

기존 활성슬러지 공정의 MBBR 공정 적용가능성 평가

박운지[†] · 이해승^{*} · 이찬기 · 김성근^{**}

강원대학교 환경공학과

^{*}강원도립대 환경시스템과

^{**}포스코 건설 환경기술팀

Application of MBBR Process in the Activated Sludge Process

Woon-Ji Park[†] · Hae-Seung Lee^{*} · Chan-Ki Lee · Sung-Gun Kim^{**}

Department of Environmental Engineering, Kangwon National University

^{}Department of Environmental System, Gangwon Provincial University*

*^{**}Posco Engineering & Construction Co., Ltd. Environment Engineering Team*

(Received 10 June 2004, Accepted 18 August 2004)

Abstract : The objective of this study is to evaluate the possibility to apply the Moving Bed Biofilm Reactor(MBBR) in the activated sludge treatment process with existing aerobic HRT. Optimal operation conditions were assumed according to the analysis of organic matter and nutrients removal efficiencies depending on loading variations. The process was operated under different conditions: RUN I(HRT=7.14hr, I · R=100%), RUN II(HRT=6.22hr, I · R=100%), RUN III(HRT=6.22 hr, I · R=150%), RUN IV(HRT=6.22hr, I · R=200%), the TBOD removal efficiencies are 88%, 88.5%, 94.6%, 97.6%, respectively. Overall TSS removal efficiency is 90%, and it is increasing in RUN IV. In the case of Nitrogen, the highest removal efficiency of 90% was observed in RUN III and RUN IV, Nitrification and Denitrification rates are 0.013-0.016 kg NH₃-N/kg Mv-d and 0.009-0.019 kg NO₃/kg Mv-d, respectively. Phosphorus removal efficiencies are 89.6% in RUN I, 91.5% in RUN II, 84.3% in RUN III, and 76.4% in RUN IV. The process under shorter SRT yields better performance in terms of phosphorus removal. It was noticed that to achieve the effluent phosphorus concentration of less than 1 mg/L and removal efficiency higher than 80%, SRT should not be longer than 10 days. Experimental result shows that HRT of 6.22 hours is suitable for this treatment process, and, as a result, the aerobic reactor including moving media and DO depletion tank have a sufficient effect to the process performance.

keywords : Moving Bed Biofilm Reactor(MBBR), Hydraulic Retention Time(HRT), Nitrification rate, Denitrification rate, Internal Recycle(I · R)

1. 서론

현재 국내의 가동중인 하수종말처리시설은 활성슬러지공법이 164개소로서 전체 하수종말처리장의 81.6%를 차지하고 있으며, 질소·인 제거가 가능한 고도처리시설은 전체 하수종말처리장의 18.4%인 37개소에서 운영되고 있다. 따라서, 현재 방류수 수질기준을 만족시키기 위해서는 기 운영되고 있는 활성슬러지 공정을 고도처리공정으로 전환 및 개조하거나 3차 처리공정을 도입하여야 한다. 이를 위한 방안으로는 부지나 인이 심각한 국내실정을 고려할 때 기존 활성슬러지 공정의 BNR(Biological Nutrient Removal) 공정으로의 전환 및 개조가 매우 효과적이면서도 경제성을 확보할 수 있는 처리공정의 대안이라고 할 수 있다(Kim et al., 2002).

하·폐수중에 포함된 질소 및 인을 제거하는 BNR 기술

로는 Bardenpho공법, A/O공법, A²/O공법, Phostrip공법, UCT공법, SBR공법, VIP공법 등이 있으며(Krichen et al., 1987), 각 공법의 장·단점을 보완한 여러 가지 신공법들이 국내에서도 속속 개발되고 있다. 특히, 국내에서 개발된 BNR 공법들 중 가장 많은 신기술들은 A²/O 계열이며, 최근에는 처리수의 수질을 보다 향상시키고, 안정적인 수질을 확보할 수 있는 처리기술 중의 하나로서 BNR 공법에 media를 결합한 부착성장(attached growth)의 생물막공법에 대한 연구가 여러 가지 장점으로 인해 활발하게 진행되고 있다.

생물막 공법은 여재(media)를 반응조내에 유지하기 위해 분리나 recycling을 위한 장치가 필요하며 원활한 유동 조건 확립의 어려움 등의 단점이 있으나, 부유 미생물만을 이용하여 오염물을 처리하는 대신 안정적으로 media에 고농도의 미생물을 부착 및 확보하여 오염물질을 처리함으로써 일반적인 부유성장 공법에 비해 처리효율이 높아 반응기 부피를 크게 줄일 수 있을 뿐만 아니라, 슬러지 팽화(bulking)

[†] To whom correspondence should be addressed.
parkwoonji@hanmail.net

현상을 사전에 방지할 수 있는 장점 등을 지닌 고효율 생물학적 처리공정이다. 특히, 유동상 여재(media)를 이용한 생물막공법은 공기를 이용하여 media를 유동시키므로 산소전달이 유리한 장점이 있다(Rusten, 1995;Kim, 1997).

일반적으로 활성슬러지공법의 포기조 체류시간은 6~8시간을 표준으로 운전되고 있다. 본 연구에서는 기존의 활성슬러지 공법의 고도처리공정으로의 전환시 부지소요, 시공 및 전환의 용이성, 경제성 등을 고려하여 기존의 활성슬러지 공정을 BNR 공정으로 전환하기 위한 방안으로 유동상 생물막공법(MBBR: moving bed biofilm reactor)을 이용하여 활성슬러지 공정의 포기조 체류시간에 맞추어 본 처리공정의 적용 가능성을 평가하고자 하였다. 또한, BNR 공정의 설계와 운전에 중요한 요소가 되는 유입수 성분분석을 통하여 공정설계를 위한 기초자료를 제공함은 물론, 온도 및 각종 부하변동에 따른 유기물질 및 영양염류의 제거효율을 파악하여 적정 운전조건을 제시하고자 하였다.

2. 실험장치 및 방법

본 연구에 사용된 실험장치는 1일 처리용량 200 m³ 이상인 Pilot Plant 규모의 BNR 공정으로 혐기조, 무산소조, 호기조, 내부순환수로 구성된 A²O 공정이다. 혐기조, 무산소조, 호기조의 용량은 각각 13.95 m³, 18.6 m³, 27 m³로 저류조와 침전조의 용량을 제외한 반응조의 총 용량은 59.55 m³이며 Fig. 1과 같다. 호기조 내에는 페타이어를 이

용한 재생 media(Bio-SAC media)를 15%(v/v)로 충전하여 운전하였으며, 호기조 내에 원통형 baffle을 설치하여 media의 유출을 방지하였다. 그리고 유입수 성분분석은 유입수의 성분 중 TCOD_{Cr}을 S_s, S_i, X_{ih}, X_s, X_i로 나누어 측정하였으며(Henze et al., 1995), 각 성분들은 respirometer를 이용한 OUR 측정과 batch 실험등을 통하여 산출하였다. Respirometer는 원통형의 4 L 반응조를 이용하였으며, 반응조내 산소공급은 blower와 diffuser를 설치하여 공급하였다.

본 실험장치 설치 후 약 3개월간(2001년 12월~2002년 2월까지)은 각종 기계 시설 적응 및 미생물 안정화 기간이었으며, 슬러지 식종후인 반응조 초기 운전기간동안에는 유기물(BOD, COD, SS)만을 측정하여 안정화 정도를 파악하였다. 초기 운전기간동안의 유기물 제거 효율은 전체적으로 60% 이하로 나타났으며, 80% 이상으로 나타난 비교적 안정적으로 정상상태에 접어들었다고 생각되는 250일(2002년 3월~2002년 11월)의 실험 결과치를 이용하여 유입유량과 반응율 변화에 따라 RUN I~IV의 4단계로 나누어 분석하였다. 유입유량은 1일 200 m³/d에서 230 m³/d로, 내부반송율은 유입 원수의 100~200%로 변화시켰으며, 슬러지 반송율은 50~60%로 운전하였다. SRT는 약 6~18일로, 반응조 수온은 약 5~25°C로 운전하였으며, 운전조건은 Table 1과 같다. 실험기간동안 본 연구에서 수행한 모든 분석은 수질오염공정시험법과 Standard method(APHA, 1995)에 준하여 실시하였다.

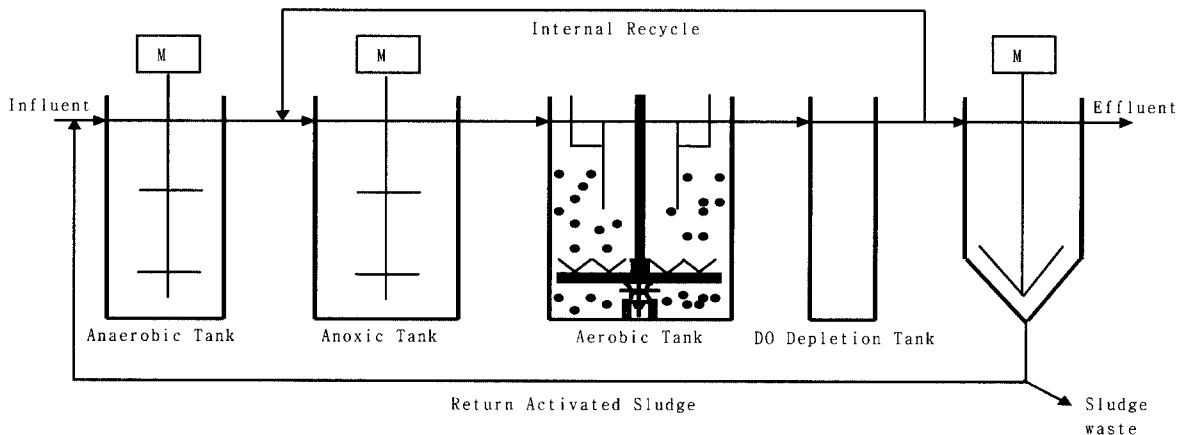


Fig. 1. Schematic diagram of the MBBR process.

Table 1. Operating conditions of the MBBR process

| Item | RUN I | RUN II | RUN III | RUN IV | |
|---------------------------------|---------|------------|-----------|------------|------------|
| Flow Rate (m ³ /day) | 200 | 230 | 230 | 230 | |
| Sludge Return Rate (%) | 50 | 50 | 50 | 60 | |
| Internal Recycling Rate (%) | 100 | 100 | 150 | 200 | |
| HRT (hr) | 7.14 | 6.22 | 6.22 | 6.22 | |
| SRT(day) | Range | 9.4 ~ 18.1 | 6.1 ~ 9.7 | 7.0 ~ 14.0 | 7.0 ~ 15.9 |
| | Average | 13.3 | 8.3 | 9.6 | 10.5 |

3. 유입 원수 성상

연구에 사용한 유입원수는 C시 소재의 하수종말처리장 1차 침전지의 유출수로서, 하수성상은 Table 2에 나타난 바와 같다. 이 자료는 약 250일 간의 Pilot Plant 운전 중 유입된 원수의 장기간 분석 결과로, 유입원수의 성상 중 BOD, SS, T-P의 농도는 하절기에 높아지는 경향을 나타내다가 강우로 인해 농도가 낮아져 변화폭이 매우 크게 나타났다. 그 외 TKN, NH₃-N 등은 계절에 따른 변화가 비교적 크지 않은 것으로 조사되었다. C/N비의 경우 BOD : TKN 비가 최소 4~5이상 되어야 질소와 인의 제거가 용이한데(Park, 2002), 본 실험에 사용된 유입원수의 경우 C/N비가 7이상으로서 유입수의 유기물 및 영양염류 농도는 연구수행에 있어 큰 지장이 없는 것으로 나타났다.

4. 결과 및 고찰

4.1. 유기물 성상분석

실험에 사용된 유입원수를 대상으로 유기물을 세분화하여 측정하였으며, 측정에 필요한 활성슬러지는 Pilot Plant의 호기조에서 채취하여 실험하였다. 본 실험은 동일 시료(평균 TCOD_{Cr} 218 mg/L)를 대상으로 18~20°C의 온도 조건에서 여러가지 batch test를 수행하였다.

1) S_s(쉽게 분해되는 유기물질)

Ekama(1986)가 제안한 Aerobic batch test에 따라 측정하

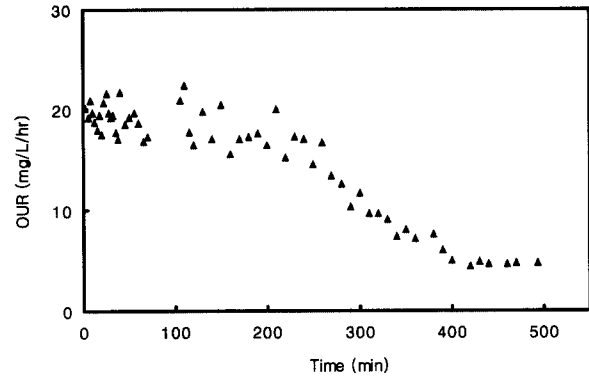


Fig. 2. OUR response in aerobic batch test for measuring the influent readily biodegradable TCOD concentration.

였으며, 대상하수를 폭기시켜 용존산소가 포화농도(7 mg/L 이상)에 도달하도록 한 후 내생호흡단계의 슬러지를 일정한 비율로 채워 시간에 따른 용존산소농도를 측정하여 OUR(Oxygen Uptake Rate)을 산정하였다. 시간에 따른 OUR값은 Fig. 2에 나타내었으며, Ekama (1986)가 제안한 식 (1)을 이용하여 계산된 값은 Table 3과 같다. 실험결과, 하수 중 쉽게 분해되는 유기물질의 분율은 실험에 사용된 유입수 평균 TCOD에 10% 정도를 차지하는 것으로 나타났다.

$$S_s = \frac{1}{(1 - Y_H)} \frac{\Delta O (V_{ml} + V_{uw})}{V_{uw}} \quad (1)$$

Table 2. Characteristics of the influent wastewater.

| Item | Conc. (mg/L) | |
|------------------------------------|---------------|---------|
| | Range | Average |
| TBOD ₅ | 81.0 ~ 285.0 | 187.6 |
| SBOD ₅ | 10.5 ~ 40.0 | 26.8 |
| TCOD _{Cr} | 160.0 ~ 520.0 | 315.2 |
| SCOD _{Cr} | 40.0 ~ 120.0 | 65.2 |
| TSS | 109.0 ~ 498.0 | 249.0 |
| TKN | 11.2 ~ 43.4 | 27.4 |
| NH ₃ -N | 7.0 ~ 30.2 | 20.7 |
| T-P | 3.1 ~ 12.7 | 6.2 |
| PO ₄ -P | 1.5 ~ 4.5 | 2.6 |
| Alkalinity | 100.0 ~ 228.0 | 149.7 |
| C/N ratio (BOD ₅ /TKN) | 3.5 ~ 12.9 | 7.4 |
| C/N ratio (COD _{Cr} /TKN) | 5.2 ~ 32.1 | 12.3 |

Table 3. Experimental results of aerobic batch test

| Wastewater | Activated Sludge | Y _H (gCOD/gCOD) | ΔO (mg/L) | S _s (mg/L) |
|------------|------------------|-------------------------------|-----------|-----------------------|
| Volume(mL) | Volume (mL) | | | |
| 2,000 | 750 | 0.65 | 5.53 | 21.7 |

ΔO : mass of oxygen utilized in SS consumption per liter batch mixture

V_{ww} : wastewater volume added to the batch test (L)

V_{ml} : activated sludge volume added to the batch test (L)

Y_H (heterotrophic yield coefficient)는 Kappler(1992)가 제안한 실험법을 이용하였으며, 회분식 반응기에 GF/C filter로 입자성분을 완전히 제거한 하수 2 L를 넣고 슬러지를 100 ml 넣은 후 폭기시키면서 시간에 따른 TCOD와 SCOD를 측정 후 식 (2)를 이용하여 Y_H 값을 산정하였다.

$$Y_H = \frac{\Delta_{cell} COD}{\Delta_{soluble} COD} \quad (2)$$

Cell COD = Total COD - Soluble COD

2) S_I (분해되지 않는 용존성 유기물질)

반응조로부터 후탈질기에서 2 L 정도를 채취하여 회분식 반응기에서 연속폭기시킨 후, 시간에 따른 SCOD(용존성 유기물질)를 연속 측정하여 더 이상 감소하지 않는 경우를 분해가 되지 않는 SCOD 성분으로 산정하였다. 실험결과 연속폭기시킨 후 약 10시간 이후에는 SCOD의 감소가 일어나지 않는 것으로 나타났으며, S_I (평균 11.7 mg/L)는 유입수 TCOD의 5.3%를 차지하는 것으로 조사되었다.

3) X_H (중속영양미생물)

Klapper(1992)가 제안한 방법에 따라 슬러지를 식종하지 않고 하수만을 넣어 OUR을 측정 후, 식 (3)을 이용하여 하수중의 X_H 값을 산정하였으며, Table 4에 나타내었다.

$$X_{H(t=0)} = \frac{R_{O_2}(t=0)}{\frac{1 - Y_H}{Y_H} \mu_{max} - (1 - f_p)b_H} \quad (3)$$

f_p : coefficient for the production of inert TCOD from endogenous respiration

f_p 는 Solfrank(1991)가 제시한 0.2를 사용하였으며, 내생 호흡계수 b_H 의 경우 Solfrank(1998)와 Wiesmann(1996)이 제시한 평균값 $0.2d^{-1}$ 를 사용하였다. 실험 결과 중속영양미생물은 유입수 TCOD의 약 19.6% 정도를 차지하는 것으로 조사되었다. μ_{max} (maximum growth rate on substrate)는 Ekama(1986)가 제안한 반응초기의 높은 OUR값에 비례하는 K_{ms} (maximum readily biodegradable substrate utilization rate)와 Y_H 의 곱으로 산정하였으며, K_{ms} 는 식 (4)로부터 구할 수 있다.

$$K_{ms} = \frac{1}{(1 - Y_H)} \cdot OUR_1 \cdot 24 \frac{V_{ww} + V_{ml}}{f_{av} X_V V_{ml}} \quad (4)$$

OUR₁ : initial high OUR (mgO/L)

X_V : MLVSS concentration (mg/L)

f_{av} : the active fraction of the MLVSS = $1.41(R_s)^{-0.53}$

R_s : sludge retention time(SRT)

4) X_S (천천히 분해되는 유기물질)

X_S 는 식 (5)로부터 계산하였으며, X_S 를 구하기 위해 회분식 반응기에서 하수를 20일 동안 연속폭기시킨 후 TCOD를 측정하였다. 천천히 분해되는 입자성 성분은 하수의 TCOD중 55.7%를 차지하는 것으로 조사되었다.

$$X_{S(t=0)} = COD(t=0) - S_{S(t=0)} - X_H(t=0) - (COD(t=20) - (0.2 \cdot X_H)) \quad (5)$$

5) X_I (분해되지 않는 입자성 유기물질)

X_I 는 유기물질에 대한 질량수지식 (6)을 이용하며, 앞에서 산정한 유기물질들의 각 성분들의 TCOD에 대한 평균 농도비를 이용하여 산정하였다. 분해가 되지 않는 입자성 물질의 농도는 TCOD 중 9.4%를 차지하는 것으로 나타났.

$$X_I = C_{TCOD} - (S_S + S_I + X_S + X_H) \quad (6)$$

하수처리장의 유입되는 하수의 TCOD 구성성분 분석 결과 분해 가능한 유기물질은 65.7%(S_S 10.0%, X_S 55.7%)로 나타나 Henze(1992)가 제시한 유기물질의 65%와 비슷한 값을 나타내었으며, 중속영양미생물 역시 TCOD의 19.6%로서 Henze(1992)가 제시한 20%와 유사하게 나타났다.

4.2. 유기물 제거

운전기간 동안 유입 및 유출수의 유기물 농도변화와 제거효율을 Fig. 3와 Fig. 4에 나타내었다. BOD의 경우 RUN I에서 RUN IV로 운전한 결과 각각 평균 88.0%, 88.5%, 94.6%, 97.6%의 제거효율을 보였으며, RUN I에서 RUN IV로 갈수록 제거효율이 증가하여 RUN IV의 유출수 농도의 경우 평균 5.4 mg/L로서 현행 특정지역 BOD 배출허용기준 농도인 10 mg/L를 충분히 만족시키는 것으로 나타났다. TSS의 경우 전체적으로 90% 이상의 높은 제거효율을 나타내었으며, RUN IV로 갈수록 제거 효율이 증가하는 것으로 나타났다. 이러한 결과를 고찰하여 볼 때 운전기간이 100일 이후에는 조사기간이 하절기로 수온이 상승하고, 유동상 media의 성능이 향상되어 수질이 양호해진 것으로 판

Table 4. Measured XH values from the experiment

| $R_{O_2}(t=0)$ (mg/L/d) | Y_H (gCOD/gCOD) | μ_{max} (d^{-1}) | f_p (gCOD/gCOD) | b_H (d^{-1}) | X_H (mg/L) |
|-------------------------|-------------------|--------------------------|-------------------|--------------------|--------------|
| 482 | 0.65 | 2.39 | 0.2 | 0.2 | 42.8 |

단되며, 이러한 현상은 수온이 20°C 이하로 하강한 운전 230일 이후에도 유동상 media의 양호한 성능으로 안정적 처리효율을 지속적으로 나타냈다. 또한, 유입수의 유기물 농도가 불규칙하게 변동함에도 불구하고 비교적 안정적인 유출수 농도를 보이는 것은 충격부하에 대하여 적응력이 강한 생물막 공정의 장점에 기인되는 것으로 판단된다.

각 운전별 SBOD 농도변화를 Fig. 5에 나타내었으며, 각 단계별 처리 효율 변화는 유사하게 나타나는 것으로 조사되었다. 유기물질의 대부분은 혐기조에서 62~74%가 제거되고 있는 것으로 나타났으며, 김(2002)이 A²O 공정에서의 유기물 각 단계별 처리 효율을 실험한 결과인 70%와 비슷한 경향을 나타내었다. 이는 2차 침전지에서 혐기조로의

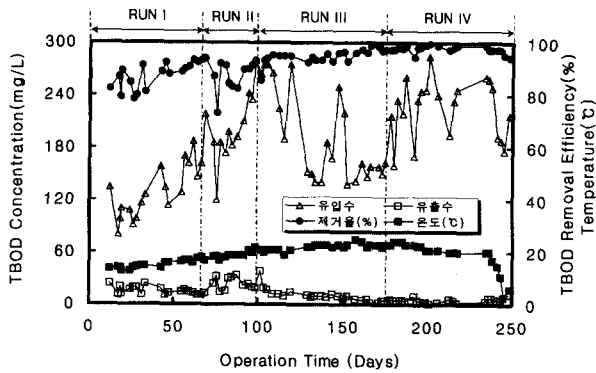


Fig. 3. Influent and effluent TBOD concentration during the operation period.

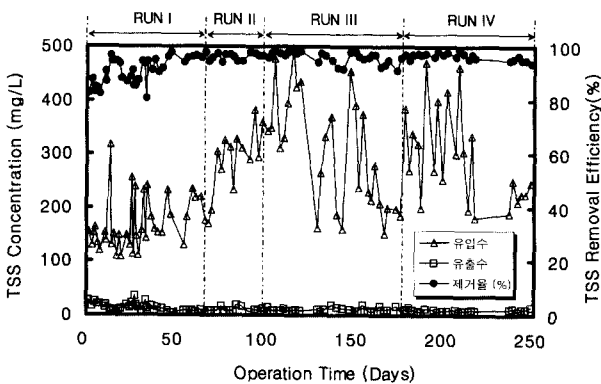


Fig. 4. Influent and effluent TSS concentration during the operation period.

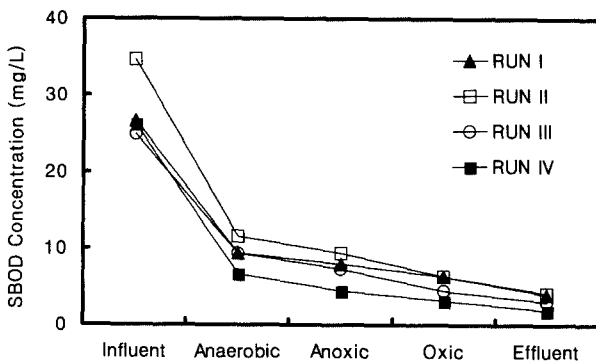


Fig. 5. Variation of SBOD concentration in each reactor.

슬러지 반송 및 내부순환수조에서 무산소조로의 내부반송에 의한 희석, 혐기성 분해과정에서 탄소원으로서의 사용, 그리고 미생물 floc에 의한 흡착 등의 원인에 기인되는 것으로 판단된다(Eikelboom, 1980;전 등, 1994).

Fig. 6은 내부반송율을 100~200%로 변화시켰을때의 유기물 제거효율을 나타낸 것으로 내부반송율이 증가할수록 제거효율도 증가하는 것으로 나타났다. 이는 반송된 NO_x-N가 무산소 반응조에서 질소가스의 형태로 탈질되기 위해서는 유기탄소원이 필요한데 내부반송율의 증가로 인해 NO_x-N 제거와 동시에 유기물질이 제거된 것으로 사료된다. 고정생물막을 이용한 B. Wang(1992)과 Lee(1995)의 연구결과 100% 이상의 내부반송율의 변화에 의한 유기물 제거의 영향은 크게 나타나지 않았으며, 200% 이상으로 운전하는 것은 효율적이지 못하다고 하였으나, 본 실험결과 유동상 media를 이용한 반응조에서는 내부반송율을 200% 이상으로 운전하는 것도 효과적이라 판단된다.

Fig. 7은 SRT 변화에 따른 TBOD의 유출수 농도와 제거효율을 나타낸 것으로서 SRT가 증가할수록 제거효율이 증가하는 것으로 나타났으며, SRT가 9일 이상일 경우 유출수 수질 농도는 10 mg/L 이하로서 방류수 수질기준을 만족시키는 것으로 조사되었다.

유입수의 TCOD/TBOD 비를 Fig. 8에 제시하였다. Hao (1987)에 의하면, 생물학적으로 분해가 용이한 폐수의 TCOD/TBOD의 비가 일반적으로 2 이상이면, 생물학적인

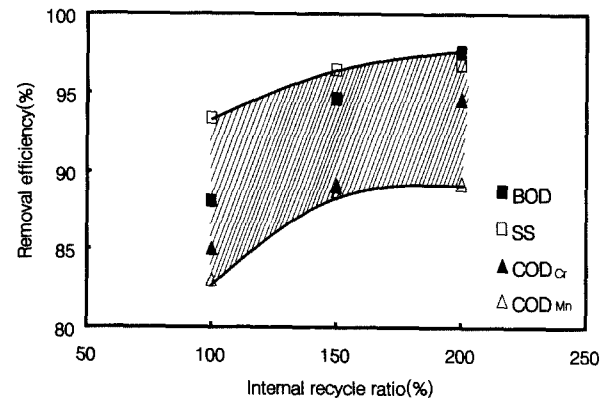


Fig. 6. Variation of removal efficiency with I · R.

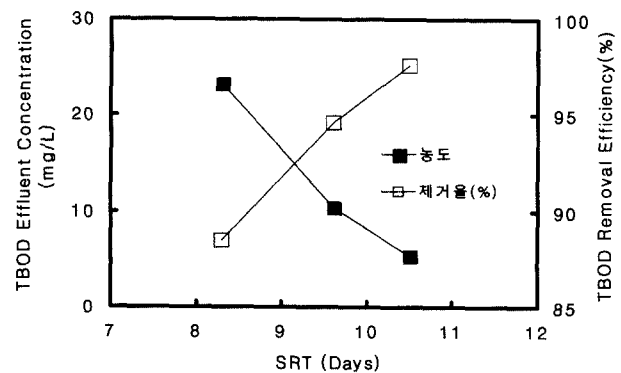


Fig. 7. Effluent TBOD concentration and TBOD removal efficiency with SRT.

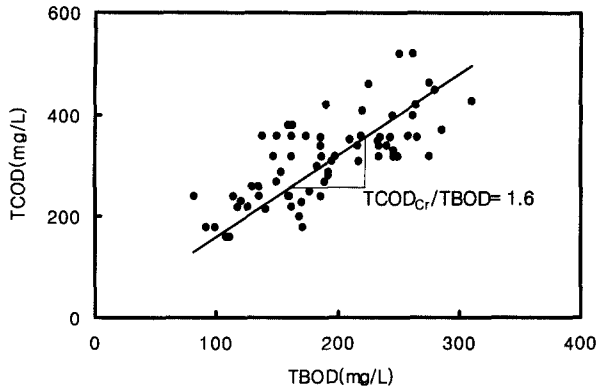


Fig. 8. TCOD_{Cr}/TBOD ratio.

로 산화되지 않는 고분자화합물을 많이 포함하고 있다는 것을 의미하며, 생물학적 처리를 위해서는 TCOD/TBOD 비가 2 이하가 되어야 한다고 보고하고 있다. 본 실험에 사용된 유입수의 TCOD/TBOD비는 1.6으로 생물학적 처리가 가능한 것으로 조사되었다.

4.3. 질소 제거

실험기간동안 유입 및 유출수의 TKN 농도변화와 제거효율을 Fig. 9에 나타내었으며, 유기물과 마찬가지로 RUN I에서 RUN IV로 갈수록 95% 이상의 높은 TKN 제거효율을 나타내었다. 질산화 반응은 5~35°C의 광범위한 범위에서 가능하며, 5~15°C 사이에서는 10°C의 온도가 증가함

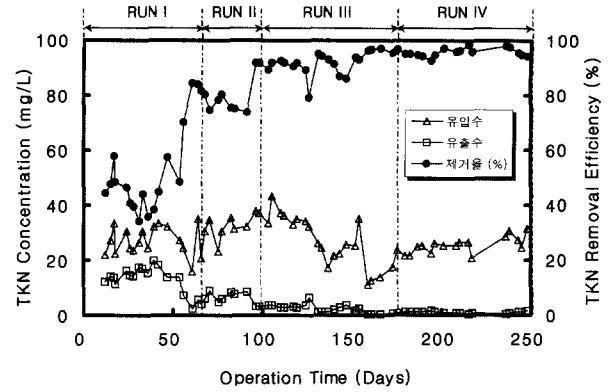


Fig. 9. Influent and effluent TKN concentration during the operation period.

에 따라 질산화율은 약 3배정도 증가하게 되고, 15~30°C 사이에서는 10°C의 온도가 증가함에 따라 질산화율이 약 2배 정도 증가하게 된다(Wild and McMahon, 1971). 따라서, 본 실험결과로 볼 때 이러한 TKN제거율의 향상은 하절기의 수온 상승에 따른 질산화율의 증가 및 유동상 media의 부착 미생물의 활성도 증가에 따른 성능 향상, 그리고 내부반송율의 증가에 따른 희석 등의 원인에 기인되는 것으로 판단된다.

본 실험기간 동안의 각 운전인자별 질소의 거동을 파악하기 위하여 T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N의 각 단계별 평균 농도를 Table 5에 나타내었다. T-N은 TKN과 NO₂-N,

Table 5. Variation of T-N, NH₃-N, NO₂-N, NO₃-N concentration during the operation time (Unit: mg/L)

| | | RUN I | RUN II | RUN III | RUN IV |
|-----------|--------------------|-------|--------|---------|--------|
| Influent | T-N | 27.1 | 32.9 | 26.1 | 25.8 |
| | NH ₃ -N | 21.8 | 24.2 | 19.0 | 20.2 |
| | NO ₂ -N | 0.12 | 0.02 | 0.07 | 0.07 |
| | NO ₃ -N | 0.29 | 0.25 | 0.54 | 0.11 |
| Anaerobic | T-N | - | - | - | - |
| | NH ₃ -N | 18.9 | 18.7 | 10.9 | 9.3 |
| | NO ₂ -N | 0.04 | 0.05 | 0.11 | 0.09 |
| | NO ₃ -N | 0.09 | 0.16 | 0.55 | 0.19 |
| Anoxic | T-N | - | - | - | - |
| | NH ₃ -N | 18.5 | 16.4 | 7.9 | 6.1 |
| | NO ₂ -N | 0.06 | 0.11 | 0.21 | 0.12 |
| | NO ₃ -N | 0.08 | 0.12 | 0.68 | 0.24 |
| Aerobic | T-N | - | - | - | - |
| | NH ₃ -N | 14.7 | 11.2 | 4.5 | 1.9 |
| | NO ₂ -N | 0.10 | 0.36 | 0.52 | 0.25 |
| | NO ₃ -N | 1.80 | 2.90 | 4.33 | 2.92 |
| Effluent | T-N | 13.9 | 9.4 | 6.0 | 4.1 |
| | NH ₃ -N | 8.8 | 5.0 | 1.8 | 0.8 |
| | NO ₂ -N | 0.15 | 0.42 | 0.40 | 0.17 |
| | NO ₃ -N | 1.07 | 2.67 | 3.51 | 2.91 |

NO₃-N의 함으로 산출하였으며, NH₃-N는 호기조에서 침전조를 거쳐 유출되는 동안에 대부분이 제거되는 것으로 나타났다.

Fig. 10은 내부반송율 변화에 따른 TKN과 NH₃-N의 농도 및 제거율을 나타낸 것으로서 내부반송율이 100%에서 200%로 증가함에 따라 TKN 농도는 감소하고 제거율은 증가하는 것으로 나타났다. Fig. 11은 운전기간 동안 반응조의 온도 변화에 따른 TKN의 제거효율을 나타낸 것으로서 TKN 제거효율은 온도 변화에 민감하게 반응하는 것으로 나타났으며, 온도가 증가함에 따라 질소 제거효율은 40%에서 90%로 약 50% 정도 증가하는 것으로 나타났다. 한편, Eckenfelder(1970)에 의하면 질산화는 5~45°C 범위에서 가능하다고 하였으며, 최적온도는 25~35°C임을 제시하였는데, 실험결과 최적 온도보다 다소 낮은 20~25°C 범위로 운전된 경우에도 높은 제거효율을 보이는 것으로 조사되었다. 따라서 20°C 정도의 온도로 운전하여도 질소를 제거하는데 있어 큰 무리가 없는 것으로 판단된다.

유입수의 C/N 비에 따른 T-N의 유출수 농도와 제거효율을 Fig. 12에 나타내었다. 운전기간동안 C/N비는 4.9에서 9.5로 증가하였으며, 이에 따른 T-N의 제거효율은 C/N비가 증가함에 따라 53.1%에서 81.7%로 약 28% 증가하였다. 이러한 결과는 탈질반응에 관여하는 미생물은 종속영양 미생물로서 탈질을 위한 전자 공여체로서 유기탄소원을 필요로 하게 되는데 유입수의 C/N비가 증가함에 따라 유입수 중의 생물학적 분해가능한 성분의 유기탄소원으로서의 이용을

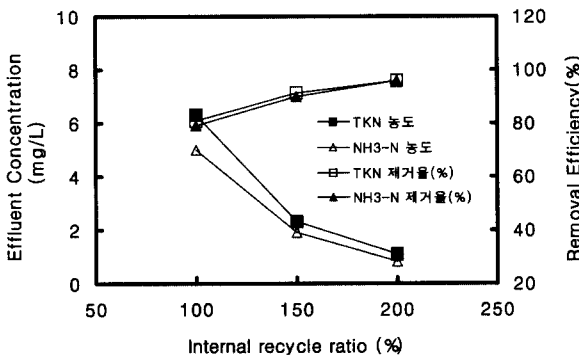


Fig. 10. Effluent TKN, NH₃-N concentration and removal efficiency with internal recycle ratio.

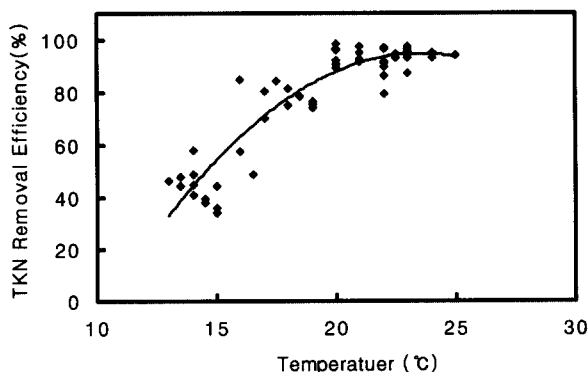


Fig. 11. TKN removal efficiency with temperature.

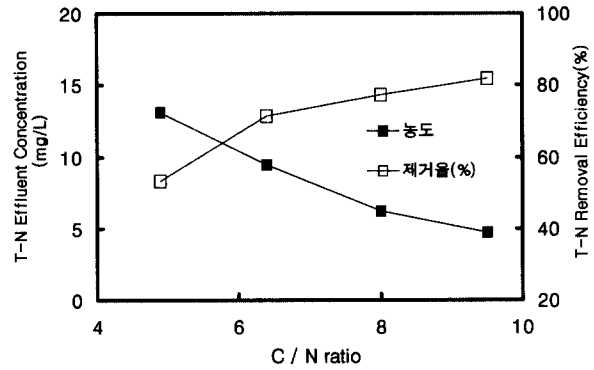


Fig. 12. Effluent T-N concentration and removal efficiency with C/N ratio.

이 증가된 것에 기인되는 것으로 판단된다. 본 연구에서 MBBR공정으로 운전한 결과 70% 이상의 총질소 제거효율과 10mg/L 이하의 총질소 유출수 농도를 얻기 위해서는 C/N비를 6 이상으로 운전해야 하는 것으로 조사되었다. 또한, 질산화율은 0.013~0.016 kg NH₃-N/kg MLVSS/d의 범위를 보였으며, 탈질율은 0.009~0.019 kg NO₃-N/kg MLVSS/d의 범위를 보이는 것으로 조사되었다.

4.4. 인 제거

RUN I에서 RUN IV의 T-P의 제거효율은 각각 89.6%, 91.5%, 84.3%, 76.4%로 나타났다. 인의 경우 유기물과 질소와는 달리 RUN I에서 RUN IV로 갈수록 제거효율이 감소되는 경향을 나타내었다. 이는, 고형물 체류시간(SRT)의 영향이 큰 것으로 보이며, SRT가 가장 낮은 8.3일에 해당하는 RUN II에서 90% 이상의 가장 높은 제거효율을 나타낸 것으로 판단된다.

전체적으로 유출수의 T-P농도는 특정지역 배출 기준 농도인 2 mg/L 이하를 충분히 만족시키고 있으며, Fig. 13에 운전기간 동안 유입 및 유출수의 T-P 농도 변화와 제거효율을 나타내었다.

PO₄-P의 경우 RUN I ~ RUN IV의 실험결과 각 반응조에 따른 PO₄-P 농도변화는 혐기조에서 증가하고 호기조에서 감소하여 이론적인 인의 거동현상과 일치하는 것으로 나타났으며, 단계별 반응조에서의 농도변화를 Fig. 14에 나

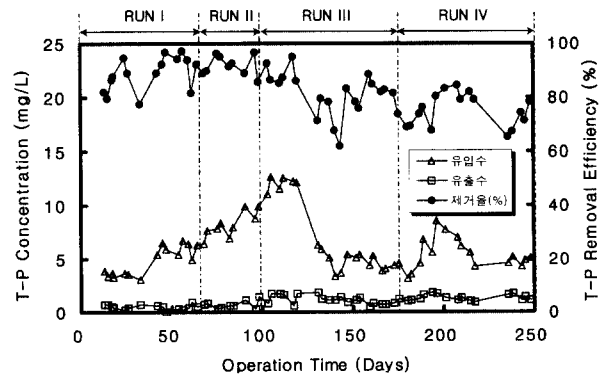


Fig. 13. Influent and effluent T-P concentration during the operation period.

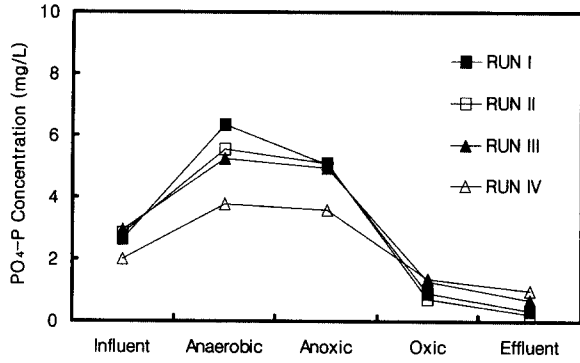


Fig. 14. PO₄-P concentration of the each reactor.

타내었다.

Fig. 15에는 온도에 따른 T-P 제거효율을 나타내었으며, T-P 제거효율은 온도가 증가함에 따라 감소하는 것으로 나타났다. 이는 Ekama(1984)가 lab-scale의 반응조를 14°C와 22°C에서 운전하여 낮은 온도인 14°C에서 더 높은 인 제거효율을 나타낸 결과와 같이 온도가 증가함에 따라 인 제거 효율이 감소하는, 즉 낮은 온도에서 인의 제거가 더 높게 측정된 결과 값과 같은 것으로 조사되었다. 또한, 저온성 미생물은 20°C에서 최적 성장률을 가지는 전형적인 활성슬러지 미생물보다 낮은 온도에서 더 많이 성장된다고 보고되었으며(Randall et al., 1992), 이러한 저온성 미생물의 영향으로 인해 낮은 온도에서 더 높은 인 제거 효율을 나타낸 것으로 판단된다.

Fig. 16에는 SRT에 따른 인 제거효율을 나타낸 것으로서, 80% 이상의 인제거와 유출수 농도 1 mg/L 이하를 얻기 위해서는 SRT를 10일 이하로 운전하여야 하는 것으로 나타났다.

일반적으로 활성슬러지법의 포기조 HRT는 6~8시간을 표준으로 운전되고 있다. 본 연구에서 처리 공정반응조 전체를 6.22 시간으로 운전한 결과 활성슬러지법으로 운영되고 있는 처리시설의 포기조를 개조하여 MBBR 공정을 적용하는데는 큰 문제가 없을 것으로 판단된다. 또한, 처리시설의 기능을 검토한 결과 media 유동 및 내부순환수조의 기능은 우수한 것으로 나타났으며, 혐기조, 무산소조, 호기조 역시 제 기능을 수행하고 있는 것으로 나타났다. 그리고 기존의 처리시설을 본 처리시설로 개조할 경우 기존 처

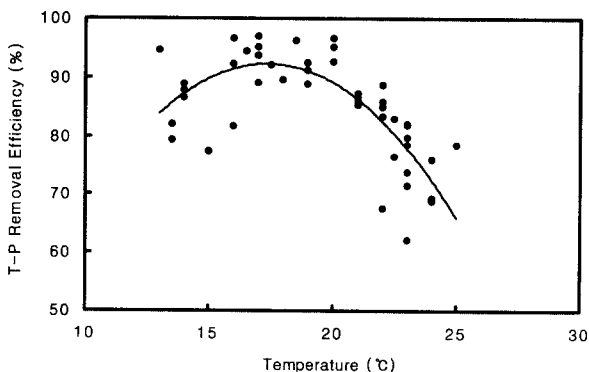


Fig. 15. T-P removal efficiency with temperature.

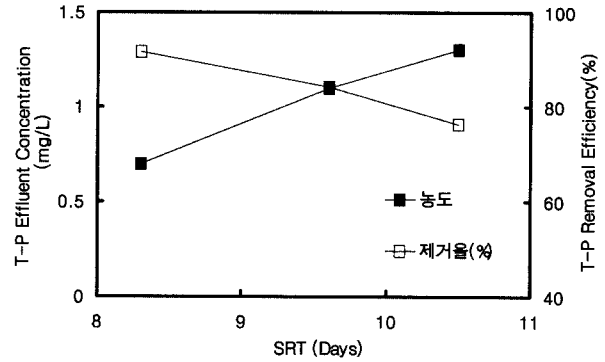


Fig. 16. Effluent T-P concentration and removal efficiency with SRT.

리장을 최대한 활용할 수 있으므로 시공성이 용이하고 시설비용 또한 최소화 할 수 있으며, 고도처리 공정의 도입으로 유기물 뿐만 아니라 방류수 수질 기준을 만족시킬수 있는 N와 P의 제거를 기대할 수 있다. 따라서, 본 처리시설을 scale up하여 기존 활성슬러지 공정의 포기조를 개조하는 방법은 매우 경제적인 것으로 판단된다.

5. 결론

유동상 media를 이용하여 부하변동에 따른 유기물질 및 영양염류의 제거효율을 파악함과 동시에 활성슬러지 공정의 호기조 체류시간에 맞추어 본 처리공정의 적용 가능성을 평가하기 위한 실험을 수행한 결과 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. Respirometer를 이용한 OUR측정과 Batch test 실험을 통해서 실측한 유입수의성상분석 결과 S_s, S_b, X_{1t}, X_s, X_t는 각각 TCOD의 10%, 5.3%, 19.6%, 55.7%, 9.4%로 분해 가능한 유기물질은 65% 이상으로 나타났으며, 유입수의 COD/BOD비가 1.6으로 생물학적 처리가 매우 용이한 것으로 나타났다.
2. 유기물 제거의 경우 RUN I에서 RUN IV로 운전한 결과 RUN IV로 운전할수록 처리효율이 증가하는 것으로 나타났다. 이는 온도 및 내부순환율의 영향으로 사료되며, 특히 유동상 media의 성능이 향상되어 수질이 양호해진 것으로 판단된다.
3. 질소의 경우 온도가 높은 RUN III, RUN IV에서 90%이상의 높은 제거효율을 나타내었으며, 질산화율과 탈질율은 각각 0.013~0.016 kg NH₃-N/kg Mv-d와 0.009~0.019 kg NO₃-N/kg Mv-d의 범위로 나타났다.
4. 인의 경우 SRT가 가장 낮은 8.3일에 해당하는 RUN II에서 90% 이상의 가장 높은 제거효율을 나타내었으며, 80% 이상의 인제거와 유출수 농도 1mg/L 이하를 얻기 위해서는 SRT를 10일 이하로 운전하여야 하는 것으로 나타났다.
5. 온도, 강우 등 계절에 따른 유입수의 변화폭이 크어도 불구하고 본 처리장치의 유출수에 미치는 영향이 비교적 크지 않은 것으로 나타나 본 처리시설의 현장적용능

력이 매우 우수한 것으로 조사되었으며, 공정 반응조 전체를 6.22 시간으로 운전한 결과 기존 활성슬러지법으로 운영되고 있는 처리시설의 포기조를 개조하여 MBBR 공정을 적용하는데 큰 문제가 없을 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 포스코건설의 연구과제 일환으로 수행되었음을 밝히며, 지원에 감사드립니다.

참고문헌

- 김광수, 서규태, 이경호, 김낙주, A/O 및 A²/O 공정의 생물학적 인제거 특성비교, *한국물환경학회지*, **18**(2), pp. 123-130 (2002).
- 전항배, 이용택, 신항식, 유기물질이 인제거 특성에 미치는 영향, *상하수도학회지*, **8**(2), pp. 25-34 (1994).
- APHA, AWWA, WEF, *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*, 19th. ed., APHA, Washington, D.C. (1995).
- Eckenfelder, W. J., & Ford, D. L., *Water pollution control*, **17** (1970).
- Eikelboom, I. D., Biosorption & Prevention of bulking sludge by means of a high floc loading, *Water Research Centre*, pp. 163-173 (1980).
- Ekama, G. A., Dold, P. L., Marais, G. v. R., Procedures for determining influent COD fraction & the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge system, *Water Science and Technology*, **18**, pp. 91-114 (1986).
- Ekama, G. A., Marais, G. v. R., Design, & operation of nutrient removal activated sludge processes, *Water Research Commission*, Pretoria, South Africa (1984).
- Hao, O. J., and Li, C. T., Effect of slowly biodegradable organics on kinetic coefficients, *J. San Eng. Div*, **113**(1), pp. 147-154 (1987).
- Kappeler, J., & Gujer, W., Estimation of kinetic parameter of heterotrophic bio mass under aerobic conditions & characterization of waste water for activated sludge modeling, *Water Science and Technology*, **25**(6), pp. 125-139 (1992).
- Kim, M. H., Rah, S. W., Cho, K. K., Park, T. J., Nitrogen removal reproducibility from weak organic sewage using pilot scale BNR process applied fixed biofilm, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, **24**(6), pp. 995-1003 (2002).
- Kim, Y. H., Cho, J. H., Kim, M. H., Lee, Y. W., Nitrification of municipal wastewater with biofilm media, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, **19**(3), pp. 415-424 (1997).
- Krichen, D. J., et al., Design & start-up of several full-scale A/O plants, *Proceeding of an IAWPRC Specialized Conference*, pp. 273-283 (1987).
- Lee, K. H., Kim, M. H., Park, T. J., Applicability of the Fenton's reagent oxidation to biological fixed-film process for reuse of effluents from the petrochemical wastewater effluent treatment plant, *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, **4**(5), pp. 510-508 (1995).
- Park, J. B., The effects of DPAO & microbial community in the step feed 5-stage BNR process, Korea University (2002).
- Randall, C. W., Barnard, J. L., Stensel, H. D., *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, Technomic Publishing Company, Western Hemisphere, pp. 109-110 (1992).
- Rusten, B., Hem, L. J., & Odegaard, H., Nitrification of municipal wastewater in movingbed biofilm reactors, *Water Research*, **67**, pp. 75-86 (1995).
- Sollfrank, U., & Gujer, W., Characterisation of Domestic waste water for Mathematical modelling of the Activated sludge process, *Water Science and Technology*, **23**, pp. 1057-1066 (1991).
- Wang, B., Li, G., Yang, Q., Liu, R., Nitrogen removal by a submerged biofilm process with fibrous carriers, *Water Science and Technology*, **26**(9-11), pp. 2039-2042 (1992).