

บทที่ 2

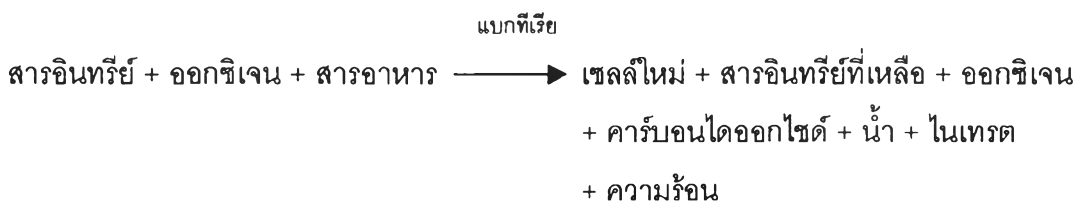
ทฤษฎีและแนวความคิด

2.1 น้ำชะมูลฝอย

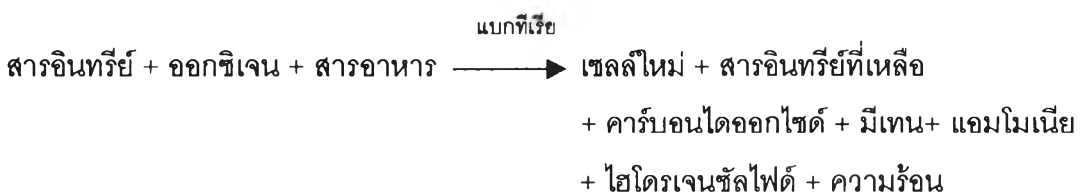
น้ำชะมูลฝอยหมายถึงน้ำที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ซึมผ่านชั้นมูลฝอยโดยละลาย หรือชะเอาสารตะกอน สารแขวนลอย สารละลาย และพวกจุลินทรีย์ต่าง ๆ รวมตัวมาด้วย นอกจากนี้ปริมาณของเหลวจากภายนอกที่ผ่านเข้ามาในชั้นของมูลฝอย เช่นน้ำใต้ดิน น้ำฝน ก็รวมเป็นส่วนหนึ่งของน้ำชะมูลฝอยด้วยเช่นกัน (จรัสพงศ์ สร้อยระย้า, 2531; พัชรวิ หอวิจิตร, 2531; Duvel, 1980 อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538)

ปฏิกิริยาทางชีวภาพที่เกิดขึ้นกับขยะภายในหลุมฝังกลบขยะจะเกิดปฏิกิริยาขึ้นทั้งแบบใช้ออกซิเจนในขณะที่มีออกซิเจนเพียงพอซึ่งเกิดขึ้นในระยะแรก ๆ จนกระทั่งออกซิเจนหมดไปก็จะเกิดปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน ปฏิกิริยาทั้งสองทำให้มีน้ำเกิดขึ้นซึ่งน้ำที่เกิดขึ้นนี้เมื่อผ่านชั้นขยะออกมาจะกลายเป็นน้ำชะมูลฝอย ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นไปตามสมการดังนี้ (Tchobanoglous, Theisen และ Vigil, 1993)

- ปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน



- ปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน



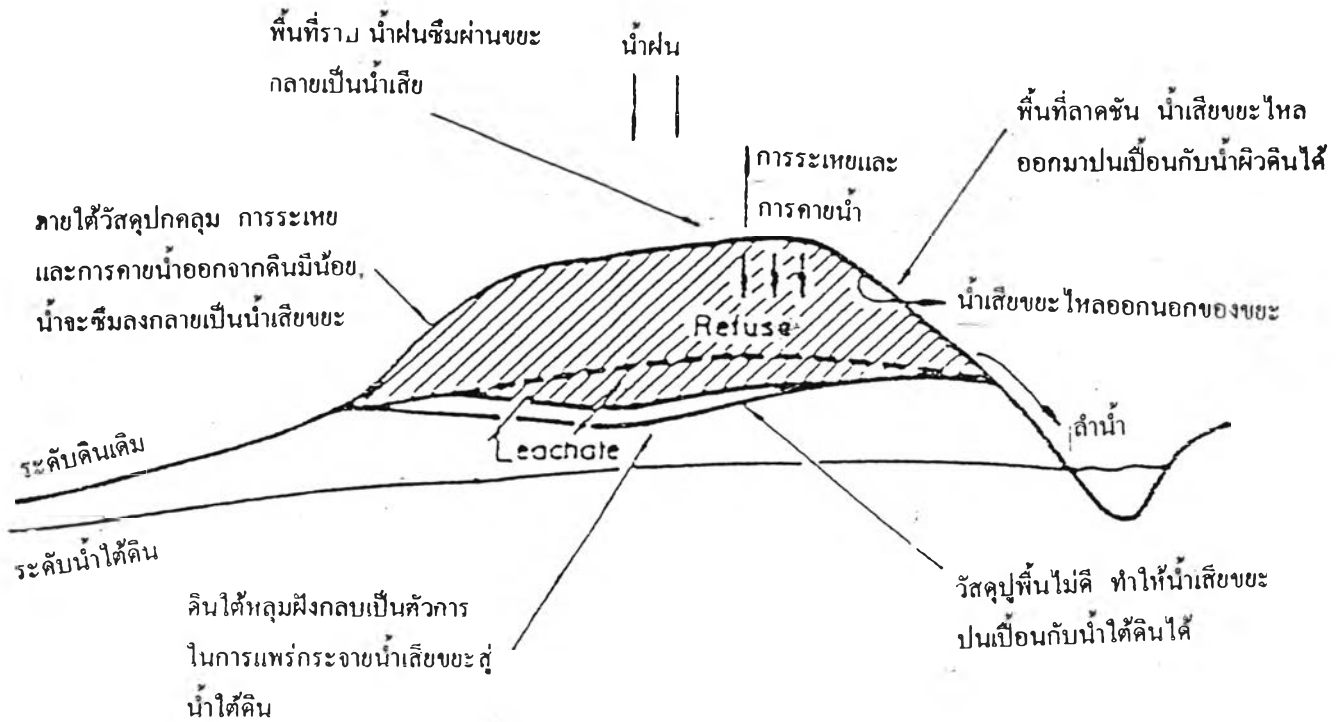
ส่วนปฏิกิริยาทางเคมีที่มีต่อสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ภายในหลุมฝังกลบมีดังนี้

- เกิดการละลายของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ได้จากการสลายทางชีวภาพกลายเป็นน้ำชะมูลฝอย
- เกิดการเคลื่อนที่ของสารละลายด้วยกระบวนการ Osmosis Concentration และ Gradient

2.1.1 แหล่งกำเนิดของน้ำชะมูลฝอย

มูลฝอยที่ถูกฝังอยู่ใต้ดินจะมีการเปลี่ยนแปลงทั้งทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ในตอนแรกมูลฝอยจะถูกเครื่องจักรกลสับ หั่น และบดอัด ทำให้บางชิ้นส่วนของมูลฝอยมีขนาดเล็กลง จากนั้นก็จะถูกบดอัดให้แน่นเข้า จุลินทรีย์ที่มีอยู่ก็จะช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์อย่างช้าๆซึ่งอาจใช้เวลาหลาย ๆ ปีทำให้ปริมาตรของมูลฝอยลดลงไปจากเดิมประมาณร้อยละ 30 เมื่อการย่อยสลายเป็นไปอย่างเต็มที่แล้ว ส่วนที่เป็นน้ำซึ่งมีอยู่เป็นองค์ประกอบของมูลฝอย (ความชื้น) หรืออาจรวมกับภายนอก เช่น น้ำฝน จะละลายเอาสิ่งสกปรกต่างๆที่มีอยู่ในมูลฝอยนั้นแล้วไหลลงสู่ด้านล่าง ซึ่งอาจทำให้เกิดการปนเปื้อนของแหล่งน้ำใต้ดินหากมิได้มีมาตรการป้องกันไว้ก่อน (รูปที่ 2.1) สำหรับการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่เกิดจากน้ำชะมูลฝอยควรใช้ปริมาณฝนที่ตกรายวันที่มีปริมาณสูงสุดเป็นเกณฑ์ โดยในต่างประเทศได้มีการศึกษาพบว่าปริมาณน้ำชะมูลฝอยที่เกิดขึ้นมีค่าประมาณร้อยละ 10-20 ของปริมาณน้ำฝน (ปริดา แยมเจริญวงศ์, 2531;สุพจน์ ไล่ห์วัชรินทร์, 2531 อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538)

สมใจ กาญจนวงศ์ และคนอื่นๆ (2536 อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538) ได้ศึกษาการฝังกลบขยะด้วยวิธีไร้ออกซิเจนและกึ่งออกซิเจน โดยใช้ถังจำลองการฝังกลบทำด้วยเหล็ก 2 ถัง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1.2 เมตร สูง 3.4 เมตร บรรจุมูลฝอยจากชุมชนในเขตเทศบาลนครเชียงใหม่ถึงละ 1,246 กิโลกรัม ความหนาแน่น 662 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร พบว่า น้ำชะมูลฝอยจะเกิดขึ้นทันทีที่มีการฝังกลบมูลฝอย และเกิดตลอดเวลาในช่วงฤดูแล้ง (ศึกษาช่วงฤดูแล้ง 53 วัน) โดยปริมาตรน้ำชะมูลฝอยเกิดขึ้นในช่วง 0.094 – 1.56 และ 0.16 – 2.82 ลิตรต่อตันมูลฝอยต่อวันสำหรับถังจำลองแบบไร้ออกซิเจนและกึ่งออกซิเจน ตามลำดับ



รูปที่ 2.1 การเกิดและแพร่กระจายของน้ำชะมูลฝอย

2.1.2 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย

น้ำชะมูลฝอยจะมีลักษณะเป็นอย่างไรขึ้นอยู่กับปัจจัยหลัก 2 ประการ คือ ปัจจัยภายนอก หลุมฝังกลบและปัจจัยภายในหลุมฝังกลบ ปัจจัยภายนอกได้แก่ สภาพแวดล้อมทั่วๆไปบริเวณหลุมฝังกลบ เช่น สภาพทางอุตุนิยมวิทยาและสภาพทางอุทกวิทยา เป็นต้น ส่วนปัจจัยภายในหลุมฝังกลบหมายถึงสภาพการเปลี่ยนแปลงภายในหลุมฝังกลบหรือภายในกองขยะ นับแต่เมื่อมีการนำขยะมากองรวมกัน

ปฏิกิริยาต่างๆภายในหลุมฝังกลบมีผลโดยตรงกับลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอย กล่าวคือ ในระยะแรกขยะที่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ก็จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ใช้

ออกซิเจน ผลที่ได้คือความร้อน และความชื้นภายในกองขยะก็จะเพิ่มมากขึ้น ทำให้อัตราเร็วของปฏิกิริยาต่างๆในการย่อยสลายขยะก็จะเพิ่มขึ้นไปด้วย ดังนั้นก๊าซออกซิเจนก็จะถูกใช้ไปอย่างรวดเร็วจนหมด และเป็นเหตุให้ขยะที่อยู่ในชั้นที่ลึกลงไปอยู่ในสภาพไร้ออกซิเจน จุลินทรีย์ที่ดำรงชีพในสภาวะไร้ออกซิเจนก็จะเจริญมากขึ้น สารอินทรีย์ต่าง ๆ ก็เกิดการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งในกระบวนการไร้ออกซิเจนนี้จะมีการผลิตกรดอินทรีย์ออกมาแล้วทำปฏิกิริยากับโลหะที่ปนมากับขยะทำให้เกิดไอออนของโลหะละลายลงในน้ำ นอกจากนี้กรดอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นนี้ทำให้น้ำชะมูลฝอยมีพีเอชลดต่ำลงจนอาจเกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน ในระยะนี้น้ำชะมูลฝอยจะมีค่าซีไอดีสูงมาก

ในระยะต่อมาจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากขึ้นทำให้เกิดก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้น และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ลดลง ซึ่งจะมีปริมาณมากหรือน้อยขึ้นกับแบคทีเรียสร้างมีเทนและองค์ประกอบของขยะ ถ้าขยะมีเซลลูโลสมากจะเกิดก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในปริมาณใกล้เคียงกัน แต่ถ้าขยะมีโปรตีนและไขมันมากจะเกิดก๊าซมีเทนมากกว่าก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และจะเกิดอัลกอฮอล์ อัลดีไฮด์ และไทออล ทำให้มีกลิ่นเหม็น ในระยะนี้ค่าพีเอชในน้ำเสียจะสูงขึ้นจนเป็นกลาง และค่าซีไอดีจะลดลง เนื่องจากกรดอินทรีย์ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน (ศิริวัฒน์ ชาญไววิทย์, 2536) ลักษณะสมบัติน้ำเสียเมื่ออายุการฝังกลบเพิ่มขึ้นแสดงในตารางที่ 2.1

Chain และ DeWalle (1977) ได้ศึกษาสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยพบว่า สารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในน้ำชะมูลฝอยประกอบด้วยกรดไขมันระเหยอิสระ (Free volatile fatty acids) ซึ่งมีน้ำหนักโมเลกุลต่ำกว่า 500 ส่วนสารอินทรีย์อื่นๆ ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมาก ได้แก่ฮิวมิก และฟัลวิก นอกจากนี้ยังมีสารอินทรีย์ที่มีกลุ่มของ carboxyl และ aromatic hydroxyl จำนวนมากอยู่ในโครงสร้างโมเลกุล

ในน้ำเสียบางแห่งมีสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนซึ่งสารประเภทนี้อาจเป็นสารที่ย่อยสลายยาก (Refractory matter) หรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ตัวอย่างของสารอินทรีย์ประเภทนี้ได้แก่สารประกอบ Chlorinated organics, AOX (Adsorbable organic halogen) และ PAH (Polycyclic aromatic hydrocarbon) (Chang and Alvares-CoHen, 1997; Sung and Lee, 1997)

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบใหม่และเก่า (Tchobanoglous et al., 1993)

ลักษณะสมบัติ	หน่วย	อายุการฝังกลบ	
		น้อยกว่า 2 ปี	มากกว่า 10 ปี
พีเอช		5.0-6.5	6.5-7.5
BOD ₅	มก./ล.	4,000-30,000	< 100
TOC	มก./ล.	1,000-20,000	< 100
Total solids	มก./ล.	8,000-50,000	1,000-3,000
Phosphate	มก./ล.	5-100	< 5
Sodium	มก./ล.	50-3,000	< 20
Chloride	มก./ล.	500-2,000	100-500
Iron	มก./ล.	100-1,500	10-400
Calcium	มก./ล.	500-2,500	100-400

สำหรับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำชะมูลฝอยที่อาจตรวจพบได้คือ โลหะหนัก ซึ่งชนิดและปริมาณจะแตกต่างกันตามสถานฝังกลบแต่ละแห่ง Keenan et al. (1993) พบว่า ในน้ำชะมูลฝอยมีเหล็กและเซเลเนียมอยู่เป็นจำนวนมากส่วนโลหะหนักอื่น ๆ มีปริมาณรองลงไป (ตารางที่ 2.2)

สารมลทินอื่นๆในน้ำชะมูลฝอยได้แก่ ไนโตรเจน จะอยู่ในรูปไนไตรต์ ไนเตรต และแอมโมเนีย ซึ่งก่อปัญหาเรื่องกลิ่น (Bae, Kim and Chang, 1997)

ส่วนฟอสฟอรัสในน้ำชะมูลฝอยจะมีปริมาณน้อยเพราะดินตะกอนในบ่อพักน้ำเสียจะดูดซับฟอสฟอรัสไว้ได้มาก จุลินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยก็ตรวจพบเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากการนำสลัดจ์จากโรงบำบัดน้ำเสียมาทิ้งรวมกับขยะชุมชน นอกจากนี้ยังมีเชื้อโรคที่อาจปนเปื้อนมากับขยะมูลฝอย กล่าวคือ ในระยะหลังมีการตรวจพบโคลิฟอร์มแบกที่เรียเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากการใช้ผ้าอ้อมแบบสำเร็จรูปกันมาก (ศิริรัตน์ ชาญไวยุทธ์, 2536)

สำหรับลักษณะสมบัติน้ำเสียในประเทศไทย จรัสพงศ์ สร้อยระย้า (2531, อ้างถึงใน อุทัย สิ้นเพ็ง, 2538) ได้ศึกษาลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยบริเวณที่ทิ้งมูลฝอยของเทศบาล 3 แห่งในภาคตะวันออกเฉียงเหนือพบว่าน้ำชะมูลฝอยจากบริเวณที่ทิ้งมูลฝอยของเทศบาลเมืองชลบุรีมีปริมาณตะกั่วอยู่ระหว่าง 21-96 มก./ล. ปริมาณปรอทอยู่ระหว่าง 0.1-0.5 มก./ล. และปริมาณแคดเมียมอยู่ระหว่าง 5.1-21.0 มก./ล. สำหรับน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลเมืองฉะเชิงเทราตรวจพบปริมาณตะกั่ว 53.5 มก./ล. และปริมาณแคดเมียม 4.7 มก./ล. ส่วนน้ำชะมูลฝอยของเทศบาลเมืองระยองพบปริมาณตะกั่วระหว่าง 42.5 - 114.0 มก./ล. ปริมาณปรอทระหว่าง <0.2 - 0.8 มก./ล. และปริมาณแคดเมียมระหว่าง 1.9 - 17.5 มก./ล. นอกจากนี้ยังพบอีกว่าปริมาณอนินทรีย์สารต่าง ๆ มีการเปลี่ยนแปลงตามฤดูกาลตลอดทั้งปี

ตารางที่ 2.2 ปริมาณโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอย (Keenan et al., 1993)

ลักษณะสมบัติ	ความเข้มข้น (มก./ล.)
พีเอช (unit)	5.7-6.8
บีโอดี	30-4,650
ซีโอดี	800-10,000
อัตราส่วน BOD ₅ /COD	0.1-0.9
กรดระเหย	340-3,600
สภาพต่าง	280-2,600
เหล็ก	250-550
แมงกานีส	10-65
แคลเซียม	400-520
แคดเมียม	0.00-0.35
โครเมียม	0.01-0.10
ทองแดง	0.00-0.30
ตะกั่ว	0.10-0.80
นิกเกิล	0.05-1.20
สังกะสี	0.01-0.80
เซเลเนียม	0.0-11.5

ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยจากบริเวณกองขยะที่อ่อนนุช เป็นน้ำเสียที่มีความเข้มข้นมากโดยเฉพาะในฤดูแล้งดังจะเห็นได้จากงานวิจัยต่อไปนี้

จิรพรรณ บัทมาภีรัต (2530) ได้ศึกษาลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยของกรุงเทพมหานคร บริเวณชอยอ่อนนุชเพื่อที่จะนำมาทดลองบำบัดด้วยระบบเอเอส โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำมาวิเคราะห์ในระหว่าง เดือนพฤศจิกายน พ.ศ. 2529 ถึง เดือนมกราคม พ.ศ. 2530 ได้ผลแสดงในตารางที่ 2.3

ธณิศวรร ทรพน์นธ์ (2535) ได้ศึกษาการปนเปื้อนของปรอท แคดเมียม และแมงกานีส ในน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่กำจัดมูลฝอยของกรุงเทพมหานคร การศึกษาได้เก็บตัวอย่างจากบ่อรับน้ำชะมูลฝอย และแหล่งน้ำสาธารณะโดยรอบสถานที่กำจัดขยะมูลฝอยอ่อนนุชและหนองแขมโดยเก็บในเดือน พฤษภาคม พ.ศ. 2534 พบว่าน้ำชะมูลฝอยจากอ่อนนุชมีปรอท 2.47-39.13 มก./ล. แคดเมียมน้อยกว่า 0.03 มก./ล. และแมงกานีส 0.01-2.88 มก./ล. ส่วนน้ำชะมูลฝอยจากหนองแขมมีปรอท 1.13-3.74 มก./ล. แคดเมียมน้อยกว่า 0.03 มก./ล. และแมงกานีส 0.27-5.56 มก./ล. ลักษณะสมบัติน้ำเสียจากอ่อนนุชแสดงในตารางที่ 2.4

จากงานวิจัยทั้งสองสรุปได้ว่า น้ำชะมูลฝอยจากกองขยะที่ถนนอ่อนนุชมีความเข้มข้นมากซึ่งพิจารณาได้จากค่าซีโอดีมีค่าสูงถึงกว่า 6,000 มก./ล. ส่วนโลหะหนักที่พบมากได้แก่ปรอท

ในงานวิจัยของวรพงศ์ (2542) ศึกษาการกำจัดน้ำชะมูลฝอย โดยน้ำชะมูลฝอยที่นำมาทำการวิเคราะห์นำมาจากหลุมฝังกลบขยะลาดกระบัง ซึ่งเปิดรับดำเนินการฝังกลบขยะตั้งแต่ปี พ.ศ. 2537 ถึงเดือนมกราคม พ.ศ. 2543 ขยะที่นำมาฝังกลบเป็นขยะที่มาจากสถานีรวบรวมและขนถ่ายขยะอ่อนนุชในอัตราเฉลี่ย 3,200 ตันต่อวัน รวมปริมาณขยะทั้งหมดที่ทำการฝังกลบ 7 ล้านตัน โดยมีบ่อน้ำชะมูลฝอย 3 บ่อ คือบ่อขนาด ประมาณ 20x20x2.5 ลูกบาศก์เมตร 2 บ่อ และบ่อขนาดประมาณ 40x20x2.5 ลูกบาศก์เมตร 1 บ่อ รวมปริมาณน้ำชะมูลฝอยในบ่อประมาณ 4,000 ลูกบาศก์เมตร และได้ปิดการรับขยะไปฝังกลบแล้วตั้งแต่เดือนมกราคม พ.ศ. 2543 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยนี้แสดงในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.3 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่สถานกำจัดขยะอ่อนนุชปีพ.ศ.2530
(วิจารณ์ บัทยาภิรัตน์, 2530)

ลักษณะสมบัติ	หน่วย	ค่าระหว่าง
พีเอช	-	7.0-8.6
TS	มก./ล.	3,275-21,541.6
TVS	มก./ล.	958-8,176
TSS	มก./ล.	81.9-2,732
TVSS	มก./ล.	51.7-1,015.4
TOC	มก./ล.	750-2,875
COD	มก./ล.	986.7-9,214.6
BOD ₅	มก./ล.	178.2-1,881.1
TKN	มก./ล.	298.7-2,198.6
Organic – N	มก./ล.	101.2-440.3
NH ₃ – N	มก./ล.	197.5-1,758.3
Total P	มก./ล.	18.4-69.5
Total – Alk	มก./ล.	850-9,150
VFA	มก./ล.	110-912.7
คลอไรด์	มก./ล.	97.6-355.4
ซัลเฟต	มก./ล.	42.7-340.2
FOG	มก./ล.	575-2,176.4
PCB	มก./ล.	< 0.7
Cr	มก./ล.	< 1.0
Hg	มก./ล.	3.8-4.7
สี	Pt - Co Scale	2,550-45,450
ความนำไฟฟ้า	mmho/cm	5.75-42
กลิ่น	-	Earth Smell Ammonia

ตารางที่ 2.4 ลักษณะสมบัติของน้ำชะมูลฝอยที่สถานกำจัดขยะอ่อนนุชปี พ.ศ. 2535
(ธรณิศวรร ทรพรพันธ์, 2535)

ลักษณะสมบัติ	หน่วย	ค่า
อุณหภูมิ	เซลเซียส	29.7
พีเอช	-	8
DO	มก./ล.	0.27
ความนำไฟฟ้า	μmhos/cm	25,509
Salinity	ppt	13.7
Alkalinity	มก./ล.	587
BOD	มก./ล.	268
COD	มก./ล.	6,380
SS	มก./ล.	174
DS	มก./ล.	12,425
TS	มก./ล.	12,583
ปรอท	ppb	20.71
แคดเมียม	ppm	ไม่พบ
แมงกานีส	ppm	0.68

2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณและลักษณะสมบัติของน้ำเสีย

- ชนิดมูลฝอย มีผลต่อลักษณะสมบัติของน้ำเสีย กล่าวคือ ขยะที่เป็นสารอินทรีย์ เช่น ซากพืช ซากสัตว์ ทำให้น้ำชะมูลฝอยมีสารอินทรีย์อยู่ในปริมาณมาก ส่วนขยะจากโรงงานอุตสาหกรรมก็จะมีทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์รวมทั้งโลหะหนักปนเปื้อนอยู่ นอกจากนี้ในน้ำชะมูลฝอยอาจมีสารพิษที่ปนเปื้อนมาจากสารเคมี ได้แก่ ยาฆ่าแมลง ยาปราบศัตรูพืช รวมทั้งเชื้อโรคต่างๆ เช่น แบคทีเรียและไวรัส

- สภาพสถานที่ฝังกลบ (Landfill) มีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอยในทางตรง คือการบดอัดดิน การใช้วัสดุปูพื้น การระบายอากาศ ลักษณะการฝังกลบ การปกคลุมหลุมฝังกลบ การระบายน้ำจากภายนอก และการรวบรวมน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเองเพราะหากรวบรวมได้

ไม่ดีแล้วอาจมีการปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมได้ เช่น มีการรั่วของวัสดุพิษพื้นทำให้น้ำชะมูลฝอยไหลซึมลงเบื้องล่างแล้วอาจไปปนเปื้อนกับแหล่งน้ำใต้ดิน

ตารางที่ 2.5 แสดงคุณภาพน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบขยะลาดกระบังในช่วงเดือนพฤศจิกายน 2542 (รพงศ, 2542)

รายการวิเคราะห์	หน่วย	ผลวิเคราะห์
pH	-	7.9
Turbidity	NTU	363
BOD	mg/L	2,640
COD	mg/L	3,962
SS	mg/L	206
TKN	mg/L	1,299
NH ₃ N	mg/L	414
Chloride	mg/L	2,159
Sulfide	mg/L	11.8
Total Coliform	MPN/100mL	>240,000

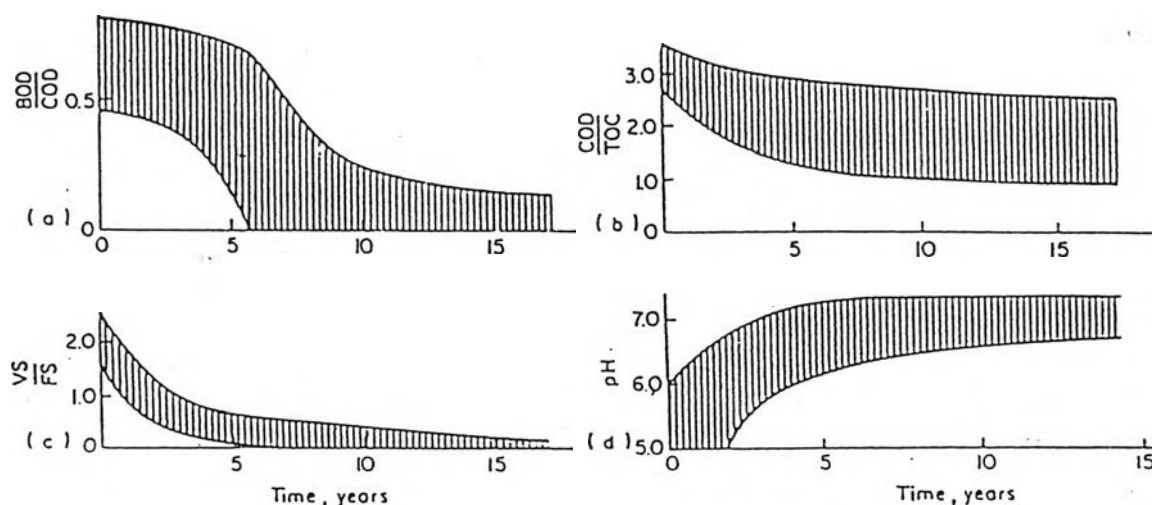
- สภาพภูมิอากาศที่บริเวณหลุมฝังกลบจะเป็นปัจจัยสำคัญต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย ซึ่งสัมพันธ์กับปริมาณน้ำฝนตลอดปี ปริมาณน้ำผิวดินที่ซึมเข้ากองขยะ อุณหภูมิ ในพื้นที่ที่มีฝนตกมากก็จะมีปริมาณน้ำชะมูลฝอยมาก สำหรับความชื้นก็จะมีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอยซึ่งขึ้นกับความสามารถในการดูดซับความชื้นจากบรรยากาศของขยะ

- ชนิดของดินมีผลต่อปริมาณน้ำชะมูลฝอย ซึ่งจะมีมากในบริเวณที่ดินมีสมบัติความชื้นได้น้ำสูง รูปแบบของดินตามความสามารถในการซึมน้ำ จากมากไปน้อยได้แก่ Sand, Find sand, Find sandy loam, Silt loam, Light clay loam, Heavy clay loam, และ clay

- อายุการฝังกลบ สำหรับสถานที่ฝังกลบที่อายุน้อย น้ำชะมูลฝอยที่ออกมาจะมีความเข้มข้นสูงและมีสีดำมากมีกลิ่นเหม็น เนื่องจากการทำงานของจุลินทรีย์ที่ยังทำงานได้ไม่เต็มที่ และจำนวนจุลินทรีย์ยังมีน้อย ส่วนสถานที่ฝังกลบที่อายุมากควรใช้ความเข้มข้นของน้ำชะจะลดลง

ปริมาณสารอินทรีย์ต่าง ๆ ถูกย่อยไปมากแล้ว แต่น้ำเสียนี้จะมีความคงตัวสูงทำให้สลายทางชีวภาพได้ยาก (non-biodegradable)

น้ำชะมูลฝอยจะมีลักษณะสมบัติเปลี่ยนแปลงไปเมื่ออายุการฝังกลบเพิ่มมากขึ้นซึ่งแสดงให้เห็นได้ด้วยอัตราส่วนของพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ COD/TOC, BOD/TOC, VS/FS และ SO_4/Cl อัตราส่วนเหล่านี้แสดงถึงส่วนประกอบของสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย และแสดงถึงความสัมพันธ์กับอายุของสถานที่ฝังกลบ แสดงในรูปที่ 2.2 โดยอัตราส่วน COD/TOC มีแนวโน้มที่จะลดลง เมื่ออายุของสถานที่ฝังกลบเพิ่มขึ้น และอัตราส่วนนี้แปรผันจาก 3.3 สำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่ และถึง 1.6 สำหรับสถานที่ฝังกลบเก่า ค่าสูงสุดที่เป็นไปได้ของ COD/TOC คือ 4 นั้นหมายความว่า ในน้ำชะมูลฝอยประกอบด้วยสารอินทรีย์มาก และค่าที่ต่ำสุดคือ 1.3 การลดลงของอัตราส่วน COD/TOC ในน้ำชะมูลฝอยแสดงถึง การถูกออกซิไดซ์มากขึ้นของคาร์บอนอินทรีย์จนเหลือน้อยลงเนื่องจากถูกใช้แหล่งพลังงานของการเติบโตของจุลชีพ



รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ของอัตราส่วนของ BOD/COD, COD/TOC, VS/FS และ pH ของน้ำชะมูลฝอยกับอายุของสถานที่ฝังกลบ (Ou, 1989)

การลดลงของอัตราส่วน BOD/COD มีผลจากการค่อยๆลดลงของส่วนประกอบของสารอินทรีย์ที่วัดในรูป BOD ซึ่งเหมือนกับอัตราส่วน COD/TOC โดยมีค่าลดลงตามอายุของสถานที่ฝังกลบ ค่าอัตราส่วน BOD/COD ลดลงจาก 0.47-0.07 ภายในระยะเวลา 23 ปี เนื่องจากการย่อยสลายทางชีวภาพของสารอินทรีย์ตามธรรมชาติ ดังนั้นจะพบว่าสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอยลดลงเร็วกว่าสารอนินทรีย์เมื่ออายุของการฝังกลบเพิ่มขึ้น การลดลงของสารอินทรีย์นี้เกิดขึ้นเนื่องจากจุลชีพที่ไม่ใช้ออกซิเจน ส่วนสารอนินทรีย์ลดลงเนื่องจากการชะล้างโดยน้ำฝนที่ซึมผ่านอัตราส่วนของแข็งระเหยทั้งหมดต่อของแข็งคงตัวทั้งหมด (VS/FS) ลดลงตามอายุสถานที่ฝังกลบ โดยลดลงจาก 2.2 สำหรับสถานที่ฝังกลบใหม่ และถึง 0.2-0.25 สำหรับสถานที่ฝังกลบเก่า นอกจากนี้เมื่ออายุของสถานที่ฝังกลบเพิ่มขึ้น ค่าพีเอชจะเพิ่มขึ้นจนกระทั่งมีค่าประมาณ 6.5-7.0 เนื่องจากการลดลงของความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยซึ่งถูกแบคทีเรียเปลี่ยนรูปเป็นมีเทน

2.2 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย

จุดประสงค์ของการจัดการน้ำชะมูลฝอยคือ เพื่อป้องกันการปนเปื้อนกับแหล่งน้ำธรรมชาติซึ่งสามารถแบ่งวิธีการจัดการน้ำชะมูลฝอยออกเป็น 4 วิธีดังนี้ (Tchobanoglous et al., 1983)

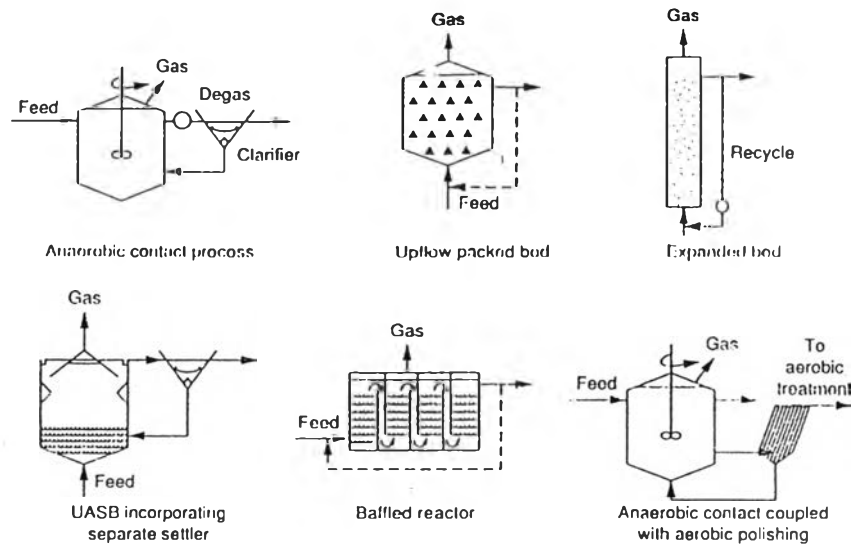
- (1) การหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอย
- (2) การระเหย
- (3) การบำบัด
- (4) นำไปบำบัดรวมกับระบบบำบัดน้ำเสียรวม

ในที่นี้จะกล่าวถึงเฉพาะวิธีการจัดการน้ำชะมูลฝอยด้วยการบำบัดเท่านั้น

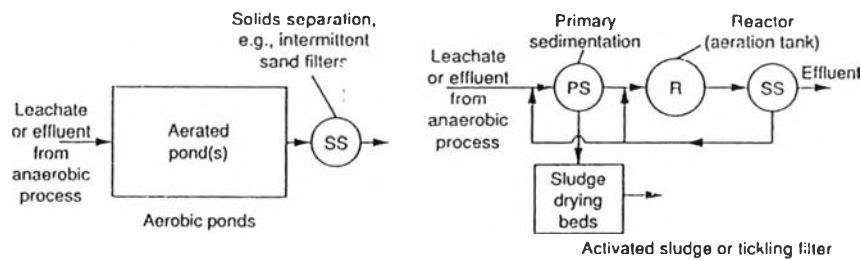
การเลือกวิธีที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจะขึ้นอยู่กับองค์ประกอบหลัก หรือสารมลทินในน้ำเสียขยะที่ต้องการกำจัดออก (Tchobanoglous et al., 1983) ซึ่งวิธีที่ใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอยแบบต่างๆแสดงในตารางที่ 2.6 ตัวอย่างของกระบวนการบำบัดทางชีวภาพทั้งใช้ออกซิเจนและใช้ออกซิเจนแสดงดังในรูปที่ 2.3

ตารางที่ 2.6 กระบวนการต่าง ๆ ที่ใช้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Tchobanoglous et al., 1983)

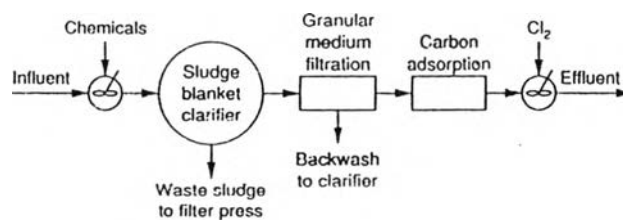
วิธีการบำบัด	จุดประสงค์การใช้งาน	หมายเหตุ
<u>กระบวนการทางชีววิทยา</u>		
ระบบเอเอส	กำจัดสารอินทรีย์	อาจเกิดปัญหาฟอง, ต้องการถังตกตะกอน
ระบบเอสบีอาร์	กำจัดสารอินทรีย์	เหมาะกับอัตราไหลต่ำ
บ่อเติมอากาศ	กำจัดสารอินทรีย์	ต้องใช้พื้นที่มาก
กระบวนการฟิล์มตรึง	กำจัดสารอินทรีย์	
บ่อไร้อากาศและถังไร้อากาศ	กำจัดสารอินทรีย์	ประหยัดพลังงาน
ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	กำจัดไนโตรเจน	อาจใช้ร่วมกับการกำจัดสารอินทรีย์
<u>กระบวนการทางเคมี</u>		
การสะเทิน	ควบคุมพีเอช	ใช้ได้กับน้ำเสียบางอย่าง
การรวมผลึก	กำจัดโลหะและไอออนลบ	เกิดปัญหาสลัดจ์
ออกซิเดชัน	กำจัดสารอินทรีย์และลดความเป็นพิษจากสารอินทรีย์	เหมาะกับน้ำเสียที่เจือจางมาแล้ว ค่าใช้จ่ายสูง, เหมาะกับสารอินทรีย์ ย่อยยาก
ออกซิเดชันด้วยอากาศเป็ยก	กำจัดสารอินทรีย์	
<u>กระบวนการทางกายภาพ</u>		
การตกตะกอน	กำจัดสารแขวนลอย	ต้องใช้วิธีอื่นร่วมด้วย
การกรอง	กำจัดสารแขวนลอย	ต้องการการบำบัดต่อ
การดักจับด้วยอากาศ	กำจัดแอมโมเนียหรือสารอินทรีย์ระเหย	ต้องมีอุปกรณ์ควบคุมมลพิษอากาศ
การดูดติดผิว	กำจัดสารอินทรีย์	
การแลกเปลี่ยน	กำจัดสารอินทรีย์ละลาย	ต้องการการบำบัดต่อ
การใช้อุลตราฟิลเตรชัน	กำจัดแบคทีเรียและสารอินทรีย์มวลโมเลกุลสูง	เกิดปัญหา fouling
ออมโมเนียสีย้อนกลับ	เป็นการเจือจางน้ำเสีย	
การระเหย	กำจัดน้ำชะมูลฝอยในพื้นที่ห้ามทิ้งน้ำเสีย	ค่าใช้จ่ายสูง อาจเกิดปัญหาสลัดจ์เป็นอันตราย



(a)



(b)



(c)

รูปที่ 2.3 ตัวอย่างกระบวนการบำบัดน้ำชะมูลฝอย (Tchobanoglous et al., 1983)

Keenan, Steiner และ Fungaroli (1984) กล่าวว่า น้ำชะมูลฝอยจัดเป็นน้ำเสียที่มีความคงตัวสูงและมีลักษณะสมบัติแตกต่างกันในแต่ละสถานที่ ดังนั้นการบำบัดน้ำชะมูลฝอยโดยวิธีทางชีวภาพหรือวิธีทางเคมีวิธีใดวิธีหนึ่งจะได้ผลไม่เป็นที่น่าพอใจนัก โดยมีสาเหตุสำคัญ 2 ประการคือ ประการแรกน้ำชะมูลฝอยที่มีสารอินทรีย์มวลโมเลกุลสูงอยู่ปริมาณมากซึ่งยากต่อการกำจัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ และอาจมีโลหะหนักซึ่งเป็นสาเหตุในการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ ประการที่ 2 การใช้วิธีทางเคมีเพื่อกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำเสียก็ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้เพียงพอ

Diamadopoulos et al. (1994) กล่าวว่าวิธีในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยได้อย่างมีประสิทธิภาพคือ วิธีทางชีวภาพ และวิธีทางกายภาพ-เคมี กล่าวคือ หากน้ำเสียที่เกิดจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุน้อยการบำบัดโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน และจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดได้ดีเนื่องจากจุลินทรีย์สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายได้ ส่วนวิธีทางกายภาพ-เคมี ไม่เหมาะกับน้ำชะมูลฝอยที่มีอายุน้อยเนื่องจากมีสารอินทรีย์มวลโมเลกุลน้อยอยู่มาก ในกรณีที่เป็นน้ำชะมูลฝอยจากสถานที่ฝังกลบที่มีอายุมาก หรือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดทางชีวภาพมาแล้วควรนำไปบำบัดต่อด้วยวิธีทางกายภาพ-เคมีก่อนที่จะปล่อยทิ้ง

Dollerer และ Wilderer (1996) กล่าวว่า การบำบัดด้วยวิธีทางชีววิทยาอย่างเดียวอาจไม่ได้มาตรฐาน เพียงแต่เป็นการช่วยลดซีไอดีเท่านั้น จึงจำเป็นต้องมีการบำบัดต่อด้วยระบบอื่น เช่น ระบบทางเคมี กระบวนการเมมเบรน การระเหยหรือการกำจัดกลิ่นโดยใช้ถ่านกัมมันต์ เพื่อดักจับสารอินทรีย์

การบำบัดน้ำชะมูลฝอยอาศัยปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในหลุมฝังกลบมาช่วยบำบัดน้ำชะมูลฝอย ในระยะแรกของการฝังกลบขยะน้ำชะมูลฝอยจะมีความเข้มข้นของมลสารต่างๆ เช่น บีไอดี ซีไอดี สารอาหาร และโลหะหนักอยู่ในปริมาณมาก เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำชะมูลฝอยกลับสู่กองขยะมลสารต่างๆก็จะถูกกำจัดโดยจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตอย่างรวดเร็วภายในหลุมฝังกลบ ตัวอย่างของมลสารที่ถูกกำจัดในหลุมฝังกลบ เช่น กรดอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กรดอินทรีย์ที่ถูกกำจัดไปทำให้พีเอชของน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นจนกระทั่งโลหะอาจตกตะกอนและค้างอยู่ภายในหลุมฝังกลบ (Tchobanoglous et al., 1983)

2.3 การบำบัดน้ำเสียที่ย่อยยากและเป็นพิษ

2.3.1 ลักษณะของน้ำเสียที่ย่อยยากและเป็นพิษ

น้ำเสียจากอุตสาหกรรมบางประเภทไม่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการทางชีววิทยาได้ หรืออาจบำบัดได้แต่ไม่ดี เนื่องจากลักษณะน้ำเสียนั้นมิได้มีเฉพาะสารอินทรีย์ที่เป็นอาหารให้กับจุลชีพเพื่อช่วยในการเติบโตเพียงอย่างเดียว แต่ยังมีสารอินทรีย์ชนิดอื่นที่อาจเป็นพิษหรือยับยั้งการทำงานของเซลล์จุลชีพ เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมการผลิตเรซินจะมีฟีนอลเป็นองค์ประกอบ ฟีนอลนี้เป็นพิษต่อจุลชีพ นอกจากสารที่เป็นพิษแล้ว สารอินทรีย์อีกประเภทหนึ่งที่ไม่เป็นพิษแต่ก็ไม่สามารถถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ หรือแม้ว่าจะย่อยสลายได้ก็ต้องใช้เวลาานานมาก

โครงสร้างทั่วไปของสารเหล่านี้มักประกอบด้วยคาร์บอนที่ต่อกันเป็นโซ่ยาว หรือมีความซับซ้อนมาก รวมทั้งสารประกอบโรมาติก (Aromatic compound) เช่น สารประกอบอินทรีย์ที่เป็นพิษแก๊สแกว่งแกว่งจำนวนมากได้แก่ ไนโตรอะโรมาติก (Nitroaromatic) และสารประกอบโพลีคลอรีเนต (Polychlorinated compound) เป็นต้น รวมทั้งสารประกอบที่ย่อยยากเช่น สารประกอบอะโรมาติกคลอรีน (Chlorinated aromatic compound) และสารประกอบอะลิฟาติก (Aliphatic compound)

การบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะเช่นนี้อาจใช้วิธีการทางเคมี เช่น การดูดซับด้วยคาร์บอนกัมมันต์ ซึ่งวิธีนี้ไม่ได้แก้ปัญหาเพียงแต่เป็นการลดปัญหา โดยเป็นการย้ายสารมลทินจากน้ำเสียไปสู่ตัวกลาง และในที่สุดก็ต้องนำคาร์บอนที่ใช้แล้วไปบำบัดต่อไป การบำบัดด้วยวิธีทางเคมีแบบอื่น เช่น การใช้แสงอัลตราไวโอเล็ต โอโซน หรือเปอร์ออกไซด์ เพื่อทำลายสารประกอบคลอรีเนต ไฮโดรคาร์บอน วิธีทางเคมีเหล่านี้ต้องเสียค่าใช้จ่ายมากและไม่มีประสิทธิภาพดีเท่าที่ควร ส่วนการใช้กระบวนการทางชีววิทยาในการบำบัด ก็มีข้อจำกัดเป็นจำนวนมากได้แก่การทำให้แบคทีเรียเคยชินกับน้ำเสียชนิดนี้ และภายในระบบบำบัดควรจัดให้มีเซลล์จุลชีพเป็นจำนวนมาก ทั้งต้องให้ระยะเวลาในการบำบัดเพิ่มขึ้นจากน้ำเสียทั่วไป (Chang, 1997) แต่ภายใต้สภาวะไร้อากาศสารเหล่านี้ถูกแปรรูปด้วยการเติมสารอาหารปฐมภูมิซึ่งเป็นสารที่ย่อยง่ายเพื่อช่วยให้แบคทีเรียเจริญเติบโต กลไกนี้เรียกว่าโคเมตาบอลิซึม (Cometabolism) ซึ่งจะกล่าวรายละเอียดในหัวข้อต่อไป

2.3.2 การบำบัดด้วยโคเมตาบอลิซึม

โคเมตาบอลิซึมได้ถูกนำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่เป็นพิษและย่อยยากด้วยการเปลี่ยนรูปแบบ (transformation) เพื่อให้ความเป็นพิษหมดไป หรือให้สารที่ย่อยยากกลายเป็นสารที่สลายได้ทางชีวภาพ (biodegradable) ในการใช้โคเมตาบอลิซึมจะต้องใช้สารอาหารอยู่ 2 กลุ่ม สารอาหารกลุ่มแรก เรียกว่าสารอาหารปฐมภูมิ (primary substrate) จะเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเลคตรอนเพื่อให้เซลล์ดำรงชีวิตและขยายพันธุ์ ดังนั้นอาจเรียกสารอาหารปฐมภูมินี้ว่าเป็นสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต (growth substrate) ส่วนสารอาหารกลุ่มที่สอง เรียกว่าสารอาหารทุติยภูมิ (secondary substrate) ซึ่งในที่นี้ก็คือสารที่เป็นพิษหรือสารย่อยยากนั่นเอง สารอาหารในกลุ่มนี้จะไม่ช่วยในการเจริญเติบโต (nongrowth substrate) ความสัมพันธ์ของสารอาหาร 2 กลุ่มนี้ก็คือ เซลล์จุลชีพจะใช้สารอาหารปฐมภูมิเพื่อเป็นแหล่งอาหารและพลังงาน ในระหว่างนั้นก็จะผลิตเอนไซม์และโคแฟกเตอร์ขึ้นมาหลายชนิด บางชนิดจะมีความสามารถที่จะเปลี่ยนรูปแบบทางชีวภาพ (biotransformation) ให้กับสารอาหารทุติยภูมิได้ ดังนั้นอาจเรียกเอนไซม์ชนิดนี้ว่าเป็นเอนไซม์ของโคเมตาบอลิซึม (cometabolic enzymes) สารอาหารทุติยภูมิที่เปลี่ยนรูปแบบแล้วความเป็นพิษจะหมดไปและอาจกลายเป็นสารที่สลายทางชีวภาพได้ด้วย (Criddle, 1993)

เซลล์จุลชีพที่ช่วยให้เกิดโคเมตาบอลิซึมไม่ได้มีเซลล์ที่ใช้สารอาหารปฐมภูมิเพียงอย่างเดียว แต่ยังมีเซลล์ที่ใช้แหล่งคาร์บอนอื่น เช่น คาร์บอนจากเซลล์ที่ตาย หรือเซลล์ที่ใช้อาหารเพื่อเป็นแหล่งพลังงาน (energy substrate) อย่างเดียว แต่แหล่งพลังงานนั้นไม่เพียงพอสำหรับการเจริญเติบโตยังมีปัจจัยอื่นๆ ที่เกี่ยวข้องกับกลไกโคเมตาบอลิซึมซึ่งยังต้องรองานวิจัยอีกมาก

ได้มีผู้สร้างแบบจำลองทางจุลศาสตร์ขึ้นเพื่ออธิบายกลไกโคเมตาบอลิซึม โดยมีข้อสมมติฐานคือ สารอาหารที่ถูกโคเมตาบอลิซึมจะไม่มีการสร้างเซลล์เพิ่ม และสารอาหารสำหรับการเจริญเติบโตจะเป็นตัวจำกัดปฏิกิริยา (Criddle, 1993)

โคเมตาบอลิซึมมาจากการขาดเอนไซม์และโคแฟกเตอร์ที่เฉพาะเจาะจง สำหรับสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก ในปี 1972 Horvath ได้จำแนกจุลชีพที่ใช้โคเมตาบอลิซึมมากกว่า 20 สายพันธุ์ ซึ่งมีทั้งจุลชีพที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน ตัวอย่างเช่น จุลชีพที่ใช้ออกซิโดซิมมีเทน (Methanotroph) เป็นจุลชีพที่ใช้ออกซิโดซิมมีเทนให้เป็นเมทานอล ในขณะเดียวกันก็ทำหน้าที่รวมออกซิโดซิมมีเทนประกอบ halogenated aliphatic, alkyl halide และสารประกอบอะโรมาติก เช่น

alkyl benzene sulphonate และสารประกอบ chlorobiphenyl (Adriaens, 1994) ส่วนแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจน ได้แก่แบคทีเรียลดซัลเฟต, แบคทีเรียสร้างมีเทน, แบคทีเรียสร้างอะซิเตต และแบคทีเรียแฟคัลเททีฟ สามารถรวมรีดิวซ์สารประกอบคลอรีนที่มีคาร์บอน 1 หรือ 2 อะตอมได้ เช่น *Pseudomonas* ซึ่งเป็นแบคทีเรียดีไนตริฟิเคชันสามารถรีดิวซ์คาร์บอนเตตระคลอไรด์ให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ (Criddle, 1993)

2.3.3 บทบาทของสารอาหารในโคเมตาบอลิซึม

ดังได้กล่าวไปแล้วว่า ในการใช้โคเมตาบอลิซึมในการบำบัดน้ำเสียจะต้องมีสารอาหาร 2 ชนิด คือสารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิ การจะควบคุมโคเมตาบอลิซึมให้ได้ตามต้องการ จำเป็นต้องเข้าใจลักษณะ ความสำคัญ และบทบาทของสารอาหารทั้งสอง รวมไปถึงความสัมพันธ์เชิงปริมาณที่จะมีผลต่อการทำงานของแบคทีเรีย

2.3.3.1 บทบาทของสารอาหารทุติยภูมิ

เป้าหมายในการบำบัดน้ำเสียด้วยโคเมตาบอลิซึมก็คือ ต้องการกำจัดสารมลพิษที่อยู่ในน้ำเสียซึ่งในที่นี้ก็คือสารอาหารทุติยภูมินั่นเอง แต่สารอาหารชนิดนี้มิได้ถูกกำจัดไปได้ง่ายๆเนื่องด้วยลักษณะเฉพาะของตัวมันเอง เช่น โครงสร้างโมเลกุลที่ซับซ้อน เป็นต้น จนอาจจัดได้ว่าสารอาหารทุติยภูมินี้เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยยาก (refractory organics) หรืออาจมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ซึ่งจะไปยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียได้

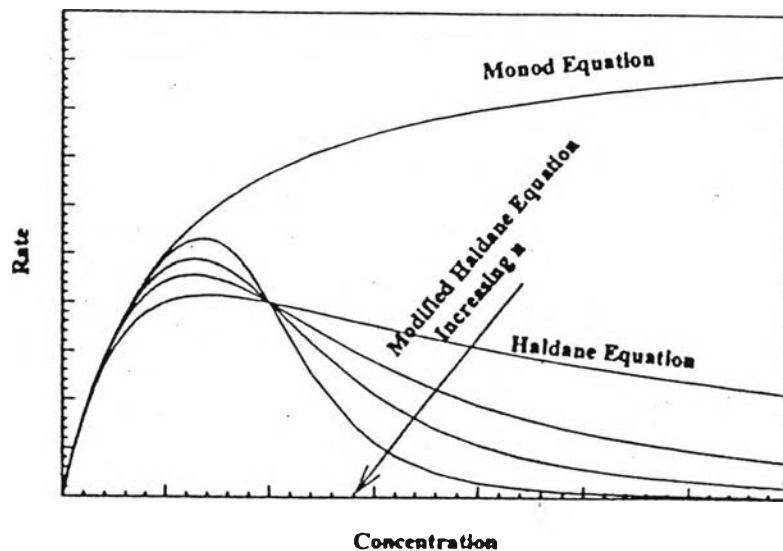
สารอาหารทุติยภูมิอาจเป็นพิษต่อจุลชีพได้เมื่อมีความเข้มข้นสูงขึ้น ดังนั้นอัตราของการสลายตัวได้จะลดลงเมื่อความเข้มข้นของสารอาหารสูงขึ้น และเกิดการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียเนื่องจากสารอาหาร (substrate inhibition) แบบจำลองที่แสดงการยับยั้งจากสารอาหารทุติยภูมิคือแบบจำลองของ Haldane ซึ่งเป็นการแสดงอัตราการสลายของสารอาหารมีดังนี้ (Gupta, Suidan, และ Sayleset, 1996)

$$\text{Rate} = \frac{(K \times S)}{[K_s + S + (S^2/K_i)]}$$

เมื่อระดับของการยับยั้งเพิ่มมากขึ้น Neufeld ได้ปรับปรุงสมการของ Haldane ดังนี้

$$\text{Rate} = \frac{(K \times S)}{\{K_s + S + [S \times (S/K)^n]\}}$$

เมื่อ K_i คือค่าคงตัวของการยับยั้ง และ n คืออันดับการยับยั้ง ถ้า $n = 1$ ก็จะเป็นสมการของ Haldane เมื่อ n มีค่าเพิ่มมากขึ้นแสดงว่าเกิดการยับยั้งที่รุนแรงขึ้นและอัตราการย่อยสลายทางชีววิทยาจะลดลง แสดงได้ในรูปที่ 2.4 ดังนั้นอาจเรียก n ว่าเป็นความเข้มข้นของการยับยั้งก็ได้



รูปที่ 2.4 เปรียบเทียบสมการของ Monod กับสมการของ Haldane (Gupta et al, 1996)

อัตราของโคเมตาบอลิซึม ก็คืออัตราการใช้สารอาหารทุติยภูมิจะขึ้นอยู่กับอัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิเมื่อสารอาหารปฐมภูมิขาดหายไปหรือถูกใช้จนหมด อัตราของโคเมตาบอลิซึมจะขึ้นกับอัตราตายของเซลล์เพียงอย่างเดียว แต่โดยทั่ว ๆ ไปแล้ว อัตราของโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากเซลล์ที่ตายมีค่าน้อยมากจึงสามารถตัดทิ้งได้ อย่างไรก็ตามเมื่อสารอาหารทุติยภูมิเกิดความเข้มข้น เช่นในกรณีของคลอโรฟอร์มได้ยับยั้งการใช้สารอาหารปฐมภูมิจึงทำให้อัตราการใช้สารอาหารทุติยภูมิจะลดลงไปด้วย ดังนั้นอัตราของโคเมตาบอลิซึมจะขึ้นอยู่กับ 2 ปัจจัย

คือ อัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิและอัตราการตายของเซลล์ อธิบายได้ด้วยสมการของ Haldane และสมการของ Monod ตามลำดับ เขียนได้ดังนี้

$$\text{Rate} = \left\{ \frac{[K \times S]}{[K_s + S + [S \times (S/K_s)^n]]} \right\} + \left\{ \frac{[K' \times S]}{[K_s + S]} \right\}$$

ในพจน์แรกเป็นอัตราของโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการใช้สารอาหารปฐมภูมิ ส่วนอัตราของโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการย่อยสลายเซลล์ตายแสดงได้ในพจน์หลัง ซึ่งเป็นสมการของ Monod ทั้งสองพจน์มีอัตราการใช้สารอาหารสูงสุด (K และ K') แตกต่างกัน แต่มี K_s ตัวเดียวกัน ถ้าสารอาหารทุติยภูมิไม่มีการยับยั้งการใช้สารอาหารปฐมภูมิอัตราโคเมตาบอลิซึมเนื่องจากการย่อยสลายเซลล์ตายก็จะตัดทิ้งได้ ดังนั้นอัตราของโคเมตาบอลิซึมก็จะอยู่ในรูปสมการของ Haldane เท่านั้น

กล่าวโดยสรุป การกำจัดสารอาหารทุติยภูมิก็มีข้อที่ควรพิจารณา คือ หากสารอาหารทุติยภูมิเป็นพิษต่อแบคทีเรีย การเพิ่มสารชนิดนี้เข้าไปในระบบจำนวนมากจะทำให้เกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ได้ อันเป็นสาเหตุหนึ่งที่ทำให้ระบบล้มเหลว

2.3.3.2 บทบาทของสารอาหารปฐมภูมิ

ดังได้กล่าวไปแล้ว การบำบัดน้ำเสียด้วยโคเมตาบอลิซึมมุ่งเน้นที่จะกำจัดสารอาหารทุติยภูมิ แต่ในระบบก็จำเป็นต้องมีสารอาหารปฐมภูมิ เพื่อใช้เป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่แบคทีเรีย ดังนั้นความสามารถของระบบที่จะกำจัดสารอาหารทุติยภูมิได้มากน้อยเพียงใดจึงขึ้นอยู่กับปริมาณสารอาหารปฐมภูมิ

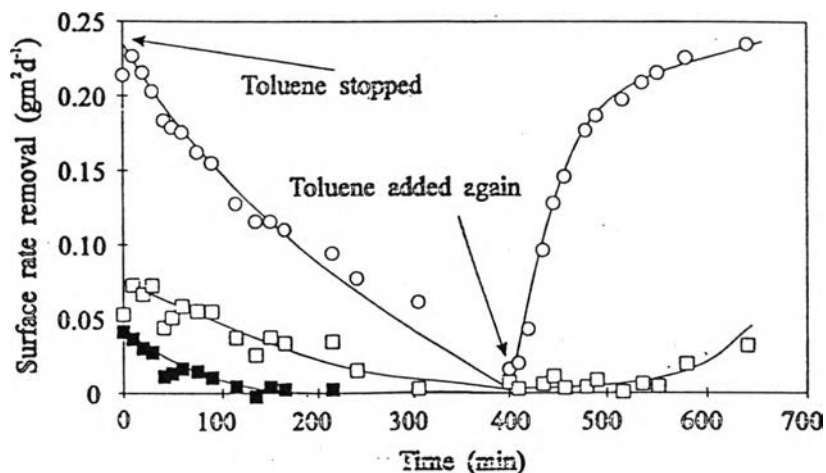
นอกจากนั้นสารอาหารปฐมภูมียังเป็นตัวกำหนดชนิดของแบคทีเรียที่ใช้ในโคเมตาบอลิซึมอีกด้วย เช่นในกระบวนการไร้อากาศ แบคทีเรียสร้างมีเทนก็ต้องการอะซิเตตหรือเมทานอลเป็นสารอาหาร ส่วนแบคทีเรียลดซัลเฟตก็ต้องการอะซิเตตเป็นสารอาหารเช่นเดียวกัน แบคทีเรียทั้งสองประเภทนี้สามารถใช้ในโคเมตาบอลิซึมเพื่อย่อยสลายคลอโรฟอร์มได้ (Gupta et al., 1996)

-- Meinander และ Barbel (1997) ได้ศึกษาการเปลี่ยนรูปแบบของ xylose เป็น xylitol โดยใช้สารอาหารปฐมภูมิที่แตกต่างกันในปริมาณที่ต่างกัน โดยศึกษาทั้งสภาพของสารอาหารที่

มีอยู่อย่างจำกัดและสภาพสารอาหารเหลือเพื่อ พบว่าโคเมตาบอลิซึมของ xylose จะเกิดได้ดีในสภาพสารอาหารจำกัด ส่วนสารอาหารต่างชนิดกันจะมีผลต่อการยับยั้งโคเมตาบอลิซึมไม่เหมือนกัน กล่าวคือ กลูโคสจะมีการยับยั้งมากที่สุดถึง 99 % น้ำตาลตัวอื่นได้แก่ แมนโนส (mannose) และฟรุกโทส มีการยับยั้ง 77 % และ 78 % ตามลำดับ เมื่อเติมกาแลกโทสในปริมาณที่มากเกินไปจะเกิดการยับยั้ง 51 % เมื่อเติมเอทานอลจะเกิดการยับยั้งเพียง 15 % ส่วนน้ำตาลมอลโทสไม่มีการยับยั้ง

ในสภาพดีในตรีพีเคชั่น Arcangeli และ Arvin (1994: อ้างถึงใน Arcangeli และ Arvin, 1995) ชี้ให้เห็นว่าเอทิลเบนซีนและไซลีน (xylene) ถูกย่อยสลายด้วยโคเมตาบอลิซึมโดยมีโทลูอินเป็นสารอาหารปฐมภูมิ รูปที่ 2.5 แสดงถึงอัตราการกำจัด o-xylene จะขึ้นอยู่กับปริมาณโทลูอินที่มีอยู่ในถังปฏิกรณ์ เมื่อได้เพิ่มโทลูอินเข้าระบบ พบว่าอัตราการกำจัด o-xylene เพิ่มมากขึ้น ดังนั้นจะเห็นได้ว่า ปริมาณสารอาหารปฐมภูมิเป็นตัวจำกัดอัตราของโคเมตาบอลิซึม

Arcangeli และ Arvin (1995) กล่าวว่าแม้ว่าโทลูอินจะเป็นอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนแต่ก็สามารถสลายได้ทางชีวภาพ และยังช่วยในการเจริญเติบโตของเซลล์จุลชีพ โดยเฉพาะกลุ่มของแบคทีเรียลดไนเตรต (nitrate-reducing culture) อย่างไรก็ตามก็ยังมีอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนอื่นที่ย่อยสลายได้ เช่น o-xylene, m/p-xylene เอทิลเบนซีน สารเหล่านี้ถูกจำกัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ได้เพียงเล็กน้อย ส่วนเบนซีนและแนพทาลินยังคงกำจัดไม่ได้



รูปที่ 2.5 โคเมตาบอลิซึมของ o-xylene (○ = o-xylene, □ = m/p-xylene, ■ = ethylbenzene)

นอกจากนี้จุลชีพที่ออกซิโดซมีเทนยังสามารถย่อยสลายสารประกอบอะลิฟาติกฮาโลเจน เช่น linear alkylbenzenesulphonates (LAS) (Hrask, 1996) สารประกอบอะโรมาติกฮาโลเจน เช่น chlorohydroxybiphenyls, dichlorobiphenyls, trichloroethylene (TCE) (Andriaen and Grbic-Galic, 1994) จุลชีพประเภทนี้จะใช้มีเทนเป็นสารอาหารปฐมภูมิแล้วเปลี่ยนมีเทนเป็น เมทานอลในสภาพมีออกซิเจน

สารอาหารปฐมภูมิอื่น ๆ ที่ใช้โคเมตาบอลิสมภายในสภาพที่มีออกซิเจนได้แก่ บิวเทน โพรเพน และโพรพิน เป็นต้น ส่วนสารอาหารทุติยภูมิที่ถูกสลายในสภาพต่างดังกล่าวเช่น คลอโรฟอร์ม และ TCE (Hamamura et al., 1997; Reij et al., 1995)

จะเห็นได้ว่าสารอาหารทั้งสองชนิดมีความสัมพันธ์กันอย่างลึกซึ้ง หากไม่มีสารอาหารปฐมภูมิก็จะไม่มีการถูกเปลี่ยนแปลงของสารอาหารทุติยภูมิได้ ถึงแม้ว่ามีสารอาหารปฐมภูมิอยู่ในระบบก็ไม่ได้หมายความว่า จะเกิดการกำจัดสารอาหารทุติยภูมิได้อย่างดีเพราะอาจเกิดการยับยั้งซึ่งกันและกัน ทำให้ประสิทธิภาพของระบบต่ำลงได้

2.3.3.3 การยับยั้งแบบแข่งขันของสารอาหารในโคเมตาบอลิสม

แม้ว่าในโคเมตาบอลิสมจะมีสารอาหารถึงสองชนิดแต่ไม่ได้หมายความว่าจุลชีพจะสามารถนำสารอาหารทั้งสองไปใช้หมดได้ นอกจากนั้นอาจเกิดการยับยั้งขึ้นได้ การยับยั้งที่เกิดขึ้นเป็นไปได้ 2 กรณี ในกรณีแรก สารอาหารทุติยภูมิมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ทำให้การใช้สารอาหารปฐมภูมิถูกยับยั้ง ยกตัวอย่างเช่น การกำจัดคลอโรฟอร์มด้วยโคเมตาบอลิสมภายใต้สภาพไร้ออกซิเจน เมื่อมีการเพิ่มคลอโรฟอร์มในระบบมากขึ้น คลอโรฟอร์มซึ่งเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ได้ยับยั้งการสร้างมีเทนจากอะซิเตต ส่วนแบคทีเรียที่สร้างมีเทนที่ใช้เมทานอลเป็นสารอาหารจะทนได้นานกว่า นอกจากนั้นแบคทีเรียลดซัลเฟตยังไม่ถูกยับยั้งอีกด้วย (Gupta et al., 1996)

ในกรณีที่สองสารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิมีการใช้เอนไซม์ตัวเดียวกันในการย่อยสลาย ดังนั้นจึงเกิดการแข่งขันกันขึ้น Chang et al. (อ้างถึงใน Cheng, Suiden and Venosa, 1997) ได้พัฒนาแบบจำลองเพื่ออธิบายการยับยั้งแบบแข่งขัน (competitive inhibition)

โดยพิจารณาจากอัตราการใช้สารอาหารปฐมภูมิ ในระบบที่มีสารอาหาร 2 ชนิด แบบจำลองการยับยั้งแบบแข่งขันมีดังนี้

$$\frac{dS_1}{Xdt} = \frac{k S_1}{K_s (1 + S_2/K_c) + S_1}$$

เมื่อ S_1 และ S_2 เป็นความเข้มข้นของสารอาหารชนิดที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ส่วน K_c เป็นสัมประสิทธิ์การยับยั้งแบบแข่งขันในระบบที่มีสารอาหาร 2 ชนิด สารอาหารชนิดที่ 2 จะแข่งขันกับสารอาหารชนิดที่ 1 เพื่อแย่งเอนไซม์และยับยั้งการย่อยสลายสารอาหารชนิดที่ 1 อีกด้วย

Chan, Voice and Criddle (1993) ได้ทดลองใช้โคเมตาบอลิซึมในการย่อยสลายเบนซีน โทลูอิน และ *o*-xylene โดย *Pseudomonas* พบว่าเมื่อลดโทลูอินออกจากระบบ *o*-xylene ความเข้มข้นเพิ่มขึ้น อธิบายได้ว่า ระบบอยู่ในสภาพขาดแหล่งคาร์บอนคือโทลูอิน เป็นการจำกัดการเปลี่ยนรูปของ *o*-xylene ในทางตรงข้ามเมื่อมีการเพิ่มโทลูอินให้มากเกินไป โทลูอินก็จะยับยั้งการเปลี่ยนรูปของ *o*-xylene เช่นกัน ปฏิสัมพันธ์เช่นนี้จัดได้ว่าเป็นการยับยั้งแบบแข่งขันระหว่างสารอาหาร 2 ชนิด เกิดจาก *o*-xylene และโทลูอินใช้เอนไซม์เดียวกันในการย่อยสลาย แต่ *o*-xylene มีความสามารถในการใช้เอนไซม์น้อยกว่าโทลูอิน สรุปได้ว่า สารอาหารทุติยภูมิ เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ แต่การเปลี่ยนรูปแบบจะเกิดได้เมื่อมีการเติมสารอาหารปฐมภูมิเข้าในระบบ นอกจากนี้ เมื่อลดโทลูอินออกจากระบบ จะพบว่า *o*-xylene มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้น อธิบายได้ว่า ระบบอยู่ในสภาพขาดแหล่งคาร์บอนคือโทลูอินก็จะจำกัดการเปลี่ยนรูปแบบของ *o*-xylene ในทางตรงกันข้าม เมื่อมีการเพิ่มโทลูอินให้มากเกินไป โทลูอินก็จะไปยับยั้งการเปลี่ยนรูปแบบของ *o*-xylene เช่นกัน ปฏิสัมพันธ์เช่นนี้จัดได้ว่าเป็นการยับยั้งแบบแข่งขันระหว่างสารอาหาร 2 ชนิด เกิดจาก *o*-xylene และโทลูอินใช้เอนไซม์เดียวกันในการย่อยสลาย แต่ *o*-xylene มีความสามารถในการใช้เอนไซม์ต่ำกว่าโทลูอิน สรุปได้ว่า สารอาหารร่วม (cosubstrate) หรือสารอาหารทุติยภูมิไม่ได้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับการสร้างเซลล์ แต่การเปลี่ยนรูปแบบจะเกิดเมื่อได้เพิ่มสารอาหารปฐมภูมิเข้าไปในระบบ นั้นหมายความว่า การเปลี่ยนแปลงรูปแบบของสารอาหารร่วมเกิดจากเอนไซม์ที่ผลิตได้เนื่องมาจากสารอาหารปฐมภูมิ การผลิตเอนไซม์แสดงได้ด้วยสมการของ Michaelis-Menten ส่วนการย่อยสลายสารอาหารร่วม อธิบายได้ด้วยสมการ

$$\frac{dS_2}{Xdt} = \frac{k_2 S_2}{K_{s2} (1 + S_1/K_{c1}) + S_1} \times \frac{S_1}{(S_1 + K_{s1})}$$

ตัวห้อย 1 และ 2 หมายถึงสารอาหารปฐมภูมิและสารอาหารทุติยภูมิตามลำดับ สมการนี้เป็นการรวมผลของการยับยั้งแบบแข่งขันและผลของการเร่งจากสารอาหารปฐมภูมิ แบบจำลองนี้สร้างขึ้นโดย Arcangeli and Arvin (1994) (อ้างถึงใน Arcangeli, 1995)

2.3.4 ชนิดและปริมาณสารอาหารปฐมภูมิที่ต้องการในโคเมตาบอลิซึม

การเลือกใช้แหล่งคาร์บอนที่จะใช้บำบัดน้ำเสียด้วยโคเมตาบอลิซึมนั้นต้องพิจารณาจากปัจจัยต่างๆ ต่อไปนี้

1. ชนิดและปริมาณสารอาหารทุติยภูมิ
2. ชนิดจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบบำบัด
3. ชนิดสารอาหารปฐมภูมิ

ปัจจัยทั้ง 3 ประการนี้ความสัมพันธ์กันกล่าวคือ สารอาหารทุติยภูมิจะกำหนดชนิดจุลินทรีย์ที่ความสามารถในการย่อยสลาย ส่วนชนิดของสารอาหารปฐมภูมิก็จะขึ้นอยู่กับความสามารถของจุลินทรีย์ในการนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน

ส่วนปริมาณอาหารทั้งสองกลุ่มมีผลโดยตรงต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ดังที่ได้กล่าวไปแล้ว สารอาหารทุติยภูมิมีแนวโน้มที่จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในการใช้สารอาหารปฐมภูมิแต่โดยทั่วไปแล้ว ปริมาณสารอาหารทุติยภูมิที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสียมีน้อยกว่าสารอาหารปฐมภูมิเป็นปริมาณหลายเท่า

Reij et al. (1995) ได้รวบรวมปริมาณความต้องการสารอาหารปฐมภูมิที่ใช้ในการสลาย TCE แสดงดังตารางที่ 2.6

Kim (อ้างถึงใน Hamamura et al.1997) ศึกษาผลของการใช้บิวเทนและโพรเพน เป็นสารอาหารปฐมภูมิในการเปลี่ยนรูปแบบคลอโรฟอร์ม พบว่าในการใช้สารอาหาร 1 มก. จะ

สามารถเปลี่ยนรูปแบบคลอโรฟอร์มได้ 0.01 มก. นั้นหมายความว่า ในระบบจะต้องใช้ปริมาณสารอาหารปฐมภูมิมากกว่าถึง 100 เท่า

ตารางที่ 2.7 ปริมาณสารอาหารปฐมภูมิที่ใช้ในการสลาย TCE (Reij et al., 1995)

ชนิดจุลินทรีย์	ชนิดสารอาหารปฐมภูมิ	ปริมาณ (ก.สารอาหารที่ใช้/ ก. TCE ที่สลาย)
Mixed culture	มีเทน	23-1,200
Mixed culture	มีเทน	77
Mixed culture	มีเทน+ไพโรเพน	11-30
<i>Methylosinus trichosporium</i> OB3b	มีเทน	320-1,200
Mixed culture	ฟีนอล	9
<i>P.cepacia</i> G4	โกลูอิน	14-71
<i>Xanthobacter</i> sp.strain Py2	ไพโรฟีน	4-23

Cheng et al.(1977) ได้ทดลองเปลี่ยนรูป 2,4-dinitrotoluene (2,4-DNT) โดยใช้เอทานอลเป็นสารอาหารปฐมภูมิ โดยการผสมเอทานอลในสัดส่วนที่มากกว่า 2,4-DNT ตั้งแต่ 24-380 เท่า พบว่า เอทานอลในสัดส่วนน้อยหรือในระบบมี 2,4-DNT มาก 2,4-DNT จะถูกเปลี่ยนรูปแบบเป็นสารอินเทอร์มีเดียที่ ได้แก่ 4-amino-2-nitrotoluene (4-A-2-NT) และ 2-amino-4-nitrotoluene (2-A-4-NT) ซึ่งยังคงเป็นสารประกอบไนโตรอะโรมาติก สารประกอบเหล่านี้มีการยับยั้งการใช้อะซิเตตเพื่อเปลี่ยนเป็นมีเทน

กล่าวโดยสรุปโคเมตาโบลิสมสามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่ย่อยยากและเป็นพิษได้ ด้วยการเติมสารอาหารที่ย่อยง่ายให้แบคทีเรีย เพื่อทำหน้าที่เป็นสารอาหารร่วมเสมือนล่อให้แบคทีเรียไปกินสารที่ย่อยยาก จากงานวิจัยที่ผ่านมาโคเมตาโบลิสมมักจะเกิดได้ดีในกระบวนการไร้ออกซิเจน ดังนั้นต่อไปจะกล่าวถึงการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบไร้ออกซิเจน โดยเฉพาะระบบยูเอเอสบีซึ่งมีจุดเด่นกว่าระบบอื่นๆ

2.4 การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบี

เนื่องจากปัญหาการขาดแคลนพลังงานที่ทวีความรุนแรงขึ้นทำให้มีความพยายามในการค้นหากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใหม่ ๆ มาทดแทน หรือลดค่าใช้จ่ายของระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนซึ่งต้องใช้พลังงานสูงในการเติมอากาศ ระบบใหม่ที่จะนำมาใช้จึงต้องเป็นระบบที่ประหยัดค่าใช้จ่ายทั้งในการลงทุน การเดินระบบ และการดูแลรักษา ทำให้ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้รับความสนใจมากขึ้น

2.4.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อนมีกลุ่มจุลชีพอาศัยอยู่ร่วมกันมากมายหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของกลุ่มจุลชีพเหล่านี้มีทั้งการพึ่งพาอาศัยกัน และการแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปไปเนื่องจากการย่อยสลายโดยกลุ่มจุลชีพหลาย ๆ กลุ่ม ต่อ ๆ กัน ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของกลุ่มจุลชีพหนึ่งจะถูกย่อยสลายต่อโดยกลุ่มจุลชีพอีกกลุ่มหนึ่ง เกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลผลิตที่เกิดขึ้นสามารถใช้ได้โดยกลุ่มจุลชีพหลายกลุ่ม กลุ่มจุลชีพที่ใช้สารอาหารชนิดเดียวกันก็ทำให้เกิดความสัมพันธ์แบบแข่งขันกันขึ้น กลุ่มจุลชีพหลายกลุ่มที่อาศัยอยู่ร่วมกันและมีปฏิสัมพันธ์กันเหล่านี้ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ หรือซัลไฟด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยแบคทีเรียกลุ่มใด และถูกใช้ในสัดส่วนเท่าใดนั้น ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆมากมาย โดยเฉพาะปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่ส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มใดกลุ่มหนึ่งโดดเด่นที่สุดในระบบซึ่งหากพิจารณาในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนโดยทั่วไปที่ผลิตมีเทน แบคทีเรียที่โดดเด่นในระบบก็คือกลุ่มแบคทีเรียสร้างกรด และแบคทีเรียสร้างมีเทนที่ทำงานร่วมกัน ผลผลิตหลักของระบบนี้ก็คือก๊าซมีเทน โดยมีขั้นตอนเพื่อเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ดังต่อไปนี้

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid)

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซิส

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน ไขมัน และ คาร์โบไฮเดรต เป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียเหล่านี้ปล่อยเอนไซม์ออกมาภายนอกเซลล์ซึ่งจะไปลดพลังงานกระตุ้นเป็นการช่วยให้ปฏิกิริยาได้เร็วขึ้น เอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารที่ทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมาภายนอกเซลล์จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น แป้ง และไกลโคเจน ต้องใช้เอนไซม์อะไมเลส (Amylase) ไขมันและไลปิดใช้เอนไซม์ไลเปส (Lipase) และเอสเตอเรส (Esterases) โปรตีนต้องใช้เอนไซม์โปรตีเอส (Protease) ส่วนกรดอะมิโนและไลซีน (Lysine) ต้องใช้เอนไซม์ทริปซิน (Trypsin) เป็นต้น การทำงานของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ พื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ ดังนั้นการย่อยสลายสารแต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย

ผลผลิตจากขั้นที่ 1 จะได้เป็นสารประกอบอินทรีย์โมเลกุลเล็กเช่น กรดอะมิโน น้ำตาล และกรดไขมัน เป็นต้น แล้วแต่ชนิดของสารอินทรีย์จะถูกแบคทีเรียกลุ่มเดียวกับขั้นที่ 1 คือพวกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานโดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์แล้วเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวทิริก เป็นต้น ผลผลิตที่ได้จะขึ้นอยู่กับ

- 1) ชนิดของสารอินทรีย์
- 2) ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในขณะนั้น

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก

กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นในขั้นที่ 2 จะเป็นอาหารให้แบคทีเรียกลุ่มที่ทำหน้าที่สร้างมีเทน

ต่อไป แต่เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิก เป็นสารอาหารได้ จึงต้องอาศัยแบคทีเรียสร้างอะซิเตต

ทำการย่อยกรดไขมันที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติกเพื่อให้แบคทีเรียนำไปใช้ต่อไป ในระหว่างนั้นจะได้ไฮโดรเจนด้วย

ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน

กรดอะซิติกหรือก๊าซไฮโดรเจนที่ได้จากขั้นตอนที่ 3 จะถูกแบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานและผลิตมีเทนเป็นผลิตภัณฑ์ซึ่งสารอื่นนอกเหนือจากกรดอะซิติกหรือไฮโดรเจนแล้วก็มีเพียงเมทานอลและเมทิลลามีนเท่านั้นที่สามารถใช้ได้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน ส่วนกรดไขมันระเหยและสารอื่นๆที่ได้จากขั้นที่ 3 ก็จะถูกปล่อยไปกับน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด

2.4.2 ที่มาของระบบยูเอเอสบี

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนหลายๆแบบ เช่น บ่อหมัก ถังย่อยไร้ออกซิเจนหรือถังกรองไร้ออกซิเจน เป็นต้น ได้ถูกนำมาใช้เพื่อลดอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีค่าบีโอดีสูง ๆ ซึ่งแต่ละระบบก็มีข้อดีและข้อด้อยอยู่ในตัว เช่น บ่อหมักและถังย่อยไร้ออกซิเจนมักต้องมีขนาดใหญ่เพราะเก็บเซลล์จุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ไม่มากนัก และมีประสิทธิภาพต่ำเนื่องจากอาจเกิดการไหลลัดทางและจุลินทรีย์ไม่สัมผัสกับน้ำเสียอย่างทั่วถึง ส่วนถังกรองไร้ออกซิเจนต้องมีตัวกลางให้จุลินทรีย์เกาะซึ่งสิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในเรื่องของตัวกลางเกิดปัญหาการอุดตันและปัญหาการออกแบบให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์อย่างทั่วถึง เป็นต้น

ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบยูเอเอสบีได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Lettinga และคณะในช่วงปลายทศวรรษที่ 70 โดยมีจุดมุ่งหมายที่จะเอาชนะปัญหาที่มักพบในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนซึ่งมีอยู่หลายประการ เช่น

- ประสบความยากลำบากในการเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ ตะกอนจุลินทรีย์มักจะหลุดออกไปกับน้ำทิ้งออกจากระบบทำให้น้ำทิ้งมีบีโอดีและซีโอดีสูงและระบบมี SRT (Solids Retention Time) ต่ำ ประสิทธิภาพของระบบจึงต่ำ
- ใช้เวลากักน้ำมาก ทำให้ระบบมีขนาดใหญ่ เช่น บ่อหมัก เป็นต้น

- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนหลายแบบควบคุมได้ยาก และไม่มีเสถียรภาพในการทำงานในขณะที่ระบบยูเอเอสบีสามารถเก็บกักตะกอนจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มาก จึงมีข้อได้เปรียบระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่นเนื่องจากระบบมีขนาดเล็กกว่า การนำเอาระบบยูเอเอสบีมาใช้เป็นระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้นเพื่อลดภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้กับระบบใช้ออกซิเจนอื่น ๆ ที่อยู่ตามมากก็เป็นทางเลือกที่ได้รับความสนใจและยอมรับกันอย่างกว้างขวาง ดังจะเห็นได้ว่าในปัจจุบันมีการติดตั้งระบบยูเอเอสบีเพิ่มจำนวนขึ้นเรื่อย ๆ ทั่วโลก ได้มีรายงานว่ามีกานำระบบยูเอเอสบีไปประยุกต์ใช้บำบัดน้ำเสียหลากหลายประเภท ทั้งที่เหมาะสมกับระบบไร้ออกซิเจน เช่น น้ำเสียชุมชน น้ำเสียจากอุตสาหกรรมการเกษตร ไปจนถึงน้ำเสียที่ย่อยยากและมีสารพิษ เช่น น้ำเสียจากโรงงานเยื่อกระดาษและโรงงานกระดาษอัด เป็นต้น

2.4.3 ลักษณะของระบบยูเอเอสบี

- 1) สำหรับส่วนที่เป็นถังปฏิกรณ์ การป้อนน้ำเสียจะเข้าทางด้านล่างผ่านระบบการกระจายน้ำเสียเข้าอย่างทั่วถึง การไหลของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เป็นการไหลจากด้านล่างขึ้นด้านบน
 - 2) มีการเลี้ยงเชื้อแบบไร้ออกซิเจนให้เกิดสลัดจ์ที่มีความหนาแน่น โดยเชื้อในชั้นสลัดจ์จะรวมกันเป็นเม็ดหรือเป็นเกล็ด (granule หรือ pellet)
 - 3) เชื้อที่มีความหนาแน่นสูงจะจมตัวอยู่ด้านล่าง โดยมีการเรียงตัวจากขนาดใหญ่ขึ้นไปหาเล็กเหมือนชั้นทรายกรองเป็นชั้นสลัดจ์ ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำและมีความเร็วในการจมตัวต่ำกว่าจะถูกฟองก๊าซที่ผุดขึ้นมาและการไหลของน้ำที่เข้ามาจากทางด้านล่างของถังกววนขึ้นมาเป็นชั้นตะกอนแขวนลอย (Sludge blanket)
 - 4) เพื่อควบคุมให้เซลล์หลุดออกไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากระบบน้อยลง และสามารถเก็บก๊าซมีเทนไปใช้ได้ จึงมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสีย และเชื้อจุลินทรีย์ในรูปตะกอนแขวนลอยไว้ด้านบนของถังเรียกว่า GSS (Gas-Solid Separator) อุปกรณ์แยกสามสถานะ นี้มีการออกแบบหลายลักษณะตามขนาด และรูปร่างของถังปฏิกรณ์ แต่ใช้หลักการเดียวกันคือ
- เก็บก๊าซไว้โดยการแทนที่น้ำ

- แยกน้ำกับก๊าซไม่ให้ไหลออกทางเดียวกัน โดยอาศัยหลักการที่น้ำสามารถไหลเลี้ยวไปมาได้ แต่ก๊าซลอยตัวจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนเป็นเส้นตรงเท่านั้น ยกเว้นถ้ามีสิ่งกีดขวางหรือแผ่นปะทะใดมาเปลี่ยนทิศทางการลอยตัวขึ้น หลังจากผ่านพ้นสิ่งกีดขวางนั้นแล้วก็จะลอยตัวเป็นเส้นตรงดังเดิม
- แยกตะกอนออกจากน้ำโดยการตกตะกอน ดังนั้นในส่วนของ GSS จึงต้องมีเนื้อที่ส่วนที่เป็นน้ำนิ่งเพียงพอที่ตะกอนจะตกกลับลงมายังปฏิกรณ์ได้

ที่ได้กล่าวมาก่อนหน้านี้ว่าจุดเด่นของระบบยูเอเอสบีคือมีความสามารถในการเก็บเซลล์ไว้ในระบบได้ดี ระบบจึงต้องมีส่วนประกอบ 2 ส่วนด้วยกัน คือ

- 1) การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เป็นเกล็ดหรือเม็ดที่มีความหนาแน่นสูงและตกตะกอนได้ดี
- 2) การออกแบบอุปกรณ์ GSS ให้ทำงานได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนแยกตัวลงมาแล้วต้องไม่สามารถตกกลับเข้าสู่ปฏิกรณ์ได้ง่ายไม่มีการสะสมตัวอยู่ในส่วนตกตะกอน และมีตะกอนหลุดออกไปกับน้ำทิ้งน้อยที่สุด

2.4.4 ข้อดีของระบบยูเอเอสบี

ข้อดีของระบบยูเอเอสบี

- การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถกระทำได้ง่ายและมีราคาถูก
- มักไม่ต้องการใช้ไฟฟ้าและไม่ต้องใช้เครื่องจักรกล
- ไม่ต้องใช้ตัวกลางเก็บเชื้อไว้ในระบบได้มากทำให้ระบบมีขนาดเล็ก
- สามารถนำไปปรับปรุงใช้ได้ทั้งในระบบบำบัดขนาดเล็กมากไปจนถึงขนาดใหญ่มาก จึงไม่จำเป็นต้องใช้ระบบขนาดใหญ่เพียงแห่งเดียว
- เมื่อไม่จำเป็นต้องใช้โรงบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่เพียงแห่งเดียว จะทำให้ลดค่าใช้จ่ายในส่วน of ระบบดีกรรวบรวมและขนส่งน้ำเสียลงไปได้
- เกิดสลัดจ์ในปริมาณที่น้อย โดยในระบบไม่ใช้ออกซิเจนสารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์ประมาณ 10 % ในขณะที่ระบบใช้ออกซิเจนสารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์ถึง 50 %

- สลัดจ์ที่เกิดขึ้นมีความคงตัวสูงและสามารถทำดีวอเตอร์ริง (Dewatering) ได้ง่าย
- ได้มีเทนเป็นผลสุดท้ายของปฏิกิริยาซึ่งใช้เป็นพลังงานได้
- ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจน
- สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานานโดยไม่เป็นปัญหา และการเริ่มต้นระบบใหม่ก็กระทำได้ง่าย ระบบสามารถฟื้นตัวได้รวดเร็วจึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู เช่น โรงงานน้ำตาล
- สามารถรับภาระสารอินทรีย์ (Organic load) และช็อกโหลด (Shock load) ได้สูง
- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น พวกสารละลายฮาโลเจน (Halogenated solvents)

ข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนไม่สามารถใช้เป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้ เนื่องจากยังคงมีสารอินทรีย์มีเดียต่างๆหลงเหลืออยู่ทำให้น้ำทิ้งมักมีบีโอดีสูง
- ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมักมีปัญหาที่อุณหภูมิต่ำ
- ความรู้และประสบการณ์ในชั้นการทำงานจริงยังมีอยู่ไม่มากนัก

2.5 การศึกษาที่ผ่านมา

2.5.1 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีเคมี

Urase et al. (1997) ศึกษาการกำจัดโลหะหนักออกจากน้ำชะมูลฝอยด้วยอาร์บีซี ตามด้วยการโคแอกกูเลชันโดยการเติมเฟอริกคลอไรด์ ที่พีเอช 4 แล้วกรองผ่านชั้นทรายและผ่านถ่านกัมมันต์ การใช้โคแอกกูเลชันไม่ได้ผลที่ดีพอ เนื่องจากไอออนของโลหะหนักสามารถละลายน้ำได้ดี การทำโคแอกกูเลชันที่พีเอชสูงไม่ค่อยประสบความสำเร็จในการลดความเข้มข้นโลหะหนักในน้ำชะมูลฝอย โดยเฉพาะอย่างยิ่งทองแดงและนิกเกิล ส่วนที่พีเอชต่ำก็ช่วยกำจัดได้เพียงตะกั่ว ส่วนการกรองและการใช้ถ่านกัมมันต์สามารถกำจัดโครเมียม ทองแดง และนิกเกิลได้ ส่วนการใช้นาโนฟิลเตรชันก็ช่วยแยกโลหะออกได้โดยไม่ต้องใช้ความดันสูงมาก

วรพงศ์ (2542) ศึกษาการกำจัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการระเหย โดยใช้ถาดระเหยดัดแปลงจากถาดระเหยมาตรฐานแบบคลาสเอ (Class A pan) มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 1.22 เมตร ลึก 0.30 เมตร ใช้ น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบขยะลาดกระบ้ง ได้ผลคือ บ่อระเหยแบบธรรมดาจะใช้พื้นที่ 143 ตารางเมตรต่อประมาณน้ำชะมูลฝอย 1 ลูกบาศก์เมตร ส่วนบ่อที่มีการพ่นน้ำเป็นฝอยและบ่อที่ให้แสงแดกแสงอาทิตย์จะใช้พื้นที่ 132 และ 139 ตารางเมตรต่อการกำจัดน้ำชะมูลฝอย 1 ลูกบาศก์เมตรใน 1 วัน

2.5.2 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบใช้ออกซิเจน

วีรวรรณ ปัทมาภีรัต (2530) ศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการแอกติเวเต็ดสลัดจ์หรือเอเอส และกระบวนการแผ่นชีวหมุนหรืออาร์บีซี มีซีโอดีเริ่มต้น 500 มก./ล. พบว่าระบบเอเอสมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีร้อยละ 62.36 อายุตะกอน (SRT) 20 วัน มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.25 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน แต่กำจัดซีโอดีได้น้อยเนื่องจากความเข้มข้นและส่วนประกอบของน้ำชะมูลฝอยมีส่วนที่ย่อยสลายได้ยาก เช่น กรดฮิวมิก และกรดฟัลลิก ส่วนระบบอาร์บีซีกำจัดบีโอดีได้ร้อยละ 71.7 กำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 51.13 มีซีโอดีเข้าระบบ 500 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3.3 กก.ซีโอดี/ม.³/วัน

Niramon Thanuddhanusilp (1995) ศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบเอเอสแบบเอสบีอาร์ (Sequencing batch reactor, SBR) ใช้ น้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบที่เขตลาดกระบ้ง กรุงเทพมหานคร ทำการบำบัดด้วยการเติมสารส้มเข้มข้น 4 ก./ล. ที่พีเอช 5.5 พบว่าลดซีโอดีได้ 53.37 % และกำจัดโลหะหนักได้เพียงเล็กน้อย จากนั้นจึงบำบัดต่อด้วยการเจือจางกับน้ำเสียชุมชนเพื่อลดสารพิษและสารที่ย่อยสลายได้ยาก ก่อนที่จะนำเข้าระบบเอสบีอาร์พบว่า ระบบกำจัดซีโอดีและบีโอดีได้ 78.0 % และ 84 % ตามลำดับ

Diamadopoulos et al. (1997) นำน้ำชะมูลฝอยบำบัดรวมกับน้ำเสียชุมชนด้วยอัตราส่วนน้ำเสียชุมชนต่อน้ำชะมูลฝอยเป็น 9:1 มีค่าบีโอดีรวม 430 มก./ล. ซีโอดี 1,090 มก./ล. และ TKN 133 มก./ล. (80% อยู่ในรูปของแอมโมเนีย) บำบัดด้วยเอสบีอาร์ที่ความเข้มข้นของน้ำตะกอน 3,500 มก./ล. พบว่าระบบเอสบีอาร์กำจัดบีโอดีได้ 98 % กำจัดไนเตรตได้ 99 % ในช่วงแอน็อกซิก ระบบรวมกำจัดไนโตรเจนรวมได้ 50 % น้ำออกมีของแข็งแขวนลอยต่ำกว่า 30 มก./ล. สีนํ้าออกเป็นสีเหลืองอ่อนจากกรดฮิวมิก และการกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดในช่วงการเติมนํ้าเสียโดยยังไม่ได้เติมอากาศเพราะฟล็อกจุลชีพสามารถดูดซับสารอินทรีย์ไว้ได้

Bulc Tjasa et al. (1997) ใช้บึงประดิษฐ์ (Constructed wetland, CW) โดยให้น้ำเสียที่มีซีไอดี 1,264 มก./ล. ไหลผ่านได้ชั้นดินที่มีพื้นที่ 450 ตร.ม. พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีไอดี 68 % บีไอดี 46 % แอมโมเนียไนโตรเจน 81 % และเหล็ก 80 % อย่างไรก็ตามการใช้บึงประดิษฐ์ให้มีประสิทธิภาพดีนั้นยังทำได้ไม่เต็มที่เพราะการหาขนาดพื้นที่ที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยทำได้ยาก เนื่องจากการผันแปรของมลพิษในแต่ละแห่งจะขึ้นกับปริมาณสารมลพิษ

Lugowski et al. (1990) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบใช้อากาศโดยใช้ถังอากาศต่ออนุกรมกับระบบอาร์บีส พบว่าระบบกำจัดบีไอดีได้ 96 % และกำจัดแอมโมเนียได้ 98-99 %

2.5.3 การบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจน

Chain และ DeWalle (1977) ได้ทำการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีซีไอดี 11,000-58,400 มก./ล. ด้วยระบบถังกรองไร้ออกซิเจน พบว่าต้องมีอัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:2:0.2 จึงเพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีน้ำหนักโมเลกุลประมาณ 2,000 โดยใช้เวลาเก็บกักน้ำ 1.25-7.67 วัน ให้ระบบรับภาระสารอินทรีย์ 1.43-21.97 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน น้ำชะมูลฝอยมีซัลเฟต 1,830 มก./ล. พบว่าระบบกำจัดเหล็กได้มากกว่า 93 % โดยมีเหล็กในน้ำเข้า 570 มก./ล. และพบว่าไม่เกิดปัญหาความเป็นพิษจากสังกะสีและตะกั่ว นอกจากนั้นผลของแบคทีเรียลดซัลเฟตทำให้การผลิตก๊าซมีเทนลดลง

Henry, Prasad and Young (1987) ได้ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยถังกรองไร้ออกซิเจนจำนวน 2 ถัง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 8 ซม. สูง 60 ซม. ปริมาตร 3 ลิตร มีหินเป็นตัวกรอง น้ำชะมูลฝอยที่ใช้ในการทดลองได้จากพื้นที่ฝังกลบใหม่มีค่าซีไอดี 14,000 มก./ล. และได้จากพื้นที่ฝังกลบเก่ามีค่าซีไอดี 3,750 มก./ล. ใช้ระยะเวลาเก็บกัก 24-96 ชั่วโมง อัตราส่วนการรับสารอินทรีย์ 1.26-1.45 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน พบว่าระบบสามารถลดซีไอดีได้ 90 % มีก๊าซเกิดขึ้นระหว่าง 400-500 ลิตร/กก.ซีไอดี มีก๊าซมีเทนเกิดขึ้นประมาณ 78-85 %

Kennedy, Hamoda and Guiot (1988) ได้รายงานผลการศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบ Fixed Film และระบบ Sludge Bed โดยกล่าวว่า น้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่

ฝั่งกลบที่มีการบำบัดขั้นต้นจะประสบความสำเร็จในการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนทั้งแบบ Upflow Blanket Filter (UBF) และแบบ Downflow Stationary Film (DSF) โดยระบบ DSF ลดซีไอดีได้ 94 % ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 14.7 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน ใช้ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 1.5 วัน ส่วนระบบ UBF กำจัดซีไอดีได้มากกว่า 88 % มีอัตราการรับสารอินทรีย์สูงถึง 44 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน ที่เวลาเก็บกัก 10 ชั่วโมง นอกจากนั้นยังพบอีกว่าในระบบมีการสะสมตัวของตะกอนโลหะหนัก

Chang (1989) ใช้ระบบ SBF (Sludge Bed Filter) บำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่ากำจัดซีไอดีได้ 92 % ที่อัตราสารอินทรีย์ 13 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน และลดลงเป็น 70 % ที่อัตราสารอินทรีย์ 21.77 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน นอกจากนั้นระบบยังกำจัดซัลเฟตและเหล็กได้สูงถึง 90 % และ 96.9 % ตามลำดับ แต่มีการสะสมของเหล็กในระบบทำให้น้ำออกพบเหล็กระหว่าง 160-515 มก./ล. อัตราซัลเฟตมีผลต่อพลังงานที่ได้รับจากระบบ กล่าวคือเมื่อเพิ่มอัตราซัลเฟตจาก 102 ถึง 683 มก./ล.-วัน พลังงานที่ได้ลดลงจาก 90 %-52 % และได้ก๊าซมีเทน 0.341 ลิตรต่อกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด

Mendez et al. (1989) ใช้ระบบสลัดจ์แชนนอนลอยบำบัดน้ำชะมูลฝอย พบว่ามีสารที่ย่อยได้ยาก 40 % ถูกย่อยในถังไร้ออกซิเจน และกำจัดซีไอดีได้ 65 % ด้วยถังกรองไร้ออกซิเจนที่เวลาเก็บกักน้อยกว่า 2 วัน โดยระบบมีความเสถียรมากและไม่มีการยับยั้งจากสารพิษ นอกจากนั้นยังได้ทดลองหมุนเวียนน้ำเสียด้วยอัตราการเวียนกลับ 9:1 และทดลองให้เกิดโอเวอร์โหลดด้วยการลดเวลาเก็บกักน้ำลงเหลือ 0.9 วัน พบว่าก๊าซที่ผลิตขึ้นได้เพิ่มขึ้นอย่างมากในทันทีและกลับสู่สภาวะปกติในเวลาต่อมา แต่ของแข็งแชนนอนลอยในน้ำออกไม่ได้เพิ่มขึ้นแสดงว่าระบบมีการเก็บของแข็งได้เป็นอย่างดี เมื่อทดลองให้มีการเติมเกลือโซเดียมคลอไรด์ 20 ก./ล. พบว่าระบบมีประสิทธิภาพลดลงและเข้าสู่สภาวะปกติในเวลา 9 วัน

Keenan et al. (1993) ได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบ Upflow Anaerobic Sludge Bed Filter (UASBF) ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยซึ่งมีค่าซีไอดีระหว่าง 800-1,000 มก./ล. พบว่าระบบสามารถลดซีไอดีได้มากกว่า 85 % ที่อัตราการรับสารอินทรีย์ 10 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน ระยะเวลาเก็บกัก 3.5 วัน

Nedwell และ Reynolds (1996) ทดลองบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยถังบำบัดแบบ SBF โดยใช้ระบบแบบสร้างมีเทน (Methanogenic digestion) และแบบลดซัลเฟต (Sulphate-reducing digestion) เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่าระบบสร้างมีเทนกำจัดซีไอดีได้ 81-97 % ขึ้น

อยู่กับอัตราสารอินทรีย์ 3.75 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน ในระบบแบบลดซัลเฟตกำจัดซีไอดีได้ 62 % 80% และ 84 % ที่ความเข้มข้นของ SO_4^{2-} เป็น 35 mM 105 mM และ 175 mM ตามลำดับ อัตราส่วนซีไอดีต่อซัลเฟตที่ 35 mM SO_4^{2-} เป็น 0.67 นอกจากนั้นยังพบซีไอดีในรูปของไพโรพิโอเนตออกมาจากระบบสร้างมีเทนและในระบบลดซัลเฟตก็พบอะซีเตตในน้ำออก การกำจัดซัลไฟด์ออกจากระบบทำได้โดยการเติมเหล็กและการไล่ก๊าซซัลไฟด์ แต่ไม่ได้เป็นการเพิ่มการกำจัดซีไอดีหลังจากที่กำจัดซัลไฟด์ออกแล้ว แสดงให้เห็นว่าไม่มีผลกระทบจากพิษของซัลไฟด์ทั้งระบบสร้างมีเทนและลดซัลเฟตสามารถกำจัดโลหะหนักได้มากถึง 100 มก./ล. ได้แก่ ทองแดง แมงกานีส นิกเกิล และสังกะสี ทดลองด้วยการเติมโลหะเหล่านี้ในน้ำเข้า แสดงให้เห็นว่าในระบบแบบสร้างมีเทนมีการผลิตซัลไฟด์ที่เพียงพอสำหรับการรวมตัวเป็นผลึกของโลหะหนักเหล่านี้

Sung et al. (1997) ศึกษาผลของเวลาเก็บกักและอุณหภูมิในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบไร้อากาศ โดยใช้น้ำเสียที่มีสัดส่วนของซีไอดีที่สลายได้ทางชีวภาพ 36 % การบำบัดระบบไร้อากาศที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิกประมาณ 35 องศาเซลเซียส ใช้เวลาเก็บกัก 2-10 วัน ภาระซีไอดี 0.78-4.2 กก.ซีไอดี/ม.³/วัน และต้องทำให้ระบบคืนเคยประมาณ 1 เดือน พบว่าระบบไร้อากาศมีการควบคุมอุณหภูมิสามารถกำจัดซีไอดีได้มากกว่าการบำบัดที่อุณหภูมิปกติประมาณ 1.2-1.4 เท่า และระบบมีความคงตัวดี การใช้ระบบไร้อากาศที่เวลาเก็บกัก 4-6 วัน โดยไม่มีการควบคุมอุณหภูมิพบว่าระบบกำจัดสารอินทรีย์ได้ต่ำมากอยู่ในช่วง 0-16 % และไม่คงตัว น้ำชะมูลฝอยที่บำบัดด้วยระบบไร้อากาศแล้วจะผ่านไปสู่อ่างเติมอากาศ พบว่าระบบเอเอสเป็นระบบหลักในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย (ประมาณ 70 %) แต่ผลจากการแปรผันของน้ำเสียทำให้ระบบรวมมีประสิทธิภาพไม่คงตัวอยู่ในช่วง 40-80 % การเพิ่มอุณหภูมิและเวลาเก็บกักเป็นทางเลือกในการเพิ่มประสิทธิภาพให้แก่ระบบเดิม แต่การเพิ่มอุณหภูมิโดยการใช้ความร้อนแก่น้ำเสียซึ่งทำได้โดยใช้ความร้อนจากเตาเผาขยะที่มีอยู่จะเสียค่าใช้จ่ายน้อยกว่า

Timur และ Ozturk (1997) บำบัดน้ำชะมูลฝอยด้วยระบบไร้อากาศ โดยไม่มีการปรับพีเอชและไม่ใช้การบำบัดก่อน น้ำเสียที่ใช้มีค่าคาร์บอนอินทรีย์รวมประมาณ 5,000 มก./ล. ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้คือ ASBR (Anaerobic Sequencing Batch Reactor) ที่มีค่า SRT 9-40 วัน เวลาเก็บกักน้ำ 1.5-1.0 วัน และ AHBF (Anaerobic Hybrid Bed Filter) ที่เวลาเก็บกักน้ำ 0.9-5.1 วัน พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์รวมได้เท่ากับ 81.4 % ที่เวลาเก็บกักน้ำ 2.4 วัน และระบบแบบแบคทีเรียมีประสิทธิภาพดีกว่าระบบแบบต่อเนื่อง

Nakayama และ Enari (1997) ใช้ระบบไร้อากาศในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ความเข้มข้นสูงมีค่า TOC ประมาณ 7,000 มก./ล. โดยใช้คอลัมน์บรรจุทรายสูง 50 ซม. น้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางด้านบนของคอลัมน์ จากการทดลองพบว่าคาร์บอนอินทรีย์รวมส่วนใหญ่ประมาณ 90 % จะถูกกำจัดเกิดขึ้นตอนบนของชั้นทรายที่ 20-30 ซม. และระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสรวมได้ 80 % แต่กำจัดไนโตรเจนรวมได้ต่ำมากเมื่อมีการเติมปรอทเข้าไปในระบบไม่พบความเป็นพิษของปรอท เนื่องจากปรอทอาจถูกดูดซับด้วยอนุภาคทรายและอาจเกิดเป็นปรอทซัลไฟด์