

生物學的 處理에 의한 原水의 有機物除去에 관한 研究

Biological Treatment of Raw Water for Organics Removal

趙 光 明*
Cho, Kwang Myeung

Abstract

A research was performed to examine the applicability of aerobic fixed-biofilm reactors for removal of biodegradable organics in raw waters. Crushed briquette ashes or granite were utilized as media. Experiments were carried out by feeding packed bed reactors with a synthetic raw water prepared by dissolving phenol in tap water with other inorganic nutrients.

Results of the research showed that the effluent TBOD concentrations were lower than 6 mg/l when the influent BOD concentrations were kept below 50 mg/l and a detention time of about 2.7 hours was provided. The SBOD concentrations of the treated waters should be less than 5 mg/l since the effluent SS could be removed by conventional water treatment methods such as coagulation and filtration. It was also found that most of the SS in the effluents were humic materials since the effluent SS caused little BOD. This means the biofilm in the reactor was in endogenous respiration phase due to low F/M ratio.

According to the results of this study, it is recommended to pretreat any raw water contaminated with biodegradable organics in an aerobic fixed biofilm reactor with a detention time of 2 to 3 hours.

要 旨

汚染된 原水內의 biodegradable 한 有機物의 除去를 위한 好氣性 固定微生物膜工法의 適用可能性 을 확인하기 위하여 本 研究가 實施되었는데, 實驗은 破碎된 연탄재 또는 화강암을 媒質로 채운 充填床에 phenol 과 無機性 營養物質을 溶解시켜 만든 合成原水를 注入함으로써 進行되었다.

實驗結果에 의하면 流入水의 BOD 濃度가 50 mg/l 以下이고 滞留時間이 2.7 時間이었을 때 處理水의 TBOD는 6 mg/l 以下로 유지되었으며, 處理水內의 SS 가 凝集이나 濾過 等의 在來式 淨水工法에 의하여 除去될 수 있다는 점을 감안한다면 處理水의 SBOD는 5 mg/l 이하로 유지될 수 있다. 處理水內의 SS 가 낮은 BOD를 나타내었으므로 이들 SS가 대부분 腐蝕質로 구성되었음을 알 수 있다. 이는 反應槽內의 微生物膜이 낮은 F/M 比 때문에 內呼吸段階에 있음을 뜻한다.

研究結果에 따라, biodegradable 한 有機物로 汚染된 原水는 먼저 2~3 시간의 週期기간을 가지는 好氣性 固定微生物膜反應槽로 前處理함이 바람직스럽다.

* 正會員·仁荷大學校 工科大學 教授, 環境工學科

1. 序 論

水源의 汚染이 深化되는 경우에 취할 수 있는 方案에는 세 가지가 있을 수 있다. 첫째는 取水口를 江의 上流로 이동시켜 덜 汚染된 水源에서 取水하는 方法으로 물의 수송비가 커지고 河川의 流量이 감소하여 充分한 量의 原水를 얻기가 어려운 경우도 있게 된다. 둘째 방안은 上水消費量을 감소시키는 것으로 生活의 質的低下가 문제가 되며, 이의 補完을 위하여 中水道가 채택될 수도 있으나 費用부담이 커지게 된다. 세째는 汚染된 原水를 철저히 처리하여 純水하는 方案으로 淨水費의 增加가 문제된다. 그러나 모든 水源이 汚染되거나 깨끗한 水源의 獨立이 어려운 경우에는 세번째 方案을 채택하는 것이 더 경제적일 수도 있으며 이로 인한 水道人의 任務는 막중하게 된다.

原水內의 유기물은 人體에 害로운 경우도 있을 뿐만 아니라 濁度, 色度, 맛과 냄새 등을 일으키며, 淨水過程에서는 凝集劑, 吸着劑, 殺菌劑 등의 費用을 증가시킨다. 따라서 WHO은 原水의 水質基準에서 BOD를 6.0 ppm以下로, 日本에서는 4.0 ppm以下로 규정하고 있으며, 우리 나라는 表 1에 주어진 바와 같이 上水原水 3級에서 6.0 ppm以下로 定하고 있다.

