

准大 10 倍吸附仍是完全的。

2. 二硫化碳对苯及其同系物的解吸效率

将苯 13.2 微克, 甲苯 26.0 微克, 二甲苯 52.7 微克的标准样加到 150 毫克活性炭管中, 平衡一个晚上, 使其充分吸附, 再用 1.0 毫升二硫化碳解吸, 平均解吸率(各为 10 次测定结果) 分别为 $90.3 \pm 3.6\%$, $90.9 \pm 3.4\%$, $92.4 \pm 3.4\%$ 。再取苯(200 微克), 甲苯 500 微克, 二甲苯 500 微克的标准样, 重复以上实验, 平均解吸率(各为 8 次测定结果) 分别为 $91.4 \pm 3.8\%$, $90.3 \pm 4.1\%$, $91.7 \pm 2.9\%$, 结果表明活性炭采集苯及同系物后, 用 1.0 毫升二硫化碳浸泡 2—3 小时的解吸方法是可行的。

3. 苯及其同系物在活性炭中的稳定时间

使活性炭吸附苯 10.1 微克, 甲苯 20.7 微克, 二甲苯 48.6 微克, 在室温下放置 5 天, 测其含量, (各为 8 次测定结果) 平均为 9.3, 20.3, 46.3 微克, 浓度分别下降了 7.9%, 1.9%, 4.7%, 结果表明, 苯及同系物在活性炭中放置 5 天, 浓度没有明显变化, 它们在活性炭管中比较稳定, 样品采集后不能立即测定也不会影响测定结果。

4. 活性炭管对苯及其同系物的采样效率

以 0.5 升/分的速度现场采样 10 分钟, 当空气中苯、甲苯、二甲苯的浓度分别为 177.1—354.3, 23.1—150.3, 2.9—46.1 毫克/立方米时, 采样管进气端的活性炭(150 毫克)对三种物质的吸附率分别为 98.8—99.5%, 98.5—99.8%, 100.0%, 说明实际应用时采样管只需装 150 毫克活性炭就可达到采样要求。

三、小 结

活性炭管价廉易得, 对苯及其同系物的吸附效果良好, 样品在管子中稳定时间长, 现场采样效率高, 二硫化碳对苯及其同系物的解吸效率大于 90%, 且携带方便, 适于现场应用。用气相色谱法可同时测定样品中多种有机物。

参 考 文 献

- [1] Toshiko, H., *J. Am. Ind. Hyg. Ass.*, **40**(12), 1091(1979).
- [2] Charles, L. F., *ibid.*, **36**(4), 278(1975).
- [3] George, G. E., *ibid.*, **38**(8), 401(1977).
- [4] Bamberger, R. L., *ibid.*, **39**(9), 701(1978).

含氮交联淀粉的研制及其用于 除去重金属离子

田汝川 赵慰深 于九皋 刘 瑛 龙玉英 陈炎泉

(天津大学化工系)

概 述

淀粉是自然界中资源丰富、分布很广的一种天然多羟基高聚物。自 60 年代初期, 就有人开始研究以淀粉为骨架的离子交换剂^[1-3]。但是, 作为一种廉价的离子交换材料

被广为研究, 并用来代替、补充以石油化工原料合成的离子交换树脂, 尤其是将其用于处理重金属工业废水方面, 还是从 70 年代初期世界石油危机以后才开始的^[4-6]。其中, 美国农业部北部地区研究中心(N. R. R. C) Wing, R. E. 等人的工作尤为出色。他们先

