บทที่ 2
ทบทวนเอกสาร

2.1 บทนำ

ในปัจจุบันปัญหาทางด้านน้ำเสียเป็นที่กล่าวถึงและให้ความสำคัญมากในด้านผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม จากปัญหาดังกล่าวจึงได้มีการสร้างระบบบำบัดต่างๆเพื่อให้น้ำทิ้งมีคุณภาพดีขึ้น ในน้ำเสียนอกจากจะมีปริมาณสารอินทรีย์แล้วยังมีธาตุอาหารที่สำคัญคือไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในปริมาณสูง ซึ่งจำเป็นที่ต้องกำจัดออก เนื่องจากธาตุอาหารดังกล่าวสามารถก่อให้เกิดปัญหาสภาวะยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำได้หากถูกปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำปิดโดยไม่ผ่านการบำบัดก่อน สภาวะยูโทรฟิเคชันคือสภาวะที่สาหร่ายมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วจนส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำ ทำให้ระดับออกซิเจนละลายในน้ำลดลง และเกิดการเปลี่ยนแปลงประชากรสัตว์น้ำในระบบนิเวศน์ด้วย

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำจะกระตุ้นการเจริญเติบโตของสาหร่ายและมีผลต่อปริมาณออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำ จากการศึกษาและการคำนวณจากส่วนประกอบของเซลล์พบว่าฟอสฟอรัส 1 กิโลกรัมจะกระตุ้นให้จุลินทรีย์สร้างเซลล์ใหม่ 111 กิโลกรัม ซึ่งเทียบเท่ากับซีโอดี 138 กิโลกรัม และไนโตรเจน 1 กิโลกรัมมีผลต่อการสร้างเซลล์ใหม่ 16 กิโลกรัม ซึ่งเทียบเท่ากับซีโอดี 20 กิโลกรัม จะเห็นได้ว่าผลที่เกิดโดยไนโตรเจนจะน้อยกว่าผลที่เกิดโดยฟอสฟอรัส แต่ทั้งสองก็ยังคงมากกว่าผลของซีโอดีในน้ำเสีย (Randall และคณะ,1992)

ดังนั้นการควบคุมการเกิดยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำที่ดีที่สุดวิธีหนึ่งคือ การลดปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งการลดปริมาณฟอสฟอรัสก่อนที่จะปล่อยสู่แหล่งน้ำสามารถทำได้โดยใช้กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส

2.2 การกำจัดฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสที่พบในน้ำเสียมี 3 รูปแบบคือ ออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และฟอสฟอรัสอินทรีย์ ซึ่งส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดมาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ จากอุตสาหกรรมที่ใช้กระบวนการทางชีวภาพ เช่นอุตสาหกรรมอาหาร และจากอุตสาหกรรมอื่นๆ เช่นอุตสาหกรรมปุ๋ย อุตสาหกรรมผงซักฟอก (ซึ่งมีการเติมฟอสเฟตเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของผลิตภัณฑ์) อุตสาหกรรมกรดฟอสฟอริก เป็นต้นทั้งนี้จากการประมาณปริมาณฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นจากแหล่งกำเนิดหลักในสหรัฐอเมริกาดังตารางที่ 2.1 แสดงให้เห็นว่าฟอสฟอรัสส่วนใหญ่แล้วจะมาจากของเสียจากมนุษย์ และโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของ

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ฟอสฟอรัสอนินทรีย์ดังแสดงในตารางที่ 2.2 ซึ่งเห็นได้ว่ามีค่ามากถึง 70 เปอร์เซ็นต์ของฟอสฟอรัสในน้ำทั้งหมด

ตารางที่ 2.1 ปริมาณฟอสฟอรัสจากแหล่งกำเนิดต่างๆในสหรัฐอเมริกา

Source	Phosphorus (kg P/capita/yr)
human waste	0.6
laundry detergents (no product phosphorus limitation)	0.3
other household detergents and cleaners	0.1
industrial, institutional, and commercial	highly variable

อ้างอิง : Sedlak,R.I (1991)

ตารางที่ 2.2 ฟอสฟอรัสในน้ำเสียจากแหล่งชุมชน

	มก./ลิตร	กรัม/คน/วัน
Total phosphorus, as P	4-15	0.6-4.5
- organic phosphorus	0.3 x Total P	0.3 x Total P
- inorganic phosphorus (ortho-P และ poly-P)	0.7 x Total P	0.7 x Total P

อ้างอิง : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (1991)

วิธีในการกำจัดฟอสฟอรัสนั้นสามารถทำได้ 2 วิธี คือวิธีทางเคมีและวิธีทางชีวภาพ วิธีทางเคมีสามารถทำโดยการก่อตะกอนผลึก(precipitation) และการดูดซับ(adsorption)ด้วยสารเคมี ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นจะใช้จุลินทรีย์ช่วยในการจับใช้ฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยการระบายสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบออกจากระบบ (Fukase และคณะ (1985), Metcalf และEddy (1991) , Sedlak (1991) และRandall (1992))

2.3 หลักการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดยการสร้างสภาพแวดล้อมให้เกิดการคัดพันธุ์แบกทีเรียชนิดพิเศษที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากซึ่งเรียกว่า พีเอโอ (PAO; Polyphosphate Accumulating Organisms) โดยผ่านสภาวะไร้อากาศ (anaerobic) ที่ไม่มีออกซิเจนหรือสารรับอิเล็กตรอนอื่นๆ เช่นไนเทรต แล้วผ่านไปยังสภาวะแอโรบิก (aerobic) ที่มีออกซิเจนหรือสภาวะแอนอกซิก (anoxic) ที่มีสารรับ

อิเล็กตรอนเช่นไนเทรต พีเอโอเป็นแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสเฟตได้มากกว่าปริมาณที่เซลล์ต้องการใช้ในการเติบโตหรือที่เรียกว่า การจับใช้อย่างฟุ่มเฟือย (luxury phosphorus uptake) โดยปกติเซลล์แบกทีเรียจะต้องการฟอสฟอรัสประมาณ 1.5-2.0 เปอร์เซ็นต์ของน้ำหนักตัวแห้งซึ่งทำให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10-30 ขึ้นกับอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสในน้ำเข้า การเก็บรวบรวมสถัดจ์และวิธีการปำบัด แต่ในกรณีของการจับใช้แบบฟุ่มเฟือยแบกทีเรียจะสามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 4-12 ของน้ำหนักตัวแห้ง ทำให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดาถึง 2.5-4 เท่า (WEF Manual of Practice, 1992)

แบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษนั้นเดิมเชื่อว่ามีอยู่เพียงประเภทเดียว คือ *Acinetobactor* (Fuhs และ Chen, 1975 อ้างโดยRandall และคณะ, 1992) แต่จากการศึกษาต่อมาโดย Karin และคณะ (1983) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่า *Acinetobactor* ไม่ใช่แบกทีเรียเพียงชนิดเดียวที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ ยังมีแบกทีเรียชนิดอื่นอีกคือ *Aeromonas* และ *Pseudomonas* ซึ่งมีจำนวนมากกว่าร้อยละ 50 ของแบกทีเรียชนิดแอโรบิกทั้งหมดในระบบ โดยแบกทีเรีย *Acinetobactor* จะมีจำนวนเพียงร้อยละ 15 เท่านั้น

Kavanaugh และRandall (1994) ได้ทำการศึกษาชนิดของแบกทีเรียในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (BNR) พบแบกทีเรีย 4 ชนิดที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ คือ *Aeromonas /Vibrio*, Coliform, *Pseudomonas* และ *Acinetobactor* โดยแบกทีเรีย 3 ชนิดแรกถูกพบในปริมาณมากกว่า และพบ *Acinetobactor* เพียงร้อยละ 5 ของจำนวนแบกทีเรียทั้งหมด

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการจับใช้อย่างฟุ่มเฟือยนั้นสามารถอธิบายได้ดังนี้

<u>สภาพแอนแอโรบิก</u>

สภาพแอนแอโรบิกหรือสภาพไร้อากาศในที่นี้หมายถึงสภาพที่ไม่มีทั้งออกซิเจนและสารรับอิเล็กตรอนอื่นๆ เช่นไนเทรต โดยสภาพแวดล้อมที่สภาวะนี้จะทำการคัดเลือกแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ ทั้งนี้สภาพแอนแอโรบิกจะมีประโยชน์ต่อการแข่งขันของแบกทีเรียกลุ่มพีเอโอ เพราะพีเอโอจะสามารถใช้ประโยชน์จากสารอาหารได้ก่อนแบกทีเรียกลุ่มอื่น

ในสภาพแอนแอโรบิกจะเกิดกระบวนการหมักเป็นขั้นตอนแรก โดยจุลินทรีย์จะเปลี่ยนพวกสารประกอบอินทรีย์ไปเป็นกรดไขระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFAs) ชนิดที่มีจำนวนคาร์บอนน้อยๆ เช่น กรดน้ำส้ม (acetic acid, HAc) และต่อมาแบกทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษจะดูดซึมกรดไขมันระเหยง่ายดังกล่าวเข้าไปในเซลล์ โดยส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการเมแทบอลิซึมและอีกส่วนหนึ่งจะเปลี่ยนเป็น 3-hydroxybutarate (3HB), 3-hydroxyvalerate (3HV), 3-hydroxy-2-methybutarate (3H2MB) และ 3-hydroxy-2-methyvalerate (3H2MV) ซึ่งทั้ง 4 ชนิดรวมเรียกเป็นพีเอชเอ

(polyhydroxyalkanoate, PHA) เพื่อสะสมไว้เป็นอาหารสำรอง (Satoh และคณะ, 1992) แสดงดังสมการที่ 1

$$\text{Substrate} \xrightarrow{\text{fermenters}} \text{Acetate} \xrightarrow{\text{PAO}} \begin{matrix}\text{3HB}\\ \text{3HV}\\ \text{3H2MB}\\ \text{3H2MV}\end{matrix} = \text{PHA} \qquad \text{_____(1)}$$

ทั้งนี้แบกทีเรียจะต้องใช้พลังงานจากการย่อยสลาย ATP (adenosinetriphosphate) มาใช้ในการสะสมพีเอชเอ ดังสมการที่ 2

$$\text{ATP} \longrightarrow \text{ADP} + PO_4^{3-} + \text{energy} \qquad \text{_____(2)}$$

จากสมการข้างต้นอธิบายได้ว่า ATP จะสลายตัวทำให้เกิดการปล่อยออร์โธฟอสเฟตออกนอกเซลล์ เกิดสารประกอบ ADP (adenosinediphosphate) และพลังงานส่วนหนึ่ง ซึ่งพลังงานดังกล่าวแบกทีเรียสามารถนำไปใช้ในการสร้างพีเอชเอนั่นเอง

อย่างไรก็ตาม Liu และคณะ(1994) ได้พบว่าในกระบวนการที่มีขั้นตอนแอนแอโรบิก/แอโรบิกนั้น ไม่ว่าระบบนั้นจะมีหรือไม่มีจุลชีพพีเอโอก็ตาม ระบบจะสามารถสร้างพีเอชเอจากการจับใช้กรดไขระเหยง่ายในช่วงแอนแอโรบิกได้อยู่ดี โดยความแตกต่างของระบบที่มีและไม่มีพีเอโอก็คือแหล่งพลังงานที่ใช้เท่านั้น ซึ่งระบบที่มีพีเอโอจะใช้พลังงานจากการแตกตัวของโพลีฟอสเฟต ส่วนอีกระบบที่ไม่มีพีเอโอจะใช้พลังงานจากกลัยโคเจนในเซลล์โดยแบกทีเรียดังกล่าวจะเป็นแบกทีเรียที่สะสมกลัยโคเจนหรือแบกทีเรียกลุ่มจีเอโอ (glycogen accumulating organisms,GAOs)

<u>สภาพแอโรบิก</u>

ภายใต้สภาพแอโรบิกพีเอชเอที่ได้ถูกเก็บได้ภายในเซลล์ก่อนหน้านี้ (ในขณะที่อยู่ในสภาพแอนแอโรบิก) จะถูกย่อยสลายโดยดึงออกซิเจนจากภายนอกมาใช้ จึงกล่าวได้ว่าออกซิเจนทำให้เกิดเซลล์ใหม่ พลังงาน น้ำ และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ขึ้น ดังสมการที่ 3 (Grabriel, 1994)

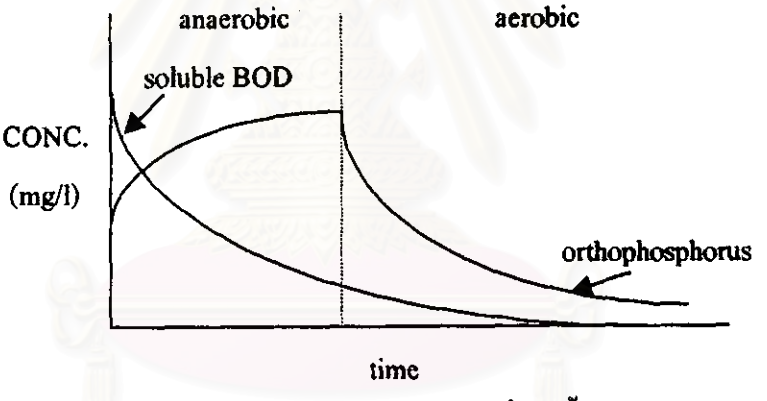
$$\text{PHA} + O_2 \longrightarrow \text{energy} + \text{biomass} + H_2O + CO_2 \qquad \text{_____(3)}$$

โดยพลังงานใหม่นี้จะถูกใช้ในการจับออร์โธฟอสฟอรัสจากนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์ และเก็บสะสมพลังงานในรูป ATP ไว้ใช้ในโอกาสต่อไป ดังสมการที่ 4 (Satoh และคณะ, 1992)

$$ADP + PO_4^{3-} + \text{energy} \longrightarrow ATP \qquad \text{(4)}$$

กระบวนการที่เกิดขึ้นนี้ตรงกันข้ามกับกระบวนการที่เกิดภายใต้สภาพแอนแอโรบิก และในสภาพแอโรบิกนี้จะเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสเพื่อสร้างพลังงานในปริมาณที่มากกว่าความต้องการใช้เพื่อสร้างเซลล์ใหม่ อย่างไรก็ตามการกำจัดฟอสฟอรัสที่แท้จริงหรือในขั้นสุดท้ายก็คือการนำเอาสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบมากเป็นพิเศษนี้ออกจากระบบนั่นเอง

