

미생물 활성토탄을 이용한 암모니아 제거에 관한 연구

A Study on the Removal of Ammonia by Using Peat Biofilter

정연규* · 안준성**

Choung, Youn Kyoo · Ahn, Jun Seong

Abstract

Conventional deodorization filters using soil and compost reach the capacity limitation of deodorization in short period, because its removal mechanism primarily depends on adsorption. Therefore, in this study the experiment was performed on the removal of ammonia which is a strong inorganic malodor, frequently emitted from night soil treatment plants and sewage treatment plants, by seeding activated sludges on the bio-peat containing higher organic contents, water conservation capacity, permeability and lower pressure drop. As a result, in raw peat filter natural ammonia outlet was observed in consequence of pH increase resulted from ammonia ionizing in liquid phase. Ammonia removal mechanism primarily depended on the adsorption onto the anion colloidal substances in peat. In peat bio-filter, theoretical ammonium salts ratio was higher than that of raw peat, resulted from slight pH increase by microorganism activity, however, the experimental value of ammonia-nitrogen accumulated in bio-peat was lower than that of raw peat because of nitrification by nitrifying bacteria. In the initial reaction period, adsorption was predominant in the ammonia removal mechanism, but nitrification was conspicuous after the middle period. Mass balance of nitrogen was established using experimental data of input NH_3 loading, output NH_3 loading, NH_4^+ -N, NO_x -N, and Org-N. The critical time of unsteady state, which is the maximum activating point of microorganism in bio-filter, was determined using experimental data, and the ammonia adsorption curve was computed using regression analysis. On the basis of the results obtained by above analysis, the delay days for the saturation of adsorption capacity in peat bio-filter was calculated.

요 지

기존의 토양상 및 퇴비상을 이용한 악취제거가 주로 흡착에 의존한 나머지 탈취상이 쉽게 탈취능의 한계에 이른다. 따라서, 본 연구에서는 미생물 활성 탈취상의 조건인 높은 유기물함량, 보수성, 통기성 및 낮은 정압 등을 고르게 갖추고 있는 토탄에 활성슬러지를 식중하여 분뇨처리장, 하수처리장 등에서 발생빈도 및 취기강도가 큰 무기성악취 중 암모니아의 제거실험을 수행하였다. 실험결과, 자연 토탄상에서는 암모니아의 토탄수분에 의한 이온화에 따라서 pH가 상승하여 암모니아의 자연 유출 현상이 관찰되었다. 암모니아 제거 기작은 주로 음이온 콜로이드에 의한 흡착에 의존하였다. 미생물 활성 토

* 정희원 · 연세대학교 도시공학과 교수

** 정희원 · 연세대학교 토목공학과 대학원

탄상에서는 미생물 활동에 따른 pH의 완만한 상승으로 이론적 암모늄 이온의 비율이 자연토탄상보다 높았으나, 실제로 토탄상에 축적된 암모니아성 질소의 값은 질산균의 질산화에 의해 자연 토탄상보다 적었다. 암모니아의 제거기작은 반응조 운영 초기에는 흡착이 우세하였으며, 중반이후에는 질산화가 두드러졌다. 실험으로 얻은 암모니아 유입부하량, 암모니아 유출부하량, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, Org-N 을 이용하여 질소에 대한 물질수지(Mass Balance)를 산정하고, 실험결과로 얻은 미생물 활성 탈취상의 최대 활성 시점인 비정상상태의 임계시간과 회귀분석에 의해 구한 암모니아의 흡착곡선을 이용하여 미생물 활성 토탄상에서 흡착능 포화의 연장시간을 산정하였다.

1. 서 론

악취는 소음, 진동과 같은 감각공해로서, 인간의 근무조건 및 위생환경을 저해할 뿐만 아니라 인근 지가 하락 등 인간의 생활환경에 큰 피해를 주고 있으며, 이에 대한 주민들의 민원도 다른 환경 민원에 비해 높은 실정이다.^(1,2)

악취는 특성상 유기성악취와 무기성악취로 분류된다. 무기성악취는 H_2S , NH_3 , $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ 등이 있고 나머지 대부분은 유기성악취이다. 특히, H_2S , NH_3 는 하수처리장 및 분뇨처리장에서 발생하는 악취성분의 대부분을 차지하며 그 취기강도도 크다.

국내 하수처리장에서 발생하는 악취는 H_2S , NH_3 , CH_3SH , 아민류 등이 있는데, 이러한 악취제거를 위해서 사용되는 방법으로는 세정, 활성탄 흡착 등의 물리적인 방법, 산화법, 약액흡수법, 연소법, 이온수 지교환법 등의 화학적인 방법, 그리고 활성슬러지, 토양상, 퇴비상, 지렁이 등을 이용하는 생물학적인 방법이 있다. 이 중 물리적, 화학적 처리방법은 2차공해 발생 및 폐기물 발생, 경제성 등의 이유로 점차 관심이 적어지고 있으며, 주로 생물학적 처리방법이 집중 연구 대상이 되고 있다.^(3,4)

생물학적 처리방법 중 활성슬러지를 이용하는 방법은 저농도 악취에 국한된다는 단점이 나왔으며, 일반 토양상은 토양미생물의 활성이 까다로와 주로 흡착에 의해 악취가 제거된다는 결론이 나와 결국에 탈취상을 폐기해야 한다는 번거로움이 발견되었다. 또, 지렁이 등에 의한 탈취방법은 운영조건 및 탈취 제거효율에 문제가 드러나고 있는 실정이다.^(5,6)

위와 같은 비교분석에 의해 실제 생물학적 탈취 방법으로는 토양상이 적합한 것으로 평가되고 있으며, 미생물의 활성여부가 biofilter 수명의 관건이

된다.

토양상에 의한 악취제거는 1957년에 미국의 Pomeroy가 H_2S 함유가스를 토양층에 통과시켜 악취를 제거하는 연구를 비롯하여, 1966년에 Carlson과 Leiser가 Loam 토양층 탈취탑을 설치하여 설계인자와 운전인자에 대한 실험을 하였다.^(7,8) 1975년에 Bohn은 18개의 미국과 유럽의 문헌들을 검토하여 토양필터 내에서 악취공기의 체류시간이 30초가 적절하다는 결론을 내렸다.⁽⁹⁾

1960년에 캘리포니아의 Palm Springs에서 맨 먼저 충전탑식의 탈취방식이 제안되었다. 1975년 Goleb는 하수관로에서 배출되는 황화수소, 메틸머캅탄, 아세트알데히드 등을 상부에서 살수하는 방식의 입경 6mm의 모래로 된 50cm 깊이의 충전탑을 이용해 제거하였다.⁽¹⁰⁾

실제로 토양상과 퇴비상의 장점을 고르게 갖추고 있는 토탄에 의한 악취제거실험은 독일에서 비롯되어 최근 일본에서 많이 수행되고 있는데, 1980년 이후 동경공업대의 Harai, M., Shoda, M. 등에 의해 미생물에 의한 암모니아 및 유황계 악취제거에 관한 연구가 계속 진행되고 있다. 1984년에 동경공업대 자원이용연구소의 Togashi, I., Harai, M., Shoda, M. 등에 의해 섬유질토탄을 이용한 황화수소의 제거에 관한 연구가 시도되었다.⁽¹¹⁾ 1986년에는 Harai, M., Shoda, M. 등에 의해 섬유질토탄을 이용하여 암모니아의 제거시험을 수행하였다.⁽¹²⁾ 1988년에는 Harai, M., Shoda, M., Fujie, K., Kubota, H. 등이 토탄에 미생물을 식종하여 유기성 황화합물의 악취제거를 실험하였다.⁽¹³⁾

1990년부터는 각 악취성분에 활성조건이 맞는 미생물을 추출하기 시작하여 현재 유전자 조절을 통해 여러 악취성분을 동시에 분해시킬 수 있는

슈퍼박테리아의 생산단계에까지 이르렀다.⁽¹⁴⁾ 그러나, 국내에서는 악취설비 및 규제에 대한 정부와 국민의 관심이 높아지는 시점에서 악취제거연구는 아직도 초보단계를 벗어나지 못하고 있으며, Biofilter에 대한 연구가 특히 미흡한 실정이다.

