

오수처리 반응기에서 생물막 매개체에 부과한 전기화학적 산화전위가 생물막의 구조와 미생물의 대사에 미치는 영향

나병관 · 박두현*
서경대학교 생물공학과

Influence of Electrochemical Oxidation Potential on Biofilm Structure and Bacterial Dissimilation in Wastewater Treatment Bioreactor. Na Byung Kwan and Doo Hyun Park*. *Department of Biological Engineering, Seokyeong University 16-1 Jungneung-dong Sungbuk-gu, 136-704 Seoul, Korea* – Biofilm media was equipped in two-compartmented wastewater treatment bioreactor which was separated by porcelain septum. DC 2.0 volt of electric potential was charged to anodic (oxidative) biofilm media (ABM) to induce oxidation potential but not to that of carbon (neutral) biofilm media (CBM) that was used for control test. Biofilm structure, biomass variation, ORP variation and wastewater treatment efficiency in the bioreactor equipped with ABM (ABM-bioreactor) and CBM (CBM-bioreactor). Time-coursed variation of biofilm structure forming on surface of ABM and CBM was observed by scanning electron microscopy. The biofilm growing on ABM was dispersed on surface and was not completely covered the media but the biofilm growing on CBM was continuously increased and finally covered the media. The ORP of CBM was decreased to 100 mV, which was reciprocally proportional to the biomass growth. However, the ORP of ABM was about 800 mV, which was maintained during operation for about 60 days. The treatment efficiency of COD in the ABM bioreactor was 2 times higher than those in the CBM bioreactor. From these results, we proposed that electrochemical oxidation potential charged to biofilm media may inhibit formation of biofilm extremely condensed and activate bacterial cell metabolism.

Key words: Oxidation potential, biofilm media, biofilm structure, bacterial community, wastewater treatment

서 론

생물막을 형성하는 세균 군은 exopolysaccharide (EPS)를 분비하여 생물막 매개체 (biofilm media) 표면에 부착하여 집락을 형성하는 특징이 있는 것으로 보고되었다[23]. 또한 생물막은 미생물과 생물막 매개체를 구성하는 소수성 물질 사이의 van der Waals 힘과 같은 물리적인 작용에 의해 형성될 수 있다[2, 14]. 두껍게 발달한 생물막은 내부에 서식하는 미생물 군집에 산소와 영양물질의 공급을 차단하기 때문에 생물막을 형성하는 미생물 군의 물질대사와 성장에 나쁜 영향을 줄 수 있다[11]. 오수처리 반응기와 같은 조작된 환경에 형성되는 생물막은 반응기에 설치한 다양한 구조물의 표면에 부착하는 미생물 군집이 원인되는데 이는 미생물이 취할 수 있는 일종의 생물학적 생존 전략 가운데 하나이다 [4, 6]. 최근에 보고된 연구결과에서 다양한 생물 및 비생물학적 원인이 생물막의 형성에 직접적인 영향을 미치고 있다는 사실이 입증되고 있다. 예를 들면, 생물막 매개체 표면의

물리화학적 특성은 미생물의 부착활성, 부착한 세균 군집의 구조에 영향을 미치고, 생물막 표면(고체)과 배양액(액체)의 경계면에서 성장하는 미생물은 연속적으로 불규칙하게 변화하는 환경 조건에 적응하면서 후속적으로 축적되는 생물막 구조에 영향을 미친다[5, 12, 13]. 이러한 특성은 생물막을 불규칙하게 구획화하고, 생물막의 미생물 군집의 분포에 영향을 미친다. 오수처리 반응기의 생물막은 일련의 수직적 배열의 호기성 미생물 군집으로 구성되지만, 기저 부위에서는 대표적인 혐기성 미생물인 황산염환원세균과 탈질 기능을 갖는 미생물 군집이 발견되고 있다[18]. 이것은 생물막의 두께를 수 마이크로 미터의 두께로 발달하게 하는 원인이 된다[12]. 오수처리 반응기의 생물막은 매우 복잡하고 다양한 종으로 구성되며, 물리화학적 미세환경 및 존재하는 미생물 종에 따라 매우 이질적인 구조를 갖는다 [15]. 또한 생물막 매개체로부터 생물막의 물리적인 탈부착 현상은 오수의 처리효율에 나쁜 영향을 줄 수 있다 [8]. 따라서 생물막의 두께와 밀도를 조절할 수 있다면 호기성 오수처리 반응기의 효율을 개선할 수 있을 것이다.

본 연구에서는 호기성 오수처리 반응기에 설치한 탄소로 구성된 생물막 매개체에 부과한 전기화학적 산화전위가 배양시간에 따른 생물막의 형성과정, 생물막의 전자현미경적

*Corresponding author

Tel: 82-2-940-7190, Fax: 82-2-919-0345

E-mail: baakdo@skuniv.ac.kr

구조, 오수의 처리효율에 미치는 영향을 시험하였다. 이를 위해 주사전자 현미경으로 생물막 매개체의 표면에 형성된 미생물군집을 관찰하고 생물막 매개체와 반응액의 산화-환원전위 (ORP)를 측정하였으며 오수에 함유된 유기물의 제거효율을 분석하였다. 또한, 모든 결과들을 전기화학적 산화전위를 부과하지 않은 반응기에서 얻은 대조실험 결과와 비교하였다.

재료 및 방법

미생물

중랑하수 종말처리장의 포기반응조로부터 유출되는 처리수를 냉장고에 8시간 정치한 후 얻은 침전물(활성슬러지)을 반응기의 종균으로 사용하였다.

생물반응기

오수 처리용 생물반응기는 Fig. 1에서 보는 것처럼 탄소판(가람카본, 한국)으로 구성된 양극과 음극으로 구성되었으며 양극조와 음극조는 셀룰로오스 아세테이트로 수식한 초벌규이 도자기판(두께 5 mm)으로 구획하였다. 실험 목적상 산화전위를 부과한 양극조를 반응조로 사용하였으며, 양극 반응조의 탄소판에 +2 볼트, 음극반응조의 탄소판에 2 볼트의 직류전압을 부과하여 양극의 표면에 산화전위가 형성되도록 유도하였다. 양극의 표면에 형성된 산화환원전위(ORP)를 측정하기 위하여 탄소판 자체를 작동전극으로 Ag/AgCl

전극을 기준전극으로 사용하였다. 수용액의 ORP는 작동전극으로 백금선(100 mm × φ 0.5 mm)을 기준전극으로 Ag/AgCl 전극을 이용하여 측정하였다. 양극반응조의 반응액의 용량은 5리터로, 반응기에 유입되는 오수의 양은 시간당 0.21 리터로 각각 조정하였다. 반응조에 유입되는 오수를 양극 전해질로 사용하였으며, 200 mM의 소금물을 음극 전해질로 사용하였다. 음극의 크기는 300 mm × 150 mm × 10 mm, 양극의 크기는 50 mm × 150 mm × 10 mm의 크기로 조정하였다. 생물막 매개체로 사용한 양극은 주기적으로 반응기로부터 꺼내어 10 mm × 10 mm × 10 mm 크기의 조각을 절단하여 주사전자 현미경 재료로 사용하였고, 나머지 부분은 알칼리로 처리하여 세균 단백질의 양을 측정하는데 사용하였다. 반응조에 일정량의 공기를 주입하여 용존 산소량을 2.0-3.0 mg/L로 조정하였으며 반응기의 온도는 25°C를 유지하였다. 대조 실험을 위하여 전극에 전압을 부과하지 않은 동일한 구조의 반응기를 사용하였으며 반응기의 운전 조건과 측정 조건은 모두 동일하게 유지하였다. 반응기의 안정화를 위하여 활성 슬러지를 접종한 후 일주일 후에 전극에 2 volt의 직류전압을 부과하면서 시험을 시작하였다. 용존산소량, ORP 등은 연속적으로 측정하면서 반응기의 조건을 유지하거나 기록용으로 사용하였다. 전기화학 반응조의 양극탄소매개체(anode biofilm media-ABM)와 대조실험을 위한 반응조의 탄소매개체(carbon biofilm media-CBM)를 구분하기 위하여 각각 ABM과 CBM으로 약칭하여 사용하였으며 반응기의 명칭 또한 목적실험을 위한 ABM-반응기와 대조실험을 위한

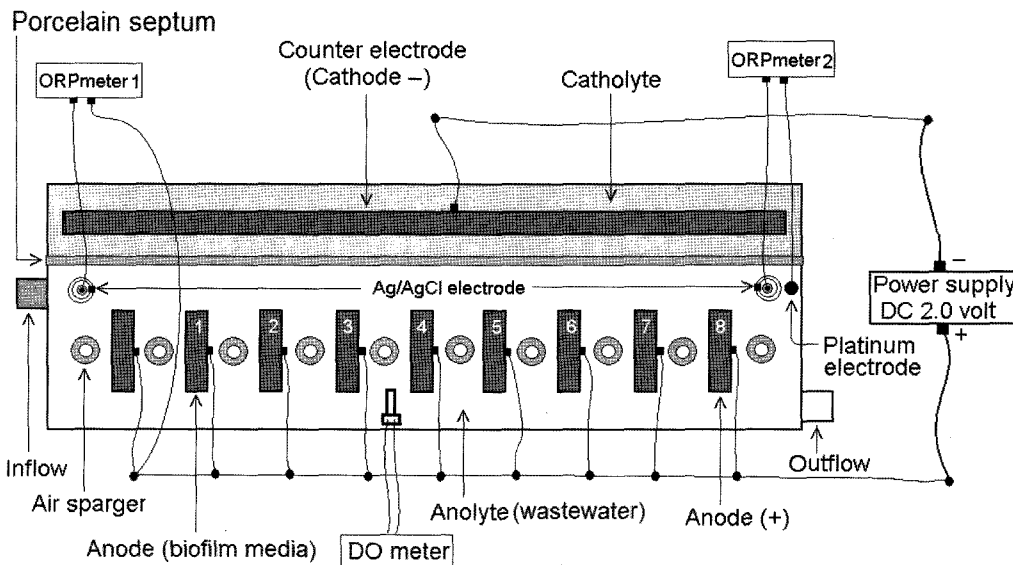


Fig 1. Schematic structure of two-compartmented wastewater bioreactor, to which carbon electrodes was equipped. Anodes functioning as biofilm media were periodically removed from reactor at the intervals of 7-9 days for scanning electron microscopy and biomass measurement. Completely same system was used as control experiment but electricity was not charged between anode and cathode. Size of cathode was adjusted to 300 mm (width) × 150 mm (height) × 10 mm (thickness) and anode was adjusted 50 mm (width) × 150 mm (height) × 10 mm (thickness). The oxidation-reduction potential (ORP) of ABM and CBM was measured by using ORP meter 1 and ORP of liquid phase was measured by using ORP meter 2.

CBM-반응기로 구분하였다.

반응액

중량하수 종말 처리장으로 유입되는 하수관으로부터 오수를 주기적으로 떠내어 실험실로 운반한 후 냉장고에 보관하면서 정량 펌프를 사용하여 반응조에 연속적으로 주입하였다.

초벌구이 도자기막

초벌구이 도자기 막은 Park and Zeikus[19]의 방법에 따라 제조하고 가공하여 사용하였다. 아세톤에 녹인 1.0% 셀룰로오스아세테이트 용액에 초벌구이 도자기 막을 담가 24 시간 방치한 후 꺼내어 실온에서 완전히 건조한 후 포도당(극성분자), 소금(무기이온), 초산(유기산) 등의 투과성을 시험한 후 사용하였다. 셀룰로오스아세테이트로 수식한 도자기 막은 포도당, 소금, 초산 등의 투과성이 없었으나, 1.0몰의 염산을 전해질로, 10 mm × 10 mm × 1 mm 크기의 백금판을 전극으로 이용하여 저항을 측정한 결과 약 1,800-2,000 W로 양극과 음극 간의 전기화학 반응을 유지하는데 문제가 없는 것으로 확인되었다.

주사전자현미경(SEM) 사진

7-9일 간격으로 각 오수처리 반응조로부터 ABM과 CBM을 꺼내어 주사전자현미경 촬영을 위한 처리방법[5]에 따라 전 처리한 후 기초과학 지원연구원(대구분원)에 보내어 사진을 촬영하였다. 기초과학 지원연구원에서 보유하고 있는 전자현미경은 Hitachi S-4200 모델(Japan)이었다.

생물막과 배양액의 생물량

오수처리 반응액의 생물량을 측정하기 위하여 사용하는 SS(suspended solid) 또는 MLSS(mixed liquor suspended solid)는 많은 양의 시료를 필요로 하고 SS와 MLSS를 모두 생물량으로 보기 어렵다. 따라서 본 연구의 목적상 두 가지 반응기에서 성장하는 미생물량을 비교하는 것이기 때문에 반응기로부터 10 ml의 시료를 취하여 vortex mixer로 약 2 분간 격렬하게 혼합한 후, 가능한 입자가 크고 무거운 미생물성 고형분을 침강 제거하기 위하여 정확하게 10분간 상온에 정치하였다가 중간부분을 취하여 660 nm에서 광학밀도로서 측정하였다. 생물막을 구성하는 미생물의 생물량을 측정하는 것은 생물막 매개체로부터 생물막의 미생물을 완전히 탈리하는 것이 불가능하기 때문에 실험적으로 어렵다. 따라서 생물량을 간접적으로 비교하기 위하여 생물막을 구성하는 미생물의 단백질을 정량하였다. 반응조에서 꺼낸 탄소판에서 전자현미경 관찰을 위한 부분(10 mm × 10 mm × 10 mm)을 떼어낸 후 즉시, 일정량의 1.0 N-NaOH 용액에 담가 100°C에서 10분간 중탕 처리하여 미생물 용해액을 얻었다. 미생물 용해액의 단백질농도는 Bradford 단백질 정량 시약을 사용하여 결정하였다.

분석

오수의 유기물의 생물학적 제거효율은 표준분석법에 따라 화학적산소요구량(COD)을 이용하여 측정하였다[1].

결과 및 고찰

배양시간에 따른 생물막의 성장

생물막 매개체에 부과한 전기화학적 산화전위가 생물막의 증식과 구조형성에 미치는 영향을 비교하기 위하여 ABM과 CBM의 표면에 형성되는 생물막의 형태 변화를 주사전자현미경을 이용하여 관찰하고 비교하였다. Fig. 2와 3에서 보는 바와 같이, CBM에 형성된 생물막은 ABM에 형성된 생물막

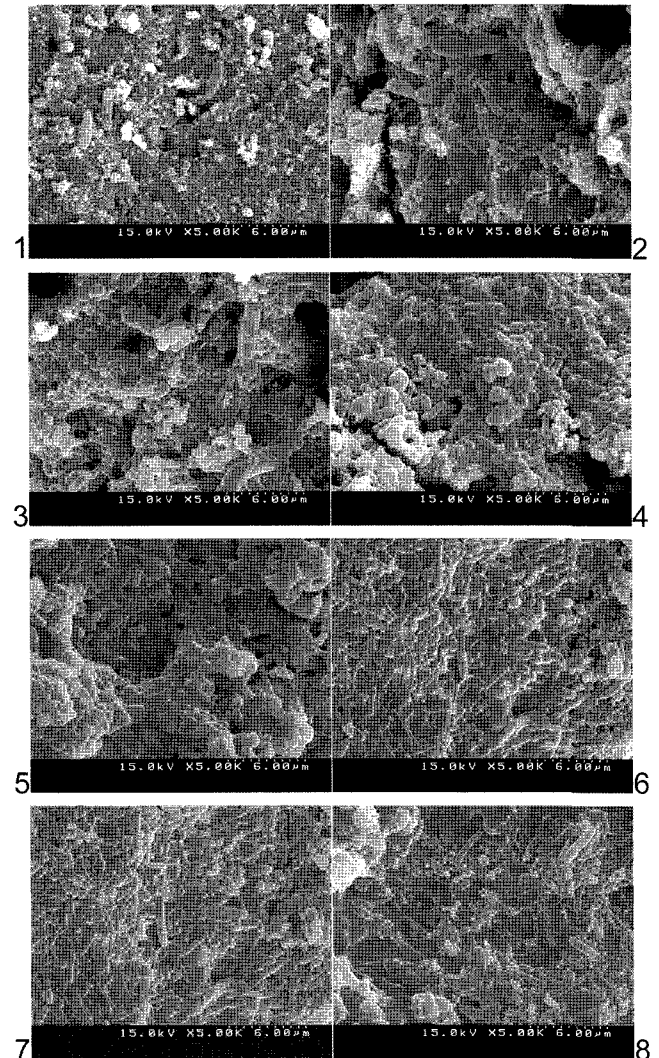


Fig 2. SEM image of biofilm growing on surface of CBM immersed in the aerobic wastewater treatment reactor for 3 days (1), 10 days (2), 16 days (3), 25 days (4), 32 days (5), 40 days (6), 48 days (7) and 57days (8), respectively. Electricity was not charged to electrodes.

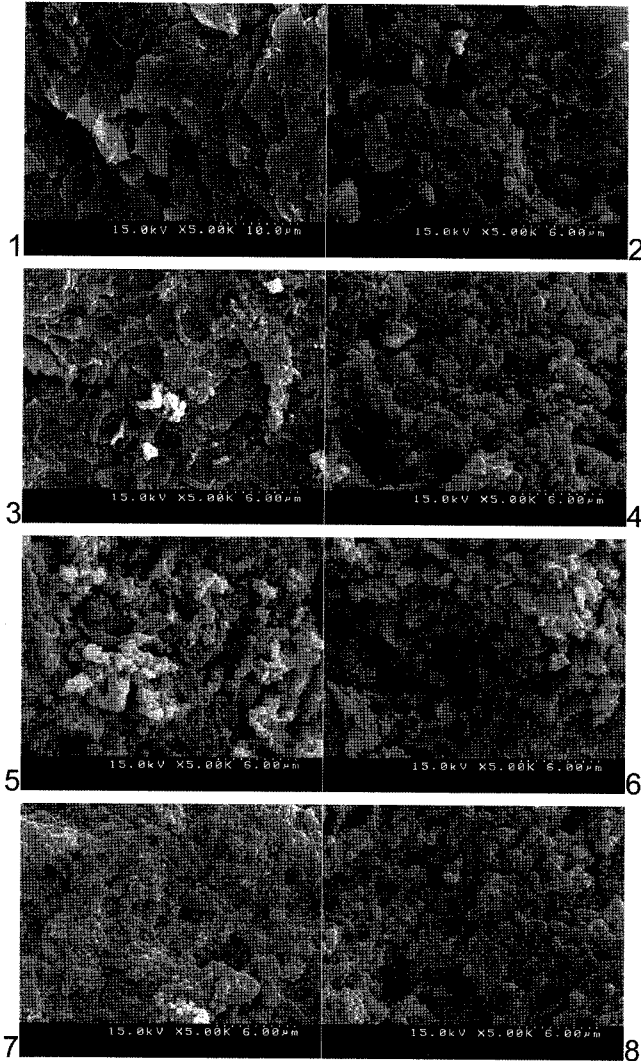


Fig. 3. SEM image of biofilm growing on surface of ABM immersed in wastewater treatment reactor for 3 days (1), 10 days (2), 16 days (3), 25 days (4), 32 days (5), 40 days (6), 48 days (7) and 57 days (8), respectively. +2.0 volts of DC electricity was charged to all electrodes during operation for 60 days.

과 형태적으로 큰 차이를 나타내고 있다. CBM에 형성된 생물막은 배양시간이 32일 경과한 후 생물막 매개체를 완전히 덮었고 48일 배양한 후에는 미생물 세포간에 융합현상이 나타나는 것처럼 보였으며 57일 경과한 후에는 세포간의 경계가 없어지는 현상이 관찰되었다. 이러한 형태학적인 특성은 과량의 세포가 제한된 공간에 밀생 하면서 세포들이 분비하는 분비물(예를 들면, EPS)이 과다하게 세포 주변에 축적되기 때문으로 생각된다. 이와 반대로 ABM에 형성된 생물막은 57일이 경과한 후에도 세포간의 융합현상이나 세포가 밀생하는 형태를 나타내지 않았다. 이러한 현상은 생물막 매개체의 표면에서 성장하는 미생물과 탈리하는 미생물이 평형을 이루기 때문으로 생각된다. 또한 미생물 세포 주변에 확인할 수 없는 다양한 이물질이 발견되는데 양전하를 띠는

ABM의 표면에 부착이 가능한 음전하를 띠는 무기물의 입자들이 정전기적 인력에 의해 부착되어 있는 것으로 추정된다. Okabe 등[18]은 호기성 오수처리 반응기에 설치한 생물막의 매개체의 표면에 형성된 생물막의 기저부위에 절대 혐기성 세균인 황산염 환원세균이 증식할 수 있다고 보고한 바 있다. 황화수소, 암모니아, 아질산 등의 환원성 물질은 혐기성 환경에서 생물학적으로 생성되는데 이러한 물질은 호기성 미생물의 성장과 물질대사를 저해하여 오수의 유기물의 효율적인 제거를 저해하거나 제한할 수 있다[7, 10]. 이러한 현상은 전자현미경 사진(Fig. 2)에서 보는 바와 같이 고도로 밀생하고 있는 미생물 군집과 세포 주변에 존재하는 EPS와 같은 점액성 물질이 원인이 되어 CBM에 형성된 생물막에서 나타날 가능성이 크다. Fig. 4의 왼쪽은 CBM의 표면에 형성된 생물막의 구조를 설명하기 위한 가설적인 제안으로 많은 양의 미생물이 밀생하면서 생물막 내부와 외부의 산소와 영양물질의 이동을 차단할 수 있기 때문에 생물막의 내부가 혐기화될 가능성이 크다. 이론적으로 특정한 전도성 물질에 부과한 양전위는 반쪽 산화반응을 유도할 수 있기 때문에 이러한 물질의 표면에서 서식하는 미생물의 표면전위는 양전하로 전환될 수 있다. 미생물의 표면이 양전하로 전환되면 미생물 간의 정전기적인 반발력이 발생하여 약하게 부착한 일부 미생물은 생물막 매개체로부터 탈리 될 수 있다. Fig. 4의 오른쪽은 ABM의 표면에 형성된 생물막의 구조를 설명하기 위한 가설적인 제안이다. Møller 등[16]은 중성의 텍스트란 표면에 형성된 생물막은 양전하 또는 음전하를 띠는 텍스트란의 표면에 형성된 생물막 보다 밀도가 크고 두꺼운 구조를 갖는다고 보고하였으며, Stoodely 등[21]은 생물막에 음전하를 띠는 화학 잔기 간에 정전기적인 상호작용은 생물막의 구조를 느슨하게 하는 효과가 있으나 양전하와 음전하를 띠는 물질간의 상호작용은 생물막의 구조를 수축시키는 효과가 있다고 보고한 바 있다. 이와 같이 ABM의 표면에 형성된 전기화학적 산화전위는 미생물 세포 외부의 전위를 양전하로 전환하여 세포간의 정전기적인 반발력을 유도함으로써 과밀한 생물막의 형성을 저해하고 생물막의 구조와 기능을 개선하는 효과를 제공할 수 있을 것이라 생각된다.

생물막의 생물량

액상 반응기에 성장하는 대부분의 미생물은 생물반응기의 벽이나 반응기에 설치한 다양한 구조물의 표면에 부착하는 성질이 있다. 생물막이 형성되는 과정에서 활성이 큰 세포는 계속 증식할 수 있지만 상대적으로 활성이 약한 미생물은 성장을 정지하고 ghost cell로 전환되거나 용해되어 영양물질로 재활용된다. 이론적으로 생물막 매개체에 부착한 미생물을 완전하게 탈리하여 세포수 측정용 회석액에 현탁할 수 없기 때문에 생물막의 생물량을 생균수로서 측정하는 것은 매우 어렵다. 이러한 문제를 해결하기 위하여 CBM과 ABM에 형성된 생물막을 알칼리로 용해하여 단백질 양으로

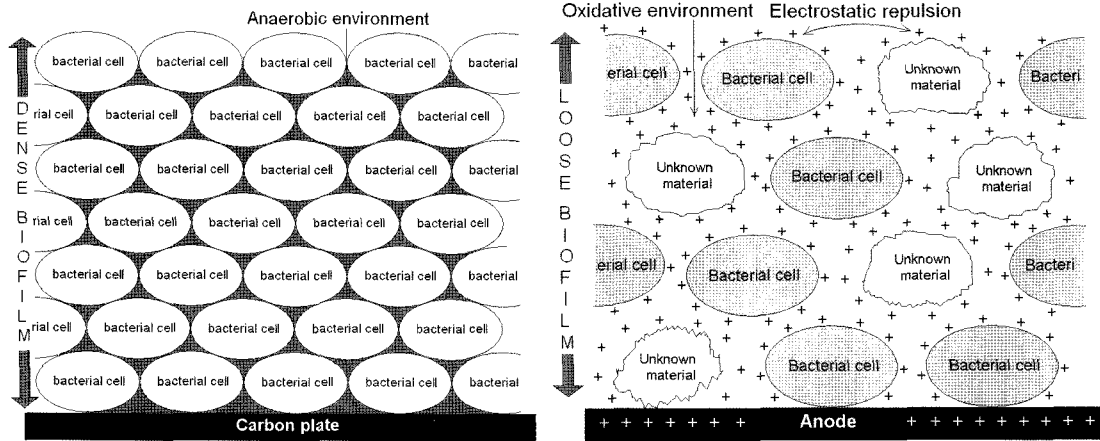


Fig. 4. Hypothesis model of biofilms grown on CBM (left) and ABM (right) designed on the basis of SEM image. In the CBM, Inter-spaces between bacterial cells may be converted to anaerobic environment by which growth of aerobes may be inhibited or stopped. In the ABM, however, the oxidation potential charged to ABM may generate oxidative environment around bacterial cells and induce electrostatic repulsion between bacterial cells, by which inter-spaces between bacterial cells may be expanded, and penetration of oxygen and substrate into substratum of biofilm may be not inhibited [17].

생물량을 측정하였다. 부유 미생물의 광학밀도와 알칼리 용해법을 이용하여 단백질 농도-생물량의 상관 관계를 계산한 결과 세균 단백질 농도 10 mg은 광학밀도로서 1.33 ± 0.03 의 생물량에 해당하였다. 이 측정값은 정확하게 생물량을 측정할 수 있는 수단은 아니지만, 두 가지 반응기 및 생물막의 생물량을 예측하고 비교하는데 활용할 수 있다. Fig. 5A에서 보는 바와 같이 CBM에 형성된 생물막의 단백질 농도는 배양 32일 이전까지 빠르게 50 mg까지 증가한 후 32일 이후에는 감소하는 현상을 보이고 있다. 그러나 ABM에 형성된 생물막의 단백질 농도는 배양시간에 비례하여 점진적으로 25 mg까지 증가하고 배양시간 48일 이후에는 평형상태를 유지하는 것으로 나타났다. 이것을 단백질 농도-생물량의 상관 관계식을 이용하여 광학밀도로 환산하면 각각 6.5와 3.25가 된다. 반면, 부유 미생물량은 생물막의 단백질 농도와 반대 현상을 보이고 있다. CBM을 갖는 반응기의 부유 미생물량은 빠르게 감소하여 배양시간 32 일 이후에는 광학 밀도로서 약 0.95-1.05를 유지하는 것으로 나타났다. 반면, ABM을 갖는 반응기의 부유 미생물은 초기의 증식기를 벗어나면서 배양시간 16일 이후에는 광학밀도로 약 3.3-3.5의 일정한 생물량을 유지하는 것으로 나타났다. 이러한 결과는 ABM에 부과한 전기화학적 산화전위가 미생물 군집의 과도한 발달을 저해하고 생물막 내부에 적당한 생물량이 유지되도록 유도할 수 있다는 것을 의미한다[21, 22]. 또한 CBM에 형성된 과도한 생물막은 액상으로부터 생물막의 기저부위에 영양물질과 산소의 유입을 저해하는 원인이 될 수 있다는 것을 입증하는 것이다[9, 16]. Xu 등[24]은 30 마이크로미터 두께의 생물막은 생물막의 내부에 산소의 확산을 차단하여 생물막의 기저부위에서 성장하는 미생물의 alkaline phosphatase의 활성을 저해한다고 보고하였다. 안정기에 각 반응기의 이론적인 총 생물량을 광학밀도로 환산하면 약 7.5(CBM-반응

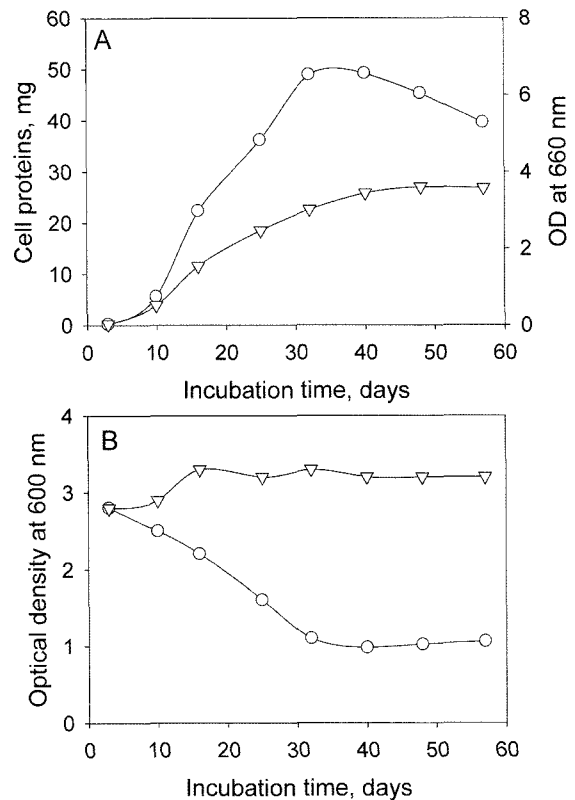


Fig. 5. Time-coursed variation of cell proteins (A) and suspended bacterial cell (B). Cell proteins were obtained from alkaline-lysis of biofilm grown on the CBM (○) and ABM (▽). The protein concentration of biofilm in CBM was decreased after 30 days incubation but that in ABM was steadily increased during incubation for 60 days. The free-living bacterial cells unbound to biofilm media in the CBM-bioreactor (○) and the ABM-bioreactor (▽) were spectrophotometrically measured at 660 nm. The protein concentration can be converted to OD by using a predetermined calibration equation [bacterial density (OD) = protein concentration × 0.133 ± 0.003].

기)와 6.75 정도이다. 이와 같이 CBM-반응기의 총 생물량이 상대적으로 높은 것은 많은 양의 미생물이 생물막 매개체에 부착한 상태로 반응기에 체류하는 시간이 길다는 것을 의미한다. 그러나 상대적으로 부유 미생물의 양이 적고 생물막의 내부에 영양물질과 산소의 투과율이 낮아 생물막 내부에 서식하는 미생물 군집의 유기물 대사효율이 상대적으로 저하되기 때문에 생물막의 미생물에 의한 유기물의 제거효율은 감소할 수 있다.

유기물의 제거효율

과도한 생물막의 형성을 억제하거나 차단하기 위하여 휘젓거나, 흔들거나 공기방울을 분사하는 방법이 사용되고 있다. 그러나 이러한 물리적인 처리 방법으로 생물막을 효과적으로 조절하거나 제어할 수 없다. 최근에 보고된 다양한 연구결과에서 전기 에너지가 생물막의 구조 개선[21, 23], 생물막의 탈리 감소[22], 생물막의 길항성 증가[3, 20] 등의 효과가 있는 것으로 나타났다. 생물막 내부에서 서식하는 미생물 군집이 유기물의 이화적 산화를 위해 충분한 조건을 유지하기 위해서는 생물막 기저부까지 유기물과 산소가 투과해야 하고 생물막 내부의 ORP가 적어도 수용액과 유사한 값을 유지할 필요가 있다. 그러나 Fig. 6에서 보는 바와 같이 CBM-반응기의 CBM의 ORP는 배양 시간에 따라 낮아지다가 100 mV(vs. Ag/AgCl)에서 평형을 유지하였다. 이는 액상의 400 mV(vs. Ag/AgCl)에 비해 상대적으로 매우 낮은 값으로 CBM의 표면에 발달한 생물막 기저부위가 과밀하게 발달한 생물막에 의해 산소의 유입이 차단되면서 환원성 환경으로 전환되었음을 보여주는 것이다[22]. 특히, CBM의 ORP가 약 400 mV에서 100 mV까지 급격하게 하강하다가 배양시간 32일이 경과한 후부터 100 mV를 유지하는 현상은

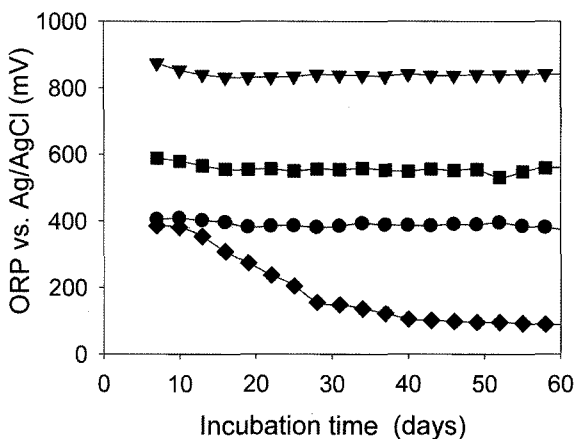


Fig. 6. Oxidation-reduction potential (vs. Ag/AgCl) variation of liquid phase (●) of CBM bioreactor, liquid phase (■) of ABM bioreactor, ABM (▼) and CBM (◆) during incubation. The ORP of liquid phase was measured with platinum as working electrode and that of ABM was measured with ABM itself as working electrode.

CBM의 표면에 형성된 생물량의 증가 양상과 반비례 하는 것으로 생물막의 생물량과 ORP의 상관성을 보여주는 결과이다. 반대로 ABM-반응기의 ABM의 ORP는 800 mV(vs. Ag/AgCl)로 액상의 550 mV(vs. Ag/AgCl)에 비해 높은 것으로 나타났는데, 이는 ABM에 부과한 산화 전위가 ORP에 직접적인 영향을 미치고 생물막의 구조를 느슨하게 하여 기저부위까지 충분한 양의 산소가 유입되고 있다는 것을 보여주는 것이다. 또한 ABM-반응기의 액상의 ORP가 CBM-반응기의 ORP보다 높은 것은 ABM에 부과한 전기화학적 산화전위가 액상의 ORP에도 영향을 미칠 수 있다는 것을 보여주는 것이다. Fig. 7에서 보는 바와 같이 CBM-반응기에서 유출되는 처리수의 COD는 약 30~40 mg/L로 ABM-반응기에서 유출되는 처리수 20~10 mg/L의 2배 이상이다. 이는 ABM-반응기의 액상과 생물막에 존재하는 미생물 군집의 대사활동이 상대적으로 활발하기 때문에 나타나는 현상으로 생각된다. Na 등[17]은 호기적 오수처리 반응조에 설치한 생물막 매개체에 부과한 전기화학적 산화전위는 생물막의 구조를 개선하고 오수의 처리효율을 증가시키는 효과가 있다고 보고한 바 있다. 이러한 보고는 전기 에너지가 미생물의 생장과 대사활성을 촉진할 수 있는 환경인자로서 작용할 가능성이 있다는 단서를 제공한다. 일반적으로, 생물막 매개체를 장착한 오수처리 반응기에서 과밀한 생물막의 내부에서 서식하는 미생물 보다 부유 미생물에 의해 더 많은 양의 유기 탄소가 생물학적으로 산화될 수 있다. 호흡대사는 전자 전달계를 통한 electron-driving force(전자추진력)에 의존하는 proton translocation(양성자 방출)을 통하여 세포막의 내외부의 전위차를 형성하는 과정으로 proton motive force(양성자 구동력)의 원동력이 된다. 이론적으로 양성자 구동력은

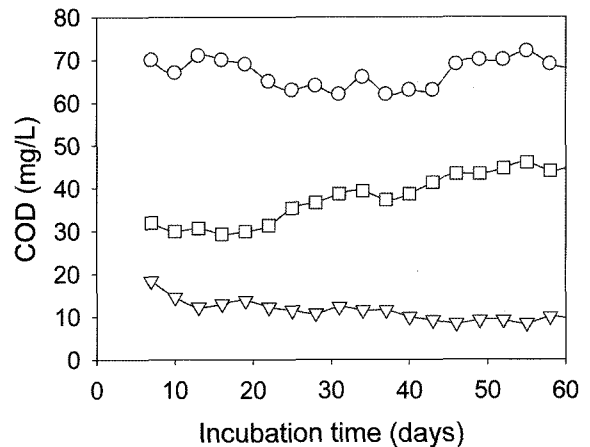


Fig. 7. COD variation (A) of inflow wastewater (▼), and out-flow discharged from ABM-bioreactor (▽) and CBM-bioreactor (□). The bacterial dissimilation of organic compounds in the ABM-bioreactor was about 2 times higher than that in CBM-bioreactor. COD was trending downward in the ABM-bioreactor but that was trending upward in the CBM-bioreactor during incubation for 60 days.

세포막 내외의 전위차에 비례하여 증가하기 때문에 미생물 세포 외부에 형성된 높은 ORP는 막 전위의 차이를 보다 크게 유지하는데 도움이 되며 ATP의 합성을 촉진할 수 있다 [24]. 결론적으로, 실험 결과에서 보는 바와 같이 ABM은 생물막의 과밀현상을 억제하고 구조를 느슨하게 하며 반응기의 ORP를 높게 유지하게 하여 부유 미생물과 생물막을 구성하는 미생물 군집의 평형을 유지하게 함으로서 궁극적으로 미생물의 대사활성을 촉진하여 오수의 처리 효율을 개선하는 데 도움을 줄 수 있다.

요 약

생물막 매개체를 도자기 격막으로 구획된 오수처리 반응기에 장착하고 직류 2 volt의 전압을 부과하여 생물막 매개체가 산화 전위를 유지할 수 있게 유도하였다. 반면 대조실험을 위해 사용한 반응조의 생물막 매개체에는 전압을 부과하지 않았다. ABM-반응기와 CBM-반응기에서 배양시간에 따른 생물막의 구조, 생물량의 변화, 오수처리 효율 등을 측정하여 상호 차이를 비교하였다. 전자현미경으로 관찰한 ABM의 생물막은 CBM의 생물막에 비해 분산성이 크고 미생물이 과밀하게 성장하지 않았으나 CBM의 생물막은 배양 시간에 비례하여 지속적으로 성장 하면서 생물막 매개체를 완전히 덮어 과밀 생물막을 형성하였다. ABM의 ORP는 CBM의 ORP 100 mV에 비해 매우 큰 차이를 보이는 800 mV를 유지하였으며, 반응액의 ORP 또한 ABM과 CBM의 영향을 받아 각각 550 mV와 400 mV를 유지하였다. ABM-반응기에서 오수처리 효율은 CBM-반응기에서 오수처리 효율의 약 2배 정도의 차이를 나타내었다. 이러한 결과로부터 생물막 매개체에 부과한 양전위의 전기 에너지는 생물막을 구성하는 미생물 과밀현상을 억제하고 매개체의 ORP를 높게 유지함으로써 미생물의 대사 활성을 촉진하고 결과적으로 오수내 함유된 유기물의 산화효율을 증가시키는 작용이 있는 것으로 확인되었다.

REFERENCES

1. Arnold, E.G., L.S. Clesceri, and A.D. Eaton (ed.). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater 18th edition, pp5-9. Published by American Public Health Association, NW Washington, DC20005.
2. Bouwer, E.J. 1987. Theoretical investigation of particle deposition in biofilm systems. *Water Res.* **21**: 1489-1498.
3. Caubet, R., F. Pendarros-Caubet, M. Chu, E. Freye, M. de Belém Rodrigue, J.M. Moreau, and W.J. Ellison. 2004. A radio frequency electric current enhance antibiotic efficacy against bacterial biofilm. *Antimicrob. Agents Chemother.* **48**: 4662-4664.
4. Costerton, J.W., Z. Lewandowski, D. Amar, R. Heim, O. Ehlinger, and Y. Lesty. 1991. Biofilm detachment mecha-

- nisms in a liquid-fluidized bed. *Biotechnol. Bioeng.* **38**: 499-506.
5. Costerton, J.W., A. Lewandowski, D. DeBeer, D.E. Caldwell, D.R. Korber, and G. James. 1994. Biofilms, the customized micro niche. *J. Bacteriol.* **176**: 2137-2142.
6. Costerton, J.W. and P.S. Stewart. 2001. Battling biofilms. *Sci. Am.* **285**: 74-81.
7. Dalton, H.M., L.K. Poulsen, P. Halasz, M.I. Angles, A.E. Goodman, and K.C. Marshall. 1994. Substratum-induced morphological changes in marine bacterium and their relevance to biofilm structure. *J. Bacteriol.* **176**: 6900-6906.
8. Eisenmann, H., I. Letsios, A. Feuchtinger, W. Beisker, E. Mannweiler, P. Hutzler and P. Arnz. 2001. Interception of small particles by flocculent structures, sessile ciliates, and the basic layer of a wastewater biofilm. *Appl. Environ. Microbiol.* **67**: 4286-4292.
9. James, G.A., D.R. Korber, D.F. Caldwell, and J.W. Costerton. 1995. Digital image analysis of growth and starvation responses of a surface-colonizing *Acinetobacter* sp. *J. Bacteriol.* **177**: 907-915.
10. Kuhl, M. and B.B. Jorgensen. 1992. Microsensor measurements of sulfate reduction and sulfide oxidation in compact microbial communities of aerobic biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* **58**: 1164-1174.
11. Larsen, T.E. and P. Harremoës. 1994. Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors. *Water Res.* **28**: 1443-1452.
12. Lawrence, F.R., D.R. Korber, B.D. Hoyle, J.W. Costerton, and D.E. Caldwell. 1991. Optical sectioning of microbial biofilm. *J. Bacteriol.* **173**: 6558-6567.
13. Lee, Y.N., J.H. Lee, H.J. Cho, E.J. Shin, J.W. Park, and J.H. Park. 1999. Characterization for *Campylobacter* newly isolated from swine gastric mucosa. *J. Microbiol. Biotechnol.* **9**: 778-783.
14. Martin, R.F., E.J. Bouwer and L.M. Hanna. 1992. Application of clean-bed filtration theory to bacterial deposition in porous media. *Environ. Sci. Technol.* **26**: 1053-1058.
15. Moat, A.G., J.W. Foster, and M.P. Spector. 2002. Microbial physiology. 4th edition. pp 371-382. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons, Inc. New York.
16. Møller, S., A.R. Pederson, L.K. Poulsen, E. Arvin, and S. Molin. 1996. Activity and three-dimensional distribution of toluene-degrading *Pseudomonas putida* in a multispecies biofilm assessed by quantitative in situ hybridization and scanning confocal laser microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**: 4632-4640.
17. Na, B.K., B.I. Sang, D.W. Park and D.H. Park. 2005. Influence of electric potential on structure and function of biofilm in wastewater treatment reactor: bacterial oxidation of organic carbons coupled to bacterial denitrification. *J. Microbiol. Biotechnol.* **15**: 1221-1228.
18. Okabe, S., T. Itoh, H. Satoh, and Y. Watanabe. 1999. Analyses of spatial distributions of sulfate-reducing bacteria and their activity in aerobic wastewater biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* **65**: 5107-5116.

19. Park, D.H. and J.G. Zeikus. 2003. Improved fuel cell and electrode designs for producing electricity from microbial degradation. *Biotechnol. Bioeng.* **81**: 348-355.
20. Stewart, P.S., W. Wattanakaroon, L. Goodrum, S. M. Fortun and B.R. McLeod. 1999. Electrolytic generation of oxygen partially explains electrical enhancement of tobramycin efficacy against *Pseudomonas aeruginosa* biofilm. *Antimicrob. Agent Chemother.* **43**: 292-296.
21. Stoodley, P., D. deBeer, and H.M. Lappin-Scott. 1977. Influence of electric fields and pH on biofilm structures as related to the bioelectric effect. *Antimicrob. Agent Chemother.* **41**: 1876-1879.
22. van der Borden, A.J., H. van der Werf, H.C. van der Mei, and H.J. Busscher. 2004. Electric current-induced detachment of *Staphylococcus epidermidis* biofilm from surgical stainless steel. *Appl. Environ. Microbiol.* **70**: 6871-6874.
23. Weliman, N., S.M. Fortun, and B.R. McLeod. 1996. Bacterial biofilms and the bioelectric effect. *Antimicrob. Agent Chemother.* **40**: 2012-2014.
24. Xu, K.D., P.S. Stewart, F.Xia, C.T. Huang, and G.A. Mcfeters. 1998. Spatial physiological heterogeneity in *Pseudomonas aeruginosa* biofilm is determined by oxygen availability. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**: 4035-4039.

(Received Dec. 11, 2006/Accepted Mar. 20, 2007)