水中의 有機物은 浮遊物이나 溶存物로 존재하

는데 浮遊物로 존재하는 것은 凝集沈澱과 濾過에 의하여 쉽게 除去되므로 淨水過程에서 별로 문제가 안되나 溶存狀態로 존재하는 것은 除去에 어려움이 많다. 溶存狀態의 有機物은 分子量이 200 以下인 간단한 分子로부터 數 1,000에 달하는 복잡한 重合物일 수도 있는데 地表水 및 生物學의 有機物은 大부분 200 以上의 重合物인 경우가 많으며 대부분 나뭇잎, 풀, 農作物, 動物排泄物, 微生物 등이 生物學의 有機物을 分解된 결과 생긴 것으로서 통상 腐蝕質(humic materials)이라고 불리운다.⁽¹⁾

自然의 有機物은 人體에 害를 가하지 않는다고 알려져 왔으나 최근에 와서 halogen element와 반응하여 發癌物質인 trihalomethanes나 다른 鹽化有機物을 生成한다는 것이 알려져 많은 연구의 대상이 되고 있다. 그러나 현재 純水에서 가장 많은 관심을 끄는 유기물은 低分子有機物로서 이들의 대부분은 工場廢水에 起因하는 경우가 많으며 人體에 危害할 수도 있으므로 飲料水內의 이들 유기물 농도를 最少化시키는 것은 매우 중요한 일이다. 過去에는 덜 汚染된 좋은 水源이 많이 존재하였기 때문에 淨水過程에서 有機物 除去만을 목적으로 單位工法을 채택하는 경우는 거의 없었으나 上水要求量은 증가하는 대신 水源의 汚染은 深化됨으로써 原水의 溶存性 有機物濃度가 높게 되어 在來式

表 1. 河川 및 湖沼의 水質環境⁽²⁾

구 분 등급	이용 종목별 적용 대상	기준					
		수소이온 농도 pH	생물화학적 산소 요구량 (BOD) (mg/l)	화학적 산소 요구량 (COD) (mg/l)	부유물질량 (SS) (mg/l)	용존산소량 (DO) (mg/l)	
생 활 환경	I 상수원수 1급 자연환경보전	6.5~8.5	1 以下	1 以下	25 以下	7.5 以上	50 以下
	II 상수원수 2급 수산업용수 1급 수영용수	6.5~8.5	3 以下	3 以下	25 以下	5 以上	1,000 以下
	III 상수원수 3급 수산업용수 2급 공업용수 1급	6.5~8.5	6 以下	6 以下	25 以下	5 以上	5,000 以下
	IV 공업용수 2급 농업용수	6.0~8.5	8 以下	8 以下	100 以下	2 以上	—
	V 공업용수 3급 생활환경보전	6.0~8.5	10 以下	10 以下	쓰레기 등이 떠있지 아니 할 것.	2 以上	—

表 2. 서울特別市 各 淨水場 原水의 BOD 濃度 月別平均值 (1984年度)

(單位 : mg/l)

淨水場 \ 月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
보 광 동	2.8	6.4	9.2	8.2	6.4	5.0	6.4	1.6	6.4	7.2	6.0	6.0
노 량 진	5.4	9.6	5.8	7.8	5.4	5.5	3.8	1.4	4.8	6.4	8.4	5.8
선 유	5.2	12.4	7.0	7.0	5.5	6.2	4.4	2.0	4.0	8.4	8.4	8.0
영 등 포	6.0	13.4	10.0	6.6	8.0	8.4	6.0	3.0	5.6	6.8	8.8	10.0

(資料 : 서울特別市 提供)

淨水工法만으로 給水할 수 있는水源을 구하기가 점점 어렵게 되고 있다.

表 2는 서울市의 여러 淨水場에서 原水의 BOD濃度가 3級原水 基準值인 6.0 ppm 以上 되는 淨水場의 原水 BOD濃度를 보여주는데 현재 이들 淨水場에서는 粉末活性炭 處理를 하고 있어 淨水費가 크게 증가되고 있는 實情이다.

따라서 유기물로 크게 汚染된 原水를 在來式淨水工法으로 處理하면 有機物 除去效率이 낮으며, 活性炭이나 오존을 사용하여 除去效率을 높일려면 높은 淨水費가 요구됨으로 濟水處理를 위하여 채택되는 生物學的工法을 적용하여 有機物을 可能한限 철저히 제거한 다음에 在來式淨水工法을 적용시키는 것이 더 經濟的일 수도 있을 것이다.

그러므로 本研究는 原水內의 有機物除去를 위하여 生物學的工法이 適用可能한지를 究明하고자 실시되었다.

2. 實驗을 위한 生物學的淨水工法의 選定

原水內의 有機物除去를 위하여 潛在力이 있는淨水工法에는 凝集, 化學的酸化, 生物學的酸化, 薄膜濾過(membrane filtration), 吸着, 그리고 輻散(volatilization) 等이 있는데⁽¹⁾, 이들에 관한 文獻研究結果는 參考文獻^(4,5)에 주어져 있으므로 여기서는 생략한다.

水中의 有機物除去를 위하여 많이 채택되는生物學的處理工法은 微生物이 水中에 浮遊하는工法과 媒質에 附着하여 成長하는 固定微生物膜工法으로 분류될 수 있는데, 최근에 와서 後者가 많은 관심을 끌고 있다. 왜냐하면 固定微生物

膜工法에서는 微生物의 附着成長을 위한 大量의 表面積이 媒質에 의하여 제공됨으로써 反應槽에서의 미생물의 量을 높게 유지할 수 있어 F/M比가 낮게 되므로 유기물을 除去效率이 높을 뿐만 아니라, 높은 自酸化率에 의하여 處理水의 SS濃度도 낮게 되며 또한 處分해야 할 슬러지의 量도 적게 되고, 슬러지의 返回도 불필요하다.

또한 충격부하에도 잘 견딜 뿐만 아니라 生物學的適應에 의하여 각종 유기물을 제거할 수 있기 때문에 BOD 농도가 매우 낮은 處理水를 얻을 수 있다^(6,8).

따라서 本研究에서는 연탄재와 花崗岩을 媒質로 利用하는 充填床 固定微生物膜工法을 채택하여 실험을 실시하였는데, 특히 연탄재를 媒質으로 채택한 이유는 연탄재가 吸着能力이 있으므로^(9,10) 充填床의 媒質로 사용하면 生物學的活性炭(BAC)工法에서와 같은 효과를 얻을 수 있을 것으로 기대되기 때문이다.

물론 固定微生物膜工法(fixed film process)의 적용을 위하여 遊動床(fluidized bed)도 이용될 수 있지만 媒質에 流動性을 주기 위해서 反應槽에 高壓으로 原水나 空氣를 注入해야 하므로 여기서는 充填床을 채택하였다.

3. 實驗의 內容

3.1. 實驗裝置

本研究를 위한 實驗裝置는 그림 1에 주어진 바와 같이 原水槽, 一定水頭裝置, 反應槽 및 處理水貯留槽로 구성되었다. 原水槽와 處理水貯留槽은 市販되는 플라스틱容器이며, 一定水頭裝置는 아크릴 板으로 제작하였다. 反應槽는 內徑이

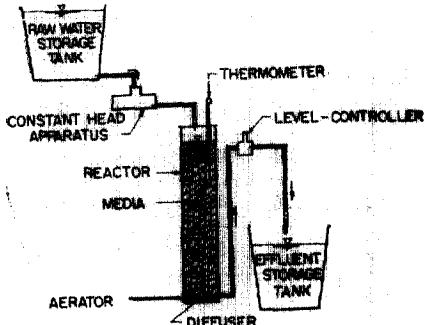


그림 1. 實驗裝置의 構成

9 cm 인 투명한 아크릴 管의 바닥에 역시 투명한 아크릴 板을 붙여 제작한 것으로 부피가 5.0~5.3 l 되도록 流出口의 위치가 조정되었다. 反應槽의 内部바닥에는 각각 4 個의 散氣球를 等分布 시켜 魚缸用 曝氣器를 사용하여 曝氣를 실시하였다. 각 曝氣器의 容量에 차이가 있느냐 散氣球 한개당 대략 0.85 l/min 의 送氣能力을 보였다.

각 反應槽에는 溫度計가 설치되었으며 각槽間의 연결은 생고무관으로 하였다. 媒質로 사용된 煙炭재와 花崗岩은 1/2~3/4 inch 크기로 파쇄하여 체分析하고 무게를 측정한 다음 反應槽에 채웠다.

3.2. 實驗의 進行

실험은 phenol 을 表 3에 주어진 比率로 땐有機性 영양물질과 함께 중류수에 용해시킨 原液을 만들고, 이 原液을 일정한 농도로 수도물에 회석시켜 1 日分을 만들어 反應槽의 滞留期間이一定한 값이 되도록 注入시킴으로써 실시되었다.

表 3. 合成原液의 構成

成 分	濃 度 (g/l)
phenol	50
(NH ₄) ₂ SO ₄	10
K ₂ HPO ₄	5
KH ₂ PO ₄	5
Na ₂ HPO ₄ · 12H ₂ O	5

따라서 合成原水의 BOD 와 COD 는 간헐적으로 확인하였으며 處理水는 1 日分을 貯留槽에

모은 다음 COD, BOD 및 SS 濃度를 측정하였는데 모든 分析은 Standard Methods⁽¹¹⁾에 준하여 실시되었다.

실험은 表 4에 요약된 바와 같이 3 단계로 구분되는데 1 단계는 粉乳合成原水를 注入한 과거의 연구⁽¹⁰⁾에서 사용하던 反應槽에다 phenol 合成原水로 바꾸어서 계속 실험한 것이며, Ⅱ 및 Ⅲ 단계는 2 개의 反應槽에다 연탄재와 花崗岩을 각각 媒質로 채워서 새로 실시한 실험이다.

反應槽의 체류시간을 3 시간 및 6 시간으로 유지하고 原水의 유기물농도를 점진적으로 증가시킨 과거의 연구 결과에 의하여 3 시간의 체류시간에서도 매우 안정된 처리수를 얻을 수 있었으므로⁽¹⁰⁾ 본 연구에서도 체류시간을 약 3 시간이 되도록 하였으며, 原水의 유기물농도는 漸增시키는 대신 增減을 반복함으로써 衝擊負荷에 대한 저항을 연구하였다.

4. 實驗의 結果 및 討議

本研究에서는 실험결과로부터 充填床 固定微生物膜工法을 위한 어떤 數式的 모델을 유도하려는 의도는 없다. 왜냐하면 연구의 근본목적이 充填床 固定微生物膜工法이 汚染된 原水內의 有機物除去를 위하여 適用可能性이 있는지를 把握하는 것이며, 反應槽內에 存在하는 微生物의 量, 媒質의 表面積 등 모델화를 위한 각종 變數들을 정확히 把握하는 것이 不可能하거나 어렵기 때문이다.

反應槽의 滞留期間계산에서 反應槽의 부피는 빈 경우의 부피이기 때문에 媒質로 채웠을 경우의 실제 滞留期間은 주어진 값보다 짧게 된다. 表 4의 資料를 考察해 보면 각 실험단계의 滞留期間, 溫度, 流入水의 有機物濃度간에 차이가 있긴 하지만 平均值를 따진다면 原水의 BOD濃度가 약 50 mg/l 정도되어도 處理水의 평균 TBOD 농도는 上水原水의 3 級 水質基準인 6 mg/l 이하로 얻을 수 있으며, 이 값은 SS에 의한 BOD값을 포함함으로 處理水의 溶存性 BOD는 그보다 더 적을 것이다.

따라서 處理水內의 SS가 나타내는 COD 및 BOD 값을 측정한 결과 그림 2에 주어진 바와

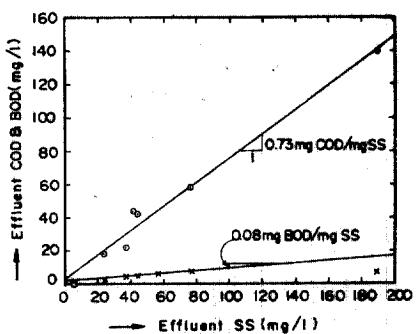


그림 2. 處理水의 SS 가 COD 및 BOD 농도에 미치는影響

같이 處理水內의 SS 1 mg 이 0.73 mg 의 COD

또는 0.08 mg 의 BOD 를 나타냄을 알았으며, 이 값들을 表 4의 자료에 적용시키면 表 5와 같이 處理水의 溶存有機物濃度는 훨씬 낮아진다. 活性슬러지工法으로 下水를 처리하는 경우에 처리수내의 TOC 는 대부분 SS 에 기인한다는 것이 알려져 있으며^(12~14), 原水內의 유기물제거를 위하여 충전상 고정미생물막공법을 적용시킬 때 생기는 SS 가 次後의 凝集沈澱, 濾過 等淨水過程에서 除去될 수 있으므로, 本研究에서 시험된 充填床 固定微生物膜工法이 原水內의 biodegradable 한 유기물을 제거하는데 매우 효율적임을 알 수 있다. 微生物膜工法이 낮은 有機物濃度에서도 높은 除去率를 얻는데 효과적임이 알려져 왔다^(15~17).

表 4. Phenol 原水를 使用한 實驗結果의 要約(平均值)

실험 단계*	실험기간 (day)	반응조 체류기간 (hr)	원 수 (mg/l)		처리 수 (mg/l)			온도 (°C)
			COD	BOD	COD	BOD	SS	
I	37	2.93	25.3	19.7	2.1	0.8	0.6	24.9
	35	2.90	67.0	52.2	4.6	1.7	8.1	26.7
	37	2.88	39.5	19.2	6.7	1.1	8.2	27.4
	37	2.90	73.0	38.9	14.2	2.2	18.2	23.0
II	32	2.74	28.5	16.0	4.8	1.7	1.3	13.6
	30	2.73	62.4	47.0	11.5	3.9	9.8	10.1
	31	2.73	32.5	19.0	8.7	2.9	7.0	9.6
	32	2.72	71.7	51.3	19.8	5.8	13.8	10.7
	13	2.74	40.6	19.8	13.5	4.2	8.3	10.4
III	32	2.73	28.5	16.0	6.3	2.3	2.3	13.6
	30	2.73	62.4	47.0	9.6	3.7	5.4	10.1
	31	2.73	32.5	19.0	6.6	3.1	6.3	9.6
	32	2.74	71.7	51.3	11.4	5.6	10.4	10.7
	13	2.74	40.6	19.8	11.4	3.6	5.2	10.4

* I, II 단계는 연탄재, III 단계는 화강암 매질 사용.

表 4에 주어진 바와 같이 II 및 III 단계 실험은 媒質만 다른 뿐 温度, 체류기간 등 他條件이 거의 동일한 상태에서 실험이 실시되었음을 알 수 있다. 그러나 表 5에 주어진 處理水의 溶存

有機物濃度를 보면, 연탄재인 경우가 花崗岩에 비하여 대체적으로 더 좋은 水質을 보여주는데, 이는 그림 3에 도시된 바와 같이 연탄재 媒質이 花崗岩보다 phenol 吸着能力이 더 크며, 表

表 5. 處理水의 溶存 有機物濃度의 推定

실험 단계	실험 기간 (days)	원 수(mg/l)		처리 수 (mg/l)		
		COD	BOD	SCOD*	SBOD**	SS
I	37	25.3	19.7	1.67	0.75	0.6
	35	67.0	52.2	0(2.10)*	1.05	8.1
	37	37.5	19.2	0.88	0.44	8.2
	37	73.0	38.9	1.29	0.74	18.2
II	32	28.5	16.0	3.84	1.58	1.28
	30	62.4	47.0	4.49	3.14	9.83
	31	32.5	19.0	3.69	2.34	7.00
	32	71.7	51.3	10.00	4.70	13.80
	13	40.6	19.8	7.61	3.54	8.30
III	32	28.5	16.0	4.68	2.15	2.25
	30	62.4	40.0	5.73	3.26	5.43
	31	32.5	19.0	6.57	2.62	6.29
	32	71.7	51.3	11.42	4.77	10.40
	13	40.6	19.8	7.71	3.18	5.20

* SBOD/SCOD=0.5로 가정하여 推定한 값임.

* SCOD=COD-0.73 SS

** SBOD=BOD-0.08 SS

面積도 더 많이 제공하는데 그 원이 있는 듯하다.

그림 3의 자료는 II 및 III 단계 실험의 초기 7日間의 실험결과로, 대략 8日째 媒質表面에微生物의 成長이 肉眼으로 관측되었다. 물론 吸

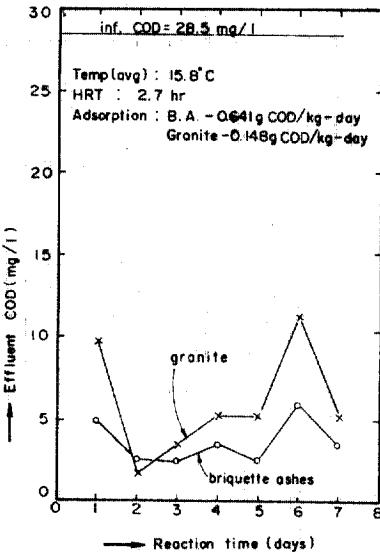


그림 3. 媒質의 有機物 吸着能力 實驗結果

着, 微生物의 成長, 그리고 輻發에 의한 phenol의 除去를 뚜렷이 구별할 수 없고, 또한 실험자료가 불충분하지만 過去의 粉乳合成廢水를 사용한 연구에서도⁽¹⁰⁾ 연탄재의 유기물 吸着能力이 확인되었으므로 실험의 初期에는 phenol이 媒質에 의하여 吸着됨이 확실하다.

表 4의 資料를 이용하여 反應槽의 有機物負荷와 微生物成長係數를 계산하면 表 6과 같다.

表 7. 反應槽의 有機物負荷와 微生物成長係數

실험 단계	실험 기간 (days)	미생물 성장 계수 (gSS/g)		유기물 부하			
				g/m ³ ·day		g/kg media·day	
		COD	BOD	COD	BOD	COD	BOD
I	37	0.026	0.032	207	161	0.541	0.421
	35	0.130	0.160	555	433	1.451	1.130
	37	0.250	0.453	326	159	0.852	0.415
	37	0.310	0.496	604	322	1.578	0.841
II	32	0.064	0.089	250	140	0.734	0.412
	30	0.170	0.224	549	413	1.614	1.216
	31	0.243	0.420	286	167	0.840	0.491
	32	0.224	0.296	633	453	1.863	1.333
	13	0.251	0.510	355	173	1.045	0.510
III	32	0.094	0.162	251	141	0.192	0.108
	30	0.096	0.124	549	413	0.419	0.316
	31	0.243	0.384	286	167	0.218	0.127
	32	0.173	0.224	629	450	0.480	0.344
	13	0.158	0.313	355	173	0.272	0.132

表 6에 주어진 바와 같이 反應槽의 滯留期間이 韶음으로써 容積有機物負荷가 活性污泥工法에 比하여 별로 낮은 편이 아니며, 반면 微生物成長係數는 상당히 낮은 편이다. 물론 反應槽내에 있는 미생물의 양을 고려한다면 미생물성장계수 값은 좀더 증가할 것이다.

앞에서 언급된 바와 같이 反應槽內의 微生物量을 연속적으로 정확히 把握할 수는 없었으나 Ⅱ 및 Ⅲ단계 실험에서 反應槽의 負荷가 각각 633 및 629 g COD/m³·day인 기간중에 한번 反應槽內 上端의 媒質알맹이 몇개를 끄집어 내어 VS를 측정하여 그 값들을 媒質에 附着成長하는 微生物의 量으로 가정하여 F/M比를 계산한 결과 각각 0.22 g COD/g VSS-day(또는 0.161 g BOD/g VSS-day) 및 0.164 g COD/g VSS-day(또는 0.117g BOD/gvss-day)이었다. 이는 反應槽의 부피에 근거한 有機物負荷가 높다하더라도 많은 微生物의 附着成長으로 F/M比는 낮게 유지되며, 결국 微生物은 內呼吸狀態에 있게 됨으로써 슬러지 生成量이 낮음을 의미하게 된다. 따라서 水中の biodegradable한 유기물은 微生物에 의하여 칠저히 제거되고 流出되는 SS는 대부분이 nonbiodegradable한 腐蝕質(humic materials)로 구성되는 듯하며, 이는 그림 2에 주어진 資料에 의해서도 증명된다.

실험기간중 특히 有機物負荷가 높을 때 과도한 미생물의 성장에 의하여 媒質層內의 空隙이部分的으로 폐쇄되는 현상이 있었으며, 그런 경우에는 人爲의으로 air pulse를 가하여 slime 層의一部를 除去함으로써 水頭損失을 감소시켰다. 실제 處理水의 SS濃度의 범위가 매우 커으나 表 4에 주어진 平均值가 매우 낮은 이유가 여기에 있다. 따라서 充填床을 사용하는 경우에는 媒質空隙의 폐쇄가 발생하지 않도록 굵은 매질을 사용하든지, 아니면 曝氣量을 增加시켜야 할 것이다.

지금까지의 研究結果로 類推하건데 有機物로 많이 汚染된 水源을 利用해야 하는 경우에는 好氣性 固定微生物膜工法으로 운영되고 2~3時間의 滯留時間과 가진는 充填床에서 原水를 처리하여 biodegradable한 有機物을 대부분 除去한 다음에 在來式淨水工法으로 처리하는 방법을 택

하는 것이 바람직하다고 판단된다.

5. 結論

汚染된 原水內의 biodegradable한 유기물의 除去를 위하여 固定微生物膜工法을 채택하여 폐쇄된 연탄재 및 화강암을 媒質로 채운 充填床에 phenol과 無機性營養物質을 溶解시킨 合成原水를 注入하면서 曝氣시킨 實驗의 結果로부터 다음의 몇 가지 結論을 얻을 수 있었다.

1. 사용한 媒質, 反應槽의 溫度 等에 따라 차이가 있지만 대체적으로 原水의 BOD 농도가 대략 50 mg/l 이하인 phenol 合成原水를 약 2.7 시간의 채류시간으로 처리한 결과 處理水의 平均 TBOD를 6 mg/l 보다 낮게 유지할 수 있었다.

2. 處理水內의 SS는 在來式淨水工法인 凝集沈澱, 濾過 등에 의하여 제거될 수 있으므로, 이를 고려하면 처리수의 SBOD는 5 mg/l 이하가 된다.

3. 充填材로 사용된 연탄재 및 화강암은 연탄재 매질에서 더 낮은 處理水의 SBOD를 얻을 수 있음은 吸着能力과 關聯이 있는 듯하다.

4. 處理水內의 SS에 의한 BOD가 대단히 적으므로 處理水의 SS는 대부분이 腐蝕質로 구성된 듯하며, 이는 反應槽內의 微生物이 낮은 F/M比 때문에 內呼吸段階에 있음을 뜻한다.

5. 本研究結果에 의하면, 有機物로 汚染된 原水는 먼저 2~3時間의 채류시간을 가지는 好氣性 固定微生物膜工法으로 前處理하는 것이 바람직하다.

謝辭

本研究는 韓國科學財團의 1983年度 後半期 研究支援費로 수행되었으므로 이와 같은 研究가 可能하도록 도와주신 同財團에 深深한 謝意를 表하는 바이다.

参考文獻

1. McCarty, P.L., "Organics in Water-An Engineering Challenge," *JEED, Proc. of ASCE*, 106, EE1, 1(1980).
2. 環境保全法 施行規則, 環境廳.
3. Tarchiff, R.G., et. al., "Preliminary Assessment

- of Suspected Carcinogens in Drinking Water,"*
Interim Report to Congress, Appendix VII,
Washington, D.C. (1975).
4. 趙光明, “生物學的處理에 의한 原水의 有機物除去에 關한 研究,” 1984年度 第9次 國內外 韓國科學技術者 綜合學術大會論文集, pp. 862~868, (1984).
 5. 趙光明, “有機物除去量 与한 原水의 前處理,” 上水 및 廢下水處理先進技術 세미나 論說文集, 韓國水質保全學會, pp. 185~202, (1985).
 6. Antonie, R.L., *Fixed Biological Surfaces-Wastewater Treatment*, CRC Press, Inc. (1976).
 7. Pearson, F.H., and McDonnell, A.J., “Characterization of Coarse Porous Média”, *JEED, Proc. of ASCE*, 103, EE4, 615~624, (1970).
 8. Grady, Jr., C.P.L., and Lim, H.C., *Biological Wastwater Treatment*, Marcel Dekker, Inc. (1980).
 9. 趙光明, “煉炭재를 이용한 有機性 廢水의 處理,” **大韓環境工學會誌**, 4, 1, 23(1982).
 10. 趙光明, “充填床 固定微生物膜工法에 의한 低濃度 有機性 廢水의 處理,” **大韓環境工學會誌**, 5, 2, 2 (1983).
 11. APHA, AWWA, WPCF, *Standard Methods*, 15th ed, American Public Health Association (1981).
 12. Cashion, B., et. al., “Control Strategies for the Activated Sludge Process,” *JWPCF*, 51, 4, 815 (1979).
 13. Keefer, C.E., “Temperature and Efficiency on the Activated Sludge Process,” *JWPCF*, 34, 1186(1962).
 14. Pipes, W.O., “Bulking, Deflocculation, and Pin floc,” *JWPCF*, 51, 1, 62(1979).
 15. Wuhrmann, K., “Stream Purification,” in *Water Pollution Microbiology*, R.Mitchell(Ed.), Wiley-Interscience, New York, N.Y. (1972).
 16. Namkung, E., Stratton, R.G., and Rittmann, B.E., “Predicting Removal of Trace Organic Compounds by Biofilms,” *JWPCF*, 55, 11, 1366 ~1372 (1983).
 17. Stratton, R.G., and Rittmann, B.E., “Secondary Utilization of Trace Organics by Biofilms on Porous Media,” *JAWWA*, 75, 9, 463~469 (1983).

(接受 : 1986. 1. 8)