去除效果

Fig.5.1 Removal effect on organic matter by jar test

混凝处理单元去除有机物的主要机理为,生成的氢氧化物絮体吸附天然有机物而将其去除;天然有机物与混凝剂一起形成不溶性的络合物(铝的腐殖酸和富里酸盐)。在强化混凝的条件下,混凝剂水解生成氢氧化物量的减少,对有机物分子的吸附作用减弱,因而可以认为金属与有机物形成络合物是强化混凝去除有机物的主要机理,铁离子的有机络合物的溶解度低于铝盐的有机络合物。因此,

在强化混凝条件下,铁盐对有机物的去除率高于铝盐。混凝试验结果认为铁盐去除 DOC 和  $UV_{254}$  的能力高于铝盐, AOC 是 DOC 中可同化的那部分有机物,则其对 AOC 的去除能力也应该高于铝盐,但是,试验结果却与之相反,即铝盐对 AOC 的去除能力高于铁盐。导致这一结果的出现可能有两个原因,一是 AOC 的组成主要是小分子有机物,铝盐对小分子有机物的去除能力高于铁盐;第二个原因是铝盐混凝后水中残留的铝有抑制 AOC 测试细菌生长的能力,导致 AOC 测定结果降低。因此,铝盐对 AOC 的去除能力高于铁盐的机理还有待于深入开展试验进行分析研究。

试验结果表明,混凝对 AOC-P17 和 AOC-NOX 均有去除效果,因此,4 组混凝试验出水的 AOC 组成比例变化不大(见图 5.2), AOC-P17 占总 AOC 的比例为 85%左右, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 15%左右。

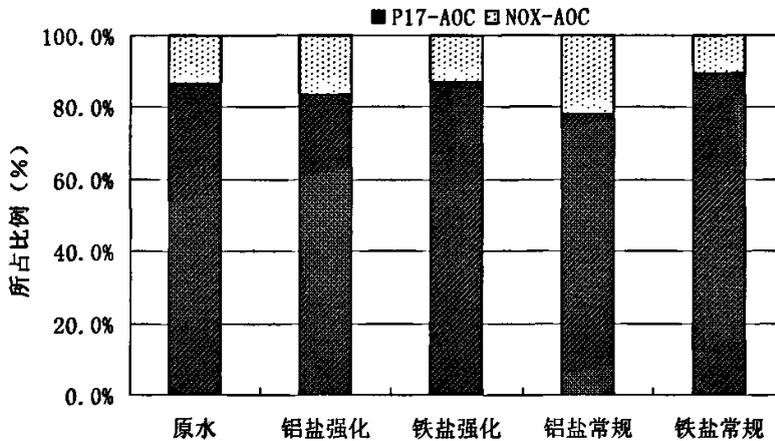


图 5.2 混凝试验中 AOC 组成比例的变化

Fig.5.2 Variation of AOC component proportion different jar tests

## 5.2 $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 去除特性的研究

### 5.2.1 杨树浦水厂 $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 去除特性的研究

#### 5.2.1.1 混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

杨树浦水厂  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺中混凝沉淀单元中 AOC 的变化见表 5.2。由表 5.2 可知,混凝沉淀对 AOC 有较好的去除效果,原水中 AOC 浓度为 145~264  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 198  $\mu\text{g/L}$ ,沉淀出水中 AOC 浓度为 86~235  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 152  $\mu\text{g/L}$ 。混凝沉淀对 AOC 的去除率为 7.6~53.0%,平均去除率为 24.5

%。混凝沉淀处理前后水中 AOC 的组成比例无变化, AOC-P17 占 AOC 的比例为 85.8~89.8%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 10.2~14.1%。

表 5.2 混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

Tab.5.2 Variation of AOC concentrations after coagulation and sedimentation treatment

测定日期	AOC (μg/L)			P17/AOC (%)		NOX/AOC (%)	
	原水	沉淀出水	去除率 (%)	原水	沉淀出水	原水	沉淀出水
4.9	198	165	16.7	90.9	88.5	9.1	11.5
4.27	178	104	41.6	87.1	95.2	12.9	4.8
5.26	153	109	28.8	81.0	82.6	19.0	17.4
5.31	263	229	12.9	88.6	86.9	11.4	13.1
6.2	264	235	11.0	84.8	85.5	15.2	14.5
6.16	145	134	7.6	92.4	97.0	7.6	3.0
6.24	183	86	53.0	75.4	93.0	24.6	7.0
平均值	198	152	24.5	85.8	89.8	14.2	10.2

### 5.2.1.2 砂滤处理单元中 AOC 的变化

杨树浦水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺中砂滤单元中 AOC 的变化见图 5.3。

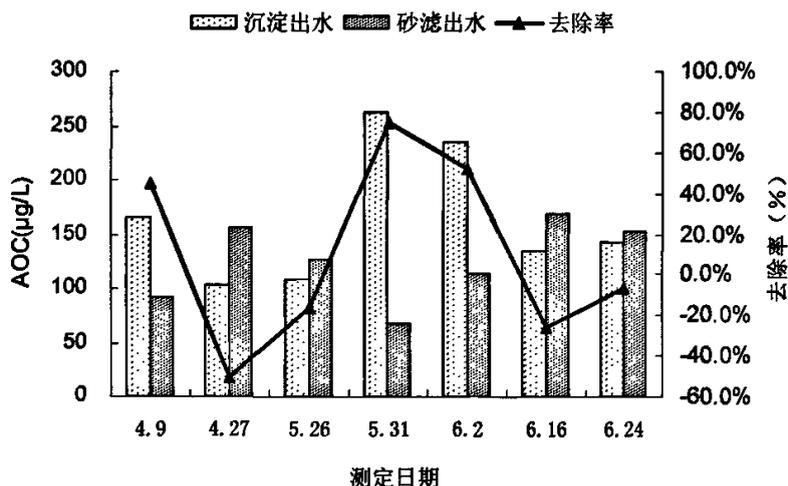


图 5.3 砂滤单元中 AOC 的变化

Fig.5.3 Variation of AOC concentrations after sand filtration treatment

由图 5.3 可知, 沉淀出水 AOC 浓度为 86~235 μg/L, 平均值为 152 μg/L。经砂滤单元处理后出水 AOC 浓度为 67~169 μg/L, 平均值为 125 μg/L。砂滤单元对 AOC 的去除率变化幅度较大, 为-77.9~70.7%。AOC 的组成比例经砂滤单元处理后有较小的变化, AOC-P17 占总 AOC 的比例由进水的 89.8%降至 82.4%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由进水的 10.2%升至 17.6%。据推断砂滤单元

滤除水中部分无机盐会对 AOC 的测定产生影响,从而导致 AOC 组成比例的改变。

依据 AOC 去除率正负值将测定结果分为两组,一组 AOC 的去除率为正值,另一组 AOC 的去除率为负值,分析结果列于表 5.3。由表 5.3 可知,当沉淀出水 AOC 浓度为 86~134  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 108  $\mu\text{g/L}$  时,砂滤单元会增加水中 AOC 浓度,平均增幅为 42.6%;当沉淀出水 AOC 浓度为 165~235  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 210  $\mu\text{g/L}$  时,砂滤单元对 AOC 的去除效果显著,平均去除率为 55.8%。由此可推断,砂滤处理单元对 AOC 的去除效果与进水 AOC 的浓度有密切关系。当进水 AOC 浓度较大时,砂滤单元因吸附滤除作用能有效去除 AOC;当进水 AOC 浓度较小时,砂滤单元吸附滤除作用对 AOC 不仅无去除效果,而且会释放部分已吸附的 AOC,致使砂滤出水中 AOC 浓度升高。研究结果显示,黄浦江上游原水中 AOC 组成以 AOC-P17 为主,AOC-P17 所代表的有机物种类较为广泛,既包含大分子有机物又包含小分子有机物。AOC 浓度越高,AOC-P17 浓度相应增加,则 AOC 所包含的大分子有机物浓度则相应增加,由于砂滤粘附滤除作用对大分子有机物具有一定的去除效果,因此,砂滤对 AOC 有较好的去除效果,反之,AOC 浓度越低,AOC-P17 浓度相应降低,则 AOC 所包含的大分子有机物浓度相应减少,砂滤对 AOC 无去除效果。

表 5.3 砂滤单元对 AOC 的去除效果

Tab.5.3 Removal effect on AOC by sand filtration treatment

测定日期		AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC (%)		NOX/AOC (%)	
		沉淀出水	砂滤出水	去除率 (%)	沉淀出水	砂滤出水	沉淀出水	砂滤出水
第一组	6.24	86	153	-77.9	93.0	58.2	11.5	41.8
	4.27	104	156	-50.0	95.2	89.1	4.8	10.9
	6.16	134	169	-26.1	82.6	75.6	17.4	24.4
	5.26	109	127	-16.5	86.9	82.1	13.1	17.9
	平均值	108	151	-42.6	89.4	76.3	11.7	23.7
第二组	4.9	165	91	44.8	85.5	79.6	14.5	20.4
	6.2	235	113	51.9	97.0	91.7	3.0	8.3
	5.31	229	67	70.7	86.9	87.6	7.0	12.4
	平均值	210	90	55.8	89.8	86.3	8.1	13.7
总平均值		152	125	13.2	89.8	82.4	10.2	17.6

### 5.2.1.3 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化

臭氧具有极强的氧化能力,能将难降解的有机物氧化成易降解的有机物,将大分子有机物氧化成小分子有机物,并将部分有机物氧化分解为二氧化碳和水。臭氧在氧化去除有机物的同时也会增加水中 AOC 浓度,导致饮用水生物稳定性

变差。杨树浦水厂 O<sub>3</sub>-BAC 中试试验工艺流程中臭氧氧化单元中 AOC 的变化情况列于表 5.4。由表 5.4 可知,砂滤出水 AOC 浓度为 91~169 μg/L,平均值为 135 μg/L,臭氧氧化出水 AOC 浓度为 155~412 μg/L,平均值为 287 μg/L。臭氧氧化单元使 AOC 平均增加了 122.8%。AOC-P17 占总 AOC 的比例由 80.3%降至 75.5%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 19.7%升至 24.5%,升幅为 4.8%。

表 5.4 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化

Tab.5.4 Variation of AOC concentrations after ozonation treatment

测定日期	AOC (μg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	砂滤出水	臭氧出水	增加率(%)	砂滤出水	臭氧出水	砂滤出水	臭氧出水
4.9	91	324	256.0	58.2	73.1	41.8	26.9
4.27	156	251	60.9	89.1	75.7	10.9	24.3
5.26	127	155	22.0	75.6	72.9	24.4	27.1
6.2	113	288	154.9	79.6	71.9	20.4	28.1
6.16	169	293	73.4	91.7	85.7	8.3	14.3
6.24	153	412	169.3	87.6	73.5	12.4	26.5
平均值	135	287	122.8	80.3	75.5	19.7	24.5

### 5.2.1.4 BAC 处理单元中 AOC 的变化

BAC 对水中污染物进行物理吸附的同时,又充分发挥了微生物对水中有机物的分解作用,显著提高了对有机物的去除效果。杨树浦水厂 O<sub>3</sub>-BAC 中试试验工艺流程中 BAC 处理单元对 AOC 的去除效果见图 5.4 和图 5.5。

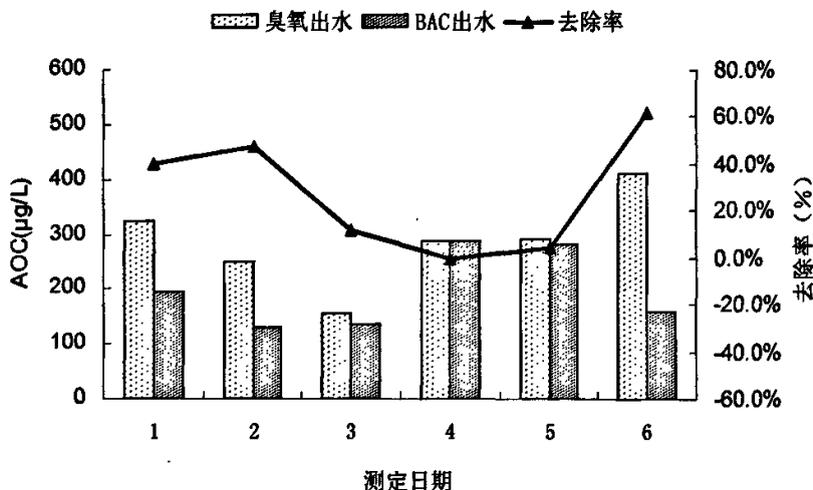


图 5.4 BAC 处理单元对 AOC 的去除效果

Fig.5.4 Removal effect on AOC by BAC treatment

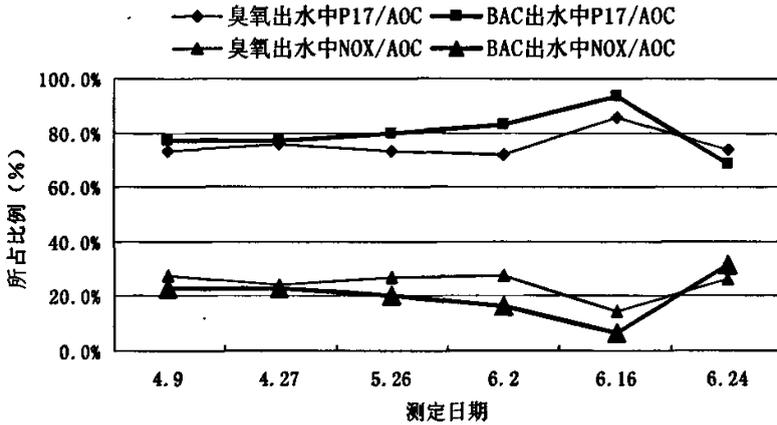


图 5.5 BAC 处理单元中 AOC 组成比例的变化

Fig.5.5 Variation of AOC component proportion during BAC treatment

由图 5.4 可知,臭氧氧化出水 AOC 浓度为 155~412  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 287  $\mu\text{g/L}$ , BAC 处理单元出水 AOC 浓度为 131~288  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 198  $\mu\text{g/L}$ 。BAC 处理单元对 AOC 的平均去除率为 27.5%。由图 5.5 可知, BAC 处理单元中 AOC 的组成比例变化较小, AOC-P17 占总 AOC 的比例由 75.5% 升至 79.8%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 24.5% 降至 20.2%。

### 5.2.1.5 杨树浦水厂 $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除特性

杨树浦水厂  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化测定结果见表 5.5。

表 5.5  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化

Tab.5.5 Variation of AOC and DOC concentrations during  $\text{O}_3$ -BAC pilot test

日期	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			DOC ( $\text{mg/L}$ )		
	原水	工艺出水	去除率 (%)	原水	工艺出水	去除率 (%)
4.9	198	195	1.5	5.47	3.02	44.8
4.27	178	131	26.4	6.09	3.45	43.3
5.26	153	137	10.5	5.94	4.00	32.7
5.31	263	79	70.0	4.84	2.99	38.2
6.2	264	288	-9.1	5.56	3.00	46.0
6.16	145	281	-93.8	6.32	3.28	48.1
6.24	183	158	13.7	6.47	3.06	52.7
平均值	198	181	2.7	5.81	3.26	44.0

$\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 DOC 有明显的去除效果, 平均去除率达 44%, 原水 DOC 平均浓度为 5.81  $\text{mg/L}$ , 出厂水 DOC 平均浓度下降为 3.26  $\text{mg/L}$ 。

$O_3$ -BAC 深度处理中试工艺原水 AOC 浓度为 145~264  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 198  $\mu\text{g/L}$ 。工艺出水 AOC 浓度为 79~288  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 181  $\mu\text{g/L}$ , 原水与工艺出水生物稳定性均较差。 $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除率为-93.8~70.0%, 波动范围较大, 其中有 71.4%的水样 AOC 浓度减少, 28.6%的水样 AOC 浓度增加。

$O_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 浓度的变化主要受 3 个因素影响, 第一个是混凝沉淀和砂滤对 AOC 的物理去除作用, 第二个因素是臭氧氧化将大分子有机物氧化成小分子有机物, 即氧化成易被微生物分解利用的物质, AOC 浓度增加, 第三个是 BAC 对 AOC 的生物去除作用。除此之外, 原水水质、温度等因素均会影响  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除效果。

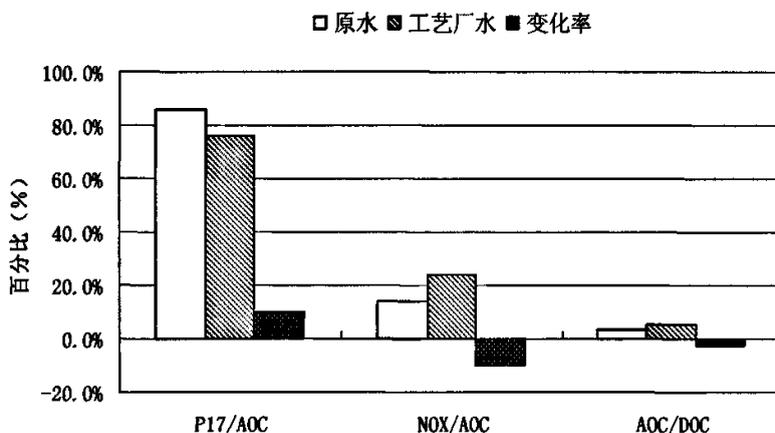


图 5.6  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 组成比例的变化

Fig.5.6 Variation of AOC component proportion during  $O_3$ -BAC pilot test

杨树浦水厂  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 组成比例的变化情况绘于图 5.6。原水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 85.7%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 14.3%, 经  $O_3$ -BAC 处理后, 出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例降至 75.9%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例升至 24.1%。AOC 占 DOC 的比例由原水的 3.2% 增至出水的 5.7%。

### 5.2.2 金西水厂 $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 去除特性的研究

2004 年 6~11 月本文对金西水厂  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 的变化规律进行了研究。金西水厂  $O_3$ -BAC 深度处理中试工艺流程中混凝沉淀和砂滤处理单元为生产性常规处理工艺部分, 臭氧氧化与 BAC 处理单元为中试工艺。

#### 5.2.2.1 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化

臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化见表 5.6。由表 5.6 可知, 砂滤出水 AOC 浓度为 43~166  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 94  $\mu\text{g/L}$ 。臭氧氧化出水 AOC 浓度为 86~221  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 141  $\mu\text{g/L}$ 。臭氧氧化处理单元使 AOC 浓度平均增加了 32.1%。AOC-P17 占总 AOC 的比例由 53.3% 降至 44.1%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 46.7% 升至 55.9%, 升幅为 9.2%。

表 5.6 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化  
Tab.5.6 Variation of AOC concentrations after ozonation treatment

测定日期	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC (%)		NOX/AOC (%)	
	砂滤出水	臭氧出水	增加率 (%)	砂滤出水	臭氧出水	砂滤出水	臭氧出水
6.16	54	95	43.2	55.6	69.5	44.4	30.5
6.26	60	130	53.6	46.7	69.1	53.3	30.9
7.15	94	98	4.5	46.8	57.1	53.2	42.9
7.19	72	214	66.4	58.5	39.9	41.5	60.1
7.29	43	112	61.2	54.0	63.6	46.0	36.4
7.30	116	146	20.0	53.5	32.4	46.5	67.6
8.6	84	166	49.1	57.1	37.0	42.9	63.0
8.7	72	141	48.8	58.2	16.8	41.8	83.2
8.13	164	147	-11.2	71.2	42.9	28.8	57.1
8.27	52	86	39.5	60.3	46.2	39.7	53.8
9.5	89	117	24.0	61.0	47.5	39.0	52.5
10.31	150	221	31.9	36.3	24.5	63.7	75.5
11.3	166	207	19.7	39.2	28.6	60.8	71.4
11.5	97	96	-1.4	48.6	42.2	51.4	57.8
平均值	94	141	32.1	53.3	44.1	46.7	55.9

### 5.2.2.2 BAC 处理单元中 AOC 的变化

BAC 对 AOC 的去除效果见图 5.7 和 5.8。由图 5.7 可知, 臭氧氧化出水 AOC 浓度为 54~221  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 138  $\mu\text{g/L}$ , BAC 处理单元出水 AOC 浓度为 56~156  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 97  $\mu\text{g/L}$ 。BAC 处理单元对 AOC 的平均去除率为 24.1%。由图 5.8 可知, BAC 处理单元中 AOC 的组成比例基本保持不变, AOC-P17 占总 AOC 的平均比例为 41.8~43.2%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 56.8~58.2%。

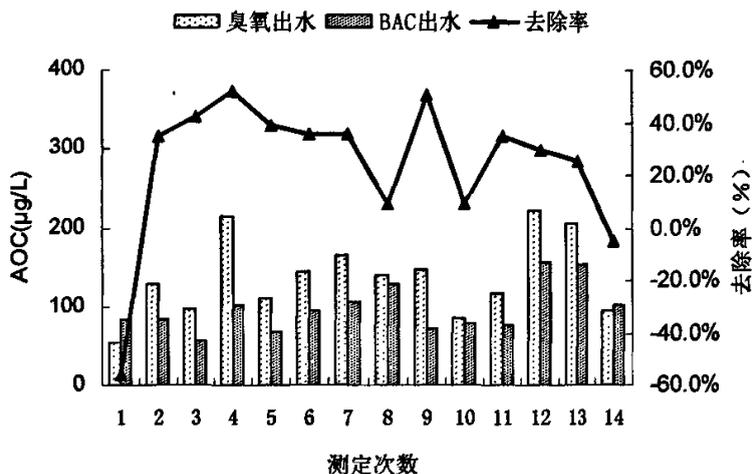


图 5.7 BAC 处理单元对 AOC 的去除效果  
Fig.5.7 Removal effect on AOC by BAC treatment

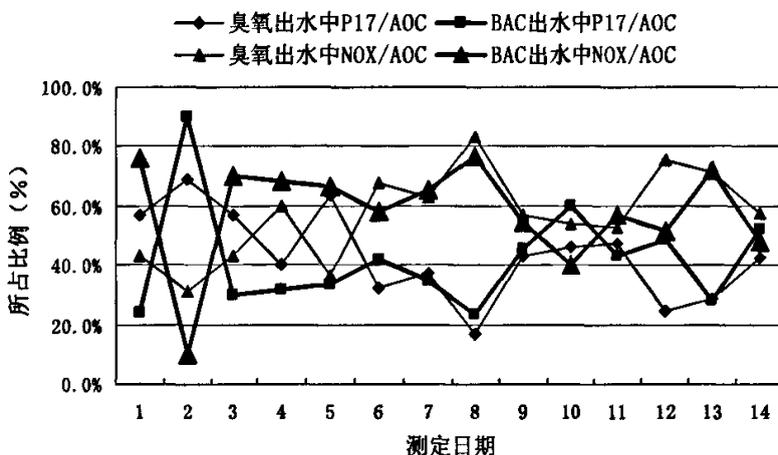


图 5.8 BAC 处理单元中 AOC 组成比例的变化  
Fig.5.8 Variation of AOC component proportion during BAC treatment

### 5.2.1.5 金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除特性

金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化测定结果见表 5.7。由表 5.7 可知，原水有机物浓度较低，DOC 平均值为 1.77 mg/L，出水 DOC 平均值为 1.26 mg/L，O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺对 DOC 的平均去除率为 28.7%。原水 AOC 浓度为 57~178 µg/L，平均值为 108 µg/L，出水 AOC 浓度为 56~156 µg/L，平均值为 97 µg/L。金西水厂中试工艺对 AOC 的去除率为 -129.4~52.8%，波动范围较大，其中有 42.9% 的水样 AOC 浓度增加，57.1% 的水样 AOC 浓度减少。

对测定结果按 AOC 去除率分组, 并对每组 AOC 值由低至高排列后, 将原水 AOC 浓度与去除率的关系绘于图 5.9。由图 5.9 可知, 当 AOC 浓度为 57~142  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 88  $\mu\text{g/L}$  时, 工艺出水中 AOC 浓度增加, 其增幅为 8.5~129.4%, 平均增幅为 45.4%; 当 AOC 浓度为 94~178  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 123  $\mu\text{g/L}$  时, 工艺对 AOC 有较好的去除效果, 去除率为 19.1~52.8%, 平均去除率为 33.7%。

表 5.7  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化  
Tab.5.7 Variation of AOC and DOC concentrations during  $\text{O}_3$ -BAC pilot test

测定日期	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			DOC (mg/L)		
	原水	工艺出水	去除率 (%)	原水	工艺出水	去除率 (%)
6.16	178	84	52.8	—	—	—
6.26	57	84	-47.4	—	—	—
7.15	94	56	40.4	—	—	—
7.19	71	102	-43.7	1.91	1.59	16.9
7.29	101	68	32.7	1.65	1.01	39.2
7.30	145	94	35.2	2.25	1.04	53.7
8.6	161	107	22.3	1.80	1.07	40.7
8.7	104	128	33.3	1.94	1.84	5.4
8.13	94	73	33.5	—	—	—
8.27	117	78	-23.1	—	—	—
9.3	94	76	19.1	1.50	1.16	22.7
10.31	68	156	-129.4	1.56	1.36	12.5
11.3	142	154	-8.5	1.81	1.19	34.3
11.5	84	101	-20.2	1.49	1.09	26.8
平均值	108	97	-21.4	1.77	1.26	28.7

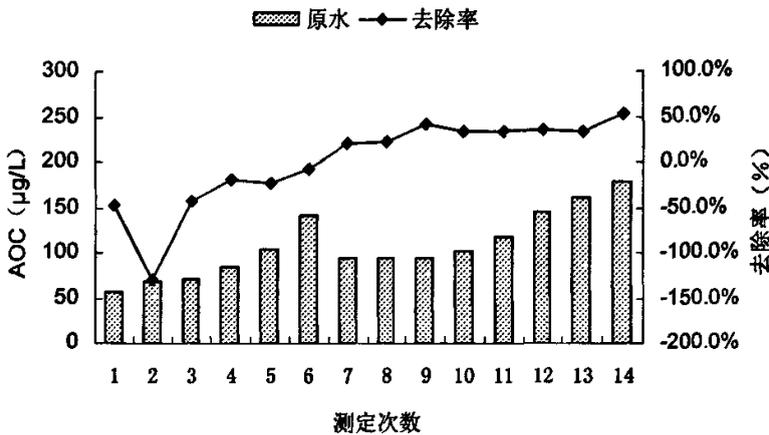


图 5.9 原水 AOC 浓度与去除率的关系

Fig.5.9 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency

金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺中 AOC 组成比例的变化情况见图 5.10。由图 5.10 可知，原水 AOC-P17 占总 AOC 的平均比例为 71.2%，经 O<sub>3</sub>-BAC 处理后这一比例下降为 41.8%，降幅为 29.4%。原水 AOC-NOX 占总 AOC 的 28.8%，经深度处理后这一比例上升为 58.2%。出水中 AOC 占 DOC 的比例由原水的 6.1% 增至 8.8%。

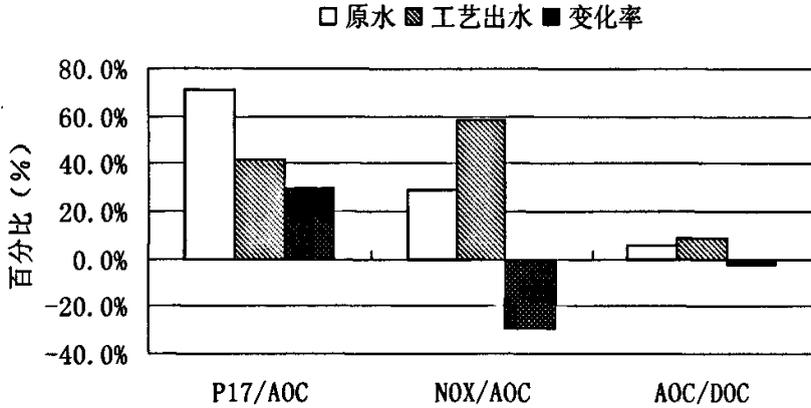


图 5.10 金西水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理中试工艺中 AOC 组成比例的变化

Fig.5.10 Variation of AOC component proportion during O<sub>3</sub>-BAC pilot test in Jinxi Waterworks

### 5.3 膜处理中试工艺对 AOC 去除特性的研究

膜处理技术是在 20 世纪 60 年代开始应用于水处理领域，目前，已成为饮用水处理领域最有发展潜力的技术之一。因此，分析研究膜处理技术去除 AOC 特性具有十分重要的指导意义。本文对镇江市自来水公司下属的金西水厂、上海市闵行二水厂和上海市吴淞水厂三个膜处理中试工艺中 AOC 的变化进行了研究。

#### 5.3.1 金西水厂膜处理中试工艺对 AOC 的去除特性

金西水厂卷式 UF 膜处理中试工艺对 AOC 去除试验的测定结果见表 5.8。试验采用长江（镇江段）原水。

表 5.8 UF 膜处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化

Tab.5.8 Variation of AOC and DOC concentrations during UF separation pilot test

测定时间	AOC(μg/L)			DOC (mg/L)			AOC/DOC (%)		
	原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	变化率
3.2	120	88	26.7	—	—	—	—	—	—

3.20	265	107	59.6	1.74	0.57	67.0	15.2	18.7	-3.4
3.26	68	103	-51.5	1.61	1.30	19.4	4.2	7.9	-3.7
4.2	60	137	-128.3	1.53	1.14	25.2	3.9	12.0	-8.1
4.6	163	45	72.4	1.52	1.29	15.7	10.7	3.5	7.2
平均值	135	96	29.0	1.60	1.07	32.8	8.5	8.9	-0.5

由表 5.8 可知,膜中试工艺原水 DOC 平均值为 1.60 mg/L,出水 DOC 平均值为 1.07 mg/L,UF 膜处理中试工艺对 DOC 的平均去除率为 32.8%。原水 AOC 浓度为 60~265 μg/L,平均值为 135 μg/L,出水 AOC 浓度为 45~137 μg/L 平均浓度为 96 μg/L。UF 膜处理中试工艺对 AOC 的去除率波动较大,为-128.3~72.4%。其中原水 AOC 浓度分别为 60 和 68 μg/L 时,膜分离工艺出水 AOC 浓度增加,平均增幅为 89.9%;原水 AOC 浓度分别为 120、163 和 265 μg/L 时,膜分离工艺对 AOC 的去除率分别为 26.7%、72.4%和 59.6%,平均去除率为 52.9%。UF 膜处理工艺中 AOC 占 DOC 的比例基本保持不变,为 8.5~8.9%。

### 5.3.2 闵行二水厂膜处理中试工艺对 AOC 的去除特性

闵行膜处理中试工艺中 AOC 与 DOC 变化的测定结果见表 5.9。试验采用黄浦江上游原水。试验结果表明,UF 膜处理工艺对 DOC 的去除效果较差,平均去除率为 9.6%,NF 膜处理工艺对 DOC 有显著的去除效果,去除率达 99.5%。膜处理中试工艺中原水 AOC 浓度较高,为 172~240 μg/L,平均值为 207 μg/L,UF 膜处理工艺对 AOC 有一定的去除效果,平均去除率为 17.4%。NF 膜处理对 AOC 具有较好的去除效果,平均去除率达 28.5%。UF 膜处理工艺中原水中 AOC 占 DOC 的比例为 4.4%,出水中这一比例为 4.1%。NF 膜处理出水中 DOC 平均值为 0.025 mg/L,AOC 平均值为 148 μg/L,大于 DOC 浓度,这一结果说明 AOC 测定方法比 DOC 测定方法的灵敏度高。

表 5.9 膜处理中试工艺中 AOC 与 DOC 的变化

Tab.5.9 Variation of AOC and DOC concentrations during membrane separation pilot test

测定时间	AOC(μg/L)					DOC (mg/L)				
	原水	UF 膜出水	UF 去除率(%)	NF 膜出水	NF 去除率(%)	原水	UF 膜出水	UF 去除率(%)	NF 膜出水	NF 去除率(%)
5.17	209	199	5.0	167	20.1	—	—	—	—	—
6.9	240	162	48.1	142	40.8	4.39	4.03	8.2	0	100.0
6.23	172	168	2.4	135	21.5	5.06	4.51	10.9	0.05	99.0
平均值	207	176	17.4	148	28.5	4.73	4.27	9.6	0.025	99.5

### 5.3.3 吴淞水厂膜处理中试工艺对 AOC 的去除特性

吴淞水厂 UF 膜处理中试工艺去除 AOC 试验的测定结果见表 5.10。试验采用长江（镇江段）。试验结果表明，膜处理中试工艺原水 DOC 平均值为 1.28 mg/L，出水 DOC 平均值为 0.85 mg/L，UF 膜处理中试工艺对 DOC 有较好的去除效果，平均去除率为 33.4%。原水中 AOC 浓度为 84~276 μg/L，平均浓度为 165 μg/L，出水 AOC 浓度为 49~147 μg/L，平均浓度为 110 μg/L，UF 膜处理中试工艺对 AOC 有明显的去除效果，平均去除率达 33.2%。原水与工艺出水中 AOC 占 DOC 的比例相一致，约为 13%。

表 5.10 UF 膜处理工艺中 AOC 与 DOC 的变化

Tab.5.10 Variation of AOC and DOC concentrations during UF treatment pilot process

测定时间	AOC(μg/L)			DOC (mg/L)			AOC/DOC		
	原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	变化率 (%)
3.2	84	49	41.6	1.54	0.87	43.5	5.4	5.6	-0.2
3.20	135	147	-9.0	1.11	0.84	24.3	12.2	17.6	-5.4
3.26	276	134	51.3	1.18	0.84	28.8	23.4	16.0	7.4
平均值	165	110	33.2	1.28	0.85	33.4	12.9	13.0	0.0

### 5.3.4 不同膜处理工艺对 AOC 去除特性的研究

对三种不同 UF 膜处理中试工艺去除 AOC 的效果进行比较，结果列于表 5.11。

表 5.11 膜处理中试工艺对 AOC 与 DOC 的去除效果

Tab.5.11 Removal effect on AOC and DOC by membrane separation pilot process

项目		AOC(μg/L)			DOC (mg/L)			AOC/DOC		
		原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	去除率 (%)	原水	膜出水	变化率 (%)
UF 膜处理	卷式 UF 膜	180	80	52.9	1.60	1.07	32.8	13.0	11.1	1.9
	卷式 UF 膜	64	120	-89.9				4.1	10.0	-5.9
	板式 UF 膜	207	176	17.4	4.73	4.27	9.6	4.4	4.1	0.3
	PAC+UF 膜	165	110	33.2	1.28	0.85	33.4	12.9	13.0	0.0
NF 膜处理		207	148	28.5	4.73	0.025	99.5	4.4%	—	—

试验结果表明，不同 UF 膜处理工艺对 DOC 的去除效果相差较大，其中卷式 UF 膜和 PAC+UF 膜处理中试工艺和对 DOC 的去除率较高，分别为 32.8 和 33.4

%, 板式 UF 膜处理中试工艺对 DOC 的去除率仅为 9.6%。NF 膜对 DOC 的去除率显著, 为 99.5%。

由表 5.11 可知, 当原水 AOC 浓度大于 100  $\mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺去除 AOC 的效果最佳, 平均去除率为 52.9%, PAC+UF 膜和 NF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果较好, 平均去除率分别为 33.2 和 28.5%, 板式 UF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果最差, 平均去除率为 17.4%。当原水 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺出水 AOC 浓度增加, 平均增幅为 89.9%。

总之, 烧杯混凝试验结果表明, 氯化铁常规、氯化铁强化、硫酸铝常规和硫酸铝强化混凝试验对 AOC 的去除率分别为 30.5、44.0、51.7 和 63.9%。强化混凝去除 AOC 的效果好于常规混凝, 铝盐混凝去除 AOC 的效果好于铁盐混凝。

杨树浦水厂  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 DOC 的平均去除率为 44%。 $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺采用来自 40 多公里以为的黄浦江上游原水, AOC 浓度为 145~264  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 198  $\mu\text{g/L}$ , 出水 AOC 浓度为 79~288  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 181  $\mu\text{g/L}$ 。受混凝沉淀和砂滤的物理滤除作用、臭氧氧化作用和 BAC 生物作用等多重因素影响, 杨树浦水厂  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除率为-93.8~70.0%, 波动范围较大, 其中有 71.4%的水样 AOC 浓度减少, 28.6%的水样 AOC 浓度增加。工艺出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 85.7%降至 75.9%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 14.3%升至 24.1%, AOC 占 DOC 的比例由原水的 3.2%升至 5.7%。

金西水厂  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 DOC 的平均去除率为 28.7%。原水 AOC 浓度为 57~178  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 108  $\mu\text{g/L}$ , 出水 AOC 浓度为 56~156  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 97  $\mu\text{g/L}$ 。受混凝沉淀和砂滤的物理滤除作用、臭氧氧化作用和 BAC 生物作用等多重因素影响, 金西水厂  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理中试工艺对 AOC 的去除率为-129.4~52.8%, 波动范围较大, 其中有 42.9%的水样 AOC 浓度增加, 57.1%的水样 AOC 浓度减少。工艺出水中 AOC-P17 占总 AOC 的平均比例由原水的 71.2%降至 41.8%, AOC-NOX 占总 AOC 的由原水的 38.8%升至 58.2%, AOC 占 DOC 的比例由原水的 6.1%增至 8.8%。

不同膜处理中试工艺去除 AOC 试验结果表明, 当原水 AOC 浓度大于 100  $\mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺去除 AOC 的效果最佳, 平均去除率为 52.9%, PAC+UF 膜和 NF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果较好, 平均去除率分别为 33.2 和 28.5%, 板式 UF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果最差, 平均去除率为 17.4%。当原水 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺出水 AOC 浓度增加, 平均增幅为 89.9%。

## 第6章 自来水厂常规和深度处理工艺对 AOC 去除特性的分析与研究

### 6.1 常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

饮用水常规处理技术及其工艺在 20 世纪初就已普遍采用,并在饮用水处理的实践中不断得以完善。饮用水常规处理工艺的主要去除对象是水源水中的悬浮物、胶体物和病原微生物等。目前,我国 95% 以上的自来水厂都是采用常规处理工艺。因此,分析研究常规水处理工艺中 AOC 的变化规律,对保证出厂水水质和维持管网水水质生物稳定性具有十分重要的指导意义。本文对镇江市自来水公司下属的金西水厂,杭州市自来水公司下属的清泰水厂,上海市自来水市北有限公司下属的杨树浦水厂、泰和水厂和吴淞水厂的常规处理工艺对 AOC 的去除特性进行了系统的试验研究。

#### 6.1.1 金西水厂常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

##### 6.1.1.1 预氯化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

镇江市金西水厂常规处理工艺中预氯化、混凝沉淀处理单元中 AOC 变化的测定结果列于表 6.1。由表 6.1 可知,长江镇江段原水 AOC 浓度为 41~178  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 100  $\mu\text{g/L}$ ,预氯化、混凝沉淀出水 AOC 浓度为 57~180  $\mu\text{g/L}$ ,平均值为 105  $\mu\text{g/L}$ 。经预氯化、混凝沉淀处理后,AOC 浓度变化幅度较大,为-132.1%~55.1%,其中有 38.1% 的水样 AOC 浓度降低,61.9% 的水样 AOC 浓度增加。

表 6.1 预氯化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

Tab.6.1 Variation of AOC concentrations after prechlorination, coagulation and sedimentation treatment

项目	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	原水	沉淀出水	去除率(%)	原水	沉淀出水	原水	沉淀出水
2.27	174	123	29.3	77.6	62.6	21.8	36.6
3.9	90	109	-21.1	53.3	63.3	47.8	36.7
3.24	66	74	-12.1	83.3	54.1	16.7	45.9
3.29	105	74	29.5	73.3	51.4	26.7	48.6
4.5	41	72	-75.6	58.5	73.6	41.5	25.0
6.16	178	80	55.1	53.9	76.3	46.1	23.8
6.26	57	57	0.0	78.9	86.0	21.1	14.0

7.15	94	137	-45.7	74.5	68.6	25.5	31.4
7.19	71	122	-71.8	60.6	63.1	39.4	36.9
7.29	101	82	18.8	77.2	56.1	22.8	45.1
7.30	145	99	31.7	78.6	64.6	21.4	35.4
8.6	161	174	-8.1	42.2	63.2	57.8	36.8
8.7	104	111	-6.7	63.5	66.7	36.5	33.3
8.13	94	180	-91.5	62.8	80.0	38.3	20.0
8.27	117	118	-0.9	93.2	78.8	6.8	21.2
9.3	94	66	29.8	74.5	74.2	25.5	27.3
9.30	56	130	-132.1	66.1	43.8	33.9	56.2
10.8	45	61	-35.6	71.1	55.7	28.9	44.3
10.31	78	111	-42.3	79.5	55.9	20.5	44.1
11.3	142	144	-1.4	90.1	45.8	9.9	54.2
11.5	84	71	15.5	57.1	56.3	42.9	45.1
平均值	100	105	-5.0	70.0	63.8	30.0	36.2

依据 AOC 去除率的正负对测定结果分成两组，并对每组水样原水 AOC 值由低至高排列后，将原水 AOC 浓度与去除率的关系绘于图 6.1。

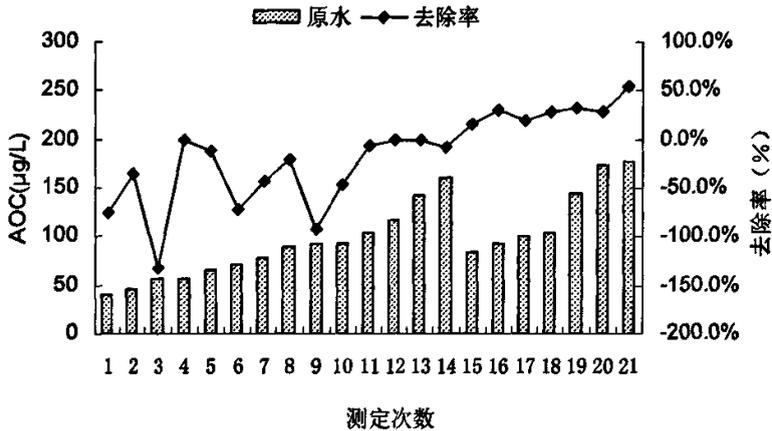


图 6.1 原水 AOC 浓度与去除率的关系

Fig.6.1 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency

由图 6.1 可知，当预氯化、混凝沉淀单元对 AOC 无去除效果，处理出水 AOC 浓度增加时，原水 AOC 浓度分布范围在 41~161  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 87  $\mu\text{g/L}$ ，其增幅为 0~132.1%，平均增幅为 38.9%；当该单元对 AOC 具有去除效果时，原水 AOC 浓度分布范围在 84~178  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 126  $\mu\text{g/L}$ ，其去除率范围为 15.5~55.1%，平均去除率为 30.0%。

混凝沉淀对 AOC 有较好的去除效果。金西水厂常规处理工艺中有预氯化处理过程，氯具有强氧化能力，可将大分子有机物氧化分解为小分子有机物，难降

解的有机物氧化生成易降解的有机物, 由于 AOC 主要是由易降解的小分子有机物组成, 因此, 氯与有机物的氧化作用会增加水中 AOC 的浓度。金西水厂原水在预氯化、混凝沉淀单元处理过程中, AOC 的变化主要受两方面因素影响, 一方面是氯化作用增加 AOC 的量, 另一方面是混凝沉淀的物理去除作用降低 AOC 的量, 那么预氯化、混凝沉淀处理单元中 AOC 就会出现三种变化趋势, 即当预氯化生成 AOC 的量大于混凝沉淀去除 AOC 的量, 则 AOC 的浓度升高; 当预氯化生成 AOC 的量小于混凝沉淀去除 AOC 的量, AOC 的浓度降低; 当预氯化生成 AOC 的量等于混凝沉淀去除 AOC 的量, AOC 保持不变。实际生产上, 因氯化作用和混凝沉淀的物理去除作用受到原水水质、温度、工艺运行参数等多重因素影响, AOC 在该单元处理过程中会出现不同的变化趋势。尽管如此, 由图 6.1 可以判断, 预氯化、混凝沉淀处理单元对 AOC 的去除效果与原水中 AOC 的浓度有一定的相关性, 当原水 AOC 浓度较低时, 出水 AOC 浓度呈增加趋势, 当原水 AOC 浓度较高时, 出水 AOC 浓度呈降低趋势。

由于混凝沉淀对 AOC-P17 和 AOC-NOX 均有去除作用, 氯化有机物产生的 AOC 以 AOC-NOX 为主, 因此, 单元处理出水中 AOC 的组成成分的变化趋势为 AOC-P17 占总 AOC 的比例下降, AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升, 而这一变化趋势与 AOC 浓度的变化趋势没有关系。由表 6.1 可知, 金西水厂常规处理工艺原水 AOC-P17 占总 AOC 的平均比例为 70.0%, 沉淀出水中 AOC-P17 占总 AOC 的平均比例为 63.8%, 下降了 6.2%。沉淀出水中 AOC-NOX 占总 AOC 的平均比例由 30.0% 上升至 36.2%。

#### 6.1.1.2 砂滤处理单元中 AOC 的变化

金西水厂砂滤处理单元中 AOC 变化的测定结果绘于图 6.2。结果显示, 沉淀出水 AOC 浓度为 57~180  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 105  $\mu\text{g/L}$ , 砂滤出水 AOC 浓度为 46~187  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 101  $\mu\text{g/L}$ , 砂滤处理单元对 AOC 的去除率波动较大, 为-110.0~58.0%。

根据 AOC 去除率的正负值对测定结果分成两组并列于表 6.2。当砂滤单元中 AOC 呈增加的变化趋势时, AOC 的浓度分布为 57~130  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 84  $\mu\text{g/L}$ , 其增幅为 9.5~110.0%, 平均增幅为 49.2%; 当砂滤单元中 AOC 呈降低的变化趋势时, AOC 的浓度分布为 74~180  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 123  $\mu\text{g/L}$ , 其去除率为 3.5~58.0%, 平均去除率为 34.9%。

由表 6.1 可知, AOC 的组成比例在砂滤处理前后基本保持不变, AOC-P17 占总 AOC 的比例为 59.1~63.8%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 36.2~40.9%。

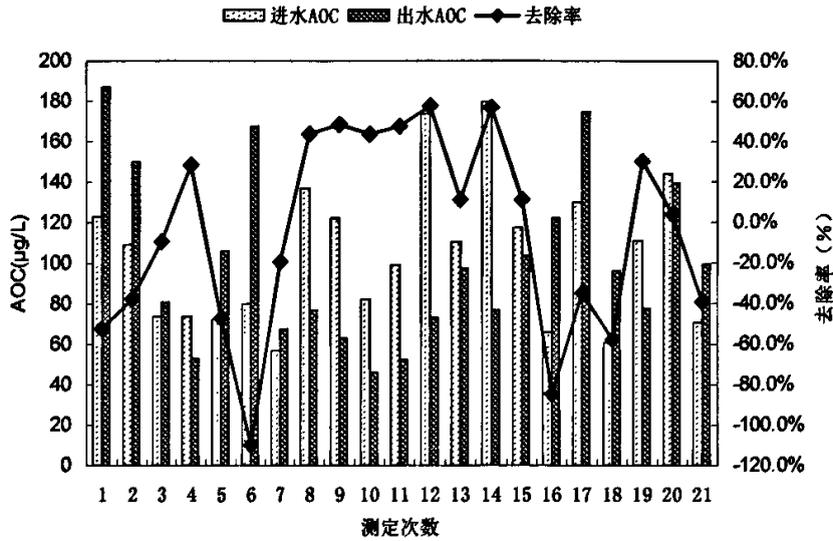


图 6.2 砂滤处理单元对 AOC 的去除效果

Fig.6.2 Removal effect on AOC by sand filtration treatment

表 6.2 砂滤处理单元中 AOC 的变化

Tab.6.2 Variation of AOC concentrations after sand filtration treatment

测定日期	AOC (µg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)		
	沉淀出水	砂滤出水	去除率(%)	沉淀出水	砂滤出水	沉淀出水	砂滤出水	
第一组	6.26	57	68	-19.3	135.1	147.1	78.9	127.9
	10.8	61	96	-57.4	113.1	114.6	65.6	41.7
	9.3	66	122	-84.8	60.6	50.8	51.5	16.4
	11.5	71	99	-39.4	53.5	39.4	50.7	14.1
	4.5	72	106	-47.2	73.6	61.3	25.0	38.7
	3.24	74	81	-9.5	82.4	117.3	25.7	90.1
	6.16	80	168	-110.0	61.3	29.8	10.0	10.1
	3.9	109	150	-37.6	86.2	38.7	39.4	12.0
	2.27	123	187	-52.0	62.6	16.6	36.6	17.1
	9.3	130	175	-34.6	35.4	10.9	28.5	15.4
平均值	84	125	-49.2	76.4	62.6	41.2	38.4	
第二组	3.29	74	53	28.4	86.5	30.2	47.3	67.9
	7.29	82	46	43.9	134.1	97.8	78.0	60.9
	7.3	99	52	47.5	74.7	96.2	37.4	92.3
	8.7	111	98	11.7	129.7	45.9	32.4	33.7
	10.31	111	78	29.7	83.8	97.4	22.5	35.9
	8.27	118	104	11.9	41.5	87.5	15.3	29.8
	7.19	122	63	48.4	46.7	85.7	59.8	192.1
	7.15	137	77	43.8	24.8	75.3	19.7	49.4

	11.3	144	139	3.5	43.1	28.8	34.0	27.3
	8.6	174	73	58.0	37.9	105.5	44.8	84.9
	8.13	180	77	57.2	22.2	75.3	17.8	54.5
	平均值	123	78	34.9	65.9	75.1	37.2	66.2
总平均值		105	101	3.8	63.8	58.4	36.2	41.6

### 6.1.1.3 加氯消毒单元中 AOC 的变化

为了防止通过饮用水传播疾病，在生活饮用水处理工艺中，消毒处理单元必不可少。加氯消毒经济有效，使用方便，应用历史最久也最为广泛。氯作为消毒剂的同时也作为氧化剂与有机物发生氧化反应生成 AOC，导致饮用水生物稳定性变差。金西水厂常规处理工艺消毒前后 AOC 浓度的变化情况见图 6.3。砂滤出水 AOC 浓度为 46~187 μg/L，平均值为 101μg/L，消毒后出厂水 AOC 浓度为 47~198 μg/L，平均值为 114 μg/L。金西水厂加氯消毒单元使 AOC 浓度平均增加了 24.3%。此外，试验结果显示，加氯消毒单元出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由 58.4%降至 50.9%，降幅为 7.5%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 41.6%升至 49.1%。

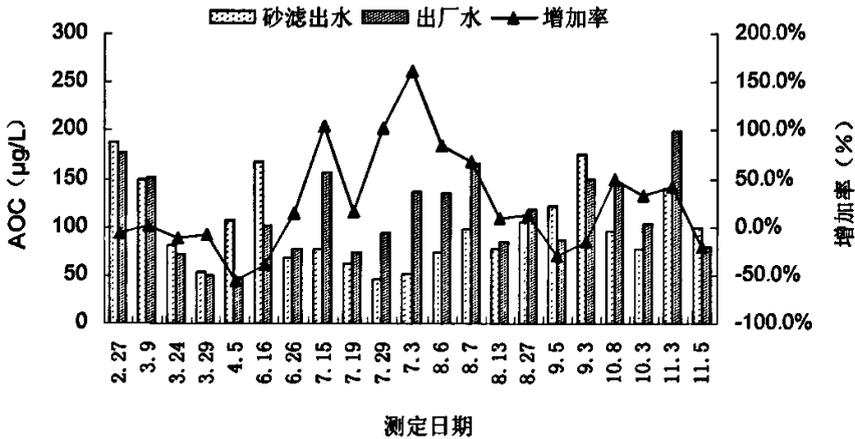


图 6.3 氯化消毒单元中 AOC 的变化

Fig.6.3 Variation of AOC concentrations after chlorination disinfection

### 6.1.1.4 金西水厂常规处理工艺对 AOC 的去除效果

了解常规处理工艺对水中有机物总量的去除，对理解和研究 AOC 在常规处理工艺中的变化规律非常有帮助。DOC 与 UV<sub>254</sub> 是表示水中总有机物浓度的两个替代参数。金西水厂常规处理工艺对 DOC 与 UV<sub>254</sub> 的去除效果详见图 6.4 与 6.5。由图 6.4 和图 6.5 可知，金西水厂原水中 DOC 平均值为 1.80 mg/L，出厂水 DOC 平均值为 1.34 mg/L，常规处理工艺对 DOC 的平均去除率为 24.4%。原水

UV<sub>254</sub> 平均值为 0.048 cm<sup>-1</sup>, 出厂水 UV<sub>254</sub> 平均值 0.029 cm<sup>-1</sup>, 常规处理工艺对 UV<sub>254</sub> 的平均去除率为 37.5%。

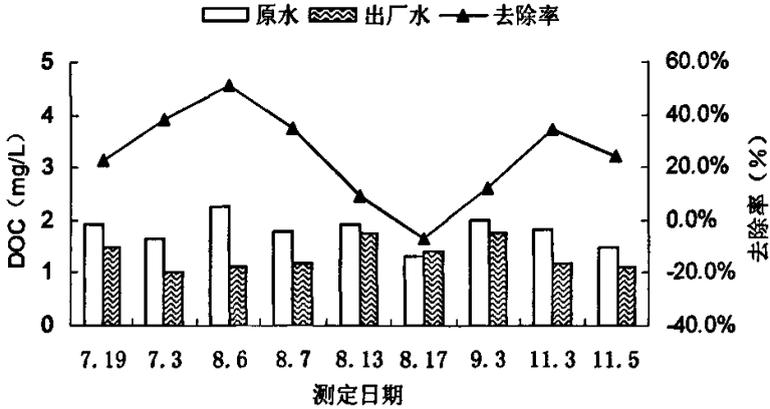


图 6.4 金西水厂常规处理工艺对 DOC 的去除效果  
Fig.6.4 Removal effect on DOC by conventional water treatment process in Jinxi Waterworks

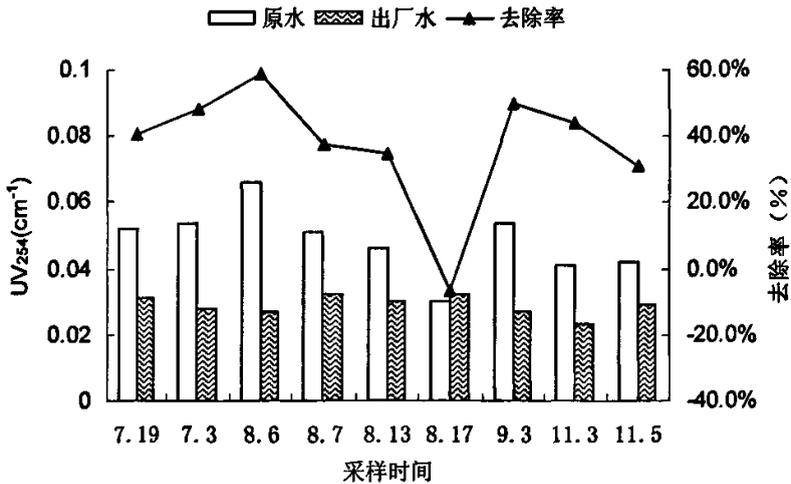


图 6.5 金西水厂常规处理工艺对 UV<sub>254</sub> 的去除效果  
Fig.6.5 Removal effect on UV<sub>254</sub> by conventional water treatment process in Jinxi Waterworks

金西水厂常规处理工艺中 AOC 浓度变化的测定结果列于表 6.3。原水中 AOC 浓度相对较低, 分布范围为 41~178 μg/L, 平均值为 100 μg/L, 属饮用水生物稳定性临界区间。出厂水 AOC 浓度为 47~198 μg/L, 平均值为 114 μg/L, 仍属饮用水生物稳定性临界区间。常规处理工艺中 AOC 的变化率为 -217.8~53.3%, 其

中有 61.9% 的水样 AOC 浓度增加, 38.1% 的水样 AOC 浓度降低。

常规处理工艺中, AOC 的浓度变化主要受氯氧化作用和混凝沉淀与砂滤的物理化学去除作用双重因素影响, 依据 AOC 去除率的正负值对测定结果进行分组, 对每一组水样原水 AOC 值由低至高顺序排列后, 将原水 AOC 浓度与工艺去除率的关系绘于图 6.6。由图 6.6 可知, 当常规处理工艺中 AOC 浓度呈增加趋势时, AOC 浓度分布范围为 45~174  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 85  $\mu\text{g/L}$ , 其增幅为 -1.7~217.8%, 平均增幅为 59.2%; 当常规处理工艺中 AOC 浓度呈降低趋势时, AOC 浓度分布范围为 84~178  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 120  $\mu\text{g/L}$ , 其去除率为 0~53.3%, 平均去除率为 16.9%。

表 6.3 金西水厂常规处理工艺中 AOC 的变化

Tab.6.3 Variation of AOC concentrations after conventional water treatment process in Jinxi Waterworks

日期	总 AOC( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	原水	出厂水
2.27	174	177	-1.7	77.6	59.3	22.4	40.7
3.9	90	151	-67.8	53.3	54.3	46.7	45.7
3.24	66	71	-7.6	83.3	84.5	16.7	15.5
3.29	105	49	53.3	73.3	49.0	26.7	51.0
4.5	41	47	-14.6	58.5	42.6	41.5	57.4
6.16	178	102	42.7	53.9	52.9	46.1	47.1
6.26	57	77	-35.1	78.9	57.1	21.1	42.9
7.15	94	157	-67.0	74.5	58.6	25.5	41.4
7.19	71	73	-2.8	60.6	57.5	39.4	42.5
7.29	101	93	7.9	77.2	59.1	22.8	40.9
7.30	145	136	6.2	78.6	27.9	21.4	72.1
8.6	161	134	16.8	42.2	43.3	57.8	56.7
8.7	104	165	-58.7	63.5	80.6	36.5	19.4
8.13	94	84	10.6	62.8	64.3	37.2	35.7
8.27	117	117	0	93.2	71.8	6.8	28.2
9.3	94	86	8.5	74.5	68.6	25.5	31.4
9.30	56	149	-166.1	66.1	28.2	33.9	71.8
10.8	45	143	-217.8	71.1	16.1	28.9	83.9
10.31	78	103	-32.1	79.5	44.7	20.5	55.3
11.3	142	198	-39.4	90.1	41.9	9.9	58.1
11.5	84	79	6.0	57.1	38.0	42.9	62.0
平均值	100	114	-26.6	70.0	50.9	30.0	49.1

由表 6.3 可知, 金西水厂原水中 70% 的 AOC 是由 AOC-P17 组成, 剩余 30% 由 AOC-NOX 组成。经常规处理工艺处理后出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的

比例下降为 50.9%，而 AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升至 49.1%，升幅为 19.1%。由于金西水厂常规处理工艺对 DOC 有一定的去除率，对 AOC 的去除效果较差，则 AOC 占 DOC 的比例呈升高趋势，由原水的 5.6% 升至出厂水的 8.5%，表明常规处理工艺对有机物的去除能力高于对 AOC 的去除。

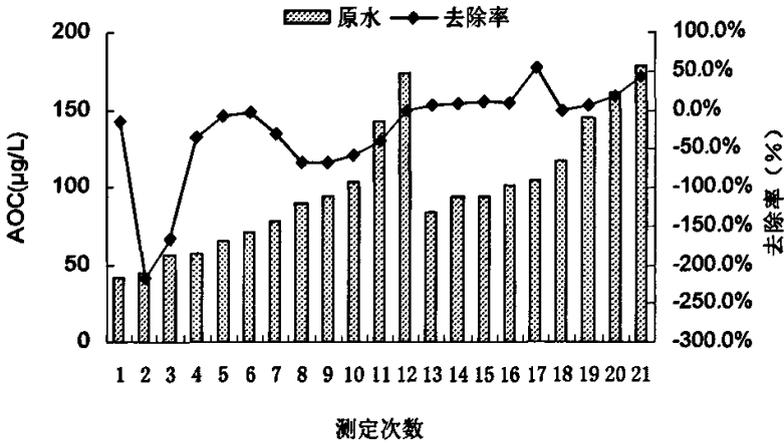


图 6.6 金西水厂常规处理工艺中原水 AOC 浓度与去除率的关系

Fig.6.6 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency by conventional water treatment process in Jinxi Waterworks

### 6.1.2 杨树浦水厂常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

#### 6.1.2.1 预氯化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

杨树浦水厂常规处理工艺预氯化、混凝沉淀单元中 AOC 的变化情况见表 6.4。由表 6.4 可知，杨树浦水厂原水 AOC 浓度为 96~312 µg/L，平均值为 210 µg/L，沉淀出水 AOC 浓度为 105~234 µg/L，平均值为 163 µg/L。预氯化、混凝沉淀处理单元对 AOC 的去除率为 -60.4~56.6%，波动范围较大，其中有 25% 的水样 AOC 浓度增加，75% 的水样 AOC 浓度降低。

依据 AOC 去除率的正负值对测定结果进行分组，每组按原水 AOC 浓度由低至高排列后，将原水 AOC 浓度与去除率的关系绘于图 6.7。由图 6.7 可知，当预氯化、混凝沉淀单元中 AOC 浓度呈增加趋势时，原水 AOC 浓度分布范围为 97~161 µg/L，平均浓度为 136 µg/L，其增幅为 0.6~60.4%，平均增幅为 23.7%；当 AOC 浓度呈降低趋势时，原水 AOC 浓度分布为 172~312 µg/L，平均浓度为 235 µg/L，其去除率为 7.0~36.9%，平均去除率为 28.5%。

由表 6.4 可知，预氯化、混凝沉淀处理单元出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由 85.1% 降至 70.0%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 14.9% 升至 28.9%，升

幅为 14%。

表 6.4 预氯化、混凝沉淀单元中 AOC 的变化

Tab.6.4 Variation of AOC concentrations after prechlorination, coagulation and sedimentation

测定日期	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC (%)		NOX/AOC (%)		
	原水	沉淀出水	去除率 (%)	原水	沉淀出水	原水	沉淀出水	
2004 年	7.5	181	124	31.5	94.5	72.6	5.5	27.4
	7.22	172	160	7.0	74.4	68.1	25.6	31.9
	8.3	219	200	8.7	94.1	88.0	5.9	12.0
	8.17	151	166	-9.9	80.8	75.9	19.2	24.1
	9.7	190	159	16.3	92.6	55.3	7.4	44.7
	9.17	216	160	25.9	86.1	68.8	13.9	31.3
	10.11	298	234	21.5	84.6	59.0	15.4	41.0
2005 年	5.17	285	136	52.3	79.6	64.0	20.4	36.0
	6.16	242	105	56.6	86.8	73.3	13.2	26.7
	6.24	312	197	36.9	90.7	77.2	9.3	22.8
	6.29	96	154	-60.4	75.0	73.4	25.0	26.6
	7.07	161	162	-0.6	82.6	77.2	17.4	22.2
平均值	210	163	15.5	85.1	71.1	14.9	28.9	

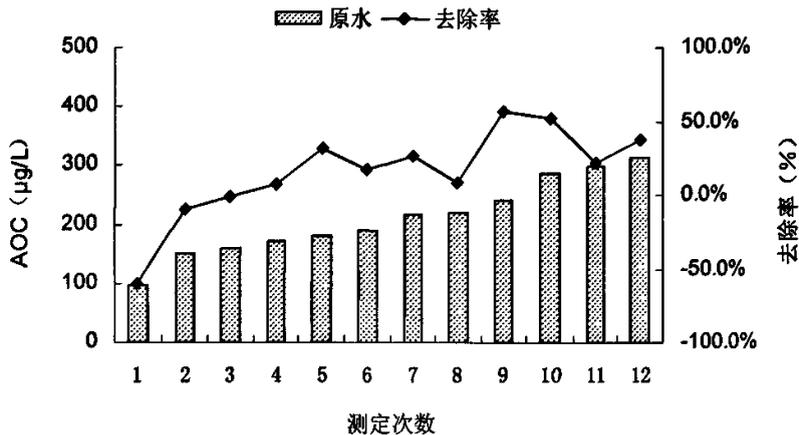


图 6.7 预氯化、混凝沉淀处理单元中原水 AOC 浓度与去除率的关系

Fig.6.7 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency during prechlorination, coagulation and sedimentation

### 6.1.2.2 砂滤单元中 AOC 的变化

杨树浦水厂砂滤处理单元中 AOC 的变化绘于图 6.8。由图 6.8 可知，沉淀出水 AOC 浓度为 105~234  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 163  $\mu\text{g/L}$ ，砂滤出水 AOC 浓度为 73~175  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 120  $\mu\text{g/L}$ 。砂滤处理单元对 AOC 的去除率为 -8.0%~49.1%，平均去除率为 25.0%。其中只有 16.7% 的水样 AOC 浓度增加，83.3% 的水样 AOC

浓度降低。砂滤处理单元中 AOC 的组成比例变化较小, AOC-P17 占总 AOC 的比例由 71.1% 降至 68.4%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 28.9% 升至 31.6%。

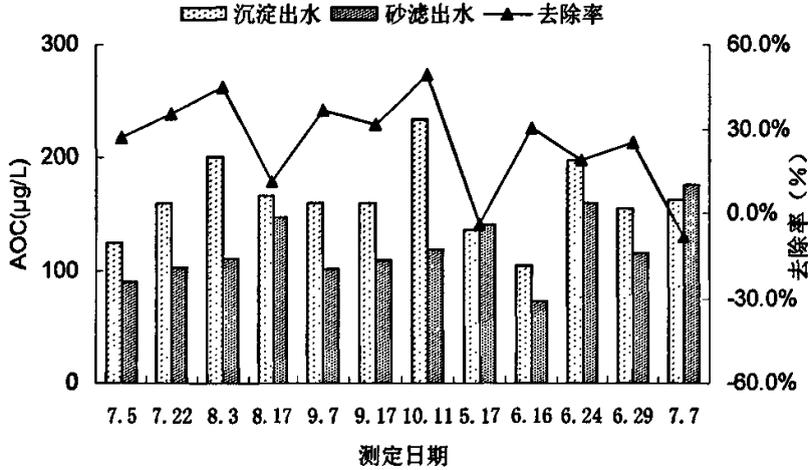


图 6.8 砂滤处理单元中 AOC 的变化

Fig.6.8 Variation of AOC concentrations after sand filtration treatment

### 6.1.2.3 加氯消毒单元中 AOC 的变化

杨树浦水厂常规处理工艺采用化合氯消毒, 加氯消毒后 AOC 的变化情况见表 6.5。

表 6.5 加氯消毒处理单元中 AOC 的变化

Tab.6.5 Variation of AOC concentrations after chlorination disinfection

测定日期	AOC (µg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)		
	砂滤出水	出厂水	增加率(%)	砂滤出水	出厂水	砂滤出水	出厂水	
2004 年	7.5	90	138	53.3	75.6	52.9	24.4	47.1
	7.22	103	105	1.9	71.8	66.7	28.2	33.3
	8.3	110	108	-1.8	65.5	64.8	34.5	35.2
	8.17	147	177	20.4	68.0	70.1	32.0	29.9
	9.7	101	110	8.9	51.5	40.0	48.5	60.0
	9.17	109	118	8.3	62.4	64.4	37.6	35.6
	10.11	119	136	14.3	56.3	74.3	43.7	25.7
2005 年	6.1	141	151	7.1	70.9	66.9	29.1	33.1
	6.16	73	157	115.1	90.4	87.3	9.6	12.7
	6.24	160	218	36.3	76.9	75.2	23.1	24.8
	6.29	115	112	-2.6	59.1	64.3	40.9	35.7
	7.7	175	187	6.9	72.6	69.5	27.4	30.5
平均值	120	143	22.3	68.4	66.4	31.6	33.6	

由表 6.5 可知, 砂滤出水中 AOC 浓度为 73~175  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 120  $\mu\text{g/L}$ , 出厂水 AOC 浓度为 105~218  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 143  $\mu\text{g/L}$ 。加氯消毒后 AOC 平均增加了 22.3%。此外, 砂滤出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由 68.4% 降至 66.4%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 31.6% 升至 33.6%。

#### 6.1.2.4 杨树浦水厂常规处理工艺对 AOC 的去除效果

杨树浦水厂常规处理工艺对有机物的去除效果见表 6.6。杨树浦水厂的黄浦江上游原水  $\text{UV}_{254}$  平均值为  $0.154 \text{ cm}^{-1}$ , 出厂水平均值为  $0.107 \text{ cm}^{-1}$ , 平均去除率为 30%。杨树浦原水有机物浓度较高, DOC 平均值为 5.88  $\text{mg/L}$ , 出厂水 DOC 平均值为 4.78  $\text{mg/L}$ , 平均去除率为 18.8%。

表 6.6 杨树浦水厂常规处理工艺对有机物的去除效果

Tab.6.8 Removal effect on organic matter after conventional water treatment process in Yangshupu Waterworks

采样日期	$\text{UV}_{254}(\text{cm}^{-1})$			DOC( $\text{mg/L}$ )			AOC( $\mu\text{g/L}$ )		
	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)
04.7.5	—	—	—	—	—	—	181	138	23.8
04.7.22	0.167	—	—	4.04	—	—	172	105	39.0
04.8.3	0.171	0.101	40.9	4.94	4.19	15.0	219	108	50.7
04.8.17	0.152	0.109	28.3	7.30	5.57	23.7	151	177	-17.2
04.9.7	0.143	0.11	23.1	5.75	4.35	24.3	190	110	42.1
04.9.14	0.139	0.107	23.0	6.34	4.85	23.4	216	118	45.4
04.10.11	0.139	0.095	31.7	6.17	4.83	21.7	298	136	54.4
05.5.17	0.187	0.105	43.9	6.37	4.77	25.1	285	151	47.0
05.5.31	0.143	0.102	28.7	5.01	4.11	18.0	242	157	35.1
05.6.16	0.197	0.107	45.7	6.43	5.04	21.6	312	218	30.1
05.6.24	0.149	0.114	23.5	7.67	5.09	33.6	96	112	-16.7
05.7.7	0.111	0.116	-4.5	4.67	4.94	-5.8	161	187	-16.1
平均值	0.154	0.107	30.9	5.88	4.78	18.8	210	143	26.5

由 6.6 可知, 杨树浦水厂原水 AOC 浓度为 116~312  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 215  $\mu\text{g/L}$ , 生物稳定性较差。出厂水 AOC 浓度为 105~218  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 143  $\mu\text{g/L}$ , 属生物稳定性临界区间。常规处理工艺对 AOC 的去除率为 -17.2~54.4%, 其中有 25% 的水样 AOC 浓度增加, 75% 的水样 AOC 浓度降低。

依据 AOC 去除率的正负值对测定结果分成两组, 每组水样按原水 AOC 浓度由低至高排列后, 将原水 AOC 浓度与去除率的关系绘于图 6.9。由图 6.9 可知, 当常规处理工艺中 AOC 浓度呈增加趋势时, 原水 AOC 浓度分布范围为 96~161  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 136  $\mu\text{g/L}$ , 其增幅为 16.1~17.2%, 平均增幅为 16.7%; 当 AOC

浓度呈降低趋势时, AOC 浓度分布范围为 181~298  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 235  $\mu\text{g/L}$ , 其去除率为 23.8~54.4%, 平均去除率为 40.8%。

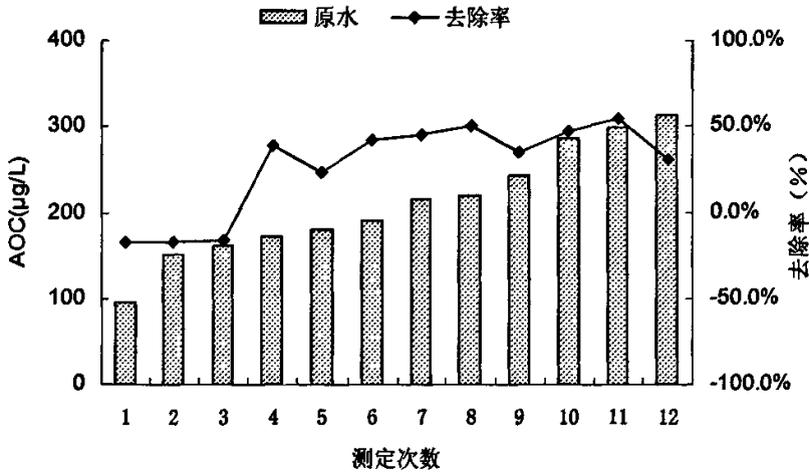


图 6.9 杨树浦水厂常规处理工艺中原水 AOC 浓度与去除率的关系

Fig.6.9 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency after conventional water treatment process in Yangshupu Waterworks

由表 6.4 与表 6.5 可知, 杨树浦水厂常规处理工艺中 AOC 组成比例的变化趋势为 AOC-P17 占总 AOC 的比例降低, AOC-NOX 占总 AOC 的比例升高, 出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 85.1% 降至 66.4%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 14.9% 升至 33.6%。由表 6.6 可知, 杨树浦水厂出厂水中 AOC 占 DOC 的比例由原水的 3.7% 降至 3.0%, 这一结果说明杨树浦水厂常规处理工艺对 AOC 的去除能力高于对 DOC 的去除, 与镇江市金西水厂不同。

### 6.1.3 清泰水厂常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

清泰水厂常规处理工艺中 AOC 与 DOC 的变化见表 6.7。清泰水厂的钱塘江(杭州段)原水 DOC 平均浓度为 1.78 mg/L, 出厂水 DOC 平均浓度为 1.59 mg/L, 常规处理工艺对 DOC 的去除率为 4.9~24.3%, 平均去除率为 11%。清泰水厂原水 AOC 浓度为 59~214  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 121  $\mu\text{g/L}$ , 出厂水 AOC 浓度为 78~212  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 142  $\mu\text{g/L}$ 。原水与出厂水水质均属饮用水生物稳定性临界区间。常规处理工艺对 AOC 的去除率变化范围为 -63.9%~14.1%。

由表 6.7 可知, 当原水 AOC 浓度分布为 142~214  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 178  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 的平均去除率为 7.5%; 当原水 AOC 浓度分布为 59~97  $\mu\text{g/L}$ , 平均浓度为 83  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺中 AOC 浓度呈增加趋势, 其平均增幅为 48.3%。

清泰水厂常规处理工艺中 P17/AOC、NOC/AOC 和 AOC/DOC 的变化情况见图 6.10。清泰水厂原水中 79.0% 的 AOC 是由 AOC-P17 组成，剩余 21.0% 由 AOC-NOX 组成。经常规处理工艺处理后，出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例略有降低，AOC-P17 占总 AOC 的比例为 74.6%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 25.4%。常规处理工艺中 AOC 占 DOC 的比例由原水的 6.9% 增加为出厂水的 8.9%。结果表明清泰水厂的常规处理工艺对有机物的去除效果高于对 AOC 的去除。

表 6.7 清泰水厂常规处理工艺对 AOC 与 DOC 的去除效果  
Tab.6.7 Removal effect on AOC and DOC concentrations after convertional water treatment process in Qingtai Waterworks

日期	AOC (µg/L)			DOC (mg/L)		
	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)
4.20	59	78	-32.2	1.34	1.27	5.2
5.24	214	212	0.9	2.23	2.12	4.9
6.15	97	159	-63.9	1.81	1.37	24.3
7.13	142	122	14.1	1.73	1.59	8.1
7.28	94	140	-48.9	-	-	-
平均值	121	142	-26.0	1.78	1.59	10.6

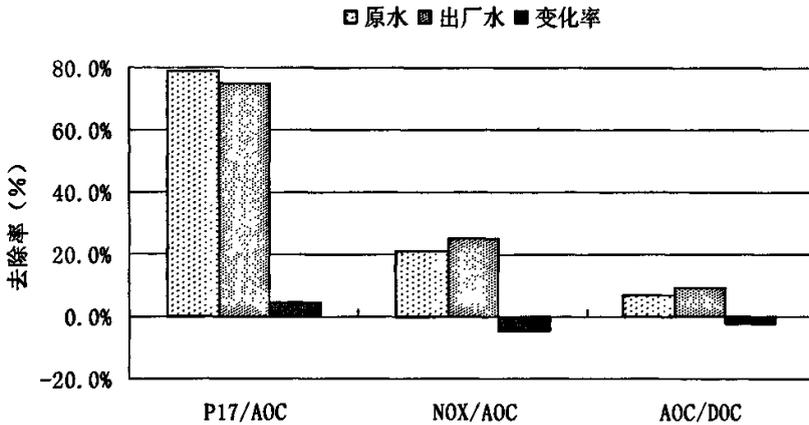


表 6.10 清泰水厂常规处理工艺中 AOC 与 DOC 比例的变化  
Tab.6.10 Variation of component proportion of AOC and DOC after convertional water treatment process in Qingtai Waterworks

#### 6.1.4 泰和水厂常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

泰和水厂常规处理工艺中 DOC、UV<sub>254</sub> 和 AOC 测定结果列于表 6.8。泰和水厂的长江（上海段）原水 DOC 平均值为 1.57 mg/L，出厂水 DOC 平均值为 1.02

mg/L, 常规处理工艺对 DOC 的平均去除率为 35.4%。原水 UV<sub>254</sub> 平均值为 0.050 cm<sup>-1</sup>, 出厂水 UV<sub>254</sub> 平均值为 0.031 cm<sup>-1</sup>, 平均去除率为 37.9%。原水 AOC 浓度为 64~79 μg/L, 平均值为 70 μg/L, 生物稳定性较好, 出厂水 AOC 浓度为 104~144 μg/L, 平均值为 125 μg/L, 属生物稳定性临界区间。常规处理工艺中 AOC 浓度呈增加趋势, 其增幅为 52.9~96.9%, 平均增幅 77.4%。

试验结果显示, 泰和水厂常规处理工艺出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 65.2% 降至 59.1%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 34.8% 升至 40.9%, AOC 占 DOC 的比例由原水的 4.3% 升至 12.1%。结果表明, 泰和水厂常规处理工艺对有机物的去除效果高于对 AOC 的去除。

表 6.8 泰和水厂常规水处理工艺中 DOC、UV<sub>254</sub> 和 AOC 的变化  
Tab.6.8 Variation of DOC, UV<sub>254</sub> and AOC concentrations after conventional water treatment process in Taihe Waterworks

项目	05.6.9			05.6.30			05.7.21			平均去除率 (%)
	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)	
DOC (mg/L)	1.30	0.81	37.7	1.84	1.23	33.2	-	-	-	35.4
UV <sub>254</sub> (cm <sup>-1</sup> )	0.057	0.035	38.6	0.043	0.027	37.2	-	-	-	37.9
AOC(μg/L)	64	126	-96.9	68	104	-52.9	79	144	-82.3	-77.4
P17/AOC (%)	79.7	63.5	16.2	41.2	50.0	-8.8	74.7	63.9	10.8	6.1
NOX/AOC (%)	20.3	36.5	-16.2	58.8	50.0	8.8	25.3	36.1	-10.8	-6.1
AOC/DOC (%)	4.9	15.6	-10.7	3.7	8.5	4.8	-	-	-	-7.8

### 6.1.5 吴淞水厂常规处理工艺对 AOC 去除特性的研究

吴淞水厂常规处理工艺中 AOC 的变化见表 6.9。

表 6.9 吴淞水厂常规处理工艺中 AOC 的变化  
Tab.6.9 Variation of AOC concentrations after conventional water treatment process in Wusong Waterworks

测定日期	AOC (μg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	原水	出厂水	去除率(%)	原水	出厂水	原水	出厂水
3.3	102	216	-111.8	92.4	80.1	7.6	19.9
4.5	161	74	54.0	72.3	66.6	27.7	33.4
4.21	103	223	-116.5	89	91	11	9
4.27	212	118	44.3	63	59.6	37	40.4
平均值	145	158	-32.5	75.4	78.6	24.6	21.4

原水 AOC 浓度为 102~212 $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 145  $\mu\text{g/L}$ ，出厂水 AOC 浓度为 74~223  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 158  $\mu\text{g/L}$ ，原水与出厂水均属生物稳定性临界区间。常规处理工艺对 AOC 的去除率为-116.5~54.0%。由表 6.9 可知，当原水 AOC 浓度为 102~103  $\mu\text{g/L}$  时，常规处理工艺中 AOC 浓度呈增加趋势，其平均增幅为 114.2%；当原水 AOC 浓度为 161~212  $\mu\text{g/L}$ ，平均浓度为 187  $\mu\text{g/L}$  时，常规处理工艺对 AOC 的平均去除率为 49.2%。

试验结果显示，吴淞水厂常规处理工艺中 AOC 组成比例变化较小，出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 78.6% 降至 75.4%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 21.4% 升至 24.6%。

### 6.1.6 常规处理工艺对 AOC 的去除规律

试验结果表明，常规处理工艺对 DOC 均有去除效果，图 6.11 比较了四个水厂常规处理工艺对 DOC 的去除率，其中泰和水厂 DOC 去除率最高为 35.4%，金西水厂和杨树浦水厂的 DOC 去除率分别为 24.4% 和 18.8%，清泰水厂 DOC 去除率最低为 11.0%，4 个水厂常规处理工艺对 DOC 的平均去除率为 22.4%。由图 6.11 可知，常规处理工艺对 DOC 的去除率与原水 DOC 的浓度没有直接的关系。

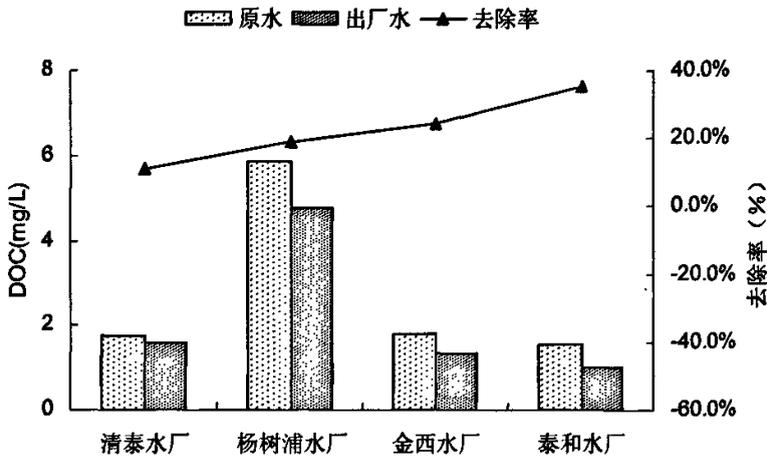


表 6.11 常规处理工艺对 DOC 的去除效果  
Tab.6.11 Removal effect on DOC by conventional water treatment process

比较 5 个水厂常规处理工艺对 AOC 的去除效果并列于表 6.10。杨树浦水厂原水 AOC 平均值最高为 215  $\mu\text{g/L}$ ，生物稳定性差，泰和水厂 AOC 平均值最低为 70  $\mu\text{g/L}$ ，生物稳定性好，金西水厂、清泰水厂和吴淞水厂原水 AOC 平均值依次为 100、121 和 145  $\mu\text{g/L}$ ，生物稳定性属于临界区间。5 个水厂的出厂水 AOC

平均值相差不大，为 114~158  $\mu\text{g/L}$ ，均属生物稳定性临界区间。

受氯化作用与混凝沉淀和砂滤物理去除作用双重因素影响，常规处理工艺中 AOC 有三种变化趋势，即升高、降低和不变。由表 6.10 可知，5 个水厂常规处理工艺对 AOC 的去除效果与原水 AOC 浓度有一定的相关性，当 AOC 浓度较低时，常规处理工艺中 AOC 呈增加的趋势；当 AOC 浓度较高时，常规处理工艺中 AOC 呈降低的趋势。将 5 个水厂共 45 组水样测试数据的原水 AOC 浓度与相对应的 AOC 去除率绘于图 6.12。

表 6.10 常规处理工艺对 AOC 的去除效果  
Tab.6.10 Removal effect on AOC by conventional water treatment process

项目		金西水厂	杨树浦水厂	清泰水厂	泰和水厂	吴淞水厂
原水 AOC( $\mu\text{g/L}$ )	浓度分布	41~178	116~312	59~214	64~79	102~212
	平均值	100	215	121	70	145
出厂水 AOC( $\mu\text{g/L}$ )	浓度分布	47~198	105~218	78~212	104~144	74~223
	平均值	114	141	142	125	158
AOC 去除率分布 (%)		-217.8~ 53.3	-17.2~62.1	-64.6~ 14.2	-52.9~ -96.9	-116.5~ 54.0
AOC 浓 度增加	原水 AOC( $\mu\text{g/L}$ )	85	136	83	70	103
	增加率 (%)	59.2	16.7	48.3	77.4	114.2
AOC 浓 度降低	原水 AOC( $\mu\text{g/L}$ )	120	235	178	—	187
	去除率 (%)	16.9	40.8	7.5	—	49.2

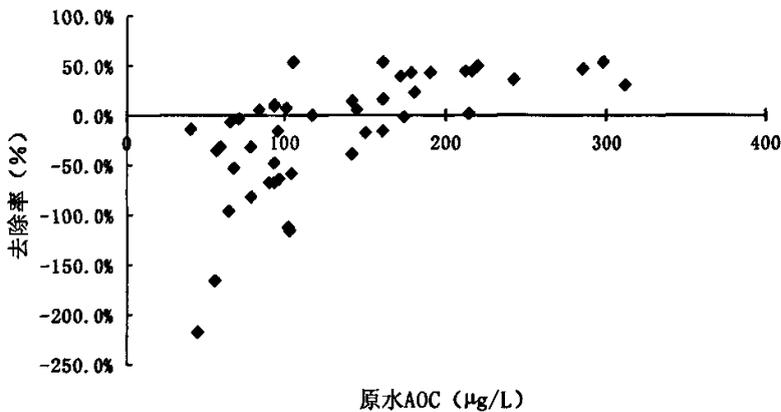


图 6.12 常规处理工艺中原水 AOC 浓度与去除率的关系  
Fig.6.12 Relationship between AOC concentrations in raw water and removal efficiency during conventional water treatment process

从图 6.12 可以看出，常规处理工艺中 AOC 的去除率与原水 AOC 浓度存在良好的相关性。常规处理工艺中当原水 AOC 浓度为 0~100  $\mu\text{g/L}$  时，有 84.2%

的水样出水 AOC 浓度增加, 平均增幅为 51.6%; 当原水 AOC 浓度为 100~200  $\mu\text{g/L}$  时, 有 38.8% 的水样出水 AOC 浓度增加, 61.2% 的水样出水 AOC 浓度降低, 常规处理工艺对 AOC 的去除效果不稳定, 去除率变化较大; 当原水 AOC 浓度大于 200  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 有较好的去除效果, 平均去除率为 38.5%。

图 6.13 比较不同水厂常规处理工艺中 AOC 组成比例以及 AOC 占 DOC 比例的变化。由图 6.13 可知, 不同水厂常规处理工艺中 AOC 组成比例的变化一致, AOC-P17 占总 AOC 的比例降低, 其中降幅最大的为金西水厂, 下降幅度为 19.1%, 吴淞水厂降幅最小为 3.2%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例升高。AOC 占 DOC 的比例呈升高趋势的有金西水厂、清泰水厂和泰和水厂, 其增幅依次为 2.9、2.0 和 7.8%, 杨树浦水厂中 AOC 占 DOC 的比例呈下降趋势, 其降幅为 0.7%。

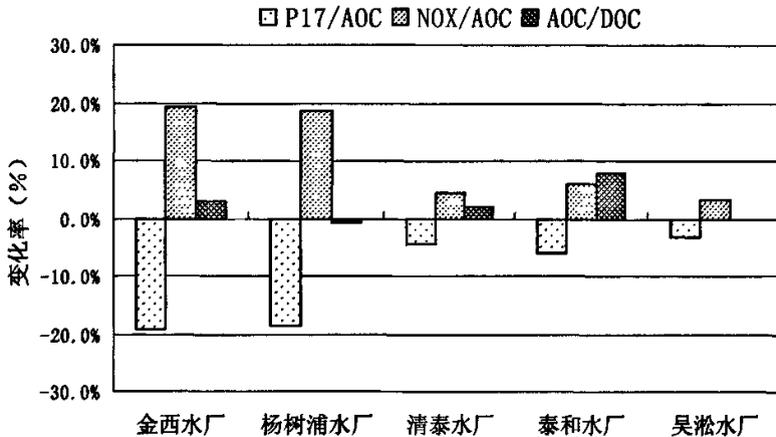


图 6.13 常规处理工艺中 P17/AOC、NOX/AOC 和 AOC/DOC 的变化  
Fig.6.13 Variation of P17/AOC, NOX/AOC and AOC/DOC duringr conventional treatment process

综上所述, 长三角区域水厂常规处理工艺对 AOC 的去除规律为:

常规处理工艺不能保证出厂水水质的生物稳定性, 5 个水厂出厂水水质均属生物稳定性临界区间。

常规处理工艺对 AOC 的去除率与原水 AOC 浓度具有良好的相关性, 当 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$ , 常规处理工艺出水 AOC 浓度增加; 当 AOC 浓度为 100~200  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 的去除效果不稳定; 当 AOC 浓度大于 200  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 有较好的去除效果。

常规处理工艺中出水 AOC 组成比例变化趋势为, AOC-P17 占总 AOC 的比例下降, AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升。

## 6.2 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 去除特性的研究

### 6.2.1 南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 去除特性的研究

#### 6.2.1.1 预臭氧化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

杭州市南星水厂预臭氧化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化见表 6.11。原水 AOC 浓度为 56~202 μg/L，平均值为 103 μg/L，沉淀出水 AOC 浓度为 32~326 μg/L，平均值为 138 μg/L，预臭氧、混凝沉淀处理单元对 AOC 的去除率波动较大，为-141.1~44.8%，其中有 33.3%的水样沉淀出水 AOC 浓度增加，76.3%的水样沉淀出水 AOC 浓度降低。

由表 6.11 可知，预臭氧化、混凝沉淀处理过程中，AOC 的组成比例变化幅度较小。沉淀出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 77.8%升至 82.9%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 22.2%降至 17.6%。

表 6.11 预臭氧化、混凝沉淀处理单元中 AOC 的变化

Tab.6.11 Variation of AOC concentration after preozonation, coagulation and sedimentation

测定日期	AOC (μg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	原水	沉淀出水	去除率(%)	原水	沉淀出水	原水	沉淀出水
4.8	127	78	38.6	88.9	79.5	11.1	20.5
4.20	58	32	44.8	94.0	93.8	6.0	6.2
5.12	90	217	-141.1	53.9	75.1	46.1	24.9
5.18	170	326	-91.8	79.5	96.6	20.5	3.4
5.24	202	210	-4.0	96.6	87.1	3.4	13.3
6.15	93	110	-18.3	97.1	94.5	2.9	5.5
7.13	62	59	4.8	57.2	71.2	42.8	28.8
7.20	56	59	-5.4	71.9	66.1	28.1	35.9
7.28	72	150	-108.3	61.1	82.0	38.9	18.0
平均值	103	138	-31.2	77.8	82.9	22.2	17.1

#### 6.2.1.2 砂滤处理单元中 AOC 的变化

南星水厂砂滤处理单元中 AOC 的变化绘于图 6.14。由图 6.14 可知，沉淀出水 AOC 浓度为 32~326 μg/L，平均值为 138 μg/L，砂滤出水 AOC 浓度为 32~226 μg/L，平均值为 93 μg/L，砂滤处理单元对 AOC 的去除率波动较大，为-96.9~79.5%。砂滤处理单元中 AOC 的组成比例变化较大，砂滤出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由沉淀出水的 82.9%降至 61.3%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由沉淀出水的 17.1%升至 38.7%。

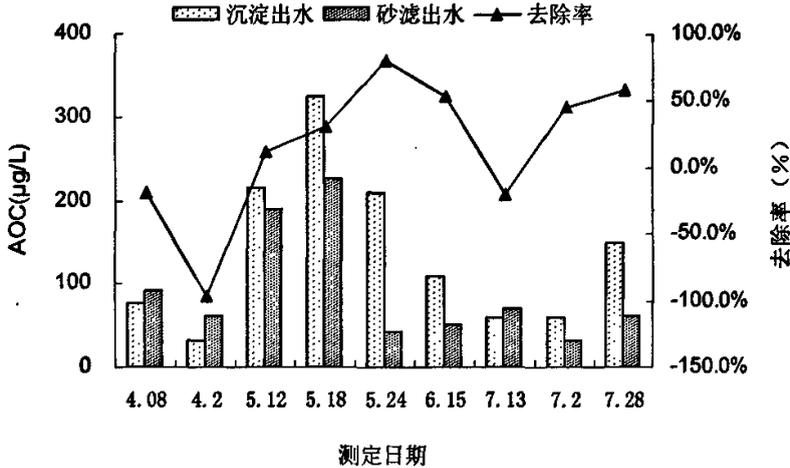


图 6.14 砂滤处理单元对 AOC 的去除效果

Fig.6.14 Removal effect on AOC by sand filtration treatment

### 6.2.1.3 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化

南星水厂臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化见表 6.12。砂滤出水 AOC 浓度为 32~226 µg/L，平均值为 93 µg/L，臭氧氧化出水 AOC 浓度为 116~347 µg/L，平均值为 218 µg/L，臭氧氧化处理单元出水 AOC 浓度增加幅度为-2.2~520.9% 平均增幅为 217.3%。臭氧氧化处理前后 AOC 组成比例变化较小，臭氧出水 AOC-P17 占总 AOC 的比例由砂滤出水的 64.6%升至 67.5%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由砂滤出水的 35.4%降至 32.5%。

表 6.12 臭氧氧化处理单元中 AOC 的变化

Tab.6.12 Variation of AOC concentrations by ozonation

测定日期	AOC (µg/L)			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	砂滤出水	臭氧出水	去除率(%)	砂滤出水	臭氧出水	砂滤出水	臭氧出水
4.8	93	261	180.6	62.4	66.3	37.6	33.7
4.20	63	193	206.3	31.7	68.9	68.3	31.1
5.12	191	347	81.7	83.2	70	16.8	30
5.18	226	221	-2.2	73.9	67	26.1	33
5.24	43	267	520.9	71.4	73	28.6	27
6.15	52	212	307.7	57.7	84.9	42.3	15.1
7.13	71	183	157.7	57.6	62.3	42.4	37.7
7.20	32	165	415.6	49.2	60.6	50.8	39.4
7.28	62	116	87.1	64.6	54.3	35.4	45.7
平均值	93	218	217.3	61.3	67.5	38.7	32.5

6.2.1.4 BAC 处理单元中 AOC 的变化

南星水厂 BAC 处理单元对 AOC 的去除效果见图 6.15。由图 6.15 可知，砂滤出水 AOC 浓度为 32~226  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 93  $\mu\text{g/L}$ ，臭氧氧化出水 AOC 浓度为 116~347  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 218  $\mu\text{g/L}$ ，BAC 出水 AOC 浓度为 16~233  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 120  $\mu\text{g/L}$ ，BAC 处理单元对 AOC 的去除率为 0.9~91.7%，平均去除率为 44.7%。BAC 处理单元出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由臭氧出水的 67.5% 降至 53.6%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由臭氧出水的 32.5% 升至 46.4%。

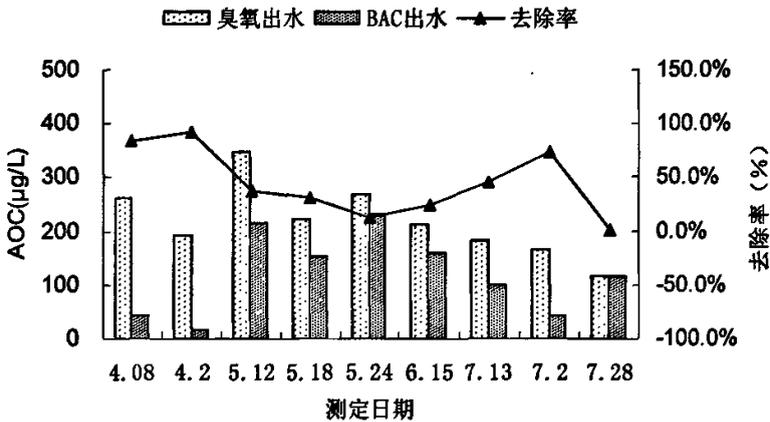


图 6.15 BAC 处理单元对 AOC 的去除效果  
Fig.6.15 Removal effect on AOC by BAC treatment

6.2.1.5 加氯消毒处理单元中 AOC 的变化

南星水厂加氯处理单元中 AOC 的变化见表 6.13。BAC 出水 AOC 浓度为 16~233  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 120  $\mu\text{g/L}$ ，加氯后出厂水 AOC 浓度为 60~403  $\mu\text{g/L}$ ，平均值为 166  $\mu\text{g/L}$ ，加氯消毒单元中 AOC 的增幅为 -44.4~731.3%，平均增幅为 125.8%。加氯消毒后水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由 BAC 出水的 53.6% 升至 66.2%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由 BAC 出水的 46.4% 降至 33.8%。

表 6.13 加氯消毒后水中 AOC 的变化  
Tab.6.13 Variation of AOC concentrations by chlorination disinfection

测定日期	AOC ( $\mu\text{g/L}$ )			P17/AOC(%)		NOX/AOC(%)	
	BAC 出水	出厂水	增加率(%)	BAC 出水	出厂水	BAC 出水	出厂水
4.8	44	122	177.3	6.8	70.3	93.2	29.7
4.20	16	133	731.3	0.0	25.8	100.0	74.2
5.12	216	202	-6.5	72.7	77.5	27.3	22.5

5.18	152	204	34.2	68.4	54.2	31.6	45.8
5.24	233	266	14.2	69.5	76.7	30.5	23.3
6.15	160	203	26.9	90.6	92.7	9.4	7.3
7.13	98	221	125.5	71.4	79.3	28.6	20.7
7.20	43	60	39.5	53.5	58.2	46.5	41.8
7.28	115	121	5.2	49.6	61.2	50.4	38.8
平均值	120	170	127.5	53.6	66.2	46.4	33.8

6.2.1.6 南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除效果

南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 与 DOC 的去除效果见表 6.14。南星水厂原水 DOC 平均值为 2.25 mg/L，出厂水 DOC 平均值 1.11 mg/L，O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 DOC 的平均去除率为 45.7%。南星水厂原水 AOC 浓度为 56~202 μg/L，平均值为 103 μg/L，出厂水 AOC 浓度为 60~266 μg/L，平均值为 170 μg/L，原水与出厂水均属生物稳定性临界区间。南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除率为-256.5%~3.9%，其中只有 11.1% 的水样出水 AOC 浓度降低，89.9% 的水样出水 AOC 浓度增加。因此，南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 AOC 呈升高趋势，平均增幅为 83.5%。

表 6.14 南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 与 DOC 的去除效果

Tab.6.14 Removal effect on AOC and DOC concentrations by O<sub>3</sub>-BAC treatment process in Nanxing Waterworks

测定日期	AOC (μg/L)			DOC (mg/L)		
	原水	出厂水	去除率 (%)	原水	出厂水	去除率 (%)
4.8	127	122	3.9	2.32	1.97	15.1
4.2	58	133	-129.3	2.19	0.69	68.5
5.12	90	202	-124.4	2.52	0.77	69.4
5.18	170	204	-20.0	1.70	0.41	75.9
5.24	202	266	-31.7	2.03	1.01	50.2
6.15	93	203	-118.3	1.80	1.00	44.4
7.13	62	221	-256.5	3.44	1.33	61.3
7.2	56	60	-7.1	3.25	1.64	49.5
7.28	72	121	-68.1	0.98	1.21	-23.5
平均值	103	170	-83.5	2.25	1.11	45.7

图 6.16 显示了南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 AOC 组成比例以及 AOC 占 DOC 的比例变化情况。南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 77.8% 降至 66.2%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 22.2% 升至 33.8%，升幅为 11.6%，AOC 占 DOC 的比例由原水的 5.3% 上升为 19.3%，升幅为 14%。

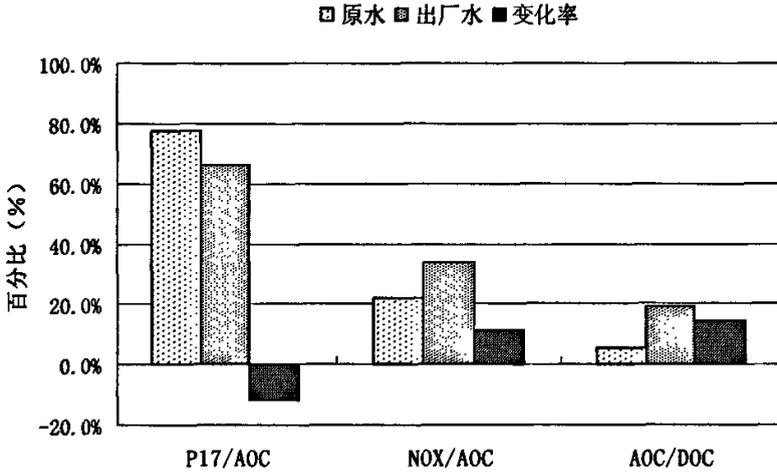


图 6.16 南星水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 P17/AOC、NOX/AOC 和 AOC/DOC 的变化  
Fig.6.16 Variation of P17/AOC, NOX/AOC and AOC/DOC after O<sub>3</sub>-BAC treatment process in Nanxing Waterworks

### 6.2.2 周家渡水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 去除特性的研究

周家渡水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 AOC 与 DOC 的变化情况见表 6.15。周家渡水厂原水 DOC 平均值为 5.87 mg/L，出厂水 DOC 平均值为 3.63 mg/L，O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 DOC 的平均去除率为 38.3%。原水 AOC 浓度为 51~194 μg/L，平均值为 123 μg/L，出厂水 AOC 浓度为 152~233 μg/L，平均值为 182 μg/L，原水与出厂水均属生物稳定性临界区间。周家渡水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺出水 AOC 呈升高趋势，增幅为 2.1~198.0%，平均增幅为 70.9%。

表 6.15 周家渡水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 与 DOC 的去除效果  
Tab.6.15 Removal effect on AOC and DOC concentrations by O<sub>3</sub>-BAC treatment process in Zhoujiadu Waterworks

日期	AOC (μg/L)			DOC (mg/L)		
	原水	出厂水	去除率(%)	原水	出厂水	去除率(%)
6.2	136	167	-22.8	5.9	3.7	37.3
6.17	194	198	-2.1	6.81	3.84	43.6
6.23	124	233	-87.9	5.42	3.71	31.5
6.30	51	152	-198.0	5.609	3.36	40.1
7.8	112	161	-43.8	5.63	3.52	37.5
平均值	123	182	-70.9	5.87	3.63	38.3

周家渡水厂 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 AOC 组成比例以及 AOC 占 DOC 的比

例变化情况见图 6.17。周家渡水厂  $O_3$ -BAC 深度处理工艺出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例由原水的 80.2% 降至 66.0%，AOC-NOX 占总 AOC 的比例由原水的 19.8% 升至 34.0%，增加了 14.2%，AOC 占 DOC 的比例由原水的 2.8% 升至 5.0%，增加了 2.2%。

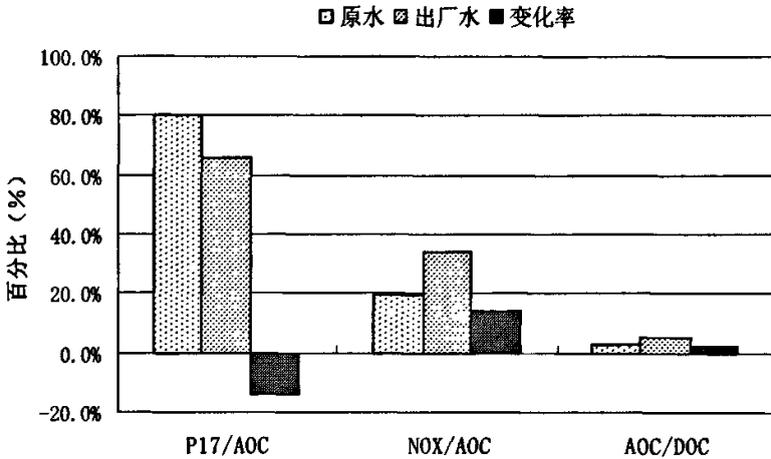


图 6.17 周家渡水厂  $O_3$ -BAC 深度处理工艺中 P17/AOC、NOX/AOC 和 AOC/DOC 的变化  
Fig.6.17 Variation of P17/AOC, NOX/AOC and AOC/DOC during  $O_3$ -BAC treatment process in Zhoujiadu Waterworks

### 6.2.3 $O_3$ -BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除规律

$O_3$ -BAC 深度处理工艺对 DOC 的去除效果见图 6.18。 $O_3$ -BAC 深度处理工艺对 DOC 的去除率较高，其中南星水厂 DOC 去除率最高为 45.7%，周家渡水厂和杨树浦中试工艺 DOC 去除率分别为 38.3% 和 44.0%，金西水厂中试工艺 DOC 去除率最低为 28.7%。 $O_3$ -BAC 深度处理工艺对 DOC 的平均去除率为 39.2%，去除效果好于常规处理工艺 (22.4%)。

$O_3$ -BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除效果见表 6.16。南星水厂和周家渡水厂  $O_3$ -BAC 深度处理工艺出水 AOC 浓度呈现增加趋势，平均增幅分别为 83.5 和 70.9%。杨树浦水厂和金西水厂中试  $O_3$ -BAC 深度处理工艺出水 AOC 浓度略有下降，平均降幅分别为 8.6 和 10.2%。4 个  $O_3$ -BAC 深度处理工艺出水均属生物稳定性临界区间。由于 2 个中试工艺中没有加氯消毒单元，其工艺出水仅为 BAC 出水。南星水厂 BAC 出水经加氯消毒处理后，AOC 浓度增加，平均增幅为 125.8%，由此可以推断 2 个中试  $O_3$ -BAC 深度处理工艺增加消毒处理单元后，出水 AOC 浓度会呈增加趋势。

图 6.19 比较 4 个  $O_3$ -BAC 深度处理工艺中 AOC 组成比例以及 AOC 占 DOC

比例的变化。由图 6.19 可知, O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺中 AOC 组成比例的变化趋势相一致, AOC-P17 占总 AOC 的比例降低, AOC-NOX 占总 AOC 的比例升高, 其中浮动最大的为金西水厂中试工艺, 变化率为 29.4%, 杨树浦水厂中试工艺变化浮动最小为 9.8%, 南星水厂和周家渡水厂变化率分别为 11.6 和 14.2%。AOC 占 DOC 的比例呈升高趋势, 其中南星水厂增幅最大为 14.0%, 周家渡水厂、杨树浦水厂中试和金西水厂中试增幅分别为 2.2、2.5 和 2.7%。

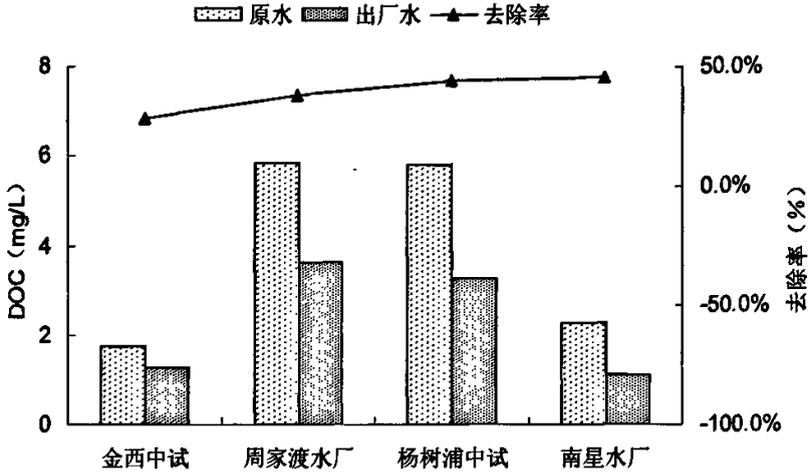
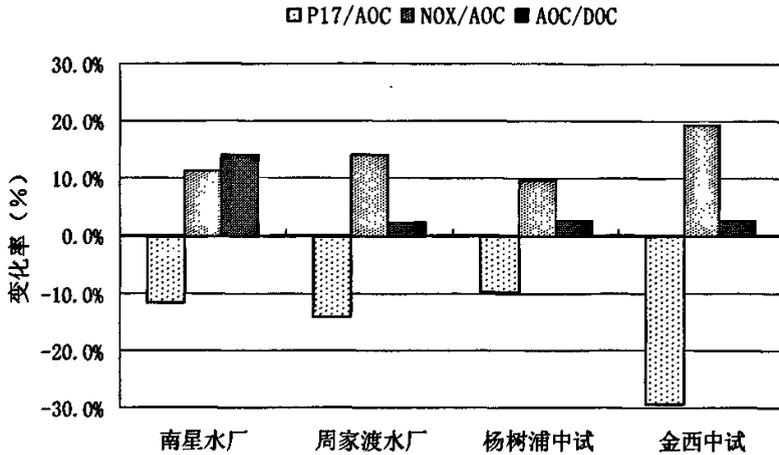


表 6.18 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 DOC 的去除效果  
Tab.6.18 Effect on removal of DOC by O<sub>3</sub>-BAC treatment process

表 6.16 O<sub>3</sub>-BAC 工艺对 AOC 的去除效果  
Tab6.16 Removal effect on AOC by O<sub>3</sub>-BAC treatment process

项目		南星水厂	周家渡水厂	杨树浦中试	金西中试
原水 AOC (μg/L)	浓度分布	56~202	51~194	145~264	57~178
	平均值	103	123	198	108
出水 AOC (μg/L)	浓度分布	60~266	152~233	79~288	56~156
	平均值	170	182	181	97
去除率 (%)	波动范围	-256.5~3.9	-198~-2.1	-93.8~70.0	-129.4~52.8
	平均值	-83.5%	-70.9%	8.6%	10.2%

图 6.19 O<sub>3</sub>-BAC 工艺中 P17/AOC、NOX/AOC 和 AOC/DOC 的变化Fig.6.19 Variation of P17/AOC, NOX/AOC and AOC/DOC during O<sub>3</sub>-BAC treatment process

综上所述,长三角区域 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除规律为, O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺增加 AOC 浓度, 使出水水质生物稳定性变差。O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺处理后水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例下降, AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升, AOC 占 DOC 的比例上升。

### 6.3 净水工艺中 AOC 组成成分的变化分析

#### 6.3.1 长江（镇江段）原水 AOC 组成成分在净水工艺中的变化分析

AOC 由 AOC-P17 和 AOC-NOX 组成, 分别代表了水中两类可同化有机碳, AOC-P17 代表了水中能被 P17 利用的大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物(醣类)和芳香族等有机物质, AOC-NOX 代表了能被 NOX 专一性利用的羧基酸, 其中包括不能被 P17 利用的甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等有机物。因此, AOC 主要由水中小分子有机物构成。一般来讲, 水中 AOC 特征是由 AOC 浓度和 AOC 组成成分两部分组成。净水工艺在去除 AOC 的同时也改变了 AOC 组成成分。

试验结果表明, 长江镇江段原水中 AOC 平均值为 100 μg/L, 其中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 70%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例 30%, 这一结果说明, 长江镇江段原水中 AOC 以能被 P17 细菌利用的有机物为主, 主要包括大部分氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等有机物占 70%。而能被 NOX 细菌利用的羧基酸在原水中占小部分, 主要包括甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等

有机物仅占 30%。经常规处理工艺处理后,金西水厂出厂水 AOC 平均值为 114  $\mu\text{g/L}$ , AOC-P17 占总 AOC 的比例为 50.9%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 49.1%。与原水相比,常规处理工艺出水 AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升了 19.1%,这一结果说明,经常规工艺处理后,出水中甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等被 NOX 细菌利用的有机物质浓度增加,导致这一结果产生的原因在于氯氧化大分子有机物生成小分子有机物,如醛、酸和酮等能被 NOX 细菌利用。出水中氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等被 P17 细菌利用的有机物质浓度下降,这是常规处理工艺对水中有机物总量具有 20~30% 的去除率的结果所致,除此之外,氯也会氧化部分能被 P17 利用的有机物质生成小分子有机物或二氧化碳和水,降低了其在水中的浓度。

长江上海段原水中 AOC 平均值为 70  $\mu\text{g/L}$ , AOC-P17 占总 AOC 的比例为 65.2%, AOC-NOX 占总 AOC 比例为 34.8%。与长江镇江段原水相比,上海段原水 AOC 浓度低,生物稳定性好,但 AOC 代表的有机物种类及其所占比例基本相近。经常规处理工艺处理后,泰和水厂出厂水 AOC 平均值为 125  $\mu\text{g/L}$ , AOC-P17 占总 AOC 的比例为 59.1%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 40.9%。泰和水厂常规处理工艺中 AOC 组成比例的变化与金西水厂相差不大。

因此,长江原水经常规处理工艺处理后,水中甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的有机物质浓度明显增加。氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等被 P17 细菌利用的有机物质浓度下降。

长江镇江段原水经  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺处理后, AOC 平均值为 108  $\mu\text{g/L}$ ,水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 41.8%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 58.2%,升幅达 28% 左右。深度处理工艺出水中 AOC 以甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用有机物质为主,这是臭氧的强氧化能力氧化分解大分子有机物成为 NOX 细菌利用的小分子有机物所致。

### 6.3.2 黄浦江上游原水 AOC 组成成分在净水工艺中的变化分析

黄浦江上游原水的生物稳定性较差, AOC 平均值大于 200  $\mu\text{g/L}$ , AOC-P17 占总 AOC 的比例为 85% 左右(长江原水为 70%), AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 15% (长江原水则为 30%)。这一结果说明,黄浦江上游原水中氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 利用的有机物质占绝大部分,而甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸占一小部分。经常规处理工艺处理后,杨树浦水厂出厂水 AOC 平均值为 143  $\mu\text{g/L}$ , AOC-P17 占总 AOC 的 66.4%, AOC-NOX 占总 AOC 的 33.6%。出厂水中氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质浓度降低,甲醛酸、草酸盐、

羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加。

黄浦江上游原水经 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺处理后, AOC 平均值为 181 μg/L, AOC-P17 占总 AOC 的比例为 75.9%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 24.1%。这一结果说明, 深度处理工艺出水中甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加, 氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质浓度降低。

黄浦江原水中 AOC 的总量是长江原水镇江段和上海段的 2~3 倍。AOC 的组成比例也与长江不同, 能被 NOX 细菌利用的有机物成分所占比例仅相当于长江原水的一半。表明黄浦江原水中所含能被 P17 细菌利用的氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等, 均大大高于长江原水中所含的量。杨树浦水厂出厂水中能被 P17 细菌利用的有机物质无论在总量上, 还是在所占比例上均高于金西水厂和泰和水厂出厂水。

### 6.3.3 钱塘江(杭州段)原水 AOC 组成成分在净水工艺中的变化分析

钱塘江(杭州段)原水 AOC 的平均值为 110 μg/L, AOC-P17 占总 AOC 的比例为 77.8~79%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 21~22.2%。这一结果说明, 钱塘江原水中 AOC 以氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 利用的有机物质为主。经常规处理工艺处理后, 清泰水厂出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 74.6%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 25.4%, 甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加幅度较小, 出厂水中仍以氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质为主。

钱塘江(杭州段)原水经 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺处理后, 南星水厂出厂水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例为 66.2%, AOC-NOX 占总 AOC 的比例为 33.8%。因臭氧具有的强氧化能力氧化有机物的结果, 致使 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺出水中甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加幅度高于常规处理工艺。

钱塘江(杭州段)原水中 AOC 的总量高于长江镇江段和上海段原水, 低于黄浦江上游原水。AOC 组成成分中, 能被 P17 细菌利用的氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等有机物质所占比例高于长江镇江段和上海段原水, 低于黄浦江上游原水。南星水厂和清泰水厂出厂水中的 AOC-P17 所占比例高于金西水厂, 低于杨树浦水厂。

综上所述, 常规处理工艺中 DOC 的平均去除率为 22.4%, O<sub>3</sub>-BAC 深度处

理工艺中 DOC 的平均去除率为 39.2%，O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺去除有机物的效果好于常规处理工艺。

长三角区域水厂常规处理工艺对 AOC 的去除规律为，常规处理工艺不能保证出厂水水质的生物稳定性，5 个水厂出厂水水质均属生物稳定性临界区间。常规处理工艺对 AOC 的去除率与原水 AOC 浓度具有良好的相关性，当 AOC 浓度小于 100 μg/L，常规处理工艺出水 AOC 浓度增加；当 AOC 浓度为 100~200 μg/L 时，常规处理工艺对 AOC 的去除效果不稳定；当 AOC 浓度大于 200 μg/L 时，常规处理工艺对 AOC 有较好的去除效果。常规处理工艺出水 AOC 组成比例变化趋势为，AOC-P17 占总 AOC 的比例下降，AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升。

长三角区域 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除规律为，O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺增加 AOC 浓度，使出水水质生物稳定性变差。O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺出水中 AOC-P17 占总 AOC 的比例下降，AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升，AOC 占 DOC 的比例上升。

长三角区域原水中 AOC 以氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质为主，经常规和 O<sub>3</sub>-BAC 深度处理工艺处理后，出水中 AOC 组成成分发生改变，甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加，氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质浓度降低。

## 第7章 AOC 在供水管网中变化规律的研究

饮用水消毒后残留的具有生长繁殖能力的微生物,在输配水管网和贮水系统中可以利用水中营养物质再生长,并形成生物膜,引起水质恶化,特别是致病菌和病毒等的再生长,会直接影响到饮用水的卫生与安全。抑制或消除微生物再生长切实可行的方法之一是控制管网水中 AOC 的浓度, AOC 值的大小表征水中能够提供微生物营养物质的多少。因此,研究 AOC 在供水管网中的变化规律,为制定科学合理的管网水中微生物污染防治对策提供理论基础。本章主要研究镇江市金西水厂供水管网,杭州市南星水厂供水管网、上海市杨树浦水厂供水管网和泰和水厂供水管网中 AOC 的变化规律。

### 7.1 镇江市供水管网中 AOC 的变化

2004年7~10月对镇江市供水管网取样点采样,测定管网水的余氯和 AOC 的浓度。金西水厂采用游离氯消毒。镇江市供水管网 AOC 测定采样点分布见图 7.1, 采样点与对应的编号见表 7.1。图 7.1 中的 I、II 和 III 线分别代表了三条主干供水管线,每条管线上由金西水厂至管网末梢依次设置了 5 个取样点,出厂水的采样点为 1 号,网中水的采样点为 2、3 和 4 号,末梢水采样点为 5 号。采样测定共 8 次。

表 7.1 镇江市供水管网采样点  
Tab.7.1 Sampling sites of water distribution system (WDS) in Zhenjiang city

采样点	1	2	3	4	5
I	金西水厂 出厂水	三茅宫 加油站	给排水 工程公司	市防疫站	丁卯水库 (进水)
II	金西水厂 出厂水	朱方路 加油站	跃进 机械厂	大鹏集团	桃花坞水库 (进水)
III	金西水厂 出厂水	金山公园	管线所	润州教育局	焦化煤气 集团

将 3 条供水管线中各点 AOC 的测定结果绘于图 7.2、7.3 和图 7.4。3 条供水管线中 AOC 浓度由出厂水至网中取样点再至末梢水的变化趋势基本一致,为升高后下降。出厂水 AOC 平均值为  $102 \mu\text{g/L}$ , I 线网中水 AOC 平均值为  $112 \mu\text{g/L}$ , 比出厂水升高了 10.0%。末梢水 AOC 平均值为  $85 \mu\text{g/L}$ , 比网中水减少了 24.1%; II 线网中水 AOC 平均值为  $112 \mu\text{g/L}$ , 比出厂水增加了 9.8%。末梢水 AOC 平均值为  $107 \mu\text{g/L}$ , 比网中水减少了 4.5%。



图 7.1 镇江市供水管网 AOC 采样点分布

Fig. 7.1 Distribution of sampling sites for AOC of WDS in Zhenjiang city

III线网中水 AOC 平均值为 144  $\mu\text{g/L}$ ，比出厂水增加了 41.2%。末梢水 AOC 平均值为 85  $\mu\text{g/L}$ ，比网中水下下降了 43.1%。

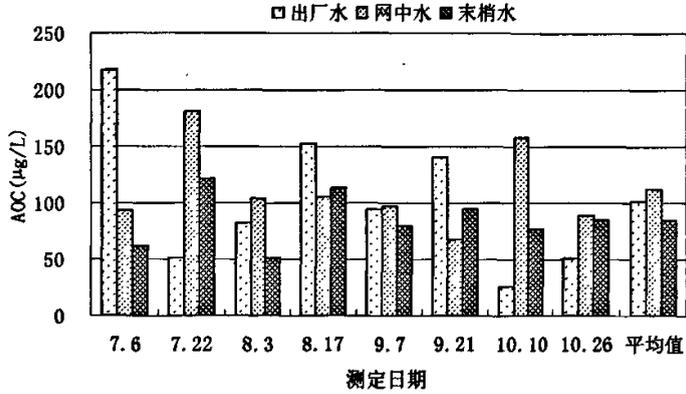


图 7.2 镇江市供水管网 I 线中 AOC 的变化情况

Fig.7.2 Variation of AOC concentrations during WDS of I line in Zhenjiang city

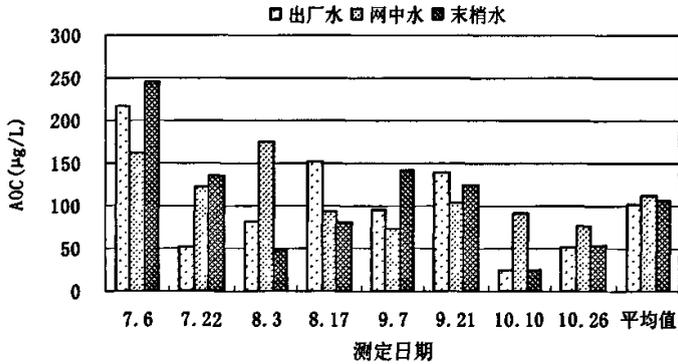


图 7.3 镇江市供水管网 II 线中 AOC 的变化情况

Fig.7.3 Variation of AOC concentrations during WDS of II line in Zhenjiang city

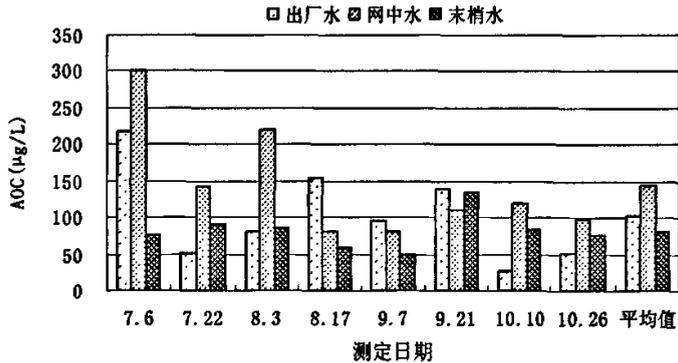


图 7.4 镇江市供水管网 III 线中 AOC 的变化情况

Fig.7.4 Variation of AOC concentrations during WDS of III line in Zhenjiang city

图 7.5 给出了镇江市供水管网三条主干管线出厂水、网中水和末梢水的 AOC 的变化趋势, 其中出厂水 AOC 平均值为 102  $\mu\text{g/L}$ , 网中水 AOC 平均值为 123  $\mu\text{g/L}$ , 与出厂水相比, 平均升幅为 20.4%。末梢水 AOC 平均值为 92  $\mu\text{g/L}$ , 与网中水相比, 平均降幅为 25.5%。综上所述, 镇江市供水管网中 AOC 的浓度由出厂水至网中水至末梢水呈现先升高再下降的变化趋势。

表 7.2 镇江市供水管网中 AOC 的变化  
Tab.7.2 Variation of AOC concentrations during WDS in Zhenjiang city

项目	出厂水	网中水	末梢水
AOC ( $\mu\text{g/L}$ )	102	123	92
变化率 (%)	—	20.4	-25.5
余氯 ( $\text{mg/L}$ )	1.0 (0.9~1.1)	0.6 (0.45~0.80)	0.15 (0~0.38)

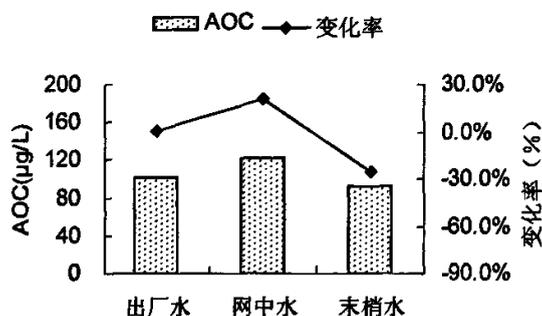


图 7.5 镇江市供水管网中 AOC 的变化

Fig.7.5 Variation of AOC concentrations during WDS in Zhenjiang city

## 7.2 杭州市供水管网中 AOC 的变化

2005 年 4~7 月对杭州市南星水厂供水管网采样, 测定管网水中余氯和 AOC 的浓度。南星水厂采用化合氯消毒。以南星水厂为起点至管网末梢依次设置了 7 个采样点, 采样地点与对应的编号见表 7.3。各采样点分别设置于主干管网上, 其中出厂水采样点为 1 号, 网中水采样点为 2、3、4、5 和 6 号, 末梢水采样点为 7 号。采样测定共 10 次。

表 7.3 杭州市供水管网采样点  
Tab.7.3 Sampling sites of WDS in Hangzhou city

采样编号	1	2	3	4	5	6	7
采样地点	出厂水	清河中学	汽车修理厂	环卫所	华龙坊小区	实验小学	杭州剧院

试验结果列于表 7.4, 供水管网中 AOC 的变化情况绘于图 7.6。南星水厂出厂水 AOC 平均值为 161  $\mu\text{g/L}$ , 网中水 AOC 平均值为 119  $\mu\text{g/L}$ , 与出厂水相比, 网中水 AOC 值平均降幅为 26.5%。末梢水 AOC 平均值为 57  $\mu\text{g/L}$ , 与网中水相比平均降幅为 52.1%。因此, 杭州市南星水厂供水管网中 AOC 由出厂水至网中水再至末梢水呈逐级下降趋势。

表 7.4 南星水厂供水管网中 AOC 的测定结果 ( $\mu\text{g/L}$ )  
Tab.7.4 AOC concentrations of WDS from Nanxing Waterworks

测定日期	出厂水	网中水					末梢水
	1	2	3	4	5	6	7
4.8	102	119	38	182	184	-	42
4.2	133	49	60	68	130	70	46
5.12	120	111	63	64	69	140	26
5.18	204	181	199	213	145	169	40
5.24	133	55	167	83	151	163	43
6.1	122	150	127	135	133	148	41
6.15	403	83	103	120	144	170	126
7.13	221	99	210	122	105	145	109
7.2	60	46	84	83	80	60	49
7.28	121	112	62	161	157	134	49
平均值	162	119					57
变化率 (%)	-	-26.5					-52.1
余氯 (mg/L)	1.0 (0.9~1.1)	0.4 (0.23~0.74)					0.22 (0~0.43)

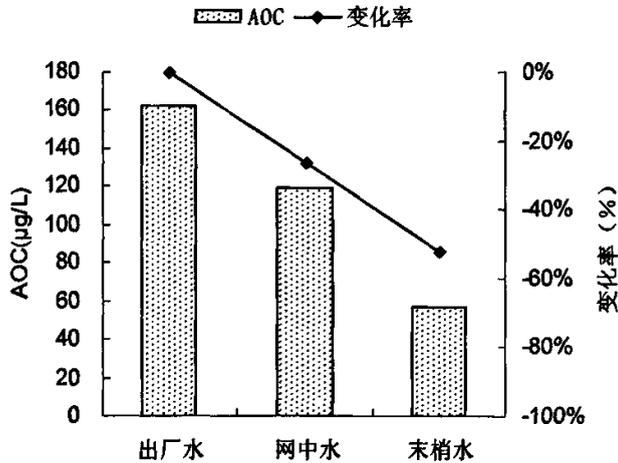


图 7.6 南星水厂供水管网中 AOC 的变化

Fig.7.6 Variation of AOC concentrations during WDS from Nanxing Waterworks

## 7.3 上海市供水管网中 AOC 的变化

2005年6~7月对上海自来水市北有限公司供水管网采样,测定管网水的余氯和AOC的浓度,管网采样点与对应的编号见表7.5。上海自来水市北有限公司辖属有6个水厂,供水管网基本呈环状,因此,本次试验无管网末梢水取样点,均为网中水取样点。1~4号采样点为杨树浦水厂供水区域,5~7号采样点为泰和水厂供水区域,2个水厂均采用化合氯消毒。AOC测定结果列于表7.6和表7.7,并将供水管网中AOC的变化情况绘于图7.7。

表7.5 上海自来水市北有限公司供水管网采样点  
Tab.7.5 Sampling sites of WDS from Shanghai Waterworks Shibei Co.Ltd

采样编号	1	2	3	4	5	6	7
采样地点	许昌路1080号	大连路1035号	大连西路550号	汶水东路291号	以泰和水厂为起点,延沪太路由近及远依次设置了3个取样点		

表7.6 杨树浦水厂供水管网中AOC的变化( $\mu\text{g/L}$ )  
Tab.7.6 Variation of AOC concentrations during WDS from Yangshupu Waterworks ( $\mu\text{g/L}$ )

项目	出厂水	网中水			
		1	2	3	4
6.16	157	156	93	106	209
6.24	218	202	365	256	168
7.7	187	176	125	130	—
平均值	187	180			
变化率(%)	—	-3.6			
余氯( $\text{mg/L}$ )	1.5 (1.40~1.60)	1.0 (0.80~1.40)			

表7.7 泰和水厂供水管网中AOC的变化( $\mu\text{g/L}$ )  
Tab.7.7 Variation of AOC concentrations during WDS from Taihe Waterworks ( $\mu\text{g/L}$ )

项目	出厂水	网中水		
		5	6	7
6.16	104	99	128	94
6.24	144	123	136	78
平均值	124	110		
变化率(%)	—	-11.4		
余氯( $\text{mg/L}$ )	1.0 (0.9~1.1)	0.6 (0.50~0.70)		

由表7.6和图7.6可知,杨树浦水厂出厂水AOC平均值为 $187\mu\text{g/L}$ ,网中水AOC平均值为 $180\mu\text{g/L}$ ,与出厂水相比,网中水AOC值仅下降了3.6%。由表7.7和图7.6可知,泰和水厂出厂水AOC平均值为 $124\mu\text{g/L}$ ,网中水平均值为 $110$

μg/L, 与出厂水相比, 网中水 AOC 值降低了 11.4%。由此可知, 上海市供水管网中 AOC 的浓度由出厂水至网中水呈下降趋势。

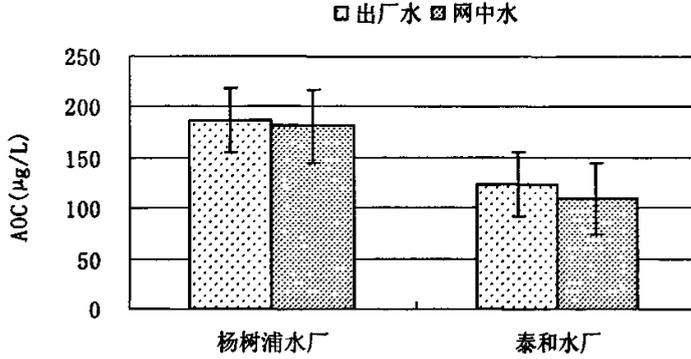
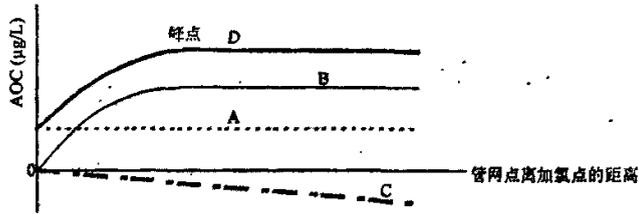


图 7.7 上海市供水管网中 AOC 的变化  
Fig.7.6 Variation of AOC concentrations during WDS in Shanghai city

#### 7.4 AOC 在供水管网中变化规律的研究

我国学者刘文君在详细分析北京市 5 个水厂管网中 AOC 的变化特性基础上, 依据游离氯和化合氯对 AOC 的影响和细菌对有机营养基质的利用, 初步建立了 AOC 在供水管网中变化规律的一般性定性模型, 见图 7.8 和图 7.9<sup>[177]</sup>。

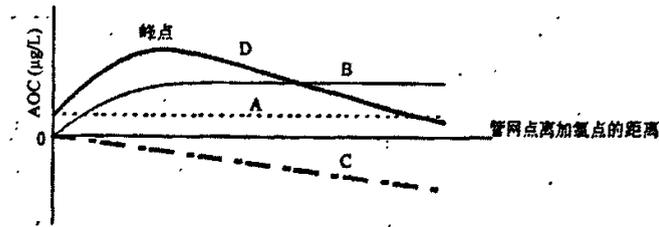


A: 加氯前 AOC 本底浓度(AOC<sub>0</sub>); B: 加氯后 AOC 浓度增加值(AOC<sub>Cl</sub>);  
C: 细菌利用使 AOC 浓度减少值(AOC<sub>B</sub>); D: 管网水中 AOC 实际浓度(AOC)

图 7.8 游离氯消毒型管网中 AOC 的变化规律模型  
Fig.7.8 Model for Variation of AOC concentrations in WDS by free chlorine disinfection

由图 7.8 与图 7.9 可知, A 线为水厂加氯前水中 AOC 的本底值 (AOC<sub>0</sub>), 此值为定值; B 线为水厂加氯或化合氯氧化有机物引起 AOC 增加量 (AOC<sub>Cl</sub>) 的变化; C 线为管网中细菌分解利用引起 AOC 减少量 (AOC<sub>B</sub>) 的变化; D 线为水中 AOC 实际浓度的变化趋势, 是上述三条线的总和, 即:

$$AOC = AOC_0 + AOC_{Cl} - AOC_B \quad (7.1)$$

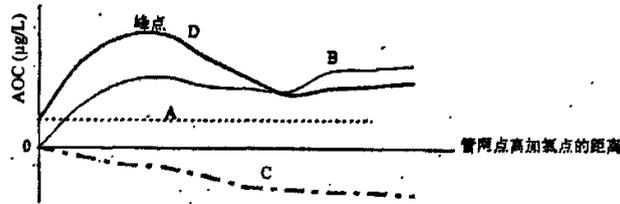


A: 加氯前 AOC 本底浓度(AOC<sub>0</sub>); B: 加氯后 AOC 浓度增加值(AOC<sub>a</sub>);  
C: 细菌利用使 AOC 浓度减少值(AOC<sub>b</sub>); D: 管网水中 AOC 实际浓度(AOC)

图 7.9 化合氯消毒型管网中 AOC 的变化规律模型

Fig.7.9 Model for Variation of AOC concentrations in WDS by chloramine disinfection

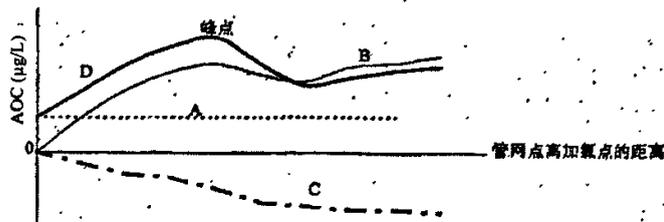
吴红伟博士研究认为，游离氯和化合氯氧化水中有机物生成 AOC 的反应都存在两个较快增长期：游离氯氧化在 10~30 min 和 2~6 h 时，化合氯氧化在 15~60 min 和 4~8 h 时。游离氯和化合氯氧化在第 1 增长期内生成的 AOC 占总生成量的 65% 以上。在此基础上，他对刘文君提出的管网中 AOC 的变化规律模型进行了改进，改进后的模型见图 7.10 和 7.11<sup>[178]</sup>。



A: 加氯前 AOC 本底浓度(AOC<sub>0</sub>); B: 加氯后 AOC 浓度增加值(AOC<sub>a</sub>);  
C: 细菌利用使 AOC 浓度减少值(AOC<sub>b</sub>); D: 管网水中 AOC 实际浓度(AOC)

图 7.10 游离氯消毒型管网中 AOC 变化规律的改进模型

Fig.7.9 Modified model for Variation of AOC concentrations in WDS by free chlorine disinfection



A: 加氯前 AOC 本底浓度(AOC<sub>0</sub>); B: 加氯后 AOC 浓度增加值(AOC<sub>a</sub>);  
C: 细菌利用使 AOC 浓度减少值(AOC<sub>b</sub>); D: 管网水中 AOC 实际浓度(AOC)

图 7.11 化合氯消毒型管网中 AOC 变化规律的改进模型

Fig.7.10 Modified model for Variation of AOC concentrations in WDS by chloramine disinfection

由图 7.8~7.11 可知,模型中  $AOC_0$  是指加氯前水中 AOC 值。实际生产中饮用水在加氯后进入清水池的停留时间为 1~2 h,游离氯、化合氯与水中有机物的快速氧化反应阶段在清水池中已基本完成,  $AOC_{Cl}$  值在出厂时已达到第一个峰值(见图 7.10),因此,将出厂时水中 AOC 值(即图 7.10、7.11 中的第一个  $AOC_{Cl}$  峰值)作为本底值  $AOC_0$  更具有现实意义。从图中 0 至第一个峰值的这段  $AOC_{Cl}$  值对应的  $AOC_B$  应为 0,因为在这段时间内饮用水是停留在清水池中的,清水池中的氯或化合氯的浓度比较高,细菌的生物作用是不可能发生的。同时,一些研究结果认为,管网中 AOC 因游离氯或化合氯氧化分解生成二氧化碳和水而去除的量极少,可以忽略不计。

理论上管网水中 AOC 值是由  $AOC_0$ 、 $AOC_{Cl}$  和  $AOC_B$  等 3 个参数决定的,实际上在供水管网中形成的锈瘤、结垢物、沉积物以及管壁都会渗出一定量的 AOC 即  $AOC_E$ ,同时,锈瘤、结垢物和沉积物形成过程中也会吸收一定量的 AOC 即  $AOC_I$ ,因此,管网中某一点的 AOC 值的计算公式如下:

$$AOC_i = AOC_0 + AOC_{Cl} + AOC_E - AOC_B - AOC_I \quad (7.2)$$

其中:  $AOC_i$  — 管网中某一点的 AOC 值;

$AOC_0$  — 饮用水出厂时的 AOC 本底值;

$AOC_{Cl}$  — 管网中游离氯、化合氯氧化有机物生成 AOC 的增加值;

$AOC_E$  — 管网管壁、锈瘤、结垢物和沉积物释放出 AOC 的增加值;

$AOC_B$  — 管网中细菌分解利用 AOC 的减少值;

$AOC_I$  — 管网锈瘤、结垢物和沉积物形成过程中吸收 AOC 的减少值。

由于管网水的水质、水力条件的不断变化,管网取样点的 5 个参数值也随之发生变化,因此,某一点管网水的 AOC 值波动范围较大,管网水中 AOC 的测定结果与这一理论分析相一致。但是,对于一个封闭的供水管网系统,在不考虑有外源性有机物污染条件下,管网水中的  $\sum AOC_E = \sum AOC_I$ 。因此,管网水中 AOC 平均值的计算可简化为公式 7.1。

研究表明,镇江市供水管网中 AOC 的浓度变化呈先升高后下降的趋势。游离氯消毒型的供水管网系统中,游离氯的氧化能力和消毒能力很强,一方面游离氯氧化有机物生成 AOC 的量增加,另一方面细菌的生物活动受到游离氯的有效抑制,从而使细菌分解利用 AOC 的量减少,则网中水的  $\sum AOC_{Cl} > \sum AOC_B$ , AOC 浓度升高;管网末稍水中游离氯浓度较低,有机物的氧化分解反应基本停止,即  $\sum AOC_{Cl} = 0$ ,细菌的生物作用加强, AOC 被细菌分解利用的量增加,则末稍水的  $\sum AOC_{Cl} < \sum AOC_B$ , AOC 浓度下降。

研究结果还表明,杭州市南星水厂供水管网中 AOC 的浓度变化呈不断下降趋势。化合氯消毒型的供水管网系统中,化合氯的氧化能力和消毒能力相对较弱,

一方面氯化有机物生成 AOC 的量相对较少，另一方面细菌的生物活动受到化合氯的抑制作用降低，从而使细菌分解利用 AOC 的量相对增加，则网中水的  $\sum AOC_{Cl} < \sum AOC_B$ ，AOC 浓度下降；同样，末稍水的  $\sum AOC_{Cl} = 0$ ， $\sum AOC_{Cl} < \sum AOC_B$ ，AOC 浓度继续下降。

综上所述，本文对吴红伟给出的 AOC 在供水管网中变化规律的改进模型进行修正，修正后的模型的变化规律见图 7.12 和图 7.13。修正后的模型仅是从 AOC 的定性化概念来理解供水管网中 AOC 的变化规律。

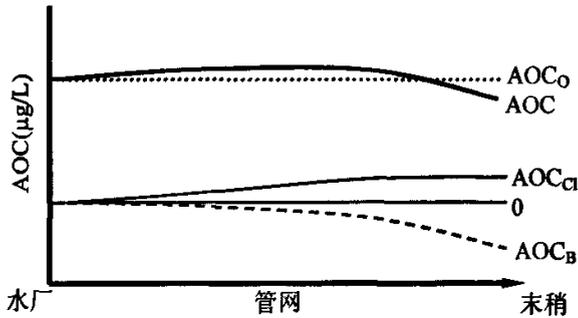


图 7.12 游离氯消毒型供水管网中 AOC 的变化规律修正模型

Fig.7.12 Corrected model for Variation of AOC concentrations in WDS by free chlorine disinfection

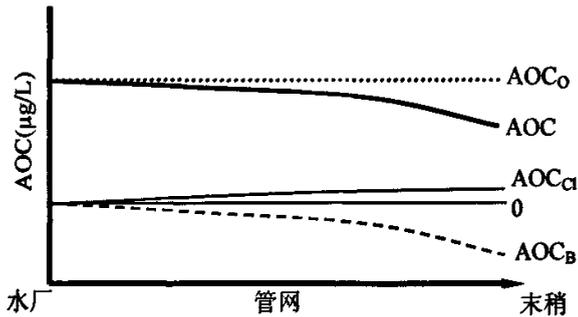


图 7.13 化合氯消毒型供水管网中 AOC 的变化规律修正模型

Fig.7.13 Corrected model for Variation of AOC concentrations in WDS by chloramine disinfection

## 7.5 出厂水中的余氯浓度

国内外研究表明，供水管网中再生长的微生物包括生物膜和游离菌，其中以生物膜为主。细菌总数和总大肠菌群数两个微生物指标仅能检测水中游离菌的浓度，并不能检测生物膜的存在。镇江市、杭州市和上海自来水市供水管网中的细菌总数和总大肠菌群数检测结果均已达标。从试验结果分析，管网水 AOC 浓度的变化主要是受氯化化和微生物分解等相互作用的结果，因此，当管网水中

AOC 的浓度降低,说明管网中存在微生物生长的问题。

如何控制供水管网中微生物再生长的问题,是目前供水企业迫切需要解决的问题。本文在第1章详细介绍了控制微生物再生长的5个防治对策,主要有(1)降低水中有机物或无机物的浓度,这些物质会为细菌生长提供能源。(2)防止能量来源进入管网水中。(3)维持管网系统中消毒剂浓度。(4)控制管网腐蚀。(5)管道冲洗和刮擦能有效去除管网中的碎片、细菌和原生动物。

Lechevallier 提出在有氯的条件下,维持 AOC 浓度为  $50\sim 100\ \mu\text{g/L}$ ,水质能达到生物稳定性<sup>[152]</sup>。试验结果表明,长三角区域内3个具有代表性的城市上海、杭州和镇江市的出厂水中 AOC 浓度均大于  $100\ \mu\text{g/L}$ ,因此,通过降低饮用水 AOC 浓度来控制微生物再生长的研究工作正在开展。从实际情况考虑,目前,控制供水管网水中微生物再生长问题最有效也最可行的措施是维持管网系统消毒剂的浓度。

由试验结果可知,金西水厂采用游离氯消毒,出厂水余氯浓度为  $1.0\ \text{mg/L}$  左右,网中水余氯浓度基本可以维持在  $0.5\ \text{mg/L}$  以上,网中水 AOC 浓度高于出厂水 AOC 浓度,平均升幅为 20.4%,这一结果说明管网中细菌的微生物活动微弱,微生物再生长的问题基本可以得到控制。因此,在游离氯消毒型供水管网中,生物不稳定的出厂水余氯浓度应维持在  $1.0\ \text{mg/L}$  以上。

南星水厂、泰和水厂和杨树浦水厂采用化合氯消毒。南星水厂和泰和水厂的出厂水余氯浓度均为  $1.0\ \text{mg/L}$  左右。泰和水厂网中水余氯浓度为  $0.6\ \text{mg/L}$  左右,AOC 浓度比出厂水减少了 11.4%。南星水厂网中水余氯浓度为  $0.4\ \text{mg/L}$  左右,AOC 浓度比出厂水减少了 26.5%。由于水中 AOC 浓度降幅明显,管网中微生物活动较强,存在微生物再生长问题。杨树浦水厂出厂水余氯浓度为  $1.5\ \text{mg/L}$  左右,网中水余氯浓度为  $1.0\ \text{mg/L}$ ,而网中水 AOC 浓度比出厂水仅下降 3.6%,说明管网中微生物再生长问题基本得到控制。由此可以推出,在化合氯消毒型供水管网中,生物不稳定的出厂水余氯浓度应维持在  $1.0\ \text{mg/L}$  以上。

综上所述,当管网中饮用水生物稳定性较差或处于临界区间即 AOC 浓度为  $100\sim 200\ \mu\text{g/L}$  时,维持管网水中余氯浓度可有效抑制微生物再生长,建议出厂水游离氯浓度保持在  $1.0\ \text{mg/L}$  以上,化合氯浓度保持在  $1.5\ \text{mg/L}$  以上。

总之,通过对镇江市、杭州市和上海市供水管网中 AOC 的变化情况研究,并对 AOC 在供水管网中的变化规律进行了深入分析,建立了修正的游离氯消毒型和化合氯消毒型供水管网中 AOC 变化的定性模型,同时,提出了控制管网微生物再生长的余氯浓度。

镇江市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水再至末梢水为先升高再下降的趋势;杭州市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水再至末梢水为逐级

下降的趋势；上海市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水为下降趋势。

影响管网水中 AOC 浓度的 5 个参数，分别为  $AOC_O$ 、 $AOC_{Cl}$ 、 $AOC_E$ 、 $AOC_B$  和  $AOC_I$ ，管网中某一点 AOC 值的计算见式 (7.2)。由于管网水的水质、水力条件不断变化，管网取样点的 5 个参数值也随之发生变化，因此，某一点管网水的 AOC 浓度波动范围较大。

分析研究供水管网中 AOC 的实际变化情况，提出了修正的氯消毒型和化合氯消毒型供水管网中 AOC 变化的一般定性模型。它更符合管网中 AOC 的实际变化情况，并能更好的解释实际水样中存在的问题。

通过对 4 个水厂及供水管网中余氯浓度和 AOC 变化的实际调查结果表明，当饮用水在生物不稳定性的条件下（即出厂水 AOC 浓度大于  $100 \mu\text{g/L}$ ，有效控制微生物再生长的出厂水余氯浓度的建议值为，游离氯浓度为  $1.0 \text{ mg/L}$  以上，化合氯浓度为  $1.5 \text{ mg/L}$  以上。

## 第8章 管网水质污染指数评价方法的建立理论与验证

### 8.1 建立管网水质污染指数评价方法的必要性

2005年中国建设部颁布的《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)对供水水质保障的系统性做出了明确规定,将“龙头水”作为水质评价点。这与2005年以前颁布的国家饮用水水质标准相比,有着显著差别。《生活饮用水水质卫生规范》(2001)对供水企业要求的水质评价点是出厂水。饮用水供水过程中,水在净水厂经过严格处理后,各项水质指标均已达到国家生活饮用水水质标准。当饮用水经过输配水管网被输送到终端用户时,庞大的地下管网就如同一个大型的反应器,出厂水在管网中均有一定的停留时间,水在这样的反应器内发生着复杂的物理、化学和生物变化,从而导致饮用水水质发生变化,造成管网水质二次污染。因此,将水质评价点规定为“龙头水”更为科学合理,对提高饮用水水质,切实保障群众利益和公共安全,改善居民生活质量有着更为积极的意义。

要达到这样的要求,供水企业就要做到加大投入、加强管理和监测能力建设,建立健全城市供水水质监管体系;加快技术改造、推进技术进步、加快供水管网改造、强化运营管理和水质检测;由水源、水厂、配水管网到二次供水设施,从各个环节对水质都必须严格控制。

《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)规定,城市公共集中式供水企业应建立水质检验室,配备与供水规模和水质检验项目相适应的检验人员和仪器设备,并负责检验水源水、净化构筑物出水、出厂水和管网水的水质,必要时应抽样检验用户受水点的水质。

城市集中式供水管网水的水质检验采样点数,一般应按供水人口每两万人设一个采样点计算。供水人口在20万以下,100万以上时,按上述比例计算出的采样点数可酌量增减。每一采样点,检验频率为每月应不少于两次,浑浊度、色度、臭和味、余氯、细菌总数、总大肠菌群数、 $COD_{Mn}$ (管网末梢水)等7项指标为必检项目;对于管网末梢水,检验频率为每月不少于一次,检验项目为《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)中规定的42个常规检验项目,对于非常规检验项目可根据当地水质情况和需要选定。当检测指标超出规定限值时,应立即重复测定,并增加检测频率。水质检验结果连续超标时,应查明原因,采取有效措施,防止对人体健康造成危害。

通常,供水企业采用的管网水质评价方法,是按照《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)规定的常规检验项目限值,对水质进行单因子定性评价,即

当水质单项指标超标时,判定为水质不合格;当所有检测项目达标,则判定为水质合格。单因子评价法能及时准确的定性评价任一管网取样点水质质量,保障饮用水的安全性,其缺陷是不能对管网水质化学稳定性变化和二次污染规律进行评价和预测。

大量研究表明,当管网水中发生二次污染时,多项理化指标浓度会同时发生变化,如管网受到腐蚀时,除铁、锰离子浓度增加外,水中浑浊度、色度也会随之升高,余氯浓度下降。当管网水中出现微生物生长,除了直接造成细菌学质量的下降,同时还会造成浑浊度、色度、有机物污染、亚硝酸盐等指标的浓度增加。需要特别指出的是因管道腐蚀、生物膜生长等原因引起的内源性二次污染是一个长期的演化过程。因此,供水企业迫切需要了解、掌握管网水质化学稳定性变化和污染规律,及时制定防治对策。

目前,管网水质二次污染的表现特征由饮用水理化指标的浓度变化和微生物学指标如细菌总数、大肠杆菌的检出两个方面组成。从狭义上讲,水质化学稳定性是反映水质具有腐蚀性或结垢性的一个综合性指标,通常采用LSI和RSI表示;从广义上讲,水质化学稳定性是指当管网水质因物理、化学作用产生二次污染时多项理化指标浓度发生变化的一个系统性综合性的反应,目前,国内外还未建立一个综合性指标对管网水质化学稳定性变化进行评价。

在此背景下,本论文首次提出了一个反映管网水质物理化学变化的综合性指标,初步建立了管网水质污染指数(Distribution system water pollution index, DSWPI)评价法。DSWPI评价方法可定量评价管网水质化学稳定性变化,进行管网水质横向纵向变化规律的研究,是对单因子评价法的补充和完善;为研究管道腐蚀、生物膜生长等管网水质二次污染问题奠定了基础。

## 8.2 管网水质污染指数法(DSWPI)的建立

### 8.2.1 DSWPI 建立的依据

#### 8.2.1.1 灰色系统理论是建立 DSWPI 的理论基础

灰色系统是指信息不完整的系统。灰色系统理论是我国学者邓聚龙于1982年提出的,并成功地广泛应用于工程控制、经济管理、未来学研究、社会系统、农业及水利系统等领域<sup>[179]</sup>。其后,劳其团,盛迪,邹晓雯等人先后提出了应用灰色理论来评价水环境质量,并取得了大量研究成果<sup>[180-183]</sup>。

在管网水质评价中,显然存在一定的不清晰概念(如污染程度的轻重)和信息不完全(如水质发生二次污染时各项理化指标之间的关联性)等问题,这些正

是灰色系统理论要研究的课题。管网水质变化范围较小,基本处于同一级别的水体,但其水质并不一样,单从检测数据上很难区分其差别,管网水体中各种污染物浓度不断发生变化,部分污染因子浓度增高,而另一部分则可能降低,整个水体质量是升高还是降低,从检测数据中不易确定,原因是各因子对水质的影响程度不同,影响结果也不相同。单以“超标”或“达标”而孤立地看待某些个别指标,是很难研究水质变化发展趋势。应用灰色系统理论关联度的理论分析方法则能明确判断管网水质污染程度,这正是其判断水质的优点之所在。在此基础上,本文首次引入灰色系统理论中灰序列关联分析法对管网水水质进行综合评价,建立合适的关联函数模型,将不可比的数据映射成关联度,然后转化为管网水质污染指数 DSWPI,对管网水质进行评价。

所谓灰序列关联分析实质是灰色系统中多个序列(离散数列)之间接近度的序化分析,这种接近度被称为数列间的关联度。灰序列间关联分析的思想是,根据离散数列之间几何相似程度来判断关联性大小,并进行排序。如图 8.1 所示,设曲线 1 为母序列,亦称为参考序列;曲线 2 和 3 为子序列,亦称为比较序列。从直观上看,曲线 1 和曲线 2 之间的相似程度大于曲线 1 和 3 之间的相似程度,因此认为 1 和 2 关联度大,而 1 和 3 关联度就小。在数学理论上,它反映了离散数列空间的接近度,所以是一种几何分析法<sup>[184]</sup>。

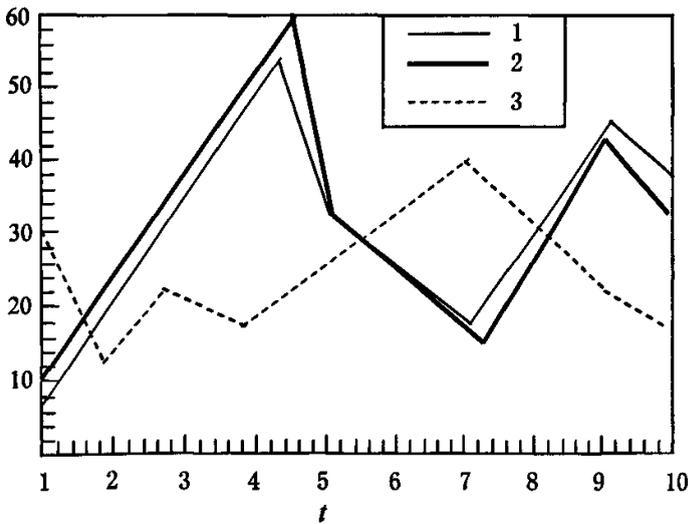


图 8.1 灰序列关联性示意图  
Fig.8.1 Schematic diagram of gray sequences

如何确定多个子序列  $X_j$  相对参考序列(母序列  $X_0$ )的关联度呢?基于灰色系统理论,需要构造满足关联空间四公理(规范性、偶对称性、整体性和接近性)的关联离散函数  $\{\xi_{ji}(k)\}$ ,如邓聚龙提出的一种框架为:

$$\xi_{j_0}(k) = \frac{\Delta_{\min} + \rho \Delta_{\max}}{\Delta_{j_0}(k) + \rho \Delta_{\max}} \quad (8.1)$$

式中： $\Delta_{j_0}(k)$ —子序列 $\{X_j(k)\}$ 相对母序列 $X_0$ 的点的接近度，如取绝对差有

$$\Delta_{j_0}(k) = |X_j(k) - X_0(k)|, \quad j = 1, 2, \dots, m; \quad k = 1, 2, \dots, n; \quad (8.2)$$

$\Delta_{\min}$  和  $\Delta_{\max}$  —最小和最大的极差，即

$$\Delta_{\max} = \max_j \cdot \max_k \{\Delta_{j_0}(k)\}, \quad \Delta_{\min} = \min_j \cdot \min_k \{\Delta_{j_0}(k)\};$$

$\rho$ —分辨系数， $\rho \in [0, 1]$ ，无验证前信息多取  $\rho = 0.5$ 。

显然， $\xi_{j_0}(k)$ 描述了多个序列间相对第 $k$ 点“距离”。它的面积测度即为第 $j$ 个子序列 $X_j$ 相对参考序列 $X_0$ 的关联度 $\gamma_{j_0}$ 。 $\{\gamma_{j_0}\}$ 全体便构成关联度序列关系，从中可确定关联性最大、隶属程度最高的某个序列。

对于某个供水管网，设有 $m$ 个采样点的管网水，每个管网水又有 $n$ 项被评价的水质指标，它们可以排列为一个自来水厂出厂水和管网水的水样矩阵（以出厂水为母序列 $X_0$ ），记为 $X_{(m+1) \times n}$ ：

$$X_{(m+1) \times n} = \begin{bmatrix} X_0(1) & X_0(2) & \cdots & X_0(n) \\ X_1(1) & X_2(2) & \cdots & X_1(n) \\ X_2(1) & X_2(2) & \cdots & X_2(n) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ X_m(1) & X_m(2) & \cdots & X_m(n) \end{bmatrix} \begin{array}{l} \text{出厂水} \\ \text{取样点1} \\ \text{取样点2} \\ \vdots \\ \text{取样点}m \end{array} \quad (8.3)$$

在这里管网水水质评价的任务是通过它的 $n$ 项水质参数，研究不同取样点的水质变化与出厂水水质相比较，最终说明它与出厂水的关联程度，并判断该水质在输配水管网中的污染程度。很显然水质污染程度的划分是相对的。对于同一取样点的 $n$ 项指标，完全存在其中某一些指标高于出厂水相对应的指标值，而另外一些指标低于出厂水相对应的指标值。怎样从监测数据中提炼出大多数接近实际的那类水质变化信息呢？从某种意义上讲，就需要进行管网水质监测序列和出厂水水质序列间的关联性分析，其中关联性的排序就是对管网水质污染程度的排序，这就是管网水质评价中关联分析的原理。

### 8.2.1.2 国家饮用水水质标准是建立DSWPI的基本依据

由式(8.3)的样本矩阵中可知，DSWPI是建立在各点管网水与出厂水中 $n$ 项水质指标的关联度理论基础之上，实际计算过程，需要对 $n$ 项不同单位的水质指标进行归一化处理。因此，不论是出厂水水质标准还是归一化处理时采用的极值，都是以国家饮用水水质标准规定的限值为基本依据。目前，DSWPI中采用的水质指标是取自《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)中的常规检测项目。

此外, DSWPI 是以供水企业对管网水质检测结果为数据来源, 将饮用水水质的优劣转化为定量的可比数据进行比较, 并将这些定量的结果划分等级, 以评价管网水质受污染的程度。DSWPI 评价法既做到科学合理的利用已有数据, 又不会增加供水企业的工作强度, 极具推广应用价值。

### 8.2.2 DSWPI 的计算方法

DSWPI 是在管网水与出厂水的水质灰色关联度基础上建立起来的, 具体计算方法如下:

设有  $m$  个采样点的管网水, 每个管网水又有  $n$  项水质指标, 它们可以排列为一个样本矩阵, 记为  $X_{(m+1) \times n}$ :

本文利用关联性分析的出发点是为了综合评价管网水水质化学稳定性, 并进行纵向、横向比较, 因此选择水质指标时主要从两个方面考虑, 一是该项指标应属《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005) 中的常规检测项目或与管网水质变化密切相关的项目, 二是该项指标在管网水中含有一定浓度并会出现一定的浓度变化。

依据上述原则, 本文选择了浑浊度 (1)、pH 值 (2)、铁 (3)、锌 (4)、硫酸盐 (5)、氯化物 (6)、氟化物 (7)、镉 (8)、铅 (9)、硝酸盐 (10)、耗氧量 (11)、余氯 (12)、硬度 (13)、碱度 (14)、溶解性总固体 (15)、总有机碳 (16) 等 16 项指标来计算 DSWPI。

第一步: 对水样矩阵 (即  $n=16$ ) 进行归一化处理。其目的有两个, 一个是将元素化为无量纲, 二是将元素值转化为  $[0,1]$  内的数。采取的归一化方法可用分段线性变换。

对于浑浊度、铁、锌和溶解性总固体等多数指标, 它们有数值愈大、污染愈严重的特点, 可采用下列变换的方法:

$$a_j(k) = \begin{cases} 1, & X_j(k) \leq S_{MIN}(K); \\ \frac{S_{MAX}(k) - X_j(k)}{S_{MAX}(k) - S_{MIN}(k)}, & S_{MAX}(K) > X_j(k) > S_{MIN}(K); \\ 0, & X_j(k) \geq S_{MAX}(K). \end{cases} \quad \begin{matrix} j=1,2,\dots,m; \\ k=1,2,\dots,n; \end{matrix} \quad (8.4)$$

对于余氯等水质指标, 在一定范围内具有数值愈大、污染程度愈轻的特点, 可采用下列方法确定  $X$  矩阵列元素的变换:

$$a_j(k) = \begin{cases} 1, & X_j(k) \geq S_{MAX}(K); \\ \frac{S_{MIN}(k) - X_j(k)}{S_{MAX}(k) - S_{MIN}(k)}, & S_{MIN}(K) < X_j(k) < S_{MAX}(K); \\ 0, & X_j(k) \leq S_{MIN}(K). \end{cases} \quad \begin{matrix} j=1,2,\dots,m; \\ k=1,2,\dots,n; \end{matrix} \quad (8.5)$$

对于 pH 值则可按两个状态变换, 即

$$a_j(k) = \begin{cases} 0, & X_j(k) > S_{MAX}(K), X_j(k) < S_{MIN}(K); \\ \frac{S_{MIN}(k) - X_j(k)}{S_{MAX}(k) - S_{MIN}(k)}, & S_{MIN}(K) < X_j(k) < S_{MAX}(K). \end{cases} \quad \begin{matrix} j=1,2,\dots,m; \\ k=1,2,\dots,n; \end{matrix} \quad (8.6)$$

其中  $S_{MAX}$  是该项指标在《城市供水水质标准》(CJ/T206-2005) 中规定的上限值,  $S_{MIN}$  为该项指标的检测下限值。

$X_{(m+1) \times n}$  矩阵经归一化处理转化为  $A_{(m+1) \times n}$  水样矩阵:

$$A_{(m+1) \times n} = \begin{bmatrix} a_0(1) & a_0(2) & \cdots & a_0(n) \\ a_1(1) & a_1(2) & \cdots & a_1(n) \\ a_2(1) & a_2(2) & \cdots & a_2(n) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ a_m(1) & a_m(2) & \cdots & a_m(n) \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{出厂水} \\ \text{取样点1} \\ \text{取样点2} \\ \vdots \\ \text{取样点}m \end{matrix} \quad (8.7)$$

在水样矩阵  $A_{(m+1) \times n}$  中, 当  $a_j(k) = 0$  时, 说明该项指标超标, 标记为  $b_j(k) = 1$ ; 当  $a_j(k) \neq 0$  时, 标记为  $b_j(k) = 0$ 。通过标记, 这样就得到一个超标指标矩阵  $B_{m \times n}$

$$B_{m \times n} = \begin{bmatrix} b_1(1) & b_1(2) & \cdots & b_1(n) \\ b_2(1) & b_2(2) & \cdots & b_2(n) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ b_m(1) & b_m(2) & \cdots & b_m(n) \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{取样点1} \\ \text{取样点2} \\ \vdots \\ \text{取样点}m \end{matrix} \quad (8.8)$$

第二步: 求差值。以出厂水样序列作为母序列,  $m$  个管网水行序列分别为子序列, 分别计算对应每个  $k$  指标的绝对差。

$$A_0 = [a_0(1) \quad a_0(2) \quad \cdots \quad a_0(n)] \quad (8.9)$$

$$\Delta_j(k) = |a_j(k) - a_0(k)| \quad (8.10)$$

求出第  $j$  个管网水样的差序列矩阵:

$$\Delta_{m \times n} = \begin{bmatrix} \Delta_1(1) & \Delta_1(2) & \cdots & \Delta_1(n) \\ \Delta_2(1) & \Delta_2(2) & \cdots & \Delta_2(n) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \Delta_m(1) & \Delta_m(2) & \cdots & \Delta_m(n) \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{管网水1} \\ \text{管网水2} \\ \vdots \\ \text{管网水}m \end{matrix} \quad (8.11)$$

第三步：求关联系数。由于被评价的要素值均在  $[0, 1]$  区间，因此，可用参数更少并且为同标度的关联离散函数公式求关联系数，

$$\gamma_j(k) = \frac{1 - \Delta_j(k)}{1 + \Delta_j(k)} \quad (8.12)$$

并得到第  $j$  个管网水样的关联系数矩阵：

$$\gamma_{m \times n} = \begin{bmatrix} \gamma_1(1) & \gamma_1(2) & \cdots & \gamma_1(n) \\ \gamma_2(1) & \gamma_2(2) & \cdots & \gamma_2(n) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \gamma_m(1) & \gamma_m(2) & \cdots & \gamma_m(n) \end{bmatrix} \begin{matrix} \text{取样点1} \\ \text{取样点2} \\ \vdots \\ \text{取样点m} \end{matrix} \quad (8.13)$$

很显然， $\Delta_j(k)$  反映了第  $j$  个管网水样的第  $k$  项指标与出厂水水质的类别差。当  $\Delta_j(k) = 0$ ，表明第  $k$  项水质指标与出厂水水质同类，这时式 (8.13) 的  $\gamma_j(k) = 1.0$ ，该点的关联性最大，标记为  $b_j = 0$ 。相反，当  $\Delta_j(k) = 1.0$ ，表明第  $k$  项水质指标与出厂水水质异类，这时式 (8.13) 的  $\gamma_j(k) = 0$ ，该点的关联性最小。对于  $0 < \Delta_j(k) < 1.0$  的情况，则反映了某种程度的关联性。

第四步：求灰色关联度和超标数。根据实际情况，管网水在不同月份和年份的污染物指标和浓度均有差异，因此对所选指标权重平均化，能够取得良好的比较度。这样，

$$\gamma_j = \frac{1}{n} \sum_{k=1}^n \gamma_j(k) \quad (8.14)$$

$$b_j = \sum_{k=1}^n b_j(k) \quad (8.15)$$

按照上述计算， $j=1, 2, \dots, m$ ，可以分别计算出关联度  $\gamma_j$  和超标数  $b_j$ 。

第五步：求  $DSWPI$ 。由于关联度  $\gamma_j$  代表了该处管网水与出厂水的关联度， $\gamma_j$  值越高说明该处管网水与出厂水水质越接近，变化越小，污染度越小；反之， $\gamma_j$  值越低，该处管网水与出厂水越疏远，变化越大，污染越大。由于  $\gamma_j$  值在  $[0, 1]$  区间，它的倒数值大小变化与之相反，即当  $\gamma_j$  倒数值越大，水质污染度越大； $\gamma_j$  倒数值越小，水质污染度越小。 $\gamma_j$  倒数的理论值应在  $[1, \infty]$  区间，实际经验值验证结果表明  $\gamma_j$  的倒数值基本在  $[1, 2]$  区间，因此，为了清晰、直观、明确的比较水质污染程度的变化，我们通过下面的公式对  $\gamma_j$  值进行转化后计算得出  $DSWPI$ ，

$$DSWPI_j = \left( \frac{1}{\gamma_j} - 1 \right) * 100 \quad (8.16)$$

基于灰色关联分析原理， $DSWPI_j$  从整体上描述了每个管网水质  $n$  项指标相对

于出厂水水质的变化度。它是一种实测序列与出厂水水质标准序列(分级)间距离的一种量度。通过不同量级的比较,可以提供管网水质污染程度及变化趋势等信息,这是单因子评价法所不具备的。该方法计算简单,概念直观。

### 8.2.3 DSWPI 的实例计算

DSWPI 的实例计算中,管网水质数据来源于镇江市供水水质检测站。自 2001 年 2 月,镇江市自来水公司对全市管网布设了 22 个采样检测点,取样点分布详见图 8.2,并进行常规项目的检测。DSWPI 的实例计算是以 2004 年 1 月镇江市供水管网水质数据为例,计算 22 个采样点的 DSWPI 值。出厂水和 22 个管网取样点水质的 16 项指标测定值见表 8.1,并排列为出厂水与管网取样点水质水样矩阵  $X_{(22+1) \times 16}$ ,见式 (8.17)。

表 8.1 2004 年 1 月镇江市供水管网水质检测结果

Tab.8.1 Water quality parameters of distribution system (WDS) in Zhenjiang city in Jan., 2004

采样点	浑浊度 (NTU)	pH	铁 (mg/L)	锌 (mg/L)	硫酸盐 (mg/L)	氯化物 (mg/L)	氟化物 (mg/L)	镉 (mg/L)
矩阵列号	1	2	3	4	5	6	7	8
出厂水	0.5	7.20	0.06	0.03	49.2	16.2	0.37	0.00012
1	0.6	7.26	0.06	0.19	49.2	15.0	0.36	0.00009
2	0.5	7.27	0.17	0.25	48.8	15.3	0.36	0.00012
3	0.7	7.30	0.09	0.09	49.0	15.3	0.34	0.00012
4	0.8	7.25	0.11	0.15	46.9	16.2	0.32	0.00019
5	0.6	7.20	0.29	0.19	49.2	15.2	0.31	0.00006
6	0.6	7.17	0.09	0.42	44.7	14.1	0.35	0.00048
7	0.5	7.21	0.02	0.62	45.4	14.6	0.36	0.00011
8	0.9	7.18	0.07	0.02	47.3	15.0	0.36	0.00005
9	1.0	7.15	0.02	0.02	46.5	14.3	0.34	0.00003
10	0.6	7.13	0.05	0.02	48.3	15.3	0.46	0.00022
11	0.8	7.10	0.05	0.03	32.2	13.8	0.35	0.0002
12	0.7	7.16	0.85	1.93	48.4	15.2	0.35	0.00008
13	0.7	7.20	0.08	0.02	48.5	15.2	0.38	0.00003
14	0.9	7.26	0.14	0.20	49.9	15.9	0.50	0.00003
15	0.6	7.31	0.17	0.34	51.3	15.9	0.34	0.00004
16	0.6	7.23	0.04	0.02	48.0	15.4	0.42	0.00012
17	0.7	7.25	0.19	1.49	48.2	15.1	0.35	0.00014
18	0.8	7.18	0.08	0.09	47.4	15.1	0.39	0.00004
19	0.5	7.11	0.09	0.04	48.9	15.2	0.43	0.00025
20	0.9	7.08	0.09	0.15	47.1	14.8	0.34	0.0003
21	0.8	7.14	0.11	0.50	48.3	15.0	0.32	0.00016
22	0.8	7.15	0.55	0.19	51.1	16.0	0.36	0.00004



图 8.2 镇江市供水管网采样点分布情况

Fig. 8.2 Distribution of sampling sites for WDS in Zhenjiang city

续表 8.1 (单位: mg/L)

采样点	铅	硝酸盐	耗氧量	游离氯	硬度	碱度	溶解性总固体	总有机碳
矩阵列号	9	10	11	12	13	14	15	16
出厂水	0.0004	1.51	1.52	0.7	149	92	128	1.37
1	0.0004	1.68	1.56	0.7	157	103	92	1.59
2	0.0004	1.64	1.52	0.7	158	100	124	1.37
3	0.0004	1.58	1.48	0.6	158	97	124	1.42
4	0.0004	1.6	1.36	0.4	156	99	138	1.53
5	0.0004	1.47	1.44	0.5	155	102	146	1.71
6	0.0029	1.49	1.44	0.5	158	100	102	1.63
7	0.0004	1.52	1.48	0.7	156	98	122	1.51
8	0.0004	1.42	1.52	0.5	158	99	130	1.51
9	0.0009	1.53	1.48	0.4	160	94	134	1.55
10	0.0009	1.46	1.52	0.5	159	93	122	1.59
11	0.0008	1.56	1.56	0.5	156	94	124	1.67
12	0.0004	1.47	1.48	0.7	154	102	124	1.57
13	0.0004	1.45	1.44	0.6	155	98	134	1.62
14	0.0011	1.48	1.40	0.3	156	98	94	1.64
15	0.0004	1.59	1.36	0.6	158	92	152	1.57
16	0.0004	1.58	1.44	0.7	157	104	138	1.39
17	0.0004	1.63	1.52	0.5	159	94	134	1.53
18	0.0004	1.62	1.44	0.5	155	96	118	1.51
19	0.0015	1.6	1.48	0.7	153	94	152	1.41
20	0.0013	1.42	1.52	0.5	154	98	128	1.50
21	0.0004	1.46	1.56	0.5	155	101	122	1.49
22	0.0004	1.54	1.52	0.5	156	106	148	1.58

第一步: 对水样矩阵进行归一化处理。依据《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005) 规定相应的限值和镇江市水质特点, 将管网水质 16 项指标的最大值和最小值列于表 8.2。

表 8.2 归一化处理中 16 项水质指标极值表 (mg/L)

Tab.8.2 Max and min values for 16 parameters of water quality by normalization (mg/L)

项目名称	浑浊度	pH (无量纲)	铁	锌	硫酸盐	氯化物	氟化物	镉
指标项数	1	2	3	4	5	6	7	8
S <sub>MIN</sub>	0	6.5	0.02	0.01	0	0	0	0.00003
S <sub>MAX</sub>	1	8.5	0.3	1	250	250	1	0.005
项目名称	铅	硝酸盐	耗氧量	余氯	硬度	碱度	溶解性总固体	总有机碳
指标项数	9	10	11	12	13	14	15	16
S <sub>MIN</sub>	0.0004	0	0	0	0	0	0	0
S <sub>MAX</sub>	0.01	20	3	1	450	200	1000	4

依据表 8.2 和式 (8.4) ~ (8.6) 对管网水样矩阵 (8.17, 见 p126) 中的元素归一化处理, 计算过程如下:

$$a_{01} = \frac{S_{MAX}(1) - X_j(1)}{S_{MAX}(1) - S_{MIN}(1)} = \frac{1 - 0.5}{1 - 0} = 0.5 \quad (8.18)$$

$$a_{012} = \frac{S_{MIN}(1) - X_j(1)}{S_{MIN}(1) - S_{MAX}(1)} = \frac{0 - 0.7}{0 - 1} = 0.7 \quad (8.19)$$

$$X_9(1) = 1.0 \geq S_{MAX} = 1.0, \text{ 则 } a_{91} = 0 \quad (8.20)$$

其它元素的计算依次类推, 得到矩阵  $A_{(22+1) \times 16}$ , 见式 (8.21, 见 p127)。

对矩阵 (8.21) 按式 (8.8) 进行计算, 过程如下:

$$a_{11} = 0.4 \neq 0, \text{ 则 } b_{11} = 0 \quad (8.22)$$

$$a_{91} = 0, \text{ 则 } b_{91} = 1 \quad (8.23)$$

其它元素的计算依次类推, 得到管网水质超标矩阵  $B_{22 \times 16}$ , 见式 (8.24, 见 p128)。

第二步: 求差值。由式 (8.10) 对矩阵 (8.21) 中各元素求差值。计算过程如下:

$$\Delta_{11} = |a_{11} - a_{01}| = |0.4 - 0.5| = 0.1 \quad (8.25)$$

其它元素的计算依次类推, 得到差序列矩阵  $\Delta_{22 \times 16}$ , 见式 (8.26, 见 p129)。

第三步: 求关联系数。由式 (8.12) 对矩阵 (8.26) 中各元素求关联系数, 计算过程如下:

$$r_{11} = \frac{1 - \Delta_{11}}{1 + \Delta_{11}} = \frac{1 - 0.1}{1 + 0.1} = 0.818 \quad (8.27)$$

其它元素的计算依次类推, 得到关联系数矩阵  $\gamma_{22 \times 16}$ , 见式 (8.28, 见 p130)。

第四步: 求关联度和超标数。由式 (8.14) 对矩阵 (8.28) 中元素进行计算求各取样点关联度, 计算过程如下:

$$\gamma_1 = \frac{1}{16} \sum_{k=1}^{16} \gamma_1(k) = \frac{1}{16} (0.818 + 0.942 + \dots + 0.896) = 0.946 \quad (8.29)$$

其它元素的计算依次类推, 得到管网水质关联度矩阵  $\gamma_{22}$ , 见式 (8.30, 见 p131)。

由式 (8.15) 对矩阵 (8.24) 中元素进行计算求各取样点超标数, 计算过程如下:

$$b_1 = \sum_{k=1}^{16} b_1(k) = (0 + 0 + \dots + 0) = 0 \quad (8.31)$$

其它元素的计算依次类推, 得到管网水质超标数矩阵  $b_{22}$ , 见式 (8.32, 见 p131)。

0.5	7.20	0.06	0.03	49.2	16.2	0.37	0.00012	0.0004	1.51	1.52	0.7	149	92	128	1.37
0.6	7.26	0.06	0.19	49.2	15.0	0.36	0.00009	0.0004	1.68	1.56	0.7	157	103	92	1.59
0.5	7.27	0.17	0.25	48.8	15.3	0.36	0.00012	0.0004	1.64	1.52	0.7	158	100	124	1.37
0.7	7.30	0.09	0.09	49.0	15.3	0.34	0.00012	0.0004	1.58	1.48	0.6	158	97	124	1.42
0.8	7.25	0.11	0.15	46.9	16.2	0.32	0.00019	0.0004	1.60	1.36	0.4	156	99	138	1.53
0.6	7.20	0.29	0.19	49.2	15.2	0.31	0.00006	0.0004	1.47	1.44	0.5	155	102	146	1.71
0.6	7.17	0.09	0.42	44.7	14.1	0.3	0.00048	0.0029	1.49	1.44	0.5	158	100	102	1.63
0.5	7.21	0.02	0.62	45.4	14.6	0.36	0.00011	0.0004	1.52	1.48	0.7	156	98	122	1.51
0.9	7.18	0.07	0.02	47.3	15.0	0.36	0.00005	0.0004	1.42	1.52	0.5	158	99	130	1.51
1.0	7.15	0.02	0.02	46.5	14.3	0.34	0.00003	0.0009	1.53	1.48	0.4	160	94	134	1.55
0.6	7.13	0.05	0.02	48.3	15.3	0.46	0.00022	0.0009	1.46	1.52	0.5	159	93	122	1.59
0.8	7.10	0.05	0.03	32.2	13.8	0.35	0.00020	0.0008	1.56	1.56	0.5	156	94	124	1.67
0.7	7.16	0.85	1.93	48.4	15.2	0.35	0.00008	0.0004	1.47	1.48	0.7	154	102	124	1.57
0.7	7.20	0.08	0.02	48.5	15.2	0.38	0.00003	0.0004	1.45	1.44	0.6	155	98	134	1.62
0.9	7.26	0.14	0.20	49.9	15.9	0.50	0.00003	0.0011	1.48	1.40	0.3	156	98	94	1.64
0.6	7.31	0.17	0.34	51.3	15.9	0.34	0.00004	0.0004	1.59	1.36	0.6	158	92	152	1.57
0.6	7.23	0.04	0.02	48.0	15.4	0.42	0.00012	0.0004	1.58	1.44	0.7	157	104	138	1.39
0.7	7.25	0.19	1.49	48.2	15.1	0.35	0.00014	0.0004	1.63	1.52	0.5	159	94	134	1.53
0.8	7.18	0.08	0.09	47.4	15.1	0.39	0.00004	0.0004	1.62	1.44	0.5	155	96	118	1.51
0.5	7.11	0.09	0.04	48.9	15.2	0.43	0.00015	0.0015	1.60	1.48	0.7	153	94	152	1.41
0.9	7.08	0.09	0.15	47.1	14.8	0.34	0.00030	0.0013	1.42	1.52	0.5	154	98	128	1.50
0.8	7.14	0.11	0.50	48.3	15.0	0.32	0.00016	0.0004	1.46	1.56	0.5	155	101	122	1.49
0.8	7.15	0.55	0.19	51.1	16.0	0.36	0.00004	0.0004	1.54	1.52	0.5	156	106	148	1.58

$$X_{(2z+1) \times 16} =$$

(8.17)

$$A_{(22+1) \times 16} = \begin{array}{cccccccccccccccccccc} 0.50 & 0.35 & 0.86 & 0.98 & 0.80 & 0.80 & 0.935 & 0.999 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.49 & 0.70 & 0.67 & 0.54 & 0.87 & 0.66 \\ 0.40 & 0.38 & 0.86 & 0.82 & 0.80 & 0.940 & 0.999 & 0.99 & 1.00 & 0.92 & 0.48 & 0.70 & 0.65 & 0.49 & 0.91 & 0.60 \\ 0.50 & 0.39 & 0.46 & 0.76 & 0.80 & 0.939 & 0.999 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.49 & 0.70 & 0.65 & 0.50 & 0.88 & 0.66 \\ 0.30 & 0.40 & 0.75 & 0.92 & 0.80 & 0.939 & 0.999 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.51 & 0.60 & 0.65 & 0.52 & 0.88 & 0.65 \\ 0.20 & 0.38 & 0.68 & 0.86 & 0.81 & 0.935 & 0.999 & 0.97 & 1.00 & 0.92 & 0.55 & 0.40 & 0.65 & 0.51 & 0.86 & 0.62 \\ 0.40 & 0.35 & 0.04 & 0.82 & 0.80 & 0.939 & 0.999 & 0.99 & 1.00 & 0.93 & 0.52 & 0.50 & 0.66 & 0.49 & 0.85 & 0.57 \\ 0.40 & 0.34 & 0.75 & 0.59 & 0.82 & 0.944 & 0.999 & 0.91 & 0.74 & 0.93 & 0.52 & 0.50 & 0.65 & 0.50 & 0.90 & 0.59 \\ 0.50 & 0.36 & 1 & 0.38 & 0.82 & 0.942 & 0.999 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.51 & 0.70 & 0.65 & 0.51 & 0.88 & 0.62 \\ 0.10 & 0.34 & 0.82 & 0.99 & 0.81 & 0.940 & 0.999 & 1.00 & 1.00 & 0.93 & 0.49 & 0.50 & 0.65 & 0.51 & 0.87 & 0.62 \\ 0 & 0.33 & 1 & 0.99 & 0.81 & 0.943 & 0.999 & 1.00 & 0.95 & 0.92 & 0.51 & 0.40 & 0.64 & 0.53 & 0.87 & 0.61 \\ 0.40 & 0.32 & 0.89 & 0.99 & 0.81 & 0.939 & 0.998 & 0.96 & 0.95 & 0.93 & 0.49 & 0.50 & 0.65 & 0.54 & 0.88 & 0.60 \\ 0.20 & 0.30 & 0.89 & 0.98 & 0.87 & 0.945 & 0.999 & 0.97 & 0.96 & 0.92 & 0.48 & 0.50 & 0.65 & 0.53 & 0.88 & 0.58 \\ 0.30 & 0.33 & 0 & 0 & 0.81 & 0.939 & 0.999 & 0.99 & 1.00 & 0.93 & 0.51 & 0.70 & 0.66 & 0.49 & 0.88 & 0.61 \\ 0.30 & 0.35 & 0.79 & 0.99 & 0.81 & 0.939 & 0.998 & 1.00 & 1.00 & 0.93 & 0.52 & 0.60 & 0.66 & 0.51 & 0.87 & 0.60 \\ 0.10 & 0.38 & 0.57 & 0.81 & 0.80 & 0.936 & 0.998 & 1.00 & 0.93 & 0.93 & 0.53 & 0.30 & 0.65 & 0.51 & 0.91 & 0.59 \\ 0.40 & 0.41 & 0.46 & 0.67 & 0.79 & 0.936 & 0.999 & 1.00 & 1.00 & 0.92 & 0.55 & 0.60 & 0.65 & 0.54 & 0.85 & 0.61 \\ 0.40 & 0.37 & 0.93 & 0.99 & 0.81 & 0.938 & 0.998 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.52 & 0.70 & 0.65 & 0.48 & 0.86 & 0.65 \\ 0.30 & 0.38 & 0.39 & 0 & 0.81 & 0.940 & 0.999 & 0.98 & 1.00 & 0.92 & 0.49 & 0.50 & 0.65 & 0.53 & 0.87 & 0.62 \\ 0.20 & 0.34 & 0.79 & 0.92 & 0.81 & 0.940 & 0.998 & 1.00 & 1.00 & 0.92 & 0.52 & 0.50 & 0.66 & 0.52 & 0.88 & 0.62 \\ 0.50 & 0.31 & 0.75 & 0.97 & 0.80 & 0.939 & 0.998 & 0.96 & 0.89 & 0.92 & 0.51 & 0.70 & 0.66 & 0.53 & 0.85 & 0.65 \\ 0.10 & 0.29 & 0.75 & 0.86 & 0.81 & 0.941 & 0.999 & 0.95 & 0.91 & 0.93 & 0.49 & 0.50 & 0.66 & 0.51 & 0.87 & 0.63 \\ 0.20 & 0.32 & 0.68 & 0.51 & 0.81 & 0.940 & 0.999 & 0.97 & 1.00 & 0.93 & 0.48 & 0.50 & 0.66 & 0.50 & 0.88 & 0.63 \\ 0.20 & 0.33 & 0 & 0.82 & 0.80 & 0.936 & 0.999 & 1.00 & 1.00 & 0.92 & 0.49 & 0.50 & 0.65 & 0.47 & 0.85 & 0.61 \end{array}$$

(8.21)



$$\Delta_{22 \times 16} =$$

0.1	0.030	0	0.162	0	0.005	0	0.006	0	0.008	0.013	0	0.018	0.055	0.036	0.055
0	0.035	0.393	0.222	0.002	0.004	0	0	0	0.006	0	0	0.020	0.040	0.004	0
0.2	0.050	0.107	0.061	0.001	0.004	0	0	0	0.003	0.013	0.1	0.020	0.025	0.004	0.013
0.3	0.025	0.179	0.121	0.009	0	0	0.014	0	0.004	0.053	0.3	0.016	0.035	0.010	0.040
0.1	0	0.821	0.162	0	0.004	0	0.012	0	0.002	0.027	0.2	0.013	0.050	0.018	0.085
0.1	0.015	0.107	0.394	0.018	0.008	0	0.072	0.260	0.001	0.027	0.2	0.020	.040	0.026	0.065
0	0.005	0.143	0.596	0.015	0.006	0	0.002	0	0	0.013	0	0.016	0.030	0.006	0.035
0.4	0.010	0.036	0.010	0.008	0.005	0	0.014	0	0.005	0	0.2	0.020	0.035	0.002	0.035
0.5	0.025	0.143	0.010	0.011	0.008	0	0.018	0.052	0.001	0.013	0.3	0.024	0.010	0.006	0.045
0.1	0.035	0.036	0.010	0.004	0.004	0	0.020	0.052	0.003	0	0.2	0.022	0.005	0.006	0.055
0.3	0.050	0.036	0	0.068	0.010	0	0.016	0.042	0.002	0.013	0.2	0.016	0.010	0.004	0.075
0.2	0.020	0.857	0.980	0.003	0.004	0	0.008	0	0.002	0.013	0	0.011	0.050	0.004	0.050
0.2	0	0.071	0.010	0.003	0.004	0	0.018	0	0.003	0.027	0.1	0.013	0.030	0.006	0.063
0.4	0.030	0.286	0.172	0.003	0.001	0	0.018	0.073	0.002	0.040	0.4	0.016	0.030	0.034	0.067
0.1	0.055	0.393	0.313	0.008	0.001	0.001	0.016	0	0.004	0.053	0.1	0.020	0	0.024	0.050
0.1	0.015	0.071	0.010	0.005	0.003	0	0	0	0.003	0.027	0	0.018	0.060	0.010	0.005
0.2	0.025	0.464	0.980	0.004	0.004	0	0.004	0	0.006	0	0.2	0.022	0.010	0.006	0.040
0.3	0.010	0.071	0.061	0.007	0.004	0	0.016	0	0.005	0.027	0.2	0.013	0.020	0.010	0.035
0	0.045	0.107	0.010	0.001	0.004	0	0.026	0.115	0.004	0.013	0	0.009	0.010	0.024	0.010
0.4	0.060	0.107	0.121	0.008	0.006	0	0.036	0.094	0.005	0	0.2	0.011	0.030	0	0.033
0.3	0.030	0.179	0.475	0.004	0.005	0	0.008	0	0.003	0.013	0.2	0.013	0.045	0.006	0.030
0.3	0.025	0.857	0.162	0.008	0.001	0	0.016	0	0.001	0	0.2	0.016	0.070	0.020	0.053

(8.26)

0.818	0.942	1	0.722	1	0.990	1	0.988	1	0.983	0.974	1	0.965	0.896	0.931	0.896
1	0.932	0.436	0.636	0.997	0.993	1	1	1	0.987	1	1	0.961	0.923	0.992	1
0.667	0.905	0.806	0.866	0.998	0.993	1	1	1	0.993	0.974	0.818	0.961	0.951	0.992	0.975
0.538	0.951	0.697	0.784	0.982	1	1	0.972	1	0.991	0.899	0.538	0.969	0.932	0.980	0.923
0.818	1	0.098	0.722	1	0.992	1	0.976	1	0.996	0.948	0.667	0.974	0.905	0.965	0.843
0.818	0.970	0.806	0.435	0.965	0.983	1	0.865	0.587	0.998	0.948	0.667	0.961	0.923	0.949	0.878
1	0.990	0.750	0.253	0.970	0.987	1	0.996	1	0.999	0.974	1	0.969	0.942	0.988	0.932
0.429	0.980	0.931	0.980	0.985	0.990	1	0.972	1	0.991	1	0.667	0.961	0.932	0.996	0.932
0.333	0.951	0.750	0.980	0.979	0.985	1	0.964	0.901	0.998	0.974	0.538	0.952	0.980	0.988	0.914
0.818	0.932	0.931	0.980	0.993	0.993	0.999	0.961	0.901	0.995	1	0.667	0.957	0.990	0.988	0.896
0.538	0.905	0.931	1	0.873	0.981	1	0.968	0.920	0.995	0.974	0.667	0.969	0.980	0.992	0.860
0.667	0.961	0.077	0.010	0.994	0.992	1	0.984	1	0.996	0.974	1	0.978	0.905	0.992	0.905
0.667	1	0.867	0.980	0.994	0.992	1	0.964	1	0.994	0.948	0.818	0.974	0.942	0.988	0.882
0.429	0.942	0.556	0.707	0.994	0.998	0.999	0.964	0.864	0.997	0.923	0.429	0.969	0.942	0.934	0.874
0.818	0.896	0.436	0.523	0.983	0.998	1	0.968	1	0.992	0.899	0.818	0.961	1	0.953	0.905
0.818	0.970	0.867	0.980	0.990	0.994	1	1	1	0.993	0.948	1	0.965	0.887	0.980	0.990
0.667	0.951	0.366	0.010	0.992	0.991	1	0.992	1	0.988	1	0.667	0.957	0.980	0.988	0.923
0.538	0.980	0.867	0.886	0.986	0.991	1	0.968	1	0.989	0.948	0.667	0.974	0.961	0.980	0.932
1	0.914	0.806	0.980	0.998	0.992	1	0.949	0.794	0.991	0.974	1	0.982	0.980	0.953	0.980
0.429	0.887	0.806	0.784	0.983	0.989	1	0.930	0.829	0.991	1	0.667	0.978	0.942	1	0.937
0.538	0.942	0.697	0.356	0.993	0.990	1	0.984	1	0.995	0.974	0.667	0.974	0.914	0.988	0.942
0.538	0.951	0.077	0.722	0.985	0.998	1	0.968	1	0.997	1	0.667	0.969	0.869	0.961	0.900

$Y_{2 \times 16} =$

(8.28)

$$Y_{22} = \begin{bmatrix} 0.944 \\ 0.929 \\ 0.932 \\ 0.885 \\ 0.869 \\ 0.860 \\ 0.922 \\ 0.922 \\ 0.887 \\ 0.938 \\ 0.910 \\ 0.840 \\ 0.938 \\ 0.845 \\ 0.884 \\ 0.961 \\ 0.842 \\ 0.917 \\ 0.956 \\ 0.884 \\ 0.872 \\ 0.850 \end{bmatrix} \quad (8.30)$$

$$b_{22} = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 1 \\ 0 \\ 0 \\ 2 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 1 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 1 \end{bmatrix} \quad (8.32)$$

第五步：求 DSWPI 值。由式 (8.16) 对矩阵 (8.30) 中各元素计算求管网取样点的 DSWPI 值，计算过程如下：

$$DSWPI_1 = \left(\frac{1}{\gamma_1} - 1\right) * 100 = \left(\frac{1}{0.946} - 1\right) * 100 \approx 6 \quad (8.33)$$

其它元素的计算依次类推，求出各管网取样点水质 DSWPI 值，并列于表 8.3。

表 8.3 镇江市 22 个管网取样点的 DSWPI 和超标数

Tab.8.3 Results of DSWPI and superscale values of 22 WDS water samples in Zhenjiang city

管网取样点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
WPI	6	8	7	13	15	16	8	9	13	7	10
超标数	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
管网取样点	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
WPI	19	7	18	13	4	19	9	5	13	15	18
超标数	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1

#### 8.2.4 DSWPI 分级

我国各地水源水质特征有明显的地域差异，不同城市饮用水水质特性各具特点，因此，采用 DSWPI 对管网水质进行评价时，应根据各供水企业检测的管网水质结果，对 DSWPI 值进行分级后，再进行评价。DSWPI 分级采用的是经验分级法，首先，根据每个管网取样点不同时期常规项目检测结果，按照 2.2.3 中的计算方法求出各管网取样点在不同时期的 DSWPI 值和单项指标超标数；其次，以 DSWPI 值为横坐标，以对应的单项指标超标数为纵坐标绘成散点图；最后，根据图上单项指标超标数对应于 DSWPI 值的分布情况，对 DSWPI 进行分级。

现以镇江市供水管网为例介绍 DSWPI 分级方法。管网水质数据资料由镇江市供水水质检测站提供，包括 22 个管网采样点每月常规项目检测结果，时间范围为 2001 年 2 月~2004 年 11 月。按照 8.2.2 的计算方法，求出 22 个管网取样点每月 DSWPI 值和单项指标超标数，然后计算出各管网取样点 2001~2004 年 DSWPI 年均值和年均单项指标超标数，列于表 8.4。

表 8.4 镇江市 22 个管网取样点年均 DSWPI 值与超标数

Tab.8.4 Means of DSWPI and superscale values of 22 WDS water samples in Zhenjiang city

管网取样点	2001 年		2002 年		2003 年		2004 年	
	超标数	DSWPI	超标数	DSWPI	超标数	DSWPI	超标数	DSWPI
1	3	20	4	15	0	10	2	13
2	3	15	3	16	0	11	0	11

3	7	14	2	19	1	12	1	12
4	2	17	4	22	0	16	0	14
5	8	15	4	21	2	13	0	13
6	10	16	1	19	0	13	0	12
7	12	17	1	18	0	13	0	10
8	10	18	1	19	0	16	1	15
9	5	20	22	32	10	16	7	21
10	8	14	3	17	0	12	0	11
11	10	17	3	21	0	12	1	14
12	8	16	1	16	0	12	4	15
13	8	16	2	18	1	12	1	11
14	7	20	13	22	5	15	2	19
15	8	16	3	25	2	14	1	12
16	10	19	3	16	1	11	0	9
17	5	18	3	19	0	14	2	16
18	4	14	6	22	0	13	1	16
19	11	14	3	18	0	11	1	11
20	10	17	10	21	4	16	1	15
21	12	19	9	26	1	15	1	15
22	3	21	6	26	4	16	2	16

以管网取样点 DSUPI 值为横坐标，以平均超标数为纵坐标，将表 8.4 中的数据绘制成散点图 8.3。

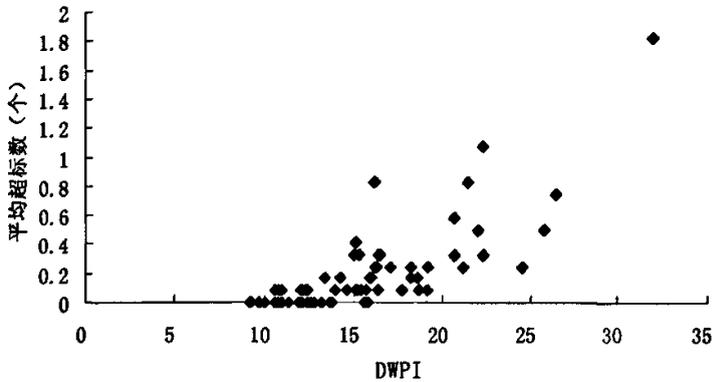


图 8.3 管网水质 DSUPI 与超标数的关系

Fig.8.3 Relationship of DSUPI and superscale values of WDS water quality

从图 8.3 中可以看出，管网取样点的 DSUPI 值与该点单项指标超标数呈正相关性。当 DSUPI > 20，管网取样点水质污染严重，年均超标数最小值为 0.25 个，即一年中 12 次检测至少有 3 次出现超标项目，年均超标数最大达到 1.83 个，即

一年中 12 次检测平均每次至少有 1 项指标超标；当  $15 < \text{DSWPI} < 20$ ，管网取样点水质超标数为 0~0.83，超标率为 92.6%，管网取样点水质超标情况较重；当  $10 < \text{DSWPI} < 15$ ，管网取样点水质超标数为 0~0.16，超标率为 38.4%，管网取样点水质有微污染，由于在水质检测过程中存在取样的随机误差和测定的系统误差，因此，当  $10 < \text{DSWPI} < 15$  时，应具体情况具体分析，进行该点纵向横向比较后，再判断该点的污染程度。当  $\text{DSWPI} < 10$ ，管网取样点基本无水质指标超标，因此可以断定管网取样点水质无污染。

综上所述，根据管网取样点水质单项超标数与 DSWPI 的关系，对镇江市管网水质 DSWPI 进行经验分级并列于表 8.5。

表 8.5 管网水质 DSWPI 分级标准  
Tab.8.5 Classification criterion of DSWPI of WDS water quality

DSWPI	污染级别	分级依据
<10	无污染	16 项常规检测指标均达标
10~15	微污染	存在 1 项指标超标，超标率为 38.4%
15~20	中度污染	1 项指标超标，超标率达 92.6%
>20	严重污染	至少有 1 项指标超标，超标率达 100%

### 8.3 镇江市供水管网水质变化规律研究

#### 8.3.1 出厂水水质化学稳定性评价

采用大理石试验方法，对镇江市金西水厂出厂水进行水质稳定性试验，测试结果见表 2.6，其中总碱度  $a$  和总碱度  $s$  分别代表水样试验前后的总碱度。试验结果显示，出厂水 LSI 值为 0.49，RSI 值 8.16，水样饱和时总碱度比原水增加了 5.6 mg/L。因此，镇江市出厂水具有不稳定性和严重腐蚀性，属腐蚀型水。

大量资料研究表明，出厂水水质稳定性是影响管网水质二次污染的一个重要因子。LSI 和 RSI 指数以碳酸盐系统的平衡为理论依据的。一般来讲，供水管网中的腐蚀主要是由水的碳酸盐系统不平衡引起的。腐蚀性的水在管网、水箱等输配水过程中，由于化学和电化学作用往往会对管道内壁造成较严重的腐蚀，会产生大量铁、锰、铝、锌等金属锈蚀物。腐蚀性的水对配水管网的钢筋混凝土管、石棉水泥管以及水泥砂浆衬里的铸铁管都有不同程度的侵蚀。这些锈蚀物质溶入饮用水中会使水质恶化，引起饮用水二次污染。

水的 pH 值是影响管网腐蚀的一个重要因素。水在出厂前投加稳定剂，调整出厂水 pH 值，可以提高出厂水水质稳定性，这种方法在欧美等发达国家已得到了广泛的应用，并取得了一定的成效。在碱性介质中，氢氧化铁等腐蚀生成物的

溶解度小,所生成的钝化膜能减轻腐蚀作用。深圳自来水公司在水厂建设了石灰投加装置,使水厂出水维持在 7.5 左右,以解决化学不稳定的水腐蚀管道的问题,并取得了较好效果。提高出厂水水质稳定性,可以使腐蚀性的水对管网的侵蚀降低,减轻供水管网的二次污染。有研究报道,从安全性、经济效益分析,投加石灰是目前提高出厂水稳定性经济又有效的方法<sup>[83]</sup>。

表 8.6 金西水厂出厂水水质稳定性试验结果

Tab.8.6 Results of water quality stability in finished water in Jinxi Waterworks

测定日期	pHa	pHs	总碱度 a (mg/L)	总碱度 s (mg/L)	LSI	RSI
9.1	7.48	7.86	72.9	76.6	0.38	8.24
9.3	7.29	7.85	76.8	81.2	0.56	8.41
9.4	7.29	7.82	77.4	81.4	0.3	8.35
9.6	7.10	7.71	78.2	83.5	0.61	8.32
9.9	6.95	7.66	79.7	88.9	0.71	8.37
9.10	7.19	7.67	79.5	89.0	0.48	8.15
10.6	6.78	7.31	82.0	89.0	0.53	7.84
10.16	6.96	7.25	85.5	92.0	0.36	7.54
10.23	7.48	7.84	92.5	93.0	0.49	8.20
平均值	7.17	7.66	80.4	86.0	0.49	8.16

### 8.3.2 镇江市供水管网水质合格率评价

镇江市供水主干管网管道材质主要是灰铸铁管、球墨铸铁管和钢管,少量管道为预应力钢筋混凝土管和玻璃钢管材质。按照《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)中规定的常规检测项目及其限值,采用单因子评价法,对镇江市供水管网 22 个采样点进行合格率评价(表 8.7 列出了 22 个管网采样地点,图 8.2 为镇江市 22 个管网采样点分布情况),评价结果列于表 8.8。

由表 8.8 可知,2001~2003 年,镇江市管网水质合格率逐年上升。2001 年不达标项目有浑浊度、铁、锰、锌和铅,其中浑浊度超标严重,242 份水样中有 110 份水样的浑浊度超过 1NTU,其次为铁、锌和铅。2002 年管网水合格率达到 84.5%,铁和锌超标严重,浑浊度超标现象得到改善。2003 年管网水质合格率为 97.0%,主要超标项目还是铁和锌,浑浊度合格率为 100%。2004 年管网水质中铁和锌两项指标污染严重,管网水质合格率只达到 89.6%。研究结果表明,

镇江市供水管网水质特征污染指标为铁和锌。

表 8.7 镇江市管网水采样地点与相应编号

Tab.8.7 Sampling sites and their corresponding serial number for WDS water in Zhenjiang city

编号	1	2	3	4	5	6	7	8
采样地点	金山公园传达室	镇江中学传达室	朱方路加油站	上铁水泥厂传达室	铁路公路段传达室	市卫生监督所传达室	华贸贸易有限公司二楼	中房集团院内
编号	9	10	11	12	13	14	15	16
采样地点	镇江技师学院食堂	八叉巷小学教学楼旁	古运河面店内	电力路芝足批发部门口	宝盖路德顺居小吃店内	汝山中学门口	桃花坞水库唧站	管线所传达室旁
编号	17	18	19	20	21	22		
采样地点	设备安装公司传达室旁	大鹏集团院内洗池	跃进机械厂门口	丁卯水库唧站	花山湾水库唧站	江滨水库唧站		

表 8.8 2001~2004 年镇江市管网水质合格率

Tab.8.8 Certified percentage of WDS water quality in Zhenjiang city from 2001 to 2004

年份(年)	2001	2002	2003	2004	总计
样品数(份)	242	264	264	268	1058
浑浊度超标数(份)	110	17	0	0	127
铁超标数(份)	13	25	4	11	53
锌超标数(份)	9	15	4	17	45
铅超标数(份)	11	2	0	0	13
合格率	51.8%	84.5%	97.0%	89.6%	—

对 2001~2004 年逐月水质合格率和不合格指标进行统计,结果列于表 8.9。同时计算了逐月水质铁、锌总和超标数,因浑浊度和铅超标主要是出现在 2001 年,不代表近两年管网水质情况,故不作统计。镇江市管网水中铁、锌的污染有明显的季节变化,1 月、4~8 月污染较严重,其中 7 月份铁超标严重,有 17 份水样超标,6 月份锌超标严重,有 10 份水样超标。

对 2001~2004 年管网水质检测项目的测定结果进行统计分析,研究结果表明,镇江市管网水质中有显著变化的指标为浑浊度、铁和锌。与出厂水相比,管网水中浑浊度、铁和锌的浓度均有不同程度的增加,变化情况分别见图 8.4、图 8.5 和图 8.6。

表 8.9 管网水质逐月不合格指标统计结果

Tab.8.9 Statistical results of un-certified parameters in WDS water quality by month

不合格项目	样品数 (份)	浑浊度超标数 (份)	铁超标数 (份)	锌超标数 (份)	铅超标数 (份)	铁、锌总超标数 (份)
1月	66	11	5	5	0	10
2月	88	17	3	4	1	7
3月	94	15	3	0	1	3
4月	94	2	8	5	0	13
5月	94	12	4	9	3	13
6月	94	7	2	10	0	12
7月	94	8	17	3	0	20
8月	94	15	7	3	4	10
9月	94	12	0	2	3	2
10月	94	13	0	2	0	2
11月	94	11	3	2	0	5
12月	94	4	1	0	1	1
总超标数	1094	127	53	45	13	98

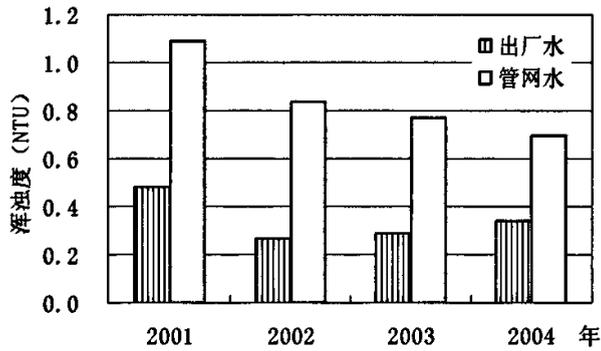


图 8.4 2001~2004 年管网水中浑浊度的变化

Fig.8.4 Variations of turbidity in WDS water from 2001 to 2004

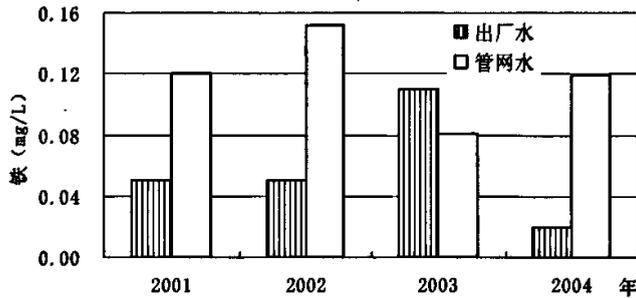


图 8.5 2001~2004 年管网水中铁浓度的变化

Fig.8.5 Variations of iron concentrations in WDS water from 2001 to 2004

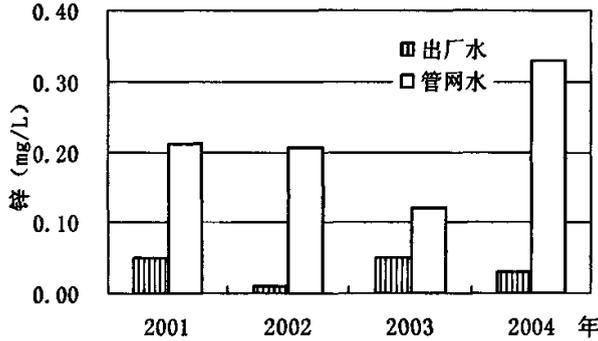


图 8.6 2001~2004 年管网水中锌浓度的变化

Fig.8.6 Variations of zinc concentrations in WDS water from 2001 to 2004

由于金西水厂出厂水中铁和锌浓度均低于检测限,而管网水中铁和锌超标频率较高,可以推断管网水中铁和锌的污染是供水管道腐蚀的结果。由于镇江市出厂水具有严重腐蚀性,镇江市主干管道大部分是铸铁管材,金属管道与水接触后,在化学或电化学的作用下产生腐蚀。按照腐蚀过程的机理,可分为没有电流产生的化学腐蚀,以及形成原电池而产生电流的电化学腐蚀(氧化还原反应)。给水管网的腐蚀一般都属电化学腐蚀。管道的金属腐蚀过程与所接触水的温度有很密切的关系。温度增加有利于氧的去极化,降低释放氢的极化作用;高温部位相对其他部位成为阳极区,较高温度能使金属电位改变,导致原电池电极倒转,故能促进腐蚀。综上所述,试验结果与理论分析基本吻合,温度对管道受腐蚀的影响较大。镇江市供水管网受腐蚀,管网水质污染季节性变化明显,4~8月水温升高,腐蚀加速,水质二次污染严重。

### 8.3.3 应用 DSWPI 评价法研究镇江市管网水质变化规律

由 8.3.2 可知,采用单因子评价法得出,镇江市供水管网水质合格率总体低于 95%,特征污染指标为铁和锌。采用 DSWPI 评级法不仅可以对各个管网取样点水质污染程度进行分级评价,更为重要的是可以研究供水管网水质变化规律。饮用水在供水管网中发生着复杂的物理、化学和生物变化,涉及到的影响因素非常多,其中包括出厂水水质、管网系统水力学特性、管道材质特性等方面。当某一项影响因子发生改变,如市政工程建设中新型管道替代旧管道、管道冲洗等,则会导致管网取样点水质的改变,每一管网取样点 DSWPI 值有可能会经常发生变化。因此,持续的周期性的水质检测分析对研究管网水质变化规律具有十分重要的意义。

#### 8.3.3.1 管网取样点水质污染评价

按照表 8.4 中的检测结果和表 8.5 中的分级标准对镇江市 22 个管网取样点水质污染程度进行评价, 结果列于表 8.10。研究结果显示, 编号为 8、9、14、20、21 和 22 等六个管网取样点四年污染程度均在中度污染之上, 说明六个管网取样点所代表的供水区域水质二次污染严重, 供水企业应采取治理措施消除污染源, 提高水质。

表 8.10 镇江市 22 个管网取样点水质污染程度评价  
Tab.8.10 Assessments on the level of WDS water pollution in Zhenjiang city

管网取 样点	2001 年		2002 年		2003 年		2004 年	
	DSWPI	污染程度	DSWPI	污染程度	DSWPI	污染程度	DSWPI	污染程度
1	20	中度	15	中度	10	微	13	微
2	15	中度	16	中度	11	微	11	微
3	14	微	19	中度	12	微	12	微
4	17	中度	22	严重	16	中度	14	微
5	15	中度	21	严重	13	微	13	微
6	16	中度	19	中度	13	中度	12	微
7	17	中度	18	中度	13	中度	10	微
8	18	中度	19	中度	16	中度	15	中度
9	20	中度	32	严重	16	中度	21	严重
10	14	微	17	中度	12	微	11	微
11	17	中度	21	严重	12	微	14	微
12	16	中度	16	中度	12	微	15	中度
13	16	中度	18	中度	12	微	11	微
14	20	中度	22	严重	15	中度	19	中度
15	16	中度	25	严重	14	微	12	微
16	19	中度	16	中度	11	微	9	无
17	18	中度	19	中度	14	微	16	中度
18	14	微	22	严重	13	微	16	中度
19	14	微	18	中度	11	微	11	微
20	17	中度	21	严重	16	中度	15	中度
21	19	中度	26	严重	15	中度	15	中度
22	21	严重	26	严重	16	中度	16	中度

### 8.3.3.2 供水管网水质逐年逐月变化规律

按表 8.10 中的管网取样点 DSWPI 值, 计算出 2001~2004 年整个供水管网水质逐年 DSWPI 平均值, 并绘于图 8.7。

2001 年管网水 DSWPI 平均值为 17, 属中度污染。2002 年管网水 DSWPI 平均值为 20, 属中度污染, 较重。2003、2004 年 DSWPI 平均值分别为 13 和 14, 属微污染。根据实际情况来分析管网水质污染变化趋势发现, 2002~2004 年镇江市加大了市政工程等基础设施建设的投入, 供水管道的新铺、改造和更新, 是改

善供水管网水质污染状况，提高管网水质的一个主要原因。

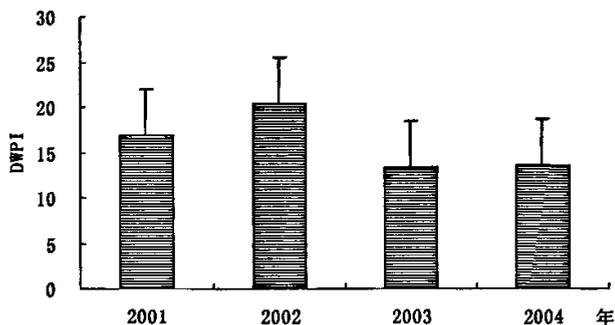


图 8.7 镇江市供水管网水质逐年变化

Fig.8.7 Variation of water quality of WDS in Zhenjiang city by year

对 2001~2004 年供水管网水质逐月 DSUPI 值进行计算，结果见图 8.8。研究表明，镇江市供水管网水质污染逐月变化不明显。

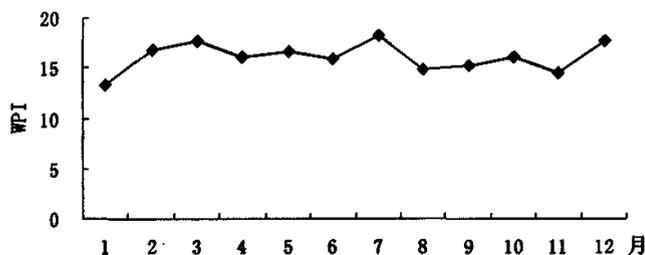


图 8.8 镇江市供水管网水质逐月变化

Fig.8.8 Variation of water quality of WDS in Zhenjiang city by month

### 8.3.3.3 镇江市供水管网水质污染分布规律

根据镇江市 22 个管网取样点 DSUPI 年均值，利用 arcgis 软件，作出 2001~2004 年镇江市供水管网水质污染分布图，依次为图 8.9、8.11、8.11 和 8.12。图中醒目的红点是金西水厂。

图 8.9 反映了 2001 年镇江市供水管网水质污染分布情况。以管网取样点 2、5 和 19 为中心的西南部供水区域 DSUPI 值基本维持在 15 以下，管网水质污染程度微弱，以管网取样点 9、14 和 22 为中心的东北部供水区域 DSUPI 值较高（20 左右），水质污染严重。总体上，2001 年镇江市供水管网以金西水厂为起点，由西南部向东北部的管网水质 DSUPI 值随供水距离的增加而逐渐增大，水质污染呈逐渐加剧趋势。

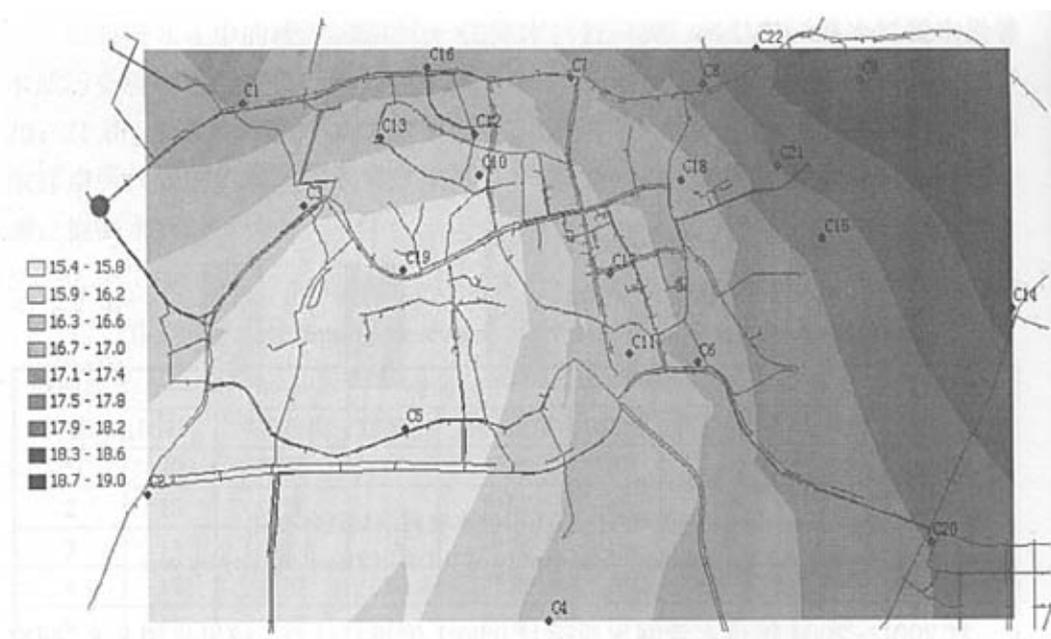


图 8.9 2001 年管网水质污染分布情况  
Fig.8.9 Distribution of WDS water pollution in 2001



图 8.10 2002 年管网水质污染分布情况  
Fig.2.9 Distribution of WDS water pollution in 2002

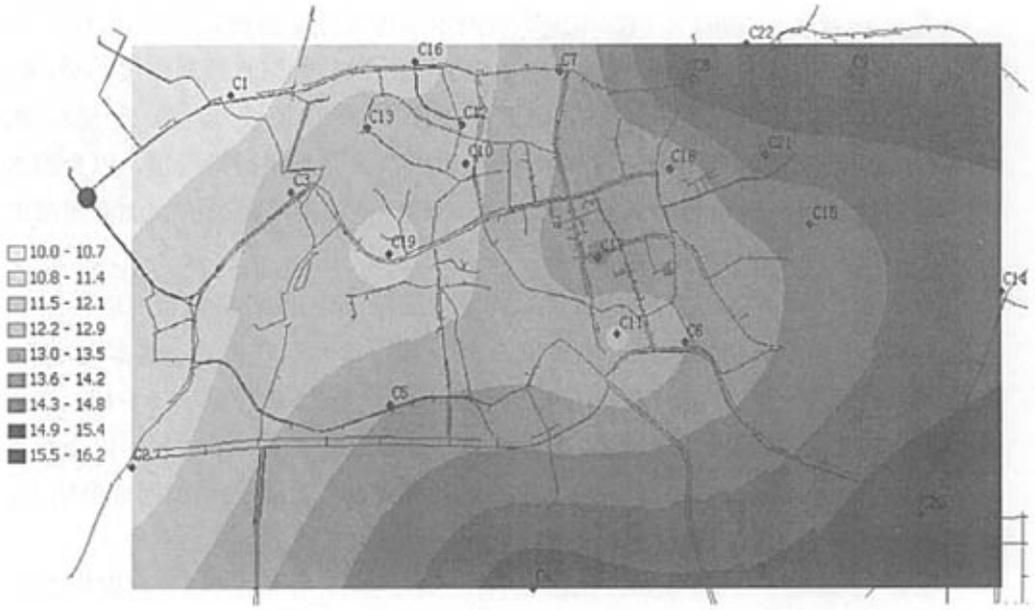


图 8.11 2003 年管网水质污染空间情况  
Fig.8.11 Distribution of WDS water pollution in 2003

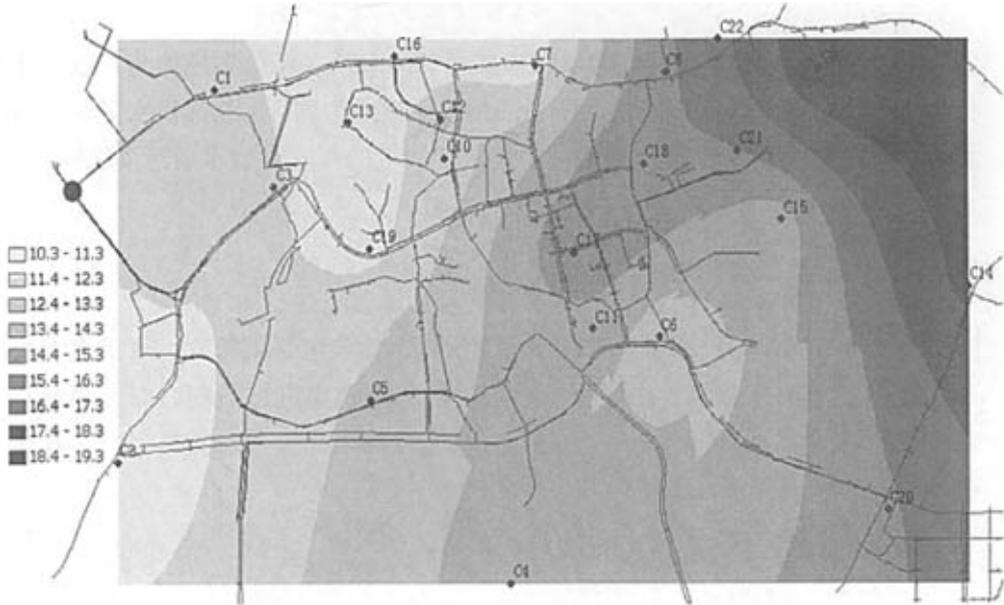


图 8.12 2004 年管网水质污染分布情况  
Fig.8.12 Distribution of WDS water pollution in 2004

图 8.10 反映了 2002 年镇江市供水管网水质污染分布情况。以管网取样点 1、2、3 和 13 为中心的西部供水区域 DSWPI 值为 15~20, 管网水质属中度污染, 以管网取样点 9、21 和 22 为中心的东北部供水区域 DSWPI 值较高, 为 25~32, 水质污染严重。与 2001 年相比, 2002 年镇江市供水管网水质污染较重, 以金西水厂为起点, 由西部向东北部供水管网水质 DSWPI 值随供水距离的增加而逐渐增大, 水质污染呈逐渐加剧趋势。

图 8.11 反映了 2003 年镇江市供水管网水质污染分布情况。以管网取样点 1、2 和 3 为中心的西部供水区域 DSWPI 值为 10~12, 管网水质良好, 基本无污染。以管网取样点 9、14、20 和 22 为中心的东部供水区域 DSWPI 值为 15~16, 水质属中度污染。与 2002 年相比, 2003 年镇江市供水管网水质污染较轻, 以金西水厂为起点, 由西部向东部供水管网水质 DSWPI 值随供水距离的增加而逐渐增大, 水质污染呈逐渐加剧趋势。

图 8.12 反映了 2004 年镇江市供水管网水质污染分布情况。以管网取样点 1、2 和 3 为中心的西部供水区域 DSWPI 值为 10~13, 管网水质良好, 基本无污染。以管网取样点 9、14 和 22 为中心的东北部供水区域 DSWPI 值为 16~21, 水质属中度污染。总体上, 2004 年镇江市供水管网水质污染较轻, 以金西水厂为起点, 由西部向东北部供水管网水质 DSWPI 值随供水距离的增加而逐渐增大, 水质污染呈逐渐加剧趋势。

综上所述, 2001~2004 年镇江市供水管网水质污染分布规律为: 以金西水厂为起点, 管网水质污染随供水距离的增加而逐渐加剧, 东北部供水区域水质污染最为严重, 其次为中部和东南部, 离水厂较近的西部区域水质污染较轻。

#### 8.4 镇江市二次供水设施等出水水质变化规律

本文于 2004 年 8~10 月对镇江市二次供水设施包括水箱水、水塔水、二次加压泵站, 管网末梢水, 小区水和消防栓的出水水质进行检测。取样测定共 7 次, 取样时间为上午 9:00~11:00。采样编号与采样地点列于表 8.11, 具体采样地点分布情况见图 8.13。



图 8.13 镇江市二次供水设施采样点分布

Fig. 8.13 Distribution of sampling sites for secondary water supply facility in Zhenjiang city

表 8.11 水质采样地点与对应编号

Tab.8.11 Sampling sites and their corresponding serial number

采水项目	末梢水			水塔水		玻璃钢水箱	
采样编号	1	2	3	4	5	6	7
采样地点	蒋乔	印刷机械 厂	纺织厂	太古山 28 幢	花山湾	新世纪 商厦	人寿 保险
采水项目	不锈钢水箱		水泥池 水箱	小区 镀锌管	小区 PPR 管		小区 PVC 管
采样编号	8	9	10	11	12	13	14
采样地点	医学院宿 舍 17 幢	医学院宿 舍 25 幢	医学院宿 舍 23 幢	医学院宿 舍小区	有线电厂	古阳 新村	演军巷
采水项目	小区 PVC	消火栓		二次加压泵站			
采样编号	15	16	17	18	19		
采样地点	江滨新村 133 幢	大西路 消火栓	长江路 消火栓	桃花坞水 库进水	丁卯水库 进水		

### 8.4.1 二次供水设施等出水水质的变化情况

试验结果表明，二次供水、末梢水、小区水和管网水等出水水质变化明显的指标有浑浊度、pH 值、铁、锌和余氯，其变化情况分别见图 8.14、8.15、8.16、8.17 和 8.18。

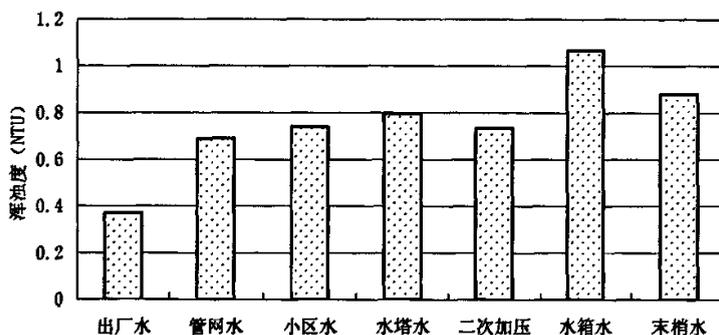


图 8.14 各点出水浑浊度的变化

Fig.8.14 Variations of turbidity in effluent at each sampling site

由图 8.14 可知，镇江市出厂水浑浊度平均为 0.37 NTU，各点出水的浑浊度均有不同程度的升高，其中，水箱出水浑浊度平均值达到 1.07 NTU，超过饮用水水质标准（标准限值为 1 NTU）。

由图 8.15 可知，出厂水的 pH 值为 7.27，管网水的 pH 值为 7.25，基本无变化。其它各点出水 pH 值均有不同程度升高，水箱出水 pH 值升幅最大，平均达到

7.49, 比出厂水增加了 0.24。

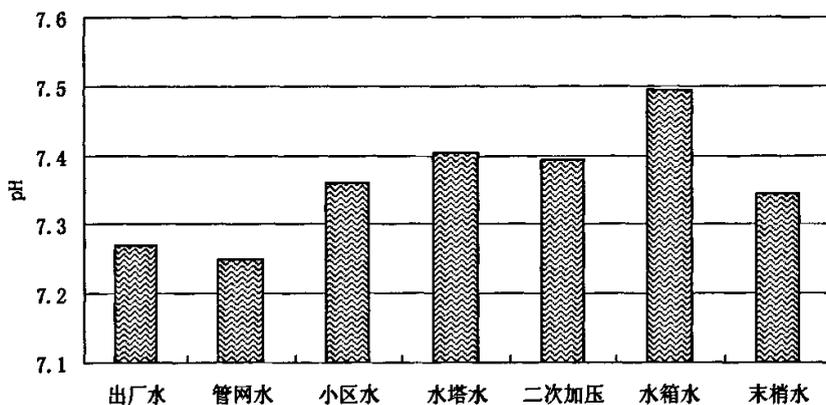


图 8.15 各点出水 pH 的变化

Fig.8.15 Variations of pH values in effluent at each sampling site

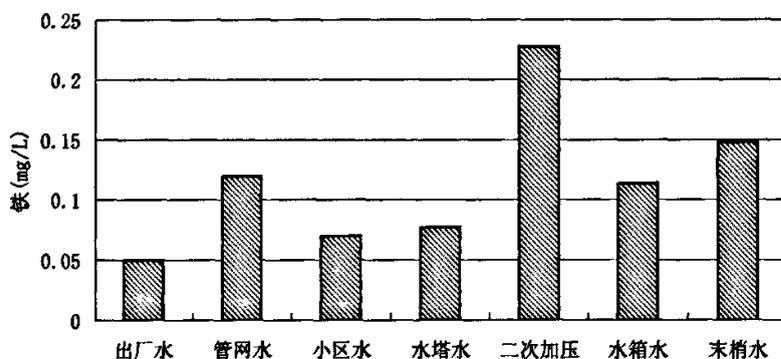


图 8.16 各点出水铁浓度的变化

Fig.8.16 Variations of iron concentrations in effluent at each sampling site

由图 8.16 可知, 出厂水中铁浓度控制在 0.05 mg/L 以下, 各点出水的铁浓度有不同程度的增加, 其中二次加压泵站出水中铁浓度增至 0.23 mg/L, 管网水、水箱水和末梢水中铁浓度均超过 0.1 mg/L。

由图 8.17 可知, 出厂水中锌浓度控制在 0.02 mg/L 以下, 管网水、小区水和水箱水中锌浓度增加较多, 均超过 0.3 mg/L。水塔水、二次加压泵站出水和末梢水中锌浓度均超过 0.1 mg/L。

由图 8.18 可知, 各点出水的余氯浓度均有下降, 其中水箱水余氯下降最为明显, 平均浓度仅为 0.15 mg/L。

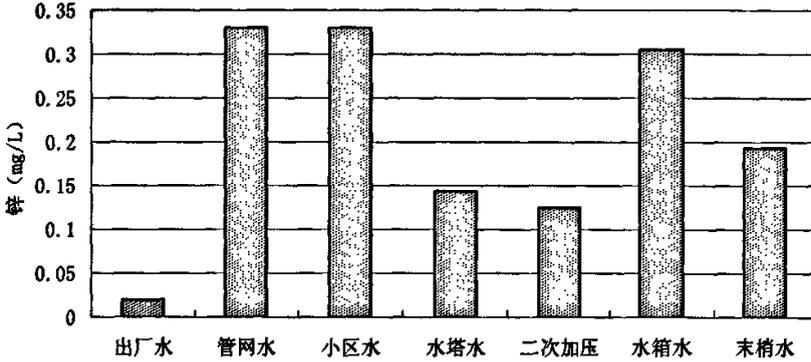


图 8.17 各点出水锌浓度的变化

Fig.8.17 Variations of zinc concentrations in effluent at each sampling site

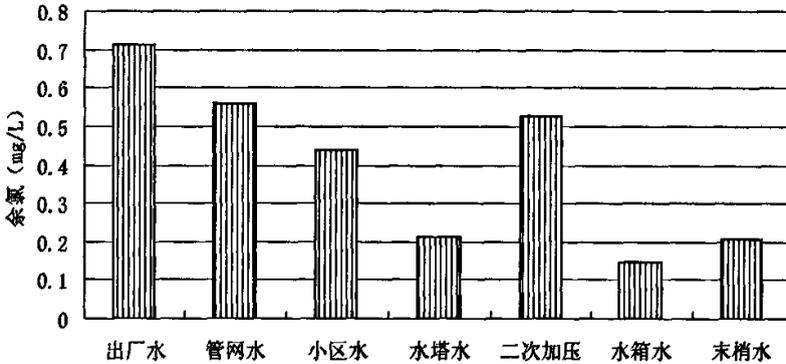


图 8.18 各点出水余氯的变化

Fig.8.18 Variations of residual chlorine in effluent at each sampling site

研究表明, 消防栓出水水质变化非常显著。与出厂水水质比较, 浑浊度、铁、pH、总有机碳和溶解性总固体等指标浓度有大幅度的增加, 溶解氧减少, 其中浑浊度由 0.37 NTU 上升到 39.61 NTU, pH 由 7.27 升至 7.69, 铁浓度由 0.05 mg/L 升至 2.29 mg/L, 总有机碳由 1.10 mg/L 升至 4.10 mg/L, 溶解性总固体由 121 mg/L 升至 145 mg/L。硝酸盐、碱度、硬度和溶解氧浓度下降明显, 硝酸盐由 1.10 mg/L 降至 0.53 mg/L, 硬度由 122 mg/L 降至 105 mg/L, 碱度由 88 mg/L 降至 79 mg/L, 溶解氧由 8.41 mg/L 降至 7.31 mg/L。因此, 管理部门应定期排放消防栓处的死水, 避免因负压倒灌入主干管网, 影响管网水质。

#### 8.4.2 二次供水设施等出水水质污染程度评价

根据水质检测结果计算各点出水水质 DSWPI 值, 并对水质污染程度进行评

价，评价结果见表 8.12。

表 8.12 各点出水 DSWPI 值及污染程度评价

Tab.8.12 Assessment of DSWPI value and the level of pollution in effluent at each site

项目	末稍水			水塔水	
采样点	1	2	3	4	5
WPI	31	20	15	18	18
污染程度	严重	中度	中度	中度	中度
项目	玻璃钢水箱		不锈钢水箱		水泥池水箱
采样点	6	7	8	9	10
WPI	23	18	20	25	21
污染程度	严重	中度	中度	严重	严重
项目	镀锌管小区	PPR 管小区		PVC 管小区	
采样点	11	12	13	14	15
WPI	23	14	11	16	23
污染程度	严重	微	微	中度	严重
项目	消火栓			二次加压泵站	
采样点	16	17	18	19	
WPI	40	48	18	18	
污染程度	严重	严重	中度	中度	

试验过程中在管网末稍设有 3 个采样点，其中 1 号点 DSWPI 为 31，水质污染非常严重；2 号点 DSWPI 为 20，3 号点 DSWPI 为 15，均属中度污染。尽管同为管网末稍，水质污染程度差异很大，经调查发现这种差异主要是由管网末稍水的停留时间不同所致。1 号点供水区域用水量少，水力停留时间长，水质污染最严重；2 号点次之；3 号点供水区域附近有许多工业用水单位，用水量大，水力停留时间较短，水质污染较轻。总体上看，由于管网末稍距离水厂最远，饮用水的水力停留时间最长，水质污染较重。

两个水塔水检测点水质 DSWPI 值均为 18，属中度污染。

不同材质水箱出水污染程度无明显区别，玻璃钢材质水箱出水 DSWPI 平均值为 20.5，不锈钢材质水箱出水 DSWPI 平均值为 22.5，水泥池水箱出水 DSWPI 值为 21。总体上讲，镇江市水箱出水水质污染严重。

不同材质小区管网水污染程度有明显不同，其中镀锌管供水小区水质污染最严重，DSWPI 值为 23。PVC 管供水小区水质 DSWPI 值为 19.5，属中度污染。PPR 管材质稳定性好且铺设时间较短，对水质污染较轻，出水水质 DSWPI 值为 12.5。由此可知，为了降低管网水质二次污染，建议小区管材应优先选择 PPR 管。

二次加压泵站出水水质 DSWPI 值为 18，这可能是由于二次加压泵站均设在离水厂较远的位置，出厂水经长距离的输送，在管网中受到中度污染，污染指标

为铁。

消火栓处出水水质变化最大，污染最为严重，平均DSWPI值达到44。

基于灰色系统理论关联性分析原理，以《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005)为基本依据，首次提出并建立了一种新的管网水质评价方法—管网水质污染指数法(DSWPI)，并对DSWPI的计算方法进行了详细的介绍。DSWPI是一个反映水质化学稳定性变化的包含多项理化指标在内的一个综合性指标，DSWPI评价法将管网水质的优劣变化转化为定量的可比数据，最后将这些定量的结果划分等级，以标明管网水质受污染的程度并进行对比研究，是对管网水质单因子评价法的补充和完善。DSWPI评价法的应用为研究管网水质变化规律，防治管网水质二次污染提供了一种全新的研究方法。该方法计算简单，概念直观，具有推广应用价值。

在此基础上，采用单因子评价法和DSWPI评价法对镇江市供水管网水质污染规律进行了研究，同时对镇江市二次供水设施如水箱水、水塔水、二次加压泵站出水，不同材质管道供水小区水、管网末稍水和消火栓处出水水质污染情况进行了系统的研究，主要研究结果表明：

镇江市金西水厂出厂水水质具有不稳定性和严重腐蚀性；2001~2004年镇江市管网水质合格率依次为51.8、84.5、97.0和89.6%；特征污染指标为铁和锌；

镇江市供水管网水质逐年污染程度变化较大，2001、2002年管网水质属中度污染，2003、2004年管网水质属微污染；管网水质逐月污染程度变化不明显。

2001~2004年镇江市供水管网水质污染分布规律为：以金西水厂为起点，管网水质污染随供水距离逐渐加剧，东北部供水区域水质污染最为严重，其次为中部和东南部，离水厂较近的西部区域水质污染较轻。

二次供水设施、小区水、管网末稍水和消火栓处等各点出水水质变化规律为：浑浊度、铁、锌和pH值浓度升高，余氯浓度下降；消火栓出水水质污染最为严重。试验结果证明小区内管道PPR管材出水水质稳定，基本无污染。

## 第9章 结论与建议

### 9.1 结论

1. 在熟练掌握和运用美国 AOC 生物修订法的基础上, 对其进行了简化改进, 采用 100 mL 具塞玻璃锥形瓶代替 45 mL 硅硼酸盐管形瓶, 将测试水样量由 40 mL 增加到 100 mL, 将 9 个平行水样减少为 6 个。通过产率和水样测定试验对改进法、生物修订法和先后接种法进行了比较, 试验结果表明, 改进法与生物修订法得到的测试结果基本一致, 数据可比性高; 与生物修订法相比, 改进法工作强度降低了 1/3, 提高了试验的可操作性, 有利于测定方法的推广应用。

2. 长三角区域饮用水水源中 AOC 浓度的研究结果显示, 黄浦江上游原水生物稳定最差, AOC 浓度为 102~312  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 188  $\mu\text{g/L}$ , DOC 浓度较高, 平均值为 5.83 mg/L; 长江(镇江段)原水生物稳定性较好, AOC 浓度为 46~178  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 102  $\mu\text{g/L}$ , DOC 浓度较低, 平均值为 1.74 mg/L; 钱塘江(杭州段)原水 AOC 浓度为 56~207  $\mu\text{g/L}$ , 平均值为 113  $\mu\text{g/L}$ , DOC 浓度较长江(镇江段)原水差, 平均值为 2.18 mg/L。原水中 AOC 与 DOC 有良好的正相关性。

3. 烧杯混凝试验结果表明, 氯化铁常规、氯化铁强化、硫酸铝常规和硫酸铝强化混凝试验对 AOC 的去除率分别为 30.5、44.0、51.7 和 63.9%。强化混凝去除 AOC 的效果好于常规混凝, 铝盐混凝去除 AOC 的效果好于铁盐混凝。

4. 常规处理工艺中 DOC 的平均去除率为 22.4%,  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺中 DOC 的平均去除率为 39.2%,  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺去除有机物的效果好于常规处理工艺。

5. 长三角区域水厂常规处理工艺对 AOC 的去除规律为, 常规处理工艺不能保证出厂水水质的生物稳定性, 5 个水厂出厂水水质均属生物稳定性临界区间。常规处理工艺对 AOC 的去除率与原水 AOC 浓度具有良好的相关性, 当 AOC 浓度小于 100  $\mu\text{g/L}$ , 常规处理工艺出水 AOC 浓度增加; 当 AOC 浓度为 100~200  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 的去除效果不稳定; 当 AOC 浓度大于 200  $\mu\text{g/L}$  时, 常规处理工艺对 AOC 有较好的去除效果。常规处理工艺中出水 AOC 组成比例变化趋势为, AOC-P17 占总 AOC 的比例下降, AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升。

6. 长三角区域  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺对 AOC 的去除规律为,  $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺增加 AOC 浓度, 使出水水质生物稳定性变差。 $\text{O}_3$ -BAC 深度处理工艺

中 AOC-P17 占总 AOC 的比例下降, AOC-NOX 占总 AOC 的比例上升, AOC 占 DOC 的比例上升。

8. 长三角区域原水中 AOC 以氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质为主, 经常规和  $O_3$ -BAC 深度处理工艺处理后, 出水中 AOC 组成成分发生改变, 甲醛酸、草酸盐、羧乙酸盐和乙醛酸等能被 NOX 细菌利用的羧基酸浓度增加, 氨基酸、多种羧基酸、碳水化合物和芳香族等能被 P17 细菌利用的有机物质浓度降低。

9. 不同膜处理中试工艺去除 AOC 试验结果表明, 当原水 AOC 浓度大于  $100 \mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺去除 AOC 的效果最佳, 平均去除率为 52.9%, PAC+UF 膜和 NF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果较好, 平均去除率分别为 33.2 和 28.5%, 板式 UF 膜处理中试工艺对 AOC 的效果最差, 平均去除率为 17.4%。当原水 AOC 浓度小于  $100 \mu\text{g/L}$  时, 卷式 UF 膜处理中试工艺出水 AOC 浓度增加, 平均增幅为 89.9%。

10. 镇江市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水再至末梢水呈先升高再下降的趋势; 杭州市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水再至末梢水呈逐级下降的趋势; 上海市供水管网中 AOC 的变化由出厂水至网中水呈下降趋势。

任一点管网水中 AOC 浓度是由 5 个参数决定的, 分别为  $AOC_0$ 、 $AOC_{Cl}$ 、 $AOC_E$ 、 $AOC_B$  和  $AOC_I$ , 并给出了管网中任一点 AOC 浓度的计算公式。由于管网水的水质、水力条件不断发生变化, 管网取样点的 5 个参数值也随之发生变化, 因此, 任一点管网水中 AOC 波动范围较大。

根据氯和化合氯消毒型供水管网中 AOC 的实际变化情况, 提出了修正的游离氯和化合氯消毒型供水管网中 AOC 变化的一般性定性模型。它更符合管网中 AOC 的实际变化情况, 并能更好的解释实际管网中存在的问题。

通过对 4 个水厂及其供水管网中余氯浓度和 AOC 变化的分析研究, 提出了当饮用水中 AOC 浓度大于  $100 \mu\text{g/L}$  时, 有效抑制管网中微生物再生长的问题, 出厂水游离氯浓度应控制在  $1.0 \text{ mg/L}$  以上, 化合氯浓度控制在  $1.5 \text{ mg/L}$  以上。

11. 将灰色系统理论关联性分析原理应用于对管网水质污染的综合评价, 以《城市供水水质标准》(CJ/T206—2005) 的常规检测项目为基本依据, 首次提出并建立了一种新的管网水质污染评价方法—管网水质污染指数法 (DSWPI), DSWPI 是一个反映管网水质化学稳定性变化的综合性指标, DSWPI 评价法将管网水质的优劣变化转化为定量的可比数据, 最后将这些定量的结果划分等级, 以标明管网水质受污染的程度, DSWPI 评价法是对管网水质单因子评价法的补充和完善, 为研究管网水质变化规律, 防治管网水质二次污染提供一种新的研究方

法。该方法计算简单，概念直观，具有推广应用价值。

采用单因子评价法和 DSWPI 评价法对镇江市供水管网水质进行评价，主要研究结论为：镇江市出厂水水质具有不稳定性和严重腐蚀性；供水管网水质特征污染指标为铁和锌；镇江市管网水质污染分布规律为以金西水厂为起点，管网水质污染随供水距离的增加而逐渐加剧，东北部供水区域水质污染最为严重，其次为中部和东南部，离水厂较近的西部区域水质污染较轻；二次供水设施、小区水、管网末稍水和消火栓处等各点出水水质变化规律为：浑浊度、铁、锌和 pH 值浓度升高，余氯浓度下降；PPR、PVC 和镀锌管三种小区管材中以 PPR 管材对水质污染最轻。

## 9.2 建议

1. 基于灰色系统理论关联性分析原理，提出并建立了 DSWPI 评价法，在 DSWPI 的计算过程中，对采用的 16 项水质指标的权重进行了简单的均一化处理。在实际管网水质污染过程中，某些指标如铁、锰等浓度变化尽管较小，但对水质造成的污染比较严重，而另外一些指标如总溶解性固体、碱度、硬度等的浓度变化尽管较大，但也不会造成水质污染。因此，建议对 DSWPI 计算过程中所选用的水质指标及其权重分配进行深入研究，逐步完善 DSWPI 评价方法，使之能更真实的反映实际管网水质污染情况。

2. 对 5 个水厂的净水技术与工艺去除 AOC 的特性进行了全面系统的分析研究，但由于条件和时间限制，并没有进行几种组合工艺能产生生物稳定性饮用水的试验研究。建议在以后的工作中应开展针对不同原水水质特征的各种组合工艺的研究，寻找产生生物稳定性饮用水的最优组合净水工艺。

3. 从 3 个供水管网中余氯浓度和 AOC 变化的研究基础上，对 AOC 在供水管网中的变化规律模型进行了修正，并发现提出了当饮用水 AOC 浓度大于 100  $\mu\text{g/L}$  时，出厂水余氯浓度的建议值。建议在今后的工作中对上述结论通过具体试验和在其它供水管网中进一步验证。

## 致谢

首先,我衷心的感谢导师高乃云教授三年来给予的辛勤培育、严格要求与谆谆教导。高教授不仅知识渊博、治学严谨,而且品格高尚,除了在学术论文的工作中给予我悉心的指导、启发,在生活上也给予了我无微不至的关怀,不但培养了我的科研能力,也使我的个人素质和工作能力得到了很大的提高,令我终生受益。在论文完成之际,我向高教授表示深深的敬意和诚挚的感谢!

衷心感谢王士芬老师、董秉直老师以及徐斌老师,感谢他们在试验过程中给予的大力支持和帮助!

衷心感谢镇江市自来水公司原总经理谭章荣教授级高工、吴徐主任、朱永林等领导 and 员工在试验过程中给予的帮助和支持!

衷心感谢上海自来水市北有限公司总经理乐林生教授级高工、康兰英主任等领导 and 同事在试验过程和生活上给予的帮助和支持!

衷心感谢范茂军、伍海辉、刘成、苏定江、任明华、孙晓峰、杨玲、万蓉芳、贺道红等同学在学习、生活和试验上给予的帮助和支持!在此谨向高乃云教授课题组全体成员表示感谢!

特别感谢我的家人,感谢我的妻子任凌颖!他们多年来在物质和精神上给予我无数的支持和鼓励,是我顺利完成学业的保证。在此我向他们表示深深的感谢!

衷心感谢在同济三年学习期间所有关心和帮助过我的人!

谨以此作献给我活泼可爱的儿子蔡书简!

蔡云龙  
2006年5月

## 参考文献

- [1] 陈寅, 陈国光. 上海城市供水管网水质的调查分析. 中国给水排水, 2002, Vol.18 (7): 32-34
- [2] 杜英林, 任立民. 浅析配水管网水质污染原因及防止措施. 山东水利, 2001, Vol.9: 43-44.
- [3] 何维华. 国内部分城市供水管网水质调研分析. 给水排水, 1993, Vol.19 (11): 15-19.
- [4] Appenzeller B.M.R, Batte M., Mathieu L., et al. Effect of adding phosphate to drinking water on bacterial grow in slightly and highly corroded pipes. Wat. Res., 2001, Vol.35(4):1100-1105
- [5] Volk C., Dundore E., Schiermann J., et al. Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system. Wat. Res., 2000, Vol.34(6): 1967-1974
- [6] Gauthier V., Rard B.G, Portal J.M., et al. Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. Wat.Res., 1999, Vol.33(4):1014-1026
- [7] Bonde G.R. Bacteria in works and mains from ground water. Aqua. 1983, Vol.10(5):237-239
- [8] Geldreich E.E., Nash H.D., Reasoner D.J., et al. The necessity of controlling bacterial populations in potable waters: community water supply. J.AWWA., 1972, Vol.64(9):596-602
- [9] Herman L.G. The slow-growing pigmented water bacteria: problems and sources. Advances in Appl. Microbiol., 1978, Vol.23(2):155-171
- [10] Lechevallier M.W., Seidler R.J., Evans T.M. Enumeration and characterization of standard plate count bacteria in chlorinated and raw water supplies. Appl. Envir. Microbiol., 1980, Vol.40(5):922-930
- [11] McMillan L., Stout R. Occurrence of *Sphaerotilus*, *Caulobacter*, and *Gallionella* in raw and treated water. J.AWWA., 1977, 69(1):171-173
- [12] Reasoner D.J., Geldreich E.E. Significance of pigmented bacteria in water supplies. Proceedings Water Quality Technology Conference, AWWA., 1979, pp.187-196
- [13] Van der kooij D., Hijnen W.A.M. Utilization of low concentrations of starch by a *flavobacterium* species isolated from tap water. Appl. Envir. Microbiol., 1981, Vol.41(1):216-221
- [14] Van der kooij D., Oranje J.P., Hijnen W.A.M. Growth of *Pseudomonas aeruginosa* in tap water in relation to utilization of substrates at concentrations of a few micrograms per liter. Appl. Envir. Microbiol., 1982, Vol.44(5):1086-1095
- [15] Van der kooij D. The occurrence of *Pseudomonas* spp. in surface water and in tap water as determined on citrate media. Antonie van Leeuwenhoek, J. Microbiol., 1978, Vol.43(1):187-197.
- [16] Van der kooij D. The determination of the aftergrowth possibilities of bacteria in drinking water. Proceedings of the seminar developments of methods for determining water quality. Kiwa Rijswijk, 1979, pp.6-8
- [17] Van der kooij D. Characterization and classification of fluorescent pseudomonads isolated from tap water and surface water. Antonie van Leeuwenhoek, J. Microbiol., 1979, Vol.45(2): 225-240

- [18] Talbot H.W., Morrow J.E., Seidler R.J. Control of coliform bacteria in finished drinking water stored in redwood tanks. *J.AWWA.*, 1979, Vol.71(2):349-353
- [19] Martin, R.S., Gates, W.H., Tobin, R.S., et al. Factors affecting coliform bacteria growth in distribution systems. *J.AWWA.*, 1982, 74:34-37
- [20] Wierenga J.T. Recovery of Coliforms in the presence of a free chlorine residual. *J.AWWA.*, 1985, 77(11):83-88
- [21] Geldreich E.E., Rice E.W. Occurrence, significance, and detection of *Klebsiella* in water systems. *J.AWWA.*, 1987, Vol.79(5):74-80
- [22] Miettinen I.T., Vartiainen T., Nissinen T., et al. Microbial growth in drinking waters treated with ozone, ozone/hydrogen peroxide or chlorine. *Ozone Sci. Engin.*, 1998, Vol.20(2): 303-315
- [23] Burman N.P. The occurrence and significance of actinomycetes in water supply. In Sykes G, and Skinner F.A.(editors), *Actinomycetales; characteristics and practical importance*. Academic Press, London and New York, 1973, pp.219-230
- [24] Nagy L.A., Olson B.H. Occurrence and significance of bacteria, fungi and yeasts associated with distribution pipe surfaces. Advanced in water analysis and treatment technology conference proceedings. AWWA, Houston, 1986, pp.213-237
- [25] 岳舜琳. 城市供水水质问题. *中国给水排水*, 1997, Vol.13 (增刊): 37-38
- [26] 贺北平. 水中有机物特性与饮水净化工艺相关性的研究[博士学位论文]. 北京: 清华大学环境系, 1996
- [27] 袁一星, 赵洪宾. 给水管网生长环研究. *哈尔滨建筑大学学报*, 1998, Vol.31 (1): 72-76
- [28] Allen M.J., Taylor R.H., Geldreich E.E. The occurrence of micro-organisms in water main encrustations. *J.AWWA.*, 1980, Vol.72(3):614-625
- [29] Ridgway H.F., Means, E.G., Olson B.H. Iron bacteria in drinking-water distribution systems: elemental analysis of *Gallionella* stalks, using X-ray energy-dispersive microanalysis. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1981, Vol.41(1):288-297
- [30] Ridgway H.F., Olson B.H. Scanning electron microscope evidence for bacterial colonization of a drinking water distribution system. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1981, Vol.41(1):274-287
- [31] Brazos B.J., O'Connor J.T. A transmission electron micrograph survey of the planktonic bacteria population in chlorinated and non-chlorinated drinking water. Proceedings of the 13th AWWA WQTC, 1985, pp.275-305
- [32] Lechevallier M.W., Babcock T.M., Lee R.G. Examination and characterization of distribution system biofilms. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1987, Vol.53(12):2714-2724
- [33] Herson D.S., McGonigle B., Payer M.A., et al. Attachment as a factor in the protection of *Enterobacter cloacae* from chlorination. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1987, Vol.53(5):1178-1180
- [34] LeChevallier M.W., Cawthon C.D., Lee. R.G. Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1988, Vol.54(3):649-654.
- [35] Power K.N., Nagy L.A. Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system. *Wat. Res.*, 1999, Vol.33(3):741-750
- [36] Outi M.Z., Markku J.L., Leena K.K., et al. Soft deposits the key site for microbial growth in drinking water distribution networks. *Wat. Res.*, 2001, Vol.35(7):1757-1765
- [37] Park S.R., Mackay W.G., Reid D.C. *Helicobacter* sp. Recovered from drinking water biofilm

- sampled from a water distribution system. *Wat. Res.*, 2001, Vol.35(6):1624-1626
- [38] 傅金祥, 金成清, 赵玉华. 居住区生活饮用水二次污染及防治对策研究. *给水排水*, 1998, Vol.24 (7): 55-59
- [39] Geldreich E.E., Allen M.J., Taylor R.H. Interferences to coliform detection in potable water supplies. In Hendricks C.W.(editor), *Evaluation of the Microbiology standards for drinking water*. USEPA, Washington, 1978, pp.13-20
- [40] Astier F., Paquin J.L., Mathieu L., et al. Study of the development of the musty taste in water according to its ageing process in pilot plant. *Enviorn. Technol.*, 1995, Vol.16(8): 955-965 (in French with English abstract)
- [41] Armon R., Starosvetzky J., Arbel T., et al. Survival of *Legionella pneumophila* and *Salmonella typhimurium* in biofilm systems. *Wat. Res. Technol.*, 1997, Vol.35(11):293-300
- [42] Quignon F., Kiene L., Levi Y., et al. Virus behaviour within a distribution system. *Wat. Res. Technol.* 1997, Vol.35(12):311-318
- [43] Dennis J.P., Taylor J.A., Fitzgeorge R.B., et al. *Legionella pneumophila* in water plumbing systems. *Lancet.*, 1982, Vol.24(10):949-951
- [44] Tobin J.O.H., Swann R.A., Bartlett C.L.R. Isolation of *Legionella pneumophila* from water systems: methods and preliminary results. *British Medical Journal.*, 1981, Vol.28(2):515-517
- [45] Wadowsky R.M., Yee R.B., Mezman L., et al. Hot water systems as sources of *Legionella pneumophila* in hospital and non-hospital plumbing fixtures. *Appl. Envir. Microbiol.* 1982, Vol.43(5):1104-1110
- [46] Engel H.W.B., Berwald L.G., Havelaar A.H. The occurrence of *Mycobacterium kansasii* in tap water. *Tubercle.*, 1980, 61(1):21-26
- [47] Kaustova J., Olsovasky Z., Kubin M., et al. Endemic occurrence of *Mycobacterium kansasii* in water supply systems. *Journal of Hygiene, Microbiology and Immunology*, 1981, Vol.25(1):24-30
- [48] Gracey M., Burke V., Robinson J. *Aeromonas*-associated gastroenteritis. *Lancet.*, 1982, Vol.24(12):1304-1306
- [49] Burke V., Robinson J, Gracey M., et al. Isolation of *Aeromonas hydrophila* from a metropolitan water supply: seasonal correlation with clinical isolates. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1984, Vol.48(2):361-366
- [50] 米成功. 浅谈供水管路中铁细菌的防治与处理. *铁道劳动安全卫生与环保*, 1999, Vol.26 (3): 163-165
- [51] Burman N. P. Taste and odour due to stagnation and local warming in long lengths of piping. *Proceedings of the Society for Water Treatment and Examination*. 1965, pp125-131
- [52] Leeftang K.W.H. Biologic degradation of rubber gaskets used for sealing pipe joints. *J.AWWA.*, 1968, Vol.60(12):1070-1076.
- [53] Louwe Kooijmans, L.H. Occurrence, significance and control of organisms in distribution systems. General Report No.3, International Water Supply Association Congress, Barcelona, 1966, pp.C5-C33
- [54] Smalls L.C., Greaves G.F. A survey of animals in distribution systems. *J. Soc. Water Treatment Exam.*, 1968, Vol.17(1):150-182
- [55] Levy R.W, Hart F.L., Cheetham R.D. Occurrence and public health significance of invertebrates in drinking water systems. *J.AWWA.*, 1986, Vol.78(9):105-110

- [56] Lee S.H., O'Connor J.T., Banerji S.K. Biologically mediated corrosion and its effects on water quality in distribution systems. *J.AWW.*, 1980, Vol.72(11):636-645
- [57] 郭士权, 张琴, 熊国锋. 自来水的二次污染及防治. *公用科技*, 1998, Vol.14 (2): 6-10
- [58] 罗岳平, 邱振华, 李宁. 输配水管道附生生物膜的研究进展. *给水排水*, 1997, Vol.23 (8): 56-59
- [59] 杜英林, 任立民. 浅析配水管网水质污染原因及防止措施. *山东水利*, 2001, 9: 43-44.
- [60] 傅金祥. 生活饮用水二次污染控制理论与技术研究[博士学位论文]. 哈尔滨: 哈尔滨建筑大学, 2000
- [61] Niquette P., Servais P., Savoie R. Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system. *Wat.Res.*, 2000, Vol.34(6):1952-1956
- [62] Rigal S., Danjou J. Tastes and odors in the water distribution systems related to the use of synthetic materials. *Wat.Sci.Tech.*, 1999, Vol.40(6):203-208
- [63] Rook J.J. Formation of haloforms during chlorination of natural water. *Water treatment and examination*, 1974, Vol.23(2):234-241
- [64] Symons J.M. National organics reconnaissance survey for halogenated organics. *J.AWWA.*, 1975, Vol.67(11):634-642
- [65] Symons J.M. Treatment techniques for controlling trihalomethanes in drinking water. EPA/600/2-81/156.Cincinnati.
- [66] McGuire M.J. Preparing for the disinfection by-products rule: A water industry status report. *J.AWWA.*, 1989, Vol.81(8):35-46
- [67] Stevens A.A. Chlorination of organics in drinking water. *J.AWWA*, 1976, Vol.68(11):615-624
- [68] Krasner S.W. The occurrence of disinfection by-products in US drinking water. *J.AWWA*, 1989, Vol.81(8):35-44
- [69] Nieminski E.C., Chaudhuri S. The Occurrence of DBPs in Utah drinking waters. *J.AWWA*, 1993, Vol.85(9):98-110
- [70] Fleischacker S., Randtke S. Formation of organic chlorine in public water suppliers. *J.AWWA.*, 1983, Vol.75(3):132-141
- [71] Carison M., Hardy D. Controlling DBPs with monochloramine. *J.AWWA*, 1998, Vol.90(2): 95- 106
- [72] 任金法, 郑昌喜, 汤兰娟, 等. 富阳市某水厂管网水发黑原因调查. *浙江预防医学*, 2002, Vol.14 (5): 22-23
- [73] 陈卫华, 潘洁, 韦川尤. 一起二次供水设施污染调查与对策. *中国供水卫生*, 2000, Vol.8 (4): 21-22
- [74] 甘日华. 广东省生活饮用水二次污染及防治措施的探讨. *中国供水卫生*, 2000, Vol.8 (3): 35-41
- [75] 袁志彬, 王占生. 城市供水管网水质污染的防治研究. *天津建设科技*, 2003, 2: 30-31, 37.
- [76] 陈义标, 周晓燕, 徐军, 等. 绍兴市供水管网中黄水产生的原因及其防治对策. *给水排水*, 2004, Vol.30 (9): 17-20.
- [77] 崔小明. 水质稳定性指数判定法简析. *净水技术*, 1998, Vol.17 (2): 21-24
- [78] 高湘, 张建锋. *给水工程技术及工程实例*. 北京: 化学工业出版社, 2002
- [79] Fransolet G., Viliers G., Masschelein W.J. Influence of temperature on bacterial development in waters. *Ozone Sci. Eng.*, 1985, 7:205-210

- [80] LeChevallier M.W. Coliform regrowth in drinking water : a review. JAWWA., 1990, Vol.82(11): 74-86
- [81] Lowther E.D., Moser R.H. Detecting and eliminating coliform regrowth. Proc. AWW WQTC, Denver, Colo., 1984
- [82] Grant W.D., Long P.E. Environmental microbiology. John Wiley & Sons, New York, 1981
- [83] Herson D.S., Marshall D.R., Victoreen H.T. Bacterial persistence in the distribution system. Proc. AWWA WQTC, Denver, Colo., 1984
- [84] Haas C.N., Meyer M.A., Paller M.S. Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. JAWWA., 1983, Vol.75(9):475-481
- [85] Rosezweig W.D. Influence of phosphate corrosion-control compounds on bacterial regrowth. EPA CR-811613-01-0. USEPA, Cincinnati, Ohio, 1987
- [86] Rittmann B.E., Snoeyink V.L. Achieving biologically stable drinking water. JAWWA., 1984, Vol.76(10): 106-114
- [87] Orskov I.K. Bergy's manual of systematic bacteriology, vol.1(Krieg N.R.& Holt J.G, editors). Williams and Wilkens, Baltimore, Md., 1984
- [88] Symons J.M. Natural organics reconnaissance survey for Halogenated organics. JAWWA., 1975, Vol.67(11):634-639
- [89] Reilly J.K., Kippin J.S. Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution system. JAWWA., 1983, Vol.75(6):309-312
- [90] Seidler R.J., Morrow J.E., Bagley S.T. *Klebsiella* in drinking water emanating from redwood tanks. Appl. Envir. Microbiol., 1977, Vol.33(10):893-900
- [91] Ridgway H.F., Olson B.H. Chlorine resistance patterns of bacteria from two drinking water distribution systems. Appl. Envir. Microbiol., 1984, Vol.44(4):972-987
- [92] Characklis W.G. Oxidation and destruction of microbial biofilms. Water chlorination: Environmental impact and health effects, vol.3(Jolley R.L. editors). Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, Mich., 1979
- [93] LeChevallier M.W., Olson B.H., McFeters G.A. Assessing and controlling bacterial regrowth in distribution systems. AWWA Res. Fdn., Denver, Colo., 1990
- [94] Lowther E.D., Moser R.H. Detecting and eliminating coliform regrowth. Proc. AWWA WQTC, Denver, Colo., 1984
- [95] Goshko M.A.. Relationships between standard plate counts and other parameters in water distribution systems. JAWWA., 1983, Vol.75(11):568-571
- [96] LeChevallier M.W., Cawthon C.D., Lee. R.G. Inactivation of biofilm bacteria. Appl. Envir. Microbiol., 1988, Vol.54(10):2492-2499
- [97] Jacangelo J.G, Olivieri V.P., Kawata K. Mechanism of inactivation of microorganisms by combined chlorine. AWWA Res. Fdn., Denver, Colo., 1987
- [98] White G.C. Handbook of chlorination. Van Nostrand Reinhold Co., New York (2nd ed.), 1986
- [99] Olson B.H. Assessment and implications of bacterial regrowth in water distribution systems. Proj. Summary EPA-600/S2-82-072. NTIS, Springfield, Va., 1982
- [100] Dixon K.L., Lee R.G, Moser R.H. Residual aluminum in drinking water. Amer. Water Works Service Co., Voorhees N.J., 1988
- [101] Seidler R.J., Evans T.M. Persistence and detection of coliforms in turbid finished drinking water. EPA-600/5282-054. USEPA, Cincinnati, Ohio, 1982

- [102] Safe Drinking Water Committee. Biological quality of water in the distribution system. *Drinking Water and Health*, vol.4. Natl. Acad. Press, Washington, D.C., 1982
- [103] Hanson H.F. Deterioration of water quality in distribution systems. AWWA Res. Fdn., Denver, Colo., 1987
- [104] Donlan R.M., Pipes W.O. Selected drinking water characteristics and attached microbial population density. *J.AWWA.*, 1980, Vol.80(11):70-78
- [105] Ophem D., Grochowski J., Smith D. Isolation of coliforms from water main tubercles. *Abstracts Ann. Mtg. Amer. Soc. Microbiol.*, 1989
- [106] Costeello J.J. Postprecipitation in distribution systems. *J.AWWA.*, 1984, Vol.76(11):46-49
- [107] AWWA. Maintaining distribution-system water quality. AWWA, Denver, Colo., 1986
- [108] Earnhardt K.B. Chlorine resistant coliforms-the Muncie, Indiana, Experience. *Proc. AWWA WQTC*, Denver, Colo., 1980
- [109] Lowther E.D., Moser R.H. Detecting and eliminating coliform regrowth. *Proc. AWWA WQTC*, Miami Beach, Fla., 1984
- [110] Colbourne J.S. Materials usage and their effects on the microbiological quality of water supplies. *Journal of Applied Bacteriology Symposium Series*, 1985, 47S-59S.
- [111] Hodson L.D., Hankins W.J., Battaglia M. Coliforms in a water distribution system: A remedial approach. *J.AWWA.*, 1983, Vol.75(11):564-568
- [112] Kaplan L.A., Bott T.L. Nutrients for bacterial growth in drinking water: bioassay evaluation. EPA Project Summary, EPA-600/S2-89-030: 1-7. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 1990
- [113] Kemmy F.A., Fry J.C., Breach R.A. Development and operational implementation of modified and simplified method for determination of assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. *International Assoc. Water Pollution Research & Control*, Brighton, U.K., 1988, pp.1-5
- [114] Nedwell D.B. Distribution and pool sizes of microbiological available carbon in sediment measured by a microbiological assay. *Microbiol. Ecol.*, 1987, Vol.45(1):47-51
- [115] Van der kooij D., Hijnen W.A.M. Nutritional versatility of a starch-utilizing flavobacterium at low substrate concentrations. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1983, Vol.45(3):804-810
- [116] Van der kooij D., Hijnen W.A.M. Substrate utilization by an Oxalate-Consuming *Spirillum* species in relation to its growth in ozonated water. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1984, Vol.47(3): 551-559
- [117] Van der kooij D., Hijnen W. A. M. Determining the concentration of easily Assimilable organic carbon in drinking water. *J.AWWA.*, 1982, Vol.74(10):540-545
- [118] Kaplan L.A., Reasoner D.J., Rice E.W. A survey of BOM in US drinking water. *J.AWWA.*, 1994, Vol.86(2):121-132
- [119] 刘文君, 吴红伟, 张淑琪, 等. 某市饮用水水质生物稳定性研究. *环境科学*, 1999, Vol.20 (3): 34-37
- [120] 王丽花, 周鸿, 张晓健, 等. 供水管网中 AOC、消毒副产物的变化规律. *中国给水排水*, 2001, Vol.17(6): 1-3
- [121] Hem L.J., Efraim H. Assimilable organic carbon in molecular weight fraction of

- natural organic matter. *Wat. Res.*, 2001, Vol.35(4):1106-1110
- [122] Hu J.Y., Wang Z.S., NG W.J., et al. The effect of water treatment process on the biological stability of potable water. *Wat. Res.*, 1999, Vol.33(11):2587-2592
- [123] 王占生, 刘文君. 微污染源饮用水处理. 北京: 中国建筑工业出版社, 1999
- [124] Zhang S.L., Huck P.M. Removal of AOC in biological water treatment processes: A kinetic modeling approach. *Wat. Res.*, 1996, Vol.30(5):1195-1207
- [125] Huck P.M. Formation and removal of assimilable organic carbon during biological treatment. *JAWWA.*, 1991, Vol.83(12):78-85
- [126] 吴红伟, 刘文君, 张淑琪, 等. 提供生物稳定饮用水的最佳工艺. *环境科学*, 2000, Vol.21 (3): 64-67
- [127] Volk C.J., Roche P., Joret J.C., et al. Comparison of the effect of ozone, ozone-hydrogen peroxide system and catalytic ozone on the biodegradable organic matter of a fulvic acid solution. *Wat. Res.*, 1997, Vol.31(3):650-656
- [128] Volk C., Renner C., Roche P., et al. Effects of ozone on the production of biodegradable organic carbon (BDOC) during water treatment. *Ozone Sci. Eng.*, 1993, Vol.15(2):389-404
- [129] Servais P., Billen G., Laurent P., et al. Bacterial regrowth in distribution systems. *Proceedings AWWA, WQTC Conference, Miamin, FL, November, 1993*, pp7-10
- [130] Bradford S.M., Palmer C.J., Olson B.H. Assimilable organic carbon concentrations in southern California Surface and Groundwater. *Water Res.*, 1994, Vol.28(2):427-435
- [131] Van der kooij D. Assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. In G.A. McFeters (ed.), *Drinking water microbiology: progress and recent developments*. Springer-Verlag, New York, 1990, pp.57-87
- [132] Van der kooij D. Prevention of bacterial afergrowth in drinking water distribution systems. *Water Supply*, 1988, 6:13-18
- [133] Richard Y. Rehabilitation of water treatment plant impact of membrane filtration. *Proc. IWSA Regl. Conf., Zurich*, 1994
- [134] Moulin C.. Interest of the ozone/coagulant combination for the potabilization of surface waters by cross-flow microfiltration on mineral membranes. *Key Engrg. Mat., Trans Tech.Publ., Switzerland*, 1991, pp299-307
- [135] Agbekodo K., Legube B., Cote P. Organics in NF permeate. *JAWWA.*, 1996, Vol.88(5):67-74
- [136] Tin L., Amy G.L. Comparing ozonation and membrane separation for color removal and disinfection by-product control. *JAWWA.*, 1991, Vol.83(5): 74-79
- [137] Taylor J.S. Applying membrane processes to groundwater source for THM precursor control. *JAWWA.*, 1987, Vol.79(8): 72-83
- [138] Escobar I.C., Randall A.A. Assimilable organic carbon (AOC) and biodegradable dissolved organic carbon (BDOC): complementary measurements. *Wat. Res.*, 2001, Vol.35(18): 4444-4454
- [139] Van der kooij D., Vrouwenvelder H.S., Veenendaa H.R. Tools for assessing water quality characteristics related with biofouling of membranes for nanofiltration or reverse osmosis in water treatment. *Proceedings of the AWWA membrane conference long beach, CA, March, 1999*
- [140] Hiemstra P., Van Passen J., Rietman B., et al. Aerobic versus anaerobic nanofiltration:

- fouling of membranes. Proceedings of the AWWA membrane conference long beach, CA, March, 1999.
- [141] Jacangelo J.G., Selected processes for removing NOM: an overview. J.AWWA., 1995, Vol.87(1):64-75
- [142] Lechevallier M.W. The case for maintaining a disinfectant residual. J.AWWA., 1999, Vol.91(1): 86-94
- [143] 龙小庆, 罗敏, 王占生. 活性炭-纳滤膜工艺去除饮用水中总有机碳和可同化有机碳. 水处理技术, 2000, Vol.26 (6): 351-354
- [144] 李灵芝. RO 深度处理自来水中有害物质. 辽宁化工, 1998, Vol.27 (5): 271-273
- [145] Van der kooij D. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. J.AWWA., 1992, Vol.84(2):57-65
- [146] Lechevallier M.W., Shaw N. E., Lee R.G. Bacterial nutrients in drinking water. Appl. Environ. Microbiol. 1991, Vol.57(3):857-862
- [147] Gagnon G, Ollos P.J. Modelling BOM utilization and biofilm growth in distribution systems: Review and identification of research needs. J. Water SRT-Aqua.,1995, Vol.46(1):165-180
- [148] LeChevallier M.W., Shaw N.J., Smith D.B. Factors limiting microbial growth in distribution systems: fule-scale experiments. AWWA RFP 90709. AWWA. Research Foundation, Denver, CO., 1996
- [149] Yeh H.H., Tseng I.C., Lai W.L., et al. Assimilable organic carbon and water quality integrity in distribution system. Water Supply, 1998, 17:233-238
- [150] Volk C.J. Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. Wat. Res., 2000, Vol.34(12):3247-3257
- [151] 吴红伟, 刘文君, 张淑琪, 等. 水厂常规工艺去除可生物同化有机碳的研究. 中国给水排水, 1999, Vol.15 (9): 7-9
- [152] Camper A.K., McFeters G.A., Characklis W.G., et al. Growth kinetics of coliform bacteria under conditions relevant to drinking water distribution systems. Appl. Envir. Microbiol., 1991, Vol.57(8): 2233-2239
- [153] Characklis W.G. Bacterial growth in distribution systems. American Water Works Association research foundation research rep. American Water Works Association, Denver, Colo., 1988
- [154] Clark F.M., Scott R.M., E. Bone. Heterotrophic iron precipitating bacteria. J.AWWA., 1967, Vol.59(10): 1036-1042
- [155] Maul A., ElShaarawi A.H., Block J.C. Heterotrophic bacteria in water distribution systems. I . Spatial and temporal variation. Sci. Total Environ., 1985, Vol.44(2):201-205
- [156] Baylis J.R. Bacterial afergrowth in distribution systems. Water works & Sewerage. 1938, 85:720-726
- [157] Burman N.P., Colbourne J.S. Effect of Non-Metallic materials on water quality. J. Inst. Water Engr. & Scientists, 1979, Vol.33(1): 11-16
- [158] Servais P., Billen G., Hascoet M.C. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Water Res., 1987, 2 Vol.1(4): 445-450
- [159] Joret J.C., Levi Y., Dupin T. Rapid method for estimating biodegradable oganic carbon in water. In Proc. Annu. Conf. AWWA, June, Orland., Fla., 1988

- [160] Weizel R.G., Manny B.A. Decomposition of dissolved organic carbon and nitrogen compounds from leaves in an experimental hard-water stream. *Limnol. Oceanogr.* 1972, Vol.17(5):927-933
- [161] Ogura N. Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. *Mar. Biol.* 1975, Vol.31(1): 101-106
- [162] Kenny F.A., Fry J.C., Breach R.A. Development and operational implementation of modified and simplified method for determination of assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. International Assoc. Water Pollution Research & Control, Brighton, U.K., 1988
- [163] Van der Kooij D. The determination of the aftergrowth possibilities of bacteria in drinking water. Proceedings of the seminar developments of methods for determining water quality, Kiwa Rijswijk., 1979
- [164] Lechevallier M.W., Shaw N. E., Kaplan L.A., et al. Development of a rapid assimilable organic carbon method for water. *Appl. Envir. Microbiol.* 1993, Vol.59(5):1526-1531
- [165] Stanfield G, Jago P.H. The development and use of a method for measuring the concentration of assimilable organic carbon in water. WRC-report PPU 1628-M, Water Research Centre, U.K. Medmenham, 1987
- [166] Jago P.H., Stanfield G. ATP luminescence-rapid methods in microbiology (Stanly P.E., McCarthy B.J., Smither R., editors). *Soc. Appl. Bacteriol., Tech. Series 26*, 1989
- [167] Van der Kooij D., Visser A., Oranje J.P. Multiplication of fluorescent pseudomonads at low substrate concentrations in tap water. *Antonie Van Leeuwenhoek. J. Microbiol.*, 1982, Vol.48(2):229-243
- [168] Van der Kooij D, Veenendaal H.R. Biomass production potential of materials in contact with drinking water: method and practical importance. *Water Sci. Technol.*, 2001, water supply Vol.1(3): 39-45
- [169] Kaplan L.A., Bott T.L., Reasoner D.J. Evaluation and simplification of the assimilable organic carbon nutrient bioassay for bacterial growth in drinking water. *Appl. Envir. Microbiol.*, 1993, Vol.59(5):1532-1539
- [170] USEPA. The standard methods for the examination of water & wastewater (20th ed). Washington D.C. APHA., 1998
- [171] Kemmy F.A., Fry J.C. Development and operational implementation of a modified and simplified method for determination of assimilable organic carbon (AOC) in drinking water. *Wat. Sci. Tech.* 1989, Vol.21(3):155-159
- [172] Rice E.W. Correlation of coliform growth response with other water quality parameters. *J.AWWA.*, 1991, Vol.83(7): 98-106
- [173] Werner, P., Hamsch, B. Investigations on the growth of bacteria in drinking water. *Water Supply*, 1986,4:227-235
- [174] Huck P.M. Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. *J.AWWA.*,1990, Vol.82(7): 78-86
- [175] Volk C.J., LeChevallier M.W. Assessing biodegradable organic matter. *J.AWWA.*, 2000, Vol.92(5): 64-76
- [176] Frias J., Ribas F. Comparison of methods for the measurement of biodegradable organic carbon and assimilable organic carbon in water. *Wat. Res.*, 1995, Vol.29(12): 2785-2788

- [177] 刘文君. 饮用水中可生物降解有机物和消毒副产物特性研究[博士学位论文]. 北京: 清华大学环境系, 1999
- [178] 吴红伟. AOC 在净水工艺中的去除与在管网中的变化和影响[博士学位论文]. 北京: 清华大学环境系, 2000
- [179] 邓聚龙. 灰色预测与决策. 武汉: 华中工学院出版社, 1986
- [180] 劳其团. 灰色系统理论在湖泊水质预测建模中的应用. 环境科学研究, 1988, Vol.1 (4): 29-34
- [181] 盛迪. 灰色系统理论在水质评价中的应用. 环境保护, 1989, 1: 24-25
- [182] 邹晓雯. 水质评价的灰色关联度方法. 水资源保护, 1994, Vol.10 (3): 11-16
- [183] 曾光明. 河流水质系统灰色规划方法和应用. 中国环境科学, 1994, Vol.14 (4): 289-295
- [184] 陈晓宏, 江涛, 陈俊合. 水环境评价与规划. 广州: 中山大学出版社, 2001

## 个人简历 在读期间发表的学术论文与研究成果

### 个人简历:

蔡云龙, 男, 1977年5月生。

1994.9~1998.7	河北农业大学动物科技学院	水产养殖专业	学士
1999.9~2002.7	上海水产大学渔业学院	渔业环境及其调控专业	农学硕士
2002.9~至今	同济大学环境科学与工程学院	市政工程专业	工学博士

### 已发表论文:

- [1] 蔡云龙, 高乃云, 谭章荣, 等. 水厂常规处理工艺对可同化有机碳去除特性的研究. 给水排水, 已录用.
- [2] 蔡云龙, 高乃云, 谭章荣, 等. 镇江市饮用水有机物分子量分布特性的研究. 净水技术, 2005, 24(5): 12-16.
- [3] 蔡云龙, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种滤料去除氨氮的效果. 上海水产大学学报, 2005, 14(2): 138-142.
- [4] 蔡云龙, 臧维玲, 刘兴华. 河口区虾类育苗用水预处理工艺研究. 水产科技情报, 2005, 32(3): 99-101.
- [5] 蔡云龙, 严敏, 赵翼平, 等. 饮用水常规净水工艺对可同化有机碳去除特性的研究. 上海“长三角区域城镇饮用水安全保障技术和管理研讨会”论文集, 2005, 345-352.
- [6] 刘成, 高乃云, 蔡云龙. 强化混凝去除黄浦江原水中有机物研究. 中国给水排水, 2006, 22(1): 84-87.

### 研究报告:

- [1] 镇江市自来水可直接饮用的研究. 2004.
- [2] 太湖流域饮用水生物稳定性研究. 2005.