

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

จังหวัดสงขลามีจำนวนโรงงานอุตสาหกรรมประมาณ 1,898 แห่ง ประกอบด้วย 3 อุตสาหกรรมหลักที่สำคัญ คือ อุตสาหกรรมอาหารทะเล อุตสาหกรรมแปรรูปผลิตภัณฑ์ยางพารา และอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม ทั้งนี้อุตสาหกรรมอาหารทะเลเป็นอุตสาหกรรมหลักทั้งระดับประเทศ และระดับท้องถิ่นของภาคใต้ที่ขยายตัวในเขตภาคกลาง และชายฝั่งทะเลภาคใต้ เนื่องจากเป็นแหล่งวัตถุดิบ และมีแหล่งน้ำธรรมชาติรองรับของเสียจากกระบวนการผลิต โดยเฉพาะน้ำเสีย – น้ำทิ้ง จากส่วนต่าง ๆ ของกิจกรรมในโรงงานที่มีปริมาณน้ำเสียเฉลี่ย 926 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน (อาแอสေး เคนดารา, 2548) โดยโรงงานผลิตซูริมีนับเป็นอุตสาหกรรมอาหารทะเลแปรรูปประเภทหนึ่งที่มีศักยภาพขยายกำลังการผลิตเพื่อตอบสนองตลาดต่างประเทศ และตลาดในประเทศในปัจจุบัน และน้ำเสียจากกระบวนการผลิตซูริมีที่มีอยู่หลายขั้นตอน ประมาณ 30 – 40 ลูกบาศก์เมตรต่อหนึ่งตันวัตถุดิบ มีค่าความสกปรกในรูปของสารอินทรีย์ และสารประกอบไนโตรเจนทั้งหมดที่มีความเข้มข้นสูงเฉลี่ย 3,442 และ 273 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (อภิชาติ ศรีเรืองรัตน์, 2549 และ อาแอสေး เคนดารา, 2548) เมื่อถูกระบายสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะกระตุ้นให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) หรือสถานะที่เรียกว่า สาหร่ายเบ่งบาน (Algal bloom) เป็นผลให้คุณภาพแหล่งน้ำผิวดิน และน้ำทะเลชายฝั่งมีแนวโน้มเสื่อมโทรมลง ส่งผลกระทบต่ออุตสาหกรรมการเพาะเลี้ยง และการกำหนดพลังงานในห่วงโซ่อาหาร (ณัฐวรรณ์ ปภาวสิทธิ์, 2546) แม้ปัจจุบันจะมีกฎหมายหลักในการควบคุมมลพิษจากอุตสาหกรรม และโรงงานติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียแล้วก็ตาม (สำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ และคณะ, 2534) หากแต่กฎหมายไม่กำหนดค่ามาตรฐานสารประกอบไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้ง ขณะที่ระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปที่ออกแบบ และองค์กรต่าง ๆ นิยมใช้ เช่น ระบบเอเอส (Activated Sludge ; AS) ระบบบ่อฝิ่ง (Oxidation pond) ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon) และระบบตะกอนลอยแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Upflow Anaerobic Sludge Blanket ; UASB) มีวัตถุประสงค์เพื่อกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นหลัก (ศิริกัลยา สุวจิตตานนท์ และคณะ, 2541) ไม่สามารถบำบัดปริมาณธาตุอาหารได้โดยเฉพาะสารประกอบไนโตรเจน ทำให้ปริมาณสารประกอบไนโตรเจนเหลือทิ้งมากับน้ำทิ้งหลังบำบัดซึ่งกระตุ้นให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน

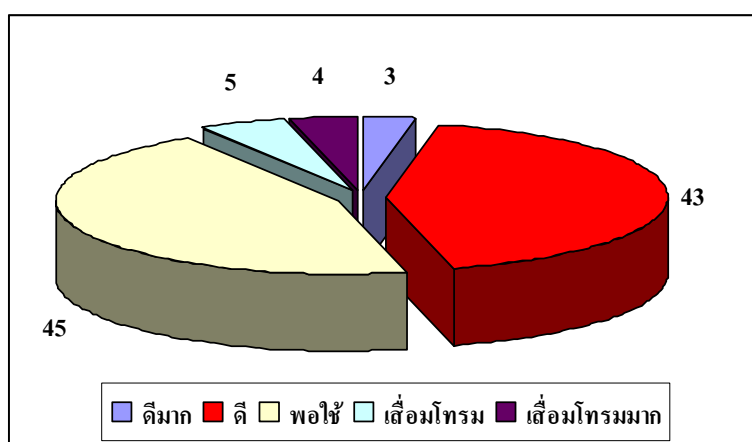
ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor ; MBR) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวางในปัจจุบัน พัฒนามาจากระบบเอเอสซึ่งเป็นการผสมผสานกันระหว่างการแยกทางกายภาพด้วยเมมเบรน (Membrane separation) และกระบวนการชีวภาพในถังปฏิกรณ์ (Biological process in reactor) ในกระบวนการนี้สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการทางชีวภาพแบบระบบเอเอส และน้ำทิ้งหลังบำบัดถูกแยกออกจากมวลสลัดจ์โดยการกรองผ่านเมมเบรนภายใต้ความดัน เมมเบรนในระบบนี้ถูกนำมาใช้ทำหน้าที่กักกันสลัดจ์ และแทนที่ถังตกตะกอนในขั้นตอนการแยกสลัดจ์ ทำให้น้ำของระบบเอเอสสามารถเพิ่ม และยืดอายุตะกอนของระบบ จึงเป็นการเพิ่มความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ และสารประกอบไนโตรเจนได้ดี (Smith *et al.*, 2003) เมื่อเปรียบเทียบการกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ระหว่างการบำบัดโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนกับระบบเอเอส พบว่าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมีประสิทธิภาพ และสามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบเอเอส เนื่องจากสามารถเพิ่มของแข็งแขวนลอยในน้ำตะกอน (Mixed Liquor Suspended Solids ; MLSS) ได้สูงถึง 35,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ระบบเอเอสสามารถเพิ่มได้เพียง 2,000 – 3,700 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้ต้องควบคุมการสะสมของสารพอลิเมอร์ที่สร้าง และขับออกจากเซลล์โดยจุลินทรีย์ (Extra cellular Polymeric Substance ; EPS) ซึ่งเป็นสาเหตุของปัญหาการเกิดฟาวลิง (Fouling problem) (Gao *et al.*, 2004) ขณะเดินระบบด้วย

ดังนั้นการศึกษาวิจัย และการนำเอาระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาประยุกต์ใช้เพื่อการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ) ที่มีความแปรปรวนทางปริมาณ อุณหภูมิ รวมถึงมีองค์ประกอบสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่าย และมีธาตุอาหารในรูปอินทรีย์ไนโตรเจนสูงด้วยการบำบัดแบบแอน็อกซิกร่วมกับแอโรบิกที่มีเมมเบรนแบบจมตัวในรูปแบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน จึงเป็นเทคโนโลยีทางเลือกหนึ่งที่สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจน โดยมีขนาดของระบบที่กะทัดรัด มีสมรรถนะสูงในการบำบัด และรับการเปลี่ยนแปลงของคุณภาพน้ำเสียอุตสาหกรรม ซึ่งมักมีความแปรปรวนสูงได้ดี (Yamamoto *et al.*, 1994) ขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัดสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ทั้งในรูปคาร์บอน และธาตุอาหารในรูปสารประกอบไนโตรเจนทำให้คุณภาพน้ำทิ้งหลังบำบัดสามารถนำมาหมุนเวียนใช้ใหม่ หรือใช้ซ้ำในกิจกรรมทางอุตสาหกรรมได้ โดยไม่ปล่อยทิ้งสู่แหล่งน้ำภายนอกโรงงาน (Zero discharged) ซึ่งเป็นประโยชน์หลัก และทางเลือกหนึ่งของเทคโนโลยีนี้เพื่อปกป้องสิ่งแวดล้อม และป้องกันมลพิษของแหล่งน้ำ

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 สถานการณ์คุณภาพแหล่งน้ำในประเทศไทย

ชายฝั่งทะเลเป็นแหล่งทรัพยากรธรรมชาติที่หลากหลาย เป็นที่ตั้งของแหล่งชุมชน แหล่งท่องเที่ยว แหล่งเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ และแหล่งอุตสาหกรรม ซึ่งการขาดการจัดการ และควบคุมที่ดีทำให้คุณภาพน้ำมีความเสื่อมโทรมลง โดยเฉพาะบริเวณปากแม่น้ำต่าง ๆ พบปัญหาปริมาณออกซิเจนละลายลดลง และปริมาณของแข็งแขวนลอยสูงขึ้น ดังภาพประกอบที่ 1 แสดงภาพรวมคุณภาพน้ำทะเลชายฝั่งทั่วประเทศใน พ.ศ. 2547



ภาพประกอบที่ 1 ผลการตรวจคุณภาพน้ำทะเลชายฝั่งทั่วประเทศไทย พ.ศ. 2547

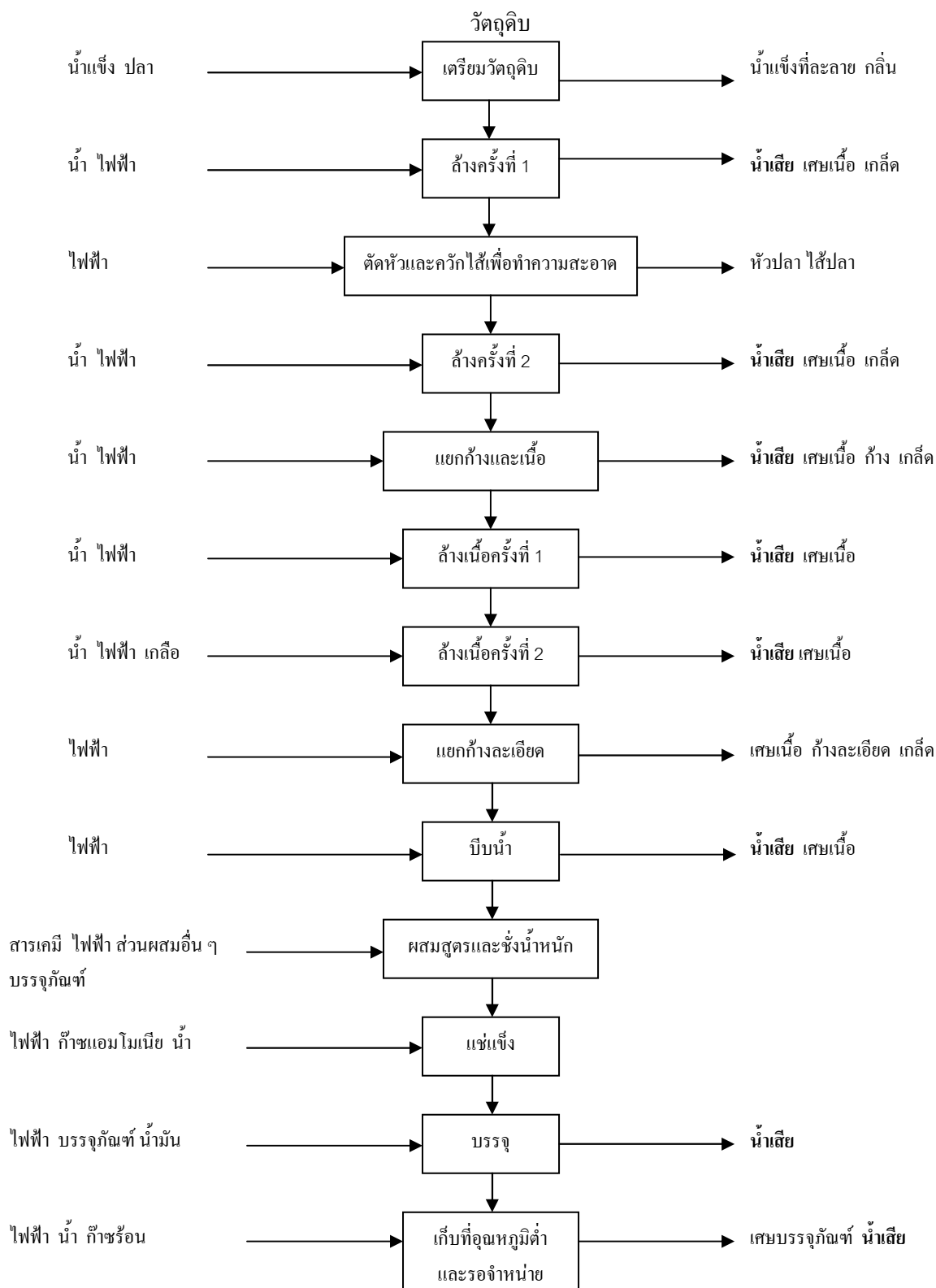
ที่มา : กรมควบคุมมลพิษ, 2547

ผลการตรวจสอบคุณภาพน้ำทะเลของกรมควบคุมมลพิษ พ.ศ. 2547 พบว่า พื้นที่อ่าวไทยตอนใน และอ่าวไทยฝั่งตะวันตกมีคุณภาพน้ำทะเลเสื่อมโทรมมากเมื่อเปรียบเทียบกับ พ.ศ. 2546 เนื่องจากเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันในอ่าวไทยตั้งแต่เดือนพฤษภาคมถึงเดือนมิถุนายน เมื่อ พ.ศ. 2546 และเกิดขึ้นเป็นประจำทุกปีในระหว่างเดือนธันวาคมถึงเดือนกุมภาพันธ์ บริเวณจังหวัดเพชรบุรี ประจวบคีรีขันธ์ และระหว่างเดือนกรกฎาคมถึงกันยายนบริเวณจังหวัดเพชรบุรี ในขณะที่ชายฝั่งทะเลจังหวัดสงขลาใน พ.ศ. 2535 จะเกิดบริเวณชายหาดสมิหลา และหาดเขารูปช้างโดยมีสาเหตุจากน้ำทิ้งของโรงงานอุตสาหกรรมที่ผ่านการบำบัด (แต่ระบบขาดประสิทธิภาพ) ซึ่งตั้งอยู่โดยรอบ มีคุณภาพต่ำกว่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ (วิจารณ์ สิมายา และสมใจ สิมายา, 2535)

1.2.2 ลักษณะน้ำเสียจากกลุ่มอุตสาหกรรมอาหารทะเล (ซูริมิ)

โรงงานอาหารทะเลเป็นอุตสาหกรรมหลักที่สำคัญในระดับประเทศ และภาคใต้ เป็นสินค้าส่งออกสำคัญ 10 อันดับแรกที่มีมูลค่าการส่งออกสูงเพิ่มขึ้นร้อยละ 10.7 ต่อปี และมีมูลค่าการส่งออก พ.ศ. 2548 ประมาณ 371.37 ล้านดอลลาร์สหรัฐ ฯ ของสินค้าส่งออกภาคใต้ ส่วนในระดับประเทศพบว่ามีมูลค่าการส่งออก พ.ศ. 2548 ประมาณ 1,700.65 ล้านดอลลาร์สหรัฐ และ พ.ศ. 2549 ในเดือนมกราคมถึงกุมภาพันธ์มีมูลค่าการส่งออกแล้วถึง 273.36 ล้านดอลลาร์สหรัฐ ฯ ทั้งนี้จากข้อมูลโรงงานอุตสาหกรรมในประเทศไทยพบว่ามีโรงงานผลิตซูริมิ และผลิตภัณฑ์ซูริมิ ทั้งหมด 126 โรงงานกระจายอยู่ทั่วไป และมีกำลังการผลิตรวมประมาณ 150,000 ตันต่อปี (มาลินี อัสวดิษฐเลิศ และนิธิกานต์ อินทร, 2550) ซึ่งกระบวนการผลิตซูริมิ และแหล่งกำเนิดของเสียสรุป ได้ดังภาพประกอบที่ 2

จากภาพประกอบที่ 2 พบว่าน้ำเสียจากโรงงานผลิตซูริมิมาจากกิจกรรมหลัก ๆ คือ ขั้นตอนการล้างวัตถุดิบ การตัดแต่งวัตถุดิบ การละลายของน้ำแข็ง การทำความสะอาดพื้น และบริเวณที่ทำการผลิต ซึ่งน้ำเสียประกอบด้วยสารอินทรีย์ และธาตุอาหารความเข้มข้นสูง รวมทั้งสารเคมีอื่น ๆ ที่ใช้ในกระบวนการผลิต เช่น สารเคมีที่ใช้เพิ่มคุณสมบัติน้ำ ได้แก่ เกลือ (NaCl) และ โซเดียมไฮโปคลอไรท์ (NaOCl) และสารเคมีที่ใช้เพิ่มคุณสมบัติในการฆ่าเชื้อโรค ได้แก่ โซเดียมไฮโปคลอไรท์ หรือคลอรีน และอื่นๆ เป็นต้น ซึ่งลักษณะน้ำเสียโดยรวมจาก อุตสาหกรรมอาหารทะเล และ โรงงานผลิตซูริมิสรุปดังตารางที่ 1 – 2



ภาพประกอบที่ 2 แผนภูมิกระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์ และแหล่งกำเนิดของเสีย

ที่มา: โครงการการพัฒนาดัชนีสิ่งแวดล้อมเพื่อเพิ่มขีดความสามารถในการแข่งขันของอุตสาหกรรมไทย, 2548

ตารางที่ 1 ลักษณะทั่วไปของน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหารทะเลในจังหวัดสงขลา

ตัวแปรลักษณะน้ำเสีย	ประเภทลักษณะโรงงาน		
	ห้องเย็น	บรรจุกระป๋อง	แปรรูปสัตว์น้ำ
พีเอช	7.8-7.1	6.5-7.8	6.4-6.6
บีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,840	1,612	2,830
ทีเคเอ็น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	370.0	189.9	197.8
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)	58.0	25.5	58.2
ความเค็ม (กรัมต่อลิตร)	-	-	1.1-1.9

ที่มา : ดัดแปลงจาก เพ็ญ สุขมาก, 2543 และ พรทิพย์ ศรีแดง และพิกุล วิณิชากิจชาติ, 2548

ตารางที่ 2 ลักษณะทั่วไปของน้ำเสียจากโรงงานผลิตซูริมิในจังหวัดสงขลา

ตัวแปรลักษณะน้ำเสีย	ค่าเฉลี่ย
อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	15
พีเอช	6.15
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,442
บีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,560
ไนโตรเจนทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)	273.0
ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	712
ของแข็งละลาย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,706
ไขมัน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	45

ที่มา : อภิชาติ ศรีเรืองรัตน์, 2549 และ อาแอสေး เต๋นคารา, 2548

จากข้อมูลลักษณะน้ำเสีย และปัญหามลพิษทางน้ำที่กล่าวมาข้างต้น จึงควรควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย และพัฒนาการใช้เทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบผสมผสานเพื่อให้ น้ำทิ้งหลังบำบัดมีค่าผ่านตามมาตรฐานที่กำหนด และมีปริมาณธาตุอาหารในปริมาณที่ไม่ก่อให้เกิด ปัญหามลพิษในแหล่งน้ำธรรมชาติรวมถึงการนำแนวคิดของการหมุนเวียนน้ำหลังบำบัดที่มีปริมาณ การปล่อยทิ้งสูงในแต่ละวันกลับมาหมุนเวียนใช้ใหม่ในกิจกรรมต่าง ๆ ของอุตสาหกรรม ซึ่งจะทำ

ให้ภาพรวมของภาวะบรรทุสารอินทรีย์ และธาตุอาหาร โดยเฉพาะสารประกอบไนโตรเจนเข้าสู่แหล่งน้ำลดลง

1.2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลที่นิยมใช้ในปัจจุบัน

ระบบบำบัดน้ำเสียของอุตสาหกรรมอาหารทะเล (ซูริมิ) อาศัยกระบวนการทางชีวภาพแบบแอโรบิก (Aerobic process) กรณีน้ำเสียที่มีค่าความสกปรกในรูปบีโอดีไม่สูงกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และแบบแอนแอโรบิก/แอน็อกซิก (Anaerobic/Anoxic process) สำหรับน้ำเสียที่มีค่าบีโอดีสูงกว่า 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยพบว่าระบบเอเอสเป็นที่นิยมใช้เนื่องจากต้องการพื้นที่ติดตั้งระบบน้อยขณะที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสีย แต่ค่าใช้จ่ายในการลงทุน และการดำเนินการสูงเช่นกัน อย่างไรก็ตามลักษณะปัญหาที่พบบ่อยของระบบเอเอสคือ บางส่วนของสลัดจ์ไม่สามารถตกตะกอนได้ หรือตกตะกอนได้ช้า นอกจากนี้ยังพบปัญหาสลัดจ์ลอยขึ้นมาคล้ายลูกคลื่น หรือเป็นชั้นทั่วถังตกตะกอนทำให้มีตะกอนหลุดออกไปกับน้ำทิ้ง ส่งผลให้ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งสูงเกินเกณฑ์มาตรฐานของกรมโรงงานอุตสาหกรรม สำหรับโรงงานที่ไม่มีปัญหาเรื่องพื้นที่จะเลือกใช้ระบบบำบัดแบบแอโรบิก และแบบแอนแอโรบิก ที่มีการต่อเรียงหลายชุดของบ่อบำบัดเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์สูง เช่น บ่อหมักไร้อากาศ ต่อด้วยบ่อเติมอากาศ และบ่อฝุ้ง เป็นต้น โดยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดด้วยการเพิ่มเครื่องเติมอากาศ ซึ่งระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอน และการสูบน้ำกลับสู่ถังเติมอากาศ และไม่มีปัญหาก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็น ส่วนระบบตะกอนลอยแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีการใช้เพื่อแทนที่ระบบบ่อหมักไร้อากาศ เนื่องจากระบบนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้สูงมาก เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกอื่น ๆ และได้ก๊าซชีวภาพเป็นพลังงาน ไม่ก่อให้เกิดปัญหากลิ่นรบกวนจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ จากข้อมูลข้างต้นกล่าวได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบทางชีวภาพที่ใช้กันอยู่ทั่วไปในอุตสาหกรรมเน้นเฉพาะกำจัดสารอินทรีย์ในรูปคาร์บอนแต่ไม่ได้ออกแบบเพื่อการกำจัดธาตุอาหาร เช่น สารประกอบไนโตรเจน ดังนั้นจึงยังพบสารอินทรีย์ไนโตรเจน และสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำทิ้งหลังบำบัดระบายสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ โดยเฉพาะบริเวณที่มีความหนาแน่นของโรงงานอุตสาหกรรม

1.2.4 การบำบัดน้ำเสียและกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีการทางชีวภาพ

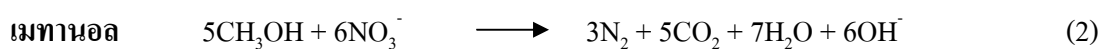
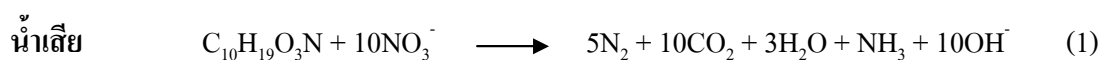
1.2.4.1 ผลกระทบของไนโตรเจน

ไนโตรเจน คือ ธาตุอาหาร (Nutrients) หนึ่งในจำเป็นในการดำรงชีพของสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ โดยใช้ในปริมาณน้อยมาก และผลิตภัณฑ์เหลือทิ้งจากการย่อยสิ่งโสโครกที่เป็นสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนีย ไนไตรต์ และไนเตรต สารประกอบเหล่านี้ถ้าถูกปล่อยทิ้งออกจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิมที่มุ่งเน้นกำจัดเฉพาะบีโอดี ไม่สามารถกำจัด

สารประกอบไนโตรเจนออกจากรู้น้ำเสียโดยตรง ส่งผลให้แหล่งน้ำมีธาตุอาหารสะสมสูง เกิดสภาวะที่เรียกว่าสาหร่ายเบ่งบาน (Algal bloom) ทั้งนี้หากระบบบำบัดน้ำเสียเหล่านี้ลดบีโอดีจาก 100 ไปเป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามมาตรฐาน จะลดความต้องการออกซิเจนในลำน้ำลงเพียง 80 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตรของน้ำ แต่ถ้าไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ และแอมโมเนียถูกระบายลงลำน้ำในอัตรา 30 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรแล้ว จะเกิดความต้องการออกซิเจนเพื่อมาออกซิไดซ์สารไนโตรเจนนี้ให้เป็นไนเตรดเท่ากับ 137 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตรของน้ำ (ชงชัยพรธรรมสวัสดิ์, 2544) ซึ่งค่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจนนี้ทำให้ปริมาณออกซิเจนลดลงอย่างมาก และเกิดสภาพแอนแอโรบิกตามมา ไม่สามารถใช้แหล่งน้ำดังกล่าวเป็นแหล่งเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำได้ ทั้งนี้การปล่อยน้ำทิ้งที่มีค่าไนเตรดสูงลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ อาจส่งผลให้น้ำดื่มจากแหล่งน้ำนั้นมีค่าไนเตรดสูง และเกิดโรคตัวเขียว (หรือ Blue baby) ในเด็กอ่อนมากที่บริโภคน้ำมีไนเตรดสูงกินไป ซึ่งเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดไว้ในน้ำดื่มขององค์การอนามัยโลก (WHO, 1984) การประปานครหลวง กรมอนามัย กระทรวงสาธารณสุข (2524) กระทรวงอุตสาหกรรม (2521) และสำนักงานมาตรฐานอุตสาหกรรม (2521) ที่กำหนดไว้เกิน 45 มิลลิกรัมไนเตรดต่อลิตร หรือ 10 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ดังนั้นน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียควรควบคุมปริมาณไนโตรเจนในรูปต่าง ๆ ให้มีเหลือน้อยที่สุด

1.2.4.2 หลักการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (Biological nitrogen removal)

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอาศัยจุลินทรีย์สองกลุ่ม กลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (ในรูปรีดิวซ์) ให้เป็นไนเตรด จากนั้นจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งจะเปลี่ยนรูปให้เป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ ฯ โดยมีกระบวนการดังภาพประกอบที่ 3 การกำจัดไนโตรเจน โดยการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) สามารถเกิดขึ้นได้โดยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotrophic bacteria) และแบคทีเรียออโตโทรฟิก (Autotrophic bacteria) ในสภาวะแอนแอโรบิก โดยแบคทีเรียออโตโทรฟิกสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงในระบบแอนแอโรบิก และสามารถใช้อไฮโดรเจน และรีดิวซ์ซัลเฟตเป็น Electron donors ได้ ส่วนแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกนั้นต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอน (Carbon source) เช่น อะซิเตด จึงจะสามารถเจริญเติบโต และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ สมการของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนต่างกัน แสดงดังสมการที่ (1) – (3)



1.2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

1. อุณหภูมิ

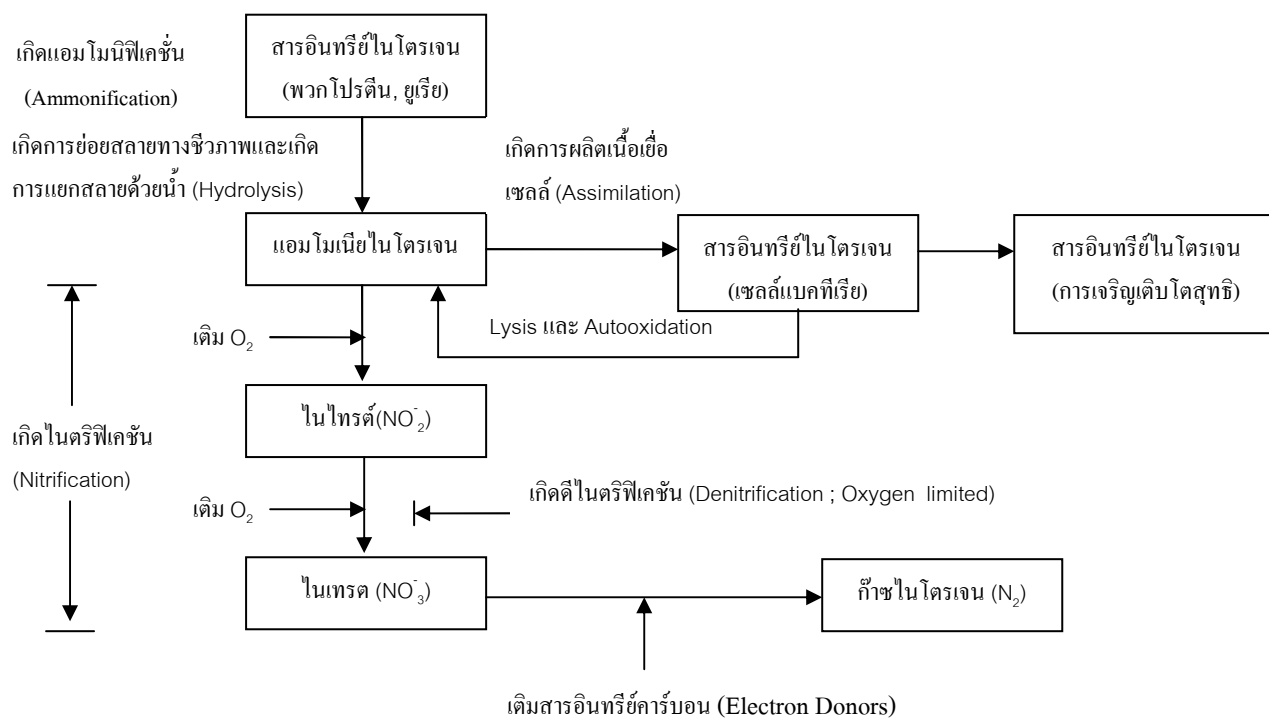
อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียอยู่ในช่วง 30 – 36 องศาเซลเซียส และที่อุณหภูมิต่ำ (ต่ำกว่า 15 องศาเซลเซียส) ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันช้ากว่าที่อุณหภูมิสูง (สูงกว่า 15 องศาเซลเซียส)

2. พีเอช

เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันต้องมีการทำลายสภาพความเป็นด่างส่วนหนึ่งของระบบไป ดังนั้นโอกาสที่ระดับพีเอชในระบบจะมีค่าลดต่ำลงจึงเกิดขึ้นได้มาก ผลการลดต่ำของพีเอชนี้จะทำให้อัตราเร็วของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันลดต่ำลงด้วย ซึ่งพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.2 – 8.0 ส่วนผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ค่าพีเอชที่ต่ำกว่า 6.0 และสูงกว่า 8.0 จะทำให้ปฏิกิริยาลดต่ำลง โดยระดับพีเอชที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยามากที่สุดอยู่ระหว่าง 7.0 – 7.5

3. ออกซิเจนละลาย

ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ให้กับระบบบำบัดนั้นจะมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพ และอัตราการเกิดปฏิกิริยา ค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมจะทำให้แบคทีเรียเจริญได้ดี และมีผลทำให้เกิดปฏิกิริยาสูงขึ้น โดยค่าออกซิเจนละลายที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันคือมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร และปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันคือน้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร



(COD Influent, COD produced during endogenous decay, exogenous source such as acetate, methanol, ethanol)

ภาพประกอบที่ 3 การเปลี่ยนแปลงรูปต่าง ๆ ของสารประกอบไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543

1.2.4.4 จุลชีววิทยาในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อกำจัดอินทรีย์คาร์บอน และสารประกอบไนโตรเจน

กระบวนการชีวเคมีในระบบบำบัดทางชีวภาพ ประกอบด้วยจุลินทรีย์ประเภทต่าง ๆ แบบผสมผสาน และเปลี่ยนแปลงไปหากได้รับผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงลักษณะน้ำเสียหรือปัจจัยสภาวะแวดล้อม เช่น ปริมาณออกซิเจน พิเอช และอุณหภูมิ โดยสามารถจำแนกออกเป็นประเภทใหญ่ ๆ 5 ประเภท คือ แบคทีเรีย รา สาหร่าย โปรโตซัว และไวรัส แสดงดังตารางที่ 3 ซึ่งการมีจุลินทรีย์หลากหลายชนิดอยู่ในระบบบำบัดจะเกิดปฏิสัมพันธ์กันระหว่างจุลินทรีย์เป็น 3 แบบ คือ แบบเป็นกลาง (Neutral interaction) แบบช่วยเหลือกัน (Benevolent interaction) และแบบเป็นศัตรูกัน (Antagonistic interaction) (มันสิน ตันจุลเวศม์, 2542)

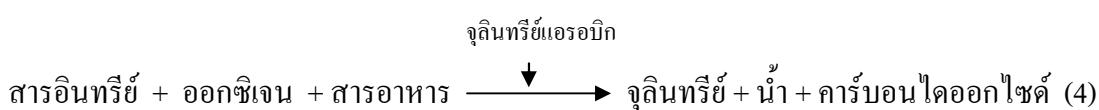
ตารางที่ 3 ชนิด และลักษณะสำคัญของจุลินทรีย์ที่สามารถพบได้ในระบบบำบัดทางชีวภาพ

กลุ่มจุลินทรีย์	ชนิด	ลักษณะสำคัญ
แบคทีเรีย (Bacteria) ขนาดเล็ก อัตราส่วนพื้นที่ต่อปริมาตรสูงซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการใช้สารอาหาร		
	Sheathed bacteria	จุลินทรีย์เส้นใยมีเปลือกหุ้ม เจริญต่อไปเป็นจุลินทรีย์แฟลกเจลลา สามารถเปลี่ยนเหล็กและแมงกานีสเป็นเหล็กออกไซด์และแมงกานีสออกไซด์ได้
	Stalked bacteria	ชนิดใช้อากาศ บางชนิดพบในแหล่งน้ำที่มีสารอินทรีย์ต่ำและมีเหล็กสูง สามารถออกซิไดซ์ Fe^{2+} เป็น Fe^{3+}
	Budding bacteria	อยู่บริเวณผิวหน้า
	Gliding bacteria	แบคทีเรียเส้นใย สามารถออกซิไดซ์ H_2S เป็น S^0
	Bdellovibrio	มีขนาดเล็ก
	Actinomycetes	แบคทีเรียเส้นใยคล้ายราสร้างสปอร์ ต้องการอากาศ เป็นจุลินทรีย์ที่สำคัญในอุตสาหกรรม สามารถสร้างสารปฏิชีวนะ
	Cyanobacteria	มีคลอโรฟิลล์เอและพิกเมนต์ สามารถสร้างก๊าซและตรึงไนโตรเจน ทนต่อสภาพแวดล้อมที่รุนแรงได้
รา (Fungi) ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน สร้างสปอร์ มีบทบาทในการหมักเน่าสารอาหารในสิ่งแวดล้อม สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะกรดและสิ่งแวดล้อมที่รุนแรง หลายชนิดก่อโรคนิฟิตและทำลายเมล็ดธัญพืช		
	Phycomycetes	อยู่บนผิวของพืชและสัตว์ในน้ำ
	Ascomycetes	มีพิกเมนต์ บางชนิดก่อโรคในคนและสามารถใช้ในอุตสาหกรรมอาหาร
	Basidiomycetes	บางชนิดมีพิษ
	Fungi imperfecti	ผลิตสารปฏิชีวนะที่สำคัญ สาเหตุของโรคพืชและคน
สาหร่าย (Algae) เรียกว่าแพลงก์ตอนพืช มีบทบาทเป็นผู้ผลิตขั้นต้นในสิ่งแวดล้อมน้ำ มีคลอโรฟิลล์และพิกเมนต์ บางชนิดใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน บางชนิดเป็นเส้นใย		
โพรโตซัว (Protozoa) มีบทบาทต่อสุขภาพคนและระบบบำบัดน้ำเสีย ทนต่อสภาวะแวดล้อมที่รุนแรง บางชนิดเป็นปรสิตในสัตว์และคน		
	Sarcodina (amoebae)	ขนาดตั้งแต่ 10 – 200 μm เจริญได้ดีในสภาวะออกซิเจนต่ำ
	Mastigophora (flagellates)	ขนาดเล็ก บ่งชี้ว่าอยู่ในสภาวะมีสารอินทรีย์ย่อยสลายง่ายสูง
	Ciliphora (ciliates)	เคลื่อนไหวโดยขน บ่งชี้สภาวะการดำเนินงานของระบบฯ ได้ดี
	Rotifers	ขนาดใหญ่ บ่งบอกถึงสภาวะการดำเนินงานของระบบฯ
ไวรัส (Viruses) มีขนาดเล็ก อาศัยในสิ่งมีชีวิตชนิดอื่น ๆ		

ที่มา : ดัดแปลงจาก Bitton (1994) และ David Jenkins (1998)

ทั้งนี้กลุ่มแบคทีเรีย และจุลินทรีย์ที่รวมอยู่ในรูปฟล็อก (floc) ในระบบบำบัดน้ำเสียจะประกอบด้วยเซลล์แบคทีเรียแสดงดังตารางที่ 4 และกลุ่มจุลินทรีย์อื่น ๆ เช่น รา โปรโตซัว และโรติเฟอร์ รวมถึงอนุภาคสารอินทรีย์ และอนุภาคสารอนินทรีย์ประกอบรวมเป็นฟล็อก ซึ่งฟล็อกในระบบบำบัดน้ำเสียมักมีขนาดตั้งแต่น้อยกว่า 1 ไมโครเมตร จนถึง 1,000 ไมโครเมตร หรือใหญ่กว่า (David Jenkins, 1998)

โดยในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอรอบิกนั้นแบคทีเรียจะเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลซับซ้อนให้เป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กลง โดยกระบวนการทำลายทางชีวเคมีของจุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนดังสมการที่ (4)



แบคทีเรียใช้ออกซิเจนออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นเซลล์ใหม่ คาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ แต่การย่อยสลายสารอาหาร หรือการกำจัดไนโตรเจนนั้นจะต้องผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน โดยจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในกระบวนการไนตริฟิเคชันคือกลุ่มออโตโทรฟ (Autotroph) และในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันคือเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) (Ciudad *et al.*, 2005) ซึ่งชนิดแบคทีเรียที่เข้ามาเกี่ยวข้องกับแสดงดังตารางที่ 5 นอกจากนี้จุลินทรีย์ที่กล่าวมาแล้ว ยังพบแบคทีเรียสายใย (Filamentous bacteria) ในระบบบำบัดทางชีวภาพแบบแอรอบิก แต่ละชนิดมีลักษณะ และปัจจัยที่ทำให้เกิดขึ้นไม่เหมือนกัน แบคทีเรียสายใยที่พบในระบบเอเอสในประเทศเยอรมัน เช่น *Microthrix parvicella*, *Sphaerotilus natans*, *Nocardia* spp., *Haliscomenobacter hydrossis* และ *Nostocoida limicola* เป็นต้น ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้ถ้าพบในระบบเอเอสจะทำให้เกิดปัญหาตะกอกลอย (Bulking sludge problem) และการเกิดโฟม (Foam) แต่ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน พบว่ามีผลต่อการเกิดฟาวลิงได้ (Meng *et al.*, 2005b)

ตารางที่ 4 ชนิดของแบคทีเรีย และจุลินทรีย์ที่รวมอยู่ในฟล็อก

จุลินทรีย์	ชนิด
แบคทีเรีย	<i>Zooglea</i> , <i>Pseudomonas</i> , <i>Flavobacterium</i> , <i>Alcaligenas</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Achromobacter</i> , <i>Corynebacterium</i> , <i>Comomonas</i> , <i>Brevibacterium</i> และ <i>Acinetobacter</i>
รา	<i>Geotrichum</i> , <i>Penicillium</i> , <i>Cephalosporium</i> , <i>Cladosporium</i> และ <i>Alternaria</i>
โปรโตซัว	<i>Ciliates</i> (<i>Chilodonella</i> , <i>Colpidium</i> , <i>Blepharisma</i> , <i>Euplotes</i> , <i>Paramecium</i> , <i>Lionotus</i> , <i>Trachelophyllum</i> และ <i>Spirostomum</i>), <i>Flagellates</i> (<i>Bodo</i> spp., <i>Pleuromonas</i> spp., <i>Monosiga</i> spp., <i>Hexamitus</i> spp. และ <i>Poteriodendron</i> spp.) และ <i>Rhizopoda</i> (<i>Amoeba proteus</i> และ <i>Arcella</i>)

จุลินทรีย์	ชนิด
โรติเฟอร์	<i>Philodina</i> spp., <i>Habrotrocha</i> spp., <i>Lecane</i> spp. และ <i>Notommata</i> spp.

ที่มา : ดัดแปลงจาก Bitton, 1994

ตารางที่ 5 แสดงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันของแบคทีเรีย

ปฏิกิริยา	แบคทีเรีย	อ้างอิง
กระบวนการไนตริฟิเคชัน		
$\text{NH}_3 \longrightarrow \text{NO}_2^-$	<i>N. europaea</i> , <i>N. oligocarbogenes</i>	ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544
$\text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$	<i>N. agilis</i> , <i>N. winogradski</i>	
กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน		
$\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{NO}_2^-$	<i>T. thiparus</i> , <i>L. antibioticum</i>	อาภรณ์ รักเกิด, 2542
$\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{N}_2\text{O}$	<i>A. nephrii</i> , <i>A. itersonii</i> , <i>V. pseudomonas</i>	
$\text{NO}_3^- \longrightarrow \text{N}_2$	<i>P. denitrificans</i> , <i>T. denitrificans</i> , <i>R. sphaeroides</i> , <i>A. eutropha</i> , <i>Hyphomicrobium</i> , <i>R. pseudomonas</i> and <i>Harobacterium</i> spp	
$\text{NO}_2^- \longrightarrow \text{N}_2$	<i>Neisseria</i> and <i>Flavobacterium</i> spp.	
$\text{N}_2\text{O} \longrightarrow \text{N}_2$	<i>Vibrio succinogenes</i>	
$\text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NH}_3$	<i>E. coli</i> , <i>K. pneumoniae</i> , <i>K. aerogenes</i>	

1.2.4.5 รูปแบบระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ระบบบำบัดน้ำเสียสำหรับกำจัดสารประกอบไนโตรเจนด้วยวิธีทางชีวภาพต้องอาศัยการเกิดสภาวะแอน็อกซิก (Anoxic condition) และสภาวะแอโรบิก (Aerobic condition) เข้าเป็นระบบเดียวกัน คือ ทำให้เกิดไนตริฟิเคชันในถังเดิมอากาศแล้วจึงตามด้วยขาดอากาศเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน โดยการเวียนเอาน้ำสลัดจ์จากถังแอน็อกซิกกลับไปถังแอโรบิกทำให้มีการเวียนเอาไนเตรตกลับไปถูกดีไนตริฟายด์ในถังแอน็อกซิกมากขึ้น การกำจัดสารประกอบไนโตรเจนจึงสมบูรณ์มากขึ้น ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนจึงขึ้นอยู่กับสัดส่วนค่าหมุนเวียนสลัดจ์ด้วย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจึงมีได้หลายรูปแบบ และสามารถจัดวางเรียงกันได้หลายลักษณะสรุปดังตารางที่ 6

ตารางที่ 6 สรุปรูปแบบกระบวนการกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีทางชีวภาพ

รูปแบบ	การเดินระบบ
1. กระบวนการขาดอากาศ – เติบโตอากาศ (Anoxic – Aerobic Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีถังกวนที่ไม่ต้องเติมอากาศ และอีกถังจะมีการเติมอากาศ ระบบนี้สามารถป้องกันการเกิดปัญหาการตกตะกอนไม่ดี คือ สลัดจ์อัด (Bulking Sludge) และยังป้องกันการเกิดฟอง (Foam) สันจากถังเติมอากาศ ทำให้สลัดจ์ไหลสูญหายไปจากระบบมาก มีการสูบน้ำสลัดจ์จากถังเติมอากาศไหลวนกลับสู่ถังขาดอากาศที่มีน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนมาผสมกัน ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทั้งนี้ยังมีอัตราการสูบน้ำสลัดจ์ไหลวนกลับและหรืออัตราสูบน้ำไหลวนกลับภายในมากเท่าไรก็จะทำให้ไนเตรดถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนมากเท่านั้น
2. กระบวนการเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor : SBR)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ถังเติมอากาศเพียงถังเดียว สามารถทำหน้าที่ทั้งการเติมอากาศเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์และทำหน้าที่แยกตะกอนด้วยการตกตะกอนภายในถังเดียวกัน น้ำเสียไหลเข้าถังที่มีน้ำสลัดจ์อยู่ภายในถังซึ่งกำลังเติมอากาศ หลังจากนั้นจะหยุดเติมอากาศทำให้เกิดการตกตะกอน ซึ่งจะได้น้ำส่วนใสส่วนบนที่สามารถปล่อยทิ้งออกได้เป็นอันเสร็จสิ้นกระบวนการบำบัด จากนั้นสามารถนำน้ำเสียชุดใหม่เข้ามาบำบัดต่อไป
3. กระบวนการเติมอากาศ – ขาดอากาศ – เติบโตอากาศ (Aerobic – Anoxic – Aerobic Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีสามขั้นตอน คือ ถังเติมอากาศ – ถังขาดอากาศ – ถังเติมอากาศ มีการเติมสารเมทานอลลงที่จุดก่อนเข้าถังขาดอากาศ ถังเติมอากาศถังแรกบำบัดทั้งอินทรีย์คาร์บอนและเกิดไนตริฟิเคชัน ต่อด้วยถังตกตะกอนเพื่อนำสลัดจ์ไหลวนกลับสู่ระบบอีกครั้ง และให้น้ำใสไปผสมกับสารเมทานอล เพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน หลังจากที่เกิดดีไนตริฟิเคชันในถังขาดอากาศแล้วจะปล่อยให้น้ำไหลไปที่ถังเติมอากาศเพื่อเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในน้ำที่ก่อนไหลออกจากกระบวน โดยมีถังตกตะกอนแยกได้น้ำใสไหลทิ้งออกจากกระบวนและจะมีการสูบน้ำสลัดจ์จากถังตกตะกอนไหลวนกลับเข้าสู่ถังขาดอากาศเพื่อช่วยให้มีจำนวนจุลชีพอย่างเพียงพอ
4. กระบวนการเติมอากาศ – เติบโตอากาศ – กรองขาดอากาศ (Aerobic – Aerobic – Anoxic Filter Process)	เป็นระบบบำบัดที่มีขั้นตอนบำบัดน้ำเสียอยู่สามขั้นตอนตามลำดับดังนี้ ถังเติมอากาศ – ถังเติมอากาศ – ถังกรองขาดอากาศ ระบบบำบัดนี้มีการเติมอากาศในถังเติมอากาศแรกเพื่อกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย โดยมีถังตกตะกอนเพื่อแยกน้ำใสให้ไหลเข้าถังเติมอากาศถังที่สองเพื่อให้เกิดไนตริฟิเคชันอย่างเต็มที่ โดยมีถังตกตะกอนเช่นเดียวกันเพื่อนำสลัดจ์หรือจุลชีพชนิดไนตริฟิเคชันกลับเข้าสู่ระบบไนตริฟิเคชันและเพื่อแยกน้ำใสให้ไหลเข้าระบบถังกรองขาดอากาศเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชันอย่างเต็มที่ มีการเติมสารเมทานอลลงไปก่อนเข้าถังกรองขาดอากาศ
5. กระบวนการขาดอากาศ – เติบโตอากาศ – ขาดอากาศหรือกระบวนการสี่ขั้นตอนแบบไหลตามกันเองของ Bardenpho (Four – Stage Plug – Flow Bardenpho Process)	เป็นระบบบำบัดที่มีอยู่สี่ขั้นตอนดังนี้ ถังขาดอากาศ – ถังเติมอากาศ – ถังขาดอากาศ – ถังเติมอากาศ หรือเรียกว่ากระบวนการสี่ขั้นตอนแบบไหลตามกันเองของ Bardenpho ระบบบำบัดนี้มีการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ถึงสองครั้ง โดยเฉพาะในครั้งแรกที่มีการเกิดไนตริฟิเคชัน แล้วจะถูกสูบกลับเข้าสู่ขาดอากาศคือยังมีอัตราสูบน้ำไหลเวียนกลับมากเท่าไร ก็จะช่วยให้ไนเตรดทั้งหมดถูกสูบเข้าสู่ขาดอากาศจนเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนทั้งหมด แต่ถ้ายังมีสารไนเตรดหลุดออกจากถังเติมอากาศเข้าสู่ขาดอากาศอีกถัง ทำให้สารไนเตรดส่วนที่เหลือถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน ถ้ายังมีคาร์บอนเหลือพอสำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ส่วนถังเติมอากาศสุดท้ายเพียงเพื่อลด BOD ให้เหลือน้อยที่สุดและช่วยเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในน้ำที่

ตารางที่ 6 (ต่อ)

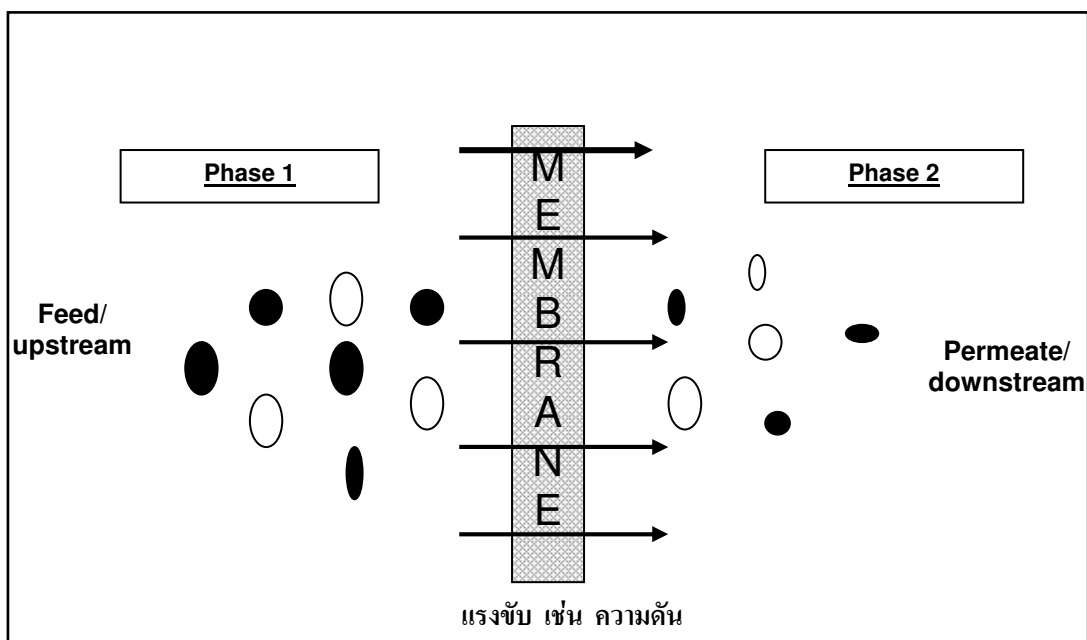
รูปแบบ	การเดินระบบ
6. กระบวนการเติมอากาศ – ขาดอากาศ หรือกระบวนการของ Wuhrmann (Wuhrmann Process)	เป็นระบบบำบัดที่มีอยู่สองขั้นตอน ดังนี้ ถังเติมอากาศ – ถังขาดอากาศ ระบบบำบัดแบบนี้เป็นกระบวนการแบบสัจฉินิดเดียวสำหรับกำจัดไนโตรเจน โดยอาศัยสารอินทรีย์ที่หลงเหลือจากระบบเติมอากาศตั้งแรกเพื่อเป็นแหล่งพลังงานสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชัน แต่อาจใช้น้ำเสียบางส่วนหรือใช้สารเมทานอลโดยเติมลงที่ถังขาดอากาศ ระบบนี้จะมีการกำจัดทั้ง BOD และเกิดดีไนตริฟิเคชันในเติมอากาศถังเดียว จากนั้นจึงไหลเข้าถังขาดอากาศเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน
7. กระบวนการคลองวนเวียน (Oxidation Ditch Process)	เป็นระบบบำบัดที่มีลักษณะคลองวนเวียนโดยสามารถกำจัด BOD เกิดดีไนตริฟิเคชันและเกิดดีไนตริฟิเคชัน ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้มีลักษณะเป็นคลองให้มีน้ำไหลไปตามทิศทางน้ำไหลโดยมีการเติมอากาศสองตำแหน่งเพื่อให้สามารถกำจัด BOD และสามารถเกิดดีไนตริฟิเคชัน เมื่อน้ำไหลในระบบระยะเวลาหนึ่งสภาพแอโรบิกจะค่อย ๆ หดไปจะกลายเป็นขาดอากาศซึ่งจะเกิดการกำจัดไนโตรเจน
8. กระบวนการคลองวนเวียนรูปกลม (Orbal Concentric Oxidation Ditch Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียรูปทรงกลม ดังประกอบด้วยรางที่ 1 รางที่ 2 รางที่ 3 เรียงตามลำดับแบบอนุกรม ในรางที่ 1 จะไม่มีการเติมอากาศ รางที่ 2 และรางที่ 3 จะมีการเติมอากาศ ในระบบนี้จะมีกรสูบน้ำไหลวนกลับภายในจากใจกลางของถังคือ น้ำส้นออกจากรางที่ 3 และกลับมาที่รางที่ 1 เพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชันอย่างเต็มที่ และจะมีการสูบลดน้ำไหลวนกลับจากถังตกตะกอนกลับมาที่รางที่ 1 เพื่อเพิ่มปริมาณจุลชีพให้กับระบบดีไนตริฟิเคชัน โดยรางที่ 2 จะเกิดการกำจัด BOD เป็นส่วนใหญ่ และรางที่ 3 จะเกิดการกำจัดแอมโมเนียไปเป็นไนเตรต จากนั้นจะนำไนเตรตจากรางที่ 3 สูบลกลับมาที่รางที่ 1 เพื่อกำจัดไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน
9. กระบวนการคลองวนเวียนแบบ Bio – denitro (Bio – denitro DE – ditch Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียรูปคลองวนเวียนแบบ Bio – denitro โดยนำความรู้และหลักการของระบบเอสปีอาร์มาดัดแปลงใช้กับระบบคลองวนเวียน แต่ยังคงให้มีน้ำเสียไหลผ่านอย่างต่อเนื่องตลอดเวลาของการเดินระบบคลองวนเวียนแบบ Bio – denitro ในคลองวนเวียนจะมีโรเตอร์หมุนตีน้ำเพื่อเติมอากาศอยู่ในสภาวะแอโรบิกและจะมีใบพัดกวาน้ำให้ระบบอยู่ในสภาวะแอน็อกซิก โดยจะมีถังแบบคลองวนเวียนสองถังวางติดกัน โดยมีประตูน้ำแบบ Gate ที่สามารถเปิด – ปิดได้ด้วยคนหรือด้วยระบบควบคุมอัตโนมัติด้วยก็ได้
10. กระบวนการคลองวนเวียนแบบง่าย (Simplified Oxidation Ditch Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้คลองวนเวียนที่มีเครื่องโรเตอร์เพียงเครื่องเดียวเพื่อเติมอากาศ ลักษณะของระบบคลองวนเวียนแบบนี้จะคล้ายกับระบบคลองวนเวียนปกติที่มีใช้กันทั่วไป เพียงแต่ใช้เครื่องโรเตอร์ตีน้ำเพียงข้างเดียว ระบบนี้มีน้ำเสียไหลเข้าคลองวนเวียน ณ จุดเดียวกับที่สลัดจ์จากถังตกตะกอนไหลเวียนกลับเข้ามาเพื่อให้เกิดสภาวะแอน็อกซิกและสภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิก
11. กระบวนการเอสแบบอาร์ – ดี – เอ็น (R – D – N Activated Sludge Process)	เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีอยู่สามขั้นตอนดังนี้ ถังเติมอากาศซ้ำ ถังขาดอากาศ และถังเติมอากาศ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้หลักการของระบบปรับเสถียรสัมผัส (Contact – Stabilization Process) คือสลัดจ์จากถังตกตะกอนถูกสูบลมาที่ถังเติมอากาศซึ่งเรียกว่าการเติมอากาศซ้ำ (Reaeration) และไหลมาที่ถังขาดอากาศซึ่งมีน้ำเสียไหลเข้ามาและมีน้ำสลัดจ์จากถังเติมอากาศในระบบถูกสูบลกลับมาลงที่ถังขาดอากาศด้วย ทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชันอย่างมีประสิทธิภาพ

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543

1.2.5 การบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor; MBR)

1.2.5.1 ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน เป็นการทำงานร่วมกันของ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพกับเมมเบรน (Wang *et al.*, 2005) โดยเมมเบรนทำหน้าที่เป็นตัวกลาง (ระหว่าง เฟสของของไหล 2 เฟส) ที่มีสมบัติยอมให้สารบางชนิดผ่านได้ จึงเกิดกระบวนการแยกโดยการ ถ่ายโอนมวลทั้งหมดที่เกิดขึ้นที่ด้านความหนาของเมมเบรนซึ่งมีขนาดมิติ (Dimension) น้อยกว่า ด้านกว้าง-ยาว มาก ๆ เทคโนโลยีการแยกด้วยเมมเบรนโดยใช้แรงขับมีหลักการดังแสดงใน ภาพประกอบที่ 4 โดยมีสารป้อน (Feed) เข้าทางด้านหนึ่งของเมมเบรน ส่วนที่ผ่านเมมเบรนไป ได้เรียกว่า เพอมีเอท (Permeate) และส่วนของสารป้อนที่ไม่สามารถผ่านเมมเบรนไปได้เรียกว่า รีเทนเทท (Retentate) ภายใต้การเดินระบบด้วยแรงดันขับ (Pressure driving force) ทำให้เกิด การถ่ายโอนมวล ซึ่งแตกต่างกันไปตามประเภท และระดับกระบวนการแยก วัสดุที่นำมาผลิต เมมเบรนอาจเป็น พอลิเมอร์ เซรามิกส์ คาร์บอน ซีโอไลต์ และออกไซด์ต่าง ๆ โลหะ หรือ ของเหลว สำหรับพัฒนาการของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจากอดีตจนถึงปัจจุบันในการนำมา บำบัดน้ำเสียชนิดต่าง ๆ ได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวาง สรุปได้ดังตารางที่ 7 และตารางที่ 8 ตามลำดับ



ภาพประกอบที่ 4 หลักการของเทคโนโลยีการแยกด้วยเมมเบรนภายใต้แรงดันขับ

ตารางที่ 7 แนวทาง และพัฒนาการของถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจากอดีตจนถึงปัจจุบัน

พ.ศ.	แนวทางและพัฒนาการ
2512	แทนที่ถังตกตะกอนในระบบเอเอสด้วยอัลตราฟิลเตรชัน
2513	เข้าสู่ประเทศญี่ปุ่นเป็นครั้งแรกและปรากฏถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเต็มอากาศแบบ Full – scale ในอเมริกาเหนือ
2523	ปรากฏถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเต็มอากาศแบบ Full – scale ในญี่ปุ่นและแบบไร้อากาศบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมในแอฟริกาใต้
ปลาย 2523 – ต้น 2533	นำมาใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม
2525	นำถึงปฏิกรณ์เต็มอากาศเมมเบรนใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหาร
2535	พบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบภายนอก 39 ถึง ถูกใช้เกี่ยวกับสาธารณสุขและอุตสาหกรรมในประเทศญี่ปุ่น
2543 - ปัจจุบัน	ถูกใช้อย่างกว้างขวางและหลายองค์กรในประเทศญี่ปุ่น, อเมริกาเหนือและยุโรปเพื่อประสิทธิภาพการบำบัดที่สูง แทนที่ระบบบำบัดแบบเดิม และใช้เป็นระบบบำบัดขนาดเล็ก/แยกส่วนในชุมชนเพื่อการหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ใหม่

ที่มา : ดัดแปลงจาก Stephenson *et al.*, 2000

ตารางที่ 8 ร้อยละของจำนวนระบบบำบัดน้ำเสียแบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนทั้งหมดของประเทศญี่ปุ่น แบ่งตามการประยุกต์ใช้กับชนิดน้ำเสีย

ชนิดของน้ำเสีย	จำนวนถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (ร้อยละ)
อุตสาหกรรมอาหาร	27
อาคาร	24
ชุมชน	27
เทศบาล	12
น้ำชะหลุมฝังกลบ	9

ที่มา : Stephenson *et al.*, 2000

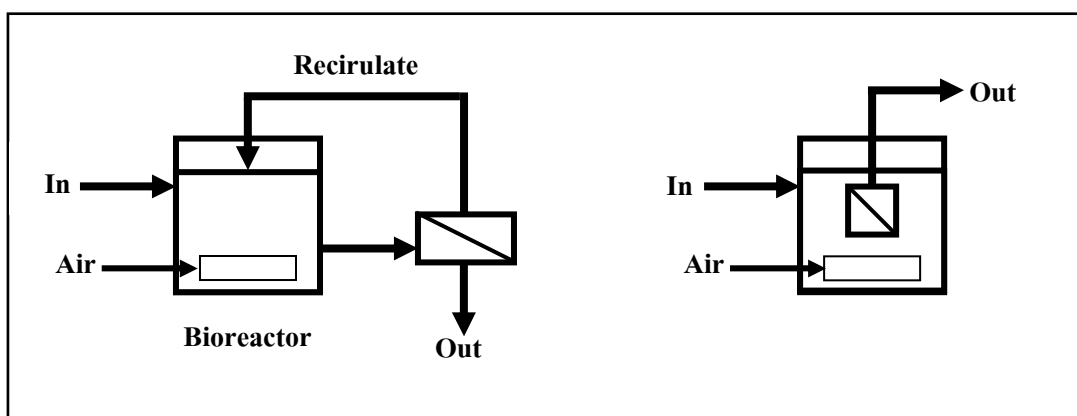
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นการทำงานร่วมกันของกระบวนการทางกายภาพ และชีวภาพ และได้ปรับเปลี่ยนจากระบบเอเอสแบบดั้งเดิม โดยสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้โดยไม่ต้องมีถังตกตะกอน รูปแบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจะมีลักษณะถึงปฏิกรณ์แบบจูลินทรีย์แขวนลอย และหน่วยการกรองด้วยเมมเบรน ซึ่งอาจเป็นแบบวางภายนอก (External) หรือภายใน (Immersed) ตัวถึงปฏิกรณ์ชีวภาพก็ได้ แสดงถึงภาพประกอบที่ 5 ทั้งนี้การประยุกต์ใช้เมมเบรนบำบัดน้ำเสียนิยมใช้กับกระบวนการกรองระดับ

อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration ; UF) และไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration ; MF) (รัตนจิระรัตนานนท์, 2541) โดยอัลตราฟิลเตรชันเป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาดเล็กประมาณ 0.1 – 10 ไมโครเมตร สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่ คอลลอยด์ ออกจากน้ำ และสารโมเลกุลเล็ก และไมโครฟิลเตรชันเป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนค่อนข้างใหญ่กว่าอัลตราฟิลเตรชัน ขนาดรูพรุนประมาณ 2 – 20 ไมโครเมตร (20 – 200 อังสตรอม) สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่ สารแขวนลอยหรืออนุภาคเล็ก ๆ ออกจากของเหลว โดยแรงขับเคลื่อนในการป้อนสารละลายต่ำกว่าอัลตราฟิลเตรชัน ทั้งนี้ตัวแปรสำคัญที่แสดงความสามารถในการแยก และแสดงสมรรถนะของกระบวนการ คือ ค่าฟลักซ์ (J) และค่าความต้านทานการกรอง สมการของฟลักซ์เขียนในรูปของแรงขับเคลื่อน (ΔP) ความหนืด (μ) และค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์รวมของเมมเบรน (R_t) ดังสมการที่ (5)

$$J = \Delta P / \mu R_t \quad (5)$$

และ สมการค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์รวมของเมมเบรน (R_t) จะเป็นผลบวกของค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนย่อย ได้แก่ ค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด (R_m) ค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับได้ (R_{re}) และค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ (R_{irre}) ดังสมการที่ (6)

$$R_t = R_m + R_{re} + R_{irre} \quad (6)$$



ภาพประกอบที่ 5 รูปแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน: Sidestream (ซ้าย) และ Submerged (ขวา)
ที่มา : Stephenson *et al.*, 2000

1.2.5.2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนถูกนำมาใช้บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมตั้งแต่ต้น พ.ศ. 2523 โดยรายงานว่าประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าระหว่างร้อยละ 90 – 99.8 และ

น้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารที่มีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 8.3 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีมากกว่าร้อยละ 90 และหากเพิ่มอายุสลัดจ์จะส่งผลให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยภาพรวมประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสรุปดังตารางที่ 9 และ 10

จากข้อมูลรายงานวิจัยที่เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ชุมชนระหว่างระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนระดับแบบจำลองนำร่องขนาด 40 ลิตร กับระบบเอเอสขนาด 11 ลิตร ดังตารางที่ 11 พบว่า ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนซึ่งประกอบด้วยเมมเบรนแบบท่อผลิตจากเซรามิกส์ และพื้นที่ผิวประมาณ 0.08 ตารางเมตร มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบเอเอส ขนาดฟล็อกที่เล็กและปริมาณแบคทีเรียเส้นใยที่น้อยกว่ารวมทั้งการทำงานของเอนไซม์ย่อยสลายสารอินทรีย์ยังสูงกว่าเอนไซม์ที่เกิดขึ้นในระบบเอเอส น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจะปราศจากของแข็งและคอลลอยด์ขนาดใหญ่รวมทั้งแบคทีเรียและไวรัส โดยคุณภาพน้ำมีของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 5 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีความขุ่นน้อยกว่า 1 เอ็นทียู ระบบสามารถกักกันสลัดจ์ (เพิ่มอายุสลัดจ์หรือ SRT) (Meng *et al.*, 2005a and Gao *et al.*, 2004) และเพิ่มความเข้มข้นของมวลสลัดจ์ในน้ำสลัดจ์ (MLSS) สามารถเพิ่มได้สูงถึง 35,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเป็นการเพิ่มขีดความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนได้ดี เกิดตะกอนส่วนเกินน้อย สามารถกำจัดเชื้อโรคและสามารถนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ประโยชน์ได้ (Ma *et al.*, 2005) ซึ่งการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ใหม่อีกครั้งเป็นวิธีหนึ่งที่ช่วยในการจัดการและอนุรักษ์น้ำที่มีความจำเป็นในปัจจุบันและอนาคต เนื่องจากความต้องการใช้น้ำของมนุษย์เพื่อกิจกรรมต่าง ๆ เพิ่มขึ้นสูงจึงเป็นการประหยัดน้ำต้นทุนในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ และสร้างความคุ้มค่ากับค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียของโรงงานหากมีการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่อีกครั้ง ทั้งนี้การดำเนินการได้เกิดขึ้นมาแล้วในหลายประเทศ เช่น ประเทศเม็กซิโก สเปน ออสเตรเลีย อิสราเอล ญี่ปุ่น และอเมริกา เป็นต้น โดยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะนำกลับมาใช้ใหม่ควรมีคุณภาพน้ำที่อยู่ในเกณฑ์ ซึ่งมีเกณฑ์ที่ควรคำนึงถึงคือ ค่าอุณหภูมิ ค่าความเป็นกรดต่าง ค่าบีโอดี ค่าโคลิฟอร์มแบคทีเรีย และค่าออกซิเจนละลายในน้ำ ดังนั้นจึงเป็นเรื่องสำคัญอย่างยิ่งที่ระบบบำบัดน้ำเสียจะมีประสิทธิภาพเพียงพอที่จะทำให้น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพดีจนสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ในกิจกรรมต่าง ๆ ได้ ตัวอย่างการนำเทคโนโลยีเมมเบรนหรือระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเพื่อนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่อีกครั้งในอนาคต ตัวอย่างที่เกิดขึ้นในเมืองนิวยอร์ก ประเทศอเมริกา ดำเนินการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน หรือ MBR มาใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียรวมที่สร้างใหม่ขึ้นมา ซึ่งสามารถผลิตน้ำเพอมีเอทผ่านการบำบัดแล้ว และ

สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ถึง 200 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ลดปริมาณการอุปโภคน้ำในเมืองได้ถึงร้อยละ 50 และลดการปล่อยน้ำเสียลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติได้เป็นอย่างดี ทั้งนี้ น้ำเพอมีเอทที่นำกลับมาใช้ใหม่ จะถูกนำไปใช้ในระบบควบคุมอากาศ เครื่องทำความร้อน การระบายอากาศ และระบบชลประทาน นอกจากนี้โครงการนี้แล้ว ในเมืองจอร์เจียได้จัดทำโครงการสร้างระบบบำบัดที่นำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ร่วมกับกระบวนการออสโมซิส เพื่อการนำน้ำเสียจากโรงงานผลิตอาหารมาใช้เป็นน้ำดื่ม โดยรองรับน้ำเสียได้ถึง 1,900 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ผลิตน้ำเพอมีเอทที่สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ 950 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน และโครงการจะเริ่มขึ้นเมื่อเดือนมิถุนายน ปี 2006 (Dynatec Systems Inc, 2006) ทั้งนี้ ข้อเด่น และข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน รวบรวมแสดงดังตารางที่ 12

ตารางที่ 9 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบเติมอากาศ

พารามิเตอร์	ประเภทของอุตสาหกรรมผลิตน้ำเสีย				
	อาหาร	น้ำผลไม้	ผัก	ฝ้าย	สิ่งทอ
ภาระบรทุกสัปดาห์(กก.ชีโอดีต่อกก.ต่อวัน)	0.5	0.581	0.765	0.131	-
ภาระบรทุกอินทรีย์(กก.ต่อลบ.ม.ต่อวัน)	5.4	5.98	8.33	0.253	-
น้ำเสียเข้าระบบ บีโอดี ^๑ ชีโอดี ^๒ แอมโมเนีย ^๓ ฟอสฟอรัส ^๔ (มก.ต่อล.)	31,000 ^๑ 42,660 ^๒ 1,221 ^๑ 197.5 ^๒	2,251	42,662	2,778	6,000
น้ำทิ้งนอกระบบ บีโอดี ^๑ ชีโอดี ^๒ แอมโมเนีย ^๓ ฟอสฟอรัส ^๔ (มก.ต่อล.)	nd ^๑ 70.8 ^๒ nd ^๑ 10.2 ^๒	24.23	70.8	119	625
น้ำสลัดจ์(กก.ต่อลบ.ม.)	10.9	10.3	10.9	1.95	-
ผลผลิตสลัดจ์(ต่อวัน)	0.094	0.335	0.094	0.048	0.07

ที่มา : ดัดแปลงจาก Stephenson *et al.*, 2000

ตารางที่ 10 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

อ้างอิง	ชนิดน้ำเสีย	ชนิดเมมเบรน	ชนิดถังปฏิกรณ์	ภาวะบรรทุก	ฟลักซ์/SRT/ HRT	พารามิเตอร์ทางกายภาพ/ เคมี	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ระยะเวลาทำความ สะอาดเมมเบรน
Wang <i>et al.</i> , 2005	น้ำเสียกระบวนการ ผลิตอาหาร	เส้นใยทอกลวงจากพีวี ดีเอฟขนาด 0.2 ตร.ม.	แอน็อกซิก และถัง ปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน	3.4 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน และ 1.26 กก.ไนโตรเจน/ลบ./วัน	-/5 วัน	ซีโอดี, แอมโมเนีย, ไนโตรเจนทั้งหมด	94, 91 และ 74	-
Gao <i>et al.</i> , 2004	น้ำเสียสังเคราะห์	-	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมม เบรนแบบจมตัว	0.18 เป็น 1.3 กก.แอมโมเนีย/ ลบ./วัน	-/24 ชม.	แอมโมเนีย, น้ำสลัดจระเข้ได้	95 – 97 , 2100 เป็น 5,500 มก./ล.	-
Calvert <i>et al.</i> , 2001	น้ำเสียชุมชน	เส้นใยทอกลวง	ส่วนปฏิกิริยา ไนตริ-ดีไนตริฟิเคชัน	0.25 และ 1.5 กก. บีโอดี/ลบ./วัน	-/-	บีโอดี, ซีโอดี, ของแข็ง, แอมโมเนีย, ไนโตรเจน ทั้งหมด, คอลิฟอร์ม, เชื้อก่อโรค	99.4, 93.9, 99.9, 97.4, 78.9 5 log removal, 100	270 วัน
Liu <i>et al.</i> , 2005a	น้ำเสียห้องอาบน้ำ	เส้นใยทอกลวงจากพีอี ขนาด 32 ตร.ม.	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรนแบบจมตัว	0.5-1.85 กก. ซีโอดี/ลบ./วัน	13 ล./ตร.ม./ วัน /-3.6 ชม.	ซีโอดี, สารซักล้าง, ของแข็ง	34 – 85, 98 100 และไม่มีสี ไม่มีกลิ่น	ไม่ล้าง
Wen <i>et al.</i> , 2004	น้ำเสียโรงพยาบาล	เส้นใยทอกลวงจากพีอี	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรนแบบจมตัว	-	-/7.2 วัน	ซีโอดี, แอมโมเนีย, ความ ขุ่น, อีโคไล	80, 93, 83, 98 และไม่มีสี ไม่มีกลิ่น	ไม่ล้าง

หมายเหตุ เอสอาร์ที (-) : Infinity พีอี : Polyethylene
 พีวีดีเอฟ: Polyvinylidene fluoride ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว : Submerged Membrane Bioreactor

ตารางที่ 10 (ต่อ)

อ้างอิง	ชนิดน้ำเสีย	ชนิดเมมเบรน	ชนิดถังปฏิกรณ์	ภาระบรรทุก	ฟลักซ์/SRT/HRT	พารามิเตอร์ทางกายภาพ/ เคมี	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	ระยะเวลาทำความ สะอาดเมมเบรน
Liu <i>et al.</i> , 2005b	น้ำเสียสังเคราะห์	เส้นใยทอกลงจาก พีอีขนาด 0.4 ตร.ม.	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรนแบบจุ่มตัว	-	-/~/8.3 วัน	ซีโอดี	93	-
Xing <i>et al.</i> , 2001	น้ำเสียชุมชน	เมมเบรนชนิดท่อจาก เซรามิกส์ขนาด 0.004 ตร.ม.	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน	-	50, 75, 85, 100 ล./ตร.ม./ วัน /5, 15, 30 วัน/3.75, 4.4, 5, 7.5 ชม.	ซีโอดี, แอมโมเนีย, ของแข็ง	95, 98, 100	-
Qin <i>et al.</i> , 2006	น้ำเสียชุมชนรวม กับน้ำเสียโรงงาน	เส้นใยทอกลงจากพีวี ดีเอฟขนาด 10.2 ตร.ม.	ส่วนปฏิกิริยาไนตริ- ดีไนตริฟิเคชัน	-	/-/	บีโอดี, ซีโอดี, ดีโอดี, ความขุ่น	99, 98, 98, 0.18-0.21	-
Buttiglieri <i>et al.</i> , 2005	น้ำเสียสังเคราะห์	เส้นใยทอกลงขนาด 0.93 ตร.ม.	ส่วนปฏิกิริยาไนตริ- ดีไนตริฟิเคชัน	-	11.3-22.6 ล./ตร.ม./วัน /-/	ซีโอดี, แอมโมเนีย, อีโคไล	< 5 มก./ล. , < 0.5 มก./ล. , 100	-

หมายเหตุ เอสอาร์ที (-) : Infinity พีอี : Polyethylene
 พีวีดีเอฟ: Polyvinylidene fluoride ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจุ่มตัว : Submerged Membrane Bioreactor

ตารางที่ 11 ผลการเปรียบเทียบระหว่างระบบเอเอส และระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

พารามิเตอร์	เอเอส	ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน
อายุสลัดจ์(วัน)	20	30
การกำจัดซีโอดี(ร้อยละ)	94.5	99.0
การกำจัดดีไอซี(ร้อยละ)	92.7	96.9
การกำจัดของแข็งทั้งหมด(ร้อยละ)	60.9	99.9
การกำจัดแอมโมเนียในโตรเจน(ร้อยละ)	98.9	99.2
การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด(ร้อยละ)	88.5	66.0
การผลิตสลัดจ์(กิโกลรัมของแข็งระเหยได้ต่อซีโอดีต่อวัน)	0.22	0.27
ค่าเฉลี่ยขนาดฟล็อก(ไมโครเมตร)	20	3.5

ที่มา : Cicek *et al.*, 1999

ตารางที่ 12 ข้อเด่น และข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแต่ละชนิด

ข้อเด่น	ข้อจำกัด
<p>Membrane Separation Bioreactors</p> <p>ขนาดเล็ก</p> <p>มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดของแข็ง</p> <p>น้ำหลังบำบัดปลอดเชื้อโรค</p> <p>สามารถกำจัดทั้ง COD ของแข็งและธาตุอาหารได้ในหน่วยเดียวกัน</p> <p>สามารถรับอัตราภาระสูง</p> <p>ผลิตสลัดจ์ต่ำหรือเป็นศูนย์</p> <p>เริ่มต้นได้เร็ว</p> <p>ไม่มีปัญหาการอัดของสลัดจ์</p>	<p>ข้อจำกัดการเติมอากาศ</p> <p>เกิดฟาวลิง (Fouling problem)</p> <p>ต้นทุนเมมเบรน</p>
<p>Membrane Aeration Bioreactors</p> <p>สามารถใช้ออกซิเจนได้สูง</p> <p>สามารถใช้พลังงานได้ประสิทธิภาพสูง</p> <p>ขนาดเล็ก</p> <p>การควบคุมการป้อนความต้องการออกซิเจน</p>	<p>ปัญหาการเกิดฟาวลิง (Fouling problem)</p> <p>ต้นทุนติดตั้งสูง</p> <p>ไม่สามารถทำให้เป็นแบบ full - scale</p> <p>ความซับซ้อนของกระบวนการ</p>
<p>Extractive Membrane Bioreactors</p> <p>บำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีพิษได้</p> <p>ขนาดเล็ก</p> <p>แยกแบคทีเรียออก</p>	<p>ต้นทุนติดตั้งสูง</p> <p>ไม่สามารถทำให้เป็นแบบ full - scale</p> <p>ความซับซ้อนของกระบวนการ</p>

ที่มา : ดัดแปลงจาก Stephenson *et al.*, 2000

1.2.5.3 ปรากฏการณ์ฟาวลิง (Fouling phenomena)

ฟาวลิงเป็นปรากฏการณ์จากปฏิกิริยาทางเคมีกายภาพระหว่างโมเลกุล - อนุภาคของเหลวขณะกรองกับเมมเบรน (Chang and Kim, 2005) ซึ่งเกิดขึ้นเมื่อสารละลาย หรือสารแขวนลอยเกิดการสะสมที่ผิวหน้าของเมมเบรน ก่อให้เกิดชั้นขอบขึ้น (Boundary layer หรือ Concentration polarization) ทำให้สมรรถนะของเมมเบรนคือ ฟลักซ์ (Flux) และสมรรถนะการเลือก (Selectivity) ลดลงกรณีเดินระบบที่ค่าความดันขับเคลื่อนที่ (Pressure constant operation) และความดันผ่านเมมเบรนสูงขึ้น (Transmembrane Pressure ; TMP) กรณีเดินระบบที่ค่าฟลักซ์คงที่ (Flux constance operation) การเกิดฟาวลิงหรือการสะสมของสารต่างๆ บนเมมเบรนมี 3 ลักษณะ ดังภาพประกอบที่ 6 คือ บนผิวด้านนอกของเมมเบรนเป็นชั้นเค้ก (Cake layer) ที่สะสมและปิดช่องเปิดของรู (Pore blocking) หรือภายในรูของเมมเบรน (Interior pore fouling) ซึ่งอนุภาคสารละลายเข้าไปอุดตันสะสมภายในรู โดยเฉพาะการเกิดฟาวลิงแบบ Interior pore fouling เนื่องจากอนุภาคสารละลายมีขนาดเล็กกว่ารูเปิด และสะสมจนทำให้ขนาดรูเล็กลง กีดขวางการไหล และล้างทำความสะอาดได้ยาก หรืออนุภาคสารละลายมีแรงกระทำกับผิววัสดุเมมเบรน และชักนำให้อนุภาคสารละลายอื่นเข้ามาอุดตันต่อกันไป (Wilkinson *et al.*, 1999) ทั้งนี้อาจสรุปประเภทของฟาวลิงได้ 2 แบบใหญ่ ๆ ตามกลยุทธ์ที่ใช้ฟื้นฟูสภาพการกรอง คือ

1) ฟาวลิงแบบฟื้นฟูสภาพได้ (Reversible fouling) เป็นชนิดของฟาวลิงที่ใช้วิธีการทางไฮโดรไดนามิกส์ เช่น การใช้ความปั่นป่วน การใช้แรงเฉือนผิวหน้า และการล้างย้อนกลับ เป็นต้น

2) ฟาวลิงแบบฟื้นฟูสภาพไม่ได้ (Irreversible fouling) เป็นชนิดของฟาวลิงที่ต้องใช้สารเคมีเพื่อฟื้นฟูสภาพเนื่องจากเกิดแรงกระทำระหว่างสารละลายอนุภาคในของเหลวกับเนื้อวัสดุเมมเบรน หรืออุดตันแน่น (Solutes interaction and adsorption) บนผิวเมมเบรน รวมถึงเกิดการตกผลึกเคมีของสารประกอบอนินทรีย์บนผนังเมมเบรน (Inorganic chemical precipitation) (Hesse *et al.*, 1999) และหากชั้นอนุภาคที่เกาะอยู่บนผิวเมมเบรนเกิดโครงสร้างเป็นโครงข่ายสามมิติพองตัวมาก เรียก Fouling layer นั้นว่า ชั้นเจล (Gel layer) อย่างไรก็ตามการเกิดฟาวลิงในระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนถูกเรียกรวมว่า **ไบโอฟาวลิง (Biofouling)** ซึ่งทำให้ค่าเพอมีเอทฟลักซ์ (Permeate flux) ลดลง ส่งผลให้ต้องเพิ่มค่าใช้จ่ายในการทำสะอาดเมมเบรน

ปรากฏการณ์ไบโอฟาวลิงมีสาเหตุหลักจากสารประกอบที่แบคทีเรียปลดปล่อยออกมา และเกิดจากของแข็งแขวนลอย ทั้งนี้สารประกอบที่แบคทีเรียปล่อยออกมานอกเซลล์นั้นเรียกว่า Extracellular Polymeric Substance หรือ EPS ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญของการเกิดฟาวลิง (Arnot *et al.*, 2001 และ Orantes *et al.*, 2004) สารนี้มีลักษณะไม่เป็นเนื้อเดียวกัน

(Heterogeneous) และน้ำหนักรวมสูง ประกอบด้วยโพลีแซคคาไรด์ โปรตีน ไขมัน และสารโม่เลกุลขนาดใหญ่ทางชีวภาพอื่น ๆ (Meng *et al.*, 2005a และ Chang *et al.*, 2001) สาร EPS นี้จะถูกปลดปล่อยออกมาและเข้าไปอยู่ในช่องว่างระหว่างอนุภาคเซลล์ในชั้นเค้ก (Meng *et al.*, 2005a) ทั้งนี้สามารถสรุปสาเหตุของไบโอฟาว์ลิง ได้ดังนี้

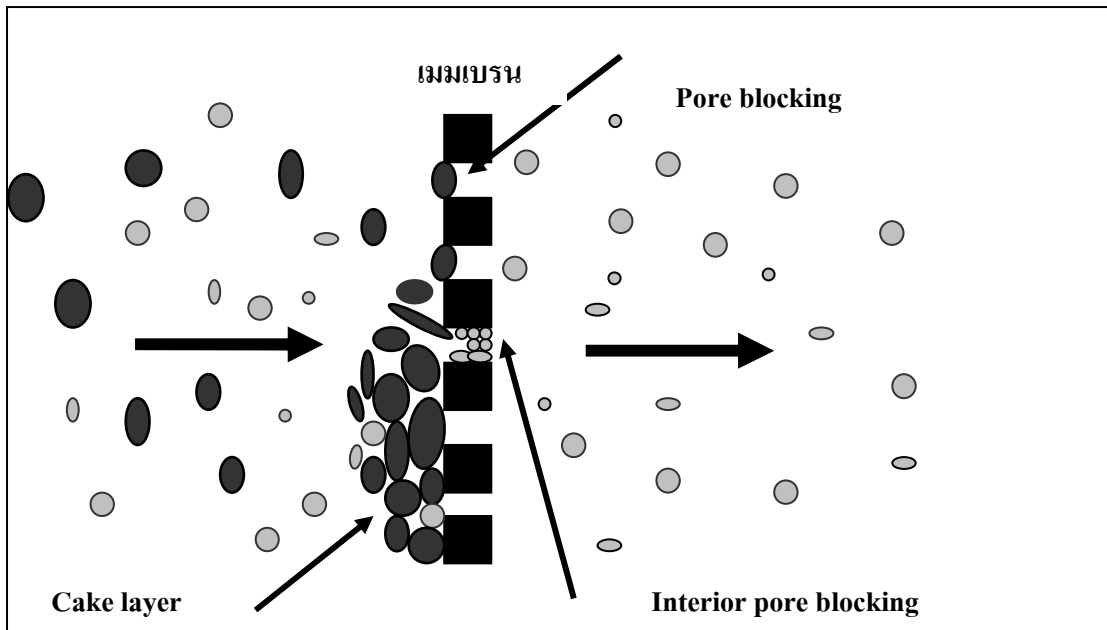
- ในสภาวะไนโตรเจน และออกซิเจนในปริมาณจำกัด ทำให้เกิดการย่อยสลายตัวเองของเชื้อรา *Penicillium chrysogenum* โดยการทำงานของเอนไซม์ serinase และ aspartyl protease และที่ค่า SRT ยาวนาน (Arnot *et al.*, 2001)

- เกิดจากกระบวนการเมทาบอลิซึม และจากการย่อยสลายตัวเองของแบคทีเรียเส้นใย ที่มีบทบาทในการเกิดเป็นชั้นเค้ก ทั้งนี้สามารถกำจัดออกได้โดยการล้างทางกายภาพ จัดเป็นฟาว์ลิงแบบพื้นสภาพได้ (Meng *et al.*, 2005a และ Meng *et al.*, 2005b)

- เกิดการแตกของฟล็อกจากการถูกแรงเฉือนของปั๊มหมุนเวียน หรือระบบจ่ายอากาศในถัง (Chang *et al.*, 2001) จนกลายเป็น pin - flocc โดยอนุภาคที่มีขนาดเล็กกว่า 50 ไมโครเมตร จะทำให้เกิดชั้นเค้กที่ไม่มีรูหรือเป็นลักษณะเจล หรือเมือก (Non - porous cake layer) (Meng *et al.*, 2005b)

- ในสภาวะที่มีไนโตรเจนจำกัดและการเปลี่ยนแปลงสภาวะทางเคมี - กายภาพ เช่น อุณหภูมิ หรือ องค์ประกอบของแบคทีเรียแขวนลอย ทำให้เกิดการตกผลึกบนผิว หรือผนังของเมมเบรน (Chang *et al.*, 2001)

ดังนั้น การเกิดฟาว์ลิงส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ทำให้ความเข้มข้นของซีโอดีมีค่าสูงขึ้นอีก และมีผลต่อการกรองผ่านเมมเบรน แต่การลดความเข้มข้นของ MLSS สามารถลดการเกิดชั้นเค้กได้ ส่วนการเกิดฟาว์ลิงแบบภายในรูของเมมเบรนนั้นจะเกิดจากการดูดซับสารละลายเข้าไปภายในรูเมมเบรนและที่ช่องเปิดของรูซึ่งจะเป็นฟาว์ลิงแบบพื้นสภาพไม่ได้ ซึ่งการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนต้องใช้การทำความสะอาดโดยสารเคมีเท่านั้น (Chang and Kim, 2005)



ภาพประกอบที่ 6 รูปแบบการเกิดฟาวลิงแบบต่าง ๆ

1.2.5.4 วิธีการป้องกัน และฟื้นฟูสภาพเมื่อเกิดฟาวลิง (ขั้นตอน สุทธธราภา, 2547)

1. กลยุทธ์เชิงป้องกัน

1.1 การออกแบบอุทกศาสตร์ของโมดูลให้เหมาะสม (Hydrodynamic optimization of the membrane module) โดยการออกแบบให้เกิดแรงเฉือนเนื่องจากการไหลของสารป้อนที่ผิวหน้าเมมเบรนสูง ๆ ซึ่งสามารถทำได้หลายวิธี เช่น รูปแบบการไหลของของเหลวผ่านโมดูลเมมเบรนที่แบ่งออกไปหลายลักษณะ เช่นการไหลตามทิศทางการไหลของของเหลวด้านสารป้อนและด้านเพอมีเอท สามารถแบ่งได้เป็นแบบ Normal filtration หรือแบบ Crossflow filtration โดยการไหลแบบ Normal filtration ทั้งสารป้อน และเพอมีเอทไหลตั้งฉากกับผิวของเมมเบรน ดังนั้นหากสารป้อนมีอนุภาคของสารแขวนลอยมากจะทำให้ผิวของเมมเบรนสกปรก และเกิดการฟาวลิงของเมมเบรนได้ง่าย แต่ในไหลแบบ Crossflow filtration สารป้อนจะไหลขนานกับผิวของเมมเบรน เพอมีเอทจะผ่านเมมเบรนในทิศทางตั้งฉากกับผิวของเมมเบรน และไหลออกจากโมดูลแบบตามกระแส หรือสวนกระแส หรือตั้งฉากกับสารป้อน อนุภาคของสารแขวนลอยในสารป้อนจึงไม่เกาะติดกับผิวของเมมเบรน และไม่ทำให้เกิดฟาวลิงของเมมเบรน เพราะได้ถูกพาออกไปกับรีเทนเทท นอกจากนี้รูปแบบการไหลของของเหลวผ่านโมดูลเมมเบรนที่เหมาะสมแล้ว การทำให้เกิดแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรนจากฟองอากาศ ซึ่งเป็นผลมาจากการเติมอากาศที่ได้รับความนิยมถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวาง เพราะนอกจากจะเป็นการสร้างสถานะแอโรบิกให้กับแบคทีเรียแล้ว ยังทำให้เกิดการไหล และสร้างแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรนด้วย (Visvinathan *et al.*,2000) โดยเฉพาะ

เมมเบรนประเภทเส้นใยทอกลวง ถึงแม้ว่าจะมีข้อดีในการลดพื้นที่ใช้งานได้มากกว่าเมมเบรนประเภทอื่น ๆ แต่มีแนวโน้มเกิดฟาวลิงได้ง่ายกว่า เนื่องจากการมีสถานะทางไฮโดรไดนามิกส์ที่น้อยระหว่างเส้นใย หรือที่เรียกบริเวณนี้ว่า Dead zone ทำให้มีตะกอนหรือของแข็งสะสมระหว่างเส้นใยเกิดเป็นฟาวลิงแบบชั้นแข็ง และฟาวลิงแบบพื้นสภาพไม่ได้ (Irreversible fouling) จากการสะสมภายในรูเปิดเมมเบรน (Adrian *et al.*, 2006) ซึ่งสามารถป้องกันได้โดยเลือกใช้เมมเบรนเส้นใยทอกลวงชนิดปลายเปิด (Open – type module) แทนปลายปิด (Fixed – type module) จะช่วยบรรเทาการสะสมของของแข็งระหว่างเส้นใยได้ (Shimizu *et al.*, 1996)

1.2 การดัดแปลงผิวหน้าของเมมเบรน (Membrane surface modification) เนื่องจากเมื่อเมมเบรนสัมผัสกับน้ำจะแสดงการตอบสนองของโมเลกุลน้ำในลักษณะชอบ โดยการสร้างพันธะกับโมเลกุลน้ำหรือไม่ชอบ โดยการผลักโมเลกุลน้ำให้ห่างออกไป ปรากฏการณ์นี้เรียกว่า ความชอบน้ำ (Hydrophilicity) หรือไม่ชอบน้ำ (Hydrophobicity) ซึ่งเมมเบรนที่ชอบน้ำจะทำให้โมเลกุลน้ำมารวมกันเกิดเป็นชั้นน้ำบริสุทธิ์ที่ผิวหน้าของเมมเบรน ขณะเดียวกันจะผลักโมเลกุลของสารอื่นให้ห่างออกไปจากผิวหน้าของเมมเบรนจึงเกิดการถ่ายโอนเฉพาะ โมเลกุลน้ำผ่านเมมเบรนออกไปทางรูเปิด โดยวิธีการสร้างความชอบน้ำของเมมเบรนทำได้ด้วยการเติมหมู่ชอบน้ำ หรือหมู่ที่มีประจุที่ผิวหน้าของเมมเบรน หรืออาจเติมสารลดแรงตึงผิวเพื่อปรับปรุงเมมเบรนให้เกิดคุณสมบัติการชอบน้ำขึ้น

1.3 อื่น ๆ เช่น การบำบัดเบื้องต้น (Pretreatment) ด้วยการเติมสารตกตะกอน การกรองเบื้องต้น (Prefiltration) การเติมคลอรีน หรือการดูดซับด้วยคาร์บอน เป็นต้น และการเลือกใช้ระดับของรูช่องเปิด (Pore size) และหน้าตัดมวลโมเลกุล (Molecular weight cut off) ของเยื่อกรองให้เหมาะสมกับสารป้อน

2. การฟื้นฟูสภาพ

การล้างเมมเบรน (Membrane cleaning) ด้วยสารเคมีที่เหมาะสมเมื่อฟลักซ์ลดลง หรือค่าความดันผ่านเมมเบรนสูงขึ้นจนถึงระดับหนึ่งที่กำหนด จำเป็นต้องทำความสะอาดเมมเบรนเพื่อให้ฟลักซ์กลับคืนมาบางส่วน หรือให้ได้เท่าเดิม ซึ่งสารเคมีอาจช่วยให้มีการเปลี่ยนแปลงทางกายภาพโดยทำให้สารอุดตันพองตัว หดตัว ละลาย เกิดการหลุดออก หรือสารเคมีที่ใช้ อาจทำปฏิกิริยาเคมีกับสารอุดตัน เช่น การเกิดไฮโดรไลซิส การย่อยสลายพันธะเปปไทด์ของโปรตีน และการเกิดสารประกอบเชิงซ้อน เป็นต้น

สารเคมีที่ใช้ควรมีคุณสมบัติ ดังนี้

- ละลายสารอุดตันหรือทำให้สารอุดตันเกาะตัวน้อยลง
- รักษาสภาพการกระจายตัวของสารอุดตันไม่ให้กลับไปสะสมอีก

- ไม่เป็นสารที่ก่อให้เกิดการอุดตันเสียเอง
- ไม่ทำให้เมมเบรนเสื่อมสภาพ

ทั้งนี้สารเคมีที่ใช้ทำความสะอาดสามารถแบ่งเป็นกลุ่มใหญ่ ๆ ได้ เช่น กรด ต่าง เอ็นไซม์ สารลดแรงตึงผิว สารฆ่าเชื้อ และสารทำความสะอาดกำหนดสูตร เป็นต้น ตัวอย่างขั้นตอนการทำความสะอาดเมมเบรนแบบท่อ 2 ชนิดที่ผลิตมาจาก Alumina และ Siricone ขนาดรูช่องเปิด 0.2 และ 0.05 ไมโครเมตร มีพื้นที่ผิวทั้ง 2 ชนิด ประมาณ 50 ตารางเมตร แสดงดังตารางที่ 13

ตารางที่ 13 ขั้นตอนการทำความสะอาดเมมเบรน

ขั้นที่	สารเคมี	ความเข้มข้น	ระยะเวลา (นาที)	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	พีเอช
1	โซเดียมไฮโปคลอไรด์	[Cl ₂] = 200 – 300 มก.ต่อล.	10	20	> 10
2	ล้างน้ำกลั่น		10	20	
3	โซเดียมไฮดรอกไซด์	ร้อยละ 2 ต่อน้ำหนัก	20	70	
4	ล้างน้ำกลั่น		10	20	
5	กรดไนตริก	ร้อยละ 2 ต่อน้ำหนัก	20	70	
6	ล้างน้ำกลั่น		10	20	

ที่มา : Wisniewski และ Grasmick, 1998

1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

วัตถุประสงค์ของงานวิจัยนี้ คือ

1. เพื่อศึกษาสมรรถนะของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor) ร่วมกับกระบวนการแอน็อกซิกในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนและสารประกอบไนโตรเจนจากน้ำเสียอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ)
2. เพื่อศึกษาตัวแปรและสภาวะที่เหมาะสมในการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor) ร่วมกับกระบวนการแอน็อกซิกเพื่อประสิทธิภาพการบำบัดที่สูง

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบสมรรถนะของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor) ร่วมกับกระบวนการแอน็อกซิก ในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนและสารประกอบไนโตรเจนจากน้ำเสียอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ)

2. ได้สถานะที่เหมาะสมของการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor) ร่วมกับกระบวนการแอนีอกซิก เพื่อการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแปรรูปสัตว์น้ำ (ซูริมิ)
3. ได้ข้อเสนอแนะในการนำน้ำหลังการบำบัดเพื่อการหมุนเวียนใช้ใหม่ภายในโรงงาน