บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบเอสบีอาร์(sequencing batch reactor, SBR)

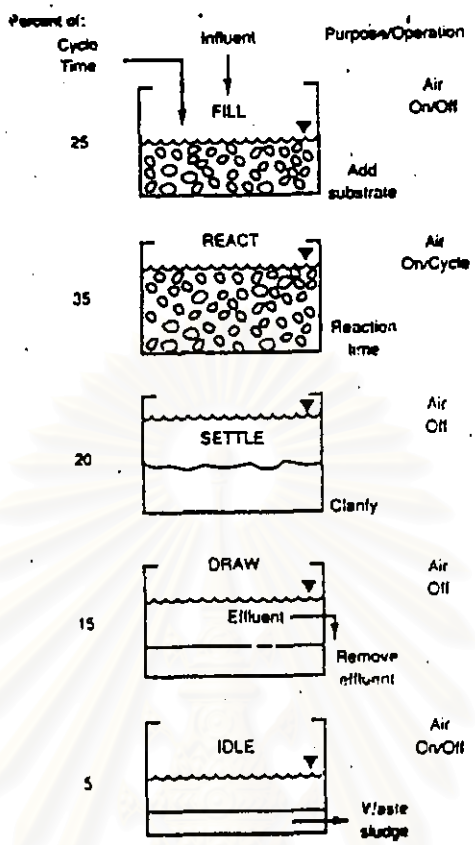
2.1.1 ความเป็นมาของระบบเอสบีอาร์

ระบบเอสบีอาร์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ใช้ถังปฏิกิริยาเพียงใบเดียวทำหน้าที่ในการบำบัดน้ำเสีย โดยไม่ต้องมีถังตกตะกอนแยกต่างหากเหมือนกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ แต่ถังปฏิกิริยาในกระบวนการเอสบีอาร์จะทำหน้าที่เป็นทั้งถังเลี้ยงแบกทีเรียเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียและถังตกตะกอนไปในตัว ซึ่งมีลักษณะคล้ายกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศรุ่นแรกที่คิดค้นโดย Ardern and Lockett ในปีค.ศ. 1920 โดยระบบดังกล่าวจะเป็นแบบ Fill and Draw มีการทำงานดังนี้คือ ปล่อยให้น้ำเสียไหลเข้าถังจนเต็มแล้วทำการเติมอากาศเพื่อให้แบกทีเรียกายในถังใช้ในการบำบัดน้ำเสียจนกระทั่งความสกปรกถูกทำลาย ต่อจากนั้นจึงปิดเครื่องเติมอากาศ เพื่อปล่อยให้สลัดจ์จมตัวจะได้น้ำใสที่ส่วนบน แล้วจึงปล่อยน้ำใสส่วนนั้นทิ้งไป เหลือไว้แต่สลัดจ์ที่จมตัวอยู่ก้นถัง แต่ในสมัยนั้นการเดินระบบเช่นนี้ไม่สะดวกที่จะใช้กับน้ำเสียที่มีการไหลต่อเนื่องจึงมีการพัฒนาระบบโดยมีถังตกตะกอนเพื่อให้สลัดจ์จมตัวแล้วเวียนกลับมาใช้ในถังเติมอากาศ ทำให้ระบบสามารถรับน้ำเสียได้อย่างต่อเนื่องดังเช่นระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบัน แต่ในการใช้ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ก็มีข้อเสียที่ว่าต้องใช้บุคคลากรที่มีความรู้ความสามารถในการควบคุมดูแลระบบที่ยุ่งยากมากกว่าระบบเอสบีอาร์ ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณน้ำเสียไม่มากจึงหันมาสนใจระบบเอสบีอาร์มากขึ้น เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถควบคุมได้ง่าย

2.1.2 หลักการทำงานของระบบเอสบีอาร์

การทำงานของระบบเอสบีอาร์ แต่ละวัฏจักรจะประกอบด้วย 5 ขั้นตอน คือ รับน้ำเสีย (fill) เกิดปฏิกิริยา(react) จมตัว(settling) ระบายน้ำทิ้ง(draw) และพักระบบ(idle) ซึ่งแต่ละขั้นตอนได้แสดงดังรูปที่ 2.1 ระบบเอสบีอาร์นี้สามารถออกแบบขั้นตอนในการทำงานเพื่อใช้ในการ

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



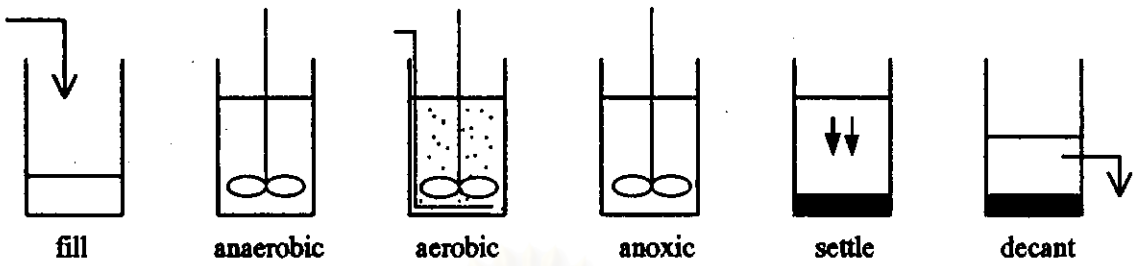
รูปที่ 2.1 การทำงานของกระบวนการเอสบีอาร์โดยทั่วไป(Metcalf & Eddy, 1991)

กำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปพร้อมกับคาร์บอนอินทรีย์ โดยในระยะเกิดปฏิกิริยาจะมีทั้งการเติมอากาศและไม่เติมอากาศขึ้นกับวัตถุประสงค์ของแต่ละขั้นตอน ซึ่งขั้นตอนต่างๆ ที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและคาร์บอนอินทรีย์เป็นดังรูปที่ 2.2 จุดประสงค์ของขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาต่างๆ มีดังนี้

ก. ช่วงแอนแอโรบิก ทำให้เกิดการปล่อยฟอสฟอรัสออกมาและแปลงคาร์บอนอินทรีย์ให้ไปสะสมในเซลล์ในรูปของพีเอชเอ (poly-β-hydroxyalkanoates, PHA)(Satoh et.al., 1992)

ข. ช่วงออกซิก เกิดการจับใช้ฟอสฟอรัส ออกซิไดซ์สารคาร์บอนอินทรีย์ที่สะสมในรูปพีเอชเอในเซลล์ และเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน

ค. ช่วงแอนอ็อกซิก เกิดปฏิริยาดีไนทริฟิเคชัน ในขั้นตอนนี้สารอาหารที่เป็นแหล่งคาร์บอนในระบบที่เป็นตัวให้อิเล็กทรอนจะเหลือน้อย ดังนั้นจำเป็นต้องเติมสารอาหารจากภายนอกเข้าไปให้เพียงพอที่จะแปลงในเทรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนและเหลือสารอาหารที่เติมเป็นแหล่งคาร์บอนในปริมาณน้อยด้วย



รูปที่ 2.2 การทำงานของกระบวนการเอสบีอาร์ที่ใช้กำจัดไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและคาร์บอนอินทรีย์(Metcalf & Eddy, 1991)

ส่วนการตกตะกอนเป็นขั้นตอนที่เกิดขึ้นภายหลังการทำปฏิกิริยาเพื่อทำให้เกิดการแยกของแข็งกับน้ำ ซึ่งจะได้น้ำใสส่วนบนแล้วจึงเข้าสู่ขั้นตอนการระบายน้ำทิ้ง โดยทั่วไปหลังจากระบายน้ำทิ้งแล้วจะเหลือน้ำอีกประมาณร้อยละ 25 ของทั้งหมด(มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2525 และ Metcalf & Eddy, 1991)

ในการกำจัดสสารอินทรีย์ส่วนเกินทำในขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาสุดท้ายขณะที่มีการผสมอย่างสมบูรณ์ โดยความถี่และปริมาณที่กำจัดขึ้นกับขนาดของถังปฏิกิริยาและเวลากักเซลล์เฉลี่ยที่ต้องการ

Irvine and Busch (1979) ได้ทำการศึกษาการทำงานของระบบเอสบีอาร์พบว่าการใช้ถังหลายใบในการบำบัดน้ำเสียจะสามารถรับน้ำเสียที่เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องตลอดเวลาได้ โดยที่ถังแต่ละใบจะมีวัฏจักรการทำงานที่เหมือนกัน แต่แตกต่างกันตรงที่เวลาในการทำงานของแต่ละขั้นตอน ซึ่งมีการเหลื่อมกันเพื่อให้สามารถรับน้ำที่ไหลอย่างต่อเนื่องนั้นได้

2.1.3 ข้อดี-ข้อเสียของระบบเอสบีอาร์

Metcalf & Eddy (1991) ได้สรุปไว้ดังนี้

<u>ข้อดี</u>

ก. กระบวนการเอสบีอาร์สามารถยืดหยุ่นได้ในการปรับปรุงเพื่อกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส
ข. ควบคุมง่าย ไม่ต้องใช้บุคคลากรที่มีความรู้สูง

ค. ไม่ต้องมีถังตกตะกอนและระบบเวียนเชลล์กลับ

ง. ควบคุมการเจริญเติบโตของแบกทีเรียเส้นใยได้ดี เนื่องจากการเติมน้ำเป็นช่วงๆ เข้าระบบ ทำให้ระบบมีการคัดพันธุ์ของแบกทีเรียไปในตัว

ข้อเสีย

ก. ต้องการถังพักเพื่อให้ง่ายต่อการดำเนินงานของระบบ

ข. คุณภาพน้ำทิ้งขึ้นกับขั้นตอนในการควบคุมการระบายน้ำทิ้ง

2.2 ไนโตรเจน

2.2.1 วัฏจักรไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่มีความสำคัญต่อพืชและสัตว์ในระบบนิเวศน์ เพราะเป็นส่วนประกอบของอินทรีย์สารหลายชนิด เช่น สารประกอบโปรตีน คาร์โบไฮเดรตบางชนิด กรดนิวคลีอิกและไขมันบางชนิด(เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต, 2524 และ Tyler, 1991) ไนโตรเจนพบมากในบรรยากาศรอบตัวซึ่งอยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนและมีปริมาณมากถึงร้อยละ 78 ของก๊าซในบรรยากาศ โดยก๊าซไนโตรเจนนี้จะลงสู่พื้นผิวโลกได้ 4 กรณี คือ

ก. การไหลของกระแสไฟฟ้าในบรรยากาศที่เกิดอย่างรุนแรง เช่น ปรากฏการณ์ฟ้าผ่า ก๊าซไนโตรเจนจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไดไนโตรเจนเพนตะออกไซด์(N_2O_5) แล้วรวมตัวกับน้ำในบรรยากาศได้กรดไนทริก(HNO_3) กรดไนทริกจะถูกพาลงสู่พื้นผิวโลกโดยฝน กระจายไปสู่ดินและแหล่งน้ำในรูปไนเทรต(Sawyer, 1994)

ข. การตรึงไนโตรเจน(nitrogen fixation) เกิดจากแบกทีเรียบางชนิดที่อาศัยตามรากพืช ในดิน และในแหล่งน้ำ รวมทั้งสาหร่ายสีเขียวแกมน้ำเงิน สามารถตรึงก๊าซไนโตรเจนจากบรรยากาศให้เปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย(Brewer, 1994 และสมใจ กาญจนวงศ์, 2532)

ค. กิจกรรมของมนุษย์ เกิดจากการผลิตปุ๋ยไนโตรเจนของมนุษย์เพื่อการเพาะปลูก โดยโรงงานผลิตปุ๋ยนี้จะผลิตปุ๋ยไนโตรเจนจากก๊าซไนโตรเจนในบรรยากาศ(Brewer, 1994)

ง. การละลายของก๊าซไนโตรเจนลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งขึ้นกับอุณหภูมิและความดัน

เมื่อก๊าซไนโตรเจนถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนเทรตและแอมโมเนีย พืชสามารถใช้สารอนินทรีย์ไนโตรเจนทั้งสองนี้เป็นแหล่งไนโตรเจนในการปรุงอาหารเพื่อผลิตโปรตีน โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นดังนี้(Sawyer et.al., 1994)

แอมโมเนีย + คาร์บอนไดออกไซด์ + พืชสีเขียว + แสง ⟶ โปรตีน

ไนเทรต + คาร์บอนไดออกไซด์ + พืชสีเขียว + แสง ⟶ โปรตีน

ส่วนสัตว์และมนุษย์นั้นไม่สามารถผลิตโปรตีนจากก๊าซไนโตรเจนและสารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจนได้ ดังนั้นสัตว์และมนุษย์จึงรับโปรตีนจากพืชที่กินเข้าไปและผลิตของเสียออกมาในรูปอินทรีย์ไนโตรเจน โดยผ่านกระบวนการเมแทบอลิซึมในร่างกาย นอกจากนี้เมื่อพืชและสัตว์ตาย โปรตีนจะถูกเปลี่ยนกลับเป็นแอมโมเนีย โดยกิจกรรมของเฮเทอโรโทรฟิกแบกทีเรียในการย่อยสลายภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอนแอโรบิก(Sawyer et.al., 1994)

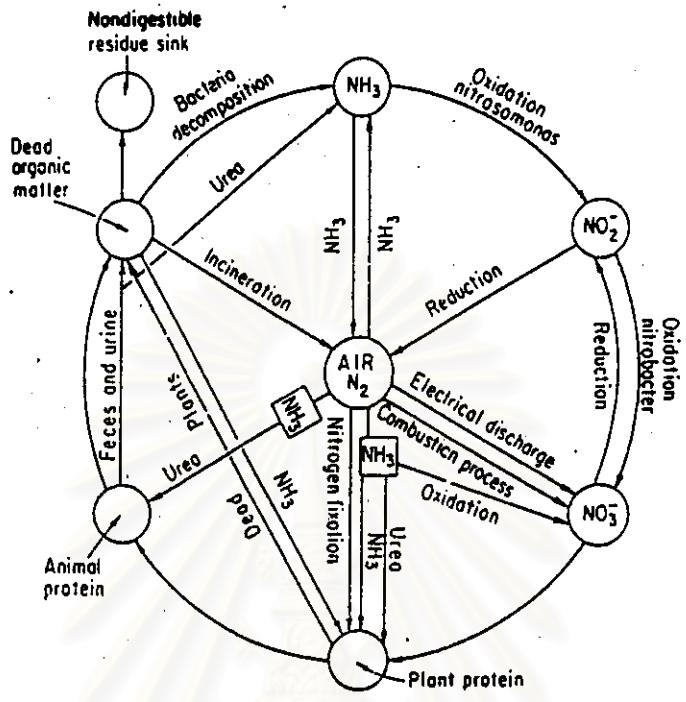
โปรตีน (อินทรีย์ไนโตรเจน) + แบกทีเรีย ⟶ แอมโมเนีย

นอกจากนี้แอมโมเนียยังสามารถถูกออกซิไดซ์เป็นไนไทรต์โดยกิจกรรมของไนโทรโซฟายอิงค์แบกทีเรีย ได้แก่ *Nitrosomonas, Nitrosospira, Nitrosolobus, Nitrosovibrio* และ*Nitroso coccus* ซึ่งสามารถพบได้ทั้งในน้ำเสีย ในน้ำธรรมชาติ ในน้ำทะเล และในดิน โดยในน้ำเสียจะพบเพียง *Nitrosomonas* เท่านั้น ต่อจากนั้นไนไทรต์จะถูกออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนเทรตโดยไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียแท้ ได้แก่ *Nitrobacter, Nitrospina, Nitrococcus* และ*Nitrospira* โดยในน้ำเสียจะพบเพียง *Nitrobacter* เท่านั้น(Salle, 1967)

ในสภาวะไร้ออกซิเจน ไนเทรตและไนไทรต์จะถูกรีดิวซ์กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน กลับคืนสู่บรรยากาศเวียนเป็นวัฏจักร ดังรูปที่ 2.3

2.2..2 ผลต่อสิ่งแวดล้อม

U.S.EPA. (1975) ได้กล่าวไว้ว่าการปล่อยน้ำเสียที่มีไนโตรเจนรูปแบบต่างๆลงสู่แหล่งน้ำจะเกิดผลที่ไม่พึงปรารถนาดังนี้



รูปที่ 2.3 วัฏจักรไนโตรเจน(Sawyer et.al., 1994)

ก. แอมโมเนียอิสระเป็นพิษต่อปลา โดยปริมาณแอมโมเนียอิสระในแหล่งน้ำนั้นขึ้นกับพีเอช เนื่องจากแอมโมเนียมไอออนจะเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียอิสระเมื่อพีเอชสูงขึ้น

ข. ลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายในแหล่งน้ำ เนื่องจากแอมโมเนียที่มีในแหล่งน้ำสามารถถูกออกซิไดซ์ทางชีวภาพไปเป็นไนไทรต์และไนเทรต โดยแบกทีเรียที่มีในแหล่งน้ำนั้น ทำให้ความต้องการออกซิเจนในแหล่งน้ำมีมากขึ้น

ค. ยูโทรฟิเคชัน เกิดจากการที่แอมโมเนียและไนเทรตเป็นธาตุอาหารของสาหร่าย ดังนั้นทำให้ปริมาณสาหร่ายที่มีในแหล่งน้ำเพิ่มปริมาณมากขึ้นอย่างรวดเร็ว(algal blooms)

ง. ไนเทรตเป็นอันตรายกับเด็กทารก ในน้ำดื่มที่มีไนเทรตหากดื่มเข้าไปจะทำให้การแลกเปลี่ยนออกซิเจนในเลือดเสียไป เนื่องจากไนเทรตจะถูกเปลี่ยนเป็นไนไทรต์จากนั้นไนไทรต์จะทำปฏิกิริยากับฮีโมโกลบินในเลือด ทำให้เลือดไม่สามารถพาออกซิเจนไปหล่อเลี้ยงร่างกายได้

จ. สิ้นเปลืองคลอรีนในการฆ่าเชื้อโรค เนื่องจากคลอรีนจะทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียเกิดเป็นสารประกอบคลอรามีน ซึ่งประสิทธิภาพการฆ่าเชื้อโรคน้อยกว่าคลอรีน ดังนั้นจะต้องเติมคลอรีนให้เพียงพอที่จะกำจัดแอมโมเนียให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนและเหลือคลอรีนอิสระเพื่อใช้ในการฆ่าเชื้อโรค

2.2.3 วิธีการกำจัดไนโตรเจน

วิธีกำจัดไนโตรเจนสามารถแบ่งได้ 3 วิธี โดยตารางที่ 2.1 จะแสดงผลของกระบวนบำบัดแบบต่างๆ ต่อสารประกอบไนโตรเจน

2.2.3.1 <u>วิธีทางฟิสิกส์</u> แบ่งย่อยเป็นวิธีต่างๆ ดังนี้

ก. การเป่าไล่ด้วยอากาศ เป็นวิธีที่ใช้กำจัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสีย โดยการทำให้แอมโมเนียมไอออนกลายเป็นแอมโมเนียอิสระหนีออกสู่บรรยากาศโดยการเป่าอากาศเข้าไปให้เพียงพอ ประสิทธิภาพของวิธีนี้ขึ้นกับพีเอชและอุณหภูมิของน้ำเสีย ดังนั้นจึงต้องมีการปรับค่าพีเอชโดยการเติมปูนขาวเพื่อให้พีเอชสูงขึ้น โดยจะเกิดปฏิกิริยาดังสมการ

$$NH_4^+ + OH^- \longrightarrow NH_3 + H_2O \qquad (2.1)$$

ข. การกรอง จะใช้กำจัดอินทรีย์ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแข็งแขวนลอยเท่านั้น

ค. ออสโมซิสย้อนกลับ ใช้กำจัดได้ทั้งอินทรีย์ไนโตรเจนและอนินทรีย์ไนโตรเจน โดยไนโตรเจนทั้งสองรูปแบบจะถูกกรองติดอยู่กับแผ่นเมมเบรนซึ่งยอมให้น้ำไหลผ่านได้ แต่ต้องใช้ความดันที่มากกว่าความดันออสโมซิสในการผลักดันน้ำผ่านเมมเบรน

2.2.3.2 <u>วิธีทางเคมี</u> แบ่งย่อยเป็นวิธีต่างๆ ดังนี้

ก. การเติมคลอรีนเบรกพอยท์ เป็นการเติมคลอรีนเพื่อทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนหนีออกสู่บรรยากาศ โดยมีสมการดังนี้(U.S.EPA., 1975)

$$Cl_2 + H_2O \longrightarrow HOCl + H^+ + Cl^- \qquad (2.2)$$

$$NH_4^+ + 1.5HOCl \longrightarrow 0.5N_2 + 1.5H_2O + 2.5H^+ + 1.5Cl^- \qquad (2.3)$$

ตารางที่ 2.1 ผลของกระบวนการบำบัดแบบต่างๆ ต่อสารประกอบไนโตรเจน(U.S.EPA , 1975)

Treatment process	Effect on constituent			Removal of total nitrogen entering process, percent[a]
	Organic N	NH_3/NH_4^+	NO_3^-	
Conventional treatment processes				
Primary	10-20% removed	no effect	no effect	5-10
Secondary	15-25% removed[b] urea → NH_3/NH_4^+	<10% removed	nil	10-20
Advanced wastewater treatment processes				
Filtration[c]	30-95% removed	nil	nil	20-40
Carbon sorption	30-50% removed	nil	nil	10-20
Electrodialysis	100% of suspend organic N removed	40% removed	40% removed	35-45
Reverse osmosis	100% of suspend organic N removed	85% removed	85% removed	80-90
Chemical coagulation[c]	50-70% removed	nil	nil	20-30
Land application				
Irrigation	→ NH_3/NH_4^+	→ NO_3^- → plant N	→ plant N	40-90
Infiltration/percolation	→ NH_3/NH_4^+	→ NO_3^-	→ N_2	0-50
Major nitrogen removal processes				
Nitrification	limited effect	→ NO_3^-	no effect	5-10
Denitrification	no effect	no effect	80-98% removed	70-95
Breakpoint chlorination	uncertain	90-100% removed	no effect	80-95
Selective ion exchange for ammonium	some removal, uncertain	90-97% removed	no effect	80-95
Ammonia stripping	no effect	60-95% removed	no effect	50-90
Other nitrogen removal processes				
Selective ion exchange for nitrate	nil	nil	75-90% removed	70-90
Oxidation ponds	partial transformation to NH_3/NH_4^+	partial removal by stripping	partial removal by nitrification-denitrification	20-90
Algae stripping	partial transformation to NH_3/NH_4^+	→ cells	→ cells	50-80
Bacterial assimilation	no effect	40-70% removed	limited effect	30-70

[a] Will depend on the fraction of influent nitrogen for which the process is effective, which may depend on other processes in the treatment plant.

[b] Soluble organic nitrogen, in the form of urea and amino acids, is substantially reduced by secondary treatment.

[c] May be used to remove particulate organic carbon in plants where ammonia or nitrate are removed by other processes.

ข. การทำให้คลอรีนด้วยสารเคมี เป็นการใช้สารเคมีในการทำโคแอกกูเลชัน เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจน

ค. การใช้ถ่านไวงาน เป็นกระบวนการที่ใช้ถ่านไวงานในการดูดซับสารอินทรีย์ไนโตรเจน

ง. การแลกเปลี่ยนไอออน เป็นการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและไนเทรต

2.2.3.3 <u>วิธีทางชีวภาพ</u> แบ่งย่อยเป็นวิธีต่างๆ ดังนี้

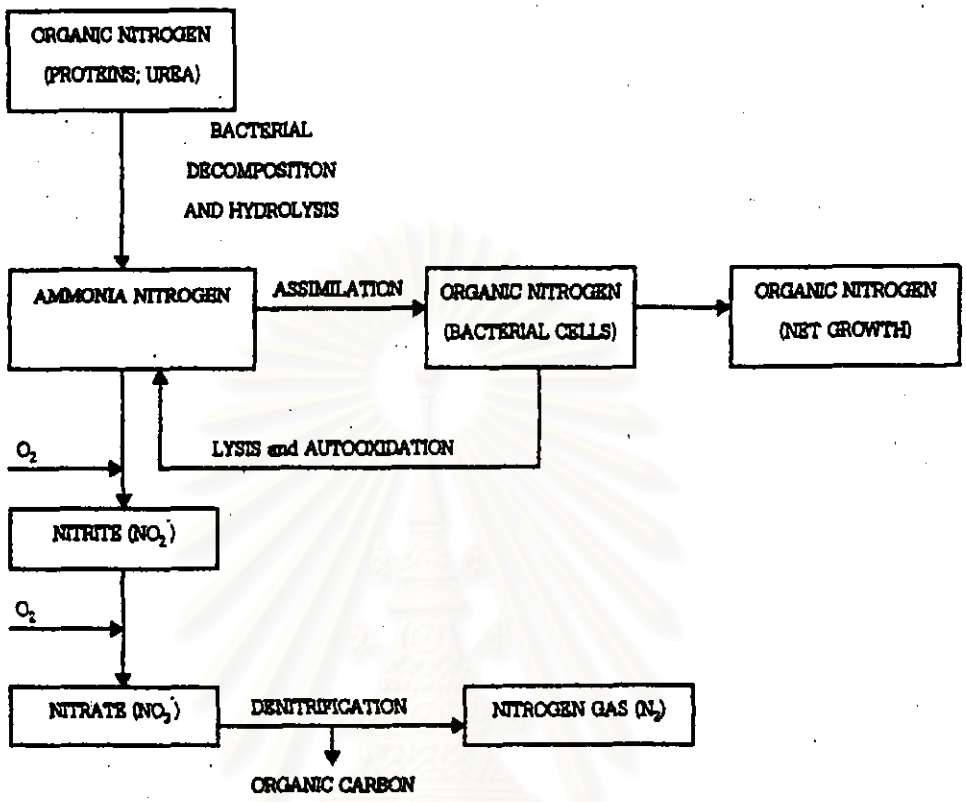
ก. กระบวนการไนทริฟิเคชัน/ดีไนทริฟิเคชัน เป็นกระบวนการที่ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียด้วยแบกทีเรีย โดยในกระบวนการไนทริฟิเคชันจะแปลงแอมโมเนียให้เป็นไนไทรต์และไนเทรต ตามลำดับ ส่วนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะแปลงไนเทรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนหนีออกสู่บรรยากาศ

ข. การใช้บ่อผึ่ง เป็นการกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียโดยเปลี่ยนให้เป็นไนเทรตในปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันที่ความลึกน้อยๆของบ่อ ซึ่งออกซิเจนสามารถละลายลงสู่น้ำได้ ส่วนที่ความลึกมากๆจะขาดออกซิเจน ทำให้เกิดสภาพแอน็อกซิก ไนเทรตจะกลายเป็นก๊าซไนโตรเจนหนีออกสู่บรรยากาศ

ค. การเก็บเกี่ยวสาหร่าย คือการกำจัดไนโตรเจนรูปแบบต่างๆ โดยการนำไปเลี้ยงสาหร่าย ต่อจากนั้นจึงนำสาหร่ายไปกำจัดต่อไป

2.2.4 การแปลงรูปของไนโตรเจนในการบำบัดทางชีวภาพ

ไนโตรเจนที่ปรากฏในน้ำเสียชุมชนดิบจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน 60 % และแอมโมเนียไนโตรเจน 40% และโดยทั่วไปจะมีปริมาณไนไทรต์หรือไนเทรตน้อยมาก(Sedlak, 1991) ในการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพจะทำให้ไนโตรเจนสามารถแปลงรูปไปอยู่ในรูปแบบต่างๆ ดังรูปที่ 2.4 ในการแปลงรูปนี้พบว่าสารอินทรีย์ไนโตรเจนสามารถเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียได้โดยผ่านการย่อยสลายของแบกทีเรียและการแยกสลายของน้ำ(hydrolysis)ของยูเรีย แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะสามารถกำจัดออกจากน้ำเสียได้ง่าย โดยผ่านกลไกหลัก 2 อย่าง คือ กระบวนการแอสสิมิเลชันและกระบวนการไนทริฟิเคชัน/ดีไนทริฟิเคชัน โดยในกระบวนการแอสสิมิเลชันนั้น จุลชีพในระบบบำบัดทางชีวภาพจะสามารถใช้แอมโมเนียในการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ โดยมีไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบของเซลล์ประมาณ 12-13 % (Sedlak, 1991) ส่วนกระบวนการไนทริ-ฟิเคชัน/ดีไนทริฟิเคชันจะเป็นการแปลงรูปแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไทรต์และไนเทรตโดยกระบวนการไนทริฟิเคชัน จากนั้นจะแปลงไนเทรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนหนีออกสู่บรรยากาศโดยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



รูปที่ 2.4 การแปลงรูปของไนโตรเจนในกระบวนการทางชีวภาพ(Sedlak, 1991)

2.2.5 กระบวนการไนทริฟิเคชัน

กระบวนการไนทริฟิเคชัน คือ กระบวนการแปลงรูปของแอมโมเนียให้เป็นไนเทรต โดยแบกทีเรียในกระบวนการนี้มีทั้งเฮเทอโรโทรฟและออโทโทรฟ แต่เป็นที่เชื่อกันว่าแบกทีเรียแบบออโทโทรฟเป็นส่วนสำคัญในกระบวนการไนทริฟิเคชันนี้ ดังนั้นในงานวิจัยนี้จึงกล่าวถึงเฉพาะออโทโทรฟิกแบกทีเรีย ซึ่งแบกทีเรียที่เกี่ยวข้องในกระบวนการแปลงแอมโมเนียไปเป็นไนเทรต ได้แก่ ไนโทรโซโมนัสและไนโทรแบกเทอร์ โดยไนโทรโซโมนัสจะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไทรต์ ต่อจากนั้นไนโทรแบกเทอร์จะออกซิไดซ์ไนไทรต์ไปเป็นไนเทรตอีกทอดหนึ่ง โดยแบกทีเรียทั้งสองชนิดนี้จะได้พลังงานสำหรับการเจริญเติบโตจากการออกซิไดซ์สารอนินทรีย์เป็นส่วนใหญ่และใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน

รูปแบบของถังปฏิกิริยาในกระบวนการไนทริฟิเคชันนี้มี 2 รูปแบบคือ ถังปฏิกิริยาที่เกิดการออกซิไดซ์สารคาร์บอนอินทรีย์และเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันในถังใบเดียวกันเรียก

ว่า "ไนทริฟิเคชันแบบรวมขั้นตอน" และถังปฏิกิริยาที่เกิดการออกซิไดซ์สารคาร์บอนอินทรีย์และเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันในถังคนละใบเรียกว่า "ไนทริฟิเคชันแบบแยกขั้นตอน" ตารางที่ 2.2 แสดงการเปรียบเทียบข้อดี-ข้อเสียของถังปฏิกิริยาทั้งสองแบบ ซึ่งในการเลือกกระบวนการไนทริฟิเคชันแบบรวมขั้นตอนหรือแบบแยกขั้นตอนนี้ US.EPA (1975) ได้แนะนำว่าขึ้นกับค่าอัตราส่วนบีโอดี$_5$ ต่อทีเคเอ็น ถ้าอัตราส่วนบีโอดี$_5$ต่อทีเคเอ็นอยู่ระหว่าง 1 ถึง 3 ให้ใช้แบบแยกขั้นตอน แต่ถ้าอัตราส่วนบีโอดี$_5$ต่อทีเคเอ็นมากกว่า 5 ควรใช้ระบบแบบรวมขั้นตอน นอกจากนี้ค่าอัตราส่วนบีโอดี$_5$ต่อทีเคเอ็นมีความสัมพันธ์กับสัดส่วนของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียในระบบดังตารางที่ 2.3

2.2.5.1 <u>สตอยชิโอเมตริกกระบวนการไนทริฟิเคชัน</u>

สตอยชิโอเมตริกของกระบวนการไนทริฟิเคชันจะทำให้ทราบถึงกลไกการทำงานของกระบวนการในการแปลงรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนเทรตและทราบถึงปริมาณสารต่างๆที่ต้องใช้หรือที่ผลิตขึ้นในกระบวนการ โดยสตอยชิโอเมตริกของกระบวนการไนทริฟิเคชันที่ไม่พิจารณาการสังเคราะห์เซลเป็นดังนี้

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \longrightarrow NO_2^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.4)$$

$$NO_2^- + 0.5O_2 \longrightarrow NO_3^- \qquad (2.5)$$

ผลรวมปฏิกิริยา(ไม่พิจารณาการสังเคราะห์เซลล์)

$$NH_4^+ + 2O_2 \longrightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ \qquad (2.6)$$

ถ้าใช้ค่าอีลด์ที่เหมาะสม $Y_{nitrosomonas}$= 0.15 , $Y_{nitrobacter}$= 0.02 (แต่ในงานวิจัยของ Burrell, Keller and Blackall, 1997 ; แบกทีเรียที่เป็นตัวออกซิไดซ์ในไทรต์ คือ Nitrospira) สามารถเขียนสตอยชิโอเมตริกของกระบวนการไนทริฟิเคชันโดยพิจารณาการสังเคราะห์เซลได้ดังนี้(US.EPA.,1975)

สำหรับไนโทรโซโมนัส :

$$55NH_4^+ + 76O_2 + 109HCO_3^- \longrightarrow C_5H_7O_2N + 54NO_2^- + 57H_2O + 104H_2CO_3 \qquad (2.7)$$

ตารางที่ 2.2 เปรียบเทียบทางเลือกระบบไนทริฟิเคชัน(Grady and Lim, 1980)

รูปแบบของระบบ	ข้อดี	ข้อเสีย
ไนทริฟิเคชันแบบรวมขั้นตอน	1. รวมการบำบัดของคาร์บอนและแอมโมเนียไว้ในระบบเดียวกัน 2. อาจเป็นได้ที่น้ำทิ้งจะมีแอมโมเนียต่ำมาก 3. เอ็มแอลเอสเอสคงที่เนื่องจากมีอัตราส่วนบีโอดีต่อทีเคเอ็นสูง	1. ไม่มีการป้องกันสารพิษที่ส่งผลต่อปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันเนื่องจากสารพิษสัมผัสกับไนทริไฟอิงค์แบกทีเรียโดยตรง 2. การดำเนินงานคงตัวปานกลาง 3. การคงตัวเกี่ยวข้องกับการดำเนินการของถังทำให้ขั้นที่สองในการเวียนสลัดจ์ 4. ในบริเวณที่อากาศเย็นจะต้องสร้างถังปฏิกิริยาที่มีขนาดใหญ่เพียงพอ
ไนทริฟิเคชันแบบแยกขั้นตอน	1. การป้องกันสารพิษที่ส่งผลต่อปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันเกือบทั้งหมดดีเนื่องจากเซเทอโรโทรฟิกแบกทีเรียในถังกำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์จะลดความเป็นพิษของสารพิษที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน 2. การทำงานคงตัวกว่า 3. อาจเป็นได้ที่น้ำทิ้งจะมีแอมโมเนียต่ำมาก	1. การควบคุมต้องระวังเมื่ออัตราส่วนบีโอดีต่อทีเคเอ็นต่ำ 2. การคงตัวเกี่ยวข้องกับการดำเนินการของถังทำให้ขั้นที่สองในการเวียนสลัดจ์ 3. จำนวนหน่วยกระบวนการที่ต้องการมากกว่าไนทริฟิเคชันแบบรวมขั้นตอน

ตารางที่ 2.3 ความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วนของไนทริไฟเออร์และอัตราส่วนบีโอดี$_5$/ทีเคเอ็น (U.S.EPA., 1975)

BOD_5/TKN ratio	Nitrifier fraction	BOD_5/TKN ratio	Nitrifier fraction
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

สำหรับไนโตรแบคเตอร์ :

$$400NO_2^- + NH_4^+ + 4H_2CO_3 + HCO_3^- + 195O_2 \longrightarrow C_5H_7O_2N + 400NO_3^- + 3H_2O \qquad (2.8)$$

ผลรวมปฏิกิริยา(พิจารณาการสังเคราะห์เซลล์)

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \longrightarrow 0.021C_5H_7O_2N + 0.98NO_3^- + 1.04H_2O + 1.88H_2CO_3 \qquad (2.9)$$

สตอยชิโอเมตริกจากสมการ 2.9 ชี้ให้เห็นว่าการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 กรัม ให้เป็นไนเทรต ต้องใช้ออกซิเจน 4.33 กรัม ทำลายสภาพด่างในรูปหินปูน 7.14 กรัม และสร้างเซลใหม่ 0.15 กรัม แต่ถ้าเป็นสมการ 2.6 จะต้องใช้ออกซิเจน 4.57 กรัม ทำลายสภาพด่างในรูปหินปูน 7.07 กรัม จะเห็นว่าความต้องการออกซิเจนจากสมการทั้งสองไม่แตกต่างกันมากนัก ดังนั้นในการออกแบบทางวิศวกรรมจะสามารถประมาณความต้องการออกซิเจนได้ง่ายเมื่อรู้ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เข้าระบบ

2.2.5.2 <u>ไคเนติกส์ของกระบวนการไนทริฟิเคชัน</u>

ไคเนติกส์ของกระบวนการไนทริฟิเคชันแสดงการเจริญเติบโตและการกำจัดซาตุอาหารของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย ซึ่งแสดงโดยสมการเดียวกับการกำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์โดยเฮเทอโรโทรฟิกแบกทีเรีย ดังสมการโมโนด์

$$\mu_n = \mu_{nm} N / (K_n + N)$$

เมื่อ μ_n = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย, วัน$^{-1}$

μ_{nm} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย, วัน$^{-1}$

N = ความเข้มข้นของแอมโมเนีย, มก./ล.

K_n = ค่าคงที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ μ_n มีค่าเท่ากับ $0.5\mu_{nm}$, มก./ล.

แต่ค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนทริไฟเออร์มีค่าต่ำกว่าเฮเทอโรโทรฟมาก โดยทั่วไปอัตราการเจริญเติบโตของไนโทรโซโมนัสจะถูกจำกัด เนื่องจากเติบโตได้ช้ากว่าไนโทร-แบกเทอร์ ดังนั้นค่า μ_{nm} และ K_n จะประมาณสำหรับไนโทรโซโมนัส ส่วน Y และ k_d จะประมาณจากแบกทีเรียทั้งสองชนิดดังตารางที่ 2.4

นอกจากนี้อัตราการเจริญเติบโตของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียจะสัมพันธ์กับค่าพารามิเตอร์ต่อไปนี้คือ

ก. ค่าออกซิเจนละลาย ในการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์เพียงอย่างเดียว เราถือว่ามีสารคาร์บอนอินทรีย์เป็นสารอาหารชนิดเดียวที่จำกัดอัตราการเจริญเติบโตของแบกทีเรีย โดยค่า K_{DO}(หรือค่าคงที่ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ μ มีค่าเท่ากับ $0.5\mu_m$) มีค่าต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของออกซิเจนในถังปฏิกิริยา ดังนั้นอัตราการเจริญเติบโตของเฮเทอโรโทรฟิกจึงไม่ขึ้นกับค่าออกซิเจนละลาย แต่ในกระบวนการไนทริฟิเคชันค่าพารามิเตอร์ที่เป็นตัวจำกัดการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันคือ ค่าออกซิเจนละลายและค่าความเข้มข้นของแอมโมเนีย โดยในระบบต้องมีค่าออกซิเจนละลายให้มากเพียงพอ เนื่องจากค่า K_{DO} เมื่อเปรียบเทียบกับความเข้มข้นของ

ตารางที่ 2.4 ค่าคงที่ทางไคเนติกส์สำหรับกระบวนการไนทริฟิเคชันแบบแขวนลอย

(Metcalf & Eddy, 1991)

Coefficient	Basis	Value	
		Range	Typical (at 20 °C)
Nitrosomonas			
μ_m	d^{-1}	0.3 – 2.0	0.7
K_n	NH_4^+-N, mg/l	0.2 – 2.0	0.6
Nitrobacter			
μ_m	d^{-1}	0.4 – 3.0	1.0
K_n	NO_2^--N, mg/l	0.2 – 5.0	1.4
Overall			
μ_m	d^{-1}	0.3 – 3.0	1.0
K_n	NH_4^+-N, mg/l	0.2 – 5.0	1.4
Y	NH_4^+-N, mgVSS/mg	0.1 – 0.3	0.2
k_d	d^{-1}	0.03 - 0.06	0.05

ออกซิเจนละลายจะส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย โดยค่า K_{DO} มีค่าประมาณ 1.3 มก./ล.(Water Pollution Research, 1965 อ้างโดย U.S.EPA., 1975) ดังนั้นการละลายของออกซิเจนจึงมีความสำคัญต่อไคเนติกส์ของระบบ

$$\mu_n = \mu_m DO/(K_{DO} + DO)$$

เมื่อ DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ละลายในน้ำ, มก./ล.

K_{DO} = ค่าคงที่ความเข้มข้นของออกซิเจนที่ μ_n มีค่าเท่ากับ $0.5\mu_m$, มก./ล.

ข. พีเอช เมื่อเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันจะทำลายสภาพด่างถ้าน้ำมีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้ค่าพีเอชลดลงจนมีผลต่อไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียทั้งสองชนิดซึ่งไวต่อการเปลี่ยนแปลงพีเอชมาก นอกนี้พีเอชมีผลต่อไคเนติกส์ไนทริฟิเคชันดังนี้

$$\mu_n = \mu_{nm} [1 - 0.833(7.2 - pH)]$$

เมื่อ $\mu_n = \mu_{nm}$ ที่พีเอชระหว่าง 7.2 - 8 (US.EPA, 1975)

ค. อุณหภูมิ มีความสำคัญต่อค่าคงที่อัตราเร็วในการเกิดไนทริฟิเคชัน โดยอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาจะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลง

$$\mu_{nm} = \mu_{nm} e^{0.098(T - 15)}$$

$$K_n = 10^{0.051T - 1.158}$$

เมื่อ T = อุณหภูมิเป็นองศาเซลเซียส

ผลรวมของพารามิเตอร์ต่างๆ ต่ออัตราการเจริญเติบของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย

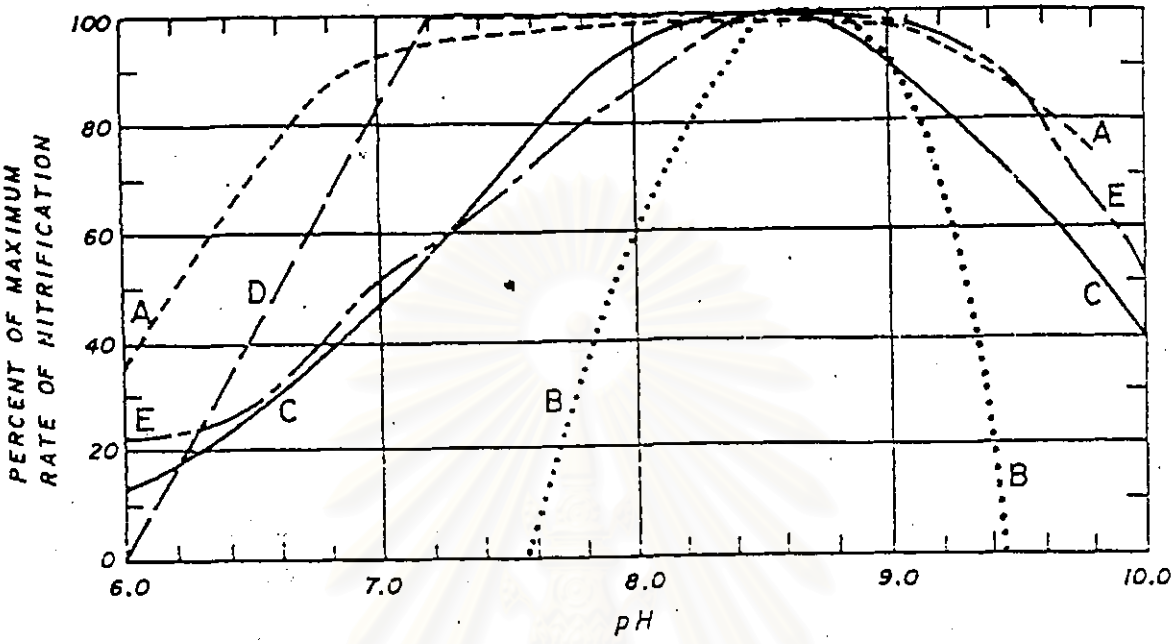
$$\mu_n = \mu_{nm} e^{0.098(T - 15)} [N/ (K_n + N)][DO/ (K_o + DO)] [1 - 0.833(7.2 - pH)]$$

2.2.5.3 <u>ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนทริฟิเคชัน</u>

ก. พีเอช

กระบวนการไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นจะทำลายสภาพด่างของน้ำเสีย ดังนั้นหากในน้ำเสียมีบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้พีเอชของน้ำลดลงและส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน โดยผลของพีเอชต่อกระบวนการไนทริฟิเคชันนั้น U.S.EPA.(1975) ได้รวบรวมแสดงไว้ดังรูปที่ 2.5 นอกจากนี้จากการศึกษาของ Wild et.al. (1971) พบว่าพีเอชที่เหมาะสมต่อปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันมีค่า 8.4 ดังรูปที่ 2.6 และที่พีเอช 7.8-8.9 อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันจะมากกว่าร้อยละ 90 ของอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุด

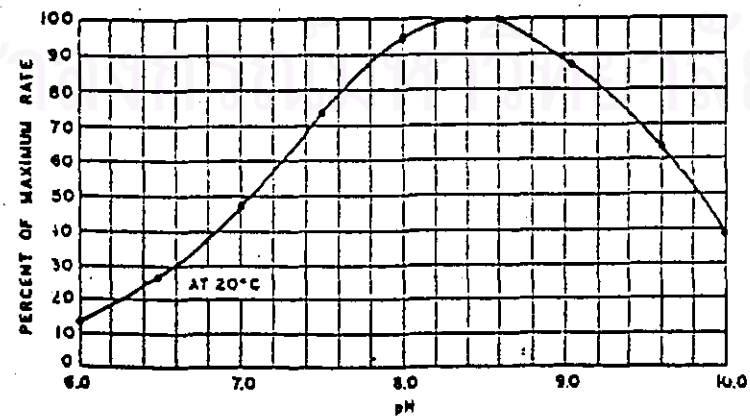
Painter and Loveless (1983) กล่าวว่า ค่าพีเอชที่เหมาะสมในกระบวนการไนทริ - ฟิเคชันมีค่าระหว่าง 7.5-8.5 และอัตราการเจริญเติบโตสูงสุดเกิดที่พีเอช 8.5



KEY

SYMBOL	ENVIRONMENT	REFERENCE
A	Nitrosomonas - pure culture	Engle and Alexander (40)
B	Nitrosomonas - pure culture	Myerhof (41)
C	Activated sludge at 20 C	Sawyer, et al. (42)
D	Activated sludge	Downing, et al. (43)
E	Attached growth reactor at 22 C	Huang and Hopson (34)

รูปที่ 2.5 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน(U.S.EPA., 1975)



รูปที่ 2.6 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน(Wild et.al.,1971)

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Antoniou et.al. (1990) ทำการทดลองโดยใช้แบกทีเรียที่ไม่ชินกับพีเอชนั้นๆ พบว่าที่อุณหภูมิ 20 °C อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันที่พีเอช 6.9 มีค่าเท่ากับร้อยละ 84 ของที่พีเอช 7.9 และที่อุณหภูมิ 15 °C อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันที่พีเอช 6.8 จะเท่ากับร้อยละ 42 ของที่พีเอช 7.8 ดังนั้นชี้ให้เห็นว่าที่อุณหภูมิต่ำ พีเอชจะมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยามากกว่าที่อุณหภูมิสูง

Sedlak (1991) ได้ทำการศึกษาผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน พบว่า พีเอชระหว่าง 7-8 จะมีผลต่ออัตราการออกซิไดซ์แอมโมเนียเพียงเล็กน้อย ดังนั้นในน้ำเสียชุมชนซึ่งมีค่าพีเอชอยู่ในช่วงดังกล่าวจึงไม่เป็นปัจจัยต่อกระบวนการไนทริฟิเคชัน

ข. ออกซิเจนละลาย

ผลของออกซิเจนละลายต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันได้มีการศึกษาอย่างกว้างขวางทั้งการทดลองโดยแบบจำลองและในระบบบำบัดน้ำเสียจริง โดยWild et.al. (1971) พบว่า ในกระบวนการไนทริฟิเคชันจะต้องมีออกซิเจนละลายอย่างน้อย 1 มก./ล. จึงจะไม่เกิดการยับยั้งของกระบวนการไนทริฟิเคชัน และเพื่อไม่ให้ออกซิเจนเป็นตัวจำกัดของปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน ค่าออกซิเจนละลายจึงไม่ควรต่ำกว่า 2 มก./ล.

Stenstrom and Poduska (1980) พบว่า อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียมีค่าความต้องการออกซิเจนอยู่ในช่วง 0.3 มก./ล. ถึงมากกว่า 4 มก./ล. เนื่องจากกลไกต่างๆ ได้แก่ ช่วงกว้างของค่าK_{DO} การละลายของออกซิเจนในฟล็อก และเนื่องจากในกระบวนการนี้มีสารจำกัด 2 ชนิดคือ แอมโมเนียและออกซิเจนละลาย

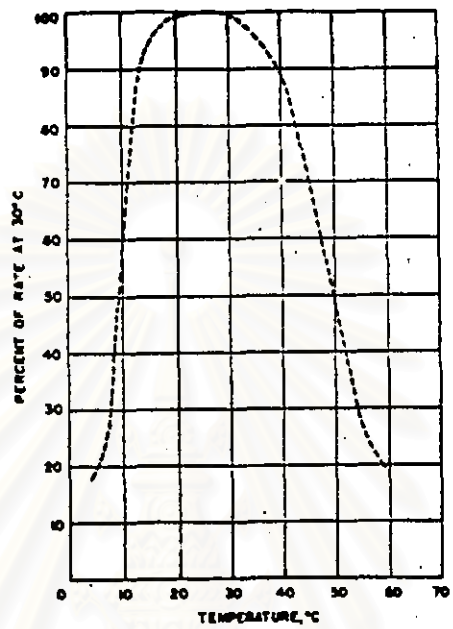
ค. อุณหภูมิ

Borchardt (1966) อ้างโดย Wild et.al. (1971) พบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นจนถึง 30 °C โดยในช่วงอุณหภูมิ 15-30 °C มีผลต่างของอัตราการเกิดไนทริฟิเคชันเพียงเล็กน้อยดังรูปที่ 2.7

ง. แอมโมเนียและไนไทรต์

Anthonisen et.al. (1976) ได้ทำการศึกษาผลของแอมโมเนียและไนไทรต์ที่เปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียอิสระและกรดไนตรัสอิสระตามลำดับ พบว่าแอมโมเนียอิสระจะยับยั้งการทำงานไนโทรโซโมนัสแบกทีเรียที่ความเข้มข้น 10-150 มก./ล. และยับยั้งกิจกรรมของไนโทรแบกเทอร์ที่

ความเข้มข้น 0.1-1 มก./ล. ส่วนกรดไนตรัสอิสระจะยับยั้งกิจกรรมของไนทริฟายอิงค์แบกทีเรียที่ความเข้มข้น 0.22-2.8 มก./ล.



รูปที่ 2.7 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน(Wild et.al., 1971)

จ. สารยับยั้งอื่นๆ

Randall et.al. (1992) อ้างถึงการศึกษาของ Hockenburg and Grady (1977) และได้สรุปผลของการยับยั้งปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันเนื่องจากสารประกอบอินทรีย์ ดังตารางที่ 2.5 นอกจากนี้ยังอ้างถึงการศึกษาของบุคคลต่างๆ เกี่ยวกับผลของโลหะหนักต่อการยับยั้งกิจกรรมของไนโทรโซโมนัสแบกทีเรียได้แก่ Skinner and Walker (1961) ซึ่งรายงานค่าความเข้มข้นของโลหะหนักที่ทำให้เกิดการยับยั้งอย่างสมบูรณ์มีค่าดังนี้คือ นิเกิล 0.25 มก./ล.โครเมียม 0.25 มก./ล. และคอปเปอร์ 0.1-0.5 มก./ล. โดย Beckman et.al. (1972) ได้รายงานความเข้มข้นของนิเกิลและสังกะสีที่ 3 มก./ล. ทำให้เกิดการยับยั้ง 100 เปอร์เซนต์ ส่วน Loveless and Painter (1968) รายงานผลของคอปเปอร์ที่ 0.1 มก./ล. ทำให้เกิดการยับยั้งอย่างสมบูรณ์

Panswad and Anan (1997) ได้ทำการศึกษาผลของความเค็มที่มีต่อไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย โดยใช้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก/แอนอ็อกซิก/แอโรบิก และมีการแปรผันโซเดียมคลอไรด์ที่ความเข้มข้น 0, 5, 10, 20 และ 30 ก./ล. พบว่าในระบบที่ใช้เชื้อที่ไม่ชินกับความเค็มเมื่อปริมาณโซเดียมคลอไรด์เพิ่มขึ้น ปริมาณไนเทรตในถังแอโรบิกกลับลดลงในขณะที่ปริมาณทีเคเอ็นเพิ่มขึ้น ซึ่งชี้ให้เห็นว่าความเค็มมีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน แต่ในระบบที่ใช้เชื้อ

ตารางที่ 2.5 สารประกอบอินทรีย์ที่ยับยั้งปฏิกิริยาไนทริฟิเคชัน(Randall et.al.,1992)

Compound	Concentration (mg/L) at Approximately 75% Inhibition
Acetone	2000
Allyl alcohol	19.5
Allyl chloride	180
Allyl isothiocyanate	1.9
Benzothiazole disulfide	38
Carbon disulfide	35
Chloroform	18
o-Cresol	12.8
Di-allyl ether	100
Dicyandiamide	250
Diguanide	50
2,4-Dinitrophenol	460
Dithio-oxamide	1.1
Ethanol	2400
Guanidine carbonate	16.5
Hydrazine	58
8-Hydroxyquinoline	72.5
Mercaptobenzothiazole	3.0
Methylamine hydrochloride	1550
Methyl isothiocyanate	0.8
Methyl thiuronium sulfate	6.5
Phenol	5.6
Potassium thiocyanate	300
Skatol	7
Sodium dimethyl dithiocarbamate	13.6
Sodium methyl dithiocarbamate	0.9
Tetramethyl thiuram disulfide	30
Thioacetamide	0.53
Thiosemicarbazide	0.18
Thiourea	0.076
Trimethylamine	118

Compound	Concentration (mg/L) at Approximately 50% Inhibition
Dodecylamine	<1
Aniline	<1
n-Methylaniline	<1
Ethylenediamine	15
Napthylethylenediamine diHCl	23
2,2'-Bipyridine	23
p-Nitroaniline	31
p-Aminopropiophenone	43
Benzidine diHCl	45
p-Phenylazoaniline	72
Hexamethylene diamine	85
p-Nitrobenzaldehyde	87
Triethylamine	127
Ninhydrin	>100
Benzocaine	>100
Dimethylgloxime	140
Benzylamine	>100
Tannic acid	>150
Monethanolamine	>200

ที่ชินกับความเค็มกลับพบว่าผลของความเค็มที่มีต่อปฏิกิริยาในทริฟิเคชันมีเพียงเล็กน้อยเท่านั้น ดังนั้นในการทดลองนี้จึงสรุปได้ว่า ในทริฟายอิงค์แบกทีเรียสามารถปรับตัวให้ทนต่อความเค็มที่สูงถึง 30 ก./ล.โซเดียมคลอไรด์ได้

Panswad and Polprucksa (1997) พบว่าการใช้สังกะสีที่ความเข้มข้น 0 - 35 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 82 - 85 แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นสังกะสีเป็น 50 มก./ล ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดลดลงเหลือร้อยละ 70 และพบว่าในถังแอโรบิกจะมีแอมโมเนียและไนไทรต์ที่สูงขึ้นแต่มีไนเทรตลดลง ดังนั้นจึงเห็นได้ว่าสังกะสีที่ความเข้มข้น 50 มก./ล.นี้มีผลต่อไนโทรแบกเทอร์มากกว่าไนโทรโซโมนัส

2.2.6 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนลดไนเทรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนและสามารถแยกตัวจากน้ำเสียออกสู่บรรยากาศ โดยไนเทรตจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กทรอนสุดท้ายแทนออกซิเจนอิสระในระบบแอโรบิกและมีสารคาร์บอนอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กทรอน โดยเรียกสภาพที่เกิดขึ้นนี้ว่า 'แอน็อกซิก' แบกทีเรียหลักที่ทำให้เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นพวกเฮเทอโรโทรฟแบบแฟคัลเททีฟ ซึ่งมีอยู่หลายชนิดและที่พบในระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่ Achromobacter, Acinetobacter, Agrobacterium, Alcaligenes, Arthrobacter, Bacillus, Chromobacterium, Corynebacterium, Flavobacterium, Hyomicrobium, Moraxella, Neisseria, Parcoccus, Propionibacterium, Pseudomonas, Rhizobium, Rhodopseudomonas, Spirillum และ Vibrio(Payne, 1981 อ้างโดย Randall et.al.,1992) การลดไนเทรตนี้เกิดขึ้นได้ 2 แบบ คือ แอสสิมิเลชันและดีสสิมิเลชัน การรีดักชันแบบแอสสิมิเลชันเป็นการแปลงไนเทรตกลับไปเป็นแอมโมเนียสำหรับใช้ในเซลล์ของแบกทีเรีย ส่วนการรีดักชันแบบดีสสิมิเลชันเป็นการแปลงไนเทรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจน โดยขั้นตอนการรีดักชันของไนเทรตเป็นดังนี้(Grady and Lim, 1980)

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO_{(g)} \longrightarrow N_2O_{(g)} \longrightarrow N_{2(g)}$$

ก๊าซไนโตรเจนจะเป็นผลผลิตหลักที่สร้างโดยกลุ่มจุลชีพผสมที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการนี้สามารถแบ่งได้ 2 ประเภทตามแหล่งคาร์บอนอินทรีย์คือ แหล่งคาร์บอนภายนอกและแหล่งคาร์บอนภายใน โดยแหล่งคาร์บอนภายนอกได้แก่ น้ำเสียและเมทานอลหรือสาร

อินทรีย์ราคาถูกอื่นๆ ส่วนแหล่งคาร์บอนภายในคือการย่อยสลายและปลดปล่อยคาร์บอนภายในเซลล์แบกทีเรียเอง

2.2.6.1 สตอยชิโอเมตริกของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

สตอยชิโอเมตริกของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันขึ้นกับสารที่ใช้เป็นตัวให้อิเล็กทรอน ซึ่งมีเมทานอล น้ำเสีย และจากการย่อยสลายภายในเซลล์ โดยสมการเป็นดังนี้(Metcalf & Eddy, 1991)

ก. เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอน

ขั้นที่ 1 ; $6NO_3^- + 2CH_3OH \longrightarrow 6NO_2^- + 2CO_2 + 4H_2O$ (2.10)

ขั้นที่ 2 ; $6NO_2^- + 3CH_3OH \longrightarrow 3N_2 + 3CO_2 + 3H_2O + 6OH^-$ (2.11)

ผลรวมปฏิกิริยา(ไม่พิจารณาการสังเคราะห์เซลล์)

$$6NO_3^- + 5CH_3OH \longrightarrow 3N_2 + 5CO_2 + 7H_2O + 6OH^- \quad (2.12)$$

การสังเคราะห์เซลล์

$$3NO_3^- + 14CH_3OH + 4H_2CO_3 \longrightarrow 3C_5H_7NO_2 + 20H_2O + 3H_2CO_3 \quad (2.13)$$

ผลรวมปฏิกิริยา (พิจารณาการสังเคราะห์เซลล์)

$$3NO_3^- + 1.08CH_3OH + 0.24H_2CO_3 \longrightarrow 0.06C_5H_7NO_2 + 0.47N_2 + 1.68H_2O + HCO_3^- \quad (2.14)$$

จะพบว่าการรีดิวซ์ 1 กรัมไนเทรตไนโตรเจน จะต้องการเมทานอล 2.47 กรัม หรือประมาณ 3.7 กรัมซีโอดี สร้างเซลล์ใหม่ได้ 0.45 กรัม และเพิ่มสภาพด่าง 3.57 กรัม

ข. น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน

$$C_{10}H_{19}O_3N + 10NO_3^- \longrightarrow 5N_2 + NH_3 + 3H_2O + 10HCO_3^- \qquad (2.15)$$

ค. ใช้คาร์บอนภายในเซลล์เป็นแหล่งคาร์บอน

$$C_5H_7NO_2 + 4.6NO_3^- \longrightarrow 2.8N_2 + 5CO_2 + 4.6OH^- + 1.2H_2 \qquad (2.16)$$

2.2.6.2 <u>ไคเนติกส์ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน</u>

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่ใช้กำจัดไนเทรตที่มีอยู่ในน้ำเสียหลังจากผ่านกระบวนการไนทริฟิเคชันมาแล้ว ซึ่งในกระบวนการจะใช้ไนเทรตเป็นตัวรับอิเล็กทรอนสุดท้าย และการที่จะทำให้ไนเทรตลดได้นั้นจะต้องมีแหล่งคาร์บอนที่เพียงพอในการที่จะเป็นตัวให้อิเล็กทรอนแก่ระบบ ดังนั้นทั้งไนเทรตและแหล่งคาร์บอนที่ใช้นี้จะเป็นตัวจำกัดของระบบ เนื่องจากน้ำที่ปล่อยสู่แหล่งน้ำนั้นไม่ต้องการให้มีทั้งไนโตรเจนและสารคาร์บอนอินทรีย์ เพราะฉะนั้นสารคาร์บอนอินทรีย์ที่เติมลงไปจะต้องพอดีกับปริมาณไนเทรตที่เกิดขึ้น วิธีการที่ใช้ในการจำลองข้อจำกัดทั้งสองคือ การใช้อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะเป็นฟังก์ชันแบบไมโนค์คู่ของความเข้มข้นของสารจำกัดทั้งสอง(Grady and Lim, 1980)

$$\mu'_n = \mu'_{nm}[NO/(K_{no} + NO)][S/(K_s + S)]$$

เมื่อ μ'_n = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย, วัน$^{-1}$

μ'_{nm} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของดีไนทริฟายอิงค์แบกทีเรีย, วัน$^{-1}$

NO = ความเข้มข้นของไนเทรต, มก./ล.

K_{no} = ค่าคงที่ความเข้มข้นของไนเทรตที่ μ'_n มีค่าเท่ากับ 0.5 μ'_{nm}, มก./ล.

S = ความเข้มข้นของสารคาร์บอนอินทรีย์, มก./ล.

K_s = ค่าคงที่ความเข้มข้นสารคาร์บอนอินทรีย์ที่ μ มีค่าเท่ากับ 0.5 μ_m, มก./ล.

2.2.6.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ก. ออกซิเจนละลาย

Lie and Welander (1994) พบว่าค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะมีผลยับยั้งปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยออกซิเจนที่มีค่าต่ำกว่านี้ก็จะมีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชันด้วย ซึ่งค่าออกซิเจนที่ระดับต่ำนี้เครื่องวัดออกซิเจนละลายไม่สามารถวัดได้ ดังนั้นโออาร์พีจึงถูกนำมาใช้เป็นเครื่องมือในการควบคุมการทำงานของระบบแทนการวัดปริมาณออกซิเจนละลาย โดยอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะลดลงอย่างเป็นเส้นตรงเมื่อโออาร์พีเพิ่มขึ้นและจะแตกต่างกันในแต่ละระบบบำบัด

ข. พีเอช

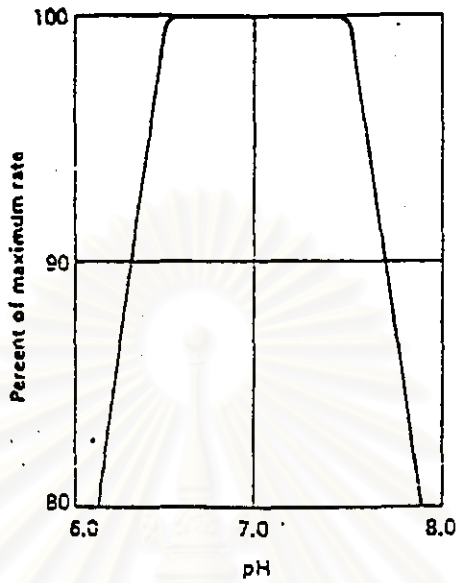
Metcalf and Eddy (1973) อ้างถึงโดย Benefield and Randall (1980) แนะนำว่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันอยู่ระหว่าง 6.5-7.5 ถ้าในระบบมีค่าพีเอชอยู่นอกช่วงพีเอชที่เหมาะสมนี้ จะทำให้อัตราการใช้สารอาหารจำเพาะของระบบลดลงดังรูปที่ 2.8

ค. อุณหภูมิ

U.S.EPA (1975) ได้สรุปผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันดังรูปที่ 2.9

ง. ไนไทรต์และภาระไนโตรเจน

Abeling and Seyfried (1992) พบว่ากรดไนตรัสอิสระความเข้มข้น 0.13 มก./ล. มีผลในการยับยั้งปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งปริมาณกรดไนตรัสอิสระนี้จะขึ้นกับปริมาณไนไทรต์ พีเอชและอุณหภูมิ นอกจากนี้ในการทดลองแบบแบตช์โดยไม่มีแหล่งอาหารจากภายนอก พบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่เกิดจากการเปลี่ยนไนเทรตเป็นก๊าซไนโตรเจนซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.22 มก.ไนเทรตไนโตรเจน/ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม. มีค่าต่ำกว่าที่เกิดจากการเปลี่ยนไนไทรต์เป็นก๊าซไนโตรเจนซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.4 มก.ไนไทรต์ไนโตรเจน/ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม.



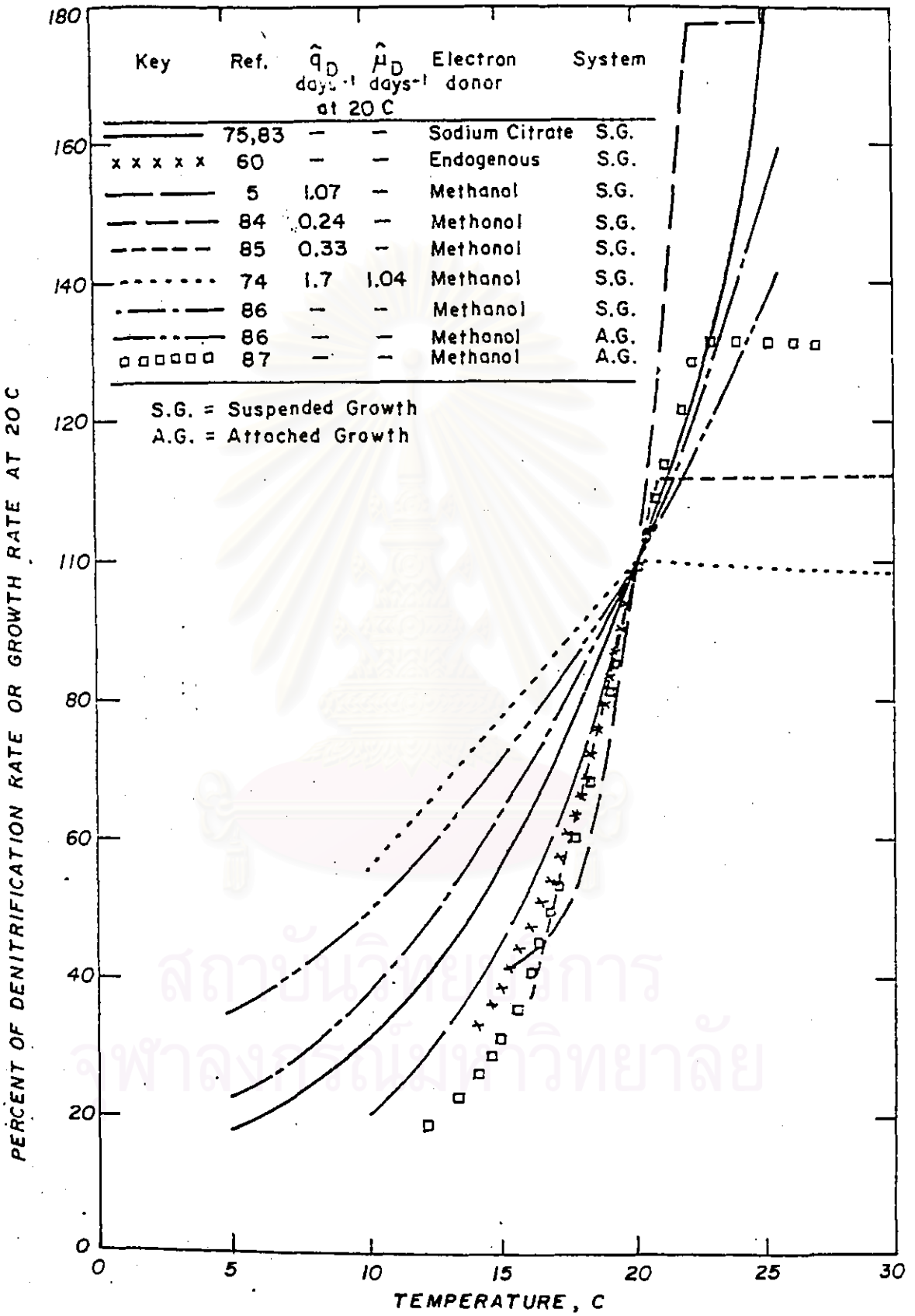
รูปที่ 2.8 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน(Benefield and Randall, 1980)

จ. สารคาร์บอนอินทรีย์

การกำจัดไนเทรตในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะเกิดขึ้นเมื่อมีแหล่งคาร์บอน อินทรีย์ในปริมาณที่มากพอ ซึ่งในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนประเภทปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดหลังนั้น หากเติมแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ในปริมาณที่มากเกินไปจะทำให้เกิดปัญหาในการกำจัดสารคาร์บอนอินทรีย์ขึ้นในภายหลัง ดังนั้นจึงต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนอินทรีย์ในปริมาณที่พอดีเพื่อให้เกิดการกำจัดทั้งไนโตรเจนและคาร์บอนอินทรีย์ไปพร้อมกัน จากการศึกษาของ Tam et.al. (1994) พบว่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรตไนโตรเจนที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันดีที่สุด อยู่ระหว่าง 3 : 1 ถึง 6.6 : 1 ขึ้นกับชนิดของสารคาร์บอนอินทรีย์ที่ใช้เติม

ฉ. สารยับยั้งอื่นๆ

Panswad and Anan (1998) ได้สรุปว่า โซเดียมคลอไรด์ในช่วงความเข้มข้น 0 ถึง 30 ก./ล. มีผลทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจำเพาะลดลงจาก 2.5 เป็น 1.22 มก. ไนเทรต-ไนโตรเจน / ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม. ในชุดทดลองที่ใช้เชื้อไม่ชินกับคลอไรด์ และลดลงจาก 2.54 เป็น 1.82 มก.ไนเทรต-ไนโตรเจน / ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม. เมื่อแปรผันโซเดียมคลอไรด์ในช่วงความเข้มข้น 5 ถึง 30 ก./ล. ในชุดทดลองที่ใช้เชื้อชินกับคลอไรด์ ซึ่งเห็นได้ว่าโซเดียมคลอไรด์มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยเฉพาะกับเชื้อที่ไม่ชินกับคลอไรด์



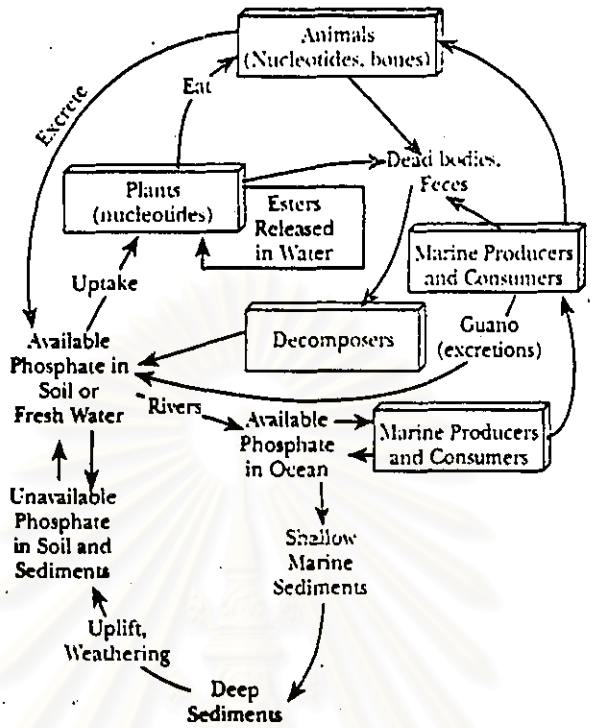
รูปที่ 2.9 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน(U.S.EPA., 1975)

Panswad and Polprucksa (1998) พบว่าในการแปรผันความเข้มข้นของสังกะสีที่ 0, 10, 25, 35 และ 50 มก./ล. ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจำเพาะลดลงจาก 19.6 เป็น 5.3 มก.ไนเทรต-ไนโตรเจน / ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม. ในชุดทดลองที่ใช้อัตราส่วนซีโอดี : ทีเคเอ็น : ฟอสฟอรัสเท่ากับ 500 : 40 : 10 (ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ปกติ) ส่วนในชุดทดลองที่รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง (ซีโอดี : ทีเคเอ็น : ฟอสฟอรัส = 3500 : 175 : 25) อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจำเพาะลดลงจาก 16.2 เป็น 8.3 มก.ไนเทรต-ไนโตรเจน / ก.เอ็มแอลเอสเอส-ชม. เมื่อแปรผันความเข้มข้นสังกะสีที่ 10 ถึง 50 มก./ล. ชี้ให้เห็นว่าสังกะสีมีผลกระทบต่อปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยระบบที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อสังกะสีสูงกว่าจะให้ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจำเพาะสูงกว่าด้วย(ที่ความเข้มข้นของสังกะสีค่าหนึ่งๆ) เนื่องจากที่อัตราส่วนซีโอดีต่อสังกะสีที่สูงกว่านี้ ทำให้ในระบบมีเอ็มแอลเอสเอสสูงกว่า และส่งผลให้มีการสะสมของสังกะสีในเซลล์ที่น้อยกว่า

2.3 ฟอสฟอรัส

2.3.1 วัฏจักรฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสเป็นธาตุที่มีความสำคัญมากในระบบนิเวศน์ เพราะเป็นธาตุที่มีส่วนเกี่ยวข้องในการแปรรูปพลังงาน เช่น เป็นสารประกอบของ DNA และ RNA ซึ่งตามปกติแล้วในแหล่งน้ำจะมีฟอสฟอรัสในปริมาณน้อย(เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต, 2524) โดยวัฏจักรของฟอสฟอรัสเป็นดังรูปที่ 2.10 ฟอสฟอรัสจะปรากฏในระบบนิเวศน์บนพื้นผิวโลกเป็นหลักโดยจะสะสมในหิน และเมื่อหินถูกกัดเซาะโดยธรรมชาติ ก็จะเกิดการปล่อยฟอสฟอรัสปนออกมากับน้ำในรูปของฟอสเฟต และฟอสเฟตจะถูกพืชใช้เพื่อเป็นธาตุอาหาร ดังนั้นเมื่อสัตว์กินพืชก็จะได้รับฟอสฟอรัสจากพืชนำไปใช้ในการสร้างเปลือก กระดูก และฟัน ต่อจากนั้นเมื่อพืชและสัตว์ตายฟอสฟอรัสจะถูกย่อยสลายออกมาแล้วปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำในที่สุด ฟอสฟรัสที่พบในแหล่งน้ำมีหลายรูปแบบด้วยกัน คือ ออโธฟอสเฟต คอนเดนซ์ฟอสเฟต และอินทรีย์ฟอสเฟต ซึ่งมีทั้งละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ ฟอสเฟตที่มีในแหล่งน้ำนี้สามารถจับกับธาตุที่มีประจุบวกได้ เช่น เหล็ก แคลเซี่ยม โดยมีพีเอชเป็นเครื่องชี้ว่าฟอสเฟตจะรวมตัวกับธาตุประจุบวกเกิดเป็นผลึกไม่ละลายน้ำได้มากแค่ไหน ฟอสเฟตที่ไม่ละลายน้ำนี้จะตกตะกอนลงสู่ก้นแหล่งน้ำ และเมื่อเกิดการเปลี่ยนแปลงทางธรณีก็จะทำให้ฟอสฟอรัสกลับคืนสู่ระบบนิเวศน์บนพื้นผิวโลก โดยกลับกลายเป็นหินต่อไป(Brewer, 1994)



รูปที่ 2.10 วัฏจักรฟอสฟอรัส(Brewer, 1994)

2.3.2 ผลต่อสิ่งแวดล้อม

ก. ยูโทรฟิเคชัน เนื่องจากฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารของสาหร่าย ดังนั้นเมื่อมีในแหล่งน้ำ สาหร่ายจะเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็ว(algal blooms) ทำให้แหล่งน้ำน่าเสียและมีของแข็งแขวนลอยในแหล่งน้ำสูง

ข. ลดปริมาณออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำ เนื่องจากปริมาณสาหร่ายที่มีมากจากการเจริญเติบโตที่รวดเร็วนี้ ทำให้ในเวลากลางคืนสาหร่ายจะใช้ออกซิเจนที่มีในแหล่งน้ำจนทำให้เกิดการขาดแคลนออกซิเจนในแหล่งน้ำ

2.3.3 วิธีการกำจัดฟอสฟอรัส

การกำจัดฟอสฟอรัสจากน้ำเสียโดยทั่วไปจะเกี่ยวข้องกับการทำให้ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำมารวมตัวกับของแข็งหรือเป็นของแข็ง แล้วกำจัดของแข็งนั้นออกจากน้ำเสียอีกทีหนึ่ง การกำจัดแบ่งเป็นวิธีใหญ่ๆ ได้ 2 วิธี คือ

2.3.3.1 <u>วิธีทางเคมี</u>

วิธีนี้จะกำจัดฟอสฟอรัสโดยการเติมสารเคมีลงไปในน้ำเสียเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาทางเคมี ทำให้ฟอสฟอรัสที่ละลายน้ำจับตัวกับสารเคมีที่เติมลงไปและเกิดเป็นสารประกอบที่ไม่ละลายน้ำ แยกตัวจากน้ำได้โดยการตกตะกอน สารเคมีที่ใช้สำหรับการกำจัดฟอสฟอรัสนั้นมีทั้งเกลือของโลหะและปูนขาว ซึ่งโดยทั่วไปเกลือของโลหะที่ใช้คือ เกลือของเหล็กและอลูมินัม ซึ่งอาจมีการใช้โพลีเมอร์ร่วมกับเกลือของโลหะนี้ในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ส่วนปูนขาวนั้นมีการใช้น้อย เนื่องจากทำให้เกิดสลัดจ์มากเมื่อเทียบกับการใช้เกลือของโลหะและทำให้เกิดปัญหาในด้านการจัดการ การดำนินงานและการบำรุงรักษา สมการในการกำจัดฟอสฟอรัสโดยเกลือของโลหะและปูนขาวเป็นดังนี้

การตกตะกอนด้วยเกลืออลูมินัม

$$Al^{+3} + H_nPO_4^{3-n} \longrightarrow AlPO_4 + nH^+ \qquad (2.17)$$

การตกตะกอนด้วยเกลือของเหล็ก

$$Fe^{+3} + H_nPO_4^{3-n} \longrightarrow FePO_4 + nH^+ \qquad (2.18)$$

การตกตะกอนด้วยปูนขาว

$$5Ca^{+2} + 3PO_4^{-3} + OH^- \longrightarrow Ca_5(PO_4)_3(OH) \qquad (2.19)$$

Hydroxyapatite (Struvite)

2.3.3.2 <u>วิธีทางชีวภาพ</u>

วิธีทางชีวภาพนี้เป็นการกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียโดยใช้จุลชีพชนิดพิเศษที่สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้มากกว่าจุลชีพในกระบวนการปาบัดทั่วๆไป ซึ่งกระบวนการที่ทำให้เกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสอย่างฟุ่มเฟือยนี้ น้ำเสียจะผ่านกระบวนการแอนแอโรบิกก่อนแล้วจึงผ่านกระบวนการแอโรบิกในขั้นต่อไป ซึ่งทำให้เกิดการคัดพันธุ์ของแบกทีเรียชนิดพิเศษที่ใช้ในการกำจัดฟอส

ฟอรัส เรียกกระบวนการนี้ว่า 'กระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิก' กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยกระบวนการทางชีวภาพแอนแอโรบิก-ออกซิกนี้จะกล่าวในหัวข้อถัดไป

2.3.4 หลักการพื้นฐานการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพโดยทั่วไป จะเกิดการใช้ฟอสฟอรัสเพื่อการสังเคราะห์เซลล์ไปพร้อมๆกับการออกซิไดซ์สารคาร์บอนอินทรีย์ ฟอสฟอรัสที่ต้องการจะถูกเปลี่ยนเป็นพลังงานภายในและกลายเป็นส่วนประกอบของเซลล์ ซึ่งโดยทั่วไปฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบของเซลล์ประมาณ 1.5 - 2 % ของน้ำหนักแห้ง ในขณะที่การกำจัดฟอสฟอรัสโดยผ่านกระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิก จะทำให้ระบบมีการคัดพันธุ์ของแบกทีเรียชนิดพิเศษที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสได้มากกว่าระดับปกติ ในสภาวะที่เกิดนี้แบกทีเรียจะสามารถสะสมฟอสฟอรัสได้ถึง 4 - 12 % ของน้ำหนักแห้ง ทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสเกิดมากขึ้น 2.5 - 4 เท่าของระบบบำบัดโดยทั่วไป(WEF manual of practice, 1992)

แบกทีเรียชนิดพิเศษที่ใช้นี้เดิมเชื่อว่ามีอยู่ประเภทเดียวคือ Acinetobacter (Fuhs and Chen, 1975) แต่ในปัจจุบันนี้พบว่าการที่ในอดีตตรวจพบAcinetobacterเป็นแบกทีเรียหลักก็เนื่องจากความคลาดเคลื่อนจากวิธีการวิเคราะห์แบบ "dilution spread plating" จึงทำให้ได้การประมาณมากกว่าปกติ(overestimate) ซึ่งเมื่อใช้การวิเคราะห์แบบ "Fluorescent in situ Hybridisation" หรือที่ย่อว่า "FISH" กลับพบว่า Acinetobacter มีเพียงร้อยละ 6 ของจุลชีพในระบบอีบีพีอาร์(Blackall et.al., 1997) และจากการศึกษาของ Kavanaugh and Randall (1994) เกี่ยวกับชนิดของแบกทีเรียที่มีในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสพบว่า Aeromonas/Vibrio, Coliforms และ Psudomonas เป็นแบกทีเรียหลักในระบบ ในขณะที่แบกทีเรียชนิด Acinetobacter มีเพียงร้อยละ 5 ในระบบเท่านั้น

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพโดยระบบแอนแอโรบิก-ออกซิก ได้แสดงดังรูปที่ 2.11 โดยในสภาพแอนแอโรบิกนั้นจะเกิดปฏิกิริยาการหมัก(fermentation)ของบีโอดีให้เป็นกรดระเหยง่าย เช่น กรดอะซิติกและกรดไขมันคาร์บอนต่ำอื่นๆ ต่อมาแบกทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสจะใช้ฟอสฟอรัสในกระบวนการเมแทบอลิซึมภายในเซลล์ และมีการสำรองอาหารไว้ใช้ในรูปของพีเอชเอ(PHA ประกอบด้วย 3-hydroxybutyrate, 3-hydroxyvalerate, 3-hydroxy-2-methyl butyrate และ 3-hydroxy-2-methylvalerate(Satoh et.al., 1992)) โดยในการสะสมพีเอชเอนี้จะต้องใช้พลังงานจากการสลายตัวของ ATP ให้เป็น ADP ดังสมการ 2.20 ซึ่งจากการย่อยสลาย ATP นี้ ทำให้เกิด

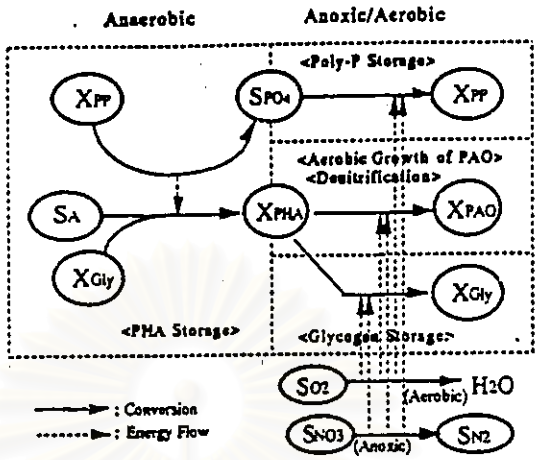


Fig. 1. Proposed metabolism of polyphosphate accumulating organisms. XPP: Polyphosphate, XPHA: Polyhydroxyalkanoate, XGly: Glycogen, XPAO: Polyphosphate Accumulating Biomass, SA: Fermentation Products like Acetate, SPO4: Inorganic Soluble Phosphate, SO2: Dissolved Oxygen, SNO3: Nitrate and Nitite, SN2: Nitrogen.

รูปที่ 2.11 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบชีวภาพแบบจับใช้อย่างฟุ่มเฟือย

(Mino et.al., 1995)

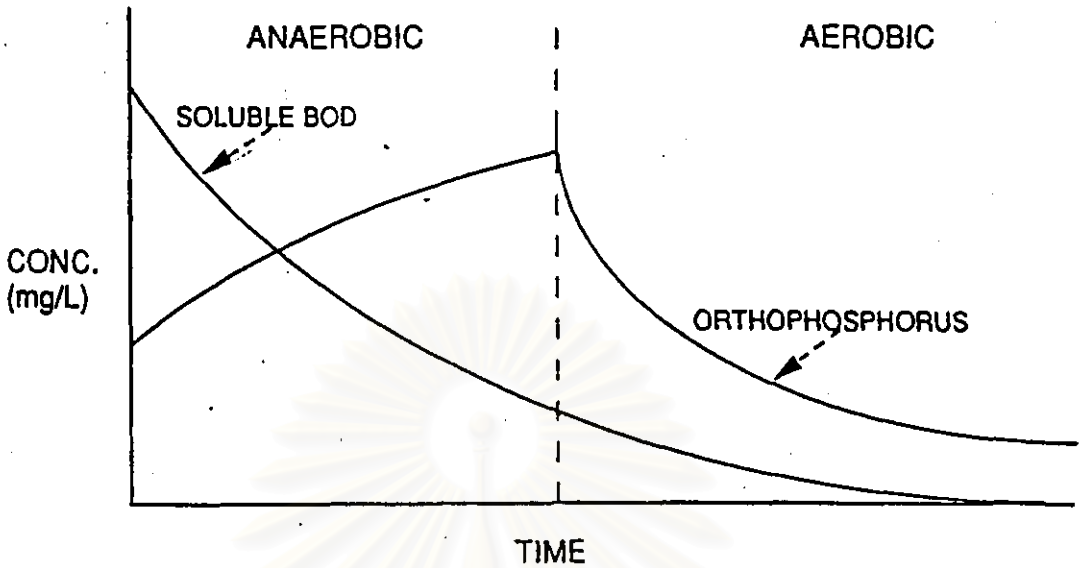
การปล่อยฟอสฟอรัสออกมาในรูปของออโธฟอสเฟตจากเซลล์ของแบกทีเรียชนิดพิเศษ ดังนั้นในกระบวนการแอนแอโรบิกจะทำให้เกิดการกำจัดบีโอดีและปล่อยฟอสฟอรัสออกมา

$$ATP \longrightarrow ADP + P + Energy \qquad (2.20)$$

ส่วนในขั้นตอนแอโรบิก ออโธฟอสเฟตที่ละลายออกมาจากเซลล์ในขั้นตอนแอนแอโรบิกจะสามารถถูกเก็บสะสมโดยเซลล์มากกว่าระดับปกติ โดยในการเก็บสะสมฟอสฟอรัสนี้จะต้องใช้พลังงานที่ได้จากการดึงออกซิเจนจากภายนอกมาใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในเซลล์ในรูปของพีเอชเอให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และเซลล์ใหม่ รวมกับ ADP สะสมเป็นพลังงานในรูปของ ATP ดังสมการ

$$ADP + P + Energy \longrightarrow ATP \qquad (2.21)$$

ในกระบวนการแอนแอโรบิก-ออกซิกจะมีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของบีโอดีและฟอสฟอรัสเกิดขึ้นดังรูปที่ 2.12



รูปที่ 2.12 การเปลี่ยนแปลงของฟอสฟอรัสและบีโอดีที่เกิดขึ้นในระบบกำจัดฟอสฟอรัส (Sedlak, 1991)

2.3.4.1 <u>ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส</u>

ก. ซีโอดีที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

Siebritz et.al. (1983) ได้ศึกษาเกี่ยวกับระบบการกำจัดฟอสฟอรัสพบว่า ในสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัสได้นั้นจะต้องมีแหล่งคาร์บอนที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็วในปริมาณสูงพอ โดยจะต้องมีปริมาณอย่างน้อย 25 มก.ซีโอดี/ล. ซึ่งแหล่งคาร์บอนที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็วนี้ได้แก่ อะซิเทต กลูโคส(เป็นอาหารที่ส่งเสริมการโตของ G-bacteria แต่ถ้าหากมีช่วงเวลาแอนแอโรบิกที่นานพอก็จะทำให้กลูโคสเกิดการหมักเปลี่ยนเป็นกรดระเหยง่ายบางส่วน ซึ่งจะส่งเสริมให้เกิดกระบวนการอีบีพีอาร์ได้) จึงชี้ให้เห็นว่าในระบบหากมีซีโอดีย่อยสลายรวดเร็วทางชีวภาพมาก ก็จะสามารถปลดปล่อยฟอสฟอรัสออกมาได้มากขึ้น ทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสของระบบดีขึ้นด้วย

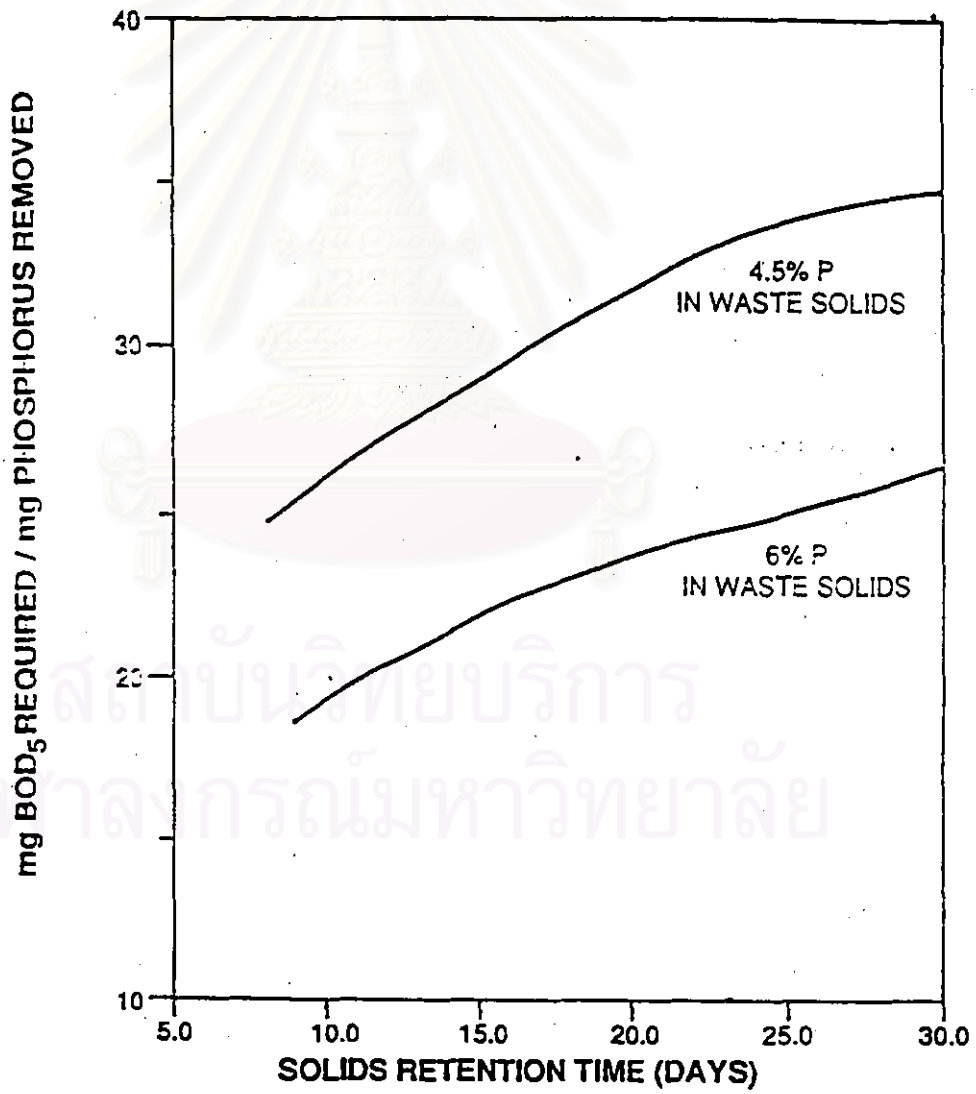
ข. ภาระบีโอดี

Fukase et.al. (1985) พบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีต้องควบคุมภาระบีโอดีให้ต่ำกว่า 2.0 กก.บีโอดี/กก.เอ็มแอลเอสเอส-วัน และอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสในถังแอนแอโรบิกให้ต่ำกว่า 0.1 กก.บีโอดี/กก.เอ็มแอลเอสเอส เนื่องจากบีโอดีที่เข้าสู่ระบบส่วนใหญ่จะถูกกำจัดในช่วงแอนแอโรบิก และจะมีบีโอดีบางส่วนถูกเก็บในเซลล์ในรูปของพีเอชเอ ดังนั้นภาระ

บีโอดีและอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสจึงเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในช่วงแอนแอโรบิกในกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัส หรือกล่าวได้ว่าภาระบีโอดีที่เข้าถังแอนแอโรบิกต้องไม่เกินอัตราการใช้บีโอดี และอัตราส่วนบีโอดีต่อเอ็มแอลเอสเอสต้องไม่เกินความสามารถของแบคทีเรียที่จะเก็บสะสมบีโอดีไว้ในเซลล์

ค. เวลากักเซลล์เฉลี่ยหรือเอสอาร์ที

Sedlak (1991) ได้รวบรวมผลของเวลากักเซลล์ต่ออัตราส่วนบีโอดี/ฟอสฟอรัสที่ต้องการ ดังรูปที่ 2.13 ซึ่งที่เวลากักเซลล์เฉลี่ยเพิ่มขึ้น ความต้องการบีโอดีที่จะใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก. ก็เพิ่มขึ้นด้วย



รูปที่ 2.13 ความต้องการบีโอดีเพื่อกำจัดฟอสฟอรัส 1 มก. ที่เวลากักเซลล์เฉลี่ยต่างๆ (Sedlak, 1991)

Shao et.al. (1992) รายงานว่า ที่อุณหภูมิ 23 °C การลดของเวลากักเซลล์เฉลี่ยจาก 3 วัน เป็น 1.5 วัน จะทำให้ความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นจาก 0.4 มก./ล. เป็น 3.1 มก./ล. เนื่องจากที่เวลากักเซลล์เฉลี่ย 1.5 วันจะไม่เกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัส เนื่องจากเกิดการล้างไล่ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดลดลง นอกจากนี้การจัดการสลัดจ์ที่เกิดขึ้นในกระบวนการแอนแอโรบิกจะถูกจำกัดโดยค่าเวลากักเซลล์เฉลี่ยนั้นด้วย

Randall et.al. (1992) พบว่ากระบวนการในการกำจัดฟอสฟอรัสจะคงตัวที่เวลากักเซลล์เฉลี่ย 6 วัน แต่ที่อุณหภูมิสูงจะทำให้เกิดการรบกวนการกำจัดฟอสฟอรัสโดยกระบวนการไนทริฟิเคชัน เนื่องจากที่อุณหภูมิสูง แอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนเป็นไนเทรตได้ง่าย ไนเทรตจะไปรบกวนการปล่อยฟอสฟอรัสในขั้นตอนแอนแอโรบิก ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง และได้อ้างถึง Wentzel et.al. (1988) ว่าที่เวลากักเซลล์เฉลี่ยน้อยกว่า 3 วัน ระบบจะไม่คงตัวและน้ำทิ้งจะไม่ใส

ง. เวลากักน้ำหรือเอชอาร์ที

Metcalf & Eddy (1991) ได้สรุปพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ใช้ในการออกแบบกระบวนการในการกำจัดฟอสฟอรัส รวมทั้งเวลากักน้ำในระบบต่างๆ ดังตารางที่ 2.6

Fukase et.al. (1985) รายงานว่าเวลาในการกักน้ำที่เหมาะสมที่ทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสที่ดีในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกคือ 1.5 ชม. และ 3 ชม. ตามลำดับ โดยมีค่าบีโอดีในน้ำเข้าเท่ากับ 100 มก./ล. และเวลากักเซลล์เฉลี่ยเท่ากับ 6 วัน

จ. อุณหภูมิ

Mamais and Jenkins (1992) กล่าวว่า อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดในการกำจัดฟอสฟอรัสจะขึ้นกับอุณหภูมิ โดยในช่วงอุณหภูมิ 10-30 °C การลดลงของอุณหภูมิทุกๆ 10 °C จะส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตลดลง 1.5-1.7 เท่า และจากการทดลองในระบบแบตช์ชี้ให้เห็นว่าอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 28-33 °C

Vinconneau et.al. (1985) อ้างถึงโดย Sedlak (1991) พบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสที่ 5 °C จะเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีกว่าที่ 15 °C หรือมากกว่า โดยความเข้มข้นของฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งมีค่าเท่ากับ 0.9 มก./ล.

ตารางที่ 2.6 การออกแบบโดยทั่วไปสำหรับกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

(Metcalf & Eddy, 1991)

Design Parameters	Units	Process		
		A/O	PhoStrip	SBR
F/M ratio	lb BOD/lb MLVSS-d	0.2 - 0.7	0.1 - 0.5	0.15 - 0.5
Solids retention time, θ_c	D	2 - 25	10 – 30	
MLSS	mg/l	2000 - 4000	600 – 5000	2000 - 3000
Hydraulic retention time, θ	h			
-Anaerobic zone		0.5 - 1.5	8 – 12	1.8 - 3
-Aerobic zone		1 - 3	4 – 10	1.0 - 4
Return Activated Sludge	% of influent	25 - 40	20 – 50	
Internal Recycle	% of influent		10 – 20	

ช. พีเอช

Tracy and Flammino (1985) อ้างถึงโดย Sedlak (1991) เกี่ยวกับผลของพีเอชต่อการจับใช้ฟอสฟอรัสจำเพาะในขั้นตอนแอโรบิกพบว่าที่พีเอช 6.5-7 จะมีผลต่ออัตราการจับใช้เพียงเล็กน้อย แต่ที่พีเอชต่ำกว่า 6.5 อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสจะลดลงและสิ้นสุดที่พีเอช 5.2 (หมายเหตุของผู้เขียน : เนื่องจากที่พีเอชต่ำกว่า 6.5 ราจะสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย (สุรพล สายพานิช, 2537)) และได้กล่าวว่าการกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิดอย่างมีประสิทธิภาพที่พีเอช 7.5 - 8

ซ. ไนเทรต

Comeau et.al. (1986) พบว่า ในสภาวะแอนอ็อกซิกซึ่งมีไนเทรตเป็นตัวรับอิเล็กทรอนแทนออกซิเจนอิสระ การจับใช้ฟอสเฟตจะเกิดได้ดีกว่าการปล่อยฟอสฟอรัส ถ้าในน้ำเสียมีแหล่งคาร์บอนสูงเพียงพอ โดยแบคทีเรียพวกที่สามารถใช้พลังงานจากการออกซิไดซ์ไนโตรเจนจะจับใช้ฟอสฟอรัส และแบคทีเรียพวกที่ไม่สามารถใช้พลังงานจากการออกซิไดซ์ไนโตรเจนจะปล่อย

ฟอสฟอรัส ดังนั้นผลของสภาวะแอน็อกซิกในการจับใช้ฟอสฟอรัสหรือปล่อยฟอสฟอรัสขึ้นกับกิจกรรมของแบกทีเรียที่ใช้กำจัดฟอสฟอรัสนี้

Pokethitiyook et.al. (1992) อ้างถึงโดย Barker and Dold (1996) พบว่าการกำจัดฟอสฟอรัสสามารถเกิดขึ้นได้ทั้งในระบบแอนแอโรบิก/ออกซิกและในระบบแอนแอโรบิก/แอน็อกซิก โดยที่ในระบบหลังนี้จะมีการเติมไนเทรตเป็นตัวรับอิเล็กทรอนสุดท้ายในขั้นตอนแอน็อกซิกทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันและเกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสขึ้น นอกจากนี้ยังอ้างถึงการศึกษาของ Kerrn-jespersen and Henze (1993) พบว่าในการทดลองเติมไนเทรตในขั้นตอนแอนแอโรบิกที่เวลาต่างๆจะทำให้เกิดการจับใช้ฟอสฟอรัสขึ้น และเมื่อเติมอะซิเทตมากขึ้นอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสก็จะสูงขึ้นตามไปด้วย โดยอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสในปฏิกิริยาแอน็อกซิกจะช้ากว่าในปฏิกิริยาแอโรบิก ดังนั้นหากมีไนเทรตในขั้นตอนแอนแอโรบิกจะทำให้เกิดการยับยั้งการปล่อยฟอสฟอรัส เนื่องจากสารคาร์บอนอินทรีย์จะทำปฏิกิริยากับไนเทรตก่อนเกิดปฏิกิริยาการหมัก

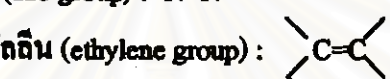
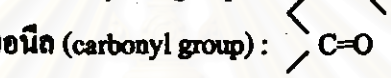
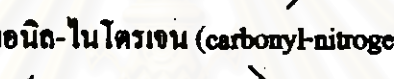
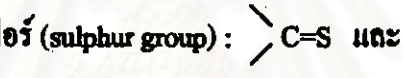
Cech and Hartman (1990) ได้แนะนำว่าความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเทรตและไนไทรต์ในขั้นตอนแอนแอโรบิกไม่ควรเกิน 2.5 และ 0.1 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ซึ่งทั้งไนเทรตและไนไทรต์นี้จะถูกรีดิวซ์ในระหว่างการใช้สารอาหาร (หมายเหตุ : ถ้ามีไนเทรตหรือไนไทรต์มาก OHOs(Ordinary Heterotrophic Organism)จะใช้สารคาร์บอนอินทรีย์ไปก่อนในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน แล้วจึงเข้าสู่ขั้นตอนแอนแอโรบิก ซึ่งจะเหลือสารคาร์บอนอินทรีย์น้อยที่จะมาสะสมในเซลล์จึงทำให้การปล่อยฟอสฟอรัสน้อย)

2.4 สีย้อม (Dyes)

สีย้อม เป็นสารเคมีที่สำคัญสำหรับการฟอกย้อม สกัดมาจากน้ำมันปิโตรเลียมและถ่านหิน เมื่อผ่านการสกัดจะได้สารไฮโดรคาร์บอน เช่น ไซลีน แอนทราซีน โทลูอีน โดยสารไฮโดรคาร์บอนเหล่านี้ จะถูกนำไปทำปฏิกิริยาด้วยกระบวนการไนเตรชั่น แอมมิเนชั่น ฯลฯ เพื่อเปลี่ยนสภาพจากสารไฮโดรคาร์บอนไปเป็นสารตัวกลาง (intermediates) และสารตัวกลางนี้จะถูกนำไปเปลี่ยนเป็นสีย้อมด้วยเทคนิคต่างๆ ซึ่งเป็นเทคโนโลยีของแต่ละบริษัทที่ผลิตสีเพื่อที่จะได้สีย้อมชนิดต่างๆที่เหมาะสำหรับเส้นใยที่จะนำมาย้อม ตลอดจนกระบวนการย้อมที่มีลักษณะแตกต่างกันไป เพื่อให้ได้ชิ้นงานที่มีสีติดคงทนต่อแสงแดดและการซักล้าง

2.4.1 การเกิดสีของสีย้อม

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2527) ได้สรุปว่าสีซึ่งปรากฏออกมาทำให้ตามนุษย์ปกติมองเห็นได้เกิดมาจากการจัดเรียงตัวของกลุ่มอะตอมประเภทหนึ่งภายในโมเลกุลของสีย้อม กลุ่มอะตอมที่กล่าวนี้เรียกกันว่า "โครโมฟอร์" (chromophores) ซึ่งมีอยู่ด้วยกัน 7 กลุ่ม คือ

1) กลุ่มไนโตรโซ (nitroso group) : -NO (หรือ =N-OH)
2) กลุ่มไนโตร (nitro group) : $-NO_2$ (หรือ =NO.OH)
3) กลุ่มเอโซ (azo group) : -N=N-
4) กลุ่มเอ็ททิลีน (ethylene group) : 
5) กลุ่มคาร์บอนิล (carbonyl group) : 
6) กลุ่มคาร์บอนิล-ไนโตรเจน (carbonyl-nitrogen group) :  C=NH และ - CH=N-
7) กลุ่มซัลฟอร์ (sulphur group) :  C=S และ C-S -S-C-

กลุ่มอะตอมต่างๆเหล่านี้ จะเป็นตัวไปเพิ่มสีให้แก่สารประกอบอะโรมาติก โดยการดูดกลืนแถบแสงสีขาวไว้บางแถบแสงและปล่อยออกมาบางแถบแสง ทำให้มนุษย์มองเห็นสีย้อมมีโทนสีแตกต่างกันไป

สีย้อมโดยทั่วไปนอกจากจะต้องมีกลุ่มอะตอมโครโมฟอร์แล้ว ยังจำเป็นต้องมีกลุ่มอะตอมอีกชนิดหนึ่งได้แก่ กลุ่มอะตอม "ออกโซโครม" (auxochromes) อันได้แก่ -OH, $-NH_2$, - NHR, $-NR_2$, $-SO_3$ และ -COOH เพื่อให้สีย้อมสามารถทำปฏิกิริยายึดติดกับเส้นใยได้ โมเลกุลใดที่ปราศจากกลุ่มอะตอมออกโซโครม โมเลกุลนั้นจะแสดงสมบัติของสีออกมาได้แต่จะขาดสมบัติในการยึดติดกับเส้นใย โมเลกุลดังกล่าวนี้เรียกว่า "โครมาเจน" (chromagen) ยกตัวอย่างเช่น สีย้อมอะมิโนเอโซเบนซิน(aminoazobenzene dyestuff) มีสูตรโมเลกุลคือ H_2N- -N=N- กลุ่มอะตอมโครโมฟอร์คือ -N=N- กลุ่มอะตอมออกโซโครมคือ $-NH_2$ และโมเลกุลที่เรียกว่าโครมาเจน คือ -N=N- ทั้งกลุ่มโครโมฟอร์ ออกโซโครม และโครมาเจนนี้จะเป็นส่วนสำคัญในการพิจารณาแบ่งกลุ่มของสีย้อมตามสูตรโครงสร้างทางเคมีซึ่งจะกล่าวถึงต่อไป

2.4.2 การจำแนกสีย้อม

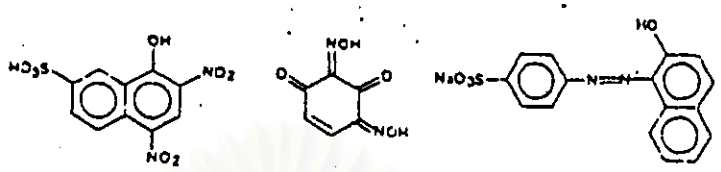
อัจฉราพร ไพฉะสูต (2527) กล่าวว่าสีที่ใช้ย้อมสิ่งทอตามลักษณะกายภาพแบ่งออกได้เป็น 2 ชนิด คือ ชนิดที่ละลายน้ำได้เรียกกันว่าสีย้อม(dyes) และอีกชนิดหนึ่งไม่ละลายน้ำเรียกว่าพิกเมนต์ (pigments) โดยน้ำเป็นตัวทำละลายที่มีราคาถูกที่สุด ดังนั้นแม้ว่าสีบางตัวไม่ละลายในน้ำแต่สามารถละลายได้ในสารตัวอื่น โรงงานผู้ผลิตก็จะต้องพยายามค้นคว้าหาวิธีมาทำให้สีตัวนั้นละลายในน้ำให้ได้ โดยใช้ตัวทำละลายชนิดอื่นให้น้อยที่สุด ดังนั้นเมื่อสีละลายน้ำแล้วจะดูดซึมเข้าไปภายในเส้นใย บางตัวจะติดเส้นใยได้ดีพอสมควร ทนการซักและกระบวนการใช้น้ำ บางตัวจะมีพันธะหรือโซ่(linkage)เชื่อมโยงอยู่ระหว่างเส้นใยกับตัวสีทำให้ติดทนทานยิ่งขึ้น สีบางตัวติดเส้นใยได้เอง แต่ขณะเดียวกันก็หลุดออกมาได้ง่าย

พิกเมนต์สามารถย้อมเส้นใยให้เกิดสีได้แบบเดียวกับสีย้อมโดยให้พิกเมนต์กระจายตัว (disperse) หรือบางครั้งก็ละลายในเรซินแล้วยึดติดเส้นใยได้โดยเชิงกล แต่ก็มีบางตัวที่ติดเส้นใยได้โดยเชิงเคมี เมื่อเป็นเช่นนี้จึงเป็นการยากที่จะทราบว่าสีตัวไหนเป็นสีย้อมและตัวไหนเป็นพิกเมนต์ ยิ่งไปกว่านั้นยังมีสีย้อมบางตัวที่เวลาย้อมจะต้องทำให้ละลายเสียก่อน เมื่อทำการย้อมแล้วจึงเปลี่ยนเป็นตัวสีที่ไม่ละลายน้ำภายในเส้นใยซึ่งก็จะกลายเป็นพิกเมนต์ ทำให้การแบ่งแยกเช่นนี้เกิดความสับสน

