

บทที่ 2

ทฤษฎีและผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ทฤษฎีและหลักการทำงานของกระบวนการตกผลึก (Precipitation)

Precipitation เป็นกระบวนการฟิสิกส์-เคมี ซึ่งเปลี่ยนสารที่อยู่ในรูปของสารละลาย (Dissolved) ให้มาอยู่ในสถานะของแข็ง ซึ่งแยกออกจากสารละลายนั้น กระบวนการตกผลึกขึ้นอยู่กับสภาวะสมดุลทางเคมีที่มีผลต่อการละลายน้ำของสารนั้น ๆ ซึ่งเกิดขึ้นได้หลายวิธี โดยอาจจะเป็นไปตามขั้นตอนใดขั้นตอนหนึ่ง หรือหลายขั้นตอนรวมกัน ดังต่อไปนี้

- 1) เติมสารซึ่งสามารถทำปฏิกิริยาโดยตรงกับสารที่อยู่ในสารละลาย เพื่อให้สารนั้นสามารถละลายน้ำได้น้อยลง
- 2) เติมสารซึ่งทำให้เกิดการเปลี่ยนสภาวะสมดุลของการละลายน้ำ (Solubility Equilibrium) ให้เลื่อนมาถึงจุดซึ่งสารที่ละลายอยู่ในน้ำไม่สามารถละลายอยู่ในน้ำอยู่อีกต่อไป
- 3) เปลี่ยนอุณหภูมิของสารละลายอิ่มตัว หรือเกือบอิ่มตัวไปในทิศทางที่ทำให้มีค่าความละลายน้ำได้ (Solubility) ลดลง (ค่าความละลายน้ำได้ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ) จนเปลี่ยนไปอยู่ในสภาวะของแข็ง

ปฏิกิริยาในการเกิดกระบวนการตกผลึกนั้น ค่า pH มีความสำคัญต่อสภาวะสมดุลของความเข้มข้นของ Ionic Species มาก และเนื่องจากการเกิดกระบวนการตกผลึกในขั้นแรกนั้นจะเป็นอนุภาคที่มีขนาดเล็กมาก ดังนั้นแรง Zeta Potential ซึ่งมีผลทำให้สารที่แยกตัวออกมาจากสารละลายแล้วยังคงอยู่ในรูปของ Colloidal หากไม่กำจัดโดยการทำ Neutralization, Coagulation และ Flocculation ให้ดีแล้ว จะทำให้อนุภาคเหล่านี้หลุดออกมากับน้ำทิ้งได้โดยปกติแล้วเมื่อผ่านกระบวนการตกผลึก (Precipitation) แล้วน้ำเสียจะต้องส่งไปเข้ากระบวนการ Coagulation, Flocculation, Sedimentation และ Filtration อีก ตามความจำเป็นและตามมาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับสารเคมีที่ใช้ในการทำ Coagulation จะต้องเลือก

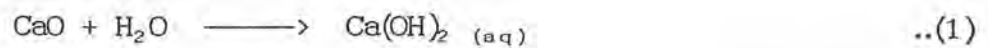
สารเคมีซึ่งสามารถทำงานได้ในค่า pH สูง เช่น ปูนขาว ส่วนสารส้มหรือสารประกอบของเหล็กทั้งหลายจะมีค่าความละลายน้ำได้สูง เมื่อค่า pH เกิน 9 จึงไม่สามารถนำมาใช้ได้

2.2 ทฤษฎีของการตกผลึกด้วยแคลเซียมคาร์บอเนต

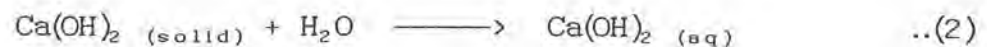


การก่อผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตสามารถอธิบายได้ดังนี้

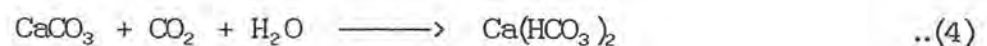
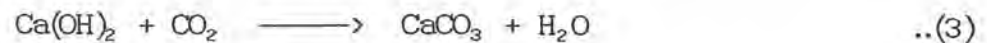
- 1) เตรียมโดยการละลายปูนดิบ (CaO) ลงในน้ำดังสมการ



- 2) เตรียมโดยการละลาย Calcium hydroxide (Solid) ลงในน้ำดังสมการ

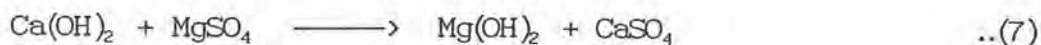
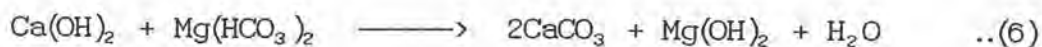
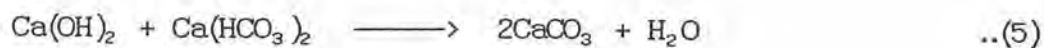


- 3) การตกผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตทำได้โดยการเติม CO_2 ลงใน Ca(OH)_2



สมการที่ 3 นั้นจะเกิดขึ้นในสภาวะที่มีค่า pH สูงมาก ๆ คือ ประมาณ 10.5–12.5 โดยในขณะที่ผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตก่อตัวนั้น (Calcium carbonate formation) จะทำการดูดซับหรือกักเอาสารอินทรีย์ (Organic matter) รวมถึง BOD, COD, SS, Color, Turbidity เข้าไว้ในก้อนผลึกในชั้นต่าง ๆ และเมื่อผลึกมีขนาดใหญ่ขึ้นก็จะตกตะกอนลงกันถึงตกตะกอน

ในระบบน้ำเสียที่ได้ อาจจะไม่ใช่เพียงผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตเพียงอย่างเดียวแต่อาจพบผลึกของ Magnesium หรือสารประกอบอื่น ๆ เช่น



2.3 ทฤษฎีสัมพัทธ์ระหว่างของแข็งและการละลายของของแข็ง

โดยทั่วไปเมื่อเกิดการละลายน้ำของของแข็งเกิดขึ้น จะได้เป็นสารละลายแต่จะมีมวลสารปริมาณหนึ่งเท่านั้นที่สามารถละลายได้ในน้ำหนึ่งหน่วยปริมาตร ความเข้มข้นจากัดนี้เรียกว่า "ค่าการละลายน้ำของของแข็ง" (Solubility of solids in water)

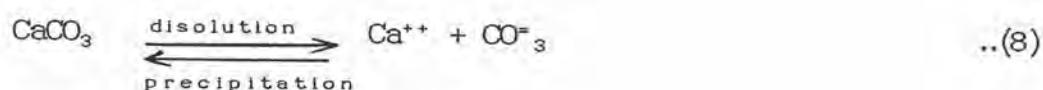
ตารางที่ 2.1 ตารางแสดงค่าการละลายน้ำของแคลเซียมในรูปแบบต่าง ๆ

Mineral	Formula	Solubility as ppm of CaCO ₃ at 0° C
Calcium bicarbonate	Ca(HCO ₃) ₂	1,620
Calcium carbonate	CaCO ₃	15
Calcium chloride	CaCl ₂	336,000
Calcium hydroxide	Ca(OH) ₂	2,390
Calcium sulphate	CaSO ₄	9,290

จากตารางจะเห็นว่าแคลเซียมคาร์บอเนตมีค่าการละลายน้ำน้อยที่สุด ดังนั้นจึงเกิดการถึงจุดอิ่มตัวเร็วที่สุด และตกผลึกออกมาเป็นผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตได้ง่าย ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียโดยการตกผลึกจึงทดลองใช้ผลึกแคลเซียมคาร์บอเนตโดยทำละลาย Ca(OH)₂ ในน้ำแล้วเติมก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ลงไปดังสมการ



ในขณะที่มีการตกผลึกจะเกิดสมดุลระหว่างการตกผลึกและการละลายน้ำของแคลเซียมคาร์บอเนตในน้ำ ดังสมการ



จากหลักการสมดุลทางเคมีของสมการข้างต้นจะได้ว่า

$$\frac{(\text{Ca}^{++})(\text{CO}_3^{=})}{(\text{CaCO}_3)_{\text{solids}}} = \text{Constant} = K$$

จากสมการที่ (8) ณ จุดสมดุล ความเข้มข้นของ Ca^{++} กับ $\text{CO}_3^{=}$ จะไม่ขึ้นอยู่กับปริมาณของของแข็ง (ผลึก CaCO_3) ดังนั้นสมการที่ (8) จะเขียนใหม่ได้เป็นดังนี้

$$(\text{Ca}^{++})(\text{CO}_3^{=}) = K_a \quad \text{..(9)}$$

ค่า K_a นี้จะเปลี่ยนแปลงขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ

$$\text{Calcium carbonate : } k_a = 10^{13.870 - 3059/T - 0.04035T}$$

โดยที่ T = อุณหภูมิในหน่วยของศาเคลวิน (KELVIN)

อัตราการละลายและอัตราการตกผลึกของแคลเซียมคาร์บอเนต จะขึ้นอยู่กับตัวประกอบร่วม (Factor) ดังนี้

- The degree of under or over saturation
- สภาวะการกวนน้ำ
- อัตราการเกิดผลึก
- สภาวะการเจริญเติบโตของผลึก

2.4 ผลของอุณหภูมิที่มีผลต่อการละลายของแคลเซียมคาร์บอเนต

Frear และ Johnston (1929) ได้พิจารณาค่าอัตราส่วนของการละลายของแคลเซียมคาร์บอเนตในช่วงอุณหภูมิ $0^{\circ}\text{C} - 50^{\circ}\text{C}$ เปรียบเทียบกับอุณหภูมิ 25°C ต่อมา Larson และ Buswall (1942) ได้ใช้ข้อมูลของ Frear และ Johnston และการทดลองของนักวิจัยอื่น ๆ ในการพิจารณาค่าการละลายน้ำของแคลเซียมคาร์บอเนต (Solubility of calcium carbonate) ในช่วงอุณหภูมิ $0^{\circ}\text{C} - 80^{\circ}\text{C}$ และได้ทำการเขียนกราฟได้ความสัมพันธ์

$$pka = 0.01183 t + 8.03 \quad ..(10)$$

จากสมการ (10) แสดงว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น ค่า pka สำหรับแคลเซียมคาร์บอเนตจะเพิ่มขึ้นนั่นคือ ค่า Ka จะลดลง

2.5 ผลกระทบเนื่องจาก Ionic strength

จากสมการ (9) ซึ่งเขียนในรูป Active concentration เมื่อนำมาเขียนในรูป Molar concentration แทนจะได้

$$fd(\text{Ca}^{++})fd(\text{CO}_3^{=}) = Ka \quad ..(11)$$

$$(\text{Ca}^{++})(\text{CO}_3^{=}) = Ka/fd^2 \quad ..(12)$$

$$(\text{Ca}^{++})(\text{CO}_3^{=}) = Ks \quad ..(13)$$

เมื่อ $fd = \text{active coefficient}$

$$Ks = Ka/fd^2$$

Ks เกิดเนื่องจากผลกระทบของอุณหภูมิและค่า ion strength

เนื่องจากค่า active coefficient (fd) ลดลง เมื่อค่า ionic strength สูงขึ้น ดังนั้นจากสมการ (12) จะได้ว่ายิ่งน้ำมีค่า ionic strength สูง สารละลายจะละลาย

น้ำได้มากขึ้น ถ้าใช้สมการ (12) ในการทำนายค่าการละลายน้ำของ CaCO_3 ต้องคำนึงถึงสภาวะเริ่มต้นด้วย เช่น ความเข้มข้นของ Ca^{++} และ CO_3^{--} ในน้ำขณะนั้นเกินค่าการละลายน้ำของแคลเซียมคาร์บอเนตหรือไม่ ถ้าเกินแล้วจะทำให้ผลึก CaCO_3 ตกผลึกออกมา

2.6 ความอิ่มตัวของแคลเซียมคาร์บอเนต

ถ้าทราบค่า total alkalinity, pH และความเข้มข้นของแคลเซียมขณะนั้นเราก็จะสามารถพิจารณาได้ว่า ขณะนั้นน้ำอิ่มตัวด้วย CaCO_3 แล้วหรือยัง ขณะเดียวกันถ้าผลคูณของความเข้มข้นของ Ca^{++} และ CO_3^{--} มีค่าเกินค่าคงที่ของการละลายน้ำของ CaCO_3 น้ำนั้นจะมีสภาวะ Oversaturated ด้วย CaCO_3 จะเกิดการตกผลึกของ CaCO_3 ในทางตรงกันข้าม ถ้าผลคูณของความเข้มข้นของ Ca^{++} และ CO_3^{--} มีค่าน้อยกว่าค่าคงที่การละลายน้ำของ CaCO_3 น้ำนั้นจะมีสภาวะ Undersaturated และ CaCO_3 ยังคงสามารถละลายน้ำเพิ่มได้

2.7 ส่วนประกอบของกระบวนการตกผลึกแคลเซียมคาร์บอเนต

ส่วนประกอบสำคัญของกระบวนการตกผลึกแคลเซียมคาร์บอเนต ได้แก่

- 1) ถังกวนเร็ว (Rapid Mixing Tank)
- 2) ถังกวนช้า (Slow Mixing Tank)
- 3) ถังตกตะกอน (Sedimentation Tank)

2.7.1 ถังกวนเร็ว (Rapid Mixing Tank)

มีหน้าที่ทำให้สารละลายแคลเซียมไฮดรอกไซด์ละลายและผสมกับน้ำเสียอย่างทั่วถึง เพื่อทำให้เกิดปฏิกิริยาตกผลึกของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3)

2.7.2 ถังกวนช้า (Slow Mixing Tank)

มีหน้าที่ทำให้ผลึกรวมตัวเกิดฟล็อก (Floc) ขนาดใหญ่ ซึ่งสามารถตกตะกอนได้ง่าย

2.7.3 ถังตกตะกอนแบบโซลิดคอนแทคท์

เป็นถังตกตะกอนที่มีการที่มีการกวนเร็วและกวนช้าอยู่ภายในถังเดียวกัน การเกิดผลึกของ CaCO_3 จะรวมตัวกันเป็นฟล็อก (Floc) เกิดขึ้นได้ง่ายและรวดเร็วขึ้น

ถังตกตะกอนแบบโซลิดคอนแทคท์ แบ่งออกได้เป็น 2 ประเภท คือ

1) ถังแบบ Sludge blanket โดยที่น้ำเสียที่ผสมปูนขาวและสารเคมีอื่นจะถูกบังคับให้ไหลผ่านชั้นสลัดจ์ (Sludge blanket) ซึ่งมีผลึก CaCO_3 จับตัวกัน

2) ถังแบบหมุนเวียนสลัดจ์ น้ำเสียและสารเคมีจะถูกผสมกับสลัดจ์ซึ่งดึงจากถังถังตกตะกอน และหมุนเวียนกลับมาใหม่

2.8 ผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การบำบัดน้ำเสียจากกองขยะได้รับความสนใจ และศึกษามาเป็นเวลาหลายทศวรรษ มีการศึกษาทดลองมากมายหลากหลายแล้วแต่ความสนใจของผู้ทำการทดลองซึ่งก็ประสบความสำเร็จไปพอสมควรแต่ในปัจจุบันก็ยังไม่มียุทธศาสตร์ที่สามารถบำบัดน้ำเสียจากกองขยะได้ครบถ้วนสมบูรณ์ กระบวนการบำบัดต่าง ๆ ไม่ว่าจะเป็นกระบวนการทางชีววิทยา, กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี ก็ยังคงมีข้อจำกัดและปัญหาต่าง ๆ ในตัวของระบบเอง ดังนั้นจึงต้องทำการประยุกต์และรวบรวมแต่ละกระบวนการเข้าด้วยกันได้มีผู้สนใจทำการศึกษาหาวิธีการบำบัดน้ำเสียจากขยะโดยกระบวนการต่าง ๆ ซึ่งพอสรุปผลงานวิจัยต่าง ๆ ได้ดังนี้

2.8.1. กระบวนการบำบัดทางชีววิทยา

Boyle และ Ham (1972) ได้ทำการศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกองขยะ (leachate) ที่มาจาก Sanitary landfill พบว่าด้วยกระบวนการตะกอนเร่ง (Activated sludge process) ที่ loading น้อยกว่า 0.03 ปอนด์บีโอดีต่อลูกบาศก์ฟุตต่อวัน จะมีการลด BOD_5 มากกว่าร้อยละ 90 แต่มีปัญหาเกี่ยวกับฟอง การแยกตะกอนของจุลินทรีย์ออกจากน้ำตะกอนจะไม่ดี นอกจากนั้นแล้วการศึกษาในห้องทดลอง พบว่า ถ้าเติมน้ำเสียจากกองขยะ leachate ($\text{COD } 10,000 \text{ มก./ลิตร}$) ร้อยละ 5 (ปริมาตรต่อปริมาตร) ลงในน้ำทิ้งจากบ้านเรือนแล้วน้ำ

ไปบำบัดโดย Extended Aeration จะทำให้คุณภาพของน้ำที่บำบัดแล้วลดไปถ้าเติม leachate มากกว่าร้อยละ 5 จะทำให้มี Solids เพิ่มขึ้นอย่างมาก ซึ่งจะมีผลทำให้อัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้น และการแยกตัวของตะกอนออกจากน้ำตะกอนไม่ดี

Boyle และ Ham(1974) ได้ทำการศึกษาการบำบัดแบบไร้อากาศ (Anaerobic treatment) พบว่าสามารถลดค่า BOD เข้าระบบ 1820 มก./ล.ลงได้มากกว่า 90% โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ $23^{\circ}\text{C} - 30^{\circ}\text{C}$ และมี Detention time เท่ากับ 30 วัน

Cook และ Foree (1974) ได้ศึกษาการบำบัด Sanitary landfill leachate โดยวิธีทางชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน โดยทำการบำบัดขั้นแรกทางฟิสิกส์และเคมีก่อน แล้วจึงบำบัดทางชีววิทยาแบบตะกอนเร่ง (Activated sludage process) การทดลองใช้ขนาดปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยใช้บีกเกอร์ขนาด 2 ลิตร เป็นถังปฏิกรณ์ (reactor) ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading) ที่ใช้มีค่าระหว่าง 400 ถึง 1600 g COD/m³.day ค่าอายุตะกอนเท่ากับ 45 และ 11.25 วันตามลำดับ การนำน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นแบบ Batch ผลการทดลองปรากฏว่า ที่อายุตะกอนเท่ากับ 10วัน โดยให้มี MLVSS เท่ากับ 4,400 มก./ลบ.คม.มีประสิทธิภาพในการลดค่า COD ได้มากกว่า 97% ส่วนที่อายุตะกอนเท่ากับ 2 และ 5 วัน ระบบจะล้มเหลวโดยค่า COD ของ leachate ที่ได้รับการบำบัดแล้วจะสูงขึ้น แต่ MLVSS จะลดลงอย่างมาก นอกจากนั้นได้ศึกษาถึงการบำบัดขั้นแรกด้วยวิธีการทางฟิสิกส์และเคมี พบว่าจะมีการลด TSS และสีลงได้บ้าง

Keenan และคณะ (1984) ได้ศึกษาการบำบัด Landfill leachate โดยมีการบำบัดทางเคมีและฟิสิกส์ก่อนแล้วจึงทำการบำบัดทางชีววิทยาการบำบัดทางเคมีบำบัดด้วย lime แล้วทิ้งให้ตกตะกอนเพื่อกำจัดโลหะหนักและบางส่วนของสารอินทรีย์ออกจาก Leachate unit ที่ใช้เป็นแบบ Upflow solid contact reactor lime slurry จะผสมแบบ flash mix กับ leachate แล้วทิ้งให้ตกตะกอน Unit ของ lime treatment เป็นถังทรงกระบอก เส้นผ่าศูนย์กลาง 3.66 เมตร ความลึก 3.66 เมตร มี Hydraulic retention time เท่ากับ 1.7 ชั่วโมง อัตราการไหล 380 ลิตรต่อนาที หลังจากนั้นส่วนที่เป็นน้ำใสจะผ่านเข้ามาสู่ระบบบำบัดทางชีววิทยา ซึ่งมีถังเติมอากาศขนาด 75.710 ลิตร รับการบำบัด Leachate ด้วยอัตราการไหล 380 ลิตรต่อนาที ระยะเวลาเก็บกัก 6.6 ชั่วโมง มีการ Returned sludge ร้อยละ 200 ของอัตราน้ำไหลเข้า ผลการทดลองปรากฏว่าการทดลองครั้งแรกล้มเหลวเนื่องจากมีฟอสฟอรัสน้อยและเกิดแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) ซึ่งเป็นพิษต่อระบบทำให้จุลชีพ

ในระบบไม่สามารถเจริญเติบโตได้ จึงเติมกรดฟอสฟอริกเพื่อปรับค่า pH และเป็นกรเพิ่มฟอสฟอรัสด้วยสำหรับ $\text{NH}_3\text{-N}$ ถูกกำจัดโดย Air stripping ทำให้ค่าความเป็นพิษลดลง จึงทำให้การบำบัดได้ผลการศึกษาครั้งนี้ได้พบว่า Raw leachate ต้องทำ Pretreatment ก่อนแล้วจึงนำมาบำบัดด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบกระบวนการตะกอนเร่ง (Activated sludge process) ต่อไป และเห็นได้ชัดว่าน้ำหลังจากทำ Pretreatment แล้ว ต้องทำ NH_3 stripping ใน Lagoon ก่อนเพื่อลดปริมาณ NH_3 toxic ในน้ำนั้นจึงจะเหมาะสมแก่การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การบำบัดสามารถลดค่า BOD_5 จาก 3,564 มก./ลบ.คม. เหลือ BOD_5 ในน้ำที่ได้รับ การบำบัดแล้วเพียง 118 มก./ลบ.คม. หรือลด BOD_5 ได้ร้อยละ 96.7 โดยวิธีนี้พบว่า Nitrifying bacteria สามารถเจริญเติบโตทำให้น้ำมีปริมาณ NH_3 เหลือน้อยมาก

Cameron (1975) พบว่าโดยวิธีเดียวกัน ที่ค่า COD เข้าระบบ 5,000 – 6200 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ระหว่าง 92–97 % โดยใช้ค่า Detention time เท่ากับ 7–27 วัน

Steiner และคณะ (1977) ได้ทำการศึกษาโดยใช้ Lagoon แต่ไม่ประสบผลสำเร็จเนื่องจากความเป็นพิษของแอมโมเนียต่อระบบ

David (1981) ได้ทำการศึกษาการบำบัดทางชีววิทยา โดยกระบวนการตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) พบว่า ที่ค่า COD เข้าระบบ 19,370 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ 97.2 % (ที่ 5°C , means cell retention time 9 วัน) จนถึง 98.6% (ที่ 5°C , means cell retention time 25 วัน) ในขณะที่เดียวกันโดยการวิเคราะห์ค่า COD เข้าระบบเท่ากับ 13640 มก./ล. พบว่าสามารถลดค่า COD ลงได้ 99.5 % (ที่ 5°C , means cell retention time 9 วัน) จนถึง 99.9 % (ที่ 24°C , means cell retention time 25 วัน)

Robinson & Maris (1985) ได้ศึกษาถึงการบำบัด Leachate ที่มาจาก Domestic landfill site โดยวิธีการทางชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจนโดยกระบวนการตะกอนเร่ง (Activated Sludge process) ใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 20 ลิตร โดยมี Sludge settling chamber อยู่ในถังเดียวกันและเป่าอากาศโดย compressed air ด้วย อัตรา 7 ลิตรต่อนาที ด้วยอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ประมาณ 0.21 kg.BOD/kg.MLVSS-day ควบคุมระบบให้มี MLVSS เป็น 1450 มก./ลบ.คม. และอายุตะกอนเท่ากับ 10 วัน ปรากฏว่า

สามารถกำจัด BOD ได้มากกว่าร้อยละ 98 ส่วน COD จะลดลงประมาณร้อยละ 92 ถ้าควบคุมอายุตะกอนต่ำกว่านี้ ประสิทธิภาพการลดค่า BOD และ COD จะลดลงและ Treated effluent จะมีตะกอนแขวนลอย (Suspended solids) สูง

รศ.วีรวรรณ ปัทมาภีรัต แห่งภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ได้ทำการศึกษาวิธีการบำบัดน้ำเสียจากกองขยะอ่อนนุชโดยทางชีววิทยาโดยใช้วิธีการบำบัดหลายวิธี ดังนี้

การบำบัดโดยใช้กระบวนการตะกอนเร่ง (Activated sludge process) พบว่าไม่ว่าจะเป็นการทำงานแบบ Batch feeding หรือแบบ Continuous feeding จะให้ผลใกล้เคียงกันคือ ประสิทธิภาพในการลด COD ต่ำมาก ประสิทธิภาพการลดค่า BOD_5 ก็ไม่ดี พบว่า จุลชีพในระบบไม่แข็งแรง และเกิดพวก Filamentous bacteria ซึ่งพบร่วมกับพวก Floc formers ทำให้การตกตะกอนไม่ดี มีตะกอนแขวนลอย SS ในน้ำที่ได้รับการบำบัดแล้วสูง ประสิทธิภาพการลดสีก็ต่ำมากเช่นกัน ซึ่งสรุปได้ว่าการบำบัดน้ำเสียจากขยะด้วยกระบวนการตะกอนเร่งไม่ได้ผล เพราะ

- 1) น้ำขยะประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างสลับซับซ้อน ยากแก่การย่อยสลายโดยจุลชีพ ดังนั้นการเจริญเติบโตของจุลชีพในระบบจะไม่แข็งแรง
- 2) ในน้ำขยะมี TKN และปริมาณ NH_3-N สูง จึงทำให้เป็นพิษต่อจุลชีพในระบบ
- 3) ถ้าจะกำจัด TKN ให้ได้ผลดีจะต้องปรับ pH ให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของ Nitrifying bacteria แต่ถ้าหาก pH สูงก็จะไประงับการเจริญเติบโตของ Heterotrophic microorganism ในระบบ จึงทำให้ประสิทธิภาพของการบำบัดไม่ดี
- 4) คุณลักษณะของน้ำขยะ มีสารประกอบไขมันและน้ำมันในปริมาณสูง ไม่เหมาะกับการบำบัดด้วยกระบวนการตะกอนเร่งนี้ เพราะการเติมอากาศจะทำให้ไขมัน และน้ำมันลอยสู่ผิวหน้าและไปหุ้มรอบเซลล์ของจุลชีพ ทำให้การถ่ายเทออกซิเจนสู่เซลล์เป็นไปได้ยาก จุลชีพจึงอาจตายหรือมี Metabolism ลดลง ประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงต่ำ

การบำบัดโดยระบบ RBC (Rotating Biological Contactor) จากการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการลด COD และ BOD ต่ำ โดยที่คุณลักษณะของน้ำขยะอ่อนนุ่มที่มีค่าตะกอนแขวนลอยต่ำ ในขณะที่ค่า IS สูงคือ มีสารประกอบอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้มาก จึงทำให้ไม่สามารถบำบัดน้ำขยะได้ดีด้วยระบบทางชีววิทยา ทั้งนี้เพราะในระบบทางชีววิทยาคอหามีค่าอัตราส่วนของ BOD:N:P เท่ากับ 100:5:1 แต่ค่าอัตราส่วนของ BOD:N:P ของน้ำขยะเท่ากับ 100:146:2 และ อัตราส่วนของ BOD : COD เท่ากับ 800-500 ต่อ 7,000 คือประมาณ 0.03-0.07 จะเห็นว่าไม่เหมาะกับการบำบัดด้วยระบบทางชีววิทยา ซึ่งควรมีค่าอัตราส่วนของ BOD:COD > 0.6(Sakai, Y, 1988)

2.8.2. กระบวนการบำบัดโดยการออกซิเดชันทางเคมี

Ho, S. และคณะในปี 1974 ได้ทำการศึกษาเรื่อง การออกซิเดชันทางเคมี (Chemical Oxidation) ได้ทดลองใช้สารเคมี 4 ชนิดไป Oxidize น้ำเสียจากขยะ ได้แก่ Chlorine, Calcium hypochlorite, Potassium permanganate และ Ozone พบว่า ต้องใช้สารเหล่านี้ในปริมาณค่อนข้างสูงถึงสูงมากจึงจะสามารถลดค่า COD ได้ในผลที่ไม่ดีนัก ดังนี้

Chlorine 1,200 mg/l สามารถลดค่า COD ได้ 25%

Calcium hypochlorite 8,000 mg/l จะลดค่า COD ได้ 48%

Potassium permanganate 10,000 mg/l จะลดค่า COD ได้ 20%

Ozone ใช้นาน 3 ชั่วโมง จะลดค่า COD ได้ 37%

2.8.3. กระบวนการบำบัดทางฟิสิกส์

Ho, S. และคณะ (1974) ได้ทำการศึกษาเรื่อง Activated carbon absorbtion โดยทำการทดลองแบบ Batch ซึ่งพบว่าสามารถลดสีและกลิ่นได้ดีและด้วยปริมาณ 16,000 มก./ล. จะสามารถลด COD ได้ 34% ที่ค่า COD เข้าระบบเท่ากับ 4,920 มก./ล. ส่วนการลดลงของโลหะหนักไม่ได้มีการบันทึกไว้

Ho, S. และคณะ (1974) ได้ทำการศึกษาในเรื่องเดิมแต่ใช้เป็น Column system, ที่ค่า COD เข้าระบบ 7,213 มก./ล. ระบบนี้สามารถลด COD ลงได้ 59% ที่ค่า HRT เท่ากับ 45 นาที

Cook และ Foree (1974) ได้ทำการศึกษาเรื่อง Activated carbon โดยมีการบำบัดขั้นต้นด้วยปูนขาวพบว่า ที่ค่า COD เข้าระบบ 3,290 มก./ล. โดยกระบวนการนี้ สามารถลด COD ลงได้ 81% ที่ค่า HRT เท่ากับ 15 นาที

Chian และ Dewalle (1976) ทำการศึกษาเรื่อง Reverse osmosis พบว่า ที่ค่า COD เข้าระบบเท่ากับ 53,300 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ระหว่าง 56% ถึง 89% และสามารถลดค่า Total Solids ได้ถึง 99% โดยที่ต้องทำการบำบัดขั้นต้นเสียก่อน

Shein (1986) ได้ทำการศึกษาเรื่อง Activated Peat Adsorbtion พบว่า ที่ค่า COD เข้าระบบเท่ากับ 40,000 ถึง 50,000 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ 44.5% ในขณะที่เดียวกันก็สามารถลดกลิ่นและสีได้เป็นอย่างดี

สำหรับการศึกษาเรื่อง Ion exchange นั้นมีการศึกษาเพียงการลดแอมโมเนีย (Amonia) ในน้ำขุ่นที่มีค่า COD ต่ำ ๆ เท่านั้น

2.8.4. กระบวนการบำบัดทางเคมี

Ho, S. และคณะ (1974) ได้ทำการศึกษาเรื่อง Chemical Coagulation โดยใช้สารส้มพบว่าที่ค่า COD เข้าเท่ากับ 9,100 มก./ล. และใช้ปริมาณสารส้มเท่ากับ 1,000 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ 5.3% และพบว่าสามารถลดสี จากสีน้ำตาลดำลงไปเป็นสีเหลืองแก่

Ho, S. และคณะ (1974) พบว่า ที่ค่า COD เข้า 9,100 มก./ล. และใส่ Ferric Chloride 1,000 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ 16.3% และพบว่าสามารถลด Fe ลงได้ 98%

Ho, S. และคณะ (1974) ได้ทำการทดลอง โดยใช้ปูนขาว (lime) และ Sodium sulfide ในการศึกษาพบว่า ลดค่า Fe และค่าสีได้ดีและลดค่า COD, solid ได้น้อย หากจะให้ค่าดี จะต้องใช้ปริมาณที่สูงมาก เช่นที่ pH 7 ต้องใช้ $FeCl_3$ ประมาณ 1,000 mg/l จะลด COD ได้เพียงประมาณ 16%

Furguson (1973) ได้แสดงให้เห็นจริงว่าการใช้ปูนขาว สามารถลดค่าความเข้มข้นของฟอสเฟตในน้ำได้จนเหลือน้อยกว่า 2 mg/l โดยอาศัยการใส่ปูนขาวให้ตกตะกอนที่ $\text{pH} > 9$ และให้ข้อสังเกตที่น่าสนใจคือ ค่า pH จะสูงขึ้นเป็น 9-11 ขณะใส่ (dosage) แต่เมื่อมีการเกิดผลึก ค่า pH จะลดลงในขณะที่ค่า Alkalinity จะสูงขึ้น

Merrill, D.T. และ R.M. Jordan (1975) ได้ทำการศึกษาริวิจัยให้กับ Water Pollution Central Federal ได้ทำนายไว้ว่า ปูนขาว (Calcium Carbonate) นั้นจะถูกใช้มากขึ้นในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากมีความสามารถในการกำจัด โลหะหนัก (Trace Metal) ได้ดีอีกทั้งยังลดค่า Phosphate ได้ด้วย และจากการทดลองของ Dr.Maruyame ในปีเดียวกัน เพื่อศึกษาวิธีการต่าง ๆ ในการกำจัด Trace metal โดยได้ทดลองใช้หลาย ๆ วิธีรวมทั้งการใช้ปูนขาวและให้ข้อสังเกตไว้ว่า Kinetic factor จะเป็นตัวกำหนดองค์ประกอบสุดท้ายของน้ำที่บำบัด และความสามารถในการละลายน้ำของโลหะไม่ใช่เป็นตัวกำหนดค่า Trace metal concentration ดังนั้นในการทำ Lime Treatment ซึ่งมีกลไกในการตกผลึก (precipitation reaction kinetic) ก็น่าจะสามารถกำหนดค่าความเข้มข้นท้ายสุดของโลหะหนักได้

จากเอกสารการทดลองของ Reddy ในปี ค.ศ. 1971-1977 แสดงให้เห็นว่าการใช้ปูนขาว(Lime Treatment) นั้นสามารถบำบัดความเสียของน้ำได้จริง และการเกิดผลึก Calcium carbonate นั้นเป็นไปตาม A parabolic kinetic equation อัตราการเกิดปฏิกิริยา (Rate of reaction) จะถูกควบคุมโดย An interfacial process แทนที่จะถูกควบคุมโดยการฟุ้งชนกันของ Lattice ions

Van Fleet และคณะ (1978) พบว่า ที่ค่า COD เข้า 2,000 มก./ล. และใช้ปริมาณสารส้มเท่ากับ 2,700 มก./ล. สามารถลดค่า COD ลงได้ 31% แต่ไม่มีการบันทึกในเรื่องของความสามารถในการบำบัดสี

ธรรมนัส ชื่นเสนาะ และหทัยรัตน์ แซ่หลี่ (พ.ศ.2525)ได้ทำการศึกษากการบำบัดน้ำเสียจากกองขยะอ่อนนุช โดยใช้วิธีการตกตะกอนด้วยสารส้ม พบว่า pH ที่เหมาะสมที่สุด (Optimum pH) ในการตกตะกอนด้วยสารส้ม มีค่าเท่ากับ 5.5 และได้ทำการทดลองปรับ pH ของน้ำเสียจากกองขยะ ซึ่งมี pH ประมาณ 8 ให้มี pH ต่ำลงก่อนที่จะเติมสารส้ม ทำให้เกิดผลดี คือ สามารถลดค่าสีลงได้ และจะได้ผลดีมาก เมื่อปรับ pH น้ำขยะมาที่ pH ในช่วง

5.5–6.5 จะทำให้ลดค่าสีลงได้ประมาณ 90% นอกจากนี้ ยังได้ศึกษาผลกระทบของการใช้สารพวก polymer กับการตกตะกอนน้ำขุ่นด้วยสารส้ม พบว่า ทั้ง cationic, anionic และ nonionic polymer ให้ผลในแง่การกำจัดสีและ COD ได้น้อย แต่ให้ผลดีในแง่การรวมกลุ่มตะกอนเกิดเป็นฟล็อก (floc) เม็ดใหญ่และตกตะกอนได้เร็วขึ้น จึงกำจัด SS ได้ดี

รศ.สุรีย ขาวเขียวและ รศ.ดร.มันลีน ตัณฑุลเวศน์ และกฤษฎ์ ถาวรวงศ์ ในปี พ.ศ. 2532 ได้ทำการศึกษาการกำจัดสีของน้ำเสียจากกองขยะหนองแวมโดยวิธีเคมีพบว่า เมื่อน้ำเสียจากกองขยะซึ่งมีสีเข้มข้นมาก มาทำการกำจัดสีด้วยการเติมสารเคมีชนิด และปริมาณต่าง ๆ โดยตรงภายใต้การปรับค่า pH ต่าง ๆ กันนั้น ไม่สามารถกระทำได้อย่างมีประสิทธิภาพทำให้เกิดฟองและ scum ปริมาณสูงจากปฏิกิริยาเคมีของสารเคมีกับน้ำเสีย จึงทำการเจือจางให้มีปริมาณอยู่ในช่วงประมาณ 3,000 หน่วย จึงสามารถปฏิบัติการกำจัดสีได้อย่างมีประสิทธิภาพสูง โดยยังคงต้องใช้ปริมาณสารส้มประมาณ 1,500 มก./ล. โดยไม่ต้องปรับ pH และค่า pH ที่เหมาะสมมีค่าประมาณ 5.5–6.0

2.9 สรุปกระบวนการกำจัดน้ำเสียจากกองขยะโดยวิธีต่าง ๆ ตามเป้าหมายการกำจัดที่ต้องการ

จากการที่คุณภาพน้ำขยะแปรเปลี่ยนไปตามเวลา ดังนั้นสำหรับกองขยะใหม่ ๆ ที่มีอายุการกลบฝังไม่เกิน 5 ปีครั้งก็จะยังคงมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ๆ ปนอยู่มาก จึงควรจะใช้วิธีการกำจัดทางชีววิทยา (Biological Treatment) แต่เมื่อกองขยะกลบฝังมีอายุมากขึ้น ควรจะใช้การกำจัดทางฟิสิกส์และเคมี (Physical and Chemical Treatment) ดังนั้นระบบบำบัดทางชีววิทยา และการตกตะกอนทางเคมี จึงควรมีอยู่ในระบบกำจัดน้ำเสียจากกองขยะ ส่วนการจะทำการกำจัดน้ำเสียขั้นสูงขึ้นไปโดยวิธีการต่าง ๆ นั้น ก็ขึ้นอยู่กับคุณภาพน้ำทิ้งที่ต้องการ

โดยทั่วไป ระบบกำจัดน้ำเสียจากขยะจะเป็นดังแสดงไว้ในตารางที่ 2.1 ซึ่งแสดงวิธีการกำจัดที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำขยะตามแต่เป้าหมายการกำจัดที่ต้องการ

ตารางที่ 2.2 กระบวนการกำจัดน้ำเสียจากขยะโดยวิธีต่าง ๆ ความเป็้าหมายการกำจัดที่ต้องการ

Treatment Technology	Target Pollutants						Remarks
	BOD	COD	SS	TKN	Color	Heavy Metals	
Rotating Biological Contactor	G	F	P	P	P	P	Applied at comparatively low concentration
Contact oxidation process	G	F	P	P	P	P	Applied at comparatively low concentration
Activated sludge process (conventional extended , non continuous types)	G	F	P	P	P	P	Rate of COD removal varies from 10 to 80% depending on the properties of water. $\text{NH}_3\text{-N}$ may change to $\text{NO}_3\text{-N}$.

Removal Efficiency : G = Good, F = Fair, P = Pool.

Treatment Technology	Target Pollutants						Remarks
	BOD	COD	SS	TKN	Color	Heavy Metals	
Lagoon	F	F	P	F	P	P	When BOD in raw water is high, the rate of removal drops. The running cost is low.
Biological Medium filtration process	G	F	G	P	P	P	Since BOD load is as high as 3-5 kg (m ² -day), the site area can be small.
Biological denitrification	G	F	P	G	P	P	NH ₃ -N changes to N ₂ gas.
Coagulating sedimentation process	F	G	G	P	G	F	Effective in removing SS, COD, and chromaticity.

Removal Efficiency : G = Good, F = Fair, P = Pool.

Treatment Technology	Target Pollutants						Remarks
	BOD	COD	SS	TKN	Color	Heavy Metals	
Sand filtration	P	P	G	P	P	P	Required as pretreatment of activated carbon adsorption method
Activated carbon adsorption	G	G	F	P	G	P	Effective in removing COD, and chromaticity, removal of toxic substances and organic nitrogen can be expected.
Ozonization	P	F	P	P	G	P	Especially effective in removing chromaticity.
Chelate resin	P	P	P	P	P	G	Effective in removing heavy metals.

Removal Efficiency : G = good, F = fair, P = poor.

ที่มา : Takashi Ikeguchi, 1988.