

によってひきおこされたものと思われる。

4) 別府市浜脇地先の海域には、その底層部がほとんど無酸素状態に近くなっているところがある。これは主として都市から排出された汚濁物質の蓄積腐敗の結果生じたものと思われる。

5) 本年(1972年)7月31日の調査においては、大分市地先などの沿岸域はその表層においてCOD 3ppm をこえる汚濁を示していたが、その他の海域もほとんどが2ppm以上で、環境基準のB類型に入る汚濁度である。

6) 栄養塩のうち、けい酸は河川の影響を受けて高濃度で、年間を通じて平均20Ugatmの含量を示している。夏期は表層が高く37Ugatmで底層の2倍であったが、逆に冬は底層の方が高く25Ugatmで表層の約1.5倍を示した。

けい酸は塩素量と負の相関を示す陸水起源の成分であるから、別府湾においては大分市地先の海域に排出される汚濁物質を含む陸水の拡散をしらべるとき、塩素量とともに指標成分として用いることができる。

りん酸塩は冬期の方が含量が高くPとして平均3.2Ugatmであるが、夏期には1.0Ugatmと約 $\frac{1}{3}$ に低下する。これは夏期にはプランクトン

等微生物の増殖がおり、りんが多量に消費された結果と思われる。

ちっ素量は夏期の方が含量が高く、Nとして71Ugatmで冬期の2倍を示し、夏期多量に陸水から供給されることを示している。

これらの栄養塩はいずれも都市部沿岸域に高濃度に分布しており、陸水によって汚濁物質が流入してくることを示している。

最後に本調査を行なうに当たって、配船、採水等に多大の便宜を受けた大分海上保安部に感謝する。

文 献

- 1) 大分県公害局：『公害の現況と対策』、昭和46年
- 2) 大分県：『全国漁場環境保全基礎調査報告書、別府湾海域』、昭和45年
- 3) 大分大学教育学部化学教室資料、昭和47年1月
- 4) 同 上、昭和47年8月
- 5) 岡部史郎ほか：『化学の領域』、24, 12, (1970)
- 6) 志賀史光：『陸水雑』、27, 1, (1966)
- 7) 菅原健、半谷高久：『地球化学入門』、昭和39年
- 8) 三宅泰雄：『海水の化学』、(1970)
- 9) 7)に同じ

みかん缶詰工場の廃水による矢部川水系の水質汚濁とその防止に関する研究

九州大学農学部教授・農博 石 尾 真 弥
東京水産大学長・農博 富 山 哲 夫

I 緒 言

矢部川は長さ59Km、流域面積505km²を有し福岡県下第3位の流量を誇る河川である。すなわち、平水期流量は17.9m³/sec、低水期流量は12.5m³/sec、(1) 濁水期流量は8.2m³/secである。矢部川の最小流量は2.25m³/secと推定され、年間を通じて水量の豊富な河川といえる。水質はCa⁺⁺及びSiO₂の平均濃度は低く、また、Feの濃度は僅か0.04ppmであり、工業用水としての水質条件を満たしている。したがって、近い将来には各種工業の用水として利用されることは明白である。

この矢部川流域では各種農産缶詰の製造が甚だ盛んであって、みかん・筍・グリーンピース・白桃と云う具合に生産種目を変えながら各種の缶詰を生産しており、下流地域では有明海から供給されるアカガイ・アサリ・アゲマキ等の貝類を原料とする水産缶詰の製造もまた盛んである。しかしながら、これらの缶詰製造は年間を通じて連続的に行なわれているものではなくて、生果、野菜あるいは生貝の生産季節に限られる。

量的にみて水質汚濁の原因となり易い缶詰の種類は、みかん缶詰・筍缶詰・赤貝缶詰である。す

なわち、みかん缶詰の生産は、福岡県の場合33万函⁽²¹⁾であり、矢部川流域で約13万函に達している。筍缶詰は18ℓ容大型缶詰の全国総生産98万函の中、矢部川流域は24万函を生産している。赤貝缶詰の全国生産は57万函であり、福岡県はこの中29万函を生産し、その大部分は矢部川流域の下流地方で生産されている。

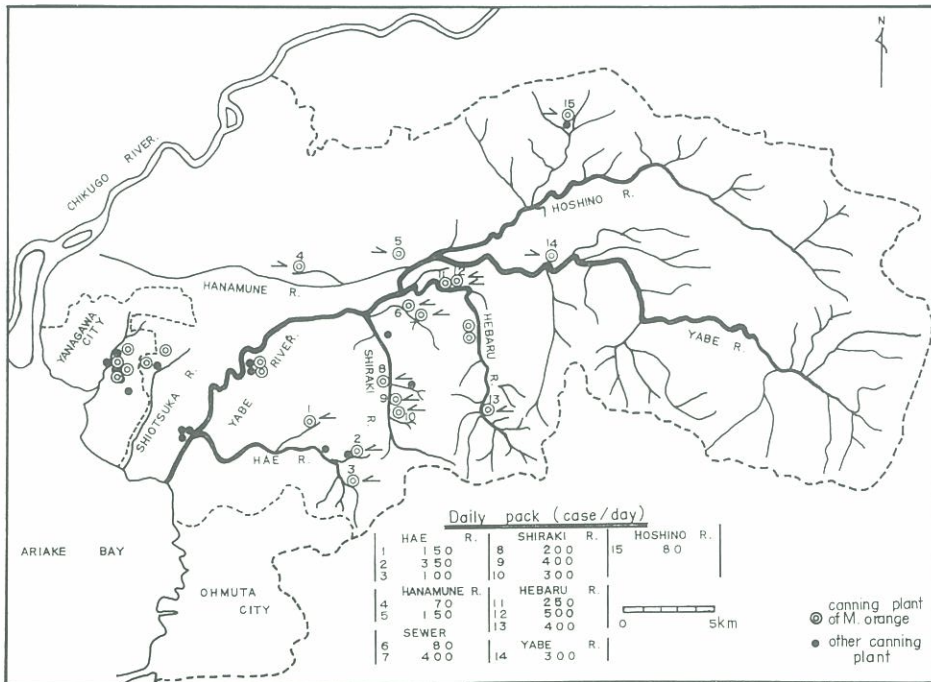
これらの3種の缶詰の生産時期を見れば、みかん缶詰は12～2月の3ヶ月間、筍缶詰は4～5月の2ヶ月間、赤貝缶詰は3～6月の4ヶ月間である。したがって、このみかん缶詰の生産時期はわが国河川の平均流量が最も低下する時期に一致しているために、3種の缶詰の中で最も河川水質を汚濁し易い。またこの缶詰の国内生産量は859万函に達し、わが国冬季の河川では、このみかん缶詰廃水による水質汚濁の規模は最も大きいはずである。

これら缶詰工場の廃水は有機質廃水であり生物化学的酸化によって通常は容易に浄化し得るものであるけれども、季節的に廃水が放出されるので、生物酸化処理を行ない難い状況にある⁽⁸⁾。したがって、これら缶詰工場の廃水は全く無処理のまま河川に放出されているのが現状である。このよう

な有機質廃水の河川放流は、水中に一般Bacteriaの繁殖を促がし、河床にSphaerotilusの糸状細菌Leptomitus lacteus⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾, Monilia sp, Mucor 属糸状細菌の大量発生を招き、また、用水として取り入れた場合に、Feの濃度が僅か0.04ppmであっても、送水管閉塞の原因となる鉄貯蔵能力の大なる鉄バクテリアの繁殖を促す可能性をつくる⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾。一般バクテリアの河川水中における繁殖は、器壁上にスライムを作って送水能力を低下させ、また、熱交換率を低下させ、汙材に附着蓄積して無能力化する。さらに、これら器材の閉塞部位の水は腐敗し、混濁し、悪臭を与え、スライムの剥離と共に流れ出て製品管理の上に一大障害をもたらす危険も潜在する⁽¹⁹⁾。また、流域工場の廃水を活性汚泥法により浄化する場合には、Sphaerotilus 等の糸状細菌の繁殖を起すので、bulking の原因となり⁽¹⁶⁾、汚泥と上澄水の分離を困難ならしめるなどの種々の悪影響を与える可能性がある。

このような理由によって、みかん缶詰工場廃水の無処理放流は、矢部川のみならず、全国河川の水質を汚濁し、上水および工業用水としての利用を妨げるに違いない。しかしながら、これら缶詰工場廃水による水質汚濁に関する調査はほとんど

Fig. 1. Distribution of Canning plants of Mandarin Orange at the Basin of the River YABE.



なく、その実態は不明のままである。よって本報告においては矢部川を取挙げ、みかん缶詰工場廃水による水質汚濁の実態を明かにするとともに水質汚濁防止のための工場廃水の実際浄化方法について論議を展開したい。

II 矢部川流域におけるみかん缶詰工場の製造状況および放出廃水の性状と放出量

1. 工場の分布と生産能力

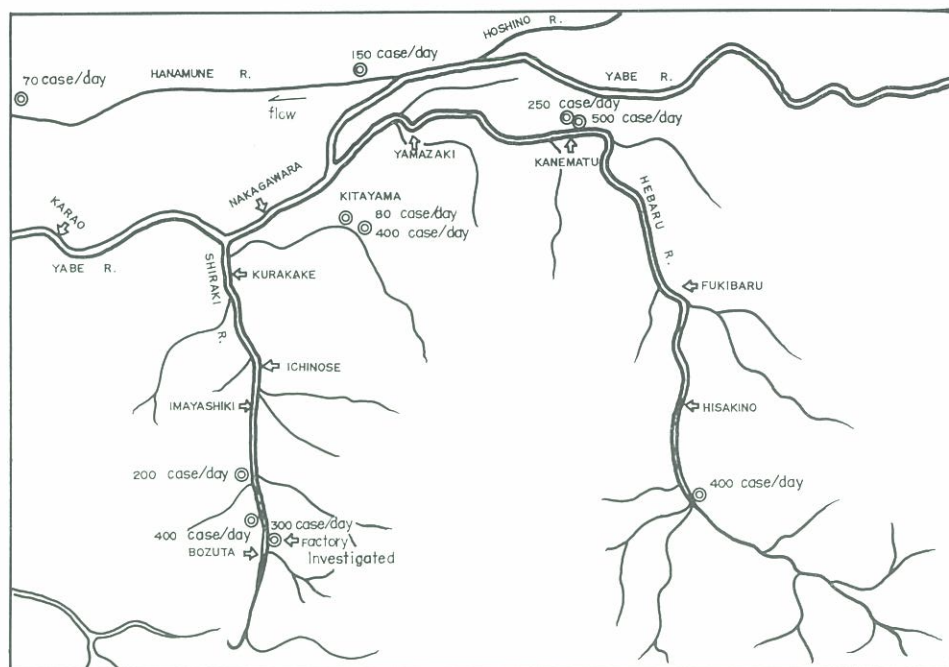
矢部川流域におけるみかん缶詰工場の分布は Fig. 1 にみるように、柳川市を中心とする6工場と矢部川本流および各支流周辺に分散する18工場の計24工場が存在する。これら工場の缶詰生産能力は、Fig. 1 の下側に示したように、日産量は70函乃至500函であり、1日の総生産量は3730函に達する。季節の生産量は約11万函である。

2. みかん缶詰の各製造工程における所要原材料、用水量および廃水量との関係

みかん缶詰は全国的に標準化された方法によって製造されているので、1函の生産に要する原材料及び用水量は大体において決まっているが、各工程から放出される廃水量についてはほとんど知られていない。したがって、本研究では中等程度の生産規模をもつ任意の一工場を選択し、各製造工程から放出される廃水量を調査した。また、その調査結果がどの程度の普遍性を有するかを知るために、その工場における原材料使用量を調査し、1函生産当りの所要原材料を求め、全国平均値と比較検討した。

調査の対象工場として、Fig. 2 に示す日産300函の生産能力をもつ白木川上流のN工場を選んだ。^{(52) (53)} みかん缶詰の製造工程については各専門書

Fig. 2, Sampling Points



に詳細に記載されているので、ここではその説明を省略し、各工程において使用される原材料所要量、用水量、廃棄物量および廃水量のみを、調査結果にもとづいて Fig. 3 に示した。図中※印を付した廃水は汚濁の著しい廃水である。この結果か

ら、5号缶4打詰1函の生産に要する原材料と用水量を求め、全国平均値と比較すると Table 1 から明らかなように、調査工場における1函製造に要する原材料および用水量は大約全国平均値の範囲内に入る。したがって、この工場の各工程から

Table1. 5号罐4打詰みかん1函の生産に
要する原材料及び用水量

原 材 料 用 水 量	調 査 工 場	全 国 平 均 値
原材料みかん	21.7 kg	21.0~23.0 kg
内 果	16.9 kg	16.0~17.0 kg
砂 糖	1.7 kg	1.7~ 2.0 kg
35.5% 塩酸	0.26 kg	0.20~0.30 kg
CaCO ₃ 換算値	0.13 kg	0.10~0.15 kg
苛性ソーダ	0.12~0.15 kg	0.10~0.20 kg
CaCO ₃ 換算値	0.15~0.19 kg	0.13~0.25 kg
用 水 量	1.2 ton	1.1~1.5 ton

放出される廃水の性状もまた全国平均の廃水の性状を示すものと推定される。

3. みかん缶詰工場の各工程から放出される 廃水の性状

調査工場の廃水総量362.2tonのうち特に汚濁の著しい廃水は、塩酸浸漬工程から放出される洗液、アルカリ浸漬工程から放出される洗液および水漂し工程からの廃水で、その総量は約200tonである。今それら廃水の分析結果を示すと Table 2 に見られる通りである。

Table 2 処 理 工 程 廃 水 の 性 質

内果皮除去 塩酸処理廃水	PH	透視度	濁 度	溶解性 物質	懸 濁 物質	全 形 固 物	BOD	COD	Cl ⁻	全 酸 度 ppm as CaCO ₃	無機酸度 ppm as CaCO ₃
		cm	ppm	ppm	ppm	ppm					
浸 漬 液	0.50	2.5	500	6562	630	7192	5069	8881	8857	10252	10062
第1回洗液	1.25	4.4	111	1438	410	1848	1109	2262	1469	1989	1919
第2回洗液	1.70	6.2	62	766	130	896	507	857	427	584	537
第3回洗液	2.20	13.1	37	596	20	616	348	339	159	183	148
内果アルカリ 処 理 廃 水										全アルカリ度 ppm as CaCO ₃	フェノール フタレン アルカリ度 as CaCO ₃
浸 漬 液	12.38	0.28	900	9110	7140	16250	4694	11184	389	4844	3347
第1回洗液	12.13	1.02	125	1662	1580	3242	982	2923	208	546	237
第2回洗液	10.31	2.0	65	644	540	1184	443	979	97	102	41
第3回洗液	6.70	7.4	127	483	139	622	207	306	55	38	0
水 洗 廃 水	5.35	30	54	627	5	632	364	225	122	14	0

4. みかん缶詰1函当りの生産から放出される 河川の汚濁物質質量

Fig. 3 に各工程からの廃水量を示した。また、

Table 2 にそれら廃水の成分濃度を示した。したがって、これらから、放出汚濁物質質量を算出し、1函生産当りの放出量を示すことができる。

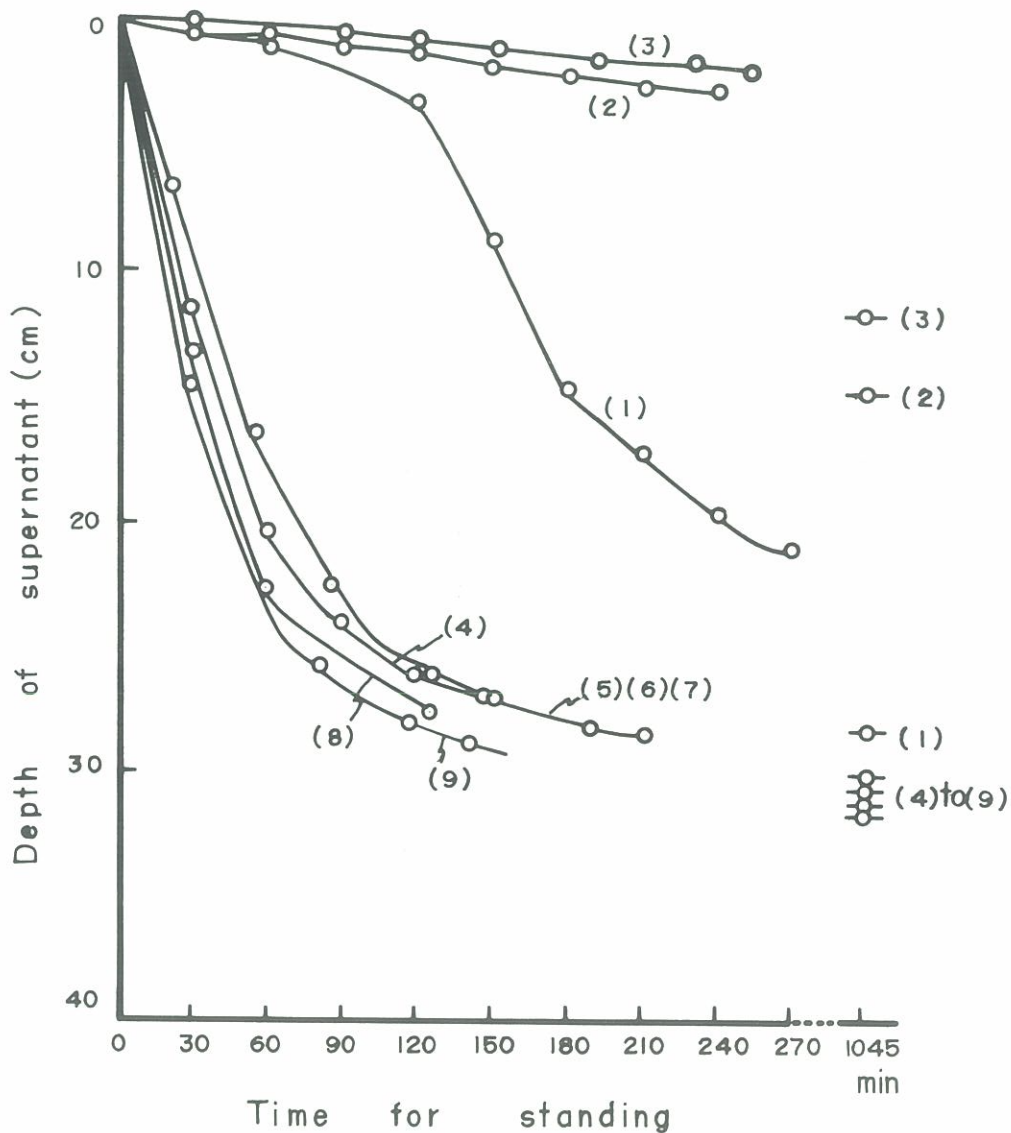
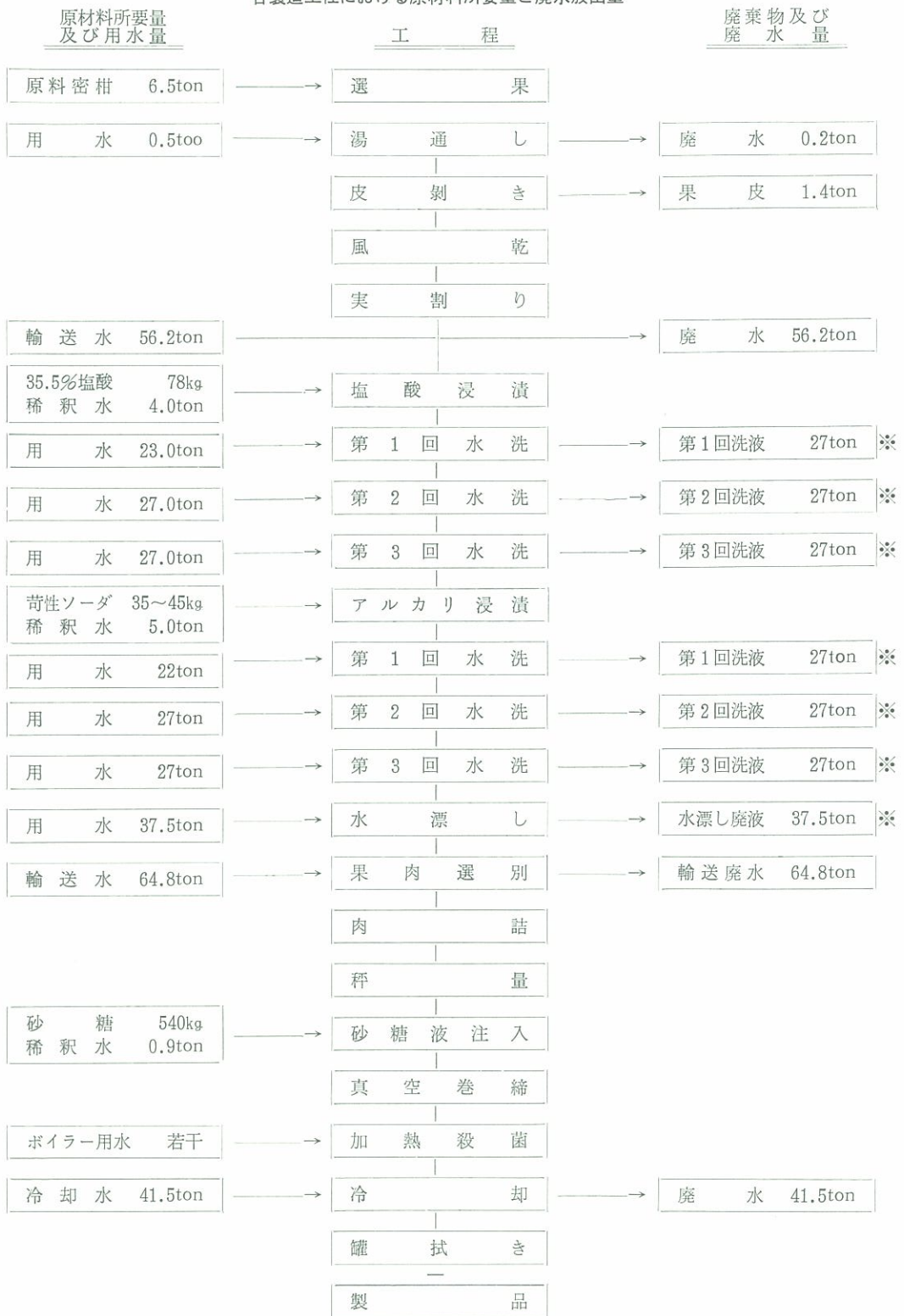


Fig. 3. Effects of chemicals on precipitation of colloidal suspensoid in cannery wastes of mandarin orange.

- (1) original waste (pH 1.1), (2) FeSO_4 100 ppm., (3) $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 100 ppm., (4) neutralized with $\text{Ca}(\text{OH})_2$, (5), (6) and (7) neutralized waste plus $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ to concentrations of 25, 50 and 100 ppm., (8) and (9) neutralized waste plus FeSO_4 to concentrations of 25 and 50 ppm.

Fig 3

5号罐4打詰 800函/Gの生産規模をもつ密柑罐詰工場の
各製造工程における原材料所要量と廃水放出量



用水総量 363.4ton

5号罐4打詰 300函

廃水総量 362.2ton

※強汚濁廃水計 199.5ton

Table 3 にはその結果を示した。

Table 3 5号缶4打詰みかん缶詰日産量 300 case/day の工場からの汚濁物質放出量

	廃水量 tons/ day	溶解性物質 kg/day	懸濁質 kg/day	全固形物 kg/day	BOD kg/day	COD kg/day	HCl kgas CaCO ₃ /day	NaOH kgas CaCO ₃ /day
塩酸浸漬廃液	5.0	32.8	3.2	36.0	25.3	44.4	50.3	0
アルカリ浸漬廃液	5.5	45.6	35.7	81.3	23.5	55.9	0	16.7
計 (A)	10.0	78.4	38.9	117.3	48.8	100.3	50.3	16.7
塩酸工程								
第1回洗液	27.0	38.8	11.1	49.9	30.0	61.1	51.8	—
第2回洗液	27.0	20.7	3.5	24.2	13.7	23.1	14.4	—
第3回洗液	27.0	16.1	0.5	16.6	9.4	9.2	4.0	—
アルカリ工程								
第1回洗液	27.0	44.9	42.7	87.5	26.5	78.9	—	6.3
第2回洗液	27.0	17.4	14.6	32.0	12.0	26.4	—	1.1
第3回洗液	27.0	13.0	3.8	16.8	5.6	8.3	—	0
水漂し廃液	37.5	23.5	0.2	23.7	13.7	8.4	—	—
その他廃水	162.7	—	—	—	—	—	—	—
計 (B)	362.2	174.4	76.4	250.7	110.9	215.4	70.3	7.4
生産量1函当り	1.2	0.58	0.25	0.84	0.37	0.72	0.23	0.025
(A) / (B)		44.9%	50.6%	46.8%	44.0%	46.6%	71.6%	

300 函の日産量の工場では、1 日の汚濁物質が 1744kg、懸濁質は 764kg である。全固形物量は、したがって、250.7kg となる。これらの汚濁物質の BOD は 1109kg である。50%硫酸 K₂Cr₂O₇ 法による COD 値は、廃水中の Cl⁻ 濃度に対する補正を行なって 215.4kg である。この COD 測定法によれば、拘椽酸等のほとんど 100% 近くが酸化される⁽²²⁾。もしここで酸化された有機物の大部分を炭水化物とすれば、炭水化物の量は 202kg となる。また Table 1 から計算すると、この工場における塩酸使用量は CaCO₃ に換算して約 39kg/day であるが、Table 3 にあげた塩酸放出量は CaCO₃ に換算して 70.3kg/day であるから、塩酸以外に 31.3kg CaCO₃ に相当する酸性物質が放出されているこ

とを示す。同じく Table 1 の芳性ソーダ使用量は、CaCO₃ に換算して、45—57kg/day であるが、Table 3 の芳性ソーダ放出量は僅か 7.4kg/day である。したがって、使用した芳性ソーダの大部分は酸性物質によって消費されていることを示す。ここにいう酸性物質は拘椽酸、ペクチン酸及びペクチニン酸と推定される。^{(53) (54)}

Table 3 に示された数値から、5号缶4打詰みかん缶詰1函生産当りの懸濁物質放出量を計算すれば、Table 4 に示すようになる。放出塩酸量は 0.23kg、芳性ソーダ放出量は 0.025kg である。両者混合の場合を考えれば、芳性ソーダは中和され、CaCO₃換算値として 0.20kg の過剰の塩酸が放出されることになる。また、BOD 値を人口当量

Table 4.

5号函4打詰みかん1函生産当りの汚濁物質放出量

廃水量	1.2 ton	BOD	0.37kg (8.23人当量)
溶解性物質	0.58kg	COD	0.72kg
懸濁質	0.25kg	Hcl	0.23kg as CaCO ₃
全固形物	0.83kg	NaOH	0.25kg as CaCO ₃

に換算すれば、わが国1人当りの廃棄物のBODは45gであるから、1函生産当りの汚濁物は8.23人当量となる。

既に述べたように、この工場における1函生産当りの原材料使用量及び用水量は、ほぼ全国平均値の範囲内に入るので、ここに示した1函生産当りの汚物放出量も、大体において全国平均を示すものと見ることができよう。

5. 排水口における廃水の性状とその放出量

先に述べたように、汚濁物質の放出量は各工程から放出される廃水の性状とその放出量を測定すれば判明するが、排水口からの実際の放出状況を知り得ない。このために、排水口からの廃水の放

Table 5. 排水口における廃水の性質

採水時刻	pH	透視度 cm	濁度 ppm	溶解性 物質 ppm	懸濁質 ppm	全固形物 ppm	BOD ppm	COD ppm	Cl ⁻ ppm	無機酸度 ppm as CaCO ₃	フェノール フタレン アルカリ度 ppm as CaCO ₃
4:30 PM	10.78	19.2	50	480	136	616	158	328	27	—	46
35	1.82	15.8	167	511	207	718	282	487	202	760	—
40	6.25	30<	49	180	60	240	39	60	9	—	—
45	1.91	30<	105	474	40	514	49	264	137	615	—
47	10.96	30<	104	968	390	1358	114	892	93	—	73
50	6.90	30<	74	250	40	290	29	178	20	—	—
55	1.70	5.4	207	1332	260	1592	327	1128	361	1000	—
5:00 PM	2.28	14.4	142	150	270	420	154	256	116	265	—
平均値	1.91	—	112	543	176	719	144	449	121	—	—

流量を実測するとともに、一定時間々隔で廃水を採集し、分析を行なってその性状を明らかにした。分析結果をTable 5に示した。この結果は廃水の性状が時々刻々に変化することを示している。塩酸浸漬工程およびアルカリ浸漬工程からの廃水が主たる汚濁源であるために、低pH及び高pHの廃水は溶解性物質、懸濁質、BODおよびCOD等から分かるように、汚濁度が著しい。これらの測定値の平均を求めると、Table 5の最下欄に示すような値となる。

III みかん缶詰工場廃水の流入前後における矢部川水系の河川水質

缶詰廃水流入前の矢部川水系の河川水質を知る目的で、製造開始2週間前の3日間と、製造開始1ヶ月後の3日間にわたってFig. 2に示した調査地点において採水し、水質の相違を調べた。水質の分析結果は、Table 6と7に示した。

Table 6.

廃水流入前の白木川及び辺春川の水質

採水地点	pH	DO ppm	Temp °C	飽和度 %	透視度 cm	濁度 ppm	溶解性 物質 ppm	懸濁質 ppm	全形 ppm	固物 ppm	BOD ppm	COD ppm	Cl ⁻ mpp	全酸度 ppm as CaCO ₃	全アルカリ 度 ppm as CaCO ₃
矢部川 唐尾 白木川合流点より 下流2200m	7.18	10.98	8.5	93.2	30<	4.5	64	4.0	68	0.12	0	3.3	6.0	59.8	
白木川 鞍懸 河口より450m	6.98	10.70	8.0	90.1	30<	2.0	62	16.0	78	1.83	0	6.6	5.8	56.9	
一の瀬 1800m	6.92	10.65	9.5	92.9	30<	2.5	65	24.0	80	0.79	0.2	4.1	8.0	56.4	
坊主田 5100m	1.17	10.31	10.5	92.1	30<	31.3	74	3.0	77	0.39	0	6.6	6.8	54.4	
矢部川 中川原 辺春川合流点より 下流1700m	6.93	10.93	10.5	97.6	30<	2.0	63	17.0	80	1.61	0.4	5.8	9.5	61.7	
辺春川 山崎 河口より1100m	6.92	10.93	9.0	94.3	30<	19.0	61	12.0	73	1.18	0	5.8	7.8	58.8	
兼松 3300m	1.17	10.90	9.0	94.0	30<	20.7	65	12.0	77	1.06	0.4	5.0	10.5	58.4	
久木野 8400m	7.20	10.72	10.0	94.6	30<	8.0	53	7.0	60	1.98	0	5.3	11.1	57.4	

Table 7.

廃水流入時の白木川及び辺春川の水質

	PH	DO ppm	Temp °C	飽和度 %	透視度 cm	濁度 ppm	溶解性 物質 ppm	全形 ppm	固物 ppm	BOD ppm	COD ppm	Cl ⁻ ppm	全酸度 ppm as CaCO ₃	全アルカリ 度 ppm as CaCO ₃
白木川 鞍懸 河口より450m	7.59	11.88	7.0	97.6	30<	2.0	71	80	6.61	1.7	4.6	11.5	62.7	
一の瀬 1800m	7.55	12.16	6.6	98.9	30<	4.1	92	98	4.72	0.8	5.6	11.0	67.6	
排水口附近 4300m	6.30	10.97	7.9	91.7	30<	15.8	132	168	33.62	42.2	17.7	24.0	48.6	
坊主田 6100m	7.95	12.51	7.0	102.8	30<	1.3	115	120	7.43	0	4.3	9.0	50.8	
辺春川 山崎 河口より1100m	7.38	11.68	7.4	96.9	30<	4.6	86	90	8.95	2.9	4.3	23.0	64.6	
兼松 3300m	8.00	12.75	6.6	100.0	30<	2.2	110	116	4.27	1.0	4.3	6.5	63.2	
久木野 8400m	7.03	12.24	7.1	100.0	30<	1.3	69	74	5.55	0	4.3	18.3	60.3	

α) pH: 廃水流入後、白木川では、矢部川との合流点から3.1Km、3.8Km及び4.3Kmの距離にそれぞれ日産200函、400函及び300函の3工場が存在し、缶詰廃水を放出している。この河川水についてpH値を測定した結果、河口より0.45Kmの地点で7.59、1.8Kmの地点で7.55、4.3Kmの位置の工場排水口より僅か下流で6.30を示し、工場廃水が流入しない6.1Kmの地点では7.95を示した。辺春

川では河口より3.3Kmの地点に日産500函と250函の2工場、10.7Kmの地点に日産400函の工場が存在し、缶詰廃水を放流している。河口より1.1Kmの地点でpH7.38、3.3Kmの地点で8.008、4.4Kmの地点で7.03を示した。

わが国河川水のpH値と比較しても、また、缶詰廃水流入前に観察されたpH値と比較しても、0.11-0.80の上昇を示している。今、缶詰廃水の

流入しない白木川の坊主田の pH を見れば7.95である。工場廃水の流れている辺春川の久木野において、その pH 値は7.03である。また、Table 3 および 4 を見ても、廃水の性状は酸性側に傾くはずである。したがって、この調査において大部分の地点で河川水の pH 値が幾分アルカリ側に傾いた原因は、恐らく缶詰製造開始後、河床上に着生した、Sphaerotilus 菌体に著しくこれまた着生している硅藻の同化作用によるものかと推測された。

b) **溶存酸素**：廃水流入後白木川の缶詰工場排水口近傍を除いて11.68—12.75ppm、水温6.6—7.4℃において飽和度は96.9—102.8%である。飽和度は缶詰廃水の流入前よりも5—6%増大している。排水口近傍では10.97ppm、飽和度91.7%であったが、廃水流入前の飽和度より低い値とはいえない。

c) **透視度**：いずれの時期および調査地点においても30cm以上であった。

d) **濁度**：廃水流入後白木川の缶詰工場排水口附近で15.8ppmを記録したが、その他の地点では1.3—4.6ppmの濁度であり、缶詰廃水流入前の調査結果と差が認められなかった。

e) **溶解性物質**：69—132ppmの濃度を示し、廃水流入前の調査結果よりも16—58ppmの増加である。しかしながら、上流に缶詰工場の存在しない白木川坊主田に於てその濃度は既に115ppmを示しているの、缶詰廃水流入による増加とは断定し得ない。この上流には、伏鹿、桐葉、長畑等の村落があるが、廃水流入前の調査では村落廃水の影響は殆んど調査結果には現われていないので、村落廃水が溶解性物質の高濃度の原因であることは考えられない。この点については後程検討を加えたい。

t) **懸濁質**：廃水流入後白木川の缶詰工場排水口近傍で36.0ppmを記録したが、その他の地点では4.0—9.0ppmの濃度であり、廃水流入前の状態と変わらない。

g) **全固形物**：74—168ppmの濃度であり、廃水流入前より14—79ppmの増加である。白木川の

排水口近傍のみは明らかに溶解性物質及び懸濁質の濃度の増大が認められたが、その他の地点では全固形物の濃度の増大は、前述のようにすべて溶解性物質の濃度の増大に原因しており、缶詰廃水流入のための増加とは断定し難い。

h) **BOD**：廃水流入後白木川の工場排水口近傍で33.62ppmの値を記録したが、他の地点では3.95—7.43ppmの範囲であり、廃水流入前のBOD値0.12—1.93ppmよりも明らかに増大している。工場廃水の流入していない白木川の坊主田においてBOD値は既に7.43ppmを記録しているので、缶詰廃水の流入による河川水のBOD値の増加は、これらの値から約7ppm前後の値を減じたものとすべきかも知れない。その場合には缶詰廃水の流入によるBODの増加は工場排水口近傍で26ppm前後となるのみで、他の地点では認め得べき程にBOD値は増大していないことになるが、この点についても後述したい。

i) **COD**：廃水流入後の調査では工場排水口近傍で42.2ppmを記録したが、他の地点では0—2.9ppm前後の値であり、問題視すべき点は見当たらない。

j) **Cl⁻濃度**：工場排水口近傍で17.7ppmを記録したが、他の地点では4.3—5.6ppmの濃度であり、廃水流入前の状態と著しい相違は見られない。

k) **全酸度**：CaCO₃換算値は6.5—24.0ppmであり、廃水流入前の状況と比較して0.7—12.9ppmの増加である。工場の排水口近くでは24.0ppmで最も高い値であるが、排水口を遙かに離れた下流地点でも23.0ppmの高濃度を記録していることは注意すべきであり、この点もまた後述したい。

l) **全アルカリ度**：廃水流入後工場排水口の近傍ではCaCO₃として48.6ppmの最低であるが、他の地点では59.8—67.6ppmの濃度である。これらの濃度は廃水流入前の54.4—61.7ppmの濃度より約10%の増加である。

以上述べたように、排水口近傍の下流では明らかに水質汚濁の現象を認め得るが、その他の地点では廃水流入前の水質と異なる点もあるが、著し

い水質の変化は認められていない。この原因が、缶詰廃水中の汚濁成分の放出量に対して充分の河川流量が得られているためであるかあるいは、廃水流入後に始めて観察された河床上の夥しい量の Sphaerotilus が、各工場から放出される汚濁物質を分解浄化するためなのか判然としない。しかしながら、既述のように、みかん缶詰工場より放出される汚濁物の量は判明しているので、調査時の河川流量を知れば、河川各地点における汚濁物質の濃度が計算されるはずである。したがって、この計算濃度を、廃水流入時および流入前の実測濃度と比較すれば、各地点における汚濁物質の除去率を知り得るはずである。この除去率が非常に低い値であれば、廃水の流入前後において水質に著しい変化が認められない原因は豊富な河川流量にもとづき、逆に除去率が高い値であれば、その原因は河川の微生物による浄化作用によるものと判定することができる。以下にこの点に関する研究結果を述べることにする。

IV みかん缶詰工場から放出される汚濁物質が河川において受ける自然浄化

Table 8. 白木川流量

採水地点	河口からの距離 km	河川断面積 m ²	平均流速 m/sec.	流量 m ³ /sec.
鞍懸	0.45	3.06	0.14	0.44
一の瀬	1.8	2.96	0.13	0.37
排水口下流 50m	4.3	0.79	0.17	0.13
坊主田	6.1	0.73	0.17	0.12

廃水流入時の白木川各地点の流量は Table 8 に示した。この川の河口より 3.1、3.8 及び 4.3Km の位置にそれぞれ日産 200 函、400 函及び 300 函の 3 工場が存在する。これらの工場が 1 日 8 時間にわたって、汚濁物を等速放流するとすれば、毎秒の放出量は Table 9 に示すような値をとる。白木川流域における工場位置の関係から、各地点にお

Table 9. 白木川沿岸の 3 缶詰工場排水口からの懸濁物質放流量

	日生産量 函	河口からの距離 km	可溶性物質 g/sec.	懸濁質 g/sec.	全固形物 g/sec.	BOD g/sec.	COD g/sec.	HCl g/sec.	NaoH g/sec.
Y 工場	200	3.1	4.02	1.74	5.84	2.58	5.00	1.60	0.174
K 工場	400	3.8	8.04	8.48	11.68	5.16	10.00	3.20	0.348
N 工場	300	4.3	6.03	2.61	8.76	3.87	7.50	2.40	0.261

る汚濁物質の流量を求め、それらの地点における河川水流量によって除せば、各地点の汚濁物質の

濃度を計算できる。このようにして求めた白木川各地点における汚濁物質の計算濃度は Table 10 に

Table 10. 白木川採水地点における懸濁物質の計算濃度

採水地点	河口からの距離 km	河川流量 m ³ /sec.	可溶性物質 ppm	懸濁質 ppm	全固形物 ppm	BOD ppm	COD ppm	HCl ppm as CaCO ₃	NaOH ppm as CaCO ₃
鞍懸	0.45	0.44	41	18	60	26	51	16	1.8
一の瀬	1.8	0.37	49	21	71	31	61	19	2.1
排水口下流 50m	4.25	0.13	46	20	67	30	58	18	2.0

示した。この Table に示した濃度に、廃水流入前に同じ地点で観測された各水質濃度を加えれば、河川水全体についての理論濃度となるはずである。このような理由によって Table 11 にはこれらの数値を掲げて、みかん缶詰工場放出の汚濁物質

に対する白木川の自浄効果を知ることにした。

Table 11 から明らかなように、汚濁物質の濃度は白木川の流れを下るにつれて低下するが、殊に懸濁質の濃度低下が著しく、廃水流入前の濃度よりも低い値を示している。したがって、河口から

Table 11. みかん罐詰工場から放流される汚濁物質に対する白木川の自浄作用

採水地点	河口からの距離 km		可溶性物質 ppm	懸濁質 ppm	全固形物 ppm	BOD ppm	COD ppm
鞍 懸	0.45	汚濁負荷時	41+62=103	18+16=34	60+78=138	26+2=28	51+0=51
		測定値	71	9	80	7	2
		非汚染時負荷時	62	16	78	2	0
		除去率(%)	78	100	97	81	96
一 の 瀬	1.8	汚濁負荷時	49+65=114	21+24=45	71+89=160	31+1=32	61+0=61
		測定値	92	6	98	5	1
		非汚染時負荷時	65	24	89	1	0
		除去率(%)	45	100	88	87	98
排水口下流 50m	4.25	汚濁負荷時	46+74=120	20+3=23	57+77=134	30+0=30	58+0=58
		測定値	132	36	168	34	42
		非汚染時負荷時	74	3	77	0	0
		除去率(%)	0	0	0	0	28

1.8Kmの地点一の瀬において懸濁質の浄化率は既に100%となっている。溶解性物質の濃度低下は懸濁質のそれより少なく、一の瀬における浄化率は45%、河口から0.45Kmの地点、鞍懸では78%となっている。結局において、鞍懸における全固形物の除去率は97%、BOD除去率は81%、COD除去率は96%となり、河口から3.1—4.3Kmの位置にある3工場から放出された汚濁物質は、矢部川に流入するまでに、大部分除去されてしまうことが明らかである。

この汚濁物質の除去は、河川微生物がこれらの物質を基質として分解するためであるが、その一方ではまた菌体の増殖が起こるはずである。Herbert等の研究によれば、Aerobacter cloacaeの連続培養によって、消費された基質量に対する菌体の増加量は約50%である⁽²⁴⁾。消費基質量と菌体増加の関係を追求した報告は少ないが、汚濁河川水の浄化に於ても同じ収率の菌体が見られると仮定すれば、菌体が河川水中に懸濁している場合には菌体そのものが、汚濁物質として測定されるために50%以上の浄化率を期待し得ないはずである。しかるに、Table11は78—100%の浄化率を

示している。したがって、この場合汚濁物質の浄化に参与している微生物は、水中に懸濁する微生物でなく、河床に着生した微生物であると結論される。

実際に白木川の河床を見れば、廃水流入前には肉眼的に観察し得なかった水綿、が一面に繁茂し、このために河床の砂礫を認め得ない場合も度々であった。この水綿は *Sphaerotilus natans* Kutzing である。恐らく、この糸状細菌が前述のように、みかん缶詰工場から放出される汚濁物質を浄化しているものであろう。

V 廃水流入時の河床における *Sphaerotilus* 着生量と汚水浄化能力

Sphaerotilus natans は無色の粘液質に富んだ数cmの長さには達する毛状体で、hemicellulose質の鞘室に入っている⁽⁶⁰⁾⁽⁶²⁾。漂流生活、或は着生生活をす。個々の細胞は円筒状で、0.5—6 μ の長さをもち、空胞を有する⁽⁶¹⁾。繁殖は鞘状細胞の内部に分生胞子を形成し、鞘状細胞の一端から泳ぎ出し暫時遊泳の後、他物に附着し繊細な毛状体に発育する。分生胞子が脱出した後、鞘状細胞は軟化溶解

する。この種類は同化されやすい有機物を含む汚濁水域によく繁殖し、淡水域では世界的に分布していることが知られている。⁽²⁵⁾

白木川について、この Sphaerotilus の河床における着生状況を示せば、Table12 に見るように河

Table 12.

白木川の河床における Sphaerotilus natans の分布

採水地点	乾物量 g/m ²	生菌体量 g/m ²
河口 下水流入口下流 河口より 20m	53.47	2971
河口 下水流入口上流 河口より 50m	19.17	1065
懸 河口より 450m	15.00	833
原 河口より 900m	62.76	3487
の瀬 河口より 1800m	33.13	1841
今屋敷 河口より 2600m	130.49	7249
排水口下流 河口より 4300m	252.36	14020
坊主田 河口より 5100m	18.20*	1011*

※ 珪藻のみで Sphaerotilus を含まない。

口において 1 m² 当り 53.47 g と 19.17 g の乾物量を得ている。前者は下水の影響を受けている場所であり、この下水の上流約 2.3 Km の位置において、80 函と 400 函の日産能力を有するみかん缶詰の 2 工場から廃水が放流されている。後者はこの廃水の影響区域より 30 m 上流の白木川河床上の値である。Sphaerotilus は粘液質に富むために 14 メッシュのサラシ網で単に水切りをした程度の菌体であると、平均僅か 1.8% の固形物を有するに過ぎない。このために、生菌体の重量として求めれば、な河口に於て 2971 g/m² 及び 1065 g/m² の著しい量となる。このようにして、白木川河床上の Sphaerotilus の着生密度を下流から上流にかけて見ていけば、途中この密度の低い場所もあるが、全体の傾向として次第に増加し、河口から 26 Km の位置では、乾燥物として 130.49 g/m²、生菌体として 7249 g/m² 河口から 4.3 Km、すなわち、工場排水口より僅か下流では、乾燥物 252.36 g/m²、生菌体 1420 g/m² の密度となっている。白木川では、河口から 3.1 m² 3.8 及び 4.3 Km の位置に工場があって、廃水を放出しているから、Table12 では、これら 3 工場の廃水合流点に最も近接した今屋敷において最大の着生密度が期待されるのに、事実はそうでない。この理由として説明を要する点は、各調査地点における川幅の相違である。河川流路 1 m 当りの菌体の着生量は、川幅と着生密度の相乗積となるために、着生密度の低い地点でも、川幅が充分に広くなれば、流路 1 m 当りの着生量は著しく増大する。したがって、河床における菌体の実際の着生量を知るために、Fig. 4 に白木川における流路 1 m 当りの Sphaerotilus 生菌体の量を図示した。

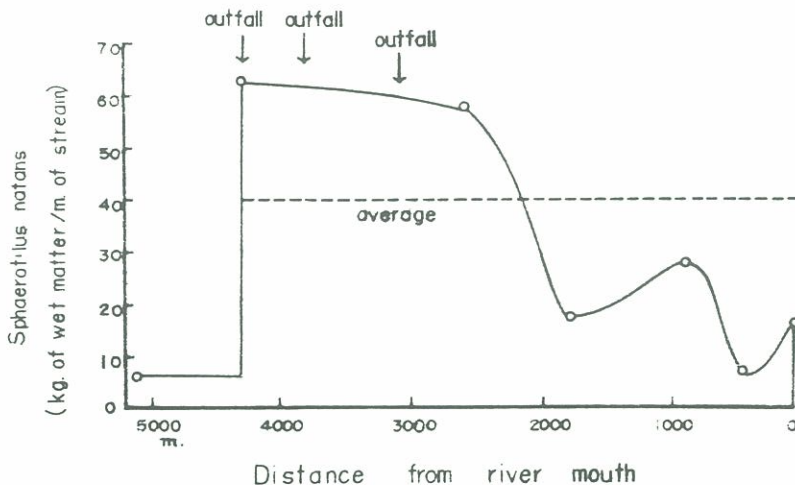


Fig. 4. Distribution of Sphaerotilus on the bed of the river SHIRAKI.

この図から *Sphaerotilus* は排水口近傍において最大の繁殖をすることがわかり、この事実は反面において排水口近傍からこの微生物による汚濁物質の浄化が開始されることを示すものである。今、Fig. 4 を見れば、上流から数えて第3番目の排水口、そこから0.5Km 足らずの下流の地点まで流路1 m 当りの生菌体の着生量は約60kgで、排水口附近の着生密度と著しい差異はみられないが、第3の排水口から下流1.3Km の地点に達するまでに着生量は急激に減少し、排水口近傍の20%程度の着生量となっている。Table 11 の白木川における汚濁物質に対する自浄効果を見れば、この地点に達するまでに懸濁質は100% が除去され全固形物として88%、BODとCODの対象物質はそれぞれ87%及び98%が除去されている。更に下流に至っても、BODとCODの対象物質の除去率は低下していない。したがって、白木川における汚濁物質に対する自浄作用は、ほとんどこの *Sphaerotilus* の作用によるものであるといえる。

また、Fig. 4 から、白木川の流路1 m 当りの *Sphaerotilus* 生菌体の平均着生量を求めると約40 kgであることがわかる。したがって、この河川の汚濁水域全長4.3 Kmの河床には、172ton の *Sphaerotilus* が着生しているはずである。この微生物は白木川上流の日産量200、400及び300函、計900函のみかん缶詰工場の廃水によって培われている。これらの工場から放出される汚濁物質の放流量は、Table 5 から計算すれば、溶解性物質521kg/day、懸濁質235kg/dayとなる。これらの汚濁物質の殆んど大部分が白木川において除去さ

れ、しかも矢部川に対する流入量は少ないので、一応菌体の生長と基質である汚濁物質の放出量は平衡状態にあるものとみることが出来る。したがって、*Sphaerotilus* 生菌体1 tonは4.4kg/dayのみかん缶詰廃水中の汚濁物質を除去分解していることになる。あるいは、*Sphaerotilus* の乾燥菌体1 kg当り244g の汚濁物質を浄化し得ることを示している。

従来、*Sphaerotilus natans* は活性汚泥法による下水処理において、活性汚泥の膨化 (bulking) の原因となり、最終沈澱池で混合液を沈澱させても、汚泥と上澄液の分離が悪いために上澄液の放流が困難とされてきたが、⁽⁶⁵⁾⁽⁴⁷⁾ *Sphaerotilus* の汚濁物質の分解能力からみれば、通常下水のBODすなわち40—180ppmの汚濁物質の濃度であれば、1 tonの *Sphaerotilus* で25—110ton/dayの下水を処理し得るはずである。ただ通常の活性汚泥と比較すればその容積は2.3—10倍程度の増量となること、この微生物は鞘状細胞内に空胞を有し、⁽⁶¹⁾ 比重が小さいために沈降し難く、汚泥の bulking の原因となる欠点をもっている。しかし、白木川の場合の様に、着生々活を送っている限り、漂流生活の *Sphaerotilus* と異なり汚水の浄化生物としては好都合な存在である。

白木川においては、*Sphaerotilus* の他に、珪藻は河床の岩石、礫上に着生しているが *Sphaerotilus* の菌体上にも著しく着生している。すなわち、*Sphaerotilus* の菌体を取り、105°Cで乾燥後、isopropyl alcohol を用い、色素を連続抽出して分光光度計にかけると、Fig. 5 に示すような吸光曲

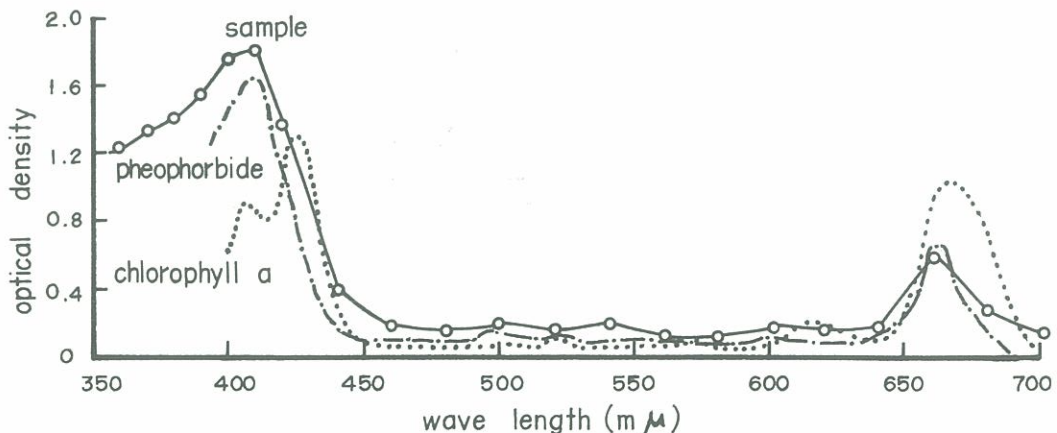


Fig. 5, Absorption spectrum of isopropanol extracts of dried *Sphaerotilus* from α -mesosaprobic zone.

線を与える。これは chlorophyll a の変性物である。pheophorbide a の吸収と酷似している。⁽²⁸⁾ pheophorbide の吸収波長 660mu における分る吸光係数は約50000である。⁽²⁸⁾ その分子量 (C₃₅H₃₃O₅N₄) は595である。したがって、白木川各地点単位面積当りの Sphaerotilus をとり、前述の方法

で波長660muにおける吸光度を測定すれば pheophorbide a の定量をなし得る。pheophorbide は Sphaerotilus に含まれていないとの仮定の下に定量した pheophorbide 量から chlorophylla の濃度に換算し、珪藻中に含まれる Chlorophyll の含量⁽²⁹⁾⁽³⁰⁾ 0.3—6.7% の中間値を採用し

Table 13. 白木川採水地点における Sphaerotilus 菌体上の珪藻附着量

採水地点	河口からの距離 (km)	河床上 Sphaerotilus (g. 乾物量/m ²)	吸光度測定 Sphaerotilus 供試量 (g. 乾物量)	660mu における吸光度	Sphaerotilus 菌体上の珪藻量 (乾物量/m ²)	流路 1 m 当りの珪藻量 (g 乾物量/m)	Sphaerotilus 量に対する珪藻量の比率
河口	0.02	53.3	0.658	0.025	2.0	14	0.037
河口	0.05	19.2	2.358	0.728	5.8	41	0.30
鞍懸	0.45	15.0	0.738	0.190	3.8	32	0.25
西原	0.90	62.8	3.081	0.960	19.1	153	0.31
一の瀬	1.80	33.1	1.280	0.550	13.9	128	0.42
今屋敷	2.60	130.5	3.725	1.320	45.1	351	0.35
排水口下流 50m 地点	4.25	252.4	2.162	0.142	16.1	73	0.064
坊主田 (排污染域)	5.10	18.2	2.239	0.468	3.7	17	0.20

※ Sphaerotilus を含まない。

珪藻の乾燥重量を求めた。その結果、白木川各地点の Sphaerotilus 菌体上の珪藻は Table13 に示すような着生量であった。また、Sphaerotilus 乾燥菌体量との比を求めた。Table13 の最後の欄に示すような値を得た。この結果、下水流入口及び

排水口近傍では、それぞれの0.037及び0.064でその値は低く、珪藻の着生に適しているようであるが、他の地点では0.20~0.42の範囲にあり、珪藻は大体に於て河床上の Sphaerotilus 菌体上に一様な密度で着生していると推測される。また、河川

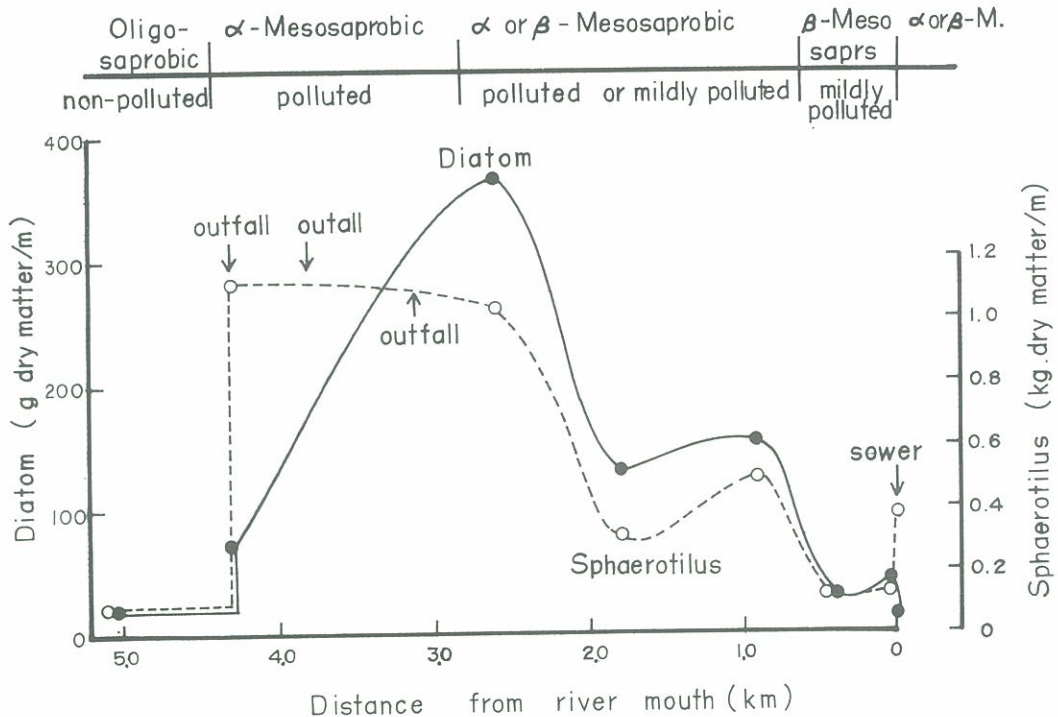


Fig. 6. Distribution of diatom and sphaerotilus in the river SHIRAKI and biological classification of river water

流路1 m当りの珪藻着生量を求めると Fig. 6 に示すように、最大の着生を示す地点は排水口群のそれよりも下流にある。

Sphaerotilus は有機物と酸素とを摂り、炭酸を放出し、珪藻は光の照射下に炭酸を吸収同化し、酸素を放出するから、両者の生存状態は共生である。このために、白木川は勿論 辺春川 においても、塩酸過剰の廃水が河川中に流入しているにも拘らず、河川水の pH は Table 7 にみるように寧ろアルカリ性に傾いているのであろう。すなわち、通常、pH 4.5—8.3 の範囲では、河川水の pH は、炭酸と重炭酸イオンの濃度比で決まるので、珪藻による炭酸同化作用によって水中の炭酸濃度が低下すれば、pH 値はアルカリ性に傾くのである。炭酸同化作用に伴って、酸素が放出されるが、Table 7 に示された溶存酸素の飽和度を見ても、廃水流入前の飽和度よりも5—6%の増大を示し、飽和に近い値となっている。夥しい量の Sphaerotilus の繁殖にも拘らず、溶存酸素飽和度の増大が認められる原因は、水深が浅く、流速が大きく、空気中よりの酸素供給量が大きいためであろうが、Sphaerotilus と共生の珪藻による日中の酸素供給量も考慮に入れるべきであろう。

VI 矢部川本流の水質に及ぼすみかん缶詰工場 廃水の影響

白木川ではみかん缶詰工場から放出された廃水は、河床上の Sphaerotilus およびその菌体上に共生する珪藻の作用によって著しい浄化を受け、矢部川本流の水質に直接的に大なる影響を与えているとは看做し難い。しかしながら、この支川の河床上には Sphaerotilus が着生しているので、河川の流量が増大し、流速を増すと、水流の抵抗と砂礫のような掃流物質の移動によって、菌体は着生基盤から離れ、漂流物として矢部川本流に流入するはずである。また工場の操業終了と共に菌体の栄養源は急速に減少するので菌体は弱化して浮流しやすくなるであろう。したがって、矢部川の河川水を利用する各種工業はその給水施設、冷却施設等に種々の悪影響を受ける可能性がある。この点を明らかにするために、増水時矢部川に流入する Sphaerotilus の量と河川流速との関係を求め、懸濁質濃度として表わし、これら施設に対する影響を考察することにした。

することが予想される。

濾過装置に及ぼす影響

このような懸濁質を含む河川水を用水として採取した場合、沈澱池に導いてもその比重が水のそれに近いので甚だ沈澱し難く、急速濾過池で5—6 m/hrで濾過すれば、濾床面に Sphaerotilus が2.5—6 cm 程の厚さに附着する計算となる。この場合には濾過は1日で不能となる。緩速濾過池で最大21 cm/hr の速度で濾過する際には濾床面に附着する Sphaerotilus は0.5—1 kg/m²の量に達する。平均3 ppmの濁度をもつ原水を1ヶ月間濾過すれば、濾過は甚だ困難となるので、表面の濾過砂を去除すが、この場合の濾床面上の懸濁質の沈着量は約0.46 kg/m²である。⁽⁴¹⁾したがって、緩速濾過池においても濾過不能となることが明らかである。

常時、矢部川の水質は良好であるが、増水とともに起る Sphaerotilus の漂流は用水の採取をこのように困難にするので、給水施設とし掃流物となる程の流速に達する。小礫が移動する時の底流は約50 cm/sec、礫が移動する時の底流は約1 m/sec⁽³⁹⁾であるから、掃流される時の河川⁽³⁹⁾の平均流速は0.8—1.6 m/sec 程度と推定される。ここでは大よ1 m前後の平均流速で Sphaerotilus の大部分が掃流されるものと仮定し、各支川の工場地点から、矢部川本流3 Km(河口から)の地点にこの漂流物が到達する時間を求めた。また出水時にあたって、出水始めから最高水位に達するまでの時間は、矢部川のような小河川では2—3時間と考えられ、この間に Sphaerotilus は掃流されるはずである。ここでは掃流期間を40分前後と看做した。すなわち、0.3 m/secの流速から、1 m/secの流速に達する時間がこの程度と推定されるからである。このような想定のもとに、豪雨後、矢部川本流3 Kmの地点における Sphaerotilus の毎秒の推定通過量と懸濁質としての推定濃度を求め、Fig. 7 に示した。出水時、懸濁質としての Sphaerotilus の濃度は100—2500 ppm の範囲に変動期であることが経験的に知られている。この現象は毎年起こるので、その時の流量は数年に1回というような頻度の洪水流量ではなく、豊水流量を僅かに起える程度の流量と推定される。矢部川の流量が球磨川の1支流川辺川のそれと酷似することにより、こ

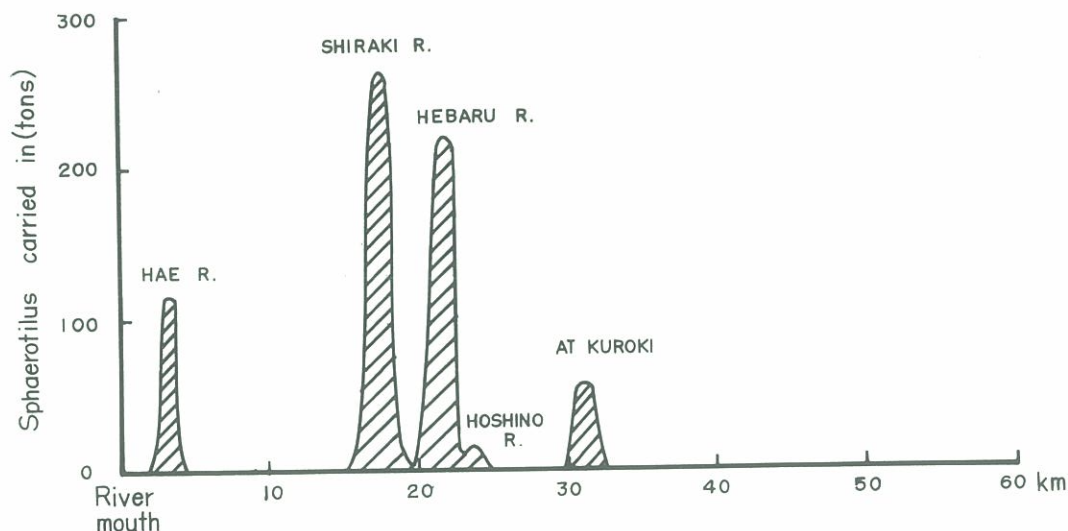


Fig. 7. Calculated amount of Sphaerotilus which possibly be carried into the river YABE during early stage of flood-flow.

の流量を求めると、約 $60\text{ m}^3/\text{sec}$ と推定される。豪雨によって河川が出水する時は、Fig. 8 に例を

見るように、水位の上昇は急激に起こり極大に達して、緩慢に低下する。また、出水時の流速を見

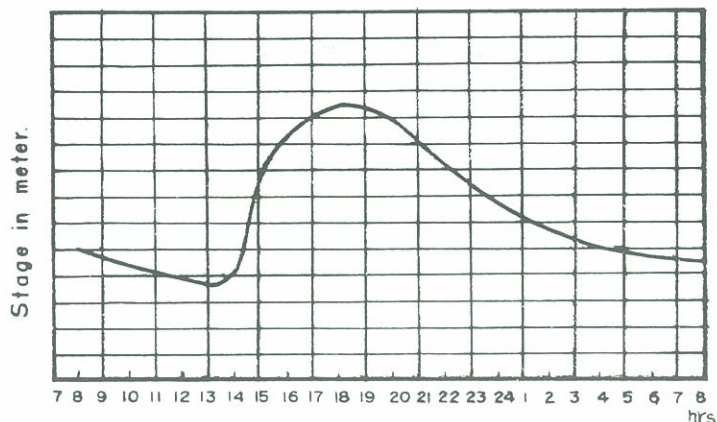


Fig. 8. The stage-time curve of the river ASO-KUROKAWA (July, 21 22, 1940)

れば、水位が昇りつめる前に最大流速が現われ、次いで最大流量となり、最後に最大水位となる。著者等が、河川水の流速と、Sphaerotilus の着生との関係を調査した結果、流速が $0.30\text{ m}/\text{sec}$ まではこの生物の着生を認めたが、それ以上の流速では認め得たが、それ以上の流速では認め得なかった。この流速以上では基盤から離れるためであるか、或は着生し得ないのかは不明である。いずれにしても豪雨後の出水時には短時間に小礫或は礫がの Sphaerotilus の着生量は 92 ton である。白木川

本流の 172 ton と合計して 284 ton となり増水時、矢部川河口から 18 km の地点で、矢部川に流入する。辺春川には日産 500 、 250 及び 400 函の 3 工場があり、計 1150 函を生産しているので Sphaerotilus の着生量は 220 ton と計算される。これは矢部川河口から 22 km の地点で本流に流入する。星野川には日産 80 函の 1 工場、矢部川本流の黒木に 300 函の 1 工場があり、それぞれ Sphaerotilus の着生量は 15 ton 及び 58 ton と計算される。これらはそれぞれ矢部川河口から 24 km 及び 32 km の地点に流入する。

その他花宗川に日産150函 および70函の2工場が存在するが、この河川は灌漑水路とも云う可き河川で、矢部川から取水し、沖端川に通じ、矢部川の水質に対して影響を与えないので考慮外に置かれる。

これらの Sphaerotilus を総計すると672tonに達する。Sphaerotilus が漂流物として矢部川に流入する時期は、豪雨の後、洪水流量に達した時質量は、工場の缶詰日産量に比例するはずである。白木川では、日産量計900函の3缶詰工場の廃水によって172tonの Sphaerotilus が定常状態の繁殖を遂げている。したがって、日産量100函当り19tonの Sphaerotilus の着生量を見るはずである。Fig. 1 からみかん缶詰工場の分布と各工場の缶詰日産量が分かっているので、各支川における Sphaerotilus の着生量を求め得る。また、増水時各支川から矢部川に流入する Sphaerotilus の量を算出することができるので、Fig. 7 にはその算出結果を示した。なお横軸は矢部川本流と各支川の合流点の位置を矢部川の河口からの距離で示している。

飯江川流域には日産350、150及び100函の3工場が存在するので、Sphaerotilus の着生量は115tonと推定され、増水時、矢部川河口から3.3Kmの地点に流れ出る。白木川では、その河口部において比較的大量の下水が流入し、その下水路の約2.3Kmの上流部に日産400函と80函の工場が存在する。

Sphaerotilus の矢部川流入量と懸濁質としての濃度

下水処理場のような一定容量の施設においては、微生物の密度 pl は、下水濃度 N との間には $pl = a + bN$ なる関係にあり、茲に a 及び b は常数であるから、 a が特別に大きくならない限り微生物密度は下水濃度に比例すると見ることができる。⁽³⁸⁾しかし、河床上の Sphaerotilus の場合には、水深、流速等の種々の因子がこの微生物の発育に関係しているため、その着生量は汚水濃度に単純に比例するとは考えられない。しかしながら、白木川の例に見るように、工場排水口からそれぞれの支川の河口に至る間において、大部分の汚濁物質が Sphaerotilus の増殖に関与していると見れば、河床における Sphaerotilus の着生量は各支川に放出される汚濁物質の量に比例するとみなすことが

できる。缶詰1函当りの汚濁物質の放出量は、Table 5 に示すように、ほぼ一定しているので、みかん缶詰工場から放出される汚濁物で、洪水時のみ薬品を注加する薬品沈澱池を必要とするか、或は Sphaerotilus が漂流している期間、採水を停止しても支障の起らぬように少なくとも8時間給水可能な貯水池を必要とする。これらの給水施設に対する経費と増水に対する絶えざる監視は、工業用水としての矢部川河川水の価値を損なうことが大きいと推察される。

VII みかん缶詰工場の廃水処理法

Sphaerotilus の育生とBODとの関係

米合衆国各州の多くは排水口より沈降性物質を放流することを禁止している。また、英国の水質汚濁の防止の Royal commission は河川水の BOD 値が 4 ppm を越ゆる時は水質不良と判定し、⁽⁵⁵⁾上水として使用を禁止している。

矢部川水系では、みかん缶詰工場の廃水の流入によって河床上に著しく着生した Sphaerotilus が出水時に漂流物となり、河川水の懸濁質濃度を著しく高め、下流域における河川水の利用を妨げることが懸念されている。したがって、河床上に Sphaerotilus が幾分でも生育することは好ましくなく、みかん缶詰工場の廃水の排水口における水質基準もまた、微生物の繁殖を阻止することを目的として作られなければならない。このために著者等は Sphaerotilus の発育条件に関する多数の論文を調査し、^{(156)~(65)}最低の発育濃度を知り河川における廃水の許容濃度を求めることに努めた。文献によれば、この微生物は1%の alfalfa straw の熱水抽出液のような培養基中にもよく繁殖することが知られている。alfalfa straw 中の蛋白質含量は16%で、その中の水溶性蛋白質を約10%とみれば、この培養基中の有機物濃度は少なくとも160 ppmの濃度に相当する。0.1% gluc-ose 及び0.1%の peptone とその他鉱物質を加えた Sphaerotilus の培養基中の有機物濃度と比較すれば、著しく低い濃度ではあるが、繁殖限界濃度とは到底みなし難い。⁽⁵⁷⁾炭素源として Sucrose glucose 或は citrate⁽⁶⁰⁾を用いる時、Sphaerotilus は NH_4-N 、及び NO_3-N を窒素源として利用できるために、このような炭素化合物が河川に流入する場合には、可成り

な低濃度の水中にも発育するものと思われる。⁽⁶³⁾ Sramek は Husek BOD 値として 10ppm 以下であるような α -mesosaprobic の水域に、この微生物が繁殖することを認め、indicator 生物として取り挙げているが、この生物の発育限界濃度については明らかにしていない。また、Sphaerotilus は glucose、galactose のような単糖類、sucrose、maltose のような複糖類、ethanol、butanol のような 1 価 alcohol、また、glycerol、mannitol のような多価 alcohol、sodium acetate pyruvate、fumarate、succinate のような有機酸塩を炭素源として利用できるが、⁽⁵⁷⁾ dextrin、gum arabic、starch、innulin 及び cellulose のような多糖類を炭素源として利用できない。⁽⁶⁰⁾ また、amino acid についても、この微生物の窒素源となり得るものと然らざるものがあり⁽⁵⁷⁾ 有機物の種類によってこの微生物に対する生育効果は著しく異なる。したがって、水中の好気性細菌群で酸化される有機物濃度、すなわち、BOD の値によって、Sphaerotilus の繁殖限界濃度を示すことは困難なようである。

上述のように、高分子の多糖類は Sphaerotilus の栄養源となり得ない事実からみると、みかん罐詰廃水中に含まれる pectinic acid、pectonic acid のような高分子化合物は、そのままでは恐らくこの微生物の栄養源とはなりえないであろう。先に Sphaerotilus の繁殖区域を僅か 1 Km 前後の距離を流れる間に、廃水中の懸濁質が 100% 除去される事実を述べた。しかし、この微生物は silt のような栄養と無関係な懸濁質を流水中から除き、体表面にその著量を附着させる性質があることから推定すれば、⁽⁶⁶⁾ Sphaerotilus は廃水懸濁質を栄養源として分解吸収したのではなく、単に体表面上に附着させているだけに過ぎないように思われる。いずれにしても、この微生物は hemicellulose の鞘室に入っているため、低分子の溶解性物質はその壁を通して菌細胞の栄養源となり得ても pectinic acid、pectonic acid、pectonic acid のような懸濁質は倒底鞘室をとう過し得ないので、直接栄養源とはなり得ないはずである。このような理由によって、みかん罐詰工場の廃水中から、これら懸濁質を除去しても、Sphaerotilus の繁殖抑制には直接の効果を発揮し難いものと推測される。

同じ現象は廃水の BOD 測定時にも見られた。すなわち、Table 14 から明らかのように、酸処理

Table 14.

酸およびアルカリ処理工程廃水混合物の
コロイド物質除去後の性状

測定項目	除去前	除去後	除去率 (%)
pH	1.10	1.10	
透視度 cm	0.44	11.6	
可溶性物質 ppm	7622	7622	0
懸濁物質 ppm	4059	570	86
全固形物 ppm	11721	8233	30
B. O. D. ppm	4882	4901	0
C. O. D. ppm	10033	7120	29
Cl ⁻ ppm	4623	4760	0
無機酸度 CaCO ₃ ppm	—	3558	
全酸度 CaCO ₃ ppm	—	3720	

廃液とアルカリ処理廃液とを混和して生ずる懸濁質は機械的に 86% 除去できる。しかし、除去前後の廃水の BOD 値と、ほとんど差が認められず、懸濁物質の主成分をなす pectinic、pectonic acid は水中の好気性細菌群によっても分解され難いことを示している。

このような事実からみて、矢部川水系の Sphaerotilus は、みかん罐詰工場廃水中の溶解性物質によって培われており、河床におけるこの微生物の繁殖を防止するには、この廃水の溶解性物質によって示される BOD 値を低下させることが不可欠なことは明らかである。

みかん罐詰工場の廃水処理法

みかん罐詰の工場廃水は多量の有機物を含む廃液であるから、微生物による酸化法で処理できるが、この廃水の放出は年間を通じて連続的に行なわれないために、通常の微生物酸化法の適用は困難である。活性汚泥のような微生物酸化法では、廃水を流入し始めてから、1~2 週間は、⁽⁴⁰⁾ 浄化効果を発揮しない。⁽³⁸⁾ 散布汚床でも汚材の表面に Zooglea 等の汚膜の形式を必要とするから、同じことが云える。殊に、みかん罐詰廃水の放出は低温期であるために、これら処理法が正常に活動するまでに

は更に長期間を有するはずである。この籾詰の操業期間は僅か50日足らずであるから、微生物による酸化法の設備は全く意味をなさない。また、これらの生物酸化法を利用する場合には高級技術を要し、この報告にみるような生産規模の小さな企業体では処理施設の管理維持が困難である。

酸化湖 (Lagoon) を利用する場合も浄化能力を発揮するまでに長期間を要することと、廃水の流入が断続的であるために、期待される効果は低い。

灌漑処理法 (Irrigation disposal) は廃水を地面に吸収させる方法であり、経費の面でも、また技術の面においても最も実行し易い方法である。

米合衆国においても、果実籾詰及び野菜籾詰の多くは季節的な生産のために、灌漑処理法によって廃水を処理している。^{(41)~(49)} これらの処理法を行なう場合には、地面に吸収される速度より給水速度が大きくなることが必要である。このために種々の方法がとられているが、実際に行なわれている方法を見ると、Table15 のようである。

著者等の調査区域の籾詰工場では廃水を処分するための所要面積を求める事はそれ程容易ではない。しかし、灌漑処理法による廃水処分の場合には既存の畑地、森林地、または牧草地をその儘利用できる特長がある。著者等の調査区域では、多くのみかん籾詰工場はみかん生産地近傍の峡谷地帯に存在し、得られる平地は少ないが、上述のように、既存の土地を利用すればこの心配を取除くことができる。

灌漑処理法の場合、問題になる点は地面の結水であるが、みかんの生育地は温暖地であるためにこの心配はない。かえってこの期間は最低降雨期であって地面の吸水力は大きいのでこの方法を用いるには最適の条件であろう。

このような理由によって、みかん籾詰の廃水処分には灌漑処理が最も勝れていると見なされる。よって、以下にこれらみかん籾詰工場廃水の実際の処理法について触れたい。

1. 灌漑処理に必要な廃水の前処理法

廃水のBOD値が高いと、廃水が地下に滲透する際に、地面の毛細管内で微生物の繁殖が起こり、また、懸濁質による非毛細管間隙の閉塞によって、吸収能力が低下する。廃水のpH値が酸性

またはアルカリ性に余りにも偏り過ぎていると、地表面の植物体を枯死させる。植物体の根は地中の気体と散布された廃水との交換を助け、地中の吸収力を保持するための重要な機能をもっているから、植物体の枯死は避けねばならない。また、植物体が有用作物である時は一層これを守らねばならない。このために、廃水の前処理が必要である。

第1段階の処理として、塩酸浸漬液とアルカリ浸漬液を集め両者を混合することが必要である。この混合によって溶液はpH 1.1~1.25の酸性となるので多量のpectinic acid及びpectonic acid⁽⁵⁴⁾の膠状物を生ずる。このものはpectinと異なり、砂糖とゲルをつくる性質が弱く、ゼリー及びマーマレード等の原料となし得ないので、18メッシュのサラン網で濾別し、廃棄物とする。この方法によって、Table14に示すように、懸濁質の86%全固形物の30%、CODの29%が除去される。しかし、BODの低下は起らない。

第2段の処理として、上述の濾過廃水と酸及びアルカリ浸漬工程の第2回及び第3回洗液及び水漂し廃液を混合し、過剰の塩酸を中和するためにこの混合液に10%の石灰懸濁液を加え、激しく混合してpH値を中性にするのが好ましい。硫酸アルミ等の沈澱剤を同時に加えることは沈降速度の増大に何等貢献しない。また、酸性の儘でこれらの沈澱剤を加えることはかえって沈澱速度を低下させる。Fig 8にはこの結論を得るために行なった内径30mm、高さ470mmの硝子筒中における膠状物の沈降速度の試験結果を示しておいた。

このような処理法によって溶解性物質860ppm、懸濁質5ppm、BOD 538ppm、COD 728ppmの上澄廃水を得た。このような廃水の性状であれば、灌漑処理法によって容易に処分することができる。^{(44) (50)}

前処理として薬剤沈澱を必要とするが、このためには約2時間分の酸、アルカリ浸漬廃水及び水晒し廃水を収容し得る沈澱池が必要であり、100函の日産工場ならば約20吨の収容力を要する。その設計等については、沈降物が再び懸濁しないような工夫を要するので、沈炭廃水の沈澱池について報告しているSiebert⁽⁶⁷⁾の論文を参照されたい。沈澱物は100函生産の工場では約13tonを生ずるので、不用地に導き散布し、脱水後適当に処分す

Table 15. Comparison of Practices of Irrigation Disposal.

Company and Place	Kind of Waste and Quantity tons/day	Type of Irrigation	Top soil and Topography	Area of Irrigation, mi^2	Area required for ton/day-waste mi^2	Daily Application of Waste on the Areas mm		Average Rainfall. mm
						Average	Maximum	
Green Giant Company Watertown Minn.	Cannery waste peas and corn 2300 to 2700	Ridge and Furrow	Loam with a sand and gravel subsoil	40,000	14.8 to 17.4	62.1	203 and 109 for 33 days	2.7
Lanark Ill.	950 to 1050	Ridge and Furrow	Heavy type soil, Rolling	40,000	38.1 to 42.1	24.9		10.8
Belvidere Ill.	2200 to 2500	Ridge and Furrow	Loam With gravel subsoil Ideal level	92,000	36.8 to 41.8	25.4		2.7
Blue Earth Minn.	2700 to 3200	Ridge and Furrow then spray	Heavy loam with clay subsoil and pasture, Rolling	122,000	38.1 to 45.2	24.0	153 at highest position of the area	4.3
Montgomery Minn.	4540	Ridge and Furrow then spray	Heavy loam with clay subsoil (tillable), Rolling	260,000	57.3	17.5	...	2.8
Morgan Pack. Company Austin Ind.	Cannery waste beans & tomato 5900	Spray	Fescue field	800,000	135.6	7.4	13.2 possible	2.7
Seabrook Farms Co. Seabrook N.J.	Quick freezing vegetable waste 19500 to 38000	Spray	Woods, soil including litters, Rolling	720,000	18.9 to 36.9	35.8	37.4 with continuous 8 weeks of more over	2.7

る。この物質は窒素含量は少ないにしても、磷酸、加里、石灰の含量が分かれば活性汚泥と同様に肥料として処分することも可能であろう。⁽⁵¹⁾ また、酸性土壌に施す時、その団粒化を促進し、作物の栽培を助けよう。⁽⁷⁰⁾

2. 灌漑処理に要する土地の面積

前処理を施した廃水は、灌漑地に圧送し、表土上につくられた畝の間に導いて地中に浸透させるか、或は畝をつくることなく sprinkler を用いてそのまま地面に撒布する方法がとられる。しかし近年ではどちらかと云えば表土の皮殻形成を防ぐために sprinkler 法が多く利用されている。灌漑処理のための土地の所要面積は、Table 18 に示しているように米国における灌漑処理の実況を参考として求めることができる。広大な牧草地が得られるような場合には 1 ton/day の廃水の処理に 125.5 m² にも達する面積が使用されているが、これは特殊な場合で、通常は 15.2~57.2 m² の範囲の面積が使用されている。砂の多い土壌では、所要面積は 15.2~17.9 m² で殊に少なく、重粘土質の土壌では 37.4~57.2 m² を要している。起伏のある森林地帯では 18.9~36.9 m² である。概括すれば、石英砂の多い土壌では平均 17 m² を要し、粘土質の土壌では平均 40 m² 程度を必要とするようである。また、VIII 章に述べた水質基準に従うためには、酸、アルカリ浸漬工程の廃水量と水晒し工程の廃水量を灌漑処理しなければならないが、Table 3 から、処理を必要とする廃水量を求めると 1 畝当り 0.67 ton となる。したがって、1 畝当りの所要面積は石英砂の多い土壌では、11.4 m² (3.5 坪)、粘土質の土壌では 26.8 m² (約 8 坪)、また森林地帯では 20 m² (約 6 坪) となる。したがって、矢部川水系における最小生産規模 (70 case/day) の工場では、土壌の性質により、800~1,900 m² (0.8~1.9 反) の灌漑面積を必要とし、最大規模 (500 case/bay) 工場では 5,700~13,400 m² (5.8~13.5 反) の面積を必要とする。

この程度の所要面積は、普通農家 1 戸当りの耕地面積に過ぎない。これらみかん罐詰工場の設備投資額から見れば、これらの土地の入手が経済的に困難であると思われぬし、都合によっては農耕地をその儘利用できる利点がある。

唯一つ灌漑処理法について懸念される点は、

200~440 ppm に達する廃水中の食塩濃度である。前記の灌漑所要面積は廃水処理量のみを考慮して求めたが廃水中に多量の食塩を含む場合には、処理地の表土を被覆する植物体に対する塩害と、土壌の酸性化を考慮の外に置くことはできない。植物体の生育は土壌構造に対して直接ならびに間接の好影響を与える。すなわち、植物の葉径は水滴、雨滴の衝撃による表土の分散を防ぐ。⁽⁷¹⁾ Wollny の研究によれば、ライ麦、豌豆、ヤハズエンドウは表土を保護し、裸地よりも 34~53% も多く非毛管孔隙を残す。またこれらの植物体を刈取った後、古い根は大なる非毛管孔隙を与え、水の侵入速度を著しく高める作用を有する。森林被覆もまた同様の効果を有し、吸水速度は著しく高い。これらの効果はすべて植物体によって作られた非毛管孔隙量によるものである。非毛管孔隙量の代りに容気量と云う言葉が用いられるが、水の侵入速度は土壌の容気量が大きいほど速やかである。⁽⁷²⁾ Burger の研究によると、やせた永久草地は容気量が 2.5% に過ぎず、この土地における水の侵入速度を 51 時間とすれば、容気量 5% の森林では 45 時間を要し、容気量 8% の森林では 8 時間、容気量 17% では 1.5 時間であり、容気量と水の侵入速度との関係が如何に密接であるかがわかる。廃水の灌漑処理にまた特別な考慮が必要であり、地表を水盤状態にすると表面にこねた土が出来て皮殻をつくり、水は地中に浸透せず、空気は地中から出られず、植物の生育に対する空気ならびに水の関係を悪化させる。すなわち、不十分な水分量は土壤溶液の浸透圧を高めて養分摂取を低下させ、地中における酸素の欠乏は発芽ならびに養分吸収を阻害する。⁽⁷³⁾⁽⁷⁴⁾ したがって、水の浸透速度の低下によって、地表が水盤状態となれば、灌漑処理地としての土地構造は急激に悪化していく。

灌漑処理地の不可欠条件として、土壌の容気量は少な〜とも 10% 以上であることが必要であり、それ以下の容気量の土壌では水は浸透しないで地表を流れることになる。⁽⁷⁶⁾ このような理由によって、水の浸透速度を良好な状態に保つためには植物体の生育を維持することが不可欠となる。植物体が生育することは、更に地中に微生物を繁殖せしめ、菌糸等による土壌の団粒化を著しく促進して、灌漑処理地としての土壌構造を一層適切なものとする。⁽⁷⁶⁾⁽⁷⁷⁾ しかし、既に述べたように、みかん罐

詰工場の処理対象となっている廃水中の食塩濃度は200~440ppmの濃度である。このような廃水を連続的に土壤に注げば、Ca飽和土も遂にはNa飽和土となり、地中の炭酸によってH飽和土が増加し、遂には強度の酸性土壤となり、植物の生育を阻害することになる。

今、Table 1 によって、みかん罐詰工場における塩酸および苛性ソーダの消費量を見ると、後者は前者を中和して猶過剰である。それにも拘らず放出廃水は多量の有機酸を含むために酸性側に傾き、Table 4 の示すように平均 pH 値は1.91となっている。この廃水を消石灰で中和すればCaCl₂濃度として約683ppmとなるがpectinic acidおよびpectonic acid等のCa塩は沈澱物として除去されるので、廃水のCaCl₂濃度は約443ppmとなる。故にNa:Caは0.86~1.89:1の比率となる。Na土壤について、陽イオンの解離度を比較すれば、Ma土壤の方が遙かに大である。上に示した廃水中のNa:Caの比率と、土壤の陽イオン解離度の二性質から見れば、みかん罐詰工場罐水を撒布してもCa土壤がNa土壤となる可能性は低く、したがって、更に酸性土壤に悪変する懸念は全く存しない。

一方、廃水中の塩類濃度を概算すれば、NaClおよびCaCl₂を合計して663~883ppm程度となる。植物細胞の滲透圧は0.2~0.8Mol/Lに相当し、原形質分離は0.3~1.0Mol/Lで起こる。今廃水中の塩類濃度を見れば7.4~11.5mMol/Lであって、原形質分離を起こす最低濃度の2.4~3.8%程度の濃度に過ぎない。したがって、廃水が植物体に撒布されても、塩害の危険は存しないはずである。また土壤中の塩類濃度が0.2%に達すると植物は枯死し始め、2%で完全な枯死状態となる。0.2%の塩類濃度となるには、1kgの土壤中には2gの塩類が蓄積されねばならない。このような状態になるには、土壤において2.3~3.1ℓの廃水が乾固することが必要である。1tonの廃水を1日に17~40m³の土地に撒布すれば、この面積で深さ10cmの土壤総量は約1,700~4,000kgであるから、1kgの土壤に対して0.59~0.25ℓの廃水が含まれることになる。したがって数日間で0.2%の濃度になるように見えるが、別の観点に立てば、この撒布量は59~25mm/dayの降雨量に匹敵し、雨量とすれば著量であり、乾燥によって

地中に塩分が蓄えられる心配はなく、大部分が地下水として地中深く浸透するはずである。

上述のように、廃水中の塩類濃度は植物体にも、土壤にも特別な悪影響を与えないと思われるので、みかん罐詰工場廃水の処理法として灌漑処理法は汚濁物質の除去効率が最も勝れているものと信じられる。

VIII 総 括

本研究においては矢部川水系に分散する各種罐詰工場の中、その生産量が多く、またその生産時期が渇水期に一致するために、最も水質汚濁を起し易いみかん罐詰工場を選び、その廃水がこれらの水系をどのような汚濁状態にするか、また汚濁を防止するためにはどのような廃水処理法をとるべきか詳細は検討を加えた。このために、第一にみかん罐詰工場の分布と各工場の生産能力を調査した。みかん罐詰の製造法は国内において規格化されているために、廃水の性状は各工場共通し、汚濁物質の放出量は罐詰生産能力に比例するであろうと推察し、任意の一工場を選び、1函生産当りの所要原材料および用水量を調査したところ、国内平均値とはほぼ一致した。したがって、この罐詰工場の各工程から放出される廃水量を求め、1函生産当りの廃水放出量を知れば、大体において全国共通の値に近いものと看做して差支えないものと推測した。また、各製造工程から放出される各廃水の性状を調査しておけばみかん罐詰1函当りの生産から放出される汚濁物質質量を知りうることを明かにした。本研究では、各工程から出る汚濁物質の放出量が、実際に工場排水口から放出される廃水の性状並びに量から求めた値とどの程度一致するかを検討してみた。その結果、排水口廃水の調査によるよりも、工程廃水の調査による方がさらに正確に廃水の放出量および汚濁物質の濃度を短時間に把握できることを知った。

矢部川水系の白木水及び迎春川流域各地点にある工場から放出される汚濁物質質量を知ると共に両河川について廃水流入前後の河川水質を調査した。廃水流入前の両河川の水質は米合衆国の上水の水質基準に照らすと、優良な水質であることがわかった。しかし、廃水流入後の両河川、殊に、廃水流入と関係のない上流地点まで調査を行なった白木川について、水質の詳細な検討をしたとこ

ろ、工場排水口近傍のみは明瞭に水質汚濁が認められたが、排水口以外の地点では最上流地点の水質と著しい相違が認められず、水質の汚濁は証明できなかった。この原因が汚濁成分の放流量に対し、稀釈水としての河川水の流量が十分に存在するためであるか、或は廃水流入後顕著に繁茂した河床上の *Sphaerotilus* の浄化作用によるものであるかを明らかにするために、工場からの汚濁物質の放流量と河川流量とを実測して、稀釈効果のみによって汚濁物質の濃度低下が起こると仮定した場合の汚濁物質濃度を推定した。この推定濃度と廃水流入時の汚濁物質の実測濃度とを比較した結果、排水口から僅か 1 Km 程の距離を流れる間に、汚濁物質の可成りの部分が浄化を受けることが明らかとなった。このような理由から、*Sphaerotilus* の河床着生量を求め、汚濁物質の浄化率を比較したところ、排水口から僅か 1 Km の距離で汚濁物質の量が著しく減少する事実から、この微生物は汚濁物質を吸収分解するとともに菌体の形成に利用していることが明らかであり、浄化作用は河床上の *Sphaerotilus* によるものであることを確証しえた。調査時の *Sphaerotilus* の着生状況は罐詰廃水の放流開始から約 1 ヶ月の時日を経過しているもので、一応着生と死滅とが平衡状態に達しているものと仮定し、各地点で実測した *Sphaerotilus* 量から、河床上の *Sphaerotilus* の総量を求めた。また、汚濁物質の浄化量との関係から、この微生物の浄化能力を推定した。

みかん罐詰工場廃水の矢部川本流に及ぼす影響について討議を重ねた結果、本流の水質にはほとんど影響を及ぼさぬことを知り得た。これは主として *Sphaerotilus* の浄化作用にもとづくものであるが、出水時にはこれが浮流物として本流に流入すると思われたので、この点に検討を加えた。

各支川の河床における *Sphaerotilus* の着生量をその流域に分布する工場の罐詰生産能力から推定することができた。また、この *Sphaerotilus* が出水時どのような時に基盤から離されるかを検討し、各支川の工場から矢部川本流 3 Km (河口から) の地点に至る距離を求め、また、*Sphaerotilus* が漂流物となる時の平均流速を 1 m と推定し、同地点に到達する時間と、その時の矢部川の流量から懸濁質としての *Sphaerotilus* の濁度を求めた。その結果、100~2,500ppm の高濁度になり、約 6 時

間断続的に襲来することを推定し得た。このような水質を 6 時間緩速、または急速汜過する場合には、完全に汜過池の機能が失われると推定した。

このような災害を防ぐには、廃水の浄化を行なって河床上に *Sphaerotilus* が着生しないようにすることが必要である。このために、多数の文献によってこの微生物の性質を調査するとともに、廃水処理について検討した。みかん罐詰製造工程中、酸およびアルカリ浸漬工程と水晒し工程の廃水の処理が不可欠であることを知った。これらの廃水の放流期間は約 50 日間であるために、通常の微生物酸化法では、装置が正常の機能を果すまでに長時間を要し不相当であるので、このような廃水の処理に対して米国で広く採用されている灌漑処理法につき論議した結果、簡単な前処理によって懸濁質を除けば、灌漑地に送水撒布することによって処分できる見透しをえた。

この方法に必須条件となる灌漑地面積は僅少であって、工場の設備投資額から見れば、小投資で入手できること、これが不可能な場合は既存の農耕地山林を直接利用できることにより、この廃水の処理には灌漑処理法が最適であるとの結論に達した。

IX 謝 辞

本研究を遂行する上に種々の便宜を与えられた福岡県罐詰協同組合長、中尾順蔵氏に深甚なる謝意を表するとともに、廃水の灌漑処理時における植物体に対する影響並びに土壤に及ぼす影響について懇篤なる御教示を戴いた九州大学農学部原田登五郎教授および青峯重範教授に対し心からなる謝意を表する。

XI 文 献

- (1) 矢部川改修全体計画書、福岡県、昭和25年10月
- (2) 流量年表、建設省河川局、昭和33年
- (3) 小林 純、^{*}日本の河川の特質について、用水と排水、2、9~24、(1960)
- (4) 永田明、永井勲、^{*}遠賀川における汚濁の実態と用水の取得について、用水と廃水、2、181~191、(1960)
- (5) 小島貞男、^{*}鉄バクテリアによる除鉄、用水と廃水、3、847~854、(1961)
- (6) 盛下勇、^{*}鉄細菌の分類と生態、用水と廃水、3、777~785、(1961)
- (7) 蔵田延男、^{*}工業用水の基本的性格、用水と廃水、1、№6、43~51、(1959)
- (8) Ross E.Mckinney, "The use of oiological waste treatment systems for the stabilization of industrial wastes" Ind. Waste Conf. XI, 465—477, (1956)
- (9) 鈴木静夫、^{*}工場有機廃水による汚濁河川の菌類について、用水と廃水、3、351~354、(1961)
- (10) Butcher, R. W., "Biological changes brought about by sawage effluent in small streams" Proc. Acc. Sewage Disp. Wks., 168—185, (1928)
- (11) Buteher, R. W., "Contribuion to our knowledge of the ecology of sewage fungus" Trans. Brit. Mycol. Soc., 17, pts. I and II, 112—121, (1932)
- (12) Eckenfelder, W. W., Biol. Treatm. SEW. Ind. Wastes, 1, 379, (1956)
- (13) Eldridge, E. F., Sew. Works J., 13, 105, (1941)
- (14) Haseltine, T. R., W at. Sew. Works, 99, 4, 161, (1952)
- (15) Mckinney, R.E. and Weichlein, R. G., Wat. Sew. Works, 101, 123, (1954)
- (16) 洞沢勇、^{*}産業廃水の生物化学的処理(そのIV)、用水と廃水、1、№6、53~58、(1959)
- (17) Wolfe. R. S., J. A. W. W. A., 52, 1335, (1960)
- (18) 坂本幸男、正11回上下水道研究発表会講演既要集、222頁、(1960)
- (19) 小島貞男、^{*}用水中の藻類及び鉄バクテリアによる障害とその対策、用水と廃水、1、№7、19~26、(1959)
- (20) 日本罐詰協会、罐詰時報、40、№9、30~59、(1961)
- (21) 福岡県詰協同組合(福岡県八女市)、昭和35年度統計
- (22) 富士川知子、^{*}化学的酸素消費量(C.O.D)に関する研究(其のI)、水質汚濁研究：1~16頁、(9191)、資料科学研究所
- (23) Feller, G. and Newman, J., Industrial waste treatment, A special report reprinted form Industry and Power Period Page14—15, (1951)
- (24) Herbert, D., Elsworth, R. and Telling, R. C. "The continuous culture of bacteria; A theoretical and exper imental study" J. Gen. Microbio. 14, 601—622, (1956)
- (25) Breed, R. S., Murray, E. G. D., Smith, N. R., and others, Bergeys Manual of Determinatiwe Bacteriology, 7th Ed. pp. 236—4, (1957) Comma Baltimore
- (26) Ingols, R. S. and Heukelekian, H. "Studies on activated sludge bulking" Pts. I, II and III. Sewage Wks. J., 11, 927—45, (1939), 12, 694—714, (1940), 12, 849—61, (1940)
- (27) Heukelekian, H., "Activated sludge bulking" Sewage Wks. J. 13, 39—42, (1941)
- (28) Allen, M. B.; Comparative Biochemistry of photoreactive Systems pp. 174—5, (1945), New York
- (29) Rabinow.itch, E. I., "Photosynthesis and Related processes. Vol. I. Interscience. (1945), New York.
- (30) Gillbrecht, M., Kiel Meeresforsch., 8, 173—191, (1952)
- (31) Kolkwitz, R. und Marsson, M., "Oekologie der pflanzlichen Saprobien" Ber. dtsch. bot. Ges. XXVIA, 505—19. (1908)
- (32) Kolkwitz, R., "Oekologie der Saprobien" Schreireihe Ver. Wasserhyg., №4. piscator-Verlag. Stuttgart, (1950)

- (33) Liebmann, H.; Handbuch Der Frischwasser-und Abwasserbiologic. Bd I. R. Oldenbourg, Munchen, (1951)
- (34) Klein, L.; Aspects of River Pollution. pp. 240—245, (1957), New York.
- (35) Kolkwitz, R. und Marsson M., "Oekologie der tierschen Saprobien" Int. Rev Hydrobiol. II. 126—52. (1909)
- (36) 松江吉行編, 水質汚濁調査指針, 238—260頁, (1960), 技報閣
- (37) Sramek—Husek, R.; Zur biologischen Charakteristik der höheren Saprobitätsstufen. Arch. Hydrobiol. Bd. 51, (1956)
- (38) 微生物学ハンドブック, 759—762頁,
- (39) 野満隆治, 瀬野錦蔵, 新河学, 123—125頁, (1957)、技報堂. 77頁, 188頁, (1959), 地人書館
- (40) 土木工学ハンドブック, 1783—1790頁, 1844頁, (1960), 技報堂
- (41) Drake, J. A. and Bieri. F. K., "Disposal of liquid wastes by the irrigation method at vegetable canning plants in Minnesota 1948—1950" Ind. Waste Conf., VI, 70—79, (1951)
- (42) Hicks, W. M., "Disposal of fruits canning wastes by spray irrigation" Ind. Waste Conf., VII, 130—132, (1952)
- (43) Monson, H., "Development of vegetable cannery waste disposal by land irrigation" Ind. Waste Conf., VIII, 112—121, (1953)
- (44) Miller, P. E., "Spray irrigation at Morgan packing company, Austin, Indiana" Ind. Waste Conf VIII, 284—287, (1953)
- (45) Mather. J. R., "The disposal of industrial effluent by woods irrigation" Ind. Waste Conf., VIII, 439—454, (1953)
- (46) Canham, R. A., "Some problems encountered in spray irrigation of canning plant waste" Ind. Waste Conf., X, 120—134, (1955)
- (47) Lane. L. C., "Disposal of liquid and solid wastes by means of spray irrigation in the canning and dairy industries" Ind. Waste Conf., X, 519—526, (1955)
- (48) Sisson. D. R., "Some principles of agricultural irrigation" Ind. Waste Conf. X, 519—526, (1955)
- (49) Monson, H., "Cannery waste disposal by spray irrigation after 10 years" Ind. Waste Conf., X III, 449—455, (1958)
- (50) Eckenfelder, Jr. W. W., "Pilot plant investigations of biological sludge" Ind. Waste Conf., VII, 181—188, (1952)
- (51) Babbit, H. E.; Sewage and Sewage Treatment. pp. 471—1, (1957), New York, London
- (52) 日本罐詰協会編, 罐詰製造講義 I. II (1962)
- (53) 食品製造ハンドブック刊行会, 食品製造ハンドブック, (1960), 地球出版社
- (54) 生物化学ハンドブック. 45—46頁, (1953), 技報堂
- (55) Hynes, H. B. N., The Biology of polluted water, pp. 4—5, (1960), Liverpool Univ. Press.
- (56) Cooke, Wm. B., "Use and value of fungi as biological indicators of pollution" Biological Problems in Water Pollution, U. S. Dept. of Health, Education, and Welfare, Public Health Service, PP. 84—93, (1957)
- (57) Stokes, J. L. "Studies on the filamentous sheathed iron bacterium Sphaerotilus natans" J. Bact. 67, 278—91, (1954)
- (58) Pringsheim, E. G., "Iron bacteria" Biol. Revs., 24, 200—45, (1945)
- (59) Cataldi, M. S., "Estudio fisiologicoy sistematico dealgunas Chlamido bacteriales" Thesis, Buenos Aires (1939)
- (60) Linde, P., Zur Kenntnis von Cladotrix dicotoma Cohn, Centr. Bakteriolog. Parasitenk. II Abt., 39, 369—94, (1913)
- (61) Lackey, J. B. and Wattie, E., "The biology of Sphaerotilus natans (Kützing) in relation to bulking of activated sludge" Public Health Repts. (U. S.), 55, 975—87, (1940)

- (62) Zikes, H., "Vergleichende Untersuchungen über Sphaerotilus natans (Kützing) und Cladotrichum dichotoma (Cohn) auf Grund von Reinkulturen" Zentr. Bakteriolog. Parasitenk., II Abt., 43, 529—52, (1915)
- (63) Sramek-Husek, R., "Die Rolle der Ciliatenanalyse bei der biologischen Kontrolle von Flussverunreinigungen" Verh. int. Ver. Limnol., 13, 634—45, (1958)
- (64) Thomas, E. A., "Versuche über die Selbstreinigung fließenden Wassers" Mitt. Lebensm. Hyg. Bern., 35, 199—216, (1944)
- (65) Steinmann, P., and Surbeck, G., "Zum problem der biologischen Abwasseranalyse" Arch. Hydrobiol. (Plankt.), 13, 404—12, (1922)
- (66) Butcher, R. W., Pentelow, F. T. K., and Woodley, J. W. A., "An investigation of the river lake and the effect of beet sugar pollution" Fish. Invest. Lond., 1, 3, 3, pp. 112. (1931)
- (67) Siebert, C. L. Jr., "Preventing the discharge of silt from collieries" Ind Waste Conf., VI, 253—71, (1951)
- (68) Steinmann, P. and Surbeck, G., "Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna Schweizerischer fließender Gewässer. Bern. (1918)
- (69) Ellis, M. M., "Detection and measurement of stream pollution" U. S. Bur. Fish., 48, 4622, 365—437, (1937)
- (70) Geoghegan, M. J., Trans. Intern. Congr. Soil Sci. 4th Cong. Amsterdam., 1, 198, (1950)
- (71) Wollny, E., "Der Einfluss der Pflanzendecke und Beschattung auf die physikalischen Eigenschaften und die Fruchtbarkeit des Bodens." Berlin. (1877)
- (72) Buhger, H., "Die physikalische Bodenuntersuchung insbesondere die Methoden zur Bestimmung der Luftkapazität." Proc. 4th Intern. Conf. Soil sci. (Rome), 2, 150—163, (1926)
- (73) Sokolovsky, A. N., "The problem of soil structure" Trans. Ist Comm. Intern. Soc. Soil Sci. Soviet Section (Moscow). Vol. A. p. 79, (1933)
- (74) Cole, R. C., "Soil macrostructure as affected by cultural treatments." Hilgardia, 12, 429—472 (1939)
- (75) Kopecky, J., "Die physikalischen Eigenschaften des Bodens." Intern. Mitt. Bodenk., 4, 138—198, (1914) Intern.
- (76) Martin, J. P. and Waksman, S. A., "Influence of microorganisms in soil aggregation and erosion, Soil Sci., 50, 29—47, (1940)
- (77) McCalla, T. M., "Influence of biological products on soil structure and infiltration." Soil Sci. Soc. Am. Pital. 7, 209—214 (1942)