บทที่ 2
เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ทำการศึกษา

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge: AS)

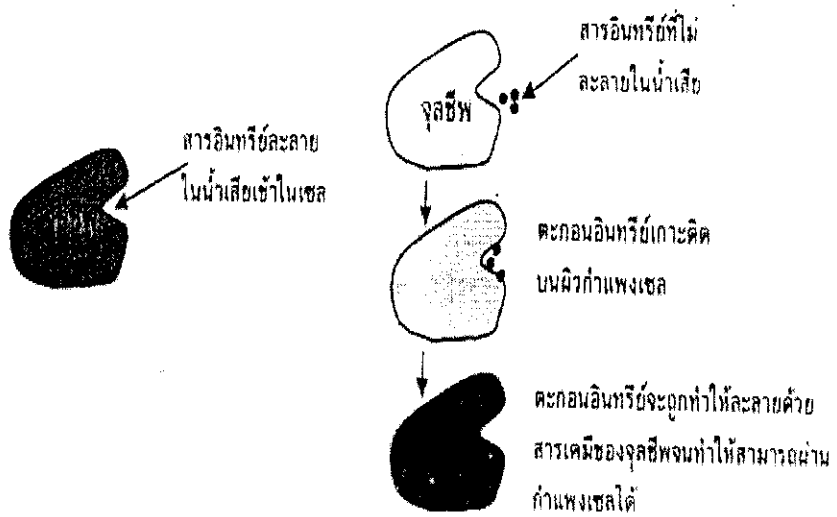
หลักการ

ระบบ Activated Sludge เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย โดยอาศัยจุลินทรีย์ที่มีปริมาณมากพอสำหรับย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จุลินทรีย์จะลอยอยู่ในตะกอนของถังเติมอากาศ ซึ่งมักใช้เครื่องจักรทำหน้าที่ให้จุลินทรีย์ลอยอยู่ภายในถังตลอดเวลาเติมอากาศ การควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ให้ได้ตามความต้องการ ต้องมีระบบแยกน้ำใสออกจากน้ำสลัดจ์ จึงนิยมใช้ถังตกตะกอนในการแยกน้ำทิ้งออกจากสลัดจ์ เพื่อปล่อยน้ำทิ้งที่ใสไหลล้นออกจากถังตกตะกอน ส่วนบริเวณก้นถังตกตะกอนที่มีความเข้มข้นของน้ำสลัดจ์จำนวนมาก มักจะนำกลับสู่ถังเติมอากาศเพื่อช่วยในการควบคุมจำนวนจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศได้ ถ้าพบว่าสลัดจ์มีมากเกินความต้องการก็อาจสูบกลับถ่ายจากก้นถังตะกอนหรือถังเติมอากาศโดยตรง แล้วจึงนำน้ำสลัดจ์ส่วนเกินนี้ไปบำบัดและกำจัดทิ้งต่อไป

ในการศึกษาระบบ Activated Sludge ต้องพิจารณาถึงรายละเอียดของจุลินทรีย์ โดยศึกษาถึงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ อายุจุลชีพหรืออายุสลัดจ์ และความสัมพันธ์ระหว่างจำนวนจุลินทรีย์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ดังมีรายละเอียดดังต่อไปนี้

1. การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศแบ่งออกเป็น 3 ขั้นตอนคือ

1.1 ขั้นโยกย้าย (Transfer Step) เริ่มจากสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียถูกดูดซับผ่านผนังเซลล์ (Cell Wall) ของจุลินทรีย์เข้าภายในเซลล์ ซึ่งสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลาย ส่วนสารที่ไม่ละลาย (ตะกอนอินทรีย์) จะถูกดูดซับอยู่บนผิวของผนังเซลล์ และในที่สุดก็จะถูกดูดซับเข้าภายในเซลล์และถูกย่อยสลายไปในที่สุด (ภาพที่ 1)



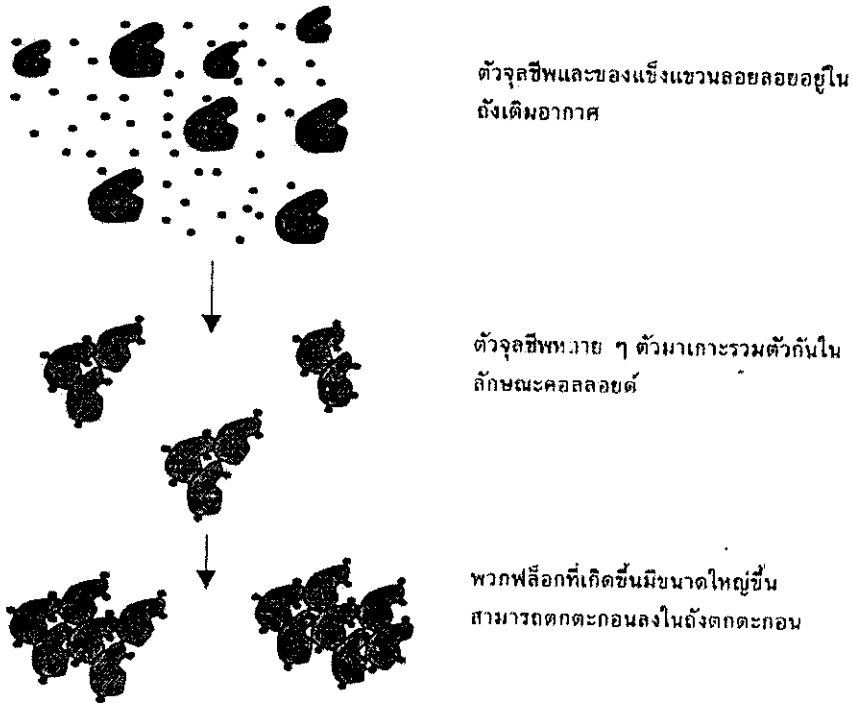
ภาพที่ 1 ขั้นโยกย้ายสารอินทรีย์ผ่านเข้าภายในเซลล์ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543, หน้า 6)

1.2 ขั้นแปรเปลี่ยน (Conversion Step) เมื่อสารอินทรีย์เข้าไปภายในจุลินทรีย์ จึงเกิดกระบวนการย่อยสลายหรือกระบวนการแปรเปลี่ยน ทำให้เกิดการเพิ่มของจำนวนเซลล์ และกระบวนการออกซิเดชั่น เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และพลังงาน

1.3 ขั้นเกิดฟล็อก (Floc Step) คือจุลินทรีย์ที่ถูกกวนในถังเติมอากาศ แล้วจับตัวกันเป็นลักษณะคอยลอยด์ จนได้ขนาดใหญ่มีลักษณะคล้ายวุ้น ฟล็อกที่เกิดขึ้นจะมีน้ำหนักเพียงพอที่จะเกิดการตกตะกอนภายในถังตกตะกอนได้ ดังแสดงดังภาพที่ 2

2. อายุจุลินทรีย์หรืออายุสลัดจ์ (Sludge Age)

อายุจุลินทรีย์ในระบบ Activated Sludge หรือเรียกว่า Mean Cell Residence Time (MCRT) คือ เป็นระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบ ซึ่งคำนวณโดยหารน้ำหนักของของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศด้วยน้ำหนักของแข็งแขวนลอยที่ระบายออกจากระบบในแต่ละวัน อายุของจุลินทรีย์มีผลโดยตรงกับคุณภาพน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัด ถ้าจุลินทรีย์อายุน้อยเกินไป จุลินทรีย์จะไม่มีเวลาเพียงพอในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทำให้ได้คุณภาพน้ำทิ้งต่ำ ในทางกลับกันถ้าจุลินทรีย์มีอายุมากเกินไปทำให้จุลินทรีย์บางส่วนตายลงเรื่อย ๆ เมื่อพิจารณาที่การตกตะกอนพบว่า จุลินทรีย์ที่มีอายุน้อยมีอัตราการเจริญเติบโตสูง แต่การตกตะกอนไม่ดีเนื่องจากจุลินทรีย์อยู่กันอย่างกระจัดกระจาย แต่ถ้าจุลินทรีย์มีอายุมาก จะเชื่องช้ามีการตกตะกอนได้ดีในถังตกตะกอน



ภาพที่ 2 ขั้นเกิดฟล็อกในระบบ Activated Sludge (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543, หน้า 7)

3. ความสัมพันธ์ระหว่างจำนวนจุลินทรีย์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์

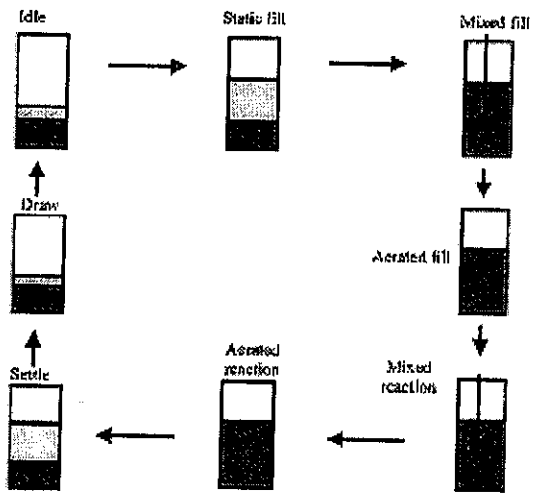
การวิเคราะห์หาจำนวนจุลินทรีย์ในระบบ มีความสัมพันธ์กับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอย่างมาก เนื่องจากค่าความสกปรก (วัดในรูป BOD) มากหรือน้อย จะมีผลต่อจำนวนจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นหรือลดลง นอกจากนั้นถ้าจุลินทรีย์มีจำนวนมากจะทำให้มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในอัตราที่สูงตามไปด้วย แต่ต้องพิจารณาถึงอายุสลัดจ์ควบคู่กัน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบซีเควนซิ่งบาทรีแอกเตอร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR)

หลักการ

ระบบบำบัดแบบ SBR เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิคร่วมกับกระบวนการบำบัดแบบแอโรบิค โดยนำข้อดีของทั้งสองระบบมาใช้ ข้อดีหลัก ๆ ของระบบแอนแอโรบิคคือไม่ใช้พลังงานไฟฟ้าและมีสลัดจ์น้อย ส่วนข้อดีของระบบแอโรบิคคือ ได้คุณภาพน้ำทิ้งตามมาตรฐาน นอกจากนี้ระบบแบบ SBR สามารถกำจัดสารไนโตรเจนได้อีกด้วยคือ เมื่อน้ำเสียถูกเติมอากาศจนเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสารประกอบไนโตรเจนไปเป็นไนไตร์ทและไนเตรท เมื่อน้ำเสียอยู่ในระยะแอนแอโรบิคเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เกิดการเปลี่ยนแปลงสารไนเตรทเป็นก๊าซไนโตรเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR เป็นระบบร่วมระบบหนึ่งที่ใช้ถังปฏิกิริยาเพียงถังเดียว สามารถทำหน้าที่ทั้งเติมอากาศเพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ และแยกตะกอนน้ำเสียเข้าถังที่มีน้ำสลัดจ์อยู่ภายในถังและมีการเติมอากาศไปพร้อมกัน หลังจากหยุดเติมอากาศทำให้เกิดการตกตะกอน น้ำใสส่วนบนปล่อยทิ้งได้ ดังแสดงดังภาพที่ 3 ระบบนี้สามารถป้องกันการเกิดตะกอนอืด และป้องกันการเกิดฟองขึ้นจนล้นถัง เนื่องจากระบบมีช่วงเวลาหนึ่งที่จุลินทรีย์อยู่ในสภาพไร้อากาศ



ภาพที่ 3 แบบจำลองระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Sequencing Batch Reactor (Harvey & Siviter, 1999)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์บนตัวกลางยึดเกาะ (Biofilm Suspended Carrier: BSC)

ความหมายของ แผ่นฟิล์มชีวภาพ (Biofilm)

แผ่นฟิล์มชีวภาพ คือ กลุ่มสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กที่เกาะติดอยู่กับพื้นที่ของวัสดุที่มีพื้นผิวแข็ง กลุ่มของแผ่นฟิล์มชีวภาพ สามารถรวมถึง แบคทีเรีย ฟังไจ ยีสต์ โปรโตซัว และกลุ่มสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กชนิดอื่น ๆ (Jordan, 2003)

แผ่นฟิล์มชีวภาพ คือ ชั้นของสิ่งมีชีวิตขนาดเล็ก พื้นที่ด้านนอกเป็นโพลิเมอร์ (Polymer) ที่ยึดเกาะกับพื้นที่ของของแข็ง แผ่นฟิล์มชีวภาพโดยธรรมชาติเป็นเซลล์ที่ไม่สามารถเคลื่อนที่ได้ และมีความสำคัญต่อกระบวนการทางวิศวกรรมที่ใช้ในการควบคุมมลพิษ เช่น แผ่นกรองยึดติด (Trickling Filters) จานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactors) และแผ่นกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filters) (Rittmann & Carty, 2001)

ประโยชน์ของแผ่นฟิล์มชีวภาพ แบ่งออกเป็น

1. ด้านงานเทคโนโลยีชีวภาพ

1.1 ใช้สำหรับออกแบบถังปฏิกิริยาให้แผ่นฟิล์มชีวภาพ เจริญเติบโต และมีประสิทธิภาพ สำหรับการบำบัดด้านสิ่งแวดล้อมอาทิ น้ำเสียจากห้องน้ำ น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และน้ำใต้ดินที่มีการปนเปื้อน เป็นต้น

1.2 แผ่นฟิล์มชีวภาพ สามารถใช้ประโยชน์ทางด้านชีวเคมีเพื่อผลิตยา อาหาร หรือการเพิ่มทางด้านผลิตภัณฑ์เคมีสำหรับทำความสะอาด

2. ด้านงานสิ่งแวดล้อม

2.1 แผ่นฟิล์มชีวภาพจะยึดเกาะกับส่วนของดินที่มีปนเปื้อนมลพิษและตกตะกอนในน้ำ เพื่อช่วยลดการเกิดการปนเปื้อนในดินสู่สิ่งแวดล้อม

2.2 แผ่นฟิล์มชีวภาพจะเกาะติดกับรากของพืช เพื่อช่วยในการหมุนเวียนธาตุอาหารจากพืชเพื่อเพิ่มผลผลิตทางการเกษตร (Jordan, 2003)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบมีตัวกลางยึดเกาะ (BSC) ได้ถูกคิดค้นขึ้นครั้งแรก เมื่อปี ค.ศ. 1980 ในประเทศแถบสแกนดิเนเวียน ต่อมามีการนำไปใช้บำบัดน้ำเสียอย่างขว้างกวางในสหราชอาณาจักรและประเทศต่าง ๆ ในทวีปยุโรป

หลักการ

ระบบแบบจุลินทรีย์บนตัวกลางยึดเกาะ เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยฟิล์มจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวตัวกลางที่มีใช้มากที่สุดระบบหนึ่ง โดยเฉพาะใช้บำบัดน้ำเสียของแต่ละอาคารบ้านเรือนต่าง ๆ เป็นระบบบำบัดที่มีจุลินทรีย์ยึดเกาะติดอยู่บนผิวตัวกลางภายในถังปฏิกิริยา แต่ก็อาจมีจุลินทรีย์บางส่วนลอยอยู่ภายในถังด้วย โดยมีจุลินทรีย์หลักคือจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนผิวตัวกลางทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ส่วนจุลินทรีย์รองคือจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในถังปฏิกิริยาซึ่งจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ด้วยเช่นกัน ตัวอย่างของระบบบำบัดแบบจุลินทรีย์บนตัวกลางยึดเกาะได้แก่ ถังแบบฟิล์มตรึง ถังแบบชั้นฟลูอิดไดซ์ และถังอาร์บีซีแบบแอนแอโรบิค เป็นต้น

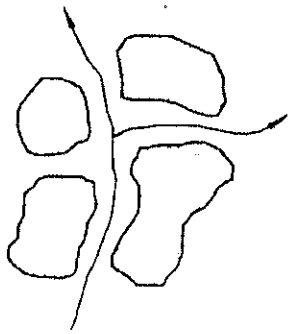
ลักษณะของตัวกลางที่นิยมใช้เป็นตัวกลางสำหรับจุลินทรีย์ยึดเกาะ ดังภาพที่ 4 แบ่งออกเป็น 6 แบบคือ

1. รูปร่างไม่แน่นอน ได้แก่ ทราย หิน ถ่านหิน ชิ้นพลาสติก ชิ้นไม้ เป็นต้น
2. รูปร่างชัดเจนได้แก่ รองเท้าแตะ ท่อพลาสติก แหวนต่าง ๆ เป็นต้น
3. คล้ายเส้นหรือท่อนเสาได้แก่ ท่อนไม้ กิ่งไม้ เส้นถักไฟเบอร์ เป็นต้น
4. คล้ายแผ่นแข็งได้แก่ แผ่นไม้ แผ่นลอนพลาสติก ตาข่ายพลาสติก เป็นต้น

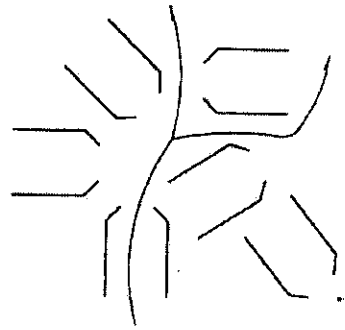
5. คล้ายกล่องรูพรุนได้แก่ ท่อนพลาสติกรูพรุน ท่อนรวงผึ้ง เป็นต้น

6. คล้ายพรม ได้แก่ แผ่นพรม เป็นต้น

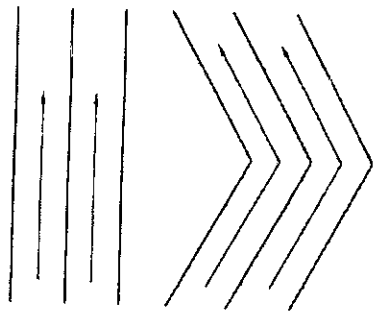
โดยทั่วไป ตัวกลางที่มีลักษณะเม็ด ๆ สามารถจับตะกอนแขวนลอยได้ดีมาก แต่มีข้อเสียที่ตัวกลางค่อนข้างต้านกระแสน้ำไหลผ่าน ทำให้เกิดปัญหาการอุดตันได้ง่าย



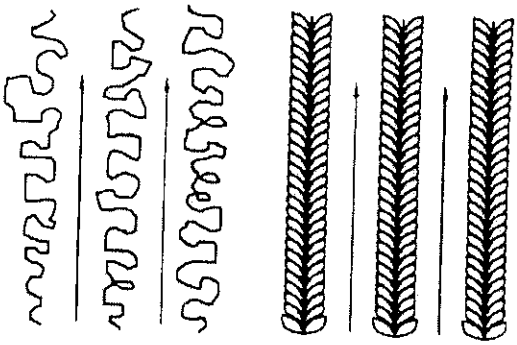
(ก) แบบมีรูปร่างไม่แน่นอนและมีการจัดวางเรียงไม่มีระเบียบ



(ข) แบบมีรูปร่างแน่นอน และมีการจัดวางเรียงไม่มีระเบียบ



(ค) แบบมีรูปร่างแน่นอนและมีการจัดวางเรียงมีระเบียบ



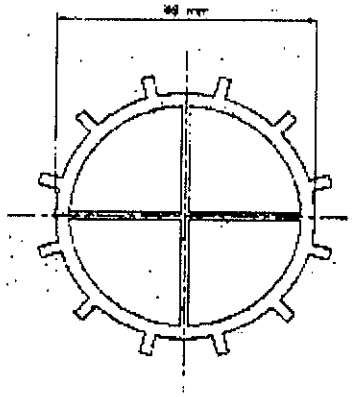
(ง) แบบมีรูปร่างไม่แน่นอน และมีการจัดวางเรียงมีระเบียบ

ภาพที่ 4 ลักษณะของตัวกลางชนิดต่าง ๆ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543, หน้า 122)

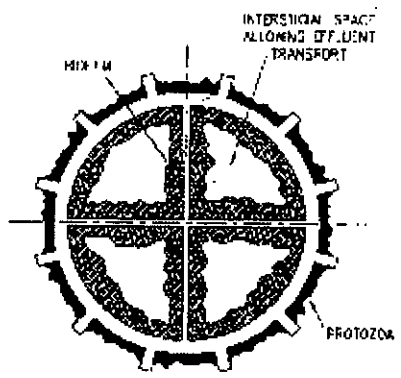
ตัวกลางที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในปัจจุบันและได้รับการจดลิขสิทธิ์ภายใต้ชื่อ Kaldnes ทำมาจากสาร Polyetylene ที่มีคุณสมบัติลอยได้อย่างอิสระในน้ำ และมีพื้นที่ผิวเหมาะแก่การยึดเกาะของจุลินทรีย์ ลักษณะของตัวกลาง Kaldnes ดังกล่าวในภาพที่ 5 และเมื่อมีแผ่นฟิล์มชีวภาพเกิดขึ้นบนตัวกลางจะมีลักษณะดังแสดงในภาพที่ 6

ระบบบำบัดแบบ BSC สามารถนำมาใช้บำบัดน้ำเสียจากชุมชนและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ตลอดจนสามารถนำมาใช้ในการปรับปรุงการทำงานของระบบบำบัดที่มีอยู่เดิมให้มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ BSC มีข้อดีกว่าระบบบำบัดทั่วไป คือ

1. มีปริมาณมวลชีวภาพในระบบสูง (ประมาณ 10,000 – 12,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกได้สูงขึ้น และยังช่วยลดขนาดของระบบบำบัดลง
2. สามารถนำไปใช้ร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียประเภทอื่น ๆ ได้ง่าย
3. ไม่มีความจำเป็นต้องนำตะกอนจุลินทรีย์ย้อยกลับเข้าสู่ระบบเหมือนแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ ทำให้สามารถลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียลง
4. สามารถประยุกต์ใช้ได้กับทั้งสภาพ Aerobic และ Anoxic
5. สามารถลดขั้นตอนในการดูแลระบบบำบัดลง
6. สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจากน้ำเสียได้



ภาพที่ 5 ลักษณะตัวกลางแบบ Kaldnes
(Harvey & Siviter, 1999)



ภาพที่ 6 ตัวกลางที่มีแผ่นฟิล์มชีวภาพ
(Harvey & Siviter, 1999)

การกำจัดสารอาหารในน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal: BNR)

สารอาหารหรือธาตุอาหาร คือธาตุที่จำเป็นในการดำรงชีพของสิ่งมีชีวิตต่าง ๆ โดยใช้ปริมาณน้อยมากได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งสารอาหารทั้งสองเป็นสารอาหารหลักที่เกี่ยวกับน้ำเสียและน้ำทิ้งออกจากระบบ ถ้าสารอาหารทั้งสองถูกปล่อยจากระบบบำบัดน้ำเสียก็อาจทำให้เกิดปัญหาการเจริญเติบโตของสาหร่าย และพืชน้ำต่าง ๆ จนเต็มพื้นที่ผิวของแหล่งน้ำธรรมชาติที่เรียกว่าสาหร่ายเบ่งบาน (Algal Bloom) ดังนั้นน้ำเสียที่ออกจากบ้านเรือนและโรงบำบัดน้ำเสียจึงควรต้องควบคุมปริมาณสารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสให้มีน้อยที่สุดที่จะไม่ให้เกิดปัญหาดังกล่าวต่อไป

ปัญหาการเกิดธาตุอาหารในแหล่งน้ำ

1. ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน

น้ำเสียชุมชนของประเทศไทยมีลักษณะไม่แน่นอน ขึ้นอยู่กับน้ำเสียจากอาคารชุดหรือน้ำเสียที่ผ่านบ่อเกรอะ หรือน้ำเสียที่มีน้ำใต้ดินและน้ำฝนเข้ามาปะปนมากหรือน้อย ระบบบำบัดแบบเดิมมุ่งเน้นกำจัดเฉพาะบีโอดีซึ่งไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์และแอมโมเนียม หรือที่เรียกว่าค่าทีเคเอ็นจะถูกระบายลงลำน้ำในอัตรา 30 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ทำให้น้ำเกิดความต้องการออกซิเจนจำนวนมากเพื่อมาออกซิไดส์สารไนโตรเจนให้เป็นไนเตรทในท้ายที่สุด

2. โรคเด็กตัวเขียว

หากมีไนโตรเจนถูกระบายลงสู่ลำน้ำ และไนโตรเจนถูกออกซิไดซ์เป็นไนเตรทแล้วพบว่าไนเตรทในแหล่งน้ำสามารถแทรกตัวเข้าสู่บ่อตื้นหรือบ่อบาดาลได้ เมื่อชุมชนนำน้ำนั้นมาบริโภคจะเกิดปัญหาเด็กตัวเขียว หรือ Blue Baby ซึ่งเกิดจากเด็กอ่อนบริโภคน้ำที่มีไนเตรทสูงเกินไป โดยไนเตรทจะถูกลดรูปเป็นไนไตร์ทในตัวเด็ก และเมื่อถูกส่งถ่ายไปกับโลหิตแดงก็จะแย่งออกซิเจนจากโลหิตแดงนั้น ๆ จนเกิดเป็นโลหิตดำที่ขาดออกซิเจน ทำให้เด็กมีอาการตัวเขียวและเสียชีวิตได้ ค่ามาตรฐานของไนเตรทในน้ำดื่มไม่เกิน 10 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

3. ความเป็นพิษของแอมโมเนียและไนไตร์ท

ถ้าน้ำเสียที่ถูกปล่อยทิ้งในแหล่งน้ำอยู่ในสภาพรีดิวซ์ หรือเซพติกและค่าพีเอชของน้ำมีค่าสูง เช่น มากกว่าหรือเท่ากับ 8 เกลือแอมโมเนียมในน้ำเสียจะถูกแปรสภาพเป็นแอมโมเนียอิสระ ซึ่งเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำมาก องค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมของสหรัฐอเมริกาได้รายงานว่าแอมโมเนียอิสระเพียง 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ก็สามารถเป็นพิษต่อปลาหลายชนิดได้

4. ยูโทรฟิเคชัน

หากมีธาตุอาหารไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสมากเกินไปในแหล่งน้ำปิดเช่น อ่างเก็บน้ำหรือทะเลสาบ ที่มีน้ำเก็บกักมากกว่า 20 วัน ก็จะทำให้เกิดปัญหายูโทรฟิเคชันขึ้น ทำให้น้ำประปามีกลิ่นคาวของสาหร่าย หรือปลาตายในเวลากลางคืน

5. ผลสืบเนื่องจากยูโทรฟิเคชัน

นอกจากปัญหาข้างต้นแล้วภาวะสาหร่ายสะพรั่งหรือเบ่งบาน ก็ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดแล้วในรูปอื่น ๆ ตามมา กล่าวคือธาตุอาหารที่ปล่อยทิ้งก่อให้เกิดการเจริญเติบโตของสาหร่าย ซึ่งเมื่อสาหร่ายจมลงสู่ก้นอ่างหรือก้นทะเลสาบและเกิดการย่อยสลายทางธรรมชาติแล้ว สารอินทรีย์จากซากสาหร่ายพวกนี้ก็สามารถทำให้ค่า DO ในน้ำลดลงจนเกิดความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำและสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ ในน้ำได้ ซึ่งการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีววิทยาสามารถนำไปประยุกต์ใช้กับการบำบัดมลพิษทางด้านน้ำเสียจากชุมชนโดยแบ่งออกเป็นการกำจัดฟอสฟอรัสและการกำจัดไนโตรเจน ดังตารางที่ 1

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (Biological Nitrogen Removal: BNR)

หลักการ

น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์พวกไนโตรเจนจะประกอบด้วย สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) และสารแอมโมเนียมไนโตรเจน (Ammonium Nitrogen) การเจริญเติบโตหรือขยายพันธุ์เซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ในน้ำเสีย จะทำให้ปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียลดลง ซึ่งพบว่าค่าไนโตรเจนลดลง 8 – 20% เมื่อมีจำนวนจุลินทรีย์สะสมในระบบ 12%

ตารางที่ 1 วิธีกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียโดยวิธีทางชีวภาพ

ชนิดของกระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
● ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน	1. ประหยัดค่าลงทุน 2. ไม่มีปัญหาการกำจัดน้ำเสียขั้นสุดท้าย 3. สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้งหมด	1. ต้องมีจำนวนถังบำบัดมากกว่าระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ 2. สารพิษอาจส่งผลให้ระบบบำบัดไม่คงที่
● การเก็บเกี่ยวสาหร่าย	1. สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส 2. ไม่ใช้เครื่องจักรยุ่งยาก	1. ต้องมีการจัดเก็บและกำจัดเศษสาหร่ายอย่างมีประสิทธิภาพ 2. ภูมิอากาศเหมาะสมตลอดปี 3. มีระบบกำจัดหรือแยกตะกอนแขวนลอยพวกสาหร่ายที่มากับน้ำทิ้ง
● ระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ดัดแปลง	1. ประหยัดค่าลงทุน 2. สามารถกำจัดได้ทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบเดียว ไม่ต้องสิ้นเปลืองค่าใช้สารเคมี และลดปริมาณตะกอนปนเปื้อนจากสารเคมีที่เติมลงไปด้วย	1. อาจไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ตลอดเวลา เพราะมีปัจจัยอื่นๆที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัส 2. มีปริมาณสลัดจ์ทิ้งมากกว่าระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ 3. สารพิษที่ปนเปื้อนในน้ำจะส่งผลให้ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

ซึ่งทำให้ไนโตรเจนในน้ำเสียจะถูกบำบัดออกไป โดยอาศัย 2 ขั้นตอนในการกำจัดน้ำเสียได้แก่กระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังสมการดังต่อไปนี้

กระบวนการไนตริฟิเคชัน

$$NH4+ + 2O2 \longrightarrow NO3- + 2H+ + H2O$$

กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

$$NO3- + 5/6CH3OH \longrightarrow 1/2N2 + 5/6\ CO2 + 7H2O + OH-$$

การที่จะกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียให้หมดนั้นต้องเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นสารแอมโมเนียมไนโตรเจน และเป็นก๊าซไนโตรเจน ในท้ายที่สุด (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Biological Phosphorus Removal: BNP)

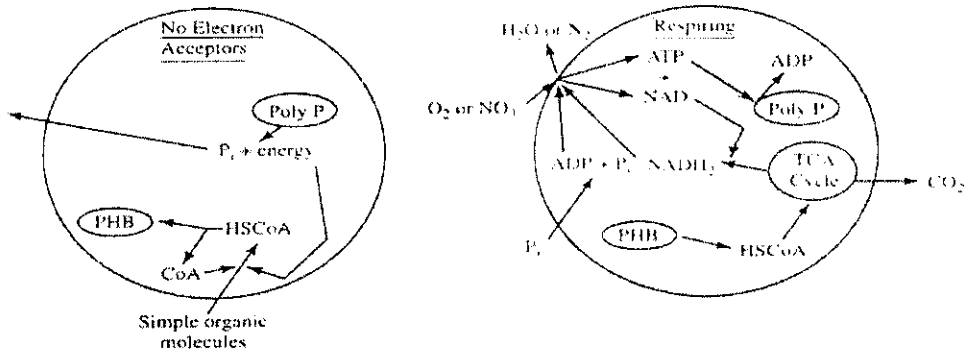
หลักการ

การปล่อยน้ำทิ้งที่มีสารคาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติมากขึ้น ทำให้จุลินทรีย์ในน้ำเจริญเติบโตได้ดี และเกิดการขยายพันธุ์ทวีคูณมากมาย มีการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำมากขึ้นตามจำนวนจุลชีพที่มีอยู่ จนกระทั่งออกซิเจนที่มีอยู่ในแหล่งน้ำถูกใช้จนหมด ทำให้เกิดปัญหาขาดอากาศในแหล่งน้ำธรรมชาติ พบว่าค่า DO เท่ากับศูนย์ น้ำจึงมีลักษณะดำ และมีกลิ่นเหม็นเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ เกิดการเน่าตายของสิ่งมีชีวิตที่ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิต อีกทั้งฟอสฟอรัสยังเป็นสารสำคัญที่ก่อให้เกิดสาหร่ายเซลล์เดียวในน้ำอย่างมาก ทั้งที่มองเห็นและไม่เห็นด้วยตาเปล่าอย่างรวดเร็ว ทำให้น้ำมีสีเขียวหรือสีแดง เกิดสาหร่ายเบ่งบานหรือเรียกว่า Algal Bloom เมื่อสาหร่ายเหล่านี้ตายทับถมกันจะทำให้น้ำมีสภาพเน่าเสียตามมา

1. กลไกของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

หลักการของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพคือ กลไกการรับและให้พลังงานของเซลล์แบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนหลักคือ ขั้นแอน็อกซิก (Anoxic) และขั้นแอโรบิค (Aerobic) ในการจัดกระบวนการบำบัดแบบถังแอน็อกซิกตามด้วยถังแอโรบิค ทำให้จุลินทรีย์สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างเต็มที่ จุลินทรีย์สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ 4-12 % ของมวลจุลินทรีย์ สำหรับสลัดจ์ที่ปล่อยออกมาจะมีปริมาณฟอสฟอรัสสูง อธิบายได้จากภาพที่ 7 คือ ในสภาวะ Anoxic จะมีแบคทีเรียชนิด Facultative ได้รับสารอาหารจำพวกอะซิเตต (Acetate) และผลผลิตอื่น ๆ จากการหมักจนได้สาร Fatty Acids ผลผลิตที่ได้ทั้งหมดจะถูกเก็บไว้ในเซลล์ในรูปของ

Polyhydroxybutyrate (PHB) เมื่อแบคทีเรียได้รับสารคาร์บอนจากภายนอกเซลล์จะเก็บสารคาร์บอนไว้ภายในเซลล์ และสร้างแหล่งที่เก็บคาร์บอนเพื่อสร้างพลังงานภายในเซลล์ ซึ่งเซลล์ต้องการพลังงานเพื่อทำกิจกรรมดังกล่าว พลังงานที่ใช้นี้ส่วนใหญ่นำมาจาก Phosphate Bonds ของกลุ่มโพลีฟอสเฟต ทำให้เกิดการคายของออโธฟอสเฟต (Orthophosphate) ในน้ำ ต่อมาเมื่อแบคทีเรียอยู่ในสภาวะ Aerobic จะเกิดการใช้ออโธฟอสเฟตเพื่อการสังเคราะห์กลุ่มโพลีฟอสเฟตใหม่ ส่วนปริมาณออกซิเจนจะถูกใช้ย่อยสลายสาร Organic Carbon ต่อไป จนเกิดการออกซิไดซ์ได้ก๊าซ CO_2 น้ำ และเซลล์ใหม่ด้วย



ภาพที่ 7 กลไกของการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Rittmann & McCarty, 2001, p. 541)

งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

งานวิจัยในต่างประเทศ

1. การบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์บนตัวกลางยึดเกาะ

ในปัจจุบันเทคโนโลยีการใช้แผ่นฟิล์มยึดเกาะอยู่บนตัวกลางที่แขวนลอยในน้ำกำลังได้รับความสนใจอย่างกว้างขวาง โดยเฉพาะอย่างยิ่งการนำมาใช้ในการปรับปรุงประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียที่มีอยู่ เนื่องจากมีข้อดีหลายประการดังกล่าวข้างต้น และสามารถนำมาใช้ร่วมกับทุกขั้นตอนของการบำบัดน้ำเสีย นอกจากนี้ยังสามารถใช้กับน้ำเสียประเภทต่าง ๆ ได้อีกด้วย

ในปี ค.ศ. 1997 Dalentoft and Thulin ได้พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบมีตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ โดยตัวกลางที่นำมาใช้ในการศึกษานี้สามารถแขวนลอยและเคลื่อนที่ได้อย่างอิสระในน้ำ การทดลองพบว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้มีข้อดีหลายประการได้แก่ ระบบสามารถรับภาระบรรทุกของสารอินทรีย์ที่เปลี่ยนแปลงในช่วงกว้างได้ ระบบสามารถทนต่อสารพิษต่าง ๆ ได้ และไม่จำเป็นต้องมีการนำตะกอนย้อนกลับเข้าสู่ระบบใหม่ นอกจากนี้ยังสามารถแยกตะกอนออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วได้ง่ายขึ้นด้วย (Dalentoft & Thulin, 1997)

Welander et al. (1997) ทดลองใช้วิธีแผ่นฟิล์มชีวภาพที่เจริญบนตัวกลางมาบำบัดน้ำเสียจากกองขยะ โดยใช้ตัวกลางที่แตกต่างกัน 3 ชนิดคือ ตัวกลาง A เป็นหลอด Polyetylene ขนาดความยาว 8 มิลลิเมตรที่เคลือบผิวด้วย Ammonium Chloride ตัวกลาง B เป็นหลอด Polyetylene ขนาดความยาว 10 มิลลิเมตร ที่ผนังด้านในขรุขระ และตัวกลาง C เป็นหลอด Cellose ขนาดความยาว 3 มิลลิเมตร พบว่าชุดการทดลองที่ใช้ตัวกลาง C มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด โดยปฏิกิริยา Nitrification สามารถเกิดได้ในอัตราเร็ว 40 กรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจนต่อลูกบาศ์กเมตรต่อชั่วโมง

Rostron et al. (2001) ได้นำวิธีการตรึงเซลล์จุลินทรีย์มาประยุกต์ใช้กับการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณแอมโมเนียสูง (500 – 1000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ในการทดลองนี้ ใช้วิธีตรึงเซลล์จุลินทรีย์ 2 วิธีคือ การใช้เซลล์จุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่ที่ผิวของตัวกลาง 2 ชนิด (Linpor & Kaldnes) และการหุ้มห่อเซลล์จุลินทรีย์ภายในถุงโพลิเมอร์ของ Polyvinyl alcohol (PVA) โดยเซลล์จุลินทรีย์ที่ถูกตรึงด้วย PVA มีอัตราของปฏิกิริยา Nitrification สูงสุดและจุลินทรีย์ไม่ถูกชะออกไปจากระบบ

2. การบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์บนตัวกลางยึดเกาะร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียอื่น ๆ

การประยุกต์ใช้ BSC กับระบบบำบัดน้ำเสียขั้นต้น

ถังตกตะกอนขั้นต้น (Primary Sedimentation Tank) ในระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไป ทำหน้าที่ในการลดค่า BOD ที่อยู่ในรูปของแข็งที่ตกตะกอนได้ (Settleable Solid) โดยอาศัยการตกตะกอนตามแรงโน้มถ่วงของโลก แต่การบำบัดน้ำเสียขั้นต้นนี้ มีข้อเสียคือ ไม่สามารถกำจัดค่า BOD ที่อยู่ในรูปละลายน้ำได้ จึงทำให้น้ำที่ออกจากการบำบัดขั้นแรกยังมีค่า BOD สูง และเพิ่มภาระในการทำงานของการบำบัดน้ำเสียขั้นต่อไป อันจะส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียโดยรวมเสียไป เพื่อเป็นการแก้ปัญหาดังกล่าว จึงได้มีการนำระบบ BSC มาใช้ในถังตกตะกอนขั้นต้น พบว่าสามารถช่วยลดปริมาณตะกอนและของแข็งแขวนลอย ตลอดจนเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด BOD ได้ถึง 85% อีกด้วย (Harvey & Siviter, 1999)

การประยุกต์ใช้ BSC กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated Sludge

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ส่วนใหญ่ สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้เพียงอย่างเดียวเท่านั้น แต่ไม่สามารถกำจัดธาตุอาหารได้ จึงมีความพยายามที่จะแก้ปัญหาดังกล่าวโดย การเพิ่มถังเติมอากาศ หรือเพิ่มการบำบัดในขั้นทุติยภูมิแบบ Fixed Film Thickling Bio-Filter อย่างไรก็ตามทั้งสองวิธีนี้มีค่าก่อสร้าง และค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง อีกทั้งระบบยังยากต่อการดูแลรักษา ดังนั้นเพื่อเป็นการหลีกเลี่ยงปัญหาต่าง ๆ ที่เกิดขึ้น และเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ จึงได้มีการนำเทคโนโลยี BSC มาใช้ร่วมกับระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์

ตัวอย่างการประยุกต์ใช้ BSC ร่วมกับแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียของเมือง Colchester ประเทศอังกฤษ ซึ่งเดิมใช้ระบบบำบัดแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ที่มีบ่อเติมอากาศชนิดไหลตามกัน (Plug Flow Activated Sludge) ต่อมาได้มีการปรับปรุงโดยแบ่งบ่อเติมอากาศออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนที่ 1 มีปริมาตร 255 ลูกบาศ์กเมตร และมีตัวกลางสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ สำหรับส่วนที่ 2 มีปริมาตร 2,100 ลูกบาศ์กเมตร และมีการเติมอากาศตามปกติ น้ำที่ผ่านระบบดังกล่าวจะมีค่า BOD ลดลงจาก 200 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 25 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นร้อยละ 88 และค่าแอมโมเนียลดลงจาก 36 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 15 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นร้อยละ 60 (Harvey & Siviter, 1999)

Parker, Rusten, Wien and Silijudalen (2002) ได้นำวิธีการแบบฟิล์มชีวภาพที่เจริญบนตัวกลางยึดเกาะมาใช้ร่วมกับระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ โดยขั้นแรกน้ำเสียจะผ่านจุลินทรีย์ที่เจริญเป็นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางยึดเกาะก่อน แล้วจึงเข้าสู่ระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ พบว่าระบบมีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนได้ดี นอกจากนี้ยังช่วยลดขนาดของถังเติมอากาศและถังตกตะกอนในระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์อีกด้วย

Liu, Groenestijn, Doddema and Wany (1996) ได้ศึกษาการประยุกต์ใช้แผ่นฟิล์มชีวภาพร่วมกับการบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยขั้นแรกน้ำเสียเข้าสู่ถัง Anoxic ที่มีตัวกลางสำหรับให้จุลินทรีย์ประเภท Denitrifying Bacteria ยึดเกาะ หลังจากนั้นน้ำเสียจึงผ่านเข้าสู่ถังเติมอากาศก่อนที่จะถูกส่งไปยังถังตกตะกอน ระบบแบบนี้มีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และ COD ได้ 75 92 และ 88% ตามลำดับ

Rustin, Cashiont, Johnson, Davoren and Devall (1999) ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียจากโรงกลั่นน้ำมัน Exxon โดยใช้พลาสติกเป็นตัวกลางสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ก่อนนำน้ำเสียเข้าระบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้สามารถกำจัดได้ทั้งสารอินทรีย์ประเภทที่ย่อยสลายง่ายและย่อยสลายยาก นอกจากนี้ยังพบว่า น้ำที่ผ่านการบำบัดโดยวิธีนี้จะมีค่า BOD เท่ากับ 3.4 มิลลิกรัมต่อลิตร

Munchm, Barr, Watts and Keller (2000) ปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอคติเวจเต็ดสลัดจ์ของเมือง Brisbane ประเทศออสเตรเลีย โดยวิธีแผ่นฟิล์มชีวภาพบนตัวยึดเกาะที่แขวนลอยในน้ำ ในการทดลองได้แบ่งถังปฏิกิริยาออกเป็น 3 ส่วนคือ ส่วนที่อยู่ในสภาพ Anoxic ไม่มีการเติมอากาศ ส่วนที่ 2 เป็นสภาพ Aerobic มีการเติมอากาศตลอดเวลา และส่วนที่ 3 เป็นสภาพ Aerobic และมีตัวกลางสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ผลการทดลองพบว่า น้ำที่ผ่านการบำบัดในถังปฏิกิริยาทั้ง 3 ส่วนมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ไนโตรเจน (NH_4^+-N และ NO_x^--N) ต่ำกว่า 12

มิลลิกรัมต่อลิตร จึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำเทคโนโลยีการใช้ตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะมาช่วยปรับปรุงประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

การประยุกต์ใช้ BSC กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Trickling filter

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Trickling Filter ของเมือง Bury St Edmunds ประเทศอังกฤษ มีประสิทธิภาพต่ำ ไม่สามารถกำจัด BOD และแอมโมเนียได้ตามค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง จึงได้มีการติดตั้งระบบ BSC ขึ้นโดยรับน้ำที่ผ่านการบำบัดจาก Trickling filter แล้วมาบำบัดต่ออีกขั้นหนึ่งก่อนที่จะส่งไปสู่บ่อตกตะกอนขั้นสุดท้าย พบว่าเมื่อมีการนำระบบ BSC มาใช้จะทำให้ค่า BOD แอมโมเนีย และของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งมีค่า 6.8 0.23 และ 12.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (Harvey & Siviter, 1999)

การประยุกต์ใช้ BSC กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Sequencing Batch Reactor

Helness and Odgarrd (1999, 2001) ใช้ตัวกลางที่มีจุลินทรีย์ยึดเกาะมาช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR ซึ่งจะทำให้ปฏิกิริยา Nitrification Denitrification และ Phosphorus Uptake เกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ในขณะเดียวกัน ทำให้ประสิทธิภาพการทำงานของระบบสูงขึ้นกว่าระบบ SBR ทั่วไป

Garzon–Zeniga and Gonzaliz–Martimz (1996) ได้ศึกษาความเป็นไปได้ของการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในระบบ SBR ที่มีแผ่นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางยึดเกาะ โดยมีขั้นตอนของการบำบัดดังนี้คือ Anaerobic/ Aerobic/ Anoxic/ Aerobic ข้อดีของการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียชนิดนี้คือ มีปริมาณมวลชีวภาพในระบบสูง ใช้ระยะเวลาในการตกตะกอนน้อย และปฏิกิริยาแบบ Aerobic และ Anaerobic สามารถเกิดขึ้นได้ในระบบเดียวกัน ระบบสามารถกำจัด COD ฟอสเฟต และ แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ได้ร้อยละ 85 75 และ 87 ตามลำดับ ความสัมพันธ์ระหว่าง Nitrifying Bacteria และ Phosphate Accumulation Bacteria มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

Pastorelli et al. (1997, 1999) ได้นำตัวกลางที่ทำจาก Polyethylene มาเป็นวัสดุสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะในระบบ SBR โดยปฏิกิริยา Carbon Uptake และ Phosphorus Release เกิดขึ้นในขั้น Anaerobic ส่วนปฏิกิริยา Nitrification และ Phosphorus Uptake เกิดขึ้นในขั้นAerobic สำหรับปฏิกิริยา Denitrification จะเกิดขึ้นที่บริเวณชั้นในสุดของแผ่นฟิล์มชีวภาพที่ยึดเกาะบนตัวกลาง จากข้อมูลในการทดลองนี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้ปรับปรุงการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียจริงได้ เนื่องจากระบบมีข้อดีหลายประการเช่น ไม่มีปัญหาการอุดตันของระบบ ของแข็งแขวนลอยในระบบน้อยและง่ายต่อการตกตะกอน การเริ่มต้นเดินระบบง่ายไม่มีความซับซ้อน เป็นต้น

การประยุกต์ใช้ BSC กับระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Equalization Tank

Rusten, Siljudalen, Wien and Eidem (1998) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปเนื้อไก่ โดยใช้บ่อปรับเสถียรที่มีการเติมอากาศร่วมกับถังปฏิกิริยาที่มีแผ่นฟิล์มชีวภาพบนตัวยึดเกาะ ต่อเนื่องกัน 2 ถัง ซึ่งในระบบบำบัดดังกล่าวจุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะยึดเกาะอยู่บนผิวของตัวกลาง ทำให้มีจุลินทรีย์เพียงเล็กน้อยในน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบ จึงไม่มีความจำเป็นต้องใช้ถังตกตะกอนในการแยกจุลินทรีย์ออกจากน้ำ นอกจากนี้ระบบยังมีประสิทธิภาพในการลดค่า COD ได้ประมาณ 90 – 95%

การประยุกต์ใช้ BSC กับการกำจัดธาตุอาหาร

Aspegren, Nyberg, Andersson, Gotthardsson and Jansen (1998) ศึกษาการปรับปรุงการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ของเมือง Malnimol ประเทศสวีเดน โดยใช้วิธีแผ่นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางยึดเกาะ จึงทำให้น้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดมีค่า BOD เท่ากับ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจน 8 มิลลิกรัมต่อลิตร และ ฟอสฟอรัส 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีประสิทธิภาพดีกว่าวิธีการบำบัดน้ำเสียที่มีอยู่เดิม เนื่องจากระบบมีความสามารถในการกำจัดธาตุอาหารเพิ่มขึ้น

ระบบบำบัดน้ำเสียของเมือง Braintree ประเทศอังกฤษ ประสบปัญหาไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ตามค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง อีกทั้งยังต้องรองรับน้ำเสียจากจำนวนประชากรที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว จึงได้มีการนำเทคโนโลยี BSC มาใช้แทนระบบบำบัดเดิมที่มีอยู่ โดยขั้นแรกน้ำเสีย (ที่มีธาตุไนโตรเจน) จะถูกส่งเข้าถังปฏิกิริยาที่มีสภาพขาดอากาศ (Anoxic) ซึ่งมีตัวกลางสำหรับจุลินทรีย์ยึดเกาะบรรจุอยู่ ต่อจากนั้นน้ำเสียจึงถูกส่งเข้าสู่ถังเติมอากาศในขั้นที่ 2 ต่อไป ค่า BOD แอมโมเนีย และของแข็งแขวนลอย ของน้ำที่ผ่านการบำบัดด้วยวิธีใหม่มีค่าเท่ากับ 16 8 และ 32 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ นอกจากนี้ระบบยังสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ถึง 60% (Harvey & Siviter, 1999)

Deguchi and Hoshi (2002) ทำการทดลองเกี่ยวกับลักษณะของแผ่นฟิล์มชีวภาพภายในตัวกลางชนิด Porous ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ SBR โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ปริมาตร 15 ลิตร และตัวกลางชนิด Chemostal ใช้ปริมาตรน้ำ 30 ลิตร และการทดลองพบว่ามีค่าซีโอดีของตัวกลางชนิด Porous และ Chemostal ลดลงเป็น 0.58 และ 0.30 กรัม ตามลำดับ เมื่อเสร็จสิ้นการทดลอง

งานวิจัยในประเทศ

รตีวรรณ อ่อนรัศมี (2537) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบฟิล์มชีวภาพโดยใช้โฟมโพลียูรีเทน (Polyuretane) เป็นตัวกลางยึดเกาะ โดยใช้แบบจำลองประกอบด้วยถังปฏิกิริยาแบบกวนสมบูรณ์ ซึ่งมีโฟมโพลียูรีเทนเคลื่อนที่ไปมาอย่างอิสระภายในถังปฏิกริยาโดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุด ที่มีอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบต่าง ๆ กัน คือ 25 45 และ 60 ลิตรต่อวัน ระยะเวลาเก็บกักประมาณ 14 8 และ 6 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการลดค่า CODได้ 95.23 91.39 และ 87.95% และระบบยังสามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยเป็น 96.90 92.86 และ 87.81% ตามลำดับ

จักรชลัช น้อยเคลือบ (2542) ศึกษาผลของอัตราเร็วและทิศทางในการไหลวนสารอาหารต่อการพัฒนาของฟิล์มชีวภาพในช่วงเริ่มต้นระบบของถังปฏิกรณ์แบบตรึงฟิล์ม (Anaerobic Fixed Film) พบว่าอัตราเร็วในการไหลวนสารอาหาร มีอิทธิพลต่อการเกิดฟิล์ม ชีวภาพบนวัสดุรองรับและประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์แบบตรึงฟิล์มมากกว่าทิศทางการไหลวนสารอาหาร โดยสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่าร้อยละ 90

คนึงนิจ หนูฤทธิ์ (2537) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีววิทยาโดยระบบแอโรบิค-แอนแอโรบิค ที่ควบคุมอุณหภูมิของน้ำในถังปฏิกิริยาให้อยู่ในช่วง 35 - 37 องศาเซลเซียส โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลอง ผลการศึกษาพบว่าความสามารถในการกำจัดฟอสฟอรัสรวมของระบบขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของ COD/P ในน้ำเข้าระบบ โดยฟอสฟอรัสรวมถูกกำจัดได้สูงสุด 81% และ COD ถูกกำจัดได้ 95 – 99% ที่อัตราส่วน COD/P เท่ากับ 57% นอกจากนี้พบว่าปริมาณออโธฟอสเฟตที่ถูกกำจัดในระยะ Aerobic จะมีค่าแปรผันตามกับการปลดปล่อยออโธฟอสเฟตในระยะ Anaerobic

ถนอม รัตนเศรษฐ (2537) ศึกษาเงื่อนไขที่เหมาะสมในการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสทางชีววิทยา ในถังปฏิกิริยาแบบ SBR จากผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการบำบัด SCOD (Soluble Chemical Oxygen Demand) และไนโตรเจนรวมของน้ำเสียสังเคราะห์ มีค่าเฉลี่ย 87.5 - 97.3% และ 87.1 - 91.8 % ตามลำดับ การกำจัดฟอสฟอรัสรวมที่สภาวะคงที่เฉลี่ย 89.8 - 95.3 % เมื่อนำมาทดสอบกับน้ำเสียของมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด SCOD และไนโตรเจนรวมทำได้เฉลี่ย 74.5 - 82.7 % ตามลำดับ สำหรับฟอสฟอรัสไม่สามารถกำจัดได้

ปาจรีย์ ทองสนิท (2539) ศึกษาการพัฒนาระบบซีเควนซิ่งบาทรีแอคเตอร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR) สำหรับบำบัดน้ำเสียจากโรงอาหาร โดยกำหนดระยะเวลาเก็บกักของน้ำเสียเท่ากับ 12 และ 24 ชั่วโมง พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการลดปริมาณ BOD และ COD

ในน้ำเสียได้ร้อยละ 87.1 - 96.0 และ 88.4 - 98.2 ตามลำดับ นอกจากนี้การเพิ่มอัตราการหมุนเวียนน้ำเสียในถังปฏิกริยายังส่งผลต่อปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนตัวกลางด้วย

ประเสริฐ เหล่าบุศณ์อนันต์ (2540) ทำการศึกษาการกำจัดฟอสเฟตและไนโตรเจนจากน้ำเสียด้วยกระบวนการแอนอกซิกทูสเตจ-ออกซิก แอคติเวจเต็ดสลัดจ์ จากการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัด BOD COD ของแข็งแขวนลอย ฟอสฟอรัสรวมทั้งหมด ออโธฟอสเฟต และ ไนโตรเจนรวมได้ 99.69 89.57 98.5 97.6 98.25 และ 98.18% ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าอัตราส่วน BOD : TP และ COD : TP ของระบบรวมมีค่าลดลงเมื่อค่าลดลงเมื่อค่าภาระบรรทุกสารบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มมากขึ้นและอัตราส่วน BOD:TP และ COD:TP ของระบบรวมสูงสุดมีค่าเท่ากับ 100 : 3.448 และ 100 : 2.70 ตามลำดับ

ปริยดา เหล่ารุจิจินดา (2541) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการกำจัดฟอสฟอรัสของกระบวนการแอนแอโรบิค-แอโรบิค โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิต่างๆกันดังนี้คือ 5 15 25 35 และ 40 องศาเซลเซียส พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 100 100 100 72 และ 61 ตามลำดับ COD กรองร้อยละ 99 99 97 99 และ 93 และ ทีเคเอ็นเป็นร้อยละ 67 89 95 94 และ 57 ตามลำดับ สรุปได้ว่าที่อุณหภูมิต่ำ (5 15 25 องศาเซลเซียส) ระบบจะมี ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่าที่อุณหภูมิสูง (35 และ 40 องศาเซลเซียส)