# บทที่ 2

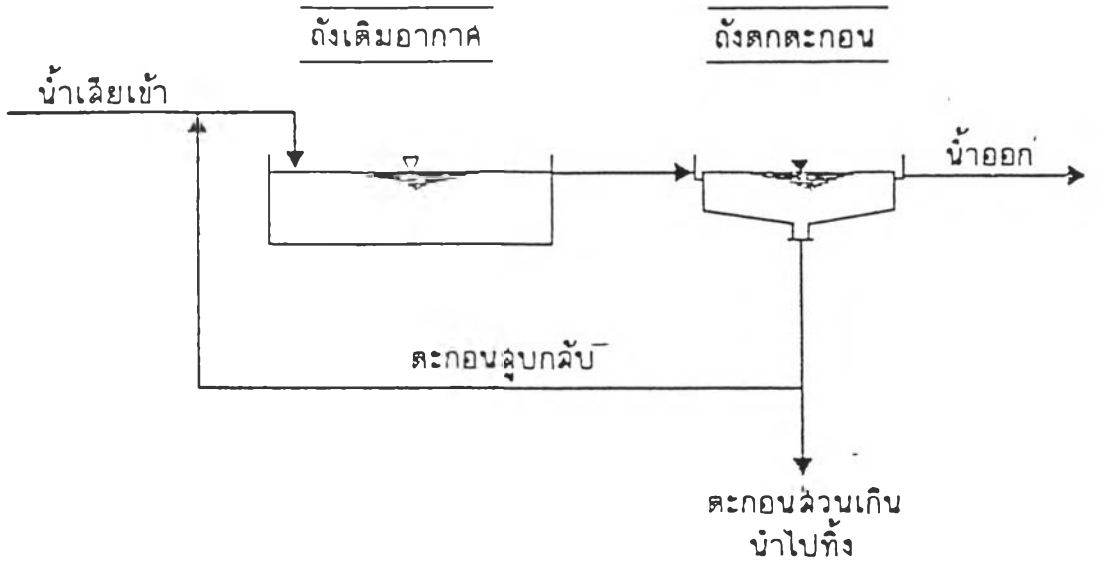
# ทบทวนเอกสาร

## 2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง

กระบวนการตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบใช้อากาศ ซึ่งสามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนออกจากน้ำเสีย ส่วนประกอบหลักของกระบวนการ ได้แก่ ถังเติมอากาศ และถังตกตะกอน น้ำเสียจะเข้าสู่ถังเติม อากาศซึ่งมีการให้ออกซิเจนแก่น้ำเสีย พร้อมทั้งกวนให้น้ำเสียสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ในถัง เพื่อทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน จากนั้นน้ำตะกอนจากถังเติมอากาศจะไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนเพื่อแยกน้ำใสส่วนบนทิ้งออกจากระบบ ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ก้นถังบางส่วนจะถูกสูบกลับเข้าไปในถังเติมอากาศอีก และบางส่วนจะนำไปทิ้งเพื่อควบคุมค่าอายุตะกอน (Sludge Age) ของระบบ

ตะกอนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศจะใช้ออกซิเจนอิสระ ในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย ซึ่งผลผลิตที่ได้ ได้แก่ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์,น้ำ,พลังงาน และเซลล์ใหม่ โดยปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้น ได้แสดงไว้ในสมการที่ 2.1 และได้แสดงแผนผังการทำงานของกระบวนการตะกอนเร่งในรูปที่ 2.1

$$\text{Organic} + \text{Nutrient} + O_2 \xrightarrow{\text{bacteria}} CO_2 + H_2O + \text{Energy} + \text{New Cells} \quad \text{.....(2.1)}$$




**รูปที่ 2.1 แผนผังการทำงานของกระบวนการตะกอนเร่ง (สุรพล สายพานิช, 1988)**

2.1.1 การเกิดตะกอนเร่ง

การเกิดตะกอนเร่ง (Activated Sludge) จะมีขั้นตอนที่เกิดอย่างต่อเนื่องในถังเติมอากาศ 3 ขั้นตอนด้วยกัน คือ

1) ขั้นส่งถ่าย (Transfer Step)

ในขั้นแรกนี้จุลินทรีย์จะส่งเอนไซม์ออกมาทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียให้มีโมเลกุลเล็กลงพอที่จะดูดซึมผ่านผนังเซลล์เข้าไปได้ โดยขั้นตอนนี้จะใช้เวลาประมาณ 15-30 นาที

2) ขั้นเปลี่ยนรูป (Conversion Step)

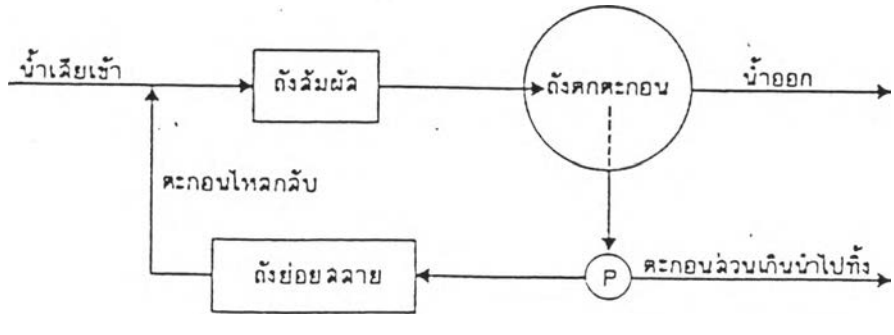
ในขั้นนี้สารอินทรีย์ที่ถูกดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์แล้วจะถูกจุลินทรีย์ทำการเปลี่ยนรูปด้วยกระบวนการออกซิเดชั่น (Oxidation) โดยใช้ออกซิเจนที่ถูกเติมให้แก่ระบบ ซึ่งผลผลิตที่ได้ คือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์, น้ำ, พลังงาน และการสร้างเซลล์ใหม่ด้วยการสังเคราะห์ (Synthesis)

3) ขั้นรวมตะกอน (ฟล็อคculation Step)

เมื่อจุลินทรีย์ได้ใช้สารอินทรีย์ในขั้นที่สองไปเกือบหมดแล้วจะมีพลังงานลดลง ในขณะเดียวกันการกวนในถังเติมอากาศทำให้เซลล์ของจุลินทรีย์ชนกันและจะเกิดการรวมตัวกันเป็นตะกอนที่ใหญ่ขึ้นเรียกว่า ฟล็อค (Floc) ซึ่งสามารถตกตะกอนได้ดีทำให้สามารถแยกออกจากน้ำใสส่วนบนในถังตกตะกอนได้ง่าย

## 2.2 กระบวนการตะกอนเร่งแบบสัมผัส-ย่อยสลาย

ในกระบวนการตะกอนเร่งแบบสัมผัส-ย่อยสลาย (Contact-Stabilization Activated Sludge Process) จะแบ่งถังเติมอากาศออกเป็น 2 ถัง เป็นอิสระต่อกัน ได้แก่ ถังสัมผัส (Contact Tank) และถังย่อยสลาย (Stabilization Tank)โดยตะกอนจากก้นถังตกตะกอนจะถูกสูบกลับเข้าเติมอากาศใหม่ในถังย่อยสลายเพื่อทำการย่อยสารอินทรีย์ที่ได้ดูดซึมเข้าไว้ภายในเซลล์ จากนั้นจะถูกส่งมาสัมผัสกับน้ำเสียในถังสัมผัสต่อไป ข้อดีของกระบวนการนี้ที่เห็นได้ชัดคือสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบบอื่น ๆ ที่มีปริมาตรถังเติมอากาศเท่ากันได้ โดยแผนผังแสดงกระบวนการทำงานได้แสดงในรูปที่ 2.2




รูปที่ 2.2 แผนผังการทำงานของกระบวนการตะกอนเร่งแบบสัมผัส-ย่อยสลาย

(สุรพล สายพานิช, 1988)

2.2.1 กลไกการทำงานของกระบวนการ

Ulrich และ Smith (1951) ได้ชี้ให้เห็นว่ากลไกการทำงานของกระบวนการสัมผัส-ย่อยสลายนี้ เป็นกระบวนการ Biosorption โดยการที่สารอาหารหมดไปอย่างรวดเร็วในถังสัมผัสเป็นเพราะจุลินทรีย์ได้ทำการดูดซับ (Adsorption) สารอินทรีย์ไว้บนตะกอนแล้วจึงไปทำการย่อยสลายในถังสัมผัสต่อไป

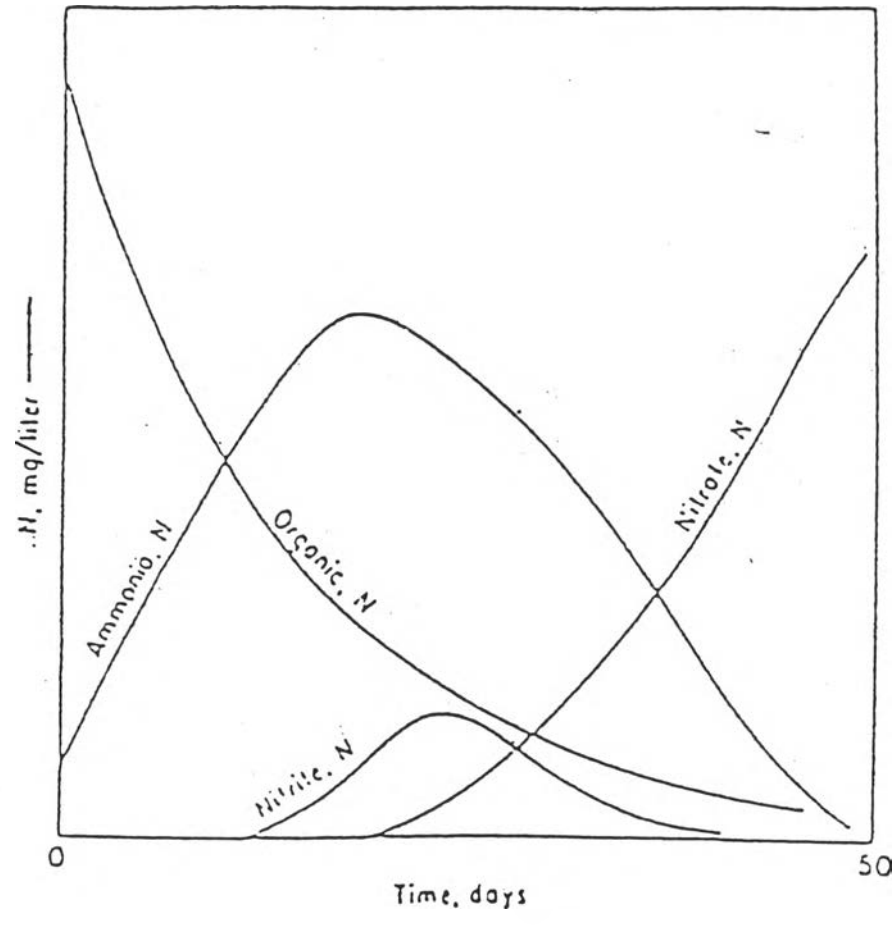
Speece (1973) ได้เสนอกลไกการกักตุน-เผาผลาญ โดยกล่าวว่า การที่สารอาหารถูกกำจัดอย่างรวดเร็วในถังสัมผัสเป็นเพราะเกิดการกักตุนสารอาหารเหล่านี้ไว้ ไม่ว่าจะเป็นการดูดซับไว้ที่ผิวของตะกอนเมื่อสารอาหารเป็นคอลลอยด์และอนุภาค หรือการดูดซับเข้าไว้ภายในเซลล์เมื่อเป็นสารอาหารละลาย เมื่อตะกอนจุลินทรีย์ถูกสูบกลับมาเติมอากาศใหม่ในถังย่อยสลาย จะเกิดการย่อยสลายสารอาหารที่ได้เก็บกักไว้เกิดเป็นเซลล์ใหม่ขึ้น ซึ่งเป็นการเตรียมจุลินทรีย์สำหรับใช้ในการกักตุนสารอาหารในถังสัมผัสต่อไป

Orhon และ Jenkins (1972) ได้เสนอกลไกการเติบโต-สลายตัว (Growth - Decay) โดยเสนอว่าในถังสัมผัสซึ่งมีอัตราการใช้สารอาหารสูง จะเกิดการเจริญเติบโตของ จุลินทรีย์อย่างรวดเร็ว ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นและในถังย่อยสลายจะเกิดการตายและสลายตัวของจุลินทรีย์ ทำให้ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ลดลง ซึ่งกลไกนี้เป็นที่ยอมรับกันทั่วไปในขณะนี้

## 2.3 การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

สารประกอบไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจัดเป็นอาหารเสริม (Nutrient) ที่มีความสำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตทั้งคน สัตว์ และพืช โดยปกติในน้ำเสียชุมชนจะมีความเข้มข้นของซีโอดี ประมาณ 400 มก./ล. ไนโตรเจน 30-40 มก./ล. และฟอสฟอรัส 6-10 มก./ล. ซึ่งปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะมีมากกว่าความต้องการในการบำบัดน้ำเสียชีวภาพ ดังนั้นจึงมีความจำเป็นต้องกำจัดอาหารเสริมเหล่านี้ออกจากน้ำทิ้งโดยกระบวนการต่าง ๆ ดังจะกล่าวในหัวข้อต่อไป

ในน้ำเสียชุมชนทั่วไป สารประกอบไนโตรเจนจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นส่วนใหญ่ เมื่อถูกทิ้งลงแหล่งรับน้ำหรือระบบรวบรวมน้ำเสีย ก็จะเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจนและถ้ามีออกซิเจนเพียงพอก็จะเปลี่ยนรูปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ ในรูปที่ 2.3 จะแสดงการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนเมื่อทิ้งน้ำเสียลงแหล่งรับน้ำตามระยะเวลา ซึ่งสามารถใช้ค่าสารประกอบไนโตรเจนเป็นตัวชี้สภาวะความสกปรกของลำน้ำ หากพบว่ามีแอมโมเนียสูงก็แสดงว่าน้ำยังสกปรกอยู่และเพิ่งได้รับการปนเปื้อนมา หากพบไนเตรทมากแสดงว่าน้ำนั้นผ่านการฟอกตัวมาพอสมควรแล้ว




รูปที่ 2.3 แสดงการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งรับน้ำตามระยะเวลา (สุรพล สายพานิช, 1991)

สำหรับฟอสฟอรัสที่พบในน้ำเสียชุมชนจะมีอยู่ 3 รูป ได้แก่ สารประกอบออร์โธฟอสเฟต และสารประกอบโพลีฟอสเฟต ซึ่งจะมีประมาณ 70-90% ส่วนที่เหลือจะจับอยู่กับสารอินทรีย์ในรูปต่างๆ (Organic Phosphorus) ฟอสฟอรัสเหล่านี้อาจพบได้ทั้งในรูปสารละลาย สารแขวนลอยในน้ำ ตะกอนดินก้นบ่อ ตลอดจนในตัวของสิ่งมีชีวิตต่างๆ

2.3.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจน

วิธีการกำจัดไนโตรเจน สามารถกระทำได้ทั้งวิธีทางฟิสิกส์ ทางเคมี และทางชีวภาพ ดังแสดงตัวอย่างดังต่อไปนี้

2.3.1.1 วิธีทางฟิสิกส์

1) Air Stripping คือวิธีการพ่นน้ำเสียเป็นฝอยในบรรยากาศเพื่อให้ลดความดันของก๊าซแอมโมเนียที่ละลายอยู่ในน้ำเสียลง ทำให้ก๊าซดังกล่าวกระจายออกสู่บรรยากาศ วิธีการนี้กำจัดได้เฉพาะแอมโมเนียไนโตรเจนเท่านั้น และเหมาะสำหรับพื้นที่ที่มีอากาศร้อน เนื่องจากที่อุณหภูมิสูง การแพร่ของก๊าซแอมโมเนียในบรรยากาศจะมีอัตราสูง

2) Filtration คือ วิธีการกรองซึ่งจะสามารถกำจัดได้เฉพาะสารอินทรีย์ไนโตรเจน ในรูปสารแขวนลอยเท่านั้น วิธีนี้มีประสิทธิภาพต่ำมาก

3) Reverse Osmosis คือ การกรองน้ำผ่าน Semipermeable Membrane โดยอัดน้ำผ่านแผ่นเมมเบรนให้มีความดันสูงกว่า Osmotic Pressure อันเนื่องมาจากสารละลายในน้ำ ประสิทธิภาพจะขึ้นอยู่กับชนิดและรูปแบบของเมมเบรนที่ใช้ วิธีนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้ง 3 รูป

2.3.1.2 วิธีการทางเคมี

1) Breakpoint Chlorination คือ การเพิ่มคลอรีนในปริมาณที่มากเกินพอเพื่อไปออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจน คลอรีนต้องเติมในปริมาณมากเกินพอเพราะคลอรีนจะไปออกซิไดซ์สารอินทรีย์อื่นๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสีย และอาจจะต้องมีการ

ทำ Dechlorination เพื่อลดผลกระทบของ Residual Chlorine ด้วย วิธีนี้กำจัดได้เฉพาะแอมโมเนียไนโตรเจนเท่านั้น

2) Ion Exchange คือ การผ่านน้ำเสียเข้าไปในสารแลกเปลี่ยนอิออน ซึ่งถูกบรรจุอยู่ภายในท่อหรือถังทรงกระบอก วิธีนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้ง 3 รูป ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของสารแลกเปลี่ยนอิออนที่ใช้

3) Chemical Coagulation คือ การใช้สารเคมีที่เป็นโคแอกกูแลนท์มาแยกเอาสารอินทรีย์ไนโตรเจนออก วิธีนี้ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียและไนเตรทได้

4) Carbon Adsorption คือ การใช้ Activated Carbon ในการ ดูดซับสารอินทรีย์ไนโตรเจนออก วิธีนี้ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนีย และไนโตรเจนได้

2.3.1.3 วิธีการทางชีวภาพ

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ จะอาศัยเส้นทางการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่าง ๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.4

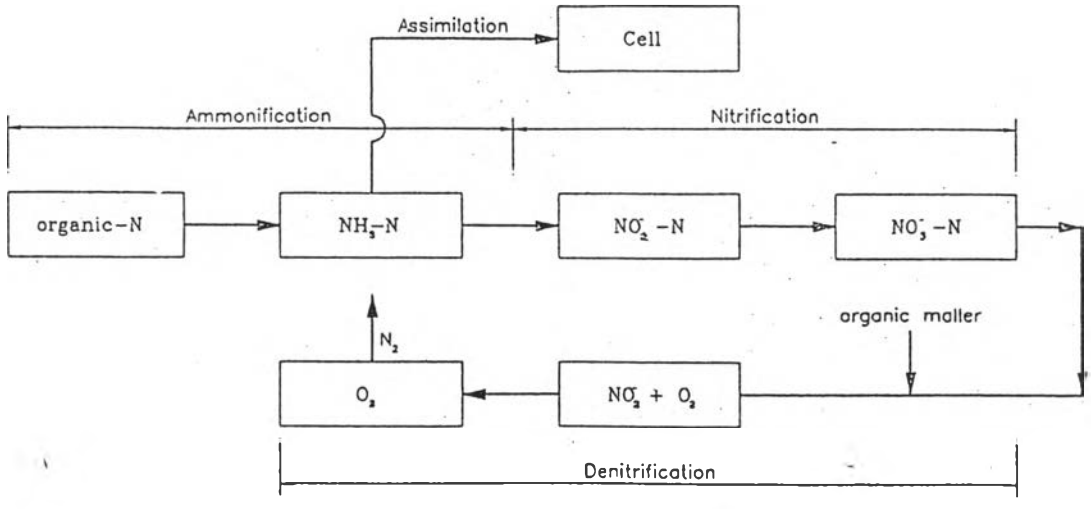
1) Ammonification เป็นกระบวนการที่สารอินทรีย์ไนโตรเจนแปลงรูปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่าง ๆที่มีอยู่ทั่วไปในระบบรวบรวมน้ำเสีย, ระบบบำบัดน้ำเสีย และแหล่งรับน้ำทั่วไป โดยการแปลงรูปนี้จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วก็สามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์

2) Assimilation เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนโดยใช้แอมโมเนียไนโตรเจนเป็นอาหารเสริมในการสร้างเซลล์ โดยปกติจะมีการใช้แอมโมเนียไนโตรเจนประมาณ 5% ของค่าบีโอดีในน้ำเสียเท่านั้น ทำให้ยังมีแอมโมเนียเหลืออยู่มากต้องทำการกำจัดต่อไป

3) ไนตริฟิเคชัน (Nitrification) เป็นกระบวนการแปลงรูปแอมโมเนียไนโตรเจน ให้เป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยจุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญจะเป็นพวกออโตโทรบ 2 ชนิด ได้แก่ Nitrosomonas และ Nitrobacter

4) ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เป็นกระบวนการแปลงรูปไนเตรทให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์ทั้งพวกเฮเทอโรโทรบและออโตโทรบจะย่อย

สลายสารอินทรีย์คาร์บอน โดยใช้ออกซิเจนในไนเตรทในสภาพที่ขาดออกซิเจนอิสระ (Anoxic) เป็นตัวรับอิเลคตรอน




**รูปที่ 2.4 แสดงกระบวนการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจน**

สำหรับตัวอย่างของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพมีดังนี้

1) Oxidation Pond คือการใช้กลไกของ Pond ในการสร้างสภาพแอนนอกซิกและแอโรบิกที่ความลึกของน้ำต่าง ๆกัน ทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน แปลงรูปแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนเพื่อกำจัดออกได้

2) Harvesting Algae คือ การเลี้ยงสาหร่ายโดยใช้ไนโตรเจนทั้ง 3 รูป และออกซิเจนในการสร้างเซลล์ และนำสาหร่ายไปกำจัดอีกที

3) ไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน คือ การใช้จุลินทรีย์ทั้งพวกออโตโทรบและเฮเทอโรโทรบ ในการแปลงรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจน และแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์ ไนเตรท และก๊าซไนโตรเจนเพื่อกำจัดออก

วิธีการทางฟิสิกส์ส่วนใหญ่จะมีประสิทธิภาพค่อนข้างต่ำยกเว้น Reverse Osmosis แต่ก็เสียค่าใช้จ่ายมาก วิธีการทางเคมีประสิทธิภาพสูงแต่ก็เสียค่าใช้จ่ายมากเช่นเดียวกัน ในปัจจุบันวิธีการทางชีวภาพจึงเป็นที่นิยมเนื่องจากมีประสิทธิภาพสูง เสียค่าใช้จ่ายต่ำ และสามารถออกแบบหรือเพิ่มเติมให้เข้ากับระบบบำบัดน้ำเสียเดิมได้ง่าย โดยเฉพาะกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะกล่าวอย่างละเอียดในหัวข้อต่อไป

2.3.2 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส

การกำจัดฟอสฟอรัสสามารถกระทำได้ทั้งทางเคมี และชีวภาพ ดังนี้

1) กระบวนการทางเคมี

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมีประกอบด้วยปฏิกิริยาตกผลึก (Precipitation), Coagulation และการดูดติดผิว (Adsorption) สารเคมีที่สามารถใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสได้แก่ สารส้ม (Alum) เกลือของเหล็ก เช่น $FeCl_3$ และปูนขาว (Lime) เป็นต้น

การเติมสารเคมีดังกล่าวจะทำให้เกิดการตกผลึกของฟอสเฟตในรูปต่างๆ เช่น $AlPO_4$, $FePO_4$ หรือ $Ca_5OH\ (PO_4)_3$ ผลึกฟอสเฟตเหล่านี้จะเป็นคอลลอยด์ขนาดเล็กซึ่งจะจับตัวกันเป็นฟล็อคได้ด้วยปฏิกิริยา Sweep Coagulation และสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสจะถูกดูดติดผิวของฟล็อคที่เกิดขึ้น

การเติมสารเคมีเพื่อกำจัดฟอสฟอรัสในระบบตะกอนเร่ง(Activated Sludge) อาจเติมได้ทั้งในถังตกตะกอนขั้นต้น, ถังเติมอากาศ หรือในน้ำทิ้งสุดท้ายของระบบซึ่งการกำจัดในน้ำทิ้งสุดท้ายจะได้ผลดีกว่า เนื่องจากมีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งจะเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสและสารประกอบโพลีฟอสเฟต มาเป็นออร์โธฟอสเฟตแล้ว โดยทั่วไปน้ำทิ้งจากกระบวนการทางเคมีจะได้น้ำทิ้งที่มีฟอสฟอรัสเหลือประมาณ 1-3 มก./ล. ซึ่งขึ้นกับชนิดของสารเคมีและตำแหน่งที่เติมสารเคมี ในกรณีที่มีการเติมสารส้มหรือเกลือของเหล็กให้กับระบบตะกอนเร่งจะต้องควบคุมมิให้เกิดตะกอนแขวนลอยจากปฏิกิริยาเคมีมากเกินไป และต้องไม่เกิดฟล็อคทางเคมีมากกว่าฟล็อคทางชีวภาพ

2) กระบวนการทางชีวภาพ

ปกติในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ จุลินทรีย์จะใช้ฟอสฟอรัสเป็นแหล่งอาหารเสริม (Nutrient) ในการสร้างเซลล์ ประมาณ 10-30% ของฟอสฟอรัสที่มีอยู่ปกติในน้ำเสียชุมชน ซึ่งฟอสฟอรัสส่วนที่เหลือยังจำเป็นต้องทำการกำจัดต่อไป

หลักการในการกำจัดฟอสฟอรัสในทางชีวภาพ คือ การสร้างสภาวะที่เปลี่ยนแปลงระหว่างแอนแอโรบิก กับ แอโรบิก โดยในสภาพแอนแอโรบิกจุลินทรีย์จะดูดซึมสารอาหารเข้าไปภายในเซลล์ พร้อมทั้งคาย (Release) ฟอสฟอรัสออกมา ซึ่งในสภาพนี้ระบบจะมีฟอสฟอรัสมากกว่าในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ ส่วนในสภาพแอโรบิกจุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอาหารที่ถูกดูดซึมเข้าไว้ภายในเซลล์ในสภาพแอนแอโรบิก พร้อมทั้งดูดกลืนเอาฟอสฟอรัสไว้มากกว่าสภาวะปกติ (Luxury Uptake) โดยการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียจะอยู่ที่การนำตะกอนเหล่านี้ไปทิ้งหรือทำการกำจัดต่อไป กลไกในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะกล่าวอย่างละเอียดต่อไปในหัวข้อ 2.7

2.3.3 ผลดีของการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

1) ลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

การทิ้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสลงในแหล่งรับน้ำต่าง ๆ จะก่อให้เกิดปรากฏการณ์ที่เรียกว่า Eutrophication โดยพวกพืชน้ำที่เป็น Photosynthetic Autotroph เช่น สาหร่าย ฯลฯ จะใช้ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นแหล่งอาหารในการสร้างเซลล์ เมื่อมีสาหร่ายสะสมตัวมาก ๆ ทำให้น้ำขุ่นเขียวและเกิดการเน่าเสียรวมทั้งลดปริมาณออกซิเจนในน้ำ การทิ้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสลงสู่แหล่งรับน้ำ 30 มก./ล. และ 6 มก./ล. ตามลำดับ จะสามารถสร้างมวลชีวภาพ (Biomass) ได้มากมายและสามารถทำให้เกิดซีโอดีเทียบเท่ากับ 600 มก./ล. และ 828 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งมีค่ามากกว่าซีโอดีปกติในน้ำเสียชุมชน (ประมาณ 400 มก./ล.)

นอกจากนี้แอมโมเนียไนโตรเจนยังเป็นพิษต่อปลาและสัตว์น้ำ แม้จะมีปริมาณเพียง 0.01-0.02 มก./ล. ก็ตาม น้ำที่มีไนเตรทสูงเมื่อเด็กทารกบริโภคเข้าไปจะทำให้เกิดโรค Blue Baby ทำให้ขาดออกซิเจน หายใจไม่ออกและเสียชีวิตได้

2) ประหยัดค่าใช้จ่ายในการดำเนินการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยการวางถังปฏิกิริยาแอนแอโรบิก และ/หรือ แอนนอกซิก ไว้หน้าถังปฏิกิริยาแบบแอโรบิก จะลดพลังงานในการเติมอากาศในถังปฏิกิริยาแบบแอโรบิกได้ เนื่องจากการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนใหญ่จะถูกกำจัดในถังปฏิกิริยาแบบแอนแอโรบิก และ/หรือ แอนนอกซิก จนเกือบหมด

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสามารถถูกกำจัดได้โดยกระบวนการทางชีวภาพ เช่น ระบบ แอนแอโรบิก-ออกซิก สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยไม่ต้องใช้สารเคมีในการทำให้เกิดPrecipitation ระบบแอนนอกซิก-ออกซิกสามารถกำจัดไนโตรเจนได้โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน โดยการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบทำให้ไม่มีความจำเป็นในการใช้สารเคมีอื่นเพื่อเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนเช่น เมธานอล อีกด้วย นอกจากนี้ ยังพบว่าตะกอนที่เกิดในกระบวนการทางชีวภาพจะมีปริมาณน้อยกว่ากระบวนการทางเคมี ทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการกำจัดตะกอนส่วนเกินได้ อีกทั้งตะกอนจากระบบ แอนแอโรบิก-ออกซิก จะมีฟอสฟอรัสอยู่สูงซึ่งสามารถนำมาทำเป็นปุ๋ยอินทรีย์ที่มีคุณภาพสูงได้ Wilson และคณะ (1990) ได้ทำการศึกษาพบว่า กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะได้น้ำทิ้งที่มีค่าบีโอดี ตะกอนแขวนลอย และฟอสฟอรัส ต่ำกว่ากระบวนการตะกอนเร่งแบบธรรมดา (Conventional Activated Sludge Process) ที่มีการเติม Alum เพื่อใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัส

3) การควบคุมการเกิดตะกอนไม่จมตัว

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ เช่น ระบบแอนแอโรบิก-ออกซิก, ระบบ แอนนอกซิก-ออกซิก ฯลฯ สามารถแก้ไขปัญหาการเกิดตะกอนไม่จมตัว (Sludge Bulking) ได้ โดยถังปฏิกิริยาแบบแอนแอโรบิก หรือ แอนนอกซิก จะทำหน้าที่

เป็นถังคัดพันธ์ (Selector) ซึ่งจะยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใย (Filamentous Bacteria) ทำให้ลดปัญหาการเกิดตะกอนไม่จมตัวได้

Wanner (1987) ได้สรุปว่า ในสภาพแอนแอโรบิกจะสามารถยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใย เช่น Type 201N และ Sphaerotilus Natans ได้ เนื่องจากจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีอัตราการใช้สารอาหาร (Substrate Utilization Rate) ในสภาพ แอนแอโรบิก ต่ำมาก เมื่อเทียบกับกลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถสะสมโพลีฟอสเฟตได้ (Poly-P Bacteria)

4) ความคงตัวของระบบ

Hong (1991) พบว่าระบบแอนแอโรบิก-ออกซิก สามารถดำเนินการได้ในช่วงกว้างๆ ของอัตราการไหลของน้ำเสียและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) โดยได้มีการติดตั้งระบบนี้ที่เมือง Lehigh ในสหรัฐอเมริกา เพื่อบำบัดน้ำเสียจากโรงงานเบียร์และโรงงานผลิตอาหารสำเร็จรูปพบว่า แม้ค่าบีโอดีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดจะมีความแปรปรวนเนื่องจากการหยุดทำงานในวันสุดสัปดาห์ แต่น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดก็ยังมีค่าบีโอดีต่ำกว่า 100 มก./ล. เสมอ

## 2.4 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เป็นกระบวนการที่ใช้ในการแปลงรูปแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรท์ และไนเตรทตามลำดับ โดยใช้จุลินทรีย์ทั้งประเภทเฮเทอโรโทรบและออโตโทรบ แต่จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญที่สุดจะเป็นพวกออโตโทรบ 2 ชนิด ได้แก่ Nitrosomonas และ Nitrobactor ซึ่งเรียกรวมกันว่า Nitrifying Bacteria หรือ Nitrifier โดยออโตโทรบทั้ง 2 ตัวจะได้พลังงานจากการออกซิไดซ์สารไนโตรเจน และใช้แหล่งคาร์บอนจากคาร์บอนไดออกไซด์

ปฏิกิริยาที่มีความสำคัญในกระบวนการไนตริฟิเคชัน มี 2 แบบ ดังต่อไปนี้

1) ปฏิกิริยาที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์ โดยใช้ Nitrosomonas Bacteria

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \longrightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2^- \quad .....(2.2)$$

2) ปฏิกิริยาที่ออกซิไดซ์ไนไตรท์ให้เป็นไนเตรท โดยใช้ Nitrobactor Bacteria

$$NO_2^- + 0.5O_2 \longrightarrow NO_3^- \quad .....(2.3)$$

เมื่อรวมสมการที่ 2.2 และ 2.3 จะได้สมการแสดงปฏิกิริยารวมของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังนี้

$$NH_4^+ + 2O_2 + 2HCO_3^- \longrightarrow NO_3^- + 2H_2CO_3 + H_2O \quad .....(2.4)$$

จากที่ได้กล่าวมาแล้วในหัวข้อ 2.3.1.3 จะเห็นได้ว่าในการเกิดกระบวนการ Assimilation จะมีการใช้แอมโมเนียไนโตรเจนเป็นอาหารเสริม (Nutrient) ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งเมื่อรวมผลของการใช้แอมโมเนียไนโตรเจนในการเกิด Assimilation จะทำให้สมการแสดงการเกิดปฏิกิริยาในกระบวนการไนตริฟิเคชันเปลี่ยนแปลงไป ดังนี้ คือ

$$55\ NH_4^+ + 76\ O_2 + 109\ HCO_3^- \longrightarrow$$
$$C_5H_7O_2N + 54\ NO_2^- + 57\ H_2O + 104\ H_2CO_3 \quad .....(2.5)$$

$$400\ NO_2^- + NH_4^+ + 4H_2CO_3 + HCO_3^- + 195\ O_2 \longrightarrow$$
$$C_5H_7O_2N + 3H_2O + 400\ NO_3^- \quad .....(2.6)$$

โดยสมการรวมของการเกิดไนตริฟิเคชัน มีดังนี้ คือ

$$NH_4^+ + 1.83\ O_2 + 1.98\ HCO_3^- \longrightarrow$$
$$0.021\ C_5H_7O_2N + 0.98\ NO_3^- + 1.041\ H_2O + 1.88\ H_2CO_3 \quad .....(2.7)$$

จากสมการที่ 2.7 แสดงให้เห็นว่าในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก./ล. จะต้องใช้ปริมาณออกซิเจนประมาณ 4.33 มก./ล. และใช้ค่าความเป็นด่าง 7.14 มก./ล. แต่จากสมการที่ 2.4 ปริมาณของออกซิเจนและความเป็นด่างที่ต้องใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก./ล. มีค่าประมาณ 4.57 มก./ล. และ 7.07 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าค่าตัวเลขทั้ง 2 ชุด ไม่แตกต่างกันมากนัก แสดงให้เห็นว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ในกระบวนการ Assimilation ไม่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันมากนัก

2.4.1 จลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน

สมการที่ใช้อธิบายจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ได้ถูกประยุกต์มาจากสมการที่ใช้อธิบายการใช้สารอาหารและอัตราการเจริญเติบโตสำหรับ Aerobic Suspended Growth Process ซึ่งก็คือ สมการโมโนด์ (Monod Equation) ดังแสดงในสมการที่ 2.8

$$\mu = \mu m S / K_S + S \quad .....(2.8)$$

โดย :

$\mu$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specfic Growth Rate) (วัน$^{-1}$)

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

$\mu m$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Max. Specific Growth Rate) (วัน$^{-1}$)

$K_s$ = ค่าคงที่การอิ่มตัว (Saturated Constant) (มก./ล.)
= ค่า S ที่ $\mu = \mu m/2$

จากสมการที่ 2.8 เมื่อนำมาประยุกต์ใช้สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะสามารถเขียนได้เป็น

$$\mu n = \mu mn\ (NH_3\text{-}N)/K_N+(NH_3\text{-}N) \quad .....(2.9)$$

จากสมการที่ 2.9 จะเห็นได้ว่าค่า Substrate จะอยู่ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน โดยไม่มีรูปของไนไตรท์มาเกี่ยวข้อง ทั้งนี้เนื่องจากว่าอัตราการเจริญเติบโตของ Nitrobactor เร็วกว่า Nitrosomonas มาก ดังนั้นปฏิกิริยาที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน จึงเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากการศึกษาที่ผ่านมาสามารถสรุปค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์ (Kinetic Coeffieient) สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ดังแสดงในตารางที่ 2.1

**ตารางที่ 2.1 แสดงค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Metcalf & Eddy, 1991)**

| Coefficient | Basis | Value | |
|---|---|---|---|
| | | Range | Typical |
| Nitrosomonas | | | |
| $\mu m$ | $d^{-1}$ | 0.3-2.0 | 0.7 |
| $K_S$ | mg $NH_4^+$-N/l | 0.2-2.0 | 0.6 |
| Nitrobactor | | | |
| $\mu m$ | $d^{-1}$ | 0.4-3.0 | 1.0 |
| $K_S$ | mg $NO_2^-$-N/l | 0.2-5.0 | 1.4 |
| Overall | | | |
| $\mu m$ | $d^{-1}$ | 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 |

2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) ค่าสัดส่วนระหว่าง $BOD_5$ กับ TKN ($BOD_5$/TKN)

โดยปกติ Nitrifying Bacteria จะพบในถังปฏิกิริยาแบบแอโรบิกเสมอ แต่จะมีเป็นจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับพวกเฮเทอโรโทรบอื่นๆ จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สัดส่วนของ Nitrifying Bacteria ในระบบจะมีความสัมพันธ์กับค่า $BOD_5$/TKN โดยจำนวนของ Nitrifying Bacteria จะลดลงเมื่อค่า $BOD_5$/TKN เพิ่มขึ้น ดังแสดงในตารางที่ 2.2

Stenstrom และ Song (1991) ได้ทำการทดลองได้ผลสรุปว่า อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน จะลดลงเมื่อระบบมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) เพิ่มขึ้น เนื่องจากพวกเฮเทอโรโทรบซึ่งมีจำนวนมากกว่าในระบบ จะมีการแย่งใช้ออกซิเจนละลายมากขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งพวก Nitrifier มักจะอยู่ชั้นในของฟล็อค 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 |

2) อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิจะมีผลต่อจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งได้มีผู้ศึกษาเกี่ยวกับผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันหลายท่าน ได้ผลสรุปคล้ายคลึงกันว่าเมื่อมีอุณหภูมิสูงขึ้นอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น โดยอุณหภูมิจะมีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะ (Maximum Specific Growth Rate, $\mu n$) ของNitrifier ดังแสดงในตารางที่ 2.3

**ตารางที่ 2.3 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะของ Nitrifier (Barnard, 1992)**

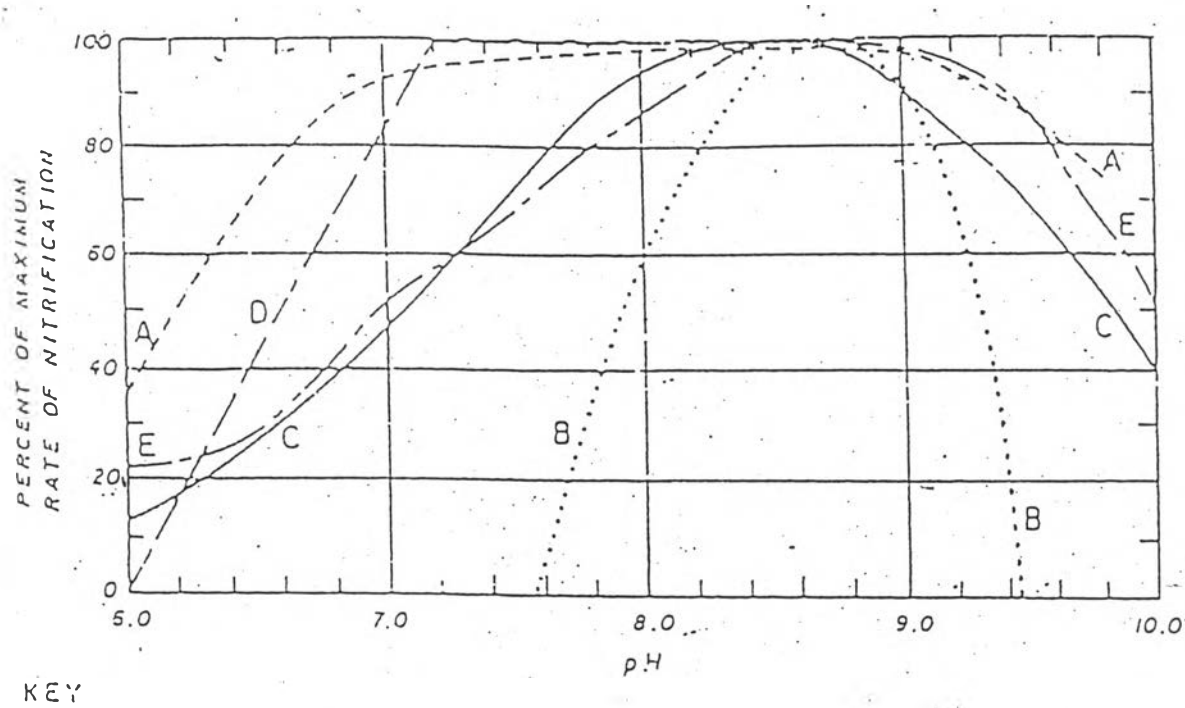
| Source | $\mu n$. max vs. Temp | $\mu n$ max ($d^{-1}$) | | |
|---|---|---|---|---|
| | | 10°C | 15°C | 20°C |
| Downing (1964 a) | $(0.47)\, e^{0.098\,(T-15)}$ | 0.29 | 0.47 | 0.77 |
| Downing (1964 b) | $(0.18)\, e^{0.116\,(T-15)}$ | 0.10 | 0.18 | 0.32 |
| Hultman (1971) | $(0.50)\, 10^{0.033\,(T-20)}$ | 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 |
| Beccari (1979) | | | | 0.27 |
| Bidstrup (1988) | | | | 0.65 |
| Hall (1980) | | | | 0.46 |
| Lawrence (1976) | | | | 0.50 |

Knowles และคณะ (1965) ได้แสดงผลของอุณหภูมิต่อ Half Saturation Coefficient (Kn) ของ Nitrifier ไว้ดังนี้

$$K_N = 10^{0.051T-1.148},\ T = {}^{\circ}C \qquad \text{.....(2.10)}$$

3) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ผลของ pH ต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน ได้มีผู้ทำการศึกษาไว้หลายท่าน ซึ่งส่วนใหญ่จะได้ผลสรุปใกล้เคียงกันว่า pH ที่เหมาะสมสำหรับ Nitrifier จะอยู่ในช่วง 7.5-8.5 ดังแสดงในรูปที่ 2.5




KEY

| SYMBOL | ENVIRONMENT | REFERENCE |
|---|---|---|
| A | Nitrosomonas - pure culture | Engle and Alexander (40) |
| B | Nitrosomonas - pure culture | Myerhof (41) |
| C | Activated sludge at 20 C | Sawyer, et al. (42) |
| D | Activated sludge | Downing, et al. (43) |
| E | Attached growth reactor at 22 C | Huang and Hopson (34) |

**รูปที่ 2.5 ผลของ pH ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (USEPA, 1975)**

จากสมการแสดงการเกิดไนตริฟิเคชัน จะเห็นว่ามีการใช้ไบคาร์บอเนต ($HCO_3^-$) ทำให้ค่า pH ในระบบลดลง ถ้าในน้ำเสียไม่มีบัฟเฟอร์ (Buffer) เพียงพอจะส่งผลกระทบต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันได้

USEPA (1975) และ University of Capetown (1984) ได้เสนอสมการที่แสดงผลของ pH ต่อจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ 2.11 และ 2.12 ตามลำดับ ดังนี้

$$\mu n = \mu n [\ 1-0.833\ (7.2-pH)\ ] \quad .....(2.11)$$

$$\mu n = \mu n\ (2.35)^{pH-7.2} \quad .....(2.12)$$

Antoniou และคณะ (1990) ได้สรุปผลจากการทดลองว่า ผลของ pH ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิลดลง โดยพบว่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันที่ pH 6.9 เป็น 84% ของอัตราที่ pH 7.9 ณ อุณหภูมิ 20 $^{\circ}C$ ในขณะที่อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน ที่ pH 6.8 เป็น 42% ของอัตราที่ pH 7.8 ณ อุณหภูมิ 15 $^{\circ}C$

4) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

ออกซิเจนในน้ำจะมีบทบาทเป็นตัวรับอิเลคตรอนในกระบวนการแปลงรูปจากแอมโมเนียไปเป็น ไนไตรท์ และไนเตรท ตามลำดับ ซึ่งโดยทั่วไปควรจะรักษาค่าออกซิเจนละลายในระบบให้ไม่ต่ำกว่า 2 มก./ล. Schoberl และ Engel (1964) ได้ศึกษาผลจากการทดลองสรุปได้ว่า ค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมสำหรับ Nitrosomonas และ Nitrobactor ต้องไม่ต่ำกว่า 1 และ 2 มก./ล. ตามลำดับ

ได้เป็นที่ยอมรับกันโดยทั่วไปว่า ผลของออกซิเจนละลาย (DO) ต่อจลน์ศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน สามารถประยุกต์ได้จากสมการโมโนด์ ดังนี้

$$\mu n' = \mu n\ DO/K_O+DO \quad .....(2.13)$$

โดยค่า $K_O$ (Half Saturation Coefficient สำหรับออกซิเจนละลาย) นี้ ทาง International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC, 1986) ได้แนะนำให้ใช้ค่า $K_O$ เท่ากับ 1 มก./ล.

5) สารยับยั้งและเป็นพิษต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

Nitrifier เป็นจุลินทรีย์ที่ค่อนข้างอ่อนไหวต่อสารเคมีต่าง ๆที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งอาจทำให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโตของ Nitrifier ผลของการยับยั้งอาจรุนแรงถึงขั้นทำลาย Nitrifier ในระบบได้

Anthonisen และคณะ (1976) ได้พบว่า แอมโมเนียอิสระ (FA) และกรดไนตรัสอิสระ (FNA) จะสามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ โดย FA ที่ความเข้มข้น 10-150 มก./ล. จะยับยั้งจุลินทรีย์พวก Nitrosomonas อันเนื่องมาจากปริมาณแอมโมเนียมอิออนที่เพิ่มขึ้นในระบบ และ FA ที่ความเข้มข้น 0.1-1มก./ล.จะยับยั้ง Nitrobactor อันเนื่องมาจากไนไตรท์ที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของแอมโมเนียมอิออน นอกจากนี้ FNA ที่ความเข้มข้น 0.2-2.8 มก./ล. จะสามารถยับยั้งพวก Nitrobactor ได้ ในตารางที่ 2.4 จะแสดงถึงความเข้มข้นของแอมโมเนียมอิออน และไนไตรท์ ซึ่งสามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันที่ pH ต่าง ๆ

**ตารางที่ 2.4 แสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียมอิออน และไนไตรท์ที่สามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน ที่ pH ต่าง ๆ (Anthonisen, 1976)**

| pH | $NH_4^+$-N (มก./ล.) | $NO_2$-N (มก./ล.) |
|---|---|---|
| 6.0 | 210-2,100 | 30-330 |
| 6.5 | 70-700 | 88-1,050 |
| 7.0 | 20-210 | 260-3,320 |
| 7.5 | 7-70 | |
| 8.0 | 2-20 | |

Hockenburg และ Grady (1977) ได้ทำการศึกษาถึงสารประกอบอินทรีย์ต่าง ๆ ที่สามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังได้สรุปและรวบรวมไว้ในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 แสดงสารประกอบอินทรีย์ต่าง ๆ ที่สามารถยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน (Hockenburg & Grady, 1977)

| Compound | Concentration (mg/L) at Approximately 75% Inhibition |
|---|---|
| Acetone | 2000 |
| Allyl alcohol | 19.5 |
| Allyl chloride | 180 |
| Allyl isothiocyanate | 1.9 |
| Benzothiazole disulfide | 38 |
| Carbon disulfide | 35 |
| Chloroform | 18 |
| o-Cresol | 12.8 |
| Di-allyl ether | 100 |
| Dicyandiamide | 250 |
| Diguanide | 50 |
| 2,4-Dinitrophenol | 460 |
| Dithio-oxamide | 1.1 |
| Ethanol | 2400 |
| Guanidine carbonate | 16.5 |
| Hydrazine | 58 |
| 8-Hydroxyquinoline | 72.5 |
| Mercaptobenzothiazole | 3.0 |
| Methylamine hydrochloride | 1550 |
| Methyl isothiocyanate | 0.8 |
| Methyl thiuronium sulfate | 6.5 |
| Phenol | 5.6 |
| Potassium thiocyanate | 300 |
| Skatol | 7 |
| Sodium dimethyl dithiocarbamate | 13.6 |
| Sodium methyl dithiocarbamate | 0.9 |
| Tetramethyl thiuram disulfide | 30 |
| Thioacetamide | 0.53 |
| Thiosemicarbazide | 0.18 |
| Thiourea | 0.076 |
| Trimethylamine | 118 |

| Compound | Concentration (mg/L) at Approximately 50% Inhibition |
|---|---|
| Dodecylamine | < 1 |
| Aniline | < 1 |
| *n*-Methylaniline | < 1 |
| Ethylenediamine | 15 |
| Napthylethylenediamine diHCl | 23 |
| 2,2'-Bipyridine | 23 |
| *p*-Nitroaniline | 31 |
| *p*-Aminopropiophenone | 43 |
| Benzidine diHCl | 45 |
| *p*-Phenylazoaniline | 72 |
| Hexamethylene diamine | 85 |
| *p*-Nitrobenzaldehyde | 87 |

## 2.5 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

การกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียนั้นไม่ใช่เพียงแค่การแปลงรูปจากแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นไนเตรทเท่านั้น ยังต้องกำจัดไนเตรทออกจากน้ำเสียด้วยเช่นกัน โดยไนเตรทสามารถถูกกำจัดออกจากระบบได้ 2 ทาง คือ

1) Assimilation - เป็นกระบวนการแปลงรูปจากไนเตรทกลับไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน โดยจุลชีพในระบบจะนำไปใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ (Cell Synthesis) ซึ่งจะเกิดก็ต่อเมื่อไนเตรทเป็นแหล่งไนโตรเจนแหล่งเดียวที่สามารถนำไปใช้ได้

2) Dissimilation หรือ Denitrification - เป็นกระบวนการแปลงรูปไนเตรทให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยจุลชีพทั้งพวกเฮเทอโรโทรบ และออโตโทรบ จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนโดยใช้ออกซิเจนในไนเตรทในสภาพที่ขาดออกซิเจนอิสระ (Anoxic) เป็นตัวรับอิเลคตรอน หรืออาจกล่าวได้ว่าเป็นปฏิกิริยารีดักชั่นโดยใช้สารอินทรีย์คาร์บอนไปรีดิวซ์ไนเตรทให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน

จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันส่วนใหญ่จะเป็นพวกเฮเทอโรโทรบ ซึ่งมีอยู่ทั่วไปในน้ำเสียทุกชนิด เช่น พวก Achromobactor, Aerobactor, Alcaligenas เป็นต้น

กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ตามแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ดังนี้

1) แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากสารเคมีที่เติมลงไป

ดีไนตริฟิเคชันประเภทนี้ใช้แหล่งคาร์บอนจากสารเคมีที่เติมลงไป โดยทั่วไปนิยมใช้เมธานอล (Methanol) ซึ่งเป็นสารอาหารที่ย่อยสลายได้ง่าย และมีค่ายีลด์ต่ำ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะแสดงดังสมการต่อไปนี้

$$6\ NO_3^- + 5CH_3OH \longrightarrow 5\ CO_2 + 3N_2 + 7H_2O + 6\ OH^- \quad .....(2.14)$$

ในกรณีที่น้ำเสียมีสารประกอบไนโตรเจนในรูปไนเตรทเพียงอย่างเดียว ไนเตรทบางส่วนจะถูกแปลงเป็นแอมโมเนียเพื่อเป็นอาหารเสริมในการสร้างเซลล์ใหม่ โดยสมการเคมีที่เกิดขึ้นจะแสดงดังต่อไปนี้

$$14\ CH_3OH + 3NO_3^- + CO_2 + 3H^+ \longrightarrow 3C_5H_7O_2N + H_2O \quad .....(2.15)$$

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นจริงจะรวมปฏิกิริยาตามสมการ 2.14 และ 2.15 ไว้ด้วยกัน ดังสมการต่อไปนี้

$$NO_3^- + 1.08\ CH_3OH + H^+ \longrightarrow 0.065\ C_5H_7O_2N + 0.47N_2$$
$$+ 0.76\ CO_2 + 2.44\ H_2O \quad .....(2.16)$$

จากสมการที่ 2.16 ทำให้เราทราบว่าในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ต้องใช้เมธานอลประมาณ 2.47 มก./ล. นอกจากนี้ในกรณีที่ในน้ำเสียมีไนไตรท์ (อันเนื่องมาจาก Incompleted Nitrification) และออกซิเจนละลาย (DO) ปริมาณเมธานอลที่ใช้จะต้องเพิ่มขึ้นตามสมการดังต่อไปนี้

$$Cm = 2.47No + 1.53Ni + 0.87\ DO \quad .....(2.17)$$

โดยที่

| | | | |
|---|---|---|---|
| Cm | = | ความเข้มข้นของเมธานอลที่ต้องเติม | (มก./ล.) |
| No | = | ความเข้มข้นของไนเตรท | (มก./ล.) |
| Ni | = | ความเข้มข้นของไนไตรท์ | (มก./ล.) |
| DO | = | ออกซิเจนละลาย | (มก./ล.) |

2) แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำเสีย

ดีไนตริฟิเคชันประเภทนี้ใช้แหล่งคาร์บอนจากน้ำเสีย ($C_{10}H_{19}O_3N$) โดยมีสมการแสดงปฏิกริยา ดังนี้

$$C_{10}H_{19}O_3N+10NO_3^- \longrightarrow 5N_2+NH_3+3H_2O+10HCO_3^- \quad .....(2.18)$$

จากสมการที่ 2.18 จะทำให้เราทราบว่า การรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนต้องใช้ซีโอดีประมาณ 4.4 มก./ล. (เมื่อรวมการสังเคราะห์เซลล์ด้วย)

3) แหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนจากเซลล์ของจุลินทรีย์

ดีไนตริฟิเคชันประเภทนี้ใช้แหล่งคาร์บอนจากการสลายตัวของเซลล์โดยใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลคตรอน ดังสมการต่อไปนี้

$$C_5H_7O_2N+4NO_3^- \longrightarrow CO_2+NH_3+2N_2+4HCO_3^- \quad .....(2.19)$$

จากสมการที่ 2.19 สามารถคำนวณได้ว่า การรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจน จุลินทรีย์จะย่อยสลายตัวเองไป 2.02 มก./ล. ในแบบนี้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะต่ำที่สุด

ในสมการที่ 2.16 และ 2.18 อาจจะเรียกได้ว่าเป็นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบ Substrate Nitrate Denitrification ส่วนสมการที่ 2.19 อาจเรียกได้ว่าเป็น Endogenous Nitrate Denitrification

2.5.1 จลน์ศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สมการที่ใช้อธิบายจลน์ศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ก็คือ สมการโมโนด์ เช่นเดียวกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังนี้

$$\mu = \mu mS/k_S+S \quad \text{.....(2.8)}$$

แต่เนื่องจากในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ปัจจัยที่กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยามีอยู่ 2 ปัจจัย คือ ปริมาณไนเตรท และสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้น สมการโมโนด์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน คือ

$$\mu_D = \mu_{mD}\, D.S. /(K_D+D)\,(K_S+S) \quad \text{.....(2.20)}$$

โดยที่ $\mu_D$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์ (วัน$^{-1}$)

$\mu_{mD}$ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ (วัน$^{-1}$)

D = ความเข้มข้นของไนเตรท (มก./ล.)

S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน (มก./ล.)

$K_D$ = ค่าคงที่การอิ่มตัวของไนเตรท (มก./ล.)

$K_S$ = ค่าคงที่การอิ่มตัวของสารอินทรีย์คาร์บอน (มก./ล.)

Metcalf และ Eddy (1991) ได้ทำการสรุปรวบรวมค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจากการศึกษาที่ผ่านมา ดังแสดงในตารางที่ 2.6

**ตารางที่ 2.6 แสดงค่าคงที่ทางจลน์ศาสตร์สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Metcalf & Eddy, 1991)**

| Coefficient | Unit | Value | |
|---|---|---|---|
| | | Range | Typical |
| $\mu m$ | $d^{-1}$ | 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 |
| kd | $d^{-1}$ | 0.04-0.08 | 0.04 |

2.5.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

การเกิดดีไนตริฟิเคชัน ที่สมบูรณ์นั้นจำเป็นต้องสร้างสภาพที่ขาดออกซิเจนอิสระ (Anoxic) ให้เกิดขึ้นในระบบ เนื่องมาจากจุลินทรีย์จะสามารถใช้ออกซิเจนในรูปอิสระได้ดีกว่าในไนเตรท ดังนั้นจึงต้องควบคุมให้ระบบมีค่าออกซิเจนละลายน้อยที่สุดหรือไม่มีเลย

Dawson และ Murphy (1972) ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยระบบตะกอนเร่งพบว่า ที่ออกซิเจนละลาย เท่ากับ 0.2 มก/ล. จะยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชันของพวก Pseudomonas ได้ Wheatland และคณะ (1959) พบว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันที่ออกซิเจนละลาย เท่ากับ 0.2 มก./ล. จะเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราที่ออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์

แต่ในบางกรณีค่าออกซิเจนละลายของน้ำตะกอน (Bulk Liquid) ก็ไม่ใช่ค่าออกซิเจนละลายที่แท้จริงของจุลินทรีย์ ซึ่งอาจจะอยู่ชั้นในของฟล็อค ทำให้มีค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่าที่วัดได้ในระบบ โดยเฉพาะอย่างยิ่งในกรณีที่มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์หรือแอมโมเนียสูง Rittman และ Langeland (1985) ได้ทำการสรุปรวบรวมรายงานเกี่ยวกับผลของออกซิเจนละลายต่อดีไนตริฟิเคชันพบว่า สามารถเกิดดีไนตริฟิเคชันได้เมื่อมีค่าออกซิเจนละลาย ตั้งแต่ 0.3-0.8 มก./ล. ในระบบ 4-Channel Oxidation Ditch ค่าออกซิเจนละลาย 0.5 มก./ล. ในระบบ Activated Sludge และค่าออกซิเจนละลาย ตั้งแต่ 0.3-1.5 มก./ล.ในระบบ Semi-batch Activated Sludge

2) ปริมาณไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอน

ปริมาณไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอน จัดเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังได้แสดงไว้แล้วในสมการที่ 2.20 ซึ่งโดยทั่วไปค่าคงที่การอิ่มตัวของไนเตรท ($K_D$) จะมีค่าต่ำมากและปกติในน้ำเสียจะมีความเข้มข้นของไนเตรทมาก

พอสมควร ดังนั้น ผลกระทบจากปริมาณไนเตรทจะมีน้อยมาก สมการที่ 2.20 จึงสามารถแปลงเป็นสมการใหม่ได้ดังนี้

$$\mu_D = \mu mD \times S/(K_S+S) \quad \text{.....(2.21)}$$

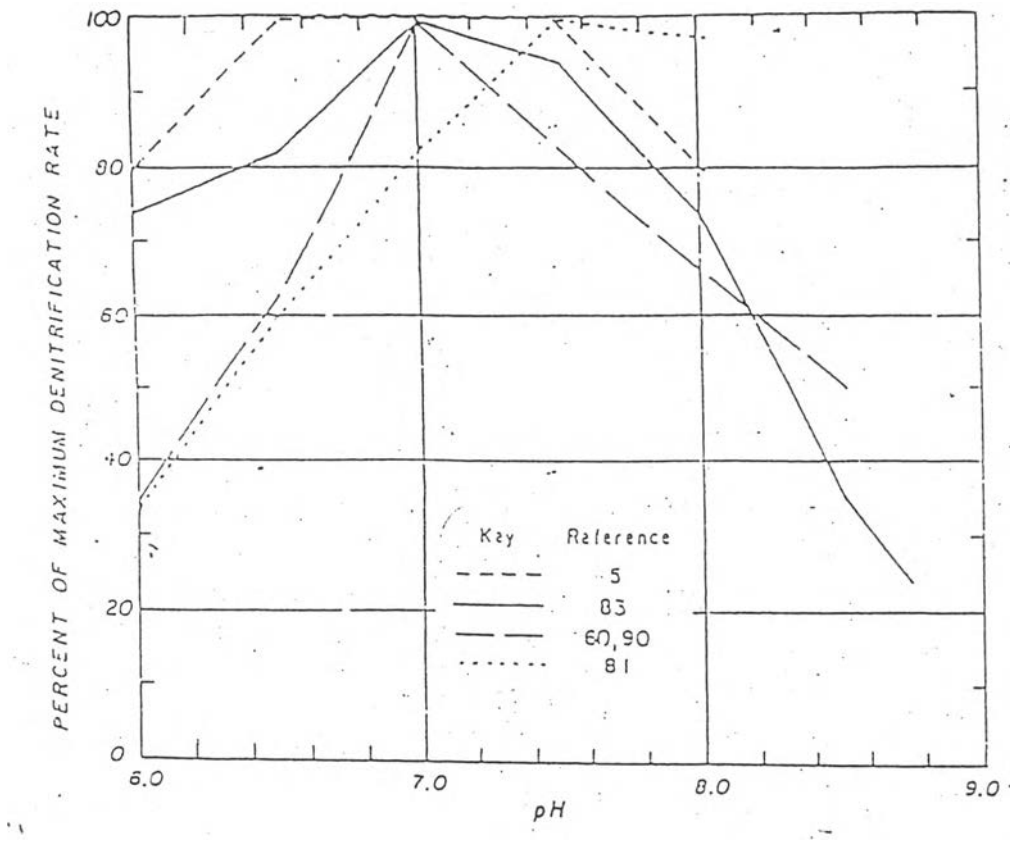
จากสมการที่ 2.21 ได้แสดงว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีค่าสูงสุด ถ้ามีปริมาณไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอนอย่างไม่จำกัด อย่างไรก็ตามสิ่งที่ควรคำนึงถึงในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย คือ ต้องให้มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหมาะสม เพื่อให้สามารถกำจัดทั้งไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอนได้ตามเกณฑ์ที่ต้องการ จึงจะบรรลุเป้าหมายของการกำจัด

Ekama และ Marais (1984) ได้ทำการทดลองและสรุปว่า การกำจัดไนเตรท 1 มก./ล.ต้องใช้ ซีโอดี 8.6 มก./ล. และ Barth และคณะ(1968) ได้สรุปว่าค่าอัตราส่วนของบีโอดีต่อไนเตรทที่เหมาะสมสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 4:1

3) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH)

โดยปกติการเกิดดีไนตริฟิเคชัน จะทำให้ค่าความเป็นด่างเพิ่มขึ้นเป็นผลทำให้ค่า pH เพิ่มขึ้น ซึ่งสามารถทดแทนค่าความเป็นด่างที่ถูกใช้ไปในกระบวนการไนตริฟิเคชันได้

Parker และคณะ (1975) ได้สรุปและรวบรวมผลของ pH ต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 2.6 ซึ่งจะได้ผลที่ใกล้เคียงกันว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีค่าสูงสุดในช่วง pH 7-7.5 และจะมีแนวโน้มลดลงเมื่อ pH น้อยกว่า 7 หรือมากกว่า 7.5 โดยอัตราการลดลงจะมีแนวโน้มเป็นเส้นตรง




**รูปที่ 2.6 ผลกระทบของ pH ต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (USEPA, 1975)**

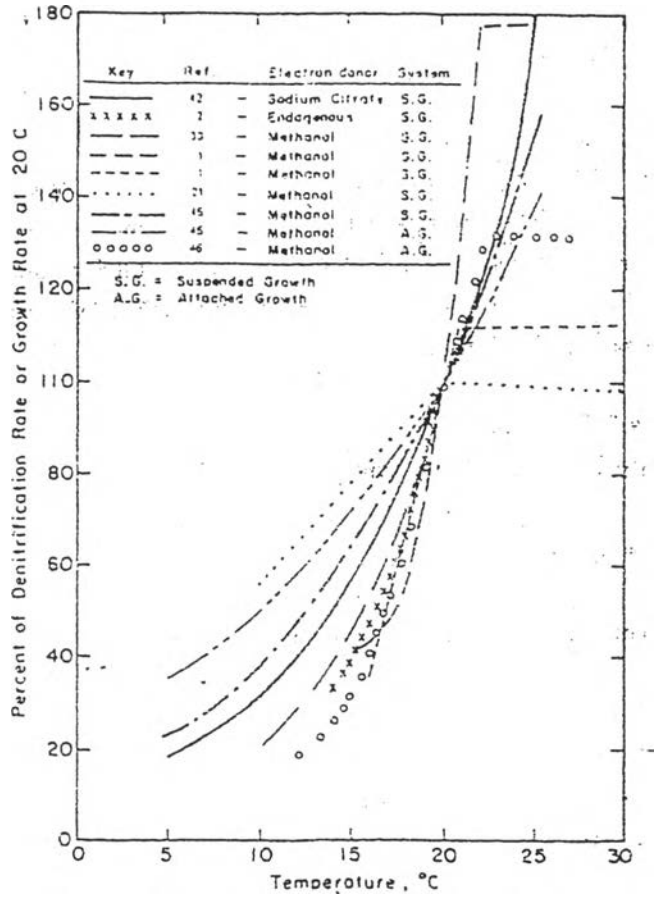
4) อุณหภูมิ (Temperature)

ผลของอุณหภูมิต่อดีไนตริฟิเคชัน ได้มีผู้ศึกษาไว้หลายท่าน ซึ่ง Parker และคณะ (1975) ได้ทำการสรุปรวบรวมไว้ดังแสดงในรูปที่ 2.7 ซึ่งสามารถสรุปได้ว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลง โดยอุณหภูมิจะมีผลอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเมื่อพิจารณาร่วมกับค่าออกซิเจนละลาย (DO) ของระบบแล้ว จะมีความสัมพันธ์ดังสมการต่อไปนี้

$$U'_{DN} = U_{DN} \times 1.09^{(T-20)} (1-DO) \quad .....(2.22)$$

โดย $U'_{DN}$ = Overall Denitrification Rate (วัน$^{-1}$)

$U_{DN}$ = Specific Denitrification Rate (วัน$^{-1}$)




**รูปที่ 2.7 ผลกระทบของอุณหภูมิต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (USEPA, 1975)**

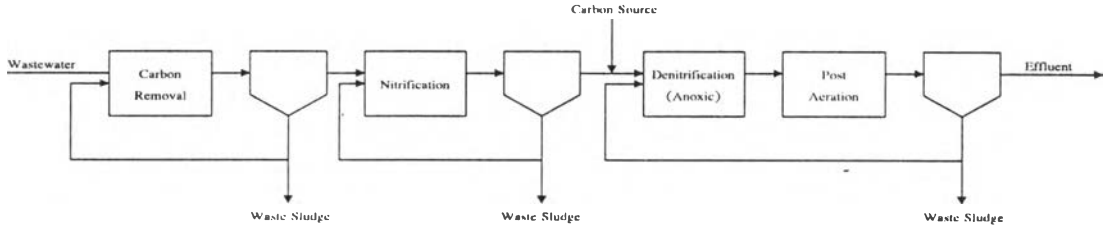
## 2.6 การประยุกต์กระบวนการตะกอนเร่งในการกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพสามารถประยุกต์ได้ทั้งระบบตะกอนแขวนลอย (Suspended Growth) และตะกอนยึดเกาะ (Attached Growth) โดยในหัวข้อนี้จะกล่าวถึงเฉพาะการประยุกต์ระบบตะกอนแขวนลอยซึ่งได้แก่ กระบวนการตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) ในการกำจัดไนโตรเจน ซึ่งสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท คือ

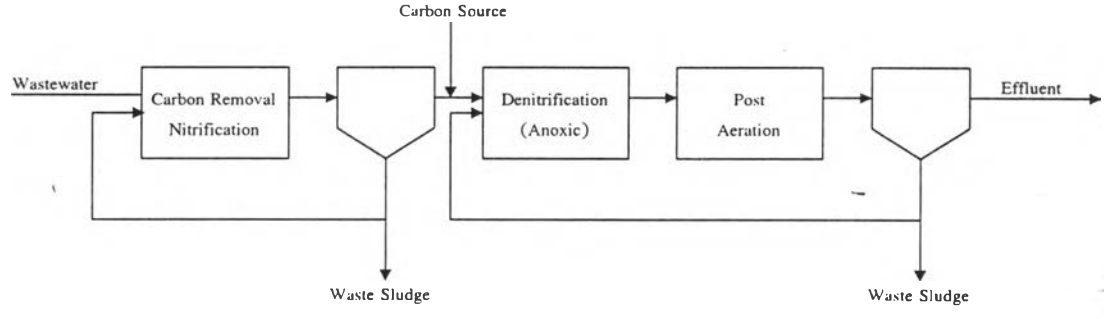
1. การกำจัดแบบแยก (Separate System)
2. การกำจัดแบบรวม (Combined System)

2.6.1 การกำจัดแบบแยก (Separate System)

การกำจัดแบบนี้จะแยกส่วนที่กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน และส่วนที่กำจัดไนโตรเจนออกจากกัน ดังแสดงในรูปที่ 2.8




(ก)




(ข)

**รูปที่ 2.8 การกำจัดไนโตรเจนแบบแยก (Metcalf & Eddy, 1991)**

(ก) แบ่งเป็น 3 ขั้นตอน

(ข) แบ่งเป็น 2 ขั้นตอน

จะเห็นได้ว่าการกำจัดแบบแยกจำเป็นต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งนิยมที่สุดคือ เมธานอล ลงในถังแอนนอกซิก เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้เป็นพลังงานในการดึงออกซิเจนในไนเตรทมาใช้ ทำให้ต้องสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการดำเนินการสูงมาก ดังนั้นการกำจัดแบบแยกจึงเหมาะสำหรับปรับปรุงระบบบำบัดเดิม ซึ่งไม่ได้เตรียมสำหรับการกำจัดไนโตรเจนไว้ก่อน

2.6.2 การกำจัดแบบรวม (Combined System)

การกำจัดแบบรวมเป็นกระบวนการที่รวมเอากระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน ไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ให้อยู่ในกระบวนการเดียวกัน โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากตัวน้ำเสียเอง ซึ่งการกำจัดแบบรวมนี้ผลดีที่เห็นชัดเจน ดังนี้

- ไม่จำเป็นต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้ประหยัดค่าใช้จ่ายในการดำเนินการได้มาก
- ลดปริมาณออกซิเจนที่ต้องเติมลงในระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์สามารถใช้ออกซิเจนจากไนไตรท์และไนเตรทได้
- ไม่ต้องมีถังตกตะกอนระหว่างกลาง (Intermediate Clarifier)

สำหรับตัวอย่างของรูปแบบการกำจัดแบบรวมได้แสดงเอาไว้ในรูปที่ 2.9 โดยมีรายละเอียดดังนี้

1) กระบวนการ แอนนอกซิก-แอโรบิก

กระบวนการนี้เป็นกระบวนการที่แบ่งถังปฏิกรณ์ออกเป็น 2 ส่วน คือ ถังแอนนอกซิก และแอโรบิก โดยการทำงานได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.9 (ก) และ 2.9 (ข) น้ำจากก้นถังตกตะกอนหรือจากถังแอโรบิก ซึ่งมีไนเตรทสูงจะถูกหมุนเวียนเข้ามาที่หัวถังแอนนอกซิก เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในการกำจัดไนเตรท โดยในถังแอโรบิกจะมีการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนไปพร้อมกับการเกิดไนตริฟิเคชัน ประสิทธิภาพของระบบจะขึ้นอยู่กับอัตราการหมุนเวียนตะกอนเป็นสำคัญ

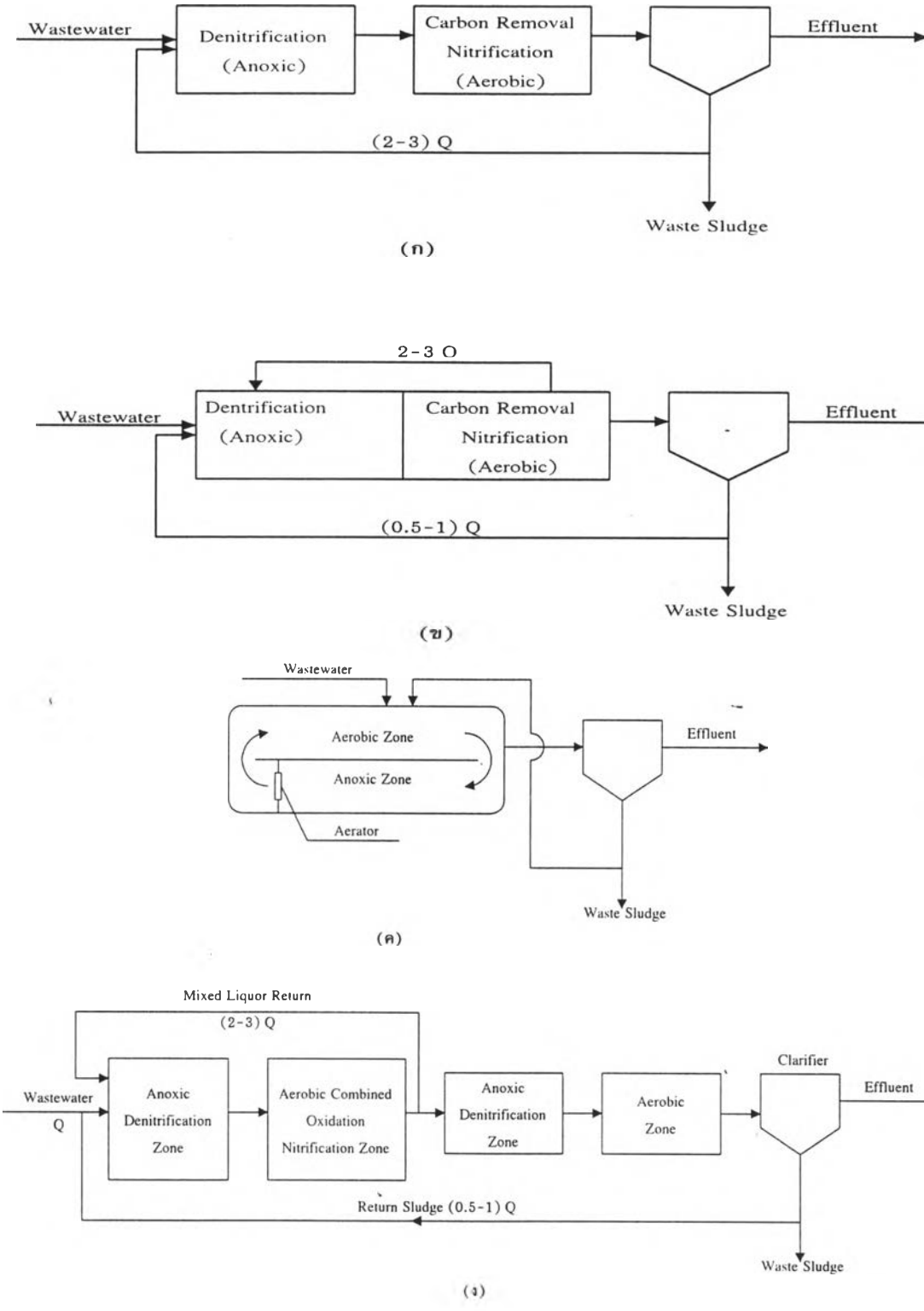
2) กระบวนการ Oxidation Ditch

กระบวนการนี้จะมีรูปแบบของการไหลเป็นแบบ Plug Flow วนเวียนตามความยาวของถัง ค่าออกซิเจนละลายของน้ำเสียจะลดลงตามระยะทางที่ห่างจากเครื่องเติมอากาศ ซึ่งทำให้แบ่งเป็น Anoxic Zone และ Aerobic Zone ในถังปฏิกรณ์เดียวกัน การควบคุมระยะของ

Anoxic Zone และ Aerobic Zone สามารถทำได้ง่ายโดยใช้ DO Meter สำหรับรูปแบบการทำงานได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.9 (ค)

3) กระบวนการ 4-Stage Bardenpho

กระบวนการนี้จะมีการใช้แหล่งคาร์บอนทั้งจากน้ำเสียและเซลล์ของจุลินทรีย์ น้ำเสียจะถูกส่งมาเข้าถังแอนนอกซิกถังแรกเพื่อกำจัดไนเตรทที่ถูกหมุนเวียนมาเข้าที่หัวถัง ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าเป็น Substrate Nitrate Denitrification ถังแอโรบิกถังแรกจะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนรวมทั้งไนตริฟิเคชัน และเมื่อผ่านไปยังถังแอนนอกซิกถังที่สองก็จะเกิด Endogenous Nitrate Denitrification สำหรับถังเติมอากาศถังที่สองจะมีขนาดเล็กเพราะใช้เพียงไล่ก๊าซไนโตรเจนออกจากถังเท่านั้น รูปแบบการทำงานได้แสดงในรูปที่ 2.9 (ง)




**รูปที่ 2.9 ตัวอย่างกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบรวม (Metcalf & Eddy, 1991)**

(ก) Anoxic-Aerobic หมุนเวียนตะกอนจากก้นถังตกตะกอน

(ข) Anoxic-Aerobic หมุนเวียนน้ำตะกอนจากถังเติมอากาศ

(ค) Oxidation Ditch

(ง) 4-Stage Bardenpho

I17212 11X

## 2.7 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

### 2.7.1 กลไกในการกำจัด

กลไกในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ คือ การสร้างสภาวะที่เปลี่ยนแปลงจากแอนแอโรบิกเป็นแอโรบิก ซึ่งสามารถคัดพันธุ์จุลินทรีย์ชนิดพิเศษที่สามารถจับฟอสฟอรัสได้มากกว่าปกติ (Poly-P Bacteria) โดยปรากฏการณ์นี้เรียกว่า Luxury Uptake ปกติแล้วจุลินทรีย์จะต้องการฟอสฟอรัสประมาณ 1.5-2% ของน้ำหนักตัวแห้ง แต่ในการเกิด Luxury Uptake จุลินทรีย์จะสามารถจับเอาฟอสฟอรัส ได้ 4-12% ของ น้ำหนักตัวแห้ง ดังนั้น การทิ้งตะกอนในระบบจะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดา 2.5-4 เท่า

กลไกในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพนั้นสามารถอธิบายได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.10 กล่าวคือ ในถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิก จุลินทรีย์ที่สร้างกรด (Acid Forming Bacteria) จะปล่อยเอนไซม์ออกมาทำให้เกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส(Hydrolysis) ละลายอนุภาคสารอินทรีย์และลดขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ลง โดยสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กเหล่านี้จะถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการหมัก (Fermentation) ผลผลิตสุดท้ายของการหมักที่ถูกออกซิไดซ์แล้วจะเป็นพวกกรดไขมันระเหยง่ายที่มีจำนวนคาร์บอนต่ำ (Short Chain Volatile Fatty Acid : SCVFA) เช่น กรดอะซีติก(Acetic Acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic Acid) กรดบิวไทริก (Butyric Acid) เป็นต้น โดยปฏิกิริยาที่ใช้สร้างกรดเหล่านี้เรียกว่า อะซิโดจีเนซีส (Acidogenesis)

SCVFA ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาดังกล่าวข้างต้น จะถูกดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์โดยจุลินทรีย์พวกโพลีพี (Poly-P Bacteria) และจะถูกสะสมเป็นอาหารสำรองในรูปของ PHB (Poly-$\beta$-hydroxybuterate) โดยใช้พลังงานจากการสลายตัวของATP (Adenosine Triphosphate) มาเป็น ADP (Adenosine Diphosphate) พร้อมกับคายฟอสฟอรัสออกมาจากเซลล์ ดังสมการ

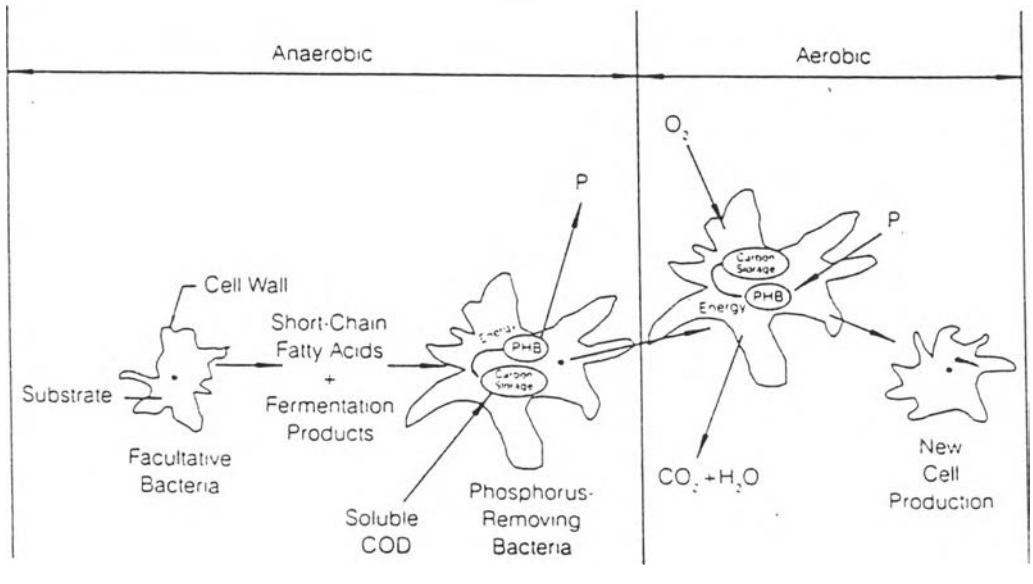
$$ATP \longrightarrow ADP + P \qquad .....(2.23)$$

ในถังปฏิกรณ์แบบแอโรบิก พวก Poly-P Bacteria จะย่อยสลาย PHB ทำให้ได้คาร์บอนไดออกไซด์, น้ำ และเซลล์ใหม่ และในขณะเดียวกันก็จะได้พลังงานซึ่งเก็บอยู่ในรูป ATP โดยการดึงฟอสฟอรัสจากภายนอกเซลล์เข้ามารวมกับ ADP(การเกิด Luxury Uptake) ดังสมการ

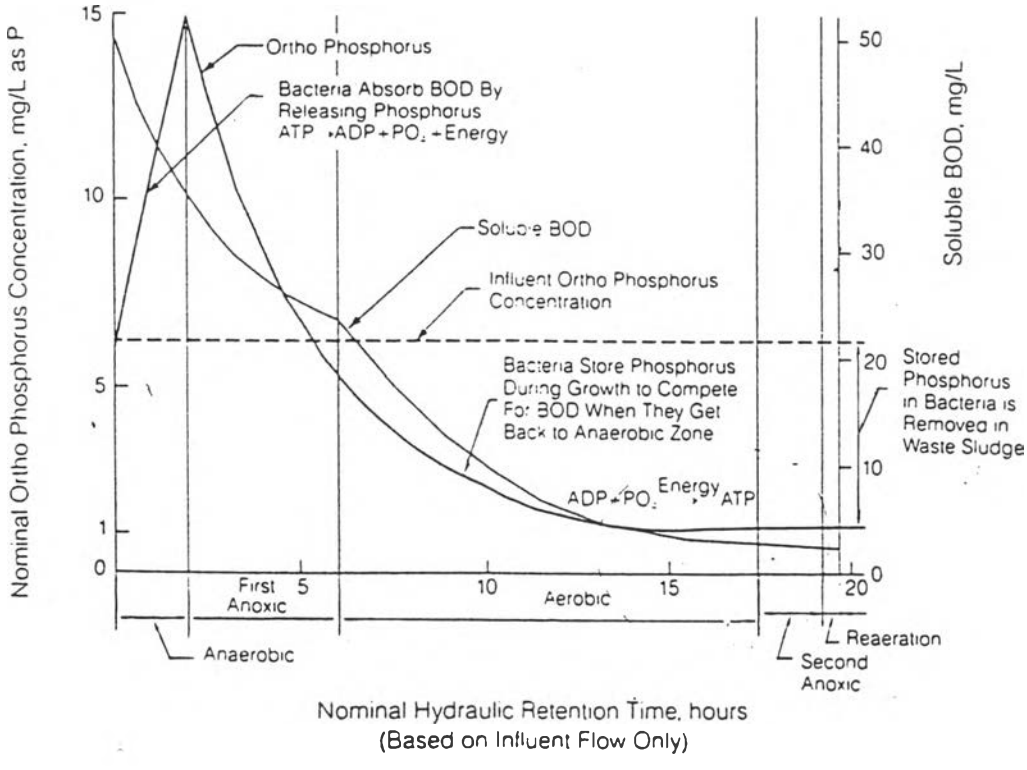
$$ADP + P \longrightarrow ATP \qquad .....(2.24)$$

Fuhs และ Chen (1975) ได้ค้นพบจุลินทรีย์พวก Acinetobacter ซึ่งมีบทบาทสำคัญในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งเชื่อว่าเป็นจุลินทรีย์ชนิดเดียวที่ทำให้เกิด Luxury Uptake ได้ แต่ต่อมา Karin และคณะ (1983) ได้พบว่า จุลินทรีย์ชนิด Aeromonas และ Pseudomonas ก็สามารถทำให้เกิด Luxury Uptake และยังมีปริมาณสูงถึง 50% ของจุลินทรีย์ทั้งหมดในระบบและพบว่า มีจุลินทรีย์พวก Acinetobacter เพียง 15% เท่านั้น โดย Aeromonas จะมีบทบาทที่สำคัญในการทำให้เกิดปฏิกิริยาการหมักซึ่งทำให้เกิด SCVFA ได้

ภายใต้สภาวะที่เหมาะสมในสภาพแอนแอโรบิก การใช้กรดอะซีติก 2 มก./ล. ในรูปซีโอดี จะทำให้เกิดการคายฟอสฟอรัสได้ 1 มก./ล. และในสภาพแอโรบิกจะสามารถเกิด Luxury Uptake ได้ 2-2.5 มก./ล. ต่อ ซีโอดี 100 มก./ล. หรือ 3-4 มก./ล. ต่อ บีโอดี 100 มก./ล. รูปที่ 2.11 แสดงการเปลี่ยนแปลงปริมาณของฟอสฟอรัสและบีโอดีในถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิก และ แอโรบิก




**รูปที่ 2.10 กลไกของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (WEF, 1992)**




**รูปที่ 2.11 แสดงการเปลี่ยนแปลงปริมาณของฟอสฟอรัส และบีโอดีในถังปฏิกรณ์แบบแอนแอโรบิก และแอโรบิก (WEF, 1992)**

2.7.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

1) อัตราส่วนปริมาณสารอาหารต่อฟอสฟอรัส

ในสภาพแอนแอโรบิกจะต้องมีปริมาณสารอาหารที่เข้าสู่ระบบที่พอเพียงและเหมาะสม เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถใช้สารอาหารเหล่านี้ได้อย่างพอเพียงและสามารถคายฟอสฟอรัสออกมาได้มาก ซึ่งจะมีผลให้เกิดการจับเอาฟอสฟอรัสเข้าไปในเซลล์ในสภาพแอโรบิกได้มากตามไปด้วย

Ekama และ Marais (1984) ได้ทำการทดลองระบบที่มีการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่า ในการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก./ล. ต้องใช้ซีโอดี ถึง 50 มก./ล. ซึ่งใกล้เคียงกับผลการศึกษาของ Randall และคณะ (1992) ซึ่งพบว่าค่าอัตราส่วนบีโอดี ต่อ

ฟอสฟอรัสควรจะไม่น้อยกว่า 20 : 1 และอัตราส่วนซีโอดีที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพต่อฟอสฟอรัสที่เหมาะสมควรจะอยู่ในช่วง 50-59 มก./ล.

2) ลักษณะของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

การใช้สารอาหารของ Poly-P Bacteria ในแอนแอโรบิกนั้น จะทำการดูดซึมพวก SCVFA ซึ่งเกิดจากปฏิกริยาการหมักเข้ามาในภายในเซลล์พร้อมกับคายฟอสฟอรัสออกมา ในน้ำเสียชุมชนทั่วไปมักจะเกิดปฏิกิริยาการหมักที่ไม่เพียงพอทำให้เกิด SCVFA ขึ้นน้อย ทำให้ลดประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า ถ้ามีการเติมสารอาหารที่อยู่ในรูปของ SCVFA อยู่แล้วลงในน้ำเสีย เช่น กรดอะซีติก กรดโพรพิโอนิก โซเดียมอะซีเตท เป็นต้น จะเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้

PH.Jones และ A.D. Tadwalker (1987) ได้ศึกษาผลจากการทดลองการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ A2/O สรุปว่าการเติมสารอาหารที่มีลักษณะเป็น SCVFA ลงในน้ำเสียจะเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ ซึ่งสารอาหารที่ใช้ในการทดลองเรียงตามลำดับความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัส ได้แก่ กรดบิวไทริก เอธานอล กรดอะซีติก เมธานอล และ โซเดียมอะซีเตท โดยมีอัตราการคายฟอสฟอรัสตั้งแต่ 135-250% และอัตราการจับฟอสฟอรัส (Phosphorus Uptake Rate) ตั้งแต่ 73-96%

Abugararah และ Randall (1991) ได้ทำการทดลองกำจัดฟอสฟอรัสโดยใช้สารอาหารชนิดต่างๆ ได้แก่ กรดฟอร์มิก กรดอะซีติก กรดโพรพิโอนิก กรดบิวไทริก กรดวาเลอริก และน้ำเสียชุมชน พบว่า กรดอะซีติกเป็นสารอาหารที่มีประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยมีอัตราส่วนระหว่างปริมาณการใช้สารอาหารในรูปซีโอดี ต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดเท่ากับ 16.8:1 ในขณะที่น้ำเสียชุมชนมีค่าอัตราส่วนนี้เท่ากับ 102:1 และยังพบว่า กรดฟอร์มิกไม่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบเลย

3) ปริมาณของไนเตรทในระบบ

การมีไนเตรทในระบบทำให้การคายฟอสฟอรัสของ Poly-P Bacteria ลดลง เนื่องจากมีการแย่งใช้สารอาหารของพวกDenitrifierเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้ Lotter (1989) ยังพบว่า พวกAcinetobacterบางพันธุ์ (Subspecies) สามารถกำจัดไนเตรทโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้

Cech และ Hartman (1990) ได้สรุปว่า ความเข้มข้นของไนเตรทและไนไตรท์ในช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย ไม่ควรมีเกิน 2.5 มก./ล. และ 0.1 มก./ล. ตามลำดับ ในขณะที่ Malnou และคณะ (1984) ได้ทำการทดลองแบบทีละเท (Batch) พบว่าจะไม่เกิดการคายฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิก ถ้ามีไนเตรทอยู่ในระบบมากกว่า 0.1 มก./ล. (ในรูปของไนเตรท)

4) ค่าอายุตะกอน (Sludge Retention Time : SRT)

Reddy และคณะ (1987) ได้ทำการศึกษาระบบบำบัดแบบ Bardenpho และสรุปว่า เมื่อค่าอายุตะกอนมากขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลง อันเนื่องมาจากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบจะขึ้นอยู่กับปริมาณการทิ้งตะกอนออกจากระบบ

ในการพิจารณาค่าอายุตะกอนที่เหมาะสมต้องคำนึงถึงว่าต้องการให้มีการกำจัดไนโตรเจนร่วมด้วยหรือไม่ และต้องคำนึงถึงปริมาณตะกอนที่ทิ้งจากระบบว่ามีมากเกินไปหรือไม่

Wentzel และคณะ (1988) ได้สรุปว่า ระบบที่ต้องการกำจัดเฉพาะฟอสฟอรัสโดยไม่ยอมให้เกิดไนตริฟิเคชัน ควรมีค่าอายุตะกอนประมาณ 4-5 วัน แต่ในกรณีนี้จะมีปริมาณตะกอนที่ทิ้งออกจากระบบเป็นจำนวนมาก ในขณะที่ Lin Li (1988) ได้สรุปว่าระบบที่

ต้องการให้มีการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสร่วมกันควรมีค่าอายุตะกอนอยู่ในช่วง 15-25 วัน และจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำลงเมื่ออายุตะกอนมากกว่า 40 วัน

5) เวลากักน้ำ (Hydraulic Retention Time : HRT)

เวลากักน้ำในถังแอนแอโรบิก ควรจะมีค่าเพียงพอสำหรับให้เกิดการคัดพันธ์ของพวก Poly-P Bacteria และให้สามารถเกิดปฏิกิริยาการหมักขึ้นจนเกิด SCVFA ซึ่งใช้เป็นสารอาหารของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปจะมีค่าอยู่ในช่วง 1-2 ชั่วโมง ส่วนเวลากักน้ำในถังแอโรบิกจะต้องพอเพียงให้เกิดปรากฏการณ์ Luxury Uptake ได้อย่างสมบูรณ์

Fukase และคณะ (1985) ได้ศึกษาถึงผลของเวลากักน้ำต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงเมื่อเวลากักน้ำอยู่ในช่วงสั้น ๆ โดยค่าเวลากักน้ำที่เหมาะสมในสภาพแอนแอโรบิก และแอโรบิก เท่ากับ 1.5 และ 3 ชั่วโมง ตามลำดับ โดยมีค่าบีโอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเท่ากับ 100 มก./ล. และค่าอายุตะกอน 6 วัน

Comeau (1989) ได้กล่าวว่า โดยทั่วไปอัตราการจับฟอสฟอรัสในสภาพแอโรบิก จะอยู่ในช่วง 10-30 มก./ล.-ชม. ซึ่งค่าเวลากักน้ำในช่วง 1-2 ชั่วโมงก็เพียงพอในการเกิด Luxury Uptake ได้อย่างสมบูรณ์ โดยไม่คำนึงถึงการเกิดไนตริฟิเคชันและการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน

Barnard (1984) พบว่า ถ้ามีเวลากักน้ำในแอนแอโรบิกมากเกินไป จุลินทรีย์ในระบบจะคายฟอสฟอรัสออกมาโดยที่ไม่มีการดูดซึมสารอาหารพวก SCVFA เข้ามาภายในเซลล์ ทำให้ไม่มีอาหารสำรองในรูป PHB เพียงพอต่อการย่อยสลายในแอโรบิก มีผลให้ไม่เกิด Luxury Uptake ในถังแอโรบิก โดย Barnard เรียกปรากฏการณ์นี้ว่า “Secondary Release”

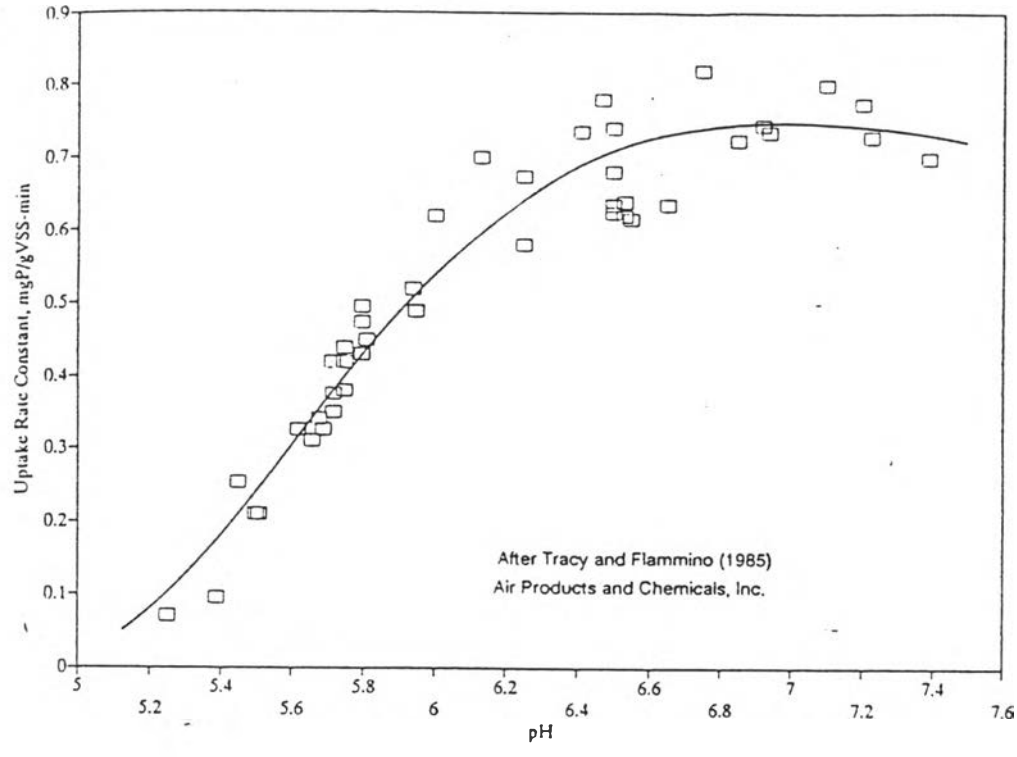
6) อุณหภูมิ (Temperature)

Sell และคณะ (1981) ได้ทำการทดลองการกำจัดฟอสฟอรัสโดยระบบทีละเท (Batch) ในช่วงอุณหภูมิ 5-15 °C พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่ 5 °C จะมากกว่าที่ 15 °C ถึง 40% โดยใกล้เคียงกับ Kritchen และคณะ (1985) ที่ได้สังเกตการณ์ Pilot Plant แห่งหนึ่ง พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นที่อุณหภูมิ 5 °C เมื่อเทียบกับที่ 10 °C และ 15 °C ซึ่งจะสอดคล้องกับความจริงที่ว่าปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ของ Acinetobactor จะมากที่สุดที่อุณหภูมิ 5°C เมื่อเปรียบเทียบกับที่อุณหภูมิสูงกว่าจนถึง 35 °C

แต่ในขณะเดียวกันที่อุณหภูมิต่ำอาจจะทำให้ลดปฏิกิริยาการหมักในสภาพแอนแอโรบิก ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลงได้ในกรณีที่น้ำเสียไม่มี SCVFA เพียงพอ โดย Shapiro และคณะ (1967) ได้ทำการทดลองกำจัดฟอสฟอรัสโดยระบบ Batch พบว่า อัตราการคายฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิก ที่ 30 °C มากกว่าที่ 10 °C ถึง 5 เท่า

7) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH)

Tracy และ Flammino (1985) ได้ทำการศึกษาผลของ pH ต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่า pH ที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 6.5-7.4 ดังแสดงในรูปที่ 2.12 โดยประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลงอย่างเห็นได้ชัดเมื่อ pH ต่ำกว่า 6.5 และจะไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสเลยที่ pH 5.2




**รูปที่ 2.12 ผลของ pH ต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ**

**(Tracy และ Flammino, 1985)**

8) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen : DO)

Ekama และคณะ (1982) ได้กล่าวว่า การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะต้องควบคุมค่าออกซิเจนละลายในสภาพแอโรบิก ให้อยู่ในช่วง 1.5-3 มก./ล. ถ้าค่าออกซิเจนละลายต่ำเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกกำจัด และตะกอนจะตกได้ไม่ดี แต่ถ้าค่าออกซิเจนละลายสูงเกินไป ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะถูกจำกัด ทำให้มีไนเตรทในระบบสูงจนอาจจะมีผลกระทบต่อการคายฟอสฟอรัสในสภาพแอนแอโรบิกได้

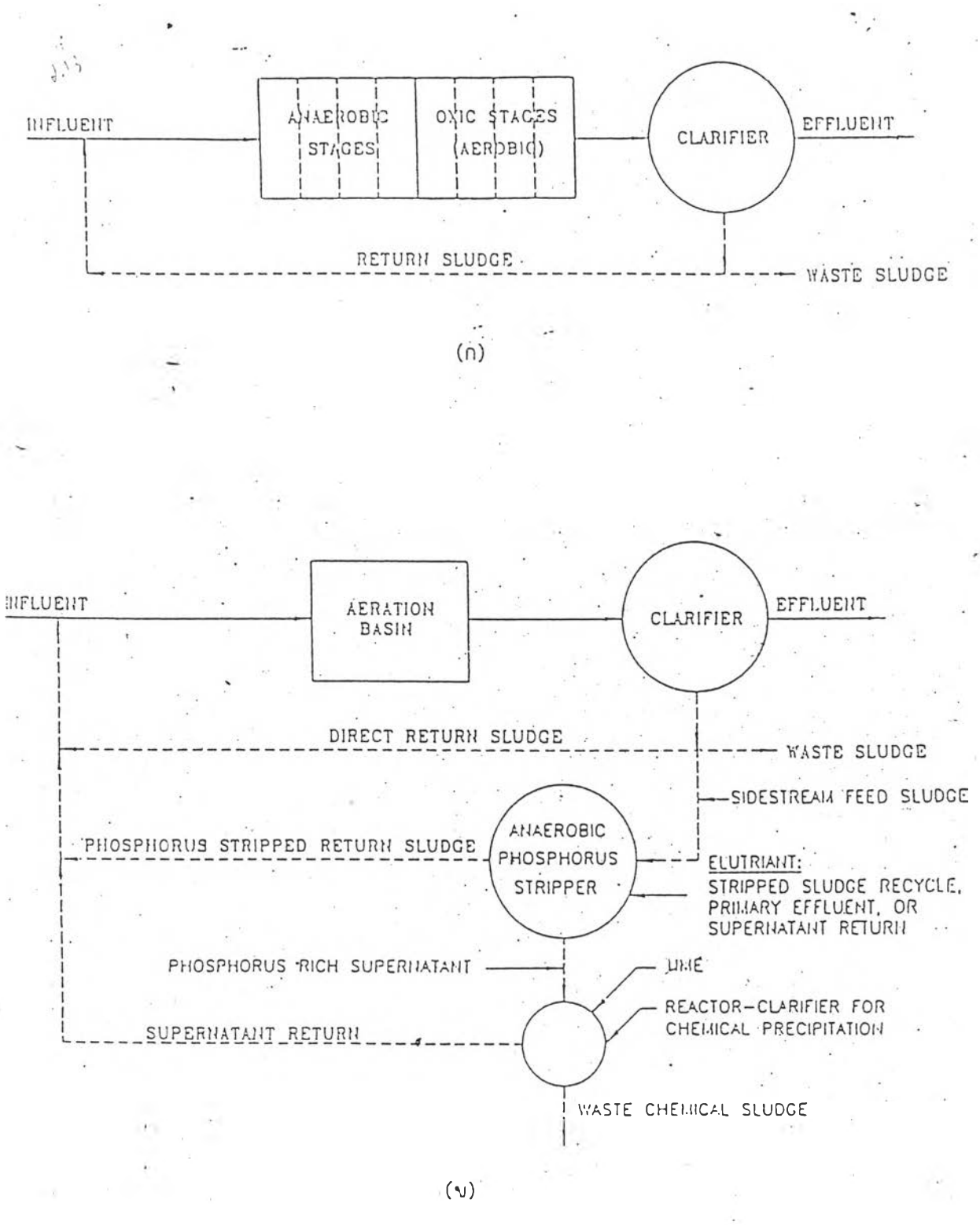
สำหรับตัวอย่างของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ได้แสดงดังรูปที่ 2.13 โดยมีรายละเอียดดังนี้ คือ

1) กระบวนการ A/O

กระบวนการ A/O เป็นการกำจัดแบบ Mainstream โดยแบ่งถังปฏิกรณ์เป็นส่วนแอนแอโรบิก และแอโรบิก โดยมีกลไกการทำงานดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นในหัวข้อ 2.7.1 การทำงานของระบบได้แสดงในรูปที่ 2.13 (ก)

2) กระบวนการ Phostrip

กระบวนการนี้เป็นการกำจัดแบบ Sidestream และมีรูปแบบผสมระหว่างการกำจัดทางเคมีและชีวภาพ โดยจะมีการเวียนตะกอนเข้ามายังถัง Anaerobic Phosphorus Stripping Tank เพื่อให้เกิดการหมักและคายฟอสฟอรัสออกมา น้ำใสส่วนบนซึ่งมีฟอสฟอรัสสูงจะถูกนำไปกำจัดด้วยกระบวนการทางเคมี ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งมีฟอสฟอรัสจะถูกเวียนกลับเข้าสู่ระบบใหม่ การทำงานของระบบได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.13 (ข)




**รูปที่ 2.13 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (WEF, 1992)**

**(ก) กระบวนการ A/O**

**(ข) กระบวนการ Phostrip**

## 2.8 การกำจัดไนโตรเจนร่วมกับฟอสฟอรัสด้วยวิธีทางชีวภาพ

ในปัจจุบันได้มีการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพให้สามารถกำจัดได้ทั้งสารอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสได้โดยใช้หลักการทำงานร่วมกันระหว่างแอนแอโรบิก แอนนอกซิก และแอโรบิก ตามที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น กระบวนการที่ใช้กันมากได้แก่ A2/O, 5-Stage Bardenpho, UCT และ VIP เป็นต้น โดยมีหลักการทำงานดังแสดงในรูปที่ 2.14 โดยมีรายละเอียดดังนี้

1) กระบวนการ A2/O

กระบวนการ A2/O ถูกประยุกต์มาจากกระบวนการ A/O โดยเพิ่มส่วนแอนนอกซิกเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชันในการกำจัดไนโตรเจน กระบวนการนี้นอกจากจะมีการเวียนตะกอนกลับมาเข้าถังแอนแอโรบิกแล้ว ยังมีการเวียนน้ำตะกอนจากส่วนแอโรบิกมายังส่วนแอนนอกซิกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบด้วย

2) กระบวนการ 5-Stage Bardenpho

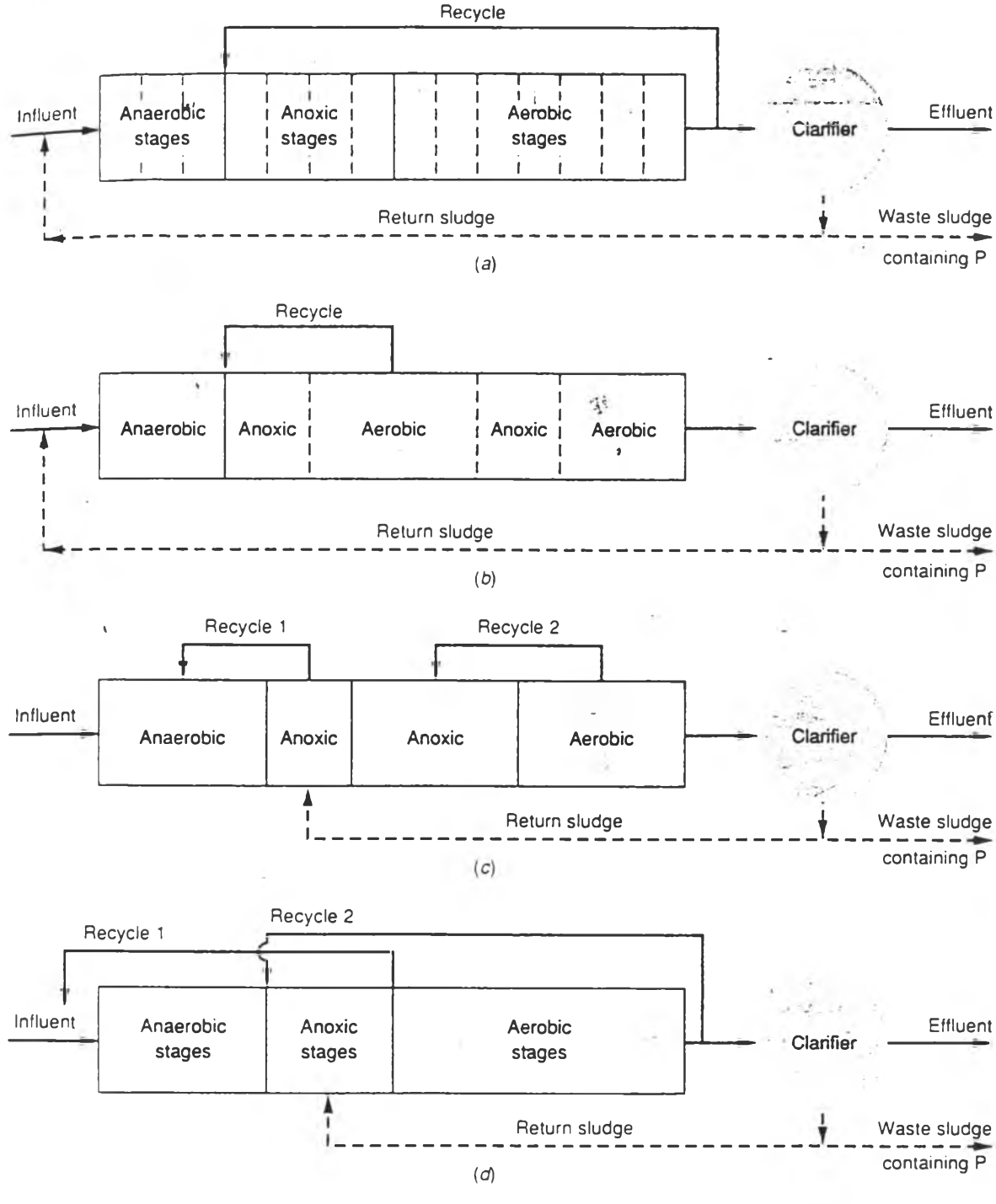
กระบวนการนี้ถูกประยุกต์มาจาก 4-Stage Bardenpho โดยการเพิ่มส่วนที่เป็นแอนแอโรบิก เข้าไปเพื่อกำจัดฟอสฟอรัส

3) กระบวนการ UCT

กระบวนการ UCT ได้รับการพัฒนาขึ้นที่ University of Cape Town การแบ่งถังต่างๆคล้ายกับ A2/O ยกเว้นมีการสูบตะกอนจุลินทรีย์หมุนเวียนจากก้นถังตกตะกอนกลับไปเข้าถังแอนนอกซิกแทนที่จะกลับไปยังหัวถังแอนแอโรบิก ด้วยวิธีการเช่นนี้ทำให้ไม่มีการเอาไนเตรทไปใส่ในถังแอนแอโรบิกเป็นผลให้การคายฟอสฟอรัสเกิดดีขึ้น ส่วนการหมุนเวียนตะกอนจุลินทรีย์ภายใน ทำให้เพิ่มการใช้สารอินทรีย์ในถังแอนแอโรบิก และยังเป็นการควบคุมให้เกิดสภาพการหมักในถังแอนแอโรบิกที่เหมาะสมอีกด้วย

4) กระบวนการ VIP

กระบวนการ VIP (เรียกชื่อตาม The Virginia Initative Plant in Norfolk, Virginia) คล้ายกับกระบวนการ A2/O และ UCT ยกเว้นวิธีการหมุนเวียนตะกอนจากก้นถังตกตะกอนที่ส่งกลับไปยังถังแอนนอกซิก ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชั่นในถังแอโรบิกแล้วจะหมุนเวียนกลับไปยังหัวถังแอนแอโรบิก




รูปที่ 2.14 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Metcalf & Eddy, 1991)

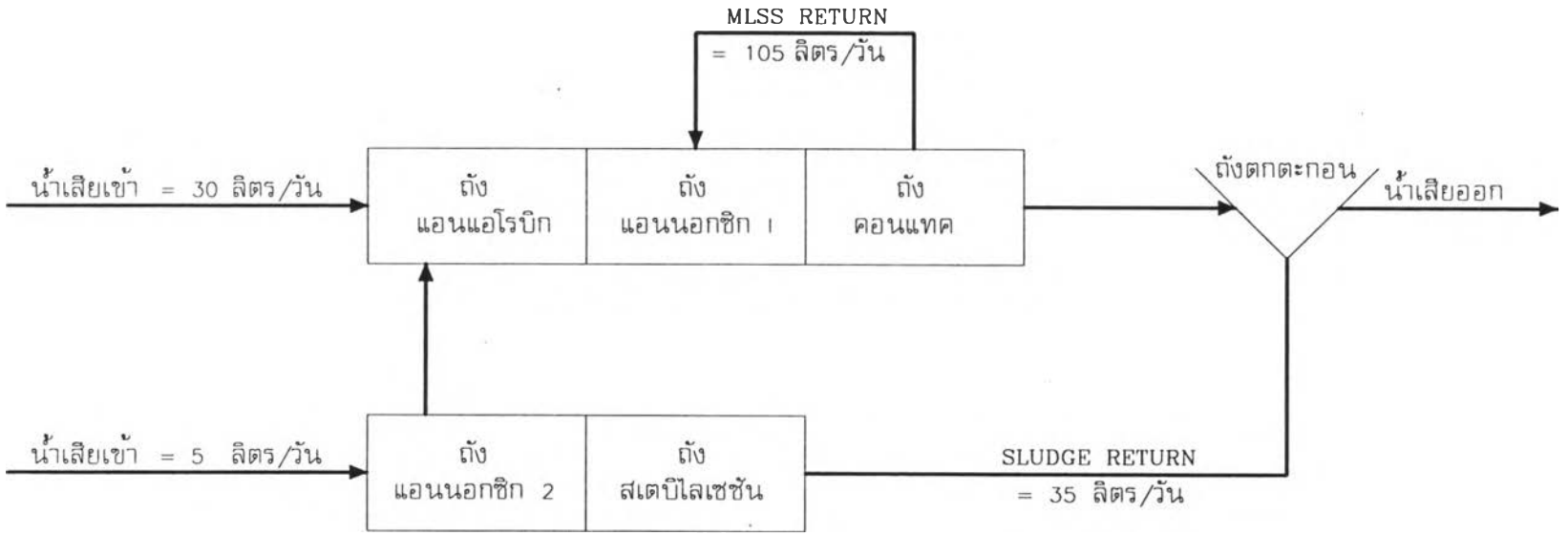
(ก) กระบวนการ A2/O (ข) กระบวนการ 5-Stage Bardenpho

(ค) กระบวนการ UCT (ง) กระบวนการ VIP

## 2.9 การประยุกต์กระบวนการตะกอนเร่งแบบสัมผัส-ย่อยสลายในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

การวิจัยนี้เป็นการประยุกต์กระบวนการตะกอนเร่งแบบสัมผัส-ย่อยสลายในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย ดังแสดงแผนผังการทำงานในรูปที่ 2.15

ในกระบวนการนี้จะแตกต่างจากกระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทาง ชีวภาพแบบอื่นๆ ตรงที่มีการเพิ่มถังสเตบิไลเซชันและถังแอนนอกซิก 2 เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยกระบวนการนี้จะมีการเวียนตะกอนจากก้นถังตกตะกอนมาเติมอากาศอีกครั้งในถังสเตบิไลเซชัน ซึ่งจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนส่วนที่เหลือมาเป็นไนเตรท น้ำเสียจากถังสเตบิไลเซชันจะไหลต่อมายังถังแอนนอกซิก2 ซึ่งจะมีการป้อนน้ำเสียบางส่วนเข้ามาในถังเพื่อใช้เป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันกำจัดไนเตรทส่วนที่เหลือจากน้ำทิ้งและส่วนที่เพิ่มเติมในถังสเตบิไลเซชันให้หมดไป ทำให้สามารถลดผลกระทบของไนเตรทในถังแอนแอโรบิกได้ ซึ่งจะเห็นว่า กระบวนการนี้เหมาะสำหรับการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น โดยการดัดแปลงระบบเดิมหรือก่อสร้างเพิ่มเติมเพียงบางส่วน




รูปที่ 2.15 แผนผังการทำงานของระบบ