韓國環境科學會誌 第4卷(第3號), 259~267, 1995
J. of the Korean Environmental Sciences Society

압력 및 용존산소 농도가 활성슬러지에 미치는 영향

양병수 · 신현무 · 정형숙 · 류동춘 · 윤종호* · 정병곤**

부산수산대학교 환경공학과, *School of Civil Eng., Purdue Univ. **군산대학교 해양환경학과
(1994년 11월 30일 접수)

Effects of Pressure and Dissolved Oxygen Concentration on the Activated Sludge

Byung-Soo Yang, Hyun-Moo Shin, Hyung-Sook Chung, Dong-Choon Ryou, Jong-Ho Youn* and Byung-Gon Jeong**

Dept. of Environmental Science and Engineering, National Fisheries University of Pusan, Pusan, 608-020, Korea
**School of Civil Eng., Purdue Univ. U.S.A.*
***Dept. of Marine Environment, Kunsan National University, Kunsan, 573-400, Korea*
(Manuscript received 30 November 1994)

Abstract

This study was conducted to evaluate the effects of pressure and dissolved oxygen concentration on the activated sludge and to determine the optimum depth of deep shaft process.

Some results from this study were summarized as follows.

1. It is considered that low sludge product in the activated sludge system maintaining high dissolved oxygen concentration is attributed to the increase of endogeneous respiration rate caused by the increase of aerobic zone in the sludge floc.
2. The increase of dissolved oxygen concentration does not affect to the increase of organic removal efficiency greatly and therefore the limiting factor is the substrate transfer into the inner part of floc.
3. The yield coefficient, Y is decreased in proportion to the increase of oxygen concentration. In this study, Y values arre ranged from 0.70 to 0.41 according to the variation of dissolved oxygen concentration from 18.0mg/ℓ to 258 mg/ℓ.
4. The optimum depth of deep shaft process should be determined within the limits of non-toxicity to the microorganism and it is about 100m in this study.

Key Words : dissolved oxygen concentration, activated sludge, yield coefficient, pressure.

1. 서 론

생물학적 폐수처리 공법은 폐수내에 존재하는 유기물중 미생물에 의해 분해 가능한 물질을 미생물을 이용하여 제거시키는 방법으로서 현재 활성슬러지 공법이 가장 널리 이용되고 있다. 그러나 재래식 활성슬러지 공법은 최종 침전지에서의 고-액분리의 어려움과 폭기조내 산소공급의 제한으로 말미암아 폭기조내 고형물 농도를 5,000mg/ℓ 이하로 제한하고 있다(조광명외, 1977; Metcalf and

Eddy, 1979).

이러한 활성슬러지 공법의 변법으로 순산소 활성슬러지 시스템(Pure oxygen activated sludge system)이 개발되었다. 순산소 활성슬러지 시스템에서는 활성슬러지 공법에 비해 반응조내 고형물 농도를 높일 수 있어 반응속도를 증대시킴은 물론 잉여슬러지 생산량을 감소시킬 수 있는등 많은 장점을 지니고 있지만(Benefield *et al.*, 1977), 이러한 순산소 활성슬러지 시스템중 개방형은 산소 공급 비용이 많이 들며, 폐쇄형은 산소 전달 효율을 증대시키기 위해 시스템을 밀폐시켜야 하는 단점은 물론 유기물의 분해 과정에서 발생하는 이산화탄소에 의한 pH 감소(Ramalho, 1983) 및 처리후 처리수의 고-액분리 문제점 등으로 실제 폐수처리의 적용에 많은 제한을 받아오고 있다(Benefield, *et al.*, 1977). 따라서 이러한 순산소 활성슬러지 시스템의 이점을 최대한 살릴 수 있는 대안으로 Deep shaft 활성슬러지 공법(이헌모외, 1988)을 들 수 있지만 이에 대한 연구는 미진한 상태에 있다. 특히 압력 및 용존산소가 미생물 생육에 미치는 영향은 Sato 등(1984)이 *Pseudomonas aeruginosa*에 대해서 연구한 바와 같이 순수 배양에서는 검토되었으나 활성슬러지와 같은 혼합 배양에서는 연구된 바 없으며 주기적 압력변화가 동반되는 Deep shaft process 조건에서의 연구는 전무한 상태에 있다. 용존산소 농도가 미생물 활성에 미치는 영향에 대한 평가에 있어서도 1953년 Barron(1953)이 용존산소는 미생물 대사에 필수적이나 높은 용존산소 농도는 미생물 생육에 저해를 주는 독성물질로 작용할 수 있다는 연구결과를 발표하였고, 1971년 Gottlief(1971)는 여러 학자들의 용존산소의 독성에 관한 연구 보고를 종합하여 그 독성의 영향을 더욱 확실하게 제시한 바 있으나 실제 폐수 처리장에 적용되는 미생물에 있어서 어느정도로 영향을 주는지에 대해서는 아직까지 평가된 바가 없다.

따라서 본 연구에서는 높은 용존산소 농도하에서 슬러지 발생량이 적은 이유를 규명하고 용존산소 농도의 증가에 따른 유기물 제거효율을 살펴봄으로서 Deep Shaft 공정에서와 같이 주기적 압력변화 상태하에서 증가된 용존산소가 미생물활성 및 설계인자에 미치는 영향을 검토 평가함에 그 목적을 두었다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험 장치

본 연구에서 사용된 실험장치는 Fig. 1에서와 같이 최대 허용압력이 100psi인 10 ℓ 용량의 무균여과장치(Stirifill Aseptic system : Millipore corp)를 반응조로 이용하였고 이를 전기진탕기 위에 얹어 반응이 완전 혼합상태에서 이루어지도록 하였다.

반응조내에 원하는 공기압을 유지시키기 위해서는 최대 토출압력이 6kg$_f$/cm^{2}인 공기압축기를 이용하였으며 반응조 공기주입구에는 체벨브를 사용하여 주입압력이 역누출 되는것을 방지하였고 배출구는 반응조 바닥까지 잠기도록 설치하여 시료채취시에는 부착된 볼밸브만 열어 시료를 채취할 수 있게 하였다. 또한 내압을 실험목적에 따라 일정하게 유지되도록 하여 최대 10kg$_f$/cm^{2}까지 나타내는 압력계를 부착하여 실험하였다.

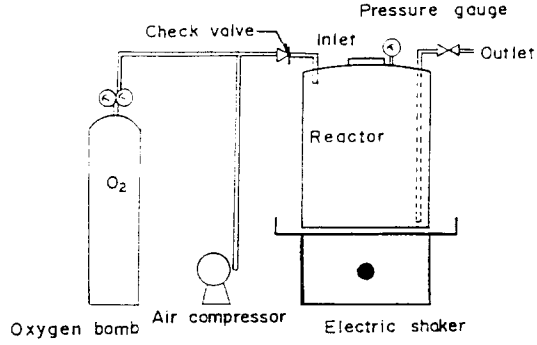

Fig. 1. Schematic diagram of experimental unit.

본 연구에 사용된 미생물은 음료수 제조공장 폐수처리장의 반송라인에서 채취한 활성슬러지를 No.42 mesh체로 걸러 협잡물을 완전히 제거한 후 실험실에서 사용기질에 순화시킨 후 사용하였다.

미생물 순화는 용량 75l의 아크릴조에 모세포를 넣은 후 본 실험에 사용할 합성폐수를 주입시키면서 fill & draw 방식으로 약 1주일간 순화시켰는데 이때 유기물 부하는 F/M비 0.3kgCOD/kgMLSS.d로 유지시켰으며 완전히 순화되었다고 판단되었을때 Table 1에서와 같은 조건하에서 실험을 시작하였다.

Table 1. Summary of operating conditions in the reactor

Parameters	Range of values
Temperature(℃)	20 - 22
pH	6.8 - 7.5
F/M(kgCOD/kgMLSS.d)	0.75 - 1.16
HRT(Hr)	12

2.2. 운전방법.

본 연구는 실험 I과II로 구분하여 실시하였다.

1) 실험 I

실험I은 주기적 압력변화 상태하에서 증가된 용존산소가 미생물 활성및 설계인자에 미치는 영향을 검토하기 위하여 2, 3, 4, 5 및 6기압 하에서 각각 12시간동안 반응시켰다.

반응조내 초기 MLSS 농도는 3,000mg/ℓ로 하였으며 pH는 $NaHCO_3$를 투입하여 pH 7.5로 조정하였다. 초기 유기물부하는 순산소 활성슬러지 공법에서 유지 가능한 F/M비인 1kgCOD/kgMLSS.d로 하였다.

반응조 운전은 순화된 미생물 4 liter를 반응조에 넣고 초기 유기물 부하를 맞추어준 후 뚜껑을 닫고 각 실험조건에 해당하는 압력을 가한 후 교반시키면서 매시간 반응조 뚜껑을 열어 압력을 해체시킨 후 다시 압력을 가하는 방식을 사용하여 주기적인 압력변화를 주었다. 또한 압력 해체시마다 혼합액을 잘 저어 pH감소를 유발하는 이산화탄소의 축적을 최대한 줄였으며 다시 압력을 가하기 전에 pH를 실험조건에 맞도록 재 조정하였다. 시료의 채취는 매시간 압력해체시 마다 채취하였으며 시료 채취후 MLSS는 즉시 분석하였고 SCOD는 여과된 용해상태의 시료를 4℃ 냉장고에 보관하였다가 12시간 이내에 분석하였다.

2) 실험 II

실험II는 고농도의 용존산소가 미생물활성 및 설계인자에 미치는 영향을 검토하기 위해 순산소와 공기와의 혼합기체를 사용하였다. 모든 실험조건은 실험I과 동일하며 다만 동일 압력하에서 반응조내의 용존산소 농도를 변화시키기 위해 먼저 공기압축기를 이용하여 압력을 가한 후 순산소로 6기압까지 가하는 방식을 택하였다. 이때 혼합비는 0:100, 20:80, 40:60, 60:40, 80:20 그리고 100:0으로 하였으며 운전중 매시간 마다 실험I과 동일한 절차로 압력을 해체시킨 후 pH조정 및 이산화탄소를 방출시킨 다음 다시 본 실험에 대한 각 혼합비로 압력을 가하는 주기적 압력 변화 방식을 채택하였다.

3) 시료 조제 및 분석방법

본 실험에 사용된 시료는 합성 폐수로서 S-COD 3,000mg/ℓ가 되도록 Table 2와 같은 조성으로 조제하였다. 그리고 본 실험의 모든 분석방법은 Standard Methods(APHA, AWWA, WPCF, 1992)에 따랐으며 이에 사용된 방법과 실험기기는 Table 3과 같다.

Table 2. Composition of the synthetic wastewater

Constituents	Concentration	Sources
Glucose	3.0g	Carbohydrate
KH_2PO_4	0.5g	Phosphate, pH buffer
$Na_2HPO_4.12H_2O$	1.0g	"
NH_4Cl	1.8g	Nitrogen
$MgSO_4.7H_2O$	0.3g	Trace Metal
$CaCl_2.7H_2O$	10mg	"
Tap Water	to 1 liter	

Table 3. Analytical methods and instruments

Item	Unit	Method and instruments
S-COD	mg/l	potassium dichromate reflux method
MLSS	"	Vacuum filtration(Glass fiber filter type A/E,Gelman Instrument co.)

3. 결과 및 고찰

3.1. 압력 증가에 따른 용존산소의 영향

실험 I 의 운전방법에 의해 운전시킨 반응조의 유기물 제거율 및 미생물 증식량 자료를 이용하여 구한 Y, Ke, K값은 Table 4와 같으며 이를 그림으로 도시하면 Fig. 2와 같다.

압력 변화에 따른 용존산소 농도의 변화는 Kretschmer & Wagner(1980)가 제안한 가설에 근거해서 계산된 값이다.

Table 4. Comparison of design parameter depending on the pressure

Parameter / P(atm)	D.O (mg/l)	Y	Ke (day^{-1})	K (l/gm-hr)
2	18.00	0.70	0.05	0.036
3	27.16	0.69	0.10	0.038
4	36.33	0.66	0.17	0.039
5	45.49	0.65	0.22	0.048
6	54.60	0.61	0.25	0.047

용존 산소 농도 증가에 따른 미생물 합성계수, Y값은 0.70에서 0.61로 미미하게 나마 감소되기는 하나 평균 0.66으로 거의 일정한 값을 나타내고 있다. 이러한 값들은 Sato 등(1984)이 보고한 용존산소 7.5mg/ℓ에서 0.43, 36mg/ℓ에서의 0.39에 비해서는 상당히 큰 값이나 여러가지 산업폐수에 대해서 상압하에서 구한 Y값의 범위인 0.32~0.69의 범위(Patterson *et al.*, 1970)에 들고 있다. Sato 등(1984)의 연구에 의하면 미생물 합성계수는 압력의 변화에 영향을 받지 않는다고 보고되어 있는데 본 연구에서도 압력변화에 따른 용존산소 농도변화는 유기물의 합성계수에 크게 영향을 끼치지 못하고 있음을 알 수 있다.

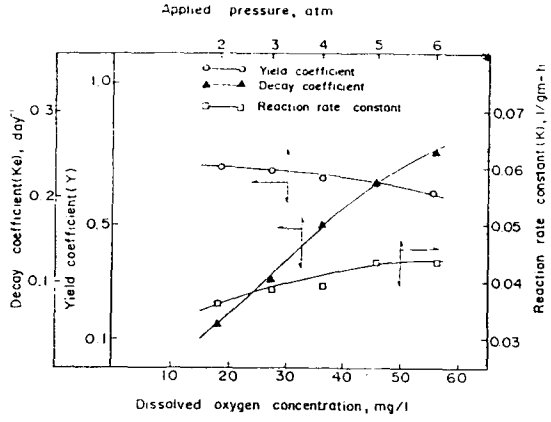

Fig. 2. Variation of Y, Ke and K values in conjunction with the changes of the pressures and/or dissolved oxygen concentratins.

내생호흡에 의한 미생물 분해계수 Ke는 2기압, 용존산소 농도 18mg/ℓ에서는 Benefield 등(1979)이 보고한 상압에서 공기 폭기시 얻은 $0.027day^{-1}$이나 Lawrence 등(1975)이 보고한 $0.05\sim0.1day^{-1}$ 등과 잘 일치하며 6기압 용존산소 농도 54.6mg/ℓ 하에서 얻은 Ke값은 Williamson & Nelson(1981)이 순산소를 이용해 행한 실험에서 활성미생물(active biomass)을 기준으로 구한 $0.3day^{-1}$보다는 약간 작은 값을 나타내고 있다. Ke값은 Y값과는 달리 용존산소의 증가에 따라 거의 직선적으로 증가하는 경향을 나타내었는데 Deep shaft 공정과 상압하의 활성슬러지 공정의 Ke값을 비교한 이 등(1988)의 연구에서도 Deep shaft 공정에서 Ke값은 0.277로 상압하의 0.137에 비해 거의 배 이상 크게 나타나는 것으로 나타나 본 연구의 결과와 일치되는 경향을 보이고 있다. 이는 Chapman 등(1976)이 제시한 무산소 핵이론(anoxic core theory)을 근거로 할 때 가압상태하에서 플록 주위의 증가된 용존산소 농도가 플럭 내부로의 용존산소 확산을 증가시켜 플럭내의 호

기성 영역이 증가되며 따라서 느린 내생호흡을 하는 혐기성 및 비활성 미생물을 호기성 상태에 있게 함으로써 내생호흡을 증가시켜 단위 VSS당 단위시간에 감소되는 폭이 커짐으로 나타난 결과로 생각된다. 이는 용존산소 농도 증가에 따른 미생물의 비활성도를 ATP로 측정한 Williamson & Nelson(1981)의 연구 결과와도 일치하는데 이들은 용존산소 농도를 변화시키면서 각 정상상태하에서 미생물중의 ATP를 측정해 본 결과 용존산소 농도를 2mg/ℓ에서 15mg/ℓ까지 증가시킴에 따라 비활성도가 2배정도 증가하였고 이를 정점으로 그 이후로는 거의 일정한 값을 나타낸다고 보고하였다. 따라서 이러한 연구결과를 근거로 할 때 일반적으로 운전되고 있는 활성슬러지 플럭의 내부에는 혐기성 영역이 존재하고 있으며 혼합액내 용존산소 농도 증가는 활성슬러지 플럭내의 용존산소의 침투 깊이를 증가시켜 슬러지의 자산화율을 증대시키고 이러한 결과는 순산소 활성슬러지 공법이나 Deep shaft 활성슬러지법에서 슬러지 발생량이 적게되는 한 인자가 됨을 알 수 있다. 한편 용존산소 변화에 따른 반응속도 상수 K값의 변화 경향을 보면 용존산소 농도 18mg/ℓ에서 45.49mg/ℓ까지는 용존산소 농도 증가에 따라 증가하는 경향을 보이다가 그 후부터는 용존산소 농도에 무관하게 0.04~0.048l/gm-hr로 일정한 값을 유지하고 있음을 알 수 있다. 이는 높은 유기물 농도에서는 전술한 바와 같이 용존산소 농도의 증가가 미생물 플럭내 호기성 영역을 확장시켜 단위 VSS당 활성화된 미생물량을 증가시킴으로 인해서 나타난 결과로 생각된다. 따라서 일정 유기물 부하에서 일정 VSS를 유지하면서 운전되는 활성슬러지 시스템에서 폭기조의 용존산소농도를 증가시키면 활성화된 미생물량이 증가하고 결국 F/M비가 감소하여 더 낮은 유출수 농도를 얻을 수 있게 된다는 것을 알 수 있다. 이는 일정 유출수 농도를 얻는데는 높은 용존산소가 유지되는 시스템에서 더 높은 유기물 부하를 유지할 수 있다는 Williamson & Nelson(1981)의 연구 결과와도 일치한다. 그러나 용존산소 농도의 증가에 따른 K값의 증가율은 비교적 완만하며 어느 단계에서 거의 일정한 수치를 보이고 있음을 Fig. 2를 통해

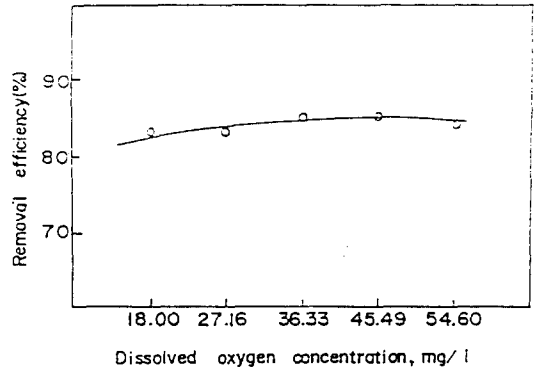

Fig. 3. Effect of removal efficiency on the dissolved oxygen(HRT 12hr)

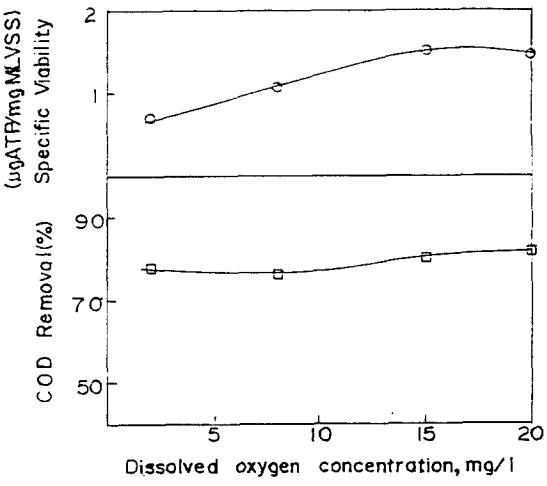

Fig. 4. COD removal and specific viability as a function of steady-state D.O level($\theta c = \theta = 1$ day).

알 수 있다. 본 실험에서 용존산소 농도 증가에 따른 유기물 제거효율 변화는 Fig. 3과 같으며 Williamson & Nelson(1981)의 연구 결과는 Fig. 4와 같은데 이 결과에 따르면 용존산소 농도 증가에 따라 미생물의 비활성은 큰 폭으로 증가하고 있지만 그 활성도에 비례해야 할 유기물 제거효율은 상당히 완만한 증가를 하고 있음을 알 수 있다. 이러한 현상은 용존 산소 농도의 플럭내로의 침투로 미생물이 호기성 상태로 존재하면서 활성도는 증가하고 있지만 용존산소의 침투율 만큼의

유기물의 침투는 이루어지지 않고 있음을 알 수 있다.

이러한 이유는 플럭 주위의 유기물 농도가 낮으면 낮을수록 유기물이 플럭내로 침투되는 깊이가 낮게 됨으로서 일어나는 결과로 생각된다. 따라서 아주 낮은 유기물 농도에서 운전되는 시스템에서는 유기물 제거율 및 제거속도에 있어서 용존산소 농도의 영향은 비교적 적게 나타날 것이다. 이상의 연구결과를 토대로 할 때 일반적인 활성슬러지 공법에서 용존산소 농도의 증가는 유기물 제거속도에는 큰 영향을 주지 못하는데 이는 플럭내로의 유기물의 침투가 제한 인자로 작용하고 있음을 알 수 있고 높은 용존산소 농도에서 운전되는 활성슬러지 공법에서 슬러지 생성량 감소는 Y값의 감소보다는 활성슬러지 플럭내로의 용존산소의 침투 증가로 호기성 영역이 증대됨에 따라 내생호흡율이 증대되는 결과로 판단된다.

3.2. 고농도 용존산소의 독성영향

6기압 영향하에서 순산소와 공기를 이용하여 혼합비를 달리하여 회분식 실험을 하였을때의 동력학 상수값과 용존산소 농도치는 Table 5와 같다. 각 기압하에서 용존산소 농도치는 Kretschmer & Wagner(1980)가 제안된 가설에 근거하여 계산한 값이다.

Table 5에서 알 수 있듯이 용존산소 농도 54.22mg/ℓ에서 Y값은 0.61인데 비하여 용존산소 농도가 4배나 높은 258mg/ℓ에서는 0.41로 용존산소 농도 증가에 비해 합성계수 Y는 다소 미미한 감소경향을 보이고 있다. Table 4. 및 Table 5.에 제시된 Y값의 자료를 용존산소 농도 및 압력변화에 따라 하나의 그래프에 나타내면 Fig. 5과 같다.

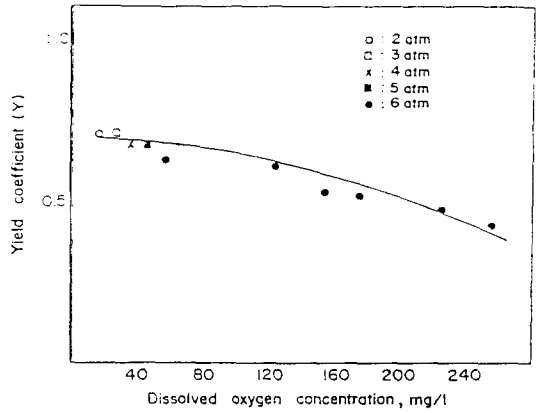

Fig. 5. Effect of dissolved oxygen concentrations and pressure changes on yield coefficients.

이 그림에서 알 수 있는 바와 같이 미생물 합성계수 Y는 압력과는 무관한 관계를 보이고 있으나, 용존산소 농도의 변화에 따라서는 점차 감소하는 경향을 나타내고 있다. 한편 Ke값은 용존산소 농도 54.22mg/ℓ에서 0.25day^{-1}였으며 용존산소 농도를 증가시킴에 따라 오히려 감소하는 경향을 보이고 있다. Table 4와 5에서의 Ke값을 용존산소 농도변화에 대해 종합하여 그래프로 그리면 Fig. 6과 같다.

Table 5. Comparison of design parameter depending on the mixing ratio of air and oxygen

Parameter / Mixing ratio(Air : O_2)	p* (atm)	Cal.D.O** (mg/ℓ)	Y	Ke (day^{-1})	K (ℓ/gm-hr)
5 : 0	1.26	54.22	0.61	0.250	0.047
4 : 1	2.84	122.22	0.60	0.040	0.045
3 : 2	3.63	156.17	0.53	0.070	0.021
2 : 3	4.42	190.12	0.51	0.070	0.150
1 : 4	5.21	224.00	0.47	0.079	0.016
0 : 5	6.00	258.00	0.41	0.087	0.016

* : Partial pressure of oxygen.
** : Calculated dissolved oxygen concentration.
note) 20℃, Henry's law constant = 4.01×10^{-4}, $\bar{p}$ = 0.97

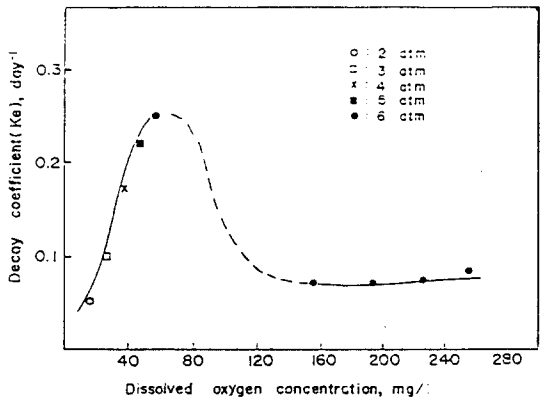

Fig. 6. Effect of dissolved oxygen concentrations and pressure changes on decay coeffcients.

이 그림에서 알 수 있듯이 Ke값은 용존산소 농도 증가에 따라 증가하다가 어느 정도 이상으로 용존산소 농도를 높이면 크게 감소하는 경향을 볼 수 있다. 이러한 현상의 원인이 여러 학자들 (Barron, 1953; Gofflief, 1971)이 설명한 높은 용존산소농도에서 나타나는 산소의 독성인지는 평가할 수 없으나 Fig. 7에 나타낸 용존산소농도 변화에 따른 유기물 제거효율과 관련지어볼 때 혼합율이 5:0(용존산소 농도가 54.22mg/ℓ)에서 4:1(용존산소농도 122,22mg/ℓ)로 바뀌면서 유기물 제거효율이 63%로 갑자기 감소하는 것으로 보아 용존산소 농도가 미생물의 활성에 저해요소로 작용하고 있다는 것을 알 수 있다. 하지만 용존산소 농도

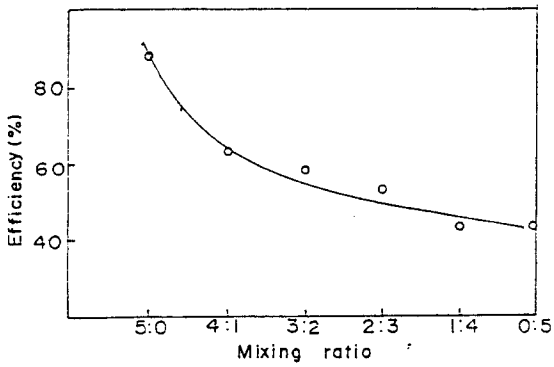

Fig. 7. Effect of substrate removal efficiency on the mixing ration of air and oxygen(HRT 12hr).

258mg/ℓ에서도 Ke 값은 0.08day^{-1} 수준의높은 미생물 분해 계수를 나타내었으며 이는 Fig. 2에서 볼 때 용존산소 농도 약 23mg/ℓ에 해당되는 값이다.

한편 K값은 용존산소 농도 54.22mg/l에서 0.047l/gm-hr인데 비해 용존산소 농도 258mg/l에서는 0.0157l/gm-hr로 나타나 용존산소 농도 증가에 따라 반응속도 상수는 감소하는 경향을 보이고 있다. Table 4와 5의 K값을 용존산소농도 변화에 따른 그래프로 나타내면 Fig. 8과 같다.

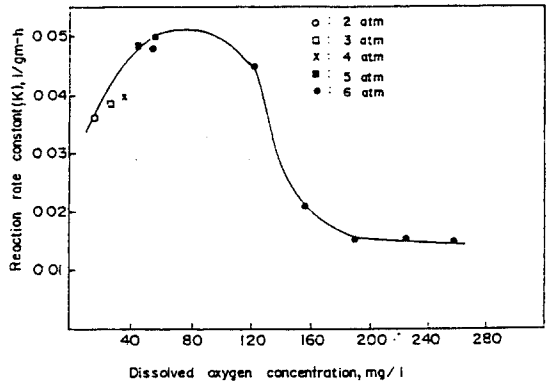

Fig. 8. Effect of dissolved oxygen concentrations and pressure changes on reaction rate constants.

이 그림에서도 Ke값의 용존산소 농도 변화에 따른 변화 경향과 같이 비교적 저농도에서는 용존산소 농도의 증가에 따라 K값이 증가하다가 어느 한계 이상으로 용존산소 농도를 높이면 크게 감소하는 경향을 볼 수 있다. 이러한 현상은 고농도의 용존산소 농도하에서 미생물 생육에 저해를 보였다는 Gottlief(1971)와 Barron(1953)의 연구결과와 잘 일치되는 현상으로 Deep shaft를 이용한 폐수처리에 있어서도 수압을 이용한 용존산소 농도를 높일 목적으로 지하로 폭기조 깊이를 무한정 깊게 할 수 없고 한계가 있음을 알 수 있다. 따라서 압력의 변화가 미생물 생육에 큰 저해인자가 아니라면 용존산소 농도 증가에 따른 독성영향을 근거로 폭기조 깊이의 한계를 결정하는 것이 바람직함을 알 수 있다. Table 6은 Table 4와 5의 산소분압의

Table 6. Variations of Y, Ke and K values in conjunction with water depth calculated from air pressure

Partial pressure of oxygen (atm)	Calculated D.O in Liquid (mg/l)	Yield coeff. (-)	Decay coeff. (day^{-1})	Reaction rate const. (l/gm-hr)	Total pressure of air (atm)	Depth* (m)
0.42	18.00	0.70	0.05	0.036	2	20.7
0.63	27.16	0.69	0.10	0.038	3	31.0
0.84	36.33	0.66	0.17	0.039	4	41.3
1.05	45.49	0.65	0.22	0.048	5	51.7
1.26	54.60	0.61	0.25	0.047	6	62.0
2.84	122.22	0.60	0.04	0.045	13.5	139.6
3.63	156.17	0.53	0.07	0.021	17.3	178.7
4.42	190.12	0.51	0.07	0.015	21.0	217.0
5.21	224.00	0.47	0.08	0.016	24.8	256.2
6.00	258.00	0.41	0.09	0.016	28.0	289.3

* : Depth of deep shaft(=water depth) from hydraulic pressure

자료를 21.0% 산소를 포함하고 있는 공기의 압력으로 환산한 후 이에 상당하는 Deep shaft 깊이로 적용하였을 때의 값을 나타낸 것이다. Deep shaft process에서 용존산소 농도가 제일 높은 곳은 조내 최하부지점이므로 여기서 독성영향이 나타나지 않는 용존산소 농도를 유지할 수 있는 깊이로 설계하는 것이 적절한 것으로 판단된다.

Fig. 9에서는 용존산소 변화에 따른 미생물 분해계수 및 반응속도상수의 감소현상을 Deep shaft 깊이에 따라 평가하였다. Y값은 용존산소 농도 증가에 따라 그 변화폭이 크게 나타나고 있지 않아 제한인자가 될 수 없었으므로 변화폭이 큰 Ke값 및 K값을 근거로 평가하여야 한다. Deep shaft 공법의 특징이 유기물 제거속도를 증대시켜 폭기조의 용적을 감소시키고 또한 잉여슬러지의 생산량을 감소시키는데 그 목적이 있으므로 Ke값 및 K값이 최대치가 되는 깊이를 결정하여야 할 것이다.

Fig. 9에서 이들 두 값이 최대치가 되는 지점은 Deep shaft 깊이가 절대압력 약 11기압인 100m 정도인 것을 알수 있다. 따라서 Deep shaft 활성슬러지 공법의 한계 깊이는 용존산소의 독성이 미치는 한계범위를 고려할때 약 100m 정도로 추정할 수 있다. 그러나 용존산소 농도의 변화에 대한 미생물의 순화가 이루어 진다면 다소 더 깊은 깊이에서도 운전할 수 있을 것으로 예상된다.

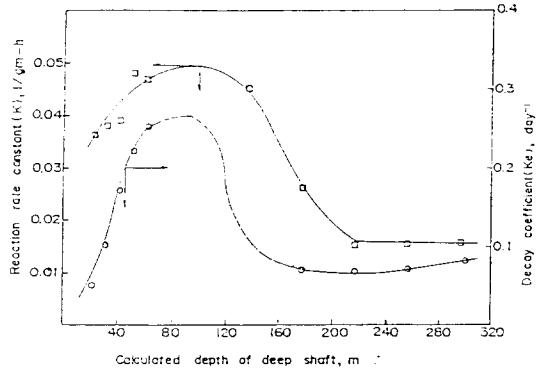

Fig. 9. Variations of Ke and K values on the calculated depth of deep shaft(water level).

4. 결 론

공기 및 순산소를 이용해 주기적인 압력변화하에서 설계인자를 도출, 상호 비교한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. 높은 용존산소로 유지되는 활성슬러지 시스템에서 슬러지 생산량이 적은 가장 큰 이유는 슬러지 플럭내의 호기성 영역의 증대에 따른 내생호흡율의 증가에 기인하였다.

2. 활성슬러지 시스템의 제한인자는 플럭에로의 유기물 확산이므로 용존산소 농도의 증가 자체는 유기물 제거효율에 크게 영향을 주지 못하였다.

3. 용존산소 농도의 증가에 따라 합성계수, Y는

낮은 율로 감소하고 Ke 및 K값은 용존산소 농도 90mg/ℓ 부근까지는 점차 증가하다가 그 이상의 농도에서는 감소하는 경향을 보였다.

4. Deep shaft process의 최적 깊이 결정은 슬러지의 활성에 용존산소의 독성이 미치지 않는 범위내에서 결정하여야 하며 본 연구에서의 최적 깊이는 약 100m 정도로 추정할 수 있다.

참고문헌

이헌모 · 정병곤 · 양병수, 1989, Deep shaft 활성슬러지 공정에 의한 폐수처리, 한국수질보전학회지, Vol.5, No.1. 1989. pp.20-29.

조광명 외, 1977, 활성슬러지 폐수처리 시설의 설계에 관한 연구, 대한토목학회지, 제25권.

APHA, AWWA, WPCF, 1992, Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA, AWWA, WPCF, 18th, Ed.

Barron, E.S.G., 1953, Texas, Rep. Biol. Med., 11, pp.653-670.

Benefield, L.D., C.W. Randall and P.H. King, 1977, The effect of high pure oxygen on the activated sludge processes. JWPCF, Feb., pp.269-279.

Chapman, T.D., *et al.* 1976, Effect of high dissolved oxygen concentration in activated sludge system. JWPCF, 48, 11, pp.2486.

Gottlief, S.F., 1971, Effect of hyperbaric oxygen on microorganism. annu. review microbial, 25, pp.111-152.

Kretschmer A., and F. Wager, 1980, Influence of hyperbaric. oxygen tension on growth parameter of Candida Tropicalic and Rhodoceus erythropolis. European J. Appl. Microbial Biotechnol., 10, pp.41-49.

Lawrence, A.W., 1975, Modeling and simulation of slurry biological reactors; in mathematical modeling for water pollution control, ed. by Thomas Keinath and Martin Wanielista, Ann. Arbor Science Publishers, Inc. Ann. Arbor. Mich.

Metcalf and Eddy, 1979, Wastewater engineering treatment/disposal/reuse, McGraw-Hill, pp.424-485.

Patterson, J.W., H.E. Allen and J.J. Scala, 1970, Measurment and significance of Adenosine Triphosphate in activated sludge. Environ. Sci. and Technol., 4, pp.569.

Ramalho, R.S., 1983, Introduction to wastewater treatment processes, 2nd Ed., pp.272.

Sato, S.S., Mukataka, H. Kataaka and J. Takahashi, 1984, Effects of pressure and dissolved oxygen concentrations on growth of *Pseudomonas aeruginosa,* J. Ferment, Technol, 62, 1, pp.71-75.

Williamson, K.J. and P.O. Nelson, 1981, Influence of dissolved oxygen on activated sludge viability. JWPCF, 53, 10, pp.1533-1540.