后研制了一系列不溶性淀粉阴、阳离子交换剂和螯合剂,并成功地使之用于重金属废水的治理^[7-11]。

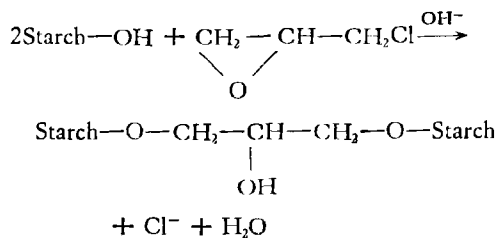
我国关于淀粉基离子交换剂的研究工作开展较晚,近一、二年始见有关不溶性淀粉黄原酸酯 (ISX) 类用于除去重金属阳离子的报道^[12-13]。有关含氮淀粉制剂用于除去重金属阴、阳离子尚未见报道。本文改进了制备含氮交联淀粉的中间产物——3-氯-2-羟基丙基交联淀粉的工艺条件,在保证醚化程度符合文献值的条件下,使淀粉:环氧氯丙烷:高氯酸由文献的 1:4—6.5:0.034^[10]下降到 1:1.83:0.016 (摩尔比)。从而大幅度的降低了 3-氯-2-羟基丙基交联淀粉的成本。我们用 3-氯-2-羟基丙基交联淀粉分别与乙二胺、二乙基胺、二甲基胺、三甲基胺盐酸盐、二乙醇胺反应,制得了代号为 NCLS 1、NCLS 2、NCLS 3、NCLS 4、NCLS 5 等一系列含氮交联淀粉制剂。

经过初步试验,上述制剂对除去水中的 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ 、 CrO_4^{2-} 、 $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ 、 $[\text{Cu}(\text{P}_3\text{O}_7)_2]^{6-}$ 、 $\text{Cd}(\text{Nta})^-$ 、 $[\text{HgCl}_4]^{2-}$ 和 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Hg^{2+} 等重金属离子是很有效的。

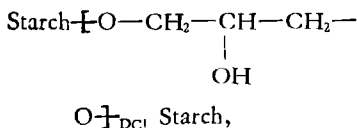
实 验 部 分

一、反应原理

1. 淀粉的交联



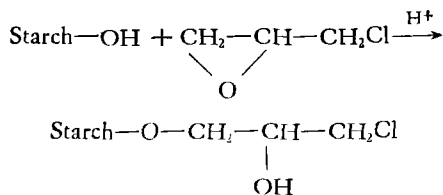
交联淀粉通式为



简称 CLS, 式中 DCL 为交联度, 交联度一般难以准确测定, 故常用溶胀度*来表征淀粉

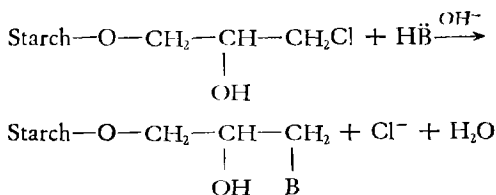
的交联程度。

2. 3-氯-2-羟基丙基淀粉的合成



淀粉的醚化程度可用产物中氯的百分含量来表示, 也可用置换度 DSCI** 来表示。

3. 3-氯-2-羟基丙基淀粉的胺化



式中 HB 代表有机胺, 胺化程度可用产物中氮的百分含量来表示, 也可用氮的置换度 DSN*** 来表示。

二、操作步骤

1. 交联淀粉的制备

在 1 份 (W) 市售玉米淀粉 (含水 9.5%) 中, 加入 1.5 份 (W/V) 体积的 0.1% NaCl 溶液, 0.08 份 (W/V) 体积的工业环氧氯丙烷 (88%)。首先在 30℃ 下搅拌 5 分钟, 再在相同温度下缓慢滴加 0.4 份 (W/V) 体积的 13% 氢氧化钾溶液, 连续反应 16 小时, 过滤, 水洗至中性。然后, 将固体在 80℃ 下烘干, 研细过 60 目筛, 即得溶胀度为 35—65%

* 溶胀度 (%)

$$= \frac{95^\circ\text{C 时沉淀物体积} - 25^\circ\text{C 时沉淀物体积}}{25^\circ\text{C 时沉淀物体积}} \times 100\%$$

$$\text{** DSCI} = \frac{162 \times \% \text{Cl}}{100 \times 35.5 - 92.5 \times \% \text{Cl}}$$

式中, 162—单元葡萄糖残基的式量; %Cl—3-氯, 2-羟基丙基淀粉产品中氯的百分含量; 35.5—氯的原子量; 92.5—3-氯, 2-羟基丙基的式量。

$$\text{*** DSN} = \frac{(162 + 92.5 \times \text{DSCI}) \times \% \text{N}}{14 \times 100 - (A - 35.5) \times \% \text{N}}$$

式中, %N—产品中氮的百分含量; A—取代胺基的式量。

的交联淀粉。

2. 3-氯-2-羟基丙基交联淀粉的制备

在 1 份(W)交联淀粉中,加入 1 份 W/V) 88% 的工业环氧氯丙烷和适量稀释剂,充分搅拌,在 100℃ 下缓缓滴加 0.02 份体积的 35% 高氯酸溶液和适量水(视交联淀粉含水量而定),连续反应 3 小时,过滤,洗至中性,再用丙酮洗二次。然后,将产品在 80℃ 下烘干,研细过 60 目筛,即得 DSCI 为 0.65—0.76 的 3-氯-2-羟基丙基交联淀粉。

3. 含氮交联淀粉的制备

取一定量的 3-氯-2-羟基丙基淀粉加水充分搅拌,然后加有机胺,在 40—93℃ 下反应 3.5—7 小时,过滤,水洗至中性。将产品

在 70℃ 下烘干,研细过 60—100 目筛,即得各类含氮交联淀粉,其反应条件及性能见表 1。

4. 静态交换法测定含氮交联淀粉对重金属离子的去除条件和去除效果

配制适当浓度的含有害离子的模拟电镀废水溶液(简称原液),并用稀盐酸(或稀 NaOH)调至所需 pH 值。

称取 0.50 克交换剂,放入 500 毫升具塞锥形瓶中,加入 250 毫升调好 pH 值的原液,室温下放至康氏振荡器上振荡 20 分钟。然后滤出清液,测定溶液前后浓度,并计算含氮交联淀粉对该重金属离子的去除率(表 2—6)。

5. 动态交换法测定含氮交联淀粉的交换

表 1 含氮交联淀粉合成条件

型 号	3-氯-2-羟基 丙基淀粉		有 机 胺		水	反应温度	反应时间	含水量	含氮量	DSN
	DSCI	(W)	名 称	(W)	(W/V)	(℃)	(hr)	(%)	(%干基)	
NCLS 1	0.65	1	乙 二 胺	0.36	4.5	93	4	6.5	4.25	0.35
NCLS 2	0.65	1	二乙基胺	0.48	5.0	65	3.5	5.6	3.12	0.55
NCLS 3	0.65	1	二甲基胺	0.37	2.6	70	6	5.4	3.10	0.50
NCLS 4	0.65	1	三甲胺盐酸盐	0.78	2.8*	40	5	6.0	2.62	0.44
NCLS 5	0.65	1	二乙醇胺	0.64	4.0	70	7	3.0	2.65	0.48

* 15%NaOH 溶液。

表 2 NCLS 1 对重金属离子的去除*

溶 液	离子形式	原液浓度 (mg/l)	pH	残留液浓度 (mg/l)	去 除 率 (%)
$K_2Cr_2O_7$	$Cr_2O_7^{2-}$ (CrO_4^{2-})	29.0(Cr^{6+})	4.0	0.0260(Cr^{6+})	99.91
$Na[Cd(Nta)]$ $CdSO_4$	$[CdNta]^-$ Cd^{2+}	10.8(Cd^{2+}) 10.8(Cd^{2+})	2.8 3.0	0.0380(Cd^{2+}) 0.040(Cd^{2+})	99.65 99.63
$[Cu(NH_3)_4]SO_4$	$[Cu(NH_3)_4]^{2+}$	65(Cu^{2+})	12	0.19(Cu^{2+})	99.70
$HgCl_2$	Hg^{2+}	10(Hg^{2+})	4.0	0.023(Hg^{2+})	99.77

* Cr^{6+} 浓度用 XG-125 型分光光度计测定;

Cd^{2+} 浓度用 XWY-401 型原子吸收分光光度计测定;

Cu^{2+} 浓度用 XWY-401 型原子吸收分光光度计测定;

Hg^{2+} 浓度用 590 型测汞仪测定。(以下同)

表 3 NCLS 2 对重金属离子的去除

溶 液	离子形式	原液浓度 (mg/l)	pH	残留液浓度 (mg/l)	去 除 率 (%)
$K_2Cr_2O_7$	$Cr_2O_7^{2-}(CrO_4^{2-})$	29.7 (Cr^{6+})	3.0	0.0172(Cr^{6+})	99.94
$Na[Cd(Nta)]$	$[Cd(Nta)]^-$	10.1 (Cd^{2+})	3.0	0.080(Cd^{2+})	99.21

表 4 NCLS 3 对重金属离子的去除

溶 液	离子形式	原液浓度 (mg/l)	pH	残留液浓度 (mg/l)	去 除 率 (%)
$K_2Cr_2O_7$	$Cr_2O_7^{2-}(CrO_4^{2-})$	28.4(Cr^{6+})	2.8	0.0152(Cr^{6+})	99.95
$Na[Cd(Nta)]$	$[Cd(Nta)]^-$	11.60(Cd^{2+})	3.0	0.040(Cd^{2+})	99.66
$Na_2[HgCl_4]$	$[HgCl_4]^{2-}$	10.0(Hg^{2+})	4.0	0.70(Hg^{2+})	93.0
$K_6[Cu(P_2O_7)_2]$	$[Cu(P_2O_7)_2]^{4-}$	180.0(Cu^{2+})	4.0	13.0(Cu^{2+})	92.8
$K_4[Fe(CN)_6]*$	$[Fe(CN)_6]^{4-}$	56.0(Fe^{2+})	2.6	<0.28(Fe^{2+})	99.5

* Fe^{2+} 浓度用 XG-125 型分光光度计测定。

表 5 NCLS 4 对重金属离子的去除

溶 液	离子形式	原液浓度 (mg/l)	pH	残留液浓度 (mg/l)	去 除 率 (%)
$K_2Cr_2O_7$	$Cr_2O_7^{2-}(CrO_4^{2-})$	25.2(Cr^{6+})	4.0	0.1150(Cr^{6+})	99.54
$Na[Cd(Nta)]$	$[Cd(Nta)]^-$	10.0(Cd^{2+})	4.0	0.044(Cd^{2+})	99.56

表 6 NCLS 5 对重金属离子的去除

溶 液	离子形式	原液浓度 (mg/l)	pH	残留液浓度 (mg/l)	去 除 率 (%)
$K_2Cr_2O_7$	$Cr_2O_7^{2-}(CrO_4^{2-})$	32.0(Cr^{6+})	3.0	0.1830(Cr^{6+})	99.43
$[Cu(NH_3)_4]SO_4$	$[Cu(NH_3)_4]^{2+}$	37.5(Cu^{2+})	12.0	0.08(Cu^{2+})	99.80

容量和再生率

(1) 饱和和交换容量的测定

在 1.8×21 厘米的柱中,把浓度为 30 毫克/升的 $K_2Cr_2O_7$ 溶液 ($pH \approx 3$) 以 2 毫升/分的流速通过填装 3.20 克(干基) NCLS 3 的交换柱,每隔一定时间,取出一定体积的交换后流出液,测定各流份中 Cr^{6+} 的含量,待流出液浓度接近流入液的浓度时,停止交换,计算累计吸着量,换算成每克干基交换剂的饱和和交换容量。

(2) 再生率测定

在 1.8×21 厘米的柱中,把浓度为 30 毫克/升的 8 升 $K_2Cr_2O_7$ 溶液 ($pH \approx 3$) 以 6 毫升/分的流速通过填装 2.00 克 NCLS 3 的交换柱,每 500 毫升为一份,测定各流份中 Cr^{6+} 的含量,计算累计吸着量。然后用 10% NaOH 溶液再生,用蒸馏水冲洗后,重复对 $K_2Cr_2O_7$ 溶液的试验,如此反复进行 10 次,再生率平均大于 95%。

结 果 和 讨 论

1. pH 值对 NCLS 3 除铬效果的影响

表 7 NCLS 3 在不同 pH 条件下的除铬效果
(静态交换)

$K_2Cr_2O_7$ 溶 液 (mg/l)	交换前 pH 值	交换后 pH 值	残留液浓度 (mg/l)	去除率 (%)
26.10	1.5	1.5	7.200	72.41
26.10	2.0	4.0	1.090	95.82
26.10	2.5	6.0	0.018	99.92
26.10	3.0	6.0	0.042	99.84
26.10	3.5	6.0	0.097	96.28
26.10	4.0	5.5	1.350	94.83
26.10	5.0	5.5	1.890	92.76

由表 7 可以看出,原液的 pH 值对 Cr^{6+} 的去除效果有直接影响,当溶液的 pH 值在 2.5—3.0 之间时,去铬率均在 99% 以上,此时交换后溶液的 pH 值改变也较大。原液 pH 值 < 2.0 时,去铬率反而下降,交换后溶液的 pH 值改变不大,这可能是由于酸浓度增大时,溶液中的 $Cr_2O_7^{2-}$ 离子有一部分转变成 $HCrO_4^-$ 离子,而 $HCrO_4^-$ 离子的交换势显然要比 $Cr_2O_7^{2-}$ 离子的交换势小得多。原液 pH 值 > 3.0 时,去铬率也逐渐降低,交换后溶液的 pH 值改变也不大,这从 H^+ 离子对 $Cr^{6+}(2CrO_4^{2-} + 2H^+ \rightleftharpoons Cr_2O_7^{2-} + H_2O)$ 平衡的影响以及 H^+ 离子对交换剂基团的电离平衡的影响这两方面考虑是容易理解的。NCLS 3 的最佳 pH 值为 2.5—3.0,这和苯乙烯-二乙烯苯阴离子交换剂(叔胺型)所要求的 pH 范围是一致的,因此可以说 NCLS 3 具有典

表 8 不同交换时间对除铬效果的影响
(静态交换)

$K_2Cr_2O_7$ 原液浓度 (mg/l)	振荡时间 (min)	残留液浓度 (mg/l)	去 铬 率 (%)
26.5	5	0.350	98.68
	10	0.053	99.80
	20	0.043	99.84

型弱碱性树脂的特性。

2. 交换时间对 NCLS 3 除铬效果的影响

由表 8 可以看出, NCLS 3 对 Cr^{6+} 的交换动力学效果是很好的,振荡 5 分钟就可使残留液浓度低于工业含铬废水的排放标准 ($Cr^{6+} < 0.5$ 毫克/升), 20 分钟以后,可进一步使残留液的含铬量低于生活饮用水的标准 ($Cr^{6+} < 0.05$ 毫克/升)。

3. 含氮交联淀粉的稳定性

表 9 含氮交联淀粉的稳定性(静态交换)

型 号	$K_2Cr_2O_7$ 原液浓度 (mg/l)	pH	去铬率(%)			
			新合成	放置半年	放置一年	放置二年
NCLS 1	29.0	4.0	99.91	99.88	99.88	99.60
NCLS 3	28.4	2.8	99.95	99.73	99.55	99.55

由表 9 可以看出,含氮交联淀粉是十分稳定的, NCLS 1 和 NCLS 3 经过两年放置,去铬率基本保持不变,这对使用和保管都是非常有利的。

4. NCLS 3 的饱和交换容量

NCLS 3 对 Cr^{6+} 的饱和交换容量可通过表 10 所列的数据算出。3.2 克(干基) NCLS 3 总计吸附 $Cr^{6+} 354.920$ 毫克,铬的当量为 51.996,由此可算出饱和交换容量为:

$$\text{饱和交换容量} = \frac{354.920}{3.2 \times 51.996}$$

$$= 2.13 \text{ 毫克当量/克(干基)}$$

此数值和由 NCLS 3 的置换度求出的理论交换容量基本上是一致的。

理论交换容量

$$= \frac{DSN \times 1000}{162 + 92.5 \times DSCl + (A - 35.5 + 1) \times DSN}$$

$$= \frac{0.50 \times 1000}{162 + 92.5 \times 0.65 + (44 - 35.5 + 1) \times 0.50}$$

$$= 2.2 \text{ 毫克当量/克}$$

表 10 NCLS 3 饱和交换容量测定的有关数据*

流入液体积		流入 Cr^{6+} 量		流出液浓度 (mg/l)	流出液 Cr^{6+} 量		NCLS 3 吸 Cr^{6+} 量	
I(l)	$\Sigma V(l)$	W(mg)	$\Sigma W(\text{mg})$		W(mg)	$\Sigma W(\text{mg})$	W(mg)	$\Sigma W(\text{mg})$
1	1	30	30	0.025	0.025	0.025	29.975	29.975
1	2	30	60	0.045	0.045	0.070	29.955	59.930
1	3	30	90	0.104	0.104	0.174	29.896	89.826
1	4	30	120	0.204	0.204	0.378	29.796	119.622
1	5	30	150	0.244	0.244	0.622	29.756	149.378
1	6	30	180	0.416	0.416	1.038	29.584	178.962
1	7	30	210	0.794	0.794	1.832	29.206	208.168
1	8	30	240	1.168	1.168	3.000	28.832	237.000
1	9	30	270	2.170	2.170	5.170	27.830	264.830
1	10	30	300	5.600	5.600	10.770	24.400	289.230
1	11	30	330	8.300	8.300	19.070	21.700	310.930
1	12	30	360	14.770	14.770	33.840	15.230	326.160
1	13	30	390	22.400	22.400	56.240	7.600	333.760
1	14	30	420	23.200	23.200	79.440	6.800	340.560
1	15	30	450	25.300	25.300	104.740	4.700	345.260
1	16	30	480	27.600	27.600	132.340	2.400	347.660
1	17	30	510	27.640	27.640	159.980	2.360	350.020
1	18	30	540	28.000	28.000	187.980	2.000	352.020
1	19	30	570	28.600	28.600	216.580	1.400	353.420
1	20	30	600	29.000	29.000	245.580	1.000	354.420
1	21	30	630	29.500	29.500	275.080	0.500	354.920
总 计	21		630			275.080		354.920

* $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 原液浓度为 30 毫克/升。

结 语

1. 对一系列含氮交联淀粉的研究表明, 此类制品不但有良好的去除重金属阴离子的性能, 而且对某些重金属阳离子也有较高的吸着效果, 是一种新型、高效、价廉的离子交换材料, 用于处理重金属废水及回收重金属是值得推广的。

2. 由于淀粉原料充足, 合成工艺简单, 特别实用于小型化工厂, 县、社企业和粮食加工厂组织生产。

3. 可使用粉剂, 也可以制成粒状, 还可以将粉剂填充在泡沫塑料, 纸浆等材料中, 制成特殊形式的离子交换材料, 以适应各种不同净化装置的需要。

参 考 文 献

- [1] Aktiebolaget pharmacia, Brit. Patent 936,039, Sept. 4(1963).
- [2] Bullock, A. L. and Guthrie, J. D., USDA, U. S. patent 2,992,215, July 11(1961).
- [3] Bullock, A. L. and Guthrie, J. D., USDA, U. S. patent 3,065,222, Nov. 20(1962).
- [4] Kuniak, L. and Marchessault, R., Canadian patent 960,652, Jan. 7(1975).
- [5] Wing, R. E., *Ion exchange for pollution control*, 2, 177(1979).
- [6] Warne, Howard, Brit. UK patent Appl. 2, 014,125, Aug. 22(1979).
- [7] Wing, R. E., Doane, W. M., U. S. patent 4,083,783, Apr. 11(1978).
- [8] Wing, R. E., Rayford, W. E., *Starch/Stärke*, 32(4), 129(1980).
- [9] Rayford, W. E., et al., *J. Appl. Sci.*, 24, 105 (1979).
- [10] Rayford, W. E., Wing, R. E., U. S. patent

4,237,271, Dec. 2(1980).

[11] Wing, R. E., Rayford, W. E., *Starch/Stärke*, 32(9), 299(1980).

[12] 李炎等, 环境污染与防治, 3, 22(1981).

[13] 张祖训, 马宝岐, 化工环保, 4, 13(1982).

煤尘污染浓度数值模式的初步研究

苗 绿 田

(交通部青岛港务局)

张 淮

(山 东 海 洋 学 院)

一、前 言

在煤炭资源的开发过程中,国内多以露天贮煤,特别是在大型煤炭基地和短周期中转港口更是如此。这种贮煤形式必然产生煤尘污染环境的问题。当作用于煤堆表面的风达到和超过煤粒子起动风速(亦称临界风速)时,煤粒子由静止到摆动而进入跃移状态,即随风的水平输送、湍流扩散造成下风向一定范围的煤尘污染。这一过程通常与烟云扩散污染非常接近。通过风洞试验研究,表明煤尘扩散近似于正态分布。因此,应用较成熟的烟云点源正态扩散模式来预测煤尘扩散的问题时,还应考虑煤尘的沉降、沉积现象和粒度等因素。

本文就无反射型模式的推导及其参数的选取进行初步讨论。

二、基 本 模 式

若不考虑地面反射的高架烟云点源倾斜扩散,地面浓度模式为:

$$C_{(x,y,o,H)} = \frac{Q_x}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \times \exp\left[-\frac{(H - V_g \cdot x/U)^2}{2\sigma_z^2}\right] \dots\dots (1)$$

式中 C : 地面浓度 (mg/m^3); Q_x : 源强 (mg/s); V_g : 煤粒子沉降速度 (m/s); U : 平均风速 (m/s); H : 烟云有效高度 (m); x : 顺风水平距离 (m); y : 横向水平距离 (m); σ_y :

水平扩散参数 (m); σ_z : 铅直扩散参数 (m).

由于粒子的扩散沉积作用,一部分沉积到地面降低了空间煤尘,它们在单位距离的总沉积量对 x 积分可得:

$$\frac{Q_x}{Q_0} = \eta_x = \left\{ \exp \times \int_0^x \frac{dx}{\sigma_z \exp \left[\frac{(H - V_g x/U)^2}{2\sigma_z^2} \right]} \right\}^{-\left(\frac{2}{\pi}\right)^{1/2} \frac{V_d}{U}} \dots\dots (2)$$

式中 Q_0 是源强 Q_x 在 $x=0$ 处的量值; η_x 是源强修正系数。如果只考虑中心轴向分布,令 $y=0$,把(2)式代入(1)式可得:

$$C_{(x,0,0,H)} = \frac{Q_0 \eta_x}{2\pi U \sigma_y \sigma_z} \times \exp \left[-\frac{(H - V_g x/U)^2}{2\sigma_z^2} \right] \dots\dots (3)$$

三、模 式 参 数

1. 源强

煤堆表面起尘量是风速、粒度、湿度的函数。假定源强 Q_0 为单位面积单位时间的起尘量; 粒度比 P_i 为煤尘粒径在某波段内煤的重量与全部煤重量之比; 湿度 W 为煤尘含水量; W_0 为临界湿度; 而 U 表示作用于堆面粒子的风速,于是堆面的源强 Q 可用下列一般公式表示:

$$Q = \alpha \cdot P_i \left(\frac{W}{W_0} \right)^{-n} \cdot U^{\beta} (\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}) \dots\dots (4)$$