따라서, 본 연구에서는 미생물 활성 탈취상의 조건인 높은 유기물함량, 보수성, 통기성 등을 고르게 갖추고 있는 토탄에 활성슬러지를 식종하여 분뇨처리장, 하수처리장 등에서 발생빈도 및 취기강도가 큰 무기성악취 중 암모니아의 제거실험을 수행하였다.

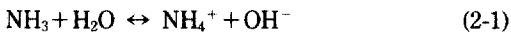
실험결과를 토대로 하여 미생물 활성 탈취상에서 암모니아의 제거기작(Mechanism)을 규명하고, 탈취물질에 대한 물질수지(Mass Balance)를 산정한뒤, 실험결과에 의해 미생물 활성 탈취상의 최대활성시점인 비정상상태의 임계시간을 결정하여 미생물 활성 탈취상에서 미생물 악취분해의 한계성과 흡착능포화의 연장 가능성을 검토하였다.

2. 본 론

2.1 암모니아의 제거기작

2.1.1. 암모니아의 화학적 제거반응

암모니아의 화학적 제거반응은 수중의 용해 가스를 제거하는 하수처리공정의 포기과정과 유사하며, 수중에서 암모늄이온은 식 (1)에서와 같이 암모니아와 평형으로 존재한다.⁽¹⁵⁾



수중의 pH를 7 이상으로 하면 이 평형은 왼편으로 이동하게 되는데, 이를 이용하여 유입수의 pH를 11 이상으로 충분히 높혀 암모늄이온(NH_4^+)을 암모니아(NH_3)로 전환시켜 폐수를 교반하면서 공기를 접촉시켜 암모니아를 기체상태로 제거할 수 있다.

수중의 암모니아와 암모늄이온의 존재비율은 일정온도에서 암모니아의 이온화상수(K_b), 물의 이온화상수(K_w), 수소이온농도($[\text{H}^+]$)를 이용하여 구할 수 있는데 그 식은 아래와 같다.

$$\begin{aligned} \text{NH}_3(\%) &= \frac{[\text{NH}_3] \times 100}{[\text{NH}_3] + [\text{NH}_4^+]} = \frac{100}{1 + [\text{NH}_4^+]/[\text{NH}_3]} \\ &= \frac{100}{1 + K_b[\text{H}^+]/K_w} \end{aligned} \quad (2-2)$$

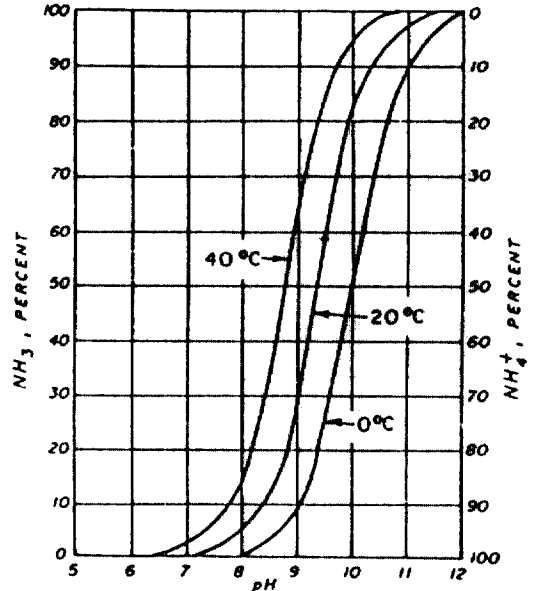


그림 2-1. pH와 온도에 따른 수중의 암모니아와 암모늄 이온의 분포.

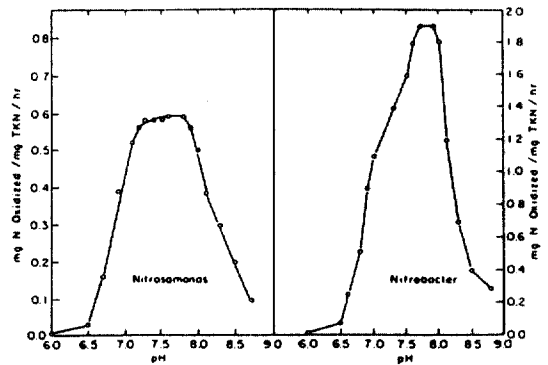
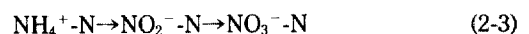


그림 2-2. 질산화반응에 관계하는 미생물의 최적 pH 범위.

참고로 수중 20°C에서 암모니아의 이온화상수는 1.75×10^{-5} , 물의 이온화상수는 0.681×10^{-14} 이다. pH와 온도에 따른 수중의 암모니아와 암모늄 이온의 분포는 그림 2-5와 같다.^(15,16)

2.1.2 생물학적 질산화 및 탈질반응

생물학적 질산화는 보통 독립영양미생물(autotrophic bacteria)에 의해 일어나며 질산화의 개괄적인 반응은 다음과 같다.⁽¹⁵⁾



질산화 반응에 관여하는 미생물은 Nitrosomonas, Nitrobacter 등이 있으며, 대부분의 생화학 반응에서와 마찬가지로 온도는 질산화 미생물에 주된 영향인자로 작용한다. 질산화 미생물의 성장 가능온도는 4~50°C 이고, 최적 pH 범위는 7.5~8.6으로 비교적 범위가 좁음을 알 수 있으며, Nitrobacter와 Nitrosomonas의 최적 범위는 그림 2-2와 같다.

탈질이란 미생물이 산소가 없는 상태에서 호흡을 하기 위하여 최종 전자수용체(terminal hydrogen acceptor)로서 작용하는 질산성 질소를 환원시키는 것을 말하며, 무산소(anoxic)상태에서 일어나기 때문에 혐기성호흡(anaerobic respiration)이라고도 한다.⁽¹⁵⁾

질소의 탈질 경로는 Nitrate(NO₃⁻-N)→Nitrite(NO₂⁻-N)→Nitric Oxide(NO)→Nitrous Oxide(N₂O)→Nitrogen Gas(N₂)와 같으며 최종 산물의 형태는 미생물의 종류와 pH 에 따라 다르다.

탈질 반응에 영향을 미치는 인자들로는 온도, pH, 질산(NO₃⁻)농도, Carbon 농도, 용존산소 등이 있는데, 온도는 0~50°C, pH는 7~8, 용존산소는 존재하지 않을 경우에 탈질이 잘 일어난다.

2.2 토탄상내에서 암모니아의 제거

일반적인 탈취단계는 토탄수분에 용해, 토탄 내 콜로이드에 흡착, 토탄 내 미생물에 의한 산화의 3경로로 크게 나누어진다.⁽²⁾

첫째, 암모니아가 토탄수분에 용해되는 단계이다. 암모니아는 물에 대한 용해도가 20°C 에서 52.0 g/100 ml로 물에 매우 잘 녹는다. 탈취상 내 수분은 악취물질의 이온화 및 미생물의 생육에 매우 중요한 요인으로 악취물질이 물에 잘 녹지 않을 경우 흡착 및 미생물에 의한 산화반응이 어려워진다.

둘째, 콜로이드에 흡착되는 단계이다. 흡착과정은 토탄 내의 콜로이드성 유기물(Humic Substances)이 중요한 역할을 담당하게 된다. 표 2-1에는 토탄 내에 존재하는 콜로이드성 유기물질을 나타내었다.⁽¹²⁾ 분뇨와 하수처리장 등에서 발생하는 악취가스의 주요 성분인 암모니아(NH₃)의 흡착과정은 암모니아가 토탄수분에 흡수되어 이온화되고 대전된 암모늄이온이 토탄콜로이드에 흡착되는 순서로 일어나게 된다.

토탄콜로이드에 흡착된 양이온은 다른 양이온과 용이하게 치환되며 이 치환 가능량을 염기치환용량

표 2-1. 토탄 내에서 암모니아를 흡착할 수 있는 유기물질

Neutralizing trap	
Aromatic carboxylic acid	
$ArCOOH + NH_3 \rightarrow ArCOO^- NH_4^+$	
Aliphatic carboxylic acid	
$RCOOH + NH_3 \rightarrow RCOO^- NH_4^+$	
Aromatic alcohol	
$ArOH + NH_3 \rightarrow ArO^- NH_4^+$	
Hydrogen bonding trap	
Carbonyl group	Methoxyl group
$\begin{array}{c} \diagdown \\ C=O \cdots H-N \\ \diagup \end{array}$	$\begin{array}{c} O \\ \\ \cdots H-N \\ \\ Me \end{array}$
Alcoholic OH	Amino group (less contribution)
$\begin{array}{c} H \\ \\ -O-H \cdots N-H \\ \\ H \end{array}$ or $\begin{array}{c} H \\ \\ O \cdots H-N \\ \\ H \end{array}$	$\begin{array}{c} H \\ \\ \cdots N-H \\ \\ H \end{array}$ or $\begin{array}{c} H \\ \\ \cdots N \cdots H-N \\ \\ H \end{array}$

이라 부르고 그 크기에 비례하여 NH₃의 흡착량은 증가하게 된다.

NH₃는 20°C 에서 발생된 NH₃ 거의가 토탄수분에 용해되어 토탄콜로이드에 흡착된다고 볼 수 있으나, NH₃ 중에 질산(NO₃⁻) 등으로 분해된 부분은 음이온으로 대전된 콜로이드에 흡착되지 않는 부분이다.

세째, 미생물의 산화, 분해 단계이다. 토탄콜로이드 및 토탄 중의 물에 흡착, 용해된 악취물질은 토탄 내의 미생물의 관여로 저분자화된 물질로 전환되며, NO₃⁻와 같은 물질은 토탄 수분으로 이동되어 방출되고, 토탄내의 탈질균에 의해 N₂, N₂O로 전환되어 지고 대기 중으로 방출된다.

3. 실험재료 및 방법

3.1 실험재료

본 실험에서 탈취상의 재료는 경기도 김포군 마송리에서 채취한 토탄을 사용하였다. 토탄이란 식물의 잔해가 저온의 수중에서 혐기적 조건으로 미분해된 상태로 장시간에 걸쳐 퇴적된 것이다. 토탄을 탈취재료로 선정할 이유는 미생물의 생육에 필요한 영양소가 풍부하며, 보수성(保水性)이 뛰어나고, 흡착능력이 크며, 구입가격이 싸며, 압력손실이 작아야 한다는 생물학적 탈취재료의 조건을 만족하기 때문

이다. 실제로 토탄은 압력손실이 매우 낮고, 약 20~70%의 함수율의 범위에서도 미생물의 활동이 가능하며, 미생물 성장에 필요한 영양소 중 탄소의 함량이 높은 특성을 가지고 있다. 표 3-1은 실험에 사용한 토탄을 분석하여 측정된 초기값을 나타낸 것이다.

토탄의 형성조건이 혐기성이기 때문에 질산화균이 서식할 가능성이 적은 것으로 사료되어, 생물학적으로 암모니아를 제거하기 위해서는 질산화균의 식종이 필요하다.⁽¹²⁾

질산화균의 식종을 위해 하수처리장의 반송슬러지를 약 15일 동안 온도 20~25°C, pH 7~8의 조건에서 포기배양하여 호기성소화와 같이 질산균을 충분히 증식시켰다. 또한 포기배양기간 동안 슬러지를 암모니아에 순화시키기 위해 약 5 ppm의 저농도로 7일간 순화시켰다. 배양 및 순화 후의 슬러지를 일정시간 침강시킨 후 고농도의 MLSS를 갖도록 상징액을 버린 후 농축시켜 토탄상에 식종시켰다.

3.2 실험장치

본 연구를 위해 사용한 실험장치는 암모니아 발생장치, 탈취상 반응조, 암모니아가스 채취장치 등 크게 3가지로 구성되어 있다.

암모니아 발생장치는 29%의 암모니아수 20 ml에 증류수 8~9 l를 섞은 회석암모니아수를 10 l의 통에 넣어 정량펌프를 통해 일정한 크기의 유리구슬이 들어있는 약취발생기로 주입된다. 약취발생기는 산기관을 통해 공기가 주입되어 회석암모니아수를 포기할 수 있는 장치가 장착되어 있고, 회석 암모니아수의 여액은 정량펌프에 의해 활성탄반응조로 이송되어 탈취처리 후 폐액통으로 이동한다. 또한 약취의 정량주입을 위해 탈취상의 유입부에 유량계를 설치하였다.

탈취상 반응조는 그림 3-1과 같이 지름 9 cm, 높이 75 cm의 투명아크릴판으로 하부에 5 cm의 공간을 바닥에 약간의 경사를 두어 약취가스의 유입보조 및 침출수처리를 할 수 있도록 설치하였다. 이 공간 상부에는 약취가스의 고른 분산 및 충전체의 지지 역할을 위해 두께 5 cm의 아크릴판에 직경 3 mm의 구멍 49개를 방사형으로 뚫어 설치하였다. 반응조 상부는 처리가스 유출부를 두어 흡수장치와 연결할

표 3-1. 탈취상 재료 토탄의 초기분석값

측정 항목	측정 값
TKN	10.4123 g-N/kg dry peat
NH ₃ -N	0.6237 g-N/kg dry peat
NO _x -N	0.0542 g-N/kg dry peat
Org-N	9.7886 g-N/kg dry peat
T-C	15.8%
pH	6.05
TS	45.1%
VS	44.7%
함수율	59.5%

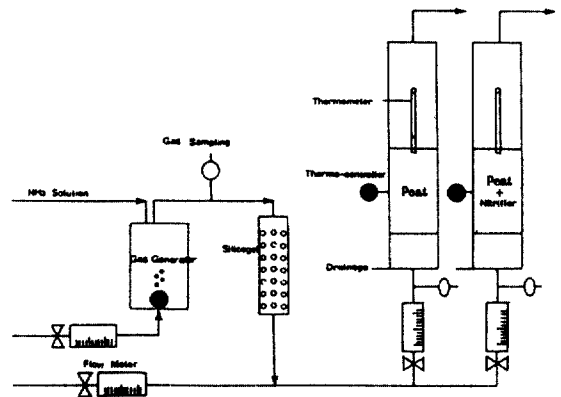


그림 3-1. 탈취상 반응조의 개략도.

수 있도록 하였다.

암모니아가스의 채취장치는 반응조 유입 및 유출 가스를 봉산흡수액이 담긴 2조의 흡수병에 시료채취구를 직접 연결시켜 흡수병 말단에 연결된 3 l 용량의 폴리에틸렌백에 흡수병을 통과한 가스가 충전될 때까지 포집하여 그 흡수액을 분석에 사용하였다.

3.3 실험방법

실험은 자연토탄상과 미생물활성토탄상으로 나누어 실시하였다. 반응조-1은 자연토탄만 충전하였고, 반응조-2는 자연토탄상에 질산균을 포함한 미생물을 식종하여 충전하였다. 충전시에는 충전공간 바닥에 유리섬유를 깔고 그 위에 모래, 토탄의 순으로 충전하였다. 두 반응조는 같은 농도의 암모니아가 유

표 3-2. 반응조-1과 반응조-2의 실험운영조건

실험운영조건	반응조-1	반응조-2
구 성	자연토탄	자연토탄+ 미생물접종
탈취상 높이	30 cm	
충 전 밀 도	1.035 g/cm	
온 도	20°C	
함 수 율	60%	
유 입 농 도	100 ppm	
유 입 유 량	2 Lpm	
선 속 도	5.24 mm/sec	

표 3-3. 실험항목 및 실험분석방법

실험항목	실험분석방법
NH ₃ 의 유입, 유출농도	Indophenol Method
토탄상 내 TKN	Macro Kjeldahl Method
토탄상 내 NH ₄ ⁺ -N	Titrimetric Method
토탄상 내 NO ₂ ⁻ -N+NO ₃ ⁻ -N	MgO-Devarda Alloy Method
토탄상 내 T-C	濕式燃燒重量法
토탄상 내 pH	pH meter
토탄상 내 함수율	Dried at 103~105°C
토탄상 내 유기물	Ignited at 550~600°C
토탄상의 정압	정압계

입될 수 있도록 동일한 암모니아 발생장치에 연결 하였으며, 암모니아가스는 습기를 제거하여 유입 하였다. 높이는 30 cm로 동일하며, 60%의 함수율을 유지하기 위해 3일간격으로 40~60 ml의 수도물을 보충하였다. 20°C의 온도를 유지시키기 위해 반응조 외부벽면에 열선을 감고 온도자동조절기에 연결하여 사용하였다. 분석시료는 충전높이의 10 cm에서 고르게 채취하였고, 구체적인 실험조건은 표 3-2에 나타나 있다.

실험항목 및 실험분석방법은 표 3-2와 같고, 분석방법은 주로 Standard Method와 일본의 하수오 니분석법을 참조하였다.^(17,18)

실험운영기간은 미생물 활성탈취상의 유출되는 기간(본실험에서는 60일)까지 계속하였다. 이는 본 실험목적의 미생물 활성탈취상의 최대활성시점인 비정상상태의 임계시간을 구하여 탈취상의 안전성을 평가하는 것이므로, 유출후의 실험운영일은 이미

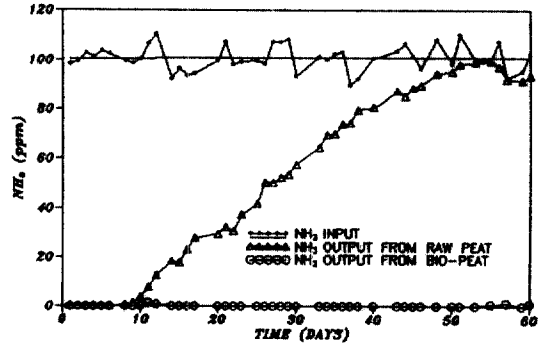


그림 4-1. 각 반응조에서의 암모니아의 유입, 유출곡선.

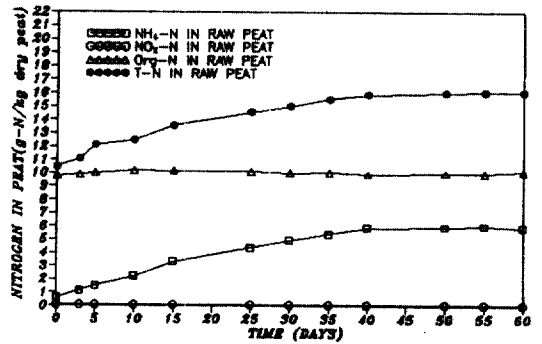


그림 4-2. 반응조-1에서의 질소성분의 변화.

임계시간을 넘은 상태로 본 실험에서는 고려하지 않았다.

4. 결과 및 분석

4.1 실험결과의 개괄적 고찰

각 반응조에서의 암모니아의 유입, 유출곡선 및 질소성분의 변화를 그림으로 나타낸 것이 그림 4-1, 4-2, 4-3이다. 반응조-1(자연토탄상)은 그림 4-1에서 나타난 결과와 같이, 실험운영 8일 경과시, 0.5 ppm의 암모니아가 유출되기 시작하여 48일 이후에는 이미 90 ppm이 유출되었으며, 실험종료일인 60일 경우에는 제거효율이 9%로 유입 암모니아가 대부분 제거되지 않고 유출되고 있다. 반면에 질산균을 식종한 반응조-2(미생물 활성토탄상)는 실험운영기간 중 단 5일(실험시작일로부터 11일, 12일, 55일, 57일, 60일)만의 유출이 이루어졌다. 초기 11일, 12일에 1.4 ppm, 0.7 ppm의 유출이 이루어진 것은 암모니아에

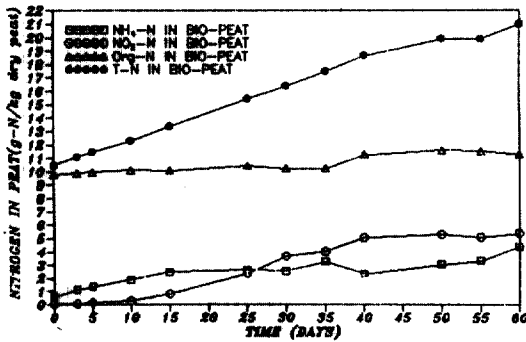


그림 4-3 반응조-2에서의 질소성분의 변화.

대한 질산화균의 활성이 미숙한 상태에서 이루어진 것이고, 55일, 57일, 60일에 0.7 ppm, 1.3 ppm, 1.1 ppm의 암모니아가 유출된 것은 미생물이 이미 약취 제거의 한계에 도달하여 기인된 현상이다. 그러나, 실험운영기간동안 최소 98.7%의 암모니아 제거효율을 보여 최소 0.3%의 제거효율을 보인 자연토탄상과는 다른 양상의 실험결과를 보이고 있다.

시간경과에 따른 질소성분의 변화를 보면 반응조-1은 그림 4-2에 나타난 것과 같이 NH₄⁺-N의 증가가 뚜렷한 반면 NO_x-N와 Org-N의 증가는 거의 없다. 실제로, 실험운영 0일, 30일, 60일에 NH₄⁺-N는 0.6237, 4.9475, 5.9000 g-N/kg dry peat로 뚜렷이 증가하였고, NO_x-N는 0.0542, 0.0632, 0.0690 g-N/kg dry peat, Org-N은 9.7886, 10.0041, 10.0963 g-N/kg dry peat로 거의 증가가 되지 않았다. 이는 자연토탄내에 질산화균이 거의 없기 때문에 암모니아의 제거가 단순히 토탄 내의 콜로이드 유기물에 의한 흡착으로 제거된 것이며, 토탄내 T-N의 증가는 거의 NH₄⁺-N의 지배를 받고 있다고 볼 수 있다.

이에 반하여, 반응조-2는 그림 4-3에 나타난 것과 같이 NH₄⁺-N의 증가가 반응조-1보다 덜 증가하고 있으며, NO_x-N는 반응조-1과는 달리 실험운영 25일경부터 NH₄⁺-N보다 증가량이 더욱 많아지고 있고, Org-N는 반응조-1에 비해 약간의 증가를 보였다. 실제로 실험운영 0일, 30일, 60일에 NH₄⁺-N는 0.6237, 2.5591, 4.3885 g-N/kg dry peat, NO_x-N는 0.0542, 3.6760, 5.3690 g-N/kg dry peat, Org-N은 9.7886, 10.2386, 11.2561 g-N/kg dry peat로 반응조-1에 비해 NO_x-N의 증가가 두드러지고, Org-N도 상대적으로 증가추세이지만 NH₄⁺-N는 오히려 증

가추세가 떨어진다. 이는 식중한 질산균에 의해 유입된 암모니아가 질산화과정에 의해서 질산성질소로 변했기 때문이다.

각 반응조내의 T-N값을 보면 실험운영 0, 60일에 반응조-1은 10.4665, 16.0659 g-N/kg dry peat, 반응조-2는 10.4665, 21.0136 g-N/kg dry peat으로 반응조내에서 잔류되는 T-N값은 반응조-1이 5.5994 g-N/kg dry peat, 반응조-2가 10.5471 g-N/kg dry peat로 미생물 활성토탄상에서 잔류하고 있는 질소값이 자연토탄상의 2배이다. 이는 반응조-1은 흡착에만 의존하여 NH₄⁺-N의 형태로만 질소를 축적하고 있지만, 반응조-2는 NH₄⁺-N는 물론 질산화로 인한 NO_x-N의 형태로도 질소를 축적하고 있기 때문이다.

