

### บทที่ 3

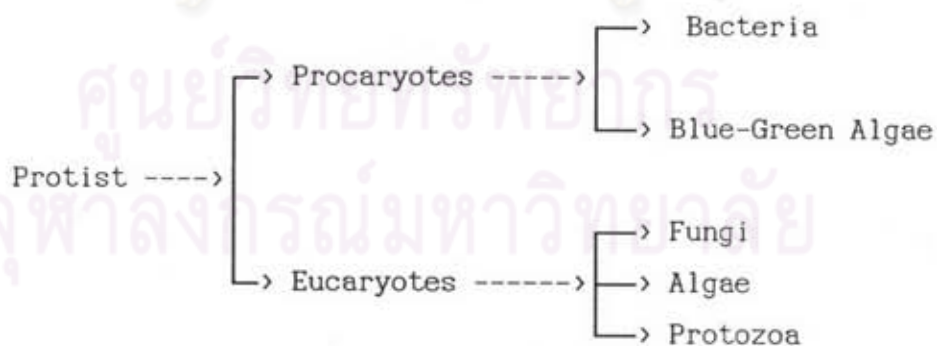
### ทฤษฎี

#### 3.1 การบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยา

กระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยา (Biological Process) เป็นการกำจัดสิ่งสกปรก ที่เจือปนอยู่ในน้ำเสียโดยอาศัยการย่อยสลายของจุลินทรีย์ สิ่งเจือปนที่ถูกกำจัดโดยวิธีนี้จะเป็นพวกสารอินทรีย์ (Organic Matter) ที่ละลายน้ำหรือพวกคอลลอยด์ (Colloidall) โดยคาร์บอนที่อยู่ในสารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นแก๊สต่าง ๆ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์และมีเทน

##### 3.1.1 จุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการบำบัดน้ำเสีย

จุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบ่งออกเป็น 2 ประเภทใหญ่ ๆ ได้แก่ พวกโปรคาริโอต (Procaryotes) และพวกยูคาริโอต (Eucaryotes) ดังแสดงในรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 จุลินทรีย์ที่มีบทบาทในระบบบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการทางชีววิทยา

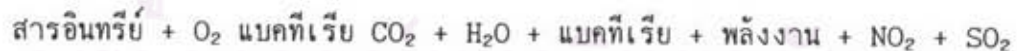
3.1.1.1 จุลินทรีย์พวกโปรคาริโอต (Procaryotes) มีความแตกต่างของโครงสร้างน้อย แบ่งออกเป็น 2 ประเภทคือ แบคทีเรีย (Bacteria) และสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน (Blue Green Algae)

แบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์ที่มีความสำคัญมากที่สุด ในระบบบำบัดน้ำเสียโดยกระบวนการทางชีววิทยา พบได้ทั่วไปทุกแห่งทั้งในน้ำ ในดินและในอากาศ แบคทีเรียมีรูปร่างได้ต่าง ๆ เช่น เป็นท่อน (Rod) ทรงกลม (Cocci) เกลียว (Spiral) และเส้นใย (Filament) มีขนาดตั้งแต่ 0.0003 ถึง 0.05 มิลลิเมตร

แบคทีเรียแพร่พันธุ์ได้ด้วยการแบ่งเซลล์ โดยจะมีการเพิ่มเป็นแบบทวีคูณ คือ 1, 2, 4, 8, 16, 32 เรื่อย ๆ ไป การสร้างเซลล์ใหม่ของแบคทีเรียจะต้องใช้คาร์บอน ในโตรเจน ฟอสฟอรัสและพลังงาน แบคทีเรียส่วนใหญ่ที่พบจะเป็นพวกเคโมเฮเทโรโทรฟ (Chemo Heterotroph) ซึ่งจะออกซิไดส์ (Oxidize) สารอนินทรีย์ (Inorganic Matter) เพื่อสร้างพลังงาน และใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน แบคทีเรียพวก Chemo Heterotroph เป็นแบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญที่สุดในการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ นอกจากนี้แบคทีเรียพวกนี้ยังมีความสำคัญในกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) โดยสามารถออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นไนเตรต แบ่งออกได้เป็น 3 ชนิดคือ

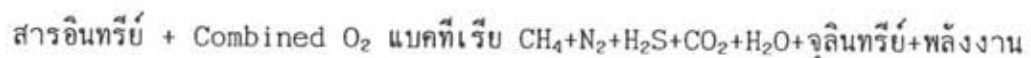
### 1. Aerobic Bacteria

Aerobic Bacteria เป็นแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนอิสระไปเผาผลาญสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานดังสมการ



### 2. Anaerobic Bacteria

Anaerobic Bacteria จะใช้ออกซิเจนที่อยู่ในสารประกอบอินทรีย์หรืออนินทรีย์ เช่น  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  มาเผาผลาญสารอินทรีย์ เพื่อให้ได้พลังงานดังสมการ



### 3. Facultative Bacteria

Facultative Bacteria สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาพ Aerobic และ Anaerobic ขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนในสภาวะแวดล้อมที่แบคทีเรียดำรงชีวิตอยู่

#### 3.1.1.2 จุลินทรีย์พวกยูคาริโอต (Eucaryotes)

แบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท คือ สาหร่ายยูคาริโอต โปรโตซัว และฟังไจ

1. สาหร่าย (Algae) มีความสำคัญในการบำบัดน้ำเสีย รองลงมาจากแบคทีเรีย สาหร่ายเป็นพืชขนาดเล็กสามารถสังเคราะห์สารอินทรีย์จำพวกคาร์โบไฮเดรตขึ้นโดยกระบวนการสังเคราะห์แสงโดยใช้คาร์บอนไดออกไซด์ ( $\text{CO}_2$ ) และแสงแดด ทำให้ได้ออกซิเจน ( $\text{O}_2$ ) ซึ่งแบคทีเรียส่วนใหญ่ต้องการใช้ในการเผาผลาญอาหาร จะเห็นได้ว่าสาหร่ายและแบคทีเรียสามารถดำรงชีวิตร่วมกันโดยปฏิสัมพันธ์แบบช่วยเหลือกัน (Benovalent Interaction) โดยที่ทั้งสองฝ่ายได้รับประโยชน์ทั้งคู่ (Mutualism) สาหร่ายอาจก่อให้เกิดปัญหาภาวะได้โดยการสร้างมวลชีว (Biomass) ซึ่งในธรรมชาติที่เห็นได้ชัดได้แก่ขบวนการยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ของสาหร่ายในแหล่งน้ำที่นิ่ง เช่น ทะเลสาบ อีกปัญหาหนึ่ง ที่อาจพบ คือ ปัญหาการขาดออกซิเจนของแหล่งน้ำในเวลากลางคืน

2. โปรโตซัว (Protozoa) หมายถึง พวกโปรคาริโอตที่ไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ มีเซลล์เดียวและมักเคลื่อนไหวได้แบ่งออกเป็น 4 ประเภท ได้แก่ ซาร์โคดิना (Sarcodina) มาสติโกพอร่า (Mastigophora) ซิลิเอตา (Ciliata) และสปอโรซัว (Sporozoa) โปรโตซัวที่มีบทบาทสำคัญได้แก่ กลุ่มซิลิเอตา ซึ่งจะช่วยให้เกิดการรวมตัวของแบคทีเรียเป็นฟลอค (Floc)

3. ฟังไจ (Fungi) เป็นจุลินทรีย์ที่มีความทนทานต่อสภาวะแวดล้อมที่เปลี่ยนแปลงได้มาก เช่นในสภาวะที่มีออกซิเจนน้อยหรือสภาวะที่เป็นกรดพวกนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีและย่อยสลายได้แม้กระทั่งกากที่เหลือจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ประเภทอื่น อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์พวกนี้เป็นพวกที่มีฟิลาเมนต์ (Filament) หรือเส้นใยยาว ดังนั้นจึงเป็นตัวก่อกวนการทำงานของระบบแอ็คทีเวทเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) และทำให้สลัดจ์ตกตะกอนช้า

### 3.2 ปฏิกิริยาชีวเคมีในการบำบัดน้ำเสีย

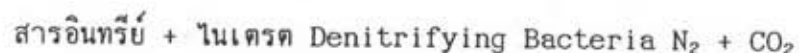
การบำบัดน้ำเสียเกิดขึ้นโดยปฏิกิริยาชีวเคมีจากเอนไซม์ (Enzyme) ที่จุลินทรีย์สร้างขึ้นมาย่อยสลายสารอินทรีย์ กล่าวได้ว่าปฏิกิริยาชีวเคมีในการบำบัดน้ำเสียแบ่งออกเป็น 2 ประเภทใหญ่ ๆ ได้แก่ แบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Oxidation) และแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Oxidation)

#### 3.2.1 ปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Oxidation)

เกิดขึ้นในสภาวะที่มีออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen) อย่างเพียงพอจนไม่เป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา (Reaction Rate Limiting) แบบที่เร็วจะใช้ออกซิเจนอิสระ (Free Oxygen) ไปย่อยสลายสารอินทรีย์เพื่อให้ได้พลังงานในการดำรงชีวิต สารประกอบต่างๆ ที่เกิดจากปฏิกิริยาจะเป็นสารคงตัว (Inert Materials) โดยส่วนใหญ่จะกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และส่วนที่เหลือจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์ใหม่ ในปฏิกิริยาชีวเคมีชนิดนี้ จะมีจุลินทรีย์นานาชนิดเกี่ยวข้องในปฏิกิริยาจึงมีผลอย่างมากต่อนิเวศวิทยาของจุลินทรีย์ วงจรลูกโซ่อาหารจะเกิดขึ้นตั้งแต่แบคทีเรียจนถึงโรติเฟอร์ (Rotifer) ทำให้ปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนสามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีมากเป็นผลให้มีความสกปรกเหลือน้อยที่สุด

#### 3.2.2 ปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Oxidation)

เกิดขึ้นในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระ (Free Oxygen) แบบที่เร็วจะใช้ออกซิเจนจากคาร์บอนไดออกไซด์ หรือจากสารประกอบเช่น  $\text{NO}_3^-$  และ  $\text{SO}_4^{2-}$  ปฏิกิริยาชนิดนี้หากใช้  $\text{CO}_2$  และ  $\text{CH}_2\text{COOH}$  เป็นสารรับอิเล็กตรอน จะได้  $\text{CH}_4$  เป็นผลของปฏิกิริยาเป็นการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน (Organic Carbon) ส่วนปฏิกิริยาที่ใช้  $\text{NO}_3^-$  เป็นสารรับอิเล็กตรอน จะได้  $\text{N}_2$  เรียกว่า ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เป็นการกำจัดไนเตรตออกจากน้ำเสียดังสมการ



ในการใช้ปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสีย ปริมาณอาหารเสริมสร้างที่ต้องการจะน้อยกว่าในปฏิกิริยาชีวเคมีที่ใช้ออกซิเจนเนื่องจากแบคทีเรียเจริญเติบโตช้า เมื่อนำมาใช้บำบัดน้ำเสียจะต้องใช้เวลาในการเริ่มต้น (Start-up) นานและระบบจะปรับตัวได้ไม่คึกคักต่อการเปลี่ยนแปลงทางปริมาณน้ำเสีย ปริมาณบีโอดี อุณหภูมิและสภาพ

แวดล้อมอื่น ๆ และนอกจากนี้ผลของปฏิกิริยาจะเกิดแก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ ( $H_2S$ ) ทำให้มีกลิ่นเหม็นและน้ำทิ้งอาจมีสีดำ เนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดปฏิกิริยากับสารประกอบโลหะต่าง ๆ ในน้ำทิ้ง เกิดเป็นสารประกอบซัลไฟด์ซึ่งมีสีดำ

### 3.3 นิเวศวิทยาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีววิทยา

นิเวศวิทยาของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีววิทยา สามารถแบ่งออกได้ 2 ประเภทใหญ่ ๆ คือ จุลินทรีย์อยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspension) และจุลินทรีย์ที่ติดเกาะกับตัวกลาง (Bacteria Media)

#### 3.3.1 จุลินทรีย์ที่อยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspension)

จุลินทรีย์ประเภทนี้ได้แก่ จุลินทรีย์ของระบบบ่อฝังน้ำ (Oxidation Pond) ระบบสระเติมอากาศ (Aerated Lagoon) และระบบเลี้ยงตะกอน (Activated Sludge) เป็นต้น ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะเกิดจากจุลินทรีย์ซึ่งแขวนลอยอยู่ในน้ำ จุลินทรีย์ที่พบจำแนกกว้าง ๆ ได้ 4 ประเภท ได้แก่

##### 3.3.1.1 Floc forming organisms

องค์ประกอบส่วนใหญ่จะเป็นพวกแบคทีเรีย มีความสำคัญมากในระบบเลี้ยงตะกอน เพราะจะทำให้สามารถแยกตะกอนออกได้โดยวิธีธรรมชาติ

##### 3.3.1.2 Saprophytes

เป็นจุลินทรีย์พวกแบคทีเรียทั้งที่สร้างฟลอค (Floc) และไม่สร้างฟลอค นอกจากนี้มีฟังไจ ยีสต์ และโปรโตซัวรวมด้วย

##### 3.3.1.3 Predator

จุลินทรีย์สำคัญได้แก่ โปรโตซัว โดยเฉพาะพวก Ciliates ทำหน้าที่จับแบคทีเรียกินเป็นอาหาร นอกจากนี้ยังอาจพบพวก Amoeba และ Flagellates

### 3.3.1.4 Nuisance Organisms

เป็นจุลินทรีย์ที่ก่อความเสียหายของระบบเลี้ยงตะกอน ได้แก่ พวกฟังไจ ซึ่งมีรูปร่างเป็นเส้นใยก่อให้เกิดปัญหาการจมตัวไม่ลงของตะกอนที่เรียกว่า Bulking

### 3.3.2 จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลาง (Bacteria media)

จุลินทรีย์ประเภทนี้ ได้แก่ จุลินทรีย์ของระบบลานกรอง (Tricking Filter) หรือตัวกลางเคลื่อนที่ เช่น ระบบจานสัมผัส (Bio disc) จุลินทรีย์จะเกาะกันเป็นคราบฟิล์ม (Biofilm) ติดกับผิววัสดุตัวกลาง (Media) หลักการของระบบคือ เมื่อกจุลินทรีย์ (Slime) จะดูดซึมสารอินทรีย์ต่าง ๆ เข้าไป และจะทำลายเมื่อได้รับออกซิเจนจากอากาศ เมื่อกจุลินทรีย์จะเติบโตหนาขึ้นประมาณ 2-3 มม. เมื่อเมื่อกจุลินทรีย์ที่เกาะกับตัวกลางที่อยู่ชั้นในสุดตายลงเนื่องจากขาดอาหารจะหลุดปะปนไปกับน้ำทิ้ง เมื่อกจุลินทรีย์นี้เรียกว่า Humus Sludge องค์ประกอบของจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลางนี้มีความหลากหลายเช่นเดียวกับแบบแขวนลอย กล่าวคือมีทั้งพวกโปรคาริโอต ยูคาริโอต นอกจากนี้ยังพบสิ่งมีชีวิตที่อยู่ในสกุลที่สูงกว่า เช่นพวก Nematode ซึ่งได้แก่พวก Sludge Worm ตัวอ่อนของแมลงบางชนิด และพวก Annelida ดังนั้นลูกโซ่อาหารของระบบจึงครบถ้วน และมีความสมบูรณ์ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำได้มาก ทำให้มวลชีว (Biomass) เหลือจากระบบน้อย จุลินทรีย์ที่พบได้แก่พวก Saprophyte แบคทีเรีย ฟังไจ และโปรโตซัว ที่พบบ่อยได้แก่ ชาร์โคดินาร์ มาสติโกพอร่า และซิลิเอต

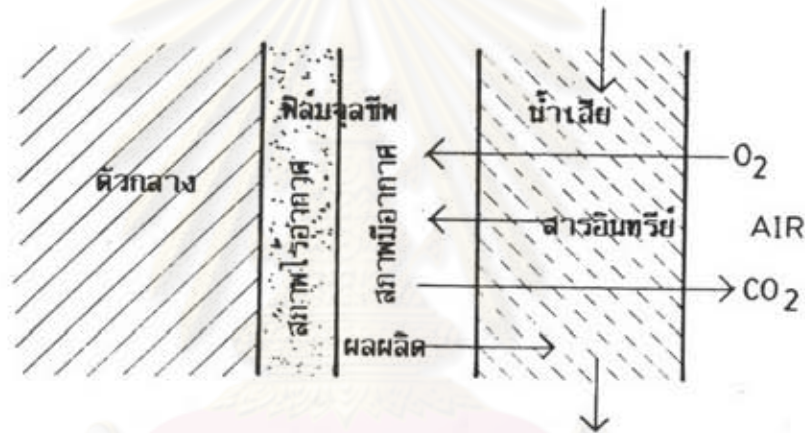
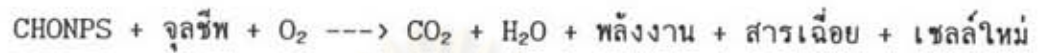
## 3.4 ระบบ Biodrum

ระบบไบโอক্রัมมีหลักการทำการบำบัดน้ำเสียโดยอาศัยฟิล์มชีว (Biofilm) ที่ยึดติดกับตัวกลางในลักษณะ เป็นฟิล์มบางๆ ตัวกลางที่ใช้จะเป็นวัสดุที่มีลักษณะเป็น 3 มิติ เช่น ลูกบอลพลาสติก ท่อพีวีซี บรรจุไว้ในวัตถุรูปทรงกระบอก จึงเรียกชื่อว่า ไบโอক্রัม

### 3.4.1 กระบวนการกำจัดสารอาหาร

กระบวนการกำจัดสารอาหารในน้ำเสียที่ไหลผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแบบ จุลชีพติดตัวกลาง (Fixed film) ซึ่งมีกระบวนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมีจะเกิดขึ้นพร้อมกัน ดังแสดงในรูปที่ 3.2 โดยเมื่อมีอาหารของจุลชีพหรือมวลสารในรูปสารอินทรีย์ในน้ำเสียไหลผ่านเป็นฟิล์มบาง ๆ บนตัวกลางจะเกิดมวลของจุลชีพเกาะอยู่บนตัวกลางโดยธรรมชาติ

มวลจุลชีพนี้จะเกาะบนตัวกลาง และก่อตัวเป็นฟิล์มชั้นอีกชั้นหนึ่ง เรียกว่า ฟิล์มชีว (Biofilm) ออกซิเจนจะกระจายตัวผ่านทะลุฟิล์มของน้ำเสียไปถึงฟิล์มของจุลชีพ ขณะเดียวกันสารอินทรีย์ในน้ำเสียก็จะแทรกซึมสู่ฟิล์มชีวได้ผลผลิตเป็นสารเฉื่อย ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์น้ำและพลังงาน คั่งสมการ



รูปที่ 3.2 การกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบจุลชีพเกาะติดตัวกลาง

ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่ได้จะกระจายตัวย้อนกลับผ่านฟิล์มน้ำเสียสู่มวลของอากาศเพื่อออกสู่บรรยากาศ ส่วนผลผลิตอื่น ๆ ที่เป็นสารเฉื่อยจะถูกถ่ายเททิ้งออกไปกับน้ำทิ้งที่ได้รับการบำบัดแล้ว เซลล์ใหม่ที่เกิดขึ้นก็จะเกาะติดอยู่กับตัวกลางทำให้ความหนาของฟิล์มจุลชีพหนาขึ้น เมื่อความหนาของฟิล์มมากจนอากาศไม่สามารถแทรกตัวไปถึงชั้นในของฟิล์มได้ ชั้นในสุดของฟิล์มชีวจะกลายเป็นสภาวะไร้ออกซิเจน ฟิล์มจะหลุดออก ตัวกลางส่วนนั้นก็จะเป็นที่ยึดเกาะของจุลชีพที่เจริญเติบโตขึ้นมาใหม่

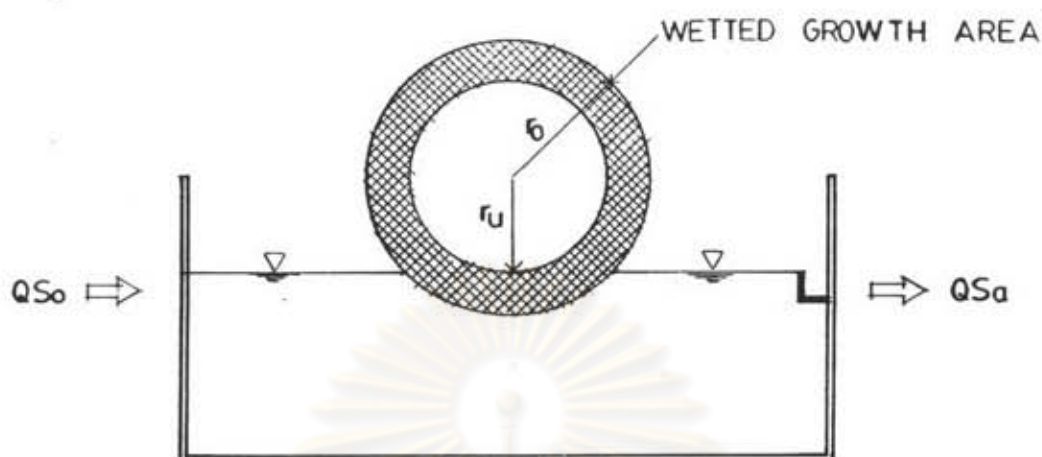
กระบวนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นพร้อมกันดังกล่าวข้างต้นสามารถสรุปได้ดังนี้

- (1) เกิดการถ่ายเทมวลของสารอาหาร และออกซิเจนละลายจากน้ำเสียสู่ช่วงต่อระหว่างของเหลวและ เมื่อกจุลชีพ
- (2) เกิดการถ่ายเทมวลของสารอาหาร และออกซิเจนละลายจากน้ำเสียจากช่วงต่อระหว่างของเหลวและ เมื่อกจุลชีพสู่เมื่อกจุลชีพ
- (3) เกิดการย่อยสลายสารอาหารแบบใช้ออกซิเจนโดยเซลล์ของจุลชีพในเมื่อกจุลชีพ
- (4) เกิดการถ่ายเทมวลของผลผลิต คาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำจากเมื่อกจุลชีพสู่ช่วงต่อระหว่างของเหลว และ เมื่อกจุลชีพ
- (5) เกิดการถ่ายเทมวลของผลผลิต คาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำจากช่วงต่อระหว่างของเหลว และเมื่อกจุลชีพสู่น้ำเสีย

#### 3.4.2 สมดุลของสารอาหาร

แม้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไบโอক্রัมจะอาศัยหลักการดูดซึมสารอาหาร (Substrate) โดยเมื่อกจุลินทรีย์ (Slime) ที่อยู่ในลักษณะของฟิล์มชีว (Biofilm) ซึ่งจัดเป็นลักษณะการบำบัดน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลาง (Bacteria Media) อย่างไรก็ตามจุลชีพที่อยู่ในสภาพสารแขวนลอยซึ่งเกิดจากการหลุดร่วงของเมื่อกจุลชีพที่ยึดเกาะกับตัวกลางอันเนื่องมาจากความปั่นป่วนของน้ำเสียในระบบที่เกิดจากการหมุนของตัวกลางก็มีส่วนในการบำบัดน้ำเสียด้วยเช่นกัน (Kornegay, 1975) ต่อกรณีที่กล่าวมาข้างต้น อาจกล่าวได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไบโอক্রัมเป็นการบำบัดน้ำเสีย โดยใช้จุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลางร่วมกับจุลินทรีย์ที่อยู่ในลักษณะแขวนลอย (Sub - merged Biological Contactor with Active Micro - Organism Both Suspended in Water and on Effective Surface) สามารถเขียนสมการสมดุลของสารอาหารหรือน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกิริยาตามรูปที่ 3.3 ดังนี้





รูปที่ 3.3 รูปแบบ RBC ของ Kornegay

อัตราการเปลี่ยนแปลงสุทธิ ของสารอาหารในถังปฏิกรณ์	=	อัตราการเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ของสารอาหาร	-	อัตราการสูญหาย จากถังปฏิกรณ์ของ สารอาหาร
---	---	--	---	--

สารอาหารที่หายไปจากถังปฏิกรณ์เป็นผลจากการนำไปใช้เสริมสร้างการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนตัวกลาง และที่แขวนลอยอยู่ รวมทั้งสารอาหารที่ไม่ถูกใช้งาน และหลุดออกไปกับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว ดังนั้นจึงสามารถเขียนสมการขึ้นใหม่ได้ว่า

$$(ds/dt) \cdot V = Q So - [ (ds/dt) u_a \cdot V_a + (ds/dt) u_s \cdot V_s Q S_a ]$$

เมื่อ  $(ds/dt) u_a$  = อัตราการใช้สารอาหารต่อหน่วยปริมาตรของเมือกจุลินทรีย์  
มวล/ปริมาตร/เวลา

$(ds/dt) u_s$  = อัตราการใช้สารอาหารต่อหน่วยปริมาตรของจุลินทรีย์แขวนลอย  
มวล/ปริมาตร/เวลา

$V_a$  = ปริมาตรของเมือกจุลินทรีย์ , ปริมาตร

$V_s$  = ปริมาตรน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ , ปริมาตร

$So$  = ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ, มวล/ปริมาตร

$Sa$  = ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำเสียที่ออกจากระบบ, มวล/ปริมาตร

### 3.4.3 การเติมอากาศ

การเติมอากาศในระบบไบโโตรัมมีอยู่ 2 ลักษณะได้แก่การเติมอากาศโดยวิธีการเติมผ่านผิวน้ำที่บรรยากาศ (Atmospheric surfaced Aeration) และการเติมอากาศโดยตรงที่ผิวของไบโโตรัม (Surface Contact Aeration) โดยที่การเติมอากาศโดยตรงที่ผิวของไบโโตรัมจะเป็นส่วนสำคัญในการถ่ายเทออกซิเจนเข้าสู่ระบบ เนื่องจากในขณะที่ตัวกลางหมุนโพล์ขึ้นมาจากน้ำเสียพร้อมกับฟิล์มจุลชีพออกซิเจนจะสามารถ ถ่ายเทจากอากาศเข้าไปยังฟิล์มจุลชีพในขณะที่ฟิล์มจุลชีพเคลื่อนที่ผ่านอากาศ

อย่างไรก็ตาม การเติมอากาศที่ผิวน้ำไม่ได้ใช้อุปกรณ์การเติมอากาศจากภายนอกเข้ามาร่วมด้วย ทำให้ปริมาณของอากาศที่จุลินทรีย์ซึ่งอยู่ในสภาพเป็นคราบเมือก (Fixed Film) เกาะติดอยู่บนตัวกลางได้รับค่อนข้างจำกัดเพราะช่วงเวลาในการได้รับอากาศหรือออกซิเจนจะมีเพียงชั่วขณะที่มันถูกหมุนขึ้นมาเหนือผิวน้ำ ซึ่งตามปกติโดยทั่วไปคือครึ่งรอบของการหมุนวนของแผ่นตัวกลาง ดังนั้นเมื่อออกซิเจนไม่สามารถถูกส่งผ่านจากคราบเมือกไปยังจุลินทรีย์ที่เกาะตัวกันอยู่ในบริเวณส่วนในที่ติดกับแผ่นตัวกลางได้ ผลดังกล่าวทำให้จุลินทรีย์ที่อยู่ด้านในของชั้นคราบเมือกเปลี่ยนสภาพจากจุลินทรีย์ประเภทที่ต้องใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) กลายเป็นจุลินทรีย์ประเภทที่ไม่ต้องใช้ออกซิเจน (Anaerobic Bacteria) ขึ้นได้

### 3.4.4 การแพร่ซึมและการถ่ายเทมวล

การแพร่ซึมและการถ่ายเทมวลของสารอินทรีย์ และออกซิเจนจากน้ำเสียไปยังเมือกจุลชีพภายในฟิล์มชีวอันเป็นกระบวนการแพร่ซึม (Molecular Diffusion) ซึ่งเป็นไปตามกฎของ Fick ดังนี้

$$N = -D \frac{ds}{dy}$$

โดยที่ N = อัตราการแพร่ของมวล , มก./ตร.ซม./วินาที

D = สัมประสิทธิ์การแพร่ , ตร.ซม./วินาที

S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ , มก./ลบ.ซม.

Y = ระยะทางการถ่ายเทมวล , ซม.

การถ่ายเทออกซิเจนจากบรรยากาศลงไปในน้ำเสียโดยสมมติฐานการถ่ายเทมวลระหว่างผิว 2 ชั้นนั้น ออกซิเจนจะต้องผ่านฟิล์มของน้ำที่อยู่ในสภาพนิ่งระหว่างชั้นของก๊าซและชั้นของเหลว การเพิ่มความปั่นป่วนของน้ำเสียจะเป็นการลดความหนาของแผ่นฟิล์มจึงเป็นการเพิ่มการถ่ายเทมวลทั้งหมดระหว่างผิวเหล่านั้น โดยค่านอกของแผ่นฟิล์มจะมีค่าอิมิตัวเสมอ อัตราการถ่ายเทออกซิเจนจากบรรยากาศสู่น้ำสามารถเขียนได้เป็น

$$\frac{dc}{dt} = K_L (C_s - C_L)$$

$$\frac{dc}{dt} = \text{อัตราการถ่ายเทออกซิเจน, มก./ตร.ชม./วินาที}$$

$$K_L = \text{สัมประสิทธิ์การถ่ายเทออกซิเจน, ชม./วินาที}$$

$$C_s = \text{ความเข้มข้นอิมิตัวของออกซิเจนละลายน้ำ, มก./ลิตร}$$

$$C_L = \text{ความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำ, มก./ลิตร}$$

### 3.4.5 วัสดุตัวกลาง (Media)

ตัวกลางที่ใช้ในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ในระบบลานกรองแบบเดิม (Conventional Trickling Filter) ใช้หินที่ได้ตามธรรมชาติเป็นตัวกลางสำหรับบรรจุในลานกรอง ทำให้ปริมาตรช่องว่างและพื้นที่ยึดเกาะสำหรับจุลินทรีย์ที่ใช้กำจัดน้ำเสียมีปริมาณจำกัด ในปัจจุบันมีการนำวัสดุสังเคราะห์ หรือพลาสติกมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางทำให้สามารถจัดรูปร่างที่เกาะสำหรับจุลินทรีย์ให้เป็นไปตามความต้องการได้ จึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสูงขึ้นกว่าเดิมหลายเท่า

Kornegay & Andrews (1968) รายงานว่าในลานกรองแบบเดิม (Conventional Trickling Filter) มีเมือกจุลินทรีย์เกาะอยู่ในราว 0,6 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร โดยที่จุลินทรีย์จะเกาะหนาราว 70 ไมครอน บนก้อนหินซึ่งมีพื้นที่รอบนอกประมาณ 100 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร ลานกรองจึงมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีต่อปริมาตรของลานกรองต่ำเพราะมีจุลินทรีย์น้อยกว่าคือ ประมาณ 1 ต่อ 5 เมื่อเทียบกับระบบเลี้ยงตะกอนที่มีความเข้มข้นของจุลินทรีย์ 3,000 มก./ลิตร

วัสดุที่นำมาทำเป็นตัวกลางในปัจจุบันนี้มีข้อเด่นหลายประการ ได้แก่

- (1) มีพื้นที่เกาะสำหรับจุลินทรีย์มาก
- (2) มีช่องว่างพอให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตโดยช่องว่างไม่อุดตัน

- (3) มีช่องว่างระบายอากาศได้ตลอดถึงทุกแห่งที่มีจุลินทรีย์เกาะ
- (4) มีรูปลักษณะที่น้ำเสียไหลไปตามพื้นผิวได้อย่างทั่วถึง และสม่ำเสมอ
- (5) มีความแข็งแรงสามารถทรงตัวอยู่ได้
- (6) มีน้ำหนักเบาแต่ทนทานสภาพการใช้งาน
- (7) ราคาถูก
- (8) สามารถนำมาประกอบหรือบรรจุได้ง่าย

การนำวัสดุซึ่งมีคุณสมบัติดังกล่าวข้างต้นมาทำเป็นตัวกลาง ได้เริ่มทำการศึกษามาตั้งแต่ปี 1956 (Bryan, 1956) และได้วิวัฒนาการมาเรื่อย ๆ ทั้งทางด้าน รูปร่าง ลักษณะและวัสดุที่ใช้ พลาสติกหลายชนิดได้แก่ PVC , Polystyrol , Polypropylene , Polyurethane , Polyethylen , Polystyrene และ Polyester ถูกนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้มากที่สุดได้แก่ PVC (Poylvynil Chloride) เนื่องจากแข็งแรงทนทาน สารเคมี ทนสภาพดินฟ้าอากาศและจุลินทรีย์ไม่กัดกร่อน สำหรับรูปร่างของตัวกลางที่ได้รับการพัฒนานั้นมีสองประเภท ได้แก่ ประเภทที่ต้องนำมาเรียงในลานกรอง (Arranged Installation) และประเภทที่นำมาเทลงบรรจุในลานกรองได้โดยไม่ต้องจัดรูป (Random Dumping) ประเภทแรกมีพื้นที่ต่อปริมาตรอยู่ระหว่าง 90-200 ตรม./ลบ.ม. ส่วนประเภทที่สองมีประสิทธิภาพสูงกว่าเนื่องจากมีพื้นที่ต่อปริมาตรสูงถึง 330 ตรม./ลบ.ม. ในระบบไบโอแตรัมตัวกลางที่นำมาใช้บรรจุไว้ในแตรัมจะเป็นตัวกลางประเภทที่สองซึ่ง Gaing (1974) ได้รายงานไว้ว่าสามารถลดบีโอดีของน้ำโสโครกจากโรงงานหมักเบียร์ จาก 300 มก./ลิตร ลงเป็น 10-15 มก./ลิตร ได้โดยใช้ภาระการกำจัดประมาณ 0.5 กก. บีโอดี /ลบ.ม.

#### 3.4.6 องค์ประกอบที่มีผลต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไบโอแตรัม

องค์ประกอบและสภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ RBC หรือไบโอแตรัมได้แก่ อุณหภูมิ (Temperature) การถ่ายเทออกซิเจน (Oxygen Transfer) ความเร็วรอบในการหมุนของตัวกลาง (Disc Rotational Speed) พื้นที่ผิวของตัวกลาง (Surface Area) จำนวนตอนของตัวกลาง (Staging) ปริมาณส่วนที่จมตัวของ

ตัวกลาง (Submergence) ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียกระแส้เข้า (Organic Loading) และภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (Hydraulic Loading)

#### 3.4.6.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ ปฏิกิริยาการย่อยสลายสามารถเปลี่ยนแปลงได้ 2-3 เท่า เมื่ออุณหภูมิในน้ำเสียเปลี่ยนแปลงไปทุกๆ 10 องศาเซลเซียส จากการศึกษาในช่วงเวลาที่ผ่านมามีพบว่าอุณหภูมิของน้ำเสียระหว่าง 13-30 องศาเซลเซียส จะไม่มีผลต่อการทำงานของระบบแต่เมื่ออุณหภูมิในน้ำเสียต่ำกว่า 13 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารจะลดลงอย่างรวดเร็ว (Antonie, 1976) เมื่อเกิดสภาพอุณหภูมิต่ำจะสามารถแก้ไขได้โดยลดอัตราการไหลของน้ำ (Hydraulic Loading) หรือเพิ่มอัตราส่วนของปริมาตรถังปฏิกิริยาต่อพื้นที่ผิวตัวกลางให้มากขึ้นเพื่อให้ได้ประสิทธิภาพเท่าเดิม และในการคำนวณหาพื้นที่ผิวของตัวกลางที่ต้องสร้างเพิ่มขึ้นในกรณีที่มีน้ำเสียมีอุณหภูมิต่ำ ต้องมีการปรับแก้ความคลาดเคลื่อนเนื่องจาก อุณหภูมิด้วย

Poon et al., (1981) ได้ศึกษาผลการทำงานของระบบ RBC เพื่อนำไปปรับปรุงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของระบบจากระบบลานกรองที่เคยใช้กันในอดีต การทดลองใช้ระบบอาร์บีซีขนาดเครื่องต้นแบบ (Pilot Scale) จำนวน 4 ตอน เส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 0.5 เมตร และมีถึงตกตะกอนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางเท่ากับ 0.5 เมตร พบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะสูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงจาก 5 องศาเซลเซียสถึง 30 องศาเซลเซียสและพบว่าเมื่ออุณหภูมิลดลงจะทำให้การเกิดไนตริฟิเคชันลดลง กล่าวคือที่อุณหภูมิในฤดูหนาวซึ่งอยู่ในช่วง 5-10 องศาเซลเซียส หรือค่าเฉลี่ย 7.7 องศาเซลเซียส เป็นผลให้ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำเสียที่ออกจากระบบมากกว่าในฤดูอื่นประมาณร้อยละ 38 เมื่อมีแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียกระแส้เข้าที่เท่ากัน

US. Environment Protection Agency (EPA) ได้สนับสนุนผลการทดลองเกี่ยวกับองค์ประกอบของอุณหภูมิโดยได้จัดทำรายการองค์ประกอบสำคัญในการออกแบบระบบอาร์บีซี ในส่วนที่เกี่ยวข้องกับอุณหภูมิว่าเมื่ออุณหภูมิต่ำกว่า 13 องศาเซลเซียส หรือต้องการให้มีแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกจากระบบอาร์บีซีน้อย ๆ จะต้องพิจารณาเพิ่มพื้นที่ผิวของแผ่นจาน

Klemetson and Lang (1979) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บีซี โดยกล่าวสรุปว่าเมื่อทดลองเพิ่มอุณหภูมิของแผ่นจานในระบบอาร์บีซีเพื่อผลของ Thermophilic Organisms พบว่าที่อุณหภูมิเท่ากับ 20 , 30 , และ 55 องศาเซลเซียส จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 60 , 72 และ 90 ตามลำดับ ส่วนการกำจัดบีโอดีเท่ากับร้อยละ 66 , 76 และ 86 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังทดลองใช้ระบบอาร์บีซีขนาดห้องทดลองกำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงในช่วงฤดูร้อน (20 องศาเซลเซียส) เปรียบเทียบกับฤดูหนาว (10 องศาเซลเซียส) โดยน้ำเสียก่อนเข้าระบบมีของแข็งแขวนลอยอยู่ระหว่าง 52-1,041 มก./ลิตร มีแอมโมเนียในโตรเจนอยู่ระหว่าง 361-1,120 มก./ลิตร มีบีโอดีอยู่ระหว่าง 28-466 มก./ลิตร พบว่าเมื่อแอมโมเนียในโตรเจนไหลคั่งของทั้งระบบเท่ากับ 0.26 กก./ลบ.ม-วัน และอุณหภูมิของน้ำเสียเท่ากับ 10 องศาเซลเซียส จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียเท่ากับร้อยละ 94.4 และเมื่อแอมโมเนียในโตรเจนไหลคั่งของทั้งระบบเท่ากับ 0.7 กก./ลบ.ม-วัน และเมื่ออุณหภูมิของน้ำเสียเท่ากับ 20 องศาเซลเซียส ประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียเท่ากับร้อยละ 99.8 การที่ระบบยังมีประสิทธิภาพดีแม้ว่าอุณหภูมิต่ำ เกิดขึ้นเนื่องจากการเลี้ยงฟิล์มชีวบนแผ่นจานได้เติบโตเต็มที่ก่อนเข้าฤดูหนาว ทั้งนี้การกำจัดส่วนใหญ่เกิดขึ้นในอาร์บีซีตอนแรก และต้องเพิ่มความเบี่ยง (Alkalinity) เพิ่มอีกประมาณ 3.9 กิโลกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อกิโลกรัมแอมโมเนียในโตรเจนที่ถูกกำจัด โดยทั้งระบบจะมีค่าความเป็นด่างรวมประมาณ 7.0 กิโลกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อกิโลกรัมแอมโมเนียในโตรเจนที่ถูกกำจัด

Lehman (1983) ทำการทดลองเพื่อศึกษาผลการทำงานของระบบอาร์บีซี ในระบบบำบัดน้ำเสียขนาด 11,800 ลบ.ม./วัน ต่ออุณหภูมิที่ใช้เป็นเงื่อนไขในการออกแบบ เพื่อหาผลกระทบของอุณหภูมิในแต่ละฤดูกาล การทดลองทำขึ้นที่ Brainerd Minnesota Wastewater Treatment Facility (WWTF) ในรัฐมินิโซตา ระบบบำบัดน้ำเสียประกอบด้วยอาร์บีซี 2 ชุด แต่ละชุดแบ่งเป็น 6 ตอน โดยใน 4 ตอนแรกมีพื้นที่ผิวของแผ่นจานตอนละ 9,290 ตารางเมตร (100,000 ตร.ฟุต) และใน 2 ตอนหลังมีพื้นที่ผิวของแผ่นจานตอนละ 13,925 ตารางเมตร (150,000 ตร.ฟุต) ไฮดรอลิกไหลคั่งของทั้งระบบเท่ากับ 0.091 ลบ.ม./ตรม-วัน หรือ 2.24 แกลลอน/ตร.ฟุต-วัน พร้อมทั้งติดตั้งเครื่องเติมอากาศในสองตอนแรกเพื่อป้องกันกรณีที่ระบบต้องรับสารอินทรีย์ในปริมาณสูงโดยเฉียบพลัน ความเร็วรอบของการหมุนของอาร์บีซีเท่ากับ 1.6 รอบต่อนาที ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีในช่วงฤดูหนาวและฤดูร้อนใกล้เคียงกัน ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดสารแขวนลอยเท่ากันทั้งสองฤดูในขณะที่อุณหภูมิเฉลี่ยต่างกันประมาณ 7 องศาเซลเซียส กล่าวคืออุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำเสียในช่วงฤดูหนาว เท่ากับ 9 องศาเซลเซียส และช่วงฤดูร้อนเท่ากับ 16 องศาเซลเซียส

Pano Abraham and Middlebrooks Joe (1983) ได้ทำการทดลองใช้อาร์บีซีขนาดห้องปฏิบัติการจำนวน 4 คอน บำบัดน้ำเสียจากชุมชนซึ่งน้ำเสียที่ใช้ได้ผ่านการบดและตัดขยะแล้วอาร์บีซีแต่ละคอนมีแผ่นจาน 4 แผ่น มีเส้นผ่าศูนย์กลางของจานเท่ากับ 37.5 ซม. พื้นที่ผิวทั้งหมดของแต่ละคอนเท่ากับ 1.375 ตารางเมตร ปริมาตรของถังแต่ละคอนเท่ากับ 6 ลิตร แผ่นจานส่วนจมน้ำเท่ากับ 33.3 % และหมุนด้วยความเร็วเท่ากับ 16 รอบต่อนาที โดยใช้อัตราการไหลของน้ำเสียเท่ากับตลอดทุกการทดลองแต่ควบคุมค่าไฮดรอลิกโวลคคิงที่ 0.05 ลบ.ม./ตรม.-วัน ซีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าระบบอยู่ในช่วง 79-281 มก./ลิตร และค่าแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ในช่วง 7-29 มก./ลิตร ทั้งนี้ได้ทำการปรับอุณหภูมิของน้ำเสียและห้องทดลองให้เท่ากับ 5, 15 และ 20 องศาเซลเซียส เพื่อศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ผลการทดลองพบว่า

1. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบอาร์บีซี ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ และภาระอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ประสิทธิภาพรวมของทั้งระบบในการกำจัดซีโอดีจากการทดลองเท่ากับ 80 , 85 และ 90% ตามลำดับ ที่อุณหภูมิ 5 , 15 และ 20 องศาเซลเซียส
2. การกำจัดซีโอดีเกิดขึ้นที่อาร์บีซีคอนแรกมากที่สุด กล่าวคือ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของคอนแรกเท่ากับร้อยละ 77 , 80 และ 85 ที่อุณหภูมิ 5 , 15 และ 20 องศาเซลเซียสตามลำดับ
3. จลนศาสตร์ของการกำจัดสารอินทรีย์ในคอนแรก สามารถอธิบายด้วยจลนศาสตร์ของการเจริญเติบโตของ Monod
4. Temperature Factor สำหรับปฏิกิริยาการกำจัดสารอินทรีย์ และอัตราการย่อยสลาย (Decay Rate) ต่างก็เท่ากับ 1.09
5. ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบอาร์บีซีขึ้นอยู่กับอุณหภูมิและออร์แกนิกโวลคคิงเช่นเดียวกัน โดยประสิทธิภาพในการกำจัดจะเพิ่มขึ้นจากช่วงร้อยละ 87-98 ที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส เป็นร้อยละ 91-99 ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส และที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้
6. Temperature Factor สำหรับปฏิกิริยาการกำจัดแอมโมเนียเท่ากับ 1.10

### 3.4.6.2 การถ่ายเทออกซิเจน

ระบบไบโอดรัมเป็นระบบที่ใช้ขบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic Process) ดังนั้นการถ่ายเทออกซิเจนจึงมีความสำคัญค่อนข้างสูง ในกรณีที่ขาดออกซิเจนจะเป็นผลให้จุลินทรีย์ที่ซัดขวาง หรือรบกวนการทำงานของระบบเจริญเติบโตได้ดี นอกจากนั้นจุลินทรีย์เหล่านี้จะไปซัดขวางการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่กำจัดสารอาหารซึ่งเป็นผลต่อประสิทธิภาพ โดยทำให้ประสิทธิภาพในการทำงานลดลง การขาดแคลนออกซิเจนสามารถแก้ไขได้โดยควบคุมอัตราการกำจัดสารอาหารต่อหน่วย พื้นที่ผิวที่เปียกเนื่องจากการเพิ่มออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกริยาไม่มีความจำเป็น เพราะออกซิเจนละลายน้ำจะถึงจุดอิ่มตัวในทันทีที่ตัวกลางหมุนขึ้นสัมผัสกับอากาศ

Reiber Steve and Stensel David (1985) ได้กล่าวถึงทฤษฎีของการถ่ายเทออกซิเจน (Conventional Two-film model) ไว้ว่า

$$SOR = \frac{AOR (C_{ss})}{(BC_s - C_1)}$$

- โดยที่ AOR = ความต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Oxygen required for a give biological oxygen demand rate). กรัม/ชม.
- C<sub>ss</sub> = ค่าออกซิเจนละลายน้ำอิ่มตัวที่สภาวะมาตรฐาน (Dissolved oxygen saturation at standard condition), มก./ลิตร
- = ค่าปรับแก้การถ่ายเทออกซิเจนที่สภาวะของน้ำเสีย (K<sub>La</sub> correction factor caused by oxygen transfer under wastewater conditions)
- B = ค่าปรับแก้ค่าออกซิเจนละลายน้ำอิ่มตัวที่สภาวะของน้ำเสีย (DO saturation correction factor caused by wastewater impurities)
- C<sub>1</sub> = ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายในถังปฏิกริยา (Reactor liquid dissolved oxygen concentration) มก.ลิตร



Cs = ความเข้มข้นของออกซิเจนอิ่มตัวที่สภาวะของการบำบัดน้ำเสีย  
(DO saturation concentration under actual  
wastewater treatment condition) , มก./ลิตร

ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำควรมีค่าเพิ่มขึ้นจากตัว  
กลางชุดแรกไปยังตัวกลางชุดถัดไป ตัวกลางชุดแรกควรมีออกซิเจนละลายน้ำไม่ต่ำกว่า 0.5-1  
มก./ลิตร และตัวกลางชุดหลังควรมีค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำระหว่าง 1-3  
มก./ลิตร

### 3.4.6.3 ความเร็วรอบในการหมุนของตัวกลาง

ความเร็วในการหมุนของตัวกลางเป็นปัจจัยที่สำคัญ เนื่องจากมี  
อิทธิพลต่อการถ่ายเทออกซิเจนและการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ถ้าความเร็วรอบ  
ในการหมุนของตัวกลางสูงขึ้นจะทำให้เกิดการกวน (Mixing) และการถ่ายเทออกซิเจนดีขึ้น  
ซึ่งจะส่งผลให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ดีขึ้นตามไปด้วย ดังนั้นประสิทธิภาพในการ  
บำบัดน้ำเสียจึงสูงขึ้น อย่างไรก็ตามการเพิ่มความเร็วของตัวกลางมีขีดจำกัดถึงระดับหนึ่งเท่านั้น  
ในกรณีที่ความเร็วรอบสูงเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง และเมื่อ  
จุลินทรีย์ที่จับอยู่กับตัวกลางอาจหลุดได้ง่าย อีกทั้งเป็นการสิ้นเปลืองพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในการขับ  
เคลื่อนการหมุนของตัวกลางด้วยเหตุที่พลังงานที่ต้องการจะเพิ่มขึ้นแบบยกกำลังกับความเร็ว

Hartman (1960) รายงานว่าร้อยละของการกำจัดสาร  
อาหารจะเพิ่มตามความเร็วของการหมุนยกกำลัง 0.1 แต่ถ้าหากเมื่อใดที่ความเร็วรอบของการ  
หมุนช้าเกินไป จะทำให้เกิดแรงเฉือนระหว่างฟิล์มจุลินทรีย์และน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ไม่เพียงพอที่  
จะทำให้ฟิล์มจุลินทรีย์ส่วนเกินหลุดออกมา

US Environmental Protection Agency, EPA  
(1969) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอาร์บีซีโดยใช้น้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน โดย  
ใช้ตัวกลางที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.75 เมตร ผลการทดลองพบว่า ความเร็วในการหมุน  
3.2 รอบต่อนาทีหรือคิดเป็นความเร็วที่เส้นรอบวง (Tip speed) ได้ 0.3 เมตรต่อวินาที  
เป็นความเร็วที่เหมาะสม

Antonie et al., (1974) ได้ทดลองใช้ระบบอาร์บีซีกำจัด น้ำเสียที่มีบีโอดี และแอมโมเนียไนโตรเจนสูง ผลการทดลองพบว่าความเร็วในการหมุน 2 รอบ ต่อนาที เป็นความเร็วที่เหมาะสม

Ellis, et al., (1976) รายงานว่าความเร็วรอบ 10 รอบต่อนาทีเป็นความเร็วที่เหมาะสมที่จะทำให้เมือกจุลินทรีย์ที่มีชีวิตอยู่สามารถดำรงอยู่บนผิวของ ตัวกลางได้ และตะกอนในถังปฏิกริยาจะไม่ตกตะกอนมากนัก

Friedman et al., (1979) ทำการทดลองใช้ระบบ อาร์บีซีขนาดต้นแบบจำนวน 8 ตอน ประกอบด้วยแผ่นจานตอนละ 3 แผ่น ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 11.88 นิ้ว (29 ซม.) พื้นที่ผิวของแผ่นจานรวมเท่ากับ 36.95 ตารางฟุต (3.4 ตรม.) ปริมาตรของถังปฏิกริยาทั้งหมดเท่ากับ 29 ลิตร มีแผ่นจานส่วนที่จมน้ำ คิดเป็นร้อยละ 38 และใช้ความเร็วรอบในการหมุนเท่ากับ 6, 12, 18 และ 30 รอบต่อนาที น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์มีค่าพีเอชเท่ากับ 7.1 อุณหภูมิเท่ากับ  $20 \pm 1$  องศาเซลเซียส ค่าซีโอดีเท่ากับ 235 มก./ลิตร ผลการทดลองพบว่า

1. การเพิ่มความเร็วรอบไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิของระบบอาร์บีซี
2. ในสภาวะที่มีออร์แกนิกโหลดคิงต่ำ และความเร็วรอบ การหมุนสูง ค่าพีเอชจะลดลงในอาร์บีซีตอนที่ 1 หรือ 2 แล้วเพิ่มขึ้นในตอนที่ถัดไป แต่จะลดลงอีกครั้งในตอนที่ ๓ ซึ่งปรากฏการณ์เช่นนี้มีสาเหตุมาจากการเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในตอนที่ 1 หรือ 2 ต่อมาก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นก็แยกออกจากน้ำเสียในตอนที่ถัดไปและเกิดไนตริฟิเคชันในตอนที่ ๓
3. ในสภาวะที่มีออร์แกนิกโหลดคิงสูง ค่าพีเอชจะลดลงในอาร์บีซีตอนที่มีการกำจัดซีโอดีมากที่สุด และจะเพิ่มขึ้นในตอนที่ ๓ ที่ทุกความเร็วรอบ
4. การเพิ่มรอบการหมุนจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียในสภาวะที่มีโหลดน้อย แต่เมื่อโหลดมากการเพิ่มรอบการหมุนจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียดีขึ้น

5. การใช้ความเร็วที่ขอบแผ่นจานเท่ากันทั้งอาร์บีซีขนาดเล็ก และขนาดใหญ่ จะให้ผลในการกำจัดน้ำเสียไม่เท่ากัน โดยอาร์บีซีขนาดใหญ่จะมีประสิทธิภาพน้อยกว่า

Friedman et al., (1979) ได้กล่าวถึงการทดลอง บำบัดน้ำเสียด้วยระบบอาร์บีซีขนาดต้นแบบในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนว่า ระบบอาร์บีซีแบบสอง ตอนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.75 เมตร สามารถบำบัดน้ำเสียได้ประสิทธิภาพสูงสุดที่ความเร็ว ขอบที่ 0.3 เมตรต่อวินาที หรือ 1 ฟุตต่อวินาที

Pike et. al., (1980) ได้กล่าวถึงองค์ประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อการเพิ่มออกซิเจนละลายน้ำในระบบอาร์บีซี ได้แก่ เส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจาน อัตรา ส่วนของแผ่นจานที่จมอยู่ในน้ำ และความเร็วรอบของแผ่นจาน ส่วนความเร็วที่ขอบของแผ่นจานมี ความสัมพันธ์กับการถ่ายเทระหว่างอากาศกับน้ำเสีย แต่ถ้าใช้ความเร็วที่ขอบของแผ่นจานมากเกินไป จะทำให้ฟิล์มชีวหลุดจากผิวของแผ่นจาน และได้สรุปผลการทดลองของ Water Research Centre's Programme ซึ่งได้ทำการประเมินผลการทำงานของระบบอาร์บีซีที่บริษัทผู้ผลิตติดตั้ง ใช้งานตามชุมชนต่าง ๆ 7 ชุมชน พบว่าปัญหาของระบบส่วนมากเกิดขึ้นเนื่องจากภาวะมีสาร อินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป และการกวนผสมของน้ำเสียในระบบ ซึ่งทำให้ไม่มีดีพอที่จะรักษา ระดับของออกซิเจนละลายน้ำที่ทำให้เกิดการออกซิเคชั่นได้

Switzenbaum (1982) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบ อาร์บีซีว่าเป็นระบบที่ประหยัดพลังงานโดยเมื่อเปรียบเทียบกับระบบเลี้ยงตะกอนแล้ว ระบบ RBC สามารถประหยัดพลังงานถึง 70% เมื่อนำไปบำบัดน้ำเสียจากชุมชนหรือคิดเป็นค่าใช้จ่าย 8% ต่อ ปี หรือคิดเป็นจำนวนเงินประมาณ 110,000 ดอลลาร์ (ประมาณ 3 ล้านบาท) สำหรับระบบ บำบัดน้ำเสียขนาด 3,785 ลบ.ม./วัน ซึ่งมีระยะเวลาออกแบบนาน 20 ปี แต่ถ้าเป็นการ ขับเคลื่อนชุดแผ่นจานหมุนด้วยแรงลม (Air drive system) จะประหยัดพลังงานกว่า การขับเคลื่อนด้วยมอเตอร์ และชุดเฟืองทดรอบเพราะการใช้แรงลมขับเคลื่อนทำให้สามารถลด เปรอร์เซ็นต์ของแผ่นจานส่วนที่จมน้ำ และความเร็วรอบของแผ่นจานในตอนหลัง ๆ ของระบบซึ่ง มีออร์แกนิกโหลดคิงต่ำได้

#### 3.4.6.4 พื้นที่ผิวของตัวกลาง

การเพิ่มพื้นที่ผิวของตัวกลางมีผลโดยตรงต่อการเพิ่มประสิทธิภาพ ในการกำจัดสารอาหาร และไนโตรเจนอีกทั้งเป็นการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen) ของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ แต่ไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณสาร

แขวนลอย (Suspended solids) ในน้ำเสียกระแสบอก ในระบบ RBC ถ้าใช้พื้นที่ผิวมาก จะใช้ดังปฏิกิริยาเล็กลงทำให้ใช้เนื้อที่ในการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียน้อยลง (Antonic, 1978)

Kinner and Eighmy (1988) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บีซีที่ใช้กำจัดน้ำเสียจากชุมชน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีและแอมโมเนียในโตรเจนเท่ากับร้อยละ 88 และ 70 ตามลำดับ แต่สามารถปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบด้วยการเพิ่มพื้นที่ผิวของตัวกลางโดยใช้ Pall rings ระหว่างช่องของแผ่นจาน ซึ่งพบว่าเมื่อปรับปรุงแล้วที่อัตราการไหลลดถึงเท่ากับ 2 กก.บีโอดี ต่อ 1,000 ตรม.-วัน จะได้น้ำเสียออกจากระบบมีบีโอดีเท่ากับ 5 มก./ลิตร และกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์

#### 3.4.6.5 ปริมาณส่วนที่จมน้ำของตัวกลาง

ลักษณะการทำงานของตัวกลางในระบบ RBC จะมีส่วนหนึ่งจมอยู่ใต้ผิวน้ำเสีย และอีกส่วนหนึ่งสัมผัสกับอากาศเหนือผิวน้ำ ตัวกลางจะถูกหมุนรอบตัวเองช้า ๆ อยู่ตลอดเวลาทำให้บริเวณทั้งสองสัมผัสน้ำเสียกับอากาศสลับกัน โดยทั่วไปพื้นที่ผิวตัวกลางที่จมอยู่ใต้ผิวน้ำควรจะน้อยกว่า 50% ของพื้นที่ผิวของตัวกลางทั้งหมด

Ellis and Banaga (1976) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ RBC ผลการทดลองสรุปว่าพื้นที่ผิวที่เหมาะสมของตัวกลางส่วนที่จมน้ำเป็นร้อยละ 26 ของพื้นที่ผิวรวมของตัวกลาง

WPCF (1977) ได้ทำการศึกษาทดลองหาปริมาณพื้นที่ผิวตัวกลางที่เหมาะสมของตัวกลางส่วนที่จมน้ำ ผลการศึกษาได้สรุปว่าพื้นที่ผิวส่วนที่จมอยู่ในน้ำควรมีค่าอยู่ระหว่างประมาณร้อยละ 40-50

#### 3.4.6.6 จำนวนตอนของตัวกลาง

การใช้ตัวกลางหลายตอนต่อกันอย่างอนุกรมจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้ดีกว่าการใช้ตัวกลางเพียงตอนเดียว เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นบนผิวตัวกลางแต่ละตอน จะมีคุณสมบัติเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสียที่ไหลผ่านตัวกลางในตอนนั้น ๆ ทำให้จุลินทรีย์สามารถกำจัดสารอาหารได้ผลเต็มที่ และด้วยเหตุที่การกำจัดสารอาหารมีลักษณะเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง จะทำให้น้ำเสียมีลักษณะเป็นแบบการไหลตามแนวยาว (Plug Flow) ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารที่เกิดขึ้นที่ชั้นตัวกลางตอนแรก ๆ จะมากกว่าที่ชั้นตัวกลาง

ตอนถัดไปตามลำดับ การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอาหารสูงหรือบำบัดได้ยาก ควรมีตัวกลางต่อต้านอย่างอนุกรมอย่างน้อย 4 ตอนขึ้นไป แต่ถ้าความเข้มข้นของสารอาหารในตัวกลางตอนแรก ๆ สูงมาก อาร์บีซีในตอนแรก ๆ ควรมีขนาดใหญ่กว่าตอนที่อยู่ถัดไปเพื่อป้องกันมิให้เกิดสภาวะไร้ออกซิเจน

Antonie (1978) ทดลองบำบัดน้ำเสียโดยใช้อาร์บีซีหลายชุดต่อต้านอย่างอนุกรม จากการทดลองพบว่าเมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดคิงเท่ากันโดยอยู่ระหว่าง 40.7-203.5 ลิตรต่อตารางเมตรต่อวัน (1-5 แกลลอนต่อตารางฟุตต่อวัน) และมีพื้นที่ผิวของตัวกลางเท่ากัน ระบบอาร์บีซีแบบ 4 ตอน จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้ดีกว่าแบบ 2 ตอนแรก และถ้าเพิ่มเป็น 6 ตอน ก็ยังคงมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับ 4 ตอน แต่จะมีประสิทธิภาพดีกว่าเมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดคิงมากกว่า 203.5 ลิตรต่อตารางเมตรต่อวัน

US. Environmental Protection Agency , EPA (1984) ได้ทำรายการที่เป็นส่วนประกอบสำคัญในการออกแบบระบบอาร์บีซี ซึ่งสามารถสรุปข้อที่เกี่ยวข้องกับจำนวนตอนของอาร์บีซีได้ว่า ตอนแรกของระบบอาร์บีซีควรเป็นตอนที่รับออร์แกนิกโหลดคิงได้สูงที่สุด และควรมีค่าออร์แกนิกโหลดคิงอยู่ระหว่าง 29.3-39.1 กรัมบีโอดี ต่อตารางเมตรต่อวัน ซึ่งถ้าใช้ออร์แกนิกโหลดคิงสูงกว่าช่วงดังกล่าว จะทำให้ฟิล์มชีวที่เกาะอยู่บนแผ่นจานเกิดขึ้นมากกว่าปกติ ซึ่งอาจทำให้แกนหมุนชำรุดเสียหายได้ อีกทั้งยังทำให้ออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอและระบบอาร์บีซีอาจเกิดความเสียหายไม่สามารถกำจัดน้ำเสียได้

Pano Abraham and Middlebrok Joe (1983) ได้ทำการทดลองกำจัดน้ำเสียจากชุมชน โดยผ่านการตัดขยะชิ้นใหญ่ออกไปก่อนแล้วจึงผ่านเข้าสู่ระบบอาร์บีซีขนาดห้องปฏิบัติการแบบ 4 ตอน แต่ละตอนมีแผ่นจาน 4 แผ่น ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 37.5 ซม. พื้นที่ผิวทั้งหมดของแต่ละตอนเท่ากับ 1.375 ตารางเมตร ปริมาตรของถังปฏิกรณ์แต่ละตอนเท่ากับ 6 ลิตร แผ่นจานส่วนจมน้ำเท่ากับ 33.3% หมุนด้วยความเร็วรอบ 16 รอบต่อนาที โดยใช้อัตราการไหลของน้ำเสียที่เท่ากันตลอด แต่แปรผันความเข้มข้นของน้ำเสียและควบคุมไฮดรอลิกโหลดคิงประมาณ 0.05 ลบ.ม./ตรม.-วัน ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีของตอนแรกเท่ากับร้อยละ 77 , 81 และ 85 ที่อุณหภูมิ 5 , 15 และ 20 องศาเซลเซียสตามลำดับ ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของทั้งระบบที่อุณหภูมิเดียวกันเท่ากับร้อยละ 79 , 83 และ 87 ตามลำดับ

อย่างไรก็ตามผลการทดลองสามการทดลองสามารถสรุปได้ว่าการกำจัดบีโอดีเกิดขึ้นที่อาร์บีซีตอนแรกมากที่สุด การที่ประสิทธิภาพของการกำจัดบีโอดีที่แต่ละ

อุณหภูมิของอาร์บิซีคอนแรกน้อยกว่าประสิทธิภาพของการกำจัดทั้งระบบ เนื่องมาจากการคิดประสิทธิภาพของการกำจัดทั้งหมดของระบบคิดจากค่าซีโอดีทั้งหมด (Total influent COD) กับค่าซีโอดีที่ผ่านการกรองแล้ว (Filtered Effluent COD)

โมเดลทางจลนศาสตร์ในการกำจัดสารอาหารสำหรับอาร์บิซีคอนแรกสามารถอธิบายด้วย Monod growth kinetics ดังนี้

$$YQ (S_0 - S_1) - QX_1 - k_d A_1 \cdot X_1 = 0 \dots \dots \dots (1)$$

$$Q (S_0 - S_1) - A_1 \frac{kX S_1}{K_s S_1} = 0 \dots \dots \dots (2)$$

- เมื่อ
- Y = ค่าสัมประสิทธิ์ของผลผลิต (Yield coefficient), g VSS/g COD
  - Q = อัตราการไหลของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ (Influent Flowrate), ลบ.ม./วัน
  - S<sub>0</sub> = ซีโอดีทั้งหมดของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ (Influent total COD), มก./ลิตร
  - S<sub>1</sub> = ซีโอดีที่ผ่านการกรองของน้ำเสียออกจากคอนแรก (First stage effluent filter COD มก./ลิตร
  - X = VSS ในน้ำเสียออกจากคอนแรก (First stage effluent) , มก./ลิตร
  - X<sub>1</sub> = มวลชีวภาพที่เกิดขึ้นในคอนแรก (First stage attach biomass) , gVSS/ตร.ม.
  - A<sub>1</sub> = พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางในคอนแรก (First stage disk area) , ตร.ม.
  - K<sub>d</sub> = สัมประสิทธิ์การย่อยสลาย (Decay coefficient) , ลิตร/วัน
  - K = อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด =  $\mu_{max}/Y$  (Maximum reaction rate) , ลิตร/วัน
  - = อัตราการเจริญเติบโตสูงสุด (Maximum specific growth rate) , ลิตร/วัน
  - K<sub>s</sub> = ค่าคงที่ครึ่งความอิ่มตัวแรก (Half saturation constant) , มก./ลิตร ซีโอดี

ส่วนโมเดลทางจลนศาสตร์ในการกำจัดสารอาหารสำหรับคอนหลัง ๆ สามารถอธิบายได้ด้วยสมการ

$$Q (S_1 - S) = A_1 (K_L)_{20} O_L^{(T-20)} S_1^n$$

- เมื่อ  $Q$  = อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบ (Inflow flowrate) , ลบ.ม./วัน  
 $S_1$  = ความเข้มข้นของสารอาหารในคอนแรก (First stage substrate concentration) มก./ลิตร  
 $S$  = ความเข้มข้นของสารอาหารเฉลี่ยในคอนหลัง (The mean substrate concentration in the second through the fourth) , มก./ลิตร  
 $A_i$  = พื้นที่ผิวทั้งหมดของแผ่นตัวกลางต่อคอน (Total surface area per stage) ตารางเมตร  
 $(K_L)_{20}$  = อัตราการเกิดปฏิกิริยาที่ 20 องศาเซลเซียส (Reaction rate at 20°C) กรัม ซีโอดี/ตรม.-วัน  
 $O_L$  = Temperature factor  
 $T$  = อุณหภูมิ (Temperature) , องศาเซลเซียส  
 $n$  = apparent reaction order

ในการศึกษาครั้งนี้ Apparent reaction order = 0.763, Temperature factor = 1.11 และ  $(K_L)_{20}$  หรืออัตราการเกิดปฏิกิริยาที่ 20 องศาเซลเซียส = 0.044 กรัม ซีโอดีต่อตารางเมตรต่อวัน

โมเดลทางจลนศาสตร์ของการกำจัดแอมโมเนียสามารถกำหนดโดยสมดุลของมวล (Mass Balance) ในคอนที่ 1 ตามสมการของ Monod growth kinetics ดังนี้

$$QC_{i-1} - QC_i - A \frac{k_N (C_i - C_{min})}{K_n + (C_i - C_{min})} = 0$$

- โดยที่  $Q$  = อัตราการไหลของน้ำเสีย (Flow rate) , ลบ.ม./วัน  
 $C$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน (Ammonia nitrogen concentration) มก./ลิตร  
 $A$  = พื้นที่ผิว (Surface area) , ตารางเมตร  
 $k_N$  = อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด (Maximum reaction rate), กรัม/ตร.ม.วัน  
 $K_n$  = ค่าคงที่ที่ครึ่งความอิ่มตัว (Half saturation constant) , มก./ลิตร  
 $C_{min}$  = ความเข้มข้นที่น้อยที่สุดของแอมโมเนียในโตรเจน (Minimum ammonia nitrogen concentration) มก./ลิตร

การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในคอนแรกอาจถูกยับยั้งโดยแปรผันกับภาระอินทรีย์ (Organic Loadings) ที่เข้าสู่ระบบตามสมการ

$$f_1 = 1.43 - 0.1 M, \quad 4.3 < M < 14.3$$

เมื่อ  $f_1$  = อัตราส่วนของแอมโมเนียที่ถูกกำจัดต่อค่าการกำจัดแอมโมเนียตามทฤษฎี เมื่อปราศจากการขัดขวาง

$M$  = ภาระอินทรีย์ทั้งหมด (Overall organic load), กรัม ซีโอดี/ตรม.-วัน

ส่วนการกำจัดแอมโมเนียในคอนหลัง ๆ เป็นไปตามสมการ

$$Q (C_0 - C_4) = k_N \frac{f_1 C_{1m}}{K_N + C_{1m}} + \frac{C_2}{k_N + C_2} + \frac{C_3}{k_N + C_3} + \frac{C_4}{k_N + C_4}$$

โดยที่  $C_{1m}$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในคอนแรก ขณะที่มีการเกิดไนตริฟิเคชันสูงสุด

$C_0$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียกระแสเข้า

$C_2$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียกระแสเข้าตอนที่ 2

$C_3$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียกระแสเข้าตอนที่ 3

$C_4$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียกระแสเข้าตอนที่ 4

#### 3.4.6.7 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียกระแสเข้า

ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในกระแสเข้า (Organic Loading) มีผลต่อการทำงานของระบบอาร์บีซีเนื่องจากอัตราการทำลายสับสเตรทของอาร์บีซีแปรผันตามความเข้มข้นของสับสเตรทที่เข้าสู่ระบบ (First order Characteristic) ดังนั้นการกำหนดค่าออร์แกนิกโหลดจึงจะเป็นตัวแปรสำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียโดยทั่วไปการกำหนดโหลดจึงมักจะแสดงในรูปออร์แกนิกโหลดเชิงพื้นที่ผิว หรือออร์แกนิกโหลดเชิงปริมาตร

Pano Abraham and Middlebrook Joe (1983) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอาร์บีซีแบบ 4 คอน (อ้างแล้ว) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบอาร์บีซีขึ้นอยู่กับ Organic Loading rate โดยที่ประสิทธิภาพการบำบัด



ของระบบจะลดลงประมาณ 3-8% เมื่อระบบรับภาระอินทรีย์ต่ำที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของระบบเมื่อรับภาระอินทรีย์สูงสุด

3.4.6.7.1 ออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว (Areal organic loading) หมายถึง อัตราการจ่ายสับสเตรทเข้าสู่ระบบต่อพื้นที่ผิวของตัวแผ่นตัวกลางทั้งหมด ซึ่งสับสเตรทนี้มักจะวัดในรูปของบีโอดี หรือซีโอดี

Francis L. Evans III (1985) ทำการสรุปประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบอาร์บีซี โดยใช้ผลการทดลองจากระบบบำบัดน้ำเสีย 24 แห่งในสหรัฐอเมริกา พบว่าการเกิดปัญหาการสะสมอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (Overloading) สำหรับค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิวสำหรับคอนแรกมักเกิดขึ้นเมื่อค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งสูงเท่ากับหรือเกินกว่า 17.6 กรัม บีโอดี/ตรม.-วัน

ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว (Areal Organic Loading) สามารถหาได้จาก

$$q_o = QS_o/A$$

โดยที่  $q_o$  = ออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว (กรัม/ตรม.-วัน)  
 $Q$  = อัตราการไหลของน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)  
 $S_o$  = ความเข้มข้นของสับสเตรทที่เข้าสู่ระบบ (กรัม/ลบ.ม.)  
 $A$  = พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด (ตารางเมตร)

EPA Design Information Report (1985) ได้สรุปว่าการออกแบบระบบ RBC โดยใช้ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิวสูงสุด หรือค่ากลางที่มีการสรุปหรือทดลองเอาไว้ไม่ได้เป็นการรับประกันว่าภาระการสะสมอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไปจะไม่เกิดขึ้น ดังนั้นค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิวที่ใช้ออกแบบควรจะพิจารณาจากการวิเคราะห์ทางสถิติ (Regression Analysis) และเลือกใช้ค่าที่มีความเป็นไปได้ (Probability) หรือภาระการเสี่ยงของการเกิดภาระการสะสมอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไปเข้าสู่ระบบที่ต่ำ

3.4.6.7.2 ออร์แกนิกโพลคดิงเชิงปริมาตร (Volumetric Organic Loading) หมายถึง อัตราการจ่ายสับสเตรทเข้าสู่ระบบต่อปริมาตรของน้ำเสียในถังปฏิกริยาหรือปริมาตรของตัวกลาง

Nair (1971) ได้สรุปค่าออร์แกนิกโพลคดิงเชิงปริมาตร สำหรับการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบอาร์บีซีไว้ว่า ค่าออร์แกนิกโพลคดิงเชิงปริมาตรที่คิดต่อปริมาตรของน้ำเสียในถังปฏิกริยา ไม่ควรมีค่าเกิน 3.4 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน หรือ 4.0 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน

### 3.4.6.8 อัตราการไหลของน้ำเสียกระแสดำ

อัตราการไหลของน้ำเสียกระแสดำ (Hydraulic Loading) หมายถึงอัตราการไหลของน้ำเสียต่อพื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด ซึ่งบางครั้งอาจเรียกกันว่า Surface hydraulic Loading หรือ disc areal loading ตามปกติในการออกแบบค่าไฮดรอลิกโพลคดิงที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 30-160 ลิตร/ตรม.-วัน (WPCF, ADCE) ค่าไฮดรอลิกโพลคดิงนี้สามารถหาได้จากสมการ

$$q = Q/A$$

โดยที่  $q$  = ไฮดรอลิกโพลคดิง (ลบ.ม./ตรม.-วัน)  
 $Q$  = อัตราการไหลของน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)  
 $A$  = พื้นที่ผิวของตัวกลางทั้งหมด (ตารางเมตร)

Poon et al., (1981) ได้ทดลองหาค่าประกอบต่างๆ ที่มีผลกระทบต่อ การเกิดไนตริฟิเคชันของอาร์บีซี โดยใช้อาร์บีซีขนาดเครื่องต้นแบบจำนวน 4 ตอนจนมีเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 50 ซม. ผลการทดลองพบว่าค่าไฮดรอลิกโพลคดิงที่สูงในขณะที่ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูปบีโอดีต่ำเป็นสภาพที่ไม่เอื้ออำนวยต่อการเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน (กล่าวคือ ค่าไฮดรอลิกโพลคดิงในช่วง 180-245 ลิตร/ตรม.-วัน หรือ 4.4-6.0 แกลลอน/ตร.ฟุต-วัน) จะทำให้ระยะเวลาเก็บกักอยู่ในช่วง 32-43 นาที ซึ่ง เป็นค่าที่น้อยและไม่เพียงพอสำหรับการเกิดไนตริฟิเคชัน โดยทั่วไปการเกิดไนตริฟิเคชันต้องการระยะเวลาเก็บกักน้ำประมาณ 60 นาที สำหรับการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนจาก 25-30 มก./ลิตร ให้เหลือเพียง 2.5-5.0 มก./ลิตร แต่ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับพีเอชของน้ำเสียด้วยเช่น พีเอช 8.5 ต้องการระยะเวลาเก็บกักนาน 1.5 ชั่วโมง แต่ถ้าพีเอช 6.5 จะต้องการระยะเวลาเก็บกักนานถึง 7 ชั่วโมง เป็นต้น

### 3.4.7 ลักษณะสมบัติของเมือกจุลชีพ

ลักษณะสมบัติของเมือกจุลชีพที่เกาะลนผิววัสดุต่าง ๆ นั้น ขึ้นกับองค์ประกอบ เช่น ชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่าน ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ ลักษณะผิวตัวกลางที่เมือกจุลชีพ เกาะ (สุเมธ ชวเดช , 2530) รายละเอียดของลักษณะสมบัติของเมือกจุลชีพได้แก่

#### 3.4.7.1 องค์ประกอบทางเคมี

เมือกจุลชีพประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96% โดยน้ำหนักและมีของแข็งที่ระเหยได้ (Volatile Solids) ค่าเพียง 1.9-3.2% เท่านั้น ส่วนประกอบเคมีสามารถเขียนเป็นสูตรเคมีเป็น  $C_5 H_7 O_2 N$  นอกจากนี้เมือกจุลชีพยังประกอบด้วยสารอินทรีย์ในปริมาณน้อยได้แก่ Ca , Mg , Fe เป็นต้น โดยปริมาณสารอินทรีย์ในเมือกจุลชีพขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และพงษ์ระพีพันธ์ บุพันธ์, 2535)

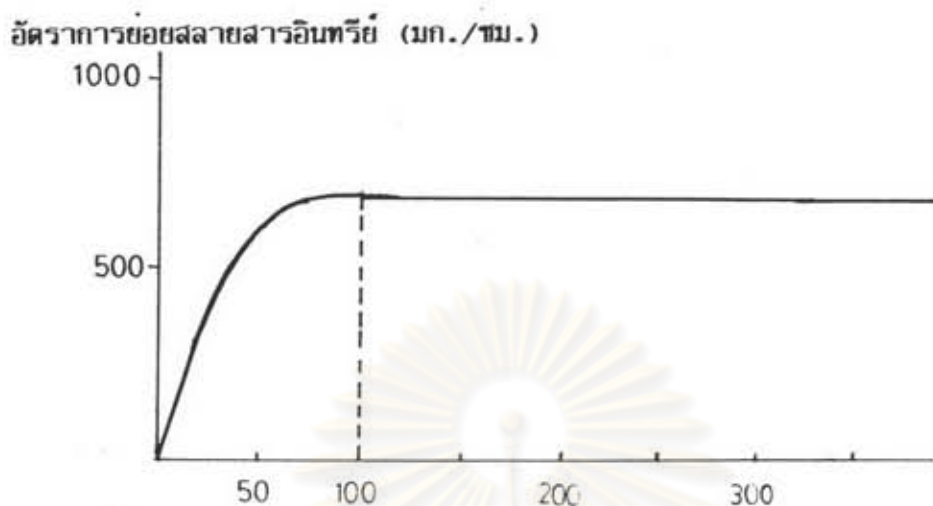
#### 3.4.7.2 ความหนาแน่นของจุลชีพ

สภาวะแวดล้อมอันได้แก่ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านอัตราการอินทรีย์ (Organic Loadin Rate) อุณหภูมิและขึ้นความหนาแน่นของเมือกจุลชีพมีผลต่อความหนาแน่นของเมือกจุลชีพ กล่าวคือ เมือกจุลชีพจะมีความหนาแน่นสูงขึ้นเมื่อความเร็วน้ำที่ไหลผ่านสูงขึ้น และอัตราการรับสารอินทรีย์สูงขึ้น และเมื่ออุณหภูมิสูงกว่า 30 องศาเซลเซียส ความหนาแน่นของจุลชีพจะสูงขึ้นตามอุณหภูมิ

#### 3.4.7.3 ความหนาของฟิล์มจุลชีพ

ความหนาของฟิล์มจุลชีพขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือการกำจัดสับสเตรท ความหนาของจุลชีพที่ใช้งานได้ (Active Film Thickness) สำหรับจุลชีพที่ติดติดกับตัวกลางมีค่าประมาณ 100 ไมโครเมตรเท่านั้น ถ้าฟิล์มของจุลชีพมีความหนามากกว่านี้ อัตราการกำจัดสับสเตรทก็จะไม่เพิ่มขึ้นดังนั้นจึงไม่ควรให้มีเมือกของจุลชีพหนากว่าที่ควร

Kornegay & Andrews (1968) ได้ทำการศึกษาจลนศาสตร์พบว่าอัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวจะเพิ่มขึ้นเมื่อความหนาของฟิล์มชีวเพิ่มขึ้น แต่อัตราการใช้สารอินทรีย์จะคงที่เมื่อฟิล์มชีวหนาประมาณ 70-100 ไมโครเมตร



รูปที่ 3.4 ความสัมพันธ์ของความหนาของฟิล์มจุลชีพกับอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์

#### 3.4.7.4 การเกาะและการหลุดของเมือกจุลชีพ

แบคทีเรียสามารถเกาะบนผิววัสดุต่าง ๆ ได้ดีไม่ว่าผิววัสดุนั้นจะมีลักษณะอย่างไร แต่จะเกาะได้ดีถ้าผิววัสดุมีความหยาบ โดยแบคทีเรียจะสร้างเส้นใยซึ่งมีขนาดเล็กรอบตัวเซลล์เส้นใยเหล่านี้จะเกาะกันแน่นกับเส้นใยของเซลล์อื่น ทำให้แบคทีเรียเหล่านี้สามารถเกาะติดหนาเป็นเมือกเส้นใยเหล่านี้เรียกว่า Glycocolyx ซึ่งเป็นสารพวก Polysaccharide หรือพวกโมเลกุลน้ำตาลที่มีกิ่ง (Branching Sugar Molecules) และ Glycoproteins อยู่ในลักษณะเกี่ยวพันกันแน่นทำให้ดูเหมือนว่าเซลล์แบคทีเรียจับตัว และถูกฝังในสารละลาย Polysaccharide ดังนั้นปริมาณรวมของเซลล์แบคทีเรียเหล่านี้ในเมือกจุลชีพจึงน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับปริมาณทั้งหมด (สุมเมธ ชวเดช , 2503) สำหรับการหลุดของเมือกจุลชีพขึ้นกับองค์ประกอบต่าง ๆ ได้แก่ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านและปริมาณออกซิเจนละลาย