

세라믹 담체를 이용한 안료폐수의 호기성처리

박 영 식 · 안 갑 환*

서봉리사이클링(주), *부산가톨릭대학교 산업환경시스템학부
(2000년 10월 5일 접수)

Aerobic Treatment of Pigment Wastewater using Ceramic Support Carrier

Young-Seek Park and Kab-Hwan Ahn*

Seobong Recycling Co., Ltd.,

*School of Ind. Hygiene & Environ. system. Eng., Catholic Univ. of Pusan
(Manuscript received 5 October, 2000)

Wastewater from the pigment industry has high levels of organics and is known as hardly biodegradable. The objective of this study is to evaluate the applicability of aerobic fixed-bed biofilm reactor packed with ceramic support carrier for the pigment wastewater treatment. Orange 2(widely used azo pigment) adsorption experiment onto biofilm and activated sludge, and continuous treatment experiments were performed. In batch adsorption experiment, maximum adsorption quantity of biofilm was at least two times higher than that of activated sludge. In continuous experiment using aerobic fixed-bed biofilm reactor, the influent concentration of COD and Orange 2 were 75~500mg/ℓ (0.45~3.00kg COD/m³.day), 5~50mg/ℓ (0.03~0.30kg Orange 2/m³.day), respectively. At a COD loading rate of 2.5kg COD/m³.day and Orange 2 loading rate of 0.18kg Orange 2/m³.day, removal efficiency of COD and Orange 2 were over 95%, 97%, respectively.

Key Words : azo pigment, ceramic support carrier, aerobic fixed-bed biofilm reactor, color removal

1. 서 론

폐수 발생량 및 폐수 특성면에서 우리나라의 대표적인 오염산업으로 분류되는 염색공업 관련업체는 총 폐수 배출업체 중 약 5.0%이나 폐수배출량은 316000 톤/일로 총 배출량의 16.6%에 달하여 전체 폐수 배출업종 중 두 번째로 많은 비율을 차지하고 있다.¹⁾

국내 대부분의 염색폐수 및 안료폐수 공장에서는 주로 응집공정으로 전처리한 후 활성슬러지공법이나 순산소화슬러지법 등을 이용하여 처리하고 있다. 그러나 이러한 전형적인 공법은 슬러지 발생량이 많고 침전조에서 고액분리가 어려운 단점이 있고, 처리효율이 저조하여 BOD₅, COD_{Mn} 및 SS농도가 '가'지역의 배출허용기준인 60~70mg/ℓ를 평균적으로 초과하고 있으며, 또한 색도제거에도 한계성이 있다. 따라서 불안정한 처리에 의한 자원낭비와 이에 따른 제품원가의 상승 때문에 대외경쟁력이 악화되어 경제적인 손실이 야기되고 있다.^{2~5)}

안료는 벤젠고리 가지에 결합하는 물질에 따라 종류가 달라지는데, 국내 대부분의 안료 생산업체에서는 Azo, AP, KN, Crude 계열의 안료를 생산하고 있다. 이중 벤젠고리와 질소이중결합(-N=N-)으로 이루어져 있

는 Azo계열 안료 생산공장에서 발생하는 폐수의 유기물 부하율이 약 50%로 대부분을 차지하고 있으며, 해마다 사용되는 안료의 약 12%가 제조와 processing 운전도중 폐액으로 유실되며, 이 유실량의 약 20%가 폐수처리공정에 폐수로 방출된다.²⁾ Azo 안료를 비롯한 각종 염색폐수를 처리하기 위해 운전비가 많이 소요되는 물리·화학적 방법에 비해 비용이 적게 소요되는 생물학적 처리에 관한 연구가 많이 이루어지고 있다.⁶⁾

Azo 안료의 생물학적 처리는 1980년 대에 호기성 처리에 관한 연구를 위주로 진행되었는데, 많은 종류의 Azo 안료가 호기성상태에서는 잘 분해되지 않는 것으로 나타났다.^{7~9)} 그 이후 혐기성 반응을 이용한 Azo 안료를 비롯한 염색폐수 처리에 대한 연구가 진행되었다.¹⁰⁾ 그러나 Azo 안료는 보통 혐기성 분해에 의해 Azo 결합이 깨어지고 aromatic amine을 생산하는데,¹¹⁾ aromatic amine은 일반적으로 혐기성 조건에서는 대사작용에 의해 더 이상 분해되지 않고¹²⁾ 호기성 후처리 단계에서 aromatic amine이 분해되므로,⁷⁾ 현재 안료폐수나 염색폐수처리에 혐기-호기 반응을 결합한 반응기에 대한 연구가 주로 이루어지고 있다.^{13~15)}

그러나 이들 연구자들 대부분은 혐기-호기 유동층 공법을 이용하거나¹⁶⁾ 제올라이트를 매질로 사용하여 BAF (Biological aerated filter process)를 이용하여 염색폐수를 처리한 연구¹⁾ 등 일부를 제외하고, 혐기성 반응기는 UASB나 생물막 반응기를 이용하지만 호기성 반응기는 주로 활성슬러지를 많이 이용하고 있다.^{7,13,16,17)}

호기성 생물학적 처리 공정중에서 담체를 이용하는 생물막 공정은 활성슬러지 공정에 비해 반응기내 미생물 농도가 높고, 슬러지 발생량이 적으며, 수온이나 pH 및 유기물 부하변동에 강하며, 슬러지 팽화, 부상, pin floc 등의 문제점이 발생하지 않는다는 장점이 있다.¹⁸⁾

따라서 본 연구에서는 Orange 2와 같은 안료폐수를 처리하기 위한 혐기-호기 생물막 반응기 연구의 기초연구로써 세라믹 담체를 충전한 호기성 생물막을 이용한 반응기의 적용가능성을 살펴보기 위하여 활성슬러지와 생물막의 안료 흡착능을 비교하고, 연속실험을 수행하여 안료 제거능을 고찰하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험재료 및 장치

2.1.1. Orange 2

Orange 2는 가장 널리 사용되는 안료중의 하나이며, 물에 대한 용해도는 50g/ℓ이며, 호박색에서 오렌지 색깔을 띠는 경우 pH는 7.4~8.6의 범위에 있는 안료이고, 그 구조를 Fig. 1에 나타내었다.

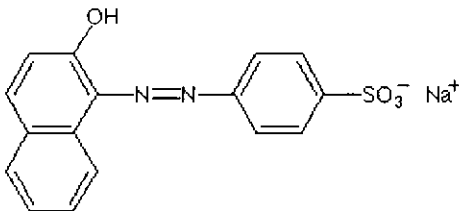


Fig. 1. The structure of Orange 2.

2.1.2. 세라믹 담체 제조

세라믹 원료(황토와 fly ash)에 톱밥을 10% 혼합하고 물을 20% 첨가하여 반죽하여 진공압출기를 통해 파이프 형이 되게 성형하고 60℃로 유지되는 건조기에서 24시간 동안 건조시키는 과정을 거친 다음 1100℃에서 1시간 동안 소성하여 담체를 제조하였다.

2.2. 실험방법

2.2.1. 안료 흡착실험

안료 흡착실험은 활성슬러지와 합성폐수를 처리하는 생물막 반응기의 폐슬러지를 각각 채취하여 농도를 3000 mg/ℓ로 조절하고 슬러지와 안료를 1 : 1의 비로 혼합하여 안료농도를 6.6, 12.9 및 27.3mg/ℓ로 만들어 30℃, 60 rpm으로 유지되는 incubator에서 24시간동안 수행되었다.

안료 농도는 UV-Vis spectrophotometer(UV-1201, Shimadzu)를 사용하여 Orange 2의 최대흡광도인 480

nm에서 측정하였는데, 유입수와 유출수의 흡광도 차이를 이용하여 Orange 2 제거량을 계산하였다.

세포외 고분자 물질(EPS : extracellular polymer substances) 추출은 TETA법¹⁹⁾과 고속 원심분리법을 혼합하여 사용하였다. 활성슬러지와 생물막 슬러지 농도를 15000mg/ℓ로 조절하고 이를 순수 증류수 25mℓ에 현탁시키고 0.5M NaCl과 0.55M TETA(tetrasodium ethylene diamine tetraacetate)을 각각 0.2mℓ씩 첨가한 후 vortex mixer로 교반하였다. 이 시료를 고속 원심분리(36000g x 40min)하고 상등액과 iso-propyl alcohol을 1대 4의 부피비로 혼합한 후 4℃에서 3시간동안 정제시킨 후 세포외 고분자 물질을 침전시키고 여과한 다음 건조 질량을 측정하여 wet cell 1g당 세포외 고분자 물질 추출량으로 환산하였다.

2.2.2. 연속실험

2.2.2.1. 실험장치

반용용적이 1.4ℓ인 상향류식 고정생물막 반응기를 사용하였으며(Fig. 2), 외경 12.5mm, 내경 10mm 이고, 두께 2mm, 길이 18~26mm인 속이 빈 원통형 세라믹 담체를 826g를 반응용적 전체에 대해 충전하였으며, 충전시 반응기내의 공극율은 45%였다.

농도가 2000mg/ℓ인 반용슬러지를 식중하였으며, 미생물을 용이하게 부착시키기 위해서 2일간 동안 폐수를 주입하지 않았고, 부착된 미생물에 파부하를 주지 않고 성장시키기 위해서 1주일 간 HRT를 8시간으로 투입하였다. 1주일 뒤 HRT를 4시간으로 고정하였다. Glucose를 주성분으로 하는 합성폐수를 단계적으로 COD 75~500mg/ℓ, Orange 2는 5~50 mg/ℓ를 유입하였다. 공기는 공기펌프를 이용하여 산기관을 통해 반응기내의 DO가 5mg/ℓ 이상 유지 되도록 공급하였다. 반응기의 온도는 20±1℃, 수리학적 체류시간(HRT)은 4시간으로 유지하였다.

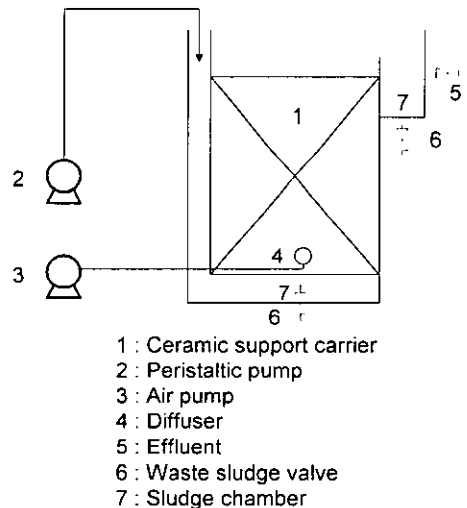


Fig. 2. Schematic drawing of experimental apparatus.

2.2.2.2. 분석 및 측정방법

세라믹 담체를 충전한 고정생물막 반응기를 이용한 안료 처리실험에서 각 항목별 실험은 Standard Methods²⁰⁾에 준하여 수행하였고, 각 항목별 측정방법과 분석 기기를 Table 1에 나타내었다.

반응기내 미생물 농도는 반응기 운전기간 중에는 반응기 전체 담체에 부착된 미생물 농도를 측정하기 곤란하므로 반응기 상부에서 담체를 일부 채취하여 초음파 세척기에서 60분 동안 초음파 세척하여 미생물을 담체로부터 분리하고 분리된 미생물을 여과지로 여과하여 105°C에서 2시간동안 건조시키고 550°C에서 15분간 태운 후 무게를 측정하고 담체를 건조시켜 담체 단위 g당 미생물 양(MLSS와 MLVSS)을 계산하였다. 이를 충전 담체 총량당 미생물로 환산하고 반응기 부피로 나누어 MLSS와 MLVSS로 환산하였다. 운전이 끝난 후 전체 담체를 반응기에서 채취하고 반응기 내 부유미생물과 담체에 부착된 전체 미생물 양을 구하여 합산하였다.

Table 1. Analytical methods and instruments

Items	Methods and Instruments
pH	pH meter (Model 810, ORION)
DO	DO meter (Model 420A, ORION)
TCOD	Standard Methods
Turbidity	Turbidity Meter (Lamotte Chemical, Model 2008)

3. 결과 및 고찰

3.1. Orange 2 흡착실험

활성슬러지와 생물막의 Orange 2 흡착능을 비교하기 위하여 Orange 2 농도를 6.6~27.3mg/ℓ로 변화시키면서 회분식 흡착실험한 결과를 Fig. 3에 나타내었다.

활성슬러지와 생물막의 폐슬러지 모두 1시간 내에 흡착 평형에 도달하였다(Data not shown). Orange 2 농도가 6.6mg/ℓ에서 흡착량은 생물막 슬러지가 약 1.48 mg/g biomass, 활성슬러지는 0.27mg/g biomass로 나타나 생물막 폐슬러지의 흡착량이 활성슬러지보다 5.5배 높았다. Orange 2 농도가 12.9mg/ℓ에서는 각각 1.85 mg/g biomass 및 0.89mg/g biomass로 나타나 2배 높게 나타났다. 또한 Orange 2 농도가 27.3mg/ℓ에서 흡착량은 생물막 슬러지가 약 7.3mg/g biomass이고 활성슬러지의 경우 3.7mg/g biomass로 나타나 생물막 폐슬러지의 흡착량이 활성슬러지보다 약 2배 높았다.

생물막 슬러지의 흡착량이 높은 이유를 고찰하기 위하여 활성슬러지와 생물막 슬러지의 세포의 고분자 물질을 추출하였다. 활성슬러지에서는 0.048g/g cell이 추출되었으며, 생물막 슬러지에서는 0.091g/g cell이 추출되어 1.9배가 더 추출되었다.

세포의 고분자 물질은 대부분의 미생물에서 생성되며, 점액질의 형태로서 세포벽에 부착되어 환경의 해로운 요인으로부터 세포를 보호하는 기능을 가지고 있다. 또한 일반적으로 1~2%(w/w)의 고분자 물질과 98% 이상의 물로 되어 있어 물과 친화성을 가지는데,²¹⁾ 이 친화성은

바이오매스의 건조를 막고, carboxyl, phosphoryl 및 sulphate 그룹과 같은 음이온 그룹을 가지기 때문에 양이온 교환능이 있으며,²²⁾ 유화제, 응고제, 겔화제, 결속제, 안정제 등으로 사용되기도 하며,²³⁾ 최근에는 중금속 흡착제로도 사용된다고 보고되고 있다.²⁴⁾

따라서 생물막은 흡착능이 높다고 알려진 세포의 고분자물질이 활성슬러지보다 많이 생성되기 때문에 Orange 2의 흡착량이 높다고 사료되었다.

활성슬러지의 회분식 안료 제거실험에서 흡착, 자연산화 및 생물학적 분해 중에서 흡착에 의한 제거율이 가장 높다고 보고한 김영규²⁵⁾의 실험결과와 비교해 보면 생물막의 안료 흡착능이 활성슬러지의 흡착능보다 2배정도 높으므로 호기성 생물막을 이용한 처리방법이 활성슬러지로 안료폐수를 처리하는 것보다 유리하다고 판단되었다.

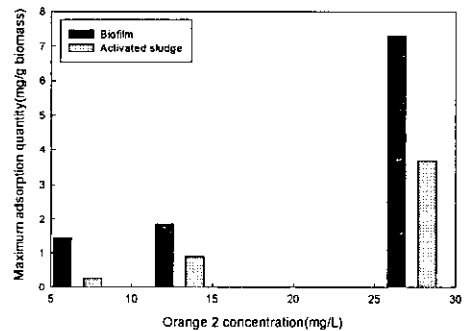


Fig. 3. Maximum adsorption capacity of Orange 2 by biofilm and activated sludge.

3.2. 연속 실험

3.2.1. 유기물 및 색도 제거

반응기 유입수와 유출수의 TCOD 및 제거효율을 Fig. 4에 나타내었다. 초기 COD 농도 75mg/ℓ에서 유출수의 COD가 정상상태에 도달될 때 유입수의 농도를 올려 주었다. 유입수의 농도가 420mg/ℓ였을 때까지는 정상상태에서 95% 이상의 제거율을 보였으며, 유출수의 COD는 10~16mg/ℓ의 범위를 보였다.

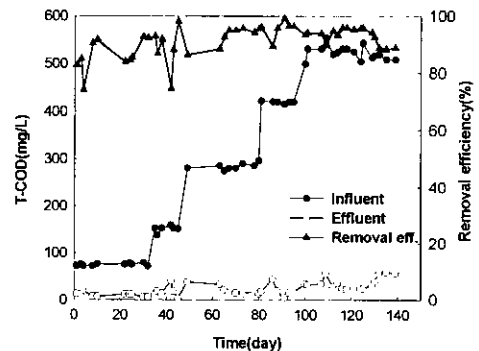


Fig. 4. Variation of T-COD and removal efficiency on operation time.

유입수의 농도를 500mg/ℓ으로 올려 주었을 때의 유기물 부하는 3kg COD/m³.day이었으며, 운전 130일이 경과한 후부터 유출수의 제거율이 떨어져 제거율이 88.5%까지 저하되었다. 유기물 제거율이 저하된 것은 운전 중 유기물 부하가 높아 혐기화되는 생물막이 발생하여 용존산소를 5mg/ℓ 이상 유지하기 위하여 산소공급을 높여 주었는데, 이로 인해 생물막이 탈리되어 처리율이 감소되었다고 사료되었다.

유입수와 유출수의 Orange 2 농도와 제거율을 Fig. 5에 나타내었다. 유입 Orange 2 농도는 5, 10, 20, 30 및 50mg/ℓ이었으며, COD 농도를 증가시킬 때 같이 증가시켰다. 유입 COD가 75mg/ℓ, Orange 2 농도가 5 mg/ℓ이었을 때 15일까지 Orange 2 제거율은 20% 정도였는데, 반응기에 식중한 하수처리장의 반송슬러지가 안료 폐수에 적용하지 못했기 때문인 것으로 사료되었다. 운전 시작 후 28일째 제거율이 98%로 나타나 것으로 보아 슬러지가 제거할 수 있게 순환되는 기간이 약 1개월 정도 소요된다는 것을 알 수 있었다.

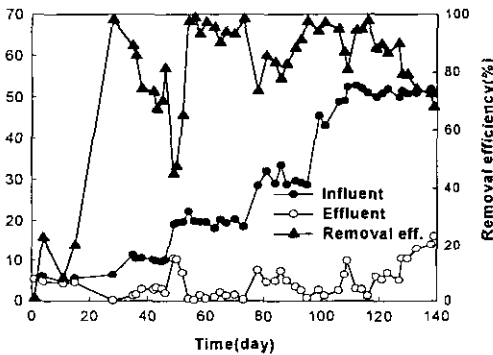


Fig. 5. Variation of orange 2 and removal efficiency on operation time.

10mg/ℓ의 유입 Orange 2 농도에서 처리율은 약 70%이었다. 유기물 농도가 약 300mg/ℓ, Orange 2 농도가 20mg/ℓ로 유입되는 약 50일 이후부터는 농도 증가 후 정상상태 도달기간이 짧아진 것으로 보아 미생물이 완전히 순화되었다고 판단되었으며, 정상상태에서 93~98%의 제거율을 보였다.

Orange 2 농도가 30mg/ℓ로 유입될 때 초기 처리율은 73%까지 감소하나 시간에 따라 제거율이 증가하여 농도 증가 17일 후 96.3%의 제거율을 나타내었으며, 이때 유출수의 Orange 2 농도는 0.69mg/ℓ이었다.

Orange 2 농도가 50mg/ℓ로 유입될 때 116일까지는 97%의 제거율을 보이지만 그 이후는 점점 감소되어 139일에는 68%까지 감소하였는데, 이는 호기성 상태 유지를 위해 공기 공급량을 증가시킨 것으로 인해 부착되었던 생물막이 탈리되어 발생한 것으로 사료되었다.

Randal 등²⁶⁾은 재래식 호기성 공정(활성슬러지)은 염료 폐수를 탈색시키는 양이 적다고 보고하였으며, Shaul 등²⁷⁾은 활성슬러지 공정에서 18종의 Azo 안료의 분해능

을 실험하였는데, 3종의 안료만 제거되었다고 보고하였다. Huren 등¹⁶⁾은 안료의 생물학적 분해가능성을 고찰하기 위하여 Acid Yellow 17, Blue 3, Basic Red 2를 혐기-호기 시스템(UASB와 활성슬러지)에 의해 처리하였다. 혐기조는 색도와 COD 제거에 큰 역할을 하였으며, 호기조에서는 폐수의 생물학적 분해가능성을 증가시켰으나 흡착에 의해 소량의 색도만 제거되었다고 보고한 결과와 본 연구의 결과를 비교해보면, Orange 2 농도가 50mg/ℓ (0.30 kg Orange 2/m³.day)에서는 생물막의 혐기화로 인한 생물막 탈리현상 발생으로 적절한 제거가 어렵지만 30mg/ℓ (0.18 kg Orange 2/m³.day)까지는 본 연구에서와 같이 호기성 생물막을 이용할 경우 염색폐수나 안료폐수의 색도제거에 효과적으로 적용할 수 있다고 판단되었다.

3.2.2. 유출수 탁도와 페슬러지 양

운전초기에는 유출수의 SS가 매우 낮아 SS로 정량화할 수 없으므로 탁도로 분석하였으며, 유입수와 유출수의 탁도변화를 Fig. 6에 나타내었다. 유입수의 탁도는 0.2~10.2 NTU로 유입되었으며, COD 농도가 500mg/ℓ이었을 때 유입수의 탁도는 평균 탁도가 2 NTU로 유입되었다. 유입수의 농도가 높아질 때 유출수의 탁도가 일시 증가하는 경향은 나타나지만 유기물 농도가 대략 420 mg/ℓ이고, Orange 2 농도가 30mg/ℓ이었을 때 유기물 농도와 Orange 2 농도에 관계없이 100일 까지 유출수의 탁도는 5 NTU이하로 나타났다. 유기물 농도가 500 mg/ℓ로 증가된 후 유출수의 탁도는 30 NTU까지 증가되었으며, 유출수의 탁도 변동이 심하였다.

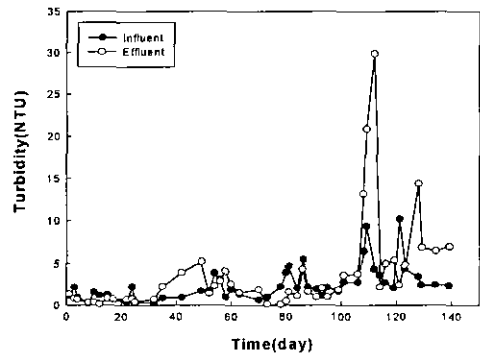


Fig. 6. Variation of turbidity on operation time.

유입되는 폐수가 합성폐수이므로 유입수의 탁도는 낮았고, 유출수에서 발생하는 탁도는 주로 생물막에서 탈리된 생물막이라고 사료되었으며, 탁도가 30 NTU일 경우 SS는 약 3.7mg/ℓ 정도이므로 매우 낮은 농도의 SS가 배출된다는 것을 알 수 있었으며, 침전조가 필요 없거나 소규모의 침전조가 필요하다고 사료되었다.

반응기 하부에 퇴적된 폐 슬러지의 양을 Fig. 7에 나타내었다. 9일째 페슬러지 양은 6144mg이었는데, 이는

초기 식중환 슬러지를 배출한 것이다. 유기물 농도가 420mg/ℓ 이하에서는 118~1829mg이 배출되었으며, 유기물 농도가 증가됨에 따라 증가하는 경향을 보였다. 500mg/ℓ의 유기물이 유입되고 반응기 상태가 혐기화되어 호기성 상태를 유지하기 위하여 공기공급량을 늘림에 따라 퇴적되는 폐슬러지 양이 17205mg까지 증가하였으며, 많은 양의 생물막이 탈리되고 난 후 폐슬러지 배출량이 감소하였다.

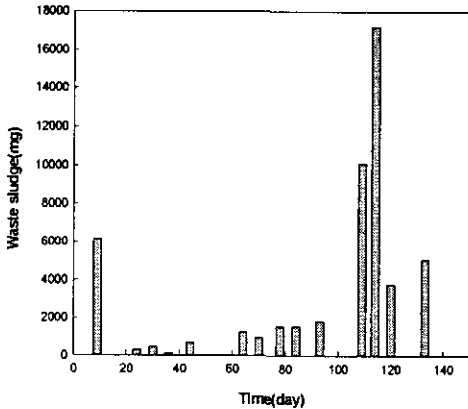


Fig. 7. Waste sludge on operation time.

3.2.3. 반응기내 미생물 량

Fig. 8에 실험기간 중 반응기 상부에서 채취한 담체에 부착된 미생물 량이 반응기 중간과 하부의 미생물 량과 같다고 가정하고 반응기 전체의 MLSS와 MLVSS를 추정하여 나타내었다.

유기물 부하에 따라 반응기 내 담체에 부착된 미생물 량은 선형적으로 증가하였으며, 유입수의 유기물농도가 평균 420mg/ℓ일 때의 반응기 상부 담체에 부착된 미생물 농도를 전체 미생물 농도로 가정한 MLSS는 3576 mg/ℓ, MLVSS는 2581mg/ℓ이었으나 농도를 500mg/ℓ로 높였을 때 MLSS와 MLVSS가 감소하여 MLSS와 MLVSS가 각각 2108mg/ℓ(139일)와 1903mg/ℓ로 감소하였다. 이는 호기성 조건을 위해 공기 유입량을 증가시켜 생물막이 탈리되어 발생한 것으로 사료되었다. 운전이 종료(139일)되어 반응기 전체 미생물 량(담체 전체에 부착된 미생물과 부유미생물 량)을 구한 결과 MLSS는 4740mg/ℓ, MLVSS는 4129mg/ℓ로 나타났다. 139 일 자료에서 반응기 상부 미생물 양과 전체 미생물량(MLSS와 MLVSS) 자료가 2배이상 차이나는데, 이는 부유미생물이 합쳐져 차이나는 것으로 판단되었다. 반응기 상부의 담체에 부착된 미생물 농도(MLSS : 2108mg/ℓ)와 반응기 전체 미생물 농도(부착미생물 + 부유미생물, MLSS : 4740mg/ℓ) 자료를 비교해서 생물막이 탈리되기 전(98일) 반응기 전체의 미생물 양을 추정해 보면 대략 8040mg/ℓ으로 나타나 본 호기성 고정생물막 반응기의 최대 미생물 보유량은 8000mg/ℓ 정도일 것으로 사료되었다.

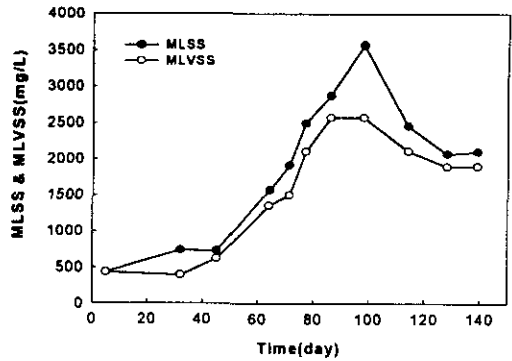


Fig. 8. Variation of attached biomass(MLSS and MLVSS) on operation time(top of reactor)

4. 결 론

안료폐수처리를 위해 혐기-호기 생물막 반응기를 적용하기 위한 기초연구로서 생물막과 활성슬러지의 Orange 2 회분식 흡착실험과 세라믹 담체를 충전한 호기성 고정생물막 반응기로 처리한 결과 유기물과 Orange 2 제거에 대해 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 회분식 흡착실험에서 6.6, 12.9 및 27.3mg/ℓ로 안료농도를 변화시키면서 미생물 농도를 3000mg/ℓ로 고정하여 활성슬러지와 생물막의 Orange 2 흡착능을 비교한 결과 생물막의 Orange 2 흡착능이 활성슬러지의 흡착능보다 2배 이상 높았다.

생물막 슬러지의 흡착량이 높은 이유를 고찰하기 위하여 활성슬러지와 생물막의 세포외 고분자 물질을 추출한 결과 활성슬러지에서는 0.048g/g cell이 추출되었으며, 생물막 슬러지에서는 0.091g/g cell이 추출되어 생물막의 경우 흡착능이 높다고 알려진 세포외 고분자물질이 활성슬러지보다 많이 생성되기 때문에 Orange 2의 흡착량이 높다고 사료되었다.

2. 세라믹 담체를 충전한 고정생물막 반응기를 이용한 연속실험에서 유기물 농도가 75~420mg/ℓ(0.45~2.50 kg COD/m³.d)인 경우 95 %이상의 COD 처리효율을 나타내었으며, 식중환 슬러지가 Orange 2 폐수에 완전히 순용하는데는 50일 정도 소요되는 것으로 나타났으며, Orange 2 농도가 30mg/ℓ(부하율 : 0.18kg Orange 2/m³.day)까지는 처리율이 96 % 이상으로 나타났다.

3. 반응기 유출수는 낮은 탁도로 유출되었으며, 반응기내 미생물량은 비교적 높게 유지되었다.

결론적으로 세라믹 담체를 충전한 호기성 고정생물막 반응기는 흡착량이 2배 이상 높은 미생물이 고농도로 유지되므로 안료폐수나 염색폐수를 효과적으로 처리할 수 있다고 판단되었다.

감사의 글

본 연구는 1999년도 산업자원부의 산업기반 기술개발 사업의 사업비로 수행되었으며 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 1) 장원석, 윤태일, 박대원, 1998, 제올라이트를 매질로 사용한 BAF공법에 의한 염색폐수 처리, 대한환경공학회지, 20(5), 723~734.
- 2) 이종현, 이현준, 김영규, 박태주, 1999, Fenton산화와 활성슬러지를 연계한 공정에서 전처리 Fenton 산화가 안료폐수의 유기물과 색도제거에 미치는 영향, 대한환경공학회지, 21(8), 1547~1554.
- 3) 양용운, 1996, 염색폐수의 색도제거기술현황 및 대책방안, 첨단환경기술, 11월호, 2~11pp.
- 4) 박영규, 윤태한, 박영서, 양용운, 이재호, 1996, 폴리우레탄 유동상 생물막 공정에 의한 염색종합폐수처리, 대한환경공학회지, 18(3), 327~332.
- 5) 환경부, 1996, 난분해성 특정산업폐수 처리기술(염색종합폐수 처리기술), 1단계 3차년도 최종보고서, 3pp.
- 6) Haw, C. S., S. K. Tseng, C.Y. Yan, Z. Kulik and G. Lettinga, 1998, Biosorption of long-chain fatty acids in UASB treatment process, Wat. Res., 32, 1571.
- 7) Bishop, P. L. and S. W., Fitzgerald, 1995, Two stage anaerobic treatment of sulfonated azo dyes, J. Environ. Sci. Health, A30(6), 1251~1276.
- 8) Hans G. K., F. Klausener, U. Meyer, B. Ludeke and T. Leisinger, 1983, Influence of aromatic sulfo groups in the microbial degradation of the azo dyes Orange 1 and Orange 2, Arch. Microbio., 135, 1~7.
- 9) Pagga, U. and D. Brown, 1987, The degradation of dyestuffs : part II - behaviour of dyestuffs biodegradation tests, Chemosphere, 16, 1539.
- 10) Flores, E. R., M. Luijten, B. Donlon, G. Lettinga and J. Feild, 1997, Biodegradation of selected azo dyes under methanogenic conditions, Wat. Sci. Tech., 36(6/7), 65~72.
- 11) Brown, D. and B. Hamburger, 1987, The degradation of dyestuffs, part III. Investigations of their ultimate degradability, Chemosphere, 16, 1539~1553.
- 12) Field, J. A., A. J. M. Stams and G. Scbraa, 1995, Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in co-cultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia, Antonie van Leeuwenhoek, 67, 47~77.
- 13) 이성호, 1999, 이단계 혐기성-호기성 반응기를 이용한 Reactive Black 5의 생분해, 부산대학교 석사학위논문.
- 14) Kalyuzhnyl, S. and V. Sklyer, 2000, Biomineralisation of azo dyes and their breakdown products in anaerobic-aerobic hybrid and UASB reactors, Wat. Sci. tech., 41(12), 23~30.
- 15) Luangdilok, W. and T. Panswad, 1999, Effect of chemical structures of reactive dyes on color removal by an anaerobic-aerobic process, Proceedings of the 7th IAWQ Asia - Pacific Regional Conference - ASIAN WATERQUAL '99 - Vol. 2(V.2) pp.10~18
- 16) Huren, A., Q. Yi, and G. Xiasheng, 1994, A way for water pollution control in dye manufacturing industry, Proceedings of Purdue Industrial Waste conference, 49th, pp.771~775
- 17) Li, X. and P. Gao, 1996, Isolation and partial characterization of cellulose-degrading strain of *Streptomyces sp.* LX from soil, Lett. Appl. Microbiol., 22, 209~213.
- 18) 첨단환경기술 편집부, 1998, 생물막법처리 고효율화 및 개발동향, 첨단환경기술, 5월호, pp.9~17
- 19) Brown, M. J. and J. N. Lester, 1980, Comparison of bacterial extracellular polymer extraction methods, Appl. Environ. Microbiol., 40(2), 179~185.
- 20) APHA, AWWA, WPCF., 1992, Standard method for the examination of water and wastewater. 18th ed.
- 21) Wilkinson J. F., 1958, The Extracellular Polysaccharides of Bacteria, Bact. Rev., 22, 46~73.
- 22) Christensen, B. E. and W. G. Characklis, 1990, Physical and Chemical Properties of Biofilms In: Biofilms, W. G. Characklis and K. C. Marshall(Eds.), John Wiley, New York, pp.93~130
- 23) 정윤철, 1990, Zoogloea ramigera에 의한 Biopolymer 생산과 환경분야 이용, 생물화학, 4(1), 33~38.
- 24) 서정호, 서명교, 유일중, 김석현, 박영식, 1998, 수용액내 중금속 제거를 위한 미생물 흡착 공정(I), 한국환경위생학회지, 24(4), 29~41.
- 25) 김영규, 1999, 혐기성생물막공정 및 활성슬러지에 의한 Azo dye폐수의 처리, 부산대학교 박사학위논문, pp.65
- 26) Randall, W. B., G. D. Boardman, A. M. Dietrich, D. L. Michelsen and M. Padaki, 1999, Pilot scale study on anaerobic treatment of a textile wastewater, Hazardous and industrial wastes.: Proceeding of the Mid Atlantic Industrial Waste conference, pp.218~227
- 27) Shaul, G., C. Dempsey and K. Dostał, 1988, Fate of water soluble azo dyes in the activated sludge process, EPA/600/S2-88/030, US EPA Water Engineering Research Laboratory, Cincinnati, OH.