본 실험은 일본 하수도 사업단의 토양층전체의 개량 방향보다 다소 발전적 측면에서 진행되었다.^(2,12) 일본의 토양상 설계조건은 통과속도 5 mm/sec 이하, 약취의 취기강도가 3~4일 때 처리후 취기강도가 2.5, 충전재 높이 40~50 cm, 통기저항치 토양 10 cm당 10 mmAq 등으로 제시되고 있다. 이에 비해 본 실험은 충전재 높이가 30 cm로 10 cm를 줄였고, 통과속도는 5.24 mm/sec로 비슷하게 유지하였으며, 제거효율은 99.9%로 높은 제거효율을 유지하였으며, 통기저항치는 토양 10 cm당 7.7~14.3 mm H₂O의 범위에 있어 전반적인 면에서 설계조건의 향상을 가져왔다. 또, Shoda가 수행한 NH₃ 40 ppm 실험중 0.16 g-N/day/kg dry peat 부하량에서는 높은 제거효율을 보인 반면, 0.32 g-N/day/kg dry peat 부하량에서는 실험운영 10일 이후 계속 유출이 되어 실제로 Biofilter로서의 기능이 저하되었다. 반면에 본 실험은 Shoda의 유입농도보다 높은 100 ppm의 농도로 0.21~0.23 g-N/day/kg dry peat 부하량을 유지시킨 결과 평균 99.9%의 높은 제거효율을 보여 Biofilter로서의 기능이 강화되었다.

반응조-1과 반응조-2의 실험결과 양상은 Harai의 실험결과와 유사한 경향을 띄었다.⁽¹²⁾ 반응조-1은 Harai가 질산화 박테리아를 식중하지 않은 섬유질 토탄 실험과 유사하여 쉽게 흡착능의 포화에 도달하였으며, 반응조-2는 질산화 박테리아를 식중한 섬유질 토탄 실험과 유사하여 실험운영 기간내에 높은 제거효율을 보였다. 그러나 Harai는 비교적 저농도의 20,40 ppm에서 수행한 실험이었지만, 본 실험은 비교적 고농도의 100 ppm에서 수행한 차이점을 가지

고 있다.

4.2 미생물 활성의 특성

본 연구에서는 반응조-2의 미생물 활성의 증거로 질산성 질소의 생성, 유기성 질소의 증가, 전 탄소의 감소, Gust식에 의한 반응속도상수의 결정 등을 들 수 있다.

질산성 질소의 생성은 호기성 자가영양성 박테리아인 Nitrosomonas, Nitrobacter에 의해 암모니아성 질소를 산화시킴으로써 이루어지는 생화학적 반응으로 반응조-1에서는 질산성 질소의 값이 일정한 반면에 반응조-2에서는 질산성 질소의 값이 초기측정값보다 5.3148 g-N/kg dry peat 정도 증가하였다. 이는 반응조-1의 자연토탄상에서는 혐기적 생성조건에 의해 질산균이 거의 존재하지 않지만, 반응조-2에서는 식중한 활성슬러지 혼합균내의 질산화균이 호기성 상태로 유입된 암모니아를 질산성 질소로 산화시키는 질산화가 발생된 것이다.

유기성 질소의 증가는 미생물에 의한 질소의 동화작용이 발생했음을 알 수 있는 지표인데, 각 반응조에서 초기 유기성 질소의 증가가 나타나지 않은 이유는 활성슬러지의 혼합균 및 토탄내의 미생물이 유기성 탄소원을 소비하며 활성되다가 암모니아의 유입으로 인해 실험 운영 중반부터 질산화균이 활성화된 것으로 사료된다. 실제로 반응조-2에서는 운영 30일 이후 유기성 질소가 증가되는데 그 증가의 폭이 크지 않은 이유는 질산화균의 생장이 일반 미생물보다 너무 느리기 때문인 것으로 판단된다.⁽¹⁵⁾

탄소는 질소가 미생물의 원형질 합성으로 쓰이는 것과 같이, 미생물의 에너지원으로 쓰이는데, 보통 탄소원의 1/3은 질소와 함께 미생물 체내로 흡수되며, 2/3는 CO₂로 전환되어 채외로 방출된다. 이러한 미생물활동에 중요한 인자가 C/N비인데 보통 높은 C/N비에서는 미생물의 활동이 위축되며, 낮은 C/N비에서는 잉여 질소의 암모니아화로 인한 질소의 손실이 생긴다. 반응조-1에서는 총탄소값이 거의 일정한 것으로 미루어 미생물의 동화작용이 미미한 것으로 사료된다. 반응조-2에서는 제한된 유기성 탄소원이 미생물에 의해 소비된 후 방출되는 CO₂가 토탄내의 수분에 의해 HCO₃⁻, CO₃⁼와 같은 무기성탄소로 전환된다. 이 무기성 탄소가 질산화균의 성장에 필요한 탄소원으로 소비되어 질산균의 증식

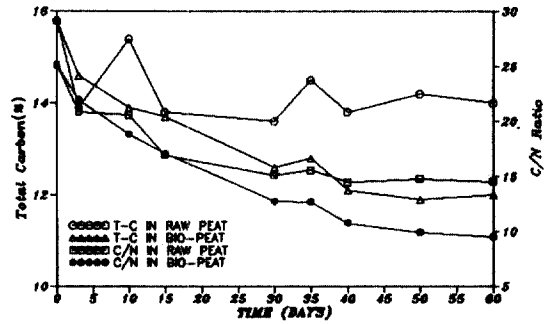


그림 4-4. 각 반응조의 전탄소값과 C/N비의 변화.

이 이루어진다. 따라서, 반응조-2의 총질소의 감소가 활성슬러지의 혼합균에 의해 이루어졌지만, 이 소비작용에 의해 생성된 무기성 질소가 질산화균의 성장에 필요한 탄소원으로 사용된 것이다.⁽¹⁹⁾

C/N비의 감소는 계속되는 암모니아의 유입이 주원인이며, 반응조-2에서는 총탄소의 감소도 원인으로 작용되었다. 반응조-2에서 총탄소의 소비가 전부 이루어지지 않은 이유는 미생물이 이용할 수 있는 탄소형태의 제한과 함께 C/N비의 감소, 암모니아의 축적, 질산성 질소의 축적 등이 미생물의 활동에 복합적인 방해물질로 작용하여 미생물이 탄소원을 이용하여 동화작용을 하는데 한계에 도달한 것이다. 또, 반응조-2에서 50일 이후 암모니아의 증가는 토탄상이 흡착능의 포화에 도달하지 않기 때문에 생긴 재흡착과 더불어 C/N비의 저하에 따른 미생물에 의한 질소손실이 복합적으로 작용했으리라 사료된다. 보통 질소손실은 C/N비가 20 이하에서 일어난다.

그림 4-4는 각 반응조의 전탄소값과 C/N비의 변화추세를 나타낸 것이다.

한편, Gust는 실험에 의해 생물학적 탈취상의 조건으로 아래와 같은 식을 제안하였다.⁽²⁰⁾

$$C_o = C_i \exp\left(\frac{-K \cdot H}{W}\right) \quad (4-1)$$

- 여기서, C_o : 유입공기농도
- C_i : 유출공기농도
- H : 필터층 높이(m)
- W : 공기유속(m/sec)
- K : 반응속도상수(sec⁻¹)

Gust는 이 식에 의해 미생물이 활성화된 탈취상의 반응속도는 $0.05 \sim 0.2 \text{ sec}^{-1}$ 의 범위내에서 존재한다는 것을 실험적으로 입증하였다. 실제로, 각 반응조의 실험조건에 따라 반응속도상수 K를 산정한 결과, 반응조-1은 $0.00006 \sim 0.092 \text{ sec}^{-1}$ 의 범위에 있으며 시간이 지나면서 계속 감소하였다. 이중 Gust가 제안한 범위에 든 계수값은 3일에 불과하였으며, 이는 암모니아의 제거기작이 주로 흡착에 의한다는 것을 간접적으로 알려준다. 반면에, 반응조-2는 유출된 날이 단 5일인데, 이때의 반응속도를 산정한 결과는 각각 $0.076, 0.090, 0.085, 0.075, 0.079 \text{ sec}^{-1}$ 이며, 모두 Gust가 제안한 범위에 존재한다. 이는 반응조-2에서 미생물이 활성화되어 암모니아를 제거하고 있음을 간접적으로 나타내고 있다. 그림 4-5는 각 반응조에서 산정한 Gust 반응속도상수의 결과이다.

4.3 흡착능과 암모늄이온의 존재

반응조-1에 축적된 암모니아값이 실제로 흡착능의 포화에 이르렀는지를 확인하기 위해 pH 변화로 인한 암모니아의 이온화에 따른 암모늄이온의 생성에 초점을 맞추었다. 그림 4-6은 반응조 운영기간 동안의 pH의 변화를 나타낸 것이다.

기본이론에서 언급했듯이 수중 20°C 에서 암모니아의 이온화상수값은 1.75×10^{-5} , 물의 이온화상수는 0.681×10^{-14} 로서, 수중의 암모니아와 암모늄이온의 존재비율을 구하는 식은 아래와 같다.

$$\text{NH}_3(\%) = \frac{100}{1 + 2.57 \times 10^9 [\text{H}^+]} \text{ at } 20^\circ\text{C in water} \quad (4-2)$$

여기서, $[\text{H}^+] =$ 수소이온농도

한편, 암모니아의 유입, 유출농도를 질소부하량으로 산정하기 위해 사용된 식은 (4-3), (4-4)와 같다.

$$C = \frac{22.4 \times A}{V \times \frac{273}{273+t} \times \frac{P}{760} \times M \times 100} \quad (4-3)$$

여기서, C : 대기중 악취물질의 농도(ppm)

A : 악취물질량(ng)

V : 시료가스채취량(L)

t : 시료가스채취시 기온($^\circ\text{C}$)

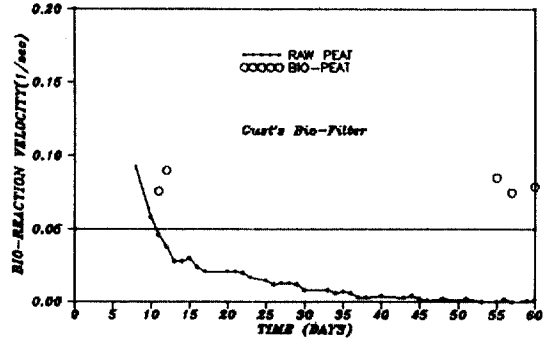


그림 4-5. 각 반응조에서 Gust식에 의해 산출된 반응속도상수.

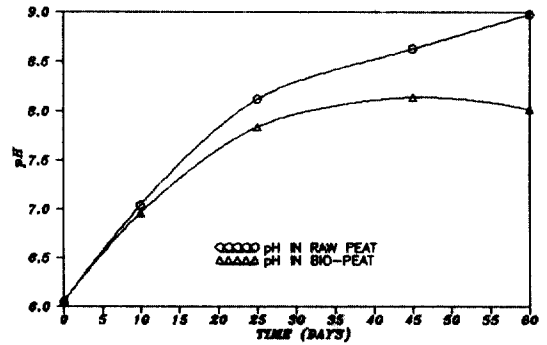


그림 4-6. 각 반응조에서의 pH의 변화.

P : 시료가스채취시 기압(mmHg)

M : 악취물질의 분자량

$$L = \frac{C \times Q}{1000} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{M}{22.4} \quad (4-4)$$

L : 부하량(g/day)

C : 악취물질농도(ppm)

Q : 처리용량(m^3/day)

M : 악취물질의 분자량(g)

T : 온도($^\circ\text{C}$)

식 (4-2), (4-3), (4-4)로 유입 암모니아 부하량, 유출 암모니아 부하량을 산정한 값, pH에 따른 암모늄이온의 비율과 실험에 의해 구한 암모니아성 질소의 값을 도표화 한 것이 표 4-1, 4-2이다.

토탄내의 암모니아는 20°C 에서 거의 전부가 토탄내의 수분에 의해서 용존되지만, pH값에 의해 암모늄이온으로 이온화되는데 영향을 받으며 pH가

표 4-1. 반응조-1에서 용존 암모늄이온의 이론값과 실험값

Days	pH	Theoretical Value		Accumulated NH ₄ ⁺ -N in peat	NH ₃ loading	
		NH ₃ (%)	NH ₄ ⁺ -N(%)		Input	Output
0	6.05	—	—	—	—	—
10	7.04	0.4	99.6	1.6059(75.1%)	2.1375	0.0129
25	8.12	5.0	95.0	3.7638(71.0%)	5.2994	0.8582
45	8.63	14.5	85.5	—	9.6009	3.8726
60	8.98	27.6	72.4	5.2763(41.2%)	12.8108	6.9141

*NH₄⁺-N in peat & NH₃ loading unit: g-N/kg dry peat

표 4-2. 반응조-2에서 용존 암모늄이온의 이론값과 실험값

Days	pH	Theoretical Value		Accumulated NH ₄ ⁺ -N in peat	NH ₃ loading	
		NH ₃ (%)	NH ₄ ⁺ -N(%)		Input	Output
0	6.05	—	—	—	—	—
10	6.96	0.4	99.6	1.2833(60.0%)	2.1375	0.0000
25	7.84	2.7	97.3	2.0063(37.9%)	5.2994	0.0043
45	8.14	5.2	94.8	—	9.6009	0.0043
60	8.02	4.0	96.0	3.7648(29.4%)	12.8108	0.0109

*NH₄⁺-N in peat & NH₃ loading unit: g-N/kg dry peat

상승함에 따라 용존된 암모니아 분자중에서 암모늄 이온의 비율이 높지않을 경우 흡착에 의한 암모니아의 제거가 효과적으로 수행되기가 어렵다.

표 4-1에서 보는 것과 같이 반응조-1에서는 pH가 6.05에서 8.98까지 계속 상승하는데, 이는 암모니아가 용존되어 암모늄이온으로 변환됨에 따른 토탄의 알카리화 현상이다.

실험결과와 같이 pH 상승에 따라서 용존시 암모니아는 이온화되는 경향이 감소되어 음이온 콜로이드가 암모늄이온을 흡착하는데 막대한 지장을 가져오며, 실제 토탄내의 흡착능이 포화에 도달하지 않았더라도 암모니아가 유출되는 현상을 유발하게 된다. 따라서, 본 실험기간 중의 10, 25, 45, 60일 때의 pH의 상승에 따른 암모늄이온의 감소 정도를 보면, pH값이 7.04, 8.12, 8.63, 8.98일 때, 암모늄이온의 백분율이 각각 99.6%, 95.0%, 85.4%, 72.4%의 이론적 계산값으로 나타낼 수 있다. 이때, 암모니아의 누적유입부하량이 2.1375, 5.2994, 9.6009, 12.8108 g-N/kg dry peat일 때, 누적유출부하량은 각각 0.0129,

0.8583, 3.7638, 6.9141 g-N/kg dry peat이며, 각 경과일의 누적유입부하량을 100%라는 기준치로 설정하면 누적유출부하량은 각각 0.6%, 16.1%, 40.3%, 54.0%의 값으로 산출된다. 위의 암모늄이온의 백분율을 고려한 분자상태의 암모니아의 비율은 각각 0.4%, 5.0%, 14.5%, 27.6%인데, 이는 모두 유출암모니아의 비율에 포함된다. 또한, 실험으로 측정된 토탄내의 암모니아성 질소의 값을 유입암모니아의 부하량에 따른 비율로 산정한 값은 실험경과일이 10, 25, 60일일 때, 각각 75.1%, 71.1%, 41.2%로 나타나는데 이는 용존된 암모늄이온의 이론값인 99.6%, 95.0%, 72.4%보다 모두 적은 것으로 보아 토탄 내에 암모늄이온과 접촉하고 있는 음이온 콜로이드의 부족으로 인한 약취물질과의 접촉면에서 흡착능의 포화현상이다. 그림 4-7은 pH의 변화에 따른 이론적인 암모늄이온의 값과 토탄 내의 암모니아성 질소의 값의 관계를 도식화 한 것이다.

반응조-2에서도 같은 방법으로 산정한 결과, 토탄상 내의 수분에 용존된 이론적 암모늄이온의 비

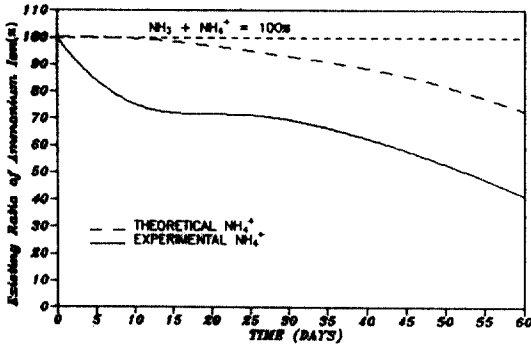


그림 4-8. 반응조-2에서의 암모늄이온의 이론값과 실험값의 비교

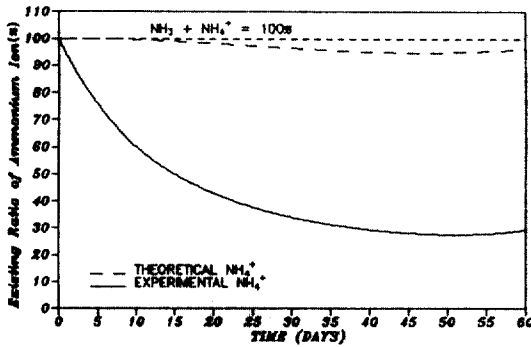


그림 4-7. 반응조-1에서의 암모늄이온의 이론값과 실험값의 비교.

율이 실험값보다 모두 컸으며, 특히 시간의 경과함에 따른 암모늄이온 비율의 차이값이 반응조-1보다 증가하였는데 이는 pH의 완만한 증가 및 감소에 따른 이론적 암모늄이온 비율의 증가와 함께 토탄 내 질산화균에 의해 암모니아성 질소가 질산성 질소로 산화되었음을 보여주고 있다. 결국, 두 원인은 하나의 기작으로 통합되어 미생물 활성에 따른 질산성 질소의 생성이 pH를 저하시켰다고 볼 수 있다. 하지만, 실험후반부에 pH의 저하는 질산균활동에 의한 생물학적 작용으로 볼 수 있다.

4.4 반응조내 질소의 물질수지

실험 종료후 각 반응조의 최종 질소농도와 누적 유입 질소부하량, 누적유출 질소부하량을 산정한 결과, 표 4-3, 표 4-4과 같은 결과를 얻었으며, 이 결과를 도식화 한 것이 그림 4-9와 같다.

표 4-3과 같이 반응조-1은 유입된 암모니아의 41.2

표 4-3. 암모니아의 유입, 유출부하량과 반응조-1 내의 질소의 형태

Type of Nitrogen	N loading (g-N/kg dry peat)	Ratio (%)
Input N loading	12.8108	100.0
NH ₄ ⁺ -N	5.2763	41.2
Org-N	0.3077	2.4
NO _x -N	0.0154	0.1
Output N loading	6.9141	54.0
Loss of Nitrogen	0.2973	2.3

표 4-4. 암모니아의 유입, 유출부하량과 반응조-2 내의 질소의 형태

Type of Nitrogen	N loading (g-N/kg dry peat)	Ratio (%)
Input N loading	12.8180	100.0
NH ₄ ⁺ -N	3.7648	29.4
Org-N	1.4675	11.5
NO _x -N	5.3148	41.5
Output N loading	0.0109	0.1
Loss of Nitrogen	2.2418	17.5

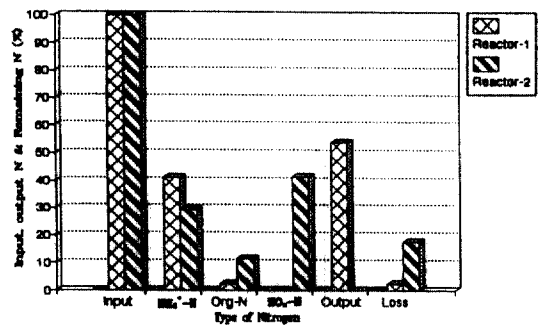


그림 4-9. 각 반응조에서 암모니아의 제거형태.

%가 암모니아성 질소의 형태로 토탄내에 축적되어 있으며, 유기성 질소와 질산성 질소의 축적량은 매우 미소하였다. 본 결과에 의하면 반응조-1은 주로 흡착에 의해 질소가 제거된 것으로 제거되었으며, 미생물에 의한 질소동화작용 및 질산화작용은 거의 일어나지 않았다. 또, 약간의 질소손실은 높이보정에 의한 오차 및 탈질반응에 의한 대기로의 유출현상

으로 보여진다.

반응조-2는 표 4-4와 같이 유입된 암모니아의 41.5%가 질산성 질소, 29.4%가 암모니아성 질소로 각각 축적되어 있는데 이는 미생물에 의한 질산화와 물리, 화학적 흡착이 동시에 일어난 결과이다. 실험운영 초기에는 흡착, 중반이후에는 질산화가 주된 암모니아의 제거기작이었으며, 세포동화작용에 의한 유기성 질소의 증가경향도 약간 보여지고 있다.

한편, 반응조-1보다도 질소손실값이 높은 이유는 질산성 질소의 축적으로 인한 탈질반응에 기인한 것으로 보여지는데, 실제로 시간이 경과함에 따라 토탄 내에 암모니아가 통과하는 기도가 형성되면서 모든부분으로 고르게 유입되지 못하는 현상의 발생한 것이다. 이로 인해 탈취상 내에 암모니아 및 공기가 통과하는 호기성 영역 뿐만 아니라 혐기성 영역도 존재할 수 있으며 이 영역내에 탈질균이 성장, 활동하여 질산성질소의 탈질이 일어난 것이다.

4.5 흡착 포화 시간의 연장

물질수지의 자료를 근거로 토탄내 미생물의 비정상상태의 임계시간을 추정하기 위한 방법으로는 실험에 의해 얻은 결과를 근거로 하여 설정한 연립 미분 방정식을 비선형 회귀 분석에 의해 구하는 방법과 실험자료간 연쇄성을 고려하지 않고 시간과 단일 질소 성분과의 관계를 선형 회귀 분석에 의해 구하는 방법이 있다. 이중, 비선형 회귀분석에 의한 방법은 탈취상내의 반응의 연쇄성을 정확히 파악해야 하고 실제로 실험에 의해 정확한 결과를 얻지 못할 경우 효과적인 방법이 될 수 없다. 따라서, 선형 회귀 분석에 의해서 반응조-1에서의 암모니아 흡착곡선의 개형을 얻을 수 있었다. 그림 4-10은 반응조-1에서의 암모니아의 흡착곡선이다.

그림 4-10에서 보듯이 시간에 따른 암모니아성 질소의 값은 $N=1.83683 \times \ln(t) - 1.98169$ 와 같은 지수함수로 표현된다. 미생물 활성 토탄상의 비정상상태의 임계시간은 그림 4-11에서 보듯이 시간에 따른 질산성 질소 및 유기성 질소의 변화량이 0이 되는 40~50일 사이가 된다. 비정상상태의 임계시간을 산정하는데는 선형 회귀 분석을 사용할 수 없었다. 이는 선형 회귀 분석에 의해 구한 시간에 따른 질소성분의 관계를 나타내는 함수가 무한대로 발산하는 로그함수의 형태를 가졌기 때문에 시간에

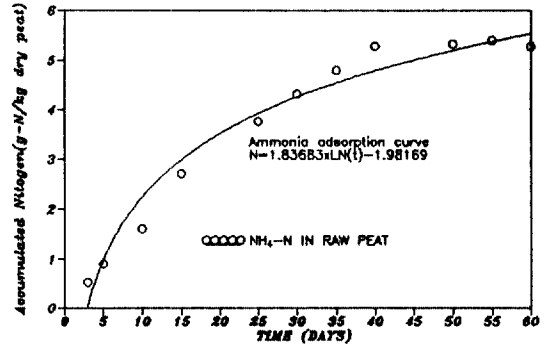


그림 4-10. 반응조-1에서의 암모니아의 흡착곡선.

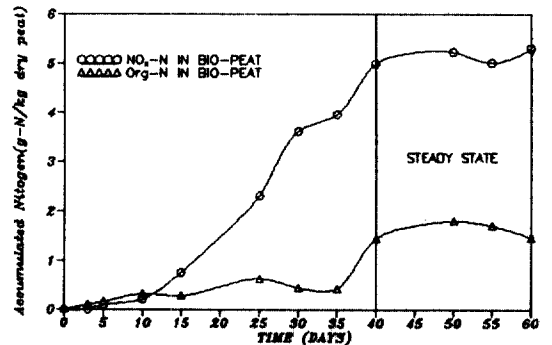


그림 4-11. 반응조-2에서 비정상상태의 임계시간의 추정곡선.

따른 질소의 미분값이 0으로 수렴하지 않는다. 따라서, 비정상상태의 임계시간의 산정은 기하학적인 방법을 사용하였다.

반응조-2에서 40일, 50일경의 암모니아성 질소의 농도는 각각 1.7548, 2.4135 g-N/kg dry peat로서, 암모니아의 흡착곡선식에 대입하면 반응조-1의 운영경과일 7.65, 10.94일에 해당한다. 이는 반응조-1이 99% 이상의 유출이 일어난 53일을 기준으로 보면 반응조-2는 최소 약 42~45일 정도는 흡착 제거만으로도 암모니아의 제거가 가능하다는 분석이 된다. 그러나, 정상상태로 돌입한 후에도 미생물 작용의 항상성이 어느 정도 유지될 것이므로 실제 미생물 활성 토탄상은 계산된 42~45일보다 더 오래동안 암모니아를 제거할 것으로 사료된다.

5. 결 론

미생물 활성토탄을 이용한 암모니아의 제거에 관

한 연구 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 미생물 활성 토탄상의 암모니아 제거능력이 자연토탄상보다 우수하였으며 흡착능의 포화시간도 연장되어 탈취상의 수명이 연장되는 효과를 거두어 자연 토탄상보다는 경제적인 탈취방식으로 평가되었다.

2. 암모니아의 제거효율을 비교해 볼때, 자연토탄상은 8일 이후 암모니아가 계속 유출되어 60일 경에는 9%만이 제거되었으나, 미생물 활성토탄상은 실험기간동안 단 5일의 암모니아 유출현상이 관찰되었으며 평균 99.9%의 높은 제거효율을 보였다.

3. 자연 토탄상의 경우 암모니아가 용존됨에 따라 pH가 상승하여 암모니아의 이온화율이 떨어져 흡착되지 못하고 분자상태로 그대로 유출되는 암모니아의 비율이 높아졌지만, 미생물 활성 토탄상의 경우 질산균에 의한 질산화로 인해 pH의 상승을 어느정도 감소시킬 수 있어서 이온화 되지 못하고 분자상태로 유출되는 암모니아의 비율을 낮출 수 있었다.

4. 자연 토탄상의 암모니아 제거는 주로 흡착에 의한 것으로 미생물의 질소동화 작용, 질산화 작용은 거의 일어나지 않았으며, 미생물 활성 토탄상의 암모니아 제거는 기존의 흡착에 의한 제거이외에 미생물의 질산화에 의한 제거부분이 상당히 컸으며, 미생물의 질소동화 및 탈질반응도 일어났다.

5. 질소부하량으로 환산하여 물질수지의 산정결과 자연 토탄상은 약 2.3%, 미생물 활성 토탄상은 약 17.6%의 질소손실이 일어났다. 이는 미생물반응에 의한 탈질로 사료되며 미생물 반응조의 값이 큰 이유는 질산균에 의해 생성된 질산성 질소를 탈질균이 탈질반응에 의해 대기중으로 유출시킨 것으로 사료된다.

6. 미생물 활성 탈취상의 미생물 활성의 증거로 질산성 질소의 생성, 총탄소량의 감소, 유기성 질소의 증가 등이 실험적으로 관찰되었고, Gust식에 의한 반응속도를 산정한 결과, 미생물 활성 탈취상의 반응속도인 $0.05 \sim 0.2 \text{ sec}^{-1}$ 의 범위에 자연토탄상은 거의 벗어났으며, 미생물활성토탄상은 범위내에 존재하였다.

7. 미생물 활성 토탄상에서 미생물 활성의 비정상상태의 임계시간을 40~50일로 추정할 수 있었으며, 자연토탄상보다 최소 42~45일의 흡착능 포화 도달 시간의 연장효과를 거두었다.

참고문헌

1. 한국건설기술연구원, 하수처리장 악취의 경제적인 제거방안, 최종연구보고서, 1989. 12.
2. 한국건설기술연구원, 포기조 및 토양상을 이용한 하수처리장 악취제거, 중간보고서, 1992. 12.
3. Shoda, M., *Environment & Biotechnology-Biological Deodorization, Bioindustry*, 7, 1990, pp.56-62.
4. Ned Ostojic, Albin P. Les and Robert Fobes, Activated sludge treatment for odor control, *Biocycle*, April 1992, pp. 74-75.
5. 青木茂輝, 好氣性活性汚泥微生物によるばつ氣式脱臭法, *公害と對策*, Vol. 27, No. 12, 1991, pp. 60-61.
6. 安藤輝夫, 空閑哲雄, ボルカナイト(造粒化土壌)を利用した土壤微生物による脱臭, *公害と對策*, Vol. 27, No. 12, 1991, pp. 76-77.
7. Richard D. Pomeroy, Deodorizing Gas Streams by the Use of Microbiological Growths, U.S. Patent 2,793,096, 1957.
8. Carlson, D.A., Leiser, C.P., Soil Beds for the Control of Sewage Odors, *J. WPCF*, Vol. 38, 1966, p. 829
9. Hinrich L. Bohn., Soil and Compost filters of malodorant Gases, *J. of the Air pollution Control Association*, Vol. 25, No. 9, September 1975, pp. 953-955.
10. Richard D. Pomeroy, Biological treatment of odorous air, *J. WPCF*, Volume 12, 1982, pp. 1541-1545.
11. Furusawa, N., Togashi, I., Hirai, M., Shoda, M., and Kubota, H., Removal of hydrogen sulfide by a biofilter with fibrous peat, *J. Ferment., Technol.*, 62, 1984, pp. 589-594.
12. Togashi, I., Suzuki, M., Hirai, M., Shoda, M., and Kubota, H., Removal of NH₃ by a peat biofilter without and with nitrifier, *J. Ferment. Technol.*, 64, 1986, pp. 425-432.
13. Hirai, M., Terasawa, M., Inamura, I., Fujie, K., Shoda, M., and Kubota, H., Biological removal of organosulfur compounds using a peat biofilter, *J. Odor Research and Eng.*, 19, 1988, pp. 305-312.
14. Kyeoung-suk Cho, Chatacteristic of Sulfur-Oxidizing Microorganisms Isolated from Peat Biofilter and their Application to biological Deodorization, A disseration for a Doctor degree, Tokyo Technology University, 1992.
15. U.S. EPA., *Process Design Manual for Nitrogen Control*, 1975.

16. *Lange's Handbook of Chemistry*, 13th edition, McGrawHill, 1985.
17. *Standard Method for the Examination of Water and Wastewater*, the 17ed, APHA-AWWA-WPCF, 1989.
18. 下水汚泥分析方法, 日本下水汚泥資源利用協議會, 1983.
19. Biocycle, *The Art & Science of Composting*, The JG Press, Inc., 1991.
20. Gust, M, Grochowski, H. and Schirs, S., Grundlagen der biologischen Abuftreinigung, Teil V, Abuftreinigung durch Microorganismen mit Hilfe von Biofiltern, *Staub-Reinhaltung der Luft* 39, 1979, pp. 397-492.

(接受：1994. 1. 5)