

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิเคราะห์ผล

การประยุกต์ใช้ระบบบำบัด SMBR กับอาคารเนื่องจากความได้เปรียบของระบบ ในแง่การประหยัดพื้นที่และมีประสิทธิภาพสูง โดยอาคารที่เหมาะสมต่อการวิจัยควรมีกิจกรรม หลากหลายทั้งการพักผ่อน ทำงาน สันทนาการหรือบันเทิงรวมอยู่ในอาคาร และควรสะดวกต่อการ ทำวิจัยทั้งด้านเทคนิคคือสถานที่ตั้งเหมาะสม มีกิจกรรมหลากหลายในอาคาร ความร่วมมือของเจ้า ของสถานที่ ความปลอดภัยของอุปกรณ์วิจัย และระยะทางจากห้องปฏิบัติการ ซึ่งการวิจัยนี้เลือก กลุ่มอาคารศูนย์การค้ามาบุญครอง

4.1 ลักษณะน้ำเสียจากอาคาร

การดำเนินงานวิจัยติดตั้งชุดทดลอง SMBR และเดินระบบตลอด 24 ชม. บริเวณ ระบบบำบัดน้ำเสียศูนย์การค้ามาบุญครอง โดยระบบบำบัดน้ำเสียแห่งนี้จะรับน้ำเสียจากกลุ่มอาคาร ศูนย์การค้ามาบุญครองทั้งหมดซึ่งรวมถึงศูนย์การค้าโตคิวและ โรงแรมปทุมวันปริ๊นเซส โดยการใช้ พื้นที่สำหรับกิจกรรมต่างๆมีดังนี้

- ส่วนพื้นที่ขายสินค้า
- ส่วนพื้นที่สำนักงาน
- ส่วนพื้นที่ศูนย์อาหารในศูนย์การค้า
- ห้องพักโรงแรม
- ห้องประชุมสัมมนาและจัดเลี้ยงของ โรงแรม

ส่วนอื่นๆ ได้แก่ ห้องช่างเทคนิค พนักงานทำความสะอาด ยาม โดยสามารถจำแนก แหล่งกำเนิดน้ำเสียหลักที่เกิดจากกิจกรรมของอาคารดังนี้

- น้ำเสียจากห้องน้ำ ได้แก่ ชักโครก โถส้วม โถปัสสาวะ การชำระล้างร่างกาย
- น้ำเสียจากศูนย์อาหาร
- น้ำเสียจากการทำความสะอาดพื้นห้องน้ำและอาคาร
- น้ำเสียจากแหล่งอื่นๆ เช่น น้ำทิ้งจากการล้างคอยล์และการล้างตัวของเครื่อง

ปรับอากาศ

ปริมาณและความเข้มข้นของสารมลพิษในน้ำเสียจะเปลี่ยนแปลงตามวัน เวลาและ ช่วงของปี อย่างไรก็ตามบ่อพักน้ำเสียรวมของอาคารจะลดผลกระทบภาระสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลง โดยรวบรวมน้ำเสียจากท่อระบายหลักจากอาคารต่างๆซึ่งจะมีตะกอนแขวนลอยขนาดใหญ่พร้อมเครื่องกวาดขยะอัตโนมัติก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสีย การทดลองทั้งหมดของงานวิจัย

งานวิจัยใช้น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดขั้นต้น (Dissolve Air Flootation) เพื่อความสะดวกในการติดตั้งปั๊มสูบน้ำและหลีกเลี่ยงปัญหาขนาดใหญ่อุปกรณ์สูบน้ำ เนื่องจากในบ่อรวบรวมน้ำเสียยังมีขนาดใหญ่มาก ทั้งนี้การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารมลพิษในน้ำเสียยังคงสูงอยู่ ผลการวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสียตลอดการทดลองสำหรับพารามิเตอร์ต่างๆที่ใช้ในงานวิจัย แสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ลักษณะน้ำเสียจากกลุ่มอาคารศูนย์การค้ามานูญครอง

พารามิเตอร์	ค่าสูงสุด	ค่าต่ำสุด	ค่าเฉลี่ย	SD
pH	7.4	6.8	7.0	0.14
Turbidity (NTU)	130	60	104	16
Suspended Solids (mg/l)	1,160	100	295	181
COD(mg/l)	1,181	167	601	189
TKN (mg/l)	110	22	56	15
Nitrite Nitrogen (mg/l)	0.37	0.00	0.01	0.01
Nitrate Nitrogen (mg/l)	3.10	0.48	1.39	0.86

4.2 ผลของค่าฟลักซ์และความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพต่อสถานะคงตัว

4.2.1 ค่าฟลักซ์

การกรองน้ำผ่านเมมเบรนต้องสร้างแรงดันเพื่อดันน้ำผ่าน ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน ซึ่งความดันสูญเสียผ่านเมมเบรนสะอาดจะมีค่าต่ำ แต่เมื่อใช้เมมเบรนเพื่อกรองน้ำในถังปฏิกรณ์ที่มีสลัดจ์จุลชีพจะสร้างความดันสูญเสียต่อการกรองสูง ปริมาณสลัดจ์จุลชีพที่เพิ่มขึ้นทำให้ความดันสูญเสียที่ผิวหน้าเมมเบรนเพิ่มขึ้น เป็นผลให้เฮดการกรองสูงขึ้นซึ่งฟลักซ์จะลดลงตามสมการที่ 4.1 การทดลองนี้ใช้ปั๊มรีดสาย (Peristaltic Pump) สูบน้ำผ่านเมมเบรนออกจากระบบในอัตราคงที่เสมอ แม้ความดันสูญเสียในระบบจะเปลี่ยนแปลงจนกระทั่งถึงค่าวิกฤต

$$\text{Flux (l/m}^2\text{.d)} = \left[Q \times \frac{(\text{min}_{on} + \text{min}_{off})}{\text{min}_{on}} \right] / A \quad (4.1)$$

4.2.2 ความเข้มข้นของสลัดจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์และสลัดจ์สะสมที่ผิวหน้าเมมเบรน

เมมเบรนในระบบ SMBR ทำหน้าที่ดังเช่นถังตกตะกอนที่สอง การกรองน้ำผ่านเมมเบรนจะทิ้งสลัดจ์จุลชีพไว้ที่ผิวหน้าเมมเบรน และแม้ว่าในถังปฏิกรณ์จะมีกระแสปั่นป่วนที่สร้างแรงเฉือนเพื่อช่วยขจัดสลัดจ์ออกจากผิวหน้าเมมเบรน แต่การไม่ทิ้งสลัดจ์เลยในการทดลองที่ 1 และ 2 จะทำให้เกิดสลัดจ์สะสมในถังปฏิกรณ์มากขึ้น ระบบจะทำงานสม่ำเสมอไประยะหนึ่งจนกระทั่งค่าฟลักซ์ลดลงและความดันกรองผ่านเมมเบรนถึงจุดวิกฤตจำเป็นต้องล้างเมมเบรนเพื่อกำจัดสลัดจ์สะสมที่ผิวหน้าออกเพื่อรักษาประสิทธิภาพการกรองของเมมเบรน

ความเข้มข้นสลักด์จุลชีพ(MLSS)จะเพิ่มขึ้นเรื่อยๆเนื่องจากการสะสมของของแข็งคองตัวที่ย่อยสลายไม่ได้ที่เข้ามากับน้ำเสียรวมถึงซากเซลล์เฉื่อยจากจุลชีพที่ตายซึ่งจะถูกกักไว้ในถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีการทิ้งสลักด์ จากผลการทดลองความเข้มข้นสลักด์จุลชีพและสลักด์จุลชีพระเหยจะเพิ่มขึ้นสม่ำเสมออย่างค่อยเป็นค่อยไป และการสะสมของสลักด์ที่ผิวหน้าเมมเบรนก็เพิ่มขึ้นอย่างค่อยเป็นค่อยไปเช่นกัน การล้างเมมเบรนเพื่อกำจัดสลักด์ที่ผิวหน้าไม่มีผลกระทบต่อความเข้มข้นสลักด์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์หรือประสิทธิภาพของระบบแต่อย่างใด ปริมาณสลักด์จุลชีพและสลักด์จุลชีพระเหยในระบบแต่ละการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.1 ก-ค

การทดลองที่ 1 และ 2 ไม่มีการทิ้งสลักด์ ค่าสลักด์จุลชีพและสลักด์จุลชีพระเหยจะปรับตัวสูงขึ้นเรื่อยๆ เนื่องจากการสะสมของของแข็งที่ย่อยสลายไม่ได้ที่เข้ามากับน้ำเสียและซากเซลล์เฉื่อยที่ตายแล้ว แม้ว่าลักษณะสมบัติของน้ำเสียจริงจะแปรปรวนแต่ก็อยู่ในช่วงความเข้มข้นหนึ่งในช่วงเวลาที่นำเข้าระบบเสมอ บางครั้งที่มีค่าสูงหรือต่ำผิดปกติเนื่องจากการเพิ่มอย่างฉับพลันของสารมลพิษหรือการเจือจางจากปริมาณน้ำฝนที่ระบายออกไม่ทัน จนกระทั่งสิ้นเข้ามาในระบบระบายน้ำเสียซึ่งมีน้อยครั้งโดยไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ ซึ่งมีค่าสม่ำเสมอและปรับตัวอยู่ในช่วงแคบๆ การทดลองระบบ SMBR กับน้ำเสียจริงที่ควบคุมปริมาณตรงปฏิกรณ์และค่าฟลักซ์คองที่สารอาหารจะถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์อิสระ เมื่อการเจริญเติบโตสมดุลกับการตาย การสะสมสลักด์ และการถูกขจัดออกจากผิวหน้าเมมเบรน ความเข้มข้นสลักด์จุลชีพแขวนลอยในถังปฏิกรณ์จะคงตัวในที่สุด เมื่อเดินระบบให้มีประสิทธิภาพการบำบัดและมีความเข้มข้นสลักด์จุลชีพคองตัวก็จะถือว่าระบบเข้าสู่สถานะคงตัวในแต่ละการทดลอง

4.3 ผลของตัวแปรในการทดลองต่อการทำงานของไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน

ค่าความดันการกรองผ่านไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน มีความสัมพันธ์กับค่าฟลักซ์และความเข้มข้นสลักด์จุลชีพ ซึ่งอธิบายได้โดยสมการที่ 4.2 ก-ค

$$P = P_m + P_d \quad 4.2 \text{ ก}$$

$$\text{Flux} = P / \mu (R_m + R_d) \quad 4.2 \text{ ข}$$

$$P = P_m + P_d = \text{Flux} \times \mu (R_m + R_d) \quad 4.2 \text{ ค}$$

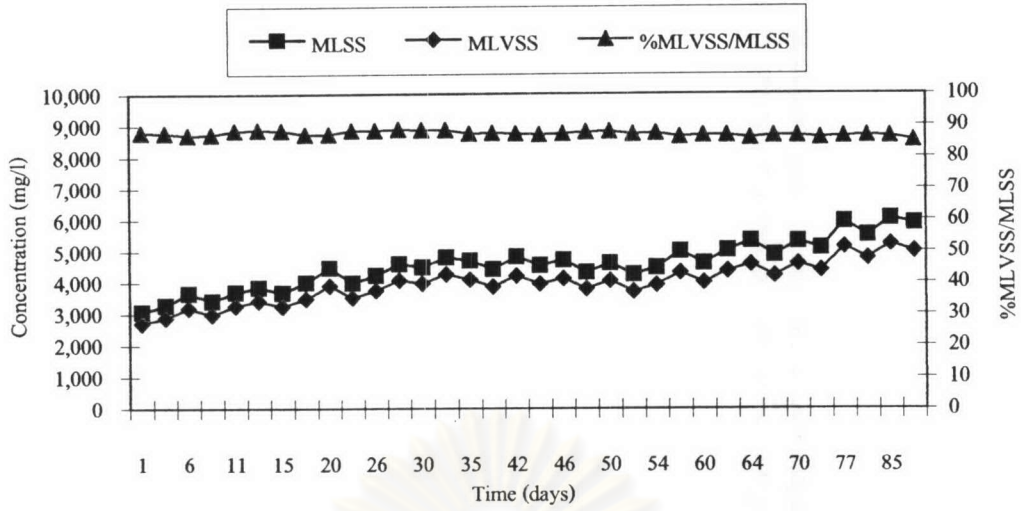
โดยที่ P_m = ความดันการกรองผ่านเมมเบรน (Internal pressure loss)

P_d = ความดันสูญเสียจากการสะสมของสลักด์ที่ผิวหน้าเมมเบรน (External pressure loss)

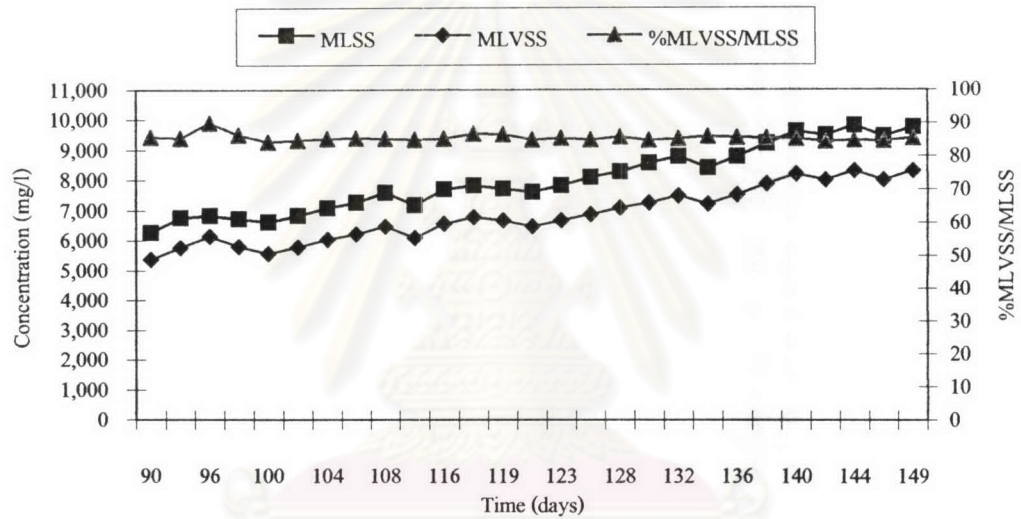
P = ความดันสูญเสียรวม (Total pressure loss)

R_m, R_d = ความต้านทานของเมมเบรนและสลักด์สะสมที่ผิวเมมเบรนตามลำดับ

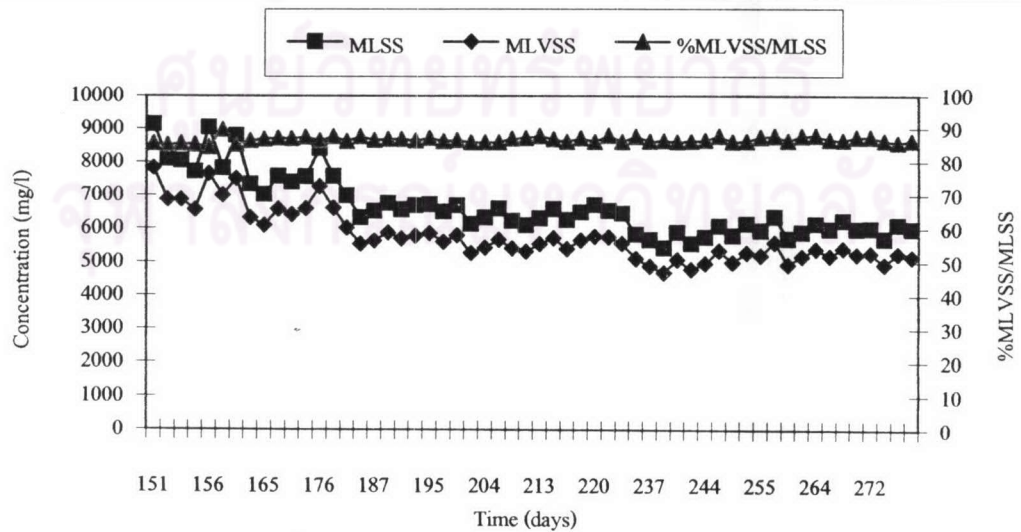
μ = ความหนืดของไหลแปรผันตามความเข้มข้นสลักด์จุลชีพ



รูปที่ 4.1 ก ความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 1



รูปที่ 4.1 ข ความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 2



รูปที่ 4.1 ค ความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 3

ในระบบที่มีแรงเฉือนจากการเติมอากาศและหัวผิวน้ำหมุนเวียนภายในกระทำต่อผิวหน้าเมมเบรนเท่านั้น การออกแบบให้เมมเบรนมีค่าฟลักซ์สูงหรือเมื่อระบบมีความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพสูงจะส่งผลต่อค่าความดันการกรองผ่านเมมเบรนและค่าความดันสูญเสียจากสลัดจ์สะสม ดังสมการที่ 4.1 ค ซึ่งเป็นผลให้ความดันสูญเสียรวมของการกรองสูงขึ้น แต่ในการทดลองนี้ควบคุมค่าฟลักซ์คงที่จึงมีเพียงความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพที่มีผลต่อการกรองเมมเบรน ดังแสดงในรูปที่ 4.2 และตารางที่ 4.2

ตารางที่ 4.2 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์ แรงดันในการกรอง และความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพ

การทดลองที่	ค่าฟลักซ์ ($l/m^2 \cdot min$)	MLSS/MLVSS ที่สถานะคงตัว เฉลี่ย(mg/l)	สถานะการกรองผ่าน เมมเบรน		ความดันสูญเสีย รวมสูงสุด Pmax (KPa)
			MLSS (mg/l)	Pm (KPa)	
1	0.0625	5,356/4,627	4,549	15.3	23.9
2	0.0625	9,254/7,881	8,046	21.3	25.3
3	0.0625	6,020/5,226	6,642	10.6	25.9

หมายเหตุ Pm = ความดันทำงานขณะเมมเบรนสะอาด

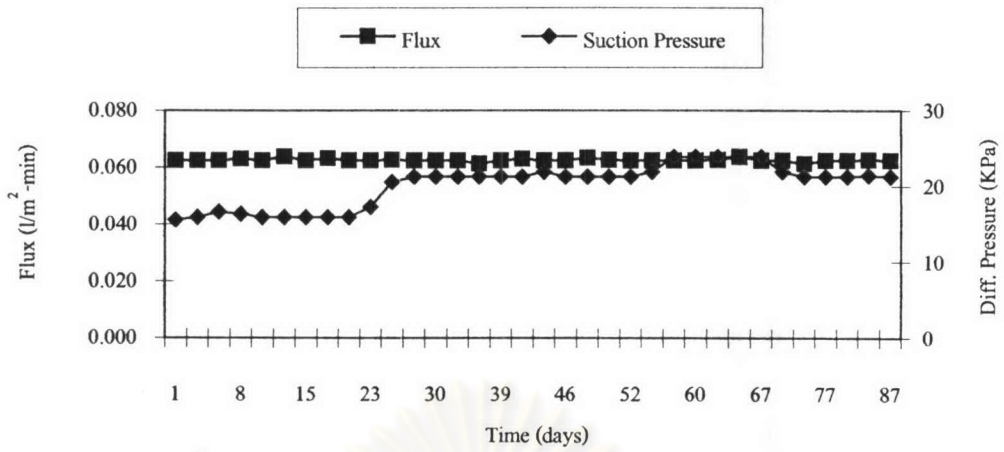
Pmax = ความดันเมื่อสิ้นสุดการทดลอง

4.3.1 ผลของค่าอายุตะกอนและความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์

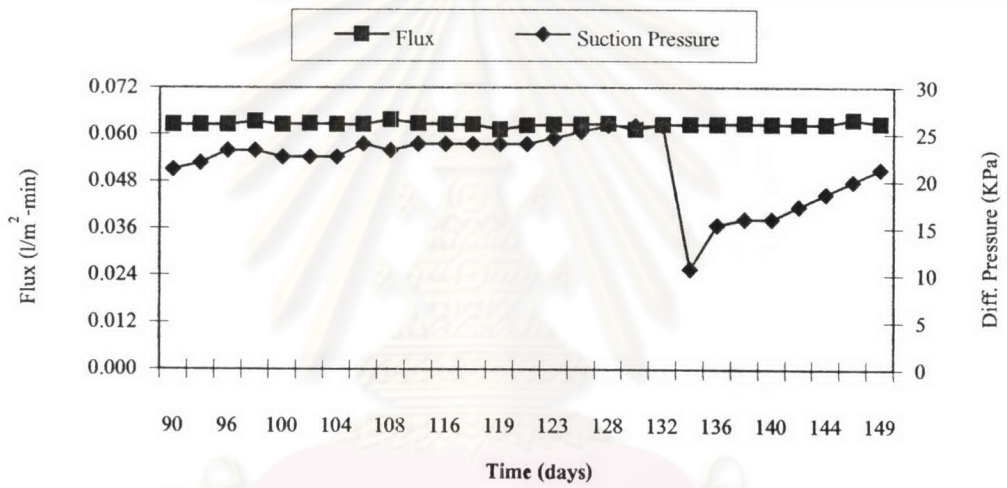
การทดลองแต่ละการทดลองควบคุมค่าฟลักซ์ อัตราการเติมอากาศ การฉีดพ่นอากาศ และอัตราการไหลผ่านหัวผิวน้ำหมุนเวียนภายในให้มีค่าคงที่สม่ำเสมอมีผลการทดลองดังนี้

การทดลองที่ 1 และ 2 ดำเนินการทดลองที่เวลากักเก็บ 20 ชม. โดยไม่จำกัดอายุตะกอน ค่าฟลักซ์ $0.0625 l/m^2 \cdot min$ ความดันสูญเสียในระบบการกรองมีค่าคงตัวในระยะหนึ่งแล้วเพิ่มขึ้นทีละน้อยจนกระทั่งเกือบถึงค่าวิกฤตเมื่อความเข้มข้นสลัดจ์จุลชีพเพิ่มขึ้นเรื่อยๆจึงจำเป็นต้องล้างเมมเบรนในระหว่างการทดลอง การเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นสลัดจ์ส่งผลกระทบต่อความดันการกรองผ่าน (Pm) และความต้านทานของสลัดจ์สะสมที่ผิวหน้าเมมเบรน (Rd) จะปรับตัวเพิ่มขึ้นอย่างช้าๆทำให้ความดันสูญเสียรวมของระบบการกรองปรับตัวเพิ่มจาก 15.3 KPa เป็น 23.9 KPa ในการทดลองที่ 1

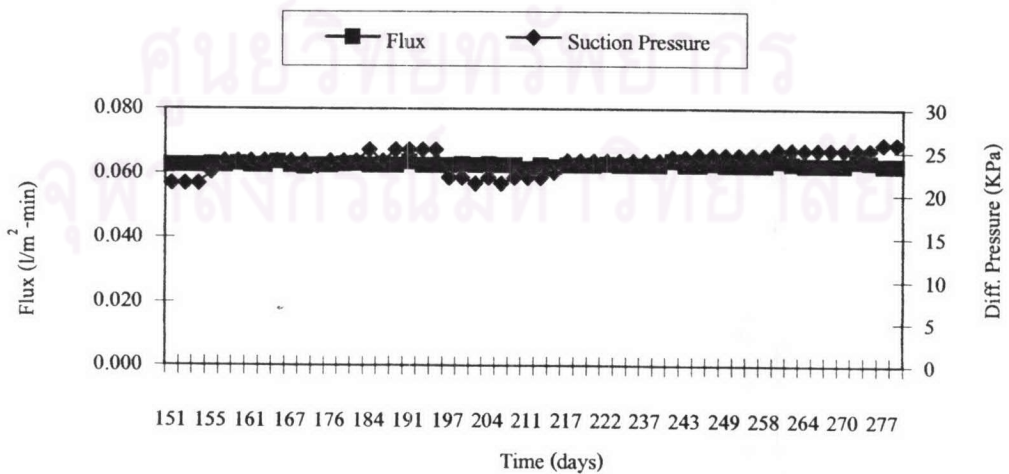
การทดลองที่ 1 ระบบทำงานแบบเติมอากาศเป็นช่วงๆด้วยรอบเวลา 120 นาทีที่ภาระสารอินทรีย์ประมาณ $0.505-1.417 kg COD/m^3 \cdot d$ ค่าสลัดจ์จุลชีพปรับตัวสูงขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งความดันสูญเสียมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น แสดงว่าปริมาณอากาศและการหมุนเวียนน้ำภายในมีอัตราการกำจัดออกน้อยกว่าอัตราการสะสมของสลัดจ์ที่ผิวเมมเบรนทำให้ความต้านทาน (Rd) มีค่าสะสมเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ความดันสูญเสียรวม (Pmax) เพิ่มขึ้นด้วย



รูปที่ 4.2 ก ค่าฟลักซ์และความดันดูดเฉลี่ยรวมของไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน การทดลองที่ 1



รูปที่ 4.2 ข ค่าฟลักซ์และความดันดูดเฉลี่ยรวมของไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน การทดลองที่ 2



รูปที่ 4.2 ค ค่าฟลักซ์และความดันดูดเฉลี่ยรวมของไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน การทดลองที่ 3

การทดลองที่ 2 ระบบทำงานแบบเติมอากาศเป็นช่วงๆด้วยรอบเวลา 150 นาทีที่ภาระสารอินทรีย์ประมาณ $0.546-1.380 \text{ kg.COD/m}^3 \cdot \text{d}$ ค่าสัณฐานจุลชีพปรับตัวสูงขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งความดันสูญเสียมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น จนกระทั่งมีค่า 25.9 kPa ซึ่งใกล้ค่าวิกฤตการกรอง (30 KPa) จึงต้องล้างเมมเบรน

ความเข้มข้นของสัณฐานจุลชีพสัมพันธ์กับค่าความหนืดของน้ำ โดยจะทำให้ค่าความหนืดของน้ำสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นสัณฐานจุลชีพมีค่าสูงขึ้น เป็นผลให้อัตราเร็วและความเข้มข้นในการสะสมของสัณฐานจุลชีพที่ผิวเมมเบรนเพิ่มขึ้นไปพร้อมกัน ทำให้ความต้านทาน (R_d) และความดันสูญเสียจากสัณฐานจุลชีพสะสมสูงระหว่างการทดลองจึงค่อยๆปรับตัวสูงขึ้นดังแสดงในรูปที่ 4.2 ในระหว่างการทดลองที่ 1 ค่าความดันการกรองผ่านสูงเกือบถึงค่าวิกฤต (30 KPa) ทำให้ต้องล้างเมมเบรนด้วยน้ำสะอาดเพื่อกำจัดสัณฐานจุลชีพที่ผิวหน้าเมมเบรน แต่ความดันในการกรองผ่านเริ่มต้น (P_m) หลังจากล้างเมมเบรนแล้วยังสูงถึง 21.3 KPa เนื่องจากความต้านทานสะสมที่ผิวหน้าเมมเบรน (R_d) ที่สะสมค้างอยู่เดิมซึ่งระบบสร้างแรงเฉือนไม่สามารถกำจัดออกได้ ทำให้ความดันสูญเสียรวม (P_{max}) มีค่าสูงและเพิ่มเป็น 25.3 KPa อีกครั้งในระหว่างการทดลองที่ 2 การควบคุมค่าฟลักซ์ให้คงที่ปั๊มจะสร้างแรงดันชดเชยความดันสูญเสียที่เกิดขึ้นจึงทำให้สัณฐานจุลชีพแน่นเป็นชั้นแข็งที่ผิวเมมเบรน เกิดการอุดตันในรูเมมเบรนซึ่งเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ความดันในการกรองผ่าน (P_m) สูงขึ้นและความสามารถของแรงเฉือนในการยับยั้งการเพิ่มความดันสูญเสียค่อยลงจนไม่สามารถแก้ไขด้วยการฉีดน้ำล้างเพียงอย่างเดียว ทำให้จำเป็นต้องล้างเมมเบรนด้วยสารเคมี ($\text{NaOH} + \text{NClO}_2$) ในท้ายการทดลองที่ 2 ซึ่งความดันการกรองผ่านเมมเบรนหลังจากล้างด้วยสารเคมีเท่ากับ 10.6 KPa และเพิ่มขึ้นค่อนข้างเร็วจนกระทั่งถึง 25.9 KPa อีกครั้งในระหว่างการทดลองที่ 3

4.3.2 ผลของการเติมอากาศ ผิดพันอากาศ ปั่นหมุนเวียนน้ำ

การใช้ระบบสร้างแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน มีจุดประสงค์เพื่อยับยั้งการสะสมของสัณฐานจุลชีพที่ผิวเมมเบรน โดยให้สามารถทำงานที่ค่าฟลักซ์สูงสุดและแรงดันต่ำสุดอย่างคงที่ และสามารถรับภาระความเข้มข้นสัณฐานจุลชีพในช่วงกว้าง โดยมีข้อพิจารณาดังนี้

- ภาระบรรทุกสารอินทรีย์และไนโตรเจน

การแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของซีโอดี ทีเคเอ็น และสัณฐานจุลชีพ โดยปริมาณอากาศที่เติมให้แก่ระบบต้องไม่เกินความต้องการออกซิเจนของกระบวนการทางชีวภาพที่ภาระบรรทุกสูงสุดในการทดลอง (Q_{mc}) โดยสามารถสร้างความปั่นป่วนให้ผิวหน้าเมมเบรนได้สูงสุดด้วยการสร้างความหนาแน่นในการเติมอากาศต่อหน่วยพื้นที่ได้เมมเบรน (Intensity) ให้มีค่าสูงสุด และเกิดการกวนผสมในถังปฏิกรณ์อย่างทั่วถึง

-การเติมอากาศและฉีดพ่นอากาศ จำนวนอัตราการไหลของอากาศที่สามารถสร้างความรุนแรงในการกำจัดสตัคซ์สะสมที่ผิวหน้าเมมเบรน (Qsc) มีค่า 75-100 ลิตร/นาทิจึงมีค่ามากกว่า Qmc โดยรูปแบบการเติมอากาศที่ใช้ในการทดลองแยกเป็นสองระบบ ได้แก่

ระบบหลัก การเติมอากาศเพื่อกระบวนการทางชีวภาพและสร้างกระแสปั่นป่วนเพื่อยับยั้งการสะสมตัวของสตัคซ์จุลชีพที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยอากาศจะไหลผ่านหัวฉีดซึ่งติดตั้งรวมกลุ่มอยู่ใต้พื้นที่ฉายของเมมเบรน Qmc เท่ากับ 20 ลิตร/นาทิจึงความดัน 0.1 บาร์ สำหรับการเติมอากาศปกติ ซึ่งอาจจะยังมีสตัคซ์สะสมที่ผิวหน้าเมมเบรนอยู่บ้างแต่จะอยู่ในระดับต่ำโดยควบคุมไม่ให้เกิดการอุดตัน ค่า Qsc 75 ลิตร/นาทิจึง 1.5 บาร์ใช้ออกแบบระบบฉีดพ่นอากาศความเร็วสูงผ่านเมมเบรน ซึ่งความดันรวมในท่อเติมอากาศจะเปลี่ยนเป็นความเร็วฉีดพ่นอากาศสร้างกระแสปั่นป่วนที่มีกำลังสูงกว่าการเติมอากาศปกติเพื่อกำจัดสตัคซ์สะสม โดยระบบนี้จะทำงานเฉพาะช่วงเริ่มต้นของการเติมอากาศเท่านั้น

ระบบเสริม การเติมอากาศเสริมระบบเติมอากาศปกติเพื่อเร่งปรับสภาวะจากสภาพไม่มีออกซิเจนอิสระ(แอนน็อกซิก)ให้เป็นสภาวะแอโรบิกที่มีค่าดีไอสูงกว่า 2 มก./ล. โดยใช้หัวฟูกระจายรอบกันถังปฏิกรณ์สร้างฟองอากาศขนาดเล็ก มีความรุนแรงน้อย ประสิทธิภาพการถ่ายเทออกซิเจนสูง มีอัตราไหลประมาณ 10 ลิตร/นาทิจึง

- ป้อนสูบน้ำหมุนเวียนภายใน

สูบน้ำจากกันถังปฏิกรณ์ผ่านหัวฉีดพ่นน้ำสร้างแรงเฉือนปะทะผิวหน้าเมมเบรนและสร้างการกวนผสมในแอนน็อกซิกไปพร้อมกัน โดยใช้ปั๊มขนาด 1/3 แรงม้า อัตราการไหล 25 ลิตร/นาทิจึง ผ่านหัวฉีดคอคอดขนาด 5/16" 3 หัว สามารถสร้างการกวนผสมได้น้ำได้ทั่วถึงปฏิกรณ์โดยไม่ส่งเสริมการถ่ายเทออกซิเจนจากบรรยากาศ แรงเฉือนที่กระทำต่อผิวหน้าเมมเบรนจะลดลงไปตามระยะห่างจากส่วนบนถึงกันถัง ทำให้มีแนวโน้มการเกิดสตัคซ์สะสมที่เมมเบรนส่วนล่าง

ระบบสร้างแรงเฉือนและรอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ มีผลกระทบต่อความดันสูญเสียรวมของระบบการกรองผ่านเมมเบรน กล่าวคือการเดินระบบด้วยรอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 และ 150 นาทีตามลำดับ โดยมีภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์สม่ำเสมอในช่วงแคบๆ ซึ่งจากรูปที่ 4.2 จะเห็นว่ารอบการเติมอากาศ 150 นาที ความดันสูญเสียรวมเพิ่มขึ้นเร็วกว่าที่ 120 นาทีเล็กน้อยเนื่องจากการสลับระหว่างการเติมอากาศและปั๊มหมุนเวียนน้ำด้วยช่วงเวลาที่ช้ากว่า และมีจำนวนครั้งการฉีดพ่นอากาศกำลังสูงต่อวันน้อยกว่า ซึ่งแม้ว่าในช่วงแอนน็อกซิกจะมีการเวียนน้ำเพื่อสร้างกระแสปั่นป่วนที่ผิวหน้าเมมเบรนเพื่อป้องกันการสะสมของสตัคซ์ แต่ยังมีประสิทธิภาพค้อยกว่าระบบการฉีดพ่นอากาศกำลังสูง ทำให้ภาพรวมของความดันทำงานเป็นไปในลักษณะจะลดการสะสมของสตัคซ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยความดันสูญเสียรวมเพิ่มขึ้นช้าๆตามการสะสมของสตัคซ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนซึ่งสอดคล้องกับปริมาณสตัคซ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์ด้วย โดยเฉพาะอย่างยิ่งในบางช่วงเกิดการอุดตันความดันสูญเสียจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนต้องล้างเมมเบรน

การทดลองในระยะหลังแม้จะล้างเมมเบรนด้วยสารเคมีแล้ว แต่ภาพรวมของความดันสูญเสียของการกรองผ่านเมมเบรนก็ยังคงเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว และแม้จะทิ้งสลัดจ์เพื่อควบคุมอายุตะกอนความเข้มข้นของสลัดจ์จุลชีพก็ยังมีค่าเฉลี่ยสูง ทำให้ความปั่นป่วนที่สร้างแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรนยังคงรับภาระต่อการสะสมของสลัดจ์ในอัตราสูง และจากผลของการอุดตันภายในรูเมมเบรน (ซึ่งล้างด้วยสารเคมีไม่หมด ดังจะเห็นจากความดันเริ่มต้นหลังการล้างเมมเบรนด้วยสารเคมียังอยู่มาก) ซึ่งแม้อัตราการสะสมสลัดจ์จะเท่าเดิมแต่จะส่งผลต่อความดันสูญเสียรวมเพิ่มขึ้นเร็วกว่าการทดลองในช่วงต้น

4.4 การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ SMBR

การเดินระบบ SMBR ด้วยการเติมอากาศเป็นช่วงๆระบบทำงานที่ค่าเวลาเก็บกัก 20 ชม. อัตราการไหลน้ำเสียผ่านระบบ 7.50 ลิตร/ชม. โดยปรับอัตราไหลของปั๊มคูลให้มีค่า 0.25 ลิตร/นาทิตั้งและปั๊มทำงาน 10 นาทีหยุด 10 นาทีเมมเบรนจะทำงานที่ค่าฟลักซ์ 0.0625 l/m².min เริ่มการทำงานด้วยค่าสลัดจ์จุลชีพและสลัดจ์จุลชีพระเหยเท่ากับ 3,080 และ 2,710 มก./ล. ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วน 88%

ระบบทำงานในรูปแบบการเติมอากาศเป็นช่วงๆเพื่อสร้างสภาวะสลับระหว่างแอโรบิกและแอนน็อกซิกให้ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกิริยาเพียงถังเดียว โดยการทดลองที่ 1 และ 2 ไม่ควบคุมอายุตะกอนส่วนการทดลองที่ 3 ควบคุมอายุตะกอนที่ 50 วัน

ระบบบำบัด SMBR มีรูปแบบการเติมอากาศเป็นช่วงๆเพื่อสร้างสภาวะสลับระหว่างแอโรบิกและแอนน็อกซิกให้ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน ด้วยถังปฏิกิริยาเพียงถังเดียว โดยดำเนินการทดลองขั้นแรกเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมที่สุดต่อการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ SMBR ด้วยการทดลองที่ 1-3 และทดลองขั้นที่สองเพื่อดูประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในการทดลองที่ 4 และ 5 ผลการทดลองที่ 1-3 แสดงตามลำดับดังนี้

4.4.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์แปรผันตามอุณหภูมิบรรยากาศแวดล้อม โดยไม่มีการควบคุมระบบ SMBR คิดตั้งที่ชั้นใต้ดินซึ่งเป็นสถานที่ปิดล้อม จึงมีอัตราการถ่ายเทความร้อนต่ำซึ่งทำให้อุณหภูมิไม่เปลี่ยนแปลงมากนักตลอดการทดลองดังรูปที่ 4.3 ซึ่งดำเนินการทดลองในช่วงมกราคมถึงตุลาคม อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์ตลอดการทดลองมีค่าอยู่ในช่วง 27-33 °C โดยมีค่าเฉลี่ยที่สภาวะคงตัว 32 °C ซึ่งช่วงอุณหภูมิดังกล่าวไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ความหนืดของน้ำในถังปฏิกรณ์หรือค่าออกซิเจนละลายน้ำที่สังเกตได้

จากรูปที่ 4.3 อุณหภูมิในถังปฏิกริยาจะแปรตามบรรยากาศ โดยการทดลองที่ 1 และ 2 มีช่วงอุณหภูมิ 27-33 °C ต่ำกว่าการทดลองที่ 3 ซึ่งมีช่วงอุณหภูมิ 31-33 °C เล็กน้อยซึ่งเป็นไปตามสภาพบรรยากาศ แต่ทุกการทดลองจะมีอุณหภูมิที่สภาวะคงตัวในช่วง 30-32 °C ผลของอุณหภูมิต่อค่าคงที่ทางจลนศาสตร์หรืออัตราปฏิกริยาต่างๆไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันหรือดีไนตริฟิเคชัน

4.4.2 ออกซิเจนละลายน้ำ

ระบบเติมอากาศหลักและรองสามารถเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์มากกว่า 2 มก./ล. ตลอดการทดลองซึ่งเพียงพอต่อกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์และไนตริฟิเคชัน โดยอุปกรณ์เติมอากาศมีสมรรถนะที่สามารถปรับกำลังให้เติมอากาศอย่างเพียงพอได้ ค่าดีไอในถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วง 2.1-3.7 มก./ล. แปรเปลี่ยนตามความเข้มข้นของซีโอดีและทีเคเอ็นในน้ำเสียเข้า

ค่าออกซิเจนละลายน้ำจะควบคุมไม่ให้ต่ำกว่า 2 มก./ล. เสมอเพื่อไม่ให้เกิดการจำกัดปฏิกริยาทางชีวภาพ การฉีดพ่นอากาศกำลังสูงซึ่งทำงานตามรอบเวลาเป็นเวลาดังนั้นในช่วงเริ่มต้นเติมอากาศไม่มีผลกระทบต่อค่าออกซิเจนละลายน้ำ เนื่องจากอัตราไหลและความดันอากาศสูงทำให้อากาศมีขนาดใหญ่ ผ่านเมมเบรนด้วยความเร็วสูงและลอยถึงผิวน้ำในเวลาสั้นจึงมีประสิทธิภาพการถ่ายเทออกซิเจนต่ำ ค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์มีความสำคัญในการควบคุมระบบและตรวจสอบการทำงานของระบบเติมอากาศเป็นช่วงๆ โดยใช้บ่งบอกสภาวะในถังปฏิกรณ์ซึ่งมีค่าแตกต่างกันไปตามรอบเวลาการทำงานคือสภาวะแอโรบิกควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 2 มก./ล. ส่วนสภาวะแอนน็อกซิกจะควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำให้ต่ำกว่า 0.5 มก./ล. เพื่อสร้างปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันตามลำดับ

จากการทดลองที่ 1-3 มีรอบการเติมอากาศเป็นช่วง 120 นาที และ 150 นาที ซึ่งเกิดสภาวะแอโรบิกสลับกับสภาวะแอนน็อกซิก 6 และ 5 รอบต่อวันตามลำดับ โดยรอบเวลาแอโรบิกเริ่มตั้งแต่เครื่องเติมอากาศทำงานทั้งระบบหลักและระบบรองซึ่งใช้เวลา 20-30 นาที จึงสามารถเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์จาก 0.1 มก./ล. เป็น 2.0 มก./ล. ได้และสมมูลที่ประมาณ 3.5 มก./ล. รอบเวลาแอนน็อกซิกเริ่มตั้งแต่เครื่องเติมอากาศหยุดทำงานและปั๊มหมุนเวียนน้ำเริ่มทำงาน ซึ่งใช้เวลาเฉลี่ย 10-15 นาที ค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์จะลดลงเหลือต่ำกว่า 0.5 มก./ล. และต่ำที่สุดเฉลี่ย 0.1 มก./ล. ในทุกการทดลอง

รอบเวลาของแต่ละสภาวะยังไม่ใช้สภาวะแอโรบิกหรือแอนน็อกซิกแท้ในตอนเริ่มต้นเนื่องจากมีเวลาหน่วงในการเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำถึงระดับที่ต้องการในสภาวะแอโรบิก และการใช้ออกซิเจนละลายน้ำของจุลินทรีย์ในช่วงเริ่มสภาวะแอนน็อกซิก จึงเรียกสภาวะดังกล่าวว่าสภาวะแอโรบิก-แอนน็อกซิกและสภาวะแอนน็อกซิก-แอโรบิก โดยการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งเพื่อการวิเคราะห์จะเก็บในช่วงปลายของแต่ละสภาวะ การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำและค่าไออาร์พีระหว่างรอบการทำงานจะกล่าวต่อไปในส่วนของการวิเคราะห์การกำจัดไนโตรเจนในแต่ละรอบการทำงาน

4.4.3 พีเอช

การแปรเปลี่ยนค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 1-3 แสดงดังรูปที่ 4.4 ก-ค น้ำเสียมีค่าพีเอชในในช่วง 22-110 มก./ล. ระบบเดิมอากาศเป็นช่วงๆเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสูง พีเอชในถังปฏิกรณ์มีค่าอยู่ในช่วง 6.7-7.3 ตลอดการทดลอง โดยระบบสามารถรักษาการปรับลดของพีเอชได้เอง

การทดลองที่ 1 ระบบบำบัดระบบรวมทุกที่เคเอ็น 0.048-0.122 kg TKN/m³.d ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.505-1.417 kg COD/m³.d ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นกว่า 99% การทดลองที่ 2 และ 3 แม้จะปรับรอบเวลาการเติมอากาศให้ยาวขึ้นจาก 120 นาทีเป็น 150 นาที ดังรูป 4.4 ข ระบบยังสามารถรักษาพีเอชในถังปฏิกรณ์ได้คงตัวโดยเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วง 6.9-7.2 ตลอดการทดลองน้ำเสียมีค่าพีเอชเฉลี่ยอยู่ในช่วง 36-87 มก./ล. โดยมีค่าสูงหรือต่ำกว่าปกติในบางครั้งเท่านั้น เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของระบบมีค่าสูงความเป็นค่าที่ใช้ไปกับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันคิดเป็น 257-621 มก./ล. และจากแนวคิดที่ว่าคาร์บอนในเตรท 1 มก./ล. จะได้ความเป็นด่างคืนมา 3 มก./ล. ดังนั้นถ้าประสิทธิภาพปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันไม่ต่ำกว่า 90% จะได้ความเป็นด่างกลับคืนมาถึง 97-235 มก./ล. ซึ่งเมื่อรวมกับความเป็นด่างในน้ำเสยจะทำให้ค่าความเป็นด่างรวมในน้ำเสยเพิ่มขึ้น จึงสามารถเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบไม่ให้พีเอชปรับลดลงต่ำมาก ทำให้พีเอชเฉลี่ยในน้ำทิ้งออกมีค่าใกล้เคียงหรือสูงกว่าในน้ำเสยเล็กน้อย

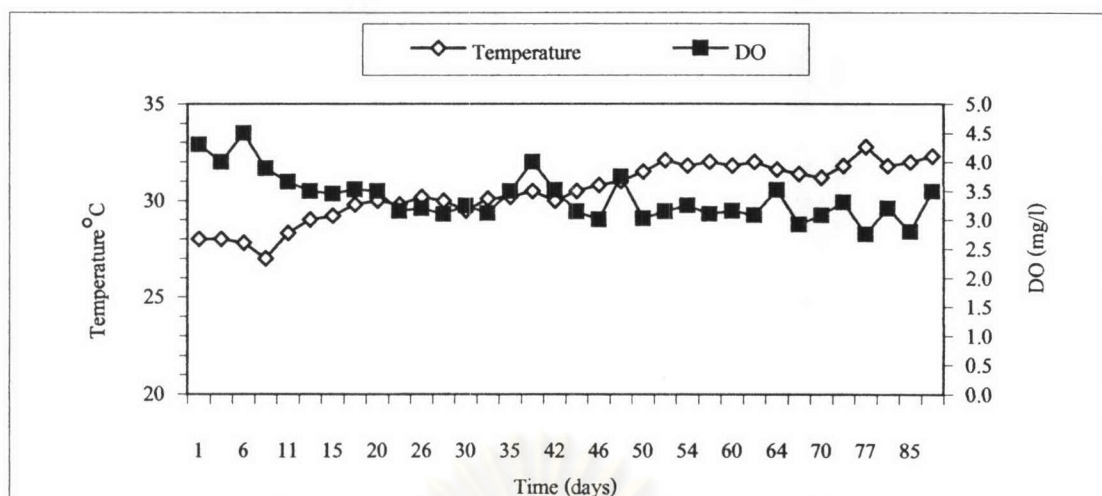
สรุปผลการแปรเปลี่ยนค่าเฉลี่ยอุณหภูมิ ออกซิเจนละลายน้ำและพีเอช ระหว่างการทดลองที่ 1-3 แสดงดังตารางที่ 4.3

ตารางที่ 4.3 ผลการเก็บข้อมูลอุณหภูมิ ออกซิเจนละลายน้ำ และพีเอช ระหว่างการทดลอง

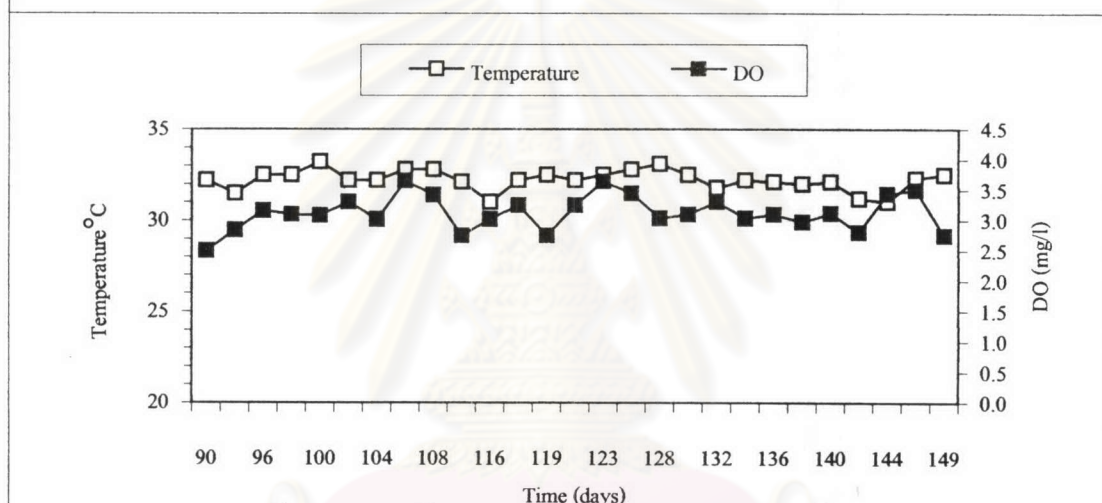
การทดลองที่	อุณหภูมิ °C	ดีไอเฉลี่ย (มก./ล.)	พีเอชเฉลี่ย
	สูงสุด-ต่ำสุด (เฉลี่ย)	แอโรบิก-แอนน็อกซิก	น้ำเสย/ถังปฏิกรณ์/น้ำทิ้ง
1	27.0-32.3 (30.5)	3.38-0.15	7.0/6.9/7.1
2	31.0-33.1 (32.2)	3.12-0.18	7.1/7.1/7.3
3	31.2-33.2 (31.7)	3.07-0.16	7.0/7.0/7.2

4.4.4 การกำจัดของแข็งแขวนลอยและความขุ่น

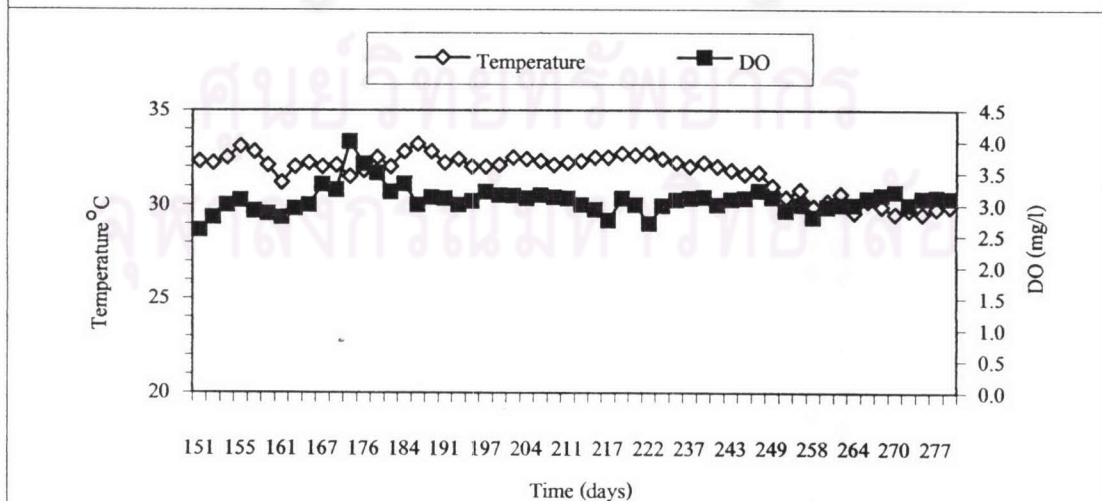
สารแขวนลอยและความขุ่นสามารถกำจัดออกจากน้ำได้โดยกระบวนการเมมเบรน โดยไมโครฟิลเตรชันเมมเบรนที่ใช้เป็นแบบ Hydrophillic ซึ่งมีคุณสมบัติการดูดซับไขมันรวมทั้งการสร้างสภาวะปั่นป่วนที่ผิวหน้าเมมเบรนอย่างมีประสิทธิภาพในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน จึงไม่เกิดการสะสมของสารอินทรีย์และอนุภาคต่างๆเป็นชั้นที่ผิวเมมเบรน ดังนั้นกลไกการกักแยกสารอินทรีย์หรือสารแขวนลอยจึงเป็นการกรองคั้ง (seive) เพียงอย่างเดียว และเนื่องจากเมมเบรนมีขนาดระบุ 0.1 μm ซึ่งผลการวิเคราะห์ Particle Size Distribution พบว่าอนุภาคในถังตกตะกอนส่วนใหญ่มีขนาด 100 μm ดังนั้นเมมเบรนจึงสามารถกักแยกอนุภาคได้โดยสิ้นเชิง



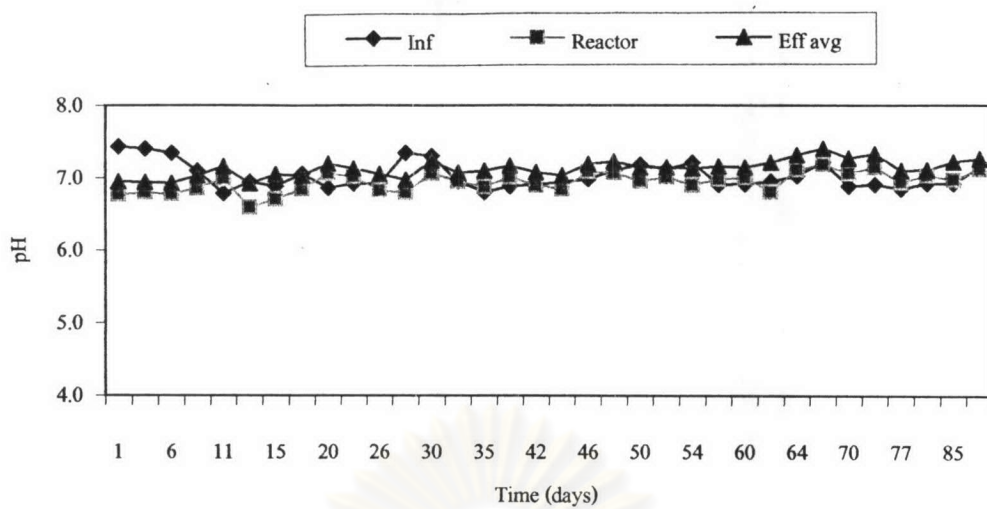
รูปที่ 4.3 ก การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและออกซิเจนละลายน้ำช่วงแอโรบิก
ในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 1



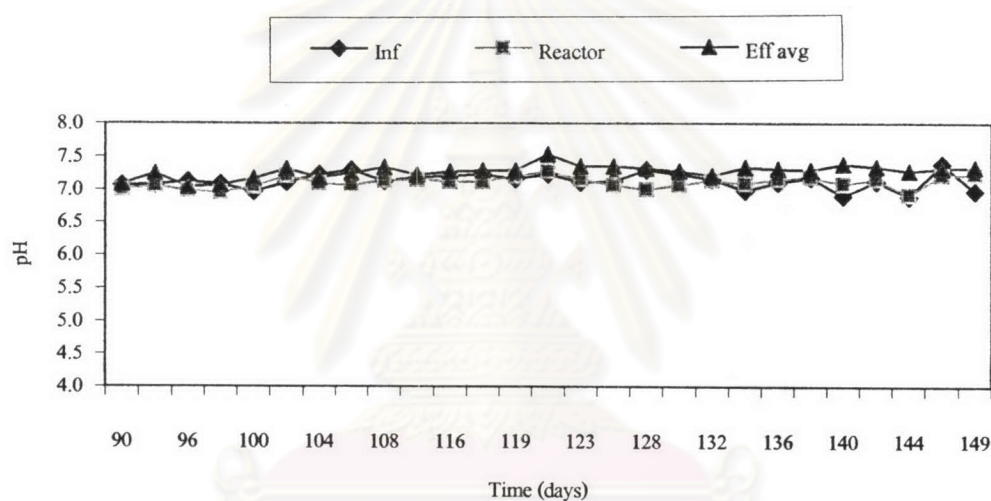
รูปที่ 4.3 ข การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและออกซิเจนละลายน้ำช่วงแอโรบิก
ในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 2



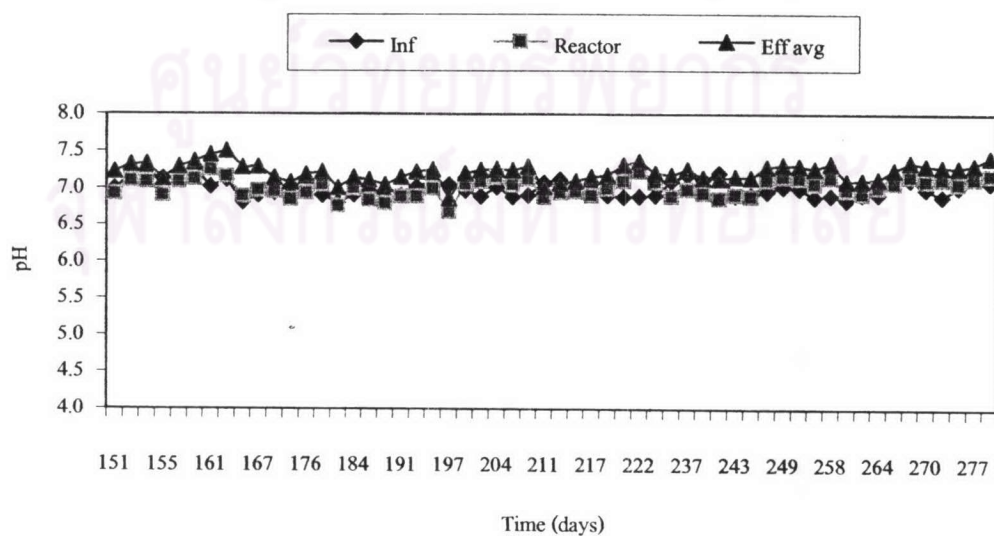
รูปที่ 4.3 ค การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและออกซิเจนละลายน้ำช่วงแอโรบิก
ในถังปฏิกรณ์การทดลองที่ 3



รูปที่ 4.4 ก พีเอชในน้ำเสีย ถึงปฏิกรณ์ และน้ำทิ้งการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.4 ข พีเอชในน้ำเสีย ถึงปฏิกรณ์ และน้ำทิ้งการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.4 ค พีเอชในน้ำเสีย ถึงปฏิกรณ์ และน้ำทิ้งการทดลองที่ 3

การทดลองที่ 1 และ 2 ระบบไม่ควบคุมอายุตะกอน อนุภาคในน้ำเสียที่ย่อยยากหรือย่อยไม่ได้จะสะสมค้างในถังปฏิกรณ์ สังกเกตจากอัตราส่วนสลัดจ์จุลชีพพระเหยต่อสลัดจ์จุลชีพมีแนวโน้มลดลงจาก 88% เป็น 86% ในการทดลองที่ 2

ของแข็งแขวนลอย : จากรูปที่ 4.5 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเข้าซึ่งมีค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 295 มก./ล. ไม่มีผลกระทบต่อค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้ง อย่างไรก็ตามผลที่ได้ควรกำจัดของแข็งได้อย่างสิ้นเชิงเนื่องจากขนาดของรูเมมเบรนมีขนาดเล็กกว่ากระดาษกรอง แต่จากผลการทดลองมีบางครั้งที่การตรวจวัดของแข็งแขวนลอยในน้ำออกมีค่า 0.10-3.00 มก./ล. ซึ่งมีค่าเฉลี่ยที่สถานะคงตัว 0.26 มก./ล. มีประสิทธิภาพการกำจัด 99.9% เมื่อเทียบกับน้ำเสียเข้า ซึ่งอาจเกิดจากความคลาดเคลื่อนของน้ำหนักกระดาษกรองขณะอบแห้ง

ความขุ่น : จากรูปที่ 4.6 ค่าความขุ่นของน้ำเสียเข้ามีค่าเฉลี่ย 104 NTU ไม่มีผลกระทบต่อค่าความขุ่นของน้ำทิ้งซึ่งมีค่าเฉลี่ย 0.2 NTU ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่น 99.8% ซึ่งกักแยกอนุภาคขนาดใหญ่กว่า 0.1 μm ได้สิ้นเชิง แต่ความขุ่นที่เหลือแสดงถึงมีอนุภาคขนาดเล็กกว่าหลุดออกไป

ผลการทดลองการกำจัดของแข็งแขวนลอยและความขุ่นสรุปเป็นค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง ดังตารางที่ 4.4

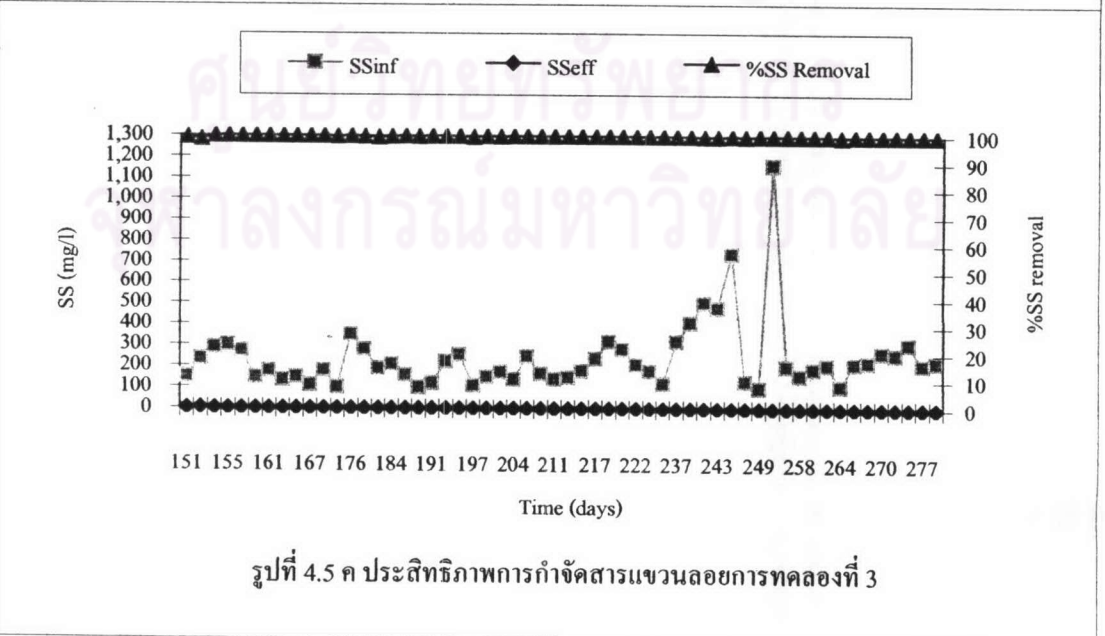
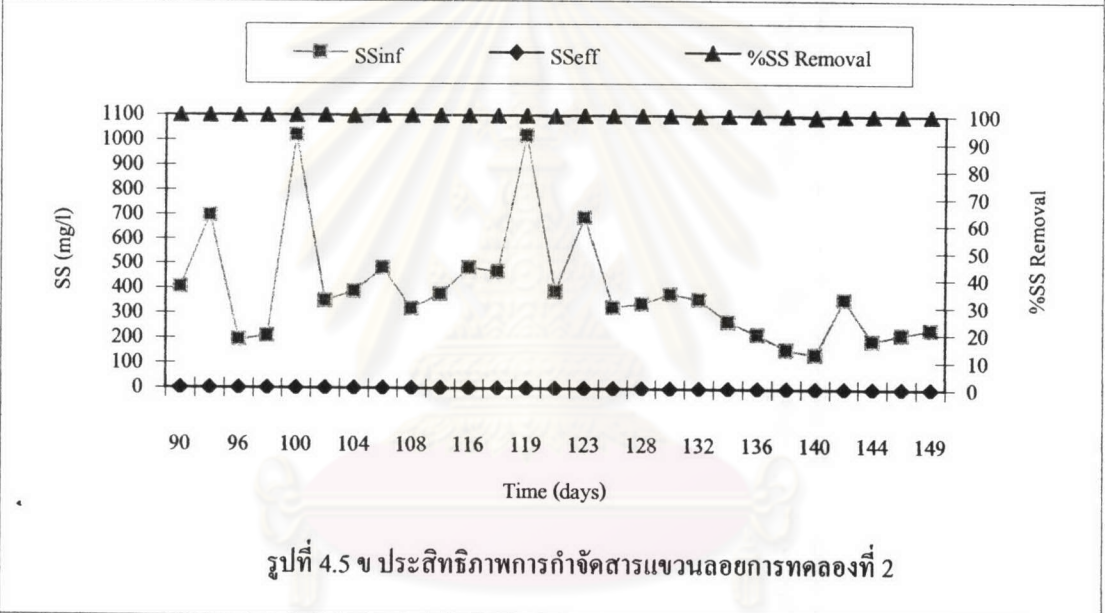
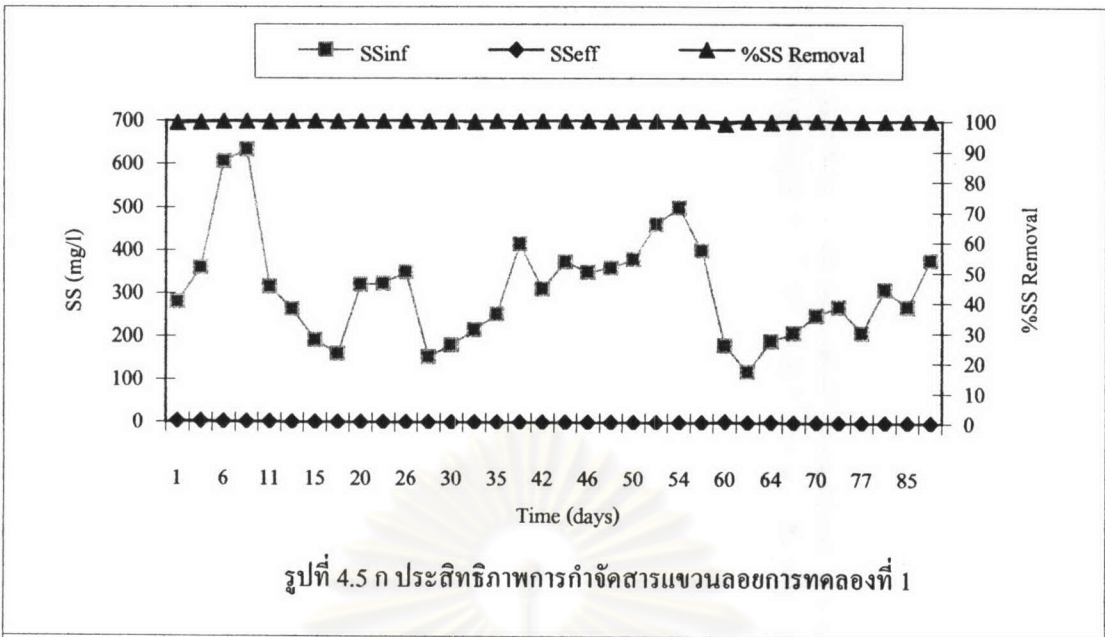
ตารางที่ 4.4 ผลการทดลองการกำจัดของแข็งแขวนลอยและความขุ่นการทดลองที่ 1-3

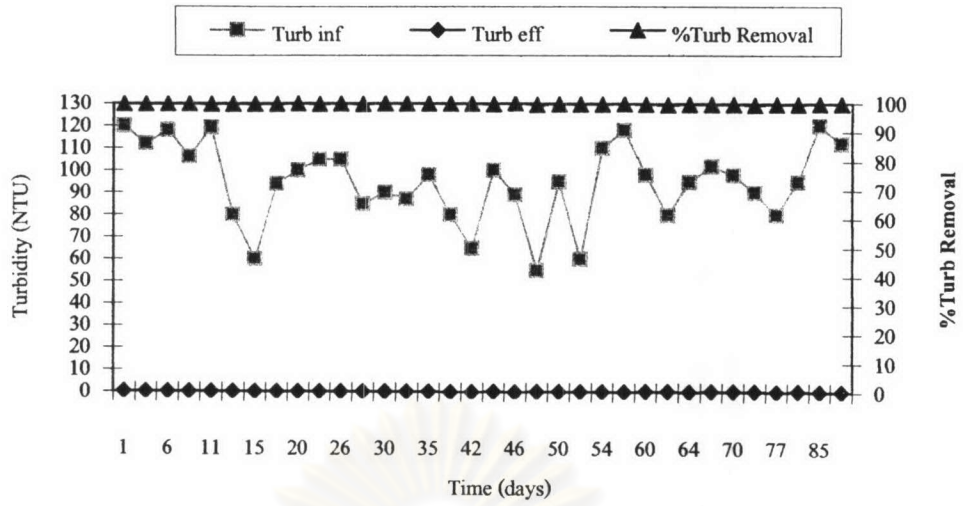
การทดลองที่	ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)			ความขุ่น (NTU)		
	น้ำเสีย	น้ำทิ้ง	% กำจัด	น้ำเสีย	น้ำทิ้ง	% กำจัด
1	310	0.43	99.8	95	0.28	99.7
2	397	0.16	99.9	108	0.26	99.7
3	239	0.18	99.9	95	0.12	99.9

การทดลองนี้ใช้ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรนซึ่งมีคุณสมบัติในการดูดติดผิวดำ การสะสมของสารอินทรีย์และอนุภาคต่างๆที่ผิวหน้าเมมเบรนจนเกิดการอุดตันระหว่างรูเมมเบรน อาจช่วยกักแยกอนุภาคบางส่วนที่มีขนาดเล็กกว่ารูเมมเบรนได้

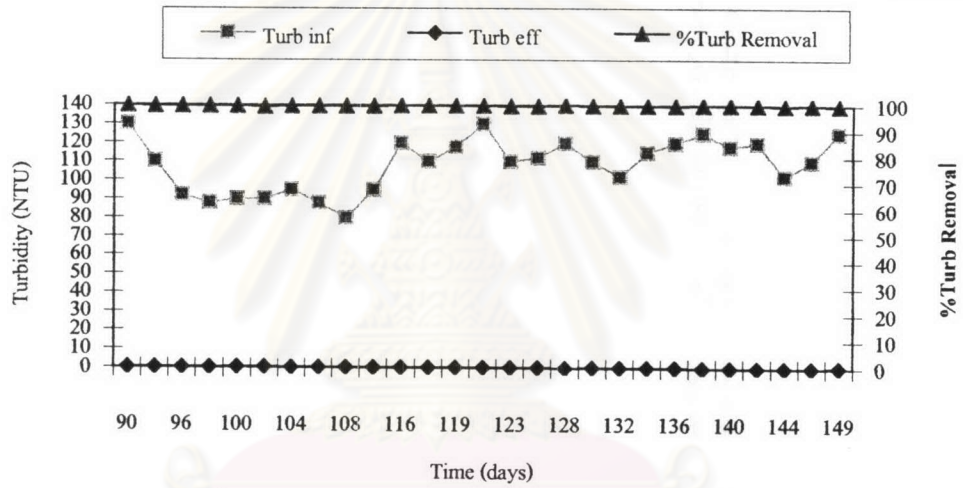
4.4.5 การกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดี

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบวิเคราะห์ในรูปซีโอดีทั้งหมด โดยน้ำเสียจริงเข้าระบบมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 167-1,181 มก./ล. และมีค่าเฉลี่ย 601 มก./ล. ซึ่งคิดเป็นค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.200-1.417 $\text{kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$ แปรเปลี่ยนไปตามสภาพน้ำเสียเข้าในแต่ละวัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีคงตัวสม่ำเสมอตั้งแต่ช่วงต้นการทดลองที่ 1 มีค่าเฉลี่ยที่สถานะคงตัวในน้ำทิ้ง 19 มก./ล. คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัด 97% โดยประสิทธิภาพการกำจัดและคุณภาพน้ำออกเป็นอิสระจากค่าบรรทุกสารอินทรีย์ การควบคุมของจุลชีพและสารอาหารในถังปฏิกรณ์

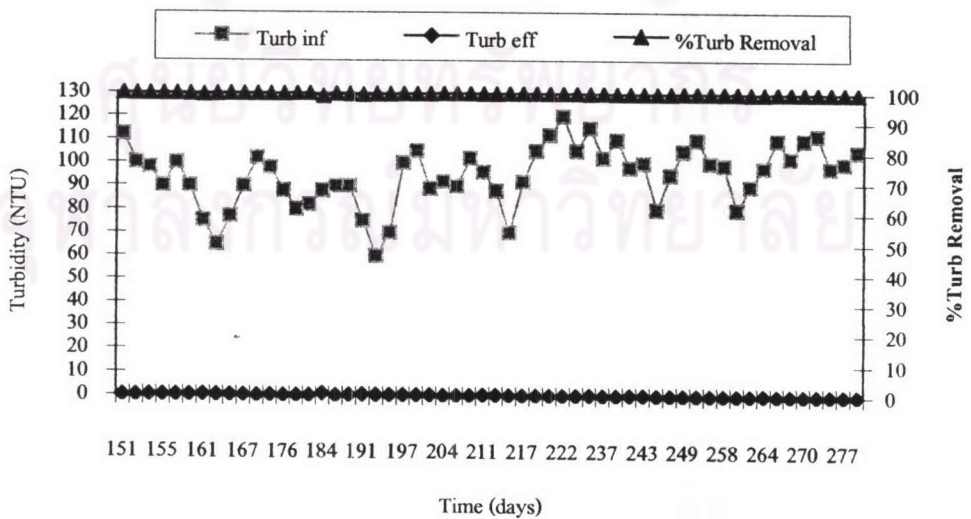




รูปที่ 4.6 ก ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.6 ข ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.6 ค ประสิทธิภาพการกำจัดความขุ่นการทดลองที่ 3

แบบกวนสมบูรณ์ที่สถานะคงตัวสามารถอธิบายได้ด้วยสมการ 4.3 และ 4.4 (Metcalf & Eddy:1991)

$$X = \frac{Y\theta_c(S_0 - S)}{\tau(1 + \theta_c K_d)} \quad \text{และ} \quad S = \frac{K_s(1 + K_d\theta_c)}{\theta_c(YK - K_d) - 1} \quad (4.3)$$

เมื่อไม่ควบคุมอายุสลักจ์ ($\theta_c = \infty$)

$$X = \frac{Y(S_0 - S)}{\tau(K_d)} \quad \text{และ} \quad S = \frac{K_s K_d}{(YK - K_d)} \quad (4.4)$$

สมการ 4.3 แสดงให้เห็นว่าค่าอายุสลักจ์เป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลกระทบต่อความเข้มข้นสลักจ์จุลชีพ(X) ค่าเวลากัก(τ) หรือปริมาณถังตกตะกอน และมีผลกระทบโดยตรงต่อค่าซีโอดีในน้ำทิ้ง(S)

สมการ 4.4 แสดงให้เห็นว่าค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงมีผลโดยตรงต่อความเข้มข้นสลักจ์จุลชีพในถังปฏิกรณ์คั่งเช่นสมการที่ 4.3 ที่สภาวะแวดล้อมการทำงานและสารอาหารหนึ่งๆ ซึ่งค่า Yield (Y) และค่าคงที่การสลายตัว(K_d)คงที่ ระบบจะปรับสภาวะให้อัตราส่วนสารอาหารต่อจุลชีพคงที่ (F/M) โดยไม่มีผลกระทบต่อซีโอดีในน้ำทิ้ง

ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบแต่ละการทดลองแสดงในรูปที่ 4.7 ก-ค ระบบทำงานในรูปแบบการเติมอากาศเป็นช่วงๆ เมื่อระบบอยู่ในสภาวะแอโรบิกค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 0.2 มก./ล. จุลชีพจะใช้ออกซิเจนอิสระจากการเติมอากาศ และที่สภาวะแอนอกซิกซึ่งค่าออกซิเจนละลายน้ำต่ำกว่า 0.2 มก./ล. จุลชีพจะดึงออกซิเจนจากไนไตรท์และไนเตรตที่มีค่ามากเกินพอซึ่งระบบจะสามารถออกซิไดส์สารอินทรีย์ได้พร้อมกันทั้งสองสภาวะอย่างต่อเนื่อง แสดงผลการทดลองดังตารางที่ 4.5

ตารางที่ 4.5 ผลการทดลองการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีการทดลองที่ 1-3

การทดลองที่	ซีโอดีเข้า (มก./ล.)	ภาระบรรทุก (kg/m ³ .d)	ซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ล.) aerobic/anoxic/avg.	ประสิทธิภาพการ กำจัด (%)
1	585	0.702	18/20/19	97
2	713	0.856	18/29/23	97
3	558	0.670	12/19/16	97

การทดลองที่ 1 ประสิทธิภาพการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.7 ก น้ำเสียจริงมีค่าซีโอดีในช่วง 420-1,181 มก./ล. เฉลี่ย 585 มก./ล. ระบบจะมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.505-1.417 kgCOD/m³.d แปรเปลี่ยนไปในแต่ละวัน จากผลการทดลองซีโอดีในน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 8-30 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ย 18 มก./ล. ในช่วงแอโรบิก และมีค่า 9-34 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ย 20 มก./ล. ในช่วงแอนน็อกซิก ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย 97% สม่่าเสมอตลอดการทดลอง

การทดลองที่ 2 ประสิทธิภาพการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.7 ข น้ำเสียจริงมีค่าซีโอดีในช่วง 455-1150 มก./ล. เฉลี่ย 713 มก./ล. ระบบจะมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.546-0.138 kgCOD/m³.d แปรเปลี่ยนไปในแต่ละวัน จากผลการทดลองซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีค่าอยู่ในช่วง 11-26 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ย 18 มก./ล. ในช่วงแอโรบิก และมีค่า 19-33 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ย 29 มก./ล. ในช่วงแอนน็อกซิก ประสิทธิภาพการกำจัดเฉลี่ย 97% สม่่าเสมอตลอดการทดลอง

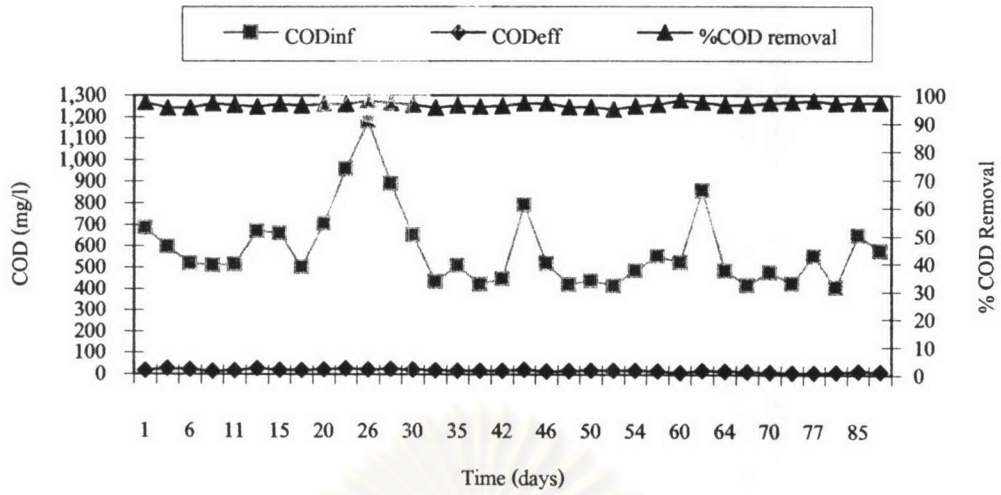
การทดลองที่ 3 ประสิทธิภาพการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.7 ค น้ำเสียจริงมีค่าซีโอดีในช่วง 167-1150 มก./ล. เฉลี่ย 558 มก./ล. ระบบจะมีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์เชิงปริมาตร 0.200-1.380 kgCOD/m³.d แปรเปลี่ยนไปในแต่ละวัน จากผลการทดลองซีโอดีในน้ำทิ้งออกมีค่าอยู่ในช่วง 8-31 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ย 16 มก./ล.

รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วง 120 นาทีและ 150 นาที ไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีในน้ำทิ้งออก โดยมีค่าเฉลี่ยที่สภาวะแอโรบิก-แอนน็อกซิก 24 มก./ล. และมีประสิทธิภาพการกำจัดกว่า 97% ใกล้เคียงกันตลอดทุกการทดลอง

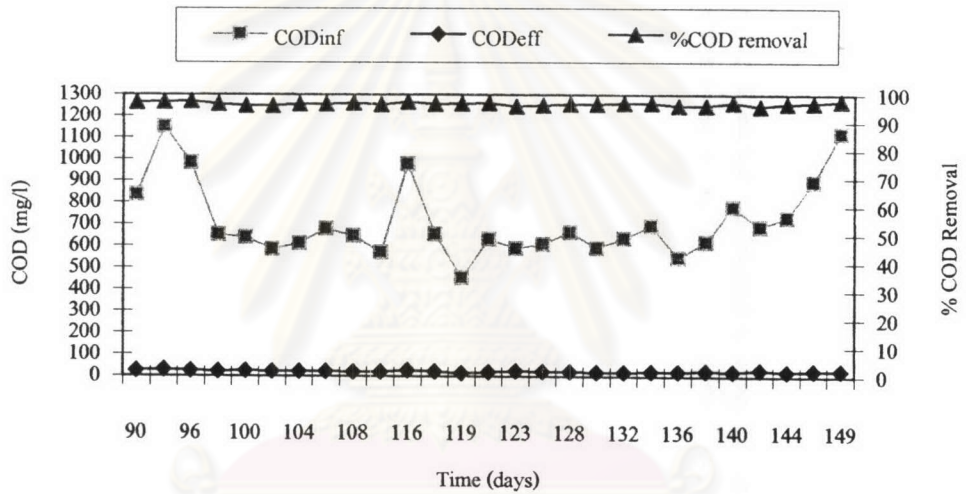
4.4.6 การกำจัดไนโตรเจนของระบบ SMBR

ระบบ SMBR ป้อนน้ำเสียเข้าระบบอย่างต่อเนื่องเข้าถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียวซึ่งเดินระบบในรูปแบบการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 นาทีหรือ 150 นาที เพื่อสร้างสภาวะสลับระหว่างแอโรบิกและแอนน็อกซิก สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันโดยไนตริไฟอิงแบคทีเรียออกซิไดซ์ที่เคเอ็นให้กลายเป็นไนโตรท-ไนเตรท และปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันโดยเฮเทอโรโทรบแบคทีเรียเพื่อรีดิวซ์ไนโตรท-ไนเตรทให้กลายเป็นไนโตรเจนก๊าซตามลำดับสลับกันไป ซึ่งเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ และยังสามารถกำจัดสารอินทรีย์และกรองด้วยเมมเบรนพร้อมกันในถังปฏิกรณ์เดียว การทดลองมีค่าที่เคเอ็นในน้ำเสียสูงและเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้เกือบสมบูรณ์ทำให้เกิดไนโตรท-ไนเตรทปริมาณมากเกินพอเมื่อเทียบกับซีโอดีในน้ำเสีย โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับแหล่งอาหารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งซีโอดีถูกใช้ไปได้กว่า 90-97% ของระบบที่รับได้

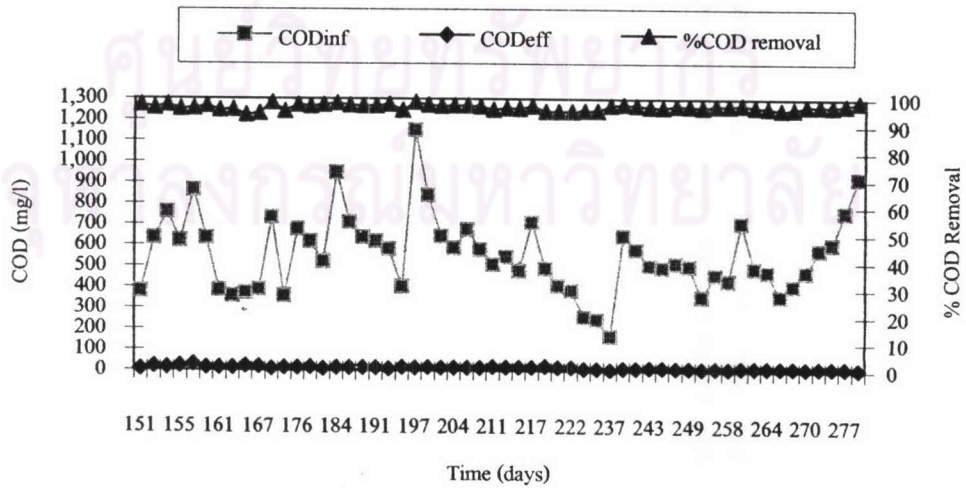
รอบเวลาแอโรบิกจะเริ่มนับตั้งแต่เครื่องเติมอากาศทำงาน ส่วนรอบเวลาแอนน็อกซิกจะเริ่มนับเมื่อปั๊มหมุนเวียนน้ำเสียภายในทำงาน โดยใช้ค่า ORP และค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) เป็นตัวบ่งบอกสภาวะในถังปฏิกรณ์ในช่วงเวลาต่างๆ สภาวะแอโรบิกต้องมีค่าดีไอมากกว่า 1 มก./ล. และ ORP มากกว่า 20-60 mv ซึ่งใช้เวลา 20-30 นาที นับจากเริ่มรอบแอโรบิกในการเพิ่มค่าดีไอจาก



รูปที่ 4.7 ก ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การทดลองที่ 1



รูปที่ 4.7 ข ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การทดลองที่ 2



รูปที่ 4.7 ค ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี การทดลองที่ 3

0.1 มก./ล. ให้มีค่ามากกว่า 2 มก./ล. ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน สภาวะแอนน็อกซิกมีค่าดีไอต่ำกว่า 0.1 มก./ล. ORP น้อยกว่า 60-0 mv นับจากเริ่มรอบแอนน็อกซิกซึ่งใช้เวลา 10-15 นาที ในการลดดีไอจากประมาณ 3.5 มก./ล. ให้ต่ำกว่า 0.1 มก./ล. ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

4.4.7 สมดุลมวลของไนโตรเจนทั้งหมด

การทำสมดุลมวลที่เคเอ็นและไนโตรเจนทั้งหมดจะสมดุลเมื่อครบหนึ่งรอบเวลาการทำงาน ซึ่งรอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 และ 150 นาทีจะมีรอบเวลาทำงานครบหนึ่งรอบเท่ากับ 240 และ 300 นาทีตามลำดับ โดยจะคำนวณประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันและการกำจัดไนโตรเจนรวม รวมถึงค่าอัตราส่วนซีไอคี่ต่อไนโตรเจนก๊าซตั้งแต่ช่วงต้นการทดลองจนระบบเข้าสู่สถานะคงตัว ซึ่งใช้เป็นพารามิเตอร์ในการติดตามตรวจสอบและควบคุมระบบ โดยทำการดุลมวลดังนี้

$$\text{เข้า} - \text{ออก} - \text{สะสม} = 0 \quad (4.5)$$

$$TN_i - TN_{cell} - TN_e = N_{2gas} \quad (4.6)$$

โดยที่ $TN_i = \frac{\text{ลิตร}}{\text{เวลา}} \times (\text{ความเข้มข้นที่เคเอ็น} + \text{ไนไตรท์} + \text{ไนเตรท ในน้ำเสี่ย}) \text{ มก./ล.}$

$$TN_e = \frac{\text{ลิตร}}{\text{เวลา}} \times (\text{ความเข้มข้นที่เคเอ็น} + \text{ไนไตรท์} + \text{ไนเตรท ในน้ำออก}) \text{ มก./ล.}$$

$N_{2gas} = \text{ไนไตรท์-ไนเตรทที่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน (มก./รอบ)}$

$TN_{cell} = \text{ที่เคเอ็นที่จุลชีพใช้เป็นสารอาหารในการเจริญเติบโต (มก./เวลา)}$

สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\frac{gTKN}{gVSS} = \frac{(TKN_{reactor} - TKN_e)}{VSS_2} \quad (4.7)$$

$$TN_{cell} = \frac{(VSS_2 - VSS_1)}{(day_2 - day_1)} \times \frac{hr.cycle}{24} \times V_r \times \frac{gTKN}{gVSS} \quad (4.8)$$

โดยที่ $hr.cycle = \text{ช่วงเวลาการทำสมดุลมวล}$

$VSS_1, VSS_2 = \text{ค่าสถิติจุดชีพระยะเหี่ยววันที่คำนวณและวันที่ตามมา}$

$day_2 - day_1 = \text{ระยะเวลาที่ห่างกันจากการวิเคราะห์ค่า VSS}$

$V_r = \text{ปริมาตรถังปฏิกรณ์ (ลิตร)}$

จากสมการที่ 4.5 กระจายพจน์ย่อยและจัดกลุ่มใหม่ได้ดังนี้

$$(TKN_i - TKN_c - Tn_{cell} + NO_{2i}^- + NO_{3i}^-) - (NO_{2e}^- + NO_{3e}^-) = N_{2gas} \quad (4.9)$$

จากสมการมวลที่เคเอ็นสามารถคำนวณประสิทธิภาพไนตริฟิเคชันดังสมการ

$$\%Nitrification = \left[1 - \frac{TKN_e}{(TKN_i - TKN_{cell})} \right] \times 100 \quad (4.10)$$

จากสมการมวลไนโตรเจนทั้งหมดดังสมการที่ 4.9 เนื่องจากที่เคเอ็นในน้ำออกเกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์จึงไม่นำมาเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และสามารถคำนวณประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันได้ดังสมการที่ 4.11

$$\%Denitrification = \left[\frac{N_{2gas}}{(TN_i - TN_{cell} - TKN_e)} \right] \times 100 \quad (4.11)$$

สมการที่ 4.6 สามารถคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนได้จากสมการที่ 4.12 ถ้าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดสมบูรณ์หรือที่เคเอ็นในน้ำออกน้อยมากเมื่อเทียบกับไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำเสียที่สถานะคงตัว จะสมมติให้สมการที่ 4.11 เท่ากับ 4.12 ก็ได้

$$\%Nitrogen\ removal = \left[1 - \frac{TN_e}{TN_i} \right] \times 100 \quad (4.12)$$

สามารถคำนวณค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนก๊าซได้ดังสมการที่ 4.13

$$\frac{COD}{N_{2gas}} = \frac{(COD_i - COD_e)}{(TN_i - TN_{cell} - TN_e)} \quad (4.13)$$

โดยที่ $COD_i =$ อัตราไหล x ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสีย (มก./เวลา)

$COD_e =$ อัตราไหล x ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำออก (มก./เวลา)

4.4.8 ผลของรอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆต่อการกำจัดไนโตรเจน

ระบบทำงานที่ค่าเวลากัก 20 ชม.เท่ากับทุกการทดลองคิดเป็นอัตราไหลผ่านปั๊มดูด 7.5 ลิตร/ชม. โดยปั๊มทำงาน 10 นาทีหยุด 10 นาที เมมเบรนทำงานที่ค่าฟลักซ์คงที่ 0.0625 l/min.m²

การทดลองที่ 1 รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 นาที ครบรอบการทำงาน 240 นาที การทดลองที่ 2 รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 150 นาที ครบรอบการทำงาน 300 นาที

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเฉลี่ยที่สภาวะแอโรบิกและแอนน็อกซิก แสดงดังรูปที่ 4.8 น้ำเสียจริงเข้าระบบมีค่าที่เคเอ็นในช่วง 22-110 มก./ล.และมีค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 56 มก./ล. ระบบจะมีค่าภาระบรรทุกที่เคเอ็นอยู่ในช่วง 0.026-0.132 kgTKN/m³.d แปรเปลี่ยนไปในแต่ละวันสำหรับการทดลองที่ 1 ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีประสิทธิภาพสูง 96-97% โดยที่เคเอ็นเฉลี่ยในน้ำออกมีค่าอยู่ในช่วง 0.3-2.5 มก./ล. พบว่าที่สภาวะคงตัวมีสัดส่วนไนโตรเจนภายในเซลล์ 0.081 การทดลองที่ 2 ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีประสิทธิภาพสูง 96-98% โดยที่เคเอ็นเฉลี่ยในน้ำออกมีค่าอยู่ในช่วง 0.3-2.7 มก./ล. พบว่าที่สภาวะคงตัวมีสัดส่วนไนโตรเจนภายในเซลล์ 0.082

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

ประสิทธิภาพปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเฉลี่ยที่สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอนน็อกซิกแสดงดังรูปที่ 4.10 ในไครท์และไนเตรทไนโตรเจนที่สะสมเพิ่มขึ้นช่วงแอโรบิกจะถูกรีดิวซ์เป็นไนโตรเจนก๊าซลดลงในช่วงแอนน็อกซิกโดยค่าไนโตรเจนรวม (TN_{avg}) ในน้ำทิ้งน้อยลงมากคิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนรวมกว่า 89% น้ำเสียเข้ามีอัตราส่วนซีโอดีต่อที่เคเอ็น 8.7-25.2 โดยคิดเป็นค่าเฉลี่ย 10.6

การทดลองที่ 1 เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสูงถึง 94% ค่าไนไครท์ ไนเตรทเฉลี่ยในน้ำออกมีค่าอยู่ในช่วง 2.3-10.3 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ยระหว่างช่วงแอโรบิกและแอนน็อกซิก 4.9มก./ล.ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนรวมของระบบเท่ากับ 80-92%

การทดลองที่ 2 เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสูงถึง 95% ค่าไนไครท์ ไนเตรทเฉลี่ยในน้ำออกมีค่าอยู่ในช่วง 3.1-9.5 มก./ล. คิดเป็นค่าเฉลี่ยระหว่างช่วงแอโรบิกและแอนน็อกซิก 5.6 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนรวมของระบบเท่ากับ 82-93%

อัตราส่วน COD/N₂

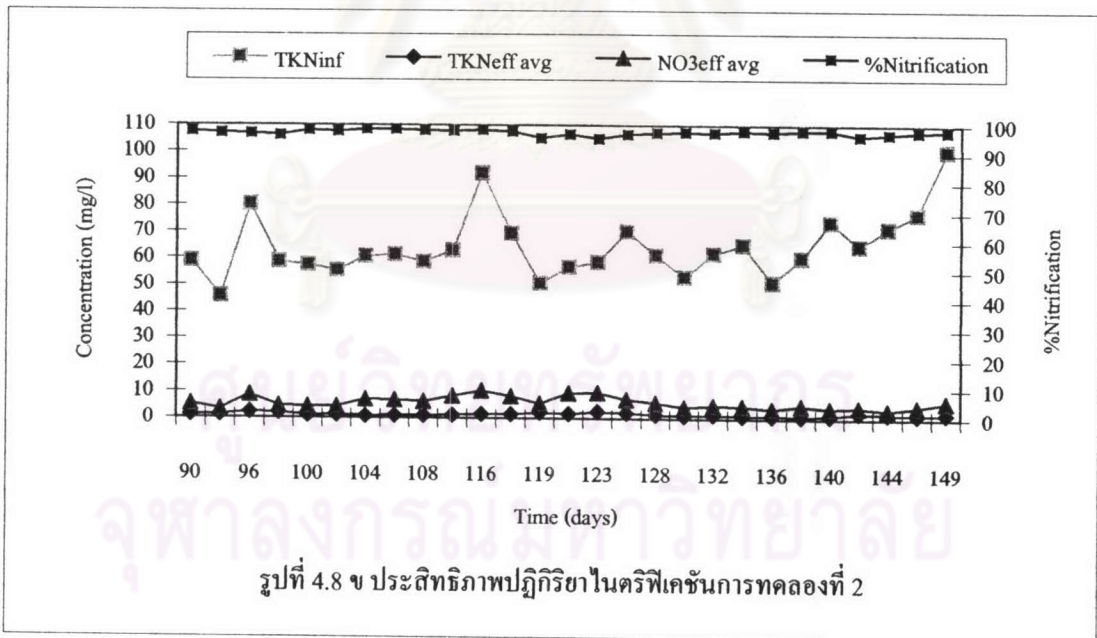
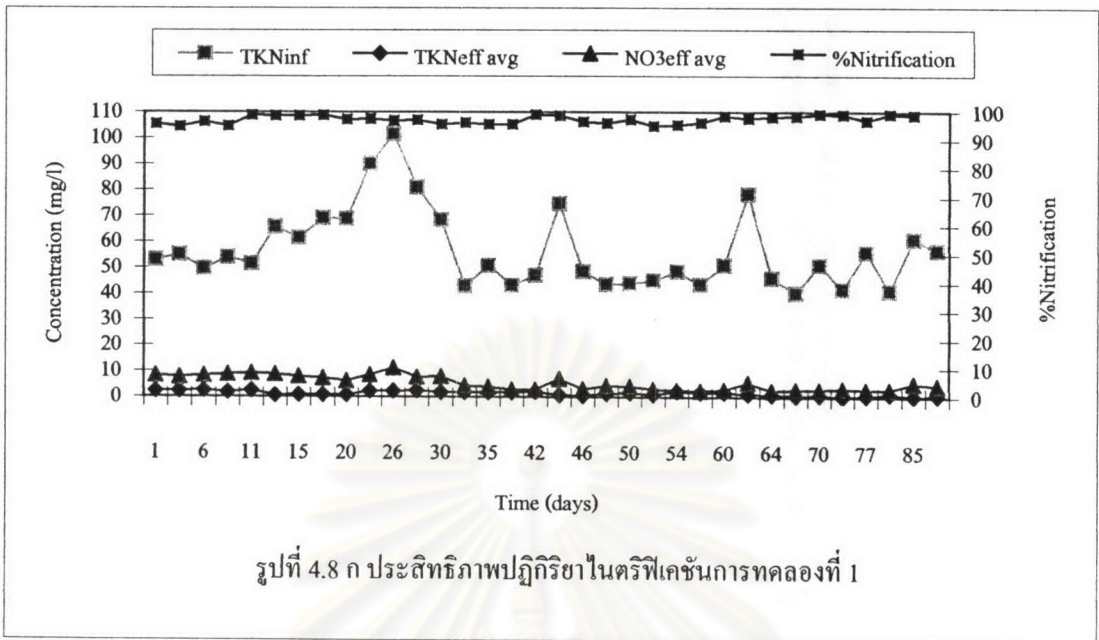
อัตราส่วน COD/TKN ในน้ำเสียแต่ละการทดลองเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วงแคบๆ ซึ่งจะมีค่าสูงในบางครั้ง ในช่วงต้นการทดลองอัตราส่วน COD/N₂ และอัตราส่วน COD/TKN จะไม่สัมพันธ์กัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวอัตราส่วนทั้งสองจะมีค่าใกล้เคียงกัน โดยอัตราส่วน COD/N₂ มีค่าในช่วง 10 และประสิทธิภาพปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเฉลี่ย 90% ดังแสดงในรูปที่ 4.11

