



บทที่ 3

ทฤษฎี

3.1 กระบวนการทางชีวเคมี

ลักษณะการเปลี่ยนแปลงของสารต่างๆที่เกิดขึ้น โดยอาศัยกระบวนการทางชีวเคมีมีอยู่ 3 ประเภทใหญ่ๆดังนี้ (1)

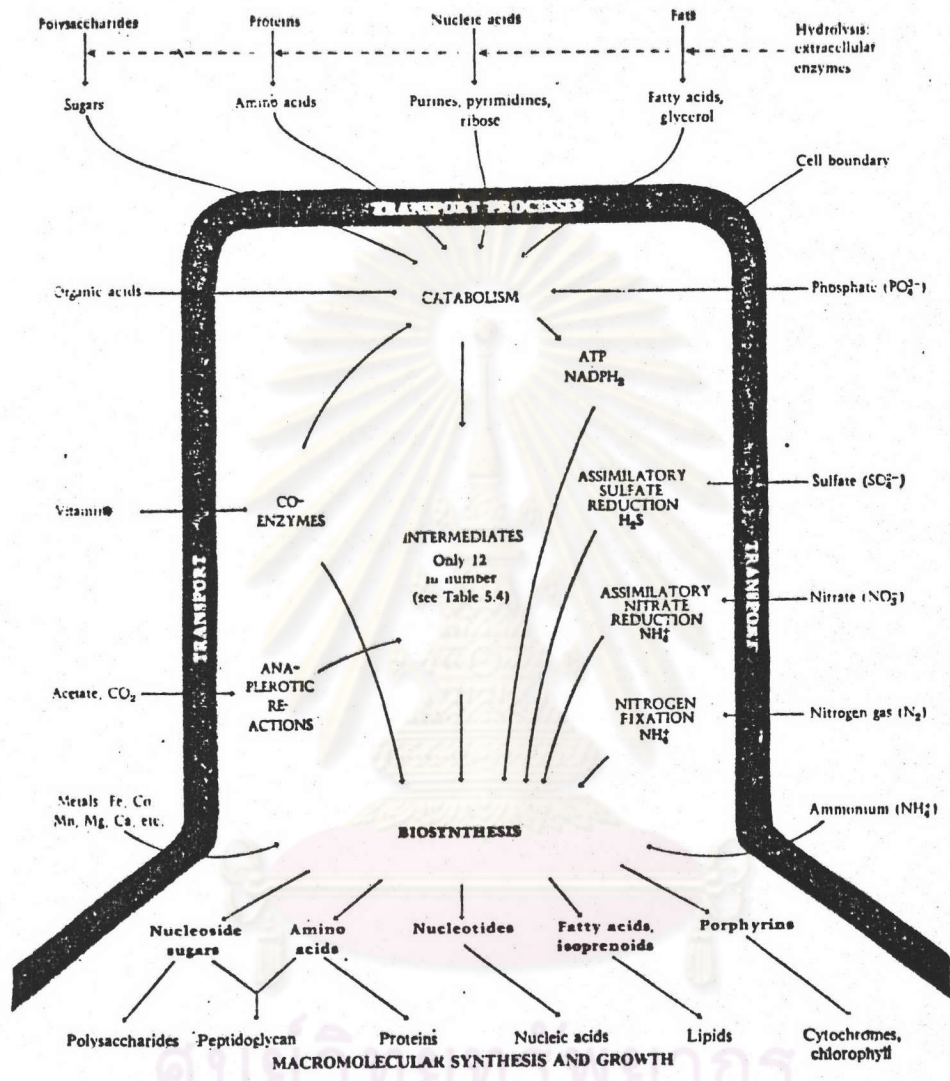
3.1.1 การกำจัดสารละลายอินทรีย์ โดยใช้ให้เป็นอาหารของจุลินทรีย์ที่เพาะเลี้ยงในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ส่วนหนึ่งของคาร์บอนที่อยู่ในสารอินทรีย์จะกลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และที่เหลือจะนำไปใช้สร้างเซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นเป็นก๊าซซึ่งออกสู่บรรยากาศได้ง่าย ส่วนเซลล์จุลินทรีย์สามารถแยกออกจากน้ำได้โดยวิธีตกตะกอน อาจจะมีสารอินทรีย์ตกค้างอยู่บ้างแต่ถือว่าเป็นสารเฉื่อยที่ไม่ย่อยสลายอีกแล้ว จุลินทรีย์ที่ต้องการออกซิเจนเหมาะสำหรับใช้กำจัดสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50-400 มก./ล. ในรูปของซีโอดีที่ย่อยสลายได้ ถ้าซีโอดีที่ย่อยสลายได้มีความเข้มข้นต่ำกว่า 50 มก./ล. ควรใช้วิธีเคมี-ฟิสิกส์มากกว่า เช่น วิธีดูดซับด้วยคาร์บอนพิเศษ (activated carbon adsorption) จึงจะประหยัดกว่า ส่วนกรณีที่ซีโอดีที่ย่อยสลายได้สูงกว่า 4,000 มก./ล. ควรใช้ระบบการหมักไร้ออกซิเจนเพื่อลดซีโอดีที่ย่อยสลายได้ลงให้ต่ำกว่า 4,000 มก./ล. เสียก่อน แล้วจึงใช้ระบบที่ต้องการออกซิเจนช่วยลดซีโอดีอีกทีหนึ่ง แต่ถ้าซีโอดีที่ย่อยสลายได้ของสารอินทรีย์สูงเกินกว่า 50,000 มก./ล. แล้ว วิธีการระเหย (evaporation) และการเผา (incineration) อาจจะประหยัดกว่าวิธีอื่นๆ อนึ่งต้องตระหนักว่าความเข้มข้นที่พูดถึงนี้เป็นความเข้มข้นในรูปสารละลาย ถ้าน้ำเสียมีตะกอนแขวนลอยของสารอินทรีย์แล้ว มักจะพบว่าการกำจัดตะกอนออกก่อนด้วยวิธีทางกายภาพ ทางเคมี หรือผสมกันระหว่างเคมีและกายภาพ จะเป็นการประหยัดและง่ายกว่าที่จะใช้ระบบทางชีวเคมีเพียงอย่างเดียว

3.1.2 การสร้างเสถียรภาพให้กับตะกอนอินทรีย์ ผลสุดท้ายของปฏิกิริยาของการสร้างเสถียรภาพนี้ จะเป็นของแข็งที่เป็นสารอินทรีย์ ซึ่งไม่สามารถย่อยได้โดยจุลินทรีย์อีกแล้ว สารอินทรีย์เช่นนี้มีลักษณะคล้ายกับทรากพุ่ม (humus) และการสร้างเสถียรภาพนี้ทำได้โดยใช้กระบวนการแบบต้องการออกซิเจน หรือไม่ต้องการออกซิเจนก็ได้

3.1.3 การเปลี่ยนรูปของสารอนินทรีย์ที่ละลายในน้ำ เช่น ไนตริฟิเคชัน (nitrification) เป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรต ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) เป็นการเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนเป็นต้น ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำต้องใช้ปฏิบัติการชีวเคมี 2 อย่างต่อเนื่องกัน คือ ไนตริฟิเคชัน และ ดีไนตริฟิเคชัน จึงจะได้ผลอย่างสมบูรณ์

ปฏิบัติการชีวเคมีแต่ละชนิดจะสร้างระบบนิเวศของตนเอง ซึ่งถูกกำหนดขึ้นมาโดยปัจจัยต่างๆ เช่น ลักษณะและโครงสร้างของระบบ ลักษณะทางเคมีของน้ำเสีย และการเปลี่ยนแปลงทางชีวเคมีที่เกิดขึ้น โดยการกระทำของแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในระบบชุมชนจุลินทรีย์ในระบบนิเวศจะมีลักษณะเป็นของตนเองซึ่งไม่เหมือนกัน ทั้งนี้โครงสร้างของจุลินทรีย์ย่อมแตกต่างกันออกไปตามความสามารถในการปรับตัวซึ่งไม่เท่ากัน ความสามารถในการปรับปรุงของจุลินทรีย์จะเป็นเครื่องกำหนดองค์ประกอบและโครงสร้างของชุมชนจุลินทรีย์ การวางกฎเกณฑ์ทั่วไปในการกำหนดจำนวนและชนิดของจุลินทรีย์ในระบบนิเวศใดๆ จึงเป็นเรื่องที่ไม่อาจกระทำได้ แต่สิ่งที่ควรแก่การสนใจ คือ การพิจารณาถึงลักษณะทั่วไปของโครงสร้างของชุมชนจุลินทรีย์ และเชื่อมโยงมันเข้ากับสิ่งแวดล้อมของปฏิบัติการชีวเคมีที่กำลังพิจารณาอยู่ เพื่อให้มีความเข้าใจถึงบทบาทของจุลินทรีย์แต่ละประเภทในปฏิบัติการชีวเคมีแบบต่างๆ

จุลินทรีย์มีความสามารถอย่างน่ามหัศจรรย์ในเรื่องบริโภคลำดับสเตรต ที่มีความแตกต่างกันได้อย่างกว้างขวาง จุลินทรีย์บางประเภทสามารถบริโภคสารประกอบแทบทุกชนิดในธรรมชาติ รวมทั้งสารประกอบที่สังเคราะห์โดยมนุษย์ด้วย ในทางตรงกันข้ามจุลินทรีย์บางประเภทก็มีความสามารถจำกัดมากในการบริโภคสเตรต จนกระทั่งบางครั้งสเตรตของมันเป็นต้องเป็นสารสำเร็จรูปที่สร้างโดยจุลินทรีย์อื่น และรูปที่ 3.1 แสดงถึงปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ (biosynthetic reactions) และโภชนาการของจุลินทรีย์ (microbial nutrition) ทั้งหมด ซึ่งสเตรตที่สำคัญสำหรับจุลินทรีย์มี 4 ชนิด ได้แก่ คาร์บอน ซัลไฟด์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส แต่การกำหนดความต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยอัตราส่วนที่ตายตัว ดังที่นิยมทำกันทั่วไป เช่น $BOD : N : P = 100 : 5 : 1$ อาจสร้างปัญหาให้กับปฏิบัติการชีวเคมีที่มีการเพาะเลี้ยงจุลินทรีย์ ทั้งนี้เพราะปริมาณความต้องการดังกล่าวขึ้นอยู่กับสภาวะการเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงมีโอกาสที่ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่คำนวณจากอัตราส่วนตายตัวดังกล่าวจะมากหรือน้อยกว่าความต้องการที่แท้จริงได้ ถ้าเกิดการขาดแคลนธาตุทั้งสองจุลินทรีย์ที่เติบโตอาจเป็นประเภทที่ก่อให้เกิดปัญหาให้กับกระบวนการทางชีวเคมี เช่น แบคทีเรียแบบเส้นใย (filamentous bacteria) เป็นต้น เป็นผลให้ประสิทธิภาพของระบบด้อยลงไป ส่วนในกรณีที่ใช้ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสมากเกินไปก็จะเป็นการไม่ประหยัด และยังเป็น การเพิ่มปริมาณของธาตุทั้งสองให้กับแหล่งน้ำธรรมชาติโดยไม่จำเป็นอีกด้วย (1)



รูปที่ 3.1 ปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์และโภชนาการของจุลินทรีย์ (1)

3.2 ปฏิสัมพันธ์ระหว่างจุลินทรีย์ (microbial interaction)

ระบบปฏิบัติการชีวเคมีในการกำจัดน้ำเสียประกอบด้วย ชุมมุนจุลินทรีย์ (microbial community) ที่มีโครงสร้างเป็นจุลินทรีย์ประเภทต่างๆหลายชนิด ซึ่งสามารถเปลี่ยนแปลงได้เมื่อรับผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงของลักษณะน้ำเสีย หรือสภาวะแวดล้อมที่มันเจริญเติบโตอยู่ น้ำเสียมีลักษณะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์หลายๆชนิด ประชาจุลินทรีย์ก็จะสามารถปรับตัวเองได้ต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะแวดล้อมที่เกิดขึ้น ทำให้อาจกล่าวได้ว่าระบบนั้นมีเสถียรภาพดี แต่ถ้าภายใต้สถานการณ์บางอย่างโครงสร้างของชุมมุนจุลินทรีย์อาจถูกจำกัด ทำให้การตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงต่างๆของระบบปฏิบัติการทางชีวเคมีเกิดขึ้นไม่ได้เท่าที่ควร หรืออาจจะกล่าวว่าระบบไม่มีเสถียรภาพนั่นเอง การบังคับและควบคุมระบบที่ไม่มีเสถียรภาพกระทำได้ยาก ด้วยเหตุนี้สามารถกล่าวได้ว่าชุมมุนจุลินทรีย์ซึ่งประกอบด้วยประชาจุลินทรีย์หลายๆประเภทอาศัยอยู่ร่วมกัน จัดเป็นระบบนิเวศน์ (ecosystem) ที่แข็งแกร่งและสมบูรณ์สามารถต้านทานและปรับตัวเองได้ดีในการสนองตอบต่อการเปลี่ยนแปลงต่างๆ และปฏิกิริยาต่างๆที่รับผิดชอบต่อการมีเสถียรภาพของระบบปฏิบัติการชีวเคมี เป็นผลเกิดขึ้นมาจากปฏิสัมพันธ์ระหว่างจุลินทรีย์ต่างๆอาจจำแนกออกเป็น 3 ประเภทดังนี้ (1)

3.2.1 ปฏิสัมพันธ์แบบเป็นกลาง (neutral interaction) มิไม่บ่อยนักที่จะพบว่าประชาจุลินทรีย์ต่างๆจะมีปฏิสัมพันธ์แบบเป็นกลาง กรณีที่อาจเป็นไปได้ก็คือ จุลินทรีย์ 2 ชนิด มีความต้องการสิ่งแวดล้อมที่แตกต่างกันอย่างสิ้นเชิง จนกระทั่งทั้งคู่ไม่มีการแข่งขันหรือแย่งอะไรกันเลย จุลินทรีย์ที่จะแสดงความเป็นกลางนี้ควรเป็นประเภทที่ไม่มีความสัมพันธ์อะไรกันเลยมากกว่าพวกที่ใกล้ชิดกัน ทั้งนี้เพราะประเภทหลังมีโอกาสที่จะแย่งสลับสเตรตต่างๆกันมาก

3.2.2 ปฏิสัมพันธ์แบบช่วยเหลือกัน (benevolent interaction) ที่พบกันบ่อยมี 2 ชนิดคือ

3.2.2.1 commensalism เกิดเมื่อจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งได้ประโยชน์ฝ่ายเดียว โดยไม่กระทบกระเทือนต่อจุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่ง ตัวอย่างเช่น จุลินทรีย์บางชนิดย่อยเซลลูโลสให้กลายเป็นกลูโคส ซึ่งสามารถถูกใช้เป็นสับสเตรตของจุลินทรีย์ตัวอื่น หรือ facultative bacteria อาจดึงออกซิเจนออกจากสิ่งแวดล้อมที่มันอาศัยอยู่จนหมด ทำให้เกิด obligate anaerobic bacteria สามารถเจริญเติบโตอยู่ได้ และแบคทีเรียชนิดแรกเองก็เติบโตอยู่ได้ เพราะมันอาจอยู่อย่างมีหรือไม่มีออกซิเจนก็ได้ หรือจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งอาจทำลายหรือทำให้สารพิษเป็นกลางมีผลให้จุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่งเจริญเติบโตขึ้นมาได้

3.2.2.2 mutualism เป็นปฏิสัมพันธ์ซึ่งทั้งสองฝ่ายได้รับประโยชน์ทั้งคู่ ตัวอย่างเช่น การอยู่ร่วมกันของแบคทีเรียและสาหร่ายในปอกำจัดน้ำเสีย แบคทีเรียออกซิโคไซด์ สารอินทรีย์ทำให้ได้คาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นแหล่งคาร์บอนของสาหร่าย ส่วนสาหร่ายจะสร้างออกซิเจนให้กับแบคทีเรียเพื่อใช้ในการหายใจ แต่ปฏิสัมพันธ์นี้เปลี่ยนเป็นการแก่งแย่งกัน (competition) ในตอนกลางคืน เนื่องจากสาหร่ายต้องแย่งออกซิเจนกับแบคทีเรีย

3.2.3 ปฏิสัมพันธ์แบบเป็นศัตรูกัน (antagonistic interaction) ปฏิสัมพันธ์แบบนี้มีตั้งแต่การแก่งแย่งกันจนถึงการเป็นผู้ล่า (predator) และเหยื่อ (prey) ส่วน strict competition หมายถึงการที่จุลินทรีย์ทั้งสองชนิดต้องการสิ่งร่วมกัน ซึ่งมีอยู่เป็นจำนวนน้อยและจำกัด แม้ว่าผลสุดท้ายจุลินทรีย์ตัวหนึ่งจะเป็นตัวหลักหรือตัวสำคัญกว่า แต่มันก็ไม่ได้ทำอันตรายโดยตรงแก่จุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่ง สถานการณ์เช่นนี้ได้ถูกศึกษาในห้องทดลองโดยใช้ระบบกักควบคุม และปรากฏว่าจุลินทรีย์พวกที่สามารถเติบโตได้รวดเร็ว ที่ระดับความเข้มข้นของสับสเตรตเท่าที่มีอยู่จะทำให้จุลินทรีย์พวกอื่นสูญหายไปจากระบบ สำหรับในระบบแบบปลั๊กโฟลว์ (plug flow) ที่มีความแตกต่างของระดับความเข้มข้นของสับสเตรตไม่เท่ากัน เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ เป็นผลทำให้มีจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ เติบโตขึ้นภายในถังใบเดียวกันดังนั้นการแก่งแย่งจึงลดน้อยลง

ความรู้เรื่องปฏิสัมพันธ์แบบต่างๆดังกล่าวนี้ จะช่วยให้ผู้ออกแบบและควบคุมระบบปฏิบัติการชีวเคมีเข้าใจถึงความสัมพันธ์ต่างๆอย่างลึกซึ้ง เพื่อนำไปใช้ในการพิจารณาร่วมกับโมเดลต่างๆ เนื่องจากโมเดลทางจุลศาสตร์ของปฏิบัติการชีวเคมียังไม่ถึงขั้นที่สามารถอธิบายถึงความสำคัญและบทบาทของปฏิสัมพันธ์ระหว่างจุลินทรีย์ต่างๆได้

3.3 ความสัมพันธ์ระหว่างสับสเตรต พลังงาน และผลผลิตเซลล์ (yield)

สำหรับในกรณีของจุลินทรีย์ ประเภท เฮเทอโรโทรฟิก (heterotrophic) สับสเตรตเป็นได้ทั้งแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงานพร้อมๆกัน รูปที่ 3.2 แสดงให้เห็นถึงการใช้ประโยชน์จากสารอาหารของจุลินทรีย์ตามแนวความคิดของวิศวกรและนักวิทยาศาสตร์ (1) ทั้งนี้จุลินทรีย์ต้องการพลังงานสำหรับชีวสังเคราะห์มากกว่าพลังงานสำหรับดำรงชีวิต ซึ่งพลังงานมีอยู่หลายรูปแบบ เช่น พลังงานกล พลังงานแม่เหล็กไฟฟ้า พลังงานเคมี และ พลังงานความร้อน เป็นต้น พลังงานสามารถถูกเปลี่ยนจากรูปหนึ่งไปอยู่ในอีกรูปหนึ่งได้ พลังงานที่นิยมใช้กันมากที่สุดทางชีววิทยา ได้แก่ แคลอรี (calorie) ซึ่งเป็นหน่วยของพลังงานความร้อน การเปลี่ยนรูปของพลังงานต่างๆเป็นคุณสมบัติที่สำคัญอย่างยิ่งของสิ่งมีชีวิต และเกิดขึ้นตลอดเวลา ปรากฏว่าที่สิ่งมีชีวิตยังมีผลมาจากร่างกาย แหล่งพลังงานเบื้องต้นสำหรับสิ่งมีชีวิตคือ พลังงานเคมีซึ่งได้

มาจากสารประกอบอินทรีย์หรืออนินทรีย์โดยจุลินทรีย์ อาจจำแนกประเภทจุลินทรีย์ได้ตามแหล่งพลังงาน หรือ แหล่งคาร์บอนได้ดังนี้

1. autotroph หมายถึง จุลินทรีย์ที่ใช้สารอนินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอน
2. heterotroph หมายถึง จุลินทรีย์ที่ใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอน

ดังนั้นปฏิกิริยาชีวเคมีสามารถใช้ในการกำจัดน้ำเสียได้ โดยการเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำ ซึ่งต้องการกำจัดออกให้เป็นตะกอนที่ไม่ละลายน้ำ เช่น เซลล์ เป็นต้น หรืออาจเรียกว่าผลผลิตของจุลินทรีย์ (microbial yield) โดยอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งเกิดขึ้นในระหว่างที่มีการย่อยสลายของสับสเตรต อาจกำหนดได้โดยประสิทธิภาพในการสร้างพลังงานและประสิทธิภาพในการใช้พลังงานที่ได้ เนื่องจากประสิทธิภาพทั้งสองแบบอยู่ที่อิทธิพลของลักษณะ หรือธรรมชาติของสับสเตรตและจุลินทรีย์ชนิดเดียวกัน ผลผลิตที่ได้อาจมีค่าแตกต่างกัน เหตุผลของความไม่แน่นอนนี้อธิบายได้ด้วยความไม่เท่ากันของพลังงานเพื่อดำรงชีวิตของเซลล์ (1)

วิธีการวัดปริมาณของเซลล์ที่ง่ายที่สุด คือ การวัดมวลแห้งของเซลล์ ซึ่งมีหน่วยเป็นกรัม ส่วนการวัดปริมาณของสับสเตรตที่ถูกใช้ไปอาจกระทำได้ 4 วิธี คือ

1. วัดในเทอมของโคเอนไซม์ ATP (adenosine triphosphate) ที่ได้จากการย่อยสลายสับสเตรตทางชีวะ
2. วัดในเทอมของพลังงานความร้อน ที่ถูกปลดปล่อยจากการย่อยสลายสับสเตรตทางชีวะ
3. วัดในเทอมของอิเล็กตรอนที่ได้จากการย่อยสลายสับสเตรตทางชีวะ
4. วัดในเทอมของความต้อการออกซิเจน เพื่อย่อยสลายสับสเตรต มีหน่วยเป็นมก./ล. ของ บีโอดี หรือ ซีโอดี หรือ ทีโอดี ก็ได้

ในตารางที่ 3.1 และ 3.2 แสดงให้เห็นถึงผลของชนิดของจุลินทรีย์และสับสเตรต ที่มีต่อค่า Y_p (true growth yield)

ตารางที่ 3.2 Y_p ของ *Aerobacter aerogenes* ที่เติบโตแบบใช้ออกซิเจน
ในสับสเตรตต่างๆ (1)

Substrate	Y_p (gram cells/gram COD removed)
Sorbitol	0.47
Mannitol	0.46
Sucrose	0.45
Citrate	0.43
L-Arabinose	0.41
Fructose	0.40
Maltose	0.39
Galactose	0.38
Glucose	0.38
Galactonate	0.38
Glycerol	0.37
Mannose	0.36
Gluconate	0.35
Ribitol	0.35
Galacturonate	0.35
Glucuronate	0.35
Dihydroxyacetone	0.33
Ribose	0.33
Xylose	0.33

3.4 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับอัตราการบริโภคสับสเตรต

ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับอัตราการบริโภคสับสเตรต ที่สภาวะสมดุลย์สามารถเขียนได้เป็น (2,3)

สับสเตรตที่เข้าถึงปฏิกิริยา - สับสเตรตที่ออกจากถึงปฏิกิริยา - สับสเตรตที่ถูกบริโภคโดยฟิล์มชีว - สับสเตรตที่ถูกบริโภคโดยตะกอนจุลินทรีย์แขวนลอย = 0

$$\text{นั่นคือ } F \cdot S_0 - F \cdot S_1 - \frac{\mu_a \cdot X_a \cdot A_w}{Y_a} - \mu_s \cdot X_s \cdot V = 0 \quad \dots\dots (3.1)$$

เมื่อ	F	=	อัตราไหลของน้ำทิ้ง	ลิตร/วินาที
	S ₀	=	ความเข้มข้นของสับสเตรตที่เข้าระบบ	มก./ลิตร
	S ₁	=	ความเข้มข้นของสับสเตรตที่ออกจากระบบ	มก./ลิตร
	μ _a	=	อัตราการบริโภคสับสเตรตต่อหน่วยน้ำหนัก ต่อวัน	
	μ _s	=	อัตราการบริโภคสับสเตรตต่อหน่วยน้ำหนักจุลินทรีย์ต่อวัน	
	Y _a	=	สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของฟิล์มชีว	$\frac{\text{กก. จุลินทรีย์ที่เกิด}}{\text{กก. สับสเตรตที่ถูกบริโภค}}$
	Y _s	=	สัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของตะกอนจุลินทรีย์	$\frac{\text{กก. จุลินทรีย์ที่เกิด}}{\text{กก. สับสเตรตที่ถูกบริโภค}}$
	X _a	=	น้ำหนักของฟิล์มชีวต่อหนึ่งหน่วยพื้นที่ อาร์บิซี	ก./ตร.ม.
	X _s	=	ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์	มก./ล.
	A _w	=	พื้นที่ผิวเปียกของอาร์บิซี	ตร.ม.
	V	=	ปริมาตรน้ำเสียในถังปฏิกิริยา	ล.

ในการทำงานของอาร์บิซี ปริมาณของจุลินทรีย์แขวนลอยเมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของฟิล์มชีวจะน้อยมาก ดังนั้นสมการของสับสเตรตที่ถูกบริโภคโดยจุลินทรีย์แขวนลอยสามารถตัดออกไปได้ (2) สมการที่ (3.2) สามารถเขียนใหม่ได้เป็น

$$F \cdot S_0 - F \cdot S_1 - \frac{\mu_a \cdot X_a \cdot A_w}{Y_a} = 0 \quad \dots\dots (3.2)$$

จากสมการ Monod (4)

$$\mu_a = \frac{\mu_{max} \cdot S_1}{K_s + S_1} \dots\dots(3.3)$$

เมื่อ μ_{max} = อัตราการบริโภคสับสเตรตสูงสุดต่อหน่วยน้ำหนักของจุลชีพต่อวัน
 K_s = ความเข้มข้นของสับสเตรตในน้ำที่จุดซึ่งอัตราการบริโภคสับสเตรตเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราสูงสุด มก./ลิตร

สมการที่ (3.2) และ (3.3) สามารถเขียนได้เป็น

$$F \cdot S_0 - F \cdot S_1 - \frac{\mu_{max} \cdot X_a \cdot A_w \cdot S_1}{Y_a (K_s + S_1)} = 0 \dots\dots(3.4)$$

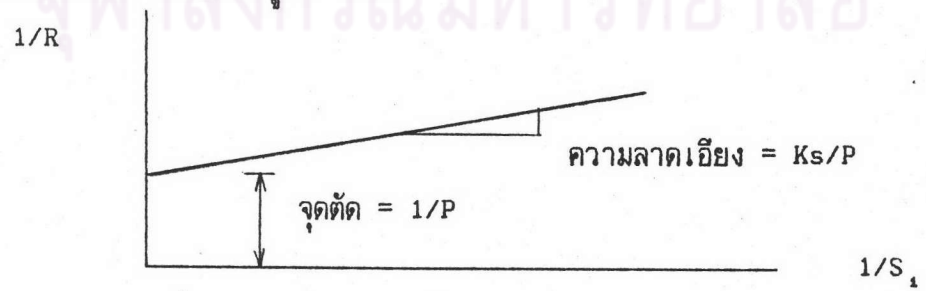
สมมติว่า $P = \frac{\mu_{max} \cdot X_a}{Y_a} \dots\dots(3.5)$

และ $R = F(S_0 - S_1) / A_w \dots\dots(3.6)$

สมการที่ (3.5) สามารถเขียนใหม่ได้เป็น

$$\frac{1}{R} = \frac{K_s}{P} \cdot \frac{1}{S_1} + \frac{1}{P} \dots\dots(3.7)$$

จากสมการที่ (3.7) สามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $1/R$ กับ $1/S_1$ ได้ เป็นกราฟเส้นตรงดังแสดงในรูปที่ 3.3



รูปที่ 3.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง $1/R$ กับ $1/S_1$

จากกราฟจะได้ค่า K_s และ P ส่วนค่า Y_a และ μ_{max} สามารถหาได้จากการคำนวณ (1,2)



3.5 ลักษณะสมบัติของ fixed film

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเมื่อระบายทิ้งลงแหล่งน้ำธรรมชาตินั้น สามารถถูกย่อยสลายโดยกระบวนการทำความสะอาดตัวเองในธรรมชาติ (self purification process) จุลชีพที่สามารถทำลายสารอินทรีย์นี้อาจแบ่งได้เป็น 2 กลุ่มใหญ่ คือ พวกแรกเป็นจุลชีพที่แขวนลอยในน้ำ (suspended microorganisms) และพวกที่สองเป็นจุลชีพประเภท fixed film ที่เกาะบนผิวกรวด หิน ทราบต่างๆบนผิวพื้นก้นแหล่งน้ำ พบว่าสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายโดยพวก fixed film นี้ หลักการนี้ได้นำมาประยุกต์ใช้ในระบบกำจัดน้ำเสียอย่างกว้างขวาง เช่นระบบโปรยกรอง ระบบหอชีวภาพ (biological tower) และระบบอาร์บิชี ซึ่งมักเรียกจุลชีพพวก fixed film ที่ใช้ในระบบกำจัดน้ำเสียนี้ว่า ฟิล์มชีว (biofilm)

ลักษณะสมบัติของฟิล์มชีว ที่เกาะบนผิววัสดุต่างๆนั้น ขึ้นกับองค์ประกอบหลายประการ เช่น ชนิดสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในน้ำนั้น ๆ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านผิววัสดุ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ ลักษณะผิววัสดุที่ฟิล์มชีวเกาะ เป็นต้น ซึ่งจะกล่าวรายละเอียดย่อต่อไปนี้ (5)

3.5.1 ระบบนิเวศน์ (ecosystem)

ระบบนิเวศน์ของฟิล์มชีว ในระบบกำจัดน้ำเสียนั้นประกอบด้วยจุลชีพหลายชนิดอยู่ร่วมกัน ประเภทและจำนวนจุลชีพต่างๆในฟิล์มชีวนี้ จะขึ้นกับสภาวะแวดล้อมต่างๆ เช่น ความเป็นกรดเป็นด่าง อุณหภูมิ ลักษณะการไหลของน้ำในระบบกำจัดน้ำเสียนั้น เป็นต้น

3.5.1.1 ระบบอาร์บิชี Alleman และ คณะ (1982) รายงานว่าในชั้นแอโรบิก (aerobic layer) ของระบบอาร์บิชีประกอบด้วยแบคทีเรียเป็นส่วนใหญ่ โดยแบคทีเรียจำนวนมากเป็นพวกเส้นใยได้แก่ BEGGIATOX นอกจากนี้ยังพบพวกหนอน (nematode) บนฟิล์มชีว ส่วนชั้นในซึ่งเป็นสภาพแอนแอโรบิก (anaerobic) ประกอบด้วยแบคทีเรียที่รูปร่างกลมสั้น (rod - shaped bacteria) เหตุผลที่ชั้นนอกฟิล์มชีว ประกอบด้วยแบคทีเรียพวกเป็นเส้นใยจำนวนมาก เนื่องจากแบคทีเรียพวกนี้จะสามารถเกาะติดและแย่งอาหารได้ดีกว่าเมื่อเทียบกับแบคทีเรียกลุ่มอื่นๆ เซลล์แบคทีเรียมีขนาดเล็กประมาณ 0.5-10 ไมครอน (μm) นอกจากนี้ยังพบ รา โปรโตซัว บ้างเล็กน้อย

3.5.1.2 ระบบโปรยกรอง ระบบนิเวศน์ของระบบโปรยกรองนี้จะลับซับซ้อนกว่าระบบอาร์บิชี การเติมน้ำเสียเป็นแบบไหลผ่านฟิล์มชีวเพียงระยะสั้น จุลชีพที่พบใน

ระบบโปรยกรองนี้ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรีย นอกจากนี้ยังตรวจพบสัตว์เซลล์เดียว หนอนพยาธิ เป็นจำนวนมาก รา ไวรัส และสาหร่าย ส่วนแมลงและนกมักจะพบเสมอในบริเวณระบบ โปรยกรองนี้ และบางครั้งก่อความรำคาญ โดยแมลงเหล่านี้จะมาวางไข่และหาอาหารจาก फिल्मชีว ในขณะที่เดียวกันนกเล็กต่างๆก็มาจับแมลงกินเป็นอาหาร

3.5.2 การเกาะและการหลุด (microbial attachment and sloughing)

การเกาะและการหลุดของ फिल्मชีว นั้นจะเกิดขึ้นเป็นวัฏจักร Sanders (1966) ได้รายงานว่าการหลุดของ फिल्मชีว ในระบบโปรยกรองเกิดทุกๆ 14 วัน และจะมี फिल्मชีว ใหม่มาเกาะแทนที่แล้วก็หลุดไปอีกเป็นเช่นนี้สลับกันไป

แบคทีเรียสามารถเกาะบนผิววัสดุต่างๆได้ ไม่ว่าผิววัสดุนั้นจะมีลักษณะอย่างไร แต่จะเกาะได้ดี ถ้าผิววัสดุมีความหยาบ Costerton และคณะ (1978) ได้อธิบายการเกาะติดบนผิววัสดุของแบคทีเรียไว้ว่า แบคทีเรียจะสร้างเส้นใยขนาดเล็กรอบตัวเซลล์ เส้นใยเหล่านี้จะเกาะจับกันแน่นกับเส้นใยของเซลล์อื่นทำให้แบคทีเรีย สามารถเกาะติดหนาเป็นฟิล์มบนผิววัสดุได้ เส้นใยเหล่านี้เรียกว่า glycocalyx ซึ่งเป็นสารพวก polysaccharides หรือเป็นโมเลกุลพวกน้ำตาลที่มีกิ่ง (branching sugar molecules) Characklis (1973, 1981) กล่าวว่าเส้นใยนี้ประกอบด้วย polysaccharides และ glycoproteins จะอยู่ในลักษณะเกี่ยวพันกันแน่น ทำให้ดูเหมือนว่าเซลล์แบคทีเรียจมตัวและถูกฝังในสารละลาย polysaccharides นี้ ดังนั้นปริมาตรรวมของเซลล์แบคทีเรียเหล่านี้ใน फिल्मชีว จึงน้อย เมื่อเปรียบเทียบกับปริมาตรทั้งหมดของ फिल्मชีว ในเส้นใยจะเป็นที่เก็บน้ำย่อยที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ให้เล็กลง และสามารถละลายน้ำได้ก่อนที่จะถูกใช้ผ่านผนังเซลล์แบคทีเรียต่อไป

การหลุดของ फिल्मชีว ขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆได้แก่ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านและปริมาณของออกซิเจนละลายน้ำ Rittman (1982) ได้ทำการทดลองแสดงให้เห็นว่า อัตราการหลุดของมวลจุลินทรีย์นี้แปรเปลี่ยนโดยตรงกับความเร็วรอบของอาร์บีซี ความหนาของ फिल्म จะแปรผกผันกับความเร็วรอบ ส่วนในระบบโปรยกรองสาเหตุที่สำคัญต่อการหลุดของ फिल्मชีว นั้นเนื่องมาจาก फिल्मชีว มีความหนามาก จนกระทั่งชั้นในเกิดสภาพขาดแคลนออกซิเจนอิสระ ดังนั้นสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ ก๊าซมีเทนที่เกิดจะดันให้ फिल्मชีว หลุดออก นอกจากนี้ถ้า फिल्मชีว มีความหนามาก ในที่สุดจะถูกถ่วงดึงให้หลุดโดยน้ำหนักของ फिल्मชีวเอง

3.5.3 องค์ประกอบทางเคมี

ฟิล์มชีวนี้ประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87 - 96 % โดยน้ำหนัก และมี volatile solids ต่ำเพียง 1.9-3.2 % เท่านั้น (Characklis , 1980) ส่วนประกอบเคมีสามารถเขียนเป็นสูตรเคมีดังนี้ $C_{25}H_7O_2N$ (Burkhead & Mckinney , 1969) นอกจากนี้ฟิล์มชีวยังประกอบด้วยสารอินทรีย์ในปริมาณน้อยได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกเนเซียม (Mg) และ เหล็ก (Fe) เป็นต้น ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์เหล่านี้ในฟิล์มชีวขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

3.5.4 ความหนาแน่นของจุลชีพ

เนื่องจากฟิล์มชีว ประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96 % และเซลล์จุลชีพในฟิล์มชีว ยังประกอบด้วยน้ำสูงถึง 90 % ดังนั้นค่าความถ่วงจำเพาะ (specific gravity) ของฟิล์มชีว จึงใกล้เคียงกับค่าของน้ำ

ความหนาแน่นของจุลชีพนี้สามารถวัดเป็นจำนวน หรือน้ำหนักแห้ง แต่ในทางวิศวกรรมศาสตร์มักนิยมวัดเป็นน้ำหนักแห้ง ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวนี้ ขึ้นกับสภาวะแวดล้อมต่างๆ เช่น ความเร็วน้ำที่ไหลผ่าน ออร์แกนิกโหลดตึง อุณหภูมิ และชั้นความหนาของฟิล์มชีว ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวจะสูงขึ้นเมื่อความเร็วน้ำที่ไหลผ่านสูงขึ้นและออร์แกนิกโหลดตึงสูงขึ้น Green และ คณะ (1965) รายงานว่าเมื่ออุณหภูมิสูงกว่า 30 °C ความหนาแน่นของจุลชีพจะสูงขึ้นตามอุณหภูมิ แต่พบว่าน้ำหนักทั้งหมดของฟิล์มชีวในระบบโปรยกรองจะต่ำลงเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น (Heukelekien ,1945) Characklis (1981) รายงานว่าฟิล์มชีวมีจำนวนจุลชีพสูงถึง $10^4 - 10^8$ ตัวในหนึ่งลูกบาศก์เซ็นติเมตร ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวยังขึ้นกับถึงปฏิกิริยาที่ใช้และความหนาของฟิล์มชีวนั้น ดังแสดงในตารางที่ 3.3 ส่วนรูปที่ 3.4 แสดงความหนาแน่นของจุลชีพที่ขึ้นความหนาต่างๆของฟิล์มชีว ที่เจริญเติบโตบนแผ่นลาดเอียง จะเห็นว่าความหนาแน่นของจุลชีพในชั้นที่อยู่ใกล้พื้นผิวตัวกลางที่เกาะจะมีค่าสูงกว่าชั้นที่อยู่ถัดออกไป

ตารางที่ 3.3 ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ใน fixed film ในถังปฏิกริยาต่างๆ และที่ความหนาแน่นต่างๆ (5)

Density (mgTSS/ml)	Fixed film thickness (m)	Type of reactor	References
90	<300	Rotating annular submerged drum	Kornegay & Andrews(1970)
37.5	100-3,800	Rotating tube	Tomlinson & Snaddon(1966)
111	200	Rotating cylinder	Hoehn & Ray(1973)
20	>200	Rotating cylinder	Hoehn & Ray(1973)
669	28-183	Submerged-packed column	Namkung et al.(1983)

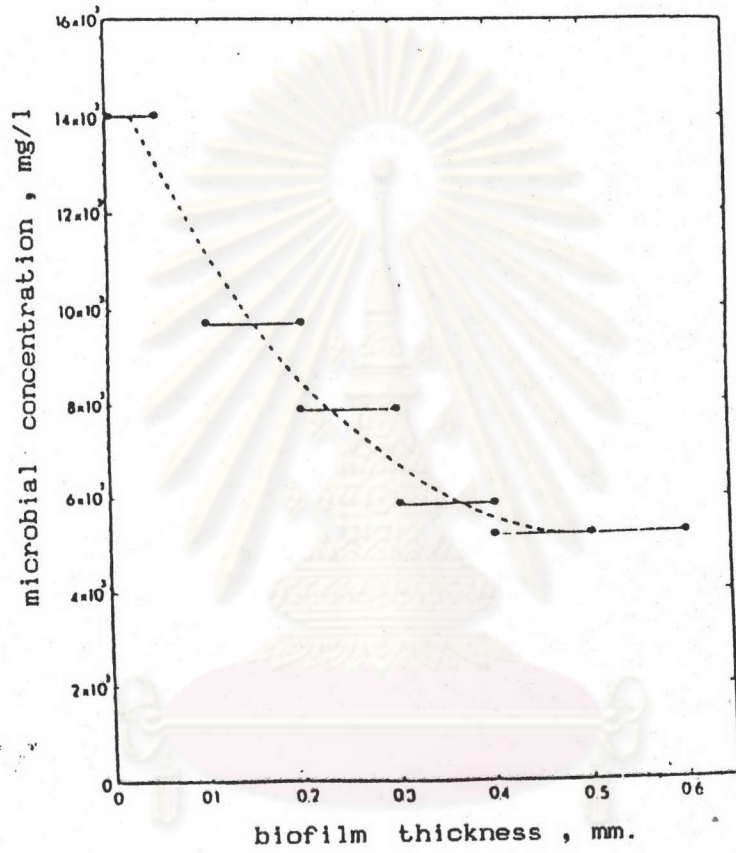
3.5.5 ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึม

การถ่ายเทมวลของทั้งสารอินทรีย์ และออกซิเจนจากน้ำเสียไปยังเซลล์ของแบคทีเรีย ภายในฟิล์มชีวนั้นเป็นกระบวนการแพร่ซึม (molecular diffusion) ซึ่งสามารถเขียนเป็นสูตรคณิตศาสตร์ได้ดังนี้

$$N = -D \frac{ds}{dy} \dots\dots(3.8)$$

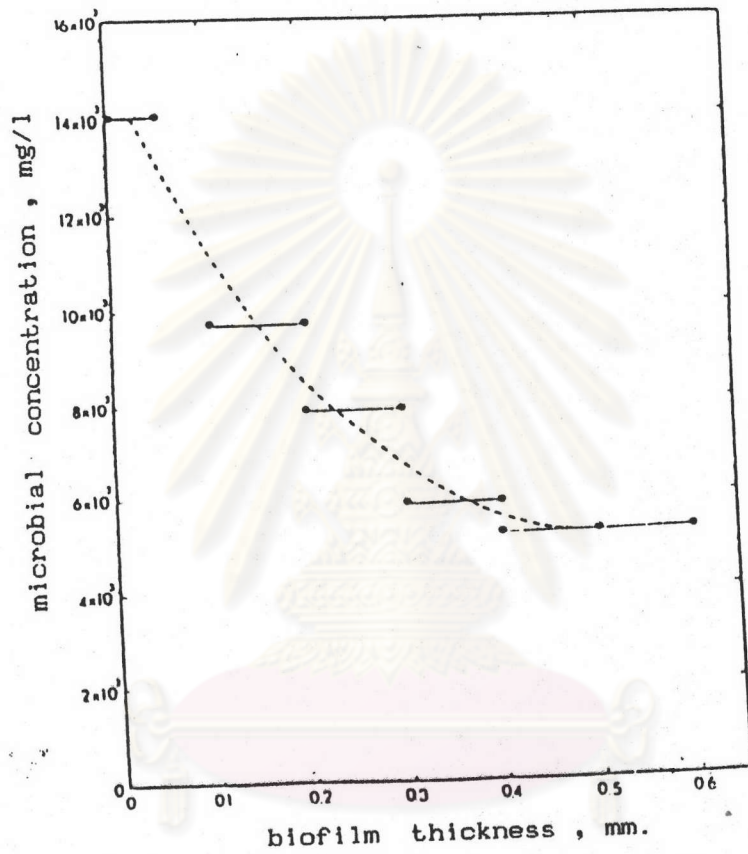
โดยที่	N	= อัตราการแพร่ซึมมวล	M/L ² ·t
	D	= สัมประสิทธิ์แพร่ซึม	L ² /t
	s	= ความเข้มข้นสารอินทรีย์	M/L ³
	y	= ระยะทางการถ่ายเทมวล	L

ดังนั้นค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมของสารต่างๆในฟิล์มชีว จึงมีความสำคัญต่อการคำนวณเพื่อประเมินประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์โดยระบบกำจัดแบบใช้ฟิล์มชีว ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมของสารในฟิล์มชีวจะไม่เท่ากับค่าในน้ำ ดังนั้นจึงมีการทดลอง เพื่อหาค่าที่ถูกต้องซึ่งสรุปไว้ในตารางที่ 3.4 จากตารางที่ 3.4 จะเห็นว่าค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมของสารต่างๆใน



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รูปที่ 3.4 ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในฟิล์มชีวที่ขึ้นความหนาต่างๆ (5)



รูปที่ 3.4 ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวที่ขึ้นความหนาต่างๆ (5)

ตารางที่ 3.4 ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมสารต่างๆในฟิล์มชีว (5)

Substance	Diffusivity (cm. ² /s)	% of value in H ₂ O	Biomass media	System	References
Oxygen	0.056 x 10 ⁻⁵ 1.78 x 10 ⁻⁵	3 - 95	Active A. Niger pellets	Shaking flask at 20 °C.	Yano et al. (1961)
Oxygen	1.5 x 10 ⁻⁵ 22 x 10 ⁻⁵	70 1,000	Bacterial slime Fungal slime	Rotating tube reactor	Tomlinson & Snaddon (1966)
Oxygen	0.21 x 10 ⁻⁵ 0.18 x 10 ⁻⁵	8 8.7	Active zooglea ramigera floc	Shaking flask at 30 °C. Shaking flask at 20 °C.	Mueller (1966)
Oxygen	0.04 x 10 ⁻⁵	2	Active bioslime	Submerged slides 27 °C.	Bungal et al. (1969)
Glucose	0.048 x 10 ⁻⁵	8	Active zooglea ramigera	Fluidized Reactors	Baillo (1969)
Glucose	0.6 x 10 ⁻⁵	10 - 100	Inactive filtered film of mixed culture floc	Fluidized Reactor	Pipes (1974)
Oxygen Ammonium Nitrate	2.2 x 10 ⁻⁵ 1.3 x 10 ⁻⁵ 1.4 x 10 ⁻⁵	90 80 90	Inactive filtered film of nitrifier culture	2 chambers	Williamson (1973)

ตารางที่ 3.4 (ต่อ)

Oxygen	0.4×10^{-5} 2.0×10^{-5}	20 - 99	Inactive compressed film of mixed culture floc	2 chambers at 20 ° C.	Matson & Characklis (1975)
Glucose	0.21×10^{-5} 0.35×10^{-5}	36 - 60			
Oxygen	1.37×10^{-5}	52.5	Active <i>A. niger</i> pellets	Batch at 30 ° C.	Ngian & Lin (1976)
Soluble sewage	5.093×10^{-6}	73.3	Inactive filtered film of mixed culture floc	2 chambers at 20 ° C.	Owen & Williamson (1976)
Ammonium	1.389×10^{-5}	80	Inactive filtered	2 chambers at 20 ° C.	Williamson & McCarty (1976b)
Nitrite	1.389×10^{-5}	86	film of		
Nitrate	1.505×10^{-5}	86	nitrobacter floc		
Oxygen	2.546×10^{-5}	120			
Ammonium	1.505×10^{-5}	87	Inactive filtered	C/N ratio 2 50:1 chambers 5:1 (20 ° C.) 0.5:1	Onuma & Omura (1982)
Nitrite	1.289×10^{-5}	86	film of		
Nitrate	1.62×10^{-5}	100	nitrosomonas &		
Oxygen	2.546×10^{-5}	125	nitrobacter floc		
Glucose	0.08×10^{-5} 0.61×10^{-5} 0.63×10^{-5}	137 99 101	Inactive filtered film of activated sludge		
Oxygen	2.05×10^{-5}	100	"	" 5:1	
Ammonium	1.28×10^{-5}	-	"	" 2:1	

ตารางที่ 3.4 (ต่อ)

Phosphate	0.84×10^{-5}	-	"	" 5:1	Onuma & Omura (1982)
Glucose	0.47×10^{-5}	78.3	Inactive bioslime	Bench - scale trickling filter(20°C.)	
Ammonium	1.03×10^{-5}	-			
Nitrite	1×10^{-5}	-			
Glucose	0.127×10^{-5}	21	Active mixed culture slime	Rotating annular reactor(20°C)	LaMotta (1976a)
Glucose	0.125×10^{-5} 0.486×10^{-5}	20 - 78.5	"	"	LaMotta (1976b)
Oxygen	0.8×10^{-5}	32.9	Active bioslime of actual trickling filter bioslime	Batch reactor	Chen & Bungay (1981)
Sodium - benzoate	0.54×10^{-5} 0.6×10^{-5}	46 -51	Active bioslime	Inclined Plane 20 - 25 °C.	Chavadej (1984)
Phenol	0.47×10^{-5}	51			

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ฟิล์มชีว เมื่อคำนวณเป็นเปอร์เซ็นต์ของค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมในน้ำบริสุทธิ์จะมีค่าแปรเปลี่ยนในช่วงกว้างตั้งแต่ 2-100 % ทั้งนี้เนื่องจากวิธีการทดลองที่แตกต่างกัน และที่สำคัญฟิล์มชีวที่ใช้ทดลองมีคุณสมบัติแตกต่างกัน แต่อย่างไรก็ตามอาจกล่าวสรุปได้ว่า สำหรับฟิล์มชีวที่เฉื่อยเชิงซ้ำ (inactive) จะให้ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมคิดเป็นประมาณ 80 % ของค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมในน้ำบริสุทธิ์ ส่วนฟิล์มชีวที่อยู่ในระบบกำจัดน้ำเสีย หรือกักปฏิกิริยาที่ใช้ทดลอง ซึ่งเป็นฟิล์มชีวที่กระแวงไว (active) และอยู่ในสภาพเป็นจริงธรรมชาติ จะให้ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมคิดเป็น 50% ของค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมสารนั้นๆ ในน้ำบริสุทธิ์ ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าควรใช้ค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมของสารต่างๆ ในฟิล์มชีว ประมาณ 50 % ของค่าสัมประสิทธิ์แพร่ซึมในน้ำบริสุทธิ์

3.5.6 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์

กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ที่ไหลผ่านระบบกำจัด แบบ fixed film นั้น เป็นกระบวนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นร่วมกัน ซึ่งขั้นตอนกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์โดยฟิล์มชีว มีดังนี้

1. สารอินทรีย์ และออกซิเจนละลายจะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มชีว
2. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มชีว
3. มีการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายโดยพวกจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีว
4. มีการถ่ายเทผลิตภัณฑ์ได้ คือ CO_2 , H_2O จากชั้นฟิล์มชีวไปยังเขตร่วม
5. ผลิตภัณฑ์ได้นี้จะถูกถ่ายเทต่อจากเขตร่วมไปยังชั้นของเหลว

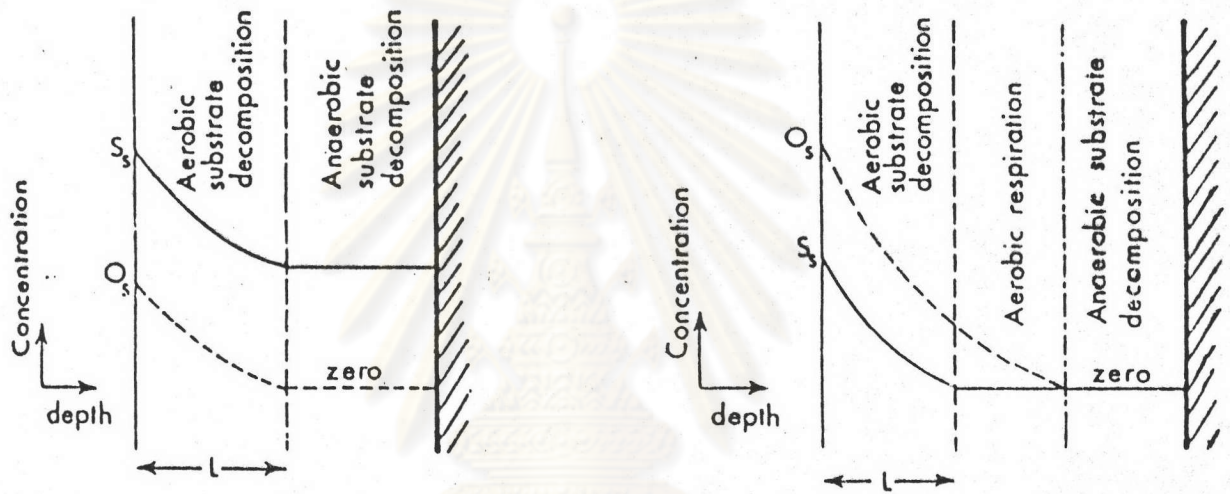
อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจน และ / หรือ สารอินทรีย์ กล่าวคือ ชั้นนอกจะเป็นชั้นแอโรบิก ปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียเป็นแบบใช้ออกซิเจน ส่วนชั้นในถัดเข้าไปจะเป็นชั้นที่ไม่มีออกซิเจน ดังนั้นปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์จึงเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจน ปฏิกิริยาย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนอิสระรวดเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดในชั้นแอโรบิกเป็นส่วนใหญ่ ความหนาของชั้นแอโรบิกนี้เรียกว่า ความหนาประสิทธิผล (effective depth) ซึ่งขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ ความหนาแน่นจุลินทรีย์ และอัตราการใช้สารอินทรีย์ (substrate uptake rate)

3.5.7 ความหนาประสิทธิผล (effective depth)

ลักษณะชั้นของฟิล์มชีว ที่มีความหนามาก อาจแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ แอโรบิค และแอนแอโรบิค ดังแสดงในรูปที่ 3.5 Tomlinson & Snaddon (1966) และ Kornegay & Andrews (1968) ได้ทำการทดลองพบว่าอัตราการให้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวเพิ่มขึ้นเมื่อความหนาของฟิล์มชีวเพิ่มขึ้น แต่อัตราการให้สารอินทรีย์จะคงที่เมื่อความหนาของฟิล์มชีวหนากว่าความหนาของชั้นแอโรบิค โดยความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 70-100 ไมโครเมตร Hoehn และ Ray (1973) ได้รายงานผลการทดลองเช่นเดียวกันโดยพบว่าความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 250 - 300 ไมโครเมตร Bungay และคณะ (1969) ใช้ D.O. probe เพื่อวัดออกซิเจนละลายน้ำในความสัมพันธ์ต่างๆของฟิล์มชีว พบว่าความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 50 - 150 ไมโครเมตร โดยความหนาเพิ่มขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ Lamotta (1976a) รายงานว่าความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 320 ไมโครเมตร โดยใช้วิธีวัด ATP Onuma และ Omura (1982) ทำการทดลองระบบโปรยกรองขนาดห้องปฏิบัติการโดยพบว่าความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 150 , 124 และ 130 ไมโครเมตร สำหรับ Glucose uptake , ammonium oxidation และ nitrite oxidation ตามลำดับ Trulear และ Characklis (1982) เช่นกันได้รายงานว่า ความหนาของชั้นแอโรบิคจะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของกลูโคสเพิ่มขึ้น จะเห็นว่าความหนาของชั้นแอโรบิคนี้ค่อนข้างบางมาก อยู่ในระหว่าง 50 - 300 ไมโครเมตร (0.05 - 0.3 มม.) ซึ่งฟิล์มชีวในระบบกำจัดน้ำเสียต่าง ๆ นั้น การกำจัดสารอินทรีย์จะเกิดที่เฉพาะชั้นผิวนอกบางๆเท่านั้น ดังนั้นในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบกำจัดดังกล่าว กระทำได้โดยเพิ่มความหนาของชั้นแอโรบิค เช่น การใช้ก๊าซออกซิเจนแทนอากาศ เป็นต้น

3.5.8 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน

ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย ภายใต้สภาพมีออกซิเจนอิสระ ปฏิกิริยาชีวเคมีนี้ประกอบด้วยสารให้อิเล็กตรอน (electron donor) ซึ่งได้แก่สารอินทรีย์ต่างๆ กับสารรับอิเล็กตรอน (electron acceptor) ซึ่งได้แก่ออกซิเจนซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการให้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวในระบบกำจัดน้ำเสียนั้น อาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเล็กตรอน และ / หรือสารรับอิเล็กตรอน (ในที่นี้หมายถึง สารอินทรีย์ และ / หรือออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสีย อัตราการถ่ายเทมวลของสารทั้งสอง และสัมประสิทธิ์ปฏิกิริยาย่อยสลาย (stoichiometric coefficient)



High substrate concentration
 low dissolved oxygen level
 (a) oxygen limitation

Low substrate concentration
 high dissolved oxygen level
 (b) substrate limitation

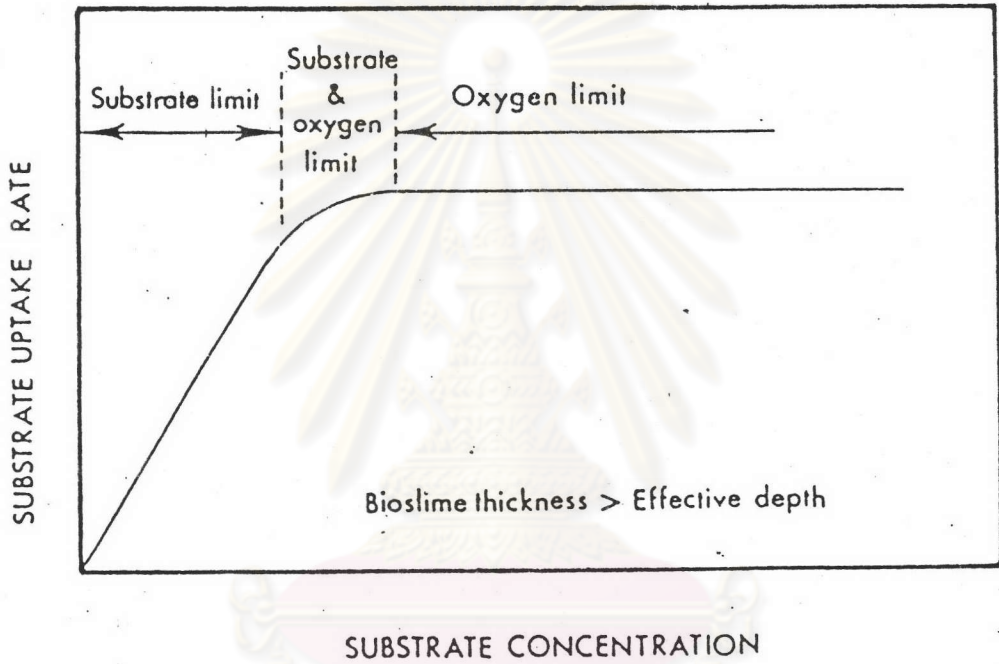
รูปที่ 3.5 ลักษณะชั้นฟิล์มชีวในกรณีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และออกซิเจน (5)

รูปที่ 3.6 แสดงสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และ / หรือออกซิเจน ซึ่งจะเห็นว่าขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ กล่าวคือ ที่ค่าความเข้มข้นหนึ่งของออกซิเจนละลายน้ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 3 ช่วง คือ ช่วงแรกอัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรงเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ (substrate limit) ช่วงที่สองเป็นช่วงที่อัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราเพิ่มขึ้นลดน้อยลงในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจน (substrate and oxygen limit) ส่วนช่วงที่สาม เป็นช่วงที่อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวคิงที่ ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมดทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น ดังนั้นในช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมและจำกัดโดยออกซิเจน (oxygen limit) Chen และ Bungay (1981) ใช้เครื่องมือวัดออกซิเจนในฟิล์มชีวของระบบโปรยกรองสำหรับน้ำเสียชุมชนที่มีค่าบีโอดี ประมาณ 200 มก./ล. โดยพบว่าฟิล์มชีวบริเวณส่วนบนของระบบโปรยกรอง อยู่ในสภาพขาดแคลนออกซิเจน แต่ในส่วนล่างของระบบดังกล่าวอยู่ในสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ แต่สำหรับระบบโปรยกรองที่รับน้ำเสียในอัตราสูง (high rate) ระบบจะขาดแคลนออกซิเจนโดยตลอดความสูง ดังนั้นถ้าระบบอยู่ภายใต้สภาพขาดแคลนออกซิเจน ในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบจะทำได้โดยใช้ก๊าซออกซิเจนแทนอากาศ เพื่อเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสียที่ไหลผ่านฟิล์มชีว

3.6 วิวัฒนาการของระบบอาร์บิซี

ระบบอาร์บิซีเป็นระบบกำจัดน้ำเสียทางชีววิทยาขั้นที่ 2 (secondary biological wastewater treatment system) ซึ่งอาศัยแบคทีเรียชนิดใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ เป็นวิวัฒนาการปรับปรุงมาจากหลักการของระบบโปรยกรอง โดยเปลี่ยนตัวกลางยึดเกาะของแบคทีเรียจากสภาพอยู่กับที่ให้สามารถหมุนรอบตัวเองได้ ซึ่งสามารถแก้ปัญหาการอุดตันเนื่องจากการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ตามช่องว่างระหว่างตัวกลางได้ และการหมุนของตัวกลางในระบบอาร์บิซี เป็นผลให้ฟิล์มชีวที่เกาะอยู่มีผิวขรุขระกว่าของระบบโปรยกรอง ดังรูปที่ 3.7 ทำให้ฟิล์มชีวมีพื้นที่ผิวเพื่อรับสับสเตรตและออกซิเจนได้มากกว่า อีกทั้งการหมุนของตัวกลางทำให้น้ำเสียส่วนที่สัมผัสกับผิวของฟิล์มชีวมีการไหลแบบปั่นป่วน (turbulent) เป็นผลให้สับสเตรตและออกซิเจนละลายน้ำเข้าสู่ส่วนในของฟิล์มชีวได้ดีกว่า (6) ส่วนความหนาของฟิล์มชีวจะแปรผันตามค่า บีโอดี ของน้ำเสียในแต่ละตอน (stage) ดังนั้นจะพบว่าตอนแรกๆจะมีความหนาของฟิล์มชีวมากกว่าตอนหลัง

แนวความคิดของระบบอาร์บิซีได้เริ่มขึ้นเมื่อปี ค.ศ. 1900 ในประเทศเยอรมันนีโดย



รูปที่ 3.6 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และ/หรือออกซิเจนในระบบกำจัดน้ำเสียแบบใช้ฟิล์มชีว (5)

ศูนย์วิทยพัชร์พยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Weigand ได้สร้างอาร์บิซี ซึ่งประกอบด้วยทรงกระบอกบรรจุแผ่นไม้แต่ไม่ได้ทำการทดลองกำจัดน้ำเสีย ต่อมาเมื่อปี ค.ศ.1929 Bach และ Imhoff ได้ใช้ระบบดังกล่าวทดลองกำจัดน้ำเสีย แต่ก็ประสบกับปัญหาการอุดตันของระบบ ทางด้านประเทศสหรัฐอเมริกา Malby ได้ประดิษฐ์วงล้อชีวภาพ (biological wheel) ขึ้นในปี ค.ศ.1929 ประกอบด้วยวงล้อหลายอัน แต่การทดลองใช้กำจัดน้ำเสียก็ไม่ได้ผลดีเท่าที่ควร จนกระทั่งปี ค.ศ.1960 ระบบอาร์บิซีชุดแรกจึงมีโอกาสนำไปใช้ในการกำจัดน้ำเสียจริงๆ (7) และใช้กันอย่างแพร่หลาย ทั้งในยุโรปและอเมริกา ซึ่งในประเทศสหรัฐอเมริกาได้มีการผลิตระบบอาร์บิซีออกสู่ตลาดภายใต้ชื่อว่า ไบโอดิสก์ เมื่อปี ค.ศ. 1969 บริษัท Autotrol ได้พัฒนาแผ่นตัวกลางเป็นแบบมีลอนทำจากโพลีเอททิลีน ซึ่งทำให้พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางเพิ่มจาก 52.5 ตร.ม./ม.³ เป็น 121.4 ตร.ม./ม.³ หลังจากการพัฒนาดังกล่าว การใช้ระบบอาร์บิซีในการกำจัดน้ำเสียจึงเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ โดยในปัจจุบันมีระบบนี้ในประเทศสหรัฐอเมริกามากกว่า 550 แห่ง

3.7 รายงานและผลการวิจัยเกี่ยวกับระบบอาร์บิซี

Hudson et al., (8) ได้ทดลองใช้ระบบอาร์บิซี กำจัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตอาหารทะเลกระป๋องโดยใช้อาร์บิซี แบบ 2 ตอน แต่ละตอนประกอบด้วยแผ่นจาน 17 แผ่น มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 20.32 ซม. หนา 0.31 ซม. ซึ่งแต่ละแผ่นวางห่างกัน 1.27 ซม. ขนาดของถังปฏิกรณ์ในแต่ละตอนเท่ากับ 5.1 ลิตร โดยใช้ความเร็วรอบในการหมุน 28 รอบ/วินาที และระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 , 5.5 , 4 , 2 และ 1 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีและซีโอดี เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมงเท่ากับ 95 และ 92 % ตามลำดับ และค่าดัชนีการตกตะกอน (Sludge Volume Index , SVI) ของทุกระยะเวลาเก็บกักน้ำจะน้อยกว่า 100 ซึ่งแสดงว่าของแข็ง (Solid) ที่เกิดจากระบบไม่มีปัญหาในการตกตะกอน

Johnson and Krill (8) ได้ทดลองกำจัดน้ำเสียจากโรงงานฆ่าและชำแหละเนื้อสัตว์ที่เมือง Madison รัฐ Wisconsin โดยใช้ระบบอาร์บิซีขนาดทดลอง (RBC pilot plant) แบบ 4 ตอน มีปริมาตรของถังปฏิกรณ์ ตอนละ 3,785 ลิตร มีเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจาน 3.2 เมตร มีจำนวนแผ่นจาน 24 แผ่นต่อตอน และมีพื้นที่ผิวของแผ่นจานทั้งหมดเท่ากับ 3,251.6 ตารางเมตร โดยใช้ความเร็วที่ขอบแผ่นจาน 19.02 เมตร/นาที และใช้ไฮดรอลิกโหลดติง (hydraulic loading) เท่ากับ 14.25 , 20.35 , 61.05 , 122.1 ลิตร/ม.² - วัน พบว่า สามารถกำจัดบีโอดีได้ 95 , 93 , 83 และ 64 % ตามลำดับ ทั้งนี้มีค่าเฉลี่ยบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบอยู่ระหว่าง 580-720 มก./ล. และสามารถกำจัดของแข็งได้ 97 , 90 , 88 , และ 74 % ตามลำดับโดยมีค่าเฉลี่ยของของแข็งของน้ำเสีย

ก่อนเข้าระบบอยู่ระหว่าง 390-646 มก./ล. ส่วนปัญหาอื่น ๆ ที่เกิดขึ้นในการทดลองคือ

1. การตกตะกอนของของแข็ง ในระบบอาร์บิซีเป็นผลให้ไนโตรเจนรวมทั้งหมดของน้ำเสียออกจากระบบมีปริมาณมากกว่าของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ
2. ถ้าค่าบีโอดีของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีมากกว่า 30 มก./ล. จะไม่เกิดไนตริฟิเคชัน
3. ในช่วงวันหยุดบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าระบบจะลดลงเหลือ 25 % ของวันทำการปกติ แต่ไม่ทำให้ระบบอาร์บิซีมีประสิทธิภาพลดลง
4. เมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดติง เท่ากับ 14.25 ลิตร/ม.² - วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียอยู่ระหว่าง 20-51 % และจะเพิ่มขึ้นอีกถ้าทำการเติมอากาศเสริมเข้าไปในระบบ
5. ในการทดลองทุกค่าไฮดรอลิกโหลดติง พบว่า ในระบบอาร์บิซีไม่มีออกซิเจนละลายน้ำอยู่เลย เว้นแต่เมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดติง เท่ากับ 14.25 ลิตร/ม.² - วัน พบออกซิเจนละลายน้ำในตอนเช้า มีประมาณ 1 มก./ล.
6. โดยทั่วไปประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี จะเพิ่มขึ้นเมื่อน้ำเสียก่อนเข้าระบบมีบีโอดีมากขึ้น แต่เนื่องจากการที่ไม่มีออกซิเจนละลายน้ำอยู่เพียงพอทำให้ประสิทธิภาพลดลง

Owen and Williamson (8) ได้ทำการทดลองหาค่าสัมประสิทธิ์การแพร่กระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีว ในระบบกำจัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจน โดยใช้เยื่อจุลินทรีย์จากระบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่า

1. ค่าสัมประสิทธิ์การแพร่กระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีว (electron donor diffusion coefficients) เท่ากับ 0.44 ซม.²/วัน
2. ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียของฟิล์มชีว จะลดลงเมื่อออกซิเจนละลายน้ำมีไม่เพียงพอ
3. โดยทั่วไปเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด ของระบบโปรยกรองและอาร์บิซีมีค่าอยู่ระหว่าง 10-100 มก./ล. จะทำให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำน้อยกว่า 5 มก./ล.

Klemetson (8) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บิซี กล่าวโดยสรุปได้ดังนี้

1. ได้ทดลองเพิ่มอุณหภูมิของแผ่นจานในระบบอาร์บิซี เพื่อดูผลของ thermophilic organisms พบว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับ 20 , 30 และ 55 °ซ. จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 60 % , 72 % และ 80 % ตามลำดับ ส่วนการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 66 % , 76 %

ก่อนเข้าระบบอยู่ระหว่าง 390-646 มก./ล. ส่วนปัญหาอื่น ๆ ที่เกิดขึ้นในการทดลองคือ

1. การตกตะกอนของของแข็ง ในระบบอาร์บิซีเป็นผลให้ไนโตรเจนรวมทั้งหมดของน้ำเสียออกจากระบบมีปริมาณมากกว่าของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ
2. ถ้าค่าบีโอดีของน้ำเสียที่ออกจากระบบมีมากกว่า 30 มก./ล. จะไม่เกิดไนตริฟิเคชัน
3. ในช่วงวันหยุดบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าระบบจะลดลงเหลือ 25 % ของวันทำการปกติ แต่ไม่ทำให้ระบบอาร์บิซีมีประสิทธิภาพลดลง
4. เมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดติง เท่ากับ 14.25 ลิตร/ม.² - วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียอยู่ระหว่าง 20-51 % และจะเพิ่มขึ้นอีกถ้าทำการเติมอากาศเสริมเข้าไปในระบบ
5. ในการทดลองทุกค่าไฮดรอลิกโหลดติง พบว่า ในระบบอาร์บิซีไม่มีออกซิเจนละลายน้ำอยู่เลย เว้นแต่เมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดติง เท่ากับ 14.25 ลิตร/ม.² - วัน พบออกซิเจนละลายน้ำในตอนที่ 4 มีประมาณ 1 มก./ล.
6. โดยทั่วไปประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดี จะเพิ่มขึ้นเมื่อน้ำเสียก่อนเข้าระบบมีบีโอดีมากขึ้น แต่เนื่องจากการที่ไม่มีออกซิเจนละลายน้ำอยู่เพียงพอทำให้ประสิทธิภาพลดลง

Owen and Williamson (8) ได้ทำการทดลองหาค่าสัมประสิทธิ์การแพร่กระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีว ในระบบกำจัดน้ำเสียแบบชีวภาพที่ใช้ออกซิเจน โดยใช้เยื่อจุลินทรีย์จากระบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งกำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่า

1. ค่าสัมประสิทธิ์การแพร่กระจายของสารอาหารสู่ฟิล์มชีว (electron donor diffusion coefficients) เท่ากับ 0.44 ซม.²/วัน
2. ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียของฟิล์มชีว จะลดลงเมื่อออกซิเจนละลายน้ำมีไม่เพียงพอ
3. โดยทั่วไปเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด ของระบบโปรยกรองและอาร์บิซีมีค่าอยู่ระหว่าง 10-100 มก./ล. จะทำให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำน้อยกว่า 5 มก./ล.

Klemetson (8) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บิซี กล่าวโดยสรุปได้ดังนี้

1. ได้ทดลองเพิ่มอุณหภูมิของแผ่นจานในระบบอาร์บิซี เพื่อดูผลของ thermophilic organisms พบว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับ 20 , 30 และ 55 °ซ. จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 60 % , 72 % และ 80 % ตามลำดับ ส่วนการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 66 % , 76 %

และ 86 % ตามลำดับ

2. เมื่อใช้ระบบอาร์บิชีขนาดห้องทดลอง กำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูง ในช่วงฤดูร้อน (20°C) เปรียบเทียบกับฤดูหนาว (10°C) โดยนำเสียบก่อนเข้าระบบมีของแข็งแขวนลอยอยู่ระหว่าง 52 - 1,041 มก./ล. มีแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ระหว่าง 361-1,120 มก./ล. มีบีโอดีอยู่ระหว่าง 28 - 466 มก./ล. พบว่าเมื่อแอมโมเนียไนโตรเจนไหลลงของทั้งระบบเท่ากับ 0.26 กก./ม³-วัน และอุณหภูมิของน้ำเสียบเท่ากับ 10°C . จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียเท่ากับ 99.4 % และเมื่อแอมโมเนียไนโตรเจนไหลลงของทั้งระบบเท่ากับ 0.7กก./ม³-วัน อุณหภูมิของน้ำเสียบเท่ากับ 20°C . มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียเท่ากับ 99.8 % ซึ่งการที่ระบบยังมีประสิทธิภาพดีแม้ว่าอุณหภูมิต่ำ เนื่องจากการเลี้ยงนิลล์ชีวบนแผ่นจานได้เติบโตเต็มที่ก่อนเข้าฤดูหนาว ทั้งนี้การกำจัดส่วนใหญ่เกิดขึ้นในอาร์บิชีตอนแรก และต้องเติมความเป็นด่าง (alkalinity) เพิ่มอีกประมาณ 3.9 กก.แคลเซียมคาร์บอเนต/กก.แอมโมเนียไนโตรเจนที่ถูกกำจัด โดยทั้งระบบจะมีค่าความเป็นด่างรวมประมาณ 7.0 กก.แคลเซียมคาร์บอเนต/กก.แอมโมเนียไนโตรเจนที่ถูกกำจัด

3. เมื่อทดลองเปรียบเทียบการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีคาร์บอเนต กับน้ำเสียจากโรงงานฆ่าสัตว์โดยใช้ไฮดรอกซีอินทรีย์โหลดเชิงปริมาตร (volumetric organic loading) ระหว่าง 1.0 - 7.0 กก.ซีโอดี/ม³-วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์เท่ากับ 95 % ทุกโหลด แต่ น้ำเสียจากโรงฆ่าสัตว์ประสิทธิภาพจะเท่ากับ 70 % ที่ 1.0 กก.ซีโอดี/ม³-วัน และ 10 % ที่ 7.0 กก.ซีโอดี/ม³-วัน

Friedman et al., (9) ได้ทดลองโดยใช้ระบบอาร์บิชีขนาดทดลองแบบ 8 ตอน มีเส้นผ่าศูนย์กลางแผ่นจานเท่ากับ 28.90 ซม. มีพื้นที่ผิวของแผ่นจานรวมเท่ากับ 3.43 ม². มีปริมาตรของถังปฏิกิริยาทั้งหมดเท่ากับ 29 ลิตร มีแผ่นจานส่วนที่จมน้ำคิดเป็น 38 % และใช้ความเร็วรอบในการหมุนเท่ากับ 6 , 12 , 18 และ 30 รอบต่อนาที โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ให้มีค่าพีเอชเท่ากับ 7.1 อุณหภูมิเท่ากับ $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$. ค่าซีโอดีเท่ากับ 235 มก./ล. และค่าไฮดรอลิกโหลดเท่ากับ 40.7 , 81.4 และ 162.8 ลิตร/ม². - วัน ซึ่งพบว่า

1. ในสภาวะที่มีไฮดรอกซีอินทรีย์โหลดต่ำและรอบการหมุนสูง จะพบว่าค่าพีเอชลดลงในอาร์บิชีตอนที่ 1 หรือ 2 และเพิ่มขึ้นในตอนถัดไป โดยจะลดลงอีกครั้งในตอนท้ายๆ ซึ่งปรากฏการณ์เช่นนี้เชื่อว่า มีสาเหตุมาจากการเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในตอนที่ 1 หรือ 2 ต่อมา ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นก็แยกออกจากน้ำเสียบในตอนถัดไป และเกิด ไนตริฟิเคชัน ในตอนท้ายๆ

2. ในสภาวะที่มีโหลดน้อย การเพิ่มรอบการหมุนจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสีย แต่เมื่อโหลดมาก ถ้าเพิ่มรอบการหมุนจะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสียบดีขึ้น

3. การใช้ความเร็วที่ขอบแผ่นจานเท่ากันทั้งอาร์บี่ขนาดเล็กและขนาดใหญ่ คือ ประมาณ 18.29 ม. / นาที จะให้ผลในการกำจัดน้ำเสียไม่เท่ากัน โดยอาร์บี่ขนาดใหญ่จะมีประสิทธิภาพน้อยกว่า เนื่องจากเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานใหญ่กว่าทำให้มีรอบการหมุนช้ากว่า ดังนั้นการส่งผ่านออกซิเจน (oxygen transfer) จะน้อยตามไปด้วย

Steiner (8) ได้รายงานถึงองค์ประกอบต่างๆที่เกี่ยวข้องกับการทำงานของระบบอาร์บี่ว่า เป็นระบบกำจัดน้ำเสียทางชีวภาพ ดังนั้นยากที่จะมีรูปแบบที่แน่นอนของพฤติกรรมทางกายภาพและเคมี ซึ่งการสร้างกราฟของผลที่ได้จากการทดลองเป็นเพียงการคาดคะเนถึงแนวโน้มของพฤติกรรมต่างๆในระบบเท่านั้น และการออกแบบระบบอาร์บี่ โดยใช้ไฮดรอลิกไหลตติงเพียงอย่างเดียวเป็นพื้นฐานในการออกแบบ มักทำให้ระบบมีประสิทธิภาพไม่ดีเท่าที่ควร เนื่องจากความสามารถในการกำจัดบีโอดีของระบบ จะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของบีโอดีก่อนเข้าระบบ และยังมีส่วนประกอบอื่นที่ต้องคำนึงถึง คือ อุณหภูมิของน้ำเสีย ความเร็วรอบของแผ่นจาน ระยะห่างของแผ่นจานแต่ละแผ่น ประเภทของน้ำเสีย ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (hydraulic retention time) และอัตราส่วนของพื้นที่ผิวจานต่อปริมาตรของถังปฏิกริยาเป็นต้น และยังกล่าวถึงการออกแบบระบบอาร์บี่ที่เหมาะสม ต้องพิจารณาลดพื้นที่ผิวของแผ่นจานในตอนหลังๆเพื่อรักษาอัตราส่วนของออร์แกนิกไหลตติง ต่อพื้นที่ผิวของแผ่นจานให้เท่ากันในแต่ละตอน เพื่อให้ประสิทธิภาพของระบบเกิดขึ้นสูงสุด ส่วนความเร็วที่ขอบแผ่นจานที่เหมาะสม คือ 18.29 ม./นาที แต่ทั้งนี้ต้องคำนึงถึงเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานด้วยกล่าวคือ เส้นผ่าศูนย์กลาง 30.5 ซม. หมุน 19 รอบ/นาที ย่อมทำให้ระบบมีประสิทธิภาพดีกว่า เส้นผ่าศูนย์กลาง 61 ซม. หมุน 9.6 รอบ/นาที เป็นต้น เนื่องจากทำให้ออกซิเจนในอากาศถ่ายเทไปเป็นออกซิเจนละลายน้ำได้ดีกว่า แต่ก็ให้พลังงานในการหมุนมากกว่าเช่นกัน ดังนั้นเมื่อจะขยายขนาดของระบบอาร์บี่ ควรที่จะรักษาอัตราส่วนของการถ่ายเทออกซิเจนต่อตารางหน่วยพื้นที่ของแผ่นจาน จะดีกว่ารักษาความเร็วที่รอบแผ่นจาน นอกจากนี้ยังกล่าวถึงข้อแนะนำในการออกแบบทั่วไป เช่น ระยะห่างระหว่างแผ่นจานอย่างน้อยควรจะทำกับ 1.27 ซม. พื้นที่ผิวของแผ่นจาน 9,290.30 ตารางเมตร ต้องการอากาศไหลผ่าน 10 ม³./นาที เพื่อให้การเติมอากาศเกิดได้มากที่สุด พื้นที่ผิวของแผ่นจานส่วนที่จมน้ำควรอยู่ระหว่าง 25 - 45 % วัสดุที่ใช้ทำแผ่นจานสามารถทำจาก polystyrene , polyethylene , polypropylene , stainless steel , cement , aluminum , glass , pvc , rubber , teflon , wood , screens เป็นต้น

Klemetson and Lang (8) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บี่กล่าวโดยสรุปได้ดังนี้

1. การใช้ระบบอาร์บี่ขนาดห้องทดลอง กำจัดน้ำเสียที่มีความเค็มโดยใช้อาร์บี่แบบ

4 ตอน มีเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 0.5 เมตร มีพื้นที่ผิวของแผ่นจานทั้งหมดเท่ากับ 23.3 ตารางเมตร มีแผ่นจานส่วนที่จมน้ำประมาณ 40 % และหมุนด้วยความเร็ว 1.5 - 5 รอบ/นาที ส่วนน้ำเสียมีความเข้มข้นของคลอไรด์เท่ากับ 11,540 มก./ล. ใช้บีโอดีไหลตติงเท่ากับ 8.3 ก.บีโอดี/ม³.-วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีและไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับ 84 % และ 50 % ตามลำดับ ทั้งยังแนะนำว่าเมื่อระบบเกิดภาวะมีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (overload) การนำน้ำเสียที่ออกจากระบบแล้วสุบย้อนมาเข้าระบบอีกครั้งจะช่วยแก้ปัญหาได้อย่างดี

2. ได้มีการเปรียบเทียบราคาค่าก่อสร้าง ค่าดำเนินการ และค่าบำรุงรักษาของโรงงานกำจัดน้ำเสียจากชุมชนขนาด 5,300 ม³. /วัน เพื่อกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยซึ่งระบบที่ศึกษามีดังนี้ (คิดในเวลา 20 ปี)

ก. อาร์บีซี เพื่อการ ไนตริฟิเคชัน และ เมทานอล + อาร์บีซี เพื่อการ ดีไนตริฟิเคชัน + เครื่องกรองทราย (sand filter) เพื่อกำจัดของแข็งแขวนลอย ราคารวมเท่ากับ 167.27 ดอลลาร์ต่อน้ำเสีย 1,000 ม³.

ข. การกำจัดขั้นต้น (primary treatment) , ระบบโปรยกรอง , ถังตกตะกอนขั้นที่ 2 ของเดิม + อาร์บีซี เพื่อการ ไนตริฟิเคชัน และ เมทานอล + expand bed reactor เพื่อการ ดีไนตริฟิเคชัน + การเติมอากาศครั้งสุดท้าย (post-aeration) + เครื่องกรองทราย ราคารวมเท่ากับ 157.91 ดอลลาร์ต่อน้ำเสีย 1,000 ม³.

ค. คล้ายข้อ ข. เว้นแต่ expanded bed reactor เปลี่ยนเป็น ถังปฏิภนปริมาตรคงที่ ราคารวมเท่ากับ 152.41 ดอลลาร์ต่อน้ำเสีย 1,000 ม³.

Poon et al., (10) ได้ทดลองหาลักษณะประกอบต่างๆที่มีผลกระทบต่อ การเกิด ไนตริฟิเคชันของระบบอาร์บีซี โดยใช้ อาร์บีซีแบบ 4 ตอน มีความหนาของแผ่นจานเท่ากับ 0.5 ซม. มีเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานเท่ากับ 50 ซม. พบว่า

1. ถ้าน้ำเสียก่อนเข้าระบบมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้น จะทำให้น้ำเสียออกจากระบบมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้นด้วย เช่น น้ำเสียก่อนเข้าระบบมีแอมโมเนียไนโตรเจนละลายน้ำไหลตติง เท่ากับ 0.54 , 1.32 และ 1.70 ก./ม³. - วัน จะได้น้ำเสียออกจากระบบมีแอมโมเนียไนโตรเจนละลายน้ำ 2.0 , 4.0 และ 5.1 มก./ล. ตามลำดับ

2. เมื่ออุณหภูมิลดลงจะทำให้การเกิด ไนตริฟิเคชัน ลดลงด้วย เช่นที่อุณหภูมิ 77° ซ. จะทำให้ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำเสียออกจากระบบมากกว่าที่อุณหภูมิ 18.8° ซ. ประมาณ 38 % เมื่อมีแอมโมเนียไนโตรเจนไหลตติงเท่ากัน

3. เมื่อใช้ไฮดรอลิกไหลตึงมาก คือระหว่าง 0.180-0.245 ม.³/ม.²-วัน จะทำให้ระยะเวลาเก็บกักน้ำน้อย ซึ่งไม่เพียงพอสำหรับการเกิดไนตริฟิเคชัน โดยทั่วไปต้องการระยะเวลาเก็บกักน้ำประมาณ 60 นาที แต่ทั้งนี้ก็ขึ้นอยู่กับพีเอชของน้ำเสียด้วย เช่น พีเอช 8.5 ต้องการ 1.5 ชั่วโมง แต่ถ้าพีเอช 6.5 จะต้องการถึง 7 ชั่วโมงเป็นต้น

4. การเกิดไนตริฟิเคชันจะเกิดเมื่อบีโอดีของน้ำเสียน้อยกว่า 14-30 มก./ล. ส่วนความหนาของฟิล์มชีวภาพเพิ่มตามออร์แกนิกไหลตึง และระยะเวลาเก็บกักน้ำ

Pike et al., (8) ได้กล่าวถึงองค์ประกอบต่างๆ ที่มีผลต่อการเพิ่มค่าออกซิเจนละลายน้ำในระบบอาร์บีซี ได้แก่ เส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจาน อัตราส่วนของแผ่นจานที่จมอยู่ในน้ำ และความเร็วยรอบของแผ่นจาน ส่วนความเร็วที่ขอบของแผ่นจานมีความสัมพันธ์กับการถ่ายเทออกซิเจนระหว่างอากาศกับน้ำเสีย แต่ถ้าใช้ความเร็วที่ขอบของแผ่นจานมากเกินไปจะเป็นผลทำให้ ฟิล์มชีวภาพหลุดออกจากผิวของแผ่นจาน และได้สรุปผลการทดลองของ Water Research Centre's Programme ซึ่งได้ทำการประเมินผลการดำเนินงานของระบบอาร์บีซี ที่บริษัทผู้ผลิตติดตั้งใช้งานตามชุมชนต่างๆ 7 ชุมชน พบว่าปัญหาของระบบส่วนมากเกิดขึ้นเนื่องจากภาวะมีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป และการกวนผสมของน้ำเสียในระบบ ซึ่งทำได้ไม่ดีพอที่จะรักษาระดับของออกซิเจนละลายน้ำให้เกิดการออกซิเดชันได้ โดยทั่วไปประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียจะลดลงเมื่อมีออกซิเจนละลายน้ำต่ำกว่า 0.5 - 1.0 มก./ล.

Switzenbaum (8) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบอาร์บีซี กล่าวโดยสรุปได้ดังนี้

1. การขับเคลื่อนชุดแผ่นจานหมุนด้วยแรงลม (air driver system) จะประหยัดพลังงานกว่าการขับเคลื่อนด้วยมอเตอร์และชุดเฟืองทดรอบ เพราะการใช้แรงลมขับเคลื่อนทำให้สามารถลดเปอร์เซ็นต์ของแผ่นจานส่วนที่จมน้ำ และความเร็วรอบของแผ่นจานในตอนหลังๆ ของระบบซึ่งมีออร์แกนิกไหลตึงต่ำได้

2. การใช้ระบบอาร์บีซีแบบแผ่นจานหมุนใต้น้ำ (แอนแอโรบิค อาร์บีซี) สามารถกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมที่มีค่าซีโอดี สูงถึง 8,000 มก./ล. ได้ผลดี และตะกอนเกิดขึ้นน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับระบบอื่นๆ ทั้งยังประหยัดพลังงานมากกว่าด้วย

3. การกำจัดน้ำเสียที่มีปริมาณของฟอร์มัลดีไฮด์ (formaldehyde) และกรดเฟอร์มิค (formic acid) อยู่มาก เช่นน้ำเสียจากโรงงานผลิตวัตถุระเบิดเมื่อใช้ซีโอดีไหลตึงเท่ากับ 11.2 ก.ซีโอดี/ม.² - วัน จะได้ประสิทธิภาพในการกำจัดเท่ากับ 82 %

4. ในโรงงานกำจัดน้ำเสียที่ใช้ระบบอาร์บีซี ถ้าไม่สามารถทำให้น้ำเสียออกจากระบบมีค่าบีโอดี และแอมโมเนียไนโตรเจน เท่ากับ 10 มก./ล. และ 2 มก./ล. ตามลำดับได้ ควรพิจารณาเติมอากาศเสริม และจ่ายสารเคมี เพื่อปรับพีเอชให้เหมาะสมกับสภาพแวดล้อมของ

จุลินทรีย์ชนิดนั้นๆ

Lehman (8) ได้ศึกษาถึงการทำงาน ของระบบอาร์บีซีที่ Brainerd Minnesota Wastewater Treatment Facility (WWTF) ซึ่งประกอบด้วยอาร์บีซี 2 ชุด แต่ละชุดแบ่งเป็น 6 ตอน โดยใน 4 ตอนแรกมีพื้นที่ผิวของแผ่นจานตอนละ $9,290.30 \text{ m}^2$ และใน 2 ตอนหลังมีพื้นที่ผิวของแผ่นจานตอนละ $13,935.45 \text{ m}^2$ ซึ่งออกแบบให้ไฮดรอลิกโวลคดิงของทั้งระบบเท่ากับ $0.091 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-วัน}$ พร้อมทั้งติดตั้งเครื่องเติมอากาศใน 2 ตอนแรกเพื่อใช้ในกรณีเมื่อ ระบบเกิดการผิดปกติของสารอินทรีย์โดยเฉียบพลัน และให้แผ่นจานหมุนด้วยความเร็วเท่ากับ 1.6 รอบ / นาที พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีในช่วงฤดูหนาวเท่ากับ 85 % และช่วงฤดูร้อนเท่ากับ 88 % ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยเท่ากันทั้งสองฤดู คือ 95 % (อุณหภูมิเฉลี่ยของน้ำเสียในช่วงฤดูหนาวเท่ากับ 9°C . และช่วงฤดูร้อนเท่ากับ 16°C .)

Pano and Joe Middlebrooks (11) ได้ทำการทดลองกำจัดน้ำเสียจากชุมชนโดยใช้อาร์บีซีแบบ 4 ตอน แต่ละตอนมีแผ่นจาน 4 แผ่น มีเส้นผ่าศูนย์กลางของแผ่นจานประมาณ 38 ซม. มีปริมาตรของถังปฏิกริยาแต่ละตอนเท่ากับ 6 ลิตร มีแผ่นจานส่วนจมน้ำประมาณ 34 % และหมุนด้วยความเร็วเท่ากับ 16 รอบ/นาที โดยใช้ไฮดรอลิกโวลคดิงประมาณ $0.05 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-วัน}$ ซึ่งบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าระบบอยู่ระหว่าง 79-281 มก./ล. และแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ระหว่าง 7-29 มก./ล. ทั้งนี้ได้ทำการปรับอุณหภูมิของน้ำเสียและห้องทดลองเท่ากับ 5 , 15 และ 20°C . เพื่อดูผลกระทบของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพการกำจัดพบว่า

1. ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีของระบบอาร์บีซี ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ และออร์แกนิกโวลคดิง โดยที่อุณหภูมิ 5 , 15 และ 20°C . จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 80 , 85 และ 90 % ตามลำดับ และเมื่อออร์แกนิกโวลคดิงเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดจะลดลง
2. การกำจัดบีโอดีส่วนมากเกิดที่อาร์บีซีตอนแรก กล่าวคือ ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีของตอนแรกเท่ากับ 77 , 80 และ 85 % ที่อุณหภูมิ 5 , 15 และ 20°C .ตามลำดับ
3. โมเดลทางจุลศาสตร์ในการกำจัดสารอาหาร สำหรับอาร์บีซีตอนแรกสามารถอธิบายด้วย Monod growth kinetics ดังนี้

$$YQ(S_0 - S_1) - QX_1 - k_d A_1 \bar{X}_1 = 0 \quad \dots\dots\dots(1)$$

$$Q(S_0 - S_1) - A_1 \frac{k \bar{X}_1 S_1}{K_s + S_1} = 0 \quad \dots\dots\dots(2)$$

- เมื่อ
- Y = Yield coefficient , g.VSS produced/g. COD consumed
 - Q = influent flow rate , m³/d
 - S_0 , S_1 = influent total COD , mg/l and first stage effluent filtered COD , mg/l
 - X_1 = first stage effluent VSS , mg/l
 - \bar{X}_1 = first stage attached biomass , g VSS/m²
 - A_1 = first stage disks' area , m²
 - kd = decay coefficient , 1/d
 - $k = \mu / Y$ = maximum reaction rate , 1/d
 - μ = maximum specific growth rate , 1/d
 - K_s = half saturation constant , mg/l COD

4. โมเดลทางจลศาสตร์ในการกำจัดสารอาหารสำหรับ 3 ตอนหลังสามารถอธิบายด้วยสมการต่อไปนี้

$$Q(S_1 - \bar{S}) = \sum_{i=2}^4 A_i (K_L)_{20} \theta_L^{(T-20)} S_1^n \quad \dots\dots\dots (3)$$

- เมื่อ
- Q = Influent flow rate , m³/d
 - S_1 = first stage substrate concentration , mg/l
 - \bar{S} = the mean substrate concentration in the second through the fourth stages , mg/l
 - A_1 = total available surface area per stage , m²
 - $(K_L)_{20}$ = reaction rate at 20 °C.
 - θ_L = temperature factor
 - T = temperature , °C.
 - n = apparent reaction order

5. ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบอาร์บิซีขึ้นอยู่กับอุณหภูมิและออร์แกนิคโหลดตึง เช่นเดียวกัน โดยจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดอยู่ระหว่าง 87 - 98 % ที่อุณหภูมิ 15 °ซ. และ 91 - 99 % ที่อุณหภูมิ 20 °ซ. ส่วนที่อุณหภูมิ 5 °ซ. ไม่สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้

ในปี ค.ศ. 1984 US. Environmental Protection Agency (EPA) ได้จัดทำรายการที่เป็นส่วนประกอบสำคัญในการออกแบบระบบบอาร์บิซี ซึ่งพอสรุปได้ดังนี้ (8)

1. ในตอนแรกของระบบบอาร์บิซี ควรมีค่าออร์แกนิกโพลติงอยู่ระหว่าง 29.3 - 39.1 ก.บีโอดีทั้งหมด / ม.² - วัน ซึ่งถ้าใช้ออร์แกนิกโพลติงสูงกว่าช่วงดังกล่าว จะทำให้ฟิล์มชีวที่เกาะอยู่บนแผ่นจานเกิดขึ้นมากกว่าปกติ ซึ่งอาจทำให้แกนหมุนชำรุดเสียหายได้ ทั้งยังทำให้มีออกซิเจนละลายน้ำไม่พอเพียง และระบบบอาร์บิซีอาจเกิดความเสียหายไม่สามารถกำจัดน้ำเสียได้
2. ถ้าน้ำเสียก่อนเข้าระบบบอาร์บิซีมีไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) อยู่ในปริมาณที่มากจะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพไม่ดีเท่าที่ควร ดังนั้นอาจต้องปรับปรุงออกแบบระบบบอาร์บิซีให้เหมาะสม
3. น้ำเสียก่อนเข้าระบบบอาร์บิซี ต้องทำการกำจัดของแข็งแขวนลอยออกบางส่วนโดยอาจใช้ถังตกตะกอนหรือตะแกรงละเอียด (fine screens) ก็ได้
4. ถ้าระบบบอาร์บิซีได้รับออร์แกนิกโพลติงสูงเป็นบางช่วง อาจพิจารณาทำการเติมอากาศเสริมเข้าไปในตอนแรกของระบบ
5. เมื่ออัตราส่วนของอัตราไหลสูงสุดต่ออัตราไหลเฉลี่ยของน้ำเสีย (peak - to average flow) มีค่ามากกว่า 2.5 จะต้องมีการพักน้ำเสีย (equalizing tank) ก่อนส่งน้ำเสียเข้าระบบบอาร์บิซี
6. เมื่ออุณหภูมิของน้ำเสียน้อยกว่า 13°ซ. หรือต้องการให้มีแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกจากระบบบอาร์บิซีน้อยๆจะต้องพิจารณาเพิ่มพื้นที่ผิวของแผ่นจาน
7. ผลที่ได้จากการทดลองของโมเดลขนาดเล็ก จะแตกต่างกับ โมเดลขนาดใหญ่ที่ใช้ในงานจริง เนื่องจากอุณหภูมิ ความเร็วที่ขอบของแผ่นจาน และองค์ประกอบอื่นๆของระบบและเครื่องมือ
8. วิศวกรผู้ออกแบบต้องคำนึงถึงความคงทนแข็งแรงของอุปกรณ์ต่างๆในระบบ เช่น ลูกปืนรองรับแกนหมุน และแกนหมุน เป็นต้น ทั้งยังต้องคำนึงถึงความสะดวกในการบำรุงรักษา อุปกรณ์การถอดเปลี่ยนอุปกรณ์ และออกแบบให้ระบบมีการยืดหยุ่นในการทำงาน เช่นสามารถถอดแผ่นกั้นระหว่างตอนได้ สามารถปรับความเร็วรอบในการหมุนของแต่ละตอนได้ เป็นต้น

Kinner and Eighmy (8) ได้รวบรวมรายงานเกี่ยวกับระบบบอาร์บิซีกล่าวโดยสรุปดังนี้

1. การเติมออกซิเจนให้กับระบบบอาร์บิซีโดยใช้ไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H₂O₂) ใส่น้ำในน้ำเสีย พบว่าทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว แต่ไม่เป็นการประหยัดเว้นแต่ใช้เมื่อระบบเกิดสภาวะการมีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไปเป็นครั้งคราว

2. การใช้ระบบอาร์บิขนาดทดลองหาประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนีย พบว่า ประสิทธิภาพลดลงเมื่อความเค็มของน้ำเสียเพิ่มขึ้นเท่ากับ 10 % ของความเค็มของน้ำทะเล ซึ่ง ณ จุดนี้ถ้า น้ำเสียมีค่า ซีโอดี เท่ากับ 115 มก./ล. ควรใช้แอมโมเนียโหลดดิง (ammonia loading) เท่ากับ 0.6 ก./ม.²-วัน ก็จะทำให้ได้ประสิทธิภาพดีที่สุดคือ เท่ากับ 56 %

3. การใช้ระบบอาร์บิกำจัดน้ำเสียจากโรงงานที่ใช้ถ่านหินเป็นแหล่งพลังงาน โดย น้ำเสียประกอบด้วยสารอินทรีย์ , แอมโมเนีย , ไชยาไนต์ , ไครโอไชยาเนต , ฟีนอล และ hydantions และใช้ไฮดรอลิกโหลดดิงเท่ากับ 3.785 ล./ม.²-วัน พบว่าประสิทธิภาพ ในการกำจัดบีโอดีและฟีนอลเท่ากับ 94 % และ 100 % ตามลำดับ แต่ส่วนประกอบอื่นๆไม่ถูก กำจัดทั้งยังพบว่าระบบอาร์บิมีประสิทธิภาพค่อนข้างคงที่ เมื่อต้องการกำจัดน้ำเสียที่มีค่า ไชยาไนต์ และ ไครโอไชยาเนต เปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งคุณสมบัตินี้ดีกว่าระบบแอ็คทิเวตเต็ดสลัดจ์

4. การทดลองกำจัดน้ำเสียจากโรงงานฆ่าสัตว์ โดยใช้ระบบอาร์บิขนาดเล็กพบว่า เมื่อน้ำเสียก่อนเข้าระบบมีบีโอดีเท่ากับ 1,000 - 1,500 มก./ล. จะมีประสิทธิภาพในการ กำจัดเท่ากับ 65 - 70 % และอัตราส่วนของปริมาตรถังปฏิกิริยาต่อพื้นที่ผิวของแผ่นจานมีผล ต่อประสิทธิภาพของระบบอาร์บิ เพียงเล็กน้อย ส่วนสลัดจ์ที่เกิดขึ้นตกตะกอนได้ไม่ดี และน้ำเสียที่ ออกจากระบบมีค่าบีโอดีเกินมาตรฐานที่กำหนดไว้ (มาตรฐานค่าบีโอดีต้องเท่ากับหรือน้อยกว่า 20 มก./ล.)

5. การทดลองกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งมีซูโครส (sucrose) เป็นส่วนประกอบ สำคัญโดยใช้ระบบอาร์บิขนาดเล็ก พบว่าเมื่อระบบอาร์บิมีออกซิเจนละลายน้ำมากจะทำให้ความ หนาของฟิล์มชีวบนแผ่นจานเพิ่มขึ้น ซึ่งส่งผลให้การกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำเพิ่มขึ้นด้วย

6. จากการศึกษาของ Environmental Protection Agency (EPA) พบว่า ปัญหาที่สำคัญของระบบอาร์บิคือการชำระของอุปกรณ์ต่างๆ และระบบมีประสิทธิภาพลดลงเนื่อง จากมีออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอ (dissolved oxygen limitations) แต่มีค่าใช้จ่ายในการ เดินเครื่องของระบบสูงกว่าระบบแอ็คทิเวตเต็ดสลัดจ์ และแพงกว่าระบบโปรยกรอง ซึ่งจาก ประสบการณ์ที่ผ่านมาพบว่า จุดสำคัญของการออกแบบระบบอาร์บิ ต้องทำให้การทำงานของระบบ มีความยืดหยุ่นเพียงพอ

7. จากการตรวจสอบการทำงานของระบบอาร์บิ ที่ใช้กำจัดน้ำเสียจากชุมชนพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจน เท่ากับ 88 % และ 70 % ตามลำดับ และสามารถปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบโดยใส่ pall rings ระหว่างช่องว่างของแผ่นจาน ซึ่งพบว่าเมื่อปรับปรุงแล้วที่ออร์แกนิกโหลดดิงเท่ากับ 2 กก.บีโอดี/1000 ม.²-วัน จะได้น้ำเสีย ออกจากระบบมีบีโอดีเท่ากับ 5 มก./ล. และการไนตริฟิเคชัน เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์

8. การทดลองและพัฒนาใช้โมเดลคาดการณ์ ประสิทธิภาพของระบบอาร์บิในการ กำจัดน้ำเสียจากบ้านเรือนพบว่าตัวแปรที่สำคัญคือ ค่าบีโอดีของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ , ประเภท ของสารอาหาร , ไฮดรอลิกโหลดดิง , จำนวนตอน และอุณหภูมิของน้ำเสีย

Sorensen (12) ได้ทำการทดลองใช้ระบบบอาร์บีซีที่มีตัวกลางเป็นรูปทรงกลมขนาดเล็กจำนวนมากเป็นครั้งแรก ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ที่มีโลหะปนในน้ำทิ้งค่อนข้างสูง ผลปรากฏว่าสามารถลดบีโอดีได้ประมาณร้อยละ 76.5 ซึ่งเครื่องมือที่ใช้ในการทดลองมีชื่อทางการค้าว่า ไบโอดรัม

Vitoonpanyakij (12) ได้ศึกษาเปรียบเทียบการทำงานของไบโอดีส์กับไบโอดรัม ในการกำจัดน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้

- ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน ถึงแม้ว่าตัวกลางของไบโอดรัมจะมีพื้นที่ผิวมากกว่าไบโอดีส์ถึง 3 เท่าก็ตาม
- ระบบไบโอดีส์และไบโอดรัม สามารถรับค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งที่สูงเฉียบพลันได้ดี

นิพนธ์ (13) ได้ทำการทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพการทำงานของ ไบโอดีส์ และสับเมอจดรัม (submerge drum) ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเต้าหู้ ผลการทดลองสรุปได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียของสับเมอจดรัมดีกว่าไบโอดีส์ ทั้งนี้เพราะพื้นที่ผิวของตัวกลางของสับเมอจดรัมมีมากกว่า จุลชีพจึงสามารถเกิดขึ้นบนผิวของตัวกลางได้มากกว่า เป็นผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียของสับเมอจดรัมดีกว่า

กิตติ (12) ได้ทำการศึกษาริธีกำจัดน้ำเสียจากโรงงานสุรา โดยระบบบอาร์บีซีขนาดห้องปฏิบัติการแบบหกตอน ใช้ท่อนพีวีซีสี่เหลี่ยมรูปทรงกระบอกกลางเป็นตัวกลาง และมีพื้นที่ผิวของตัวกลางแต่ละตอนประมาณ 0.566 ตร.ม. น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นด้วยเครื่องกรองไร้อากาศมีความเข้มข้นของซีโอดีประมาณ 15,600 มก./ล. ตัวแปรที่ใช้ในการควบคุมการทดลองครั้งนี้คือ อัตราการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่ง (79 - 196 ก.ซีโอดี/ม.³ - วัน) และอัตราการหมุนเวียนของน้ำทิ้ง (1:1 - 1:3) ผลการทดลองสรุปได้ดังนี้

- ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงสุดร้อยละ 74.8 ที่ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่ง 79 ก.ซีโอดี/ม.³ - วัน และต่ำสุดร้อยละ 44.1 ที่ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่ง 196 ก.ซีโอดี/ม.³ - วัน
- เมื่อเพิ่มค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งให้สูงขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ในโตรเจน และตะกอนแขวนลอยทั้งหมดจะลดลง
- เมื่อมีการหมุนเวียนน้ำทิ้ง ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจะสูงขึ้นและจะแปรผันตามการเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำทิ้ง แต่ที่ค่าออร์แกนิกโหลดดิ่งต่ำๆ (79 ก.ซีโอดี/ม.³ - วัน) การหมุนเวียนน้ำทิ้งจะมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีน้อยมาก

- ประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนแขวนลอยและไนโตรเจนทั้งหมด จะสูงขึ้นโดยแปรผันตามการเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำทิ้ง แต่ที่ค่าออร์แกนิกโหลดตึงสูง (196 ก.ซีไอดี/ม.³ - วัน) การหมุนเวียนน้ำทิ้งจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดนี้
- ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีจะสูงสุดในสามตอนแรกของอาร์บีซี
- ค่าพีเอชของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบอาร์บีซีมีค่าสูงกว่า 7.5

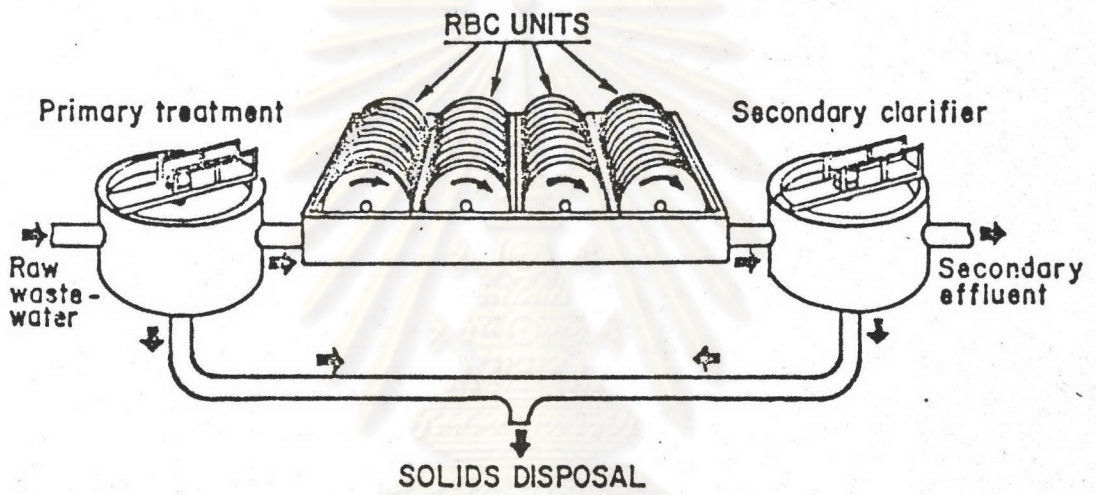
3.8 หลักการทำงานของระบบอาร์บีซี

ตามปกติระบบอาร์บีซีมักจะมีถังตกตะกอนขั้นแรก เพื่อกำจัดสิ่งสกปรก สารแขวนลอยที่เจือปนมากับน้ำเสียซึ่งมีขนาดใหญ่พอที่จะตกตะกอนได้ จากนั้นน้ำเสียจะไหลเข้าสู่ถังปฏิกิริยาของอาร์บีซีซึ่งบรรจุตัวกลางไว้ภายใน ตัวกลางจะถูกจัดให้จมอยู่ในน้ำเสียส่วนหนึ่ง อีกส่วนหนึ่งจะอยู่บนน้ำ และเมื่อน้ำเสียเข้ามาในถังปฏิกิริยาสารอินทรีย์ที่ละลาย หรือ อยู่ในสภาพคอลลอยด์ (colloid) จะถูกย่อยสลายโดยจุลชีพชนิดที่ต้องการออกซิเจนซึ่งเกาะอยู่บนผิวตัวกลาง ตัวกลางจะถูกจัดให้หมุนรอบตัวเองอย่างช้าๆ เพื่อป้องกันไม่ให้ฟิล์มชีวหลุดถ้าหมุนเร็วไป และยังทำหน้าที่เป็นเครื่องเติมอากาศให้กับน้ำเสีย เพราะเมื่อทำให้ตัวกลางหมุนรอบตัวเองส่วนที่จมอยู่ในน้ำเสียจะเคลื่อนที่ขึ้นมาสัมผัสกับอากาศรับออกซิเจน เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของจุลชีพ และเปลี่ยนส่วนของตัวกลางที่อยู่ในอากาศลงไปสัมผัสกับน้ำเสีย เพื่อทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียสลับกันไป จึงสามารถรักษาสภาพกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนไว้ได้ตลอดเวลา เมื่อจุลชีพเจริญเติบโตมากขึ้น ฟิล์มชีวจะมีความหนาเพิ่มขึ้น ทำให้ออกซิเจนจากบรรยากาศไม่สามารถแทรกเข้าถึงชั้นในของฟิล์มชีว จุลชีพด้านในจึงไม่สามารถรับออกซิเจนได้ และความแข็งแรงของจุลชีพลดลง เนื่องจากมีอายุนาน ประกอบกับเกิดแรงเฉือนขึ้นระหว่างฟิล์มชีวและน้ำเสียในถังปฏิกิริยาขณะที่ตัวกลางหมุนรอบตัวเอง ทำให้ฟิล์มชีวซึ่งเป็นส่วนเกินหลุดออกจากตัวกลาง ฟิล์มชีวที่หลุดออกมานี้ จะแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกิริยาได้ด้วยแรงกวนของตัวกลาง จนกว่าจะไหลออกไปสู่ถังตกตะกอนต่อไป ซึ่ง flow diagram ของระบบอาร์บีซีดังแสดงในรูปที่ 3.8

3.9 องค์ประกอบที่มีผลต่อการทำงานของระบบอาร์บีซี

3.9.1 ความเร็วรอบในการหมุนแผ่นตัวกลาง ถ้าความเร็วรอบเพิ่มขึ้นมีผลคือ

- 1) เพิ่มจำนวนครั้งของการสัมผัสระหว่างฟิล์มชีวกับน้ำเสีย
- 2) เพิ่มการกวนน้ำเสียในถังปฏิกิริยา
- 3) เพิ่มอัตราการเติมอากาศ



รูปที่ 3.8 flow diagram ของระบบ อารีบียี (8)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

แต่จากการศึกษาพบว่า ผลของการเพิ่มความเร็วยุโรปมีขีดจำกัดถึงระดับหนึ่งเท่านั้น การเพิ่มความเร็วยุโรปเหนือระดับดังกล่าว จะไม่มีผลในการเพิ่มประสิทธิภาพต่างๆ และยังเปลืองพลังงานโดยเปล่าประโยชน์อีกด้วย ซึ่ง US. Environmental Protection Agency ได้ทำการทดลองในปี ค.ศ. 1969 โดยใช้แผ่นจานขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.75 เมตร พบว่าอัตราการหมุน 3.2 รอบ/นาที คิดเป็นความเร็วในแนวเส้นรอบวงเท่ากับ 18.29 เมตร/นาที (60 ฟุต/นาที) เป็นความเร็วที่เหมาะสมสำหรับการกำจัดน้ำเสียจากชุมชน (6) แต่ถ้าความเร็วยุโรปช้ามากเกินไป จะทำให้เกิดแรงเฉือนระหว่างฟิล์มชีวและน้ำเสียในถังปฏิกริยา ไม่เพียงพอที่จะทำให้ฟิล์มชีวส่วนเกินหลุดออก นอกจากนี้อัตราการถ่ายเทออกซิเจนก็เป็นไปได้ไม่ดี

3.9.2 จำนวนตอนของอาร์บีซี

การใช้อาร์บีซีหลายชุดต่อกันอย่างอนุกรม จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียสูงกว่าการใช้อาร์บีซีเพียงชุดเดียว เพราะว่า

ประการแรก จากการใช้อาร์บีซีหลายชุดต่อกัน จุลชีพที่เกิดบนผิวของแผ่นตัวกลางแต่ละชุดจะมีคุณสมบัติเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสียที่ไหลผ่านอาร์บีซีในชุดนั้นๆ ทำให้การกำจัดสับสเตรตโดยจุลชีพได้ผลเต็มที่

ประการที่สอง เนื่องจากระบบอาร์บีซีมีการกำจัดสับสเตรต แบบที่เชื่อกันว่าเป็นปฏิกิริยาลำดับที่หนึ่ง (first order reaction) การใช้อาร์บีซีหลายชุดต่อกันอย่างอนุกรม จะทำให้ปฏิกิริยาเข้าใกล้แบบปลักโพลว์มากขึ้น ประสิทธิภาพในการกำจัดสับสเตรตทั้งระบบสูงขึ้น พบว่าระบบอาร์บีซีที่มีหลายตอน จะมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบอาร์บีซีที่มีขนาดใหญ่ตอนเดียว (6) ในการกำจัดน้ำเสียจากโรงงานต่างๆที่มีความเข้มข้นของสับสเตรตสูงหรือมีความยากในการกำจัด ควรจะมีอาร์บีซีอย่างน้อย 4 ตอนขึ้นไป แต่ถ้าความเข้มข้นของสับสเตรตสูงมากๆอาร์บีซีตอนแรกๆ ควรจะมีขนาดใหญ่กว่าตอนถัดๆไป เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดสภาวะไร้ออกซิเจน

จากการทดลองพบว่า เมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดดิ่งเท่ากัน โดยอยู่ระหว่าง 40.7 - 203.5 ลิตร/ม².-วัน (1 - 5 แกลลอน/ฟ².-วัน) และมีพื้นที่ผิวของตัวกลางเท่ากัน ระบบอาร์บีซีแบบ 4 ตอนจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีได้ดีกว่าแบบ 2 ตอน และถ้าเพิ่มเป็น 6 ตอนก็ยังคงมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับ 4 ตอน แต่จะมีประสิทธิภาพดีกว่าเมื่อใช้ไฮดรอลิกโหลดดิ่งมากกว่า 203.5 ลิตร/ม².-วัน (6) ซึ่งบริษัทผู้ผลิตระบบอาร์บีซีในประเทศสหรัฐอเมริกา ได้แนะนำในการกำหนดจำนวนตอนของอาร์บีซี ดังแสดงในตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 คำแนะนำในการออกแบบจำนวนตอนของอาร์บิซี โดยผู้ผลิตในสหรัฐอเมริกา (7)

บริษัท Autotrol (Envirex)		บริษัท Clow	บริษัท Lyco	
soluble BOD ของน้ำทิ้ง , มก./ล.	จำนวนตอน ขั้นต่ำ		การลดบีโอดีรวม (%)	จำนวนตอน
> 25	1	อย่างน้อย 4 ตอน	40	1
15-25	1 หรือ 2		35 - 65	2
10-15	2 หรือ 3		60 - 85	3
< 10	3 หรือ 4		80 - 95	4

3.9.3 อุณหภูมิของน้ำเสีย

โดยทั่วไปอุณหภูมิที่เหมาะสมของน้ำเสียอยู่ระหว่าง $13 - 32^{\circ}\text{C}$. (6) เมื่ออุณหภูมิของน้ำเสียต่ำกว่า 13°C . ประสิทธิภาพการกำจัดสับสเตรตจะลดลงอย่างรวดเร็ว ดังนั้นถ้าจะใช้ระบบอาร์บิซีกำจัดน้ำเสียที่มีอุณหภูมิต่ำกว่า 13°C อาจแก้ไขโดยการออกแบบให้มีไฮดรอลิกโหลดดิ่งต่ำ หรือเพิ่มเติมอัตราส่วนของปริมาตรถังปฏิกริยาต่อพื้นที่ผิวตัวกลางให้มากขึ้น

3.9.4 พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลาง

การเพิ่มพื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลาง มีผลโดยตรงกับการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียอีกทั้งเป็นการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (dissolved oxygen) ในระบบ แต่ไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ ซึ่งการใช้แผ่นตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวมากจะทำให้ราคาก่อสร้างอุปกรณ์ต่างและการใช้ที่ดินลดลงอย่างมาก (6)

3.9.5 ปริมาณส่วนที่จมน้ำของแผ่นตัวกลาง

เพื่อให้ระบบอาร์บิซีมีประสิทธิภาพในการทำงานสูง พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางที่จมอยู่ใต้น้ำควรมีค่าประมาณ 40-50 % ของพื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด (WPCF, 1977)

3.9.6 โหลดดิ่ง

นักค้นคว้าวิจัยได้ศึกษาเกี่ยวกับโหลดดิ่ง โดยแยกเป็น 2 รูปแบบใหญ่ ๆ คือ ไฮดรอลิกโหลดดิ่ง และ ออร์แกนิกโหลดดิ่ง (14)

3.9.6.1. ไฮดรอลิกโหลดดิ่ง หมายถึง อัตราการไหลของน้ำเสียต่อพื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด ซึ่งบางครั้งอาจเรียกกันว่า surface hydraulic loading หรือ disc areal loading ตามปรกติในการออกแบบค่าของไฮดรอลิกโหลดดิ่งที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 30 - 160 ลิตร/ตร.ม./วัน (WPCF , ASCE) ค่าของไฮดรอลิกโหลดดิ่งนี้สามารถหาได้จากสมการที่ 3.9

$$q = Q/A \quad \dots\dots(3.9)$$

โดยที่

$$\begin{aligned} q &= \text{ไฮดรอลิกโหลดดิ่ง} && (\text{ม}^3/\text{ม}^2\text{-วัน}) \\ Q &= \text{อัตราการไหลของน้ำเสีย} && (\text{ม}^3/\text{วัน}) \\ A &= \text{พื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด} && (\text{ม}^2) \end{aligned}$$

3.9.6.2. ออร์แกนิกโหลดดิ่ง สามารถแยกออกเป็น

ก. ออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว (areal organic loading) หมายถึง อัตราการจ่ายสับสเตรตเข้าสู่ระบบต่อพื้นที่ผิวของแผ่นตัวกลางทั้งหมด ซึ่งสับสเตรตนี้มักจะวัดในรูปของบีโอดี หรือ ซีโอดี โดยทั่วไปค่าที่เหมาะสมของ ออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว สำหรับตอนแรกของอาร์บิซีไม่ควรมากกว่า 17.6 ก.บีโอดี/ม².-วัน จึงจะไม่ก่อให้เกิดปัญหาการมีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากเกินไป (15) ค่าของออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว สามารถหาได้จากสมการที่ 3.10

$$q_o = QS_o/A \quad \dots\dots(3.10)$$

โดยที่

$$\begin{aligned} q_o &= \text{ออร์แกนิกโหลดดิ่งเชิงพื้นที่ผิว} && (\text{ก.}/\text{ม}^2\text{-วัน}) \\ S_o &= \text{ความเข้มข้นของสับสเตรตที่เข้าสู่ระบบ} && (\text{ก.}/\text{ม}^3) \end{aligned}$$

ข. ออร์แกนิกโพลติงเชิงปริมาตร หมายถึง อัตราการจ่าย สับสเตรตเข้าสู่ระบบต่อปริมาตรของน้ำเสียในถังปฏิกริยา หรือปริมาตรของตัวกลาง พบว่า ค่าออร์แกนิกโพลติงเชิงปริมาตรที่ติดต่อปริมาตรของน้ำเสียในถังปฏิกริยา ไม่ควรมีค่าเกิน 3.4 กก.บีโอดี/ม³.-วัน หรือ 4.0 กก.บีโอดี/ม³.-วัน (16)

เนื่องจากอัตราการทำลายสับสเตรตของอาร์บีซี แปรผันตาม ความเข้มข้นของสับสเตรตที่เข้าสู่ระบบ (first order characteristic) ดังนั้นการ กำหนด ค่าออร์แกนิกโพลติง หรือ ไฮดรอลิกโพลติงของระบบอาร์บีซี จะเป็นตัวแปรสำคัญ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดน้ำเสีย โดยทั่วไปการกำหนดโพลติงมักจะแสดงในรูป ออร์แกนิก โพลติงเชิงพื้นที่ผิว หรือ ออร์แกนิกโพลติงเชิงปริมาตร

3.9.7 ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ

ได้มีการศึกษาและสรุปผลออกมาว่า ประสิทธิภาพของระบบอาร์บีซีจะดีขึ้น เมื่อมีออกซิเจนละลายน้ำเพิ่มขึ้น แต่ประสิทธิภาพจะลดลงถ้ามีออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอ โดยทั่วไปไม่ควรต่ำกว่า 0.5-1.0 มก./ลิตร แม้ว่าออกซิเจนละลายน้ำต่ำกว่า 0.5 มก./ลิตร จะไม่มีผลต่อ metabolic rate ก็ตาม อย่างไรก็ตามการเพิ่มออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกริยา ถือว่าไม่มีความจำเป็น เพราะออกซิเจนละลายน้ำจะถึงจุดอิ่มตัวในทันทีที่แผ่นตัวกลางหมุนขึ้นสัมผัส กับบรรยากาศ (7) เว้นแต่เมื่อตอนแรกของอาร์บีซีต้องรับออร์แกนิกโพลติงสูงๆที่อาจพิจารณา เติมเพิ่มได้เป็นครั้งคราว

3.10 ชนิดของจุลินทรีย์บนแผ่นตัวกลาง

โดยปกติแล้วชนิดจุลินทรีย์ที่เกิดบนผิวของแผ่นตัวกลาง จะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียและ สภาพแวดล้อม อย่างไรก็ตามจากผลการทดลองที่ผ่านมา พบว่าลักษณะของฟิล์มชีวจะมีลักษณะแตกต่างกันตามระยะเวลาเก็บกัก และจำนวนตอนของอาร์บีซี เช่นในกรณีที่ออร์แกนิกโพลติงสูง ฟิล์มชีวที่เกิดขึ้นในตอนแรกของระบบอาร์บีซีจะมีสีขาว-เทา ตอนถัดมาจะเป็นสีน้ำตาลอ่อน และใน ท้ายสุดจะมีสีน้ำตาลเข้ม (8) ในตอนแรกของอาร์บีซีซึ่งรับสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูงที่สุดจะพบ แบคทีเรียแบบเส้นใย แบคทีเรียที่สร้างฟลอค (floc former bacteria) โปรโตซัว ชนิดต่างๆ เช่น ซิลิเอตที่ว่ายน้ำมาอย่างอิสระในน้ำเสีย (Free Swimming Ciliates) ซิลิเอตแบบกึ่งก้าน (Stalk Ciliates) และในตอนต่อๆมาจะพบสิ่งมีชีวิตชั้นสูงขึ้น เช่น โรติเฟอร์ (Rotifers) นิมาโทด (Nematodes) นอกจากนี้ก็ยังมี nitrifying bacteria (6, 14)

3.11 ข้อดีและข้อเสียของระบบอาร์บีซี

3.11.1 ข้อดีของระบบอาร์บีซี

3.11.1.1 การเริ่มเดินระบบสะดวกและง่าย โดยการเริ่มเดินระบบอาร์บีซีจะใช้เวลาประมาณ 1 - 2 สัปดาห์ ในการสร้างฟิล์มชีวบนแผ่นตัวกลางให้มากเพียงพอสำหรับการกำจัดน้ำเสีย ส่วนการเดินระบบต่อจากนั้นไม่ต้องการการดูแลคอยย้อนกลับและยังสามารถกำจัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นไม่สม่ำเสมอได้เป็นอย่างดี ดังนั้นจึงไม่ต้องการบุคลากรที่ชำนาญงานมากเหมือนระบบอื่น

3.11.1.2 ความต้องการพลังงานไฟฟ้าน้อย ซึ่งถือเป็นข้อดีที่สุดของระบบอาร์บีซี เนื่องจากแผ่นตัวกลางมีน้ำหนักเบาและหมุนช้า ทำให้เกิดความต้านทานต่อการหมุนค่อนข้างต่ำ นั่นคือต้องการพลังงานเพียงเพื่อเอาชนะความต้านทาน ที่เกิดจากการหมุนของแผ่นตัวกลางในน้ำเท่านั้น ได้มีการคำนวณพลังงานไฟฟ้าที่ใช้ในการกำจัดน้ำเสียของระบบอาร์บีซีพบว่าในการลดบีโอดีลง 95 % ต้องการพลังงานไฟฟ้าเพียง 2.64 กิโลวัตต์ / 1000 ม³. (7) ซึ่งน้อยกว่าระบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ ประมาณ 25 - 35 %

3.11.1.3 ความง่ายในการบำรุงรักษา เนื่องจากการหมุนแผ่นตัวกลางของระบบอาร์บีซี ใช้ชุดขับเคลื่อนง่ายๆ และส่วนประกอบต่างๆถูกออกแบบให้มีอายุการใช้งานนาน การบำรุงรักษาจึงมีเพียงการเปลี่ยนน้ำมันเครื่องและน้ำมันหล่อลื่นเท่านั้น

3.11.1.4 สามารถรับปริมาณน้ำเสียได้มาก และทนทานต่อภาวะผิดปกติ โดยเฉียบพลัน กล่าวคือ ระบบอาร์บีซีสามารถรับ ออร์แกนิกโพลติดิงเชิงปริมาตร ได้ถึง 3.4 กก. บีโอดี/ม³. ของปริมาตรถังปฏิกริยา-วัน ซึ่งมีค่าประมาณ 3 - 7 เท่าของความสามารถปกติของระบบแอ็คทิเวเต็ดสลัดจ์ และประมาณ 40 - 60 เท่าของระบบโปรยกรอง (11) และในระบบอาร์บีซียังมีปริมาณจุลินทรีย์สูงมาก ซึ่งมันสามารถช่วยกันย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากและรวดเร็ว อีกทั้งยังมีความต้านทานและเจริญเติบโตได้ดี ไม่ว่าจะอยู่ในสภาวะใดก็ตาม ทำให้ระบบอาร์บีซีคืนตัวได้เร็วเมื่อพบกับภาวะผิดปกติโดยเฉียบพลัน

3.11.1.5 มีความคล่องตัวในการทำงาน สามารถเพิ่มหรือลดหน่วยของถังปฏิกริยาได้ง่าย เนื่องจากระบบอาร์บีซีสามารถแยกออกจากกัน หรือประกอบกันเข้าที่ละชุด

3.11.2 ข้อเสียของระบบอาร์บีซี

3.11.2.1 ราคาอุปกรณ์ค่อนข้างแพง เนื่องจากระบบอาร์บีซีที่ผลิตสำเร็จรูปโดยมากจะใช้แผ่นตัวกลาง 2 ชนิด คือ ตัวกลางแบบมาตรฐาน (standard density media) และ ตัวกลางที่มีความหนาแน่นสูง (high density media) ซึ่งมีพื้นที่ผิวมาก และทำจากโพลีเอททิสีน ทั้งยังต้องการเพลานขนาดใหญ่เพื่อสามารถรับน้ำหนักของฟิล์มชีว จึงทำให้มีราคาแพง

3.11.2.2 ต้องสร้างหลังคาป้องกันฝน เมื่อติดตั้งระบบอาร์บีซีในท้องถิ่นที่มีฝนตกชุก อาจทำให้เกิดการชะล้างฟิล์มชีวออกจากผิวของแผ่นตัวกลาง จึงต้องเสียค่าก่อสร้างหลังคาคลุมระบบไว้

3.11.2.3 ชีตจำกัดในการเติมออกซิเจนให้กับน้ำเสียขึ้นอยู่กับอัตราเร็วของอาร์บีซี ทำให้ต้องมีชีตจำกัดในด้านความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียมีความเข้มข้นสูงเกินไป การหมุนของจานเพียงอย่างเดียวอาจให้ออกซิเจนได้ไม่พอเพียง ทำให้เกิดกลิ่นเหม็นได้ (1)