

บทที่ 2

การวิจัยเอกสาร

2.1 ลักษณะบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

2.1.1 บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำตามหลักทฤษฎี

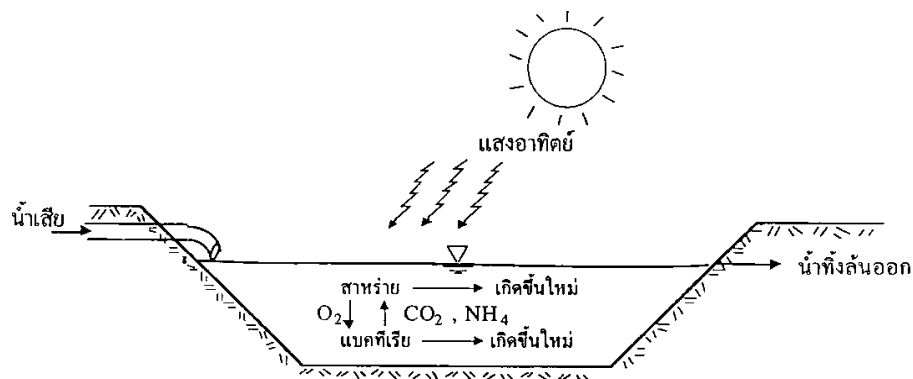
2.1.1.1 บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำ (aquatic plant pond systems)

บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำเป็นบ่อที่เกือบเหมือนกับบึงประดิษฐ์แบบน้ำอยู่เหนือผิวดิน (FWS) ยกเว้นว่าพืชที่ใช้เป็นพวกผักตบชวา (water hyacinth) และพอกแห่น (duckweed) และมีความลึกประมาณ 0.5-1.8 เมตร (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

2.1.1.2 บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำบริเวณที่ไม่มีพืชปกคลุม

ในบางส่วนของบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ที่ไม่มีพืชลอยน้ำปกคลุมจะมีลักษณะการทำงานเหมือนกับบ่อธรรมชาติ (natural pond) คือ ในส่วนต้นเหมือนกับบ่อธรรมชาติแบบมีออกซิเจน (aerobic pond) และในส่วนลึกเหมือนกับบ่อธรรมชาติแบบมี/ไม่มีออกซิเจน (facultative pond)

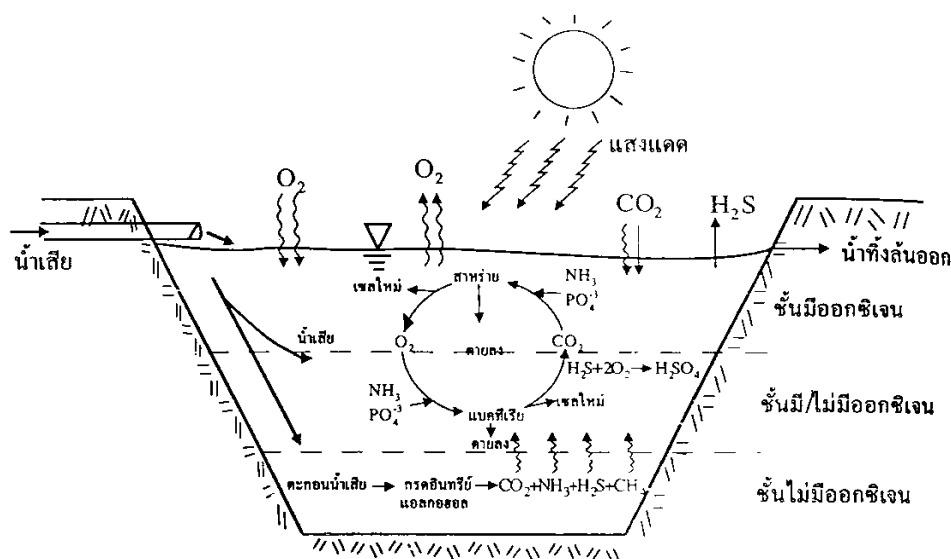
- บ่อแบบมีออกซิเจน เป็นบ่อตื้นมีขนาดกว้างใหญ่ ใช้แสงแดดช่วยให้เกิดปฏิกิริยาการสังเคราะห์แสง ซึ่งจะบำบัดน้ำเสียด้วยแบคทีเรียและสาหร่าย ดังภาพประกอบ 1



ภาพประกอบ 1 แสดงปฏิกิริยาชีวเคมีในบ่อมีออกซิเจน

(เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

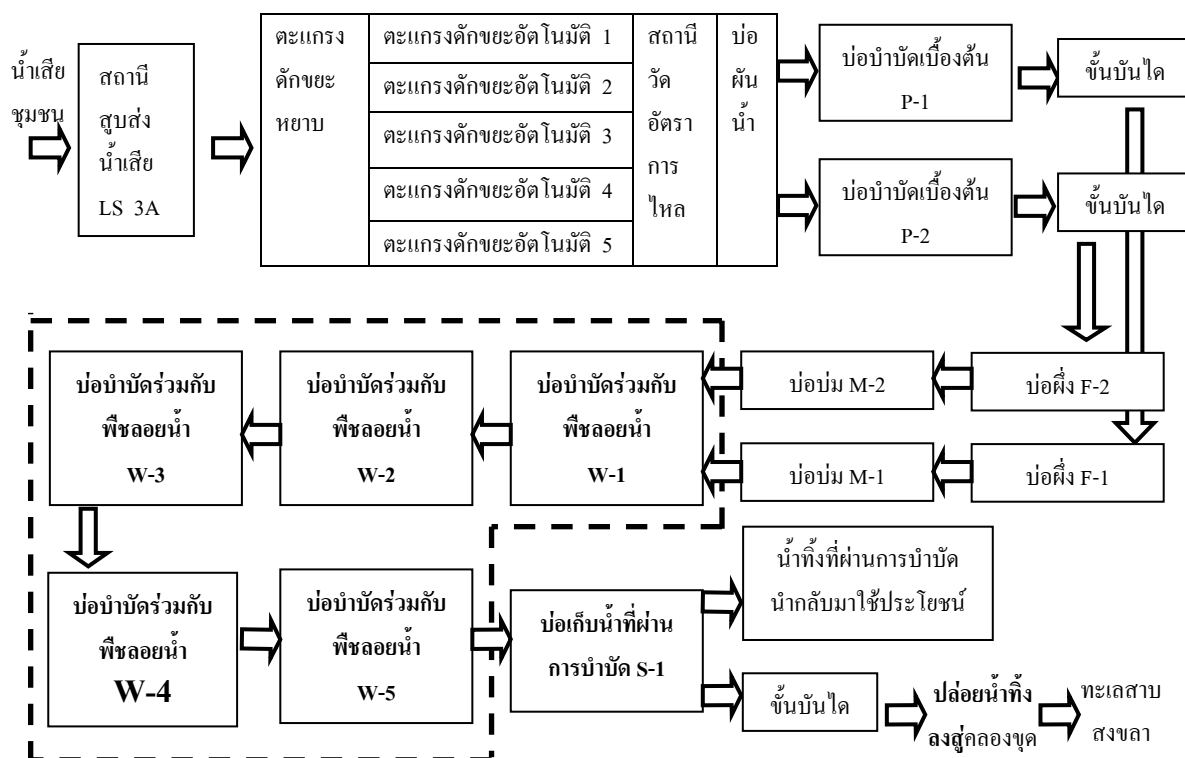
- บ่อแบบมี/ไม่มีออกซิเจน เป็นบ่อที่มีความลึกกว่าบ่อแบบมีออกซิเจน ซึ่งปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นภายในบ่อนี้แบ่งได้เป็น 3 ชั้น ได้แก่ 1) ชั้นผิวน้ำ คือ ชั้นที่เกิดปฏิกิริยาชีวเคมีเหมือนกับ Aerobic pond มีสาหร่ายเกิดขึ้น 2) ชั้นกลาง คือ ชั้นที่เกิดแบคทีเรียชั้นใหม่ และมีแบคทีเรียบางส่วนตายอยู่บริเวณนี้ และ 3) ชั้นล่างสุด คือ ชั้นที่เกิดปฏิกิริยาชีวเคมีเหมือนกับบ่อแบบไม่มีออกซิเจน คือ มีก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ก๊าซไข่เน่า (H_2S) และก๊าซมีเทน (CH_4) เกิดขึ้น ดังภาพประกอบ 2



ภาพประกอบ 2 ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในบ่อมี/ไม่มีออกซิเจน
(เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542)

2.1.2 บ่อบำบัดร่วมกับพีชลอยน้ำของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

บ่อบำบัดร่วมกับพีชลอยน้ำของเทศบาลนครหาดใหญ่ในปัจจุบัน (ปี พ.ศ. 2547) เป็นบ่อที่เปลี่ยนสภาพจากบึงประดิษฐ์ที่เริ่มดำเนินการเมื่อเดือนตุลาคม พ.ศ. 2542 โดยบึงประดิษฐ์ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ (ดังภาพประกอบ 3)

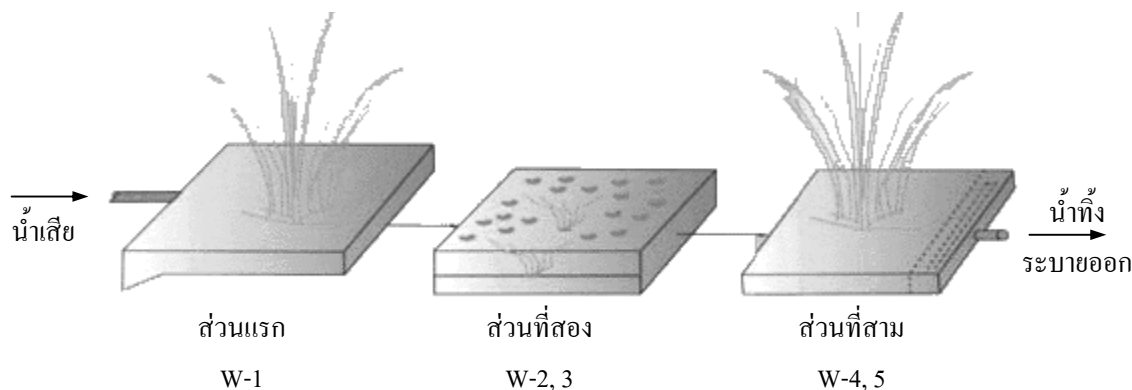


ภาพประกอบ 3 บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำ 1 – 5 ของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำ
เทศบาลนครหาดใหญ่ (เทศบาลนครหาดใหญ่, 2540)
หมายเหตุ : บ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำ 1 – 5 ในเส้นประ

บึงประดิษฐ์ (constructed wetland) เป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ ซึ่งรับน้ำจากการบำบัดขั้นต้น ได้แก่ บ่อบำบัดเบื้องต้น (primary pond) และการบำบัดขั้นที่สอง ได้แก่ บ่อบำบัดแบบผสม (facultative pond) และบ่อปรับสภาพน้ำ (maturation pond) เมื่อน้ำทิ้งเข้าสู่บึงประดิษฐ์จะไหลต่อเนื่องด้วยอัตราการไหล 69,120 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และมีระยะเวลาการบำบัด (hydraulic retention time, HRT) 10 วัน จากนั้นน้ำทิ้งจะไหลเข้าสู่บ่อพักน้ำ น้ำที่ผ่านการบำบัดบางส่วนจะถูกนำไปใช้ประโยชน์ใหม่ และที่เหลือส่วนใหญ่ถูกระบายลงสู่คลองขุด (เทศบาลนครหาดใหญ่, 2540)

ลักษณะบึงประดิษฐ์ของเทศบาลนครหาดใหญ่เป็นแบบน้ำอยู่เหนือผิวน้ำ (free water surface wetland, FWS) มีวัตถุประสงค์หลักเพื่อกำจัดบีโอดี สารแขวนลอยจากสาหร่าย และสามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้บางส่วน รูปแบบของบึงประดิษฐ์ได้ถูกปรับให้เข้ากับสภาพที่ดิน มีทั้งสิ้น 5 บ่อ แบ่งโซนเป็นส่วนตื้น (shallow zone) และส่วนลึก (deep zone) เพื่อให้

เกิดกระบวนการบำบัดตามธรรมชาติอย่างสมบูรณ์ โดยแบ่งระบบการบำบัดเป็น 3 ส่วน ดังภาพประกอบ 4



ภาพประกอบ 4 ระบบการบำบัดของบึงประดิษฐ์ตามการออกแบบ
(กองการจัดการคุณภาพน้ำ กรมควบคุมมลพิษ, ม.ม.ป.)

2.2 พืชน้ำที่พบในบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำของระบบปรับปรุงคุณภาพน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่ปัจจุบัน

ได้แก่ พืชลอยน้ำ (ผักตบชวาและผักกระเฉด) และพืชน้ำประเภทจมใต้น้ำ (สาหร่าย)

2.2.1 ผักตบชวา (water hyacinth)

เป็นพืชน้ำที่ลอยอยู่อย่างอิสระ มักคัดแปลงส่วนของลำต้นเป็นท่อนเพื่อพวงลำต้นให้ลอยน้ำได้ ส่วนของรากและลำต้นที่สัมผัสกับผิวน้ำมีลักษณะกระจายออกจากกันมากกว่าผักกระเฉด (ธนียา เกาศล, 2545) ผักตบชวามีอายุได้หลายปี (perennial) อยู่ได้ทั้งน้ำนิ่งและน้ำไหล น้ำลึกและน้ำตื้น มีการเจริญแบบแตกกอ (sympodial) โดยเกิดขึ้นทุก ๆ 6 – 8 วัน ทำให้ลำต้นและใบสามารถครอบคลุมพื้นที่ผิวน้ำได้ร้อยละ 8 ต่อวัน (ทิพวรรณ กังแสบ, 2535) ปริมาณของผักตบชวามีความหนาแน่นสูงประมาณ 10 - 80 กก./ตร.ม. (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542) ซึ่งผักตบชวาเพียง 2 ต้น สามารถแตกหน่อได้ถึง 30 ต้น ภายใน 23 วัน และเมื่อปล่อยให้ทิ้งไว้อีก 4 เดือน จะเกิดต้นใหม่อีก 1,200 ต้น (ทิพย์วัลย์และคณะ, 2530)

2.2.2 ผักกระเฉด (water mimosa)

เป็นพืชน้ำที่มีการเจริญเติบโตแบบเลื้อยทอดไปตามผิวน้ำ ปลายยอดชูกระดกขึ้นตามต้นแตกแขนงตามข้อ ระหว่างข้อกับปล้องมีนมสีขาวคล้ายฟองน้ำ หุ้มติดอยู่เพื่อทำหน้าที่พวง

ให้ผักกระเฉดลอยน้ำ มีลำต้นและรากสัมผัสกับน้ำ ลักษณะของรากจะสั้นและเป็นฝอย ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพการกรองและดูดซับได้ดีกว่าผักตบชวา (ชนิยา เกาศล, 2545)

พืชลอยน้ำมีส่วนช่วยให้เกิดกระบวนการในการบำบัดน้ำเสีย คือ รากเป็นที่เกาะของแบคทีเรีย ลำต้นช่วยดูดซับสารอาหารในน้ำ และหากเจริญปกคลุมผิวน้ำ จะช่วยลดการเจริญเติบโตของสาหร่ายจากการบดบังแสงแดดที่ส่องถึงลงไปใต้น้ำ อีกทั้งช่วยลดผลกระทบจากลมที่มีต่อน้ำได้แก่ การพัดและการทำให้ตะกอนที่จมอยู่ขุ่นขึ้นมา

2.2.3 สาหร่าย (algae)

สาหร่าย เป็นพืชชั้นต่ำที่มีคลอโรฟิลล์ สามารถสังเคราะห์แสงได้ ไม่มีส่วนที่เป็นราก ลำต้น ใบ ที่แท้จริง มีขนาดตั้งแต่เล็กมากประกอบด้วยเซลล์เดียว ไม่สามารถมองเห็นได้ด้วยตาเปล่า ต้องดูด้วยกล้องจุลทรรศน์ จนถึงขนาดใหญ่ยาวเป็นเมตรประกอบด้วยเซลล์จำนวนมาก อาจมีลักษณะเป็นเส้นสายหรือมีลักษณะคล้ายพืชชั้นสูง โดยมีส่วนที่คล้ายราก ลำต้น และใบรวมเรียกว่า ทัลลัส (thallus) (ไปรมา ยงมานิตชัย, 2546)

สาหร่ายถูกใช้ในการกำจัดน้ำเสียร่วมกับแบคทีเรีย โดยแบคทีเรียจะทำการย่อยสารประกอบอินทรีย์ต่าง ๆ ที่มีอยู่ ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต ไขมัน ให้เป็นสารประกอบอนินทรีย์ เช่น แอมโมเนียม ไนเตรต คาร์บอนไดออกไซด์ และเกลือแร่ต่าง ๆ ในสภาพการเกิดที่มีอากาศ (aerobic) หรือไม่มีอากาศ (anaerobic) จากนั้นสาหร่ายจะใช้สารประกอบเหล่านี้ในกระบวนการเมตาบอลิซึมต่าง ๆ (ไปรมา ยงมานิตชัย, 2546) และช่วยเติมออกซิเจนให้กับน้ำในบ่อ แต่หากน้ำที่นั้นมีธาตุอาหารสูง จะทำให้เกิดภาวะสาหร่ายบานสะพรั่ง (algae bloom) ได้ง่าย และเมื่อปล่อยน้ำทิ้งที่มีปริมาณสาหร่ายสูงลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ สาหร่ายจะแย่งออกซิเจนในเวลา กลางคืน มีส่วนทำให้น้ำในแหล่งน้ำนั้นเน่าเสียเนื่องจากปลาและสิ่งมีชีวิตอื่นๆ ตาย

สาหร่ายที่เกี่ยวข้องในงานบำบัดน้ำเสีย เช่น สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (blue green algae) ซึ่งสามารถตรึงไนโตรเจนจากอากาศมาเป็นอาหารสำหรับการสังเคราะห์เซลล์ได้ ส่วนใหญ่มีอัตราการเจริญเติบโตอยู่ในช่วง 0.2 – 0.3 ต่ออัตราการแบ่งตัวโดยเฉลี่ย 20 – 30 ชั่วโมง และมีอัตราการตรึงไนโตรเจน 10 กรัมไนโตรเจน/กรัม (โปรตีนสาหร่าย) /วัน ซึ่งเป็นสัดส่วนที่สูงที่สุดที่ตรวจพบทั่วโลก (Antarikanonda, 1985 อ้างถึงใน ประกิจ วงษ์ชนสุภรณ์และปอนด์ รัตนพันธ์ศักดิ์, 2536) ส่วนสาหร่ายกลุ่ม chlorella พบได้ในบ่อปรับสภาพน้ำทั่วไป (เกรียงศักดิ์ อุบลสินโรจน์, 2542)

2.3 ทฤษฎีการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญสำหรับโปรตีนและกรดนิวคลีอิก (nucleic acid) ในเซลล์จุลินทรีย์และพืชรวมทั้งสัตว์ จึงมีความสำคัญต่อวงจรชีวิตทุกรูปแบบ ถึงแม้ไนโตรเจนจะมีมากถึงร้อยละ 79 ในบรรยากาศ แต่ไนโตรเจนก็กลับเป็นธาตุที่มีอยู่จำกัดในดินและสิ่งแวดล้อมน้ำ

2.3.1 แหล่งที่มาของไนโตรเจนที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำ มาได้จาก

2.3.1.1 แหล่งที่ไม่สามารถระบุที่มาได้ (non-point source) เช่น จากอากาศ จากน้ำที่ไหลผ่านพื้นที่ทำการเกษตรแล้วชะเอาปุ๋ยที่ตกค้างลงสู่แหล่งน้ำ จากน้ำคอกสัตว์ที่มีมูลสัตว์ปนเปื้อน และจากน้ำใต้ดินที่มีธาตุอาหารปะปนอยู่

2.3.1.2 แหล่งที่สามารถระบุที่มาได้ (point source) เช่น บ้านเรือน และโรงงานอุตสาหกรรม ถ้าเป็นแหล่งชุมชนขนาดใหญ่และโรงงานอุตสาหกรรมไนโตรเจนในน้ำเสียส่วนนี้จะถูกกำจัดในระบบบำบัดน้ำเสียก่อนระบายสู่แหล่งน้ำ

2.3.2 รูปแบบของไนโตรเจนที่อยู่ในธรรมชาติ ได้แก่

2.3.2.1 ก๊าซไนโตรเจน (N_2)

N_2 เรียกอีกอย่างว่า uncombined nitrogen เป็นก๊าซเฉื่อยไม่มีกลิ่นและสี มีสิ่งมีชีวิตบางชนิดเท่านั้นที่สามารถใช้ก๊าซนี้ได้ สิ่งมีชีวิตเหล่านี้ได้แก่ แบคทีเรียบางชนิดและสาหร่ายเซลล์เดียวบางชนิด (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต, 2536)

2.3.2.2 อินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen, Org N)

Org N คือ อนุภาคที่ประกอบด้วยไนโตรเจนที่เป็นส่วนประกอบของสารอินทรีย์ ได้แก่ โปรตีน ยูเรีย (urea) กรดยูริก (uric acid) และไขมันบางชนิด ตามปกติสารประกอบ Org N เหล่านี้จะพบอยู่แต่ในสัตว์และพืช แต่ที่เราสามารถพบละลายอยู่ในน้ำ เนื่องมาจากกระบวนการเมตาบอลิซึมและการย่อยสลายของซากพืชซากสัตว์ที่เกิดขึ้นในน้ำนั่นเอง โดยในน้ำเสียชุมชนมักพบ Org N ประมาณ 40% (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542) ของไนโตรเจนรวม (total nitrogen, TN) ส่วนใหญ่เป็นของเสียจากเมตาบอลิซึมของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ 60-80% เป็น Org N ที่ย่อยสลายในรูปโปรตีน เช่น กรดอะมิโน (amino acid), polypeptide เป็นต้น (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต, 2536)

2.3.2.3 แอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia nitrogen, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ & $\text{NH}_3\text{-N}$)

แอมโมเนียเป็นไนโตรเจนรูปที่เป็นประโยชน์ต่อการสังเคราะห์เซลล์ของแบคทีเรียพืชและสาหร่ายที่อยู่ในแหล่งน้ำ ซึ่งแอมโมเนียในธรรมชาติผลิตขึ้นได้โดย 1) ปฏิกริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อซากพืชซากสัตว์ และอุจจาระ 2) การหายใจแบบแอนโดจีนัสของเซลล์มีชีวิต จากซากเซลล์ และเซลล์ที่แตก (lysed) แล้ว และ 3) การไฮโดรไลซ์ของยูเรียโดยเอนไซม์ยูริเอส

แอมโมเนียในแหล่งน้ำมีอยู่ 2 รูปแบบ คือ แอมโมเนียในรูปที่แตกตัวหรือเรียกว่าแอมโมเนียมไอออน (ionized ammonia, NH_4^+) และแอมโมเนียในรูปไม่แตกตัวหรือเรียกว่าแอมโมเนียอิสระ (un-ionized, NH_3) ทั้งสองรูปแบบจะสามารถเปลี่ยนกลับไปกลับมาตามค่า pH ของน้ำ โดยรูปแบบที่มีพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำจะอยู่ในรูปของ $\text{NH}_3\text{-N}$ ซึ่งมีพิษมากกว่า $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ถึง 50 เท่า ในแหล่งน้ำจืดมี $\text{NH}_3\text{-N}$ เพียง 0.2 mg/L ก็สามารเป็นพิษรุนแรงต่อปลาหลายชนิดได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ตามปกติในน้ำที่ไม่เสียจะมีปริมาณ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ละลายอยู่เพียงเล็กน้อยหรือน้อยกว่า 1 mg/L ส่วนในน้ำเสียความเข้มข้นของ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ จะเพิ่มมากขึ้นและมีมากกว่า 1 mg/L (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวด, 2536) ซึ่งในน้ำเสียชุมชนมักพบ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ประมาณ 60% (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542) ของ TN

2.3.2.4 ไนไตรต์ไนโตรเจน (nitrite nitrogen, $\text{NO}_2^-\text{-N}$)

$\text{NO}_2^-\text{-N}$ ในธรรมชาติเกิดจากการออกซิไดซ์แอมโมเนียโดยอาศัยแบคทีเรียเป็นสำคัญ ซึ่งในแหล่งน้ำทั่วไปและระบบบำบัด ฯ มักพบ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ในปริมาณน้อยมาก คือ ต่ำกว่า 0.1 mg N/L (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) สาเหตุที่พบน้อยมากเพราะแบคทีเรียที่ออกซิไดซ์ไนไตรต์เป็นไนเตรต (*Nitrobacter* sp.) มีอัตราการเจริญเติบโตที่สูงมากจึงไวต่อการเปลี่ยนรูป (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) และ $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ยังสามารถเกิดจากการรีดิวซ์ของไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) โดยสาหร่าย *Chlorella* (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวด, 2536)

2.3.2.5 ไนเตรตไนโตรเจน (nitrate nitrogen, $\text{NO}_3^-\text{-N}$)

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ ในธรรมชาติจะเป็นผลผลิตสุดท้ายในกระบวนการออกซิเดชัน (oxidation) ซึ่ง $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เป็นแหล่งไนโตรเจนรูปที่เป็นประโยชน์ต่อการสังเคราะห์โปรตีนของพืช และสาหร่ายได้ดีพอ ๆ กับ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ในแหล่งน้ำธรรมชาติมี $\text{NO}_3^-\text{-N}$ โดยเฉลี่ยประมาณ 0.3 mg/L (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวด, 2536) และในน้ำเสียชุมชนมี $\text{NO}_3^-\text{-N}$ เป็นสัดส่วนประมาณ 0.0 – 0.05 % ของ TN

(เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542) เมื่อคิดรวมกับไนโตรเจนที่มีอยู่ไม่ถึง 1% ของไนโตรเจนรวม (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

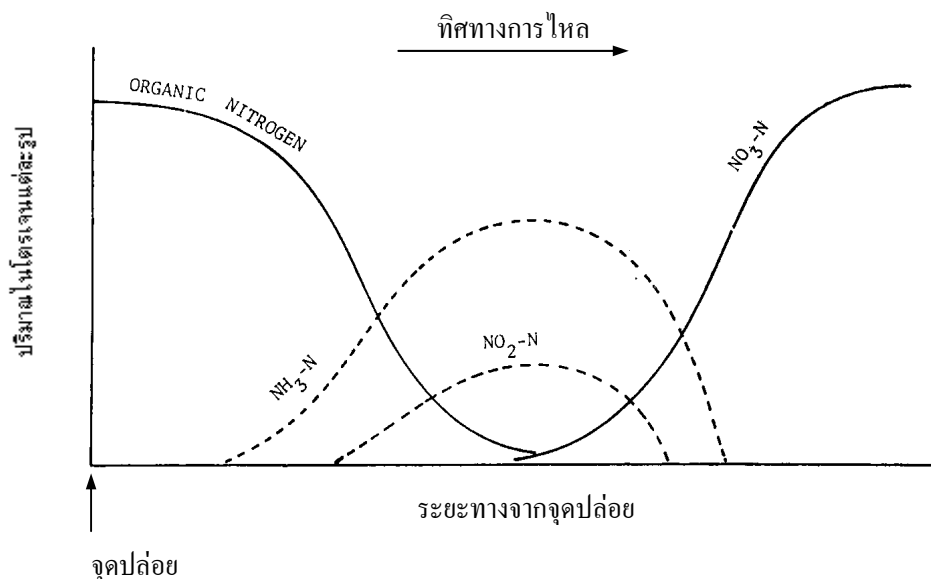
ปริมาณ TN ของน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไปมีประมาณ 20 - 85 mg/L (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542) ซึ่งเมื่อแบ่งสัดส่วนของไนโตรเจนแต่ละรูปได้ดังตาราง 2

ตาราง 2 สัดส่วนของไนโตรเจนแต่ละรูปในน้ำเสียชุมชนทั่วไป

รูปแบบของไนโตรเจน	สัดส่วนไนโตรเจน (mg/L)
total nitrogen (TN)	20-85
organic nitrogen (Org N)	$\sim 0.4^* \times \text{TN}$
ammonia nitrogen (NH_3 & NH_4^+)	$\sim 0.6^* \times \text{TN}$
nitrite nitrogen (NO_2^-)	$\sim 0.01^{**} \times \text{TN}$
nitrate nitrogen (NO_3^-)	

* (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542) และ ** (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

และไนโตรเจนในแหล่งน้ำทั่วไปจะมีการเปลี่ยนแปลงเป็นวงจรความสัมพันธ์ระหว่างไนโตรเจนแต่ละรูป กับระยะทางที่มีการปล่อยน้ำเสีย โดยเริ่มต้นพิจารณา Org N ดังภาพประกอบ 5

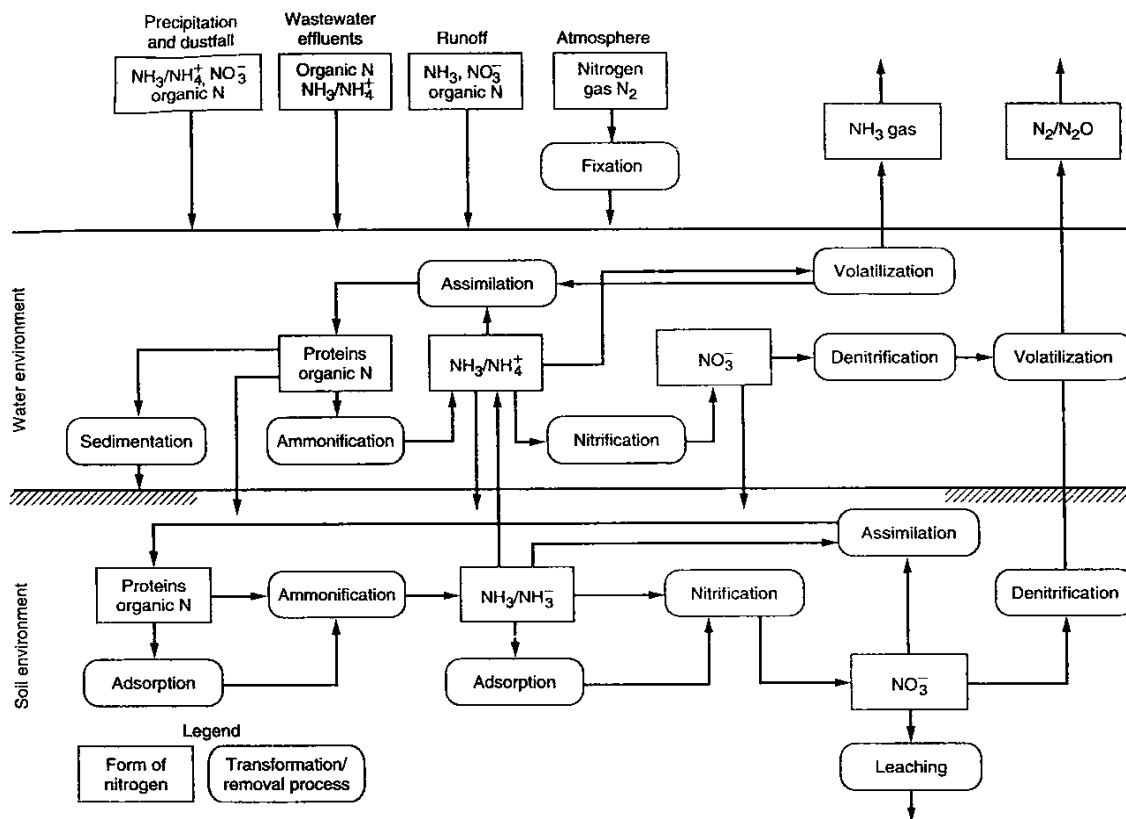


ภาพประกอบ 5 ความสัมพันธ์ระหว่างไนโตรเจนแต่ละรูป กับระยะทางจากจุดปล่อยน้ำเสีย
(เปี่ยมศักดิ์ เมณะเสวต, 2536)

2.3.3 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ไนโตรเจนในแหล่งน้ำธรรมชาติและในระบบบำบัดทั่วไปจะถูกเปลี่ยนรูปจากอินทรีย์สารเป็นอนินทรีย์สาร เปลี่ยนสถานะจากน้ำสู่ดินและกลายเป็นก๊าซจนเวียนเป็นวัฏจักร โดยอาศัยปัจจัยทางกายภาพและชีวภาพที่มีในแหล่งน้ำช่วยให้เกิดกลไกการกำจัดด้วยกระบวนการต่าง ๆ มีความสัมพันธ์ในภาพรวมดังภาพประกอบ 6

อินทรีย์ไนโตรเจน (organic N) ในแหล่งน้ำในรูปของโปรตีนและยูเรียถูกเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนีย (ammonification) โดยการย่อยสลายของแบคทีเรีย และในสภาวะมีออกซิเจน (aerobic condition) แบคทีเรียจะสามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียให้อยู่ในรูปของไนเตรตและไนไตรต์ (nitrification) และแอมโมเนียมีโอกาสถูกกำจัดออกจากแหล่งน้ำในรูปก๊าซแอมโมเนีย (volatilization) กรณี pH มากกว่า 7 เมื่อไนโตรเจนอยู่ในรูปของไนเตรตจะถูกพืชและสัตว์นำไปสังเคราะห์เซลล์ ซึ่งโปรตีนของซากพืชและสัตว์จะถูกแบคทีเรียย่อยสลายให้กลับมาอยู่ในรูปของแอมโมเนียใหม่ และเมื่อถูกออกซิไดซ์ให้อยู่ในรูปของไนเตรตจะถูกใช้ประโยชน์ใหม่โดยการสังเคราะห์เซลล์ของสาหร่ายและพืชอื่น ๆ (Metcalf & Eddy, 2003) นอกจากนี้ไนเตรตมีโอกาสถูกรีดิวซ์ (reduce) โดยแบคทีเรียออกจากแหล่งน้ำสู่บรรยากาศในรูปก๊าซไนโตรเจนในสภาวะมีหรือไม่มีออกซิเจน (anoxic condition)



ภาพประกอบ 6 การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนด้วยกระบวนการทางชีวภาพที่เกิดขึ้นในแหล่งน้ำ
และบ่อบำบัด (Metcalf & Eddy, 2003)

2.3.3.1 การตกตะกอน การดูดซับ และซึมลงดิน

ก. การตกตะกอน (sedimentation) ของไนโตรเจน

(1) Org N ในบ่อบำบัดทั่วไปจะตกตะกอนในการบำบัดขั้นต้นประมาณ 20% (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

(2) ในระหว่างที่อุณหภูมิและ pH ของน้ำในบ่อเพิ่มขึ้นในช่วงที่มีอัตราการสังเคราะห์แสงของพืชน้ำและสาหร่ายสูง จะทำให้เกิดการตกผลึกของสารประกอบบางชนิด เช่น NH_4^+-N ถูกยึดกับธาตุหรือสารประกอบประจุลบ ซึ่งเรียกว่า ตะกอนอินทรีย์สาร (particulate organic matter) (เปี่ยมศักดิ์, 2529) เช่น NH_4CaPO_4 เป็นต้น โดยห่อหุ้มสาหร่ายและแบคทีเรียตกลงไปด้วย (autoflocculation) (ธีระ เกروت, 2539)

ข. การดูดซับ (adsorption) ไนโตรเจนโดยดิน

(1) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ มีโอกาสถูกดินดูดซับไว้ เพราะดินมีความสามารถในการดูดซับไอออนบวกจากสารละลายได้ ไนโตรเจนส่วนนี้จุลินทรีย์ในดินสามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

(2) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ บางส่วนจะถูกตรึงอยู่ในโมเลกุลของแร่ซิลิเกต (แร่ดินเหนียว) ด้วยแรงดูดยึดที่สูงทำให้พืชหรือจุลินทรีย์ใช้ประโยชน์ไนโตรเจนส่วนนี้ได้ยาก (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

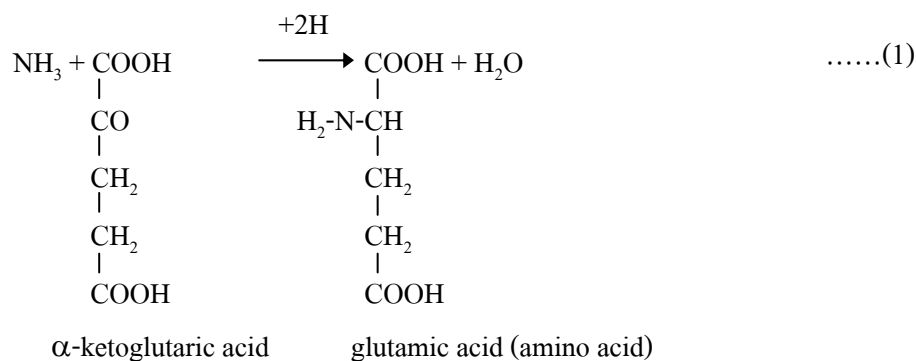
ค. การซึมลงดินของไนโตรเจน

$\text{NO}_3^-\text{-N}$ สามารถซึมลงไปในดินและน้ำใต้ดินได้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2542)

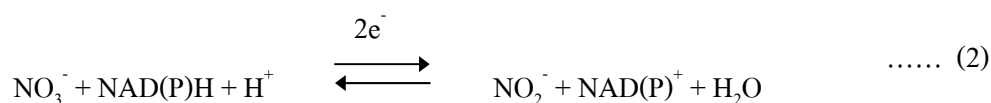
2.3.3.2 การดูดซับไนโตรเจนโดยพืชและสาหร่าย เพื่อสร้างเซลล์ใหม่ (assimilation)

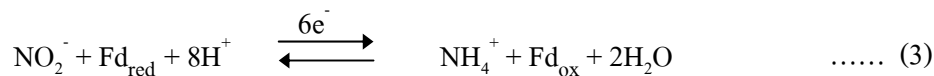
ก. การดูดซับไนโตรเจนของพืช

ไนโตรเจนรูปที่พืชดูดไปใช้ประโยชน์ได้มี 3 รูป คือ NH_3 , NO_3^- และ Org N ในรูปยูเรีย ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) เมื่อพืชดูด NH_3 เข้าไปในเซลล์ก็นำไปสังเคราะห์กรดอะมิโนและอะไมด์ได้ทันที (ยงยุทธ โอสดสภา, 2543) ดังสมการปฏิกิริยาเคมี (1)

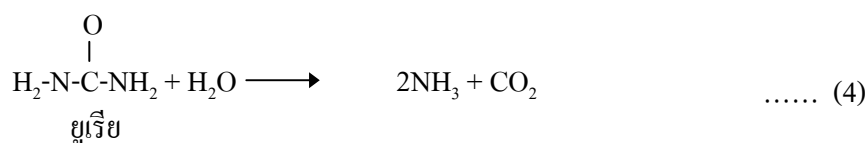


แต่เมื่อพืชดูดซับ NO_3^- เข้าสู่เซลล์ NO_3^- จะถูกรีดิวซ์เป็น NO_2^- และรีดิวซ์จนได้ NH_4^+ แล้วจึงเข้าร่วมกับอินทรีย์สารบางชนิดสังเคราะห์เป็นกรดอะมิโนและอะไมด์ (ยงยุทธ โอสดสภา, 2543) ดังสมการปฏิกิริยาเคมี (2) และ (3)



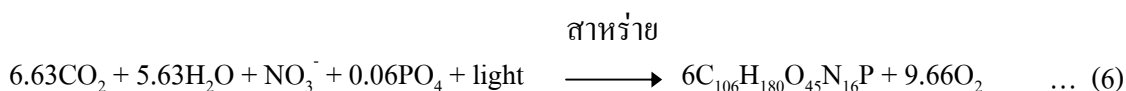
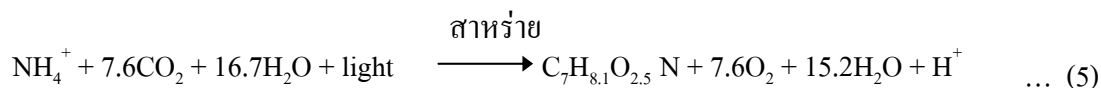


ส่วน Org N รูปยูเรียนั้นพืชสามารถดูดซับจากปุ๋ยและสังเคราะห์ขึ้นเองได้ และเปลี่ยนรูปยูเรียเป็น NH_3 ด้วยกระบวนการไฮโดรไลซิส (hydrolysis) ในเนื้อเยื่อ (ยงยุทธ โอสดสภา, 2543) ดังสมการปฏิกิริยาเคมี (4)



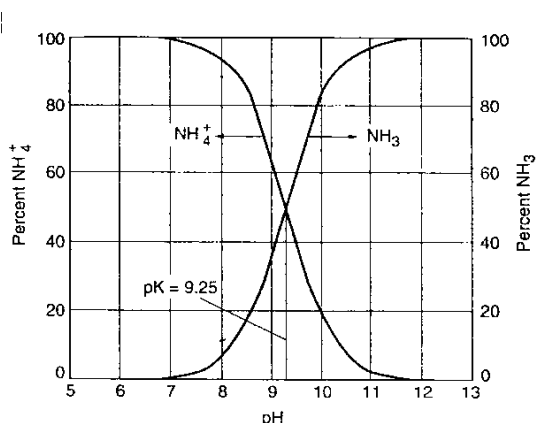
ข. การดูดซับไนโตรเจนของสาหร่าย

สาหร่ายสามารถดูดซับไนโตรเจนในรูป Org N, NH_4^+ , NO_2^- และ NO_3^- โดยสาหร่ายแต่ละชนิดสามารถใช้แหล่งไนโตรเจนได้แตกต่างกัน (Kaplan *et al.*, 1986 อ้างโดย สมรักษ์ รอดเจริญ, 2543) ตัวอย่างการดูดซับไนโตรเจนรูป NH_4^+ และ NO_3^- ดังสมการปฏิกิริยาเคมี (5) และ (6)



2.3.3.3 การระเหยของแอมโมเนีย (ammonia volatilization)

NH_3 จะถูกขับออกจากรู้น้ำไปสู่บรรยากาศได้ก็ต่อเมื่อค่า pH มากกว่า 7 (Metcalf & Eddy, 2003) (ดังภาพประกอบ 7) ซึ่งแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปจาก NH_4^+ ไปเป็น NH_3 หรือเรียกว่าการปลี้อแอมโมเนีย (ammonia stripping) ดังสมการปฏิกิริยาเคมี (7)



ภาพประกอบ 7 การเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียจากอิทธิพลของ pH

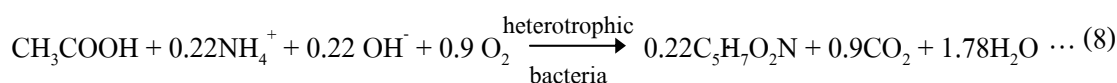
(Metcalf & Eddy, 2003)



ในน้ำเสียทั่วไปการถูกกำจัดในรูปแบบนี้เกิดขึ้นได้น้อย เพราะ pH ของน้ำเสียมีค่าเป็นกลางหรือเป็นกรด ทำให้แอมโมเนียที่พบจะอยู่ในรูปของ NH_4^+ มากกว่า (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่ในบ่อบำบัดที่มีพีชีน้ำและสาหร่ายอาศัยอยู่ด้วย การสังเคราะห์แสงจะทำให้ pH ของน้ำเพิ่มขึ้นถึง 9 หรือมากกว่า (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) NH_3 จึงถูกขับออกจากน้ำได้ง่าย

2.3.3.4 การใช้ไนโตรเจนในการสังเคราะห์เซลล์ (assimilation) โดยคาร์บอนแบคทีเรีย (heterotrophic bacteria)

เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักของเซลล์จุลินทรีย์ประมาณร้อยละ 12.5 ของน้ำหนักแห้งของเซลล์ ซึ่งในช่วงที่ระบบบำบัดมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ในไนโตรเจนรูป NH_4^+ และ NO_3^- จะถูกคาร์บอนแบคทีเรียใช้ในการสังเคราะห์เซลล์และย่อยสลายอินทรีย์คาร์บอน โดยไนโตรเจนรูปที่ดีที่สุดสำหรับกรณีนี้คือ NH_4^+ (Gayle *et al.*, 1989 อ้างถึงในธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ดังสมการ (8)



ถ้าในระบบบำบัดฯ ไม่มี NH_4^+ หรือมีไม่พอ จุลินทรีย์บางชนิดจะสามารถลดรูป NO_3^- เป็น NH_4^+ เพื่อกรณีนี้ได้ (ซึ่งกระบวนการนี้จะกล่าวถึงในข้อ 2.3.3.5 ค.) ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีสังเคราะห์เซลล์นี้จะได้เพียงประมาณ 8-20 ของ BOD_5 ในน้ำเสียหรือประมาณร้อยละ 3 ของค่า COD ที่ถูกกำจัด (ถ้านิ่งโอกาสที่จะเกิดขึ้นในประเทศไทย) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

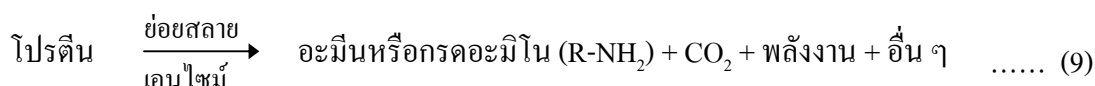
2.3.3.5 การกำจัดไนโตรเจนโดยอาศัยแบคทีเรียในการเปลี่ยนรูป

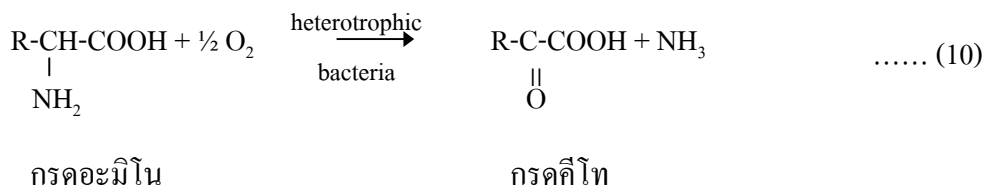
เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุที่คงตัวมากและเปลี่ยนรูปไม่ได้ง่าย ๆ ยกเว้นบางกรณี เช่น ฟาฟา หรือมีอุณหภูมิและความดันสูง ฯลฯ จุลินทรีย์จึงมีบทบาทในการเปลี่ยนไนโตรเจนรูป Org N เป็น NH_3 และอาศัยแบคทีเรียอีก 2 กลุ่ม กลุ่มแรกทำหน้าที่ออกซิไดซ์ NH_4^+ ให้เป็น NO_3^- ในสภาวะมีออกซิเจน (aerobic condition) หลังจากนั้นแบคทีเรียอีกกลุ่มหนึ่งจะลดรูป NO_3^- ให้กลายเป็น N_2 ออกจากระบบบำบัดฯ ในสภาวะมีหรือไม่มีออกซิเจน (anoxic condition) และมีการรับอนเพียงพอ ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนวิธีนี้เกิดขึ้นสูงถึง 95% (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และเกิดขึ้นได้ดีในช่วงที่หยุดปล่อยน้ำเสียเข้าระบบบำบัด (มณฑิเสน แก้วกล และเอกพงษ์ อุชันวงศ์, 2544) อีกทั้งในระหว่างที่เกิดกระบวนการนี้ในไนโตรเจนส่วนหนึ่งจะถูกกำจัดโดยที่แบคทีเรียนำไปสร้างเป็นเซลล์ใหม่ (assimilation) แต่มีปริมาณน้อยมาก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

กระบวนการในการกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีนี้ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ดังนี้

ก. แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)

แอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการที่เปลี่ยนรูปสารประกอบ Org N ไปอยู่ในรูปอนินทรีย์ในไนโตรเจน จึงมีชื่อเรียกอีกอย่างว่าการแปลงเป็นแร่ธาตุไนโตรเจน (nitrogen mineralization) มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่เกี่ยวข้อง เช่น แบคทีเรีย แอคทีโนมัยซีทิส ฟังไจ ฯลฯ ในการเปลี่ยนรูปนั้น Org N ที่เป็นสารประกอบโปรตีน จะต้องผ่านขั้นตอนแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อน (ดังสมการ(9)) แล้วจึงถูกลดอะมิโน (deamination) เป็น NH_3 ต่อไป (ดังสมการ(10)) ส่วน Org N ในรูปยูเรียนั้นถูกเปลี่ยนเป็น NH_3 ด้วยกระบวนการไฮโดรไลซิส (hydrolysis) ภายนอกเซลล์ ซึ่งเกิดขึ้นเช่นเดียวกับการกระบวนการไฮโดรไลซิสภายในเซลล์ (สมการ (4))



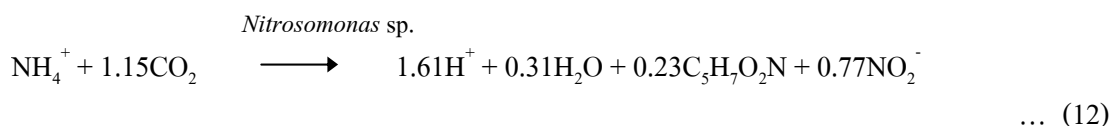
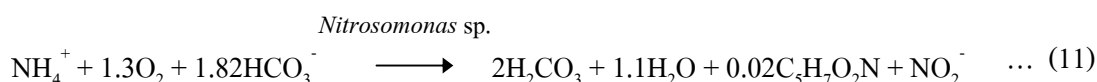


ข. ไนตริฟิเคชัน (nitrification)

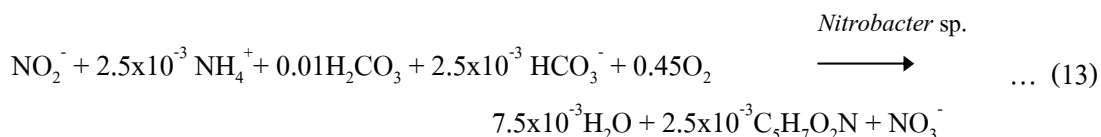
เมื่อนำเสียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันและในระบบฯ มีสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยแต่ยังอยู่ในภาวะมีออกซิเจนจะเกิดการหายใจโดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น โดยกระบวนการนี้แบคทีเรียชนิดออโตโทรฟ (autotrophic bacteria) มีบทบาทสำคัญมากกว่าแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟ (heterotrophic bacteria) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

กระบวนการไนตริฟิเคชัน แบ่งเป็น 2 ขั้นตอนย่อย

ขั้นตอนแรก คือ ไนไตรเตชัน (nitritation) ซึ่งเรียกอีกอย่างว่า ไนไตรติฟิเคชัน (nitritification) NH_4^+ ถูกแบคทีเรียออกซิไดซ์เป็น NO_2^- โดยแบคทีเรียส่วนใหญ่ได้แก่ ไนโตรโซโมนาส (*Nitrosomonas* sp.) เช่น ไนโตรสไพรา ไนโตรสคอคคัส ไนโตรสโอบัส เป็นต้น ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นดังสมการ (11) และ (12)



ขั้นตอนที่สอง คือ ไนเตรเตชัน (nitrataion) เรียกอีกอย่างว่า ไนเตรติฟิเคชัน (nitrification) NO_2^- ถูกแบคทีเรียออกซิไดซ์เป็น NO_3^- โดยแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter* sp.) เป็นกลุ่มหลักในการออกซิไดซ์ขั้นนี้ ปฏิกิริยาเกิดขึ้น ดังสมการ (13)



ค. ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

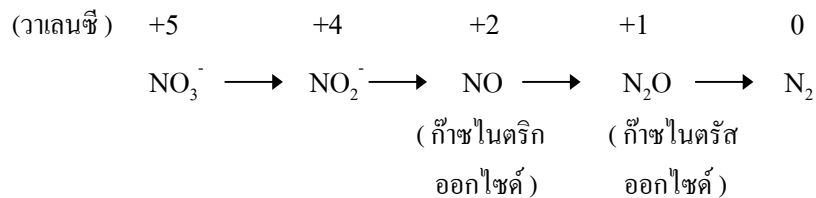
เมื่อไนโตรเจนถูกแปรรูปมาอยู่ในรูปของ NO_3^- แล้ว จะสามารถถูกลดรูปและถูกกำจัดออกจากระบบฯ ได้ 2 ทาง คือ

(1) วิธีแอสสิมิเลชัน (assimilatory denitrification)

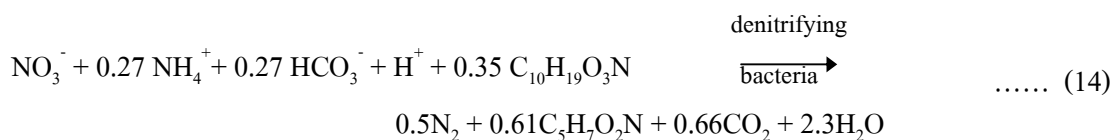
กรณีในระบบฯ ไม่มี NH_4^+ หรือมีไม่พอ NO_3^- จะถูกดีไนตริฟายด์ (denitrifying bacteria) ลดรูปไปเป็น NH_4^+ ด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสหลายชนิด ก่อนที่จะถูกจุลินทรีย์นำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ผ่านกระบวนการที่เรียกว่า กระบวนการแอสสิมิเลชัน (assimilation) ซึ่งมีสัดส่วนน้อยเมื่อเทียบกับวิธีที่สอง

(2) วิธีดิสสิมิเลชัน (dissimilatory denitrification)

ในกระบวนการนี้ต้องการภาวะแบบมีหรือไม่มีออกซิเจน คือ มี NO_3^- แต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ (O_2) และจุลินทรีย์ดีไนตริฟายด์ส่วนใหญ่เป็นแบบเฮเทอโรโทรฟ (denitrifying heterotrophic bacteria) คือ ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ NO_3^- เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งต้องใช้อินทรีย์คาร์บอนในการลดรูปของไนโตรเจนทุกขั้นตอน ตั้งแต่



N_2 เป็นก๊าซที่ละลายน้ำได้น้อยมาก จึงถูกขับหรือไล่ออกจากมวลของน้ำได้ง่าย การกำจัดไนโตรเจนวิธีนี้จึงเกิดขึ้นได้ไม่ยาก ปฏิกริยาดังสมการ (14)



2.3.4 การเกิดไนโตรเจนในบ่อบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

2.3.4.1 จากซากพืช สาหร่าย และจุลินทรีย์

การสูญเสียไนโตรเจนโดยถูกพืช สาหร่าย และจุลินทรีย์ในบ่อบำบัดใช้ในการเสริมสร้างการเจริญเติบโต เป็นการสูญเสียชั่วคราว ซึ่งจะได้กลับคืนเมื่อพืชและจุลินทรีย์เหล่านี้ตาย เน่าเปื่อย สลายตัวคืนสู่น้ำและดินในบ่อ ฯ แต่หากมีการขนย้าย (เช่น การเก็บเกี่ยวพืช หรือจุลินทรีย์ถูกปล่อยออกพร้อมกับน้ำทิ้ง ฯลฯ) ออกจากพื้นที่ที่จะเป็นการสูญเสียไนโตรเจนจากพื้นที่อย่างถาวร (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

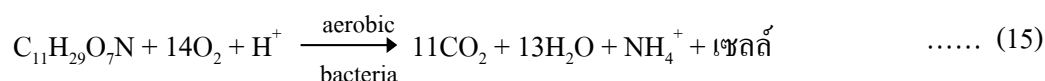
2.3.4.2 จากเซลล์ของแบคทีเรีย

หากในบ่อบำบัดมีอาหารสำหรับแบคทีเรีย (คาร์บอนแบคทีเรีย) ไม่พอ อาจเกิดการออกซิไดซ์ตัวเอง (auto-oxidation) และแตกตัวของเซลล์แบคทีเรีย ทำให้บางส่วนของ NH_4^+ ที่ถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์กลับมาอยู่ในสถานะของเหลวใหม่ และมีโอกาสถูกถ่ายทิ้งออกไปกับน้ำทิ้งได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

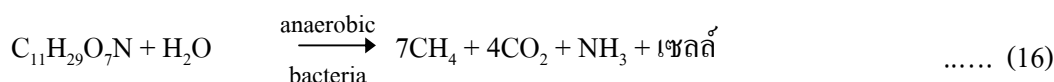
2.3.4.3 จากการย่อยสลายสารอินทรีย์

สารอินทรีย์หรือตะกอนน้ำเสียเกือบทั้งหมดมีโปรตีนปริมาณมาก ในขณะที่โปรตีนสลายตัวในโตรเจนจะถูกปล่อยออกมาในรูปแอมโมเนีย จะอยู่ในรูปของ NH_4^+ หรือ NH_3 นั้นขึ้นอยู่กับ pH ของระบบ (ธีระ เกรอต, 2539) โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพมี 2 แบบ

ก. แบบใช้ออกซิเจน คือ สารอินทรีย์ถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียในสถานะที่มีออกซิเจน ตัวอย่างของปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้นดังสมการ (15)

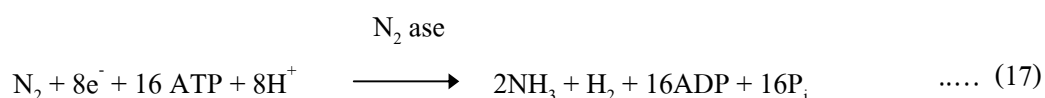


ข. แบบไม่ใช้ออกซิเจน คือ สารอินทรีย์ถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรียในสถานะที่ไม่มีออกซิเจน ตัวอย่างของปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้นดังสมการ (16)



2.3.4.4 จากตรึงไนโตรเจนของสาหร่าย

ถ้าในระบบบำบัดมีแหนแดง (azolla) จะมีสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (สกุล *Anabaena axollae*) อาศัยอยู่ในร่องกาบใบของแหน ซึ่งสาหร่ายชนิดนี้สามารถตรึงไนโตรเจนจากอากาศเพื่อนำมาใช้ประโยชน์ โดยแปรสภาพ N_2 ให้อยู่ในรูป Org N แล้วจึงสลายตัวปลดปล่อยเป็นอนินทรีย์ไนโตรเจนในรูป NH_4^+ หรือ NO_3^- ที่เป็นประโยชน์ต่อแหนได้ (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) ปฏิกิริยาเคมีของการตรึงไนโตรเจนดังสมการ (17)



2.3.4.5 จากบรรยากาศ (ฝนตก)

ในการเกิดฝนตกฟ้าคะนองเกิดฟ้าแลบ ฟ้าร้อง N_2 ในอากาศจะถูกออกซิไดซ์ให้กลายเป็นไนตรัสออกไซด์ (nitrous oxide, N_2O) ไนตริกออกไซด์ (nitric oxide, NO) และไนโตรเจนไดออกไซด์ (nitrogen dioxide, NO_2) ซึ่งจะละลายกับน้ำฝนตกลงมายังพื้นโลก และแปรสภาพในแหล่งน้ำและดิน โดยจะแปรสภาพไปเป็น NH_4^+ และ NO_3^- ให้พืชได้ใช้ประโยชน์ต่อไป (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

2.3.4.6 จากตะกอนโดยอิทธิพลจากลม

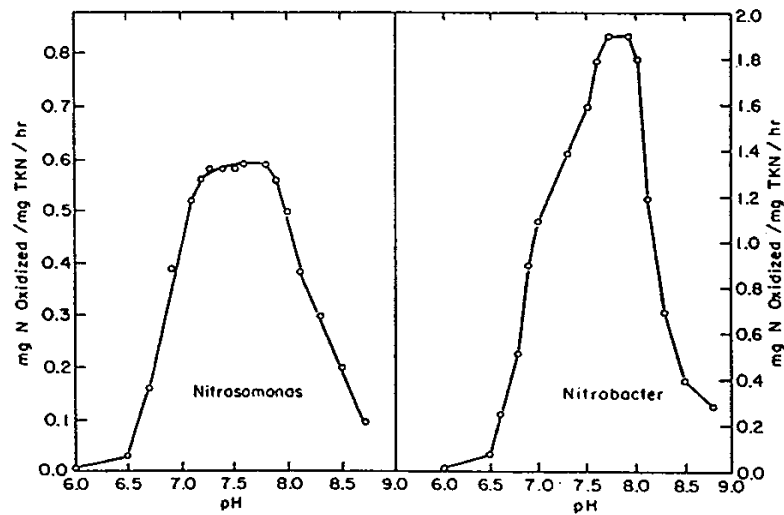
ผิวน้ำที่ปราศจากพืชปกคลุม เมื่อเกิดลมพัดอิทธิพลจากลมจะทำให้ตะกอน (ส่วนหนึ่งคือ Org N) ที่จมอยู่ขุ่นขึ้นมาได้ (Stowell *et al.*, 1981 อ้างถึงใน ธนียา เกาศล, 2545)

2.3.5 ลักษณะความสัมพันธ์ของปัจจัยต่าง ๆ ที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ในน้ำ

2.3.5.1 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ก. NH_4^+ และ NO_2^-

NH_4^+ และ NO_2^- มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส และแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ เมื่อพิจารณาแบคทีเรียสองชนิดนี้ร่วมกันพบว่า แบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ มีอัตราการเจริญเติบโตมากกว่าแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส (ดังภาพประกอบ 8) ซึ่งหมายถึงอัตราการเปลี่ยนจาก $NO_2^- \rightarrow NO_3^-$ มีอัตราเร็วมากกว่าการเปลี่ยน $NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$



ภาพประกอบ 8 ความแตกต่างของอัตราการเจริญเติบโตระหว่างแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส และแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ในช่วง pH ที่เหมาะสม (Srinath *et.al*, 1976 อ้างถึงใน ชีระ เกรอต, 2539)

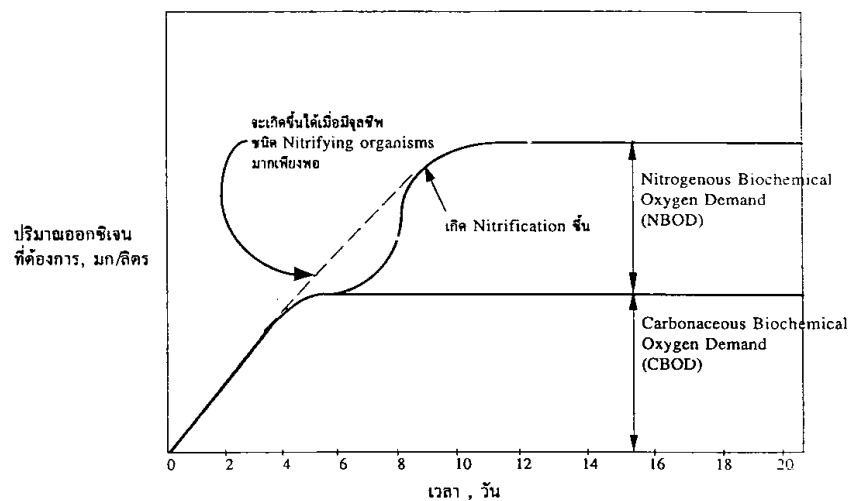
ข. อัตราส่วนของ BOD₅ ต่อ TKN

ค่านี้เป็นตัวชี้ถึงปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์ ซึ่งในมวลเซลล์ของระบบฯ ที่วัดได้ในรูป MLVSS ไม่ใช่ทุกเซลล์เป็นปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์ทั้งหมด โดยปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์ จะมีน้อยหรือมีมากนั้นขึ้นอยู่กับค่าอัตราส่วนของ BOD₅ ต่อ TKN (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยทั่วไป (ในระบบตะกอนเร่ง (activated sludge, AS)) จะมีปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์น้อยกว่า 0.083 (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) ดังตาราง 3

ตาราง 3 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าอัตราส่วนของ BOD_5 ต่อ TKN กับปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์
(เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2543)

$BOD_5:TKN$	ปริมาณแบคทีเรียไนโตรฟายด์, f_N (กรัม/กรัม)
0.5	0.35
1	0.21
2	0.12
3	0.083
4	0.064
5	0.054
6	0.043
7	0.037
8	0.033
9	0.029

สาเหตุหนึ่งที่ทำให้แบคทีเรียไนโตรฟายด์มีน้อยเพราะระบบ ๑ มีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอน (BOD_5 หรือ COD) สูงอยู่ ซึ่งแบคทีเรียไนโตรฟายด์เจริญเติบโตสู้คาร์บอนแบคทีเรียไม่ได้ (ดังภาพประกอบ 9)

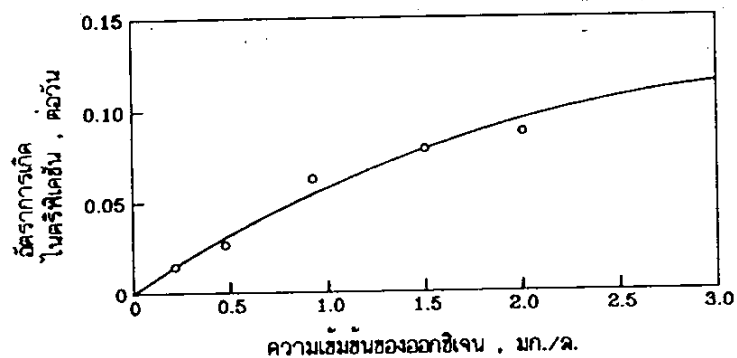


ภาพประกอบ 9 ความสัมพันธ์ระหว่างกระบวนการไนโตรฟิเคชันกับ BOD_5 ในน้ำเสียทั่วไป
(เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2542)

จากภาพประกอบ 9 แสดงให้เห็นว่าช่วงแรกของการใช้ออกซิเจนเกิดจากจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรฟที่ใช้อินทรีย์คาร์บอนเป็นสารอาหารหลัก (เรียก BOD นี้ว่า carbonaceous oxygen demand, BOD) และเมื่ออินทรีย์คาร์บอนเหลือน้อยลงมีผลให้ความต้องการออกซิเจนที่เกิดขึ้นในช่วงหลังเกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน (เรียก BOD ช่วงหลังนี้ว่า nitrogenous oxygen demand, NOD) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ก. ค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (oxygen demand, DO)

อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนมากขึ้น
 ดังภาพประกอบ (10)

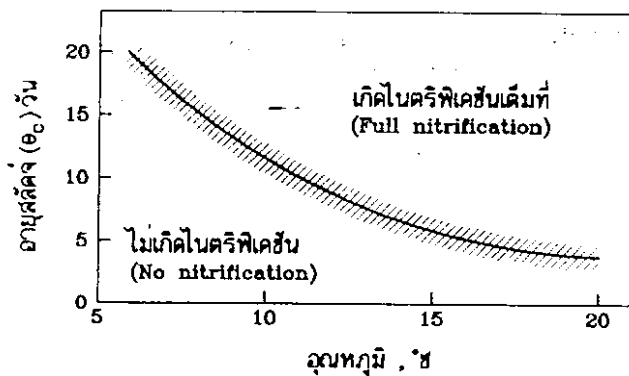


ภาพประกอบ 10 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันกับความเข้มข้นของออกซิเจน (Henze *et al.*, 1997 อ้างถึงใน เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

หมายเหตุ : อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน, ต่อวัน (g NO₃⁻-N/g VSS*d)

ง. อุณหภูมิและอายุสลัดจ์

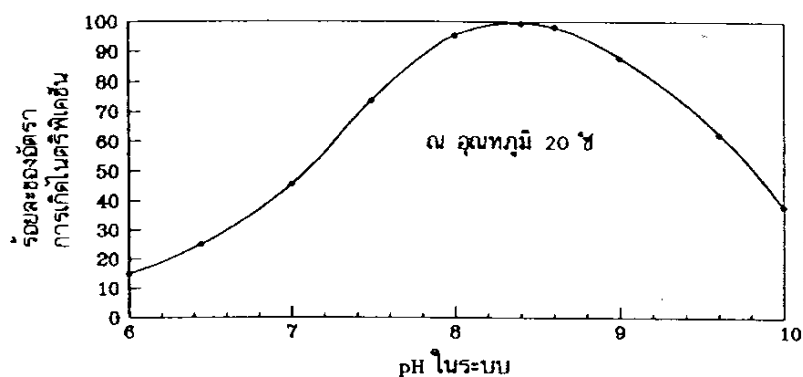
อุณหภูมิเป็นผลสำคัญที่มีต่อค่าคงที่ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยมีอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลง ในกรณีอุณหภูมिन้อยลงนี้จะต้องใช้เวลา (อายุสลัดจ์) เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน มากขึ้น แต่กรณีอุณหภูมิเพิ่มขึ้นเวลาในการเกิดกระบวนการจะน้อยลงตามกัน ดังภาพประกอบ 11



ภาพประกอบ 11 ความสัมพันธ์ของอุณหภูมิและอายุสัปดาห์กับการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันของระบบ (Henze *et al.*, 1997 อ้างถึงใน เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

จ. ความเป็นกรด - ด่าง (pH)

pH ที่อยู่ในช่วง 7.2 ถึง 9.0 จะมีอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) ดังภาพประกอบ 12



ภาพประกอบ 12 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันกับ pH ในระบบบำบัด (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

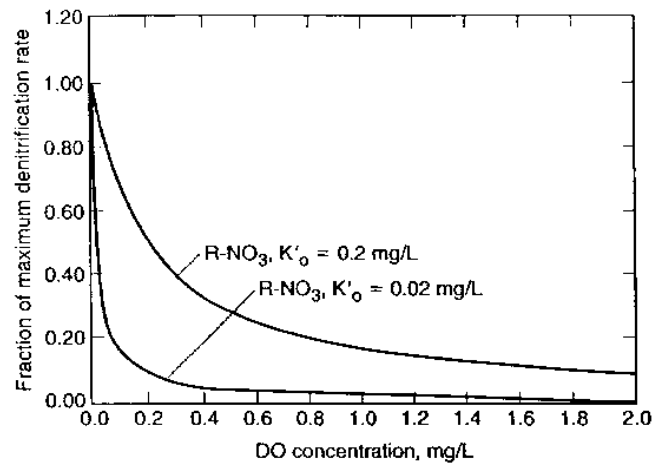
2.3.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการ ดิไนตริฟิเคชัน

ก. ความเข้มข้นของคาร์บอน (BOD₅ ต่อ COD)

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในกระบวนการดิไนตริฟิเคชันเป็นชนิดเฮเทอโรโทรฟส่วนใหญ่ ซึ่งต้องใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วน BOD₅ ต่อ N หรือ COD ต่อ N จึงมีความสำคัญในกระบวนการนี้ ในทางปฏิบัติอัตราส่วน COD ต่อ NO₃⁻-N ควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ข. ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

การที่จะให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันต้องทำให้ระบบมี DO ต่ำกว่า 0.2 mg/L (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ดังภาพประกอบ 13 ความเข้มข้นของ DO จาก 0.0 ถึง 0.2 mg/L สัดส่วนการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันลดลงอย่างรวดเร็ว

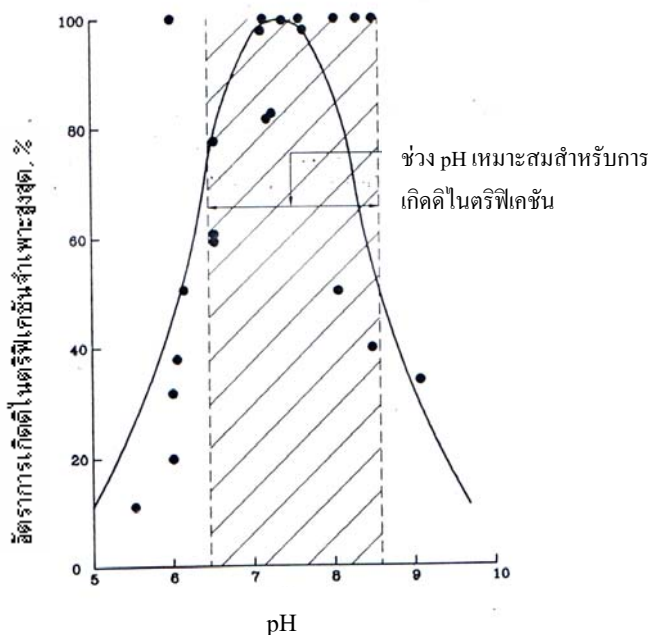


ภาพประกอบ 13 ความสัมพันธ์ของสัดส่วนของเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันกับความเข้มข้นของ DO (Metcalf & Eddy, 2003)

หมายเหตุ : เมื่อ K'_o = ค่าสัมประสิทธิ์ของ DO ยับยั้งการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน, mg O₂/L

ค. pH

pH ที่เหมาะสมสำหรับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันควรอยู่ในช่วง 6.5-8.5 (ดังภาพประกอบ 14) ซึ่งเป็นระดับ pH ที่พบในระบบบำบัดน้ำเสียโดยปกติ ดังนั้น pH จึงไม่เป็นปัญหาต่อเกิดกระบวนการนี้



ภาพประกอบ 14 ความสัมพันธ์ระหว่าง pH กับอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงสุด (WEF, 1998 อ้างถึงใน ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ง. อุณหภูมิ

แบคทีเรียดีไนตริฟายด์มีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้จะโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5-25 °C แต่ทำงานได้ดีเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 °C

2.3.6 ลักษณะความสัมพันธ์ของปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่อกระบวนการกระบวนการไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน ในดิน (ตะกอน)

2.3.6.1 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันในดิน

ก. pH ในดิน

เนื่องจากระดับ pH มีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยในดินนั้นควรมีระดับ pH ไม่ต่ำกว่า 4.5 และระดับที่เหมาะสม คือ 6.5 – 7 (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544) ซึ่งในดินที่มีน้ำขังทั่วไปมักมีสภาพเป็นกรด (โครงการพระราชดำริแหลมผักเบี้ย, ม.ม.ป.) มีโอกาสเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้น้อยมาก เนื่องจากความเป็นพิษของกรดไนตริกที่มีผลต่อจุลินทรีย์

ข. ความชื้นในดิน

ระดับความชื้นในดินที่เหมาะสมประมาณ 50 – 75 เปอร์เซ็นต์ของน้ำที่ดินสามารถดูดซับไว้ได้ และดินควรมีการถ่ายเทอากาศดีมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอ เนื่องจาก

แบคทีเรียที่มีกิจกรรมในกระบวนการไนตริฟิเคชันต้องการออกซิเจนในกิจกรรมและการหายใจ (มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544)

ค. อัตราส่วนระหว่างคาร์บอนกับไนโตรเจนของอินทรีย์สาร (C:N ratio) ในดิน

ถ้าอินทรีย์สารในดินมีค่าอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนกับไนโตรเจนของอินทรีย์สารสูงหรือกว้างแสดงว่ามีปริมาณโปรตีนต่ำ แต่มีคาร์บอนมาก กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ยาก เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการนำไนโตรเจนไปสร้างเซลล์แทน (เช่นเดียวกับปัจจัยอัตราส่วนของ BOD₅ ต่อ TKN ที่พิจารณาในน้ำ)

2.3.6.1 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในดิน

ก. ความเข้มข้นของออกซิเจน

ดินที่มีน้ำขังและขาดออกซิเจนอย่างรุนแรง จะมีผลทำให้ NO₃⁻ ในดินจะถูกลดออกซิเจนหรือเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจนอย่างรวดเร็ว

ค. ระดับความชื้นในดิน

เนื่องจากน้ำในดินมีผลกระทบต่อปริมาณออกซิเจนในดิน เมื่อดินมีระดับน้ำตั้งแต่ 60 เปอร์เซ็นต์ของน้ำทั้งหมดที่ดินดูดซับไว้ได้ขึ้นไป ไนโตรเจนในดินเริ่มถูกลดออกซิเจนและสูญเสียไปในรูปก๊าซ

ง. pH

แบคทีเรียไนตริฟายด์เจริญเติบโตและทำงานได้ดีเมื่อดินมี pH ตั้งแต่ 4.5 – 5.5 ขึ้นไป และทำงานโดยมีประสิทธิภาพสูงสุดเมื่อดินมี pH เป็นกลางหรือด่างอย่างอ่อน

2.3.7 ความสัมพันธ์ระหว่างตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดไนโตรเจนที่มีในบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำ

โดยปริมาณตัวแปรทางชีวภาพที่มีในบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำ ได้แก่ ผักตบชวา สาหร่าย แบคทีเรียชนิดต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดไนโตรเจนในบ่อ มีการเจริญเติบโตมากขึ้นขึ้นอยู่กับระดับอุณหภูมิ pH และ DO ของบ่อ ดังตาราง 4

ตาราง 4 ระดับอุณหภูมิ pH และ DO ที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของตัวแปรทางชีวภาพใน
บ่อบำบัด

ตัวแปรทางชีวภาพ	อุณหภูมิ	pH	DO	หมายเหตุ*
ผักตบชวา	เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิ 34 °C	เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 4-10	-	1
สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (blue green algae)	- บางชนิดสามารถเจริญเติบโตที่อุณหภูมิสูงถึง 85.2 - บางชนิดสามารถเจริญเติบโตที่อุณหภูมิต่ำถึงลบ 6.8	เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 6.5-9.5 (เฉพาะสกุล <i>Anabaena sp.</i>)	-	2
สาหร่ายคลอเรลล่า (<i>Chlorella</i>)	เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิ 5 - 23.5 °C	เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 6.31 - 6.84	-	3
แบคทีเรียไนโตรโซโมนาส	เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิ 30 - 36 °C	- เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 7.2 ถึง 9.0**	ถ้ามีมากจะทำให้การเจริญเติบโตสูงมาก (ควร >2 mg/L)	4, 5, 6
แบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์	เจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิ 32 – 40 °C	- ในตะกอนเจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 6.5 -7.0		
แบคทีเรียดีไนตริฟายด์	- เจริญเติบโตได้ดีที่ 5-25 - ทำงานได้ดีเมื่ออุณหภูมิ > 20 - อัตราการเจริญเติบโตจะเพิ่มขึ้นประมาณ 1 เท่าทุกๆ อุณหภูมิ 10 °C ที่เพิ่มขึ้นในช่วง 5-25	- เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 6.5-8.5 - ในตะกอนสามารถเจริญเติบโตและทำงานได้ดีที่ระดับ pH 4.5-5.5 ขึ้นไป	เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ DO < 0.2 mg/L	4, 6

ตาราง 4 (ต่อ)

คาร์บอนแบคทีเรีย (heterotrophic bacteria)	- อุณหภูมิปานกลางช่วงที่ เหมาะสม 25-40 - อุณหภูมิสูงช่วงที่ เหมาะสม 55-60 - อุณหภูมิปานกลางและสูง มีอิทธิพลให้แบคทีเรีย ทำงานได้มากขึ้น	เจริญเติบโตได้ดีที่ระดับ pH 6.5-7.5	ถ้ามีมากจะทำให้การ เจริญเติบโตมี สูงมาก	5
---	---	--	---	---

หมายเหตุ : - การเจริญเติบโตที่ไม่ได้ระบุไว้ในตะกอน หมายถึง ได้กล่าวถึงในน้ำ

- เครื่องหมาย “ * ” คืออ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 4 ดังนี้

1. ทิพวรรณ กังแฮ, 2535
2. Stuecker *et al.*, 1997 อ้าง โดย สมรักษ์ รอดเจริญ, 2543
3. สมรักษ์ รอดเจริญ, 2543
4. ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544
5. มุกดา สุขสวัสดิ์, 2544
6. เกียรติศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543

การทำงานของตัวแปรชีวภาพในการกำจัดไนโตรเจนในบ่อส่งผลให้อุณหภูมิ pH และ DO เปลี่ยนแปลง ดังตาราง 5

ตาราง 5 อุณหภูมิ pH และ DO ที่เปลี่ยนแปลงจากการทำงานของตัวแปรชีวภาพในการกำจัดไนโตรเจน

ตัวแปรชีวภาพ	ความสัมพันธ์/กระบวนการ	ตัวแปรทางกายภาพและชีวภาพ	หมายเหตุ*
พืชและสาหร่าย	เมื่ออัตราการสังเคราะห์แสงของพืชและสาหร่ายในบ่อสูงขึ้นมีผลให้อุณหภูมิ pH และ DO ของน้ำสูงขึ้น	อุณหภูมิ pH และ DO	1
แบคทีเรียไนตริฟายด์	เมื่อแบคทีเรียไนตริฟายด์ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะทำให้ความเป็นด่าง (alkalinity) ลดลง	alkalinity / pH	1
แบคทีเรียดีไนตริฟายด์	เมื่อแบคทีเรียดีไนตริฟายด์ทำหน้าที่รีดิวซ์ในปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันจะทำให้ความเป็นด่างเพิ่มขึ้น	alkalinity / pH	2

หมายเหตุ : เครื่องหมาย “ * ” คืออ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 5 ดังนี้

1. ชีระ เกรอต, 2539
2. เกียรติศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543

และกระบวนการกำจัดไนโตรเจนในบ่อบำบัดมีโอกาสเกิดขึ้นได้ยากหรือเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์เมื่อได้รับอิทธิพลจากตัวแปรที่เกี่ยวข้องบางกลุ่ม ได้แก่ BOD₅, DO และสาหร่าย นอกจากนี้ความสัมพันธ์ในกลุ่มไนโตรเจนก็มีอิทธิพลต่อกัน โดยอุปสรรคทั้งหมดสรุป ดังตาราง 6

ตาราง 6 อุปสรรคของกระบวนการกำจัดไนโตรเจน

ตัวแปรต่าง ๆ ที่เป็นอุปสรรค	อุปสรรคในการกำจัดไนโตรเจน	กระบวนการกำจัดไนโตรเจนที่ได้รับผลกระทบ
อินทรีย์คาร์บอน (BOD ₅ /COD)	ถึงแม้ในน้ำมี DO 7-8 mg/L แต่ในระบบมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ ปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน จะยังไม่สามารถเกิดขึ้น เพราะแบคทีเรียไนตริฟายด์ โดผู้คาร์บอนแบคทีเรียไม่ได้ และคาร์บอนแบคทีเรียยังมีความจำเป็นต้องใช้ NH ₄ ⁺ เป็นสารอาหารก่อน	ไนตริฟิเคชัน
	แบคทีเรียไนตริฟายด์ ต้องใช้อินทรีย์คาร์บอนในปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน ถ้าอินทรีย์คาร์บอนถูกย่อยสลาย (decomposition) ได้มาก (เพราะประเทศไทยอากาศร้อนมีอุณหภูมิสูง) จะเหลือสำหรับไนตริฟิเคชันน้อยลง	ดีไนตริฟิเคชัน
	กรณีที่ COD ต่อ NO ₃ ⁻ -N ต่ำ ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นอย่างไม่สมบูรณ์ โดยจะเกิดเป็นก๊าซระดับกลางคือก๊าซไนตรัสออกไซด์ (N ₂ O) แทน ซึ่งก๊าซนี้เป็นก๊าซพิษที่สำคัญของก๊าซเรือนกระจก	ดีไนตริฟิเคชัน
ออกซิเจนละลายน้ำ (DO)	ในสถานะที่มี DO และ NO ₃ ⁻ แบคทีเรียจะเลือก O ₂ เป็นตัวรับอิเล็กตรอนมากกว่า NO ₃ ⁻ ซึ่งเมื่อ DO > 0.2 mg/L จะสามารถยับยั้งปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันได้	ดีไนตริฟิเคชัน
สาหร่าย	ในบ่อบำบัดที่มีสาหร่ายเจริญอยู่ ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ยากเพราะ NH ₄ ⁺ จะถูกสาหร่ายใช้ในการสังเคราะห์แสง ซึ่งการสังเคราะห์แสงทำให้ pH ของน้ำสูงขึ้น NH ₄ ⁺ จะถูกกำจัดเป็น NH ₃ มากขึ้น อีกทั้งยังมีโอกาสตกตะกอนเมื่อ pH สูง	ไนตริฟิเคชัน*
อินทรีย์ไนโตรเจน	ในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไป จะไม่เกิดไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ เพราะมีบางส่วนของอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (หรือได้ไม่ง่าย) ทำให้น้ำทิ้งมีอินทรีย์ไนโตรเจนอยู่ประมาณไม่น้อยกว่า 1 mg N/L	ไนตริฟิเคชัน
ไนไตรต์ไนโตรเจน	ไนไตรต์ในรูปกรดไนไตรต์อิสระ (HNO ₂) ไม่แตกตัวเป็นไอออนสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.3 mg/L	ดีไนตริฟิเคชัน

* (ธีระ เกรอด, 2539)

2.3.8 สัมประสิทธิ์จลน์ (kinetic coefficients) เกี่ยวกับกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

2.3.7.1 สัมประสิทธิ์จลน์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน

สมการสัมประสิทธิ์จลน์ที่เกี่ยวข้องกับการหาอัตราการใช้ในโตรเจนของแบคทีเรียไนตริฟิฟายด์ ดังตาราง 7 ค่าคงที่สัมประสิทธิ์จลน์ของแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส ดังตาราง 8 และแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ ดังตาราง 9

ตาราง 7 สมการสัมประสิทธิ์จลน์ของการหาอัตราการใช้ในโตรเจนของแบคทีเรียไนตริฟายด์

ชื่อสมการ	สมการ	สมการที่	หมายเหตุ*
μ_n	$= \mu_{n,m} \left(\frac{N}{K_n + N} \right) \left(\frac{DO}{K_o + DO} \right) [1 - 0.833(7.2 - \text{pH})] - k_{dn}$ (18)	1
$\mu_{n,m}, K_n, k_{dn}$ at T	$= \mu_{n,m20} \theta^{(T-20)}, K_{n20} \theta^{(T-20)}, k_{dn20} \theta^{(T-20)}$ (19)	2
SRT	$= \frac{1}{\mu_n}$ (20)	2
$P_{X,VSS}$ (nitrifying biomass)	$= \frac{QY_n N (1\text{kg}/10^3\text{g})}{1 + (k_{dn})\text{SRT}}$ (21)**	-
$P_{X,VSS}$ (cell debris of nitrifying)	$= \frac{(f_d)(k_{dn})QY_n N (1\text{kg}/10^3\text{g})\text{SRT}}{1 + (k_{dn})\text{SRT}}$ (22)**	-
k_n	$= \frac{\mu_m}{Y_n}$ (23)	2
r_{NU}	$= \frac{\mu_{n,m} k_n X_n N}{Y_n (K_n + N)}$ (24)	1

หมายเหตุ : - เครื่องหมาย “*” คือ อ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 7 ดังนี้

1. เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543
2. Metcalf & Eddy, 2003

- เครื่องหมาย “**” คือ สมการที่ประยุกต์จากสมการภาคผนวก ข (1)

เมื่อ : μ_n = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแบคทีเรียไนตริฟายด์, g VSS/g VSS*d หรือ d^{-1}
 $\mu_{n,m}$ = อัตราเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด, g VSS/g VSS*d หรือ d^{-1}
 N = ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำทิ้ง, g N/m³

K_n = ค่าสัมประสิทธิ์อิ่มตัวครึ่งหนึ่งสำหรับไนโตรเจน, $g\ N/m^3$
 DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนในระบบ, $g\ O_2/m^3$
 K_o = ค่าสัมประสิทธิ์อิ่มตัวครึ่งหนึ่งสำหรับ DO , $g\ O_2/m^3$
 pH = ค่า pH ของน้ำในระบบ
 k_{dn} = ค่าสัมประสิทธิ์การสลายตัวจำเพาะของแบคทีเรียไนตริไฟด์, $g\ VSS/g\ VSS*d$ หรือ d^{-1}
 T = อุณหภูมิของน้ำในระบบ, $^{\circ}C$
 θ = ค่าสัมประสิทธิ์อุณหภูมิ
 SRT = อายุขั้วเฉลี่ย, d
 $P_{X,VSS}$ (nitrifying biomass) = เซลล์แบคทีเรียไนตริไฟด์ที่ผลิตได้, $kg\ VSS/d$
 $P_{X,VSS}$ (cell debris of nitrifying biomass) = เศษเซลล์แบคทีเรียไนตริไฟด์ส่วนที่แตกเซลล์, $kg\ VSS/d$
 X_n = ความเข้มข้นของมวลแบคทีเรียไนตริไฟด์, $g\ VSS/m^3$
 Q = อัตราการไหลของน้ำ, (m^3/d)
 Y_n = สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตเซลล์ของแบคทีเรียไนตริไฟด์, $g\ VSS/g\ N$
 k_n = อัตราการใช้ไนโตรเจนสูงสุด, $g\ N/g\ VSS*d$ หรือ d^{-1}
 f_d = สัดส่วนแบคทีเรียส่วนที่แตกเซลล์ (cell debris), $g\ VSS/gVSS$
 r_{NU} = อัตราการใช้ไนโตรเจน, $g\ N/m^3*d$

ตาราง 8 ค่าสัมประสิทธิ์จลน์สำหรับแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส

สัมประสิทธิ์	หน่วย	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป**	หมายเหตุ*
μ_{nm}	$g\ VSS/g\ VSS*d$	0.3 - 2.0	0.7	1
K_n	$g\ NH_4^+-N/m^3$	0.2 - 3.6	0.6	1
Y_n	$g\ VSS/g\ NH_4^+-N$	0.03 - 0.13	0.1	2
k_{dn}	$g\ VSS/g\ VSS*d$	0.03 - 0.06	0.05	1
K_o	g/m^3	0.4 - 0.6	0.5	3
θ of μ_n	-	1.06 - 1.123	1.07	3
θ of K_n	-	1.03 - 1.123	1.053	3
θ of k_{dn}	-	1.03 - 1.08	1.04	3

หมายเหตุ : - เครื่องหมาย "*" คือ อ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 8 ดังนี้

1. กรมควบคุมมลพิษ, ม.ม.ป. 2. Metcalf & Eddy, 1991 อ้างถึงใน ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544
3. Metcalf & Eddy, 2003

- เครื่องหมาย "**" คือ ค่าที่ผู้ออกแบบระบบทั่วไปแนะนำ

ตาราง 9 ค่าสัมประสิทธิ์จลน์สำหรับแบคทีเรียในโตรแบคเตอร์

สัมประสิทธิ์	หน่วย	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป**	หมายเหตุ*
μ_{nm}	g VSS/g VSS*d	0.14 - 3.0	1.0	1
K_n	g NO ₂ ⁻ -N/m ³	0.2 - 5.0	1.4	1
Y_n	g VSS/g NO ₂ ⁻ -N	0.02 - 0.07	0.05	2
k_{dn}	g VSS/g VSS*d	0.03 - 0.06	0.05	1
K_o	g/m ³	0.4 - 0.6	0.5	3
θ of μ_n	-	1.06 - 1.123	1.07	3
θ of K_n	-	1.03 - 1.123	1.053	3
θ of k_{dn}	-	1.03 - 1.08	1.04	3

หมายเหตุ : - เครื่องหมาย “*” คือ อ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 9 ดังนี้

1. กรมควบคุมมลพิษ, 2546

2. Henze, *et al.*, 1997

3. Metcalf & Eddy, 2003

- เครื่องหมาย “**” คือ ค่าที่ผู้ออกแบบระบบทั่วไปแนะนำ

- เนื่องจากไม่พบข้อมูลค่า f_d ของแบคทีเรียไนตริฟายด์จึงใช้ค่า f_d ของแบคทีเรียเฮเทอร์โรโทรฟ

ดังตารางภาคผนวก ข 1

2.3.7.2 สัมประสิทธิ์จลน์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สมการสัมประสิทธิ์จลน์ที่เกี่ยวข้องกับการหาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ดังตาราง 10 และค่าคงที่สัมประสิทธิ์จลน์ของแบคทีเรียดีไนตริฟายด์ ดังตาราง 11

ตาราง 10 สมการสัมประสิทธิ์จลน์ของการหาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

ชื่อสมการ	สมการ	สมการที่	หมายเหตุ*
μ_{DN}	$= \mu_{m,DN} \left(\frac{S}{K_s + S} \right) \left(\frac{NO_3}{K_{s,NO_3} + NO_3} \right)$...(25)	1
r_{NOx}	$= \left(\frac{1 - 1.42 Y_{DN}}{2.86} \right) \left(\frac{kXS}{K_s + S} \right) \left(\frac{NO_3}{K_{s,NOx} + NO_3} \right) \left(\frac{K'_o}{K'_o + DO} \right) (\eta)$ $+ \left(\frac{NO_3}{K_{s,NOx} + NO_3} \right) \left(\frac{K'_o}{K'_o + DO} \right) \left(\frac{1.42}{2.86} \right) k_d X \eta$...(26)	2

ตาราง 10 (ต่อ)

r_{NOx} at pH	$r_{NOx} \left(\frac{1}{1 + 10^{(5.5-pH)} + 10^{(pH-9)}} \right)$...(27)	3
--------------------	--	---------	---

หมายเหตุ : - เครื่องหมาย “*” คือ อ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 10 ดังนี้

1. ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544
 2. Metcalf & Eddy, 2003
 3. เกียรติศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543
- สมการอื่น ๆ ในการหาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เช่นเดียวกับ สมการ (20) ถึง (24) ในตาราง 7

- เมื่อ : μ_{DN} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแบคทีเรียดีไนตริฟายด์, g VSS/g VSS*d หรือ d^{-1}
 $\mu_{m, DN}$ = อัตราเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด, g VSS/g VSS*d หรือ d^{-1}
 S = ความเข้มข้นของสับสเตรตในน้ำที่ออกจากระบบ, g COD/m³
 K_s = ค่าสัมประสิทธิ์อิ่มตัวครึ่งหนึ่งสำหรับสับสเตรต, g COD/m³
 NO_3^- = ความเข้มข้นของไนโตรเจนรูปไนเตรตในน้ำที่, g NO₃⁻ - N/m³
 $K_{s, NOx}$ = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรตที่อัตราจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราจำเพาะสูงสุด, g NO₃⁻ - N/m³
 r_{NOx} = อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน, g /m³*d
1.42 = ความต้องการออกซิเจนของอินทรีย์คาร์บอน, g COD/g VSS
2.86 = ออกซิเจนจากไนเตรตที่นำมาสันดาปอินทรีย์คาร์บอน, g O₂/g NO₃⁻ - N ที่ถูกรีดิวซ์
 Y_{DN} = สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตเซลล์ของดีไนตริฟิเคชัน, g VSS/g COD ที่ถูกกำจัด
 k = อัตราการใช้สับสเตรตสูงสุด, g COD/g VSS*d หรือ d^{-1}
 X = ความเข้มข้นของมวลแบคทีเรียดีไนตริฟายด์, g VSS/m³
 K'_o = ค่าสัมประสิทธิ์ของ DO ในการยับยั้งดีไนตริฟิเคชัน, mg O₂/L
 k_{dn} = ค่าสัมประสิทธิ์การสลายตัวจำเพาะของแบคทีเรียดีไนตริฟายด์, g VSS/g VSS*d
 η = สัดส่วนของแบคทีเรียดีไนตริฟายด์, g VSS/g VSS

ตาราง 11 ค่าสัมประสิทธิ์จลน์สำหรับแบคทีเรียดีไนตริฟายด์

สัมประสิทธิ์	หน่วย	ค่าทั่วไป	หมายเหตุ*
Y_{DN}	g VSS/g COD	0.4	1
k_d	g VSS/g VSS*d	0.04	2
$\mu_{m, DN}$	g VSS/g VSS*d	0.30	2
$K_{s, NOx}$	g NO ₃ ⁻ - N/m ³	0.1	2
K'_o	g O ₂ /m ³	0.20	1
η	g VSS/g VSS	0.50	1

หมายเหตุ : - เครื่องหมาย “*” คือ อ้างอิงต่าง ๆ ของตาราง 11 ดังนี้

1. Metcalf & Eddy, 2003
2. ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544

- ค่า K_s , f_d และค่า θ ของ μ_m , K_s และ k_d ใช้ของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟ ดังตาราง ภาคผนวก ข 1 เนื่องจากแบคทีเรียดีไนทริฟายด์ ส่วนใหญ่อยู่ในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (ซงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.4 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

2.4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในบ่อบำบัดน้ำเสียทั่วไป

ในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไนโตรเจนจะถูกกำจัดในการตกตะกอนขั้นต้นประมาณ 20% อีก 20% จากการกำจัดทางชีวภาพ และ 60% ของไนโตรเจนที่เหลือจะถูกปล่อยสู่แหล่งน้ำ (กรมควบคุมมลพิษ, 2546) ในส่วนของการกำจัดทางชีวภาพนั้นจะเกิดการกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการต่าง ๆ ในบ่อ ซึ่งแต่ละกระบวนการมีความสามารถในการลดไนโตรเจน ดังตาราง 12

ตาราง 12 ความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการต่าง ๆ ในระบบบำบัดที่อาศัยกระบวนการทางชีวภาพ (Metcalf & Eddy, 1991)

กระบวนการกำจัดทางชีวภาพ	รูปแบบไนโตรเจนที่ถูกกำจัด			ความสามารถในการลดลงของ N โดยรวม, %
	Organic N	NH_3 & NH_4^+	NO_3^-	
การดูดซับโดยสาหร่าย	บางส่วนถูกเปลี่ยนอยู่ในรูป $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$	ดูดซับโดยเซลล์	ดูดซับโดยเซลล์	50 - 80
การสังเคราะห์เซลล์โดยแบคทีเรีย	ไม่มีผล	ลดลง 40 - 70%	เล็กน้อย	30 - 70
ไนตริฟิเคชัน	ผลถูกจำกัด*	เปลี่ยนอยู่ในรูปของ NO_3^-	ไม่มีผล	5 - 20
ดีไนตริฟิเคชัน	ไม่มีผล	ไม่มีผล	ลดลง 80-90%	70 - 95
บ่อเติมอากาศ (oxidation ponds)	บางส่วนถูกเปลี่ยนอยู่ในรูป $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$	บางส่วนเปลี่ยนเป็นก๊าซ (NH_3)**	บางส่วนลดลงโดย nitrification/denitrification	20 - 90

* ปริมาณอินทรีย์คาร์บอน (รวมถึงอินทรีย์ไนโตรเจน) ต้องมีปริมาณน้อยมากถึงจะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ (ซงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

$$** \text{NH}_3, \% = \frac{100}{1 + [\text{H}^+]/K_a} \quad (\text{Metcalf \& Eddy, 2003}) \quad \dots\dots(28)$$

2.4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในบ่อบำบัดร่วมกับพืชลอยน้ำเทศบาลนครหาดใหญ่

2.4.2.1 บ่อบำบัดที่อาศัยผักตบชวา

จากการวิจัยของ Thongchai Kanabkaew (2003) พบว่าบ่อจำลองที่อาศัยผักตบชวา ในการบำบัดสามารถกำจัด Org N ได้ 70% และ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ได้ 78% เมื่อพิจารณาเฉพาะไนโตรเจนที่ถูกผักตบชวาคูดซับ พบว่า 42.1% ของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดทั้งหมด ถูกคูดซับโดยผักตบชวา ส่วนความสามารถในการกำจัด SS โดยรวมเท่ากับ 85%

2.4.2.2 บ่อบำบัดที่อาศัยผักกระเฉด

จากโครงการวิจัยของ ธนียา เกาสล (2545) ที่ศึกษาประสิทธิภาพของการใช้พืชน้ำ ร่วมกับบ่อบำบัดน้ำเสียในการบำบัดน้ำเสียชุมชน กรณีที่การทดลองมีระยะเวลาเก็บกักน้ำ 20 วัน พบว่าบ่อจำลองที่อาศัยผักกระเฉดสามารถกำจัดไนโตรเจน (TKN) ได้ 52.6% และสามารถกำจัด SS ได้ 96.7%

2.5 พลวัตระบบ (system dynamics)

2.5.1 ความเป็นมาของทฤษฎีพลวัตระบบ

จุดเริ่มต้นของการคิดในลักษณะพลวัตระบบ เกิดจากการมองเห็นความซับซ้อนของความสัมพันธ์ระหว่างองค์ประกอบต่าง ๆ ในธรรมชาติที่มีการเปลี่ยนแปลงเกิดขึ้นอยู่ตลอดเวลา แนวคิดนี้ได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการทำความเข้าใจและแก้ปัญหาด้านบริหารจัดการมานานกว่า 40 ปี โดยเริ่มต้นครั้งแรกในอเมริกา เมื่อปี ค.ศ. 1961 โดย Jay W. Forrester จาก Massachusetts Institute of Technology (MIT) โดยเริ่มเป็นที่รู้จักจากหนังสือชื่อ Industrial Dynamics ต่อมาตัวแบบพลวัตระบบที่เป็นที่รู้จักคือ World Dynamics ในปี ค.ศ. 1971 (โดย Jay W. Forrester) และเกิดทีมที่พัฒนาต่อจนเป็นหนังสือ Limit to Growth (เขียนโดย Donella H. Meadows *et al.*) ซึ่งเขียนอิงกับตัวแบบ World Dynamics ในปี ค.ศ. 1972 ต่อมา มีการปรับปรุงตัวแบบและนำเสนอออกมาเป็น World Dynamics 2 ในปี ค.ศ. 1973 และปรับปรุงล่าสุดในปี ค.ศ. 1991 เป็นตัวแบบจำลอง World Dynamics 3 และหนังสือ Beyond the Limit (เขียนโดย Donella H. Meadows *et al.*)

ปัจจุบันแนวคิดดังกล่าวเป็นที่ยอมรับ และแพร่หลายไปยังประเทศต่าง ๆ ซึ่งหลายประเทศนำทฤษฎีพลวัตระบบไปประยุกต์ใช้ ในด้านเศรษฐศาสตร์ ระบบเศรษฐกิจ สังคม นโยบาย การจัดการองค์กร รวมทั้งการจัดการทรัพยากรและสิ่งแวดล้อม (Radzicki, 2001)

2.5.2 ความหมายของทฤษฎีพลวัตระบบ

พลวัตระบบ คือ ทฤษฎีที่ว่าด้วยระบบมีการเปลี่ยนแปลงได้ตามเวลา (Yndestad, 2002) โดยมีแนวคิดดังนี้

System dynamics = State dynamics + Structural dynamics

State dynamics คือ ทฤษฎีที่ว่าด้วยสถานะ (องค์ประกอบ) ของระบบเปลี่ยนแปลงได้ตามเวลา

Structural dynamics คือ ทฤษฎีที่ว่าด้วยโครงสร้างและความสัมพันธ์ในระบบมีการเปลี่ยนแปลงได้ตามเวลา

พลวัตระบบเป็นเครื่องมือเพื่อการศึกษาและจัดการกับระบบที่มีความซับซ้อน (BPA Communication, 2000) โดยใช้แก้ปัญหาต่าง ๆ ด้วยแบบจำลองทางคอมพิวเตอร์ (Harries, 2000)

2.5.3 ขั้นตอนการศึกษาแบบทฤษฎีพลวัตระบบ

เมื่อนำแนวคิดนี้มาใช้ในการแก้ปัญหา จะต้องศึกษาองค์ประกอบ วิเคราะห์ระบบและนำเสนอความสัมพันธ์ในรูปแบบของแบบจำลองที่สามารถใช้ประโยชน์ได้ ซึ่งต้องดำเนินการตามกรอบแนวคิดแบบพลวัตระบบ ดังนี้ (Spencer, 2003)

1. ระบุปัญหาที่ทำการวิเคราะห์
2. พัฒนาสมมติฐานของการเปลี่ยนแปลงเพื่ออธิบายสาเหตุของปัญหา
3. สร้างแบบจำลองทางคอมพิวเตอร์ของระบบที่จุดเริ่มต้นของปัญหา
4. ทดสอบและแก้ไขแบบจำลองเพื่อความสอดคล้องกับการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นจริง
5. ทวนสอบและสร้างสถานการณ์ทางเลือกของปัญหา
6. นำไปสู่การแก้ปัญหาจริง

2.5.4 โปรแกรมคอมพิวเตอร์สำหรับสร้างแบบจำลองพลวัตระบบ

โปรแกรมคอมพิวเตอร์ที่มีการใช้ เป็นเครื่องมือในการสร้างแบบจำลองพลวัตระบบ ปัจจุบันมีหลายบริษัทได้คิดค้นและพัฒนาขึ้นเพื่อให้ผู้ที่สนใจประยุกต์ใช้ทฤษฎีพลวัตระบบ โดยสามารถสร้างตัวแบบที่เป็นสัญลักษณ์เดียวกัน สื่อให้เข้าใจง่าย และสามารถจำลองสถานการณ์ (simulation) ตามเงื่อนไขที่สร้างขึ้นภายในโครงสร้างแบบจำลองได้ ช่วยให้สะดวกในการพัฒนา

แบบจำลองเพื่อใช้ประโยชน์ โดยมีโปรแกรมที่มีชื่อเสียงด้านเครื่องมือพัฒนาแบบจำลองพลวัตระบบ ยกตัวอย่างดังนี้

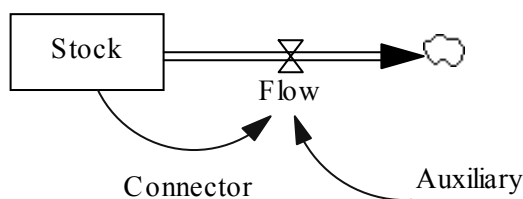
1. Vensim บริษัท Ventana systems (www.vensim.com)
2. I Think/Stella บริษัท HPS, Inc (www.Hps-inc.com)
3. Powersim บริษัท Powersim Corp (www.powersim.com)
4. SimBall2 บริษัท Raczynski Consulting (www.raczynski.com)

โปรแกรมที่ผู้วิจัยเลือกสำหรับออกแบบและพัฒนาแบบจำลองครั้งนี้ คือ โปรแกรม Vensim ถูกพัฒนาขึ้นโดยทีมนักศึกษาและอาจารย์ MIT ในปี ค.ศ. 1980 ปัจจุบันเป็นลิขสิทธิ์การพัฒนาของบริษัท Ventana System, inc. ในช่วงต้นใช้ในการให้คำปรึกษาโครงการ ธุรกิจ องค์กร และได้รับการพัฒนาในเชิงการค้าเมื่อปี ค.ศ. 1992 เพื่อใช้ในด้านจัดการด้านธุรกิจ เศรษฐศาสตร์ ระบบสังคม นโยบาย ทรัพยากร และด้านการจัดการสิ่งแวดล้อม ปัจจุบันมีการเปิดให้ทดลองใช้ในรุ่น PLE (Personal Learning Edition) พร้อมคู่มือการใช้โปรแกรม ซึ่งช่วยอำนวยความสะดวกในขั้นตอนของการศึกษาวิธีใช้ และการทำงานของตัวโปรแกรม

โปรแกรม Vensim เป็นโปรแกรมที่นิยมใช้กันในด้านศึกษาวิจัย ซึ่งสามารถศึกษาและทดลองพัฒนาแบบจำลองด้วยโปรแกรมรุ่นทดลองจากเว็บไซต์ พร้อมทั้งมีคู่มือช่วยในการศึกษา ส่วนโปรแกรมเต็มรูปแบบได้มีการจัดซื้อผ่านทางเว็บไซต์ของทางบริษัท รุ่น PLE plus เวอร์ชัน 5.4 ที่มีเครื่องมือเพิ่มเติมมากขึ้น เพื่อนำมาใช้สร้างแบบจำลองในงานวิจัยนี้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และรองรับการศึกษาวิจัยด้านนี้ต่อไปในอนาคต

2.5.5 สัญลักษณ์ต่าง ๆ ในแบบจำลองพลวัตระบบ

ประกอบด้วยตัวแปรที่มีสัญลักษณ์เฉพาะตัว 4 ชนิด ดังนี้ (ภาพประกอบ 15)



ภาพประกอบ 15 สัญลักษณ์ต่าง ๆ ในแบบจำลองพลวัตระบบ (Harries, 2000)

โดยที่ Stock หรือ Level คือ ตัวแปรที่บอกถึงสถานะของระบบ เช่น จำนวนเงินที่อยู่ในธนาคาร หรือปริมาณน้ำในเขื่อน

Flow หรือ Rate คือ ตัวแปรที่บอกถึงอัตราการเปลี่ยนแปลงของระบบ ซึ่งมีได้ทั้งอัตราการเปลี่ยนแปลงที่เข้าสู่ Stock เช่น อัตราดอกเบี้ยเงินฝาก ฯลฯ หรือ อัตราการเปลี่ยนแปลงที่ออกจาก Stock เช่น อัตราน้ำไหลออกจากเขื่อน ฯลฯ

Connector คือ สัญลักษณ์ที่สื่อถึงการเชื่อมโยงความสัมพันธ์กัน โดยตรงระหว่างองค์ประกอบใด ๆ คู่หนึ่ง

Auxiliary หรือ Converter คือ ตัวแปรที่เป็นปัจจัยที่เกี่ยวข้อง มีผลทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของระบบ

2.5.6 สมการเบื้องต้นของความสัมพันธ์

สมการทางคณิตศาสตร์พื้นฐานในการคำนวณของแบบจำลองพลวัตระบบ (ในโปรแกรม VensimPLE หรืออื่น ๆ ทางด้านศาสตร์นี้) คือ การหาอนุพันธ์ของปริมาณ (stock) ที่เกิดจากการเปลี่ยนแปลงอย่างต่อเนื่องในลักษณะของการสะสม (commulative) ระหว่างอัตรา (flow) ที่เกี่ยวข้องสัมพันธ์กับปริมาณเหล่านั้น (Radzicki, 2001) โดยสมการทางคณิตศาสตร์ทั่วไปเป็นดังสมการที่ 29

$$\text{Stock}_t = \text{Stock}_{(t-dt)} + \Delta\text{Stock}_{dt} \quad \dots\dots (29)$$

$$\Delta\text{Stock} = dt * \text{Flow}_{(t-dt)} \quad \dots\dots (30)$$

เมื่อ

Stock_t = ปริมาณที่พิจารณา ณ เวลา t ใด ๆ

$\text{Stock}_{(t-dt)}$ = ปริมาณที่พิจารณาในช่วงเวลา $t-dt$

ΔStock_{dt} = ปริมาณที่พิจารณา ณ เวลา dt

dt = ช่วงเวลาใด ๆ ที่สั้นมาก

$\text{Flow}_{(t-dt)}$ = อัตราการเปลี่ยนแปลงปริมาณที่พิจารณาในช่วงเวลา $t-dt$

เนื่องจากอัตราเข้า-ออกปริมาณหนึ่งอาจเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา ในการหาค่าปริมาณจากพื้นที่ใต้กราฟอัตราการเปลี่ยนแปลงที่ไม่คงที่นี้ จึงมีแนวคิดในการแบ่งช่วงเวลออกเป็นช่วงเวลาย่อย ๆ เพื่อให้เสมือนว่าในช่วงเวลาที่สั้นมากนั้นมีอัตราคงที่ ซึ่งแทนด้วยสมการอนุพันธ์ดังสมการ (31)

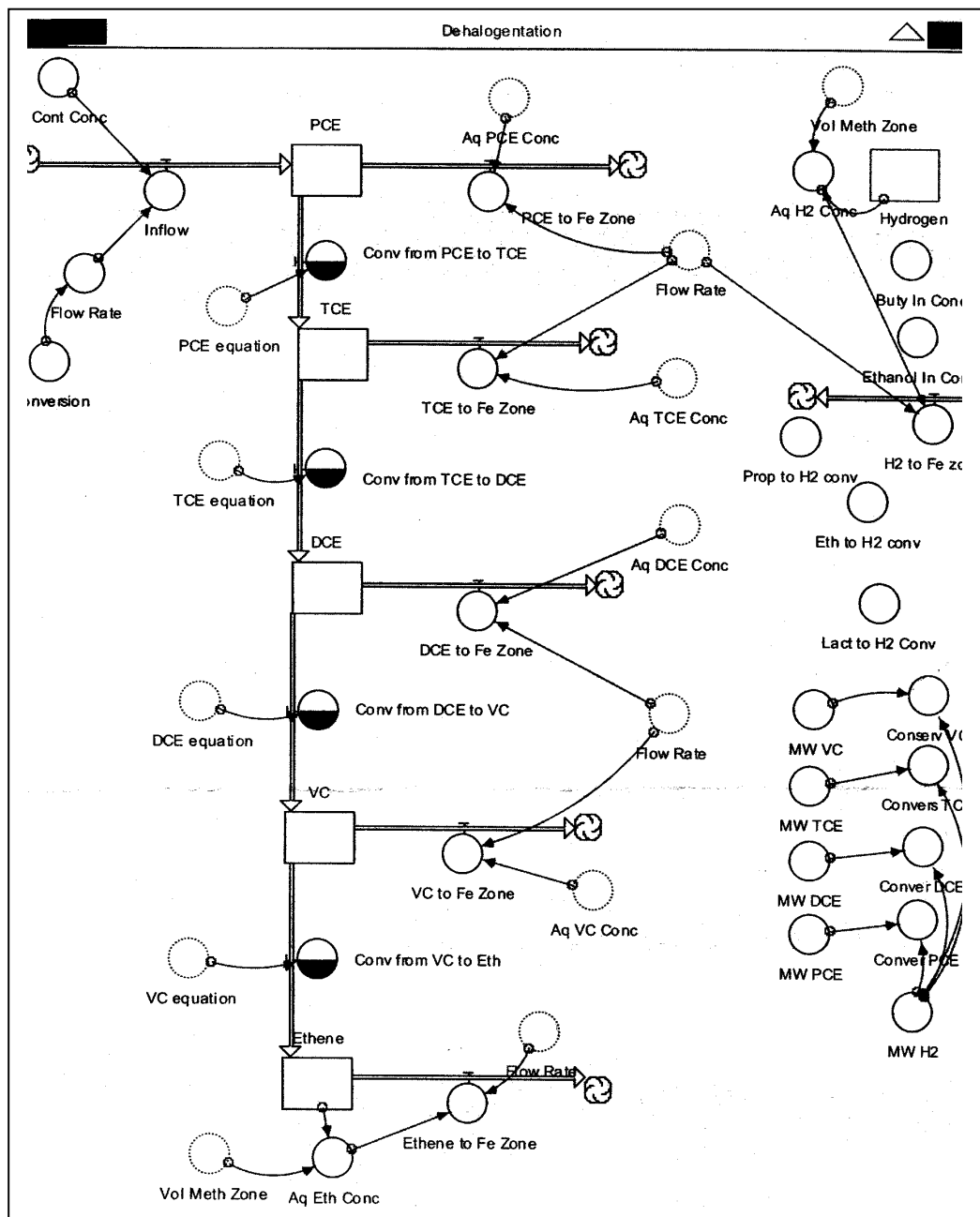
$$\text{Stock}_t = \int_0^t \Delta\text{Flow}_{(t)} dt \quad \dots\dots (31)$$

เมื่อ

$$\Delta\text{Flow}_{(t)} = \text{อัตราการเปลี่ยนแปลงปริมาณ ณ ช่วงเวลา } t \text{ ใด ๆ}$$

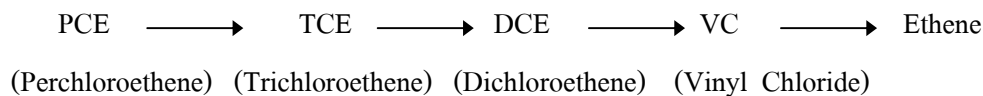
2.5.7 งานวิจัยที่ประยุกต์ใช้ทฤษฎีพลวัตระบบศึกษาความสัมพันธ์ทางชีวเคมีในระบบบำบัด

งานวิจัยของ Roberts (2001) นักศึกษาปริญญาโทสาขาวิศวกรรมศาสตร์และการจัดการทางด้านระบบจาก Air Force Institute of Technology (AFIT) สหรัฐอเมริกา ได้นำแนวคิดเกี่ยวกับพลวัตระบบมาใช้ในการลด chlorinated ethene ในโซน methanogenic ของระบบบำบัดน้ำเสียบึงประดิษฐ์ ซึ่งได้ศึกษาความสัมพันธ์ของกระบวนการทางกายภาพ (ได้แก่ โครงสร้างและการทำงานของบึงประดิษฐ์) ทางชีวเคมี (ได้แก่ สมการปฏิกิริยาเคมีและสมการทางจุลศาสตร์ที่เกี่ยวข้องกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย) และตัวแปรอื่น ๆ ที่เกี่ยวข้องภายในโซน methanogenic อย่างละเอียด ได้ผลเป็น โครงสร้างแบบจำลองพลวัตระบบของสาเหตุการสะสม chlorinated ethene ในบึงประดิษฐ์ดังกล่าวประกอบ 16

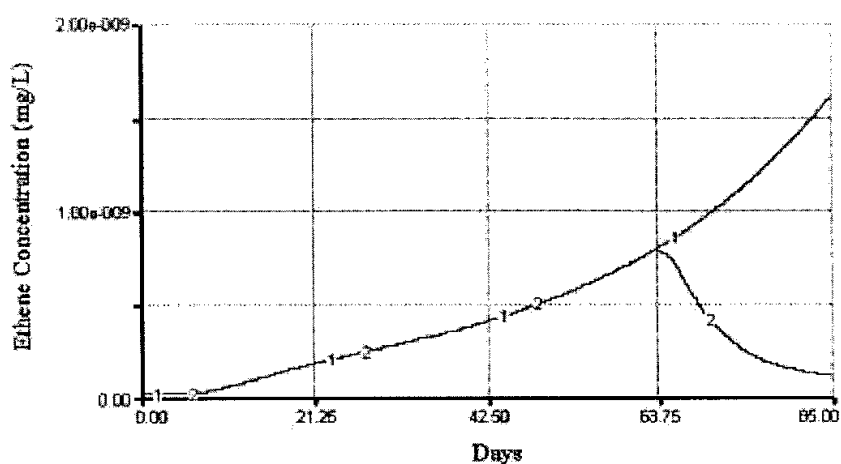


ภาพประกอบ 16 ลักษณะโครงสร้างแบบจำลองพลวัตระบบของสาเหตุการปนเปื้อน chlorinated ethene ในโซน methanogenic ในบึงประดิษฐ์ (Roberts, 2001)

จากภาพประกอบ 16 โครงสร้างแบบจำลองแสดงความสัมพันธ์ของตัวแปรที่เป็นสาเหตุของการเกิดปริมาณ chlorinated ethene สะสมในโซน methanogenic โดยแต่ละ stock แยกเป็น chlorinated ethene แต่ละรูปที่มีการเปลี่ยนรูปเป็นลำดับจนกลายมาอยู่ในรูปของ ethene ดังนี้



เมื่อผลจากแบบจำลองมีพฤติกรรมเปลี่ยนแปลงที่สอดคล้องกับแนวโน้มทางทฤษฎี ทำการวิเคราะห์ความอ่อนไหวของตัวแปร (sensitivity analysis tests) และจำลองสถานการณ์ โดยสถานการณ์ที่ Randall L. Roberts นำเสนอ ได้แก่ การลดความเข้มข้นของ H^+ ในระบบจะช่วยลดการปนเปื้อนของ ethene ได้ ซึ่งผลจากแบบจำลองแสดงพฤติกรรมเปลี่ยนแปลง ดังภาพประกอบ 17



ภาพประกอบ 17 ผลความสัมพันธ์จากแบบจำลองของการลดปริมาณ ethene ในบึงประดิษฐ์ (Roberts, 2001)

การทดสอบกำหนดให้ความเข้มข้นของ H^+ ในแบบจำลองลดลงตั้งแต่วันที่ 63.75 ส่งผลให้แบคทีเรียที่เปลี่ยนรูป PCE มีแนวโน้มลดลงตามตั้งแต่วันที่ 63.75 ทำให้ความสามารถในการเปลี่ยนรูป PCE เป็น TCE มีแนวโน้มลดลง ส่งผลต่อเนื่องให้ความเข้มข้นของ DCE, VC และ ethene ลดลงตาม ดังภาพประกอบ 17

แบบจำลองพลวัตระบบของสาเหตุการปนเปื้อน chlorinated นี้เป็นแบบจำลองที่พัฒนาเพิ่มเติมจากงานวิจัย Modeling Chlorinated Ethene Removal in Constructed Wetland : A System Dynamic Approach (Hoefar, 2000 อ้างถึงใน Roberts, 2001) ดังนั้นแนวโน้มของเส้นกราฟที่ได้จากแบบจำลองนี้จึงมีความน่าเชื่อถือ เนื่องจากมีฐานข้อมูลรองรับ