

광경화성 수지에 고정화된 활성슬러지에 의한 폐놀 분해

*김 선 일 · *윤 영 재 · †정 경 훈

*조선대학교 공과대학 화학공학과, 조선대학교 자연과학대학 환경학과

Degradation of Phenol by Activated Sludge Immobilized with Photo-crosslinked Resin

Sun-Il Kim*, Young-Jae Yun*, and Kyung-Hoon Cheong[†]

*Department of Chemical Engineering, Chosun University, Kwangju 501-759, Korea
Department of Environmental Science, Chosun University, Kwangju 501-759, Korea

ABSTRACT

Effects of various factors on the phenol degradation by activated sludge immobilized with the photo-crosslinked resin were investigated. The optimum pH on the degradation of phenol in both free and immobilized activated sludge was 7. When the pH of the reaction was varied from 5 to 10, the relative activity of the phenol degradation by the immobilized activated sludge was higher than that by the free activated sludge. A higher rate of phenol degradation was observed when a bead size was smaller. The phenol degradation in the free activated sludge was inhibited at the 3000 mg/L of phenol, while that in the immobilized activated sludge was maintained at the same concentration for 28 hrs without an inhibition. The degradation rates of phenol were not directly proportional to the increasing amount of immobilized beads dosage, but the phenol degradation was made in a rather short time than that for a free sludge system. The relative activities of the immobilized activated sludge after 7 runs of repeated reactions increased about 8 times as that of the first reaction. The activities for the phenol degradation remained stable for at least 80 days when the immobilized activated sludge was stored at an aerobic condition in the wastewater containing phenol. The loading rate as high as 5.59 kg-phenol/m³. d could have been achieved during the continuous treatment of phenol by the immobilized activated sludge.

서 론

고정화 미생물 시스템을 이용한 폐수처리 연구가 활발하게 진행되고 있다. 고정화 미생물은 반응조에 고농도의 미생물을 유지할 수 있을 뿐만 아니라 폐수의 성상에 맞는 미생물을 선택할 수 있고 독성물질에 대한 저해작용이 적으며, 처리수로부터 분리

및 재이용이 가능하고, 활성슬러지법에서처럼 bulking 현상이 일어나지 않는 잇점이 있다.

미생물을 고정화하는 재료로서는 천연 및 합성 고분자 물질이 있으며, 천연고분자 물질인 알긴산염 및 카라기난 등은 gel 강도가 낮기 때문에 폐수처리에 적용시키는 데는 어려움이 있어서 최근에는 합성 고분자인 polyvinylalcohol, polyacrylamide, photo-crosslinked resin 등이 널리 사용되고 있다.

폐놀류 함유 폐수는 콜타르증류, 고분자수지생산,

† Corresponding Author

오일정제, 의약품 제조공업, 제철소의 코크스로 등에서 배출되며, 생물학적 폐수 처리시 생분해에 어려움이 있을 뿐만 아니라 상수원에 유입된 폐놀은 염소 소독시 chlorophenol을 생성하여 심한 악취, 구토 등 독성을 나타낸다. 폐놀 함유 폐수는 물리, 화학 및 생물학적 방식에 의하여 처리되고 있으나, 생물학적인 방식으로는 고농도 폐놀 함유 폐수를 처리하는데 있어서 폐놀의 생물 저해작용이 강하여 어려움이 있다. 이러한 문제점을 해결하기 위한 여러 연구가 진행되어 있는데, 橋本 등(1)은 활성슬러지에 의한 폐놀 처리의 효율화에 관한 연구에서 폐놀 순화 활성슬러지에 의한 처리를 시도한 바 있으며, 정 등(2)은 PAC-활성슬러지를 이용하였으며, 박 등(3)은 유동층 생물막 반응기에서 활성슬러지를 규사에 흡착시켜 사용하였다. 한편 폐놀의 처리에 있어서 보다 안정하고 효율적으로 처리하기 위하여 고정화 폐놀 분해균에 의한 연구도 보고되고 있다. Bettman 등(4)은 alginic acid와 polyacrylamide-hydrazide 등의 고분자에 *Pseudomonas* sp.를 고정화하여 폐놀 분해 능력을 조사하였다. Morsen 등(5)은 활성탄에 *Pseudomonas putida*와 *Cryptococcus elinovil*를 흡착시켜 폐놀을 처리하였다. 그러나 고정화 미생물에 의한 폐놀 분해에 관한 연구는 별로 진전되고 있지 않은 실정이다.

본 연구에서는 고정화 미생물의 장점을 이용하여 폐놀 함유 폐수를 효율적으로 처리하고자 광경화성 수지를 사용하여, 여기에 폐놀 분해 능력이 있는 활성슬러지를 고정화하였으며 고정화 활성슬러지가 폐놀을 분해하는데 따른 pH, 고정화비드 크기 및 기질농도의 영향 등을 조사하고 연속 처리의 가능성과 보존성 등에 대하여 조사 검토했다.

재료 및 방법

공시 활성슬러지

본 실험에서는 K제철소의 코크스폐수 처리장의 반송슬러지를 실험실에 반입하여 실험에 사용하기 전에 Table 1의 합성폐수를 이용하여 반응기에서 35일간 폐놀에 대하여 적응시킨 후 고정화에 사용하였다.

합성폐수

실험에 사용한 합성폐수의 조성은 Table 1과 같고 폐놀을 주기질로 하였으며, 폐놀 농도는 실험에 따라 여러 단계의 농도로 하였다.

Table 1. Composition of synthetic wastewater.

Components	Concentration(mg/L)
NH ₄ Cl	102.3
KH ₂ PO ₄	23.5
NaHCO ₃	50.0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	7.0
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1.4
FeCl ₃ ·6H ₂ O	0.09
Phenol	300~1,000

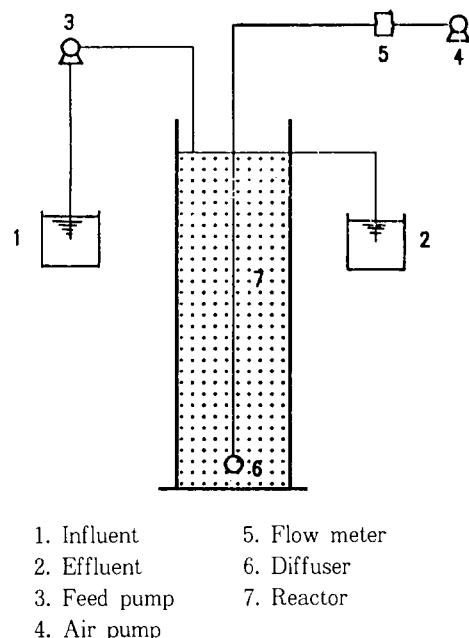


Fig. 1. Schematic of the experimental apparatus for the continuous reaction.

회분 및 연속실험

회분실험은 고정화 활성슬러지와 고정화하지 않은 활성슬러지(이하 free 활성슬러지)를 아크릴 원통형(용적 500 mL)에 일정량 투여하여 합성폐수를 넣고, 반응조 아랫부분에서 diffuser로 푸기하면서 실험을 수행하였다. Free 활성슬러지를 사용한 실험에서는 활성슬러지 농도가 2850 mg/L(MLSS)이 되도록 투입하였으며, 고정화 활성슬러지는 이에 상당하는 활성슬러지를 고정화하여 사용하였다.

연속실험은 Fig. 1과 같은 반응조를 사용하였다. 반응조는 아크릴로 제작하였으며, 실용적이 1 L이고 회분식 반응조에서처럼 아랫부분에서 푸기(1000

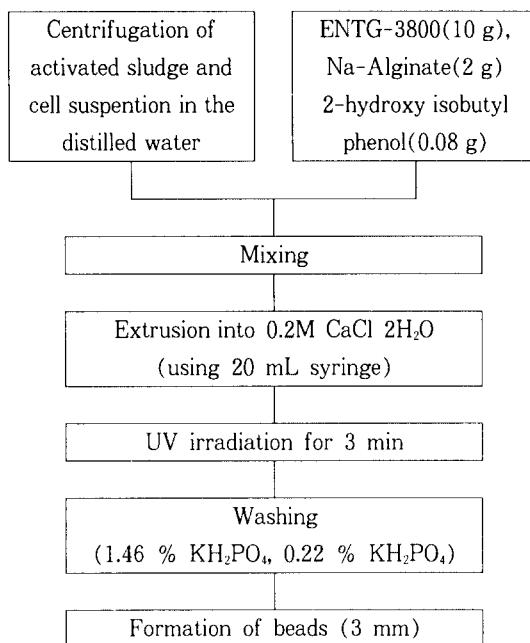


Fig. 2. Procedure for the immobilization of activated sludge with a photo-crosslinked resin.

mL/min)하였다.

Free 활성슬러지의 연속실험에서는 MLSS가 2850 mg/L이 되도록 하였으며, 고정화 활성슬러지는 free 활성슬러지와 같은 농도의 슬러지를 고정화하여 반응조에 넣고 실험하였다. 본 실험에서는 유량을 일정하게 하고 페놀농도를 일정하게 증가시켜면서 부하를 증가시켰다. 회분 및 연속실험 반응조는 항온실($30 \pm 2^\circ\text{C}$)에 설치하였다.

고정화 활성슬러지 제조

실험에 사용한 고정화 재료는 polyethylene과 polypropylene이 주성분인 광경화성 수지(ENTG-3800 : Kansai Paint Co. 製)이며, 성형제로 Na-alginate, 중합개시제로 2-hydroxy isobutyl phenol을 사용하였으며, Fig. 2와 같이 田谷 등(6)의 방법으로 고정화하였다.

활성슬러지를 10°C , 3000 rpm에서 5분간 원심분리하여 농축시키고, 농축된 활성슬러지 1 g에 증류수 2 g을 넣고 혼탁시킨 다음 ENTG-3800 10 g, Na-alginate 2 g과 2-hydroxy isobutyl phenol 0.08 g을 혼합하여, 유리막대로 잘 저어주면서 활성

슬러지를 넣어주었다. 이 혼합물을 주사기에 넣고 0.2 M CaCl₂용액에 적하한 후 균자외선(Toshiba Chemical Lamp FL 20BL : wave range 300~400 nm)을 이용하여 3분간 조사하여 평균직경이 3 mm인 비드를 만들었다. 이 고정화 활성슬러지를 인산완충용액(1.46 % KH₂PO₄, 0.226 % K₂HPO₄)에 넣고 30분간 교반시킨 후 다시 수도물로 세정하여, 반응조에서 합성폐수로 10일간 적응시킨 후 실험에 사용하였다.

분석방법

페놀은 일본 공업규격 공업용 시험방법(7)의 4-아미노안티피린 흡광도법에 따라 분석하였으며, pH는 pH meter(TOA, HM-20S)를 사용하여 측정하였다.

결과 및 고찰

페놀 분해에 미치는 pH의 영향

고정화 미생물을 사용하면 고정화하지 않은 것보다 분해 pH 영역이 넓어지거나 또는 같은 경우가 있다. 본 실험에서는 고정화 활성슬러지가 페놀을 분해하는데 있어서의 최적 pH를 조사함과 동시에 페놀 분해 활성을 free 활성슬러지와 비교 검토했다.

실험결과는 Fig. 3과 같으며 상대활성도는 페놀을 분해하는데 있어서 최적 pH 7을 기준으로 하여 각각의 pH에서의 분해속도의 비로써 나타내었다. 즉

$$\text{상대활성도} (\%) = \frac{\text{각각의 pH에서 분해속도}}{\text{pH 7에서 분해속도}} \times 100\text{이다.}$$

여기에서 분해속도는 시간당(hr) 반응조 전체 용적(V) 대한 페놀 분해를 나타낸 것으로써 mg-phe-nol/hr·V 이다.

고정화 및 free 활성슬러지 모두 페놀 분해의 최적 pH는 7로 같지만 free 활성슬러지의 경우 pH 3에서의 상대활성도는 8 %, pH 10에서는 57 %였으나 고정화 활성슬러지의 경우에는 pH 3에서 33 %, pH 10에서 72 %로 고정화 활성슬러지 쪽이 상대활성도가 높았으며 활성슬러지를 고정화하면서 페놀 분해영역이 넓어짐을 알 수 있다.

Imai 등(8) 및 Batsalova 등(9)은 효소를 PVA(polyvinylalcohol)에 고정화하여 pH 활성도를 조사한 결과 고정화 효소 쪽이 고정화하지 않는 쪽보

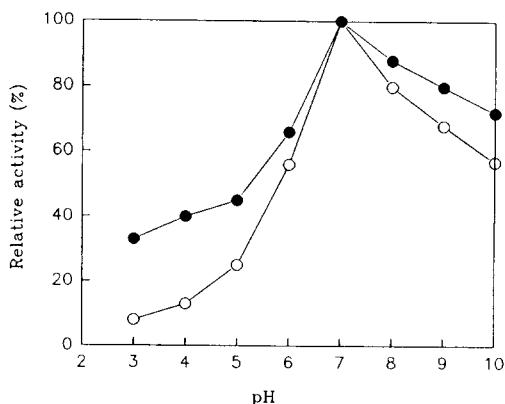


Fig. 3. Effect of pH on the phenol degradation by free and immobilized activated sludge. Phenol concentration ; 700 mg/L. ○ : Free activated sludge, ● : immobilized activated sludge.

다 pH 활성도가 높았으며 Kobayashi 등(10) 역시 고정화효소 쪽이 보다 넓은 pH 범위에서 반응하고 있음을 보고하였다.

신 등(11) 및 Tanaka 등(12)은 본 실험의 고정화재료와 같은 광경화성수지를 이용하여 고정화하였을 때 고정화 효소 및 미생물 쪽이 고정화하지 않는 효소 및 미생물 보다 넓은 pH 범위에서 활성이 있음을 보고하였다. 따라서 단일균이나 활성슬러지를 이용하여 폐수를 처리하고자 할 때 폐수의 pH가 단일균이나 활성슬러지의 최적 pH에 적합하지 아니한 경우에는 미생물을 고정화하여 희망하는 pH에서 최대의 분해활성을 나타내도록 최적 pH를 어느 정도 이동시킬 수 있다고 본다. 한편 미생물이나 효소를 고정화하였을 때 최적 pH 및 pH 활성 범위가 다른 이유는 고정화 재료의 정전기적 성질에 의한 것이라고 보고한바 있지만(13), 금후 광경화성수지를 이용한 pH 이동 현상에 대해서는 계속적인 연구가 필요하다고 사료된다.

폐놀 분해에 미치는 고정화비드 크기의 영향

본 실험에서는 폐놀 분해 활성슬러지를 크기가 다르게 고정화하여 고정화비드 크기에 따른 폐놀분해 속도를 조사하였다. 비드의 평균직경은 각각 1, 3, 5 mm이 되도록 만들었으며 폐놀농도 350, 700, 1400, 2800 mg/L에서 실험을 하였다. 실험결과는 Fig. 4와 같다. 각각의 폐놀 농도에서 고정화비드의

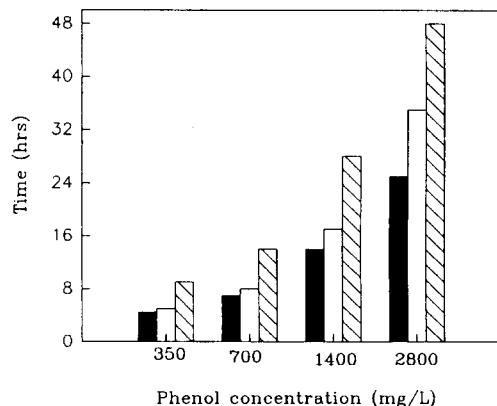


Fig. 4. Effect of bead sizes on the phenol degradation. Average diameter of beads, ■ : 1 mm, □ : 3 mm, ▨ : 5 mm.

크기가 작을수록 폐놀 분해시간이 짧으며 폐놀농도 2800 mg/L 일 때 고정화비드 크기에 따른 폐놀 분해시간은, 고정화비드 크기가 1, 3, 5 mm일 때 각각 25, 35, 48시간이었다.

Bettman 등(4)은 폐놀 분해균을 polyacrylamide-hydrazide에 고정화하여 고정화비드 크기에 따른 폐놀 분해성을 조사한 결과 0.1% 폐놀을 분해하는데 각각 24시간과 15시간이 소요되어 고정화비드가 작은 것이 빨리 분해됨을 보고하였다. 정 등(14)도 SCN⁻ 분해균을 고정화하여 고정화비드 평균직경이 1.8, 2.3, 2.7 mm이 되도록 만들어 티오시안 분해능을 조사한 결과 고정화비드 직경이 작을수록 분해시간이 짧음을 보고하였다.

이렇게 고정화비드 직경이 작을수록 분해시간이 빠른 것은 戸田 등(15)이 효모를 한천에 고정화하여 회분배양한 결과 고정화비드가 작을수록 증식속도가 증가하였으며, 이것은 고정화비드 내부로 산소 및 기질의 확산이 원활한 이유로 설명하였다. 또한 Matinsen 등(16)도 메탄올과 glycine으로부터 L-serin 생성에 있어서 고정화비드 직경이 작을수록 L-serine 생성율이 증가하는데 이 원인도 기질과 산소확산에 기인한 것으로 보고한 바 있다. 본 연구에서도 고정화 비드 직경이 작을수록 폐놀 분해 시간이 짧은 것은 고정화비드 내부로 기질 및 산소확산에 기인하기 때문인 것으로 사료된다. 그러나 본 연구에서는 3 mm 이하의 고정화비드를 만드는데 어려움이 있어 이후의 실험에는 평균직경 3 mm의 고정화비드를 사용하였다.

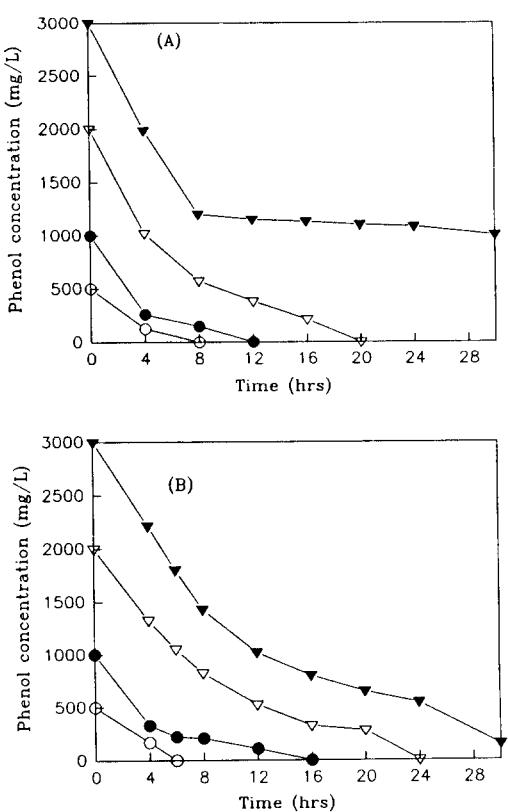


Fig. 5. Effect of phenol concentration on the phenol degradation of free (A) and immobilized (B) activated sludge.

합성폐수 페놀 농도의 영향

본 실험에서는 고정화 활성슬러지와 free 활성슬러지를 이용하여 페놀 분해에 미치는 페놀농도의 영향을 조사하였다.

실험은 고정화 활성슬러지 150 mL(겉보기 용적)를 원통형 반응조에 넣고 반응조 아래 부분에서 폭기를 행하였다. 합성폐수의 용량은 400 mL이며 페놀 농도는 500, 1000, 2000, 3000 mg/L이고, free 활성슬러지 실험인 경우 고정화하는데 소요된 동량의 활성슬러지 2850 mg/L를 반응조에 넣고 실험을 행하였다. 실험결과는 Fig. 5와 같으며 그림에서 (A)는 고정화 활성슬러지인 경우이고, (B)는 free 활성슬러지를 나타낸 것이다.

Free 활성슬러지인 경우 페놀농도 2000 mg/L까지는 20시간만에 분해되었고, 3000 mg/L에서는 30시간 내에 약 2000 mg/L의 페놀이 분해되었다.

그러나 고정화 활성슬러지인 경우에는 페놀농도 2000 mg/L까지는 24시간내에 분해되었고 3000 mg/L인 경우에는 28시간만에 분해되어 페놀농도 2000 mg/L까지는 free 활성슬러지쪽이 고정화 활성슬러지보다 페놀분해가 빠른 편이나, 페놀 농도 3000 mg/L에서는 free 활성슬러지보다 고정화 활성슬러지의 페놀 분해성이 높음을 알 수 있었다. 이것은 본실험에서 사용한 활성슬러지가 페놀 폐수에 적용되었던 것으로 페놀 농도 2000 mg/L까지는 페놀 분해가 가능하며 분해 가능한 농도 범위내에서는 슬러지를 고정화한 경우보다 기질 및 산소 확산 저항이 적기 때문에 페놀 2000 mg/L에서는 free 활성슬러지가 고정화 활성슬러지보다 분해가 빠른 것으로 판단된다.

그러나 페놀 농도 3000 mg/L에서는 free 활성슬러지가 페놀을 분해하는데 저해받기 때문에 완전히 분해가 안되는 것으로 판단된다.

한편, 신 등(11)은 고정화 활성슬러지를 이용한 티오시안 처리에서 고농도의 티오시안에서는 고정화 활성슬러지가 분해성이 났다는 것을 나타내었고, Tanaka 등(17)은 Na-alginate에 미생물을 고정화하여 독성용매에 대한 방어를 조사한 결과 페놀은 free cells에 대해 저해인자로 작용하였지만 고정화 미생물에 대해서는 저해작용이 약하며 이것은 페놀이 고정화비드 속으로 확산해가는 과정에서 희석되기 때문인 것으로 설명하였다. 이와 같이 고정화 활성슬러지가 free 활성슬러지보다 3000 mg/L의 페놀 존재하에서도 분해되는 것은 고농도의 페놀이 직접 활성슬러지와 접촉하지 않고 고분자 gel을 통과하는 동안 희석되어, 이 희석된 페놀을 활성슬러지가 이용하기 때문인 것으로 사료된다.

고정화 비드 주입량에 따른 처리율

Fig. 6은 고정화 비드 크기에 따른 페놀 분해성을 나타낸 것으로서, 고정화 활성슬러지를 각 반응조에 겉보기 용적으로 25, 50, 100, 200 mL가 되도록 투여하였으며 합성폐수량은 400 mL였다. 고정화비드 25, 50, 100, 200 mL를 각각 투여하였을 때 페놀농도 700 mg/L가 분해되는데 각각 48, 24, 12, 8시간이 소요되었으며 반응기 내에 주입된 고정화비드양에 정비례 하지는 않았으나 주입량이 높을수록 페놀 처리율이 높았다. 이에 따른 페놀 분해 속도 ($\text{mg-phenol}/\text{bead mL}\cdot\text{hr}$)는 고정화비드를 25~100 mL를 투여하였을 때는 0.583이었으나 고정화비드를 200 mL를 투여하였을 때는 0.437로서 고정

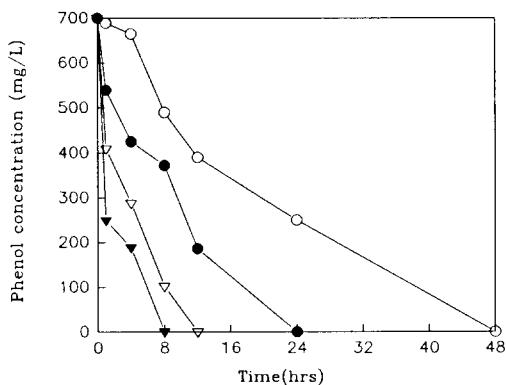


Fig. 6. Effect of bead volum on the phenol degradation of immobilized activated sludge.
Bead volume, ○: 25 mL, ●: 50 mL, ▽: 100 mL, ▼: 200 mL.

화비드 양이 증가하면 폐놀 분해시간은 빠르지만 200 mL에서는 폐놀 분해속도가 낮음을 알 수 있었다. 이것은 고정화비드 주입량이 많을수록 고정화 균체량이 많기 때문에 분해속도가 빨라졌을 것으로 사료된다.

박 등(18)도 한천 아크릴아미드로 포괄고정화된 미생물을 이용한 PVA의 처리특성에서 처리율은 반응기에 주입된 bead양에 비례하지는 않았으나 주입량이 많을수록 처리효율이 높아짐을 보고하였다.

고정화 활성슬러지의 반복사용에 따른 폐놀분해 활성도

Fig. 7은 고정화 활성슬러지를 반복 사용하였을 때의 상대활성을 조사한 것으로서 고정화 활성슬러지 150 mL를 반응기에 넣고 합성폐수 400 mL, 폐놀 농도 500 mg/L에서 반응시킨 후 폐놀이 완전히 분해된 시점에서 새로운 합성폐수와 교환하였으며 이것을 1회의 반응으로 하였다. 상대활성은 1회 때의 반응에 있어서 폐놀이 완전히 분해되었을 때 단위시간당 분해속도를 100 %로 하여, 이것에 대한 2회째 이후의 각 반응에서의 폐놀 분해 속도의 상대적인 비로서 나타내었다. 반응 1회째의 폐놀 분해속도는 10.4 mg/L·h이고 반복반응에 따라 분해속도가 높아져 7회 때의 분해속도는 83.3 mg/L·h로 처음 반응보다 약 8배 정도 증가되었다. 그러나 6회 이후의 반응에서는 상대활성의 증가는 둔화되었다.

Nilson 등(19)은 alginate에 고정화한 *Pseudomonas denitrificans*을 사용하여 반복 실험한 결과 질

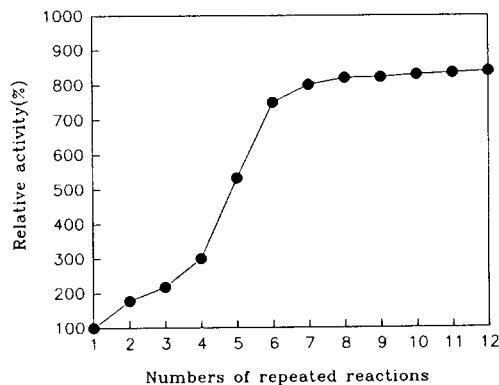


Fig. 7. Effect of repeated reactions on the phenol degradation by immobilized activated sludge.

산 활원속도가 증가함을 보고하였다. 신 등(11)도 고정화 활성슬러지를 이용한 티오시안 분해에 관한 연구에서 반복실험이 증가함에 따라 티오시안속도가 증가함을 나타내었으며, 이것은 균체를 고정화하였을 때는 고정막 내부뿐만 아니라 표면에서도 균이 증식되어 반복반응 횟수가 증가함에 따라 미생물이 증식되어 분해속도가 증가되기 때문으로 판단된다.

고정화 활성슬러지의 보존성

Table 2는 고정화 활성슬러지를 장기간 보존한 후의 폐놀 분해능력을 나타낸 것으로서, 실험은 합성폐수 400 mL에 고정화 활성슬러지 150 mL를 넣고 폐놀 농도 700 mg/L에서 완전히 분해시킨 후에 새로운 합성폐수 400 mL 또는, 폐놀 성분이 없는 중류수 400 mL에 각각 20, 40, 80일간 상온에서 한쪽은 진탕을 하면서(호기조건), 다른 한쪽은 정지된 상태(혐기조건)로 보관하였다. 각각의 기간동안 보관한 후에 다시 폐놀 농도 700 mg/L의 합성폐수 400 mL를 넣고 24시간 폐놀을 분해시키고 난 후 폐놀제거율을 조사하였다.

고정화 활성슬러지를 합성폐수 또는 중류수에서 진탕 또는 정지상태로 20일 동안 보관한 후에는 700 mg/L의 폐놀이 24시간 후면 거의 분해되었으며, 40일 동안 보관한 후에는 마찬가지로 96.7 %가 분해되어 적어도 40일 동안은 기질이 없는 상태인 중류수에 정치된 상태로 보관하여도 폐놀 분해활성이 유지됨을 알 수 있었다. 그러나 80일간 보존한 후에는 합성폐수에서 호기적으로 보관하여야만 폐놀

Table 2. Removal (%) of phenol under various storage conditions.

Period (days)	Storage conditions			
	Anaerobic		Aerobic	
	Distilled water	Wastewater	Distilled water	Wastewater
20	88.8	88.8	88.8	88.8
40	86.6	86.7	86.6	86.7
80	51.8	48.1	70.4	86.3

분해활성이 유지되었으며, 나머지 조건에서는 51.8~70.4 % 만이 분해되었다.

따라서 고정화 활성슬러지를 만들어서 사용할 때 본 실험의 조건에서는 적어도 80일간 보존하려면 폐놀성분이 함유되어야 하며 또한 호기적으로 보존하여야 할 것으로 사료된다.

Nilson 등(19)은 *Pseudomonas denitrificans*를 alginate에 고정화하여 18°C와 4°C에서 보존하였을 때, 21일 후에도 활성이 있음을 보고하였으며, Kokufuta 등(20)은 *Paracoccus denitrificans*를 고분자 전해질 복합체에 고정화하여 30°C에서 30일간 보존한 후에도 역시 분해활성이 있음을 나타내었다. 정 등(14)도 티오시안 분해균을 고정화하여 65일간 보존한 후에도 티오시안 분해활성이 보존됨을 나타내었다.

이처럼 고정화 활성슬러지를 일정기간 보존한 후에도 분해활성이 유지되는 것으로 보아 폐수처리 시스템에서 어떤 장애요인이 생겨 처리하기 곤란할 때 미리 만들어 보존해 둔 고정화 균체를 투여하여 일정한 처리를 행할 수 있을 것이다. 앞으로 이 부분에 대한 보다 자세한 연구가 필요하다고 생각된다.

고정화 활성슬러지에 의한 폐놀의 연속분해

고정화 활성슬러지와 free 활성슬러지를 이용하여 폐놀을 연속처리 한 결과를 Fig. 8에 나타내었다. 그림에서 (A)는 고정화 활성슬러지인 경우이고 (B)는 free 활성슬러지를 나타낸 것이다. 고정화 활성슬러지에 있어서는 실험초기에 HRT 18시간, 폐놀농도 350 mg/L, 폐놀부하 0.93 kg-phenol/m³·d로 시작하여 점차 부하를 증가시켰다. 연속실험 30일 까지는 부하가 증가됨에도 불구하고 거의 95 % 이상의 제거효율을 나타내었으며 이때의 부하는 3.92 kg-phenol/m³·d이고, 유입수 폐놀 농도는 1400 mg/L이며 처리수의 평균농도는 100 mg/L이었다. 실험개시 30일 이후 부하는 부하가 증가됨

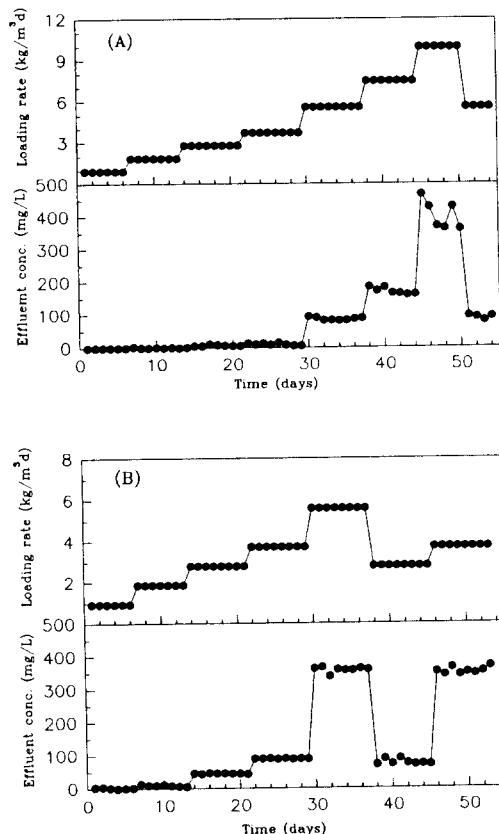


Fig. 8. Loading rates and effluent concentrations during continuous reactions by immobilized (A) and free (B) activated sludge.

에 따라 폐놀 제거율이 낮아져 실험부하 9.93 kg-phenol/m³·d(폐놀농도 3500 mg/L)에서는 평균처리수 농도가 403 mg/L(제거율 88.5 %)로 높아졌기 때문에 실험 50일 째에는 다시 부하를 5.59 kg-phenol/m³·d로 내렸다. 부하가 감소하자 처리수 평균농도는 90 mg/L(제거율 95 %)로 안정되었다.

Free 활성슬러지를 이용한 실험에서는 실험개시 부하는 고정화 활성슬러지와 같으나 부하 1.86 kg-phenol/m³·d까지는 99 % 이상의 제거율을 보였으며 실험 14일째는 부하증가에 따라 제거율이 감소하여 부하 5.59 kg-phenol/m³·d에서는 처리수 평균농도가 350 mg/L(제거율 82.5 %)로 높아져 다시 부하를 2.79 kg-phenol/m³·d로 낮추었다. 이때의 제거율은 92.5 %가 되어 안정된 처리를 보였으나 부하를 3.72 kg-phenol/m³·d로 높였을 때 처리수 농도가 350 mg/L로 높아져 폐놀 분해활성이 떨어

짐을 알 수 있었다.

이와 같이 본 실험에서는 활성슬러지를 이용하여 폐놀을 연속처리 하는 경우에는 부하 2.79 kg-phenol/m³·d 이하로 운전하는 것이 바람직하며 고정화 활성슬러지를 이용하는 경우에는 부하 5.59 kg-phenol/m³·d에서도 95 % 이상의 제거율을 얻을 수 있는 것으로 보아 활성슬러지 보다 적어도 2배나 큰 부하에서도 운전이 가능하였다.

橋本 등(21)은 고정화 활성슬러지 법을 사용하였을 때 기존의 활성슬러지법 보다 5~6배 정도 높은 부하에서 처리 가능함을 보고하였으며, 角 등(22)도 고정화 활성슬러지를 이용하여 하수를 처리한 결과 활성슬러지법 보다 3~5배 정도 높은 처리율을 보였고, 신 등(11)은 티오시안 분해 활성슬러지를 고정화 하였을 때 free 활성슬러지법 보다는 약 4.4배의 높은 부하에서 처리가 가능함을 보고하였다. 본 실험에서도 고정화 활성슬러지가 free 활성슬러지 보다 적어도 2배 이상의 높은 부하에서 폐놀 연속처리가 가능함을 알 수 있었다.

이처럼 생물학적인 방법에 의해 폐놀을 처리할려고 하는 경우에는 기존의 활성슬러지법 보다는 활성슬러지를 고정화하여 처리하는 것이 높은 부하에서도 제거 효율이 높기 때문에 반응조의 콤팩트화가 가능할 것으로 사료된다.

요 약

본 연구에서는 폐놀 분해 능력이 있는 활성슬러지를 광경화성 수지에 포괄 고정화하여 폐놀 분해에 미치는 영향인자에 대하여 조사 검토하였다.

고정화 활성슬러지의 경우 free 활성슬러지 보다 넓은 pH 범위에서 폐놀 분해 상대활성도가 높게 나타났으며, 고정화비드 직경이 작을수록 폐놀분해 시간이 짧았다. 폐놀농도 2000 mg/L까지는 free 활성슬러지의 분해시간이 짧았으나, 3000 mg/L에서는 고정화 활성슬러지의 분해능이 높았다. 고정화비드 주입량에 따른 폐놀 분해성은 반응기 내에 주입된 고정화비드양에 정비례 하지는 않았으나 주입량이 많을수록 폐놀 처리율이 높았다. 고정화 활성슬러지의 반응에서는 반복사용 7회 이상일 때의 상대활성도는 처음의 약 8배 정도 증가하였다.

고정화 활성슬러지를 합성폐수 또는 종류수에서 진탕 또는 정지상태로 20일간 보관한 후에는 700 mg/L의 폐놀이 24시간 후면 거의 분해되었으며, 종류수에 정지된 상태로, 40일간 보관한 후에는 마찬

가지로 24시간 후에 96.7 % 이상이 분해되었다. 또한 고정화 활성슬러지를 합성폐수에서 호기적으로 보존하면 80일간 보존이 가능하였다.

고정화 활성슬러지를 사용한 연속처리에서는 용적부하 5.59 kg-phenol/m³·d에서 95 % 이상의 폐놀이 제거되었으며, 연속실험에서 폐놀제거 효율이 95 % 이상일 때 처리성적을 비교해보면, 고정화 활성슬러지 및 free 활성슬러지 용적부하는 각각 7.46, 3.72 kg-phenol/m³·day로써 고정화 활성슬러지가 2배 더 높은 부하에서 처리가 가능하였다.

감 사

본 연구는 1995년도 교육부 학술연구조성비(생물화학공학)에 의해 수행된 결과이며, 이에 감사를 드립니다.

참 고 문 헌

1. 橋本 獨, 藤田 正憲(1986), 下水道協會誌, **23**(270), 39.
2. 정운진, 김명신, 안재환(1992), 대한환경공학회지, **14**(3), 221.
3. 박영식, 안갑환, 김동석, 송승구(1994), 대한환경공학회지, **16**(4), 487.
4. H. Bettmann and H. J. Rehm(1984), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **20**, 285.
5. A. M. Riesen and H. J. Rehm(1987), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **26**, 283.
6. 田谷正三, 三浦洋, 内山一, 銀島信司(1988), 酸酵工學, **66**, 235.
7. 日本規格協會(1981), 工業用水試驗方法(Jis K 0101), p. 59.
8. K. Imai, T. Shiomi, K. Uhida, and M. Miya (1986), *Biotechnol. Bioeng.*, **28**, 1721.
9. K. Batsalova, K. Kunchev, Y. Popova, A. Kozhukharova, and N. Kiosova(1987), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **26**, 227.
10. T. Kobayashi, T. Ban, S. Shimizu, K. Ohima, and S. Shimizu(1978), *J. Ferment. Technol.*, **56**, 227.
11. 신성의, 정경훈, 신대윤, 최형일, 송영일(1993), 대한환경공학회지, **15**(1), 405.
12. A. Tanaka, S. Yasuhara, S. Fukui, T. Iida, and E. Hasegawa, *J. Ferment. Technol.*, **15**,

- 71.
13. 千畠一郎(1986), 고정화 효소, 講談社, 91.
14. 정경훈, 최형일(1994), 대한환경공학회지, 16(3), 381.
15. 戸田清(1985), 用水と廃水, 27, 992.
16. A. Martinsen, G. Braek, and O. Smiderod (1989), *Biotechnol. Bioeng.*, 33, 79.
17. H. Tanaka, S. Harada, and H. Karosawa (1987), *Biotechnol. Bioeng.*, 30, 22.
18. 박영규, 이철희, 박수정(1995), 대한환경공학회지, 16, 985.
19. I. Nilson, S. Ohlson, I. Haggstrom, N. Moli, and K. Mosbach(1980), *J. Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 10, 261.
20. E. Kokufuta, M. Shimohashi, and I. Nakamura(1986), *J. Ferment. Technol.*, 64, 533.
21. 橋本獎, 吉川憲治, 賀宏(1985), 下水道協会誌, 22, 42.
22. 角野立夫, 昆正浩, 森直道, 中島一郎(1985), 用水と廃水, 27, 1024.