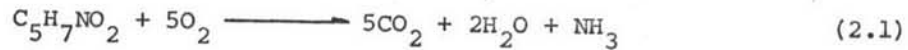


บทที่ ๒

การย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน

๒.๑ หลักการ

การย่อยตะกอนแบคทีเรียด้วยวิธีใช้ออกซิเจน คือการนำตะกอนแมกไกไว้ในถังเปิดเป็นเวลาหลายวัน โดยเติมอากาศลงในตะกอนตลอดเวลาเพื่อให้ออกซิเจนแก่แบคทีเรียและป้องกันมิให้ตะกอนจมลงกันดัง เนื่องจากการเติมอาหารให้แก่แบคทีเรีย การดำรงชีพของแบคทีเรียจึงอยู่ในระยะ Endogeneous ทำให้แบคทีเรียบางส่วนตาย จำนวนแบคทีเรียจึงลดลงเรื่อย ๆ เซลล์ที่ตายก็จะสลายตัวกลายเป็นอาหารของเซลล์ที่มีชีวิตอยู่ เซลล์ของแบคทีเรียจะสลายตัวดังสมการ (METCALF and EDDY, 1972)



ภายใต้สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม NH_3 อาจจะถูกเปลี่ยนต่อไปเป็น NO_3^- การย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน จึงทำให้คุณลักษณะต่าง ๆ ของตะกอนเปลี่ยนแปลงไป โดยเฉพาะอย่างยิ่งปริมาณสารอินทรีย์ในตะกอนวัดเป็นค่า VSS หรือ SS จะลดลง จนในที่สุดถ้าใช้เวลานานพอ ตะกอนที่เหลืออยู่จะเป็นตะกอนที่อยู่นิ่ง (Stable) ไม่น่าเหม็นถึงแม้จะนำมาเก็บไว้เป็นเวลานาน โดยไม่เติมอากาศ

ปฏิกิริยาการย่อยตะกอนในสมการ (๒.๑) เป็น First-order Reaction (STEIN and others, 1972; BARNHART, 1961; RANDALL and others, 1975) จากสมการของ Bacterial Dynamics (METCALF and EDDY, 1972) ซึ่งเขียนได้เป็น

$$\frac{dx}{dt} = YSr - kX \quad (2.2)$$

ในเมื่อ	X	= ปริมาณแบคทีเรียในระบบ
	Y	= สัมประสิทธิ์การเติบโตของแบคทีเรีย (Yield Coefficient) = ปริมาณแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้นต่อหนึ่งหน่วยน้ำหนักของอาหารที่ถูกแบคทีเรียใช้ไป
	Sr	= ปริมาณอาหารที่ถูกแบคทีเรียใช้ไป
	k	= สัมประสิทธิ์สลายตัวของแบคทีเรีย (Decay Coefficient)
และ	t	= เวลา

เนื่องจากในการย่อยตะกอนแบคทีเรีย ไม่มีอาหารเข้าสู่ระบบ YSr จึงมีค่าเป็นศูนย์ ดังนั้นสมการ (๒.๒) จึงเขียนใหม่ได้เป็น



๔

$$\frac{dx}{dt} = -kX \quad (2.3)$$

ในทางปฏิบัติ โดยทั่วไป ค่า X ที่ใช้คือค่า SS หรือ VSS ค่า VSS คือปริมาณสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของตะกอน ซึ่งแบ่งออกได้เป็น ๒ ส่วน คือส่วนที่ย่อยสลายได้ (Biodegradable Volatile Suspended Solids หรือ BVS) ซึ่งมีประมาณ ๘๐% ส่วนที่เหลืออีก ๒๐% เป็นสารอินทรีย์ที่ไม่ย่อยสลาย (Nonbiodegradable VSS หรือ NBVS) ซึ่งส่วนใหญ่เป็นสารที่มีลักษณะคล้ายสารพวก Polysaccharide (STEIN and others, 1972) ดังนั้นถ้าให้ X เป็น VSS ทั้งหมด X_n เป็น NBVS สมการ (๒.๓) จะกลายเป็น

$$\frac{d(X-X_n)}{dt} = -k(X-X_n) \quad (2.4)$$

เมื่ออินทิเกรตสมการ (๒.๔) ระหว่างช่วง $t = 0$ ถึง $t = t$ จะได้

$$\ln \frac{(X_e - X_n)}{(X_0 - X_n)} = -kt \quad (2.5)$$

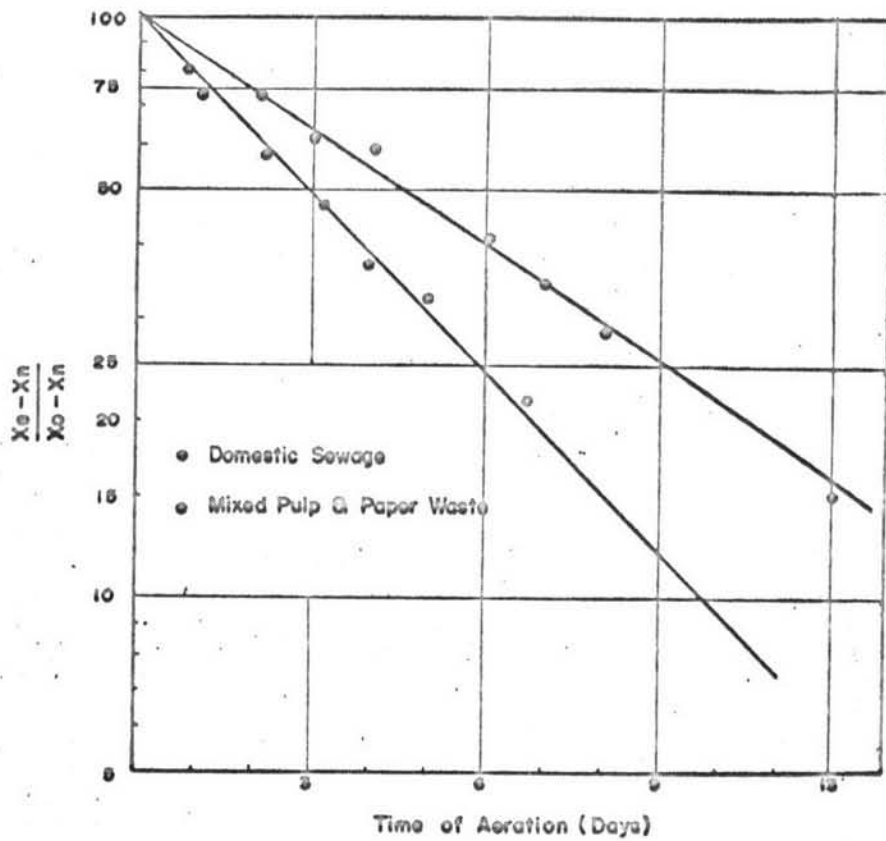
$$\begin{aligned} \text{ในเมื่อ } X_e &= \text{VSS ที่เวลา } t \\ X_0 &= \text{VSS ที่เวลา } t = 0 \end{aligned}$$

สมการ (๒.๕) จะเป็นสมการเส้นตรงบนกระดาษกราฟ Semi-Log โดยมีค่าความชันเท่ากับ k ดังแสดงในรูปที่ ๒.๑

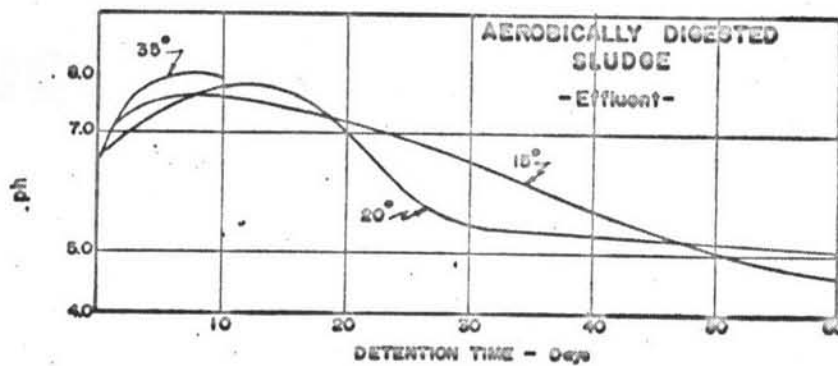
ค่า k ที่หาจากค่า BVS ตามสมการ (๒.๕) นั้น แสดงถึงอัตราเร็วของการสลายตัวของ BVS เท่านั้นมากกว่าที่จะแสดงถึงอัตราเร็วของการสลายตัวของตะกอนทั้งหมด (RANDALL and others, 1975) การหาค่า NBVS ทำได้ยากในทางปฏิบัติและปริมาณของ NBVS หรือ BVS ขึ้นอยู่กับสภาวะแวดล้อมในถังย่อยตะกอนและขึ้นอยู่กับ Sludge Age ด้วย โดยทั่วไปจึงใช้อัตราการลดของค่า VSS เป็นดัชนีวัดประสิทธิภาพของการย่อยตะกอน ในทางปฏิบัติจึงควรหาค่า k จากค่า VSS หรือ SS (RANDALL and others, 1975)

๒.๒) การแปรผันของค่า k

จากข้อมูลในบทความของ BARNHART (1961) ซึ่งแสดงไว้ในตารางที่ ๒.๑ จะเห็นได้ว่า ค่า k ที่คำนวณได้จากการเปลี่ยนแปลงของค่า BVS สำหรับน้ำทิ้งชนิดต่าง ๆ มีค่าแตกต่างกัน จึงดูเหมือนว่าค่า k ขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำทิ้ง



รูปที่ 2.1 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า $\ln \frac{X_0 - X_n}{X_0 - X_n}$ กับเวลา (BARNHART, 1961)



รูปที่ 2.2 การเปลี่ยนแปลงของค่า pH (DREIER, 1963)

ตารางที่ ๒.๑ ค่า k สำหรับตะกอนแบคทีเรียที่ได้จากน้ำทิ้งต่าง ๆ (BARNHART, 1961)

Type of Waste	Removable VSS, %	$k_1, \text{day}^{-1} \text{ base } e$
Domestic Sewage	50-55	0.23-0.275
Mixed Primary and Activated Sludge		
from Domestic Sewage	60	0.30
Spent Sulfite Liquor	75(SS)	0.185
Biochemical	50	0.33
Textile and Domestic Sewage	60	0.43
Mixed Pulp and Paper	50	0.14
Semi-Chemical and Paper Pulping	50	0.185
Pharmaceutical Waste	75	0.46
Meat Packing and Domestic	50	0.16

อุณหภูมิที่ใช้ในการทดลองหาค่า k มิได้บ่งไว้ในบทความนี้

ค่า k นอกจากอาจจะขึ้นกับชนิดของน้ำทิ้งแล้ว ยังขึ้นกับอุณหภูมิอีกด้วย ดังสมการ

$$(k)_T = (k)_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2.6)$$

ในเมื่อ $(k)_T$ = ค่า k ที่อุณหภูมิ T °C
 $(k)_{20}$ = ค่า k ที่อุณหภูมิ ๒๐ °C
 และ θ = ค่าคงที่

ค่าของ θ ที่ใช้กันโดยทั่วไปคือ ๑.๐๔ (ECKENFELDER, 1956; ADAMS and others, 1974; BENEDEK, 1972; STEIN and others, 1972). อย่างไรก็ตาม RANDALL and others (1975) ได้ชี้ให้เห็นว่าข้อมูลในเรื่องอิทธิพลของอุณหภูมิต่อค่า k ที่ปรากฏในรายงานและบทความต่าง ๆ นั้นยังมีความขัดแย้งกันอยู่มากในช่วงอุณหภูมিরะหว่าง ๑๔-๓๔ °C อัตราการสลายตัวของตะกอนหรือค่า k จะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิ (JAWORSKI and others, 1960; DREIER, 1963; LAWTON and NORMAN, 1964) แต่ในช่วงอุณหภูมিরะหว่าง ๓๕-๕๒ °C อัตราการสลายตัวของตะกอนจะกลับลดลง (WOODLEY, 1961; LOEWR, 1965) แทนที่จะเพิ่มขึ้นตามสมการ (๒.๖) ดังนั้น RANDALL and others (1965) จึงได้ทำการทดลองหาค่า k ที่อุณหภูมิ ๕, ๑๐, ๒๐, ๓๐, ๓๕, และ ๔๕ °C โดยใช้ตะกอนแบคทีเรียที่ได้จากระบบกำจัดน้ำทิ้งจากชุมชนแบบ Extended-Aeration Activated Sludge ผลการทดลองที่สำคัญของ RANDALL and others (1975) ได้แสดงไว้ในตาราง ๒.๒ และ ๒.๓



ตารางที่ ๒.๒ - การผันแปรของค่า SS และ VSS (RANDALL et al, 1975)

คุณลักษณะ	เวลาในการย่อย, วัน	อุณหภูมิ, °ซ					
		5	10	20	30	35	45
SS, mg/l	0	16090	16700	17550	16010	15000	15200
	5	14020	15730	16245	13890	13690	13110
	10	13745	15000	15000	13690	13270	13080
	15	13295	14700	13800	12965	11960	13080
VSS, mg/l	0	11370	11305	11820	11508	9795	9960
	5	9868	10372	10993	9992	8917	8425
	10	9674	9891	9479	9840	8665	8405
	15	9320	9835	8835	9333	7770	8240

ตารางที่ ๒.๓ - ค่า k ที่คำนวณจากข้อมูลในตารางที่ ๒.๒ (RANDALL et al, 1975)

คุณลักษณะ	เวลาในการย่อย, วัน	อุณหภูมิ, °ซ					
		5	10	20	30	35	45
SS	5	0.0237	0.0124	0.0185	0.0282	0.0207	0.0297
	10	0.0119	0.0117	0.0164	0.0155	0.0122	0.0149
	15	0.0084	0.0085	0.0160	0.0138	0.0157	0.0099
VSS	5	0.030	0.0147	0.0233	0.0354	0.0266	0.0270
	10	0.015	0.0142	0.0186	0.0182	0.0162	0.0182
	15	0.010	0.0123	0.0196	0.0147	0.0178	0.0126

จากข้อมูลในตารางที่ ๒.๒ และ ๒.๓ RANDALL and others (1975) สรุปว่า อิทธิพลของอุณหภูมิต่อค่า k ขึ้นอยู่กับเวลาในการย่อยตะกอน ถ้าระยะเวลาในการย่อยตะกอน t วัน การแปรผันของค่า k ตามอุณหภูมิจะเป็นไปตามสมการ (๒.๖) เมื่อระยะเวลาในการย่อยตะกอน นานขึ้น การแปรผันของค่า k ตามอุณหภูมิจะเบี่ยงเบนไปจากสมการ (๒.๖) มากยิ่งขึ้น อย่างไรก็ตาม ข้อสรุปดังกล่าวอาจจะไม่ถูกต้องนัก เนื่องจากตัวเลขในตารางที่ ๒.๓ แสดงว่าค่า k เปลี่ยนไปตาม ระยะเวลาในการย่อยตะกอน ตามสมการ (๒.๕) การทดลองชุดหนึ่งสำหรับอุณหภูมิหนึ่งจะต้องมีค่า k เพียงค่าเดียว เพราะผลการทดลองทั้งหมดในช่วง ๐ ถึง ๑๔ วัน จะต้องอยู่บนเส้นตรงเดียวกัน จึงจะสามารถคำนวณค่า k โดยใช้สมการ (๒.๕) ได้

เนื่องจากการย่อยตะกอนเป็นปฏิกิริยาชีวเคมี ดังนั้นจึงมีช่วงอุณหภูมิหนึ่งที่เหมาะสม สำหรับการดำรงชีพของแบคทีเรีย ในระบบกำจัดน้ำทิ้งเช่นระบบ Activated-Sludge อุณหภูมิ ที่เหมาะสมที่สุดจะอยู่ในช่วง ๓๐-๓๕°ซ ดังนั้น จึงเป็นไปได้ว่า ข้อมูลในบทความและรายงานต่าง ๆ ที่ RANDALL and others (1975) อ้างว่าขัดแย้งกันนั้น แท้ที่จริงแล้วมิได้ขัดแย้งกันแต่เป็นเพราะ อุณหภูมิเกินกว่า ๓๕°ซ ไม่เหมาะสมในการดำรงชีพของแบคทีเรีย จึงทำให้อัตราเร็วในการย่อยตะกอน ลดลง ในช่วงอุณหภูมิที่เกินกว่า ๓๕°ซ สมการ (๒.๖) จึงมีข้อจำกัดในการใช้แต่ประมาณไม่เกิน ๓๕°ซ และสรุปได้ว่า อุณหภูมิในถังย่อยตะกอนไม่ควรเกิน ๓๕°ซ

๒.๓ อิทธิพลของระยะเวลา

ระยะเวลาในการย่อยตะกอน (Digestion Period) เป็นตัวแปรที่สำคัญในการ ออกแบบระบบย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน เนื่องจากเป็นค่าที่กำหนดขนาดของถังย่อยตะกอน คุณสมบัติต่าง ๆ ของตะกอนแบคทีเรียจะเปลี่ยนไปตามระยะเวลาในการย่อยตะกอน คุณสมบัติที่สำคัญได้แก่ pH, SS, VSS, TVS, Dewaterability, Supernatant COD and BOD, และสารประกอบไนโตรเจน

๒.๓.๑ การเปลี่ยนแปลงของค่า pH

ตะกอนแบคทีเรียโดยทั่วไปจะมีค่า pH ในช่วงระหว่าง ๗-๘ เมื่อตะกอนถูกย่อยด้วย วิธีใช้ออกซิเจนเป็นเวลานาน ค่า pH อาจจะเพิ่มขึ้นเล็กน้อยในระยะแรก จากนั้นจะค่อย ๆ ลดลง จนมีค่าประมาณ ๕ ดังจะเห็นได้ในรูปที่ ๒.๒ ซึ่งได้จากข้อมูลในบทความของ DREIER (1963) การที่ค่า pH ลดลงนั้น DREIER (1963) อธิบายว่า เป็นเพราะไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสาร ประกอบแอมโมเนีย ถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทด้วย ขบวนการ Nitrification และไนเตรตนั้นมี คุณสมบัติเป็นกรดจึงทำให้ pH ลดลง

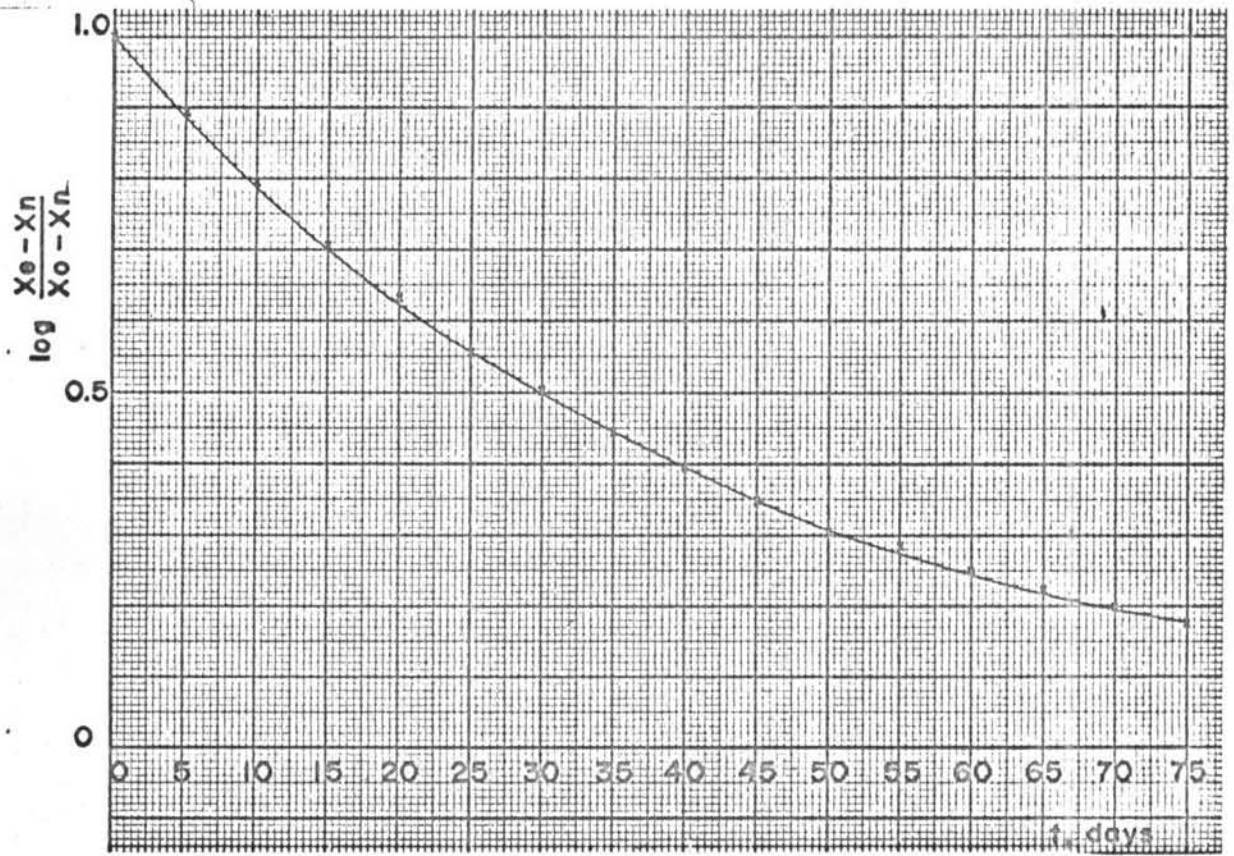
๒.๓.๒ การเปลี่ยนแปลงของ Solids

ก. SS และ VSS วัตถุประสงค์ที่สำคัญที่สุดอย่างหนึ่งในการย่อยตะกอนคือการลดค่า SS ของตะกอนเพื่อให้ปริมาณกากของแข็งที่จะต้องกำจัดมีน้อยลง ในการย่อยตะกอน ค่า SS และ VSS ของตะกอนจะลดลงตามระยะเวลาในการเติมอากาศ ความสัมพันธ์ระหว่างค่า SS หรือ VSS กับระยะเวลาจะอยู่ในรูปของ Exponential Function ตามสมการ (๒.๕) ดังในรูปที่ ๒.๓ จะเห็นได้ว่าระยะเวลาในการย่อยตะกอนไม่ควรจะนานเกินไปเพราะค่า SS และ VSS จะลดลงน้อยมากในช่วงระยะหลัง เวลาในการย่อยตะกอนที่อุณหภูมิประมาณ ๓๐°ซ ไม่ควรเกิน ๑๕ วัน (SMITH, 1971) ข้อที่ควรสังเกตอีกประการหนึ่ง คือ ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ SS และ VSS ที่ลดลงในตารางที่ ๒.๑ มีค่า ประมาณ ๕๐-๖๐% และในตารางที่ ๒.๒ มีค่าประมาณ ๑๕% ที่อุณหภูมิ ๓๐°ซ แสดงว่าประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนไม่ขึ้นกับระยะเวลาแต่อย่างใด ในกรณีของข้อมูลในตารางที่ ๒.๒ ซึ่งได้จากการทดลองของ RANDALL and others (1975) นั้น ตะกอนที่ใช้ในการทดลองเป็นตะกอนจากระบบ Extended Aeration Activated Sludge ซึ่งมี Sludge Age สูงมากประมาณ ๒๐-๓๐ วัน จึงทำให้ VSS ส่วนใหญ่เป็น NBVS ดังนั้น Sludge Age จึงน่าจะเป็นตัวกำหนดอีกอย่างหนึ่งนอกเหนือจากเวลาในการเติมอากาศ ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนด้วยวิธีนี้

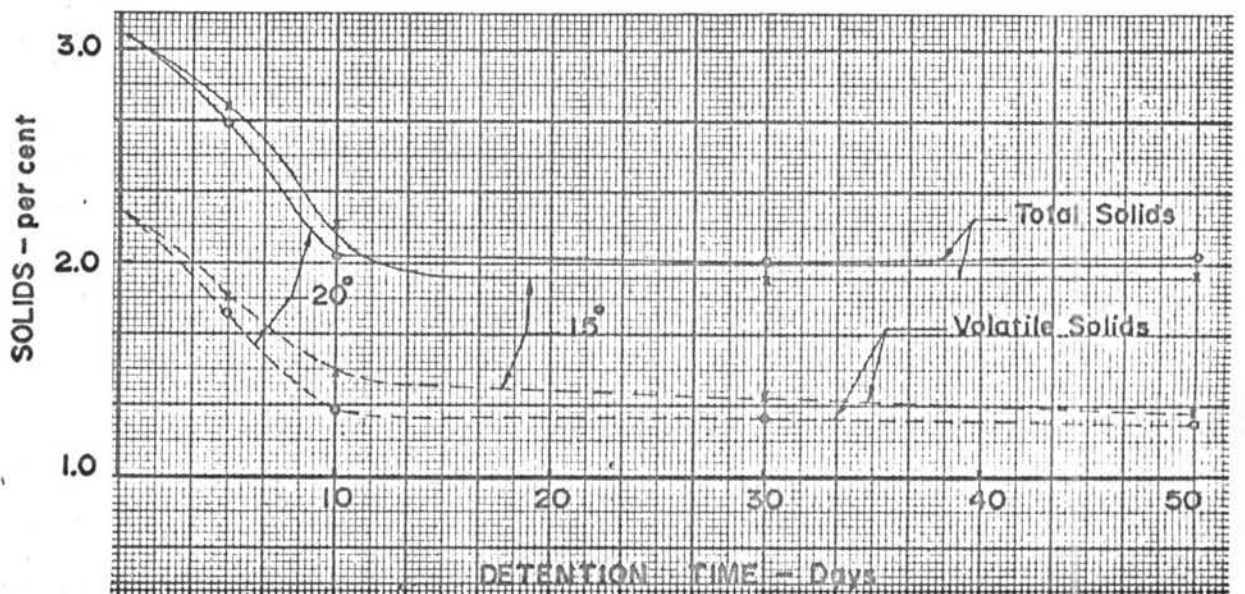
ข. TS และ TVS เนื่องจาก VSS และ SS เป็นส่วนหนึ่งของ TVS และ TS ตามลำดับ ดังนั้นการเปลี่ยนแปลงของค่า TS และ TVS ไปกับระยะเวลาในการย่อยตะกอน จึงมีลักษณะเช่นเดียวกับการเปลี่ยนแปลงของค่า SS และ VSS ดังจะเห็นได้จากรูปที่ ๒.๔ ซึ่งคัดลอกมาจากบทความของ DREIER (1963) จะเห็นได้ว่าหลังจากระยะเวลา ๑๐ วัน ค่า TS และ TVS จะเปลี่ยนแปลงน้อยมาก

๒.๓.๓ Dewaterability

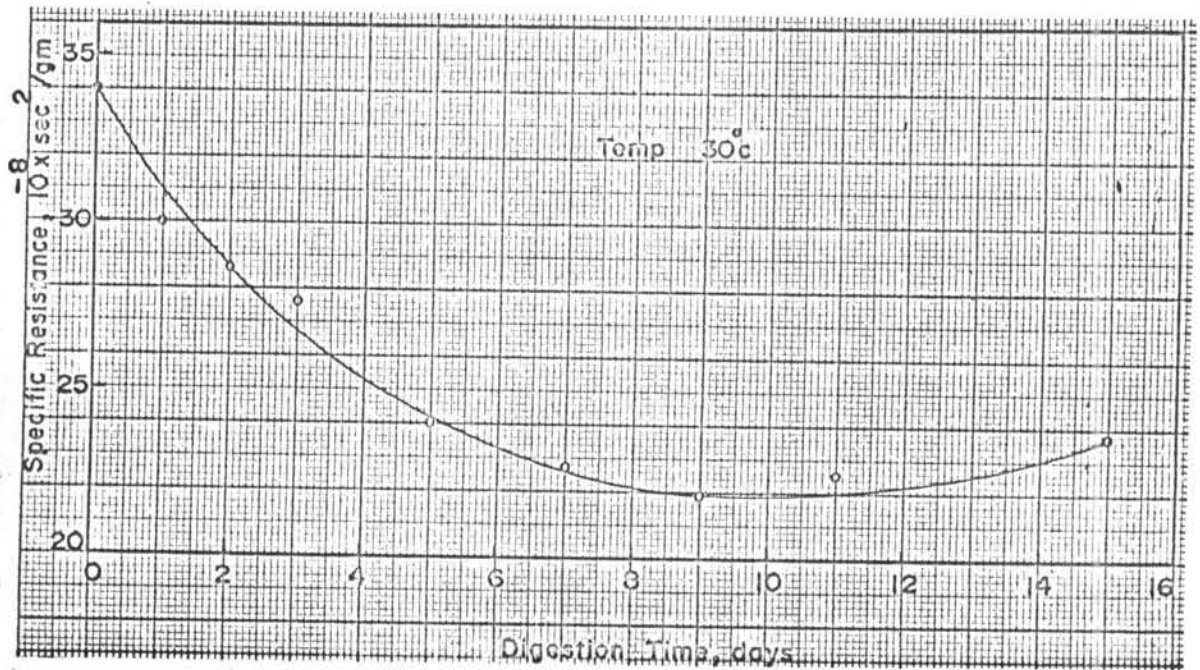
Dewaterability ของตะกอนคือความยากง่ายในการแยกน้ำออกจากตะกอน ซึ่งอาจวัดเป็นค่า Specific Resistance (r) หรือวัดเป็นค่า Capillary Suction Time (CST) ซึ่งทั้งสองค่านี้แสดงถึงความยากง่ายในการกรองน้ำออกจากตะกอน ตะกอนที่มีค่า r สูงแสดงว่ากรองน้ำออกได้ยาก รูปที่ ๒.๕ แสดงผลการทดลองของ RANDALL and others (1975) ที่ศึกษาถึงการเปลี่ยนแปลงของค่า r กับระยะเวลาในการย่อยตะกอนที่อุณหภูมิ ๓๐°ซ จะเห็นได้ว่าค่า r ลดลงตามระยะเวลาในการเติมอากาศ ในกรณีนี้ในช่วงระยะเวลา ๑๕ วัน ค่า r ไม่ลดลงมากนัก จากเดิม $34.0 \times 10^8 \text{ sec}^2/\text{gm}$ เหลือเพียงประมาณ $22 \times 10^8 \text{ sec}^2/\text{gm}$ รูปที่ ๒.๖ แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า CST กับระยะเวลาในการย่อยตะกอน (STEIN and others, 1972) ซึ่งแสดงให้เห็นชัดว่า การกรองน้ำออกจากตะกอนจะง่ายยิ่งขึ้นตามระยะเวลาในการเติมอากาศ อย่างไรก็ตาม



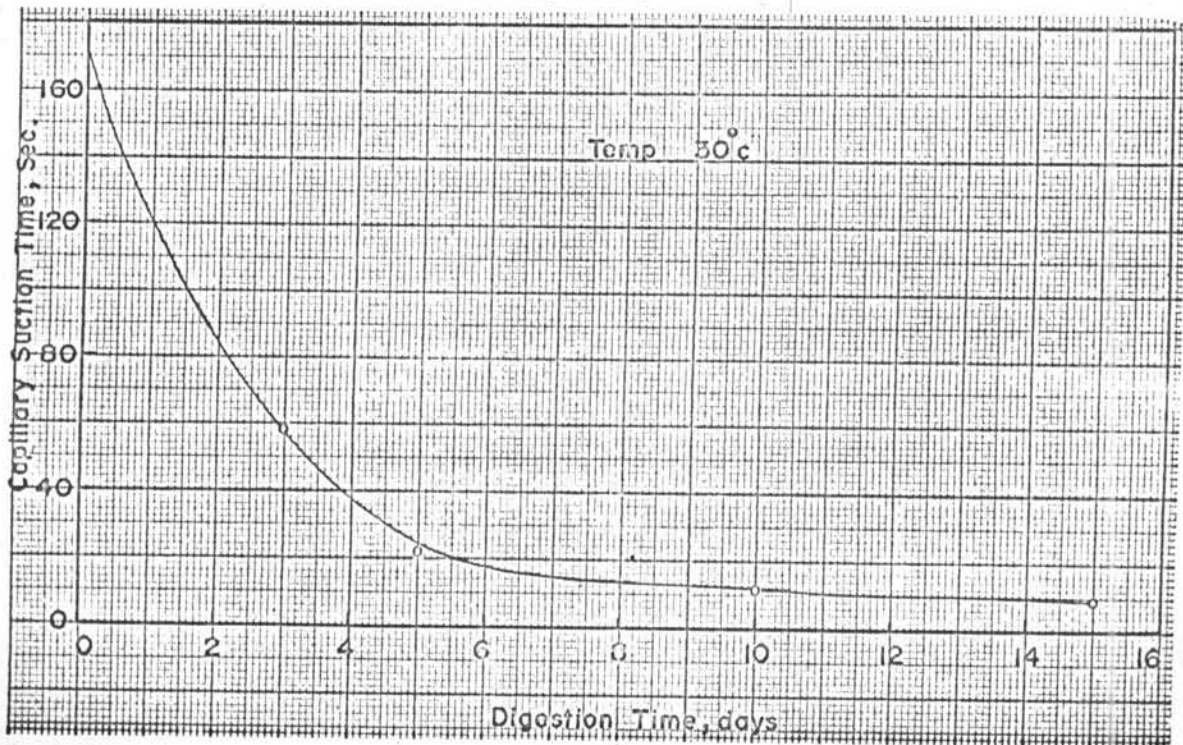
รูปที่ ๒.๓ ความสัมพันธ์ระหว่างค่า SS หรือ VSS กับเวลา (SMITH, 1971)



รูปที่ ๒.๔ แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า TS, TVS (DREIER, 1963)



รูปที่ ๒.๕ การแปรผันของค่า Specific Resistance กับระยะเวลาในการเติมอากาศ (RANDALL et al, 1975)



รูปที่ ๒.๖ การแปรผันของค่า Capillary Suction Time กับระยะเวลาในการเติมอากาศ (STEIN et al, 1972)

TEBBUTT (1971) พบว่าค่า r ของตะกอนกลับเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาในการย่อยตะกอนดังแสดงในรูปที่ ๒.๗ เช่นเดียวกับ EL-GOHARY and SALEH (1976) ที่พบว่าค่า r ของตะกอนแบคทีเรียที่ทดลองเพิ่มจาก $8.92 \times 10^9 \text{ sec}^2/\text{gm}$ เป็น $2.5 \times 10^{10} \text{ sec}^2/\text{gm}$ หลังจากระยะเวลา ๔๐ ชั่วโมง EL-GOHARY and SALEH (1976) ให้เหตุผลว่า การที่ค่า r เพิ่มขึ้นคงเป็นเพราะขาดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบ จึงทำการทดลองใหม่อีกครั้งโดยเติม KH_2PO_4 และ NH_4Cl ลงในตะกอนด้วย ปรากฏว่า ค่า r ลดจาก $2.62 \times 10^9 \text{ sec}^2/\text{gm}$ เหลือ $1.56 \times 10^9 \text{ sec}^2/\text{gm}$ หลังจากระยะเวลา ๑๑๑ ชั่วโมง

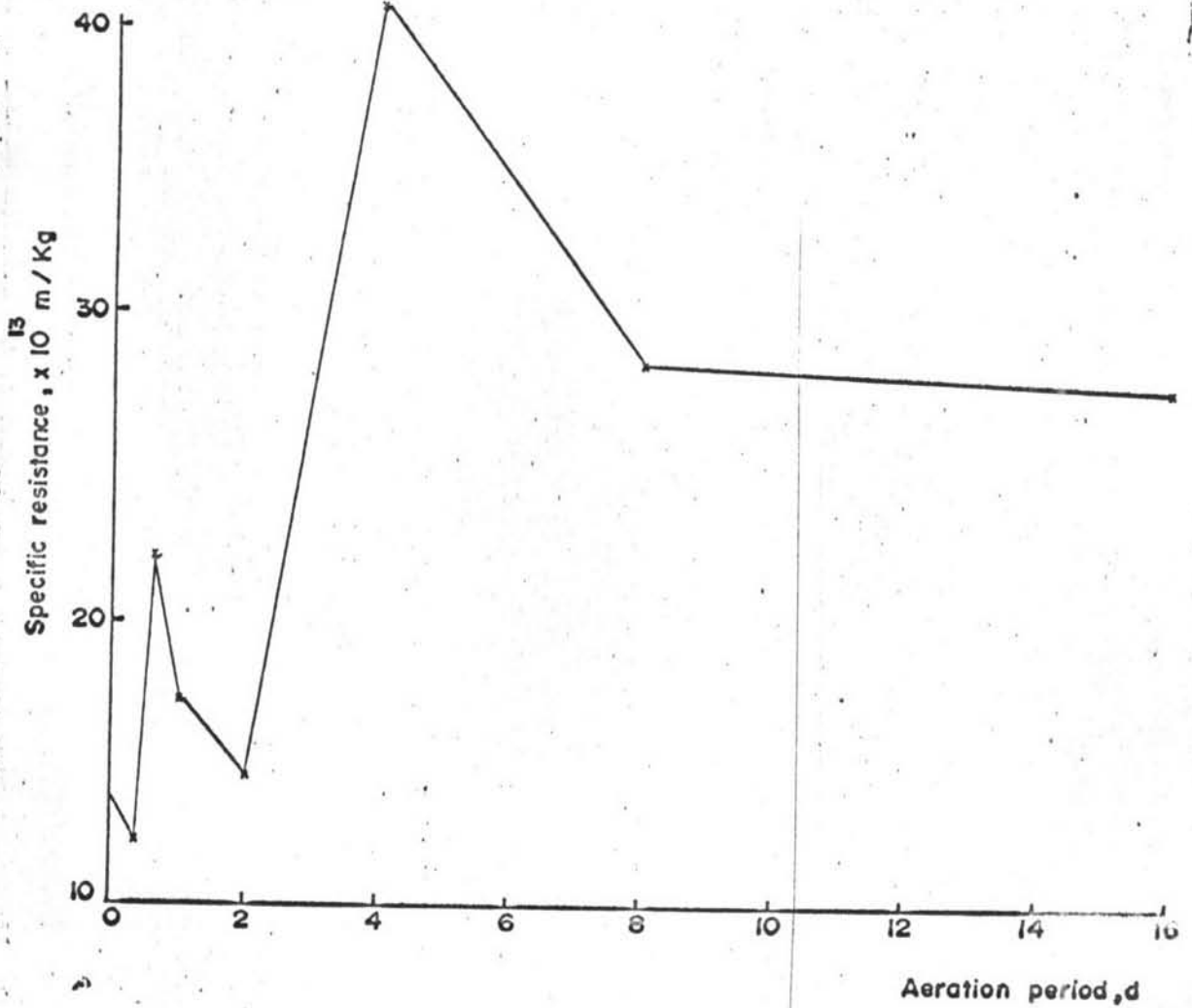
ดังนั้นจะเห็นได้ว่าข้อมูลเหล่านี้ยังมีความขัดแย้งกันอยู่มาก และไม่มีผู้ใดสามารถอธิบายการเปลี่ยนแปลงของค่า r หรือ CST ไปกับระยะเวลาในการย่อยตะกอนได้

๒.๓.๔ ค่า COD และ BOD ของน้ำใส

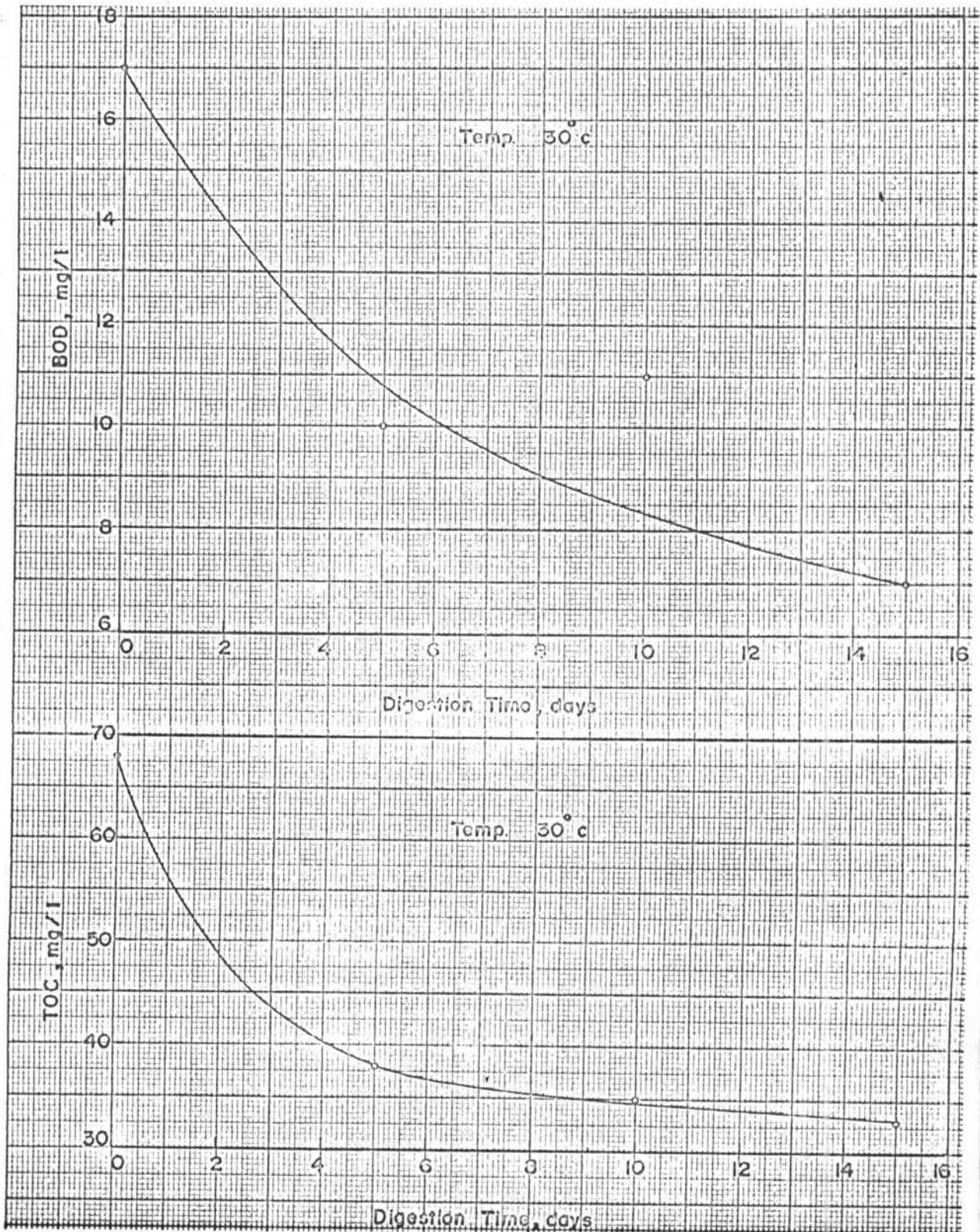
ข้อดีที่สำคัญอย่างหนึ่งของการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนคือน้ำใส (Supernatant) ที่ได้หลังจากแยกกากตะกอนออกแล้ว มีค่า BOD ต่ำมาก โดยทั่วไปไม่เกิน ๑๐๐ มก/ล ตะกอนที่ถูกย่อยด้วยวิธีไม่ใช้ออกซิเจนซึ่งอาจจะสูงถึง ๑๐๐๐-๑๐๐๐๐ มก/ล (RANDALL and others, 1975) และ TOC (Total Oxidizable Carbon) ของน้ำใสลดลงตามระยะเวลาในการย่อยตะกอนดังในรูปที่ ๒.๘ STEIN and others (1972) พบว่าค่า COD ของน้ำใสไม่เปลี่ยนแปลงไปมากนักในช่วงระยะเวลา ๑๕ วัน VICHAYANRAT (1973) พบว่าค่า BOD และ COD ของน้ำใสลดลงตามระยะเวลาในการเติมอากาศเช่นกัน การที่ค่า BOD ของน้ำใสต่ำ ทำให้ไม่เกิดปัญหา Shock Loading เมื่อนำน้ำใสนี้กลับเข้าสู่ระบบกำจัดอีก

๒.๓.๕ สารประกอบไนโตรเจนในน้ำใส

เนื่องจากการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนใช้เวลานานหลายวัน ดังนั้น ปฏิกิริยา Nitrification จึงน่าจะเกิดขึ้นได้ดีภายในถังย่อยตะกอนโดยหลังจากที่ Organic-N สลายตัวเป็น $\text{NH}_3\text{-N}$ แล้ว $\text{NH}_3\text{-N}$ ก็จะถูก Nitrifying bacteria เปลี่ยนเป็น $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ตามลำดับ ส่วนใหญ่ของสารประกอบไนโตรเจนในน้ำใสจึงอยู่ในรูปของไนเตรต รูปที่ ๒.๙ แสดงการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำใส (DREIER, 1961) จะเห็นได้ว่าการเปลี่ยนแปลงของ $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ เป็นไปตามทฤษฎี กล่าวคือ $\text{NO}_2\text{-N}$ ซึ่งเป็น Intermediate Product จะมีปริมาณน้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณของ $\text{NH}_3\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$



รูปที่ ๒.๗ ความสัมพันธ์ระหว่างค่า x กับระยะเวลาในการเติมอากาศของ
ตะกอนแบบ Primary sludge เมื่อเติมอากาศด้วยอัตรา $22 \text{ l/m}^3 \cdot \text{s}$
(TEBBUTT, 1971)

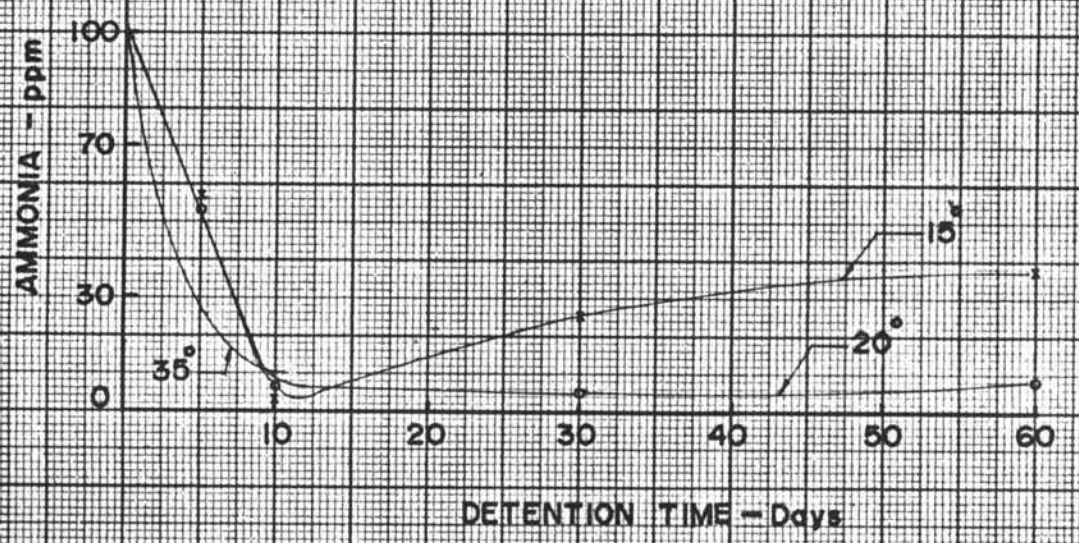
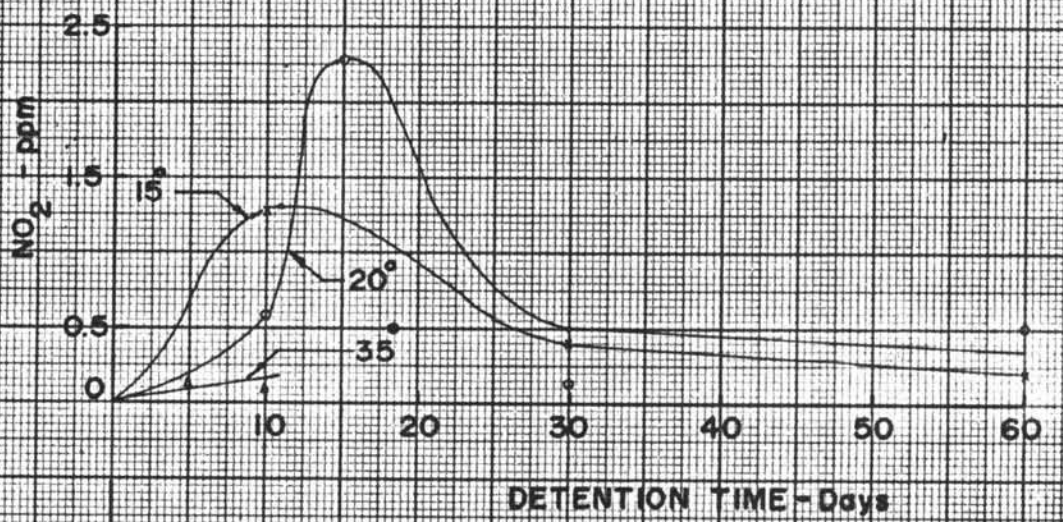
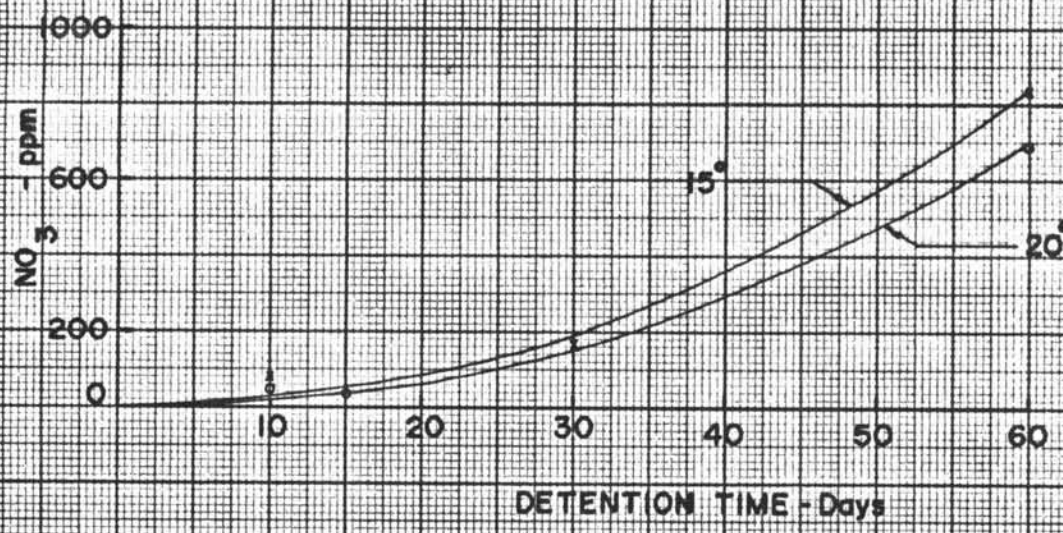


000259

รูปที่ ๒.๔ การแปรผันของค่า BOD และ TOC ของน้ำเสีย (STEIN, et al 1972)

AEROBICALLY DIGESTED SLUDGE

- Effluent -



รูปที่ 2.9 การเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจน (DREIER, 1961)

๒.๔ อัตราการใช้ ออกซิเจน (Oxygen Uptake rate)

ในการย่อยตะกอน อัตราการใช้ ออกซิเจนของแบคทีเรียจะมีค่าสูงในระยะแรก ๆ เมื่อเวลาผ่านไป อัตราการใช้ ออกซิเจนจะลดลง ดังจะเห็นได้ในรูปที่ ๒.๑๐ (TEBBUTT, 1971) ทั้งนี้เพราะในระยะแรกนั้นแบคทีเรียยังแข็งแรงอยู่ การใช้ ออกซิเจนเพื่อเผาผลาญอาหารในเซลล์ จึงมีอัตราสูง ทำให้ VSS ลดลงมาก เมื่อเวลาผ่านไป แบคทีเรียที่แข็งแรงจะลดจำนวนลง อัตราการใช้ ออกซิเจนจึงลดน้อยลงตามไปด้วย เป็นเหตุให้อัตราการสลายตัวของ VSS ในช่วงนี้ลดน้อยลงกว่าเดิมมาก ดังได้กล่าวแล้วในหัวข้อ ๒.๓.๒ ก.

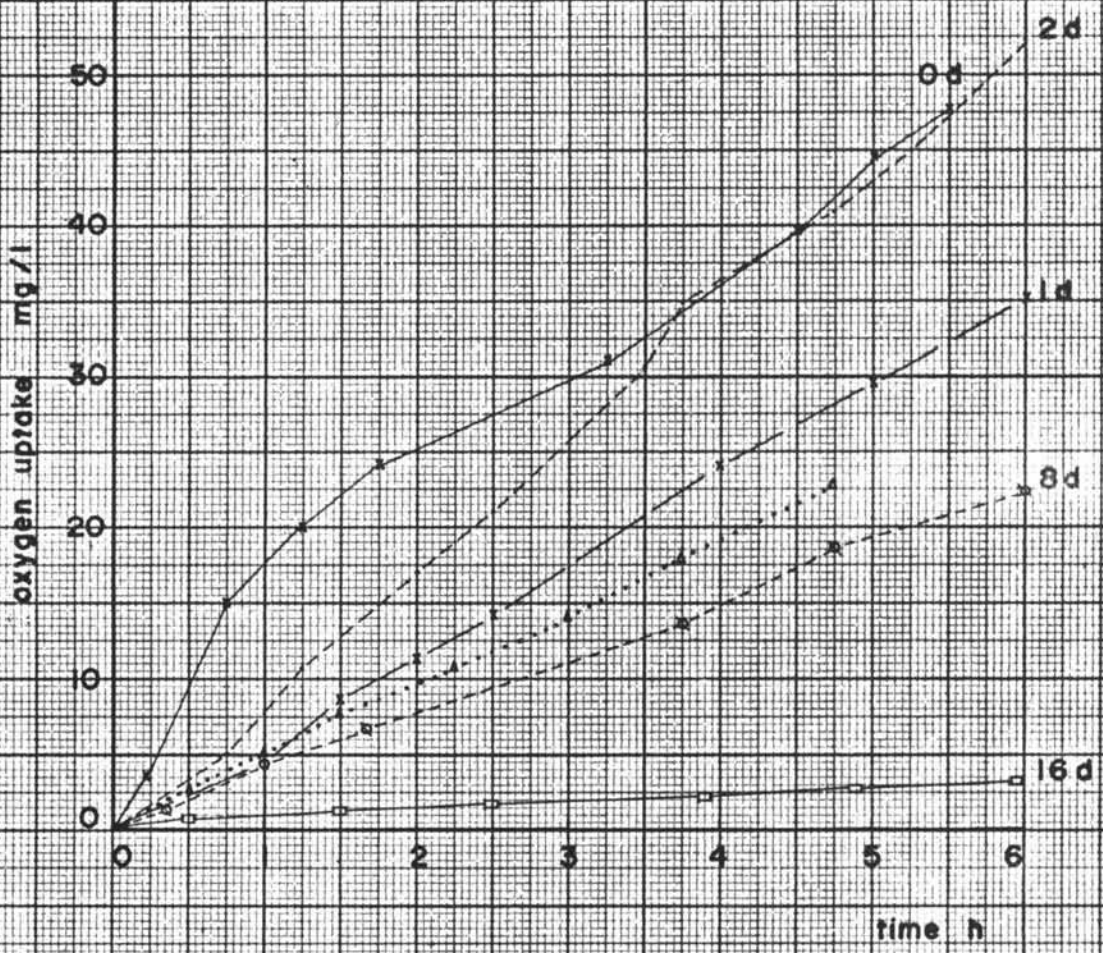
๒.๕ ปริมาณออกซิเจนและอัตราการกวน (Degree of Mixing) ในถังย่อยตะกอน

ในการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน จำเป็นต้องกวนตะกอนในถัง เพื่อให้ตะกอนจมตัวลงกันถึง และในขณะเดียวกันต้องให้ออกซิเจนแก่แบคทีเรียอย่างพอเพียงด้วย อย่างน้อยที่สุด DO ในถังย่อยตะกอนไม่ควรต่ำกว่า ๑.๐ มก./ล และขนาดของเครื่องเติมอากาศแบบ Surface-Aerator ควรอยู่ในช่วงระหว่าง ๐.๕-๑.๐ แรงม้าต่อ ๑๐๐๐ ฟุต^๓ (๑๗.๖๖-๓๕.๓๒ แรงม้า/๑๐๐๐ ม^๓) ถ้าใช้ระบบ Diffused-Air ปริมาณอากาศที่ใช้ควรอยู่ในช่วง ๒๐-๓๐ ฟุต^๓/นาติ/๑๐๐๐ ฟุต^๓ (METCALF and EDDY, 1972) ในทางปฏิบัติจึงคำนวณขนาดของเครื่องเติมอากาศหรือปริมาณอากาศจากปริมาณออกซิเจนและอัตราการกวนที่ต้องการ แล้วเลือกใช้ค่าที่มากที่สุด

TEBBUTT (1971) ทดลองย่อยตะกอนโดยใช้อากาศปริมาณต่าง ๆ กัน ซึ่งยอมให้อัตราการกวน และค่า DO ต่างกัน รูปที่ ๒.๑๑ แสดงผลการทดลอง ซึ่งเห็นได้ชัดว่า ประสิทธิภาพของการย่อยตะกอนไม่แตกต่างกันมากนักในช่วงปริมาณอากาศระหว่าง ๔.๔-๑๗.๗ 1/sec/m³ นอกจากนี้ที่อัตรา ๔.๔ 1/sec/m³ ซึ่งปริมาณอากาศไม่พอเพียงที่จะทำให้ตะกอนลอยตัวได้ทั้งหมด จึงทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนค่อนข้างต่ำ

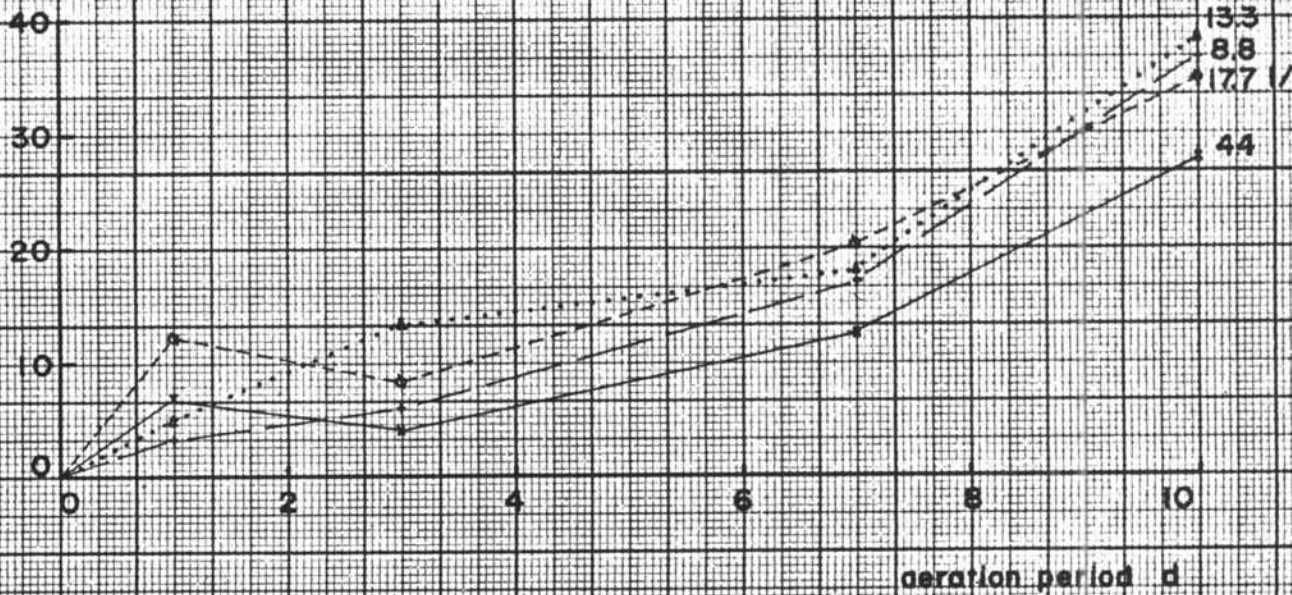
ผลการทดลองนี้ชี้ให้เห็นว่า ถ้าอัตราการกวนตะกอนและปริมาณออกซิเจนเกินค่าต่ำสุดแล้ว ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนจะไม่เปลี่ยนแปลงไปกับอัตราการกวนตะกอนและค่า DO แต่ ถ้าหากว่าอัตราการกวนมากเกินต้องการ ขนาดของตะกอนอาจจะลดลง ซึ่งทำให้ตะกอนกรองได้ยากขึ้น คือมีค่า x เพิ่มขึ้นดังผลการทดลองของ TEBBUTT (1971) รูปที่ ๒.๑๒

STEIN and others (1972) ได้ทดลองย่อยตะกอนจากระบบกำจัดน้ำทิ้งของโรงเบียร์ โดยใช้ออกซิเจนบริสุทธิ์ เปรียบเทียบกับอากาศธรรมดา พบว่าผลการทดลองในทุกด้านไม่แตกต่างกัน ดังจะเห็นได้จากตัวเลขในตารางที่ ๒.๔

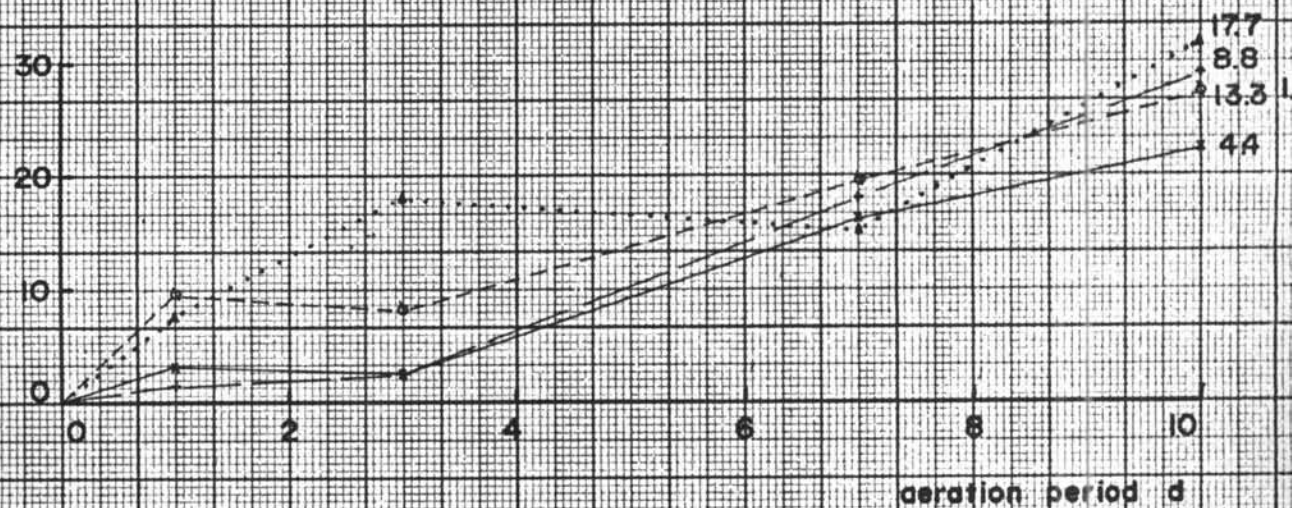


รูป 2.10 อัตราการใช้ออกซิเจนในน้ำของปลา (จาก Tebbutt, 1971)

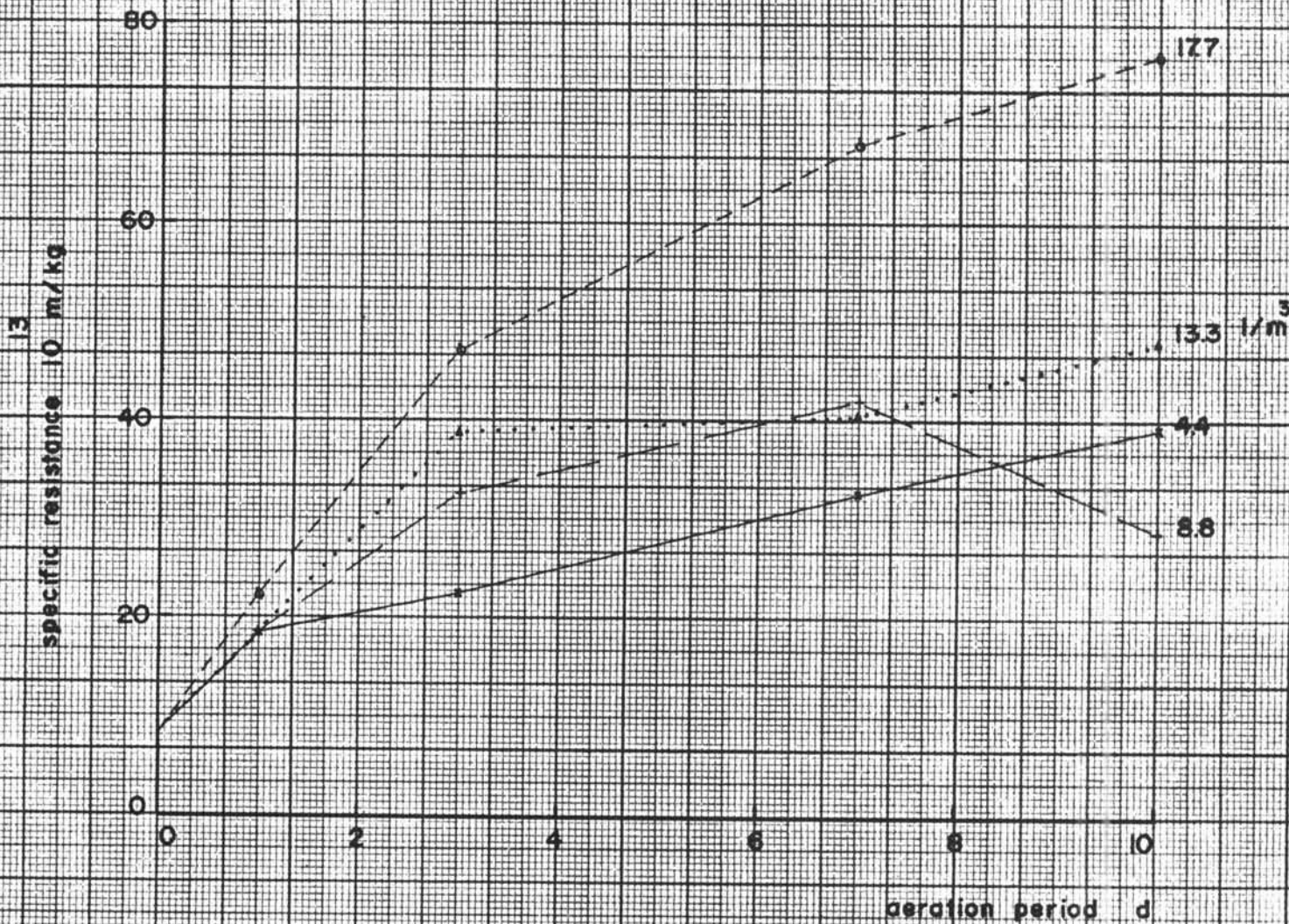
percent reduction in volatile solids



percent reduction in sludge solids



รูปที่ 2.11 ผลการทดลองการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีแอกทิเวชันด้วยออกซิเจน (AO) ที่ความเข้มข้นของ MLSS 3960 mg/l ที่ระดับน้ำทะเล



รูปที่ 2.12 การเปลี่ยนแปลงค่า Specific resistance ของมวลน้ำที่ MISS 9900 mg/l
 หลังการย่อยด้วยปริมาณอากาศต่าง ๆ กัน (REBBUTT, 1971)

ตารางที่ ๒.๔ เปรียบเทียบการย่อยตะกอนด้วยออกซิเจนบริสุทธิ์กับอากาศ (STEIN et al, 1972)

	Detention Time—Days			
	3	5	10	15
Percent VSS Reduction				
Air	36.6	40.8	63.5	62.3
Oxygen	40.0	40.3	51.5	56.7
Oxygen Uptake (mg/l/hr)				
Air	11.89	9.30	7.32	6.29
Oxygen	10.35	6.37	5.03	2.79
SVI				
Air	90.6	91.3	37.9	38.6
Oxygen	96.2	86.3	51.1	49.2
CST				
Air	58.0	21.8	11.4	8.4
Oxygen	27.1	13.5	11.6	10.6
COD				
Air	183	94	159	143
Oxygen	310	90	122	159
Zone Settling Velocity (ft/hr)				
Air	2.61	5.3	37.5	11.8
Oxygen	0.95	6.7	37.5	13.4



๒.๖ อิทธิพลของความเข้มข้นของตะกอน

TEBBUTT (1971) ทดลองย่อยตะกอนแบบที่เรียโดยปรับความเข้มข้นของตะกอนให้มีค่า SS ต่าง ๆ กันคือ ๓๕๐๐, ๖๐๐๐, ๘๕๐๐ และ ๑๒,๕๐๐ มก/ล โดยใช้ปริมาณอากาศ $๕ \text{ l/m}^3/\text{sec}$ ข้อมูลที่ได้ชี้ให้เห็นชัดเจนว่า ประสิทธิภาพของการย่อยตะกอนวัดเป็นเปอร์เซ็นต์ VSS ที่สลายตัวไป จะเป็นปฏิภาคกลับกับความเข้มข้นของตะกอนดังแสดงในรูปที่ ๒.๑๓ VICHAYANRAT (1973) พบว่า ที่ความเข้มข้น ๑% TS ภายในระยะเวลา ๑๕ วัน ค่า VSS จะลดลง ๓๕.๖% แต่ถ้าความเข้มข้นของตะกอนเพิ่มเป็น ๓% ภายในเวลาเท่ากัน ค่า VSS จะลดลงเพียง ๑๔.๓% ตัวเลขเหล่านี้จึงสนับสนุนผลการทดลองของ TEBBUTT (1971) อย่างไรก็ดีตามในทางปฏิบัตินั้น ไม่สามารถจะปรับความเข้มข้นของตะกอนได้โดยง่าย ค่า SS ของตะกอนจะขึ้นกับค่า MLSS ในถังเติมอากาศและประสิทธิภาพของถังตกตะกอน โดยทั่วไป ค่า SS ของตะกอนจะอยู่ในช่วงระหว่าง ๖๐๐๐-๑๐๐๐๐ มก/ล หากต้องการให้ตะกอนเข้มข้นมากกว่านี้ จำเป็นจะต้องนำตะกอนมาแยกน้ำบางส่วนออกโดยใช้ Dissolved-Air Flotation Thickener หรือ Centrifuge

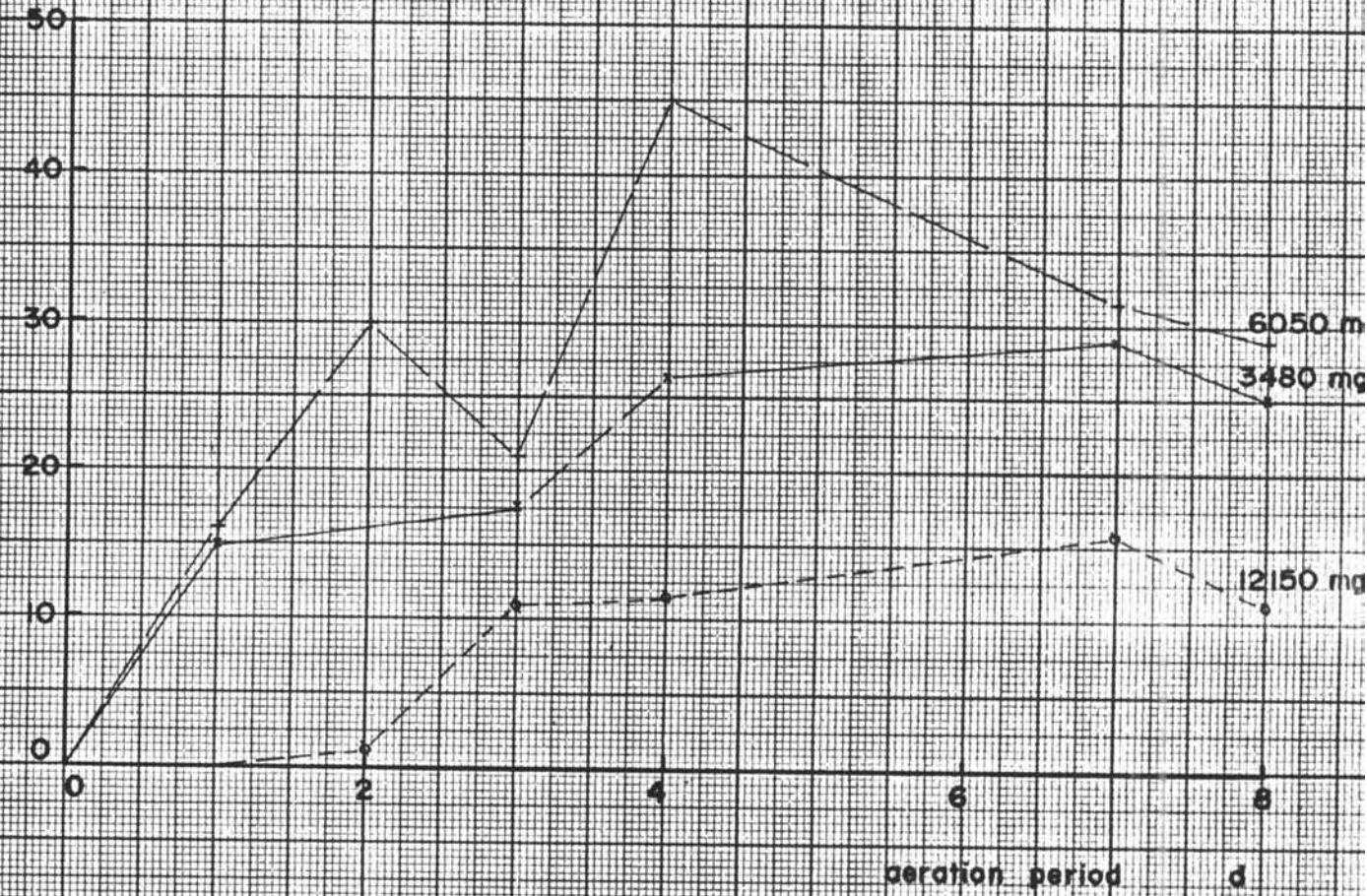
๒.๗ อิทธิพลของอุณหภูมิในการย่อยตะกอน

อุณหภูมิเป็นแฟคเตอร์ที่สำคัญอีกอย่างหนึ่งที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของคุณลักษณะของตะกอน นอกจากค่า k จะเปลี่ยนไปตามอุณหภูมิ ดังที่ได้กล่าวไว้ในหัวข้อ ๒.๒ แล้ว ข้อมูลในบทความของ RANDALL and others (1975) และ DREIER (1963) ชี้ให้เห็นว่า คุณลักษณะอื่น ๆ ของตะกอนเปลี่ยนแปลงไปตามอุณหภูมิเช่นกัน ผลการทดลองของ RANDALL and others (1975) นั้น สรุปประเด็นสำคัญได้ดังนี้คือ

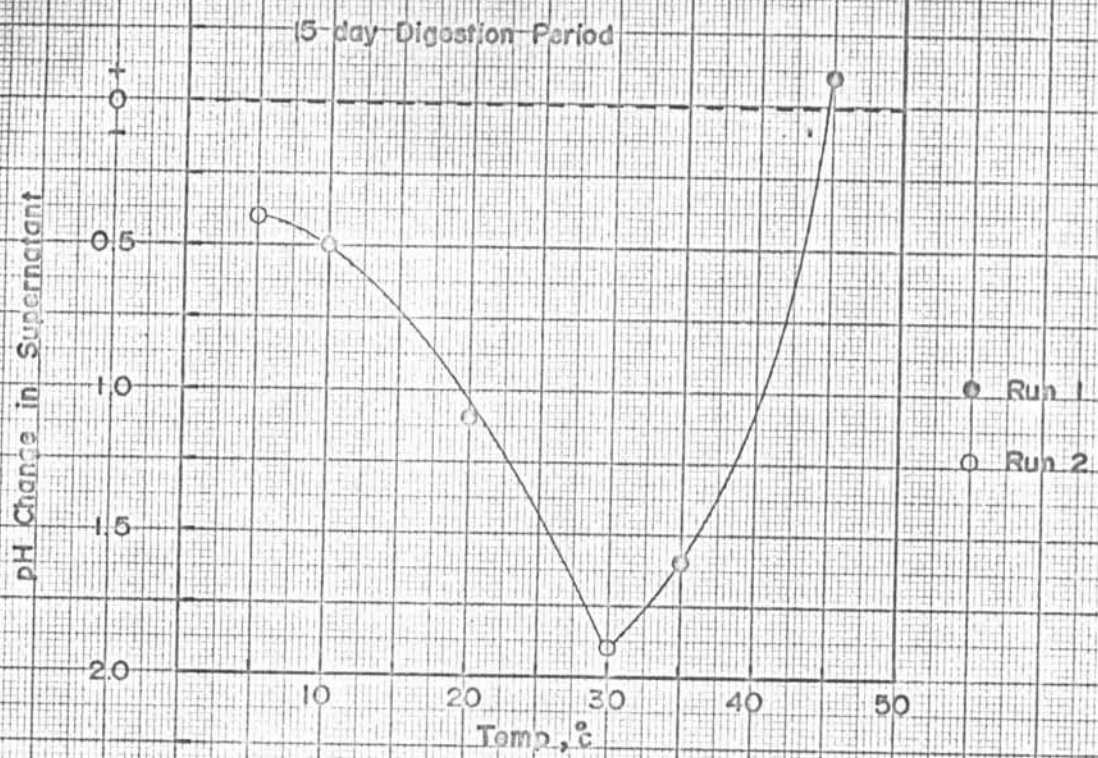
๒.๗.๑ ค่า pH รูปที่ ๒.๑๔ แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า pH หลังจากที่ย่อยตะกอนได้ ๑๕ วัน จะเห็นได้ว่า ค่า pH จะลดลงมากที่สุดที่อุณหภูมิ ๓๐°ซ และในช่วงอุณหภูมิระหว่าง ๕-๓๐°ซ นั้น การลดค่า pH จะเพิ่มมากขึ้นตามอุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิสูงกว่า ๓๐°ซ การเปลี่ยนแปลงของค่า pH จะลดน้อยลงตามลำดับ ที่อุณหภูมิ ๔๕°ซ ค่า pH เกือบจะไม่เปลี่ยนแปลงเลย

๒.๗.๒ ค่า BOD ของน้ำใส รูปที่ ๒.๑๕ แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD ของน้ำใส ในช่วงอุณหภูมิต่ำกว่า ๒๓°ซ ค่า BOD ของน้ำใสจะเปลี่ยนแปลงไปในทางบวก กล่าวคือ น้ำใสมีค่า BOD เพิ่มขึ้น และอัตราการเปลี่ยนแปลงจะลดลงตามอุณหภูมิ ที่ ๒๓°ซ ค่า BOD ของน้ำใส จะไม่มีการเปลี่ยนแปลง จากนั้น การเปลี่ยนแปลงของค่า BOD จะเป็นไปในทางลบ กล่าวคือน้ำใสมีค่า BOD ลดลง การเปลี่ยนแปลงจะเพิ่มขึ้นและมีค่าสูงสุดที่อุณหภูมิ ๓๐°ซ จากนั้นจะมีค่าน้อยลงจนถึง ๓๕°ซ ค่า BOD จะไม่เปลี่ยนแปลงที่อุณหภูมิสูงกว่า ๓๕°ซ ค่า BOD ของน้ำใสจะเพิ่มมากขึ้น จนถึง ๔๕°ซ ค่า BOD เพิ่มขึ้นมากกว่าเดิมถึง ๕๔ มก/ล เหตุที่ค่า BOD

percent reduction in volatile solids



รูปที่ 2.13 ผลการบำบัดของน้ำเสีย MLSS คงที่ ๗ วัน ด้วยปริมาณอากาศ 5 ลิตร/ม³.S (TEBBUTT, 1971)



รูปที่ 2.14 อิทธิพลของอุณหภูมิที่มีต่อการเปลี่ยนแปลงของค่า pH ของน้ำใส (RANDALL et al, 1971)



รูปที่ 2.15 อิทธิพลของอุณหภูมิที่มีต่อการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD ของน้ำใส (RANDALL et al, 1975)

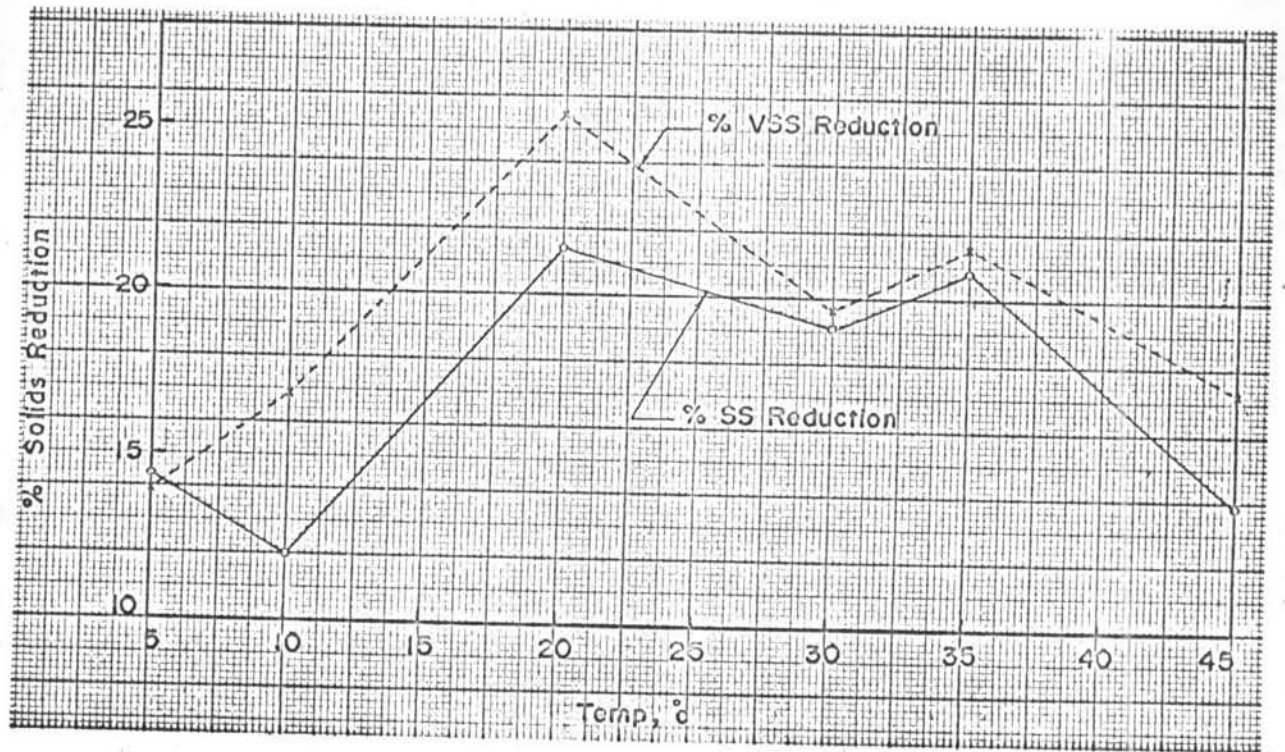
เพิ่มขึ้น เมื่ออุณหภูมิมากกว่า ๓๕°ซ เพราะที่อุณหภูมิสูงขึ้น ตะกอนจะกลายเป็นอนุภาคเล็ก ๆ ลอยอยู่ในส่วนที่เป็นน้ำใสมากยิ่งขึ้น ค่า BOD จึงเพิ่มสูงขึ้น

- ๒.๗.๓ ค่า SS และ VSS รูปที่ ๒.๑๖ แสดงอัตราการสลายตัวของ SS และ VSS ที่อุณหภูมิต่าง ๆ หลังจากย่อยตะกอนได้ ๑๕ วัน จะเห็นได้ว่า ทั้ง TS และ VSS นั้น เปลี่ยนแปลงไปในลักษณะเดียวกัน อัตราการสลายตัวมีค่าสูงสุดในช่วงอุณหภูมิระหว่าง ๒๐-๓๕°ซ โดยอัตราการสลายตัวจะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิในระยะแรกและจะกลับลดลงในระยะหลัง แสดงว่าการสลายตัวของเซลล์แบคทีเรียในการย่อยตะกอนนั้นจะเกิดขึ้นได้ดีที่สุดในช่วงอุณหภูมิ ๒๐-๓๕°ซ
- ๒.๗.๔ ค่า BOD ของตะกอน ค่า BOD ของตะกอนแสดงถึงความคงตัว (Stability) ของตะกอน กล่าวคือตะกอนจะเน่าได้ยากง่ายเพียงใด รูปที่ ๒.๑๗ แสดงการเปลี่ยนแปลงค่า BOD ของตะกอน ซึ่งแสดงให้เห็นชัดว่า ที่อุณหภูมิ ๓๐°ซ ค่า BOD ของตะกอนจะเปลี่ยนไปมากที่สุด ตะกอนจึงมีความคงตัวที่สุด ลักษณะการเปลี่ยนแปลงของค่า BOD นี้คล้ายคลึงกับการเปลี่ยนแปลงของค่า TSS แสดงว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมในการย่อยตะกอนอยู่ในช่วงระหว่าง ๓๐-๓๕°ซ
- ๒.๗.๕ ค่า Specific Resistance รูปที่ ๒.๑๘ แสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า r กับอุณหภูมิ ก่อนและหลังจากย่อยตะกอนได้ ๑๕ วัน จะเห็นได้ว่าเส้นกราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงของค่า r กับอุณหภูมินั้นมีลักษณะเป็นรูปตัว U ในระหว่างช่วงอุณหภูมิระหว่าง ๑๐-๓๕°ซ ค่า r จะมีค่าต่ำสุดและมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก การที่ค่า r เพิ่มขึ้นมากที่อุณหภูมิ ๕๕°ซ หลังจากย่อยตะกอนได้ ๑๕ วันนั้น เป็นเพราะตะกอนสลายตัวมีขนาดเล็กกลวง (Fine Particles) จึงทำให้ค่า r เพิ่มขึ้นมาก

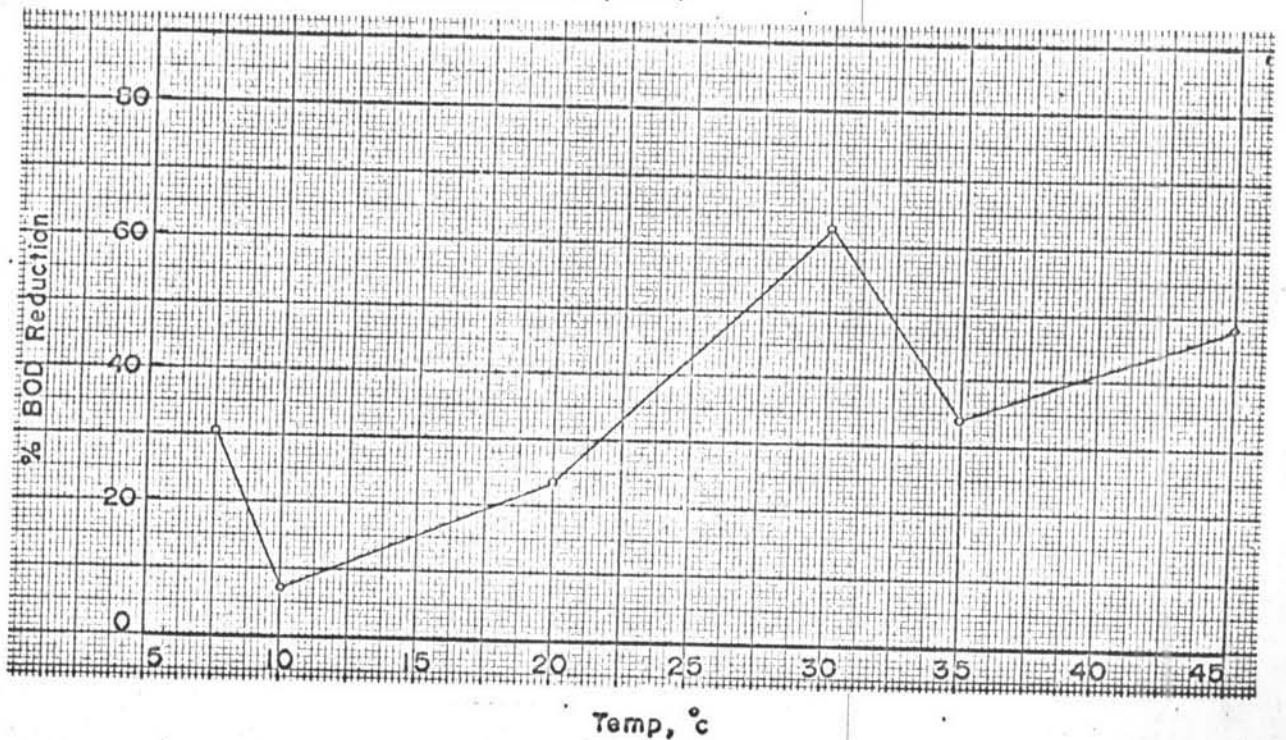
ข้อสรุปทั้งหมดที่ได้กล่าวมานี้ ชี้ให้เห็นชัดว่า การย่อยตะกอนมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม หากถือค่า r เป็นเกณฑ์แล้ว อุณหภูมิที่เหมาะสมในการย่อยตะกอนจะอยู่ในช่วง ๓๐-๓๕°ซ อย่างไรก็ตามในทางปฏิบัตินั้นไม่สามารถควบคุมอุณหภูมิได้ เพราะจะต้องเสียค่าใช้จ่ายมาก เนื่องจากอุณหภูมิของอากาศในกรุงเทพฯ เฉลี่ยประมาณ ๓๐°ซ ดังนั้น อุณหภูมิในกรุงเทพฯ จึงเหมาะสมแก่การย่อยตะกอนด้วยวิธีเติมอากาศ

๒.๘ การคำนวณออกแบบในทางปฏิบัติ

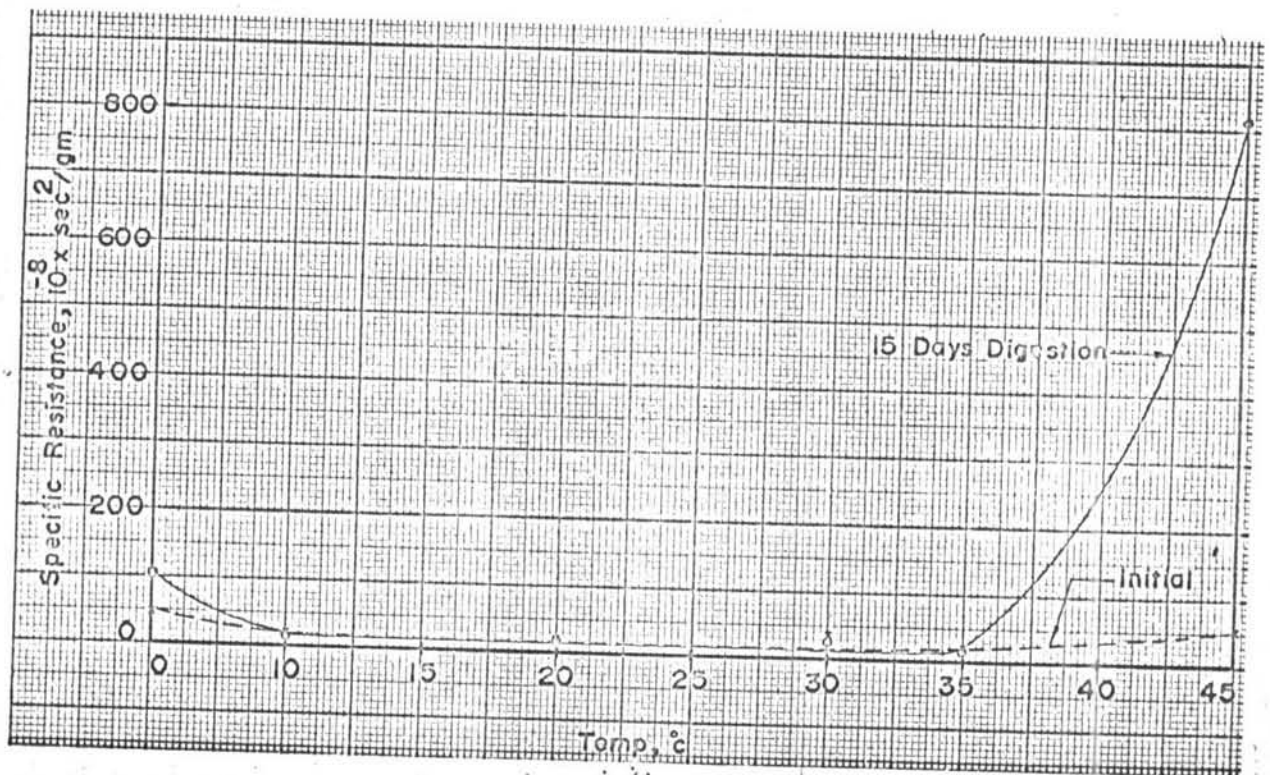
- ๒.๘.๑ ค่ากำหนดในการออกแบบ (Design Parameters) ตารางที่ ๒.๕ แสดงค่ากำหนดในการออกแบบที่สำคัญ (EPA, 1974, METCALF and EDDY, 1972) ข้อที่ควรสังเกตคือ ค่า VSS Loading นั้น จะมีความสัมพันธ์กับขนาดของถังย่อยตะกอนหรือระยะเวลาในการเติมอากาศ เช่น ที่ค่า Solids Loading ๒.๒๔๓ กก/ม^๓/วัน (๐.๑๔ ปอนด์/ลบ.ฟุต/วัน)



รูปที่ ๒.๑๖ อิทธิพลของอุณหภูมิที่มีต่อการสลายตัวของ SS และ VSS ของตะกอน (RANDALL et al, 1975)



รูปที่ ๒.๑๗ อิทธิพลของอุณหภูมิที่มีต่อค่า BOD ของตะกอน (RANDALL et al, 1975)



รูปที่ ๒.๑๔ อิทธิพลของอุณหภูมิที่มีต่อค่า Specific Resistance (RANDALL et al-1975)

ตารางที่ ๒.๕ - ค่ากำหนดในการออกแบบระบบย่อยตะกอนด้วยวิธีเติมอากาศ (EPA, 1974, METCALF and EDDY, 1972)
(Aerobic Digestion Design Parameters)

<u>Parameter</u>	<u>Value</u>	<u>Remarks</u>
Solids Retention Time, days	10-15 ^a	Depending on temperature, type of sludge, etc.
Solids Retention Time, days	15-20 ^b	"
Volume Allowance, m ³ /capita	0.085-0.1133	
VSS Loading, kg/m ³ /day	0.384-2.24	Depending on temperature, type of sludge, etc.
<u>Air Requirements</u>		
Diffuser System, m ³ /hr/m ³	1.21-2.1 ^a	Enough to keep the solids in suspension and maintain a DO between 1-2 mg/l
Diffuser System, m ³ /hr/m ³	> 3.6 ^b	
Mechanical System, hp/1000 m ³	35.31-44.14	This level is governed by mixing requirements. Most mechanical aerators in aerobic digesters require bottom mixers for solids concentration greater than 8,000 mg/l, especially if deep tank (> 12 feet) are used.
<u>Oxygen Requirements, kg/kg</u>		
destroyed cell tissue	≈ 2	
Minimum DO, mg/l	1.0-2.0	
Temperature, °C	> 15	If sludge temperatures are lower than 15°C, additional detention time should be provided so that digestion will occur at the lower biological reaction rates.
VSS Reduction, percent	35-50	

<u>Parameter</u>	<u>Value</u>	<u>Remarks</u>
Tank Design		Aerobic digestion tanks are open and generally require no special heat transfer equipment or insulation. For small treatment systems (0.1 mgd), the tank design should be flexible enough so that the digester tank can also act as a sludge thickening unit. If thickening is to be utilized in the aeration tank, sock type diffusers should be used to minimize clogging.

^a Excess activated sludge alone.

^b Primary and excess activated sludge, or primary sludge alone.

ถ้าตะกอนมีค่า VSS ๔๐๐๐ มก/ล หรือ ๔ กก/ม^๓ ปริมาตรของถังที่ต้องการคือ ๓.๕๗ ม^๓ ต่อตะกอน ๑ ม^๓ ($3.57 = 4/2.243$) เวลาที่ใช้ในการกำจัดจึงเป็นเพียง ๓.๕๗ วัน แต่ถ้าตะกอนมีค่า VSS ๖๐๐๐ มก/ล หรือ ๖ กก/ม^๓ ปริมาตรของถังที่ต้องการจะเท่ากับ ๒.๖๗ ม^๓ ต่อตะกอน ๑ ม^๓ ($2.67 = 6/2.243$) เวลาที่ใช้ในการกำจัดจะเป็นเพียง ๒.๖๗ วัน ในการคำนวณหาปริมาตรของถังหมัก จึงควรคำนวณจากค่า Solids Retention Time (SRT) แล้วตรวจสอบค่า Solids Loading ดูว่า อยู่ในช่วงที่ถูกต้องหรือไม่ ในปัจจุบัน การออกแบบใช้ค่า SRT ประมาณ ๑๕ วัน (EPA, 1974) สำหรับประเทศไทยซึ่งมีอากาศร้อน ค่า SRT ที่ใช้ควรจะต่ำกว่า ๑๕ วัน

๒.๔.๒ การทำงานของระบบ การย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน อาจจะทำแบบให้เป็น Batch หรือ Continuous แล้วแต่ปริมาณตะกอนที่ต้องกำจัด สำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งขนาดเล็ก ซึ่งมีปริมาณตะกอนน้อย ส่วนมากมักใช้ถังย่อยตะกอนขนาดเล็ก ออกแบบให้ทำงานแบบ Batch โดยใช้ระบบเติมอากาศแบบฟองอากาศ (Diffused-Air) หลังจากเติมอากาศเป็นระยะเวลาหนึ่งเช่น ๒๐ ชั่วโมง หยุดเครื่องเติมอากาศทิ้งให้ตะกอนนอนกัน ระบายน้ำใสทิ้ง แล้วระบายตะกอนส่วนหนึ่งออกจากถังเติมตะกอนใหม่เข้ามากำจัดต่อไปอีก รูปที่ ๒.๑๔ แสดงถังย่อยตะกอนแบบถังกลม ซึ่งทำงานแบบ Batch

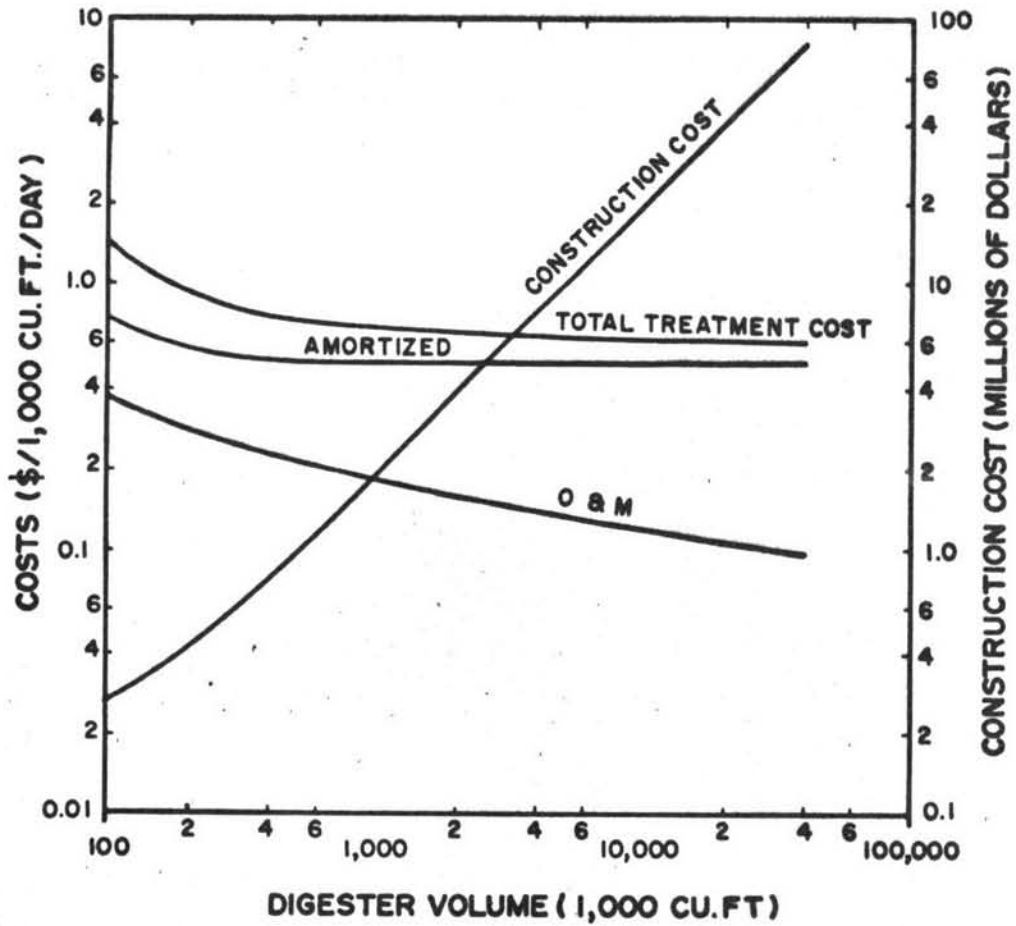
สำหรับระบบกำจัดน้ำทิ้งขนาดใหญ่ มักจะทำแบบให้ระบบย่อยตะกอนทำงานแบบ Continuous เช่นที่ใช้อยู่ในระบบกำจัดน้ำทิ้งของโรงงานเบียร์โคโลรา โดยอาจมีถังตกตะกอนด้วย หรือไม่มีก็ได้

๒.๕ ข้อดีข้อเสีย

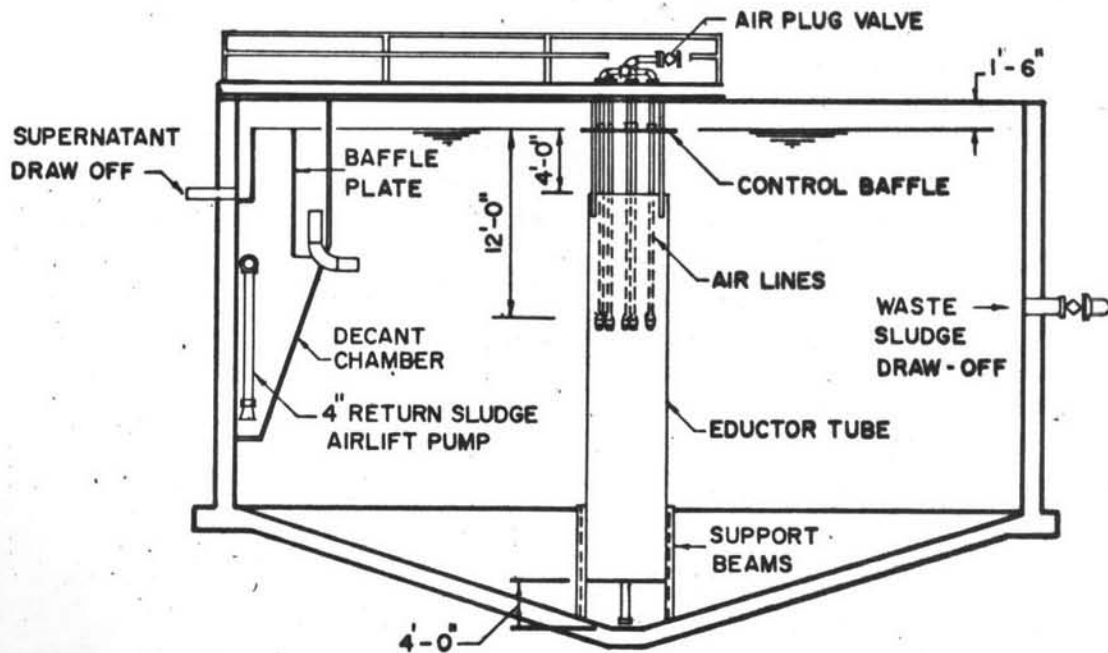
ข้อดีข้อเสียของการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนเทียบกับการย่อยตะกอนโดยไม่ใช้ออกซิเจน สรุปได้ดังนี้คือ (METCALF and EDDY, 1972 และ EPA, 1974)

๒.๕.๑ ข้อดี

- (๑) การทำงานของระบบควบคุมง่าย มีเสถียรภาพสูง
- (๒) ค่าก่อสร้างต่ำกว่า
- (๓) ไม่มีปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็นจากถังหมัก
- (๔) ตะกอนที่ผ่านการกำจัดไม่มีกลิ่นเหม็น นำไปกรองแยกน้ำออกได้ง่าย



รูปที่ 2.20 เปรียบเทียบเงินลงทุนสำหรับระบบย่อยตะกอนขนาดต่าง ๆ กัน (EPA, 1974)
(Unit Anaerobic Digestion Costs)



รูปที่ 2.19 สังกลมย่อยตะกอน ซึ่งทำงานแบบ batch (EPA, 1974)

- (๕) น้ำใสมีค่า BOD ต่ำ ไม่ทำให้เกิดปัญหา Shock Load เมื่อระบายน้ำใสนี้กลับเข้าระบบกำจัดอีก
- (๖) กำจัดเชื้อโรค (Pathogenic Organism) จนเหลือน้อยที่สุด
- (๗) ตะกอนมีไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเหลือมาก เพิ่มคุณค่าในการใช้เป็นปุ๋ย
- (๘) ลดปริมาณสารอินทรีย์ในตะกอนได้มาก
- (๙) ตะกอนแบคทีเรียในถังย่อยตะกอน สามารถใช้เป็นเชื้อ (Seed) สำหรับถังเติมอากาศในระบบ AS ได้ทันที ถ้าค่า MLSS ในถังเติมอากาศลดลงมากเกินไป

๒.๙.๒ ข้อเสีย

- (๑) ค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานค่อนข้างสูง เนื่องจากต้องใช้ระบบเติมอากาศ
- (๒) ไม่มีผลพลอยได้เช่นมีเทน ซึ่งใช้ประโยชน์ได้

ข้อดีข้อเสียของการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนนั้น มีทั้งที่ประเมินเป็นตัวเงินได้ เช่น ค่าก่อสร้างและค่าใช้จ่าย และที่ประเมินเป็นตัวเงินได้ยาก เช่น ข้อดีเรื่องกลิ่น เป็นต้น การเปรียบเทียบคัดเลือกวิธีย่อยตะกอนจึงต้องศึกษาพิจารณาเป็นกรณีไป โดยทั่วไป ถ้าเป็นระบบกำจัดขนาดเล็ก การย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนจะเป็นวิธีที่ดีที่สุด

๒.๑๐ ค่าใช้จ่ายในการย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน

SMITH (1971) ศึกษาวิเคราะห์เปรียบเทียบค่าใช้จ่ายในการย่อยตะกอนทั้งสองวิธี และสรุปว่า สำหรับระบบ Activated Sludge ที่มีขนาดเล็กกว่า $๓๐๒๕๐ \text{ ม}^3/\text{วัน}$ (8 mgd) การย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจนจะประหยัดกว่า RITTER (1970) ประมาณค่าไฟฟ้าสำหรับการย่อยตะกอนของระบบ Activated Sludge ขนาดเล็กด้วยวิธีใช้ออกซิเจน ประมาณ $\$๒.๑๘/\text{ปี}/\text{ปอนด์ BOD}/\text{วัน}$ หรือ $\$๐.๓๗/\text{ปี}/\text{คน}$ รูปที่ ๒.๒๐ แสดงเงินลงทุนสำหรับระบบย่อยตะกอนด้วยวิธีใช้ออกซิเจน ขนาดต่าง ๆ กัน ในการเปรียบเทียบระหว่างการย่อยตะกอนทั้งสองวิธีนี้ นอกจากการพิจารณาตัวระบบย่อยตะกอนแล้ว ควรจะคำนึงถึงผลกระทบที่มีต่อหน่วยอื่น ๆ ในระบบ AS ด้วย ดังในหัวข้อที่ ๒.๙