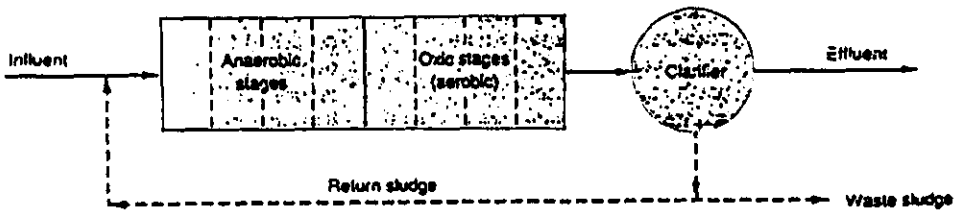
ในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีทางชีวภาพถือเป็นการกำจัดทั้งบีโอดีละลาย (soluble BOD) และออร์โธฟอสฟอรัส (orthophosphorus, Pi) ไปพร้อมๆกัน รูปที่ 2.1 แสดงให้เห็นว่าบีโอดีสามารถลดลงในช่วงแอนแอโรบิกได้ถึงแม้ว่าจะไม่มีตัวรับอิเล็กตรอนในสภาพแอโรบิก หรือแอ็อกซิกอยู่ก็ตาม และในขณะบีโอดีลดลงความเข้มข้นของออร์โธฟอสฟอรัสจะเพิ่มขึ้นด้วยแต่จะถูกใช้ต่อไปในช่วงแอโรบิกจนกระทั่งเหลือความเข้มข้นต่ำ



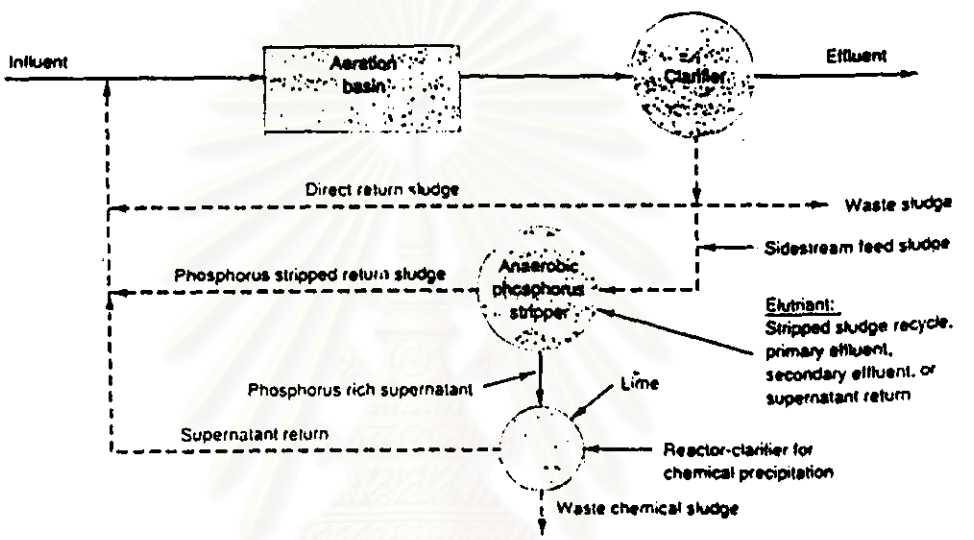
รูปที่ 2.1 การเปลี่ยนแปลงบีโอดีละลายและฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Sedlak,1991)

2.4 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

สำหรับกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสเพียงอย่างเดียวสามารถแบ่งได้เป็น 2 ระบบด้วยกันคือ ระบบแอนแอโรบิก-ออกซิก(A/O process) หรือระบบโฟรีดอกซ์(Phoredox process) และระบบโฟสทริป (Phostrip) ซึ่งระบบนี้จะเป็นระบบที่นำกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมีมาใช้ร่วมด้วย ลักษณะของระบบทั้งสองแสดงดังรูปที่ 2.2 และ 2.3



รูปที่ 2.2 กระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิก (Metcalf&Eddy, 1991)



รูปที่ 2.3 กระบวนการโฟสทริป (Phostrip) (Metcalf&Eddy, 1991)

2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

ปัจจัยต่างๆอาจมีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งมีอยู่หลายประการดังนี้

ก. ซีโอดี

Pitman (1991) อ้างโดยอำพล เตโชวาณิชย์ (2541) กล่าวว่าถ้าอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสน้อยกว่า 50 แล้วจะทำให้น้ำทิ้งไม่ได้ตามมาตรฐาน

Randall (1992) แนะนำให้ใช้อัตราส่วนซีโอดี 50 มก./ลิตร ต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ลิตร

Liu และคณะ (1997) กล่าวว่าการเพิ่มอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อซีโอดี จะทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสเกิดได้ดีขึ้น และที่ฟอสฟอรัสต่อซีโอดีต่ำๆ จะทำให้จุลชีพกลุ่มจีเอโอสามารถทำงานได้ดีกว่า

ข. การเติมอะซิเทต

Jones และคณะ (1987) พบว่าการเติมอะซิเทตจะทำให้เกิดการปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสได้ดีขึ้น

Winter (1989) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) สรุปว่าการเติมอะซิเทตจะช่วยเพิ่มอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัส โดยการเติมอะซิเทต 30 มก./ลิตร มีผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้น 200 เปอร์เซ็นต์เมื่อเทียบกับกรณีที่ไม่มีการเติมอะซิเทต

Abu-ghararha และ Randall (1991) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่ากรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนที่ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดเมื่อเทียบกับกรดอินทรีย์ชนิดอื่นๆ เช่น กรดโพรไพโอนิก กรดบิวไทริก

Satoh และคณะ (1992) พบว่าปริมาณอะซิเทตที่ใช้ต่อพีเอชเอที่สะสมในเซลล์ในช่วงแอนแอโรบิกเท่ากับ 1.5:1

Jacub และคณะ (1993) สรุปว่าอัตราส่วนโมลของฟอสเฟตที่ปล่อยออกต่อโมลของอะซิเทตที่ถูกใช้ในช่วงแอนแอโรบิกอยู่ระหว่าง 0-0.78 ซึ่งขึ้นอยู่กับอัตราส่วนปริมาณพีเอโอต่อแบกทีเรียชนิดอื่นในระบบ

Randall และ Chapin (1994) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่าการเติมอะซิเทตในปริมาณไม่เกิน 110 มก./ลิตรมีผลให้ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้นเรื่อยๆตามปริมาณที่เติมเพิ่มไป แต่เมื่อเพิ่มปริมาณอะซิเทตขึ้นอีก ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้น้อยลงและเมื่อปริมาณอะซิเทตมากกว่า 195 มก./ลิตร พบว่าจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเลย

Randall (1996) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) กล่าวว่าในน้ำเสียหากมีความเข้มข้นกรดอะซิติกสูงจะมีผลให้ระบบกำจัดฟอสฟอรัสล้มเหลว ซึ่งจะแก้ไขได้ด้วยการเติมแคลเซียมในน้ำเสีย แต่ยังไม่สามารถสรุปได้ว่าการแก้ไขดังกล่าวใช้ได้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของกรดอะซิติกสูงเท่าใด สำหรับการทดลองในครั้งนี้ใช้น้ำเสียที่มีกรดอะซิติกไม่เกิน 400 มก./ลิตร

Randall และ Khouri (1997) พบว่าการใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้ประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับการใช้กรดอินทรีย์ชนิดอื่นเช่น กรดโพรไพโอนิก กรดวาเลอริก กรดไอโซวาเลอริก และกลูโคส

ค. เวลากักพักของแข็งหรืออายุสลัดจ์ (sludge retention time, SRT)

Metcalf และ Eddy (1991) กำหนดค่าเวลากักพักของแข็งที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิก/แอโรบิกอยู่ในช่วง 2-25 วัน

WEF manual of practice (1992) กำหนดค่าเวลากักพักของแข็งที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอทูโออยู่ในช่วง 4-27 วัน

Jardin และ Popel (1997) กล่าวว่าเวลากักพักของแข็งช่วง 4-6 วัน จะสามารถป้องกันการเกิดไนตริฟิเคชัน ถ้าเวลากักพักของแข็งเป็น 10-12 วันจะทำให้เกิดไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์

วาสนา พีธรรมนงค์สิน และเฉลิมราช วันทวิน (2540) ทำการศึกษาผลของเวลากักพักของแข็งในการกำจัดฟอสฟอรัส โดยใช้กระบวนแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก/แอโรบิกพบว่าที่เวลากักพักของแข็ง 10 วันสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าที่เวลากักพักของแข็ง 5 วัน และ 15 วัน

ง. เวลากักพักน้ำ หรือเอชอาร์ที (hydraulic retention time, HRT)

Best (1983) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) กล่าวว่า เวลากักน้ำที่ใช้ในการออกแบบของสภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิกจะอยู่ในช่วง 0.5-1.0 ชั่วโมงและ 3.5-6.0 ชั่วโมง ตามลำดับ

Okada และคณะ (1991) กล่าวว่าควรมีเวลากักน้ำในสภาพแอนแอโรบิกเพียงพอ เพื่อผลดีต่อการสะสมตัวของพีเอไอ

Sedlak (1991) กล่าวว่าเวลากักน้ำในสภาพแอโรบิก 1-2 ชั่วโมงก็เพียงพอต่อการจับใช้ฟอสฟอรัสของพีเอไอ

Metcalf และ Eddy (1991) กำหนดเวลากักน้ำในสภาพแอนแอโรบิก 0.5-1.5 ชั่วโมง และในสภาพแอโรบิก 1-3 ชั่วโมง

Stephens และ Stensel (1998) กล่าวว่าการยืดเวลากักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกจะทำให้มีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น ซึ่งฟอสฟอรัสที่ถูกปล่อยออกมานี้จะไม่ถูกจับใช้ในช่วงแอโรบิก เรียกฟอสฟอรัสที่ปล่อยเพิ่มออกมานี้ว่า secondary P release

จ. ไนเทรต

Barnard และคณะ (1982) พบว่าในสภาพแอนแอโรบิกไนเทรตจะมีผลยับยั้งการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ดังนั้นจึงควรหลีกเลี่ยงการเกิดไนตริฟิเคชัน แต่หากจำเป็นต้องเกิดก็ควรลดปริมาณของไนเทรตลงเพื่อให้อัตราดีไนตริฟิเคชันต่ำ โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนทั้งหมดที่เหมาะสมคือไม่ต่ำกว่า 10:1

Cech และ Hartman (1990) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่าความเข้มข้นของไนเทรตและไนไทรต์ในสภาพแอนแอโรบิกไม่ควรเกิน 2.5 มก./ลิตร และ 0.1 มก./ลิตร ตามลำดับ มิฉะนั้นจะทำให้อัตราการดูดซึมสารอาหารของแบกทีเรียลดลง

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่า ถ้ามีไนเทรตในช่วงแอนแอโรบิก ไนเทรตนั้นจะถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน เพราะการใช้ไนเทรตจะให้พลังงานมากกว่า ทำให้ไม่เกิดกระบวนการหมัก นั่นคือบีโอดีละลายจะไม่ถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขระเหยง่าย (VFAs) และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย จึงควรควบคุมไม่ให้มีไนเทรตในช่วงแอนแอโรบิก

Kuba และคณะ (1994) สรุปว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะลดลงถ้ามีไนเทรตอยู่ในระบบ เนื่องจากดีไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะใช้สารอาหาร เช่น อะซิเทตสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อนที่จะใช้สำหรับการปลดปล่อยฟอสฟอรัส

Chuang และคณะ (1996) สรุปว่าไนเทรตจะทำให้อัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสลดลง และเพิ่มอัตราการจับใช้สารอาหาร และชี้ให้เห็นว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดีกว่าการปลดปล่อยฟอสฟอรัสเมื่อใช้ซีโอดีในรูปอะซิเทต

ฉ. ไนไทรต์

Matsuo และ Hosobora (1988) อ้างโดยอำพล เตโชวาณิชย์ (2541) พบว่าที่ความเข้มข้นของไนไทรต์มากกว่า 15 มก./ลิตร จะยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส และการยับยั้งมีมากขึ้นที่พีเอชต่ำ

ช. อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัส

Hong และคณะ (1984) กล่าวว่าในการออกแบบระบบแอนแอโรบิก/แอโรบิกควรควบคุมให้อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสของน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 10 เพื่อจะให้ฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1 มก./ลิตร

Randall และคณะ (1992) พบว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสควรมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 20:1 เพื่อจะได้ปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกจากระบบน้อยกว่า 1 มก./ลิตร และอ้างถึงงานวิจัยของ Ekama และMarais (1984) ซึ่งกล่าวว่าจะต้องใช้ซีโอดีย่อยสลายได้ 50-58 มก.ซีโอดีต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก.

ซ. แมกนีเซียมและโปแตสเซียม

Yoshitaka และ Katsumi (1988) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) กล่าวว่าแมกนีเซียมและโปแตสเซียมเป็นสารที่จำเป็นต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ หากความเข้มข้นแมกนีเซียมต่ำกว่า 10 มก./ลิตร จะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างฟุ่มเฟือยในระบบ

Jardin และ Popel (1997) กล่าวว่าการกำจัดฟอสฟอรัสเกิดขึ้นได้จากการสะสมฟอสฟอรัสในรูปโพลีฟอสเฟต ซึ่งการสะสมดังกล่าวจะต้องจับใช้แมกนีเซียมและโปตัสเซียมด้วย โดยสัดส่วนของแมกนีเซียมและโปแตสเซียมต่อการกำจัดฟอสฟอรัสที่เหมาะสมคือ 0.23 ก.แมกนีเซียม/ก.ฟอสฟอรัส และ 0.35 ก.โปแตสเซียม/ก.ฟอสฟอรัส

ฌ. พีเอช

Matsuo และ Hosobora (1988) อ้างโดยอำพล เตโชวาณิชย์ (2541) พบว่าอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างฟุ่มเฟือยจะลดลงที่พีเอชต่ำกว่า 7 และมีค่าสูงสุดที่พีเอช 7.5-8.5

Sedlak (1991) เสนอว่าระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นที่พีเอช 7.5-8.0

Liu และคณะ (1996) พบว่าที่ช่วงพีเอช 6.5-8.0 มีอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสสูง แต่ลดลงที่พีเอชมากกว่า 8.0

ญ. อุณหภูมิ

Jones และคณะ (1987) พบว่าที่อุณหภูมิ 29 องศาเซลเซียสสามารถเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้ดีกว่าที่ 24 องศาเซลเซียส โดยที่อุณหภูมิ 24 องศาเซลเซียสปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้เพียง 75 เปอร์เซ็นต์ของที่ 29 องศาเซลเซียส แต่ในน้ำออกกลับพบว่าที่อุณหภูมิ 24 องศาเซลเซียสเหลือน้อยกว่าที่ 29 องศาเซลเซียส

McClintock (1991) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่าอัตราการกำจัดฟอสฟอรัสที่ 10 องศาเซลเซียส จะสูงกว่าที่ 15 องศาเซลเซียส (ทดลองในช่วงอุณหภูมิ 10-12 องศาเซลเซียส ที่เอสอาร์ที 5 และ 10 วัน) แม้ว่าเปอร์เซ็นต์ความเข้มข้นฟอสฟอรัสในเอ็มแอลวีเอสเอสที่ 15 องศาเซลเซียส จะมีค่าสูงกว่าก็ตาม และเมื่อลดอุณหภูมิต่ำลง ระบบกำจัดฟอสฟอรัสจะล้มเหลวเนื่องจากพีเอโอจะถูกชะล้างก่อนที่สับสเทรตจะถูกใช้ แต่ระบบนี้ก็ยังสามารถกำจัดซีโอดีได้ในระดับที่น่าพอใจ

Mamais และ Jenkins (1992) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่าในช่วงอุณหภูมิ 10-30 องศาเซลเซียส การเพิ่มอุณหภูมิจะมีผลให้อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสในสภาพแอโรบิกและอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิกสูงขึ้น โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมในการจับใช้ฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 28-33 องศาเซลเซียสและที่ 37 องศาเซลเซียสจะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส

Randall (1997) อ้างโดยปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่ 7.5 องศาเซลเซียส แต่กลับล้มเหลวเมื่อทดลองที่ 5.5 องศาเซลเซียส เนื่องจากการชะล้างของพีเอโอก่อนที่สับสเทรตจะถูกใช้

ปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) พบว่าที่อุณหภูมิ 5, 15 และ 25 องศาเซลเซียส สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าที่ 35 องศาเซลเซียสและ 40 องศาเซลเซียส นอกจากนี้ยังพบอีกว่าที่อุณหภูมิสูงๆ จุลชีพกลุ่มจีเอโอมีความสามารถในการแย่งสารอาหารจึงสามารถเจริญเติบโตได้ดี ทำให้ปริมาณจุลชีพกลุ่มพีเอโอลดลงเป็นผลให้การกำจัดฟอสฟอรัสลดลง

2.6 สลัดจ์ (sludge)

สลัดจ์ตามคำจำกัดความในศัพท์บัญญัติและนิยามสิ่งแวดล้อมน้ำ (กรมควบคุมมลพิษและสมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2538) หมายถึง ของแข็งที่แยกออกจากน้ำหรือน้ำเสีย และจมสะสมตัวอยู่เบื้องล่าง หรือของแข็งซึ่งเกิดขึ้นเนื่องจากการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีทางเคมี และจะเกิดการตกตะกอน หรือกลุ่มจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีววิทยา

2.6.1 สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสีย

การเกิดสลัดจ์ในระบบบำบัดน้ำเสียขึ้นอยู่กับชนิดและการดำเนินการของระบบบำบัดแหล่งกำเนิดหลักของสลัดจ์และชนิดที่เกิดขึ้นเป็นดังในตารางที่ 2.3

2.6.2 ลักษณะของสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสีย

สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียมีลักษณะแตกต่างกัน ซึ่งเปลี่ยนแปลงตามแหล่งที่มา ชนิดของของแข็งแขวนลอย อายุสลัดจ์ และชนิดของกระบวนการที่ทำให้เกิดสลัดจ์ ลักษณะทางกายภาพของสลัดจ์บางส่วนรวบรวมไว้ในตารางที่ 2.4

2.6.3 สลัดจ์จากกระบวนการกำจัดชาตุอาหารทางชีวภาพ

สลัดจ์จากกระบวนการกำจัดชาตุอาหารทางชีวภาพจะมีส่วนประกอบของชาตุอาหารโดยเฉพาะอย่างยิ่งฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดออกจากน้ำเสียโดยสะสมอยู่ในชีวมวล ซึ่งการที่มีฟอสฟอรัสประกอบอยู่ในสลัดจ์นั้นส่งผลให้เกิดปัญหาในการกำจัดสลัดจ์ต่อไปอีก ทั้งนี้เพราะฟอสฟอรัสอาจถูกชะละลายออกจากสลัดจ์สู่สิ่งแวดล้อมได้อีกครั้ง

ส่วนประกอบของชีวมวลในสลัดจ์ที่เกิดขึ้นจากการบำบัดที่ดำเนินการเพื่อกำจัดชาตุอาหารที่สำคัญ มีดังต่อไปนี้ คือ Polyphosphate Accumulating Organisms, autotropic bacteria, endogenous residue from autotropic bacteria, heterotropic bacteria, endogenous residue from heterotropic bacteria, protozoa, endogenous residue from protozoa, non biodegradable particulate COD, inert particulate solids (Griffiths, 1997)

Ekama และคณะ (1990) กล่าวว่าสลัดจ์จากการกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีทางชีวภาพจะมีฟอสฟอรัสประกอบอยู่ในปริมาณสูง คือ 50-100 มก.ฟอสฟอรัสต่อกรัมวีเอสเอส และถ้าสลัดจ์ดังกล่าวถูกนำไปกักเก็บไว้ภายใต้สภาพแอนแอโรบิกจะทำให้ฟอสฟอรัสถูกปล่อยออกมาภายนอกเซลล์อีกครั้งถึง 75 เปอร์เซ็นต์

Appeldoorn และคณะ (1992) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับปริมาณฟอสฟอรัสที่สะสมอยู่ในสลัดจ์จากระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพหลายๆแห่ง ดังแสดงในตารางที่ 2.5

Tonkovic (1997) กล่าวว่าสลัดจ์จากกระบวนการบีเอ็นอาร์มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบอยู่มากกว่า 5 เปอร์เซ็นต์น้ำหนักต่อน้ำหนัก ส่วนสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพปกติมีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบเล็กน้อยเท่านั้น คือ ไม่มากเกินกว่าร้อยละ 2 โดยน้ำหนักต่อน้ำหนัก

ตารางที่ 2.3 แหล่งที่มาของของแข็งและสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสีย (Metcalf และ Eddy,1991)

หน่วยปฏิบัติการหรือกระบวนการ	ชนิดของของแข็งหรือสลัดจ์	ข้อสังเกต
ตะแกรงดักขยะ (screening)	ของแข็งหยาบ (ขนาดใหญ่) (coarse solids)	ของแข็งขนาดใหญ่ ถูกกำจัดโดยขนาดของรูตะแกรงที่ทำความสะอาดด้วยมือหรือเครื่องกลในโรงบำบัดขนาดเล็ก บ่อยครั้งขยะจะถูกตัดเป็นชิ้นเล็กๆสำหรับการบำบัดในหน่วยถัดไป
การกำจัดทราย (grit removal)	ทรายและฝ้าไข (grit and scum)	การกำจัดฝ้าไขมักจะทำในหน่วยกำจัดทราย
การเติมอากาศก่อนการบำบัด (preaeration)	ทรายและฝ้าไข (grit and scum)	ในโรงบำบัดบางแห่ง หน่วยกำจัดฝ้าไขจะไม่เกิดขึ้นที่ถังเติมอากาศก่อนการบำบัด ถ้า มีหน่วยการกำจัดทรายอยู่ก่อนหน้าถังเติมอากาศก่อนบำบัด แต่ในทางตรงข้ามถ้าไม่มีหน่วยกำจัดทรายอยู่ก่อนหน้าอาจมีการตกของทรายในถังเติมอากาศนี้ก็ได้
ถังตกตะกอนขั้นแรก (primary sedimentation)	สลัดจ์และฝ้าไขในขั้นแรก (primary sludge and scum)	ปริมาณสลัดจ์และฝ้าไขขึ้นอยู่กับธรรมชาติของระบบรวบรวมน้ำเสีย รวมทั้งของเสียอุตสาหกรรมที่ถูกปล่อยเข้าไปในระบบ
การบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment)	ของแข็งแขวนลอย (suspended solids)	ของแข็งแขวนลอยเกิดขึ้นจากการเปลี่ยนแปลงของบีโอดี บางครั้งต้องการกระบวนการอื่น เพื่อทำให้สลัดจ์จากกระบวนการนี้มีความเข้มข้นมากขึ้น
การตกตะกอนขั้นที่ สอง (secondary sedimentation)	สลัดจ์และฝ้าไขในขั้นที่สอง (secondary sludge and scum)	มีเพื่อกำจัดสลัดจ์ ฝ้าไขโดยถังตกตะกอนขั้นที่สองจากข้อกำหนดของถังตกตะกอนขั้นที่สองโดย US.EPA.
หน่วยดำเนินการเกี่ยวกับสลัดจ์ (sludge-processing facilities)	สลัดจ์ ซาก และขี้เถ้า (sludge, compost and ashes)	ลักษณะของผลผลิตสุดท้ายขึ้นอยู่กับลักษณะของสลัดจ์ที่ถูกบำบัด การดำเนินการและกระบวนการที่ใช้

ตารางที่ 2.4 ลักษณะของของแข็งและสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสีย (Metcalf และ Eddy,1991)

ของแข็งและสลัดจ์	คำอธิบาย
ขยะตะแกรง (screening)	ขยะตะแกรงรวมถึงสารอินทรีย์และอนินทรีย์ทุกชนิดที่มีขนาดใหญ่ และค้างอยู่บนตะแกรง การเปลี่ยนแปลงส่วนประกอบของขยะตะแกรงขึ้นอยู่กับธรรมชาติของระบบและฤดูกาลในปีนั้นๆ
กรวดทราย (grit)	กรวดทรายเป็นของแข็งอนินทรีย์ที่มีน้ำหนักจึงสามารถตกด้วยความเร็วสูง ขึ้นอยู่กับสภาวะการดำเนินการ กรวดทรายอาจมีไขมันและอาจจะมีสารอินทรีย์อยู่ด้วย

ตารางที่ 2.4 ลักษณะของของแข็งและสลัดจ์ที่เกิดขึ้นระหว่างการบำบัดน้ำเสีย (ต่อ)

ของแข็งและสลัดจ์	คำอธิบาย
ฝ้าไข/ไขมัน (scum/grease)	ฝ้าไขประกอบขึ้นด้วยสารที่สามารถลอยน้ำได้ กวาดจากผิวหน้าของถังตกตะกอนขั้นแรกและขั้นที่สอง ฝ้าไขอาจประกอบด้วยไขมัน น้ำมันจากหิน ดิน และจากพืช ไขสัตว์ แวกซ์ สบู่ ของเสียจากอาหาร เปลือกผักและผลไม้ ผม กระดาษ และฝ้าย ปลายบุหรี่ สารจำพวกพลาสติก กรวดทราย และสารอื่นๆ ที่คล้ายกับสารข้างต้น ความถ่วงจำเพาะของฝ้าไขน้อยกว่า 1 โดยทั่วไปอยู่ราวๆ 0.95
สลัดจ์ขั้นต้น(primary slugde)	สลัดจ์จากถังตกตะกอนขั้นแรก โดยปกติมีน้อยเป็นสีเทา และส่วนมากจะมีกลิ่นรุนแรง สลัดจ์ขั้นต้นสามารถถูกย่อยได้โดยง่ายภายใต้สภาวะการดำเนินการที่เหมาะสม
สลัดจ์จากการก่อตะกอนผลึกทางเคมี (sludge from chemical precipitation)	สลัดจ์จากการก่อตะกอนผลึกทางเคมีด้วยเกลือของโลหะ โดยปกติจะมีสีดำ แต่ผิวหน้าอาจจะเป็นสีแดงถ้ามีเหล็กอยู่มาก สลัดจ์ปูนขาวจะมีสีน้ำตาลค่อนข้างเทา กลิ่นของสลัดจ์ทางเคมีอาจจะเป็นที่น่ารังเกียจ แต่ไม่เท่ากับกลิ่นของสลัดจ์ขั้นต้น
แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (activated sludge)	โดยทั่วไปค่อนข้างจะเป็นสีน้ำตาล มีลักษณะเป็นฟล็อก ถ้ามีสีดำสลัดจ์อาจแสดงว่าเข้าใกล้สภาวะเซ็ปติก ถ้าสีอ่อนกว่าปกติจะอยู่ภายใต้การเติมอากาศ (underaeration) พร้อมกับมีแนวโน้มที่ของแข็งจะตกจมได้ สลัดจ์ที่มีสภาพดีต้องมีลักษณะคล้ายดิน ไม่มีกลิ่นน่ารังเกียจ สลัดจ์มีแนวโน้มเป็นสภาวะเซ็ปติกอย่างรวดเร็ว จะมีกลิ่นที่ไม่พึงประสงค์ แอกทิเวเต็ดสลัดจ์สามารถนำไปย่อยสลายโดยตรงก็ได้ หรือผสมกับสลัดจ์ขั้นต้นก็ได้

ตารางที่ 2.5 ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์สูงสุดในระบบกำจัดทางชีวภาพ (Appeldoorn และคณะ,1992)

ระบบ	ชนิดของน้ำเสีย (แหล่งคาร์บอน)	ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์สูงสุด (mgP/g dry weight)	ที่มา
แบบจำลอง(น้ำเสียมีฟอสฟอรัสอยู่สูง)	น้ำเสียชุมชน	68	Rensink และคณะ (1979)
กระบวนการเอ/โอ (A/O process)	น้ำเสียชุมชน	60	Manning และIrvine (1985)
กระบวนการบาร์เดนโฟ (Bardenpho)	น้ำเสียชุมชน	40-60	Manning และIrvine (1985)
ระบบเติมเข้าถ่ายออก (Fill and draw)	น้ำเสียชุมชน	35	Appeldoorn และคณะ (1992)
ถังปฏิกิริยา 1 ถัง กับถังตกตะกอน	น้ำเสียสังเคราะห์ (meat extract)	110	Hascoet และคณะ (1984)

ตารางที่ 2.5 ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์สูงสุดในระบบกำจัดทางชีวภาพ (Appeldoorn และคณะ,1992) (ต่อ)

ระบบ	ชนิดของน้ำเสีย (แหล่งคาร์บอน)	ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์สูงสุด (mgP/g dry weight)	ที่มา
ระบบจำลองที่ประกอบด้วยถังปฏิกิริยาหลายถัง	น้ำเสียสังเคราะห์ (acetate/peptone/yeast)	110 180	Fukase และคณะ (1985)
กระบวนการบาร์เดนไฟ 3 ขั้น ระดับห้องปฏิบัติการ	น้ำเสียสังเคราะห์ (acetate)	180	Wentzel และคณะ (1988,1989)
กระบวนการยูซีทีระดับห้องปฏิบัติการ	น้ำเสียสังเคราะห์ (acetate)	110	Wentzel และคณะ (1988,1989)
ระบบเติมเข้า-ถ่ายออก	น้ำเสียสังเคราะห์ (acetate/glucose)		Appeldoorn และคณะ (1992)

สลัดจ์จากกระบวนการกำจัดชาตุอาหารทางชีวภาพเป็นสลัดจ์ที่สามารถนำมาใช้เป็นสารปรับสภาพดิน ทั้งนี้เพราะมีไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบอยู่ การนำสลัดจ์ดังกล่าวกลับมาใช้ใหม่เป็นแนวทางหนึ่งในการจัดการสลัดจ์ที่เกิดจากกระบวนการกำจัดชาตุอาหาร อย่างไรก็ตามการนำสลัดจ์มาใช้ในพื้นที่เกษตรกรรมจะต้องศึกษาดูก่อนว่าพื้นที่นั้นๆ มีศักยภาพในการรับสลัดจ์ที่จะนำกลับมาใช้ได้อีกเท่าไร ซึ่ง CEEP (1999) ได้สรุปถึงพื้นที่ที่เหมาะสมในการนำสลัดจ์กลับมาใช้ใหม่ไว้ดังนี้ (i) มีความชันน้อยกว่า 15 องศา (ii) พื้นที่ดินเหมาะแก่การเพาะปลูกหรือเป็นพื้นที่เกษตรกรรม (iii) ไม่เป็นหิน และ(iiii) มีความลึกของชั้นดินที่เหมาะสม มีการระบายน้ำในแนวระดับได้และมีชั้นของสารอินทรีย์

2.6.4 การควบคุมตะกอนอีดในกระบวนการกำจัดชาตุอาหารทางชีวภาพ (Chang และคณะ,1996)

การเลือกจุลินทรีย์ที่สร้างฟล็อกที่ดีในกระบวนการทางชีวภาพสามารถทำได้ 2 วิธีด้วยกันคือ (i) การเลือกทางจลนศาสตร์ (kinetic selection) และ (ii) การเลือกทางเมแทบอลิก (metabolic selection) อย่างไรก็ตามในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่กำจัดชาตุอาหารวิธีการทางเมแทบอลิกเป็นที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย ซึ่งสองส่วนสำคัญในการเลือกทางเมแทบอลิกคือ

ก. Supporting force : สนับสนุนการเติบโตของจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟต ซึ่งมีส่วนในการแยกสารอาหารในช่วงแอนแอโรบิก โดยในช่วงนี้อัตราการใช้สารอาหารของ

พวกแบกทีเรียชนิดเส้น (filamentous bacteria) ช้ากว่าของจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟต

ข. Suppressing force : ยับยั้งการเจริญเติบโตของแบกทีเรียชนิดเส้น โดยลดสารอาหารจากช่วงแอนแอโรบิกสู่ช่วงแอโรบิก ทำให้แบกทีเรียชนิดนี้ไม่มีอาหารสำหรับการเจริญเติบโตในช่วงแอโรบิกเนื่องจากแบกทีเรียชนิดนี้เติบโตได้ดีในช่วงแอโรบิกที่มีสารอาหารที่พอเพียง

ดังนั้นหากต้องการให้ระบบมีการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีและสามารถควบคุมตะกอนอีดได้ในเวลาเดียวกันควรมีอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสที่พอดีกับที่จุลินทรีย์ใช้ในช่วงแอนแอโรบิกได้หมด ไม่เหลือถึงช่วงแอโรบิก เพราะหากมีสารอาหารเข้ามาในช่วงแอโรบิกแล้วจะเป็นการสนับสนุนให้แบกทีเรียชนิดเส้นเจริญเติบโต

2.7 การรีดน้ำสลัดจ์ (sludge dewatering)

การรีดน้ำสลัดจ์ เป็นกระบวนการลดปริมาณน้ำออกจากสลัดจ์โดยวิธีการต่างๆ เช่น การกรอง การระเหย การอัด การหมุนเหวี่ยง การดูดออก การบีบด้วยลูกกลิ้ง การทำให้ลอยโดยใช้กรด หรือการทำให้ลอยโดยอากาศ (กรมควบคุมมลพิษและสมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย, 2538) การรีดน้ำสลัดจ์เป็นกระบวนการจัดการสลัดจ์ในระบบบำบัดน้ำเสียที่สำคัญกระบวนการหนึ่ง ด้วยเหตุผลต่างๆดังต่อไปนี้ (Metcalf และ Eddy,1991)

1. เมื่อสลัดจ์มีปริมาตรลดลง ทำให้สามารถลดต้นทุนในการขนย้ายสลัดจ์ไปกำจัดต่อ

2. สลัดจ์หรือกากของแข็งที่ผ่านการรีดน้ำแล้ว จะสามารถจัดการได้ง่ายกว่าสลัดจ์ที่เป็นของเหลวหรือที่ทำให้ข้นเพียงอย่างเดียว

3. การรีดน้ำจะมีความจำเป็นเมื่อต้องมีการนำสลัดจ์ไปเข้าตาเผา เนื่องจากต้องลดปริมาณน้ำในสลัดจ์ เพื่อให้สลัดจ์เผาไหม้ได้ง่าย

4. เมื่อต้องนำสลัดจ์ไปหมักทำปุ๋ย จะต้องทำการรีดน้ำก่อน เพื่อลดความสิ้นเปลืองในการใช้สารเคมี

5. ในบางกรณีการลดความชื้นส่วนเกินมีความจำเป็นเพื่อไม่ให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น และไม่ให้เกิดการเน่า

6. การรีดน้ำออกจากสลัดจ์ก่อนนำสลัดจ์ไปฝังกลบในหลุมที่ฝังกลบเฉพาะ (monofills) เพื่อลดการเกิดของน้ำชะซึม (leachate) จากสลัดจ์

การรีดน้ำสลัดจ์สามารถแยกออกได้เป็น 2 แบบตามลักษณะของการใช้งาน อธิบายได้ดังต่อไปนี้ (WEF Manual of Practice,1992 ; US.EPA.,1987)

2.7.1 การรีดน้ำแบบเครื่องกล

เป็นการรีดน้ำโดยอาศัยเครื่องจักรกลเพื่อลดเวลาที่ต้องใช้ในการรีดน้ำ แต่อาจจะต้องเติมสารเคมีเพื่อช่วยให้การยึดเกาะระหว่างอนุภาคของของแข็งดีขึ้น ตัวอย่างของเครื่องรีดน้ำแบบนี้ได้แก่ เครื่องรีดน้ำแบบหมุนเหวี่ยง เครื่องอัดกรองแบบสายพาน (belt filter presses) และเครื่องรีดน้ำแบบอัดกรองใต้ความดัน (pressure filter dewatering machine)

2.7.2 การรีดน้ำแบบธรรมชาติ

การรีดน้ำแบบนี้จะอาศัยธรรมชาติช่วยในการแยกน้ำออกจากสลัดจ์ ซึ่งได้แก่ ลานตากทราย ลานตากปูพื้น (pave drying beds) ลานตากแบบใช้ตัวกลางเทียม (artificial media drying beds) หรือลานตากแบบโลหะสาน (wedge-wire drying beds) ลานตากแบบใช้เครื่องสูบสูญญากาศ (vacuum-assisted drying beds) และสระกักสลัดจ์ (sludge lagoons)

ความสามารถในการรีดน้ำสลัดจ์จะเป็นสิ่งหนึ่งที่ใช้ในการเลือกวิธีในการรีดน้ำสลัดจ์ซึ่งมีความสัมพันธ์กับค่าความต้านทานจำเพาะ (Specific Resistance) และค่าซีเอสที (Capillary suction time:CST)

2.8 งานวิจัยที่ผ่านมา

Fukase และคณะ (1985) ได้ศึกษาเพื่อหาสภาวะการทำงานที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีทางชีวภาพ ในการศึกษาได้ทำการทดลองด้วยกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก แบ่งการทดลองออกเป็น 3 เฟส เฟสแรกให้ระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกคงที่ แต่เปลี่ยนแปลงค่าเอ็มแอลเอสเอส เฟสที่ 2 ให้ค่าเอ็มแอลเอสเอสคงที่ ระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิกคงที่แต่ระยะเวลาช่วงแอโรบิกไม่คงที่ ทั้งนี้เพื่อดูผลของระยะเวลาในช่วงแอโรบิก ส่วนเฟสสุดท้ายจะใช้ค่าที่เหมาะสมจากเฟสที่ 1 และ 2 แต่เปลี่ยนแปลงอัตราไหลของน้ำเสียเข้า ซึ่งสภาวะการทำงานของแต่ละเฟสเป็นดังตารางที่ 2.6

ผลการทดลองปรากฏว่า เมื่อให้ระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกคงที่ ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเกิดขึ้นได้สูงขึ้นเมื่อค่าเอ็มแอลเอสเอสสูงๆ แต่เมื่อให้ระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิกและค่าเอ็มแอลเอสเอสคงที่แล้ว การกำจัดฟอสฟอรัสเกิดขึ้นได้สูงสุดที่ระยะเวลาในช่วงแอโรบิกสั้นๆคือที่ 3 ชั่วโมง และเมื่อนำค่าที่ได้จากผลการทดลองดังกล่าวมาทำการทดลองในเฟสที่ 3 ที่อัตราไหล

ของน้ำเสียเข้าไม่คงที่ ซึ่งทำให้สภาพการทำงานในเฟสนี้เป็นดังต่อไปนี้ เอ็มแอลเอสเอส 2000-3000 มก./ลิตร ระยะเวลาช่วงแอนแอโรบิก 1.5-2.25 ชั่วโมง และระยะเวลาช่วงแอโรบิก 2.25-3.0 ชั่วโมง พบว่าการทำงานของระบบไม่ค่อยเสถียรเท่าที่ควรในเรื่องความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำออก แต่อย่างไรก็ตามสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีเป็นที่น่าพอใจ

ตารางที่ 2.6 สภาวะการทำงานของการทดลองเฟสต่างๆ

	เฟสที่ 1	เฟสที่ 2	เฟสที่ 3
ระยะเวลากักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)			
ช่วงแอนแอโรบิก	1.5, 2.25	1.5	1.5-2.25*
ช่วงแอโรบิก	3.0	3.0, 4.5, 6.0	2.25-3.0*
เอ็มแอลเอสเอส (มก./ลิตร)	700-2900	2000	2000-3000

* เปลี่ยนแปลงตามอัตราการไหลของน้ำเสียเข้า

Sherrard และ Hawkins (1985) ได้ศึกษาผลของสัดส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสในการทำงานของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในการบำบัดน้ำเสีย โดยทำการทดลองในห้องทดลองด้วยกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบต่อเนื่องมีการเปลี่ยนแปลงสัดส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัส 4 ค่าด้วยกัน คือ 287:1, 212:1, 87:1 และ 56:1 ข้อมูลที่ได้จากการทดลองจะถูกนำมาใช้ทำนายแนวโน้มต่างๆ พร้อมๆ กับข้อมูลจากโมเดลทางคณิตศาสตร์ ซึ่งพบว่าในการกำจัดซีโอดีมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นถ้าอยู่ในสภาวะที่มีคาร์บอนจำกัดและโมเดลทางคณิตศาสตร์ยังบอกอีกว่าที่สภาวะคาร์บอนจำกัดซีโอดีจะถูกกำจัดได้ดีถ้ามีอายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น นอกจากนี้ การกำจัดซีโอดีจะลดลงถ้าอยู่ในสภาวะที่มีฟอสฟอรัสจำกัด(ซีโอดีต่อฟอสฟอรัสเท่ากับ 287:1 และ 212:1) และจะลดลงอีกถ้ามีอายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถเกิดขึ้นได้ดีที่สัดส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสสูงและมีอายุสลัดจ์ต่ำๆ สำหรับปริมาณสลัดจ์ที่ถูกสร้างขึ้นในระหว่างการบำบัดจะมีปริมาณลดลงที่สภาวะคาร์บอนจำกัดและมีอายุสลัดจ์สูง ส่วนที่สภาวะฟอสฟอรัสจำกัดปริมาณสลัดจ์ไม่ขึ้นกับค่าอายุสลัดจ์แต่ถ้าจำกัดโดยปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำเข้าจะทำให้ลักษณะที่ดีของการตกตะกอนถูกทำลายลงด้วย สรุปได้ว่าหากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีที่สุด จะทำให้ปริมาณสลัดจ์ที่ถูกสร้างขึ้นลดลงพร้อมกับการกำจัดซีโอดีลดลง

Montgomory (1990) ได้ศึกษาถึงผลของการยืดระยะเวลาในการเติมอากาศในเทอมเอสอาร์ทีหรือเอชอาร์ทีในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพด้วยกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก เป็นการศึกษาด้วยชุดทดลองในห้องปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง ซึ่งการยืดเวลาในการเติมอากาศนั้นทำในชุดการทดลอง run-1, run-2 และ run-3 โดยการเปลี่ยนปริมาตรของถังเติมอากาศ 3 ขนาด ทำให้มีระยะเวลาในการเติมอากาศเป็น 5, 10 และ 22 ชั่วโมง หรือมีระยะเวลากักพักของแข็ง (SRT) 5, 10 และ 22 วัน ตามลำดับ หลัง

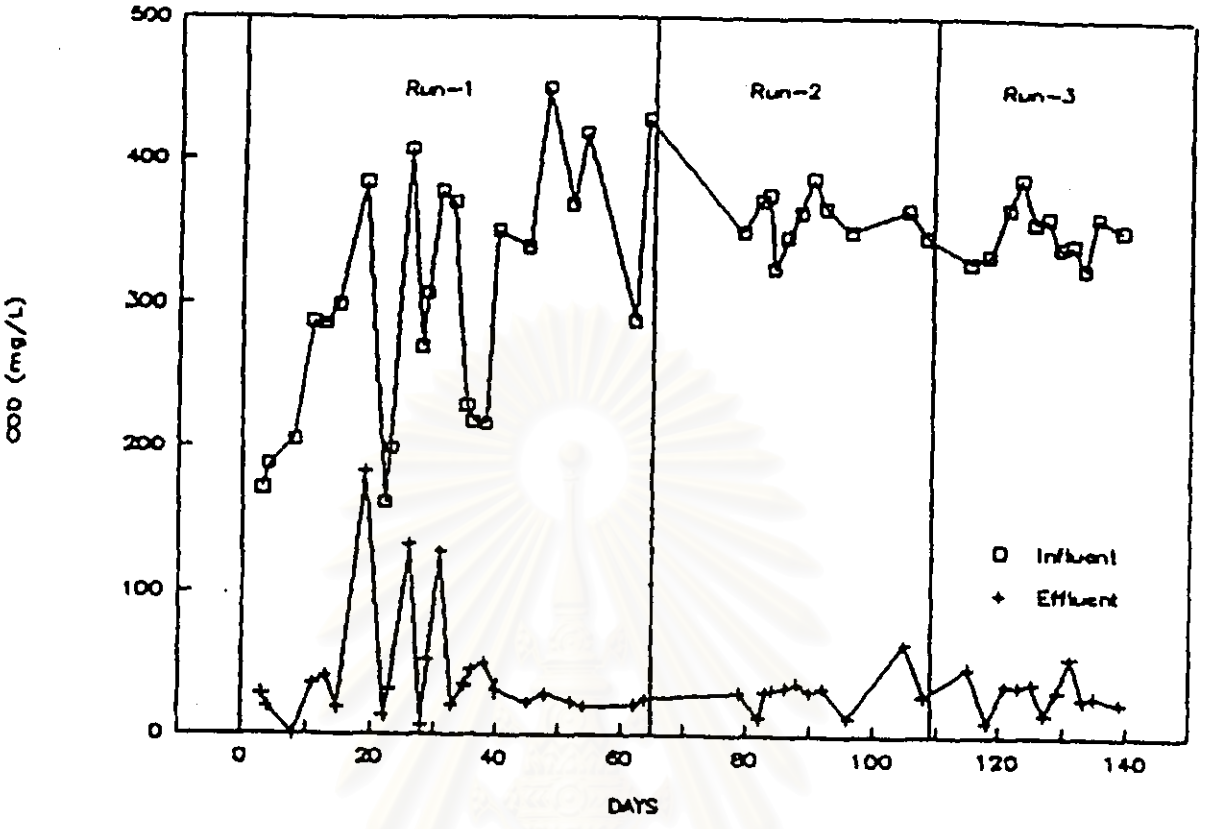
หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากที่ระบบเข้าสู่สถานะคงตัวแล้วจะนำสลัดจ์มาทำการทดลองแบบแบตช์ต่ออีกโดยที่มีรูปแบบการทำงานเป็นช่วงแอนแอโรบิก 2 ชั่วโมง และแอโรบิก 4 ชั่วโมง

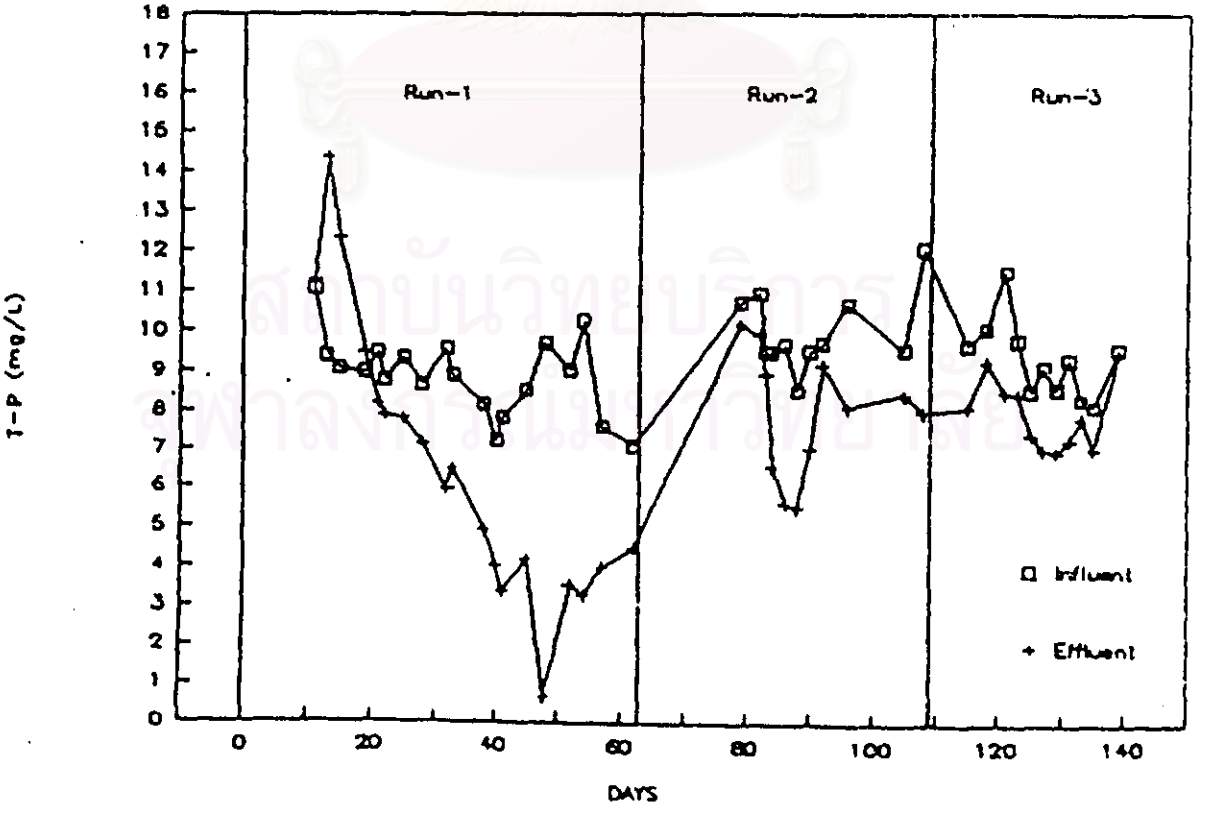
จากการทดลองดังกล่าวปรากฏว่า เมื่อระบบเข้าสู่สถานะคงตัวแล้ว การกำจัดซีโอดีในแต่ละชุดการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกัน (ดังรูปที่ 2.4) ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสที่เกิดขึ้นพบว่าที่ระยะเวลาการเติมอากาศสั้นๆ มีการกำจัดได้ดีกว่าและกำจัดฟอสฟอรัสได้เลวลงเมื่อยืดเวลาการเติมอากาศ (ดังรูปที่ 2.5) สำหรับสารประกอบอินทรีย์ในรูปของคาร์โบไฮเดรตในสลัดจ์ เมื่อวัดที่ช่วงปลายแอนแอโรบิกจะลดลงในทุกๆการทดลอง แต่จะสังเคราะห์ขึ้นใหม่อีกครั้งในช่วงแอโรบิก ซึ่งพบว่าไม่มีความแตกต่างของสารประกอบอินทรีย์ในสลัดจ์ เมื่อยืดเวลาการเติมอากาศทั้งๆ ที่การกำจัดฟอสฟอรัสลดลง (ดังรูปที่ 2.6) และเมื่อทำการหาปริมาณฟอสฟอรัสที่มีอยู่ภายในเซลล์ของสลัดจ์ที่ระยะเวลาการเติมอากาศต่างๆพบว่ามีค่าลดลงถ้าระยะการเติมอากาศยาวนานขึ้น

ส่วนผลการทดลองแบบแบตช์ที่นำเอาสลัดจ์ที่ผ่านการยืดเวลาการเติมอากาศมาทดลองนั้น พบว่าทุกๆการทดลองจะมีลักษณะในการกำจัดฟอสฟอรัสคล้ายคลึงกัน แต่สลัดจ์ที่ผ่านระยะเวลาการเติมอากาศนานที่สุดมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสน้อยที่สุด กล่าวคือในการทดลองแบบแบตช์ที่ใช้สลัดจ์จากชุดทดลองที่เติมอากาศ 5 ชั่วโมง(run-1) สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสในรูปฟอสเฟตได้ถึง 46.99 มก./ลิตร ส่วนสลัดจ์จากชุดทดลองที่เติมอากาศ 10 ชั่วโมง(run-2) สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้ 19.43 มก./ลิตร และสลัดจ์จากชุดทดลองที่เติมอากาศนานที่สุด 22 ชั่วโมง(run-3) สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้เพียง 4.50 มก./ลิตรเท่านั้น

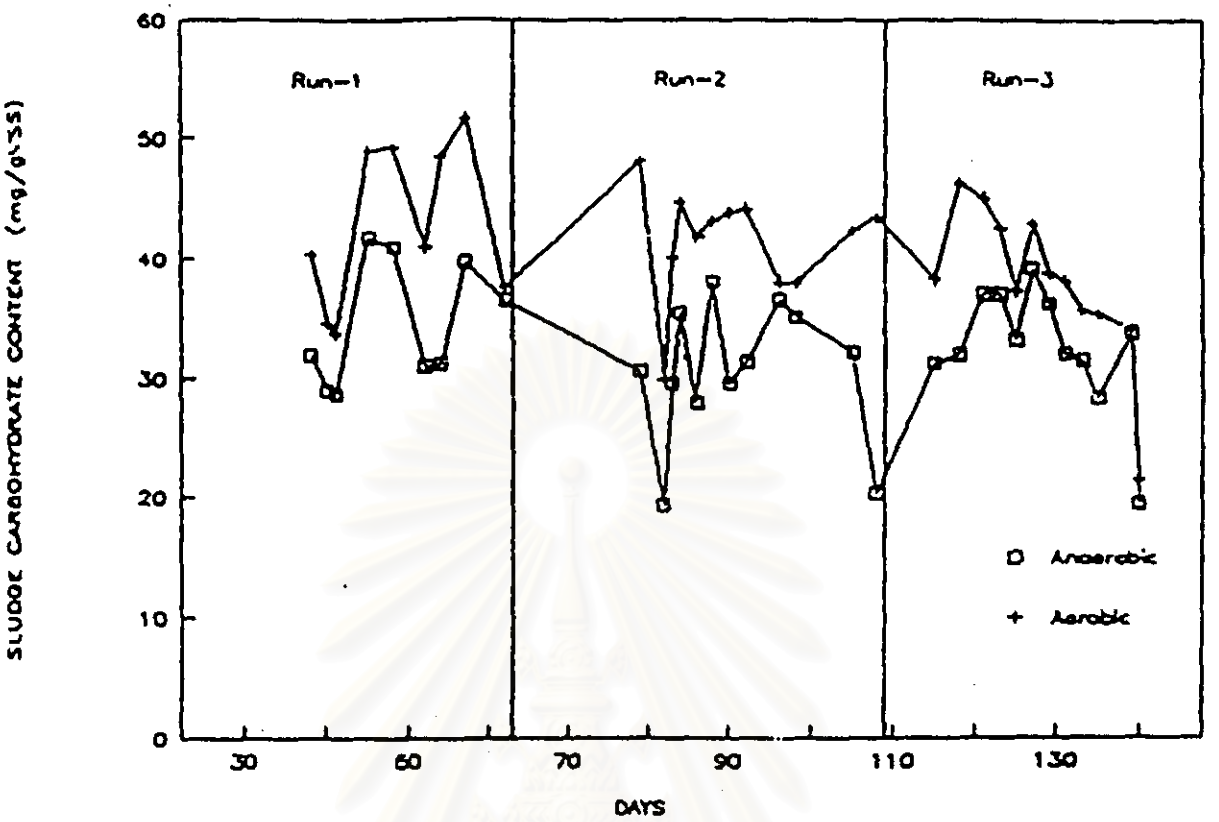
จากผลการทดลองดังกล่าวทำให้สามารถสรุปได้ว่า ระยะเวลาการเติมอากาศสั้นและ/หรือเอสอาร์ทีสั้น หรือเอชอาร์ทีสั้นๆ จะมีความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าที่ระยะเวลาเติมอากาศนานและ/หรือเอสอาร์ทีนานหรือเอชอาร์ทีนานๆ สำหรับปริมาณฟอสฟอรัสที่มีอยู่ภายในเซลล์ที่ระยะเวลาการเติมอากาศนานมีค่าน้อยกว่าที่ระยะเวลาการเติมอากาศสั้น (หมายเหตุของผู้เขียน: จากการที่เมื่อยืดระยะเวลาในการเติมอากาศออกไปทำให้มีฟอสฟอรัสในสลัดจ์ลดลง จึงเป็นแนวคิดหนึ่งในการจัดการสลัดจ์และการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการยืดระยะเวลาการเติมอากาศ) แต่พบว่าการยืดเวลาเติมอากาศในเทอมเอสอาร์ทีหรือเอชอาร์ทีนานๆทำให้มีปริมาณคาร์โบไฮเดรต(กลัยโคเจน)ในสลัดจ์มีค่าไม่แตกต่างกันที่ระยะเวลาการเติมอากาศต่างๆ ทำให้กล่าวได้ว่าการกำจัดฟอสฟอรัสอาจไม่ขึ้นอยู่กับคาร์โบไฮเดรต (กลัยโคเจน)ในสลัดจ์ก็เป็นได้



รูปที่ 2.4 การกำจัดซีโอดีในแต่ละการทดลอง (Montgomory,1990)



รูปที่ 2.5 การกำจัดฟอสฟอรัสในแต่ละการทดลอง (Montgomory,1990)

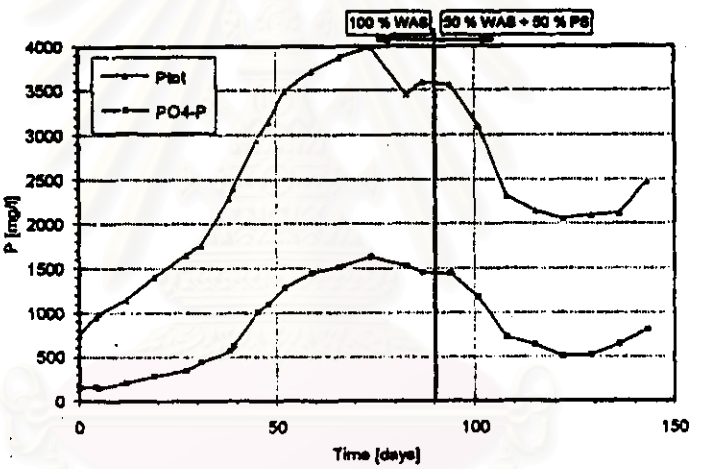


รูปที่ 2.6 การเปลี่ยนแปลงของคาร์โบไฮเดรตในสลัดจ์ที่ช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกของแต่ละการทดลอง (Montgomory,1990)

Appeldoorn และคณะ (1992) ได้ทำการทดลองกับระบบเติมเข้า-ถ่ายออก (fill and draw system) เพื่อใช้ในการศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสโดยใช้วิธีทางชีวภาพในสภาวะต่างๆ โดยนำสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียต่างๆมาเลี้ยงด้วยสารอาหารที่ประกอบด้วยอะซิเทตและกลูโคสในรูปแบบการเติมเข้า-ถ่ายออกแบบแอนแอโรบิก/แอโรบิก พบว่าสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียในชุมชน ที่เป็นระบบกำจัดฟอสฟอรัสหรือไม่เป็นระบบกำจัดฟอสฟอรัสก็ตามสามารถพัฒนาจนสลัดจ์ดังกล่าวกลายเป็นจุลินทรีย์ที่สามารถสะสมโพลีฟอสเฟตไว้ภายในเซลล์ได้ (polyphosphate-accumulating bacteria) ซึ่งพบว่ามีโพลีฟอสเฟตในเซลล์ถึง 110 มก.ฟอสฟอรัสต่อกรัมน้ำหนักแห้ง แต่สลัดจ์ที่มาจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังและจากทะเลสาบ ไม่สามารถพัฒนาเป็นจุลินทรีย์ที่สามารถสะสมโพลีฟอสเฟตไว้ภายในเซลล์ได้ เพราะสะสมฟอสฟอรัสไว้ภายในเซลล์ได้ไม่ถึง 20 มก.ฟอสฟอรัสต่อกรัมน้ำหนักแห้ง ซึ่งตามปกติแล้วสลัดจ์ในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยวิธีทางชีวภาพนั้นต้องสามารถสะสมฟอสฟอรัสไว้ภายในเซลล์ได้อย่างน้อย 40 มก.ฟอสฟอรัสต่อกรัมน้ำหนักแห้ง

Jardin และ Popel (1994) ได้ทำการศึกษากลไกที่เกิดขึ้นเมื่อนำเอาสลัดจ์ส่วนเกินจากกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพมาทำการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยทำการทดลอง 2 ชุด ชุดแรกใช้

สลัดจ์ส่วนเกินจากกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก 100 เปอร์เซ็นต์และชุดที่ 2 ใช้สลัดจ์ส่วนเกินจากกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก 50 เปอร์เซ็นต์รวมกับสลัดจ์จากการบำบัดขั้นต้นอีก 50 เปอร์เซ็นต์ มาทำการย่อยสลายภายใต้สภาวะเดียวกัน พบว่าความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดเพิ่มขึ้นอย่างเห็นได้ชัด ส่วนฟอสฟอรัสละลายก็เพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน แต่มีความแตกต่างที่สังเกตได้ระหว่างความเข้มข้นของฟอสฟอรัสกับฟอสฟอรัสทั้งหมด ดังรูปที่ 2.7 แสดงให้เห็นว่าฟอสฟอรัสที่ถูกเก็บไว้ในเซลล์ในรูปโพลีฟอสเฟตจะถูกปลดปล่อยออกมาส่วนหนึ่งในระหว่างการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกและอีกส่วนหนึ่งที่ยังเหลืออยู่เกิดกลไกทางเคมี ซึ่งเมื่อทำการศึกษาต่อไปอีก พบว่าเกิดการตกตะกอนทางเคมีเป็นสทรูไวต์ (struvite) หรือแมกนีเซียมแอมโมเนียมฟอสเฟต ($MgNH_4PO_4.6HO_2$) ถึง 20 เปอร์เซ็นต์ของฟอสฟอรัสทั้งหมด แต่อย่างไรก็ตามการตกตะกอนทางเคมีโดยโลหะไอออนชนิดอื่นๆ ที่เกิดขึ้นในการย่อยสลายยังคงไม่ได้ทำการทดลองในการศึกษาครั้งนี้



รูปที่ 2.7 ค่าความเข้มข้นของฟอสฟอรัสทั้งหมดและฟอสฟอรัสละลายระหว่างการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกของสลัดจ์ส่วนเกินจากกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก และสลัดจ์ผสมระหว่างสลัดจ์ส่วนเกินจากกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก กับสลัดจ์จากการบำบัดเบื้องต้น (Jardin และ Popel, 1994)

Chang และคณะ (1996) ได้ทำศึกษาเพื่อดูผลของสารอาหารที่เหลือจากการใช้ประโยชน์โดยจุลชีพพวกพีเอไอในกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก ต่อการตกตะกอนของสลัดจ์ที่เอสอาร์ที 5, 10 และ 15 วัน ที่สัดส่วนปริมาตรถังแอนแอโรบิกต่อปริมาตรถังแอโรบิกที่ 1:9, 1:4, 1:2.3 และ 0:10

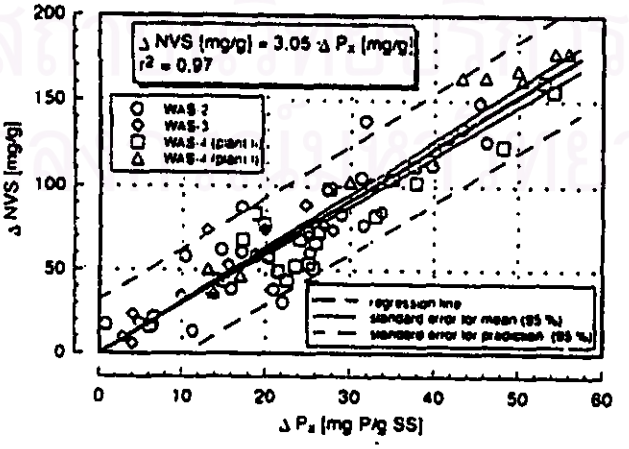
จากการทดลองพบว่า การเพิ่มสภาวะแอนแอโรบิกเข้าไปในระบบเป็นการปรับปรุงการกำจัดฟอสฟอรัสทำให้ฟอสฟอรัสถูกกำจัดไปมากกว่า 75 เปอร์เซ็นต์ ส่วนซีโอดี 94 เปอร์เซ็นต์ถูกกำจัด ซึ่งทั้งเอสอาร์ทีและปริมาตรถังแอนแอโรบิกต่อปริมาตรถังแอโรบิกไม่มีผลต่อการกำจัด แต่สมบัติในการตก

ตะกอนในรูปเอสวีไอมีการเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วง 69-370 ทั้งๆที่ระบบสามารถกำจัดซีโอดีและฟอสฟอรัสได้ดี

เมื่อเปรียบเทียบกลไกของการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมกับการควบคุมการอืด(bulking)ของสลัดจ์แล้ว พบว่าหากช่วงแอนแอโรบิกจุลชีพพีเอโอดึงคาร์บอนในรูปซีโอดีมาใช้ได้หมดไม่เหลือไปถึงช่วงแอโรบิก การควบคุมการอืดของสลัดจ์จะเป็นไปอย่างเหมาะสม แต่ถ้าหากว่ายังมีซีโอดีเหลืออยู่ในช่วงแอโรบิกอยู่มาก การเจริญเติบโตของจุลชีพพวกเส้นใยจะทำงานได้ดีทำให้เกิดสลัดจ์อืดได้ ดังนั้นการออกแบบและดำเนินงานในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ปริมาณคาร์บอนที่พอเพียงต่อการจับใช้ของจุลชีพพีเอโอในช่วงแอนแอโรบิก มีความสำคัญต่อการควบคุมการอืดของสลัดจ์และการกำจัดฟอสฟอรัส

Jardin และ Popel (1997) ทำการศึกษาถึงผลของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่มีอิทธิพลต่อส่วนประกอบของสลัดจ์ และปริมาณที่เกิดขึ้น ในการศึกษาได้ทำการทดลองกับชุดทดลอง 2 ชุดเปรียบเทียบกัน ระหว่างชุดแรกที่เป็นระบบธรรมดามีถังเติมอากาศเพียงอย่างเดียว กับชุดที่เป็นกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิก

ผลการทดลองปรากฏว่าทั้ง 2 ชุดจะมีสลัดจ์อนินทรีย์(inorganic sludge)เพิ่มขึ้น เมื่อมีการกักเก็บฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์เพิ่มขึ้น ซึ่งได้ค่าปริมาณของแข็งที่ไม่ระเหยง่าย(nonvolatile solids) 3.05 กรัมเอสเอสต่อกรัมฟอสฟอรัส (ดังรูปที่ 2.8) ส่วนค่าปริมาณของแข็งมีค่า 3.14 กรัมเอสเอสต่อกรัมฟอสฟอรัส และไม่พบความแตกต่างของสลัดจ์อินทรีย์จากทั้ง 2 ชุด ถึงแม้ว่าสลัดจ์อินทรีย์จะสูงขึ้นเล็กน้อย เมื่อมีฟอสฟอรัสในสลัดจ์เพิ่มขึ้น จึงบอกได้ว่าอัตราการย่อยสลายของแบกทีเรียที่เป็นพีเอโอกับที่ไม่เป็นพีเอโอไม่แตกต่างกัน



รูปที่ 2.8 ความสัมพันธ์ระหว่างการเพิ่มขึ้นของปริมาณของแข็งที่ไม่ระเหยง่าย(nonvolatile solids)กับปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ (Jardin และ Popel, 1997)

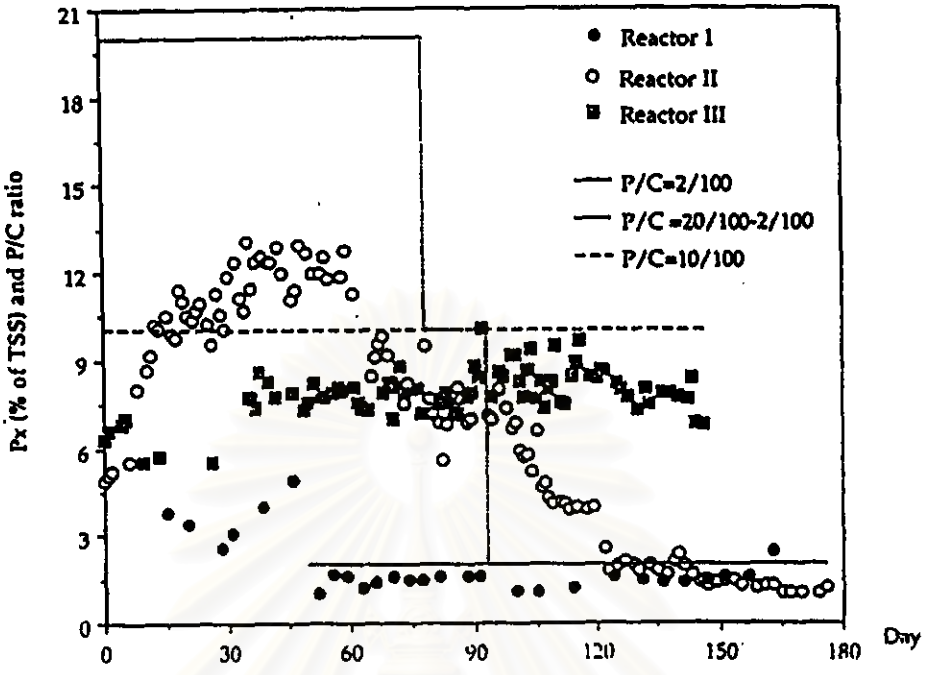
จากผลเหล่านี้ สรุปได้ว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทุกๆการกำจัดฟอสฟอรัส 1 กรัม จะผลิตปริมาณของแข็งที่ต้องนำไปกำจัดต่อไปประมาณ 3 กรัม ซึ่งทำให้สามารถนำไปประมาณค่าเฉลี่ยของของแข็งที่ต้องกำจัดในระบบบำบัดจริงได้

Johanssan และคณะ (1997) ได้ทำการศึกษาการทำงานของโรงบำบัดน้ำเสีย Mollevejens ที่ประเทศเดนมาร์กที่ถูกปรับปรุงเพื่อให้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ จากการศึกษาข้อมูลการทำงาน พบว่า การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเป็นการเกิดร่วมกันของกลไก 3 กลไกด้วยกันคือ (i) การดึงฟอสฟอรัสมาใช้สร้างเซลล์ตามปกติ (normal phosphorus assimilation), (ii) การจับใช้ฟอสฟอรัสโดยตัวกลางทางชีวภาพ (biologically-mediated) และ(iii) การก่อตะกอนผลึกทางเคมี (chemical precipitation) แต่พบว่ากลไกหลักที่เกิดขึ้นกับโรงบำบัดน้ำเสียนี้ คือกลไกการดึงฟอสฟอรัสมาใช้สร้างเซลล์ปกติและการก่อตะกอนผลึกทางเคมี เพราะพบว่ามีโพลีฟอสเฟตในเซลล์จุลชีพเพียง 10 เปอร์เซ็นต์ที่สภาวะแอโรบิก มีพีเอชบีเพียง 3 เปอร์เซ็นต์ในช่วงแอนแอโรบิก ซึ่งปกติควรมีโพลีฟอสเฟตในเซลล์ช่วงแอโรบิก 50-70 เปอร์เซ็นต์ มีพีเอชบีมากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ที่ช่วงแอนแอโรบิก ทั้งนี้เป็นเพราะว่ามีเหล็กในน้ำเข้าสูง ทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสเกิดขึ้นได้ไม่ดีเท่าที่ควร เนื่องจากเกิดกลไกการก่อตะกอนผลึกของ $Fe_3(PO_4)_2$

สรุปผลได้ว่าการกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดขึ้นได้ไม่ดีเท่าที่ควรถ้ามีปริมาณเหล็กอยู่ในน้ำเข้าสูง ซึ่งจะทำให้มีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ในรูปโพลีฟอสเฟตอยู่น้อย แต่จะมีตะกอนโลหะเคมีอยู่มากแทน ซึ่งถ้าเป็นเช่นนี้แล้วสลัดจ์ที่เกิดขึ้นจะไม่สามารถนำไปทำให้เกิดประโยชน์ต่อไปได้ ดังนั้นหากจะให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่ดีควรมีการกำจัดเหล็กออกจากน้ำเสียเข้าเสียก่อน

Liu และคณะ (1997) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนที่มีต่อการสะสมพลังงานภายในเซลล์ของจุลชีพพวกพีเอโอ (polyphosphate-accumulating organisms) กับพวกจีเอโอ (glycogen-accumulating organisms) โดยได้ทำการทดลองด้วยกระบวนการแอนแอโรบิก/แอโรบิกแบบเอสบีอาร์ภายในห้องทดลอง รวมทั้งหมด 3 ถัง ถังแรกใช้น้ำเสียฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนเท่ากับ 2:100 ถังที่ 2 เริ่มต้นด้วยน้ำเสียฟอสฟอรัสต่อคาร์บอน 20:100 เมื่อเดินระบบได้ 50 วันแล้วลดลงอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนเหลือเพียง 2:100 ส่วนถังที่ 3 ใช้น้ำเสียฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนเท่ากับ 10:100

จากการทดลองดังกล่าว พบว่าถังที่ 3 สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าถังที่ 1 และถังที่ 2 นอกจากนี้ถังที่ 3 มีผลทำให้มีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์สูงค่อนข้างคงที่ ส่วนถังแรกเนื่องจากมีอัตราส่วนน้ำเสียเข้าที่มีฟอสฟอรัสอยู่ในปริมาณน้อยจึงทำให้มีฟอสฟอรัสในเซลล์เล็กน้อยและถังที่ 2 ในช่วงแรกมีฟอสฟอรัสในเซลล์สูงแต่เมื่อลดอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนลงแล้ว ปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ก็ลดลงด้วย ดังรูปที่ 2.9

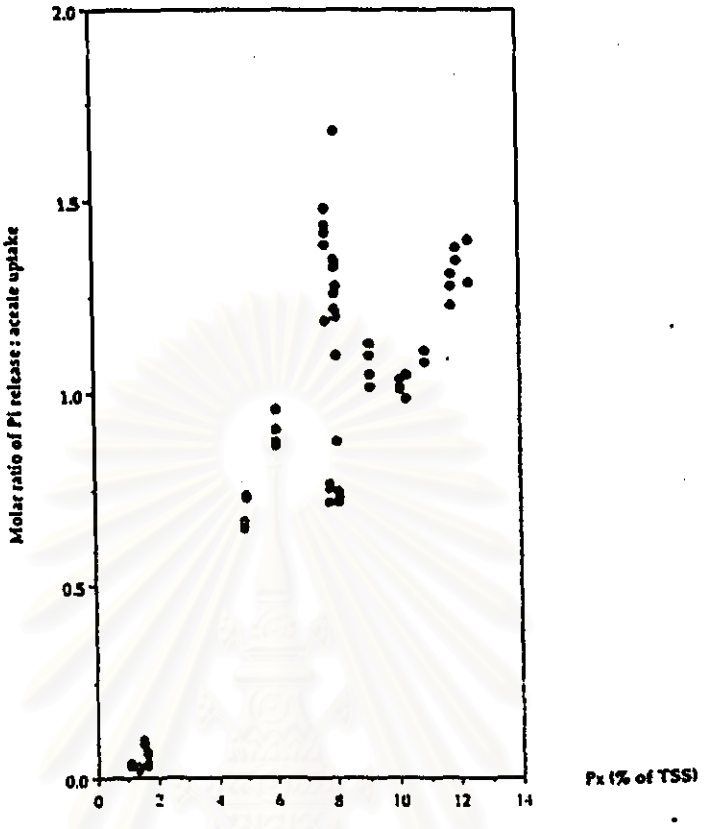


รูปที่ 2.9 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนในน้ำเสียเข้าและปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ที่เกิดขึ้นในระหว่างการทดลองของถังที่ 1-3 (Liu และคณะ, 1997)

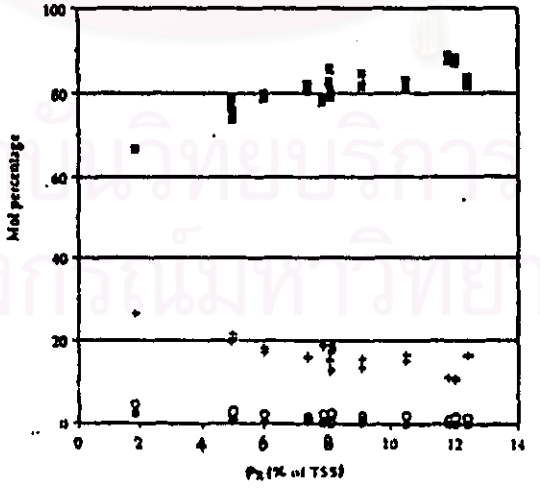
นอกจากนี้ที่พบว่าอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนมีผลต่อปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์แล้ว ยังพบว่าอัตราการจับใช้อะซิเทตและอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสมีความสัมพันธ์กับปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ด้วย ดังรูปที่ 2.10

ในทางกลับกันปริมาณพีเอชเอที่สร้างขึ้นที่ปลายแอนแอโรบิกของสลัดจ์ที่มีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ต่างๆ กันนั้นมีค่าไม่แตกต่างกัน แต่ทว่าส่วนประกอบของพีเอชเอที่สร้างขึ้นมีความแตกต่างกัน ดังรูปที่ 2.11 จึงกล่าวได้ว่ากลไกการเปลี่ยนแปลงอะซิเทตของสลัดจ์ที่มีฟอสฟอรัสในเซลล์สูงและต่ำมีความแตกต่างกัน ซึ่งความแตกต่างนี้มีผลต่อสัดส่วนของจุลชีพพวกพีเอโอกับจีเอโอ

ดังนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสที่สมบูรณ์ในถังปฏิกิริยาจะเกิดสำเร็จได้ถ้าเตรียมสภาวะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพกลุ่มพีเอโอมากกว่าจีเอโอที่เกิดขึ้นภายใต้สภาวะที่มีการสะสมพลังงานไว้ใช้ในรูปโพลีฟอสเฟตและมีพลังงานเพียงพอต่อการจับใช้สารอาหารในช่วงแอนแอโรบิก ซึ่งสามารถทำให้สำเร็จได้โดยการเพิ่มอัตราส่วนฟอสฟอรัสต่อคาร์บอนหรือเพิ่มจำนวนวัฏจักรต่อวันในเอสบีอาร์ที่มีภาระสารอินทรีย์ต่อวันคงที่เพื่อให้มีอัตราส่วนสารอาหารต่อจำนวนจุลชีพต่ำหรือเพิ่มจำนวนจุลชีพเข้าไปในระบบเพื่อให้มีอัตราส่วนสารอาหารต่อจำนวนจุลชีพต่ำ



รูปที่ 2.10 สัดส่วนโมลของการปลดปล่อยฟอสฟอรัสต่อการจับใช้อะซิเทตที่พบในสลัดจ์ที่มีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ต่างกัน (Liu และคณะ, 1997)

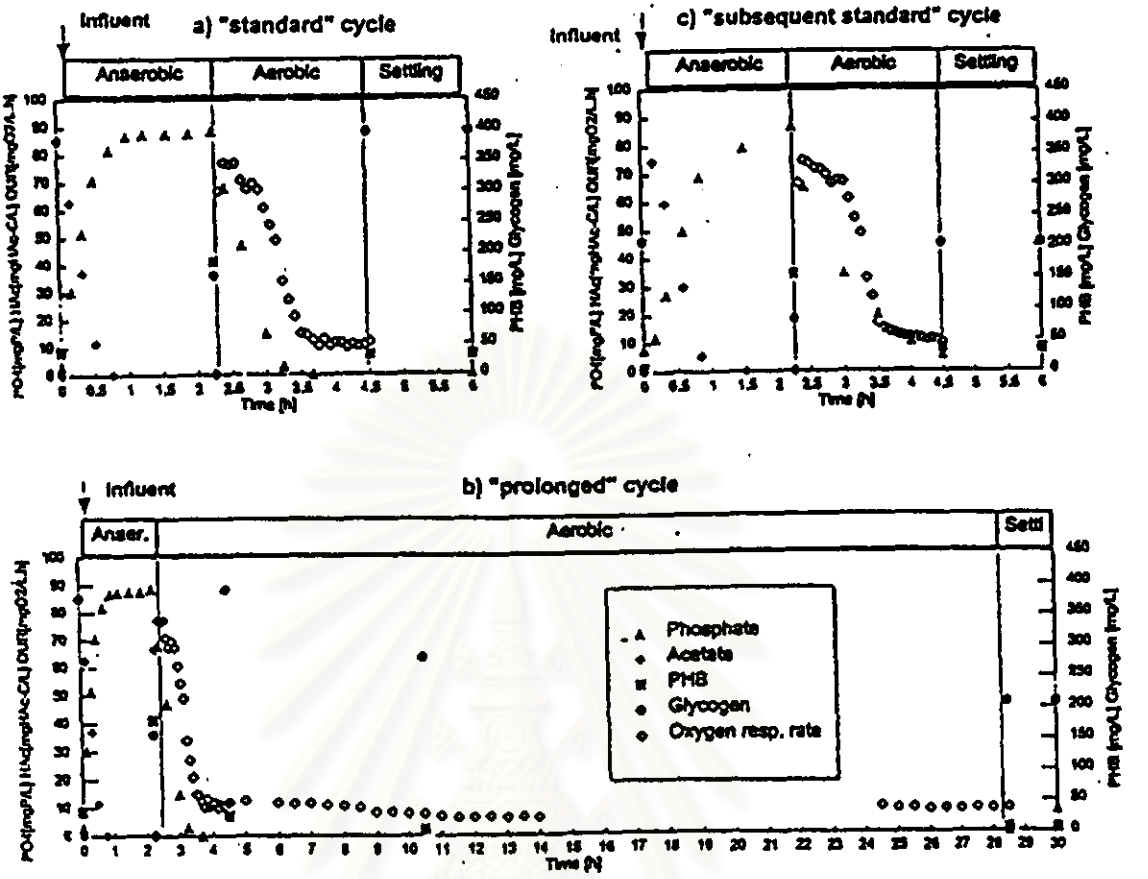


รูปที่ 2.11 ส่วนประกอบของพีเอชเอจากการจับใช้อะซิเทตของสลัดจ์ที่มีฟอสฟอรัสในเซลล์ต่างๆ กัน (■ คือ 3-hydroxybutyrate ; + คือ 3-hydroxyvalerate ; O คือ 3-hydroxy-2-methylbutyrate ; ● คือ 3-hydroxy-2-methylvalerate) (Liu และคณะ, 1997)

Brdjanovic และคณะ (1998) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของการยืดระยะเวลาในการเติมอากาศที่มากเกินพอ ต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยกระบวนการแอนแอโรบิก-แอโรบิกแบบเอสบีอาร์ในห้องปฏิบัติการ ซึ่งในการทดลองได้เริ่มต้นเดินระบบที่มีระยะเวลาในวัฏจักร 6 ชั่วโมง(I)โดยมีระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิก 2.25 ชั่วโมง และช่วงแอโรบิก 2.25 ชั่วโมงเช่นกัน จนกระทั่งระบบเข้าสู่สถานะคงตัวแล้วจะเริ่มวัฏจักรใหม่ที่มีระยะเวลาในช่วงแอนแอโรบิกเท่าเดิมแต่ยืดระยะเวลาช่วงแอโรบิกเป็น 26.25 ชั่วโมง รวมระยะเวลาใน 1 วัฏจักรเป็น 30 ชั่วโมง และเมื่อดำเนินการครบรอบวัฏจักรแล้วจะกลับไปเริ่มวัฏจักรเดิมที่มีระยะเวลาใน 1 วัฏจักร 6 ชั่วโมง(II) อีกครั้ง

จากการทดลองพบว่าเมื่อระบบเข้าสู่สถานะคงตัว สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในช่วงแอนแอโรบิกเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้อย่างรวดเร็ว มีการใช้อะซิเทตได้ภายในระยะเวลาไม่ถึง 1 ชั่วโมง กลัยโคเจนภายในเซลล์ถูกใช้ไปและพีเอชบีถูกสร้างขึ้น เมื่อเข้าสู่ช่วงแอโรบิกจะมีการจับใช้ฟอสฟอรัสเข้ามาไว้ภายในเซลล์ในขณะที่พีเอชบีลดลง ส่วนกลัยโคเจนถูกสังเคราะห์ขึ้นอีกครั้งจนมีปริมาณเท่ากับค่าเดิมในตอนเริ่มต้น สำหรับอัตราการใช้ออกซิเจนที่พบนั้นจะมีอัตราสูงในช่วงต้นๆของการเติมอากาศและค่อยๆลดลงจนคงที่เมื่อไม่มีการจับใช้ฟอสฟอรัส (ดังรูปที่ 2.12a) เมื่อทำการยืดเวลาเป็น 30 ชั่วโมงต่อ 1 วัฏจักรแล้ว พบว่าในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกในตอนเริ่มต้นการเติมอากาศ 2.25 ชั่วโมงแรกมีลักษณะเหมือนกับของวัฏจักร 6 ชั่วโมง(I) แต่หลังจากยืดการเติมอากาศออกไปอีกพบว่าพีเอชบีลดลงไปเหลือเพียงเล็กน้อย และคงที่จนกระทั่งสิ้นสุดการยืดเวลาการเติมอากาศ เหมือนกับอัตราการใช้ออกซิเจนซึ่งคงที่เช่นกัน ส่วนกลัยโคเจนนั้นพบว่ามีค่าลดลงอีกประมาณ 50 เปอร์เซ็นต์หลังจากที่ได้สังเคราะห์ขึ้นมาอีกครั้งในตอนเริ่มต้นของการเติมอากาศ (ดังรูปที่ 2.12b) ต่อมาได้ทำการทดลองโดยใช้วัฏจักร 6 ชั่วโมง(II)อีกครั้งพบว่าในช่วงแอนแอโรบิกมีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสขึ้นแต่เป็นไปอย่างช้าๆเช่นเดียวกับการใช้อะซิเทต ซึ่งใช้เวลามากกว่า 1 ชั่วโมงจึงจะหมด กลัยโคเจนภายในเซลล์ถูกใช้ไปและพีเอชบีถูกสร้างขึ้นแต่ไม่เท่ากับพีเอชบีที่สร้างในวัฏจักร 6 ชั่วโมง(I)ก่อนการยืดเวลาการเติมอากาศ เมื่อเข้าสู่ช่วงแอโรบิกมีการจับใช้ฟอสฟอรัสเข้ามาไว้ภายในเซลล์น้อยลงและเป็นไปอย่างช้าๆ พีเอชบีที่สร้างขึ้นในช่วงแอนแอโรบิกถูกใช้ไปทำให้ลดลง กลัยโคเจนถูกสังเคราะห์ขึ้นอีกครั้งจนมีปริมาณเท่ากับตอนเริ่มต้นวัฏจักรนี้ (ดังรูปที่ 2.12c)

จากการเปรียบเทียบการทดลองของวัฏจักร 6 ชั่วโมง(I)ก่อนทำการยืดเวลาเติมอากาศกับวัฏจักร 6 ชั่วโมง(II)หลังการยืดเวลาเติมอากาศ มีข้อแตกต่างกัน 2 ข้อหลักคือ การจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์ในวัฏจักร 6 ชั่วโมง(II)หลังการยืดเวลาเติมอากาศ เพราะไม่สามารถสร้างพีเอชบีได้ดีเท่ากับที่สร้างในวัฏจักร 6 ชั่วโมง(I)ก่อนการยืดเวลาการเติมอากาศจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลง และอัตราทุกๆอัตราของวัฏจักร(I)ก่อนการยืดเวลาเติมอากาศมีค่าสูงกว่าของวัฏจักรหลัง(II)จากการยืดเวลาเติมอากาศ

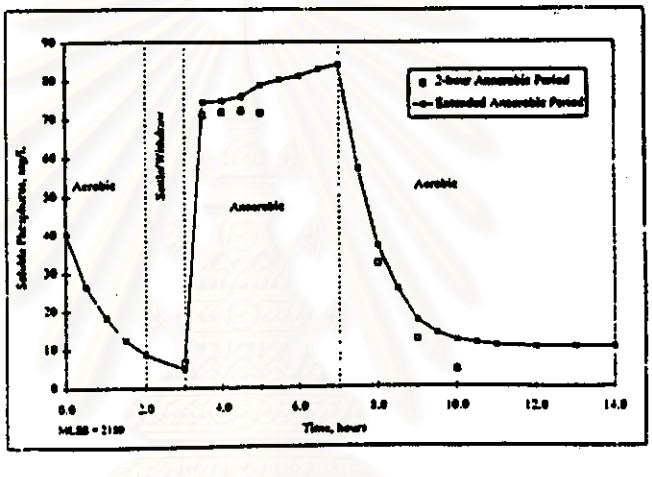


รูปที่ 2.12 ความเข้มข้นของพารามิเตอร์ต่างๆในการทดลอง (a) วัฏจักร 6 ชั่วโมง(I) (ก่อนการยืดเวลาเติมอากาศ) (b) วัฏจักร 30 ชั่วโมง(ยืดเวลาการเติมอากาศ) (c) วัฏจักร 6 ชั่วโมง (II)(หลังการยืดเวลาเติมอากาศ) (Brdjanovic และคณะ, 1998)

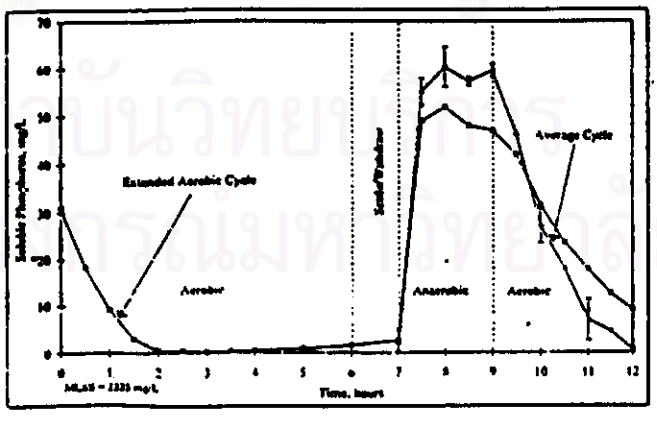
สรุปผลการทดลองได้ว่าการยืดเวลาในช่วงแอโรบิกไม่ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง แต่จะส่งผลทำให้วัฏจักรถัดไปมีประสิทธิภาพลดลง ทั้งนี้เพราะการยืดเวลาเติมอากาศทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของการเก็บกลัยโคเจนภายในเซลล์ กล่าวคือมีกลัยโคเจนลดลงและสร้างพีเอชบีได้ลดลง

Stephens และ Stensel (1998) ได้ทำการศึกษาแบบโต๊ะทดลองเพื่อศึกษาผลกระทบชั่วคราวของการยืดเวลาช่วงแอนแอโรบิกและช่วงแอโรบิก รวมถึงดูผลของการลดซีโอดีในน้ำเข้าต่ออัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัส อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัส และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส โดยได้ทำการทดลองเอสบีอาร์ที่มีช่วงเติมน้ำสีย 0.5 ชั่วโมง แอนแอโรบิก 1.5 ชั่วโมง แอโรบิก 3 ชั่วโมง ตกตะกอน 0.5 ชั่วโมง และระบายน้ำทิ้ง 0.5 ชั่วโมง ใช้ค่าเอสอาร์ทีที่ 12-13 วัน จากการทดลองเอสบีอาร์นี้พบว่าสามารถเกิดการปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสได้ดี เมื่อทำการยืดระยะเวลาช่วงแอนแอโรบิกจาก 1.5 ชั่วโมงเป็น 3.5 ชั่วโมงพบว่ามีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นแต่ฟอสฟอรัสที่เพิ่มขึ้นนี้จะไม่ถูก

กำจัดในช่วงแอโรบิก (ดังรูปที่ 2.13) ส่วนการทดลองต่อมาได้ทำการยืดระยะเวลาช่วงแอโรบิกจาก 3 ชั่วโมงเป็น 7 ชั่วโมง พบว่ามีการจับใช้ฟอสฟอรัสได้เพิ่มขึ้นแต่ส่งผลให้ในวัฏจักรถัดไปเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้ไม่ดีและการจับใช้ฟอสฟอรัสเกิดขึ้นช้ากว่าทำให้ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสที่ระยะเวลาการเติมอากาศ 3 ชั่วโมงสูงกว่าในการทดลองเอสบีอาร์ปกติ (ดังรูปที่ 2.14) อย่างไรก็ตามการจับใช้ฟอสฟอรัสจะเกิดขึ้นต่อไปเรื่อยๆ ถ้าเพิ่มระยะเวลาการเติมอากาศ (ดังรูปที่ 2.15) สำหรับการทดลองสุดท้ายได้ทำการลดปริมาณซีโอดีในน้ำเข้าให้เหลือเพียง 20 เปอร์เซ็นต์ของน้ำเสียปกติ จากรูปที่ 2.16 จะเห็นอย่างชัดเจนว่าเมื่อซีโอดีเข้าต่ำๆ การปลดปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสลดลงอย่างมาก และเมื่อเข้าสู่วัฏจักรที่มีการเติมซีโอดีปกติต่อไปทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสในช่วงแอโรบิกมีประสิทธิภาพไม่เท่าเดิม ถึงแม้ว่าจะมีการปลดปล่อยฟอสฟอรัสที่มีค่าใกล้เคียงกับการทดลองเอสบีอาร์ปกติก็ตาม

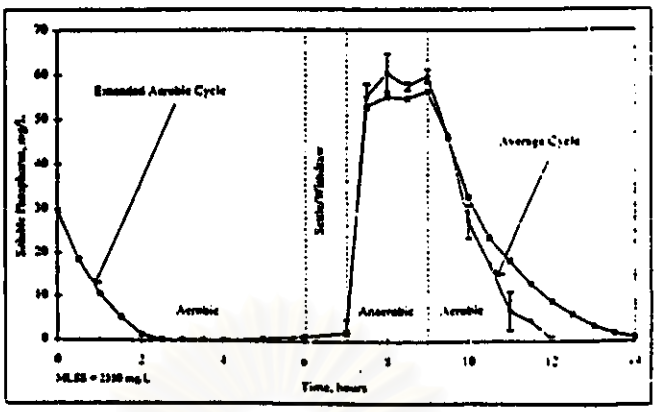


รูปที่ 2.13 โพรไฟล์ของฟอสฟอรัสเมื่อยืดระยะเวลาช่วงแอนแอโรบิก (Stephens และ Stensel, 1998)

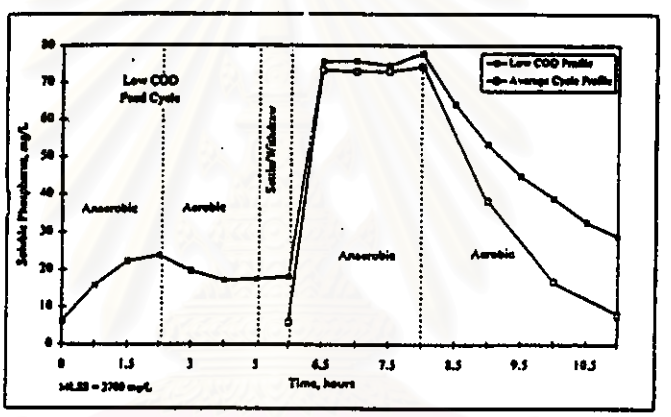


รูปที่ 2.14 โพรไฟล์ของฟอสฟอรัสเมื่อยืดระยะเวลาช่วงแอโรบิกต่อด้วยวัฏจักรปกติ

(Stephens และ Stensel, 1998)



รูปที่ 2.15 โพรไฟล์ของฟอสฟอรัสเมื่อยืดระยะเวลาช่วงแอโรบิก 2 วัฏจักร (Stephens และ Stensel, 1998)



รูปที่ 2.16 โพรไฟล์ของฟอสฟอรัสเมื่อลดปริมาณซีโอดีในน้ำเข้า (Stephens และ Stensel, 1998)

จากการทดลองดังกล่าวทำให้สรุปได้ว่าการยืดเวลาช่วงแอนแอโรบิกจะทำให้เกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น (เกิด secondary P release) และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง การยืดเวลาช่วงแอโรบิกส่งผลให้การกำจัดฟอสฟอรัสในวัฏจักรถัดไปลดลง และการเติมน้ำเสียซีโอดีต่ำจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลงทั้งในวัฏจักรนั้นและวัฏจักรถัดไป

ณัฏฐิกา เหลืองนฤทัย และเฉลิมราช วันทวิน (2541) ได้ทำการศึกษาการตอบสนองของจุลชีพกลุ่มพีเอโอเมื่อเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นทั้งของอะซิเทตและฟอสฟอรัสในน้ำเสียเข้าระบบ โดยใช้ระบบแอนแอโรบิก/แอโรบิก เอสบีอาร์ มีช่วงแอนแอโรบิก 4 ชั่วโมง แอโรบิก 3.25 ชั่วโมง ระยะเวลาใน 1 วัฏจักร 8 ชั่วโมง และค่าอายุสลัดจ์ 10 วัน ซึ่งเริ่มทำการทดลองชุดการทดลองแรกโดยการเลี้ยงจุลชีพพีเอโอด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีซีโอดี 400 มก./ลิตร ฟอสฟอรัส 10 มก./ลิตร จนเข้าสู่สถานะคงตัว จากนั้นทำการเปลี่ยนแปลงสภาวะการทำงานของระบบ โดยถังที่ 1 เปลี่ยนซีโอดีจาก 400 เป็น 200 มก./ลิตร ถังที่ 2 เปลี่ยนซีโอดีจาก 400 เป็น 800 มก./ลิตร ส่วนชุดการทดลองที่ 2 เลี้ยงจุลชีพพีเอโอด้วยน้ำเสียสังเคราะห์

ที่มีซีโอดี 400 มก./ลิตร ฟอสฟอรัส 5 มก./ลิตร ในถังที่ 1 และซีโอดี 400 มก./ลิตร ฟอสฟอรัส 20 มก./ลิตร ในถังที่ 2 เดินระบบจนเข้าสู่สถานะคงตัวจึงทำการเปลี่ยนแปลงสภาวะของระบบ โดยถังที่ 1 เปลี่ยนซีโอดีเป็น 200 มก./ลิตร ถังที่ 2 เปลี่ยนซีโอดีเป็น 800 มก./ลิตร แต่ฟอสฟอรัสของทั้งสองถังคงที่ที่ค่าเดิม ดังนั้นจะได้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสของการทดลองเป็น 3 ค่า คือ 20:1, 40:1 และ 80:1

จากผลการทดลอง พบว่าที่สถานะคงตัวของระบบ อัตราส่วนการป้อนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสที่เหมาะสม คือ 40:1 โดยให้ค่าฟอสฟอรัสในน้ำออกต่ำสุด และในการทดลองที่ลดปริมาณซีโอดีเข้าระบบที่ฟอสฟอรัสค่าเดียวกัน ถ้าซีโอดีเดิมเป็นปริมาณที่มากเกินพอสำหรับจุลชีพกลุ่มสะสมโพลีฟอสเฟต (80:1) การลดลงของปริมาณสลัดจ์จะเกิดมาจากกลุ่มจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟต แต่ถ้าซีโอดีเดิมเป็นปริมาณที่พอเหมาะสำหรับกลุ่มจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟตอยู่แล้ว (40:1) กลุ่มจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟตจะลดประมาณลงเมื่อซีโอดีเข้าระบบลดลง ส่วนในการทดลองเพิ่มปริมาณซีโอดีเข้าระบบ ที่ค่าฟอสฟอรัสเดียวกัน ถ้าซีโอดีเดิมเป็นปริมาณที่จำกัดสำหรับจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟต (20:1) การเพิ่มของปริมาณสลัดจ์จะเกิดจากทั้งกลุ่มจุลชีพที่สะสมโพลีฟอสเฟตและกลุ่มจุลชีพชนิดอื่น แต่ถ้าซีโอดีเดิมเป็นปริมาณที่พอเหมาะ (40:1) ผลการเพิ่มปริมาณสลัดจ์เมื่อซีโอดีเข้าระบบเพิ่มขึ้นจะเนื่องมาจากกลุ่มจุลชีพชนิดอื่นที่ไม่สะสมโพลีฟอสเฟต

ส่วนภายในวัฏจักรแรกของการเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อฟอสฟอรัส พบว่าการตอบสนองของกลุ่มจุลชีพเมื่อเปลี่ยนการป้อนซีโอดีและฟอสฟอรัสจากอัตราส่วนที่เหมาะสมไปสู่อัตราส่วนที่ไม่เหมาะสมจะเกิดขึ้นทันทีโดยแสดงจากค่าฟอสฟอรัสในวัฏจักรที่เปลี่ยนแปลงไปทันทีในวันแรก แต่ถ้าเปลี่ยนซีโอดีและฟอสฟอรัสจากอัตราส่วนที่ไม่เหมาะสมไปสู่อัตราส่วนที่เหมาะสม การตอบสนองจะช้ากว่า โดยค่าฟอสฟอรัสในวัฏจักรจะเปลี่ยนแปลงไม่มากนักในวันแรก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย