บทที่ 5

ผลของการวิจัย

5.1 คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้

น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ที่นำมาทำการวิจัยนั้น เป็นน้ำทิ้งซึ่งตั้งไว้ให้ตกตะกอนแล้ว (Raw wastewater after settled) ผลของการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำทิ้งปรากฏดังตารางที่ 12 นอกจากนี้แล้วยังได้นำน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ซึ่งตั้งอยู่ที่ตลาดกล้วยน้ำไท กรุงเทพมหานคร มาทำการวิเคราะห์เปรียบเทียบคุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ด้วย

น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้มีคุณลักษณะที่สำคัญดังนี้

1. สีของน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้มีสีเหลืองปนขาว สีออกขาวเนื่องจากมีตะกอนแขวนลอยของเต้าหู้ปนออกมาด้วย

2. น้ำทิ้งมีอุณหภูมิตั้งแต่ 27 - 70 องศาเซ็ลเซียส ขึ้นกับช่วงเวลาที่ปล่อยน้ำทิ้งแต่น้ำทิ้งรวมโดยทั่วไปจะมีอุณหภูมิอยู่ประมาณ 35 - 45 องศาเซ็ลเซียส ซึ่งเหมาะสำหรับการทำงานของ Mesophilic Bacteria จะพบว่าน้ำทิ้งจากน้ำล้างและแช่ถั่วเหลืองจะมีอุณหภูมิ 25 องศาเซ็ลเซียส และน้ำทิ้งจากถังตกตะกอนเต้าหู้จะมีอุณหภูมิสูงถึง 70 องศาเซ็ลเซียส

3. น้ำทิ้งมี pH ตั้งแต่ 3.8 - 6.0 และมีสภาพความเป็นด่าง 70 - 290 มก./ลบ.ดม. ในเทอมของ $CaCO_3$

4. ตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งมีประมาณ 312 - 7,600 มก./ลบ.ดม. ส่วนปริมาณของแข็งทั้งหมดจะมีอยู่ประมาณ 2,154 - 23,318 มก./ลบ.ดม. ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณเนื้อเต้าหู้จะติดออกมากับน้ำทิ้งมากน้อยเพียงไร

5. น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้มีปริมาณอินทรียสารอยู่ในปริมาณสูง โดยมีค่า COD ตั้งแต่ 1,052 - 10,798 มก./ลบ.ดม. และ BOD_5 ตั้งแต่ 1,013-6,557 มก./ลบ.ดม.

ตารางที่ 12 คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้

	โรงเต้าหู้บางโพ*	โรงเต้าหู้กล้วยน้ำไท*	โรงเต้าหู้ตลาดพลู**
Temperature °c	43.5	40.0	-
pH	4.92	4.65	3.8-6.05
Alkalinity (มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$)	250	190	-
Suspended Solid(มก./ลบ.ดม.)	1,180	2,120	323-7,600
Total Solid (มก./ลบ.ดม.)	4,120	6,352	2,154-23,318
Total Volatile Solid(มก./ลบ.ดม.)	3,100	4,294	-
BOD_5 (มก./ลบ.ดม.)	3,200	2,960	1,013-6,557
COD (มก./ลบ.ดม.)	5,500	4,900	1,052-10,798
Volatile acids (มก./ลบ.ดม. as CH_3COOH)	1,800	1,450	-
Ammonia N (มก./ลบ.ดม.)	10	19.6	2.1- 179.2
Organic N (มก./ลบ.ดม.)	1,430	1,467.4	296.8-2,714.9
Total N (มก./ลบ.ดม.)	1,440	1,487	298.9-2,894.1
Total P (มก./ลบ.ดม. as $PO_4^{\equiv}$)	62,5	52.6	10-525
$SO_4^{=}$ (มก./ลบ.ดม.)	120	125	-

* เป็นการหาลักษณะของของน้ำทิ้งรวม (Composit Sampling)

** Uyasatien,(1975)ทำการหาลักษณะของน้ำทิ้งในแต่ละช่วง (Grab Sampling)

อัตราส่วนของ COD:N:P ในน้ำทิ้งเท่ากับ 100:26.18:1.14 ซึ่ง McCarty (1964) ได้แนะนำว่าอัตราส่วนที่น้อยที่สุดที่แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนใช้ในการย่อยสลายอินทรียสาร คือ 100:1.1:0.2 แสดงว่าน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้มีปริมาณอาหารเสริมพอเพียงสำหรับแบคทีเรีย

5.2 การเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (Filter start up)

การเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์สำหรับเครื่องกรองแอนแอโรบิค หมายถึงการที่จะเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ในเครื่องกรองให้มีปริมาณมากพอที่จะใช้อินทรียสารในน้ำทิ้งได้หมดตามเวลาที่กำหนด ซึ่งสำหรับเครื่องกรองแอนแอโรบิคนี้จะต้องใช้เวลานานเนื่องจากการสร้างเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนนั้นเป็นไปอย่างช้า ๆ เมื่อมีการย่อยสลายอินทรียสารนั้นส่วนใหญ่จะถูกแปรเปลี่ยนไปเป็นพลังงานในรูปของก๊าซมีเทน ส่วนน้อยเท่านั้นที่นำมาใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ทำให้ปริมาณของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างช้า ๆ Young และ McCarty (1969) แนะนำว่าควรใช้ตะกอนของจุลินทรีย์ที่แข็งแรง (Active sludge) เพื่อลดระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์

ในการวิจัยครั้งนี้ใช้ตะกอนของจุลินทรีย์ที่แข็งแรงจากถังหมัก (Digester tank) ของโรงกำจัดน้ำทิ้งจากชุมชนห้วยขวางของการเคหะแห่งชาติ กรุงเทพมหานคร โดยใส่ตะกอนของจุลินทรีย์ที่มีความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยที่ไวแลไทล์ (VSS.) เท่ากับ 13,780 มก./ลบ.ดม. หรือมีตะกอนแขวนลอย 14,650 มก./ลบ.ดม. (VSS = 0.94 SS) เข้าสู่ถังกรองแอนแอโรบิคจำนวน 18 ลบ.ดม. โดยใส่เข้าทางด้านล่างของถังกรอง จากนั้นก็ใส่น้ำใสจากถังหมัก (Digester Supernatant) ทางด้านบนของถังกรองจนเต็มถัง นั่นคือใส่น้ำใสจากถังหมักจำนวน 38 ลบ.ดม. หลังจากการบรรจุจุลินทรีย์ลงในถังกรองเสร็จเรียบร้อยก็ทำการปิดถังให้แน่นหนาจัดเครื่องมือต่าง ๆ ให้เรียบร้อย โดยเฉพาะในท่อรูปตัวยู ซึ่งเป็นท่อน้ำไหลออกจากถัง (Effluent) ต้องมีน้ำขังอยู่ในท่อนั้น (Water trap) เพื่อป้องกันมิให้ก๊าซที่เกิดขึ้นหลุดออกไปทางท่อน้ำไหลออกจากถังนั้น

จากนั้นจึงเริ่ม ทำการเลี้ยงจุลินทรีย์โดยใช้น้ำทิ้งเทียม (Synthetic Waste) ซึ่งมีค่า COD ประมาณ 2,000 มก./ลบ.ดม. และมีส่วนประกอบดังตารางที่ 13

น้ำทิ้งเทียมซึ่งเตรียมขึ้นจากน้ำตาลนั้นเป็นอินทรียสารที่ง่ายแก่การนำไปใช้ของจุลินทรีย์ และได้มีการปรับสภาวะแวดล้อมของน้ำทิ้งเทียมให้เหมาะสมแก่การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เป็นอย่างดี (optimum condition) น้ำทิ้งเทียมจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังกรองในอัตราการไหล 28 ลบ.ดม./วัน ระยะเวลาที่ใช้สำหรับการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์จนกระทั่งประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่รวม 46 วัน ซึ่งในช่วง 46 วันนี้ ได้แบ่งออกเป็นสองช่วงคือ ช่วงแรกน้ำทิ้งเทียมมีค่า COD 2,000 มก.ลบ.ดม. อัตราการไหลเข้าถังกรอง 28 ลบ.ดม./วัน ประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่ประมาณ 38 วัน ช่วงหลังจึงเพิ่มความเข้มข้นของน้ำทิ้งเทียมเป็น COD 3,000 มก./ลบ.ดม. อัตราการไหลเข้าถังกรองยังคงที่ที่ 28 ลบ.ดม./วัน ซึ่งช่วงนี้ใช้เวลาทดลอง 8 วัน ในขณะทำการเลี้ยงจุลินทรีย์จะมีการควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.8 - 7.2 โดยการเติมโซเดียมไบคาบอเนต ($NaHCO_3$) 2,500 มก./ลบ.ดม. เพื่อเป็นตัวควบคุม (buffer) ไม่ให้ pH ต่ำกว่า 6.8

ในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์นั้น ทำการวิเคราะห์น้ำตัวอย่างจากเครื่องกรองแอนแอโรบิคเพื่อหาค่า COD, สภาพความเป็นด่าง, กรดโวแลไทล์ และตะกอนแขวนลอยทุกวันจันทร์ พุธ ศุกร์ จนถึงการทดลองวันที่ 38 จึงทำการวิเคราะห์คุณลักษณะของน้ำทิ้งจากเครื่องกรองทุกวัน ผลของการวิเคราะห์ดังแสดงในรูปที่ 20 ซึ่งแสดงถึงการเปลี่ยนแปลงต่าง ๆ ในขณะที่เริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูงถึงร้อยละ 86 ในวันที่ 16 และเพิ่มเป็นร้อยละ 98 ในวันที่ 24 และยังคงที่อยู่จนกระทั่งวันที่ 38 ซึ่งมีการเพิ่มความเข้มข้นของ COD จาก 2,000 มก./ลบ.ดม. เป็น 3,000 มก./ลบ.ดม. ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ลดลงเป็นร้อยละ 96

การวัดปริมาณก๊าซนั้นทำทุกวันจันทร์ พุธ ศุกร์ เช่นเดียวกับการหาค่าของ COD ที่ได้กล่าวมาแล้ว แต่เนื่องจากภาชนะที่ใช้เก็บก๊าซในตอนแรกมีขนาดเล็กสามารถเก็บก๊าซได้ประมาณ 15 ลบ.ดม. เท่านั้น เมื่อปริมาณก๊าซเพิ่มมากขึ้นก็ไม่สามารถวัดได้ จึงจัดทำเครื่องมือวัดปริมาณการไหลของก๊าซที่เกิดขึ้น โดยใช้วิธีการให้ก๊าซที่เกิดขึ้นไปแทนที่น้ำ และจับเวลาไว้ น้ำที่ใช้เพื่อให้ก๊าซแทนที่นั้นได้ทำการปรับ pH ให้ต่ำกว่า 4

ตารางที่ 13 ส่วนประกอบของน้ำทิ้งเทียม (Synthetic Waste)

COD 2,000 มก./ลบ.ดม.	COD 3,000 มก./ลบ.ดม.
น้ำตาล (Sucrose) 2 ก./ลบ.ดม.	น้ำตาล (Sucrose) 3 ก./ลบ.ดม.
ยูเรีย(Urea 46% N) 120 มก./ลบ.ดม.	ยูเรีย(Urea 46% N) 180 มก./ลบ.ดม.
โปตัสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต	โปตัสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต
(KH_2PO_4 23% P) 100 มก./ลบ.ดม.	(KH_2PO_4 23% P) 150 มก./ลบ.ดม.

ด้วยกรดฟัลฟูริค ทั้งนี้เพื่อป้องกันไม่ให้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นละลายลงไปในน้ำ ดังนั้น จึงมีบางช่วงที่กราฟซึ่งแสดงปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในขณะทำการทดลองขาดหายไป เนื่องจากความไม่พร้อมของเครื่องมือดังกล่าว

5.3 ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้

หลังจากทำการเลี้ยงจุลินทรีย์ในเครื่องกรองแอนแอโรบิคจนอยู่ในสภาวะที่มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่ ซึ่งใช้เวลารวม 46 วัน ก็ทำการทดลองระยะที่หนึ่งโดยใช้น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ น้ำทิ้งนี้ได้ทำการควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.8 - 7.2 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนต ในการทดลองช่วงนี้ใช้เวลา 33 วัน น้ำทิ้งที่เข้าสู่ถังกรองแอนแอโรบิคมีความเข้มข้นของ COD เท่ากับ 3,000 มก./ลบ.ดม. มีอัตราการไหลเข้า 28 ลบ.ดม./วัน คิดเป็น organic loading ได้ 0.613 กก. COD/$ม.^3$/วัน หลังจากประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่แล้วก็ทำการเพิ่ม organic loading เพื่อศึกษาเกี่ยวกับความสามารถในการทำงานของเครื่องกรอง ทั้งนี้การเพิ่ม organic loading นั้นทำโดยการเพิ่มอัตราการไหลเข้าของน้ำทิ้งจาก 28 ลบ.ดม./วัน เป็น 42, 56 และ 112 ลบ.ดม./วันตามลำดับ ซึ่งพบว่าเมื่ออัตรา

การไหลเพิ่มมากขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัด COD ก็ลดลงจากร้อยละ 93.17 เมื่ออัตราการไหลเข้าเท่ากับ 28 ลบ.ดม./วัน เป็นร้อยละ 87.01 เมื่ออัตราการไหลเข้าเท่ากับ 112 ลบ.ดม./วัน (ดูรูปที่ 20 ประกอบ)

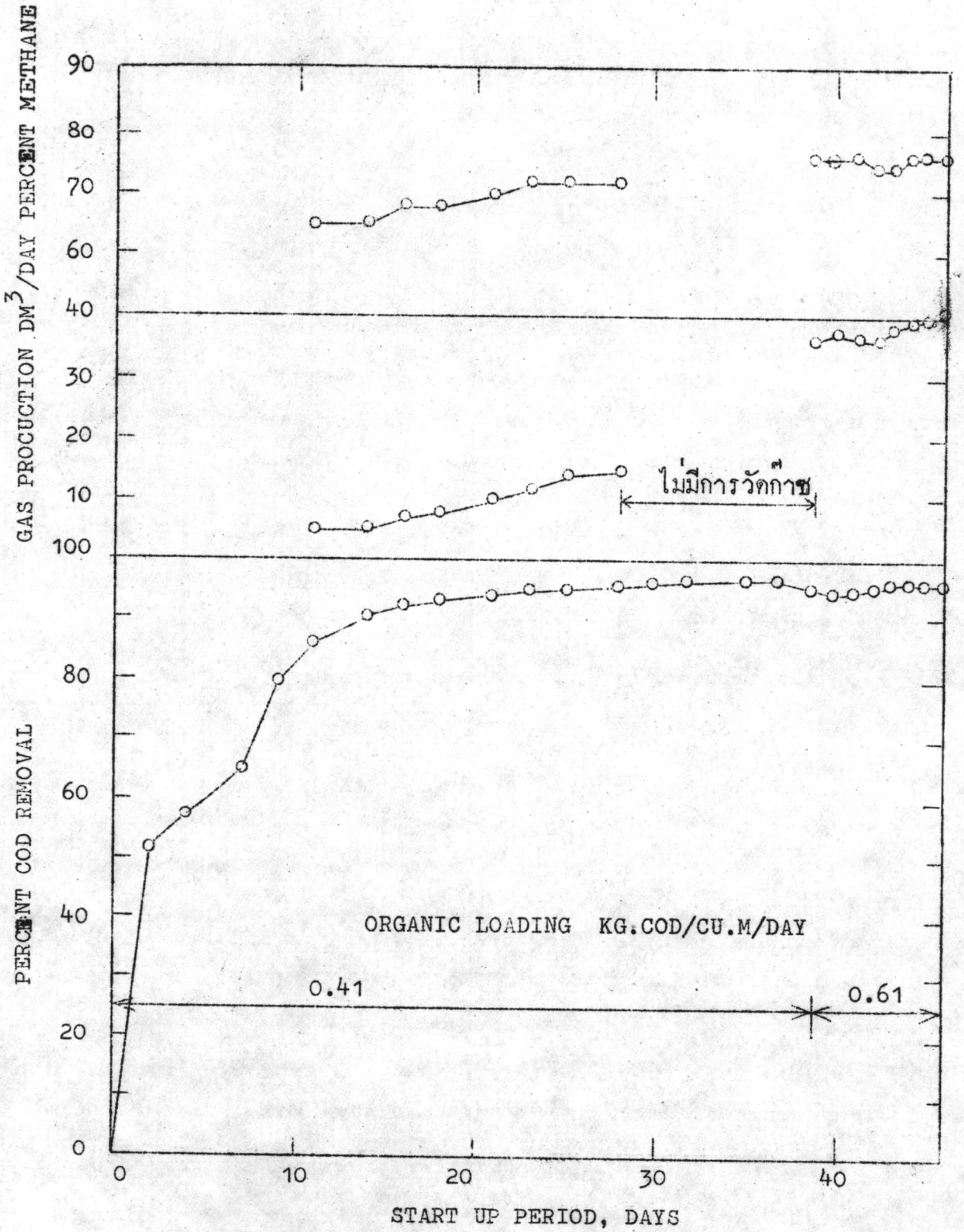
ในการทดลองระยะที่สอง ใช้น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้โดยไม่มีการควบคุม pH แต่อย่างใด ทำการทดลองเป็นเวลา 48 วัน น้ำทิ้งที่เข้าสู่ถังกรองมีความเข้มข้นของ COD เท่ากับ 3,000 มก./ลบ.ดม. มีอัตราการไหลเข้า 56 ลบ.ดม./วัน หลังจากประสิทธิภาพในการกำจัด COD คงที่แล้ว ก็ทำการเพิ่ม organic loading โดยการเพิ่มความเข้มข้นของ COD จาก 3,000 มก./ลบ.ดม. เป็น 6,000 และ 10,000 มก./ลบ.ดม. ตามลำดับ หลังจากนั้นก็ลดความเข้มข้นของ COD เป็น 1,600 มก./ลบ.ดม. ทั้งนี้เพื่อศึกษาความสามารถในการรับ organic loading ที่ลดน้อยลงกว่าเดิมมาก โดยได้ทำการลด organic loading จาก 4.09 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 0.65 กก. COD/ม.^{3}/วัน และได้ทดลองหยุดการทำงานของเครื่องกรองเป็นระยะเวลา 26 วัน เพื่อวิจัยว่าเมื่อทำการหยุดการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิคไปช่วงเวลาหนึ่งแล้วนั้น ถ้ากลับเริ่มทำงานใหม่ประสิทธิภาพของเครื่องกรองจะเป็นเช่นไรบ้าง ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้แสดงไว้ในตารางที่ 14

5.4 อิทธิพลต่าง ๆ ที่มีผลต่อการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิคภายใต้สภาวะการทำงานที่คงที่ (Steady State)

5.4.1 อิทธิพลของ organic loading

5.4.1.1 ต่อการกำจัด COD จากรูปที่ 21 จะเห็นว่า organic loading จะมีอิทธิพลต่อการกำจัด COD ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคน้อยมาก

Saipanich (1975) ได้ทำการวิจัยพบว่า organic loading ที่เข้าสู่เครื่องกรองแอนแอโรบิคเพิ่มจาก 0.6 กก. COD/ม.^{3}/วัน ถึง 4.0 กก. COD/ม.^{3}/วัน ด้วยวิธีเพิ่มความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งไม่กระทบกระเทือนต่อการกำจัด COD ของเครื่องกรองเลย บุญส่ง ไข่เกษ (2518) ได้ทำการทดลองโดยการเพิ่ม organic loading จาก 0.56 กก. COD/ม.^{3}/วัน ถึง 3.38 กก. COD/ม.^{3}/วัน นั้น ทำให้

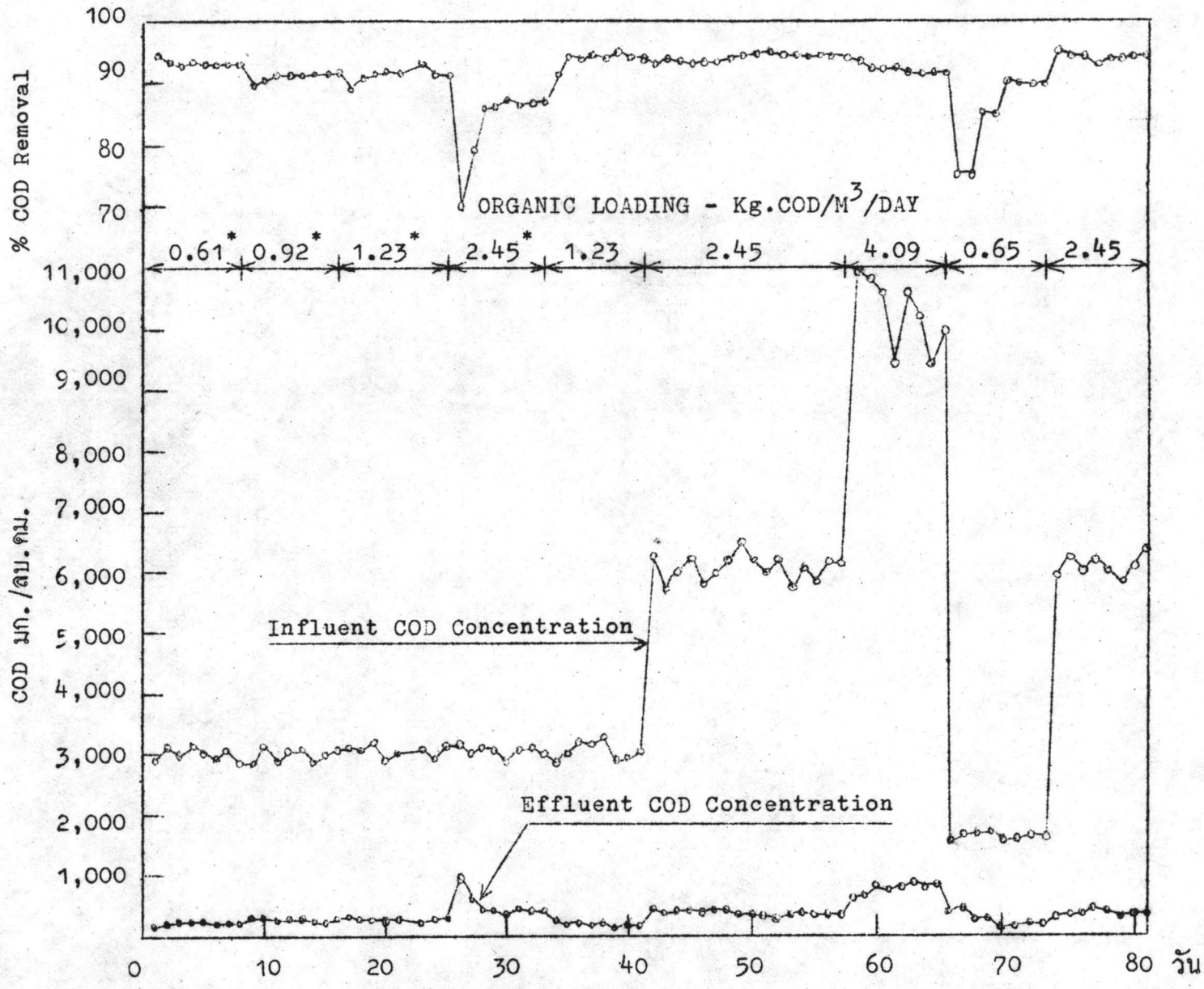


รูปที่ 20 แสดงประสิทธิภาพในการกำจัด COD, ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นและปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทน ในขณะเริ่มทำการเลี้ยงจุลินทรีย์ (Start-up)

ตารางที่ 14 ลักษณะของน้ำทิ้งและประสิทธิภาพของเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ ในขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่.

Influent COD มก./ลบ.ดม.	Time of Steady-state Operation วัน	Hydraulic Retention Time ชม.	Organic Loading กก.COD/ม.^{3}/วัน	Effluent Quality			COD removal	BOD removal
				Suspended Solids มก./ลบ.ดม.	Volatile acids มก./ลบ.ดม. as CH_3COOH	COD มก./ลบ.ดม.		
2,826*	8	48	0.61	10	61	193	93.17	-
3,064*	8	36	0.92	20	78	160	91.52	94.52
3,095*	9	24	1.23	35	75	286	90.75	93.82
2,995*	8	12	2.45	35	70	389	87.01	90.10
3,075	8	24	1.23	15	46	172	94.41	95.85
6,142	16	24	2.45	15	80	315	84.87	97.06
10,000	8	24	4.09	30	110	832	91.68	92.17
1,641	8	24	0.65	10	58	172	89.52	94.05
6,349	8	24	2.45	18	90	365	94.25	96.77

* ใช้ $NaHCO_3$ ปรับ pH ของน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2

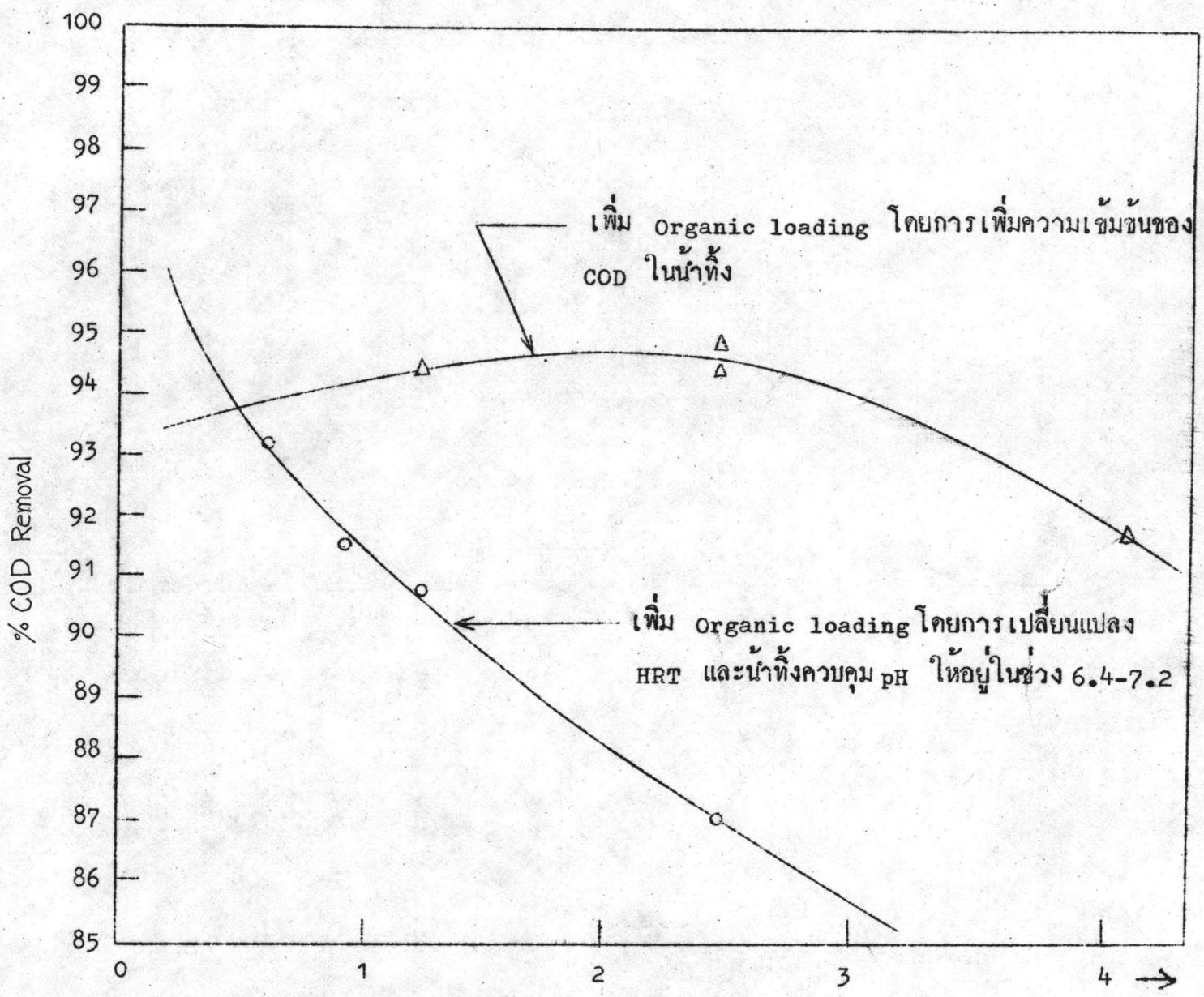


รูปที่ 21 การบันทึกการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้

(* น้ำทิ้งที่ควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2)

ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองที่ 1 ลดจากร้อยละ 92 เหลือร้อยละ 77 และเครื่องกรองที่ 2 ลดจากร้อยละ 94 เหลือร้อยละ 70.7 ทั้งนี้ เนื่องจากน้ำทิ้งที่ใช้ในการวิจัยเป็นน้ำทิ้งจากโรงงานทำผักดองบรรจุกระป๋อง ซึ่งมีค่าความเข้มข้นของ Na^+ สูง เมื่อเพิ่ม organic loadingความเข้มข้นของ Na^+ เพิ่มจาก 1,200 มก./ลบ.ดม. เป็น 12,000 มก./ลบ.ดม. McCarty (1964) พบว่าความเข้มข้นของ Na^+ เกินกว่า 8,000 มก./ลบ.ดม. จะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอย่างรุนแรง

ในการทดลองครั้งนี้เมื่อมีการเพิ่ม organic loading จาก 0.65 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 4.09 กก. COD/ม.^{3}/วัน ไม่มีผลกระทบกระเทือนต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองแต่อย่างใด ซึ่งก็เป็นเช่นเดียวกับการทดลองของ Saipanich (1975) ในการเปลี่ยนแปลง organic loading นั้น ได้ทำการทดลองในช่วงแรกโดยการควบคุมความเข้มข้นของน้ำทิ้งให้ค่า COD อยู่ประมาณ 3,000 มก./ลบ.ดม. แล้วเปลี่ยนแปลงระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) พบว่าเมื่อค่า HRT สั้นลงมา คือจาก 48 ชั่วโมงเป็น 36, 24 และ 12 ชั่วโมงนั้น ค่า organic loading ก็จะเพิ่มขึ้น และประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะลดลงจากร้อยละ 93.17 เป็นร้อยละ 91.52, 90.76 และ 87.01 ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 14 และรูปที่ 22 ในช่วงที่ 2 ได้ทำการเปลี่ยนแปลง organic loading โดยควบคุม HRT ให้คงที่ไว้ที่ 24 ชม. และเพิ่มความเข้มข้นของ COD ในน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วงต่าง ๆ กัน พบว่าเมื่อ COD ของน้ำทิ้ง 6,000 มก./ลบ.ดม. ประสิทธิภาพของเครื่องกรองในการกำจัด COD ประมาณร้อยละ 94.87 แต่เมื่อเพิ่ม COD เป็น 10,000 มก./ลบ.ดม. ประสิทธิภาพกลับลดลงเป็นร้อยละ 91.68 และเมื่อลด COD เป็น 1,600 มก./ลบ.ดม. ประสิทธิภาพกลับลดลงเป็นร้อยละ 89.52 จากการทดลองทั้งสองช่วงพอจะสรุปได้ว่าการเพิ่ม organic loading โดยการเพิ่มค่า COD นั้น เหมาะสมกว่าการลดค่า HRT เพราะในการเพิ่มค่า COD นั้นประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองแทบจะไม่ลดลงเลย



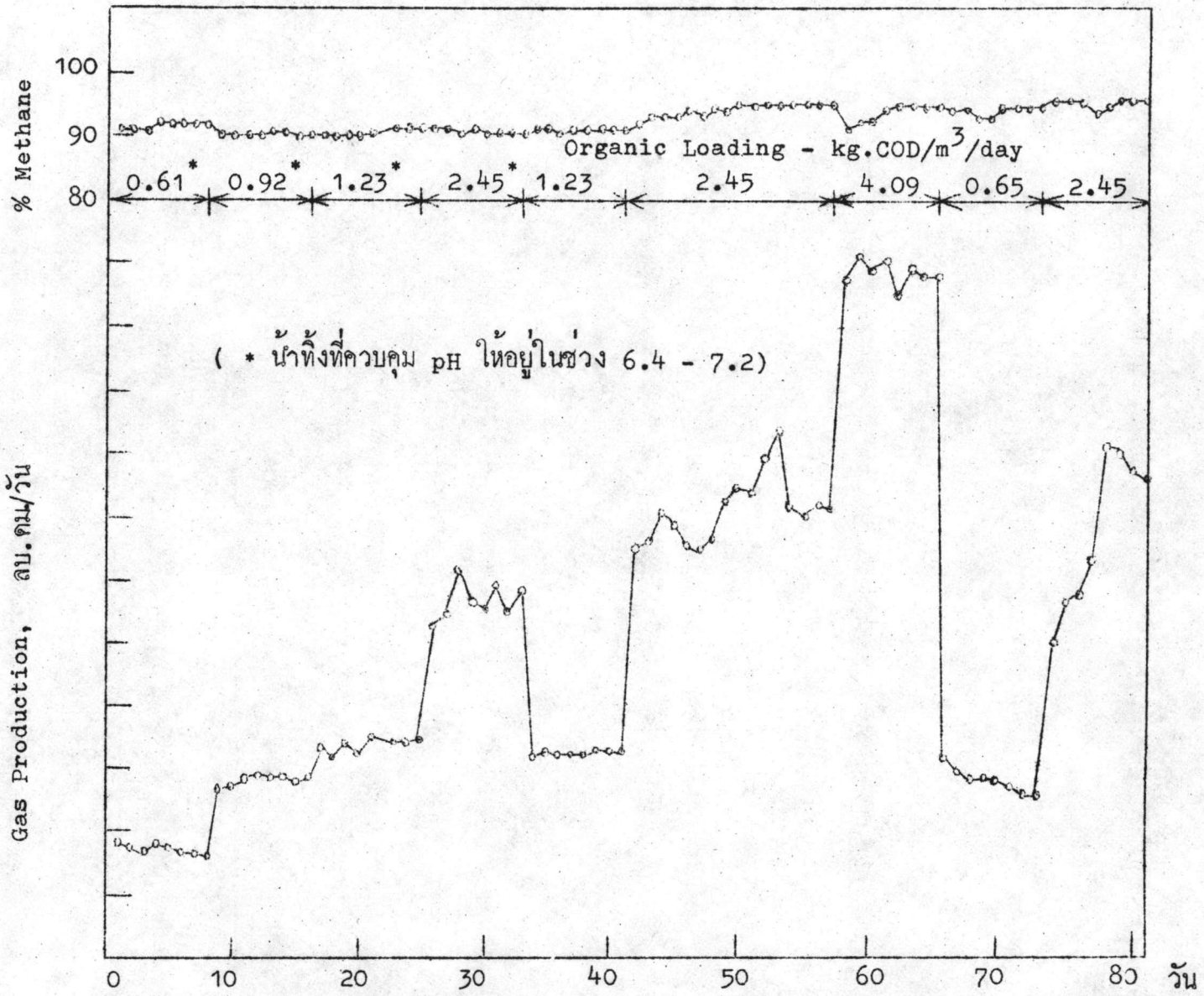
รูปที่ 22 อิทธิพลของ Organic Loading ต่อประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของเครื่องกรองแอนแอโรบิค.

5.4.1.2 อิทธิพลของ organic loading ต่อการเกิดก๊าซ

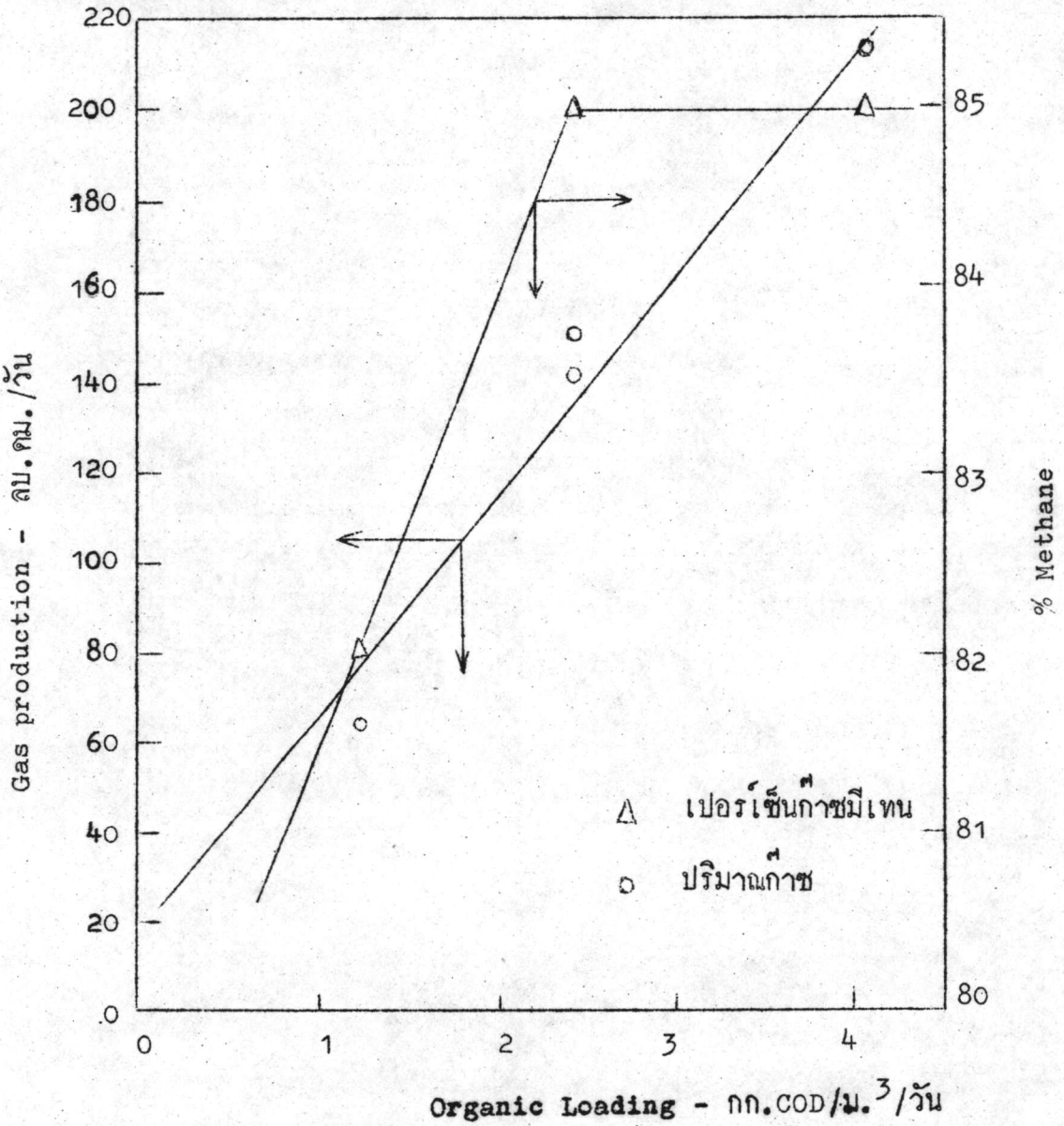
(Gas production) organic loading จะมีผลต่อปริมาตรของก๊าซที่เกิดขึ้นและปริมาณของก๊าซมีเทนในช่วงเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start-up) ซึ่งใช้ synthetic waste จำพวกคาร์โบไฮเดรท จะได้ก๊าซมีเทนร้อยละ 65 - 76 เมื่อเริ่มใช้น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ซึ่งเป็นสารอาหารจำพวกโปรตีนก็ได้ก๊าซมีเทนร้อยละ 80 - 85 ซึ่ง Buswell, Pomeroy ได้ทำการทดลองและพบว่า ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์จะเกิดขึ้นร้อยละ 50, 30 และ 16 สำหรับน้ำทิ้งประเภทคาร์โบไฮเดรท, ไขมัน และโปรตีนตามลำดับ ซึ่งถ้าคิดว่ามีก๊าซอื่น ๆ เกิดขึ้นน้อยมากแล้ว ก็จะได้ว่าจะเกิดก๊าซมีเทนร้อยละ 50, 70 และ 84 สำหรับน้ำทิ้งประเภทคาร์โบไฮเดรท, ไขมัน และโปรตีนตามลำดับ

จากรูปที่ 23 จะเห็นว่าเมื่อ organic loading เพิ่มมากขึ้นปริมาณก๊าซที่เกิดจะเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย และเมื่อ organic loading ลดลงปริมาณก๊าซที่เกิดก็จะลดตามไปด้วย ทั้งนี้เพราะปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามปริมาตรของอินทรียสารที่ถูกย่อยสลาย หรือกล่าวได้ว่าปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นจะแปรผันโดยตรงกับ organic loading ดังรูปที่ 24

Saipanich (1975) และ บุญส่ง ไข่เกษ (2519) ได้ทำการวิจัยพบว่าปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจะมีปริมาณก๊าซมีเทนอยู่เท่าใดนั้น ก็จะแปรผันตาม organic loading คือถ้า organic loading เพิ่มขึ้น ปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทนจะลดลง เช่น ปริมาตรก๊าซมีเทนร้อยละ 82 จะลดเหลือ 63 เมื่อ organic loading เพิ่มจาก 0.56 เป็น 4.50 กก. COD/ม.^{3}/วัน และได้ให้เหตุผลว่า organic loading ยิ่งสูงการทำงานของจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกรดจะทำการย่อยสลายอินทรียสารและเพิ่มจำนวนได้เร็ว จึงผลิตกรดและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาโดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนไม่สามารถที่จะเพิ่มจำนวนและย่อยสลายกรดอินทรีย์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้ทันจึงทำให้ปริมาณร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์สูงขึ้น ดังนั้นปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทนจึงลดลง ในการทดลองครั้งนี้ปรากฏว่าเมื่อเพิ่ม organic loading นั้น ปริมาณก๊าซเพิ่มขึ้นตาม organic loading แต่



รูปที่ 23 แสดงการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซและเปอร์เซ็นของก๊าซมีเทนขณะทำการทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้.



รูปที่ 24 แสดงความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซและเปอร์เซ็นก๊าซมีเทน ที่เกิดขึ้นในขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่.

จำนวนร้อยละของก๊าซมีเทนมิได้มีการลดลงแต่อย่างใด เหตุที่แตกต่างไปจากการทดลองของ บุญส่ง ไข่เกษ (2519) ก็เนื่องจากในการทดลองนี้น้ำทิ้งที่ใช้เป็นสารอาหารพวกโปรตีนมิใช่คาร์โบไฮเดรท จากรูปที่ 9 จะเห็นได้ว่าการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ย่อยโปรตีนจะช้ากว่าคาร์โบไฮเดรท และโปรตีนนั้นมีปริมาณธาตุไนโตรเจนอยู่มาก จะอยู่ในรูปต่าง ๆ กันและรวมกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และกรดอินทรีย์ที่เกิดมากขึ้นทำให้สะเทินไป ซึ่งอยู่ในรูปของ NH_4HCO_3 และ CH_3COONH_4 เมื่อปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มิได้เพิ่มขึ้น ปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทนจึงยังคงที่ไม่เปลี่ยนแปลงเช่นกัน

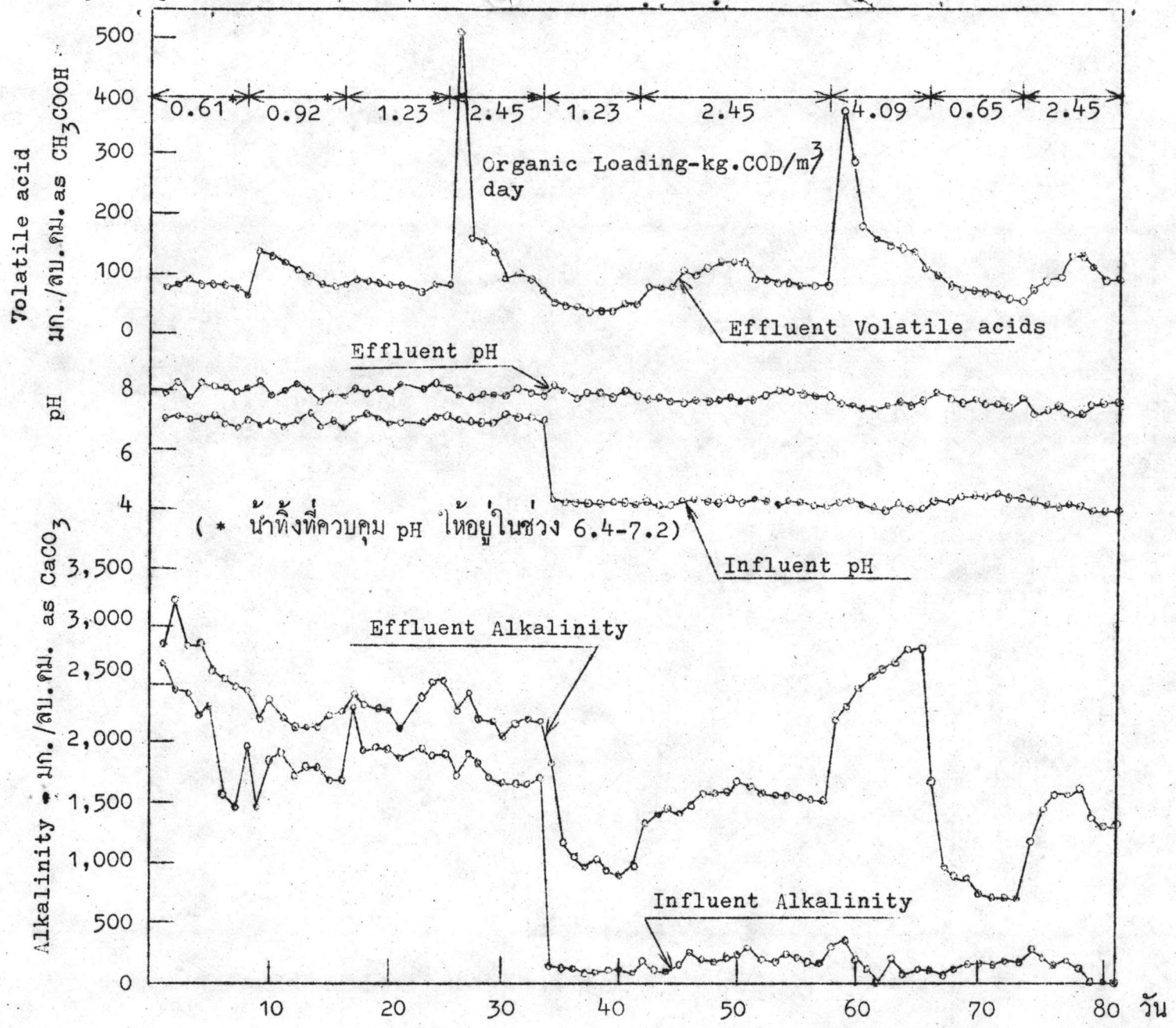
จากปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นและปริมาณก๊าซมีเทนที่มีอยู่ในก๊าซทั้งหมดเมื่อเปรียบเทียมกับสูตรการคำนวณ McCarty(1964) ที่ว่าปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.351 ลบ.ฟม.ต่อ COD ที่ถูกทำลายไป 1 กรัม ปรากฏว่าได้ค่าใกล้เคียงกันและมีความแตกต่างกันประมาณร้อยละ 10 ผลการเปรียบเทียบได้แสดงไว้ในตารางที่ 15 เหตุที่มีความแตกต่างอาจจะเนื่องมาจากการเก็บก๊าซอาจมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ละลายออกมากับน้ำทิ้งบ้าง ซึ่งจะทำให้ปริมาตรก๊าซที่เก็บได้ผิดไป หรืออาจจะมาจากสาเหตุที่มีการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิและความดัน (pressure) แต่ในการทดลองนี้เมื่อมีการลด organic loading จาก 4.09 กก. COD /ม.^{3}/วัน เป็น 0.65 กก. COD/ม.^{3} /วัน ปรากฏว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นนั้นมากกว่าที่คำนวณจากสูตรถึงร้อยละ 46.36 ซึ่งปริมาณก๊าซที่ยังคงเกิดขึ้นมากอาจจะเป็นด้วยว่าเดิมน้ำทิ้งมีความเข้มข้นของ COD 10,000 มก./ลบ.ฟม. เมื่อมาลดเป็น 1,600 มก./ลบ.ฟม. ปริมาณอินทรียสารยังคงมีอยู่ในเครื่องกรองแอนแอโรบิคโดยเฉพาะตะกอนแขวนลอยจะถูกกรองค้างอยู่ตามสารตัวกรอง จึงยังคงมีอินทรียสารที่ต้องย่อยสลายอยู่อีกมาก ดังนั้นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจึงมากกว่าที่คำนวณได้มาก

<u>5.4.1.3 อิทธิพลของ organic loading ต่อสภาพความเป็นกรดเป็นด่าง</u> การเพิ่ม organic loading ย่อมมีผลกระทบกระเทือนต่อสภาพความเป็นกรดเป็นด่างของเครื่องกรองแอนแอโรบิค ดังจะเห็นได้จากรูปที่ 25 เมื่อมีการเพิ่ม organic loading ขึ้นสองเท่านั้น ปริมาณกรดโวแลไทล์ในน้ำทิ้งที่ออกจากถังกรองจะเพิ่มขึ้นทันทีอย่างมาก แล้วค่อยลดลงสู่อัตราปกติ ปริมาณกรดโวแลไทล์จะเพิ่ม

ตารางที่ 15 ความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นกับปริมาณ COD ในน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ที่ถูกกำจัดโดยเครื่องกรองแอนแอโรบิค ในขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่.

Influent COD มก./ลบ.ดม.	COD Removed มก./ลบ.ดม.	Influent Waste flow ลบ.ดม./วัน	Average Gas Production: Total ลบ.ดม./วัน	Average Gas Production: CH_4 content ร้อยละ	Average Gas Production: CH_4 production ลบ.ดม./วัน	Methane Equivatent of COD removed ลบ.ดม./วัน	Difference from Theoretical CH_4 production ร้อยละ
2,826*	2,633	28	32.8	82	26.9	25.9	+ 3.86
3,064*	2,804	42	57.5	80	46.0	41.3	+ 11.38
3,095*	2,809	56	69.1	82	56.7	55.2	+ 2.72
2,995*	2,606	112	116.3	81	94.2	102.4	- 8.01
3,076	2,904	56	64.4	82	52.8	57.2	- 7.53
6,142	5,827	56	141.8	85	120.5	114.5	+ 5.24
10,000	9,168	56	214.7	85	182.5	180.2	+ 1.28
1,641	1,469	56	50.4	84	42.3	28.9	+ 46.36
6,349	5,984	56	151.2	85	128.5	117.6	+ 9.27

* ใช้ $NaHCO_3$ ปรับ pH ของน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2



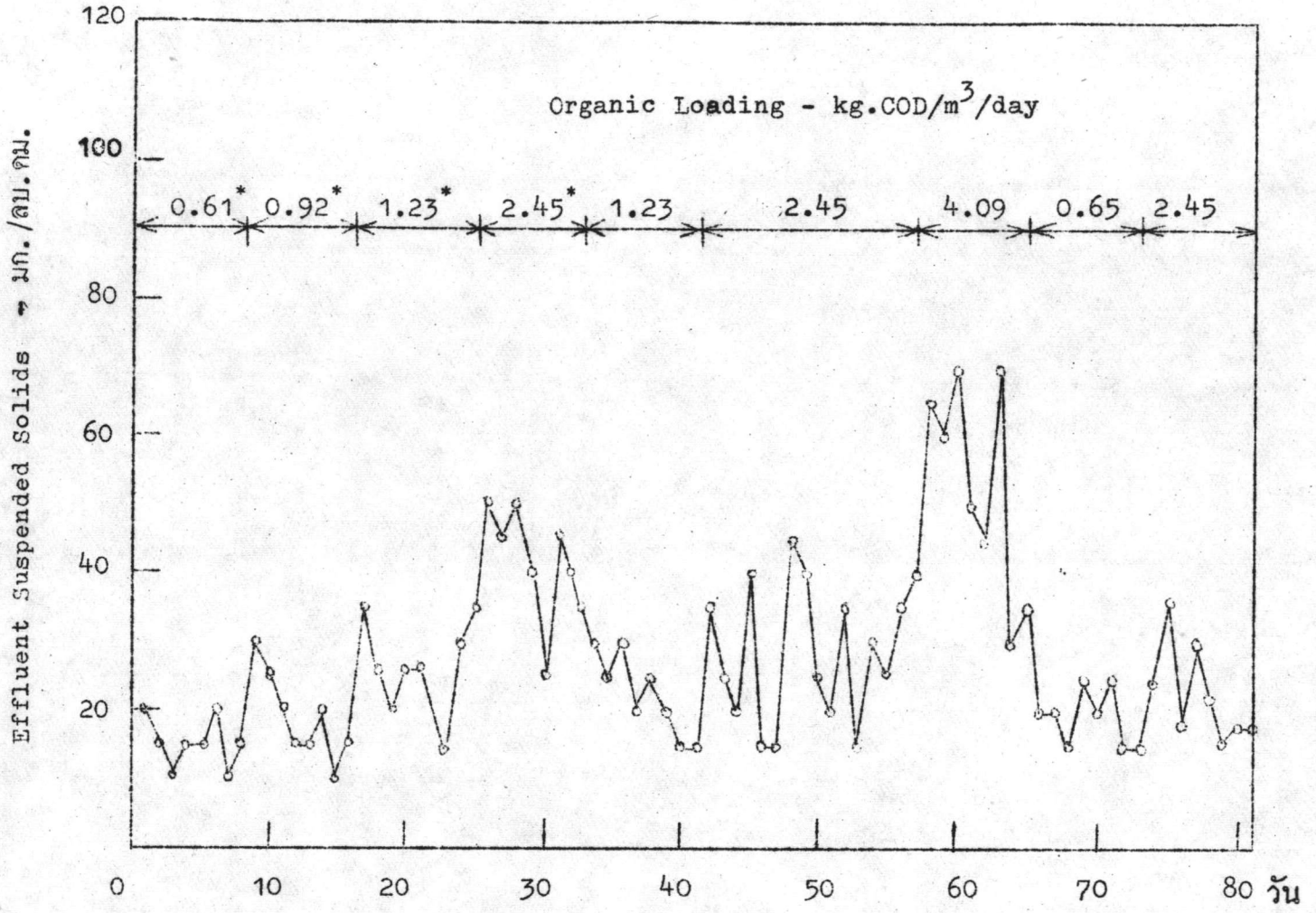
รูปที่ 25 แสดงอิทธิพลของ Organic Loading ต่อสภาพ Alkalinity, pH และ Volatile acids ของเครื่องกรองแอนแอโรบิค.

ขึ้นไม่มากนัก เพราะสภาพความเป็นด่างในเครื่องกรองจะคอยควบคุมอยู่ โดยเฉพาะน้ำทิ้งจากโรงเต้าหู้ซึ่งเป็นสารอาหารโปรตีนจะให้ธาตุไนโตรเจนมาก จะเห็นได้ว่าเมื่อ organic loading เพิ่มจาก 2.45 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 4.09 กก.COD/ม.^{3}/วัน นั้น สภาพความเป็นด่างในน้ำทิ้งจากถังกรองแอนแอโรบิคเพิ่มขึ้นเป็นสัดส่วนกับ organic loading ที่เพิ่มคือ จาก 1,520 มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$ เป็น 2,820 มก./ลบ.ดม. as $CaCO_3$

สำหรับการเปลี่ยนแปลง pH ภายในเครื่องกรองนั้นไม่มีปัญหาแต่อย่างใด แม้มีการเพิ่ม organic loading ถึงสองเท่าก็ตาม และแม้ว่าน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้จะมี pH ต่ำถึง 4.0 ก็ตามเครื่องกรองแอนแอโรบิคก็ยังทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ น้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองจะมี pH อยู่ในช่วง 7.2 - 8.1 อยู่ตลอดเวลา

5.4.1.4 อิทธิพลของ organic loading ต่อตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง การเพิ่ม organic loading จะมีผลต่อตะกอนแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้ง ถ้าเพิ่ม organic loading ให้สูงขึ้นปริมาณตะกอนแขวนลอยก็จะสูงตามไปด้วย โดยเฉพาะถ้าการเพิ่ม organic loading โดยวิธีลด HRT ให้น้อยลงด้วยแล้ว อัตราการไหลเข้าของน้ำทิ้งจะสูงขึ้นย่อมพาเอาตะกอนแขวนลอยหลุดออกไปกับน้ำทิ้งจากเครื่องกรองได้มาก Jennettและ Dennis (1975) พบว่าเหตุที่ตะกอนแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองคือ ปริมาณการรับน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบกำจัด (Hydraulic loading) ซึ่งถ้าเพิ่มมากขึ้นจะทำให้ตะกอนหลุดลอยออกมากับน้ำทิ้งเป็นจำนวนมาก ดังแสดงไว้ในรูปที่ 26

5.4.2 อิทธิพลของความสูงของเครื่องกรองแอนแอโรบิค จากตารางที่ 16 แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการกำจัด COD ของน้ำทิ้งที่ระดับความสูงต่าง ๆของเครื่องกรอง จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัด COD จะอยู่ในช่วง 60 ซม.แรกของเครื่องกรอง ในช่วง 30 ซม.แรกสามารถกำจัด COD ได้ร้อยละ 37 - 75 ได้ ส่วนในช่วง 60 ซม.แรกสามารถกำจัด COD ได้สูงถึงร้อยละ 89.74 ส่วนระดับความสูงของถังกรองที่สูงกว่า 60 ซม. จะมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD น้อยลงตามลำดับ ซึ่งจะมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้มากกว่าร้อยละ 50 ที่ความสูงของถัง



รูปที่ 26 แสดงปริมาณของตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งจากเครื่องกรอง
(* น้ำทิ้งที่ควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2)

ตารางที่ 16 สรุปผลการกำจัด COD ที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคภายใต้สภาวะการทำงานอย่างคงที่.

Organic Loading	ร้อยละการกำจัด COD ที่จุดเก็บน้ำตัวอย่างต่าง ๆ วัดจากก้นถัง					
กก. COD/ม.^{3}/วัน	ระดับความสูง, ซม.					
	30	60	90	120	150	180
0.61*	42.18	82.94	84.85	87.05	88.85	91.05
0.92*	42.10	78.95	85.80	86.33	88.41	90.11
1.23*	37.19	78.19	86.14	87.69	88.72	89.76
2.45*	47.28	77.70	81.57	84.31	85.38	86.48
1.23	73.24	84.72	88.26	91.32	92.85	93.89
2.45	74.99	89.74	93.08	93.59	94.11	94.61
4.09	56.80	81.60	90.40	91.20	91.36	91.52
0.65	51.43	75.26	83.79	85.74	86.65	87.63
2.45	57.51	77.51	90.00	91.49	93.01	93.75

* ปรับ pH ของน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2

กรอง 30 ซม. เนื่องจากการไหลของน้ำทิ้งภายในเครื่องกรองเป็นแบบการไหลทางเดียว (plug flow) และเป็นการไหลแบบ Up-flow ด้วย ประกอบกับมีปริมาณตะกอนแขวนลอยซึ่งถูกกักไว้ด้วยตัวกรองในบริเวณนี้เป็นจำนวนมากในช่วงเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start up) จึงมีจุลินทรีย์เกิดขึ้นเป็นจำนวนมากในบริเวณนี้มากกว่าบริเวณอื่น จากตารางที่ 17 จะเห็นว่าในช่วง 30 ซม.แรกนี้ มีตะกอนจุลินทรีย์อยู่มากที่สุดทำให้มีอัตราส่วนของปริมาณอินทรียสารต่อปริมาณจุลินทรีย์ (F/M) สูงที่ส่วนล่างของเครื่องกรอง ดังนั้นในส่วนล่างของเครื่องกรองจึงมีปฏิกริยาการทำลายอินทรียสารมากที่สุด (กำจัด COD ได้มากที่สุด)

Volatile acids จะมีความเข้มข้นสูงสุดเมื่อเปรียบเทียบกับความสูงอื่น ๆ ที่มากกว่า 30 ซม. ดังรูปที่ 27 ทั้งนี้เพราะส่วนล่างของถังกรองจะมีปฏิกริยาย่อยสลายอินทรียสารมากที่สุดดังกล่าวมาแล้ว โดยแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนจะทำการย่อยสลายกรดโวแลไทล์ที่เกิดจากแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรด แต่ทำการย่อยสลายได้ช้ากว่าแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ ดังนั้น จึงมีกรดโวแลไทล์เหลืออยู่มากกว่าส่วนอื่น ๆ ของเครื่องกรอง

ปริมาณความเป็นด่างที่ระดับ 30 ซม.นี้ จะมีสภาพความเป็นด่างน้อยกว่าส่วนอื่น ๆ เนื่องจากสภาพความเป็นด่างจะทำปฏิกริยากับกรดโวแลไทล์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นเพื่อปรับสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ในการเจริญเติบโต เมื่อมีกรดโวแลไทล์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เกิดขึ้นมากก็ต้องใช้สภาพความเป็นด่างมากเช่นกัน จึงทำให้สภาพความเป็นด่างมีปริมาณน้อยดังกล่าว

การเปลี่ยนแปลงของ pH ในระดับความสูงต่าง ๆ ของเครื่องกรองมีน้อยมากทั้ง ๆ ที่ pH ของน้ำทิ้งที่เข้าสู่เครื่องกรองเพียง 4.0 เมื่อเข้าสู่เครื่องกรองแล้วที่ 30 ซม. pH จะเพิ่มขึ้นใกล้เคียง 7 ได้ด้วยตัวเอง เนื่องจากเกิดความสมดุลย์ในการทำงานของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดและแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน

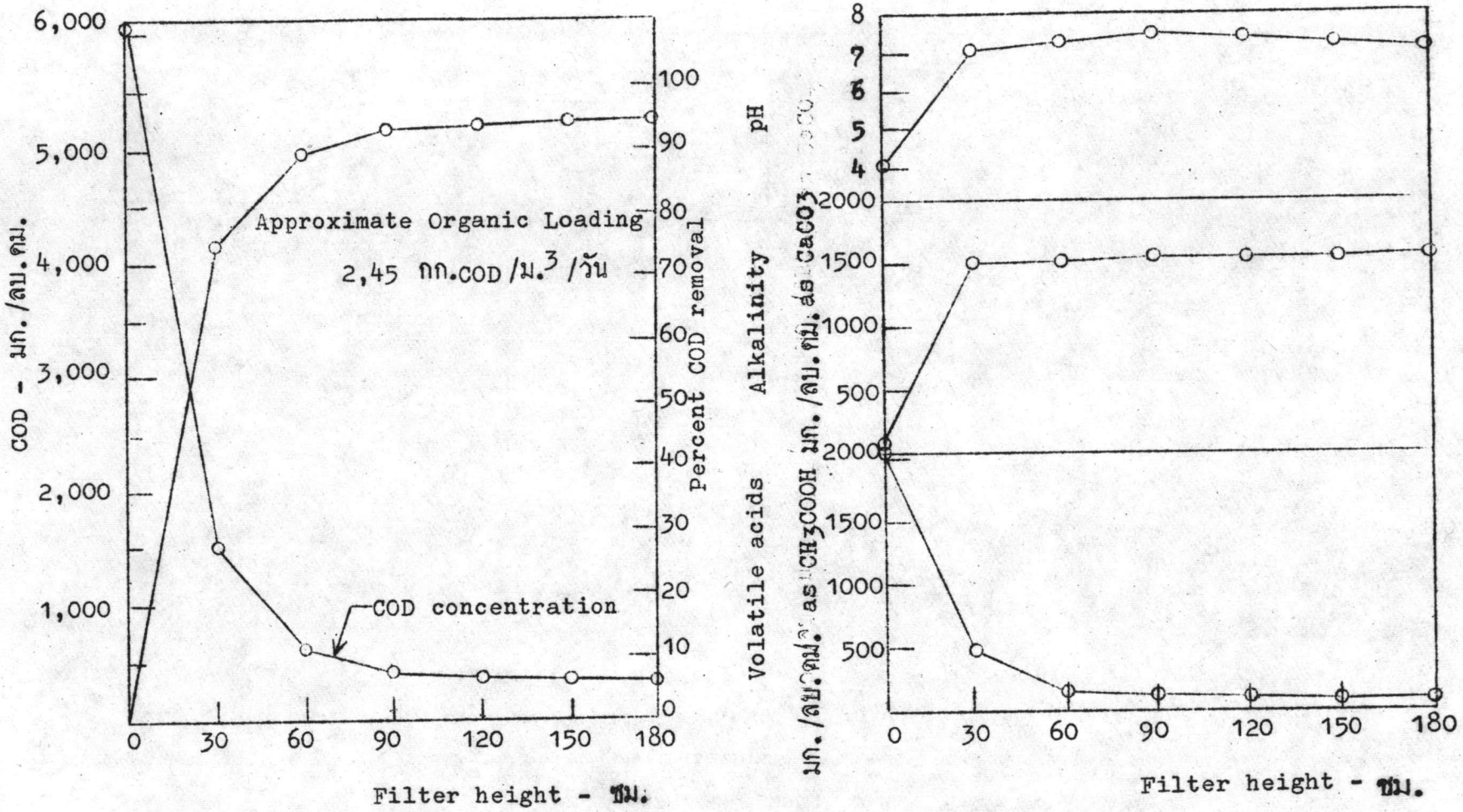
5.5 สมรรถนะของเครื่องกรองแอนแอโรบิคเมื่อมีการเปลี่ยนแปลง organic loading

5.5.1 การกำจัด COD จากการทดลองเมื่อมีการเปลี่ยนแปลง organic loading เพิ่มขึ้นเป็นสองเท่าโดยทันที (shock load) จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD เปลี่ยนแปลงมากในวันแรกของการเพิ่ม organic loading ดังรูปที่ 28

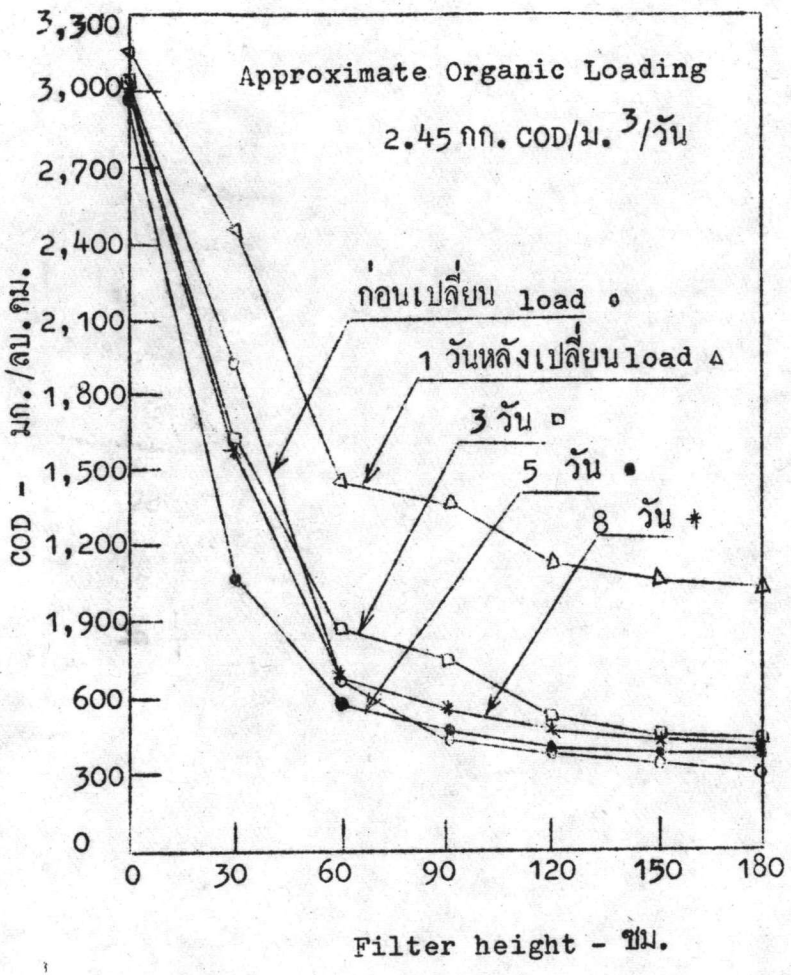
ตารางที่ 17 ปริมาณของตะกอนแขวนลอยที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคภายใต้ Organic loading ต่าง ๆ ในสภาวะที่มีการทำงานอย่างคงที่.

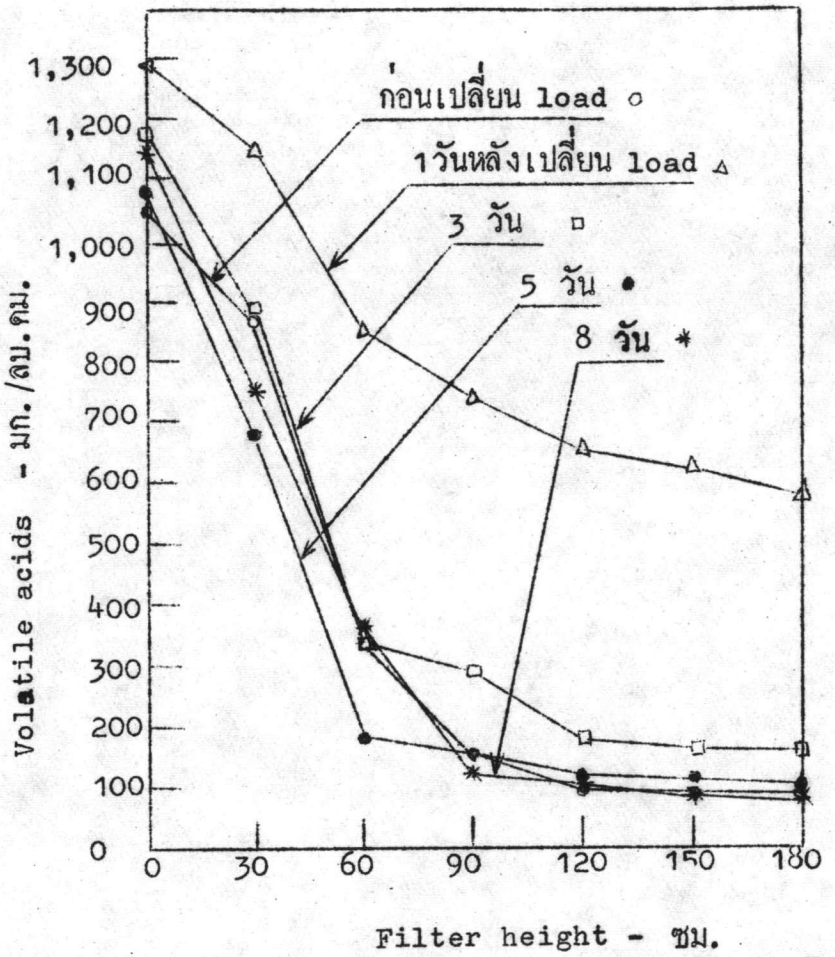
Organic Loading กก.COD/ม.^{3}/วัน	Days of Operation	ปริมาณตะกอนแขวนลอย (มก./ลบ.ดม.) ที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของเครื่องกรอง ระดับความสูง, ซม.					
		30	60	90	120	150	180
0.61*	53	1,220	265	210	95	45	15
0.92*	61	1,260	280	240	115	65	25
1.23*	70	1,390	300	265	130	85	50
2.45*	78	1,440	585	420	155	95	60
1.23	86	1,300	490	260	115	50	30
2.45	102	1,400	510	305	130	80	40
4.09	110	640	1,045	605	145	90	50
0.65	118	760	520	310	90	45	25
2.45	126	940	850	435	132	84	48

* น้ำทิ้งที่ควบคุม pH ให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2



รูปที่ 27 แสดงสภาวะต่าง ๆ ของเครื่องกรองแอนแอโรบิคขณะที่มีการทำงานอย่างคงที่ (HRT 24 ชม.)





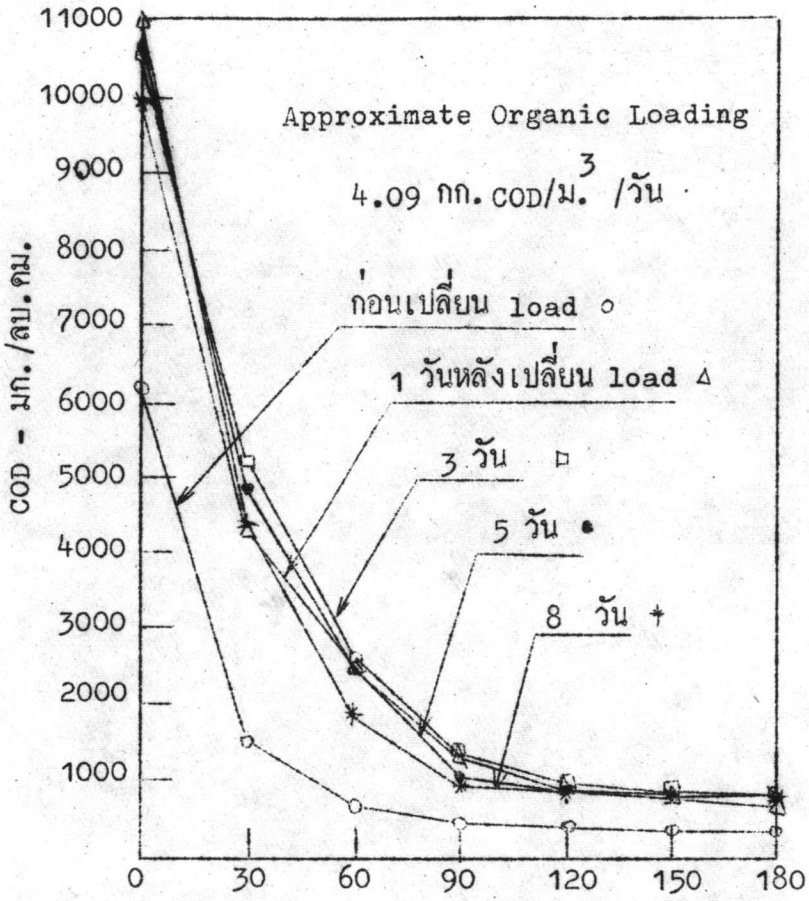
รูปที่ 28 การเปลี่ยนแปลงของ COD และ Volatile acid ภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคเมื่อมีการเปลี่ยน Organic loading จาก 1.23 เป็น 2.45 กก.COD/ม.^{3}/วัน โดยลดระยะเวลาเก็บกักน้ำทิ้งจาก 24 ชั่วโมง เป็น 12 ชั่วโมง.

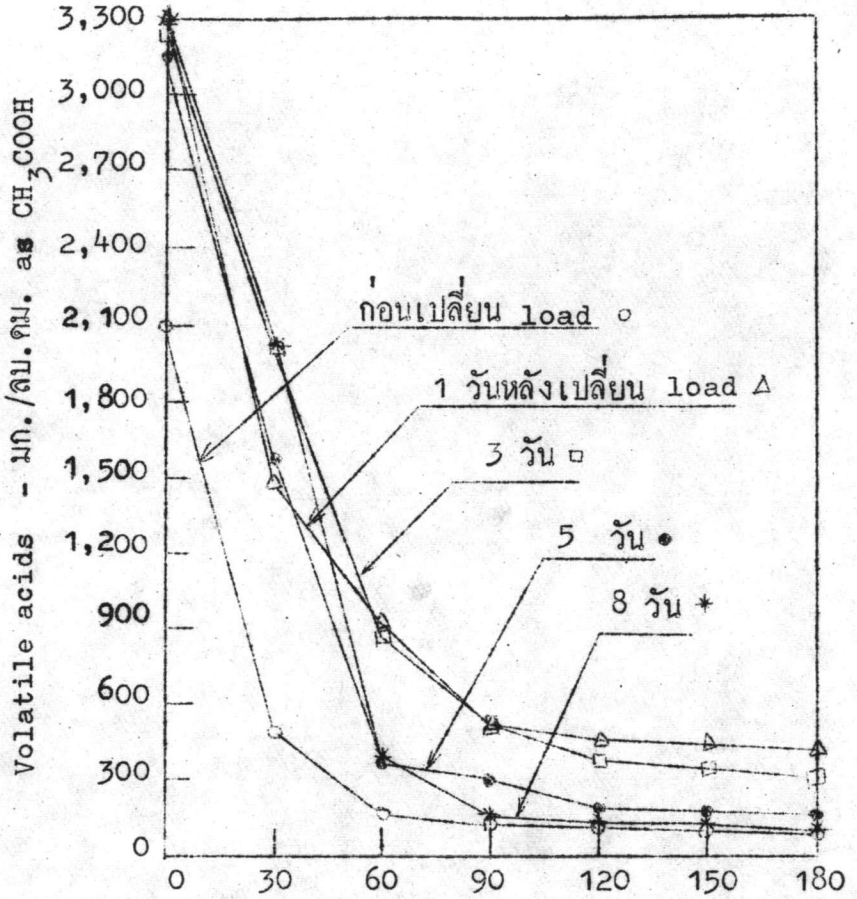
ซึ่งแสดงถึงการเปลี่ยนแปลงการกำจัด COD เมื่อเพิ่ม organic loading จาก 1.23 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 2.45 กก. COD/ม.^{3} /วัน โดยมีการควบคุม pH ของน้ำทิ้งให้อยู่ในช่วง 6.4 - 7.2 และการเพิ่ม organic loading กระทำโดยการลดระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้งจาก 24 ชั่วโมงเป็น 12 ชั่วโมง ในขณะที่น้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ที่เข้าสู่เครื่องกรองมีความเข้มข้น COD 3,000 มก./ลบ.ดม. รูปที่ 29 แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงการกำจัด CODเมื่อเพิ่ม organic loading จาก 2.45 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 4.09 กก. COD/ม.^{3}/วัน โดยไม่มีการควบคุม pH ของน้ำทิ้งแต่อย่างใด และการเพิ่ม organic loading กระทำโดยการเพิ่มความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้งจาก 6,000 มก. COD/ลบ.ดม. เป็น 10,000 มก. COD/ลบ.ดม. โดยมีระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้งเป็น 24 ชั่วโมง

รูปที่ 30 แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงการกำจัด COD เมื่อลด organic loading จาก 4.09 กก. COD/ม.^{3}/วัน เป็น 0.65 กก. COD/ม.^{3}/วัน การลด organic loading กระทำโดยการลดความเข้มข้นของ CODในน้ำทิ้งจาก 10,000 มก. COD/ลบ.ดม. เป็น 1,600 มก.COD /ลบ.ดม. โดยมีระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง 24 ชั่วโมง

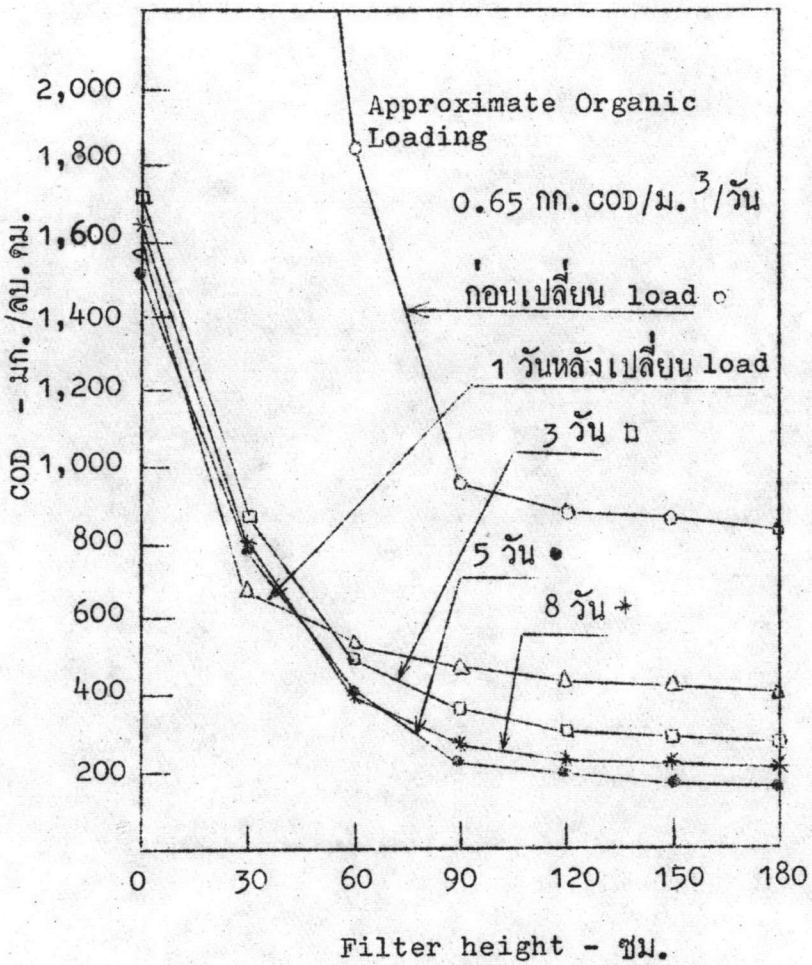
จะเห็นได้ว่าในวันแรกที่มีการเพิ่ม organic loading นั้น ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในช่วง 30 ชม.แรกจะลดลงร้อยละ 39.50 สำหรับการเพิ่ม organic loading โดยวิธีลดระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง และลดลงร้อยละ 18.10 สำหรับการเพิ่ม organic loadingโดยวิธีเพิ่มความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้ง แสดงว่าเครื่องกรองสามารถปรับตัวได้ดีเมื่อมี organic loading เพิ่มโดยวิธีเพิ่มความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้ง หรือกล่าวได้ว่า ระยะเวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) จะมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งของเครื่องกรองแอนแอโรบิค

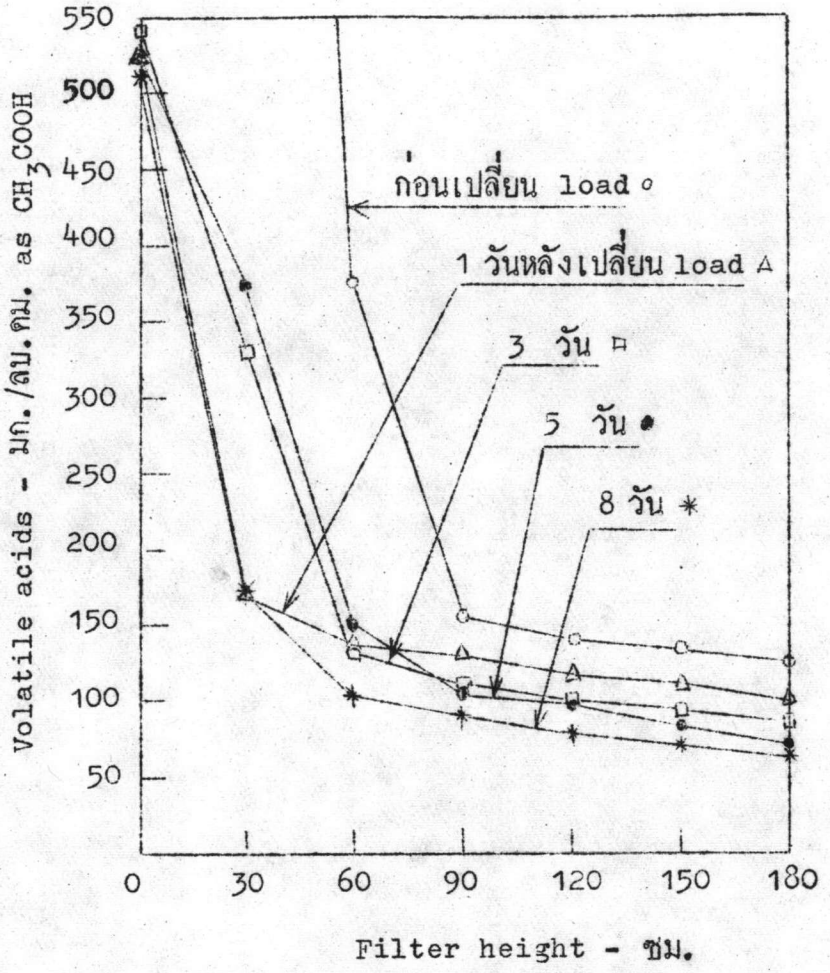
ส่วนการกำจัด COD ที่ระดับความสูง 1.80 เมตรนั้น จะได้รับผลกระทบกระเทือนเนื่องจากการเพิ่ม organic loading น้อยกว่าที่ระดับความสูง 30 ซม. ดังนั้นถ้าเครื่องกรองแอนแอโรบิคมีความสูง 1.50 - 1.80 เมตรแล้ว จะช่วยให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ของน้ำทิ้งคงเดิมได้ แม้จะมีการเพิ่ม organic loading อย่างกระทันหัน (shock load) และเพิ่มเป็น 2 เท่าก็ตาม





รูปที่ 29 การเปลี่ยนแปลงของ COD และ Volatile acid ภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคเมื่อมีการปเลี่ยน Organic loading จาก 2.45 เป็น 4.09 กก. COD/ม.^{3}/วัน โดยเพิ่มความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้ง จาก 6,000 เป็น 10,000 มก./ลบ.ดม.





รูปที่ 30 การเปลี่ยนแปลงของ COD และ Volatile acid ภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิคเมื่อมีการเปลี่ยน Organic loading จาก 4.09 เป็น 0.65 กก.COD/ม.^{3}/วัน โดยลดความเข้มข้น COD ของน้ำทิ้งจาก 10,000 เป็น 1,600 มก./ลบ.ซม.

5.5.2 Volatile acids จากรูปที่ 28, 29 จะเห็นว่า เมื่อมีการเพิ่ม organic loading นั้น ปริมาณกรดโวแลไทลก็เพิ่มมากขึ้นด้วย ในวันแรกที่เพิ่ม organic loading จุลินทรีย์จะทำการย่อยอินทรียสารเป็นกรดอินทรียซึ่งมีปริมาณเพิ่มขึ้นเท่าตัว ดังนั้นในช่วง 30 ซม. แรกของเครื่องกรองจึงมีกรดโวแลไทล์เพิ่มมากขึ้น และถ้าเครื่องกรองแอนแอโรบิคนั้นอยู่ในสภาพที่สมบูรณ์คือมีจุลินทรีย์มากพอแล้ว ปริมาณสภาพความเป็นด่างก็จะมากขึ้นตามเพื่อควบคุมไม่ให้มีกรดโวแลไทล์มากกว่า มิฉะนั้นเครื่องกรองจะหมดประสิทธิภาพในการใช้งานไป จากรูปที่ 24 จะเห็นได้ว่าเมื่อ organic loading เพิ่มขึ้นสองเท่านั้น ปริมาณกรดโวแลไทลที่ออกมากับน้ำทิ้งจากเครื่องกรองในวันแรกจะสูงและค่อยลดลงสู่ระดับปกติในเวลาต่อมา แสดงว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถปรับตัวให้รับ Shock load ได้อย่างรวดเร็ว ซึ่งเป็นข้อดีของเครื่องกรองแอนแอโรบิคเมื่อเปรียบเทียบกับการกำจัดน้ำทิ้งทางชีววิทยาชนิดที่ใช้ออกซิเจน

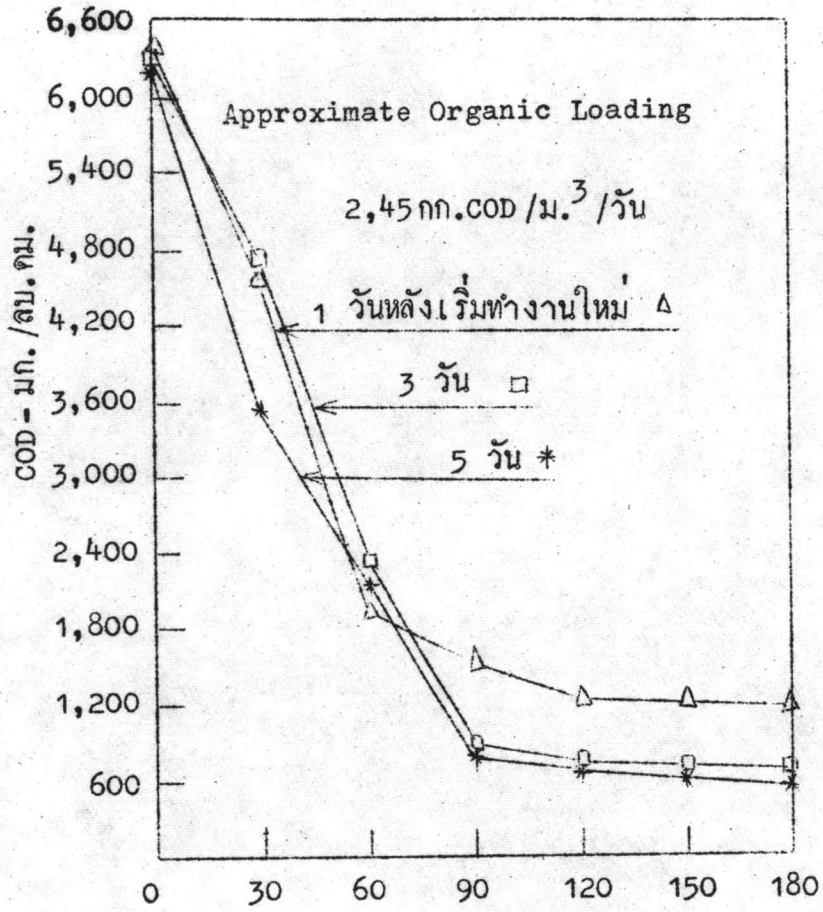
5.5.3 การเกิดก๊าซ (Gas Production) จากรูปที่ 22 จะเห็นได้ว่าเมื่อ organic loading เพิ่มขึ้นสองเท่าปริมาณก๊าซก็เกิดมากขึ้นในอัตราส่วนเดียวกับ ปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทนก็ไม่เปลี่ยนแปลงมากนักเนื่องจากน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้จัดเป็นสารอาหารประเภทโปรตีน ซึ่งเมื่อถูกจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนย่อยสลายจะได้ปริมาณร้อยละของก๊าซมีเทนสูงถึง 80 - 85

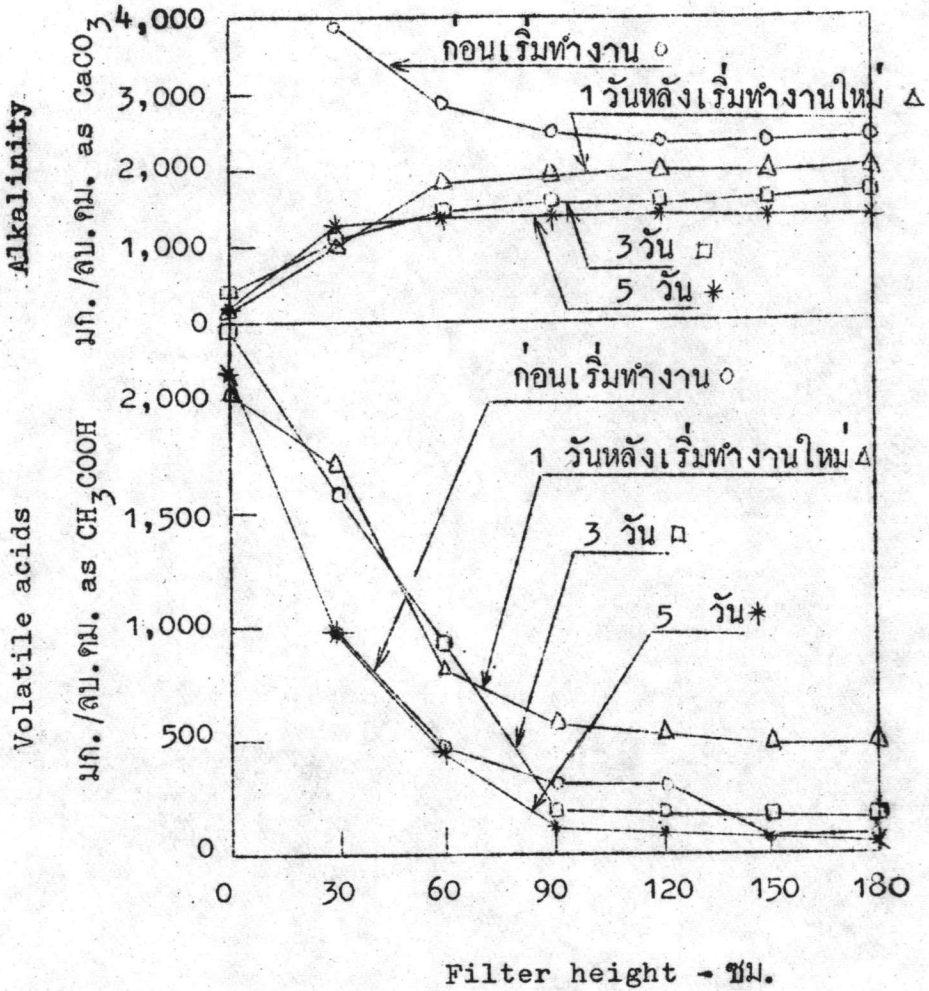
5.5.4 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง (Effluent Suspended Solids) จากรูปที่ 26 เมื่อมีการเพิ่ม organic loading สูงขึ้นจะมีผลต่อตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งจากเครื่องกรองแอนแอโรบิค โดยเฉพาะในวันแรก ๆ ของการเพิ่ม organic loading ทั้งนี้เพราะการเพิ่ม organic loading ทำให้เกิดก๊าซเพิ่มมากขึ้น ซึ่งจะไปพยุงเอาตะกอนแขวนลอยที่มีน้ำหนักเบาให้ลอยไปกับฟองก๊าซและหลุดออกมากับน้ำทิ้งได้ ทำให้ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งสูง เมื่อมีการปรับตัวให้เหมาะสมระหว่าง organic loading และจุลินทรีย์แล้ว ตะกอนจุลินทรียซึ่งจะรวมกันเป็นกลุ่มก้อนมากขึ้นจะช่วยกักเอาตะกอนแขวนลอยที่เบาเข้าไว้ด้วยอีกส่วนหนึ่ง ทำให้ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองมีปริมาณลดลง

5.6 สมรรถนะของเครื่องกรองแอนแอโรบิค เมื่อมีการหยุดใช้งานชั่วคราว

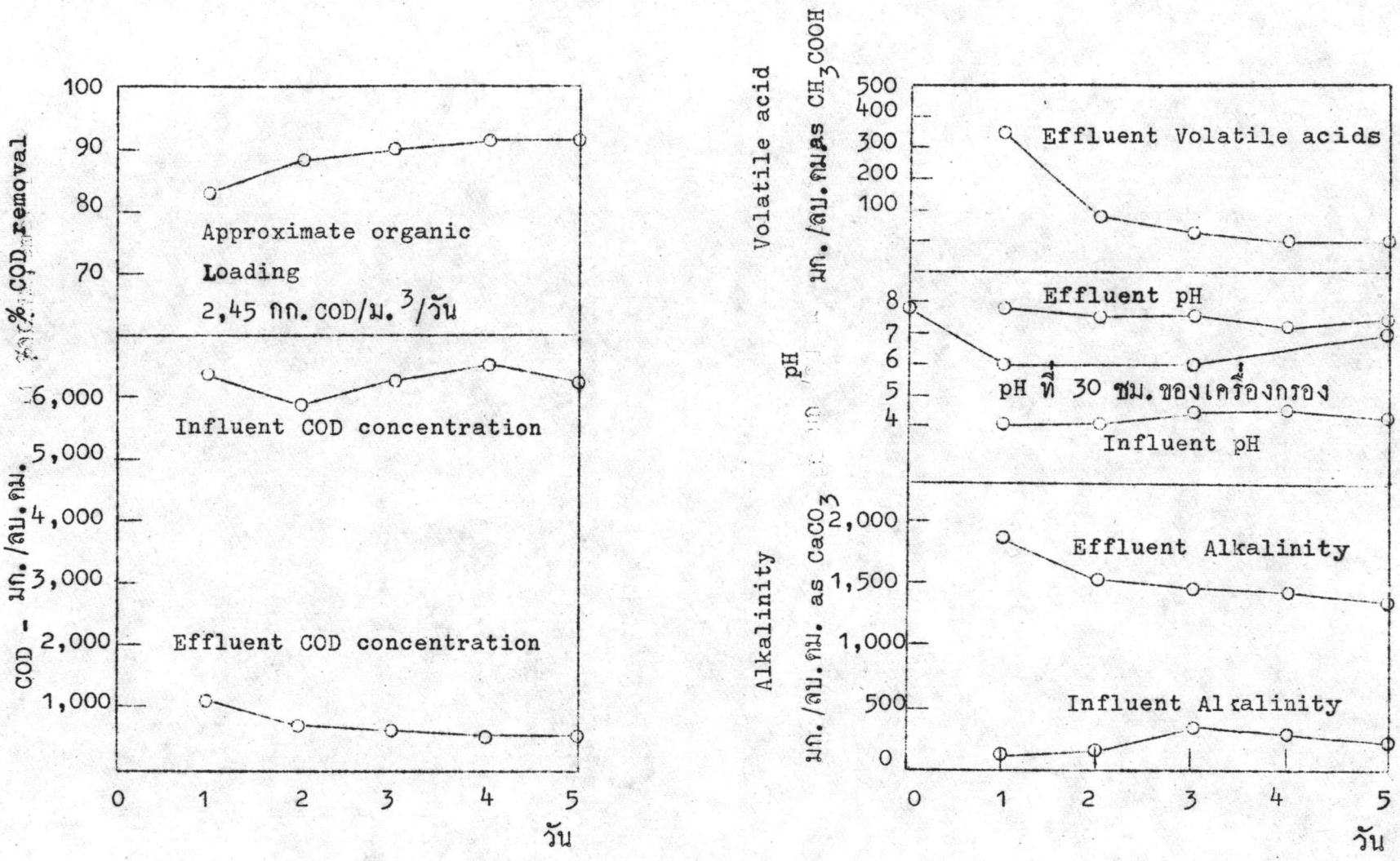
โรงงานทั่วไปจะมีการหยุดงานเป็นครั้งคราว โรงผลิตเต้าหู้ก็เช่นกัน ช่วงที่ปิดอาจสั้น ๆ เพียงแค่ 4 -5 วัน เพื่อการพักผ่อนเที่ยวเตร่ของลูกจ้างในวันปีใหม่และวันนักขัตฤกษ์ต่าง ๆ หรือปิดเป็นเดือนเมื่อเครื่องมือเกิดขัดข้อง จึงต้องทำการศึกษาถึงสมรรถนะในการทำงานของเครื่องกรอง ทั้งนี้เพราะว่าจะไม่มีน้ำทิ้งที่จะไหลเข้าถัง นั่นก็หมายถึงว่าจุลินทรีย์ภายในเครื่องกรองจะต้องอดอาหาร จุลินทรีย์จะอดอาหารได้นานเพียงใด และเมื่อเริ่มให้น้ำทิ้งเข้าสู่เครื่องกรองใหม่นั้น เครื่องกรองจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำทิ้งเหมือนเดิมหรือไม่ จะต้องทำการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ใหม่อีกไหม

หลังจากการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (Start-up) เป็นเวลา 46 วัน ก็ทำการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้เป็นเวลา 81 วัน หลังจากนั้นได้หยุดการทำงานของเครื่องกรองเป็นเวลา 26 วัน ก่อนหยุดการทำงานของเครื่องกรองนั้นได้ใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ ความเข้มข้นของ COD 6,000 มก./ลบ.ดม. ใช้เวลาในการเก็บกักน้ำทิ้ง (HRT) เป็นเวลา 24 ชั่วโมง คิดเป็น organic loading เท่ากับ 2.45 กก.COD/ม.^{3}/วัน หลังการหยุดทำงานแล้ว 26 วัน ก็เริ่มให้เครื่องกรองทำงานโดยใช้ organic loading เดิมซึ่งได้ผลดังรูปที่ 31, 32 พบว่าก๊าซจะเกิดขึ้นทันทีหลังจากเริ่มใช้งาน และประสิทธิภาพในการกำจัด COD สูงถึงร้อยละ 91 ในวันที่ 5 จะเห็นได้ว่าในขณะที่ปิดเครื่องกรองอยู่นั้น สภาพความเป็นด่าง-จะมากกว่ากรดโวเลไทล์ แต่เมื่อเริ่มใช้งานสภาพความเป็นด่าง จะลดลงอย่างมากในช่วง 30 ซม.แรก แต่ในช่วง 60 ซม.ขึ้นไปสภาพความเป็นด่างจะมากกว่ากรดโวแลไทล์ ตามปกติเมื่อกรดโวแลไทล์คูณด้วย 0.83 มีค่ามากกว่าสภาพความเป็นด่าง (0.83 Volatile acids > Alkalinity) แล้วจำเป็นจะต้องเติมสารที่เพิ่มสภาพความเป็นด่าง มิฉะนั้นเครื่องกรองจะหมดประสิทธิภาพในการใช้งาน แต่ในการทดลองนี้เมื่อในช่วง 60 ซม.ขึ้นไป สภาพความเป็นด่างยังมากกว่ากรดโวแลไทล์อยู่ จึงมิได้เติมสารเพิ่มสภาพความเป็นด่างแต่อย่างใด และในวันที่ 5 ของการเริ่มทำงานใหม่ก็พบว่าในช่วง 30 ซม.แรก ได้มีการปรับตัวของเครื่องกรองทำให้สภาพความเป็นด่างมากกว่ากรดโวแลไทล์ อย่างไรก็ดีเนื่องจากน้ำทิ้งนี้เป็นน้ำทิ้งประเภทโปรตีน จึงให้ผลดีในการปรับตัวของเครื่องกรอง สำหรับน้ำทิ้งประเภทไขมันและคาร์โบไฮเดรท





รูปที่ 31 การเปลี่ยนแปลงของ COD, Alkalinity และ Volatile acid ภายในเครื่องกรองแอนแอโรบิค เมื่อรับ organic loading 2.45 กก. COD/ม^3 /วัน ใหม่หลังจากเครื่องกรองหยุดทำงานเป็นเวลา 26 วัน.



รูปที่ 32 การทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิคในการกำจัดน้ำทิ้งจากโรงผลิตเต้าหู้ ภายหลังจากเครื่องกรองหยุดทำงานเป็นเวลา 26 วัน.

อาจจะให้ผลแตกต่างออกไปได้ น้ำทิ้งที่เป็นสารอาหารประเภทโปรตีนนั้นเมื่อถูกจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนย่อยสลายจะได้ แอมโมเนีย ซึ่งจะรวมกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ซึ่งเป็นตัวควบคุม (buffer) สภาพความเป็นกรดเป็นด่าง จึงทำให้เครื่องกรองแอนแอโรบิคปรับตัวได้เร็ว

จากผลการทดลองจึงพอสรุปได้ว่า เครื่องกรองแอนแอโรบิคสามารถกลับทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพเหมือนเดิมได้ในเร็ววันแม้จะหยุดทำงานมาเป็นเวลา 26 วันก็ตาม Speece และ McCarty (1964) ได้ทำการทดลองใช้เครื่องกรองแอนแอโรบิคทำการย่อยสลายกลูโคส (Glucose) และได้หยุดการทำงานของเครื่องกรองเป็นเวลา 6 และ 9 สัปดาห์ แล้วทำการวิจัยหากรดโวแลไทล์ภายในถังพบว่าเปลี่ยนแปลงน้อยมาก ซึ่งแสดงว่ามี Endogenous Respiration น้อยมาก คือน้อยกว่า 0.005/วัน และเมื่อหยุดการทำงาน 60 วัน ก็พบว่ากรดโวแลไทล์ในเครื่องกรองยังมีอยู่ร้อยละ 71 - 85

5.7 การสร้างและการสะสมตะกอนจุลินทรีย์ (Biological Solids Production and Accumulation)

ตะกอนจุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาจากการย่อยสลายอินทรียสารต่าง ๆ ในน้ำทิ้งโดยเครื่องกรองแอนแอโรบิค ส่วนใหญ่จะถูกชั้นหินกักกันอยู่ในถังกรองจะมีส่วนน้อยที่หลุดไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรอง จากการทดลองได้ทำการเก็บตัวอย่างของตะกอนที่ระดับความสูงต่าง ๆ ในช่วงที่เปลี่ยน organic loading พบว่ามีปริมาณของตะกอนจุลินทรีย์ที่ระดับความสูง 30 ซม. มากกว่าที่ระดับความสูงอื่น ดังแสดงไว้ในตารางที่ 17 ยกเว้นเมื่อเพิ่ม organic loading จาก 2.45 กก.COD /ม.^{3} /วันเป็น 4.09 กก.COD /ม.^{3} /วัน ปรากฏว่าตะกอนจุลินทรีย์ในช่วง 30 - 60 ซม.มีปริมาณมากกว่า ทั้งนี้เนื่องจากในวันแรกที่มีการเปลี่ยน organic loading นั้นเกิดก๊าซขึ้นเป็นปริมาณมากทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ถูกพยุงขึ้นมาอยู่ในช่วง 30 - 60 ซม. แทน ตะกอนจุลินทรีย์ในช่วง 30 ซม. แรกมีอยู่มากนั้น เนื่องจากในช่วงนี้มีสารอินทรีย์อยู่มาก แต่ตะกอนจุลินทรีย์ที่ช่วง 30 ซม. ซึ่งนำออกมาวิจัยนั้นอาจจะไม่ใช่ตะกอนจุลินทรีย์ทั้งหมดก็เป็นได้ เนื่องจากมีตะกอนแขวนลอยปนอยู่บ้าง ในการทดลองนี้ปรากฏว่าตะกอนแขวนลอยที่ชั้นความ

สูงมิได้สะสมเพิ่มขึ้นดังการทดลองของ บุณส่ง ไข่เกษ (2519) ทั้งนี้เพราะว่าเครื่องกรองแอนแอโรบิคที่ใช้นั้นเป็นเครื่องกรองเก่าที่เคยใช้งานมาแล้ว ลำบากในการทำความสะอาดเมื่อนำมาใช้ในการทดลองนี้ ได้ทำการ back wash และนำเอาหินส่วนบนความลึกประมาณ 50 ซม. เท่านั้นออกมาล้าง ส่วนที่อยู่ลึกกว่านั้นไม่สามารถนำออกมาล้างได้ แล้วจากนั้นจึงทำการใส่จุลินทรีย์ (Seed) ที่แข็งแรงจากถังหมักซึ่งมีตะกอนแขวนลอย 14,650 มก./ลบ.ดม. ทางด้านล่างของถังจำนวน 18 ลบ.ดม. ดังนั้น ในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (start up) ในช่วงเริ่มต้น 30 ซม.แรกของเครื่องกรองจะมีตะกอนแขวนลอย 14,650 มก./ลบ.ดม. และด้านบนของเครื่องกรองซึ่งเติมน้ำใสจากถังหมัก (Digester Supernatant) มีตะกอนแขวนลอย 1,950 มก./ลบ.ดม. ดังนั้นในการทดลองช่วงแรก ๆ จึงเป็นไปได้ว่าตะกอนแขวนลอยในช่วง 30 ซม. จึงลดลงในช่วงแรกแทนที่จะเพิ่มขึ้น

ปริมาณการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ภายในเรื่องกรองแอนแอโรบิคนั้นไม่สามารถหาค่าที่แน่นอนได้ เนื่องจากในการทดลองได้ทำการศึกษาถึงระยะเวลาหยุดการทำงานของเครื่องกรองแอนแอโรบิค และประสิทธิภาพของเครื่องกรองจะเป็นเช่นไรบางเมื่อเริ่มทำงานใหม่ การหยุดทำงานเครื่องกรองเป็นเวลา 26 วัน ย่อมทำให้ค่าปริมาณการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ภายในเครื่องกรองผิดพลาดไปได้ จึงมิได้หาอัตราการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์และระยะเวลาในการเก็บกักตะกอน (SRT)

แต่อย่างไรก็ตามการทดลองนี้ใช้เวลาทั้งสิ้น 158 วัน โดยไม่มีการกำจัดตะกอนจุลินทรีย์ออกจากเครื่องกรองแอนแอโรบิคเลย

5.8 ความเป็นอยู่และลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ (Biological Solids) ในเครื่องกรองแอนแอโรบิค

จากการสังเกตพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะรวมตัวเป็นกลุ่มก้อน (floc) อยู่ตามช่องว่างของหิน จะมีตะกอนจุลินทรีย์ส่วนน้อยที่เกาะอยู่อย่างหลวม ๆ เป็นแผ่นบาง ๆ ตามผิวหิน ดังรูปที่ 19

ขณะจุลินทรีย์ทำการย่อยสลายอินทรียสารจะเกิดก๊าซขึ้นซึ่งก๊าซเหล่านี้จะพยุงตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นข้างบน เมื่อไปกระทบกับก้อนหินด้านบนฟองก๊าซจะหลุดลอยขึ้นไป

ส่วนตะกอนจะตกลงมายังที่เดิม ขนาดของตะกอนจุลินทรีย์จะมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2-3 มิลลิเมตร ทำให้ตะกอนเหล่านี้รวมตัวเป็นกลุ่มก้อนได้ง่าย และหลุดออกไปกับน้ำทิ้งที่ออกจากเครื่องกรองได้ยาก เว้นแต่ตะกอนที่มีขนาดเล็กและมีน้ำหนักเบาเท่านั้น.