ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013
http://dx.doi.org/10.11001/jksww.2013.27.6.815

Performance Estimation of SBR Aerobic Digestion Combined with Ultrasonication by Numerical Experiment

수치실험을 통한 초음파 결합형 SBR 호기성 소화의 거동 예측

Sunghong Kim[1] · Donghan Kim[2*] · Dongwoo Lee[3]

김성홍[1] · 김동한[2*] · 이동우[3]

[1]조선대학교 토목공학과 · [2]서원대학교 환경공학과 · [3]뉴엔텍(주) 기술연구소

Abstract : Using a developed mathematical model and calibrated kinetic constants, numerical experiments for a aerobic digestion of wastewater sludge by SBR aerobic digestion process combined with ultrasonication (USSBR) were performed in this study. It simulated well the phenomena of the decomposition of particulate organics and the release of organic nitrogen and transformation. To achieve 40 % of particulate organics removal, USSBR process requires only 6 days of SRT and 14 W/L of ultrasonic power whereas SBR aerobic digestion process requires 12 days of SRT. Based on the model simulation results, an empirical equation was presented here. This equation will be used to predict digestion efficiency for the given variables of SRT and ultrasonic power dose. USSBR aerobic digestion process can reduce the nitrogen concentration. The optimal operation strategy for the simultaneous removal of solids and soluble nitrogen in this process is estimated to 7 days of SRT with 14 W/L of ultrasonic power dose while anoxic period was 6 hours out of 24 hours of cycle time. In this condition, 40 % of particulate organics as well as 36 % of total nitrogen will be removed and the soluble nitrogen concentration of the centrate will be lower less then 40 mg/L.

Key words : aerobic digestion, SBR, ultrasonic treatment, activated sludge model, denitrification
주제어 : 호기성 소화, 연속회분식반응조, 초음파, 활성슬러지 모델, 탈질

기호설명

수질 요소

SALK : Bicarbonate alkalinity(as Mol HCO_3^-)
SI : Inert soluble organics(as COD)
SN : Soluble organic nitrogen(as N)
SNH : Ammonium plus ammonia nitrogen (as N)
SNO : Nitrite plus nitrate(as N)
SO : Dissolved oxygen(as O_2)
SS : Soluble substrate(as COD)
XA : Autotrophic biomass(as COD)
XH : Heterotrophic biomass(as COD)
XI : Inert particulate organics(as COD)
XP : Inert particulate organics produced in cell decay(as COD)
XS : Slowly biodegradable substrate (as COD)

생화학적 분해의 분해상수와 계수

μ_{mH} : Maximum growth rate for heterotrophs in aerobic growth(day^{-1})
K_S : Saturation coefficient of SS on aerobic growth of heterotrophs(mg/L)

• Received 21 November 2013, revised 12 December 2013, accepted 13 December 2013.
* Corresponding author: Tel : +82-43-299-8721 E-mail : kdh@seowon.ac.kr

K_{OH} : Saturation coefficient of oxygen on aerobic growth of heterotrophs (mg/L)
b_H : Decay rate constant for lysis of heterotrophs(day^{-1})
K_{NHH} : Saturation coefficient of ammonia on aerobic growth of heterotrophs(mg/L)
k_H : Hydrolysis rate constant of organic matter in aerobic hydrolysis(day^{-1})
K_X : Saturation coefficient of particulate matter in aerobic hydrolysis(−)
k_a : Ammonification rate constant $(mg/L)^{-1}day^{-1}$
K_{La} : Overall O_2 transfer rate(day^{-1})
K_{NO} :Saturation coefficient of nitrate on anoxic growth of heterotrophs (mgN/L)
K_{OA} : Saturation coefficient of oxygen on anoxic growth of heterotrophs (mg/L)
K_{ALK} : Saturation coefficient for alkalinity(mmole/L)
η_h : correction factor for anoxic hydrolysis(−)
η_g : correction factor for anoxic growth(−)
μ_{mA} : Maximum growth rate for autotrophs in aerobic growth(day^{-1})
K_{NHA} : Saturation coefficient of ammonia on aerobic growth of autotrophs (mg/L)
b_A : Decay rate constant for lysis of autotrophs(day^{-1})
f_p : Fraction of inert COD generated in biomass lysis(−)
i_B : Nitrogen content of biomass (mgN/mgCOD)
i_p : Nitrogen content of particulate organics (mgN/mgCOD)
f_I : Production of SI in XS hydrolysis(−)
Y_H : Yield coefficient of heterotrophs(−)
Y_A : Yield coefficient of autotrophs (mgCOD/mgN)
SO_{SAT} : Saturation concentration of dissolved oxygen(mgO_2/L)
Temp : Temperature(℃)

초음파 분해의 분해상수와 계수

k_{UH}, k_{UA} : Decay rate constant for lysis of XH and XA on ultrasonication($(W/L)^{-1}day^{-1}$)
k_{UX} : Decay rate constant for lysis of XS on ultrasonication($(W/L)^{-1}day^{-1}$)
f_U : Fraction of disintegrable XS, XH, XNB by ultrasonication(−)
f_X : Production of XP in XH, XA lysis by ultrasonication(−)
D_U : Ultrasonic power intensity(W/L)

수치모델 구성에 사용된 기호

Q_{in} : Influent flowrate(L/day)
V_{max} : Maximum volume of reactor(L)
eHRT : Equivalent hydraulic retention time(days)
r : Reaction rate equation of kinetics described in **Table 1**

1. 서 론

2011년말 기준 우리나라 505개소 하수처리장에서 발생하는 하수슬러지는 약 310만톤/년 정도였고, 재활용 80만톤/년과 소각 69만톤/년을 제외한 나머지 52 %는 육상매립이나 해양투기하였다(Ministry of Environment, 2012). 특히 해양투기의 경우 '72 런던협약과 '96 개정의정서의 국제적인 해양배출 금지 동향에 따라 우리나라도 2013년부터는 하수슬러지의 해양배출을 금지하는 해양오염방지법 시행규칙 개정으로 해양투기 전면 중단을 선언한 상태이다. 아직 통계적으로 발표되지는 않았지만 해양투기 금지가

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013

철회되거나 연장되지않는 한 각 하수처리장에서는 필연적으로 발생하는 하수슬러지의 처리 · 처분이 발등의 불이 된 상태이고, 처리장내에 보관하거나 민간 소각시설에 위탁하여 처분하는 등 매우 심각한 상태에 이르고 있다. 슬러지 소각은 가장 무해한 안정화 방법으로 알려져 있지만 소각시설의 설치에 많은 예산과 시간이 필요하고, 시설 운영에 대한 시민의 이해부족 및 운전에 전문 인력이 요구되는 등의 제약으로 인해 2011년 말 기준 95개 소각시설에서 전체 발생량의 22 %에 해당하는 69만톤/년 만을 처리하고 있다 (Ministry of Environment, 2012).

