

บทที่ 2 ทฤษฎี และงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำชะมูลฝอยจากบ่อฝังกลบ (Landfill leachate)

น้ำชะมูลฝอย (landfill leachate) เป็นของเหลวที่ซึมผ่านชั้นมูลฝอย แล้วลัดกั้วัดละลาย และแขวนลอยจากมูลฝอยออกมาด้วย ในพื้นที่ฝังกลบส่วนใหญ่ น้ำชะมูลฝอยจะประกอบไปด้วยของเหลวที่เกิดจากปฏิกิริยาการย่อยสลายตัวของมูลฝอย ร่วมกับของเหลวที่ไหลซึมเข้าสู่ชั้นมูลฝอยจากภายนอก เช่น น้ำฝน น้ำใต้ดิน (อุษา วิเศษสุนทร, 2537)

เมื่อน้ำไหลซึมผ่านมูลฝอยที่อยู่ในระหว่างการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายขององค์ประกอบต่าง ๆ ทางเคมีและวัสดุทางชีวภาพจะถูกชะออกมาด้วย ตัวอย่างองค์ประกอบและลักษณะสมบัติทางเคมีของน้ำชะมูลฝอย แสดงดังตารางที่ 2-1 และ 2-2 จะเห็นว่าความเข้มข้นขององค์ประกอบต่าง ๆ ในน้ำชะมูลฝอยจะอยู่ในช่วงค่อนข้างกว้าง น้ำชะมูลฝอยโดยทั่วไปจะมีค่าความเข้มข้นขององค์ประกอบต่าง ๆ สูง โดยคุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจะขึ้นกับลักษณะมูลฝอย สภาพทางอุทกวิทยา สภาพภูมิอากาศ ฤดูกาล และอายุใช้งานของพื้นที่ฝังกลบ

ตารางที่ 2-1 คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยของบ่อฝังกลบใหม่ และบ่อฝังกลบที่ใช้งานมานาน

Constituent	Value, mg/l ⁽¹⁾		
	New landfill (less than 2 years)		Mature landfill (greater than 10 years)
	Range	Typical	
BOD ₅	2,000-30,000	10,000	100-200
TOC	1,500-20,000	6,000	80-150
COD	3,000-60,000	18,000	100-500
TSS	200-2,000	500	100-400
Organic Nitrogen	10-800	200	80-120
Ammonia nitrogen	10-800	200	20-40
Nitrate	5-40	25	5-10
Total phosphorus	5-100	30	5-10
Ortho phosphorus	4-80	20	4-8
Alkalinity as CaCO ₃	1,000-10,000	3,000	200-1,000

ตารางที่ 2-1 (ต่อ) คุณสมบัติของน้ำชะมูลฝอยของบ่อฝังกลบใหม่ และบ่อฝังกลบที่ใช้งานมานาน

Constituent	Value, mg/l ⁽¹⁾		
	New landfill (less than 2 years)		Mature landfill (greater than 10 years)
	Range	Typical	
pH	4.5-7.5	6	6.6-7.5
Total hardness as CaCO ₃	300-10,000	3,500	200-500
Calcium	200-3,000	1,000	100-400
Magnesium	50-1,500	250	50-200
Potassium	200-1,000	300	50-400
Sodium	200-2,500	500	100-200
Chloride	200-3,000	500	100-400
Sulfate	50-1,000	300	20-50
Total iron	50-1,200	60	20-200

หมายเหตุ (1) ยกเว้น pH ที่ไม่มีหน่วย

(2) ค่า typical ของบ่อฝังกลบใหม่ขึ้นกับกระบวนการย่อยสลายของมูลฝอย

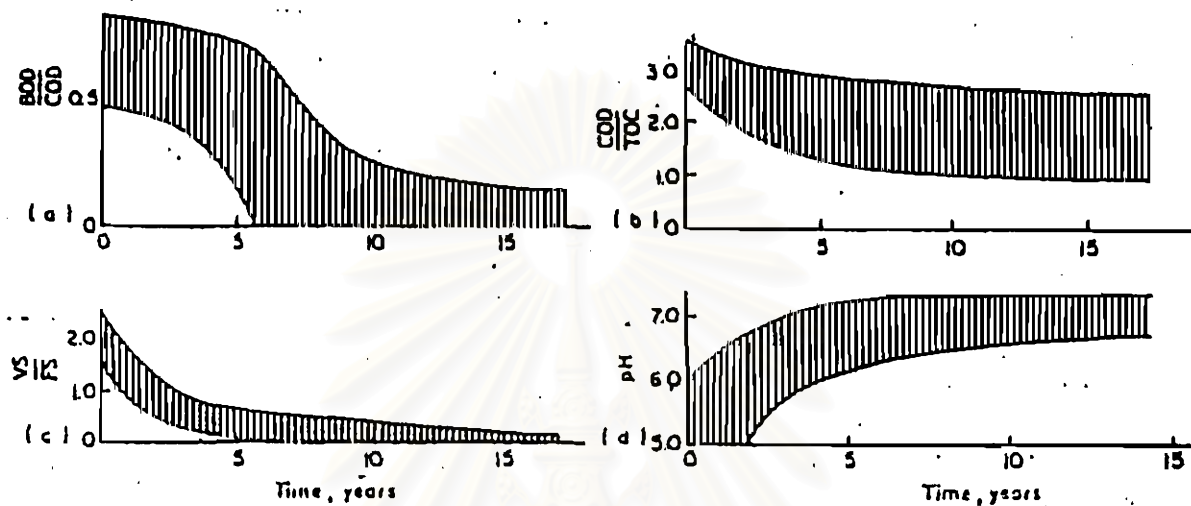
แหล่งที่มา : อ้างอิงจาก Tchobanoglous et. al., 1993

ตารางที่ 2-2 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยบริเวณกองมูลฝอยอ่อนนุชและหนองแขม เดือนมีนาคม 2537

พารามิเตอร์	หน่วย	อ่อนนุช		หนองแขม			
		บริเวณกองมูลฝอย	ทางลงสู่คลองทวิวัฒนา	Influent	Effluent	ต้นคลองเจริญสุข	ปลายคลองเจริญสุข
อุณหภูมิ	°c	32.5	30.5	30.5	31.5	29.5	29.5
pH	-	7.8	7.0	7.7	6.3	7.6	7.3
BOD ₅	mg/l	242.1	8.65	470.5	20	33.1	21.3
COD	mg/l	4,415	239	2,948	194	383	673.5
SS	mg/l	208	107.5	146	156	134	96
DS	mg/l	12,813	1,248	6,654	3,610	6,903	2,110
TS	mg/l	13,016	1,356	6,822	3,890	7,064	2,240

แหล่งที่มา : งานสำรวจและวิจัย ฝ่ายสุขาภิบาลสิ่งแวดล้อม กรุงเทพมหานคร

Chian และ Dewalle (1976) (อ้างโดย Babel, S., 1993) ได้ศึกษาไว้ว่าลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจะเปลี่ยนแปลงตามอายุการใช้งานของพื้นที่ โดยมีอัตราส่วนขององค์ประกอบต่าง ๆ แปรผันไปตามอายุการใช้งานแสดงในรูปที่ 2-1



รูปที่ 2-1 ความสัมพันธ์ของอัตราส่วน BOD/COD, VS/FS, COD/TOC และ pH กับระยะเวลา

จากรูปที่ 2-1 จะเห็นว่า เมื่อเวลาในการใช้งานของบ่อฝังกลบมากขึ้น อัตราส่วนของ BOD/COD VS/FS และ COD/TOC จะลดลงอย่างมาก ส่วนค่า pH จะปรับขึ้นสูงเมื่ออายุการใช้งานของบ่อฝังกลบสูงขึ้น สิ่งเหล่านี้แสดงให้เห็นถึงการเกิดการย่อยสลายของมูลฝอยในบ่อฝังกลบ สารอินทรีย์ที่ย่อยได้ง่ายและยากจะถูกชะออกมาในระยะแรก (1-5 ปี) ต่อมาส่วนที่ย่อยง่ายเหลือน้อยมาก จึงเหลือแต่สารอินทรีย์ในส่วนที่ย่อยยาก ที่จะถูกชะออกมา

Cambell, D.J.V. et al (1982) (อ้างโดย Thanuddhanusilp, 1995) พบว่าน้ำชะมูลฝอยจากมูลฝอยชุมชนประกอบไปด้วยสารประกอบอินทรีย์ โดยเฉพาะพวก short chain carboxylic acids ที่มีความเข้มข้นสูง ส่วน แอมโมเนีย คลอไรด์ ซัลเฟต และโลหะ เช่น เหล็ก แคลเซียม โซเดียม และ โพแทสเซียม พบอยู่ในความเข้มข้นที่ต่ำลงมา

Keenan, Steiner และ Fungaroli (1984) กล่าวว่า น้ำชะมูลฝอยจัดเป็นน้ำเสียที่มีความคงตัวสูงและมีลักษณะสมบัติแตกต่างกันในแต่ละสถานที่ ดังนั้นการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีทาง

ชีวภาพหรือวิธีทางเคมี วิธีใดวิธีหนึ่งจะได้ผลไม่เป็นที่น่าพอใจนัก โดยมีสาเหตุสำคัญ 2 ประการ คือ ประการแรก น้ำชะมูลฝอยมีสารอินทรีย์มวลโมเลกุลสูงอยู่ปริมาณมาก ซึ่งยากต่อการกำจัด ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ และอาจมีโลหะหนักซึ่งเป็นสาเหตุในการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ ประการที่สอง การใช้วิธีการทางเคมีเพื่อกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำเสียก็ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้เพียงพอ

Tchobanoglous et al (1993) อธิบายถึงการย่อยสลายของสารอินทรีย์จากมูลฝอยที่ถูกชะออกมาโดยน้ำชะมูลฝอย ในแนวทางเดียวกันคือ สารอินทรีย์ส่วนที่ย่อยสลายได้ง่ายจะแปรผันตามระยะเวลา ซึ่งสามารถตรวจสอบได้โดยการตรวจวัดค่า บีโอดีต่อซีโอดี ในระยะแรกของการฝังกลบอัตราส่วนนี้จะอยู่ในช่วงประมาณ 0.5 หรือมากกว่า ซึ่งเป็นการบ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยในระยะแรกเป็นกลุ่มที่ย่อยได้ง่ายเป็นส่วนใหญ่ ในบ่อฝังกลบที่ใช้งานมานานอัตราส่วนของ บีโอดีต่อซีโอดีอยู่ในช่วง 0.05 ถึง 0.2 สาเหตุที่อัตราส่วนของ บีโอดีต่อซีโอดีลดลงเนื่องจากในบ่อฝังกลบที่ใช้มานานจะผ่านกระบวนการหมักของจุลินทรีย์ และจะมี กรดชีวโมล กรดฟัลวิค เหลืออยู่ในปริมาณที่สูง ซึ่งสารเหล่านี้ไม่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็วทางชีวภาพ

Dollerer and P.A. Wilderer (1996) กล่าวว่า การบำบัดด้วยกระบวนการทางชีววิทยายังคงอาจไม่ได้ตามมาตรฐาน เพียงแต่เป็นการช่วยลดซีโอดีเท่านั้น จึงจำเป็นต้องมีการบำบัดต่อด้วยระบบอื่น เช่น ระบบทางเคมี, กระบวนการเมมเบรน, การระเหยหรือการกำจัดกลิ่นโดยใช้ ถ่านกัมมันต์ เพื่อดักจับสารอินทรีย์

Diamadopoulos (1997) กล่าวว่า วิธีในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้อย่างมีประสิทธิภาพคือวิธีทางชีวภาพ และวิธีทางกายภาพ-เคมี กล่าวคือ หากน้ำชะมูลฝอยที่เกิดจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุน้อย การบำบัดโดยใช้จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน และจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดได้ดี เนื่องจากแบคทีเรียสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายได้ ส่วนวิธีการทางกายภาพ-เคมีไม่เหมาะสมกับน้ำเสียขยะที่อายุน้อย เนื่องจากมีสารอินทรีย์มวลโมเลกุลน้อยอยู่มาก ในกรณีที่เป็นน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุมาก หรือน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้ว ควรนำไปบำบัดต่อด้วยวิธีการทางกายภาพ-เคมีก่อนที่จะปล่อยทิ้ง

2.2 ระบบ BPAC-SBR (Biological Powder Activated Carbon-Sequencing Batch Reactor)

ระบบ BPAC-SBR เป็นระบบที่มีการเติม PAC ในถังเติมอากาศของระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบเอสบีอาร์ เพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียให้สูงขึ้น โดยระบบนี้เป็น การรวมความสามารถในการบำบัดน้ำเสียขององค์ประกอบต่าง ๆ ดังนี้

- ระบบเอสบีอาร์ (SBR)
- ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (Powder Activated Carbon, PAC)

ต่อมาได้มีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการเติม PAC ลงในถังเติมอากาศของระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ มีชื่อเรียกว่า ระบบ แพคท์ (PACT) ซึ่งมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ และสามารถดูดติดสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้สูงกว่าระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบธรรมดา

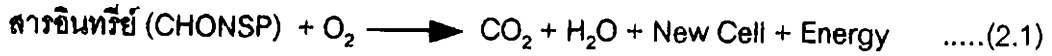
รายละเอียดการทำงาน และขั้นตอนในการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียของระบบพื้นฐานที่ใช้ในการพัฒนาเป็นระบบ BPAC-SBR มีดังนี้

2.2.1 ระบบ SBR

ระบบเอสบีอาร์เป็นระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบหนึ่ง เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้อากาศ ซึ่งสามารถกำจัดสารอินทรีย์ คาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ออกจากน้ำเสีย การทำงานของกระบวนการประกอบด้วยการให้ออกซิเจนแก่น้ำเสีย และกวนให้สัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ (Biological floc) ในถังเติมอากาศ เพื่อให้จุลินทรีย์ย่อยสลายสารอินทรีย์ก่อนเข้าสู่ช่วงตกตะกอน เพื่อแยกน้ำใสส่วนบนทิ้งออกจากระบบ และมีการสูบตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินทิ้งไป

ระบบเอสบีอาร์พัฒนามาจากระบบเติมอากาศที่ใช้กันครั้งแรกที่เป็นระบบแบบรับน้ำเสีย (Fill) และระบายน้ำ (Draw) กล่าวคือ ปล่อยน้ำเสียเข้าให้เต็มถังก่อน จากนั้นเปิดท่อน้ำเข้าและเป่าอากาศจนความสกปรกถูกทำลายจนหมด จากนั้นทิ้งให้ตกตะกอน และปล่อยน้ำใสส่วนบนออก จากนั้นก็เริ่มต้นปล่อยน้ำเสียให้เข้าถังใหม่ ในสมัยก่อนลักษณะการใช้ถังเติมอากาศเช่นนี้ไม่สะดวกที่จะใช้กับน้ำเสียที่ไหลตลอดเวลา และระบบแบบเอสบีอาร์ยังไม่ได้เป็นที่รู้จัก ด้วยเหตุนี้ระบบรับน้ำเสียและระบายน้ำออกจึงถูกแทนที่ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน

ตะกอนแอกติเวเตดสลัดจ์จะประกอบด้วยแบคทีเรียหลายชนิดอยู่ร่วมกัน ทำให้สามารถกำจัดของเสียที่มีอยู่ในน้ำเสียที่มีอยู่ในรูปของสารละลาย คอลลอยด์ ของแข็งแขวนลอย ที่สามารถถูกกำจัดได้จากกระบวนการย่อยสลายของเสียเพื่อใช้เป็นอาหารโดยแบคทีเรีย ดังสมการ 2.1

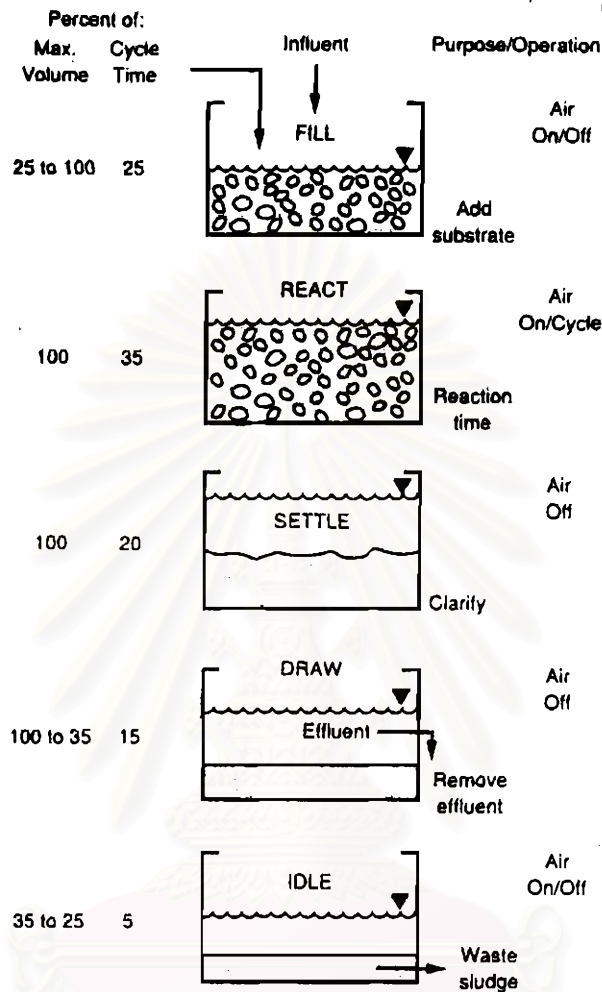


น้ำเสียเมื่อเข้าสู่ถังเติมอากาศ สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียจะถูกแบคทีเรียที่เลี้ยงอยู่ในถังเติมอากาศทำการย่อยสลาย อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะถูกเร่งสูงขึ้น เนื่องจากปริมาณแบคทีเรียที่เพิ่มมากขึ้นมีปริมาณหนาแน่นขึ้น แบคทีเรียจะจับตัวกันเป็นตะกอนสีน้ำตาล โดยมีแหล่งกำเนิดออกซิเจนที่ให้ปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอตลอดเวลา และมีกำลังพอที่จะไม่ทำให้เกิดการตกตะกอนของแบคทีเรีย น้ำเสียจะอยู่ในถังเติมอากาศในช่วงระยะเวลาหนึ่ง เพื่อให้แบคทีเรียมีเวลาเพียงพอในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย หลังจากนั้นจึงเข้าสู่ระยะตกตะกอนเพื่อแยกส่วนที่เป็นน้ำใสออกจากตะกอน น้ำใสจะถูกส่งไปยังหน่วยบำบัดอื่นต่อไปถ้ามีหรือปล่อยลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ ถ้าน้ำใสนี้มีคุณลักษณะได้มาตรฐาน ทำการสูบตะกอนส่วนเกินทิ้งเพื่อให้ปริมาณของแบคทีเรียให้คงที่ และให้มีอัตราส่วนของสารอาหารต่อปริมาณแบคทีเรียคงที่ ส่วนที่เหลือจะเป็นตะกอนส่วนเกินจะถูกนำไปยังหน่วยบำบัดตะกอนต่อไป

2.2.1.1 หลักการทำงานของระบบเอสบีอาร์

การทำงานของระบบเอสบีอาร์ ขั้นตอนการบำบัดทั้งหมดจะเกิดขึ้นภายในถังเติมอากาศแบบกวนผสมหมุนเพียงใบเดียว ซึ่งประกอบไปด้วยหลักการทำงานพื้นฐาน 5 ประการ (ดังแสดงในรูปที่ 2-2) คือ

- (1) fill ขั้นตอนการรับน้ำเสีย
- (2) React ขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวเคมี
- (3) Settle ขั้นตอนสำหรับแยกแบคทีเรียจากน้ำเสียที่บำบัดแล้ว
- (4) Draw ขั้นตอนการทิ้ง / ปล่อย น้ำเสียที่บำบัดแล้ว
- (5) Idle ขั้นตอนพักน้ำ + รับน้ำเสียใหม่



รูปที่ 2-2 แผนผังการทำงานของระบบเอสบีอาร์

ดังนั้นเวลาทั้งหมดสำหรับ 1 cycle ของระบบ SBR นั้น จะนับจากเวลาที่เริ่มขึ้นตอนที่ 1 หรือ fill ไปจนกระทั่งสิ้นสุดขบวนการที่ 5 หรือ Idle

ในกรณีที่ระบบเอสบีอาร์ใช้ถึงปฏิริยามากกว่า 1 ถึง ในเวลาใดเวลาหนึ่ง ถึงแม้ว่าจะมีหน้าที่ไม่ตรงกัน เพื่อให้สามารถบำบัดน้ำเสียที่ไหลติดต่อกันตลอดเวลาได้โดยไม่ขาดตอน (Metcalf & Eddy, 1991)

แบคทีเรียในถังเอสบิโออาร์จะอยู่ในถังจนกว่าจะมีการระบายบางส่วนทิ้งไป ความถี่และปริมาณการระบายแบคทีเรียทิ้งขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เติมลงไปในระบบและอายุสลัดจ์เฉลี่ย (SRT) ระบบที่ได้รับสารอินทรีย์มากและผลิตแบคทีเรียได้มากก็ต้องระบายแบคทีเรียทิ้งมาก จนอาจต้องระบายทิ้งทุกวงจรการทำงาน แต่ระบบที่ได้รับสารอินทรีย์ต่ำผลิตแบคทีเรียได้น้อย ไม่จำเป็นต้องมีความถี่ในการระบายทิ้งสูงเท่ากับระบบที่ได้รับสารอินทรีย์สูง

2.2.1.2 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับระบบเอสบิโออาร์

ระบบเอสบิโออาร์จะมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือไม่ ขึ้นอยู่กับการดำรงชีวิตของแบคทีเรียในถังเดิมอากาศ ดังนั้นสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมกับการดำรงชีวิตของแบคทีเรียจึงเป็นสิ่งที่จำเป็น โดยสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมมีดังนี้

- (1) พีเอชอยู่ในช่วง 6.5 - 8.5
- (2) มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำในถังเดิมอากาศไม่น้อยกว่า 0.5 มก./ล. ตลอดเวลา
- (3) มีปริมาณ BOD : N : P เท่ากับ 100 : 5 : 1
- (4) อุณหภูมิไม่ควรเกิน 40 องศาเซลเซียส
- (5) มีกำลังในการกวนเพียงพอที่จะไม่ให้ตะกอนแบคทีเรียจมตัวในถังเดิมอากาศ

อย่างไรก็ตามระบบเอสบิโออาร์นี้ จะไม่สามารถประสมผลในการบำบัดน้ำเสียได้ถ้าขาดกระบวนการตกตะกอนที่ดี เพราะจะไม่สามารถแยกน้ำใสกับตะกอนออกจากกันได้ ทำให้มีส่วนของตะกอนหลุดออกไปพร้อมกับน้ำใส ทำให้น้ำใสนี้มีค่าความสกปรก และมีปริมาณสารแขวนลอยสูง

2.2.1.3 ปัจจัยสำคัญสำหรับการกำจัดด้วยระบบ SBR

ปัจจัยในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยระบบ SBR มีดังนี้

- (1) มีจำนวนแบคทีเรียที่เพียงพอ และเหมาะสมต่อปริมาณสารอาหาร
- (2) ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO) มีพอเพียงในทุก ๆ ส่วนของถังเดิมอากาศ
- (3) มีกระบวนการแยกตะกอนแบคทีเรียออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว

2.2.1.4 ปัจจัยสำคัญในการออกแบบระบบ SBR

- (1) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ
- (2) ขนาดของถังปฏิกิริยาที่เหมาะสม และสามารถก่อสร้างได้ในพื้นที่ที่มีอยู่
- (3) ความจำเป็นที่จะต้องมีการเก็บตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบ SBR

2.2.1.5 การดำเนินระบบ และการดูแลรักษา

(1) ระบบเอสบีอาร์มีการทำงานหลายอย่างภายในถังเดียวเท่านั้น คือเป็นทั้งถังรับน้ำเสีย ถังเติมอากาศ ถังตกตะกอนในตัวเอง ซึ่งช่วยให้ระบบออกแบบได้กะทัดรัดประหยัดพื้นที่ด้วย

(2) หลักสำคัญขั้นพื้นฐานในการทำงานของระบบเอสบีอาร์ คือ ระบบนี้จะถูกใช้งานตลอดเวลา เพราะมีส่วนของของแข็งเหลืออยู่ในถังก่อนที่จะรับน้ำเสียใหม่

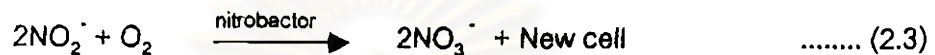
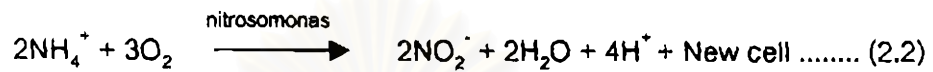
(3) การดูแลรักษาระบบ SBR นั้น จะเหมือนกับการดูแลรักษาระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป เพียงแต่ระบบเอสบีอาร์จะมีการควบคุมอัตโนมัติสำหรับการเติมอากาศ การรับและปล่อยน้ำเสียที่บำบัดแล้วตามในเวลาของวงจรการทำงาน

2.2.1.6 ข้อดีของระบบ SBR

- (1) ให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงเพียงพอ และการดำเนินระบบมีปัญหาน้อย
- (2) ค่าทางเศรษฐศาสตร์ในแง่ของการดำเนินระบบ และการดูแลรักษา
- (3) ระบบเอสบีอาร์มีขั้นตอนการทำงานหลายรูปแบบ ทั้งเติมอากาศ และหยุดเติมอากาศ ความเข้มข้นของน้ำเสียจึงมีทั้งเข้มข้นมากในช่วงรับน้ำเสีย และเข้มข้นน้อยในช่วงตกตะกอน ซึ่งช่วยให้มีแบคทีเรียหลากหลายพันธุ์เกิดขึ้น ทำให้สามารถช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำเสียได้ดีขึ้น
- (4) ระบบมีความยืดหยุ่นในการรับอัตราการไหล และการบรรทุกอินทรีย์ได้ในช่วงกว้าง (Hoepker, E. C. et al., 1979)
- (5) ไม่มีการ wash out ของเซลล์แบคทีเรียออกจากระบบ การแยกของแข็งออกจากระบบใกล้เคียงกับการตกตะกอนแบบจุดมคติ (Nazareth, B. L. 1990) และไม่เกิดการลัดวงจรของระบบ

(6) เนื่องจากไม่ต้องมีการหมุนเวียนสัลเฟอร์จึงไม่ต้องการเครื่องสูบลำดับ ซึ่งเป็น การประหยัดพลังงานได้ส่วนหนึ่ง (Irvine, R. L. et al., 1983)

(7) เนื่องจากระบบมีทั้งเติมอากาศ และหยุดเติมอากาศ ซึ่งสามารถช่วยกำจัด ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ โดยไม่ต้องมีการเติมสารเคมี ในการกำจัดไนโตรเจนนั้นมีการบวนการ ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน เป็นกระบวนการหลัก ซึ่งเป็นกระบวนการที่เปลี่ยนรูปของแอมโมเนีย ไปเป็นไนเตรทภายใต้สภาวะแอโรบิก โดยมีขั้นตอน 2 ขั้นตอน ดังสมการที่ 2.2 และ 2.3



แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการออกซิเดชันแอมโมเนียเป็นไนเตรท เป็นแบคทีเรียชนิด ออโตโทรฟ ซึ่งมีด้วยกัน 2 ชนิด คือ ไนโตรโซโมนัส และไนโตรแบคเตอร์ (Sedlak, 1991)

ส่วนกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เป็นกระบวนการที่ลดรูปไนเตรทไนโตรเจน ให้ เป็นไนโตรเจนก๊าซ เช่น ก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งมีมากที่สุด ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และไนตริกออกไซด์ (NO) ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก ดังสมการที่ 2.4 (Orhan, 1994)



โดยมีแบคทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรฟเป็นแบคทีเรียหลักในการลดรูปไนเตรท ใน กระบวนการแบคทีเรียจะใช้คาร์บอนอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน และใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอี เลคตรอน ในกระบวนการนี้จะต้องมีแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ ซึ่งสามารถหาได้จากภายในระบบ คือ จากน้ำเสียในระบบ และจากเซลล์ หรือการเพิ่มแหล่งคาร์บอนจากภายนอก เช่น เมธานอล เอธา นอล หรือกรดอะซิติก เป็นต้น

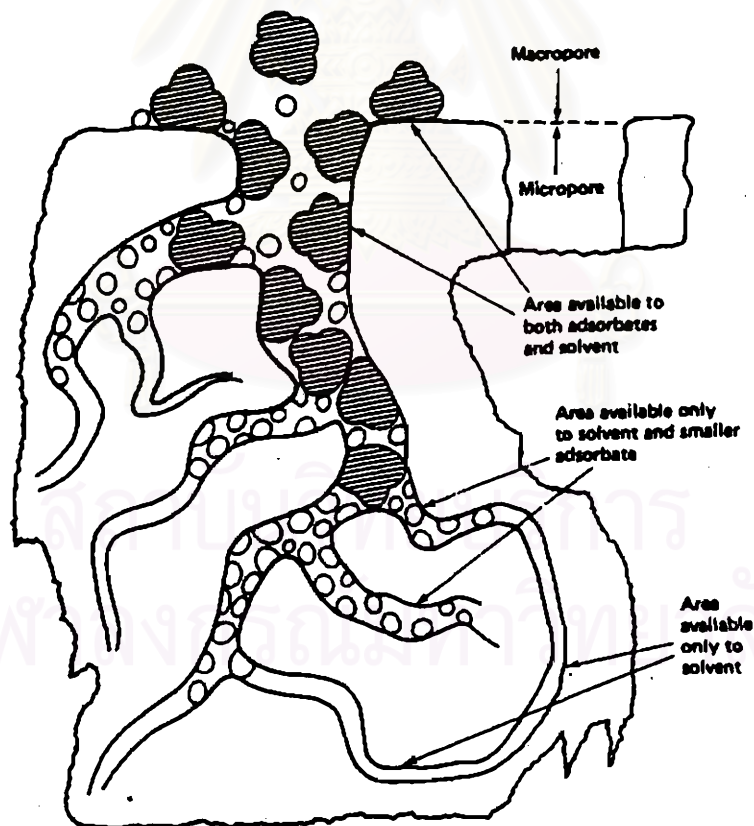
Anthoniscn และคณะ (1976) พบว่าแอมโมเนียอิสระที่ความเข้มข้น 10-150 มก./ล มีผลยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียไนโตรโซโมนัส และกรดไนตริคอิสระที่ความเข้มข้น 0.22-2.8 มิลลิกรัมต่อลิตร มีผลยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ ทั้งนี้ความเข้มข้นดังกล่าวขึ้น กับค่าพีเอชและอุณหภูมิขณะนั้นด้วย และ Alleman และ Irvine (1980) พบว่ากรดไนตริคอิสระที่ ความเข้มข้น 0.6 มิลลิกรัม/ลิตร จะมีผลยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์

2.2.2 ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (Powder Activated Carbon)

2.2.2.1 ลักษณะทางกายภาพของผงถ่านกัมมันต์

ผงถ่านกัมมันต์ (Powder Activated Carbon, PAC) หมายถึง ถ่านกัมมันต์ที่มีขนาดเล็กกว่า 297 ไมโครเมตร ซึ่งสามารถผ่าน US. sieve series. No. 50 ได้ (Chermisinoff และ Ellerbusch, 1978) ผงถ่านกัมมันต์จะมีลักษณะทางกายภาพเป็นรูพรุนซึ่งแบ่งออกเป็นมาโครพอร์ (Macro Pore) และไมโครพอร์ (Micro Pore) ลักษณะโดยทั่วไปแสดงได้ดังรูปที่ 2-3

มาโครพอร์มีขนาดระหว่าง 30 - 100,000 Å° หรือ 0.003 - 10 ไมโครเมตร ในขณะที่ไมโครพอร์มีขนาด 10 - 30 Å° หรือ 0.001-0.003 ไมโครเมตร (Samuel, D. Faust and Osman, M. Aly., 1987) ซึ่งแบคทีเรียโดยทั่วไปจะมีขนาดประมาณ 10,000 Å° หรือ 1 ไมโครเมตร (Metcalf & Eddy, 1991) ซึ่งจะใหญ่กว่าไมโครพอร์ ดังนั้นแบคทีเรียจึงไม่สามารถเข้าไปในไมโครพอร์ได้



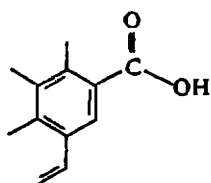
รูปที่ 2-3 รูปตัดแสดงถึงโพรงหรือช่องว่างภายในแอคทีเวเต็ดคาร์บอน (มันสิน ตันกุลเวศม์. 2538)

2.2.2.2 กระบวนการดูดติด

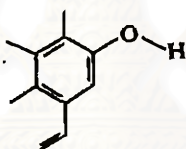
การดูดติดโดยทั่วไปเป็นปรากฏการณ์ระหว่างของแข็ง-ของแข็ง ก๊าซ-ของเหลว ของเหลว-ของเหลว หรือ ของเหลว-ของแข็ง ในการใช้ถ่านเป็นตัวดูดติดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย เป็นปรากฏการณ์ระหว่างของแข็ง และของเหลว โดยมีลักษณะเฉพาะที่สำคัญของถ่านกัมมันต์ คือความสามารถในการดูดติดซึ่งสามารถแบ่งการดูดติดนี้ไว้ได้เป็นสองแบบคือ

(1) การดูดติดผิวทางกายภาพ (Physisorption) เกิดแรงดึงดูดระหว่างมวล (van der Waals Force) เป็นปฏิกิริยาที่ผันกลับได้

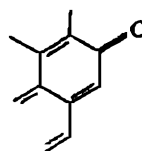
(2) การดูดติดทางเคมี (Chemisorption) เกิดจากปฏิกิริยาระหว่างถ่านกัมมันต์กับสารที่ถูกดูดติด (Adsorbate) เป็นปฏิกิริยาที่ผันกลับไม่ได้ โดยที่ผิวของถ่านกัมมันต์จะมีสารเคมีอินทรีย์ (organic chemistry) ซึ่งส่วนใหญ่จะอยู่ในรูป carboxyl groups, phenolic hydroxyl groups และ quinone - type carbonyl group แสดงดังรูป



carboxyl groups

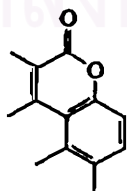


phenolic hydroxyl groups

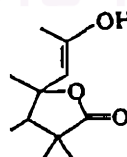


quinone-type carbonyl group

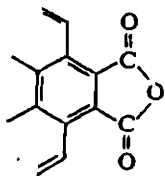
นอกจากนี้ functional groups ยังสามารถอยู่ในรูปอื่น ๆ อีก เช่นในรูปของ ether, peroxide, และ ester groups , fluorescein-like lactones, carboxylic acid anhydride และ cyclic peroxide ดังรูป



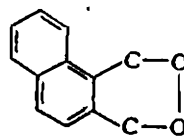
ether, peroxide, และ ester groups



fluorescein-like lactones



carboxylic acid anhydride



cyclic peroxide

โดยทั่วไป ในการบำบัดน้ำเสียเป็นการดูดติดผิวที่เกิดจากแรงทางกายภาพมากกว่า เนื่องจากโมเลกุลจะถูกดูดให้เกาะบนผิวของของแข็ง ด้วยแรงทางกายภาพ และมีปฏิกิริยาการดูดติดทางเคมีเกิดขึ้นน้อย เนื่องจากต้องใช้พลังงานในการเกิดปฏิกิริยานั้นคือ จะเกิดปฏิกิริยาที่อุณหภูมิสูง ดังนั้นในการกล่าวถึงการดูดติดต่อไปจะหมายถึงการดูดติดทางกายภาพเท่านั้น

ในการดูดติดของถ่านกัมมันต์สามารถลดซีไอดี และสีจากน้ำเสียได้ โดย ไมโครพอร์จะมีประสิทธิภาพในการดูดติดสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ และมาโครพอร์สามารถดูดติดสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงได้ (Eckenfelder, Jr., 1989)

Samuel และ Osman (1987) ได้รวบรวมข้อมูลการดูดติด fulvic acid และ humic acid ซึ่งเป็นสารประกอบหลักที่ทำให้เกิดสีในน้ำผิวดินตามธรรมชาติ และในน้ำชะมูลฝอยจากผู้ที่ทำกรวิจัยหลาย ๆ ท่าน พบว่าโดยทั่วไป PAC สามารถดูดติดสีได้ดีกว่า GAC (Granular Activated Carbon) และในทางกลับกันถ่านบางชนิดมีความสามารถในการดูดติด fulvic acid และ humic acid ต่ำ และความสามารถในการดูดติดของถ่านจะเพิ่มขึ้นเมื่อ pH ลดต่ำลง

Rebhun et al (1974) (อ้างถึงใน W.C. van Lier, E. van der Berg และ G. Lettinga, 1978) พบว่าสารพวก volatile fatty acid และ low dissolved carbohydrates ซึ่งเป็นรูปแบบหนึ่งของค่า COD จะไม่ถูกกำจัดโดยการตกตะกอนเคมี หรือการดูดติดโดยผงถ่านกัมมันต์

2.2.2.3 ขั้นตอนการดูดติดผิว

ขั้นตอนการดูดติดผิว แบ่งตามลำดับของการดูดติดผิว ได้ดังนี้

(มันลิน ตันจุลเวศม์, 2538)

(1) การกวนน้ำให้เกิดความปั่นป่วน ทำให้เกิดการเคลื่อนที่ของสารถูกดูดติดเข้าไปหาผงถ่านกัมมันต์

(2) เมื่อโมเลกุลของสารถูกดูดติดเคลื่อนตัวเข้ามาถึงผิวของถ่านกัมมันต์จะเกิดการแพร่ผ่านผิวฟิล์มของน้ำรอบ ๆ ผนังถ่านกัมมันต์ (Film Diffusion) โมเลกุลของสารถูกดูดติดจะต้องแทรกผ่านฟิล์มน้ำที่อยู่รอบ ๆ จึงจะเข้าถึงเนื้อของถ่านได้

(3) โมเลกุลของสารถูกดูดติดจะแทรกตัวเข้าถึงช่องว่างภายใน โดยการแพร่ผ่านเข้าไปในโพรงของผนังถ่านกัมมันต์ (Pore Diffusion) จึงจะเกิดการดูดติดผิว

(4) โมเลกุลของสารถูกดูดติดจะเกาะติดอยู่บนผิวถ่านกัมมันต์โดยไม่หลุด

2.2.2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดติดผิว

อัตราเร็วและขีดความสามารถในการดูดติดผิวของคาร์บอนขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ ดังต่อไปนี้

(1) ความปั่นป่วน

อัตราเร็วในการดูดติดผิวขึ้นอยู่กับความปั่นป่วนของระบบซึ่งมีผลต่อ Film Diffusion และ Pore Diffusion โดยระบบที่มีความปั่นป่วนต่ำ Film Diffusion จะเป็นตัวกำหนดความเร็วในการดูดติดผิว เนื่องจาก ฟิล์มน้ำที่ล้อมรอบถ่านกัมมันต์จะมีความหนามากทำให้เป็นอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลเข้าไปหาผิวของผนังถ่านกัมมันต์ ในกรณีที่ระบบมีความปั่นป่วนสูง Pore Diffusion จะเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วในการดูดติดผิว เนื่องจากน้ำไม่อาจสะสมตัวจนเป็นฟิล์มหนา เป็นผลให้โมเลกุลสามารถเคลื่อนที่ผ่านฟิล์มน้ำเข้าไปในโพรงของถ่านกัมมันต์ได้ โดยทั่วไปแล้ว ระบบที่ใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงจะมีความปั่นป่วนสูง ตัวกำหนดอัตราเร็วในการดูดติดผิวจึงเป็น Pore Diffusion

(2) ขนาดและพื้นที่ผิวของผนังถ่านกัมมันต์

ขนาดของถ่านกัมมันต์เป็นส่วนผกผันกับอัตราเร็วในการดูดติดผิว ส่วนพื้นที่ผิวของผนังถ่านกัมมันต์จะแปรผันโดยตรงกับขีดความสามารถในการดูดติดผิว

(3) ความสามารถในการละลายน้ำของสารที่ถูกดูดติดบนผิวของคาร์บอน

ส่วนใหญ่สารที่มีความสามารถในการละลายน้ำสูงมักมีความสามารถในการดูดติดผิวต่ำ เนื่องจากมีแรงยึดเหนี่ยวกับน้ำได้อย่างเหนียวแน่น ในทางตรงกันข้ามสารที่มีความ

สามารถในการละลายน้ำต่ำจะสามารถดูดดูดติดผิวได้ง่าย แต่อย่างไรก็ตาม มีสารบางชนิดที่ไม่เป็นไปตามคุณสมบัติดังกล่าวข้างต้น

(4) ขนาดของสารที่ถูกดูดติดบนผิวของผงถ่านกัมมันต์

การดูดติดบนผิวของผงถ่านกัมมันต์ จะเกิดขึ้นได้ดีที่สุดเมื่อสารมีขนาดเล็กกว่าโพรงเล็กน้อย เนื่องจากกระบวนการดูดติดส่วนใหญ่เกิดขึ้นในโพรงของผงถ่านกัมมันต์ และแรงดึงดูดระหว่างสารและถ่านกัมมันต์จะมีค่ามากที่สุด

(5) พีเอช

การแตกตัวเป็นไอออนของสารละลายต่าง ๆ จะขึ้นกับพีเอช ดังนั้น พีเอชจึงมีผลกระทบต่อการดูดติดผิว

(6) อุณหภูมิ

อุณหภูมิ มีอิทธิพลต่ออัตราเร็ว และขีดความสามารถในการดูดติดผิว กล่าวคือ อัตราเร็วเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิ และลดลงตามการลดของอุณหภูมิ แต่ขีดความสามารถในการดูดติดผิวจะมีค่าลดลงที่อุณหภูมิสูง และจะมีค่าเพิ่มขึ้นที่อุณหภูมิต่ำ

(7) ระยะเวลาในการดูดติด

เวลาสัมผัสจะต้องมีมากพอในการที่จะเกิดการดูดติดจะเข้าสู่สภาวะสมดุล

2.2.2.5 โมเดลที่แสดงการดูดติดผิว

โมเดลของการดูดติดผิว จะแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความสามารถในการดูดติดของถ่านกับความเข้มข้นของตัวถูกดูดติด ณ จุดสมดุลที่อุณหภูมิคงที่ โดยแสดงในรูปสมการของ Freundlich Isotherm และ Langmuir Isotherm ดังนี้

(1) Freundlich Isotherm

สมการของ Freundlich เป็นที่นิยมใช้กันมาก โดยเฉพาะอย่างยิ่งใช้กับสารละลายที่ค่อนข้างเจือจางและมีความเข้มข้นค่อนข้างต่ำ

Freundlich ได้ศึกษาปรากฏการณ์การดูดติดและได้แสดงสมการที่ 2.5

$$q = KC^{1/n} \dots\dots(2.5)$$

โดย $q =$ มวลของสารที่ถูกดูดติดต่อน้ำหนักของผงถ่านกัมมันต์, w/w

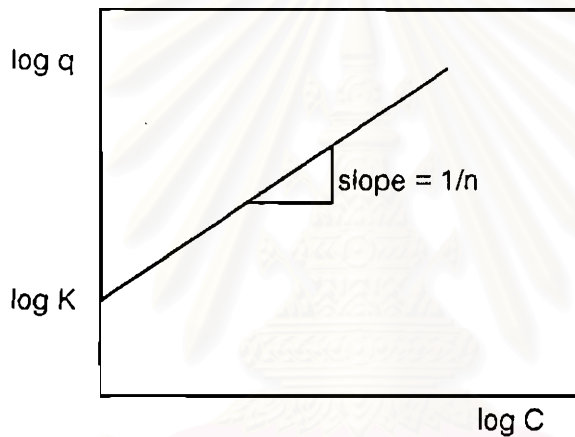
$C =$ ความเข้มข้นของสารละลายหลังการดูดติด, มก./ล.

$K, n =$ ค่าคงที่

เพื่อให้สามารถคำนวณค่า K, n ได้ด้วยวิธีการกราฟ สมการของ Freundlich Isotherm จึงมักจะแสดงในรูปลอกการิทึม ดังสมการ 2.6

$$\log q = \log K + (1/n)\log C \dots\dots(2.6)$$

จากสมการดังกล่าวสามารถวาดกราฟเส้นตรงได้ดังแสดงในรูปที่ 2-4



รูปที่ 2-4 กราฟสำหรับสมการเส้นตรงของสมการ Freundlich

(2) Langmuir Isotherm พัฒนามาจากสมมติฐานที่ว่าเป็นการดูดติดผิวที่มีชั้นฟิล์มเดียว (Single Layer Adsorption) และโมเลกุลของสารถูกดูดติดไม่มีการเคลื่อนที่อิสระบนผิว แสดงได้ดังสมการ 2.7

$$q = \frac{q_0 C}{K+C} \dots\dots(2.7)$$

โดย $q_0 =$ ขีดจำกัดของการดูดติดผิว (w/w)

$K =$ ค่าคงที่อัตราการดูดติด (Adsorption Rate Constant)

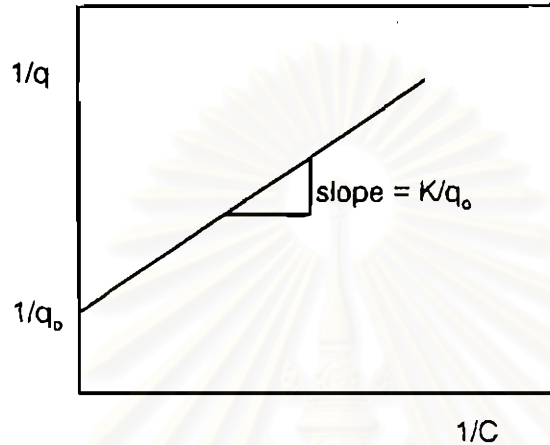
$C =$ ความเข้มข้นของสารละลายหลังการดูดติด

$q =$ มวลของสารที่ถูกดูดติดต่อน้ำหนักของผงถ่านกัมมันต์, (w/w)

สามารถจัดรูปเป็นสมการเส้นตรงได้ดังสมการ 2.8

$$1/q = 1/q_0 + K/q_0 \cdot 1/C \quad \dots\dots(2.8)$$

จากสมการดังกล่าวสามารถวาดกราฟเส้นตรงได้ดังแสดงในรูปที่ 2-5



รูปที่ 2-5 กราฟสำหรับสมการเส้นตรงของสมการ Langmuir

2.2.2.6 การเลือก PAC (PAC Selection)

ในการใช้ผงถ่านกัมมันต์ในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อให้เกิดประโยชน์มากที่สุด จำเป็นต้องมีการคัดเลือกผงถ่านที่เหมาะสมต่อน้ำเสียนั้น ๆ เนื่องจากผงถ่านกัมมันต์แต่ละชนิดมีคุณสมบัติที่แตกต่างกัน โดยทำการทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างความสามารถในการดูดติดของถ่าน และความเข้มข้นของสารที่ถูกดูดติด ซึ่งแสดงได้ในรูปของ Adsorption Isotherm (ดังที่กล่าวไว้ในหัวข้อ 2.2.2.5)

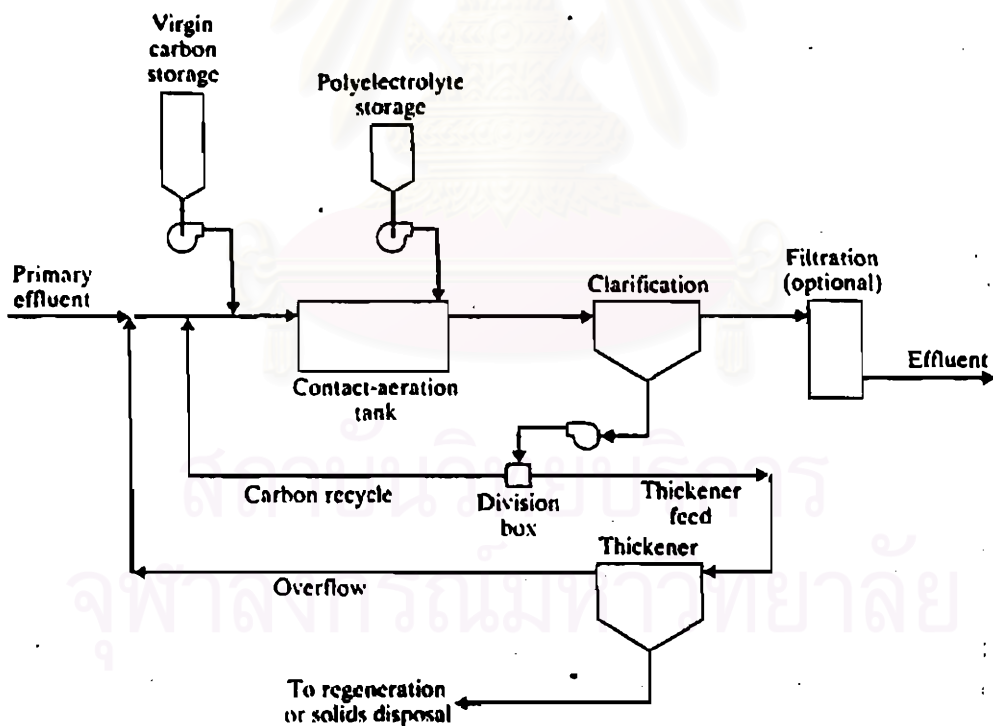
Wei - chi Ying และ Michael E. Tucker (1989) พบว่าถ่านกัมมันต์ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของไมโครพอร์น้อยกว่า 15 \AA อยู่เป็นจำนวนมาก จะมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดฟีนอล และสารปนเปื้อนที่เป็นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กชนิดอื่น ๆ ในน้ำชะมูลฝอยอันตราย และสามารถกำจัดสารที่ทำให้เกิดสีใน silicate groundwater ได้ทั้งหมด และ Stumm W. และ J.J. Morgan (1981) (อ้างถึงใน Ying และ Tucker, 1989) รายงานว่าสีน้ำตาล (brownish) ในน้ำใต้ดินเกิดจากสารประกอบอินทรีย์ตามธรรมชาติ ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง เช่น กรดฮิวมิก

2.2.3 ระบบแพคท์ (PACT System)

2.2.3.1 ลักษณะทั่วไป

ระบบแพคท์เป็นชื่อทางการค้า ถูกตั้งขึ้นโดยบริษัท Dupont ซึ่งได้จดสิทธิบัตร หมายเลข US Patent 3,904,518 โดยใช้ชื่อเต็มว่า Powdered Activated Carbon Treatment process (PACT)

ระบบแพคท์ เป็นระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเติมผงถ่านกัมมันต์ลงในถังเติมอากาศโดยตรง หรือผสมในน้ำที่ออกจากถังตกตะกอนชั้นแรก ผงถ่านจะรวมตัวกับเซลล์แบคทีเรียเป็นกลุ่มฟล็อกสีดำในถังเติมอากาศ ซึ่งจะทำให้การดูดติด และย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยมีการทิ้งตะกอนส่วนเกิน และมีการเวียนตะกอนกลับในลักษณะเดียวกันกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ธรรมดา เนื่องจากมีการทิ้งตะกอนที่มีผงถ่านออกจากระบบ จึงต้องมีการเติมผงถ่านปริมาณเท่ากับที่ทิ้งออกจากระบบเพื่อให้ปริมาณผงถ่านในระบบคงที่ รายละเอียดดังรูปที่ 2-6



รูปที่ 2-6 แผนผังโดยทั่วไปของระบบ PACT (Eckenfelder, Jr., 1989)

จุดประสงค์ของระบบนี้เดิมใช้กับน้ำเสียที่ย่อยสลายด้วยแบคทีเรียยาก แต่สามารถถูกดูดติดโดยผงถ่านกัมมันต์ได้ คือ PAC สามารถดูดติดสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง และสารที่เป็นพิษ ส่วนแบคทีเรียจะย่อยสลายสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำลงมา (Flynn, 1974) จึงเหมาะที่จะใช้กับน้ำชะมูลฝอยที่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวได้ยาก ซึ่งมีอยู่ในอัตราส่วนที่สูง

2.2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงาน

Cheremisinoff และ Ellerbusch (1978) ได้กล่าวถึงปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบ PACT ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ร่วมกับปัจจัยที่มีผลต่อการดูดติด ได้แก่

(1) ปริมาณ และชนิดของผงถ่านที่เติม

จากงานวิจัยที่ผ่านมา ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณความเข้มข้นของผงถ่านในถังเติมอากาศ และปริมาณผงถ่านที่เติม เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการทำงานของระบบ ซึ่งความสัมพันธ์ดังกล่าวหาจากนิยามของค่าอายุสลัดจ์ คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาณแบคทีเรียที่อยู่ในระบบต่อปริมาณแบคทีเรียที่ทิ้งออกจากระบบ ซึ่งเท่ากับอายุของผงถ่านที่อยู่ในระบบ คืออัตราส่วนระหว่างปริมาณผงถ่านที่อยู่ในระบบต่อปริมาณผงถ่านที่ทิ้งออกจากระบบ แต่ผงถ่านไม่สามารถเพิ่มจำนวนได้อย่างแบคทีเรีย จึงต้องมีการเติมผงถ่านเข้าไปในระบบเท่ากับที่ทิ้งออกจากระบบเพื่อรักษาปริมาณผงถ่านในระบบ และค่าอายุสลัดจ์ของผงถ่านให้คงที่ ซึ่งเขียนในรูปสมการที่ 2.9

$$\theta_c = (C_c V) / (FC_0) = C_c \tau / C_0 \quad \dots\dots(2.9)$$

จัดรูปใหม่ได้สมการ

$$C_c = (\theta_c / \tau) C_0$$

เมื่อ

$$\theta_c = \text{ค่าอายุสลัดจ์}$$

$$C_c = \text{ปริมาณความเข้มข้นของผงถ่านกัมมันต์ในถังเติมอากาศ}$$

$$V = \text{ปริมาณของถังเติมอากาศ}$$

$$F = \text{อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ}$$

$$C_0 = \text{ปริมาณความเข้มข้นของผงถ่านกัมมันต์ที่เติมเทียบกับน้ำเสียที่เข้าระบบ}$$

$$\tau = \text{เวลากักเก็บน้ำ มีค่าเท่ากับ } V/F$$

(2) ค่าอายุสลดจ์ ถ้าค่าอายุสลดจ์มาก การกำจัดสารอาหารก็จะดีขึ้น โดยมีปริมาณผงถ่านที่เติมเทียบกับปริมาณน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ (C₀) เท่าเดิม

(3) เวลาพักน้ำ โดยปกติประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ PACT จะขึ้นกับค่าอายุสลดจ์ แต่ก็มีผู้ศึกษาบางท่านชี้ว่าการเพิ่มเวลากักน้ำทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารดีขึ้นที่อายุสลดจ์ค่าเดียวกัน แต่ถ้าเวลากักน้ำมากกว่า 8 - 9 ชั่วโมง จะไม่มีผลในการกำจัดสารอาหารที่เพิ่มขึ้นของระบบ แต่ถ้าเวลากักน้ำน้อยกว่า 8 - 9 ชั่วโมง การเพิ่มเวลากักน้ำจะมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหาร

(4) อุณหภูมิ เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อระบบ เนื่องจากอุณหภูมิสูงทำให้ ความสามารถในการดูดติดของผงถ่านลดลง แต่จะทำให้การย่อยสลายโดยแบคทีเรียเพิ่มมากขึ้น

2.2.3.3 ข้อดีของระบบ แพคท์

DeWalle et al (1976) (อ้างถึงใน DeWalle และ Chian, 1977) ได้สรุปถึง ประโยชน์ของการเติม PAC ลงในระบบแอกติเวเต็ดสลดจ์ แสดงดังตารางที่ 2-3

ตารางที่ 2-3 ผลของการเติมผงถ่านกัมมันต์ลงในระบบแอกติเวเต็ดสลดจ์

ประโยชน์ที่ได้จากการเติม PAC	ผลที่ได้จากการเติม PAC
1) กำจัดสารถูกดูดติดที่เป็นสารอินทรีย์	- กำจัดสี และกลิ่น - เพิ่มความคงตัวของระบบ - สามารถทนต่อสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ - รับ shock load ได้ดีขึ้น - ลดการเกิดฟอง - น้ำที่ผ่านการบำบัดมีสารพิษที่มีผลต่อปลาน้อย
(2) กำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยง่ายด้วยการดูดติด	- ลดความต้องการออกซิเจน
(3) กำจัดสารอนินทรีย์	- เพิ่มความคงตัวในด้านการรับภาระบรรทุก เกินเนื่องจากโลหะหนัก
(5) ปรับปรุงการเกิดฟลอค	- ลดความเข้มข้นของสารแขวนลอย
(6) ปรับปรุงการจมตัวของตะกอน	- เพิ่มความสามารถของถังตกตะกอนได้ถึงสอง
(7) ปรับปรุงความสามารถในการนำน้ำออกจากตะกอน	- เพิ่มความสามารถของหน่วยบำบัดตะกอน

Adam (1973) ได้กล่าวว่ระบบแพคท์ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ ไนตริฟิเคชัน และไนตริฟิเคชัน สาเหตุอาจเกิดจาก Nitrifying-Denitrifying Bacteria ที่มากขึ้นบนผิวของผงดำนและความเข้มข้นของออกซิเจนที่มีค่าต่ำที่กั้นถังเดิมอากาศ สภาพที่มีออกซิเจนต่ำของสลัดจ์ที่มีความหนาแน่นมากอาจเป็นสาเหตุของการเพิ่มประสิทธิภาพของดีไนตริฟิเคชัน และผงดำนในระบบจะทำหน้าที่เป็นเป้าให้เซลล์แบคทีเรียมาเกาะติด เนื่องจากผงดำนดูดติดสารอาหารไว้ที่ผิวเป็นจำนวนมาก อีกทั้งยังเป็นตัวถ่วงให้เกิดการตกตะกอนเร็วขึ้นจากความหนาแน่นที่มากกว่าเซลล์แบคทีเรีย ฟลอคที่เกิดขึ้นจึงเป็นฟลอครวมระหว่างผงดำนกับเซลล์แบคทีเรีย และทำให้การตกตะกอนดีขึ้น

ส่วนข้อดีอื่น ๆ ที่งานวิจัยอื่นได้กล่าวถึงไว้ เช่น ปรับปรุงการกำจัดซีไอดี และสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยาก Robertaccio et al (1979) (อ้างถึงใน Sublette, 1982) และ Robertaccio, Francis L., et al (1972) (อ้างถึงใน Flynn, 1974) ได้กล่าวไว้ว่าการเติม PAC ลงในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์เป็นหน่วยการบำบัดที่มีความเป็นไปได้ และน่าเชื่อถือในทางเศรษฐศาสตร์

กมลรัตน์ ดีประเสริฐวงศ์ (2539) พบว่าในระบบ PACT มีการเกิดภาวะเสริม (Synergy) ระหว่างผงดำนกัมมันต์กับแบคทีเรียในถังเดิมอากาศ ทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD และซี สูงกว่าการใช้ผงดำนกัมมันต์ดูดติด หรือระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ เพียงอย่างเดียว

2.2.4 ระบบ BPAC-SBR

ระบบ BPAC-SBR เป็นระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบเฮลบีอาร์ที่มีการเติมผงดำนกัมมันต์ลงในถังเดิมอากาศ ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั้งสารอินทรีย์ส่วนที่ย่อยสลายง่าย และส่วนที่ย่อยสลายได้ยาก ด้วยกระบวนการทางชีวภาพและกายภาพ ซึ่งการบำบัดทางชีวภาพเป็นการทำงานของกลุ่มแบคทีเรียในถังเดิมอากาศที่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ส่วนที่ย่อยได้ง่ายอย่างมีประสิทธิภาพ ส่วนการบำบัดทางกายภาพ เป็นการทำงานในรูปแบบของกระบวนการดูดติดของผงดำนกัมมันต์ที่สามารถดูดติดสารอินทรีย์ส่วนที่ย่อยสลายยากได้ และจากข้อดีของระบบ PACT ที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 2.2.3 ซึ่งในระบบ BPAC-SBR มีหลักการการทำงานของระบบในลักษณะเดียวกัน ดังนั้นระบบ BPAC-SBR จึงมีคุณสมบัติทางด้านการบำบัดเหมือนกับระบบ PACT ที่มีประสิทธิภาพการบำบัดสูงกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ปกติเพียงอย่างเดียว หรือระบบดูดติดด้วยผงดำนกัมมันต์เพียงอย่างเดียว

จากความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ของกระบวนการในระบบ ทำให้มีความเชื่อว่าระบบ BPAC-SBR นี้จะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย ที่มีอัตราส่วนของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าต่อส่วนที่ย่อยสลายได้ง่ายสูง (COD/BOD) ซึ่งสารเหล่านี้เป็นสาเหตุหนึ่งของปัญหาในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้า (COD) เช่น กรดฟัลวิค

และกรดไขมัน ที่เป็นสาเหตุหนึ่งของสีในน้ำชะมูลฝอย รวมทั้งระบบ BPAC-SBR ยังสามารถบำบัดไนโตรเจนได้ด้วย เนื่องจากกระบวนการ Nitrification และ Denitrification ที่เกิดขึ้นในช่วงหยุดเป่าอากาศ และในช่วงเป่าอากาศ ซึ่งเป็นขั้นตอนการทำงานของระบบเอสบีอาร์

2.3 กระบวนการโคเมตาบอลิซึม

กระบวนการโคเมตาบอลิซึมได้ถูกนำมาใช้ ในการบำบัดน้ำเสียที่เป็นพิษและย่อยยาก ด้วยการเปลี่ยนรูปแบบ (transformation) เพื่อให้ความเป็นพิษหมดไป หรือให้สารที่ย่อยยากกลายเป็นสารที่สลายได้ทางชีวภาพ (biodegradable) ในการใช้โคเมตาบอลิซึมจะต้องใช้สารอาหารอยู่ 2 กลุ่ม สารอาหารกลุ่มแรก เรียกว่าสารอาหารปฐมภูมิ (primary substrate) จะเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเลคตรอนเพื่อให้เซลล์ดำรงชีวิตและขยายพันธุ์ ดังนั้นอาจเรียกสารอาหารปฐมภูมินี้ว่าเป็นสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต (growth substrate) ส่วนสารอาหารกลุ่มที่สอง เรียกว่าสารอาหารทุติยภูมิ (secondary substrate) ซึ่งในที่นี้ก็คือสารที่เป็นพิษหรือสารย่อยยากนั่นเอง สารอาหารในกลุ่มนี้จะไม่ช่วยในการเจริญเติบโต (nongrowth substrate) ความสัมพันธ์ของสารอาหาร 2 กลุ่มนี้ก็คือ เซลล์แบคทีเรียจะใช้สารอาหารปฐมภูมิเพื่อเป็นแหล่งอาหารและพลังงาน ในระหว่างนั้นก็จะมีเอนไซม์และโคแฟกเตอร์ขึ้นมาหลายชนิด บางชนิดจะมีความสามารถที่จะเปลี่ยนรูปแบบทางชีวภาพ (biotransformation) ให้กับสารอาหารทุติยภูมิได้ ดังนั้นอาจเรียกเอนไซม์ชนิดนี้ว่าเป็นเอนไซม์ของโคเมตาบอลิซึม (cometabolic enzymes) สารอาหารทุติยภูมิที่เปลี่ยนรูปแบบแล้ว ความเป็นพิษก็จะหมดไปและอาจกลายเป็นสารที่สลายทางชีวภาพได้อีกด้วย (Criddle, 1993)

เซลล์แบคทีเรียที่ช่วยให้เกิดโคเมตาบอลิซึมไม่ได้มีเซลล์ที่ใช้สารอาหารปฐมภูมิเพียงอย่างเดียว แต่ยังมีเซลล์ที่ใช้แหล่งคาร์บอนอื่น เช่น คาร์บอนจากเซลล์ที่ตาย หรือเซลล์ที่ใช้อาหารเพื่อเป็นแหล่งพลังงาน (energy substrate) อย่างเดียว แต่แหล่งพลังงานนั้นไม่เพียงพอสำหรับการเจริญเติบโต ได้มีผู้สร้างแบบจำลองทางจุลศาสตร์ขึ้น เพื่ออธิบายกลไกโคเมตาบอลิซึม โดยมีข้อสมมติฐานคือ สารอาหารที่ถูกโคเมตาบอลิซึมจะไม่มีการสร้างเซลล์เพิ่ม และสารอาหารสำหรับการเจริญเติบโตจะเป็นตัวจำกัดปฏิกิริยา (Criddle, 1993)

โคเมตาบอลิซึมเกิดมาจากการขาดเอนไซม์และโคแฟกเตอร์ที่เฉพาะเจาะจง สำหรับสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก ในปี 1972 Horvath ได้จำแนกแบคทีเรียที่ใช้โคเมตาบอลิซึมมากกว่า 20 สายพันธุ์ ซึ่งมีทั้งแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจน และไม่ใช้ออกซิเจน ตัวอย่างเช่น แบคทีเรียที่ใช้ออกซิไดซ์มีเทน (Methanotroph) เป็นแบคทีเรียที่ใช้ออกซิไดซ์มีเทนให้เป็นเมทานอล ในขณะที่เดียวกันก็ทำหน้าที่รวมออกซิไดซ์สารประกอบ halogenated aliphatic, และสารประกอบอะโรมาติก เช่น alkyl benzene

sulphonate และสารประกอบ chlorobiphenyl (Adriaens, 1994) ส่วนแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจน ได้แก่แบคทีเรียลดซัลเฟต, แบคทีเรียสร้างมีเทน, แบคทีเรียสร้างอะซิเตตและแบคทีเรียแฟคัลเทรทีฟ สามารถร่วมรีดิวซ์สารประกอบคลอรีนที่มีคาร์บอน 1 หรือ 2 อะตอมได้ เช่น *Pseudomonas* ซึ่งเป็นแบคทีเรียดีไนตริฟิเอชัน สามารถรีดิวซ์คาร์บอนเตตระคลอไรด์ให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (Criddle, 1993)

ในการเจริญเติบโตของเซลล์แบคทีเรีย และการใช้สารอาหารทุติยภูมิจะแยกออกจากกัน แต่จะมีความสัมพันธ์กับระบบ การใช้สารอาหารปฐมภูมิหาได้จากปริมาณมวลเซลล์ที่มีอยู่ในระบบ ในขณะที่การใช้สารอาหารทุติยภูมิได้โดยวิธีจลนศาสตร์ของการใช้สารอาหารทุติยภูมิ และปริมาณมวลชีวภาพสะสม แต่กลไกการกำจัดสารอาหารทุติยภูมียังไม่เป็นที่เข้าใจกันมากนัก ยังต้องทำการศึกษาวิจัยกันอีกมาก

2.3.1 บทบาทของสารอาหารในโคเมตาบอลิซึม

2.3.1.1 บทบาทของสารอาหารทุติยภูมิ

การใช้โคเมตาบอลิซึมในการบำบัดน้ำเสียจะต้องมีสารอาหาร 2 ชนิด คือสารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิ เป้าหมายในการบำบัดก็คือต้องการกำจัดสารมลทินที่อยู่ในน้ำเสียซึ่งในที่นี้ก็คือ สารอาหารทุติยภูมินั่นเอง แต่สารอาหารชนิดนี้มิได้ถูกกำจัดไปได้ง่าย ๆ เพราะโครงสร้างที่ซับซ้อน จนจัดได้ว่าเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก (refractory organic matter) หรืออาจมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ซึ่งจะไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียได้ ดังตัวอย่างต่อไปนี้

เป็นที่ทราบกันดีว่าคลอโรฟอร์มมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ แต่ด้วยเทคนิคโคเมตาบอลิซึมทำให้คลอโรฟอร์มถูกกำจัดไปได้ ภายใต้สภาพไร้ออกซิเจน Gupta et. Al (1996)) พบว่าแบคทีเรียเอสอาร์บีีมีความสามารถในการกำจัดคลอโรฟอร์มได้มากกว่าแบคทีเรียสร้างมีเทน ซึ่งเห็นได้จากเอสอาร์บีีไม่ถูกยับยั้งเมื่อมีการเพิ่มคลอโรฟอร์มในระบบมากขึ้น ส่วนแบคทีเรียสร้างมีเทนที่ใช้เมทานอลจะทนต่อความเป็นพิษของคลอโรฟอร์มมากกว่าแบคทีเรียสร้างมีเทนที่ใช้อะซิเตต นั้นหมายความว่า คลอโรฟอร์มได้ยับยั้งการใช้อะซิเตตในการสร้างมีเทน

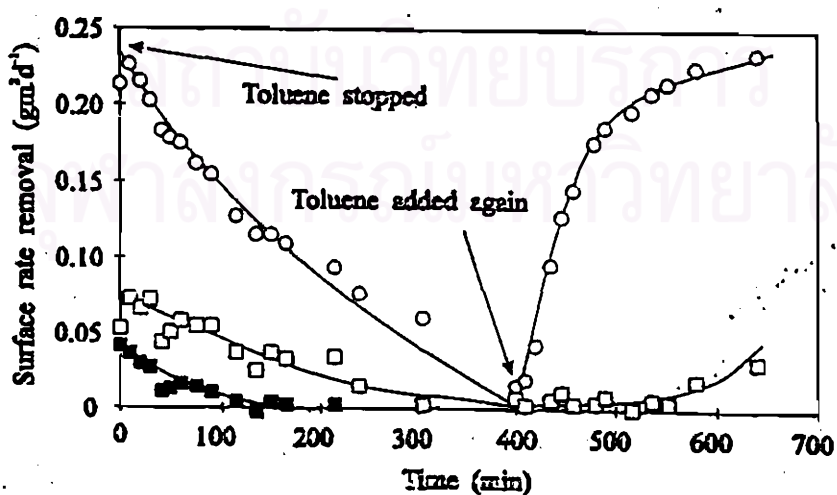
อัตราของโคเมตาบอลิซึมซึ่งก็คืออัตราการใช้สารอาหารทุติยภูมิจะขึ้นอยู่กับอัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิ เมื่อสารอาหารปฐมภูมิลบหายไปหรือถูกใช้จนหมด อัตราของโคเมตาบอลิซึมจะขึ้นกับอัตราตายของเซลล์เพียงอย่างเดียว โดยทั่วไปแล้ว อัตราของโคเมตาบอลิซึม เนื่องจากเซลล์ที่ตายมีค่าน้อยมากจึงสามารถตัดทิ้งได้ อย่างไรก็ตามเมื่อสารอาหารทุติยภูมิเกิดความเป็นพิษขึ้น เช่นในกรณีของคลอโรฟอร์ม ได้ยับยั้งการใช้สารอาหารปฐมภูมิ จึง

ทำให้อัตราการใช้สารอาหารทุติยภูมิจะลดลงไปด้วย ดังนั้นอัตราของโคเมตาบอลิซึมจะขึ้นอยู่กับ 2 ปัจจัย คือ อัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิและอัตราตายของเซลล์

2.3.1.2) บทบาทของสารอาหารปฐมภูมิ

ดังได้กล่าวไปแล้ว การบำบัดน้ำเสียด้วยโคเมตาบอลิซึม มุ่งเน้นที่จะกำจัดสารอาหารทุติยภูมิ แต่ในระบบก็จำเป็นต้องมีสารอาหารปฐมภูมิ เพื่อใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่แบคทีเรีย ดังนั้นความสามารถของระบบ ที่จะกำจัดสารอาหารทุติยภูมิได้มากน้อยเพียงใด จึงขึ้นอยู่กับปริมาณสารอาหารปฐมภูมิ ดังตัวอย่างต่อไปนี้

การย่อยสลายโทลูอินและไซลีน ในสภาพดิไนตริฟิเคชัน (Arcangeli, 1995) โทลูอินเป็นสารประกอบที่สลายได้ทางชีวภาพ และยังเป็นอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนที่ช่วยในการเจริญเติบโตของเซลล์แบคทีเรีย โดยเฉพาะกลุ่มของแบคทีเรียลดไนเตรต (nitrate-reducing culture) อย่างไรก็ตามยังมีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนอื่นๆ ที่ย่อยสลายทางชีววิทยาได้ยาก เช่น *o*-xylene, *m/p*-xylene และเอทิลเบนซีน (ethyl benzene) สารเหล่านี้ถูกกำจัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพได้เพียงเล็กน้อย ส่วนเบนซีนและแนพทาลินยังคงกำจัดไม่ได้ Arcangeli and Arvin (1994) (อ้างถึงใน Arcangeli, 1995) ชี้ให้เห็นว่า เอทิลเบนซีน (ethyl benzene) และไซลีน (xylene) ถูกย่อยสลายด้วยโคเมตาบอลิซึม ดังแสดงรูปที่ 2-7 แสดงว่าอัตราการกำจัด *o*-xylene ขึ้นอยู่กับปริมาณโทลูอินที่มีอยู่ในถังปฏิกิริยา เมื่อได้เพิ่มโทลูอินเข้าในระบบ พบว่าอัตราการกำจัด *o*-xylene เพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นว่าปริมาณสารอาหารปฐมภูมิเป็นตัวจำกัดอัตราของโคเมตาบอลิซึม



รูปที่ 2-7 โคเมตาบอลิซึมของ *o*-xylene (○ = *o*-xylene, □ = *m/p*-xylene, ■ = ethylbenzene)

นอกจากนี้ เมื่อลดโทลูอินออกจากระบบ จะพบว่า o-xylene มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้น อธิบายได้ว่า ระบบอยู่ในสภาพขาดแหล่งคาร์บอนคือโทลูอิน ทำให้เกิดการจำกัดการเปลี่ยนรูปแบบของ o-xylene ในทางตรงกันข้าม เมื่อมีการเพิ่มโทลูอินให้มากเกินไป โทลูอินก็จะไปยับยั้งการเปลี่ยนรูปแบบของ o-xylene เช่นกัน ปฏิสัมพันธ์เช่นนี้ จัดได้ว่าเป็นการยับยั้งแบบแข่งขัน ระหว่างสารอาหาร 2 ชนิด เกิดจาก o-xylene และโทลูอินใช้เอนไซม์เดียวกันในการย่อยสลาย แต่ o-xylene มีความสามารถในการใช้เอนไซม์ต่ำกว่าโทลูอิน สรุปได้ว่า สารอาหารร่วม (co-substrate) หรือสารอาหารทุติยภูมิไม่ได้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับการสร้างเซลล์ แต่การเปลี่ยนรูปแบบจะเกิดเมื่อได้เพิ่มสารอาหารปฐมภูมิเข้าไปในระบบ นั้นหมายความว่า การเปลี่ยนแปลงรูปแบบของสารอาหารร่วม เกิดจากเอนไซม์ที่ผลิตได้เนื่องจากสารอาหารปฐมภูมิ (Arcongeli, 1995)

อย่างไรก็ตาม การสลายทางชีวภาพของสารประกอบอะโรมาติก ยังขึ้นกับปัจจัยอีกหลายอย่าง เช่น ความเข้มข้นของมลสาร ปริมาณมวลแบคทีเรียที่ยังมีความสามารถ อุณหภูมิ พีเอช สารอินทรีย์ ตัวรับอิเล็กตรอน ตัวยับยั้งและปัจจัยอื่นๆ ปฏิสัมพันธ์ระหว่างสารอาหารเหล่านี้ อาจอยู่ในรูปการยับยั้งหรือเป็นโคเมตาบอลิซึม ดังนั้น สารประกอบอะโรมาติกชนิดหนึ่งอาจเป็นตัวเร่ง (acceleration) หรือเป็นตัวยับยั้งการย่อยสลายของสารประกอบอะโรมาติกอื่นก็ได้ (Jiayang et al., 1997)

2.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Kalinske (1972) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ ที่มีซีโอดี 500 , 1,000 และ 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยการเติม PAC ลงในระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบแบทช์ ที่มี MLSS 2,000 - 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมผงถ่านกัมมันต์ขนาด 12 x 40 mesh ในปริมาณ 500 และ 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตรวจวัดปริมาณซีโอดีที่เหลืออยู่ในน้ำในถังเดิมอากาศหลังจากเดินระบบ ชั่วโมงที่ 1 และ 2 หลังจากผ่านการกรองแบคทีเรียและสารแขวนลอยด้วยเมมเบรนขนาด 0.45 ไมครอน โดยในการทดลองแต่ละครั้งจะมีหน่วยบำบัดควบคุมที่ไม่มีการเติมผงถ่านกัมมันต์ลงในถังเดิมอากาศ ผลการทดลองพบว่า ความสามารถในการกำจัดซีโอดีของระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ที่มีการเติมผงถ่านอยู่ในช่วง 70.75 ถึง 96.4 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ผ่านการบำบัดที่ 1 ชั่วโมง และอยู่ในช่วง 93.6 ถึง 97.0 เปอร์เซ็นต์ หลังผ่านการบำบัด 2 ชั่วโมง ส่วนในระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ที่ไม่มีการเติมผงถ่านกัมมันต์ลงไปมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียหลังผ่านชั่วโมงที่ 1 และ 2 เท่ากับ 56.0 - 82.0 และ 87.0 - 94.0 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งเห็นได้ว่าความสามารถในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียของระบบที่มีการเติมผงถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพสูงกว่า

Flynn, 1975 (อ้างถึงใน Sublette et al., 1982) ได้อธิบายไว้ว่าองค์ประกอบของสารในน้ำขมมูลฝอยสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 กลุ่มใหญ่ ได้ดังนี้

- กลุ่มที่ย่อยสลายได้ง่าย
- กลุ่มที่ไม่สามารถย่อยสลายได้
- กลุ่มที่ย่อยสลายได้ช้าในกรณีที่มีตัวดูดซับ

โดยความสามารถในการถูกกำจัดของสารเหล่านี้ สามารถกำจัดได้แตกต่างกันดังตารางที่ 2-4

ตารางที่ 2-4 ความสามารถในการกำจัดองค์ประกอบในน้ำเสีย

สารองค์ประกอบ	มีตัวดูดติด	ไม่มีตัวดูดติด
- ส่วนที่ย่อยสลายได้ง่าย	X	X
- ส่วนที่ไม่ย่อยสลาย	0	-
- ส่วนที่ย่อยสลายได้ช้า และย่อยได้ถ้ามีตัวดูดซับเท่านั้น	0	

หมายเหตุ : X = กำจัดโดยระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบธรรมดาและระบบ PACT

0 = กำจัดด้วยระบบ PACT เท่านั้น

- = สามารถกำจัดได้ด้วย PACT ในบางครั้ง

DeWalle และ Chian (1977) ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่มีซีโอไซด์เฉลี่ย 336 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เติมกลูโคสในปริมาณ 370 มิลลิกรัมต่อลิตรซีโอไซด์ โดยใช้ระบบ plug-flow Activated Sludge ทำการแปรค่าอายุสลัดจ์ที่ 3, 5, 10 และ 15 วัน เติม PAC จนได้ความเข้มข้น PAC ที่ภาวะสมดุล เท่ากับ 0, 50, 300 และ 1000 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีวงจรการทำงาน 24 ชั่วโมง และระยะเวลาที่ปล่อยให้ตกตะกอนเท่ากับ 30 นาที ผลการวิจัยดังกล่าวพบว่า ประสิทธิภาพในการลดสารอินทรีย์ จะเพิ่มตามความเข้มข้นของ PAC ที่ภาวะสมดุล โดยไม่ขึ้นกับค่าอายุสลัดจ์ แต่ความสามารถในการดูดติดของ PAC จะเพิ่มตามอายุสลัดจ์ โดยที่ความเข้มข้น PAC 50, 300 และ 1000 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถลดสารอินทรีย์ได้ 6, 16 และ 29 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลคล้ายฟัลวิค จะสูงที่สุดที่อายุสลัดจ์ต่ำ

วีรวรรณ ปัทมาภีรัต (2530) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบชีววิทยา 2 ระบบ คือระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบแบทช์ (batch feed) กับแบบต่อเนื่อง (continuous feed) และระบบอาร์บีซี (Rotated Biological Contactor, RBC) โดยได้นำน้ำชะมูลฝอยจากบริเวณที่ทิ้งมูลฝอยชอยอ่อนนุชมาใช้ในการทดลอง ซึ่งในที่นี้จะสรุปผลของประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบแอกติเวเตดสลัดจ์เท่านั้น สรุปผลการทดลองได้ดังนี้

1) ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบให้น้ำเสียเป็นครั้งคราว (batch feed)

ได้ทำการทดลองโดยการแปรผันค่าอายุสลัดจ์เท่ากับ 5 10 และ 20 วัน และใช้ Organic loading ของน้ำชะมูลฝอยที่ 0.2 กิโลกรัมซีโอติต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (ความเข้มข้นซีโอติของน้ำชะมูลฝอยเฉลี่ยเท่ากับ 2,295.0 2,355.6 และ 1,974.7 สำหรับค่าอายุสลัดจ์ 5 10 และ 20 วัน ตามลำดับ) ผลการทดลองสามารถกำจัดซีโอติได้ 8.05, 25.0 และ 35.50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

2) ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์แบบให้น้ำเสียต่อเนื่อง (continuous feed)

ได้ทำการทดลองโดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 แบบ คือ

(1) แบบที่ 1 ใช้ค่า Organic Loading Rate 0.25 กิโลกรัมซีโอติต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และทำการแปรค่าอายุสลัดจ์เป็น 5 10 และ 20 วัน รวมทั้งได้ทำการเจือจางน้ำชะมูลฝอยให้มีความเข้มข้นซีโอติประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตรด้วยน้ำประปา ซึ่งได้ความเข้มข้นซีโอติเฉลี่ยเท่ากับ 528.6, 508.4 และ 504.4 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับค่าอายุสลัดจ์ 5, 10 และ 20 วัน ตามลำดับ จากผลการทดลองระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติเท่ากับ 14.18 33.61 และ 42.42 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

(2) แบบที่ 2 ใช้ค่า Organic Loading Rate 0.50 กิโลกรัมซีโอติต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และทำการแปรค่าอายุสลัดจ์เป็น 10 และ 20 วัน รวมทั้งได้ทำการเจือจางน้ำชะมูลฝอยให้มีความเข้มข้นซีโอติประมาณ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ด้วยน้ำประปา ซึ่งมีความเข้มข้นซีโอติเฉลี่ยเท่ากับ 1,075.9 และ 1,019.76 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับค่าอายุสลัดจ์ 10 และ 20 วัน ตามลำดับ จากผลการทดลองระบบมีความประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติเท่ากับ 29.59 และ 36.4 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอติเท่ากับ 25.22 และ 34.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Specchia และ Gianetto (1984) ได้ทำการทดลองเติม PAC ลงในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม ที่มีซีโอดีเริ่มต้นประมาณ 1,293 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีโอดี ประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้ความเข้มข้น PAC ที่สภาวะสมดุลเท่ากับ 700 - 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของ MLSS 2,500 - 3,400 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ประสิทธิภาพการ กำจัดดีที่สุดที่ความเข้มข้น PAC ที่สภาวะสมดุลเท่ากับ 800 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับ ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ธรรมดา พบว่าการเติม PAC ในความเข้มข้นดังกล่าว สามารถเพิ่ม ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้จาก 55.8 เปอร์เซ็นต์ เป็น 75.6 เปอร์เซ็นต์ และกำจัดบีโอดีได้เพิ่ม ขึ้นจาก 78 เปอร์เซ็นต์ เป็น 98.5 เปอร์เซ็นต์

Chang (1988) ได้ทำการทดลองหาประสิทธิภาพการลดสีจากน้ำชะมูลฝอยโดยใช้ผงถ่าน กัมมันต์ชนิด DARCO HOB โดยน้ำชะมูลฝอยที่ใช้ นำมาจากกองมูลฝอยอ่อนนุช กรุงเทพมหานคร มีค่า pH 7.6 - 8.2 สี 4,500 - 6,000 Hazen บีโอดี 150 - 210 มิลลิกรัมต่อลิตร ซีโอดี 1,560 - 2,075 มิลลิกรัมต่อลิตร และมี Total Solid เท่ากับ 4,046 - 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในการทดลองได้ควบคุมค่า pH ให้อยู่ที่ 7.6 และมีเวลาในการดูดติด 1 ชั่วโมง และทำการแปรค่าความเข้มข้นผงถ่านกัมมันต์ในช่วง 500 - 2,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจากผลการทดลองความเข้มข้นของผงถ่านกัมมันต์ที่ 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพสูงที่สุด คือมีประสิทธิภาพในการกำจัดสี และซีโอดี เท่ากับ 92.7 และ 80.5 เปอร์เซ็นต์

Niramon Thanuddhanusilp (1995) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ กำจัดมูลฝอยบริเวณลาดกระบัง กรุงเทพมหานคร โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 การทดลอง ดังนี้

- (1) การบำบัดขั้นต้นโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม
- (2) การบำบัดด้วยระบบ SBR
- (3) การบำบัดด้วย EM (Effective Microorganisms)

ในการสรุปผลการศึกษาคั้งนี้จะขอกล่าวถึงการทดลองครั้งที่ 1 และ 2 เท่านั้น เนื่องจาก การบำบัดด้วย EMเป็นการบำบัดแบบที่มีสภาวะแวดล้อมเป็น Anaerobic และ Facultative ซึ่งเป็นสภาวะที่ไม่เหมาะสมในระบบ SBR

- 1) การบำบัดขั้นต้นโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม

ทำการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่เก็บมาจากสถานที่กำจัดมูลฝอยบริเวณลาดกระบัง กรุงเทพมหานคร ในขั้นต้นโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม โดยได้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ครั้ง เพื่อศึกษาถึง ความเข้มข้นของสารส้ม และ pH ที่มีผลต่อการบำบัด

จากผลการทดลองพบว่าที่ความเข้มข้นสารส้มเท่ากับ 4 กรัมต่อลิตร และ pH เท่ากับ 5.5 มีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ในน้ำชะมูลฝอยที่ใช้ในการทดลองมากที่สุด

2) การบำบัดด้วยระบบ SBR แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ครั้ง ดังนี้

การทดลองครั้งที่ 1 ทำการศึกษาถึงระยะเวลาการเติมอากาศ และ Volumetric loading rate ที่เหมาะสม

(1) ศึกษาถึงระยะเวลาการเติมอากาศ

น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้มที่ 4 กรัมต่อลิตร และ pH เท่ากับ 5.5

ในการทดลองได้ทำการนำสลัดจ์จากโรงบำบัดของเสียจากบ่อเกรอะ ที่หนองแขม กรุงเทพมหานคร แล้วนำมาทำการปรับสภาพให้เคยชินกับน้ำเสีย หลังจากนั้นจึงนำมาใช้ในการทดลองโดยการเติมสลัดจ์ที่ได้นี้ในถังเติมอากาศประมาณ 2 ลิตร และเติมน้ำเสียให้มีปริมาตรรวมเท่ากับ 6 ลิตร หลังจากนั้นทำการเติมอากาศให้กับน้ำเสียแล้ววัดค่า COD ทุก 2 ชั่วโมง จนถึงชั่วโมงที่ 24 ที่ COD เริ่มต้นเท่า 3,920 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าที่ระยะเวลาการเติมอากาศเท่ากับ 14 ชั่วโมง เป็นระยะเวลาที่เหมาะสมที่สุด สามารถลด COD ได้ 30.6 %

(2) ศึกษาถึง Volumetric loading rate ที่เหมาะสม

ทำการแปรค่า Volumetric loading rate เป็น 100.9, 151.1, 209.5 และ 235.9 มิลลิกรัมBOD₅ต่อลิตร-วัน โดยใช้ระยะเวลาการเติมน้ำเสีย 6 ชั่วโมง เติมอากาศ 14 ชั่วโมง ตกตะกอน 3 ชั่วโมง และช่วงถ่ายน้ำออกและพักอีก 1 ชั่วโมง รวมหนึ่งวงจรใช้เวลาเท่ากับ 24 ชั่วโมงทำการวัดประสิทธิภาพการลด COD, BOD₅ และ SS ที่ Volumetric loading rate ต่าง ๆ โดยมีค่า COD, BOD₅ และ SS เข้าระบบประมาณ 4,100 770 และ 900 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ พบว่าที่ 100.9 มิลลิกรัมBOD₅ต่อลิตร-วัน มีประสิทธิภาพในการลด COD, BOD₅ และ SS สูงที่สุด คือเท่ากับ 34.1, 80.3 และ 84.0 % ตามลำดับ

จากผลการทดลองจะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD, BOD₅ และ SS มีค่าต่ำ เนื่องจากในน้ำชะมูลฝอยมีสารที่ย่อยสลายได้ยาก และมีสารพิษที่มีผลต่อกระบวนการทางชีววิทยาในระบบ SBR

การทดลองครั้งที่ 2 ศึกษาถึงผลของการบำบัดน้ำเสียที่เป็นการผสมระหว่างน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดขั้นต้น กับน้ำเสียชุมชนในสถาบัน AIT

ทำการผสมน้ำเสียชุมชนที่ AIT เข้ากับน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นในอัตราส่วน 5 : 1 ทำการทดลองโดยใช้ระยะเวลาในช่วงการดำเนินระบบต่าง ๆ เหมือนการทดลองครั้งที่ 1 และในการทดลองครั้งนี้ได้ทำการแปรค่า Volumetric loading rate เป็น 127.4, 94.5 และ 31.9 มิลลิกรัม BOD₅ ต่อลิตร-วัน พบว่าประสิทธิภาพในการลด COD เป็น 77.0, 77.8 และ 78 % ตามลำดับ ซึ่งเห็นได้ว่า Volumetric loading rate ไม่มีผลที่เป็นนัยสำคัญในการลดค่า COD ส่วนประสิทธิภาพในการลด BOD₅ และ SS เฉลี่ยเท่ากับ 83.8 และ 81.2% ซึ่งสูงกว่าประสิทธิภาพในการทดลองครั้งที่ 1

David G. Hutton, John A. Meidl และ G.J. O' Brien (1996) ได้พบว่าสารที่ยากต่อการย่อยสลายทางชีว เช่น สารอโรมาติก สามารถถูกดูดซับได้โดยง่ายด้วยถ่านกัมมันต์ ซึ่งเป็นผลให้ระบบ PACT สามารถบำบัดน้ำเสียให้มีคุณภาพในรูปของ TOC ต่ำกว่าระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ธรรมดา และได้อ้างถึงข้อมูลในการเดินระบบ PACT ที่บริษัท Chambers Works ที่เป็นโรงงานผลิตสารเคมีอินทรีย์ พบว่าระบบสามารถควบคุมคุณภาพน้ำออกให้มีคุณภาพที่ดีได้ โดยการทำงานของระบบ PACT นี้ แสดงดังตารางที่ 2-5 และผลการบำบัดของระบบแสดงดังตารางที่ 2-6

ตารางที่ 2-5 ตัวแปรควบคุมในการเดินระบบ Chamber Works PACT

	Average	Range
Flow, gpm	25,800	21,800-29,100
Feed TOC, mg/l	169	115-207
Fee color, APHA	1,120	700-1,400
Carbon dose, ppm	114	84-151
% virgin	63	6-97
% regenerated	37	3-94
Aeration temperature, °c	29	16-35
Aeration time, hr	7.7	6.6-9.0
Aerator DO, mg/l	2.9	1.5-4.3
Aerator, pH	6.6	6.4-6.7
MLSS, mg/l	24,800	21,200-29,300
Sludge age, days	54	33-75

ตารางที่ 2-6 ความสามารถในการกำจัดสารประกอบต่าง ๆ ด้วยระบบ Chamber Works PACT

Removal (%) ^a	Average Feed Conc. (ppb) ^a	Average PACT		Compound	Class
		Effluent Conc. (ppb) ^a			
>99	1770	Nil ^c		Methyl chloride	Volatile
>99	33	Nil		Naphthalene	Base neutral
>99	454	2.1		Nitrobenzene	Base neutral
>99	28	Nil		<i>N</i> -nitrosodiphenylamine	Base neutral
99	519	4.7		Toluene	Volatile
99	19	Nil		1,2-Dichloroethane	Volatile
99	3.6	Nil		1,2- <i>trans</i> -Dichloroethylene	Volatile
98	105	0.85		Benzene	Volatile
98	1720	30		Chlorobenzene	Volatile
98	161	5.0		2,4-Dinitrophenol	Acid extractable
97	1020	10		4-Nitrophenol	Acid extractable
>95	18	Nil		<i>N</i> -nitrosodi- <i>n</i> -propylamine	Base neutral
>95	3.6	Nil		Methyl bromide	Volatile
95	11.4	0.6		2-Chlorophenol	Acid extractable
95	94	1.4		Carbon tetrachloride	Volatile
95	155	3.0		Trichlorofluoromethane	Volatile
94.9	174 ^d	6.3 ^d		BOD ₅	
94	611	38		Phenol	Acid extractable
94	192	13		2-Nitrophenol	Acid extractable
94	41	1.7		Ethylbenzene	Volatile
94	41	1.9		Trichloroethylene	Volatile
94	280	12.3		Chloroethane	Volatile
93	24	1.7		Tetrachloroethylene	Volatile
>90	2	Nil		2,4-Dimethylphenol	Acid extractable
>90	1.6	Nil		Acenaphthalene	Base neutral
>90	0.6	Nil		Anthracene	Base neutral
>90	1	Nil		Fluoranthene	Base neutral
>90	0.8	Nil		Phenanthrene	Base neutral
89	13	0.6		1,1,1-Trichloroethane	Volatile
81	2.1	0.4		Pentachlorophenol	Acid extractable
81	201	20.5		Chloroform	Volatile
80.8	174 ^d	32.9 ^d		Soluble TOC	
73	370	100		1,3- and 1,4-Dichlorobenzenes	Base neutral
67	0.3	0.1		2,4,6-Trichlorophenol	Base neutral
66	523	169		1,2,4-Trichlorobenzene	Base neutral
65	1900	243		2,4-Dinitrotoluene	Base neutral
64	1640	575		2,6-Dinitrotoluene	Base neutral
63.7	1440 ^b	484 ^b		Color	
44	214	120		1,2-Dichlorobenzene	Base neutral

^aAll are average values for several analyses. They, therefore, do not necessarily calculate to the percent removal.

^bAPHA units.

^cNil = below quantification level.

^dmg/L.

กมลรัตน์ ดีประเสริฐวงศ์ (2539) ทำการศึกษาผลของการเติมผงถ่านกัมมันต์ลงในระบบ แอคติเวเต็ดสลัดจ์ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ครั้ง ซึ่งมีทั้งหมด 8 ชุดการทดลอง โดยก่อนการนำน้ำเสียไปบำบัดด้วยระบบ PACT ได้ทำ Isotherm test ก่อนเพื่อหาชนิดของถ่านที่เหมาะสมในการดูดติด COD และสี

จากผลการทำ Isotherm test พบว่าถ่านกัมมันต์ชนิด PL75 มีความเหมาะสมมากที่สุด และคาดว่าเมื่อนำไปใช้ในระบบ PACT จะให้ผลการบำบัดที่ดีที่สุด

การทดลองทั้ง 3 ครั้ง ควบคุมค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในระบบ ได้แก่ pH, DO, COD, HRT, อัตราการป้อนน้ำเสีย, SRT และ ความเข้มข้นผงถ่านกัมมันต์ในถังเติมอากาศ เท่ากับ ประมาณ 7, 4 - 6 มิลลิกรัมต่อลิตร, 200 - 400 มิลลิกรัมต่อลิตร, 24 ชั่วโมง, 0.33 ลิตรต่อวัน, 7 วัน และ 0 - 1505 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

จากผลการทดลองทั้ง 3 ครั้ง ได้ผลดังนี้

- การกำจัด COD ประสิทธิภาพการกำจัด COD เพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของผงถ่านในถังเติมอากาศที่เพิ่มขึ้น และมากกว่าการกำจัด COD ด้วยระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ธรรมดา ประมาณ 6 % โดยมีเปอร์เซ็นต์การกำจัด COD ในช่วง 74 - 84 % โดยประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นจากระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ 16.6 - 43.5 %

- การกำจัดสี ประสิทธิภาพการกำจัดสีเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นของผงถ่านในถังเติมอากาศที่เพิ่มขึ้นในลักษณะเดียวกันกับการกำจัด COD และมากกว่าการกำจัดสีด้วยระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ธรรมดาประมาณ 22 % โดยมีเปอร์เซ็นต์การกำจัดสีได้ในช่วง 26 - 68 % ซึ่งมีค่าสูงกว่ากำจัดสีด้วยระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ 13.8 - 63.5 %

- ประสิทธิภาพในการตกตะกอนของระบบ PACT เพิ่มขึ้นจากระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ที่ไม่ได้มีการเติมผงถ่าน

- ค่าใช้จ่ายของผงถ่านกัมมันต์ในระบบ PACT

คิดที่ราคาผงถ่าน 40 บาทต่อกิโลกรัม และใช้ความเข้มข้นผงถ่าน 200 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจะได้ค่าประสิทธิภาพการลดสี 70 % จะต้องเสียค่าใช้จ่าย 8 บาทต่อลูกบาศก์เมตรน้ำเสีย (สำหรับน้ำเสียจากโรงงานที่ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้) และต้องรับภาระการกำจัดสลัดจ์ส่วนเกินที่เพิ่มขึ้นจากการใช้ระบบแอคติเวเต็ดสลัดจ์ในการบำบัดน้ำเสียเป็นระบบ PACT

Bae Jae-Ho, Kim Sand-Keun and Chang Hyun-Sik (1997) ได้ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งอาจก่อปัญหากลิ่น ด้วยระบบเอเอสแบบ 2 ชั้น โดยมีการบำบัดก่อนด้วยระบบถังกรองไร้ออกซิเจน เพื่อศึกษาการกำจัดไนโตรเจน ด้วยการหมุนเวียนน้ำออกจากระบบเอเอสทั้งสองชั้นเข้าสู่ระบบไร้ออกซิเจน พบว่าการบำบัดเพื่อให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน

ที่มีอัตรา COD/N ต่ำ และมีการป้อนน้ำเสียที่มีทั้งไนโตรเจนและไนเตรต (เวียนน้ำเสียจากเอเอสชั้นแรก) จะได้น้ำออกที่มีไนเตรตต่ำกว่า ระบบที่ป้อนไนเตรตเพียงอย่างเดียว (เวียนน้ำออกจากเอเอสชั้นที่สอง) ดังนั้นหากต้องการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำชะมูลฝอย จะต้องควบคุมให้เกิดการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียเป็นไนโตรเจน ในสภาพ COD/N ต่ำๆ ในการทดลองบำบัดแอมโมเนียในน้ำชะมูลฝอยด้วยเฟนตันตามด้วยระบบเอเอส พบว่าลดซีโอดีได้ 63% และเมื่อเติมน้ำตาลซูโครส 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ในระบบเอเอส การกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นเป็น 74 % ระบบนี้กำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ 1,400 – 1,800 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือไนเตรต 200 มิลลิกรัมต่อลิตร และลดซีโอดีจาก 4,000 – 7,000 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 150 – 200 มิลลิกรัมต่อลิตร อธิบายได้ว่าการใช้เฟนตันนอกจะเป็นการช่วยลดซีโอดีได้โดยตรงแล้วยังเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ที่ซับซ้อนให้สามารถสลายได้ทางชีวภาพอีกด้วย นอกจากนี้การเกิดโคเมตาบอลิซึมในระบบเอเอสก็เป็นกลไกการลดซีโอดีได้อีกทางหนึ่ง

Diamadopoulos E. et al (1997) นำน้ำชะมูลฝอยมาบำบัดรวมกับน้ำเสียชุมชนด้วยอัตราส่วนน้ำเสียชุมชนต่อน้ำชะมูลฝอยเป็น 9 : 1 มีค่าบีโอดีรวม 430 มิลลิกรัมต่อลิตร ซีโอดี 1,090 มิลลิกรัมต่อลิตร และ TKN 133 มิลลิกรัมต่อลิตร (รัยละ 80 อยู่ในรูปของแอมโมเนีย) บำบัดด้วยเอสปีอาร์ ที่ความเข้มข้นของน้ำตะกอน 3,500 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ระบบเอสปีอาร์ กำจัดบีโอดีได้ 98% กำจัดไนเตรตได้ 99% ในช่วง anoxic ประสิทธิภาพโดยรวมรวมกำจัดไนโตรเจนได้ 50% น้ำออกมีของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า 30 มิลลิกรัมต่อลิตร สีของน้ำออกเป็นสีเหลืองอ่อนจากกรดฮิวมิก การกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดในช่วงการเติมน้ำเสียโดยยังไม่ได้เติมอากาศ เนื่องจากฟล็อกแบคทีเรียสามารถดูดซับสารอินทรีย์ไว้ได้

Urase, T. et al (1997) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำชะมูลฝอยด้วยอาร์บีซี ตามด้วยการโคแอกกูเลชันโดยการเติมเฟอริกคลอไรด์ ที่พีเอช 4 แล้วกรองผ่านชั้นทรายและผ่านถ่านกัมมันต์ การใช้โคแอกกูเลชันไม่ได้ผลที่ดีพอ เนื่องจากไอออนของโลหะสามารถละลายน้ำได้ดี การทำโคแอกกูเลชันที่พีเอชสูงไม่ค่อยประสบความสำเร็จในการลดความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอย โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ทองแดงและนิกเกิล ส่วนที่พีเอชต่ำก็ช่วยกำจัดได้เพียงตะกั่ว ส่วนการกรองและการใช้ถ่านกัมมันต์สามารถกำจัดโครเมียม, ทองแดงและนิกเกิลได้ ส่วนการใช้นาโนฟิลเตรชันก็ช่วยแยกโลหะออกได้โดยไม่ต้องใช้ความดันสูงมาก