บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ขั้นตอนการบำบัดน้ำเสีย (อุดร จารุรัตน์, 2538)

ขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียแต่ละชนิด หลักเกณฑ์ที่ใช้โดยทั่วไปได้แก่

ก. การบำบัดขั้นต้น

น้ำครัว – ผ่านตะแกรงเพื่อกรองเอาเศษอาหารออก แล้วผ่านบ่อดักไขมันเพื่อให้ไขมันลอยตัวเป็นฝ้าไขแล้วตักออก

น้ำส้วม – ผ่านเข้าบ่อเกรอะ เพื่อแยกอุจจาระ กระดาษชำระและสิ่งแปลกปลอมอื่นๆ จมตัวลงแล้วถูกย่อยโดยจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ

ข. การบำบัดขั้นที่สอง

น้ำเสียทั้งหมดที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นแล้วจะเข้าสู่ระบบขั้นที่สอง ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูง ที่นิยมใช้ในการบำบัดขนาดเล็กในปัจจุบัน ได้แก่ ระบบเอเอส ระบบกรองไร้อากาศ หรือระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (อาร์บีซี)

ค. การระบายทิ้ง

น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่สองจะสามารถระบายลงสู่ท่อระบายสาธารณะหรือลำน้ำธรรมชาติได้ แต่น้ำเสียที่ผ่านเฉพาะการบำบัดขั้นต้นจะยังมีความสกปรกเหลืออยู่ ไม่สามารถปล่อยลงทางน้ำสาธารณะได้โดยตรง ต้องใช้วิธีระบายซึมลงดินโดยผ่านทางบ่อซึม

การแยกสิ่งปะปนโดยการใช้ตะแกรงกรองและบ่อดักไขมัน เป็นการบำบัดน้ำเสียขั้นต้น ส่วนระบบบำบัดขั้นที่สองเป็นกระบวนการทางชีวภาพ โดยจุลินทรีย์จะย่อยสารอินทรีย์ (วัดปริมาณในรูปของค่าบีโอดี) ทั้งนี้การทำงานของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับสภาวะแวดล้อมและชนิดของจุลินทรีย์

- สภาวะไร้อากาศ เมื่ออยู่ในสภาวะที่ไม่มีอากาศถ่ายเท ออกซิเจนจะขาดแคลน จุลินทรีย์ที่ดำรงชีพอยู่ได้จะเป็นชนิดไม่ใช้อากาศ (anaerobic bacteria) การทำงานของจุลินทรีย์ชนิดนี้จะช้ากว่าประเภทใช้ออกซิเจน และประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ก็น้อยกว่า แต่ค่าใช้จ่ายใน

การก่อสร้างและการดำเนินงานจะต่ำ เนื่องจากไม่ต้องมีการเติมอากาศ ระบบบำบัดน้ำเสียลักษณะนี้ได้แก่ บ่อเกรอะ บ่อดักไขมัน ถังกรองไร้อากาศ ฯลฯ

- สภาวะมีอากาศ ในสภาวะที่มีอากาศถ่ายเทได้ดีหรือมีการเติมอากาศ จุลินทรีย์ประเภทใช้อากาศ (aerobic bacteria) จะใช้ก๊าซออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสียเพื่อย่อยสารอินทรีย์ น้ำที่ออกจากระบบบำบัดมีลักษณะค่อนข้างดีและปราศจากกลิ่น การทำงานของระบบเร็วและมีประสิทธิภาพมากกว่าระบบไร้อากาศ แต่ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและดำเนินงานสูงกว่า ต้องมีการดูแลควบคุมระบบมากกว่า การใช้งานจึงยุ่งยากกว่าระบบไร้อากาศ ระบบบำบัดน้ำเสียลักษณะนี้ได้แก่ ระบบเอเอส (Activited Sludge) ระบบแผ่นหมุนชีวภาพหรืออาร์บีซี (rotating biological contactor, RBC) เป็นต้น

2.2 ลักษณะและการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบติดอยู่กับที่

2.2.1 ระบบดักขยะและบ่อดักไขมัน

บ่อดักขยะและบ่อดักไขมันมักใช้ควบคู่กัน อุปกรณ์ดักขยะอาจเป็นลักษณะตะแกรงกั้นขวางการไหลของน้ำเสียในรางปิด หรืออาจเป็นตะกร้าแขวนไว้ในบ่อและรองรับน้ำเสียที่ปล่อยลงมา เมื่อขยะติดค้างมากขึ้นจะทำให้น้ำไหลไม่สะดวก จึงต้องหมั่นดูแลเก็บขยะไปทิ้ง

บ่อดักไขมันใช้สำหรับรับน้ำครัว ซึ่งมีน้ำมันและไขมันมาก บ่อมีขนาดใหญ่เพียงพอที่จะกักน้ำเสียไว้ระยะเวลาหนึ่งเพื่อให้ไขมันและน้ำมันมีโอกาสลอยตัวขึ้นมาสะสมกันอยู่บนผิวน้ำ เมื่อปริมาณไขมันและน้ำมันสะสมมากขึ้นต้องตักออกไปกำจัด เช่นใส่ถุงพลาสติกทิ้งฝากรถขยะ หรือนำไปตากแห้งหรือหมักเป็นปุ๋ย

2.2.2 ระบบบ่อเกรอะ

บ่อเกรอะมีลักษณะเป็นบ่อปิด ซึ่งน้ำซึมออกไม่ได้ ดังนั้นสภาวะในบ่อจึงเป็นแบบไร้อากาศ โดยทั่วไปมักใช้สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากส้วม แต่จะใช้บำบัดน้ำเสียจากครัวหรือน้ำเสียอื่นๆ ด้วยก็ได้

ถ้าหากสิ่งที่ไหลเข้ามาในบ่อเกรอะมีแต่อุจจาระหรือสารอินทรีย์ที่ย่อยง่าย หลังการย่อยแล้วก็จะกลายเป็นก๊าซกับน้ำและกากจำนวนน้อยซึ่งไม่ทำให้บ่อเต็ม แต่ถ้าหากมีการทิ้งสิ่งที่ย่อยหรือสลายยาก เช่น พลาสติก ผ้าอนามัย กระดาษชำระ สิ่งเหล่านี้ก็จะคงค้างอยู่ในบ่อและทำให้บ่อเต็มก่อนเวลาอันสมควร จำเป็นต้องมีการสูบกากเหล่านี้ออกเป็นครั้งคราว (ไม่ควรเกินปีละหนึ่งครั้ง สำหรับบ่อเกรอะขนาดมาตรฐาน) จุดที่สำคัญของบ่อเกรอะคือต้องมีมาตรการกันตะกอนลอย

(ฝ้าไข) และตะกอนจมไม่ให้ไหลไปยังบ่อบำบัดขั้นสอง เช่นใช้ วิธีแผ่นกั้นขวาง หรือท่อรูปตัวที (สามทาง)

เนื่องจากประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของบ่อเกรอะไม่สูงนัก คือประมาณ 40 - 60 เปอร์เซ็นต์ น้ำทิ้งจากบ่อยังคงมีค่าบีโอดีสูงเกินค่ามาตรฐานที่กฎหมายกำหนดไว้ ไม่สามารถปล่อยทิ้งลงลำน้ำธรรมชาติ หรือท่อระบายสาธารณะได้ จึงต้องผ่านเข้าระบบบำบัดขั้นที่สองเพื่อลดบีโอดีลง หรือปล่อยเข้าบ่อซึมเพื่อระบายลงสู่ดินต่อไป

บ่อเกรอะมีใช้อยู่ตามอาคารสถานที่ทั่วไปโดยสร้างเป็นบ่อคอนกรีตในที่ หรือถ้าเป็นอาคารขนาดเล็กก็มักนิยมสร้างโดยใช้วงขอบซีเมนต์ ซึ่งมีจำหน่ายตามร้านค้าวัสดุก่อสร้างทั่วไป แต่ปัจจุบันมีการสร้างถังเกรอะสำเร็จรูป (อาจเรียกว่า ถังแยกกาก) จำหน่ายโดยใช้หลักการเดียวกัน

2.2.3 ระบบบ่อซึม

บ่อซึมเป็นบ่อที่สร้างด้วยวงขอบซีเมนต์ฝังลึกใต้พื้นดิน แต่ควรสูงกว่าระดับน้ำใต้ดิน น้ำทิ้งจากบ่อเกรอะหรือระบบอื่นๆ ไหลเข้าสู่บ่อซึมแล้วซึมออกตามรูเจาะหรือรอยต่อระหว่างวงขอบซีเมนต์สู่ดินรอบด้าน บ่อซึมนี้นิยมใช้กับครัวเรือน หรืออาคารขนาดเล็ก ซึ่งมีพื้นที่ระบายไม่มากนักอยู่ในชุมชนที่ไม่หนาแน่น และอยู่ห่างไกลจากบ่อน้ำตื้นซึ่งใช้สำหรับอุปโภคบริโภค

2.2.4 ลานซึม

ในกรณีที่น้ำทิ้งมีปริมาณมากและมีพื้นที่ดินกว้างพอเพียง อาจใช้การระบายแบบลานซึม ซึ่งประกอบด้วยระบบท่อเจาะรูฝังใต้ดิน เพื่อกระจายน้ำทิ้งให้ซึมลงดิน แต่ในการออกแบบควรมีการทดสอบคุณสมบัติการซึมของดินเสียก่อน

2.2.5 ระบบกรองไร้อากาศ

เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศเช่นเดียวกับระบบบ่อเกรอะ แต่ภายในช่วงกลางจะมีชั้นตัวกลางบรรจุอยู่ ตัวกลางนี้มีใช้กันหลายชนิด เช่น หิน หลอดพลาสติก ลูกบอลล์พลาสติก และวัสดุโปร่งอื่นๆ ตัวกลางเหล่านี้มีพื้นที่ผิวมาก เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะอาศัย

น้ำเสียจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังแล้วไหลขึ้นผ่านชั้นตัวกลาง จากนั้นจึงไหลออกทางท่อด้านบน ขณะที่ไหลผ่านชั้นตัวกลาง จุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้อากาศจะย่อยสารอินทรีย์ในน้ำเสียเปลี่ยนสภาพให้กลายเป็นก๊าซกับน้ำ น้ำทิ้งที่ไหลล้นออกไปจะมีค่าบีโอดีลดลง

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จากการที่จุลินทรีย์กระจายอยู่ในถังอย่างสม่ำเสมอ น้ำเสียจะถูกบำบัดเป็นลำดับจากด้านล่างจนถึงด้านบน ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีของระบบนี้จะสูงกว่าระบบบ่อเกรอะ แต่อาจเกิดปัญหาจากการอุดตันของตัวกลางภายในถังและทำให้น้ำไม่ไหล ดังนั้นจึงต้องมีการกำจัดสารแขวนลอยต่างๆ ออกก่อน เช่นมีตะแกรงดักขยะและบ่อดักไขมันไว้หน้าระบบ หรือถ้าใช้บำบัดน้ำส้วมก็ควรผ่านเข้าบ่อเกรอะก่อน

ถังกรองไร้อากาศอาจสร้างด้วยวงขอบซีเมนต์หรือคอนกรีตในที่ หรือใช้ถังสำเร็จรูปที่มีการผลิตออกจำหน่ายในปัจจุบัน

2.2.6 **ระบบเอเอส**

เป็นระบบที่มีการเลี้ยงจุลินทรีย์ในปริมาณคงที่ไว้ในถังบำบัด ซึ่งมีการเติมอากาศอยู่ตลอดเวลา เมื่อน้ำเสียไหลเข้ามาในถัง จุลินทรีย์จะทำการย่อยบีโอดีโดยใช้ออกซิเจน ซึ่งเป่าพ่นเข้ามาด้วยเครื่องเติมอากาศ เกิดมีเซลล์ของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่ในขณะเดียวกันจุลินทรีย์บางส่วนจะหลุดลอยออกไปพร้อมกับน้ำทิ้ง ทำให้ปริมาณของจุลินทรีย์ในถังบำบัดไม่พอเพียงที่จะย่อยสารอินทรีย์ที่เข้ามา ดังนั้นจึงต้องมีการออกแบบระบบให้คงปริมาณจุลินทรีย์ไว้ เช่น การมีถังตกตะกอนรับน้ำทิ้งจากระบบ เมื่อจุลินทรีย์จมตัวลงที่ก้นถังก็สูบเอากลับมาใส่ในถังบำบัดใหม่ น้ำทิ้งจากระบบมักใสและไม่มีกลิ่น เพราะก๊าซที่เกิดขึ้นมีแต่คาร์บอนไดออกไซด์ คุณภาพน้ำทิ้งอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานกำหนด สามารถปล่อยลงทางน้ำสาธารณะได้

2.2.7 **ระบบแผ่นหมุนชีวภาพหรืออาร์บีซี**

เป็นระบบบำบัดแบบใช้อากาศ จุลินทรีย์จะอาศัยอยู่บนตัวกลางซึ่งมีพื้นที่ให้เกาะยึดสูง เช่น เป็นแผ่นจานแบนกลมเรียงซ้อนกัน หรือเป็นแผ่นโปร่งพรุนแบบรังผึ้ง ตัวกลางนี้เป็นรูปทรงกระบอก แกนวางตามแนวนอน โดยส่วนล่างจุ่มอยู่ในรางน้ำซึ่งน้ำเสียไหลเข้ามา ตัวกลางทรงกระบอกนี้จะหมุนอย่างช้าๆ ตามแนวแกนนอน น้ำเสียและจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่กับตัวกลางส่วนจุ่มน้ำจะหมุนล้อขึ้นสัมผัสอากาศ ทำให้จุลินทรีย์มีโอกาสใช้ออกซิเจนในการย่อยสารอินทรีย์ที่สัมผัสติดตัวกลางขึ้นมาด้วย แล้วก็หมุนกลับลงไปจุ่มเอาน้ำเสียขึ้นมาย่อยอีก สลับอยู่ตลอดเวลา น้ำทิ้งที่ไหลออกไปทางปลายถังจะผ่านการบำบัดจนมีคุณภาพอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดไว้

หลังจากการบำบัดผ่านไประยะหนึ่ง จุลินทรีย์จะเติบโตเพิ่มจำนวนเซลล์เกาะติดตัวกลางหนาขึ้น จนจุลินทรีย์ด้านในตัวกลางไม่มีโอกาสได้สัมผัสออกซิเจน ทำให้ไม่มีพลังงานเพียงพอใน

การดำรงชีวิต จึงหลุดออกจากตัวกลางปะปนไปกับน้ำทิ้ง จุลินทรีย์ที่เกิดใหม่จะมาเกาะอาศัยแทนที่

โดยทั่วไประบบบำบัดนี้จะมีถังตกตะกอนน้ำเสียก่อนเข้าถังบำบัด (ซึ่งอาจใช้บ่อเกรอะทำหน้าที่นี้ก็ได้) เพื่อกำจัดสารแขวนลอยที่ทำให้ตัวกลางอุดตัน และมีถังตกตะกอนหลังระบบเพื่อกำจัดกากตะกอนและจุลินทรีย์ที่หลุดมากับน้ำทิ้ง ทั้งนี้เพื่อมิให้น้ำทิ้งมีสารแขวนลอยเกินค่ามาตรฐาน

2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบสำเร็จรูปชนิดเติมอากาศ

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบสำเร็จรูปชนิดเติมอากาศ แบ่งส่วนประกอบของถังออกเป็น 3 ส่วน ได้แก่ ส่วนเกรอะ ส่วนกรองเติมอากาศ และส่วนตกตะกอน โดยส่วนเกรอะจะทำงานโดยอาศัยหลักการตกตะกอน การแยกตะกอนและไขมันออกจากน้ำเสีย และมีการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย น้ำเสียที่ผ่านส่วนนี้แล้วจะมีความสกปรกลดลง และถูกส่งเข้าบำบัดโดยส่วนกรองเติมอากาศต่อไป ส่วนที่ 2 คือส่วนกรองเติมอากาศ น้ำที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นจากส่วนเกรอะแล้วจะถูกส่งเข้าบำบัดในส่วนกรองเติมอากาศ (biological contact media with aeration) จุลินทรีย์ประเภทแขวนลอย (floc bacteria) และจุลินทรีย์ประเภทเกาะติด (fixed film bacteria) ที่ถูกเลี้ยงอยู่ภายในระบบจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยปฏิกริยาชีวเคมี แบบใช้ออกซิเจนอิสระ ส่วนสุดท้ายคือส่วนตกตะกอน ซึ่งในส่วนนี้อาจมีแผ่นบังคับทิศทางการไหลของน้ำเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการแยกตะกอนซึ่งอาจติดออกมากับน้ำทิ้ง และส่งตะกอนกลับไปหมุนเวียนใช้ในส่วนส่วนเติมอากาศอีก

2.4 มาตรฐานควบคุมของการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด

กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ได้จัดทำมาตรฐานควบคุม การระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภท และบางขนาด เพื่อให้ผู้ออกแบบสามารถเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ ได้ตามความเหมาะสมกับเกณฑ์คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วและขนาดของอาคาร ดังตารางที่ 2.1 และ 2.2

ตารางที่ 2.1 ค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด (กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2537)

ค่ามาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด							
ดัชนีคุณภาพน้ำ	หน่วย	เกณฑ์กำหนดสูงสุดตามประเภทมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง					วิธีวิเคราะห์
		ก	ข	ค	ง	จ	
1. ค่าความเป็นกรดด่าง (pH)		5-9	5-9	5-9	5-9	5-9	ใช้เครื่องวัดความเป็นกรดและด่างของน้ำ (pH Meter)
2. บีโอดี (BOD)	มก./ล.	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 50	ไม่เกิน 200	ใช้วิธีการ Azide Modification ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 5 วัน ติดต่อกัน หรือวิธีการอื่นที่คณะกรรมการควบคุมมลพิษให้ความเห็นชอบ</TD>
3.ปริมาณของแข็ง - ค่าสารแขวนลอย (Suspended Soilds)	มก./ล.	ไม่เกิน 30	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 50	ไม่เกิน 50	ไม่เกิน 60	กรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว (Glass Fibre Filter Disc)
- ค่าตะกอนหนัก (Settleable Solids)	มก./ล.	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	ไม่เกิน 0.5	-	วิธีการกรวยอิมฮอฟ์ (Imhoff cone) ขนาดบรรจุ 1,000 ลบ.ซม ในเวลา 1 ชั่วโมง
- ค่าสารที่ละลายได้ทั้งหมด (Total Dissolved Solid)	มก./ล.	ไม่เกิน 500*	ไม่เกิน 500*	ไม่เกิน 500*	ไม่เกิน 500*	-	ระเหยแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ในเวลา 1 ชั่วโมง
4. ค่าซัลไฟด์ (Sulfide)	มก./ล.	ไม่เกิน 1.0	ไม่เกิน 1.0	ไม่เกิน 3.0	ไม่เกิน 3.0	-	วิธีการไตเตรต (Titrate)
5. ไนโตรเจน (Nitrogen) ในรูป ที เค เอ็น (TKN)	มก./ล.	ไม่เกิน 35	ไม่เกิน 35	ไม่เกิน 40	ไม่เกิน 40	-	วิธีการเจลดาห์ล (kjeldahl)
6. น้ำมันและไขมัน (Fat , Oil and Grease)	มก./ล.	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 20	ไม่เกิน 100	วิธีการสกัดด้วยตัวทำละลายแล้วแยกหาน้ำหนักของน้ำมันและไขมัน

หมายเหตุ : วิธีการตรวจสอบลักษณะน้ำทิ้งจากอาคารเป็นไปตามวิธีการมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์น้ำและน้ำเสียใน Standard Methods for Examination of Water and Wastewater ซึ่ง APHA : American Public Health Association, AWWA : American Water Works Association และ WPCF : Water Pollution Control Federation ร่วมกันกำหนดไว้

*=เป็นค่าที่เพิ่มขึ้นจากปริมาณสารละลายในน้ำตามปกติ

ตารางที่ 2.2 ประเภทของอาคารเป็นแหล่งกำเนิดมลพิษที่จะต้องถูกควบคุมการปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ หรือออกสู่สิ่งแวดล้อม

(กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2537)

ประเภทอาคาร	ขนาดของอาคารที่กำหนดมาตรฐานการระบายน้ำทิ้ง				
	ก	ข	ค	ง	จ
1.อาคารชุดตามกฎหมายว่าด้วยอาคารชุด	ตั้งแต่ 500 ห้องนอน	100 -ไม่ถึง 500 ห้องนอน	ไม่ถึง-100 ห้องนอน	-	-
2.โรงแรมตามกฎหมายว่าด้วยโรงแรม	ตั้งแต่ 200 ห้อง	60 - ไม่ถึง 200 ห้อง	ไม่ถึง 60 ห้อง	-	-
3.หอพักตามกฎหมายว่าด้วยหอพัก	-	ตั้งแต่ 250 ห้อง	50- ไม่ถึง 250 ห้อง	10 - ไม่ถึง 50 ห้อง	-
4.สถานบริการ	-	ตั้งแต่ 5,000 ม.^{2}	1,000 - ไม่ถึง 5,000 ม^2	-	-
5.โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมาย	ตั้งแต่ 30 เตียง	10 - ไม่ถึง 30 เตียง	-	-	-
6.อาคารโรงเรียนราษฎร์ สถาบันอุดมศึกษาของเอกชนหรือสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ	ตั้งแต่ 25,000 ม.^{2}	5,000-ไม่เกินกว่า 25,000 ม.^{2}	-	-	-
7. อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจองค์การระหว่างประเทศหรือเอกชน	ตั้งแต่ 55,000 ม.^{2}	10,000-ไม่ถึง 55,000 ม.^{2}	5,000-ไม่ถึง 10,000 ม.^{2}	-	-
8.อาคารของศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้า	ตั้งแต่ 25,000 ม.^{2}	5,000-ไม่ถึง 25,000 ม.^{2}	-	-	-
9. ตลาด	เกินกว่าหรือเท่ากับ2,500 ม.^{2}	1,500-ไม่ถึง 2,500 ม.^{2}	1,000-ไม่ถึง 1,500 ม.^{2}	500-ไม่ถึง 1,000 ม.^{2}	-
10.ภัตตาคารและร้านอาหาร	เกินกว่าหรือเท่ากับ2,500 ม.^{2}	500-ไม่ถึง 2,500 ม.^{2}	250-ไม่ถึง 500 ม.^{2}	100-ไม่ถึง 250 ม.^{2}	ไม่ถึง100 ม.^{2}

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.5 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

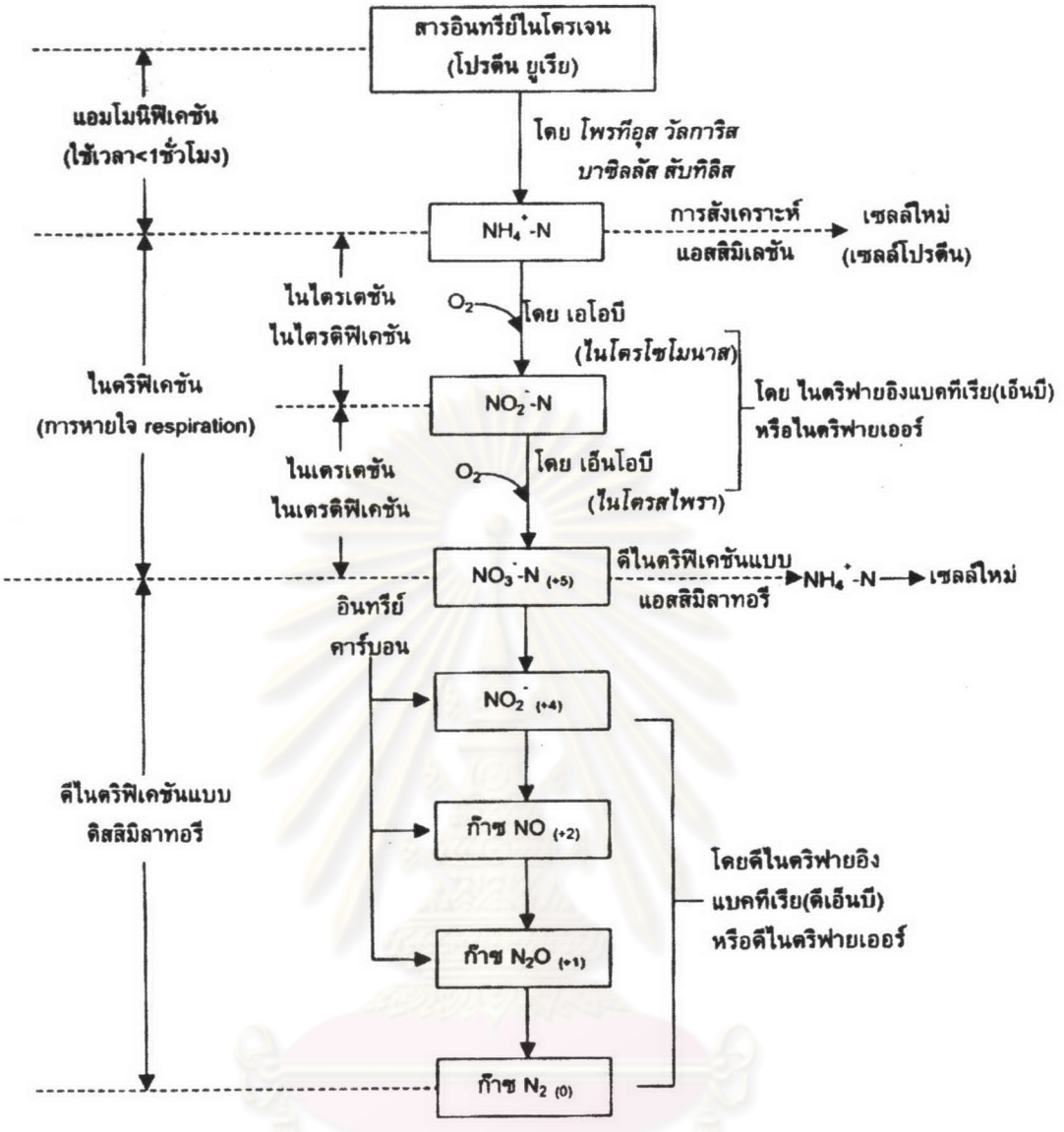
ดังที่กล่าวถึงแนวความคิดในปัญหาที่เกิดจากน้ำเสียที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมและสุขอนามัยของสิ่งมีชีวิต ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องควบคุมหรือกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียให้ลดลง จนไม่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสภาพแวดล้อม

โดยทั่วไปแล้วไนโตรเจนที่ถูกปล่อยออกมาเป็นน้ำเสียชุมชน จะมีค่าทีเคเอ็น (TKN. total kjeldahl nitrogen) ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมตาบอลิสม์ของโปรตีนร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายรวมออกมากับน้ำเสียจะอยู่ในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียมร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ ส่วนไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์มีอยู่น้อยมาก มีเพียงไม่ถึงร้อยละ 1 ปกติแล้วไนโตรเจนเป็นสารอาหาร (Nutrient) ที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต แต่ในน้ำเสียที่ถูกปล่อยออกมาปริมาณไนโตรเจนมีมากจนเกิดผลกระทบ ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียวิธีปกติทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดยังมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 15 – 35 มก./ล. แต่ในการบำบัดด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชั่น สามารถทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 2 - 10 มก./ล. ได้

การกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นโดยสารอินทรีย์ไนโตรเจนต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) เพื่อเปลี่ยนรูปให้เป็นเกลือแอมโมเนียม (NH_4^+-N) ในรูปต่างๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์ หรือแอมโมเนียมซัลเฟต หรือแอมโมเนียอิสระ(free ammonia, NH_3)เสียก่อน จึงจะถูกออกซิไดซ์โดยไนตริฟายอิงแบคทีเรียหรือไนตริฟายเออร์(nitifier) เป็นไนไตรต์และไนเตรตได้ในสภาวะแอโรบิก จากนั้นไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์นี้จะต้องถูกนำไปรีดิวซ์อีกครั้งโดยเฮเทอโรทรอฟในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ให้ไนเตรตกลายเป็นก๊าซไนโตรเจนและถูกปล่อยระบายออกสู่อากาศ โดยจะเหลือสารอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถทำการย่อยสลายได้ประมาณ 1 มก./ล. ในน้ำทิ้ง ขั้นตอนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแสดงไว้ในรูปที่ 2.1 โดยระบบฯ จะเริ่มต้นที่กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) ก่อนกระบวนการอื่น ๆ

2.5.1 แอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification)

แอมโมนิฟิเคชัน คือกระบวนการที่เปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนไปอยู่ในรูปอนินทรีย์ โดยทำการย่อยสลายและทำปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ให้กลายเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่มีบทบาทในขั้นตอนนี้ เช่น แบคทีเรีย แอคทิโนมัยซีทิส ฟังไจ ฯลฯ แอมโมเนียผลิตขึ้นได้โดย 1) ปฏิกิริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อซากสัตว์ ซากพืช และอุจจาระ และ 2) การหายใจแบบเอนโดจีนัสของเซลล์มีชีวิตและจากซากเซลล์ รวมทั้งเซลล์ที่แตก (lysed) แล้ว



หมายเหตุ : ไนโตรเจนที่ลดลงเนื่องจากการเอาไปสร้างเซลล์ใหม่นั้นมีปริมาณน้อยมาก ประมาณร้อยละ 3 ของค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด

รูปที่ 2.1 ขั้นตอนต่างๆ ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ส่วนการไฮโดรไลซ์ของยูเรียโดยเอนไซม์ยูรีเอสก็ปล่อยแอมโมเนียม (NH_4^+) ออกมาได้เช่นกัน ทั้งนี้ การที่สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมเนียมได้ จะต้องผ่านขั้นตอนแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อน แล้วจึงถูกลดอะมีน (deamination) เป็นแอมโมเนียต่อไป (Bitton,1994 : 54)

2.5.2 การสังเคราะห์เซลล์

เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักอย่างหนึ่งของเซลล์จุลินทรีย์ การที่เซลล์จะเจริญเติบโตได้จึงต้องอาศัยไนโตรเจน และการระบายสลัดจ์ทิ้งออกจากระบบฯด้วย ปริมาณไนโตรเจนที่ถูกกำจัดโดยวิธีนี้ขึ้นอยู่กับว่าระบบฯ สามารถผลิตเซลล์ขึ้นมาต่อวันได้มากน้อยเท่าใด ซึ่งไปขึ้นอยู่กับปริมาณอินทรีย์คาร์บอนที่ป้อนเข้ามาในระบบฯและวิธีการเดินระบบ(อายุสลัดจ์)อีกทอดหนึ่ง เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบประมาณร้อยละ 12.5 ของน้ำหนักแห้งของเซลล์ ปริมาณไนโตรเจนที่กำจัดได้จึงเขียนสมการได้ดังสมการ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 62)

$$d(NH_3\text{-}N) / dt = (0.125)\,(dX_v/dt) \qquad (2.1)$$

เมื่อ $d(NH_3\text{-}N) / dt$ คือ อัตราการกำจัดไนโตรเจนโดยการสังเคราะห์เซลล์, กรัมต่อวัน

dX_v / dt คือ อัตราการผลิตเซลล์ในรูปของวีเอสเอส, กรัมต่อวัน

สำหรับระบบเอเอส อัตราส่วนไนโตรเจนที่กำจัดได้ต่อบีโอดีที่ถูกกำจัดไป จะเป็นดังนี้

$$\{d(NH_3\text{-}N) / dt\} / (dBOD/dt) = 0.12\,(dX_v/dt) / (dBOD/dt) \qquad (2.2)$$

และเมื่อนำเอาอายุสลัดจ์หรืออัตราส่วนเอฟต่อเอ็ม และการเน่าเปื่อยมาร่วมพิจารณาด้วย จะได้สมการเป็น

$$d(NH_3\text{-}N) / dBOD = 0.125\,Y - 0.125\,(X_d)(k_d) / (F/M) \qquad (2.3)$$

เมื่อ Y = ค่ายีลด์, กรัมวีเอสเอสต่อกรัมบีโอดี

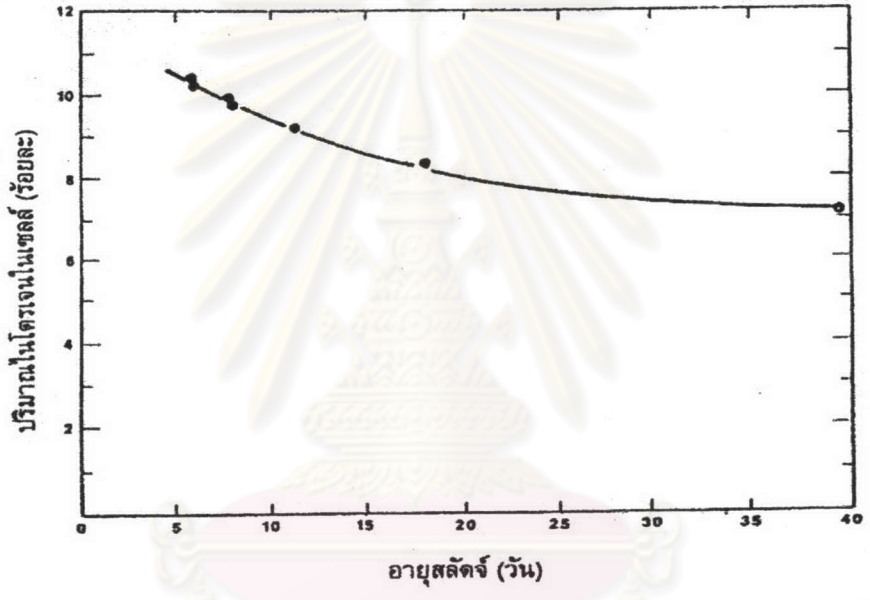
X_d = ส่วนของเอ็มแอลวีเอสเอสที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้

k_d = อัตราการเน่าเปื่อยแบบเอนโดจีนัส, กรัมวีเอสเอสต่อกรัมวีเอสเอส-วัน

F/M = อัตราภาระอินทรีย์, กรัมบีโอดีต่อกรัมวีเอสเอส-วัน

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

เนื่องจากค่า Y ปกติไม่สูงกว่า 0.6 อัตราส่วนสูงสุดทางทฤษฎีสำหรับการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจน ต่อบีโอดีที่ถูกกำจัดจึงเท่ากับ 0.075 แต่อัตราส่วนในงานจริงจะน้อยกว่าค่านี้ ขึ้นอยู่กับค่า F/M ลงหรือเพิ่มอายุสลัดจ์ (θ_c) ขึ้น สัดส่วนของไนโตรเจนในเซลล์จะลดลงตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 3.2 ซึ่งนั่นก็หมายถึงการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการสังเคราะห์เซลล์สุทธิของเซลล์ลดลงตามไปด้วย ดังนั้น การกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีสังเคราะห์เซลล์จะได้เพียงประมาณร้อยละ 2-5 ของบีโอดีในน้ำเสียชุมชนของต่างประเทศ แต่ของประเทศไทยซึ่งมีอัตราส่วนบีโอดีเทียบกับไนโตรเจนต่ำสัดส่วนนี้ก็จะสูงขึ้น



รูปที่ 2.2 ปริมาณไนโตรเจนในเซลล์(ในรูปวีเอสเอส) (Sedlak และคณะ, 1991 : 6)

2.5.3 ไนตริฟิเคชั่น (Nitrification)

เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันจนสารอินทรีย์ไนโตรเจนแปรรูปไปเป็นแอมโมเนียแล้ว จะเกิดกระบวนการสังเคราะห์หรือแอสสิมิเลชันของไนโตรเจน เอาไปสร้างเป็นเซลล์ (โปรตีน) ใหม่ของโอเอชโอ ในขณะเดียวกันถ้าสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยและระบบฯ ยังอยู่ในภาวะแอโรบิก จะเกิดการหายใจ (respiration) โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น โดยกระบวนการนี้จะแบ่งออกเป็นสองขั้นตอนย่อยคือ ไนไตร-เตชัน (nitritation) ซึ่งเรียกอีกอย่างว่าไนเตรติฟิเคชัน (nitratification) ในขั้นตอนย่อยแรกแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์เรียกรวม ๆ ว่า เอโอบี หรือ AOB

(amminium oxidizing bacteria) โดยแบคทีเรียส่วนใหญ่ได้แก่กลุ่มไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonus) ส่วนในขั้นตอนย่อยที่สอง แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต เรียกรวมว่า เอ็นโอบี หรือ NOB (nitrite oxidizing bacteria) เช่น ไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobactor)

อย่างไรก็ตาม ในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไป จะไม่เกิดไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ เพราะมีบางส่วนของอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีววิทยาได้ (หรือได้ไม่ง่าย) ทำให้น้ำทิ้งมีอินทรีย์ไนโตรเจนอยู่ประมาณไม่น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรเสมอ

ในขั้นตอนไนตริฟิเคชั่นทางชีวภาพของแอมโมเนียไนโตรเจน มีอยู่สองขั้นตอนโดยเกี่ยวกับจุลชีพสองประเภทได้แก่ Nitrosomonas และ Nitrobacter ดังแสดงในสมการ (2.4) และ (2.5) ตามลำดับ

1) ปฏิกิริยาจากไนโตรโซโมนาสจะออกซิไดซ์ แอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์

$$2NH_4^+ + 3O_2 \text{ ----> } 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+ + \text{เซลล์ใหม่} \qquad (2.4)$$

2) ปฏิกิริยาจากไนโตรแบคเตอร์จะออกซิไดซ์ไนไตรท์ให้เป็นไนเตรท

$$2NO_2^- + O_2 \text{ ----> } 2NO_3^- + \text{เซลล์ใหม่} \qquad (2.5)$$

สมการ (2.4) และ (2.5) ได้แสดงสมการที่เกี่ยวกับพลังงานที่ถูกใช้โดย Nitrosomonas และ Nitrobacter เพื่อการเจริญเติบโตและซ่อมแซมส่วนที่ชึกหรอของเซลล์ สมการ (3.6) ได้แสดงสมการรวมของทั้งสองสมการข้างต้น

$$NH_4^+ + 2O_2 \text{ ----> } NO_3^- + 2H^+ + H_2O \qquad (2.6)$$

ขณะที่สมการดังกล่าวได้เกิดขึ้น พวก NH_4^+ ได้ช่วยหรือได้ถูกใช้ในการเสริมสร้างเซลล์ ดังสมการการสังเคราะห์พวกมวลจุลชีพในสมการ (2.7)

$$4CO_2 + HCO_3^- + NH_4^+ + + H_2O \text{ ---> } C_5H_7O_2N + 5O_2 \qquad (2.7)$$

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

โดย $C_5H_7O_2N$ เป็นพวกเซลล์จุลชีพที่ถูกสังเคราะห์ขึ้นมา ดังนั้นเมื่อนำมาพิจารณาร่วมกันหมด ทั้งสมการออกซิเดชันและสมการสังเคราะห์ (Synthesis) ซึ่งสามารถเขียนเป็นสมการรวมทั้งหมดได้เป็นสมการ (3.8)

$$NH_4^+ + 1.83\ O_2 + 1.98\ HCO_3^- \rightarrow 0.021\ C_5H_7O_2N + 0.98\ NO_3^- + 1.041\ H_2O + 1.88\ H_2CO_3 \qquad (2.8)$$

จากสมการ 3.8 ในการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก./ล. จะใช้ออกซิเจน 4.18 มก./ล. ใช้ความเป็นด่าง 7.14 มก./ล. และเกิดเซลล์ใหม่ 0.15 มก./ล.

อัตราเร็วของปฏิกิริยาไนเตรติฟิเคชันโดยไนโตรแบคเตอร์ ทำได้เร็วกว่าของไนไตรติฟิเคชันโดยไนโตรโซโมนาส ดังนั้นอัตราเร็วทั้งหมดหรือกระบวนการไนตริฟิเคชันโดยรวมจึงถูกกำหนดโดยการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตร์ตโดยไนโตรโซโมนาสเป็นสำคัญ

2.5.4 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชั่น

1) อุณหภูมิ (Temperature, T)

อุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบคเตอร์มากกว่าไนโตรโซโมนาส กระบวนการไนตริ-ฟิเคชั่น เกิดในช่วงอุณหภูมิ 4 ถึง 45 °C โดยที่อุณหภูมิ 35 °C เหมาะต่อจุลชีพไนโตรโซ-โมนาส และที่ 35 ถึง 42 °C เหมาะต่อจุลชีพไนโตรแบคเตอร์ (รัชพล สุทธาโรจน์, 2540 อ้างถึงใน U.S. EPA,1994) แต่โดยทั่วไปแล้วอัตราของปฏิกิริยาจะเพิ่มตามอุณหภูมิที่สูงขึ้นตาม

สมการของ Arrhenius ซึ่งใช้ได้เฉพาะที่อุณหภูมิ 8 ถึง 30 °C ดังนี้

$$\mu_m = 0.47\ C^{0.0098\ (T-15)} \qquad (2.9)$$

โดย μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (ต่อวัน)

T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

อนึ่งหากอุณหภูมิอยู่นอกช่วงอุณหภูมิ 8 ถึง 30 °C ก็ให้ทำการทดลองขึ้นมาเป็นการเฉพาะและควรทำกับน้ำเสียจริงของกรณีนั้นๆด้วย สิ่งที่น่าเป็นห่วง คือการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างกระทันหัน เพราะอาจทำให้จุลินทรีย์ช็อกและหยุดการทำงาน ซึ่งจะทำให้ระบบวิบัติได้

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen, DO)

ค่าออกซิเจนละลายมีความสำคัญต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน เนื่องจากเป็นตัวรับอิเลคตรอนจากแอมโมเนียไนโตรเจน เพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรตตามลำดับ โดยทั่วไปมักให้มีค่าระหว่าง 0.5 ถึง 2.5 มก./ล. ตามลำดับ

ผลกระทบจากค่าออกซิเจนละลายสามารถใช้สมการจลน์ศาสตร์ซ้อนของ Monod ในรูปของทั้งไนโตรเจนและค่าออกซิเจนละลายได้คือ

$$\mu = [\mu_m N/(K_n + N)][DO/(K_0 + DO)] \qquad (2.10)$$

โดย μ = อัตราเจริญเติบโตจำเพาะ

N = ค่าแอมโมเนียไนโตรเจน

K_n = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของแอมโมเนียไนโตรเจน

K_0 = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของออกซิเจนละลาย

DO = ค่าออกซิเจนละลาย

โดยที่ค่า K_0 ได้มีการศึกษาและแสดงไว้ดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ค่าสัมประสิทธิ์อิ่มตัวของออกซิเจนละลายน้ำ (Randall, et. al:1992)

ชนิดของจุลินทรีย์	K_0 (มก./ล.	เอกสารอ้างอิง
Nitrosomonas	0.3	Loveless และ Painter (1968)
	0.25	Peeters, et al. (1969)
	0.50	Laudelout, et al. (1974)
Nitrobacter	1.84	Peeters, et al. (1969)
	0.72	Laudelout, et al. (1976)
Activated sludge	0.43	Stankevich (1972)
	2.00	Nagel และ Haworth (1969)
	0.45,0.56	Stenstrom และ Song (1991)

โดยทั่วไปแล้วมักใช้ค่าออกซิเจนละลายต่ำสุดที่ 2.0 มก./ล. เพื่อป้องกันภาวะสูงสุดของแอมโมเนียแพร่ผ่าน ทั้งนี้ถ้าค่าดีโอเพียงเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตรก็จะไม่มีผลกระทบทางลบต่อไนตริฟิเคชันแล้ว หากต้องการความมั่นใจก็ต้องจัดให้

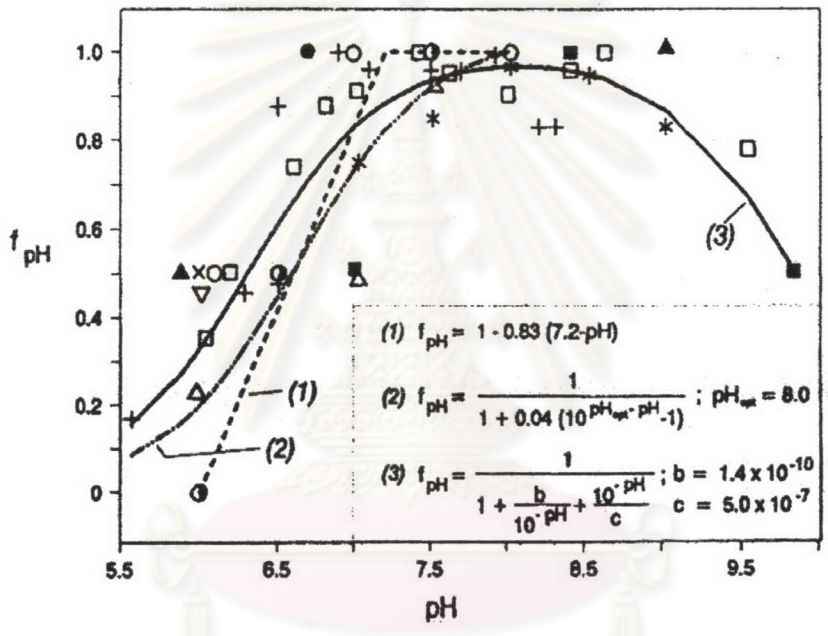
มีดีโอเท่ากับ 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร เพราะหากมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพออาจทำให้ระบบไม่สามารถทำงานได้ดี ดังแสดงในตารางที่ 2.4 แต่หากเติมอากาศมากไปก็มีข้อเสีย คือ เปลืองพลังงานละค่าดำเนินการของระบบบำบัดตามมา นอกจากนี้ก็ได้มีรายงานว่าค่าดีโอต่ำสุดที่ยังคงมีไนตริฟิเคชันได้นั้น ขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ด้วย ที่อายุสลัดจ์สูงๆ ค่าดีโอขั้นต่ำควรไม่น้อยกว่า 0.5-1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ถ้าอายุสลัดจ์ต่ำลงค่าดีโอก็ต้องสูงขึ้น (Stenstorm และ Poduska, 1980)

ตารางที่ 2.4 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Sharma และ Ahlert, 1977)

ออกซิเจนละลายน้ำ (มก./ล.)	สภาพที่พบ	สภาพที่ตรวจสอบ	เอกสารอ้างอิง
0.08	Critical	Pure culture of Nitrosocystis oceanus	Gunderson (1966)
<0.5	O_2 uptake by Nitrifiers occurs	Dropping Hg-electrod method used to measure O_2 uptake	Painter และ Jones (1963)
<1-1.5	Limiting	Activated sludge	Wuhrmann(1968)
<2	Limiting for Nitrosomonas	Thames estuary, England	Downing และ Barret (1965)
<3	Limiting	Activated sludge	Downing และ Knoowles (1966)
<4	Limiting for Nitrobactor growth	Activated sludge	Wuhrmann (1968)
Up to 6	No inhibition No increase rate of NH_3-N oxidation	Submerged sludge Receiving preoxygen rated feed	Haug และ McCarty (1972)

3) ค่าความเป็นกรด ด่าง (pH)

ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะมีการใช้สภาพด่างไปด้วย พีเอชของถังปฏิกิริยาจึงอาจลดลงโดยเฉพาะในกรณีที่น้ำเสียมีสภาพด่างต่ำ หลังการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้วควรมีสภาพด่างคงเหลือในระบบฯประมาณ 50-100 มิลลิกรัม $CaCO_3$ต่อลิตร ระบบฯ จึงจะทำงานได้เป็นปกติ ในกรณีเช่นนี้อาจต้องเติมโซดาไฟ โซดาแอช หรือปูนขาว ลงไปสู่ระบบฯ ด้วย เพื่อให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรียทั้งสองกลุ่ม ซึ่งไวต่อพีเอชมากและทำงานได้ดีในพีเอชค่อนไปทางด่างหรือประมาณ 7.5-9.0 (Henze และคณะ,1997: 81) ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ได้อย่างดีที่สุดเท่าที่จะเป็นไปได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 ผลกระทบของพีเอชต่อค่า f_{pH} สำหรับไนตริฟิเคชัน (WEF, 1998a.)

ค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับไนตริฟิเคชั่นคือ 8.4 และอัตราไนตริฟิเคชันจะสูงสุดที่ค่าพีเอชนี้ ส่วนพีเอชในช่วง 7.8-8.9 อัตราไนตริฟิเคชั่นจะลดลงไปถึงร้อยละ 10 แต่ถ้าพีเอชออกไปนอกช่วง 7.0-9.8 อัตราไนตริฟิเคชันลดลงเหลือเพียงร้อยละ 50 ของอัตราสูงสุด (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2540 อ้างถึงใน Wild และคณะ, 1970) และอัตราพีเอชจะลดลงเป็นศูนย์เมื่อพีเอชลดลงต่ำกว่า 6 หรือสูงเกิน 10 ดังนั้นจึงควรควบคุมระดับพีเอชให้ เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เพื่อทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ ดังแสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ผลของพีเอชต่อกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชัน (Sharma และ Ahlert, 1977)

พีเอช	ลำดับยับยั้ง	สภาพที่ตรวจสอบ	เอกสารอ้างอิง
6.5-8.5	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Meyerhof (1971)
9.3	50%		
6.7-8.0	Optima	Pure culture; Test-tube scale	Barritt (1933)
5.5	100%		
8.0-8.5	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Buswell, et al.(1954)
8.3-8.6	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Lees (1954)
7.2-8.2	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Lees (1954)
7.2-9.2	Optima	Pure culture of Nitrosomonas	Engel และ Alexander (1965)
7.3-8.4	Optima	Pure culture of Nitrobacter	Boon และ Laudelout (1962)
7.5-8.0	Optima	Pure culture of Nitrobacter	Loveless และ Painter (1968)
7.0-8.0	Optima	Submerge filter	Prakasam และ Ldchr (1972)
6.1	50%	Predominant Nitrifying bacteria	Rimer และ Woodward (1972)
8.4-8.5	Optima	Two-stage Nitrifying bacteria	Barritt (1933)
7.45	Optima	Marine Nitrifying filter system	Lees (1954)

4) ค่าอัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN

ค่าอัตราส่วนค่า BOD กับค่า TKN เป็นปัจจัยที่สำคัญมากอย่างหนึ่ง โดยปกติในระบบไนตริฟิเคชั่น ที่มีสารอินทรีย์เพียงพอต่อการเติบโตของพวกเฮทเทอโรโทรบ ซึ่งมีอัตราการสร้างเซลล์เร็วกว่าพวกไนตริไฟอิ้ง (Nitrifying Bacteria) ทำให้เวลาออกแบบจะต้องคำนึงถึงพวกในตริไฟอิ้งแบคทีเรีย โดยให้มีค่าเวลาเก็บกักของแข็ง (Solid Retention Time) ให้เพียงพอต่อเพื่อไม่ให้เกิดการชะล้างจุลชีพออกจากระบบของพวกไนตริไฟอิ้ง

โดยอัตราส่วนของค่า BOD ต่อค่า TKN จะเป็นสัดส่วนต่อปริมาณจุลชีพไนตริ-ไฟอิ้ง ถ้าอัตราส่วนของ BOD :TKN เพิ่มขึ้น ปริมาณจุลชีพไนตริไฟอิ้งก็ลดลงดังตาราง ที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 สัดส่วนของจุลชีพไนตริไฟอิ้งในระบบฯ เมื่อมีบีโอดีต่อทีเคเอ็นต่างๆ กัน (U.S. EPA, 1975)

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

5) สารยับยั้งและสารพิษ

กระบวนการไนตริฟิเคชันนี้ถูกยับยั้งได้ไม่ยาก เพียงมีสารใดสารหนึ่งที่มีผลในการยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชั่น ทำให้อัตราลดลง หรือมากพอที่จะทำให้จุลชีพชนิดนี้ตาย และหยุดกระบวนการจนกว่าความเป็นพิษจะหมด และสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่

ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียอิสระหรือเป็นก๊าซแอมโมเนีย รวมทั้งกรดไนตรัส (HNO_2) ที่ไม่แตกตัว มีความเป็นพิษต่อไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียได้ ทั้งๆที่ตัวมันเองเป็นผลผลิตจากขั้นตอนต่างๆในกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังนั้นพีเอชต่ำ(เกิดเป็นกรดไนตรัส) และสูง(เกิดเป็นแอมโมเนียอิสระ) เกินไปจะทำให้ความเป็นพิษรุนแรงขึ้น โดยไนโตรแบคเตอร์มีความไวต่อความเป็นพิษของแอมโมเนียอิสระกว่าไนโตรโซโมนาส

จากการศึกษาของ Turk และ Mavinic (1986) พบว่า ถ้ามีก๊าซแอมโมเนีย(แอมโมเนียอิสระ) 0.1-1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะเกิดการยับยั้งการออกซิไดซ์ไนไตรต์ได้ และถ้ามีก๊าซแอมโมเนีย 5-20 มิลลิกรัมไนโตรเจนจะยับยั้งการออกซิไดซ์แอมโมเนีย ในขณะที่ไนไตรต์-ไนโตรเจนความเข้มข้นสูงถึง 100 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ไม่มีผลยับยั้งไนตริฟิเคชันอย่างมีนัยสำคัญ ดังนั้นตัวที่เป็นพิษจริงจึงเป็นกรดไนตรัสและแอมโมเนียอิสระเป็นส่วนใหญ่ ไม่ใช่อนุมูลไนไตรต์หรือเกลือแอมโมเนีย

นอกจากนี้ยังมีสารหลากหลายชนิดที่สามารถยับยั้งไนตริฟิเคชันในระบบเอเอสได้ ตารางที่ 2.7, 2.8 และ 2.9 สรุปความเข้มข้นของสารต่างๆ ทั้งอินทรีย์และอนินทรีย์ที่มีผลในการยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 2.7 **ปริมาณโลหะที่ยับยั้งไนตริฟิเคชัน** (Henze และคณะ, 1997)

โลหะ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลกระทบ
โคบอลต์	0.08-0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
โครเมียม$^{+3}$	> 0.25	ยับยั้งการโตของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
	118	ยับยั้งร้อยละ 75 ของสลัดจ์ไวงาน
ทองแดง	0.05-0.56	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
	4	ไม่เห็นผลยับยั้งในสลัดจ์ไวงาน
	150	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
นิกเกิล	>0.25	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
สังกะสี	0.08-0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)

ตารางที่ 2.8 **สารอนินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งไนตริฟิเคชัน** (Henze และคณะ, 1997)

แคดเมียม	14.3	มิลลิกรัมต่อลิตร	ตะกั่ว	0.5	มิลลิกรัมต่อลิตร
โครเมียม III	10	มิลลิกรัมต่อลิตร	ทองแดง	230	มิลลิกรัมต่อลิตร
ซัลไฟด์	5.0	มิลลิกรัมต่อลิตร	นิกเกิล	5.0	มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมคลอไรด์	35,000	มิลลิกรัมต่อลิตร	โพแทสเซียมไดโครเมต	6.0	มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมไซยาเนต	100	มิลลิกรัมต่อลิตร	โพแทสเซียมไธโอไซยาเนต	300	มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมไซยาไนด์	1	มิลลิกรัมต่อลิตร	สังกะสี	11.0	มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมอาร์ซีไนต์	2,000	มิลลิกรัมต่อลิตร	แอมโมเนียม	1,000	มิลลิกรัมต่อลิตร
ไซยาไนด์	16.5	มิลลิกรัมต่อลิตร	ไฮโดรเจนซัลไฟด์	50	มิลลิกรัมต่อลิตร

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.9 **สารอินทรีย์ที่มีผลยับยั้งไนตริฟิเคชัน** (WEF, 1998a)

สารอินทรีย์	มิลลิกรัมต่อลิตร
Acetone	2,000
Allyl isothiocyanate	1.9
Allyl thiourea	1.2
2-Aminophenol	0.27
4-Aminophenol	0.07
Benzene	13.00
Benzyldimethyldodecylammonium chloride	2.0
2-Bromophenol	0.35
Carbamate	2
Chlorine	1
Chlorobenzene	0.71, 500
Chloroform	18.0
3-Chlorophenol	0.20
4-Chlorophenol	0.73
5-Chloro 1-pentyne	0.59
m-Cresol	01.-100
p-Cresol	12.8
Cyclohexylamine	0.500
1,1-Dichloroethane	0.91
2,4-Dichloroethane	0.79
2,3-Dichlorophenol	0.61
1,3-Dichloropropene	0.67
Diethyl dithiothiosemicarbazide	0.1
Dithio-oxamide	1
Dodecylamine	<1
Ethanol	2,400
Ethyl acetate	18
Ethyl urethane	1,000

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.9 (ต่อ) สารอินทรีย์ที่มีผลยับยั้งไนตริฟิเคชัน (WEF, 1998a)

สารอินทรีย์	มิลลิกรัมต่อลิตร
Flavonoids	0.01
8-Hydroxyquiniline mercaptobenzothiazole	1
Methanol	160
n-Methylaniline	<1
Methyl isothiocyanate	0.800
Methyl mercaptan	300
Methylthiourea	0.455
Methylene blue	30
Nitrobenzene	50.0
Nitrourea	1.0
Phenolic acids	0.01
n-Propanol	20.0
Pyruvate	400
Sodium methyl dithiocarbamate	0.90
Tannin	0.01
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene	20.00
1,1,2,2-Tetrachloroethane	1.40
1,2,3,5,6-Tetrachlorophenol	1.30
Thiamine	0.530
Thiocyanates	0.180
Thiosemicarbazide (Aminothiourea)	0.760
Thiourea	1
2,4,6-Tribromophenol	2.5
2,2,2-Trichloroethanol	2.00
1,1,2-Trichloroethane	1.90
Trichloroethylene	0.81
2,3,6-Trichlorophenol	0.42
1-Valine	1.8

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.5.5 **ดีไนตริฟิเคชั่น** (Denitrification)

เมื่อไนโตรเจนถูกแปรรูปมาอยู่ในรูปของไนเตรตแล้ว จะสามารถถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบฯ ได้สองทาง (Tiedje, 1988) คือ

1.วิธีแอสสิมิเลชัน (assimilatory DN)

จุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนสำหรับการสังเคราะห์โปรตีน ไนโตรเจนที่ดีที่สุด สำหรับการนี้คือไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียม แต่ถ้าไม่มีแอมโมเนียมในระบบฯ หรือมีไม่พอ จุลินทรีย์บางชนิดจะสามารถลดรูปไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียมและเอามาใช้เพื่อการนี้ได้ (Gayle และคณะ, 1989) ในวิธีนี้ไนเตรตจะถูกดีไนตริฟายด์และลดรูปไปเป็นแอมโมเนียมด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสหลายชนิด ก่อนที่จะถูกจุลินทรีย์นำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ (เป็นโปรตีนหรือกรดนิวเคลอิก) ผ่านกระบวนการที่เรียกว่าแอสสิมิเลชัน ขั้นตอนนี้จึงเรียกว่าดีไนตริฟิเคชันแบบแอสสิมิเลชัน ซึ่งมีสัดส่วนน้อยเมื่อเทียบกับวิธีดีไนตริฟิเคชันแบบดิสสิมิเลชัน

2. วิธีดิสสิมิเลชัน (dissimilatory DN)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้ จุลินทรีย์ดีไนตริฟิฟายเออร์เป็นได้ทั้งแบบเฮเทอโรทรอฟและออโตทรอฟเหมือนกับในขั้นตอนไนตริฟิเคชัน แต่ไม่เหมือนกันตรงที่ภาวะนี้ต้องเป็นแบบแอนอกซิก(anoxic) คือมีไนเตรตแต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ และกลับกันตรงที่ในขั้นตอนนี้เฮเทอโรทรอฟมีบทบาทมากกว่าออโตทรอฟอย่างมาก จุลินทรีย์แบบเฮเทอโรทรอฟนี้ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนและใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากรูปที่ 2.1 จะเห็นได้ว่า ต้องมีการใช้อินทรีย์คาร์บอนในการลดรูปของไนโตรเจนทุกขั้นตอน ตั้งแต่ไนเตรต(วาเลนซี+5)ไปเป็นไนไตรต์ (+4) ก๊าซไนตริกออกไซด์, NO (+2) ก๊าซไนตรัสออกไซด์, N_2O (+1) ไปจนถึงก๊าซไนโตรเจน, N_2 (ศูนย์) ก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซที่ละลายน้ำได้น้อยมาก จึงถูกขับไล่ออกจากมวลน้ำได้ง่าย การกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดขึ้นได้ไม่ยาก U.S. EPA(1975) ได้รายงานว่าวิธีนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึงร้อยละ 95

อนึ่งการที่จะเกิดไนตริฟิเคชันคือ แอมโมเนียเปลี่ยนไปเป็นไนเทรต เกิดได้ไม่ยุ่งยากมากนักเพราะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขไม่มาก แต่การที่จะเกิดดีไนตริฟิเคชันจะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขมากกว่าต้องขึ้นอยู่กับว่าเกิดไนตริฟิเคชันมากหรือน้อยด้วย และต้องอาศัยแหล่งคาร์บอนที่ย่อยสลายได้เป็นสำคัญด้วย แหล่งคาร์บอนที่สามารถนำมาใช้กับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมีอยู่ 3 แหล่ง ดังนี้ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2000 : 485 - 486)

1) ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายนอกจริงๆ เช่นการเติมเมธานอล(CH_5OH)หรือกรดอาซิติก(CH_3COOH)เข้าสู่ระบบฯ

2) ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายนอกเทียม คือการเอาสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียมาป้อนให้แก่ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียหรือดีเอ็นบีใช้

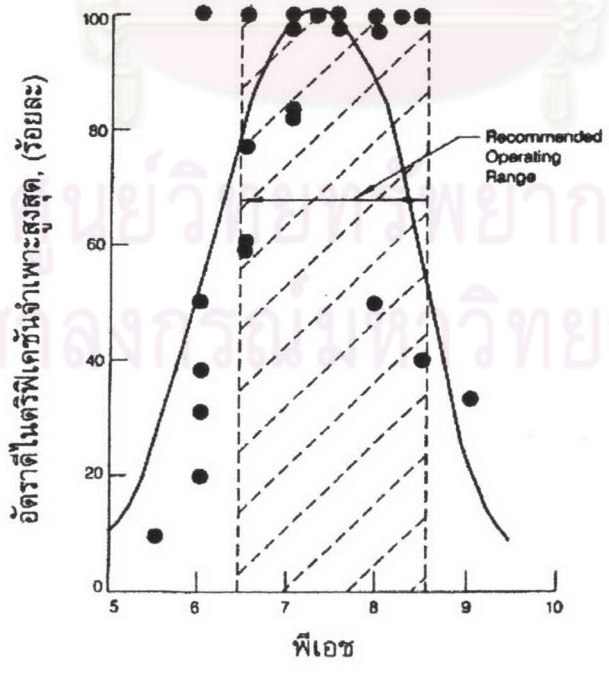
3) ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายใน คือหากไม่เติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบฯ แล้ว ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียจะต้องใช้อินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์มาเป็นแหล่งคาร์บอนแทน กล่าวคือ เซลล์ต้องย่อยสลายตัวเอง และคายสารคาร์บอนมาให้ดีไนติฟายเออร์ใช้ในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชันแบบเอนโดจีนัสนั่นเอง

2.5.6 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น

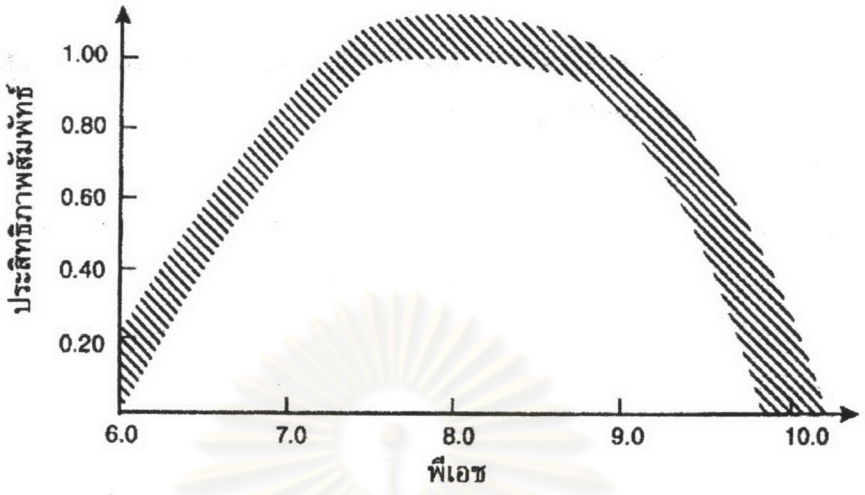
1) ค่าความเป็นกรด ด่าง (pH)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพด่างขึ้นมาได้ พีเอชของเอ็มแอลในถังแอนอกซิกจึงมีค่ามากกว่าในถังแอโรบิก พีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริไฟอิงแบคทีเรียคือ 6.5-8.5 ดังแสดงในรูปที่ 3.4

Henze et al. (1997) ได้สรุปว่า พีเอชในช่วง 7-9 เป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 3.5 กล่าวคือ พีเอชมีผลต่อดีไนตริฟายเออร์น้อยกว่าที่มีไนตริฟายเออร์ ดังนั้นถ้านำค่าพีเอชนี้ไปรวมกับกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบสลัดจ์ผสมควรอยู่ในช่วง 7.5-8.0 จะดีที่สุด ถ้าพีเอชลดลงต่ำ เช่นต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์(N_2O) เป็นผลสุดท้ายของดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน แต่ถ้าพีเอชค่อนไปทางด่าง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี



รูปที่ 2.4 ผลของพีเอชต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงสุด (WEF, 1998b)



รูปที่ 2.5 เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน (Henze และคณะ,1997)

2) ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen, DO)

ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์เมื่อมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จะให้พลังงานสูงกว่าเมื่อมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นหากมีดีโอคู่อยู่กับไนเตรต แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรต ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองคาร์บอนอินทรีย์ไปจนอาจเหลือไม่พอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์

โดยทั่วไปค่าออกซิเจนละลายน้ำหรือดีโอหากมีค่ามากกว่า 0.2 มก./ล จะสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 อ้างถึงใน Wheatland, 1959) พบว่าที่ค่าออกซิเจนละลาย 0.20 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 50 ของที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์และที่ออกซิเจนละลาย 20 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 10 ที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์

3) อุณหภูมิ (Temperature, T)

ดีไนตริฟายเออร์มีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้ว่าจะโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5-25 องศาเซลเซียส(WEF, 1998a: 81) แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส ดูรูปที่ 2.6 อัตราสูงสุดของดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย ดังแสดงในตารางที่ 3.11 โดยมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณหนึ่งเท่าทุกๆ อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส ที่เพิ่มขึ้นในช่วง 5-25 องศาเซลเซียส

ผลกระทบจากอุณหภูมิต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้คือ

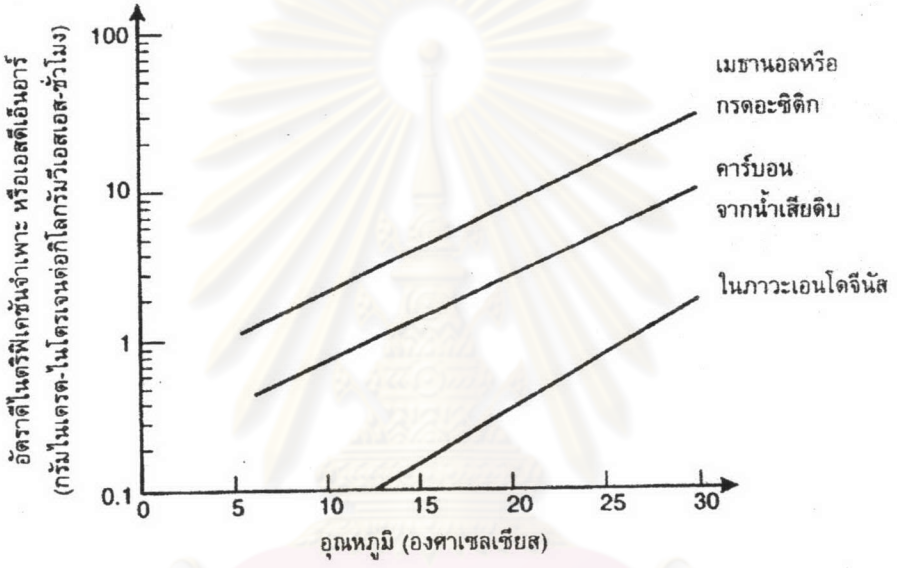
$$q_{D,T} = q_{d,20}\ \theta^{(T-20)} \qquad (2.11)$$

โดย $q_{D,T}$ = อัตราดีไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ T° ซ (มก. NO_3^- - N/ก.VSS-วัน)

$q_{D,T}$ = อัตราดีไนตริฟิเคชันที่อุณหภูมิ 20° ซ (มก. NO_3^- - N/ก. VSS-วัน)

θ = ค่าคงที่ของ Arrenhius

T = อุณหภูมิ



รูปที่ 2.6 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อุณหภูมิต่างๆ เมื่อใช้สารอาหารต่างกัน (Henze และคณะ, 1997)

ตารางที่ 2.10 อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะที่อายุสลัดจ์และอุณหภูมิต่างกัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

อุณหภูมิ	อายุสลัดจ์		มิลลิกรัมNO_x^--N
องศาเซลเซียส	รวม	แอนอกซิก	ต่อกรัมวีเอสเอส-ชั่วโมง
7	3.4	1.0	1.14
	10.3	3.0	0.48
15	2.0	0.6	1.4
	4.0	1.1	2.4
25	1.8	0.5	5.4
	5.0	1.4	4.1

4) อายุสลัดจ์

เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น การผลิตเซลล์สุทธิลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดีไนตริฟายเออร์ที่เท่ากันจะลดลง นอกจากนี้ ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอนอกซิกเพิ่มขึ้น อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะจะลดลงด้วย

5) ไนไตรต์

ไนไตรต์ในรูปของกรดไนตรัส (HNO_2)อิสระกล่าวคือไม่แตกตัวเป็นไอออนสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.13 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ที่ความเข้มข้นนี้และที่พีเอชในช่วง 6-8 จะเทียบเท่ากับไนไตรต์ในรูปแตกตัวเป็นไอออนเท่ากับถึง100 มิลลิกรัมไนไตรต์ต่อลิตร ผลกระทบของไนไตรต์ต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียจึงมีไม่มาก ในงานปฏิบัติงานภาคสนามจริง แต่ถ้ามีสารพิษอื่นๆ มาทำให้ไนโตรแบคเตอร์ไม่ทำงานหรือทำงานช้าลง ก็อาจมีไนไตรต์สะสมมากขึ้นจนเป็นอันตรายต่อระบบฯได้

6) สารยับยั้งปฏิกริยา

จุลชีพดีไนตริฟายเออร์ได้รับผลกระทบจากสารยับยั้งปฏิกิริยาน้อยกว่าพวกไนตริ-ฟายเออร์ ความสามารถในการปรับตัวต่อสารยับยั้งมีสูง U.S. EPA(1987a)

2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ชัยพร ภู่ประเสริฐ (2538) ได้ศึกษาความเป็นไปได้ และพฤติกรรมของระบบแอ็กติเวดเต็ดสลัดจ์ที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำและมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนประมาณ 10 นอกจากนี้ยังได้ทำการแปรเปลี่ยนค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนของน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบเท่ากับ 6, 9, 12 และ 15 โดยใช้ระบบเชื้อผสมชนิดดีไนตริฟิเคชั่นเกิดก่อน ซึ่งประกอบด้วย ถังแอนนอกซิก ถังแอโรบิก และถังตกตะกอน อย่างละ 1 ถังเรียงกันตามลำดับ อัตราการไหลเข้าของน้ำเสียมีค่าคงที่ในทุกการทดลองเท่ากับ 30 ลิตรต่อวัน ถังแอนนอกซิกและแอโรบิกมีเวลากักน้ำเท่ากับ 5 ชั่วโมงทั้ง 2 ถัง ควบคุมค่าอายุตะกอนทั้งระบบเท่ากับ 10 วัน และอัตราการเวียนกลับของตะกอนสลัดจ์เท่ากับ 5 เท่าของอัตราการไหลเข้า ผลการทดลองพบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดได้ดีทุกการทดลอง ส่วนกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเกิดได้มากขึ้นเมื่อมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนสูงขึ้น และสามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์ที่ค่าอัตราส่วนเท่ากับ

ชาญยุทธ ศาสตรชัย (2540) ได้ศึกษาถึงตำแหน่งของการเกิดสภาพแอนนอกซิกภายในระบบ และศึกษาถึง ช่วงเวลาที่เหมาะสม ของการเกิดสภาพแอนนอกซิกกับแอโรบิก ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในถังปฏิกิริยาฟิลม์ชีวภาพแบบตัวกลางเคลื่อนที่ โดยใช้แบบจำลองที่มีถังปฏิกริยา ขนาด 3.5 ลิตร จำนวน 6 ถัง มาบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ ที่ภาระบรรทุกของไนโตรเจนรวม และสารอินทรีย์ เท่ากับ 0.8 ก.N/ม.^{2}-วัน และ 12.0 ก.FCOD/ม.^{2}-วัน ตามลำดับ โดยใช้อัตราการไหล 31.2 ลิตร/วัน ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 16.2 ชั่วโมง และทำการควบคุมอัตราการหมุนเวียนของน้ำเสียภายในระบบจากถังปฏิกริยาใบที่ 6 กลับสู่ถังปฏิกริยาใบที่ 1 ด้วยอัตราการไหล 62.4 ลิตร/วัน ทำการทดลองทั้งหมด 3 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 ทำการควบคุมถังปฏิกริยาที่ 1, 4 และ 5 ให้เกิดสภาพเป็นแอนนอกซิก การทดลองที่ 2 เปลี่ยนตำแหน่งของถังปฏิกริยาที่มีสภาพแอนนอกซิกมาเป็น ถังที่ 1, 2 และ 3 สำหรับการทดลองที่ 3 ทำการลดช่วงเวลาการเกิดสภาพแอนนอกซิก โดยให้ถังที่ 1 และ 2 มีสภาพเป็นแอนนอกซิกเท่านั้น ส่วนถังที่ 3, 4, 5 และ 6 ถูกควบคุมให้เกิดสภาพแอโรบิก จากการทดลองพบว่า การเปลี่ยนตำแหน่งถังแอนนอกซิก และ อัตราส่วนช่วงเวลาระหว่างแอนนอกซิกต่อแอโรบิค มีผลต่อการบำบัดไนโตรเจนรวม โดยการทดลองที่ 3 มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนรวมได้สูงสุด เฉลี่ย 88.7% แต่ทุกชุดการทดลองไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ ซึ่งมีประสิทธิภาพอยู่ระหว่าง 92-93 %

รัชพล สุทธาโรจน์ (2540) ศึกษาถึงความเป็นไปได้ และประสิทธิภาพของการกำจัดไนโตรเจน ด้วยถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่ (AMBF) และ ถังปฏิกรณ์ชนิดฟลูอิดไดซ์เบด (FBR) โดยทำการแปรค่าภาระบรรทุกทางอินทรีย์ ได้แก่ 1.05, 1.75, 2.46 และ 3.17 กก. ซีโอดี/ม.^{3}–วัน และค่าภาระบรรทุกทางทีเคเอ็น ได้แก่ 0.10, 0.16, 0.22, 0.29 กก. ทีเคเอ็น/ม.^{3}–วัน โดยควบคุมอัตราการไหลเข้าของน้ำเสียเท่ากับ 190 ลิตร/วัน อัตราการสูบน้ำทิ้งกลับเข้าถัง FBR เท่ากับ 3.5 เท่าของน้ำเสียเข้า ตัวกลางใช้ แอนทราไซท์ ขนาด 0.85 มม. เวลาเก็บกักในถัง AMBF เท่ากับ 4 ชม. 28 นาที และในถัง FBR เท่ากับ 22 นาที จากการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูง ในทุกชุดการทดลอง โดยมีประสิทธิภาพอยู่ระหว่าง 95-96% สำหรับค่าภาระบรรทุกทางอินทรีย์ที่ 3.17 กก. ซีโอดี/ม.^{3}–วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบยังมีประสิทธิภาพสูง แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด จะมีประสิทธิภาพลดลงมาก และจากงานวิจัย สรุปได้ว่า ค่าภาระบรรทุกอินทรีย์ที่เหมาะสำหรับออกแบบระบบนี้ ควรอยู่ในช่วง 1.0-2.4 กก. ซีโอดี/ม.^{3}–วัน

Burica, C. และคณะ (1999) ได้นำระบบเอเอสแบบพรีแอนอกซิกมาใช้ในโรงบำบัดน้ำเสียนำร่อง เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนจากน้ำเสียชุมชน อัตราน้ำเสียเข้าระบบ

เท่ากับ 33000 ม ^{3}/วัน โดยใช้สัดส่วนแอนอกซิก-แอโรบิกเท่ากับ 40:60 ทำการทดลองเดินระบบในช่วงฤดูร้อนและฤดูหนาว ซึ่งน้ำเสียเข้าระบบมีอุณหภูมิประมาณ 24 °C และ 10 °C ภายใต้สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม ได้คุณภาพน้ำทิ้งที่มีค่าไนโตรเจนรวมเท่ากับ 10 มก./ล (ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนรวมเท่ากับ 74 %) และสารอินทรีย์ไนโตรเจนเท่ากับ 2 มก./ล (ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนเท่ากับ 87 %) ค่า BOD_5 ที่เข้าระบบเท่ากับ 205 มก./ล เมื่อผ่านระบบแล้วลดลงเหลือ 7 มก./ล.

Chui, P.C. และคณะ (2001) ศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้ถังกรองชีวภาพจมน้ำที่มีส่วนของแอนแอโรบิก แอนอกซิกและแอโรบิก โดยแบ่งการทดลองออกเป็นสองการทดลอง การทดลองแรกประกอบด้วย 2 ถังปฏิกริยา คือถังแรกเป็นถังแอนแอโรบิก ส่วนถังที่สองแบ่งออกเป็นส่วนแอนอกซิกและแอโรบิก สำหรับการทดลองที่สองมีเพียง 1 ถังปฏิกริยา โดยมีการรวมส่วนแอนแอโรบิกไว้ในถังด้วย โดยการวิจัยนี้ใช้น้ำเสียที่มีค่าซีโอดีและไนโตรเจนสูง มีค่าเท่ากับ 5000 มก./ล. และ 480 มก./ล. ตามลำดับ ทั้งสองการทดลองได้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนประมาณ 90% และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีประมาณ 98% โดยการทดลองที่ 1 พบว่า เมื่อมีการแยกในส่วนของถังกรองแอนแอโรบิกก่อนเข้าในถังกรองแอนนอกซิก-แอโรบิกจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดีสูงกว่าการทดลองที่ 2 เพียงเล็กน้อย โดยน้ำทิ้งมีไนโตรเจนรวมเท่ากับ 43 มก./ล. และซีโอดีเท่ากับ 90 มก./ล.

Goto, M.และคณะ (2002) ศึกษาการบำบัดร่วมของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสโดยกระบวนการ A^2O (แอนแอโรบิก-แอนนอกซิก-แอโรบิก) และใช้ตัวกลางแบบอยู่กับที่ ได้ทำการทดลองทั้งหมด 2 ระบบ ซึ่งจะทำการเดินระบบต่อเนื่องพร้อมกัน โดยแต่ละระบบจะใช้ตัวกลางแตกต่างกัน โดยระบบแรกจะใช้ตัวกลางชนิด polyethylene ส่วนระบบที่สองใช้ตัวกลางชนิด polypropylene ในทุกระบบจะแบ่งการทดลองเป็น 6 ชุดการทดลอง ทำการทดลองชุดละ 1 เดือน โดยใช้น้ำเสียชุมชนของโรงบำบัดน้ำเสียที่เมือง Fukaoka ซึ่งแปรผันน้ำเสียเข้ามีค่าเฉลี่ย 25-32 ม.^{3}/วันและ HRT มีค่าเฉลี่ย 7-9 ชม. ควบคุมอัตราการเวียนกลับของตะกอน เท่ากับ 0.5 เท่าของอัตราการไหลเข้า และอัตราการเวียนกลับภายใน เท่ากับ 2-3 เท่าของอัตราการไหลเข้า ผลการทดลองพบว่า ทั้งสองระบบมีการเกิดไนตริฟิเคชั่นในทุกชุดการทดลอง แต่มีการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ โดยการทดลองที่ 4 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลงมาก เมื่อมีค่าความเข้มข้นไนโตรเจนรวมเข้าระบบสูง และมีค่าอุณหภูมิต่ำลง ทุกการทดลองมี อัตราการเกิดไนตริฟิเคชั่นของทั้งสองระบบ เท่ากับ 10.2 และ 12 มก.-N/ล.-วัน จึงสรุปได้ว่า ตัวกลางทั้งสองชนิดมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน

Randall, C.W. และ Sen, D.(1996) ศึกษาการเติมตัวกลางแบบจุลินทรีย์เกาะติด เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ทำการดัดแปลงระบบกำจัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยวที่ใช้อยู่ในโรงบำบัดน้ำเสีย โดยการเพิ่มตัวกลางแบบจุลินทรีย์ยึดติดตัวกลางเข้าไปในถังแอโรบิก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในขั้นตอนไนตริฟิเคชัน ตัวกลางที่เลือกใช้คือพลาสติก มีลักษณะคล้ายเชือกบรรจุในถังปฏิกริยาขนาด 475 ม ^{3} จากการทดลองพบว่าเมื่อเพิ่มตัวกลางเข้าไปในถังแอโรบิก ทำให้อัตราการเกิดไนติฟิเคชันสูงสุดเท่ากับ 1.75 กก.NH_3-N/ม^3-วัน และยังทำให้มีไนเตรตเพิ่มขึ้นในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 25% และประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนรวมเท่ากับ 88%

Tanaka, S. และ Suzuki, A. (2002) ศึกษาการใช้ถังกรองชีวภาพโดยมีการหมุนเวียนเอ็มแอลที่มีไนเตรทจากถังกรองแอโรบิกกลับมาถังกรองแอนอกซิก การวิจัยนี้ใช้น้ำเสียชุมชนจริง และทำการปรับเปลี่ยนอัตราการเวียนไนเตรทเท่ากับ 1,2,3 และ 4 ซึ่งพบว่าเกิดการสร้างมีเทนและลดซัลเฟตในระบบ จากงานวิจัยสรุปได้ว่าในการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนมีประสิทธิภาพสูงสุดเท่ากับ 88% และ 74% ตามลำดับ อีกทั้งพบว่าอัตราการเวียนกลับภายใน (เวียนไนเตรท) ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีแต่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจน โดยที่อัตราการเวียนกลับเท่ากับ 4 จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงสุด

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย