최 종
연구보고서

農畜水産 流通集荷場 廢棄物의 效率的 處理시스템 開發 研究

A study on the effectual treatment systems for the collection wastes of Agreculture, Forestry and Fisheries

研究機關
韓國에너지技術研究所

農 林 部

提　出　文

農林部 長官 貴下

本 報告書를 “농·축·수산 流通 集荷場 廢棄物의 효율적 처리 시스템 開發에 關한 硏究” 課題 (세부과제 “농·축·수산 廢棄物의 高速 發酵 堆肥化 시료의 安定性 및 肥效試驗에 관한 연구”)의 最終報告書로 제출합니다.

1999 . 11 . .

주관연구기관명 : 한국에너지기술연구소

총괄연구책임자 : 이 진 석

연 구 원 : 박 순 철

연 구 원 : 김 미 선

연 구 원 : 문 광 웅

연 구 원 : 이 인 구

연 구 원 : 이 준 표

위 촉 연 구 원 : 홍 종 준

연 구 생 : 박 상 전

연 구 생 : 홍 순 석

연 구 생 : 손 호 일

협동연구기관명 : 충 남 대 학 교

협동연구책임자 : 장 기 운

연 구 생 : 유 영 석

연 구 생 : 곽 정 하

연 구 생 : 윤 종 영

要　約　文

Ⅰ. 題　目

農·畜·水産 유통 집하장 廢棄物의 效率的 처리 시스템 開發 研究

Ⅱ. 研究開發의 目的 및 重要性

1.研究開發의 目的

농·축·수산물은 人類가 지구상에 存在하는限 끊임없이 生産 供給되어져야하는 基本的인 生産物이다. 따라서 이러한 産業은 지속적인 尖端 生物産業으로 轉還되면서 高附加價値, 高品質의 산물이 생산되게 되어지고, 消費者의 慾求 또한 所得增大와 더불어 多樣하고 豊成한 식생활 文化로 옮겨지고 있다. 그러므로 이에 따른 農水産 정책 또한 流通構造 개선 및 安定供給을 위한 집하장의 設置를 도처에 計劃하고 있어 여기에서 발생되는 有機質 廢棄物의 安定的 처리 문제는 公害側面에서 반드시 解結하여야 할 과제이다. 따라서 本 技術의 적용은 公害要因이 되는 폐기물을 再資源化 하면서 公害防止와 동시에 良質의 有機質 肥料를 공급할 수 있게 되므로 이는 WTO와 GR에 對備한 競爭力 확보에도 기여할 수 있게 된다.

따라서 本 研究에서는 유통과정에서 發生하는 季節別 및 集荷場 特性別 차이가 있는 綜合廢棄物을 현재까지 蓄積된 연구실적을 토대로 最的化 綜合 시스템으로 開發하고자 하는데 目的을 두었다.

2.研究 開發의 重要性

국민생활 水準의 向上과 더불어 농·축·수산물의 需要量도 增加되고 이에 따른 受用能力도 限界에 이르고 있어 農·畜·水産物 유통 집하장의 增設이 要求되고 있다. 따라서 流通過程에서 발생되는 有機質 廢棄物量은 每年 增加

되어 가고 있는 실정으로 最近에는 自家 車輛 보유가 擴大되면서 농수산물 집하장에서 直接 購買하는 경향으로 되고 있어 이의 深刻性은 더욱 커지고 있다. 農林水産部에서도 이러한 國民의 生活慾求에 보조를 맞추기 위해 농수산물 共榮都賣 市場을 지역단위로 建設하는 동시에 小都市에는 農水産物 共販場을 확대 설치하려하고 있다.

따라서 올해 追加 建設에 소요되는 預算을 보게되면 農水産物 도매시장 建設에 1,769억원을 그리고 農産物 共販場 건설에 186억원을 投入할 豫定이며 또한 '98년 까지는 增設 計劃이 잘 推進되어 왔다. 그러나 위와 같은 集荷場 擴大 계획에도 불구하고 流通市場에서 發生될 幕大한 有機質 폐기물에 대한 適節한 處理技術 계획은 樹立되어 있지 않아 이에 대한 技術이 時急히 확립되어야 할 立場에 놓여 있다.

最近 環境에 대한 國民意識이 높아지면서 집하장에서 排出되는 쓰레기 또한 埋立이나 燒却에만 의존하려는 생각만으로는 埋立地 不足과, 매립시 浸出水 汚染등 앞으로 埋立地域의 주민 반발이 거세질 것이 豫見되므로 環境問題를 소홀히 다룰 수가 없을 것으로 보고있다.

그러므로 本 硏究에서는 流通集荷場에서 발생되는 各種 有機質 폐기물을 公害가 없는 有用한 資源으로 再生시키면서 集荷場 내에서 全量 處理할 수 있는 最適 처리 시스템을 開發하고저 하는데 硏究의 力點을 두었다.

특히 最適 시스템에 適用될 기술사항으로는 當 硏究팀이 개발한 시스템을 사용하여 最適 處理를 하고저 한다. 그리고 냄새 除去는 特許 出願中인 多孔性 충진제의 氣泡膜 形成 脫臭 방법을 適用하여 전체적으로 最適의 Total 시스템을 構成하므로서 快適한 流通市場을 형성시키고자 한다.

특히 技術的 側面에서는 一般 농·축·수산물 都賣市場에서 발생되는 有機性 廢棄物은 多樣한 형태의 것이 모이게 되므로 發生源別로 分離收去하면서 綜合處理하는 기술이 요구되며 이에 대한 硏究의 必要性은 농·축·수산 集

荷場에서 발생되는 폐기물은 流通過程에서 발생되는 것 이외에도 수용인원의 飮食物 提供時 발생하는 廚房 廢棄物과 水産物 加工 廢棄物 등 다양한 高濃度 유기질 물질이 排出되는데 이를 수거하여 理想的으로 처리하기 위하여는 固狀 및 液狀으로의 分離가 필요하다. 固·液 分離技術은 다음 段階인 고상의 再資源化를 하는데 重要因子가 되고 또한 分離液은 정수처리하는데 있어 어려움을 덜어주게된다. 分離技術에 대한 要件은 기계적으로 適定條件을 滿足시켜 주는데 있으므로 國産 機械로서도 해결이 可能하다.

그리고 固狀 廢棄物의 재자원화 기술에서는 고·액 분리기술이 圓滿하게 이루어지게 되면 固狀 廢棄物은 一次 水分調節을 거친다음 好氣性 발효기(약 55 60℃유지)에서 强力 堆肥化菌을 接種하여 48時間 내에 減量化가 되면서 일차적인 安定化가 된 堆肥를 生産하게 된다.

堆肥化 條件에 있어 酸素, 水分, 溫度, C/N比, pH 등의 調節에 대한 기술상의 문제는 實驗을 통하여 容易하게 確保될 수 있다.

그리고 社會的 側面에서 볼 때 앞으로 농·축·수산물의 流通體系가 多變化되면서 惹起될 수 있는 集荷場 폐기물 문제는 全國 各 都市에서 같은 양상으로 일어날 것으로 본다. 現在의 埋立 및 燒却 방법으로는 埋立地 不足과 소각소요 燃料費 및 運搬過程의 費用과 嫌汚感 등 많은 社會的 문제점이 있을 것으로 본다. 따라서 모든 廢棄物은 發生源에서 처리하는 것이 가장 經濟的이면서 民願의 소지를 방지할 수 있는 方案이라고 본다. 그러므로 本 硏究의 결과는 全國에 확대 普及할 수 있는 基盤技術이 될 수 있어 有用하게 이용될 것으로 展望하고 있다.

Ⅲ. 硏究開發 內容 및 範圍

本 硏究는 우리나라 농·축·수산물 流通 集荷場에서 發生하는 各種 유기성 폐기물을 綜合處理 하는데 있어 유기성 廢資源을 再資源化 이용하는 最適

化 技術을 도출하는데 있으며 最終 目標는 國內 農水産 시장에서 발생되는 有機性 廢棄物 場의 適定 規模인 50톤/일 處理裝置를 설계하는데 필요한 基礎 data를 실험에 의해 導出 한는데 있다.

구 분	연구개발 내용	연구개발 범위
1차년도 (1996)	(1) 농·축·수산 폐기물의 배출원별 발생량 비율 시료의 파쇄 및 실험실적 퇴비화와 폐수처리 실험 (2) TB-1 및 MB-1 균주의 활성실험	◦ 배출량 조사 및 혼합시료의 분석 ◦ 실험실적 퇴비화 장치 설계 제작 및 실험 ◦ 실험실적 폐수처리 장치설계 제작 및 실험 ◦ TB-1 및 MB-1 균주의 적용실험 ◦ 계절별 폐기물의 발생 비율에 준한 퇴비화실험
2차년도 (1997)	(1) 실험실적 퇴비화 실험 (2) 실험실적 폐수처리 실험	◦ 고농도 폐수의 UBF 반응기 실험 ◦ 미생물 고정용 다공제의 효능실험 ◦ 최종 수처리 장치의 에너지 절약 방안 검토 ◦ 퇴비화 장치의 고속 감량화 방안 도출 ◦ 감량화 퇴비의 염분 측적도 분석
3차년도 (1998)	(1) Total system의 최적 설계 (2) 유기질 비료의 비효 실험	◦ 각 장치별 연속운전 결과도출 ◦ 고·액별 처리 Balance 검토 ◦ 50톤/일 규모 최적 처리 시스템 ◦ 유기질 퇴비의 작물에 대한 비효실험 ◦ 퇴비중의 염분함량과 작물성장에 미치는 영향 실험

Ⅳ. 研究開發結果 및 活用에 對한 建意

1. 發明 特許

本 硏究에서 개발된 시스템 중 嫌氣性 醱酵 工程에서 유기성 물질의 에너지 轉換을 極大化 하기 위하여 反應器 內部에 특수 Media를 充塡한 3段 濾過膜 속성 메탄 發酵 方法을 특허로 出願 하였다.

특허 명칭 : 下部 循環式 濾過膜 充塡형 速成 메탄 발효 방법

출원 일자 : 1997 . 10 . 29

출원 번호 : 1997년 특허 출원 제 58361 호

출원인 : 재단 법인 한국에너지 기술 연구소

2. 學會 論文

가. 韓國 有機性 廢資源 學會誌

제목 : 농·축·수산 廢棄物의 메탄 轉換에 관한 基礎 硏究

수록면 : 제 6권 제 1호 31 42 , 1998

나. 韓國 廢棄物 學會誌

제목 : 3단 濾過膜 反應器를 이용한 농·축·수산 廢棄物의 嫌氣性 消化處理 연구

수록면 : 제 15권 제 5호 417 424 , 1998

3. 企業體 세미나

가. 現代 電工 (울산)

제목 : 농·축·수산 流通 集荷場 폐기물의 最適 處理 시스템

나. (주) 油源 産業 (부산)

제목 : 농·축·水産物 混合 유기성 폐기물의 固液 分離 處理 시스템

4. 碩士養成

가. 大田産業大學校 대학원 환경공학과 1명

나. 忠北大學校 대학원 환경공학과 1명

다. 忠南大學校 대학원 농화학과 3명

5. 硏究 弘報

大田 KBS 방송국 (과학 교육 프로그램)

6. 活用 計劃

現在 농·축·수산물 集荷場에서 發生되는 各種 有機性 폐기물은 切斷에 의한 부피 減小 方法으로 埋立地 運搬費를 절감하고 있는 實情이다. 따라서 埋立時의 侵出水 公害 문제는 전혀 고려되지 않고 있어 앞으로 深刻한 地下水 汚染이 발생되어 社會的인 문제점으로 대두될 것이다. 그러므로 本 硏究에서는 앞으로 埋立地 難을 해소하고 公害를 防止하면서 현재의 公害源을 有用한 자원으로 再生 및 轉換 이용하는데 필요한 基礎 實驗을 完了하고 처리規模 50톤/일의 장치를 設置 運轉하는데 필용한 實驗 資料를 導出 하였으므로 앞으로 弘報를 하게 되면 地方自治 단체에서 개발된 시스탬을 導入 할 것으로 본다.

IMF 以前에는 企業體에서 관심을 갖고 참여 意思를 표시하여 企業 訪問 세미나까지 하였으며 기타 이와 關聯한 문의가 있었으나 현재는 不進한 狀態라고 할 수 있다.

그러나 旣存 농·수산물 都賣 市場 및 新設 農·水産物 도매 시장에서 環境에 關心을 갖게 되면 本 시스탬을 導入할 것으로 期待하며 또한 政策的인 지원이 行되면 더욱 좋은 농·수산물 流通 環境을 만들 것으로 기대한다.

7. 建議 事項

有機性 폐기물의 再 資源化를 爲한 政策的인 支援 사항으로 新·增設 농·축·수산물 集荷場에는 반드시 自體 處理場을 설치토록 設計時 허가 사항에 넣는 것이 效果的이라고 思料됨

SUMMARY

An efficient process for the treatment of organic wastes from Karak farm market has been developed. Pretreatment process for solid-liquid separation is required for the developed process in this work. Liquid fraction from the separation process was treated by a two stage process. The first treatment was composed of anaerobic digestion and aerobic treatment. The second treatment was composed of a series of processes, electrolysis, flocculation, and filtering by activated-sand bed. The total carbon oxygen demand (TCOD), soluble carbon oxygen demand (SCOD), and suspended solid (SS) concentrations of the final effluent were 6, 4, and 2 ppm. The treated wastewater can be reused.

Solid wastes was treated by composting. To evaluate the quality of the compost made from the wastes, a series of experimental works have been performed. The composts of nontreatment, Shinco, and TM-101 treatments were immature by the values of pH, test of circular paper chromatography, and germination index(GI). But the compost made from the mixture of pig manure and food waste were matured to some extent, not perfectly. As a result of experiment of cultivation, growth of the crops, radish and lettuce, were retarded in the early stage. When the

amount of application were increased. In the late stage, the crops treated in high level of compost were grown much better than in the treatments of less application. This means that the composts were immature and stabilize in the late growth stage of crops. The composts were recommended to fertilize turf grass, land scape gardening, or forestry, and raw materials to manufacture large-scale compost.

Throughout the economic analysis, the proposed process was economically favorable compared to the composting technology. The new process can make some profit (about 17 million won) while the conventional composting process costs 133 million won annually for the operation of the 50T/day plant. Since the experimental results have been obtained from the bench scale process, they could be directly used for the design of the full scale-plant.

CONTENTS

Chapter 1. Introduction · 1

Section 1. Purpose and scope of the study · · · · · · · · · · · · · · 2

Section 2. Necessity of the work · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 4

Section 3. Prospects · 6

Chapter 2. Solid-Liquid separation of the organic wastes from a farm market · 9

Section 1. Introduction · 9

Section 2. Characteristics of solid wastes · · · · · · · · · · · · · · 12

Section 3. Experiments for BMP (Biological Methane Potential) · · 15

Chapter 3. Anaerobic treatment for liquid waste · · · · · · · · · · · 37

Section 1. Introduction · 37

Section 2. Characteristics of anaerobic treatment · · · · · · · · · 39

Section 3. Experiments for continuous anaerobic treatment · · · · 51

Chapter 4. Aerobic treatment for liquid waste · · · · · · · · · · · · 73

Section 1. Introduction · 73

Section 2. Characteristics of aerobic treatment · · · · · · · · · · 77

Section 3. Experiments for continuous aerobic treatment · · · · · 87

Chapter 5. Secondary treatment for liquid waste · · · · · · · · · · · 102
Section 1. Introduction · 102
Section 2. Secondary treatment for anaerobically treated liquid waste · 107
Section 3. Secondary treatment for anaerobically-aerobically treated liquid waste · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 126
Chapter 6. Composting of solid waste · · · · · · · · · · · · · · · · 132
Section 1. Introduction · 132
Section 2. Characteristics of inoculating microorganims for composting · 156
Section 3. Composting experiments · · · · · · · · · · · · · · · · · 166
Chapter 7. Evaluation of stability and fertility of compost made by the fermenting tank · · · · · · · · · · · · · · · · · · 180
Section 1 Introduction · 180
Section 2 Evaluation of stability of compost made by the fermenting tank · 181
Section 3 Evaluation of fertility of compost made by the fermenting tank · 195
Chapter 8. Strategy for optimal design of 50T/day plant · · · · · · 214
Section 1. Introduction · 214
Section 2. Material balance for overall process · · · · · · · · · · 244
Section 3. Suggestions for the optimum operation · · · · · · · · · 250
Chapter 9. Conclusion · 257

目　　次

第 1 章　序　論 · 1
第1節　研究開發의 目的과 範圍 · 2
第2節　研究 開發의 必要性 · 4
第3節　앞으로의 展望 · 6
第 2 章　農·畜·水産 廢棄物의 固液分離 · · · · · · · · · · · · · · · 9
第1節　序　說 · 9
第2節　固液 分離 試料의 特性 · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 12
第3節　BMP(Biological Methane Potental) 實驗 · · · · · · · · · · 15
第 3 章　分離液의 嫌氣性 處理 · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 37
第1節　序　說 · 37
第2節　嫌氣性 反應 特性 · 39
第3節　嫌氣性 連續 反應 實驗 · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 51
第 4 章　分離液의 好氣性 處理 · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 73
第1節　序　說 · 73
第2節　好氣性 反應 特性 · 77
第3節　好氣性 連續 反應 實驗 · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 87

第 5 章　分離液의 高度 處理 · 102
第1節　序　說 · 102
第2節　嫌氣反應液의 高度處理 · 107
第3節　嫌氣 · 好氣 反應液의 高度處理 · 126
第 6 章　分離 固形分의 堆肥化 · 132
第1節　序　說 · 132
第2節　接種堆肥菌 特性 · 156
第3節　速成 堆肥化 處理 · 166
第 7 章　高速 醱酵 堆肥의 安定性 및 肥效 實驗 · 180
第1節　序　說 · 180
第2節　高速 醱酵 堆肥의 安定性 檢討 · 181
第3節　高速 醱酵 堆肥의 肥效 檢討 · 195
第 8 章　50T/day Plant 의 最適 設計 (案) · 214
第1節　序　說 · 214
第2節　綜合 Material Balance · 244
第3節　最適 運轉 (案) · 250
第 9 章　結論 · 257

表 目 次

<Table 2- 1> Amount of organic wastes occuring in a year at GARAG-DONG wholeale market · · · · · · · · · · · · · · · · 11

<Table 2- 2> Amount of organic wastes occuring in each month at GARAG-DONG wholeale market · · · · · · · · · · · · · · · · 12

<Table 2- 3> Rate of mixed samples formation · · · · · · · · · · · · 13

<Table 2- 4> Elemental compositions and C/N Ratio · · · · · · · · · · 14

<Table 2- 5> Characteristics of mixed sample · · · · · · · · · · · 14

<Table 2- 6> Characteristics of non-mix samples · · · · · · · · · · · 15

<Table 2- 7> Characteristics of Separated Samples · · · · · · · · · 16

<Table 2- 8> Characteristics of Separated Samples · · · · · · · · · · 16

<Table 2- 9> Nutrient solution for BMP test (Nutrients in a 100 ㎖ deionized water) · · · · · · · 18

<Table 2-10> Vitamin solution for BMP test (Vitamins in a 1,000 ㎖ deionized water) · · · · · · · 18

<Table 2-11> First order rate K and r for separated solution

samples · 35
<Table 3- 1> Anaerobic fermentation of fatty acid · · · · · · · · · · 45
<Table 3- 2> Characteristics of Run B solution · · · · · · · · · · · 62
<Table 3- 3> Experimental operating conditions for anaerobic reactor · 62
<Table 3- 4> Characterics of anaerobic effluent · · · · · · · · · · · 63
<Table 3- 5> Effect of TCOD removal for treatment of Shinfloc and magnetizer · 63
<Table 3- 6> Effect of TCOD removal for treatment of electrolytic cell · 68
<Table 3- 7> Desulfonation of biogas · · · · · · · · · · · · · · · · · 70
<Table 3- 8> Energy balance of gas turbine · · · · · · · · · · · · · 71
<Table 4- 1> Efficiency of activated sludge system · · · · · · · · · 80
<Table 4- 2> Start-up condition of the activated sludge system · · 89
<Table 4- 3> Time cource of the TCOD vartition in devided activated sludge section at start-up · · · · · · · · · 89
<Table 4- 4> Degradation of TCOD in continuous activated sludge system · 90
<Table 4- 5> Time cource of the TCOD vartition in devided activated sludge section at continuous system · · · 91
<Table 4- 6> Degradation of TCOD in continuous recycle activated system · 92
<Table 4- 7> Characteristics of pig waste sludge · · · · · · · · · 93
<Table 4- 8> Degradation of TCOD in recycle activated system by added with pig waste sludge through 5 days

operation · 94
<Table 4- 9> Degradation of TCOD in recycle activated system
by added with 0.15% Biopack microbes · · · · · · · · · 95
<Table 4-10> Degradation of TCOD in continious recycle
activated system · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 95
<Table 4-11> Degradation of TCOD in nonpacked at continious
recycle activated system · · · · · · · · · · · · · · · 96
<Table 5- 1> Regulations of effluent in environmental rule · · · · 106
<Table 5- 2> Regulations of chemical pollution · · · · · · · · · · 106
<Table 5- 3> Effect of TCOD removal for treatment of
electrolytic cell · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 109
<Table 5- 4> Characteristics of the variation of pH for
anaerobic effluent · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 111
<Table 5- 5> Characteristics of the variation of Shinfloc
quantity for anaerobic · · · · · · · · · · · · · · · · · 111
<Table 5- 6> Effect of TCOD removal for electrolysis in Fe
cell at pH variation · · · · · · · · · · · · · · · · · 112
<Table 5- 7> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al
cell at pH variation · · · · · · · · · · · · · · · · · · 113
<Table 5- 8> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus
cell at pH variation · · · · · · · · · · · · · · · · · · 113
<Table 5- 9> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al
cell at Shinfloc variation · · · · · · · · · · · · · · 115
<Table 5-10> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus
cell at Shinfloc variation · · · · · · · · · · · · · · 115

<Table 5-11> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell at NaCl variation · · · · · · · · · · · · · · · · · 116
<Table 5-12> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus cell at NaCl variation · · · · · · · · · · · · · · · · · 116
<Table 5-13> Time cource of TCOD removal for electrolysis in Al cell from treated by shinfloc · · · · · · · · · · 117
<Table 5-14> Time cource of TCOD removal for electrolysis in Al cell from treated by NaCl · · · · · · · · · · · · · 118
<Table 5-15> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell from anaerobic effluent at continuous system · · · 119
<Table 5-16> Effect of TCOD removal at ozonization by electrolysis of anaerobic effluent · · · · · · · · · · 124
<Table 5-17> Effect of TCOD removal at A.C and Sand filter for treated to Al cell of anaerobic effluent · · · · · 125
<Table 5-18> Effect of TCOD removal through treat to electrolysis, coagulation and R/O filtration for recycle activated effluent · 127
<Table 5-19> Effect of TCOD removal through treat to Ozonization and AC-sand filtration for R/O filtration effluent · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 128
<Table 5-20> Effect of TCOD removal in various treatment for continious activated effluent · · · · · · · · · · · · 129
<Table 5-21> Effect of TCOD removal through treat to electrolysis, coagulation and AC-sand filtration for continious activated effluent · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 130

<Table 6- 1> General unit composting process of organic wastes · · 132
<Table 6- 2> Characteristics of composting method · · · · · · · · · 133
<Table 6- 3> Characteristics of composting process · · · · · · · · · 135
<Table 6- 4> Various bacteria fungis in compost · · · · · · · · · · 137
<Table 6- 5> Thermophilic microbes in compost · · · · · · · · · · · 141
<Table 6- 6> Composting comcept of live-stock excrements · · · · · 142
<Table 6- 7> Nitrogen contents and C/N Ratio for various wastes · 144
<Table 6- 8> Components of sewage sludge · · · · · · · · · · · · · · 144
<Table 6- 9> C/N Ratio of sludge cake · · · · · · · · · · · · · · · · 145
<Table 6-10> Die out condition of various microbes · · · · · · · · 146

<Table 6-11> Measured and calculated losses of CO_2 (metric tons) from cool and hot sections of the reactor during Trial 7. Caculated values are based on losses of dry solids and stoichiometric formulae for oxidation of glucose and sludge · · · · · · · · · · · · · · · · · · 150
<Table 6-12> Characteristics of moisture control method · · · · · 151
<Table 6-13> Composition of various additives · · · · · · · · · · · 153
<Table 6-14> Physiology of microorganisms in TB-1 & MB-1 strain samples · 163
<Table 6-15> pH variation and COD reduction from the separated solid wastes at composting progress · · · · · · · · · 166
<Table 6-16> Time course of CO_2 contents through composting progress at non added micro-organisms. (20℃) · · · · 167
<Table 6-17> Time cource of CO_2 contents through composting

progress at 3% added SHINKO micro-organisms.(20℃) · 167
<Table 6-18> Characteristics of composed materials for non added at 20℃ shaking condition · · · · · · · · · · · · 168
<Table 6-19> Characteristics of composed materials for added 5% Shinco microbs at 20℃ shaking · · · · · · · · · · · 169
<Table 6-20> Characteristics of composed materials for added 5% TM-101 microbs at 20℃ shaking condition · · · · · · 169
<Table 6-21> Characteristics of composed materials for non added at 40℃ shaking condition · · · · · · · · · · · · · · · 170
<Table 6-22> Characteristics of composed materials for added 5% Shinco microbs at 40℃ shaking · · · · · · · · · · · · 170

<Table 6-23> Characteristics of composed materials for added 5% TM-101 microbs at 40℃ shaking condition · · · · · · 171
<Table 6-24> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B · · · · · · · · · · · · 173
<Table 6-25> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco · · · 173
<Table 6-26> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% TM-1 · · · · · 174
<Table 6-27> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B · 174
<Table 6-28> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid

sample B with 5% TM-1 microbs · · · · · · · · · · · · · 175
<Table 6-29> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B · 175
<Table 6-30> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco microbs · · · · · · · · · · · · 176
<Table 6-31> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% TM-1 microbs · · · · · · · · · · · · · 176
<Table 6-32> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B · 177
<Table 6-33> Time cource of KALMOR ∑(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco microbs · · · · · · · · · · · · 177
<Table 7- 1> Mixing rates of raw materials for composting · · · · 182
<Table 7- 2> Codings of experimental samples · · · · · · · · · · · · 183
<Table 7- 3> Physico-chemical properties of the compost · · · · · · 188
<Table 7- 4> The contents of heavy metals in the compost · · · · · 190
<Table 7- 5> The korean standards of by-product fertilizer, compost · 190
<Table 7- 6> Germination, root growth, and germination index by germinating test of lettuce and radish seeds · · · · · 192
<Table 7- 7> The application rates of chemical fertilizer(Kg/10a) · 196

<Table 7- 8> Physico-chemical properties of soil after application of fertilizers(Radish) · · · · · · · · · · · 200
<Table 7- 9> Physico-chemical properties of soil after cultivation of radish · · · · · · · · · · · · · · · · · · 201
<Table 7-10> Physico-chemical properties of soil after application of fertilizers(Lettuce) · · · · · · · · · · 203
<Table 7-11> Physico-chemical properties of soil after cultivation of lettuce · · · · · · · · · · · · · · · · · · 203
<Table 7-12> Changes of radish growth rate depending on the application rates of compost during cultivating period · 208
<Table 7-13> Changes of radish's weight growth and depending on the application rates of compost after harvest · · · · 209
<Table 7-14> Changes of lettuce growth rate depending on the application rates of compost during cultivating period · 210
<Table 7-15> Changes of the growth and fresh weight of lettuce harvested at five times depending on the application rates of compost · 211
<Table 8- 1> Comparison of windrow and wabio process · · · · · · · · 215
<Table 8- 2> Vegger Process · 218
<Table 8- 3> Wabio Process · 219
<Table 8- 4> BTA Process · 220
<Table 8- 5> Snamprogetti Process · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 221
<Table 8- 6> Valorga Process · 222

<Table 8- 7> Dranco Process · 223
<Table 8- 8> Characteristics of porous media in aerobic process · · 226
<Table 8- 9> Efficiency of acti-bio process · · · · · · · · · · · · · 227
<Table 8-10> Effect of electrolysis in Cu Cell from waste water · · 231
<Table 8-11> Effect of electrolysis in Al Cell from waste water · · 232
<Table 8-12> Effect of electrolysis in Fe Cell from waste water · · 233
<Table 8-13> Basicity and Schultz-Hardy rule of Al complexes · · · · 236
<Table 8-14> Distribution of polymeric aluminium species as a function of molar OH/Al ratio · · · · · · · · · · · · · · 238
<Table 8-15> A list of coagulants developed and in development worldwide(Kwak, 1996) · · · · · · · · · · · · · · · · · · 239
<Table 8-16> Main activity for each process · · · · · · · · · · · · · 243
<Table 8-17> Comparison of cost balance · · · · · · · · · · · · · · · 249
<Table 8-18> Report of daily operation data · · · · · · · · · · · · · 256

그림 目 次

[Fig 2- 1] Anaerobic transfer equipnent · · · · · · · · · · · · · · · · 19
[Fig 2- 2] Time cource of the start-up periods on seed · · · · · · 20
[Fig 2- 3] Time course of the cumulative methane gas yields of the mixed solid samples · 22
[Fig 2- 4] Time course of the cumulative methane gas yields of the mixed solution samples · · · · · · · · · · · · · · · · · · 23
[Fig 2- 5] Time course of the methane contents of the mixed solid samples in BMP test · · · · · · · · · · · · · · · · · · · 24

[Fig 2- 6] Time course of the methane contents of the mixed solution samples in BMP · · · · · · · · · · · · · · · · · · 25
[Fig 2- 7] Time course of the cumulative methane gas yields of the non-mixed solution samples · · · · · · · · · · · · · · · · 27
[Fig 2- 8] Time course of the methane contents of the non-mixed solution samples · 28
[Fig 2- 9] Three steps fill-up filter reactor · · · · · · · · · · · 30
[Fig 2-10] Variation of pH during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate · · · · · · · · · · · · · · · · · · 31
[Fig 2-11] Variation of Methane V(%) during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate · · · · · · · · · · 32
[Fig 2-12] Variation of COD during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate · · · · · · · · · · · · · · · · · 33
[Fig 3- 1] Process of microbes fermentation by glucose · · · · · · 41

[Fig 3- 2] Process of airobic and anairobic fermentation by mierobes · 42
[Fig 3- 3] Anaerbic digestion process · · · · · · · · · · · · · · · · 48
[Fig 3- 4] Various developed anaerobic bioreator · · · · · · · · · · 50
[Fig 3- 5] Schematic diagram of three steps fill-up filter reactor · 51
[Fig 3- 6] Variations of pH, CH4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at start-up · · · · · · · · · · · · · · · 53
[Fig 3- 7] Variations of VFA during anaerobic digestion from Run B sample at start-up · 54
[Fig 3- 8] Time cource of pH, CH4 and TCOD during anaerobic digestion

from Run B sample at 10g COD/L loading rate · · · · · 55
[Fig 3- 9] Time cource of pH, CH4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at 16g COD/L loading rate · · · · · · 56
[Fig 3-10] Time cource of pH, CH4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at 18g COD/L loading rate · · · · · · 57
[Fig 3-11] Time cource of the methane gas production, Yield and content at 20g COD/L loading rate in batch · · · · · · 58
[Fig 3-12] Rectilineal recurring polt of the methane gas content at 20g COD/L loading rate in batch · · · · · · · · · · · · · 59
[Fig 3-13] Schematic diagram of magnetic fluid separator system · · 66
[Fig 3-14] Schematic diagram of continuous electrolysis system · · 67
[Fig 3-15] Utilization of biogas · · · · · · · · · · · · · · · · · · 71
[Fig 4- 1] Relation of LCOD and ECOD (%) · · · · · · · · · · · · · · 81
[Fig 4- 2] Reduction relation of TCOD and MLSS loading · · · · · · 81
[Fig 4- 3] Reduction of microbes for deflocculation at excess airation · 83
[Fig 4- 4] Biosorption process at the high-rate activated sludge operation · 87
[Fig 4- 5] Comparision of TCOD reduction for media and blank aerobic digestion · 97
[Fig 4- 6] Comparision of SCOD reduction for media and blank aerobic digestion · 98
[Fig 4- 7] Comparision of SS reduction for media and blank aerobic digestion · 99
[Fig 5- 1] Schematic diagram of continuous electrolysis system · · 108

[Fig 5- 2] Actual utilization of Ozone · · · · · · · · · · · · · · · · 120

[Fig 5- 3] Potential of Oxidation and Reduction · · · · · · · · · · 122

[Fig 5- 4] Principle of Ozonizer for the electric discharge · · · · 123

[Fig 6- 1] Estimated specific CO2 evolution rates of thermophilic bacteria, Rb, and thermophilic actinomycetes, Ra, as s funtion of conversion of VM. Symbols : ----, thermophilic bacteria(TB):----, thermophilic actinomycetes (TA) · · · 139

[Fig 6- 2] Contribution of CO2 evolution rates by both thermophilic bacteria (TB) and thermophilic actinomycetes (TA) to overall CO2 evolution rate measured during composting · 140

[Fig 6- 3] Simplified temperature profile in a windrow composting process (A) and an in-vessels system (B). The time scale is arbitrary, demostrating the relative time course of temperature change during compsting · · · · · 148

[Fig 6- 4] Relationship between CO2 evolution and mean compost temperature. Reading taken every 4 hrs from cool section before turing, Days 1-9(●);after turing, Days 9-15(○) ; and from hot section before turning (▲) ; and after turnong (△) · 149

[Fig 6- 5] Composting absorption spectrum of Gel-chromatograph · 155

[Fig 6- 6] The growth of strains isolated from TB-1 (E), SHINCO (k) and TM-101 (E) in PYG medium · · · · · · · · · · · · · · · · 158

[Fig 6- 7] The growth of strains isolated from TB-1 (E), SHINCO (k) and TM-101 (E) in Bennett medium · · · · · · · · · · · · · · 159

[Fig 6- 8] Time cource of the growth temperature of TB-1 in

Bennett & PYG medium · 161
[Fig 6- 9] Time cource of the growth temperature of MB-1 in
Bennett & PYG medium · 162
[Fig 6-10] The growth of strains isolated from TB-1 in Bennett
& PYG medium · 164
[Fig 6-11] The growth of strains isolated from MB-1 in Bennett
& PYG medium · 165
[Fig 6-12] Shematic diagram of Ordor Digesting System · · · · · · · 172
[Fig 7- 1] Evaluation of compost maturity by circular paper
chromatography · 191
[Fig 8- 1] Chunhyang-Leedoryung coagulation mechanism showing the
interaction energy between two particles (Kwak,1997) · · 235
[Fig 8- 2] System formation of Ozone and BAC process · · · · · · · 243
[Fig 8- 3] Solid waste mass balance · · · · · · · · · · · · · · · · · 244
[Fig 8- 4] Waste water mass balance · · · · · · · · · · · · · · · · · 245
[Fig 8- 5] Solide waste capacity balance · · · · · · · · · · · · · · 246
[Fig 8- 6] Waste water capacity balance · · · · · · · · · · · · · · · 247
[Fig 8- 7] 50 T/d Process Flow Sheet · · · · · · · · · · · · · · · · 248

第 1 章 序 論

國民生活 水準의 向上과 더불어 농·축·수산물의 需要量도 增加되고 이에 따른 수용능력도 限界에 이르고 있어 농·축·수산물 集荷場의 增設이 要求되고 있다. 따라서 流通過程에서 발생되는 有機質 廢棄物量은 每年 증가되어 가고 있는 實情으로 최근에는 自家 車輛 보유가 擴大되면서 農水産物 집하장에서 直接 購買하는 경향으로 되고 있어 이의 深刻性은 더욱 커지고 있다.

農林水産部에서도 이러한 국민의 生活慾求에 보조를 맞추기 위해 農水産物 共營都賣 市場을 지역단위로 建設하는 동시에 小都市에는 농수산물 共販場을 확대 設置하려하고 있다.

따라서 올해 追加 건설에 所要되는 豫算을 보게되면 農水産物 도매시장 건설에 1,769億원을 그리고 農産物 共販場 건설에 186億원을 投入할 예정이며 또한 '99年 까지는 增設할 계획도 樹立되어 있다. 그러나 위와 같은 集荷場 擴大 계획에도 不旬하고 流通市場에서 發生될 막대한 有機質 폐기물에 대한 適切한 處理技術 계획은 수립되어 있지 않아 이에 대한 技術이 時急히 확립되어야 할 立場에 놓여 있다.

最近 環境에 대한 國民意識이 높아지면서 집하장에서 排出되는 쓰레기 또한 埋立이나 燒却에만 依存하려는 생각만으로는 埋立地 부족과, 埋立時 侵出水 오염등 앞으로 매립지역의 住民 反撥이 거세질 것이 豫見되므로 環境問題를 소홀히 다룰 수가 없을 것으로 보고있다.

그러므로 本 硏究에서는 流通集荷場에서 發生되는 各種 유기질 廢棄物을 공해가 없는 有用한 資源으로 再生시키면서 集荷場 內에서 全量 처리할 수 있는 最適 處理 시스템을 開發하고저 하는데 硏究의 力點을 두고 있다.

특히 最適 시스템에 적용될 技術事項으로는 當 硏究팀이 開發한 TB-1 및 MB-1의 强力 醱酵 微生物菌을 적용하므로서 固形物에서는 80%이상 減量化된 유기질 堆肥를 얻을 수 있으며 또한 液狀은 實證硏究가 끝난 UBF 反應 시스템을 사용하여 最適 處理를 하고저 한다. 그리고 냄새 除去는 特許 출원중인 多孔性 충진제의 氣泡膜 形成 脫臭 방법을 適用하여 全體的으로 적정 처리規模인 50T/day 處理 容量의 최적의 Total 시스템을 構成하여 技術 普及하므로서 快適한 流通市場을 形成시키고자 한다.

第 1 節 硏究 開發의 目的과 範圍

1. 研究의 目的

本 研究의 목적은 농·축·수산물 流通 集荷場에서 발생되는 綜合 有機性 폐기물을 全量 再 資源化 하므로서 淸淨 농·수산물 流通 市場을 形成시키고저 하는 것이 目的이며 이에 따른 技術 開發 최종 목표는 각종 處理 實驗을 通하여 우리나라 유통 시장의 適定 處理 規模인 50T/day 처리 容量의 最的 運轉 技術案을 도출 하는데 있다. 이에 따른 研究 開發 목표 내용을 要約하면 다음과 같다.

가. 固液 分離 기술의 最適 工法 및 前處理 방안 導出
나. 고상 廢棄物의 高速 堆肥化菌을 이용한 減量化 기술 개발
다. 液狀 유기성 廢水의 UBF 嫌氣性 처리 기술 確立
라. 嫌氣 처리수의 活性汚泥 처리 기술 確立
마. 防流水 기준에 準한 高度 淨水 처리 기술 導出
바. 最終 퇴비의 安定化 조건 導出
사. 速成 퇴비의 植物 成長 실험 및 評價
아. 50톤/일 處理 규모의 最適 설계안 導出
자. 50톤/일 處理 장치의 最適 운전안 導出

2. 研究의 範圍

實驗室的 分析 및 Pilot 장치 運轉에 의한 最適 條件을 도출하기 위하여 연구 개발 目標에 대한 研究 開發 範圍는 다음과 같이 要約 할 수 있다.

가. 농·축·수산 流通 集荷場 유기성 폐기물의 季節別 및 排出源 분석

1) 排出量 조사 및 混合 試料의 分析

2) 試料의 再 資源化 타당성 평가 實驗

3) 농·수산물 流通 市場의 계절별 標本 調査 분석

4) 季節別 폐기물의 發生 比率에 準한 기초 실험

나. 高濃度 分離 廢水 처리 실험

1) 폐수의 UBF 反應器에 관한 최적 運轉 條件 導出

2) 好氣性 반응기에 대한 最適 運轉 조건 도출

3) 電氣 分解 및 凝集 分離 최적 條件 導出

4) 防流水 기준 高度 處理 조건 도출

다. 分離 고형분의 堆肥化 실험

1) 퇴비화 溫度, 空氣流入, 攪拌 回轉 조건 도출

2) 퇴비화용 菌株의 選拔 및 製劑 生産 기술 도출

3) 퇴비화 工程의 醱酵 臭氣 除去 기술 도출

4) 一次 安定化 堆肥의 생산 條件 導出

라. Total system 의 最適 設計

1) 各 Piolt 裝置別 연속 운전 結果 도출

2) 各 工程別 처리 Balance 檢討 분석

3) 50톤/일 Plant의 最適 Total 시스템의 도출

4) 50톤/일 Plant의 최적 運轉案 도출

마. 有機質 醱酵 퇴비의 肥效 검토

1) 醱酵 퇴비의 植物 成長 안정성 검토

2) 作物 성장에 대한 肥效 實驗

3) 퇴비중 未醱酵 유기 성분의 作物 成長 영향 실험

第 2 節 硏究 開發의 必要性

1. 技術的 側面

一般 농·축·수산물 都賣市場에서 발생되는 有機性 廢棄物은 多樣한 形態의 것이 모이게 되므로 發生源別로 분리수거하면서 綜合處理하는 기술이 要求되며 이에 대한 연구의 必要性은 다음과 같다.

가. 固狀 및 液狀 分離技術

농·축·수산 集荷場에서 발생되는 폐기물은 流通過程에서 발생되는 것 이외에도 需用人員의 음식물 提供時 발생하는 廚房 廢棄物과 水産物 加工 폐기물 등 다양한 高濃度 유기질 물질이 排出되는데 이를 收去하여 理想的으로 처리하기 위하여는 固狀 및 液狀으로의 分離가 필요하다. 고·액 분리기술은 다음 段階인 고상의 再資源化를 하는데 重要因子가 되고 또한 分離液은 淨水處理하는데 있어 어려움을 덜어주게된다. 分離技術에 대한 要件은 機械的으로 적정조건을 萬足시켜 주는데 있으므로 國産 機械로서도 解決이 가능하다.

나. 固狀 폐기물의 再資源化 기술

고·액 分離技術이 圓滿하게 이루어지게 되면 固狀 폐기물은 一次 水分調節을 거친다음 好氣性 발효기(약 55 60℃유지)에서 當硏究所에서 保有하고 있는 强力 堆肥化菌인 TB-1 및 MB-1 菌을 接種하여 48시간 내에 減量化가 되면서 一次的인 安定化가 된 퇴비를 生産하게 된다.

堆肥化 조건에 있어 酸素, 水分, 溫度, C/N比, pH 등의 조절에 대한 技術

上의 문제는 “圓型醱酵槽 퇴비화 시스템의 實用化 硏究” 및 “廚房 廢棄物의 自動 퇴비화 장치개발 연구” 과제를 遂行하면서 蓄積된 技術이 있으므로 再資源化기술에 대한 최적조건 도출은 實驗을 통하여 容易하게 確保될 수 있다.

다. 液狀 廢棄物의 淨化企術

高濃度의 유기성 폐수를 淨化하는데는 處理技術에 따라 規模가 방대하여지므로 本 硏究에서는 고농도 폐수를 直接處理하는 최신기술인 UBF(Upflow Blanket Filter Reactor) 工法을 적용하게 될것이며 이 기술은 當所 특허인 “多孔性 微生物 固定膜에 의한 速成醱酵 방법”를 導入, 고농도 폐수인 “酒精廢棄物의 최적에너지 轉換方案 연구”를 수행한 기술을 土臺로 廢水를 淨化하게 된다.

2. 經濟·社會的 側面

가. 經濟的 側面

농·축·수산물은 人類가 地球上에 存在하는限 끊임없이 생산 供給되어져야하는 基本的인 생산물이다. 따라서 이러한 産業은 지속적인 尖端 生物産業으로 轉換되면서 高附加價値, 高品質의 産物이 생산되게 되어지고, 消費者의 욕구 또한 所得增大와 더불어 다양하고 豊成한 식생활 文化로 옮겨지고 있다. 그러므로 이에 따른 農水産 政策도 유통구조 改善 및 安定供給을 위한 집하장의 設置를 도처에 계획하고 있어 여기에서 發生되는 유기질 폐기물의 安定的 처리 문제는 公害側面에서 반드시 解決하여야 할 과제이다. 따라서 本 技術의 적용은 公害要因이 되는 폐기물을 再資源化 하면서 공해방지와 同時에 良質의 유기질 肥料를 供給할 수 있게 되므로 이는 WTO와 GR에 대비한

競爭力 確保에도 기여할 수 있게 된다.

나. 社會的 側面

앞으로 농·축·수산물의 流通體系가 多變化되면서 야기될 수 있는 集荷場 廢棄物 문제는 全國 各 都市에서 같은 樣狀으로 일어날 것으로 본다. 現在의 埋立 및 燒却 방법으로는 埋立地 부족과 燒却所要 연료비 및 운반과정의 費用과 嫌汚感 등 많은 社會的 문제점이 있을 것으로 본다. 따라서 모든 廢棄物은 發生源에서 처리하는 것이 가장 經濟的이면서 民願의 소지를 防止할 수 있는 方案이라고 본다. 그러므로 本 硏究의 결과는 全國에 擴大 보급할 수 있는 技盤技術이 될 수 있어 有用하게 利用될 것으로 展望하고 있다.

第 3 節 앞으로의 展望

1. 現技術의 脆弱性

各種 유기질 廢棄物에 대한 堆肥化 연구는 分野別로 基礎硏究에서부터 實用化 연구까지 大學 및 硏究所에서 많이 推進되어 왔지만 이는 대부분 斷片的인 기술개발이라고 할 수 있다. 따라서 本 硏究에서는 유통과정에서 發生하는 季節別 및 集荷場 특성별 차이가 있는 綜合廢棄物을 현재까지 蓄積된 연구실적을 土臺로 最適化 종합 시스템으로 開發하고저 하는데 있다.

本 事業을 추진하는데 있어 確保하고 있는 기술사항으로는 高速 퇴비화에 所要되는 强力 발효균주의 生産技術 확보와 高濃度 분리폐수의 最新 處理技術인 多孔性 膜 微生物 固定法인 UBF 嫌氣性 醱酵 시스템 기술확보가 되어 있어 가장 核心技術은 이미 확보된 狀態라고 할 수 있다. 그러나 現技術의

취약성은 우리나라의 농·축·수산 廢棄物 處理에 대한 기술개발은 部分的으로 대학, 연구소, 산업체에서 施行하여 왔으나 기술을 體系化까지 하지 못한데 脆弱性이 있다. 이는 劣惡한 硏究費와 연구의 持續性 등이 결여되어 있었기 때문으로 본다.

그리고 가장 큰 脆弱点은 實用化 普及段階까지 즉 실수요자가 最適 裝置임을 확인할 수 있도록 示範化가 되어져야 하는데 우리나라 實情은 기초연구가 끝나면 實需要者의 몫으로 移傳되어버리므로 미진한 기술이 普及되는 實例가 많았으며, 특히 環境分野는 生産製品과 같은 競爭分野가 아니므로 더욱 심각한 상태의 落後된 기술들이 普及되어 문제를 惹起시키고 있다. 이제는 國民所得 10,000불 시대에 걸맞는 環境設備 投資가 있어야만 현 기술의 脆弱性을 극복할 수 있다고 본다.

2. 技術 開發의 展望

生活環境이 變化되면서 購賣方法 또한 변화하고 있는 것이 現實이다. 이재는 시장 손바구니에서 自動車 트렁크 바구니로 바뀌고 있다. 集荷場에서 염가로 大量購入하는 시대로 되어지면서 專門 구매 配達體系가 확립되고 있어 앞으로 規模面에서도 小規模 집하장은 競爭에서 밀려나고 大規模 유통체계 집하장이 생기기 마련이다. 따라서 發生되는 쓰레기는 自體 處理하거나 막대한 費用으로 처리할 수밖에 없다.

가장 競爭力이 있는 流通市場이란 쓰레기 發生者의 비용부담을 주려주는 길이라고 한다면 本 硏究에서 開發되는 有機性 폐기물의 再資源化 및 쾌적한 구매 環境造成이란 目的에서 개발되는 이 기술은 全國的으로 普及될 수 있다고 보며 또한 基礎資料도 풍부하여 技術定着도 용이하게 이루어질 것으로 展望한다. 그리고 外國에서 기술도입시 國內에 그대로의 適用은 不可能하다고

본다. 食生活 樣式이 다르고 유통체계 또한 달라서 集荷場에서 나오는 폐기물의 樣狀이 다르기 때문에 국내 實情에 맞는 기술개발이 要求된다.

國內의 기술로도 體系化를 시키면 先進國 수준까지 到達할 수 있으므로 類似한 유통구조를 갖는 國家에는 充分히 기술을 輸出할 수 있는 기술까지 確保 할 수 있다.

第 2 章　　農·畜·水産 廢棄物의 固·液 分離

第 1 節　序 說

농·축·수산물 集荷場 廢棄物 性狀은 각 地域 生産物 특성에 따라 집하장에서 排出되는 유기성 폐기물의 成分 組成이 다르다. 그리고 季節別로도 집하량의 差異를 보이고 있어 이에 대한 季節別 試料 특성 또한 分析 檢討 되어야 한다.

따라서 本 硏究에서는 가장 多樣한 농·축·수산물이 集荷되면서 年間 需要者의 요구를 滿足 시키고 있는 서울 가락동 농·수산 시장 流通 統計를 계절별로 調査 분석 하여 시료의 標本으로 하였다.

우리나라 농·축·수산물 集荷場 有機性 쓰레기의 發生 및 處理 現況을 조사하여 보면 流通 集荷場에서 每日 發生되는 유기성 쓰레기의 處理 問題는 국내의 共營 도매시장 및 一般 法定 도매시장 할것없이 모두 解決 方案 導出에 고심하고 있다. 발생하고있는 쓰레기 처리를 現在까지는 全量 埋立에 依存하고 있어 埋立地의 부족과 浸出水의 汚染또한 심각한 社會問題로 재기되고 있다. 이에 對한 국내의 共營 都賣 市場 현황을 보게되면 旣存 開場·運營되고있는 15個所와 건설될 共營 都賣市場 18個所를 합하여 全國 33個所가 설치 運營될 계획이다. 그리고 建設 事業費로는 현재까지 청주의 51億원의 最小 規模에서 가락 시장의 933億원의 最大 규모인 것이 建設되었으며 앞으로 建設 豫定인 규모는 정읍의 112億원의 最小 규모에서 서울 서남의 1,500億원 규모로 旣存에 比較하여 60%以上 投資 규모가 擴大되면서 大單位化가 되고 있다. 그러므로 旣存 및 增設 유통집하장에서 發生되는 流通 廢棄物의 처리 문제는 環境 公害를 고려할 때 時急히 解決하여야 할 課題로 되어있다.

그리고 농·축·수산 流通集荷場에서 거래되는 物量은 1994年度 共營 都賣시장에서 3,938,121톤/년, 일반 법정 都賣 市場에서 1,069,097톤/년으로 總 5,007,325톤/년이 去來되었으며 1995年도 實積은 共營 도매시장에서 4,461,097톤/년, 一般 법정 도매 시장에서 965,656톤/년으로 總 5,426,753톤/년이 去來되었다. 따라서 全體的인 物量으로 約 7.7% 增加를 보였으나 공영 도매시장과 일반 법정 도매시장과의 症加 比較에서는 공영 도매시장에서 13% 增加한 反面에 일반 법정 都賣市場에서는 9.7% 減小한 것으로 나타났다. 이러한 現常은 공영 도매시장이 消費者의 需要에 맞추어 大規模 유통시장으로 變化하지 않을 수 없음을 나타내고 있다. 이것은 1998年도까지의 共營 도매시장 18個所 擴張 계획과 같은 맥락을 하고 있다.

流通集荷場에서 1995年度 가장 많이 去來된 채소류로 배추 379,987톤/년, 무우 234,618톤/년, 양파 193,349톤/년의 順으로 되어있고 과일류는 감귤 60,967톤/년, 사과 59,518톤, 포도 26,245톤/년의 順으로 去來가 되었다. 그리고 廢棄物量이 小量 발생되는 鮮漁 및 폐류로는 물오징어 22,976톤/년, 고등어 19,727톤/년, 고막 10,938톤/년의 順이다. (전국공영도매시장 현황, 1996 ; 농수산물 도매시장 통계년보, 1996).

本 硏究에서는 有機性 廢棄物을 가장 많이 發生시키는 채소류, 청과류, 어폐류, 음식 폐기물을 分類하여 比較的 統計資料가 있는 가락동 農水産 都賣市場에서 발생하는 쓰레기 構成量을 適用 하였다.

國內에서 各種 食品 産業 폐기물, 畜産 폐기물, 飮食 폐기물, 一般 有氣性 産業廢棄物등에 對한 嫌氣性 消化 및 퇴비화 연구는 活發히 推進되고 있으나 (홍종준 등, 1991; 1994). 流通 集荷場에서 集合 發生되는 폐기물에 대한 硏究는 推進되고 있지않아 이의 연구를 위하여 試料의 構成別로 固·液분리하여 溶液은 嫌氣性 消化에 의해 메탄가스로 轉換하여 에너지를 回收하고 固形分은 사료 및 퇴비화로 總體的인 再資源化를 하고자 한다.

대한민국국회도서관장서

1. 가락동 農·水産 市場 有氣性 쓰레기 發生 現況

本 硏究에서는 유통 집하장의 取扱 物量이 지역 및 규모에 따라 差異를 보이고 있어 比較的 統計 資料가 있는 가락동 農水産物 도매시장을 對象으로하여 유기질 폐기물 發生量에 대한 去來量 比率을 推定한 결과 有機性 폐기물을 가장 많이 發生시키는 種類는 채소류, 청과류, 어패류, 음식 廢棄物의 順으로 分析 되었으며 이에 대한 가락동 農水産 都賣 市場에서 發生되는 年間 쓰레기량을 算出하여 보게 되면
<Table 2-1>과 같다.

2. 季節別 有機性 廢棄物 試料의 發生量 調査

本 硏究에서는 多小 편차는 있으나 季節別 物動量을 조사하여 폐기물 發生組成을 分析한 결과 資料로 인용하여 實驗에 着手하고자 한다.
組成 特性을 月別로 분석한 結果를 보면 다음 <Table 2-2>와 같다.

<Table 2-1> Amount of organic wastes occuring in a year at GARAG-DONG wholeale market

(단위 : 톤)

종류별	취급량	쓰레기량	쓰레기비율(%)	비 고
채 소 류	1,410,000	106,945	75	
청 과 류	540,000	29,200	20.5	
어 패 류	240,000	6,200	4.4	
음식폐기물	1,116,000	113	0.1	1인평균101g/일기준
합 계	3,306,000	142,458	100	

2015/09/11 14:20-운영지원과/허민지

자료출처 : 農蓄水産 流通集荷場 廢棄物의 效率的 處理시스템 開發硏究 / 農林部

<Table 2-2> Amount of organic wastes occuring in each month at GARAG-DONG wholeale market

(단위 : 톤)

월별 / 종류별	1월(%)	2월(%)	3월(%)	4월(%)	5월(%)	6월(%)	7월(%)
채소류	2,973(68.3)	2,836(67.2)	4,061(74.9)	4,368(76)	9,691(87.2)	11,121(88.3)	10,889(87.1)
청과류	1,105(25.6)	1,110(26.3)	1,110(20.6)	1,125(20.5)	1,156(10.4)	1,211(9.6)	1,352(10.8)
어패류	235(5.4)	265(6.3)	238(4.4)	240(4.2)	253(2.3)	246(2)	255(2)
음식폐기물	9(0.2)	9(0.2)	10(0.2)	10(0.2)	10(0.1)	10(0.1)	9(0.1)
유기성폐기물 (총량)	4,322	4,220	5,420	5,743	11,110	12,588	12,505

월별 / 종류별	8월(%)	9월(%)	10월(%)	11월(%)	12월(%)	총 계
채소류	7,673(81.6)	10,131(84.8)	8,660(84.2)	11,050(88.3)	6,699(82.6)	
청과류	1,460(15.5)	1,516(12.7)	1,324(12.9)	1,186(9.5)	1,154(14.2)	
어패류	260(2.8)	288(2.4)	291(2.8)	265(2.1)	253(3.1)	
음식폐기물	9(0.1)	10(0.1)	9(0.1)	9(0.1)	9(0.1)	
유기성폐기물 (총량)	9,402	11,945	10,284	12,510	8,115	108,164

위의 표 <Table 2-2>에서 年間 全體 쓰레기 發生量 142,458톤 중 76%에 해당하는 108,164톤이 有機性 廢棄物로 發生되는 것으로 分析된다.

第2節 固液 分離 試料의 特性

1. 試料의 選定과 分析

實驗에 앞서 시료의 選定은 채소의 發生 比重이 가장 큰 6月 시료와 청과

및 야채의 比重이 큰 3月 시료 및 어패류 比重이 큰 1月 시료를 選拔하여 比率別로 정량하여 使用하기로 하였다. 이에 對한 混合 試料의 比率表는 다음 <Table 2-3>과 같다.

<Table 2-3> Rate of mixed samples formation

시 료	물 류 비 율	혼 합 비 율	중 량	비 고
혼합시료A (Run A)	채소류(68.8%)	배추(85%) 무(15%)	58.31g 10.29g	
	청과류(25.6%)	사과 (50%) 귤(50%)	12.8g 12.8g	
	어패류(5.4%)	생선 (내장류)	5.4g	
	음식폐기물(0.2%)	비빔밥	0.2g	
혼합시료 B (Run B)	채소류(74.9%)	배추(85%) 무(15%)	63.66g 11.24g	
	청과류(20.5%)	사과 (50%) 귤(50%)	10.25g 10.25g	
	어패류(4.4%)	생선 (내장류)	4.1g	
	음식폐기물(0.2%)	비빔밥	0.2g	
혼합시료 C (Run C)	채소류(88.3%)	배추(85%) 무(15%)	75g 13.3g	
	청과류(9.6%)	사과 (50%) 귤(50%)	4.8g 4.8g	
	어패류(2%)	생선 (내장류)	2g	
	음식폐기물(0.1%)	비빔밥	0.1g	

위의 <Table 2-3>에서 混合試料 A를 Run A, 混合試料 B를 Run B, 混合試料 C를 Run C로 하고 追加로 Run D를 배추, Run E를 무우, Run F를 사과 50%와 귤 50%를 混合한 것을 시료로 하였다.

위의 Run A에서 Run F에 對한 시료의 成分과 C/N Ratio는 다음 <Table 2-4>와 같으며 이에 대한 混合 및 未混合 狀態의 시료는 <Table 2-5> 및 <Table 2-6>와 같이 構成되어 있다.

<Table 2-4> Elemental compositions and C/N Ratio

Composition / Samples	C	H	O	N	S	C/N
Run A	37.58	5.92	54.44	1.91	0.15	19.68
Run B	37.92	5.84	53.97	2.06	0.21	18.41
Run C	38.61	5.47	53.37	2.34	0.21	16.50
Run D	34.17	5.62	57.62	2.29	0.30	14.92
Run E	35.46	5.96	56.43	2.02	0.13	17.55
Run F	42.29	6.16	50.89	0.63	0.03	67.13

<Table 2-5> Characteristics of mixed sample

Samples	Run A	Run B	Run C
Compositions (%)	Vegetables (68.7%) Fruits (25.7%) Fishes (5.4%) Food wastes (0.2%)	Vegetables (75.2%) Fruits (20.5%) Fishes (5.4%) Food wastes (0.2%)	Vegetables (89.1%) Fruits (10.6%) Fishes (0.2%) Food wastes (0.1%)

※ Vegetables : (Whete Cabbage 85%, Radish 15%)

Fruits : (Apple 50%, Tangerine 50%)

<Table 2-6> Characteristics of non-mix samples

Samples	Run D	Run E	Run F
Compositions (%)	Chinese cabbage (100%)	Radish (100%)	Apple (50%) Tangerine (50%)

2. 試料의 特性 分析

농·축·수산 流通集荷場에서 發生되는 유기성 폐기물의 生分解度를 測定하기 위하여 實驗하고저 하는BMP (Biochemical Methane Potential) 測定은 Owen etal(1979)와 Shelton etal (1984)에 의해 정립된 測定 方法으로써 유기물의 嫌氣性 消化에 미치는 影響을 容易하게 도출해 낼 수 있어 有機物 분해에 의한 메탄 가스의 發生量 및 發生 速度를 算出, 이의 資料를 處理 시스템에 適用 시키게되면 設計 기초 자료로써 有用하게 이용될 수 있다. 本 實驗에 사용될 試料는 <Table 2-5> 및 <Table 2-6>의 Run A에서 Run F와 같이 採取하여 이를 固·液 分離 한후 BMP 實驗을 함으로써 效果的인 처리 方案을 導出할수있다.

이에 對한 BMP 實驗을 하고저 고·액 分離한 시료의 成分 特性을 분석한 結果 다음 <Table 2-7> 및 (Table 2-8>과 같이 되었다.

第3節 BMP(Biological Methane Potental)實驗

1. 試料의 前處理

농·축·수산물 流通市場에서 發生되는 試料는 Run A, Run B, Run C, Run

<Table 2-7> Characteristics of Separated Samples

Compositions \ Sample		Run A	Run B	Run C
Solid	Moisture(%)	83.53	83.92	81.14
	TS (%)	16.47	16.08	18.86
	VS (%)	91.949	90.860	86.618
Solution	TS(%)	4.059	4.333	3.639
	VS(%)	89.362	85.960	78.090
	SS(%)	25,100	29,400	24,500
	TCOD (mg/ℓ)	167,680	168,960	117,760
	SCOD (mg/ℓ)	99,840	104,960	82,560
	BOD (mg/ℓ)	62,000	64,000	46,000

<Table 2-8> Characteristics of Separated Samples

Compositions \ Sample		Run D	Run E	Run F
Solid	Moisture(%)	79.52	80.89	76.06
	TS (%)	20.48	19.11	23.94
	VS (%)	85.469	91.549	97.666
Solution	TS(%)	2.786	2.240	7.143
	VS(%)	68.404	85.175	94.132
	SS(%)	18,800	10,700	26,800
	TCOD (mg/ℓ)	71,680	74,240	262,400
	SCOD (mg/ℓ)	46,720	62,720	139,520
	BOD (mg/ℓ)	28,800	32,800	38,000

D, Run E, Run F를 對象으로 選定하였으며 Biological Methane potential을 測定하기 위하여는 季節別 유통 특성을 考慮하여 채소류, 과일류 및 생선류와 같이 發生量이 많은 試料를 사용하였다, 그리고 위의 各 試料는 含有比率別로 정량하여 破碎機로 파쇄한 다음 이를 고·액 分離하여 有機 成分의 損失을 방지하고저 冷凍乾燥器(Labconco corp.)에 냉동 건조하여 使用하였다.

2. 實驗 方法

實驗에 使用된 Run A, Run B, Run C, Run D, Run E, Run F에 對한 메탄 發生量 실험에는 250㎖의 三角 플라스크를 利用하여 시료 및 無機質 배지를 넣고 35℃의 항온실에서 培養溫度가 均一하게 되게끔 유지시킨 다음 植種 슬러지로는 大田市 水質 環境 事業所의 1次 消化槽 反送汚泥를 사용하였으며 植種 슬러지 量은 전체 배지 부피의 10%를 使用하였다.

또한 試料의 순수 메탄 發生量을 측정하기 위하여는 基質을 添加하지 않은 공시체 (Blank)에도 동일한 量을 添加하여 계산시 植種슬러지에 의한 메탄 발생량을 補正해 주었다. 이에 대한 플라스크내에 注入하는 方法은 Owen et al. 등이 提案한 방법에 따라 培地, 試料, 植種 슬러지에 대해 다음과 같은 順序로 하였다.

- 2ℓ 플라스크에 脫이온수 (deionized water) 1ℓ 첨가
- 酸素 汚染 감지위해 resazurin 0.0072 g 첨가
- $(NH_4)_2HPO_4$ 0.1442 g 첨가
- <Table 2-9>의 溶液 27 ㎖ 첨가
- 脫이온수를 1,800 ㎖까지 첨가
- 1 ℓ/min의 流速의 窒素 가스로 置換하면서 15분 동안 끓임
- 窒素 가스로 繼續 치환하면서 常溫으로 식힌다.
- < Table 2-10 >의 溶液 1.8㎖ 첨가
- $FeCl_2 \cdot 4H_2O$, 0.666 g 첨가
- 還元 분위기를 提供하기 위해 $Na_2S \cdot 9H_2O$를 0.9 g 첨가
- 30 % 炭酸가스와 70 % 질소 混合가스를 이용 流速 1 ℓ/min으로 치환한다.
- 8.4 g의 $NaHCO_3$를 粉末로 첨가
- 培地의 pH가 7.1 로 될 때까지 多孔性 유리막대를 통해 30 % 탄산 가스

와 70 % 질소 混合 가스로 폭기시킨다.

- 이상과 같이 조제된 培地에 植種슬러지 200 ㎖ 첨가
- <Fig 2-1>과 같이 各 試料 (2 gVS/L)가 담겨진 250㎖ 容量의 삼각 플라스크에 위와 같이 조제된 액을 200 ㎖씩 嫌氣 條件下에서 添加 培養한다.

3. 試料의 分析

三角 플라스크내에 發生된 가스량의 測定은 실리콘 고무마개 위로 주사기

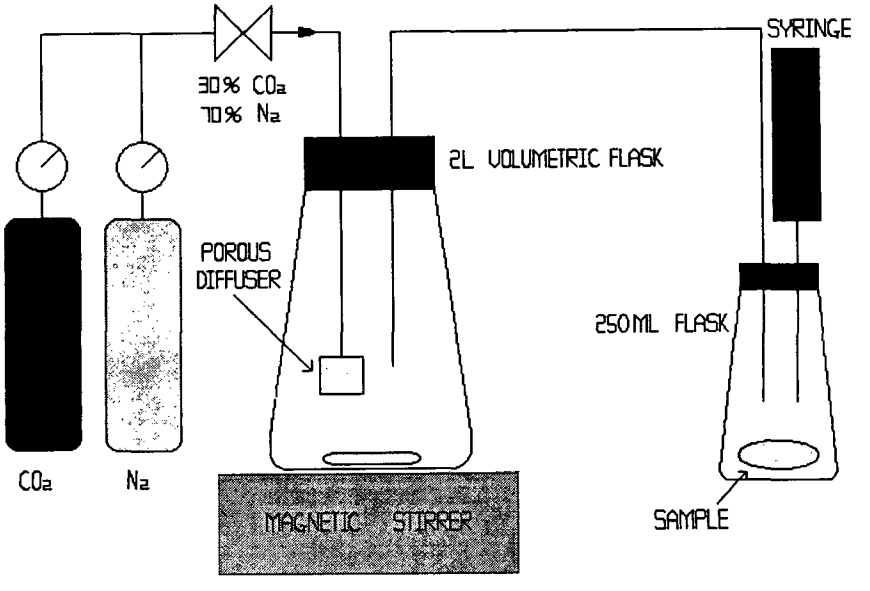
<Table 2-9> Nutrient solution for BMP test (Nutrients in a 100 ㎖ deionized water)

$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	1.67 g	H_3BO_3	0.038 g
NH_4Cl	2.66 g	$CuCl_2 \cdot 2H_2O$	0.018 g
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	12 g	$Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$	0.017 g
$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.133 g	$ZnCl_2$	0.014 g
KCl	8.67 g	$CoCl_2 \cdot 6H_2O$	0.2 g

<Table 2-10> Vitamin solution for BMP test (Vitamins in a 1,000 ㎖ deionized water)

Biotin	0.02g
Pyridoxine hydrochloride	0.10g
Riboflavin	0.05g
Nicotinic acid	0.05g
p-Aminobenzoic acid	0.05g

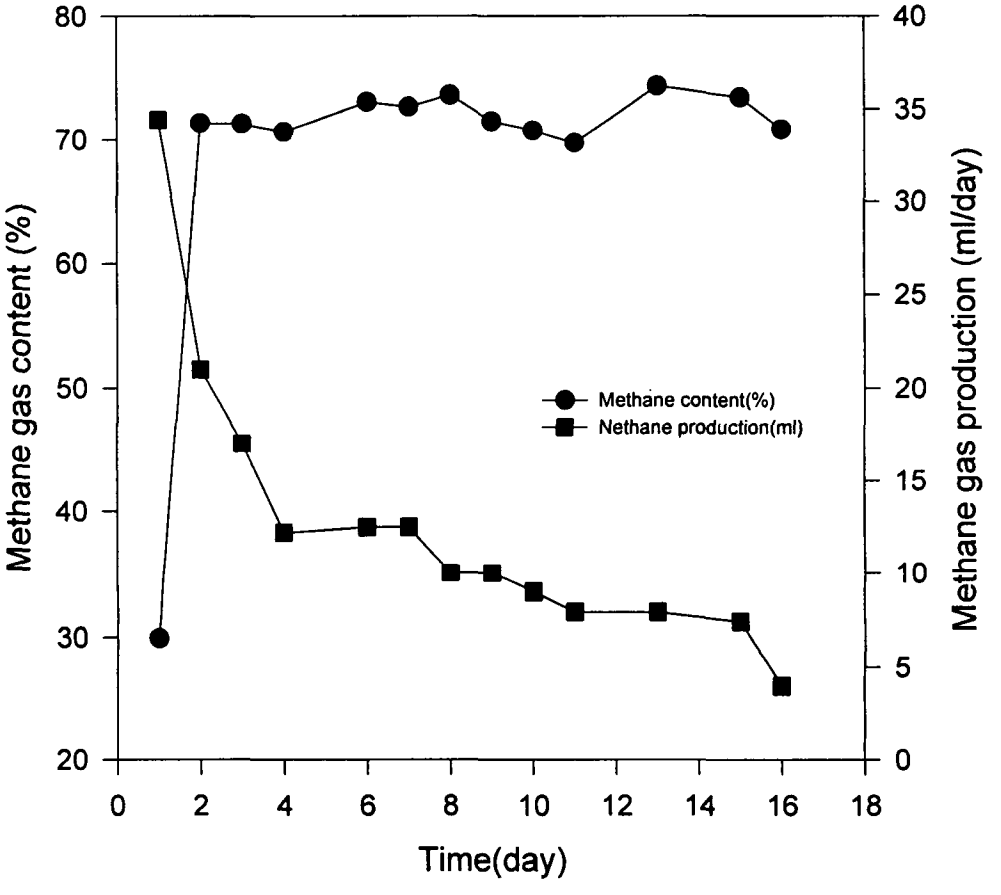
침을 內部까지 넣고 주사기 피스톤을 上下로 움직여서 플라스크안의 大氣壓과 平衡이된 상태에서 測定한 다음 標準 상태로 환산하였다. 이때 發生된 메탄가스 含量은 熱 전도도 檢出機가 부착된 Gaschromatography (HP-5890A)를 使用하여 플라스크안의 가스를 뽑을 때 마다 병 內部로 직접 分析用 주사기 (Hamilton 81320)로 채취하여 組成分析을 하였으며 그때 分析 採取量은 발생總量에 더하여 주었다. GC 分析時 Detector는 TCD를 사용하였으며, 分析條件은 Injection: 60℃, Column: 50℃, Detector: 80℃, 로 하였다. 培地의 pH는 pH meter(Perkin-Elmer)로 그리고 각 시료의 元素分析은 化學硏究所 분석실에 依賴(EA-1108 Elemental analyzer FISONS사) 하였다. 總 고형분 및 揮發性 고형분량의 測定은 Standard method에 의해서 分析하였다.



[Fig 2-1] Anaerobic transfer equipnent

4. BMP 實驗에 使用된 Seed의 特性

BMP 實驗에 사용된 植種液은 대전시 수질환경 사업소의 1次 消化槽 반송오니를 채취하여 사용하였으며 植種液의 運轉 초기 特徵은 다음 < Fig 2-2 >과 같다.

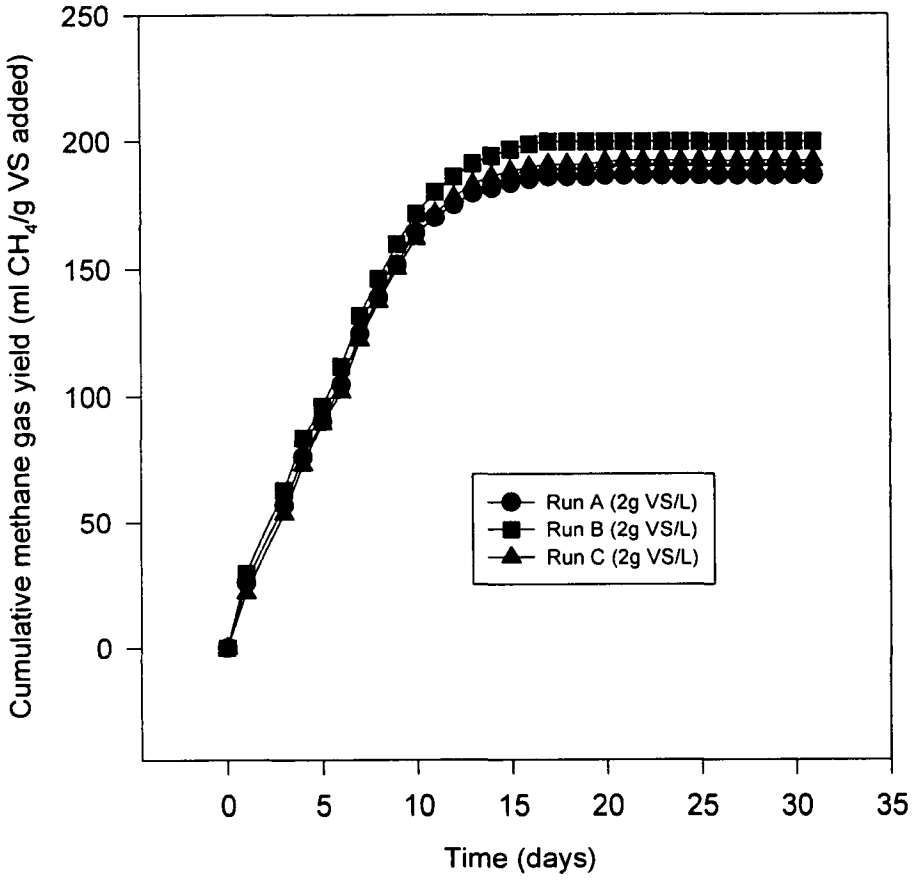


[Fig 2-2] Time cource of the start-up periods on seed

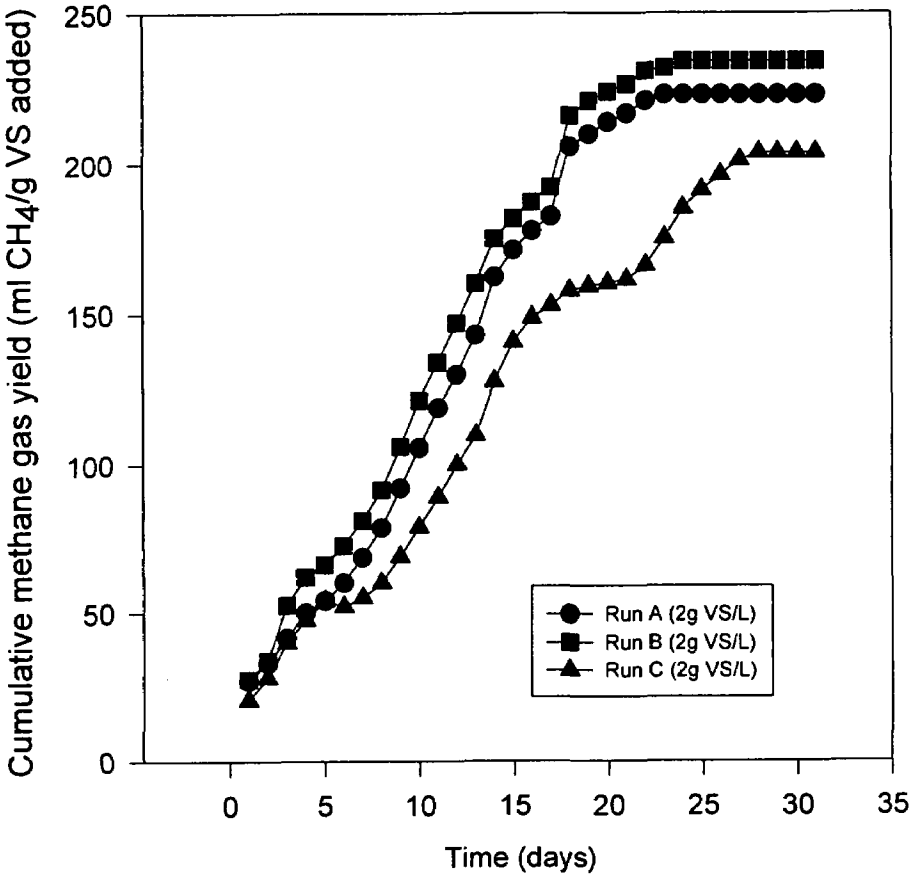
위의 <Fig 2-2>에서 反應 時間이 2일이 經過되면서 메탄 含量이 71.34% 이상 유지됨을 알 수 있고 反面에 메탄가스 發生은 2일에서 서서히 減小하는 것으로 나타났다. 이러한 現狀은 seed의 狀態가 2일이 경과하면서 正常 상태의 嫌氣性 反應을 할 수 있다는 것을 立證하고 있다. 따라서 사용된 seed는 接種 2日을 경과하여 反應器內에 유기물 負荷를 하여도 좋다고 본다. 그리고 메탄가스 生産量 減小는 培養日數가 경과함에 따라 seed 自體內에 유기물질 농도가 減小하기 때문으로 分析된다.

5. 混合試料의 生分解 實驗

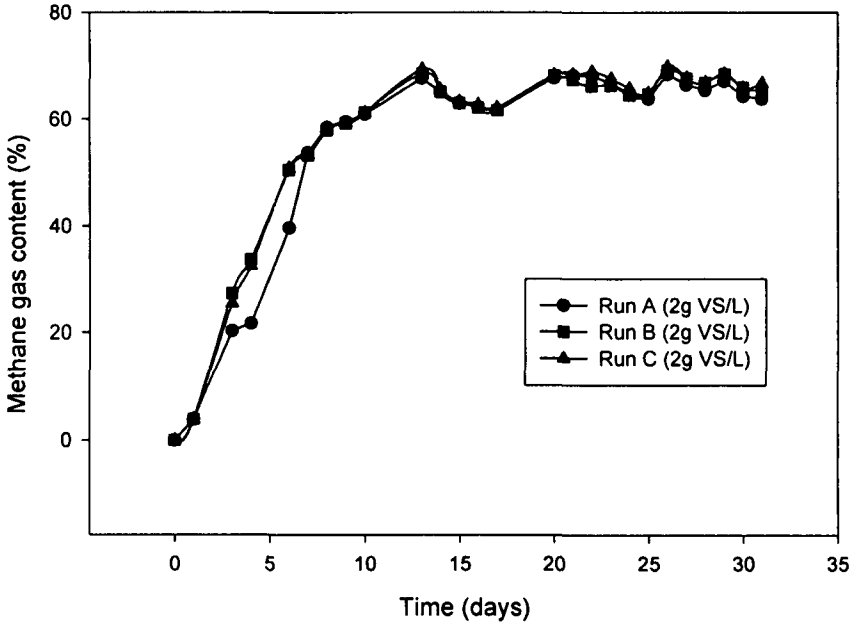
위의 <Table 2-7>의 試料는 고상과 액상으로 分離하여 Run A, Run B, Run C로 만든다음 各 試料에 대한 生分解 實驗을 한 結果 <Fig 2-3>, <Fig 2-4>, <Fig 2-5>, <Fig 2-6>과 같이 나타났다.



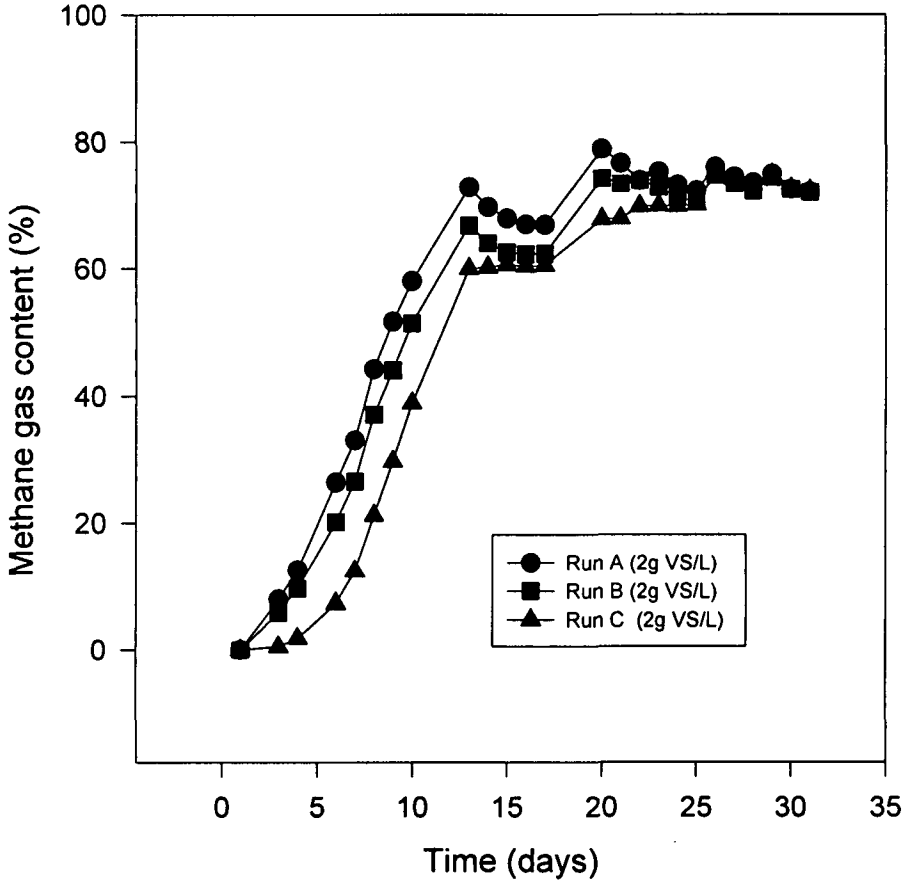
[Fig 2-3] Time course of the cumulative methane gas yields of the mixed solid samples



[Fig 2-4] Time course of the cumulative methane gas yields of the mixed solution samples



[Fig 2-5] Time cource of the methane contents of the mixed solid samples in BMP test



[Fig 2-6] Time course of the methane contents of the mixed solution samples in BMP test

위의 <Fig 2-3>에서 固形分의 生分解는 <Fig 2-4>의 溶液狀態의 생분해에 비교하여 比較的 빠른 速度로 안정되게 分解되어 14日이 경과하면서부터는 거의 分解가 일어나지 않았다. 이러한 현상은 易溶性 분해물질은 14日 以內에 메탄가스 累積量이 186~199.5㎖로 거의 分解가 일어나고 나머지는 cellulose, Lignine과 같은 難 分解性 物質만이 잔류하였기 때문으로 分析된다.

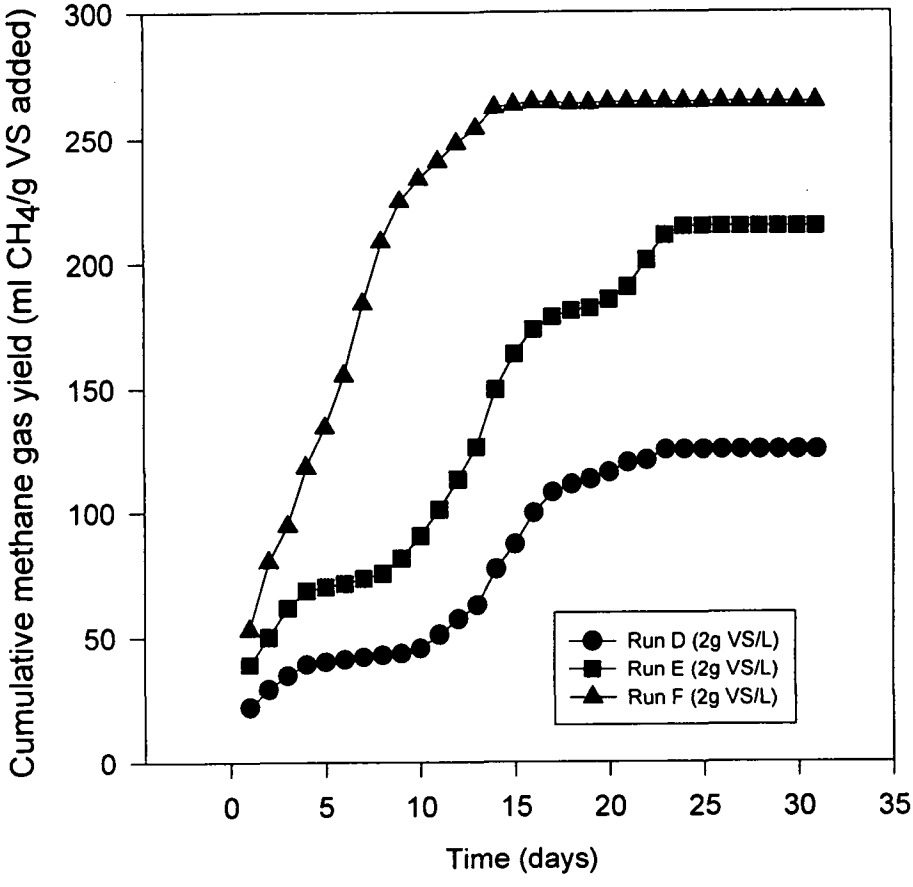
그리고 <Fig 2-4> 溶液의 경우는 搾汁液에 함유된 高濃度 有機物質의 存在로 14日 경과시에 127~175㎖의 메탄가스 累積量을 보였으나 繼續 증가하여 203~234.2㎖로 增加 한다는 點은 分解 가능한 유기질이 固形分 시료에 比해 많다는 것을 알수 있다. 또한 Run C는 메탄가스 累積量이 저조한 것으로 나타났는데 이는 채소류 試料의 比率이 높기 때문으로 분석된다.

위의 <Fig 2-5>에서는 메탄 醱酵가 10日이 經過하면서 60.94~61.13%의 메탄가스 含量으로 安定되었으며 또한 <Fig 2-6>에서는 13日이 經過하여 59.97~72.81%로 매우 安定이 되었다. 이는 固形分 및 溶液試料 둘다 비슷한 醱酵 安定性을 보인 것으로 분석된다.

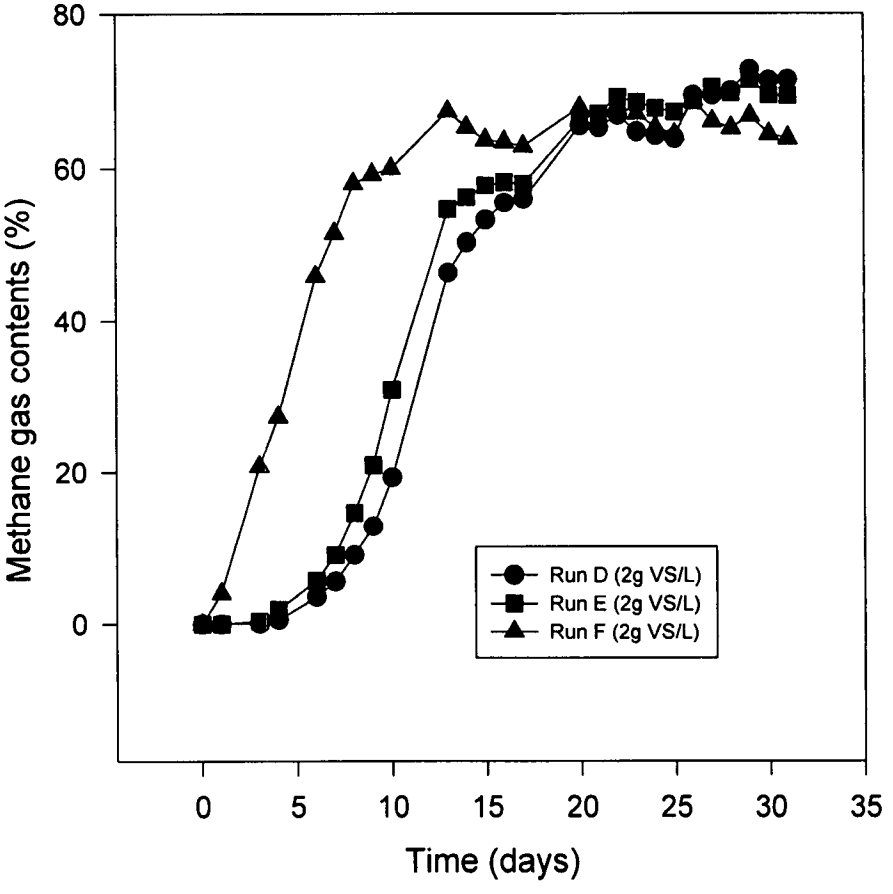
따라서 <Fig 2-3>에서 <Fig 2-6>의 結果를 檢討하여 보게되면 固形分 및 液分 共히 生分解 反應을 하는대는 어려움이 없다는 結論을 얻을 수 있다.

6. 單獨 試料의 生分解 實驗

시료의 生分解 特性을 알기 위하여는 混合시료 組成에 대한 分析도 필요하지만 地域 특성에 따라 生産 出荷가 편중되는 경우가 있으므로 單獨 試料에 대한 生分解 特性을 실험할 必要가 있다. 따라서 試料 Run D, Run E, Run F에 對한 生分解 實驗을 한 結果 <Fig 2-7> 및 <Fig 2-8>과 같이 나타났다.



[Fig 2-7] Time course of the cumulative methane gas yields of the non-mixed solution samples



[Fig 2-8] Time course of the methane contents of the non-mixed solution samples

위의 <Fig 2-7>의 單獨 시료 溶液에서도 <Fig 2-4>와 같은 生分解 傾向을 보이면서 메탄가스 累積量은 배추 單獨인 Run D 경우 124.6ml로 더욱 저조한 것으로 分析되었다.

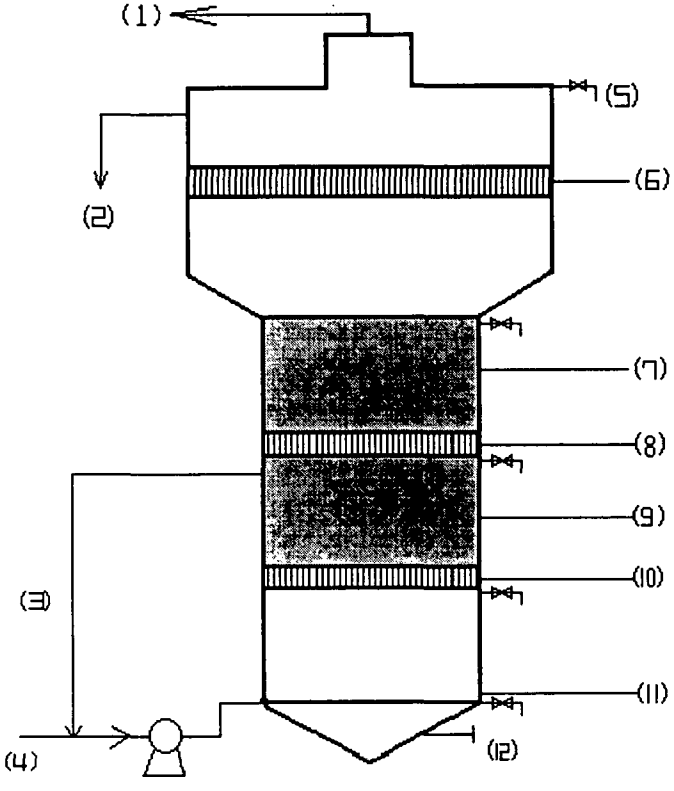
그리고 溶液 試料인 <Fig 2-6> 및 <Fig 2-8>에서는 메탄 醱酵 10日 경과시 메탄 含量이 38.9～58.06%로 不安定하였으나 13일 經過하여 59.97～72.81%로 안정이 되었다. 따라서 <Fig 2-3>에서 <Fig 2-8>의 結果를 檢討하여 보게되면 生分解 反應을 하는데는 어려움이 없으나 Cellulose 含量이 많은 배추가 많이 含有되는 경우에는 分解 反應 速度가 늦어지므로 有機物 負荷를 조절할 必要가 있다.

7. 反應 速度論的 考察

本 實驗에 사용된 메탄 醱酵 裝置는 기존의 UASB 및 UBF 反應器를 改良한 장치로서 반응기내 微生物 granule이 外部 유출을 最小化하여 미생물 濃度를 높임으로서 有機物과의 接觸 效率을 向上시키는 것이 特徵이라 할 수 있다.

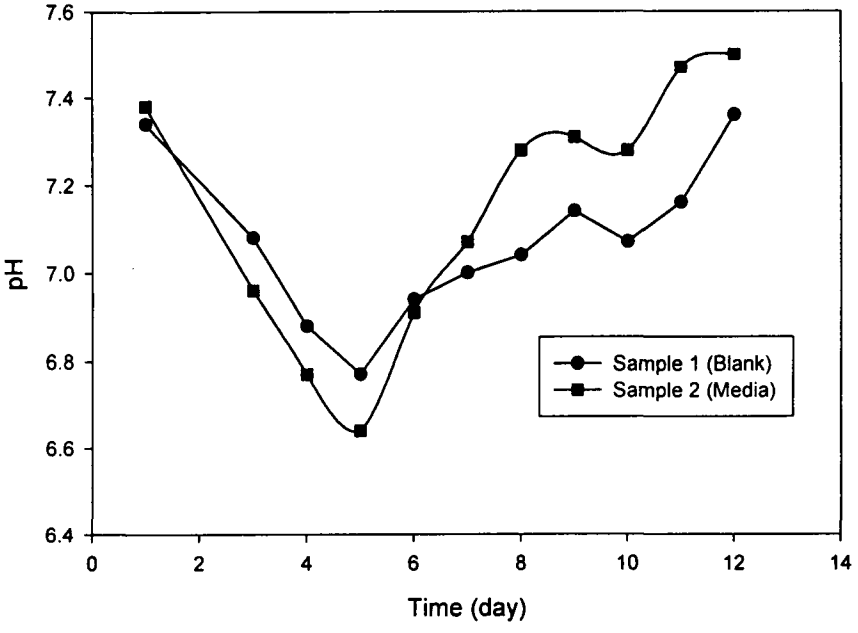
실험에 使用된 裝置는 1300㎖ 容量으로 <Fig 2-9>와 같으며 內部에 充塡된 3段 濾過膜은 섬유사 不織布로 되어있어 第 1段, 第 2段에서는 流體의 編流를 防止하고 第 3段에서는 第 2 流動層에서 流速이 절반으로 떨어지므로 작은 粒子의 granule이 정체할 수 있게 하는 力割을 한다. 이의 3段 濾過膜 충진형 반응기를 利用 메탄 醱酵를 35℃에서 有機物 負荷 8g COD/ℓ로 運轉한 결과 <Fig 2-10>, <Fig 2-11>, <Fig 2-12>와 같은 結果를 얻었다.

<Fig 2-10>에서 pH 變化는 3段 濾過膜 反應器의 경우 4日이 經過하여 pH 6.64로 空試驗 反應器보다 일시적으로 더 낮아진 것은 初期 酸 分解가 빠르게 일어났기 때문이며 7일이 經過하여서는 7.31로 安定化되어 계속 7.47 範圍를 維持하면서 공시험 反應器 7.16 보다 安定된 반응을 하였으며 <Fig 2-11>의 메탄 含量 變化는 4日이 경과하여 空試驗 反應器는 60.06% 3段 濾過

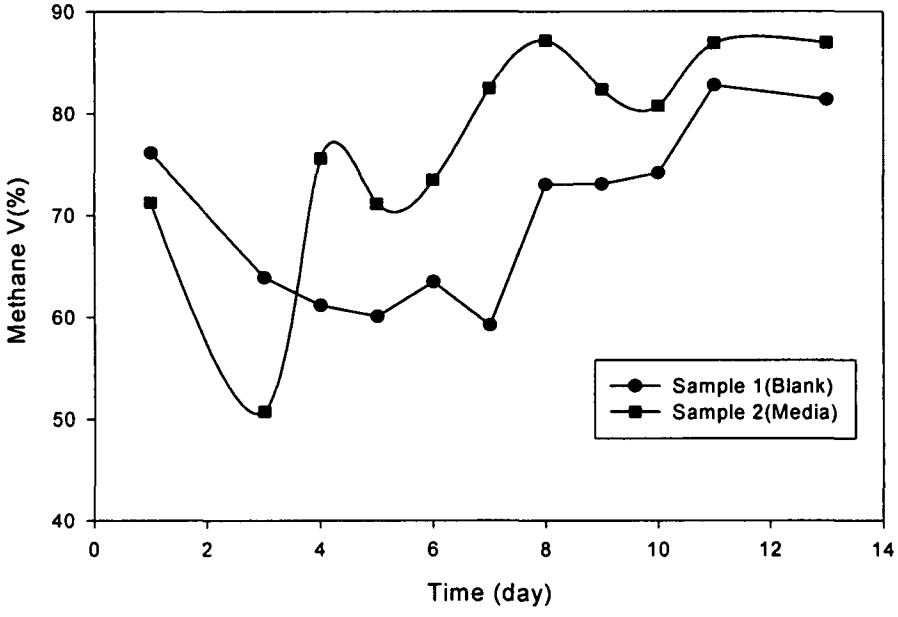


(1)가스배출구 (2)용액배출구 (3)용액순환관 (4)원료투입구 (5)시료채취구 (6)3단여과막 (7)2단충진재 (8)2단여과막 (9)1단충진재 (10)1단여과막 (11)용액분산관 (12)청소구

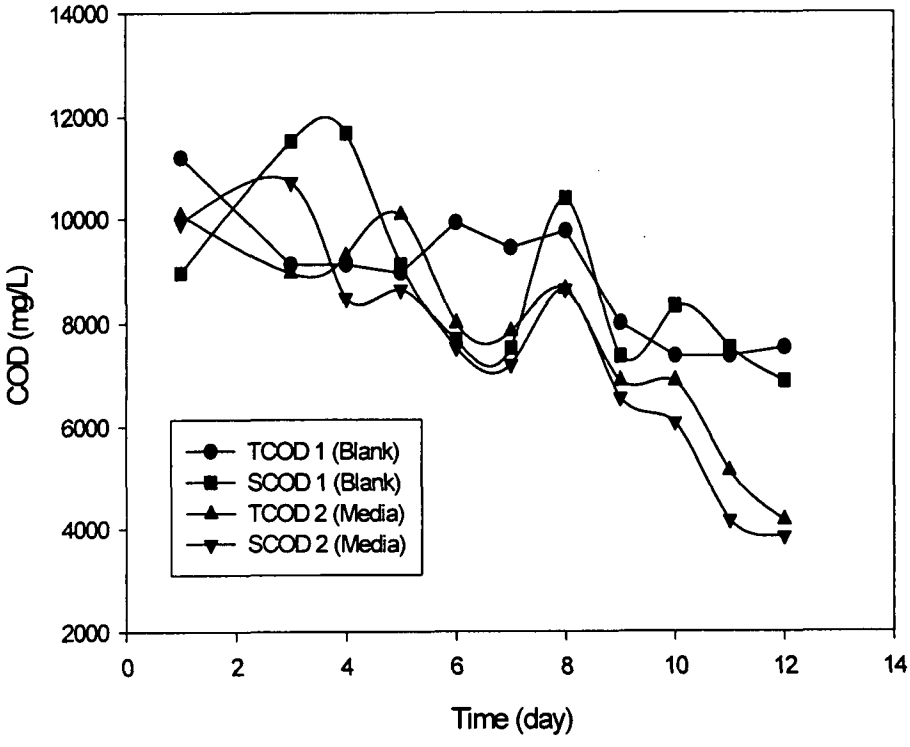
[Fig 2-9] Three steps fill-up filter reactor



[Fig 2-10] Variations of pH during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate



[Fig 2-11] Variations of Methane V(%) during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate



[Fig 2-12] Variations of COD during anaerobic digestion from Run B at 8g COD/L roading rate

膜 반응기는 71.12%로 16%가 더 높았다. 그리고 <Fig 2-12>에서는 TCOD 및 SCOD의 變化로 12日이 경과하여 空試驗 반응기는 TCOD 7,520 mg/ℓ, SCOD 6,880 mg/ℓ이 되었으나 3段 여과막 反應器는 TCOD 4,160 mg/ℓ, SCOD 3,840 mg/ℓ로 TCOD 및 SCOD는 各各 44.7%와 44.2%를 더 增加하여 除去되었다.

그리고 反應 速度論的 해석에서 産業廢水, 都市 廢水, 畜産 廢水, 糞尿 등과 같은 복잡한 基質들에 대해 메탄 醱酵 速度式을 구하는데는 두 가지 接近 방법이 一般的으로 사용된다. 하나는 速度式을 산출하는데 rate-limiting substrate를 찾는 것이고 다른 하나는 COD나 VS등을 基質 濃度의 지시자로 사용하는 것이다. 後者의 方法이 Overall process performance를 評價하는 方式이며 또한 사용하기에도 便利하나 COD 혹은 VS의 일부분은 基質로서 微生物에 이용되지 않는 短點이 있다.[15, 15)]

메탄 生成에는 COD分解와 直接的인 관련이 있으며 이때 酸化劑는 添加되지 않기 때문에 COD가 분해할 수 있는 唯一한 經路는 유기물질의 分解에 의해 메탄이나 CO_2의 生成을 通하여 이루어진다. 그리고 H_2S나 H_2의 발생량은 거의 無視될 수 있을 程度의 小量이므로 그에 따른 COD分解는 배재될 수 있다. 그러므로 投入되는 基質이 微生物에 除限 因子가 없이 이용된다고 하면 時間에 따른 基質 分解 速度는 다음과 같이 一次式으로 表現될 수 있다.

$$-\frac{dS}{dt} = kS \qquad \text{---------(1)}$$

k : kinetic constant (d^{-1})

S : Substrate concentration (g COD/ℓ)

t : time (d)

그리고 P.L. Mc carty에 따르면 1g의 COD 分解는 0.35 liter의 CH_4生成을 하게 되므로 醱酵槽에 들어가는 COD 값과 發生되는 메탄의 量을 알게되면 消

化槽에 남아있는 COD 값을 理論的으로 계산이 가능하다. 즉 基質 消費를 가스 發生과 관련지어보면 다음과 같이 된다.[16, 17]

$$\frac{B_0 - B}{B_0} = \frac{S}{S_0} \qquad \text{---------(2)}$$

B_0 : Ultimate methane yield (mℓ CH_4/g COD added)

B : methane yield after a given period of fermentation (mℓ CH_4/g COD added)

(1) 및 (2)식에서 시간에 따른 메탄 速度式은 다음과 같이 된다.

$$\frac{B_0 - B}{B_0} = \exp(-kt) \qquad \text{---------(3)}$$

$$\ln\frac{B_0 - B}{B_0} = -kt \qquad \text{----------(4)}$$

위의 식(4)에서 相關 係數 r 및 速度 常數 k를 산출하게 되면 다음 <Table 2-11>과 같이 計算된다.

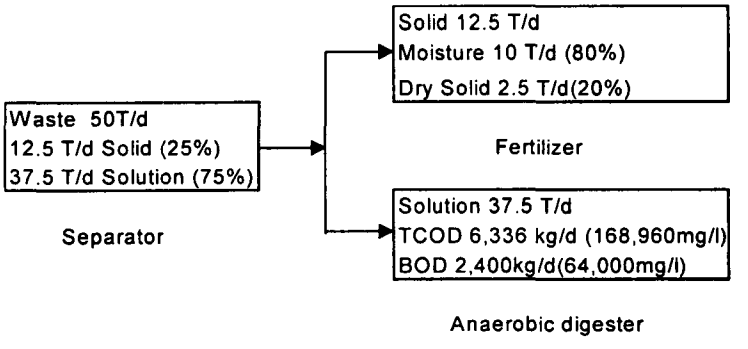
<Table 2-11> First order rate K and r for separated solution samples

Sample		$1-\frac{B}{B_o}$	K	Y = Ax + B		r
				A	B	
mixed Solution	Run A	0.00897	0.2143	7.9	10.1	0.9930
	Run B	0.00431	0.2476	18.7	10.1	0.9937
	Run C	0.05254	0.1339	11.1	7.6	0.9800
non-mixed Solution	Run D	0.03210	0.1563	9.7	5.1	0.9691
	Run E	0.04742	0.1386	26.9	8.1	0.9730
	Run F	0.03719	0.3719	61.7	15.3	0.9649

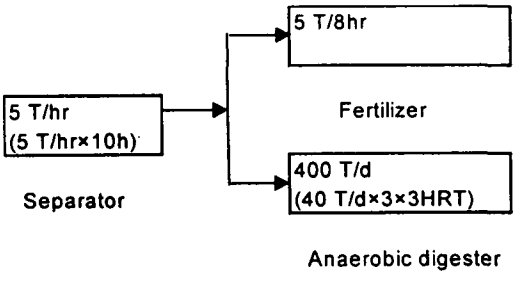
위의 <Table 2-11>에서 Constant(K) 값은 Run C, 0.1339^{-d}, Run D, 0.1563^{-d}, Run E, 0.1386^{-d} 로 메탄 生成 速度가 느린 것으로 나타났다. 이는 BMP實驗에서 메탄 발효 13日이 經過하여 메탄 含量 59.97 ~ 72.81%로 安定된 결과와 같이 生分解性이 낮은 物質이 多量 含有된 때문이라고 할 수 있다. 따라서 본 實驗 結果를 土臺로 하여 국내 농·수·축산 集荷場 廢棄物에 대한 構成을 분석하게 되면 容易하게 Methane Potential 값을 導出 할 수 있어 設計 기초 자료로 有用하게 適用 될 것으로 思料된다.

8. 固·液 分離 Material Balance

가. 物質 Balance



나. 容量 Blance



第 3 章 分離液의 嫌氣性 處理

第1節 序 說

微生物에 대한 유기물의 嫌氣性 分解는 消化의 第 1段階에서 通性 嫌氣性菌에 의해 高分子 無機質을 低分子 중간 물질로 분해하고 第 2段階에서 絶對嫌氣性菌에 의해 水溶性 無機質과 가스로 分解하게 된다. 이 때 生成된 CH_4와 CO_2는 거의 大部分 放散되지만 Ammonia는 强 알카리성 질산 암모니움(NH_4NO_2)의 形態로 汚泥中에 잔유하면서 第 1段階 消化에서 생기는 酸成分을 中和하고 메탄균의 生存에 필요한 弱알카리성의 環境을 만들게 된다.

1. 通性 嫌氣性菌

通性 嫌機性菌 (Facultative)의 형상은 分解시키는 Cellulose의 종류에 따라 다르지만 顯微鏡으로 보게 되면 길이 4~8μ, 굵기 1~1.5μ인 가느다란 直線 棒狀이다. 이 중에는 螺線狀이나 구부러진 形態의 것도 있으나 牙胞는 直經이 최대 1.5μ의 球形을 하면서 棒의 끝 部分에 붙어 있다. 이러한 通性 嫌氣性 菌들은 알콜, 지방산 및 아세톤을 活發히 만드는 Clostridium acetobutylicum, Cellulose를 分解하는 Cellulomonas flavigena, 澱紛을 분해하는 Clostridium amylolyticum 및 그외에 蛋白質을 분해하는 菌 등이 있으며, 이때 生成되는 低分子 中間物의 량과 종류는 有機質 成分과 消化槽의 運轉 方法에 따라 달라진다.

2. 絶對 嫌氣性菌

절대 혐기성균(Obligate)은 空氣中의 酸素와는 接하지 않으면서 生存에 필요한 酸素를 다른 物質 分子로부터 섭취한다. 細菌의 酸素는 細胞膜 外의 不溶性 유기질을 溶解, 分解 시키거나 또는 細胞內에 들어간 용해물을 完全 分解하게 함으로서 유기산·알콜·유기염·탄산가스 등을 溶解하여 自身의 에너지 源으로 利用한다. 또한 메탄菌은 太陽에너지나 葉綠素가 없어도 탄산가스를 分解하는 能力이 있고 탄산가스의 還元 作用은 消化의 第 1段階에서 발생한 水素 存在下에서 일어나므로 소화가 잘 이루어진 가스 중에는 遊離 水素가 함유되지 않는다.

그리고 細菌에 사용된 酸素는 有機質로부터 分離된 탄소와 結合하여 細胞內에서 에너지를 發生하면서 탄산가스로 된다. 메탄菌은 가스상의 수소, 지방, 함유 알콜을 메탄 및 탄산가스로 環元시키는 役割을 다음과 같이 하게 된다.

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$$

$$CO_2 + 2C_2H_5OH \rightarrow CH_4 + 2CH_3COOH$$

$$CO_2 + 2C_3H_7COOH + H_2O \rightarrow CH_4 + 4CH_3COOH$$

$$CO + 3H_2 \rightarrow CH_4 + H_2O$$

$$4CO + 2H_2O \rightarrow CH_4 + 3CO_2$$

그밖에 ethyl alcohol, butyl alcohol, propyl alcohol, acetic acid, lactic acid, propionic acid, formic acid, stearic 등도 分解하게 되며 그것은 다음과 같이 分解된다.

Ethyl alcohol : $2C_2H_5OH \rightarrow 3CH_4 + CO_2$ (75%CH_4 + 25%CO_2)

Butyl alcohol : $C_4H_9OH + H_2O \rightarrow 3CH_4 + CO_2$ (75%CH_4 + 25%CO_2)

Acetic acid : $CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$ (50%CH_4 + 50%CO_2)

그러나 메탄菌은 高分子 유기질을 直接 分解시키는 能力을 갖고 있지 않으므로 다른 細菌처럼 牙胞는 형성 시키지 않으며 細胞 分裂에 의해서만 번식한다. 메탄菌의 發育期는 대개 數週日이 소요되므로 增植 速度가 늦어 보편적으로 消化 期間이 길기 때문에 細菌의 활동을 極大化 하기 위해서는 消化 조건의 改善이 必要하다.

第2節 嫌氣性 反應 特性

1. 메탄菌의 生存

메탄菌은 有機物中의 養分을 흡수하여 細胞質을 형성하면서 成長 增殖하는 同化 作用과 代謝 생성물을 防出하는 이화 작용, 두가지로 들수 있다.

메탄菌의 生存에 있어 가장 중요한 榮養素는 에너지 供給原이 되는 탄소와 단백질을 형성하는 窒素가 되겠으며, 그 밖에 生存에 影響을 주는 것은 有機 및 無機 物質이 된다.

유기성 物質로는 Vitamine 과 酵素가 되며 이때 酵素는 세균의 體內에서 形成되어 觸媒的인 역할을 하면서 酵素는 高分子 物質을 분해하여 榮養分을 흡수하고저 體外로 放出되어 고분자 유기질을 低分子化 하게 된다. 이러한 酵素들은 대략 다음 세가지로 分類된다.

가. 酵素 存在下에서 산화되지 않는 유기 물질에 觸媒처럼 作用하여 酸化 시키는 산화 효소

나. 有機性 分子의 C-C 結合을 切斷하는 Desmolose

다. 高分子 營養素에 대하여 分子의 構成까지 분해시키는 加水 分解 酵素

메탄菌의 세포막 浸透를 충분히 하기 위해 汚泥에 대한 含水率을 최소한 50%되게 할 필요가 있으며 含水率이 높아지면 細菌 활동을 容易하게 할 수 있게 되므로 가스 발생을 增加 시키게 된다. 만약 含水率 증가에 따른 세균 密度가 減小할 경우에는 세균 附着 面積을 증대 시켜줄 必要가 있다.

그리고 消化槽 內의 有機酸 濃度가 2000~3000mg/ℓ 이상이 되면 消化는 늦어지게 되며 分解 反應은 第 2段階로 되돌아가게 되어 酸性 醱酵가 시작된다.

이러한 경우에는 汚泥 供給을 中止하고 平衡 障害를 제거하는 措置를 취해야 한다.

메탄菌이 生存하는데 필요한 最適 Alkali 濃度는 PH 7.0~7.5이며 有機酸 濃度는 2000mg/ℓ이하로 하여 메탄 醱酵 溫度는 저온, 중온, 고온성 細菌에 따라 약 15℃, 30℃, 55℃로 維持 하면서 醱酵 시키는 것이 메탄菌에 대한 최적 生存 條件이 된다.

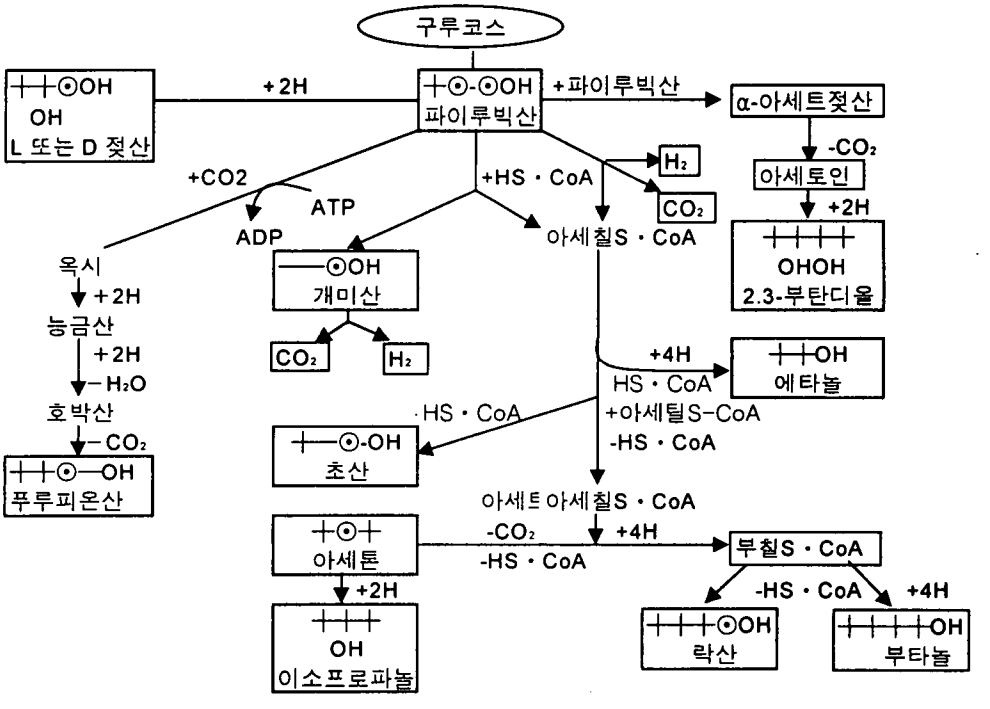
2. 嫌氣性 菌의 代謝

基質의 代謝 機構는 好氣性 조건과 嫌氣性 조건에 따라 關與하는 微生物 종류가 다르기 때문에 代謝 기구도 달라지게 된다.

호기성 條件下에서의 대사 主骨格은 EMP 경로 → TCA 회로인데 比해 嫌氣性 條件下에서는 分子狀 酸素가 존재하지 않으므로 TCA 回路는 기능을 하지 않는다. 그러므로 嫌氣性 消化의 酸 生成狀에 있어서의 物質 代謝의 경로 및 파이루빅 酸을 基點으로 한 경우의 分解 經路는 <Fig 3-1>에 나타낸 것과 같다.

<Fig 3-1>의 代謝 機構에서 단순히 1 mole 의 glucose 가 代謝되었다면 前

者에서는 CO_2 와 H_2O 에로의 完全 酸化로 38 mol ATP, 後者에서는 代謝 産物에 따라 다르지만 ethanol 의 경우 2 mole, 초산의 경우 4 mole 의 ATP가 生産되게 된다.



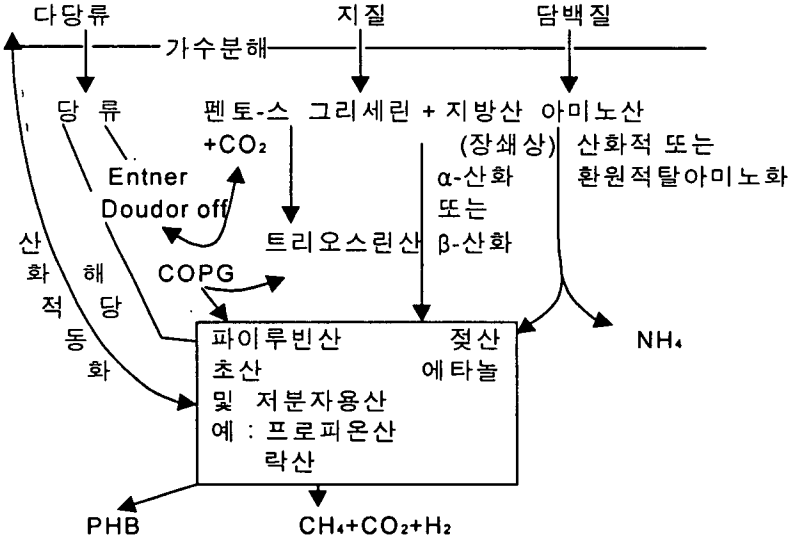
주) 내 : 최종산물

[Fig 3-1] Process of microbes fermentation by glucose

이것은 細菌의 電子 傳達系가 진핵 생물의 경우와 반드시 갖지는 않으며, ATP 生成量도 다를때가 있으나 여기서는 NAD 1分子의 反應에 의해 ATP 3 分子가 合成되는 것으로 계산된다.

즉 ATP는 에너지源이기 때문에 生産되는 ATP는 균체의 合成 에너지 및 菌體 維持 에너지로서 사용된다.

好氣性 처리와 嫌氣性 처리에서 ATP를 얻기 위한 에너지 效率이 갖다고 가정할 경우 嫌氣性 처리에서는 好氣性 처리에 比하여 菌體 合成에 사용되는 에너지量은 적어진다. 이것은 菌體 收率이 낮은 것을 의미하며 充分한 혐기성 조건 하에서는 methane 生成菌에 의해, ethanol, acetic acid, propionic acid, Lactic acid 등이 自化되어 gas化가 일어나기 때문에 菌體 收率 및 殘存 有機量이 보다 적어지게 된다. 微生物의 代謝에 대해 Simpson의 대사 경로를 보면 다음 <Fig 3-2>과 같다.



<Fig 3-2> Process of airobic and anairobic fermentation by mierobes

好氣性 代謝에서는 유기물이 微生物體로 合成되는 率이 높지만 嫌氣性 代謝에서는 合成率이 낮다는 것을 容易하게 알 수 있다.

그러므로 嫌氣性 處理가 適切히 일어나면 畜産 廢棄物과 같은 固形物 含量이 높은 유기물은 汚泥가 減量되고, 低濃度 産業 廢水와 같은 고형물 含量이 낮은 有機物에서는 菌體 收率이 낮아지기 때문에 剩餘汚泥量이 극히 적어지게 된다.

3. 有機性 物質의 嫌氣性 分解

가. 炭水化物의 嫌氣性 分解

有機性 炭水化物은 혐기성 分解에서 1 段階로 효모, 유산균, 초산균 등에 의해 alchol, CO_2 및 fatty acid 등으로 分解 되어지고 2 段階로 methane菌에 의해 CH_4 와 CO_2로 된다

有機質은 分解時 물의 供給이 일어나서 가스 重量은 초기의 有機質보다 커지게 된다.

1) 低分子 Cellulose 의 分解

$$C_6H_{10}O_5 + H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2$$

$$162 + 18 = 48\ (50\%) = 180$$

134.4 ℓ 가스(가스발생량=830mℓ/g)

180/162 - 1 = 0.11배의 물이 가스와 결합하고 있다.

그러나 實際 가스 발생량은 理論上의 量보다 적다. 그것은 消化 過程에서 생성되는 약간의 不揮發性 酸을 고려하지 않는 점과 小量의 유기질만이 細菌의 增植에 사용되었기 때문이다.

그러므로 炭水化物의 분해에 의해 發生될수 있는 平均 가스량은 분해 가능한 炭水化物 1g 當 790㎖ 이며 그의 組成은 50% CH_4 와 50% CO_2 로 推定할 수 있다.

나. 脂肪의 嫌氣性 分解

有機性 脂肪의 혐기성 分解는 1 段階로 지방 분해균 또는 酵母 lipase에 의해 加水 分解가 일어나서 脂肪酸과 그리세린으로 된다.
이러한 變化는 Saponification에 의한 것이며, 이때 不胞化 지방산은 水素와 結合하여 포화 지방산으로 되어 2 段階에서 메탄菌에 의해 CH_4 와 CO_2 로 分解 된다.

1) 有機性 脂肪의 分解

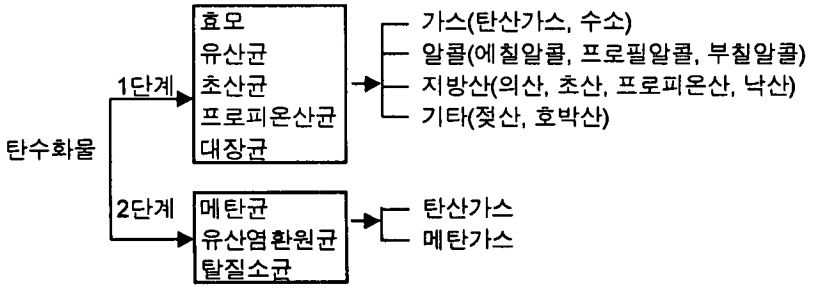
$$4C_{15}H_{26}O_6 + 22H_2O \rightarrow 37CH_4 + 23CO_2$$

$$1208 + 396 = 592\ (61.7\%) + 1012\ (38.3\%) = 1604$$

1344 ℓ 가스(가스발생량=1113㎖/g)

1604/1208 - 1 = 0.33배의 물이 소화가스와 결합하고 있다.

그러므로 유기성 脂肪酸 1g 當 얻을수 있는 消化 가스량은 平均 1250㎖이며 가스 組成은 62% CH_4 와 38% CO_2 로 추정된다.



脂肪酸의 炭素 原子數에 따른 분해는 <Table 3-1>와 같으며 炭素 原子數가 많을수록 많은 물과 結合하여 보다 많은 消化 가스를 發生 시킴과 동시에 가스 중의 CH_4 含量도 增大하게 된다.

< Table 3-1 > Anaerobic fermentation of fatty acid

지방산	탄소원자수	결합수분자수	가스발생량(㎖/g)	CH4(%)	CO2(%)
Stearic acid	18	8	1418	72.2	27.8
Lactic acid	4	1	1017	62.5	37.5
Propionic acid	3	0.5	907	58.3	41.7
Acetic acid	2	0	746	50	50
Glycerine	3	-0.5	730	58.3	41.7

다. 蛋白質의 嫌氣性 分解

蛋白質의 혐기성 분해에 의해 1 段階로 탄산가스, 유화수소, 아미노산 등으로 分解되고 2 段階에서 아미노산이 메탄菌에 의해 CH_4, CO_2, NH_3 로 分解된다.

1) Toleonic acid 의 嫌氣性 分解

$$6CH_3CH(OH)CH(NH_2)COOH + 6H_2O \rightarrow 12CH_4 + 62CO_2 + 6NH_3 + 6CO_2$$

714 + 108 = 192 (66.7%) + 264 (33.3%) + 102 + 264 = 822

403 ℓ 가스(가스발생량=564㎖/g)

822/714 - 1 = 0.15배의 물이 가스와 결합하고 있다.

2) 아미노산의 嫌氣性 分解

$$4CH_2(NH_2)COOH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + 5CO_2 + 4NH_3$$

$$300 + 36 = 48\ (75\%) + 220\ (25\%) + 68 = 336$$

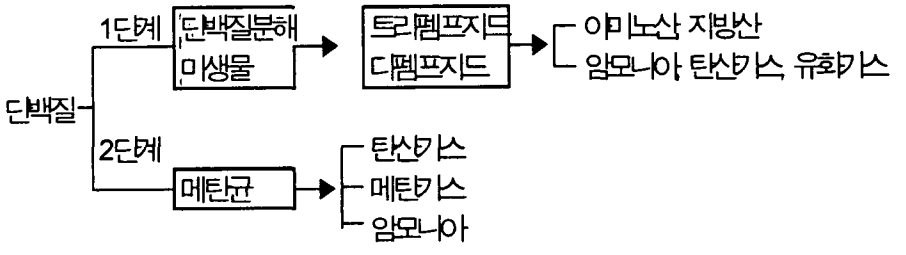
89.6 ℓ 가스(가스발생량=299mℓ/g)

$$2CH_3CH(NH_2)COOH + 2H_2O \rightarrow 3CH_4 + 3CO_2 + 2NH_3$$

$$178 + 36 = 48\ (75\%) + 132\ (25\%) + 34 = 214$$

89.6 ℓ 가스(가스발생량=503mℓ/g)

蛋白質 1g當 얻을 수 있는 消化 가스량은 평균 70mℓ이고 그의 組成은 75% CH_4 와 25% CO_2 로 추정된다.



4. 嫌氣性 消化 Process

微生物 作用에 의한 유기물 분해는 酸 生成 反應과 메탄 生成 反應의 2段階 反應으로 일어난다. 일반적으로 酸 生成 反應 段階는 유기물이 低分子 또는 可用化 되면서 低分子化된 유기물이 有機酸으로 만들어진다.

이러한 有機酸이 만들어지는 경우의 過程은 體外 효소와 酸 生成菌이 함께 작용하여 처음에는 有機物을 體外 효소로 可用化시켜 저분자화를 하면서 連續的으로 생성된 低分子 물질이 酸 生成菌으로부터 有機酸을 만들게 된다.

그리고 메탄 生成 反應 단계에서는 acetogenic bacteria 와 메탄 生成菌이 함께 작용하여 acetogenic bacteria에 의한 propionic acid, lactic acid와

같은 炭素數가 많은 高級 乳酸의 분해 및 생성된 acetic acid 와 水素를 中間 生成物로 하여 메탄으로 만드는 두가지 微生物 反應으로 된다.

實在로는 酸 生成菌과 메탄 生成菌이 함께 共生하면서 混合 培養系의 상태에서 유기산을 中間 生産物로 하여 CH_4, CO_2 로 分解시키는 連續 反應系이다.

그러나 유기 폐수는 種類에 따라 高分子 유기물의 成分이 다르기 때문에 溶解 成分에 대한 個別的인 分離, 定量을 하기란 不可能하여 유기물 含量에 대한 數値를 BOD, TOC, COD 와 같이 總體的으로 表示하여 폐수 농도를 다루게 된다. 그리고 여러 가지 複雜한 유기물이 混合된 混合 物質系에서는 各成分의 分解 速度가 單一 物質 경우의 분해 속도와 比校하여 빠르다고 할 수 있으나 이에 대한 分解 速度는 可溶化, 低分子化 反應, 生成物의 分解 反應이 일어나고 있는 복잡한 連續 反應이므로 각각의 분해 반응을 分離하여 分解 速度를 測定하기란 어렵다. 그러므로 酸 生成 단계를 하나의 反應 過程으로 보고 反應 速度를 구하는 것이 일반적이다.

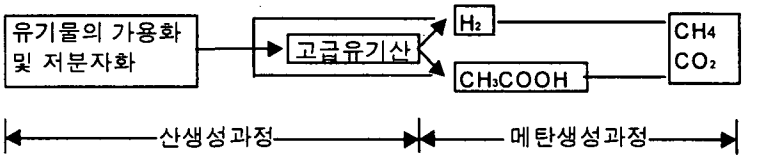
嫌氣性 消化槽에서 충분히 熟成된 汚泥中 유기산 및 수소를 消費하는 bacteria는 供給되는 基質의 종류와 操業 조건에 따라 다른 形態의 bacteria 菌 群으로 형성된다.

이때 水素의 분해 속도는 有機酸의 분해 속도와 比較할 경우 매우 빠르게 分解되므로 생성된 가스 中에서 水素는 거의 檢出되지 않으며 또한 消化液 중에는 水素 消費 bacteria가 많을 것으로 推定되어 지므로 水素에 의한 高級 有機酸의 분해 반응 저해는 거의 없을 것으로 본다.

嫌氣性 消化 工程에서 重要한 것은 <Fig 3-3>과 같이 有機物 分解, 高級 유기산 및 초산의 分解 過程에서의 반응 속도에 대해 重要시할 必要가 있다.

가. 嫌氣性 醱酵 技術 開發 動向

嫌氣性 醱酵에서 메탄가스 生産 收率을 높이기 위한 方案으로 개발 되고 있는 기술은 反應器 단위 容積當 균체 농도를 높여 消化處理 속도를 빨리 하



[Fig 3-3] Anaerbic digestion process

면서 反應器 내부에 높은 微生物 濃度를 유지 시킴과 동시에 未分解 유기물의 방출을 放止하는 방안의 메탄 발효용 生物 反應器가 연구되고 있다.

이와 같은 目的은 메탄 가스를 效率的으로 회수하는 동시에 良質의 用水를 얻는데 있으므로 이를 滿足하기 위한 技術開發 課題로는 高性能 分離膜 모듈의 개발, 裝置의 效率的 管理, 無人 運轉을 위한 計測 제어 기술 및 이와 관련된 周邊 技術 등을 들수 있다.

이에 대한 硏究 技術 項目으로는 다음과 같은 技術이 開發 과제로 되어 있다.

1) 微生物에 대한 탐색, 育種 高活性 기술의 개발
2) 膜素材에 관한 高機能性膜의 개발
3) 速成處理用 반응기에 대한 要素技術 개발
4) 메탄 醱酵用 막모듈에 대한 要素技術 개발
5) 高效率 메탄 발효용 bioreactor의 요소기술 개발
6) 메탄 醱酵用 計測 制禦 시스템의 요소 기술 개발
7) 메탄 醱酵에 대한 週邊機器를 포함한 종합기술개발 (Total system의 개발)

나. 메탄 醱酵用 bioreactor의 開發

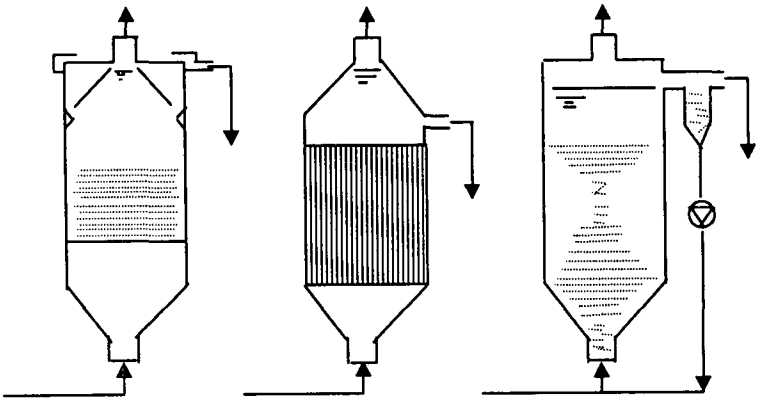
메탄 醱酵를 效率的으로 하기 위하여는 微生物 濃度를 높이는 방안으로 反應器 內部에 微生物을 集積함으로서 高效率 메탄 발효가 가능하여진다.

따라서 bioreactor 내부에 高濃度 菌體를 維持 시키고자 sludge blanket 형, 고정상형, 막모듈 조립형 및 이의 변형 방법 등이 채택되고 있다.

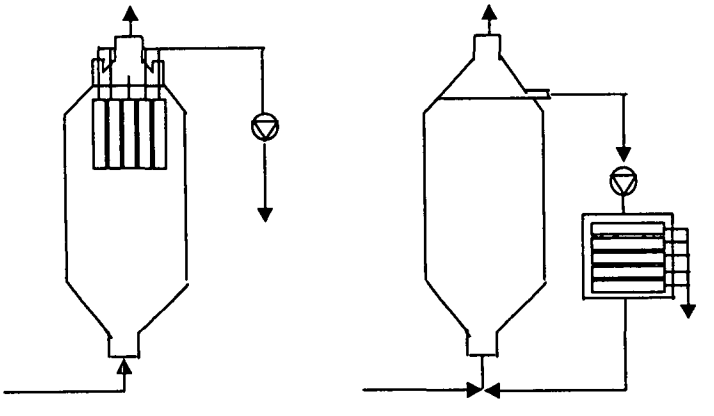
또한 顯濁性 有機物(SS)은 메탄 발효에 있어 長期間의 retention time이 요구되기 때문에 현탁 성분이 많은 有機物인 경우에는 前處理를 하여 이를 분리, 포집하므로서 可溶化槽에서 가수 분해에 의한 메탄 醱酵가 容易한 유기물로 만들어 주는 것이 중요하다. 이러한 SS 除去 技術이나 可溶化 技術은 고효율 메탄 발효를 함에 있어 竝行하여 推進 되어야 할 기술이다. 그리고 分離膜 注入時 발효는 第 1 段階의 액화 반응, 第 2段階의 메탄 발효를 同一 消化槽 內에서 진행 시킬 때 菌體 流出로 인한 메타菌의 濃度를 높일수 없는 문제점이 있어 이를 改善하여 메탄을 效率的으로 回收할 수 있도록 한 발효 방식이 檢討되고 있다. 이에 대한 bioreactor 開發 技術 事項으로는 다음과 같은 것을 들 수 있다.

1) 粒子 포집형 현탁물 除去 기술 개발
2) Screen 型 현탁물 除去 기술 개발
3) Sludge blanket 형 低濃度 폐용수 bioreactor 개발
4) 固定型, 저농도 폐용수 bioreactor 개발
5) 流動狀型, 저농도 폐용수 bioreactor 개발
6) 抱括 膽體 유동상형 폐용수 bioreactor 개발
7) 2組式 中·高 농도 폐용수 bioreactor 개발
8) 流動狀型 中·高 농도 폐용수 bioreactor 개발
9) 固定狀型 中·高 농도 폐용수 bioreactor 개발
10) Sludge blanket 型 中·高 농도 폐용수 bioreactor 개발

高效率 메탄 발효용 bioreactor 에 대한 Sludge blanket 型 bioreactor (UASB 형), 固定狀型 bioreactor, 유동상형 bioreactor, 膜 모듈 組立式 bioreactor 의 형태를 보게되면 다음 <Fig 3-4>와 같은 것이 있다.



(1) Sludge blanket형 (2) 고정상형 (3) 유동상형



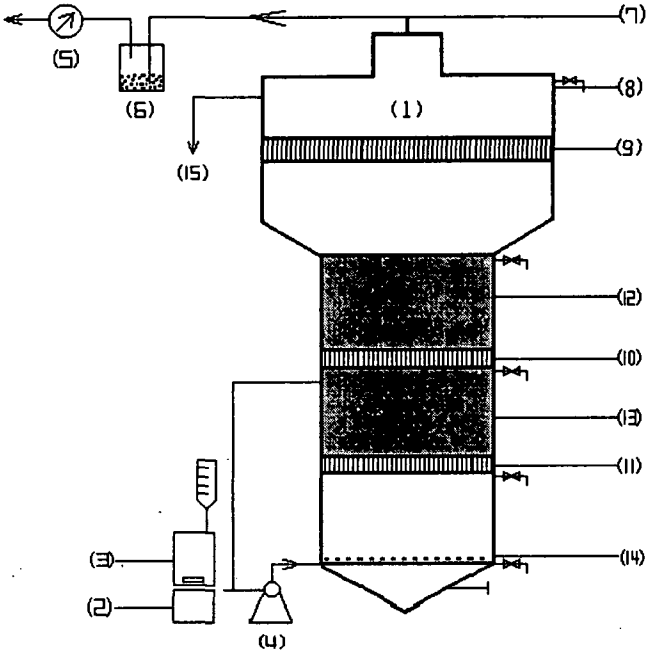
(4) 막 모듈 삽입형 (내부설치) (5) 막 모듈 삽입형 (외부설치)

[Fig 3-4] Various developed anaerobic bioreator

第3節 嫌氣性 連續 反應 實驗

1. 3段 濾過膜 反應器 (Three steps fill-up filter reactor) 適用 實驗

本 實驗에 사용된 反應器의 구조는 <Fig 3-5>와 같으며 本 메탄 醱酵 裝置는 기존의 UASB 및 UBF 반응기를 改良한 裝置로서 반응기내 微生物 granule이 外部 流出을 最小化하여 미생물 농도를 높임으로서 有機物과의 接觸 效率



(1) Reactor (2) Hot & magnetic stirrer (3) pH Adjuster (4) Recycle & feed pump
(5) Wet gas meter (6) Gas filter (7) Gas sampling pot (8) Liquid sampling pot
(9), (10), (11) Filter (12), (13) Honeycomb media (14) Distributer (15) Effluent

<Fig 3-5> Schematic diagram of three steps fill-up filter reactor

을 向上시키는 동시에 反應器 下部에 있는 定量 循環 펌프(Masterflex U. S. A)는 Timer에 의해 1時間에 10分씩 간헐적으로 2段 여과막 밑部分에서 순환시키므로서 granule의 分散을 원활하게 하였다.

그리고 反應器는 50ℓ容量으로 내부에 충진된 3段 濾過膜은 섬유사 不織布로 되어있어 第 1段, 第 2段에서는 流體의 編流를 방지하고 第 3段에서는 第 2流動層에서 유속이 절반으로 떨어지므로 작은 粒子의 granule이 停滯할 수 있게 하는 力割을 하게 하였다.

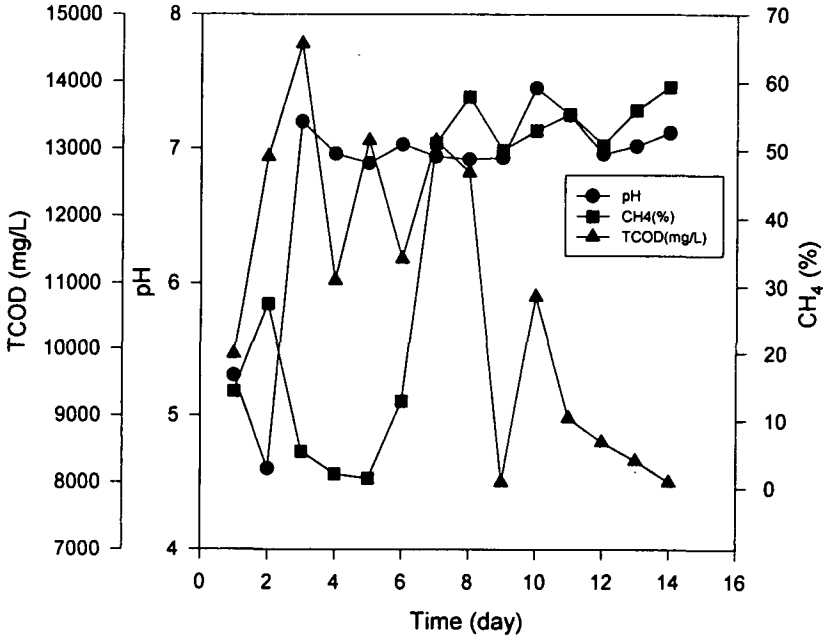
이의 3段 濾過膜 充塡型 反應器를 이용하여 메탄 醱酵를 35℃에서 유기물 負荷 變動에 대한 實驗을 하면서 이때 發生되는 메탄가스는 Shinagawa seiki co.,(W-NK-0.5A)의 Wet gas meter로 計量하였다.

2. 3段 濾過膜 反應器의 有機物 負荷 實驗

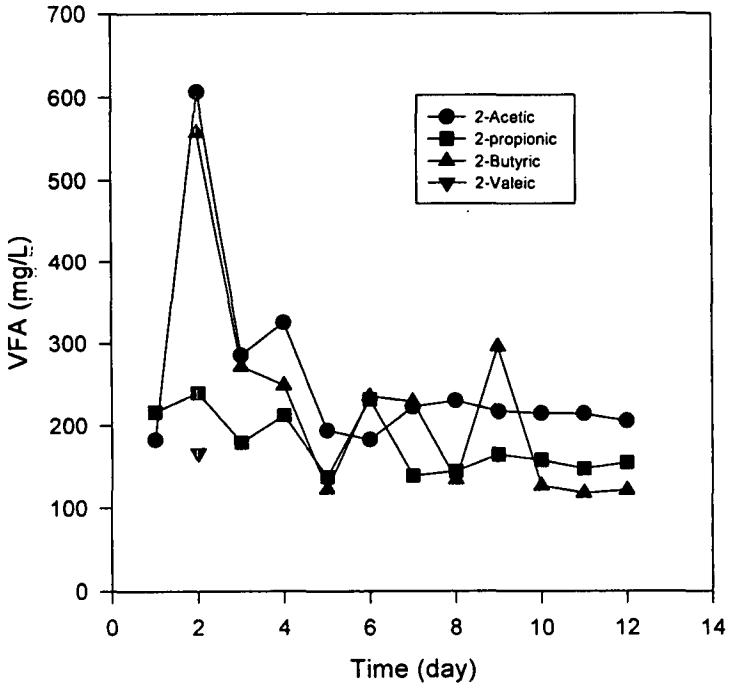
試料는 Run B Solution을 사용하여 有機物 負荷 變動에 대한 시료의 生分解 實驗을 한 結果 <Fig 3-6>에서 <Fig 3-12>와 같이 되었다.

<Fig 3-6>은 3段 濾過膜 반응기에 Seed를 反應器 容量에 대해 20%를 初期에 주입하여 35℃의 反應 溫度에서 注入液의 條件을 pH 5.2, TCOD 27,520 mg/ℓ, SCOD 18,880 mg/ℓ, SS 8,550 mg/ℓ의 廢水를 有機物 負荷 8g COD/ℓ되게 start-up한 결과 pH는 유기물의 初期 酸 生成 反應에 의해 2日째에 4.6으로 떨어진 다음 3日이 經過하여 7.2로 安定이 되었다. 그리고 CH_4(%)는 7日이 經過하여 51%로 안정되기 始作하였으며 TCOD는 14日이 경과하여 8,000 mg/ℓ로 71% 除去되었다.

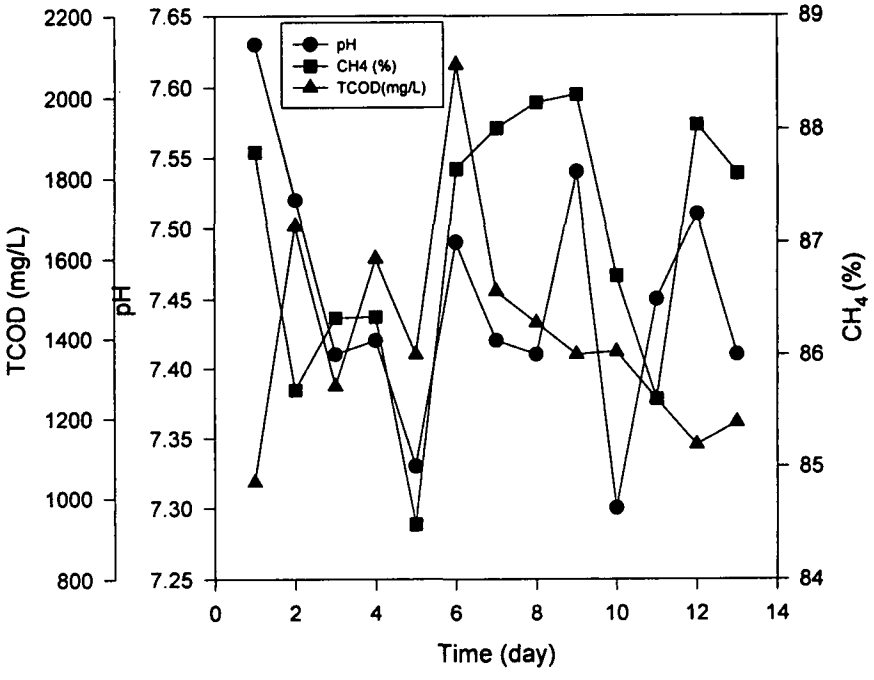
結果的으로 14日이 경과하여 pH 7.02, CH_4(%) 59.3%로 安定되었으며 이는 有機酸의 生成 影響을 파악하고자 投入液과 pH를 조절하지 않은 狀態의 결과이다.



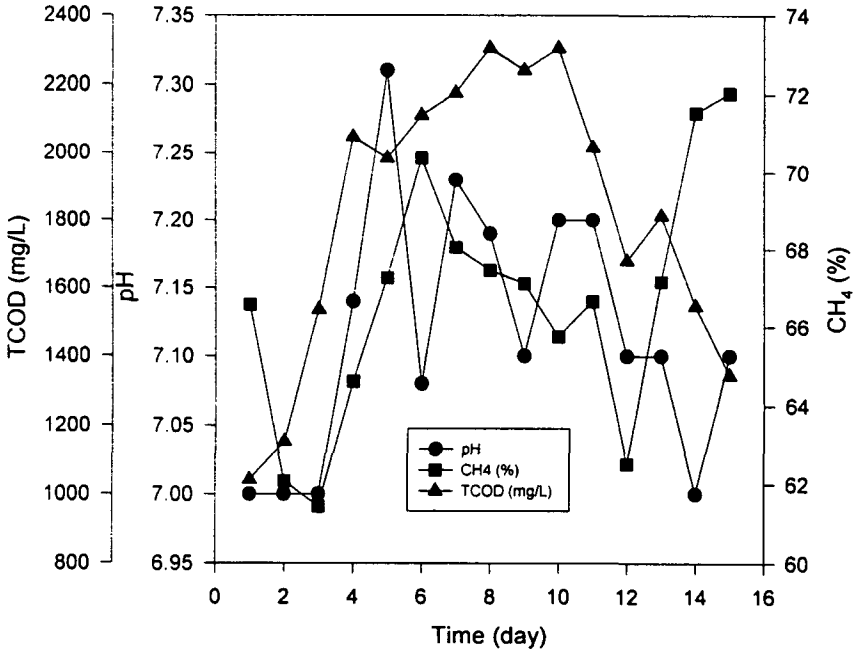
[Fig 3-6] Variations of pH, CH_4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at start-up.



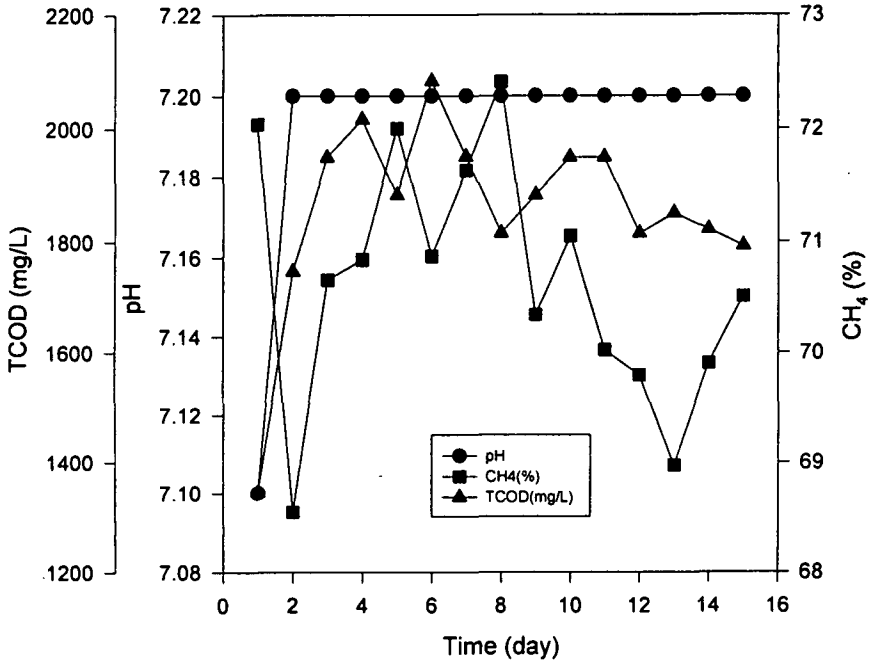
[Fig.3-7] Variations of VFA during anaerobic digestion from Run B sample at start-up.



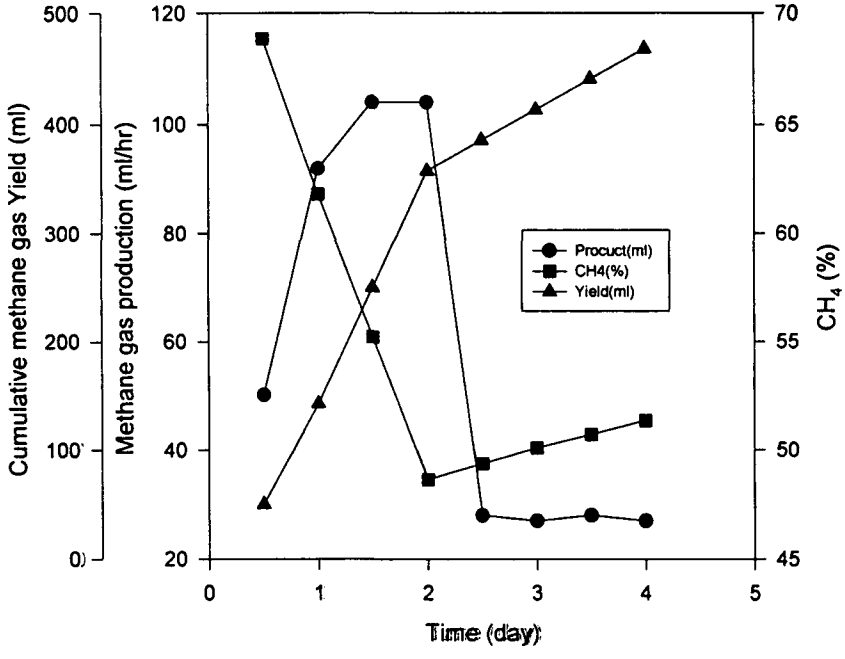
[Fig 3-8] Time cource of pH, CH_4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at 10g COD/L loading rate.



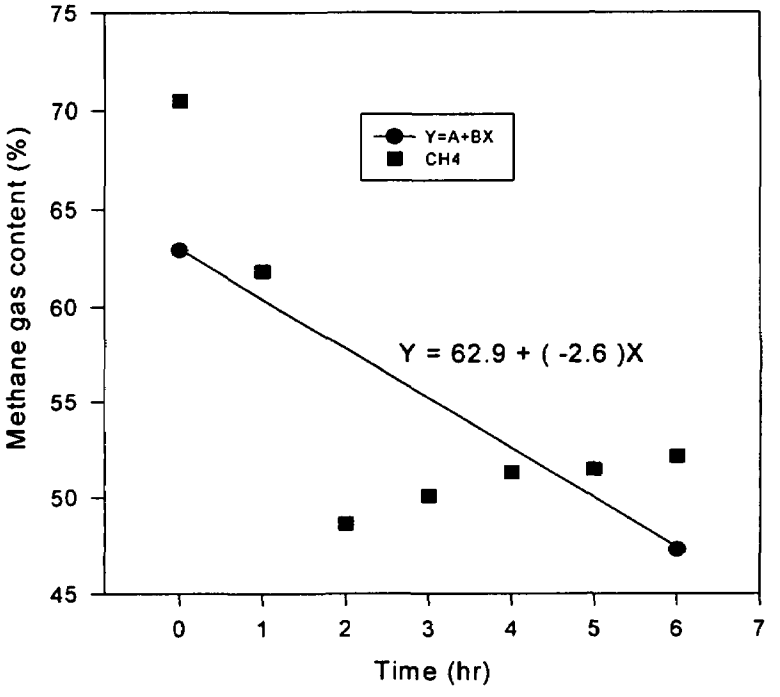
[Fig 3-9] Time cource of pH, CH_4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at 16g COD/L loading rate.



[Fig 3-10] Time cource of pH, CH_4 and TCOD during anaerobic digestion from Run B sample at 18g COD/L loading rate.



[Fig 3-11] Time cource of the methane gas production, Yield and content at 20g COD/L loading rate in batch.



[Fig 3-12] Rectilineal recurring plot of the methane gas content at 20g COD/L loading rate in batch.

<Fig 3-7>은 <Fig 3-6>의 start-up 條件에서의 VFA의 變化를 分析한 것으로 12日이 經過하여 Acetic acid 204.98 mg/ℓ, Propionic acid 147.47 mg/ℓ, Butyric acid 121.37 mg/ℓ로 安定이 되었다.

<Fig 3-8>에서는 10g COD/ℓ의 負荷로 連續 注入하였을 때의 pH, CH_4(%), TCOD(mg/ℓ)의 變化를 분석하였으며 이때 注入液은 pH 7.0으로 調節하여 1日 1回 주입한 결과 15日 연속 運轉時 pH는 7.4, CH_4(%) 88.4%, TCOD 1,191 mg/ℓ로 TCOD의 경우 주입액의 96%가 除去되었다.

그리고 <Fig 3-9>는 16g COD/ℓ로 負荷를 增加시켰을 때의 pH, CH_4(%), TCOD(mg/ℓ)에 대한 變化이며 이는 有機物 負荷 10g COD/ℓ에 比해 부하가 높기 때문에 pH 7.1, CH_4(%) 72.0%, TCOD 1,344 mg/ℓ로 나타났으며 이는 有機物 負荷 10g COD/ℓ에 比해 pH는 微細한 差異를 보였으나 CH_4(%)는 16.4%가 減小하였고, TCOD는 154 mg/ℓ가 높게 나타나는 結果를 얻었다.

<Fig 3-10>은 有機物 負荷를 18g COD/ℓ로 부하를 增加시킨 結果로써 pH 7.2, CH_4(%) 70.5%, TCOD 1,792 mg/ℓ로 分析되었다. 이는 16g COD/ℓ의 부하에 比較하여 CH_4(%)는 1.5%가 低下하였고 TCOD는 448 mg/ℓ가 增加하는 결과를 얻었다.

따라서 <Fig 3-8>에서는 有機物 負荷를 1日 1回 주기적으로 注入할 때 注入 初期 유기물 過負荷에 의한 微生物 代謝 작용에 影響이 반응기내에서 일어나게 되어 CH_4(%)가 減小되었다가 增加하는 현상이 일어날 것으로 豫想되어 이를 분활하여 연속 注入하는 方案을 도출하고자 時間別 變化에 대한 分析을 한 結果 유기물 부하를 20g COD/ℓ로 했을 때 CH_4(%)는 70.5%에서 1時間 經過하여 61.82%, 2時間 後 48.63%로 떨어졌다가 3時間 後 50.09%로 增加하기 시작하여 6時間 後 52.07%로 서서히 增加됨을 알 수 있었다.

그리고 Methane gas 生産量은 1時間 경과하여 92㎖, 2時間 後 208㎖로 急激히 증가하였다가 6時間 이후에는 8㎖로 저조해지면서 24時間 經過時는 968㎖가 生産되었다.

이와 같은 現狀은 有機物 負荷를 <Fig 3-12>에서의 直線回歸式으로부터 1時間 경과시 有機物 負荷에 대한 영향을 보게되면 메탄 含量은 60.3%임을 알 수 있다. 따라서 20g COD/ℓ 有機物 負荷量을 0.833g COD/ℓ/hr로 注入할 경우 CH_4(%)含量 60.3%의 Methane gas를 968 mℓ/d 生産할 수 있게 된다.

그러므로 3段 濾過膜 嫌氣 反應 실험에서 效率的인 혐기성 반응 運轉條件을 도출하므 로서 에너지 回收 및 高濃度 폐수 처리에 대한 最適 運轉 조건을 도출하는데 있어 다음과 같은 資料를 얻을 수 있었다.

가. 農·畜·水産 집하장의 月別 構成比를 조사한 결과 Run A에서 Run F의 試料를 선발 분석하여 Run B를 代表 試料로 하였으며 이때 C/N Ratio는 嫌氣性 醱酵가 適合한 18.41이었다.

나. 試料의 特性 分析에서 Run A, Run B, Run C는 高濃度의 TCOD를 나타내었으며, 그 중 TCOD가 가장 높은 것은 168.960 mg/ℓ인 Run B 이었다.

다. 初期 運轉에 있어 폐수의 pH調節 없이 8g COD/ℓ 負荷로 Seed 20% 용량으로 接種하여 운전하였을 때 14日이 경과하여 pH 7.02, CH_4(%) 59.3%로 安定되면서 TCOD除去率은 71%가 되었으며 VFA는 12日 經過時 Acetic acid 204.98 mg/ℓ, Propionic acid 147.47 mg/ℓ, Butyric acid 121.37 mg/ℓ로 安定되었다.

라. 注入 廢水의 pH를 7.0으로 조절하면서 10g COD/ℓ 負荷로 연속 운전시는 pH 7.4, CH_4(%) 88.4%로 安定되고 TCOD는 96%가 除去되었다.

마. 有機物 負荷 18g COD/ℓ로 증가시는 pH 7.2, CH_4(%) 70.5%로 되면서 TCOD는 93.5%의 除去率을 보였으나 주입 폐수가 TCOD 27,520 mg/ℓ의 高濃度 廢水이기 때문에 TCOD는 1,792 mg/ℓ로 높게 分析되었다.

바. 20g COD/ℓ 유기물 負荷에서 連續 注入 時의 CH_4(%)함량에 대한 直線回歸式은 Y = 62.9 + (-2.6)X로되어 有機物 負荷量을 0.833g COD/ℓ/hr로 연속주입시는 CH_4(%) 60.3% 含量의 Methane gas를 968mℓ/d 생산

할 수 있음을 豫測할 수 있다.

3. 嫌氣 反應 流出 排水의 2次 處理 實驗

가. 流出 排水의 分析

UBF 反應器를 이용한 嫌氣性 消化 實驗에 사용된 Run B Solution에 대한 分析値는 <Table 3-2>와 같으며 반응기에 投入되기 前의 pH는 7.0으로 조절되었으나 高濃度의 TCOD (27,520 mg/ℓ)로 因하여 에너지 轉換에는 어려움이 없었으나 排出水의 COD를 낮추는데는 細心한 유기물 負荷 條件이 要求되었다. 이때 有機物 負荷 20g COD/ℓ에서의 反應 條件은 <Table 3-3>과 같으며 最終 反應 流出水에 대한 분석치는 <Table 3-4>와 같다.

<Table 3-2> Characteristics of Run B solution

Phase	pH	COD (mg/ℓ)		SS (mg/ℓ)	NO_2-N (mg/ℓ)	NO_3-N (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)
		TCOD	SCOD					
Run B	5.2	27,520	18,880	8,550	2.30	125.0	2.10	104.0

<Table 3-3> Experimental operating conditions for anaerobic reactor

Phase	pH	Temperature (℃)	Reactor (ℓ)	Organic load (g COD/ℓ)	CH_4(%)	gas production (mℓ)	VFA (mg/ℓ)
Condition	7.1	38.0	5.0	20	55.15	968	278

<Table 3-4> Characterics of anaerobic effluent

Phase	pH	COD (mg/ℓ)		SS (mg/ℓ)	NO_2-N (mg/ℓ)	NO_3-N (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)
		TCOD	SCOD					
Effluent solution	7.5	1,890	1,690	540	0.94	0.23	0.40	18.0

<Table 3-4>에서 排出水의 TCOD는 93.1%, SS 93.7%, NH_4-N 81%, PO_4-P 82.7%의 높은 除去率을 보였다.

나. 凝集劑 處理에 依한 Magnetizer 分離 實驗

Magnetizer를 2 inch pipe의 외경에 30×50×10m/m 크기 2,000 gause의 것을 3個씩 10cm 간격으로 5 set 設置하여 내부에는 1 inch pipe를 core로 한 側面을 용액이 通過하게 하여 83 mℓ/min (5.8 cm/min 유속)으로 處理하였을 때 용액의 組成 變化를 분석한 결과 <Table 3-5>와 같은 結果를 얻었다.

<Table 3-5> Effect of TCOD removal for treatment of Shinfloc and magnetizer

Sample	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NO_2-N (mg/ℓ)	NO_3-N (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	비 고
anaerobic effluent	7.5	1330	832	460	0.52	0.04	0.32	32.5	
0.1% Iron Oxide	7.4	998	832	440	0.42	0.04	0.30	32.0	
Magnetizer	7.5	915	832	440	0.39	0.03	0.25	25.0	
0.1% Shinfloc	7.6	832	666	400	0.45	0.04	0.29	30.0	
Magnetizer	7.7	748	500	380	0.36	0.02	0.24	25.5	
Dilution 0.1% Shinfloc	7.0	176	140	6.7	0.014	-	0.00	0.5	

<Table3-5>에서 0.1% Iron Oxide와 0.1% Shinfloc을 添加하여 위의 條件으로 Magnetizer를 通過시켰을 때 0.1% Shinfloc의 경우 TCOD는 44%, SCOD 40%, SS 17%, NH_4-N 25%, PO_4-P 22%의 除去 效率을 보였으나 이를 放流하기 위해서는 더욱 낮게 處理되어야 하므로 1次 處理水를 농도를 희석하여 2次 凝集 處理한 결과 TCOD는 86.8%, SCOD 83.2%, SS 98.6%, NH_4-N 100%, PO_4-P 98.5%의 높은 除去率을 나타내어 放流水 基準에 도달하고 있음을 알 수 있었다. 그러나 放流水 基準까지 到達하기 위해서는 더 많은 實驗이 요구된다.

그리고 凝集劑의 最適 添加量을 구하기 위해서는 pH 變化에 대한 凝集 速度 및 응집제 添加量 변화에 따른 凝集狀態등에 대하여 처리 효율을 上昇시키는데 더욱 體系的인 실험이 必要하며 繼續 推進할 예정이다. 이와 같은 實驗 方法으로는 다음과 같은 Jar Test 방법을 適用하게된다.

① TOC(TCOD, SCOD, MLSS, SS)를 먼저 測定한다.

② 폐수 200㎖ 注入 → Mixing하면서 凝集劑 1mg씩 주입 → 繼續 → 最初 Floc形成點 → 添加 最小量

③ 폐수 1ℓ에 pH 6段階(pH 4, 5, 6, 7, 8, 9)로 調製하여 6個 Sample준비

④ 2分間 급속교반후 → 15分間 완속교반 Floc形成 (Floc형성 파괴주의) 各 試料에 대한 Floc형성 時間 記錄, 응집후 Floc沈澱, 上登液 pH측정

⑤ 상등액 TOC(TCOD, SCOD, MLSS, SS), 色度의 指標와 pH관계를 구한다.

⑥ 6個 Beaker에 各 廢水 1ℓ를 주입, ②의 응집제 最小 添加量에 대해 25 ~ 200%의 量을 준비

⑦ ⑤結果의 pH가 되도록 酸·알칼리 液으로 조절

⑧ 2分間 急速攪伴後 15分間 완속교반한다. (Floc파괴가 발생하지 않도록 조심) Floc形成까지의 時間 測定

⑨ Sample을 20分間 침강시켜 상등액으로 必要한 Data를 측정

⑩ 最適 응집제 添加量 산출

다. Magnetic Fluid Separation에 依한 廢水中 SS 除去 實驗

最近 폐수내 浮遊된 微細固形物과 Magnetite와 같은 磁性 微紛體사이에 Vander Waals 힘과 폐수의 흐름 過程에서 磁性 分離됨이 확인되고 있다.

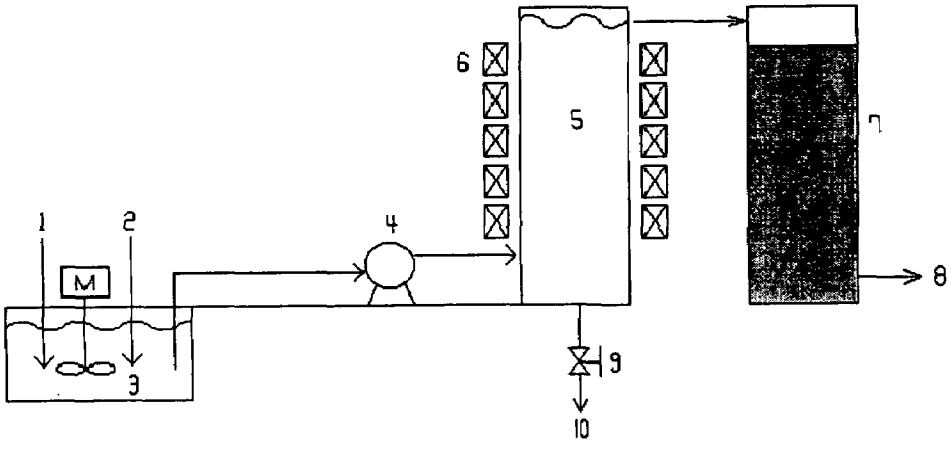
本 實驗에 사용한 磁性 分離 裝置는 <Fig 3-13>와 같으며 시스템은 流體 分離塔, 폐수와 磁性 微分體의 혼합기, 슬러지(폐수+자성미분체) 공급 펌프, On/Off式 磁石셋트, 活性炭 吸着塔으로 구성되어있다. 流體 分離塔은 直經이 각각 5cm와 8cm이고 높이가 100cm인 아크릴管으로 製作되어 있다. 폐수와 자성미분체의 混合水는 교반형 Slurry탱크로부터 Peristaltic pump를 경유하여 유체 분리탑의 下部로 분리되어 上部로 흐르는 上向流式이며, 濁度가 높은 자성 처리수는 活性炭 흡착탑을 通過 排出되도록 하였다.

磁石은 流體 분리탑의 外壁 員柱를 따라 자석이 配列되어 있는데 사용된 磁石은 자석 表面의 磁力이 각각 190 Gauss와 1000 Gauss인 弱磁石과 强磁石 두 가지를 사용하였다. 자석 Set는 높이 方向 약 15cm의 간격으로 5段이 設置되어 있으며 자석 Set별 磁石數는 3個로 서로 120° 의 角度로 배치되어 있다. 이때 유체 분리탑의 中心軸에는 길이 100cm의 아크릴製 원기둥을 挿入設置하여 액체가 아크릴管의 안쪽과 삽입 원기둥의 바깥쪽 사이를 흐르게 하여 磁力의 凝集力을 향상시켜 실험한 結果 다음과 같은 實驗値를 얻었다.

- 원폐수내 浮遊 固形物 SS농도 : 7,442 ppm (= mg/ℓ)
- 자성분/SS의 質量比 : 8.06
- 자성 流體分離塔內 유체 속도 : 0.172 cm/s (0.2ℓ/min)
  (유체 분리탑의 직경 : 5 cm, 높이 : 100 cm)
- 자성 排出水內 SS농도 sample-1 분석 : 54 ppm
- 磁性 배출수내 SS농도 sample-2 분석 : 56 ppm
- 자성 排出水 sample-1 基準한 제거 효율 : 99.3%
- 자성 배출수 sample-2 기준한 除去 效率 : 99.2%

- 자성 배출수를 活性炭 충진층 通過時 배출수 sample-1의 SS농도 : 11 ppm
- 자성 배출수를 活性炭 충진층 通過時 배출수 sample-2의 SS농도 : 13 ppm
- 활성탄 수 sample-1 基準한 總 除去 효율 : 99.9%
- 활성탄 수 sample-2 基準한 總 除去 효율 : 99.8%
- 원 廢水의 turbidity = 4,348
- 자성 排出水의 turbidity = 99.8
- 活性炭 배출수의 turbidity = 23.8

위의 結果에서 SS除去率은 99%이상, 濁度 向上率은 98~99%의 良好한 결과를 얻었다.



1. Magnetite
2. Wastewater
3. Mixing Tank
4. Peristaltic Pump
5. Magnetic Fluid Separator
6. Magnet
7. Activated carbon bed
8. Clarified Water
9. Valve
10. Magnetite + SS

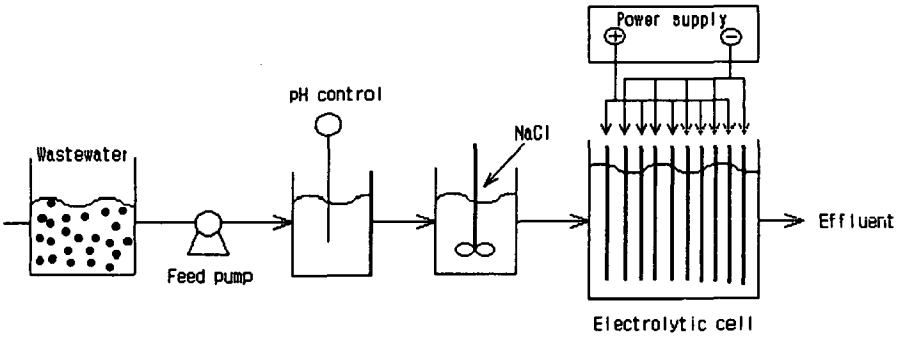
<Fig 3-13> Schematic diagram of magnetic fluid separator system

라. 電氣分解에 依한 凝集 處理

本 實驗에서는 各種 廢水에 대하여 生物學的, 物理的 및 化學的 방법으로 처리되고 있으나 嫌氣處理 배출수에 대한 電氣 化學的 처리는 실시되고 있지 않아 배출수에 대한 脫色 및 COD 低減을 목적으로 電氣分解에 의한 凝集 處理를 하고자 한다.

농·축·수산 分離液을 1次 혐기처리한 排出水는 色度가 높지 않아 탈색에는 Ozone處理를 하지 않아도 電氣分解 凝集으로 가능하다고 본다. 실험에서 시도하고자 하는 電氣分解 連續 實驗 시스템은 <Fig 3-14>과 같다.

<Fig 3-14> 實驗에서 嫌氣反應 배수의 COD濃度 差는 조정조에서 1次 어느 程度 농도 조절이 可能하고 pH 또한 調整한 다음 添加劑로서 NaCl을 주입 용해하여 水溫 20℃에서 Cu電極으로 極間 距離 12m/m, 10 Volt, 13 Amp의 조건으로 5分間 처리하여 1段階만 통과한 實驗値는 다음 <Table 3-6>과 같이 분석되었다.



<Fig 3-14> Schematic diagram of continuous electrolysis system

<Table 3-6> Effect of TCOD removal for treatment of electrolytic cell

구 분	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NO_2-N (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	비 고
Anaerobic (×2)	7.5	1330	832	460	0.52	0.32	32.5	
Anaerobic effluent	8.4	986	810	120	0.114	0.01	1.00	Electrolysis
Anaerobic (×2)	8.3	627	506	33	0.056	0.01	0.02	Electrolysis dilution Shinfloc 0.1%
Fish farm effluent	7.7	160	137	10.0	-	0.01	2.50	
〃	9.2	51	47	4.0	-	0.01	0.30	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89) Shinfloc
〃	8.5	54	48	6.0	-	0.01	0.39	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89) 상등 Sludge
〃	8.2	54	50	5.0	-	0.01	0.50	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89)

<Table 3-6>에서 高濃度의 Anaerobic effluent 인 경우 TCOD의 除去率은 63%, SCOD 40%, SS 93%, NO_2-N 90%, NH_4-N 97%, PO_4-P 100%의 結果를 얻었으며 特히 SS 및 N, P의 除去率은 만족하였다. 그리고 低濃度인 Fish farm effluent를 적용시 TCOD의 제거율은 68%, SCOD 66%, NO_2-N 88%의 除去 效率을 나타내었다.

앞으로의 實驗에서는 觸媒 및 凝集劑의 最適量 導出과 처리시간 및 電氣傳導度의 영향에 대하여 檢討하고 연속 운전에 대한 最適 運轉 조건을 導出하고자 한다.

위의 電氣分解 工程에서 일반적으로 나타나는 電極表面 반응은 電氣的 凝

集 작용, 浮上 分離 작용, 酸化 작용의 세 가지 mechanism으로 구성되어지면서 다음과 같이 反應한다고 볼 수 있다.

$$\text{Anode} : 4Cu \rightleftharpoons 4Cu^{2+} + 8e^{-}$$

$$4Cu^{2+} + 10H_2O + O_2 \rightleftharpoons 4Cu(OH)_3 + 8H^{+}$$

상기 反應에서 充分한 전기 에너지의 供給에 의해 陰極에서 高分子 有機物이 低分子 유기물로 分解되면 이의 유기물 一部와 SS成分은 $Cu(OH)_3$에 의해 沈降 또는 발생한 水素에 의해 浮上 分離된다. 이러한 과정에서 脫色 및 COD의 除去가 일어난다고 본다.

4. 메탄가스의 活用

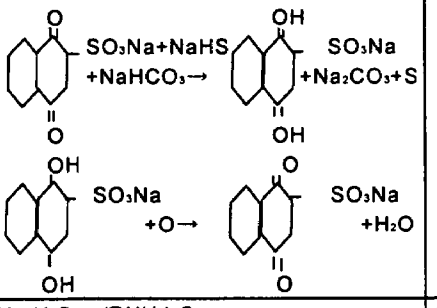
가. 脫硫裝置

嫌氣性 醱酵에서 발생된 가스 중에는 대부분 硫黃 化合物의 환원에 의해 발생되는 微量의 H_2S가 함유되어 있으며 量은 數십 ppm이지만 경우에 따라 많을 때는 1~2%가 되기도 한다.

H_2S는 設備의 腐食 및 燃燒後의 대기오염을 발생시키는 要因이 되므로 가스 중에 H_2S 濃度가 높을 경우에는 脫硫 處理가 필요하다.

탈유 장치에 대한 代表的인 것은 다음 <Table 3-7>과 같으며 <Table 3-7>에서 乾式 方法에는 成型 탈유제를 充塡한 塔型 탈유기가 사용되고 大容量의 경우 습식 방법이 접합하다. 濕式法에는 Redox 反應에 의한 방법이 있으며 MEA (mono-ethanol amine)를 사용하는 방법은 反應性이 높으면서 MEA 價格이 저렴한 것이 이점이면서 또한 H_2S뿐만 아니라 CO_2 除去도 동시에 되므로 高純度의 메탄 가스를 얻을 수 있다.

<Table 3-7> Desulfonation of biogas

방식	명 칭	탈 류 제	흡수 · 재생반응	재생법
건식	산화철법	철초 · 톱밥혼합물, 성형제($Fe_2O_3$50～60%	흡수: $Fe_2O_3 \cdot xH_2O+3H_2S \rightarrow Fe_2S_3+(x+3)H_2O$ 재생: $Fe_2S_3+xH_2O+3O \rightarrow Fe_2S_3 \cdot xH_2O+3S$	대기폭로 공기산화
습식	수세법	물	물에 의한 H_2S의 흡수 세정	
	가성소다법	NaOH 용액	$2NaOH+H_2S \rightarrow Na_2S+2H_2O$	가열 · 감압 Air blower등
	석회법	$Ca(OH)_2$ 용액	$Ca(OH)_2+H_2S \rightarrow CaS+2H_2O$	
	암모니아법	NH_3 용액	$2NH_3+H_2S \leftrightarrow (NH_4)_2S$	
	시-보-드법	Na_2CO_3 용액	$Na_2CO_3+H_2S \leftrightarrow NaHS+NaHCO_3$	공기산화
	사이록크법	Na_2CO_3 용액+촉매(AS_2O_3)	흡수: $Na_4As_2S_5O_2+H_2S \rightarrow Na_4As_2S_6O+H_2O$ 재생: $Na_4As_2S_6O+O \rightarrow Na_4As_2S_5O_2+S$	〃
	다가학크스법	NA_2CO_3 용액+촉매 (1,4-Naphtoquinone-2 · Sodium sulfonic acid	흡수: $Na_2CO_3+H_2S \rightarrow NaHS+NaHCO_3$ 재생: 	〃
	가-보틀법	Monoethanolamine	$2RNH_2+H_2S \leftrightarrow (RNH_3)_2S$	수증기흡입

나. 가스 利用 方法

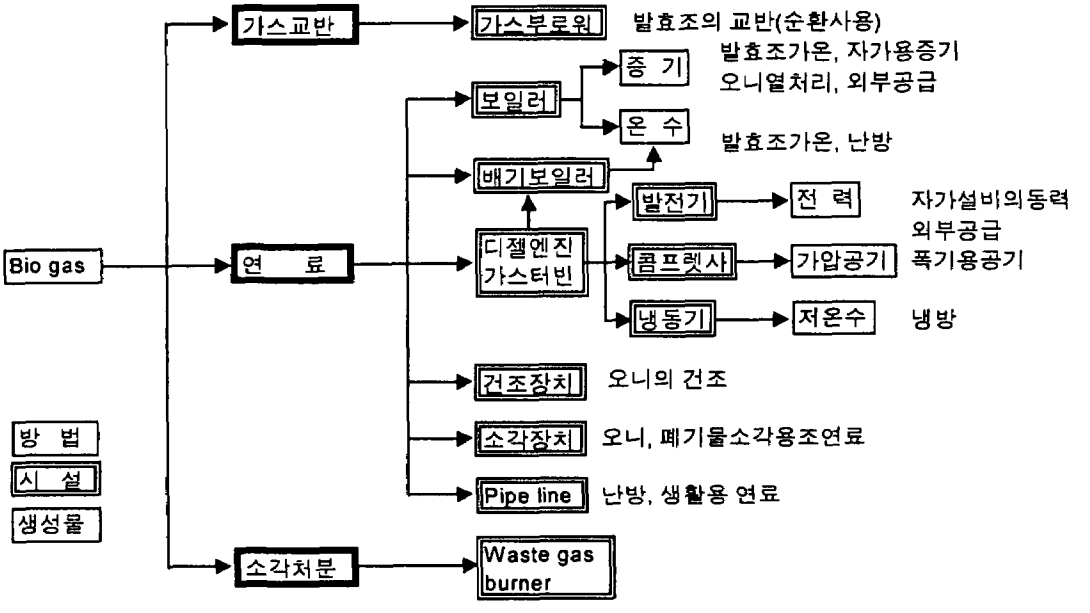
下水 및 糞尿 처리 공장에서의 가스 이용은 가장 많은 것이 Boiler 燃料로 사용하고, 경우에 따라서는 醱酵槽 加溫 및 가스엔진, 터빈, 燃料로 이용된다. 그밖에 汚泥의 乾燥 및 燒却用 熱源으로도 이용하는 경우가 있다.

일반적인 嫌氣性 醱酵 가스의 이용 방식은 다음 <Fig 3-15>와 같다.

다. Biogas의 가스엔진 에너지 Balance

메탄 醱酵 가스를 이용하여 醱酵槽 加溫에 이용할 경우 1㎥가스(6,000㎉/㎥)로 約 0.6ℓ의 重油가 節約되지만 가스 엔진에 이용하게 되면 2 kwh 電力과 2,460㎉(중유 약 0.25ℓ상당)의 여열을 얻게 되므로 立地 條件에 따라서

가스 엔진 이용이 有利할 수 있다. 가스 엔진 에너지 Balance 는 다음 <Table 3-8>과 같다.



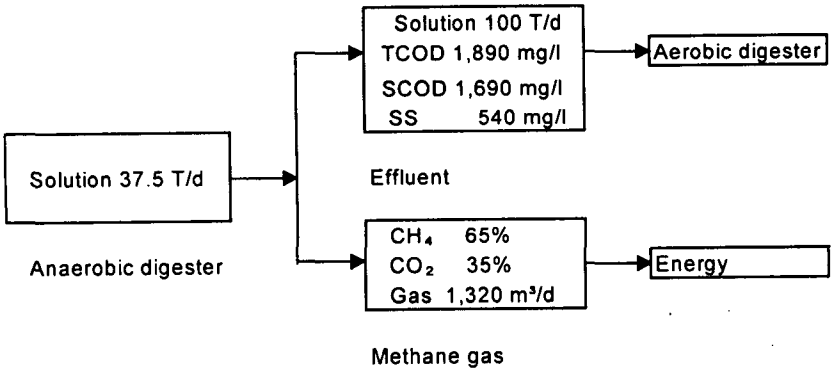
[Fig 3-15] Utilization of biogas

<Table 3-8> Energy balance of gas turbine

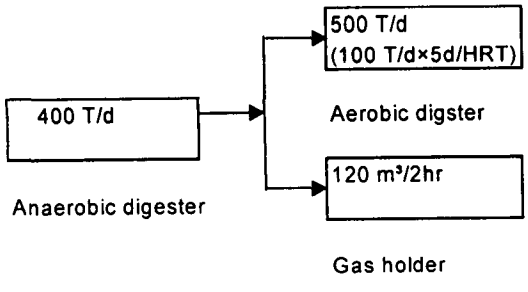
	1HP/hr당열량 (㎉/hph)	효율 (%)	가스1㎥당열량 (㎉/㎥)
총열소비량 엔진의실동용 여열	2,240 670 1,570	100 +30	6,000 1,800[효율95.5%기준 1800×0.955 =1720㎉/㎥ =2.68hph/㎥ =2.00kwh/㎥]
냉각수중의여열 그중회수열 방산열	785 605 180	 +27 -8	1,620
배기중여열 그중회수열 방산열	785 314 471	 +14 -21	840
회수열총계	919	+41	2,460

5. 嫌氣性 消化 Material Balance

가. 物質 Balance



나. 容量 Balance



第 4 章 分離液의 好氣性 處理

第1節 序 說

活性汚泥法은 Manchester 대학의 Flower, Ardern, Lockett가 協力하여 활성오니법을 開發 하였으나 그 以前에 Clark가 下水를 병에 넣어 曝氣 實驗을 한 것으로 되어 있다.

活性汚泥法의 特徵으로는 다음과 같은 것을 들 수 있다.

- o 淨化率이 일반적으로 높다.
- o 臭氣가 적다.
- o 比較的 부지가 적게 소요 된다.
- o 汚泥 發生量이 크다.
- o 水量 및 水質의 변동에 敏感하다.

따라서 排水 水量의 시간적 變動이 클 때에는 그것에 對應하는 調整槽 및 기타 施設을 附加 設置 하지 않으면 運營이 어렵다. 그리고 汚泥 發生量이 많은 것은 단점으로 들수 있다.

1. 活性汚泥 處理法

活性汚泥 처리 방법은 原則的인 면에서는 공통점이 있으나 방법의 特徵에 따라 排水의 注入法, 曝氣法으로 분류되어지고 代表的인 특징은 다음과 같다.

가. 標準 活性汚泥法 (Conventional activated sludge process)

沈澱池 및 曝氣槽의 구성이 標準的이고 L_{BOD} 는 일반적으로 0.40~0.6kg/㎥·day, MLSS 는 1,000~2,500ppm 前後이다.

나. 漸減 曝氣法 (Tapered aeration)

標準 活性汚泥法의 경우 排水의 曝氣槽 유입구 부근에서 BOD가 높고 , 出口로 가까워질수록 점차적으로 BOD가 낮아진다. 따라서 酸素 消費量도 入口에서 많고 出口에서는 적다. 그러므로 合理的인 폭기를 하기 위해서는 曝氣裝置를 配置함에 있어 점차적으로 減小하는 폭기 장치를 配置하는 것이 좋다.

다. 分注 曝氣法 (Step aeration)

Mackee, Fair (1942) 시는 이 방법을 분활 負荷(distributed loading)라고 稱하고 排水 유입구를 基點으로 분활하여 曝氣槽의 각부에 配分하여 주입하는 방법이다.

이 방법에 의하면 유기물의 局部的인 過負荷를 피할수 있고, 酸素要求量도 폭기조 전체에 均一化 되므로 유체 성분이 있을 경우에도 低減 시킬수 있다.

라. 完全 混合 曝氣法 (Complete mixing)

微生物의 최적 상태를 維持하기 위하여는 정상적인 生長 狀態로 하여 주는 것이 중요하다. 그러한 狀態로 하는데는 完全 混合하여 유기물 負荷 濃度를 均一하게 하는 방법이다. 이 방법은 Hohokus, N.J.의 纖維 工場 배수 처리에 適用되었다.

마. 再 曝氣法 (Contact stabilization)

Ullrich, Smith 는 下水 處理量의 증량 처리 방안의 하나로 Austin, Texas

에 適用한 방법이다. 이는 大型 再 曝氣槽를 設置하는 대신 本 曝氣槽는 적게하여 全體的으로 유기물 負荷를 約 2倍로 증가 시키는 방법으로 Biosorption 方法(상품명은 Infilco) 이라고도 한다. 또한 폭기 시간을 短縮하고 BOD 부하를 높이는 高負荷 활성오니법도 있다.

바. 長時間 曝氣法 (Extended aeration process)

장시간 曝氣法은 Total oxidation 또는 Rated aeration이라고도 부르며 L_{BOD} 가 적은 處理場에서는 잉여오니 生成量이 적은 것으로 알려져 있으나 Tapleshay는 이 原理를 이용하여 畜産 農家 廢水 處理時 최초 침전지와 혐기성 소화조를 生略하고 대신 용량이 큰 曝氣槽를 설치 하였다.

사. 酸化構法 (Oxidation ditch)

오란다 國立衛生工業硏究所에서 Vasveer등에 의해 개발된 小規模 배수처리용의 것으로 圓型으로 깊이는 約 1m의 規模로 폭기시 혼합액이 循環되면서 폭기 淨化되는 형식으로 폭기 장치로는 Kessner型 후랜지 曝氣 機械이고 회전에 의해 폭기와 혼합액의 運動이 함께 일어난다. 이때 曝氣槽 部分에서 MLSS가 局部的으로 침강 정체가 일어나지 않겠금 流速을 維持하는 것이 중요하다.

아. 變型 曝氣法 (Modified aeration process)

낮은 MLSS 적은 汚泥 日令의 운전에서 經濟的인 처리를 목적으로 한 것으로 Jamaica, Wuppertal, Losangels 等에서 BOD 除去率 75～80%, Osaka에서 平均 82%의 제거율을 나타내어 대체적으로 50～70% 除去率을 기대하고 있다.

자. 活性化 曝氣法 (Activated aeration process)

經濟的인 처리 방법의 하나로 Torpey, Chasick는 標準, 分注와 같은 대표

적인 활성 오니법과 剩餘汚泥를 이용하는 單純 방법과를 混合 시킨 것이다. 즉 全體를 두 계열로 나누어 하나는 代表的인 방법을 다른 하나는 잉여오니를 이용하여 排水를 曝氣 處理하는 것으로 平均 BOD 제거율은 82%가 된다.

차. Kraus法 및 Hat filed法

Kraus법과 Hat filed법 둘다 거의 같은 方式이다. Hat filed법은 全部를 再曝氣槽에 返送하지만 Kraus법은 一部分만 재폭기조에 返送하고 나머지는 直接曝氣槽에 반송하는 것이 다른 점이다. 어느 것이나 嫌氣性 消化槽의 탈리액 및 오니를 再利用하는 것은 같다.

카. 純 酸素 曝氣法 (Pure oxygen aeration process)

Okun은 純酸素 폭기 처리 施設을 발표, 普及하였지만 純酸素 사용시 費用이 높아서 부진하였다. 그러나 최근 酸素 利用 效率 上昇 연구와 동시에 高度 處理의 필요성 때문에 再次 實用化가 시도되고 있다. 純 酸素에 의한 생물 반응 속도의 促進은 없으나 處理 效率面에서 특징으로 SVI(Sludge Volume Index)가 空氣 曝氣 방법에 比해 적은 점이다. 이는 SVI가 적기 때문에 同一規模의 시설에서 空氣에 비교하여 處理 效率을 상승 시킬 수 있다.

타. 深槽 曝氣法 (Deep tank aeration process)

都市에서의 土地 공간을 적게 活用하는 방법으로 深層 曝氣 方法이 채택되고 있다. 심조 폭기는 酸素 投入量이 많은 것으로 되어 있지만 反面에 MLSS가 槽 表面에 도달했을 때 減壓에 의한 氣泡를 發生하여 이때 활성오니를 浮上시키므로 폭기 장애가 생긴다. 그러므로 이 方式에서는 폭기조 깊이는 10m 이지만 散氣 裝置는 5m 위치에 둔다. 深層 曝氣 處理 효율을 보게되면 BOD 除去率은 87～89%이다.

파. 其他 曝氣法

그 밖에 曝氣法으로 分散 폭기 (Dispersed aeration), 過酸化 水素 폭기 (Hydrogen peroxide aeration)가 있다.

第2節 好氣性 反應 特性

1. 活性汚泥의 生成

가. 活性汚泥 Flock의 形成

大部分의 활성오니 Flock는 Zooglea의 成長에 의해 形成되지만 특수한 排水의 경우는 Zooglea 以外의 Bacteria에 의해서도 形成된다. Zooglea의 成長은 榮養의 흡수를 주체로 하기 때문에 溶存性 및 이와 비슷한 榮養分이 많을 때 成長 速度가 빠르고, 또한 榮養量이 많을수록 Flock 重量도 커진다.

나. 活性汚泥 性狀

활성오니법은 有機質 物質을 생물학적으로 酸化 分解하는 처리법이기 때문에 有機物 부하와 활성오니 生物間에 量的으로 平衡을 유지하지 않으면 안된다. 有機物 負荷量은 BOD, COD 기타 방법으로 比較的 용이하게 定量的 表現이 되지만 활성오니의 生物學的 活動度에 대해서는 綜合的으로 實用的이어야 하기 때문에 表現하기란 어렵다.

다. 活性汚泥 生物量

現在 生物量 특히 Flock量을 나타내는 방법으로 MLSS 및 MLSSVS를 使用하여 生物量 특히 Flock量을 표시하는 것이 一般的이다. Flock를 구성하는 생물량을 測定하는 것은 어렵지만 活性汚泥 생물량은 定量이 容易하다. 그러므로 그의 정량은 單位 容積中의 生物 個體數에 의해 나타내며 유기물 負荷와

활성오니 生物量 관계는 다음 식과 같이 된다.

$$P = a + b\ L_{BOD}$$

라. 汚泥指票 (Sludge index)

Mohlman는 Sludg index를 檢討하면서 오니 용량지표 (SVI)를 定하였으며 現在로서는 SVI(Sludge Volume Index)가 널리 使用되고 있다.

ML 30分 침전후의 容量과 오니 重量比를 나타내면 다음식과 같이된다.

$$SVI = \frac{30\text{분침전후의오니}(Vol\%)}{\text{오니건조중량}(Wt\%)} = \frac{1\,\ell\ ML\,30\text{분침전후의오니}\,Vol(m\ell)}{MLSS(g/\ell)}$$

Bulking을 이르켰을때는 SVI는 300을 초과하지만 通常的으로 SVI는 100以下가 적합하다.

마. 日令 (Sludge age)

MLSS의 新·舊 交代 期間의 길고 짧음을 나타내는 지표이다.

$$Sludge\ \ age = \frac{MLSS\ V_{AT}}{Q_{inf}\ SS_{inf}}$$

MLSS = mg/ℓ

SS_{inf} = 생배수중의 SS (mg/ℓ)

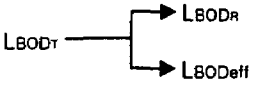
V_{AT} = 폭기조 용량 (㎥)

Q_{inf} = 유입수량(㎥/day)

2. 酸素要求量

가. 排水中의 유기질물을 酸化 分解 하기 위한 산소량

曝氣槽에 유입되는 유기질 質量을 L_{BOD} (kg/day)로 나타내면

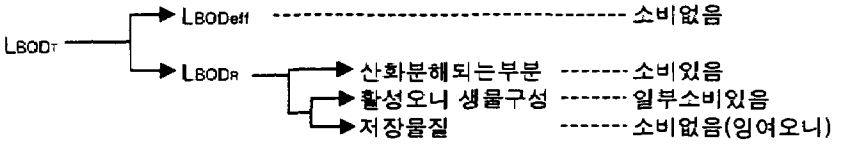


L_{BOD_T} = BOD 부하량 (kg/day)

L_{BOD_R} = 제거 BOD (kg/day)

$L_{BOD_{eff}}$ = 잔유 BOD (kg/day)

酸素 消費에 직접 관여하는 關係를 나타내면



전 산소요구량 = aL_{BOD_R} + bMLSS - cL_{BOD_R}

나. 淨化率

활성오니법은 生物學的 處理法 중에서도 淨化率이 높다. 대표적인 BOD 除去率을 보면 다음 <Table 4-1>과 같다.

3. COD 負荷와 淨化率

일반적으로 長時間 曝氣法→標準法→短時間曝氣法의 순으로 부하는 커지게

<Table 4-1> Efficiency of activated sludge system

활성오니법	LBOD (kg/㎥)	MLSS (kg/㎥)	EBOD (%)
표 준 법	0.4~0.6	1~2	95
점 감 법	0.4~0.6	1~2	95
분 주 법	0.8~1.0	2~3	90~95
제 폭 기 법	0.8~1.2	2~6	85~90
단시간폭기법(A)	1.6~6.5	0.4~0.8	50~70
단시간폭기법(B)	3~10	3~10	70~90
장시간폭기법	0.2~0.3	1~3	75~85
산 화 구 법	0.1~0.3	2~4	75~90
심 조 폭 기 법	-	-	80~85

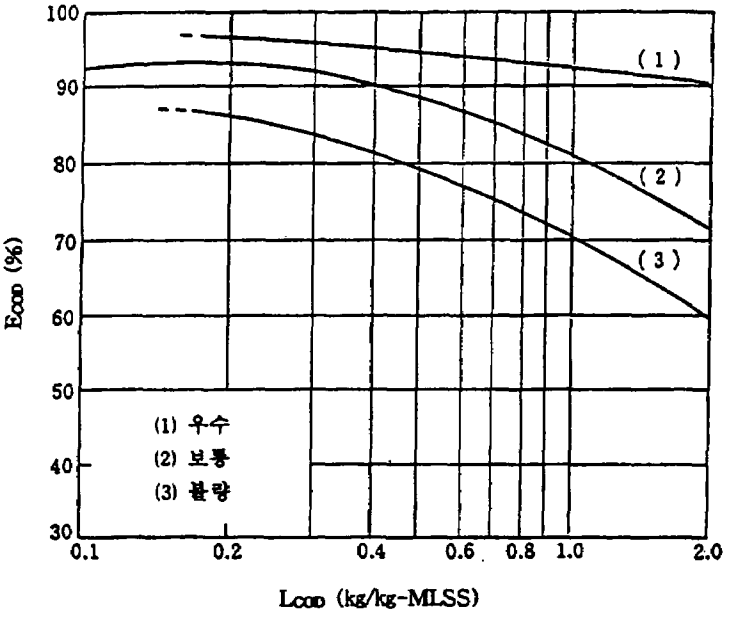
되며 그에 따라 漸次 COD 제거율은 低下된다.

COD의 부하 表現 方法에는 폭기조 單位 容積當의 COD 중량으로 나타내는 용적부하 (kg-COD/㎥ · d)와 MLSS 重量當의 COD 負荷量 (kg-COD/kg-MLSS · d)로 나타내는 방법이 있다.

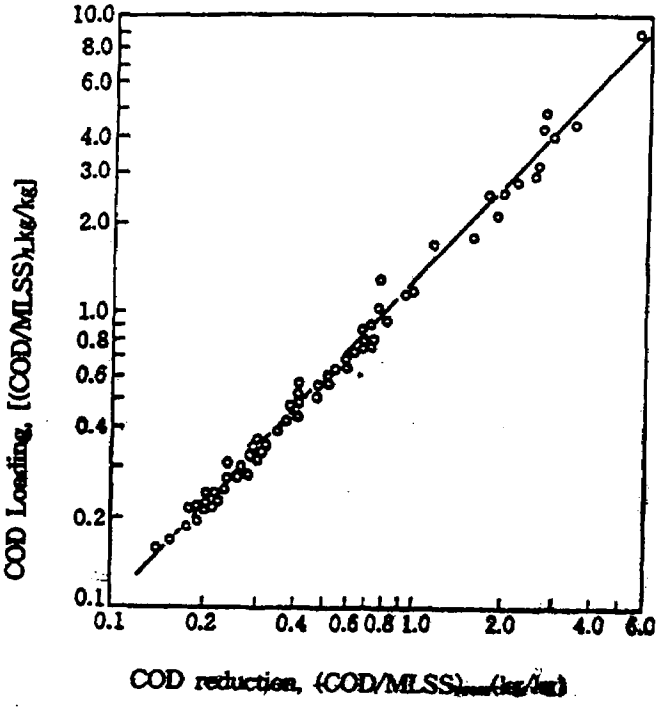
容積 負荷는 施設 설계시 폭기조 規模를 設定하는데 참고가 되고 MLSS當 부하는 淨化率을 推定하는데 참고가 된다. 그리고 활성오니법은 生物 活動에 의한 배수 처리법이기 때문에 當然히 生物量-L_{COD} 가 평형을 유지할 필요가 있고 生物量-MLSS量과는 密接한 관계가 있으므로 必然的으로 L_{COD} - MLSS 사이에는 相關 關係가 성립된다. 실재의 數値로부터 統計的으로 算出한 L_{COD} (kg-COD/kg-MLSS · d)와 제거율 E_{COD} (%) 關係를 보면 다음 <Fig 4-1>과 같다.

<Fig 4-1>에서 大部分의 활성오니 Plant는 (1)과(2) 曲線 범위 내의 정화율을 얻고 있으며 (2)번 曲線이 평균적인 淨化率 곡선이라 할수 있다.

이러한 관계는 MLSS當 COD부하량(kg중량)과 除去 또는 殘溜 COD량(중량)과의 관계를 표시한 것이 더욱 單純한 線이면서 合理的인 표현 방법으로 다음 <Fig 4-2>와 같이 거의 直線上에 있다고 볼 수 있다.



<Fig 4-1> Relation of L_{COD} and E_{COD} (%)



<Fig 4-2> Reduction relation of TCOD and MLSS loading

4. 活性汚泥法의 障害要因

장애가 되는 것으로는 Bulking 과 Deflocculation (해체)가 있으며 Bulking의 基本的인 형태는 Sphaerotilus 등의 선상 생물이 異相 狀態로 增殖 하거나 오니중의 結合水가 異相 狀態로 증가 할 때이다. 그러므로 두 形態는 構造的으로 완전히 다른 이유에서 Bulking을 이르키고 있다.

가. Bulking 對策

아직 Bulking 對策에 대해서는 일관성이 있는 處理 方案이 없다. 따라서 배수량, 배수 水質의 變化(당, N, P등), BOD, COD 負荷量, 폭기조 (폭기조의 DO는 2ppm 이상 유지가 요망됨), 返送汚泥量, 溫度, 施設 構造의 적합성 등을 綜合的으로 검토하여 原因과 對策을 個別的으로 세우는 것이 좋다.

나. 解體 對策

解體 역시 Bulking처럼 여러 가지 다른 原因에 의해 일어나게 되며 共通的인 현상으로는 다음과 같은 점을 들수 있다.

① 汚泥가 微細하게 Block화 한다.

② 處理水중의 SS가 增加하고 혼탁해진다.

③ 淨化率이 저하된다.

이의 原因으로는 過剩曝氣, 生物의 異相增植, 배수중에 有害 物質이 혼입된 경우 등을 들수 있다.

1) 過剩 曝氣

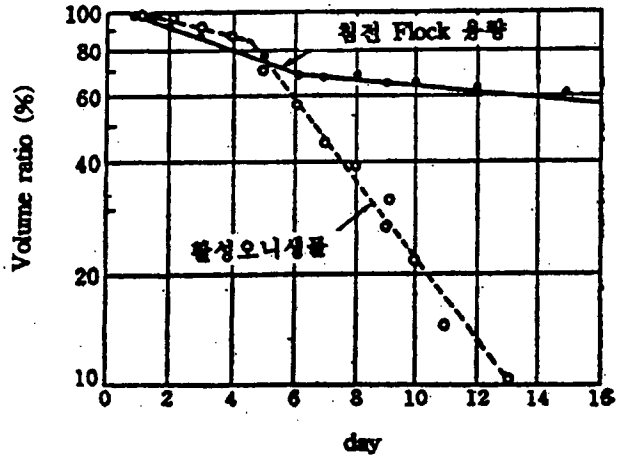
과잉 폭기에 對한 解體는 활성오니를 長時間에 걸쳐 폭기하게 되면 榮養

生物의 평형이 깨어져서 活性汚泥 Flock 결합제의 力割을 하고 있는 Flock 形成 生物量이 減小하게 되면서 Flock이 細分化 해체 현상이 일어난다.

이러한 경우 汚泥量은 減小하고 比較的 灰分이 많은 SS 성분으로 處理水 중에 유리하게된다. 이와 같은 狀態는 <Fig 4-3>과 같이 표시된다.

2) 生物의 異相增植

生物의 이상 증식에 의한 解體는 실재 現場에서는 각금 Amoeba가 이상 발생하여 오니의 해체와 處理水의 汚濁을 유발시킨다. Amoeba는 자체 또는 오니 Flock을 微細하게 생물학적으로 分割시키는 힘이 있다. 따라서 Amoeba가 처리수중에 遊離하게 되면 처리수의 透視度 저하를 촉진시키게 된다.



<Fig 4-3> Reduction of microbes for deflocculation at excess airation

이러한 현상은 過 曝氣와 반대로 MLSS當의 COD 부하가 클 때 影響이 온다고 할수 있다.

3) 有解物質에 依한 解體

유해물질이 活性汚泥에 대해 어느 濃度 이상으로 含有되었을 경우 가장 銳敏하게 나타나는 反應은 처리수의 濁度 上昇이라고 본다. 이는 활성오니의 一部가 빠른 速度로 微細 粒子로 해체되기 때문이다. 이와 같은 解體에 대한 對策은 각종 원인에 의해 발생하기 때문에 原因別 처리 방안이 강구되어야 한다. 過曝機나 生物 過剩에 의한 원인은 전연 反對의 對策 방안으로 過曝氣時는 L_{COD} 를 증가시키고 생물 과잉시에는 L_{COD} 를 減小시키는 조치가 필요하다.

5. 曝氣槽 規模

MLSS當 L_{COD} 와 COD 除去率에 관하여 <Fig 4-1>에서 보게 되면 希望하는 COD 除去率에 대한 L_{COD}를 求하고 이의 MLSS kg/㎥의 값으로부터 V_{AT}가 산출된다.

$$V_{AT} = \frac{L_{COD}total}{L_{COD}unit}$$

$$V_{AT} = \frac{L_{COD}total}{L_{COD}(\mathrm{kg/kg} - MLSS)MLSS(\mathrm{kg/m^3})}$$

V_{AT} : 폭기조 용량 (㎥)

$L_{CODtotal}$ = 1일전 COD 부하량 (kg/d)

$L_{CODunit}$ = 단위 COD 부하량 (kg/㎥ · d)

美國 NRC의 조사 結果에 대한 統計的인 정리 Data의 계수는 다음과 같다.

$$V = 2.045\sqrt{I(W_{td})/P_w}$$

V = V_{AT} (㎥)

I = 처리수량 (㎥/d)

$$Wtd = \frac{Y_0}{4200}\left(\frac{P_2}{100-P_2}\right)^{2.38}$$

Y_0 = $L_{CODtotal}$ (kg/d)

P_2 = COD 제거율(%)

P_w = MLSS(%)

$$td = 49\sqrt{W_{td}/(I\,P_w)}$$

td = 폭기시간(hr)

위의 式을 適用하여 曝氣槽 流入 COD 1,600mg/ℓ, 배수량 100㎥/d, MLSS 2 kg/㎥, COD 除去率 90% 일때의 曝氣槽 規模 및 曝氣 時間을 산출하게 되면 다음과 같이 된다.

$$L_{COD}total = 1.6\times0.1\times10^3 = 0.15\times10^3 kg/d$$

$$W_{td} = \frac{0.15\times10^3}{4.2\times10^3}\left(\frac{90}{100-90}\right)^{2.38} = 0.0357\times187.05 = 6.68$$

$$V = 2.045\sqrt{0.1\times10^3\times6.68/0.2} = 2.045\times57.99 = 118(㎥)$$

$$td = 49\sqrt{6.68/(0.1\times10^3\times0.2)} = 49\times0.578 = 28.3(hr)$$

이의 維持 관련에 있어 技術者로 하여금 양호한 상태로 運轉 하였을시 施設 規模가 적어도 좋은 成積으로 운전할수 있다.

6. 曝氣槽의 必要 空氣量

활성오니법에서의 曝氣는 酸素의 普及, 혼합액의 攪拌(오탁 물질과 활성오니와의 접촉증대), 활성오니 浸降 防止의 목적이 있다. 酸素의 供給 方法으로는 空氣 이외에 純酸素 및 過酸化水素, 오존을 利用하는 경우가 있으며 攪拌은 대량 空氣의 吸入 分散 및 機械的 교반에 의해 이루어진다.

실제 吸入 空氣는 100% 이용되지 않으며 排水의 性狀 溫度, 壓力에 따라 差異가 있으나 대략 普及 酸素量의 3~15%가 生物化學 反應에 이용된다. 따라서 必要한 吸入 空氣量은 다음과 같다.

가. 必要 空氣量

$$\text{공기량}(m^3) = \text{필요 } O_2\text{량}(kg) \times 3.5 \times \frac{100}{3 \sim 15}$$

3.5㎥ : 약 1kg의 O_2가 함유된 공기량

나. 平均 酸素 要求量

$$C_s = C_{s-w}\ (\ 0.483P_b + 0.024O_t\ )$$

C_s : 폭기조내 평균 포화량

C_{s-w} : 순수의 산소 포화량

P_b : 공기 흡입시의 산소 분압 (kg/㎠)

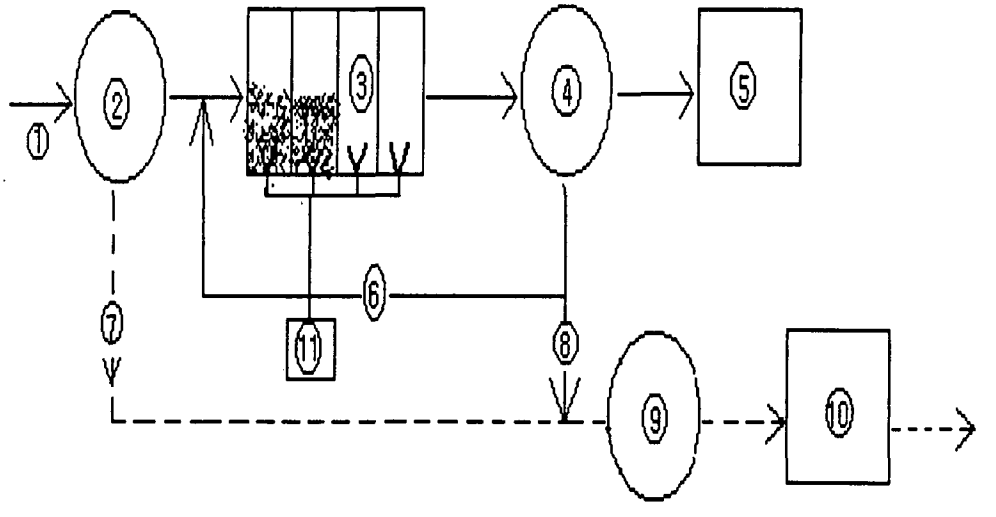
O_t : 폭기조에서 기산 할시의 산소 농도

第3節 好氣性 反應 連續 實驗

1. 活性汚泥 시스템

活性汚泥法의 종류로는 標準활성오니법, 漸減폭기법, 分注 폭기법, 完全混合 폭기법, 再폭기법이 있으며 標準활성오니법인 경우 L_{BOD}는 일반적으로 0.4~0.6 kg/㎥·d , MLSS는 1,000~2,500ppm 前後이다.

本 實驗에 使用된 활성오니 시스템은 다음 <Fig 4-4>와 같으며



①혐기소화수 ②최초침전분리기 ③다공성담체폭기조 ④최종침전분리기 ⑤고도처리
⑥반송오니 ⑦생오니 ⑧잉여오니 ⑨오니농축조 ⑩탈수설비 ⑪송풍기

<Fig 4-4> Biosorption process at the high-rate activated sludge operation

위의 <Fig 4-4>에서 多孔性 擔體 曝氣槽는 다공성 Ceramic (25㎜)으로 2/3량이 충전되어 있고 漸減 曝氣 방법으로 4段階의 槽를 거치게 되어 있어 酸素 소비량은 入口에서 크지만 出口에서는 적게 소비된다. 그리고 充塡된 多孔性 Ceramic 담체는 微生物 농도를 增大 시키므로 유기물 負荷를 增大 시켜도 Biosorption이 잘 일어나겠금 設計하였다.

그리고 溶存酸素 (DO)에 의한 COD 除去 實驗은 폭기조에서 空氣 曝氣되어 變化되는 溶存 酸素量은 DO Meter (F-102) IIJIMA Electronics co.를 사용하여 측정하였으며 初期 投入 혐기 消化水의 농도는 COD 약 6,000 mg/ℓ, PH 7.2 의 것을 사용하여 實驗한 결과 溶存 酸素量 2mg/ℓ DO일 때 COD 제거 效率은 다음과 같이 分析되었다.

2. 活性汚泥 시스템의 Start-up

活性汚泥 장치의 初期 운전시 4段階 曝氣槽中 前 단계 2個槽는 다공성 Ceramic으 로 충전 되어 있어 擔體 氣空에 충분히 微生物이 付着할수 있겠금 하여 주기 위해 初期 約 40時間에 걸쳐 순환 방법에 의한 安定化를 시킨결과 <Table 4-2> 및 <Table 4-3>과 같이 분석되었다.

<Table 4-2>에서 PH는 7.2에서 7.6으로 서서히 安定되면서 TCOD 또한 時間이 經過함에 따라 서서히 減小하여 83%의 감소를 보였고 SS는 50%, TS 63%, VS 46%, MLSS 39%의 減小를 나타내었다.

그리고 Table 17.의 各 段階別 제거 효과는 分析 Data상 약간의 差異는 있으나 Start-up 40時間 경과 後의 3 및 4 段階槽에서는 TCOD 1372-1066 (mg/ℓ)로 安定化 되었음을 알 수 있었다.

<Table 4-2> Start-up condition of the activated sludge system

condition time(hr)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SS (mg/l)	TS (%)	VS (%)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	10.6	7.2(6.7)	2509	350	0.3	18.9	11.1(2.1)	25
5	7.8	7.6(7.2)	~	~	~	~	10.1(2.1)	16
10	7.4	7.6(7.2)	2836	250	0.3	15.7	10.1(2.1)	16
15	9.9(36)	7.4(7.1)	~	~	~	~	13.6(1.7)	15
20	21.3	7.5(7.2)	2181	100	0.3	16.7	11.1(1.7)	19
25	17.9	7.6(7.4)	1527	325	0.3	13.8	0.9(0.2)	15
30	30.4	7.8(7.5)	~	~	~	~	0.2(0.2)	15
35	28.5	7.6(7.5)	1066	550	0.3	13.1	1.2(0.4)	16
40	19.5	8.4(8.0)	1066	450	0.3	11	8.5(2.2)	16
effluent	11.6	7.2(6.8)	6109	900	0.8	20.4	11.1(2.2)	26

<Table 4-3> Time cource of the TCOD vartition in devided activated sludge section at start-up

condition	TCOD				SS			
time(hr)	secA	secB	secC	secD	secA	secB	secC	secD
0	6109	4364	3273	2509	900	400	450	350
10	4364	3491	2400	2836	250	350	300	350
20	2618	2400	2182	2618	100	400	200	100
30	2400	2291	2182	1527	900	850	850	500
40	1733	1678	2224	1066	900	900	650	550
50	1066	1066	2266	1066	600	550	450	450

condition	TS				VS			
time(hr)	secA	secB	secC	secD	secA	secB	secC	secD
0	0.8	0.3	0.3	0.3	19.4	20.4	20.4	18.9
10	0.3	0.3	0.3	0.3	18.6	15.7	17.1	17.5
20	0.3	0.3	0.3	0.3	17.9	16.7	17.3	17.8
30	0.3	0.3	0.3	0.3	25.7	24.8	25.7	25
40	0.3	0.3	0.3	0.3	25	24.6	24.1	24.5
50	0.3	0.3	0.3	0.3	10.5	11.9	11.5	11

※Additon of 6109 TCOD anaerobic effluent

3. 活性汚泥 連續 시스템의 微生物 添加

活性汚泥 시스템에서 TCOD의 제거율이 初期 運轉 條件에서 83%가 되었을 때 連續 運轉을 한결과 <Table 4-4> 및 <Table 4-5>와 같이 분석되었다.

<Table 4-4> Degradation of TCOD in continuous activated sludge system

condition time(hr)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SS (mg/l)	TS (%)	VS (%)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	6.2(1.4)	7.3(5.7)	262	350	0.3	18.9	11.1(2.1)	25
5	18.4	7.8(7.4)	87	450	0.2	25.5	3.7(2.2)	15
10	20.2	7.5(6.8)	~	~	~	~	3.0(0.2)	14
15	22.5	1.1(0.2)	1297	500	0.2	30.7	1.1(0.2)	18
20	18.1	8(7.7)	1081	400	0.2	24.6	7.1(1.8)	18
25	19	8.4(8.0)	~	~	~	~	8.8(2.0)	14
30	19.9	8.1(7.5)	222	350	0.1	19.5	7.2(1.3)	13
35	22.1	8.5(8.0)	222	400	0.2	23	7.9(2.0)	13
40	21.2	8.6(8.1)	~	~	~	~	8.5(2.0)	13
effluent	21.6	7.3(5.7)	9599	350	0.1	51.9	6.2(1.4)	16

※Addition of 0.15% Biopack microbes

<Table 4-5> Time cource of the TCOD vartition in devided activated sludge section at continuous system

condition	TCOD				SS			
time(hr)	secA	secB	secC	secD	secA	secB	secC	secD
0	1833	1397	371	262	400	450	550	500
10	1397	524	305	87	400	450	450	450
20	2811	3027	3027	1297	450	350	450	500
30	1081	2162	1730	1081	350	650	450	400
40	1318	1556	222	222	300	250	300	350
50	1556	1111	444	222	600	400	400	400

condition	TS				VS			
time(hr)	secA	secB	secC	secD	secA	secB	secC	secD
0	0.1	0.2	0.2	0.2	36.7	29.9	22.1	22.5
10	0.2	0.2	0.2	0.2	21.5	24.9	26.7	25.5
20	0.2	0.2	0.2	0.2	30.2	29.5	33.7	30.7
30	0.2	0.2	0.2	0.2	36.7	25.7	27.4	24.6
40	0.2	0.1	0.2	0.1	20.9	16.7	20.2	19.5
50	0.2	0.2	0.2	0.2	31.2	19.9	23.7	23

※-Addition of 0.15% Biopack microbes

-Charge of 9599 TCOD anaerobic effluent

위의 <Table 4-4>에서 15時間 經過하여 TCOD가 1297 mg/ℓ 로 上昇한 것은 활성오니 濃度 上昇을 위하여 0.15%의 Biopack microbes를 添加 하였기 때문이다.

連續 處理에서도 30 時間이 경과하면서 TCOD 222 mg/ℓ 로 安定되게 처리되었다.

그리고 <Table 4-5>의 各 段階別 분석에서도 0.15% Biopack microbes의 添加 後 4段階 全體가 높은 TCOD 3027~1297 mg/ℓ를 나타내었으나 時間이 經過하면서 점진적으로 處理 效率이 上昇되어 高濃度 負荷의 경우에도 98%의 除去 효율을 보였다.

4. 未添加 Biopack microbes의 活性汚泥 連續 시스템

활성오니 連續 시스템에서 初期 혐기성 消化液의 TCOD 2,644mg/ℓ의 것을 0.15% Biopack microbes의 添加 없이 연속 순환 시켰을 때 1,2段 曝氣槽의 多孔性 Ceramic media에 의해 다음 <Table 4-6>와 같이 安定되었다.

<Table 4-6> Degradation of TCOD in continuous recycle activated system

condition time(hr)	TEMP ℃	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	18.6	7.7(7.2)	~	~	7.2(0.2)	10
5	18.7	7.0(7.7)	2644	813	10.1(0.9)	10
10	15.8	8.0(7.8)	420	420	13.0(1.9)	6
15	14.1	8.2(7.8)	~	~	10.9(2.0)	10
20	12.2	8.4(7.9)	407	405	10.6(2.0)	9
effluent	18.6	7.7(7.2)	2644	2237	7.2(0.2)	10

※Non-addition of Biopack microbes

위의 <Table 4-6>에서 폭기조의 接觸時間 20時間이 경과하여 TCOD의 除去率은 85%, COD 82%의 제거율을 보였다. 이는 <Table 4-4>에서 0.15%의

Biopack microbes를 添加한 경우의 TCOD 제거율 98%에 比較하여 떠러지지만 多孔性 media의 表面積 증대로 因하여 安定的으로 TCOD가 제거된 결과를 얻을수 있었다.

5. 活性汚泥 連續 시스탬의 Sludge 添加

활성오니조의 活成을 부여하기 위하여 論山 畜産業 協同組合 그린센터에서 운영하는 활성오니 曝氣槽에서 Sludge 試料를 채취하여 約 10%의 量을 Seed로 첨가하여 운영하였으며 이때 Sludge의 特性은 <Table 4-7>와 같이 되었다.

<Table 4-7> Characteristics of pig waste sludge

sample	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	SS (mg/l)	TS (%)	VS (%)	NO_2-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)
Waste soln	33524	5278	21400	2.8	56.9	7.95	4.6	5	228
sludge soln	25685	2612	24300	3.1	52.9	5.25	6.2	29	442
Effluent	707	652	210	1.2	23.1	4.5	3.83	4	59

※Source of The green center of nonsan livestock cooperatives

위의 <Table 4-7>의 分析値에서 알수 있듯이 豚舍에서 배출되는 高濃度 원폐수는 TCOD 33,524mg/ℓ이었으며 Sludge solution은 TCOD 25,685mg/ℓ로 高濃度이었으나 HRT 35日로 運轉하였을 때 最終 배출수는 TCOD 707mg/ℓ를 나타내어 Sludge의 活成이 높은 것을 알수 있었으며 曝氣槽의 운전이 원만하게 운전된 結果라고 볼수 있다.

本 實驗에서 분석된 Sludge solution을 사용하여 實驗用 활성오니조에

Seeding하여 5日間의 連續 循還 運轉 결과 <Table 4-8>과 같은 結果를 얻었다.

<Table 4-8> Degradation of TCOD in recycle activated system by added with pig waste sludge through 5 days operation

condition time(day)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	TS %	VS %	SS (mg/l)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	15.7	8.0(6.8)	1086	885				11.0(0.2)	11
*1	18.2	8.4(7.9)	6953	2603				12.1(1.2)	10
2	19.9	8.4(8.0)	890	445				11.3(1.3)	14
3	22.2	8.5(8.1)	498	498	0.5	49.1	920	8.8(1.8)	17
4	15.5	8.4(8.1)	652	326	0.2	31.7	360	14.8(2.1)	17
5	24.7	8.7(7.8)	439	273	0.1	21.8	80	10.0(1.8)	18
effluent	12.6	8.0(7.5)	4328	3113				9.8(1.2)	15

※Addition of 10% pig waste sludge

위의 <Table 4-8>에서 HRT 5日이 되면 TCOD 90%, SCOD 91%의 除去 效率을 나타내었으므로 活性汚泥 處理가 良好하게 되었음을 알수 있다.
따라서 活性汚泥 處理 시스템에서는 TCOD 除去率 약 98%를 나타내었든 0.15% Biopack microbes 添加 方法을 주기적으로 投入하는 方法으로 最適 條件을 導出하고저 한다.

6. 活性汚泥 連續 시스템의 Biopack microbes 添加

活性汚泥 循還 시스템에서 COD 제거 效率을 上昇시키고저 0.15%의 Biopack microbes를 一次 投入하여 순환 Sludge의 安定化가 일어날때까지 연속 운전한 결과 <Table 4-9>와 같이 되었으며 發生 Sludge의 返送과 함께 연속 운전

을 하였을 경우에는 <Table 4-10>과 같이 되었다.

<Table 4-9> Degradation of TCOD in recycle activated system by added with 0.15% Biopack microbes

condition time(day)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	TS %	VS %	SS (mg/l)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	17.4	8.2(7.4)	2,669	2,385	0.2	47.2	160	10.3(0.9)	10
1	17.4	8.2(7.4)	1,221	1068	0.2	34.1	95	10.4(0.9)	10
2	17.4	8.4(7.5)	303	267	0.1	33.1	33.3	10.4(1.1)	10
3	17.4	8.4(7.6)	185	180	0.1	22	23.6	11.9(1.1)	9
4	16.9	8.4(7.7)	161	153	0.1	25	16.7	11.7(1.1)	9
5	21.5	8.4(7.9)	118	117	0.1	27.4	11.7	11.3(1.3)	9

<Table 4-10> Degradation of TCOD in continious recycle activated system

condition time(day)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	TS %	VS %	SS (mg/l)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	19	7.5(6.5)	4774	4607	0.2	49.9	87.5	8.5(0.2)	0
1	17.5	8.0(7.4)	147	118	0.1	42.9	114	12.4(0.2)	0
2	18.2	8.0(7.6)	97	92	0.1	26.3	30	8.8(0.2)	2
3	22.1	8.4(8.0)	87	85	0.1	13.6	14	8.5(0.6)	4
4	19.3	8.3(7.7)	79	76	0.1	38.2	12	12.3(0.6)	3
5	17.1	8.3(8.1)	72	70	0.1	25.2	12	12.4(0.6)	5

위의 <Table 4-9>에서 TCOD의 除去 效率은 95.6%로 높은 활성오니의 活成이 있었음을 알수 있었고 安定된 狀態에서의 Sludge 순환 연속 반응은 <Table 4-10>에서와 같이 流入水의 TCOD 농도가 4774mg/ℓ의 높은 數値인데도 不拘하고 TCOD 72mg/ℓ로 98.5%의 除去 效率을 나타내었으며 또한 SS의 제거는 <Table 4-9>에서 93%, <Table 4-10>에서 86%의 除去를 보이면서 各各 SS 11.7mg/ℓ 및 12mg/ℓ로 분석되었다. 이러한 結果는 好氣性 處理液을 高度處理함에 있어 排出水 基準으로까지 처리하는데 어려움이 없을 것으로 判斷되었다. 따라서 微生物 담체 충전에 의한 分注 airation과 Sludge 循還 시스탬을 택하게 되면 高效率 처리가 됨을 알 수 있었다.

7. 擔體 未設置 活性汚泥槽의 連續反應

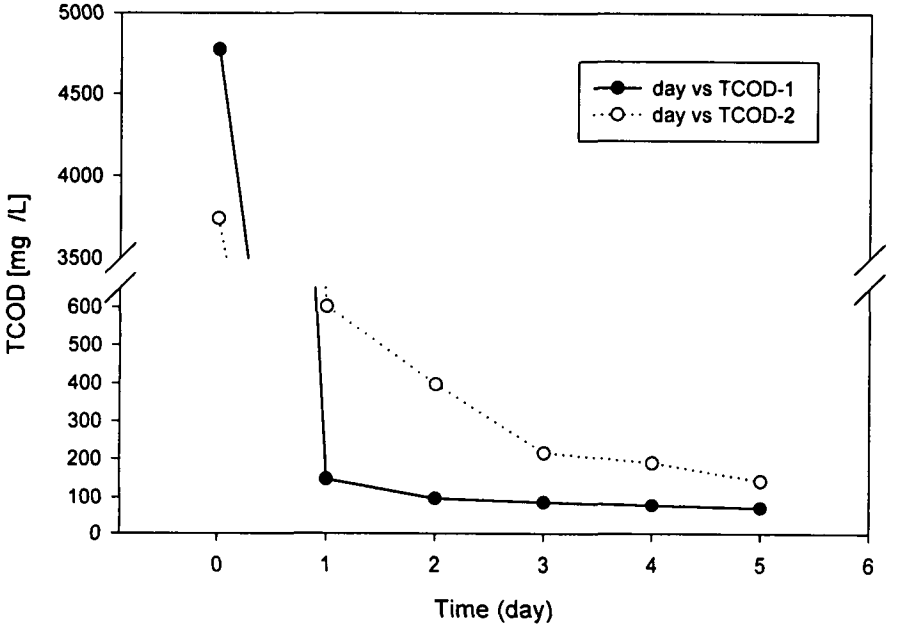
활성오니조의 擔體 設置槽와 未設置槽에 대한 비교 분석을 하기 위하여 實驗에서는 分注 airation 및 Sludge 返送 條件을 동일하게 하면서 연속 반응에 의한 COD 除去 效率을 분석한 결과 <Table 4-11>과 같이 나타났다.

<Table 4-11> Degradation of TCOD in nonpacked at continious recycle activated system

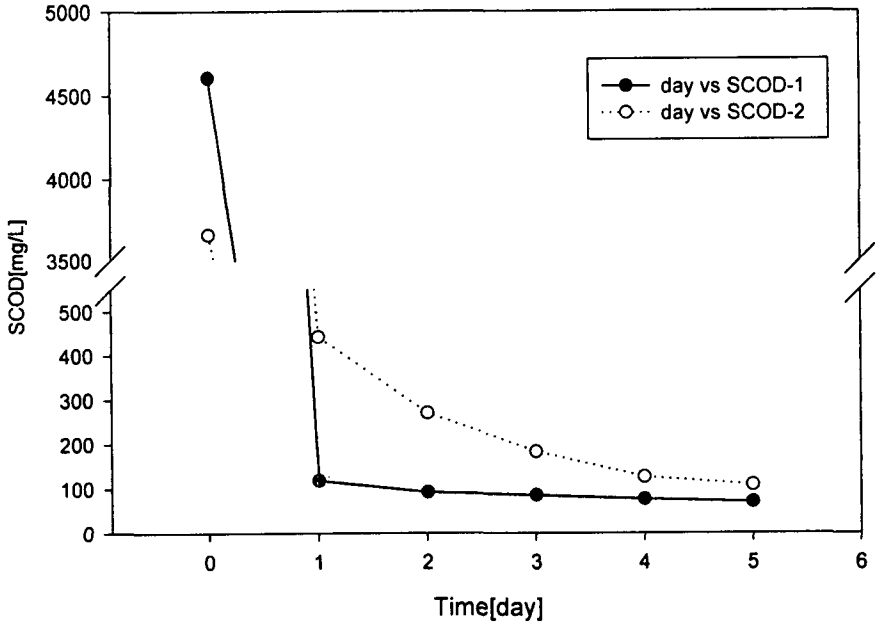
condition time(day)	TEMP	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	TS %	VS %	SS (mg/l)	DO (mg/l)	MLSS (ppm)
0	21.2	7.1	3741	3656	0.4	78.3	226.7	5.5(0.9)	8
1	21.2	7.8(6.9)	602	442	0.2	52.8	160	5.5(0.9)	8
2	20.8	8.2(7.6)	396	271	0.1	35.5	93.3	11.4(1.7)	4
3	19	8.4(2.7)	215	183	0.1	38.3	53.3	12.1(1.8)	7
4	20.4	8.4(7.1)	189	126	0.1	32.1	50	12.4(1.6)	4
5	22.1	8.4(7.0)	142	108	0.1	35.4	30	12.4(1.7)	5

위의 <Table 4-11>에서 TCOD 除去率은 96.2%로 擔體를 充塡하지 않는 활성 슬럿지 循還 處理 장치는 擔體 충전 장치의 <Table 4-10>에 비교하여 2.3% 낮게 제거 효율이 나타났다. 이것은 다음 段階의 高度 처리에 있어 流入水 TCOD가 約 80mg/ℓ와 約 180mg/ℓ인 농도 差異는 放流水 기준까지 처리함에 있어 高度處理 장치 규모가 크게 달라져야 하기 때문에 TCOD 제거 效率面에서 보다 活性 슬럿지 처리수의 농도(mg/ℓ)가 더욱 重要時 된다.

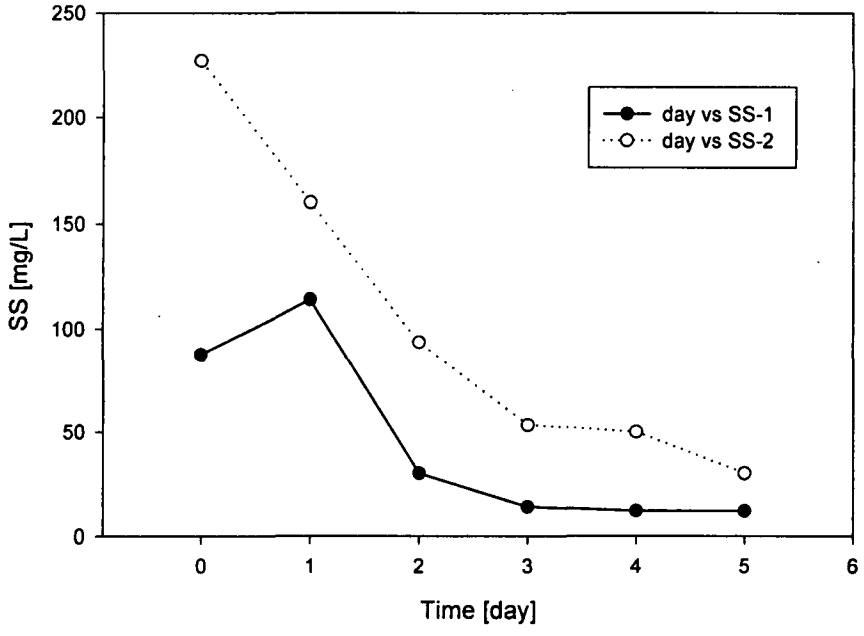
그리고 活性汚泥槽內에 담체 설치 및 未設置時의 미생물 活成에 의한 TCOD, SCOD 및 SS의 제거 效率을 比較 分析하여 보면 다음 <Fig 4-5>, <Fig 4-6> 및 <Fig 4-7>과 같다.



[Fig 4-5] Comparision of TCOD reduction for media and blank aerobic digestion.



[Fige 4-6] Comparision of SCOD reduction for media and blank aerobic digestion

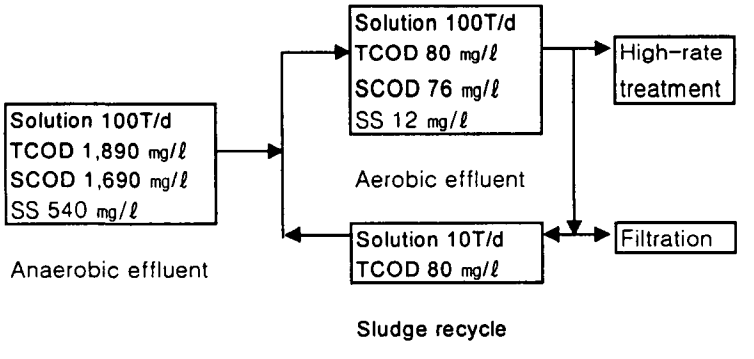


[Fig 4-7] Comparicsion of SS reduction for media and blank aerobic digestion

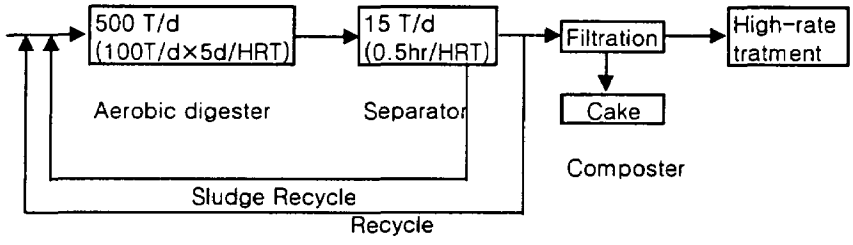
위의 <Fig 4-5>에서 TCOD의 除去 效率은 Media 充塡 反應器와 미충전 반응기에서 49%의 除去率 差異가 있었으며 <Fig 4-6>에서 SCOD는 35%, <Fig 4-7>에서 SS는 60%의 除去率 差異를 보였다. 이러한 제거 효율 차이는 活性汚泥 循還에 의한 Media 표면에 미생물이 多量 滯留하게 되어 單位容積當 미생물 농도가 높기 때문에 제거 효율이 上昇되었다고 判斷된다. 이와 같은 결과는 3次 處理에서 行하는 高度處理 과정에서 용량을 最小化 할수 있는 利點과 放流水 기준에 準하는 배출수 처리를 容易하게 할수 있는 長點이 있다. 따라서 多孔性 Media를 aeration槽 內部에 適定量 투입하여 순환 처리하는 最適 시스템을 構成하는 것은 後處理의 용이성을 導出할수 있어 매우 중요하다. 그러므로 本 實驗에서는 Media 충전 반응조에서 TCOD 72mg/ℓ, SCOD 70mg/ℓ, TS 0.1%, VS 25.2%, SS 12mg/ℓ의 排出水를 얻을수 있어 滿足한 결과를 얻게 되었다.

8. 好氣性 消化 Material Balance

가. 物質 Balance



나. 容量 Balance


500 T/d
(100T/d×5d/HRT)
15 T/d
(0.5hr/HRT)
Filtration
High-rate
tratment
Aerobic digester
Separator
Cake
Composter
Sludge Recycle
Recycle

第 5 章 分離液의 高度 處理

第1節 序 說

水處理 技術 향상과 더불러 水質 汚染 방지를 하고 있으나 현재의 微生物 處理 방법을 主로한 처리 기술로는 BOD 및 COD의 제거에 限界가 있고 또한 N, P의 除去에는 어려움이 있다. 따라서 지금까지의 方法으로는 汚染은 防止될 수 있으나 環境 淨化를 하기에는 不可能하다. 그러므로 새로운 水處理 技術 開發이 要求되고 이를 수행 하는데는 淨化度를 높게하는 高度處理 기술이 必要하다.

1. 高度 處理 目的

가. 水質 環境 기준의 유지 달성을 위하여 2次 處理水의 質을 향상시키고

나. 湖沼 및 海域의 富榮養化와 赤潮 발생의 원인이 되는 N, P를 제거하고

다. 2次 處理水를 고도 처리에 의해 工業 用水로서 재활용한다.

라. 目標를 BOD 10ppm이하, N 3ppm이하, P 1ppm이하, SS 10ppm이하로 한다.

2. 高度 處理法 概要

가. Micro-strainer 法

前處理 方法으로 사용되고 있으며 微細한 SUS 網으로 濾過하는 방법으로 下水 處理場 內의 水質 向上을 위하여 生物 處理後 물을 여과하는데 사용된다.

나. 急速 濾過法

Micro-strainer와 같은 目的으로 사용되고 있으며 모래 및 안스라사이트 등의 濾材를 사용하여 濾過하는 방법으로 水質 改善이 잘된다.

다. 凝集 沈澱法

化學 藥品을 사용하여 生成되는 浸澱物과 浮遊物을 기계적으로 吸着 제거하는 방법으로 例로서 燒石灰를 주입하여 浮遊物과 燐을 함께 제거하는 방법 등도 있으며 이는 多量의 藥品이 사용되므로 그의 回收도 고려 되어야 한다.

라. 活性炭法

活性炭 固體 表面에 기체나 용액중의 溶質이 吸着 되게 되고 이의 吸着力은 고체의 物理的 또는 化學的處理 즉 活成化에 따라 영향을 받을 뿐 아니라 吸着되는 물질에 따라 特異性이 인정된다. 활성탄은 1gr當 900~1,800㎡의 面積을 갖고 있으며 2次 處理水 중에 殘存하는 유기물 및 생물처리 不能 物質을 제거하는데 가장 좋은 方法으로 알려져 있다. 粒狀과 紛狀이 있으며 吸着能은 표면적이 큰 紛狀이 탁월하고, 溶解性 유기물의 제거에는 粒狀 活性炭이 더욱 實用的이다. 再生은 蒸氣中에 925℃로 가열하면 吸着된 유기물은 燃燒되고 約 10%의 損失이 발생되면서 원상태로 된다.

마. 酸化法

酸化法은 過酸化水素 및 오존으로 유기물을 酸化하여 질소산화물, 탄산가스 및 물로 轉換하는 방법이다. 오존은 ABS의 分解, 殺菌, 脫色을 시키는데 이용되고 있으나 오존 發生 裝置의 運轉 容易性은 좋으나 값이 비싼 것이 문제이다.

바. 蒸溜法

蒸溜法은 에너지가 所要되므로 經濟性이 있는 즉 熱利用 效率을 높이는 것이 관건이다. 이 방법은 海水 淡水化 기술로도 사용되고 있다. 蒸發 方法으로 多重 效用 증발법과 후랏슈 증발법이 있다.

1) 多重 效用 蒸發法

다중 효용 蒸發罐은 單位 蒸氣當 얻어지는 蒸溜水와, 증발관 段數에 비례하여 증가함으로 經濟性 面에서는 段數가 많은 것이 유리하지만 施設費가 增加되므로 이를 검토하여 증발관 段數를 決定하는 것이 바람직하다.

다중 증발관 법의 問題点은 Scale 발생과 腐蝕이기 때문에 이를 방지하기 위해 軟化 方法을 사용하거나 또는 逆으로 Scale 成分을 注入하여 이를 核으로 한 沈降 方法을 사용 하기도 한다.

腐蝕 防止는 물속의 산소 및 탄산가스를 眞空 脫氣 方法으로 제거하거나, 部分的으로 耐蝕 材料를 사용하거나 한다.

2) 후랏슈 蒸發法

후랏슈 蒸發法은 沸点 以下의 저온에서 蒸發 시키는 방법이다. 이는 증발관 內를 低壓으로 유지하고 있기 때문에 물은 瞬間的으로 증발이 일어나고 蒸氣는 원수를 通한 冷却管에서 냉각 凝集된다. 이 방법은 多重 效用 증발법보다 液溫이 낮고 증발관 내의 眞空度 역시 낮기 때문에 蒸發罐 內에 Scale이 잘 發生되지 않아 현재 가장 많이 보급되고 있다.

사. 이온 交換膜法

이온 交換膜을 이용하여 電解槽 內部에 서로 교차하게 배치하고 양 끝에 電極을 설치하여 電流를 通하게 되면 陽 ion은 陽 ion 교환막을 통하고 陰 ion은 陰 ion 교환막을 通하여 陽極으로 移動하게 되면서 濃度가 낮어지게

된다. 이때 여러개의 電解槽를 연속하여 通水하면 대단히 낮은 濃度液이 된다.

電解槽 運轉은 容易하지만 교환막의 壽命이 約 3年 程度이기 때문에 費用이 많이 든다. 그리고 溶解性 有機物이 많을 경우에는 活性炭 前處理가 필요하다.

아. 冷凍法

蒸發法에서는 1kg의 蒸氣를 얻는데 600kcal의 에너지가 필요하지만 같은 量의 물을 어름으로 얻는데는 80kcal의 에너지로 可能하다. 그리고 大氣壓에 가까운 압력에서 凍結하므로 Scale이나 腐蝕의 염려가 없다. 그러나 冷凍法은 연속 운전이 어렵고 또한 處理水中의 SS分이 結晶內에 드러가거나 부착하여 浮上하거나 할 때 이를 分離하는 방법이 문제점으로된다.

사. ion 交換 樹脂法

ion 교환 수지법은 工業 用水 處理法으로 이미 널리 이용되고 있으나 下水에 사용한 경우 活性炭 處理法등에 의한 前處理에 의해 용해성 유기물을 完全히 제거할 필요가 있다.

아. 逆 浸透法

濃度가 높은 쪽에서 壓力을 加하게 되면 반투막을 통하여 흐름은 逆方向으로 되어 낮은 방향으로 흐르게 되는 방법이 逆 浸透法이다. Cellulose acetate가 가장 適合한 반투막으로 市販되고 있다. 이 경우에도 마찬가지로 膜의 透過 效率을 유지하기 위하여 活性炭 前處理에 의한 유기물 제거가 요구된다.

이상과 같은 高度 處理 方法은 처리 用水의 특성에 따라 1次, 2次 및 필요한 高度 處理를 順次的으로 하여 放流水 水質 기준에 알맞는 시스템을 構成

할 필요가 있다.

우리나라 水理 環境 보전법에 규정된 排出 地域別 및 化學 오염 물질별 規制 현황표를 보면 다음 <Table 5-1> 및 <Table 5-2>와 같다.

<Table 5-1> Regulations of effluent in environmental rule

대상 규모 / 항목 / 지역구분		1일 폐수배출량 2,000㎥이상			1일 폐수 배출량 2,000㎥미만		
		생물화학적 산소요구량 (mg/ℓ)	화학적 산소요구량 (mg/ℓ)	부유물질량 (mg/ℓ)	생물화학적 산소요구량 (mg/ℓ)	화학적 산소요구량 (mg/ℓ)	부유물질량 (mg/ℓ)
청정지역	환경기준(수질) I 등급 정도의 수질을 보전하여야 한다고 인정하는 수역의 수질에 영향을 미치는 지역으로서 환경부장관이 정하여 고시하는 지역	30이하	40이하	30이하	40이하	50이하	40이하
가지역	환경기준(수질) II 등급 정도의 수질을 보전하여야 한다고 인정하는 수역의 수질에 영향을 미치는 지역으로서 환경부장관이 정하여 고시하는 지역	60이하	70이하	30이하	80이하	90이하	80이하
나지역	환경기준(수질) III, IV, V 등급 정도의 수질을 보전하여야 한다고 인정하는 수역의 수질에 영향을 미치는 지역으로서 환경부장관이 정하여 고시하는 지역	80이하	90이하	30이하	120이하	130이하	120이하
특례지역	환경부장관이 공단폐수종말처리구역으로 지정하는 지역 및 시장군수가 산업입지 및 개발에 관한 법률 제8조의 규정에 의하여 지정하는 농공단지	30이하	40이하	30이하	30이하	40이하	30이하

<Table 5-2> Regulations of chemical pollution

항목 / 지역구분	수소이온농도	노말헥산추출물질함유량 광유류 mg/ℓ	노말헥산추출물질함유량 동식물유지류 mg/ℓ	페놀류 함유량 mg/ℓ	시안 함유량 mg/ℓ	시크롬 함유량 mg/ℓ	용해성철 함유량 mg/ℓ	아연 함유량 mg/ℓ	구리(동) 함유량 mg/ℓ	카드뮴 함유량 mg/ℓ	수은 함유량 mg/ℓ	유기인 함유량 mg/ℓ	비소 함유량 mg/ℓ	납(연) 함유량 mg/ℓ	6가크롬 함유량 mg/ℓ	용해성망간 함유량 mg/ℓ	플루오르(불소) 함유량 mg/ℓ	PCB 함유량 mg/ℓ	대장균 수 mg/ℓ	색도 mg/ℓ	온도 mg/ℓ	총질소 mg/ℓ	총인 mg/ℓ	트리클로로에틸렌 mg/ℓ	테크라클로로에틸렌 mg/ℓ	음이온계면활성제 mg/ℓ
청정	5.8~8.6	1이하	5이하	1이하	0.2이하	0.5이하	2이하	1이하	0.5이하	0.02 0.1	불검출	0.2이하	0.1이하	0.2이하	0.1이하	2이하	3이하	불검출	100이하	200이하	40이하	30이하	4이하	0.06이하	0.02이하	3이하
가	5.8~8.6	5이하	30이하	3이하	1이하	2이하	10이하	5이하	3이하	0.1이하	0.005이하	1이하	0.5이하	1이하	0.5이하	10이하	15이하	0.003이하	3,000이하	300이하	40이하	60이하	8이하	0.3이하	0.1이하	5이하
나	5.8~8.6	5이하	30이하	3이하	1이하	2이하	10이하	5이하	3이하	0.1이하	0.005이하	1이하	0.5이하	1이하	0.5이하	10이하	15이하	0.003이하	3,000이하	400이하	40이하	60이하	8이하	0.3이하	0.1이하	5이하
특례	5.8~8.6	5이하	30이하	5이하	1이하	2이하	10이하	5이하	3이하	0.1이하	0.005이하	1이하	0.5이하	1이하	0.5이하	10이하	15이하	0.003이하	3,000이하	400이하	40이하	60이하	8이하	0.3이하	0.1이하	5이하

第2節 嫌氣性應液의 高度處理

1. 電氣 分解에 依한 凝集 處理

本 實驗에서는 各種 廢水에 대해 一般的으로 처리하여 오는 生物學的, 物理的 및 化學的 방법에서 보다 저렴한 처리 방법 중 하나인 高濃度 廢水를 혐기성 처리후 排出되는 배수를 電氣 分解法에 의해 低費用으로 2次 처리하고자 한다.

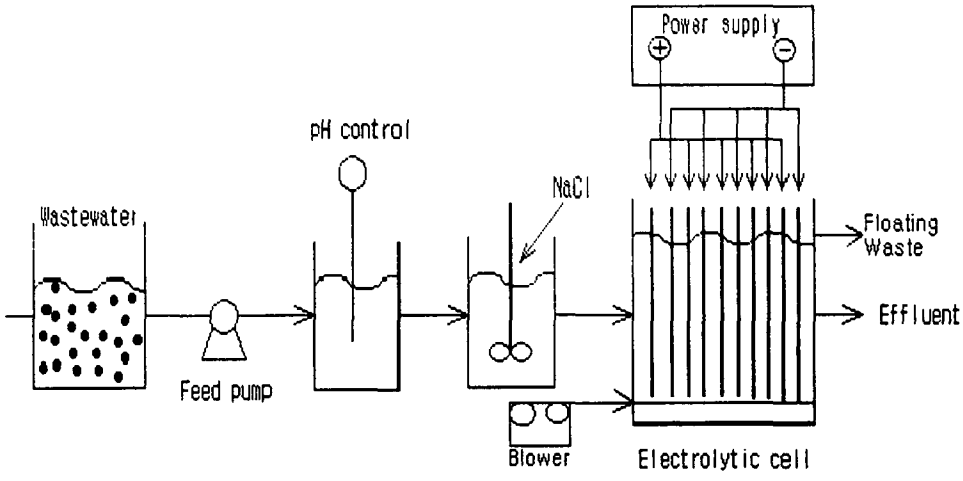
連續 電解處理 시스템에서는 일반적으로 다음과 같은 반응이 電極 表面에 나타난다. 즉 전기적 凝集作用 , 浮上 分離作用 , 酸化作用의 세가지 Mechanism으로 구성되어지면서 다음과 같이 反應한다고 볼 수있다.

$$\text{Anode} : 4Fe \rightleftharpoons 4Fe^{2+} + 8e^-$$

$$4Fe^{2+} + 10H_2O + O_2 \rightleftharpoons 4Fe(OH)_3 + 8H^+$$

$$\text{Cathod} : 8H^+ + 8e^- \rightleftharpoons 4H_2$$

상기 反應에서 充分한 電氣에네지 공급에 의해 陰極에서는 高分子 有機物이 低分子 有機物로 분해되면 이의 유기물 一部와 SS成分은 $Fe(OH)_3$ 에 의해 沈降 또는 發生한 水素에 의해 浮上 分離된다. 이러한 과정에서 脫色 , COD 제거 및 SS의 분리가 일어난다고 본다. 實驗에 사용된 電極板은 Al , Cu , Fe , SUS 의 材質을 사용 하였으며 電氣分解 시스템은 다음 <Fig 5-1>과 같다.



[Fig 5-1] Schematic diagram of continuous electrolysis system

2. NaCl 및 凝集劑의 添加 電氣分解

상기 實驗에서는 NaCl 및 Shinfloc를 0.2% 및 0.1%添加하여 PH는 嫌氣性 消化槽 流出 條件인 PH7.5의 시료를 사용하여 添加劑로서 NaCl을 注入 용해하여 水溫 20℃에서 Cu電極으로 極間 距離 12m/m, 10 Volt, 13 Amp의 조건으로 5分間 처리하여 1段階만 통과한 實驗値는 다음 <Table 5-3>와 같이 분석되었다.

<Table 5-3>에서 高濃度의 Anaerobic effluent 인 경우 TCOD의 除去率은 63%, SCOD 40%, SS 93%, NO_2-N 90%, NH_4-N 97%, PO_4-P 100%의 結果를 얻었으며 特히 SS 및 N, P의 제거율은 滿足하였다. 그리고 低濃度인 Fish farm effluent를 適用時 TCOD의 제거율은 68%, SCOD 66%, NO_2-N 88%의 除去 效率을 나타내었다.

<Table 5-3> Effect of TCOD removal for treatment of electrolytic cell

구 분	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NO_2-N (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	비 고
Anaerobic(×2)	7.5	1330	832	460	0.52	0.32	32.5	
Anaerobic effluent	8.4	986	810	120	0.114	0.01	1.00	Electrolysis
Anaerobic(×2)	8.3	627	506	33	0.056	0.01	0.02	Electrolysis dilution Shinfloc 0.1%
Fish farm effluent	7.7	160	137	10.0	-	0.01	2.50	
〃	9.2	51	47	4.0	-	0.01	0.30	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89) Shinfloc
〃	8.5	54	48	6.0	-	0.01	0.39	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89) 상등 Sludge
〃	8.2	54	50	5.0	-	0.01	0.50	NaCl 0.2% Electrolysis (4.89)

電氣分解槽內에 NaCl注入時는 다음과 같은 반응이 일어난다.

$$\text{Anode} : 2Cl^- \rightarrow Cl_2 + 2e^-$$

$$\text{Cathod} : 2Na + H_2O + 2e^- \rightleftharpoons 2NaOH + H_2\uparrow$$

$$NaCl + H_2O + 2e^- \rightleftharpoons NaOCl + H_2\uparrow$$

生成된 NaOCl은 $Na^+ + OCl^-$ 로 쉽게 처리되고 溶液中에서 용이하게 平衡을 이루게 된다.

$$OCl^- + H_2O = HOCl$$

Henderson-Hcesselbalch 식에따라 HOCl과 OCl 의 농도를 PH로 調節 할수 있게 된다.

$$PH = P_{ka} + Log\frac{[OCl^-]}{[HOCl]} (Pka = 7.53)$$

따라서 陽極 反應에서는 $2Cl \rightleftharpoons Cl_2 + 2e^-$를 나타내어 鹽素 이온은 방전되어 Cl가 발생한다.

$$4OH \rightarrow O_2 + 2H_2O + 4e^-$$

그리고 陽極에서 酸素의 活性化가 진행되면 유리 鹽素는 陰極에서 생성되고 NaOH와 반응하여 次亞鹽素酸을 생성하게 되므로 이의 强力한 酸化力으로 폐수중의 유기 및 무기질을 分解 處理하게 된다.

3. 電氣 分解 運轉 條件 導出

가. 嫌氣性 處理 排出液의 PH 調節

전기분해에 있어 電解槽의 適定 PH 및 Shinfloc 添加量을 도출하기 위하여 PH를 4, 5, 6, 7, 8, 9로 各各 조절한 試料와 Shinfloc을 100, 150, 200, 250, 300, 350mg/ℓ로 各各 조절한 試料를 5分間 電氣分解한 결과 다음 <Table 5-4> 및 <Table 5-5>와 같이 되었다.

<Table 5-4> Characteristics of the variation of pH for anaerobic effluent

condition pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)
4	1,725	1,338	15.0	0.161	50.12	0.04	13
5	1,690	1,338	15.0	0.158	53.93	0.04	13
6	1,654	1,373	15.0	0.137	58.00	0.04	13
7	1,654	1,373	15.0	0.140	56.49	0.04	14
8	1,725	1,373	15.0	0.144	57.02	0.04	13
9	1,725	1,338	15.0	0.141	63.51	0.04	13

<Table 5-5> Characteristics of the variation of Shinfloc quantity for anaerobic effluent

condition Shinfloc (mg/ℓ)	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)
100	1,020	1,020	18.8	0.170	52.30	0.02	7.2
150	1,020	1,020	18.7	0.165	52.91	0.02	7.2
200	985	985	16.7	0.164	54.24	0.02	7.0
250	950	950	16.0	0.165	55.62	0.01	5.6
300	915	915	16.0	0.137	57.20	0.01	4.6
350	915	915	15.3	0.127	58.38	0.01	3.6

위의 <Table 5-4>에서 PH 6의 條件에서 TCOD의 제거율과 TS의 제거율이 높은 것으로 分析 되어 初期 條件을 PH 6으로 하여 連續 運轉키로 하였으며 Shinfloc添加量에 있어서도 300 mg/ℓ條件에서 TCOD , SS 및 TS의 제거율이 높게 나타났다.

나. PH 變化時 Fe , Al 및 SUS 電極板의 影響

電解槽의 조건을 溶液溫度 25.7℃, 極間距離 12m/m, 10Volt, 5Amp 로 한다음 PH 變化를 4, 5, 6, 7, 8, 9로 變化시키면서 5分間 전해한 結果 다음 <Table 5-6>, <Table 5-7> 및 <Table 5-8>과 같은 결과를 얻었다.

<Table 5-6> Effect of TCOD removal for electrolysis in Fe cell at pH variation

condition pH	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
4	4.38	1,302	1,302	21.0	0.00	0.49	0.025
5	5.25	1,302	1,302	28.0	0.00	1.50	0.045
6	6.53	1,196	1,196	59.0	0.00	0.50	0.115
7	7.90	1,196	1,196	61.0	0.00	0.70	0.075
8	8.30	1,091	1,091	39.0	0.00	0.50	0.055
9	9.03	1,056	1,056	61.0	0.00	0.70	0.050
effluent	7.00	1,196	1,196	66.0	0.12	6.00	0.110

※ Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

<Table 5-7> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell at pH variation

condition pH	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
4	4.12	1,196	1,196	30.0	0.00	7.50	0.060
5	5.19	1,126	1,126	11.0	0.00	3.00	0.000
6	6.36	1,126	1,126	6.0	0.00	0.00	0.000
7	7.52	1,126	1,126	36.0	0.00	0.00	0.030
8	8.43	1,126	1,126	33.0	0.00	0.00	0.040
9	9.00	1,162	1,162	32.0	0.00	6.50	0.040
effluent	7.00	1,196	1,196	66.0	0.12	6.00	0.110

※ Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

<Table 5-8> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus cell at pH variation

condition pH	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
4	4.07	1,162	1,162	41.0	0.02	10.00	0.115
5	5.16	1,126	1,126	46.0	0.02	16.50	0.105
6	6.15	1,021	1,021	122.0	0.03	12.50	0.105
7	7.26	985	985	105.0	0.03	7.00	0.112
8	8.18	1,126	1,126	66.0	0.04	12.50	0.110
9	8.93	1,162	1,162	89.0	0.03	10.00	0.110
effluent	7.00	1,196	1,196	66.0	0.12	6.00	0.110

※ Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

위의 <Table 5-6>의 Fe Cell인 경우 PH6의 條件에서 NH_4-N 및 PO_4-P의 除去에는 效果가 있었으나 그 밖에는 進展이 없었다. 그러나 <Table 5-7>의 Al Cell인 경우에는 PH 6의 條件에서 SS 99%, NH_4-N 100%, PO_4-P 100%, 色度(Absorbance 550㎚) 100%의 제거율을 나타내어 窒素, 燐, 色相 제거에서는 滿足할만한 결과를 얻었다.

그리고 <Table 5-8>의 SUS Cell 에서는 아무런 進展이 없는 것으로 분석되었다.

다. Shinfloc 變化時 Al 및 SUS 電極板의 影響

<Table 5-6>에서 PH 變化에 대한 Fe Cell의 影響 檢討에서 색상 제거가 Absorbance(550㎚)에서 0.115를 나타내어 處理水의 0.110보다 높은 數値를 보였으므로 Shinfloc 변화 실험에서는 Al 및 SUS 電極板에 대한 영향만을 분석하기로 하였으며 電解槽의 조건은 PH 6 溶液溫度 25.7℃, 極間距離 12m/m, 10 Volt, 5 Amp로 하였으며 Shinfloc 添加量은 100mg/ℓ, 150mg/ℓ, 200mg/ℓ, 250mg/ℓ, 300mg/ℓ, 350mg/ℓ로 變化시키면서 5分間 電解한 결과 다음 <Table 5-9> 및 <Table 5-10>과 같은 結果를 얻었다.

<Table 5-9>에서 Shinfloc 250mg/ℓ 添加時 Al Cell에서 SUS Cell에 比較하여 제거효율이 높게 나타났으며 이때 Al Cell은 SS 83%, TS 43%, VS 24%, NH_4-N 100%, PO_4-P 100%, Absorbance (550㎚) 96%의 除去 效率을 나타내어 PH 6의 용액 조건과 Shinfloc 250mg/ℓ 添加時 Al 電極板에서의 처리 효과가 最適임을 알 수 있었다.

라. NaCl 濃度 變化時 Al 및 SUS 電極板의 影響

NaCl의 濃度를 50mg/ℓ, 100mg/ℓ, 200mg/ℓ, 300mg/ℓ, 400mg/ℓ, 500mg/ℓ로 變化시면서 電解槽 조건 PH 6, 온도 25.7℃, 極間距離 12m/m, 10 Volt,

<Table 5-9> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell at Shinfloc variation

condition Shinfloc (mg/ℓ)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
100	6.19	1,594	8	0.148	14.87	0.00	0.04	0.010
150	6.20	1,536	8	0.154	16.04	0.00	0.04	0.010
200	6.19	1,517	8	0.162	19.22	0.00	0.02	0.010
250	6.21	1,517	8	0.158	19.01	0.00	0.01	0.010
300	6.27	1,536	9	0.168	24.00	0.00	0.01	0.010
350	6.31	1,555	10	0.179	29.38	0.00	0.01	0.010
effluent	6.14	1,766	46	0.278	24.88	0.05	1.63	0.240

※ pH : 6, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

<Table 5-10> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus cell at Shinfloc variation

condition Shinfloc (mg/ℓ)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
100	6.25	1,632	44	0.182	34.01	0.01	1.00	0.125
150	6.29	1,651	31	0.179	28.93	0.01	0.72	0.080
200	6.34	1,613	19	0.175	28.52	0.01	0.54	0.050
250	6.38	1,594	12	0.174	28.14	0.01	0.42	0.035
300	6.45	1,613	13	0.169	27.95	0.01	0.23	0.035
350	6.46	1,613	13	0.168	27.82	0.01	0.09	0.035
effluent	6.14	1,766	46	0.278	24.88	0.05	1.63	0.240

※ pH : 6, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

5 Amp에서 5分間 전기분해한 結果 Al Cell 및 SUS Cell에서 다음 <Table 5-11> 및 <Table 5-12>와 같은 결과를 얻었다.

<Table 5-11> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell at NaCl variation

condition NaCl (mg/ℓ)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
50	6.10	1,709	13	0.215	46.09	0.00	0.01	0.015
100	6.26	1,690	11	0.221	40.91	0.00	0.01	0.015
200	6.17	1,690	11	0.230	38.54	0.00	0.01	0.015
300	6.15	1,690	12	0.233	36.27	0.00	0.01	0.015
400	6.14	1,651	12	0.241	36.02	0.00	0.01	0.015
500	6.15	1,709	12	0.249	34.60	0.00	0.01	0.015
effluent	6.14	1,766	46	0.278	24.88	0.05	1.63	0.240

※ pH : 6, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

<Table 5-12> Effect of TCOD removal for electrolysis in Sus cell at NaCl variation

condition NaCl (mg/ℓ)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
50	5.87	1,728	62	0.211	27.64	0.05	6.00	0.230
100	5.86	1,690	62	0.215	27.52	0.04	6.25	0.260
200	5.85	1,651	63	0.299	27.01	0.04	6.25	0.260
300	5.85	1,651	63	0.234	26.52	0.04	6.25	0.270
400	5.84	1,651	71	0.241	25.82	0.04	6.25	0.280
500	5.87	1,709	87	0.267	25.09	0.05	6.25	0.295
effluent	6.14	1,766	46	0.278	24.88	0.05	1.63	0.240

※ pH : 6, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

위의 <Table 5-11> 및 <Table 5-12>에서 200mg/ℓ의 NaCl를 添加하여 電解하였을 때 Al Cell의 경우 SUS Cell에 比較하여 처리효과가 큰 것으로 分析되었다. SUS Cell의 경우 電解 效果가 없었으나 Al Cell에서는 SS 76%, NH_4-N 100%, PO_4-P 100%, Absorbance (550nm) 94%의 除去 效率을 나타내었다. 따라서 NaCl 添加 電解時는 PH 6에서 200mg/ℓ NaCl 첨가시가 最適 條件임을 알 수 있었다.

마. 電解時間 變化時 Shinfloc 및 NaCl의 Al 電極板의 影響

Al 電極板을 사용하여 電解槽 조건을 PH 6, 溫度 25.7℃, 極間距離 12m/m, 10 Volt, 5 Amp에서 Shinfloc 250mg/ℓ 및 NaCl 200mg/ℓ를 각기 投入하여 處理時間을 5, 10, 15 ,20, 25, 30 分으로 變化시키면서 Batch 實驗을 한 結果 <Table 5-13> 및 <Table 5-14>와 같은 결과를 얻었다.

<Table 5-13> Time cource of TCOD removal for electrolysis in Al cell from treated by shinfloc

condition Time (min)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
5	6.45	1728	19	0.154	21.22	0.00	0.00	0.010
10	6.74	1728	15	0.149	23.91	0.00	0.00	0.005
15	7.10	1728	14	0.150	22.34	0.00	0.00	0.000
20	7.53	1709	13	0.148	21.10	0.00	0.00	0.000
25	8.15	1709	13	0.149	21.83	0.00	0.00	0.000
30	8.54	1709	12	0.150	22.14	0.00	0.00	0.000
effluent	6.00	1882	54	0.251	28.19	0.02	15.50	0.290

※ pH : 6, Shinfloc : 250mg/ℓ, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

<Table 5-14> Time cource of TCOD removal for electrolysis in Al cell from treated by NaCl

condition Time (min)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
5	6.97	1785	14	0.172	32.82	0.00	0.00	0.015
10	7.91	1785	13	0.162	33.12	0.00	0.00	0.005
15	8.40	1785	13	0.160	33.54	0.00	0.00	0.000
20	8.62	1766	14	0.162	33.46	0.00	0.00	0.000
25	8.76	1766	14	0.161	34.07	0.00	0.00	0.000
30	8.89	1766	14	0.160	32.94	0.00	0.00	0.000
effluent	6.00	1882	54	0.251	28.19	0.02	15.50	0.290

※ pH : 6, NaCl : 200mg/ℓ, Temp : 25.7℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 5 Amp

위의 <Table 5-13> 및 <Table 5-14>에서 電解時間 20分이 경과하여 處理 效果가 가장 安定的으로 일어났음을 알수 있었다.

特別한 差異点은 Shibfloc인 경우 PH 6에서 PH 7.53으로 安定되게 上昇되었으나 NaCl인 경우는 PH 8.62로 높은 알카리度를 나타내었다. 이는 NaCl의 電解에 의한 NaOH의 增加로 볼 수 있다. 그리고 處理 效率面에서는 Al Cell인 경우 SS 76%, TS 41%, VS 25%, NH_4-N 100%, PO_4-P 100%, Absorbance (550 nm) 100%의 除去率을 얻을수 있었다. 그러므로 Shinfloc 250mg/ℓ 添加時 20分間 전해 반응시 NH_4-N, PO_4-P, 色度(Absorbance) 除去에 있어서는 탁월한

효과가 있음을 알수 있었다.

바. Al Cell의 連續 電解 시스템의 處理效果

連續 電解 시스템은 1段階에서 4段階의 Batch를 5分 간격으로 흐르게 流速을 설정하고 PH 7.73, 溫度 26.3℃, 極間距離 12m/m, 10 Volt, 17.5 Amp에서 連續 運轉한 결과 <Table 5-15>과 같은 結果를 얻었다.

<Table 5-15> Effect of TCOD removal for electrolysis in Al cell from anaerobic effluent at continuous system

Batch (5min/unit)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
First	7.98	1,690	13	0.187	56.42	0.00	0.80	0.045
Second	8.16	1,654	12	0.179	62.24	0.00	0.35	0.035
Third	8.40	1,654	11	0.163	43.11	0.00	0.03	0.020
Fourth	8.43	1,620	11	0.176	52.22	0.00	0.02	0.020
Effluent	7.78	1,740	43	0.149	44.95	0.02	17.25	0.320

※ pH : 7.78, Temp : 26.3℃, cell distance : 12m/m, 10 Volt, 17.5 Amp

위의 <Table 5-15>에서 連續 實驗의 효과는 裝置上의 浮上物質 제거가 원만하게 이루어지지 않아 실험상의 正確性을 얻지 못하였으나 3段階 電解槽 즉 처리 시간이 15分 經過한 시점에서 좋은 처리 결과가 나타나고 있음을 알 수 있었다.즉 3段階 電解槽에서 PH 7.78인 溶液은 8.40으로 上昇하였고 SS

74%, NH_4-N 100%, PO_4-P 100%, Absorbance (550㎚) 94%의 除去 效率을 나타내었으므로 처리 효과는 있었으나 凝集 浮上 物質의 원활한 제거 시스템만 導入되게되면 더욱 좋은 結果를 얻을 수 있었을 것으로 본다.

4. 오존 處理 實驗

가. 오존處理

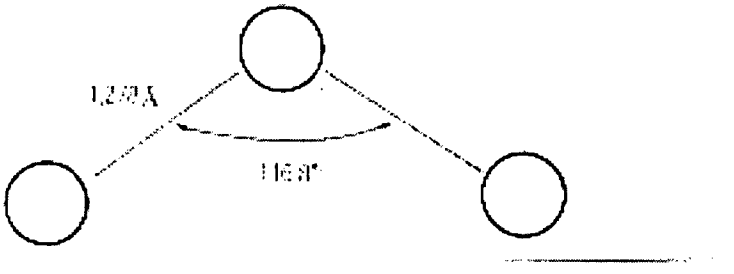
水處理 分野에서 오존의 이용은 上水處理 이외에 下水, 糞尿 및 工場 廢水處理, 水泳場, 水族館등 많은 분야에서 取扱되고 있으며 이용하는 技能은 오존 (O_3)이 지니고 있는 酸化力 이외에 酸化作用의 일부로 소독, 탈색, 탈취 등으로 다음 <Fig 5-2>와 같은 이용예를 들수 있다.

[Fig 5-2] Actual utilization of Ozone

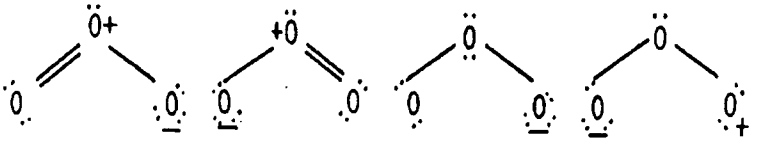
나. 오존의 特性

오존은 酸素原子 3個로 결합된 산소의 등소체로서 O_3로 나타내며 오존의 分子構造 및 電子構造로 다음과 같이 結合角이 116.8 ° 이고 原子間隔이 1.278 A° 을 갖고 있다.

오존의 分子構造



오존의 電子構造



그리고 오존의 물에 대한 溶解度는 酸素 (O_2)에 比해 수십배 크고 溶解度는 Henry 法則에 따라 다음 식과 같다.

$$C = \frac{0.604(1 + t/273)}{1 + 0.063t} \times Y$$

C : 액중의 오존 농도{mg/ℓ ,($\times 10^{-3}$ kg/㎥)}

t : 수온 (℃)

Y : 기체중의 오존농도 {mg/ℓ ,($\times 10^{-3}$ kg/㎥)}

즉 水溫 20℃ 물에 20mg/ℓ (20×10^{-3} kg/㎥) 오존 가스를 送入시키면 平衡狀態에 대한 水中 오존 濃度는 5.7mg/ℓ (5.7×10^{-3} kg/㎥) 정도이다.
오존의 酸化 反應은 오존 分子에 의한 直接 反應과 오존이 水中 分解가 가능한 自由基(Free Radical) HO° 에 의한 間接 反應이 있다. 참고로 酸化劑의 酸化還元電位 (ORP)를 보게 되면 다음 <Fig 5-3>와 같다.

산성용액 , 25℃	Volt	알카리성 용액 , 25℃	Volt
$F_2 + 2e^- \rightarrow 2F^-$	2.87	$HO + e^- \rightarrow OH^-$	2.02
$HO + H^+ + e^- \rightarrow H_2O$	2.85	$O_3 + H_2O + 2e^- \rightarrow O_2 + 2OH^-$	1.24
$O_3 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow O_2 + H_2O$	2.07	$ClO^- + H_2O + 2e^- \rightarrow Cl + 2OH^-$	0.89
$H_2O_2 + 2H^+ + 2e^- \rightarrow 2H_2O$	1.77	$HO_2^- + H_2O + 2e^- \rightarrow 3OH^-$	0.88
$MnO_4^- + 4H^+ + 3e^- \rightarrow MnO_2 + 2H_2O$	1.69	$MnO_4^{2-} + 2H_2O + 2e^- \rightarrow MnO_2 + 4OH^-$	0.60
$2HClO + 2H^+ + 2e^- \rightarrow Cl_2 + 2H_2O$	1.63	$O_2 + 2H_2O + 4e^- \rightarrow 4OH^-$	0.40
$HO_2 + H^+ + e^- \rightarrow H_2O_2$	1.50		
$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$	1.23		

[Fig 5-3] Potential of Oxidation and Reduction

다. 오존의 發生 方法

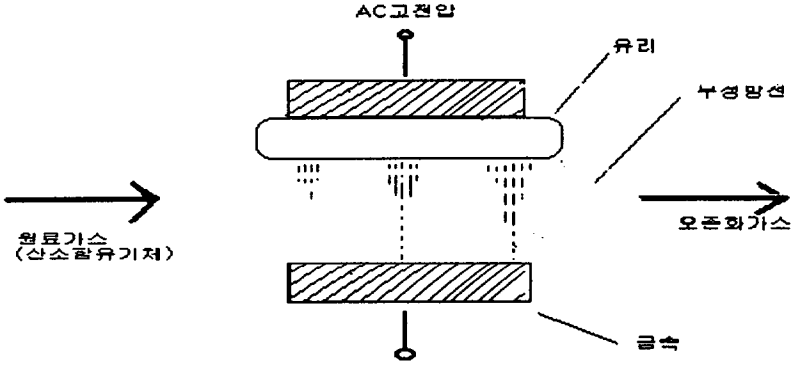
오존 發生 方法에는 무성 방전법 , 電解法 , 光化學法 , 高周波 전해법 , 放射線 照射法등이 있으나 일반적으로 널리 이용되고 있는 것은 무성 방전법으로 다음 <Fig 5-4>와 같은 發生原理를 하고 있다.

無聲 放電法은 하나의 對電極 사이에 유리 또는 세라믹 등의 유전체를 끼워 넣어 원료가스 (산소 함유기체)를 電極 사이에 흐르도록 6~18kv의 교류(AC) 高電壓을 인가 시키고 오존 가스를 發生시키는 方法이다.

이의 原理를 이용하여 製作된 Ozonizer는 다음 사진 1과 같다.

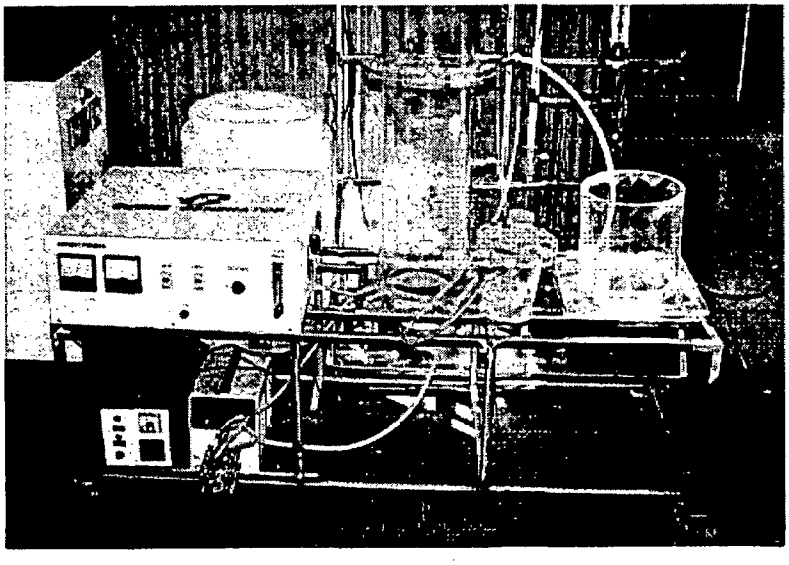
라. 嫌氣性 排水의 Ozone 處理

排水에 대한 Ozone處理 實驗은 初期 실험으로 溶液의 PH 8.08 溫度 21.2℃의 배수를 240volt, 0.85 Amp에서 5, 10, 20, 30, 40, 50分 간격으로 處理하여 分析한 결과 < Table 5-16 >와 같은 結果를 얻었다.



[Fig 5-4] Principle of Ozonizer for the electric discharge

사진 1. 오존 發生 시스템



<Table 5-16> Effect of TCOD removal at ozonization by electrolysis of anaerobic effluent

condition Time (min)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
5	8.12	1,114	26.0	0.237	74.69	0.00	0.01	0.045
10	8.17	1,094	26.0	0.221	73.61	0.00	0.01	0.045
20	8.27	1,094	24.0	0.191	73.83	0.00	0.01	0.045
30	8.28	1,094	24.0	0.196	73.06	0.00	0.01	0.045
40	8.28	1,094	25.0	0.195	62.72	0.00	0.01	0.045
50	8.30	1,094	25.0	0.190	68.13	0.00	0.01	0.045
effluent	8.08	1,401	29.0	0.242	73.98	0.01	0.01	0.050

※ pH : 8.08, Temp : 21.2℃, cell distance : 12m/m, 240 Volt, 0.85 Amp

위의 <Table 5-16>에서 오존處理 時間을 20分을 하였을때 TCOD 22%, SS 17%, TS 21%의 除去 效率을 얻을 수 있었으며 色度에서는 10%의 Absorbance (550㎚)의 效果를 보였으므로 TCOD의 제거에는 효과가 있었으나 그 밖에는 電氣 分解에 비교하여 낮은 것으로 나타났다.

本 實驗에서 사용된 處理 原水는 TCOD 1,401 mg/ℓ의 高濃度를 사용하였기 때문에 效果가 낮다고 考慮 되어 지므로 일반적으로 處理하는 高度處理水의 TCOD 100mg/ℓ이하인 경우에는 效果가 클 것으로 기대하고 있어 低濃度 條件에서 재시험하고저 한다.

5. 嫌氣性 排水의 AC 및 Sand Filter 處理

高度處理에 있어 AC 및 Sand Filter 처리는 最終 處理로서 Ozone處理 以後에 처리하는 시스템을 導入하는 것이 一般的이다. 그러나 連續 시스템을 구성하지 못한 상태에서의 處理 效率에 대한 검토는 低濃度의 排水處理時 효과를 예측할수 있는 資料가 되기 때문에 本 實驗에서는 혐기성 배수의 高濃度 排水인 TCOD 1,094mg/ℓ의 試料를 사용하여 AC 및 Sand Filter를 通過시키는 實驗을 한 結果 <Table 5-17>와 같은 결과를 얻었다.

<Table 5-17> Effect of TCOD removal at A.C and Sand filter for treated to Al cell of anaerobic effluent

condition	pH	TCOD (mg/ℓ)	SS (mg/ℓ)	TS (%)	VS (%)	NH_4-N (mg/ℓ)	PO_4-P (mg/ℓ)	Absorbance (nm)
One pass	8.29	614	32.0	0.118	66.42	0.01	0.38	0.040
1hr Recycle	8.28	557	30.0	0.152	58.02	0.01	0.18	0.040
effluent	8.30	1,094	25.0	0.190	68.13	0.01	0.01	0.045

위의 <Table 5-17>에서 TCOD 49%, TS 20%, VS 15%의 除去 效率을 얻게 되었으므로 이는 TCOD 제거에 있어서는 Ozone 處理時 보다 우수한 結果를 얻었으므로 高度處理 用水인 TCOD 100 mg/ℓ이하인 경우에는 좋은 處理 效率을 얻을 것으로 기대하고 있다.

第3節 嫌氣·好氣 反應液의 高度處理

嫌氣性 反應 배출수 중에는 分解性 유기물이 多量 含有되어 있어 高度 處理 이전에 有機 成分을 제거하기 위한 前處理가 필수적이다. 嫌氣性 反應液을 直接 고도 처리하는 방법으로 直接 電氣 分解에 의한 凝集 處理, Nacl 및 응집제의 添加 전기분해, 혐기성 처리 排出液의 PH 變化에 의한 電氣 分解 응집처리, Fe, Al 및 SuS 電極板에 의한 전기분해 응집처리, Al Cell 의 連續 電解 시스템의 처리, 前處理 排水의 오존처리, 前處理 排水의 AC 및 Sand Filter處理 등 多樣한 高度 처리를 하였으나 TCOD의 제거 효율에는 限界가 있으며 이를 극복하기 위해서는 最適 好氣性 處理 방법이 도입되어야 하고 充分한 微生物 分解에 의한 有機 成分을 제거 하였을 경우에는 소기의 高度處理 效果를 거둘수 있다고 실험결과 분석되었다.

1. 好氣性 반응액의 電氣分解 凝集 여과 처리

本 實驗에서는 호기성 反應 流出水의 條件이 PH 8.4, TCOD 1118mg/ℓ, SCOD 117mg/ℓ, TS 0.1%, VS 23.4%, SS 11.7mg/ℓ인 試料를 사용하여 溫度 17℃, Al Cell distance 12m/m, 10 Volt, 5 Amp 條件下에서 전기 분해한 다음 Shinfloc 0.3% 凝集劑를 사용하여 凝集 濾過한 後 0.1㎛ RO Filtration 한 결과 다음 <Table 5-18>과 같이 되었다.

<Table 5-18> Effect of TCOD removal through treat to electrolysis, coagulation and R/O filtration for recycle activated effluent

	Condition (hr)	PH	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	TS %	VS %	SS (mg/l)
Electrolysis	0.5	8.5	78	70	16.7	0.1	25.8
	1	8.8	61	56	10	0.1	23.3
	2	9	57	53	2.5	0.1	31.9
Coagulation	0.5	7.6	64	62	30	0.2	13.1
	5	7.3	62	62	30.3	0.2	14.5
	15	7.3	66	66	23.3	0.2	17.6
	24	7.3	62	62	26.7	0.2	17.3
R/O filtration	0.5	7.6	59	55	4.6	0.2	16
	1	7.7	55	55	1.7	0.2	22.1
	2	8	55	43	1.5	0.2	15.7
effluent		8.4	118	117	0.1	23.4	11.7

위의 <Table 5-18>에서 TCOD 除去率은 전기 분해 처리에서 52% 제거 되었으나 凝集 處理 및 R/O Filtration 處理에서도 효과를 얻지 못하였다.

그리고 TS 및 SS는 凝集 處理 과정에서 增加하였다가 다시 R/O Filtration에 의해 減小하였으나 전체적으로는 增加를 보였다. VS 含量은 전기 분해 처리에서 100% 減小한 것으로 나타 났으므로 이는 分解性 有機物이 전기 분해를 거치면 完全 除去 될 수 있음을 알 수 있었다.

2. 凝集 濾過液의 Ozonization 및 AC-Sand filtration 處理

好氣性 反應 유출액을 電氣 分解 처리, 凝集처리, R/O filtration 처리 후 다시 Ozonization 과 AC-Sand filtration을 하였으며 이때 使用한 試料의 조건은 PH 8.5, TS 0.2%, VS 11.5%, SS 12mg/ℓ, TCOD 98mg/ℓ, SCOD 72mg/ℓ, NO_2-N 0.312mg/ℓ, NO_3-N 2.2mg/ℓ, PO_4-P 0.4mg/ℓ, Absorbance(550nm) 0.009 이었으며 이때 處理 結果는 다음 <Table 5-19>와 같이 분석 되었다.

<Table 5-19>에서 VS 含量은 Ozonization에서 46% 處理 되었으나 AC-Sand filtration에서는 處理 效果가 없었다. 그리고 SS 제거는 Ozonization에서는 處理 效果가 없는 대신 AC-Sand filtration에서 80%의 제거 효율을 보였다. 또한 TCOD는 Ozonization과 AC-Sand filtration을 한 結果 57%의 제거 효율을 나타내어 滿足스러운 결과는 얻지 못하였다.

<Table 5-19> Effect of TCOD removal through treat to Ozonization and AC-sand filtration for R/O filtration effluent

	Condition (hr)	PH	TS %	VS %	SS (mg/l)	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	NO_2-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)	Absorbance
Ozonization	Sample	8.5	0.2	11.5	12	98	72	0.312	2.2	0	0.4	0.009
	0.5	8.6	0.2	5.9	4	77	68	0.299	2.2	0	0.3	0.008
	1	8.7	0.2	11	8	76	68	0.28	2.5	0	0.1	0.005
	2	8.8	0.2	6.2	10	65	59	0.218	2.5	0	0	0.005
Supply water		7.8	0	50	0	10	9	0.004	1.92	0	0.12	0.008
AC-sand filtration	Water	7.8	0	76	2	4	4	0.012	1.3	0	0	0.003
	0.5	8.4	0.2	11	6	43	43	0.019	7.9	0.2	0.3	0.002
	1	8.6	0.2	14.1	2.5	42	55	0.021	8.6	0.2	0.6	0.002
	2	8.6	0.1	21.3	2	42	50	0.019	9	0.2	0.8	0.001
effluent												

3. 連續 循還式 活性汚泥 시스템 排水의 綜合 高度處理

연속 순환식 活性汚泥 處理는 호기성 미생물 반응을 極大化 하기 위하여 Sludge의 一部循還 및 排出 排水의 일부 순환을 동시에 하면서 처리된 배출수를 綜合 高度處理 하는 방법을 채택하여 처리 特徵을 조사 분석하였다. 사용된 試料는 PH 7.5, TS 0.2%, VS 54.1%, SS 13mg/ℓ, TCOD 102mg/ℓ, SCOD 96mg/ℓ의 條件의 시료로 電氣分解, 凝集濾過, Ozonization, AC-Sand filtration을 연속적으로 한 結果 <Table 5-20>과 같은 결과를 얻었다.

<Table 5-20>에서 VS 含量은 98%의 除去率을 나타내어 만족스러운 결과를 얻었으며 SS는 70%, TCOD 92%, SCOD 92%의 處理 效率로 비교적 좋은 結果를 얻었다. 그러나 Ozonization에 의해 SS 含量이 增加하는 것은 오존 酸化에

<Table 5-20> Effect of TCOD removal in various treatment for continious activated effluent

	Condition (hr)	PH	TS %	VS %	SS (mg/l)	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	NO_2-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)	Absorbance
effluent		7.5	0.2	54.1	13	102	96					
electrolysis	0.5	8.5	0.1	38.7	2	48	40					
	1	9.2	0.1	44	2	44	34					
	2	9.2	0.1	32	2.2	33	25					
	3	9.2	0.1	20.9	2	31	14					
Coagulation		7.8	0.2	6.7	10	44	25					
effluent		7.8	0.2	9.5	2	81	77	0.124	0.8	0.63	0	0.003
Ozonization	0.5	8.3	0.2	11.2	33.3	58	53	0.009	20.4	0.59	0	0.008
	1	8.6	0.2	10	33.3	37	31	0.009	21.1	0.53	0	0.004
	2	8.6	0.2	8.9	33.3	31	30	0.009	23	0.33	0	0.001
	3	8.6	0.2	5.4	7.5	29	29	0.008	29	0.21	0	0.001
	4	8.6	0.2	3.5	2.5	29	29	0.007	35.7	0.1	0	0.002
AC-sand filtration	0.5	9	0.2	13.8	4	6	6	0.091	2.7	0.24	0.7	0
	1	9	0.2	6.2	4	11	10	0.072	2.6	0.22	0.5	0
	2	9.1	0.2	6.3	4	15	12	0.077	2.3	0.22	0	0
	3	9.1	0.2	6.3	4	8	7	0.069	2.2	0.22	0.2	0

의한 微 粒子의 유기성 물질의 分解에 의한 浮遊物質 증가 때문이라고 본다. 따라서 미입자의 有機物을 Ozonization하지 않고 AC-Sand filtration 의해 吸着 除去하는 방법이 더욱 效果的이라고 판단 되었다.

4. 連續 循還式 活性汚泥 시스템의 最適 高度 處理

安定化된 연속 순환식 활성오니 시스템에서 處理된 排出水는 成分 組成에 따라 고도 처리 방법을 選擇的으로 설정하여 처리하는 시스템을 構成하는 것이 經濟的이다.

그러므로 本 實驗에서는 嫌氣性 처리, 好氣性 처리, 電氣分解 처리, 凝集 盧過 처리, AC-Sand filtration 처리 과정을 最適 高度 처리 시스템으로 設定하고 실험한 결과 다음 <Table 5-21>과 같은 결과를 얻었다.

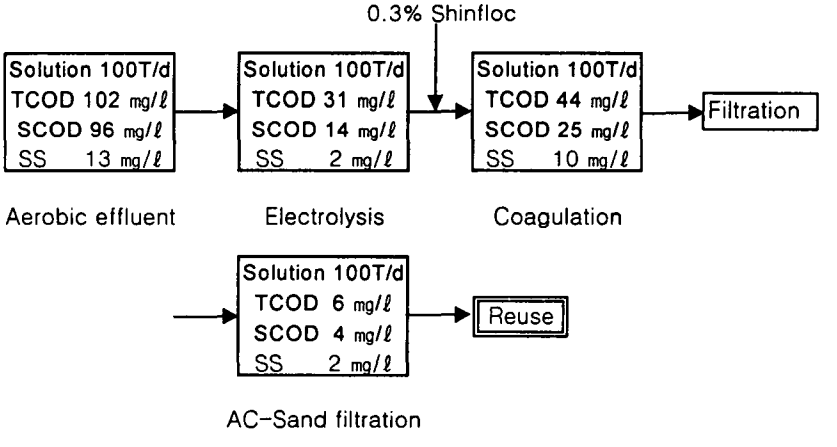
<Table 5-21> Effect of TCOD removal through treat to electrolysis, coagulation and AC-sand filtration for continious activated effluent

	Condition (hr)	PH	TS %	VS %	SS (mg/l)	TCOD (mg/l)	SCOD (mg/l)	NO_2-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)	Absorbance
effluent		7.5	0.2	54.1	13	102	96					
electrolysis	0.5	8.5	0.1	38.7	2	48	40					
	1	9.2	0.1	44	2	44	34					
	2	9.2	0.1	32	2.2	33	25					
	3	9.2	0.1	20.9	2	31	14					
Coagulation		7.8	0.2	6.7	10	44	25					
AC-sand filtration	0.5	7.8	0.2	20.8	2	10	6	0.021	0.7	0.68	0.8	0.2
	0.67	9.4	0.2	19.7	2	13	13	0.024	0.4	0.7	0.6	0.181
	1	9.2	0.2	19	4	13	13	0.048	0.5	0.72	0.9	0.005
	2	9.2	0.2	19.2	2	12	11	0.056	0.1	0.67	0.6	0
	3	9.2	0.2	24	2	6	4	0.064	1.1	0.64	0.7	0

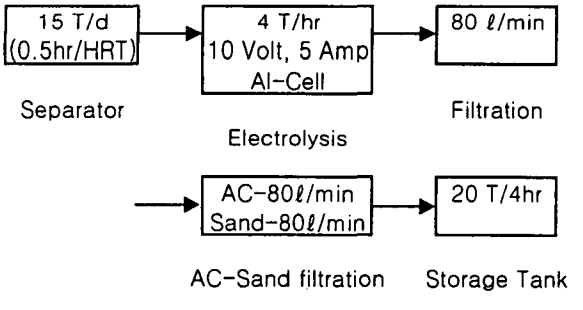
위의 <Table 5-21>에서 VS 含量은 Ozonization 處理를 한 경우와 비교하여 除去率이 떨어지지만 그 밖에 SS 2mg/ℓ, TCOD 6mg/ℓ, SCOD 4mg/ℓ로 淸淨地域 방류수 基準 BOD 30mg/ℓ이하, COD 40mg/ℓ이하, SS 30mg/ℓ이하인 數値보다 낮은 結果를 도출하게 되어 實驗 結果에 만족 할수 있었다.

5. 高度處理 Material Balance

가. 物質 Balance



나. 容量 Balance



第 6 章 分離 固形分의 堆肥化

第1節 序 說

現在까지 알려져 있는 一般的인 堆肥化는 醱酵, 分解 시스템에 대한 기본 과정으로 前處理, 1次 醱酵, 2次 醱酵, 熟成, 입도조절, 포장을 거치게 되며 이의 單位 工程은 다음 <Table 6-1>과 같다. 그리고 처리 방법 및 처리 형태에 대한 比較 評價한 내용은 <Table 6-2>와 같다.

<Table 6-1> General unit composting process of organic wastes

기본과정	주방폐기물 첨가물 — 전처리	— 1차발효 —	— 2차발효 — 숙 성 —	— 입도조절.포장
목 적	• 미생물 활동에 관계되는 환경 조건을 갖춤 ┌ 영양분 C/N ├ 수분 ├ 통기성 └ PH	호 • 분해가 용이한 유기물의 분해와 안정화 • 슬러지냄새 제거 • 병원균, 기생충의 사멸 • 수분제거	기 성 발 효 • 분해 가능한 유기물의 분해와 안정화 • 수분 제거	• 비료로서의 유용성을 높임 • 취급하기 쉬운 형태로 개선 • 저장
조작 내용	• 원료혼합(탈수케이크 첨가물, 반송퇴비) • 수분 조정 • PH 조정 • 종균 접종(반송퇴비) • 통기성 개선	• 통기 • 혼합슬러지 이동 • 반송퇴비의 분리	• 혼합장치 • 반송퇴비의 분리	• 비료성분 조성 • 입도조절 • 포장 • 저장
주요 설비	• 각종 호퍼 • 혼합 장치 • 계량기	• 발효조 • 송풍기 • 혼합장치 • 반송설비	• 발효장치 • 혼합장치 • 체분리기 • 반송설비	• 체분리기 • 계량기 • 포장장치 • 저장가공장
비 고	• 부가물, 반송 퇴비가 없는 경우도 있다.	• 반송하지 않는 경우도 있다. • 발효 기간은 약 8~14일 정도이다.	• 1차 발효조내에서 하는 경우도 있다. • 통기하지 않는 경우가 많다. • 퇴적 방식을 많이 채택한다. • 발효 기간은 약 20~60일 정도	• 군데군데 쌓아 두기도 한다.

<Table 6-2> Characteristics of composting method

처리방식	처리형태	처리일수	평가항목					
			감량	감용	악취	취급성	재지원화	필요에너지
퇴비화	발효에 의한 퇴비화	4-10일	좋다	좋다	심하다	아주좋다	아주좋다	아주낮다
건조퇴비화	건조와 발효를 병행	1-2일	좋다	좋다	좋다	좋다	좋다	낮다
건 조	건조	수시간	좋다	좋다	좋다	좋다	좋다	높다
건조세탁기	디스포져와 건조기	수시간	좋다	좋다	좋다	좋다	좋다	높다
소 각	소각	순간적	아주좋다	아주좋다	나쁘다	나쁘다	나쁘다	아주높다

위의 <Table 6-1>에서 單位 操作에 대한 前處理 과정과 1次 醱酵가 동시에 行하여 지면서 高溫 醱酵가 短時間에 되겠금 기계적 및 미생물적 最適 處理가 이루어질 때 <Table 6-2>에서의 處理 形態中 건조와 발효를 並行하는 方法으로 처리 될 수 있다.

따라서 이는 原料 混合, 溫度 조정, 水分 조정, PH 조정, 微生物 接種, 통기성 개선 등으로 達成될 수 있다.

1. 堆肥化 必要性

堆肥化 技術의 開發 必要性은 유기성 폐기물의 處理 過程에서 微生物의 消化 活性을 이용한 再資源化를 하는데 목적을 두고 있다. 즉 公害源이 되는 有機質 廢資源을 堆肥化함으로서 地力維持, 土壤構造의 개선 및 肥料의 효과를 얻을 수 있기 때문에 各種 堆肥化 process들이 개발되고 있다.

이와 같은 composting 技術의 開發 必要性은 유기성 폐기물의 有用化에 의한 自然 生態系의 물질 대사를 圓滑하게 하는데 있으며 다른 한편으로는 各種 有機質 폐기물에 의한 公害에서 벗어날 수 있는 주위 환경을 만들고자 하는데 있다고 본다. 實際 퇴비화는 農村에서 實施되었던 野積 堆肥化法이 있으나 이는 野生的인 토양 미생물에 의한 嫌氣 또는 半嫌氣 조건에서 堆肥化

가 이루어지게 되므로 堆肥 生産 능력이 낮고 퇴비화에 長期間이 소요되면서 均一한 堆肥化가 이루어지질 않으며 또한 넓은 面積이 요구되는 결점이 있다. 이러한 缺點의 解決은 짧은 기간에 良質의 堆肥를 大量 생산할 수 있는 system의 開發이라고 할 수 있다.

最近 所得 增大에 따른 生活水準 향상으로 각종 有機質 廢棄物이 대량 방출되고 있어 이의 處理 技術의 確立이야말로 時急한 문제라고 할 수 있다. 그러나 국내 기술 水準은 아직 初期 段階로서 이의 0기술 개발은 時急한 問題라고 할 수 있다. 그리고 國內 技術 水準은 아직 초기 단계로서 固定 通風式, 直線型 攪伴式, 圓型 攪伴式 등 일부가 普及되고 있다. 先進國의 고속 퇴비화 장치로는 立型 사이로식 발효조, 入型 圓型 오가식 발효조, 移動床式 立型 多段式 발효조, 立型 多段 파토르식 발효조, 입형 다단 암식 발효조, 입형 다단로라식 발효조 등이 開發되어 普及되고 있다.

現在 國內에서 보급되어 稼動되고 있는 堆肥化 施設은 主로 畜産 農家를 대상으로 施設되었으며 普及 實積은 아직 미미하거나 개발 단계인 곳도 있다.

따라서 유기질 폐기물에 對한 高速 堆肥化 기술의 개발 부문은 環境 汚染이 가장 심각한 배설물인 畜産 廢棄物로부터 점차적으로 農村 廢棄物, 下水終末 處理場汚泥, 衛生 처리장오니, 産業 폐기물로 擴大 되어져야 한다.

우리나라 堆肥化 政策을 보게 되면 國內 化學 肥料 생산이 需要를 充當 하지 못하였을 시기에는 농촌의 堆肥 增産 政策을 펴고 있었으나 화학 비료가 供給 過剩이 되는 시점에서 부터는 有機質 堆肥가 化學 肥料로 代替되므로서 지금은 化學 肥料 남용에 의한 農地의 地力 低下가 일어남과 동시에 環境面에서도 폐기물의 放出로 인한 심각한 公害 問題가 일어나고 있다.

그러므로 現在의 공해 문제를 除去하면서 地力 回復을 위한 堆肥 生産은 퇴비에 대한 評價 基準 자체를 化學 肥料의 대체 비료로서의 價値에만 局限시켜서는 아니될 것으로 본다.

2. 堆肥化 技術

퇴비화 기술에 對한 特徵은 처리 對象物과 醱酵 期間에 따라 달라지겠으나 일반적으로 嫌氣性 醱酵法, 嫌氣-好氣性 발효법, 好氣性 발효법으로 크게는 3가지로 분류될 수 있다. 이와 같은 발효 방법은 有機性 廢棄物의 재자원화라는 意味도 있으나 폐기물의 減量化에도 뜻이 있다. 따라서 現在 普及되고 있는 국내의 回分式 퇴비화법이나 連續式 발효법은 아직 處理 效率이 낮아 system의 改善이 요구된다.

그러면 참고로 각종 composting process에 대한 特徵을 보게 되면 다음 <Table 6-3>과 같다.

<Table 6-3> Characteristics of composting process

Composting process	발효기간(day)	특 징
Indore	240~360	하수오니, 분뇨 등의 부폐성 물질을 종이, 짚, 풀잎과 교대로 쌓아두고 발효 기간중 뒤집기를 1-2회 한다.
Beccari	35~40	발효조를 사용하여 최초 18일간은 혐기성 분해를 시킨 다음 공기를 불어 넣어 호기 분해를 한다.
Verdier	20	Beccari-process의 개량법으로 퇴비화물을 처리기질에 식종한다.
Frazer	17~25	발효 내부에 격자를 설치하여 강재 통풍을 시킨다.
Earp-Thomas	1~3	강제 통풍과 회전식 Turning을 하면서 특수 Bacteria를 식종한다.
Dano	3~4	회전식 발효조를 사용하여 Sorting에 특수한 방법을 한다.
V. A. M	120~140	Rasping machine으로 생기질을 분쇄한 후 노천에 야적한다.
Amaerobic	20~30	완전한 혐기성 발효를 하여 Methane 가스를 회수 이용한다.

高速 堆肥化 방법의 기본 조건은 好氣性 條件下에서 高溫 醱酵하는 방법으로서 含水 有機質 고형물을 堆積시켜서 각종 미생물 즉 耐熱性 또는 好熱性 섬유소 분해균, 방선균, 사상성균, 진균류, 초화균 및 탈질 소균 등의 混合培養系에 의해 有機物 分解가 일어나게 하는 것으로서 인위적인 조건 부여가 필요하다.

이러한 高速 醱酵를 촉진 시키기 위해서는 다음과 같은 制御들이 되어야 한다.

퇴비화 과정에서의 環境 變化는 유기성 성분의 排出源에 따라 多樣한 종류의 것이 섞여 있기 때문에 때로는 많은 종류의 세균 진균 등의 微生物이 包含되어 있어 適當한 環境 條件이 되면 自然 分解 作用이 일어나게 된다.

分解는 有機物의 酸化 과정으로 이때 炭素, 窒素 및 다른 榮養 物質을 이용한 미생물이 生長하게 되면서 熱이 발생한다.

그리고 堆肥化는 유기질물의 好氣性 分解가 主된 과정으로서 Mesophilic (중온성) 과 Thermophilic (고온성) 미생물이 關與하게 되고 이들의 分解過程은 다음 3 段階로 나누어진다.

① 有機物中에 있는 분해가 容易한 물질의 분해 즉 糖類, 아미노산 등이 빨리 吸收 利用되면서 1-2日間 퇴비더미 온도가 上昇하는 단계
② 高溫性 분해과정으로서 有機性 廢棄物中의 Cellulose, Pectin 등의 分解가 일어나면서 數週間 中溫 (30-40℃)을 유지하는 단계
③ 熟成段階 (Curing, Stabilization)로서 온도가 떨어지는 단계

위의 이러한 堆肥化 段階는 유기질 폐기물의 種類와 퇴비화 過程中의 환경조건에 따라 期間이 달라질 수 있으나 일반적으로 3가지 段階를 거친다. 이의 段階別 過程을 初期발효단계, 高溫발효단계, 熟成단계로 분류해 보면 다음과 같은 變化가 일어난다.

가. 初期 醱酵 段階

퇴비화의 初期 段階에서는 중온의 진균과 세균이 주로 有機 物質을 분해하고 이들의 대사 작용에 의해 堆肥더미의 溫度는 40℃ 이상으로 올라가게 되면서 高溫性 細菌과 放線菌으로 代替되어진다.

初期 段階에서의 中溫性 微生物들은 유기질 폐기물의 종류에 따라 그 種類가 多樣하겠지만 일반적으로 土壤中의 유기물에 存在하는 微生物들과 비슷한 것으로서 그 종류는 다음 <Table 6-4>와 같은 것이다.

<Table 6-4> Various bacteria fungis in compost

Bacteria	Fungi
Cellulomonas folia	Fusarium culmoeum
Chondrococcus exiguus	Stysanus stemonitis
Myxococcus virescence	Coprinus cinereus
M. Fulvus	C. Megacephalus
Thiobacillus thiooxidans	C. Lagopus
T. Denitrificans	Clitopilus pinsitus
Bacillus cereus	Aspergillus niger
Enterobacter cloacae	A. Terreus
Flavobacterium balustium	A. Fumigatus
Janthinobacterium lividum	Rhizopus nigricans
Pseudomonas fluorescence	R. Oryzae
P. Putida	Trichoderma viride
P. Stutzeri	T. Harzianum
Xanthomonas maltophilia	T. Hamatum
	T. Koningii
	Mucor spinescens
	M. Hiemallis
	Chaetomium globosum
	C. Aureum
	C. Homopilatum
	Penicillium ochro-chloron
	P. Griseofulvum
	Gliocladium virens
	Geotrichum candidum
	Others

나. 高溫 醱酵 段階

中溫性 微生物이 활성을 띤 初期 段階에서 퇴비 더미에 熱이 蓄積되면 溫度는 상승하면서 동시에 中溫性 微生物의 分解 活動이 급격히 저하하게 된다. 이때 低溫性 미생물 密度는 줄어드는 反面에 고온성 微生物 密度가 증가하면서 高溫性 미생물에 의한 퇴비화 속도가 促進되어진다.

이와 같은 高溫性 微生物은 主로 Bacillus sp., Thermoactinomyces sp. 와 Sellulose 분해 미생물 役割인 것으로 분석되고 있다.

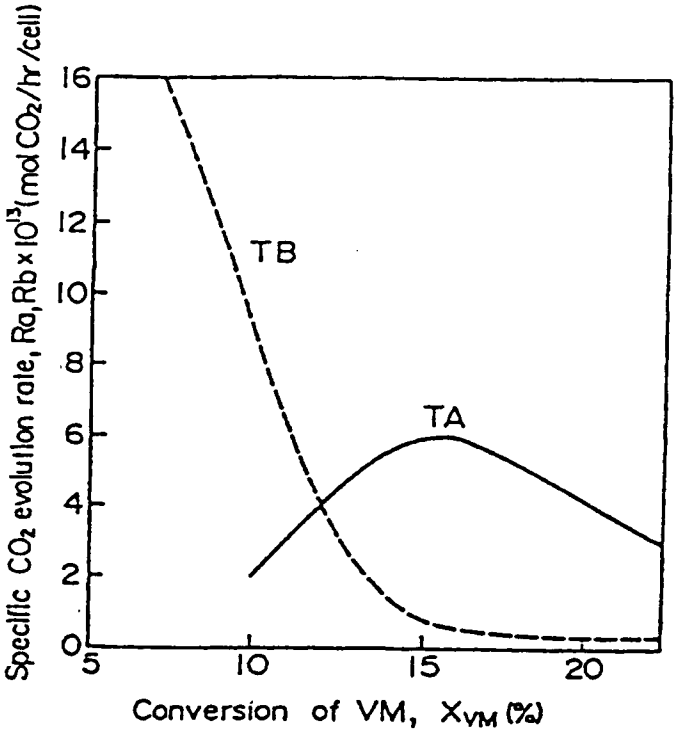
高溫 段階의 미생물 活成 硏究에서 storm은 soild-waste의 퇴비화 小型 裝置 실험결과 49~69℃의 高溫 堆肥에서 분리된 87%가 Bacillus sp. 이고 其他는 Streptomyces sp. Thermoactinomyces sp., Aspergillus fumigatus인 것으로 調査되었다.

그리고 Nakasaki 등의 下水 슬럿지에 대한 堆肥化 過程 조사에서는 高溫段階의 중반기 및 후반기에 있어서 CO_2 生成率과 미생물 密度 關係가 다음 <Fig 6-1> 및 <Fig 6-2>와 같이 나타난다고 하였다.

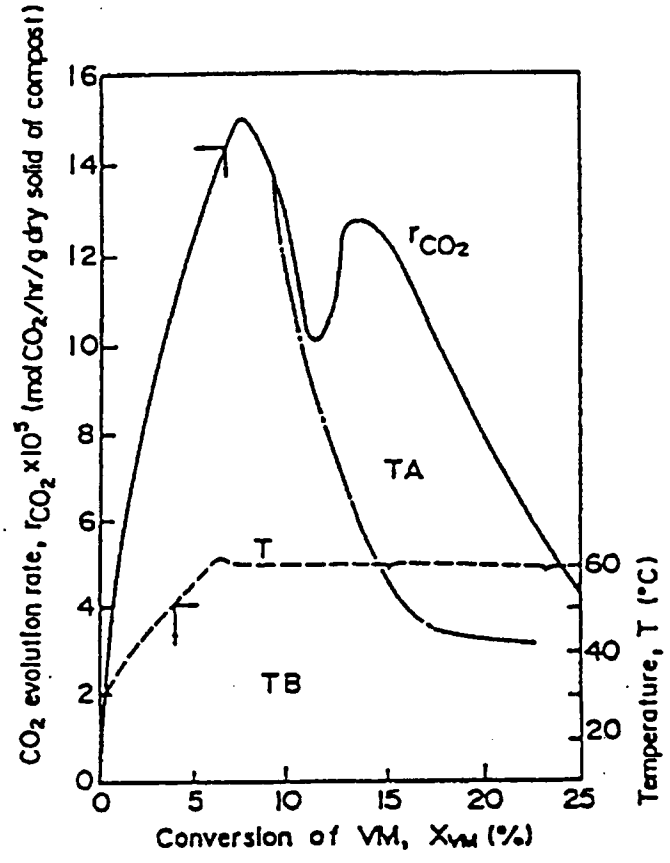
또한 高溫 堆肥에서 分離되는 고온성 微生物의 種類는 다음 <Table 6-5>와 같고 일반적으로 堆肥 溫度가 50~60℃의 高溫으로 繼續 유지되거나 또는 60~65℃로 더 溫度가 올라가게 되면 堆肥中의 高溫性 細菌과 放線菌 등의 미생물은 모두 死滅하게 되고 다만 熱에 견딜 수 있는 胞子 形成 세균만 남게 되어 堆肥化 效率이 急激히 떨어지게 된다. 따라서 微生物 學者들의 실험에 의한 適當한 퇴비화 最適 溫度는 40~55℃인 것으로 分析되고 있다.

다. 熟成 段階

初期 段階 및 高溫 段階에 의한 미생물 분해 작용이 끝나게 되면 有機性 廢棄物中에 있는 分解性 物質은 미생물 대사 작용에 의해 大部分 分解되었기 때문에 分解 速度는 急激히 떨어지면서 동시에 堆肥 溫度는 40℃ 以下로 내려간다.



[Fig 6-11] Estimated specific CO_2 evolution rates of thermophilic bacteria, R_b, and thermophilic actinomycetes, R_a, as s funtion of conversion of VM. Symbols : ----, thermophilic bacteria (TB) : -----, thermophilic actinomycetes (TA).



[Fig 6-2] Contribution of CO_2 evolution rates by both thermophilic bacteria (TB) and thermophilic actinomycetes (TA) to overal CO_2 evolution rate measured during composting

<Table 6-5> Thermophilic microbes in compost

Bacteria	Actinomycetes	Fungi
Bacillus stearothermophilis	Micromonospora vulgaris	Aspergillus fumigatus
B. Licheniformis	Norcardia brasiliensis	Humicola insolens
B. Subtilis	Pseudonocardia thermophila	H. Griseus
B. Coagulans	Streptomyces rectus	H. Lanuginosa
B. Circulans	S. Thermofuscus	Mucor pusilus
B. Brevis	S. Thermophilus	Chaetomium thermophile
B. Sphaericus	S. Thermoviolaceus	Absidia ramosa
Unassigned Bacillus spp.	S. Thermovulgaris	Talaromyces dupont i
	S. Violaceruber	Sporotrichum thermophil
	Thermoact inomyces vulgaris	S. Chlorinum
	Thermonospora curvata	Stilbella thermophila
	T. Fusca	Malbranchea pulchella
	T. Glaucus	Thermoasus auranticus
	Thermopolyspora polyspora	Torula thermophil
		Byssochlamys sp.

그러면 30~35℃의 中溫性 微生物이 다시 再定着을 하게되나 이때는 初期段階의 중온성 微生物과는 다른 종류의 것이 定着하게 되면서 密度에서는 약간의 差異가 있게 된다. 그 이유는 分解되기 쉬운 유기물은 一次的으로 분해되었기 때문에 分解가 잘 안되는 Cellulose 및 Lignin의 含量이 增加한 것이 원인이 된다. 그러므로 이와 같은 榮養 環境에 적합한 放線菌만이 증가하도록 되어 있다. 그리고 家畜 糞尿의 퇴비화 경우 再定着 되는 菌들은 초기 발효 단계에 있었던 中溫性 微生物인 Micromonospora chaleae, Streptomyces thermovilaceus 등의 방선균과 細菌들이다.

3. 堆肥化 促進 條件

堆肥化 方法에는 퇴비화 方式, 裝置, 施設에 따라 여러 가지로 분류되고 있으나 家畜糞의 경우 다음 <Table 6-6>와 같은 퇴비 分類의 槪念으로 정리하고 있으며 퇴비화 工程 設計에 있어서는 폐기물의 效率的인 生物 分解를 촉진시키기 위한 生物 環境 因子의 도출과 적절한 制御가 필요하다고 본다. 일반적으로 微生物의 유기물 分解 過程에 있어서 生長과 分解 活動을 할 수 있게 하는 環境 因子는 主로 溫度, 空氣, 水分, PH 및 有機物의 C/N率로서 이에 대한 醱酵上의 最適 條件들은 다음과 같이 요구되고 있다.

<Table 6-6> Composting comcept of live-stock excrements

원료 자재	부자재의 혼합비		장해의 요인	부숙의 목적
가축분	없음		o 고농도의 무기태질소 o 토양의 이상환원	o 분중의 역분해성 유기물의 분해
가축분 + 작물수확 잔사	적음	주	o 고농도의 무기태질소 o 토양의 이상환원	o 분중의 역분해성 유기물의 분해
		부	o 작물수확 잔사중의 생육 장해물질	o 생육장해 물질의 분해
	많음		o 질소기아 o 작물수확잔사의 생물저해 물질 o 토양의 이상환원	o C/N비의 저하 o 생육저해물질의 분해 o 작물수확잔사 및 분중의 역분해성 유기물의 분해
가축분 + 목질물	적음	주	o 고농도의 무기태질소 o 토양의 이상환원	o 분중의 역분해성 유기물의 분해
		부	o 목질물중의 생육장해 물질	o 생육장해 물질의 분해
	많음	주	o 목질물중의 생육장해 물질	o 생육장해 물질의 분해
		부	o 질소기아 o 토양의 이상환원	o 목질물 및 분중의 역분해성 유기물의 분해

가. 有機物量과 炭素率 (C/N Ratio)

堆肥化 하고저하는 유기물질의 C/N Ratio는 미생물의 體細胞를 유지하면서 增植시키는데 必須的인 원소이다. 炭素는 미생물들이 生長하기 위한 에너지 源으로, 窒素는 生長에 필요한 蛋白質 合成에 주로 사용되고 있으며 微生物 細胞의 C/N Ratio는 보통 5~15로 미생물에 의한 有機質物의 分解는 C/N Ratio가 微生物 細胞의 그것과 비슷하여 질때까지 이루어져서 最終的으로는 C/N Ratio 10 정도로 된다.

일반적으로 堆肥化에 適合한 유기질 폐기물의 初期 C/N Ratio는 26~35로서 C/N Ratio가 35보다 上昇하게 되면 窒素 不足에 의한 微生物 增殖이 억제되기 시작하여 결국 堆肥化 速度는 떨어지게 된다. 즉 炭素가 많아진다는 것은 이것에 의해 생긴 有機酸등이 퇴비의 PH를 낮추게 되므로 또한 微生物의 生長과 活動도 억제하게 된다.

반면에 C/N Ratio가 너무 낮으면 窒素가 암모니아로 變하여 堆肥化 過程에서 냄새가 좋지 않은 암모니아 가스를 發生시키게 되고 PH도 增加하게 된다.

그리고 大部分의 유기질 폐기물은 다음 <Table 6-7>과 같은 퇴비화에 適合한 範圍에 있으나 종이류나 나무 등이 섞이게 되면 含有된 纖維素에 의해 C/N Ratio가 높아지게 되므로 初期 堆肥化 速度가 아주 늦어지게 된다. 이때에는 適切한 窒素源의 첨가에 의한 C/N Ratio를 調節해줄 필요가 있다.

例를 들면 都市 下水 汚泥의 경우 하수 처리장에 流入되는 下水의 종류에 따라 差異가 있겠으나 大部分 C/N Ratio가 낮기 때문에 C/N Ratio가 높은 유기질 폐기물과 混合하여 처리하는 것이 堆肥化 效率을 높일 수 있는 방안이 된다.

참고로 都市下水 汚泥의 成分 및 汚泥 脫水 Cake 의 C/N Ratio를 보게 되면 다음 <Table 6-8>, <Table 6-9>과 같다.

<Table 6-7> Nitrogen contents and C/N Ratio for various wastes

Wastes	% Nitropgen (d. w.)	C/N Ratio
Food wastes	2.0 ~ 3.0	15
Total refuse	0.5 ~ 1.4	30 ~ 80
Sewage Sludge		
Activated	5.6	6
Digested	1.9	16
Wood	0.07	700
Paper	0.2	170
Grass cliooing	2.2	20
Weeds	2.0	19
Leaves	0.5 ~ 1.0	40 ~ 80
Fruit wastes	1.5	3

<Table 6-8> Components of sewage sludge

성 분	생오니(%)	잉여오니(%)	소화오니(%)
유기물질	60 ~ 75	65 ~ 75	45 ~ 60
회분	20 ~ 40	25 ~ 38	40 ~ 55
불용해성 회분	17 ~ 35	22 ~ 30	35 ~ 50
지방, 유지(Ether추출물)	7 ~ 35	5 ~ 12	3.5 ~ 17
Hemicellulose	3.2	-	1.6
Cellulose	3.8	7.0(리그닌 함유)	0.6
Lignine	5.8	-	8.4
단백질	22 ~ 23	37.5	16 ~ 21

<Table 6-9> C/N Ratio of sludge cake

오니종류	탈수 cake 종류	강열감량(%)	C/N Ratio	PH
생오니	석회탈수 cake	45 ~ 60	7 ~ 12	11 ~ 12
	polymer 탈수 cake	60 ~ 80	7 ~ 9	6 ~ 7
소화오니	석회탈수 cake	30 ~ 45	-	11 ~ 12
	polymer 탈수 cake	40 ~ 60	6 ~ 8	6 ~ 7

나. 醱酵 溫度

堆肥化 過程에서 퇴비화 效率을 높이는데 溫度도 매우 중요한 因子中의 하나이다.

溫度 維持의 理由로는 다음과 같은 것을 들수 있다.

① Composting 過程에서 病院性 微生物이 방선균 및 사상균 등으로부터의 항생 물질에 의해서도 死滅되기 때문이며 堆肥化 溫度가 60℃ 以上에서 24時間을 계속하게 되면 雜草의 씨앗이나 病院 微生物의 문제가 解決되는 것으로 알려지고 있다.

이에 대한 composting시의 關聯 病院 미생물에 대한 溫度 死滅 조건을 보게 되면 다음 <Table 6-10>과 같다.

② 微生物에 의한 유기물 分解 效率 向上을 위하여 溫度 維持가 필요하다. composting時의 最適溫度는 원료에 따라 차이가 있겠으나 大略 55~60℃ 範圍가 적합하다고 할 수 있으며 70℃ 以上에서는 미생물의 活成은 急激히 떨어진다. 또한 40℃의 溫度에서는 最適 溫度의 活成化에 비교하여 約 2/3 程度의 활성을 維持하게 된다.

<Table 6-10> Die out condition of various microbes

미 생 물		열사멸조건	
		온도, ℃	시간, min
세 균	Salmonella typhosa	55 ~ 60	30
	Salmonella spp.	56	60
		60	15
	Shigella spp.	55	60
	Escherichia coli	55	15 ~ 20
	Micrococcus pzogenes var aureus	50	10
	Streptococcus pyogenes	54	10
	Mycobacterium tubercul osis var. hominis	66	15 ~ 20
	Mycobacterium diptheriae	55	45
	Brucella abortus or Suis	61	3
사 상 균	Aspergillus	62	
원생동물	Endamoeba hystolytica	55	
기 생 충	Ascaris lum bricoides (eggs)	60	15 ~ 20
	Triclrinella spiralis	62 ~ 65	
	Necator americanus	45	50
	Telnia saginata	55 ~ 60	5
Virus	Polio	55	5.8
	R대	60	20
	Echo	55	4.8

③ 固狀으로부터 水分을 증발 分散시켜 水分含量이 낮은 퇴비 제품을 얻으려고 할 때도 溫度 維持가 필요하다. 이러한 경우에는 通氣 條件과 通氣中의 露点 溫度가 특히 중요하다.

그리고 composting 過程에서의 固狀의 온도는 醱酵 및 通氣에 의한 물의

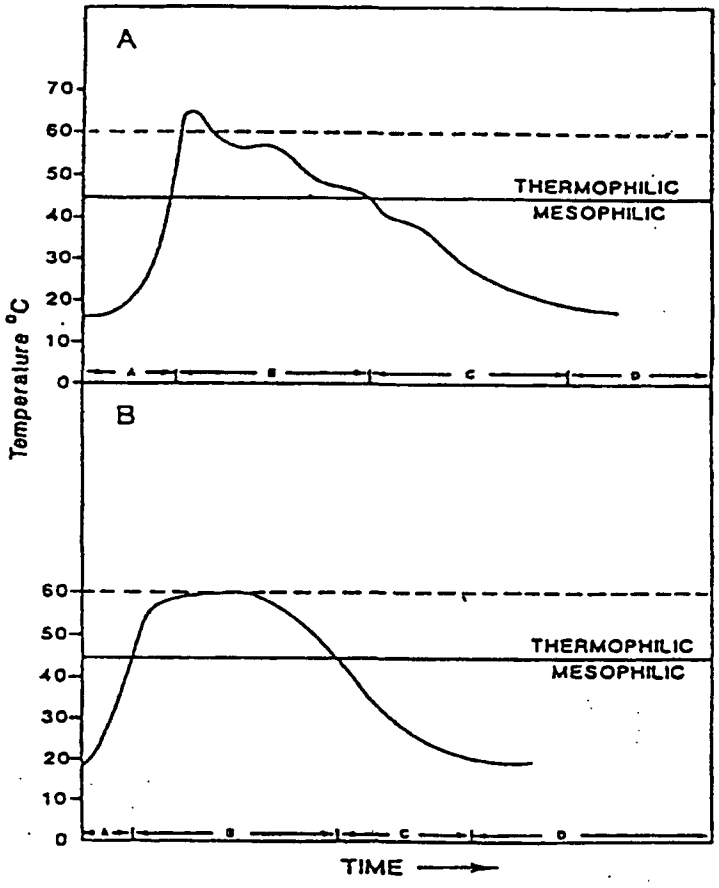
蒸發熱을 포함한 除去熱과 장치의 熱損失을 고려하여 熱 Balance를 결정해야 한다. 그러므로 미생물 대사 활동에서의 最適 反應 溫度 유지를 위해서는 通氣量을 조절하는 것이 가장 實用的이다. 일반적으로 퇴비더미의 溫度 變化는 퇴비 process에 따라 차이가 나는데 다음 <Fig 6-3>에서와 같이 windrow process 와 In-vessel process를 比較하여 볼 때 A部分의 溫度 變化는 windrow process에서 볼 수 있는데 이는 퇴비를 뒤집어 주지 않는 狀態의 온도변화 樣相으로 짧은 시간에 高溫 (60℃이상)으로 올라간 다음 溫度가 서서히 떨어지면서 分解 作用이 減小되는 현상으로 나타났고 B 部分에서는 60℃ 附近의 온도를 長時間 유지하면서 비교적 徐徐히 온도가 내려가는 現象으로 이는 In-vessel process에서 通風 또는 뒤집어 주기 作業으로서 고온으로 오르기 전에 溫度를 制御 할 수 있는 效果的인 방법이라 할 수 있다.

composting 과정에서 생기는 溫度差에 따라 미생물의 活動에 큰 影響을 주고 있는데 퇴비화의 效率 增大에 필요한 適定 溫度 범위에 대해서는 많은 意見이 있었으나 최근 微生物 學者들의 연구 결과에 따르면 堆肥化 과정 중 最高 溫度를 60℃를 초과하지 않도록 調節하는 것이 퇴비화의 효율을 높이는데 效果的이라고 의견이 모아졌다.

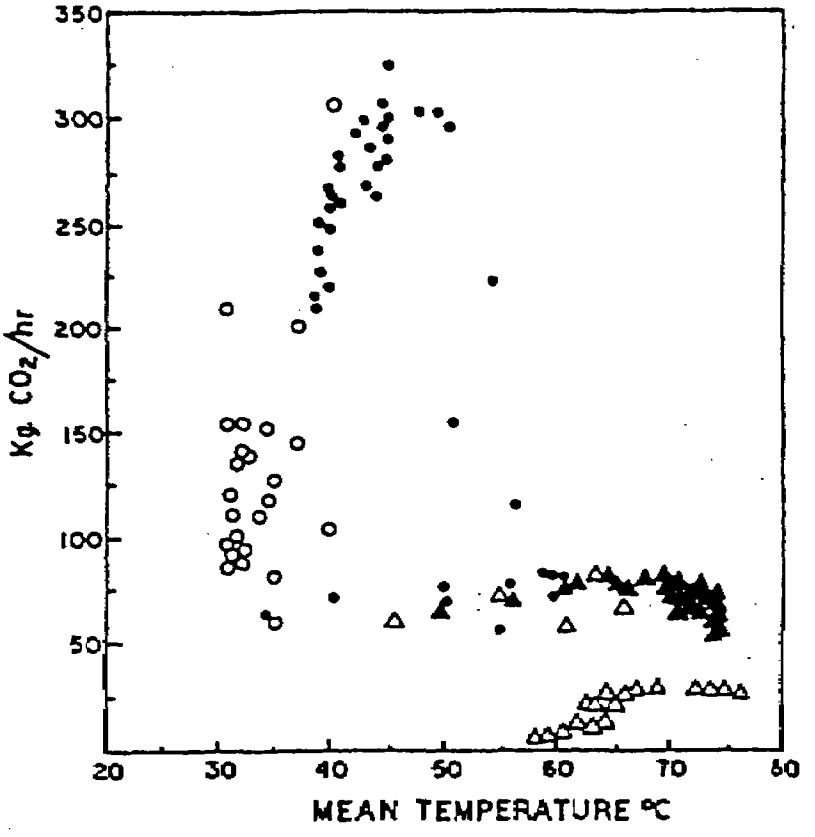
이에 대한 實驗 예로서 kuter 等은 都市 下水 슬럿지를 톱밥, 나무껍질 등과 혼합하여 堆肥化 Full-scale vessel system에서 7回 實驗한 결과 다음 <Fig 6-4>와 <Table 6-11>과 같이되어 堆肥化內의 온도가 60℃ 이하로 調節되었을 때가 미생물 대사에 의한 CO_2 發生量이 60℃ 이상의 溫度보다 活發함을 알 수 있다.

다. 含水率

堆肥化 폐기물의 含水率 調整은 미생물의 活成度를 增加시키고 유기물의 分解 速度를 촉진시키기 위해서는 必須的인 조건이 된다. 高速 堆肥化를 시



[Fig 6-3] Simplified temperature profile in a windrow composting process(A) and an in-vessels system(B). The time scale is arbitrary, demostrating the relative time course of temperature change during composting



[Fig 6-4] Relationship between CO_2 evolution and mean compost temperature. Reading taken every 4 hrs from cool section before turing, Days 1-9 (●) ; after turing, Days 9-15 (○) ; and from hot section before turning (▲) ; and after turnong (△).

<Table 6-11> Measured and calculated losses of CO_2 (metric tons) from cool and hot sections of the reactor during Trial 7. Caculated values are based on losses of dry solids and stoichiometric formulae for oxidation of glucose and sludge

Time period	Section	Measured CO_2 lost	Calculated CO_2 lost for	
			Sludge	glucose
Before turn	Cool	4.2	7.2	4.9
	Hot	2.5	4.4	3.0
After turn	Cool	5.6	5.3	3.5
	Hot	2.6	3.5	2.4
Total	Cool	9.8	12.5	8.4
	Hot	5.1	7.9	5.4

Stoichiometric formulae

Sludge : $C_{10}H_{19}O_3H + 12.5O_2 \rightarrow 10CO_2 + 8H_2O + NH_3$

Glicose : $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$

도할때는 操作 形式에 관계없이 好氣性 分解에 필요한 酸素를 공급하고자 攪伴이나 뒤집기 조작이 필요하다. 水分이 過多한 경우의 가장 큰 문제점은 固體 堆積層 內部에까지 酸素가 浸透 공급되지 않음으로서 內部가 嫌氣性 조건으로 되어져서 유기물의 分解 및 衛生學的인 처리가 되지 않는 점이다. 堆肥化에 있어서 가장 적합한 被堆肥化物의 함수율은 그의 物性과 組成에 따라 차이는 있으나 일반적으로 50~65% 範圍인 것으로 분석되고 있다. 水分 調節 방법으로는 天日 乾燥, 强制 乾燥, 생산 퇴비 제품의 再循還 혼합 副原料 혼합 등의 방법이 있으며 이의 長.短点은 다음 <Table 6-12>과 같이 평가된다.

<Table 6-12> Characteristics of moisture control method

방 법		장 점	단 점
천일건조	A	1) 태양에너지 이용 2) 간이시설	1) 소요면적이 넓다. 2) 환경 조건에 영향을 준다. 3) 악취 문제 4) 건조 시간이 길다. 5) 노동력의 소요
	B	1) 천일건조식 보다 건조 효율이 높고 소요면적이 적게 소요 되고 건조 시간이 짧다.	1) 비닐하우스 구조물이 필요하다. 2) 기계 설비가 필요하다.
강제건조	C	1) 임의로 수분 조절이 가능하다. 2) 건조 면적이 적게 소요된다.	1) 에너지가 필요하다. 2) 가열 건조 설비가 필요하다. 3) 가열에 의한 악취제거 설비가 필요하다.
	D	1) 임위로 수분 조절이 가능하다. 2) 배출가스의 처리가 필요 없다.	1) 에너지가 필요하다. 2) 조정장치 등의 저온건조 설비가 필요하다.
퇴비의 반송 혼합		1) 오니의 퇴비화가 가능하다.	1) 발효 시설의 확장 2) 반송, 계량 설비가 필요하다. 3) 안정된 수분 조절이 어렵다.
부원료		1) 퇴비의 가치 증대 2) 통기성의 개선 종류에 따라 재이용이 가능함	1) 수분 조정용 부원료의 수집이 어렵고 가격이 문제됨 2) 부원료의 저장 시설이 필요함. 3)지역성에 좌우됨 4) 종류에 따라 분해에 시간이 소요됨

(A) : 콘크리트 바닥위에서 건조 (B) : 비닐하우스 속에서 건조

(C) : 열풍에 의한 고온 건조 (D) : Heat-pump에 의한 저온 건조

그리고 堆肥化 過程에서의 수분 함량 변화는 裝置의 運轉 條件에 따라 增加하기도 하고 減小하기도 하지만 水分 減小는 대개 열이 발생될 때 퇴비내의 수분이 水蒸氣로 蒸發되면서 일어나는 것으로서 MaGregor 의 實驗에 의하

면 6톤의 Sludge 퇴비더미에서 15日間의 堆肥化 과정을 지나면 75%에서 30%로 減小되고 27톤의 퇴비더미에서는 8日間에 75%에서 20%로 減小하였다고 보고하고 있다.

또한 堆肥化 과정에서 퇴비더미를 지나치게 뒤집거나 空氣量을 많이 공급하여 水分 含量이 40% 이하로 되게 되면 수분 감소에 의한 微生物의 活動이 줄어들어 퇴비화 效率은 낮아진다. 그러므로 堆肥化 物質의 종류와 퇴비화 system에 따라 適合한 초기 수분량으로 퇴비화 過程을 通하여 수분 변화를 調節할 필요가 있다.

라. PH 調節

堆肥化를 효율적으로 促進시키기 위해서는 微生物이 活發하게 成長하는데 필요한 조건을 부여하여줄 必要가 있다. 폐기물의 적합한 PH 範圍는 폐기물의 發生場所에 따라 약간의 差異가 있겠으나 대개 PH 5.5~8.0의 범위이다.

下水汚泥의 경우 Polymer를 사용한 脫水 cake는 PH 6~7로서 中性 내지 弱酸性이기 때문에 醱酵에 아무런 影響을 끼치지 않는다.

一般的으로 퇴비화 初期에 廢棄物 종류에 따라 酸性 또는 알카리性이 있기 때문에 PH 調節을 위해 탄산칼슘, 생석회 및 수산화칼슘 등을 添加하기도 하지만 퇴비화가 進行되고 있을 경우에는 投入 廢棄物의 PH가 알칼리이거나 산성일지라도 퇴비화 過程 自體가 PH 조절 能力을 갖고 있기 때문에 특별한 경우 以外에는 原料의 PH를 조절할 必要가 없는 것으로 분석되고 있다. 즉 堆肥化 실험예로서 퇴비화가 進行되고 있는 과정에 PH 4.7~6.0의 原料를 進行中인 量에 대해 10.8%를 첨가하였을 경우 퇴비화는 PH 8을 維持하였고 添加量을 25%로 增量시켰을시는 PH 5.6~6.1을 유지하였다.

마. 通氣性의 改善

順調로운 퇴비화 過程은 好氣性 微生物이 적당한 酸素 供給을 받을 때만이

일어난다. 일반적으로 脫水 cake는 流動的이고 粘性이 있으면서 물성 강도가 약하기 때문에 醱酵槽內에 직접 투입시는 cake 自體의 自重에 의해 壓縮이 일어나서 퇴비화물중의 空隔率 감소로 因하여 通氣性을 잃어버리게 된다. 따라서 통기성이 없어지면 好氣性 미생물은 酸素 결핍으로 인하여 活成이 중지되고 嫌氣性 微生物이 우점을 하게 되어 惡臭 發生과 동시에 取扱하기가 어렵게 된다.

이러한 通氣性을 개선하기 위해서는 다음과 같은 方法을 사용한다.

① 副原料의 첨가에 의한 醱酵 저해를 방지하면서 副原料 자체도 발효시켜 土壤에 還元하는 방법으로서 톱밥, 왕겨, 廢木材 등의 부원료를 들수 있다.

② 堆肥 製品을 반송 혼합하는 방법으로 通氣性을 개선하는 방법

③ 粘度의 調整과 返送에 의한 통기성 개선

참고로 대표적인 副原料의 組成을 보게 되면 다음 <Table 6-13>와 같다.

<Table 6-13> Composition of various additives

분석항목	파쇄왕겨	톱밥	폐제목
수분함량(%)	8 ~ 10	50 ~ 50	50 ~ 60
강열감량(%)	80 ~ 84	99.7	97 ~ 99.5
PH	8 ~ 8.5	-	4.8 ~ 7.0
Total C(%)	37 ~ 40	48 ~ 52	53 ~ 59
Total N(%)	0.3 ~ 0.6	0.03 ~ 0.11	0.2 ~ 0.5
C/N Ratio	70 ~ 100	200 ~ 1,700	100 ~ 350
P_2O_5(%)	0.06 ~ 0.08	-	0.03 ~ 0.24
K_2O(%)	0.29 ~ 0.36	-	0.04 ~ 0.36

바. 種菌의 接種

種菌의 接種에 의한 醱酵促進 효과는 運轉 개시 또는 回分式 발효조에서 正常 醱酵 段階에 到達하는데 시간을 단축할 수 있어 接種 效果는 있다고 할 수 있다. 그러나 일반적인 大規模 連續 醱酵 공정에서 正常 狀態로 되었을때는 種菌의 첨가는 별의미가 없다. 이것은 Compost process에서 製品 compost가 반송되어져서 自然 接種을 시키게 되므로 실질적으로 醱酵 促進劑로서의 발효균체 첨가는 正常 運轉 상태에서 필요가 없다.

사. 堆肥 熟成度

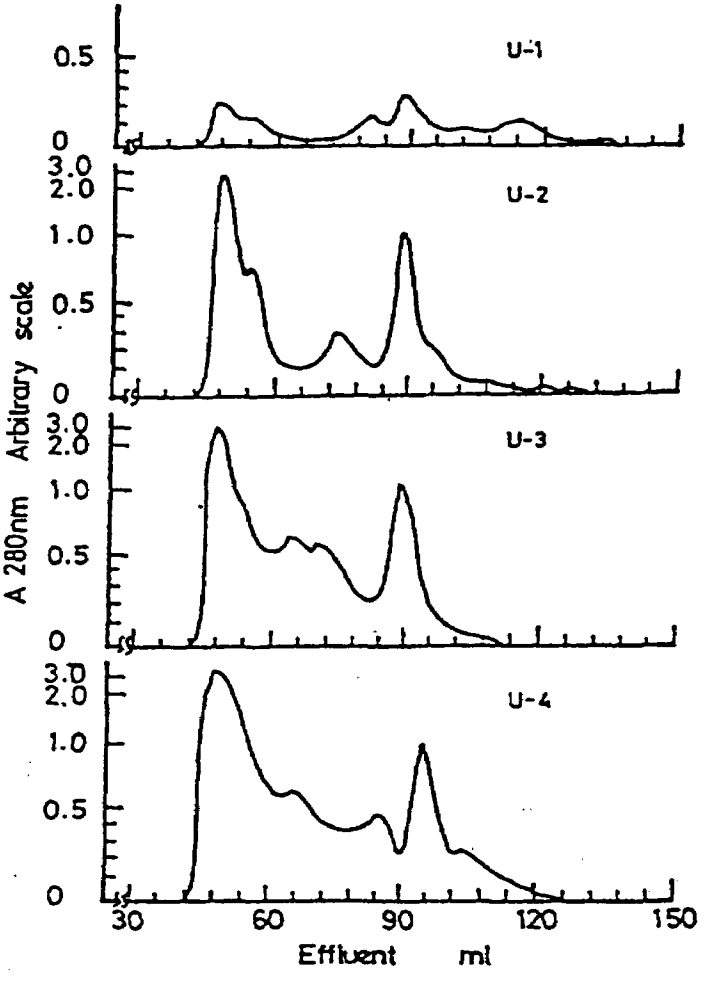
熟成 堆肥는 적당한 通氣 및 퇴비화 製品 返送의 과정을 거치면서 적당한 反應 溫度 維持에 의한 숙성 발효를 함으로서 原料 中의 分解性 유기물을 분해시켜 얻어지는 生物的으로 安定化된 제품을 숙성된 퇴비라고 할 수 있다.

퇴비 숙성도는 廢棄物의 種類에 따라 CO_2 발생량, 탈질율, 溫度, 植物生育抑制 정도 등을 추적하였을시 一定한 基準値는 없으나 土壤에 투입되었을 때 植物成長에 나쁜 影響을 주지 않으면서 비료 또는 토양 改良劑로서 力割을 할 수 있을 정도로 安定化 된 것에 대해 품질을 평가하고 있다.

퇴비화 과정의 終点에 대한 判定 方法으로는 다음과 같은 것을 활용한다.

① 醱酵에 의한 지나친 溫度 上昇이 없을 것
② 固體 모양이 퇴비 特有의 흑갈색일 것
③ 손으로 만졌을 때 푸석 푸석 할것
④ 惡臭가 없을 것 등의 경험적인 판정방법
⑤ 原料와 堆肥 제품의 C/N Ratio
⑥ PH의 變化 차이
⑦ Gel-chromatography의 UV 280㎚ 吸收에 의한 檢出 등의 측정 방법을 이용한다.

참고로 Gel-chromatography의 吸收 spectrum graph를 보면 다음 <Fig 6-5>와 같다.



U-1 : 원료(음식 찌꺼기 + 나무껍질) U-2 : 1차 발효조 출구(7일간)

U-3 : 2차 야적발효 (2개월간) U-4 : 3차 야적발효 (3개월간)

[Fig 6-5] Composting absorption spectrum of Gel-chromatograph

위의 <Fig 6-5>에서 高速 堆肥化를 하거나 7日間 1次 발효를 시킨 퇴비를 2次 處理 期間을 거치지 않고 바로 農地에 시비하여 植物을 파종하게 되면 대부분 식물의 初期 成長에 저해를 나타낸다고 알려져 있어 長時間 野積 아니면 2次, 3次 발효를 시켜 充分한 숙성이 되도록 하는 것이 좋다.

第2節 接種堆肥菌 特性

1. 微生物 分離 培養

堆肥化 促進을 위하여 우수 미생물을 分離 培養하여 이용하는 方案에 대해서는 많은 研究者들에 의해 연구가 推進되어 왔다. 특히, 제한된 醱酵槽內에서 速成 醱酵를 하고자 할 때는 高活成 微生物 접종을 시킴으로서 制限된 時間內에 발효 처리가 가능하여지기 때문이다.

따라서 固狀廢棄物의 퇴비화 촉진에 있어 優秀 微生物의 첨가는 一次 醱酵 이후의 부숙 속도와 안정화를 시키는데 있어 큰 力割을 하게 된다. 퇴비화 過程에서 微生物의 分解 活動에 의해 생성되는 것은 CO_2, H_2O, NH_3 및 醱酵熱로서 이의 발생량이 증가하면 堆肥化 反應速度 역시 촉진된다. 일반적으로 微生物 添加에 의한 反應速度에 대한 영향은 유기성 폐기물의 水分, 醱酵 溫度, 通氣性 등의 因子가 적절할 때 미생물의 분해 활동이 活發해 진다.

퇴비화 과정에 關與하는 微生物은 많은 종류가 있으나 크게 Bacteria類, Actinomycetes類, Fungi類가 되겠으며 醱酵 初期에는 Mesophile, Thermophile의 細菌이 活發하게 관여하고 발효 後期에는 放線菌이 활동하게 된다. 특히 微生物 添加時 위생적인 安定性 문제에 있어 퇴비화의 重要性은 유기성 固狀廢棄物 중에 함유되어 있는 病院菌이나 寄生虫 등이 高溫菌의 活性이 높을 때 약 70℃의 온도를 維持하기 때문에 死滅된다는 점을 들 수 있

다.

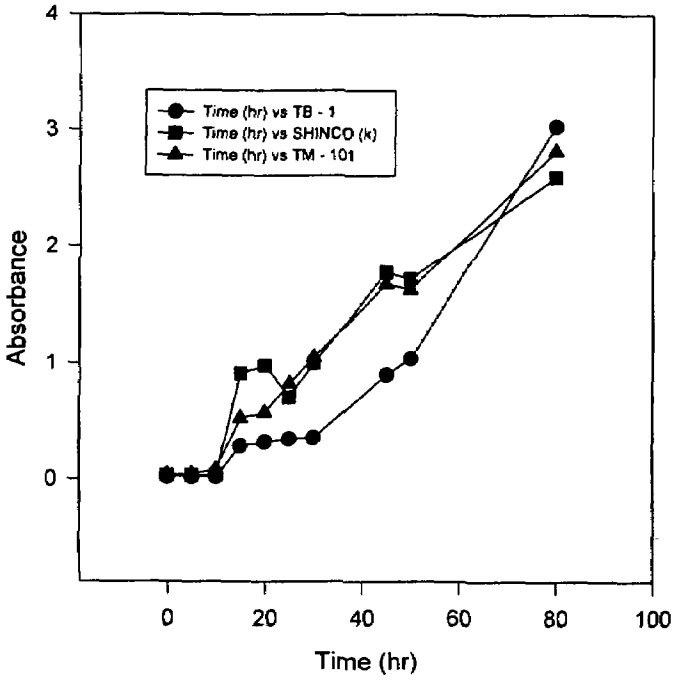
따라서 本 實驗에서는 유기질 固狀廢棄物의 퇴비화를 促進 및 安定化시키는데 있어 微生物의 成長 速度 분석과 고체 배양에 대하여 檢討하였으며 사용된 시료용 優秀 菌株는 輸入 및 國內에서 유통되고 있는 미생물 제제를 이용 分離 培養하여 그중 Activity가 높은 것을 選拔 사용하였으며 微生物 分離 培養에 있어서는 試料用으로 수집된 液狀 및 粉末狀 製劑를 一次 培養하여 활성이 큰 製劑를 8種 選拔하고 選拔된 시료는 Bennett 및 PYG 배지를 이용하여 미생물을 培養하였다.

Bennett 배지		PYG 배지	
Yeast extract	1g	Yeast extract	5g
Beef extract	1g	Glucose	10g
NZ Amine	2g	Bacto-peptone	5g
Glucose	10g	KH_2PO_4	1g
Agar	20g	$MgSO_4 \cdot 5H_2O$	0.5g
D. W	1000㎖ pH 7.3	Agar	15g
		D. W.	1000㎖ pH 7.0

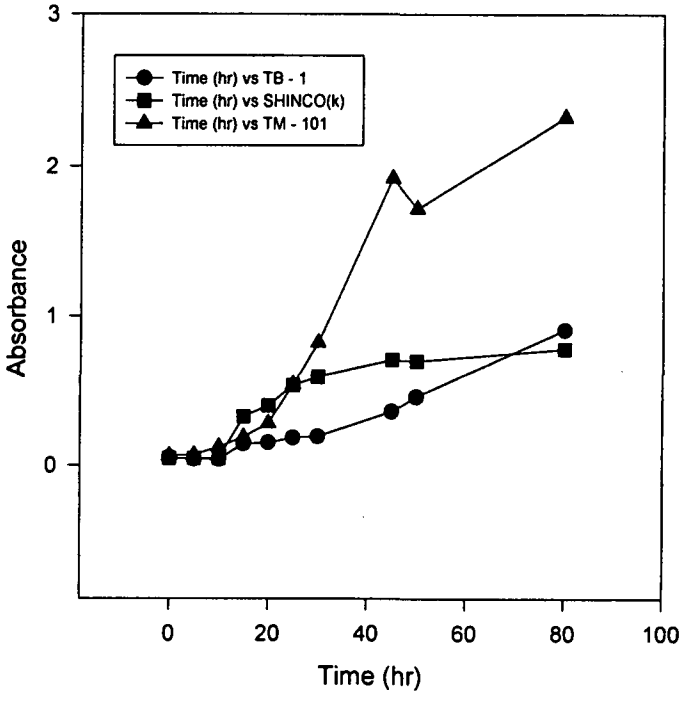
상기 두 가지의 培地를 Autoclave에서 122℃, 20分間 滅菌한 후 滅菌室에서 petri-dish에 약 20㎖씩 分株하여 Agar가 冷却된 다음 미생물 제제 시료를 蒸溜水에 溶解시켜 배지에 接種하였다.

그리고 Bennett 배지와 PYG 배지에서 培養된 8種의 시료용 微生物 製劑는 복합균 狀態로 존재하고 있어 이 중 優點을 차지하고 있는 代表的인 微生物에 대하여 分離하고 균주의 活性 檢討에서는 Bennett 배지와 PYG 배지를 使用하여 TB - 1 (E), SHINCO (K) 및 TM - 101 (E) 균제제를 40℃에서 溶液 培養하여 미생물의 增殖 速度를 分光 光度計 (UV-1601 SHIMADZU CORPORATION)를

이용하여 550 nm의 波長에서 測定한 결과 <Fig 6-6> 및 <Fig 6-7>과 같은 成長 graph를 얻게 되었다.



[Fig 6-6] The growth of strains isolated from TB - 1 (E), SHINCO (k), and TM - 101 (E) in PYG medium.



[Fig 6-7] The growth of strains isolated from TB - 1 (E), SHINCO (k), and TM - 101 (E) in Bennett medium.

위의 <Fig 6-6>의 PYG 培地에서의 Absorbance는 30時間이 經過하면서 SHINCO(K) 균은 1.0000, TM - 101(K) 균은 1.0500의 Absorbance로 增加하기 시작하여 80時間에 이르러서 TB - 1 (E)균이 3.0300, TM - 101(E) 균은 2.8200, SHINCO(K) 균은 2.5950의 增殖 速度를 나타내어 비슷한 活性을 갖고 있는 것으로 分析되었으나 <Fig 6-7>의 Bennett 배지에서는 TM - 101(E) 菌이 2.3250의 吸光度를 나타내어 增殖 速度가 다른菌 (SHINCO(K) 0.7770, TB - 1(E) 0.9060)에 比較하여 약 3倍가 큰 것으로 分析되었다.

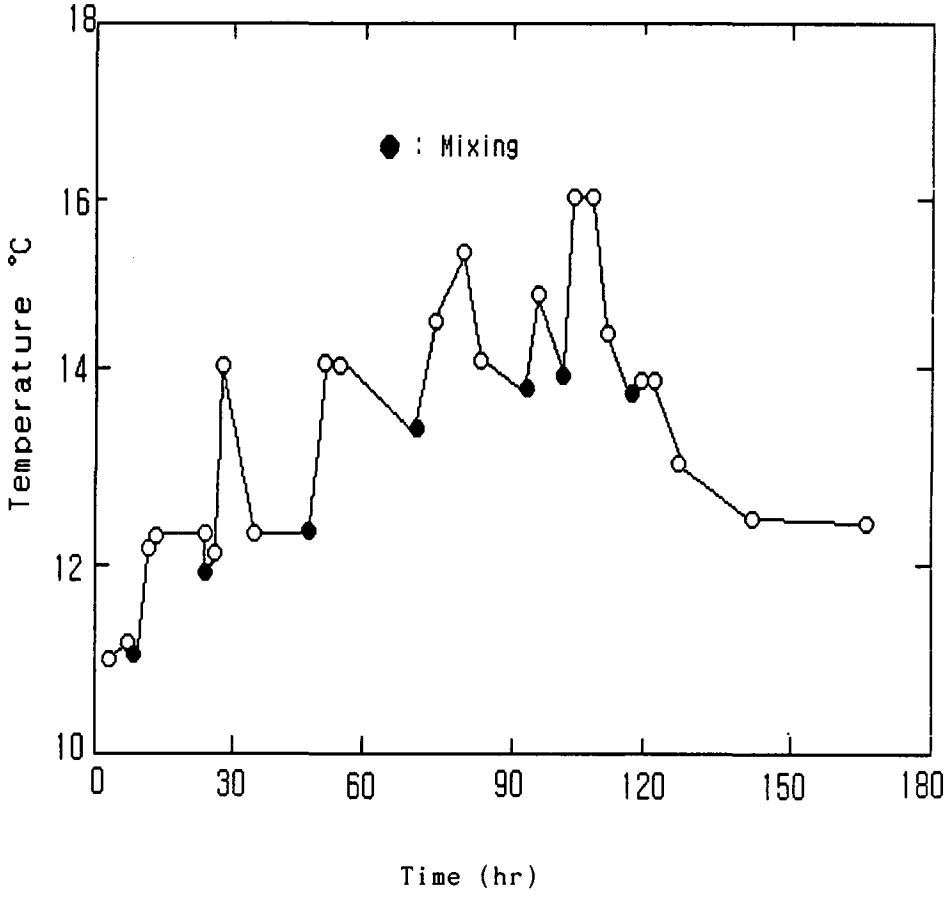
2. 微生物 製劑 生産

미생물 제제 形態는 일반적으로 副材料에 의한 固體 培養된 것을 첨가하는 것이 대부분이며 이는 水分 調節 및 냄새 除去 측면에서 效果的이라고 볼 수 있다. 固體 배양용 副材料로서는 등겨, 질석, 닭먹이, 사료, 참깨박, 들깨박, 엿기름, 비지 등이 있으며, 이를 效果的으로 사용하기 위해서는 元素 含量 분석과 C/N ratio, 그리고 蛋白質, 脂肪質, 纖維質, 炭水化物, 灰分, 水分 등 각종 화합물의 含量 分析에 의한 미생물의 營養源을 充足시킬 수 있는 固體 培養 條件을 만들어 주게 되면 일반적으로 菌의 成長 또한 菌 數도 상승되어 균수는 10^8 이상 維持되게 된다.

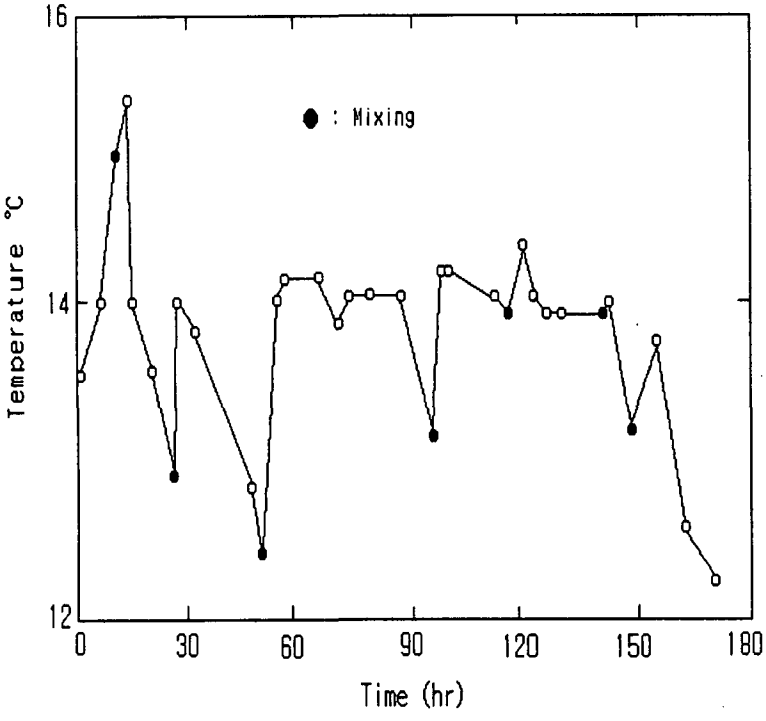
따라서 固體 培養 방법은 一般 水處理用 미생물 제제용 粉末 製劑를 30%, 질석 30%, 등겨 40%의 比率로 혼합한 다음 選拔된 8種의 제제 배양액을 高溫 발효용 製劑(TB-1)와 中溫 발효용 제제(MB-1)用으로 다음 <Fig 6-8> 및 <Fig 6-9>와 같이 分離 배양하였다.

다음 <Fig 6-8> 및 <Fig 6-9>의 固體 培養에서 TB-1 試料와 MB-1 試料의 차이는 TB-1은 初期부터 낮은 溫度에서 시작하여 混合後 온도의 上昇을 反復하여 보이면서 125時間이 경과하여 培養이 완료되는 反面 MB-1은 초기에는 높은 溫度를 維持한 다음 混合 이후에도 온도 上昇 幅이 적게 나타나면서 TB-1에 比較하여 낮은 온도에서 비교적 所要 時間이 긴 160時間이 경과하여 培養이 완료되는 特徵을 나타내었으므로 高溫 및 中溫 醱酵에 적합한 시료를 導出하였다고 할 수 있다.

고온용 및 중온용 製劑로 만들어진 TB-1 과 MB-1 製劑에 대하여 顯微鏡的 觀察 및 Total Plate Count法에 의한 總菌數/gram에 대하여 考察하고 또한 Bennett 및 PYG 배양액 중에서의 增殖 速度는 分光 光度計 (Bausch & Lomb Spectronic 20)를 利用하여 550nm의 波長에서 측정하여 選拔된 미생물 제제와 비교하여 보면 다음과 같다.



[Fig 6-8] Time cource of the growth temperature of TB-1 in Bennett & PYG medium.



[Fig 6-9] Time cource of the growth temperature of MB-1 in Bennett & PYG medium

미생물의 顯微鏡 觀察에서는 TB-1 및 MB-1 제제를 使用하여 Bennett 培地와 PYG 배지에서 培養하였을 때 대표적인 形態를 하고 있는 미생물 속은 다음 <Table 6-14>와 같다.

<Table 6-14> Physiology of microorganisms in TB-1 & MB-1 strain samples

시료명	총균수/gram	배양 배지	현미경적 형태	미생물속
TB-1	30℃(5.4×10^{6}) 55℃(1.1×10^{13})	Bennett	small rod, long rod large rod	Pseudomonas, Bacillus Yeast
		PYG	short rod, large rod long rod	Nitrobacter, Yeast Bacillus
MB-1	30℃(1.0×10^{12}) 55℃(7.2×10^{11})	Bennett	large rod, long rod, short rod	Yeast, Bacillus Nitrobacter
		PYG	long rod, short rod	Bacillus, Nitrobacter

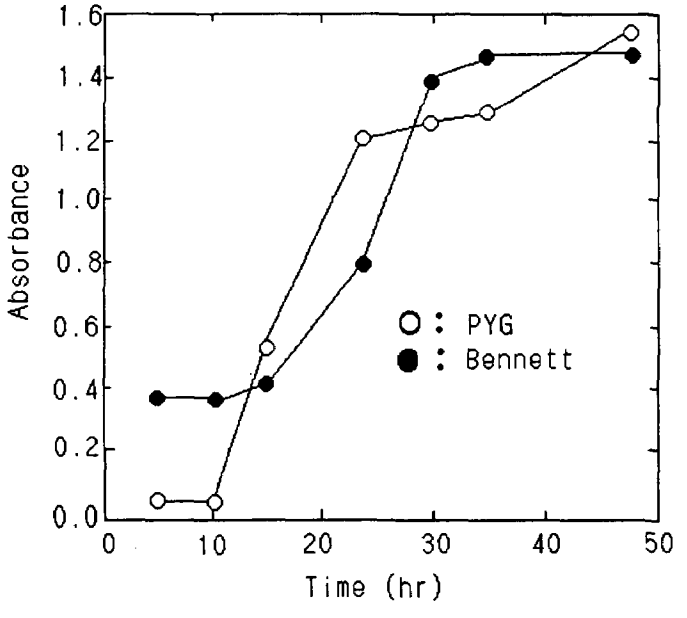
위의 <Table 6-14>에서 TB-1 및 MB-1의 試料를 中溫(30℃) 및 高溫(55℃)에서 배양하며 總菌數를 count 한 結果 TB-1 시료는 中溫菌數가 5.4×10^{6}/gram인 反面에 高溫菌數는 1.1×10^{13}/gram 으로 고온균이 많은 것으로 count되었고 MB-1 試料는 고온균수가 7.2×10^{11}/gram 이면서 中溫菌數도 1.0×10^{12}/gram으로 둘다 많은 것으로 count 되었다.

또한 液體 培地의 培養에서 TB-1 및 MB-1의 粉末 제제를 使用하여 Bennett 및 PYG 液體 培地에서 大量 培養한 결과 미생물의 增殖 速度는 다음 <Fig 6-10> 및 <Fig 6-11>과 같이 되었다.

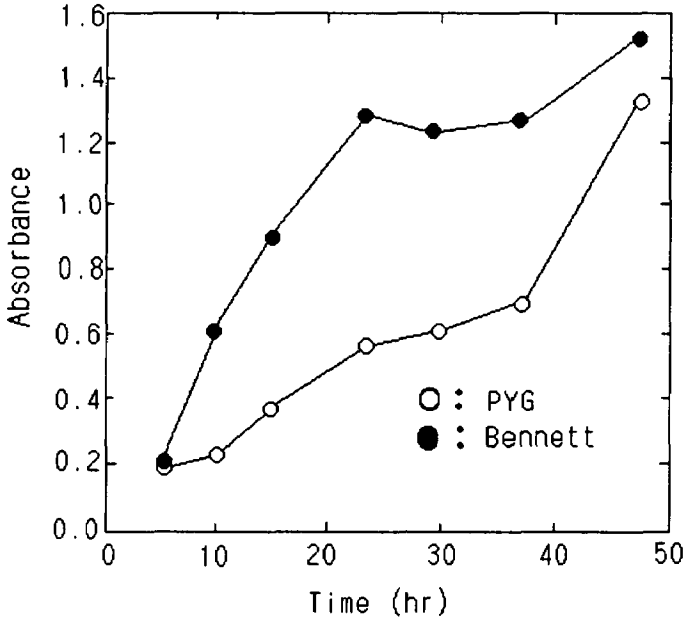
위의 TB-1 試料는 PYG 배지에서 29時間이 經過하면서 1.23의 높은 Absorbance를 보였고 Bennett 배지에서는 더욱 높은 1.38의 Absorbance를 나타내고 48時間 經過時는 1.51 및 1.45의 Absorbance로 滿足스러운 결과를 얻

었다.

그리고 MB-1 試料는 PYG 배지에서는 29時間을 經過하면서 1.20, 48時間이 되어서는 1.53의 Absorbance를 나타내어 滿足하였으나 Bennett 培地에서는 29時間 경과시는 0.58로 低調하였으나 48時間이 되어서는 1.34의 높은 Absorbance를 보이게되어 결과적으로 퇴비화에 附合되는 試料라고 할 수 있다.



[Fig 6-10] The growth of strains isolated from TB-1 in Bennett & PYG medium



[Fig 6-11] The growth of strains isolated from MB-1 in Bennett & PYG medium

第3節 速成 堆肥化 處理

1. pH, COD 및 CO_2의 變化에 대한 分析

堆肥化 過程에서 유기물이 分解하면서 變化되는 pH, TCOD 및 SCOD의 변화와 이와 關聯하여 分解 과정에서 발생하는 CO_2의 含量(%)에 대하여 ADALET LTD, Summit Analyzers (Percent carbon dioxide IR 8400)로 分析 檢討한 결과 <Table 6-15>, <Table 6-16> 및 <Table 6-17>과 같이 되었다.

<Table 6-14>에서 shaking 溫度를 20℃ 및 40℃로 調節하여 24時間 용해한 分離液을 분석한 結果 pH는 菌을 첨가하지 않은 試料에 比較하여 菌을 添加

<Table 6-15> pH variation and COD reduction from the separated solid wastes at composting progress

발효 / 시료	24hr(20℃)			48hr(40℃)			비고
	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	pH	TCOD (mg/ℓ)	SCOD (mg/ℓ)	
130g (수분 83.53%)	4.6	17,920	17,280	4.1	17,760	15,680	
130g (균 6.5g) (균,수분 8.0%)	6.6	16,000	13,440	5.7	15,350	14,400	SHINCO(K)균 5%첨가
130g (균 6.5g) (균,수분 8.0%)	4.6	16,000	15,360	4.9	16,320	16,320	TM-101(E)균 5%첨가
130g (균 6.5g) (균,수분 8.0%)	5.0	17,280	16,000	4.8	16,640	16,000	TB-1(E)균 5%첨가

하여 퇴비화 한 것이 安定化되어진 것을 알 수 있다. 이는 土壤에 더 以上의 酸性化를 促進하지 않는 一次 安定化된 狀態라고 할 수 있다.

<Table 6-16> Time course of CO_2 contents through composting progress at non added micro-organisms. (20℃)

시간 (hr) / 성분	1	8	16	24	32
CO_2 (%)	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
pH	4.2	4.2	4.25	4.25	4.0
TCOD	13,440	16,640	39,040	22,400	12,800
SCOD	12,800	16,000	39,680	17,920	13,440

<Table 6-17> Time cource of CO_2 contents through composting progress at 3% added SHINKO micro-organisms. (20℃)

시간(hr) / 성 분	1	8	16	24	32
CO_2 (%)	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1
pH	3.7	3.9	4.6	4.5	4.5
TCOD	19,840	28,160	35,840	29,440	26,880
SCOD	19,200	25,600	35,200	27,520	26,880

그리고 <Table 6-16> 및 <Table 6-17>에서는 堆肥化 菌을 첨가한 것이 反應初期부터 0.1%의 CO_2를 發生시키면서 8時間에 이르러서는 0.2%의 發生量을 보였다. 이때 pH도 3.7까지 떨어진 다음 4.6으로 安定化되는 결과를 나타내어 菌의 첨가는 有機物의 분해를 促進하고 시간이 지나면서 分解가 容易한 유기물이 분해된 다음 難分解性 유기물만 殘溜하게 되므로 土壤還元時 오랜 시간에 걸쳐서 有機物 分解가 일어날 것으로 본다. 그러므로 安定化의 효과가 있을 것으로 期待되어진다.

위의 <Table 6-17>에서 3% Shinko micro-organisms 添加시 TCOD 및 SCOD는 20℃ 溫度 條件 하에서 32 시간 Shaking 되면서 약간씩 減少되고 있어 이의 實驗을 補完하고저 溫度 條件을 20℃ 및 40℃로 하여 5%의 TM-101 및 Shinko micro-organisms을 各各 添加하여 堆肥化한 試料를 40時間 Shaking 하면서 측정한 結果 <Table 6-18>에서 <Table 6-23>과 같은 결과를 얻었다.

<Table 6-18> Characteristics of composed materials for non added at 20℃ shaking condition

Time(hr) / Composition	1	8	16	24	32	40
pH	4.6	4.6	4.6	4.6	4.6	4.6
TCOD (mg/ℓ)	18,880	18,880	18,560	18,920	18,880	18,560
SCOD (mg/ℓ)	16,320	16,000	16,000	16,320	16,000	16,160
NH_4-N (mg/ℓ)	0.08	0.07	0.06	0.06	0.07	0.07
PO_4-P (mg/ℓ)	174	176	174	174	172	170

<Table 6-19> Characteristics of composed materials for added 5% Shinco microbs at 20℃ shaking condition

Composition \ Time(hr)	1	8	16	24	32	40
pH	4.6	4.5	4.5	4.6	4.6	4.6
TCOD (mg/ℓ)	16,960	17,280	16,960	16,960	16,960	17,280
SCOD (mg/ℓ)	14,400	14,400	14,080	14,400	14,080	13,760
NH_4-N (mg/ℓ)	0.08	0.09	0.08	0.07	0.08	0.08
PO_4-P (mg/ℓ)	150	156	154	156	154	152

<Table 6-20> Characteristics of composed materials for added 5% TM-101 microbs at 20℃ shaking condition

Composition \ Time(hr)	1	8	16	24	32	40
pH	4.3	4.3	4.4	4.3	4.3	4.3
TCOD (mg/ℓ)	16,320	16,320	16,640	16,320	16,320	16,640
SCOD (mg/ℓ)	14,720	14,400	14,720	14,400	14,080	14,400
NH_4-N (mg/ℓ)	0.11	0.12	0.11	0.13	0.12	0.12
PO_4-P (mg/ℓ)	226	214	220	218	216	216

<Table 6-21> Characteristics of composed materials for non added at 40℃ shaking condition

Composition \ Time(hr)	1	8	16	24	32	40
pH	4.0	4.1	4.0	4.0	4.0	4.0
TCOD (mg/ℓ)	22,080	22400	22,080	21,760	22,080	21,760
SCOD (mg/ℓ)	18,880	19,200	18,880	18,560	18,800	18,800
NH_4-N (mg/ℓ)	0.07	0.06	0.06	0.07	0.08	0.06
PO_4-P (mg/ℓ)	176	174	176	176	174	176

<Table 6-22> Characteristics of composed materials for added 5% Shinco microbs at 40℃ shaking condition

Composition \ Time(hr)	1	8	16	24	32	40
pH	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
TCOD (mg/ℓ)	17,920	18,240	18,240	18,240	17920	18240
SCOD (mg/ℓ)	14,400	15,040	14,720	14720	14720	15040
NH_4-N (mg/ℓ)	0.06	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06
PO_4-P (mg/ℓ)	164	160	156	160	162	162

<Table 6-23> Characteristics of composed materials for added 5% TM-101 microbs at 40℃ shaking condition

Composition \ Time(hr)	1	8	16	24	32	40
pH	4.3	4.2	4.2	4.2	4.2	4.3
TCOD (mg/ℓ)	20,480	20,480	20,160	20,480	20,160	20,160
SCOD (mg/ℓ)	18,240	17,920	17,920	17,920	18,240	17,920
NH_4-N (mg/ℓ)	0.08	0.12	0.09	0.08	0.09	0.08
PO_4-P (mg/ℓ)	206	206	204	206	200	204

위의 <Table 6-18>~<Table 6-23>에서 土壤에 堆肥로 施肥하였을 때 가장 문제시되는 것이 SCOD의 增加라고 할 수 있으나 結果的으로 20℃ Shaking 및 40℃ Shaking 條件에서 SCOD(mg/ℓ)는 無添加 試料인 경우 菌製劑 첨가에 比較하여 Shaking 初期에는 약 12% 높게 나타났으나 40時間 Shaking 후에는 모두 約 5%의 減少를 나타내었다.

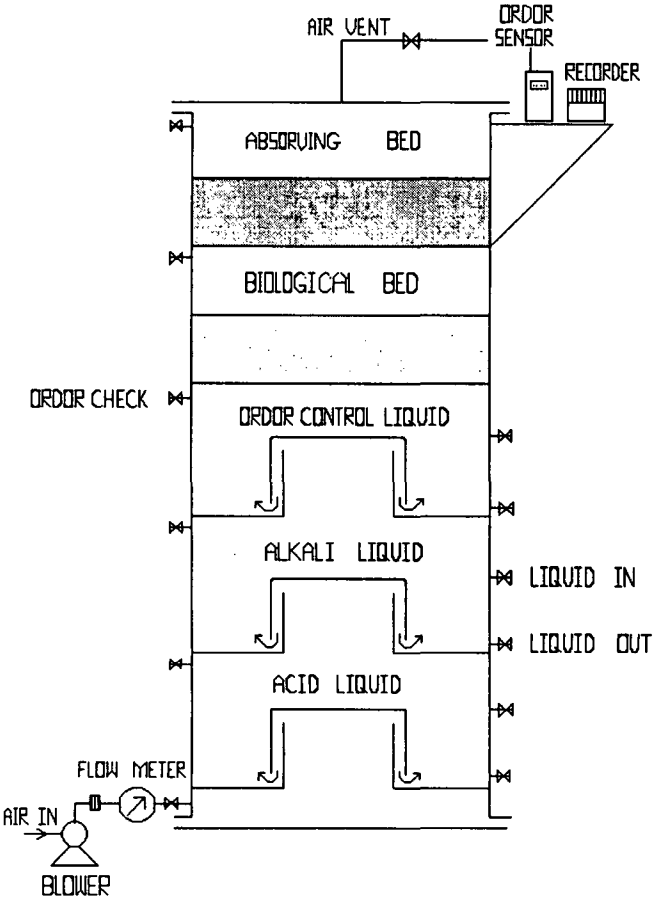
이는 土壤에 施肥하여 시간이 經過하여도 溶出性 有機物이 거의 없음을 알 수 있다. 따라서 土壤의 氣孔을 부여하는 유기질 改良劑로서 적합하다고 판단된다.

2. 臭氣 가스 除去 시스템

本 硏究에서의 最終 目標는 50 Ton/day 處理 規模의 最適 처리 시스템 導出인 만큼 大量 處理時의 퇴비화 過程에서 發生하는 醱酵 分解 가스의 臭氣

는 주위의 環境을 汚染시키기에 충분하다.

따라서 實驗에서는 多段式 吸着 방법으로 1次 Acid solution 吸着, 2次 Alkali solution 吸着, 3次 微生物液 흡착, 4次 微生物 固定床 흡착, 5次 AC(4T-MC) 吸着을 함으로서 最適의 취기제거 조건을 導出하고자 하며 이의 醱酵 惡臭 臭氣度에 대해서는 KIALMOR CO., JAPAN의 KALMOR-Σ 센서 및 KALMOR-Ω Recorder에 의해 比較 定量하면서 연구를 遂行하였고 現在 製作된 脫臭 시스템은 <Fig 6-12>와 같으며 시스템에는 粉塵 필터, Blower, 流量計, 臭氣 計測機로 구성되어 있다.



[Fig 6-12] Shematic diagram of Ordor Digesting System

위의 <Fig 6-12>의 시스템을 利用하여 KALMOR-Σ 센서에 의한 脫臭 實驗은 無添加 퇴비화 및 5% Shinco, 5% TM-1 添加 퇴비화 工程에서 발생되는 臭氣를 흡착시키는 方法으로는 無吸着, 10% Acid 및 10% Alkali solution 吸着, Microbial 및 Active carbon bed 吸着, Active carbon bed吸着의 4가지 方法으로 實驗한 結果 <Table 6-24>에서 <Table 6-33>의 결과를 얻었다.

<Table 6-24> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	454	508	505	502	520	552	595	675	640	625	550
Moisture (%)	90.04			89.12		87.93		87.90		86.77	33.26

Residual : 0.9 Kg Reduction : 87.2 %

<Table 6-25> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ			670	655	705	735	770	770	772	760	640
Moisture (%)	86.91	-	-	85.92	-	83.67	-	82.60	-	81.68	32.1

Residual : 1.05 Kg Reduction : 85.0 %

<Table 6-26> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% TM-1

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	860	900	927	960	990	1030	1030	1040	1035	1020	700
Moisture (%)	86.17			85.21		84.61		82.69		80.32	27.45

Residual : 1.35 Kg Reduction : 80.7 %

<Table 6-27> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	590	630	590	565	560	566	590	610	625	630	460
Moisture (%)	90.36	-	-	89.37	-	87.64	-	85.88	-	83.62	31.33

Residual : 1.35 Kg Reduction : 80.7 %

Absorber : 10% Acid and 10% Alkali solution

<Table 6-28> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% TM-1 microbs

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	90	85	95	115	145	200	162	135	125	120	330
Moisture (%)	85.27	-	-	84.60	-	82.35	-	80.35	-	78.91	25.68

Residual : 1.15 Kg Reduction : 83.6 %

Absorber : Microbial and Active carbon bed

<Table 6-29> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	245	300	350	375	400	425	420	410	400	400	542
Moisture (%)	88.95	-	-	87.55	-	87.05	-	85.98	-	85.34	27.78

Residual : 1.00 Kg Reduction : 85.7 %

Absorber : Microbial and Active carbon bed

<Table 6-30> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco microbs

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	450	480	500	530	520	515	500	485	480	480	570
Moisture (%)	86.25	-	-	85.22	-	84.19	-	82.54	-	80.86	25.60

Residual : 1.30 Kg Reduction : 81.4 %

Absorber : Microbial and Active carbon bed

<Table 6-31> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% TM-1 microbs

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	470	530	620	670	680	690	710	720	730	750	790
Moisture (%)	86.12	-	-	85.36	-	83.95	-	81.65	-	80.41	27.60

Residual : 1.05 Kg Reduction : 85.0 %

Absorber : Active carbon bed

<Table 6-32> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B.

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	550	715	800	850	875	880	870	870	865	850	720
Moisture (%)	86.69	-	-	85.26	-	83.60	-	81.94	-	79.12	27.30

Residual : 0.95 Kg Reduction : 86.4 %

Absorber : Active carbon bed

<Table 6-33> Time cource of KALMOR Σ(odor sensor) through absorber in fermentation process for 7Kg solid sample B with 5% Shinco microbs

Time (hr)	0.5	1.0	1.5	2.0	3.0	4.0	5.0	6.0	7.0	8.0	24.0
KALMOR Σ	570	660	700	790	810	810	790	800	800	790	640
Moisture (%)	86.60	-	-	84.98	-	82.65	-	81.72	-	79.25	26.81

Residual : 1.05 Kg Reduction : 85.0 %

Absorber : Active carbon bed

위의 <Table 6-24>에서 <Table 6-26>는 無吸着時 발생하는 臭氣 强度로서 醱酵 時間 5時間에서 8時間 사이에 臭氣 강도가 가장 높은 것으로 分析되었으며 이는 約 3時間에 걸쳐 유기물 分解가 가장 活潑히 일어남을 알 수 있었

으며 臭氣 强度는 TM-1菌을 첨가한 경우 無添加시의 2倍의 臭氣 强度를 나타내었으므로 活潑한 分解가 있었다고 할 수 있다.

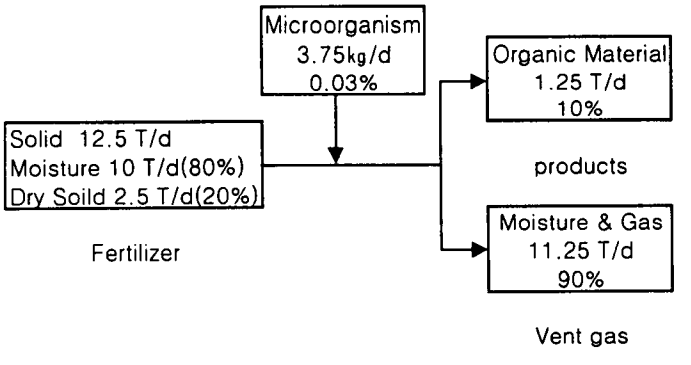
그리고 <Table 6-27>에서는 10% Acid와 10% Alkali 溶液에 吸着時 발생하는 취기 강도로서 無添加 시료의 경우 <Table 6-24>의 無吸着시와 比較하여 差異가 없으므로 취기제거 效果가 미소한 것으로 判斷되었으며 <Table 6-28>에서 <Table 6-30>은 Microbial and Active carbon bed 層을 通過시킨 것으로 <Table 6-28>인 경우 가장 臭氣 强度가 强한 TM-1菌 첨가 試料에 대해 KALMOR-Σ 값은 200이하로서 臭氣 강도 1以下의 완벽한 탈취가 되었다.

또한 <Table 6-29> 및 <Table 6-30>은 425에서 520의 값을 나타내었으나 이는 Microbial bed에서 나오는 Masking 香으로 거부감은 전혀 없었다.

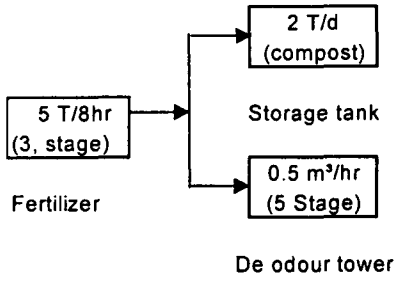
<Table 6-31>에서 <Table 6-33>는 Active carbon bed 層만 通過시켰을 때의 취기 제거값으로 700에서 800의 값을 나타내고 있었으며 臭氣 强度는 Masking 香이 없으면서 거부감을 느꼈다. 따라서 本 臭氣除去 실험에서는 Microbial and Active carbon bed 層을 通過시킬 경우 大量 處理時에도 臭氣 强度 2以下를 유지할 수 있어 成功的이라고 판단된다.

3. 堆肥化 Material Balance

가. 物質 Balance



나. 容量 Balance


2 T/d
(compost)
5 T/8hr
(3, stage)
Storage tank
0.5 m³/hr
(5 Stage)
Fertilizer
De odour tower

第 7 章 高速 醱酵 堆肥의 安定性 및 肥效 實驗

第1節 序 說

인구증가와 급속한 産業化, 都市化가 가속화되었고, 이에 따라 모든 분야의 大量生産과 大量消費가 급증하여 각종 廢棄物의 배출량은 급격히 증가하고 있는 추세이다. 농·축·수산폐기물 및 有機性 廢棄物의 발생도 급증하여, 시급히 해결해야 할 심각한 課題이다. 이와 같은 廢棄物은 有害成分의 함유등 우려될 만한 問題點을 안고 있지만, 再活用해야 할 유용한 자원이다. 이러한 자원을 再活用하는 方法 중에서 바람직한 것이 堆肥化 方法이다. 그러나 堆肥 自體나 堆肥化에 대한 인식이 너무 안이하고 잘못된 면이 있기 때문에 많은 副作用을 초래하고 있다. 흔한 예로서 有害成分이 함유된 원료를 무분별하게 사용하여 土壤이나 地下水의 汚染과 심지어는 作物의 피해를 입는 경우도 많이 발생하고 있다. 또한 堆肥化의 시간을 단축하고, 시설의 미비나 부적합한 원료배합, 수분, C/N비, 통기조절의 미비로 적절한 腐熟過程을 거치지 않은 未腐熟 堆肥의 시용으로 環境汚染과 가스에 의한 발아장애, 작물피해의 사례가 漸增되고 있는 실정이다. 또한 堆肥는 농업적인 側面뿐만 아니라, 廢棄物을 매립이나 복토재로 사용하더라도 堆肥化 과정을 거쳐 흙과 같은 안정한 상태로 腐熟시킨 후 사용해야 유해가스 발생이나 浸出水의 流出 또는 埋立地의 地盤沈下 등의 문제점을 예방할 수 있다. 이러한 문제점을 예방하기 위해서는 원료의 관리부터 최종 퇴비생산 과정에 이르기까지 철저한 품질관리가 요구된다. 본 실험은 이러한 제반 문제점을 방지하고 예방하기 위하여 농·축·수산물 유통집하장에서 매일 발생되는 유기성 쓰레기의 처리 문제를 근본적으로 해결하고, 그 처리 方案의 일환으로 高速 醱酵에 의해 생산된 堆肥를 農業資材로 활용할 수 있는지 檢討하기 위하여 高速 醱酵

堆肥化된 試料의 安定性 및 肥效試驗을 실시하였다.

第2節 高速 醱酵 堆肥의 安定性 檢討

1. 序 論

堆肥化의 근본적인 목적은 有機性 廢棄物을 生物學的 分解過程을 거쳐 安定化시키고, 동시에 C/N비를 맞추고, 有害成分 함량을 규정치 이내로 유지하여 土壤이나 環境에 악영향을 미치지 않도록 처리하는 것이다. 廢棄物을 資源化하여 再活用시키고자 하는 문제는 전세계적인 관심의 대상이 되고 있으며 再活用이 가능한 有機性廢棄物을 적절한 方法으로 관리하고 처리하여 토양에 還元시켜 農業的으로 利用하고자 하는 문제가 대두되고 있다. 農業分野에서 活用될 수 있는 有機性廢棄物은 일반폐기물로서 有機質肥料나 土壤改良劑로 이용되고 있지만 아직 그 이용도가 높지 못한 편이다. 그러나 이용가능성이 높은 폐기물이 많이 발생할 추세이기 때문에 심도있는 연구가 요망된다. 農業的인 이용이 가능하기 위해서는 우선 土壤의 汚染源인 重金屬, 유해유기 화합물 및 難分解性 挾雜物과 有害, 病原性 微生物이 없어야 하며, 풍부한 부식과 영양원으로 土壤의 物理化學性을 개량하고, 作物의 생산성과 품질을 향상시킬 수 있어야 한다.

본 연구에서는 농·축·수산물 유통집하장의 유기성폐기물 중에 채소류, 청과류, 어패류, 음식 폐기물 등을 수집하여 高速 醱酵를 통해 堆肥化한 試料의 物理化學的 조사와 腐熟度 판정을 위한 원형크로마토그래피 및 腐熟度와 발아시험에 의한 식물독성실험을 통하여 堆肥의 안정성을 검토하였다.

2. 材料 및 實驗方法

가. 高速 醱酵 堆肥 原料의 特性

1) 農·畜·水産廢棄物의 嫌氣的醱酵 슬러지퇴비 製造

농·축·수산 유통 집하장에서 발생하는 채소류, 청과류, 어패류 및 음식물찌꺼기 등 有機性 廢棄物에 대하여 월별 발생 構成比와 特性을 분석하여 C/N Ratio가 嫌氣的 醱酵에 適合하도록 原料를 Table 7-1과 같이 配合하였다.

<Table 7-1> Mixing rates of raw materials for composting

Raw materials	Mixing rates (%)
Vegetables	75.2
Fruits	20.5
Fishes	5.4
Food Wastes	0.2

※ Vegetable : (White Cabbage 85%, Radish 15%)

Fruits : (Apple 50%, Tangerine 50%)

배합된 농·축·수산 폐기물을 고·액 분리기로 분리된 固形物 試料에 대하여 無添加(試料#1) 및 微生物製劑 Shinco(試料#2), TM-101(試料#3)을 5%씩 添加하여 嫌氣的 상태에서 발효시켰다. 퇴비화 조건은 고·액 분리기에서 분리된 고형분 試料를 무첨가 및 미생물 제제 Shinco, TM-101을 첨가하여 발효기 내부온도 44℃, 하부가열온도 104℃, 공기공급온도 40℃, 공기유량 2.5 lpm, 교반속도 16 rpm의 조건에서 堆肥化를 하였다.

2) 음식물쓰레기와 돈분의 메탄醱酵 슬러지퇴비 製造

메탄발효 대상 폐기물인 음식물쓰레기와 돈분을 중량기준으로 30:70의 비율로 혼합하여 슬러리 상태로 만든 후 혐기상태에서 메탄발효시킨 슬러지堆肥(試料#4)를 제조하였다.

3) 供試堆肥의 試料 命名

위에서 제조된 堆肥에 대하여 각 試料의 명칭을 Table 7-2와 같이 부여하였다.

<Table 7-2> Codings of experimental samples

Codes	Composts
S-1	무첨가 퇴비
S-2	Shinco 5% 첨가 퇴비
S-3	TM-101 5% 첨가 퇴비
S-4	메탄발효슬러지 퇴비

나. 堆肥의 物理化學性 調査

1) 實驗方法

試驗에 이용된 원료 및 堆肥의 物理化學性 조사는 T-N은 Kjeldahl법, T-P는 $HClO_4$ 법, T-C와 有機物은 dry-ash법, NH_4^+-N 와 NO_3-N는 Devarda 합금법, pH 와 EC는 1:5법으로 측정하였다.

가) pH 및 EC

堆肥의 pH측정은 試料와 蒸溜水를 1:5로 혼합하는 pH 1:5법을 사용하였다. 試料 10g을 삼각플라스크에 취한 다음 蒸溜水를 50㎖ 넣고 30분간 진탕

시킨 후 pH-meter와 EC-meter를 이용하여 測定하였다.

나) Total nitrogen(T-N)

전질소 측정은 Kjeldahl법으로 실시하였으며 시약은 다음과 같이 調製하였다. 황산은 H_2SO_4(비중 1.84)를 사용하였고 NaOH 450g을 증류수 1ℓ에 녹여 45% NaOH를 調製하고, K_2SO_4 : $CuSO_4$ (9 : 1)의 황산염혼합분말을 제조한다. 2% 붕산용액은 H_3BO_3 20g을 混合指示藥 5㎖가 들어 있는 증류수 1ℓ에 녹여 dil-NaOH로 pH 4.5가 되도록 조절하며, 混合指示藥은 bromocresol green 0.5g과 methly red 0.1g을 95%의 ethanol 100㎖에 용해하여 dil-NaOH 와 dil-HCl을 사용하여 pH 4.5가 되도록 조제하였으며 황산 표준 용액은 0.01N-H_2SO_4를 사용하였다. 이상의 시약을 준비하여 Kjeldahl flask에 취하여 황산염혼합분말 5g을 가하고 Conc.H_2SO_4 25㎖로 기벽에 붙어 있는 試料가 씻겨지도록 가한 다음 잘 混合한다. 분해용 電氣爐에 올려 처음 10 ~ 20분은 낮은 온도로 가열하고 탄화가 완료된 후 고열로 가열한다. 試料가 無色이 된 후 30분 정도 분해를 계속한 뒤 電氣爐에서 내려 냉각 후 증류수를 50㎖ 가하여 100㎖로 정용하여 그 중 10㎖를 취하여 Kjeldahl증류법으로 전질소량을 측정하였다.

다) CEC

양이온치환용량은 1N-NH_4OAc법으로 측정하였으며 그에 필요한 시약은 다음과 같이 제조한다.

- 1N-NH_4OAc(pH 7.0) : 비중 0.9인 NH_4OH 68㎖와 99.5%의 CH_3COOH 57㎖를 混合하여
  H_2O로 1ℓ가 되게 하여 CH_3COOH 및 NH_4OH로 pH 7.0로 조절한다.
- 80% Ethyl alcohol : NH_4OH를 이용하여 pH 7.0로 조절한다.

- o 4% Boric acid : 40g의 boric acid를 증류수에 녹여 1ℓ가 되도록 한다.
- o 0.1% bromo cresol green : 1g을 1ℓ에 녹인다.
- o 혼합지시약 : 1.250g의 methyl red와 0.825g의 methylene blue를 95% ethyl alcohol에 녹여 1ℓ가 되도록 한다.

이상의 시약을 준비한 후 試料를 충진할 Column의 하부에 脫脂綿을 조금 넣어 약 1cm 두께로 평평한 濾過綿을 만든 후 토양충진 중에 기포가 생기지 않도록 미리 1N-NH_4OAc 浸出液을 적당량 부어 넣고 칭취한 堆肥試料 5g을 조금씩 가한다. Column의 cork를 열어 침출액을 적하시키며 浸出液을 옮긴 후 Column내의 토양을 pH 7.0의 80% Ethyl alcohol 100㎖를 부어넣고 침출시간을 4시간이 되도록 세척하였다. ethyl alcohol 세척이 끝난 후 토양을 여지와 함께 500㎖ Kjeldahl flask에 옮기고 MgO 분말 5g을 넣고 증류수 300㎖를 가한 다음 직접 蒸溜한다. 4%-boric acid 50㎖로 포집하며 증류액이 200㎖정도 되었을 때 蒸溜를 끝낸다. 포집된 蒸溜液에 混合指示藥 10방울, bromo cresol green 2방울을 가한 후 0.1N-H_2SO_4 표준용액으로 적정하여 녹색에서 자색이 나타나는 점을 반응 終末点으로 한다.

라) Total carbon(T-C) 및 有機物

공시품을 電氣爐에서 미적열(600~700℃)로 가열하여 냉각 칭량하면 減量(有機物과 水分 및 화합수의 총량)이 생긴다. 그 감량에서 수분과 화합수의 양을 제한 후의 양을 유기물로 한다. 공시품 일정량을 미리 恒量이 구해진 도가니에 담아서 약 4시간 동안 (550~600℃)가열한 후 데시케이터에서 방냉 후 칭량한다. 공시품보다 감소된 양에서 水分의 양을 제한 양을 有機物로 한다.

마) 암모니아태 窒素와 窒酸態 窒素

암모니아태 질소는 증류법으로 測定하였으며 그에 필요한 시약은 다음과 같이 調製하였다.

- o 2M-KCl : 149.1g의 KCl을 증류수에 녹여 1ℓ가 되도록 한다.
- o 산화마그네슘(MgO) : MgO를 600~700℃에서 2시간 가열하여 desiccator에서 식힌후 마개를 잘 막아 보관한다
- o 황산표준용액 : 특급 황산으로 N/10 용액을 조제하고 N/10 수산화나트륨액으로 이의 농도를 결정한다.

堆肥의 NO_3-N 함량은 증류법을 사용하여 測定하였으며, 시약은 다음과 같이 준비하였다.

- o 2M-KCl: 149.1g의 KCl을 증류수에 녹여 1ℓ가 되도록 한다.
- o 산화마그네슘(MgO) : MgO를 600~700℃에서 2시간 가열하여 Desiccator 에서 식힌후 마개를 잘 막아 보관한다.
- o 2% Boric acid: H_3BO_3 20g을 混合指示藥 5mℓ가 들어 있는 증류수 1ℓ에 녹여 dil H_2SO_4와 dil NaOH로 pH 4.5가 되도록 하며, 混合指示藥은 bromocresol green 0.5g과 methyl red 0.1g을 95%의 ethanol 100mℓ에 용해하여 dil NaOH와 dil HCl을 사용하여 pH 4.5가 되도록 조제한다.
- o Sulfamic acid: 2g의 sulfamic acid(NH_2SO_3H)를 증류수 100mℓ에 녹여 냉장고에 보관한다.

질산태 窒素는 Devarda 합금법으로 측정하였다. 이 원리는 Devarda 합금(Cu 50%, Al 45%, Zn 50%)을 사용하여 강알칼리성에서 발생하는 다량의 발생기의 수소로 질산태 질소를 암모이아태로 還元하여 암모니아를 蒸溜하여 標

準黃酸液으로 적정하였다.

다. 원형여지크로마토그래피에 의한 腐熟度 測定

1㎜체를 통과한 試料 粉末 0.1g에 0.1N NaOH 10ml의 溶液을 가하여 間歇的으로 진탕하면서 실온에서 16시간 정치 추출한 다음, 遠心分離하여 얻은 상징액 3ml를 개조식 Conway unit 안에 넣어 용액을 20~30분 정도 展開하여 크로마토그램을 얻었다.

라. 植物毒性實驗에 의한 腐熟度 測定

風乾試料 10g에 蒸溜水 50ml를 가하고 환각냉각장치를 이용하여 70℃에서 2시간 환류 抽出한 후 여지로 濾過하였다. 여액을 증류수로 5배 稀釋하여 9cm petri dish에 여지를 깐 후 여액 7ml를 넣고 상추 種子를 각각 20개씩 넣고 5일 후의 發芽率과 뿌리의 길이를 측정하였다. 이때 growth chamber의 相對濕度는 70%이었으며 온도는 28℃였다. 파종 후 5일 후의 發芽率과 뿌리 길이를 이용하여 G.I(Germination index) 값을 구하였다.

3. 結果 및 考察

高速 醱酵를 통해 堆肥化된 試料의 물리화학적 조사와 腐熟度 판정을 위한 원형여지크로마토그래피 및 식물에 대한 安定性 조사를 위해 植物毒性實驗을 實施한 結果이다.

가. 安定性 評價

1) 堆肥의 物理化學性 調査

一般 副産物 肥料의 水分은 보통 30~40% 정도이지만 본 제품은 가온에 의

한 高速 醱酵 處理된 제품이기 때문에 수분이 4.0~6.9%로 극단적으로 건조된 상태였다. 그러므로 이것을 직접 농지에 처리하기에는 너무 건조되어 분진발생 등 취급상의 문제점이 제기될 소지가 있다. 질소함량은 2% 이상이며 試料 3이 2.5%로 가장 많은 양의 질소를 함유하고 있다. T-C는 試料 4가 다른 試料에 비해 48.3%로 많았으며 다른 試料들은 42.9%이상의 T-C를 함유한 것으로 나타났다. C/N율에서 보면 최종 腐熟된 堆肥의 C/N율을 10:1로 보는데 이 試料는 20:1로서 아직 未腐熟된 것으로 판단된다. 腐熟된 堆肥의 pH는 보통 5.5~8.5이며, 전형적인 完熟堆肥는 pH 6~8이 이상적이다. 그러나 본 실험에서 생산된 試料 1, 2, 3은 pH가 너무 낮아 아직 未腐熟된 상태였으며, 試料 4만이 비교적 安定된 것으로 나타났다. 總燐酸의 함량은 試料 3과 4가 많은 양을 함유한 것으로 나타났다. 試料 4는 돈분과 음식물찌꺼기를 다량 함유했기 때문에 많은 양이 검출된 것으로 보인다.

作物의 生育에 필요한 유효영양성분인 K, NH_4, Ca, Mg 등의 保有量은 양이온치환용량이 크면 클수록 많아지므로 많이 함유할수록 土壤을 비옥하게 할 수 있다. 위에서 살펴보면 試料 1이 가장 많은 양이온치환용량을 함유하고 있으며, 試料 4가 다른 試料에 비해 가장 적게 함유하고 있는 것을 볼 수 있다.

高速 醱酵 堆肥化 試料의 物理化學性 조사결과를 副産物肥料 堆肥의 공정

<Table 7-3> Physico-chemical properties of the compost

Treatments	수분	T-N	T-C	O.M	C/N	T-P	NH_4^+-N	NO_3^--N
	(%)				ratio	(mg/kg)		
S-1	5.8	2.2	43.5	75.0	19.4	8025	360	14.5
S-2	6.9	2.4	42.9	74.0	17.9	9950	332	10.7
S-3	5.8	2.5	43.3	74.7	17.0	10310	150	14.7
S 4	4.0	2.1	48.3	83.3	22.6	14410	178	15.7

<Table 7-3> Physico-chemical properties of the compost (Continued)

Treatments	pH	EC (dS/m)	CEC ($cmol_c$/kg)	염분 (%)	cation ($cmol_c$/kg)			
					Ca^{++}	Mg^{++}	Na^{+}	K^{+}
S-1	4.1	57.8	56.0	0.39	32.5	8.2	6.7	38.8
S-2	3.9	62.7	50.8	0.24	25.0	7.1	4.2	34.6
S-3	3.8	70.1	49.4	0.40	36.1	22.5	6.8	42.5
S-4	6.7	58.5	42.8	1.81	71.3	96.0	30.9	23.9

S - 1 : 무첨가 퇴비, S - 2 : Shinco 첨가퇴비

S - 3 : TM-101 첨가퇴비, S - 4 : 메탄발효슬러지 퇴비

규격 <Table 7-5>와 비교하여 보면 有機物 함량이 試料 1은 75.0%, 試料 2는 74%, 試料 3은 74.7%, 試料 4는 83.3%로 공정규격상에 제시된 주성분 최소량인 25% 이상보다 훨씬 많으며 유기물대 질소의 비가 50 이하였다. 퇴비의 염분함량은 S-1, 2, 3이 1% 미만으로 공정규격에 적합하였지만, S-4는 1.8%로 공정규격의 규제치 이상으로 과다하였다. 이는 수분을 고려하지 않은 건물중으로 실험한 결과이고, 음식물찌꺼기가 다량 함유되었기 때문이라 판단된다. <Table 7-4>에서 堆肥의 重金屬 含量은 有害成分 규제치에 미치지 못하는 안전한 수준이었다. 그러므로 客觀的으로 판단할 때 高速醱酵 堆肥化 試料는 부산물비료 堆肥의 공정규격에 적합하였다. 그러나 水分含量이 보통제품에 비하여 과 건조되었기 때문에 수분함량을 조정하면, 규격치는 변동될 것이다.

2) 원형여지크로마토그래피

이 원리는 移動性이 좋은 monomer component들은 쉽게 전개되어 이동되는 반면, 分解가 되지 않는 polymer component들은 이동되지 않고 그대로 남아 있으면서 White-pink색을 띠는 것을 이용한 것이다.

<Table 7-4> The contents of heavy metals in the compost

구 분	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb
	mg/kg					
S-1	ND*	ND	12.2	18.2	ND	5.7
S-2	ND	ND	7.5	2.1	ND	ND
S-3	ND	ND	46.0	7.3	ND	ND
S-4	ND	ND	10.9	213.5	ND	66.5
Standard	50	5	300	500	2	150

* : Non Detection

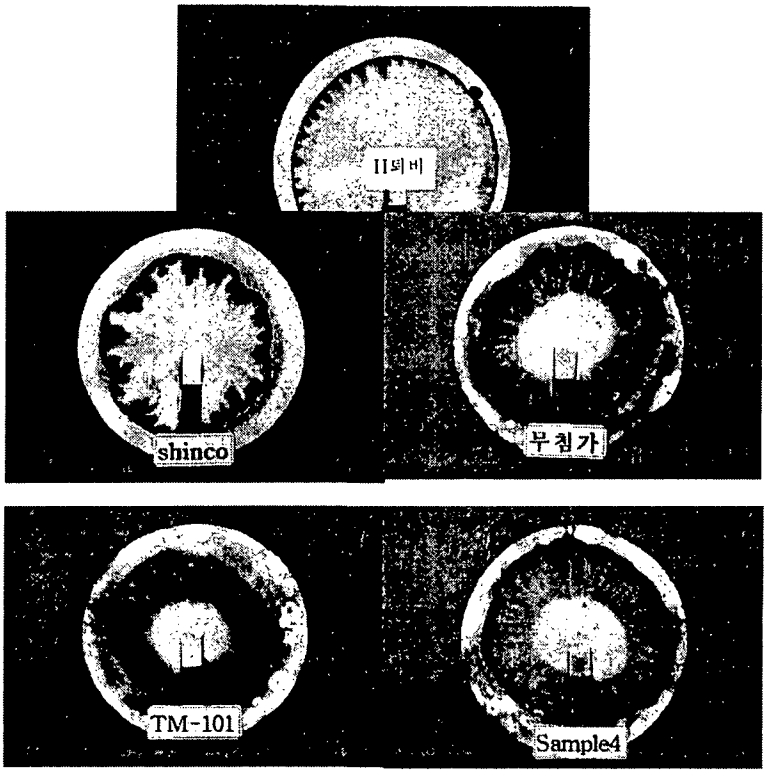
<Table 7-5> The korean standards of by-product fertilizer, compost

구분	주성분 최소량(%)	유해성분 최대량	기타규격	비고
퇴비	유기물 25	비소 50mg/kg 카드뮴 5mg/kg 수은 2mg/kg 납 150mg/kg 크롬 300mg/kg 구리 500mg/kg	* 유기물 대 질소의 비가 50 이하인 것 * 염분은 1%이하인 것	음식물 쓰레기를 퇴비의 원료로 사용하는 경우에는 원료의 30%를 초과할 수 없으며 음식물 쓰레기의 투입비율을 포장대(용기)에 표기하여야한다

기준 : 농림수산부고시 제1996-39호.

농업과학기술원 '비료의 품질검사방법 및 시료 채취기준'

원형여지크로마토그래피에 의한 감식방법은 다음과 같다. 未腐熟堆肥는 백색-분홍색을 띄고, 외곽은 원형을 이루며, 원주는 갈색을 띤다. 반면 부숙퇴비의 중위부는 붉은색-제비꽃색을 띄고, 외곽은 불규칙한 형태를 보이고, 원주는 뾰족한 형태의 테두리를 갖으면서 선이 명확하게 나타난다.



대조구 : H퇴비, Sample 1 : 무첨가 퇴비, Sample 2 : Shinco첨가 퇴비

Sample 3 : TM-101첨가 퇴비, Sample 4 : 메탄발효슬러지 퇴비

〔Fig 7-1〕 Evaluation of compost maturity by circular paper chromatography

그림 [Fig 7-1]을 살펴보면, 대조구의 그림은 불규칙한 톱니모양의 테두리가 나타났으나, 試料 1, 2, 3의 원형여지크로마토그래피에서는 외곽이 원형을 이루며 규칙적인 테두리를 나타냈다. 그러므로 이 堆肥試料는 아직 未腐熟된 것으로 판단된다. 그러나 試料 4는 외곽이 불규칙한 形態를 보이기 때문에 다른 試料와 비교하여 좀 더 腐熟이 이루어진 것으로 판단된다.

3) 植物毒性實驗

堆肥의 안정성을 최종단계에서 종합적으로 평가할 수 있는 유용한 方法으로 堆肥抽出物에 식물의 種子를 播種해 發芽率과 뿌리의 생육상태와 길이를 통해 식물독성 여부를 판단하는 것으로 여기서는 상추와 무의 種子를 이용하여 이 實驗을 수행하였다.

가) 實驗結果

<Table 7-6> Germination, root growth, and germination index by germinating test of lettuce and radish seeds

시 료	발아율(%)		뿌리생장(cm)		G.I	
	Lettuce	Radish	Lettuce	Radish	Lettuce	Radish
S-1	0	55	0	0	0	0
S-2	0	61	0	0	0	0
S-3	0	0	0	0	0	0
S-4	64	80	0.91	1.11	47.6	32.2
Blank	71.5	100	1.71	2.76	-	-

植物毒性試驗은 堆肥의 腐熟度와 식물에 대한 安定性을 최종적으로 동시에 평가할 수 있는 적절한 堆肥 腐熟度 평가법이다. 식물독성은 重金屬, 다른 무기원소, 수용성염류 그리고 유해성 유기화합물이나 未腐熟된 堆肥의 휘발성물질인 가스로부터 기인된다.

抵抗性이 약한 상추발아시험에서 試料 1, 2, 3은 發芽가 전혀 되지 않았다. 그러나 저항성이 강한 무에서 試料 1, 2는 각각 61%, 55%의 發芽率을 보였으나 뿌리의 성장은 보이지 않았으며, 試料 3에서는 發芽가 전혀 되지 않았다. 一般的으로 G.I값이 50이상이면 堆肥로 사용이 가능하며, 80 이상일 때에는 完熟堆肥로 認定된다. 그러므로, 實驗結果 試料 1, 2, 3, 4는 거의

腐熟되지 않은 것으로 評價된다. 다만 試料 4는 부분적으로 腐熟되었으나, G.I값이 50이나 80에 미치지 못하여 堆肥로 使用하기는 어려운 段階이다.

4. 結 論

농·축·수산물 유통집하장의 유기성 폐기물의 처리와 再活用을 위하여 高速 醱酵를 통해 堆肥化한 試料의 물리화학적 조사와 腐熟度 판정을 위한 원형크로마토그래피 및 腐熟度와 식물에 대한 安定性 조사를 위해 식물독성실험을 실시하였다.

堆肥의 物理化學性을 조사하여 부산물비료 堆肥의 공정규격과 비교하였을 경우 有機物含量이 試料 1은 75%, 試料 2는 74%, 試料 3는 74.7%, 試料 4는 83.3%로 공정규격상의 주성분 최소량인 25% 이상보다 훨씬 많으며 유기물대 질소의 비가 50이하이며, 堆肥의 중금속 함량도 有害成分 최대량에 미치지 못하는 것을 알 수 있다. 그러나 염분함량에서 S-1, 2, 3은 1% 미만으로 공정규격에 적합하나, S-4는 1.8%로 공정규격의 규제치 이상이었다. 객관적으로 高速醱酵 堆肥化 試料는 S-4의 염분함량과다를 제외하고 副産物肥料 堆肥의 공정규격을 통과하였다고 할 수 있다. 그러나 시료 1, 2, 3의 pH가 너무 낮고, 시료 4도 완숙상태로 보기는 어려운 값이다. 또한 堆肥의 安定性 평가로 원형여지크로마토그래피를 실험한 결과 試料 1, 2, 3은 아직 未腐熟된 것으로 판단되며, 試料 4는 다른 試料와 비교하여 좀 더 腐熟이 진행된 것으로 나타났다. 또한 堆肥의 腐熟度와 식물에 대한 安定性을 동시에 평가할 수 있는 식물독성실험에서 염에 대한 저항성이 약한 상추발아시험에서 試料 1, 2, 3은 전혀 發芽가 되지 않았으며, 抵抗性이 강한 무에서도 試料 1, 2에서 각각 61%, 55%의 발아율을 보였으나 뿌리의 成長은 보이지 않았고 試料 3에서는 발아가 전혀 되지 않았다. 위의 결과를 통해 보면 농·축·수산물 유통집하장의 유기성 폐기물은 특별히 作物에 유해한 성분은 함유되지 않았으나,

高速醱酵를 통해 腐熟이 완전히 이루어지지 않아 농업용 자재로 직접 농토에 이용하기는 어려운 상태였다. 그러나 과수원이나 조경용 또는 山林等에 시비할 경우는 遲效性으로 植生에 관계없이 서서히 분해되면서 해당작물이나 토양에 양분과 腐植質을 완만하게 供給할 수 있다. 그러므로 作物에 대하여 選別的으로 施肥하거나, 完熟堆肥製造를 위한 배합원료로 使用하는 方法도 摸索될 수 있다.

5. 參考文獻

1) Epstein, E. 1997. The science of composting. Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster, PA, USA, 1-18

2) Cramer, G. R. 1997. Strategies for improving salt tolerance in higher plants. pp. 55～86

3) Gasser, J. K. R. 1984. Composting of agricultural and dther waste. Elsevier applied science. pp. 13～86

4) Harada, Y. A. Inoko, et al. 1981. Maturing process of city refuse compost during piling. Soil Sci. Plant Nutr., 27 : 357～364

5) Horst. M. 1988. Mineral Nutrition of Higher Plants. pp. 657～668

6) Jackson, M. L. 1958. Soil Chemistry Analysis Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, N. J.

7) 김필주, 장기운, 민경훈. 1995. 음식물찌꺼기 高速醱酵기에 의해 처리된 堆肥의 안정성 검토, 유기성폐자원학회지 *Vol. 3, No. 1, 35～42*

8) 장기운, 이인복, 임재신. 1995. 음식물찌꺼기를 이용한 堆肥의 부숙과정중 理化學性 특성의 변화, 유기성폐자원학회지 *Vol. 3, No 1, 3～1*

9) 농촌진흥청, 토양화학분석법, 1989

10) 농촌진흥청, 1995. 농사시험연구조사기준

第3節 高速 醱酵 堆肥의 肥效 檢討

1. 序 論

우리나라의 대부분 土壤은 有機物이 절대적으로 부족한 실정이어서 대량으로 배출되는 有機性廢棄物을 堆肥로 전환하여 土壤에 還元하는 것은 환경문제와 농업문제를 동시에 해결할 수 있는 가장 적절한 方法이라고 생각한다. 有機性廢資源의 圓滑한 再活用을 위해서는 제품의 안정성뿐만 아니라, 최종산물인 堆肥의 肥效를 평가하여 作物의 종류에 따라 施肥量을 설정해야 한다. 이러한 검증을 위하여 이들 有機性廢棄物이 농업적으로 사용이 가능한지의 여부가 일차적으로 決定되어야 하며, 제조된 堆肥의 시용에 따른 土壤의 理化學性 改良效果와 作物의 栽培試驗을 통하여 堆肥로서의 效用性을 檢討해야 된다.

본 실험에서는 알타리무와 적치마 상추를 대상으로 作物의 施肥量과 토양의 理化學性 改良效果를 알아보기 위하여 作物의 栽培試驗을 수행하였다.

2. 材料 및 方法

가. 供試材料

1) 高速 醱酵 堆肥

농·축·수산폐기물 중에 가장 많이 발생되는 채소류, 청과류, 어패류, 음식물찌꺼기를 수집하여 고·액 분리기에서 분리된 固形物 試料를 무첨가, 미생물제제 Shinco와 TM-101을 각각 5%씩 첨가하여 嫌氣條件으로 醱酵시킨 高

速 醱酵 堆肥化 試料와 메탄발효 대상 폐기물인 음식물쓰레기와 돈분을 혼합하여 메탄발효시킨 堆肥를 대상으로 肥效試驗을 實施하였다.

2) 供試土壤

作物 栽培를 위한 土壤은 大田廣域市 儒城區 御銀洞에 位置한 忠南大學校 農科大學 附屬農場 施設栽培地 土壤을 利用하였다.

나. 實驗方法

1) 土壤 pot 製作

忠南大學校 農科大學 附屬農場 施設栽培地 土壤을 채취하여 건조시킨 후 土壤試料를 2mm체에 통과시켜 1/5000a의 pot에 채워 作物栽培 시험에 사용하였다.

2) 堆肥 및 化學肥料 施肥

각 試料堆肥를 10a당 0, 1.5, 3, 6ton과 慣行區등 5개 處理區로 1/5000a의 pot에 시비하였고, 適用作物을 상추와 무를 선정하여 慣行區의 化學肥料는 Table 7-7에서 보는 바와 같이 施肥量 推薦量을 고려하여 施肥하였으며 시비방법은 25cm의 作土層과 골고루 혼합하여 施肥하였다. 堆肥의 처리는 무의 경우 試料 1, 2, 3, 4를 적용하였고, 상추의 경우 음식물폐기물이 다량 함유되어 염의 농도가 높을 것으로 판단되는 S-4만 시비하였다. 堆肥 및 化學肥料를 施肥한 후 1주일간 물을 공급하여 자연 방치하였다.

<Table 7-7> The application rates of chemical fertilizer(Kg/10a)

구분	N	P	K
Radish	15	10	12
Lettuce	20	12	15

* N : Urea, P : 용성인비, K : 염화가리

3) 作物栽培

가) 무 栽培

무 栽培 포장은 대조구, 慣行區, 각 堆肥 試料 1, 2, 3, 4를 1.5t/10a, 3t/10a, 6t/10a으로 시용한 5개 處理區로서 1/5000a의 pot에서 栽培하였다.. 대조구에는 化學肥料 및 堆肥를 전혀 사용하지 않았다. 慣行區의 질소는 15kg/10a, 인산은 10kg/10a, 가리는 12kg/10a를 試用하였다. 무 種子는 H종묘회사의 알타리무를 사용하였고, 5개 處理區를 3반복으로 실시하였다.

나) 상추 栽培

상추재배 포장은 대조구, 慣行區, 堆肥 1.5t/10a, 3t/10a, 6t/10a을 시용한 5개 處理區로서 1개 處理區의 面積은 1/5000a의 pot을 사용하였다. 대조구에는 化學肥料 및 堆肥를 전혀 사용하지 않았다. 慣行區에 질소는 20kg/10a, 인산은 12kg/10a, 칼리는 15kg/10a를 시용하였다. 상추 種子는 H회사의 적치마상추를 사용하였고, 5개 處理區를 3반복으로 실시하였다. 상추재배는 염농도에 저항성이 약한 作物이므로 음식물폐기물이 다량 함유되어 염의 농도가 높을 것으로 판단되는 試料 4를 이용하여 실험하였다.

4) 土壤試料 採取方法

土壤試料採取는 pot에서 0~25cm의 토양층 세 부위에서 土壤을 채취한 후 혼합하여 分析 試料로 사용하였다.

5) 土壤의 物理化學性 調査

試驗에 이용된 土壤의 物理化學性 調査는 T-N은 Kjeldahl법, NH_4^+-N 와 NO_3^--N는 데바루다 합금법, pH와 EC는 1:5법, 치환성 양이온은 1N-NH_4OAc법 등으로 앞서 2節 나, 1)에서 언급한 堆肥의 物理化學性 調査와 동일한 方法으로 실시하였으며, Av. P_2O_5는 Bray NO.1법, T-C와 유기물은 Tyurin법, 토성은 비중계법 등으로 측정하였다. 그외 설명되지 않은 시험항목이나, 분석방법이

다른 항목은 아래와 같다.

가) Total carbon(T-C) 및 유기물

유기물은 Tyurin법으로 측정하였으며 그에 필요한 試藥은 다음과 같이 제조하였다. 0.4N 중크롬산칼리황산 混合溶液은 $K_2Cr_2O_7$ 40g을 증류수에 녹여 1ℓ가 되도록 하고 여기에 發熱하지 않도록 서서히 1급 H_2SO_4(비중 1.84이상) 1ℓ를 가하여 제조하였으며, 0.2N 황산 제1철 암모늄 溶液은 AR급 $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 78.44g을 20㎖의 Conc.H_2SO_4을 녹인 300㎖의 물에 녹인 다음 증류수를 가해 1ℓ로 정용하였다. 指示藥은 Diphenylamine을 사용하였으며 물 20㎖에 Conc.H_2SO_4 100㎖을 가하여 Diphenylam -ine 0.5g을 녹여 제조하였다.

이상의 試藥을 준비하여, 風乾 土壤 試料를 200 mesh에 통과시켜 0.2g을 삼각 플라스크에 취하고 여기에 중크롬산 칼리황산 混合溶液 10㎖를 가하였다. 소형 여두를 덮고 200℃정도의 Sand bath에서 가열하여 flask바닥에서 기포가 발생하기 시작하면, 정확히 5분간 끓인 다음 냉각시켜 증류수 150㎖와 5㎖ H_3PO_4, 指示藥을 스포이드로 5~6방울 가한 후 0.2N 황산 제1철 암모늄 溶液으로 적정하였다. 적정 종말점은 溶液의 주황색이 남청색을 거쳐 담녹색이 될 때로 하였다.

나) 有效燐酸含量

有效燐酸의 測定은 Bray NO.1법에 의해 실시하였으며 분석에 필요한 試藥은 다음과 같이 제조하였다.

- o NH_4F-1N : 37g의 NH_4F를 증류수에 녹여 1ℓ가 되도록 한다.
- o HCl-0.5N : 20.2㎖의 HCl(비중1.19)을 증류수로 500㎖가 되도록 희석한다
- o H_3BO_3-2.4% : 2.4g의 H_3BO_3를 100㎖ 증류수에 용해시킨다.
- o Bray NO.1 침출액 : 15㎖의 NH_4F-1N용액과 15㎖의 HCl-0.5N용액을 混合하고 증류수를 가하여 500㎖가 되도록 稀釋한다
- o Ammonium paramolybdate : 250㎖증류수에 Ammonium paramolybdate를 녹이

고 100㎖의 증류수에 0.2908g의 potassium antimony tartarate를 녹인다. 5N 黃酸溶液 1,000㎖에 위의 두 溶液을 넣고 증류수를 가해 2,000㎖가 되도록 눈금을 맞추고 잘 混合한다. 이 混合液을 Pyrex병에 넣어 냉암소에 보관한다(A시약).

o Ascorbic acid : 200㎖의 시약 A에 1.056g의 ascorbic acid를 녹이고 잘 混合하여 燐酸發色試藥(시약 B)으로 사용한다. 시약 B는 24시간 이상 보관할 수 없기 때문에 필요할 때마다 다시 만들어야 한다

다) 토 성

比重計法을 이용하여 토성을 測定하였다. 먼저 分散劑로서 5% Sodium -hexamet- aphosphate를 준비한 다음 2㎜ 체를 통과시킨 風乾細土를 420℃로 가열하여 有機物을 제거한 후 100g을 삼각플라스크에 취하여 分散劑를 200㎖를 가하여 18시간 침지하였다. 침지한 후 1ℓ실린더에 옮겨 1ℓ로 정용하여 8시간 후 測定하였다. 比重을 測定하고 실린더내의 土壤을 270mesh체에서 濾過 洗滌하고 건조시켜 모래의 무게로 測定하였다.

라) 무·상추의 生育, 收量調査

무와 상추의 생육현황과 수량을 조사하기 위하여 파종한 후 25, 35, 50일에 達觀調査, 사진촬영, 生重量, 草長, 葉長 등을 調査하여 생육상태를 調査하였고, 수량조사는 각 處理區의 총수량을 調査하였으며, 각 處理區의 平均重量을 최종 수확 후 調査하였다.

3. 結果 및 考察

가. 堆肥의 肥效 試驗

각 處理區에 化學肥料와 堆肥를 시용한 직후와 作物 栽培 후 토양의 물리화학적 특성을 비교하고, 作物의 생육에 미치는 영향을 살펴보았다.

1) 무 栽培 試驗結果

우선 무 栽培 토양에 대하여, 비료시용과 作物栽培에 따른 토양의 물리화학적 특성의 변화양상을 비교 검토하기 위하여 시비전 토양(Control), 비료를 시비한 직후의 토양 및 作物栽培와 수확한 후의 토양을 채취하여 분석조사하였다.

작물 재배 전 토양은 비료를 시용 후 水分만을 공급하면서 10일간의 安定化 기간을 거친 후 試料를 採取하여 조사하였으며, 작물 재배 후 토양은 무를 최종 수확한 후 試料를 채취하여 조사하였다.

<Table 7-8> Physico-chemical properties of soil after application of fertilizers(Radish)

Treatments		pH (1:5)	OM (%)	EC (dS/m)	T-N (%)	Av. P_2O_5 (mg/kg)	Exch. cation ($cmol_c$/kg)				Soil texture
							Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	
Control		6.3	3.4	0.84	0.20	753	12	9	3.4	3.6	SL*
Standard		6.4	3.0	1.03	0.19	762	11	10	2.8	2.8	SL
S-1	1.5t/10a	6.7	3.2	1.46	0.16	762	12	12	2.4	3.1	SL
	3.0t/10a	6.5	3.7	1.80	0.18	785	13	18	2.8	3.6	SL
	6.0t/10a	7.0	4.8	2.44	0.21	1012	14	20	2.5	3.4	SL
S-2	1.5t/10a	6.8	3.1	1.39	0.19	775	12	12	2.5	3.1	SL
	3.0t/10a	6.6	3.6	1.45	0.22	794	12	16	2.8	3.5	SL
	6.0t/10a	6.2	4.9	1.94	0.24	919	14	24	2.4	3.4	SL
S-3	1.5t/10a	6.3	3.0	1.35	0.15	763	12	11	2.5	3.2	SL
	3.0t/10a	6.4	3.5	1.92	0.24	787	12	14	2.5	3.1	SL
	6.0t/10a	6.9	4.6	2.50	0.25	1014	13	22	2.2	3.4	SL
S-4	1.5t/10a	6.3	3.1	0.93	0.19	1056	13	14	3.1	4.3	SL
	3.0t/10a	6.2	3.4	1.15	0.24	1246	13	17	2.5	5.3	SL
	6.0t/10a	6.1	4.4	1.70	0.38	1403	14	20	1.8	6.3	SL

* SL : Sandy Loam

土壤의 pH는 작물 재배 전 無處理가 6.3, 慣行區는 6.4, 그리고 堆肥施用區는 6.1~7.0으로 약산성내지 중성의 土壤이었다. 무 栽培 후 토양의 pH는 無處理가 6.0, 慣行區는 5.7 수준에서, 堆肥施用區가 4.9~6.6로 낮아졌다. 試料 1, 2가 試料 3, 4보다 더 pH가 낮아진 것을 볼 수 있었다.

유기물함량은 작물 재배 전 無處理가 3.4%, 慣行區는 3.0%이었으나, 堆肥施用區는 3.0~4.9% 수준이었다. 作物栽培 후 토양의 유기물함량은 無處理區가 2.7%, 慣行區는 2.8%, 堆肥施用區도 堆肥施用量이 많아질수록 유기물함량도 토양중에 많아지는 傾向을 보였지만, 2.8~4.0%로 재배전의 토양보다는 낮아졌다.

전질소(T-N)도 시비전 0.12% 수준에서 비료시용 후 作物栽培 전에 0.15~0.38% 수준으로 증가되었으나, 作物栽培 후 0.12~0.21%로 시비전 토양의 수준 정도로 낮아졌다.

<Table 7-9> Physico-chemical properties of soil after cultivation of radish

Treatments		pH (1:5)	OM (%)	EC (dS/m)	T-N (%)	Av. P_2O_5 (mg/kg)	Exch. cation ($cmol_c$/kg)				Soil texture
							Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	
Control		6.0	2.7	0.64	0.12	574	12	7	2.5	3.1	SL*
Standard		5.7	2.8	0.54	0.14	628	11	6	2.6	2.8	SL
S-1	1.5t/10a	5.3	2.8	0.78	0.15	597	12	11	2.6	3.4	SL
	3.0t/10a	6.2	3.3	1.20	0.16	621	12	10	2.5	3.1	SL
	6.0t/10a	5.9	3.7	1.60	0.18	645	14	20	2.7	3.4	SL
S-2	1.5t/10a	5.0	2.9	0.87	0.14	575	12	9	2.7	3.3	SL
	3.0t/10a	4.9	3.5	1.40	0.15	589	13	14	2.4	3.1	Sl
	6.0t/10a	5.9	4.0	1.90	0.18	623	14	19	2.4	3.3	SL
S-3	1.5t/10a	6.1	2.6	0.95	0.13	581	12	8	2.6	3.3	SL
	3.0t/10a	5.9	2.9	1.50	0.16	598	13	12	2.3	3.3	SL
	6.0t/10a	6.1	3.3	2.20	0.20	654	14	18	2.4	3.6	SL
S-4	1.5t/10a	6.2	2.6	1.30	0.16	818	12	8	2.5	4.5	SL
	3.0t/10a	6.4	3.1	1.70	0.17	992	13	10	2.3	5.2	SL
	6.0t/10a	6.6	3.3	2.00	0.21	1082	15	15	1.9	6.2	SL

* SL : Sandy Loam

유효인산(Av.P_2O_5)함량은 시비전에 753ppm 수준에서, 시비 후 762~1403ppm 수준으로 증가하였다가 작물재배 후 수확한 토양은 575~1082ppm 수준으로 낮아지는 경향을 나타냈다. 이러한 현상은 가용성 인산이 토양중 불용화 되거나, 作物의 흡수 및 기타 손실량이 施肥量보다 많다는 증거이다. 그러므로, 인산질비료를 증가시켜 균형시비를 하므로서 지나친 토양중 인산성분의 탈취를 방지하여 施肥量수준 유지가 필요하다.

EC값은 시비전 0.84dS/m수준에서 비료시용 후 작물재배 전에 0.94~2.50dS/m수준으로 증가되었다가 작물재배 후 無處理가 0.64dS/m, 慣行區가 0.54 dS/m, 堆肥施用區가 0.78~2.20으로 낮아졌다. 그러므로 토양중 염류집적은 나타나지 않았다.

치환성양이온(Exch. cation)은 無處理보다 堆肥施用量이 많아질수록 증가하는 것을 볼 수 있었으며, 栽培 후 약간씩 감소하는 傾向을 보였다. 우선 Na^+는 無處理와 慣行區보다 堆肥處理區가 증가하였는데, 處理區 1, 2, 3 보다 處理區 4가 높게 나타났다. 이는 試料의 원료로 음식물찌꺼기를 첨가했기 때문이라 판단된다. K^+는 Na^+과 유사하게 나타났으며, Mg^{++}는 處理區 4만 無處理區와 慣行區보다 높게 나타났다.

토성(Soil texture)은 Clay, Silt, Sand 의 含量에는 조금씩 변화가 있지만 Sandy Loam을 나타냈다.

2) 상추재배 試驗結果

상추 栽培 시험은 무 시험과 달리 試料 4 堆肥(메탄발효슬러지 堆肥)만 사용하여 재배 시험을 수행하였다. 재배 토양에 대한 시비전, 시비후 그리고 재배작물 수확후 주요 物理化學性 변화를 조사한 결과는 <Table 7-10,11>과 같다.

<Table 7-10> Physico-chemical properties of soil after application of fertilizers(Lettuce)

Treatments		pH (1:5)	OM (%)	EC (dS/m)	T-N (%)	Av. P_2O_5 (mg/kg)	Exch. cation ($cmol_c$/kg)				Soil texture
							Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	
Control		6.1	3.2	1.08	0.17	730	11	9	3.1	3.5	SL*
Standard		6.3	3.2	1.34	0.17	782	12	12	3.1	3.0	SL
S-4	1.5t/10a	6.3	3.3	0.87	0.27	1141	12	12	2.5	4.3	SL
	3.0t/10a	6.2	3.7	1.00	0.31	1240	13	14	2.4	5.0	SL
	6.0t/10a	6.0	4.3	1.57	0.35	1486	14	20	1.8	6.3	SL

* SL : Sandy Loam

<Table 7-11> Physico-chemical properties of soil after cultivation of lettuce

Treatments		pH (1:5)	OM (%)	EC (dS/m)	T-N (%)	Av. P_2O_5 (mg/kg)	Exch. cation ($cmol_c$/kg)				Soil texture
							Na^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	
Control		5.8	2.9	0.75	0.13	602	13	8	2.5	3.2	SL*
Standard		6.1	3.1	0.71	0.16	660	12	9	2.8	3.4	SL
S-4	1.5t/10a	6.1	3.2	1.2	0.17	945	12	10	2.5	4.5	SL
	3.0t/10a	6.1	3.5	1.6	0.19	1142	13	13	2.5	5.1	SL
	6.0t/10a	6.2	4.0	2.3	0.23	1321	14	16	1.9	6.5	SL

* SL : Sandy Loam

土壤의 pH는 작물 재배 전 無處理區가 6.1, 慣行區가 6.3, 試料 4를 1.5, 3, 6ton/10a 수준으로 시용했을 때 6.0~6.3으로 나타났으며, 작물 재배 후

無處理區가 5.8, 慣行區가 6.1, 試料 4가 6.1~6.2로 약간 낮아지는 傾向을 나타냈지만 큰 차이는 없었다.

有機物含量은 작물 재배 전 無處理區과 慣行區는 3.2%, 試料 4를 처리한 경우는 3.3~4.3% 수준 이였지만, 작물 재배 후 無處理區는 2.9%, 慣行區는 3.1%, 試料 4의 경우 3.2~4.0%으로 약간 낮아지는 傾向을 보였다. 堆肥施用量이 많아질수록 유기물 함량이 증가되는 경향이었지만, 재배 후 토양에 축적되는 수준은 아니었다.

전질소(T-N) 함량은 작물 재배 전 無處理區와 慣行區는 0.17%, 試料 4를 처리한 경우 0.27~0.35%를 나타냈으나 栽培 후 無處理區는 0.13%, 慣行區는 0.16%, 試料 4의 處理區는 0.17~0.23으로 낮아졌다. 역시 堆肥施用量이 많을수록 전질소함량도 증가되었지만, 재배 후 토양에 잔류되지는 않았다.

有效燐酸 含量은 작물재배 전 無處理區는 730ppm, 慣行區는 782ppm, 堆肥處理區는 1141~1486ppm으로 化學肥料나 堆肥施用區에서 약간 증가되었으나, 堆肥를 시용한 것은 현격히 증가되었다. 작물재배 후에는 無處理區는 602ppm, 慣行區는 660ppm, 堆肥處理區는 945~1321ppm으로 약간 감소하는 경향을 나타내었다. 이것도 수확 후 토양에 잔류되는 수준은 아니었다.

EC값은 시비전·후 토양에 비하여 作物을 수확한 후의 토양에서 증가한 경향을 보였다. 이것은 <Table 7-10, 11>에소 나타낸 양분증감에 의해서는 설명되기 어려우나, 퇴비중 다른 염류의 축적이 된 것으로 추정된다.

치성양이온(Exch. cation)은 栽培 후에 堆肥 施用區에서 K^+가 약간 감소하였고, Na^+, Ca^{++}, Mg^{++}는 변화가 거의 없거나 증가하였다.

3) 무·상추栽培 토양의 종합고찰

① 土壤의 pH 변화

土壤의 pH값은 교질물질의 양과 종류를 알고 있을 때에는 土壤 중의 총수소 이온의 양을 추산할 수 있는 지표가 된다. 우리나라 밭토양의 1964~1973

년 사이의 토양의 pH 범위는 5.4~5.7의 산성토양이기 때문에 무나 상추의 재배지로서 적절하지 못하여 유기질 비료에 의한 土壤 교정이 요구된다고 생각된다.

무와 상추의 공시토양의 pH는 5.9~7.0로 매우 약한 산성내지 중성 토양에 속하며 우리나라 논, 밭 토양의 pH보다 높은 값을 나타내었다. 현재 얻어진 토양 pH값의 변화 경향으로 볼 때 堆肥 施用量이 증가될수록 토양 pH는 저하되는 것으로 나타났다.

토양의 pH가 낮아짐에 따라 발생할 수 있는 作物의 장해에는 여러 가지가 있다. 수소이온농도가 커지면 作物 뿌리로부터의 養分吸收力이 약해질 수 있으며, 토양의 산성화는 자연 상태에서 염기의 유실과 溶脫現狀으로 增加된다. 따라서 산성 토양에서는 염기의 缺乏은 물론, 미량요소의 溶脫도 커져서 작물양분의 부족을 일으키기 쉽다.

② 有機物含量 變化

우리나라의 논토양과 밭토양의 부식함량은 평균 有機物含量이 논토양은 2.6%, 밭토양은 2.0%이다. 여기서 우리의 공시토양은 우리나라 평균유기물함량보다 높은 3.0~5.4로 나타났다. 堆肥施用量이 증가할수록 土壤의 유기물함량도 점차 증가하는 것으로 나타났다. 이상과 같은 결과로서 肥施用量을 결정하기는 매우 어렵지만 지속적인 堆肥의 시용을 통한 일정수준의 土壤有機物의 유지가 중요하다고 생각한다. 부식함량이 많은 토양은 부식함량이 적은 토양보다 생산력이 크기 때문에 토양에 일정량의 有機物을 유지시킨다는 것은 실제 農業에 있어서 매우 중요한 문제이다. 토양에 가해진 堆肥는 그 전량이 부식으로 되는 것이 아니라, 대체로 그 중 약 10%가 부식으로 된다.

③ Total nitration(T-N) 含量 變化

일반경작지 表土의 질소함량은 0.06~0.5% 범위가 대부분이며, 土壤의 전질소는 유기태질소가 대부분이고 무기태질소는 적다. 作物이 흡수하는 질소는 60~80%가 지력질소의 分解로 방출하는 질소이고 시비 질소의 흡수는 2

0~40%정도에 불과하다. 시비 후 재배 전 토양의 전질소함량(T-N)은 無處理區가 0.2%이고, 堆肥施用區는 0.19~0.38%로 분포되었으며, 栽培 후 土壤의 전질소는 無處理區가 0.12%, 堆肥施用區가 0.13~0.21로 낮아지는 傾向을 보였다. 그리고 堆肥施用量이 증가할수록 전질소함량이 증가하는 것으로 나타났다. 하지만 이 값으로 肥料의 施肥量을 결정하기는 어렵다.

④ 有效燐酸含量(Av.P_2O_5) 變化

토양중의 燐酸은 유기태와 무기태로 구분되며, 그 비율은 土壤에 따라서 변화되는데 이는 有機物의 含量에 비례하기 때문이다. 作物에 대한 토양의 인산공급에 가장 크게 영향을 미치는 양적인자는 유효인산함량이다. 유효인산함량은 무재배 토양보다 상추토양에서 다소 높은 수치를 나타내고 있다. 무와 상추의 無處理區는 730~750ppm에 비해 재배 후 574~602ppm으로 낮아졌으며, 堆肥施用區는 732~1486ppm에서 재배후 581~1321ppm으로 역시 낮아졌다. 堆肥施用量이 증가할수록 유효인산함량이 증가하는 것으로 나타났다. 따라서 유효인산함량으로 堆肥의 施肥量을 결정하기는 매우 어렵다.

⑤ 치환성양이온 변화

치환성양이온의 比率(%)을 염기포화도(Degree of base saturation)라고 한다. 염기포화도는 土壤의 pH와 깊은 관계가 있다. 즉, 교질물의 종류와 含量이 일정한 토양에서는 토양 pH와 염기포화도 사이에 일정한 관계가 있다. 토양의 pH가 높아질수록 염기포화도 역시 증가한다. 堆肥의 시용 후 재배 전 토양의 치환성양이온은 堆肥施用量이 증가할수록 증가하는 것으로 나타났으며, 재배 후 토양의 치환성양이온은 약간의 감소를 보였다.

다. 副産物肥料의 施用量에 따른 作物의 生育評價

① 무의 生育 및 收量調査

알타리무는 파종 후 90일 정도가 되면 근중이 100g 내외가 되어 수확하게 되며, 품종의 구비 조건은 만추대성 品種으로 開花가 늦어야 하며, 저온 및

약광하에서도 근비대가 양호하고, 生育期間이 짧아야 유리하다. 生育後期에는 지상부가 무성하지 않고 추대의 조장을 막아주기 위해 온도를 25℃이상 되지 않도록 주간 환기를 철저히 관리하여야 한다. 土壤이 건조하면 뿌리비대가 늦어지고 잔뿌리의 발생이 많아져 상품가치가 불량해지므로 수시로 관수하여 토양 적습을 유지시켜 주어야 한다.

무를 수확한 후에 處理區에 따른 지하부의 길이, 두께와 중량 및 지상하부 총중량의 변화를 조사한 결과를 <Table 7-12, 13>에 나타냈다. 엽장의 경우 위의 <Table 7-12> 부산물비료의 施用量에 따른 무의 生育調査 결과에서 보듯이 생육초기 無處理가 12.5cm, 慣行區가 15.2cm, 堆肥施用區는 試料 1, 2는 堆肥試用量이 증가됨에 따라 감소하는 현상을 나타냈는데, 이것은 생육초기 유식물이 未腐熟된 堆肥에 의한 생육장해로 추정된다. 그러나 試料 3, 4는 堆肥 試用量에 따라 거의 비슷하거나 어떠한 경향성이 없었다. 生育 중반기로 갈수록 堆肥를 많이 시용한 處理區가 생육상태가 양호해지면서 최종수확기에서는 생육이 대부분 양호하였다. 이러한 현상은 유식물이 未腐熟 堆肥에 의해 생육 저해를 받다가, 재배기간이 경과됨에 따라 생육후기에 堆肥가 분해된 후 安定化되면서 肥效를 나타내는 결과로 해석된다. 엽폭이나 지상부 및 지하부 중량도 엽장 생육현상과 유사한 양상이었으나, 현저한 경향성은 나타나지 않았다.

다음은 무를 수확하여 무의 지하부의 중량, 길이, 직경과 지상하부의 생중량을 조사하여 비교하였다<Table 7-13>.

<표 7-12>에서 볼 수 있듯이 근장에서는 試料 1을 제외한 나머지는 6.0ton/10a 處理區가 가장 좋았고, 근경은 6ton/10a處理區가 우세하게 나타났다. 하지만 근장과 근경의 유의성은 발견하지 못했으나, 근경이 클수록 근중이 우세하다는 것을 알 수 있었다. 地上下部의 總重量으로 볼 경우 堆肥의 無處理區가 82g으로 가장 적었으며, 慣行區는 121.7g, 堆肥를 시용한 處理區는 施用量이 증가함에 따라 수량이 증가하여 모두 6t/10a 處理區에서 生育

<Table 7-12> Changes of radish growth rate depending on the application rates of compost during cultivating period

Treatments		Length of leaf (cm)			Width of leaf (cm)			Weight of aerial part (g)			Weight of underground part (g)		
		25*	35	50	25	35	50	25	35	50	25	35	50
Control		12.5	19.4	21.1	6.5	14.3	8.7	4.3	16.6	23.4	0.3	8.4	59
Standard		15.2	20.8	24.2	8.5	13.2	9.7	5.5	20.1	35.2	0.5	7.2	87
S-1	1.5t/10a	13.7	23.4	26.1	10.0	12.6	9.6	5.1	24.5	43.5	0.4	6.9	96
	3.0t/10a	12.8	23.5	29.6	8.9	14.4	10.0	4.4	24.7	64.3	0.2	8.3	97
	6.0t/10a	12.6	25.0	31.0	8.8	14.1	11.7	4.1	28.5	71.6	0.3	10.2	146
S-2	1.5t/10a	12.1	22.3	26.7	9.2	14.1	10.5	4.7	22.1	40.1	0.3	7.6	99
	3.0t/10a	13.0	22.8	30.6	8.3	12.9	11.0	4.3	21.3	40.9	0.3	5.2	92
	6.0t/10a	11.3	21.6	30.5	7.8	13.2	9.6	3.4	24.9	79.4	0.3	8.0	118
S-3	1.5t/10a	11.2	20.2	28.0	8.1	10.3	10.1	3.1	20.5	56.8	0.2	5.1	107
	3.0t/10a	12.3	22.7	29.6	8.7	14.7	10.8	3.7	24.4	59.1	0.2	8.1	114
	6.0t/10a	12.6	21.3	30.5	9.8	14.5	10.9	4.4	24.8	59.4	0.3	8.2	125
S-4	1.5t/10a	13.3	23.7	26.5	7.3	13.8	9.6	5.3	20.3	40.2	0.3	6.4	99
	3.0t/10a	12.9	23.4	29.3	8.1	12.8	9.6	4.8	23.8	45.2	0.4	8.2	104
	6.0t/10a	13.4	22.2	28.9	9.0	12.9	8.7	4.6	22.1	52.2	0.3	9.6	116

* Cultivating days

이 양호한 것을 볼 수 있었다. 그리고 퇴비 종류별로는 무처리구 < 관행구 < S-4 < S-3 < S-2 < S-1 = 82 < 122 < 168 < 184 < 197 < 218 g/ea 순으로 수량이 증가되었다.

② 상추의 生育 및 收量調査

상추는 비교적 서늘한 기후조건에서 生長이 잘 되는 호냉성 채소로서 내서

<Table 7-13> Changes of radish's weight growth and depending on the application rates of compost after harvest

Treatments		Weight of root	Length of root	Diameter of root	Total weight
		g/ea	cm	cm	g/ea
Control		59	8.7	3.3	82.0
Standard		87	9.7	3.7	121.7
S-1	1.5t/10a	96	10.5	3.8	139.5
	3.0t/10a	97	11.0	3.6	144.0
	6.0t/10a	146	9.6	4.3	217.6
S-2	1.5t/10a	99	9.6	3.8	139.1
	3.0t/10a	92	9.2	3.7	132.9
	6.0t/10a	118	11.7	4.3	197.4
S-3	1.5t/10a	107	10.0	3.7	163.8
	3.0t/10a	114	9.9	3.8	173.1
	6.0t/10a	125	10.4	4.1	184.4
S-4	1.5t/10a	99	9.5	3.7	139.2
	3.0t/10a	104	9.5	3.8	149.2
	6.0t/10a	116	9.7	3.9	168.2

성은 약하다. 生育適溫은 월 평균기온이 15~20℃이며 결구에는 10~16℃가 적합하다. 種子의 발아적온은 15~20℃로서 지나치게 온도가 낮으면 발아가 지연되고, 30℃이상에서는 발아가 극히 나빠진다. 生育期間中 온도가 높게 되면 추대, 쓴맛의 증가, 生理的 障害 및 여러 가지 병에 걸리기 쉽다. 일반적으로 상추는 장일식물로 구분되고 있으나 꽃눈분화에는 고온조건만이 관여하고 추대에는 고온과 장일조건이 함께 관여한다고 한다. 상추는 발아되는데 충분한 水分을 필요로 하며, 발아 후에도 건조의 해를 받기 쉽다. 과도한 수분은 生育과 결구에 지장을 초래할 수 있다. 土質은 별로 가리지 않으나 건조한 사질토나 지하수위가 높은 점질토에서는 生育이 나쁘므로 보수력이 있

<Table 7-14> Changes of lettuce growth rate depending on the application rates of compost during cultivating period

Treatments		Length of leaf (cm)			Width of leaf (cm)			Weight of aerial part (g)			Weight of underground part (g)		
		25*	35	80	25	35	80	25	35	80	25	35	80
Control		4.6	12.3	14	4.5	4.2	8.3	0.3	3.7	22	0.04	0.6	25.2
Standard		5.8	14.5	17	4.4	4.4	11	0.4	4.4	25	0.04	0.6	36.4
S-4	1.5t/10a	6.1	15.0	18	3.8	4.4	9.5	0.4	4.5	28	0.04	0.6	21.0
	3.0t/10a	4.4	11.7	19	3.3	4.2	11	0.2	3.8	29	0.03	0.5	30.3
	6.0t/10a	3.4	9.8	19	3.1	4.3	11	0.1	3.7	27	0.03	0.7	28.3

* Cultivating days

고 배수가 좋으며 경토가 깊고 유기질이 풍부한 사질양토 내지 점질양토에서 栽培하는 것이 좋다

副産物肥料 試料 4의 施用量에 따른 상추의 生育調査는 <Table 7-14>에서 보는 바와 같다. 상추를 한 pot에 3주씩 파종한 후 25일, 35일, 80일째 되는 날 試料를 채취하여 生育調査한 결과이다. 試料 4는 다른 試料와는 달리 음식물찌꺼기를 다량 함유하고 있기 때문에 염에 저항성이 약한 상추를 대상으로 肥效試驗을 하였다.

<Table 7-14>에서 보는바와 같이 生育初期에 無處理區는 엽장이 4.6cm, 慣行區는 5.8cm, 試料 4를 처리한 處理區의 경우 堆肥施用量을 1.5, 3.0, 6.0ton/10a로 증량시 6.1, 4.4, 3.4cm로 감소하였다. 지상부 중량도 엽장의 경우와 같은 경향이었지만 엽폭이나 지하부 중량변화는 뚜렷한 경향이 없었다. 결론적으로 생육초기에 堆肥의 未腐熟이나 염류에 의한 생육장해가 유발된다고 추정된다.

다음의 <Table 7-15>는 상추를 파종한지 45, 52, 60, 70, 80일째 되는 날

<Table 7-15> Changes of the growth and fresh weight of lettuce harvested at five times depending on the application rates of compost

Treatments		Length of leaf (cm)	Width of leaf (cm)	Fresh weight (g)
		Average	Average	Sum of leaf fresh weight
Control		17.4	11.6	169
Standard		20.6	13.4	196
S-4	1.5t/10a	19.0	11.2	142
	3.0t/10a	21.4	15.4	238
	6.0t/10a	20.8	12.8	206

* Cultivating days

다섯 차례에 걸쳐 各 處理區에서 9주씩 수확한 상추에 대하여 평균엽장과 엽폭 그리고 지상부를 수확한 총 생중량을 종합한 결과이다. 엽장, 엽폭 및 생중량에서 공히 試料 4의 1.5ton/10a 處理區는 慣行區보다 감소하였으나, 3.0ton/10a 수준에서 증가되었다. 그러나 6.0ton/10a 處理區에서는 감소된 것으로 보아 상추 栽培에는 3.0ton/10a 수준이 適定施肥量이며, 6.0ton/10a은 과량으로 판단된다.

3. 結 論

高速 醱酵 堆肥의 肥效 評價를 위하여 알타리무와 적치마 상추의 재배시험을 통하여 堆肥의 施用量과 재배토양의 理化學性 개량효과를 살펴 보았다. 우선 재배토양의 이화학성조사에서는 堆肥의 시용에 의하여 土壤의 pH가 무의 경우, 堆肥施用量이 증가될수록 토양 pH는 堆肥處理區가 5.9~7.0에서 4.9~6.6으로 낮아졌으며, 상추의 경우, pH가 6.0~6.3에서 6.1~6.2로 약간

낮아지는 결과를 나타냈다. 전질소함량은 堆肥施用量이 많아질수록 함유율은 높아졌으나, 작물재배 후에는 감소하는 경향을 나타냈다. 有機物含量과 유효인산함량 그리고 치환성양이온도 질소와 비슷한 경향을 나타냈다. 그러므로 無處理區의 토양보다 堆肥를 시용한 토양의 전질소와 유기물, 그리고 유효인산과 치환성양이온함량이 증가되어 토양의 이화학적 性質의 變化가 인정되었다.

堆肥의 施用量 調査에서는 무의 경우 收量에서는 處理區간의 유의한 차이가 인정되지 않았으나, 상추는 엽장, 엽폭 및 생중량에서 공히 試料 4의 1.5ton/10a 處理區는 慣行區보다 감소하였으나, 3.0ton/10a 수준에서 증가되었다. 그러나 6.0ton/10a 處理區에서는 감소된 것으로 보아 상추재배에는 3.0ton/10a 수준이 적정하며, 6.0ton /10a는 과량으로 판단된다. 무와 상추의 생육에서 堆肥施用量의 증가에 의해 생육초기에는 堆肥의 未腐熟이나 염류에 의해 식물체에 생리적인 장애를 일으켜 발아와 生育을 억제하였으나, 생육후반기로 갈수록 생육이 堆肥를 많이 시용한 處理區가 생육상태가 양호해지면서 최종수확기로 갈수록 生育이 優秀하였다. 이러한 현상은 유식물이 未腐熟堆肥에 의해 생육저해를 받다가, 재배기간이 경과하면서 堆肥가 분해되어 안정한 상태로 비효를 나타낸 것으로 해석된다.

4. 參考文獻

1) Martin R. Carter(1993), Soil Sampling and Method of Analysis, Canadian Society of Soil Science, *pp 529-555*

2) AOAC. 1980. Official methods of analysis. Association of offcial analytical chemists. Washington D.C. U.S.A.

3) 이상석, 장기운 (1998) 음식물찌꺼기 퇴비의 시용에 따른 토양의 理化學性

변화 및 작물체내 염류의 흡수, J. of KOWREC 6(2) :81-94

4) 장기운, 조성현, 이인복 (1998) 지속적 농업을 위한 고성능 토양의 개발 연구 Ⅰ. 계분 및 돈분퇴비의 연용이 방울토마토의 생육 및 토양의 理化學性에 미치는 영향, J. Korean Agric. Chem. Soc. 41(6):451-156

5) 임선옥, 유운창, 홍종은.(1979) 유기질비료 시용에 배추와 무의 생육과 수량 및 토양의 理化學性에 미치는 영향. 한국토양비료학회지. 23(2): 128-134

6) 농촌진흥청 농업기술연구소, 1998, 토양화학분석법

7) 김승환 , 이상규 , 作物의 종류와 잔사 및 施肥量이 토양미생물상 , 理化學性 및 작물생육에 미치는 역활Ⅰ. 미생물상 변화, Journal of Korean Society of Soil Science and Fertilizer, Vol. 25, No. 4, pp. 370-378.

8) 박봉현, 발효퇴비 시용효과, 1994. , 한국토양비료학회, pp. 49

9) 전대우, 구자형, 이영복, 이종석, 문창식. 발효퇴비 시용이 토마토의 생육 ,수량 및 토양중 양분변화에 미치는 영향 , 한국환경농학회지, Vol. 17, No. 3, pp.254-260

第 8 章 50T/day Plant의 最適 設計(案)

第1節 序 說

우리나라에서 設置 運營되고 있는 單位 농·축·수산물 流通 集荷場의 유기성 廢棄物 발생량은 約 20T/d에서 約 200T/d 範圍이다. 本 硏究에서 設計하고저하는 50T/d 處理 規模는 직활시 人口 分布에 해당하는 都市의 농·축·수산물 集荷場에서 發生되는 유기성 廢棄物量이다. 따라서 本 設計案을 토대로 하여 處理 規模의 增減에 따라 設計를 하게되면 滿足스러운 結果를 얻을 것으로 본다.

本 實驗에 사용된 농·수산물 集荷場 廢棄物 중 채소류는 切斷하여 窄汁하지 않으면 纖維質內에 함유된 水分이 分離되지 않어 後處理가 매우 곤란한 유기성 廢棄物이다.

그러므로 破碎 窄汁에 의해 固·液 分離된 것을 固形 성분은 堆肥化 方法에 의해 유기질 堆肥를 생산하고 溶液 成分은 嫌氣性 消化 처리에 의해 에너지를 回收한 다음 活性汚泥 처리 및 高度처리에 의해 淨水된 용수는 再利用하게 된다.

이와 같은 Total 處理 시스탬에 관하여는 각 工程에 대한 特徵을 먼저 검토한 다음 이에 대한 最適 處理 방안을 導出할 필요가 있다.

1. 固形分 處理 process

유기성 廢棄物중의 分離 固形分에 대한 처리 기술에 관하여 一般的으로 잘 알려저 있는 windrow process와 wabio process의 plant 運轉시의 長短點을 비교하여 보면 다음 <Table 8-1>과 같다.

< Table 8-1 > Comparison of windrow and wabio process

공정 / 항목	호기성 퇴비화 방법 (Windrow 방식 기준)	혐기소화 퇴비화 방법 (Wabio process 기준)
장 점	1. 해외 및 과거 운전실적이 많으므로 건설, 보수가 쉽다. 2. 다량의 퇴비가 필요할 경우 퇴비로서의 재활용율이 높다. (단점이 되기도 함)	1. 소요부자가 작다. 2. 따라서, 악취 등의 제어가 쉽다. 3. 감량률이 커서 (70% 이상) 퇴비의 발생량이 적다. (퇴비는 초기 고형분의 18%에 불과) 4. 공정중 협잡물, 염 등이 일부 제거되므로 퇴비의 질이 좋다. 5. 폐기물의 수분 함량이 높아도 상관이 없다. 6. 작동부분이 적고 소모품이 적으므로 유지 보수가 쉽다. 7. 에너지 생산공정(100~150kWh/톤)이다. 8. 하수슬러지, 식품폐기물, 분뇨 등의 병행 처리가 가능하다.
단 점	1. 상대적으로 소요부지(토지)가 넓다.(장기숙성 및 보관) 2. 감량률이 작아서 (50% 정도) 퇴비의 사용처가 마땅치 않을 수도 있다. 3. 악취 등의 제어가 힘들다. 4. 에너지 소비공정(30~35kWh/톤) 이다. 5. 수분함량 60% 이상의 폐기물은 수분 조절제(톱밥)등을 첨가하여야 한다. 6. 교반, 고형물 이송, 송풍 등을 수반하여 동력, 보수 비용이 많이든다.	1. 기술적 난이도가 높아 초기건설 및 운전에 전문지식이 필요하다. 2. 건설, 운전사례가 많지 않으므로 잘 알려져 있지 않다. 3. 셀룰로스, 리그닌을 다량 함유한 폐기물의 경우 소화율(감량율)이 낮아 질 수 있다. 4. 소화불가 잔사, 폐수(발효여액)의 별도 처리가 필요하다. 5. 소화 슬러지의 건조, 탈수, 퇴비화가 필요하다.
비슷한점	1. 초기 설비투자 (토지제외)가 적고 유지 관리비는 높다. - 건설비 ₩15,400/톤 - 유지관리비 ₩28,700/톤	1. 초기 설비투자 높다. (단 유지 관리비는 낮다. - 건설비 ₩23,500/톤 - 유지관리비 ₩15,700/톤

2. 窄汁液 處理 process

破碎 窄汁 용액 성분에 대한 嫌氣性 處理 技術은 1960년대부터 試圖 되어져서 현재는 多樣한 방법이 開發 普及되고 있다. 이에 대한 技術 開發 過程을 보게 되면 1969년에 유기물을 嫌氣 消化하는 技術的 妥當性이 실험 실적으로 確認 되었고 1980년에 들어서는 固形分 함량이 10%를 超過하는 有機 物質을 嫌氣 消化하는 기술이 개발 되므로써 商業化 plant에도 커다란 進展을 보게 되었다.

이와 같이 固形分 함량이 높은 有機性 物質에 있어서 嫌氣性 소화상의 문제점은 消化 過程에서의 揮發性 脂肪酸의 생산 및 蓄積인데 이를 기술적으로 解決하는 방안으로는 이들 基質에 대한 有機物 含量을 調節하여 流入 시키거나 酸生成단계와 메탄 生成 단계의 工程 變數를 操作하여 분리시키는 방법등을 技術的으로 해결 함으로서 商業化가 가능하게 되었다.

이와 같은 有機性 物質에 대한 嫌氣性 소화처리 主要 段階를 檢討하여 보게 되면 물론 消化 處理 工程이 가장 중요하겠으나 농·축·수산 集荷場 廢棄物인 경우에는 前處理 공정 段階들이 反應器의 설계 및 운전에 크게 影響을 미치게 됨을 알 수 있다. 이들 處理 시스탬에 대한 단계는 收去단계, 分離 및 分別 단계, 破碎 및 窄汁 단계를 포함한 前處理 단계, 固形分 好氣性 堆肥化 단계 그리고 溶液分 혐기 소화 처리, 활성오니 처리, 排水 高度 處理 등의 後處理 단계를 거치게 된다.

가. 嫌氣性 處理 process

分離液 처리에서 技術的 비중이 가장 큰 工程은 嫌氣性 消化 공정이라고 할 수 있으므로 이에 대한 國內外의 嫌氣性 消化 공정에 대한 特徵을 검토하여 보게되면 投入 基質의 초기 농도에 따라 乾量 基準 6~10%의 有機物 濃度

로 원료가 投入되는 濕式 工程과 25~40%의 有機物 濃度로 투입되는 乾式 공정으로 分類할 수 있다.

嫌氣性 消化 반응기의 形態에 따라서는 完全 混合型(CSTR), 관 흐름형(Plug flow reactor) 및 혐기성 濾床型(Anaerobic filter)으로 분류할 수 있고 實用化된 process로는 濕式 工程중에서 Wabio(핀랜드), BTA(독일) 工程이 그리고 乾式 工程으로는 Valorga(프랑스)와 Dranco(벨기에) 공정이 많이 普及되었다.

本 硏究에서 개발한 process는 下部 循環式 3段 濾過膜 혐기 소화 반응기로서 Anaerobic filter 와 plug flow를 組合한 반응기이며 下部에서만 循環시키는 방법이다. 따라서 溶液의 偏流 防止, filter 部位의 가스 積滯 방지 및 菌體 granular 流出 방지 등의 效果를 얻을수 있어 高效率 嫌氣 발효 반응기라 할 수 있다.

또한 最近에 多樣하게 개발 普及되고 있는 有機物의 혐기성 소화 기술의 特徵을 process 別로 分析 綜合하여 보게 되면 <Table 8-2>에서 <Table 8-7>와 같이 비교되어진다.

나. 活性汚泥 處理 process

活性汚泥 process에서 高度處理가 가능한 多孔質 擔體 첨가 間歇 曝氣 방법에 대한 개발 經緯를 보게 되면 이에 대한 硏究 着手는 1980년대 初에 영국과 독일이 Captor, Linpor라는 process를 開發하였으며 이 System들은 多孔性 擔體로서 polyuretane 담체를 사용하였다.

1) Captor process

Captor에서는 셀 수 (25㎜직선상의 기포의 수) 30으로 25㎜×25㎜×12.5㎜의 擔體를 使用하였고 이 裝置의 특징은 擔體內의 슬럿지를 버리고 그 後에

< Table 8-2 > Vegger Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	우분뇨	36 (톤/일) 75%	1991년 자료 산업 폐기물은 식품공장 슬럿지 식용유 폐기물 어유폐기물등
	산업폐기물	12 (톤/일) 25%	
	메탄가스 생산	4000 (㎥/일)	
	메탄가스 이용	가스엔진(400㎾) 및 연소로	
공정 개요	총 발효조 용적	800 ㎥	
	발효조 온도	56℃	
	폐기물 운반	19 ㎥ tanker	
	체류시간	17일	HRT
	기타 설치장소 반응기중 %고형분	 덴마크 (Vegger) 덴마크 (Herning) 10% 미만	
경제성 개요	초기 투자 (1985)	DKK 13.4 Mill	1 DKK = 0.15$ 16억 800만원
	폐기물 단위용적당 처리비	30 DKK/㎥	50% 수송비
	폐기물 단위용적당 수입	49 DKK/㎥	80% 가스 판매 20% 수수료
	기타		
기타	1085/1986년 W.W Engineering사에 의하여 시공되었으며 1988/1989년 Vegger Energiselskab에 의하여 전면적인 개수가 시행되었다. 개수의 요점은 가스엔진 발전기 부문과 산업폐기물을 추가 투입할 수 있도록 하여 가스수율을 높인 것이며 축산폐기물의 저장조에도 멤브레인 방식으로 커버를 설치하여 메탄가스를 회수할 수 있도록 한 것이 특징이다. 이 플랜트는 덴마크가 자랑하는 통합처리식 바이오가스 플랜트 프로젝트 (10여개 가동중)의 초기 시범공장의 방식이며 고온 혐기소화의 실용화를 실현한 최조의 플랜트이다.		

(참고 문헌)

1) Danish energy agency, "Process report on the economy of centralized biogas plants", Octerber 1994

2) Danish energy agency, "Update on centralized biogas plants", Octerber 1992

< Table 8-3 > Wabio Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	도시폐기물	70 (톤/일) 75%	도시폐기물과 하수 슬러지를 통합 처리 하는 것을 특징으로 으로 하는 공정임.
	산업폐기물(하수슬러지)	40 (톤/일) 25%	
	메탄가스 생산(60% 메탄)	8,470 (㎥/일) 77 (㎥/톤 폐기물)	
	메탄가스 이용(가스엔진) 열효율 85% (전력36%, 열 49%)	총 49,126 kWh/일 전력 17,685 kWh/일 열 24,071 kWh/일 발전용량 750 kW	
공정 개요 (일 80톤 도시 폐기물처리의 경우)	총 발효조 용적	1,900×2 ㎥	전처리 70×2 ㎥
	발효조 온도	35℃	
	폐기물 전처리	햄머밀 27톤/hr 스크린 27tph (dXL 2900×8500) Magnet. Separator	미분리수거 및 분리 수거폐기물 하수 슬러지 동시처리
	체류시간	17일	HRT
	기타		
경제성 개요	초기 투자 (1990)	$12,000,000	96억원
	폐기물 단위용적당 운전비	$ 49/㎥	자본비용 60% 원전비용 40% 전처리 (18%) 공정 (22%)
	폐기물 단위용적당 수입	$78/㎥	$68/톤 폐기물 수수료 징수시
	기 타 설치 장소 발효조 % 고형분 자본회임 기간	 핀랜드 (Vaasa) 15% 11.1년	
기타	1990/1991에 년 14,000톤 (MSW 60%, 하수슬러지 40%) 규모의 플랜트를 Ecotechnology JVV가 시공하여 운전하다가 1991 혹은 1992년 Avecon사가 인수하여 용량을 년 40,000톤 규모로 확장하여 운영중임.		

(참고 문헌)

1) Ken Fouhy, "Europe warms to biogas", Chemical Engineering, May 1993

2) Halla Engineering & Heavy Ind. LTD, "Wabio process Technology", October 1995 (internal documents, confidential)

< Table 8-4 > BTA Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	도시폐기물	60~80 (톤/일)	* 추후 CHP 플랜트 건설 예정
	메탄가스 생산(60% 메탄)	10,000 (㎥/일) (㎥/톤 폐기물)	
	메탄가스 이용(지역난방)	총 59,000 kWh/일	
공정 개요 (일 80톤 도시 폐기물처리의 경우)	총 발효조 용적	2×200 ㎥ 2×800 ㎥	2개 가수분해조 및 2개의 여상 발효조 포함
	발효조 온도	38℃	
	폐기물 전처리	Bag-opener 2 Hydropulper Hydrolysis tank	혼합 도시 폐기물 처리, 알카리 투입
	체류시간	20일	HRT
	기타 Hydrolysis SRT AF HRT	 50 hr 6.6 days	OLR : Hydrolysis 20~25kg VS/㎥d-1
경제성 개요	초기 투자 (1990)	DKK 80 Mill	96억
	폐기물 단위무게당 운전비	Data N.A	
	폐기물 단위용적당 수입	Data N.A	
	기 타 설치장소 발효조 % 고형분	 덴마크(Helsingor) 10% TS	
기타	REA Gesellschaft fur Recycling von Energie und Abfall mbH (Rottmannstrasse 18, D-8000 Munchen 2, FRG)사에서 개발하여 1991년 9월에 덴마크 Elsingore에 Carl Bro/I. Kruger사가 시공하여 설치함 운영주체는 The North Zealand Biogas Plant Co. 이며 1992년 9월까지는 정상운전에 도달하지 못했었음.		

(참고 문헌)

1) Danish energy agency, "Update on centralized biogas plants", October 1992

2) Hans Kubler and Matthias Wild, "The BTA process high rate biomethanation of biogenous solid wastes", Symp. on Anaerobic Digestion of Solid wastes, Venice, Italy, 14~17 April, pp 535~538 (1992)

< Table 8-5 > Snamprogetti Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	도시폐기물	200 (톤/일)	도시 폐기물의 대량 처리를 특징으로 하는 공정이며 TVS 제거율이 40%에 불과함
	메탄가스 생산(60% 메탄)	26,000 (㎥/일)	
	메탄가스 이용(가스엔진) 열효율 85% (전력36%, 열 49%)	총 148,200 kWh/일 전력 53,000 kWh/일 열 72,000 kWh/일 발전용량 3×1000kW	
공정 개요	총 발효조 용적	2,800 ㎥	추정
	발효조 온도	55℃	
	폐기물 전처리	Data N.A.	
	체류시간	14일 (최대)	HRT
	폐기물 후처리	belt filtering to 25% TS, then press to 50% TS	42.2 톤/day 90% TS 발생 유동상 소각
경제성 개요	초기 투자 (1990)	미상	미상
	폐기물 단위무게당 운전비		
	폐기물 단위용적당 수입		
	기 타 설치장소 발효조 % 고형분	 이태리(Verona) 20%	
기타	1992에 일 200톤 규모의 플랜트를 Snamprogetti S.p.A.가 시공하여 운전하는 것으로 보고하였다. 단 1994년 발간한 IEA Task force report 에는 건설예정인 공장으로 분류되고 있다.(?) Snamprogetti S.p.A. - Ecology division - Via Toniolo 1, 61032 Fano (PS) Italy		

(참고 문헌)

1) C. Cozzolino et al. "Industrial application of semi-dry anaerobic digestion process of organic solid waste", Symp. on Anaerobic Digestion of Solid wastes, Venice, Italy, 14~17 April, pp 551~555 (1992)

2) IEA Bioenergy agreement report Task XI "Biogas from municipal solid waste" 1994

< Table 8-6 > Valorga Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	도시폐기물	180 (톤/일) 혼합 120 (톤/일) 유기물	최초의 실용화 공정이며 TVS 제거율은 36%에 불과함. (생분해성의 47%).
	메탄가스 생산(60% 메탄)	18,200 (㎥/일)	
	메탄가스 이용(가스엔진) 열효율 85% (전력36%, 열 49%)	총 100,100 kWh/일 전력 36,000 kWh/일 열 49,000 kWh/일 발전용량 1,500 kW	
공정 개요	총 발효조 용적	3×2,400 ㎥	
	발효조 온도	37~40℃	
	폐기물 전처리	Screening Magnet. separator Crushing and Air separation(?)	Capacity data N.A.
	체류시간	17~25일	HRT
	폐기물 후처리	25% DM effluent, press to 55% DM	50 톤/day 55% DM 발생 퇴비화 이용
경제성 개요	초기 투자 (1988)	160억	
	폐기물 단위무게당 운전비	26,000원	자본비용불포함
	폐기물 단위용적당 수입	미상	
	기 타 설치장소 발효조 % 고형분	 프랑스(Amiens) 24%~28%	 투입 30~35%
기타	1988년에 Valorga S.A.가 시공하여 1990년 내외에 Gaz de France가 인수 Valorga Process S.A.로 운영하고 있으며 공정의 개발자는 랑크독 후시용 과학기술대학 (Montpellier소재)이다. 세계 최초의 상업화 공정으로 아미엥 외에 타히티와 화란의 Tilburg에도 플랜트를 시공하였다. 최근에는 고온 혐기성 소화 공정도 개발에 착수하였다.		

(참고 문헌)

1) C. Saint-Joly, "Three years performances control and process monitoring in an industrial plant for MSW treatment by anaerobic digestion", Symp. on Anaerobic Digestion of Solid wastes, Venice, Italy, 14~17 April, pp 545~550 (1992)

< Table 8-7 > Dranco Process

구 분	항 목	자 료 (단 위)	비 고
원료 폐기물 및 가스이용	도시폐기물	60 (톤/일) 유기성	실용화 공정이며 TVS 제거율은 36%에 불과함. (생분해성의 47%).
	메탄가스 생산(60% 메탄)	8,400 (㎥/일)	
	메탄가스 이용(가스엔진) 열효율 85% (전력36%, 열 49%)	총 46,200 kWh/일 전력 17,200 kWh/일 열 22,000 kWh/일 발전용량 750 kW	
공정 개요	총 발효조 용적	1,888 ㎥	
	발효조 온도	55℃	
	폐기물 전처리	Manual sorting Hammer Mill Screen(40mm)	Capacity data N.A.
	체류시간	21일	HRT
	폐기물 후처리	press to 50% DM with 40% VS composting 2~3 Week	17 톤/day 퇴비 (Humotex)
경제성 개요	초기 투자 (1993)	150백만 쉴링	100억원
	폐기물 단위무게당 운전비	1,000쉴링	$85(자본비용포함)
	폐기물 단위용적당 수입	미상	
	기 타 설치장소 발효조 % 고형분	 오지리(Salzburg) 미상	 투입 30~35%
기타	1993년에 OWS(벨기에)의 기술제공으로 Salzburger Abfallseitigung GmbH & Co. KG가 사공하여 동년 11월 시운전에 들어가 6개월간 15,000 톤/년의 용량으로 운전하고 1994년 7월 이후 정상운전중. 매우 우수한 공정으로 알려져 있으며 상업화 공정으로 잘츠부르크 외에 벨기에의 Brecht에도 플랜트를 시공하였다.		

(참고 문헌)

1) H. Rassaerts and W. Lutz, "Combined anaerobic aerobic treatment of biowaste in Salzburg", Symp. on Anaerobic Digestion of Solid wastes, Capa-town, S. Africa, 23~27 Jan, pp 132~136 (1994)

曝氣槽에서 연속적으로 꺼내어 壓搾하여 擔體內의 슬럿지를 버리고 그 後에 曝氣槽로 순환시키는 洗淨 System을 구성하고 있다.

이 System은 複雜하기 때문에 長期的인 安全 운전에는 多少 문제가 있었으나 영국에서의 Full scale 實證 실험에서 pump를 代用하는 방법을 採擇하여 System의 문제점을 克復하게 되었으며 미국에서는 1989년 웨스트 버지니아주와 루지애나주에서 인구 80,000인 規模의 下水 처리장에서 Full scale로 設置 운영되었다.

또한 위스 콘신주에서 實施된 Pilot sacle 實驗에서는 0℃~10℃라는 낮은 水溫에서도 BOD 除去와 窒化 反應이 가능하다고 하였다.

그리고 1984년 Reimann 등은 擔體內의 미생물 活性이라는 側面에서 1年間 연속 사용된 擔體 內部에 棲息하는 미생물의 酸素 移動 速度를 측정한 것에 따르면 擔體 내부쪽이 오히려 酸素 이용 속도가 높고 Captor process에서 처럼 洗淨을 하지 않고 長期間 曝氣槽 속에서 流動시키고 있어도 微生物의 活性이 떨어지지 않고 있음을 알 수 있었다.

이것에 대하여는 曝氣槽內의 심한 流動에 의해서 擔體가 저절로 세정되어 있는것과 작은 氣泡가 擔體內에 出入하는 것에 의해 毛細管 현상이 活性 低下를 이르키지 않게한 원인으로 설명되고 있다.

2) Linpor process

Linpor process에서는 擔體의 耐磨耗性과 製造 방법에 연구의 중점을 두었으며 工程에 사용되는 擔體의 平均 치수는 12㎜×12㎜×12㎜이지만 한면의 길이는 10㎜에서 17㎜까지 폭이 있고 셀수는 38~50까지이다. Linpor process의 適用은 뮨헨시 郊外의 70,000인 規模의 하수 處理場에서 容積比 30%의 담체가 투입된 Full scale plant에서는 曝氣槽 내에서 BOD와 窒素의 동시 제거를 實現하여 年 平均 각각 98%와 68%의 除去率을 기록했다.

이와 같이 曝氣槽 내에서 脫窒 反應이 진행 된다는 것은 담체 表層部에서 窒

化된 것이 擔體 中心部의 혐기성부에 浸透 擴散되어 거기서 탈질이 進行되었다고 추측 되었으며 이 process에 관하여는 最近 日本에서도 기술 연구가 實施 중이다.

3) Bio-tower process

Bio-tower process는 日本에서 開發한 것으로 Linpor process를 變形한 것으로 상품화되어 있으며 1986년에 特許 出願 중이다. 이 process에서 사용된 擔體는 10㎜×10㎜×10㎜, 20㎜×20㎜×10㎜, 25㎜×25㎜×10㎜로 裁斷된 Ester계와 Ether계의 polyurethane제가 사용되었으나 耐 磨耗性은 Ether계 쪽이 優秀한 것으로 나타났으며 또한 셀수 13의 경우 擔體 내부에 嫌氣 部分의 형성을 防止 하고저 10㎜×10㎜의 擔體가 추천되고 있다.

따라서 이 process의 設計에서는 슬럿지量의 增加에 따라 負荷가 크게 될 수 있다는 것에 중점을 두고 있으며 BOD 容積 負荷는 0.2~4.4kg/㎥day로 運轉 되었으나 處理 性能으로 曝氣槽 내에서의 질화, 탈질에는 검토되지 않았다. 그리고 가장 작은 擔體는 거의 脫窒의 조짐이 보이지 않았으나 큰 擔體에서는 5.9kg-NO_2-N/MLSSkghr의 탈질 速度를 나타내었다. 그러므로 이는 擔體의 形態와 微生物 유지량과의 사이에 크다란 關聯이 있음을 알 수 있었다.

4) 多孔質 擔體 process

多孔質 擔體의 流動 방식에는 曝氣槽內에서의 유동 상태가 매우 重要하고 Captor process, Linpor process, Bio-tower process 등의 實體 裝置에 있어서는 全面 曝氣 보다는 旋回流 방식이 많이 採用되고 있으며 擔體의 유통에 관하여는 曝氣槽 내에서 擔體의 滯留 장소가 생기게 되면 處理에 있어 惡影響을 주는 것으로 되어 있다. 따라서 曝氣槽의 구조, 크기에 맞추어 散氣管의 배치, 曝氣 강도를 調節할 필요가 있다. 그리고 프라하 工大에서는 폭기조에 polyurethane 제의 多孔質 擔體를 투입함에 따라 絲狀性 Bulking이 억

재되는 것을 알수 있었으며 이때 絲狀 微生物 억재의 목적으로 보게 되면 擔體量이 많으면 많을수록 좋겠지만 曝氣槽에 容量比로 40% 이상의 담체를 投入하게 되면 攪拌에 문제가 발생한다. 또한 Bulking 抑制 실험에서 15%의 擔體 투입과 30% 擔體 투입의 경우를 比較했을 때 30%의 경우가 壓倒的으로 Bulking 억재에 效果가 있으나 아직 그의 억재 Mechanism에 대해서는 밝혀지지 않고 있다.

위의 擔體 利用 process에 대하여 여러 가지 방법이 정해지고 있으므로 이에 대한 各種 方式의 성능에 관하여 比較 整理하여 보게 되면 다음 <Table 8-8>과 같다.

< Table 8-8 > Characteristics of porous media in aerobic process

연구그룹 혹은 처리방식	제거대상	담체의 크기	셀 수	대상배수 적용예	실험 레벨
동북대학 (일본)	유기물, 질화	20mm×20mm×20mm	-	인공배수	실험실
CAPTOR	유기물, 질화	25mm×25mm×12.5 mm	30	생활배수	Full Scale
LINPOR	유기질, 질화, 탈질	12mm×12mm×12mm	38~50	생활배수, 공장폐수	Full Scale
Bio-tower	유기물	10mm×10mm×10mm 20mm×20mm×20mm 25mm×25mm×25mm	13	인공배수, 공자폐수	Full Scale
동경공업대학 (일본)	유기물, 질화, 탈질	5mm×5mm×5mm 7mm×7mm×7mm 10mm×10mm×10mm	20	인공배수	실험실
경도대학 (일본)	유기물, 질화	10mm×10mm×10mm	-	인공배수	실험실
프라하화학 공과대학(체코)		12mm×12mm×12mm	38	인공배수	실험실
Acti-Bio System	유기물, 질화, 탈질	12mm×12mm×12mm	40	생활배수, 분뇨처리, 공장폐수	Full Scale

5) Acti-Bio process

Acti-Bio process는 擔體 流動型 활성 슬럿지법에 관한 것으로 프라하 化學 工科 大學의 J. 크도버 교수에 의해 提案되어 레스토랑 廢水處理 시설을 일부 改造하여 현장 실험을 행하였다. 容量比는 약 30%의 擔體를 투입한 FRP 製의 水深 2m, 容量 31.51㎥의 포기조로 原水는 生物 處理 되어 담체 流出 防止用 스크린을 통하도록 하고 活性 슬럿지 混合液은 5.59㎥의 침전조에서 固液分離되어 상등수는 界外에 보내지도록 되어 있다. 이때 流入 廢水量은 29.48㎥/day 로 시간당 流量의 絶頂은 20hr대로 4.06㎥/hr 이며 調整 技能은 없기 때문에 폭기조의 原水 流入 변동은 絶頂 3.3㎥/hr이었다. 이에 대한 處理 性能은 다음 <Table 8-9>와 같다.

< Table 8-9 > Efficiency of acti-bio process

항 목		원 수	처리수
pH		4.6	7.0
BOD	(mg/ℓ)	681.7	8.1
용해성BOD	(mg/ℓ)	419.0	3.3
COD_{α}	(mg/ℓ)	1,179.4	48.1
용해성COD_{α}	(mg/ℓ)	536.4	35.7
총질소	(mg/ℓ)	33.5	3.23
킬달 질소	(mg/ℓ)	32.4	3.18
NH_4-N	(mg/ℓ)	2.20	0.54
NO_x-N	(mg/ℓ)	1.07	0.06
총인	(mg/ℓ)	3.66	0.17
노말 핵산	(mg/ℓ)	77	8
SS	(mg/ℓ)	365	8

위의 <Table 8-9>에서 BOD와 同時에 窒素 燐도 除去 되고 있으나 이는 原水의 BOD, 질소, 인의 除去比로부터 미생물의 增殖에 의한 收穫이 크다고 생각되어 졌으며 이것은 基質과 溶存 酸素의 담체 내부에서의 擴散 速度에 의한 差異에 따라 발생한다고 생각되어지므로 多孔質 sheet의 間隔, 두께에 대한 변화에 따른 擴散 速度를 실험할 필요가 있었다. 그리고 添加 담체의 모양은 間歇 폭기 활성 슬럿지 方式에 있어서 多孔性 담체의 長期的인 安定性 面에서 또한 중요한 point가 된다.

그리고 지금까지의 硏究를 보게 되면 어떠한 치수 및 셀수의 polyurethane 제의 擔體라도 BOD 除去와 窒化 反應은 문제없이 進行되나 同時에 脫窒까지 진행되느냐는 담체 내부가 嫌氣化 하는지의 여하에 달려 있으며 너무나 빠른 速度로 基質 및 溶存 酸素가 담체 내부에 浸透해 가게되면 嫌氣 부분이 發生되지 않고 탈질 역시 일어나지 않는다. 따라서 擔體의 눈이 너무 가늘다든지 連曝性이 나쁘면 嫌氣部는 발생되지만 거기까지 基質이 浸透하기 어렵고 效率이 떨어지게 마련이다.

이러한 觀點에서 2次元의 擴散 속도를 찾아 그것에 對應하는 질소 除去率을 찾는 것이 중요하다 할 수 있다.

Acti-Bio process 設計上의 고려 사항으로 다음과 같은 것을 들수 있다.

가) BOD와 窒素를 좀 더 效率的으로 동시 제거하기 위한 嫌氣와 好氣의 사간 비율을 適切히 設定하는 자동제어

나) 擔體 投入에 의한 酸素의 溶解 효율을 上昇시킬수 있으면서 에너지 節約을 할 수 있는 適定 操作 조건

다) 多孔質 擔體를 폭기 유동시켜 生物學的 처리를 할 경우 微細한 슬럿지가 생성될 것을 고려하여 間歇 曝氣를 포함한 슬럿지의 沈降性을 효율화하는 process 誘導

라) 多孔質 擔體는 미생물의 維持 능력이 높기 때문에 下水의 3次 處理 및

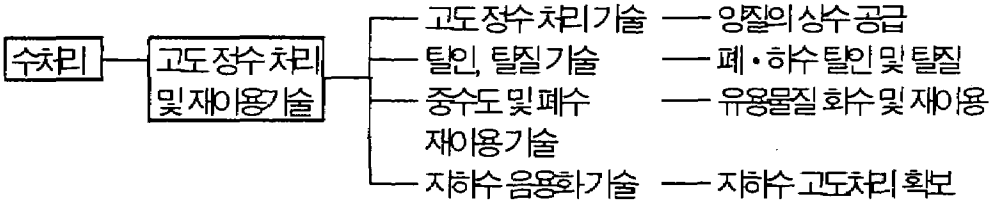
淨化 처리시의 處理 效果 유도

마) 多孔質 擔體를 嫌氣 好氣性法 뿐만이 아닌 기계적인 手段 및 水流만으로 流動시켜 가스 回收가 가능한 完全 嫌氣性 處理 시스템으로 유도

바) 多孔質 擔體에는 여러 種類가 있지만 活性炭과 함께 前處理 하므로서 吸着과 生分解를 동시에 일어나게 하는 生物 活性炭的 高度處理 시스템의 유도

다. 高度處理 process

水質 保全을 위한 高度處理 process는 정수 처리 및 再利用 시설로서 오존 및 活性炭을 이용한 淨水 기술, 物理 化學的 脫窒 脫燐 기술, 有用 物質의 分離 기술 및 生物學的 高度處理 기술등이 process에 적용된다. 水處理 분야에서 高度 處理에 대한 기술 내용을 살펴 보게되면 다음과 같다.



高度 處理를 위한 질소·인 除去 方法으로 미국, 유럽, 일본 등지에 普及되고 있는 process로 Phostrip, Bardenpho, UCT, A_2O 工法 등이며 處理水의 再利用 면에서는 産業界의 경우 보일러 용수, 冷却 용수, 溫度 調整 용수, 製造 工程 용수, 洗淨 용수 및 原料 용수 등에 사용되며 再利用에 있어서는 要求 되어지는 수량, 수질의 用途에 따라 膜分離, 오존 處理 등에 의해 比較

的 용이하게 많은 부분에서 實際로 이용되고 있다. 그리고 生活계 下水의 재이용은 安定性, 經濟性, 運營管理 문제등의 요인으로 再利用面에서 실적은 미미한 단계이다.

高度處理 process에서는 前處理 배수의 특성에 따라 最適의 처리 시스템을 構成하는 것이 중요하다. 그러므로 本 報告書에서는 電解 凝集 및 活性炭 처리에 대한 process를 시스템에 도입코저 하였다.

1) 電解 工程

電解 工程은 처리 방법이 簡單하고 裝置의 규모에 대해 처리 動作 能力이 크고, 運轉 制御가 간단한 이점이 있으며 일반적으로 交流 및 直流 電解法에 의해 汚染 物質의 제거를 하게 된다.

電解에 의한 金屬 ion의 제거 경우에는 電極의 材質 및 電極의 構成, 構造와 配置에 따라 제거 효과는 크게 달라진다. 交流 電解에 의한 鐵의 제거인 경우에는 電極의 구성은 Al, Cu 電極일때가 가장 性能이 좋게 나타났으며 또한 電極 구조는 棒狀을 중심으로한 서로 마주 보는 측을 半員狀으로 하여 電極間의 거리는 5~6㎜로 한 것이 가장 性能이 좋은 것으로 되어 있다.

따라서 電極 構造는 반원상으로 하고 電極間 거리를 5~6㎜로 하여 Cu, Al, Fe의 電極을 各各 사용하였을 때 水素 이온 濃度(PH), 溶存 酸素(DO), 인산, 화학적 산소 요구량(COD), 대장균군, 일반 세균군, 암모니아성 窒素 및 殘溜 鹽素에 대한 전해처리 1時間 및 3時間 처리후의 分析値는 다음 <Table 8-10>, <Table 8-11> 및 <Table 8-12>와 같다.

<Table 8-10>, <Table 8-11> 및 <Table 8-12>에서 廢水의 PH, DO의 狀態에 따라 測定値의 차이를 보였으나 電氣 分解에서의 汚染 物質의 除去에는 큰 影響이 없었다. 그리고 PH 및 DO는 電解 時間의 경과에 따라 上昇하면서 燐酸과 COD는 상당히 除去 되었으나 殘溜 鹽素는 제거 되지 않았다. 또한 大腸菌, 일반 細菌의 제거는 잘 되었으며 특히 Cu 極을 사용한 경우에는 더욱 잘

<Table 8-10> Effect of electrolysis in Cu Cell from waste water

항 목 \ 전체시간	원수	1시간	3시간
수 온 (℃)	19.0 20.0	21.4 20.5	22.2 22.2
pH	7.3 7.3	7.7 8.6	8.6 9.3
DO (ppm)	6.4 7.0	8.1 10.1	9.2 10.4
인산 (ppm)	20 2	1 0.2	0.2 0.2
COD (ppm)	400 2000	80 200	60 100
잔류염소 (ppm)	0.1 0.1	0.1 0.1	0.1 0.1
암모니아성 질소 (ppm)	20 10	10 2	10 2
대장균수 (1/mℓ)	38000 14000	60 50	20 20
일반 세균군수 (1/mℓ)	18500 29000	90 240	100 100

<Table 8-11> Effect of electrolysis in Al Cell from waste water

항 목 \ 전체시간	원수	1시간	3시간
수 온 (℃)	18.8 16.7	23.6 20.1	23.6 21.8
pH	6.4 7.1	7.0 7.5	7.7 7.8
DO (ppm)	2.2 3.6	5.7 6.6	7.8 8.4
인산 (ppm)	5 5	0.2 2	0.2 0.2
COD (ppm)	300 250	100 150	50 100
잔류염소 (ppm)	0.1 0.1	0.1 0.1	0.1 0.1
암모니아성 질소 (ppm)	20 20	20 20	20 20
대장균수 (1/mℓ)	42000 41500	380 650	370 200
일반 세균군수 (1/mℓ)	29800 25000	570 530	550 110

<Table 8-12> Effect of electrolysis in Fe Cell from waste water

항 목 \ 전체시간	원수	1시간	3시간
수 온 (℃)	19.0 23.0	19.2 24.3	19.8 26.4
pH	7.4 7.8	7.8 8.0	7.9 8.1
DO (ppm)	7.5 3.9	8.0 5.7	8.6 6.0
인산 (ppm)	10 50	0.5 5	0.2 1
COD (ppm)	400 400	100 100	100 100
잔류염소 (ppm)	0.1 0.1	0.1 0.1	0.1 0.1
암모니아성 질소 (ppm)	10 50	5 10	5 10
대장균수 (1/mℓ)	27500 87000	200 382	150 350
일반 세균군수 (1/mℓ)	10200 10150	120 121	123 70

除去 됨을 알 수 있었다. 이때 암모니아성 窒素의 除去는 부진한 것으로 나타났다.

2) 凝集 工程

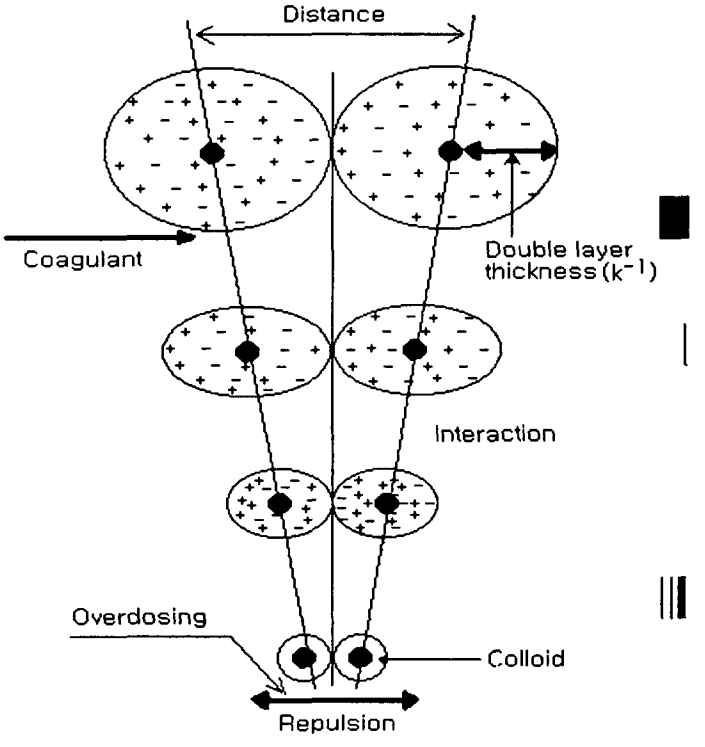
凝集 原理는 粒子 界面의 DLK(Double Layer Thickness)를 金屬(Al 혹은 Fe)을 넣어 減少 시켜주는 것이다. 즉 DLK는 알루미늄 ion이 粒子 表面 주위를 애워살 때 보다 效率的으로 감소하는데 이 效果는 凝集 攪拌과 直接的인 影響을 갖고 있으므로 보다 强한 ion 性格을 띤 Aluminium ion이 DLK를 보다 많이 줄일수 있다.

그러므로 凝集 工程에서 凝集劑의 鹽基度와 攪拌 强度는 응집제 응용에 있어 매우 중요한 因子가 된다. 그리고 凝集에 있어 두 粒子間 서로 만나게 되는 에너지 作用은 다음 <Fig 8-1>과 같다.

가) 無機 高分子 凝集劑

本 實驗에 사용된 凝集劑는 無機 高分子 응집제로서 旣存 單分子 응집제에 비교하여 特徵이 있으며 이의 長點들은 다음과 같다.

1) 濁度 제거율의 優秀性 (superior Turbidity Reduction)
2) 빠른 沈澱 速度 (Faster Sedimentation)
3) 殘溜 알루미늄의 감소 (Lower Residual Aluminium)
4) 高度의 有機物 除去 능력 (Higher Removal of TOC)
5) 슬럿지 生成量의 감소
6) 알카리度 및 投入量의 감소
7) 낮은 水溫에서의 凝集 效果 유지



<Fig 8-1> Chunhyang-Leedoryung coagulation mechanism showing the interaction energy between two particles (Kwak, 1997)

나) 鹽基度 (Degree of polymerization)

凝集劑의 염기도는 값이 클수록 凝集力이 優秀하므로 鹽基度 수치는 凝集工程에 있어 매우 重要한 factor이다. Al^{3+} ion의 酸化수가 3인 경우와 7인 Al_{13} 인 경우를 定量的으로 비교해 보면 S-H 濃度는 약 1/12.4(Shultz-hardy Concentration)에 해당되며 이에 대한 鹽基度 段階는 다음 <Table 8-13>와 같다.

<Table 8-13> Basicity and Schultz-Hardy rule of Al complexes

Ion	S-H Conc.	OH/Al	Basicity	Al Charge
Al^{3+}	1	0	0	+3
$Al_2(OH)_2^{4+}$	1/2.8	1	33	+2
$Al_2(OH)_4^{5+}$	1/7.1	1.3	44	+1.67
$Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$	1/12.4	2.5	82	+0.54
$Al(OH)_3$	-	3.0	100	0

위의 <Table 8-13>에서 鹽基度는 凝集劑의 특성을 評價하는 방법중의 하나이며 일반적으로 상용되는 凝集劑 鹽基度 범위는 약 40～50% (OH/Al = 1.2～1.5)이다 즉 이 範圍에 있을때가 凝集劑로서 가장 安定하기 때문이다.
鹽基度의 表示 방법으로 구체적으로 계산하게 되면 다음과 같다.

$$Basicity = \frac{[OH\text{몰수(혹은 개수)}]}{[Al\text{몰수(혹은 개수)}]\times 3} \times 100$$

1) Al^{3+} → [OH]=0, [Al]=1 → B(%)=0

2) $Al_2(OH)_2^{4+}$ → [OH]=2, [Al]=2 → B(%)=33

3) $Al_2(OH)_4^{5+}$ → [OH]=4, [Al]=3 → B(%)=44

4) $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ → [OH]=28, [Al]=13 → B(%)=82

5) $Al(OH)_3$ → [OH]=3, [Al]=1 → B(%)=100

위에서 凝集劑 鹽基度 100이 되면 水酸化 알루미늄으로 되어 凝集劑로서 가치는 低下된다. 이러한 現象은 PH가 8 이상인 경우 選擇的으로 잘 일어난다. 만약 水中에서 이런 현상이 壓倒的으로 일어나게 되면 알루미늄 濃度에 比較하여 응집력이 低下되는 양상을 보이게 된다.

특히 鹽基度가 100%가 되면 Sweeping (혹은 Trapping)이 일어나면서 凝集이 일어나게 되며 이때 水酸化 알루미늄은 自體的으로 結合되어 微細 粒子를 형성 응집 효력을 상당히 상실하게 된다. 따라서 어떠한 경우에는 Al 化學種은 水酸化 알루미늄으로 變化되기 전에 粒子 표면에 吸着되어야만 最大의 效果를 기대 할 수 있다.

다) 鹽基化 反應 (Basification)

Aluminium hydroxide가 세 個의 hydroxide基를 갖고 있다. 만약 Aluminium 原子當 두 개의 hydroxide基가 있다면 鹽基度는 66.67%이며 이러한 경우 Aluminium은 2/3가 中性化 된다. 대부분의 Polyaluminium 凝集劑의 鹽基度는 45～50%의 것이 流通되고 있으나 Aluminium Chlorohydrate이 경우는 70%의 鹽基度를 갖고 있다. 그리고 鹽基度는 응집제의 分子量과 關聯되면서 沈澱 速度와는 직접적인 관계가 있다. 또한 鹽基度가 增加하게 되면 反應 速度가 상당히 빨라지므로 반드시 攪拌 强度를 증가시켜 주어야한다. 이때 急速 攪拌槽에서 攪拌 强度가 불충분하면 Local dispersion이 일어나서 凝集 처리 후 微細한 Floc들이 낮게 되는 原因이 된다. 鹽基化 과정 중에서 形成 할 수 있는 Al 凝集種은 다음 <Table 8-14>와 같다.

라) 無機 高分子 凝集劑 種類

反應 條件에 따라 凝集劑의 특성이 달라지는데 그의 變數는 원료 組成比, 원료의 投入 순서, 反應 溫度, PH, 攪拌, Anions, 反應時間 등이며 종류는 다음 <Table 8-15>와 같다.

<Table 8-14> Distribution of polymeric aluminium species as a function of molar OH/Al ratio

OH/Al 비	Aluminium Species
0	Al^{3+}
0.5	$Al_2(OH)^{3+}$
1.0~1.33	$Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$
1.5~1.67	$Al_2(OH)_3^{3+}$, $Al_2(OH)_6^{6+}$, $Al_3(OH)_5^{4+}$
1.84	$[Al_{13}O_4(OH)_{24}]^{7+}$ (Most Stable)
2	$\sum_{m=1}^{6} [Al_m (OH)_{2m}]^{m+}$
2.33	$Al_3(OH)_7^{2+}$, $Al_8(OH)_{18}$
2.5	$\sum_{m=0}^{5} [Al_{2m+2} (OH)_{5m+5}]^{+(m+1)}$
2.67	$Al_3(OH)_8^{-}$
3	$Al(OH)_3$

3) 活性炭 工程

微生物이 活性炭 表面에 吸着되어 부착 增殖되는 현상을 알게된 것은 1970년 경이며 이는 處理能의 향상 및 活性炭 수명 연장에 效果가 있었고 또한 유화 수소의 發生도 抑制 할 수 있었다.

이와 같이 微生物을 付着시킨 活性炭은 활성탄 吸着과 同時에 생물 분해에 의한 水處理를 동시에 할 수 있어 生物 活性炭 (BAC : Biological Activated Carbon)이라고도 한다.

<Table 8-15> A list of coagulants developed and in development worldwide (Kwak, 1996)

제품종류		Alum	PAC	PASS	PACS	PACC*	Al-Fe*	Fe-Si*
화합물 종류		황산알루미늄 (Aluminium sulfate	폴리염화알루미늄(Poly Aluminium Chloride	폴리황산규산아루미늄(Poly Aluminium Silicate Sulfate	폴리염화규산알루미늄(Poly Aluminium Hydroxide Chloride Silicate	폴리염화알루미늄칼슘(Poly Aluminium Chloride Calcium	폴리염화규산알루미늄(Poly Aluminium Iron Chloride)	폴리염화규산철(Poly Aluminium Iron Silicate
성 상		Al_2O_3 8%	Al_2O_3 10%	Al_2O_3 8~10%	Al_2O_3 17%	Al_2O_3 10%	Al_2O_3 5.5~9.5% Fe_2O_3 1~4.5%	Fe_2O_3 21%
염 기 도		0%	40~45%	10~50%	45~50%	70%	45~50%	·
약품투입량		액상 20~60㎕/ℓ	Alum 투입량의 70~80%	Alum 투입량의 50~55%	Alum 투입량의 30% PAC 투입량의 50%	Alum 투입량의 70~80%	·	·
제품의 특징	일반특성	음이온이 SO_4^{2-}인 단분자 응집제	음이온이 Cl^-이며 침전성 우수	활성규산 첨가로 응집제를 고분자화하였으며 음이온이 SO_4^{2-}임	무기고분자응집제로 응집성을 극대화함. 음이온이 Cl^-임	응집제의 염기도를 증가시킨 제품으로 응집성능 우수	유기물 제거효과 우수	유기물 제거효과 우수
	응집효과	저온 및 고탁도, 응집성이 나쁨	저온·고탁도시 우수	특히 저온·고탁도에서 PAC보다 성능이 우수하도록 개발된 제품임		고탁도, 저알카리도 원수처리에 우수함	침강성 개선	침강성 개선
	응집후 pH 변화	pH가 가장 많이 낮아짐	pH가 조금 낮아짐	응집후 pH강하가 적음		응집후 pH강하가 가장적음	pH강하 낮음	pH강하 낮음
	처리수의 Al 이온 농도	처리후Al 이온농도높음	보통	처리 후 Alshd도 낮음			잔류 Al농도 극소화	잔류 Al농도 없음

가) 活性炭의 分類

活性炭 原料로는 木質계, 야자 껍질계, 석탄계 및 석유계로 分類가 되며 형상에 따라서는 다음과 같이 분류된다.

粉末狀(PAC : Powdered Activated Carbon) - 야자 껍질계 粉末狀 活性炭은 넓은 외부 表面과 비교적 얕은 細孔에 의해 吸着量과 吸着 速度가 빠르고 原水 處理시 냄새를 發生시키는 有害 化學 물질의 濃度 低下에도 효과가 크다. 그러나 粉末狀은 回收 再利用이 불가능하므로 여름에 一時的으로 발생하는 냄새 除去 및 水源의 事故로 인한 原水 汚染 제거에는 사용되나 淨水 處理에는 일반적으로 適合하지 않다.

粒狀 (GAC : Granular Activated Carbon) - 吸着 速度는 粉末狀에 비교하여 떠러지지만 再生이 容易 하므로 處理 시간이 長時間 소요되는 固定層이나 流動層의 大型 設備에 있어서는 效率的인 처리가 된다.

纖維狀 (ACF : Activated Carbon Fiber) - 直徑 10～20㎛의 纖維 表面에 직접 Micro pore가 있으면서 吸着 速度가 빠르고 再生이 용이하기 때문에 粉末狀 및 粒狀 쌍방의 이점을 갖고 있어 高機能性 分野에 다양하게 응용된다. 그리고 活性炭은 外部 表面 이외에 細孔에 의한 內部 表面을 갖고 있으며 이것에 의한 莫大한 表面積이 吸着을 이르키게 된다. 이의 細孔의 直徑 r에 의해 國際的으로 分類된 것을 보게 되면 다음과 같다.

原料와 形象 차이에 따라 細孔의 存在 比率 (세공 분포)과 細孔의 깊이 및 크기가 다르다. 이것은 飽和 吸着量과 吸着 速度를 좌우하게 된다.

나) 生物 活性炭에 의한 水處理

① 高度 淨水 處理

動·植物의 부폐 分解過程에서 생성되는 후민은 難分解性 물질로서 淨水處理 과정에 添加되는 消毒用 鹽素와 反應하여 Chloroform, Dichlorobromo methane, Chlorodibromo methane 과 같은 Triharo methane을 生成하기 때문에

문제가 되고 있으며 그 밖에 溶解性 有害 유기물질인 農藥, 陰이온성 界面活性劑, 암모니아성 窒素 등도 문제가 되고 있다. 그러므로 이의 處理를 위하여는 凝集 沈澱, 急速濾過 등의 정수처리 이외에 活性炭 처리, 오존 처리, 生物 處理 등을 附加한 高度 淨水 處理가 요구된다.

② 生物 活性炭에 의한 淨水 處理

活性炭 表面에 미생물이 付着 增殖된 生物 活性炭은 活性炭 처리와 함께 微生物 처리가 同時에 일어나게 한다. 이와 같은 生物 活性炭으로 정수 처리시는 단순한 活性炭의 物理的인 흡착에 의해 除去 되는 것 이외에 미생물에 의한 分解도 期待 되기 때문에 有機物 제거 효율이 向上되면서 활성탄의 吸着 機能도 장기간 持續된다. 그러므로 除去 곤란한 ion성 物質의 처리도 可能하여진다. 일반적인 處理 裝置로는 充塡層 방법이 사용되고 있으나 流動層 방법을 사용시 水質面에서는 약간 떠러지겠으나 洗滌을 자주 하지 않어도 되는 이점은 있다.

代表的인 야자 껍질계와 석탄계의 粒狀 活性炭에 대해 比較하여 보면 細孔이 큰 석탄계가 生物 活性炭 처리에 있어 더욱 효과적이다.

또한 充塡層 방법으로 長期間 사용시는 菌體 이외에 polymer의 生成 등에 의한 뚜꺼운 生物膜이 형성되어 活性炭의 흡착능 低下 및 充塡層 內의 閉鎖가 일어날 우려가 있으므로 이를 防止하기 위하여는 逆洗 方法에 의한 活性炭 洗滌이 필요하다.

③ 生物 活性炭에 의한 排水 處理

排水 處理에서는 粉末 활성탄의 吸脫着能과 生物 處理를 효과적으로 활용한 방법이 採擇되고 있다. 일반적인 活性汚泥 방법에서의 活性炭 添加는 汚泥의 固·液 분리 및 流出水 중의 SS 除去에 있어서도 效果的이지만 急激한 負荷 상승이나 沮害 물질의 流入시에도 對應이 되기 때문에 高濃度의 유기성 排水 및 암모니아성 窒素의 Nitro化 反應에서는 phenol에 의해 크게 沮害를 받지만 생물 活性炭法에서는 동시에 처리 하는 것이 가능하다.

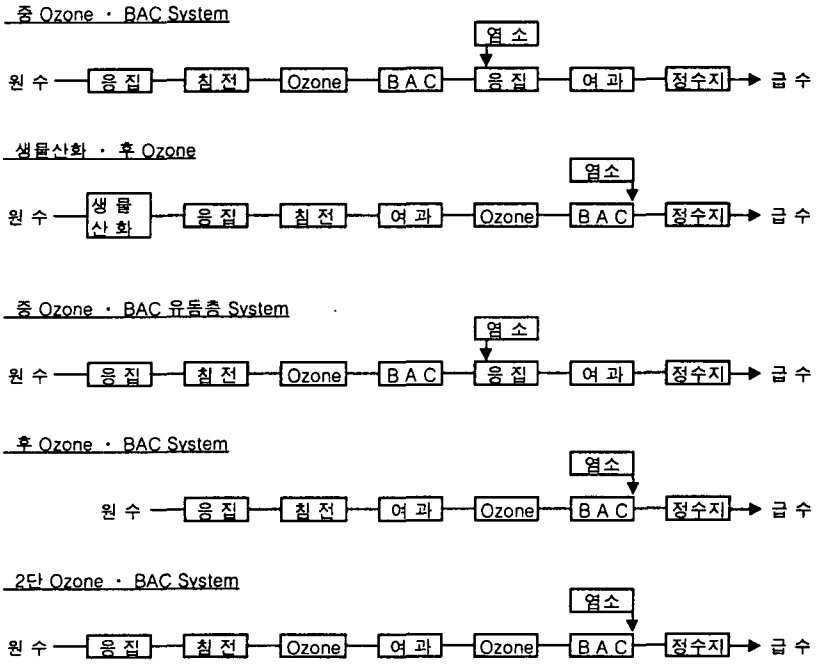
다. 活性炭에의 微生物 付着 效果

有機物의 吸着能이 없는 모래 및 안소라사이트 등의 擔體에서는 易 分解性 유기물의 분해 速度가 낮을 뿐 아니라 m-aminobenzoic acid 및 2-methylisoborneol, Thyosmine 등과 같은 難分解性 물질은 전연 除去되지 않지만 活性炭에서는 효율적으로 제거된다. 즉 活性炭의 경우에는 處理水 중의 菌體數가 2倍 정도 높게 나타나고 있으므로 이는 活性炭에 付着된 미생물이 活性을 향상시켜 增殖 速度가 빨라졌기 때문에 分解 速度가 높아진 것으로 보고 있다.

라. 活性炭 工程 시스템

高度 淨水 處理 공정에 적용되는 施設은 Ozone 처리 시설과 粒狀 活性炭 처리 시설이 淨水 工程에 활용되고 있다. 특히 鹽素 消毒時 發生하는 Triharo methane (THMs)을 위시하여 消毒 副産物 (DBPs)을 제거하기 위하여 活性炭 工程이 구성된다.

代表的인 高度 淨水 처리 시스템에서의 Ozone 및 BAC (biorogical Activated Carbon) 工程 構成을 보게 되면 다음 <Fig 8-2>와 같으며 그리고 이에 대한 주요 役割은 <Table 8-16>과 같다.



<Fig 8-2> System formation of Ozone and BAC process

<Table 8-16> Main activity for each process

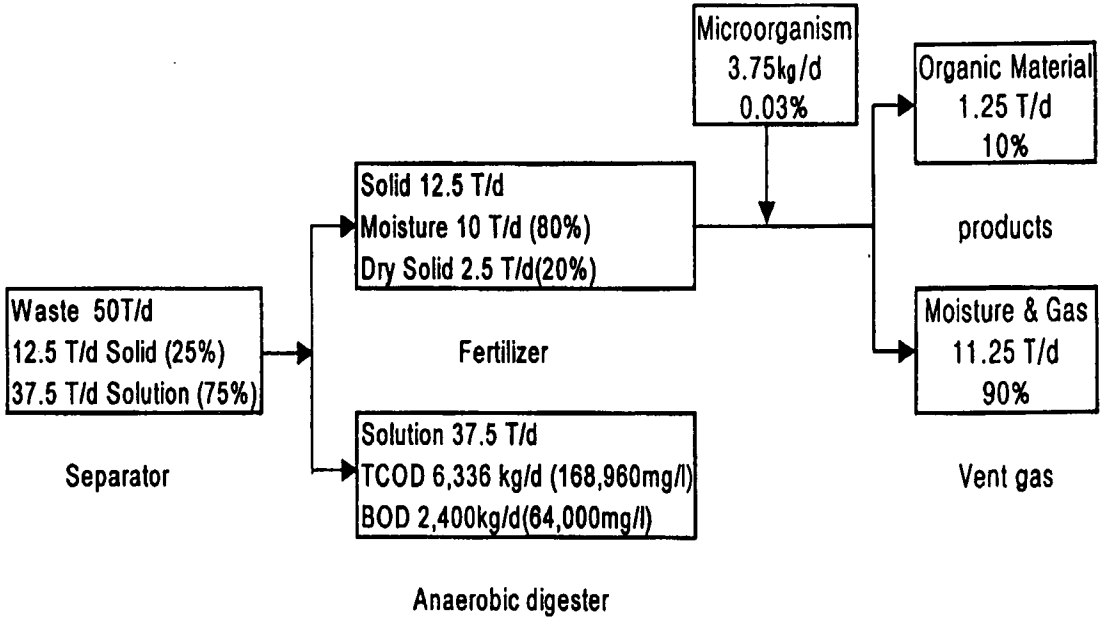
Process	주 역 활	적 요
응집/침전	현탁 성분의 제거 수질의 안정화	후단 Process의 지원
Ozone	미생물의 불활성화 이취미 성분의 제거 유기물의 저분자화 응집의 촉진	종래의 염소처리 대체 후단의 BAC 지원
BAC	이취미 성분의 제거 화학 물질의 제거 DBPs의 제거 Ozone처리 부산물의 제거	THMs, TOX 등 ALDs*, AOC** 등
응집/여과	현탁 성분의 제거 철, 망간의 제거 미생물 안전성의 확보	유출 미생물의 보충

* ALDs : Aldehyde 류 ** AOC : 동화가능 유기 탄소

第2節 綜合 Material Balance

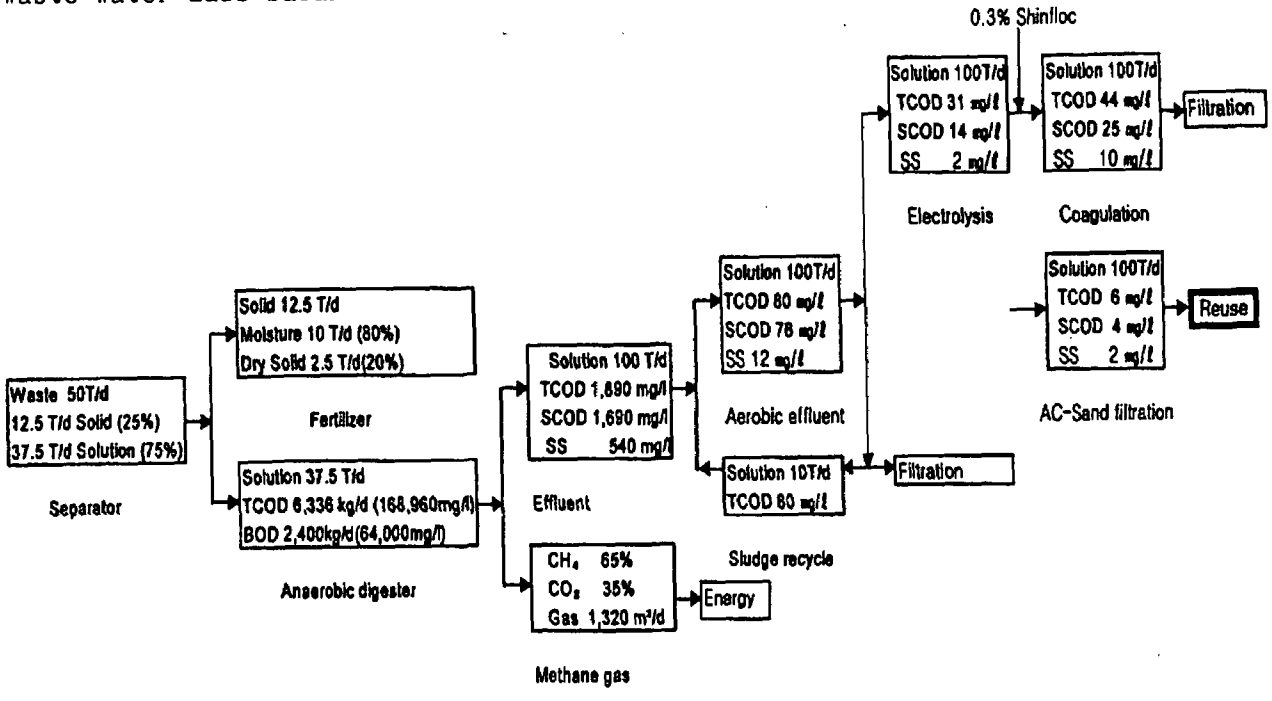
1. Mass Balance

가. Solid waste mass balance



[Fig 8-3] Solid waste mass balance

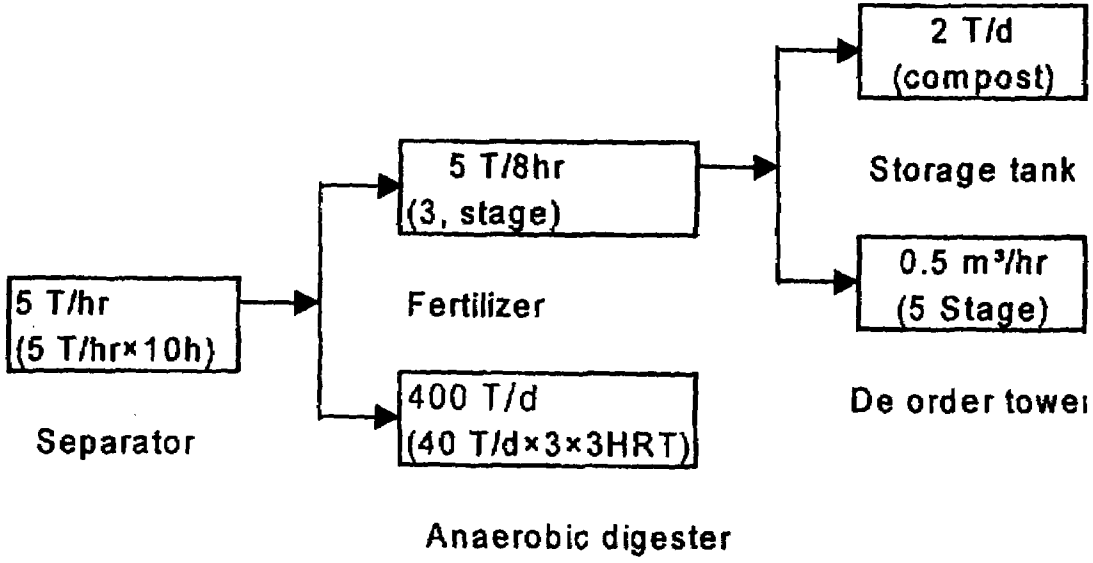
나. Waste water mass balance



[Fig 8-4] Waste water mass balance

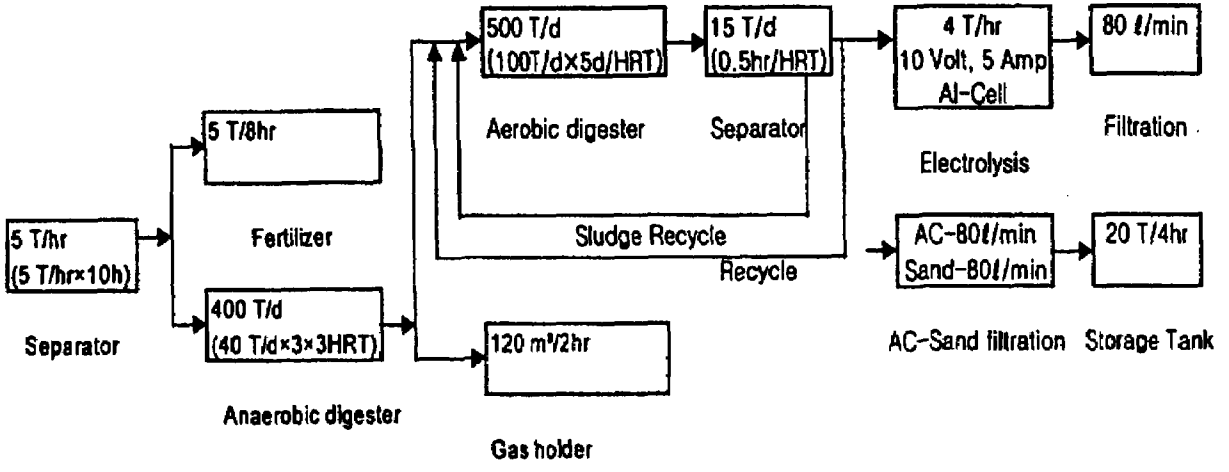
2. Capacity Balance

가. Solide waste capacity balance



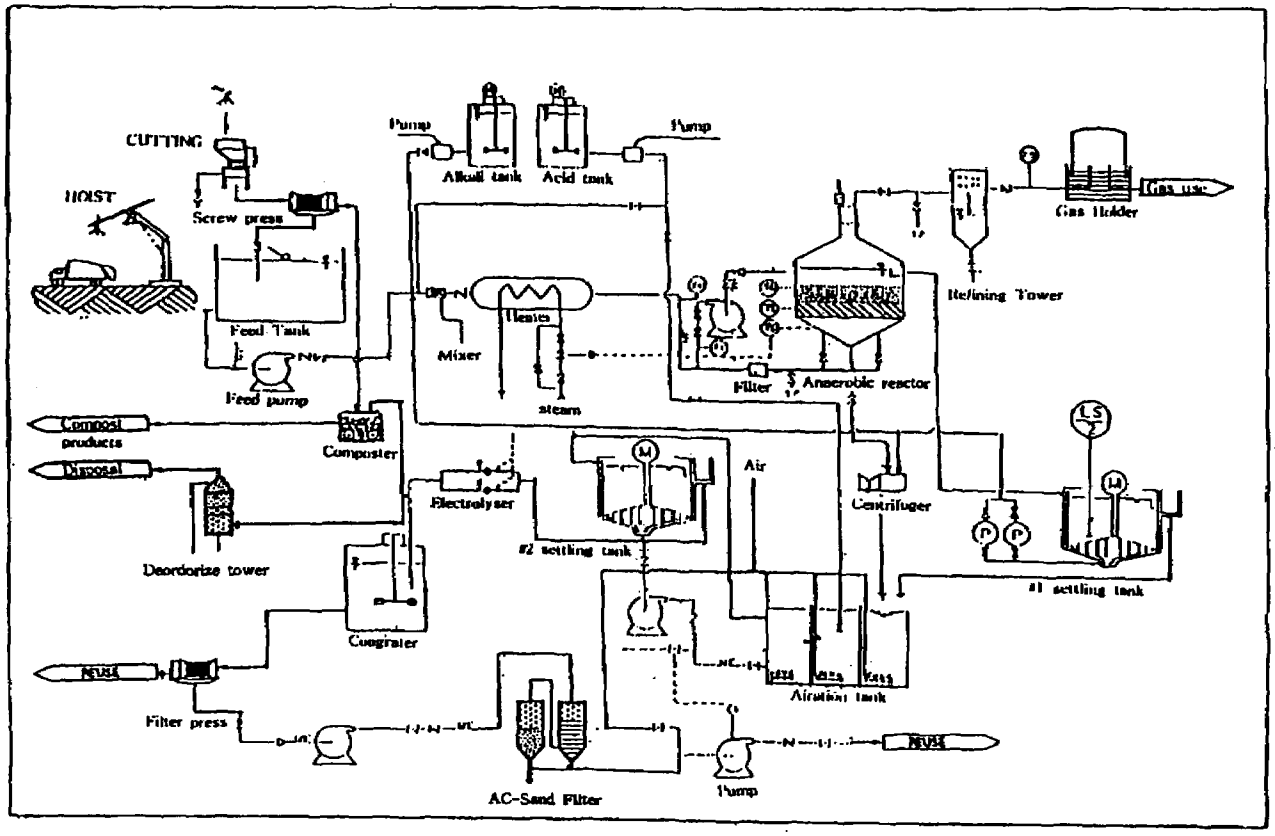
[Fig 8-5] Solide waste capacity balance

나. Waste water capacity balance



[Fig 8-6] Waste water capacity balance

3. 50 T/d Process Flow Sheet



[Fig 8-7] 50 T/d Process Flow Sheet

4. 50 T/d 經濟性 比較 分析 (300일 운전 기준)

<Table 8-17> Comparison of cost balance

항목	직접 퇴비화 방법	본 연구의 신 기술 방법
수입	퇴비 : 2.0톤/일×300=600톤/년 600×100,000원/톤=60,000천원/년	퇴비 : 2.0톤/일×300=600톤/년 600×100,000원/톤=60,000천원/년 회수네너지 : 1,320㎥/일×300=396,000㎥/일 6,500kcal×396,000=2,547,000×10^3kcal/년 214,500ℓ(경유)×450원/ℓ=96,525천원/년 용수 : 100톤/일×300=30,000톤/년 538원/톤×30,000=16,140천원/년
	합 계 : 60,000천원/년	합 계 : 172,000천원/년
지출	시설비 : 1,200,000천원 건조 연료비:315,000원/일×300=94,500천원/년 전기료:3,440원/시간×24×300=24,768천원/년 인건비:3인×1,500,000원/인×12=54,000천원/년 년감가삼각 : 1,200,000÷10년=120,000천원/년	시설비 추정 : 1,600,000천원 건조 연료비 : 63,000원/일×300=18,900천원/년 전기료(40kw): 4,590원/시간×24×300=33,048천원/년 약품비 : 30,000원/일×300=900천원/년
	합 계 : 293,268천원/년	합 계 : 274,948천원/년
절약	현 쓰레기 처리 비용 : 10,000,000원/월×12=120,000천원/년	현 쓰레기 처리 비용 : 10,000,000원/월×12=120,000천원/년
		합 계 : 274,948천원/년
차익	-133,268천원/년	+17,717천원/년

第3節 最適 運轉(案)

1. 固液 分離 裝置 運轉

가. 有機物 쓰레기중에 混入된 비닐, 스티로폴, 鐵物 등의 분리 선별

나. 一定한 길이의 纖維質로 切斷. 고·액 窄汁. 분리

다. 固·液 分離 폐기물의 腐廢 以前 처리 관리

라. 固狀 폐기물의 水分관리

마. 液狀 폐기물의 濃度 관리

바. 運搬 및 輸送 體系의 효율화

2. 堆肥化 裝置 運轉

가. 2段 堆肥化 醱酵 장치로서 攪拌은 10~15rpm으로 한다.

나. 堆肥化 과정에서 發生하는 醱酵臭를 흡수하기 위한 脫臭 裝置 부착

다. 水分 調整劑를 注入, 試料 수분을 50~65%로 조절

라. 堆肥化 C/N Ratio는 10~15되게 조절

마. 堆肥 醱酵 온도는 40~55℃로 유지

바. 퇴비화 速成 高溫菌 製劑의 0.3% 첨가 발효

사. 48時間 발효 乾燥 連續 처리 운전

아. 醱酵 堆肥는 수분 調整用 및 菌 補充用으로 순환 이용

자. 生産 堆肥는 1次 安定化 퇴비로서 貯藏 및 2次 醱酵 사용

3. 嫌氣 裝置 運轉

가. 酸性 醱酵器는 消化의 제 1단계로서 高分子 유기 물질은 通性 嫌氣性

細菌에 의해 알콜, 유기산, 유기염등의 低分子 中間 생성물로 되면서 溶液은 酸性을 나타내고 惡臭가 난다.

나. 酸性 減退期는 有機酸이나 窒素 화합물의 分解가 일어나고 암모니아, 아미노산, 탄산가스, 유화수소, 인돌, 맬캅탄 등이 生成되면서 PH는 上昇한다.

다. 메탄 醱酵期는 絶對 嫌氣性菌인 메탄균에 의해 메탄을 大量 발생하고 또한 암모니아는 초산 암모니움 形態로 되어 汚泥中에 잔류하므로 알카리성을 나타낸다.

라. 嫌氣 消化의 최적 PH는 6.8～7.2로서 運轉 初期에 조절이 필요하다.

마. 微生物의 중요 榮養 源인 C/N比는 12～16의 범위가 좋다.

바. Seed의 接種 管理

1) 接種 Seed는 메탄 發生이 왕성한 Sludge를 사용한다.

2) Seed 量은 10～30% 添加하여 絶對 嫌氣 조건이 되게한다.

3) 廢水 濃度는 COD 10,000～30,000mg/ℓ의 범위를 사용한다.

4) 有機物 負荷는 Seed 接種후 CH_4 함량이 60～70%일 때 개시한다.

5) 嫌氣性菌은 急激한 유기물 過負荷에 敏感하므로 주의가 요구된다.

사. 嫌氣性 反應器의 管理

1) 消化 反應에 관여하는 最適 온도는 中溫菌 30～37℃, 高溫菌 50～65℃이며 온도에 敏感하므로 急激한 온도 변화에 주의가 요구된다.

2) 連續 運轉시 발생 가스의 組成은 CH_4 60% 이상되게 관리

3) 嫌氣 처리 排出水는 COD 3,000mg/ℓ 이하되게 관리

4) 有機酸 농도 3,000mg/ℓ 以上시에는 메탄菌의 活性 저해가 일어나므로 운전 주의 요망

4. 活性汚泥 裝置 運轉

가. 廢水의 水質 分析 管理

1) 活性汚泥 처리법은 微生物的 반응에 의한 淨化되기 때문에 管理 기술 면에서 BOD 및 COD 값을 중요시 한다.

2) BOD 및 CODcr 測定시 분석 시간이 所要되므로 BOD:COD_{Mn}의 相關 關係를 고려한 COD_{Mn}으로 管理하는 것이 편리하다.

3) 維持 管理를 위하여 다음 <Table 8-18>와 같은 處理 運轉 日誌를 작성한다.

나. 廢水 調整槽의 管理

1) PH 調節을 위한 前處理를 한다.

2) 廢水의 濃度 및 流量 변동에 대한 有機物 負荷를 관리한다.
(조정조의 규모 및 농도의 균일화를 위한 혼합 시간이 관건이 된다.)

3) BOD 負荷 變動이 30% 이하 관리

4) 廢水中에 S 화합물이 混合되어 있거나, 集水 pit가 嫌氣性化 되거나, 調整槽의 通氣 攪拌을 중지하거나 하게 되면 嫌氣 反應이 일어나 H_2S가 發生함으로 주의가 요구된다.

다. 曝氣槽의 管理

1) 曝氣槽內의 溫度 유지 및 PH 관리는 대단히 중요하다.
PH 6～8의 範圍가 일반적이지만 6.7～7.3의 範圍에서 Control 하는 것이 좋다.

2) 폭기조내 溶存 酸素(DO)는 1～4ppm가 維持되겠금 通氣量을 Control 한다.

3) 인위적으로 制御하기 어려운 操作 條件은 混入되는 폐액 組成과 유입 水溫 변화이며 人爲的으로 制御가 가능한 조작 조건은 曝氣槽 유입량, 농도, PH, 통기량(D.O), MLSS 농도(SVI), 返送汚泥量(%), 榮養源

添加로서 이의 관리가 필요하다.

4) BOD 負荷와 PH 管理에서 過負荷의 경우 除去率의 低下와 함께 폭기조 내 D.O의 低下가 일어나고 處理水의 PH는 弱 Alkali로 상승하는 경향이 있으며 反面에 過小 負荷인 경우에는 제거율은 변화하지 않어도 曝氣槽內 D.O는 過曝氣 영향으로 上昇되고 처리수의 PH는 弱 酸性으로 저하되는 경향이 있다.

5) MLSS 濃度 管理에서 MLSS 濃度는 중요관리 항목중의 하나로 廢液 基質 농도와 MLSS 농도 比率에 따라 凝集性(침강성)이 달라진다. 즉 MLSS 濃度가 높은 편이 曝氣槽 入口의 Shock Load에 견딜수 있다고 본다.

라. 沈澱槽의 管理

1) 沈澱槽는 設計上 활성오니 Floc 以下는 不定形의 不確定 요소를 취급하여야 하므로 經驗的인 要素가 상당히 많다. 따라서 一面 水理學的으로 水面負荷(㎥/㎡·day)가 설계에 基礎的인 要素로 관여 되어지고 滯留時間 관계에서는 越流時間(m/m·day)의 計算도 할 필요가 있다.

2) 滯留時間은 1.5~3時間이지만 曝氣槽로부터 혼합액이 沈澱槽에 유입될 때 均等하게 흐르게 하는 것이 水理學적으로 매우 중요하다.

3) 活性汚泥 Floc이 침전조 內部에 쌓이는 部分이 있으면 嫌氣 狀態로 되어 검은 色으로 변하게 되면 汚泥 浮上의 원인이 된다. 그렇게 되면 處理水 水質이 나빠지므로 구조상의 검토가 필요하다.

4) 沈澱槽는 年 1~2回 내부 淸掃를 하여야한다.

5) 返送汚泥 펌프는 1대의 豫備 펌프를 準備하여두고 返送率을 30~200% 정도까지 可變 할 수 있는 容量의 펌프를 설치하여 汚泥의 異相 現象 대책에 對處할 수 있도록한다.

마. 定期 休務 및 定期 修理 期間의 活性汚泥 管理

1) 生産 工程이 停止 되면 폐액이 배출되지 않으므로 먼저 조정조와 臨

時 貯藏槽에 廢液을 貯藏한 다음 폐액을 계속하여 BOD 負荷 0.1~0.3 정도의 過小 負荷運轉을 연속적으로 하거나 또는 回分式으로 投入하는 것이 最善의 대책이다.

2) 停止 修理 기간중 停電으로 인하여 Blower 및 返送汚泥 Pump가 정지할 경우 曝氣槽 및 沈澱槽의 바닥에 활성오니가 壓縮 沈降되는 상태로 된다. 이러한 상태에서 活性이 維持되는 期間은 여름철(수온 약 25℃ 전후)은 24時間 겨울철(수온 약 15℃) 48時間 정도이다.

3) Blower와 活性汚泥 Pump가 驅動되면 停電 시간에 관계없이 먼저 폭기조내에 直接 NaOH 및 H_2SO_4의 10% 濃度 용액으로 撒布하여 PH를 中性부근까지 폭기하면서 調節한다. 이와 竝行하여 曝氣槽內의 D.O가 1~2 ppm로 될 때까지 기다리는 것이 무엇보다 重要하며 이때 PH가 수시로 변화하지만 PH는 中性 附近으로 維持하게 한다.

4) 給液 開始 문제인데 이는 活性汚泥의 活性이 회복하는데 약 1週日이 所要되므로 BOD 負荷를 0.2 정도에서 始作하여 서서히 1週日에 걸쳐 上昇시키는 것이 무엇보다 중요하다.

5) 活性汚泥의 最小 限度의 먹이로서 廢液이 不足할 경우에는 경우에 따라서는 合成 廢液을 투입하는 것도 하나의 對策이 되겠으나 그러나 이때 榮養 Balance에 대한 注意가 요구된다.

5. 電解 裝置 運轉

가. 低周波 전해 처리 방법으로 短時間에 放流 가능 水質로 처리

나. 發生基의 酸素를 지속적으로 有效하게 流動시켜 유기물을 산화 촉진

다. BOD 및 COD를 0~100 ppm로 低減

라. 電壓 8~10 Volt, 電流 5~8 Amp

마. 電極板 Al, 極間距離 12~15 m/m

바. 電解 溫度 25～30℃, 電解시간 20～30 min

사. 處理水의 PH 6.0～6.5 로 조절

아. 3段 下部 散氣式 電解 시스템으로 凝集 浮上 SS의 효율적 제거 분리

6. 凝集 裝置 運轉

가. 浮遊 粒子의 凝集 作用에 의한 浮游 물질의 Floc 형성

나. 吸着에 의한 Floc이 형성될 때 浮游物質의 제거

다. Floc 形成 所要 시간을 20～60분간으로 하여 서서히 교반

라. 機械 攪拌시 최대 周邊 速度는 40cm/sec

마. 凝集池內 流速은 90～150cm/sec 이상

바. 形成 Floc의 沈澱池 유입시 破壞 주의

사. 沈澱시 滯留時間 2～4시간 소요

7. 高度處理 裝置運轉

가. 水質 環境 기준 維持 달성

나. 2次 處理水의 수질 향상

다. 湖沼 및 海岸의 富榮養화 赤潮發生원인 N, P의 제거

라. BOD 10ppm 이하, N 3ppm 이하, P 1ppm 이하, SS 10ppm 이하

마. 2次 處理水의 고도 처리에 의한 再利用

바. 吸着劑로서 活性炭은 900～1,800㎡/1g 面積 유지

사. 粒狀 活性炭 再生은 925℃로 가열 재활용

<Table 8-18> Report of daily operation data

월 년 일 (요일)	외기온도 ℃	종오니투입일 월경과	담당자인

측정	항목 \ 시간		9:00			
	조 정 조	유입량				
		액 량				
	폭기조급액	유입량				
		회석수				
	반송오니	(%)				
	잉여오니	배출량				

운전조건 및 목표	
BOD/COD	
폭기조내 pH	
폭기조내 D.O	
MLSS	
BOD부하	
오니부하	

수질분석	항목 \ 분석항목		온도	pH	BOD	COD	T-N	NH_3-N	T-Cl	SS	유분
	조 정 조	9:00									
	폭 기 조	9:00									
	처 리 수 (방류수)	9:00									
	제 거 율	9:00									

폭기조내	항목 \ 시간	온도	pH	D.O	SV_{30}	MLSS	MLVSS	MLVSS/MLSS (%)	반송오니 SS [ppm]
	9:00								

부하계산

$$SVI\ \frac{SV_{30}}{MLSS} = \frac{\quad}{\quad} =$$

$$BOD\text{부하}\ \frac{C \times Q}{V} = \frac{\quad \times \quad}{\quad} =$$

$$\text{오니부하}\ \frac{C \times Q}{V \times MLSS} = \frac{\quad \times \quad}{\quad \times \quad} =$$

비고	운전관리 MEMO	활성오니 현미경 스켓치 (150×, 600×)

第 9 章 結 論

農·畜·水産物 集荷場에서 배출되는 有機性 폐기물은 100% 再資源化 할수 있는 有效 資源임을 本 3年間의 硏究를 통하여 확인 하였다.

現在까지는 埋立에 의존하고 있어 埋立地 부족과 埋立時 浸出水의 환경오염 그리고 惡臭로 인한 周邊 地域의 민원 등이 야기되고 있다. 따라서 本 硏究에서는 環境汚染 문제를 解決하면서 有機性 廢資源을 100% 유용 資源으로 轉換하는데 硏究의 목적을 두고 50 T/d 處理 規模의 농·수산물 도매 시장 廢棄物 處理 시설의 最適 設計案을 도출 하게 되었기에 다음과 같이 整理하고저 한다.

1. 國內 代表的인 도매 시장인 가락동 農水産物 도매시장에서 發生되는 有機性 폐기물의 構成比를 기준으로 50T/d 處理 規模에서의 固·液 分離 처리에서 物質 Balance는 Dry Solid 2.5 T/d (20%), Waste solution 37.5 T/d (TCOD 6,336kg/d, BOD 2,400kg/d)이었고 容量 Balance는 堆肥裝置 5T/8hr, 破碎分離機 5T/hr (5T/hr×10hr)이었다.
2. 嫌氣性 消化 장치의 物質 Balance에서 嫌氣 消化 排出液은 TCOD 1,890mg/ℓ, SCOD 1,690mg/ℓ, SS 540mg/ℓ이었고 發生 메탄 가스는 1,320㎥/d (CH_4 65%, CO_2 35%)이었다. 그리고 容量 Balance는 嫌氣性 消化槽 400T/d, Gas holder 120㎥/2hr이었다.
3. 好氣性 處理 장치의 物質 Balance에서 沈澱 分離 排出液은 TCOD 80mg/ℓ, SCOD 76mg/ℓ, SS 12mg/ℓ이었고 Sludge recycle은 10T/d로 하였다. 容量 Balance는 好氣性 處理槽 500T/d (100T/d×5d/HRT)이고 Separator는 15T/d (0.5hr/HRT)이었다.
4. 高度處理 공정의 電解, 凝集, 活性炭-모래 處理 공정에서 物質 Balance는

각각 電解 工程(TCOD 31mg/ℓ, SCOD 14mg/ℓ, SS 2mg/ℓ), 凝集 工程(TCOD 44mg/ℓ SCOD 25mg/ℓ, SS 10mg/ℓ), AC-Sand 濾過 工程(TCOD 6mg/ℓ, SCOD 4mg/ℓ,SS 2mg/ℓ) 이었다. 따라서 最終 배수는 用水로서 再使用이 가능하다.

5. 固形分의 堆肥化 物質 Balance는 유기질 퇴비 生産이 1.25T/d(10% 수분함유)이고 Vent gas는 약 11.25T/d 이다.
6. 高速 醱酵 堆肥化 試料의 肥效評價에서 무와 상추의 生育에서 堆肥施用量의 增加에 의해 生育初期에는 堆肥의 未腐熟이나 鹽類에 의해 植物體에 生理的인 障碍를 일으켜 發芽와 生育을 抑制하였으나, 生育後半期로 갈수록 생육이 퇴비를 많이 사용한 處理區가 생육상태가 好轉되면서 최종수확기로 갈수록 生育이 양호하게 나타났다. 여기서 무는 堆肥의 施肥量의 有意性은 알 수 없었고, 상추의 栽培에서 堆肥의 施肥量은 3.0ton/10a 수준이 適正 施肥量이며, 6.0ton/10a는 과량으로 判斷된다. 본 堆肥 試製品은 과수원이나 조경용, 또는 산림용으로 사용하거나, 다른 퇴비원료와 혼합하여 대형화에 의한 堆肥製造時 一定 部分 使用하면 좋은 資材가 될 수 있다.
7. 50T/d 處理 規模의 경제성 비교 분석에서 直接 堆肥化 方法은 -133,268,000원/년 이었으나 本 研究의 新 技術 方法은 +17,717,000원/년의 利益을 낼수 있어 實證 Plant 設置時 이의 技術을 適用하는 것이 經濟的이다.

이와 같은 研究 結果는 기초 실험에서부터 小規模 Pilot 실험에 이르기까지 充分한 data 導出에 의한 物質 Balance이기 때문에 地域 농·축·수산물 市場 特性에 따라 Total 處理 system 設計시 本 研究 結果를 적용하게 되면 가장 經濟的인 處理 plant가 될 것으로 사료된다.

參 考 文 獻

1. "전국 공영 도매 시장 현황" 서울 특별시 농수산물 도매시장 관리 공사, (1996)
2. "1995년 농수산물 도매시장 통계년보" 농림부 (31000-51160-26-37), (1996). 9
3. 홍종준외 "농·축·수산 폐기물의 메탄 전환에 관한 기초 연구" 한국 유기성 폐자원학회, 가을 학술 대회, 101~116, (1997)
4. Ekama G. A. , Dold P. L. and Marais G. R. , Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specitic growth rate of heterotrophs in Activated sludge systems, Wat. Sci. Tech. Vol. 18, Copenhagen, pp. 91~114, (1986).
5. Mc Carty, P. L., and Young, J. C., J. Water Poll. Control fed., 41(5) 160 (1969).
6. Hashimoto, A. G. and chen, Y. R. : Kinetics of methane fermentation, Biotech. Bioeng. Symp., No. 8, pp 269 (1978).
7. F. C. Miller et al., Composting based on moderately thermophilic and aerobic conditions for the production of commercial mushroom growing compost. Aust. J. Exp. Agric. 30, 287~296 (1990).
8. M. Denac and I. J. Dunn "Packed and fluidized bed biofilm reactor performance for anaerobic wastewater treatment", Biotech. Bioeng., 32, 159~173 (1988).
9. C. J. Hong, "Compost-heated small scale farm digester appropriate for Korea conditions" State of the art on Biogas Technology Transfer and Diffusion Cairo-Egypt Nov. 17~24, (1984).
10. 홍종준외 "바이오 매스 자원 조사 및 에너지 평가 분석", 한국 에너지

기술 연구소 보고서, KE-91031 G (1991).

11. APHA Standards Methods for the Examination of Water and Waste water, 18th edn. American Public Health Association, Washington D. C. (1992).

12. Standard methods for the examination of water and waste water, 16th Ed., ADHA, AWWA and WPCF (1985).

13. 홍종준 "하부 순환식 3단 여과막 충진형 속성 메탄 발효 방법" 특허출원 제58361호, (1997).

14. Krzycki, J. A., Wolking, R., and Zeikus, J. G., J. Bacteriol., 149, 247 (1982)

15. 조재경 "주방 폐기물의 이상 혐기성 소화 처리 연구" 한국과학기술원 화학공학과, 박사학위논문, (1995).

16. 박순철 외 (1996) "생분해에 의한 폐기물의 에너지 및 비료화 공정 개발 연구" KIER-951123

17. Krzycki, J. A., Wolking, R., and Zeikus, J. G.(1982), J. Bacteriol., 149, 247

18. Maria Teresa Baca, Flavio Fornasier, Maria Nobili (1992). "Mineralization and Humidification Pathways in Two-Composting Processes Applied to Cotton Wastes" Journal of Fementation and Bioengineering Vol. 74, No. 3, pp. 179～184

19. Owen, W. P., Stuckey, D. C., Healy, J. B., Young, L. Y. and Mc Carty, P. L. (1979), "Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity", Water Research, 13, pp. 485～492

20. Shelton, D. R. and Tiedje, J. M. (1984), "General method for Determining Anaerobic Biodegradation Potential", Applied and Environmental Microbiology, 47, pp 850～857

21. Koo, J. K. et al " Role of Solid waste anaerobic digestion in Seoul city waste managerment ", Proc. Symp. on Anaaerobic Digestion of Solid Waste, Venice, Italy, 14~17 April, pp 413~416 (1992).

22. Woodgard, J. P & A. J. Klee "Solid waste characterization for resource recovery design" Proc. II T - Bureau of Mines Conference, Chicago (1978).

23. Davidson G. R. : Residentrial Solid Waste Generation in Low Income Areas, U.S. EPA-OSWMP, Washington, D.C. (1972).

24. Koster, I. W. "Characteristics of the pH-influenced adaptation of methanogenic sludge to ammonia toxicity"J. Chem. Tech. Biotechnol., 36, pp 445~455 (1986).

25. Koster, I. W., Lettinga, G. "The influence of ammonium-nitrogen on the specific activity of pelletized methanogenic sludge" Agric. Waster 9, 205~216 (1984).

26. Melbinger, N. R. : Donnellon, J. "Toxic effects of ammonia-nitrogen in high-rate digestion" J. Water Pollut. Control Fed. 43, 1658~1670 (1971).

27. Van Velsen, A. F. M. "Anaerobic digestion of piggery waste. 2. Start-up procedure" Neth. J. Agric. Sci. 27, 142~152 (1979).

28. McCarty, P. L. "Anaerobic waste treatment fudamentals. part 3 : Toxic materials and their control" Public works. 95, 91~94 (1964).

29. De Baere, L. A., Devocht, M., Van Assche, P., Verstraete, W. " Influence of high NaCl and NH_4Cl salt levels on methanogenic associations" Water Res.Vol. 18, No. 5, 543~548 (1984).

30. Van Velsen, A. F. M. "Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations" Water Res. 13, 995~999 (1979).

31. Parkin, G. F., Miller, S. W., "Response of methane fermentation to continuous addition of selected industrial toxicans" In proceedings of the 37th Purdue Industrial Waste Conference(Bell, J. M., ed), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, 729~743 (1983).

32. Rinzenma, A., Lier, J. V., and Lettinga, G., "Sodium inhibition of aceroclastic methanogens in granular sludge from a UASB reactor" Enzyme Microb. Technol., Vol. 10, 24~32 (1988).

33. Capone, D. G., Reese, D. D. and Kiene, R. P. "Effects of metals on methanogenesis, sulfate reduction, carbon dioxide evolution, and microbial biomass in anoxic salt marsh sediments" Appl. Environ. Microbiol., Vol. 45, 1586~1591 (1983).

34. Jacson-Moss, C. A. and Duncan, J. R. "The effect of sodium chloride on anaerobic digestion" JALKA, Vol. 84. (1989).

35. 홍종준, "주방폐기물의 자동 퇴비화 장치 개발 연구", 한국에너지기술연구소, KIER-945114, 1995

36. P. D. Millner et al., Microbially mediated growth suppression and death of salmonella in composted sewage sludge. Microb. Ecol. 14, 255~265 (1987).

37. Mckinney, R. E. N. T., Veatch Professor of civil Enginnering, Univ of kansas, Law(re)nce, personal communication (1983).

38. E. I. Stentiford, Recent development in composting, In compost : production, Quality and Use (M. de Bertoldi et al, Eds) pp 52~60, Elsvier Applied Science, London (1987).

39. T. G. Lenton and E. I. Stentiford, control of aeration in static pile composting. Waste Mgmt. Res. 8, 299~306 (1990).

40. M. S. Finstein et al., Waste treatment composting as a controlled

system. In Biotechnology : a Comprehensive Treatise in Volume No.8(H. J. Rehm and G. Reed, Eds) pp 362~398. Verlagsangabe Ver. Chemie(VCH), Weinheim, Germany (1986)

41. P. F. Storm, Effrct of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. Appl. Environ. Microbiol. 50. 4, 899~905 (1985)

42. Hoitink, H. A. J. and P. C. Fahy. Basis for the control of soil borne plant pathogens with composts. Ann, Rev. Phytopath. 24 : 93~114, 1986

43. F. C. Miller et al., scientific examination of the principles and practice of composting based on moderately thermophilic and aerobic conditions for the production of commercial mushroom growing compost. Aust. J. Exp. Agric. 30, 287~296 (1990)

44. J. C. Kissel et al., Ptential emmissions of volatile and odorous organic compounds from municipal solid waste composting facilites. Biomass and Bioenergy 3, 181~194 (1992)

45. W. D. Burge et al., Salmonella regrowth in compost as influenced by substrate. microb. Ecol. 14, 243~253 (1987)

46. M. de Bertoldi et al., Temperature, pathogen control and product quality. Biocycle 29, 2, 43~50 (1988)

47. Strom, P. F. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. Appl. Env. Microbial. 50(4) : 899~905, (1985)

48. S. T. MacGregor et al., Composting process control based on interaction between micribial heat output and temperature. Appl. Envir. Microbiol. 41, 6, 1321~1330 (1981)

49. F. C. Miller and M.S. Finstein, Materials balance in the composting of wastewater sludge as affected by by process control strategy. J. Water Pollut. Control Fed. 57, 2, 122～127 (1985)

50. J. C. Hay and R. D. Kuchenrither, Fundamentals and application of windrow composting. J. Envir. Eng. 116, 4, 746～763 (1990)

51. Forgarty, A. M. and O. H. Tuovinen. Microbiological degradation of pesticides in yard Waste Composting Microb. Rev. 55 (2) : 225～233 (1991)

52. 김필주 외2, "음식물 찌꺼기 고속 발효기에 의해 처리된 퇴비의 안정성 검토 "유기성 폐기물 자원화, 제3권 제1호 35～42 (1995)

53. Riffaldi, R., R. Levi-Minizi, et al. (1992) Evaluating garbage

54. E. L Stove, et al. "Ozone Assisted Biological Treatment of Industrial Wastewaters Containing Biorefractory Compounds" Ozone Sci. Eng. Vol.4, pp 170～194 (1982)

55. L. J. Bollyky, "Ozone in Wastewater Treatment and Industrial Application", Volume 2, Proceeding of Ninth Ozone World Congress, pp. 186～202, June 3～9 (1989)

56. David R. Medley, Enos L. Stover, "Effects of Ozone on Biodegradability of Biorefractory Pollutants", J.WPCF, Vol.55. pp. 489～493 (1983)

57. D.Roy, et al., "Uses of Ozone in Drinking Water Treatment", AWWA, No.1, pp. 44～56 (1988)

58. E. Gilbert, "Biodegradability of Ozonation Products as a function of COD and DOC Elimination by Example of Substituted Aromatic Substances", Wat. Res., Vol.21, No.10, pp. 1273～1278 (1987)

59. 김익곤, "환경 산업분야에서의 오존 이용기술", 화학 공업과 기술

(Chemical industry and technology), Vol.9, No.1, pp. 8~17 (1991)

60. B. Langlais, et al "Ozone in Water Treatment : Application and Engineering", Lewis Publishers, pp. 11~132 (1991)

61. B. Langlais, et al., "Improvement of a Biological Treatment by prior ozonation", Ozone. Sci. Eng. Vol.11, pp. 155~168 (1989)

62. E. Gilbert, "Biodegradability of Ozonation Products as a Function of COD and DOC elimination by the example of humic acids", Wat. Res., Vol.21, No.1, pp. 125~126 (1988)

63. W. Merk, W.Fritz and E.U. Schlunder : Competitive adsorption of two dissolved organics onto activated carbon(Ⅲ), Chem. Eng. Sci., 36, pp. 743~757 (1981)

64. 고용식 : A Study on the preparation and Adsorption Characteristics of Activates Carbon from Korean Rice Hull, 인하대학교 화학공학과 (1993)

65. Liu Zhonogcai : Process for manufacturing amorphous white carbon and activated carbon, Faming Zhuanli Shenqing Gongkai shuomingshu (1997)

66. Heinrich Sontheimer, John Crittenden, Scott Summers : Activated Carbon for Water Treatment - Second Edition in English of Adsorption, DVGW -Forsch-ungsstelle Engler-Bunte-Institut (1988)

67. Carucci, A., Ramadori, R., Rossetti S. and Tomei, M. C. (1996), "Kinetics of Denitrification Reactions in single sludge systems" Wat. Res. Vol. 30, No. I, pp. 51~56.

서 지 정 보 양 식	1. 보고서번호 KIER-986602
2. 서명 : 부서명 농수축산 유통집하장 폐기물의 효율적 처리시스템 개발 연구	
3. 보고서 종류 최종보고서	4. 수행 부서명 바이오매스연구팀
5. 연구수행자(연구책임자 맨 앞에 기재) 이진석; 박순철; 김미선; 문광웅; 이인구; 이준표; 홍종준; 박상전; 홍순석; 손호일; 장기운; 유영석; 곽정하; 윤종영	

6. 보고서 발행일	7. 페이지(서문, 본문)	8. 참고사항
1999. 10. 31.	xxiv, 265	도표(117)개/그림(58)개/참고문헌(67)개

9. 위탁기관	10. 공개여부
농림부	공개 (○) 비공개 (까지)

11. 초록 (250단어 내외)

농축수산 시장에서 배출되는 유기성 폐기물을 효율적으로 처리할 수 있는 공정의 개발에 대해 연구하였다. 본 연구에서는 폐기물의 효율적인 처리를 위해 분쇄 및 고-액 분리 전처리 공정을 택하였다. 전처리 과정에서 발생한 폐수는 2단계 공정(혐기/호기 처리 및 고도 처리)에 의해 정화하였다. 처리 공정을 거친 최종 방류수의 수질은 총 COD, 용존 COD 그리고 부유 고형물의 농도가 각각 6, 4, 2ppm으로 충분히 낮아 공정수로 재활용 가능하였다. 고-액 분리과정에서 생산된 고형물은 퇴비화에 의해 처리되었다. 폐기물로부터 만들어진 퇴비를 야채 (무, 상추 등)에 대한 비료 효과를 시험한 결과 초기 억제 현상이 있었으나 후반기에는 생육이 우수하여 비료로 사용시 별 문제가 없는 것으로 나타났다. 그러나 농작물 비료로서 사용시 준수해야 할 비료 규정을 고려 할 때 폐기물에서 생산된 퇴비는 조경 등 목적의 비료로 활용이 바람직할 것으로 판단된다.

12. 주제코드
098000; 540200

13. 키워드(10개 내외)
농축수산 시장 폐기물; 분쇄; 고-액 분리 공정; 폐수; 혐기/호기 처리 공정; 고도 처리; 퇴비화; 비료 효과; 조경용 비료

KOREA INSTITUTE OF ENERGY RESEARCH

BIBLIOGRAPHIC INFORMATION SHEET	1. REPORT NO. KIER-986602

2. TITLE :

A study on the effectual treatment systems for the collection wastes of Agreculture, Forestry and Fisheries

3. TYPE OF REPORT	4. PERFORMING LAB.
Final Report	Biomass Reserach Team

5. RESEARCHER

J.S.Lee; S.C.Park; M.S.Kim; K.W.Moon; I.G.Lee; J.P.Lee; C.J.Hong; S.J.Park; S.S.Hong; H.I. Son; K.W.Jang; Y.S.Yoo; J.H.Kuak; J.Y.Yoon

6. REPORT DATE	7. TOTAL PAGES	8. REFERENCE
1999. 10. 31.	xxiv, 265	Tabs.(117) / Figs.(58) / Refs.(67)

9. SPONSORING ORGANIZATION	10. CLASSIFIED
Ministry of Agriculture	OPEN (○) NOT OPEN ( )

11. ABSTRACT (About 250 words)

An efficient process for the treament of organic wastes from Karak farm market has been developed. Pretreatment process for solid-;iquid separation is required for the developed process in this work. Liquid fraction from the separation process was treated by a two stage process. The total carbon oxygen demand(TCOD), soluble carbon oxygen demand(SCOD), and suspended solid (SS) concentrations of the final effulent were 6, 4, 2ppm. Solid wastes were treated by composting. To evaluate the quality of the compost made from the wastes, a series of experimental works have been performed. The composts were immature by the values of pH, test of circular paper chromatography, and germination index. (GI) but could be stabilized in the late growth stage of crops. The composts were recommended to fertilize turf grass, land scape gardening, or forestry, and raw materials to manufacture large-scale compost production. Throughout the economic analysis, the proposed process economically favorable compared to the composting technology, The new process can make some profit compared to the conventional composting process. Since the experimental results have been obtained from the bench scale process, they could be directly used for the design of the full scale plant.

12. SUBJECT CATEGORY

098000; 540200

13. KEYWORD

organic waste; solid-liquid separation; two-stage treatment; composting; pilot plant; germination index

KOREA INSTITUTE OF ENERGY RESEARCH