하수슬러지의 재활용 방안으로 녹지 · 농지 환원, 건설 자재로의 활용, 복토재로서 활용, 바이오 에너지 회수 등이 있지만 이것 역시 최종적인 처분 방안이 될 수는 없으며, 잔재물 등 많은 부분은 여전히 매립이나 소각 처리를 통해 안정화해야만 한다. 장기적으로는 생활쓰레기 소각장이나 화력발전소 등으로 운반하여 혼합소각하여 슬러지 처리와 함께 열에너지로 회수하는 방안이 강제적으로 적극 추진되고 있지만 무연탄이나 폐목재 등 다른 재료에 비해 높은 함수율 및 낮은 발열량으로 인해 아직까지 크게 활성화되고 있지는 못하는 실정이다.

이러한 상황에 대응하기 위한 방안으로 우선적으로 처분대상 슬러지량을 최소화하기 위한 다양한 슬러지 감량화 기술이 개발되고 있다.

모든 감량화 과정에서는 미생물의 분해과정이 필수적으로 동반되며 이 과정에서 다량의 질소, 인 성분이 용출된다. 이들 성분은 반류수 형태로 수처리시설로 되돌려지게 되므로 기존시설에 감량시설을 도입할 경우 당초 설계된 수처리 능력을 초과하는 질소, 인 부하 유입으로 정상적인 수처리가 곤란해지는 상황이 발생될 수 있다. 현재, 방류수 질소, 인 규제가 지속적으로 강화되는 추세인 바 반류수 질소, 인은 기존 수처리 시설에서의 부담으로 작용한다. 본 연구진은 이에 대한 하나의 대안으로써 SBR (Sequencing batch reactor) 방식의 호기성 소화 방식과, 분해 속도 증가와 처리율 향상을 위해 초음파 분해를 결합한 시스템을 구상하였으며, 이 시스템의 거동을 예측하기 위한 수학적 모델을 구성하여 보고한 바 있다 (Kim et al., 2012; Kim et al., 2013).

매우 높은 조사율이 필요하기는 하지만 초음파 처리에 의해 슬러지는 95 % 이상 용해될 수 있으며(Bougrier et al., 2006), Yan 등(2010)의 실험에서도 산발효조에 1 kW/L 비율로 초음파를 처리했을 때 VFAs (Volatile fatty acids) 발생량은 최대가 되어 3,100 mgCOD/L 까지 증가하였다. 초음파 처리와 알칼리 처리를 함께 할 경우 가수분해율은 더 증대될 수 있는데, Jin 등(2010)은 그들의 실험에서 초음파 처리만 할 때의 42.5 %, NaOH 처리만 할 때의 43.5 % 보다 이 둘을 함께 적용하는 경우 이보다 높은 50.7 %의 가수분해율을 얻을 수 있었다. 초음파로 전처리한 슬러지를 일반 호기성소화 및 ATAD (Autothermal thermophilic aerobic digestion) 방법으로 소화할 때 동일한 SRT 조건에서도 VSS 감소율이 최대 20 % 정도까지 증가함을 보고하였다(Chang et al., 2011). 또한 가열보다는 마이크로파 전처리나 NaOH 전처리가 슬러지 가용화에 더 효과적이고, 마이크로파와 NaOH 전처리를 혼합할 경우 시너지 효과로 인해 COD 용해율은 46 %까지 증가하였다. 특히 이 방식으로 전처리한 슬러지를 호기성으로 소화했을 때 16일의 SRT (Solids retention time)에서 SCOD는 93 %, VSS는 63 %까지 감소하였다.

본 연구에서는 초음파 처리가 호기성 소화의 소화 효율을 높이는데 충분히 효과가 있을 것으로 보고 이를 동력학적으로 해석한 수학적 모델을 이용하여 초음파 결합형 SBR 호기성 소화 반응의 거동을 시뮬레이션하였다. 그리고, 수치실험을 통해 소화율 및 영양염류의 변화 등을 예측하고 예상되는 문제점을 고찰하였다.

2. 모의 조건의 설정

호기성 소화 과정은 유기물의 산화 및 세포 합성 그리고 내생호흡에 의한 세포의 분해 반응이 모두 일어나기 때문에 활성슬러지법 모델의 유기물 분해 및 미생물 증식 모형을 적용할 수 있다. 본 연구에서 미생물의 호기성 및 무산소성 증식과 분해, 고형물질의 가수분해 등을 묘사하는데 ASM1 (Activated sludge model No. 1) 모델을 사용하였고, 초음파 조사로 인한 고형물의 용해는 초음파 강도와 초음파 조사 시간에 비례하는 1차 반응으로 간주하여 식을 구성하였다. 모델에 사용된 수질 요소는 입자상 물질 5 항목, 용존성 물질 7 항목의 총 12 항목이며, 유기물 및 질소 성분 그리고 산소와 알칼리도를 포함하고 있다. Table 1에 동력학식과 화학양론계수 행렬을 정리하였다.

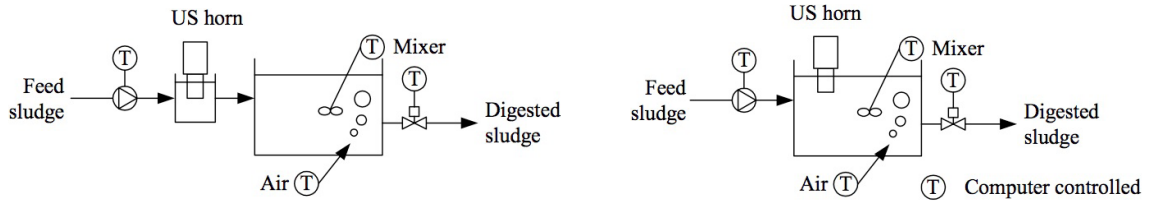
화학양론계수는 각 성분들의 변환 과정에서 나타나는 비율로서 Table 2와 같이 적용하였다. 또한 동력학적 매개변수 값은 Table 3과 같이 대부분 ASM1에서 사용한 값을 그대로 적용하였는데, 슬러지의 분해와 관련된 매개변수 값과 초음파 분해와 관련된 매개변수 값은 직접 회분식 분해 실험을 실시하거나 보정 실험을 통해 얻은 값을 사용하였다(Kim et al., 2013).

초음파가 결합된 SBR 호기성 소화 반응조는 Fig. 1과 같으며, 유입, 반응, 유출 순으로 진행

Table 1. Process kinetics and stoichiometry

r	component / process kinetics	XI	XP	XH	XA	XS	SI	SS	SNH	SNO	SN	SO	SALK	rate law
1	Aerobic growth of XH			1				$-\frac{1}{Y_H}$	$-i_B$			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-\frac{i_B}{14}$	$\mu_{mH}\cdot\frac{SS}{K_S+SS}\cdot\frac{SO}{K_{OH}+SO}\cdot\frac{SNH}{K_{NHH}+SNH}\cdot XH$
2	Anoxic growth of XH			1				$-\frac{1}{Y_H}$	$-i_B$	$-\frac{1}{2.86}\cdot\frac{1-Y_H}{Y_H}$			$-\frac{i_B}{14}+\frac{1}{40}\cdot\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$\mu_{mH}\cdot\frac{SS}{K_S+SS}\cdot\frac{K_{OH}}{K_{OH}+SO}\cdot\frac{SNH}{K_{NHH}+SNH}\cdot\frac{SNO}{K_{NO}+SNO}\cdot\eta_h\cdot XH$
3	Decay of XH		f_P	-1		$1-f_P$					i_B-i_P			$b_H\cdot XH$
4	Aerobic growth of XA				1				$-i_B-\frac{1}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$		$1-\frac{4.57}{Y_A}$	$-\frac{1}{7}\cdot\frac{1}{Y_A}-\frac{i_B}{14}$	$\mu_{mA}\cdot\frac{SNH}{K_{NHA}+SNH}\cdot\frac{SO}{K_{OA}+SO}\cdot\frac{SALK}{K_{ALK}+SALK}\cdot XA$
5	Decay of XA		f_P		-1	$1-f_P$					i_B-i_P			$b_A\cdot XA$
6	Aerobic hydrolysis of XS					-1	f_I	$1-f_I$			i_P			$k_H\cdot\frac{(XS/XH)}{K_X+(XS/XH)}\cdot\frac{SO}{K_{OH}+SO}\cdot XH$
7	Anoxic hydrolysis of XS					-1	f_I	$1-f_I$			i_P			$k_H\cdot\frac{(XS/XH)}{K_X+(XS/XH)}\cdot\frac{K_{OH}}{K_{OH}+SO}\cdot\frac{SNO}{K_{NO}+SNO}\cdot\eta_g\cdot XH$
8	Ammonification								1		-1		1/14	$k_a\cdot SN\cdot XH$
9	Aeration											1		$K_{La}\cdot(SO_{SAT}-SO)$
10	Ultrasonic lysis of XH		$f_U f_X$	$-f_U$			$f_U\cdot f_I\cdot(1-f_X)$	$f_U(1-f_X)\cdot(1-f_I)$			$i_B f_U$			$k_{UH}\cdot D_U\cdot XH$
11	Ultrasonic lysis of XA		$f_U f_X$		$-f_U$		$f_U\cdot f_I\cdot(1-f_X)$	$f_U(1-f_X)\cdot(1-f_I)$			$i_B f_U$			$k_{UA}\cdot D_U\cdot XA$
12	Ultrasonic lysis of XS		$f_U f_X$			$-f_U$	$f_U\cdot f_I\cdot(1-f_X)$	$f_U(1-f_X)\cdot(1-f_I)$			$i_P f_U$			$k_{UX}\cdot D_U\cdot XS$

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013



(A) Ultrasonic pretreatment and SBR digestion (B) SBR digestion combined with ultrasonic decomposition

Fig. 1. Combination strategy for the SBR aerobic digestion and ultrasonic treatment

Table 2. Stoichiometric coefficients

Coefficient	This study	Unit	ASM1[*1]
Y_H	0.63	gCOD/gCOD	0.67
Y_A	0.24	gCOD/gN	0.24
f_P	0.10	gCOD/gCOD	0.08
i_B	0.07	gN/gCOD	0.086
i_P	0.04	gN/gCOD	0.04[*2]
f_X	0.1	gCOD/gCOD	-
f_I	0.05	gCOD/gCOD	-
f_U	0.54[*3]	gCOD/gCOD	

[*1] Henze et al.(2007)
[*2] adopted from ASM2(Henze et al.(2007))
[*3] calculated value from a batch ultrasonication experiment (Kim et al., 2013)

Table 3. Kinetic parameters

Parameter	Value	Unit	Reference value[*]
K_{OH}	0.2	mgO_2/L	0.2
K_S	20	mgCOD/L	20
K_X	0.1	gCOD/gCOD	0.03, 0.1
k_H	0.3	day^{-1}	3
μ_{mH}	2	day^{-1}	6
K_{NHH}	1	mgN/L	1
b_H	0.2	day^{-1}	0.62, 0.4
k_a	0.01	$(mgCOD/L)^{-1}\,day^{-1}$	0.08
K_{NO}	0.5	mgN/L	0.5
K_{OA}	0.5	mgO_2/L	0.4, 0.5
η_h	0.6	-	0.4, 0.6
η_g	0.8	-	0.8
μ_{mA}	0.618	day^{-1}	0.8, 1
K_{NHA}	1	mgN/L	1
b_A	0.1	day^{-1}	0.15
K_{La}	2000	day^{-1}	-
SO_{SAT}	9.1	mgO_2/L	-
k_{UH}	0.202	$(W/L)^{-1}\,day^{-1}$	-
k_{UA}	0.202	$(W/L)^{-1}\,day^{-1}$	-
k_{UX}	0.202	$(W/L)^{-1}\,day^{-1}$	-

[*] used in ASM1 and ASM2

된다. 교반은 연속적으로 실시하며, 별도의 침전 모드가 없으므로 배출 모드에서는 소화슬러지액이 소화조 밖으로 배출된다. 포기는 시간 배분에 따라 간헐적으로 이루어지는데, 포기 상태에서 소화조는 호기성이 되며, 비포기 상태에서는 질산성 질소의 유무에 따라 무산소성 혹은 혐기성 상태가 된다. 초음파 장치를 슬러지 유입 라인에 설치하여 초음파 처리한 슬러지를 유입시켜 소화하는 경우(A)와, 반응조 상부에 혼(horn)을 설치하여 슬러지를 소화하면서 동시에 초음파 분해를 실시하는 경우(B)로 구분할 수 있다. 각 경우마다 장단점이 있으나 (A)의 경우보다는 (B)의 경우가 보다 효율적인 초음파 분해가 가능하였으므로(Kim et al., 2013), 본 연구에서는 (B)와 같은 형태의 초음파 결합 SBR 호기성 소화반응조를 해석하였다.

시뮬레이션 조건으로서 슬러지 유입 완료 후 반응조 체적(최대 체적, V_{max})은 2.5 L로 고정하였으며, 1 운전주기는 24시간으로 간주하였다. 슬러지 유입유량(Q_{in})을 0.05 L/min으로 고정한 상태에서 유입 시간을 조정하여 유입 유량을 변화시켰는데, 10분 유입이면 0.5 L/cycle, 30분 유입이면 1.5 L/ycle 등과 같다. 등가수리학적 체류시간은 반응조 최대 부피를 유입 유량으로 나눈 값으로서 실제 소화시간을 의미하는데, 침전 모드가 없이 연속교반상태에서 유출되므로 eHRT (등가수리학적체류시간, Equivalent hydraulic retention time)는 SRT와 같다.

$$eHRT = \frac{V_{max}}{Q_{in}} \quad (1)$$

초음파 주입율은 소화슬러지량당 초음파 주입동력의 비로 계산할 수 있다. 초음파의 동력을 20 W로 일정하게 유지한 상태에서 한 번 가동시 30분간 지속하는 것으로 설정하였는데, 초음파 주입율의 변화를 위해 초음파 조사 횟수를 0회, 3회, 6회, 12회, 24회로 다르게 모의하였다.

유입슬러지의 성상은 일반적인 하수처리장의 혼합슬러지 수준을 가정하였는데, SCOD 500 mg/L, TCOD 20,000 mg/L, 암모니아성 질소 50 mg/L, 질산성질소 10 mg/L 등과 같으며, 이것들을 보정실험의 결과를 토대로 모델의 변수값으로 변형하면 Table 4와 같다.

Table 4. Inflow sludge components

Component	Unit	Concentration
XI	mgCOD/L	2,000
XP	mgCOD/L	0
XH	mgCOD/L	9,000
XA	mgCOD/L	0
XS	mgCOD/L	8,450
SI	mgCOD/L	300
SS	mgCOD/L	200
SNH	mgN/L	50
SNO	mgN/L	10
SN	mgN/L	0
DO	mgO_2/L	0
SALK	mM HCO_3^-/L	10

3. 결과 및 고찰

3-1. SRT의 영향

모델의 해석을 위해 Microsoft Excel VBA를 이용하여 시뮬레이션 프로그램을 작성하였으며, 동력학적 반응식의 계산에는 4차 Runge-Kutta법을 이용하였다. 또한, 실측 결과를 사용하여 반응상수의 보정을 실시하였다(Kim et al., 2013). 여러 번의 모의 결과, 유기물이나 질소 성분이 주기적 정상상태에 도달하는 시간은 서로 달랐으나 초기조건에 관계없이 800 주기 이상에서는 시스템이 안정되고 수질 요소는 주기적 정상상태(periodic steady-state)를 보였으므로 수치실험 결과는 800 주기의 결과를 토대로 계산하였다.

호기성소화에서 가장 중요한 영향인자는 SRT와 소화온도로서, SRT가 길수록 그리고 소화온도가 높을수록 소화효율은 증가한다(Metcalf and Eddy, 2004). 본 연구에서는 침전모드가 없으므로 고형물체류시간은 수리학적체류시간과 동일하다. 따라서, 유입유량은 0.05 L/min, 반응조 최대 체적은 2.5 L로 고정한 상태에서 유입시간을 다르게 하여 SRT 변화에 따른 소화조 거동을 예측하였는데 소화온도는 20 ℃로 설정하였다. Fig. 2에 호기성 소화에서 SRT 변화에 따른 소화효율과 용존성 질소의 농도 변화를 표시하였다.

초음파가 없는 조건에서 SRT가 증가할수록 소화율은 증가하여 SRT가 2일에서 20일로 증가할 때 입자상 유기물 제거율은 9 %에서 50 %

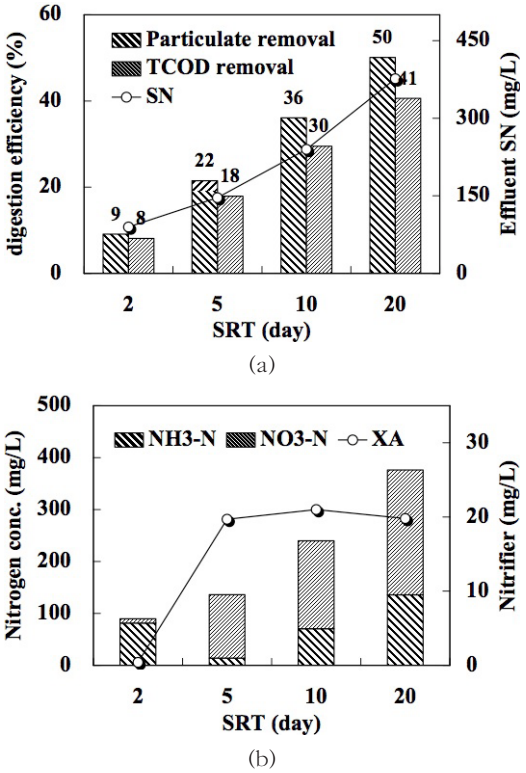


Fig. 2. Effect of SRT on (a) organics removal and soluble nitrogen (SN) and (b) the components of nitrogen(NH3-N, NO3-N) and nitrifier(XA)

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013

까지 증가하고, TCOD는 8 %에서 41 %까지 증가하는 것으로 예측되었다. 만약 입자상 고형물 제거율 40 %를 목표로 SBR 형식의 호기성 소화조를 설계할 경우 SRT는 12일 정도가 필요함을 알 수 있다. 입자상 물질의 분해에 따라 질소 성분도 함께 용출하는데, 5일 혹은 20일 소화 후에는 유입 용존성 질소(S-N) 농도 60 mg/L보다 증가한 90 mg/L, 380 mg/L로 예측되었다. 용존성 질소의 종류별 분포는 알칼리도 농도와 질산화 미생물의 농도에 따라 달라지며, 암모니아성 질소와 질산성 질소는 SRT 5일에서 각각 24 mg/L, 120 mg/L로, SRT 10일에서는 각각 71 mg/L, 170 mg/L로 증가하였다. TN 제거율은 2 % 미만으로 미미한데 이는 용출된 질소가 암모니아성 질소로 가수분해되고, 일부 암모니아성 질소는 질산성 질소 형태로 산화되지만 탈질을 위한 무산소 모드를 두지않았기 때문이다. SRT 2일에서 질산화 미생물의 농도는 0.4 mg/L로 미미한데, 이는 질산화 미생물의 증식속도가 0.84 day^{-1}로 낮아서 미생물의 증식이 미생물의 유출(wash-out)을 따라가지 못하기 때문이다. 반면에, SRT 5일 이상인 경우에서는 질산화 미생물 농도가 20 mg/L 정도를 유지하고 있다. 그래서 알칼리도가 고갈될 때까지는 질산화 반응이 가능하므로 생성되는 알칼리도에 비례하여 질산성 질소가 생성된다. 충분한 알칼리도가 유지된다면 질산화 미생물의 농도는 더 증가할 것이고, 암모니아성 질소의 질산화 역시 증가할 것이다.

3-2. 초음파 조사 효과

고형물 체류시간이 5일, 10일인 두 경우에 대하여 연속포기 조건에서 초음파 주입율에 따른 소화율 변화를 Fig. 3에 표시하였다. 모의 조건은 초음파 강도를 20 W로 일정하게 유지하고, 1회당 조사 시간을 30분씩으로 하여 초음파 조사 횟수 0회, 3회, 6회, 12회로 증가하는 경우이다. 이것은 24시간 기준 0 W/day, 1.25 W/day, 2.5 W/day, 5 W/day에 해당한다. 소화조 운전 SRT에 따라서 초음파 주입율도 다르게 계산되는데, SRT를 5일로 운전하는 경우 유입 슬러지량은 일평균 0.5 L/day가 되는데 초음파 조사량이 0 - 10 W/day로 증가함에 따라 처리 슬러지량 대비 초음파 주입율은 0 - 10 W/L로 증가하게 된다. 마찬가지로, SRT가 10일이면 유입 슬러지량은 일평균 0.25 L/day가 되고, 초음파 주입율은 0 - 20 W/L가 된다.

동일한 SRT 조건에서 초음파 조사량이 증가할수록 PCOD (Particulate COD)나 TCOD 제거율은 증가하는데, 이것은 초음파에 의해 입자상 물질이 분해되어 용존성 유기물로 전환하기 때문이다. 만약 PCOD 제거율 40 %를 목표로 하였을 때, 일반 호기성 소화는 약 12일의 SRT를 필요로 하지만 5 W/L 정도 초음파를 조사하

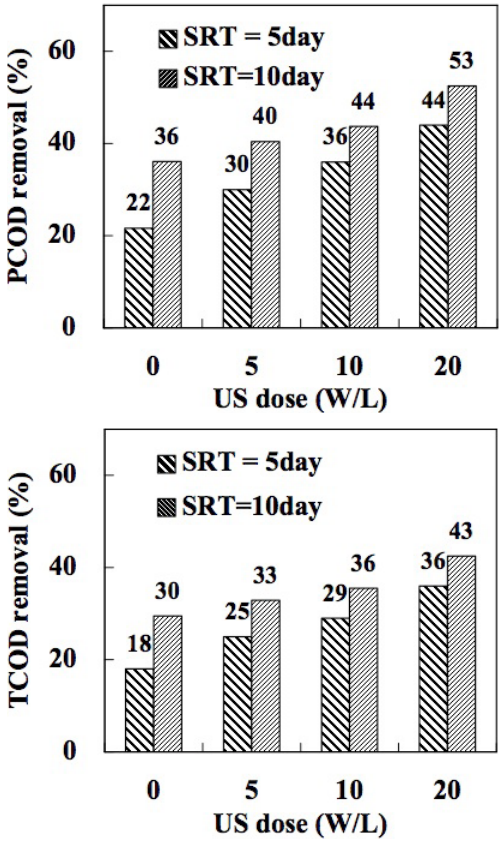


Fig. 3. Relationship among the ultrasound(US) dose, SRT and COD removal rate

면 SRT를 10일로 줄일 수 있고, 14 W/L를 조사하면 SRT를 6일까지 줄일 수 있음을 알 수 있다. 따라서, 호기성소화의 소화효율을 높이고자 하거나, 유입고형물 부하량이 증가하여 목표 제거율에 미치지 못할 경우에는 반응조에 초음파 처리를 부가함으로써 반응조 증설없이 소화효율을 증가시킬 수 있다.

SRT와 초음파 주입율이 소화율에 미치는 민감도를 알아보기 위해 다중회귀분석을 실시하였다. SRT는 5, 10, 15일로 변화시키고, 각각의 경우에 초음파 주입강도를 0 – 5 W/day까지 변화시키면서 PCOD 제거율을 구하였다. PCOD의 농도는 SRT와 초음파 주입율 각각에 따라 지수적으로 감소하므로, 최초 PCOD 농도에 대한 PCOD 농도(η)를 종속변수로 보고 SRT와 초음파 주입율을 각각의 독립변수로 보아 식 (2)와 같은 비선형의 관계가 있는 것으로 간주하였고, 최적의 관계식을 찾기 위해 비선형다중회귀분석을 실시하였다.

$$\eta = y_0 + (1-y_0)e^{-at}e^{-bI} \qquad (2)$$

여기에서, η는 유입 PCOD에 대한 t일 소화 후 PCOD의 비율(–), t는 SRT(day), I는 초음파 주입율 (W/L)을 의미한다. y_0, a, b는 회귀계수이다. 회귀분석에 의한 최적의 관계식은 다음과 같다.

$$\eta = 0.44 + 0.56e^{-0.105t} \cdot e^{-0.0461} \qquad (3)$$

식에서 0.56은 호기성 소화에서 전체 입자상 고형물질의 56 %가 분해 가능함을 뜻한다. 그리고, SRT에 대한 분해상수는 0.105day^{-1}이며, 초음파에 대한 분해상수는 0.046(W/L)$^{-1}$로 계산된다. 이 경우 결정계수(r^2)는 0.992으로서 매우 높은 상관성을 보인다. Fig. 4에 PCOD 제거율을 모델링으로 구한 경우와 식 (3)의 관계식으로 계산한 경우를 비교하여 표시하였는데, 식 (3)으로 구한 값과 모델링으로 구한 값이 서로 비슷하여 대각선상에 잘 위치하는 것을 볼 수 있다.

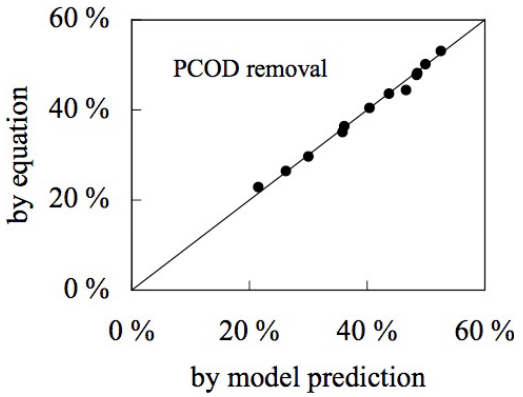


Fig. 4. PCOD removal rate obtained by equation (3) and model prediction

3-3. 질소제거를 위한 운전 전략

호기성 소화는 하수슬러지를 장기포기하여 고형물을 감량화, 안정화시키는 것이 주목적이다. 그렇지만, 소화과정에서 용출된 질소와 인은 반류수에 포함되어 수처리공정으로 보내지므로 주처리공정의 질소와 인 부하는 증가하게 된다. 그러므로 슬러지처리공정에서 질소와 인 농도를 경감하는 만큼 주처리공정의 부하는 줄게 되어 방류수의 질소와 인 농도를 낮추는 효과가 있다. SBR 반응조는 시간제어를 통해 쉽게 운전 모드를 바꿀수 있는 점이 큰 장점이다. 즉, 운전 모드에 적절한 비포기 기간을 설정하여 주므로써 무산소 상태를 유도하고, 이 기간동안 질산성 질소의 탈질을 도모할 수 있다. 또한, 호기성 소화에서 암모니아성 질소가 축적되는 것은 대부분 알칼리도 부족에 따른 질산화 저해 때문인데, 탈질반응은 알칼리도 생성 반응이므로 질산화에 부족한 알칼리도를 보충할 수 있고, 알칼리도 부족에 따른 pH 저하도 어느 정도 줄일 수 있다. Table 5에 여러 가지의 운전 조건에서 무산조 모드 운전에 따른 고형물과 질소 성분의 변화를 표시하였다. 표에서 운전 모드는 한 주기시간인 24시간을 6시간씩 나누어 포기는 1, 비포기는 0으로 표시하였는데, 예를 들어 0111은 6시간 비포기 후 18시간 포기한 경우를 말하며, 1010은 6시간 포기, 6시간 비포기, 다시 6시간 포기, 6시간

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013

비포기를 반복한 경우를 말한다.

SBR은 초음파 분해없이 SRT 12일로 SBR 호기성 소화를 한 경우이며, USSBR(6)은 SRT를 6일로 줄이고, 초음파를 12 W/L 비율로 처리한 경우이다. 그리고 USSBR(7)은 SRT를 7일로 운전하며 초음파를 14 W/L 비율로 처리한 경우이다.

일반 호기성 소화에서 연속 포기하는 경우(CASE 1)에는 고형물 제거율은 41 %가 가능하나 총질소 제거율은 3 % 정도로 미미하다. 그리고, 소화 상징액의 용존성 질소는 280 mg/L로 높다. 포기 시간이 길수록 고형물 감소율은 증가하지만 반대로 비포기 시간이 길어질수록 고형물이나 TCOD 감소율은 줄어든다. 이는 무산소 혹은 혐기 조건에서의 분해율이 호기 조건보다 더 낮기 때문이다. 하지만, 비포기 시간 동안에는 질산성 질소의 탈질이 일어날 수 있는데, 예를 들어 6시간을 비포기로 운전하는 경우(CASE 2)에는 비포기 시간 동안 탈질 반응이 일어나서 용존성 질소는 17 mg/L까지 낮아지고, 총질소는 33 %정도 제거될 수 있다. 즉, 고형물 감소율은 줄어들지만 질소 제거율이 증가하게 되는 것이다.

초음파 결합형 SBR 호기성 소화에서 고형물 제거만을 목표로 하고, 목표 고형물 제거율을 40 %로 설정하는 경우에는 SRT 6일에 12 W/L로 운전하면 된다(CASE 3). 이 경우에 총질소 제거율은 1.7 %로 미미하여 질소 제거는 기대하기 어렵고, 용존성 질소는 320 mg/L로 높아진다. CASE 4와 CASE 6은 질소의 성분 변화 면에서 서로 다른 양상을 보여준다. 즉, 두 경우 모두 소화 후 용존성 질소 농도는 매우 높은데, 무산소 시간이 없는 CASE 4는 암모니아성 질소 120 mg/L, 질산성 질소 220 mg/L로 암모니아성 질소와 질산성 질소가 공존한다. 그러나 알칼리도가 거의 0으로 나타나므로 알칼리도 부족에 따른 질산화 저해로 암모니아성 질소의 일부만 질산화하는 것이다. 반면에, 무산소 시간이 전체의 1/2인 CASE 6은 용존성 질소 370 mg/L가 모두 암모니아성 질소이다. 그리고, 알칼리도는 유입슬러지보다 훨씬 높게 증가한다. 이 경우는 XA 즉, 질산화미생물의 농도가 거의 0으로 나

Table 5. Operation mode and the digestion rate

	Operation mode	Removal rate(%)			SN (mg/L)	Alkalinity (mmol/L)	Remarks
		PCOD	TCOD	TN			
SBR (SRT 12)	1111	41	33	3	280	0.1	CASE 1
	0111	35	28	33	24	5.5	
	0011	21	17	37	28	5.2	
	0001	12	10	39	46	6.3	
	1011	35	29	33	17	6.0	CASE 2
USSBR (SRT 6) US 12W/L	1111	40	33	2	320	0.4	CASE 3
	0111	37	30	31	51	3.7	
	0011	32	26	2	340	31	
	1011	38	31	33	38	4.8	
USSBR (SRT 7) US 14W/L	1111	45	37	2	380	0.3	CASE 4
	0111	40	32	34	48	3.8	CASE 5
	0101	35	29	2	370	33	CASE 6
	1011	40	33	36	35	4.9	CASE 7

- SBR : SBR aerobic digestion
- USSBR : SBR aerobic digestion combined with ultrasonication
- US : Ultrasound dose
- TN : Total nitrogen

타나므로 질산화미생물 결핍이 질산화가 안되는 원인임을 알 수 있다. 따라서, 이 조건에서 질산화를 도모하고자 하는 경우에는 질산화 미생물을 초음파로부터 보호하기 위한 조치가 필요하다. 이러한 조치에는 별도의 무산소조를 운전한다거나 초음파의 영향을 받지않는 구역에 질산화 미생물이 부착성장할 수 있는 방안을 마련하는 것 등이 있다.

고형물 제거율과 질소 제거면에서 가장 유리한 운전은 SRT를 7일로 하고 초음파 주입을 14 W/L로 운전하면서 24시간 중 6시간을 비포기로 운전한 CASE 7이다. 이렇게 운전하므로써 고형물 제거율은 40 %로 동일하게 유지하면서 TN 제거율을 36 %로 올릴 수 있고, 용존성 질소는 35 mg/L로 낮출 수 있다(CASE 7). 이 경우 용존성 질소는 대부분 질산성 질소(34 mg/L)이며 질산화가 충분히 일어나고, 무산소 기간에 탈질도 원활하게 일어나고 있다.

이를 그림으로 표시하여 비교하면 Fig. 5와 같다. CASE 1, 3, 4, 7은 모두 PCOD 제거율을 40 % 이상 달성할 수 있으나 질소의 경우는 CASE 7에서만 TN 제거율 36 %가 가능하고, 용존성 질소는 40 mg/L 이하가 될 수 있다.

Fig. 6에 최적 운전 전략인 CASE 7의 한주기동안의 거동을 시뮬레이션한 결과를 표시하였다. 생물학적으로 분해가 불가능한 용존유기물의 축적으로 SCOD는 1,600 – 1,800 mg/L 수준을 유지하고 있다. 암모니아성 질소의 산화에 따라 점차 증가하는 질산성 질소는 포기를 멈춘 6 – 12시간 사이에 탈질반응으로 감소하여 거의 0에 이르고, 동시에 용출로 인해 암모니아성 질소는 점차 증가하는 패턴을 잘 보여준다. 12시간 이후에는 다시 유기물의 호기성 분해 및 암모니아성 질소의 용출, 질산화가 지속되어 SBR반응조의 한주기가 끝나는 24시간에는 암모니아성 질소는 거의 없고 질산성 질소의 형태로 유출됨을 알 수 있다.

최적 운전 전략인 CASE 7에서 유입슬러지와 소화슬러지의 성분 변화를 비교하여 Fig. 7에 표

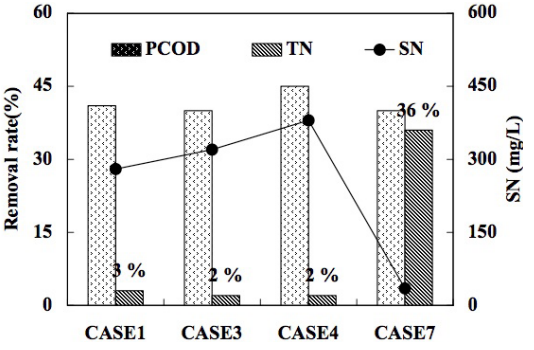
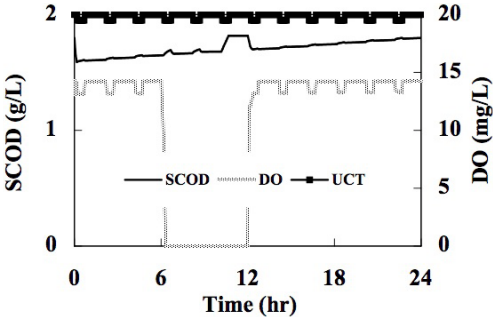
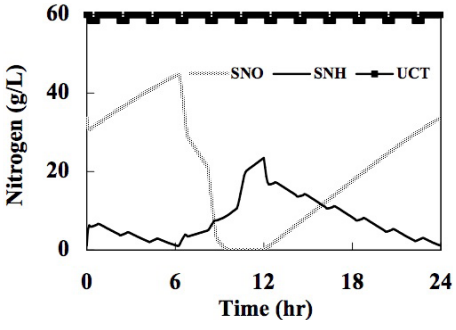


Fig. 5. Operation strategy for the simultaneous removal of organics and nitrogen in the SBR or USSBR aerobic digestion of wastewater sludge



(a)



(b)

Fig. 6. Periodic response of (a) SCOD, DO and (b) nitrogen components in a cycle of USSBR aerobic digestion (UCT means ultrasound execution time).

시하였다. 생물학적으로 분해가 불가능한 용존성(SI) 및 입자상(XI) 유기물은 모두 증가하고, 종속영양미생물(XH)과 입자상 유기물(XS)은 호기성 소화로 인해 감소한다. 이에 따라 SCOD는 당초 500 mg/L에서 1,800 mg/L로 증가하게 되고, 종속영양미생물을 포함하는 입자상 유기물질은 19,500 mg/L에서 11,600 mg/L로 약

ISSN (Print) 1225-7672
ISSN (Online) 2287-822X
Journal of Korean Society of Water and Wastewater Vol. 27, No. 6, pp. 815-826, December, 2013

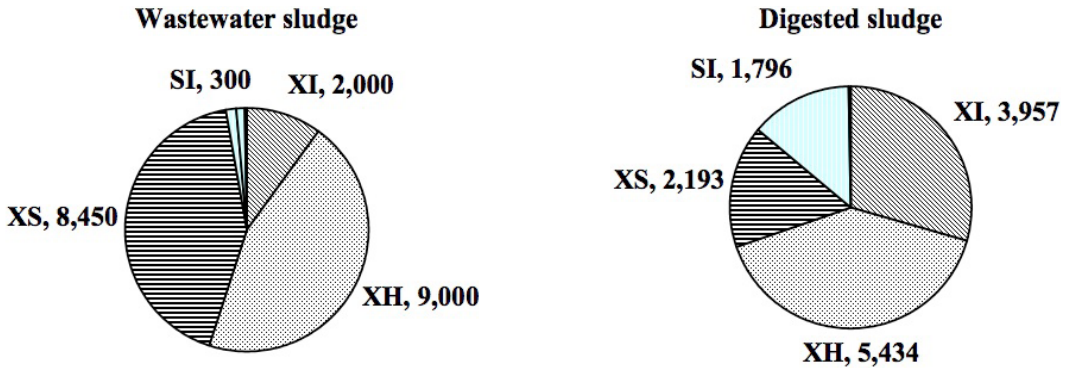


Fig. 7. Components changes (a) before and (b) after USSBR aerobic digestion in case of optimal operation strategy.

7,900 mg/L만큼 감소한다. 한편, 입자상 유기물의 4 %와 종속영양미생물의 7 %에 해당하는 유기성 질소는 이들 유기물의 분해에 따라 용출되지만 질산화와 탈질 반응에 따라 대부분 제거되어 40 mg/L 이하가 될 것으로 예측된다.

4. 결 론

초음파 결합형 SBR 호기성 소화조에 대한 수학적 모델의 시뮬레이션을 실시하여 다음과 같은 결론을 얻었다.

1. SBR 호기성 소화에서 입자상 유기물질의 분해에 따라 유기성 질소는 용출하여 암모니아성 질소로 분해되지만 질산화 반응에 의해 질산성 질소로 축적된다. 이 과정은 알칼리도를 소비하는 반응으로서, 알칼리도가 고갈된 이후에는 질산화 반응이 저해를 받아 암모니아성 질소와 질산성 질소가 모두 축적된다.
2. SRT 5일 이상인 경우에는 질산화 미생물이 증식하나 SRT가 2일 이하이면 질산화 미생물의 증식속도가 미생물의 유출을 따라가지 못해 질산화 미생물은 희박하고 질산화는 저해받아 암모니아성 질소가 축적된다.
3. SBR 호기성 소화에 초음파 처리를 결합하면 소화기간을 줄일 수 있다. SBR 방식의 호기성 소화에서 입자상 고형물 제거율 40 %를 얻기 위해서는 약 12일의 SRT가 필요하지만 14 W/L 정도의 초음파 처리를 결합하면 SRT가 6일로 줄어든다. 모의 실험 결과를 바탕으로 소화일수와 초음파 주입율을 독립변수로 하여 소화 효율을 산정하는 경험식을 제시하였다. 산술적으로는 초음파 주입율을 2.3 W/L 증가시키면 소화일수를 1일 줄일 수 있다.
4. 초음파 결합형 SBR 호기성 소화조에서 하수슬러지를 소화할 때 탈질을 유도하여 반류수의 질소 부하를 경감할 수 있다. 모의 실험 결과 소화 효율 40 %를 달성하면서 용존 질소 농도를 최소화할 수 있는 운전전략은 초음파 주입율 14 W/L에 SRT 7일로 운전하며 24시간 중 6시간을 비포기로 운전하는 경우이다. 이 경우 TN 36 % 제거가 가능하고, 반류수의 용존 질소는 40 mg/L 이하로 낮출 수 있다.

사 사

본 연구는 2012년도 조선대학교 교내연구비 지원에 의해 수행되었습니다.

참고문헌

Bougrier C., Albasi C., Delgenes J.P. and Carrere H. (2006) Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated

sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, *Chemical Engineering and Processing*, 45, pp.711-718.

Chang T.C., You S.J., Damodar R.A. and Chen Y.Y. (2011) Ultrasound pre-treatment step for performance enhancement in an aerobic sludge digestion process, *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 42, pp.801-808.

Henze M., Gujer W., Mino T. and Loosdrecht M. (2007) *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3 - Ed. by IWA task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewater treatment*, IWA publishing, UK.

Jin Y. Huan L., Mahar R.B., Wang Z. and Nie Y. (2010) Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion, *J. Environ. Sciences*, 21, pp.279-284.

Kim S.H., Lee I.H., Yun J.W. and Lee D.W. (2013) Numerical model for SBR aerobic digestion combined with ultrasonication and parameter calibration, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 27(4), pp.457-468.

Kim S.H., Lee D.W. and Kim D.H. (2012) Performance evaluation of hybrid SBR aerobic digestion combined with ultrasonication by using a mathematical model, *Journal of Korean Society of Water and Wastewater*, 26(6), pp.897-905.

MetCalf and Eddy (2004) *Wastewater engineering - Treatment and reuse*, McGrawHill.

Ministry of Environment (2012) 2009 *statistical yearbook*, Ministry of Environment of Korea.

Yan Y., Feng L., Zhang C., Wisniewski C. and Zhou Q. (2010) Ultrasonic enhancement of waste activated sludge hydrolysis and volatile fatty acids accumulation at pH 10.0, *Water Research*, 44, pp.3329-3336.