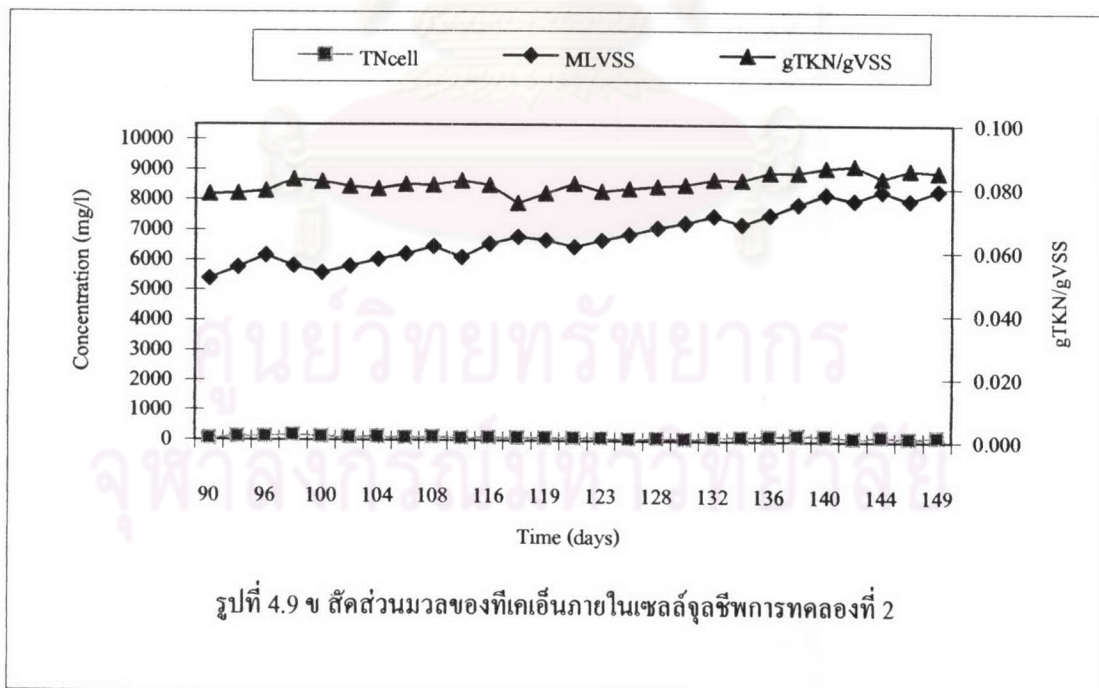
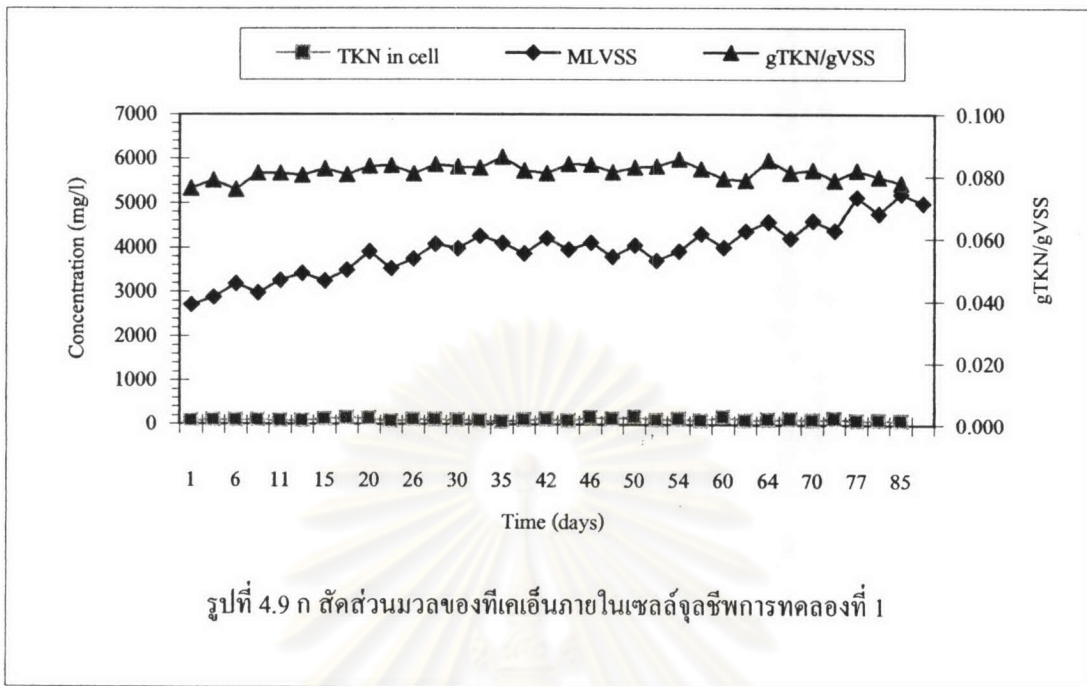
ผลของรอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 และ 150 นาที ต่อการกำจัดไนโตรเจนแสดง ดังตารางที่ 4.6 โดยมีประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน ความเข้มข้นสัลเฟอร์ไดออกไซด์ และอัตราส่วน COD/N₂ สม่ำเสมอคงตัว

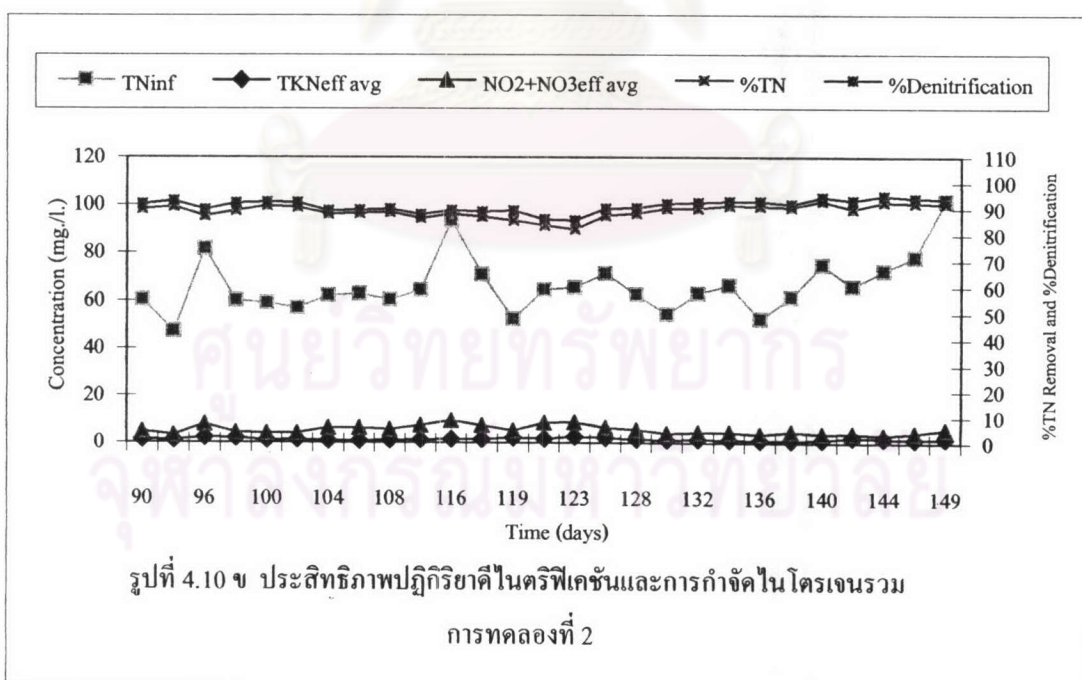
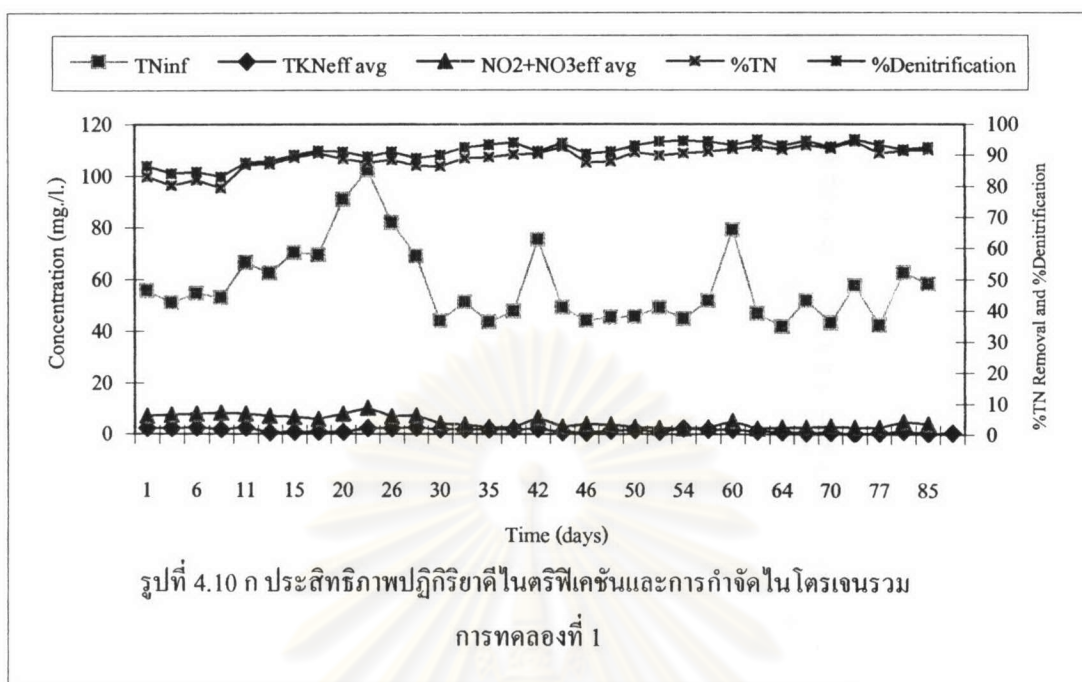
ตารางที่ 4.6 สรุปผลการกำจัดไนโตรเจนที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยการทดลองที่ 1 และ 2

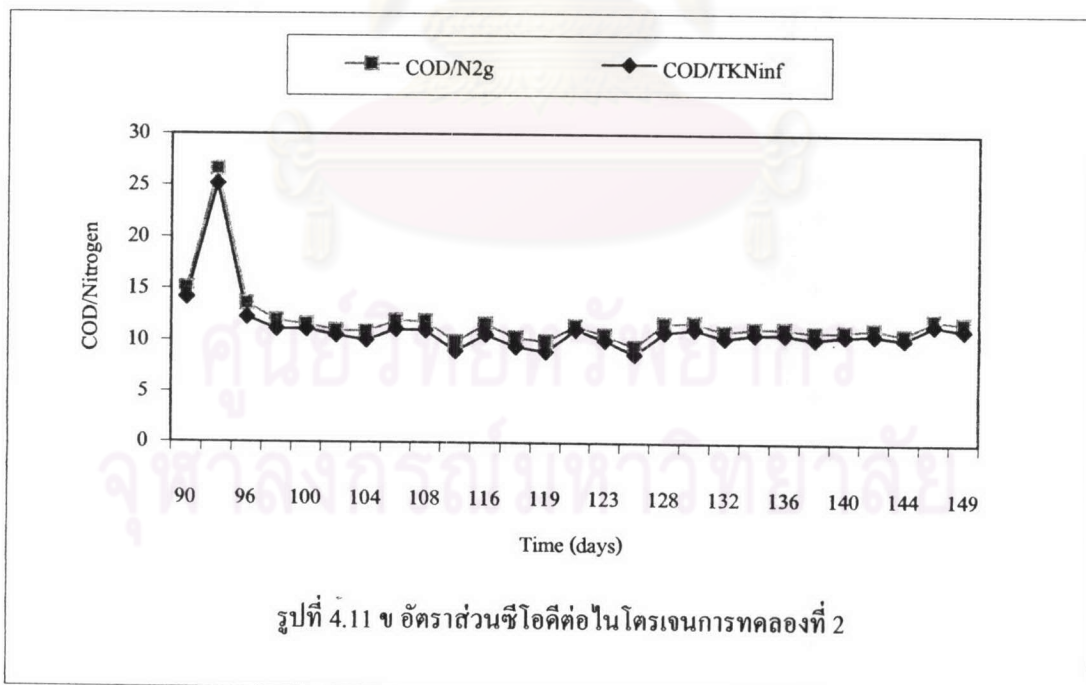
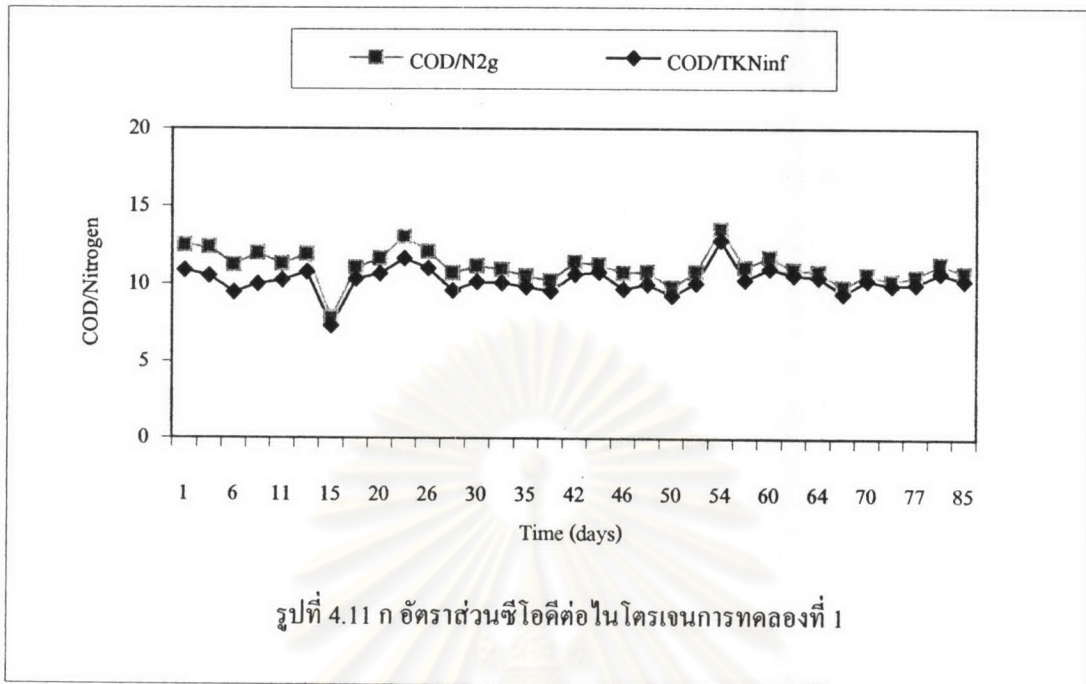
Exp	Sample point	COD mg./l.	MLSS mg./l.	VSS mg./l.	TKN mg./l.	NO ₂ mg./l.	NO ₃ mg./l.	%Nitr	%Deni	%TN	COD/TKN
1	Inf.	540	5,356	4,627	52.3	0.01	1.32	98	94	92	10.3
	Reac.				374						
	Eaer				0.5	0.01	5.51				
	Eano				1.2	0.08	1.07				
	Eavg				0.9	0.07	3.29				
2	Inf.	746	9,254	7,881	69.5	0.01	1.28	98	94	91	10.7
	Reac.				670						
	Eae				1.1	0.05	6.97				
	Eano				2.1	0.08	1.57				
	Eavg				1.6	0.06	4.27				

4.4.9 ผลวิเคราะห์ค่าที่เคเอ็น ไนเตรท ไนไตรท์ในน้ำทิ้งที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 1 การทดลองที่ 1 รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 นาที ครบรอบการทำงาน 240 นาที ผลวิเคราะห์น้ำทิ้งตลอดรอบการทำงานแสดงดังรูปที่ 4.13 (ผลการทดลองดังภาคผนวก ก) การทดลองที่ 1 ค่าที่เคเอ็นและซีโอดีในน้ำเสียเข้ามีค่า 52 และ 540 มก./ล. ตามลำดับ ระบบทำงานที่รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 120 นาที รอบแอโรบิกเครื่องเติมอากาศ ใช้เวลาประมาณ 30 นาที เพิ่มดีโอในระบบให้มีค่ามากกว่า 1 มก./ล. ที่ ORP 35 mv และสมมูลที่ ประมาณ 3.22 มก./ล. 117 mv โดยค่าที่เคเอ็นลดลงจาก 5.1 มก./ล. มาเป็น 1.6 มก./ล. และค่าไนเตรทเพิ่มจาก 6.9 มก./ล. มาเป็น 12.1 มก./ล. ที่เวลา 90 นาที รอบแอนน็อกซิกระบบใช้เวลา 10 นาที ลดดีโอในระบบให้มีค่าน้อยกว่า 0.2 มก./ล. ที่ ORP -10 mv และสมมูลที่ 0.05 มก./ล. -25 mv โดยค่าที่เคเอ็นเพิ่มขึ้นจาก 1.6 มก./ล. มาเป็น 5.7 มก./ล. และค่าไนเตรทลดลงจาก 12.1 มาเป็น 6.3 มก./ล. ที่เวลา 230 นาที คิดเป็นประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน 97% และ 86% ตามลำดับ ค่าไนไตรท์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเล็กน้อยในช่วงต้นและปรับลดลงในช่วงปลายแอนน็อกซิ ซีโอดีมีค่าสม่ำเสมอตลอดรอบการทำงาน โดยมีค่าเฉลี่ย 21 มก./ล.





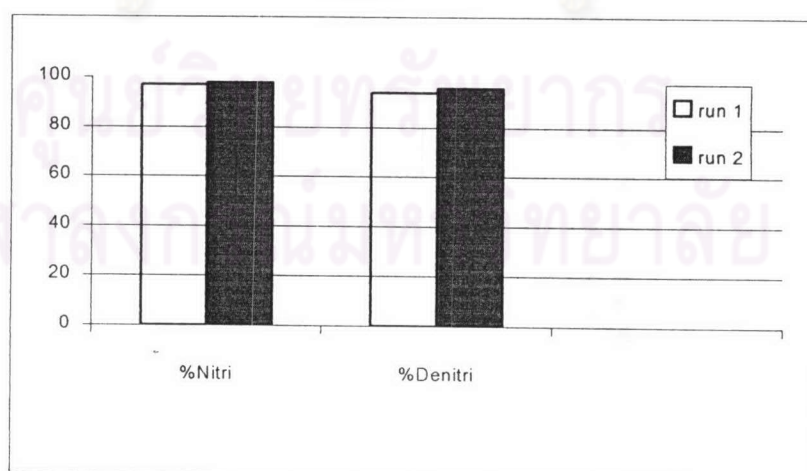




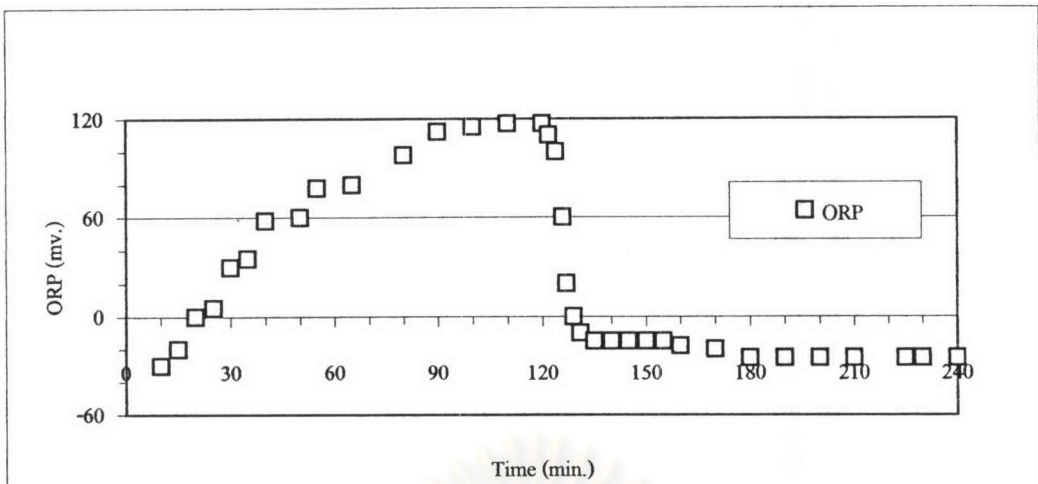
การทดลองที่ 2 รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 150 นาที ครอบคลุมการทำงาน 300 นาที ผลวิเคราะห์น้ำทิ้งตลอดรอบการทำงานแสดงดังรูปที่ 4.14 ค่าทีเคเอ็นและซีไอดีในน้ำเสีย เข้ามีค่า 69 และ 746 มก./ล. ตามลำดับ ระบบทำงานที่รอบเวลาการเติมอากาศเป็นช่วงๆ 150 นาที รอบแอโรบิกเครื่องเติมอากาศใช้เวลา 40 นาที เพิ่มดีไอในระบบให้มีค่ามากกว่า 1 มก./ล.ที่ ORP 30 mv และสมมูลที่ประมาณ 3.4 มก./ล.120 mv โดยค่าทีเคเอ็นลดลงจาก 2.1 มก./ล. มาเป็น 0.8 มก./ล. และค่าไนเตรทเพิ่มจาก 1.7 มก./ล. มาเป็น 7.1 มก./ล. ที่เวลา 150 นาที รอบแอนน็อกซิกระบบใช้เวลา 11 นาที ลดดีไอในระบบให้มีค่าน้อยกว่า 0.2 มก./ล. ที่ ORP -10 mv และสมมูลที่ 0.05 มก./ล. -30 mv โดยค่าทีเคเอ็นเพิ่มขึ้นจาก 0.8 มก./ล. มาเป็น 2.2 มก./ล. และค่าไนเตรทลดลงจาก 7.1 มาเป็น 1.7 มก./ล. ที่เวลา 295 นาทีตามลำดับ คิดเป็นประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน 96% และ 93%ตามลำดับ

ค่าไนไตรท์ค่อนข้างคงที่ตลอดช่วง โดยปรับเพิ่มเล็กน้อยในช่วงต้นรอบแอนน็อกซิก และปรับลดลงใกล้เคียงค่าเริ่มต้นในช่วงท้าย ค่าซีไอดีมีค่าสม่ำเสมอตลอดรอบการทำงานโดยมีค่าเฉลี่ย 23 มก./ล.

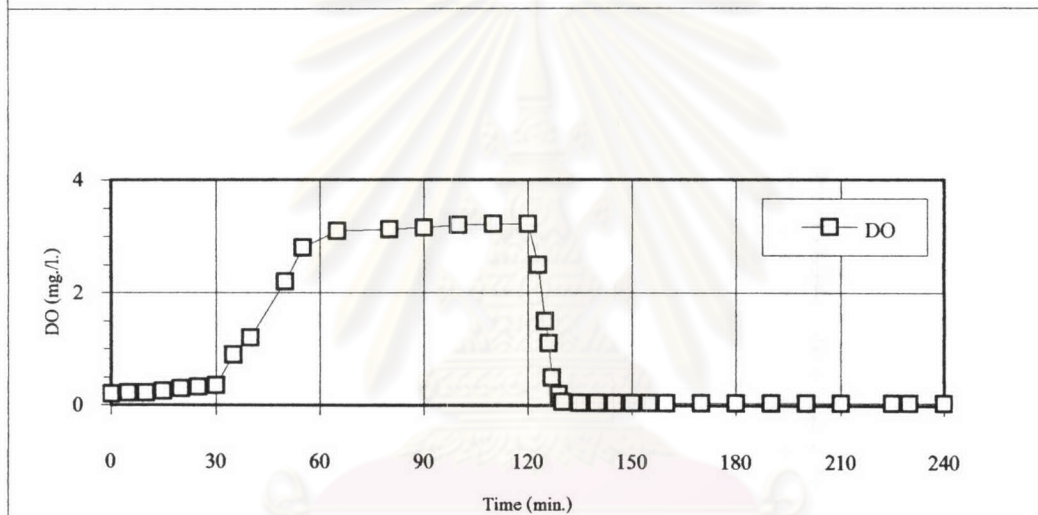
พิจารณาจากผลการวิเคราะห์น้ำทิ้งตลอดรอบการทำงาน พบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์และทีเคเอ็นในระดับเดียวกัน รอบเวลา 150 นาทีที่มีประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันดีไนตริฟิเคชันสูงกว่ารอบเวลา 120 นาทีเล็กน้อย โดยมีประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่รอบเวลา 150 และ 120 นาที เท่ากับ 98% และ 97% ตามลำดับ และประสิทธิภาพปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเท่ากับ 96% และ 94% ตามลำดับ ดังนั้นจึงเลือกรอบเวลาการเติมอากาศ 150 นาทีสำหรับการทดลองต่อไป เนื่องจากครอบคลุมการทำงานในหนึ่งวันมากกว่าทำให้มีจำนวนครั้งการเติมอากาศความเร็วสูงมากกว่า ซึ่งช่วยกำจัดสัจสะสมที่ผิวหน้าเมมเบรนได้มากขึ้น



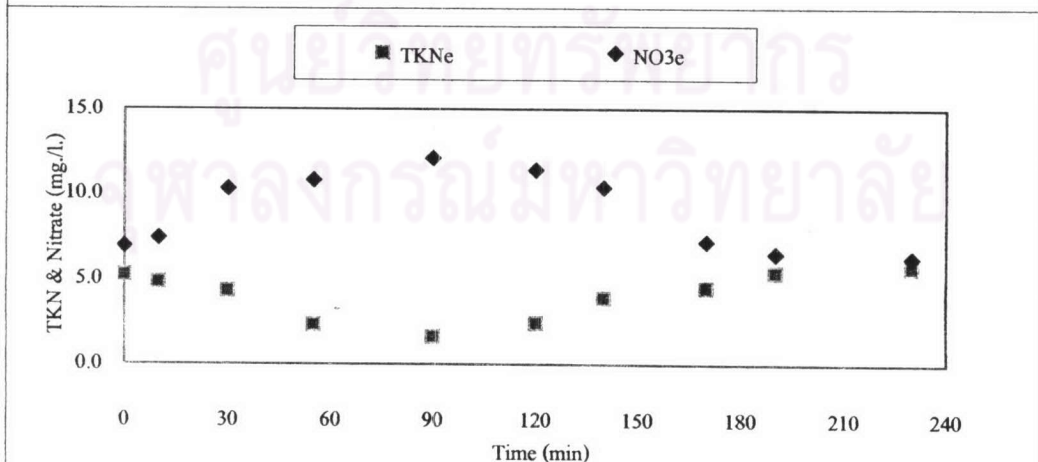
รูปที่ 4.12 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน การทดลองที่ 1 และ 2



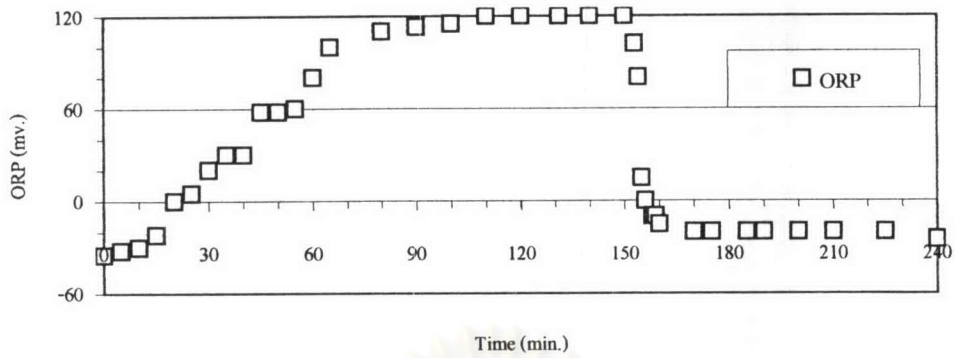
รูปที่ 4.13 ก การเปลี่ยนแปลงค่าโออาร์พีที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 1



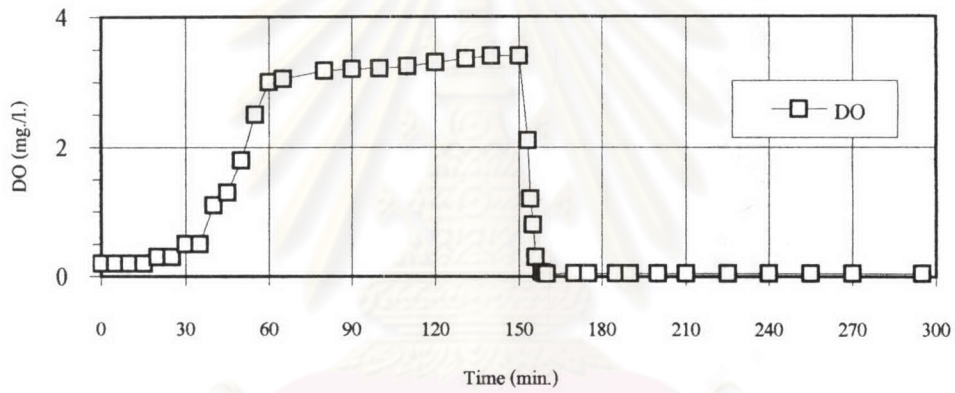
รูปที่ 4.13 ข การเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 1



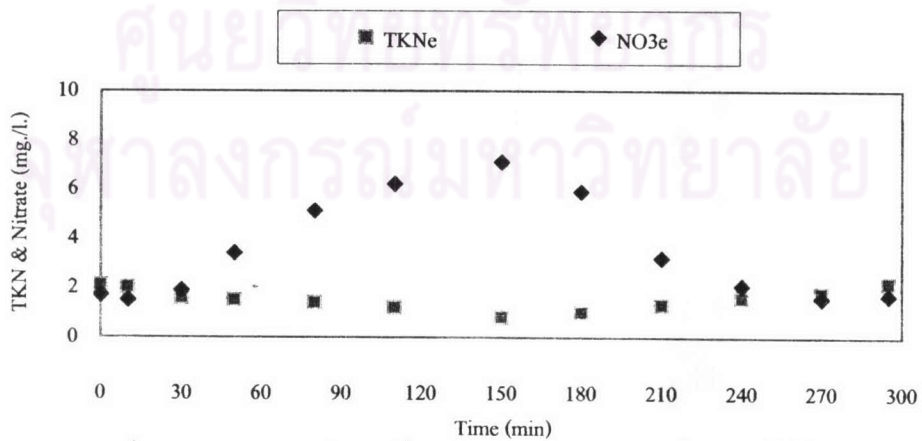
รูปที่ 4.13 ค ผลวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงค่าที่เคเอ็นและไนเตรท ในน้ำที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.14 ก การเปลี่ยนแปลงค่าโออาร์พีที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.14 ข การเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.14 ค ผลวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงค่าทีเคเอ็นและไนเตรท ในน้ำทิ้งที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 2

4.4.10 ผลของการควบคุมอายุสัปดาห์ต่อการกำจัดไนโตรเจน

การทดลองที่ 3 ระบบทำงานที่ค่าเวลากัก 20 ชม. อัตราไหลผ่านปั๊มดูด 7.5 ลิตร/ชม. โดยปั๊มทำงาน 10 นาทีหยุด 10 นาที เมมเบรนทำงานที่ค่าฟลักซ์คงที่ 0.0625 l/min.m² และควบคุมอายุตะกอน 50 วัน ประสิทธิภาพของระบบที่สภาวะคงตัวแสดงดังตารางที่ 4.7 และผลวิเคราะห์ค่าทีเคเอ็น ไนเตรท ไนไตรท์ในน้ำทิ้งครบรอบการทำงานแสดงในรูปที่ 4.16

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเฉลี่ยที่สภาวะแเอโรบิกและแอนน็อกซิก แสดงดังรูปที่ 4.15 ก น้ำเสียจริงเข้าระบบมีค่าทีเคเอ็นในช่วง 26-110 มก./ล. และมีค่าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 53 มก./ล. ระบบจะมีค่าการระบรทุกทีเคเอ็นอยู่ในช่วง 0.026-0.132 kgTKN/m³.d แปรเปลี่ยนไปในแต่ละวัน ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีประสิทธิภาพสูง 96-97% โดยทีเคเอ็นเฉลี่ยในน้ำออกมีค่าอยู่ในช่วง 0.5-2.7 มก./ล.

ปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชัน

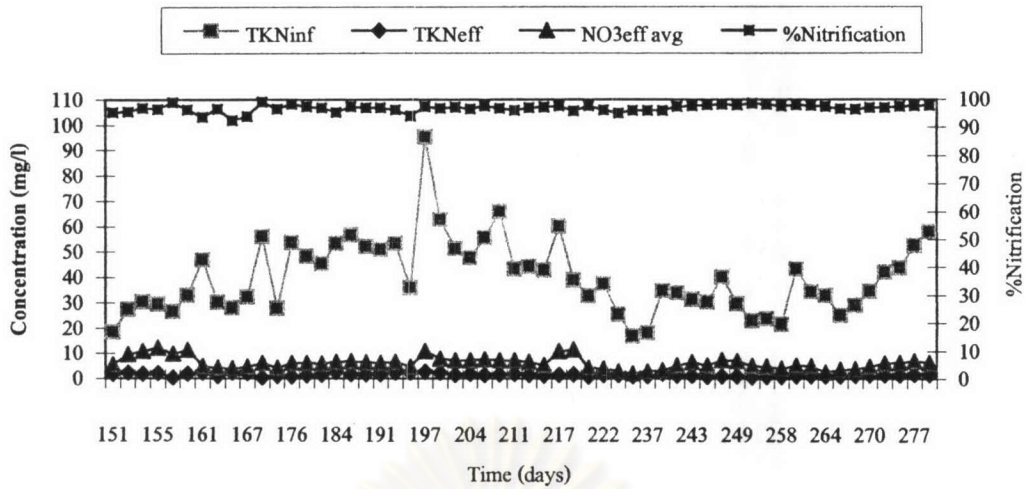
ประสิทธิภาพปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชันเฉลี่ยที่สภาวะแเอโรบิกและสภาวะแอนน็อกซิก แสดงดังรูปที่ 4.15 ข ไนไตรท์และไนเตรทในโตรเจนที่สะสมเพิ่มขึ้นช่วงแเอโรบิกจะถูกรีดิวซ์เป็นไนโตรเจนก๊าซลดลงในช่วงแอนน็อกซิกโดยค่าไนโตรเจนรวม (TN_{org}) ในน้ำทิ้งน้อยลงมากคิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนรวมกว่า 89% น้ำเสียเข้ามีอัตราส่วนซีโอดีต่อทีเคเอ็น 8.2-11.7 โดยคิดเป็นค่าเฉลี่ย 15.5

อัตราส่วน COD/N₂

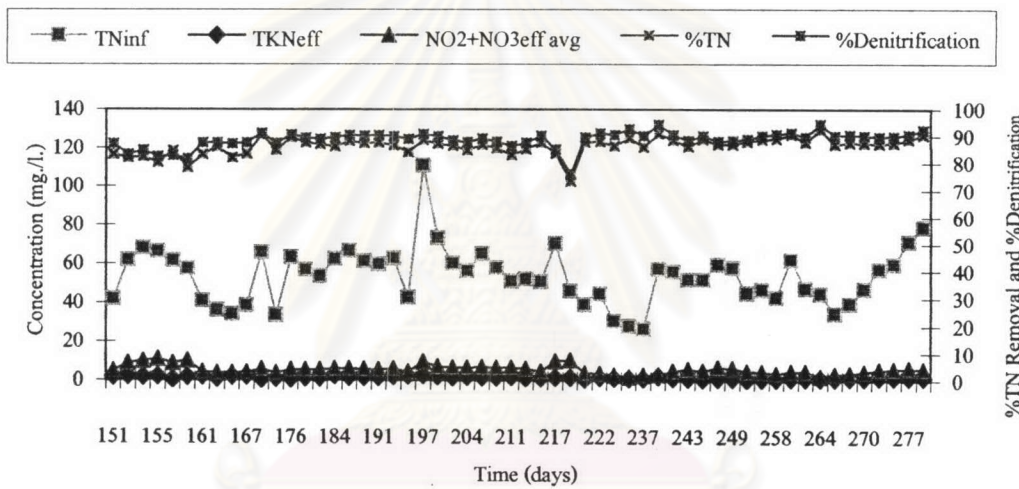
อัตราส่วน COD/TKN ในน้ำเสียแต่ละการทดลองเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วงแคบๆ ซึ่งจะมีค่าต่ำมากในบางครั้งเนื่องจากถูกเจือจางด้วยน้ำฝนที่ระบายออกไม่ทัน ทำให้ล้นเข้ามาในระบบรวบรวมน้ำเสีย ในช่วงต้นการทดลองอัตราส่วน COD/N₂ และอัตราส่วน COD/TKN จะไม่สัมพันธ์กัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวและมีอัตราปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชันคงที่ อัตราส่วนทั้งสองจะมีค่าใกล้เคียงกัน โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนก๊าซมีค่าในช่วง 10.8 และประสิทธิภาพปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชันเฉลี่ย 91% ดังแสดงในรูปที่ 4.15 ค

ตารางที่ 4.7 สรุปผลการกำจัดไนโตรเจนที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยการทดลองที่ 3

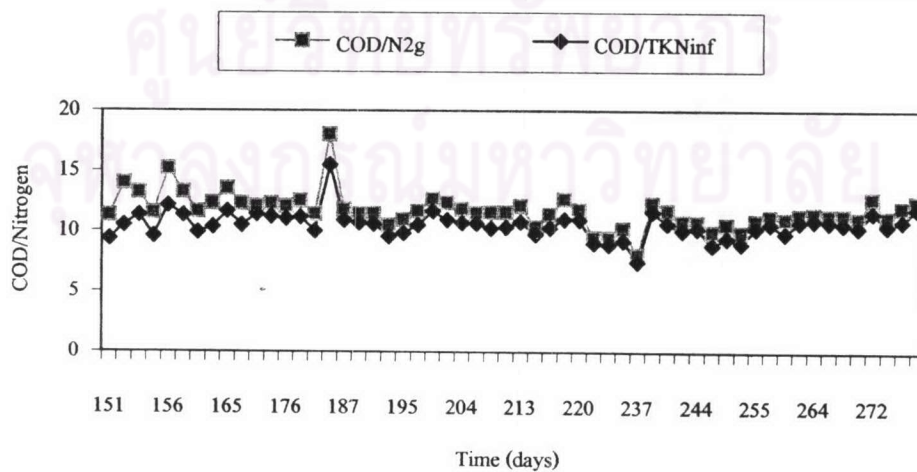
Exp	Sample point	COD mg./l.	MLSS mg./l.	VSS mg./l.	TKN mg./l.	NO ₂ mg./l.	NO ₃ mg./l.	%Nitri	%Deni	%TN	COD/TKN
1	Inf.	574	6,020	5,226	53.0	0.01	1.06	97	91	89	10.8
	Reac.				378						
	Eaerobic				0.9	0.01	8.13				
	Eanoxic				2.0	0.03	1.21				
	Eavg				1.4	0.02	4.67				



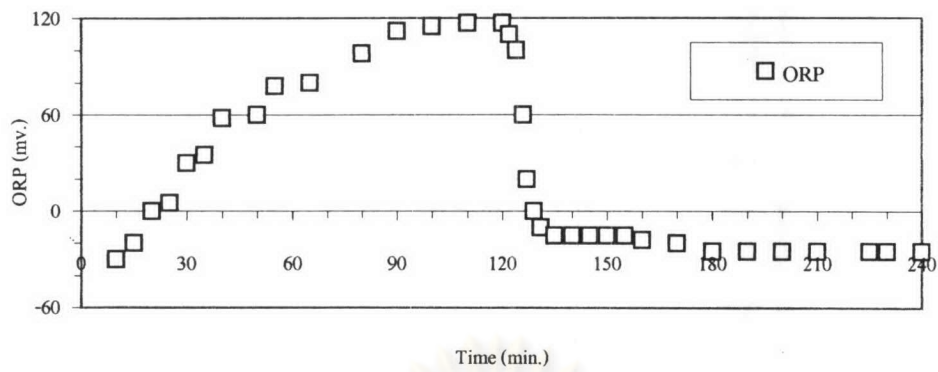
รูปที่ 4.15 ก ประสิทธิภาพปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันการทดลองที่ 3



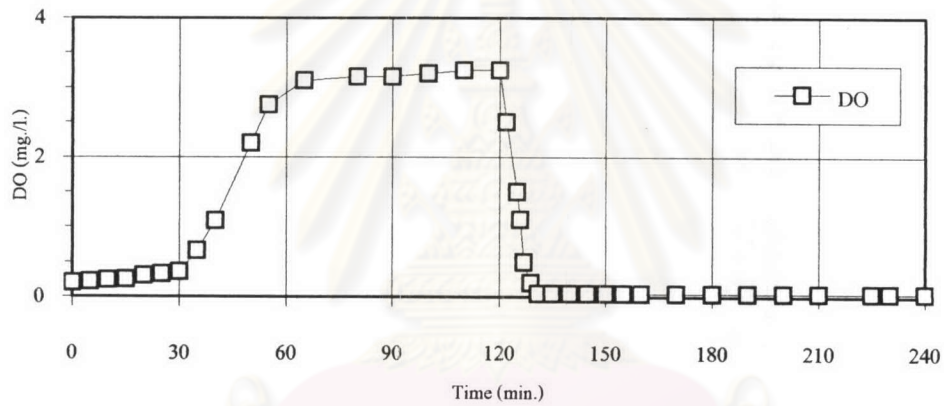
รูปที่ 4.15 ข ประสิทธิภาพปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชันและการกำจัดไนโตรเจนรวม การทดลองที่ 3



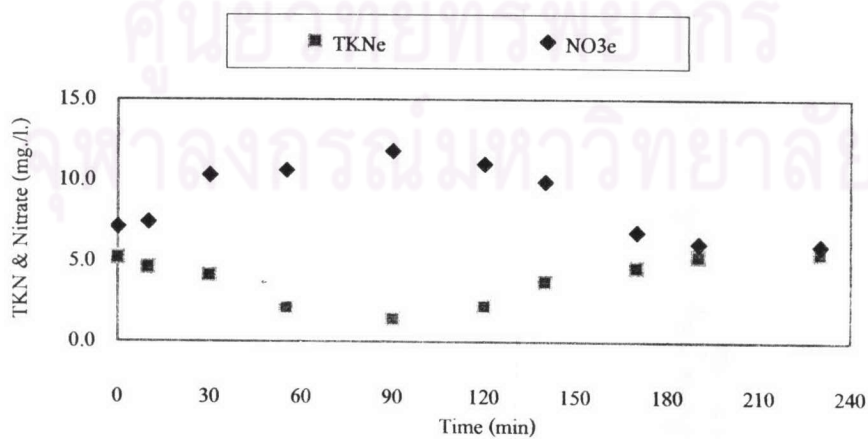
รูปที่ 4.15 ค อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนการทดลองที่ 3



รูปที่ 4.15 ก การเปลี่ยนแปลงค่าโออาร์พีที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 3



รูปที่ 4.15 ข การเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายน้ำที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 3



รูปที่ 4.15 ค ผลวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงค่าที่เคเอ็นและไนเตรท ในน้ำที่ครบรอบการทำงานการทดลองที่ 3

4.4.11 การเกิดปฏิกิริยาเอสเอ็นดีในฟล็อก

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของระบบมีค่าสูง ทั้งในช่วงเดิมอากาศและหยุดเดิมอากาศ จึงพิจารณาปฏิกิริยาเอสเอ็นดีในช่วงเดิมออกซิเจนของระบบปฏิกิริยาเอสเอ็นดีเกิดเนื่องจากลักษณะทางกายภาพของฟล็อก โดยการวิเคราะห์ขนาดอนุภาค (floc) ของระบบด้วยเครื่อง Particle Size Analyzer พบว่าขนาดของอนุภาคในการทดลองส่วนใหญ่อยู่ระหว่าง 50-205 ไมครอน โดยมีค่าเฉลี่ยที่ (d_{50}) 103 ไมครอน สัดส่วนขนาดอนุภาคในระบบที่วิเคราะห์ได้แสดงดังตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 ปริมาณของอนุภาคขนาดต่างๆในระบบ SMBR

การทดลองที่	0-50 (ไมครอน)	50-100 (ไมครอน)	100-150 (ไมครอน)	150-200 (ไมครอน)	200-400 (ไมครอน)
3	18%	33%	30%	11%	8%

จากงานวิจัยบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ Sequencing Batch Membrane Bioreactor (SBMBR) พบว่าเกิดปฏิกิริยาเอสเอ็นดีขึ้นในระบบ (Choo และ Stensel, 2000) โดยมีขนาดฟล็อกในระบบประมาณ 140 ไมครอน ซึ่งมีขนาดอนุภาคอยู่ในช่วงเดียวกับการทดลองนี้จึงพิจารณาปฏิกิริยาเอสเอ็นดีที่จะเกิดขึ้นในระบบ

เนื่องจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาเอสเอ็นดีขึ้นอยู่กับขนาดของฟล็อก ค่าออกซิเจนละลายน้ำ และอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (Pochana และ Keller, 1999) จึงคำนวณอัตราส่วนสภาวะแอนน็อกซิกต่อสภาวะเดิมออกซิเจนในฟล็อกตามขั้นตอนงานวิจัยของ Choo และ Stensel (2000) โดยใช้สมการของ Muller และคณะ (1996) [สมการที่ 4-14] และสมการของ LaMotta (1976) [สมการที่ 4-15] ดังนี้

$$D_{O_2} = (0.14d - 4.0) \times 10^{-6} \quad (4-14)$$

$$\delta = \left[\frac{2D_{O_2} C_s}{\rho \text{SOUR}} \right]^{0.5} \quad (4.15)$$

เมื่อ D_{O_2} = อัตราการแพร่ของออกซิเจนเข้าไปในฟล็อก (Oxygen Diffusivity)

= $1.04 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ เมื่อฟล็อกขนาด 103 micron

D = เส้นผ่านศูนย์กลางฟล็อก (micron)

δ = ความลึกของออกซิเจนที่ละลายเข้าไปในฟล็อก (cm.)

C_s = ออกซิเจนละลายน้ำที่ผิวหน้าฟล็อก (มก./ล.)

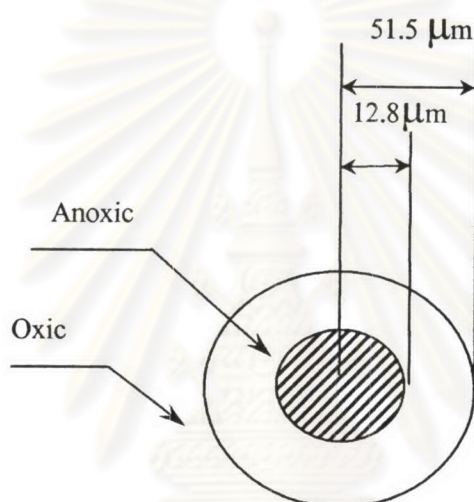
ρ = ความหนาแน่นของฟล็อกเท่ากับ 1.06 g/cm^3

SOUR = อัตราการจับใช้ออกซิเจนจำเพาะ (mg./g./hr)

ตารางที่ 4.9 ความลึกของออกซิเจนที่ซึมเข้าฟลอคการทดลองที่ 3

การทดลองที่	อายุสัปดาห์ (วัน)	d (micron)	Cs (mg/l)	SOUR (mgO ₂ /gVSS/hr)	δ (micron)
3	50	103	3.25	0.102	38.74

จากการคำนวณพบว่าภายในฟลอคเกิดสถานะแอนน็อกซิกขึ้น เนื่องจากออกซิเจนไม่สามารถซึมเข้าไปในฟลอคได้ทั้งหมดดังรูป 4.17 ซึ่งแสดงสัดส่วนสถานะแอนน็อกซิกต่อสถานะเต็มออกซิเจนในฟลอค ดังนั้นจึงเกิดปฏิกิริยาเฮสเอ็นดีขึ้นในระบบทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในช่วงเติมอากาศ ซึ่งมีส่วนให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนรวมในหนึ่งรอบการทำงานของระบบมีค่าสูงถึง 93%



รูปที่ 4.17 สัดส่วนสถานะแอนน็อกซิกต่อสถานะเต็มออกซิเจนในฟลอค

4.4.12 จลนศาสตร์การออกแบบระบบ SMBR

ระบบ SMBR มีรูปแบบการเติมอากาศเป็นช่วงๆสามารถกำจัดไนโตรเจนและสารอินทรีย์ได้พร้อมกัน ซึ่งสามารถคำนวณอัตราส่วนอาหารต่อจุลชีพ(F/M) อัตราการใช้สารอาหารจำเพาะ(Uc) อัตราปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจำเพาะ(Un) อัตราปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจำเพาะ(Ud) โดยอาศัยข้อมูลที่สถานะคงตัวของแต่ละการทดลอง

Uc คำนวณโดยใช้สมการที่ 4.16 ซึ่งเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าสูงอาจถือว่ามีความเท่ากับ F/M Un คำนวณจากสมการที่ 4.17 โดยประมาณค่าสัดส่วนจุลชีพไนตริไฟอิงจากรูปที่ 4.18 ซึ่งได้จากข้อมูลสัดส่วนจุลชีพไนตริไฟอิงที่บีโอดีต่อทีเคเอ็นต่างๆ (Metcalf และ Eddy, 1991) เปรียบเทียบกับข้อมูลสัดส่วนจุลชีพไนตริไฟอิงที่ซีโอดีต่อทีเคเอ็นต่างๆของการทดลองในระบบ Membrane Bioreactor (Kim, 1991) Ud คำนวณโดยใช้สมการที่ 4.18 และใช้สมการที่ 4.9 ทำสมดุลมวลหาค่าไนโตรเจนก๊าซ

$$\frac{F}{M} (\text{kg.COD/kg.VSS.d}) = \frac{(Q \times S_i)}{VSS \times V} \quad (4.16)$$

$$U_n = \frac{(TKN_i - TKN_e)}{(\tau \times VSS \times n.f.)} \quad (4.17)$$

$$U_d = \frac{(N_{2\text{gas}})}{\tau \times VSS} \quad (4.18)$$

และสามารถประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจำเพาะ (Specific Oxygen Uptake Rate, SOUR) ได้จากการวิเคราะห์ห่ออกซิเจนละลายน้ำเมื่อครบรอบการทำงาน ดังรูปที่ 4.11-4.12 และ 4.16 โดยประมาณหาค่าความชันการลดลงของค่าดีโอช่วงเริ่มรอบแอนนอกซิกจากสมการ 4.19 ผลการคำนวณสรุปดังตารางที่ 4.10

$$SOUR = \frac{(DO_{\text{aerobic}} - DO_{\text{anoxic}})}{(\text{Time} \times VSS)} \quad (4.19)$$

โดยที่ Q = ปริมาณน้ำเสียเข้า (ลิตร/วัน), Si = ซีโอดีในน้ำเสีย (มก./ลิตร)

TKNi,e = ความเข้มข้นที่เคเอ็นในน้ำเสียเข้าและน้ำออก (มก./ล.)

VSS = ความเข้มข้นสลักจุลชีพระเหยในถังปฏิกรณ์ (มก./ล.)

τ = ค่าเวลากักในถังปฏิกรณ์ (วัน)

n.f. = สัดส่วนจุลชีพไนตริไฟอิงในสลักจุลชีพรวม (nitrifying fraction)

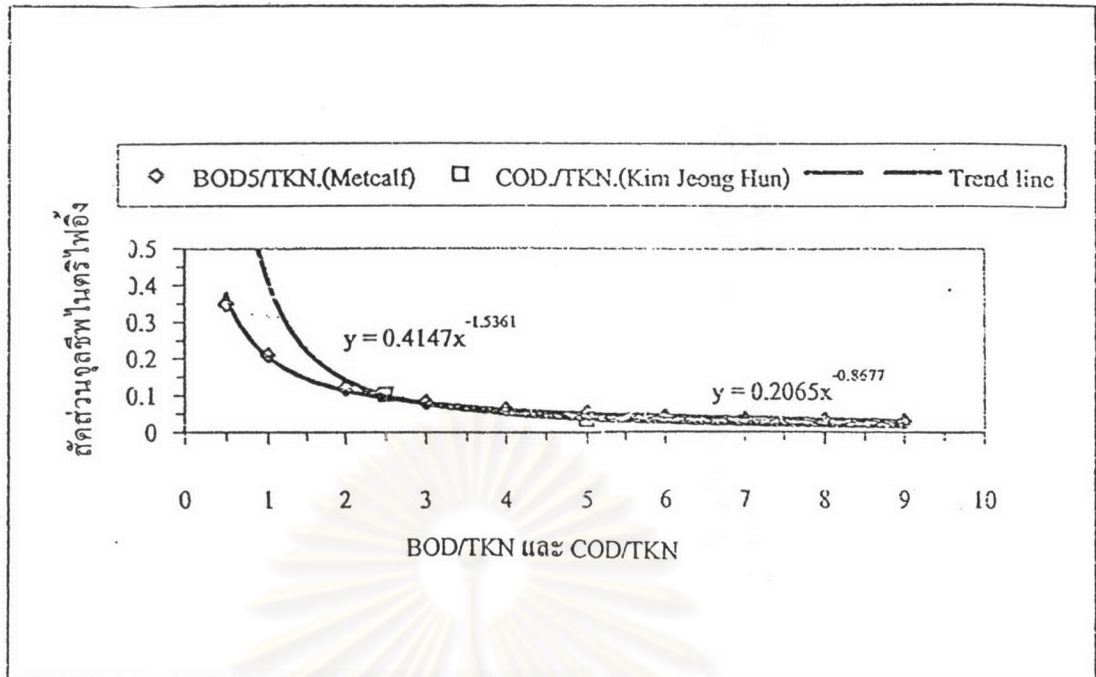
N_{2gas} = ความเข้มข้นไนโตรเจนก๊าซที่เกิดจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (มก./ล.)

DO_{aerobic-anoxic} = ช่วงเวลาที่ค่าออกซิเจนละลายน้ำเมื่อครบรอบสถานะแอโรบิกและลดลงจนเข้าสู่สถานะแอนนอกซิกตามลำดับ (มก./ล.)

Time = ช่วงเวลาที่ค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงจากสถานะแอโรบิกมายังแอนนอกซิก (นาที)

ตารางที่ 4.10 อัตราการกำจัดซีโอดี ไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน และการใช้ออกซิเจนของจุลชีพ

การทดลองที่	Uc (day ⁻¹)	F/M (gCOD/gVSS.d)	COD/ TKN	Un (day ⁻¹)	Ud (day ⁻¹)	SOUR (gO ₂ /gVSS.d)
1	0.140	0.150	10.3	1.160	0.013	0.118
2	0.114	0.112	10.7	0.955	0.010	0.108
3	0.132	0.132	10.8	1.110	0.013	0.102



รูปที่ 4.18 แนวโน้มสัดส่วนจุลชีพในตรีฟอสฟอรัสที่อัตราส่วนซีโอไซด์ที่เคเอ็นในน้ำเสีย

4.5 การกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ SMBR

การกำจัดฟอสฟอรัสมีค่าอยู่ในช่วง 28-65 % ตลอดการทดลองซึ่งกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสแยกเป็นสองส่วน คือการนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และการสะสมในถังปฏิกรณ์

$$TP_{in} = TP_{excess} + TP_{eff}$$

$$TP_{in} = TP_e$$

เนื่องจากการทดลองที่ 1 และ 2 ไม่ควบคุมอายุเซลล์จึงไม่มีการทิ้งสลัดจ์ออกจากระบบ และการกรองน้ำผ่านเมมเบรนทำให้ไม่มีสลัดจ์หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง ฟอสฟอรัสที่หายไปจึงเท่ากับปริมาณที่จุลชีพนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่และหรือสะสมอยู่ในถังปฏิกรณ์ สามารถคำนวณดังตารางที่ 4.11

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.11 สมดุลมวลฟอสฟอรัสที่สถานะคงตัวเฉลี่ยแต่ละการทดลอง

การทดลองที่	P_{inf} (mg/l)	P_{eff} (mg/l)	$\%P_{in\ cell}$	P เข้า ระบบ (mg/d)	P ออกไปกับ excess sludge (mg/d)	P ออกไป กับ effluent (mg/d)	Σ P ออก จากระบบ (mg/l)	% กำจัด
1	11.4	8.1	2.3	2,052	-	1,458	1,458	29
2	16.7	11.2	2.6	3,006	-	2,016	2,016	33
3	10.6	5.0	3.1	1,908	486	900	1,386	53

หมายเหตุ : ปริมาณน้ำเสียเข้าระบบเท่ากับ 180 ลิตร/วัน ทุกการทดลอง

$$P_{เข้า} = P_{ออก}$$

$$(Q_{inf} \times P_o) = (P_{in\ \Delta X}) + (P_{in\ eff})$$

$$= (\%P \times VSS \times Q_{excess}) + (P_{eff} \times Q_{inf})$$

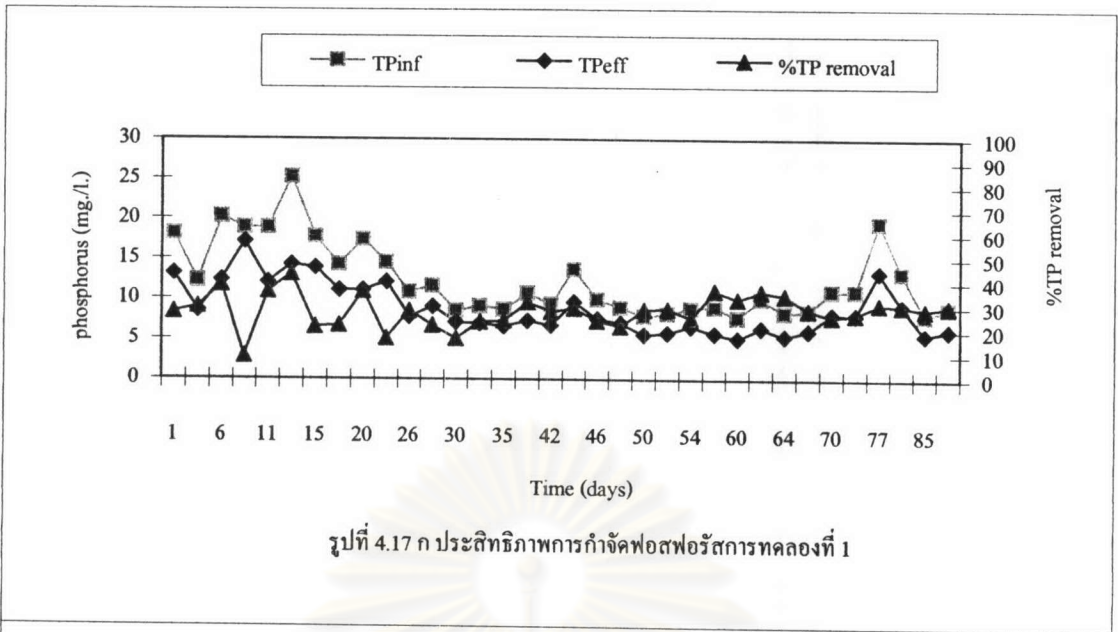
$P_{in\ eff}$ หมายถึง ปริมาณฟอสฟอรัสที่ออกไปกับน้ำทิ้ง

$P_{in\ \Delta X}$ หมายถึง ปริมาณฟอสฟอรัสที่ออกไปกับสลัดจ์ส่วนเกิน

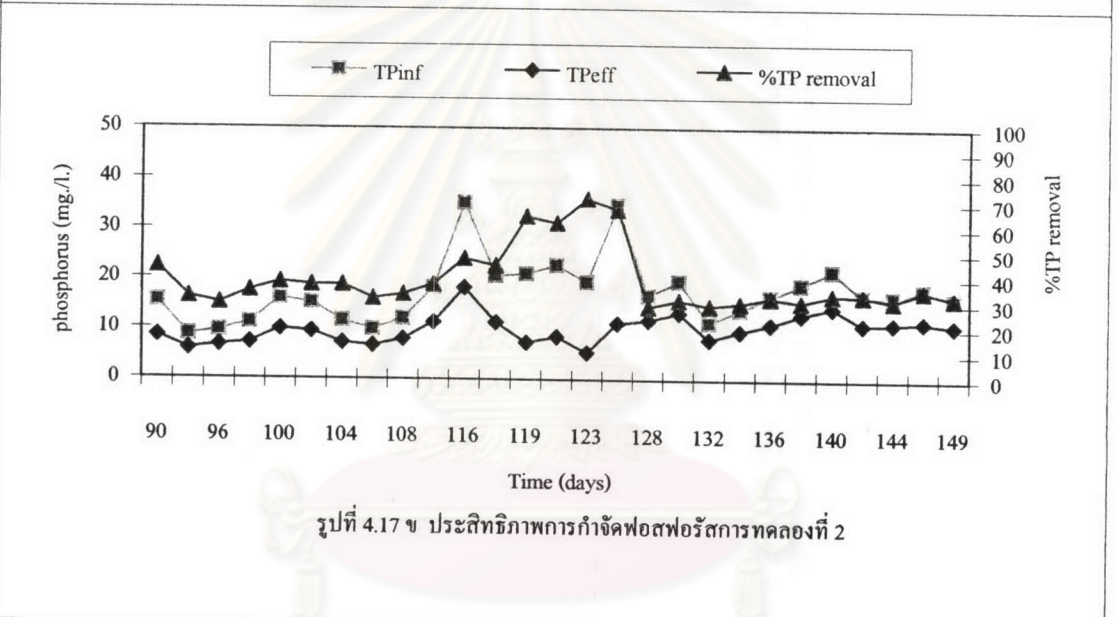
การทดลองที่ 3 ควบคุมอายุสลัดจ์ 50 วัน โดยทิ้งตะกอนวันละ 3 ลิตร ที่สถานะคงตัวมีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์ 3.1% ความเข้มข้นในน้ำเสียเข้าเฉลี่ย 10.6 คำนวนประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส 53%

จากการทดลองฟอสฟอรัสที่ไม่สมดุล เนื่องจากฟอสฟอรัสส่วนหนึ่งถูกจุลินทรีย์นำไปใช้สร้างเซลล์ใหม่และฟอสฟอรัสบางส่วนสะสมในถังปฏิกรณ์ โดยการทดลองที่ 1 และ 2 สลัดจ์จุลินทรีย์จะยังเพิ่มขึ้นสม่ำเสมอตลอดการทดลองดังรูปที่ 4.1 ก และ ข ฟอสฟอรัสจึงยังถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ ซึ่งฟอสฟอรัสส่วนที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้จะเป็น active phosphorus ส่วน complex phosphorus สามารถเกาะกับสลัดจ์และตกตะกอนสะสมในถังปฏิกรณ์

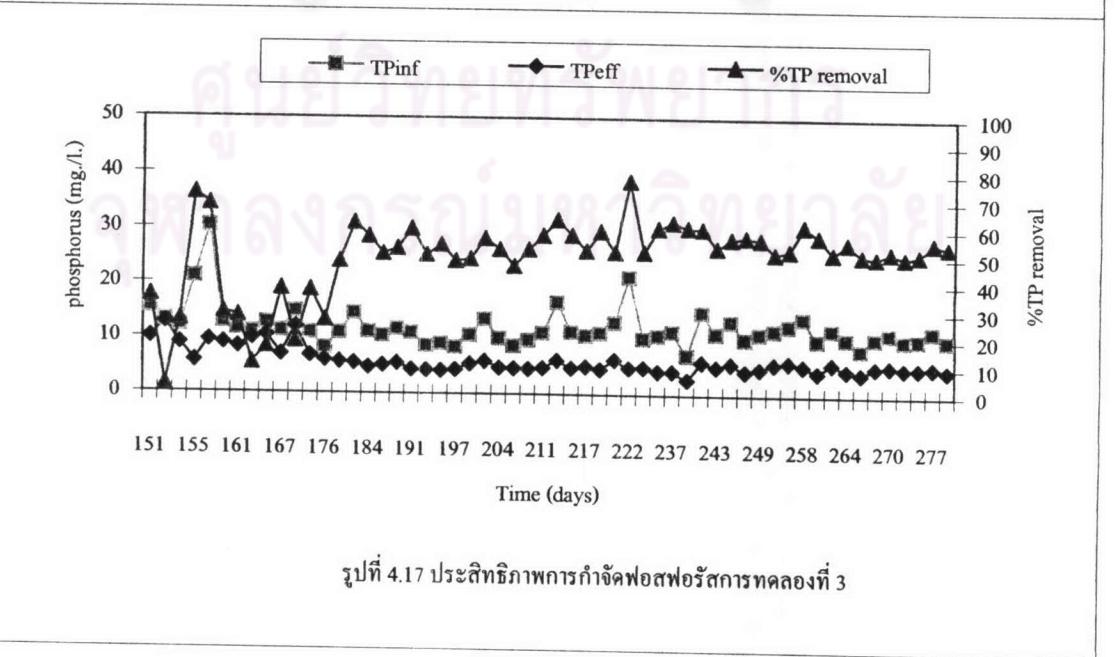
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.17 ก ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสการทดลองที่ 1



รูปที่ 4.17 ข ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสการทดลองที่ 2



รูปที่ 4.17 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสการทดลองที่ 3

4.6 การกำจัดฟอสฟอรัสโดยคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

4.6.1 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่อัตราการกรองต่างๆ

การทดลองใช้คอลัมน์สั้นต่อเนื่องสองคอลัมน์บรรจุตัวกลางทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ แต่ละท่อนสูง 40 ซม. ปรับอัตราการกรองในการทดลองแรก 0.39 ลบ.ม./ตร.ม-ชม. และในการทดลองที่สองเท่ากับ 0.58 ลบ.ม./ตร.ม-ชม.

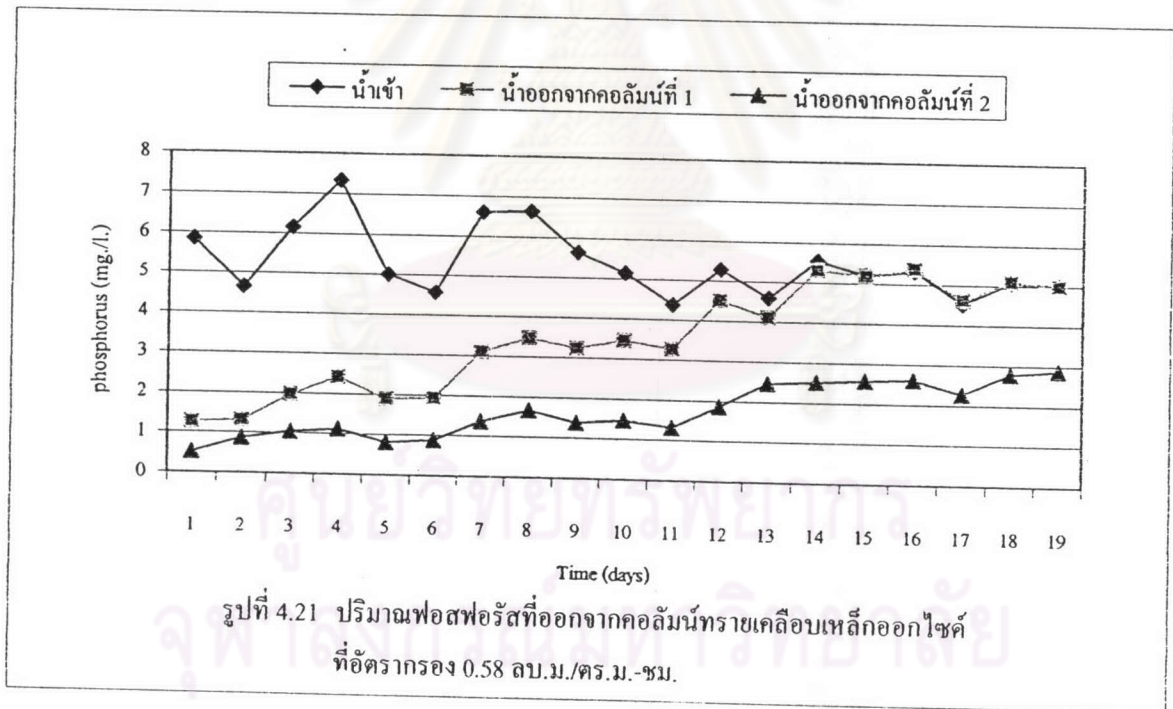
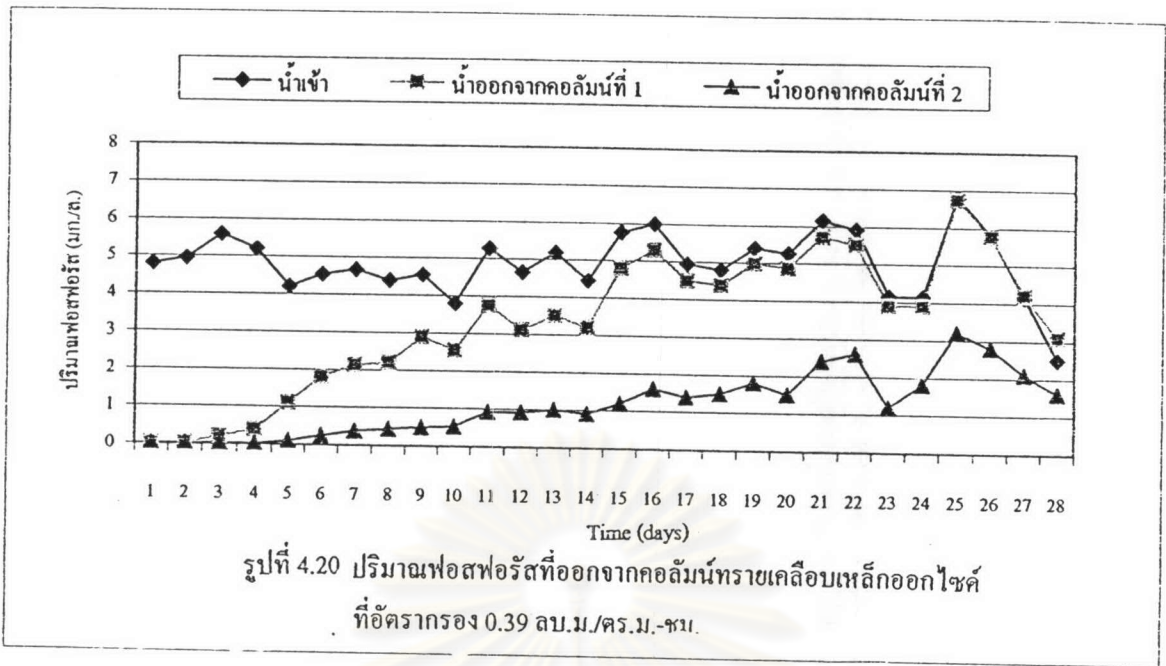
ค่าเฉลี่ยของตัวแปรต่างๆจากการทดลองแสดงในตารางที่ 4.12 และผลของอัตราการกรองต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสแสดงในรูปที่ 4.20 และ 4.21 ตารางที่ 4.12 สรุปค่าเฉลี่ยตัวแปรต่างๆจากการทดลอง

ตัวแปร	อัตราการกรอง 0.39	อัตราการกรอง 0.58
	ลบ.ม./ตร.ม-ชม	ลบ.ม./ตร.ม-ชม
ความสูงชั้นตัวกลาง	40	40
เวลาสัมผัส (นาที)	70	40
ความหนาแน่นตัวกลาง (ก./ลบ.ชม.)	1.52	1.52
ฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำเข้าเฉลี่ย (มก./ล.)	4.9	6.6
ฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำออกจากคอลัมน์แรกเฉลี่ย (มก./ล.)	3.38	3.09
ฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำออกจากคอลัมน์ที่สองเฉลี่ย (มก./ล.)	1.17	2.18

พิจารณาคอลัมน์แรกพบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสที่อัตราการกรอง 0.39 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. จะกำจัดได้ดีกว่าเนื่องจากมีเวลาสัมผัสกับน้ำเสียมากกว่า ส่วนคอลัมน์ที่สองก็เช่นเดียวกันแต่การกำจัดจะน้อยกว่าคอลัมน์แรก ทั้งนี้เนื่องมาจากความเข้มข้นของฟอสฟอรัสที่ป้อนลงมาที่คอลัมน์ที่สองน้อยกว่าคอลัมน์แรก เพราะบางส่วนถูกกำจัดและสะสมอยู่ในคอลัมน์แรกแล้ว ดังผลการทดสอบ XRF ซึ่งพบปริมาณฟอสฟอรัสในรูป P_2O_5 ในเม็ดทรายของคอลัมน์แรกสูงกว่าคอลัมน์ที่สอง

4.6.2 ความสามารถการกำจัดฟอสฟอรัสของตัวกลางทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

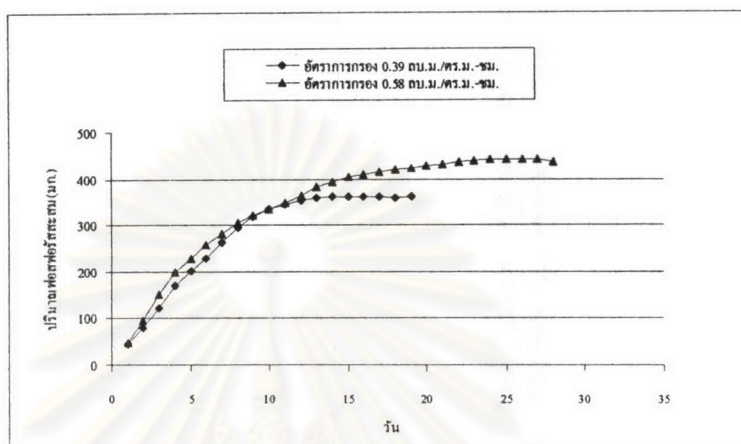
การคัดเลือกตัวกลางที่เหมาะสมต้องพิจารณาขีดความสามารถในการกำจัดสารปนเปื้อนเนื่องจากมีผลต่อการออกแบบระบบกำจัดให้มีประสิทธิภาพ ซึ่งขีดความสามารถนี้หมายถึงปริมาณสารปนเปื้อนที่ตัวกลางสามารถกำจัดได้โดยมีหน่วยเป็นมวลของสารปนเปื้อนที่ถูกกำจัดต่อหน่วยน้ำหนักของสารที่ใช้ดูดซับ คำนวนความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสได้โดยพิจารณาขีดความสามารถในการใช้งานสูงสุดจนกระทั่งตัวกลางไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อีกต่อไป



การประมาณความสามารถการกำจัดฟอสฟอรัสของตัวกลางทรายเคลือบเหล็ก
ออกไซด์พิจารณาดังนี้

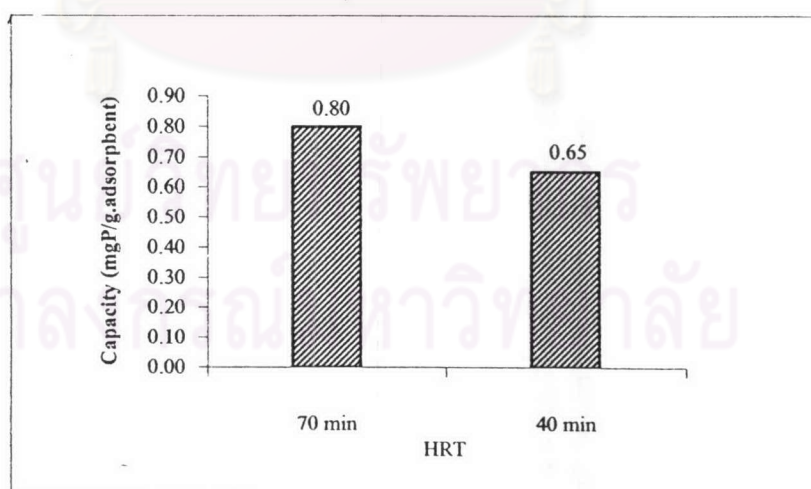
$$\text{ปริมาณน้ำเสีย} \times (\text{ฟอสฟอรัสในน้ำเสีย} - \text{ฟอสฟอรัสในน้ำทิ้ง}) = \text{ปริมาณฟอสฟอรัสที่กำจัดได้}$$

ปริมาณฟอสฟอรัสสะสมจนกระทั่งถึงขีดจำกัดของคอลัมน์เดียวแต่ละการทดลอง
แสดงดังรูปที่ 4.22



รูปที่ 4.22 การสะสมของปริมาณฟอสฟอรัสในคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

เนื่องจากตัวกลางทรายเคลือบเหล็กออกไซด์มีความหนาแน่นเท่ากับ 1.52 กรัม/ลบ.ซม.
คำนวณค่าความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสที่อัตราการกรอง 0.39 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม.และ 0.58
ลบ.ม./ตร.ม.-ชม.เท่ากับ 0.80 และ 0.65 มก.ฟอสฟอรัส/ก.ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ ตามลำดับ



รูปที่ 4.23 ความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสของทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

4.7 คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบ SMBR

กิจกรรมการใช้น้ำของอาคารศูนย์การค้าส่วนใหญ่จะใช้เพื่อการอุปโภคได้แก่ น้ำชำระโถ ปัสสาวะ-ล้าง ทำความสะอาดส่วนต่างๆของอาคาร ล้างเครื่องปรับอากาศ รดน้ำต้นไม้ และอื่นๆ ซึ่งหากมีระบบนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ใหม่จะทำให้ลดความต้องการน้ำประปาลงได้

ระบบ SMBR ในงานวิจัยนี้สามารถดำเนินการเป็นระบบบำบัดน้ำเสียหลักและนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ได้ทันที ซึ่งเป็นระบบที่รวมกระบวนการทางชีวภาพและกระบวนการกรองด้วยเมมเบรนในถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียวและใช้พื้นที่ติดตั้งน้อย จากผลการทดลองเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวน้ำที่ผ่านการบำบัดจะมีคุณภาพสูงและมีประสิทธิภาพสม่ำเสมอ สามารถรับความเปลี่ยนแปลงของลักษณะสมบัติน้ำเสียจริงในช่วงกว้างได้ดี

ปัจจุบันการนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ เป็นทางเลือกที่ได้รับการพิจารณามากขึ้น ด้วยเหตุผลหลายประการ ทั้งด้านการประหยัดค่าใช้จ่าย ความต้องการน้ำสะอาด รวมถึงวิกฤตการณ์ใช้น้ำในหลายพื้นที่ทั่วโลก สำหรับประเทศไทยปัญหาการใช้น้ำมีความรุนแรงเพิ่มขึ้นในหลายพื้นที่เนื่องจากปริมาณน้ำสะอาดเพื่อการผลิตลดลง ทั้งที่มีสาเหตุจากมลภาวะและความเปลี่ยนแปลงทางธรรมชาติ ด้วยเทคโนโลยีที่ก้าวหน้าขึ้นทำให้การนำน้ำที่ผ่านการบำบัดมาใช้คุ้มค่าน่าสนใจยิ่งขึ้นจึงเป็นทางเลือกที่ผู้ประกอบการกำลังให้ความสนใจ แต่โดยส่วนใหญ่ยังไม่มีความจำเป็นถึงขั้นรุนแรงซึ่งการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ต้องคำนึงถึงความคุ้มค่าในทางเศรษฐศาสตร์ด้วย อย่างไรก็ตาม กิจกรรมการใช้น้ำแต่ละประเภทมีระดับคุณภาพน้ำที่แตกต่างกันไป การนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ใหม่ยังไม่มีความมั่นใจในปัจจุบัน แต่มีข้อพิจารณาที่สำคัญคือความปลอดภัยทางสาธารณสุข ส่วนความมีสุนทรียภาพ ความพึงพอใจ และการยอมรับจะขึ้นอยู่กับผู้ใช้น้ำซึ่งอาจแตกต่างกันไปตามแต่ละพื้นที่ของแต่ละประเทศ

4.7.1 มาตรฐานคุณภาพการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

ประเทศญี่ปุ่นมีความพยายามในการนำน้ำเสียกลับมาใช้มากที่สุดประเทศหนึ่ง โดยมีการศึกษาอย่างกว้างขวาง มีมาตรฐานคุณภาพน้ำ(Standard)และแนวทางการกำหนดคุณภาพน้ำ(Guideline)ซึ่งได้จากผลการศึกษาของรัฐและเอกชนมากมาย จึงนำมาใช้ในการเปรียบเทียบด้านคุณภาพน้ำซึ่งผ่านการบำบัดจากระบบSMBRถึงความเหมาะสมในการนำกลับมาใช้ใหม่ในกิจกรรมของอาคารศูนย์การค้า ดังแสดงในตารางที่ 4.13 และ 4.14

ตารางที่ 4.13 แนวทางการกำหนดคุณภาพน้ำขั้นต้นในการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

	Constituent	Unit	Flush Toilet	Landscape Irrigation	Amenity use
Criteria	Total Coliform	N/ml.	<10	N.D.	N.D.
	Residual Chlorine	-	maintained	>0.4	-
Target	Visual appeal	-	not unpleasant	not unpleasant	Not unpleasant
	Turbidity	NTU	-	-	<10
	BOD	mg./l.	-	-	<10
	Odor	-	not unpleasant	not unpleasant	not unpleasant
	pH		5.8-8.6	5.8-8.6	5.8-8.6

ที่มา : Japan Ministry of Construction, 1981 (อ้างอิงในอริยะ เตกษณานนท์, 2543)

ตารางที่ 4.14 ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำที่นำกลับมาใช้ภายในอาคารของประเทศญี่ปุ่น

Parameter	หน่วย	ชำระ โดสิ้วม	ระบบปรับอากาศ
pH	-	5.8-9.0	5.8-9.0
Turbidity (NTU)	NTU	≤ 5	≤ 10
Color (SU)	Unit	≤ 10	-
Suspended Solid	mg./l.	≤ 5	≤ 10
TDS	mg./l.	-	-
BOD (mg./l.)	mg./l.	≤ 10	≤ 10
COD (mg./l.)	mg./l.	≤ 40	≤ 20
Total Hardness	mg./l.	≤ 200	≤ 300
Total Nitrogen	mg./l.	-	-
Amonia Nitrogen	mg./l.	≤ 5	≤ 20
Phosphate	mg./l.	≤ 1	-
Total Coliform	Colony/ml.	not detectable	-
Residual Chlorine	mg./l.	-	-

ที่มา : (Sanki Engineering CO.,LTD. (n.d.) อ้างอิงใน อัมพวัน พงษ์สิทธิศักดิ์, 2539)

4.7.2 คุณภาพของน้ำที่ผ่านการบำบัดโดยระบบ SMBR

ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดโดยระบบ SMBR ที่สภาวะคงตัวแต่ละ การทดลองแสดงดังตารางที่ 4.15 โดยการทดลองที่ 1-3 น้ำทิ้งผ่านการบำบัดจากระบบ SMBR ส่วน การทดลองที่ 4 และ 5 น้ำทิ้งผ่านการบำบัดจากระบบ SMBR ร่วมกับคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็ก ออกไซด์

ตารางที่ 4.15 คุณภาพน้ำทิ้งเฉลี่ยที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบ SMBR และคอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์

พารามิเตอร์	การทดลองที่ 1	การทดลองที่ 2	การทดลองที่ 3	การทดลองที่ 4	การทดลองที่ 5
pH	7.13	7.27	7.22	6.92	7.01
Turbidity (NTU)	0.3	0.3	0.1	-	-
Suspended Solid (mg./l.)	0.4	0.2	0.2	-	-
COD (mg./l.)	19	23	16	20	16
TKN (mg./l.)	1.5	1.6	1.5	-	-
Nitrite nitrogen (mg./l.)	0.06	0.05	0.03	-	-
Nitrate nitrogen (mg./l.)	3.29	5.5	5.7	-	-
TP (mg./l.)	8.8	10.0	5.9	1.17	2.18
BOD (mg./l.)	-	6	6	-	-
Color (SU)	-	1.04	0.94	-	-
Fecal Coliform	-	-	ตรวจไม่พบ	-	-

หมายเหตุ (-) ไม่ได้วิเคราะห์

* สีและโคลิฟอร์มวิเคราะห์ตามความเหมาะสม

จากการเปรียบเทียบคุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านระบบ SMBR กับมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งนำ กลับมาใช้ใหม่สามารถพิจารณาความเหมาะสมในการนำกลับมาใช้ดังนี้

พีเอช น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าพีเอชทุกการทดลองอยู่ในช่วง 6.8-7.3 อยู่ในขอบเขตของ มาตรฐานซึ่งกำหนดอยู่ในช่วง 5.8-8.6 เหมาะสมในการนำกลับมาใช้ทุกกิจกรรม รูปแบบการเติม อากาศเป็นช่วงๆและอัตราส่วน COD/TKN ในน้ำเสียสูงพอที่ระบบจะรักษาระดับพีเอชได้ดี

ความขุ่น น้ำที่ผ่านการบำบัดมีความขุ่นเฉลี่ย 0.2 NTU ในทุกการทดลอง ซึ่งค่าขอบเขต ค่าสุดของมาตรฐานน้อยกว่า 10 NTU ซึ่งมีความเหมาะสมต่อสุนทรียภาพ การสัมผัสใช้ของมนุษย์ เหมาะสมในการนำกลับมาใช้ทุกกิจกรรม

สารอินทรีย์ น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 20 มก./ล.โดยมีค่าสูงสุด-ต่ำสุดตลอดการ ทดลองเท่ากับ 4-33 มก./ล. ซึ่งแปรเปลี่ยนตามความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเข้า อย่างไร ก็ตามช่วงที่ความเข้มข้นน้ำเสียเปลี่ยนแปลงอยู่ในช่วงคงที่ คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าบีโอดี 6

ทีเคเอ็น น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าทีเคเอ็นอยู่ช่วง 0.3-3.9 มก./ล. โดยคิดเป็นค่าเฉลี่ยทั้งสองสภาวะ 1.5 มก./ล. มาตรฐานและแนวทางการกำหนดคุณภาพน้ำทิ้งทั่วไปไม่จำกัดค่าทีเคเอ็น ซึ่งค่าทีเคเอ็นที่ผ่านระบบบำบัด SMBR มีค่าต่ำมากเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดอื่นๆ อาจพิจารณากิจกรรมที่จะนำไปใช้ตามความเหมาะสม

ทีเอ็น เนื่องจากระบบมีประสิทธิภาพของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันสูง ทำให้มีค่าทีเคเอ็นและไนเตรทในน้ำออกต่ำตามลำดับ ซึ่งน้ำเสียมีอัตราส่วน COD/TKN ตลอดจนการทดลองอยู่ในช่วง 7.5-25.2 ทำให้เมื่อน้ำเสียนำมาบำบัดจะมีค่าไนโตรเจนเฉลี่ยทั้งหมดประมาณ 7 มก./ล. มาตรฐานและแนวทางการกำหนดคุณภาพน้ำทิ้งส่วนใหญ่ไม่จำกัดค่าไนโตรเจนทั้งหมด อาจพิจารณากิจกรรมที่จะนำไปใช้ตามความเหมาะสม

ฟอสฟอรัส ระบบ SMBR เมื่อไม่จำกัดอายุตะกอนสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ประมาณ 30% แต่เมื่อควบคุมอายุตะกอนจะกำจัดได้เพิ่มขึ้นเนื่องจากฟอสฟอรัสสะสมถูกทิ้งออกไปกับสลัดจ์ส่วนเกิน ซึ่งการทดลองควบคุมอายุสลัดจ์ 50 วันสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ประมาณ 65% ซึ่งจากผลการทดลองน้ำทิ้งออกจากระบบ SMBR มีค่าฟอสฟอรัสสูงกว่าค่ามาตรฐาน การใช้คอลัมน์ทรายเคลือบเหล็กออกไซด์ช่วยกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งได้มากจนอยู่ในเกณฑ์มาตรฐาน แต่มีข้อจำกัดความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสไม่คุ้มค่ากับการนำมาใช้ในระบบใหญ่

สีและกลิ่น น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าสี 1.04 และ 0.94 SU ซึ่งต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐานมาก ลักษณะสีไม่ต่างจากน้ำประปาและปราศจากกลิ่น สามารถสัมผัสใช้งานได้โดยไม่นำรังเกียจ เหมาะสมในการนำไปใช้ในทุกกิจกรรม

ฟีคัลโคลิฟอร์มแบคทีเรีย ผลวิเคราะห์ไม่พบ Fecal coliform ทั้งนี้มาตรฐานต่างๆให้ความสำคัญกับพารามิเตอร์นี้เป็นลำดับต้น โดยต้องการความปลอดภัยสูงสุดในกรณีที่เป็นการนำกลับมาใช้ในอาคารซึ่งใกล้ชิดกับผู้ใช้มาก น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบ SMBR สามารถนำไปใช้ได้ในทุกกิจกรรม

จากการเปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดกับเกณฑ์มาตรฐานข้างต้น มาตรฐานแบคทีเรียก่อโรคมมีความสำคัญที่สุดเนื่องจากคำนึงถึงความปลอดภัยของผู้ใช้น้ำ ส่วนมาตรฐานสี กลิ่น และความขุ่นเกี่ยวกับความพึงพอใจของผู้ใช้น้ำ ส่วนมาตรฐานที่กำหนดค่าซีโอดี บีโอดี ทีเอช ทีเคเอ็น และทีเอ็นยังไม่กำหนดมาตรฐานเป็นทางการเพียงแต่ช่วยลดภาระต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากระบบ SMBR เหมาะสมในการนำมาใช้ในกิจกรรมของอาคารได้แก่ การชำระโถส้วม-ปัสสาวะ การล้างห้องน้ำ พื้นอาคาร รดน้ำต้นไม้ ระบบหล่อเย็น ระบบป้องกันอัคคีภัย ได้เป็นอย่างดี

4.8 การประเมินต้นทุนค่าใช้จ่ายการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ SMBR

การประเมินต้นทุนค่าใช้จ่ายในการบำบัดและนำน้ำเสียกลับมาใช้สำหรับชุดทดลองระบบ SMBR คำนวณจากการลงทุนขั้นต้นและค่าใช้จ่ายในการควบคุมระบบ ดังนี้

ตารางที่ 4.16 รายการประเมินต้นทุนการประกอบสร้างชุดทดลองระบบ SMBR

ลำดับ	รายละเอียดอุปกรณ์	บาท
1	Microfiltration membrane 4 m ²	22,000
2	อุปกรณ์ท่อชุดประกอบเมมเบรน หัวฉีด	538
3	ถังจ่ายน้ำเสีย ถังปฏิกรณ์ ถังพักน้ำ 200 ลิตร พร้อม โครงเหล็ก และตัวจับ โมดูล	3,050
4	ปั๊มหมุนเวียนน้ำ ปั๊มดูด และอุปกรณ์ประกอบ (ท่อพีวีซี ยาง ข้อต่อ)	4,200
5	ระบบเติมอากาศและลมอัด อุปกรณ์ประกอบ (เรกูเลเตอร์ โซลินอยด์วาล์ว ท่อ ข้อต่อ)	7,450
6	วาล์วน้ำและอุปกรณ์ประกอบ	540
7	เกจวัดความดันลมและน้ำ	350
8	อุปกรณ์ไฟฟ้าและอิเล็กทรอนิกส์	3,460
9	ค่าจ้างเหมา : ค่าแรง เครื่องมือ	1,000
	รวมค่าใช้จ่ายในการประกอบสร้าง (Inv.)	20,588

การทดลองที่	ค่าใช้จ่ายการเดินระบบ	บาท/ปี
1	ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการเดินระบบเฉลี่ย 0.80 หน่วย/วัน	905
2	ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการเดินระบบเฉลี่ย 1.13 หน่วย/วัน	1,274
3	ค่าไฟฟ้าที่ใช้ในการเดินระบบเฉลี่ย 1.08 หน่วย/วัน	1,222
4	ค่ากำจัดสัคค์	328

ตารางที่ 4.17 การคำนวณและผลการประเมินต้นทุนค่าใช้จ่ายบำบัดค่อนหน่วยปริมาตรน้ำ

การคำนวณ	การทดลองที่ 1	การทดลองที่ 2	การทดลองที่ 3
1. มูลค่าปัจจุบันของเมมเบรนเปลี่ยนทุก 3 ปีตลอดอายุระบบ 15 ปี (MF_N , บาท)	73,070	73,070	73,070
2. ต้นทุนประกอบสร้างระบบ (Inv., บาท)	20,588	20,588	20,588
3. มูลค่าปัจจุบันค่าใช้จ่ายเดินระบบ (Op_N , บาท)	7,746	10,905	10,788
4. เงินลงทุนทั้งหมดของโครงการ (TInv., บาท)	101,404	104,563	104,446
5. ค่าใช้หนี้รวมเงินต้น ($TInv_N$, บาท/ปี)	11,847	12,216	12,202
6. กำลังการบำบัดน้ำเสีย (Q, ลบ.ม./ปี)	65.7	65.7	65.7
ต้นทุนการผลิต ไม่รวมค่าเสื่อมราคา (บาท/ลบ.ม.)	13.8	19.4	18.6
ต้นทุนการผลิตรวมค่าเสื่อมราคา (บาท/ลบ.ม.)	180.3	185.9	185.7

ข้อกำหนด : กำลังการผลิต (Q) 65.7 ลบ.ม./ปี ทุกการทดลอง (อริยะ เตกษณานนท์, 2543)

อายุการใช้งานเมมเบรน 3 ปี (n) และอายุการใช้งานทั้งระบบ 15 ปี (N)

อัตราดอกเบี้ยเงินกู้โครงการทางด้านสิ่งแวดล้อม 8% ต่อปี (i)

สูตรการคำนวณ : $MF_N = MF \times [1 + 1/(1+i)^3 + 1/(1+i)^6 + 1/(1+i)^9 + 1/(1+i)^{12}]$

$$Op_N = Op \times [(1+i)^N - 1] / [i + (1+i)^N]$$

$$Tinv = (Inv. + MF^N + Op^N)$$

$$Tinv_N = Tinv \times [1 - (1+i)^{-N}] / [i + (1+i)^{-N} - 1]$$

$$\text{ต้นทุน ไม่รวมค่าเสื่อมราคา} = Op / Q$$

$$\text{ต้นทุนรวมค่าเสื่อมราคา} = Tinv_N / Q$$

ต้นทุนการบำบัดค่อนหน่วยปริมาตรมีค่าสูงเมื่อเทียบกับราคาน้ำประปาในปัจจุบันเนื่องจากการลงทุนประกอบชุดทดลองขั้นต้นมีค่าสูง ซึ่งชุดการทดลองที่มีขนาดถึงปฏิกรณ์ 200 ลิตร ไม่ได้สัดส่วนกับกำลังการผลิตของเมมเบรนขนาด 4 ตร.ม. ในทางปฏิบัติสามารถออกแบบให้ระบบมีกำลังการผลิตที่สูงขึ้น โดยติดตั้งเมมเบรนแบบไม่จำกัดพื้นที่ซึ่งระบบการเติมอากาศจะสามารถชะลอการสะสมของสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรนมีประสิทธิภาพสูงขึ้น จะมีส่วนช่วยให้ออกแบบค่าฟลักซ์ได้สูงขึ้นทำให้กำลังการผลิตสูงขึ้น

ปัมและหัวฉีดหมุนเวียนน้ำภายในช่วยลดการสะสมของสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน โดยไม่ก่อความเสียหายให้กับเมมเบรน แต่สิ้นเปลืองพลังงานมาก โดยเมื่อความเข้มข้นสลัดจ์สูงจะทำให้ปัมรับภาระสูงขึ้น รวมถึงปัมเติมอากาศต้องรับภาระสูงขึ้นเช่นกันเพื่อรักษาระดับออกซิเจน

ละลายน้ำให้อยู่ในระดับที่ต้องการคือมากกว่า 2 มก./ล. ในช่วงเดิมอากาศ ซึ่งจะสังเกตว่าในการทดลองที่สาม เมื่อควบคุมอายุตะกอน โดยการทิ้งสลัดจ์จะทำให้สิ้นเปลืองพลังงานส่วนนี้ลดน้อยลง แต่ก็ยังมีค่าสูงกว่าการทดลองที่ 1 เนื่องจากปริมาณสลัดจ์จุลชีพเฉลี่ยในระบบยังคงมีค่าสูง อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาค่าใช้จ่ายในการกำจัดสลัดจ์ร่วมด้วยจะทำให้ค่าใช้จ่ายรวมในการดำเนินการยังคงมีค่าสูง



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย