



저작자표시-비영리-변경금지 2.0 대한민국

이용자는 아래의 조건을 따르는 경우에 한하여 자유롭게

- 이 저작물을 복제, 배포, 전송, 전시, 공연 및 방송할 수 있습니다.

다음과 같은 조건을 따라야 합니다:



저작자표시. 귀하는 원저작자를 표시하여야 합니다.



비영리. 귀하는 이 저작물을 영리 목적으로 이용할 수 없습니다.



변경금지. 귀하는 이 저작물을 개작, 변형 또는 가공할 수 없습니다.

- 귀하는, 이 저작물의 재이용이나 배포의 경우, 이 저작물에 적용된 이용허락조건을 명확하게 나타내어야 합니다.
- 저작권자로부터 별도의 허가를 받으면 이러한 조건들은 적용되지 않습니다.

저작권법에 따른 이용자의 권리는 위의 내용에 의하여 영향을 받지 않습니다.

이것은 [이용허락규약\(Legal Code\)](#)을 이해하기 쉽게 요약한 것입니다.

[Disclaimer](#)

2009年 8月
碩士學位論文

間歇瀑氣시스템의 凝集劑
注入에 依한 磷除去

朝鮮大學校 大學院

環境工學科 水質工學專攻

崔 喜 洛

間歇瀑氣시스템의 凝集劑
注入에 依한 磷除去

A Study on the Phosphorus Removal by Adding of
Coagulant in the Intermittent Aeration Process

2009年 8月 25日

朝鮮大學校 大學院

環境工學科 水質工學專攻

崔 喜 洛

間歇瀑氣시스템의 凝集劑
注入에 依한 磷除去

指導教授 申 大 允

이 論文을 工學碩士學位 申請論文으로 提出함.

2009年 4月 25日

朝鮮大學校 大學院

環境工學科 水質工學專攻

崔 喜 洛

崔喜洛의 工學碩士學位 論文을 認准함

審 查 委 員 長 崔 炯 一 (印)

審 查 委 員 鄭 京 勳 (印)

審 查 委 員 申 大 允 (印)

2009年 5月 28日

朝 鮮 大 學 校 大 學 院

目 次

List of Tables	iii
List of Figures	iv
ABSTRACT	v
I. 서 론	1
II. 이론적 배경	2
1. 생물학적 인제거 원리	2
2. 생물학적 인 제거공정 분류	4
1) 응집제 첨가 활성슬러지법	5
2) 정석탈인법	6
3) 혐기-호기 조합법	7
4) Sidestream 공정	7
3. 상용화된 생물학적 인 제거공정	8
1) AO공정	8
2) A2O공정	9
3) Phostrip 공정	10
4) Modified Bardenpho 공정	11
5) UCT 공정	11
6) SBR 공정	12
4. 생물학적 인 제거 공정의 영향인자	15
1) 온도	15

2) pH	16
3) COD/P의 비	17
4) 설계인자	18
5) 미네랄	19
6) DO 요구량	19
7) 질산이온의 영향	20
III. 실험 및 분석방법	21
1. 실험대상	21
2. 실험방법	21
3. 분석방법	23
IV. 결과 및 고찰	24
1. 간헐폭기시스템의 운전모드 변화	24
1) 운전모드에 따른 DO, pH 및 ORP 변화	24
2) 운전모드에 따른 질소와 인의 거동	28
3) 간헐폭기시스템의 응집제 주입	30
4) 운전모드별 수질 비교	32
V. 결 론	35
참 고 문 헌	36

List of Tables

Table 1. The characteristics of biological phosphorus removal process	14
Table 2. The design factor for biological phosphorus removal process	15
Table 3. Relation of SRT and BOD	17
Table 4. Operating condition of intermittent aeration	22
Table 5. Analytical methods	23

List of Figures

Fig. 1. The principle of biological phosphorus removal	3
Fig. 2. The schematic of activated sludge process adding coagulant	5
Fig. 3. The schematic of phosphorus crystallization	7
Fig. 4. The schematic of combined anaerobic-aerobic process	7
Fig. 5. The schematic of sidestream process	8
Fig. 6. The schematic of AO process	9
Fig. 7. The schematic of A ₂ O process	9
Fig. 8. The schematic of Phostrip process	10
Fig. 9. The schematic of Modified Bardenpho process	11
Fig. 10. The schematic of UCT process	12
Fig. 11. The schematic of experimental process	22
Fig. 12. Variation of DO in the first step reactor	25
Fig. 13. Variation of pH and ORP in the first step reactor	26
Fig. 14. Variation of DO in the second step reactor	27
Fig. 15. Variation of pH and ORP in the second step reactor	27
Fig. 16. Variation of NO ₃ ⁻ -N, NH ₃ -N, PO ₄ ³⁻ -P in the first step reactor	28
Fig. 17. Variation of NO ₃ ⁻ -N, NH ₃ -N, PO ₄ ³⁻ -P in the first step reactor	29
Fig. 18. Variation of concentration of PO ₄ ³⁻ -P with Al/P dosage	30
Fig. 19. Variation of NO ₃ ⁻ -N, NH ₃ -N and PO ₄ ³⁻ -P in the Intermittent + Coagulation-Alum	31
Fig. 20. Variation of PO ₄ ³⁻ -P with each operating conditions	32
Fig. 21. Variation of NH ₃ -N with each operating conditions	33
Fig. 22. Variation of NO ₃ ⁻ -N with each operating conditions	34

ABSTRACT

A Study on the Phosphorus Removal by Adding of Coagulant in the Intermittent Aeration Process

Written by Hee-Rak, Choi

Advised by professor Dae-Yewn, Shin Ph. D.

Department of Environmental Engineering

Graduate school of Chosun University

This research was carried out to improve phosphorus removal in two-stage intermittent aeration process. In order to evaluate the effectiveness of phosphorous removal in the intermittent aeration process, the time status for aerobic-anoxic interaction was varied. The changes in the influence factors were evaluated based on the injection quantity of coagulant. Finally, the system status was investigated to determine if it maintained a stable condition

The process was preliminary operated at an HRT 8h, SRT of 30d, cycle time of 2.5h, C/N ratio of 5 and C/P ratio of 20. When operating-conditions of the process was changed, the process showed removals of nitrogen and phosphorus as high as 70% and 80% respectively. This internal behavior in each reactor showed that nitrification, denitrification, phosphorus release and uptake were also accomplished successfully at an HRT of 6h, SRT of 20d, cycle time of 3h, C/N ratio of 5 and C/P ratio of 20. Therefore, the improved operating conditions were shorter SRT, increasing of anoxic/anaerobic conditions

and C/N and C/P ratios. The experimental results showed that the concentration of phosphorous was 0.4mg/L and 99% removal was attained when the system was operated at a HRT of 6 hours and a SRT of 20 days (cycle time 3hr) with a coagulant with the ratio of 2 Al/P.

I. 서 론

하천의 목표수질을 달성하기 위해 수질오염총량제가 도입됨에 따라 하수종말처리시설의 방류수 수질기준이 강화되어 질소, 인 제거목적으로 기존 시설에 3차 처리공정을 추가하거나 새로운 시스템을 설치하고 있다,

3차 처리공정은 최근 다양한 공법들이 개발되어 있으나 하수종말처리시설의 유입하수는 계절별 수온차가 크고 C/N비, C/P비가 낮으며, 유기물성분이 매우 낮은 경우가 있어서 운전 인자에 미치는 영향이 크므로 연중 안정적으로 처리할 수 있는 방법이 요구되고 있다.¹⁾

하수종말처리장의 총질소 및 총인의 배출허용기준농도는 1996년부터 각각 60mg/L와 8mg/L이하로 규제하기 시작하였고, 2008년 1월부터는 겨울철인 12월부터 다음해 3월까지를 제외하고는 전지역에 대해 특정지역기준의 총질소와 총인 규제농도를 20mg/L와 2mg/L이하로 개정하였다.

생물학적 간헐폭기공정은 기존공정에서 암모니아성 질소가 무산소 상태때문에 산화되지 못하여 유출되고 질산성 질소의 영향으로 인이 방출되는 문제를 해결하기 위하여 폭기조를 호기-무산소 상태의 플러그 흐름으로 유지하여 인의 방출 및 과잉섭취, 질산화, 탈질소화를 도모한다.²⁾

본 연구에서는 간헐폭기시스템의 인제거 효율을 제고하기 위하여 응집제를 주입하여 하수의 인을 생물학적 방법으로 제거하고자 한다. 이를 위하여 폭기조의 호기-무산소 상태시간을 변화시키고 응집제 주입량을 달리하면서 영향인자에 따른 인제거 효율을 비교하고 시스템이 안정적으로 유지되는가를 조사하였다.

II. 이론적 배경

1. 생물학적 인제거 원리

인은 모든 세포가 필요로 하는 영양물질이고, 미생물 건조중량의 1.5~2% 정도를 차지하며, 에너지전달체계와 아데노신 삼인산(ATP), 핵산(DNA, RNA), 세포막 인지질 등 세포질을 이루는 중요 성분이다⁴⁾.

인은 유기인과 무기인 형태로 존재하고, 무기인은 정인산과 당중인산으로 나뉜다. 하·폐수의 T-P농도는 5~20mg/L인데, 대부분 합성세제에 기인하며, 무기인 50~70%는 정인산염이다.

생물학적인 인의 제거는 박테리아가 세포 내에 다중인산염(Polyphosphate)의 형태로 다량의 인을 세포 내의 불루틴 입자에 저장 할 수 있기 때문에 가능하다. 생물학적처리공정에서는 과잉슬러지를 폐기함으로써 10~30% 정도의 인제거 효율을 달성하며, 이 경우 제거되는 인의 90%정도가 정인산염이다.

인제거박테리아(Phosphorous Accumulating Organisms, PAOs)는 혐기성 조건에서 발효에 의하여 생성된 단순기질을 세포 내 저장산물로 동화시키며 그 과정에서 인의 용출이 일어난다. 특히 호기성 조건에서 세포 내의 저장산물이 산화되어 에너지가 생성되며 세포 내 다중인산염의 저장이 증가한다.⁵⁾ 이를 바탕으로 생물학적인 제거 기작은 미생물을 혐기-호기 조건에 교대로 노출시켜 인의 과잉섭취가 일어나도록 한 후 인을 함유한 슬러지를 폐기함으로써 인을 제거한다.

생물학적 인제거 방법은 활성슬러지 미생물에 의한 인 과잉섭취 현상을 이용하여 원수 중의 인을 제거하는 것으로, 활성슬러지 미생물에 의한 인의 방출 및 섭취의 대사기작에 대해서는 아직까지 명확히 밝혀지지 않은 부분이 있지만 현재까지의 대사기작에 대한 연구내용들을 살펴보면 다음과 같다.

첫째, 혐기상태와 연속되는 호기상태를 거치는 동안 활성슬러지 미생물에 의해 섭취한 Phosphate는 세포내에 Polyphosphate로 축적된다. 둘째, 혐기상태에서는 세

포 중에 축적된 Polyphosphate가 가수분해되어 Phosphate로 혼합액에 방출되며, 혼합액중의 유기물이 세포내에 섭취된다. 이 때, 인의 방출속도는 일반적으로 혼합액중의 유기물 농도가 높을수록 크다. 셋째, 혐기상태에서 Phosphate의 방출과 동반되어 섭취되는 유기물은 Glycogen 및 PHB(poly hydroxybeta butyrate)를 주체로 한 PHA(poly hydroxy alkanotate) 등의 기질로서 세포내에 저장된다. 넷째, 호기상태에서는 이렇게 세포내에 저장된 기질이 산화, 분화되어 감소된다. 활성슬러지 미생물은 이 때 발생하는 에너지를 이용하여 혐기상태에서 방출된 Phosphate를 섭취하여 Polyphosphate로 재합성한다.

이상의 첫째부터 넷째까지의 과정이 반복되면서 활성슬러지의 인 함유량이 증대하게 되며, 이와 같이 인 함유량이 증대된 활성슬러지를 폐기함으로써 생물학적 인 제거를 달성할 수 있다.

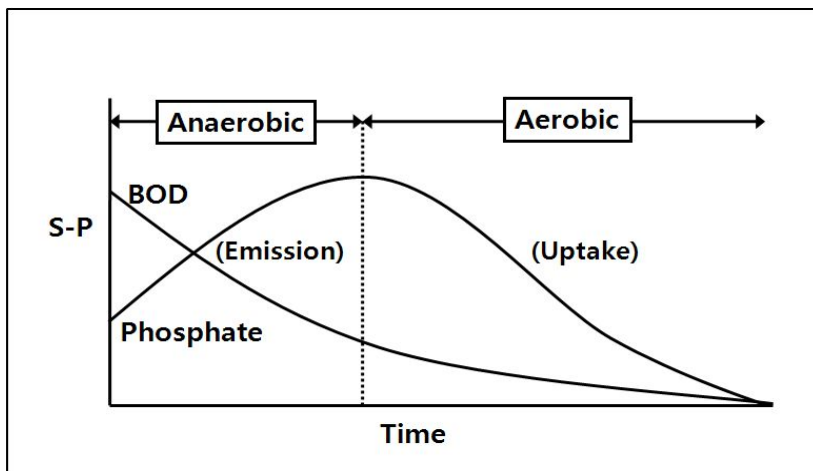


Fig. 1. The principle of biological phosphorus removal.

인제거 박테리아의 성장은 다른 미생물에 비해 유리한 환경에서 성장이 촉진되며, 많은 인을 세포 내에 저장한다. 일반적으로 미생물의 건조중량당 인의 함량은 2~3%이나 생물학적인 인제거 증대반응이 성공적으로 수행된 경우 세포 내 인의 함량은 정상적인 경우의 2~5배에 이른다.

혐기 조건은 다른 종속영양 미생물보다 PAOs가 성장하기 쉬운 환경으로 혐기성

상태에서 PAOs는 생물학적으로 분해가능하며 미생물에 의하여 이용 가능한 용존 COD를 발효하여 아세테이트를 생성한다. 이 때 혐기조에서의 체류시간에 따라 콜로이드성 및 입자상 COD가 가수 분해되어 아세테이트를 형성하기도 한다. 그러나 그 양은 분해 가능한 용존 COD의 전환에 의한 것에 비하여 매우 적다. 혐기 조건에서 PAOs는 저장된 poly-P를 ortho-P로 분해하며 이때 얻어진 에너지를 이용하여 혐기적으로 생성된 단순발효기질을 동화하여 PHB(Poly hydroxy-butyrate)의 형태로 세포 내에 저장한다. 이때 발효기질의 섭취와 함께 ortho-P와 Mg, K, Ca가 세포 밖으로 용출된다.

호기조건에서 PAOs 는 저장된 PHB를 물질대사하고, 산화반응으로 생성된 에너지와 탄소를 새로운 세포 합성에 이용한다. PHO의 산화로 발생한 에너지는 용출된 ortho-P를 세포 내에 poly-P로 저장하는데 사용되며 이때 혐기상태에서 용출된 Mg, K, Ca의 양이온이 함께 저장된다. PHB의 분해와 함께 세포의 성장 및 새로운 세포의 합성으로 poly-P가 미생물에 의하여 과잉 섭취되고 혐기조 용액 내 많은 양의 ortho-P가 제거된다. 이러한 슬러지의 일부를 폐기함으로써 인을 제거할 수 있다⁵⁾.

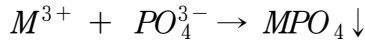
2. 생물학적 인 제거공정 분류

하·폐수의 인 제거 방법은 화학적 방법, 생물학적-화학적 방법 및 생물학적 방법으로 구분된다.²⁾ 생물학적-화학적 방법은 2차 처리수를 3차 처리시스템에 옮겨 약품을 사용하여 침전, 제거하는 방법이나, 2차와 3차 처리공정이 상호 연관성이 없어 별개의 시스템으로 구성되고, 3차 처리공정의 약품소비량과 슬러지 발생량이 많기 때문에 비용이 많이 드는 단점이 있다.

생물학적 방법은 2차 처리공정에서 유기물과 인을 동시에 제거하므로 공정이 간단하고 설비비와 유지관리비가 적게 들어 경제적으로 유리하기 때문에 널리 쓰이고 있다.

1) 응집제 첨가 활성슬러지법

응집제 첨가 활성슬러지법의 인 제거기작은 3가 금속이온이 하수중의 3가 인산 이온과 반응하여 난용성 인산염을 생성하는 다음 반응에 기초를 두고 있다.



응집제로는 pH 중성 부근에서 침전물을 생성하는 알루미늄염이나 3가 철염이 사용된다. 이와 같이 응집을 기초로 하는 공정에는 응집제와 하수의 혼화, 플록형성 및 침전분리와 같은 3가지 공정이 수반되는데, 본법에서는 혼화 및 플록 형성은 생물반응조, 침전분리는 2차침전지에서 이루어진다.

응집제 첨가 활성슬러지법의 운전조건이 적절하면 처리수의 PO_4^{3-} -P농도는 0.3mg/L 이하, T-P농도 0.5mg/L 이하까지 얻을 수 있다.

기본적 처리계통도는 다음과 같다.

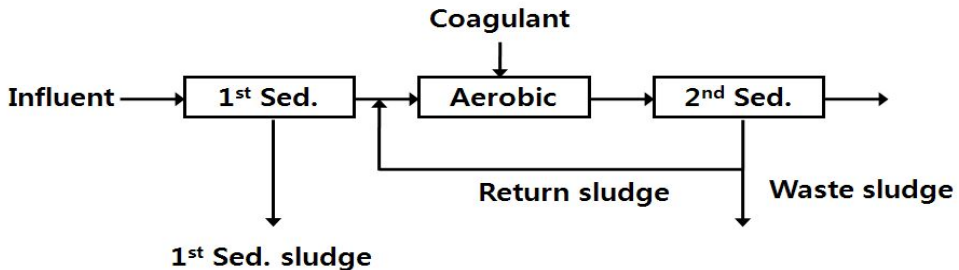


Fig. 2. The schematic of activated sludge process adding coagulant.

이 공법에서도 일반적인 응집침전법처럼 응집제를 첨가하면 인과의 반응 이외에 수산화물의 생성 반응이 동시에 일어난다.

따라서 응집침전법과 마찬가지로 처리수의 T-P농도 0.5mg/L이하를 확보하기 위해서는 Al/T-P비 2이하의 첨가량으로도 처리수의 용해성 T-P는 0.5mg/L이하가 되지만 플록 현성이 불충분하고 처리수에 SS가 유출되어, T-P 농도 0.5mg/L 를 초과하는 경우가 있다.

또 Al/P 몰비 2는 유입되는 인 농도를 3mg/L 로 한다면 황산반토(Alum) 첨가량

에서 다음 식과 같이 65mg/L(Al으로는 5.3mg/L)가 된다.

$$3 \times \frac{2Al}{P} \times \frac{Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O}{2Al} \doteq 65mg/l$$

나고야시 니시이마 처리장³⁾에서 수행한 현장적용실험에서는 황산반토를 T-P농도에 대한 1.5몰 이상, PO₄³⁻-P에 대한 2몰 이상 첨가하면 일 평균치로 T-P농도가 0.5mg/L, PO₄³⁻-P가 0.2mg/L 이하로 되어 있다.

2) 정석탈인법

정석탈인법의 인 제거 원리는 인산이온이 칼슘이온과 반응하여 난용성 염인 하이드록시아파타이트[Ca₁₀(OH)₂(PO₄)₆]를 생성하는 반응에 기초를 두고 있으며, 과포화용액에 용질입자를 주입하면 용질입자를 핵으로 침전물이 석출되는 재결정화의 원리를 응용한 것이다.



인산과 칼슘이온의 혼합용액은 각각 성분의 농도에 따라 하이드록시아파타이트를 형성하는 경계, 즉 용해도 곡선이 존재한다. 또한 준안정지역이 존재하여 이 지역의 경계 이상으로 칼슘이온을 첨가하면 하이드록시아파타이트가 응집·침전되기 시작한다.

정석탈인법은 응집침전법에 비하여 석회주입량이 30~90mg/L로서 적고 동시에 슬러지 발생량이 적어서 경제적이고, 2차 처리수중의 T-P농도를 0.5mg/L 이하로 유지할 수 있는 장점이 있지만, 또한 하수 중에 포함되어 있는 탄산이온 알칼리도가 정석반응을 방해하기 때문에 전단에 탈탄산 공정을 설치하여야 한다.

처리계통도는 다음과 같다.



Fig. 3. The schematic of phosphorus crystallization.

3) 혐기-호기 조합법

혐기-호기 조합법은 하수와 반송슬러지가 첫 단계의 혐기조로 동시에 유입되는 mainstream 생물학적 탈인공정의 대표적 사례이다.

생물학적 탈인은 활성슬러지의 인 과잉 섭취현상을 이용하는 것으로 혐기-호기 활성슬러지법은 일반적으로 반응조 일부를 DO가 존재하는 호기성 상태와 DO가 없는 혐기성상태를 반복시켜 활성슬러지의 인 함유율을 증가시키고, 잉여슬러지를 폐기함으로써 인 제거효율을 높이는 방법이다.

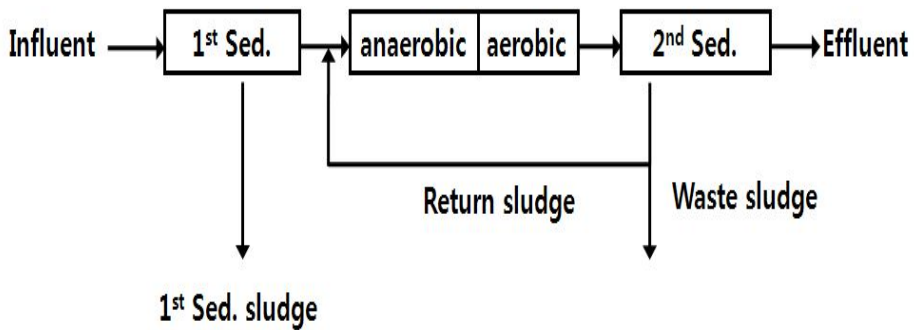


Fig. 4. The schematic of combined anaerobic-aerobic process.

4) Sidestream 공정

Sidestream 공정은 반송슬러지의 일부가 폭기조에 유입되고 분리된 별도의 생물학적 탈인조에서 슬러지의 인을 방출시킨 후, 상징액을 화학적 방법으로 침전 제거한다.

다음은 sidestream 공정의 대표적 공법인 Phostrip 공정의 처리계통도이다.

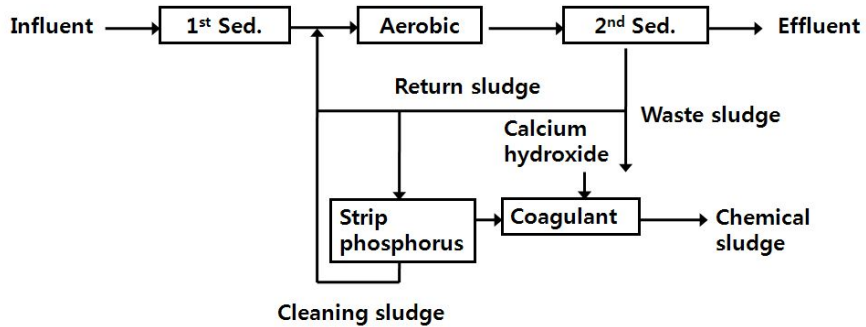


Fig. 5. The schematic of sidestream process.

3. 상용화된 생물학적 인 제거공정

1) AO공정

AO 공정은 Phoredox 공정이라고도 하며, 1974년 Barnard가 창안하였다. 유기물과 인을 생물학적으로 제거하기 위해 호기조 앞에 혐기조를 설치한 mainstream 공정이다.

처음 단계인 혐기조에서는 유입하수와 함께 반송슬러지가 혼합되어 유입되고 미생물이 유기물을 흡수하면서 인을 방출하고, 다음 단계인 호기조에서는 미생물이 유기물을 대사하면서 인을 과량 흡수한다. 인은 잉여슬러지를 폐기함으로써 제거되므로 제거율은 슬러지 폐기량에 따라 달라지며 SRT(고형물 체류시간)이 주요 변수이다.

혐기조와 호기조는 완전혼합 반응조이며, 이 공정은 nitrate를 제거하기 위한 무산소조와 같은 예비조가 없기 때문에 질산화가 요구되지 않을 때 효율적이다.

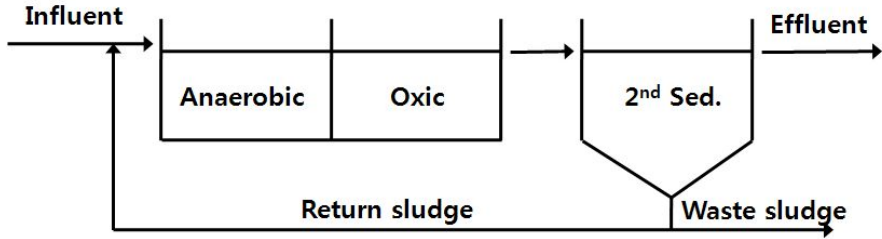


Fig. 6. The schematic of AO process.

2) A₂O 공정

A₂O 공정은 인과 질소를 동시에 처리하는 대표적 공정이다. 무산소조에서는 폭기는 하지 않지만, 질산성 질소 또는 아질산성 질소의 형태로 화학적으로 결합한 산소가 호기성 영역의 질산화된 혼합액을 반송함으로써 유입된다. 이와 같은 무산소조의 추가로 반송슬러지에서 혐기조로 유입되는 질산성 질소의 양이 최소화 된다.

A₂O 공정은 또한 전탈질 공정으로 슬러지 순환비가 크며, 유입수의 C/N비가 낮을 경우, 내부반송의 효율성이 떨어져 질소 및 인의 효율적 제어가 어렵다.

또한, 내부반송에 의해 혼합액중의 질산성 질소를 무산소조로 이송시키기도 하나 슬러지 반송에 의해 혐기조로 이들이 유입시에는 인 방출 저하현상을 초래할 수도 있다.

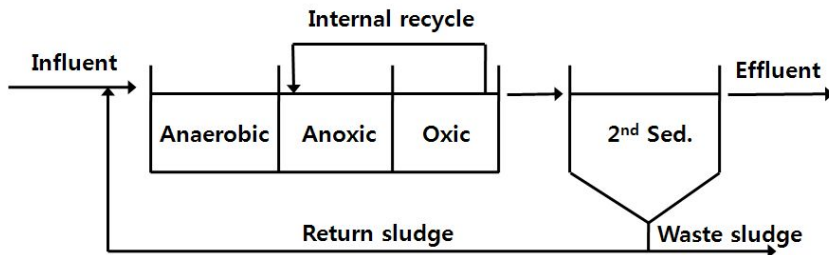


Fig. 7. The schematic of A₂O process.

3) Phostrip 공정

Phostrip 공정은 G.V.Levin에 의해 1965년 제안된 생물학적 및 화학적 인 제거방법을 조합한 sidestream공정으로 반송슬러지의 일부를 혐기성 탈인조로 보내 슬러지로부터 인을 방출시켜 인 과잉 상태로 만들고, 인이 과잉으로 방출되어 있는 탈인조의 상정액은 석회로 침전시켜 슬러지는 폭기조로 반송된다.

Phostrip 공정에서 인은 2가지 방법으로 제거되는데, 한 가지는 탈인조의 상정액으로부터 화학적으로 분리하는 것이고 또 한 가지는 슬러지내의 인을 잉여슬러지 배출을 통해 제거하는 것이다. 즉, 생물학적 공정에 화학적 공정을 결합한 것으로서 유입수의 유기물 부하에 큰 영향을 받지 않고 유출수 중의 인 농도를 1mg/L 이하로 유지할 수 있으며, 많은 양의 인이 석회슬러지로 제거됨으로써 인을 과잉으로 함유하는 슬러지보다 처리가 용할 뿐 아니라 탈인조 상정수가 총 유입하수량에 비해 매우 적으므로 인을 침전시키기 위해 소요되는 석회의 양이 순수 화학적 처리시보다 적다는 장점이 있다.

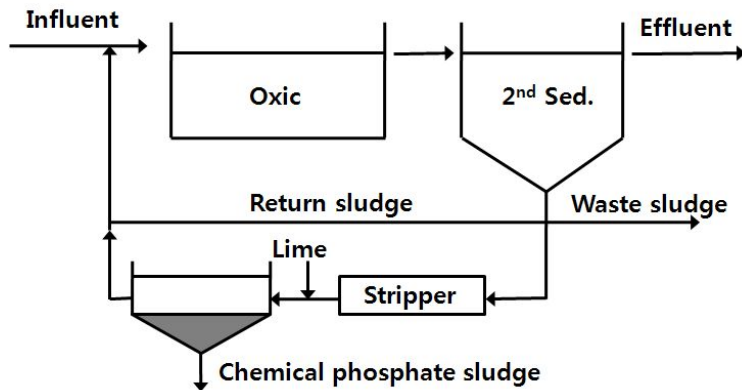


Fig. 8. The schematic of Phostrip process.

4) Modified Bardenpho 공정

Modified Bardenpho 공정은 질소와 인을 동시에 제거하기 위해 4단계 Bardenpho 공정 전단에 혐기조를 추가, 반응조를 5단계로 변형한 것이다.

이 공정에서는 인, 질소, 탄소를 제거하기 위해 혐기, 무산소, 호기 단계를 이용하고 있으며, 2단계 무산소 단계에서는 여분의 탈질화를 위해 호기성 단계에서 생산된 질산성 질소를 전자수용체로, 내생 유기탄소를 전자공여체로 사용한다. 마지막 호기성 단계는 폐수내의 잔류 질소가스를 제거하고 최종침전지에서의 인의 용출을 최소화하기 위해 사용된다. 첫 번째, 폭기조의 MLSS는 무산소조로 반송되고 또한 A_2O 공정보다 긴 SRT를 사용하기 때문에 유기성 탄소 산화능력이 증대된 공정이다.

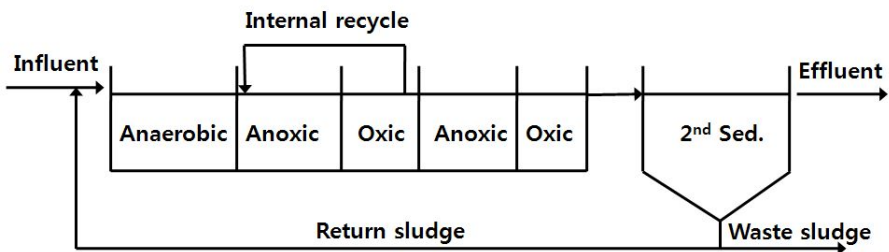


Fig. 9. The schematic of Modified Bardenpho process.

5) UCT 공정

UCT 공정은 혐기성 접촉조로 유입되는 저농도 하수의 질산성 질소의 영향을 최소화하여 생물학적 인 제거효율을 증가시키기 위해 개발되었다.

즉, 이를 위해 반송슬러지를 호기성 지역 대신 무산소지역으로 재순환하고 내부 순환은 무산소 단계에서 혐기성 단계로 이루어지는 특징이 있다. 활성슬러지를 무산소조로 반송함으로써 혐기조로의 질산성 질소의 유입은 차단되며, 그 결과 혐기조에서의 인 방출이 개선되는 것이다. 또한 무산소 단계의 MLSS는 상당량의 용해성 BOD를 함유하지만 질산성 질소는 거의 존재하지 않기 때문에 혐기성 단계로의 MLSS 반송이 발효에 의한 최적 조건은 제공한다. 따라서 호기조에서 질산성 질소

의 농도가 높더라도 인 제거를 안전하게 달성할 수 있도록 하였다.

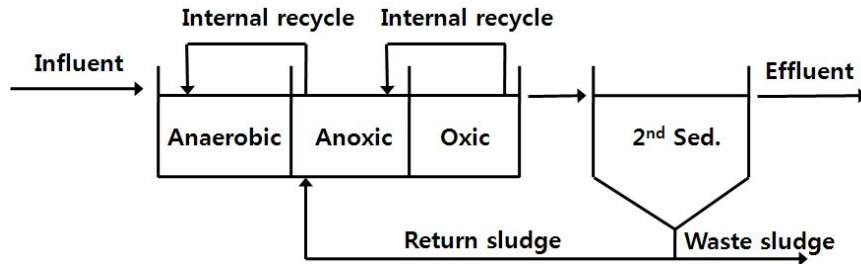


Fig. 10. The schematic of UCT process.

6) SBR 공정

SBR 공정은 개발 초기에는 회분식 반응기로 연속 유입되는 폐수를 처리하기 위한 설비들이 개발되지 않아 연속유입 반응기에 밀려 사용되지 않았었다. 그러나 유체의 흐름을 적절히 변경할 수 있는 밸브, 유량계, 수위계, 자동시간 조절장치, 공정 제어계, 컴퓨터 등의 발달로 SBR 적용을 위한 운전상의 기계적 문제점들이 사라지게 되었다. 따라서 1900년대 후반에 다시 새로운 관심을 받기 시작하였다. SBR 반응조는 회분식이 연속적으로 반복된다는 개념에서 시작하여 Sequencing Batch Reactor 라고 명명하였으나, 초기에는 유입-반응(호기)-침전-방류로 유기물 제거에 적용되었다. 최근에는 혐기, 호기 및 무산소를 반응단계에 추가하여 유기물, 질소 및 인을 동시에 제거하는 기술로 발전되었다.

SBR 공정의 특징을 살펴보면 다음과 같다.

- 현재 여러 종류의 특허화 된 연속회분식 공정이 개발되어 사용화 되어 있다 (ICEAS, KIDEA, CASS, OmniFlow 등).
- 반응조건을 조절함으로써 질소와 인의 제거가 가능하다.
- 별도의 2차 침전지 및 슬러지 반송설비가 필요 없으며, 특허화 된 공법에 따라 연속적으로 원수 유입이 가능하다. 최근에는 처리수를 원활하게 배출하기 위해 슬러지를 반송하는 공정도 개발되어 있다.(PSBR, Aqua MSBR, CASS)
- 충격부하에 비교적 강하며, 사상균을 제어할 수 있는 운전의 융통성이 있으며,

시설이 간단하여 운전이 용이하다.

- 중소규모 하수처리에 주로 적용(주로 20,000~30,000m³/일 이하)되며, 국내에는 대규모 하수처리시설에 적용된 사례가 없다.

생물학적 인 제거를 위한 공정들은 모두 유입하수와 활성슬러지가 접촉하는 혐기성 단계를 필수적으로 포함하고 있으며, 혐기성 단계 이후에는 인을 과잉으로 섭취할 수 있는 호기성 단계를 포함하고 있다.

이와 같은 인 제거공정에서의 효율은 유입하수의 특성뿐만 아니라 전반적인 활성슬러지 공정에 의해서 영향을 받게 된다. 예를 들면 SRT가 너무 길거나 혐기조로 다량의 질산성 질소 및 산소가 유입된다거나 또는 유입수내에 낮은 RBDCOD를 함유하고 있을 경우에는 낮은 인 제거율을 보이게 된다. 그러므로 인 제거공정 선정 시 각각의 처리시설과 관련된 제반 조건을 검토하여 가장 적합한 처리공정을 적용해야 한다.

앞에서 언급한 생물학적 인 제거를 위한 일반적인 공정들을 적용 검토 시 참조할 만한 사항이 되는 특징을 살펴보면 다음과 같다.

Table 1. The characteristics of biological phosphorus removal process

Process	Characteristics
AO	<ul style="list-style-type: none"> • 타 공정에 비해 운전이 간단하다. • 낮은 BOD/P비에서도 운전이 가능하다. • 상대적으로 짧은 수리학적 체류시간을 갖는다. • 슬러지의 침전성 및 인 제거효율이 양호하다.
A ₂ O	<ul style="list-style-type: none"> • 질소와 인 모두 제거하는 공정이다. • 탈질시 질산화에 필요한 알칼리도가 생성된다. • 운전이 간단하며, 슬러지의 침전성이 양호하다.
Phostrip	<ul style="list-style-type: none"> • 기존의 활성슬러지 시설을 쉽게 개량할 수 있다. • BOD/P 비에 의해 인 제거효율이 영향을 받지 않는다. • 약품침전공정보다 약품 투입량이 현저히 작다. • 방류수의 PO₄³⁻-P의 농도를 1mg/L이하로 확실히 달성할 수 있다.
Modified Bardenpho	<ul style="list-style-type: none"> • 슬러지의 침전성이 양호하다. • 인 제거가 타 공정에 비해 덜 효율적이다.
UCT	<ul style="list-style-type: none"> • 혐기조의 질산성 질소부하가 감소되어 인 제거효율을 향상 시킬 수 있다. • 저농도 하수의 경우에도 인 제거효율이 양호하다. • 슬러지 침전성 및 질소 제거율이 양호하다.
SBR	<ul style="list-style-type: none"> • 운전이 용이하며, 질소 및 인의 동시제거가 가능하다. • 유입유량의 큰 변동에도 MLSS의 유실이 없다. • 유출수중의 SS농도를 낮게 유지할 수 있다.

또한, 생물학적 인 제거공정은 단순히 인만이 아닌 유기물 및 질소 또한 동시에 제거할 수 있는 공정으로 개발된 것들이 많으며, 따라서 이들 공정의 실제 적용을 위한 공정을 설계하는데 있어서는 혐기조 뿐만이 아니라 무산소조 및 호기조의 체류시간 그리고 SRT와 슬러지 반송율, 내부반송비 등 각 공정의 특성을 반영할 수 있도록 해야 한다. 각 공정에서의 주요 인자가 되는 항목들을 비교하면 다음 표와 같다.

Table 2. The design factor for biological phosphorus removal process

구분		AO	A ₂ O	Phostrip	Modified Bardenpho	UCT	SBR
SRT (day)		2~5	5~25	5~20	10~20	10~25	20~40
MLSS (mg/L)		3,000~4,000	3,000~4,000	1,000~3,000	3,000~4,000	3,000~4,000	3,000~4,000
HRT (hrs)	Anaerobic	0.5~1.5	0.5~1.5	8~12	0.5~1.5	1~2	1.5~3
	Oxic	-	0.5~1	-	1~3	2~4	1~3
	aerobic	1~3	4~8	4~10	4~12	4~12	2~4
Returned sludge (%)		25~100	25~100	50~100	50~100	80~100	-
Internal (%)		-	100~400	10~20	200~400	200~400	-

4. 생물학적 인 제거 공정의 영향인자

1) 온도

미생물을 이용한 반응의 세포 내 생화학 반응은 효소가 촉매로 작용함에 따라 온도의 영향을 받는다. 대부분의 반응은 온도가 증가함에 따라 반응속도도 함께 증가하나 미생물 반응에 있어서는 온도가 적정 범위를 벗어나 고온일 경우 반응 속도가 급격히 떨어진다. 이는 반응에 있어서 촉매 역할을 하는 효소가 고온에서 파괴되기 때문이다. 따라서 미생물의 생화학적 반응은 5~35°C의 제한된 온도범위에서만 가능하다. 온도의 변화는 유기물의 미생물 세포로의 이동률을 나타내는 기질 전달율에 영향을 주어 온도가 증가하면 유기물의 소비 속도도 증가하는 것으로 알려져 있다.⁸⁾

생물학적 인 제거 공정은 다른 생물학적 공정과 비교할 때 비교적 온도의 변화에 둔감한 것으로 여겨진다. 인 제거와 관련된 미생물을 친냉성으로 구분하였는데 이는 20°C에서 최대의 성장력을 갖는 전형적인 활성슬러지 미생물보다 더 낮은 온

도에서 잘 성장할 수 있음을 의미한다. 그러나 중온성 미생물 속에서 PAOs를 발견하였고 20°C 혹은 이보다 조금 더 낮은 온도에서 활발히 활동한다고 보고되었다⁹⁾. 또한 낮은 온도인 5~15°C에서 비교적 좋은 인 제거 효율을 얻었으나¹⁰⁾ 20~37°C의 높은 온도에서 인 제거 효율이 증가하는 연구결과도 발표되었다.^{11,12)} 그 외의 연구에 따르면 온도가 5°C와 10°C인 경우 호기조에서 인의 섭취가 불완전하였으나 20°C와 30°C에서는 완벽한 인의 섭취가 이루어졌다고 한다.¹³⁾

생물학적 인 제거는 5~10°C정도의 낮은 온도에서도 가능하나 질소 제거가 함께 이루어지는 경우 8°C에서도 90%의 질산화가 이루어지나 탈질반응이 잘 일어나지 않아 전체적인 영양염류 제거 공정의 제한요소가 된다.¹⁴⁾ 또한 생물학적 인 제거 공정에서 온도에 의한 영향은 하수의 조성이나 다른 제한인자들에 의하여 그 영향이 감소되어 나타난다고 한다.¹⁵⁾

2) pH

pH가 인의 섭취율에 영향을 미친다고 한다. 일반적으로 안정적인 인 제거율을 얻기 위해서는 pH를 중성부근으로 유지하는 것이 필수적이다¹⁶⁾. 산성의 pH는 혐기 상태에서 아세테이트 섭취와 인 용출을 방해하며 알칼리성으로 pH 역시 아세테이트의 섭취를 방해하나 인의 용출에는 산성인 경우보다 긍정적인 영향을 준다¹⁷⁾. 또한 유입 pH가 7.2에서 6.3으로 감소하면 인 제거효율에 영향을 미치며 이를 회복하는데 15일이 걸린다고 보고된 바 있다.¹²⁾ Acinetobacter 순수배양 연구는 pH 7.0과 pH 8.5에서 최대 성장률을 비교한 결과, pH 8.5인 경우가 pH 7.0인 경우에 비하여 최대성장률이 42%정도 증가하는 것으로 나타났다. 그리고 혐기조의 경우 pH가 5.5에서 8.5로 증가하면 인의 용출량이 0.24 mgP/mgCOD에서 0.73mgP/mgCOD로 증가한다.¹⁸⁾

3) COD/P의 비

생물학적 인 제거공정의 수행에 영향을 주는 가장 기본적인 요소는 공정으로 유입되는 유입수 내의 이용 가능한 유기물 : 이용 가능한 인의 비이다. 이 비에 따라서 활성슬러지를 구성하는 미생물 군이 달라지므로 생물학적 시스템의 수행능력이 변하게 된다. 인은 정상적인 미생물의 성장과정에서 일부 섭취되어 제거가능하며 이 경우 SRT와 BOD제거율에 따른 유출수의 인 농도는 표 2.2와 같다.

BOD : T-P의 비가 20 : 1이상이 되면 유출수의 T-P농도가 1.0mg/L 이하라고 한다. 비록 유입수가 이러한 비를 만족하더라도 혐기조로 유입되기 전에 VFA(휘발성 지방산) 또는 VFA로 발효될 수 있는 화학물질이 소모된다면 혐기조에서 인의 용출 및 유기물의 분해율은 낮아진다.¹⁹⁾ 보통 1mg의 VFA가 필요하다²⁰⁾. 만약 유입수에 Acetic acid, Propionic acid, Butyric acid와 같이 쉽게 이용 가능한 유기물의 농도가 높을 경우, 반응속도가 매우 빨라져 Bio-P미생물이 유기물을 저장하고 인을 방출하는데 필요한 반응조의 부피와 HRT가 줄어들게 된다. 유입 P농도가 10mgP/L인 경우, SRT와 BOD 제거율이 유출수 P의 농도에 미치는 영향을 Table 3에 나타내었다.

Table 3. Relation of SRT and BOD

BOD Removal, mg BOD/L	PO ₄ ³⁻ -P by SRT(mg/L)			
	3day	6day	15day	30day
100	9.0	9.1	9.4	9.5
300	7.0	7.4	8.1	8.5
500	5.0	5.7	6.8	7.5
1000	0	1.4	3.6	5.1

반응속도는 미생물이 이용할 수 있는 인이나 유기물 농도의 영향을 받는다. 인이 제한되는 경우, 유기물은 혐기조에서 완전히 제거되지 못하고 다음단계로 유입된

다. 반대로 COD가 제한된다면 인의 제거가 제한되므로 추가로 유기물이 주입되지 않는다면 만족할 만한 인 제거율을 기대할 수 없게 된다. 이용 가능한 유기물의 제한여부는 BOD : T-P의 비로 알 수 있다. 일반적으로 COD : T-P의 비가 42~68인 경우는 인이 제한 요소가 되며 20~43 사이인 경우 유기물이 제한인자로 작용한다.⁸⁾

4) 설계인자

인 제거 반응에 있어서 SRT, 혐기 체류시간, 호기 체류시간은 중요한 설계인자이다. SRT의 경우 짧을수록 많은 양의 잉여슬러지가 폐기되므로 인의 제거효율을 증대시킬 수 있다. 혐기/호기공정에서 SRT가 4.3에서 8.0으로 변환에 따라 활성슬러지의 BOD/P가 19에서 26으로 증가한 반면, 같은 조건에서 활성슬러지의 인 성분은 5.4%에서 3.7%로 감소하였다. 그러나 실제 공정운영에 있어서는 인 이외의 유기물과 질소의 제거를 고려한 적절한 SRT로 운전하여야 한다.

일반적으로 SRT는 2~40일이며 Bio-P 미생물의 경우 사멸률이 낮기 때문에 이 범위의 SRT에서는 인 제거에 큰 영향을 받지 않는다고 알려져 있다. SRT 10일에서 무산소와 호기 상태에서 인 섭취가 관찰되었으나 SRT 5일에서는 무산소 상태에서 인의 섭취가 억제되었으며 호기조에서도 불완전한 인의 섭취가 일어났다고 보고되었다. 또한 SRT 11~65일의 범위에서 생물학적 인제거 실험에 따르면 SRT가 증가함에 따라 PAOs의 분율은 감소한다고 하였다. 유기물과 질소, 인의 제거에 미치는 SRT의 영향에 관한 연구는 SRT 10일에서 최대 영양염류 제거효율을 나타냈으며 이때 SVI 값도 최소로 나타났다²¹⁾.

혐기 체류시간은 유기물을 발효하고, 세포내의 인 방출을 도모하는 데 소요된다. 혐기조에서 인의 용출량이 많을수록 인의 제거 효율이 증가하므로 양호한 유출수질을 얻기 위해서는 혐기 조건에서 인의 용출과 유기물 섭취가 최대로 일어나도록 하여야 한다. 즉 인의 용출이 최대한 일어날 수 있도록 충분한 접촉시간이 필요하다.

혐기 체류시간은 공정별로 매우 다양하지만, 인 저장 미생물에 의해 섭취된 휘발성 지방산이 세포 내에서 충분히 동화될 수 있도록 적절한 체류시간이 제공되어야

한다. 대부분의 경우 체류시간은 20시간 이하로, 일반적으로 1~2시간 정도이다.

그러나 유입수에 유기물이 적고 질산염이 많은 경우에는 일반적인 혐기시간의 1.5배로 운전하는 것이 좋다. 혐기 체류시간은 너무 길지 않아야 하며 혐기 체류시간이 너무 긴 경우 혐기조 다음 단계에 오는 호기조에서 휘발성 지방산의 섭취 없이 인의 용출이 일어난다. 이러한 현상을 “2차 용출” 라고 하며 이는 호기조에서 인의 섭취율을 감소시키는 요인이 된다. 호기 체류시간은 미생물이 혐기조에서 방출된 인을 세포 내로 저장하고 질산화와 BOD 제거를 위하여 필요로 하는 시간이다. 보통 호기조의 체류시간은 1~2시간이다.⁸⁾

5) 미네랄

인 제거에 영향을 미치는 요인으로는 Mg, K, Ca과 같은 양이온이 있다. 생물학적인 인 제거 시스템은 미생물에 의하여 인과 함께 Mg, K, Ca의 양이온이 세포 내에 저장되므로 충분한 양의 양이온이 공급되어야 한다. 필요한 Mg/P, K/P, Ca/P의 몰비는 각각 0.71, 0.50, 0.25이다. 유입수내 Mg농도가 15~24 mg/l 또한 30mg/l 로 증가하면 평균 인 제거 효율은 85~97%로 증가한다고 발표되었다²²⁾. 보통 도시하수는 과량의 Mg, K, Ca 을 포함하고 있어 인 제거에 큰 영향을 미치지 않으나 유입수에 K의 성분이 없으면 인의 용출과 아세테이트의 섭취도 감소한다. 반면 K의 성분이 충분한 경우 인의 제거가 효과적으로 일어난다.¹³⁾ 그러나 K이 과다하게 존재할 경우 슬러지의 침강성과 탈수에 부정적인 영향을 끼친다.²³⁾

6) DO 요구량

생물학적인 인 제거 시스템에서 혐기조의 DO 농도는 0~0.2mg/l로 아주 낮게 유지되어야 하며 호기조의 경우 DO는 3.0~4.0 mg/l로 유지하는 것이 좋다²⁴⁾. DO농도가 4.0mg/l이상이 되면 후속 공정에서 무산소 조건으로 전화하는 것이 어려우므로 이 이상으로 DO농도를 유지하는 것은 바람직하지 않다. 호기조에서 무산소조로 내부순환하는 경우 역시 반송수의 DO농도가 높아 탈질 반응에 영향을 주게 된다. 또

한 과폭기는 PHB 의 감소로 인의 섭취를 저하시키기 때문에 인의 제거에도 부정적인 영향을 끼친다.⁹⁾

7) 질산이온의 영향

혐기조로 NO_3^- -N가 유입되는 경우 인 제거에 부정적인 영향을 끼친다. 혐기조에 NO_3^- -N가 존재하는 경우 Bio-P 미생물을 제외한 다른 미생물에 의하여 이용 가능한 용존 유기물이 우선적으로 섭취된다. 이로 인하여 Bio-P 미생물이 사용할 수 있는 유기물의 양이 감소하고 인의 용출량도 감소한다. 보통 NO_3^- -N의 농도가 3mg/l 이상일 때 인의 제거율에 영향을 미친다고 알려져 있다.

인 제거 미생물은 일반적으로 전자수용체로 질산이온을 사용할 수 없으나 최근의 연구는 질산이온 존재하는 무산소 상태에서도 몇몇 종에 의하여 인의 섭취가 일어날 수 있음을 보여준다. 이러한 미생물이 우점종을 이루는 경우 산소의 유무는 인 섭취에 큰 영향을 주지 않는다. 그리고 이러한 미생물은 혐기/무산소/호기 공정보다 혐기/무산소 공정에서 더 잘 자란다고 한다.

III. 실험 및 분석방법

1. 실험대상

실험에 사용한 원수는 광주시 하수종말처리장의 침전조에서 유량조정조에 유입되는 유입수이고, 활성슬러지는 2차침전지에서 반송되는 것을 채취하여 사용하였다.

2. 실험방법

유입수는 정량펌프를 사용하여 주입하고, 폭기는 air compressor를 사용하였으며, 슬러지 반송은 일반 feed pump를 사용하였다. 또 폭기/비폭기시간을 제어하기 위하여 폭기조마다 타이머 2개씩을 설치하고, 비폭기 시간에 슬러지가 침전되지 않고 원활하게 혼합되도록 각 폭기조에 수중펌프를 설치하였다.

반응기는 질산화에 유리하게 온도를 20℃이상 유지하고, 폭기 시 DO농도는 2.4 ~ 4.7 mg/L로 유지하였다. 또 침전조의 SRT를 조절하기 위하여 하단에 유출구를 설치하여 슬러지를 인발하며 MLSS농도를 유지하였다.

간헐폭기시스템은 수온 22~26℃, HRT 5~6시간, SRT 30일, 슬러지 반송율 30%, 폭기/비폭기 운전시간 1시간/ 2시간, C/N비 5~10 및 C/P비 12~20으로 유지하고, 탄소원으로 메탄올을 이용하였다.

또한 간헐폭기시스템의 인 제거율을 제고하기 위해 Jar -test를 실시하여 Alum 을 주입량을 조사하였다.

Table 4. Operating condition of intermittent aeration

Factor	Operating conditions		
Water temp.(°C)	22~31		
HRT(hours)	8		
Return sludge pumping rate (%)	30		
Cycle time(aerobic/anaerobic)(hr)	1/1.5	1/2	1/2
SRT(day)	30	20	20
C/N ratio	3~5	12	12
C/P ratio	10~12	20	20
Al/P	-	-	1.75~2.75

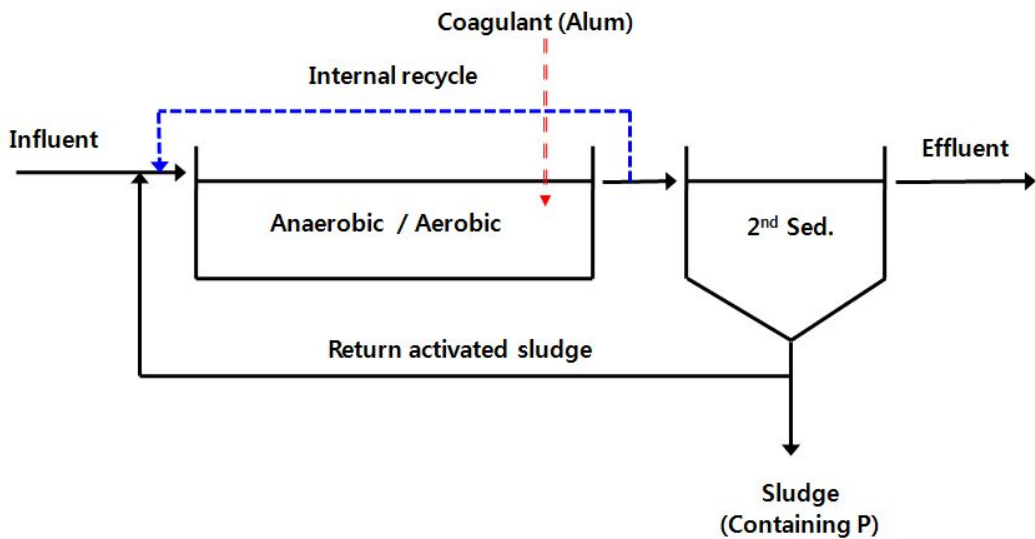


Fig. 11. The schematic of experimental process.

3. 분석방법

유입하수와 유출수의 수질을 평가하기 위하여 SCOD(Soluble Chemical Oxygen Demand), $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$, SS 및 MLSS를 분석하고, 간헐폭기시스템의 관리상태를 알아보기 위하여 pH, 산화환원전위(ORP) 및 DO를 측정하였다.

pH, ORP 및 DO는 휴대용 측정기를 사용하여 측정하고, 다른 수질항목은 Standard methods에 의거하여 분석하였다.

Table 5에 수질분석방법을 나타내었다.

Table 5. Analytical methods for water quality

Parameter	Methods
Temperature	Direct measurement
pH	Electrometric Method
ORP	Electrometric Method
COD	Closed Reflux
SS	TSS Dried at 103~105°C
$\text{NH}_3\text{-N}$	UV spectrophotometer
$\text{NO}_3^- \text{-N}$	UV spectrophotometer
SVI	Sludge Volume Index
$\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$	UV spectrophotometer
TSS, VSS	Electric Muffle Furnace
Alkalinity	Titration Method

IV. 결과 및 고찰

1. 간헐폭기시스템의 운전모드 변화

1) 운전모드에 따른 DO, pH 및 ORP 변화

(1) 운전주기 3hr, SRT 20일 운전

Fig. 12에 간헐폭기시스템을 cycle time 2.5hr, SRT 20day, HRT 6hr 운전 시 반응조의 DO농도변화를 나타내었다. DO는 무산소상태에서 혐기성 상태로 상태가 전환된 후 10분까지 초기농도의 절반이하로 급격히 감소하고 있다. 다시 혐기성 상태에서 호기성 상태로 전환된 경우에는 DO가 짧은 시간동안 급격히 증가하고 있다. 전체적으로 DO농도는 반응조 상태가 무산소, 혐기, 호기성으로 전환되는 초기에는 편차가 크게 형성되는 것을 알 수 있다.

Fig. 13에 간헐폭기시스템을 cycle time 2.5hr, SRT 20day, HRT 6hr 운전 시 반응조의 pH와 ORP변화를 나타내었다. pH와 ORP는 호기성 상태에서 무산소 상태로 전환된 후 탈질화 및 인방출 반응이 일어남에 따라 증가하고, 혐기성 상태에서 호기성 상태로 전환된 후에는 질산화가 진행되어 시간이 경과함에 따라 감소하고 있다. 이러한 3단계의 상전환 과정에서 질소가 환원되어 가스상태로 휘발되어 탈질되고, 인이 생물축적 및 방출되어 제거되는 현상을 볼 수 있다.

간헐폭기시스템을 cycle time 2.5hr, SRT 30day, HRT 6hr로 운전 시 유입수의 SCOD농도가 낮아 탈질과 인제거가 충분하지 않았다. 이후 실험에서는 운전조건을 변경하여 충분한 탈질과 인방출을 유도하였다.

이와 같이 간헐폭기 시스템의 상태를 무산소, 혐기, 호기성 상태로 전환함에 따라 DO, pH 및 ORP가 달라지므로 이들의 편차와 제거되는 질소 및 인농도의 상관성을 파악하면 적절한 사이클 주기를 도출하고, 유입수의 부하변동에 신속히 대응할 수 있을 것으로 판단된다.

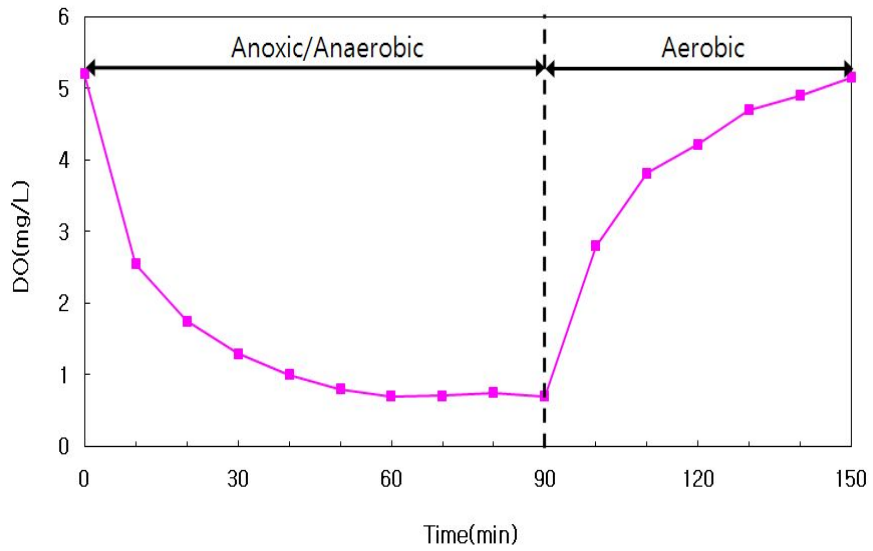


Fig. 12. Variation of DO in the first step reactor.
(HRT 5hr, SRT 30day, cycle time 2.5hr)

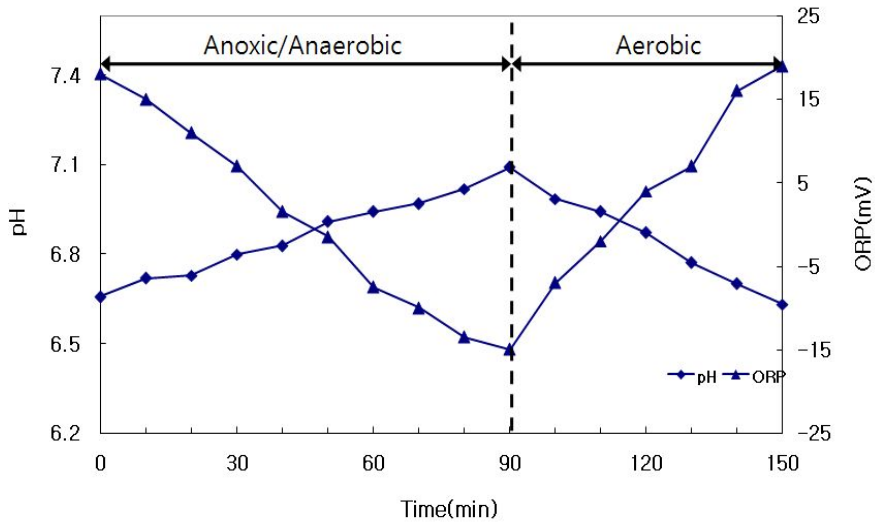


Fig. 13. Variation of pH and ORP in the first step reactor.
(HRT 5hr, SRT 30day, cycle time 2.5hr)

(2) 운전주기 3hr, SRT 20일 운전

Fig. 14에 간헐폭기시스템을 cycle time 3hr, SRT 20day, HRT 6hr 운전 시 반응조의 DO농도변화를 나타내었다. DO는 무산소상태에서 혐기성 상태로 상태가 전환된 후 10분까지 초기농도의 절반이하로 급격히 감소하고, 혐기성 상태에서 호기성 상태로 전환한 후 10분 이내에 급격히 상승하였으며, 무산소상태에서 혐기성 상태로 전환 후에는 급격히 강하하는 양상을 보였다.

Fig. 15에 간헐폭기시스템을 cycle time 3hr, SRT 20day, HRT 6hr 운전 시 반응조의 pH와 ORP변화를 나타내었다. 앞 실험보다 무산소 및 혐기성 상태의 시간을 30분 증가시킴에 따라 말기에 pH와 ORP의 감소폭이 작아져 탈질에 요구되는 무산소조건이 충분히 확보되었다고 판단된다.

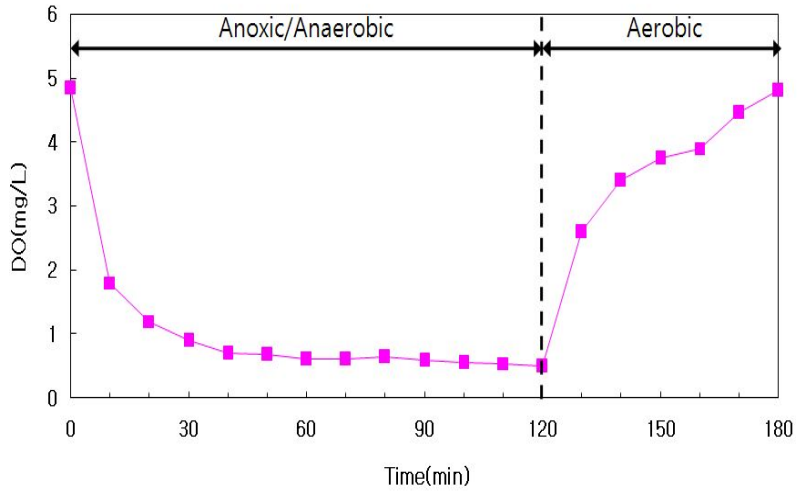


Fig. 14. Variation of DO in the second step reactor.
(HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr)

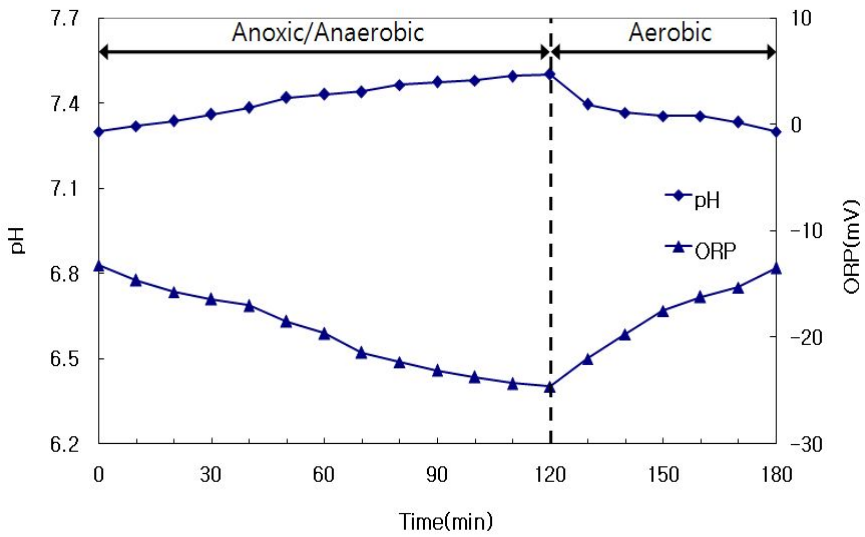


Fig. 15. Variation of pH and ORP in the second step reactor.
(HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr)

2) 운전모드에 따른 질소와 인의 거동

(1) 운전주기 2.5hr, SRT 30일 운전

Fig. 16에 간헐폭기시스템을 cycle time 2.5hr, SRT 30day, HRT 5hr 운전하여 정상상태에 도달하였을 때, 한 사이클 동안의 반응조별 질소와 인의 거동을 나타내었다. 폭기 및 비폭기가 서로 교대로 수행됨에 따라 무산소, 혐기성 및 호기성 상태가 뚜렷이 구분됨을 알 수 있다.

간헐폭기시스템 반응조의 질소와 인의 거동을 살펴보면, 초기 무산소 상태 90분 동안에는 질산화반응이 억제되고 유입수 영향으로 $\text{NH}_3\text{-N}$ 농도가 증가하며 탈질반응에 의해 질산염이 감소한다. 그 후 호기상태 60분 동안에는 질산화가 진행되어 $\text{NH}_3\text{-N}$ 농도가 감소하고 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 농도가 증가하며, 동시에 인의 섭취가 일어남을 알 수 있다.

또한 초기 무산소 조건으로의 전환 후 호기조건으로 전환되기 직전까지 계속 탈질이 됨을 알 수 있는데 이는 무산소 조건을 더 증가시킴에 따라 더 높은 탈질효율이 예상된다.

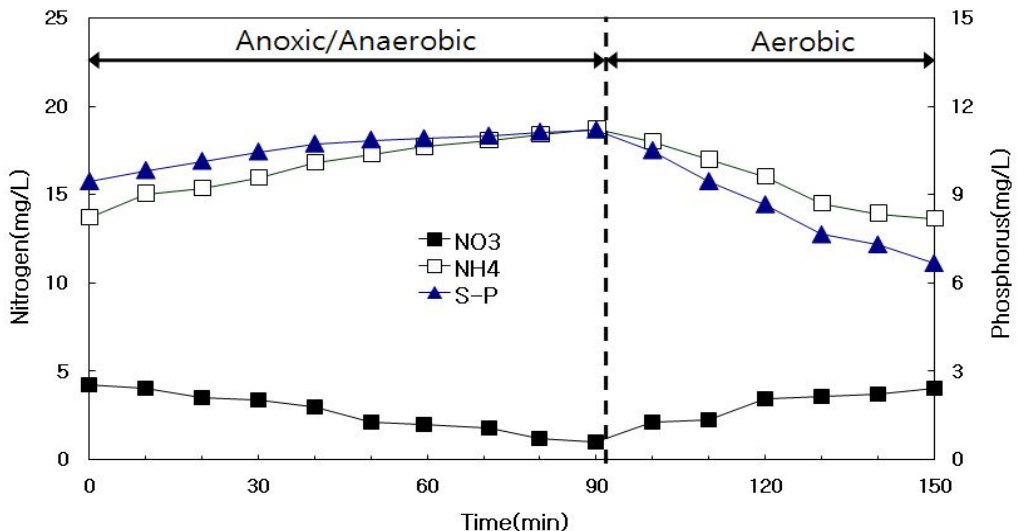


Fig. 16. Variation of $\text{NO}_3^- \text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ in the first step reactor.

(HRT 5hr, SRT 30day, cycle time 2.5hr)

(2) 운전주기 3hr, SRT 20일 운전

Fig. 17에 간헐폭기시스템을 cycle time 3hr, SRT 20day 운전 시 반응조의 N, P 농도변화를 나타내었다.

호기 및 무산소 조건에서 질산화 및 탈질이 일어나고 있으며, 유입 SCOD의 농도를 증가시킴으로써 P의 섭취 및 방출을 유도할 수 있었다. 이는 SRT의 감소, 1.5시간의 비폭기시간을 2시간으로 증가시킴에 따른 결과로도 볼 수 있다.

또한 Fig. 16과 비교해서 거동의 변화폭이 큼을 알 수 있는데 이는 하수성상의 변화로 증가한 SCOD 농도에 따른 C/N · C/P비의 증가로 보여진다.

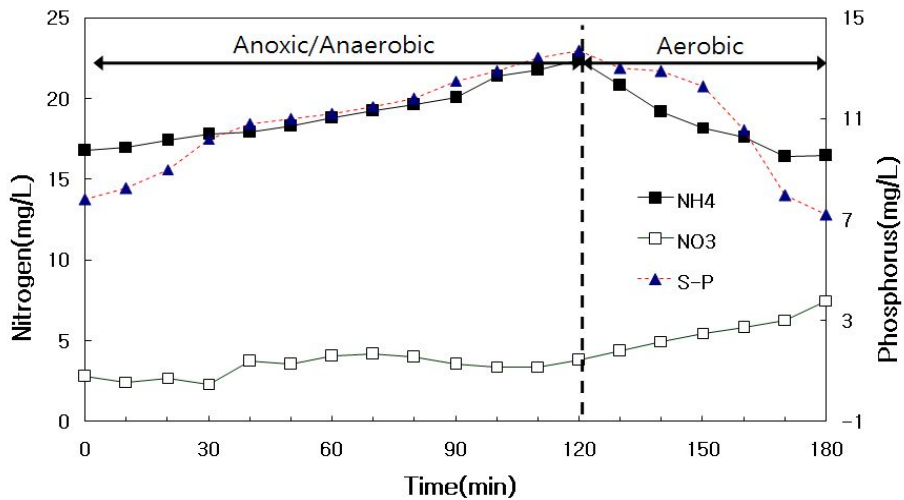


Fig. 17. Variation of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in the first step reactor.

(HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr)

3) 간헐폭기시스템의 응집제 주입

(1) 유출수의 jar test

운전주기 3hr, SRT 20일 운전 간헐폭기시스템에서 SP의 섭취 및 방출을 유도하기 위하여 유입수의 SCOD농도 증가, SRT 감소, 비폭기시간의 30분 연장 등 여러 방법을 도입하였으나 장기간 인제거 효율을 안정적으로 유지하기는 어려웠다.

따라서 혐기성 상태에서 호기성 상태로 전환되는 시점에 응집제를 주입하여 인의 거동을 조사하였다. 간헐폭기시스템에 주입할 응집제의 양을 추정하기 위하여 간헐폭기시스템 유출수에 대한 jar-test를 실시하였으며, 그 결과를 Fig. 18에 나타내었다.

인제거효율은 Al/P비 2~2.25범위에서는 99%이상이었으나, 2.5이상에서는 인이 재용출되어 감소하여, 이후 실험에서는 Al/P비 2.0이 되도록 응집제를 주입하였다.

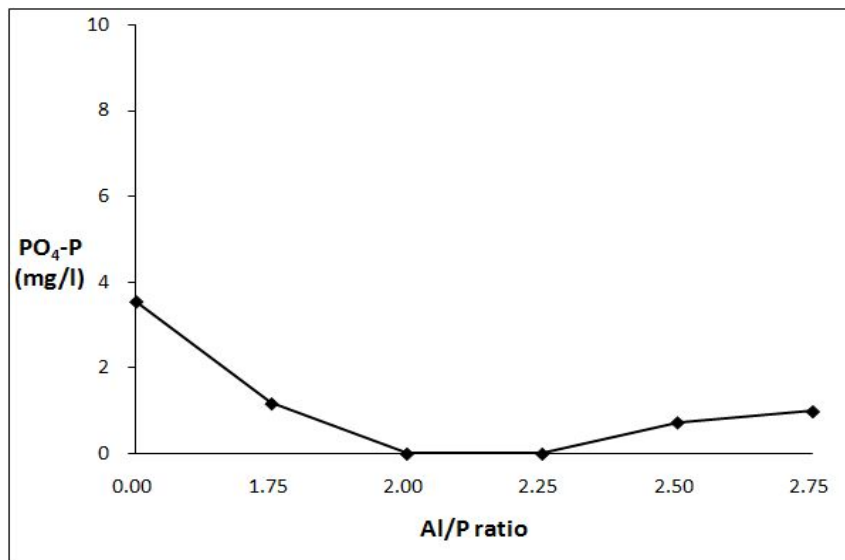


Fig. 18. Variation of concentration of PO₄³⁻-P with Al/P dosage.

(2) Alum주입에 의한 N, P 거동

Fig. 19에 Al/P비가 2.0이 되도록 응집제를 주입하고 폭기시간에 따른 질소와 인의 거동을 나타내었다.

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 농도는 폭기시간 10분후 급격히 감소하고, 제거효율은 40분 후부터 94.5% 이상 유지되었으며, 연속실험에서도 안정적으로 유지되었다.

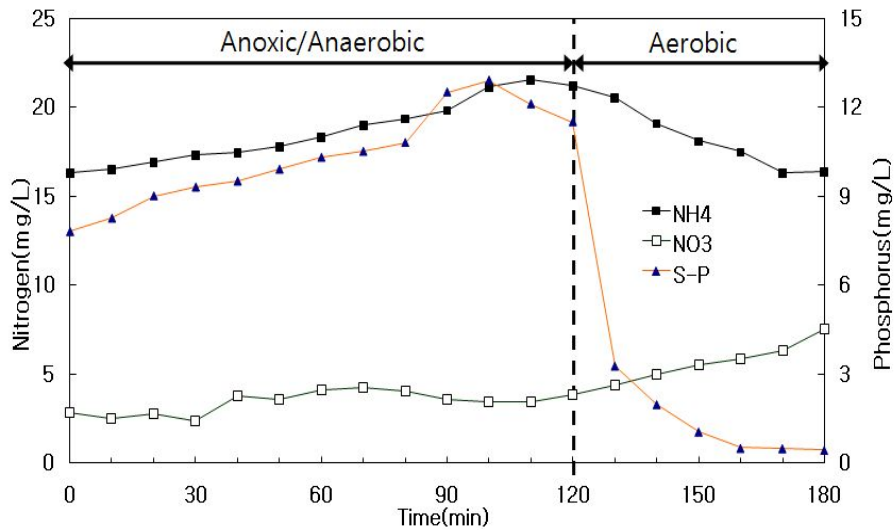


Fig. 19. Variation of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_3\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in the Intermittent + Coagulation-Alum. (HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr, Alum)

4) 운전모드별 수질 비교

(1) 유출수의 SP농도

Fig. 20에 간헐폭기시스템을 A, B, C 세 가지 운전모드로 운전할 때(A모드 : HRT 5hr, SRT 30day 및 cycle time 2.5hr, B모드 : HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr, C모드 : HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr, Alum dosage) 유출수의 인농도 변화를 나타내었다.

A모드로 운전할 경우 유출수의 SP 농도는 4~5mg/L로서 제거율이 약 50%이고, B모드로 운전할 경우 유출수의 SP 농도는 2~3.2mg/L로서 제거율이 약 70%이며, C모드로 운전할 경우 유출수의 SP 농도는 0.2~0.5mg/L로서 제거율이 약 99%로 나타나, C모드의 제거율이 가장 높은 것을 알 수 있다.

B모드와 A모드를 비교하면 혐기성 상태의 시간이 0.5시간 많음으로써 인이 원활하게 방출되어 제거율이 약 20% 향상되고, C모드와 B모드를 비교하면 응집제 주입에 의해 29% 향상되었음을 알 수 있다.

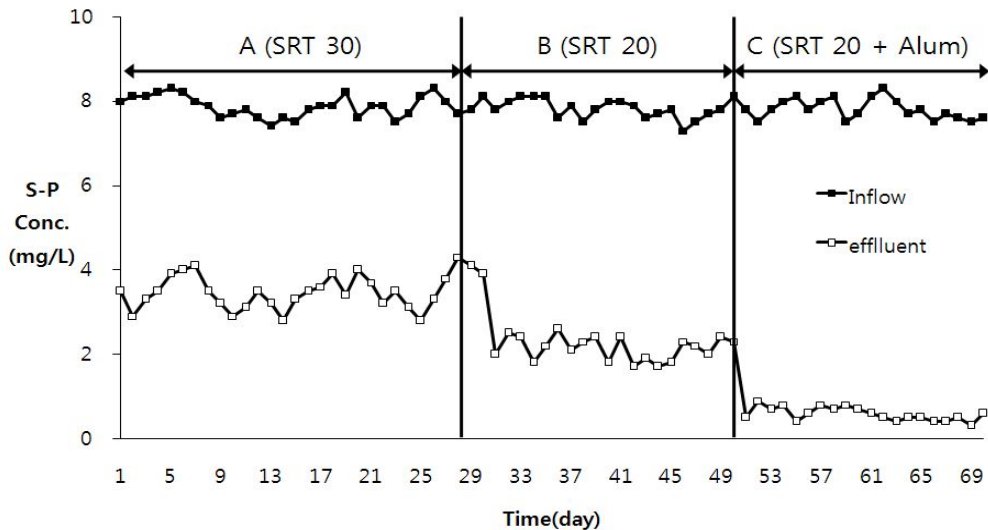


Fig. 20. Variation of $PO_4^{3-}-P$ with each operating conditions.

(2) 유출수의 NH_4^+ 농도

Fig. 21에 간헐폭기시스템을 A, B 두 가지 운전모드로 운전할 때 유출수의 NH_4^+ 농도 변화를 나타내었다.

A모드로 운전할 경우 유출수의 NH_4^+ 농도는 6.41mg/L이고, B모드로 운전할 경우 유출수의 NH_4^+ 농도는 6.12mg/L로서, B모드 유출수의 NH_4^+ 농도가 0.3mg/L 낮음을 알 수 있다.

이러한 이유는 사이클 주기를 2.5시간에서 3시간으로 증가시켰으나 질산화에 필요한 호기조건이 운전조건 변화전후 각각 1시간동안 동일 시간 동안 일어남에 따른 결과라 생각된다.

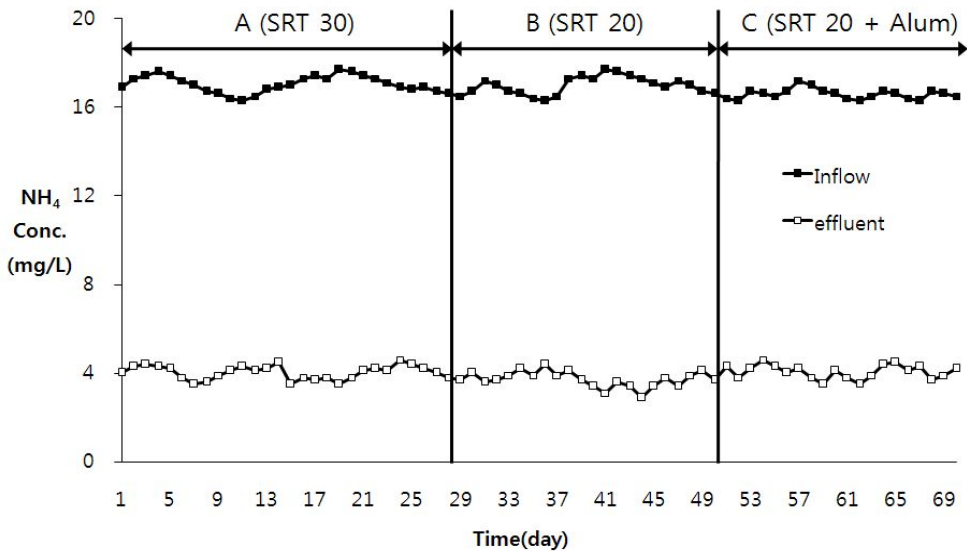


Fig. 21. Variation of NH_4^+ with each operating conditions.

(3) 유출수의 NO₃⁻ 농도

Fig. 22에 간헐폭기시스템을 A, B 두 가지 운전모드로 운전할 때 유출수의 NO₃⁻ 농도 변화를 나타내었다.

A모드로 운전할 경우 유출수의 NO₃⁻농도는 13.6mg/L이고, B모드로 운전할 경우 유출수의 NO₃⁻농도는 8.0mg/L로서, B모드 유출수의 NO₃⁻농도가 5.6mg/L 낮음을 알 수 있다.

이는 하수성상의 변화에 따른 C/N비 증가로 탈질에 필요한 탄소원의 충분한 공급과 사이클 주기를 2.5시간에서 3시간으로 증가시킴으로써 1.5시간에서 2시간으로의 무산소 조건이 증가하여 탈질이 원활히 일어날 수 있는 시간을 확보한 결과라 생각한다.

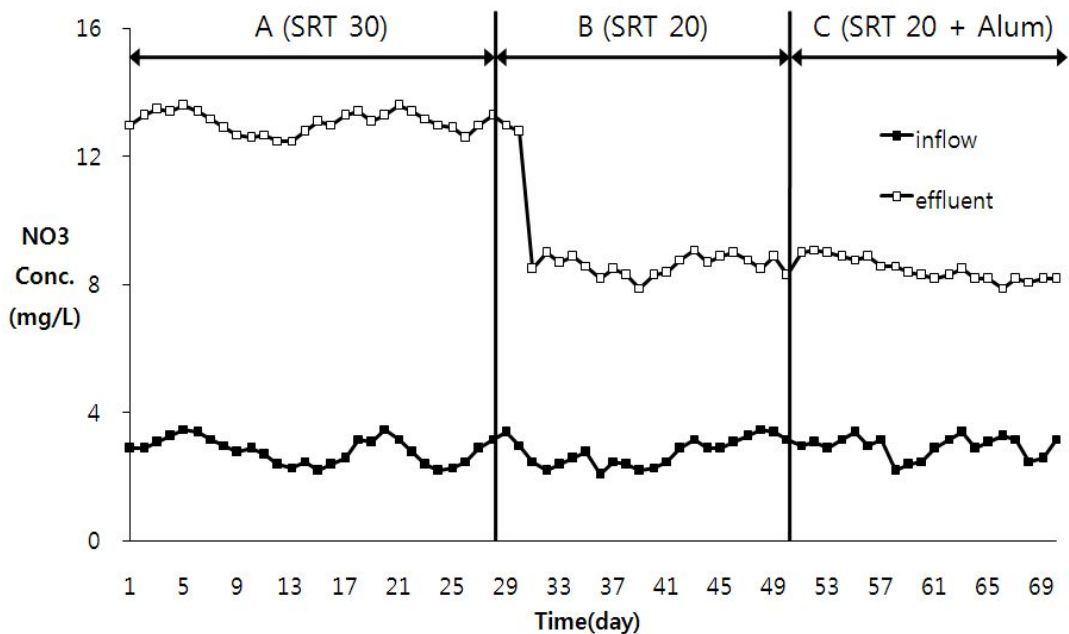


Fig. 22. Variation of NO₃⁻ with each operating conditions.

V. 결 론

간헐폭기시스템의 인제거 효율을 제고하기 위하여 폭기조의 호기-무산소 상태시간을 변화시키고 응집제 주입량을 달리하면서 영향인자에 따른 변화를 비교하고, 시스템이 안정적으로 유지되는가를 조사하여 얻은 결과는 다음과 같다.

1. 간헐폭기시스템을 HRT 5hr, SRT 30day, cycle time 2.5hr으로 운전할 경우 유출수의 질소 및 인 농도는 12mg/L 및 4.6mg/L로서 제거효율은 각각 70%와 35%이었다.

2. 간헐폭기시스템을 HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr으로 운전할 경우 유출수의 질소 및 인 농도는 10mg/L와 2.12mg/L로서 제거효율은 각각 80%와 70%이었다. SRT감소로 슬러지 배출량이 증가하고 cycle time이 증가하여 무산소조건이 증가되어 인 방출이 원활하였다.

3. 간헐폭기시스템을 HRT 6hr, SRT 20day, cycle time 3hr으로 운전하면서 폭기시간에 응집제를 A1/P 2로 주입할 경우 유출수의 인 농도는 0.4mg/L이고 제거효율 99%이었으며 안정적으로 유지되었다.

참 고 문 헌

1. 이종일 · 김우향, 정석탈인법에서 폐각을 이용한 인의 제거, 2006학년도 해양 환경안전학회 추계학술발표회 p 159
2. 남경식, "간헐폭기 BNR 공정의 시뮬레이션 및 실측 결과 비교", 석사학위논문, 건국대학교 대학원 환경공학과, 2004..
3. 김갑수, 김동하, 김주영 공역, "하수의 고도처리기술", 동화기술, 2000
4. Bouw. E.M., Boekestein, A. and Deinema, M. (1989), "Quantitative X-ray Microanalysis of Volutin Granules in Acinetobacter", Ultramicroscopy, Vol.27. No.2, p. 199.
5. Sedlak, R.I. (1991). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, 2nd Ed., The Soap and Detergent Association, Lewis Publishers, New York, N.Y.
6. 정화원, "생물학적 인제거공정의 반응조건 최적화에 관한 연구", 서울시립대, 석사학위논문, 2005.
7. 박노연, "무산소-혐기-호기 활성슬러지 공정을 이용한 하수내 질소와 인의 생물학적 제거", 석사학위논문, 연세대, 2004.
8. Stephens, H. L. and Stensel, H.D. (1998), "Effect of operating Conditions on Biological Phosphorus Removal", Water Envir. Res., Vol.70, pp.360-369.
9. Panswad, T., Dounghai, A. and Anotai, J. (2003), "Temperature Effect on Microbial Community of Enhanced Biological Phosphorus Removal System", Water Res., Vol.37, pp.409-415.
10. Florentz, M., Caille, D., Bourdon, F. and Sibony, J. (1987), "Biological Phosphorus Removal in France", Water Sci. Technol. Vol.19, No.4, pp.1171-1173.
11. McClintock, S.A., Randall, C.W. and Pattarkine, V.M. (1993), "Effect of Temperature and Mean Cell Residence Time on Biological Nutrient Removal Processes", Water Environ. Res., Vol.65, No. pp.110-118.

12. Converti, A., Rovatti, C. and Borgh, D. (1995), "Biological Removal of Phosphorus from Wastewaters by Alternating Aerobic and Anaerobic Conditions", *Water Res.* Vol.27, pp.791-798.
13. Brdjanovic, D., Hooijmans, C.M., van Loosdrecht, M.C.M., Alaerts, G.J. and Heijnen, J.J. (1996), "The Dynamic Effects of Potassium Limitation on Biological Phosphorus Removal", *Water Res.* Vol.30, pp.303-313.
14. Choi, E., Rhu, D., Yun, Z. and Lee, E. (1998), "Temperature Effect on Biological Nutrient Removal System with Weak Municipal Wastewater", *Water Sci. Technol.* Vol.37, No.9, pp.219-226.
15. WEF. (1998), *Design of Wastewater Treatment Plants*, 4th ed ., Manual of Practice No.8, Water Environmental Federation, Alexandria.
16. Tracy, K.D. and Flammino, A. (1985), "Kinetics of Biological Phosphorus Removal", Presented at the 58th Annual Waste Pollution Control Federation Conference, Kansas City, Missouri, Vol.12, pp.102-124.
17. Liu, W.T., Mino, T., Matsuo, T. and Nakamura, T. (1996), "Biological Phosphorus Removal Process Effect of pH on Anaerobic Substrate Metabolism", *Water Sci. Technol.*, Vol.34, No.12, pp.25-32.
18. Boswell, C.D., Dick, R.E. and Macaskie, L.E. (1999), "The Effect of Heavy Metals and Other Conditions on the Anaerobic Phosphorus Metabolism of *Acinetobacter Johnsonii*", *Microbiology UK*, Vol.145, pp.1711-1720.
19. Randall, C.W., Banard, J.L. and Stensel, H.D. (1992), "Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Biological Nutrient Removal", Technomic Publishing, Lancaster, pp.2578.
20. Barnard, J.L. (1993), *Pre-fermentation in biological nutrient removal plants*, McGraw Hill, New York, N.Y.
21. Kargi, F. and Uygur, A. (2002). "Nutrient Removal Performance of a Sequencing Batch Reactor as a Function of the Sludge Age", *Enzyme Microb.*

Technol., Vol.31, No.6, pp.842-847.

22. Schonborn, C., Bauer, H.D. and Renske, I. (2001), "Stability of Enhanced Biological Phosphorus Removal and Composition of Polyphosphate Granules", *Water Res.*, Vol.35, pp.3190-3196.

23. Murthy, S.N. and Novak, J.T. (1998), "Effects of Potassium Ion on Sludge Settling, Dewatering and Effluent Properties", *Water Sci, Technol.*, Vol.37, No.45, pp.317-324.

24. Shehab, O., Deininger, R., Porta F. and Wojewski, T. (1996), "Optimizing Phosphorus Removal at the Ann Arbor Wastewater Treatment Plant", *Water Sci. Technol.*, Vol.34, No.12, pp.493-499.

저작물 이용 허락서

학 과	환경공학과	학 번	20077500	과 정	석사과정
성 명	한글 : 최희락 한문 : 崔喜洛 영문 : Choi Hee-Rak				
주 소	광주광역시 북구 운암동 418-61				
연락처	E-MAIL : sk77014818@hanmail.net				
논문제목	한글 : 間歇瀑氣시스템의 凝集劑 注入에 依한 磷除去 영문 : A Study on the Phosphorus Removal by Adding of Coagulant in the Intermittent Aeration Process				

본인이 저작한 위의 저작물에 대하여 다음과 같은 조건아래 조선대학교가 저작물을 이용할 수 있도록 허락하고 동의합니다.

- 다 음 -

1. 저작물의 DB구축 및 인터넷을 포함한 정보통신망에의 공개를 위한 저작물의 복제, 기억장치에의 저장, 전송 등을 허락함
2. 위의 목적을 위하여 필요한 범위 내에서의 편집·형식상의 변경을 허락함. 다만, 저작물의 내용변경은 금지함.
3. 배포·전송된 저작물의 영리적 목적을 위한 복제, 저장, 전송 등은 금지함.
4. 저작물에 대한 이용기간은 5년으로 하고, 기간종료 3개월 이내에 별도의 의사 표시가 없을 경우에는 저작물의 이용기간을 계속 연장함.
5. 해당 저작물의 저작권을 타인에게 양도하거나 또는 출판을 허락을 하였을 경우에는 1개월 이내에 대학에 이를 통보함.
6. 조선대학교는 저작물의 이용허락 이후 해당 저작물로 인하여 발생하는 타인에 의한 권리 침해에 대하여 일체의 법적 책임을 지지 않음
7. 소속대학의 협정기관에 저작물의 제공 및 인터넷 등 정보통신망을 이용한 저작물의 전송·출력을 허락함.

동의여부 : 동의(○) 반대()

2009년 8월

저작자 : 최 희 락 (서명 또는 인)

조선대학교 총장 귀하