

บทที่ 2

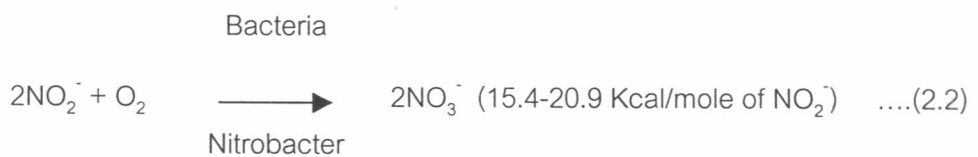
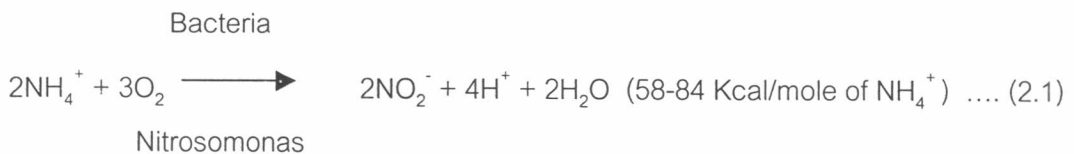
ทฤษฎีและแนวความคิด

2.1 ผลกระทบของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่อสิ่งแวดล้อม

เมื่อน้ำทิ้งที่มีไนโตรเจนและฟอสฟอรัสระบายลงสู่แหล่งน้ำลำคลอง จะเกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมดังต่อไปนี้

- ลดค่าออกซิเจนละลายน้ำและความเป็นต่าง

ถ้าน้ำเสียมีไนโตรเจนอยู่ในรูปแอมโมเนีย เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะถูกแบคทีเรียออกซิไดซ์เป็นไนไตรท์และไนเตรท ดังสมการ



เมื่อรวมสมการทั้งสองข้างต้น



จากสมการ (2.3) เมื่อไม่คิดค่า Yield ของแบคทีเรีย จะเห็นว่าต้องใช้ ออกซิเจนและความเป็นต่าง 4.6 มก.ออกซิเจน/ล. และ 7.07 มก./ล. ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ในการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 มก./ล. (วัดในรูปไนโตรเจน)

เมื่อคิดค่า Yield ของไนโตรโซโมแนซ และไนโตรแบคเตอร์ มีค่าประมาณ 0.15 มก./มก. $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ และ 0.02 มก./มก. $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ตามลำดับ (มันสิน ตัณฑุลเวศน์, 2542b) จะได้สมการดังนี้



ดังนั้นเมื่อคิดค่า ยีล (Yield) ของแบคทีเรีย จะเห็นว่าต้องใช้ออกซิเจนและความเป็นด่าง 4.18 มก.ออกซิเจน/ล. และ 7.14 มก./ล.ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ ในการกำจัดแอมโมเนีย 1 มก./ล. (วัดในรูปไนโตรเจน)

- โรคตัวเขียวในเด็ก (Blue Baby Disease)

เกิดจากการบริโภคน้ำที่มีไนเตรทปนเปื้อน ทั้งนี้องค์การอนามัยโลก (WHO 1984) การประปานครหลวง กรมอนามัยกระทรวงสาธารณสุข (2524) กระทรวงอุตสาหกรรม (2521) ได้กำหนดค่ามาตรฐานของไนเตรทในน้ำดื่มไว้ไม่เกิน 10 มก.ไนโตรเจน/ล. หรือ 45 มก.ไนเตรท/ล.

- ความเป็นพิษของแอมโมเนียและไนไตรท์

สุรพล สายพานิช (2534) แอมโมเนียความเข้มข้นสูงกว่า 1 มก./ล.จะเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ ส่วนไนไตรท์ที่ความเข้มข้น 3 มก./ล.จะเป็นพิษต่อปลา สำหรับไนเตรทถ้าทำปฏิกิริยากับ Amines ก็เกิดสารประกอบ Nitrosamines ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544, อ้างถึง CCREM 1986) สภารัฐมนตรีทรัพยากรสิ่งแวดล้อมในแคนาดา กำหนดค่าไนไตรท์ของแหล่งน้ำไม่เกิน 0.06 มก.ไนโตรเจนต่อลิตร

- ยูโทรฟิเคชัน (Eutrofication)

WEF (1998) หากมีธาตุอาหารไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสในน้ำมากเกินไปในแหล่งน้ำปิดหรือหนองบึง ที่มีเวลากักน้ำมากกว่า 20 วัน จะเกิดปัญหายูโทรฟิเคชัน ทำให้น้ำมีกลิ่นคาวของสาหร่าย หรือปลาตายในช่วงกลางคืน และหากปล่อยไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำมากกว่า 0.05-0.2 มก./ล. และ 0.07-0.03 มก./ล. ตามลำดับ จะเกิดปรากฏการณ์ Red Tide ทั้งนี้อัตราส่วนปริมาตรต่อพื้นที่ผิวของแหล่งน้ำน้อยกว่า 5 เมตร จะมีโอกาสเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันได้มาก

สุรพล สายพานิช (2534) ถ้าในน้ำมีค่า อินทรีย์ฟอสฟอรัส (Inorganic Phosphorus) เกิน 0.01 มก./ล. และมีไนโตรเจนเกิน 0.3 มก./ล. ในสภาพสิ่งแวดล้อมเหมาะสมจะเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันได้ เมื่อสาหร่ายและพืชต่าง ๆ เจริญเติบโตอย่างรวดเร็วเกิดเป็นสารอินทรีย์ กลับมาในลำน้ำอีกตามสมการการสังเคราะห์แสงที่เกิดขึ้นในเวลากลางวัน ดังนี้



จากสมการ (2.5) จะเห็นว่า ไนโตรเจน 1 มก. จะเกิดสารชีวภาพ 10.7 มก. ทำนองเดียวกันฟอสฟอรัส 1 มก. จะทำให้เกิดสารชีวภาพ 78.3 มก. ซึ่งเมื่อพืชเหล่านี้ตายลง จะเกิดความต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายซากพืชเพิ่มขึ้น

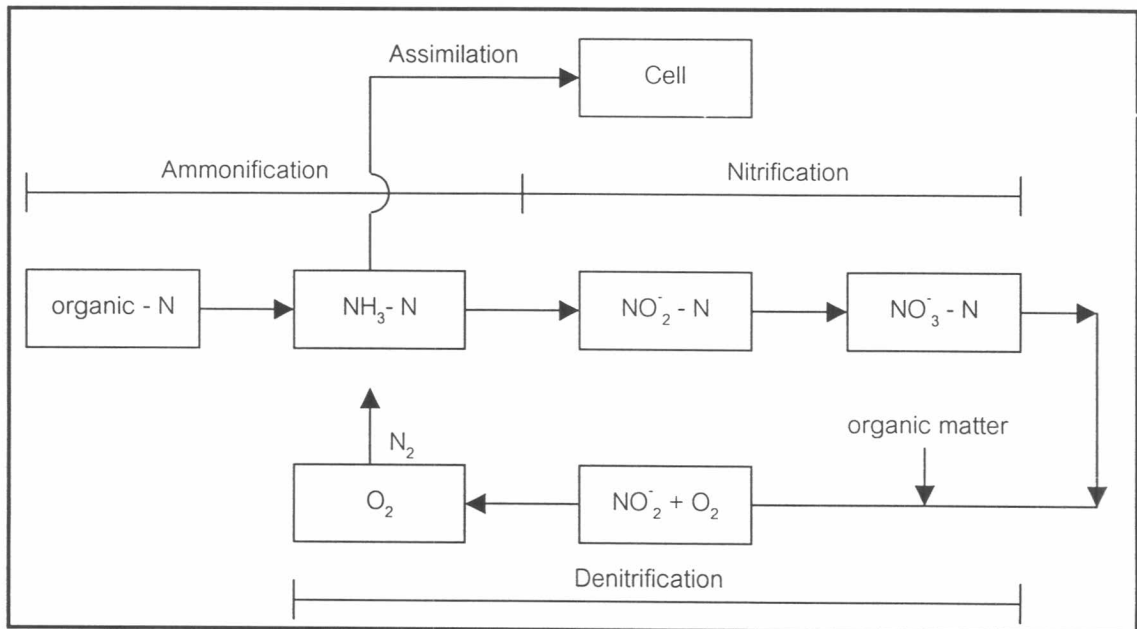
ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544, อ้างถึง Randall และคณะ 1992, Thomann และ Linker 1998) กล่าวว่า ฟอสฟอรัสมักเป็นตัวควบคุมหรือเป็นธาตุอาหารจำกัดในแหล่งน้ำปิด ขณะที่ไนโตรเจนมักเป็นตัวควบคุมหรือเป็นธาตุอาหารจำกัดในบริเวณปากแม่น้ำ และในทะเล เนื่องมาจากในน้ำจืด สาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงินสามารถตรึงไนโตรเจนจากอากาศได้ ดังนั้นการจำกัดฟอสฟอรัสจึงจำเป็นสำหรับแหล่งน้ำปิด แต่ในทางตรงข้ามกับทะเลที่มีฟอสฟอรัสอยู่มากโดยธรรมชาติ ประกอบกับสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงินไม่เจริญเติบโตในภาวะแวดล้อมที่มีความเค็มสูง การจำกัดไนโตรเจนจึงจำเป็นสำหรับน้ำทิ้งที่ปล่อยลงทะเล

2.2 การกำจัดไนโตรเจน

ไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 รูป คือ แอมโมเนีย หรือ แอมโมเนียม (NH_4^+ -N) สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) ไนไตรท์ (Nitrite) และ ไนเตรท (Nitrate)

ปกติแล้วไนโตรเจนเป็นสารอาหาร (Nutrient) ที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต แต่ในน้ำเสียที่มีปริมาณไนโตรเจนมาก จะเกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมดังได้กล่าวมาแล้วข้างต้น ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป น้ำทิ้งจากการบำบัดยังมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 15-35 มก./ล. แต่ในการบำบัดด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน สามารถทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนรวมประมาณ 2-10 มก./ล. ได้

ในการบำบัดน้ำเสีย ไนโตรเจนที่เข้ามาในรูปของสารอินทรีย์หรือแอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นรูปอื่น ภายในสภาวะที่เหมาะสมการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นจากแอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกนำไปสร้างเป็นเซลล์ใหม่ และจะถูกออกซิไดซ์ 2 ขั้นตอนให้อยู่ในรูปของไนเตรท ซึ่งเป็นขั้นตอนของกระบวนการไนตริฟิเคชัน และในที่สุดแล้วไนเตรทจะถูกแปลงรูปอีกครั้งให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เข้าสู่บรรยากาศต่อไป ดังรูปที่ 2-1 โดยจะเหลือสารอินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่สามารถทำการย่อยสลายได้ประมาณ 1 มก./ล. ในน้ำทิ้ง



รูปที่ 2-1 กระบวนการเปลี่ยนแปลงรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ (Sedlak, 1991)

การกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพเป็นการเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปสารประกอบไนโตรเจนโดยผ่านขั้นตอนต่างๆ ดังนี้

1. Ammonification เป็นกระบวนการที่สารอินทรีย์ไนโตรเจน (ในรูปของโปรตีน : ยูเรีย) โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่างๆ ที่มีอยู่ทั่วไปในระบบรวมน้ำเสีย ระบบบำบัดน้ำเสีย และแหล่งรับน้ำทั่วไปทำการย่อยสลายและทำปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสให้กลายเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน
2. Assimilation เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ นำแอมโมเนียไนโตรเจนมาใช้เป็นองค์ประกอบในรูปของสารอาหารในการย่อยสลายสารประกอบคาร์บอนอินทรีย์
3. Nitrification (ไนตริฟิเคชัน) เป็นกระบวนการที่แบคทีเรีย ออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์ และไนเตรท โดยมีแบคทีเรีย ประเภทออกโตโทรบชนิด Nitrosomonas และNitrobacter เป็นตัวย่อยสลาย
4. Denitrification (ดีไนตริฟิเคชัน) เป็นกระบวนการที่แบคทีเรีย ออกซิไดซ์ไนเตรทไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจน (N₂) ไนตริกออกไซด์ (NO₂) และไนตริกออกไซด์ (NO) โดยมีแบคทีเรียประเภทเฮเทอโรโทรบและออกโตโทรบ ใช้ไนเตรทแทนออกซิเจนในการรับอิเล็กตรอน

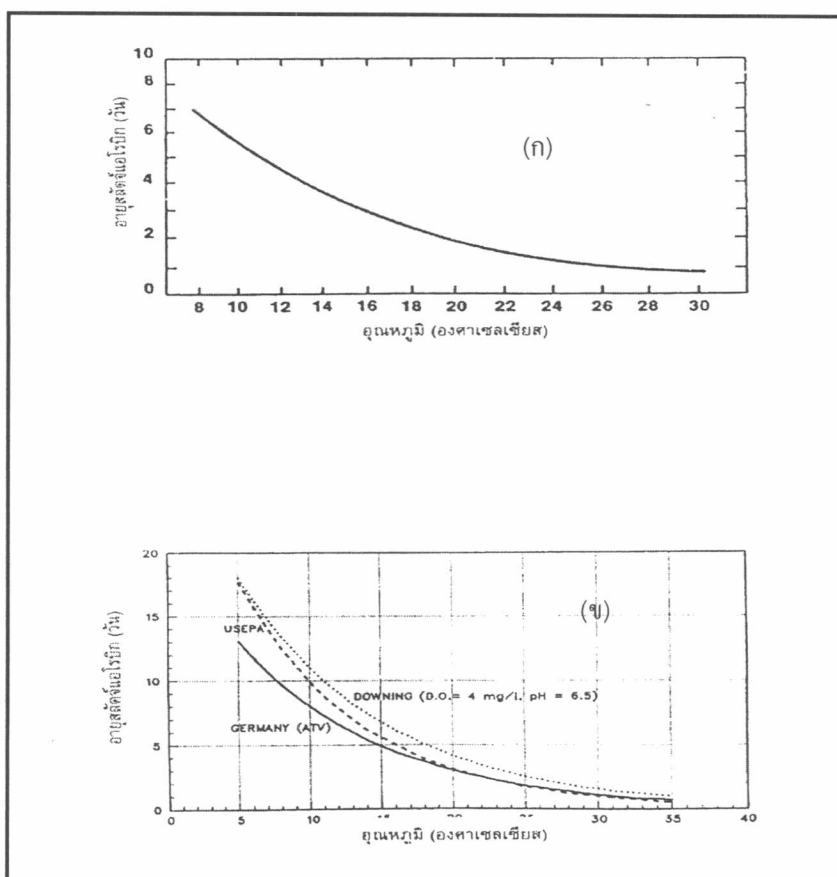
2.2.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

เป็นกระบวนการที่แบคทีเรียออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เปลี่ยนเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดอโตโทรบที่มีอยู่ 2 ชนิด คือ ชนิดไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่ต่างกัน ดังสมการที่ 2.1 ถึง 2.4

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ

กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดในช่วงอุณหภูมิ 4 – 45 °C โดยที่อุณหภูมิ 35 °C เหมาะต่อจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาส และที่อุณหภูมิ 35 – 42 °C เหมาะกับจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ ผลของอุณหภูมิต่อค่าระยะเวลาที่เก็บทางพลศาสตร์ที่ต่ำสุดของปฏิกิริยา ไนตริฟิเคชัน รัชชัย พรพนสวัสดิ์ (2544) ดังรูป



รูปที่ 2-2 (ก) ผลกระทบของอุณหภูมิต่ออายุตะกอนแอโรบิกต่ำสุด (Sedlak 1991 อ้างโดย รัชชัย พรพนสวัสดิ์, 2544)

(ข) ผลกระทบของอุณหภูมิต่ออายุตะกอนแอโรบิกต่ำสุด (WEF 1998 อ้างโดย รัชชัย พรพนสวัสดิ์, 2544)

2) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

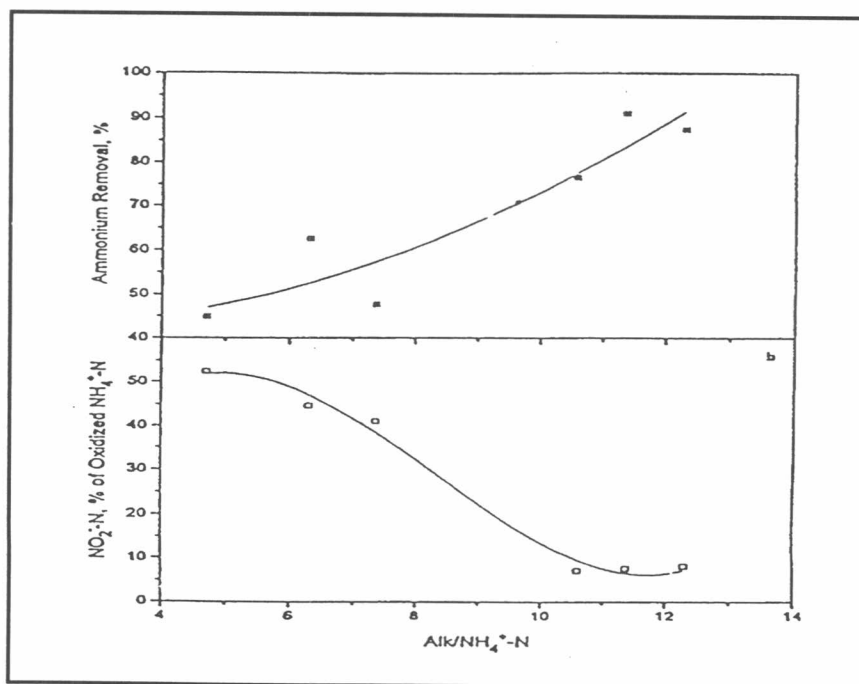
ค่าออกซิเจนละลายมีความสำคัญต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันเนื่องจากเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจากแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยทั่วไปมักให้ค่าระหว่าง 0.5 – 2.5 มก./ล. และมากขึ้นตามอุณหภูมิที่สูงขึ้น จึงจะไม่มีผลกระทบต่อกระบวนการ จากการศึกษา พบว่าไนโตรโซโมนาสและไนโตรแบคทีเรีย ต้องการค่าออกซิเจนละลายสูงกว่า 1 และ 2 มก./ล. ตามลำดับ

3) พีเอช (pH)

ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5 – 8.0 ขึ้นอยู่กับสภาพความเป็นต่าง และคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบ แต่ถ้าอยู่ในสภาวะกรดอัตราการออกซิเดชันแอมโมเนียจะลดลง

4) ค่าความเป็นต่าง (Alkalinity)

จากทฤษฎีที่ค่าความเป็นต่างถูกใช้ไป 7.14 ก. ต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 ก. พบว่าในทางปฏิบัติจะมีค่าเท่ากันหรือน้อยกว่า การลดค่าอัตราส่วนความเป็นต่างต่อค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมาก ดังแสดงในรูปที่ 2-3 และจากการศึกษาของ Hao และ Chen (1994) พบว่าค่าความเป็นต่างที่เหลือน้อยที่สุด ที่จะเกิดกระบวนการนี้ คือ 30 มก./ล. ในกรณีที่ค่าความเป็นต่างเหลืออยู่ประมาณ 50 มก./ล. จุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาสเติบโตดีกว่าไนโตรแบคทีเรีย



รูปที่ 2-3 ผลกระทบของค่าความเป็นต่างต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Hao และChen, 1994)

5) อัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN

ปกติในระบบไนตริฟิเคชันที่มีสารอินทรีย์เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของพวกเฮเทอโรโทรบ ซึ่งมีอัตราการสร้างเซลล์เร็วกว่าพวกไนตริไฟอิง (Nitrifying Bacteria) ทำให้เวลาออกแบบจะต้องคำนึงถึงพวกไนตริไฟอิง โดยมีค่าอายุตะกอน (Solid Retention Time) ให้เพียงพอเพื่อไม่ให้เกิดการชะล้างแบคทีเรียไนตริไฟอิงออกจากระบบ

6) สารยับยั้งและสารพิษ

พวกไนตริไฟอิงมีความอ่อนไหวต่อสารเคมีที่เป็นพิษที่มาในน้ำเสีย ซึ่งทำให้เกิดการขัดขวางกระบวนการไนตริฟิเคชัน หรือมากพอที่จะทำให้แบคทีเรียชนิดนี้ตาย และกระบวนการต้องหยุดลงจนกว่าความเป็นพิษจะหมด แล้วสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่

จากการศึกษาพบว่าสารยับยั้งเนื่องจากพวกไม่มีประจุของไนโตรเจน คือ แอมโมเนีย (NH_3) แอมโมเนียอิสระ (Free Ammonia) กรดไนตริก (HNO_2) และกรดไนตริกอิสระ (Free Nitrous Acid) โดย แอมโมเนียอิสระยับยั้งไนโตรซิโมนาส ที่ความเข้มข้น 10 – 150 มก./ล. และไนโตรแบคเตอร์ที่ 0.1 – 1.0 มก./ล. และกรดไนตริกอิสระเริ่มยับยั้งไนตริไฟอิงทั้งสองชนิดที่ 0.2 – 2.8 มก./ล.

2.2.3 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน ผลิตภัณฑ์ที่ได้ยังมีสารประกอบไนโตรเจน คือ ไนไตรท์ และไนเตรทซึ่งต้องทำการกำจัดต่อ วิธีในการลดไนเตรทในระบบชีวภาพมีอยู่ 2 รูปแบบ คือ

1) กระบวนการ Assimilation เป็นกระบวนการที่เซลล์จุลินทรีย์ใช้ในเตรทในการสังเคราะห์เซลล์แทนแอมโมเนีย เมื่อแอมโมเนียในระบบไม่พอ

2) กระบวนการ Dissimilation หรือ Denitrification เป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้อยู่ในรูปไนโตรทอเรียม, ไนตริกออกไซด์, ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนตามลำดับ โดยทั่วไปแล้วแบคทีเรียชนิดเฮเทอโรโทรบสามารถลดไนเตรทโดยใช้เป็นผู้รับอิเล็กตรอน แม้ว่าแบคทีเรียชนิดออโตโทรบบางชนิดก็สามารถทำได้ โดยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรบที่สำคัญ ได้แก่ Pseudomonas, Micrococcus, Achromobacter และ Bacillus

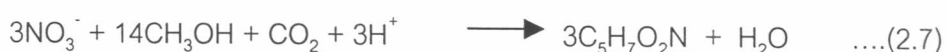
ในกระบวนการนี้จำเป็นต้องใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยา สามารถแบ่งเป็น 2 ชนิด คือ

1. ชนิดใช้สารอาหารไนเตรท (Substrate Nitrate Denitrification) เป็นการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในปฏิกิริยา สามารถแบ่งย่อยแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมลงไปได้อีก คือ

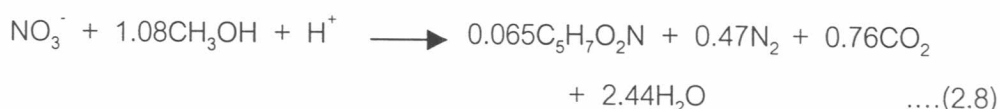
- จากเมทานอล (Methanol) โดยมีสมการเคมีของการใช้ในเตรท คือ



และไนเตรทบางส่วนประมาณร้อยละ 25 ถึง 30 จะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ดังสมการที่ MaCarty (1994) ได้วิเคราะห์ไว้ คือ

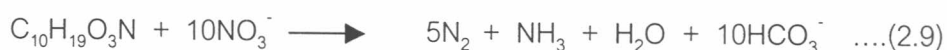


เมื่อรวมสมการ (2.6) และ (2.7) จะได้เป็นสมการรวมในการใช้ในเตรท คือ



จากสมการ (2.8) ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จะต้องใช้เมทานอล 2.47 มก./ล.

- จากแหล่งน้ำเสีย โดยใช้คาร์บอนอินทรีย์จากน้ำเสียคือ $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3$ ดังสมการ



จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จะใช้ค่าซีไอดี 4.4 มก./ล.

2. ชนิดใช้สารอาหารภายในเซลล์ (Endogenous Nitrate Denitrification) เป็นการให้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากการสลายตัวของเซลล์ โดยที่ไนเตรทเป็นผู้รับอิเล็กตรอน ดังสมการ

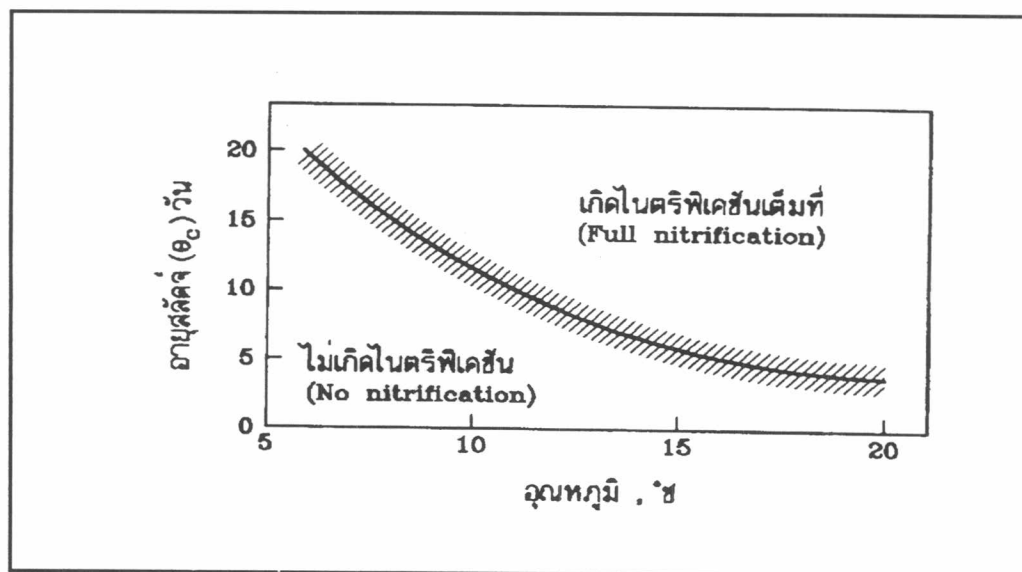


จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. แบคทีเรียจะถูกย่อยสลายไป 2.02 มก./ล. ซึ่งโดยทั่วไปแล้ว กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้จะมีอัตราการเกิดต่ำที่สุด

2.2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ

เกรียงศักดิ์ (2539) กล่าวถึงผลของอุณหภูมิต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แสดงดังรูปที่ 2-4 ซึ่งจากรูปจะเห็นได้ชัดว่าที่อุณหภูมิต่ำกว่า 20 °C มีผลกระทบมากกว่าที่อุณหภูมิสูงกว่า



รูปที่ 2-4 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราดีไนตริฟิเคชันกับอุณหภูมิ (เกรียงศักดิ์, 2539)

2) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการใช้ในเตรทนั้น จะต้องเกิดในสภาวะที่ขาดออกซิเจน (Anoxic) มิฉะนั้นแล้วจุลินทรีย์จะยังคงใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอาหารแทนที่จะใช้ในเตรท ดังนั้นจึงต้องควบคุมให้ระบบมีค่าออกซิเจนละลายให้น้อยที่สุด

โดยทั่วไปแล้วค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ถ้าค่าที่ออกซิเจนละลาย 0.2 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชัน จะเหลือร้อยละ 50 ของที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์ และที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับ 2.0 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 10 ที่ค่าออกซิเจนละลายเท่ากับศูนย์

3) พีเอช (pH) และค่าความเป็นด่าง (Alkalinity)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จะได้รับผลกระทบจากค่าพีเอชน้อยกว่าในกระบวนการไนตริฟิเคชัน และในขณะเดียวกันการเพิ่มความเบสก็จะทำให้พีเอชสูงขึ้น ถ้าความเข้มข้นของไนเตรทที่ถูกกำจัดมีค่าสูง

4) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรท

ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรทเป็นตัวกำหนดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 ก. จะใช้เมธานอล 2.47 ก. การกำจัดไนเตรท 1 มก./ล. ใช้ซีโอดี 8.6 มก./ล. และอัตราส่วนของ บีโอดี : ไนเตรท ที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน คือ 4 : 1

2.3 การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

ฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่มาจากของเสียจากมนุษย์และสัตว์ โดยมักจะพบฟอสฟอรัสในน้ำเสีย 3 รูปแบบ คือ ออร์โธฟอสเฟต โพลีฟอสเฟต และสารอินทรีย์ฟอสเฟต โดยพบ 2 ประเภทหลังมากกว่าถึงร้อยละ 70 ของฟอสฟอรัสในน้ำทั้งหมด ในการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถทำได้ทั้งระบบเคมี และระบบชีวภาพ ปัจจุบันพบว่าระบบการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้รับความนิยมมากกว่าทางเคมี เนื่องจากมีการพัฒนาเทคโนโลยีต่าง ๆ ในขั้นสูงซึ่งจนสามารถเข้าใจกลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพดีขึ้น ประกอบกับข้อดีของกำจัดฟอสฟอรัสทางเคมี ในแง่ค่าสารเคมี และค่าใช้จ่ายในการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น

2.3.1 หลักการพื้นฐานการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดย การสร้างสภาวะที่เหมาะสมเพื่อให้แบคทีเรียชนิดที่มีความสามารถพิเศษในการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ในปริมาณที่สูงกว่าปริมาณพื้นฐานที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโต หรือที่เรียกว่า “การจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างฟุ่มเฟือย (Luxury phosphorus uptake) ให้เป็นกลุ่มเด่นในถังปฏิกรณ์ โดยเรียกกลุ่มแบคทีเรียประเภทนี้ว่า โพลี-พีแบคทีเรีย (Poly-P bacteria) หรือ พีเอโอ (Phosphate Accumulating Organisms, PAOs) ซึ่งในสภาวะที่เหมาะสมสำหรับพีเอโอ คือสภาวะแอนแอโรบิก-แอโรบิก โดยพีเอโอจะสามารถสะสมฟอสฟอรัส ไว้ในเซลล์ได้มากถึงร้อยละ 20-30 ของน้ำหนักตัวแห้ง ขณะที่เซลล์แบคทีเรียโดยทั่วไปจะมีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบของเซลล์ร้อยละ 1.5-2 ของน้ำหนักตัวแห้ง (Metcalf, 2003)

กลุ่มพีเอโอ

แบคทีเรียพีเอโอชนิดแรกที่เป็นที่รู้จัก คือ *Acinetobacter* ถูกค้นพบโดย Fush และ Chen (1975 อ้างโดย Mino, 2000) แต่จากการพัฒนาเทคโนโลยีและวิธีการทดลองหาปริมาณของ *Acinetobacter* โดยวิธี Fluorescent Antibody Staining Technique, Quinone Profile

Measurement และวิธี Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) ทดลองกับตะกอน ฟีเอโอ พบว่า *Acinetobacter* มีปริมาณที่ต่ำ ในระบบ

Nakamura และคณะ (1991, 1995 อ้างโดย Mino,2000) ได้ทำการทดลองในระบบ EBPR ขนาดโต๊ะทดลอง พบว่า แบคทีเรีย *Micronulatus phosphovorus* เป็น ฟีเอโอเช่นกัน

Stante และคณะ (1997) ใช้ระบบเอสปีอาร์ในการทดลอง พบว่า แบคทีเรีย *Lamproedia spp.* มีการสะสมฟอสฟอรัสและ PHB ซึ่งเป็นลักษณะที่สำคัญของ ฟีเอโอ

Bond และคณะ (1995 อ้างโดย Mino,2000) รายงานว่า *Rhodocyclus sp.* เป็นฟีเอโอด้วยเช่นกัน

Ahn และคณะ (2002) ได้ทำการทดลองระบบเอสปีอาร์ หาปริมาณแบคทีเรียที่มีการสะสมฟอสฟอรัสโดยวิธี FISH พบว่า *Rhodocyclus sp.* เป็นกลุ่มเด่นในระบบ ขณะเดียวกันถ้าใช้วิธี Denaturing Gradient Gel Electrolisis of Polymer Chain Reaction amplified 16S ribosomal DNA fragment (PCR-DGGE) พบว่า *Rhodocyclus sp.* และ *Dechlorimonas sp.* เป็นกลุ่มเด่นในระบบ

Kavanaugh และ Randall (1994 อ้างโดย อร รุ่งเรืองรัตน์ ,2542) ได้ทำการศึกษาชนิดของแบคทีเรียในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ พบว่า แบคทีเรีย 4 ชนิดที่เกี่ยวข้องกับการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ คือ *Aeromonas*, *Vibrio*, *Pseudomonas*, *Coliform* และ *Acinetobacter* โดยพบว่า *Acinetobacter* ถูกค้นพบร้อยละ 5 เท่านั้น

Chuang และ Ouyang (2000) ได้ทำการทดลองหาสัดส่วนแบคทีเรียประเภท *Heterotrophs* และ ฟีเอโอ ในระบบแอนแอโรบิก-แอโรบิกแบบไบโอฟิลเตอร์ ในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ พบว่าสัดส่วนของฟีเอโอเป็นร้อยละ 12 ของแบคทีเรียทั้งหมด

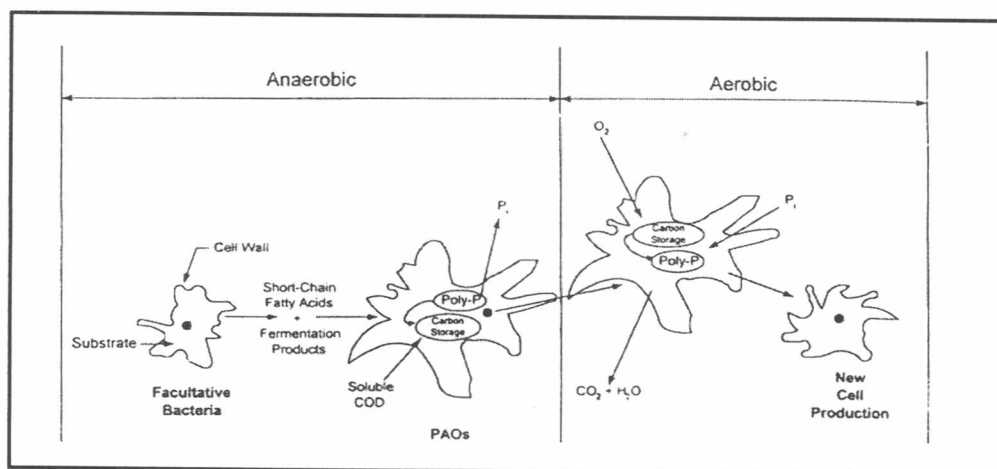
Patureau และ คณะ (2001) พบว่า *Microvirgula aerodenitrificant* สามารถสะสมฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์และเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในในสภาวะมีอากาศได้

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพสามารถอธิบายได้ดังนี้

1. สภาวะแอนแอโรบิก

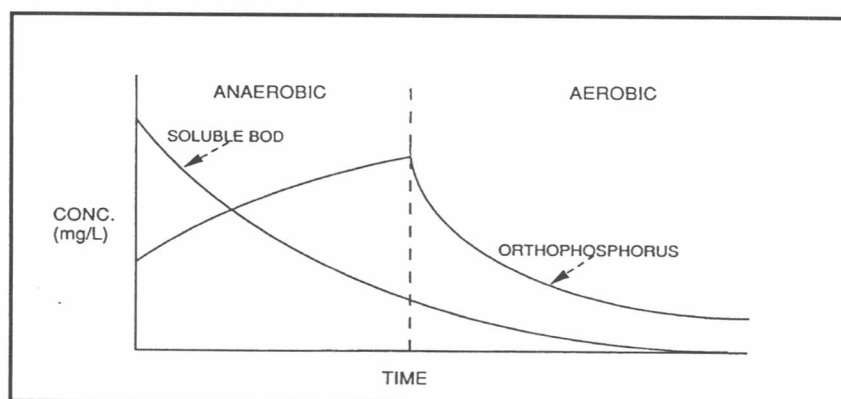
ในสภาวะแอนแอโรบิก แบคทีเรียที่มีความสามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากเป็นพิเศษ จะนำกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids, VFAs) เข้าสู่เซลล์อย่างรวดเร็ว ซึ่งสามารถใช้อธิบายได้ว่าระบบอิมปีฟิอาร์ สามารถรับภาระบรรทุกะทันหันได้ดี (Mino, 2000) ทั้งนี้กรดไขมันระเหยง่ายชนิดที่ไม่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 อะตอม มาจากกระบวนการหมักของแบคทีเรียประเภทแฟคัลเททีฟ ที่สามารถเปลี่ยนประกอบอินทรีย์คาร์บอนโมเลกุลใหญ่ ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่าย เช่น กรดอะซิติก, กรดไพรูวิก, กรดบิวทิริก เป็นต้น โดยพีเอโอจะนำกรดไขมันระเหยง่ายไปใช้ในกระบวนการเมตาบอลิซึม และอีกส่วนหนึ่งจะนำไปสะสมไว้เพื่อเป็นพลังงานสำรองในรูปพีเอชเอ (poly-hydroxyalkanoates, PHAs) มี 4 รูปแบบ ขึ้นอยู่กับชนิดของกรดไขมันระเหยง่าย มีรูปแบบดังนี้ 3-hydroxybutyrate (3HB), 3-hydroxyvalerate (3HV), 3-hydroxy-2-methylbutyrate (3H2MB) และ 3-hydroxy-2-methylvalerate (3H2MV) (Sato และคณะ 1992, Inoue และคณะ 1996, อ้างโดย Mino, 2000)

ทั้งนี้การนำกรดไขมันระเหยผ่านเยื่อหุ้มเมมเบรนเข้าสู่เซลล์ต้องใช้พลังงานจากการย่อยสลาย ATP (adenosine triphosphate) ให้เป็น ADP (adenosine diphosphate) โดยกระบวนการนี้จะปลดปล่อยฟอสฟอรัสออกนอกเซลล์ ในรูปออร์โทฟอสเฟต ดังสมการที่ 2.11 และรูปที่ 2-5



รูปที่ 2-5 ความสัมพันธ์ระหว่างฟอสฟอรัสและสารอาหารในสภาวะแอนแอโรบิกและแอโรบิกของกระบวนการบีฟิอาร์ (Grady และคณะ, 1999)

ทำให้ในสถานะแอนแอโรบิกมีปริมาณฟอสฟอรัสสูงกว่าที่มีอยู่ในตอนแรกมาก ดังแสดงในรูปที่ 2-6



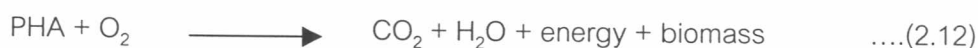
รูปที่ 2-6 การเปลี่ยนแปลงฟอสฟอรัสและบีโอดีที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Sedlek, 1991)

กล่าวโดยสรุป ในสถานะแอนแอโรบิก เกิดปฏิกิริยาดังนี้

1. การหมัก (fermentation) โดยกลุ่มแบคทีเรียแฟคัลเททีฟ จะเปลี่ยนสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่าย
2. การขนส่งสารเข้าสู่เซลล์ โดยกลุ่มแบคทีเรียฟิเอโอ จะนำกรดไขมันระเหยง่ายจากขั้นตอนที่ 1 เข้าสู่เซลล์ และเก็บสะสมไว้ในรูป ฟิเอชเอ โดยจะใช้พลังงานจากการสลายเอทีพี และจะปล่อยออร์โธฟอสเฟตออกสู่สิ่งแวดล้อม

2. สถานะแอนแอโรบิก

ในสถานะแอนแอโรบิก เมื่อแหล่งคาร์บอนภายนอกเซลล์เหลือน้อย ฟิเอโอ ซึ่งสะสมฟิเอชเอ ไว้ภายในเซลล์ จะดึงออกซิเจนที่มีอยู่อย่างเหลือเฟือมาใช้ย่อยสลายฟิเอชเอ ทำให้เกิดเซลล์ใหม่และได้พลังงาน พร้อมกับปล่อยน้ำและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมา ดังสมการที่ 2.12



พลังงานที่ได้มาบางส่วนจะถูกนำไปใช้ในการดึงออร์โธฟอสเฟต ที่มาจากการคายฟอสฟอรัสในสถานะแอนแอโรบิก ร่วมกับเอดีทีภายในเซลล์ และเก็บสะสมไว้ในรูปเอทีพี (ซึ่งเป็นรูปศักย์พลังงานสูงกว่า) เพื่อไว้ใช้ในโอกาสต่อไป ดังสมการที่ 2.13

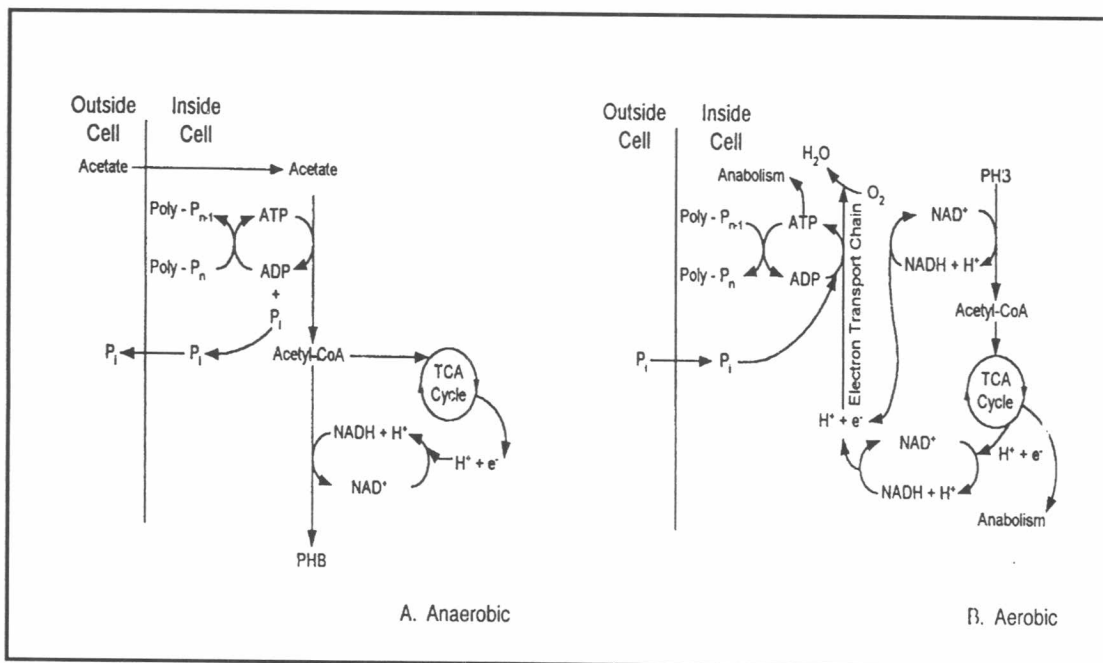


ในการดึงออร์โทฟอสเฟตมาใช้ในสภาวะแอโรบิกนี้จะใช้ในปริมาณมากกว่าที่ปล่อยออกมาในสภาวะแอนแอโรบิก จึงเกิดการกักจัดฟอสฟอรัสขึ้นหรือที่เรียกว่า "Luxury uptake"

แบบจำลองที่ใช้อธิบายการทำงานของพีเอโอที่สำคัญมี 2 แบบ คือ แบบจำลองของ Comau – Wentzel และแบบจำลองของ Mino ซึ่งมีสาระสำคัญดังนี้

แบบจำลองของ Comau – Wentzel

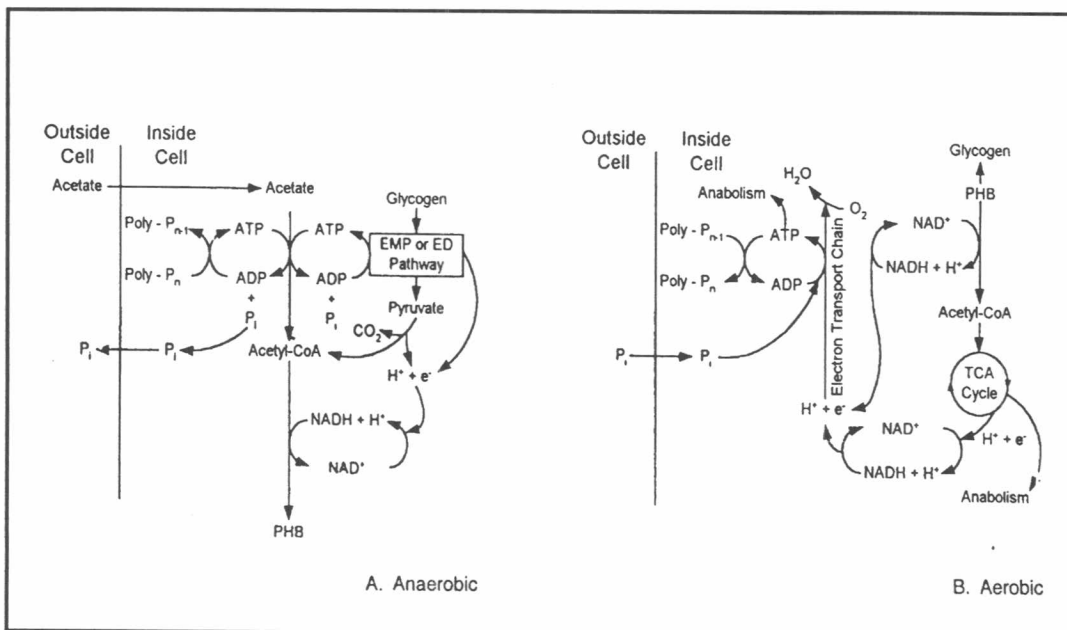
กล่าวถึงแหล่งที่มาของ Reducing Power ว่าเกิดจากการออกซิไดซ์ อะซิเตต บางส่วน ผ่านวัฏจักร TCA (Tricarboxylic acid) โดย Reducing Power ที่ผลิตขึ้นมานี้จะใช้ในการเปลี่ยนรูป อะซิเตตที่เหลือ ไปเป็นพีเอชเอ ดังรูปที่ 2-7



รูปที่ 2-7 อีปีพีอาร์ตามแบบจำลองของ Comau – Wentzel (Grady และคณะ, 1999)

แบบจำลองของ Mino

กล่าวถึงแหล่งที่มาของ Reducing Power ว่าเกิดจากการสลายไกลโคเจนภายในเซลล์ ผ่านทาง ED (Enter-Douderoff) หรือ EMP (Embden-Meyerhof pathway) ตามแต่ชนิดพีเอโอ และในสภาวะที่มีออกซิเจนพีเอโอจะสะสมไกลโคเจนคืนจากการสลายพีเอชเอ ดังรูปที่ 2-8



รูปที่ 2-8 อีบีพีอาร์ตามแบบจำลองของ Mino (Graddy และคณะ, 1999)

กล่าวโดยสรุป ในสถานะแอนโรบิก เกิดปฏิกิริยาดังนี้

1. การจับใช้ฟอสฟอรัส (phosphorus uptake) โดยพีเอไอ จะใช้ออกซิเจนอิสระย่อยสลายพีเอชเอ เพื่อให้ได้พลังงาน และใช้ในการดึงออร์โธฟอสเฟตเก็บไว้ในเซลล์
2. การเกิดเซลล์ใหม่

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

ก) แหล่งคาร์บอน

แหล่งคาร์บอนจะถูกนำไปใช้เพื่อการสังเคราะห์พีเอชเอ ภายใต้สภาวะแอนโรบิก ซึ่งชนิดของคาร์บอนมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส

Randall และ คณะ (1992) กล่าวว่าประสิทธิภาพของระบบขึ้นอยู่กับ ชนิดของแหล่งคาร์บอนที่มีอยู่ในสถานะแอนโรบิก ดังตารางที่ 2-1 จากตาราง อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงมากที่สุด และเมื่อใช้กรดฟอร์มิกเป็นแหล่งคาร์บอนจะไม่ทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัส

ตารางที่ 2-1 ผลกระทบของแหล่งคาร์บอนต่ออิมปีฟิอาร์ (Randall และคณะ, 1992)

substrate	mg/L Phosphorus Uptake*	mg COD Utilized**
	mg/L COD Utilized	mg P Removal
Formic acid	0	Infinity
Acetic acid	0.37	16.8
Propionic acid	0.10	24.4
Butyric acid	0.12	27.5
Isobutyric acid	0.14	29.1
Valeric acid	0.15	66.1
Isovaleric acid	0.24	18.8
Municipal sewage	0.05	102 ⁺

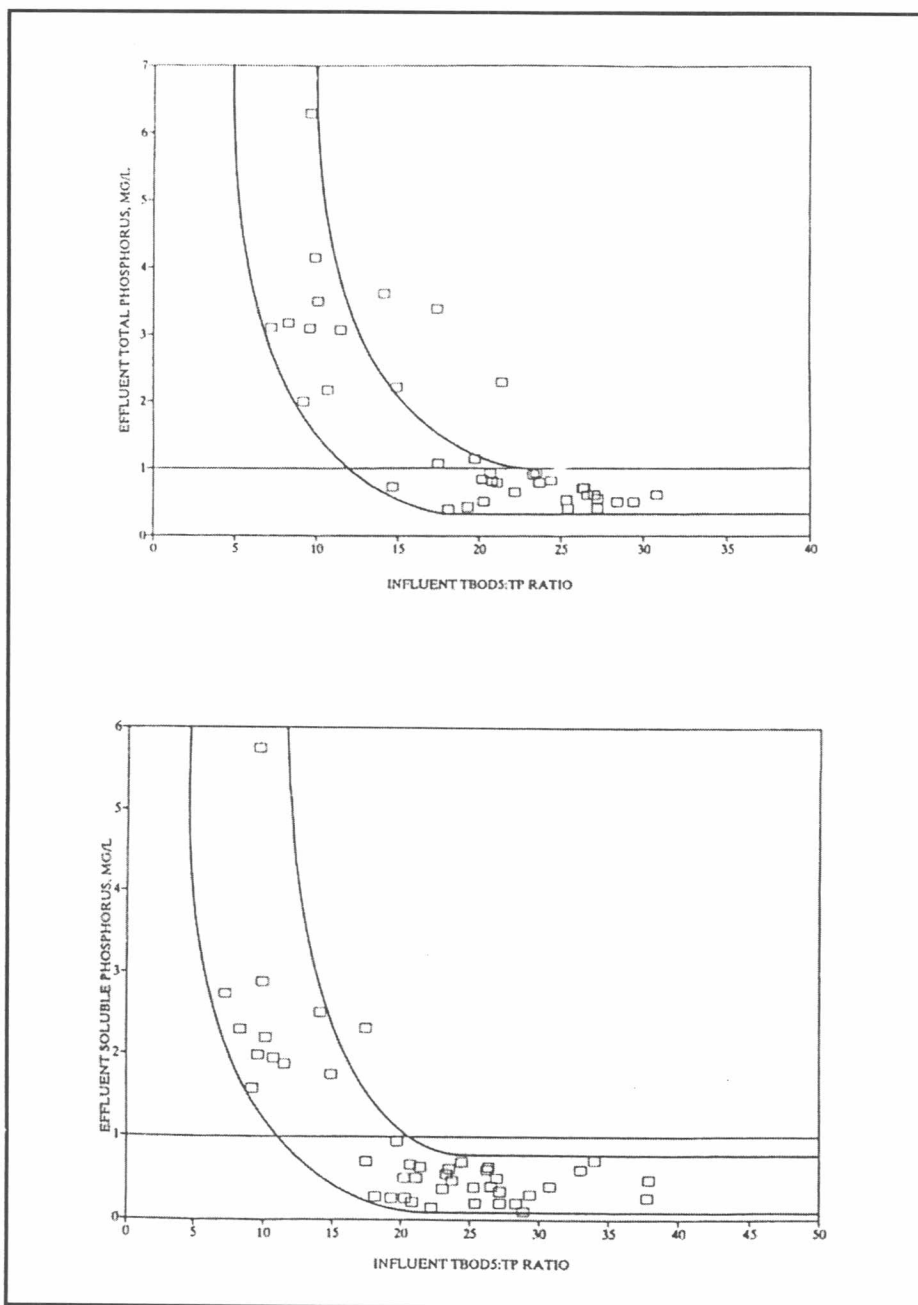
* Total P uptake in aerobic zone

** COD utilized and P removed in total system

+ Value obtain with highly aerobic sewage

SRT = 13 days for all experiments

นอกจากนี้ยังกล่าวอีกว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสต้องมากกว่า 20:1 จึงจะได้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดีที่มีค่าในน้ำทิ้งไม่เกิน 1 มก./ล. ดังรูปที่ 2-9



รูปที่ 2-9 ผลของอัตราส่วน $TBOD_5:TP$ (Randall และคณะ, 1992)

Sato และคณะ (1996) ได้ทดลองเติมแหล่งคาร์บอนชนิดต่าง ๆ ได้แก่ อะซิเตท โพรพิโอเนต มอลเตท แลกเตท ไพรูเวท ซักซิเนท และน้ำเสียจริงที่ผ่านการหมักแก่ระบบ ปรากฏว่า อัตราการคายฟอสฟอรัส และการสร้างฟิเอชเอมีค่าสูงเมื่อใช้ อะซิเตท และโพรพิโอเนต เป็นแหล่งคาร์บอน ค่าที่ได้มีความสอดคล้องกับค่าตามแบบจำลองของ Mino ที่ว่าอัตราการดูดซึมแหล่งคาร์บอนต่ออัตราการย่อยสลายไกลโคเจนต่ออัตราการสร้างฟิเอชเอ เท่ากับ 6:4:1

Jun และ Shin (1997) ได้ทดลองหาปริมาณฟอสฟอรัสที่ปล่อยออกมาในสภาวะแอนแอโรบิกกับชนิดของแหล่งคาร์บอนพบว่า อัตราส่วนโมลของสารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ปล่อยออกมาเป็นดังนี้ กรณีอะซิเตท เป็น 0.5 กรณีกลูโคส เป็น 0.6 กรณีกลูโคสร่วมกับอะซิเตทเป็น 0.8 กรณีกลูโคสและกรดเป็น 1.2 สำหรับกรณีนี้พบว่าการปล่อยฟอสฟอรัสไม่ดี

Randall และคณะ (1997) ได้ทดลองเลี้ยงเชื้อในระบบเอสบีอาร์ แอนแอโรบิก-แอโรบิก โดยใช้คาร์โบไฮเดรตและกลูโคสพบว่าฟิเอโอสะสมฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 3.7 และ 6 ตามลำดับสรุปได้ว่าแหล่งคาร์บอนแต่ละชนิดมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส และเมื่อใช้กรดไขมันระเหยง่ายชนิดต่าง ๆ เป็นแหล่งคาร์บอนได้ผลดังตารางที่ 2-2

ตารางที่ 2-2 ผลกระทบของแหล่งคาร์บอนต่ออีบีพีอาร์ (Randall และคณะ,1997)

substrate	mg Pi
	mmol C
Acetate	1.59
Succinate	1.98
Valerate	1.71
Isovalerate	2.84
Glucose	-2.70
Propionate	-2.49

Lie และคณะ (1997) ได้ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียอีบีพีอาร์จริง โดยใช้ระบบ UCT พบว่าการเติมอะซิเตทจะเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสได้ โดยพบว่า การกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก. ต้องการ VFA 20 มก.และในสภาวะแอนแอโรบิกการสร้าง PHA 1.5 มก.ต้องการ VFA 1 มก.

Cech และ Hartman (1990 อ้างโดย Mino และคณะ ,1998) พบจุลินทรีย์กลุ่มใหม่ในระบบอีบีพีอาร์ ที่ให้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนและสะสมไกลโคเจน โดยให้ชื่อว่า "G-Bacteria" หรือ "Glycogen Accumulating Organisms, GAOs" มีการเปรียบเทียบกระบวนการเมตาบอลิซึมของ PAOs และ GAOs ดังตาราง 2-3

ตารางที่ 2-3 เปรียบเทียบกระบวนการเมตาบอลิซึมของฟิเอโอกับจีเอโอ (Mino และคณะ ,1998)

Metabolism	PAOs	GAOs
<i>In anaerobic phase</i>		
Uptake of external organic substrate	+	+
Consumption of intracellular glycogen	+	+
Accumulation of intracellular PHA	+	+
Consumption of intracellular polyphosphate and consequent release of orthophosphate	+	-
<i>In aerobic phase</i>		
Recovery of intracellular glycogen	+	+
Consumption of stored PHA	+	+
Growth	+	+
Recovery of intracellular polyphosphate	+	-

Jeon และ Park (2000) ได้ทดลองเติมกลูโคสเพียงอย่างเดียวในระบบอีพีฟิอาร์แบบ เอสบีอาร์ พบว่าจีเอโอไม่ได้เป็นกลุ่มเด่นในระบบและระบบยังสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ โดยมีกลุ่มจุลชีพ LPO (Lactic acid producing organism) ที่ทำหน้าที่เปลี่ยนกลูโคสเป็นกรดแลคติก เพื่อให้พีเอไอนำไปใช้ ในสภาวะแอนแอโรบิกการสร้าง PHA 0.42 C-mmol ต้องการกลูโคส 1 C-mmol และปล่อยฟอสฟอรัส 0.12 C-mmol P ที่ pH 6.9 ซึ่งงานวิจัยครั้งนี้จะแตกต่างจากงานวิจัยที่ผ่านมา

Hood และ Randall (2001) ได้ทดลองเลี้ยงเชื้อในระบบเอสบีอาร์ แอนแอโรบิก-แอโรบิก โดยใช้กรดไขมันระเหยง่ายที่มีคาร์บอน 2 – 5 อะตอม และกรดอะมิโนเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่ากรดอะซิติกและกรดไอโซวาเลอริก มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากที่สุด ส่วนกรดโพรพิโอนิกจะด้อยประสิทธิภาพที่สุด และพีเอเอที่อยู่ในรูป 3HB จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่า 3HV

Jeon และคณะ (2001a) ได้ทดลองเติมกลูโคสและกรดอะซิติกในระบบอีพีฟิอาร์แบบ เอสบีอาร์ พบว่าจีเอโอไม่ได้เป็นกลุ่มเด่นในระบบที่เติมกลูโคสร่วมกับกรดอะซิติก และยังพบอีกว่าการเติมกลูโคสร่วมกับกรดอะซิติก ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงมากกว่าการเติมกลูโคสหรือกรดอะซิติกเพียงอย่างเดียว

Chua และคณะ (2001) ศึกษาผลของการสะสมพีเอเอในระบบอีพีฟิอาร์ โดยการเติมกรดอะซิติกร่วมกับน้ำเสียจริง และน้ำเสียจริงเพียงอย่างเดียว พบว่าการสังเคราะห์พีเอเอเป็น

30 และ 20 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และถ้าใช้กรดอะซิติกร่วมกับกรดโพโรไฟโอนิกพบว่าสัดส่วนของ 3HB:3HV เป็น 57: 43

Randall และ Liu (2002) ศึกษาารูปแบบของพีเอชเอต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส พบว่า 3HB มีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่า 3HV และสารอาหารที่เป็นกรดอะซิติกและไอโซวาเลอริกมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่ากรดโพโรไฟโอนิกและกรดวาเลอริก

Griffths และคณะ (2002) พบว่าการเติมอะซิเตทมากกว่าปกติ 15-20 เท่าทำให้เกิด GAOs ได้และไม่ทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัส

อร รุ่งเรืองวัฒน์ (2542) ศึกษาผลของการเติมออร์โธฟอสเฟตที่ขึ้นตอนแเอโรบิกต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพในกระบวนการแอนแเอโรบิก-แเอโรบิก แบบเอสปีอาร์ ที่อายุตะกอน 8 วัน พบว่า เมื่อเติมสารอาหารเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงขึ้น และเมื่ออัตราส่วนปริมาณสารอาหารต่อฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นอัตราส่วนจุลชีพีเอโอต่อกลุ่มจุลชีพทั้งหมด จะลดลง

ข) อุณหภูมิ

Shapiro และคณะ (1967 อ้างโดย Sedlek,1991) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัส ที่อุณหภูมิ 10-30 องศาเซลเซียส พบว่าการปล่อยฟอสฟอรัสในสภาวะแอนแเอโรบิกเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเพิ่มอุณหภูมิทุก 5 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นผลมาจากประสิทธิภาพการหมักในสภาวะแอนแเอโรบิก

Sell และคณะ (1981 อ้างโดย Sedlek,1991) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในการทำงานแบบแบทช์ ที่อุณหภูมิ 5-15 องศาเซลเซียส พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิ 5 องศาเซลเซียส สูงกว่าที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส

McClintock และคณะ (1991 และ 1993 อ้างโดย WEF,1998) แสดงว่าที่อุณหภูมิสูงกว่าจะมีปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์สูงกว่า และที่ 10 องศาเซลเซียส อายุตะกอน 5 วันจะไม่เกิดอิมปีฟิอาร์

Mamais และ Jenkin (1992 อ้างโดยณัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2545) ทำการศึกษา อุณหภูมิในช่วง 10-37 องศาเซลเซียส สำหรับอีปีฟอราในแบบแบทช์สรุปว่า อุณหภูมิเหมาะสมที่ทำให้เกิดการดูดซึมฟอสฟอรัส คือช่วง 28-33 องศาเซลเซียส และจะถูกยับยั้งการดูดซึมที่อุณหภูมิ 37 องศาเซลเซียส ซึ่งสอดคล้องกับ Preez และคณะ (1978) และ Juni และคณะ (1978) ที่ว่า อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับ *Acinetobacter* อยู่ในช่วง 29-35 องศาเซลเซียส และไม่เจริญเติบโตที่อุณหภูมิ 41 องศาเซลเซียส

Brijanovic และคณะ (1998 อ้างโดย ปรีดา เหล่าจารุจินดา , 2541) พบว่าที่ อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส การกำจัดฟอสฟอรัสโดยใช้อะซิเตทเป็นสารอาหารภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก-แอโรบิก และมีการทำงานแบบเอสปีอาร์ การกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดได้ดีที่สุด เมื่อเทียบกับอุณหภูมิต่าง ๆ กัน คือ 5, 10, 20 และ 30 องศาเซลเซียส และพบว่าอัตราการปลดปล่อย ฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกจะมีค่าสูงที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

Helmer และ Kunst (1998) ได้ศึกษาผลของอุณหภูมิในช่วง 5-20 องศาเซลเซียส ที่มี ต่อประสิทธิภาพของอีปีฟอรา สรุปว่าอุณหภูมิลดลงการคายฟอสฟอรัสจำเพาะในสภาวะแอนแอโรบิกลดลง ส่วนการดูดซึมฟอสฟอรัสจำเพาะในสภาวะแอโรบิกจะต่ำสุดที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส แต่อย่างไรก็ตามอุณหภูมิต่ำก็ไม่มีผลอย่างมีนัยสำคัญ ต่อประสิทธิภาพการกำจัด ฟอสฟอรัส และที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส และ 20 องศาเซลเซียส พบว่าพีเอโอเป็นกลุ่มเด่นที่สุด (ประมาณร้อยละ 20)

Baeterns และคณะ (1999 อ้างโดยณัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2545) ได้ศึกษาผลของ อุณหภูมิในช่วง 5-20 องศาเซลเซียส ที่มีต่อประสิทธิภาพของอีปีฟอรา และได้สรุปผลการทดลอง ดังแสดงในตาราง 2-4 (บวกเป็นผลดี และลบเป็นผลเสีย)

ตารางที่ 2- 4 ผลของการลดอุณหภูมิที่มีต่อระบบอีปีฟอรา (Baeterns และคณะ , 1999)

Level	Action	Resulting effect	Effect
Organisms	- Lower rates	- Kinetic limitation	-

	- Lower decay resulting in higher observed yield	- Less limitation due to increased storage capacity	+
Population	- Acclimation loading to population shift within PAOs	- Change arrherius coefficient, change kinetics	+/-
	- Less nitrification , less nitrate	- More substrate for PAOs, more storage capacity	+
	- Less fermentation	- Less substrate for PAOs, more storage capacity	-
Physical-chemical	- precipitation	- Probability of precipitation decreases	-
		- If solubility product is exeeded, precipitae formation quicker	+

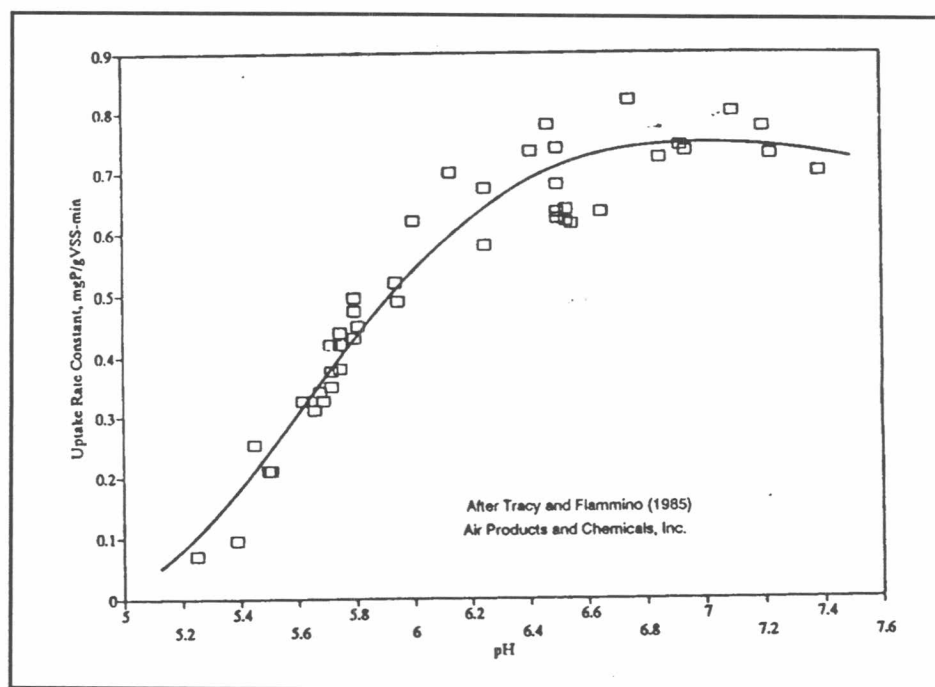
ปริญดา เหล่าจารุจินดา (2541) ทำการศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในการทำงานแบบเอสปีอาร์ เติบระบบที่ค่าอายุตะกอน 12 วัน ที่อุณหภูมิ 5-40 องศาเซลเซียส พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิ 5, 15 และ 20 องศาเซลเซียส สูงกว่าที่อุณหภูมิ 35 และ 40 องศาเซลเซียส

อภิรดี ดวงใจ และธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544) ทำการศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในการทำงานแบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก ในการทำงานแบบเอสปีอาร์ ที่อุณหภูมิ 20-35 องศาเซลเซียส พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยพบสัดส่วนฟอสฟอรัสในเซลล์ที่อุณหภูมิต่ำสูงกว่าที่อุณหภูมิสูง

Ydstebo และคณะ (2000) ทำการศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบอีพีพีอาร์ ที่อุณหภูมิประมาณ 5 องศาเซลเซียส พบว่าไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสอย่างมีนัยสำคัญ ที่ค่าอายุตะกอน 18.6 วันและพบว่าการควบคุมระบบที่อุณหภูมิต่ำกว่า 5 องศาเซลเซียส จะมีประสิทธิภาพดีขึ้นเมื่อค่าอายุตะกอนมากกว่า 20 วัน และถ้าอุณหภูมิสูงขึ้นสามารถลดค่าอายุตะกอนให้ต่ำกว่า 20 วันได้

ค) พีเอช

Sedlak (1991) สรุปว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดในช่วงพีเอช 7.5 – 8.0 ดังรูปที่ 2-10



รูปที่ 2-10 ผลของพีเอชที่มีต่ออิมปีฟิอาร์ (Randall และคณะ, 1992)

Dieneman และคณะ (1985 อ้างโดย Sedlak, 1991) พบว่าที่พีเอช 8.5 มีจำนวน *Acinetobacter* ร้อยละ 42 สูงกว่าที่พีเอช 7.0

Tracy and Flamino (1985 อ้างโดย Sedlak, 1991) พบว่าการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในช่วง 6.5 – 7.0 ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.5 ประสิทธิภาพจะลดลง และไม่มีการกำจัดฟอสฟอรัสที่พีเอช 5.2

Liu และคณะ (1996) ได้ศึกษาผลของพีเอชในช่วง 5.0 – 8.6 พบว่าปริมาณการดูดซึมอะซิเตทสูงสุดที่พีเอช 6.5 – 7.8 และปริมาณการคายฟอสฟอรัสสูงที่สุดในช่วงพีเอช 7.1 – 8.6 และสรุปว่าพีเอช 6.8 – 7.0 เป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับระบบอิมปีฟิอาร์

Mcgrath และคณะ (2001) ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในสภาวะแอโรบิก พบว่าที่พีเอช 5.0 – 6.5 มีประสิทธิภาพมากที่สุด

Joan และคณะ (2001) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียในสภาวะแอโรบิก-แอโรบิก ในการทำงานแบบแบทช์ โดยทดลองที่พีเอช 6.0 – 8.5 พบว่า การคายฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นตามพีเอชในสภาวะแอโรบิก และที่พีเอช 7.0 จีเอไอเจริญเติบโตมากกว่า พีเอไอ

Filipe และคณะ (2001a) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียในสภาวะแอโรบิก ในการทำงานแบบเอสปีอาร์ ทำการทดลองที่พีเอช 6.5, 7.0 และ 7.5 พบว่าที่พีเอชไม่มีผลต่อการเจริญเติบโตของจีเอไอ แต่มีผลต่อการเจริญเติบโตของพีเอไอ โดยพบว่าที่พีเอชเท่ากับ 7.0 จะเจริญเติบโตดีที่สุดที่สุดในสภาวะแอโรบิก

Filipe และคณะ (2001b) ศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียในสภาวะแอโรบิก ในการทำงานแบบเอสปีอาร์ พบว่าที่พีเอชต่ำกว่า 7.25 จีเอไอจะเจริญเติบโตมากกว่าพีเอไอ และที่พีเอชสูงกว่า 7.5 พีเอไอจะเจริญเติบโตมากกว่าจีเอไอในสภาวะแอโรบิก

Schuler และ Jenkins (2002) ศึกษาผลของพีเอชตั้งแต่ 5.2 ถึง 9.5 ที่มีผลกระทบต่อการปล่อยฟอสฟอรัสและการใช้อะซิเตท ในสภาวะแอโรบิก พบว่าอัตราการปล่อยฟอสฟอรัสและการใช้อะซิเตทเพิ่มตามพีเอช ขณะที่การย่อยสลายไกลโคเจนและการใช้อะซิเตท ลดลงเมื่อพีเอชมากกว่า 7.0

Sefafirm และคณะ (2002) ศึกษาผลกระทบของการควบคุมพีเอชต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบอีพีอาร์ พบว่าการควบคุมพีเอชให้เป็น 7.0 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสได้น้อยกว่าที่ไม่ควบคุมระหว่าง (7.8 – 8.5)

ง) ไนเตรทและไนไตรท์

Barnard (1982 อ้างโดย อัมพล เตโชวานิชย์, 2541) เสนอว่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจนทั้งหมดในช่วงแอโรบิกไม่ควรต่ำกว่า 10:1 เพื่อให้มีผลรบกวนจากไนเตรทน้อยที่สุด

Siebritz และคณะ (1983 อ้างโดย ปรีดา เหล่าจารุจินดา,2541) พบว่าปริมาณของซีโอดีในช่วงแอนแอโรบิกจะลดลงถ้ามีการเวียนกลับไนเตรทเข้ามาในถัง

Yoshitaka และ Katsumi (1988 อ้างโดย กนกวรรณ เหลืองศรีชัย,2541) กล่าวว่าไนโตรเจนที่น้อยกว่า 5 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนไม่มีผลต่อการจับใช้ฟอสฟอรัส แต่มีปริมาณมากกว่า 58.7 มก./ล. ในรูปไนโตรเจนจะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส ความรุนแรงของการยับยั้งจะขึ้นกับพีเอชของระบบ โดยที่พีเอชต่ำ (5.8) จะมีความรุนแรงมากกว่าพีเอชสูง (8.5)

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่าถ้ามีไนเตรทในช่วงแอนแอโรบิก ไนเตรทจะถูกใช้เป็นสารรับอิเล็กตรอน ทำให้ไม่เกิดกระบวนการหมัก คาร์บอนอินทรีย์ต่าง ๆ จะไม่ถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหยง่าย ซึ่งทำให้ไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัส

Henze และคณะ (1996) กล่าวว่าไนเตรทที่เข้ามาในสภาวะไร้ออกซิเจนมีผลดังนี้

1. ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน เกิดการแย่งกรดไขมันระเหยง่ายระหว่างไนตริฟายเออร์และพีเอโอ โดยไนเตรท 1 โมลจะใช้อะซิเตท 1.26 โมล

2. ไนเตรทมีผลต่อเมตาบอลิซึมของพีเอโอ จะไม่เกิดการสะสมฟอสเฟต

Kuba และคณะ (1994 อ้างโดย ณัฐพันธ์ กลิ่นเกษร,2545) ได้ศึกษาผลกระทบของไนเตรท ต่อการคายฟอสฟอรัสในสภาวะแอนน็อกซิก โดยใช้อะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่ามีอัตราการใช้อะซิเตทสูงขึ้นเนื่องจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน โดยพีเอโอ ประเภท "Denitrifying phosphorus removing bacteria",DBP แต่อัตราการคายฟอสฟอรัสต่อปริมาณอะซิเตทที่ใช้ไปน้อยกว่าในระบบที่ไม่มีไนเตรท เพราะอะซิเตทที่ใช้ไปส่วนหนึ่งเพื่อเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และพบอีกว่าอัตราการสร้างพีเอชบีต่อการใช้อะซิเตทมีค่าใกล้เคียงกับแบบจำลอง Comeau-Wenzel จึงสันนิษฐานว่า Reducing Power ที่ใช้ในการสังเคราะห์พีเอชบีในระบบนี้ได้มาจากวัฏจักร TCA

Kuba และคณะ (1996 อ้างโดย ณัฐพันธ์ กลิ่นเกษร,2545) ได้ศึกษาผลของการเติมไนเตรทหลังจากสภาวะไร้ออกซิเจน สรุปว่าดีพีบีสามารถใช้ไนเตรท ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน และยังใช้ไนเตรทแทนออกซิเจนในการดูดซึมฟอสฟอรัสเข้าสู่เซลล์ด้วย

Meinhold และคณะ (1998) ได้ศึกษาผลของการเติมไนเตรทหลังจากการคายฟอสฟอรัส สรุปว่าดีพีบีที่มีจำนวนน้อยเมื่อเทียบกับพีเอโอ และสนับสนุนแนวคิดในการแบ่งพีเอโอออกเป็น 2 กลุ่ม คือ ดีพีบี และไม่ใช่ดีพีบี (non-DPB) โดยทั้งสองกลุ่มแสดงลักษณะที่แตกต่างกัน ดังตารางที่ 2-5

ตารางที่ 2-5 พฤติกรรมของ ดีพีบี (DPB) และไม่ใช่ดีพีบี (non-DPB) (Meinhold และคณะ ,1998)

	Anaerobic	Anoxic	Aerobic
non-DPB	Storage PHB	Storage PHB	utilize PHB
	P release	P release	P uptake
DPB	Storage PHB	utilize PHB	utilize PHB
	P release	P uptake	P uptake

Steven และ Rabinowitz (1999) ได้นำจุลินทรีย์จากระบบอิมพีฟิอาร์ ทดลองเติมและไม่เติมน้ำทิ้งจากการบำบัดขั้นแรก (primary effluent) ในสภาวะแอนน็อกซิก พบว่า ทั้งสองการทดลองเกิดการคายฟอสฟอรัสและเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

จ) อายุตะกอนหรือระยะเวลาพักเซลล์เฉลี่ยหรือเอสอาร์ที (Solid retention time, SRT)

Fukase และคณะ (1992 อ้างโดย Sedlak, 1991) ในโรงงานนำร่องโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีระบบแอนเอโรบิก-แอโรบิก พบว่าที่อายุตะกอนเพิ่มจาก 4.3 เป็น 8 วัน อัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสจะเพิ่มจาก 19 เป็น 26 และขณะเดียวกันสัดส่วนฟอสฟอรัสในตะกอนจะลดลงจากร้อยละ 5.4 เป็น 3.7

Wang และคณะ (2001b) ทดลองหาค่าyieldของพีเอโอและจีเอโอ พบว่าที่อายุตะกอน 20 วัน เมื่อใช้อะซิเตทได้ค่าyieldของพีเอโอและจีเอโอเป็น 0.250 และ 0.214 ต่อวันตามลำดับ แลเมื่อใช้กลูโคสเป็นสารอาหารจะได้ 0.375 และ 0.257 ตามลำดับ และกล่าวว่าถ้าระบบที่มีอายุตะกอนยาวนานจะเกิดจีเอโอมาก ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง

กนกวรรณ เหลืองศรีชัย (2541) ได้ทำการศึกษาาระบบไซคลิกแอกติเวเตดสลัดจ์ในการกำจัด ซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส พบว่าค่าอายุตะกอนที่เหมาะสมในการบำบัดซีโอดี

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสควรอยู่ในช่วง 10-16 วันและพบว่าค่าอายุตะกอนไม่แสดงผลอย่างมีนัยสำคัญต่อการกำจัดซีไอดี แต่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดจะแปรผันตรงกับค่าอายุตะกอน ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดจะแปรผกผันกับค่าอายุตะกอน

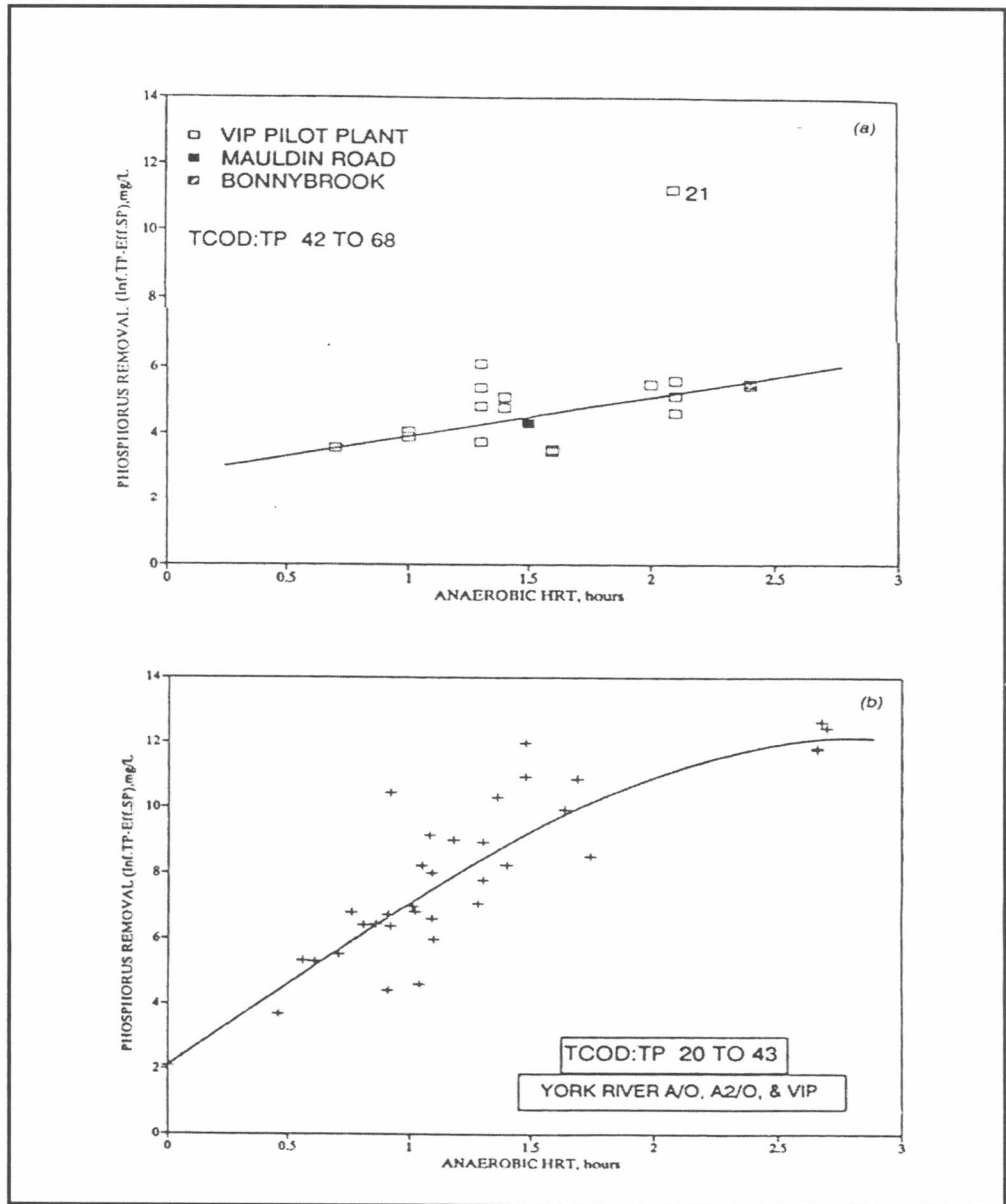
จ) เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ หรือ ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (Hydraulic retention time, HRT)

Best (1983 อ้างโดย ปรียดา เหล่าจารุจินดา, 2541) กล่าวว่าเวลากักน้ำที่ใช้ในการออกแบบสภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิกจะอยู่ในช่วง 0.5 ถึง 1.0 ชั่วโมง และ 3.5 ถึง 6.0 ชั่วโมง

Fukase และคณะ (1985 อ้างโดย กนกวรรณ เหลืองศรีชัย, 2541) กล่าวว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงเมื่อใช้เวลากักน้ำในสภาพแอโรบิกสั้น โดยแนะนำว่าเวลากักน้ำที่ใช้ในการออกแบบสภาพแอนแอโรบิกและแอโรบิกเท่ากับ 1.5 ชั่วโมง และ 3.0 ชั่วโมง ที่ค่าบีโอดีในน้ำเข้าเท่ากับ 100 มก./ล. และค่าอายุตะกอนเท่ากับ 6 วัน

Sedlak และคณะ (1991) กล่าวว่าระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ใช้ในการออกแบบสภาพแอนแอโรบิก 1 ถึง 2 ชั่วโมง ก็เพียงพอแล้ว

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่าระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ที่ใช้ในการออกแบบสภาพแอนแอโรบิก ขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสที่ต้องการ และค่าซีไอดีต่อฟอสฟอรัสทั้งหมด ดังรูปที่ 2-11



รูปที่ 2-11 ผลของระยะเวลาเก็บกักทางชีวเคมีที่สภาวะแอนแอโรบิกในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Randall และคณะ, 1992)

Stephen และ Stensel (1998) ศึกษากระบวนการที่การทำงานเป็นแบบเอสปีอาร์พบว่าถ้าเพิ่มระยะเวลาแอนโรบิกจะเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ขณะที่ในสภาวะแอนโรบิกจะตรงกันข้าม

ช) ประจวบ

Comeau (1987 อ้างโดย ญัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2543) พบว่าแมกเนเซียม (Mg^{2+}), โปแตสเซียม (K^+) และแคลเซียม (Ca^{2+}) เป็น Co-transport กับฟอสฟอรัส ในไซโมเลกุลของโพลีฟอสเฟต

Yoshitaka และ Katsumi (1988 อ้างโดย ปรีดา เหล่าจารุจินดา, 2541) พบว่าแมกเนเซียมและโปแตสเซียมจำเป็นต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และระบบจะเกิดการยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

Randall และคณะ (1992) พบว่าแมกนีเซียม (Mg^{2+}) โปแตสเซียม (K^+) ในน้ำเสียทั่วไปมีในปริมาณค่อนข้างมากกว่าปริมาณที่ต้องการสำหรับอิมปีฟิอาร์ ประจวบทั้งสองจึงมีโอกาสน้อยที่จะเป็นตัวจำกัดปฏิกิริยา

ตารางที่ 2-6 รวบรวมอัตราส่วนประจวบต่อฟอสฟอรัส (ญัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2543)

K^+/P	Mg^{2+}/P	Ca^{2+}/P	Direct transport	แหล่งอ้างอิง
0.2	0.28	0.09	P release	Comeau และคณะ (1987)
0.24	0.27	0.12	P uptake	Comeau และคณะ (1987)
0.34	0.24	0.06	Avg. release & uptake	Comeau และคณะ (1987)
0.23	0.29	-	P release	Carlsson และคณะ (1987)
0.33	0.23	-	content in PAOs sludge	Jardin และคณะ (1987)
0.325	0.259	-	content in PAOs sludge	Jardin และคณะ (1987)
0.356	0.250	-	Avg. release & uptake	Pattarkine(1991 อ้างโดย WEF, 1998)

2.4 การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

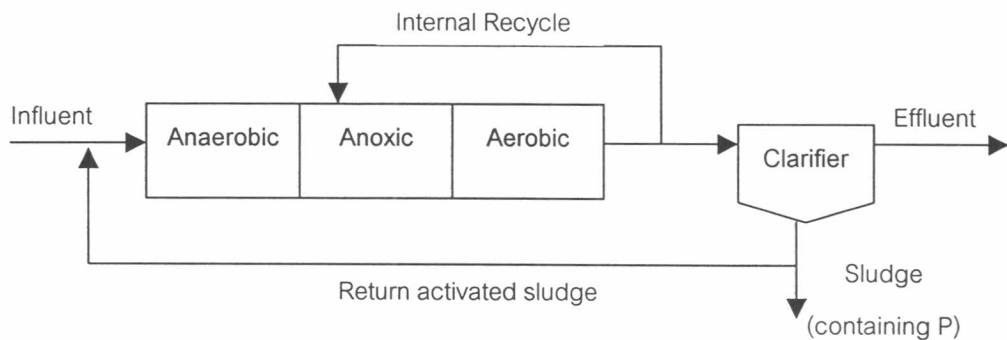
ในปัจจุบันการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสให้อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานเป็นที่ได้รับความสนใจอย่างมาก โดยในอดีตกระบวนการบำบัดน้ำเสียมีจุดประสงค์เพื่อการกำจัดเฉพาะสารอาหารและระบบที่ได้รับความนิยมคือระบบเอเอส ดังนั้นการพัฒนากระบวนการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพจึงมาจากระบบเอเอส ด้วยการดัดแปลงให้มีส่วนประกอบ 3 ส่วนที่สำคัญคือ ส่วนแอนแอโรบิก ส่วนแอนนอกซิกและส่วนแอโรบิก ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในแต่ละส่วนเป็นดังตารางที่ 2-7

ตารางที่ 2-7 สภาวะต่าง ๆ ที่มีผลต่อระบบกำจัดธาตุอาหาร (Jeyananagam และคณะ,2000)

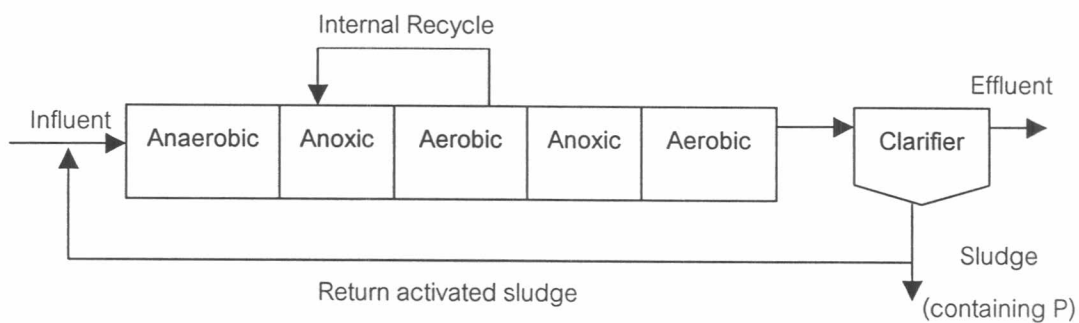
Zone	Process	Modeling organisms
Anaerobic	<ul style="list-style-type: none"> - Phosphorus release and PHA storage - Fermentation : complex organisms converted to volatile fatty acid 	<ul style="list-style-type: none"> -Heterotrophs (PAOs) -Heterotrophs (PAOs)
Anoxic	<ul style="list-style-type: none"> - Denitrification : nitrate- nitrogen gas, use of external substrate-BOD removal - Use of internal substrate (PHA degradation) phosphorus uptake 	<ul style="list-style-type: none"> -Heterotrophs (non-PAOs) -Heterotrophs (denitrifying PAOs)
Aerobic	<ul style="list-style-type: none"> - BOD removal - Ammonification : organic nitrogen converted to ammonia nitrogen - Nitrification : ammonia nitrogen to nitrate - PHA degradation – phosphorus removal 	<ul style="list-style-type: none"> -Heterotrophs (non-PAOs) -Heterotrophs (non-PAOs) -Autotrophs (nitrosomonas and nitrobacter) -Heterotrophs (PAOs)

2.4.1 รูปแบบการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

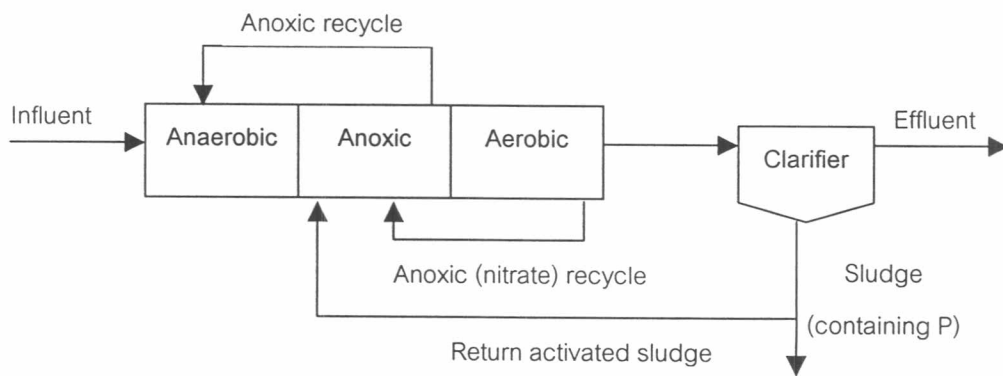
กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสที่ใช้กันมากได้แก่ A^2/O , 5-Stage Bardenpho, UCT, VIP และ SBR ซึ่งมีรายละเอียดและรูปแบบการทำงานดังรูปที่ 2-12



กระบวนการ A²/O

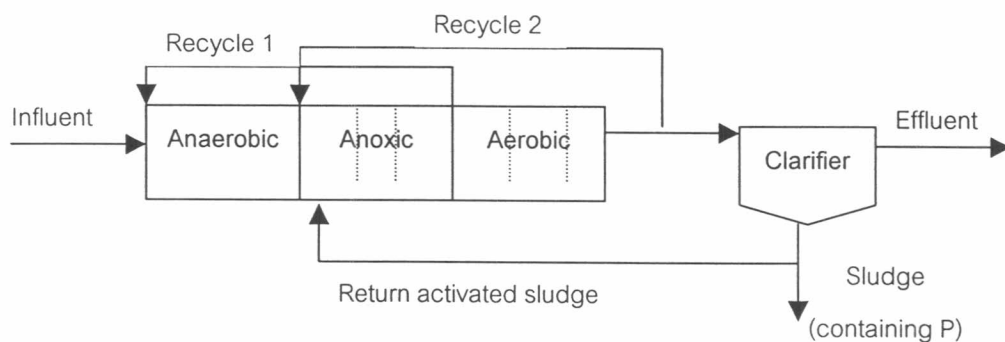


กระบวนการ 5-Stage Bardenpho

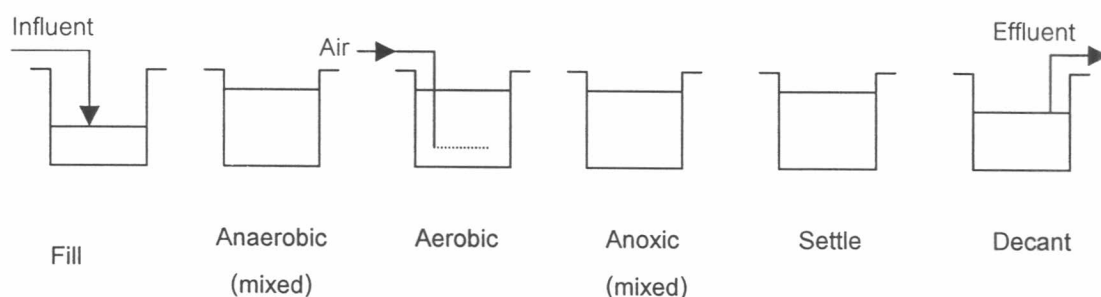


กระบวนการ UCT

รูปที่ 2-12 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสต่าง ๆ A²/O, 5-Stage Bardenpho, UCT, VIP และ SBR (Metcalf & Eddy, 2003)



กระบวนการ VIP



กระบวนการ SBR

รูปที่ 2-12 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสต่าง ๆ A^2/O , 5-Stage Bardenpho, UCT, VIP และ SBR (Metcalf & Eddy, 2003) (ต่อ)

กระบวนการ A^2/O

กระบวนการ A^2/O เป็นกระบวนการที่ดัดแปลงมาจากกระบวนการ A/O โดยเพิ่มถังแอนน็อกซิกสำหรับการกำจัดไนโตรเจน เกิดปฏิกิริยาดีนิตริฟิเคชัน มีระยะเวลาที่น้ำประมาณ 1 ชั่วโมง ถังส่วนนี้จะไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ แต่จะอยู่ในรูปไนเตรทหรือไนไตรท์โดยการเวียนน้ำกลับจากถังเติมอากาศ ถังแอนน็อกซิกจะทำหน้าที่กำจัดไนเตรทให้เหลือน้อยที่สุด เพื่อไม่ให้รบกวนการกำจัดฟอสฟอรัส

กระบวนการ Bardenpho 5-stage

กระบวนการ Bardenpho 5-stage จะแตกต่างจากกระบวนการ A^2/O ในประเด็นการเวียนน้ำกลับและการจัดวางถัง โดยกระบวนการ Bardenpho 5-stage จะมีถังแอนน็อกซิก 2 ชุด โดยชุดที่สองต่อจากถังเติมอากาศ เพื่อกำจัดไนโตรเจน ที่มีสารอาหารเป็นตัวรับ

อิเล็กตรอนและใช้ในเตรทจากถังเติมอากาศเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ส่วนถังเติมอากาศชุดที่สองซึ่งเป็นชุดสุดท้ายก่อนจะเข้าถังตกตะกอน ใช้สำหรับการกำจัดก๊าซไนโตรเจนโดยการเป่าไล่ด้วยอากาศ นอกจากนี้ยังทำหน้าที่ป้องกันการคายฟอสฟอรัสครั้งที่สองในถังตกตะกอน (Secondary release) กระบวนการนี้จะมีค่าอายุตะกอนประมาณ 10-20 วันซึ่งสูงกว่ากระบวนการ A^2/O ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหารดีกว่า (Metcalf & Eddy, 2003)

กระบวนการ UCT

กระบวนการ UCT ตั้งชื่อตามสถานที่ที่มีการพัฒนาขึ้นมาเป็นครั้งแรก คือ University of Cape Town (South Africa) การพัฒนากระบวนการ UCT เพื่อลดผลกระทบเนื่องจากไนเตรทก่อนที่จะเข้าถังแอนแอมโรบิก กระบวนการ UCT จะแตกต่างจากกระบวนการ A^2/O ที่กระบวนการ UCT มีการเวียนตะกอนจากถังตกตะกอนเข้าสู่ถังแอนน็อกซิก และการเวียนกลับภายใน 2 จุด คือการเวียนน้ำจากถังแอนน็อกซิกไปยังถังแอนแอมโรบิก และเวียนจากถังเติมอากาศไปยังถังแอนน็อกซิก การเวียนน้ำกลับจากถังแอนน็อกซิกและการเวียนสลัดจ์กลับจากถังตกตะกอนจะช่วยให้ประสิทธิภาพการหมักและการคายฟอสฟอรัสในถังแอนแอมโรบิกดีขึ้น ดังนั้นระยะเวลาที่กักน้ำของถังแอนแอมโรบิกจึงมากกว่าในกระบวนการอื่น ๆ โดยประมาณจะอยู่ในช่วง 1-2 ชั่วโมง

กระบวนการ VIP

Daigger และคณะ (1988 อ้างโดย Metcalf & Eddy, 2003) กล่าวว่ากระบวนการ VIP เรียกชื่อตาม สถานที่ที่มีการพัฒนาขึ้นมาเป็นครั้งแรก คือ Virginia Initiative Plant ซึ่งมีหลักการงานคล้ายกระบวนการ A^2/O และ UCT แตกต่างตรงที่วิธีการเวียนน้ำกลับ และการแบ่งถังออกเป็นหลายส่วนต่อกันแบบอนุกรม ในการเวียนน้ำกลับจากถังตกตะกอนและส่วนปลายของถังเติมอากาศไปเข้าหัวถังแอนน็อกซิก และเวียนจากส่วนปลายถังแอนน็อกซิกไปยังถังแอนแอมโรบิก ทำให้กระบวนการ VIP สามารถรับภาระบรรทุกอินทรีย์ได้ดี ซึ่งสามารถออกแบบให้มีค่าอายุตะกอนรวมของถังแอนแอมโรบิกและแอนน็อกซิก ต่ำ ๆ ได้ ประมาณ 1.5 – 3 วัน และเวลากักน้ำในแต่ละถังประมาณ 60 – 90 นาที

กระบวนการ SBR

กระบวนการ SBR เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ใช้ถังปฏิกรณ์ทางชีวภาพถังเดียว ทำหน้าที่เป็นถังปฏิริยาและถังตกตะกอน การคายฟอสฟอรัสและการกำจัดซีโอดีจะเกิดขึ้นในช่วงไร้อากาศ และตามด้วยการจับใช้ฟอสฟอรัส, การออกซิเดชันบีโอดีและการปฏิริยาไนตริฟิ

เคชันในสภาวะเติมอากาศ อนึ่งเนื่องจากมีไนเตรทเกิดขึ้น การเริ่มวัฏจักรการทำงานใหม่ของระบบ จึงต้องเริ่มด้วยปฏิบัติการดีไนตริฟิเคชัน ในช่วงแอนน็อกซิกก่อนการกำจัดฟอสฟอรัสจึงจะได้ผล

ค่าแนะนำที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการต่าง ๆ ดังตารางที่ 2-8

ตารางที่ 2-8 ค่าที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร (Metcalf & Eddy, 2003)

Process	SRT(d)	MLSS (mg/L)	HRT (h)			RAS (% of influent)	Internal Recycle(% of influent)
			Anaerobic zone	Anoxic zone	Aerobic zone		
A ² /O	5-25	3000 -4000	0.5-1.5	0.5-1	4-8	20-100	100-400
Bardenpho	10-20	3000 – 4000	0.5-1.5	1-3	4-12	50-100	200-400
UCT	10-25	3000 – 4000	1-2	2-4	4-12	80-100	200-400(anoxic) 100-300(aerobic)
VIP	5-10	2000 – 4000	1-2	1-2	4-6	80-100	100-200(anoxic) 100-300(aerobic)
SBR	20-40	3000 - 4000	1.5-3	1-3	2-4	-	

2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการ

ก) อายุตะกอน

Grady และคณะ (1999) แนะนำว่าอายุตะกอนในสภาวะไร้ออกซิเจน และสภาวะแอนน็อกซิก ซึ่งสัมพันธ์กับลักษณะของสารอาหาร (substrate) ที่เข้าระบบดังนี้

- สำหรับสารอาหารที่ย่อยได้เร็วให้ใช้ค่า 1 วัน ที่อุณหภูมิมากกว่า 20 °C และ 1.5 วัน ที่อุณหภูมิต่ำกว่า 20 °C

- สำหรับสารอาหารที่ย่อยได้ช้าให้ใช้ค่า 2-3 วัน

- สำหรับน้ำเสียเข้าที่มีกรดไขมันระเหยง่าย และสารอาหารย่อยได้เร็วและมีปริมาณเพียงพอ สามารถใช้ค่าอายุตะกอนสำหรับสภาวะไร้ออกซิเจนเพียง 0.5 วันได้

- การเพิ่มอายุตะกอนสำหรับระบบ จะทำให้เมตาบอลิซึมสารอินทรีย์สมบูรณ์ขึ้น และจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้น

- การเพิ่มอายุตะกอนสำหรับสภาวะแอนแอโรบิก จะทำให้ปฏิบัติการหมักสมบูรณ์ขึ้น เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส

- การเพิ่มอายุตะกอนสำหรับสถานะแอนน็อกซิกหรือแอโรบิก จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้น แต่จะมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดังนี้

1. ลดการทิ้งตะกอนส่วนเกินทำให้ลดปริมาณฟอสฟอรัสที่ออกจากระบบ
2. ในสถานะแอโรบิก แบคทีเรียจะใช้ออกซิเจนออกซิไดส์พีเอชเอ สมบูรณ์ขึ้น ทำให้ลดอัตราการดูดซึมฟอสฟอรัสลดลง หรือการมีปริมาณออกซิเจนในระบบมากเกินไปก็จะเกิดเหตุการณ์เดียวกัน (Gieseke และคณะ, 2002)
3. ในสถานะแอนน็อกซิก จะเกิดการคายฟอสฟอรัสครั้งที่สอง (secondary release)

Wentzel (1998 อ้างโดย WEF, 1998) พบว่าอัตราส่วนฟอสฟอรัสในเซลล์จะมากขึ้นเมื่ออายุสลัดจ์มากขึ้น เนื่องจากอัตราการสลายตัว เอ็นโดจีเนียสของพีเอโอมีค่าต่ำมาก (0.05 ต่อวัน) เมื่อเทียบกับแบคทีเรียเฮเทอโรโทรบในระบบ (0.24 ต่อวัน) ดังนั้นเมื่ออายุสลัดจ์มากขึ้นจะทำให้พีเอโอมีสัดส่วนมากขึ้น กระบวนการอีปีฟาริจึงสามารถเกิดได้ที่อายุตะกอนตั้งแต่ 3 - 68 วัน

ข) อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัส

Grady และคณะ (1999) แนะนำว่าอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนที่เหมาะสมเป็นดังตารางที่ 2-11 และอัตราส่วนบีโอดีต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดเป็นดังตารางที่ 2-9

ตารางที่ 2-9 อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม (Grady และคณะ ,1999)

Nitrogen removal efficiency	COD/TKN	BOD ₅ /NH ₃ -N	BOD ₅ /TKN
Poor	< 5	< 4	< 2.5
Moderate	5 - 7	4 - 6	2.5 - 3.5
Good	7 - 9	6 - 8	3.5 - 5.0
Excellent	>9	>8	>5

ตารางที่ 2-10 อัตราส่วนบีโอดีต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัด (Grady และคณะ ,1999)

Type of BPR process	BOD ₅ /P* ratio (mg BOD ₅ /mgP)	COD/P* ratio (mg COD/mgP)
High efficiency (e.g.,A/O TM without nitrification, VIP,UCT)	15 - 20	26 - 34
Moderate efficiency (e.g.,A/O TM A ² /O TM with nitrification)	20 - 25	34 - 43
Low efficiency (e.g.,Bardenpho)	> 25	> 43

* ปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัด

Jayanayagam และคณะ (2000) แนะนำว่าค่าที่เหมาะสมในกระบวนการบีเอ็นอาร์เป็นดังตารางที่ 2-11

ตารางที่ 2-11 อัตราส่วนค่าที่เหมาะสมในกระบวนการบีเอ็นอาร์ (Jayanayagam และคณะ ,2000)

Critical	Minimum	Potential effect at lower	Corrective measurement
	value*	critical value	
BOD : P	20 : 1 to 25 : 1	BOD limited, Reducing phosphorus removal	Promote volatile fatty acid generation, Add acetic acid
BOB : TKN	2 : 1 to 3 : 1	BOD limited, Incomplete denitrification, Higher effluent nitrate level	Promote volatile fatty acid generation, Add methanol

* Should include recycle nutrient loads

2.5 เมมเบรนสำหรับการบำบัดน้ำเสีย

เมมเบรน คือ เยื่อฟิล์มบางที่สังเคราะห์ขึ้นจากวัสดุอินทรีย์หรืออนินทรีย์ เช่น เซลลูโลสอะซิเตท และโพลีเอไมด์ ตามลำดับซึ่งสามารถนำมาใช้ในการเลือก กัก แยก ไอออน สารอินทรีย์-อนินทรีย์ และอนุภาคต่าง ๆ ออกจากของเหลวหรือก๊าซได้

2.5.1 เมมเบรนเทคโนโลยี

ความสามารถของเมมเบรนในการกักแยกสารต่าง ๆ ขึ้นอยู่กับชนิดของเมมเบรน โดยจำแนกได้ตามขนาดรูช่องว่าง (Pore size) หรือการคัดออกตามน้ำหนักโมเลกุล (Molecular Weight Cutoff) ของเมมเบรน ขนาดแรงขับดัน ขนาดน้ำหนักโมเลกุลของสารที่เมมเบรนสามารถแยกออกได้ ดังรูปที่ 2-13 เทคโนโลยีของเมมเบรนในปัจจุบันสามารถแบ่งได้ดังนี้

ก) รีเวอร์สออสโมซิส (RO) บางครั้งเรียกว่าไฮเพอร์ฟิลเทรชัน ทำงานโดยแรงขับดันที่มีค่าสูงหรือมากกว่า 300-1000 psig ซึ่งมีค่ามากกว่าแรงดันออสโมซิสของสารละลายที่จะทำการแยก โดยสามารถแยกความเค็มของน้ำทะเล เกลือแร่ กรดและด่าง สารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลมากกว่า 200 สารอินทรีย์เกือบทุกชนิดรวมถึงแบคทีเรียและไวรัส มักใช้ในงานที่ต้องการผลิตน้ำให้มีความบริสุทธิ์สูงร่วมกับกระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน ในงานน้ำเสียมักใช้ในการบำบัดขั้นที่สามเนื่องจากมีรูขนาดเล็ก อุดตันได้ง่าย ดังนั้นต้องผ่านกระบวนการกำจัดความขุ่นก่อนหน้าด้วย

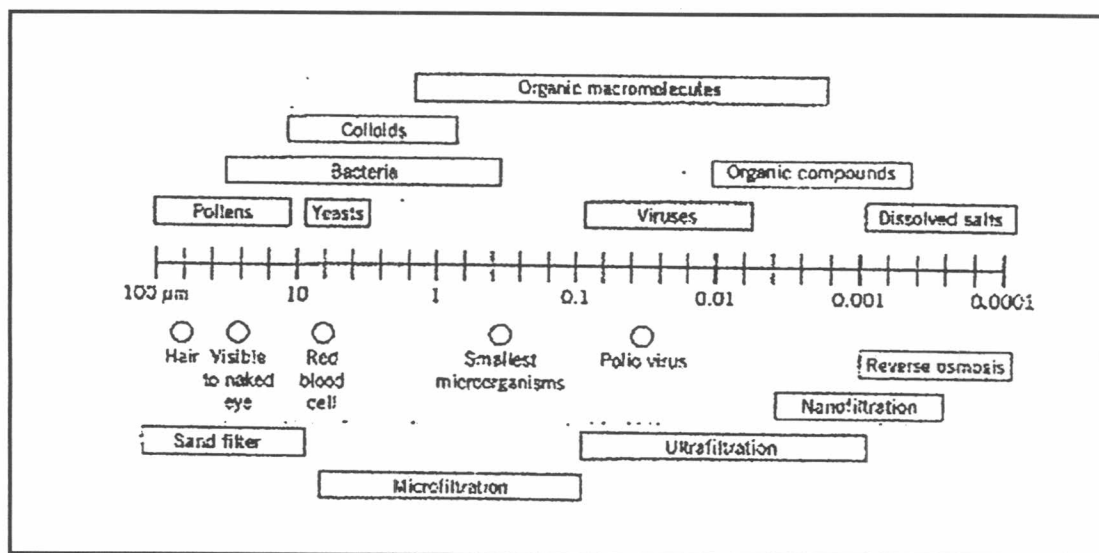
ข) นาโนฟิลเทรชัน (NF) หรือการกำจัดความกระด้างโดยเมมเบรน มีคุณสมบัติเช่นเดียวกับอาร์โอ ยกเว้นไอออนวาเลนซ์เดี่ยว กับสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กมาก จะผ่านไม่ได้ และไอออนวาเลนซ์คู่กับอนุภาคขนาดใหญ่กว่า 1 นาโนเมตร จะถูกแยกออก ปัจจุบันถูกประยุกต์ใช้ในงานที่มีอัตราไหลสูง ๆ และมีความเหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์ เนื่องจากมีกำลังการผลิตที่สูง และใช้ความดันต่ำกว่า อาร์โอ

ค) อิเล็กโทรไดอะไลซิส (ED) ทำงานด้วยแรงขับดันทางไฟฟ้า โดยสร้างความต่างศักย์ไฟฟ้าบวกและลบ ให้กับแผ่นเมมเบรนสองแผ่น ซึ่งแต่ละแผ่นจะปล่อยให้ไอออนที่มีประจุเหมือนกันผ่านไปได้นั้น โดยน้ำจะไหลผ่านเมมเบรนในแนวสัมผัส แต่ไอออนจะเคลื่อนที่ในทิศทางตั้งฉากกับเมมเบรน ซึ่งไม่สามารถแยกสารอินทรีย์ แต่จะแยกสารประกอบที่แตกตัวเป็นไอออนได้เท่านั้น

ง) อัลตราฟิลเทรชัน (UF) ทำงานโดยใช้แรงขับดันที่มีค่า 100 psig หรือต่ำกว่า ในการเคลื่อนของไหลให้ซึมผ่านเมมเบรน โดยมีความสามารถแยกสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุล

มากกว่า 500 และสารที่ไม่มีประจุ ส่วนสารที่แตกตัวเป็นไอออนจะซึมผ่านไปได้ งานที่นิยมใช้ เช่น การทำน้ำผลไม้เข้มข้น การแยกโปรตีน ฯลฯ

จ) ไมโครฟิลเตรชัน (MF) ทำงานด้วยแรงขับเคลื่อนที่ต่ำ และมีอัตราการผลิตน้ำมากกว่าเมมเบรนชนิดอื่นที่มีความดันเดียวกัน โดยสามารถกำจัดสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงมาก ๆ ได้แก่ อนุภาคแขวนลอยที่มีขนาดอยู่ในช่วง $0.01 - 10 \mu\text{m}$. รวมถึงแบคทีเรีย เชื้อรา และปรสิตอื่น ๆ แต่ไม่สามารถกักแยกไอออนหรือสารละลายได้



รูปที่ 2-13 ชนิดของเมมเบรนและช่วงอนุภาคต่าง ๆ ที่สามารถกักแยกได้ (Appligate ,1984)

2.5.2 โมดูลชนิดต่าง ๆ ในกระบวนการเมมเบรน

ก) โมดูลชนิดท่อ (Tubular Module) โดยการม้วนแผ่นเมมเบรนให้เป็นท่อเล็ก ๆ ขนาด 12 มม. แล้วบรรจุรวมกันใน Shell ที่ทำด้วยสแตนเลส และไฟเบอร์กลาส ดังรูปที่ 2-14 ซึ่งทำหน้าที่เป็นโครงรองรับแผ่นเมมเบรนไม่ให้ฉีกขาดเมื่อถูกแรงดันสูงระหว่างการดำเนินงาน และใช้เป็นทางรวบรวมน้ำที่ซึมผ่านแผ่นเมมเบรนมาสู่ท่อรองรับ เพื่อนำน้ำสะอาดออกจากตัวโมดูล

ข) โมดูลชนิดแผ่น (Plate and Frame Module) โดยแผ่นเมมเบรนจะวางบนแผ่นรองรับที่มีรูพรุน หรือร่องที่ให้น้ำไหลออกได้ ซึ่งจะวางซ้อนสลับกัน บังคับให้ซึมผ่านเมมเบรน แผ่นรองรับและไหลออกจากโมดูล ดังรูปที่ 2-15

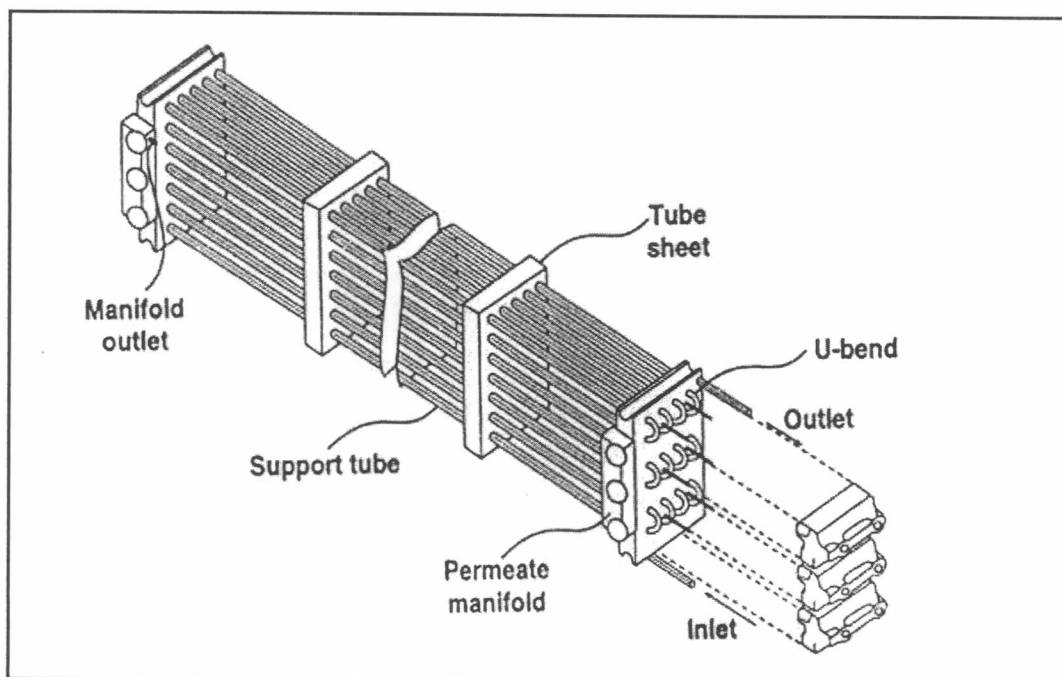
ค) โมดูลชนิดม้วน (Spiral Wound Module) ประกอบด้วยเมมเบรนสองแผ่นประกบกัน โดยมีแผ่นวัสดุเนื้อพรุนกันตรงกลาง จากนั้นม้วนวัสดุทั้งสามรอบท่อเจาะรู โดยมีตะแกรงโพลีโพรพิ

ริน คลุมทับชั้นนอก ดังรูปที่ 2-16 ใช้กาวพิเศษอุดขอบแผ่นเมมเบรนสามด้าน ส่วนอีกด้านยึดเข้ากับท่อเจาะรู ให้น้ำซึมผ่านเมมเบรนไปยังท่อเจาะรู เพื่อรับน้ำออกได้

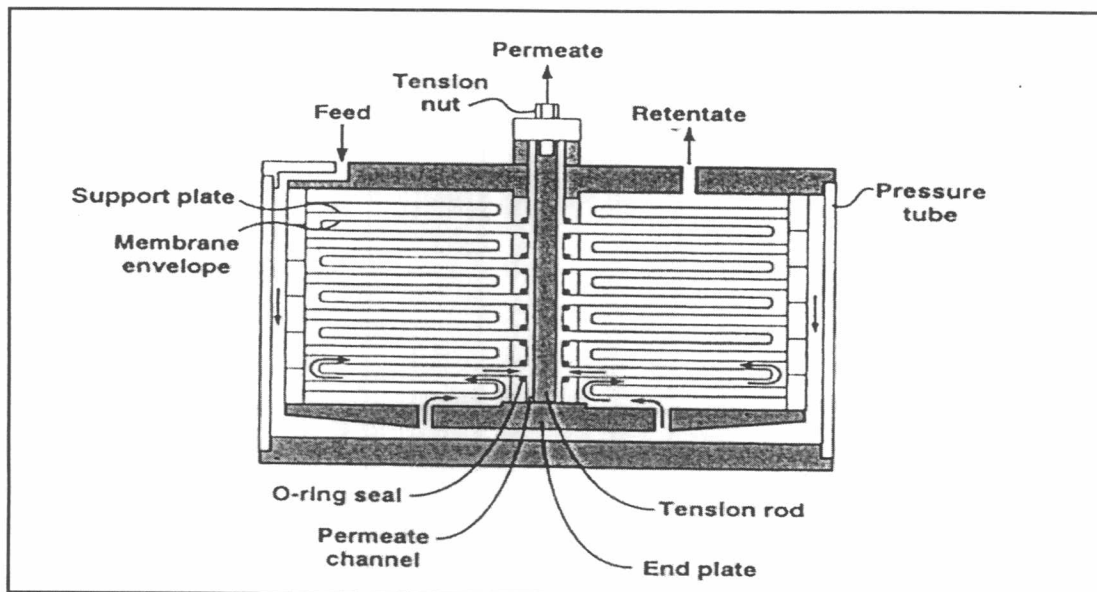
ง) โมดูลชนิดเส้นใยกลวง (Hollow Fiber Module) จะมีผิวคล้ายฟองน้ำล้อมรอบ ผิวชั้นในซึ่งมีความหนาเพียง 0.1 ไมครอน เป็นเมมเบรนที่มีความหนาแน่นในการขึ้นรูปสูงสุด ชนิดที่ทำด้วยเซลลูโลสไตรอะซิเตท มีเส้นผ่าศูนย์กลางภายนอก 50-80 ไมครอน และเส้นผ่าศูนย์กลางภายในประมาณครึ่งหนึ่งของภายนอก ดังแสดงในรูปที่ 2-16 ปัจจุบันนำมาใช้งานสองลักษณะคือ

- เส้นใยกลวงติดตั้งอยู่ในท่ออัดความดัน โดยนำมารวมกันเป็นมัด ๆ และอพันเป็นรูปตัวยู ปลายทั้งสองถูกตรึงติดกับทางน้ำออก แล้วนำเส้นใยทั้งหมดติดตั้งเข้ากับท่ออัดความดันรูปทรงระบอก ซึ่งอาจมีท่อเจาะรูอยู่ตรงกลาง เพื่อกระจายน้ำเข้า และใช้แรงดันอัดเพื่อให้น้ำซึมผ่านเข้าภายในเส้นใย ไหลตามรูกลวงไปรวมกันที่ทางน้ำออก

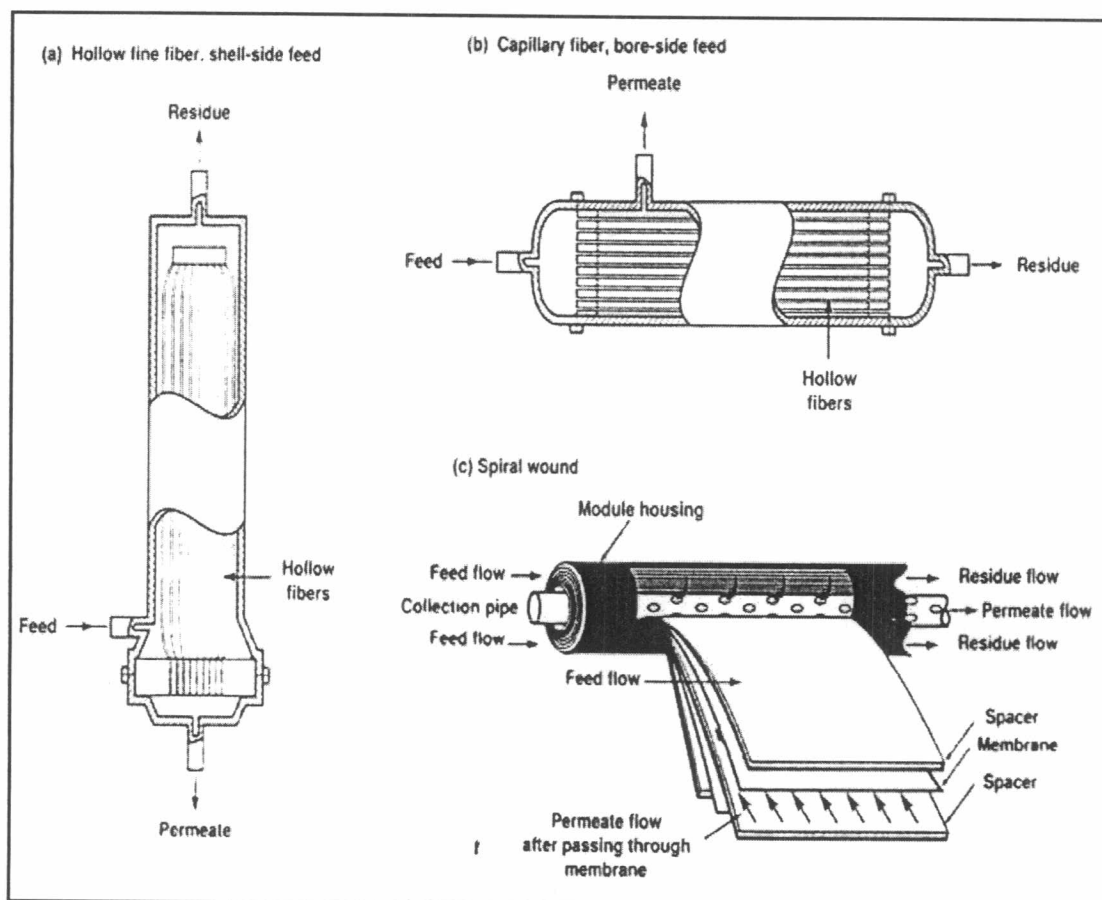
- เส้นใยกลวงติดตั้งใช้งานจมอยู่ในน้ำภายในถัง (ใช้ในงานวิจัยครั้งนี้) โดยไม่ต้องมีท่ออัดความดัน เช่น จัดวางเส้นใยกลวงขนานกันเป็นผืน ซึ่งวางซ้อนกัน 2-3 ผืน ยึดปลายทั้งสองข้างในแต่ละผืนติดเข้ากับท่อรับน้ำออกสองท่อ ซึ่งต่อเข้ากับปั๊มดูด โดยสูบน้ำซึมผ่านเข้าภายในเส้นใย ไหลตามรูกลวงไปรวมกันที่ท่อรับน้ำออก มักใช้ในงานที่น้ำมีความเข้มข้นของอนุภาคแขวนลอยสูง



รูปที่ 2-14 Tubular Module (Barker,2000)



รูปที่ 2-15 Plate and Frame (Baker,2000)



รูปที่ 2-16 Hollow Fiber และ Spiral Wound Module (Nunes และ Peinemnn, 2001)

2.5.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของเมมเบรน

ก) การสะสมความเข้มข้นสูง (Conc. Polarization) คือปรากฏการณ์ที่เกิดการสะสมของสารอินทรีย์หรืออนุภาคต่าง ๆ ใกล้ผิวหน้าเมมเบรน จนความเข้มข้นสูงกว่าค่าเฉลี่ยของสารนั้นในน้ำหลายเท่า จนทำให้ค่าฟลักซ์ลดลง แก้ไขโดยแรงดันน้ำล้างย้อน การถอดล้างด้วยสารเคมี หรือใช้กระแสไหลสร้างแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน (Cross Flow) มากพอที่ช่วยให้ฟลักซ์คงตัวยาวนานขึ้น เป็นต้น

ข) อุณหภูมิ พีเอช และสารออกซิไดส์ อุณหภูมิที่เพิ่มขึ้น 1°C ฟลักซ์จะเพิ่มขึ้น 3-5% แต่เมมเบรนอินทรีย์มักสลายตัวโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส ซึ่งจะเกิดขึ้นที่อุณหภูมิต่ำกว่า 30°C พีเอช 3-7 ทนทานต่อสารออกซิไดส์ได้ดี เช่น คลอรีน ขณะที่เมมเบรนอินทรีย์ไม่ทนต่อสารออกซิไดส์มากนัก แต่ทนทานต่อพีเอช ในช่วงที่กว้างกว่าคือ 2-11 และอุณหภูมิทำงานที่ขีดจำกัดสูงกว่าคือ 45°C

ค) ความดัน การเพิ่มแรงดันมากขึ้นจะทำให้ฟลักซ์ของเมมเบรนและคุณภาพน้ำที่ผลิตได้ดีขึ้น แต่ถ้าแรงดันเพิ่มขึ้นจนเกินขีดจำกัด (Critical Pressure) จะทำให้โครงสร้างและอนุภาคสารต่าง ๆ ที่สะสมบริเวณผิวหน้าเมมเบรน อัดตัวกันแน่น จนทำให้ค่าฟลักซ์ลดลง และอาจทำอันตรายโครงสร้างภายในเมมเบรน จนไม่อาจคืนสภาพการกรองน้ำได้ดั้งเดิมอีก

ง) ความสกปรกของเมมเบรน (Membrane Fouling) เป็นผลมาจากการเกาะสะสมของสารอินทรีย์ และอนุภาคสิ่งสกปรกต่าง ๆ ในรูช่องว่างของเมมเบรน ทำให้อัตราการซึมผ่านลดลง ความดันใช้งานเพิ่มขึ้น และไม่อาจคืนสภาพให้กลับเหมือนใหม่ได้ แม้การใช้แรงดันน้ำหรือสารเคมี โดยมีปัจจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องดังต่อไปนี้

- ลักษณะของน้ำดิบ สารอินทรีย์แต่ละประเภทมีผลต่อการเกิดความสกปรกต่าง ๆ กันไป ตามขนาดโครงสร้างของโมเลกุล และแรงกระทำระหว่างผิวเมมเบรน กับตัวมันเอง เมื่อสารอินทรีย์หลายชนิดรวมอยู่ในสารละลายเดียวกัน และหรือมีความเข้มข้นสูง จะก่อให้เกิดความสกปรกมากกว่าที่อยู่เป็นชนิดเดี่ยว ๆ และหรือความเข้มข้นน้อย ๆ ตามลำดับ

- วัสดุที่ใช้ทำเมมเบรน รวมถึงถึงขนาดและการกระจายของรูช่องว่าง

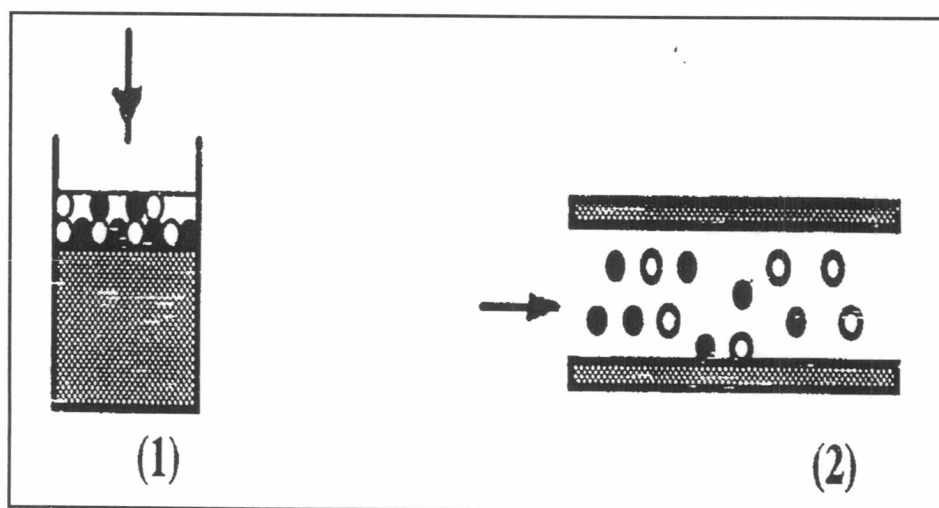
- การปรับสภาพน้ำเบื้องต้น ได้แก่การกำจัดอนุภาคแขวนลอยขนาดใหญ่ สารอินทรีย์ การปรับพีเอช และอุณหภูมิ และการกำจัดน้ำมัน ไขมัน เป็นต้น จะสามารถเพิ่มอัตราการซึมผ่านเมมเบรน และบรรเทาปัญหาความสกปรก ให้ระบบมีรอบระยะเวลาการทำงานที่ยาวขึ้น

2.5.4 กระบวนการไมโครฟิลเตรชันชนิดจมตัวในถังปฏิกรณ์ทางชีวภาพสำหรับการบำบัดน้ำเสีย

ปัจจุบันนิยมใช้เมมเบรนที่มีสถานะการทำงานในช่วง ไมโครและอัลต้าฟิลเตรชัน สำหรับการกักแยกตะกอนชีวภาพ ของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์น้ำหนักโมเลกุลสูง และจุลชีพก่อโรค จากกระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ให้หลุดไปกับน้ำทิ้ง ในขณะที่น้ำกรองผ่านเมมเบรนจะมีคุณภาพสูงขึ้นกว่าระบบบำบัดแบบดั้งเดิม

ก) กระบวนการกรองผ่านเมมเบรน : กระบวนการกรองโดยทั่วไปทิศทางการกรองจะตั้งฉากกับผิวตัวกรองซึ่งอนุภาคส่วนใหญ่จะถูกกักไว้บนผิวหน้าตัวกรอง ก่อให้เกิดการสะสมเพิ่มปริมาณ และหนาแน่นขึ้นเรื่อย ๆ หลักการนี้เรียกว่า การกรองอัดตัว (Dead End Filtration) ซึ่งไม่อาจใช้กับการทำงานของเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียได้ เนื่องจากเมมเบรนเป็นตัวกรองที่มีประสิทธิภาพสูง น้ำเสียที่มีความเข้มข้นแขวนลอยสูง จะทำให้เกิดการสะสมตัวของอนุภาคอย่างรวดเร็ว และอัดตัวแน่น ส่งผลเสียกับกระบวนการกรอง และสมบัติของเมมเบรนได้

เพื่อแก้ปัญหาดังกล่าวจึงมีการประยุกต์ใช้หลักการที่เรียกว่า “การกรองแนวขวาง” (Cross Flow Filtration และ Agitation Filtration) เป็นการสร้างกระแสไหล และกระแสวนความปั่นป่วนของน้ำอย่างต่อเนื่อง ขนานไปกับผิวหน้าของเมมเบรนในระหว่างการกรอง ซึ่งกระแสไหลต้องมีความเร็วมากพอ เพื่อสร้างแรงเฉือนให้เกิดขึ้น เป็นการขจัดอนุภาคส่วนใหญ่ ให้ออกและไม่สะสมตัวแน่น ทำให้ค่าฟลักซ์ของเมมเบรนคงตัวได้ยาวนาน และล้างทำความสะอาดง่าย ดังรูปที่ 2-17 เปรียบเทียบกระบวนการกรองแบบอัดตัว และแนวขวางปั่นป่วน ในรูปของความหนาชั้นอนุภาคที่สะสม และค่าฟลักซ์



รูปที่ 2-17 (1) การกรองแบบอัดตัว, (2) แนวขวาง (Al-malack และ Anderson, 1997)

ข) ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงาน

- ความเข้มข้นและลักษณะของสไลด์จลชีฟภายในถังเติมอากาศ : สามารถคงไว้ได้สูงถึง 12,000–20,000 มก./ล. มากกว่าระบบเอเอสโดยทั่ว ๆ และค่าจำกัดสูงสุดคือ 30,000-40,000 มก./ล. ; Lee และคณะ (2001) ทดลองใช้ระบบเอ็มบีอาร์กับระบบเอเอสและระบบ Attach growth พบว่าระบบ Attach growth ต้นเร็วกว่าระบบเอเอส 7 เท่า เนื่องจากลักษณะของเซลล์ในระบบ Attach growth มีขนาดเล็กและมีสัดส่วนโปรตีนมากกว่าทำให้ผิวหน้าเมมเบรนดูดซับ

- ความดันแตกต่างเริ่มต้นของบับดูต : มีค่าสูงจะทำให้ฟลักซ์ของเมมเบรนลดลง ได้อย่างรวดเร็ว แม้ความเข้มข้นของเอ็มแอลเอสเอสจะต่ำ ; Yamamoto (1989 อ้างโดย อริยะ เตกษณานนท์, 2543) ความดันแตกต่างเริ่มต้นต่ำกว่า 80 KPa ที่ความเข้มข้นของเอ็มแอลเอสเอสเพียง 5,200 มก./ล. ค่าฟลักซ์จะลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งสรุปได้ว่าการควบคุมกระบวนการให้คงตัวอย่างเหมาะสม ต้องเดินระบบให้ความดันบับดูตมีค่าต่ำ ๆ

- ขนาดรูช่องว่างของเมมเบรน : Talat (1988 อ้างโดย อริยะ เตกษณานนท์, 2543) ทำการศึกษาไมโครฟิลเทรชันที่มีขนาดรูช่องว่างในช่วง 0.1, 0.2 และ 0.45 μm พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดอนุภาคต่าง ๆ ใกล้เคียงกัน แต่ขนาด 0.45 μm จะใช้ความดันบับดูตที่ต่ำกว่า ที่ค่าฟลักซ์เดียวกัน และ Mitsubishi Rayon (1998 อ้างโดย อริยะ เตกษณานนท์, 2543) จากการศึกษาการกระจายขนาดอนุภาคของสไลด์จลชีฟในถังเติมอากาศ พบว่าค่าสูงสุดอยู่ที่อนุภาค 0.5, 1.5 μm ซึ่งขนาดรูช่องว่าง 0.1 μm สามารถกำจัดเอ็มแอลเอสเอสได้ 99.7%

- ความเร็วของกระแสปั่นป่วน และอัตราส่วนช่วงเวลา เติบ : หยุด ของบับดูตที่เหมาะสมจะสามารถควบคุมการเกิดและการอุดตันของชั้นเค้ก ที่ผิวหน้าเมมเบรน ซึ่งจะสามารถลดการสะสมของเอ็มแอลเอสเอสลงได้ โดยพิจารณาจากหลักการที่ว่า

ถ้ากระแสปั่นป่วนมีความเร็วต่ำ อนุภาคจะสะสมที่ผิวหน้าเมมเบรนได้ง่าย ความดันสูญเสียจะเพิ่มขึ้นได้อย่างรวดเร็ว แต่ถ้ากระแสปั่นป่วนมีความเร็วสูงเกินไป จะสิ้นเปลืองพลังงาน

ถ้าอัตราส่วนเวลา เติบ : หยุด ของบับดูตมีค่าสูง และแต่ละช่วงกินเวลานาน อนุภาคจะสะสมตัวที่ผิวเมมเบรนได้ง่าย และแน่นอนกว่าที่อัตราส่วนเวลา เติบ : หยุด ของบับดูตต่ำ และแต่ละช่วงมีเวลาดสั้น ๆ ซึ่งในกรณีหลังนี้ บั้มที่ใช้ต้องมีอัตราไหลสูงขึ้น เพื่อรักษาค่าเวลากักเก็บ และมอเตอร์ขับของบั้มน้ำจะมีความถี่ในการเดิน : หยุดสูงขึ้น

ค) จุดเด่นของกระบวนการ

- สามารถใช้แทนถังตกตะกอนชั้นที่สอง

มันลิน ตันซุลเวคม์ (2542a) กล่าวว่าความสำเร็จในการบำบัดน้ำเสียของระบบเอเอส ขึ้นอยู่กับความสามารถในการตกตะกอนของถังตกตะกอน จากการสำรวจในสหรัฐอเมริกาพบว่า สาเหตุสำคัญประการหนึ่งของระบบเอเอสที่ไม่สามารถผลิตน้ำทิ้งที่มีคุณภาพได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้ง เพราะความล้มเหลวที่เกิดจากการตกตะกอน

การใช้เมมเบรนที่มีคุณสมบัติเด่นในการแยกจุลชีพกับน้ำทิ้งได้อย่างมีประสิทธิภาพ แทนถังตกตะกอนจะช่วยให้ลดพื้นที่ของระบบบำบัด และค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างซึ่งเหมาะกับระบบบำบัดที่ต้องจำกัดพื้นที่เช่นตามเมืองใหญ่ทั่วไป หรือลักษณะของน้ำเสียที่เซลล์จุลชีพไม่รวมกันเป็นฟลอค

- ใช้แทนระบบฆ่าเชื้อโรค

Kolega และคณะ (1991 อ้างโดย ญัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2543) อธิบายถึงข้อเสียของระบบฆ่าเชื้อโรคที่ใช้อยู่ในปัจจุบันได้แก่ ระบบเติมคลอรีน ระบบเติมโอโซน ระบบแสงยูวี และบ่อผึ่ง จากการทดลองที่ใช้เมมเบรนเส้นใยกลวง ขนาดรูพรุน 0.2 μm ในการฆ่าเชื้อโรคในน้ำเสีย สองตำแหน่งได้แก่ น้ำทิ้งหลังถังตกตะกอนชั้นที่สอง และน้ำเสียหลังถังตกตะกอนชั้นที่หนึ่ง ปรากฏว่าเมื่อติดตั้งหลังถังตกตะกอนชั้นที่สอง น้ำทิ้งที่ผ่านเมมเบรนไม่พบแบคทีเรีย และไวรัสในการดำเนินการปกติ และเมื่อติดตั้งหลังถังตกตะกอนชั้นที่หนึ่ง น้ำที่ผ่านเมมเบรนไม่พบแบคทีเรีย

ตารางที่ 2-12 ผลการกำจัดโคลิฟอร์มทั้งหมดด้วยระบบเอ็มบีอาร์ (ญัฐพันธ์ กลิ่นเกษร, 2545)

ชนิดของเมมเบรน	ขนาดรูพรุน (μm)	ประสิทธิภาพการ กำจัด Total Coliform	แหล่งอ้างอิง
Tubular	0.1	No detected	Gunder และ Krauth (1999)
Plate and Frame	0.4	No detected	Gunder และ Krauth (1999)
Hollow Fiber	0.1	No detected	Gunder และ Krauth (1999)
Hollow Fiber	0.5	6-log removal	Messalem และ Krauth (2000)
Plate and Frame	0.4	9-log removal	Gunder และ Krauth (1999)
Plate and Frame	5	5-log removal	Gunder และ Krauth (1999)
Plate and Frame	0.4	>7-log removal	Jefferson และ Krauth (2000)

- สามารถรักษาแบคทีเรียไว้ในระบบได้สูง

Wagner และ Rosenwinkel (2000) ทดลองเดินระบบเอ็มบีอาร์เป็นเวลา 1 ปี ไม่ทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบ ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยเริ่มต้นที่ 1,800 มก./ล. แล้วเพิ่มเป็น 18,000 มก./ล. อัตราการเกิดตะกอนมีค่าต่ำมากประมาณ 0.002 – 0.032 กิโลกรัม ต่อวัน

Urbain และคณะ (1994 อ้างโดย Brindle และ Stephenson, 1995) รายงานว่าอัตราการเกิดตะกอน 0.23 กิโลกรัมเอสเอสต่อกิโลกรัมซีโอดีที่ถูกกำจัด ซึ่งต่ำกว่าระบบซีเอส (Conventional AS)

- สามารถลดขนาดถังเติมอากาศ

เนื่องจากเมมเบรนสามารถกักเซลล์ไว้ในระบบได้มาก จึงสามารถลดขนาดถังเติมอากาศลงจากระบบปกติ Smith และคณะ (1969) แสดงค่าเวลากักของระบบเอ็มบีอาร์ที่น้อยกว่า ระบบอีเอเอเอส (Extended Aeration AS) 2-5 เท่า เมื่อเดินระบบที่ค่าอาหารต่อจุลชีพใกล้เคียงกัน

- สามารถกำจัดสารอาหารที่ย่อยสลายยากและโลหะหนักบางชนิดในน้ำเสีย
- น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้

ง) จุดด้อยของกระบวนการ

ระบบเอ็มบีอาร์ มีค่าใช้จ่ายในการลงทุนครั้งแรก ค่าใช้จ่ายระหว่างการดำเนินการ และการดูแลรักษาสูงกว่าระบบบำบัดทั่วไป พลังงานที่ใช้ส่วนใหญ่เกิดจาก

1. พลังงานที่ใช้ในการสูบน้ำผ่านเมมเบรน และยังเกิดการอุดตันของเมมเบรน ยิ่งทำให้อัตราการไหลผ่านลดลง จึงต้องใช้พลังงานมากขึ้นในการรักษาระดับอัตราการบำบัด
2. พลังงานที่ใช้ในการเติมอากาศ

Chiemchaisri และคณะ (1993 อ้างโดย Brindle และ Stephen, 1995) รายงานการใช้พลังงานของระบบเอ็มบีอาร์ แบบเติมอากาศ ที่ถูกใช้งานในสำนักงานขนาดใหญ่ เพื่อกำหรือนำน้ำทิ้งกลับมาใช้ใหม่ ว่าต้องใช้พลังงาน 3.0-5.5 กิโลวัตต์-ชั่วโมงต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเพอมีเอต

Gunder และ Krauth (1999) เปรียบเทียบพลังงานที่ใช้สำหรับระบบเอ็มบีอาร์ที่ใช้เมมเบรนชนิดต่าง ๆ เมื่อระบบมีขนาด 14-16 ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง พลังงานที่ใช้ (เฉพาะการกรองและการเติมอากาศ) ที่ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 15,000 มก./ล.

สำหรับแบบท่อ (Tubular) เท่ากับ 2.5–3.5 กิโลวัตต์-ชั่วโมงต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเพอมิเอต และ 1.0 –2.0 กิโลวัตต์-ชั่วโมงต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเพอมิเอต สำหรับแบบเส้นใยกลวง (Hollow Fiber) และแบบแผ่น (Plate and Frame) เมื่อความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นเป็น 25,000 มก./ล. จะต้องใช้พลังงานถึง 3 กิโลวัตต์-ชั่วโมงต่อลูกบาศก์เมตรของน้ำเพอมิเอต สำหรับเส้นใยแบบกลวงและแบบแผ่น

2.6 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

2.6.1 ประเภทและกิจกรรมของการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

เมื่อพิจารณาด้านคุณภาพน้ำที่จะนำกลับมาใช้ โดยคำนึงถึงผลในทางปกป้องสิ่งแวดล้อม และลดความเสี่ยงต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนผู้ใช้น้ำ สามารถแบ่งประเภทและกิจกรรมของการนำน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์ใหม่ ดังนี้

2.6.1.1 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ประโยชน์ในงานอุตสาหกรรม : ได้แก่ น้ำหล่อเย็น , น้ำเติมหม้อต้มน้ำ ซึ่งมีปัญหาด้านคุณภาพของการนำน้ำเสียกลับในงานอุตสาหกรรมเหล่านี้ ได้แก่ การเกิดตะกอน, การกัดกร่อนโลหะ, การเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต, การเคลือบผิว หรือแม้แต่น้ำที่ใช้สำหรับกระบวนการผลิต แต่ทั้งนี้คุณภาพน้ำที่ต้องการอาจแตกต่างกันไปตามลักษณะของอุตสาหกรรม

2.6.1.2 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในทางเกษตรกรรม : ส่วนใหญ่นำกลับมาใช้ใหม่เพื่อการปลูกพืช ซึ่งมีโอกาสที่ผู้ใช้น้ำจะสัมผัสกับน้ำเสีย ดังนั้นจึงต้องคำนึงถึงการฆ่าเชื้อโรค นอกจากนี้อาจต้องพบปัญหาในด้านความเค็มที่จะยับยั้งการเจริญเติบโตของพืช ความเป็นพิษจากไอออนต่างๆ อัตราการซึมผ่านของน้ำที่มาจากผลของความเข้มข้นของปริมาณเกลือ ปริมาณธาตุอาหาร หรือเกิดเมือกจุลินทรีย์ที่อุดตันตามเส้นท่อจ่ายน้ำ เป็นต้น

2.6.1.3 การนำน้ำกลับมาใช้ใหม่เพื่อการเติมกลับน้ำใต้ดิน : จุดประสงค์เพื่อลดหรือชะลอการลดระดับน้ำใต้ดิน ป้องกันการเคลื่อนตัวรูก้ำของน้ำเค็มจากมหาสมุทร ป้องกันการทรุดตัวของชั้นดิน ข้อพึงระวังคือเรื่องคุณภาพของน้ำที่เติมกลับต้องปราศจากเชื้อโรคหรือสารพิษ ซึ่งเป็นอันตรายต่อสุขภาพอนามัยของประชาชน ซึ่งแก้ไขยากและใช้เวลานาน

2.6.1.4 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่เพื่อการบริโภค : ข้อพึงระวังเรื่องคุณภาพของน้ำที่นำกลับมาใช้ใหม่ต้องเป็นไปตามมาตรฐานน้ำดื่มหรือน้ำประปา

2.6.1.5 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่เพื่อการอุปโภค : การชลประทานสวนสาธารณะ สนามหญ้า ระบบป้องกันเพลิงไหม้ น้ำชดเชยในระบบปรับอากาศ การควบคุมฝุ่น และ

การพาณิชย์ เช่น สถานีล้างรถ และการชำระล้างต่างๆ หรือใช้เป็นน้ำชำระโถส้วมและปัสสาวะ เป็นต้น

2.6.1.6 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่เพื่อการสันทนาการ : การตกแต่งสวนสาธารณะ รดน้ำสนามกอล์ฟ การเล่นเรือ หรือกีฬาทางน้ำ ต้องพิจารณาด้านปริมาณโคลิฟอร์มทั้งหมดสูงสุดต้องไม่เกิน 2.2 หน่วย/100 มิลลิลิตร

2.6.1.7 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่เพื่อกิจกรรม Clean Technology : โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อรักษาสภาพแวดล้อม และลดค่าใช้จ่ายการบำบัดน้ำเสียตามพระราชบัญญัติส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. 2535 ได้บัญญัติให้ผู้ก่อมลพิษเป็นผู้จ่าย (Polluter-Pays-Principle : PPP)

2.6.2 เทคโนโลยีการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

เทคโนโลยีในปัจจุบันสำหรับการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ ส่วนใหญ่จะมีลักษณะเดียวกันกับการบำบัดน้ำเสีย และการผลิตน้ำสะอาด ทั้งนี้เทคนิควิธีการเพื่อกำจัดสารมลพิษต่างๆ เป็นดังนี้

- การบำบัดก่อนขั้นต้น ได้แก่ การกรองหยาบ การบดตัด การตกตะกอนหนัก การบำบัดทางเคมี
- การบำบัดขั้นต้น ได้แก่ การตกตะกอนขั้นที่หนึ่ง การทำตะกอนลอย การกรองละเอียด
- การบำบัดขั้นที่สอง ได้แก่ กระบวนการเอส ลานกรองชีวภาพ แผ่นหมุนชีวภาพ
- การฆ่าเชื้อโรค ได้แก่ การเติมคลอรีน โอโซน แสงอุลตราไวโอเล็ต(UV)

นอกจากนี้ยังอาจใช้ระบบบำบัดขั้นที่สาม หรือ ระบบบำบัดขั้นสูงเป็นตัวเพิ่มคุณภาพน้ำให้สูงจนสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ ซึ่งมีหลักการโดยสังเขปของกระบวนการที่นิยมใช้ ดังเช่น

- การสมานตะกอน (Chemical Coagulation) เป็นการใส่สารเคมีเพื่อปรับพีเอช และเกิดการยึดเกาะของอนุภาคให้มีความสามารถในการแยกออกจากน้ำได้โดยง่าย ซึ่งใช้กระบวนการกวนเร็ว (Destabilization) การกวนช้า (Flocculation) และการตกตะกอน
- การกรอง (Filtration) : นิยมใช้ในกระบวนการผลิตน้ำสะอาด มักวางไว้หลังจากถึงตกตะกอนขั้นที่สอง เพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยที่ยังหลงเหลืออยู่ก่อนส่งนำไปฆ่าเชื้อโรค สารกรองที่ใช้ได้แก่ ททราย แอนทราไซต์ และกาเนต
- การดูดซับด้วยถ่าน (Carbon Adsorption) โดยปกติจะใช้ถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon) ซึ่งมี 2 ชนิดคือ ชนิดผง (Powder Activated Carbon) และชนิดเกล็ด

(Granular Activated Carbon) ซึ่งคุณสมบัติของถ่านกัมมันต์จะสามารถดูดซับสารอินทรีย์ และโลหะหนักหลายชนิด เช่น แคดเมียม ปรอท สารหนู เซเลเนียม เฮกซะวาเลนต์-โครเมียม เป็นต้น

- กระบวนการอื่นๆ เช่น การเป่าไล่ด้วยอากาศ การแลกเปลี่ยนไอออน การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส รูปแบบต่างๆ เป็นต้น

2.6.3 การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในห้างสรรพสินค้า

2.6.3.1 ความหมายของห้างสรรพสินค้า : (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2530) ห้างสรรพสินค้า หมายถึง อาคารหรือส่วนหนึ่งส่วนใดของอาคารที่ใช้เป็นอาคารพาณิชย์สำหรับแสดงหรือขายสินค้าต่างๆ

2.6.3.2 คุณลักษณะและปริมาณการไหลของน้ำเสียจากห้างสรรพสินค้า

ตารางที่ 2-13 แสดงลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆ ในกรุงเทพฯ และปริมณฑล : สำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ (2530 อ้างโดย สุรพล สายพานิช ,2538)

ลักษณะน้ำเสีย	หอพัก		ภัตตาคาร		โรงพยาบาล	ตลาดสด	อาคารสำนักงาน		ห้างสรรพสินค้า	โรงภาพยนตร์	โรงแรม	อาคารชุดคอนโด**
	จากส้วม	จากส่วนอื่นๆ	จากส้วมบำบัดแล้ว	จากครัว + อื่นๆ			จากส้วม	จากครัว + อื่นๆ				
PH	8.55	7.78	6.34	6.74	6.84	6.67	8.1	7.4	7.51	7.53	7.05	7.2
COD, mg/l	1290	135	1,785	3,164	350	2,528	392	96	253	110	311	221
BOD, mg/l	723	75	919	1,759	238	1,172	181	41	81	60	190	151
TKN, mg/l	32.9	19.2	55.1	63.2	15.2	76.5	44.	9.7	66.8	72.7	23	33.7
PO ₄ , mg/l	6.8	3.9	3.2	2.6	3.29	5.1	2.0	0.4	10.1	2.7	1.8	2.0
SS, mg/l	666	29	401	913	87.06	662	158	2.6	61	45	84	63

หมายเหตุ : ** บำบัดมาแล้วบางส่วน

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, (2530) กล่าวว่า อัตราการไหลของน้ำเสียจากห้างสรรพสินค้าค่อนข้างคงที่เกือบตลอด ในช่วงเวลาที่มีการเปิดบริการ คุณสมบัติของน้ำเสียและน้ำทิ้งจากห้างสรรพสินค้าแห่งหนึ่ง ดังตารางที่ 2-14 และ 2-15

ตารางที่ 2-14 สรุปลักษณะน้ำส้ม น้ำครำ และน้ำเสีย และค่าสมมูลประชากร จากห้องสรรพสินค้า
 คำ 1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2530)

Parameters	N	Range	Avg.	P50%	PE	
					gm/m ² /d	
					Q x avg.	Q x P50%
Q(m ³ /d)	7	36.44-53.04	45.21	-	-	-
BOD-grab.	35	20-305	88	65	0.44	0.37
BOD-comp.	7	41-123	81	78	0.39	0.37
COD-grab.	35	72-696	253	200	1.24	1.11
COD-comp.	7	147-387	224	208	1.11	0.99
TKN-grab.	10	18.9-147.0	68.6	60.0	0.31	0.28
TKN-comp.	7	42.0-82.6	66.8	70.0	0.31	0.33
PO ₄ ³⁻ -grab.	10	4.2-30.5	16.7	15.0	0.08	0.07
PO ₄ ³⁻ -comp.	7	3.0-22.0	10.1	7.2	0.05	0.03
SS-grab.	10	13-282	80	60	0.40	0.30
SS-comp.	7	37-89	61	56	0.31	0.26
FOG-comp.	6	410-710	577	560	2.81	2.67
pH-grab.	35	6.74-8.18	7.64	-	-	-
pH-comp.	7	6.82-8.17	7.51	-	-	-
temp-grab.	35	31.0-32.0	32.0	-	-	-

unit : mg/l except pH & temp

NOTE : 1) PE = Average value from all PE (calculated by avg.Q x avg. or 50 % value of each Parameters, for each sampling day)

2) n = Number of samples

3) Q = Average flowrate from every measured day = 45.21 m³/d

4) Total area in this department store = 9,456 m²

ตารางที่ 2-15 สรุปลักษณะน้ำท่วม น้ำครำ และน้ำเสีย(บำบัดแล้ว) และค่าสมมูลประชากร จาก
 ห้างสรรพสินค้า 1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2530)

Parameters	N	Range	Avg.	P50%	PE	
					gm/m ² /d	
					Q x avg.	Q x P50%
Q(m ³ /d)	7	30.67-49.23	40.85	-	-	-
BOD-grab.	33	48-152	75	57	0.31	0.30
BOD-comp.	7	50-98	66	63	0.27	0.27
COD-grab.	35	94-264	152	135	0.65	0.64
COD-comp.	7	70-208	154	150	0.64	0.64
TKN-grab.	10	9.1-32.2	17.5	16.0	0.08	0.07
TKN-comp.	7	11.2-23.8	17.8	17.0	0.07	0.07
PO ₄ ³⁻ -grab.	10	4.2-31.2	14.3	13.0	0.07	0.06
PO ₄ ³⁻ -comp.	7	2.2-12.8	7.3	6.0	0.03	0.02
SS-grab.	10	41-103	63	60	0.30	0.28
SS-comp.	7	29-76	52	48	0.21	0.20
FOG-comp.	6	320-730	535	500	2.30	2.16
pH-grab.	35	6.55-7.86	6.93	-	-	-
pH-comp.	7	6.65-7.22	6.83	-	-	-
temp-grab.	35	31.0-32.0	32.0	-	-	-

unit : mg/l except pH & temp

NOTE : 1) PE = Average value from all PE (calculated by avg.Q x avg. or 50 % value of each Parameters, for each sampling day)

2) n = Number of samples

3) Q = Average flowrate from every measured day = 40.85 m³/d

4) Total area in this departmentstore = 9,456 m²

หมายเหตุ : รายละเอียดห้างสรรพสินค้าในตารางที่ 2-14 และ 2-15 เป็นดังนี้

- เป็นอาคารเดี่ยวแบบโดมมีทั้งหมด 4 ชั้น
- ขณะเก็บตัวอย่างเปิดดำเนินการเพียง 3 ชั้น ส่วนที่เหลือกำลังดำเนินการซ่อมแซม
- ชั้นที่ 1 เป็นที่ตั้งของห้างสรรพสินค้า, ร้านค้าซึ่งเช่าพื้นที่, ร้านอาหาร และร้านขนม
- ชั้นที่ 2 เป็นที่ตั้งของแผนกเครื่องสำอาง, เครื่องประดับสตรี
- ชั้นที่ 3 เป็นที่ตั้งของห้างสรรพสินค้าแผนกเสื้อผ้า ของเล่นเด็ก
- เนื้อที่ทั้งหมด 9,456 ตารางเมตร น้ำเสียของอาคารจะเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ A.S.
- น้ำเสียมีอัตราการใช้สูงในช่วงวันเสาร์ และอาทิตย์ ส่วนในวันธรรมดาจะมากหลังจาก 17.00 น. ไปแล้ว เพราะเป็นช่วงที่มีการเลิกงานในบริเวณแถบนั้น

2.6.3.3 มาตรฐานคุณภาพน้ำในการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในอาคาร : เกณฑ์ในการพิจารณาเพื่อเป็นแนวทางสำหรับการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในอาคาร ได้แก่ ความปลอดภัยทางด้านสาธารณสุข ความมีสุนทรียภาพ ความพอใจในการใช้น้ำ ความคงตัว และความเชื่อถือได้ของระบบ

ยูเอส-อีพีเอ ได้เสนอมาตรฐานที่ใช้เป็นแนวทางสำหรับการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในกิจกรรมที่ต้องสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง ดังตารางที่ 2-16

ตารางที่ 2-16 ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำที่นำกลับมาใช้ในกิจกรรมที่สัมผัสกับมนุษย์ของยูเอสอีพีเอ

U.S.EPA (1992)

Parameter	Urban Uses, Irrigation eater Food	Asthetic impoundments, Irrigation
	crop, Recreation poundment	of restricted access areas
pH	6-9	6-9
BOD	< 10 mg/l	≤ 30 mg/l
Turbidity	< 2 NTU	-
Suspended Solids	< 5 mg/l	≤ 30 mg/l
Fecal Coliform	not Detectable	≤ 200/100 mg
Residual Chlorine	1 mg/l	1 mg/l

สำหรับประเทศญี่ปุ่นได้กำหนดมาตรฐานน้ำที่จะนำกลับมาใช้สำหรับชำระโส
ส้วมและชดเชยน้ำในระบบปรับอากาศไว้เช่นกัน ดังตารางที่ 2-17

ตารางที่ 2-17 ค่ามาตรฐานคุณภาพน้ำที่นำกลับมาใช้ภายในอาคาร ของประเทศญี่ปุ่น
(Sankiengineering CO., Ltd.(n.d.) อ้างโดย อัมพวัน พงศ์สิทธิศักดิ์, 2539)

Parameter	หน่วย	ชำระโสส้วม	ระบบปรับอากาศ
PH	-	5.8-9.0	5.8-9.0
Turbidity	NTU	≤ 5	≤ 10
color	S.U.	≤ 10	-
Suspended Solids	mg/l	≤ 5	≤ 10
BOD	mg/l	≤ 10	≤ 10
COD	mg/l	≤ 40	≤ 20
ABS		≤ 1	≤ 1
Total Hardness	mg/l	≤ 200	≤ 300
Total Nitrogen	mg/l	-	-
Ammonia Nitrogen	mg/l	≤ 20	≤ 20
Phosphate	mg/l	≤ 1	-
Total Coliform	colony	not Detectable	-
Residual Chlorine	mg/l	-	-

2.7 งานวิจัยที่ผ่านมา

2.7.1 งานวิจัยที่เกี่ยวกับการใช้เมมเบรนในระบบบำบัดน้ำเสีย

อริยะ เตกษณานนท์ (2543) ศึกษาการใช้ไมโครฟิลเทรชันแบบจุ่มตัวในถังเอเอส พบว่าระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์ และไนโตรเจนที่รอบการเติมอากาศ 120 นาที มากกว่า 90 นาที ที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 24 ชั่วโมงมีประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสดีกว่าที่ 16 ชั่วโมง อัตราส่วนของซีโอดีต่อที่เคเอ็น 2.1-6.2 มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนเล็กน้อย ระบบสามารถกำจัดความขุ่นของแข็งแขวนลอย ซีโอดี และไนโตรเจนได้ตามเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพการนำน้ำเสียกลับมาใช้เพื่อการอุปโภคของหน่วยงานที่มีผลการศึกษาที่น่าเชื่อถือของประเทศสหรัฐอเมริกา และญี่ปุ่น ต้นทุนต่อหน่วยบำบัดการนำน้ำเสียมาใช้ใหม่จะสูงในช่วงแรกเนื่องจากค่าเมมเบรนและพลังงานในการเติมอากาศ แต่จะมีต้นทุนค่าสารเคมีมาก ประสิทธิภาพของระบบสามารถกำจัดเอสเอสได้มากกว่า 99 % ซีโอดีมากกว่า 90% ไนโตรเจน ประมาณ 40-90% ไม่ตรวจพบโคลิฟอร์ม

ณัฐพันธ์ กลิ่นเกษร (2543) (อยู่ระหว่างการเขียนรายงาน) ศึกษาการกำจัดซีโอดี ธาตุอาหารใช้ระบบบีเอ็นอาร์ร่วมกับกระบวนการไมโครฟิลเทรชัน โดยแปรค่าอายุตะกอนที่ 40 และ 80 วัน และอัตราส่วนการแบ่งน้ำเสียเข้าถังแอนแอโรบิกและถังแอนนออกซิก มีระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ในถังแอนแอโรบิก ถังแอนนออกซิกและถังเติมอากาศเป็น 3.6, 3.6 และ 10.8 ชั่วโมง ตามลำดับ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ พบว่าระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 95, 93 และ 91 ตามลำดับ ที่ค่าอายุตะกอน 80 วัน และเป็น 98, 97 และ 93 ตามลำดับ

ปริญญช แซนโคตร (2545) ศึกษาการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน ใช้ระบบเอเอสร่วมกับกระบวนการไมโครฟิลเทรชัน โดยแปรอัตราเติมอากาศเป็นช่วง ๆ 120 และ 150 นาที ไม่มีการทิ้งตะกอน มีระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ในถังเอเอสเป็น 20 ชั่วโมง ใช้น้ำเสียจากศูนย์การค้าพบว่าระบบสามารถกำจัดรอบการเติมอากาศที่ 150 นาที มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีไนโตรเจนสูงกว่า 120 นาทีเล็กน้อย แต่ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนสูงร้อยละ 97 และ 80-94 น้ำทิ้งสามารถนำกลับมาใช้ประโยชน์เพื่อการอุปโภคตามมาตรฐานเบื้องต้นของประเทศญี่ปุ่นได้

Seo และคณะ (2000) ใช้ระบบเอ็มบีอาร์ชนิดจุ่มตัวร่วมกับระบบเติมอากาศแบบเป็นกะ (Intermittent) โดยศึกษาผลกระทบของการเปลี่ยนช่วงการเติมอากาศการเติมและหยุด แบ่งการ

ทดลองเป็น 2 ระยะ ในระยะแรก หาอัตราการเติมอากาศและหยุดที่เหมาะสมจากช่วงเวลาการเติมและหยุดดังนี้ 30/30 และ 60/60 นาที อัตราการดูดน้ำใสและพักเป็น 5/5 นาที อัตราการให้อากาศ 20 ล./นาที อัตราการเวียนกลับกลับร้อยละ 100 จากนั้นเลือกค่าการเติมอากาศที่เหมาะสมจากชุดแรก เพิ่มอัตราการดูดน้ำทิ้งและการพักเป็น 60/60 นาที เพื่อศึกษาผลกระทบต่ออัตราการจ่ายอากาศเป็น 20, 15, 10 หรือ 5 นาที เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ดีที่สุด ลักษณะของเมมเบรนที่ใช้เป็นชนิด Hollow fiber ขนาดรู 0.1 ไมโครเมตร 4 ตารางเมตร อายุตะกอน 25 วัน ระยะเวลาเก็บทางชลศาสตร์ 19 ชั่วโมง น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียจริง มี ซีโอดี 283 มก./ล. ทีเคเอ็น 37.2 มก./ล. ฟอสฟอรัส 4.9 มก./ล. พบว่าช่วงระยะเวลาที่เหมาะสมของการเติมอากาศเป็น 60/60 นาที จะมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ดีที่สุด โดยลดได้ 96.2%, 91.6%, และ 66% ตามลำดับ อัตราการจ่ายอากาศเป็น 10-20 ล./นาที ช่วยให้ฟลักซ์ของเมมเบรนดีขึ้น

Ogoshi และ Suzuki (2000) ใช้ระบบเอ็มบีอาร์ขนาดรู 0.4 และ 0.1 ไมโครเมตร ในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนจริง อัตราการบำบัด 50 ลบ.ม./วัน มีเวลากักทางชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง อายุตะกอน 400 วัน มีเอ็มแอลเอสเอสประมาณ 10,000 มก./ล อัตราการเติมอากาศ 20 นาทีต่อรอบ (เติม 18 นาที หยุด 2 นาที) พบว่าสามารถกำจัด บีโอดี ซีโอดี และไนโตรเจนเป็นร้อยละ 95, 80 และ 90 มีไนโตรเจนออกไปกับน้ำทิ้งประมาณ 3 มก./ล. พบแบคทีเรียโคลิฟอร์มน้อยกว่า 1000 CFU/100 มล. อยู่ในมาตรฐานน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

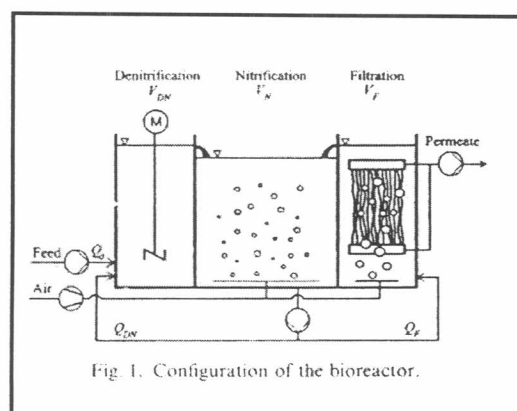
Choo และ Stensel (2000) ใช้ระบบเอ็มบีอาร์ร่วมกับระบบเอสบีอาร์ในการกำจัดธาตุอาหาร ระบบทำงาน 4 รอบต่อวัน โดยมีระยะเวลาเติมน้ำเสียเข้า เติมอากาศและดูดน้ำเสียออกเป็น 0.5, 2 และ 1.5 ชั่วโมงตามลำดับ ระบบมีค่าอายุตะกอน มากกว่า 1,400 วัน การล้างเมมเบรนโดยการ Back wash ด้วยอากาศ 10 นาที พบว่า ระบบมีเอ็มแอลเอสเอส 10,000 มก./ล. น้ำทิ้งมีความขุ่นน้อยกว่า 0.2 เอ็นทียู ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี และไนโตรเจนเป็นร้อยละ 98 และ 93 ตามลำดับ

Cicek และคณะ (1999) เปรียบเทียบประสิทธิภาพระบบเอสเอสกับระบบเอ็มบีอาร์ ในแง่การบำบัดน้ำเสีย ของน้ำเสียประเภทย่อยยาก ที่อายุตะกอนของระบบเอสเอส 20 วัน และระบบเอ็มบีอาร์ 30 วัน ที่ค่าระยะเวลากักเก็บทางชลศาสตร์ 6 ชั่วโมงเท่ากัน พบว่าประสิทธิภาพของระบบเอสเอสและระบบเอ็มบีอาร์เป็น ดังตาราง 2-18

ตารางที่ 2-18 เปรียบเทียบระบบเมมเบรนและเอ็มบีอาร์ (Cicek และคณะ, 1999)

Parameter	Wastewater	MBR effluent	AS effluent	MBR removal efficiency (%)	AS removal efficiency (%)
TSS, mg/L	64	0	25	99.9	60.39
VSS, mg/L	58	0	20	99.9	65.5
COD, mg/L	325	3.2	18	99.0	94.5
DOC, mg/L	35.9	1.1	2.6	96.9	92.7
TKN, mg/L	40.9	1.2	4.8	97.0	88.3
NH ₄ ⁺ -N, mg/L	20.2	0.17	0.21	99.2	98.9
NO ₃ ⁺ -N, mg/L	<0.6	24.7	27.2	-	-
TP, mg/L	2	0.07	0.23	96.6	88.5

Rosenberger และคณะ (2002) ศึกษาการใช้ระบบเอ็มบีอาร์ชนิดจมตัวร่วมกับกระบวนการบีเอ็นอาร์ ในการบำบัดน้ำเสียจริงที่มีไดอะแกรมการทำงานดังรูป 2-18 เมมเบรนที่ใช้เป็นชนิดเส้นใยกลวง ขนาด 0.2 ไมโครเมตร โดยเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับและระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ ดังตารางที่ 2-19 พบว่าระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ไม่มีผลต่อการกำจัดซีโอดี เมื่อระบบมีเอ็มแอลเอสเอสมากพอ และสามารถรับช็อกโหลดได้ดี (เอ็มแอลเอสเอส 18-20 ก./ล. ซีโอดีน้ำเข้า 4,000 มก./ล., โอดีน้ำออก 30 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 95) ขณะเดียวกันระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ก็ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนด้วย ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนดีขึ้นเมื่อเพิ่มอัตราการเวียนกลับ (การทดลองที่ 2a ประสิทธิภาพเพิ่มเป็นร้อยละ 83) ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพไม่ได้เกิดขึ้นเนื่องจากไม่มีสภาวะแอนแอโรบิก อย่างไรก็ตามระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เนื่องจากการตกตะกอนกับสารอนินทรีย์



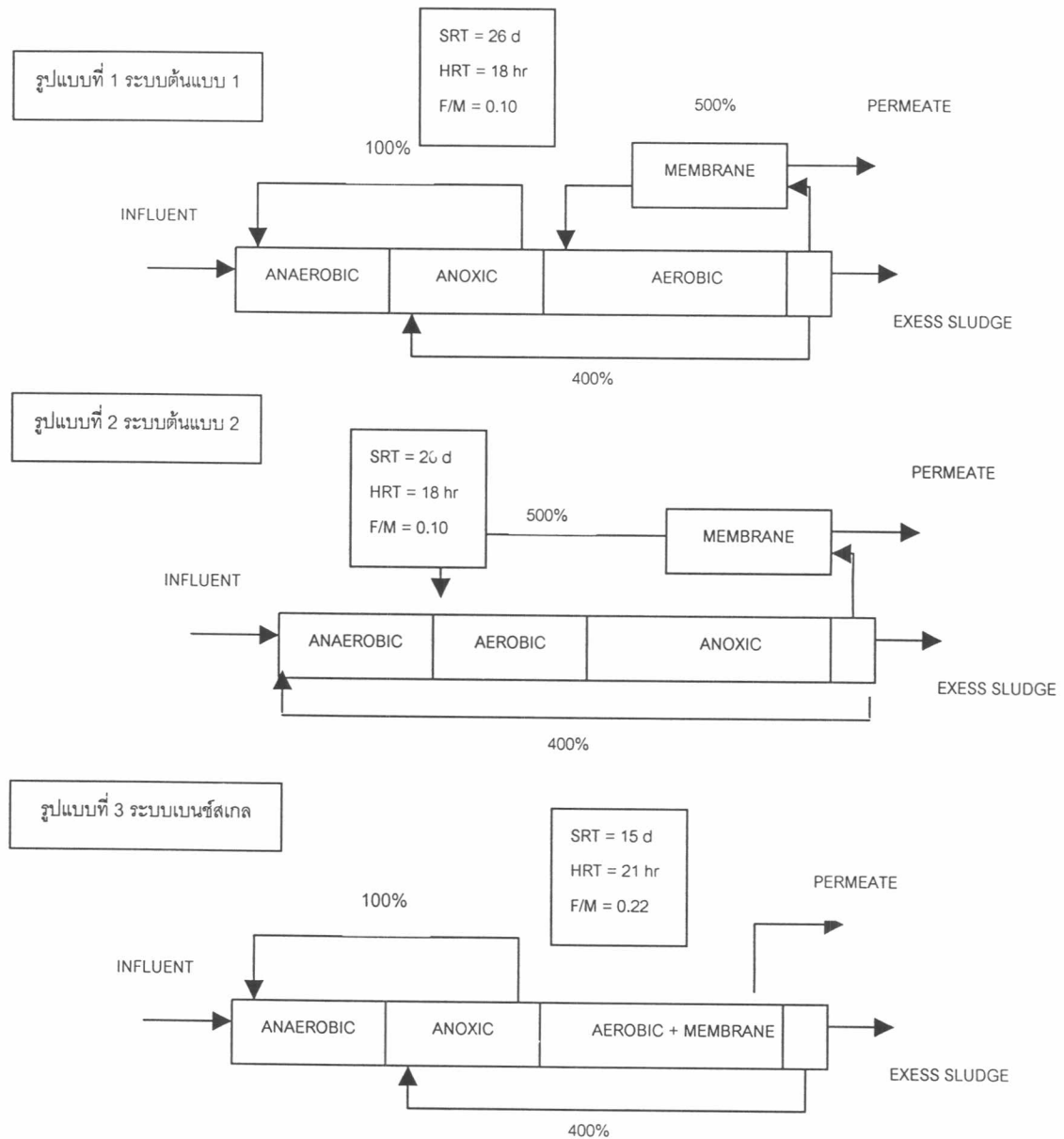
รูปที่ 2-18 ไดอะแกรมการทดลอง (Rosenberger และคณะ ,2002)

ตารางที่ 2-19 แผนการทดลอง (Rosenberger และคณะ ,2002)

การทดลอง	HRT (hr)			Q_F/Q_O	Q_{DN}/Q_O
	Anoxic (V_{DN})	Aerobic (V_N+V_F)	Total		
1	2.8	12.8	15.6	20	4
2a	2.15	8.25	10.4	13	6
2b	2.15	8.25	10.4	13	5
3	2.8	7.6	10.4	20	5
4	2.8	11.2	14	20	5

Vjang และคณะ (2002) ใช้ระบบเอ็มพีรารีในการกำจัดธาตุอาหาร โดยศึกษาผลกระทบของการเติมอากาศเป็นกะ ที่อายุตะกอน 24 วัน ระยะเวลาที่เก็บทางชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง น้ำเสียสังเคราะห์ (ซีโอดี:ไนโตรเจน:ฟอสฟอรัส เป็น 600:29:12) ใช้ถังปฏิกรณ์ 2 ถังต่ออนุกรมกัน โดยพบว่าช่วงเวลาเติมอากาศ:หยุดเติมอากาศ ของถังปฏิกรณ์ชุดที่หนึ่งและชุดที่สองเป็น 120/120 และ 120/120 นาที ให้ประสิทธิภาพสูงที่สุดในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ร้อยละ 98, 96 และ 78 ตามลำดับ

Lesjean และคณะ (2003) ได้ศึกษากระบวนการกำจัดธาตุอาหารร่วมกันกระบวนการเมมเบรน 2 ระยะ คือ ระบบเบนซ์สเกล (Bench-Scale) ขนาด 200 – 250 ลิตร และระบบต้นแบบ (Pilot Plant) ขนาด 1,000 – 3,000 ลิตร ที่ค่าอายุตะกอน 15 วันและ 26 วัน ใช้เมมเบรนที่มีขนาดรูช่องว่าง 37 นาโนเมตร มีพื้นที่การกรองรวม 1.5 ตารางเมตร ในการทดลองแบบเบนซ์สเกล ส่วนในระบบต้นแบบเป็นขนาดรูช่องว่าง 0.2 ไมโครเมตร มีพื้นที่การกรองรวม 10 ตารางเมตรโดยมีรูปแบบการทำงานของระบบดังรูปที่ 2-19

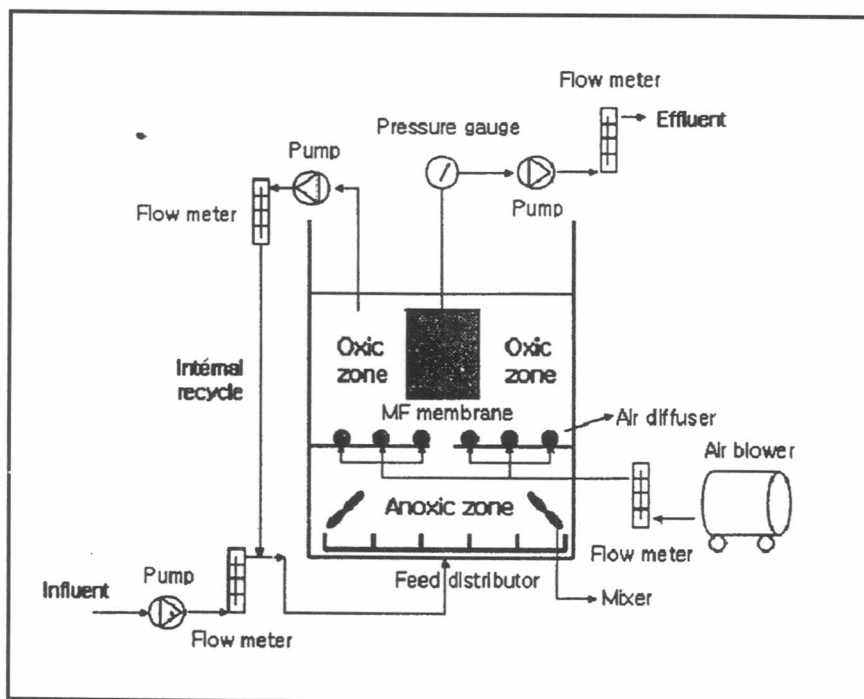


รูปที่ 2-19 รูปแบบการทำงานระบบเอ็มบีอาร์ (Lesjean และคณะ ,2003)

จากการทดลอง Lesjean และคณะ พบว่าค่าอายุตะกอน 15 วัน ของระบบเบนซ์สเกล ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ที่เคเอ็นและฟอสฟอรัสเป็นร้อยละ 96, 87 และ 99 ตามลำดับ ขณะที่น้ำเสียที่เข้าระบบเป็นน้ำเสียจริงมีค่าซีโอดี ที่เคเอ็นและฟอสฟอรัสเป็น 998, 69.7 และ 10.5 ตามลำดับ และมีร้อยละของฟอสฟอรัสที่อยู่ในเซลล์แบคทีเรียเป็น 2.4 ที่ค่าอายุตะกอน 26 วันของระบบต้นแบบ น้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าซีโอดี ที่เคเอ็นและฟอสฟอรัสเป็น 740, 61 และ 9.1 ตามลำดับ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดเป็นร้อยละ 96, 82 และ 99 ตามลำดับ ในรูปแบบที่มีถังแอนน็อกซิกก่อนหน้า และมีประสิทธิภาพในการกำจัดกำจัดซีโอดี ที่เคเอ็นและฟอสฟอรัสเป็นร้อยละ 96, 94 และ 99 ตามลำดับ ในรูปแบบที่มีถังแอนน็อกซิกตามหลัง ซึ่งเมื่อ

พิจารณาค่าไนโตรเจนไนโตรเจนแล้วพบว่าระบบที่มีถังแอนน็อกซิกตามหลังมีค่า 1 มก./ล. ซึ่งต่ำกว่าระบบที่มีถังแอนน็อกซิกก่อนหน้าที่มีค่าไนโตรเจนไนโตรเจนปนมากับน้ำทิ้งถึง 9 มก./ล.

Shin และคณะ (2003) ได้ทำการวิจัยโดยใช้ระบบเอ็มบีอาร์กำจัดธาตุอาหาร ด้วยเมมเบรนชนิดจุ่มอยู่ในถังปฏิกรณ์ ที่แบ่งเป็นสองส่วน ส่วนแอนน็อกซิกและส่วนแอโรบิก แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด คือ ชุดขนาดทดลอง (Lab Scale) ปริมาตร 36 ลิตร และชุดขนาดต้นแบบ (Pilot Plant) ปริมาตร 1,333 ลิตร รักษาอายุตะกอนที่ 80 วัน โดยแปรผันค่าระยะเวลาที่เก็บทางชลศาสตร์ของระบบเป็น 6 ถึง 12 ชั่วโมง และอัตราการเวียนตะกอนเป็น 5 และ 3 เท่าของน้ำเสียเข้าระบบ เมมเบรนที่ใช้เป็นชนิด Hollow Fiber มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.4 ไมโครเมตร และมีพื้นที่ 0.18 ตารางเมตร และ 27 ตารางเมตร ในการทดลองชุดขนาดทดลองและขนาดต้นแบบตามลำดับ ทั้งนี้ การทดลองมีรูปแบบเป็นดังรูปที่ 2-20



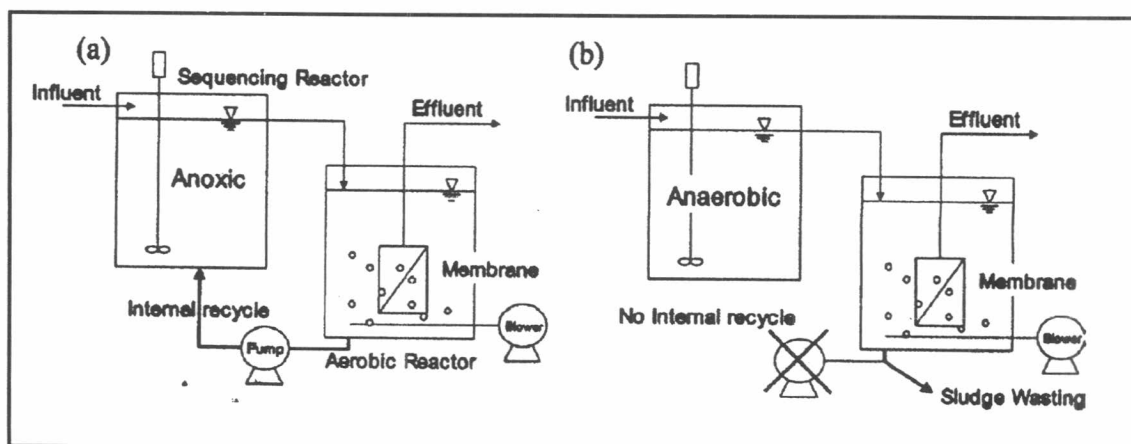
รูปที่ 2-20 รูปแบบการทดลองของ Shin และคณะ (2003)

จากการทดลองพบว่าค่าเอ็มแอลเอสเอสของที่สภาวะแอนน็อกซิกและแอโรบิก ของขนาดทดลองเป็น 4,830 มก./ล. และ 2,970 มก./ล. ตามลำดับ และเป็น 8,680 มก./ล. และ 4,210 มก./ล. ที่อัตราการเวียนกลับเป็น 4 เท่าของอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบ และมีค่าระยะเวลาที่เก็บทางชลศาสตร์เป็น 8 ชั่วโมง พบว่าระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ของ

ขนาดทดลองเป็นร้อยละ 73 และร้อยละ 37 ตามลำดับ และเป็นร้อยละ 59 และร้อยละ 44 ตามลำดับในขนาดต้นแบบ

Anongrit Kangrang และ Kritiya Lertpokasombat (2003) ใช้ระบบไมโครฟิลเทรชันเมมเบรนบำบัดน้ำเสียในระบบตะกอนเร่ง โดยจุ่มอยู่ในถังเติมอากาศ ทดลองกับน้ำเสียชุมชน พบว่าค่าฟลักซ์ประมาณ 82 ล./ตร.ม.-วัน ค่าแรงดันเป็น 3.4 – 33.8 กิโลปาสคาล และใช้ระบบการล้างเมมเบรนด้วยอากาศเป่าย้อนกลับ 30 นาที พบว่าการกรองของเมมเบรนทำได้ดีขึ้น และพบว่าน้ำที่สามารรถนำกลับไปใช้ในการชำระโถส้วมและล้างพื้นได้

Ahn และคณะ (2003) ได้ทดลองใช้ระบบเอ็มบีอาร์ในการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยกำหนดค่าอายุตะกอน 70 วัน แบ่งถังเป็น 2 ถัง โดยถังแรก ทำหน้าที่เป็นถังแอนน็อกซิก และถังแอนแอโรบิก โดยปรับช่วงเวลาของการเวียนกลับ เมื่อถึงช่วงที่มีการเวียนตะกอนกลับจากถังแอโรบิก ถังนี้จะทำหน้าที่เป็นถังแอนน็อกซิก และเมื่อหยุดเครื่องสูบล้างตะกอนกลับถังจะอยู่ในสภาวะแอนแอโรบิก ส่วนถังชุดที่สองจะทำหน้าที่เป็นถังเติมอากาศ มีค่าระยะเวลาพักเก็บทางศาสตร์ของถังชุดที่ 1 และ 2 เป็น 3.2 และ 4.8 ชั่วโมง รวมระยะเวลาพักเก็บ 8 ชั่วโมง กำหนดอัตราการเวียนตะกอนกลับ เป็น 6 เท่าของอัตราการสูบน้ำเข้าระบบ และเวียนกลับเป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง หยุดอีก 1 ชั่วโมง เมมเบรนที่ใช้เป็นชนิดไมโครฟิลเทรชัน มีขนาดรูช่องว่าง 0.4 ไมโครเมตร พื้นที่ผิวรวม 0.1 ตารางเมตร กำหนดค่าฟลักซ์คั่งที่ 10 ล./ตร.ม.-ชม.ผังการทำงานดังรูปที่ 2-21



รูปที่ 2-21 ผังการทำงานในระบบเอ็มบีอาร์ของ Ahn และคณะ (2003)

ระบบสามารถกำจัดซีไอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ในน้ำเสียจริงที่มีค่า 245 มก./ล., 37.5 มก./ล. และ 3.7 มก./ล.ได้อย่างมีประสิทธิภาพถึงร้อยละ 96, 93 และ 60 ตามลำดับ ระบบ

สามารถรักษาค่าเอ็มแอลเอสเอสในระบบไว้ได้สูงถึง 10,000 มก./ล. โดยดำเนินการประมาณ 37 วัน โดยที่ไม่ต้องล้างเมมเบรน

Chen และคณะ (2003) ได้ใช้ระบบเอ็มบีอาร์กำจัดซีโอดีและไนโตรเจนจากน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรม โดยแบ่งถังเป็น 3 ส่วน คือ ถังแอนน็อกซิก ถังแอโรบิก และถังเมมเบรน การควบคุมระบบ และคุณสมบัติน้ำเสียเป็นดังตารางที่ 2-20
ตารางที่ 2-20 คุณสมบัติน้ำเสียและการควบคุมระบบเอ็มบีอาร์ของ Chen และคณะ (2003)

Design Flow	345 l/hr	Recycle Ratio	3
Design Peak Flow	678 l/hr	MLSS	3 – 8 g/l
Anoxic Tank Volume	3,000 l	F/M Ratio	0.11 – 0.22
Aerobic Tank Volume	10,000 l	Volumetric Loading Rate	0.46 – 0.91 kgCOD/m ³ -d
Membrane Tank Volume	700 l	Membrane Surface Area	46 m ² and 0.4 μm
Anoxic Tank HRT	2.89 hr.	Flux	0.18 – 0.35 m ³ /m ² -d
Aerobic Tank HRT	9.66 hr.	COD average	500 – 2,000 mg/l
Membrane Tank HRT	0.68 hr.	TKN average	100 – 200 mg/l
SRT	30-60 d	NH ₃ -N average	2 mg/l

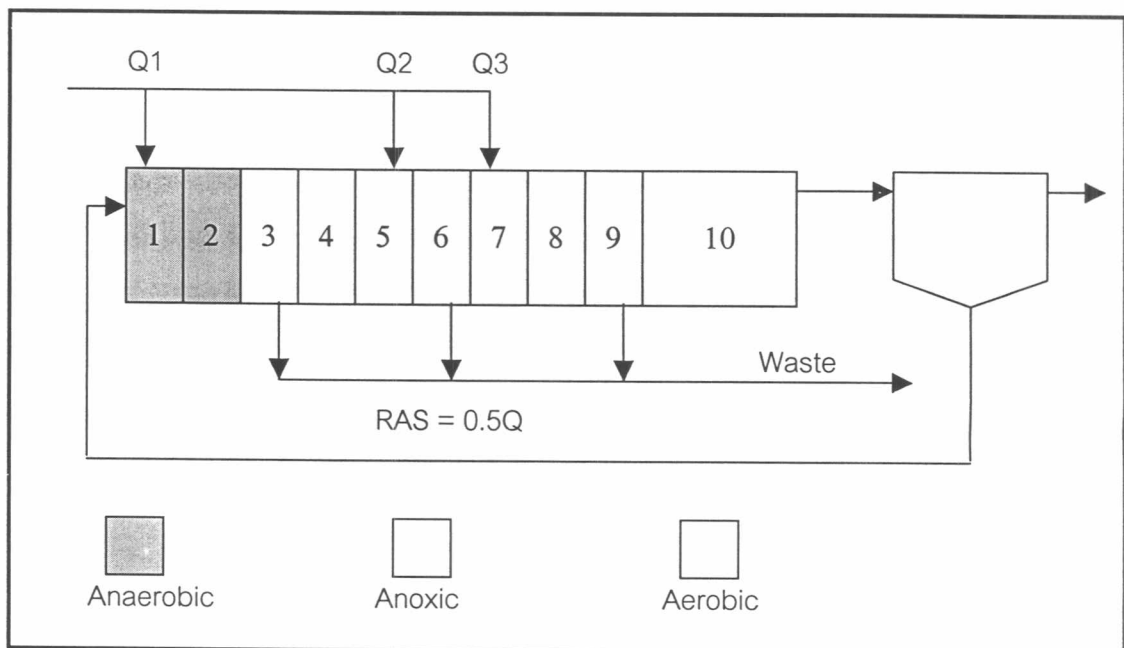
จากการทดลองระบบสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ดำเนินระบบเป็นเวลา 130 โดยที่ไม่ต้องล้างเมมเบรนด้วยสารเคมี และสามารถลดค่าซีโอดี และที่เคเอ็นได้ถึงร้อยละ 94 และ 92 ตามลำดับ

2.7.2 งานวิจัยที่เกี่ยวกับระบบการกำจัดธาตุอาหาร

Nam และคณะ (2000) ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอาหาร โดยใช้ระบบบีเอ็นอาร์ที่มีการเติมอากาศแบบเกาะติดผิว โดยการแบ่งน้ำเสียเข้าถังแอนน็อกซิก/แอนแอโรบิก เป็น 0:100, 30:70 และ 40:60 ที่ระยะเวลาพักเก็บทางศาสตร์ของถังแอนแอโรบิก แอนน็อกซิก และถังเติมอากาศ เป็น 1.5, 0.9 และ 2.8 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพของระบบที่ดีที่สุดที่อัตราการแบ่งน้ำเสีย 40:60 และสามารถกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสได้เป็นร้อยละ 87, 75 และ 53 ตามลำดับ

Choi และ Dech (2001) ศึกษาผลของอุณหภูมิที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหารระหว่างระบบเอ็มแอลอี กับระบบเทอูโอที่อุณหภูมิ 20, 10 และ 5 องศาเซลเซียสพบว่าอุณหภูมิสูง ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเพิ่มขึ้น ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสเป็นในทางตรงกันข้าม

Pai และคณะ (2002) ศึกษาผลของการแบ่งน้ำเสียเข้าระบบ Multiple Stage EBNR ต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งมีไดอะแกรมการทำงานเป็นดังรูป 2-22 ซึ่งมีอายุตะกอน 10 วัน ระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์รวม 9.3 ชั่วโมง และระยะเวลาพักเก็บทางชลศาสตร์ของส่วนเติมอากาศเป็น 6 ชั่วโมง น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ (ซีโอดี:ไนโตรเจน:ฟอสฟอรัส เป็น 300:40:5) ทดลองที่อัตราส่วน Q1/Q2/Q3 เป็น 1/0/0, 0.7/0.2/0.1 และ 0.8/0.1/0.1 พบว่าที่อัตราส่วน Q1/Q2/Q3 เป็น 0.7/0.2/0.1 ระบบมีประสิทธิภาพสูงที่สุดในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ร้อยละ 96.6, 76.4 และ 100 ตามลำดับ



รูปที่ 2-22 ไดอะแกรมการทำงาน (Pai และคณะ, 2001)

ปริญดา เหล่าจรรจินดา (2541) ศึกษาผลของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส ของกระบวนการแอโรบิก-แอนแอโรบิก ในระบบเอสปีอาร์ โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ทดลองที่อุณหภูมิ 5, 15, 25, 35 และ 40 องศาเซลเซียสที่ค่าอายุตะกอน 12 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็น สูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มสูงสุดที่ 35 องศาเซลเซียส ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่าที่อุณหภูมิสูง (5, 15 และ 25 องศาเซลเซียส)

กนกวรรณ เหลืองศรีชัย (2541) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ในน้ำเสียสังเคราะห์ ที่ค่าอายุตะกอน 5, 10, 16 และ 25 วัน ในระบบเอสบีอาร์ ที่ระยะเวลาการทำงานของระบบเป็น 4, 6 และ 8 ชั่วโมงต่อรอบ พบว่า ค่าอายุตะกอนไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี แต่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะเพิ่มตามค่าอายุตะกอน ขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะลดลง รอบการทำงาน 6 รอบต่อวัน ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสสูงสุด ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงสุดที่ 4 รอบต่อวัน และสำหรับฟอสฟอรัสจะมีประสิทธิภาพสูงสุดที่ 8 รอบต่อวัน

อร รุ่งเรืองรัตน์ (2542) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพโดยใช้ระบบเอสบีอาร์ แบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก เมื่อเติมฟอสฟอรัสในขั้นตอนแอโรบิก พบว่าตำแหน่งของการเติมฟอสฟอรัสไม่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ สัดส่วนอาหารต่อฟอสฟอรัสลดลงประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงขึ้น (อาร์บีซีโอดีต่อฟอสฟอรัสเท่ากับ 6:1,12:1,24:1,48:1 ประสิทธิภาพเป็นร้อยละ 21,42,75 และ 100 ตามลำดับ)

อภิรดี ดวงใจ และ ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544) ศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิในช่วง 20-35 องศาเซลเซียส ในระบบเอสบีอาร์ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงสุดที่ 20 องศาเซลเซียส และลดลงเมื่อเพิ่มอุณหภูมิ ถ้าเพิ่มอุณหภูมิกะทันหันจนถึง 35 องศาเซลเซียส ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ ซีโอดีถูกกำจัดในสภาวะแอนแอโรบิกเป็นส่วนมากเมื่ออุณหภูมิประมาณ 20-35 องศาเซลเซียส ถ้าอุณหภูมิเพิ่มขึ้นซีโอดีจะถูกกำจัดในสภาวะแอโรบิก