บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์

กระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process, AS) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้อากาศ ส่วนประกอบหลักของกระบวนการ ได้แก่ ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน น้ำเสียจะเข้าสู่ถังเติมอากาศซึ่งมีการให้ออกซิเจนแก่น้ำเสีย พร้อมทั้งกวนให้น้ำเสียสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ในถัง เพื่อทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน จากนั้นน้ำตะกอนในถังเติมอากาศจะไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนเพื่อแยกน้ำใสส่วนบนทิ้งออกจากระบบ ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ก้นถังบางส่วนจะนำไปทิ้งเพื่อควบคุมค่าอายุตะกอน (Sludge Age) ของระบบ ตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศจะใช้ออกซิเจนอิสระในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย ซึ่งผลผลิตที่ได้ได้แก่ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ พลังงาน และเซลล์ใหม่

2.1.1 การเกิดแอกติเวเต็ดสลัดจ์

การเกิดแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) จะมีขั้นตอนที่เกิดอย่างต่อเนื่องในถังเติมอากาศ 3 ขั้นตอนด้วยกัน คือ

1) ขั้นส่งถ่าย (Transfer Step)

ในขั้นแรกนี้จุลินทรีย์จะส่งเอนไซม์ออกมาทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียให้มีโมเลกุลเล็กลงพอที่จะดูดซึมผ่านผนังเซลล์เข้าไปได้ โดยขั้นตอนนี้จะใช้เวลาประมาณ 15 - 30 นาที

2) ขั้นเปลี่ยนรูป (Conversion Step)

ในขั้นนี้สารอินทรีย์ที่ถูกดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์แล้วจะถูกจุลินทรีย์ทำการเปลี่ยนรูปด้วยกระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation) โดยใช้ออกซิเจนที่ถูกเติมให้แก่ระบบซึ่งผล

ผลิตที่ได้ คือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ พลังงาน และการสร้างเซลล์ใหม่ด้วยการสังเคราะห์ (Synthesis)

3) ขั้นรวมตะกอน (Flocculation Step)

เมื่อจุลินทรีย์ได้ใช้สารอินทรีย์ในขั้นที่สองไปเกือบหมดแล้วจะมีพลังงานลดลง ในขณะเดียวกันการกวนผสมในถังเติมอากาศ ทำให้เซลล์ของจุลินทรีย์ชนกันและจะเกิดการรวมตัวกันเป็นตะกอนที่ใหญ่ขึ้น เรียกว่า ฟล็อก (Floc) ซึ่งสามารถตกตะกอนได้ดีทำให้สามารถแยกออกจากน้ำใสส่วนบนในถังตกตะกอนได้ง่าย

2.2 <u>การกำจัดไนโตรเจน</u>

ไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่พบได้ในน้ำเสียโดยทั่วไปในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน สารอินทรีย์ไนโตรเจน ไนโตรต์ไนโตรเจน และไนเตรตไนโตรเจน โดยไนโตรเจนในน้ำเสียมีแหล่งกำเนิดจากน้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงสัตว์ และน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆที่ใช้สารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการผลิต อันได้แก่ อุตสาหกรรมอาหาร อุตสาหกรรมปุ๋ยเคมี อุตสาหกรรมผลิตสารเคมี เป็นต้น

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจะเกี่ยวข้องกับกลไกหลักๆดังนี้

1) กระบวนการแอสสิมิเลชัน (Assimilation) เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ใช้แอมโมเนียไนโตรเจนในการเจริญเติบโตของเซลล์ (Sedlak , 1991)

2) กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ประกอบด้วยการเปลี่ยนรูปอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนโตรต์ หรือที่เรียกว่ากระบวนการไนโตรโซฟิเคชัน (Nitrosofication) โดยไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียที่ชื่อ ไนโตรโซโมนัส และการออกซิไดส์ ไนโตรต์เป็นไนเตรตหรือที่เรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชันแท้ (True nitrification) โดยไนตริฟายอิงแบกทีเรียที่ชื่อ ไนโตรแบกเทอร์

3) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เกิดการรีดักชันไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยดีไนตริฟายอิงแบกทีเรีย (Sedlak , 1991)

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียเป็นแบกทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดส์แอมโมเนียเป็นไนไตรต์ ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดแสดงดังสมการที่ 2.1 และ 2.2 (Salle , 1967)

$$NH_3 + O_2 + NADH + H^+ \rightarrow NH_2OH + H_2O + NAD^+ \quad .....(2.1)$$

$$NH_2OH + O_2 \rightarrow NO_2^- + H_2O + H^+ \quad .....(2.2)$$

ปฏิกิริยาโดยรวมที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการที่ 2.3 (Salle , 1967)

$$NH_3 + 2O_2 + NADH \rightarrow NO_2^- + 2H_2O + NAD^+ \quad .....(2.3)$$

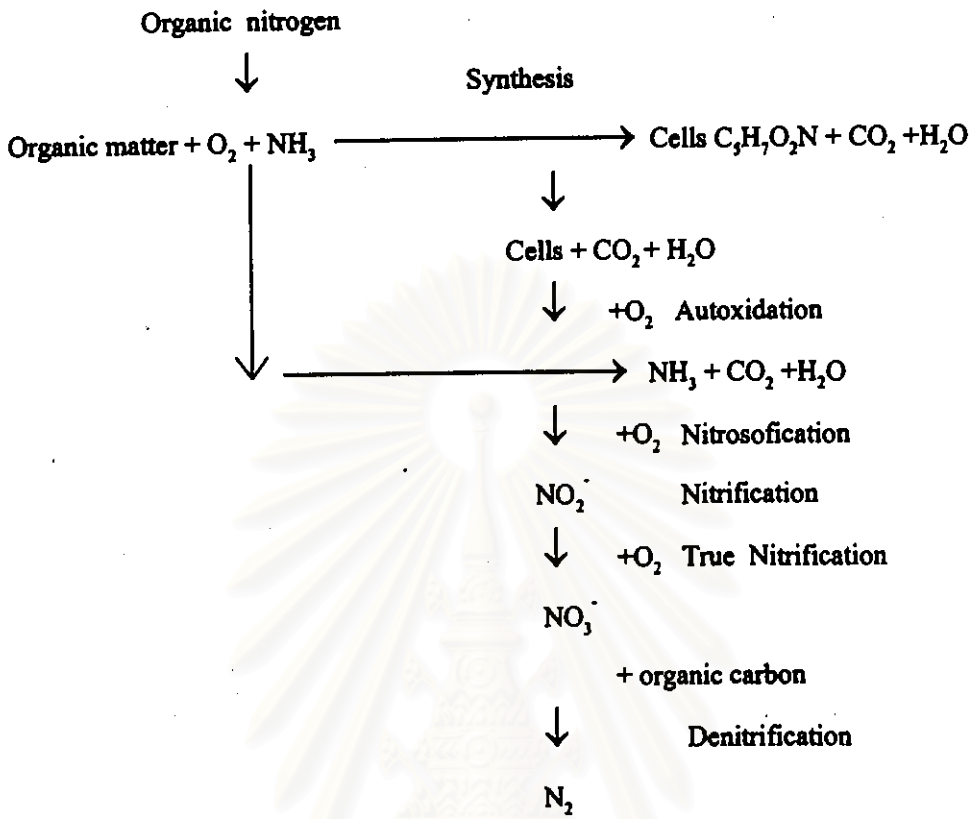
กลุ่มไนโตรโซฟายอิงแบกทีเรียประกอบด้วยแบกทีเรียหลายชนิด เช่น Nitrosomonas (พบในดินและน้ำเสีย), Nitrosococcus (พบในดินและน้ำทะเล), Nitrosospira (พบในดิน), Nitrosolobus (พบในดิน) และ Nitrosovibrio (พบในดิน) อ้างโดย Salle (1967)

ส่วนไนตริฟายอิงแบกทีเรีย (true nitrifying bacteria) เป็นแบกทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดส์ไนไตรต์เป็นไนเตรตซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดแสดงดังสมการที่ 2.4 (Salle , 1967)

$$NO_2^- + 1/2\ O_2 \rightarrow NO_3^- \quad .....(2.4)$$

กลุ่มไนตริฟายอิงแบกทีเรียประกอบด้วยแบกทีเรียหลายชนิด เช่น Nitrobacter (พบในดิน แหล่งน้ำและน้ำทะเล), Nitrospira (พบในน้ำทะเล), Nitrospina (พบในน้ำทะเล), Nitrococcus (พบในน้ำทะเล) อ้างโดย Salle (1967)

สรุปว่าหลักการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียก็คือการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนนั่นเอง โดยกระบวนการในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเป็นดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 กระบวนการในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน (ดัดแปลงจาก Eckenfelder , 1989)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

2.3.1 หลักการพื้นฐาน

ไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพ ที่มีการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนไตรต์และไนเตรตไนโตรเจนโดยออโทโทรฟแบกทีเรียซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันนี้จะประกอบด้วย 2 ขั้นตอนคือ การออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนไตรต์หรือที่เรียกว่าไนโตรโซฟิเคชันโดยแบกทีเรียไนโตรโซโมนัส และการออกซิไดส์ไนไตรต์ให้อยู่ในรูปไนเตรตหรือที่เรียกว่าไนตริฟิเคชันแท้โดยแบกทีเรียไนโตรแบกเทอร์ ซึ่งขั้นตอนทั้งสองแสดงได้ดังสมการที่ 2.5 และ 2.6 (U.S. EPA , 1975)

Nitrosomonas

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \rightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2^- \quad \text{.....(2.5)}$$

Nitrobactor

$$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^- \quad \text{.....(2.6)}$$

และแสดงเป็นสมการโดยรวมดังสมการที่ 2.7 (U.S. EPA ,1975)

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad \text{.....(2.7)}$$

จากสมการจะเห็นว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียจำนวน 1 กรัมให้เป็นไนเตรตจะต้องใช้ออกซิเจนทั้งหมด 4.57 กรัมโดยแบ่งเป็นปริมาณออกซิเจนในการเกิดไนไตรต์ 3.43 กรัม และเป็นปริมาณออกซิเจนในการเกิดไนเตรต 1.14 กรัม แต่หากพิจารณาการสังเคราะห์เซลล์รวมไปกับปฏิกิริยาออกซิเดชันแล้วปริมาณออกซิเจนที่ใช้จะน้อยกว่านี้เนื่องจากสามารถใช้ออกซิเจนที่อยู่ในคาร์บอนไดออกไซด์ได้ด้วย ปฏิกิริยารวมที่เกิดขึ้นเป็นดังสมการที่ 2.8 (U.S.EPA , 1975)

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \rightarrow 0.98NO_3^- + 0.021C_5H_7O_2N + 1.88H_2CO_3 + 1.041H_2O \quad \text{.....(2.8)}$$

จากสมการที่ 2.8 แสดงให้เห็นว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียจำนวน 1 กรัม ต้องการออกซิเจนเพียง 4.33 กรัม โดยเป็นออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์แอมโมเนีย 3.22 กรัม และออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์ไนไตรต์ 1.11 กรัม ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบค่าความต้องการออกซิเจนทั้ง 2 ชุดพบว่ามีค่าไม่แตกต่างกันนัก จึงอาจกล่าวได้ว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการนี้มากนัก

2.3.2 <u>ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน</u>

1) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ

Nigel และ Harworth (1969) อ้างโดย Benefield และ Randall (1980) พบว่าการเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำมีผลให้อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นด้วย

Wild และคณะ (1971) กล่าวว่าปริมาณออกซิเจนในน้ำที่ต่ำกว่า 1 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน ดังนั้นจึงควรควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนละลายมากพอโดยค่าออกซิเจนละลายไม่ควรต่ำกว่า 2 มก./ลิตร

Schoberl และคณะ (1964) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่าไนโตรโซไมนัสและไนโตรแบกเทอร์ต้องการปริมาณออกซิเจนในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมากกว่า 1 มก./ลิตร และ 2 มก./ลิตรตามลำดับ

Sedlak (1991) สรุปว่าการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำจะมีผลให้การแทรกของออกซิเจนสู่ฟล็อกเพิ่มขึ้นซึ่งจะเป็นการเพิ่มอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันด้วย

นอกจากงานวิจัยที่ศึกษาผลของออกซิเจนละลายน้ำปริมาณต่ำต่อการยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันแล้ว ยังมีงานวิจัยอีกส่วนหนึ่งซึ่งทำการศึกษาผลของออกซิเจนละลายปริมาณสูงต่อการเกิดไนตริฟิเคชันด้วย ได้แก่

Okun (1978) รายงานว่าจากการให้ออกซิเจนบริสุทธิ์ความเข้มข้น 33 มก./ลิตร แก่ระบบไม่มีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน

Haug และ McCarty (1972) สรุปว่าค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 60 มก./ล. ไม่มีผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน

แต่ Jones และ Sabra (1980) กลับพบว่าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกยับยั้งที่ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 20-25 มก./ลิตร

2.) ค่าพีเอช

ในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นจะมีไบคาร์บอเนตส่วนหนึ่งถูกใช้ไป (ดังสมการที่ 2.8) ซึ่งจะมีผลให้สภาพด่างลดลงและหากน้ำมีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอก็จะทำให้ค่าพีเอชลดลง และส่งผลต่อการทำงานของไนตริฟายอิงแบกทีเรียด้วย ซึ่งได้มีผู้วิจัยไว้ ดังนี้

Wild และคณะ (1971) พบว่า ค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดในการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันมีค่าเท่ากับ 8.4 ซึ่งจะเห็นได้ว่าร้อยละของอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะสูงกว่า 90 เมื่อค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.8-8.9

Poduska และ Andrews (1974) พบว่าการเปลี่ยนค่าพีเอชจาก 4.2 เป็น 6.4 ไม่มีผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน แต่เมื่อเปลี่ยนค่าพีเอชจาก 7.2 เป็น 5.8 จะมีผลให้ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกเพิ่มขึ้นจาก 0 มก./ลิตร เป็น 11 มก./ลิตร และเมื่อปรับพีเอชเป็น 7.2 ดังเดิมประสิทธิภาพของระบบก็จะกลับเป็นปกติด้วย แสดงให้เห็นว่าค่าพีเอชต่ำ ๆ มีผลแค่ยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชันแต่ไม่เกิดความเป็นพิษต่อระบบ

Painter และ Loveless (1983) สรุปว่าค่าพีเอชที่มีผลน้อยที่สุดต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันจะอยู่ในช่วง 7.5-8.5 และอัตราการเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะมีค่าสูงสุดที่พีเอช 8.5

Sedlak (1991) กล่าวว่าในการออกซิไดส์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก. จะใช้สภาพด่าง 7.14 มก. ในรูป $CaCO_3$ ซึ่งจะมีผลให้ค่าพีเอชของระบบต่ำลง จึงจำเป็นต้องเติมสภาพด่างลงในระบบ เช่น การเติมปูนขาว เพื่อควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสม

3) ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์

Anthonisen และคณะ (1976) พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียอิสระ 10-150 มก./ล. จะมีผลยับยั้งการทำงานของแบกทีเรียไนโตรโซโมนัส และกรดไนตรัสอิสระที่ความเข้มข้นเพียง 0.22-2.8 มก./ลิตร จะยับยั้งการทำงานของแบกทีเรียไนโตรแบกเทอร์ ซึ่งผลดังกล่าวจะขึ้นกับค่าพีเอชและอุณหภูมิของระบบด้วย

Randall และคณะ (1992) แสดงช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ที่ค่าพีเอชต่างๆ ดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์ที่ค่าพีเอชต่างๆที่อุณหภูมิ 20 °C (Randall และคณะ ,1992)

pH	NH_4^+-N (mg/l)	NO_2^--N (mg/l)
6.0	210-2100	30-330
6.5	70-700	88-1050
7.0	20-120	260-3320
7.5	7-70	
8.0	2-20	

4) ค่าสัดส่วนระหว่าง BOD_5 กับ TKN (BOD_5/TKN)

โดยปกติไนตริฟายอิงแบกทีเรีย จะพบในถังปฏิกิริยาแบบแอโรบิกเสมอ แต่จะมีเป็นจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับพวกเฮเทอโรโทรบอื่น ๆ จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สัดส่วนของไนตริฟายอิงแบกทีเรียในระบบจะมีความสัมพันธ์กับค่า BOD_5/TKN โดยจำนวนของไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะลดลงเมื่อค่า BOD_5/TKN เพิ่มขึ้น ดังแสดงในตารางที่ 2.2

Stenstrom และ Song (1991) ได้ทำการทดลองได้ผลสรุปว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน จะลดลงเมื่อระบบมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) เพิ่มขึ้น เนื่องจากพวกเฮเทอโรโทรฟซึ่งมีจำนวนมากกว่าในระบบ จะมีการแย่งใช้ออกซิเจนละลายน้ำมากขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่ง

พวกไนตริฟายมักจะอยู่ชั้นในของฟล็อก ซึ่งจะเป็นบริเวณที่ขาดออกซิเจนละลายอยู่แล้ว ในกรณีนี้สามารถแก้ไขโดยการเพิ่มค่าอายุตะกอนของระบบ

ตารางที่ 2.2 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า BOD_5/TKN กับ Nitrifier Fraction (USEPA, 1975)

BOD_5/TKN	Nitrifier Fraction	BOD_5/TKN	Nitrifier Fraction
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

5) อุณหภูมิ

อุณหภูมิจะมีผลต่อจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งได้มีผู้ศึกษาเกี่ยวกับผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันหลายท่านได้ผลสรุปคล้ายคลึงกันว่า เมื่อมีอุณหภูมิสูงขึ้นอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น โดยอุณหภูมิจะมีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะ (Maximum Specific Growth Rate, $\mu_{n,max}$) ของแบคทีเรียพวกไนตริฟาย ดังแสดงในตารางที่ 2.3

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.3 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะของแบกทีเรียพวกไนตริฟาย (Barnard,1992)

Source	$\mu_{n\,max}$ vs.Temp	$\mu_{n\,max}$ (d^{-1})		
		10°C	15°C	20°C
Downing (1964 a)	$(0.47)\, e^{0.098\,(T-15)}$	0.29	0.47	0.77
Downing (1964 b)	$(0.18)\, e^{0.116\,(T-15)}$	0.10	0.18	0.32
Hultman (1971)	$(0.50)\, 10^{0.033\,(T-20)}$	0.23	0.34	0.50
Barnard (1975)	$0.33\,(1.127)^{(T-20)}$	0.10	0.18	0.37
Painter (1983)	$0.18\, e^{0.0729\,(T-15)}$	0.12	0.18	0.26
Veccari (1979)				0.27
Vidstrup (1988)				0.65
Hall (1980)				0.46
Lavrence (1976)				0.50

Knowles และคณะ (1965) ได้แสดงผลของอุณหภูมิต่อ Half Saturation Coefficient (Kn) ของไนตริฟายเออร์ ไว้ดังนี้

$$Kn = 10^{0.051T - 1.148},\ T = °C \qquad \text{.....(2.9)}$$

6) ค่าอายุตะกอน (Sludge age) ในสภาวะแอโรบิก

Argeman (1986) พบว่า ค่าอายุตะกอนในสภาวะแอโรบิกที่เหมาะสมต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน คือ เวลา 5 วัน (ที่ 13-18 °C) และ 2.5 วัน (ที่ 25-26 °C)

7) สารยับยั้งอื่นๆ

สารที่มีผลยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันมีหลายชนิด เช่น สารจำพวกโลหะหนัก สารประกอบซัลเฟอร์ โซเดียมคลอไรด์ ซึ่งสารเหล่านี้จะมีผลในการยับยั้งการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบกทีเรีย และจะลดอัตราการออกซิไดส์ของแอมโมเนียด้วย

Skinner และ Walker (1961) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) ได้สรุปปริมาณโลหะหนักที่มีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรียไว้ดังนี้ นิเกิล 0.25 มก./ลิตร โครเมียม 25 มก./ ลิตร และทองแดง 0.1-0.5 มก./ลิตร

Beckman และคณะ (1972) สรุปว่า นิเกิลและสังกะสีในปริมาณ 3.0 มก./ลิตร จะมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรีย

Loveless และ Painter (1968) สรุปว่าทองแดงที่ความเข้มข้น 0.1 มก./ลิตรจะมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัสแบกทีเรีย

2.3.3 จลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน

สมการที่ใช้อธิบายจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ได้ถูกประยุกต์มาจากสมการที่ใช้อธิบายการใช้สารอาหารและอัตราการเจริญเติบโตสำหรับ Aerobic Suspended Growth Process ซึ่งก็ คือ สมการโมโนด์ (Monod Equation)

$$\mu = \mu_m S/K_s+S \qquad \text{.....(2.10)}$$

โดย :

μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specific Growth Rate) , วัน$^{-1}$

S = ความเข้มข้นของสารอาหาร(Substrate Concentration) , มก./ล.

μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Max. Specific Growth Rate) , วัน$^{-1}$

K_s = ค่าคงที่การอิ่มตัว (Saturated Constant) , มก./ล.

= ค่า S ที่ $\mu = \mu_m/2$

เมื่อนำมาประยุกต์กับกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะสามารถเขียนได้เป็น

$$\mu_n = \mu_{n,max} (NH_3\text{-}N)/K_N+(NH_3\text{-}N) \qquad \text{.....(2.11)}$$

จากสมการที่ 2.11 จะเห็นได้ว่าค่า Substrate จะอยู่ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน โดยไม่มีรูปของไนไตรต์มาเกี่ยวข้อง ทั้งนี้เนื่องจากว่าอัตราการเจริญเติบโตของไนโตรแบกเตอร์เร็วกว่าไนโตรโซโมนัสมาก ดังนั้น ปฏิกิริยาที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน จึงเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากการศึกษาที่ผ่านมาสามารถสรุปค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์ (Kinetic Coefficient) สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 แสดงค่าคงที่จลน์ศาสตร์ของไนตริฟิเคชัน (Metcalf & Eddy, 1991)

Coefficient	Basis	Value	
		Range	Typical
Nitrosomonas			
μ_m	d^{-1}	0.3-2.0	0.7
K_s	mg NH_4^+-N/l	0.2-2.0	0.6
Nitrobactor			
μ_m	d^{-1}	0.4-3.0	1.0
K_s	mg NO_2^--N/l	0.2-5.0	1.4
Overall			
μ_m	d^{-1}	0.3-3.0	1.0
K_s	mg NH_4^+-N/l	0.2-5.0	1.4
Y	mg VSS/mg NH_4^+-N	0.1-0.3	0.2
k_d	d^{-1}	0.03-0.06	0.05

2.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.4.1 หลักการพื้นฐาน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจัดเป็นกระบวนการอันดับสุดท้ายในการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย โดยเกิดการเปลี่ยนรูปจากไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนที่สามารถแยกออกจากระบบได้ ทำให้น้ำทิ้งที่บำบัดแล้วมีปริมาณไนโตรเจนลดลง

การรีดักชันของไนเตรตทางชีวภาพแบ่งได้เป็น 2 แบบ คือ

1) แบบแอสสิมิเลชัน : เป็นการรีดักชันไนเตรตให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ (Tchobanoglous และคณะ , 1991)

2) แบบดิสสิมิเลชันหรือดีไนตริฟิเคชัน : เป็นการรีดักชันไนเตรตให้อยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจน โดยเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) มากที่สุด และอาจเกิดในรูปแบบอื่นๆได้บ้าง เช่น ไนตริกออกไซด์(NO) และไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ขั้นตอนการรีดักชันของไนเตรตแสดงดังสมการที่ 2.12 (Grabriel , 1994)

$$NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2 \qquad \text{.....(2.12)}$$

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดที่สภาวะแอนอ็อกซิกซึ่งเป็นสภาวะที่ขาดออกซิเจนอิสระและต้องการตัวรับอิเล็กตรอนที่เป็นสารอินทรีย์หรือสารอนินทรีย์ โดยในกระบวนการนี้แบกทีเรียที่รับผิดชอบส่วนใหญ่จะเป็นแบกทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟ ตัวอย่างเช่น Achromobactor , Acinetobactor , Agrobacterium , Alculigeues , Arthobacter , Bacillus , Chromobacterium , Corynebacterium , Flavobacterium , Hypomicrobium , Moraxella , Neisseria , Paracoccus , Propionibacterium , Pseudomonas , Rhizobium , Rhodopseudomonas , Spirillum และ Vibrio (Payne , 1981)

ปฏิกิริยารีดักชันไนโตรเจนที่เกิดภายในเซลล์จุลินทรีย์เหล่านี้ จะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจาก 2 แหล่ง คือ แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเซลล์ และแหล่งอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์

◆ ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเซลล์ เช่น จากน้ำเสีย เมทานอล ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดังนี้ (Sedlak, 1991)

$$6\,NO_3^- + 5\,CH_3OH \rightarrow 3\,N_2 + 5\,CO_2 + 7\,H_2O + 6\,OH^- \quad \text{.....(2.13)}$$

เมื่อรวมการสังเคราะห์เซลล์ สมการปฏิกิริยาจะเป็นดังนี้ (Sedlak, 1991)

$$NO_3^- + 1.08\,CH_3OH + 0.24\,H_2CO_3 \rightarrow 0.06\,C_5H_7NO_2 + 0.47\,N_2 + 1.68\,N_2O + HCO_3^-$$
.....(2.14)

จากสมการที่ 2.14 จะเห็นได้ว่าในการรีดักชันไนเตรตไนโตรเจน 1 กรัม ต้องใช้เมทานอล 2.47 กรัม (หรือซีโอดีประมาณ 3.7 กรัม) จะเกิดเซลล์ใหม่ 0.45 กรัมและเกิดความเป็นด่าง 3.57 กรัม

◆ ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์

ปฏิกิริยานี้จะเกิดขึ้นเมื่อขาดแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเซลล์ และจุลินทรีย์หันมาใช้แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์แทนซึ่งจะมีอัตราการกำจัดไนโตรเจนที่ต่ำมาก ปฏิกิริยาที่เกิดแสดง ดังสมการ (Sedlak, 1991)

$$C_5H_7O_2N + 4.6\,NO_3^- \rightarrow 5\,CO_2 + 2.8\,N_2 + 4.6\,OH^- + 1.2\,H_2O \quad \text{.....(2.15)}$$

จากสมการที่ 2.15 จะเห็นได้ว่าในการรีดักชันไนเตรตไนโตรเจน 1 กรัม จุลินทรีย์จะต้องย่อยสลายเซลล์ไป 0.43 กรัม

เป็นที่น่าสังเกตว่าในการกำจัดไนเตรตออกจากระบบจำเป็นต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณมากพอ แต่จากจุดประสงค์หลักของการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย ดังนั้นจึงควรให้สารอินทรีย์คาร์บอนพอดีกับปริมาณที่จุลินทรีย์ต้องการใช้ในการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ เพื่อมิให้น้ำทิ้งจากระบบมีสารอินทรีย์คาร์บอนสูงเกินไป

2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) ค่าพีเอช

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะมีผลให้ความเป็นด่างในระบบสูงขึ้น ทำให้ค่าพีเอชสูงขึ้นด้วย ซึ่งค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่อยู่ แต่โดยทั่วไปพบว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมคือค่าพีเอชเป็นกลางหรือเป็นกรดเล็กน้อย กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ในช่วงพีเอช 4 ถึง 9.5 โดยจะได้ผลผลิตจากการดิสสิมิเลชันต่างกันไปตามค่าพีเอช นั้นๆ เช่น ในสภาวะเป็นกรดจะเกิดไนตริกออกไซด์ (NO) เป็นผลผลิตหลัก และที่พีเอชสูงกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นส่วนใหญ่ แต่ก็จะถูกรีดิวซ์เป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด (Delwiche และ Bryan , 1976 อ้างโดย Winkler, 1981)

Metcalf และ Eddy (1973) อ้างโดย Benefield และ Randall (1980) กล่าวว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชันคือพีเอช ในช่วง 6.5 ถึง 7.5

Randall และคณะ (1992) สรุปว่าค่าพีเอชที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชันคือค่าพีเอช ในช่วง 7.0 ถึง 8.0

2) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้เมื่อระบบอยู่ในสภาวะแอน็อกซิก มีผลวิจัยโดย Paskin และคณะ (1978) สรุปว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะไม่เกิดจนกว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำในระบบจะมีค่าใกล้ศูนย์

Lie และ Wenlander (1994) รายงานว่าค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะมีผลยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

3) ปริมาณไนไตรต์

Abeling และ Seyfried (1992) พบว่ากรดไนตรัสอิสระ(HNO_2) ความเข้มข้น 0.13 มก./ลิตร มีผลยับยั้งปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

4) ภาระไนโตรเจน

Abeling และ Seyfried (1992) กล่าวว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้สมบูรณ์ที่ภาระไนโตรเจนไม่น้อยกว่า 0.22 มก.ไนเตรตไนโตรเจน/กรัม เอ็มแอลเอสเอส-ชม. และที่ภาระไนโตรเจนไม่น้อยกว่า 0.4 มก.ไนไตรต์ไนโตรเจน/กรัม เอ็มแอลเอสเอส -ชม.

5) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน

Tam และคณะ (1994) สรุปว่าค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ระหว่าง 3 : 1 ถึง 6.6 : 1 จะให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันดีที่สุด โดยค่าอัตราส่วนนี้จะขึ้นกับชนิดและปริมาณสารอินทรีย์ที่เติมด้วย ซึ่งสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะเป็นเมทานอลและอาจมีสารอื่นๆบ้าง เช่น อะซิเทต โพรไพโอเนต เป็นต้น

6) ปัจจัยอื่นๆ

Francis และ Hencher (1981) กล่าวว่าแอมโมเนียความเข้มข้นสูงและนิเกิลความเข้มข้น 0.5 มก./ล. มีผลยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน และยังพบว่าเมทานอลความเข้มข้น15 มก./ล. ไม่มีผลต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

2.4.3 จลน์ศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สมการที่ใช้อธิบายจลน์ศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน คือ สมการไมโนด์เช่นเดียวกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แต่เนื่องจากในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน มีปัจจัยที่กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยามีอยู่ 2 ปัจจัย คือ ปริมาณไนเตรต และสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้น สมการไมโนด์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน คือ

$$\mu_D = \mu_{DM} DS /(K_D+D)(K_S+S) \quad \text{.....(2.16)}$$

โดยที่

μ_D = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์ดีไนตริฟายเออร์ , วัน$^{-1}$

μ_{DM} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ดีไนตริฟายเออร์, วัน$^{-1}$

D = ความเข้มข้นของไนเตรต , มก./ล.

S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน , มก./ล.

K_D = ค่าคงที่การอิ่มตัวของไนเตรต , มก./ล.

K_S = ค่าคงที่การอิ่มตัวของสารอินทรีย์คาร์บอน , มก./ล.

Metcalf และEddy (1991)ได้ทำการสรุปรวมค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์ของกระบวนการ Denitrification จากการศึกษาที่ผ่านมา ดังแสดงในตารางที่ 2.5

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.5 แสดงค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Metcalf & Eddy, 1991)

Coefficient	Unit	Value	
		Range	Typical
μ_m	d^{-1}	0.3-0.9	0.3
K_D	mg NO_3-N/l	0.06-0.20	0.1
Y	mg VSS/mg NO_3-N	0.4-0.9	0.8
k_d	d^{-1}	0.04-0.08	0.04

2.5 การกำจัดฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารชนิดหนึ่งที่จะก่อให้เกิดปัญหาน้ำเปลี่ยนสีหรือยูโทรฟิเคชันได้เมื่อถูกปล่อยลงสู่แหล่งรับน้ำในปริมาณมากโดยไม่ผ่านการบำบัดก่อน ฟอสฟอรัสในน้ำเสียส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดมาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ จากอุตสาหกรรมที่ใช้กระบวนการทางชีวภาพ เช่น อุตสาหกรรมอาหาร และจากอุตสาหกรรมอื่นๆ เช่น อุตสาหกรรมปุ๋ย อุตสาหกรรมผงซักฟอก (ซึ่งมีการเติมฟอสเฟตเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของผลิตภัณฑ์) อุตสาหกรรมกรดฟอสฟอริก เป็นต้น นอกจากนี้ยังมีการใช้ฟอสฟอรัสในโรงงานอุตสาหกรรมเพื่อป้องกันการตกตะกอนในหม้อไอน้ำ เครื่องแลกเปลี่ยนความร้อนและใช้ป้องกันการกัดกร่อนในวงจรทำความเย็น (Cooling circuit) อีกด้วย

ฟอสฟอรัสที่พบในน้ำเสียจะอยู่ใน 3 รูปแบบ คือ ออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และสารอินทรีย์ฟอสฟอรัส โดยสองประเภทหลังจะพบมากกว่าร้อยละ 70 ของฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเสีย วิธีในการกำจัดฟอสฟอรัสนั้นสามารถทำได้ 2 วิธี คือ วิธีทางเคมี โดยโคแอกกูเลชัน (coagulation) การตกตะกอนผลึก (precipitation) และการดูดซับ (adsorption) ด้วยสารเคมี ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นจะใช้จุลินทรีย์ช่วยในการจับใช้ฟอสฟอสเข้าสู่เซลล์ และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ โดยการระบายสลัดจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบออกจากระบบ อ้างโดย Fukase และคณะ (1985), Wentzel และคณะ (1985), Okada และคณะ (1991), Tchobanoglous และคณะ(1991) และ Randall และคณะ(1992)

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.5.1 หลักการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดยการคัดพันธุ์แบกทีเรียชนิดพิเศษที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากซึ่งเรียกว่า โพลี-พีแบกทีเรีย (Poly-P bacteria) โดยผ่านกระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิกจนเกิดการคัดพันธุ์แบกทีเรียชนิดนี้ขึ้น โพลี-พีแบกทีเรียเป็นแบกทีเรียที่สามารถสะสมฟอสเฟตได้มากกว่าปริมาณที่เซลล์ต้องการใช้ในการเติบโต หรือที่เรียกว่าการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างมากเกินพอ (Luxury phosphorus uptake) โดยปกติเซลล์แบกทีเรียจะต้องการฟอสฟอรัสประมาณร้อยละ 1.5 - 2 ของน้ำหนักแห้ง และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10 - 30 จากการระบายตะกอนส่วนเกินออกจากระบบ แต่ในกรณีของการจับใช้อย่างเกินพอ แบกทีเรียจะสามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 4 - 12 ของน้ำหนักแห้ง และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดาถึง 2.5 - 4 เท่า (WEF manual of practice , 1992)

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

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

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการจับใช้อย่างเกินพอนั้นสามารถอธิบายได้ดังนี้

1) สภาพแอนแอโรบิก

ในสภาพแอนแอโรบิกจะเกิดกระบวนการหมักเป็นขั้นตอนแรก โดยจุลินทรีย์จะเปลี่ยนบีโอดีละลายไปเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids, VFAs) ชนิดที่มีจำนวนคาร์บอนน้อยๆ เช่น กรดน้ำส้ม (Acetic acid, HAc) และต่อมาแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษจะดูดซึมกรดไขมันระเหยง่ายดังกล่าวเข้าไปในเซลล์ โดยส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการเมแทบอลิซึม และอีกส่วนหนึ่งจะเปลี่ยนเป็น 3-hydroxybutarate (3HB), 3-hydroxyvalerate (3HV), 3-hydroxy-2-methybutarate (3H2MB) และ 3-hydroxy-2-methyvalerate (3H2MV) ซึ่งเป็นสารอินเตอร์มีเดียท และจะเปลี่ยนเป็นพีเอชเอ (Polyhydroxyalkanoate, PHA)ในที่สุด เพื่อสะสมไว้เป็นอาหารสำรอง แสดงดังสมการที่ 2.17 (Satoh และคณะ,1992)

$$\text{Substrate} \xrightarrow[\text{fermenters}]{} \text{Acetate} \xrightarrow[\text{Poly-P bacteria}]{} 3\text{HB} \rightarrow \begin{matrix}\text{PHA}\\ 3\text{HV}\\ 3\text{H2MB}\\ 3\text{H2MV}\end{matrix} \qquad \text{.....(2.17)}$$

ทั้งนี้แบคทีเรียจะต้องใช้พลังงานจากการย่อยสลาย ATP (Adenosinetriphosphate) มาใช้ในการสะสมพีเอชเอ ดังสมการที่ 2.18

$$\text{ATP} \rightarrow \text{ADP} + \text{P} + \text{energy} \qquad \text{.....(2.18)}$$

เมื่อ ATP สลายตัวจะเกิดการปล่อยออร์โธฟอสเฟตออกนอกเซลล์ เกิดสารประกอบ ADP (Adenosinediphosphate) และพลังงานส่วนหนึ่ง Wentzel (1985) พบว่ากลไกดังกล่าวจะเกิดขึ้นได้ดีเป็นพิเศษเมื่อใช้กรดไขมันไมเลกุลสั้น ๆ เช่น อะซิเทต

2) สภาพแอโรบิก

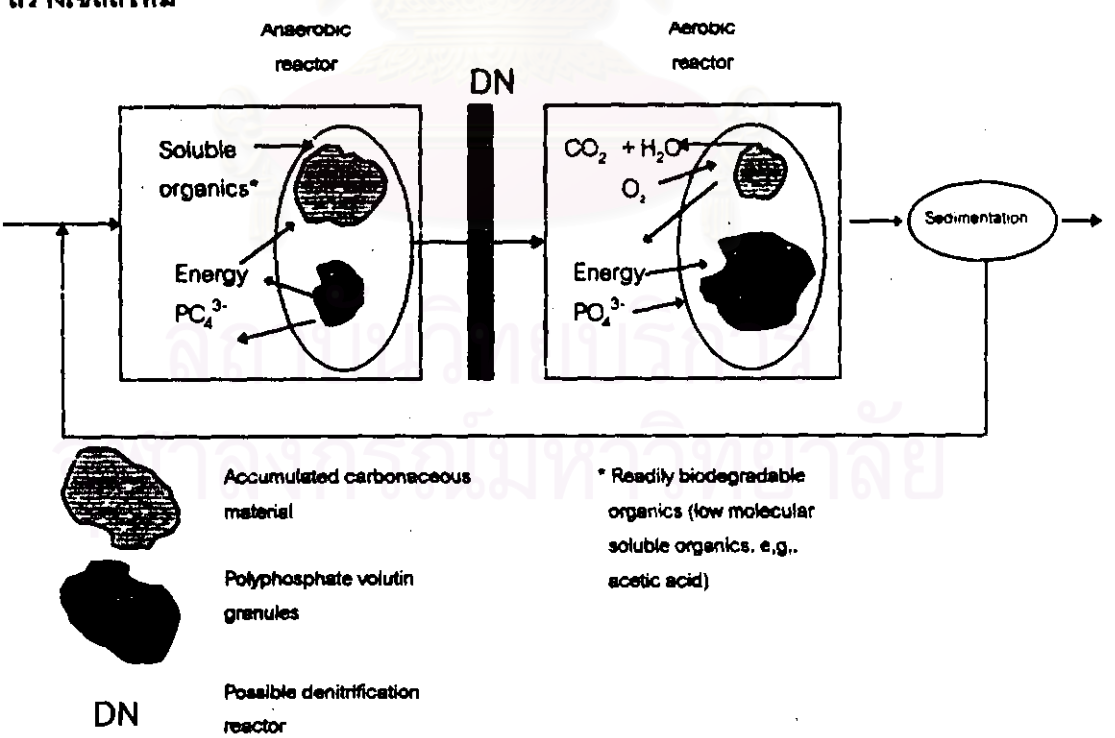
ออกซิเจน ทำให้เกิดเซลล์ใหม่ พลังงาน น้ำ และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ขึ้น ดังสมการที่ 2.19 (Grabriel , 1994)

$$PHA + O_2 \rightarrow Energy + biomass + H_2O + CO_2 \quad .....(2.19)$$

โดยพลังงานใหม่นี้จะถูกใช้ในการจับออร์โธฟอสฟอรัสจากนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์ และเก็บสะสมพลังงานในรูป ATP ไว้ใช้ในโอกาสต่อไป ดังสมการที่ 2.20 (Satoh และคณะ , 1992)

$$ADP + P + energy \rightarrow ATP \quad .....(2.20)$$

กระบวนการที่เกิดขึ้นนี้จะสวนทางกับกระบวนการที่เกิดภายใต้สภาพแอนแอโรบิก และในสภาพแอโรบิกนี้จะเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสเพื่อสร้างพลังงานในปริมาณที่มากกว่าความต้องการใช้เพื่อสร้างเซลล์ใหม่



รูปที่ 2.2 แสดงกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสภายใต้สภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิก

(Eckenfelder, 1989)

2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

1) ความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

Siebritz และคณะ (1983) สรุปว่า การกำจัดฟอสฟอรัสส่วนเกินทางชีวภาพจะเกิดขึ้นได้เมื่อในน้ำเสียเข้ามีความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ เช่น กลูโคสหรืออะซิเทต เกินกว่า 25 มก./ลิตร และเมื่อเพิ่มค่าซีโอดีจะมีผลให้การกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นด้วย

2) อัตราภาระบีโอดี

Fukase และคณะ (1985) พบว่า การกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีต้องควบคุมภาระบีโอดีและอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสให้ต่ำกว่า 2.0 กก.บีโอดี/วัน และ 0.1 กก.บีโอดี/ กก.เอ็มแอลเอสเอส-วัน ตามลำดับ เนื่องจากบีโอดีส่วนใหญ่จะถูกกำจัดในช่วงแอนแอโรบิกและบีโอดีบางส่วนก็จะถูกเก็บสะสมในรูปของพีเอชเอ ดังนั้นภาระบีโอดีที่เข้าระบบและอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสจึงควรควบคุมไม่ให้มากเกินความสามารถของแบกทีเรียที่จะนำไปใช้

Randall และคณะ(1992) กล่าวว่าอัตราภาระบีโอดีต่อฟอสฟอรัสต้องมากกว่า 20:1 จึงจะได้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดี และได้ค่าฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1 มก./ลิตร

3) การเติมอะซิเทต

Malnou และคณะ(1984) สังเกตว่าเมื่อใช้อะซิเทตเป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอน อัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะสูงขึ้น แม้จะมีไนเตรตอยู่ในระบบด้วยก็ตาม

Comeau และคณะ(1986) พบว่าการเพิ่มปริมาณอะซิเทตจะทำให้การปลดปล่อยฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น โดยจะเพิ่มเป็นสัดส่วนกับปริมาณอะซิเทตที่เพิ่มและยังมีผลให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นด้วย

Winter (1989) สรุปว่า การเติมอะซิเทตจะช่วยเพิ่มอัตราการปลดปล่อยฟอสฟอรัส โดยการเติมอะซิเทต 30 มก./ลิตร มีผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้นร้อยละ 200 เมื่อเทียบกับกรณีที่ไม่มีการเติมอะซิเทต

Abu-ghavarha และRandall(1991) อ้างโดย Randall และคณะ (1992) พบว่า กรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนที่ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดเมื่อเทียบกับกรดอินทรีย์ต่างๆ เช่น กรดโพรไพโอนิก กรดบิวทาริก

Randall และ Chapin (1994) พบว่า การเติมอะซิเทตในปริมาณไม่เกิน 110 มก./ล. มีผลให้ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสดีขึ้นเรื่อย ๆ ตามปริมาณที่เติมเพิ่มไป แต่เมื่อเพิ่มปริมาณอะซิเทตขึ้นอีก ระบบจะกำจัดฟอสฟอรัสได้น้อยลง และเมื่อปริมาณอะซิเทตมากกว่า 195 มก./ลิตร พบว่าจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพเลย

Randall (personal communication, August 1996) กล่าวว่า ในน้ำเสียหากมีความเข้มข้นกรดอะซิติกสูงจะมีผลให้ระบบกำจัดฟอสฟอรัสล้มเหลว ซึ่งจะแก้ไขได้ด้วยการเติมแคลเซียมในน้ำเสีย แต่ยังไม่สามารถสรุปได้ว่าการแก้ไขดังกล่าวใช้ได้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของกรดอะซิติกสูงเท่าใด สำหรับการทดลองในครั้งนี้ใช้น้ำเสียที่มีกรดอะซิติกไม่เกิน 400 มก./ล.

4) อายุตะกอน (Sludge age)

Lin Li (1988) พบว่าค่าอายุตะกอนที่เหมาะสมในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสคือ 15-25 วันและที่ค่าอายุตะกอนสูง ๆ (40วัน) ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลง

Okada และคณะ (1991) ทำการศึกษาผลของอายุตะกอนต่อโพลี-พีแบกทีเรีย โดยใช้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอสบีอาร์พบว่า โพลี-พีแบกทีเรียจะไม่เพิ่มจำนวนถ้าใช้เวลากักพักของแข็งน้อยกว่า 25 วัน

WEF manual of practice(1992) กำหนดค่าอายุตะกอนที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบเอทูโอ ในช่วง 4-27 วัน

5) เวลากักพักน้ำ หรือ เอชอาร์ที (Hydraulic Retention Time , HRT)

Best (1983) กล่าวว่า เวลากักน้ำที่ใช้ในการออกแบบของสภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิกจะอยู่ในช่วง 0.5-1.0 ชั่วโมง และ 3.5-6.0 ชั่วโมง ตามลำดับ

Fukase และคณะ(1985) รายงานว่าในสภาพแอโรบิก ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงเมื่อใช้เวลากักน้ำสั้น โดยค่าเวลากักน้ำที่เหมาะสมในสภาพแอโรบิกและแอนแอโรบิก เท่ากับ 3.0 ชั่วโมงและ 1.5 ชั่วโมง ตามลำดับ ที่ค่าบีโอดีในน้ำเข้าเท่ากับ 100 มก./ลิตร และเวลากักเซลล์เฉลี่ย เท่ากับ 6 วัน

Okada และคณะ (1991) กล่าวว่า ควรมีเวลากักน้ำในสภาพแอนแอโรบิกเพียงพอเพื่อเป็นผลดีต่อการสะสมตัวของโพลี - พีแบกทีเรีย

Sedlak (1991) กล่าวว่า เวลากักน้ำในสภาพแอโรบิก 1 ถึง 2 ชั่วโมงก็เพียงพอต่อการจับใช้ฟอสฟอรัสของโพลี -พีแบกทีเรีย

6) ไนไตรต์

Yoshitaka และ Katsumi (1988) กล่าวว่า ไนไตรต์ที่น้อยกว่า 5 มก./ลิตรในรูปไนโตรเจนไม่มีผลต่อการจับใช้ฟอสฟอรัส แต่ที่ปริมาณมากกว่า 58.7 มก./ลิตรในรูปไนโตรเจนจะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส ความรุนแรงของการยับยั้งจะขึ้นกับพีเอชของระบบด้วย โดยที่พีเอชต่ำ (5.8) จะรุนแรงกว่าที่พีเอชสูง (8.5)

7) ไนเตรต

Barnard และคณะ (1982) พบว่าในสภาพแอนแอโรบิก ไนเตรตมีผลยับยั้งการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ดังนั้นจึงควรหลีกเลี่ยงการเกิดไนตริฟิเคชัน แต่หากจำเป็นต้องเกิดก็ควรลดปริมาณของไนเตรตลงเพื่อให้อัตราดีไนตริฟิเคชันต่ำ โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนทั้งหมดที่เหมาะสมคือไม่ต่ำกว่า 10 : 1

Siebritz และคณะ (1983) สรุปว่า ความเข้มข้นซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพในถังแอนแอโรบิกจะมีปริมาณลดลงถ้ามีการเวียนกลับไนเตรตเข้ามาในถัง โดยไนเตรตไนโตรเจน 1 มก. จะทำให้ค่าความเข้มข้นซีโอดีลดลง 8.6 มก./ลิตร (Van Haandel และคณะ, 1981 อ้างโดย Siebritz และคณะ (1983) และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสถ้ามีปริมาณไนเตรตมากในช่วงแอนแอโรบิก เนื่องจากจะเกิดการแย่งใช้สารอาหารโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก่อนที่จะมีการปลดปล่อยฟอสฟอรัส

Comeau และคณะ (1986) กล่าวว่า การรีดิวซ์ไนเตรตในสภาพแอนแอโรบิกจะมีผลต่อการปลดปล่อยฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นที่มาให้เกิดการพัฒนากระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสมากมายเพื่อมุ่งแก้ปัญหานี้ เช่น กระบวนการบาร์เดนโฟ กระบวนการเอโอ กระบวนการเอทูโอ เป็นต้น

Cech และHartman (1990) พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรต และไนไตรต์ในสภาพแอนแอโรบิกไม่ควรเกิน 2.5 มก./ลิตร และ 0.1 มก./ลิตร ตามลำดับ มิฉะนั้นจะทำให้อัตราการดูดกลืนสารอาหารของแบกทีเรียลดลง

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่า ถ้ามีไนเตรตเกิดขึ้นในสภาพแอนแอโรบิก ไนเตรตนั้นจะถูกใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้ไม่เกิดกระบวนการหมัก นั่นคือบีโอดีละลายจะไม่ถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (VFAs) และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย จึงควรควบคุมระดับไนเตรตในสภาพแอนแอโรบิกให้เท่ากับศูนย์

Kuba และคณะ(1994) สรุปว่า การปลดปล่อยฟอสฟอรัสจะลดลงถ้ามีไนเตรตอยู่ในระบบ เนื่องจากดีไนตริฟายอิงแบกทีเรียจะใช้สารอาหาร เช่น อะซิเทต สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ก่อนที่จะใช้สำหรับการปลดปล่อยฟอสฟอรัส

8) อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัส

Hong และคณะ(1984) กล่าวว่า ในการออกแบบระบบเอโอควรควบคุมให้อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสของน้ำเสียเข้าระบบมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 10 เพื่อจะได้ปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1 มก./ลิตร

Randall และคณะ(1992) พบว่า อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสควรมีค่ามากกว่าหรือเท่ากับ 20:1 เพื่อจะได้ปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำออกจากระบบน้อยกว่า 1 มก./ลิตร และอ้างถึงงานวิจัยของ Ekama และ Marais (1984) ซึ่งกล่าวว่าจะต้องใช้ซีโอดีย่อยสลายได้ 50-58 มก./ลิตร ต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ลิตร และตัวเลขที่แนะนำให้ใช้ในการคำนวณ คือ ซีโอดี50 มก./ลิตร ต่อการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ลิตร

9) แมกนีเซียมและโปแตสเซียม

Yoshitaka และ Katsumi (1988) กล่าวว่าแมกนีเซียมและโปแตสเซียมเป็นสารจำเป็นต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยหากความเข้มข้นแมกนีเซียมต่ำกว่า 10 มก./ลิตร จะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัสในระบบ

2.5.3 จลศาสตร์ของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

การคายฟอสฟอรัส (Phosphorus release) ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียนี้จะอยู่ในถังแอน็อกซิก ซึ่งจะถือว่าไม่มีสารคาร์บอนถูกใช้กับจุลินทรีย์ออโทโทรฟ สมการ 2.21 ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าปริมาณฟอสฟอรัสคายออกกับระยะเวลาเก็บกักในถังแอน็อกซิก โดยมีความสัมพันธ์แบบลำดับหนึ่ง

$$P_t = P_{max}\left[1 - \left\{\frac{(P_{max} - P_o)}{P_{max}}\right\} * e^{-Kt}\right] \qquad \text{.....(2.21)}$$

โดย : P_t = ความเข้มข้นฟอสฟอรัส ณ เวลา t นาที , มก. P/ล.

P_{max} = ความเข้มข้นฟอสฟอรัสสูงสุดที่เป็นไปได้ , มก. P/ล.

P_o = ค่าความเข้มข้นฟอสฟอรัสของน้ำเสียเข้า, มก. P/ล.

$P_{max} - P_o$ = ค่าความเข้มข้นฟอสฟอรัสที่คายออกสูงสุดที่เป็นไปได้, มก.P /ล.

K = ค่าคงที่ลำดับหนึ่ง , ต่อ นาที

ค่า K ที่ทดลองได้มีค่าเท่ากับ 0.012 ต่อนาที และมีผลทดลองของการคายฟอสฟอรัสสัมพันธ์กับซีโอดีของสารอาหารที่เข้าระบบคือ 1 มก. P : 2 มก. ซีโอดี นั่นคือ 1 มก. P ที่ต้องการคายออกมาจะต้องใช้ ซีโอดี 2 มก. ค่า K และ มก. P ต่อ มก. ซีโอดี เป็นเพียงค่าที่ได้จากการทดลองในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพระบบหนึ่งเท่านั้น

การจับใช้ฟอสฟอรัส (Phosphorus uptake) ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียนี้จะอยู่ในถังเติมอากาศโดยการวิเคราะห์ทางจลศาสตร์ของการจับใช้ฟอสฟอรัส จะพิจารณาถึงการเจริญเติบโตและการสลายตัวเอนโดจีเนียสของจุลินทรีย์เฉพาะโพลี-พี ได้มีกลุ่มวิจัยของ Wentel M.C. (1985) ได้เสนอผลการทดลองแสดงความสัมพันธ์ระหว่างการคายและการจับใช้ฟอสฟอรัส ที่ค่าอายุตะกอนต่าง ๆ จนได้สมการความสัมพันธ์ดังนี้

ตารางที่ 2.6 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างการคาย (Prel) และการจับใช้ฟอสฟอรัส (Pup) ที่ค่าอายุตะกอนต่าง ๆ

θ_c (วัน)	สมการ
8	Pup = 3.88 + 1.171 Prel
10	Pup = 3.67 + 1.198 Prel
15	Pup = 3.34 + 1.147 Prel
20	Pup = 3.14 + 1.145 Prel

จากตารางที่ 2.6 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างการคายกับการจับใช้ฟอสฟอรัสที่ค่าอายุตะกอนทั้ง 4 ค่า ตั้งแต่ 8 - 20 วัน พบว่ามีความสัมพันธ์ใกล้เคียงกันมาก ซึ่งสามารถเขียนได้ในรูปสมการทั่วไปดังแสดงในสมการ 2.22 อย่างไรก็ตามพบว่าเมื่ออายุตะกอนเพิ่มขึ้นค่า a จะมีแนวโน้มค่อย ๆ ลดลง แต่ก็ไม่น่าจะยืนยันได้เพราะค่า a เปลี่ยนแปลงเล็กน้อยเท่านั้น

$$P_{up} = a P_{rel} + P_{metabolic} \quad \text{.....(2.22)}$$

เมื่อมาพิจารณาถึงการกำจัดฟอสฟอรัส (P_{rem}) ในระบบบำบัดจะได้สมการ 2.23 และ2.24

$$P_{rem} = P_u - P_{rel} \quad \text{.....(2.23)}$$

$$P_{rem} = (a - 1) P_{rel} + P_{metabolic} \quad \text{..... (2.24)}$$

ค่า $P_{metabolic}$ จะเป็นฟอสฟอรัสที่จะถูกถ่ายออกไปพร้อมกับตะกอนถ้าพบว่ามีฟอสฟอรัสในตะกอนเท่ากับ ร้อยละ 3 ของวีเอสเอส จะได้เป็นสมการ 2.25

$$P_{matabolic} = \frac{0.03\,Mx}{Q\theta_c} \qquad \text{.....(2.25)}$$

เมื่อ : Mx = เอ็มแอลวีเอสเอสในระบบบำบัด, มก.

Q = อัตราไหลเข้าของน้ำเสีย , ลิตร/วัน

θ_c = อายุตะกอนในระบบบำบัด, วัน

โดยสรุปพบว่าเมื่อมีการคายออกของฟอสฟอรัสมากขึ้น จะมีแนวโน้มเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบมากขึ้นด้วย

◆ สมการไมโนด์ สำหรับการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

สมการไมโนด์เป็นสมการเกี่ยวกับจลศาสตร์สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพหลาย ๆ ระบบ ดังนั้นการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพอาจประมาณการด้วยการใช้สมการไมโนด์ดังแสดงในสมการ 2.26 เมื่ออยู่ในสภาวะแอน็อกซิก

$$r_{V,HAC} = \frac{k_{HAc}\, X_{B,PA}\, S_{HAc}}{(S_{HAc} + K_{S,HAc})} \qquad \text{.....(2.26)}$$

เมื่อ : $r_{V,HAc}$ = อัตราการจับใช้กรดอะซิติกเชิงปริมาตร , กก. HAc /ลบ.ม.-วัน

k_{HAc} = ค่าคงที่ของการจับใช้กรดอะซิติก , กก. HAc /กก.MLSS-วัน (0.5-2.0)

$X_{B,PA}$ = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ที่สะสมฟอสฟอรัส, กก.MLVSS/ลบ.ม.

S_{HAc} = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายในระบบ,กก. HAc /ลบ.ม.

$K_{s,HAc}$ = ค่าคงที่อิ่มตัวของการจับใช้กรดอะซิติก, กก. HAc/ลบ.ม. (0.002 - 0.006 กก. HAc/ลบ.ม).

สมการ 2.26 เป็นสมการสำหรับกรดอะซิติก แต่ถ้ามาพิจารณาถึงค่าความเข้มข้นของฟอสเฟตภายใต้สภาวะแอนอ็อกซิกหรือสภาวะขาดอากาศจะได้เป็นสมการ 2.27

$$r_{V,PO4} = \frac{n_{HAc,PO4}\, K_{HAc}\, X_{B,PA}\, S_{HAc}}{(S_{HAc} + K_{S,HAc})} \qquad \text{.....(2.27)}$$

เมื่อ : $n_{HAc,PO4}$ = อัตราส่วนระหว่าง PO_4- P กับ HAc, กก. PO_4 - P/กก. HAc

$r_{v,PO4}$ = อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสเชิงปริมาตร, กก.P/ลบ.ม.-วัน

สำหรับสภาวะเติมอากาศจะเกิดอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัส โดยใช้สมการโมโนด์ มาประมาณค่า $r_{v,PO4}$ ดังแสดงในสมการ 2.28

$$r_{V,PO4} = \frac{\mu_{pm}\, S_{PO4}\, X_{B,PA}}{Y_{pm}\, (S_{PO4} + K_{S,PO4})} \qquad \text{.....(2.28)}$$

เมื่อ : μ_{pm} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดสำหรับแบกทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัส, วัน$^{-1}$(2-4 วัน$^{-1}$)

Y_{pm} = ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตเซลล์สูงสุดของแบกทีเรียสะสมฟอสฟอรัส, กก.MLVSS/กก.PO_4-P

S_{PO4} = ความเข้มข้นของ PO_4-P, กก. PO_4-P/ลบ.ม.

$X_{B,PA}$ = ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ที่สะสมฟอสฟอรัส , กก.MLVSS/ลบ.ม.

K_{s,PO_4} = ค่าคงที่อิ่มตัวของ PO_4-P, กก. PO_4-P/ลบ.ม.

2.6 การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางชีวภาพ

ในปัจจุบันได้มีการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพให้สามารถกำจัดได้ทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้ โดยใช้หลักการทำงานร่วมกันระหว่างแอนแอโรบิก แอนนอกซิก และแอโรบิก ระบบดังกล่าวเรียกว่า Integrated System ที่มีระบบ

แอกติเวเต็ดสลัดจ์เป็นส่วนประกอบหลัก ปฏิกิริยาชีวเคมีที่สำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัส คือ ปฏิกิริยาการคายและการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างมากเกินพอ (Luxury uptake) และในการกำจัดไนโตรเจน ได้แก่ ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้ยังอาจมีการเติมสารเคมี เช่น Al^{3+}, Fe^{3+} , ปูนขาว หรือใช้ถังกรอง เพื่อช่วยกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำสุดท้ายให้เหลือน้อยกว่า 0.5 มก./ล. กระบวนการที่ใช้กันมากได้แก่ A^2/O, 5-Stage Bardenpho, UCT ,VIP และ SBR โดยมีหลักการทำงานดังแสดงในรูปที่ 2.3 โดยมีรายละเอียดดังนี้

1) กระบวนการ A^2/O

กระบวนการ A^2/O ถูกประยุกต์มาจากกระบวนการ A/O โดยเพิ่มส่วนแอน็อกซิกเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชันในการกำจัดไนเตรตไนโตรเจน กระบวนการนี้นอกจากจะมีการเวียนตะกอนกลับมาเข้าถังแอนแอโรบิกแล้ว ยังมีการเวียนน้ำตะกอนจากส่วนแอโรบิกมายังส่วนแอนอกซิกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบด้วย

2) กระบวนการ 5-Stage Bardenpho

กระบวนการนี้ถูกประยุกต์มาจาก 4-Stage Bardenpho ซึ่งมีการแยกถังปฏิกิริยาออกมา 4 ถัง โดยมีสภาพแอน็อกซิกสลับกับออกซิก ทำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ การเพิ่มความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบทำได้โดยการติดตั้งถังแอนแอโรบิกเพิ่มจากระบบเดิมเข้าไป เพื่อให้แน่ใจว่ามีกรดอะซิติกเกิดขึ้นในระบบ ทำให้ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้

3) กระบวนการ UCT

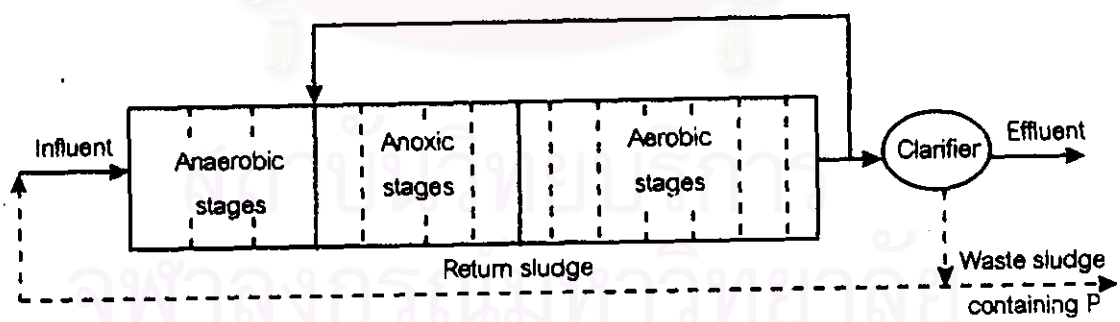
กระบวนการ UCT ได้รับการพัฒนาขึ้นที่ University of Cape Town การแบ่งถังต่าง ๆ คล้ายกับ A^2/O ยกเว้นมีการสูบตะกอนจุลินทรีย์หมุนเวียนจากก้นถังตกตะกอนกลับไปเข้าถังแอนแอนอกซิกแทนที่จะกลับไปยังหัวถังแอนแอโบิก ด้วยวิธีการเช่นนี้ทำให้ไม่มีการเอาไนเตรตไปใส่ในถังแอนแอโรบิกเป็นผลให้การคายฟอสฟอรัสเกิดดีขึ้น ส่วนการหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์ภายใน ทำให้เพิ่มการใช้สารอินทรีย์ในถังแอนแอโรบิก และยังเป็นการควบคุมให้เกิดสภาพการหมักในถังแอนแอโรบิกที่เหมาะสมอีกด้วย

4) กระบวนการ VIP

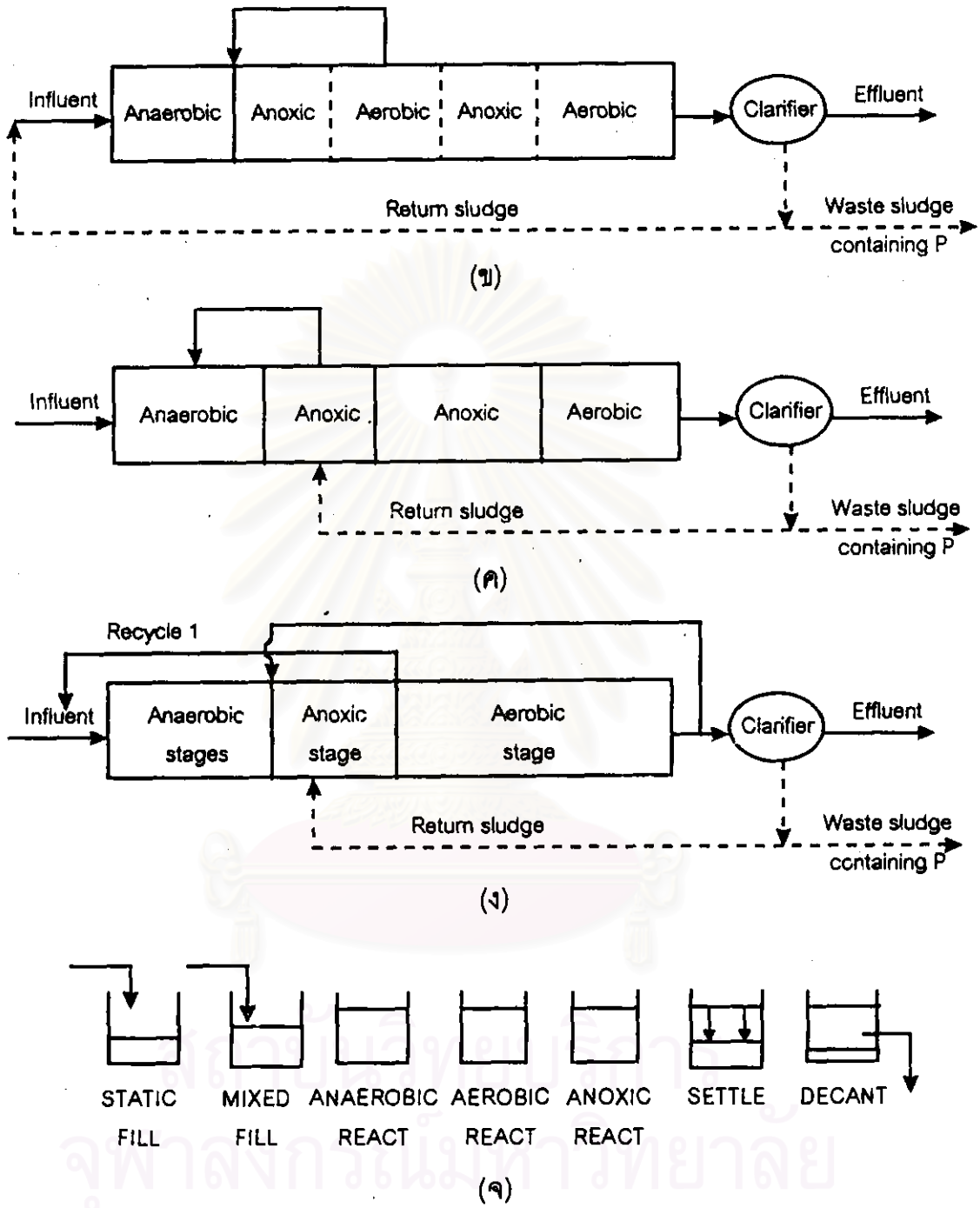
กระบวนการ VIP (เรียกชื่อตาม The Virginia Initiative Plant in Norfolk, Virginia) คล้ายกับกระบวนการ A^2/O และ UCT แตกต่างตรงที่กระบวนการ VIP มีถังบำบัดอยู่ 3 ถัง ระบบมีการหมุนเวียนตะกอนจากก้นถังตกตะกอน เพื่อส่งกลับไปยังถังแอนีอกซิก ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชันในถังแอโรบิกแล้วจะหมุนเวียนกลับไปยังหัวถังแอนแอโรบิก

5) กระบวนการ SBR

กระบวนการ SBR เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ใช้ถังปฏิกรณ์ทางชีวภาพถังเดียวทำหน้าที่เป็นถังปฏิกิริยาและถังตกตะกอน การคายฟอสฟอรัสและการกำจัดบีโอดีจะเกิดขึ้นในช่วงไร้ออกซิเจน และตามด้วยการจับใช้ฟอสฟอรัส ออกซิเดชันบีโอดี และไนตริฟิเคชัน ในช่วงเติมอากาศ อนึ่ง เนื่องจากมีไนเตรตเกิดขึ้น การเริ่มวัฏจักรทำงานใหม่ของระบบจึงต้องเริ่มด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในช่วงแอนีอกซิกก่อน การกำจัดฟอสฟอรัสจึงจะได้ผล



(ก)



รูปที่ 2.3 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Metcalf & Eddy, 1991)

(ก) กระบวนการ A^2/O

(ข) กระบวนการ 5-Stage Bardenpho

(ค) กระบวนการ UCT

(ง) กระบวนการ VIP

(จ) กระบวนการ SBR

2.7 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไซคลิกแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (คาสส์)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์โดยทั่วไป พัฒนามาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ถูกคิดค้นโดย Ardern และ Lockett ในปี 1914 กล่าวคือจะเริ่มต้นจากการปล่อยน้ำเสียเข้าถังจนเต็มก่อน แล้วปิดท่อน้ำเข้าและเป่าอากาศจนความสกปรกถูกทำลายหมด จากนั้นจะทิ้งให้เกิดการตกตะกอน ตามด้วยการปล่อยที่บำบัดแล้ว และเริ่มต้นการบำบัดครั้งต่อไป แต่เนื่องจากในสมัยนั้นการใช้ระบบถังเติมอากาศแบบนี้ไม่เหมาะที่จะใช้กับน้ำเสียไหลต่อเนื่อง ทำให้ระบบเอสบีอาร์รุ่นแรกถูกแทนที่ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่อง ดังที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน จนกระทั่งมีการพัฒนารูปแบบของถังปฏิกิริยา การกวนผสม ตลอดจนมีการนำไมโครโปรเซสเซอร์มาใช้ในการควบคุมระบบ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิมจึงถูกศึกษาและปรับปรุงใหม่ โดยเรียกระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการป้อนน้ำเสียแบบต่อเนื่องในถังปฏิกรณ์แบบแบตช์ว่าไซคลิกแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Cyclic Activated Sludge System, CASS) ซึ่งมีการพัฒนาเริ่มแรกในออสเตรเลียในปี 1969 ได้มีการปรับปรุงและพัฒนาระบบเรื่อยมาจนสามารถทำงานได้เป็นที่น่าพอใจ โดยสามารถป้องกันปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว (sludge bulking) ซึ่งเป็นปัญหาหลักของระบบเอเอส (Batty, 1974; Goronszy, 1975; Goronszy, 1979)

2.7.1 ถังปฏิกิริยาแบบคาสส์

คาสส์ได้รวมถังคัดพันธุ์ (Captive selector) และถังปฏิกิริยาที่เปลี่ยนแปลงปริมาตรได้ ดังรูปที่ 2.4 แสดงถังคาสส์ 2 ถัง โดยในแต่ละถังจะแบ่งออกเป็น 3 ส่วน ซึ่งแต่ละส่วนจะมีน้ำไหลต่อเนื่องกัน ระบบจะทำงานที่ระดับน้ำที่มีการเปลี่ยนแปลงเท่ากันตลอดวัฏจักรของการทำงาน โดยในส่วนแรกจะทำหน้าที่เป็นถังคัดพันธุ์ ส่วนที่ 2 จะทำหน้าที่เป็นส่วนเติมอากาศรอง (Secondary aeration) และส่วนที่ 3 จะทำหน้าที่เป็นส่วนเติมอากาศหลัก (Main aeration) ตะกอนจะถูกหมุนเวียนจากส่วนที่ 3 มายังส่วนที่ 1 ตลอดเวลา เพื่อรักษาค่าอัตราส่วนอาหารต่อมวลจุลชีพ (S_o/X_o) ให้เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดสร้างฟล็อก อัตราส่วนการเวียนกลับตะกอนที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียชุมชนมีค่าเท่ากับ ร้อยละ 20 ของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ (Chudoba และคณะ 1973) การกำจัดบีโอดีจะเกิดขึ้นพร้อมกับการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส นอกจากนี้ยังเป็นถังคัดพันธุ์สำหรับป้องกันจุลินทรีย์ชนิดเส้นใยอีกด้วย

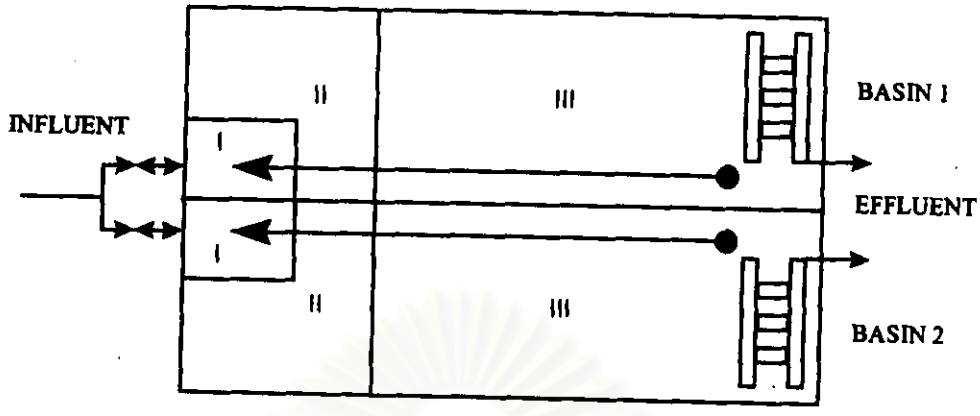
ถังปฏิกิริยาแบ่งเป็นสามส่วนดังนี้

ส่วนที่ 1 (Captive seclector) น้ำเสียจะไหลเข้าส่วนที่ 1 โดยจะมีการหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์จากส่วนที่ 3 เข้ามาในส่วนที่ 1 ประมาณร้อยละ 20 ของอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ เพื่อรักษาค่าอัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์เริ่มต้นให้เหมาะสมต่อการเติบโตของแบกทีเรียชนิดสร้างฟล็อก (S_o/X_o > 20 มก. BOD/ก. VSS) ภายในถังจะไม่มีการเติมอากาศและจะมีกวนผสมโดยการติดตั้งแผ่นกั้น ให้มีรูปแบบการไหลตามยาว (Plug flow) โดยจะมีปริมาตรประมาณร้อยละ 10 ของปริมาณรวมทั้งหมด

ส่วนที่ 2 (Secondary aeration) น้ำเสียไหลจากส่วนที่ 1 มายังส่วนที่ 2 โดยผ่านแผ่นกั้น ภายในส่วนที่ 2 จะมีการเติมและหยุดเติมอากาศพร้อมกับส่วนที่ 3 แต่เนื่องจากภาระบีโอดีจากส่วนที่ 1 ที่มีค่าสูง ปริมาณออกซิเจนละลายในระบบจึงมีค่าต่ำเมื่อเทียบกับส่วนที่ 3 ระบบจึงมีสภาพแอนอ็อกซิกในขณะเริ่มเติมอากาศ การรวมเอาส่วนที่ 1 และส่วนที่ 2 เข้าด้วยกันทำให้เกิดสภาพการทำงานของระบบแบบแอนแอโรบิกและแอนอ็อกซิก โดยส่วนนี้จะมีปริมาตรประมาณร้อยละ 10 ของปริมาตรรวมทั้งระบบ

ส่วนที่ 3 (Main aeration) ส่วนนี้จะเป็นส่วนที่ใหญ่ที่สุดของระบบ มีปริมาตรประมาณร้อยละ 80 ของปริมาตรรวม ภายในถังมีการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ ในขณะที่มีการเติมอากาศจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยควบคุมค่าปริมาตรออกซิเจนละลายและโออาร์พีให้เหมาะสม (ค่าออกซิเจนละลายไม่เกิน 2 มก/ล. และโออาร์พีอยู่ระหว่าง -200 ถึง 50 มิลลิโวลท์)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.4 แสดงถังปฏิกรณ์แบบคาสส์ (Goronszy, 1992)

2.7.2 การทำงานของระบบ

คาสส์จะทำงานเป็นวัฏจักรตามเวลาที่ตั้งไว้ โดยสามารถบำบัดน้ำเสียได้ในเวลา 2 4 และ 6 ชั่วโมง/รอบ โดยใช้ PLC (Programmable Logic Controller) เป็นตัวควบคุมระบบ ขึ้นอยู่กับปริมาณและลักษณะสมบัติของน้ำเสียที่เข้าระบบ ดังแสดงตัวอย่างการทำงานของระบบคาสส์ในตารางที่ 2.7

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.7 แสดงขั้นตอนในการทำงานของคาสส์ (Goronszy, 1992)

การทำงาน		NORMAL CYCLE	STORMWATER CYCLE
FA	Fill-Aerate	120 Min.	75 Min.
FS	Fill-Settle	60 Min.	60 Min.
D	Decant	60 Min.	45 Min
FI	Fill-Idle	* Min.	* Min.
	Total Time	240 Min	180 Min.

* เวลาสำหรับ FI ปรับได้เพื่อรักษาเวลาในแต่ละรอบให้คงที่

ลำดับในการทำงานจะประกอบด้วยช่วงเติมอากาศ ช่วงตกตะกอน ช่วงระบายน้ำใส และช่วงพัก แต่ละช่วงมีรายละเอียดการทำงานดังนี้

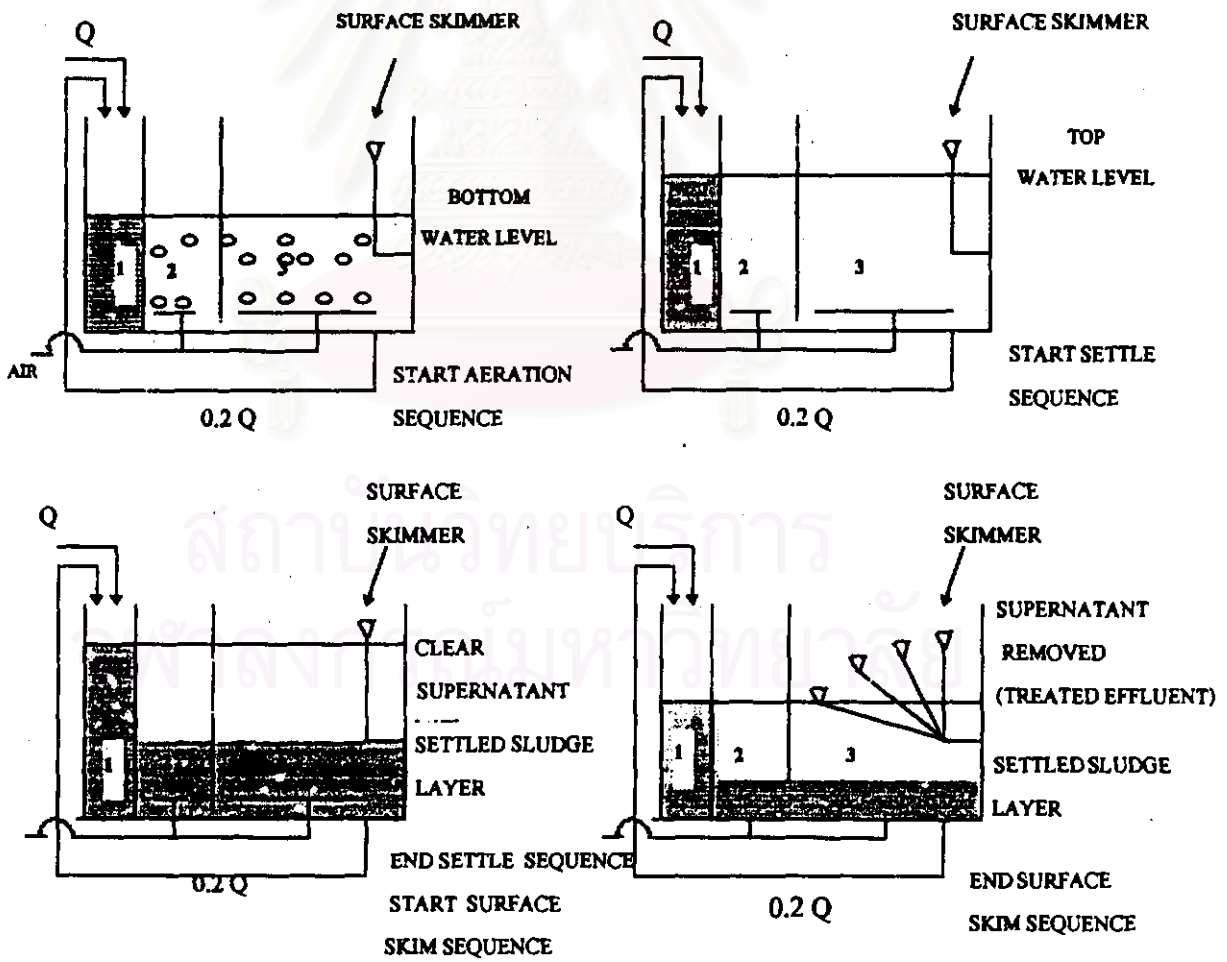
- ช่วงเติมน้ำเสีย-เติมอากาศ (Fill-Aerate, FA) เป็นช่วงเริ่มต้นในแต่ละรอบ น้ำในถังจะอยู่ในระดับต่ำสุด (BWL) ขณะเริ่มเติมน้ำเสียจะเปิดเครื่องเติมอากาศไปด้วย ทำให้เกิดการกวนผสมภายใต้สภาพแอโรบิกในถังปฏิกิริยาส่วนที่ 2 และ 3

- ช่วงเติมน้ำเสีย-ตกตะกอน (Fill-Settle, FS) หลังจากเสร็จสิ้นการเติมอากาศแล้ว ยังคงเติมน้ำเสียเข้าส่วนที่ 1 ต่อไป และยังมีการหมุนเวียนตะกอนจากส่วนที่ 3 เข้าส่วนที่ 1 ตลอดเวลา หลังจากปิดเครื่องเติมอากาศจะเกิดการตกตะกอนในส่วนที่ 2 และส่วนที่ 3

- ช่วงระบายน้ำใส (Decant, D) หลังจากตกตะกอนอุลินทรีย์แล้วจะระบายน้ำใสออกจากระบบด้วยเวียร์ที่ปรับระดับขึ้นลงได้ โดยระบายน้ำใสออกจากระบบจนถึงระดับ BWL ทั้งนี้เวลาในการระบายน้ำใสในแต่ละรอบจะไม่เท่ากันขึ้นอยู่กับระดับน้ำที่เข้าระบบ โดยปกติเวลาในการระบายน้ำใสจะอยู่ระหว่าง 40-45 นาที

- ช่วงพัก (Fill Idle, FI) เมื่อเวียร์ที่ปรับระดับได้กลับมาอยู่ในตำแหน่งเดิมแล้ว จะเริ่มเติมน้ำเสียและตะกอนหมุนเวียนเข้ามาในระบบอีกครั้ง เวลาในช่วง FI จะแตกต่างกันไป เพื่อรักษาเวลารวมในการเดินระบบแต่ละรอบให้เท่ากัน

ทั้งนี้การระยะเวลาการทำงานของระบบในแต่ละรอบ ขึ้นอยู่กับค่าภาระทางชลศาสตร์ของระบบ กล่าวคือระบบที่มีภาระทางชลศาสตร์ต่ำกว่าค่าออกแบบ จะสามารถยืดเวลาในการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ โดยจะมีการเวียนกลับตะกอนจากส่วนที่ 3 ของถังเข้าถังคัดพันธุ์ส่วนที่ 1 ตลอดเวลาที่มีการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ โดยระหว่างการป้อนน้ำเสียจะไม่มีการกวนผสมภายในถังส่วนที่ 2 และ 3 ส่วนระบบที่มีภาระทางชลศาสตร์สูงกว่าค่าออกแบบ จะถูกบำบัดที่ระยะเวลาสั้นลง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะสมบัติของน้ำเสียเป็นสำคัญ ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบคาสส์มีความยืดหยุ่นต่อการบำบัดน้ำเสีย ลักษณะการทำงานของระบบดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 แสดงการทำงานของคาสส์ (Goronszy, 1992)

2.7.3 การกำจัดไนโตรเจน

ในคาสส์จะเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชัน ประสิทธิภาพในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นออกซิเจนละลายในขณะเติมอากาศ และอัตราการหายใจของชีวมวล มีการควบคุมปริมาณออกซิเจนละลาย ให้สอดคล้องกับความต้องการออกซิเจนของปฏิกิริยา อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส ถึง 25 องศาเซลเซียส มีค่าประมาณ 3.5 มก. NH_3 - N/กรัม VSS - ชม. อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับแหล่งคาร์บอนชนิดต่าง ๆ การเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำในระบบจะมีผลกระทบต่อความสามารถในการเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชันของชีวมวล โดยจะมีค่าลดลงเมื่อออกซิเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้น สามารถอธิบายการเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชัน โดยการทดลองของ Goronszy และคณะในปี คศ. 1978 พบว่าภายในเม็ดฟล็อกจะมีสภาพแอน็อกซิก ซึ่งทำหน้าที่เหมือนถังปฏิกิริยาขนาดเล็กในการรีดักชันไนเตรต จึงเกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้น ส่วนภายนอกจะเกิดไนตริฟิเคชัน ดังนั้นการกำจัดไนโตรเจนจึงขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย อัตราการใช้ออกซิเจนของชีวมวล และระยะเวลาในการเติมอากาศพบว่า ค่าโออาร์พีสูงกว่า +250 มิลลิโวลท์ จะไม่เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชัน การกำหนดค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมจะไม่เท่ากันขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสีย สำหรับน้ำเสียชุมชนค่าออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมมีค่าประมาณ 1-1.5 มก/ล. (Goronszy, 1994)

2.7.4 การกำจัดฟอสฟอรัส

เมื่อเปลี่ยนสภาพจากแอโรบิกไปสู่แอนแอโรบิก (ค่าโออาร์พี -150 มิลลิโวลท์) ภายในถังปฏิกิริยาส่วนที่ 1 จะเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นกรดไขมันระเหยง่าย โดยภายใต้ค่าโออาร์พีที่ลดลงความเข้มข้นกรดไขมันระเหยง่าย (VFA) เพิ่มขึ้น แบกทีเรียชนิดพิเศษได้แก่ โพลี-พี แบกทีเรีย จะดูดซึม VFA เข้าภายในเซลล์ และสะสมเป็นอาหารรองในรูป PHB (Polyhydroxybutyrate) แบกทีเรียต้องการพลังงานในการสะสม PHB โดยได้พลังงานจากการสลายพันธะของฟอสเฟต ดังนั้น จึงมีการกำจัดบีโอดีพร้อม ๆ กับการคายฟอสเฟตในสภาพแอนแอโรบิก หลังจากนั้นแบกทีเรียจะเข้าสู่สภาพแอโรบิก ทำให้มีพลังงานขึ้นมาอีกครั้งและทำการย่อย PHB เพื่อให้ได้เซลล์ใหม่ จึงมีการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างเกินพอ วัฏจักรที่จะทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้คือที่ระยะเวลาการทำงาน 4 และ 6 ชั่วโมง มีระยะเวลาในการเติมอากาศ 2 และ 3 ชั่วโมงตามลำดับ และเมื่อเพิ่มระยะเวลาการทำงานระบบจะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากขึ้น (Goronszy และคณะ

1992) ระบบมีอัตราการใช้ออกซิเจนประมาณ 10 มก. O_2/ก. VSS - ชม. จากการตรวจสอบฟอสฟอรัสในเซลล์พบว่ามีฟอสฟอรัสอยู่ร้อยละ 4 - 6 การกำจัดฟอสฟอรัสจะขึ้นอยู่กับอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสของน้ำเข้าระบบ ซึ่งควรมีค่ามากกว่า 35:1 จึงจะทำให้มีค่าฟอสฟอรัสของน้ำออกจากระบบน้อยกว่า 1 มก./ล. ค่าออกซิเจนละลายในช่วงแอโรบิกต้องไม่ต่ำกินไป มิฉะนั้นจะจำกัดการจับใช้ฟอสฟอรัส จากการทดลองดำนินการระบบคาสส์โดยมีระยะเวลาการเติมอากาศ 2 ชั่วโมง สำหรับค่านอมเอลวีเอสเอสประมาณ 3000 มก./ล.โดยมีอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสมากกว่า 35:1 จะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ 6-8 มก./ล. ค่าฟอสฟอรัสในน้ำออกน้อยกว่า 1มก./ล. (Goronszy, 1992) ดังนั้นระบบที่มีค่าซีโอดีของน้ำเสียต่ำ ๆ จึงควรมีการเพิ่มระยะเวลาขาดอากาศเพื่อให้เกิดกระบวนการหมักเพิ่มค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายให้กับระบบ

2.7.5 งานวิจัยที่ผ่านมา

M.C. Goronszy (1979) นำระบบบำบัดน้ำเสียแบบแบตช์มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนขนาดเล็ก และบ้านพักตากอากาศ เนื่องจากมีความแปรผันของปริมาณสารอินทรีย์ และอัตราการไหลสูงทำให้เกิดปัญหาต่อถังตกตะกอนของระบบตะกอนเร่งแบบต่อเนื่อง จากหลักการทำงานของระบบจะมีการเติมน้ำเสียและอากาศแบบเป็นช่วง ๆ (Intermittent) ปล่อยให้น้ำเสียตกตะกอนและระบายน้ำใสทิ้ง จำนวนรอบในการทำงานขึ้นอยู่กับภาระทางชลศาสตร์ของระบบ จากการดำนินการของระบบพบว่าระยะเวลาที่เหมาะสมในการทำงานเท่ากับรอบละ 6 ชม. ในช่วงเวลาปกติ และเปลี่ยนเป็นรอบละ 100 นาทีในช่วงฤดูฝน และได้เพิ่มช่วงแอนอ็อกซิกเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน ในช่วงระบายน้ำเสีย 0.5 ชม. จะใช้เวียร์ที่ปรับระดับขึ้นลงได้ด้วยระบบไฮดรอลิกเพื่อป้องกันการหลุดลอดของตะกอนน้ำเสียออกมากับระบบ พบว่าสามารถบำบัดน้ำเสียจากชุมชนได้ดี การควบคุมการทำงานของระบบทำได้โดยง่าย และสามารถจะเพิ่มจำนวนถังปฏิกิริยา ตามปริมาณอัตราการไหลของน้ำเสียที่เพิ่มขึ้นทำให้ระบบสามารถทำงานแบบต่อเนื่องได้

M.C. Goronszy และEckenfelder (1986) ได้ทำการทดลองศึกษากลไกการดูดซับทางชีวภาพ (Biosorption) ที่มีผลต่อการป้องกันปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว (Sludge bulking) พบว่ากลไกการดูดซับอาหารเป็นกลไกขั้นพื้นฐานในเมตาบอริซึมของแบกทีเรีย เป็นปรากฏการณ์ที่แบกทีเรียสามารถกำจัดสารอาหารละลายได้อย่างรวดเร็ว เมื่อมีการสัมผัสกับแอกติเวเต็ดสลัดจ์ภายในเวลาไม่กี่นาที ดังนั้นความสามารถในการกำจัดสารอาหารจึงขึ้นอยู่กับความสามารถในการกักเก็บสารอาหาร (Storage capacity) และอัตราการถูกย่อยสลายทางชีวภาพของสารอาหารของ

ชีวมวล กระบวนการ Contact Stabilization ได้ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อให้เกิดกลไกการดูดซับสารอาหารทางชีวภาพ พบว่าสามารถกำจัดบีโอดีและเอสเอสได้ประมาณร้อยละ 90 - 95 ภายในเวลาสัมผัสระหว่างน้ำเสียและตะกอน 15 - 30 นาที

กลไกการกำจัดสารอาหารในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์จะมี 2 ขั้นตอน ได้แก่ การกำจัดทางกายภาพ โดยสารอินทรีย์จะถูกกักเก็บและ/หรือถูกดูดซับเข้าไปภายในสลัดจ์ ต่อมาจะเกิดการละลายของอนุภาคสารอินทรีย์โดยเอนไซม์ จะช่วยเพิ่มสัดส่วนของสารอินทรีย์ละลาย สำหรับการย่อยสลายทางชีวภาพต่อไป

กลไกการดูดซับทางชีวภาพจะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว ในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งมีรูปแบบการไหลตามกัน หรือภายในถังปฏิกิริยาที่มีเวลากักเก็บสั้น ๆ โดยในถังปฏิกิริยาดังกล่าวจะมีอัตราส่วนสารอาหารต่อมวลของจุลินทรีย์สูง ซึ่งจะสนับสนุนการเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดสร้างฟล็อก โดยกลไกการดูดซับสารอาหารทางชีวภาพจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ละลาย สัดส่วนที่ย่อยสลายได้ของจุลินทรีย์ และอัตราส่วนของสารอาหารต่อจุลินทรีย์ ซึ่งจะทำให้เกิดการดูดซับสารอาหาร ดังสมการ

$$\frac{Si}{So} = e^{-K_i X_d X_v / S_o} \qquad .....(2.29)$$

โดยที่ S_i = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์หลังจากเกิดการดูดซับแล้ว ,มก./ล

S_o = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์เข้าระบบ , มก./ล

K_i = ค่าคงที่อัตราการดูดซับขึ้นอยู่กับ Xv , ต่อวัน

X_d = สัดส่วนที่ย่อยสลายได้ของมวลจุลินทรีย์

X_v = ความเข้มข้นของเอ็มแอลวีเอสเอส , มก./ล

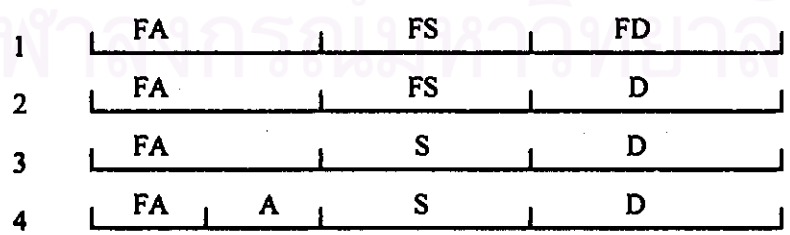
การทดลองเพื่อศึกษาการดูดซับสารอาหารทำในถังปฏิกิริยาแบบแบตช์ขนาด 1 ลิตร ที่ถูกเลี้ยงให้คุ้นเคยกับอาหารชนิดต่าง ๆ ได้แก่ nutrient broth , dextrose และ peptone dextrose เป็นเวลา 3 สัปดาห์ ทำการทดลองเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ต่าง ๆ กันแล้ววัดค่า อัตราการใช้ออกซิเจน (OUR) ของแข็งระเหยง่าย (MLVSS) และสารอินทรีย์ละลาย (COD) ที่

เวลา 2, 10, 20, 30 และ 60 นาที ตามลำดับ หลังจากนั้นปล่อยให้ตกตะกอนและระบายน้ำใสทิ้งในอัตราส่วนครึ่งหนึ่งของปริมาณทั้งหมด หลังการนั้นเติมน้ำเสียใหม่แล้วเติมอากาศ และวัดค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นที่เวลา 2, 10 และ 20 นาทีตามลำดับ เพื่อเป็นการฟื้นฟูสภาพ (regeneration) ของสลัดจ์ เพื่อให้กลับมามีความสามารถในการดูดซับทางชีวภาพได้อีก

ผลการทดลองพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนจำเพาะ (SOUR) จะเป็นตัวบ่งชี้ถึงความสามารถในการดูดซับสารอาหารของสลัดจ์ ที่อัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์สูง ๆ จะมีความสามารถในการดูดซับสารอาหารได้สูง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสัดส่วนที่ย่อยสลายได้ของชีวมวลด้วย กล่าวคือ อัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์เท่ากัน สลัดจ์ที่มีสัดส่วนที่ย่อยสลายได้มากกว่าจะมีอัตราการดูดซับสารอาหารมากกว่า การใช้ nutrient broth เป็นสารอาหารจะได้ค่าคงที่ในการดูดซับสูงกว่าใช้ dextrose ระยะเวลาที่ให้ค่า SOUR สูงสุดจะเป็นระยะเวลาอิ่มตัวของการดูดซับสารอาหาร ซึ่งมีค่าประมาณ 10 นาที จากจุดเริ่มต้นการเติมอากาศ จนถึงระยะเวลา 60 นาที และมีระยะเวลาในการเติมอากาศเพื่อการฟื้นฟูสภาพ 3 - 4 ชม. และค่าอัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ต้องไม่สูงเกินกว่าความสามารถจุลินทรีย์ที่จะดูดซับได้หมด มิเช่นนั้นสารอาหารที่หลงเหลือออกมาจากถังคัดพันธุ์จะสามารถทำให้แบกทีเรียชนิดเส้นใยเติบโตขึ้นมาในระบบได้

M.C. Goronszy (1986) ได้ทดลองนำระบบบำบัดน้ำเสียระบบคาสส์มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนโดยมีการทำงาน 4 ชั่วโมง/รอบ ประกอบด้วย การเติมน้ำเสีย เติมอากาศ ตกตะกอน และระบายน้ำทิ้ง โดยทำการทดลองในระบบจำลองต้นแบบทั้ง 4 แบบ ซึ่งมีการป้อนน้ำเสียเข้าระบบต่างกัน ดังต่อไปนี้

แบบจำลอง



โดยที่ FA = เติมน้ำเสีย - เติมอากาศ S = ตกตะกอน

FS = เติมน้ำเสีย - ตกตะกอน D = ระบายน้ำใสออก

จากผลการทดลองสรุปได้ดังนี้

แบบจำลองที่มีการป้อนน้ำเสียแบบต่อเนื่องตลอดช่วงการทำงานทำให้ปริมาณไนโตรเจนออกจากระบบมีค่าสูง แบบจำลอง 1 และ 2 เหมาะสำหรับใช้เป็นถังปฏิกิริยาดีขวในระบบบำบัดที่มีขนาดไม่ใหญ่มากนัก เนื่องจากมีการรบกวน (หยุด) การเติมน้ำเสียขณะระบายน้ำใสทิ้งในแบบจำลองที่ 2 จึงต้องมีถังเก็บน้ำเสียส่วนนี้ก่อนจะป้อนเข้าถังปฏิกิริยาหลัก การใช้แบบจำลองนี้เหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีอัตราไหลน้อยกว่า 100,000 แกลลอน/วัน ส่วนแบบจำลองอื่น ๆ จำเป็นต้องใช้ถังปฏิกิริยามากกว่า 2 ถังขึ้นไปในการบำบัดน้ำเสีย ส่วนแบบจำลองที่ 4 เหมาะสำหรับน้ำเสียที่มีความเป็นพิษต่อแบกทีเรียสูง ส่วนแบบจำลองที่ 3 จะมีปัญหาการตกตะกอนของสลัดจ์เนื่องจากมีการเติมน้ำเสียเฉพาะช่วงการเติมอากาศ ทำให้อัตราส่วนของสารอาหารละลายต่อมวลของจุลินทรีย์มีค่าต่ำ จึงมีการเจริญเติบโตของแบกทีเรียชนิดสร้างเส้นใย

ข้อจำกัดของการเคลื่อนย้ายสารอาหารเข้าสู่ฟล็อก ความเข้มข้นของสารอาหารละลาย และปริมาณออกซิเจนละลาย มีผลต่อชนิดของมวลจุลินทรีย์ที่จะเกิดขึ้น กล่าวคือ ถ้ามีความต้านทานต่อการแพร่ (Diffusion resistance) ของสารอาหารสูง การดูดซับสารอาหารเข้าไปในฟล็อกจะเกิดขึ้นน้อย โดยเฉพาะเมื่อมีความเข้มข้นสารอาหารเริ่มต้นต่ำ ๆ แบกทีเรียชนิดเส้นใยจะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบกทีเรียที่สร้างฟล็อก ดังนั้นเมื่อระบบมีภาระสารอินทรีย์ต่ำ ๆ จึงต้องใช้ถังปฏิกิริยาที่มีเวลากักเก็บน้อย ๆ ต่ออนุกรมกันหลาย ๆ ถัง เพื่อให้มีรูปแบบการไหลใกล้เคียงกับการไหลตามยาว (Plug flow) นอกจากนี้ยังพบว่า การดูดซับสารอาหารไม่จำเป็นต้องอยู่ในสภาพแอโรบิก แต่จะสัมพันธ์กับสัดส่วนการย่อยสลายได้ของชีวมวล และความสามารถในการดูดซับสารอาหารของชีวมวล

การออกแบบระบบให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ จะต้องมีค่าเวลากักเก็บเซลล์ (SRT) เพียงพอสำหรับการเจริญเติบโตของแบกทีเรียชนิดพวกไนตริฟาย กล่าวคือ แบกทีเรียต้องการออกซิเจนในการออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็นไนเตรต เท่ากับ 4.33 มก. ออกซิเจน / มก.วีเอสเอส-วัน มี Cell yield เท่ากับ 0.15 มก. วีเอสเอส/มก. แอมโมเนีย - ไนโตรเจน ดังนั้นค่าอายุตะกอนต่ำสุดควรมีค่าดังนี้

$$\theta_c \geq 2.13\, e^{0.098(15-T)} \qquad \text{.....(2.30)}$$

โดยที่ θ_c = อายุตะกอนในช่วงเติมอากาศ , T = อุณหภูมิ, องศาเซลเซียส

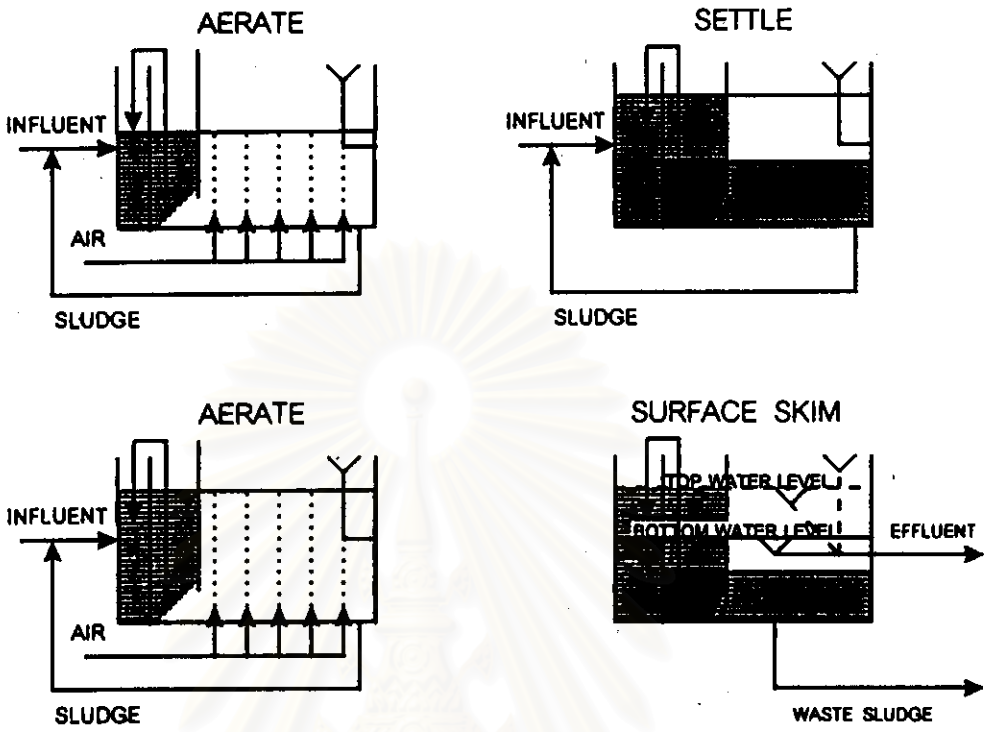
พบว่าวัฏจักรมีอัตราส่วนการหยุดและเติมอากาศเท่ากันจะสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดี

การตกตะกอนของตะกอนจะดีหรือไม่ขึ้นอยู่กับภาระสารอินทรีย์ที่เข้าระบบกล่าวคือ ระบบต้องมีอัตราส่วนอาหารต่อมวลจุลินทรีย์สูงเพียงพอ ระบบที่มีถังคัดพันธุ์แบบทีเรียที่มีรูปแบบการไหลตามยาว ทำให้การดูดซับสารอาหารเหมาะสำหรับจุลินทรีย์ชนิดสร้างฟล็อก

M.C. Goronszy และ J. White (1989) ได้ทำการทดลองนำระบบคาสส์มาใช้กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส จากน้ำเสียชุมชนโดยมีรูปแบบถังปฏิกิริยาดังนี้

- อัตราการเติมน้ำเสียเท่ากับ 0.5 เท่าของปริมาตรรวมทั้งหมด
- ภายในถังปฏิกิริยา แบ่งเป็น 3 ส่วน ส่วนแรกจะมีปริมาตรร้อยละ 18 ของปริมาตรรวมส่วนนี้แบ่งออกเป็นช่องเล็ก ๆ 8 ช่องโดยแผ่นกั้น ภายในส่วนนี้จะไม่มีการเติมอากาศ การไหลขึ้นลงผ่านแผ่นกั้นทำให้เกิดการกวนผสมระหว่างน้ำเสียและตะกอน
- ถังส่วนที่สองจะเป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ จะมีการกวนผสมโดยการเวียนตะกอนกลับเข้าส่วนที่ 1 อยู่ตลอดเวลา และมีแผ่นกั้นระหว่างส่วนที่ 2 และ 3 โดยมีช่องเปิดที่กันถังปฏิกิริยา
- ถังส่วนที่สามเป็นส่วนเติมอากาศหลักซึ่งจะมีปริมาณมากที่สุดเท่ากับร้อยละ 80 จะมีเวียร์ที่ปรับระดับได้เพื่อระบายน้ำใสทิ้งหลังจากผ่านช่วงตกตะกอน

ภายในถังปฏิกิริยาทั้งสามส่วนจะมีระดับน้ำเปลี่ยนแปลงขึ้น - ลง ตลอดช่วงการทำงานดังรูปที่ 2.6 แสดงการทำงานของระบบ



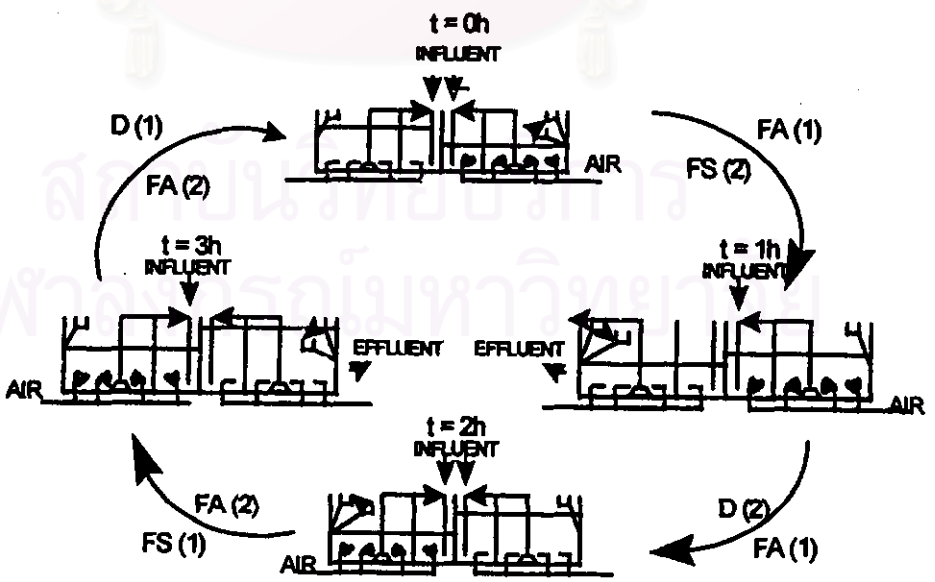
รูปที่ 2.6 แสดงการทำงานของระบบคาสส์

วัฏจักรการทำงานประกอบด้วยการเติมอากาศ 2.5 ชั่วโมง (เติมน้ำเสีย) ตกตะกอน 1 ชั่วโมง ในระหว่างการตกตะกอนจะแบ่งการทดลองเป็น 2 แบบ คือ ระหว่างตกตะกอนจะมีการเติมน้ำเสียและไม่มีการเติมน้ำเสีย หลังจากนั้นจะระบายน้ำใสออกด้วยเวียร์ปรับระดับได้ใช้เวลา 20 นาที และมีระยะพัก 10 นาที การหมุนเวียนตะกอนจะสูบตะกอนจากถังส่วนที่ 3 พร้อมกับการเติมน้ำเสียเข้าส่วนที่ 1 โดยมีอัตราการสูบตะกอนกลับร้อยละ 20 ของการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ และมีการหมุนเวียนตะกอนภายในจากส่วนที่ 2 เข้าส่วนที่ 1 อยู่ตลอดเวลาที่มีการเติมน้ำเสีย ค่าเวลากักเก็บทางชลศาสตร์ (HRT) ของส่วนที่ 1 และ 2 มีค่าเท่ากับ 40 นาที และ 56 นาทีตามลำดับ (อ้างอิงจากระดับน้ำต่ำสุด) โดยมีเวลากักเก็บรวม 9.5 ชั่วโมง ประกอบด้วยเวลากักเก็บในการเติมอากาศ 6.5 ชม./วัน และขาดอากาศ 3.0 ชม./วัน สำหรับแบบจำลองที่ 2 จะไม่มีการเติมน้ำเสียขณะตกตะกอน เมื่อบำบัดน้ำเสียโดยมีภาระทางชลศาสตร์เท่าเดิมจะทำให้เพิ่มเวลากักเก็บในส่วนที่ 1 เป็น 53 นาที และเวลากักเก็บรวม 9.7 ชั่วโมง ประกอบด้วยเวลากักเก็บในการเติมอากาศ 4.7 ชม./วัน และช่วงขาดอากาศ 5.0 ชม./วัน (อ้างอิงจากระดับน้ำต่ำสุด)

จากการทดลองสามารถสรุปได้ว่าระบบสามารถป้องกันปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้ พร้อมกับสามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส มีข้อจำกัดของสารอาหารละลายที่ให้กับส่วนแรกของถังปฏิกิริยา กล่าวคือถ้ามีค่าสารอินทรีย์ละลายหลงเหลือออกมาจากถังคัดพันธุ์มากกว่า 130 มก./ล. อัตราการใช้สารอาหารจะไม่เกิน 50 มก./ก. วีเอสเอส ดังนั้นแบคทีเรียชนิดเส้นใยจะเจริญเติบได้เนื่องจากมีสารอาหารหลงเหลืออยู่ในถังปฏิกิริยา ระบบที่มีค่าสารอาหารละลายหลงเหลือออกมาจากถังส่วนแรกไม่เกิน 85 มก./ล. ทำให้สลัดจ์ตกตะกอนได้ดี ความเข้มข้นของไนเตรตในส่วนที่ 1 และ 2 ของถังจะมีค่าไม่เกิน 0.25 มก./ล.

การเติมน้ำเสียเข้าระบบทั้ง 2 แบบจะให้ประสิทธิภาพของระบบใกล้เคียงกัน แสดงให้เห็นว่าสามารถเติมน้ำเสียเข้าระบบในช่วงการตกตะกอนได้ เนื่องจากมีถังปฏิกิริยาส่วนที่ 2 ทำหน้าที่กักเก็บน้ำเสียในระหว่างช่วงดังกล่าว

Gunnar Demoulin (1997) และคณะ ได้นำการควบคุมค่าไอออร์พีมาใช้ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบคาสส์ ในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชน เปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแอคติเวเต็ดสลัดจ์แบบต่อเนื่องที่โรงบำบัดน้ำเสีย Groβarl โดยเดินระบบคาสส์ ซึ่งใช้ถังปฏิกิริยา 2 ถังควบคู่ไปกับกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบต่อเนื่องเป็นเวลา 1 ปี ดังรูปที่ 2.7



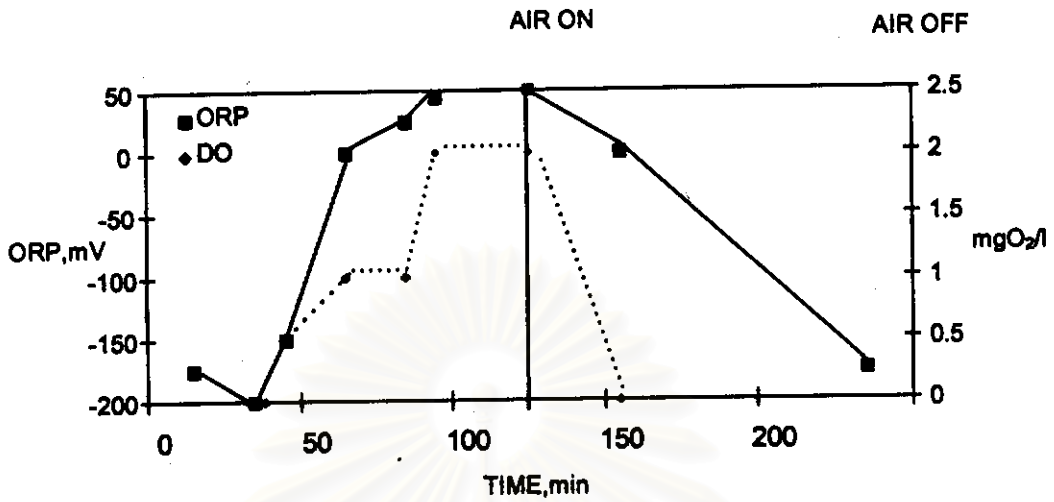
รูปที่ 2.7 แสดงการนำระบบบำบัดน้ำเสียแบบคาสส์มาใช้ที่โรงบำบัดน้ำเสีย Groβarl

วัฏจักรการทำงานประกอบด้วย เติมอากาศ 2 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 2 ชั่วโมง ถังปฏิกิริยาถังสองจะสามารถรับน้ำเสียแบบต่อเนื่องได้ ดังรูป 2.7 แสดงการทำงานของระบบคาสส์ 2 ถัง การไหลของน้ำเสียเข้าจะเกิดขึ้นตลอดเวลา ยกเว้นในช่วงการระบายน้ำใสทิ้งเพื่อป้องกันการไหลลัดวงจรของน้ำเสีย ในกรณีที่มีอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสูง ๆ จะเปลี่ยนรอบการทำงานเป็น 2 ชั่วโมงต่อรอบ ซึ่งประกอบด้วย เติมน้ำเสีย - เติมอากาศ 30 นาที เติมน้ำเสีย - ตกตะกอน 60 นาทีและระบายน้ำใสทิ้ง 30 นาที อัตราการเวียนกลับตะกอนเข้าถังคัดพันธุ์ส่วนแรกเท่ากับร้อยละ 25 ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย เวลากักเก็บของถังคัดพันธุ์ส่วนแรกเท่ากับ 2 ชั่วโมง การแบ่งถังปฏิกิริยาเป็นช่อง ๆ โดยแผ่นกั้น ทำให้ระบบมีโหลดดิ้งของสารอินทรีย์มากกว่า 10 กก.ซีโอดี/กก.เอมเอลเอสเอส-วัน ข้อมูลในการออกแบบและภาระของระบบดังแสดงในตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ข้อมูลที่ใช้ออกแบบระบบน้ำเสียแบบคาสส์

Maximum daily flow	864	m^3/d
Average daily flow	250	m^3/d
Maximum DWF	18	m^3/h
Maximum RWF	36	m^3/h
COD	852	mg/l
TN	78	mg/l
TP	18	mg/l
Temperature (min)	8	°C
F/M	0.1	kg COD/kg MLSS d
Aerated SRT	10	d

ภายในถังปฏิกิริยาจะมีการติดตามค่าโอออาร์พี (ORP) ออกซิเจนละลายน้ำ (DO) และอุณหภูมิตลอดช่วงของการทำงานของระบบ จากผลการติดตามการเปลี่ยนแปลงค่า ORP และ DO แสดงดังรูปที่ 2.8



รูปที่ 2.8 แสดงค่า ORP และDO ตลอดช่วงการทำงานของระบบ

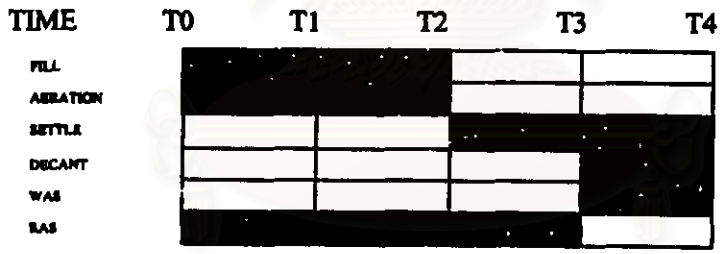
จากการทดลองพบว่าที่อุณหภูมิ 5-8 องศาเซลเซียส ค่าดีโอจะถูกตั้งไว้ที่ 0.5 ถึง 1.5 มก./ล. ในส่วนเติมอากาศรอง (ส่วนที่ 2) และมีค่า 2 - 3 มก./ล. ในส่วนเติมอากาศหลัก (ส่วนที่ 3) ที่อุณหภูมิ 10 -15 องศาเซลเซียส ค่าดีโอจะถูกตั้งไว้ที่ 0.2 -1.5 มก./ล.ตลอดทั้งถัง ค่าดีโอที่ตั้งไว้ตามอุณหภูมิดังกล่าว จะทำให้สามารถรักษาค่าโออาร์พีให้อยู่ระหว่าง 50 มิลลิโวลท์ถึง - 200 มิลลิโวลท์ ดังรูป 2.8

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้

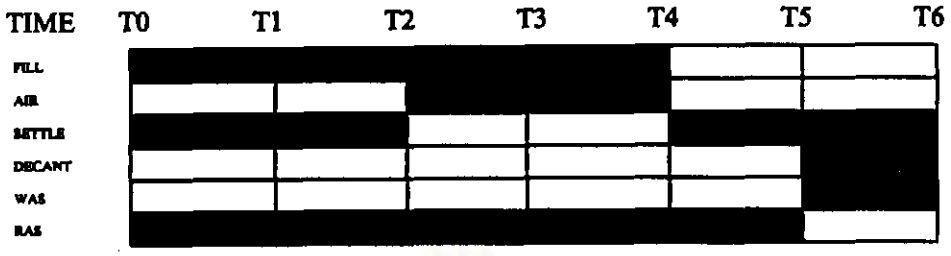
- ระบบคาสส์สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ดีกว่าระบบบำบัดแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบต่อเนื่องที่ภาระสารอินทรีย์เท่ากัน กล่าวคือสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ร้อยละ 35 กำจัดฟอสฟอรัสได้ถึงร้อยละ 85 ในขณะที่ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์กำจัดได้เพียงร้อยละ 55 และสามารถประหยัดเนื้อที่ได้มากกว่าร้อยละ 30
- ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้หลังจากเดินระบบประมาณ 12 วัน โดยสามารถลดฟอสฟอรัสจาก 10 มก./ล.ให้เหลือน้อยกว่า 2 มก./ล.
- ระบบสามารถเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกันดีไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิน้ำเสียต่ำถึงประมาณ 7 องศาเซลเซียส

- ที่ภาระสารอินทรีย์ 0.1 กก.ซีโอดี/กก.เอ็มเอลเอสเอส-วัน อุณหภูมิ 8 องศาเซลเซียส ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียโดยมีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำทิ้งน้อยกว่า 10 มก./ล. แอมโมเนียไนโตรเจนน้อยกว่า 3 มก./ล. และฟอสฟอรัสน้อยกว่า 2 มก./ล.
- ถ้ามีการเติมอากาศมากเกินไป (Overaeration) จะไปจำกัดการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบ
- ต้องมีการควบคุมค่าโออาร์พี และปริมาณออกซิเจนละลายในระบบอย่างต่อเนื่องเพื่อประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดี
- ระบบสามารถป้องกันการเกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้

M.C. Goronszy , Gunnar Demoulin และ Mark Newland (1997) ได้ทำการทดลองเพื่อแสดงถึงการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ขณะมีการเติมอากาศภายในระบบบำบัดน้ำเสียแบบคาสส์ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย โดยออกแบบให้มีวัฏจักรในการทำงาน 4 ชั่วโมง/รอบ ซึ่งประกอบด้วยการเติมอากาศ 2 ชั่วโมงและหยุดเติมอากาศ 2 ชั่วโมง ดังนี้

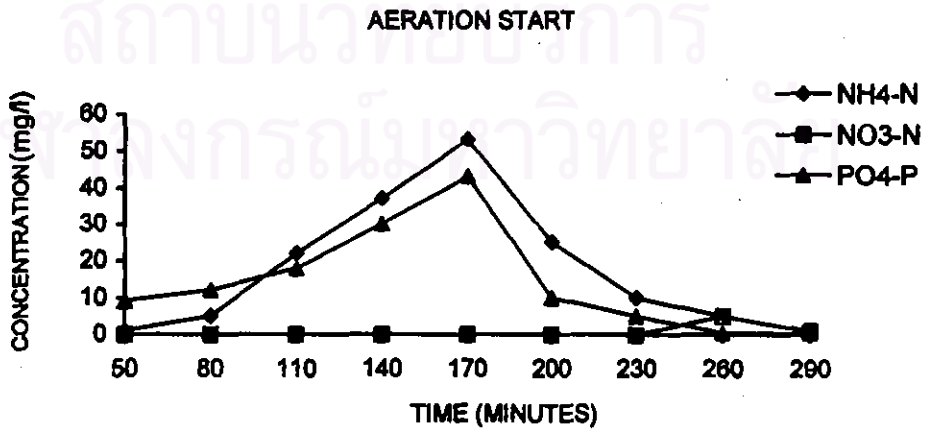


ความเข้มข้นของชีวมวลที่ระดับต่ำสุด เท่ากับ 5,000 มก./ล. อัตราส่วนในการเติมน้ำเสีย (Fill- ratio) เท่ากับ 0.5 ถ้าระบบรับน้ำเสียที่มีอัตราการไหลต่ำกว่าค่าที่ออกแบบไว้ร้อยละ 60 จะสามารถเพิ่มระยะเวลาในการทำงานเป็น 6 ชั่วโมง/รอบ เพื่อให้ระบบรับภาระสารอินทรีย์เท่าเดิม โดยขณะที่ยืดเวลาในการรับน้ำเสียใน 2 ชั่วโมงแรกจะไม่มีการกวนผสมหรือเติมอากาศดังนี้



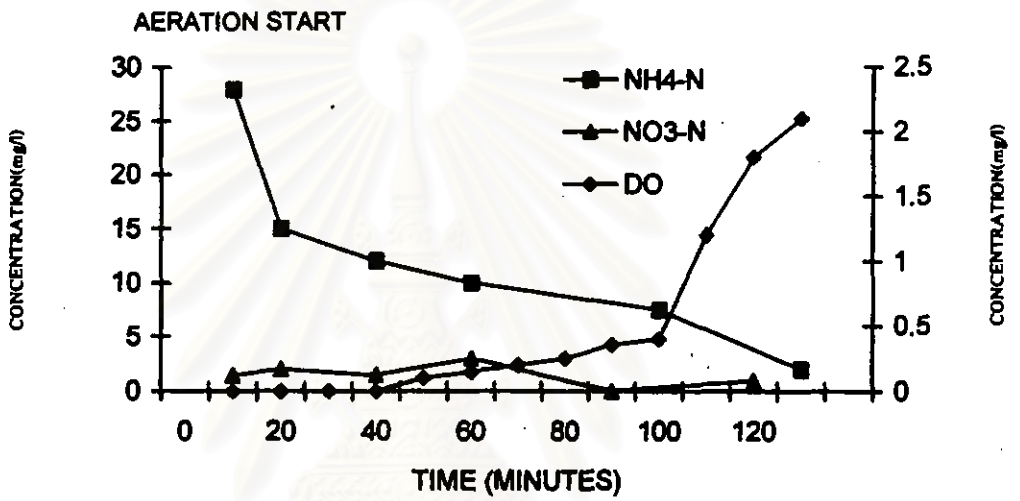
ถ้าภาระทางชลศาสตร์น้อยกว่าค่าที่ออกแบบไว้ ร้อยละ 25 จะทำให้สามารถยืดเวลาในการบำบัดน้ำเสียในแต่ละรอบเป็น 8 และ 10 ชั่วโมงตามลำดับ เพื่อรักษาค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจำเพาะ (SOUR) ของระบบให้มีค่าเท่ากับค่าที่ออกแบบไว้สำหรับระบบที่ทำงาน 4 ชั่วโมง/รอบ นอกจากนี้การเพิ่มช่วงขาดอากาศจะทำให้ระบบสะสมกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นที่สำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ

ระบบดังกล่าวจึงเหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียจากสถานที่พักตากอากาศเนื่องจากสถานที่ดังกล่าวจะมีปริมาณน้ำเสียมากเฉพาะช่วงวันหยุดพักผ่อนประจำปี แต่ในช่วงปกติปริมาณน้ำเสียจะน้อยกว่าค่าที่ออกแบบไว้เสมอ ดังตัวอย่างของการทำระบบดาสส์มาใช้บำบัดน้ำเสียจากรีสอร์ทในบริเวณเกาะ Rottnest โดยมีการติดตั้งหัวอ่านค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ท่อนำกลับตะกอนเข้าถังคัดพันธุ์ (ส่วนที่1) เพื่อติดตามค่าออกซิเจนละลายตลอดช่วงการบำบัดน้ำเสีย และเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากตะกอนที่เวียนกลับตลอดช่วงของปฏิกิริยาในการทำงาน 1 รอบ (6ชั่วโมง) เพื่อวัดค่าแอมโมเนีย ไนเตรต ฟอสเฟต และค่าบีโอดี โดยมีผลการทดลองดังแสดงในรูป 2.9



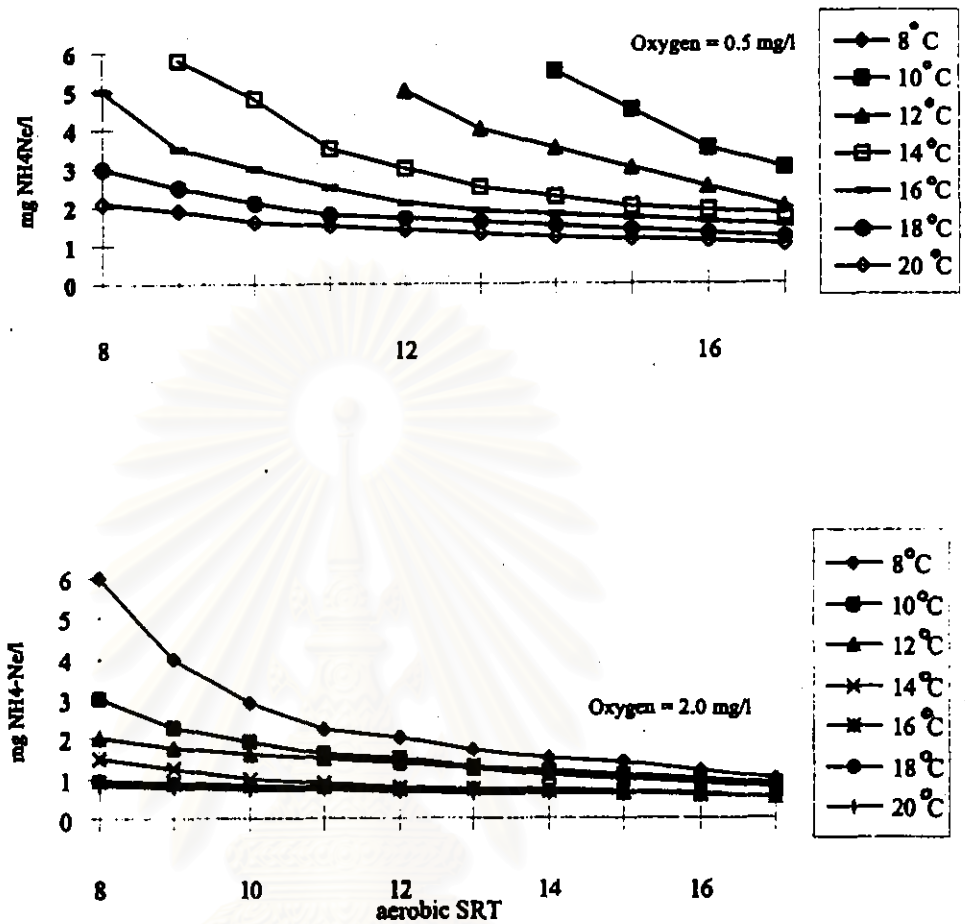
รูปที่ 2.9 แสดงโปรไฟล์ของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

จากกราฟแสดงการคายและจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างเกินพอของระบบ ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนจะเพิ่มจากจุดเริ่มต้นจนถึงค่า 59 มก. / ล. เมื่อเริ่มต้นการเติมอากาศ ดังรูปที่ 2.9 ไนเตรตไม่เพิ่มขึ้นขณะที่มีการเติมอากาศและในน้ำทิ้งจะมีไนเตรตไม่เกิน 2 มก./ล. โปรไฟล์ของออกซิเจนละลาย แอมโมเนียและไนเตรตแสดงในรูปที่ 2.10



รูปที่ 2.10 แสดงโปรไฟล์ของไนโตรเจนและค่าออกซิเจนละลายน้ำ

จากผลการทดลองสามารถสรุปได้ว่า ระบบสามารถเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชันขณะที่มีการเติมอากาศ โดยภายในเม็ดฟล็อกจะมีสภาพขาดอากาศ (Anoxic) เปรียบเสมือนถังปฏิกิริยาเล็ก ๆ หลายใบในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ส่วนภายนอกฟล็อกขณะที่มีการเติมอากาศจะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน เพื่อกำจัดแอมโมเนีย รูปที่ 2.11 แสดงผลของอุณหภูมิและค่าอายุตะกอนที่มีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนที่ความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 0.5 และ 2.0 มก./ล ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าที่ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำสูงจะกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ดีกว่า นอกจากนี้การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนขึ้นอยู่กับอายุตะกอน และอุณหภูมิด้วย กล่าวคือ ที่อุณหภูมิและอายุตะกอนสูง ๆ จะกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ดีกว่า ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่อุณหภูมิต่ำ ๆ ต้องเพิ่มค่าออกซิเจนละลายให้ระบบ ในขณะที่การบำบัดน้ำเสียที่อุณหภูมิสูงจะต้องลดค่าออกซิเจนละลายที่ให้กับระบบ



รูปที่ 2.11 แสดงผลของอุณหภูมิและอายุตะกอนในการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย