



ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลโดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร
ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม
บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล

พ.ศ. 2544

ISBN 974-665-558-2

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยมหิดล

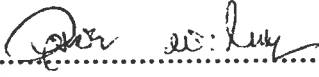
จพ
๕๓๕๓๒/
๒๕๔๔

Copyright by Mahidol University

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิโคทีนโดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์



นายยุทธชัย สาระไทย

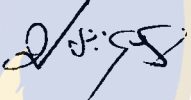
ผู้วิจัย



รองศาสตราจารย์สุวิทย์ ชุมนุชศิริวัฒน์

วศ.บ. (เกียรตินิยม), M.S. (Env.&Water Resources Eng.)

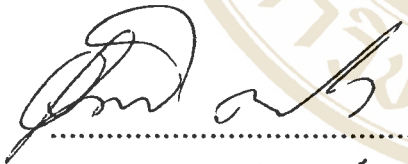
ประธานกรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์



รองศาสตราจารย์ประชูร ฟองสถิตย์กุล

วท.บ. (สุขาภิบาล), M.S., Ph.D. (Env. Eng.)


กรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์



ผู้ช่วยศาสตราจารย์อุดมศักดิ์ คงเมือง

วศ.บ.(สุขาภิบาล), M.S. (Env. Eng.)

กรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์



ผู้ช่วยศาสตราจารย์ชญณ์ เชียรนประสิทธิ์

วท.บ. (สุขาภิบาล), M.S. (Env. Health)

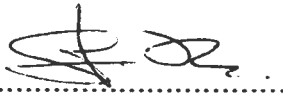
กรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์



ศาสตราจารย์เลียงชัย ลิมล่อมวงศ์ Ph.D.

คณบดี

บัณฑิตวิทยาลัย



รองศาสตราจารย์สุวิทย์ ชุมนุชศิริวัฒน์

วศ.บ. (เกียรตินิยม), M.S. (Env.&Water Resources Eng.)

ประธานคณะกรรมการประจำหลักสูตร

วิทยาศาสตร์มหาบัณฑิต

สาขาวิชาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

คณะสาธารณสุขศาสตร์

วิทยานิพนธ์

เรื่อง

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิเกิลโดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

ได้รับการพิจารณาให้นับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม

วันที่ 29 มีนาคม พ.ศ. 2544



นายยุทธชัย สาระไทย

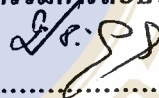
ผู้วิจัย



รองศาสตราจารย์สุวิทย์ ชุมนุมศิริวัฒน์

วศ.บ. (เกียรตินิยม), M.S. (Env. & Water Resources Eng.)

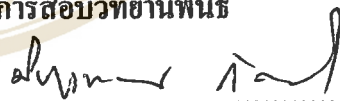
ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



รองศาสตราจารย์ประจักษ์ พองสติกข์กุล

วท.บ. (สุขาภิบาล), M.S., Ph.D. (Env. Eng.)

กรรมการสอบวิทยานิพนธ์



ผู้ช่วยศาสตราจารย์นิภาพรรณ กังสกุลนิติ

วท.บ., M.S., Dr.P.H. (Env. Health)

กรรมการสอบวิทยานิพนธ์

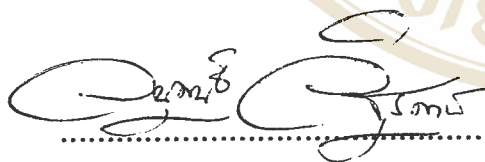


รองศาสตราจารย์กานดา วัฒนโกส

พ.บ., M.Sc. in Hygiene (P.H. Microbiology)

คณบดี

คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล



อนุพันธ์ อีสุรัตน์

Ph.D. (Natural Science; Wastewater Techniques)

กรรมการสอบวิทยานิพนธ์



ศาสตราจารย์เลียงรัช ถิมถ้อยวงศ์ Ph.D.

คณบดี

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สามารถสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี โดยได้รับความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง จาก รองศาสตราจารย์สุวิทย์ ชูมนุมศิริวัฒน์ รองศาสตราจารย์ดร. ประชुर พงศดิษฐ์กุล ผู้ช่วยศาสตราจารย์ดร.นิภาพรรณ กังสกุลนิติ ผู้ช่วยศาสตราจารย์กฤษณ์ เจ็ชรณประสิทธิ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์อุดมศักดิ์ คงเมือง และดร.อนุพันธ์ อีฐรัตน์ คณะอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาให้คำแนะนำและข้อคิดเห็นต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับการวิจัยมาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ และเจ้าหน้าที่ ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาลทุกท่านที่กรุณาให้ความรู้ คำแนะนำ และอำนวยความสะดวกแก่ผู้วิจัย

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ บิดามารดา ญาติพี่น้อง และเจ้าหน้าที่ฝ่ายน้ำทิ้งชุมชนทุกท่านที่สนับสนุนและให้กำลังใจแก่ผู้วิจัยเสมอมาจนสำเร็จการศึกษา

ยุทธชัย สาระไทย

3936069 PHET/M : สาขาวิชา : เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ; วทม. (เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม)

ศัพท์สำคัญ : ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ / น้ำเสียชุมชน / นิกเกิล

ผู้ทบทวน : ประเทศไทย : ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิกเกิลโดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (EFFICIENCY OF SBR IN TREATING DOMESTIC WASTEWATER CONTAMINATED WITH NICKEL) คณะกรรมการควบคุมวิทยานิพนธ์ : สุวิทย์ ชูมนุมศิริวัฒน์, M.S. (Env.&Water Resources Eng.), ประยูร ฟองสถิตย์กุล, Ph.D. (Env. Eng.), กฤษณ์ เทียรณประสิทธิ์, M.S. (Env. Health), อุดมศักดิ์ คงเมือง, M.S. (Env. Eng.), 96 หน้า. ISBN 974-665-558-2

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ในการบำบัดค่าซีไอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิกเกิล โดยใช้ น้ำเสียจากโรงพยาบาลราชวิถีเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน และให้แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ กำหนดช่วงเวลากำหนดน้ำเสีย 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 16 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1.5 ชั่วโมง ช่วงระบายน้ำทิ้ง 0.5 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ 1 ชั่วโมง โดยใช้อายุตะกอน 30 วัน การทดลองแบ่งออกเป็น 3 ชุด การทดลองชุดที่ 1 ควบคุมความเข้มข้นของนิกเกิลในน้ำเสียชุมชน ประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร การทดลองชุดที่ 2 ควบคุมความเข้มข้นของนิกเกิลในน้ำเสียชุมชน ประมาณ 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร การทดลองชุดที่ 3 ควบคุมความเข้มข้นของนิกเกิลในน้ำเสียชุมชน ประมาณ 5 มิลลิกรัม/ลิตร

ผลการทดลองพบว่า การทดลองชุดที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน ร้อยละ 87.22, 89.06 และ 92.16 ตามลำดับ การทดลองชุดที่ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน ร้อยละ 84.06, 88.36 และ 67.69 ตามลำดับ และการทดลองชุดที่ 3 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน ร้อยละ 72.86, 63.91 และ 20.17 ตามลำดับ จากการทดสอบทางสถิติพบว่า การทดลองทั้ง 3 ชุด มีประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยชุดการทดลองที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัด ไม่แตกต่างกัน แต่จะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าชุดการทดลองที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดของแฉ่งแขวนลอย การทดลองทั้ง 3 ชุด มีประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยชุดการทดลองที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัด ไม่แตกต่างกัน แต่จะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าชุดการทดลองที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) และสำหรับประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยชุดการทดลองที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าชุดการทดลองที่ 2 และ 3 ตามลำดับ

3936069 PHET/M : MAJOR : ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY ;

M.Sc. (ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY)

KEY WORD : SEQUENCING BATCH REACTOR / DOMESTIC WASTEWATER /
NICKEL

YUTTACHAI SARATHAI : EFFICIENCY OF SBR IN TREATING DOMESTIC
WASTEWATER CONTAMINATED WITH NICKEL. THESIS ADVISORS; SUVIT
SHUMNUMSIRIVATH, M.S. (Env.&Water Resources Eng.), PRAYOON FONGSATITKUL,
Ph.D. (Env. Eng.), KRISANA TEANKAPRASITH, M.S. (Env. Health), UDOMSAK
KONGMUANG, M.S. (Env. Eng.), 96 p. ISBN 974-665-558-2

The objective of this research is to investigate the effectiveness of a Sequencing Batch Reactor (SBR) in the removal of Chemical Oxygen Demand (COD), Suspended Solids (SS) and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) from domestic wastewater contaminated with nickel. Wastewater was taken from the Rajvithee Hospital wastewater treatment plant and operated with the SBR model at the sludge age of 30 days. The experiment was scheduled to operate on a 5-hour filling, 16-hour reacting, 1.5-hour settling, 0.5-hour drawing out and 1-hour idling period. Three experimental runs were conducted in parallel under specific controls with nickel concentrations of 1, 2.5 and 5 mg/l, respectively.

The experimental results indicated that the COD, SS and TKN removal efficiencies (%) were 87.22, 89.06 and 92.16, respectively for the first experimental run; 84.06, 88.36 and 67.69 for the second experimental run; and 72.86, 63.91 and 20.17 for the third experimental run. It can be concluded that the COD, SS and TKN removal efficiency in all experimental runs was significantly different ($p < 0.05$). Experimental runs no.1 and 2 had higher COD and SS removal efficiencies than experimental run no. 3 ($p < 0.05$), however, there was no significant difference between experimental runs no. 1 and 2. For the TKN removal efficiency, all experimental runs showed significant difference; however, experimental run no.1 had a higher removal efficiency than experimental runs no.2 and 3. In conclusion, the removal efficiencies of COD, SS and TKN were more than 80% at nickel concentration of 1 mg/l. therefore it is suggested that nickel concentration in influent be limited to 1 mg/l.

สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ก
บทคัดย่อภาษาไทย	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ	จ
สารบัญตาราง	ฉ
สารบัญรูป	ญ
บทที่	
1 บทนำ	
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา	1
1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย	2
1.3 สมมติฐานการวิจัย	2
1.4 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องในการวิจัย	3
1.5 ขอบเขตการวิจัย	3
1.6 คำจำกัดความที่เกี่ยวข้องกับการวิจัย	4
1.7 กรอบแนวคิดการวิจัย	6
2 ทบทวนวรรณกรรม	
2.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชน	7
2.1.1 สารอินทรีย์	9
2.1.2 ไนโตรเจน	12
2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor : SBR)	17
2.2.1 กลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์	18
2.2.2 กลไกการบำบัดน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์	20
2.2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์	25
2.2.4 ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์	27
2.2.5 ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์	28

สารบัญ (ต่อ)

บทที่		หน้า
	2.3 ผลกระทบของโลหะหนัก	29
	2.3.1 กลไกการกำจัดโลหะหนักด้วยจุลรีพ	32
	2.3.2 นิกเกิล	35
	2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	37
3	การดำเนินการวิจัย	
	3.1 รูปแบบการวิจัย	42
	3.2 แบบจำลองที่ใช้ในการวิจัย	43
	3.3 การดำเนินการทดลอง	45
	3.4 การเก็บตัวอย่างน้ำและการวิเคราะห์ตัวอย่าง	50
	3.5 สถิติที่ใช้ในการวิจัย	51
4	ผลการวิจัย	
	4.1 การเติมตะกอนและการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์	52
	4.1.1 การเติมตะกอน	53
	4.1.2 การปรับสภาพตะกอน	53
	4.2 ผลการทดลองชุดที่ 1 ชุดที่ 2 และชุดที่ 3	54
	4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดนิกเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน	60
	4.2.2 ผลการวิเคราะห์ทางสถิติ	61
5	อภิปราย	
	5.1 การเติมตะกอนและการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์	63
	5.2 ผลการทดลองชุดที่ 1 ชุดที่ 2 และชุดที่ 3	64
	5.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี	64
	5.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย	65
	5.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน	65
	5.3 ผลกระทบของนิกเกิลต่อประสิทธิภาพการบำบัด	66

สารบัญ (ต่อ)

บทที่	หน้า
6	
สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ	
6.1	68
สรุปผลการวิจัย	
6.2	69
ข้อเสนอแนะ	
เอกสารอ้างอิง	70
ภาคผนวก ก. ผลการทดลอง	73
ภาคผนวก ข. ผลการวิเคราะห์ทางสถิติ	85
ประวัติผู้วิจัย	96



สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
1	ลักษณะน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไป	8
2	ค่าพารามิเตอร์ และความถี่ในการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อการตรวจวิเคราะห์	50
3	พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์และวิธีวิเคราะห์	51
4	ค่าเฉลี่ยนิคเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย ในโตรเจน ของการทดลองชุดที่ 1, 2 และ 3	55
5	ผลการวิเคราะห์ทางสถิติของประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง	61



สารบัญรูป

รูปที่		หน้า
1	แสดงกรอบแนวคิดการวิจัย	6
2	การหมัก (Fermentation) สารประกอบคาร์บอนในสภาวะแอนแอโรบิก	11
3	การเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย	13
4	แสดงวัฏจักรการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสปีอาร์	18
5	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในสารละลายภายใต้สภาวะต่าง ๆ	22
6	ปริมาณออกไซด์ของไนโตรเจนในสภาวะต่าง ๆ	23
7	ผลกระทบของความเข้มข้นของโลหะที่เพิ่มขึ้นต่อการสูญเสียประสิทธิภาพในการบำบัด ของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic) และ ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic)	30
8	ผลกระทบโดยทั่วไปของโลหะหนักต่อปฏิกิริยาชีวภาพ	31
9	ลักษณะผิวชั้นนอกของแบคทีเรีย	33
10	กลไกการนำไอออนโลหะหนัก (M) เข้าไปในเซลล์แบคทีเรีย	34
11	รูปแบบความสัมพันธ์ระหว่าง Bacteria Ligands (L) กับไอออนโลหะหนัก (M)	34
12	แผนผังระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสปีอาร์แต่ละชุดการทดลอง	43
13	แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง	44
14	ขั้นตอนการทดลอง	49
15	ค่านิกเกิลของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3	56
16	ค่าซีโอดีของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3	57
17	ค่าของแข็งแขวนลอยของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3	58
18	ค่าไนโตรเจนของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3	59
19	ประสิทธิภาพการบำบัดนิกเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน ของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3	60

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

จากการพัฒนาประเทศในด้านอุตสาหกรรมที่ผ่านมา อุตสาหกรรมการชุบโลหะเป็นอุตสาหกรรมหนึ่งที่มีการขยายตัวอย่างรวดเร็ว โดยโรงงานชุบโลหะส่วนใหญ่ตั้งอยู่ในเขตกรุงเทพมหานครและปริมณฑล การชุบโลหะในวงการอุตสาหกรรมจะมีวัตถุประสงค์ที่แตกต่างกันไป เช่น การชุบเพื่อป้องกันแรงเสียดสีบนวงจรไฟฟ้าในอุตสาหกรรมการผลิตชิ้นส่วนอิเล็กทรอนิกส์ การชุบเคลือบผิวเครื่องประดับเพื่อความสวยงาม การชุบรองพื้นเพื่อเพิ่มความหนาของโลหะป้องกันการสึกหรอหรือรอยขีดข่วน เป็นต้น การชุบเคลือบผิวโลหะด้วยไฟฟ้าที่นิยมกัน ได้แก่ การชุบเคลือบผิวด้วยโลหะ ทองแดง นิกเกิล โครเมียม โครเมียมชนิดแข็ง หรือสำหรับการชุบผิวตกแต่ง ได้แก่ การชุบทอง เงิน โรเดียม และนิกเกิลดำ เป็นต้น

น้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมการชุบโลหะแบ่งออกเป็น 3 ส่วนใหญ่ ๆ คือ น้ำล้างทำความสะอาดชิ้นงาน น้ำยาชุบและน้ำล้างที่หมดสภาพแล้ว และน้ำเสียจากการเตรียมน้ำใช้ ทำให้น้ำเสียดังกล่าวมีโลหะหนักปนเปื้อนด้วย เช่น ทองแดง สังกะสี โครเมียม นิกเกิล ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของการชุบ โดยนิกเกิลเป็นโลหะหนักชนิดหนึ่งที่มีความเข้มข้นสูงมากในน้ำเสียจากการชุบโลหะเกือบทุกประเภท เช่น การชุบโครเมียมก็จะมีค่าความเข้มข้นของนิกเกิลประมาณ 33-50 มิลลิกรัม/ลิตร การชุบทองแดงก็จะมีค่าความเข้มข้นของนิกเกิลในน้ำเสียประมาณ 26 มิลลิกรัม/ลิตร และการชุบนิกเกิล ทองเหลืองและทองบรอนซ์ก็จะมีค่าความเข้มข้นของนิกเกิลประมาณ 100 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งโดยเฉลี่ยน้ำเสียจากโรงงานชุบโลหะจะมีค่าความเข้มข้นของนิกเกิลประมาณ 50 มิลลิกรัม/ลิตร

(1) สำหรับค่ามาตรฐานน้ำทิ้งก่อนระบายลงสู่ท่อรวบรวมน้ำเสียของการนิคมอุตสาหกรรม จะกำหนดให้มีค่าความเข้มข้นของนิกเกิลไม่เกิน 1 มิลลิกรัม/ลิตร ก่อนที่จะถูกรวบรวมไปบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสยรวมของการนิคมอุตสาหกรรมซึ่งส่วนใหญ่จะเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ (Biological Treatment) ทำให้โรงงานชุบโลหะจะต้องมีระบบบำบัดนิกเกิลที่มีประสิทธิภาพสูงกว่า

ร้อยละ 98 ก่อนที่จะระบายลงสู่ท่อรวบรวมน้ำเสียได้ ส่งผลให้โรงงานขนาดกลางและขนาดเล็กต้องแบกรับภาระค่าใช้จ่ายสำหรับการบำบัดน้ำเสียให้ได้ตามมาตรฐานที่กำหนดไว้

ดังนั้นในการศึกษารุ่นนี้ ผู้วิจัยจึงได้ทำการศึกษาดังผลกระทบของความเข้มข้นของนิคเกิลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ โดยเลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ซึ่งเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ดีระบบหนึ่งมาทำการศึกษาศึกษาจะใช้น้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลที่ความเข้มข้นต่าง ๆ เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) และของแข็งแขวนลอย (SS)

1.2 วัตถุประสงค์การวิจัย

1.2.1 วัตถุประสงค์ทั่วไป

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลความเข้มข้นประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร

1.2.2 วัตถุประสงค์เฉพาะ

1. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร
2. เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร

1.3 สมมุติฐานการวิจัย

1.3.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) และของแข็งแขวนลอย (SS) ได้มากกว่าร้อยละ 80

1.3.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) และของแข็งแขวนลอย (SS) แตกต่างกัน

1.4 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องในการวิจัย

1.4.1 ตัวแปรอิสระ

- ความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสียที่เข้าระบบ

1.4.2 ตัวแปรตาม

- ซีโอดี
- ของแข็งแขวนลอย
- ไนโตรเจนในรูปที่เคเอ็น

1.4.3 ตัวแปรควบคุม

- วัฏจักรการเดินระบบเอสบีอาร์
- อัตราการไหล
- อายุตะกอน

1.5 ขอบเขตการวิจัย

การศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่มีวัฏจักรการทำงาน 24 ชั่วโมง โดยรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งมีขอบเขตการวิจัย ดังนี้

1.5.1 การศึกษาครั้งนี้ใช้แบบจำลอง (Model) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ โดยตั้งระบบไว้ในห้องปฏิบัติการของภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล อาคาร 6 ชั้น 3 คณะสาธารณสุขศาสตร์ โดยไม่มีการควบคุมอุณหภูมิ

1.5.2 น้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้เป็นน้ำเสียจากโรงพยาบาลราชวิถี ซึ่งใช้เป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน โดยทำการเก็บในบ่อรวบรวมน้ำเสียของโรงพยาบาล และขณะทำการเก็บตัวอย่างจะกรองน้ำเสียด้วยตะแกรงไนลอนเนื้อละเอียด เพื่อกำจัดสิ่งแขวนลอยที่อาจก่อให้เกิดการอุดตันต่อเครื่องสูบน้ำเสียที่เข้าระบบบำบัดน้ำเสียที่จำลองขึ้น แล้วจึงเติมนิกเกิลให้มีความเข้มข้นประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ

1.5.3 กำหนดให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์มีวัฏจักรการทำงานที่ 24 ชั่วโมง โดยกำหนดช่วงเวลาต่าง ๆ ดังนี้ ช่วงเติมน้ำเสียเข้าระบบ (Fill) 5 ชั่วโมง ช่วงเกิดปฏิกิริยา (React) 16 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน (Settle) 1.5 ชั่วโมง ช่วงระบายน้ำทิ้ง (Draw) 0.5 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ (Idle) 1 ชั่วโมง

1.5.4 ถังปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลองมีปริมาตรความจุ้น้ำเสีย 10 ลิตร

1.5.5 ใช้วิธี Manual เปิดวาล์วที่ติดอยู่กับถังปฏิกิริยาเพื่อระบายน้ำทิ้ง (Draw) และระบายตะกอนส่วนเกินทิ้ง (Excess Sludge) ออกจากถังปฏิกิริยา

1.6 คำจำกัดความที่เกี่ยวข้องกับการวิจัย

1.6.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) หมายถึง ระบบบำบัดน้ำเสียชีวภาพรูปแบบหนึ่งที่มีลักษณะการทำงานเหมือนระบบตะกอนเร่งทุกประการ แต่มีถังปฏิกิริยาเพียงใบเดียวทำหน้าที่เป็นทั้งถังเติมอากาศและถังตกตะกอน โดยการควบคุมระบบต้องกำหนดระยะเวลาการเติมน้ำเสีย การเติมอากาศ และการตกตะกอนให้พอเหมาะ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียและวัตถุประสงค์ในการบำบัด

1.6.2 ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) หมายถึง ค่าความต้องการออกซิเจนของน้ำเสียที่ได้โดยวิธีการทางเคมี ดังนั้น ค่าซีโอดีจึงแสดงถึงปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องการเพื่อออกซิไดส์สารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำทิ้งทั้งที่จุลินทรีย์ย่อยสลายได้และย่อยสลายไม่ได้ มีหน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร โดยปกติค่าซีโอดีมักจะสูงกว่าค่าบีโอดี และมีความสัมพันธ์กันจึงสามารถประมาณการค่าบีโอดีได้จากค่าซีโอดี (2,3)

1.6.3 ไนโตรเจนในรูปทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen) หมายถึง ค่าของสารอินทรีย์ไนโตรเจนบวกกับแอมโมเนียไนโตรเจนในตัวอย่างน้ำ แต่ไม่รวมไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจน ดังนี้ (2)

1.6.3 ไนโตรเจนในรูปที่เคอีน (Total Kjeldahl Nitrogen) หมายถึง ค่าของสารอินทรีย์ไนโตรเจนบวกกับแอมโมเนียไนโตรเจนในตัวอย่างน้ำ แต่ไม่รวมไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจน ดังนี้ (2)

$$\text{TKN} = \text{แอมโมเนียไนโตรเจน (NH}_3\text{-N)} + \text{อินทรีย์ไนโตรเจน (Org-N)}$$

1.6.4 ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solid) หมายถึง ส่วนของแข็งที่ไม่ละลายในน้ำแต่มีขนาดเล็กพอที่จะแขวนลอย (Suspend) อยู่ในน้ำได้ วิเคราะห์ปริมาณได้โดยการกรองตัวอย่างน้ำด้วยกระดาษกรองชนิดพิเศษ เรียกว่า Glass Fibre Paper (Whatman GF/C) แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ให้น้ำหนักที่เพิ่มขึ้นบนกระดาษกรอง มีหน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร (2)

1.6.5 Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) หมายถึง ปริมาณหรือความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศ มีหน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร (4)

1.6.6 F/M ratio หมายถึง อัตราส่วนมวลสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ คัดจากอัตราส่วนระหว่างปริมาณบีโอดีที่เข้าสู่ถังเติมอากาศกับปริมาณจุลินทรีย์ (MLSS) ที่อยู่ในถังเติมอากาศ มีหน่วยเป็น วัน⁻¹ ค่าอัตราส่วนอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ที่อยู่ในช่วง 0.2-0.5 วัน⁻¹ เป็นช่วงบำบัดธรรมดา และช่วง 0.05-0.15 วัน⁻¹ เป็นช่วงอัตราการบำบัดต่ำ (4)

1.6.7 อายุตะกอน (Sludge Age) หมายถึง ระยะเวลาเฉลี่ยที่ตะกอนหมุนเวียนในระบบคำนวณได้จากน้ำหนักจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศ หารด้วยน้ำหนักของจุลินทรีย์ที่ออกจากระบบต่อวัน (4)

1.7 กรอบแนวคิดการวิจัย



รูปที่ 1 แสดงกรอบแนวคิดการวิจัย

บทที่ 2

ทบทวนวรรณกรรม

2.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชน

น้ำเสียจากชุมชน หมายถึง น้ำเสียหรือน้ำโสโครกที่ถูกปล่อยออกมาจากชุมชน ซึ่งรวมถึงน้ำเสียของบ้านเรือน ตลาด และโรงพยาบาล โดยน้ำเสียจากแหล่งชุมชนจะมีส่วนประกอบค่อนข้างคงที่ (5) ดังแสดงในตารางที่ 1 น้ำเสียส่วนใหญ่จะประกอบด้วยส่วนผสมของสารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์สำหรับสารอินทรีย์ซึ่งเป็นส่วนประกอบหลักอาจอยู่ในรูปของคาร์โบไฮเดรต ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส เป็นส่วนใหญ่ (6) โดยพบว่า ไนโตรเจนในน้ำเสียมักจะอยู่ในรูปของอินทรีย์ ไนโตรเจนและแอมโมเนีย ซึ่งเป็นของเสียที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลาย (Metabolism) โปรตีนในร่างกายของมนุษย์ ประมาณร้อยละ 60 ของไนโตรเจนในน้ำเสียใหม่จะอยู่ในรูปของอินทรีย์ ไนโตรเจน และอีกร้อยละ 40 จะอยู่ในรูปของแอมโมเนีย การย่อยสลายโปรตีนของพวกจุลินทรีย์และการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ยูเรียจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจน ไปเป็นแอมโมเนีย โดยทั่วไปในน้ำเสียใหม่จะมีไนโตรเจนที่อยู่ในรูปไนเตรทและไนไตรท์เพียงเล็กน้อยเท่านั้น คือ ประมาณร้อยละ 1 ซึ่งปกติน้ำเสียชุมชนจะมีค่าไนโตรเจนประมาณ 17-100 มิลลิกรัม/ลิตร และนอกจากไนโตรเจนแล้ว ฟอสฟอรัสก็เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียชุมชนที่สำคัญ โดยฟอสฟอรัสในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของฟอสเฟตหลายรูปแบบ อาทิเช่น ออโรฟอสเฟต (PO_4^{3-}), คอนแดนส์ฟอสเฟต (เช่น ไพรอ์ฟอสเฟต, ไตรโพลีฟอสเฟต, ไตเมตาฟอสเฟต) และออกานิกส์ฟอสเฟต (เช่น ฟอสโฟไลปิด, นิวคลีโอไทด์) แหล่งใหญ่ของฟอสเฟตในน้ำเสียจากที่พักอาศัย คือ อุจจาระมนุษย์และของเสียต่าง ๆ และสารชะล้างที่ใช้กันอยู่ส่วนใหญ่ คือ ผงซักฟอก ในน้ำเสียชุมชนจะมีค่าฟอสฟอรัสอยู่ประมาณ 3-15 มิลลิกรัม/ลิตร (7)

ตารางที่ 1 ลักษณะน้ำเสียจากแหล่งชุมชนทั่วไป

องค์ประกอบ	มก./ล.	กรัม (คน.วัน)
BOD ₅	110-440	80-120
COD	1.75 x BOD ₅	1.75 x BOD ₅
TOC	0.8 x BOD ₅	0.8 x BOD ₅
Total Solids (TS)	350-1200	170-220
Total Suspended Solid (TSS)	100-350	70-145
Settleable Solid มล./ล.	5-20	-
Grease	50-150	10-30
Total Nitrogen, as N	20-85	6-12
- Organic Nitrogen	0.4 x Total-N	0.4 x Total-N
- Ammonia Nitrogen	0.6 x Total-N	0.6 x Total-N
- Nitrate Nitrogen	(0.0-0.05) x Total-N	(0.0-0.05) x Total-N
Total Phosphorus, as P	4-15	0.6-4.5
-Organic Phosphorus	0.3 x Total-P	0.3 x Total-P
- Inorganic Phosphorus (ORTHO-P และ POLY-P)	0.7 x Total-P	0.7 x Total-P
Total Alkalinity, as CaCO ₃	50-200	20-30
Chlorides as Cl	20-50	4-8
Sulfates, as SO ₄	15-30	-
Nitrate, as NO ₃	20-40	-
Phosphates, as PO ₄	22-40	-
Sodium, as Na	40-70	-
Potassium, as K	7-15	-
Calcium, as CaCO ₃	15-40	-
Magnesium, as CaCO ₃	15-40	-
Boron, as B	0.1-0.4	-
Total Dissolved Solids	100-33	-

ที่มา : เกรียงศักดิ์ (6)

2.1.1 สารอินทรีย์

สารอินทรีย์เป็นลักษณะสมบัติทางเคมีของน้ำเสียที่บ่งชี้ให้ทราบถึงความสกปรกของน้ำเสีย จุลชีพจะใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งพลังงานในการดำรงชีวิต ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลชีพนั้น จุลชีพจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ซับซ้อนก่อน (Complex Organic) แล้วจึงย่อยสลายส่วนที่เหลือหรือนำส่วนที่ย่อยสลายแล้วมาย่อยสลายต่อ จุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่เป็นแบบที่เรียก ปฏิริยาชีวเคมีที่ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียมักมีทั้งแบบที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน

2.1.1.1 สภาวะแอโรบิก (Aerobic)

ในสภาวะนี้จุลชีพจะเติบโตในน้ำที่มีออกซิเจนอิสระละลายอยู่ ซึ่งจุลชีพจะสามารถใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งอาหารและแหล่งพลังงานในการดำรงชีพได้ โดยปฏิริยาทางชีวเคมีของสภาวะดังกล่าวสามารถแสดงได้ดังนี้



หรือ



สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียจะถูกจุลชีพใช้เป็นอาหารและเจริญเติบโตขยายพันธุ์ต่อไป ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นก็จะลอยขึ้นไปในอากาศ ส่วนน้ำก็จะผสมออกไปกับน้ำที่บำบัดแล้ว พลังงานก็จะถูกจุลชีพใช้ในการดำเนินชีวิต ดังนั้นสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำเสียจะถูกเปลี่ยนมาอยู่ในรูปของเซลล์ใหม่ของจุลชีพ น้ำเสียที่ถูกจุลชีพนำสารอินทรีย์ต่าง ๆ มาใช้จนหมดแล้ว เมื่อทำการแยกตะกอนออกจากน้ำเสียก็จะเป็นสะอาดพอที่จะปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำต่อไป

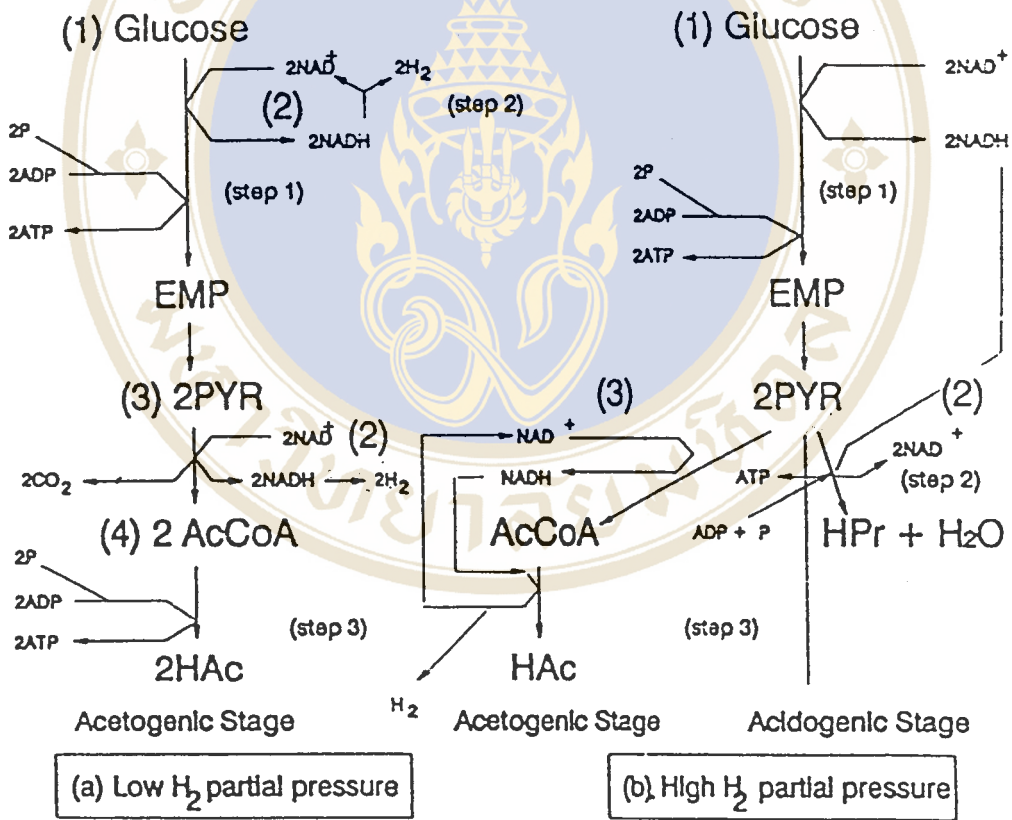
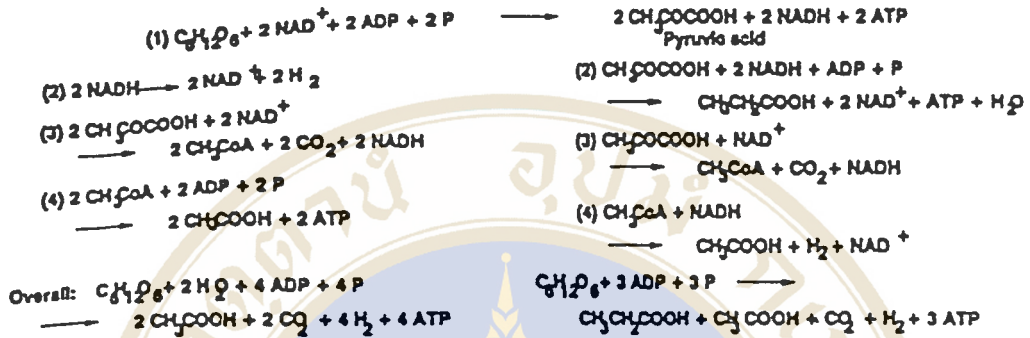
เมื่อเริ่มการทำงาน ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะมีค่าสูง ส่วนจุลชีพจะมีค่าความเข้มข้นต่ำและมีอัตราการใช้ออกซิเจนต่ำ ต่อจากนั้นเมื่อจุลชีพเริ่มทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ก็จะเริ่มใช้ออกซิเจนมากขึ้นและเจริญเติบโต เป็นผลให้มีจำนวนจุลชีพเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ต่อมาเมื่ออาหารเริ่มขาดแคลนจนไม่เพียงพอในการดำรงชีพของจุลชีพ ปริมาณจุลชีพและอัตราการความต้องการออกซิเจนก็จะลดลงตามลำดับ

2.1.1.2 สภาวะแอนแอโรบิก (Anaerobic)

การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในสภาวะนี้ จะเป็นการเปลี่ยนสภาพจากสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำไปเป็นก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และอื่น ๆ ระบบนี้มีปฏิกิริยาชีวเคมีที่ซับซ้อนกว่าของระบบใช้ออกซิเจนมาก ซึ่งการย่อยสลายสารอาหารอินทรีย์ในสภาวะนี้จะเกี่ยวข้องกับแบคทีเรีย 2 กลุ่ม คือ

กลุ่มแรก เป็นแบคทีเรียที่สามารถผลิตกรดอินทรีย์ได้ (Organic Acids) และกลุ่มที่สองจะเป็นแบคทีเรียที่สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ (Methane Gas) โดยแบคทีเรียทั้งสองกลุ่ม จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีโมเลกุลใหญ่ ๆ ไปเป็นสารที่มีโมเลกุลเล็กลงเรื่อย ๆ โดยมีขั้นตอนดังนี้ (6)

- Hydrolytic Stage ในขั้นตอนนี้พวกเอนไซม์จะทำการเปลี่ยนหรือย่อยโมเลกุลใหญ่ ๆ ที่ไม่ละลายน้ำไปเป็นโมเลกุลขนาดต่าง ๆ ที่ละลายน้ำได้
- Acidification Stage ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่ผลิตกรดอินทรีย์ต่าง ๆ ขึ้นมา ซึ่งจะมีก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และสารละลายแอมโมเนีย และฟอสเฟตออกมาด้วย
- Acetogenic Stage ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่ผลิตกรดอินทรีย์ที่เรียกว่า กรดอะซิติก (Acetic Acid) จากกรดอินทรีย์ต่าง ๆ ที่ได้มาจากขั้นตอนที่สอง ซึ่งจะมีพวกกรดอะซิติกอยู่แล้วด้วย ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่เหมือนกับประตูเข้าสู่ระบบการผลิตก๊าซมีเทน (CH_4) ซึ่งอยู่ในขั้นตอนที่ 4 ดังแสดงในรูปที่ 2
- Methanogenic Stage เป็นขั้นตอนที่มีการผลิตก๊าซมีเทนเป็นส่วนใหญ่โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria)



(Abbreviations: EMP - Embden-Meyerhof pathway; PYR - pyruvic acid; AcCoA - acetyl coenzyme A; HPr - propionic acid; HAc - acetic acid).

รูปที่ 2 การหมัก (Fermentation) สารประกอบคาร์บอนในสภาวะแอนแอโรบิก

ที่มา : Fongstitkul (8)

2.1.2 ไนโตรเจน (Nitrogen)

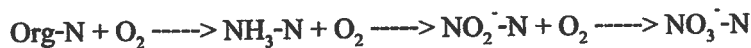
สารประกอบไนโตรเจนที่เกี่ยวข้องกับน้ำเสียแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ

1. สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก ซึ่งเป็นส่วนประกอบของพืช สัตว์ และของเสียที่ขับถ่ายออกมา
2. สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) ซึ่งอาจอยู่ในรูปของปุ๋ยหรือเกลือยูเรีย

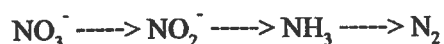
สารประกอบไนโตรเจนรูปต่าง ๆ มีความสัมพันธ์กันโดยสามารถเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์เป็นรูปสารอนินทรีย์ โดยกระบวนการทางชีวและสารอนินทรีย์ในรูปต่าง ๆ ก็อาจเปลี่ยนกลับไปกลับมาได้โดยแบคทีเรียเช่นกัน ซึ่งกระบวนการสำคัญ คือ การเปลี่ยนสารอินทรีย์ในรูปที่ไม่ละลายให้เป็นรูปที่ละลายซึ่งแบคทีเรียสามารถนำไปใช้ได้

กระบวนการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนแบ่งเป็น

1. ออกซิเดชัน (Oxidation) กระบวนการออกซิเดชันของสารประกอบไนโตรเจนจะเกิดในระบบที่มีออกซิเจนอย่างเหลือเฟือ โดยอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ซึ่งจะเกิดออกซิเดชันเป็นไนไตรท์และไนเตรท เรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)



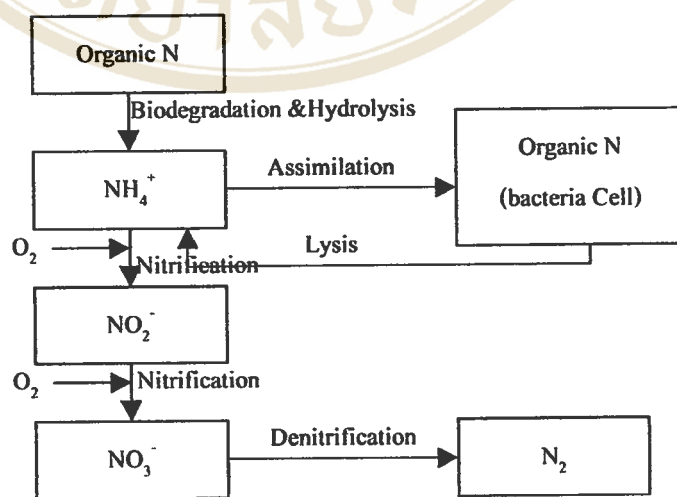
2. รีดักชัน (Reduction) กระบวนการนี้จะเกิดในระบบที่มีออกซิเจนลดลงหรือขาดออกซิเจน แบคทีเรียจะนำออกซิเจนในสารประกอบไนเตรทมาใช้เกิดปฏิกิริยาตรงข้าม คือ กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)



ผลสุดท้ายที่ได้ คือ ก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นปัญหาในระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะจะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยตัวขึ้น

ความสำคัญของไนโตรเจน คือ เป็นตัวบ่งชี้ถึงความสะอาดของน้ำ โดยถ้าตรวจพบสารประกอบไนโตรเจนในรูปอินทรีย์ไนโตรเจน (Org-N) และแอมโมเนียไนโตรเจน แสดงว่าน้ำนั้นมีความสกปรกและเพิ่งได้รับการปนเปื้อนมา นอกจากนี้ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวะ ปริมาณของไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen) ซึ่งเท่ากับอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนรวมกันจะต้องมีเพียงพอสำหรับแบคทีเรียเพื่อการเจริญเติบโตได้ อัตราส่วน บีโอดี : ไนโตรเจน เท่ากับ 100 : 5 การทราบค่าไนโตรเจนทั้งหมด จึงมีความสำคัญมากในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย (4)

การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียสามารถทำได้หลายวิธี ทั้งวิธีทางกายภาพ-เคมี และวิธีทางชีวะ เนื่องจากไนโตรเจนในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียหรืออินทรีย์ไนโตรเจนทั้งในรูปของสารละลายและอนุภาค (9) ดังนั้นการกำจัดทางชีวะจึงมีความประหยัดและนิยมใช้กันมาก เพราะในระหว่างการบำบัดอนุภาคของอินทรีย์ไนโตรเจนจะเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย และอนินทรีย์รูปอื่น ๆ ในส่วนของแอมโมเนียจะถูกสลายในเซลล์แบคทีเรีย และไนโตรเจนในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 แล้วจะอยู่ในรูปของแอมโมเนีย ดังนั้นกลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย คือ การดูดซึม (Assimilation) หมายถึง การที่แบคทีเรียใช้แอมโมเนียไนโตรเจนในการสร้างเซลล์ และการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และปฏิกิริยาคีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 3



รูปที่ 3 การเปลี่ยนแปลงของไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย

ที่มา : Martin (7)

2.1.2.1 การดูดซึมไนโตรเจน (Assimilation)

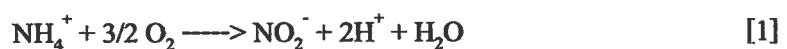
ไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบของจุลินทรีย์ มีอยู่ประมาณร้อยละ 12.5 ของน้ำหนักแห้ง ดังนั้น ของแข็งระเหย (Volatile Solid) ที่เกิดขึ้นและถูกกำจัดออกจากน้ำเสียในรูปของตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกิน (Excess Sludge) จะมีไนโตรเจนประกอบอยู่ประมาณร้อยละ 12.5 ปริมาณของไนโตรเจนที่ถูกกำจัดออกโดยกลไกนี้จะถูกจำกัด โดยการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นเพื่อให้มีการกำจัดไนโตรเจนโดยการดูดซึมเข้าสู่เซลล์มากขึ้นจะต้องมีตะกอนจุลินทรีย์มากขึ้นเช่นกัน (7)

2.1.2.2 ปฏิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

ปฏิริยาไนตริฟิเคชัน หมายถึง ปฏิริยาการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท ตามลำดับ โดยอาศัยปฏิริยาออกซิเดชัน ซึ่งจะเกิดขึ้นจากแบคทีเรียพวกไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying Bacteria) ที่มีอยู่ 2 สายพันธุ์ใหญ่ ๆ คือ *Nitrosomonas Spp.* และ *Nitrobacter Spp.* แบคทีเรียทั้งสองชนิดนี้จัดอยู่ในประเภทออโตโทรฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic Bacteria) กล่าวคือเป็นแบคทีเรียประเภทที่ได้พลังงานในการเจริญเติบโตจากปฏิริยาออกซิเดชันของสารอนินทรีย์ไนโตรเจน และใช้คาร์บอนไดออกไซด์ในการสร้างเซลล์แบคทีเรีย ซึ่งพบว่าปฏิริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้เมื่อระบบอยู่ภายใต้สภาวะแอโรบิก

ปฏิริยาไนตริฟิเคชัน แบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอน คือ

- ขั้นตอนแรก เป็นการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ โดย *Nitrosomonas Spp.* ซึ่งแอมโมเนียในน้ำเสียส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) สมการออกซิเดชันเป็นดังนี้



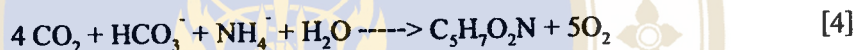
- ขั้นตอนที่สอง เป็นการออกซิไดซ์ไนโตรเจนในไตรท์เป็นไนเตรท โดย Nitrobacter Spp. ซึ่งสมการออกซิเดชันเป็นดังนี้



เมื่อรวมทั้ง 2 สมการ จะได้สมการออกซิเดชันดังนี้



จากสมการที่ 3 จะได้พลังงานออกมาจำนวนหนึ่งที่ใช้ในการเจริญเติบโต และแอมโมเนียมไอออน บางส่วนจะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์อื่นแสดงได้ดังสมการ



สมการการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ เป็นดังนี้



จากสมการที่ 5 จะเห็นว่าในการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) ไปเป็นไนเตรท (NO_3^-) จะต้องใช้ออกซิเจน (O_2) ทั้งหมด 4.3 มิลลิกรัม ต่อแอมโมเนียมไอออน 1 มิลลิกรัม

2.1.2.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

1. ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำมีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrosomonas Spp. และ Nitrobacter Spp.) ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำที่เหมาะสมอย่างน้อยต้องมีปริมาณเท่ากับ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร

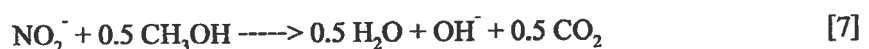
2. พีเอช (pH) ระดับพีเอชที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะอยู่ในสภาวะความเป็นด่างเล็กน้อย พีเอชที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 7.5-8.5 สำหรับการเจริญเติบโตของ Nitrosomonas Spp. และ Nitrobacter Spp.

3. อุณหภูมิ (Temperature) อุณหภูมิที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยา คือ อุณหภูมิในช่วง 28-36 องศาเซลเซียส
4. อายุตะกอน (Sludge Age) พบว่าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดในอัตราที่สูงเมื่อค่าอายุตะกอนประมาณ 3-4 วัน
5. ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรท์ ถ้าความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรท์สูงเกินไปจะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของ *Nitrosomonas Spp.* และ *Nitrobacter Spp.* ได้
6. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading) เมื่อมีการเพิ่มค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์จะเป็นผลให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดเพิ่มขึ้น

2.1.2.4 ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน หมายถึง กระบวนการที่ไนเตรตเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ ขั้นตอนแรกถูกเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์ ส่วนขั้นที่สองไนไตรท์เปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เกิดเนื่องจากแบคทีเรียประเภทแฟคคัลเททีฟเฮเทอโรโทรฟ (Facultative Heterotrophic Bacteria) เช่น พวก *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* และ *Bacillus* ซึ่งแบคทีเรียเหล่านี้จะใช้ออกซิเจนในสารประกอบไนเตรตและไนไตรท์ ในกระบวนการหายใจภายใต้สภาวะแอนอ็อกซิก คือ สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนแต่มีไนเตรตอยู่ ซึ่งจะเห็นได้ว่าในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ไนเตรตและไนไตรท์จะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอน (Electron Acceptor) ตัวสุดท้ายแทนออกซิเจนและมีสารอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอนรอน (Electron Donor) ซึ่งแสดงได้ดังนี้



จากสมการทั้งสองสามารถแสดงปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ได้ดังนี้



2.1.2.5 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อปฏิกิริยาเคมีในตรีฟิเคชัน

1. ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) ควรมีค่าเท่ากับศูนย์หรือใกล้เคียงกับศูนย์ เพื่อให้แบคทีเรียพวกดีไนตริฟายอิงใช้ออกซิเจนที่อยู่ในรูปสารประกอบในเตรทแทนออกซิเจนอิสระ
2. พีเอช (pH) ระดับพีเอชที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาเคมีในตรีฟิเคชันจะอยู่ในช่วงพีเอชเป็นกลางถึงเป็นด่างเล็กน้อย
3. อุณหภูมิ (Temperature) อุณหภูมิที่เหมาะสมที่สุดในการเกิดปฏิกิริยาอยู่ที่ 40 องศาเซลเซียส

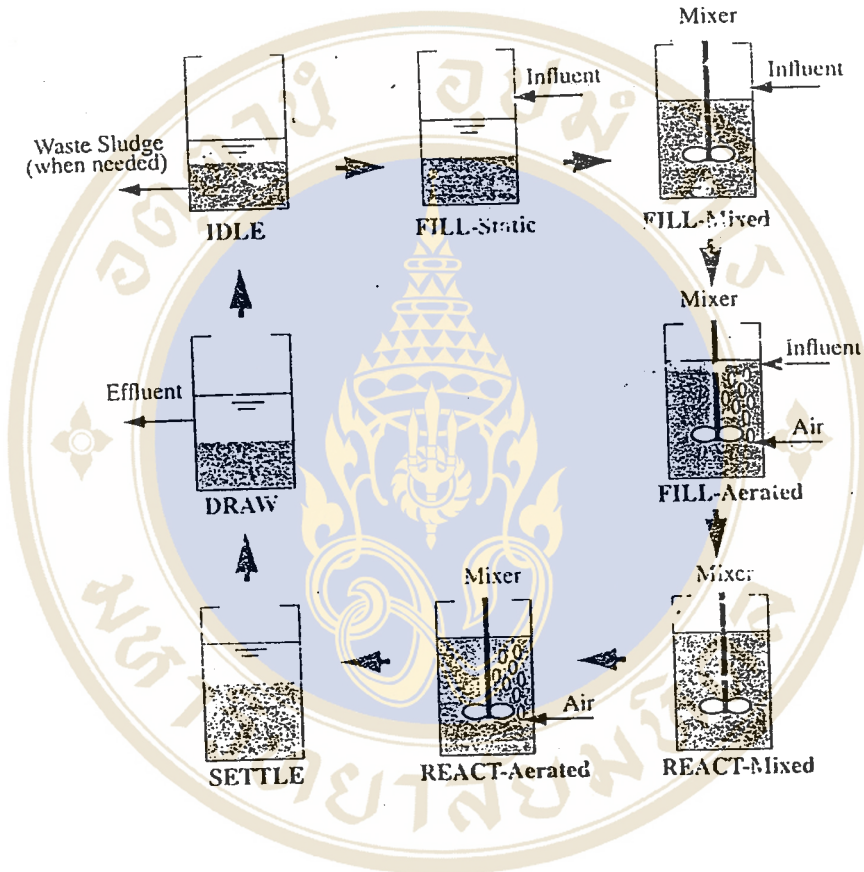
2.2 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor : SBR)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor : SBR) เป็นระบบตะกอนเร่งประเภทเติมเข้า-ถ่ายออก (Fill-and-Draw Activated Sludge) ดังนั้น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ จึงสามารถบำบัดน้ำเสียได้ทุกประเภทที่ระบบตะกอนเร่งบำบัดได้ ไม่ว่าจะเป็นน้ำเสียจากชุมชนหรือน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม โดยมีขั้นตอนในการบำบัดน้ำเสียแตกต่างจากระบบตะกอนเร่งแบบเดิม คือ กระบวนการเติมอากาศ (Aeration) และกระบวนการตกตะกอนหรือกระบวนการทำน้ำใส (Sedimentation/Clarification) จะดำเนินการอย่างเป็นทางการเป็นลำดับภายในถังปฏิกิริยาเดียวกัน (10)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ มีรูปแบบการเดินระบบที่หลากหลาย และสามารถเกิดสภาวะการคัดเลือกชนิดของจุลินทรีย์ หรือเพิ่มจุลินทรีย์ชนิดที่ต้องการได้ ทำให้บรรลุวัตถุประสงค์ของการเดินระบบในรูปแบบต่าง ๆ ได้เป็นอย่างดี เช่น ตะกอนตกได้ดี การลดพลังงาน และการคัดเลือกให้มีแบคทีเรียกลุ่ม Nitrifier, Denitrifier และ Bio-P-Bacteria เป็นต้น

การเดินระบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ 1 วัฏจักรการทำงาน (Cycle) จะมี 5 ช่วง ดังแสดงในรูปที่ 6 ตามลำดับดังนี้ 1.) ช่วงเติมน้ำเสีย (Fill) 2.) ช่วงทำปฏิกิริยา (React) 3.) ช่วงตกตะกอน (Settle) 4.) ช่วงระบายน้ำทิ้ง (Draw) และ 5.) ช่วงพักระบบ (Idle) โดยการเดินระบบสามารถเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในแต่ละช่วงได้ง่าย ขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการบำบัดซึ่งแสดงให้เห็นถึงความยืดหยุ่นของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ตัวอย่างเช่น วัตถุประสงค์เริ่มแรกอาจต้องการกำจัดเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอน และสารแขวนลอย แต่ต่อมาอาจต้องการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มเติมก็ได้ (11)

สำหรับช่วงพักระบบ (Idle) จะมีความจำเป็นในกรณีที่ระบบมีถังปฏิบัติการหลายใบ เมื่อถึงปฏิทินหนึ่งยังมีน้ำเสียไม่เต็ม (ในระหว่างช่วงที่มีอัตราการไหลต่ำ) ขณะที่ถังปฏิกริยาอื่นครบรอบการบำบัดของตัวเอง และกำลังรอรับน้ำเสียอยู่ (11)



รูปที่ 4 แสดงวัฏจักรการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

ที่มา : Ketchum Jr LH (11)

2.2.1 กลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์มีทั้งระบบที่เป็นถังปฏิกริยาแบบเดี่ยว (Single Tank) ซึ่งเหมาะกับระบบที่มีน้ำเสียไหลไม่ต่อเนื่อง และระบบหลายถัง (Multiple Tank) ซึ่งเหมาะกับระบบที่มีน้ำเสียไหลอย่างต่อเนื่อง

การทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ดังแสดงในรูปที่ 4 มีลำดับการทำงาน 5 ขั้นตอน ดังนี้ (9)

1. รับน้ำเสีย (Fill)

น้ำเสียจะเข้าสู่ถังปฏิกริยาซึ่งมีแบคทีเรียอยู่ ปริมาณน้ำเสียในถังปฏิกริยาจะเพิ่มขึ้นจากระดับเริ่มต้นจนถึงระดับสูงสุดที่ได้กำหนดไว้ เวลาที่ใช้ในการรับน้ำเสียจะขึ้นอยู่กับปริมาณของถังปฏิกริยาและอัตราการไหลของน้ำเสีย โดยทั่วไประยะเวลาในช่วงนี้ก็จะประมาณร้อยละ 25 ของเวลาทั้งหมดใน 1 วัฏจักร (Cycle) และในช่วงรับน้ำเสียนี้อาจจะมีการเติมอากาศหรือไม่ก็ได้

2. ทำปฏิกริยา (React)

น้ำเสียที่ถูกเติมเข้าถังปฏิกริยาจะมีการเติมอากาศเพื่อเป็นการให้ออกซิเจนแก่แบคทีเรียในการกำจัดน้ำเสีย ปฏิกริยาที่เริ่มขึ้นระหว่างช่วงรับน้ำเสียจะเสร็จสมบูรณ์ในช่วงกำจัดน้ำเสีย เวลาที่ใช้ในช่วงนี้ประมาณร้อยละ 25 ของเวลาทั้งหมด 1 วัฏจักร

3. ตกตะกอน (Settle)

ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์การตกตะกอนจะทำในถังเดียวกับถังเติมอากาศ ดังนั้นหลังจากเสร็จสิ้นช่วงทำปฏิกริยา ก็จะปิดเครื่องเติมอากาศ และปล่อยให้ตกตะกอนจนกระทั่งน้ำใสและตะกอนแบคทีเรียแยกชั้นกันดี ก็จะระบายน้ำใสส่วนบนออก ช่วงเวลาในการตกตะกอนนี้น้ำที่อยู่ในถังปฏิกริยาจะอยู่ในสภาพค่อนข้างนิ่ง ทำให้ประสิทธิภาพในการตกตะกอนดีกว่าระบบที่มีการไหลอย่างต่อเนื่อง เวลาที่ใช้ในการตกตะกอนจะอยู่ในช่วงระหว่าง 0.5-1.5 ชั่วโมง และเวลาตกตะกอนไม่ควรจะนานเกินไปนัก เพราะอาจทำให้เกิดปัญหาตะกอนลอย (Rising Sludge) เนื่องจากมีการหมักและเกิดก๊าซขึ้น

4. ระบายน้ำทิ้ง (Draw)

ในช่วงนี้ น้ำใสส่วนบนของถังจะถูกปล่อยทิ้งไปจนเหลือแต่น้ำตะกอน ปริมาณเท่ากับช่วงก่อนที่จะมีการป้อนน้ำเสีย เวลาที่ใช้ในการระบายน้ำทิ้งจะอยู่ในช่วงร้อยละ 5 ถึงมากกว่าร้อยละ 30 ของเวลาของวัฏจักรทั้งหมด และเวลาที่ใช้ในการระบายน้ำทิ้งไม่ควรจะนานเกินไปนัก เพราะอาจเกิดปัญหาตะกอนลอย (Rising Sludge) ได้เช่นกัน

5. ระยะเวลาพัก (Idle)

หลังจากที่ได้ระบายน้ำใสทิ้งแล้วจะอยู่ในช่วงระยะเวลาพัก ซึ่งมีไว้กรณีที่ระบบอาจจะมีการซ่อมบำรุงที่ต้องการแก้ไข หรือในระบบที่มีถังปฏิกริยาหลายใบก็จะให้ไว้เพื่อเตรียมเวลาสำหรับถังปฏิกริยาใบแรกให้มีช่วงรับน้ำเสียที่สมบูรณ์ก่อนที่จะเข้าสู่ถังปฏิกริยาใบอื่นต่อไป การระบาย

ตะกอนบางส่วนออกจากระบบอาจกระทำในช่วงนี้ก็ได้ เพื่อควบคุมระยะเวลาเก็บกักตะกอน ช่วงพักนี้ไม่ใช่ช่วงที่สำคัญมากนัก ดังนั้น บางครั้งจึงสามารถตัดช่วงนี้ทิ้งได้

เมื่อทำงานครบทั้ง 5 ขั้นตอนดังกล่าวแล้ว ก็ถือว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ทำงานครบ 1 วัฏจักร โดยแต่ละวัฏจักรอาจใช้เวลา 1 วัน หรือต่างจากนี้ก็ได้ขึ้นกับการไหลของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียไม่ได้ไหลอย่างต่อเนื่อง ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์อาจใช้ถังปฏิกริยาเพียงใบเดียว และควบคุมวัฏจักรการทำงาน 1 วัฏจักรต่อวัน แต่ถ้าน้ำเสียเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง พบว่าจะใช้ระบบแบบถังปฏิกริยาหลายใบ โดยควรมีถังปฏิกริยา 3 ใบ จะควบคุมระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพมากกว่าและจัดช่วงเวลาการทำงานให้สามารถรับน้ำเสียได้ตลอดเวลา กล่าวคือ เมื่อถึงใบที่ 1 หยุดรับน้ำเสียแล้ว ถึงใบที่ 2 ก็จะต้องสามารถรับน้ำเสียได้อย่างต่อเนื่องเช่นเดียวกับที่ระบบตะกอนเร่งสามารถทำได้

นอกจากนี้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์เป็นระบบที่ใช้ระยะเวลาเป็นตัวกำหนดขั้นตอนในการทำงานในแต่ละขั้นตอน ดังนั้น อาจจะมีการเปลี่ยนแปลงเวลาในแต่ละขั้นตอนของการทำงานของระบบเพื่อให้การบำบัดเป็นไปอย่างเหมาะสมในแต่ละกรณี

2.2.2 กลไกการบำบัดน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์สามารถปรับให้มีการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้ โดยการปรับเปลี่ยนกลไกการทำงานของระบบให้เหมาะสม การกำจัดสารอินทรีย์เกิดขึ้นจากการที่จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้เป็นพลังงานในการเติบโตและดำรงชีพ เมื่อจำนวนจุลินทรีย์เพิ่มมากขึ้น การใช้สารอินทรีย์ก็จะเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย การกำจัดไนโตรเจนทำได้โดยการทำให้ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบ ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นโดยจะต้องมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่นานพอเพื่อให้ไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria) เจริญได้ดีและต้องการการเติมอากาศอย่างเพียงพอในถังปฏิกริยาเพื่อให้ระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (DO) เพียงพอสำหรับปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน ในขณะที่ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้นั้นระบบจำเป็นต้องอยู่ในสภาพแอนออกซิก (มีออกไซด์ของไนโตรเจน (NO_x) แต่ไม่มีออกซิเจนอิสระ) เกิดขึ้นในระบบ

การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสปีอาร์ต้องจัดให้มีสภาวะที่เหมาะสมตามลำดับ ดังนี้

2.2.2.1 สภาวะแอนแอโรบิก

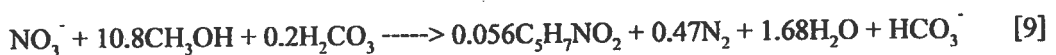
ในสภาวะนี้ไม่มีออกซิเจนอิสระ และออกซิเจนในรูปต่าง ๆ เป็นตัวรับอิเล็กตรอนภายนอก ดังนั้นจึงเกิด

1. สารอินทรีย์จะถูกแยกสลายโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส โดยเอนไซม์ภายนอก (External Enzyme) จากจุลินทรีย์ต่าง ๆ ไปเป็น Basic Structure Building Block (Higher Organic Acid)
2. แอนแอโรบิกแบคทีเรียจะหมัก (Fermentation) พวก Higher Organic Acid ไปเป็น Simple Organic Acid (VFA) เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรงชีพโดยใช้ EMP Pathway
3. จุลินทรีย์ที่สะสมฟอสฟอรัสได้และมี EMP Pathway ก็รับเอา VFA ได้ดีกว่าจุลินทรีย์ชนิดอื่น เมื่ออยู่ในสภาวะนี้และนำไปใช้ในการดำรงชีพและเก็บสะสมไว้ในรูปของ PHB และพลังงานที่ได้จากการเปลี่ยน VFA ไปเป็น PHB จะได้จากการสลาย (Depolymerization) โพลีฟอสเฟตที่เก็บสะสมไว้ในเซลล์ และฟอสฟอรัสที่ได้จากการสลายพันธะ Poly-P ก็จะถูกขับออกสู่ภายนอกเซลล์ ทำให้ฟอสฟอรัสในสารละลายเพิ่มขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 5

2.2.2.2 สภาวะแอนออกซิก

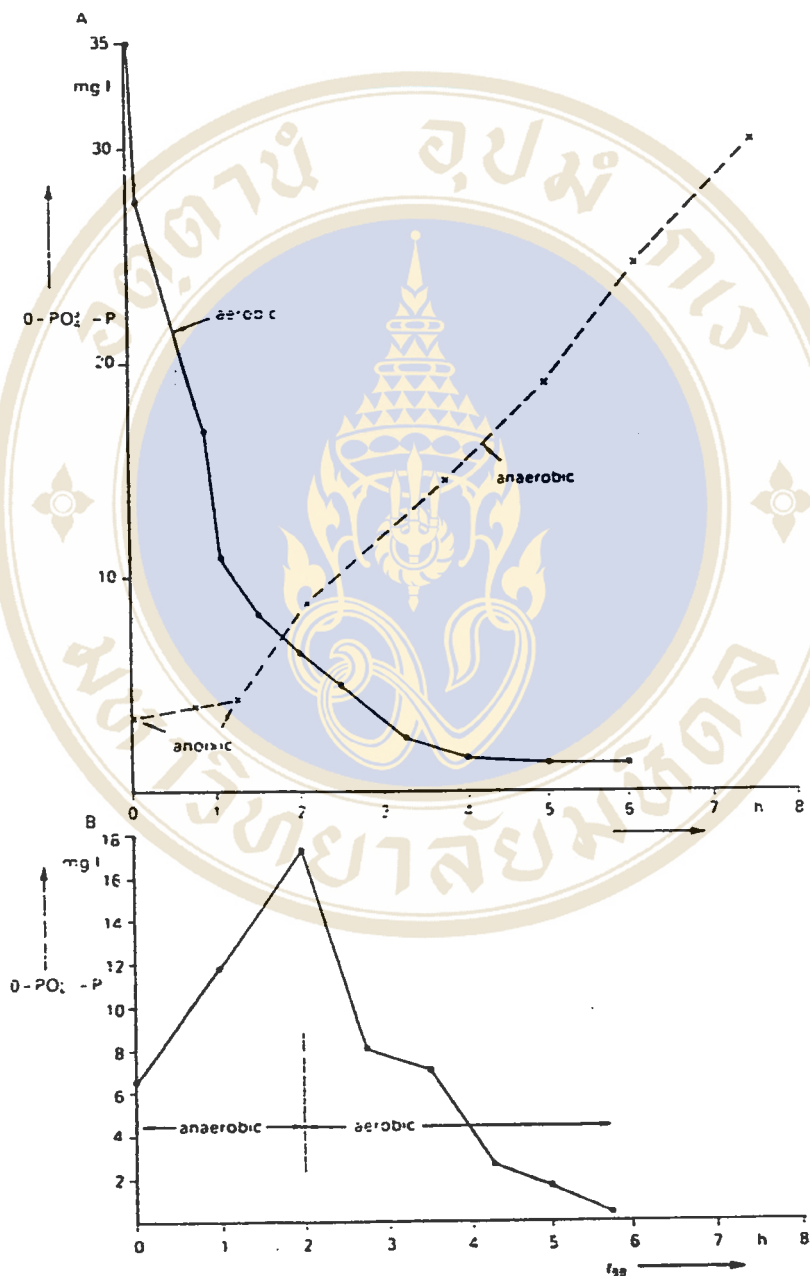
ในสภาวะนี้ไม่มีออกซิเจนอิสระเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนภายนอก แต่จะมีไนเตรทและไนไตรท์ทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนภายนอกแทน

1. แฟคคัลเททีฟ เฮเทอโรโทรป (Facultative Heterotroph) จะใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งพลังงานในการสร้างเซลล์ใหม่ โดยใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจนในกระบวนการหายใจ (Anaerobic Respiration) ดังสมการที่ 9

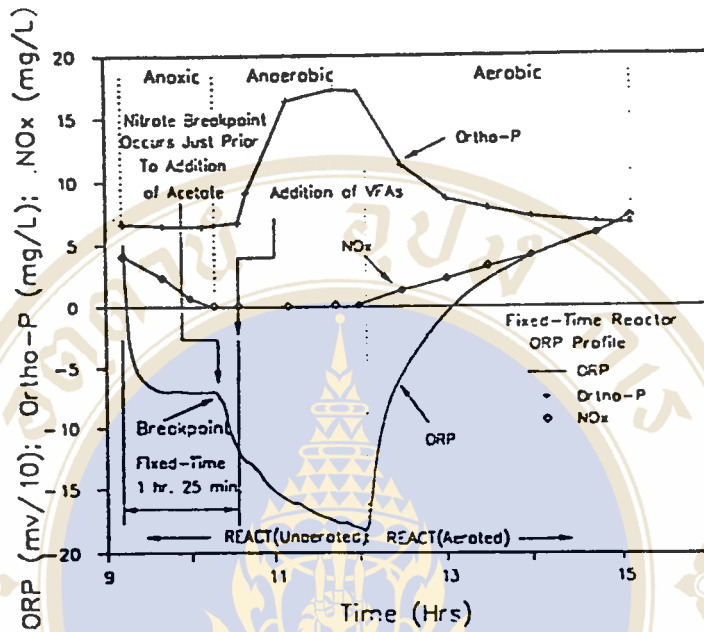


แบคทีเรียบางชนิดจะรีดิวซ์ไนเตรทไปเป็นไนไตรท์เพียงอย่างเดียว และมีแบคทีเรียบางชนิดก็ใช้ในไนไตรท์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนตัวสุดท้าย ทำให้ได้ไนตรัสออกไซด์ (N₂O)

ออกมา และถูกสลายไปเป็นก๊าซไนโตรเจนออกสู่บรรยากาศการเปลี่ยนแปลงของออกไซด์ของไนโตรเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังแสดงในรูปที่ 6



รูปที่ 5 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในสารละลายภายใต้สภาวะต่าง ๆ



รูปที่ 6 ปริมาณออกไซด์ของไนโตรเจนในสภาวะต่าง ๆ
ที่มา : Warcham (13)

2. แบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้นั้น แบ่งได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ ๆ คือ

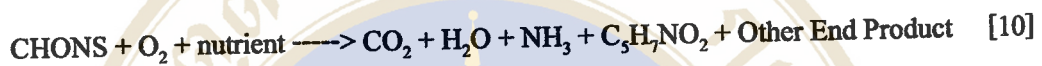
- กลุ่มที่สามารถใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนได้เพียงอย่างเดียว กลุ่มนี้จะไม่สามารถใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนได้ ดังนั้นแบคทีเรียกลุ่มนี้จึงยังรองรับเอา VFA เข้าไปเก็บไว้ในเซลล์และปล่อยฟอสฟอรัสออกมาเหมือนในสภาวะแอนแอโรบิก

- กลุ่มที่สามารถใช้ได้ทั้งออกซิเจนและไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนได้ แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถใช้ในเตรทในกระบวนการหายใจ (Anaerobic Respiration) ได้ และสลายสารอินทรีย์เพื่อสร้างพลังงานในการดำรงชีพ แต่เนื่องจากพลังงานที่ได้จากกระบวนการหายใจนี้น้อย ดังนั้นแบคทีเรียจึงต้องสลาย PHB ที่เก็บไว้ภายในเซลล์เพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์และสร้างพลังงาน และในการสร้างพลังงานนั้นจะมีการรับเอาฟอสฟอรัสที่อยู่ภายนอกเซลล์เข้ามาใช้ในกระบวนการสร้างพลังงานของเซลล์ พลังงานส่วนใหญ่จะถูกเก็บสะสมไว้ภายในเซลล์ในรูปของพันธะ Poly-P แต่เนื่องจากแบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้ส่วนใหญ่จะสามารถสะสมฟอสฟอรัสได้

ในสภาวะแอโรบิก ดังนั้นในสภาวะแอนออกซิกนี่จึงมีการรับเอาฟอสฟอรัสไปเก็บไว้ภายในเซลล์น้อยมาก

2.2.2.3 สภาวะแอโรบิก

1. แอโรบิกแบคทีเรีย จะสามารถใช้สารอินทรีย์สร้างพลังงานเพื่อการดำรงชีพได้ โดยใช้ออกซิเจนออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนรอนภายนอกดังสมการที่ 10



2. แอโรบิกแบคทีเรีย จะใช้สารประกอบอนินทรีย์ในโตรเจน เช่น แอมโมเนียมไนโตรเจน เป็นแหล่งพลังงานโดยส่งถ่ายอิเล็กตรอนจากแอมโมเนียมไนโตรเจนไปยังออกซิเจน และการส่งถ่ายอิเล็กตรอนรอนนี้จะเกิดควบคู่กับการสังเคราะห์ ATP และในสภาวะที่มีออกซิเจนอยู่ แอมโมเนียมจะถูกออร์โตโทฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic Bacteria) ออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท โดยแบคทีเรียพวกนี้คือ Nitrosomonas Spp. และ Nitrobacter Spp. ซึ่งมีปฏิกิริยา 2 ขั้นตอน ดังสมการที่ 11 และ 12



เรียกกระบวนการนี้ว่า ไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

ดังนั้น จุลชีพที่สามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนจำเป็นจะต้องมีแหล่งอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นสารอินทรีย์และสารอาหารที่จำเป็นจะถูกใช้ไปอย่างรวดเร็วในขั้นตอนนี้

3. แบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้จะใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งพลังงานและใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ในสภาวะนี้แบคทีเรียจะมีการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ขึ้นมาใหม่ด้วย แต่เนื่องจากมีสารอินทรีย์เหลืออยู่น้อย ดังนั้นแบคทีเรียจึงต้องสลาย PHB ที่เก็บไว้ในเซลล์เพื่อใช้ในการสังเคราะห์และการสร้างพลังงานเพื่อการดำรงชีพของเซลล์ในการสร้างพลัง

งานนั้นอิเล็กตรอนที่ได้จากการสลาย PHB จะถูกนำมาใช้ในการสร้างพลังงาน การสร้างพลังงานจะมีการรับเอาฟอสฟอรัสอิสระจากภายนอกเซลล์เข้ามาภายในเซลล์เพื่อใช้สร้างพลังงาน และพลังงานส่วนหนึ่งจะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์และพลังงานอีกส่วนหนึ่งก็จะถูกเก็บสะสมไว้ในรูปของพันธะ Poly-P เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานของเซลล์ต่อไป

2.2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสบิอาร์

2.2.3.1 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

เนื่องจากสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นหากความเข้มข้นของสารอินทรีย์เปลี่ยนแปลงมากจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ อาจทำให้อัตราส่วนระหว่างอาหารต่อจุลินทรีย์สูง ทำให้จุลินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนมีลักษณะเติบโตกระจายอยู่ทั่วไปแทนที่จะรวมตัวกันเป็นก้อนที่ดีเป็นผลให้ตกตะกอนได้ไม่ดี น้ำทิ้งจะขุ่นมีค่าสารอินทรีย์หรือบีโอดีสูง หรือถ้าสารอินทรีย์ต่ำจะทำให้อัตราส่วนของสารอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำจนทำให้จุลินทรีย์เติบโตลดน้อยลง ซึ่งถึงแม้ตะกอนจุลินทรีย์จะตกตะกอนได้เร็วแต่ก็ไม่สามารถจับตะกอนเล็ก ๆ ตกลงมาได้ทำให้น้ำทิ้งขุ่นได้

2.2.3.2 อาหารเสริม

จุลินทรีย์ต้องการอาหารเสริม (Nutrient) ซึ่งได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และเหล็ก นอกเหนือจากสารอินทรีย์ต่าง ๆ ที่นำมาใช้เป็นพลังงาน ปกติแร่ธาตุเหล่านี้มีอยู่ในน้ำเสียชุมชน แต่อาจจะมีไม่เพียงพอในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม การขาดอาหารเสริมที่สำคัญเหล่านี้จะทำให้จุลินทรีย์ที่จับกันเป็นก้อนเติบโตได้ไม่ดี จนทำให้จุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (Filamentous) เจริญเติบโตได้ดีกว่า โดยปกติระบบควรมีอัตราส่วนระหว่าง บีโอดี : ไนโตรเจน : ฟอสฟอรัส : เหล็ก เท่ากับ 100 : 5 : 1 : 0.5

2.2.3.3 ออกซิเจนละลายน้ำ

ในถังเติมอากาศจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ระหว่าง 1 ถึง 2 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งปริมาณของอากาศและออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำจะขึ้นอยู่กับ

กับอุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิสูงจุลชีพสามารถทำงานได้ดีจะต้องการออกซิเจนมาก นอกจากนี้ที่อุณหภูมิสูง ออกซิเจนจะมีค่าการละลายน้ำอิมตัวต่ำจึงทำให้ต้องใช้ ออกซิเจนมากเมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศสูง ในทำนองกลับกันหากอุณหภูมิของน้ำต่ำก็จะทำให้ความต้องการเติมอากาศน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูงในการที่จะรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่ค่าเท่ากัน

2.2.3.4 ระยะเวลาในการบำบัด

ระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในถังเติมอากาศจะต้องมีมากเพียงพอที่จุลชีพจะใช้ในการย่อยสลายสารต่าง ๆ หากมีระยะเวลาดำเนินไป สารที่ย่อยยาก ๆ จะถูกย่อยไม่ถึงขั้นสุดท้ายทำให้มีค่าบีโอดีเหลืออยู่ในน้ำเสียมาก

2.2.3.5 ค่าพีเอช

แบคทีเรียเจริญเติบโต ได้ดีที่พีเอชระหว่าง 6.5-8.5 ถ้าพีเอชมีค่าต่ำกว่า 6.5 รา (Fungi) จะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรียทำให้ประสิทธิภาพต่ำลงและตะกอนจะตกตะกอนได้ไม่ดี ส่วนที่ค่าพีเอชสูงก็จะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกมาจากน้ำและจุลชีพไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ทำให้ระบบทำงานได้ไม่ดี แต่ถ้าพีเอชสูงมากหรือต่ำมาก จุลชีพจะไม่สามารถดำรงชีพได้

2.2.3.6 สารเป็นพิษ

สารเป็นพิษแบ่งออกได้เป็น 2 จำพวก คือ แบบพิษเฉียบพลัน (Acute Toxicity) ซึ่งจุลชีพจะตายหมดภายในระยะเวลาไม่กี่ชั่วโมง และแบบออกฤทธิ์ช้า (Chronic Toxicity) ซึ่งใช้เวลานานและค่อย ๆ ตาย พิษเฉียบพลันสังเกตได้ง่าย เนื่องจากมีผลเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว สารพิษจำพวกนี้ได้แก่ ไซยาไนด์ อาร์เซนิก เป็นต้น สำหรับสารพิษออกฤทธิ์ช้า เช่น ทองแดง และโลหะหนักต่าง ๆ จุลชีพจะสะสมเอาไว้ภายในเซลล์จนเกิดเป็นพิษและตายในที่สุด

2.2.3.7 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยสำคัญในการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลชีพในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยทั่ว ๆ ไป การเพิ่มอุณหภูมิขึ้นทุก $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ จะทำให้จุลชีพเจริญเติบโตลดลงอย่างรวดเร็ว

2.2.3.8 การกวน

ภายในถังเติมอากาศจะต้องมีการกวนอย่างทั่วถึง เพื่อป้องกันมิให้ตะกอนจุลชีพตกตะกอน รวมทั้งจะได้จับตัวกันเป็นกลุ่มก้อนที่ดี การกวนที่ถูกต้องจะต้องป้องกันมิให้น้ำเสียไหลลัดวงจร และทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารสูง

2.2.4 ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ มีข้อดีจากการสรุปของ Arora MI และคณะ (14) มีดังนี้

1. ดังปฏิริยาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ใช้เป็นถังปรับสภาพ (Equalization Tank) ไปในวัฏระหว่างช่วงเวลาเติมน้ำเสีย ทำให้ระบบมีความทนต่อ Peak Flow และ Shock Load ได้ดีโดยไม่ลดคุณภาพของน้ำทิ้ง
2. เนื่องจากการปล่อยน้ำทิ้งออกจากระบบทำเป็นช่วง จึงอาจเก็บกักน้ำเสียไว้จนได้คุณภาพน้ำทิ้งตามต้องการ
3. เมื่ออัตราการไหลต่ำกว่าที่ออกแบบไว้ เช่นเซอร์บอกระดับของเหลวสามารถตั้งที่ต่ำสุด ดังนั้นจึงสามารถใช้ความจุเพียงส่วนหนึ่งของถัง ในกรณีนี้ความยาวของช่วงเวลานำบัต้อาจทำให้เหมือนกับที่ออกแบบ โดยไม่ต้องเสียพลังงานในการเติมอากาศเพิ่ม
4. ส่วนของแฉียงแขวนลอยอยู่ในระบบได้นานตามต้องการ โดยไม่ถูกชะออกจากระบบ
5. ไม่จำเป็นต้องใช้เครื่องสูบลูกกลับ เนื่องจากตะกอนคงอยู่ในถังปฏิริยาอยู่เสมอ
6. การแยกตัวระหว่างตะกอนกับน้ำทิ้งอยู่ในสภาพสงบ เกือบจะเป็นแบบอุดมคติ (Ideal) ในช่วงการตกตะกอนจึงเกิดการลัดวงจรไม่ได้เลย

7. เนื่องจากช่วงการเติมน้ำเสีย ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีค่าใกล้ศูนย์จนถึงศูนย์ ซึ่งจัดเป็นสภาพแอนออกซิก (Anoxic) ทำให้มีความต้องการออกซิเจนในช่วงเติมอากาศมากกว่าปกติ ซึ่งอาจทำให้มีประสิทธิภาพการถ่ายเทออกซิเจนสูงกว่าปกติแม้จะใช้อุปกรณ์เดิม

8. สามารถควบคุมการเกิดแบคทีเรียพวกเส้นใยได้ง่าย โดยการปรับเปลี่ยนวิธีการเดินระบบ เนื่องจากการปรับตัวตามสภาพแวดล้อมที่กำหนดมีผลต่อจุลินทรีย์ที่อาศัยในระบบ ความเข้มข้นของอาหารที่เพิ่มขึ้นจะช่วยทำให้จุลินทรีย์ชนิดที่สร้างฟล็อกเจริญได้มากกว่ากลุ่มที่สร้างเส้นใย (15)

9. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification), ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) โดยไม่ต้องเติมสารเคมีเพิ่มเติม

10. ระบบดูแลได้ง่ายกว่าระบบเลี้ยงตะกอนแบบต่อเนื่อง ประสิทธิภาพสูงกว่า สามารถปรับระบบเพื่อลดการใช้พลังงานได้ และการลงทุนต่ำกว่า เหมาะกับสถานที่ที่มีพื้นที่จำกัด

2.2.5 ข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (10)

ข้อเสียที่อาจเกิดขึ้นของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (ซึ่งสิ่งเหล่านี้โดยปกติสามารถควบคุมได้โดยการออกแบบที่เหมาะสม การปรับปรุงการดำเนินการ (Operation) หรือการปรับปรุงเครื่องมือ มีดังนี้

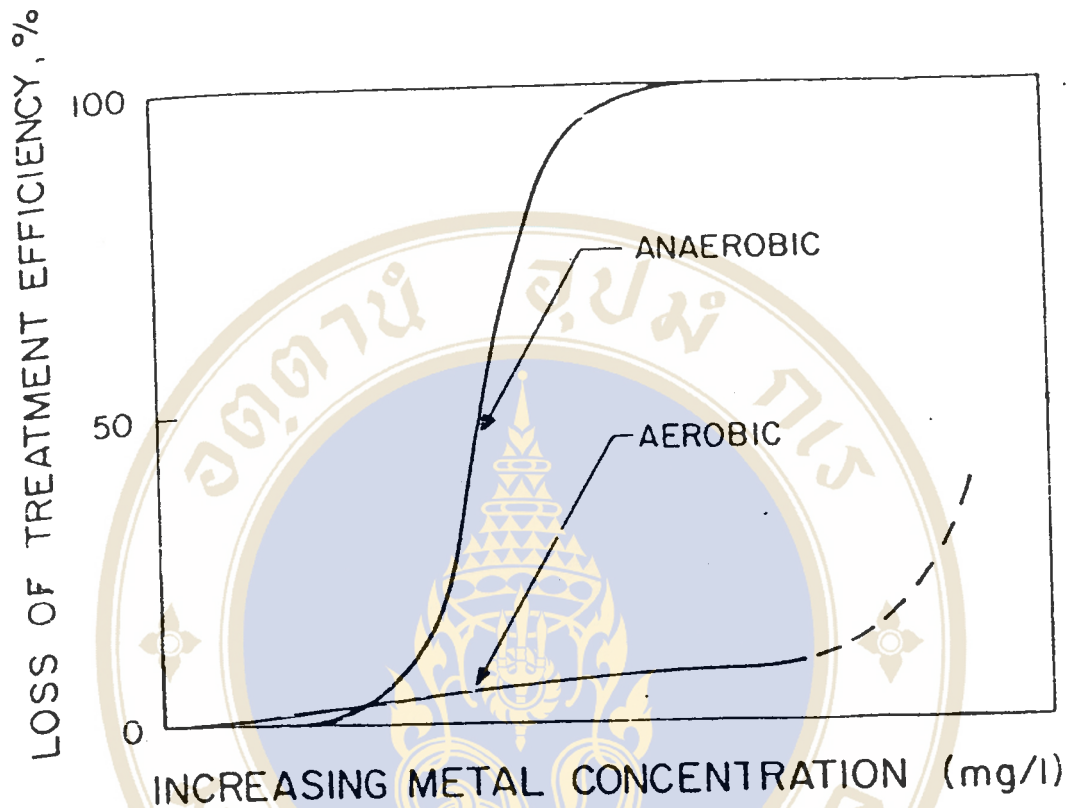
1. ปัญหาเกี่ยวกับการตกตะกอนของสลัดจ์จะทำให้มีของแข็งแขวนลอย (suspended solids) ในน้ำทิ้งสูง และทำให้การดำเนินการของระบบเสียหาย
2. ถ้ามีอัตราการไหลสูงในระหว่างการ decant หรือมีการฆ่าเชื้อโรค หรือระบบการกรอง ในตอนสุดท้าย จำเป็นจะต้องมี flow equalization หรือ over design
3. เมื่อระยะเวลาเก็บตะกอน (SRT) นาน อาจเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ขึ้นระหว่างการตกตะกอน และสลัดจ์อาจเริ่มลอยขึ้น เนื่องจากการเกิดก๊าซไนโตรเจน สิ่งนี้จะเป็นปัญหามากขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น
4. อุปกรณ์การเติมอากาศจะมีขนาดใหญ่กว่าปกติ เนื่องจากกระบวนการเติมอากาศมีความจำเป็นอย่างมากในช่วงเวลาที่สั้น ๆ

2.3 ผลกระทบของโลหะหนัก

ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรมส่วนใหญ่มักจะใช้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ในน้ำเสีย ดังนั้น หากน้ำเสียที่เข้าระบบมีโลหะหนักที่อยู่ในรูปที่ละลายน้ำได้ (Soluble) หรือมีอนุภาคขนาดเล็ก โลหะหนักเหล่านี้ก็จะถูกดูดซับเข้าไปในเซลล์ของจุลชีพที่อยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย เมื่อโลหะหนักเข้าไปทำปฏิกิริยากับเอนไซม์บางตัวของจุลชีพก็จะทำให้กระบวนการเมตาบอลิซึมหยุดชะงักหรือถูกยับยั้งส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบลดลงจนถึงขั้นล้มเหลวไปในที่สุด สำหรับโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำหรือมีอนุภาคขนาดใหญ่โดยปกติจะไม่มีพิษ เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถที่จะดูดซึมเข้าไปในเซลล์ได้

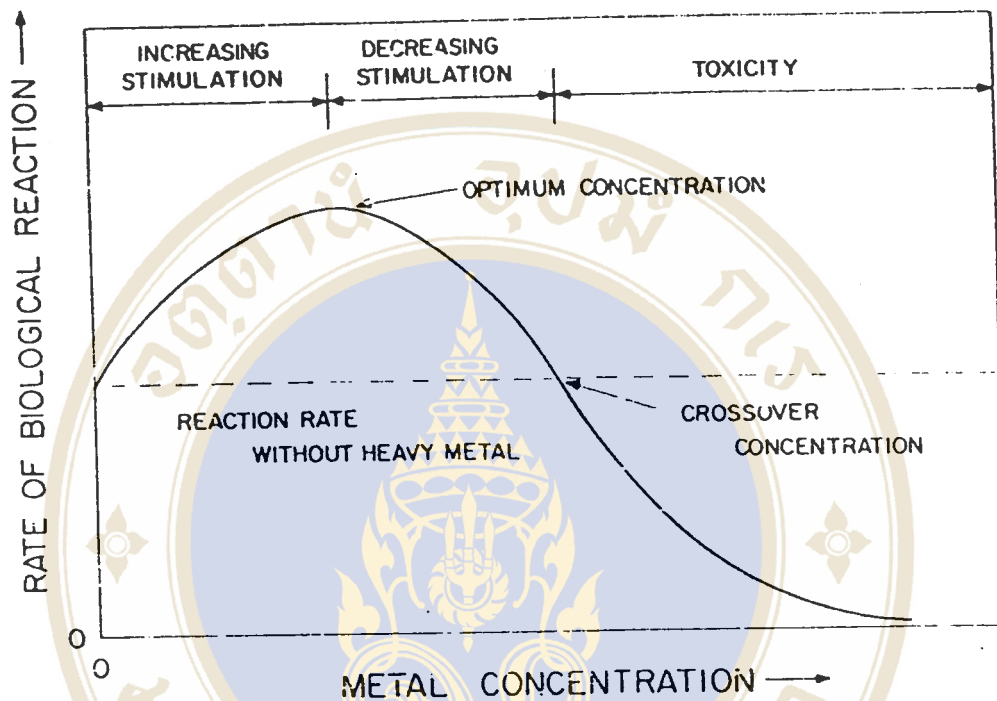
การศึกษาความเป็นพิษของโลหะหนักต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพนั้น จะมีความยากมากกว่าที่จะศึกษาความเป็นพิษต่อคนหรือสัตว์ เนื่องจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียมีสิ่งมีชีวิตหลายชนิด ซึ่งมีการปรับตัว (Acclimation) เพื่อให้เคยชินกับสารพิษ (Toxicant) และการเพิ่มขึ้นของพวก Predominant Species ในระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้น ระดับของความเป็นพิษของโลหะหนักจึงขึ้นอยู่กับความหลากหลายของจุลชีพในกระบวนการด้วย

ในรูปที่ 7 แสดงให้เห็นว่า ผลกระทบของโลหะหนักที่มีต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Process) จะแตกต่างจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Process) เนื่องจาก ความหลากหลายของจุลชีพในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจนมีมากกว่าในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้ไม่สูญเสียความสามารถในการบำบัดน้ำเสียโดยรวม นอกจากนี้ กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจนยังสามารถทนต่อความเข้มข้นของโลหะหนักในช่วงที่กว้างกว่าแต่อย่างไรก็ตาม การปรับตัว (Acclimation) ของจุลชีพต่อโลหะหนักก็มีจำกัด เมื่อความเข้มข้นของโลหะหนักเพิ่มขึ้น (16)



รูปที่ 7 ผลกระทบของความเข้มข้นของโลหะหนักที่เพิ่มขึ้นต่อการสูญเสียประสิทธิภาพในการบำบัดของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic) และไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic)
ที่มา : Suthirak and Joseph (16)

รูปที่ 8 แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างจุดชีพกับความเข้มข้นของโลหะหนักที่เพิ่มขึ้น โดยความเข้มข้นของโลหะหนักในระดับต่ำ ๆ ก็จะมีผลกระทบต่อระบบชีวภาพ ดังเห็นได้จากอัตราปฏิกิริยาทางชีววิทยา (Rate of Biological Reaction) ที่เพิ่มสูงขึ้น แต่เมื่อความเข้มข้นของโลหะหนักเพิ่มสูงขึ้นก็จะทำให้ปฏิกิริยาทางชีววิทยาลดลงและยับยั้งการทำงานของระบบ จนในที่สุดเมื่อความเข้มข้นสูงถึงระดับหนึ่งก็จะทำให้ระบบล้มเหลวอย่างสมบูรณ์ ซึ่งแสดงให้เห็นว่า ความเข้มข้นของโลหะหนักจะมีผลกระทบต่อปฏิกิริยาทางชีววิทยาโดยตรง



รูปที่ 8 ผลกระทบโดยทั่วไปของโลหะหนักต่อปฏิกิริยาชีวภาพ
ที่มา : Michael and Joseph (17)

ความเป็นพิษของโลหะหนักที่มีต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพนั้น ขึ้นอยู่กับ ปัจจัยหลายประการ ได้แก่ ความเข้มข้นของโลหะหนัก ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading) อายุตะกอน (mean cell residence time; MCRT) พีเอช (pH) ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ (MLSS) อุณหภูมิ และสารพิษชนิดอื่นที่มีอยู่ในน้ำเสีย ตัวอย่างเช่น เมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นความสามารถในการละลาย (Solubility) และความสามารถในการดูดซึมของจุลชีพก็จะสูงขึ้น หรือในกรณีที่ค่าพีเอช (pH) ต่ำ ก็จะทำให้โลหะหนักละลายน้ำได้มากขึ้น ซึ่งล้วนแล้วแต่ส่งผลให้ความเป็นพิษของโลหะหนักสูงขึ้น หรือในบางกรณีที่มีโลหะหนักมากกว่า 1 ตัว อยู่ในน้ำเสียซึ่งอาจจะทำให้เกิดความเป็นพิษมากขึ้น (เรียกว่า Synergistic) หรืออาจจะทำให้เกิดความเป็นพิษลดลง (เรียก Antagonistic) ซึ่งมีการศึกษาพบว่า โลหะหนักบางตัว (โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ทองแดง (Cu)) เมื่ออยู่ในน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนไซยาไนด์ก็จะทำให้มีความเป็นพิษสูงขึ้น โดยความเป็นพิษของโลหะหนัก

เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างโลหะหนักกับองค์ประกอบที่ใช้ในการดำรงชีวิตของเซลล์ เช่น เอนไซม์ สำหรับใช้ในการหายใจ ทำให้เกิดสารประกอบที่ไม่สามารถทำงานได้ (16)

การกำจัดโลหะหนักในน้ำเสียสามารถกระทำได้โดยใช้กระบวนการทางกายภาพ/ทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนประจุ (Ion Exchange) การออกซิเดชัน/รีดักชัน (Oxidation/Reduction) การตกตะกอน (Precipitation) เป็นต้น สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพก็สามารถกำจัดโลหะหนักที่ละลายน้ำได้เช่นเดียวกันโดยขึ้นอยู่กับชนิดของโลหะหนัก เช่น ระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) สามารถกำจัด Cd, Hg, Cu, และ Zn ได้ประมาณร้อยละ 50-60 แต่โลหะหนักบางชนิด เช่น นิกเกิล (Ni) ก็กำจัดได้ต่ำกว่า จากการศึกษาของ Barth และคณะ (18) พบว่า กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจนสามารถทนความเข้มข้นของ Cr, Cu, Ni หรือ Zn ได้ถึง 10 มิลลิกรัม/ลิตร ไม่ว่าจะ เป็นแบบเดี่ยวหรือรวมกันอยู่ในน้ำเสีย โดยทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอไซด์ลดลงร้อยละ 5 ซึ่ง แสดงให้เห็นว่าโลหะหนักที่ศึกษาเหล่านี้ไม่ทำให้เกิดความเป็นพิษมากขึ้นหรือลดลง (ไม่ทำให้เกิด Synergistic หรือ Antagonistic)

ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนนั้น โลหะหนักจะทำการยับยั้งกระบวนการที่มีความสำคัญ 2 กระบวนการ คือ ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอไซด์ และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) นอกจากนี้การเกิด Shock Load ของโลหะหนัก (เช่น Hg, Cd, Zn, Cr, Cu) ก็อาจก่อให้เกิด Deflocculation ของตะกอนได้ รวมทั้งการเกิดตะกอนลอย (Bulking) ในระบบที่รับน้ำเสียที่ปนเปื้อนโลหะหนัก (19)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) และแบบบ่อแพลคัลเททที่มี สามารถกำจัดโลหะหนัก (เช่น Cd, Cr, Cu, Zn, Ni และ Pb) ได้ดี โดยปกติโลหะหนักเหล่านี้จะสะสมอยู่ในสลัดจ์ (Sludge) การกำจัดโลหะหนักด้วยระบบตะกอนเร่งนั้นเกิดขึ้นจากการดูดซับ (Sorption) ของโลหะหนักเข้าไปในฟล็อก (Floc) โดยตะกอนจุลชีพสามารถกำจัดโลหะหนักได้ตาม ลำดับดังนี้ $Pb > Cd > Hg > Cr^{3+} > Cr^{6+} > Zn > Ni$ (19)

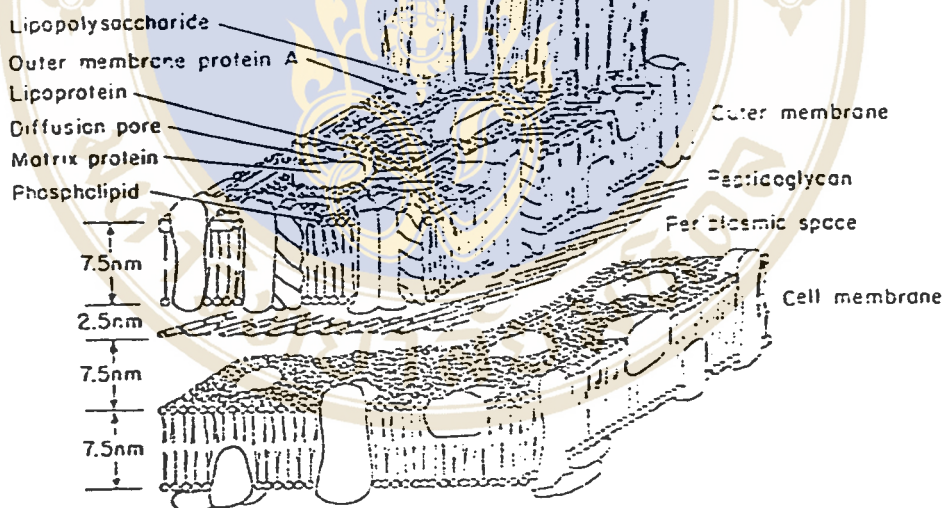
2.3.1 กลไกการกำจัดโลหะหนักด้วยจุลชีพ

จุลชีพที่พบโดยทั่วไปในระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) จะสามารถผลิต Extracellular Polymer ซึ่งจะล้อมรอบเซลล์ไว้ โดยมีส่วนประกอบที่สำคัญก็คือ Polysaccharide ซึ่งมีบทบาทสำคัญอย่างมากในการกำจัดโลหะหนัก โดยจะรวมตัวกับโลหะหนัก (เช่น Fe, Cu, Cd และ Ni) ต่อจากนั้นก็สะสมโลหะหนักเหล่านั้นไว้ในเซลล์ โดยปฏิกิริยาที่เกิด

ชั้นระหว่าง Exopolymer กับไอออนของโลหะ เป็นผลที่เกิดขึ้นโดยตรงกับกลุ่มที่มีประจุลบบน Exopolymer ได้แก่ Pyruvate, Phosphate, Hydroxyl, Succinyl, และ Uronic acid

กลไกในการกำจัดโลหะหนักโดยจุลชีพ (19) มีดังนี้

1. การดูดซับที่ผิวเซลล์ (Adsorption to Cell Surface) เป็นพันธะที่เกิดขึ้นระหว่างจุลชีพกับโลหะหนัก เนื่องจาก ไอออนของโลหะหนักกับผิวของจุลชีพที่เป็นประจุลบ โดยเฉพาะพวก Gram-positive bacteria จะเป็นพวกที่เหมาะสมสำหรับจับโลหะหนัก (19) เนื่องจากผิวชั้นนอกของแบคทีเรียจะมี Lipopolysaccharide (LPS) ดังแสดงในรูปที่ 9 โดย Phosphoryl group ของ LPS และ Phospholipid ซึ่งเป็นส่วนที่มีประจุลบเป็นจำนวนมากจะมีบทบาทสำคัญในการจับโลหะ โดยที่ไอออนของโลหะจะจับกับ LPS ก่อนเป็นอันดับแรก ซึ่งเป็นกลไกในการป้องกันไม่ให้โลหะหนักเข้าไปในเซลล์ของแบคทีเรีย (20)



รูปที่ 9 ลักษณะผิวชั้นนอกของแบคทีเรีย

ที่มา : Tim Ford (20)

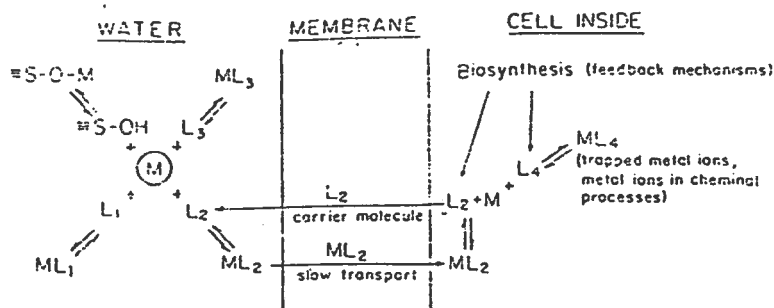
2. การรวมตัว (Complexation) จุลชีพสามารถสร้างกรดอินทรีย์ (Organic acid) ได้ เช่น Citric acid ซึ่งจะรวมตัวกับสารพิษต่าง ๆ ก่อให้เกิดการฟอร์มตัวของ Metallorganic molecules โดยโลหะหนักอาจจะรวมตัวกับ Carboxyl groups ซึ่งอยู่ที่ Microbial Polysaccharide หรือ Polymer ตัวอื่น ซึ่งเป็นกระบวนการที่สำคัญสำหรับการบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะในระบบตะกอนเร่ง เมื่อต้องบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม

3. การสะสมของโลหะหนักในเซลล์ (Intracellular Accumulation of Metals) เซลล์ของจุลชีพสามารถสะสม (Accumulate) โลหะหนักได้ ซึ่งจะนำเข้าไปในเซลล์โดยกระบวนการขนส่งที่เฉพาะ (Specific Transport System) (19) การดูดซึม (Assimilation) โลหะหนักของแบคทีเรียที่มีความสำคัญต่อการกำจัดพิษ (Detoxification) การทำงานของเอนไซม์ และคุณลักษณะทางกายภาพของเซลล์ โดยกลไกของการดูดซึมโลหะผ่านผนังเซลล์ ดังแสดงในรูปที่ 10 ซึ่ง Extracellular หรือผนังเซลล์ (Cell wall) ที่สัมผัสกับ Ligands จะจับกับโลหะหนัก โดย Ligand เหล่านี้จะขนส่งโลหะหนักที่ถูกจับไว้ผ่านผนังเซลล์อย่างช้า ๆ หลังจากนั้นโลหะหนักก็จะถูกปล่อยเข้าไปภายในเซลล์ โดยเข้าไปในกระบวนการทางชีวเคมี หรืออาจถูกจับไว้เพื่อให้อยู่ในรูปที่ไม่สามารถทำงานได้ (inactive form) โดยการรวมตัวกับ High-affinity Ligand ตัวอื่น ดังแสดงในรูปที่ 11 (20)



รูปที่ 10 กลไกการนำไอออนโลหะหนัก (M) เข้าไปในเซลล์ของแบคทีเรีย

ที่มา : Tim Ford (20)



รูปที่ 11 รูปแบบความสัมพันธ์ระหว่าง Bacteria Ligands (L) กับไอออนโลหะหนัก (M)

ที่มา : Tim Ford (20)

4. การตกตะกอน (Precipitation) แบบที่เรียกว่าตัวช่วยให้โลหะหนักตกตะกอนโดยการผลิตแอมโมเนีย (Ammonia), Organic base หรือไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งจะตกตะกอนโลหะหนักเป็นไฮดรอกไซด์ หรือซัลไฟด์ Sulfate-reducing bacteria จะเปลี่ยนรูปซัลเฟต (SO_4) เป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ซึ่งช่วยให้เกิดการตกตะกอนของโลหะหนักจากสารละลายได้
5. การกลายเป็นไอ (Volatilization) เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นกับโลหะหนักบางตัว เช่น Hg สามารถเปลี่ยนให้กลายเป็นไอได้ โดยเกิดจากการกระทำของจุลินทรีย์

2.3.2 นิกเกิล (Nickel) (21)

2.3.2.1 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมี

นิกเกิลเป็นธาตุในหมู่ที่แปด ประกอบด้วย เหล็ก โคบอลต์ นิกเกิล รูทีเนียม โรเดียม แพลเลเดียม ออสเมียม อิริเดียม และแพลทินัม โดยนิกเกิลจัดอยู่ในกลุ่มธาตุตระกูลเหล็ก (Iron family) เป็นโลหะแข็ง มีความว่องไวปานกลางต่อปฏิกิริยา เป็นสารพวกเฟอร์โรแมกเนติก (Ferromagnetic) ในธรรมชาติมักเกิดในรูปของซัลไฟด์ (NiS) เช่น แร่มีลเลอไรต์ นิกเกิลบริสุทธิ์มีสีขาว วาวคล้ายเงิน มีน้ำหนักอะตอม 58.7 จุดหลอมเหลว $1,453\text{ }^{\circ}\text{C}$ จุดเดือด $2,732\text{ }^{\circ}\text{C}$ มีวาเลนซ์ +2 เป็นส่วนใหญ่ ส่วนวาเลนซ์ +3, +4, +6 มีน้อย

2.3.2.2 การใช้ประโยชน์

นิกเกิลมีสมบัติทนต่อการกัดกร่อนเป็นอย่างดีโดยเฉพาะในสภาวะที่เป็นเบส เนื่องจากผิวของโลหะมักถูกเคลือบด้วยชั้นออกไซด์บาง ๆ ซึ่งเกิดขึ้นเองโดยธรรมชาติ จึงนิยมใช้ทำแบตเตอรี่ อิเล็กโทรดที่ใช้งานในสภาวะที่เป็นเบส และการชุบเคลือบอุปกรณ์เครื่องมือต่าง ๆ เช่น ส่วนประกอบรถยนต์ เครื่องครัวประเภทสแตนเลสสตีล เป็นต้น สมบัติอีกข้อหนึ่งของนิกเกิลก็คือเมื่อผลิตนิกเกิลให้มีสภาพพรุนที่เรียกว่า “นิกเกิลพรุน” (Sponge Nickel) นิกเกิลในสภาพนี้จะสามารถดูดซับก๊าซไฮโดรเจนได้ดี และจะคายออกถ้ามีโมเลกุลอื่นที่เหมาะสมมารับ ดังนั้นจึงผลิตนิกเกิลพรุนสำหรับใช้เป็นแคตลิสต์ในปฏิกิริยาไฮโดรจิเนชันของพวกอัลคีน นิกเกิลยังใช้ผสมกับธาตุอื่น ๆ เป็นโลหะเจือ เช่น นิกเกิลผสมกับทองแดง เรียกว่า Monel มีนิกเกิลประมาณ 67% ทองแดงประมาณ 33% และมีลูมิเนียมกับซิลิคอนเล็กน้อย โมเนลสามารถทนต่อการกัดกร่อนของ

ฟลูออรีนได้ จึงใช้ทำภาชนะบรรจุก๊าซฟลูออรีน นิกเกิลผสมกับโครเมียม เรียกว่า Nichrome ประกอบด้วยนิกเกิลประมาณ 80% และโครเมียมประมาณ 20% ใช้ทำขดลวดความร้อนไฟฟ้า

2.3.2.3 การปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อม

นิกเกิลเข้าสู่สิ่งแวดล้อมได้จากการใช้นิกเกิลในอุตสาหกรรมต่าง ๆ โดยปนอยู่กับอากาศและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม นิกเกิลในบรรยากาศเกิดได้ทั้งจากธรรมชาติ โดยการพังทลายของดินหิน และเกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ พบว่า นิกเกิลในบรรยากาศจะอยู่ในลักษณะของละอองไอ (Particulate Aerosols) ซึ่งมีนิกเกิลปนอยู่ในความเข้มข้นต่าง ๆ กัน ขึ้นกับแหล่งที่มา และพบว่าขนาดอนุภาคของนิกเกิลจากแหล่งที่มนุษย์สร้างขึ้น (Man-made source) จะมีขนาดเล็กกว่านิกเกิลในธรรมชาติ

การปนเปื้อนของนิกเกิลในบรรยากาศจากกิจกรรมต่าง ๆ เช่น การหลอมและถลุงแร่ การผลิตอัลลอย (Alloy) เป็นต้น จะมีนิกเกิลออกมาในรูปของ เหล็ก-นิกเกิลออกไซด์ เฟอร์โรนิกเกิล Warner อ้างใน (21) พบว่า ขณะที่มีการผลิตนิกเกิลจากแร่ซัลไฟด์ ในขั้นตอนการเผา จะทำให้เกิดนิกเกิลซัลเฟต ออกมา และพบว่า มีนิกเกิลอยู่ในควันจากการเผาไหม้ 5-10% Gilman และ Ruckerbaver อ้างใน (21) ได้ทำการเก็บตัวอย่างฝุ่นจากโรงถลุงแร่ในประเทศแคนาดา พบว่า มีนิกเกิลซัลเฟต 20% นิกเกิลซัลไฟด์ 57% และนิกเกิลออกไซด์ 6.3% นอกจากนั้นฝุ่นของนิกเกิลยังมาได้จากขบวนการหลอมสแตนเลสสตีล การชุบเคลือบ ชัดหรือตัดโลหะนิกเกิล การเผาไหม้เชื้อเพลิงถ่านหิน

การปนเปื้อนของนิกเกิลในน้ำ เกิดได้จากการละลายของสารประกอบนิกเกิลที่อยู่ในบรรยากาศกับน้ำฝนตกลงสู่แหล่งน้ำ รวมทั้งจากอุตสาหกรรมต่าง ๆ ที่ปล่อยน้ำเสียที่มีนิกเกิลปนอยู่ออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ เช่น น้ำเสียจากการล้างโลหะที่ผ่านกระบวนการชุบเคลือบนิกเกิลในโรงงานประกอบรถยนต์ โรงงานชุบโลหะ เป็นต้น

2.3.2.4 ความเป็นพิษ

สารประกอบของนิกเกิลที่เป็นพิษต่อมนุษย์มากที่สุดอยู่ในรูปของนิกเกิลคาร์บอนิล ซึ่งจะอยู่ในฝุ่นนิกเกิล ทำให้เกิดอาการพิษเฉียบพลันเมื่อหายใจเข้าสู่ร่างกาย โดยทำให้เกิดอากาศปวดศรีษะ หน้ามืด คลื่นเหียนอาเจียน ระคายเคืองตา ทำให้อาจมีอาการแน่นหน้าอก ไอ คล้ายโรคปอดอักเสบจากเชื้อไวรัส (Viral pneumonia) คือมีเลือดออก น้ำท่วมปอด และความผิดปกติ

ปกติของเซลล์อัลวีโอล (Alveoli cell) และเยื่อปอด รวมทั้งมีผลกระทบต่อการทำงานของตัวไต ต่อมหวมกไต ม้าม และสมอง ซึ่งจะทำให้ผู้ป่วยถึงแก่ชีวิตในที่สุด Shi อ้างใน (21) รายงานว่าคนงานใน โรงงานถลุงนิกเกิล ประเทศสาธารณรัฐประชาชนจีนที่ได้รับฝุ่นนิกเกิลเป็นเวลานาน ทำให้เกิดพิษ เรื้อรัง มีอาการอักเสบของเยื่อจมูกและโพรงจมูก ผื่นโพรงจมูกเป็นแผล มีอาการที่คหอบ และพบว่าเซลล์ของปอดมีรูปร่างผิดปกติ

คนงานที่ต้องสัมผัสกับสารประกอบนิกเกิลที่ละลายในน้ำ เช่น คนงานใน โรงงานชุบโลหะทำให้เกิดอาการภูมิแพ้ ในหลายประเทศพบว่าผู้ที่มีความไว (Sensitive) ต่อสาร ประกอบนิกเกิลจะมีอาการมือเป็นแผลเปื่อย บางกรณีพบว่า อาการรุนแรงถึงทำให้สูญเสียอวัยวะ Sunderman และคณะ อ้างใน (21) รายงานว่า คนงานในโรงงานชุบโลหะคัมน้ำปนเปื้อนนิกเกิลซัล เฟต และนิกเกิลคลอไรด์ (1.63 g Ni/l) ภายใน 2-3 ชั่วโมง มีอาการคลื่นเหียนอาเจียน ท้องเสีย ปวด หัว หายใจถี่ อ่อนเพลีย เมื่อตรวจระดับนิกเกิลในเลือด พบว่ามีปริมาณนิกเกิลตั้งแต่ $12.8\text{-}1,340 \mu\text{g/l}$. (เฉลี่ย $286 \mu\text{g/l}$.)

2.3.2.5 มาตรฐานของนิกเกิล

- มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ตามประกาศ ของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม กำหนดให้มีความเข้มข้นของนิกเกิลในน้ำทิ้งไม่ เกิน 1.0 มิลลิกรัม/ลิตร
- มาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน ตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อม แห่งชาติ กำหนดให้มีความเข้มข้นของนิกเกิลในแหล่งน้ำประเภทที่ 4 ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัม/ ลิตร

2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Irvine, Miller and Bhamrah (22) ทำการศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วย ระบบเอสบิอาร์ที่มีวัฏจักรการทำงาน 24 ชั่วโมง คือ ช่วงเติมน้ำเสียเท่ากับ 6-10 ชั่วโมง ช่วงทำ ปฏิริยาเท่ากับ 12-16 ชั่วโมง ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงปล่อยน้ำเสีย 1 ชั่วโมง ระบบมีค่า MLSS เท่ากับ 2,200 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าปฏิริยาไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิด ขึ้นได้ โดยเมื่อเริ่มเติมอากาศระบบจะเกิดปฏิริยาไนตริฟิเคชัน และเมื่อหยุดเติมอากาศก็จะเกิด ปฏิริยาคีไนตริฟิเคชัน

Irvine and Busch (23) พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่รับน้ำเสียสังเคราะห์แบบ High Strength จะสามารถออกซิไดซ์ทั้งสารอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนได้กว่าร้อยละ 98 และมีการตกตะกอนเป็นที่น่าพอใจ โดยตะกอนในน้ำทิ้งมีค่าเท่ากับ 6 มิลลิกรัม/ลิตร และยังพบว่าเมื่อเริ่มต้นระบบด้วย Anaerobic Fill จะทำให้มีสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบสูงขึ้น

Alleman and Irvine (24) พบว่า จากการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นสูงด้วยระบบเอสปีอาร์ที่มีสถานะเดมน์น้ำเสีย 2 ชั่วโมง ทำปฏิกิริยา (ออกซิก) 4 ชั่วโมง ตกตะกอน 1 ชั่วโมง ปล่อยน้ำทิ้ง 0.5 ชั่วโมง และพักระบบ 1 ชั่วโมง โดยกำหนดให้มีค่า MLSS เท่ากับ 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าระบบมีความสามารถในการกำจัดทั้งสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้สูงถึงร้อยละ 98 และการเติมน้ำเสียแบบแอนแอโรบิก ยังช่วยให้เกิดการตกตะกอนที่ดีไม่มีตะกอนแขวนลอย

Silverstein and Schroedar (25) พบว่า ระบบแบบเอสปีอาร์มีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีเท่ากับหรือมากกว่าระบบที่มีการเติมอากาศแบบต่อเนื่อง และการจัดให้มีสถานะแอนออกซิกเกิดขึ้นในระบบจะประหยัดพลังงานในการเติมอากาศและต้นทุนการก่อสร้าง นอกจากนี้สารอินทรีย์จะถูกกำจัดได้ร้อยละ 75 โดยไม่ต้องเติมอากาศ และสารอินทรีย์ที่เหลือจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อเริ่มเติมอากาศอีกครั้ง การมีปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในระบบจะทำให้มวลชีวภาพตกตะกอนได้ดีมาก มวลชีวภาพหลายชนิดสามารถปรับตัวเองได้เมื่ออยู่ในสถานะที่ไม่เหมาะสมกับการเจริญเติบโต ทั้งนี้การจับใช้ (Uptake) สารอาหารจะขึ้นกับมวลตะกอน และช่วงเวลาการเติมอากาศและสถานะแอนออกซิกจะขึ้นกับระดับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันที่ต้องการ

Irvin, Ketchum, Breyfogle and Barth (26) ได้ทดลองใช้ระบบเอสปีอาร์บำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่า เวลาของการเติมน้ำเสียแบบแอนออกซิก (Anoxic Fill) และเวลาที่ใช้ในการเติมอากาศในระหว่างช่วงเติมน้ำเสีย และช่วงทำปฏิกิริยาเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการออกแบบและควบคุมระบบ และการทำให้เกิดสถานะแอนออกซิกในระหว่างช่วงเติมน้ำเสียจะเป็นการควบคุมการเจริญของพวกจุลินทรีย์ชนิดเส้นใย (Filamentous Organism) ทำให้มีการตกตะกอนได้ดี

Arora (27) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับกลไกการกำจัดน้ำเสียของระบบเอสปีอาร์ พบว่า ปฏิริยาไนตริไฟเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ แต่ระยะเวลาเก็บกักตะกอนต้องนานพอ (อย่างน้อย 5-10 วัน) และปริมาณการเติมอากาศต้องมากพอ (ค่าออกซิเจนละลายน้ำ มากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร) ส่วนปฏิริยาดีไนตริไฟเคชันนั้นสามารถเกิดขึ้นได้เมื่อระบบอยู่ในสภาวะแอนออกซิก

Argaman (28) ได้รายงานว่ ปฏิริยาไนตริไฟเคชันที่เกิดขึ้นในช่วงเติมอากาศจะเป็น การกำจัดแอมโมเนีย และการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดนั้นจะมีขึ้นได้เมื่อมีปฏิริยาดีไนตริไฟเคชัน เกิดขึ้นในระบบ ดังนั้นการมีช่วงแอนออกซิกที่นานขึ้นก็จะทำให้ไนโตรเจนทั้งหมดถูกกำจัดได้มาก ขึ้น อย่างไรก็ตาม การควบคุมการเปลี่ยนแปลงเวลาในการเติมอากาศมีผลต่อการกำจัดไนโตรเจน ของระบบ โดยถ้ามีระยะเวลาเติมอากาศที่สั้นเกินไปจะมีแอมโมเนียหลุดออกจากระบบ หรือเกิด ปฏิริยาไนตริไฟเคชันไม่สมบูรณ์

Pornaveewat (29) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับการนำระบบเอสปีอาร์มาใช้ในการกำจัดน้ำ เสียชุมชน โดยกำหนดระยะเวลาการเติมน้ำเสีย 6 ชั่วโมง (กวนผสมน้ำเสียตลอดเวลา แต่ไม่มีการ เติมอากาศในช่วงนี้) เติมอากาศ 4 ชั่วโมง ตกตะกอน 1 ชั่วโมง ปริมาณน้ำเสียที่เข้าถังปฏิริยา 10 ลิตรต่อวัฏจักรการทำงาน พบว่า ระบบสามารถบำบัดบีโอดีได้ร้อยละ 76-90 บำบัดไนโตรเจนทั้ง หมดได้ร้อยละ 35.5-60.4 บำบัดฟอสฟอรัสทั้งหมดได้ร้อยละ 10-45 และสามารถลดค่าของแข็งแขวนลอย (SS) ในน้ำทิ้งจนมีค่าต่ำกว่า 30 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยค่า F/M ที่เหมาะสมที่สุดอยู่ในช่วง 0.17-0.55 และดีที่สุดคือ 0.235 และมีค่า MLSS ประมาณ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียมีค่าสูงสุด

Wilderer, Jones and Dau (30) พบว่าการใช้ระบบเอสปีอาร์กำจัดสารอาหารโดยชีวภาพนั้น จะต้องจัดให้มีสภาวะ Anoxic Mixed Fill อยู่ในตอนเริ่มต้นการทำงานของระบบเพื่อให้เกิด สภาวะแอนแอโรบิกที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดสารอาหารโดยชีวภาพ

Balakrishnan (31) ได้รายงานว่ ระบบเอสปีอาร์มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียดี กว่าระบบที่มีการไหลแบบต่อเนื่อง โดยสามารถเดินระบบที่ค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (HRT) ต่ำ กว่า และการปรับให้ระบบมีช่วงที่ไม่มีเติมอากาศ (แอนออกซิก) ทำให้เกิดการตกตะกอนได้ดี และยังพบว่า ช่วงเวลาในการเติมอากาศและช่วงเวลาแอนออกซิกเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการ ออกแบบและควบคุมระบบ

Li (32) ได้ใช้ระบบเอสปีอาร์กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชน พบว่า ถ้าระยะเวลาการเติมอากาศและระยะเวลาการตกตะกอนสั้นเกินไปจะมีผลเสียต่อการกำจัดไนโตรเจน ระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่เหมาะสมที่สุดในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบคือ 15-25 วัน แต่การกำจัดไนโตรเจนจะมีระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่ critical คือ 3-8 วัน

Raveedran (33) ได้รายงานว่ ค่า SRT เป็นตัวสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบเอสปีอาร์โดยพบว่า เมื่อระบบมีค่า HRT ที่ 24 ชั่วโมง ระยะเวลาเก็บกักตะกอนที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 12.5 วัน และพีเอชที่เหมาะสม คือ 7-8 นอกจากนี้ค่าออกซิเจนละลายน้ำก็มีความสำคัญมากในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และเมื่อค่า SRT สูงขึ้น ปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นเล็กน้อย แต่ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันลดลงเล็กน้อย การเดินระบบเอสปีอาร์มีดังนี้ ช่วงเติมน้ำแบบแอนออกซิก 1 ชั่วโมง ช่วงปฏิกริยา 5 ชั่วโมง (แอนออกซิก I = 2 ชั่วโมง ออกซิก I = 2 ชั่วโมง แอนออกซิก II = 1 ชั่วโมง และออกซิก II 0.5 ชั่วโมง) ช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง และช่วงระบายน้ำที่ 0.5 ชั่วโมง ระบบสามารถกำจัดฟอสเฟตได้ 98% กำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดได้ 89% และกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ 83%

Nazareth (34) ได้รายงานว่าการเดินระบบแบบเอสปีอาร์ ที่ Fill = 1 ชม. React = 10 ชม. (Aeration, Anaerobic, Aeration) และ Settle + Decant + Idle = 1 ชม. พบว่า ที่ระยะเวลาการเติมอากาศที่เหมาะสมเป็นระยะเวลาเท่ากับ 2 ชม. สามารถกำจัดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 90

Ellis, Soulsby and Harper (35) รายงานว่า การเปลี่ยนแปลงระยะเวลาการทำปฏิกริยาจะทำให้ระดับของประสิทธิภาพการบำบัดของระบบเอสปีอาร์เปลี่ยนแปลงไปด้วย โดยระยะเวลาการทำปฏิกริยานานขึ้นเพื่อให้เกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันมากกว่าเพื่อกำจัดสารประกอบคาร์บอน นอกจากนี้การปรับช่วงเติมน้ำเสีย (Fill) ให้เป็นสภาวะแอนแอโรบิกและการปรับวงรอบการเติมอากาศจะทำให้ปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดได้ดีขึ้น

Demuyne (36) พบว่า การเดินระบบเอสปีอาร์ที่มีการจัดสภาวะแอนแอโรบิกสลับกับแอนออกซิกเป็นช่วงสั้น ๆ จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารได้ดี และช่วยลดอัตราการเติมออกซิเจนและคาร์บอนลงในระบบ โดยระยะเวลาของสภาวะแอนออกซิกจะต้องมากกว่าเวลารวมของสภาวะแอโรบิก

Franta, Wilderer, Miksch and Sykora (37) รายงานว่า การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียนั้น อายุตะกอนเป็นตัวแปรที่สำคัญ และระยะเวลาของการเติมอากาศจะต้องนานพอที่จะทำให้เกิดปฏิกิริยาอย่างสมบูรณ์เพื่อให้มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารดีขึ้น

Tam, Leung and Wong (38) พบว่า ระบบเอสปีอาร์ที่มีการจัดสถานะแอโรบิกสลับกับแอนอ็อกซิก และทำการเดินระบบโดยมีช่วงเติมน้ำเสีย เท่ากับ 0.75 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา 8 ชั่วโมง (แอโรบิก 4 ชั่วโมง – แอนอ็อกซิก 3 ชั่วโมง – แอโรบิก 1 ชั่วโมง) ตกตะกอนเท่ากับ 1.5 ชั่วโมง ปล่อยน้ำทิ้งเท่ากับ 1 ชั่วโมง และพักระบบเท่ากับ 0.75 ชั่วโมง เมื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ ในโตรเจน และของแข็งแขวนลอยได้เป็นอย่างดี

พรสวรรค์ ศรีสวัสดิ์ (39) ได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ด้วยระบบเอสปีอาร์ที่มีรอบการทำงาน 24 ชั่วโมง ดังนี้ ช่วงเติมน้ำเสีย (แอนแอโรบิก) เท่ากับ 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา (แอนอ็อกซิก-ออกซิก-แอนอ็อกซิก-ออกซิก) 16 ชั่วโมง และช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง ช่วงปล่อยน้ำทิ้ง 1 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ 1 ชั่วโมง โดยมีระยะเวลาเก็บกักตะกอน 20 วัน และค่าออกซิเจนละลายน้ำ 2 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 96 ในโตรเจนมากกว่าร้อยละ 93

รักชนก เกรือบุตร (40) ได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชนห้วยขวางด้วยระบบเอสปีอาร์ที่มีรอบการทำงาน 24 ชั่วโมง ดังนี้ ช่วงเติมน้ำเสีย (แอนแอโรบิก) เท่ากับ 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา (แอนอ็อกซิก-ออกซิก-แอนอ็อกซิก-ออกซิก) 16 ชั่วโมง และช่วงตกตะกอน 1 ชั่วโมง ช่วงปล่อยน้ำทิ้ง 1 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ 1 ชั่วโมง โดยมีระยะเวลาเก็บกักตะกอน 30 วัน พบว่า ระบบสามารถกำจัดชีโอดี ในโตรเจน และฟอสฟอรัส ได้มากกว่าร้อยละ 90

Suthirak (16) ได้ทำการศึกษาความเป็นพิษของนิคเกิลต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งมีค่าซีโอดี (COD) ประมาณ 394 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่านิกเกิล 1 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่า ที่ความเข้มข้นของนิคเกิล 1 มิลลิกรัม/ลิตร นิกเกิลไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดี แต่จะมีผลยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และทำให้ค่า MLSS ต่ำกว่าตัวควบคุม (Control) ที่อายุตะกอนเดียวกัน สำหรับที่ความเข้มข้นของนิคเกิล 5 มิลลิกรัม/ลิตร ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีลดลงร้อยละ 3 และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกยับยั้งด้วย

บทที่ 3

วิธีการวิจัย

3.1 รูปแบบการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้เป็นการวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) ในห้องปฏิบัติการ ในการศึกษานี้เลือกใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ และให้น้ำเสียจากโรงพยาบาลราชวิถีเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน การทดลองมีตัวแปรอิสระ คือ ความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสีย ซึ่งการวิจัยนี้ดำเนินการ ณ ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล

รูปแบบการทดลองจะแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุด ดังนี้

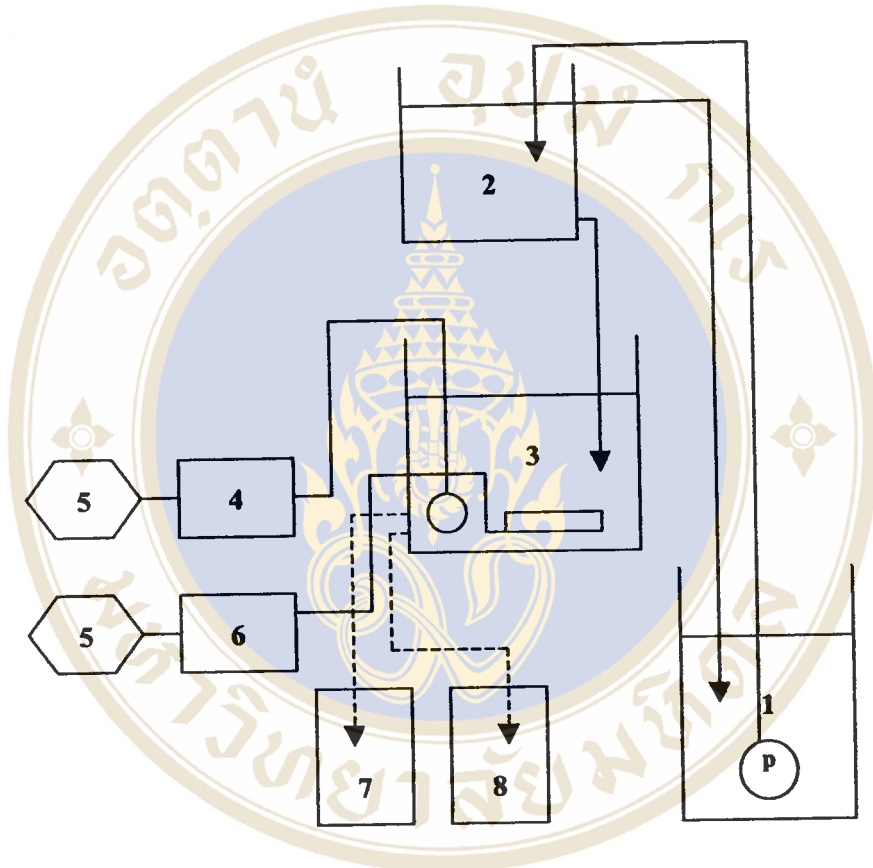
ชุดที่ 1 สำหรับศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร

ชุดที่ 2 สำหรับศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร

ชุดที่ 3 สำหรับศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ในโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ เมื่อน้ำเสียชุมชนปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 5 มิลลิกรัม/ลิตร

3.2 แบบจำลองที่ใช้ในการวิจัย

แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ทั้ง 3 ชุด จะประกอบด้วย ถังพักน้ำเสีย เครื่องสูบน้ำเสีย เครื่องกวนน้ำเสีย ท่อกระจายน้ำเสีย ถังปฏิกรณ์ เครื่องเติมอากาศ เครื่องควบคุมเวลา ถังรับน้ำเสีย และถังรับตะกอนส่วนเกิน ดังรูปที่ 12 และ 13 ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้



สัญลักษณ์ :

- | | |
|--------------------------------------|--|
| หมายเลขที่ 1 หมายถึง ถังพักน้ำเสีย | หมายเลขที่ 2 หมายถึง Static Head Tank |
| หมายเลขที่ 3 หมายถึง ถังปฏิกรณ์ | หมายเลขที่ 4 หมายถึง เครื่องเติมอากาศ |
| หมายเลขที่ 5 หมายถึง เครื่องตั้งเวลา | หมายเลขที่ 6 หมายถึง เครื่องกวน |
| อัตร โนมัติ | |
| หมายเลขที่ 7 หมายถึง ถังรับน้ำทิ้ง | หมายเลขที่ 8 หมายถึง ถังรับตะกอนส่วนเกิน |
| (P) หมายถึง เครื่องสูบน้ำ | |

รูปที่ 12 แผนผังระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์แต่ละชุดการทดลอง



รูปที่ 13 แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง

3.2.1 ถังพักน้ำเสีย

ถังพักน้ำเสียที่มีขนาดความจุ 8 ลิตร ใช้สำหรับบรรจุน้ำเสียก่อนที่จะถูกสูบเข้าถัง
ปฏิกิริยา

3.2.2 Static Head Tank

ถังพลาสติกขนาด 3 ลิตร ใช้สำหรับรักษาระดับน้ำให้คงที่ เพื่อให้ น้ำเสียที่ไหลเข้า
ถังปฏิกิริยามีอัตราการไหลคงที่

3.2.3 ถังปฏิกิริยา

เป็นถังพลาสติกทรงกระบอกขนาดความจุ 10 ลิตร มีท่อระบายน้ำทิ้ง และท่อ
ระบายตะกอนส่วนเกิน

3.2.4 เครื่องเติมอากาศ

เครื่องเติมอากาศที่ใช้สามารถปรับอัตราการเติมอากาศได้ มีหน้าที่ในการเติมอากาศให้กับน้ำเสียในถังปฏิกริยาโดยผ่านหัวกระจายอากาศ การทำงานของเครื่องเติมอากาศจะถูกควบคุมด้วยเครื่องตั้งเวลาอัตโนมัติ

3.2.5 เครื่องตั้งเวลาอัตโนมัติ (Timer)

เป็นเครื่องควบคุมเวลาแบบตั้งเวลาอัตโนมัติ สามารถตั้งเวลาได้ตั้งแต่ 1-24 ชั่วโมง ทำหน้าที่ควบคุมเวลาในการกวนน้ำเสีย และการเติมอากาศภายในถังปฏิกริยา

3.2.6 เครื่องกวน

ใช้เครื่องเติมอากาศเป่าผ่านหัวกระจายอากาศแบบหนึ่ง

3.2.7 ถังรับน้ำทิ้ง

เป็นถังพลาสติก ทำหน้าที่รองรับน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วจากถังปฏิกริยา

3.2.8 ถังรับตะกอนส่วนเกิน

เป็นถังพลาสติก ทำหน้าที่รองรับตะกอนส่วนเกินจากถังปฏิกริยา

3.3 การดำเนินการทดลอง

3.3.1 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจากบ่อรับน้ำเสียของโรงพยาบาลราชวิถี ก่อนเข้าระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลราชวิถี ซึ่งนำมาผ่านการกรองด้วยตะแกรงไนลอนชนิดละเอียดเพื่อกำจัดสิ่งแขวนลอยที่อาจทำให้เกิดการอุดตันต่อระบบควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสีย โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียเพื่อนำเข้าระบบทุกวัน ในระหว่างช่วงเวลา 07.00-08.00 น. ทั้งนี้เพื่อควบคุมให้น้ำเสียที่เข้าระบบมีลักษณะสมบัติที่ใกล้เคียงกับสภาพตามธรรมชาติมากที่สุด

3.3.2 การเตรียมสารละลายนิกเกิล

ละลาย $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ปริมาณ 4.4758 กรัม ในน้ำกลั่นปริมาตร 200 มิลลิลิตร เติมกรดไนตริกที่เข้มข้นลงไป 10 มิลลิลิตร จากนั้นทำการเจือจางให้มีปริมาตรสุดท้าย 1000 มิลลิลิตร จะได้สารละลาย 1 มิลลิลิตร เท่ากับ 1 มิลลิกรัม Ni

3.3.3 การเพาะเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ที่มีความเข้มข้นตามต้องการ

เนื่องจากการเพาะเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ตามปกติจะต้องใช้ระยะเวลาานาน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียอื่นมาเป็นตะกอนเริ่มต้นในการทดลองหรือเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า การเติมหัวเชื้อ (Seeding) สำหรับการทดลองนี้ใช้หัวเชื้อจากการสูบลตะกอนย้อนกลับ (Return Sludge) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) โรงพยาบาลรามาริบัติ

สำหรับวิธีการควบคุมค่า MLSS ให้มีความเข้มข้นตามต้องการ คือ นำตะกอนจุลินทรีย์หรือหัวเชื้อที่เก็บมาจากถังเติมอากาศปล่อยทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลาประมาณ 1 ชั่วโมง และรินส่วนที่เป็นน้ำใสทิ้งไป จากนั้นนำตะกอนเข้มข้นที่เหลืออยู่มาวีเคราะห์หาค่า MLSS เพื่อการคำนวณหาปริมาณของตะกอนหัวเชื้อที่ต้องใช้ในการเจือจางเพื่อให้ได้ค่า MLSS ที่ต้องการ ซึ่งค่า MLSS ที่ใช้เริ่มต้นในการทดลองนี้ คือ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร โดยสามารถคำนวณได้จาก

$$\text{ปริมาณตะกอนที่ใช้ (ลิตร)} = \frac{\text{ปริมาตรตะกอนที่ต้องการ (มก.)}}{\text{ความเข้มข้นของตะกอนที่เติม (มก./ล.)}}$$

ทำการเติมน้ำตะกอนตามปริมาณที่กำหนดไว้ลงในถังปฏิกรณ์ที่เตรียมไว้ จากนั้นเติมน้ำเสียลงไป 3 ลิตร แล้วทำการเดินระบบตามสภาวะที่กำหนด เพื่อให้เกิดการปรับสภาพของตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) จนกระทั่งจุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสียแล้ว จึงเพิ่มปริมาณน้ำเสียเป็น 4.5 และ 6 ลิตร ตามลำดับ การทำงานในแต่ละรอบในถังปฏิกรณ์จะมีน้ำตะกอนจุลินทรีย์ และน้ำที่ผ่านการบำบัดจากการทำงานในรอบก่อนหน้านี้อยู่ในถังปฏิกรณ์ประมาณ 4 ลิตร แล้วจึงเริ่มทำการทดลองต่อไป

3.3.4 การควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง

1. แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการทดลอง กำหนดให้มีวัฏจักรการทำงาน (Cycle Time) 24 ชั่วโมง โดยมีช่วงการเติมน้ำเสีย (Fill) 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา (React) 16 ชั่วโมง (แอนออกซิก 5 ชม.-ออกซิก 3 ชม.- แอนออกซิก 5 ชม.-ออกซิก 3 ชม.) ช่วงตกตะกอน (Settle) 1.5 ชั่วโมง ช่วงระบายน้ำทิ้ง (Draw) 0.5 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ (Idle) 1 ชั่วโมง

2. ในช่วงเติมน้ำเสียปริมาตร 6 ลิตร เข้าสู่ถังปฏิกิริยาในขณะที่เติมน้ำเสียจะไม่มี การกวนและการเติมอากาศ

3. ในช่วงสภาวะแอนออกซิกจะไม่มี การเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกิริยาจะมีค่าเกือบเป็น 0 มิลลิกรัม/ลิตร และในช่วงสภาวะออกซิกจะมีการเติมอากาศจนค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกิริยามีค่าไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร

4. การควบคุมระยะเวลาเก็บกักตะกอนจะกระทำในชั่วโมงสุดท้ายของการเติมอากาศ ปริมาณน้ำตะกอนที่ต้องการระบายทิ้งคำนวณได้จากความเข้มข้นของตะกอนในถังปฏิกิริยาที่วัดได้ ดังนี้

$$\text{ระยะเวลาเก็บกักตะกอน (วัน)} = \frac{\text{มวลตะกอนในถังปฏิกิริยา (มก.)}}{\text{อัตราการกำจัดตะกอนจากถังปฏิกิริยา (มก./ล.)}}$$

เมื่อมีการกวนแบบสมบูรณ์ (Completely Mixed) ในถังปฏิกิริยา ดังนั้นจึงสมมติได้ว่าความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยเท่ากันตลอดทั้งถัง และมวลตะกอนเป็นสัดส่วนโดยตรงกับ ปริมาตรของตะกอน จึงได้ว่า

$$\text{ระยะเวลาเก็บกักตะกอน (วัน)} = \frac{\text{ปริมาตรตะกอนในถังปฏิกิริยา (มล.)}}{\text{ปริมาตรตะกอนที่กำจัดออกจากถังปฏิกิริยา (มล./ล.)}}$$

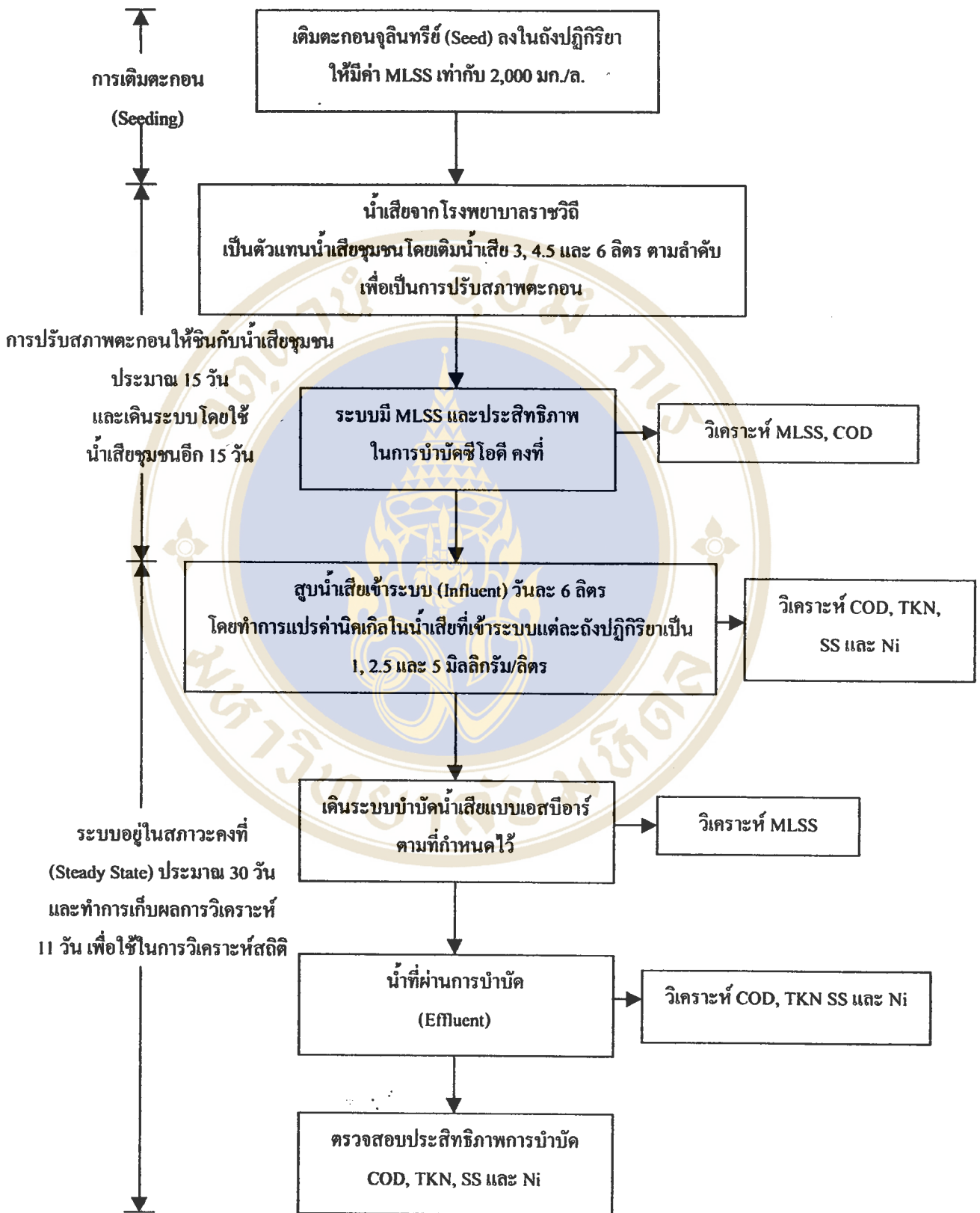
5. ช่วงพักระบบ (Idle) ถังปฏิกิริยาจะไม่มี การกวนและเติมอากาศ การซ่อมแซมระบบจะกระทำในช่วงนี้

3.3.5 ขั้นตอนการทดลอง

1. ทำการทดสอบการทำงานของระบบด้วยการทดลองเดินระบบโดยใช้น้ำสะอาด (Dry-Run) เพื่อตรวจสอบข้อบกพร่องของอุปกรณ์ต่าง ๆ และดำเนินการแก้ไขให้เรียบร้อยก่อนที่จะดำเนินการทดลองในขั้นต่อไป

2. ทำการปรับสภาพของตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) โดยการเพิ่มปริมาณน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองเข้าระบบโดยเริ่มจากการเติมน้ำเสีย 3, 4.5 และ 6 ลิตรต่อวัน จนกระทั่งจุลินทรีย์คุ้นเคยกับน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลอง รวมระยะเวลาประมาณ 15 วัน และทำการเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลอง 15 วัน โดยมีการระบายตะกอนส่วนเกินทิ้งวันละ 330 มิลลิลิตร เพื่อควบคุมให้ได้อายุตะกอน 30 วัน ระบบจะอยู่ในสถานะเสถียร (Steady State) กล่าวคือ ระบบมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีค่อนข้างคงที่ ซึ่งทำการทดลองควบคู่กันไปด้วยทั้ง 3 ชุดการทดลอง

3. หลังจากระบบอยู่ในสถานะเสถียรด้วยน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองแล้ว จึงเติมนิกเกิลลงไป ในน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองให้มีความเข้มข้นประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร โดยใช้สารละลายนิกเกิลที่เตรียมไว้ใส่ลงในน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองสำหรับแต่ละชุดการทดลอง (สารละลายนิกเกิลที่เตรียมไว้ 1 มิลลิลิตร จะเท่ากับ 1 มิลลิกรัมของนิกเกิล) และทำการเดินระบบโดยใช้น้ำเสียดังกล่าวเป็นเวลา 30 วัน ก่อนที่จะทำการบันทึกผล ซึ่งใช้เวลาประมาณ 11 วัน



รูปที่ 14 ขั้นตอนการทดลอง

3.4 การเก็บตัวอย่างน้ำและการวิเคราะห์ตัวอย่าง

3.4.1 การเก็บตัวอย่างน้ำ

จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียมียู่ด้วยกัน 3 จุด คือ น้ำเสียก่อนเข้าถึงปฏิกิริยา (Influent) ของเหลวในถังปฏิกิริยา (Reactor) และน้ำทิ้ง (Effluent) ที่ผ่านการบำบัดแล้ว โดยในแต่ละชุดการทดลองจะทำการวิเคราะห์ตัวอย่างและเก็บข้อมูลอย่างต่อเนื่องเป็นเวลาอย่างน้อย 11 วัน เพื่อให้มีความเชื่อถือและยอมรับได้อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ดังมีแผนการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำมาตรวจวิเคราะห์ แสดงไว้ในตารางที่ 2

สำหรับตัวอย่างน้ำที่เก็บเพื่อวิเคราะห์ค่าซีโอไซด์และไนโตรเจน หากไม่สามารถวิเคราะห์ได้ทันที จะเติมกรดซัลฟิวริกเข้มข้นเพื่อให้พีเอช (pH) ต่ำกว่า 2 เพื่อยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แล้วจึงนำไปเก็บในที่มืดและอุณหภูมิต่ำ สำหรับตัวอย่างน้ำที่วิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอย จะทำการวิเคราะห์ทันที หรือเก็บรักษาไว้ในตู้เย็นที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส แล้วตรวจวิเคราะห์ภายใน 6 ชั่วโมง สำหรับตัวอย่างน้ำที่วิเคราะห์ค่านิคเกิล จะเติมกรดไนตริกเข้มข้นเพื่อให้พีเอช (pH) ต่ำกว่า 2 เพื่อเป็นการรักษาสภาพของน้ำตัวอย่าง

ตารางที่ 2 แสดงค่าพารามิเตอร์ และความถี่ในการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อการตรวจวิเคราะห์

พารามิเตอร์	น้ำเข้าระบบ (Influent)	น้ำในถังปฏิกิริยา	น้ำทิ้งจากระบบ (Effluent)
COD	D	-	D
TKN	D	-	D
SS	D	-	D
Ni	D	-	D
MLSS	-	D	-
pH	D	-	D

หมายเหตุ :D = วิเคราะห์ทุกวัน

3.4.2 การวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำ

ในการวิจัยครั้งนี้มีพารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์คือ พีเอช, ซีโอดี, ไนโตรเจน, ของแข็งแขวนลอย, ความเข้มข้นของตะกอนในถังปฏิกรณ์ และนิคเกิล ซึ่งอุปกรณ์และวิธีการวิเคราะห์จะเป็นไปตามที่กำหนดไว้ใน Standard Method for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition (2) ดังตารางที่ 3

ตารางที่ 3 พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์และวิธีวิเคราะห์

ลักษณะน้ำเสีย	วิธีวิเคราะห์
1. พีเอช (pH)	pH Meter
2. ซีโอดี (COD)	Dichromate Close Reflux
3. ของแข็งแขวนลอย (SS)	Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C
4. ไนโตรเจน (TKN)	Kjeldahl Method
5. ความเข้มข้นของตะกอนในถังปฏิกรณ์ (MLSS)	Total Suspended Solids Dried at 103-105 °C
6. นิคเกิล (Ni)	Atomic Absorption Spectrophotometry

3.5 สถิติที่ใช้ในการวิจัย

3.5.1 ใช้ค่าเฉลี่ยร้อยละเป็นค่าแสดงประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ในการบำบัดซีโอดี (COD) ไนโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล

3.5.2 ใช้สถิติ t-test ในการทดสอบค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (COD) ไนโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) และนิคเกิล เปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการบำบัดร้อยละ

3.5.3 ใช้สถิติ One-Way ANOVA ในการทดสอบความแตกต่างของประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี (COD) ไนโตรเจน (TKN) ของแข็งแขวนลอย (SS) แต่ละชุดทดลอง

บทที่ 4

ผลการวิจัย

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาผลกระทบของความเข้มข้นของนิคเกิลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ โดยในการศึกษาใช้น้ำเสียชุมชนที่ทำการแปรค่าความเข้มข้นของนิคเกิลเพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ในโตรเจน และของแข็งแขวนลอย แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการวิจัยมีวัฏจักรการทำงาน (Cycle Time) 24 ชั่วโมง แบ่งเป็น ช่วงการเติมน้ำเสีย (Fill) 5 ชั่วโมง ช่วงทำปฏิกิริยา (React) 16 ชั่วโมง (แอนออกซิก 5 ชม.-ออกซิก 3 ชม.- แอนออกซิก 5 ชม.-ออกซิก 3 ชม.) ช่วงตกตะกอน (Settle) 1.5 ชั่วโมง ช่วงระบายน้ำทิ้ง (Draw) 0.5 ชั่วโมง และช่วงพักระบบ (Idle) 1 ชั่วโมง ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในการทดลองมีปริมาตรการบรรจุน้ำเสีย 10 ลิตร โดยใช้น้ำเสียจากโรงพยาบาลราชวิถีเป็นตัวแทนของน้ำเสียชุมชน ควบคุมให้มีอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าถังปฏิกิริยา 6 ลิตรต่อวัน โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุด คือ ชุดที่ 1 ควบคุมให้ค่าความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร ชุดที่ 2 ควบคุมให้ค่าความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าประมาณ 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร และชุดที่ 3 ควบคุมให้ค่าความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าประมาณ 5 มิลลิกรัม/ลิตร ทั้งนี้มีพารามิเตอร์ที่สำคัญในการวิเคราะห์และแปลผลคือ ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ในโตรเจน และของแข็งแขวนลอย นอกจากนี้ยังมีพารามิเตอร์อื่น ๆ ที่ต้องทำการวิเคราะห์ ได้แก่ นิคเกิล ปริมาณตะกอนแขวนลอยในถังปฏิกิริยา (MLSS) พีเอช และปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO) เพื่อใช้เป็นข้อมูลสนับสนุนผลการทดลอง โดยใช้ระยะเวลาในการทดลองทั้งสิ้น 71 วัน

4.1 การเติมตะกอนและการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบในการศึกษาวิจัยครั้งนี้เป็นตะกอนจุลินทรีย์จากการสูบตะกอนย้อนกลับ (Return Sludge) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ของโรงพยาบาลรามารินทร์

4.1.1 การเติมตะกอน

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้มาจะถูกนำมาผสมให้เข้ากันดีแล้วนำไปหาความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า ตะกอนจุลินทรีย์จากการสูบตะกอนย้อนกลับของระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลรามาศิริมีความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 5,580 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งเมื่อนำไปคำนวณหาปริมาณตะกอนที่ต้องใช้เพื่อให้ได้ความเข้มข้นของตะกอนในถังปฏิกริยาเริ่มต้นเท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร พบว่าปริมาณตะกอนย้อนกลับที่ต้องใช้เติมลงในถังปฏิกริยาแต่ละถังมีค่าเท่ากับ 3.6 ลิตร และเมื่อเติมตะกอนจุลินทรีย์ลงไปในถังปฏิกริยาด้วยปริมาณที่คำนวณแล้วจึงเติมน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกริยาเพื่อเริ่มต้นปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์และเดินระบบต่อไป

4.1.2 การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

เมื่อเติมตะกอนจุลินทรีย์ลงในถังปฏิกริยาตามที่คำนวณได้แล้ว ก็ทำการเติมน้ำเสียลงในถังปฏิกริยาในอัตราส่วนร้อยละ 50 ของอัตราการไหลของน้ำเสีย (3 ลิตรต่อวัน) แล้วเดินระบบให้ทุกถังมีวัฏจักรการทำงาน (Cycle Time) เป็นไปตามที่กำหนด เพื่อให้ตะกอนจุลินทรีย์คุ้นเคยกับสถานะต่าง ๆ ของระบบ และทำการวิเคราะห์หาความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบและในน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดเพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี เมื่อระบบทั้งหมดมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 80 ต่อเนื่องกัน 3 วัน จึงทำการเพิ่มปริมาณน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นร้อยละ 75 และ 100 ของอัตราการไหลของน้ำเสีย (4.5 และ 6 ลิตรต่อวัน) ซึ่งจากการทดลองจะใช้ระยะเวลาในช่วงดังกล่าวนี้รวมทั้งสิ้น 15 วัน หลังจากนั้นจึงเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนเป็นเวลาอีก 15 วัน โดยมีการระบายตะกอนส่วนเกินทิ้งวันละ 330 มิลลิลิตร เพื่อควบคุมให้ได้อายุตะกอนเท่ากับ 30 วัน ระบบจะอยู่ในสถานะเสถียร (Steady State) กล่าวคือ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 80 และค่อนข้างคงที่

แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ทั้ง 3 ชุดการทดลอง ใช้น้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีเข้าระบบอยู่ในช่วง 208-568 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 325 มิลลิกรัม/ลิตร) และเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดจากระบบชุดที่ 1 มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 8-28 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 16 มิลลิกรัมต่อลิตร) ระบบชุดที่ 2 มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 8-32 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 18.5 มิลลิกรัมต่อลิตร) ระบบชุดที่ 3 มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 8-24 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 16 มิลลิกรัมต่อลิตร) เมื่อคำนวณประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ยของระบบแต่ละชุดเท่ากับ ร้อยละ 95.13, 94.32 และ 94.94 ตามลำดับ

เมื่อนำผลการทดลองดังกล่าวไปวิเคราะห์ทางสถิติเพื่อดูความแตกต่างของค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี พบว่า แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ทั้ง 3 ชุด มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีไม่แตกต่างกัน

4.2 ผลการทดลองชุดที่ 1 ชุดที่ 2 และชุดที่ 3

หลังจากทำการปรับสภาพตะกอนเรียบร้อยแล้ว และระบบอยู่ในสถานะเสถียร (Steady State) แล้ว จึงเติมนิกเกิลลงไปใต้น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองแต่ละชุดการทดลองเพื่อให้มีความเข้มข้นของนิกเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร และทำการเดินระบบโดยใช้น้ำเสียดังกล่าวเป็นเวลา 30 วัน เพื่อให้ระบบอยู่ในสถานะเสถียรก่อนที่จะทำการบันทึกผลเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ค่าสถิติ ซึ่งใช้ระยะเวลาอีก 11 วัน จากผลการทดลอง (ตารางที่ 3 และรูปที่ 15-18) พบว่า

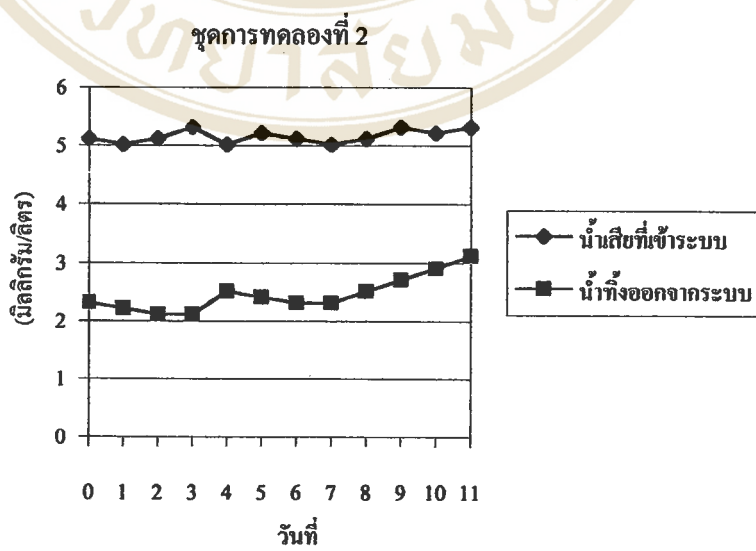
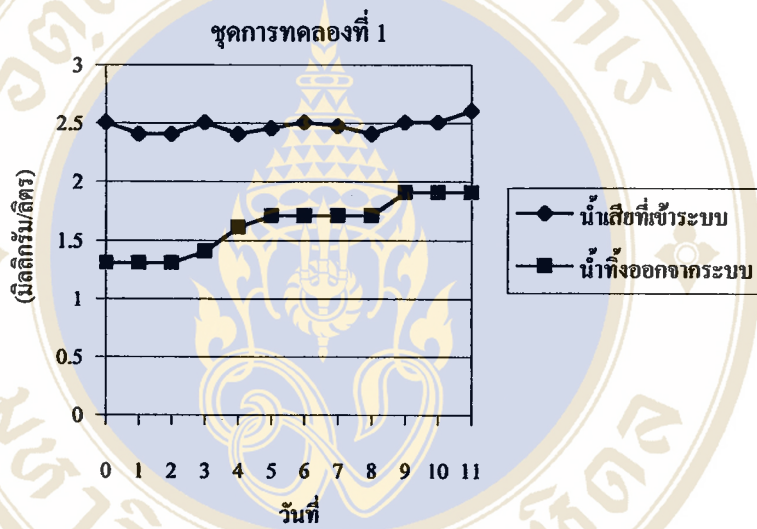
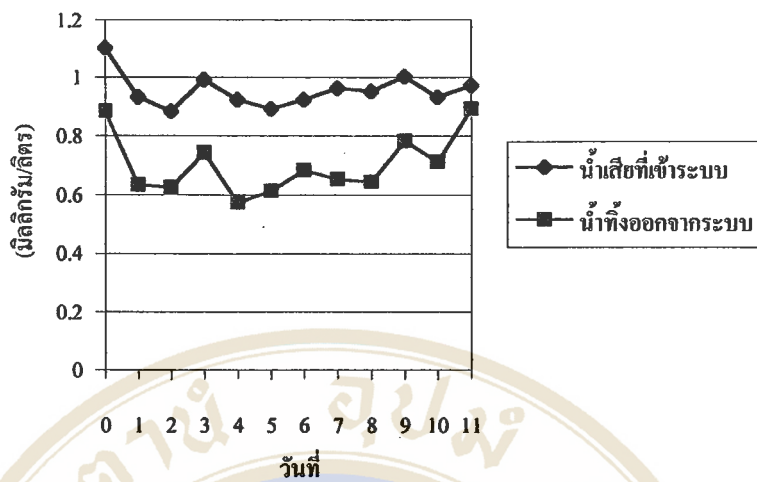
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 1 น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 0.88-1.0 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 0.94 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 172-416 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 313.82 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 61-136 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 90.91 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 18.1-41.6 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 28.79 มิลลิกรัม/ลิตร) และเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 0.57-0.89 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 0.68 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 20-60 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 36.36 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 5-15 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 9.64 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 0.56-4.76 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 2.28 มิลลิกรัม/ลิตร) สำหรับค่า MLSS ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 1 อยู่ในช่วง 1,420-1,755 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 1,568 มิลลิกรัม/ลิตร)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 2 น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 2.4-2.6 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 2.47 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 172-416 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 313.82 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 61-136 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 90.91 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 18.1-41.6 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 28.79 มิลลิกรัม/ลิตร) และเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 1.3-1.9 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 1.65 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 28-64 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 48 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 6-15 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 10.27 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 6.44-14.56 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 9.24 มิลลิกรัม/ลิตร) สำหรับค่า MLSS ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 2 อยู่ในช่วง 1,285-1,625 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 1,445 มิลลิกรัม/ลิตร)

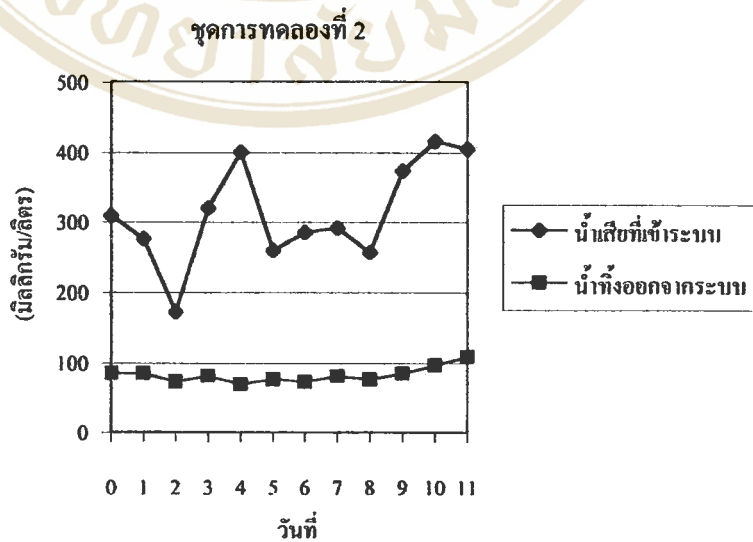
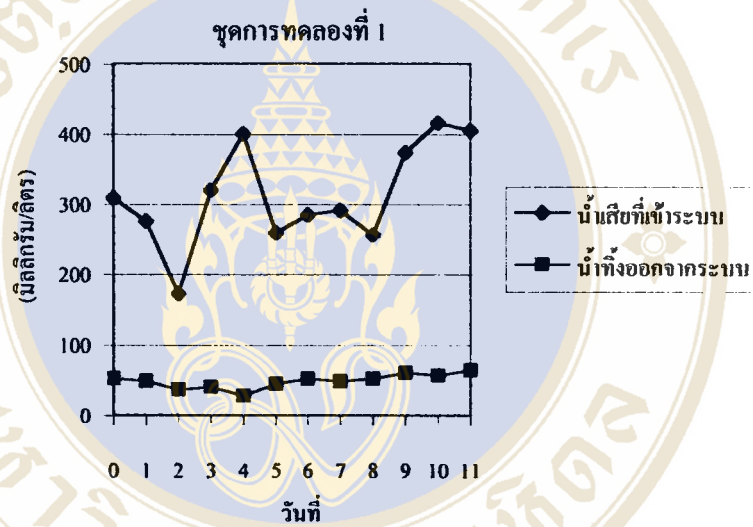
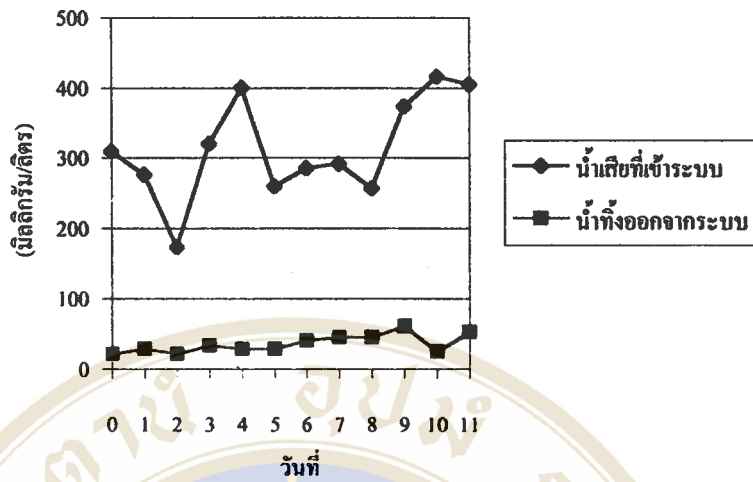
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 3 น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 5.0-5.3 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 5.15 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 172-416 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 313.82 มิลลิกรัม/ลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 61-136 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 90.91 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 18.1-41.6 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 28.79 มิลลิกรัม/ลิตร) และเมื่อน้ำเสียผ่านการบำบัดแล้วจะมีค่านิกเกิลอยู่ในช่วง 2.1-3.1 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 2.46 มิลลิกรัม/ลิตร) มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 68-108 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 81.45 มิลลิกรัมต่อลิตร) ค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 25-43 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 32 มิลลิกรัม/ลิตร) และค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 16.07-29.26 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 22.56 มิลลิกรัม/ลิตร) สำหรับค่า MLSS ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 3 อยู่ในช่วง 1,065-1,510 มิลลิกรัม/ลิตร (เฉลี่ย 1,261 มิลลิกรัม/ลิตร)

ตารางที่ 4 ค่าเฉลี่ยนิกเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน ของการทดลองชุดที่ 1, 2 และ 3

รายละเอียด	ชุดการทดลอง		
	ชุดที่ 1	ชุดที่ 2	ชุดที่ 3
1. นิกเกิล			
- น้ำเสียเข้าระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.94	2.47	5.15
- น้ำทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	0.68	1.65	2.46
2. ซีโอดี			
- น้ำเสียเข้าระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	313.82	313.82	313.82
- น้ำทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	36.36	48.00	81.45
3. ของแข็งแขวนลอย			
- น้ำเสียเข้าระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	90.91	90.91	90.91
- น้ำทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	9.64	10.27	32.00
4. ไนโตรเจน			
- น้ำเสียเข้าระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	28.79	28.79	28.79
- น้ำทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)	2.28	9.23	22.56

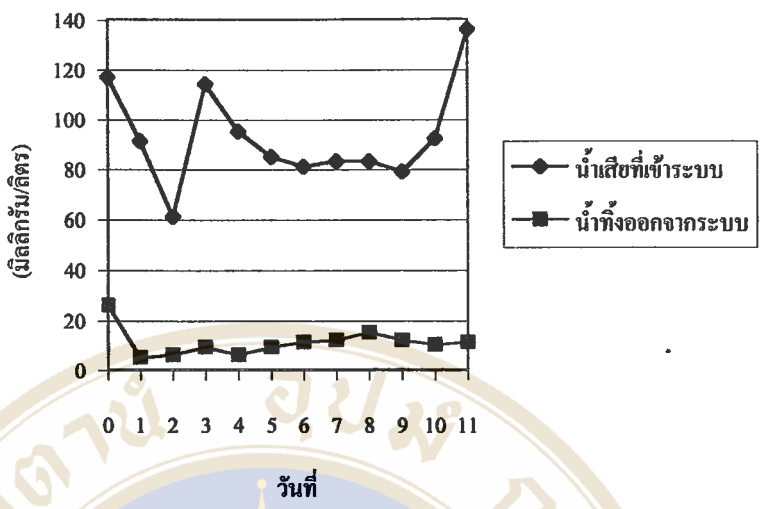


รูปที่ 15 คำนวณเกิดของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3

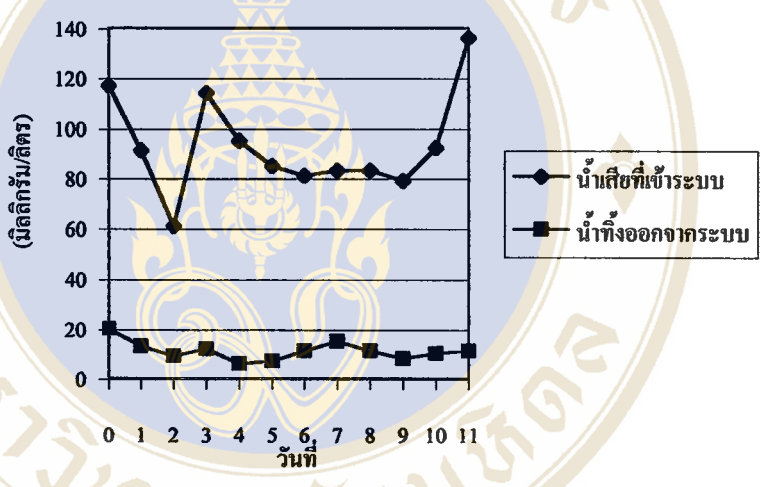


ชุดการทดลองที่ 3

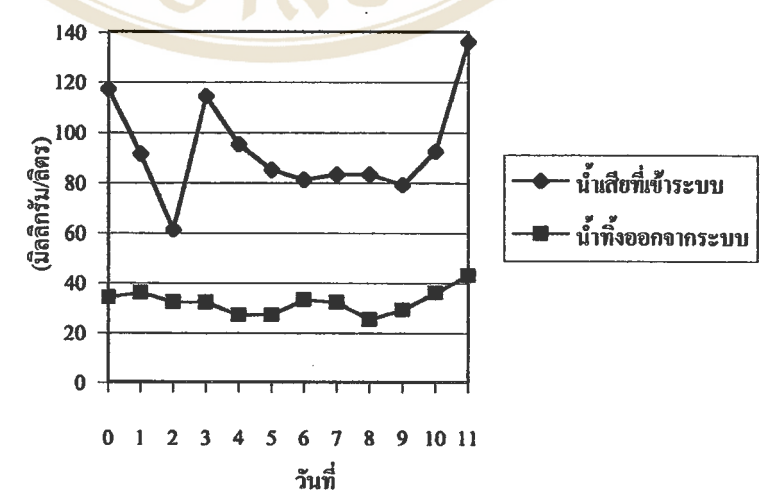
รูปที่ 16 ค่าซีไอดีของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3



ชุดการทดลองที่ 1

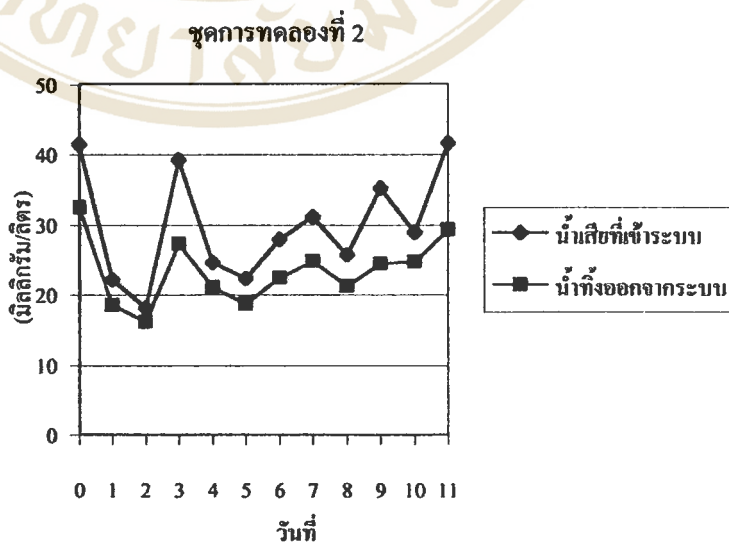
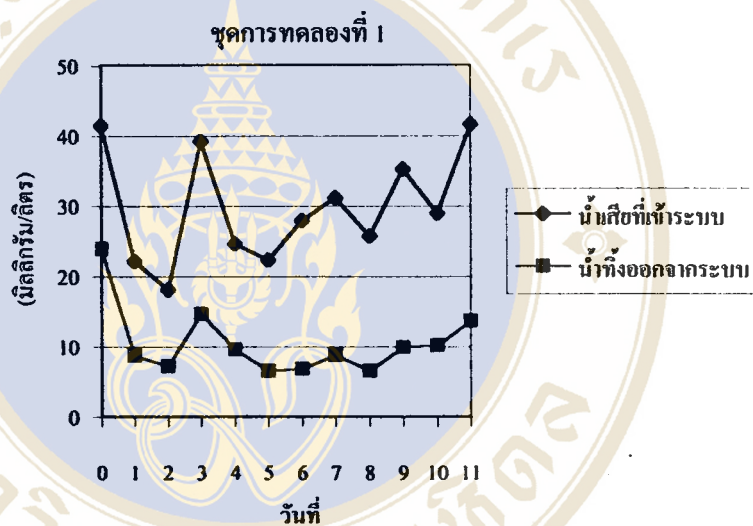
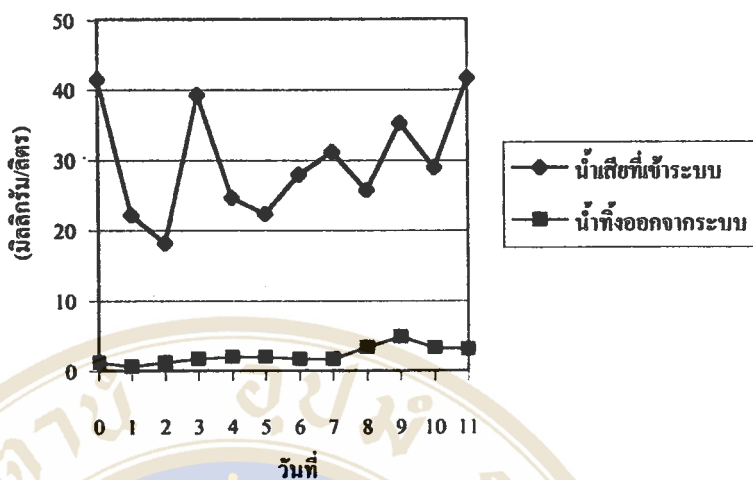


ชุดการทดลองที่ 2



ชุดการทดลองที่ 3

รูปที่ 17 ค่าของแรงแขนงของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3

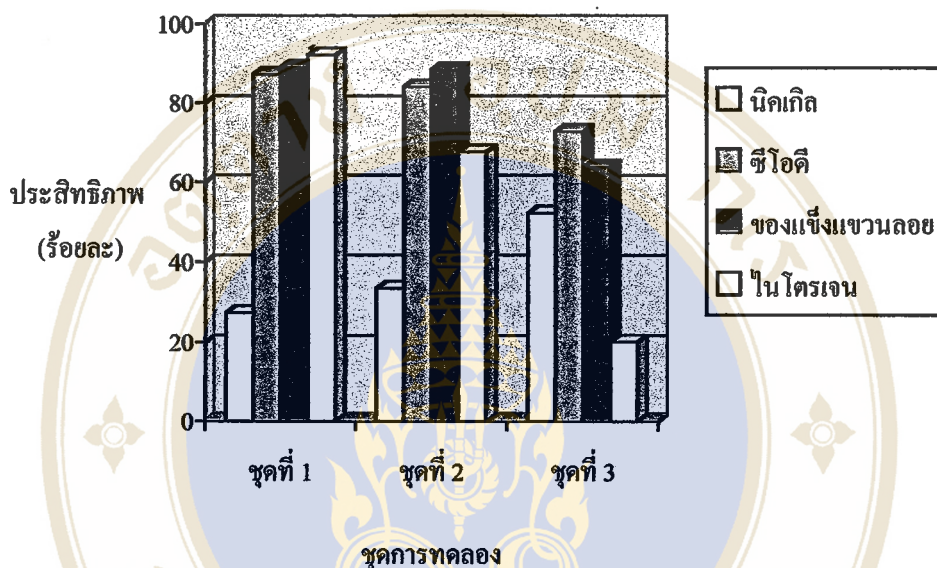


ชุดการทดลองที่ 3

รูปที่ 18 ค่าในโครงงานของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3

4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดนิคเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน

จากผลการทดลองดังกล่าว เมื่อคำนวณประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ทั้ง 3 ชุดการทดลอง (รูปที่ 19) พบว่า



รูปที่ 19 ประสิทธิภาพการบำบัดนิคเกิล ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน ของชุดการทดลองที่ 1, 2 และ 3

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 1 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดค่านิกเกิลอยู่ในช่วงร้อยละ 8.3-38.0 (เฉลี่ยร้อยละ 27.42) ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 82.8-93.0 (เฉลี่ยร้อยละ 87.22) ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 81.9-94.5 (เฉลี่ยร้อยละ 89.06) และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วงร้อยละ 86.5-97.5 (เฉลี่ยร้อยละ 92.16)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 2 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดค่านิกเกิลอยู่ในช่วงร้อยละ 24.0-48.0 (เฉลี่ยร้อยละ 33.54) ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 79.1-93.0 (เฉลี่ยร้อยละ 84.06) ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 82.0-93.7 (เฉลี่ยร้อยละ 88.36) และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วงร้อยละ 60.7-75.7 (เฉลี่ยร้อยละ 67.69)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ชุดที่ 3 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดค่าเนคเกิดอยู่ในช่วงร้อยละ 41.5-60.4 (เฉลี่ยร้อยละ 52.16) ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอคืออยู่ในช่วงร้อยละ 58.1-83.0 (เฉลี่ยร้อยละ 72.86) ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 47.3-71.9 (เฉลี่ยร้อยละ 63.91) และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วงร้อยละ 11.2-30.8 (เฉลี่ยร้อยละ 20.17)

4.2.2 ผลการวิเคราะห์ทางสถิติ

เมื่อนำผลการทดลองทั้ง 3 ชุดการทดลอง ไปวิเคราะห์ทางสถิติเพื่อหาค่าเฉลี่ยและความแตกต่างของประสิทธิภาพการบำบัดซีไอของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน (ตารางที่ 5) พบว่า

ตารางที่ 5 ผลการวิเคราะห์ทางสถิติของประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง

การทดลอง	ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอ (ร้อยละ)		ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย (ร้อยละ)		ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (ร้อยละ)	
	ค่าเฉลี่ย	S.D.	ค่าเฉลี่ย	S.D.	ค่าเฉลี่ย	S.D.
ชุดการทดลองที่ 1	87.22	3.16	89.06	3.97	92.16	3.53
ชุดการทดลองที่ 2	84.06	3.88	88.36	3.46	67.69	5.74
ชุดการทดลองที่ 3	72.86	6.25	63.91	7.23	20.17	6.96
Df	32		32		32	
F-test (one-way ANOVA)	29.3		84.66		470.88	
P-value	< 0.001		<0.001		<0.001	

ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอของระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 1 และ 2 มีค่ามากกว่าร้อยละ 80 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) ยกเว้นระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 มีค่าต่ำกว่าร้อยละ 80 ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยของระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 1 และ 2 มีค่ามากกว่าร้อยละ 80 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) ยกเว้นระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 มีค่าต่ำกว่าร้อยละ 80 และประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 1 มีค่ามากกว่าร้อยละ 80 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 และ 3 มีค่าต่ำกว่าร้อยละ 80

เมื่อพิจารณาความแตกต่างของประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี พบว่า ระบบบำบัดน้ำเสีย ทั้ง 3 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดน้ำเสียชุดการทดลองที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดไม่แตกต่างกัน แต่จะแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียชุดการทดลองที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดน้ำเสียชุดการทดลองที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดไม่แตกต่างกัน แต่จะแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียชุดการทดลองที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) และสำหรับประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน ระบบบำบัดน้ำเสียทั้ง 3 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$)





บทที่ 5

อภิปราย

5.1 การเติมตะกอนและการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ เริ่มต้นที่ค่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งเป็นค่าที่ใช้ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในการวิจัยของ Irvine และ Alleman (24) และรักษนก (40) ที่ใช้ค่าประมาณ 2,000-2,500 มิลลิกรัม/ลิตร เพื่อให้ระบบมีค่า F/M อยู่ในสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดชีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน

การศึกษาวิจัยครั้งนี้ ได้ทำการปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับน้ำเสีย โดยทำการเดินระบบด้วยการเติมน้ำเสียในอัตราส่วนร้อยละ 50, 75 และ 100 ของอัตราการป้อนน้ำเสีย ใช้เวลาทั้งสิ้น 15 วัน หลังจากนั้นจึงเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนเป็นเวลาอีก 15 วัน และมีการระบายตะกอนส่วนเกินทิ้งวันละ 330 มิลลิกรัม เพื่อควบคุมให้ได้อายุตะกอน 30 วัน ระบบจะอยู่ในสภาวะเสถียร (Steady State) และเมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาทดสอบทางสถิติด้วยการเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของชุดที่ 1, 2 และ 3 ด้วยการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ย โดยใช้ One-way ANOVA จากการทดสอบพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีไม่แตกต่างกัน โดยประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีเฉลี่ยแต่ละชุดเท่ากับร้อยละ 95.13, 94.32 และ 94.4 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของพรสวรรค์ (39) และรักษนก (40) หลังจากนั้นจึงเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิลความเข้มข้นประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร และทำการเดินระบบโดยใช้น้ำเสียดังกล่าวเป็นเวลา 30 วัน เพื่อให้ระบบอยู่ในสภาวะเสถียรก่อนที่จะทำการบันทึกผลเพื่อใช้ในการวิเคราะห์ค่าสถิติ

5.2 การทดลองชุดที่ 1 ชุดที่ 2 และชุดที่ 3

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษาผลกระทบของความเข้มข้นของนิคเกิลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสบิอาร์โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุดการทดลองตามความเข้มข้นของนิคเกิลที่ใช้ ได้แก่ ความเข้มข้นประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร เพื่อศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี ในโตรเจน และของแข็งแขวนลอย

5.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดี

น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 1 มีค่าชีโอดีอยู่ในช่วง 20-60 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 36.36 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 12.58) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 82.8-93.0 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 87.22 (SD = 3.16) ส่วนน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 2 มีค่าชีโอดีอยู่ในช่วง 28-64 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 48.0 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 10.58) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 79.1-93.0 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 84.06 (SD = 3.88) และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 3 มีค่าชีโอดีอยู่ในช่วง 68-108 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 81.45 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 11.63) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีอยู่ในช่วงร้อยละ 58.1-83.0 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 72.86 (SD = 6.25)

ถึงแม้ว่าระบบบำบัดชุดที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีเฉลี่ยสูงกว่าร้อยละ 80 แต่เมื่อเปรียบเทียบกับช่วงปรับสภาพตะกอน ซึ่งใช้น้ำเสียชุมชนที่มีได้ปนเปื้อนนิคเกิลจะพบว่าระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีเฉลี่ยสูงกว่าร้อยละ 90 จะพบว่าระบบที่รับน้ำเสียซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1-2.5 มิลลิกรัม/ลิตร ก็จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีได้

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาทดสอบทางสถิติด้วยการเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบชุดที่ 1, 2 และ 3 ด้วยการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยใช้สถิติ One-way ANOVA พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีทั้ง 3 ชุดการทดลองแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดไม่แตกต่างกัน แต่จะแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดชุดที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีสูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 ร้อยละ 3.15 และสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 14.35 และระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีรองลงมา โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 11.2

จากผลการวิเคราะห์ทางสถิติแสดงให้เห็นว่า เมื่อน้ำเสียชุมชนมีการปนเปื้อนของนิคเกิลในปริมาณที่มากขึ้นก็จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอไซด์ลดลง

5.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย

น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 1 มีค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 5-15 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 9.64 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 3.04) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 81.9-94.5 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 89.06 (SD = 3.97) ส่วนน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 2 มีค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 6-15 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 10.27 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 2.65) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 82.0-93.7 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 88.36 (SD = 3.46) และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 3 มีค่าของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วง 25-43 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 32.0 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 5.12) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยอยู่ในช่วงร้อยละ 47.3-71.9 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 63.91 (SD = 7.23)

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาทดสอบทางสถิติด้วยการเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยของระบบชุดที่ 1, 2 และ 3 ด้วยการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยใช้สถิติ One-way ANOVA พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยทั้ง 3 ชุด การทดลองแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดไม่แตกต่างกัน แต่จะแตกต่างกับระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดชุดที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยสูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 เล็กน้อยเพียงร้อยละ 0.69 และสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 25.15 และระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยรองลงมา โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 24.45

จากผลการวิเคราะห์ทางสถิติแสดงให้เห็นว่า เมื่อน้ำเสียชุมชนมีการปนเปื้อนของนิคเกิลในปริมาณที่มากขึ้นก็จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดของแข็งแขวนลอยลดลง เนื่องจากเกิด Deflocculation ซึ่งทำให้เกิดตะกอนลอย (Bulking) ในระบบ (19)

5.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน

น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 1 มีค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 0.56-4.76 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 2.28 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 1.20) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วง

ร้อยละ 86.5-97.5 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 92.16 (SD = 3.53) ส่วนน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 2 มีค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 6.44-14.56 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 9.24 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 2.74) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วงร้อยละ 60.7-75.7 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 67.69 (SD = 5.74) และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดจากชุดที่ 3 มีค่าไนโตรเจนอยู่ในช่วง 16.07-29.26 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าเฉลี่ย 22.56 มิลลิกรัม/ลิตร (SD = 3.98) โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนอยู่ในช่วงร้อยละ 11.2-30.8 มีค่าเฉลี่ยร้อยละ 20.17 (SD = 6.96)

เมื่อนำผลการทดลองที่ได้มาทดสอบทางสถิติด้วยการเปรียบเทียบความแตกต่างระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนของระบบชุดที่ 1, 2 และ 3 ด้วยการเปรียบเทียบค่าเฉลี่ยโดยใช้สถิติ One-way ANOVA พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนทั้ง 3 ชุดการทดลองแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดชุดที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนสูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 ร้อยละ 24.47 และสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 71.99 และระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนรองลงมา โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียชุดที่ 3 ร้อยละ 47.52

จากผลการวิเคราะห์ทางสถิติแสดงให้เห็นว่า เมื่อน้ำเสียชุมชนมีการปนเปื้อนของนิคเกิลในปริมาณที่มากขึ้นก็จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนลดลง ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Suthirak (16) เนื่องจากนิคเกิลมีผลยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

5.3 ผลกระทบของนิคเกิลต่อประสิทธิภาพการบำบัด

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบิอาร์ทที่รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร จะมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจนน้อยที่สุด ซึ่งระบบยังสามารถบำบัดซีโอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน ได้มากกว่าร้อยละ 80 สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบิอาร์ทที่รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร จะมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน เนื่องจาก นิคเกิลมีผลยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบิอาร์ทที่รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 5 มิลลิกรัม/ลิตร จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ของแฉ่งแขวนลอย และไนโตรเจน ต่ำกว่าร้อยละ 80 ซึ่งเป็นผลมาจากการเกิด Deflocculation ของตะกอนทำให้เกิดตะกอนลอยและเกิดการยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันด้วย ซึ่งจากการทดลองจะเห็นได้อย่างชัดเจนว่า นิคเกิลจะมีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนมากที่สุด

นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วพบว่า คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ที่รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร จะมีความเข้มข้นของนิคเกิลเฉลี่ย 0.68 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งต่ำกว่าค่าที่กำหนดไว้ในมาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ตามประกาศของกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม (กำหนดไว้ 1 มิลลิกรัม/ลิตร) แต่สูงกว่าค่าที่กำหนดไว้ในมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน ประเภทที่ 4 (กำหนดไว้ 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของนิคเกิลในน้ำเสียชุมชนประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร เป็นค่าที่ยอมรับได้สำหรับใช้ในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์



บทที่ 6

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

6.1 สรุปผลการวิจัย

การทดลองโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสบิอาร์บำบัดน้ำเสียชุมชน ที่มีการแปรค่าความเข้มข้นของนิคเกิลประมาณ 1, 2.5 และ 5 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งได้ดำเนินการทดลองตามวิธีการทดลองข้างต้น สามารถสรุปผลการทดลองได้ดังนี้

6.1.1 น้ำเสียที่ใช้ในการวิจัย มีค่าซีโอดีเฉลี่ย 313.82 มิลลิกรัม/ลิตร ค่าของแข็งแขวนลอย 90.91 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าไนโตรเจน 28.79 มิลลิกรัม/ลิตร

6.1.2 การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ในการศึกษาวิจัยครั้งนี้ มีค่าความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร การปรับสภาพตะกอนทำได้โดยการเติมน้ำเสียชุมชนเข้าระบบด้วยอัตราการเติมน้ำเสียร้อยละ 50, 75 และ 100 ตามลำดับ โดยแต่ละช่วงของอัตราการเติมน้ำเสียใช้เวลา 5 วัน และหลังจากนั้นจึงทำการเดินระบบโดยใช้น้ำเสียชุมชนต่ออีก 15 วัน และมีการระบายตะกอนส่วนเกินทิ้งวันละ 330 มิลลิลิตร เพื่อควบคุมอายุตะกอนเท่ากับ 30 วัน โดยระบบบำบัดทั้ง 3 ชุดการทดลอง มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้ประมาณร้อยละ 95

6.1.3 ประสิทธิภาพการบำบัดในแต่ละชุดการทดลอง

6.1.3.1 ระบบบำบัดชุดที่ 1 รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 1 มิลลิกรัม/ลิตร ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน เฉลี่ยร้อยละ 87.22, 89.06 และ 92.16 ตามลำดับ

6.1.3.2 ระบบบำบัดชุดที่ 2 รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 2.5 มิลลิกรัม/ลิตร ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน เฉลี่ยร้อยละ 84.06, 88.36 และ 67.69 ตามลำดับ

6.1.3.3 ระบบบำบัดชุดที่ 3 รับน้ำเสียชุมชนซึ่งปนเปื้อนนิคเกิลประมาณ 5 มิลลิกรัม/ลิตร ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และไนโตรเจน เฉลี่ยร้อยละ 72.86, 63.91 และ 20.17 ตามลำดับ

6.1.3.4 เมื่อทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ของแข็งแขวนลอย พบว่า ระบบบำบัดชุดที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกัน แต่จะมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบบำบัดชุดที่ 3 อย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน พบว่า ระบบบำบัดทั้ง 3 ชุดการทดลองมีประสิทธิภาพแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) โดยระบบบำบัดชุดที่ 1 มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าชุดที่ 2 และ 3 ตามลำดับ

6.2 ข้อเสนอแนะ

6.2.1 เนื่องจากการทดลองครั้งนี้ ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อรับน้ำก่อนเข้าระบบบำบัดของโรงพยาบาลราชวิถี ทำให้ค่าความเข้มข้นของซีโอดีมีความแปรปรวนมาก ซึ่งส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ ดังนั้นจึงควรทำการเก็บตัวอย่างจากบ่อปรับสภาพ (Equalizing Tank) ของระบบจะทำให้ได้ค่าความเข้มข้นของซีโอดีค่อนข้างคงที่

6.2.2 ในการปรับสภาพตะกอน (Acclimatization) ควรทำการเพิ่มความเข้มข้นของนิคเกิลที่ลดน้อยจนถึงระดับที่ต้องการ เพื่อให้ตะกอนชินกับสภาพน้ำเสียที่มีนิคเกิลปนเปื้อนเสียก่อน

6.2.3 ศึกษาผลกระทบของโลหะหนักต่อประสิทธิภาพการบำบัดฟอสฟอรัสด้วย เนื่องจาก ฟอสฟอรัสเป็นสาเหตุหนึ่งของการเกิดปัญหา Algae Bloom ทำให้น้ำในแหล่งน้ำเน่าเสีย

6.2.4 ศึกษาการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Anaerobic ในการบำบัดน้ำเสียที่มีโลหะหนักปนเปื้อน

รายการอ้างอิง

1. กรมควบคุมมลพิษ. โครงการพัฒนาต้นแบบระบบกำจัดอากาศเสียและน้ำเสียจากกระบวนการชุบโลหะขนาดเล็ก. 2542.
2. APHA , AWWA , WEF. Standard method for the examination of water and wastewater. 19th ed. New York: APHA, 1992.
3. อรทัย ชวาลภาฤทธิ์. เคมีวิทยาของน้ำเสีย. ใน: เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ, บรรณาธิการ. การควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2538.
4. สุรพล สายพานิช. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated Sludge. ใน: เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ, บรรณาธิการ. การควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2538.
5. เปี่ยมศักดิ์ เมณะเสวด. แหล่งน้ำกับปัญหามลพิษ. กรุงเทพฯ: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2539
6. เกียรติศักดิ์ อุดมสินโรจน์. การบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: มิตรนราการพิมพ์, 2539
7. Martin AM. Biological Nutrient removal biological degradation of waste. Great Britain: Elsevire Science, 1991
8. Fongsatitkul P, Mavinic DS, Lo KV. A Two-Phase Anaerobic Digestion Process : Concept, process failure and maximum system loading rate. Wat Env Res 1994 ; 66 (3) : 243-53
9. Tchobanoglous G, Burton FL. Wastewater engineering treatment, disposal and reuse. 3rd ed. Singapore : McGraw-Hill Book Company , 1991
10. Bartell T. Summary Report : Sequencing Batch Reactors. Report No. EPA/625/8-86/011, 1986.
11. Ketchum Jr LH. Design and Physical Features of Sequencing Batch Reactors. Wat Sci Tech 1997; 35 : 11-18
12. Hanel K. Biological treatment of sewage by the Activated Sludge Process. Great Britain : Ellis Horwood; 1988
13. Wareham DG, Hall KJ, Mavinic DS. Real-time control of wastewater treatment system using ORP. Wat Sci Tech 1993; 28(11-12) : 273-82.

14. Arora Mi, Barth EF and Umphres MB. Technology evaluation of sequencing batch reactors. JWPCF 1985; 57: 867-875
15. Irvine RL, Wilderer PA and Flemming HC. Controlled Unsteady State Processes and Technologies-An Overview. Wat Sci Tech 1997; 35 : 1-10
16. Suthirak S, Joseph S. Activated sludge nickel toxicity studies. JWPCF 1981; 53 (8) : 1314-21
17. Michael B, Joseph S. Combined effects of cadmium and nickel on the activated sludge process. JWPCF 1981; 53 (11) : 1609-18
18. Barth E F., et al. Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes. JWPCF 1965; 37 : 86
19. Bitton G. Wastewater Microbiology. USA : Wiley-Liss, Inc. , 1994
20. Tim F. and Ralph M. Microbial Transport of Toxic Metals. Environmental Microbiology 1992 : 83-101
21. The International Programme on Chemical Safety (IPCS). Environmental Health criteria 108 nickel. Geneva; World Health Organization. 1991
22. Irvine RL, Miller G, Bhamrah AS. Sequencing Batch treatment of water in rural areas. JWPCF 1979 ; 51 (2) : 244-254
23. Irvine RL and Busch AW. Sequencing batch biological reactors-an overview. JWPCF 1979; 51 (2) : 235-249
24. Alleman JE, Irvine RL. Nitrification in the Sequencing Batch Biological Reactor. JWPCF 1979; 52 (11) : 2744-54
25. Silverstein J, Schroeder ED. Performance of SBR activated sludge process with nitrification/denitrification. JWPCF 1983; 55 (4) : 377-384
26. Irvine RL, Ketchum LH, Breyfogle R, Barth EF. Municipal application of sequencing batch treatment. JWPCF 1983; 55 (5) : 484-488
27. Arora ML, Barth EF, Umphres MB. Technology evaluation of Sequencing Batch Reactor. JWPCF 1985; 57 (8) : 867-75
28. Argaman Y. Nitrogen removal in a semi-continuous process. Wat. Res. 1986; 20 (2) : 173-183
29. Prontaveewat I. Sequencing Batch for domestic wastewater [M.S. Thesis in Environmental Technology]. Bangkok : Faculty of Graduate Studies Mahidol University ; 1986.

30. Wilderer PA, Jones WL, Dau U. Competition in denitrification systems affecting reduction rate and accumulation of nitrite. *Wat. Res.* 1987; 21 (2) : 239-245
31. Balakrishnan V. Operational parameter of Intermittent Activated Sludge Process [M.S. Thesis]. Bangkok : Environmental Engineering Division Asian Institute of Technology ; 1987.
32. Li L. Nitrogen and phosphorus removal in intermittent activated sludge process. M.S.Thesis. Environmental Engineering Division, Asian Institute of Technology, 1988
33. Raveendran P. Study on the operational parameters affecting the removal of nitrogen and phosphorus in sequencing batch reactors. M.Eng.Thesis. Environmental Engineering Division, Asian Institute of Technology, 1989
34. Nazareth BL. The effect of organic loading and aeration time on the carbon and nitrogen removal in an immobilized cell sequencing batch reactor. M.S.Thesis. Environmental Engineering Division, Asian Institute of Technology, 1990
35. Ellis TG, Soulsby MR, Harper PC. The selection and design of sequencing batch reactors for treatment capacity expansion in ABU DHABI. *Wat.Sci.Tech.* 1992; 26 (5-6) : 1105-1114
36. Demuyneck C, Vanrolleghem P, Mingneau C, Liessens J, Willy Verstraete. NDBEPR process optimization in SBR : reduction of external carbon-source and oxygen supply. *Wat. Sci. Tech.* 1994; 30 (4) : 169-179
37. Franta J, Wilderer PA, Miksch K, Sykora V. Effect of operation condition on advanced COD removal in activated Sludge Process. *Wat. Sci. Tech.* 1994 ; 29 (7) :182-92
38. Tam NFY, Leung GLW, Wong YS. The effects of external carbon loading on nitrogen removal in Sequencing Batch Reactors. *Wat. Sci. Tech.* 1994 ; 30(6) : 73-81
39. พรสวรรค์ ศรีสวัสดิ์. ประสิทธิภาพของระบบเอสบีอาร์ ในการกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และ ฟอสฟอรัส ในน้ำเสี้ยวชุมชนสังเคราะห์ [วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาสุขาภิบาลสิ่งแวดล้อม]. กรุงเทพมหานคร : บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล ; 2539
40. รักชนก เครื่องบุตร. การศึกษาความสามารถสูงสุดของระบบเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกและฟื้นคืนสภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเสี้ยวชุมชน [วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาสุขาภิบาลสิ่งแวดล้อม]. กรุงเทพมหานคร : บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยมหิดล ; 2542



ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและค่าซีโอดีของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์
ในช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับน้ำเสียชุมชนที่ไม่ปนเปื้อนนิคเกิล

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (ร้อยละ)			ค่าซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
3*	80.0	80.0	82.5	160	32	32	28
4*	87.5	85.7	87.5	224	28	32	28
5*	86.7	86.7	86.7	240	32	32	32
8*	91.1	92.9	92.9	224	20	16	16
9*	95.8	96.6	90.7	472	20	16	44
10*	92.1	90.8	92.1	304	24	28	24
13*	82.4	88.2	88.2	272	48	32	32
14*	80.4	85.7	85.7	224	44	32	32
15*	77.9	85.3	86.8	272	60	40	36
19**	95.8	95.8	97.2	568	24	24	16
21**	94.7	94.7	94.7	304	16	16	16
23**	97.1	94.1	94.1	272	8	16	16
25**	93.8	93.8	93.8	256	16	16	16
27**	96.2	96.2	96.2	208	8	8	8
29**	97.4	97.4	97.4	304	8	8	8

ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและค่าซีโอดีของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์
ในช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับน้ำเสียชุมชนที่ไม่ปนเปื้อนนิคเกิล (ต่อ)

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (ร้อยละ)			ค่าซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	ชุดที่ 1	ชุดที่ 2	ชุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบชุดที่ 1	ระบบชุดที่ 2	ระบบชุดที่ 3
30**	92.0	90.9	93.2	352	28	32	24
31**	94.0	91.7	92.9	336	20	28	24
N	8	8	8	8	8	8	8
Mean	95.13	94.33	94.94	325.00	16.00	18.50	16.00
Std. Deviation	1.84	2.21	1.77	108.26	7.71	8.80	6.05

หมายเหตุ : * หมายถึง ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลอง

** หมายถึง ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัว(Steady State) แล้ว และมีการระบายตะกอนส่วนเกินทิ้งวันละ 330 มิลลิตร เพื่อควบคุมให้ได้อายุตะกอน 30 วัน เพื่อใช้ในการคำนวณค่าทางสถิติ

ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและค่าซีโอดีของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (ร้อยละ)			ค่าซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
0*	94.0	91.7	92.9	336	20	28	24
1*	90.8	93.1	91.9	347	32	24	28
4*	94.7	89.3	92.0	451	24	48	36
8*	91.3	84.8	87.0	368	32	56	48
10*	92.3	76.9	96.2	312	24	72	12
16*	82.0	82.0	78.0	200	36	36	44
19*	87.2	92.0	84.0	251	32	20	40
22*	87.9	86.4	81.8	264	32	36	48
25*	87.0	85.3	78.8	245	32	36	52
28*	90.0	87.8	78.9	360	36	44	76
30*	93.5	83.2	72.8	309	20	52	84
31**	89.8	82.5	69.4	275	28	48	84
32**	88.4	79.1	58.1	172	20	36	72
33**	90.0	87.5	75.0	320	32	40	80
34**	93.0	93.0	83.0	400	28	28	68
35**	89.2	83.0	70.6	259	28	44	76
36**	86.0	81.8	74.8	285	40	52	72
37**	84.9	83.5	72.5	291	44	48	80
38**	82.8	79.7	70.3	256	44	52	76
39**	83.9	83.9	77.5	373	60	60	84

ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีและค่าซีไอดีของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ (ต่อ)

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี (ร้อยละ)			ค่าซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
40**	84.2	86.5	76.9	416	24	56	96
41**	87.2	84.2	73.4	405	52	64	108
N	11	11	11	11	11	11	11
Mean	87.22	84.06	72.86	313.82	36.36	48.00	81.45
Std. Deviation	3.16	3.88	6.25	76.84	12.58	10.58	11.63

หมายเหตุ : จุดที่ 1 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 2 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 3 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร

* หมายถึง ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับ
น้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล

** หมายถึง ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้ว (Steady State) เพื่อใช้ใน
การคำนวณค่าทางสถิติ

ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยและค่าของแข็งแขวนลอยของแบบจำลอง
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัด ของแข็งแขวนลอย (ร้อยละ)			ค่าของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
0*	96.6	95.8	98.3	118	4	5	2
1*	99.0	93.1	95.1	102	1	7	5
4*	81.0	87.1	91.4	116	22	15	10
8*	97.6	90.3	93.4	165	4	16	11
10*	93.9	83.5	90.5	115	7	19	11
16*	85.4	86.9	79.6	69	10	9	14
19*	90.7	93.8	86.6	97	9	6	13
22*	87.3	88.3	82.5	103	13	12	18
25*	89.5	82.6	82.6	86	9	15	15
28*	94.6	85.0	76.4	93	5	14	22
30*	77.7	82.9	70.9	117	26	20	34
31**	94.5	85.8	60.6	91	5	13	36
32**	90.1	85.2	47.3	61	6	9	32
33**	92.1	89.5	71.9	114	9	12	32
34**	93.7	93.7	71.7	95	6	6	27
35**	89.4	91.7	68.1	85	9	7	27
36**	86.4	86.4	59.1	81	11	11	33
37**	85.6	82.0	61.6	83	12	15	32
38**	81.9	86.8	69.9	83	15	11	25
39**	84.9	89.9	63.5	79	12	8	29

ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยและค่าของแข็งแขวนลอยของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (ต่อ)

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอย (ร้อยละ)			ค่าของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
40**	89.1	89.1	60.9	92	10	10	36
41**	91.9	91.9	68.4	136	11	11	43
N	11	11	11	11	11	11	11
Mean	89.06	88.36	63.91	90.90	9.64	10.27	32.00
Std. Deviation	3.97	3.46	7.23	19.69	3.04	2.65	5.12

หมายเหตุ : จุดที่ 1 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 2 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 3 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร

* หมายถึง ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล

** หมายถึง ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้ว (Steady State) เพื่อใช้ในการคำนวณค่าทางสถิติ

ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (TKN) และค่าไนโตรเจน (TKN) ของแบบจำลอง
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัด ไนโตรเจน (TKN) (ร้อยละ)			ค่าไนโตรเจน (TKN) (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
0*	95.6	93.8	95.9	40.9	1.82	2.52	1.68
1*	94.7	94.0	94.7	42.3	2.24	2.52	2.24
4*	93.0	82.6	73.9	32.2	2.24	5.60	8.40
8*	96.6	53.2	43.4	48.7	1.68	22.82	27.58
10*	94.3	48.1	47.7	31.8	1.82	16.52	16.66
16*	92.7	39.4	10.1	26.8	1.96	16.24	24.08
19*	93.5	73.8	41.6	32.1	2.10	8.40	18.76
22*	95.6	64.8	29.7	45.0	1.96	15.82	31.64
25*	91.6	73.2	21.3	43.4	3.64	11.62	34.16
28*	75.4	64.3	21.3	34.2	8.40	12.18	26.88
30*	91.3	42.6	21.6	41.4	1.12	23.80	32.48
31**	97.5	61.2	16.4	22.1	0.56	8.57	18.48
32**	93.8	60.7	11.2	18.1	1.12	7.11	16.07
33**	95.7	62.9	30.4	39.2	1.68	14.56	27.30
34**	92.1	61.2	14.6	24.6	1.96	9.54	21.00
35**	91.2	71.1	16.2	22.3	1.96	6.44	18.69
36**	94.0	75.7	19.7	27.9	1.68	6.78	22.40
37**	94.6	72.1	20.3	31.1	1.68	8.69	24.78
38**	86.9	74.9	17.8	25.7	3.36	6.44	21.13
39**	86.5	72.2	30.8	35.2	4.76	9.80	24.36

ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (TKN) และค่าไนโตรเจน (TKN) ของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ (ต่อ)

Cycle	ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน (TKN) (ร้อยละ)			ค่าไนโตรเจน (TKN) (มิลลิกรัมต่อลิตร)			
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก	น้ำทิ้งจาก
				เข้าระบบ	ระบบจุดที่ 1	ระบบจุดที่ 2	ระบบจุดที่ 3
40**	88.9	65.2	14.8	28.9	3.22	10.08	24.64
41**	92.6	67.4	29.7	41.6	3.08	13.58	29.26
N	11	11	11	11	11	11	11
Mean	92.16	67.69	20.17	28.79	2.28	9.24	22.56
Std. Deviation	3.53	5.74	6.96	7.40	1.20	2.74	3.98

หมายเหตุ : จุดที่ 1 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 2 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

จุดที่ 3 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล ประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร

* หมายถึง ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล

** หมายถึง ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้ว (Steady State) เพื่อใช้ในการคำนวณค่าทางสถิติ

ค่า MLSS ในแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอสปีอาร์ที่ใช้ในการวิจัยทั้ง 3 ชุด

Cycle	ค่า MLSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	ชุดที่ 1	ชุดที่ 2	ชุดที่ 3
0*	2,320	2,050	2,060
1*	1,950	1,735	2,020
4*	2,015	1,765	2,125
8*	1,945	1,575	1,845
10*	2,015	1,320	1,390
13*	2,055	1,810	1,730
16*	1,970	1,755	1,730
19*	1,900	1,820	1,710
22*	1,790	1,655	1,560
25*	1,805	1,445	1,440
28*	1,830	1,660	1,460
30*	1,745	1,625	1,635
31**	1,755	1,555	1,290
32**	1,655	1,485	1,510
33**	1,595	1,585	1,405
34**	1,620	1,625	1,275
35**	1,710	1,495	1,130
36**	1,575	1,555	1,370
37**	1,570	1,285	1,285
38**	1,455	1,305	1,175
39**	1,435	1,365	1,065

ค่า MLSS ในแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ที่ใช้ในการวิจัยทั้ง 3 ชุด (ต่อ)

Cycle	ค่า MLSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)		
	ชุดที่ 1	ชุดที่ 2	ชุดที่ 3
40**	1,460	1,290	1,220
41**	1,420	1,355	1,150
N	11	11	11
Mean	1,568.18	1,445.45	1,261.36
Std. Deviation	114.11	128.07	131.61

หมายเหตุ : ชุดที่ 1 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชุดที่ 2 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร

ชุดที่ 3 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
นิคเกิล ประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร

* หมายถึง ช่วงปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์ (Acclimatization) ให้ชินกับ
น้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อนนิคเกิล

** หมายถึง ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้ว (Steady State) เพื่อใช้ในการ
การคำนวณค่าทางสถิติ

ประสิทธิภาพการบำบัดนิคเกิดและค่านิคเกิดของแบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์
 ช่วงที่ระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้ว (Steady State) เพื่อใช้การคำนวณค่าทางสถิติ

Cycle	ประสิทธิภาพ การบำบัดนิคเกิด (ร้อยละ)			ค่านิคเกิด (มิลลิกรัมต่อลิตร)					
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 1	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 2	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 3	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 1	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 2	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 3
	จุดที่ 1	จุดที่ 2	จุดที่ 3	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 1	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 2	น้ำเสีย เข้าระบบ จุดที่ 3	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 1	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 2	น้ำทิ้ง จากระบบ จุดที่ 3
31	32.3	48.0	56.0	0.93	2.4	5.0	0.63	1.3	2.2
32	29.6	45.8	58.8	0.88	2.4	5.1	0.62	1.3	2.1
33	25.3	44.0	60.4	0.99	2.5	5.3	0.74	1.4	2.1
34	38.0	33.3	50.0	0.92	2.4	5.0	0.57	1.6	2.5
35	31.5	30.6	53.9	0.89	2.45	5.2	0.61	1.7	2.4
36	26.1	32.0	54.9	0.92	2.5	5.1	0.68	1.7	2.3
37	32.3	31.2	54.0	0.96	2.47	5.0	0.65	1.7	2.3
38	32.6	29.2	51.0	0.95	2.4	5.1	0.64	1.7	2.5
39	22.0	24.0	49.1	1.00	2.5	5.3	0.78	1.9	2.7
40	23.7	24.0	44.2	0.93	2.5	5.2	0.71	1.9	2.9
41	8.3	26.9	41.5	0.97	2.6	5.3	0.89	1.9	3.1
N	11	11	11	11	11	11	11	11	11
Mean	27.42	33.55	52.16	0.94	2.47	5.15	0.68	1.65	2.46
S.D.	7.89	8.55	5.77	0.04	0.06	0.12	0.09	0.23	0.32

หมายเหตุ : จุดที่ 1 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
 นิคเกิด ประมาณ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร
 จุดที่ 2 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
 นิคเกิด ประมาณ 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร
 จุดที่ 3 คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์ ที่รองรับน้ำเสียชุมชนที่ปนเปื้อน
 นิคเกิด ประมาณ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร



การทดสอบการแจกแจงปกติ (Test of Normality)

1. การทดสอบการแจกแจงปกติของค่าซีไอดีในช่วงปรับตะกอน (Acclimatization)

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
AC_INF	.277	8	.072	.819	8	.051
AC_EFF1	.225	8	.200*	.893	8	.309
AC_EFF2	.237	8	.200*	.914	8	.412
AC_EFF3	.250	8	.150	.849	8	.098

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

2. การทดสอบการแจกแจงปกติของค่าซีไอดีในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
COD_INF	.162	11	.200*	.933	11	.454
COD_EFF1	.201	11	.200*	.935	11	.469
COD_EFF2	.136	11	.200*	.982	11	.970
COD_EFF3	.232	11	.102	.878	11	.115

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

3. การทดสอบการแจกแจงปกติของค่าของแข็งแขวนลอยในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
SS_INF	.236	11	.088	.882	11	.136
SS_EFF1	.157	11	.200*	.950	11	.627
SS_EFF2	.154	11	.200*	.980	11	.954
SS_EFF3	.150	11	.200*	.937	11	.480

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

4. การทดสอบการแจกแจงปกติของค่าไนโตรเจนในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
TKN_INF	.130	11	.200*	.959	11	.732
TKN_EFF1	.241	11	.074	.929	11	.433
TKN_EFF2	.197	11	.200*	.877	11	.104
TKN_EFF3	.130	11	.200*	.979	11	.952

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

5. การทดสอบการแจกแจงปกติของค่า MLSS ในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
MLSS1	.192	11	.200*	.937	11	.483
MLSS2	.190	11	.200*	.897	11	.232
MLSS3	.141	11	.200*	.977	11	.931

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

6. การทดสอบการแจกแจงปกติของประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีในช่วงปรับตะกอน

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
AC_COD1	.143	8	.200*	.958	8	.759
AC_COD2	.156	8	.200*	.963	8	.811
AC_COD3	.182	8	.200*	.898	8	.334

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

7. การทดสอบการแจกแจงปกติของประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
EF_COD1	.132	11	.200*	.963	11	.776
EF_COD2	.213	11	.174	.915	11	.342
EF_COD3	.199	11	.200*	.911	11	.316

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

8. การทดสอบการแจกแจงปกติของประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
EF_SS1	.141	11	.200*	.965	11	.798
EF_SS2	.130	11	.200*	.975	11	.917
EF_SS3	.173	11	.200*	.891	11	.194

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

9. การทดสอบการแจกแจงปกติของประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในช่วงทดลอง

Tests of Normality

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
EF_TKN1	.133	11	.200*	.954	11	.668
EF_TKN2	.178	11	.200*	.898	11	.239
EF_TKN3	.220	11	.143	.862	11	.073

*. This is a lower bound of the true significance.

a. Lilliefors Significance Correction

การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดีด้วยสถิติ T-Test

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_COD1	11	87.218	3.157	.952

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_COD1	7.584	10	.000	7.218	5.097	9.339

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_COD2	11	84.064	3.877	1.169

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_COD2	3.476	10	.006	4.064	1.459	6.669

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_COD3	11	72.864	6.252	1.885

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_COD3	-3.786	10	.004	-7.136	-11.337	-2.936

การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยด้วยสถิติ T-Test

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_SS1	11	89.055	3.965	1.196

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_SS1	7.573	10	.000	9.055	6.391	11.719

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_SS2	11	88.364	3.460	1.043

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_SS2	8.018	10	.000	8.364	6.039	10.688

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_SS3	11	63.909	7.230	2.180

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_SS3	-7.382	10	.000	-16.091	-20.948	-11.234

การทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนด้วยสถิติ T-Test

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_TKN1	11	92.164	3.529	1.064

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_TKN1	11.432	10	.000	12.164	9.793	14.534

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_TKN2	11	67.691	5.744	1.732

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_TKN2	-7.108	10	.000	-12.309	-16.168	-8.450

One-Sample Statistics

	N	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean
EF_TKN3	11	20.173	6.961	2.099

One-Sample Test

	Test Value = 80					
	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	95% Confidence Interval of the Difference	
					Lower	Upper
EF_TKN3	-28.503	10	.000	-59.827	-64.504	-55.150

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีด้วยสถิติ One-way ANOVA ในช่วงปรับตะกอน

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
AC_COD	.109	2	21	.897

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
AC_COD	Between Groups	2.801	2	1.400	.368	.696
	Within Groups	79.889	21	3.804		
	Total	82.690	23			

Multiple Comparisons

Dependent Variable: AC_COD

LSD

(I) SBR	(J) SBR	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
1	2	.8000	.975	.421	-1.2281	2.8281
	3	.1875	.975	.849	-1.8406	2.2156
2	1	-.8000	.975	.421	-2.8281	1.2281
	3	-.6125	.975	.537	-2.6406	1.4156
3	1	-.1875	.975	.849	-2.2156	1.8406
	2	.6125	.975	.537	-1.4156	2.6406

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีด้วยสถิติ One-way ANOVA ในช่วงทดลอง

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
COD	.987	2	30	.384

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
COD	Between Groups	1251.962	2	625.981	29.300	.000
	Within Groups	640.927	30	21.364		
	Total	1892.889	32			

Multiple Comparisons

Dependent Variable: COD

LSD

(I) SBR	(J) SBR	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
1	2	3.1545	1.971	.120	-.8705	7.1796
	3	14.3545*	1.971	.000	10.3295	18.3796
2	1	-3.1545	1.971	.120	-7.1796	.8705
	3	11.2000*	1.971	.000	7.1749	15.2251
3	1	-14.3545*	1.971	.000	-18.3796	-10.3295
	2	-11.2000*	1.971	.000	-15.2251	-7.1749

*. The mean difference is significant at the .05 level.

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งแขวนลอยด้วยสถิติ One-way ANOVA ในช่วงทดลอง

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
SS	2.716	2	30	.082

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
SS	Between Groups	4512.919	2	2256.459	84.659	.000
	Within Groups	799.602	30	26.653		
	Total	5312.521	32			

Multiple Comparisons

Dependent Variable: SS

LSD

(I) SBR	(J) SBR	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
1	2	.6909	2.201	.756	-3.8049	5.1867
	3	25.1455*	2.201	.000	20.6496	29.6413
2	1	-.6909	2.201	.756	-5.1867	3.8049
	3	24.4545*	2.201	.000	19.9587	28.9504
3	1	-25.1455*	2.201	.000	-29.6413	-20.6496
	2	-24.4545*	2.201	.000	-28.9504	-19.9587

*. The mean difference is significant at the .05 level.

การเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดในโตรเจนด้วยสถิติ One-way ANOVA ในช่วงทดลอง

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
TKN	2.984	2	30	.066

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
TKN	Between Groups	29478.5	2	14739.2	470.884	.000
	Within Groups	939.036	30	31.301		
	Total	30417.5	32			

Multiple Comparisons

Dependent Variable: TKN

LSD

(I) SBR	(J) SBR	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
1	2	24.4727*	2.386	.000	19.6007	29.3448
	3	71.9909*	2.386	.000	67.1188	76.8630
2	1	-24.4727*	2.386	.000	-29.3448	-19.6007
	3	47.5182*	2.386	.000	42.6461	52.3902
3	1	-71.9909*	2.386	.000	-76.8630	-67.1188
	2	-47.5182*	2.386	.000	-52.3902	-42.6461

*. The mean difference is significant at the .05 level.

ประวัติผู้วิจัย



ชื่อ นายยุทธชัย สาระไทย

วัน เดือน ปีเกิด 28 ธันวาคม 2517

สถานที่เกิด กรุงเทพมหานคร ประเทศไทย

ประวัติการศึกษา มหาวิทยาลัยมหิดล, 2534-2538
วิทยาศาสตร์บัณฑิต (สาธารณสุขศาสตร์)
มหาวิทยาลัยมหิดล, 2539-2543
วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม)

ตำแหน่งและสถานที่ทำงานปัจจุบัน พ.ศ. 2538-ปัจจุบัน
กรมควบคุมมลพิษ
นักวิชาการสิ่งแวดล้อม 5