

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสีย

2.1.1 แหล่งกำเนิดน้ำเสีย แบ่งออกเป็นแหล่งใหญ่ดังนี้

- น้ำเสียชุมชน (Domestic wastewater) รวมถึงน้ำเสียจากบ้านเรือน อาคารสูง โรงเรียน โรงพยาบาล สถานที่ราชการ เขตพาณิชย์กรรม ซึ่งเกิดจากการใช้ในชีวิตประจำวัน เช่น จากห้องน้ำ ห้องครัว และการซักล้าง เป็นต้น ตารางที่ 2.1 แสดงลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ
- น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม (Industrial wastewater) มีลักษณะแตกต่างกันตามชนิดของอุตสาหกรรม ประกอบด้วย น้ำทิ้งจากกระบวนการผลิต การหล่อเย็น การชะล้างทำความสะอาด และจากกิจกรรมของพนักงานทั่วไป เป็นต้น
- น้ำทิ้งจากการเกษตร (Agricultural wastewater) เกิดจากการชะล้างสารที่ตกค้างบนผิวดิน เช่น ปุ๋ยเคมี ยาปราบศัตรูพืช ซึ่งจะถูกลำน้ำฝนชะซึมผ่านชั้นดินและไหลไปตามผิวดินปนเปื้อนน้ำใต้ดินและน้ำผิวดินตามลำดับ

2.1.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสูง

2.1.2.1 ลักษณะอาคารสูง (อัมพวัน พงศ์สิทธิศักดิ์, 2539) อาคารสูงคืออาคารที่บุคคลสามารถเข้าใช้สอยหรืออยู่อาศัยได้ โดยมีความสูงตั้งแต่ 23 เมตรขึ้นไป วัดจากระดับพื้นดินถึงยอดผนังชั้นสูงสุด โดยแบ่งกลุ่มของประเภทอาคารดังนี้

- ตามประเภทการใช้งานของอาคาร จากสถิติการก่อสร้างมากที่สุด ได้แก่ อาคารพักอาศัย อาคารพาณิชย์และพักอาศัย และอาคารพาณิชย์ รองลงมาได้แก่ อาคารอุตสาหกรรม และคลังสินค้า

- ตามความสูงของอาคาร คืออาคารที่สูง 1-5 ชั้น จัดเป็นกลุ่มอาคาร Low-rise และอาคารที่สูงตั้งแต่ 6 ชั้นขึ้นไปจัดเป็นกลุ่มอาคาร Mid-rise หรือ High-rise

2.1.2.2 หน่วยกระบวนการที่มักเลือกใช้ในการบำบัดน้ำเสียของอาคาร จะมีส่วนประกอบพื้นฐานที่คุ้นเคยในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไป คือ

- Preliminary treatment: Screening, Comminutor, Grit removal, Chemical treatment
- Primary treatment : Primary sedimentation, Floatation, Microscreening
- Secondary treatment : Activated sludge, Rotating Biological contractor
- Disinfection : Chlorination, Ozonation, Ultraviolet

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆในกรุงเทพมหานครและปริมณฑล

ลักษณะ น้ำเสีย	หอพัก		ภัตตาคาร		โรงพยาบาล	ตลาดสด
	จาก ส้วม	จากส่วน อื่นๆ	ส้วมบำบัดแล้ว+ ครัว+อื่นๆ	จากครัว+ อื่นๆ		
pH	8.55	7.78	6.54	6.74	6.84	6.67
COD (mg./l)	1,290	135	1,785	3,164	350	2,528
BOD (mg./l)	723	75	919	1,759	238	1,172
TKN (mg./l)	329	19.2	55.1	63.2	15.2	76.5
PO ₄ (mg./l)	6.8	3.9	3.2	2.6	3.29	5.1
SS (mg./l)	666	29	401	913	87.06	662

ต่อ

ลักษณะ น้ำเสีย	อาคารสำนักงาน		ห้างสรรพ สินค้า	โรงภาพยนตร์	โรงแรม	อาคารชุด คอนโดฯ **
	จาก ส้วม	จากครัว+ อื่นๆ				
pH	8.1	7.4	7.51	7.53	7.05	7.2
COD (mg./l)	392	96	253	110	311	221
BOD (mg./l)	181	41	81	60	190	151
TKN (mg./l)	44.1	9.7	66.8	72.7	23	33.7
PO ₄ (mg./l)	2.0	0.4	10.1	2.7	1.8	2.0
SS (mg./l)	158	26	61	45	84	63

หมายเหตุ : ** บำบัดมาแล้วบางส่วน

ที่มา : (สำนักคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2530 อ้างถึงใน สุรพล สายพานิช, 2538)

นอกจากนี้หากมีการนำน้ำเสียกลับไปใช้ใหม่อาจเพิ่มกระบวนการบำบัดขั้นสูง เพื่อเพิ่มคุณภาพน้ำให้สูงพอ เช่น Filtration, Chemical coagulation, Carbon adsorption และกระบวนการอื่นๆ เช่น Ion exchange การกำจัดฟอสฟอรัสและกำจัดไนโตรเจนแบบต่างๆ รวมถึงกระบวนการเมมเบรน

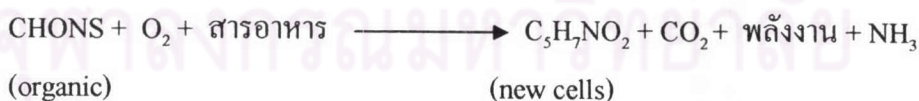
2.2 การบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการ Activated Sludge

กระบวนการ Activated Sludge หรือระบบ เอ เอส เป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนโดยอาศัยจุลชีพแขวนลอยเติบโตในน้ำเสียในการกิน ย่อยสลาย ดูดซับ หรือเปลี่ยนรูปมลสารต่างๆ ในน้ำให้มีค่าความสกปรกน้อยลง มีส่วนประกอบหลักของระบบคือถังเติมอากาศและถังตกตะกอน นอกจากนี้ยังมีระบบเติมอากาศให้ออกซิเจนแก่น้ำและกวนตะกอน (MLSS) ในถังเติมอากาศไม่ให้เกิดการตกตะกอน ระบบระบายตะกอนและการเวียนตะกอนกลับ

ระบบเอ เอส ดัดแปลงการใช้งานในหลายรูปแบบ เช่น Completely mixed, Tapered aeration, Step aeration, Contact stabilization, Extended aeration, Oxidation ditches เป็นต้น ซึ่งอาศัยการเปลี่ยนแปลงภาวะบรรพบุรุษสารอินทรีย์หรืออายุตะกอนและการปรับปรุงรูปแบบทางกายภาพ แต่ละรูปแบบมีข้อดีข้อเสียแตกต่างกันแต่มีองค์ประกอบในการทำงานเหมือนกัน

2.2.1 องค์ประกอบในการทำงานของระบบเอ เอส

- การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน อาศัยจุลชีพชนิดแอโรบิกและแฟคัลเททีฟที่สามารถจับตัวเป็นฟล็อกและมีปริมาณมากพอแขวนลอยสัมผัสกับน้ำเสียในถังเติมอากาศ รักษาสภาพแอโรบิกโดยการใช้หัวกระจายอากาศหรือเครื่องจักรกลเติมอากาศ ซึ่งจะช่วยให้เกิดสภาพการกวนผสม หลังจากเวลาเก็บกักที่ออกแบบไว้สารอินทรีย์จะอยู่ในรูปที่เสถียรมากขึ้น ซึ่งจะได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพตามต้องการ โดยในถังปฏิกริยาจะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนโดยจุลชีพเหล่านั้น จุลชีพจะย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนให้โมเลกุลเล็กลงจนสามารถดูดซึมผ่านผนังเซลล์ได้ และจะถูกเปลี่ยนรูปด้วยกระบวนการออกซิเดชัน โดยใช้ออกซิเจนอิสระที่เติมให้ระบบพร้อมกับได้ผลผลิตต่างๆดังปฏิกริยาชีวเคมี



- การตกตะกอน จุลชีพที่ถูกกวนผสมในถังเติมอากาศเมื่อชนกันจะเกิดการรวมตัวเป็นฟล็อก ซึ่งตกตะกอนได้ดีกว่าเซลล์เดี่ยวสามารถแยกออกจากน้ำที่บำบัดแล้วได้ง่ายด้วยถังตกตะกอน

- การเวียนตะกอนจุลชีพ โดยเวียนตะกอนจุลชีพเข้มข้นจากถังตกตะกอนกลับไปยังถังเติมอากาศเพื่อช่วยควบคุมความเข้มข้นของตะกอนจุลชีพในถังเติมอากาศ และรักษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบ โดยควบคุมอัตราส่วนการเวียนกลับ

- ค่าเฉลี่ยอายุตะกอน (Sludge age: θ_c) ระยะเวลาเฉลี่ยที่จุลินทรีย์หมุนเวียนในระบบ ซึ่งสัมพันธ์โดยตรงต่ออัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อจุลินทรีย์ (F/M Ratio) การควบคุมค่าอายุตะกอนให้คงที่จะทำให้อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อจุลินทรีย์คงที่ตามไปด้วย สามารถควบคุมได้โดยการสูบออกจากกันถังตกตะกอนหรือระบายทิ้งจากถังเติมอากาศโดยตรง การออกแบบและการควบคุมระบบที่ดีควรมีค่า θ_c เหมาะสมกับรูปแบบของระบบ ไม่ต่ำหรือสูงจนเกินไป

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบเอ เอส

- อุณหภูมิ ส่งผลกระทบกับค่าคงที่ทางจลศาสตร์ ได้แก่ k K_s Y b และอัตราการถ่ายเทออกซิเจน ซึ่งในการออกแบบระบบบำบัดทางชีวภาพนิยมใช้ค่าปรับแก้อุณหภูมิตามสมการ

$$K_{T1} = K_{T2} \theta^{(T1-T2)}$$

โดยค่า θ สำหรับกำจัดสารอินทรีย์จะอยู่ในช่วง 1.0-1.04 ค่าแนะนำคือ 1.02 (WEF manual , 1992)

- ออกซิเจนละลายน้ำ ภายในถังเติมอากาศต้องมีค่าเฉลี่ยต่ำสุด สำหรับการกำจัดสารอินทรีย์คือ 0.5 และ 0.2 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกสูงสุดและปกติตามลำดับ โดยทั่วไปมักรักษาให้มีค่าออกซิเจนละลายน้ำในระบบ 1-2 มก./ล.

- สารอาหาร อัตราส่วนปริมาณสารอาหารที่ต้องการคือ BOD:N:P เท่ากับ 100:5:1 ซึ่งน้ำเสียชุมชนโดยปกติจะมีสารอาหารอยู่เพียงพอกับความต้องการของระบบ การขาดแคลนสารอาหารจะทำให้จุลินทรีย์สร้างฟล็อกเคปโคได้ไม่ดี จนทำให้จุลินทรีย์ชนิดเส้นใยเคปโคได้มากกว่า จนอาจเกิดปัญหาตะกอนลอยและประสิทธิภาพการทำงานต่างๆของระบบต่ำลง

- สารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่เป็นพิษ สารที่มีพิษเฉียบพลัน เช่น ไซยาไนต์ อาร์เซนิกหรือที่ออกฤทธิ์ช้า เช่น โลหะหนักต่างๆ รวมถึงแอมโมเนียที่มีความเข้มข้นสูงมากๆ จะยับยั้งปฏิกริยาและทำลายจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในระบบ

- ฟีเอช ค่าที่เหมาะสมในระบบในการกำจัดสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 6.5-7.5 และเพื่อหลีกเลี่ยงการลดลงของฟีเอชในระบบควรคงค่าความเป็นด่างเหลือน้อย 50 มก./ล. (WEF manual , 1992)

- การแปรเปลี่ยนอัตราการไหลและความเข้มข้นของน้ำเสีย มีผลต่อค่าเวลาเก็บกักและภาระสารอินทรีย์ซึ่งมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยเฉพาะกระบวนการไนตริฟิเคชัน

- การกวนผสม ควรกวนผสมให้สารอาหาร ตะกอนจุลินทรีย์ และออกซิเจนละลายน้ำสม่ำเสมอทั่วถึง แต่ต้องไม่มากจนทำให้ฟล็อกแตก ปกติมีค่า 13.8-60 KW/1000 m³ ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ (ธีระ เกรอด ,2539)

2.3 การกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสีย

ไนโตรเจนเป็นสารอาหารที่มีความจำเป็นในการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต โดยปกติในน้ำเสียชุมชนจะมีความเข้มข้นไนโตรเจน 30-40 มก./ล. ในรูปอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน ซึ่งมากเกินไปความต้องการของระบบบำบัดทางชีวภาพ หากปล่อยสู่แหล่งน้ำแบคทีเรียที่ใช้ไนโตรเจนเป็นแหล่งพลังงานจะเปลี่ยนรูปแอมโมเนียเป็นไนไตรท์และไนเตรทซึ่งต้องใช้ออกซิเจนสูง จะทำให้ออกซิเจนละลายในน้ำลดลงจนเกิดการเน่าเสียได้ นอกจากนี้ไนโตรเจนในรูปไนเตรทยังเป็นสารอาหารที่เร่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำจนอาจทำให้เกิดสภาพยูโทรฟิเคชัน จากผลกระทบดังกล่าวจึงจำเป็นต้องกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำเสียให้เหลือน้อยที่สุดก่อนปล่อยทิ้งสู่แหล่งรับน้ำ

2.3.1 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

วิธีการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ อาศัยจุลินทรีย์แปลงรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนตามกลไกทางชีวภาพซึ่งนิยมใช้กระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน เนื่องจากเป็นวิธีการที่ประหยัดและประสิทธิภาพดี กระบวนการเปลี่ยนรูปต่างๆของสารประกอบไนโตรเจนมีดังนี้

- Ammonification กระบวนการแปลงรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจน โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ กระบวนการนี้เกิดอย่างรวดเร็วและสมบูรณ์ทันทีที่สารไนโตรเจนปล่อยทิ้งสู่ที่รวบรวมน้ำทิ้ง

- Assimilation กระบวนการที่จุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนียไนโตรเจนสร้างเซลล์ใหม่ แต่ใช้เพียงเล็กน้อยในอัตราส่วน BOD:N เท่ากับ 100:5 เท่านั้น

- Nitrification กระบวนการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจน ไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท โดยการออกซิไดซ์ของแบคทีเรียชนิดออกโตโทรปสองชนิดคือ ไนโตรโซโมแนสและไนโตรแบคเตอร์ภายใต้สภาวะแอโรบิก

- Denitrification กระบวนการแปลงรูปไนเตรทไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์ชนิดออกโตโทรปหรือเฮเทอโรโทรป โดยใช้ออกซิเจนจากไนเตรทในสภาพที่ขาดออกซิเจนอิสระเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

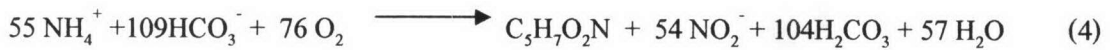
2.3.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

2.3.2.1 ปฏิกริยาที่สำคัญในกระบวนการไนตริฟิเคชันมี 2 ขั้นตอนคือ

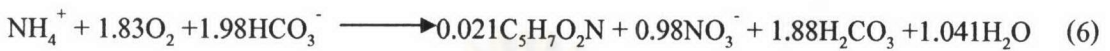
การออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เปลี่ยนเป็นไนไตรท์ โดยไนโตรโซโมแนสแบคทีเรีย และการออกซิไดซ์ไนไตรท์ให้เป็นไนเตรทโดยไนโตรแบคเตอร์แบคทีเรีย ดังสมการ



เมื่อรวมผลการเกิด assimilation ที่มีการใช้แอมโมเนียไนโตรเจนเป็นสารอาหาร ในการกำจัดสารอินทรีย์ และการสังเคราะห์เซลล์ใหม่มีสมการดังนี้



ปฏิกิริยาออกซิไดซ์ของแบคทีเรียสามารถแสดงได้โดยรวมสมการ(4) และ (5)



จากสมการ (6) จะเห็นว่า การออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 กรัม ต้องการออกซิเจนประมาณ 4.33 กรัม และความเป็นค่า 7.14 กรัม

2.3.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

- อัตราส่วน BOD/TKN โดยปกติไนตริไฟอิงแบคทีเรียจะมีจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับเฮเทอโรโทรปอื่นๆ ซึ่งเมื่ออัตราส่วน BOD/TKN เพิ่มขึ้นจำนวนไนตริไฟอิงจะลดลงเนื่องจากพวกเฮเทอโรโทรปเติบโตได้มากกว่าและจะแย่งใช้ออกซิเจนละลายน้ำ อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะลดลงเมื่อภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น (Stenstrom และ Song, 1975)

- อุณหภูมิ อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นจนถึง 30 °C แต่จะมีผลเพียงเล็กน้อยในช่วง 15-30 °C ส่งผลมาจากอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดจำเพาะ (μ_{max}) ที่เพิ่มขึ้น (Stankewich, 1972 อ้างถึงในธีระ เกรอด, 2539)

- พีเอช ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะทำลายความเป็นค่าทำให้พีเอชของระบบลดลงซึ่งถ้าระบบมีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยา ในระบบเอเอสซึ่งเป็นระบบจุลชีพกลุ่มผสมจะไม่มีผลกระทบรุนแรง เนื่องจากมีค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วงกว้างแต่จะส่งผลมากขึ้นถ้าอุณหภูมิลดลง โดยช่วงที่เหมาะสมกับไนตริไฟอิงแบคทีเรียสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันควรมีค่า 7.5-8.5 (U.S.EPA, 1975)

- ออกซิเจนละลายน้ำ ค่าที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียไนโตรโซโมแนสและไนโตรแบคเตอร์ต้องไม่ต่ำกว่า 1 และ 2 มก./ล. ตามลำดับ โดยทั่วไปจะรักษาให้มีค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มก./ล. เสมอ

- สารยับยั้งและเป็นพิษ ไนตริไฟอิงแบคทีเรียอ่อนไหวต่อสารต่างๆ โดยอาจยับยั้งการเจริญเติบโตถึงขั้นทำลาย ได้แก่ สารอนินทรีย์ เช่นแอมโมเนียอิสระที่ความเข้มข้น 10-150 มก./ล. จะเป็นพิษต่อไนโตรโซโมแนสและกรดไนตริกอิสระจะเป็นพิษที่ความเข้มข้น 0.22-2.8 มก./ล. รวมถึงสารประกอบอินทรีย์บางชนิด เป็นต้น นอกจากนี้สารจำพวกโลหะหนักก็มีผลยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันด้วย

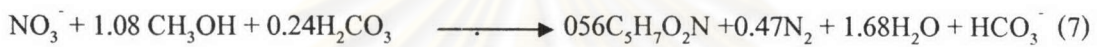
- อายุสลักจ์ มีผลโดยตรงต่อไนตริไฟอิงแบคทีเรีย เนื่องจากเจริญเติบโตช้า จึงต้องการเวลากักสลักจ์นาน โดยทั่วไปต้องการเวลากักสลักจ์ 8-12 วัน สำหรับปฏิกิริยาไนตริไฟเคชัน ภายใต้อุณหภูมิ 30 °C และออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 2 มก./ล.

2.3.3 กระบวนการดีไนตริไฟเคชัน

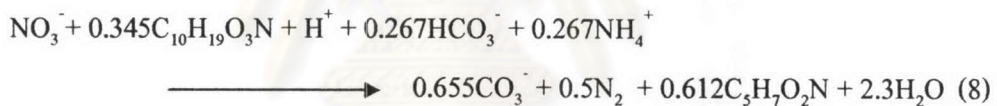
2.3.3.1 ปฏิกิริยาดีไนตริไฟเคชัน

ปฏิกิริยาดีไนตริไฟเคชันควรเกิดในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระเพื่อแบคทีเรีย จะได้ใช้ในเตรทเป็นสารรับอิเล็กตรอนอย่างแน่นอน แบ่งได้เป็นสามประเภท

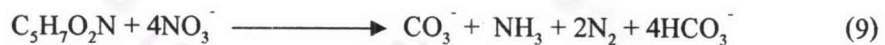
- แหล่งอาหารอินทรีย์คาร์บอนภายนอก โดยการเติมสารเคมีซึ่งนิยมใช้ เมธานอลซึ่งย่อยสลายง่ายและมีค่ายิลด์ต่ำ โดยการรีดิวซ์ในเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนให้เป็น ก๊าซต้องการเมธานอล 2.47 มก./ล. ดังสมการ



- แหล่งอาหารอินทรีย์คาร์บอนจากน้ำเสีย มักเป็นระบบที่มีเขตแอนนออกซิก นำการเติมอากาศและใช้น้ำเสียเข้าระบบเป็นแหล่งคาร์บอนซึ่งจะมีอินทรีย์ในโตรเจนอยู่ด้วย โดยการรีดิวซ์ในเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนต้องใช้ COD ประมาณ 4.5 มก./ล. ดังสมการ



- แหล่งอาหารอินทรีย์คาร์บอนจากการย่อยสลายตัวเอง ในช่วง endogenous โดยใช้ในเตรทรับอิเล็กตรอน การรีดิวซ์ในเตรท 1 มก./ล. ในรูปไนโตรเจน จุลชีพจะใช้เซลล์ที่ย่อยสลายไป 2.02 มก./ล. ดังสมการ



2.3.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริไฟเคชัน

- ออกซิเจนละลายน้ำ เนื่องจากจุลชีพสามารถใช้ ออกซิเจนอิสระได้ดีกว่าจากในเตรท การสร้างสภาวะขาดแคลนออกซิเจน (Anoxic) จึงต้องควบคุมให้ระบบมีค่าดีไอน้อยที่สุดหรือไม่มีเลย เพื่อให้ในเตรทเป็นสารรับอิเล็กตรอนสุดท้าย

- ปริมาณไนเตรทและอาหารอินทรีย์คาร์บอน เป็นตัวกำหนดอัตราเร็วปฏิกิริยาดีไนตริไฟเคชัน โดยมีอัตราการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดเมื่อมีปริมาณไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอน เกินพอ แต่จำเป็นต้องควบคุมอัตราส่วนปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนเตรทให้พอดีซึ่งเมื่อจบปฏิกิริยาจะกำจัดสารทั้งสองให้เหลือต่ำกว่าค่ามาตรฐานได้

- ฟีเอช โดยปกติกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะทำให้ค่าความเป็นค่าเพิ่มเพิ่มขึ้นทดแทนค่าที่ถูกใช้ไปในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Parker และคณะ 1975) พบว่าอัตราปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีค่าสูงสุดช่วงพีเอช 7-7.5 ในทางปฏิบัติพีเอชที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 6.5-8.5

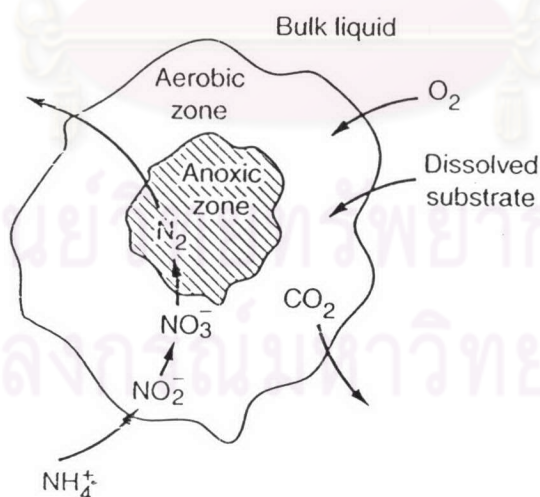
2.3.4 ปฏิกิริยาเอสเอ็นดี (Simultaneous Nitrification Denitrification, SND)

ปฏิกิริยาเอสเอ็นดีเป็นปฏิกิริยาที่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทุกรูปในสถานะเดิมออกซิเจน แบ่งตามลักษณะการเกิดปฏิกิริยาได้สองแบบคือ ปฏิกิริยาที่เกิดเนื่องจากลักษณะทางชีวภาพ และปฏิกิริยาที่เกิดเนื่องจากลักษณะทางกายภาพของฟล็อก

ปฏิกิริยาที่เกิดเนื่องจากลักษณะทางชีวภาพ โดยแบคทีเรียบางชนิดที่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้พร้อมกัน เช่น *Thiosphaera Pantotropha* (Robertson และ Kuenen, 1992 อ้างโดย Seviour และ Blackall, 1999)

ปฏิกิริยาที่เกิดเนื่องจากลักษณะทางกายภาพของฟล็อก โดยฟล็อกที่มีขนาดใหญ่จะแบ่งเป็นสองส่วนตามอัตราการซึมถึงของออกซิเจน บริเวณที่ออกซิเจนเข้าถึงจะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในบริเวณที่ออกซิเจนเข้าไม่ถึง โดยได้รับไนเตรทจากบริเวณที่ออกซิเจนซึมเข้าไปถึง (Pochana และ Keller, 1999)

อัตราการเกิดปฏิกิริยาเอสเอ็นดีขึ้นอยู่กับปริมาณแหล่งคาร์บอนที่เติมให้ระบบออกซิเจนละลายน้ำ และขนาดฟล็อก ซึ่งหากมีออกซิเจนละลายน้ำในระบบสูงจะมีปริมาณออกซิเจนซึมเข้าไปในฟล็อกได้มาก ลดการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้น ส่วนขนาดฟล็อกจะมีผลเมื่อฟล็อกใหญ่ขึ้นจะทำให้เกิดส่วนแอนน็อกซิกในฟล็อกมากขึ้น



รูปที่ 2.1 ลักษณะฟล็อกที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาเอสเอ็นดี (Metcalf และ Eddy, 2002)

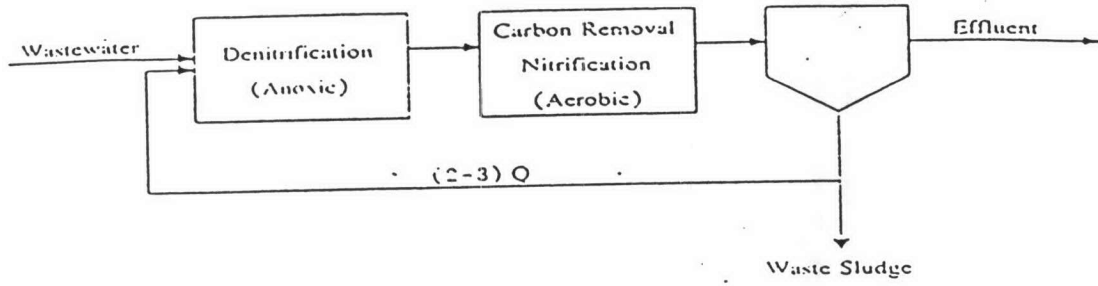
2.3.5 การประยุกต์กระบวนการเอ เอส ในการกำจัดไนโตรเจน

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพโดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชันสามารถประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำทิ้ง ทั้งแบบระบบตะกอนแขวนลอยและระบบตะกอนยืคเกาะ โดยออกแบบถึงปฏิกรณ์ขึ้นต่างๆ เพื่อสร้างสภาวะแอนน็อกซิกหรือแเอโรบิกที่เหมาะสมต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน สามารถแบ่งออกได้สองประเภท

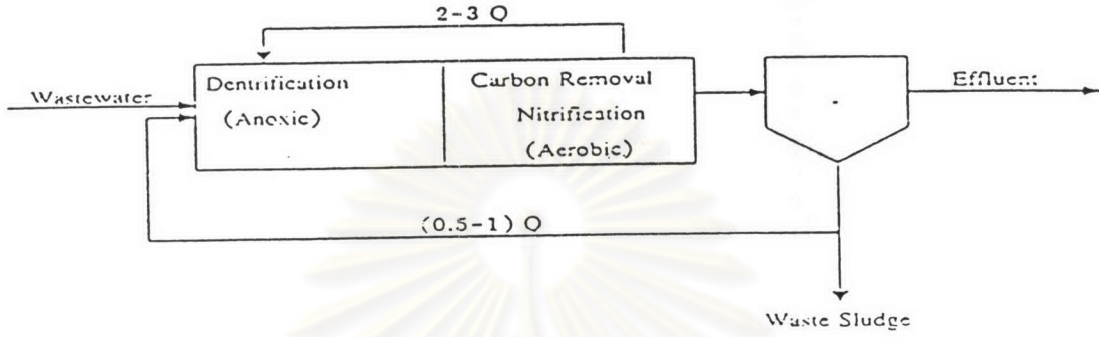
- ระบบการกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อ ถึงปฏิกรณ์และถังตกตะกอนของกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนเป็นอิสระจากกัน เหมาะกับการบำบัดน้ำเสียที่มีทีเคเอ็นสูงเนื่องจากแยกบำบัดระหว่างไนโตรเจนและสารอินทรีย์ แต่ข้อเสียคือต้องเติมแหล่งคาร์บอนให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยมักเติมเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนเนื่องจากย่อยสลายง่ายและมีราคาถูก

- ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเชื้อผสม มีทั้งแบบปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อนและเกิดหลัง ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อนมีข้อดีคือไม่ต้องการแหล่งคาร์บอนภายนอกโดยอาศัยหลักการหมุนเวียนน้ำตะกอนที่ผ่านการกำจัดสารอินทรีย์ พร้อมกับเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในเขตแเอโรบิก จนมีไนเตรทปริมาณมากกลับมาสวมกับน้ำเสียเข้าซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนและเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในเขตแอนน็อกซิกต่อไป (รูปที่ 2.2 ก-ค) อาจสลับสภาวะแอนน็อกซิกและแเอโรบิกอีกครั้งเพื่อให้เกิดไนตริฟิเคชันซ้ำและไลก้าซไนโตรเจนออกจากรู้น้ำตามลำดับ(รูปที่ 2.2 ง)ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดจะเพิ่มขึ้นตามอัตราการสูบน้ำตะกอนหมุนเวียนกลับ เพื่อให้ไนเตรทถูกนำมากำจัดมากขึ้น ระบบเชื้อผสมไม่ต้องอาศัยแหล่งคาร์บอนจากภายนอก สามารถลดจำนวนถังตกตะกอนโดยมักมีถังตกตะกอนชุดเดียวอยู่ตำแหน่งสุดท้ายของระบบ สามารถประหยัดออกซิเจนได้ 20-30% เนื่องจากสามารถนำเอาออกซิเจน ไนไตรท์ และไนเตรทมาใช้ได้อีก เป็นผลให้ประหยัดค่าดำเนินการมากกว่าระบบแยกเชื้อ

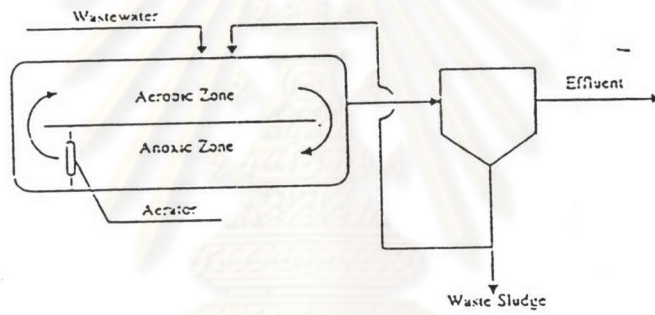
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



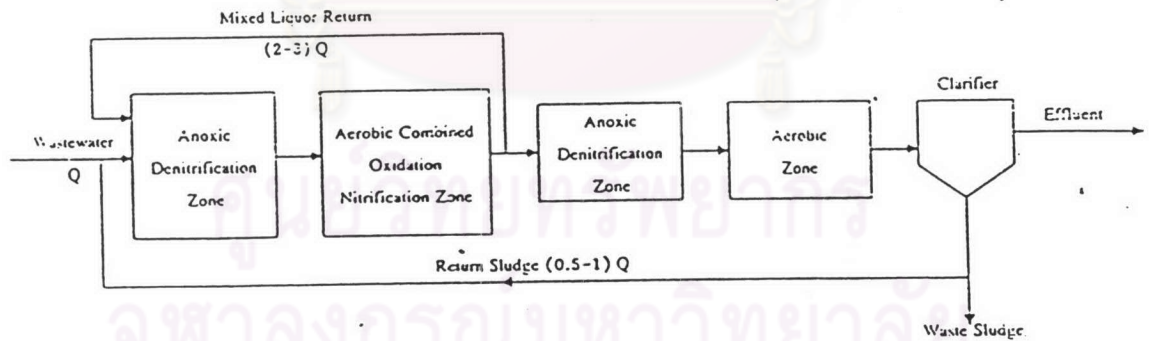
(n)



(ข)



(ค)



(ง)

รูปที่ 2.2 ตัวอย่างกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบรวม (ที่มา : WEF,1992)

- ก) Conventional
- ข) Ludzack-Ettinger process
- ค) Oxidation ditch
- ง) Bardenpho 4 ชั้น

2.4 กระบวนการเมมเบรน

เมมเบรนคือเยื่อฟิล์มบางที่สังเคราะห์ขึ้นจากวัสดุอินทรีย์หรืออนินทรีย์ เช่น เซลลูโลสอะซิเตด และโพลีเอไมด์ตามลำดับ ซึ่งนำมาใช้ในการเลือกกักแยกไอออน สารอินทรีย์หรืออนินทรีย์ และอนุภาคต่างๆออกจากของเหลวหรือก๊าซได้ กระบวนการเมมเบรนจะอาศัยเยื่อเมมเบรน (Semi-Permeable Membrane) ในการแยกสารละลายออกจากของเหลวหรือก๊าซ ความสามารถในการกักแยกสารต่างๆจะขึ้นอยู่กับชนิดของเมมเบรน โดยจำแนกออกได้ตามขนาดช่องว่าง (Pore size) หรือ Molecular Weight Cut Off (MWCO) ของเมมเบรน แรงขับเคลื่อน ขนาดและน้ำหนักโมเลกุลของสารที่เมมเบรนสามารถแยกออกได้ดังแสดงในรูปที่ 2.3 กระบวนการเมมเบรนเริ่มนำมาใช้ในการผลิตน้ำสะอาดเพื่อใช้ในอุตสาหกรรมต่างๆปัจจุบันนำมาใช้ในการผลิตน้ำประปาและบำบัดน้ำเสียชุมชน

2.4.1 เมมเบรนเทคโนโลยี

- Reverse Osmosis (RO) บางครั้งเรียก Hyperfiltration เป็นกระบวนการใช้แยกสารละลายที่มีความเข้มข้นแตกต่างกัน โดยใช้แรงขับเคลื่อนที่มีค่าสูงกว่าแรงดันออสโมติกของสารละลาย ความดันที่ใช้อยู่ในช่วง 300-1,000 psi อนุภาคของน้ำและสารเคมีที่มีขนาดเล็กจะถูกดันให้ซึมผ่านเมมเบรนไปยังด้านที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า โดยสามารถแยกความเค็มของน้ำทะเลกรวด ค้าง เกลือแร่ สารอนินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 200 สารอินทรีย์เกือบทุกชนิดรวมถึงแบคทีเรียและไวรัส มักใช้ในงานที่ต้องการผลิตน้ำให้มีความบริสุทธิ์สูง โดยเฉพาะอุตสาหกรรมอิเล็กทรอนิกส์และอุตสาหกรรมยา หรือใช้คู่กับ Ion exchange ในงานแยกโลหะมีค่า เป็นต้น

- Nanofiltration (NF) มีคุณสมบัติเช่นเดียวกับ RO ยกเว้นว่ายอมให้ผ่านได้เฉพาะอนุภาคขนาดเล็กกว่า 1 นาโนเมตรและสารอินทรีย์อนุภาคเล็กมากๆเท่านั้น สามารถกักแยกไอออนวาเลนซ์คู่ในอัตราสูงกว่าไอออนวาเลนซ์เดี่ยว ปัจจุบัน NF ประยุกต์ใช้ในงานที่มีอัตราไหลสูงและมีความเหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์เนื่องจากมีกำลังการผลิตสูงและใช้ความดันต่ำกว่า RO

- Electrodialysis (ED) กระบวนการแยกสารประกอบที่สามารถแตกตัวเป็นไอออนออกจากน้ำโดยใช้ความต่างศักย์ไฟฟ้าเป็นแรงขับเคลื่อน โดยผ่านกระแสไฟฟ้าตรงเข้าสู่เมมเบรนซึ่งมีสองชนิดคือแผ่นบวกและแผ่นลบ เมมเบรนแต่ละแผ่นจะยอมให้ไอออนที่มีประจุเหมือนกันไหลผ่านโดยน้ำจะไหลผ่านเมมเบรนในแนวสลับฝั่ง แต่ไอออนจะเคลื่อนที่ในทิศตั้งฉากกับเมมเบรน กระบวนการ ED จะไม่สามารถแยกสารอินทรีย์ได้

- Ultrafiltration (UF) กระบวนการเมมเบรนที่สามารถแยกอนุภาคที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 1,000 และอนุภาคขนาด 0.001-0.1 μm ออกจากน้ำโดยใช้หลักการเดียวกับ RO แต่ใช้แรงดัน 100 psi หรือต่ำกว่า ทำให้ลักษณะของเมมเบรนต่างกันออกไป สารที่ไม่มีประจุจะถูกกันเอาไว้ส่วนไอออนสามารถผ่านเมมเบรนไปได้ขึ้นอยู่กับ MWCO ปกติมักใช้ UF ในการกำจัดคอลลอยด์ต่างๆเช่น แบคทีเรีย ไวรัส รวมทั้งสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 500 เช่น การทำน้ำผลไม้ให้เข้มข้น การแยกโปรตีน ฯลฯ

- Microfiltration (MF) ทำงานโดยใช้แรงขับเคลื่อนต่ำและมีอัตราการผลิตน้ำมากกว่าเมมเบรนชนิดอื่น ๆ ที่ความดันเดียวกัน โดยสามารถกำจัดสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงมากๆ ได้แก่อนุภาคแขวนลอยที่มีขนาดอยู่ในช่วง 0.01-10 μm รวมถึงแบคทีเรีย เชื้อรา และปรสิตอื่นๆ แต่ไม่สามารถกักแยกไอออนหรือสารละลายได้ เมื่อเปรียบเทียบกับ UF กระบวนการ MF สามารถผลิตน้ำได้อัตราสูงโดยใช้แรงดันต่ำกว่าจึงทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการดำเนินการต่ำกว่ากระบวนการเมมเบรนอื่นและสามารถผลิตน้ำที่มีคุณภาพสูงกว่ากระบวนการทั่วไป เช่น การตกตะกอน การหมุนเหวี่ยง หรือการกรองธรรมดา ดังนั้นจึงประยุกต์ใช้ MF กับการผลิตน้ำประปาโดยทำหน้าที่แทนถังกรองเร็ว และพัฒนาต่อมาในการบำบัดน้ำเสียขั้นที่สามซึ่งได้รับความนิยมเช่นเดียวกับอัลตราฟิลเตรชัน จนกระทั่งทำหน้าที่แทนถังตกตะกอนที่สองของกระบวนการเอ เอสซึ่งมีทั้งแบบติดตั้งภายนอกและจมอยู่ภายในถังเติมอากาศ

Micrometers (Log scale)	Scanning electron microscope		Optical microscope		Visible to naked eye	
	Ionic range	Molecular range	Macro molecular range	Micro particle range	Macro Particle ranges	
Angstrom Units (Log scale)	0.001	0.01	0.1	1.0	10	100
Approx. molecular wt. (Saccharide type-No scale)	100	200	1000	10,000	20,000	100,000
Relative size of common materials	Aqueous salts [Metalion] Atomic radii	Pyrogen Sugars Colloidal silica/particles Albumin protein	Carbon black Virus Tobacco smoke	Paint pigment Bacteria Lung damaging dust	Yeast cells Coal dust Red blood cells Milled flour	Human hair Mist Beach sand Pollens
PROCESS FOR SEPARATION	REVERSE OSMOSIS (Hyperfiltration)	MICROFILTRATION		ULTRAFILTRATION	PARTICLE FILTRATION	

รูปที่ 2.3 ชนิดของเมมเบรนและช่วงขนาดอนุภาคสารต่างๆที่สามารถกักแยกได้
ที่มา (Applegate, 1984)

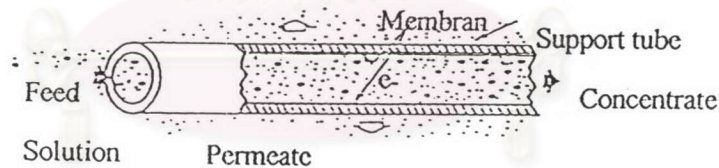
2.4.2 โมดูลชนิดต่างๆในกระบวนการเมมเบรน

- โมดูลชนิดท่อ (Tubular Module) โดยการม้วนแผ่นเมมเบรนให้เป็นท่อเล็กๆแล้วบรรจุรวมกันใน shell ที่ทำด้วยสเตนเลส หรือไฟเบอร์กลาส ดังรูปที่ 2.4 ซึ่งทำหน้าที่เป็นโครงรองรับแผ่นเมมเบรนไม่ให้ฉีกขาดเมื่อถูกแรงดันสูงระหว่างการดำเนินงาน และใช้เป็นทางรวบรวมน้ำที่ซึมผ่านเมมเบรนมาสู่ท่อรองรับเพื่อนำน้ำสะอาดออกจากโมดูล สามารถทำความสะอาดได้ง่าย จึงนิยมใช้ในงานที่เกิดการอุดตันเร็ว (Applegate, 1984)

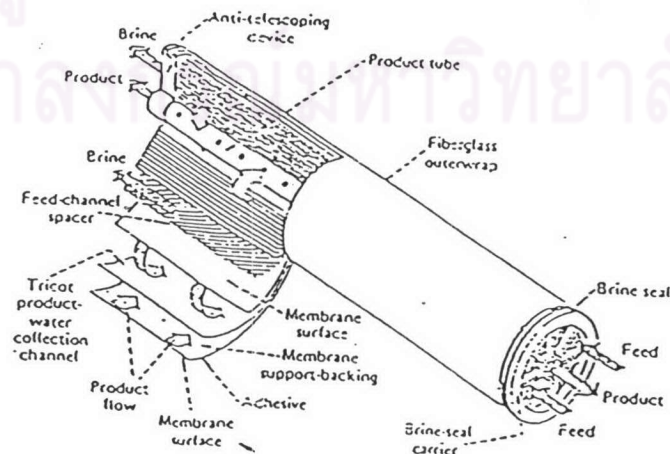
- โมดูลชนิดม้วน (Spiral Wound Module) ประกอบด้วยเมมเบรนสองแผ่นประกบกัน โดยมีแผ่นวัสดุเนื้อพรุนกันตรงกลาง จากนั้นม้วนวัสดุทั้งสามรอบแกนซึ่งเป็นท่อเจาะรู ขอบของแผ่นเมมเบรนทั้งสามด้านจะอุดด้วยกาวพิเศษ ส่วนขอบที่เหลือจะปล่อยให้เปิดตามปกติและยึดติดกับท่อเจาะรู ด้านนอกของโมดูลคลุมทับด้วยตะแกรง polypropylene ดังแสดงในรูปที่ 2.5 น้ำดิบจะถูกบังคับให้ไหลตามแนวแกนโมดูล แรงดันจะทำให้ น้ำผ่านเมมเบรนตามแนวรัศมี โมดูลลงไปถึงแผ่นรองรับซึ่งจะส่งน้ำบริสุทธิ์ ออกไปทางท่อเจาะรูต่อไป

- โมดูลชนิดแผ่น (Plate and Frame Module) มีลักษณะการทำงานคล้าย filter press โดยแผ่นเมมเบรนจะวางบนแผ่นรองรับที่มีรูพรุนหรือมีร่องให้น้ำไหลออกได้ ซึ่งจะวางซ้อนสลับกัน น้ำดิบจะถูกสูบผ่านเมมเบรนโดยใช้แรงดันสูง น้ำสะอาดจะซึมผ่านเมมเบรนและแผ่นรองรับแล้วจึงไหลออกจากโมดูล ดังแสดงในรูปที่ 2.6

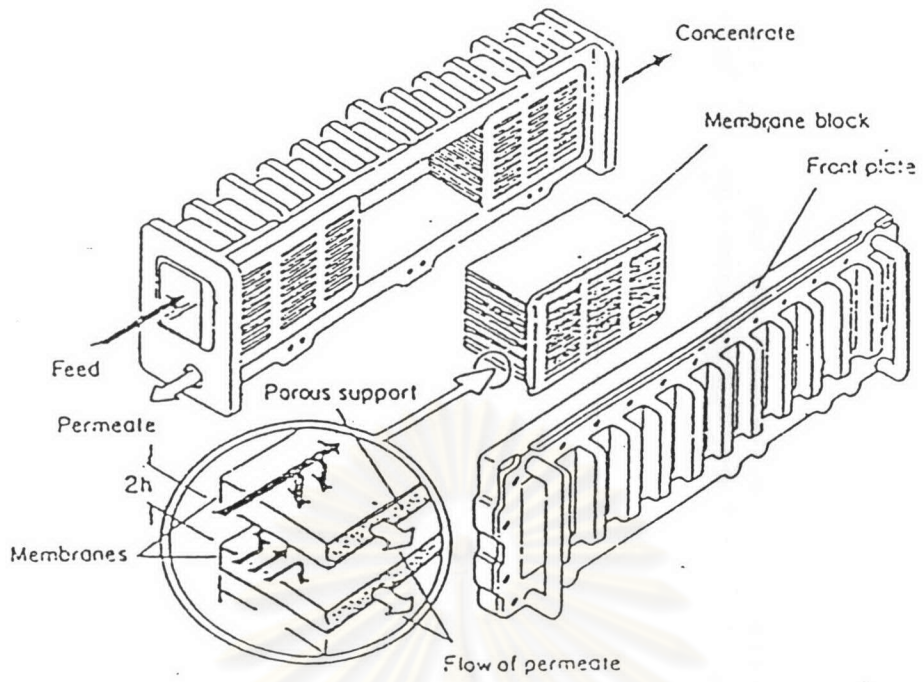
- โมดูลชนิดเส้นใยกลวง (Hollow Fiber Module) ลักษณะคล้ายท่อขนาดเล็กมีผิวคล้ายฟองน้ำล้อมรอบผิวชั้นในซึ่งมีความหนา 0.1 ไมครอน เมื่อมองรูปตัดจะเป็นรูปร่างแหวนแสดงดังรูปที่ 2.7 ปัจจุบันนำมาใช้งานในสองลักษณะคือ ติดตั้ง Hollow Fiber ใน Pressure vessel โดยมีครวมกันแล้วพับเป็นรูปตัว U ปลายทั้งสองถูกตรึงกับทางน้ำออกแล้วนำเส้นใยทั้งหมดติดตั้งใน Pressure vessel รูปทรงกระบอก ดังรูปที่ 2.8 ส่วนอีกลักษณะที่ใช้ในปัจจุบันติดตั้ง Hollow fiber ในถังโดยไม่มี Pressure vessel (ใช้ในการทดลองนี้) จัดวางเส้นใยกลวงเรียงขนานเป็นผืน ยึดปลายทั้งสองข้างเข้ากับท่อรับน้ำออกซึ่งต่อเข้ากับ suction pump โดยคู่น้ำกรองผ่านเส้นใยไปรวมที่ทางน้ำออก ดังรูปที่ 2.9



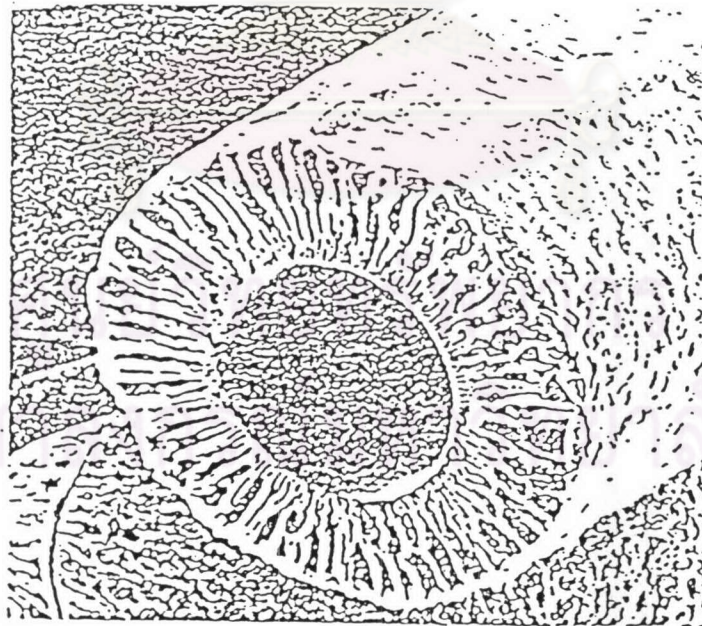
รูปที่ 2.4 Tubular Membrane Module (ที่มา : Ramicon, Inc 1983)



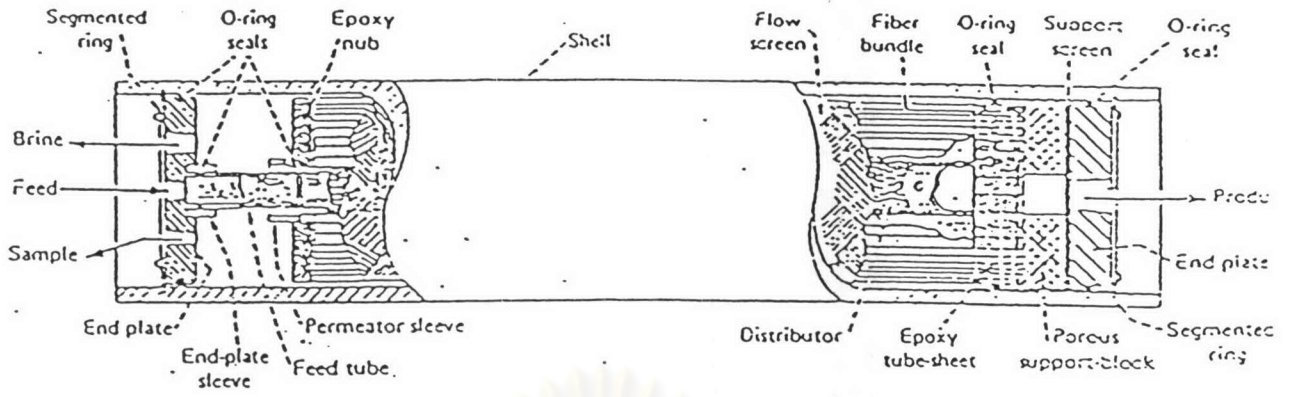
รูปที่ 2.5 Spiral Wound Membrane Modulc(ที่มา : มั่นสิน คณกุลเวศม์, 2539)



รูปที่ 2.6 Plate and Frame Module
 (ที่มา : Rautenbach และ Albrecht, 1989)

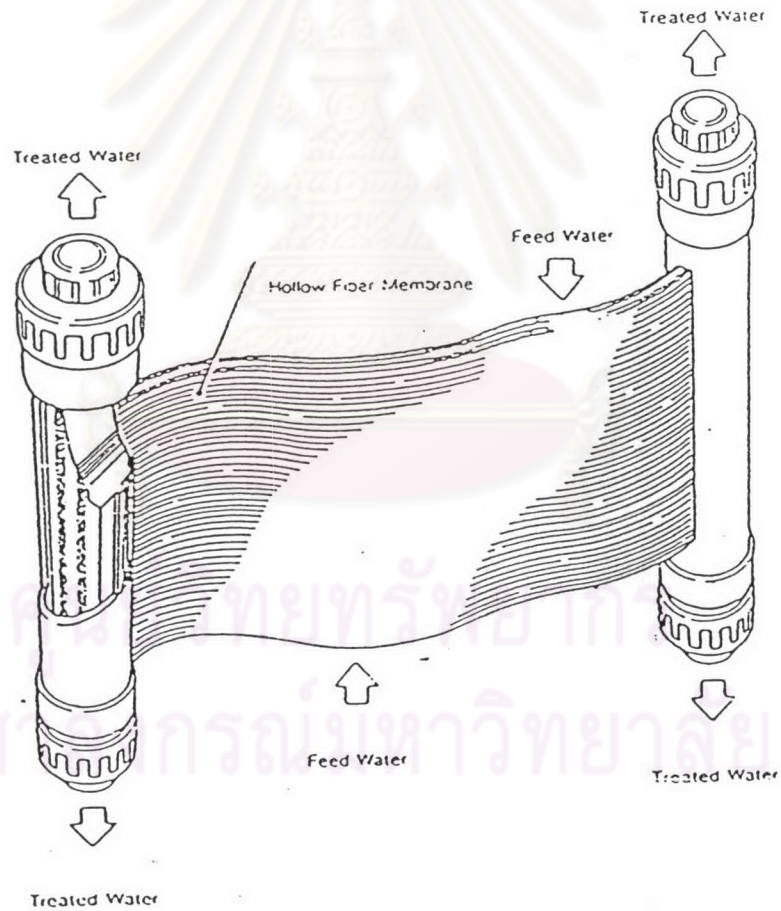


รูปที่ 2.7 ลักษณะผิวของเมมเบรนชนิดเส้นใยกลวง
 (ที่มา : Applegate, 1984)



รูปที่ 2.8 Hollow Fiber Membrane Module (Pressure Vessel)

(ที่มา : Applegate, 1984)



รูปที่ 2.9 Hollow Fiber Membrane Module (No Pressure Vessel) แบบติดตั้งจมใต้น้ำ

(ที่มา : Mitsubishi Rayon, 1998)

2.4.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของเมมเบรน

- Concentration polarization : การสะสมของสารอินทรีย์หรืออนุภาคต่างๆที่ผิวหน้าของเมมเบรนในชั้นน้ำ (Boundary layer) จนมีความเข้มข้นสูงกว่าค่าเฉลี่ยในน้ำหลายเท่า ทำให้ฟลักซ์การกรองน้ำลดลงแก้ไขโดยใช้แรงดันน้ำล้างย้อน การถอดล้างด้วยสารเคมี หรือใช้กระแสไหลของน้ำสร้างแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน (Cross flow) ช่วยให้อัตราการกรองน้ำสูงขึ้น
- แรงดัน : การเพิ่มแรงดันมากขึ้นจะทำให้ฟลักซ์มากขึ้น แต่ถ้าเพิ่มแรงดันเกินขีดจำกัด (Critical Pressure) จะทำให้โครงสร้างอนุภาคสารต่างๆที่สะสมที่ผิวหน้าเมมเบรนอัดตัวแน่นจนทำให้ค่าฟลักซ์การกรองน้ำลดลง และอาจทำลายโครงสร้างภายในของเมมเบรนจนไม่อาจคืนสภาพการกรองน้ำได้ดังเดิม
- อุณหภูมิและพีเอช : อุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นทุกหนึ่งองศาจะทำให้ฟลักซ์เพิ่มตาม 3-5% สำหรับ organic membrane ควรรักษาพีเอชให้อยู่ในช่วง 3-7 และอุณหภูมิไม่สูงมากนัก ส่วน inorganic membrane มีความทนทานต่อพีเอชในช่วงที่กว้างกว่าและมีอุณหภูมิทำงานที่ขีดจำกัดสูงถึง 45 °C
- ความสกปรกของเมมเบรน (Membrane fouling) : เกิดจากการอุดตันของสารอินทรีย์และอนุภาคสิ่งสกปรกต่างๆใน Pore ของเมมเบรน ทำให้อัตราการกรองน้ำผ่านเมมเบรนลดลง การเกิด fouling เป็นการสูญเสียสภาพการกรองแบบไม่สามารถแก้ไขสภาพให้กลับคืนดั้งเดิมด้วยวิธีการใช้แรงดันน้ำหรือสารเคมี ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อการเกิด fouling ได้แก่ ลักษณะน้ำดิบที่กรองและวัสดุที่ใช้ทำเมมเบรน ซึ่งลักษณะสมบัติของสารอินทรีย์ในน้ำดิบและแรงกระทำระหว่างสารอินทรีย์กับเมมเบรนจะมีผลต่อประสิทธิภาพของเมมเบรน

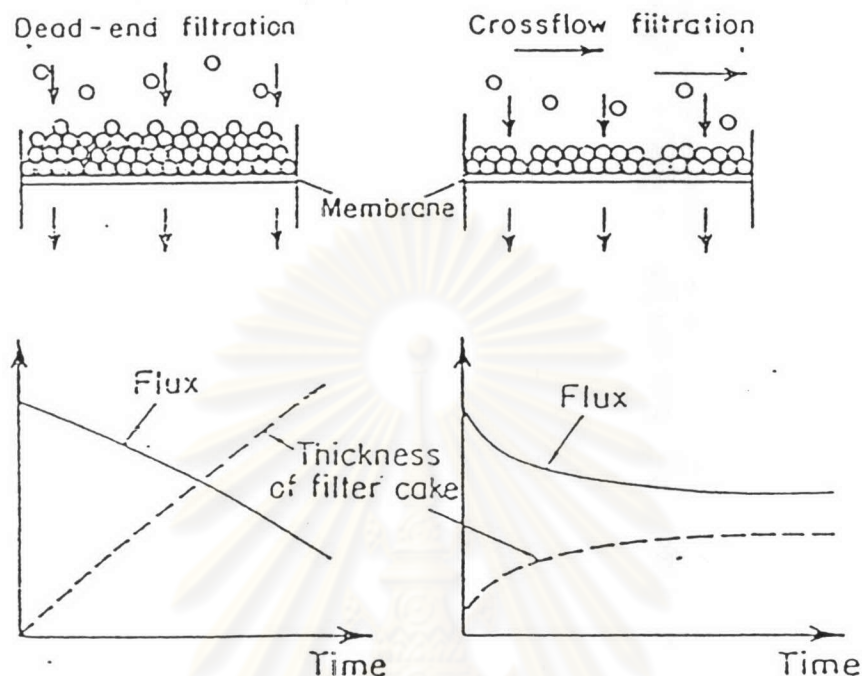
2.4.4 การประยุกต์ใช้เมมเบรนในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ปัจจุบันประยุกต์ใช้เมมเบรนที่มีสถานะการทำงานอยู่ในช่วงของ Micro & Ultra Filtration ในการกักแยกตะกอนชีวภาพ ของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงและจุลชีพก่อโรคจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยน้ำที่กรองผ่านเมมเบรนมีคุณภาพสูงกว่าระบบดั้งเดิมมาก

กระบวนการกรองโดยทั่วไปทิศทางการไหลจะตั้งฉากกับผิวดักรอง อนุภาคส่วนใหญ่จะถูกกักไว้บนผิวหน้าตัวกรอง ก่อให้เกิดการสะสมตัวของอนุภาค การกรองนี้เรียกว่า Dead End Filtration ซึ่งไม่เหมาะกับการบำบัดน้ำเสียเนื่องจากมีอนุภาคแขวนลอยสูง จะทำให้เกิดการสะสมตัวของอนุภาคอย่างรวดเร็วและอัดตัวแน่น ส่งผลเสียต่อกระบวนการกรองและสมบัติของเมมเบรนได้ จึงได้พัฒนาการกรองด้วยการสร้างกระแสการไหลและกระแสความปั่นป่วนของน้ำอย่างต่อเนื่องขนานกับผิวหน้าของเมมเบรน โดยให้มีความเร็วมากพอเพื่อทำให้เกิดแรงเฉือนที่ผิว

หน้าเมมเบรนช่วยป้องกันการสะสมตัวที่ผิวหน้าตัวกรอง เรียกรองแบบนี้ว่า Cross Flow Filtration ซึ่งช่วยให้ค่าฟลักซ์ของเมมเบรนคงตัวได้ยาวนานขึ้น

รูปที่ 2.10 เปรียบเทียบกระบวนการกรองแบบ Dead End Filtration และ Cross Flow Filtration ในรูปของความหนาชั้นอนุภาคสะสม และค่าฟลักซ์



รูปที่ 2.10 Dead End Filtration และ Cross Flow Filtration

(ที่มา : Mitsubishi Rayon, 1998)

รูปที่ 2.11 โดยเริ่มจากระบบ Conventional Activated Sludge ตามด้วยถังกรองทราย (รูป 2.11 ก) ซึ่งใช้เป็นกระบวนการบำบัดขั้นที่สามเพื่อให้ได้ออกมีคุณภาพสูงขึ้นเป็นระบบเริ่มแรกในการคิดพัฒนาใช้เมมเบรนกับน้ำเสียในเวลาต่อมา

การพัฒนาใช้ Cross flow filtration membrane ขึ้นแรกนิยมใช้ Microfiltration หรือ Ultrafiltration ติดตั้งอยู่ภายใน Pressure Vessel ทำหน้าที่แทนถังกรองทราย (รูป 2.11 ข) Pouet และคณะ, 1994 Langlais และคณะ, 1992 และ Kolega และคณะ, 1991 ทำการวิจัยเมมเบรนทั้งสองชนิดพบว่ามีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดอนุภาคและของแข็งแขวนลอย โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดเกือบจะปราศจากแบคทีเรียและไวรัส ต่อมาใช้แทนที่ถังตกตะกอนที่สองโดยติดตั้งอยู่นอกถังปฏิกรณ์ (รูป 2.11 ค) ถักแยกตะกอนจุลชีพเข้มข้นแล้วส่งกลับไปยังถังเติมอากาศ แต่มีต้นทุนค่าพลังงานที่สูงในการรักษา Cross flow velocity เพื่อลดการสะสมตัวของอนุภาคที่ผิวหน้าเมมเบรน ดังนั้นจึงมีการศึกษาการใช้เมมเบรนติดตั้งแบบจมตัวในถังปฏิกรณ์เพื่อกรองน้ำเสียผ่านเมมเบรน (รูป 2.11 ง) และอาศัยการเติมอากาศสร้างความปั่นป่วนเพื่อลดการสะสมตัวของอนุภาคที่ผิวหน้าเมมเบรน และใช้ปั๊มดูดสูบน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วออกจากระบบ (Yamamoto และคณะ, 1989)

ต่อมามีการพัฒนาเทคนิคการล้างย้อนเมมเบรน โดยใช้เมมเบรนทั้งในการกรองน้ำผสมผสานเทคนิคการล้างย้อนด้วยอากาศ และใช้เป็นเครื่องเติมอากาศไปพร้อมกัน (Kathiravelu, 1997) ดังรูป 2.11 จ

2.5 ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพที่มีไมโครฟิลเตรชันเมมเบรนแบบจมตัว (SMBR)

ระบบ SMBR เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน โดยประยุกต์ใช้ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรนติดตั้งแบบจมตัวในถังปฏิกรณ์ชีวภาพของระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ มีส่วนประกอบหลักของระบบ ได้แก่ ถังเติมอากาศ ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน (MF) ระบบเติมอากาศ และระบบสูบน้ำออก

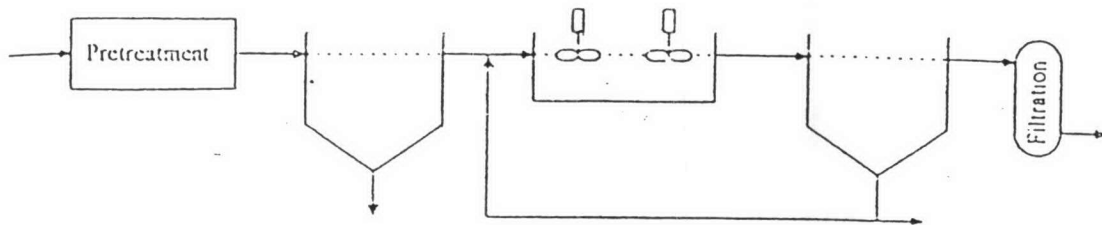
2.5.1 หลักการของระบบ SMBR

การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและการเกิดไนตริฟิเคชัน มีกลไกเช่นเดียวกับระบบเอเอสสามารถกักตะกอนจุลชีพจำนวนมากโดยไม่ต้องทิ้งตะกอนจึงมีค่าอายุตะกอนไม่จำกัด จุลชีพในถังเติมอากาศมีจำนวนมากและทำงานในสภาวะ Endogenous growth phase ระบบจึงมีปริมาณส่วนเกินน้อยถึงอาจไม่มีเลย ค่าอายุตะกอนที่ยาวนานจะช่วยให้จุลชีพที่โตได้ช้าอย่างไนตริไฟอิงแบคทีเรียเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ (Visvanathan, 1996) และความเข้มข้นตะกอนจุลชีพสูงมีผลดีต่อ endogenous denitrification ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน

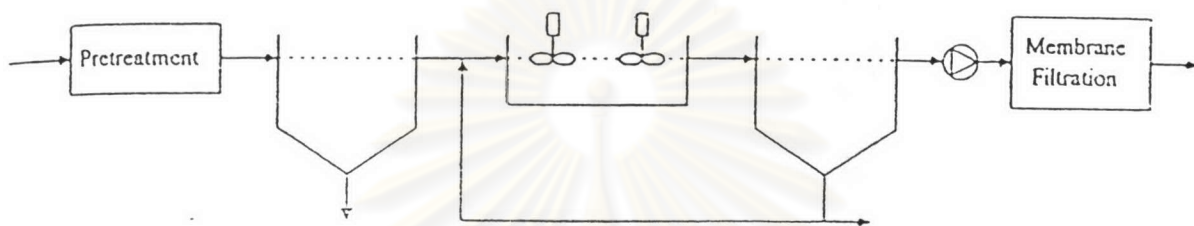
การกักแยกตะกอนด้วยเมมเบรนชนิดติดตั้งในถังปฏิกรณ์ นิยมใช้เมมเบรนชนิด Hollow fiber membrane (MF) โมดูลแบบเปลือย (No Pressure vessel) ดังรูปที่ 2.9 ทำหน้าที่แทนถังตกตะกอนที่สองซึ่งมีประสิทธิภาพในการกักแยกตะกอนชีวภาพ สารอินทรีย์น้ำหนักโมเลกุลสูงของแข็งแขวนลอย และจุลชีพก่อโรค สามารถลดปัญหาตะกอนลอยและตะกอนหัวเข็ม โดยไม่มีผลกระทบต่อคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบ (Visvanathan, 1996)

2.5.2 การทำงานของระบบ SMBR

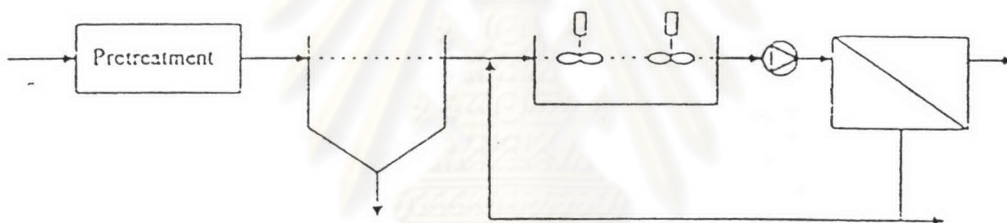
ระบบ SMBR เป็นกระบวนการซึ่งอาศัยความปั่นป่วนของฟองอากาศจากการเติมอากาศ ทำให้เกิดการผสมและสร้างแรงเฉือนเพื่อทำความสะอาดผิวหน้าเมมเบรนอย่างต่อเนื่องตลอดเวลา ระบบการนำน้ำออกใช้ปั๊มดูดซึ่งทำงานเป็นช่วงๆ (Intermittent Operation) โดยมีช่วง on:off เพื่อป้องกันการสะสมของอนุภาคจนเกิดการอุดตันและอัดแน่นในช่องว่างของเมมเบรนเนื่องจากระหว่างช่วง off กระแสปั่นป่วนจะมีประสิทธิภาพในการขจัดอนุภาคสะสมให้กระจายออกไป ผิวหน้าเมมเบรนจะสะอาดขึ้นพร้อมสำหรับรอบการทำงานต่อไป และการประกอบ Hollow fiber Microfiltration Module เรียงให้มีรูปร่างคล้ายตะแกรงสามารถสับคปลิวไปตามกระแสปั่นป่วนจะช่วยขจัดอนุภาคสะสมที่ผิวหน้าเมมเบรน สามารถถอดโมดูลไปล้างด้วยสารเคมีหรือน้ำประปา เมื่อปั๊มดูดทำงานถึง Critical suction-pressure different



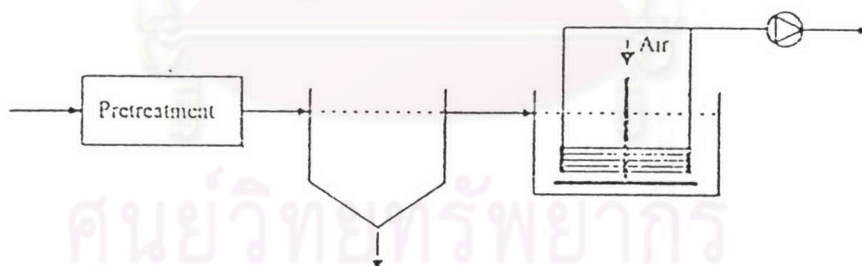
ก) Conventional Activated sludge



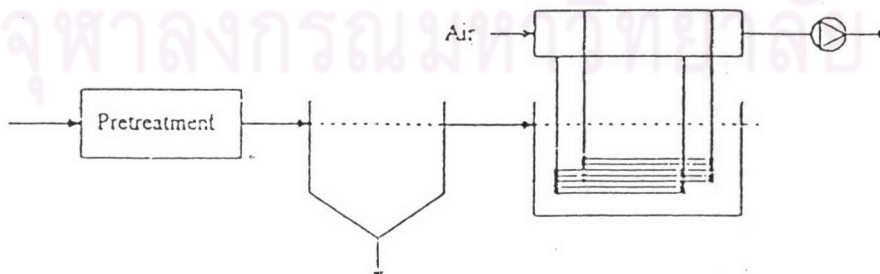
ข) Membrane filtration in place of Conventional filtration



ค) Membrane separation in place of secondary sedimentation



ง) Membrane submerge into the reactor to withdraw effluent



จ) Membrane as solid/liquid separator and air diffuser

รูปที่ 2.11 การประยุกต์ใช้งาน MF/UF Membrane ในการบำบัดน้ำเสีย

2.5.3 ปัจจัยทางเทคนิคที่มีผลต่อการทำงานของระบบ SMBR

- ความเข้มข้นของ MLSS ภายในถังเติมอากาศสามารถคงความเข้มข้นไว้ได้สูงถึง 12,000-20,000 มก./ล. ซึ่งมีค่ามากกว่าระบบเอ เอส ทัวไป โดยความเข้มข้นของ MLSS จะแปรผันตามค่า Volumetric load ($\text{kgCOD}/\text{m}^3\cdot\text{d}$) ซึ่งเมื่อมีค่ามากจะออกแบบขนาดถังเติมอากาศเล็กลงได้ อย่างไรก็ตามที่ค่า MLSS สูงๆจะทำให้ค่า sludge viscosity เพิ่มขึ้นซึ่งมีผลต่ออัตราการผลิตน้ำและความดันส่งผ่านของเมมเบรน ค่าจำกัดสูงสุดของการใช้เมมเบรนในการกักแยกสลัดจ์ชีวภาพในถังเติมอากาศคือ 30,000-40,000 มก./ล. (Yamamoto และคณะ, 1989)

- ความดันแตกต่างของปั๊มดูด หากต้องการค่าฟลักซ์สูงจำเป็นต้องใช้ความดันแตกต่างของปั๊มสูง แต่ถ้ามีค่าสูงเกินไปจะทำให้ฟลักซ์ของเมมเบรนลดลงอย่างรวดเร็วเนื่องจากเกิดการสะสมสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนและอุดตันเร็วขึ้น แม้ว่าความเข้มข้น MLSS จะมีค่าต่ำ ดังนั้นการควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะคงตัวที่เหมาะสมต้องเดินระบบให้ความดันปั๊มดูดมีค่าต่ำๆ

- ขนาด Pore ของเมมเบรน การศึกษา MF ที่มีขนาด Pore ในช่วง 0.1, 0.2 และ 0.45 μm พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดอนุภาคต่างๆใกล้เคียงกันแต่ที่ค่าฟลักซ์เดียวกันขนาด 0.45 μm จะใช้ความดันที่ปั๊มดูดต่ำกว่า (Talat, 1988) และจากการศึกษาการกระจายขนาดของอนุภาคของสลัดจ์ในถังเติมอากาศพบว่าค่าสูงสุดอยู่ที่อนุภาคขนาด 0.5 , 1.5 μm ซึ่งขนาด Pore 0.1 μm ของ MF เมมเบรนสามารถกำจัดสลัดจ์ดังกล่าวได้ 99.7% (Mitsubishi Rayon, 1998)

- อัตราส่วนช่วงเวลา on:ff ของปั๊มดูด และพิจารณาอัตราส่วนเวลา on:off ของปั๊มดูดหากมีค่าสูงแต่ละช่วงกินเวลานาน อนุภาคจะสะสมตัวที่ผิวเมมเบรนง่ายกว่าที่อัตราส่วนเวลา on:off ต่ำและแต่ละช่วงมีเวลาสั้นๆ

- ความเร็วของกระแสปั่นป่วน ช่วยลดการสะสมของสลัดจ์จุลชีพที่ผิวหน้าเมมเบรนโดยพิจารณาจากถ้ากระแสปั่นป่วนมีความเร็วต่ำ อนุภาคจะสะสมที่ผิวหน้าเมมเบรนได้ง่าย ความดันสูญเสียจะเพิ่มอย่างรวดเร็ว แต่ถ้ากระแสปั่นป่วนมีความเร็วสูงเกินไปจะทำให้สิ้นเปลืองพลังงาน การสร้างกระแสปั่นป่วนในช่วงเติมอากาศ (aerobic) ทำได้โดยควบคุมอัตราการไหลของอากาศซึ่งการเพิ่มอัตราการไหลของอากาศจะช่วยเพิ่มค่าฟลักซ์ แต่เมื่อถึงค่าอัตราการไหลวิกฤตก็จะไม่มีผลต่อการขจัดสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนอีก (Ueda และคณะ, 1997) นอกจากนี้การเติมอากาศความเร็วสูง (Jet aeration) เป็นระยะจะช่วยขจัดสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนได้มาก สามารถรักษาค่าฟลักซ์ให้คงตัวยาวนานขึ้น (Cheimchaisri, 1990) และการสร้างกระแสปั่นป่วนในช่วงหยุดเติมอากาศ (anoxic) ทำได้โดยการเวียนน้ำตะกอนในถังให้ไหลผ่านผิวหน้าเมมเบรน เพื่อลดการสะสมตัวของสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยควบคุมไม่ให้ปั่นป่วนจนเกิดการถ่ายเทออกซิเจนจากบรรยากาศ

2.6 การกำจัดฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสที่พบในน้ำเสียมี 3 รูปแบบคือ ออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และสารอินทรีย์ฟอสฟอรัส ซึ่งส่วนใหญ่มีแหล่งกำเนิดจากของเสียของมนุษย์และสัตว์และจากอุตสาหกรรมที่ใช้กระบวนการทางชีวภาพเช่น อุตสาหกรรมอาหาร อุตสาหกรรมปศุสัตว์ อุตสาหกรรมผงซักฟอก เป็นต้น

วิธีการกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมีสามารถทำได้ 2 วิธีคือ วิธีทางเคมีและวิธีทางชีวภาพ วิธีทางชีวภาพอาศัยจุลินทรีย์ช่วยในการจับใช้ฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์ และสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ โดยการระบายนสัจจ์ส่วนเกินที่มีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบออกจากระบบ ส่วนวิธีทางเคมีสามารถทำได้โดยการตกผลึก (Precipitation) และการดูดซับ (Adsorption) ด้วยสารเคมีหรือตัวกลางที่เหมาะสม

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมีประกอบด้วยการตกผลึก (Precipitation) โคแอกกูเลชัน และการดูดซับ (Adsorption) โดยสารเคมีที่ใช้อาจเป็นสารส้ม (Alum หรือ Sodium Aluminate) เกลือของเหล็ก (เช่น $FeCl_3$) ปูนขาว (Lime) ซึ่งการเติมสารเคมีเหล่านี้จะทำให้เกิดปฏิกิริยาการตกผลึกของฟอสเฟตในรูปแบบต่างๆ เช่น $AlPO_4$, $FePO_4$, หรือ $Ca_3OH(PO_4)_3$ ผลึกฟอสเฟตเหล่านี้เป็นคอลลอยด์ซึ่งสามารถจับตัวเป็นฟล็อกด้วยปฏิกิริยาโคแอกกูเลชัน คอลลอยด์ฟอสเฟตจะเกาะจับกับสารประกอบฟอสเฟตทำให้ได้ฟล็อกขนาดใหญ่ สารอินทรีย์ฟอสฟอรัสจะถูกดูดซับของฟล็อกที่เกิดขึ้น

นอกจากนี้การกำจัดด้วยการดูดซับโดยใช้ตัวกลาง (adsorbent) ที่เหมาะสม เช่น แอกติเวเต็ดอลูมินาหรือแมกนีเซียมซิลิเกตโดยใช้เคมีแบบผงโดยตรงหรือเป็นชั้นกรอง ในปัจจุบันมีการศึกษาการใช้ตัวกลางต่างๆในการกำจัดฟอสฟอรัส เช่น red mud slag หรือออกไซด์ของโลหะ เช่น แมงกานีส(IV)ออกไซด์ (Kawashima และคณะ,1986) หรืออลูมินัมออกไซด์ (Elisabeth และ Roland,1997)

2.7 การดูดซับ

การดูดซับ (adsorption) เป็นความสามารถของสารบางชนิดในการดึงโมเลกุลหรือคอลลอยด์ซึ่งอยู่บนของเหลวหรือก๊าซมาเกาะติดบนผิวได้ ซึ่งโมเลกุลหรือคอลลอยด์ที่มาเกาะติดเรียก adsorbate ส่วนของแข็งที่มีผิวเป็นที่เกาะของ adsorbate เรียกว่า adsorbent การดูดซับโดยทั่วไปมี 3 รูปแบบ

- การดูดซับทางกายภาพ (physical adsorption) เป็นความสัมพันธ์แบบไม่เฉพาะเจาะจง ซึ่งเป็นแรงกระทำอย่างอ่อนระหว่างโมเลกุล (Van der Waals force) โดยการดูดซับของโมเลกุลจะไม่ยึดติดในจุดใดจุดหนึ่งบนพื้นผิวแต่จะสามารถเคลื่อนที่อย่างอิสระไปบนพื้นผิว ซึ่งโมเลกุลที่ถูกดูดซับจะมีความเข้มข้นมากขึ้น และเกิดเป็นชั้นทับกันหลายๆชั้นที่ผิวของสารดูดซับ การ

ดูดซับผิวทางกายภาพ โดยทั่วไปสามารถเกิดขึ้นกลับได้นั้นคือ โมเลกุลที่ถูกดูดซับที่ผิวสามารถหลุดกลับไปยังสถานะเดิมก่อนการดูดซับผิวได้

- การดูดซับผิวทางเคมี (chemical adsorption) มีแรงกระทำอย่างแข็งแรงกว่าการดูดซับผิวทางกายภาพ เปรียบได้กับแรงกระทำที่ทำให้เกิดสารประกอบทางเคมี ปกติโมเลกุลที่ถูกดูดซับจะหนาเพียง 1 โมเลกุลและโมเลกุลไม่สามารถเคลื่อนที่อย่างอิสระบนพื้นผิวได้ เมื่อพื้นผิวถูกปกคลุมด้วยชั้นโมเลกุลกำลังของสารดูดซับผิวก็จะหมดลง การดูดซับผิวทางเคมีสามารถฟื้นคืนกลับได้น้อย โดยทั่วไปต้องให้ความร้อนแก่สารดูดซับผิวเพื่อกำจัดโมเลกุลของสารปนเปื้อน

- การดูดซับผิวแบบมีการแลกเปลี่ยน (exchange adsorption) ไอออนของสารจะสะสมบนพื้นผิวโดยผลของไฟฟ้าสถิตย์ โดยจะจับอยู่ในตำแหน่งของพื้นผิวที่มีประจุตรงข้าม ไอออนที่มีประจุมากจะถูกดูดอย่างแข็งแรงกว่าโมเลกุลที่มีประจุน้อยหรือโมเลกุลที่มีขนาดเล็กจะยังมีความสามารถในการดูดซับผิวมากยิ่งขึ้น

แม้การดูดซับผิวจะมีรูปแบบที่สำคัญดังกล่าว แต่การดูดซับผิวของสารใดๆก็ตามที่จะชี้เฉพาะเจาะจงว่าเป็นแบบหนึ่งแบบใดใน 3 รูปแบบนี้

การดูดซับผิวเป็นปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นบนพื้นผิวซึ่งอัตราเร็วและปริมาณของการดูดซับผิวเป็นฟังก์ชันของพื้นที่ผิวของของแข็งที่ใช้เป็นสารดูดซับผิว การศึกษาการดูดซับผิวมักอธิบายด้วยสมการดังนี้

1. Freundlich ศึกษาการดูดซับผิวและอธิบายการดูดซับผิวจากสารละลายด้วยสมการ

$$q = KC^{1/n}$$

เมื่อ C = ความเข้มข้นของโมเลกุลของสารปนเปื้อนภายหลังการดูดซับผิว

q = มวลของสารปนเปื้อนที่ถูกดูดซับผิวต่อหน่วยน้ำหนักของสารที่ใช้ดูดซับผิว

K และ n = ค่าคงที่ของสารแต่ละชนิดและอุณหภูมิ

2. Langmuir Isotherm ใช้อธิบายการดูดซับผิวที่เป็นชั้นเดียวดังนี้

$$\frac{C}{q} = \frac{a}{q_m} + \frac{C}{q_m}$$

เมื่อ C มีค่ามากเมื่อเทียบกับค่าคงที่ a และ q_m จะแสดงค่าการดูดซับผิวสูงสุด (กรัมของสารปนเปื้อนต่อกรัมของสารดูดซับผิว) และเมื่อค่า q มีค่าใกล้เคียงกับ q_m โมเลกุลจะถูกดูดซับผิวครอบคลุมพื้นที่ผิวเกือบสมบูรณ์

3. BET Isotherm เป็นสมการดูดซับผิวที่นิยมใช้มากกว่าสมการ Langmuir Isotherm และใช้กับการดูดซับผิวแบบหลายชั้น แบบจำลองนี้ตั้งสมมติฐานโดยให้ชั้นของสารปนเปื้อนสะสมที่พื้นผิวของสารดูดซับผิว และใช้สมการ Langmuir isotherm กับแต่ละชั้น จัดรูปใหม่ได้ดังนี้

$$\frac{q}{q_m} = \frac{bC}{(C - C)[1 + (b - 1)C/C]}$$

ค่า C_s แสดงความเข้มข้นอิ่มตัวของสารปนเปื้อนในสารละลาย เมื่อ C มีค่ามากกว่า C_s มาก สารปนเปื้อนจะตกผลึกหรือชั้นชั้นเป็นของแข็งหรือของเหลวบนพื้นผิว และสามารถเขียนสมการ BET ได้ดังนี้

$$\frac{C}{q(C_s - C)} = \frac{1}{bq_m} + \frac{(b - 1) C}{bq_m C_s}$$

adsorption isotherm เป็นสมการสมดุลและใช้กับสภาวะหลังจากโมเลกุลของสารปนเปื้อน มีการสัมผัสกับสารดูดซับผิวในเวลาที่ยาวพอแล้ว ขั้นตอนการดูดซับผิวสามารถแยกได้ สามลำดับ ได้แก่ ขั้นตอนที่มีโมเลกุลของสารปนเปื้อนเคลื่อนที่จากของเหลวหรือก๊าซผ่าน boundary layer ในของเหลวไปยังชั้นนอกของสารดูดซับผิว จากนั้นโมเลกุลจะแทรกเข้าไปในช่องว่างของสารดูดซับผิวด้วย diffusion และลำดับสุดท้าย โมเลกุลจะเกาะติดอยู่ที่พื้นผิวของสารดูดซับผิว

2.8 ไฮดรอกไซด์ออกไซด์

ไฮดรอกไซด์ออกไซด์เป็นของแข็งประกอบด้วยโลหะประจุบวกหนึ่งหรือมากกว่า เชื่อมกับอนุภาคของน้ำ ไฮโดรเจน หรือออกซิเจน ทั้งนี้อาจรวมถึงโลหะไฮดรอกไซด์ ออกไซด์ไฮดรอกไซด์ และโลหะออกไซด์ ไฮดรอกไซด์ออกไซด์ (hydrous oxide) เหล่านี้มักมีความชื้นสูงและเกิดได้ปฏิกิริยาได้ง่าย

2.8.1 การเกิดไฮดรอกไซด์เหล็ก (hydrous Fe)

ไฮดรอกไซด์ออกไซด์ของเหล็กมักกระจายทั่วไปในดินเหนียว ดิน หรือตะกอนต่างๆ พบทั่วไปตามเปลือกโลกโดยเคลือบบนพื้นผิวของแร่ธาตุต่างๆ และจัดอยู่ในรูปของอนุภาคออกไซด์ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าออกไซด์เปรียบเสมือนตะกอนของโลหะหนัก นอกจากนี้ออกไซด์ของโลหะหนักยังมีพื้นที่ผิวสูงถึง 300 ตารางเมตรต่อกรัม สำหรับ MnO_2 (Buser และ Graf, 1955 อ้างถึงใน Forstner และ Wittman, 1981) และสูงถึง 230-320 ตารางเมตรต่อกรัม สำหรับ $FeOOH$ (Fripiat และ Gastuche, 1952 อ้างถึงใน Forstner และ Wittman, 1981)

รูปแบบทางเคมีของของเหล็กรวมออกไซด์และไฮดรอกไซด์ เช่น $Fe(OH)_3$, Fe_3O_4 (magnetite), amorphous $FeOOH$ และ α - $FeOOH$ (goethite) ซึ่งมักอยู่ในรูปเหล็กเฟอร์ริก (Fe^{3+}) ส่วนใหญ่ไอออนของเหล็กจะมีอยู่ในน้ำผิวดินและน้ำใต้ดิน ในน้ำใต้ดินจะถูกรีดิวซ์เป็นประจุ +2 ซึ่งสามารถละลายน้ำได้ แต่ถ้าน้ำผิวดินซึ่งมีออกซิเจนละลายอยู่จะถูกออกซิไดซ์ในรูปซึ่งไม่ละลายน้ำ ดังสมการการเกิด oxidation เฟอร์รัส (+2) ไปเป็นเฟอร์ริก (+3)



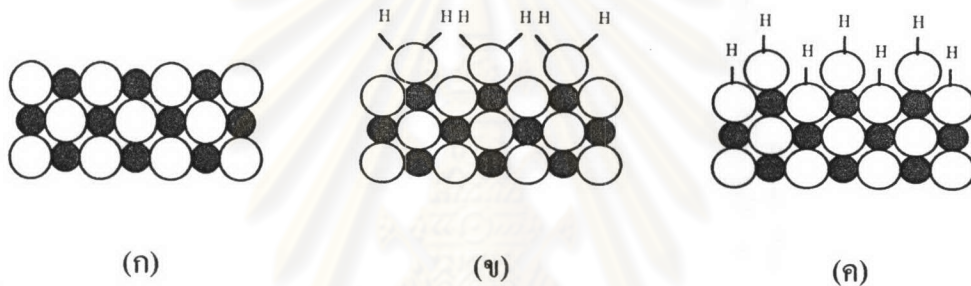
ไฮดรอกไซด์ไอออนชอบรวมกับ Fe^{+3} มากกว่าค่าอินทรีย์และค่าอนินทรีย์ โดยเหล็กเฟอริกจะถูกไฮโดรไลซ์ในรูปเฟอริกไฮดรอกไซด์ซึ่งไม่ละลายน้ำ



ระบบของเหลวในสถานะธรรมชาติ (aqueous system) เหล็กประจุ +3 สามารถจับกับลิแกนด์อื่นๆ ได้ดีเท่ากับไฮดรอกไซด์ไอออน เช่น ฟอสเฟตหรือสารประกอบอินทรีย์ เกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อนทั้งที่ละลายน้ำได้และไม่ได้ (Stumm และ Morgan, 1970)

2.8.2 พื้นผิวไฮดรอกไซด์ (Hydrous Oxide)

ดังที่ได้กล่าวข้างต้นออกไซด์ของโลหะสามารถพบทั่วไปตามเปลือกโลก เช่น ออกไซด์ของ Si Al และ Fe ออกไซด์ของธาตุโลหะนี้หากถูกน้ำล้อมรอบจะเกิดหมู่ไฮดรอกซิลปกคลุมพื้นผิวดังรูปที่ 2.12



รูปที่ 2.12 รูปตัดพื้นผิวโลหะออกไซด์ ○ไอออนออกไซด์ ●ไอออนโลหะ
(ที่มา : Stumm และ Morgan, 1970)

ไอออนโลหะที่ผิวอยู่ในลักษณะไม่สมดุล (รูป ก) เมื่ออยู่ในสถานะที่มีน้ำไอออนโลหะที่ผิวจะจับคู่กับโมเลกุลน้ำ (รูป ข) ซึ่งการดูดซับผิวทางเคมีของโมเลกุลน้ำก่อให้เกิดหมู่ไฮดรอกซิลปกคลุมที่พื้นผิว (รูป ค)

2.8.3 คุณสมบัติของไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์

โครงสร้างและส่วนประกอบของไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์หรือที่เรียกว่า Amorphous Ferric Hydroxide และ Amorphous Iron Oxyhydroxide เกิดจากการไฮโดรไลซิสสารละลาย $Fe(II)$ ที่อุณหภูมิ 20-30 °C เกิดการตกตะกอนเป็นของแข็งอย่างรวดเร็ว ไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์ที่ตกตะกอนใหม่ๆ มีรูปร่างค่อนข้างกลมและขนาดเล็ก 1-10 นาโนเมตร เมื่อเวลาผ่านไปจะเกิดการรวมตัวขนาดใหญ่ขึ้นและมีรูพรุนสูงจึงมีน้ำรวมอยู่ในโครงสร้างมาก ดังนั้นไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์จึงมีลักษณะคล้ายเจลมากกว่าของแข็ง

เนื่องจากไฮดรอกไซด์ฟेरริกออกไซด์มีรูปร่างไม่แน่นอน มักเขียนแทนด้วยสูตรเคมี $Fe_2O_3 \cdot nH_2O$ โดยมีค่าอยู่ระหว่าง $Fe_2O_3 \cdot 3H_2O$ และ Fe_2O_3 เมื่อยืดเวลาออกไปภายใต้อุณหภูมิ 20-30 °C จะค่อยๆเปลี่ยนรูปเป็นคริสตัลเหล็กออกไซด์

2.8.4 การดูดติดของสารอนินทรีย์บนผิวสัมผัสของของแข็งและของเหลว

อะตอมไอออนที่อยู่บนผิวจะไม่ค่อยเสถียรเนื่องจากความไม่สมดุลของแรงกระทำทางเคมี ความไม่สมดุลนี้อาจแสดงด้วยพลังงานที่ผิว ดังนั้นเฟสของแข็งที่กระจายตัวอยู่ในเฟสอื่นมีแนวโน้มลดพลังงานที่ผิวลง โดยการลดพื้นผิวหรือการดูดติดผิว โมเลกุลและไอออนจากเฟสข้างเคียง

2.8.5 การดูดติดผิวของไอออนบวกบนไฮดรอกไซด์โลหะออกไซด์

จากการศึกษาเคมีของไฮดรอกไซด์โลหะออกไซด์ ได้นำมาใช้ประโยชน์ในการแยกธาตุหรือโลหะต่างๆ ออกจากสารละลาย ซึ่งมีกลไกที่ซับซ้อนและยากที่จะนิยามเคมีของระบบ ดังนั้นในทางทฤษฎีจึงมักสนใจเฉพาะพฤติกรรมของระบบออกไซด์และไอออนที่ถูกดูดติด มากกว่าที่จะเข้าใจกลไกภายใต้พฤติกรรมนั้น แร่ธาตุต่างๆมักอยู่ในรูปตะกอนและมีพื้นที่ผิวใหญ่มากๆ โดยเฉพาะอย่างยิ่งพวกดินเหนียว ผลึกเหล็กไฮดรอกไซด์ที่บริสุทธิ์ หรือสารประกอบอินทรีย์สาร

ต่าง ๆ เหล่านี้สามารถดูดติดไอออนบวกและปล่อยไอออนบวกตัวอื่นออกมาในปริมาณเท่ากัน เรียกว่าเกิดการแลกเปลี่ยนไอออน ซึ่งกลไกที่ส่งผลต่อการแลกเปลี่ยนไอออนบวกนั้นขึ้นอยู่กับความสามารถในการดูดติดของพื้นผิวประจุลบ (charge anion site) ที่สามารถดูดติดไอออนบวกได้ เช่น $SiOH^-$, $AlOH_2^-$ และ $AlOH^-$ groups ในแร่ดินเหนียว หรือ $FeOH^-$ groups ในเหล็กไฮดรอกไซด์ เป็นต้น ในโครงสร้างที่เป็นผลึกนั้นต้องเกิดสมดุลของประจุลบถือว่าเป็นกระบวนการเลือก คือการเลือกที่จะดูดติดไอออนบวกตัวใดและปล่อยไอออนบวกตัวอื่นออกมาจากนั้นเก็บสะสมไอออนโลหะไว้ที่ผิวระหว่างของแข็งและของเหลว (Solid-liquid interface) ทำให้เกิดแรงระหว่างโมเลกุล เรียกปรากฏการณ์นี้ว่า การดูดติดผิว

เนื่องจากในกระบวนการดูดติดผิวได้เกิดการแลกเปลี่ยนไอออนบวกด้วย ซึ่งผลรวมของไอออนบวกที่มีการเปลี่ยนแปลงจะเรียกว่าขีดความสามารถในการแลกเปลี่ยน exchange capacity มีหน่วยเป็นมิลลิอิควิวาเลนต์ (meq) ต่อ 100 กรัม ค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนของสารดูดติดผิวต่างๆ แสดงตัวอย่างดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 แสดงค่า Specific surface area และ exchange capacity ของสารดูดซับผิวต่าง ๆ

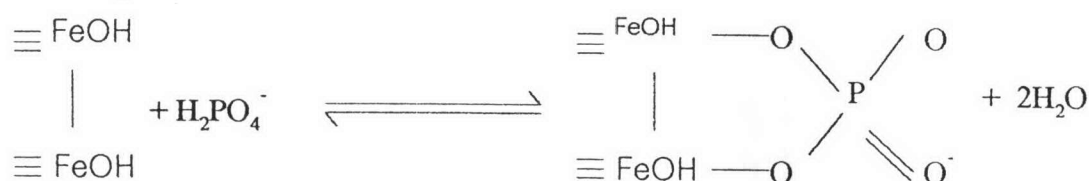
Material	Specific surface area (m ² /g)	Exchange capacity (meq/100g)
- calcite (<2µm)	12.5	-
- clay mineral:	10-50	3-15
Kaolinite	30-80	10-40
Illite	-	20-50
Chlorite	50-150	80-120
Montmorillonite		
- - Freshly precipitated Fe-	300	10-25
hydroxide	-	11-34
- Amorphous silicic acid	1,900	170-590
- Humic acid from soils		

จากตารางจะเห็นว่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนในแร่ดินเหนียวจะเพิ่มมากขึ้นตามพื้นที่ผิวที่เพิ่มขึ้น ส่วนกรณีของสารอินทรีย์มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนสูงมาก โดยเฉพาะกรดฮิวมิก (Forstner และ Wittman, 1981)

2.8.6 การดูดซับของไอออนลบบนพื้นผิวไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์

กลไกหลักของการดูดซับผิวของลิแกนด์คือการแลกเปลี่ยนลิแกนด์กับหมู่ไฮดรอกซิลที่พื้นผิวโลหะออกไซด์ การดูดซับผิวจะแข่งขันกันดูดซับผิวที่ตำแหน่ง Lewis acid ที่ไอออนกลางของไฮดรอกไซด์โลหะออกไซด์ (เช่น Al(III) หรือ Fe(III)) ในอลูมินัมหรือเฟอริกออกไซด์ การเกิดคอมเพล็กซ์ที่พื้นผิวกับโลหะไอออนขึ้นอยู่กับ pH เป็นสำคัญ เพราะการดูดซับผิวของไอออนลบเกิดขึ้นพร้อมกับการปลดปล่อย OH⁻ ดังนั้นจึงเกิดได้คือที่ pH ต่ำ และการเกิดคอมเพล็กซ์ของไฮดรอกไซด์เฟอริกออกไซด์กับฟอสเฟตจะเกิดในรูปของ Bidentate ligand

เนื่องจากไอออนของโลหะในสารประกอบ เช่น AlOOH และ FeOOH เป็น Hard Lewis ที่ให้ผิวหน้าที่มีกลุ่มไฮดรอกซิลของมันถูกแทนที่โดย ฟลูออไรด์ และออกซีแอนไอออนดังแสดงในรูปที่ 2.13 มีการศึกษาที่ยืนยันว่าฟลูออไรด์ ฟอสเฟต อาร์เซนเนต และออกซีแอนไอออนอื่นๆสามารถดูดซับผิวบนสารประกอบดังกล่าว

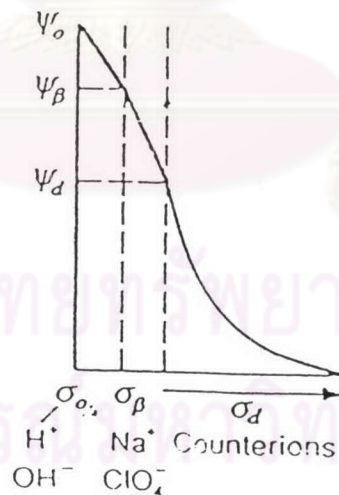


รูปที่ 2.13 การดูดซับผิวบนสารประกอบของไอออนประจุลบ

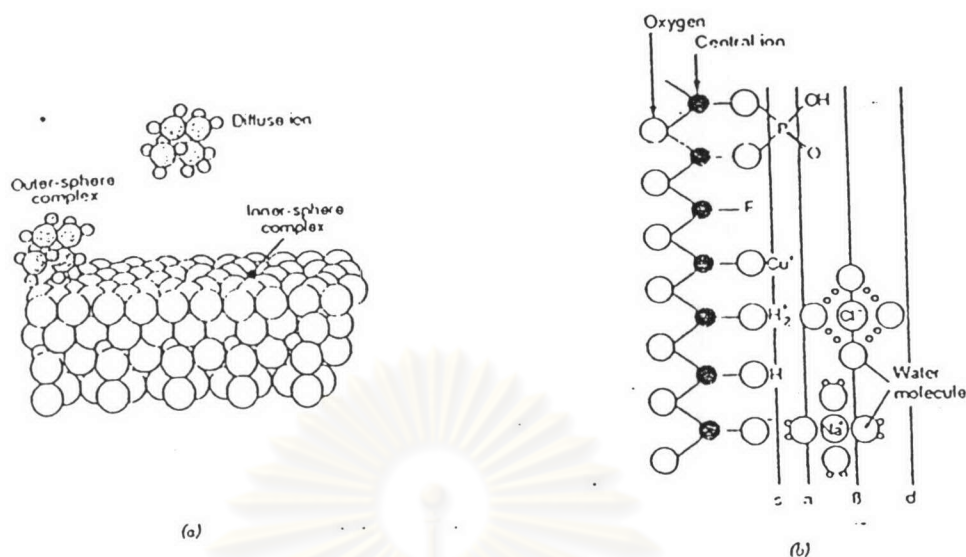
2.8.7 Surface Complexation Model

Davis และ Kent (1990) ได้สรุปแนวคิดพื้นฐานสำหรับ Surface Complexation Model ทุกแบบดังนี้

1. พื้นผิวจะต้องประกอบด้วยหมู่ฟังก์ชันเฉพาะที่ทำปฏิกิริยากับตัวละลายเพื่อเกิดเป็น Surface Complexation ในรูปแบบที่คล้ายคลึงกับปฏิกิริยาที่เกิดในสารละลายเนื้อเดียว
2. สมดุลของ Surface Complexation กับปฏิกิริยาการแตกตัวเป็นไอออน สามารถอธิบายได้ด้วยกฎทรงมวลพร้อมกับ correction factors ที่ปรับใช้สำหรับการเปลี่ยนแปลงของพลังงานไฟฟ้าสถิตย์โดยใช้ทฤษฎี Electric Double Layer
3. ประจุไฟฟ้าและศักย์ไฟฟ้าที่พื้นผิวเป็นผลเนื่องมาจากการเกิดปฏิกิริยา Surface Complexation ของพื้นผิวเอง
4. ค่าคงที่การดูดซับผิวของไอออนโลหะกับเหล็กออกไซด์สามารถอธิบายได้โดยใช้ Triple-Layer Model โดยมีรายละเอียดดังนี้
 - ชั้นที่ 1 near-surface plane เป็นพื้นผิวสำหรับการดูดซับผิวของ H^+ , OH^- strongly-adsorbed ions
 - ชั้นที่ 2 β -plane เป็นชั้นที่อยู่ใกล้พื้นผิวสำหรับ weakly-adsorbed ions
 - ชั้นที่ 3 diffuse Layer plane เป็นชั้นที่แสดงถึงระยะทางที่ใกล้ที่สุดของ dissociated charge ดังแสดงในรูปที่ 2.14 และ 2.15



รูปที่ 2.14 รูปจินตนาการที่ชี้ให้เห็นถึงการลดลงของศักย์ไฟฟ้าเมื่อเทียบกับระยะทางที่ห่างจากพื้นผิวใน Triple Layer Model (Davis and Kent, 1990)



รูปที่ 2.15 ก Surface Complex ของอออนบนพื้นผิวไฮดรอกไซด์

ข. แบบจำลองพื้นผิวไฮดรอกไซด์ แสดงรูปแบบการเกิดปฏิกิริยากับหมู่ไฮดรอกซิลที่พื้นผิว inner-sphere complex, outer-sphere complex และ the diffuse layer (Stumm and Morgan, 1995)

สำหรับระบบที่ประกอบด้วยโลหะมากกว่าหนึ่งชนิดต้องคำนึงถึงการแข่งชันการดูดซับผิวระหว่างโลหะเป็นสำคัญ (Benjamin and Bloom, 1981 อ้างถึงใน Khaodhiar, 1997) ศึกษาผลของประจุลบที่มีต่อโลหะที่ดูดซับผิวอย่างแข็งแกร่งกับ amorphous iron oxyhydroxide พบว่าประจุไม่มีผลต่อการแข่งชันการดูดซับผิวของโลหะดังกล่าว และชี้ให้เห็นว่าการแข่งชันของประจุบวกที่ดูดซับผิวอย่างแข็งแกร่งและประจุลบที่พื้นผิวมีน้อยมาก ซึ่งเป็นเพราะพื้นที่ที่เกิดการดูดซับผิวของประจุลบเป็นพื้นที่ที่แยกออกมาจากพื้นที่การดูดซับผิวของประจุบวก

ศูนย์ยาทยุทธพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัยด้าน Membrane Bioreactor : MBR

Chaize และ Huyard,1991 ศึกษาผลของเวลากักน้ำเสียและอายุตะกอน ต่อการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบกวนผสมร่วมกับ Ultrafiltration module

การทดลองแรกระบบทำงานที่เวลากัก 8 ชม. และอายุตะกอน 100 วัน โดยน้ำเสียมืดความเข้มข้น COD 250-550 มก./ล. TKN 65-150 มก./ล. หลังผ่านไป 25 วันค่า MLSS เข้าสู่ภาวะคงตัวโดยมีค่าระหว่าง 8,000-10,000 มก./ล. ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นหลังจากดำเนินการทดลอง 14 วัน และน้ำที่บำบัดได้มีค่า COD น้อยกว่า 30 มก./ล. TKN น้อยกว่า 10 มก./ล. โดยระหว่างการทดลองระบบมีอัตราส่วน F/M 0.06-0.1 kg COD/kg MLSS.d

การทดลองที่สองศึกษาความเข้มข้นของ MLSS และการสะสมของของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์เมื่อแปรค่าเวลากัก 2-8 ชม.และค่าอายุตะกอน 50-100 วัน โดยที่เวลากัก 8 ชม. ความเข้มข้น MLSS เพิ่มขึ้นอย่างช้าๆและค่าฟลักซ์ลดลงเมื่อแปรค่าเวลากักลดลง การเปลี่ยนแปลงค่าเวลากักและค่าอายุตะกอนไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD ส่วนปฏิกริยาไนตริฟิเคชันต้องอาศัยเวลาเพื่อปรับสภาพสู่ประสิทธิภาพสูงสุดได้ ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุดที่เวลากัก 2 ชม. และค่าอายุตะกอน 100 วัน

Talat,1988 ศึกษากระบวนการเอ เอส ที่มีเมมเบรนชนิดเส้นใยกลวงติดตั้งแบบจมตัวในถังเติมอากาศ โดยศึกษาผลของ Pore size ของเมมเบรน ความเข้มข้นของ MLSS และความดันปั๊มดูดต่อค่าความคงตัวของฟลักซ์เพื่อหาสภาวะการทำงานของปั๊มดูด ทั้งแบบต่อเนื่องและแบบเป็นช่วงๆ (เดิน/หยุด) โดยควบคุมฟลักซ์คงที่ด้วยการปรับความดันของปั๊ม พบว่าการทำงานของปั๊มดูดแบบเป็นช่วงๆให้ผลดีกว่าแบบต่อเนื่อง โดยรอบการทำงานของปั๊ม 10/10 นาทีให้ค่าฟลักซ์ที่มีความคงตัวและยาวนานที่สุด ค่า Volumetric load มีค่าวิกฤตเหมาะสมต่อกระบวนการเมมเบรน อยู่ในช่วง 2-3 kgCOD/m³.d โดยที่ค่า 2 kgCOD/m³.d มีประสิทธิภาพการกำจัด COD 95-97% ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิด 100 % และสามารถกำจัด โคลิฟอร์มได้ 100%

ภายใต้สภาวะการทำงานเดียวกัน Pore size ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด COD ปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน และความขุ่น แต่ Pore size 0.45 μm จะใช้ความดันปั๊มดูดต่ำกว่าขนาด 0.1 μm ตลอดการทดลองไม่มีการระบายสลัดจ์ทิ้ง เกิดการสะสมของแข็ง (inert solid) ในถังปฏิกรณ์เมื่อค่า MLSS เพิ่มขึ้น ในระยะยาวแนะนำให้ระบายสลัดจ์ทิ้งเพื่อลดการสะสมของของแข็งนี้เพื่อไม่ให้เป็นการต่อระบบและอาจขัดขวางการใช้สารอาหารของจุลชีพ

Ueda และคณะ, 1997 ศึกษาผลของการเติมอากาศต่อความดันป้อนอากาศ ในถังเติมอากาศที่ติดตั้งแบบระบบแบบจมตัวและควบคุมค่า MLSS 8-12 ก./ล. พบว่าการเพิ่มอัตราการไหลของอากาศเพื่อสร้างกระแสปั่นป่วนช่วยขจัดตะกอนที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยทดลองเพิ่มอัตราการไหลของอากาศจาก 0.31-1 ลบ.ม./นาที่ ที่ฟลักซ์คงที่ต่างๆพบว่าความดันป้อนอากาศลดลง และประสิทธิภาพการขจัดจะเพิ่มขึ้นซึ่งจะส่งผลมากที่ค่าฟลักซ์ 0.37 ม./วัน และน้อยมากที่ 0.19 ม./วัน จนถึงค่าอัตราการไหลวิกฤตที่ 0.7 ลบ.ม./นาที่ จะไม่มีผลกับค่าความดันอีกต่อไป ซึ่งอาจใช้เป็นขีดจำกัดปริมาณเติมอากาศได้ อย่างไรก็ตามความดันที่เพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วจากการอุดตัน ไม่อาจแก้ไขให้กลับคืนดังเดิมด้วยการเพิ่มอัตราไหลของอากาศ สามารถเดินระบบโดยไม่มีกรล้างเมมเบรนได้นาน 251 วัน หลังจากนั้นศึกษาผลของความเข้มข้นสลัดจ์ต่อระบบ พบว่า sludge viscosity เพิ่มขึ้นมากเมื่อไม่มีการทิ้งสลัดจ์เลยจนกระทั่งค่าความเข้มข้นของ MLSS สูงถึง 12,000 มก./ล. เป็นผลให้ความดันการดูดเพิ่มขึ้น ดังนั้นจึงทิ้งสลัดจ์เพื่อรักษาค่า sludge viscosity ค่าซึ่งทำให้ความดันป้อนอากาศต่ำลงด้วย โดยมีค่าเฉลี่ยอายุตะกอน 125 วัน ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในโตรเจน และฟอสฟอรัสกว่า 90% 80% และ 70% ตามลำดับ โดยพบว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดได้สูงเมื่อรักษาค่า MLSS สูง

Pliankarom, 1995 ศึกษาการใช้ air backflushing technique กับเมมเบรนเส้นใยกลวงที่ติดตั้งแบบจมตัวในถังปฏิกรณ์แบบเอเอส โดยใช้ปั๊มคูลน้ำที่ผ่านเมมเบรนและจะส่งอากาศผ่านเมมเบรนเพื่อลดการอุดตันสลับกันไป ซึ่งอากาศที่ส่งผ่านเมมเบรนจะผ่านตัวกรองน้ำมันก่อนและรักษาความดันที่ 1 บาร์ และในถังปฏิกรณ์จะเติมอากาศผ่าน air diffuser เพื่อรักษาสภาพการกวนผสมและระดับออกซิเจน ศึกษาที่เวลากัก 26 18 และ 10.5 ชม. และควบคุมอายุตะกอน 50 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD และ TKN สูงกว่า 95% การกำจัดฟอสฟอรัส (TP) มีค่ามากกว่า 38% ทุกการทดลอง และการทิ้งสลัดจ์ยังช่วยลดการสะสมของ inorganic matter ในถังปฏิกรณ์ด้วย

อริยะ, 2543 ศึกษาประสิทธิภาพของระบบที่มีเมมเบรนแบบเส้นใยกลวงติดตั้งแบบจมตัวในถังปฏิกรณ์เอเอส โดยการเติมอากาศเป็นช่วงๆ(เต็ม/หยุด)และมีการเติมอากาศความเร็วสูง (Jet aeration) ด้วยรอบเวลาการเติมอากาศ 90 นาที และ 120 นาที และเวลากัก 16 และ 24 ชม.พบว่ารอบเวลาการเติมอากาศที่นานขึ้นทำให้ประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันและการกำจัดในโตรเจนสูงขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่า 90% ตลอดจนการทดลอง สามารถกักแยกสลัดจ์จูลซีฟจากน้ำใสได้อย่างสิ้นเชิง

ระบบสามารถทำงานด้วยความคงตัวยาวนาน ด้วยการสร้างแรงเฉือนผ่านผิวหน้าเมมเบรน โดยการเติมอากาศ/เติมอากาศความเร็วสูงและการปั๊มน้ำเสียหมุนเวียนในระบบ ซึ่งช่วยขจัดหรือชะลอกการสะสมสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน อย่างไรก็ตามเมื่อภาวะสารอินทรีย์และความเข้มข้นสลัดจ์

จุดชีพเปลี่ยนแปลง 2,500 ถึง 5,200 มก./ล. อัตราเร็วและความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนส่งผลกระทบต่ออัตราการเพิ่มความดันสูญเสียรวม ทำให้ความดันการส่งผ่านสูงขึ้น

งานวิจัยด้านทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

Edwards และ Benjamin, 1989 ศึกษาการกรองแบบดูดติดผิวโดยใช้ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์เปรียบเทียบกับทรายธรรมดา และสารดูดติดผิวที่เรียกว่า ferrihydrite และศึกษาลักษณะสมบัติของทรายเคลือบด้วยกระบวนการเคลือบทรายสองวิธี คือการเคลือบโดยการตกผลึก และการเคลือบโดยการให้ความร้อน พบว่าวิธีการหลังใช้ปริมาณเหล็กมากกว่าแต่สามารถเพิ่มพื้นที่ผิวในการดูดติดได้มากกว่าและคงทนมากกว่า เมื่อสัมผัสกับสารละลายกรดสารที่เคลือบอยู่ก็ไม่สามารถละลายออกได้ง่าย และศึกษาการกรองแบบดูดติดผิวโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์โลหะหนักต่างๆ ไหลผ่านคอลัมน์ทรายผลสรุปว่าทรายเคลือบมีประสิทธิภาพในการกำจัดโลหะดีกว่าตัวกลางอีกสองชนิด และสามารถกำจัดโลหะที่เป็นสารประกอบเชิงซ้อนได้ ในขณะที่ตัวกลางทรายธรรมดาไม่สามารถทำได้ โลหะที่ถูกกำจัดสามารถนำกลับได้จากการล้างและการฟื้นฟูอำนาจด้วยสารละลายกรด ประสิทธิภาพการกำจัดโลหะต้องขึ้นกับพีเอชของน้ำเข้าด้วยซึ่งจะดีที่สุดเมื่อพีเอชเท่ากับ 8.5-10

Bailey และคณะ, 1992 ศึกษาการดูดติดและการนำกลับของ Cr โดยใช้ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ การเคลือบทรายสามารถเตรียมได้จากสารทั้งสองชนิดคือเฟอร์ริกไนเตรทและเฟอร์ริกคลอไรด์ แต่นิยมใช้เฟอร์ริกไนเตรทซึ่งมีวิธีการเตรียมสะดวกกว่า ผลสรุปว่าการเคลือบทรายโดยใช้เฟอร์ริกคลอไรด์สามารถดูดติด Cr ได้ดีกว่ากรณีของการเคลือบโดยใช้เฟอร์ริกไนเตรทเพียงเล็กน้อยเท่านั้น และการฟื้นฟูอำนาจด้วยสารละลายที่พีเอช 9.5 จะทำได้ช้ากว่าวิธีที่ใช้ NaOH 1.0 M แต่ตัวกลางทรายจะมีอายุการใช้งานนานกว่าเมื่อฟื้นฟูอำนาจด้วยสารละลายที่พีเอช 9.5

พนจิตร, 2539 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดสังกะสีและนิกเกิล ในน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้ตัวกลางทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ และทรายเคลือบแมงกานีสออกไซด์ จากการทดลองพบว่าตัวกลางทั้งสองมีประสิทธิภาพในการแลกเปลี่ยนไอออนที่ดีที่สุดที่ความเข้มข้นเท่ากับ 50 มก./ล. และพีเอชเท่ากับ 6 โดยประสิทธิภาพในการแลกเปลี่ยนไอออนสังกะสีและนิกเกิลเท่ากับ 68.92% และ 69.52% สำหรับทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ นอกจากนี้ยังศึกษาเปรียบเทียบปริมาณโลหะหนักที่หลุดออกมาจากการฟื้นฟูอำนาจตัวกลางด้วย NaNO_3 0.01 M และ 0.1 M ซึ่งพบว่า การฟื้นฟูอำนาจตัวกลางทั้งสองชนิดด้วย NaNO_3 0.01 M ได้ 2-4 เท่าเมื่อตัวกลางคือทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ ส่วนตัวกลางทรายเคลือบแมงกานีสออกไซด์ NaNO_3 0.1 M สามารถนำกลับโลหะหนักได้ปริมาณมากกว่า NaNO_3 0.01 M ถึง 12 เท่า

Ratanatamskul และคณะ, 1995 ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสจากน้ำเสีย โดยใช้ Zeolite-iron column ซึ่งประกอบด้วยชั้นเหล็กและ Zeolite ความสูงต่างกันบรรจุในคอลัมน์ พบว่าเมื่อจ่ายน้ำเสียเข้าสู่ด้านบนของคอลัมน์ ระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยเฉลี่ย 70% เมื่อทำการปรับปรุงระบบโดยทดลองเติมอากาศในส่วนล่างของคอลัมน์ที่มีความสูงของชั้นตัวกลางมาก สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดเป็น 92 % แต่ก็ยังมีปัญหาเรื่องการอุดตันจึงปรับปรุงระบบโดยใช้คอลัมน์สั้นเรียงต่อกันแบบอนุกรมพบว่าสามารถเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ โดยมีค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของฟอสฟอรัสของแต่ละคอลัมน์เท่ากับ 1.23, 0.39 เวลา 0.16 มก./ล. ภายใต้การทดลอง 116 วัน

นอกจากนี้ได้ศึกษาผลของสภาพแวดล้อมอื่นๆ เช่น พีเอช และอุณหภูมิพบว่า การเพิ่มพีเอช มีผลทำให้ความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสในการทดลองลดลงอย่างรวดเร็ว อย่างไรก็ตามความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสไม่เปลี่ยนแปลงมากนักในช่วงพีเอช 5-7 ส่วนผลของอุณหภูมิเป็นในทางตรงข้ามคือเมื่อเพิ่มอุณหภูมิจะเพิ่มความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้น

พีรพล และ บัญชา, 2542 ศึกษาการปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบ Membrane Bioreactor (MBR) และ Sequencing Batch Reactor (SBR) ด้วยคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์โดยเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างคอลัมน์ยาวและคอลัมน์สั้น โดยป้อนน้ำเสียเข้าสู่ด้านบนคอลัมน์ด้วยอัตราการไหล 0.19 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. พบว่าการกำจัดฟอสเฟตของคอลัมน์สั้นสามารถบำบัดได้ดีกว่าคอลัมน์ยาว โดยมีประสิทธิภาพ 85-95% และ 75-85 %ตามลำดับ

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย