

# 微生物去除味精废水中铵态氮及其动力学<sup>\*</sup>

伍期途 李良谟

(中国科学院南京土壤研究所)

## 摘 要

研究了利用微生物去除味精废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的方法、影响因素及其动力学。

随着我国城乡食品加工工业的迅速发展,含氮工业废水将日益增多。而任意排放未经处理的工业废水,必将影响到江河湖海及饮水的水质。据报道,我国大多数湖泊的富营养化程度在不断加重,并已对工农业(包括养殖业)、旅游业和人民健康构成严重危害<sup>[1]</sup>。本文研究了去除味精废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的微生物氧化方法,影响因素及其动力学,为治理含氮工业废水提供科学依据。

## 一、材料与方法

### (一)供试材料

1. 废水 供试废水为苏州味精厂冷冻等电点法生产味精的发酵废液经生产饲料酵母后的排放液。其基本组成列于表1。

2. 硝化细菌加富培养物的制备 取20ml硝化细菌培养液<sup>[2]</sup>,置于150ml三角瓶中,再向其中加入硝化活性强的水稻土(采自江苏常熟辛庄)的悬浮液(稀释10倍)1ml,在28℃恒温摇床上培养7天,从中取1ml菌液加到另一个盛有20ml培养液的三角瓶中,再在摇床上培养,往复数次,即为硝化细菌加富培养物。

表 1 苏州味精厂味精废水的基本组成

| 分 析 项 目                                     | 取 样 时 间 (1988—1989) |                   |                   |                   |
|---------------------------------------------|---------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                                             | 19/12               | 29/12             | 19/1              | 25/5              |
| BOD(mg/L)                                   | 13170               | 15240             | 13140             | 16845             |
| COD(mg/L)                                   | $3.9 \times 10^4$   | $3.2 \times 10^4$ | $5.4 \times 10^4$ | $7.8 \times 10^4$ |
| pH                                          | 4.6                 | 4.2               | 4.4               | 3.7               |
| $\text{NH}_4^+-\text{N}$ (mg/L)             | 6399                | 7414              | 7299              | 7305              |
| $\text{NO}_3^-$ ( $\text{NO}_2^-$ )-N(mg/L) | 68.6                | 164.6             | 165.0             | 68.6              |
| TKN(mg/L)                                   | 6728                | 7661              | 7793              | 7504              |
| TOC(mg/L)                                   | $1.8 \times 10^4$   | $1.5 \times 10^4$ | $2.6 \times 10^4$ | $3.5 \times 10^4$ |

\* 国际科学基金资助课题,基金号为 IFS G/1505-1。

3. 活性污泥的制备 将淘米水、苏州河河泥(采自苏州味精厂味精废水排放口  $3\text{m}^2$  水域范围内)及硝化细菌加富培养物按 4:4:1 比例放入 1000ml 三角瓶中,将 pH 调至 7.5,于  $28^\circ\text{C}$  恒温下培养 30 天,即成活性污泥。活性污泥的驯化系在其培养过程中每隔 5 天向三角瓶中增加味精废水的投加量,最后的基质几乎全部由废水取代,以增加适应废水的微生物数量。

4. 微生物源 除上述的硝化细菌加富培养物及活性污泥外,尚有水稻土(采自常熟辛庄)及轻壤质潮土(采自河南封丘)的悬浮液。

5. 培养基 有两种培养基:(1)用于制备硝化细菌培养物的培养基<sup>[2]</sup>;(2)供氧化废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  微生物用的培养基的组成如下:

|                                           |          |
|-------------------------------------------|----------|
| 味精废水(1/20)                                | 1000ml;  |
| $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ | 0.01g;   |
| $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ | 0.03g;   |
| $\text{CaCO}_3$                           | 2.0 g;   |
| pH                                        | 7.0-7.2。 |

## (二)试验方法

1. 影响因素试验 在 250ml 的三角瓶中盛 100ml 培养液(培养基 2),接种活性污泥 5.0ml,用纱布封住瓶口,置于摇床上恒温( $28^\circ\text{C}$ )振摇培养(摇速 240 转/分),分别于培养开始后的第 0、5、10、15 及 20 天从三角瓶中取出水样 5.0ml,分析其中的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  及  $\text{NO}_3^-(\text{NO}_2^-)-\text{N}$ 。影响因素有:

(1) pH 值。未经处理的味精废液的 pH 值为 3.75,试验中用 NaOH 将培养液的 pH 分别调至 6.0、7.0、8.0 及 9.0。

(2) 温度。设  $15^\circ\text{C}$ 、 $25^\circ\text{C}$ 、 $35^\circ\text{C}$  和  $45^\circ\text{C}$  4 个不同的温度。

(3)  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度。向培养液中分别加入不同量的  $\text{KNO}_3$ ,使其  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度分别为 0、200、406、570 及 734mg/L。

(4) 培养方式。试验最初 15 天为静止培养,后 15 天为摇床培养;摇床培养的摇速又分 120 和 240 转/分两种。

(5) 微生物源。试验中有四种供试微生物源,它们是:硝化细菌加富培养物、活性污泥、水稻土及轻壤质潮土。

2 分析方法 (1) BOD 的测定按参考文献<sup>[3]</sup>介绍的方法;(2) COD 用重铬酸钾法测定;(3) TKN、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  及  $\text{NO}_3^-(\text{NO}_2^-)-\text{N}$  用常规半微量蒸馏法测定;(4) pH 用 pH S-3 型酸度计测定;(5) TOC 用岛津 TOC-500 测定仪测定。

## 二、结果与讨论

### (一)硝化作用是去除废水中铵态氮的主要机制

结果表明,硝化作用是去除味精废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的主要机制。在水域、土壤以及其它的环境中,硝化作用一般分两步进行:第一步,是  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化为  $\text{NO}_2^--\text{N}$ ,它是在亚硝酸细菌作用下完成的,但反应速度慢,是限速步骤;第二步是中间产物  $\text{NO}_2^--\text{N}$  氧化为  $\text{NO}_3^--\text{N}$ ,由硝酸细菌参与,反应进行较快,因而在反应体系中, $\text{NO}_2^--\text{N}$  很少积累,当然就难于检测了<sup>[4]</sup>。关

表2 pH对废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化的影响\*

| pH  | 项 别      | 培养时间(天) |        |         |        |
|-----|----------|---------|--------|---------|--------|
|     |          | 5       | 10     | 15      | 20     |
| 6.0 | 硝化率(%)** | 1.43    | 9.91   | 47.34   | 47.87  |
|     | 氮氧当量     | 16.45   | 46.73  | 1177.40 | 118.33 |
| 7.0 | 硝化率(%)   | 1.77    | 11.46  | 64.04   | 63.39  |
|     | 氮氧当量     | 22.99   | 57.20  | 148.05  | 147.67 |
| 8.0 | 硝化率(%)   | 1.57    | 14.86  | 71.21   | 69.86  |
|     | 氮氧当量     | 19.44   | 70.28  | 150.29  | 147.49 |
| 9.0 | 硝化率(%)   | 2.11    | 41.67  | 63.10   | 86.10  |
|     | 氮氧当量     | 32.15   | 104.12 | 164.50  | 163.53 |

\*: 四个处理中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 起始浓度分别为:395、395、388和353 mg/L;  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度均为5.28mg/L

$$\text{**}: \text{硝化率}(\%) = \frac{(\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}}{\text{NH}_4^+\text{-N} + (\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-)\text{-N}} \times 100$$

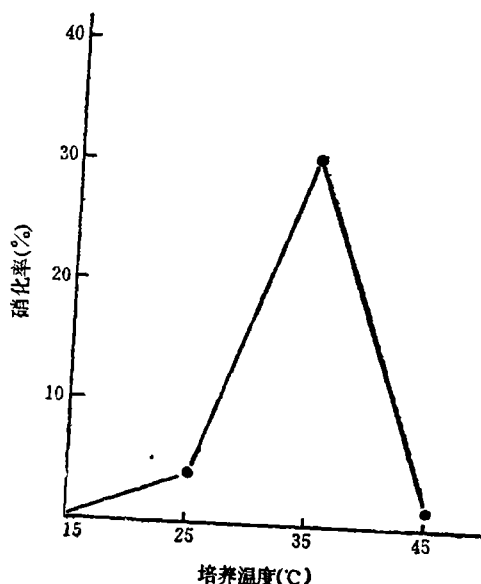


图1 温度对废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化的影响

于味精废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的效率可从两方面估算:一是从 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的减少量进行估算,二是从 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的增加量进行估算,而硝化速度则可将二者统一起来,以表示废水中硝化微生物转化 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的活力。本文还应用氮氧当量(即氧化1mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 所消耗的氧当量数)作为评价废水中硝化反应强度的指标。

至于废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的速度则主要取决于:

1. pH 表2表明,pH对废水的硝化作用影响极大。其中以pH9.0的废水硝化率为最高;pH7.0和8.0的次之,pH6.0的最低。以摇床培养的第10天为例,其硝化率分别为41.7%、14.9%、11.5%和9.91%,所消耗的

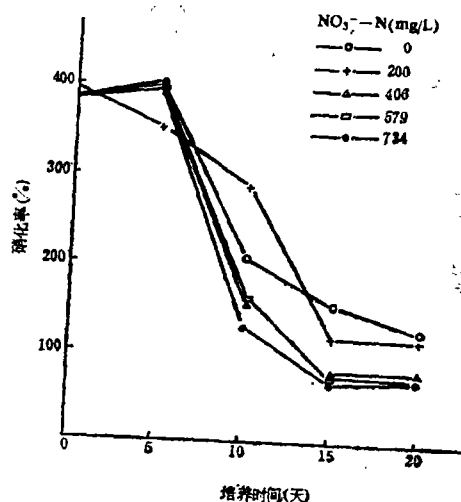


图2  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度对废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化的影响

NOE①数分别为164、70.3、57.2及46.7。当培养至第15—20天时,硝化作用几乎停止。一方面因前期硝化作用强,废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化时消耗了大量的碱度,另一方面活性污泥中微生物组成复杂、数量多,使体系中的pH值迅速下降,因而硝化作用受到抑制。

2. 温度 图1结果表明,当温度在25—35%范围内,废水的硝化率随温度的上升而增大;

① 即氮氧当量。

温度在15℃以下时,硝化作用则几乎停止;温度在35—45℃之间,硝化活性也急剧下降。由此看来,用活性污泥处理废水时,硝化微生物的最适温度为30—35℃范围内。为此,在处理过程中应保持反应器有足够的环境温度,以提高废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的硝化率。

3.  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度  $\text{NO}_3^--\text{N}$  是硝化作用的最终产物。图 2 表明,在培养开始的 5 天,凡加入  $\text{KNO}_3$  的废水,其硝化作用都进行缓慢,只有未加  $\text{KNO}_3$  的废水,其  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  才略被氧化,5 天内共氧化 43.3mg/L  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 。但培养至第 5—15 天,加有 400—734mg/L  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的废水,其硝化率显著大于只加有 0—200mg/L  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的废水。各处理的硝化作用在培养 15—20 天时几乎均已停止进行,这与环境 pH 下降有关。由此可以得出:  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度对硝化作用没有反馈抑制作用,当  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度为 200—406mg/L 时,废水中硝化率随  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度增大而增加。

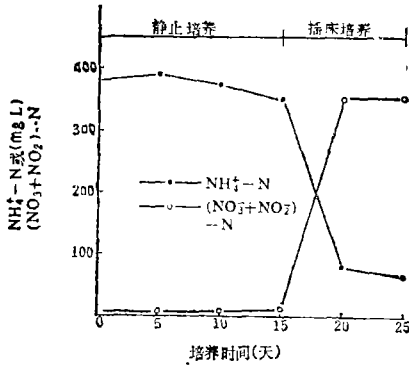


图 3 两种培养方式下废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的氧化

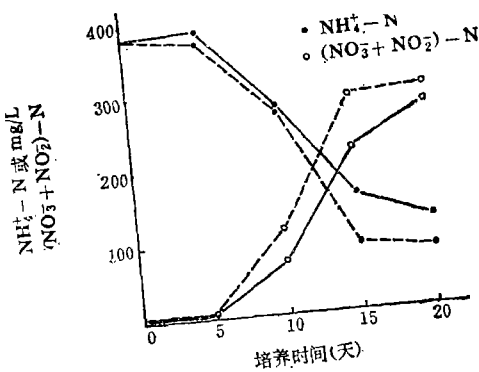


图 4 摇床速度对废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的影响  
——120 转/分    .....240 转/分

4. 培养方式 进行了两组试验,其一,试验开始的前 15 天,废水处于静止培养状态;后 15 天置摇床上培养,由图 3 看出:静止培养期间硝化作用进行缓慢,只有少量的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  被氧化,这是由于空气只与废水表层相接触,一旦置于摇床后,硝化作用迅速进行,废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  由 351mg/L 陡降至 79.2mg/L,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度由 15.8mg/L 猛增至 303mg/L,显然振摇培养,

可以使空气中的氧溶解于废水中,从而为铵的氧化作用提供了足够的氧;其二,试验开始时废水就置于两种摇速的摇床上培养,由图 4 看出:在培养的第 0—10 天,两种摇速的硝化率没有差异,但培养至第 10—20 天,两者的硝化率则有明显的差异,这是因为在培养前期,硝化作用进行缓慢,需氧量较少,而此种摇速均能满足硝化细菌对氧的需要。但培养至后期,废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的速度加快,而摇速慢的(120 转/分)向废水中提供的氧量少于摇速快的(240 转/分),故其硝化率明显小于后者。

表 3 微生物源与废水中  $\text{NH}_4^+$  的氧化\*

| 微生物源      | 项 别                | 培养时间(天) |      |      |      |
|-----------|--------------------|---------|------|------|------|
|           |                    | 5       | 10   | 15   | 20   |
| 硝化细菌加富培养物 | $\Delta\text{NOE}$ | 12.9    | 17.4 | 6.30 | 116  |
|           | 硝化率(%)             | 6.53    | 6.67 | 7.62 | 73.4 |
| 活性污泥      | $\Delta\text{NOE}$ | 7.63    | 110  | 24.4 | 12.9 |
|           | 硝化率(%)             | 2.06    | 57.4 | 69.2 | 77.4 |
| 水稻土       | $\Delta\text{NOE}$ | 6.70    | 20.7 | 127  | 8.69 |
|           | 硝化率(%)             | 2.05    | 8.77 | 75.2 | 80.8 |
| 轻壤质潮土     | $\Delta\text{NOE}$ | 4.94    | 17.3 | 65.1 | 53.9 |
|           | 硝化率(%)             | 2.16    | 3.30 | 35.6 | 67.1 |

\*: 各处理中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和  $\text{NO}_3^- (\text{NO}_2^-)-\text{N}$  的起始浓度分别为 374 和 7.56mg/l。

5. 微生物源 不同的微生物源其微生物

区系和功能也不同,因此,选择适宜的微生物源加速废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的氧化十分重要。表3表示了微生物源与废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的关系,由表3可见,在培养开始后的第10天,以活性污泥的硝化活性最强,NOE 达 110.9;水稻土次之,NOE 为 20.7;硝化细菌加富培养物和轻壤质潮土最差,NOE 只有17.4和 17.3。但培养至第15天,又以水稻土的硝化活性最强,NOE 高达127.9;轻壤质潮土次之,NOE 为 65.1;活性污泥再次之,NOE 为24.4;硝化细菌加富培养物最差,NOE 只有6.30。而培养至第20天,以硝化细菌加富培养物的硝化活性最强;轻壤质潮土次之,活性污泥再次之;水稻土最差。看来,不同微生物源对废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的氧化的滞后期不同,其顺序是:活性污泥(5天)<水稻土(10天)<轻壤质潮土(15天)<硝化细菌加富培养物(20天)。与滞后期的顺序相反,4种微生物源的硝化活性强弱顺序为:活性污泥>水稻土>硝化细菌加富培养物>轻壤质潮土。

## (二)活性污泥对废水中 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 氧化的模式

根据上述影响因素试验结果,我们决定以 pH8.0;摇速240转/分;温度30℃;  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度 374mg/L 作为培养条件,以活性污泥为微生物源,获得废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的模式如图5所示,培养的第0—5天,活性污泥中微生物处于延迟期,生长缓慢,其硝化率为2.11%,所消耗的NOE数亦只有7.63。培养至第5—10天时,体系中的微生物处于对数生长期,细胞生长繁殖旺盛,数目成几何级数递增,废水中大量的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  被氧化,消耗的 NOE 数剧增,达111.0,硝化率也由第5天的2.06%增至第10天的57.4%;培养至第10—15天,体系中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  浓度大大减少,  $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度相应增加,环境的 pH 也随之下落,硝化微生物活性受阻,生长速度减缓,硝化率由57.4%增至69.2%,5天内消耗的 NOE 为24.4;培育至15—20天,反应速度更加缓慢,体系中的微生物生长率与死亡率几乎相当,这期间共消耗 NOE12.9,而硝化率只略有增加,由第15天的69.2%增至第20天的 77.4%。总的来说,该模式的滞后期短,硝化率与时间之间呈 S 型曲线。

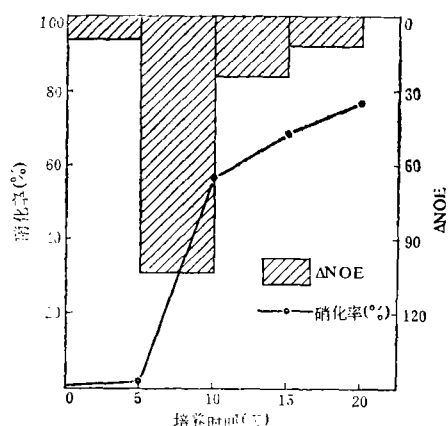


图5 废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的模式

## (三)废水中铵态氮氧化的动力学

刘多森等人<sup>[5]</sup>研究农药在土壤中降解的结果表明,农药的降解与时间呈S型曲线关系。在我们的试验中,发现废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化的动力学具有与之相似的模式。因此,关于废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  氧化成  $\text{NO}_3^--\text{N}$  的动力学可用下式表达:

$$-dx/dt = K_1 X_0 + K_2 X_0^2 \cdots \cdots \quad (1)$$

式中:  $K_1, K_2$ ——均为反应速率常数,且  $K_1 > 0; K_2 < 0$

$X_0$ ——废水中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的起始浓度

解微分方程得:

$$\frac{X}{X_0} = \frac{1}{\left(1 + \frac{K_2 X_0}{K_1}\right) \text{EXP}(K_1 t) - \frac{K_2 X_0}{K_1}} \cdots \cdots \quad (2)$$

当  $K_1 + 2K_2x_0 = 0$  时, 则

$$x_t = -K_1/2K_2 \dots\dots (3)$$

(3) 式表示废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化速率达到最大时, 废水中所剩余的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度( $x_t$ )。

当  $x = x_t$  时, 则

$$t_r = K_1^{-1} \text{LN} \left( \frac{-K_2x_0}{K_1 + K_2x_0} \right) \dots\dots (4)$$

(4) 式表示当废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化速率达到最大时, 所经历的反应时间( $t_r$ )。

当  $x = x_0/2$  时, 则

$$t_{1/2} = K_1^{-1} \text{LN} \left( \frac{K_1}{K_1 + K_2x_0} + 1 \right) \dots\dots (5)$$

(5) 式表示废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  被氧化一半时, 所经历的反应时间( $t_{1/2}$ )。

为了检测曲线的拟合情况, 我们使用相关指数予以评价

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(x - \hat{x})^2}{\sum(x - \bar{x})^2} \dots\dots (6)$$

式中:  $\bar{x} = \frac{\sum x}{n} \dots\dots (7)$

根据试验数据, 对方程式(2)进行回归分析<sup>[6]</sup>, 结果列入表4, 由表4可以看出: 在  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化为  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的过程中,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度与反应时间呈S型曲线关系。表4列出的4个方程中,  $x$  与  $t$  之间的全相关指数分别为0.989, 0.994, 0.987和0.990。但它们的  $K_1$  和  $K_2$  值均不相同。表5列出了  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化动力学参数。由表5看出, 当废水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化成  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的速率达到最大时, 则废水中剩余  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度随起始浓度而异, 且呈正相关( $x_0 = 1.93x_t - 1.74$ ,  $r = 0.997, n = 4$ ); 当废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化成  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  的速率达到最大时其所经历(下转266页)

表4 味精废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化的动力学模式(28℃)

| 微生物源      | 废水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的起始浓度( $x_0$ )(mg/l) | 废水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 氧化的动力学模式             | n  | $R_{0.01}$ | R     |
|-----------|--------------------------------------------------|---------------------------------------------------|----|------------|-------|
| 硝化细菌加富培养物 | 122.25                                           | $X = \frac{122.25}{0.0089\exp(0.405t) + 0.9913}$  | 15 | 0.641      | 0.989 |
| 硝化细菌加富培养物 | 257.40                                           | $X = \frac{257.40}{0.0896\exp(0.2062t) + 0.9104}$ | 15 | 0.641      | 0.994 |
| 活性污泥      | 377.90                                           | $X = \frac{377.90}{0.0206\exp(0.3087t) + 0.9794}$ | 15 | 0.641      | 0.987 |
| 轻壤质潮土     | 374.22                                           | $X = \frac{374.22}{0.0177\exp(0.2727t) + 0.9823}$ | 15 | 0.641      | 0.990 |

表5 味精废水中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  氧化的动力学参数(28℃)

| 微生物源      | 废水起始浓度 $x_0$ (mg/l) | 反应速率常数                     |                                                  | $x_t$ (mg/l) | $t_r$ (day) | $t_{1/2}$ (day) |
|-----------|---------------------|----------------------------|--------------------------------------------------|--------------|-------------|-----------------|
|           |                     | $K_1$ (day <sup>-1</sup> ) | $K_2$ (day) <sup>-1</sup> · (mg/l) <sup>-1</sup> |              |             |                 |
| 硝化细菌加富培养物 | 122.25              | 0.4054                     | -0.0033                                          | 61.61        | 11.93       | 11.96           |
| 硝化细菌加富培养物 | 257.40              | 0.2062                     | -0.0007                                          | 141.23       | 11.30       | 12.16           |
| 活性污泥      | 377.90              | 0.3087                     | -0.0008                                          | 192.94       | 12.50       | 12.63           |
| 轻壤质潮土     | 374.22              | 0.2727                     | -0.0007                                          | 194.79       | 11.70       | 12.00           |

电压为101.1mV,在水位每升降10cm时,即得到一个数值。试验是从115cm水位逐步延伸至500cm水位,并重复三次,测量值经计算机用最小二乘法处理,得如下方程式:

$$y = -2.42 + 0.07x$$

式中:  $y$ 为电压(mV);  $x$ 为水位; 截距为-2.42; 斜率为0.07; 精度为5%。

从图4可以看出,压阻式水位计具有良好的线性关系,其分辨率 $<0.65\text{cm}/0.1\text{mV}$ 。因此,压阻式水位计宜用于测量浅层土壤地下水的埋深(作者在中国科学院河南封丘生态站已使用此仪器)。

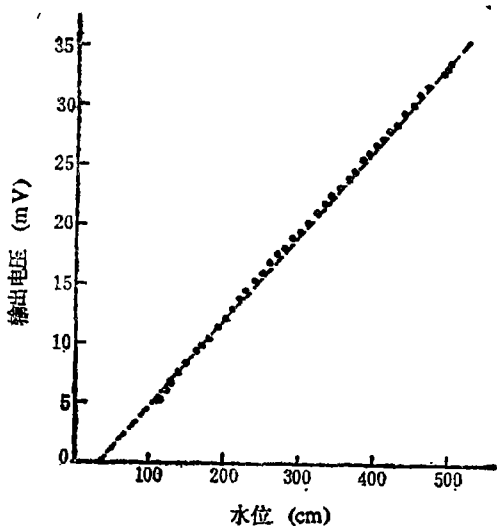


图4 地下水位与输出电压的相关曲线

#### 四、仪器特点

测试结果表明,压阻式水位计有以下特点:(1)传感器安装在地面上,直接以大气压为参照压力,它测量的负压,只反映杆内静水头压力变化,亦即地下水位的高度;(2)由于压阻式水位计是通过多孔陶土管与地下水连通的,因此测试点的含沙量,土层深度不影响测量结果;(3)压阻式水位计可直接埋入地下,以测量陶土管以上的土壤地下水水位的变化。而目前常见的是根据井水位来确定地下水位的。而井水位又明显地受

土壤侧渗的影响。由于土壤质地和渗透性的不同,无论在降雨或抽水时,尽管井水水位变化较大,但土壤中水位变化仍然较慢,故而此时井水位的变化能否代表土壤中地下水位变化是值得怀疑的。

使用压阻式水位计时,应有适宜的隔温装置以尽量减小温度变化对测量精度的影响。

(上接250页)时间与氧化一半时所经历的时间相差很小,分别只有0.03,0.86,0.13和0.29天。

综上所述,方程式(2)能反应结果的真实情况, $K_1$ 、 $K_2$ 、 $X_r$ 、 $t_r$ 及 $t_{1/2}$ 等参数可描述废水中 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 氧化的动力学特征。

#### 参 考 文 献

- [1] 刘鸿亮等著,中国水环境预测与对策概论,中国环境科学出版社,1988。
- [2] 中国科学院南京土壤研究所微生物室编著,土壤微生物研究,科学出版社,1985。
- [3] 污染物统一监测分析方法编写组,污染物统一监测分析方法(废水部分),技术标准出版社,1983。
- [4] Bhavender Sharma and R. C. Ahlert, Wat. Res., 11: 897-925, 1977.
- [5] Liu D. S., and Zhang S. M., Ecol. Modelling, 37:131-138, 1987.
- [6] 方开泰等著,实用回归分析,科学出版社,1988。