การจำแนกสีตามส่วนประกอบทางเคมียิ่งมีความยุ่งยากมากขึ้นไปอีกสำหรับผู้ที่ไม่ได้ผ่านศึกษาด้านเคมีมาโดยตรง สีย้อมเท่าที่ผลิตออกจำหน่ายในขณะนี้ แม้จะเป็นสีในกลุ่มเคมีเดียวกัน ก็อาจมีวิธีย้อมที่แตกต่างกัน ใช้กับเส้นใยที่แตกต่างกัน เช่น สีในกลุ่มอาโซบางตัวย้อมง่ายๆโดยตรงเป็นสีไดเรกท์(direct) บางตัวจะติดสีได้เมื่อน้ำย้อมมีกาวะเป็นกรดก็เป็นสีแอซิด(acid dyes) บางตัวจำเป็นต้องมีสารบางอย่างมาช่วยจึงจะติดเส้นใยได้ก็เรียกว่าสีมอร์แดนท์(mordant dyes) ซึ่งเห็นได้ว่า มีความยุ่งยากมาก ดังนั้นการจำแนกตามการใช้งานจึงให้ความสะดวกแก่ผู้ใช้เป็นอันมาก การจำแนกวิธีนี้จึงเป็นที่ยอมรับกันในบรรดาผู้ใช้และอุตสาหกรรมการผลิตสี แม้แต่สมาคมผู้ย้อมสีและผู้ผลิต(The Society of Dyes and Colourists) ก็ยอมรับว่าเป็นวิธีจำแนกสีที่เหมาะสมที่สุด หนังสือดรรชนีสี(colour index)ก็ใช้การจำแนกวิธีนี้เช่นกัน แต่อย่างไรก็ตามการจำแนกสีตามส่วนประกอบทางเคมีก็ยังมีประโยชน์ในการที่จะศึกษาถึงกลไกการกำจัดสีย้อมในน้ำเสียด้วย จึงจะนำเสนอการจำแนกสีย้อมทั้งแบบตามโครงสร้างเคมีและแบบตามการใช้งาน ดังตารางที่ 2.7 และ 2.8

ตารางที่ 2.7 การจำแนกสีย้อมตามโครงสร้างทางเคมี(Rangnekar and Singh, 1980)

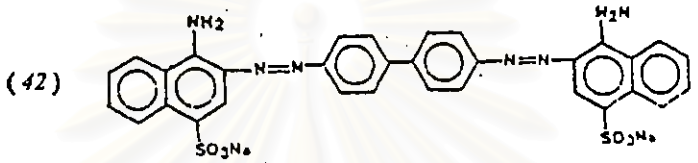
Class	*Subclass*	*Example*	*Structure*
Nitro	-	Naphthol yellow S	(39)
Nitroso	-	Fast Green O	(40)
Azo	Monoazo	Acid Orange II	(41)
	Disazo	Congo Red	(42)
	Trisazo	Direct Black EW	(43)
	Polyazo	-	
	Mordant azo	Eriochrome Black T	(44)
	Stilbene azo	Chrysophenine G	(45)
	Pyrazolone azo	Tartrazine	(46)
Diphenylmethane	-	Auramine O	(47)
Triphenylmethane	-	Malachite Green	(48)
Xanthene	-	Fluorescein	(49)
Acridine	-	Acridine Orange NO	(50)
Thiazole	-	Basic Yellow T	(51)
Indamine&Indophenol	-	Toluylene Blue	(52)
Azine	-	Safranine T	(53)
Oxazine	-	Capri Blue GN	(54)
Thiazine	-	Methylene Blue	(55)
Cyanine	Methine	Astrafloxine FF	(56)
	Quinoline	Kryptocyanine	(57)
Sulphur	-	Sulphur Black T	(58)
Lactone	-	Resoflavine W	(59)
Aminoketone	-	Helindon Brown CR	(60)
Hydroxy ketone	-	Alizarin Dark Green W	(61)
Anthraquinonoid	-	Perlon Fast Green 3B	(62)
Indigoid	-	Indigo	(63)
Sulphurized vat dyes	-	Hydron Blue R	(64)
Phthalocyanine	-	Monastral Fast Blue BS	(65)



Napbthol yellow S (39)

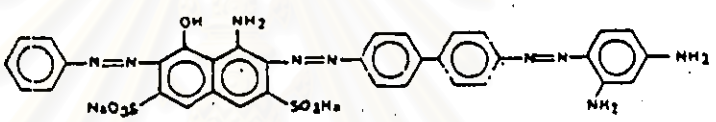
Fast Green O (40)

Acid Orange II (41)



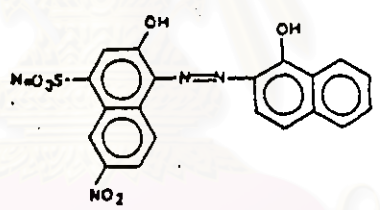
(42)

Congo Red



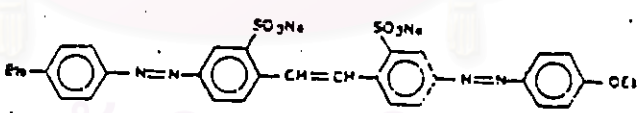
(43)

Direct Black EW



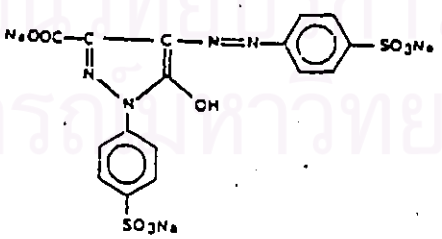
(44)

Eriochrome Black T



(45)

Chrysophenine G

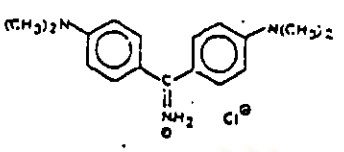


(46)

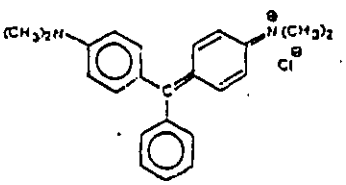
Tartrazine

รูปที่ 2.14 การจำแนกสีย้อมตามโครงสร้างทางเคมี

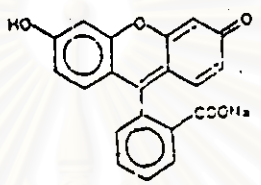
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



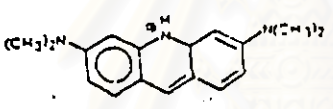
Auramine O
(47)



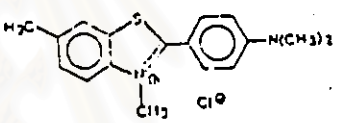
Malachite Green
(48)



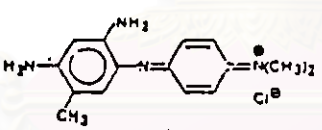
Fluorescein
(49)



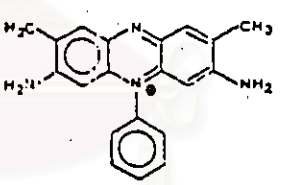
Acridine Orange NO
(50)



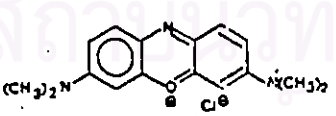
Basic Yellow T
(51)



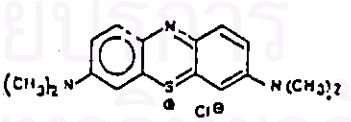
Toluylene Blue
(52)



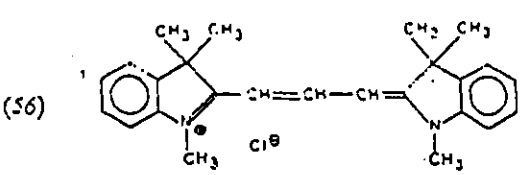
Safranine T
(53)



Capri Blue GN
(54)



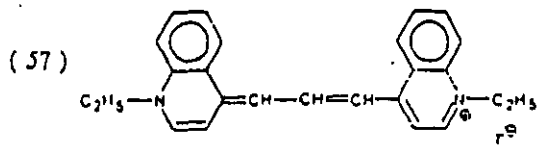
Methylene Blue
(55)



(56)

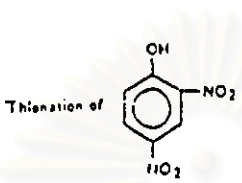
Astrafloxine FF

รูปที่ 2.14 การจำแนกสีย้อมตามโครงสร้างทางเคมี(ต่อ)

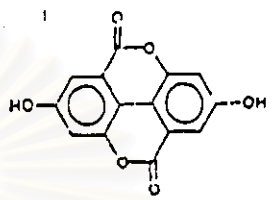


(57)

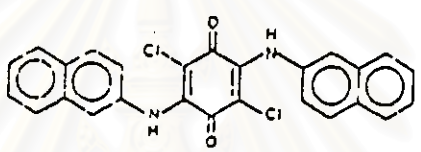
Kryptocyanine



Sulphur Black T
(58)

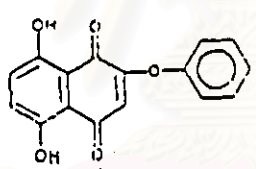


Resoflavine W
(59)

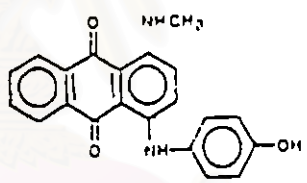


(60)

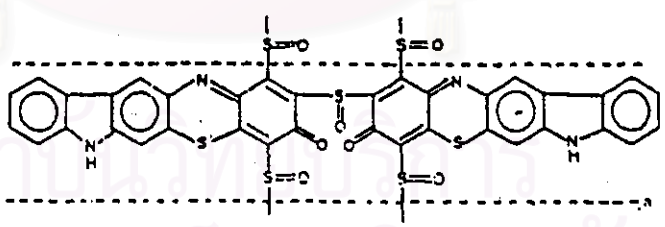
Heliodon Brown CR



Alizarin Dark Green W
(61)

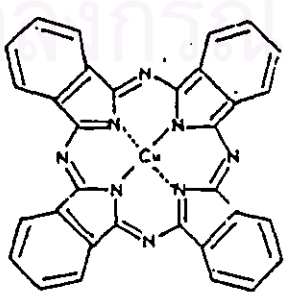


Perlon Fast Green BB
(62)



(64)

Hydron Blue R



Monastral Fast Blue BS
(65)

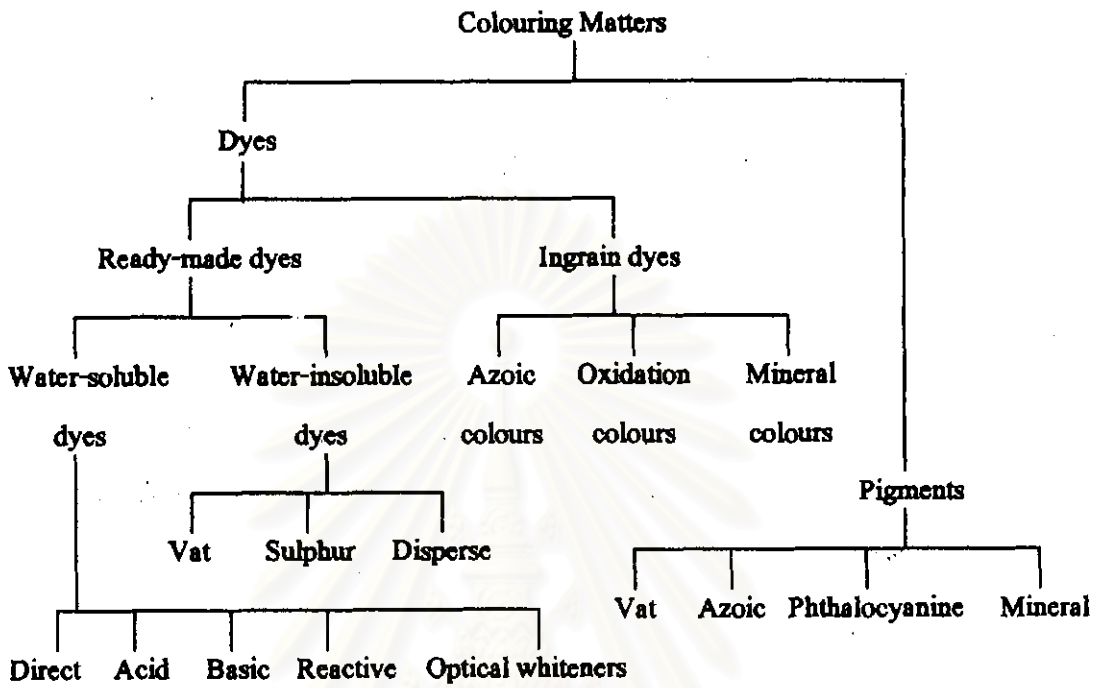
รูปที่ 2.14 การจำแนกสีย้อมตามโครงสร้างทางเคมี(ต่อ)

ตารางที่ 2.8 การจำแนกสีย้อมตามลักษณะการใช้งาน(Buckley,1992 อ้างถึงโดย อภิชาติ หิรัญจิตต์, 2539)

ประเภทสีย้อม	สมบัติกายภาพและสมบัติเคมี	เส้นใยที่เหมาะสมกับสีย้อม	พันธะหรือกลไกการติดสี	วิธีใช้ทั่วไป
สีย้อมแอซิด (acid dyes)	- ประจุลบ - ละลายน้ำดี - สีติดไม่แน่น	- ไนลอน - ขนสัตว์	- พันธะไอออนนิก	- แช่เส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 3-5 - เส้นใยซึ่งสมมติว่ามีประจุบวกติดกับสีย้อมที่มีประจุลบที่อุณหภูมิ 50-110°ซ.
สีย้อมเมทัลคอมเพล็กซ์แอซิด (metal complex acid dye)	- ประจุลบ - ละลายน้ำน้อย - สีติดแน่นดี	- ไนลอน - ขนสัตว์	- พันธะไอออนนิก	- แช่เส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 5-7 - เส้นใยซึ่งสมมติว่ามีประจุบวกติดกับสีย้อมที่มีประจุลบที่อุณหภูมิ 50-110°ซ.
สีย้อมไดเรกท์ (direct dye)	- ประจุลบ - ละลายน้ำดี - สีติดไม่แน่น	- ฝ้าย - วิสคอส	- พันธะไอออนนิก	- แช่เส้นใยในสารละลายด่างอ่อน - เติมอิเลคโตรไลท์ โซเดียมคลอไรด์ โซเดียมซัลเฟต และสีย้อมที่อุณหภูมิ 98°ซ.
สีย้อมเบสิก (basic or cationic dye)	- ประจุบวก - ละลายน้ำดี	- อะคริลิค	- พันธะไอออนนิก	- แช่เส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 4-6 - เติมสีย้อมแล้วเพิ่มอุณหภูมิให้ได้ 100-105°ซ.
สีย้อมดิสเพอร์ส (disperse dye)	- ไม่ละลายน้ำหรือละลายน้ำได้น้อยมาก - กระจายอยู่ในน้ำเป็นอนุภาคคอลลอยด์ - สีติดแน่นดี	- อะคริลิค - โพลิเอสเตอร์ - ไนลอน - เซลลูโลส - อะซิเตต	- คอลลอยด์ของสีย้อมดูดติดผิวกับเส้นใย	- แช่เส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 4.5 - เติมสีย้อม แล้วเพิ่มอุณหภูมิ ให้ได้ 130°ซ.

ตารางที่ 2.8 การจำแนกสีย้อมตามลักษณะการใช้งาน(Buckley,1992 อ้างถึงโดย อภิชาติ หิรัญจิตต์, 2539)(ต่อ)

ประเภทสีย้อม	สมบัติกายภาพและสมบัติเคมี	เส้นใยที่เหมาะสมกับสีย้อม	พันธะหรือกลไกการติดสี	วิธีใช้ทั่วไป
สีย้อมรีแอกทีฟ (reactive dye)	- ประจุลบ - ละลายน้ำดี - สีติดแน่นดี	- ฝ้าย - วิสคอส - ขนสัตว์	- พันธะไดวาเลนท์	- แช่เส้นใยในสารละลายกรด - เติมเกลือเพื่อกระจายสีสู่เส้นใย - เติมด่างเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาระหว่างเส้นใยกับสีย้อม
สีย้อมซัลเฟอร์ (sulphur dye)	- เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สีติดแน่น	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาตกตะกอนผลึกภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มีโซเดียมซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใยด้วยอิเล็กโตรไลท์
สีย้อมแวท (vat dye)	- เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สีติดแน่น	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาตกตะกอนผลึกภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่าง ที่มีโซเดียม ซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้น ใยด้วยอิเล็กโตรไลท์
สีย้อมอาโซอิก (asoic dye)	- เป็นคอลลอยด์หลังจากเกิดปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สีติดแน่น	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาตกตะกอนผลึกภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มีโซเดียมซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใยด้วยอิเล็กโตรไลท์ - ต้มเพื่อให้เกิดตะกอนผลึก
สีย้อมมอร์แดนท์หรือ โครม (mordant or chrome)	- ประจุลบ - ละลายน้ำได้ - สีติดแน่นดี	- ขนสัตว์	- พันธะเชิงซ้อนของเส้นใยโครมและสีย้อม	- แช่เส้นใยในสารละลายกรด - เติมโซเดียมไดโครเมต และสีย้อม - เพิ่มอุณหภูมิถึง 98°ซ.



รูปที่ 2.15 สมบัติของสีย้อม(Shenai, 1977)

2.4.3 ปัจจัยที่ทำให้สีย้อมติดเส้นใย

ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2527) กล่าวว่าสีย้อมที่นำมาใช้ในการย้อมเส้นใยมีอยู่ด้วยกันมากมายหลายชนิด การที่จะนำสีย้อมใดๆมาใช้ย้อมให้ได้ผลดีนั้น ขึ้นอยู่กับอำนาจการรวมตัวของสีกับเส้นใยซึ่งต้องมีมากกว่าอำนาจการรวมตัวของสีกับน้ำ เราจะสามารถทำให้เกิดสภาวะเช่นนี้ขึ้นได้เมื่อโมเลกุลของสีย้อมมีหมู่อะตอมซึ่งถูกจัดให้เรียงตัวกันในลักษณะที่จะทำให้เกิดการดูดติด (substantivity) กับเส้นใยแล้วเกิดพันธะ(bond)ยึดกันแน่น อาจกล่าวได้อย่างกว้างๆว่าอิทธิพลเชิงเคมี 4 ชนิดที่ทำให้สีดูดติดกับเส้นใยได้คือ

ก. พันธะไฮโดรเจน (hydrogen bond)

ข. แรงแวนเดอวัลส์ (van der waals' forces)

ค. แรงไอออน (ionic forces)

ง. พันธะโควาเลนท์ (covalent bond)

กำลังแรงเหล่านี้มักจะไม่ทำหน้าที่แต่เพียงลำพัง การดูดติดกันระหว่างโมเลกุลของสีย้อมกับโมเลกุลของเส้นใยอย่างน้อยจะต้องประกอบไปด้วยแรง 2 ชนิดขึ้นไป บางครั้งก็อาจจะเกิดแรงทั้ง 4 ชนิดผสมผสานกัน สำหรับแรงยึดติดทางเคมีที่จะให้การยึดติดได้ดีที่สุด ได้แก่ พันธะโควาเลนท์

การยึดติดของโมเลกุลสีย้อมกับโมเลกุลเส้นใยนอกจากจะเป็นอิทธิพลเชิงเคมีของแรงทั้ง 4 ชนิดแล้ว อิทธิพลด้านเรขาคณิตของโมเลกุลของสี หรืออาจกล่าวง่ายๆว่ารูปร่างและขนาดของสีก็มีผลต่อการยึดติดหรือมีผลกระทบต่อการย้อมอย่างมากด้วย เช่น ถ้าโมเลกุลของสีย้อมยิ่งเล็กและยาวเท่าไรก็จะผ่านช่องว่างเข้าไปในเส้นใยได้มากขึ้นเท่านั้น อันจะทำให้การติดสีดีขึ้น หรือถ้าโมเลกุลของสีย้อมมีลักษณะแบนและมีความกว้างมากกว่าความยาวมากๆ จะทำให้เกิดการติดสีมีความคงทนสูงมากขึ้น ดังนี้เป็นต้น

2.4.4 สีย้อมรีแอกทีฟ

ในอดีตได้มีนักวิจัยหลายท่านพยายามค้นคว้าหาวิธีย้อมไยเซลลูโลสให้สีติดทนทานดี ให้ตัวสีทำปฏิกิริยาโดยตรงกับเซลลูโลส การค้นคว้าที่สำเร็จและผลิตสีออกจำหน่ายเป็นครั้งแรกคือบริษัท อิมพีเรียล เคมิคัล อินดอสเตอรัน (Imperial Chemical Inc.) มีชื่อเรียกย่อๆว่า ไอซีไอ (I.C.I.) เมื่อปี พ.ศ.2499 กระบวนการย้อมวิธีต่างๆและการพิมพ์ก็ได้รับความสนใจพัฒนาตามขึ้นมาด้วย นับว่าเป็นตัวสีซึ่งมีความสำคัญและเป็นตัวแทนของสีตัวอื่นๆที่ทำให้เกิดเทคนิคการย้อมใหม่ๆ ตัวสีเองก็สามารถใช้ประโยชน์ได้หลายอย่าง ไม่ว่าจะเป็นโรงงานขนาดใหญ่หรือเล็กสามารถย้อมได้ผลดีเหมือนกันทั้งสิ้น มีสีหลายสี มีความคงทนดี ย้อมง่าย โดยตัวสีของบริษัทไอซีไอ ใช้ชื่อทางการค้าว่าโพรเซียน(Procion) ประกอบด้วยตัวสี 3 หมู่ ผลิตออกจำหน่ายแล้วมากกว่า 70 สี ต่อมาก็มีอีกหลายบริษัทที่ผลิตออกจำหน่าย ใช้ชื่อทางการค้าต่างๆกัน เช่น บริษัทซิบา (Ciba) เรียกซิบาครอน(Cibacron), บริษัทเฮิกซ์ เรียกเรมาซอล(Remazol) เป็นต้น

สีรีแอกทีฟนี้เป็นสีที่ละลายน้ำได้ดี โดยโมเลกุลของสีสามารถทำปฏิกิริยากับหมู่ไฮดรอกซิลของเซลลูโลสได้เมื่ออยู่ในสภาพด่าง และเกิดการเชื่อมโยงกันโดยพันธะโควาเลนท์ ทำให้สีติดได้ดี และจะติดได้มากกว่าสีที่ติดโดยแรงทางฟิสิกคัล-เคมิคัล(physical-chemical forces) ซึ่งสามารถสลายตัวได้

2.4.4.1 <u>โครงสร้างทางเคมีของสีรีแอกทีฟ</u>

สีรีแอกทีฟมีโครงสร้างทางเคมีคล้ายกับพวกสีแอซิด แต่สีรีแอกทีฟมีหมู่ labile ที่ไม่เสถียร ได้แก่ หมู่ -Cl หรือ $-O-SO_3Na$ ซึ่งเป็นตัวทำให้สีรีแอกทีฟสร้างพันธะโควาเลนท์กับเส้นใยผ้าเซลลูโลสได้ โดยกลุ่มเคมีที่ประกอบขึ้นเป็นสีรีแอกทีฟประกอบด้วยกลุ่มพื้นฐาน 4 กลุ่ม(Shore, 1995) ซึ่งสามารถแสดงเป็นโครงสร้างทั่วไปได้ดังนี้

S - D - T - X

โดย S คือ กลุ่มที่มีความสามารถในการละลายน้ำสูง โดยทั่วไปจะเป็นพวกซัลโฟนิก ($-SO_2Na$) ซึ่งจะอยู่ติดกับกลุ่มโครโมฟอร์

D คือ กลุ่มของเคมีที่ทำให้เกิดสี เรียกว่ากลุ่มโครโมฟอร์(Chromophore)

T คือ กลุ่มอะตอมที่ทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อมระหว่างกลุ่มรีแอกทีฟกับกลุ่มโครโมฟอร์ (Bridging group) เช่น กลุ่ม -NH-, -NHCO-, $-SO_2-$, $-NHSO_2-$ และ $-NCH_3-$ เป็นต้น

X คือ กลุ่มรีแอกทีฟ(Reactive group) ซึ่งจะเป็นกลุ่มที่ทำให้สีทำปฏิกิริยากับกลุ่มไฮดรอกซิลในเส้นใย

ในบางกรณี กลุ่มรีแอกทีฟก็จะติดกับกลุ่มโครโมฟอร์โดยตรง ไม่ต้องมีตัวเชื่อมก็ได้ และกลุ่มรีแอกทีฟส่วนใหญ่จะเป็นสาร heterocyclic ring ลักษณะของกลุ่มตัวเชื่อมและส่วนประกอบของ heterocyclic ring มีอิทธิพลอย่างมากต่อความสามารถการทำปฏิกิริยาและคุณสมบัติอื่นๆของสี จากส่วนประกอบดังที่กล่าวมานี้พบว่ามีสองส่วนที่สำคัญ คือ สารที่ทำให้เกิดสีและกลุ่มรีแอกทีฟ โดยส่วนประกอบทั้งสองส่วนนี้เป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้สีแต่ละชนิดแตกต่างกันไป

สีรีแอกทีฟที่เป็นสีเหลือง ส้ม แดง ม่วง น้ำตาล และดำ โดยส่วนใหญ่จะเป็นโครงสร้างอาโซ แต่สีฟ้าหรือน้ำเงินจะมีทั้งที่เป็นโครงสร้างอาโซ(Azo) แอนทราควินอน(Anthraquinones) และพาโลไซยาไนน์(Phthalocyanines) สีย้อมอาโซบางตัวมีโครงสร้างเป็นคอปเปอร์ นอกจากนี้ สีดำ สีน้ำตาลบางตัว และสีรีแอคทีฟสำหรับย้อมผ้าขนสัตว์ มักจะมีโครงสร้างเป็นโครเมียมหรือโคบอลท์คอมเพล็กซ์(Venkataraman, 1977) ซึ่งสามารถแยกเป็นเปอร์เซ็นต์โครงสร้างทางเคมีของสีรีแอกทีฟตามโทนสี ได้ดังตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 เปอร์เซ็นต์โครงสร้างทางเคมีของสีรีแอกทีฟที่แบ่งตามโทนสี(Shore, 1990)

Chemical class	Distribution in hue sector (%)								
	Yellow	Orange	Red	Violet	Blue	Green	Brown	Black	% of all reactive dyes
Unmetallised azo	97	90	90	63	20	16	57	42	66
Metal-complex azo	2	10	9	32	17	5	43	55	15
Anthraquinone				5	34	37		3	10
Phthalocyanine					27	42			8
Miscellaneous	1		1		2				1

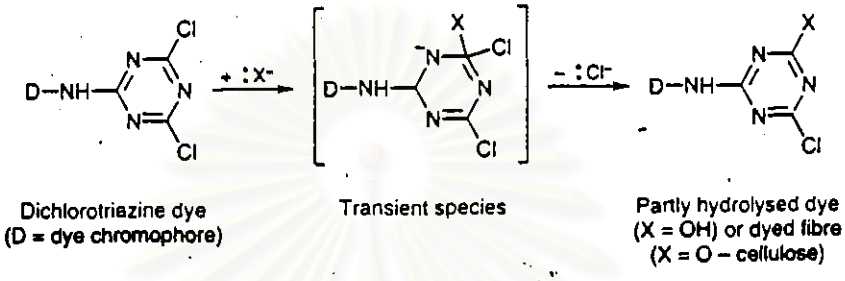
2.4.4.2 <u>กลุ่มรีแอกทีฟ</u>

กลุ่มรีแอกทีฟเหล่านี้เป็นกลุ่มที่ทำหน้าที่สร้างพันธะกับเส้นใย ทำให้สีย้อมสามารถดูดติดกับเส้นใยได้ การสร้างพันธะระหว่างกลุ่มรีแอกทีฟของสีกับเส้นใยแบ่งได้ 2 ลักษณะ คือ

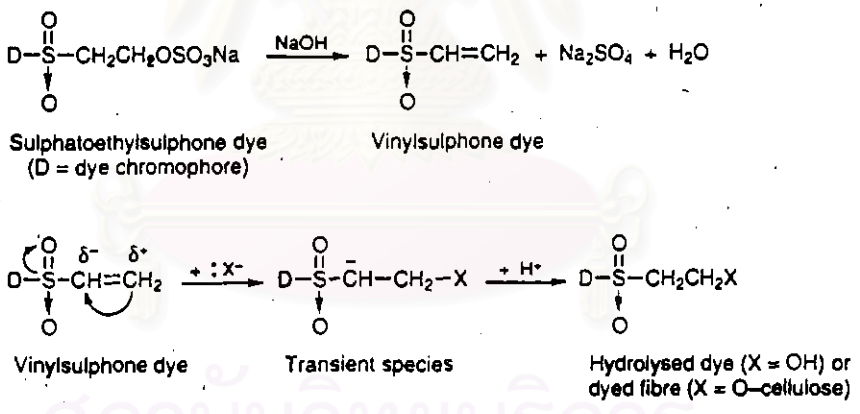
ก. เส้นใยหรือไฮดรอกไซด์อิออน เข้าแทนที่อะตอมพวกฮาโลเจน(halogen) ในโมเลกุลสี(Nucleophilic Substitution) เกิดเป็นพันธะระหว่างสีกับเส้นใยขึ้น ลักษณะของปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 2.16

ข. เส้นใยหรือไฮดรอกไซด์อิออน สามารถสร้างพันธะกับโมเลกุลของสีโดยการสลายพันธะคู่ของคาร์บอนอะตอม 2 อะตอม ในกลุ่มไวนิลซัลโฟน(vinylsulphone) แล้วเชื่อมตัวมันเข้าไปกับคาร์บอนตัวท้ายของกลุ่มไวนิลซัลโฟนดังกล่าว(Nucleophilic Addition) ลักษณะของปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 2.17

การสร้างพันธะกับโมเลกุลของสี สามารถเกิดได้ทั้งกับเส้นใยหรือไฮดรอกไซด์อิออน แต่ความสามารถในการสร้างพันธะกับเส้นใยจะมีมากกว่าการสร้างพันธะกับไฮดรอกไซด์อิออน สีที่สร้างพันธะกับไฮดรอกไซด์อิออนเรียกว่าสีที่ไฮโดรไลซ์แล้ว ไม่สามารถสร้างพันธะติดกับเส้นใยได้อีก จึงหลงเหลือไปกับน้ำย้อมและน้ำล้างได้เป็นบางส่วน



รูปที่ 2.16 ตัวอย่างปฏิกิริยาแบบ Nucleophilic Substitution(Shore, 1995)



รูปที่ 2.17 ตัวอย่างปฏิกิริยาแบบ Nucleophilic Addition(Shore, 1995)

นอกจากนี้ กลุ่มรีแอกทีฟที่มีการพัฒนาคิดค้นขึ้นมาและใช้กันค่อนข้างมาก การพิจารณาจัดกลุ่มขึ้นอยู่กับกลไกในการสร้างพันธะระหว่างสีและเส้นใย และความคงทนของพันธะนี้ในขั้นตอนต่างๆ หลังการย้อม โดยสามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่ม คือ Monofunctional และ Bifunctional ดังตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 กลุ่มรีแอกทีฟที่สำคัญ(Shore, 1995)

กลุ่มรีแอกทีฟ	ชื่อทางการค้า
Monofunctional	
Dichlorotriazine	Procion MX (Zeneca)
Aminochlorotriazine	Procion H (Zeneca)
Aminofluorotriazine	Cibacron F (CGY)
Trichloropyrimidine	Drimarene X (S)
Chlorodifluoropyrimidine	Drimarene K (S)
Dichloroquinoxaline	Levafix E (BAY)
Sulphatoethylsulphone	Remazol (HOE)
Sulphatoethylsulphonamide	Remazol D (HOE)
Bifunctional	
Bis(aminochlorotriazine)	Procion H-E (Zeneca)
Bis(aminonicotinotriazine)	Kayacelon React (KYK)
Aminochlorotriazine-sulphatoethylsulphone	Sumifix Supra (NSK)
Aminofluorotriazine-sulphatoethylsulphone	Cibacron C (CGY)

สีรีแอกทีฟกลุ่ม Monofunctional นี้ ส่วนใหญ่จะมีกลุ่มรีแอกทีฟเพียงกลุ่มเดียวในโมเลกุล เช่น กลุ่มรีแอกทีที่มีอะตอมฮาโลเจนของสีพวก aminohalotriazine(คลอรีนหรือฟลูออรีน) หรือกลุ่มรีแอกทีฟที่มีกลุ่มไวนิลซัลโฟน นอกจากนี้ ยังมีอีกลักษณะหนึ่งคือ มีกลุ่มรีแอกทีฟเพียงกลุ่มเดียวแต่มีอะตอมฮาโลเจนมากกว่า 1 อะตอม เช่น กลุ่มรีแอกทีฟพวก dichlorotriazine difluoropyrimidine หรือ dicholroquinoxaline จะมีอะตอมฮาโลเจน 2 ตัวในกลุ่มรีแอกทีฟ แต่เมื่อตัวใดตัวหนึ่งถูกแทนที่ด้วยเส้นใยหรือไฮดรอกไซด์ไอออนแล้ว อะตอมฮาโลเจนที่เหลืออยู่จะมีความสามารถในการทำปฏิกิริยาลดลง เนื่องจากการแทนที่ดังกล่าวไปแล้ว

สีรีแอกทีฟ Bifunctional นี้จะมีกลุ่มรีแอกทีฟอยู่ 2 กลุ่มใน 1 โมเลกุลสี ซึ่งทำให้ความสามารถในการดูดติดกับเส้นใยสูงขึ้น ทั้งนี้เพราะเท่ากับมีกลุ่มรีแอกทีฟให้เส้นใยเข้าสร้างพันธะได้

เพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่า และเมื่อกลุ่มหนึ่งเข้าทำปฏิกิริยากับเส้นใยแล้ว อีกกลุ่มหนึ่งก็ยังมีความสามารถในการสร้างพันธะได้ดีอยู่ ทำให้พบว่ามีการสร้างพันธะระหว่างเส้นใยที่อยู่ใกล้เคียงกันด้วย บริษัทไอซีไอได้ผลิตสี กลุ่มProcion H-E ซึ่งมีโครงสร้างของกลุ่ม aminochlorotriazine 2 กลุ่ม ต่อ 1 โมเลกุลสี ซึ่งทำให้การดูดติดกับเส้นใยดีขึ้น เมื่อเทียบกับพวก monofunctional การผลิตสีย้อมที่เป็น bifunctional เหล่านี้ มักจะเป็นการสร้างขึ้นโดยการดัดแปลงกลุ่มรีแอกทีฟของพวก monofuncitonal มาเป็นองค์ประกอบ

2.4.4.3 <u>ปัจจัยที่มีผลต่อการทำปฏิกิริยาของสีรีแอกทีฟ</u>

ในกระบวนการฟอกย้อมสีรีแอกทีฟมีจุดประสงค์สำคัญคือ การทำให้สีสามารถแทรกซึมเข้าไปทำปฏิกิริยากับเส้นใยให้มากที่สุด และเกิดการไฮโดรไลส์ในน้ำ(การทำปฏิกิริยาของสีกับไฮดรอกไซด์อิออนในน้ำ)น้อยที่สุด โดยอัตราส่วนของความเร็วในการทำปฏิกิริยาระหว่างสีกับเส้นใย และระหว่างสีกับน้ำ จะมีค่าคงที่สำหรับสีหนึ่งๆ แม้ในช่วงค่อนข้างกว้างของพีเอชที่เป็นด่าง ทั้งนี้ไม่เพียงเพื่อเป็นการประหยัดเท่านั้น ยังทำให้เส้นใยไม่ดูดสีที่ไฮโดรไลส์แล้วเข้าไปในเส้นใย ซึ่งจะทำให้สีติดไม่คงทนเมื่อผ่านกระบวนการใช้น้ำ เพราะถ้าให้สีไฮโดรไลส์มาก การซักในขั้นสุดท้ายก็ทำให้สะอาดหมดจดได้ยาก จึงจำเป็นต้องซักเอาสีพวกนี้ออกให้หมด เพื่อจะทำให้สีไม่ตกเวลาใช้ ซึ่งประสิทธิภาพของการทำปฏิกิริยาระหว่างสีกับเส้นใยขึ้นกับ

1)อัตราส่วนของความเร็วปฏิกิริยาระหว่างสีกับเส้นใยต่อความเร็วปฏิกิริยาระหว่างสีกับน้ำ

2) ความเข้มข้นสัมพัทธ์ระหว่างสีที่ถูกดูดซึมเข้าไปในเส้นใยและสีที่หลงเหลืออยู่ในน้ำ

3) สัมประสิทธิ์การแพร่ของสีเข้าไปในเส้นใย

4) ปริมาณน้ำ ซึ่งพบว่ายิ่งปริมาณน้ำน้อย สีรีแอกทีฟยิ่งติดเส้นใยได้ดี

5) พื้นที่ผิวของเส้นใยสำหรับให้สีได้ถูกดูดซึม

6) สีรีแอกทีฟจะย้อมได้เร็วที่อุณหภูมิปกติ โดยสีจะทำปฏิกิริยากับเซลลูโลสได้ภายในเวลาไม่ถึงชั่วโมง ดังนั้นจึงควรย้อมที่อุณหภูมิต่ำก่อนแล้วทำให้น้ำย้อมร้อนขึ้นอย่างช้าๆ เพื่อให้สีดูดซึมเข้าไปได้มากขึ้น

จะเห็นว่าสมบัติพื้นฐานของสีมีผลต่อการทำปฏิกิริยาของสีกับเส้นใย ดังนั้นวิธีการย้อมสำหรับสีแต่ละชนิดจึงแตกต่างกันไป ซึ่งจะต้องมีการควบคุมที่แตกต่างกันออกไปด้วย

2.5 การบำบัดน้ำเสียสี

ในกระบวนการฟอกย้อมที่ใช้อยู่ในปัจจุบัน แม้ว่าจะมีการพัฒนาเทคโนโลยีในการฟอกย้อมหลายอย่าง เช่น การใช้เครื่องจักรที่ทันสมัย และการเติมสารเคมีเพื่อให้สีติดเส้นใยได้ดี แต่ก็ยังไม่สามารถทำให้สีติดเส้นใยได้ทั้งหมด แต่จะมีสี 10-15% ที่รวมออกมากับน้ำเสีย (Zollinger, 1987 อ้างโดย Nigam et.al., 1996) ซึ่งทำให้น้ำเสียที่เกิดขึ้นจะประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ สีย้อม และสารเคมีต่างๆมากมายหลายชนิด เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ นอกจากเป็นการเพิ่มสารอินทรีย์แล้ว ยังทำให้แหล่งน้ำมีสีเป็นที่พึงรังเกียจด้วย โดยสีเหล่านี้ทำให้การส่องผ่านของแสงลงไปในน้ำทำได้น้อยลง พืชน้ำไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ จึงทำให้แหล่งน้ำขาดออกซิเจนที่ใช้สำหรับการหายใจของสัตว์น้ำ และนอกจากนี้ยังพบว่าสีย้อมเหล่านี้มีความคงตัวและย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก

การบำบัดน้ำเสียสีที่ใช้อยู่ในปัจจุบันแบ่งใหญ่ๆได้ 2 วิธี คือ กระบวนการทางฟิสิกโคเคมิคัลและกระบวนการทางชีวภาพ โดยกระบวนการบำบัดทั้งสองนี้มีข้อดีและข้อเสียที่ต่างกันออกไป ซึ่งกระบวนการทางฟิสิกโคเคมิคัลสามารถลดสีในน้ำได้เป็นอย่างดี แต่เสียค่าใช้จ่ายในการลงทุนและการดำเนินงานสูง ในปัจจุบันจึงหันมาศึกษาการบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพมากขึ้น ซึ่งเป็นวิธีที่เสียค่าใช้จ่ายต่ำที่สุดและมีความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียสีสูง

2.5.1 กระบวนการบำบัดทางฟิสิกโคเคมิคัล

2.5.1.1 <u>กระบวนการโคแอกกูเลชัน</u>

เป็นกระบวนการที่ทำให้เกิดการกำจัดสีโดยใช้สารเคมี เช่น ปูนขาว สารส้ม เฟอริกคลอไรด์ เติมลงในน้ำเสียสี เพื่อให้เกิดการรวมตัวของอนุภาคจนเกิดเป็นฟล็อก แล้วตามด้วยการตกตะกอนฟล็อกที่เกิดขึ้น ซึ่งสีจะถูกจับรวมอยู่ในฟล็อกด้วย จึงทำให้เกิดการลดสีได้ แต่วิธีนี้จะต้องใช้สารเคมีปริมาณมากในการกำจัดสี สลัดจ์ที่เกิดขึ้นก็มีปริมาณมากด้วย ซึ่งจะต้องเสียค่าใช้จ่ายในการกำจัดสลัดจ์ส่วนนี้ต่อไป และที่สำคัญคือ วิธีนี้ใช้ได้ดีกับสีที่ไม่ละลายน้ำ ดังนั้นจึงไม่เหมาะที่จะใช้บำบัดสีที่ละลายน้ำได้ดีอย่างเช่นสีรีแอกทีฟ

2.5.1.2 <u>กระบวนการดูดติดผิว</u>

เป็นกระบวนการที่ใช้ถ่านกัมมันต์(activated carbon) ซึ่งมีพื้นที่ผิวระหว่าง 500 - 1400 ม.^{2}/ก. (Reife and Freeman, 1996) จับอนุภาคของสีไว้ภายใน โดยจะมีประสิทธิภาพการกำจัดสีสูงสำหรับสีที่ละลายน้ำได้น้อย ซึ่งได้แก่ สีดิสเพอร์ส สีแวท และพิกเมนต์

2.5.1.3 <u>การใช้เมมเบรน</u>

เป็นการกำจัดสีที่ใช้เทคโนโลยีสมัยใหม่ ได้แก่ Reverse Osmosis(RO), Ultrafiltration(UF) และEletrodialysis(ED) ซึ่งเป็นวิธีที่มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดสี ส่วนมากจะใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงฟอกย้อมที่มีความเข้มข้นของสีสูง และน้ำที่ได้จากการบำบัดด้วยกระบวนการนี้สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ แต่ยังไม่เป็นที่นิยมก็เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการติดตั้งและบำรุงรักษาอุปกรณ์สูงมาก

2.5.1.4 <u>กระบวนรีดักชัน</u>

เป็นการเติมสารเคมีเพื่อทำปฏิกิริยากับสี โดยในปฏิกิริยาจะใช้สีเป็นตัวรับอิเล็กทรอน ทำให้โครงสร้างสีแตก จึงเกิดการลดสี ซึ่งสารเคมีที่ใช้โดยทั่วไป เช่น Formamidine Sulfinic acid (FAS), sodium formaldehydesulfoxylate, tin(II) chloride ฯลฯ (Reife and Freeman, 1996)

2.5.1.5 <u>กระบวนการออกซิเดชัน</u>

เป็นกระบวนการที่มีประสิทธิภาพการกำจัดสีสูง โดยให้สีทำปฏิกิริยากับสารออกซิไดซ์อย่างแรงเพื่อลดสี ซึ่งสารเคมีที่ใช้ในปัจจุบันได้แก่ คลอรีน โอโซน รวมทั้งการใช้สารเคมีเฟนตัน และในการใช้สารเคมีเหล่านี้ในการบำบัดน้ำเสียสีต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงทั้งในด้านสารเคมีและเครื่องมืออุปกรณ์ต่างๆ นอกจากนี้ในบำรุงรักษาต้องกระทำโดยความระมัดระวังเนื่องจากสารเหล่านี้มีความเป็นพิษ และในการใช้คลอรีนยังทำให้เกิดสารประกอบไทรฮาโลมีเทน(THM) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งขึ้นได้

2.5.2 กระบวนการบำบัดทางชีวภาพ

ในปัจจุบันการบำบัดน้ำเสียสีด้วยกระบวนการชีวภาพเป็นที่รู้ว่า การใช้กระบวนการแอโรบิก ไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสี ซึ่งมีสีที่ละลายน้ำได้ดี เช่น สีรีแอกทีฟ โดยจากการศึกษาของ Pegga and Brown (1996) อ้างถึงโดย Tuntoolavest (1997) ในการบำบัดสีย้อม 87 ชนิด พบว่า กระบวนการแอโรบิกไม่สามารถลดสีเหล่านี้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ และการกำจัดสีด้วยกระบวนการแอโรบิกนี้จะเกี่ยวข้องกับกลไกการดูดติดผิวเป็นหลัก(Michal et.al., 1978) แต่ทั้งนี้กลับพบว่า กระบวนการไร้อากาศเป็นที่ยอมรับว่าสามารถลดสีประเภทอาโซได้ แต่กลไกการกำจัดสีอาโซภายใต้กระบวนการไร้อากาศยังไม่เข้าใจแน่ชัด แต่เป็นที่เข้าใจว่าเกิดจากการแตกพันธะอาโซ โดยปฏิกิริยารีดักชันและเกี่ยวข้องกับเอนไซม์ที่เรียกว่า azoreductase Chung et.al.(1992) อ้างถึงโดย Tuntoolavest (1997) ได้รวมรวมผลการศึกษากับแบกทีเรียหลายชนิดซึ่งเป็นแบกทีเรียในลำไส้ที่สามารถลดสีอาโซได้ โดยมักพบเอนไซม์ azoreductase นี้ แสดงดังตารางที่ 2.11 นอกจากนี้ Banat et.al. (1996) ได้รวบรวมรายชื่อของแบกทีเรียในงานวิจัยต่างๆที่สามารถลดสีได้ ซึ่งก็มักพบเอนไซม์ azoreductase เช่นเดียวกับแบกทีเรียในลำไส้ ดังตารางที่ 2.12 แต่เอนไซม์นี้ไม่สามารถทนต่อออกซิเจนได้ และต้องการสารประกอบฟลาวิน เช่น โคเอนไซม์ FAD เพื่อช่วยในการทำงานของเอนไซม์ โดย FAD จะรับอิเล็กทรอนจาก NADH แล้วเปลี่ยนเป็น $FADH_2$ ต่อจากนั้น $FADH_2$ จะถ่ายอิเล็กทรอนต่อให้พันธะอาโซของสีย้อม ทำให้พันธะอาโซแตกและเกิดการลดสีตามมานั่นเอง โดยกลไกการถ่ายเทอิเล็กทรอนเป็นดังรูปที่ 2.18 อย่างไรก็ตามภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกนี้ สีย้อมจะถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นสารอโรมาติกอามีนซึ่งเป็นสารอินเทอร์มีเดียทและเป็นสารก่อมะเร็ง แต่สารพิษนี้สามารถถูกออกซิไดซ์ได้ในสภาวะแอโรบิก(Brown and Hamburger, 1987 ; Zoayan et.al., 1992) ดังนั้นการใช้กระบวนการแอนแอโรบิกอย่างเดียวไม่สามารถใช้เป็นขั้นตอนสุดท้ายในการกำจัดสี แต่ต้องใช้กระบวนการแอโรบิกร่วมด้วย เพื่อให้เกิดการย่อยสีที่สมบูรณ์

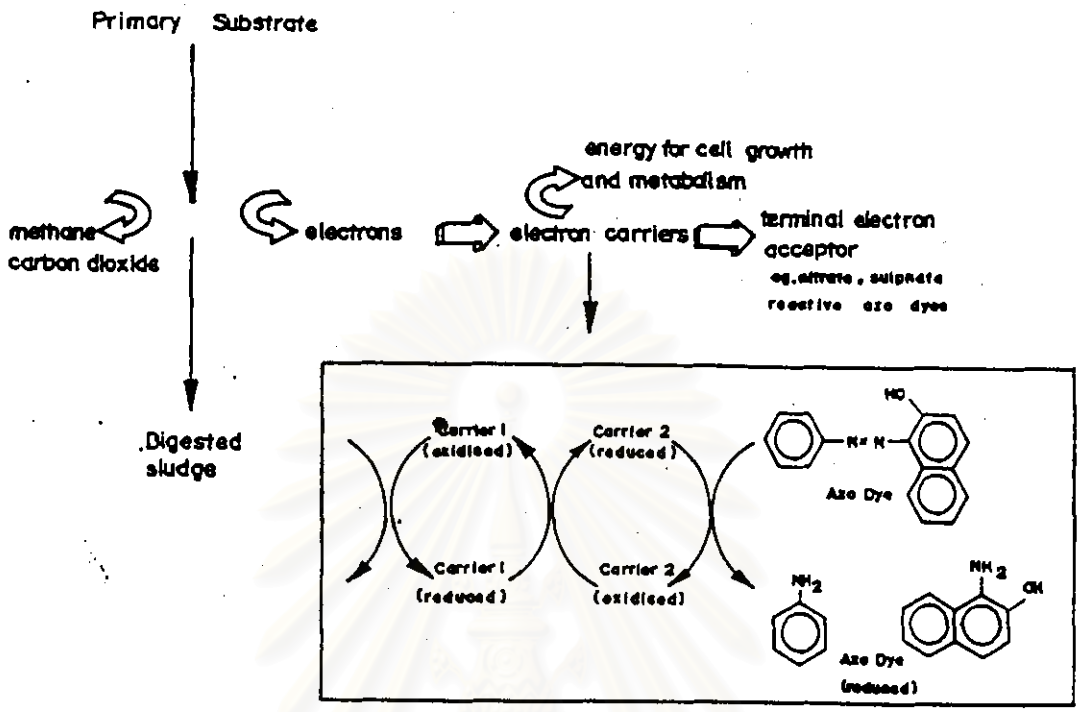
ตารางที่ 2.11 แบกทีเรียในลำไส้ที่พบเอนไซม์ azoreductase(รวบรวมโดย Chung et al., 1992 อ้างถึงโดย Tuntoolavest, 1997)

Acidaminococcus fermentans
Aerobacter aerogenes (Enterobacter aerogenes)
Bacillus sp.
Bacteroides sp.
Bacteroides fragilis
G. thetaiotaomicron
Bifidobacterium adolescentis
B. infantis
Butyrivibrio sp.
Citrobacter sp.
Clostridium nexile
C. clostridiiforme
C. parrputrificum
C. ramosum
C. sporogenes
Coprococcus catus
Enterococcus faecalis
Escherichia coli
Eubacterium aerofaciens
E. biforme
E. hadrum
Fusobacterium sp.
Fusobacterium prausnitzii
Klebsiella aerogenes
Lactobacillus sp.
Lactobacillus catenaforme
Peptococcus prevotii
Peptostreptococcus productus
Pneumococcus sp.
Proteus sp.
Proteus vulgaris
Pseudomonas sp.
Pseudomonas aeruginosa
P. pyrocyanea
Ruminococcus bromii
Salmonella paratyphi
S. typhimurium
Shigella dysenteriae (Type 1)
Staphylococcus aureus
Streptococcus faecalis
S. faecalis var liquefaciens (Enterococcus faecalis)
S. faecium (Enterococcus faecium)
S. haemolyticus
Veillonella parvula

ตารางที่ 2.12 รายชื่อแบคทีเรียในงานวิจัยต่างๆที่สามารถลดสีได้(Banat et al., 1996)

Culture	Dye and concentration	Percent removal/time	Mechanism	Reference
Aeromonas hydrophila var 24B	various azo dyes (0.2 mmol/l)	40–100% (24 h)	azoreductase (cell free extract)	Yatome *et al.* (1987)
Aeromonas hydrophila var 24B	various azo dyes (10–100 mg/l)	50–90% (24 h)	azoreductase (cell free extract)	Idaka & Ogawa (1978)
Bacillus subtilis IFO 13719	2-carboxy 4' dimethyleamino benzene (0.045 mmole)	100% (20 min)	azoreductase (in growing cells)	Yatome *et al.* (1991)
Bacillus subtilis IFO 3002	p-aminoazobenzene (30 mg/l)	80–90% (30 h)	azoreductase	Horitsu *et al.* (1977)
Klebsiella pneumoniae RS-13	Methyl Red (MR) (100 mg/l)	100% (24 h)	azoreductase	Wong & Yuen (1996)
Pseudomonas cepacia 13NA	C.I. Acid Orange 12 (10 mg/l)	65% (8 h)	azoreductase	Ogawa *et al.* (1986)
	C.I. Acid Orange 20 (10 mg/l)	87% (8 h)	azoreductase	
	C.I. Acid Red 88 (37 mg/l)	94% (8 h)	azoreductasee	
Pseudomonas cepacia 13NA	Orange I (0.045 mmole)	= 90% (10 h)	azoreductase (cell free extract and growing cells)	Yatome *et al.* (1991)
Pseudomonas cepacia 13NA (immobilized system)	p-aminoazobenzene (10 mg/l)	60–80% (10 h RT)	azoreductase	Ogawa & Yatome (1990)
Pseudomonas luteola	Red G (100 mg/l)	37.4% (2 days)	azoreductase	Hu (1994)
	RBB (100 mg/l)	93.2% (2 days)	azoreductase	
	RP_2B (100 mg/l),	92.4% (2 days)		azoreductase
	V_2RP (100 mg/l),	88.0% (2 days)		azoreductase
Pseudomonas stutzeri	various azo dyes (0.1 mmol/l)	90% (8–20 min)	azoreductase (cellular extract)	Yatome *et al.* (1990)
Pseudomonas stutzeri IAM 12097	Orange I (0.045 mmole)	= 80% (20 h)	azoreductase (cell free extract)	Yatome *et al.* (1991)
	Orange II (0.045 mmole)	= 80% (20 h)	azoreductase (cell free extract)	
Streptomycetes BW130	Azo-reactive Red 147 (150 mg/l)	29.0% (14 days)	adsorption	Zhou & Zimmermann (1993)
	Azo-copper Red 171 (180 mg/l)	73.0% (14 days)	adsorption	
	Anthraquinone Blue 114 (280 mg/l)	27.0% (14 days)	adsorption	
	Formazan Blue 209 (80 mg/l)	70.0% (14 days)	adsorption	
	Phthalocyanine Blue 116 (200 mg/l)	39.0% (14 days)	adsorption	
Mixed bacterial culture	Mordant Yellow (unknown)	50% (5 days)	azoreductase	Haug *et al.* (1991)

RT = Retention time.



รูปที่ 2.18 กลไกการรับอิเล็กทรอนของสีย้อมอาโซภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก (Carliell et.al., 1996)

2.5.3 การศึกษาที่ผ่านมา

Brown and Laboureur (1983) ได้ทำการศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการย่อยสลายสีทางชีวภาพขั้นต้นของน้ำเสียจากการฟอกย้อมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก ทำการทดลองกับสีย้อม 22 ชนิด โดยใช้แบคทีเรียจากโรงบำบัดน้ำเสียที่บำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นหลัก แล้วทำการทดลองในขวดแก้วที่ปิดสนิท มีวาล์วสำหรับระบายก๊าซที่เกิดขึ้น ประกอบเข้ากับเครื่องกวนด้วยแม่เหล็ก และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 2 องศาเซลเซียส โดยสีย้อมที่นำมาใช้ในการทดลองแบ่งตามลักษณะการใช้งานได้แก่สีย้อมชนิด แอซิด, เบสิก, มอร์แดนท์, ไดเรกท์ และรีแอกทีฟ ที่มีโครงสร้างแตกต่างกันดังนี้ Monoazo, Disazo, Polyazo, Anthraquinone, Triphenylmethane, Stilbene, Oxazine, Phtalocyanine, Nitro และ Methine

ผลการย่อยสลายทางชีวภาพของสีย้อม Monoazo 4 ชนิด และ Disazo 6 ชนิด ปรากฏว่าสามารถย่อยสลายได้ดี แต่ในงานวิจัยของ Wuhrmann (1980) และ Walker (1970) ที่แสดงถึงการที่

สีย้อมอาโซทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กทรอน และเกิดการแตกพันธะอาโซในกระบวนการแอนแอโรบิก มีคาดเป็นไปได้ที่จะเกิดสารที่เป็นพิษขึ้น

ส่วนการลดสี Polyazo, Anthraquinone และอื่นๆนั้นสามารถลดได้พอสมควร แต่ก็มีประสิทธิภาพต่ำกว่าการลดสี Monoazo และ Disazo หรือกล่าวได้ว่าสีย้อม Polyazo ถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากกว่า จากผลการทดลองทั้งหมดจึงพอจะสรุปได้ว่าการสลายสีย้อมในสภาวะไร้อากาศมีความเป็นไปได้สูง

Brown and Hamburger (1987) ได้ทำการศึกษาต่อเนื่องจากงานวิจัยของ Brown และ Laboureur ในปี 1983 โดยทำการศึกษาใน 3 ประเด็นด้วยกันคือ

1) การแตกพันธะของสีย้อมในสภาวะแอนแอโรบิก โดยทำการทดลองในสภาพเดียวกับที่ทำในปี 1983 ใช้สีย้อมความเข้มข้น 100 มก./ล. ทั้งหมด 16 ชนิด เป็นสีย้อมชนิดแอซิด 8 ชนิด, ไดเรกท์ 5 ชนิด, เบสิก 1 ชนิด และมอร์แดนท์ 2 ชนิด โดยแบ่งเป็นโครงสร้างอาโซ 14 ชนิด, anthraquinone 1 ชนิด, phenoxazine 1 ชนิด โดยใช้เวลาในการย่อยสลายมากที่สุดคือ 56 วัน จากนั้นนำของเหลวส่วนที่ได้จากการย่อยสลายมาวิเคราะห์หาชนิดและปริมาณของสารอโรมาติกอามีนที่คาดว่าจะเกิดขึ้น ผลการทดลองพบว่าสีย้อมหลายตัวได้สารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกตามที่คาดการณ์ไว้ ซึ่งพอจะสรุปได้ว่าการย่อยสลายสีในสภาวะแอนแอโรบิกเกิดสารอโรมาติกอามีนขึ้นจริงๆ ซึ่งสารอามีนนี้เป็นโครงสร้างพื้นฐานของสีนั้นๆ

2) การสลายสารอามีนที่เกิดขึ้นโดยกระบวนการแอโรบิก ทดสอบโดยนำของเหลวที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกในข้อ 1 มาเข้าระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ แล้ววัดค่าดีโอซี และในสีย้อมบางตัวก็จะทำการวิเคราะห์ปริมาณของอโรมาติกอามีนที่ลดลงด้วย ซึ่งปรากฏว่าสีย้อมที่ทำการทดลองทั้ง 9 ชนิดมีค่าดีโอซีลดลง และผลการวิเคราะห์ปริมาณของอโรมาติกอามีนก็ลดลงด้วย

3) การทดลองทำการสลายสารอโรมาติกอามีนเปรียบเทียบระหว่างกระบวนการแอนแอโรบิกกับกระบวนการแอโรบิก โดยใช้สารอโรมาติกอามีนที่คาดว่าน่าจะเกิดในกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกของสีย้อมอาโซมา 8 ชนิด โดยทำการวัดค่าดีโอซีและสีบางชนิดก็จะทำการวัดปริมาณของสารอโรมาติกอามีนที่ลดลงด้วย ผลปรากฏว่าการใช้กระบวนการแอโรบิกให้ผล

การสลายสารอโรมาติกอามีนได้ดีกว่ากระบวนการแอนแอโรบิก แต่จะมีสารอโรมาติกอามีนชนิด sulfonate บางตัว ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในกระบวนการแอโรบิก

Rahman (1991) ได้ทำการศึกษาเลี้ยงเชื้อแบกทีเรียและทำการปรับชินสภาพเชื้อให้สามารถย่อยสลายสีย้อมที่ปนเปื้อนในน้ำเสียได้ โดยเน้นไปที่ปัจจัยต่างๆที่จะมีอิทธิพลต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพนี้ ซึ่ง Rahman ได้สนใจความเกี่ยวข้องและผลกระทบซึ่งกันและกันระหว่างปัจจัยหลายๆตัว ทั้งนี้เพราะการศึกษาที่ผ่านๆมา มักจะศึกษาแต่ปัจจัยที่มีอิทธิพลทีละตัว อีกทั้งในกระบวนการชีวภาพโดยแท้จริงนั้น การส่งผลกระทบระหว่างกันและกันของปัจจัยหลายๆตัวจะมีความสำคัญมากกว่า ดังนั้นวิธีการ factor analysis จึงมีการใช้กันมากขึ้นเพื่อระบุอิทธิพลระหว่างปัจจัยหลายๆตัว โดย Rahman ได้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสี Red B 600 มก./ล. สารเคมีต่างๆ รวมทั้งน้ำตาลกลูโคส เนื่องจากน้ำเสียโรงฟอกย้อมที่มีการลอกแป้งนั้นจะมีแป้งเป็นสารคาร์บอนหลักซึ่งสามารถหมักให้เปลี่ยนเป็นกลูโคสได้ แล้วทำการทดลองโดยแปรเปลี่ยนปัจจัยต่างๆ รวมเป็น 62 ชุดการทดลอง ปัจจัยที่ทำการศึกษามี 6 ปัจจัย คือ อุณหภูมิ พีเอช ความเข้มข้นของสี ความเข้มข้นของกลูโคส อัตราการเติมอากาศ ความเข้มข้นของมวลชีวภาพเริ่มต้น ผลการทดลองชี้ให้เห็นว่า ความเข้มข้นของกลูโคส ความเข้มข้นของสี และอุณหภูมิ เป็นปัจจัยที่มีอิทธิพลมากที่สุด โดยกลูโคสมีอิทธิพลในด้านสนับสนุนการเจริญเติบโตเพราะเป็นสารให้อิเล็กทรอนสำหรับการรีดักชันสีย้อม ส่วนสีย้อมซึ่งความเข้มข้นที่เลือกใช้จะใกล้เคียงกับที่พบทั่วไปในน้ำเสียจากการฟอกย้อมก็ดูจะมีอิทธิพลทางด้านสนับสนุนมากกว่าการยับยั้งการเจริญเติบโต ทั้งนี้น่าจะเป็นเพราะการปรับชินสภาพให้กับแบกทีเรียก่อน และบทบาทของมันที่เป็นสารรับอิเล็กทรอน ส่วนอุณหภูมิที่มากกว่า 40°C จะหน่วงการเจริญเติบโตให้ช้าลง ดังนั้นการเปลี่ยนแปลงปัจจัยทั้ง 3 ตัว จะส่งผลกระทบอย่างมีนัยสำคัญต่ออัตราการเจริญเติบโตของแบกทีเรีย

Zaoyan et.al. (1992) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อมโดยใช้ระบบจานหมุนชีวภาพ (RBC) ร่วมกับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ โดยระบบจานหมุนที่ใช้ประกอบด้วยจานหมุน 3 ชุดต่ออนุกรมกันและเป็นระบบไร้อากาศ โดยจานหมุนจะจมอยู่ได้ระดับน้ำทั้งหมด และมีชุดจานหมุนแบบแอโรบิกอีก 3 ชุดต่ออนุกรมกันเช่นเดียวกัน และตามด้วยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า การบำบัดน้ำเสียมีสีด้วยขั้นตอนไร้อากาศเพียงอย่างเดียว ไม่สามารถลดสีได้ดีเท่ากับการใช้กระบวนการไร้อากาศร่วมกับขั้นตอนเติมอากาศ โดยในขั้นตอนไร้อากาศสามารถลดสีในน้ำเสียลงได้ และยังสามารถย่อยสารที่ย่อยสลายได้ยากให้กลายเป็นสารที่ย่อยง่ายขึ้นและสามารถถูกออกซิไดซ์ได้สมบูรณ์ด้วยขั้นตอนเติมอากาศต่อไป

Randall et.al. (1993) ทดสอบโดยการทำโรงงานนำร่องที่ POTW (Public Owned Treatment Works) ในเมือง Martinsville มลรัฐเวอร์จิเนีย เพื่อศึกษาถึงศักยภาพของการบำบัดด้วยระบบแอนแอโรบิก/ออกซิก (A/O) สำหรับบำบัดน้ำเสียจากโรงย้อมผ้า น้ำเสียที่นำมาเข้าระบบแบ่งเป็น 2 ส่วนคือ น้ำทิ้งจากโรงย้อมผ้าประมาณ 75% ส่วนที่สองประมาณ 25% เป็นน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม โดยกำหนดมาตรฐานไว้ว่าจะต้องบำบัดน้ำเสียเหล่านี้ให้น้ำทิ้งมีค่าสีในหน่วยเอดีเอ็มไอไม่เกิน 200 หน่วย (ADMI; American Dye Manufacturers Institute units) และทดสอบความเป็นพิษโดยวิธี LC50 โดยทำการทดสอบกับปลาน้ำจืด ชนิดหนึ่งคือ Ceriodaphnia dubia และแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ชุด คือแบบเติมรีดิวซิงจ์เอเจนต์(เติม thiourea dioxide) กับแบบไม่เติม

(เติม) Anaerobic → reducing agent → Aerobic

(ไม่เติม) Anaerobic → Aerobic

ในส่วนของช่วงเวลาแอนแอโรบิกแบ่งการทดลองออกเป็นอีก 2 ชุด คือ 12 ชั่วโมง และ 6 ชั่วโมง ส่วนแอโรบิกใช้เวลากักเท่ากับ 30 วัน นอกจากนี้ยังมีการบำบัดน้ำที่ออกจากถังเติมอากาศด้วยโพลีเมอร์ (Magnifloc 577-C) และมีการเติมคลอรีน เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสีของน้ำทิ้ง

ผลการทดลองปรากฏว่า การบำบัดน้ำเสียสีโดยระบบที่ใช้แอนแอโรบิก 12 ชั่วโมง สามารถลดสีลงได้ประมาณ 60% และเมื่อทำการบำบัดต่อด้วยระบบเติมอากาศเกิดการลดสีลงเพียงเล็กน้อย สิ่งที่สังเกตเห็นอีกอย่างหนึ่งคือไม่ว่าน้ำเสียที่เข้าจะมีปริมาณสีสูงหรือต่ำก็ตามค่าสีที่ออกจากถังแอนแอโรบิกมักจะมีค่าค่อนข้างคงที่ ส่วนระบบที่ใช้แอนแอโรบิก 6 ชั่วโมง การลดลงของสีไม่ค่อยดีนักประมาณ 15-20% (ประสิทธิภาพต่ำกว่าที่แอนแอโรบิก 12 ชม.) การบำบัดแบบแอนแอโรบิกมีการลดลงของค่าทีโอซีน้อย(คือสีที่กำจัดในระบบแอนแอโรบิกคงจะไม่ได้กลายเป็น CO_2+H_2O แต่อาจจะเกิดการแตกพันธะเปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปของสารประกอบทางเคมีตัวอื่น) การลดลงของค่าทีโอซีจะเกิดขึ้นมากในช่วงที่เติมอากาศ ผลที่ออกมาจากการเติมรีดิวซิงจ์เอเจนต์มีแนวโน้มที่จะช่วยลดความเป็นพิษของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบได้และยังช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสีได้บ้าง นอกจากนี้ยังสรุปได้ว่า การบำบัดแบบแอนแอโรบิกจะต้องใช้ควบคู่ไปกับระบบเติมอากาศเพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งลง และอาจใช้วิธีการตกตะกอนและการเติมคลอรีนเพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพ ในการลดสีให้ดีขึ้นได้

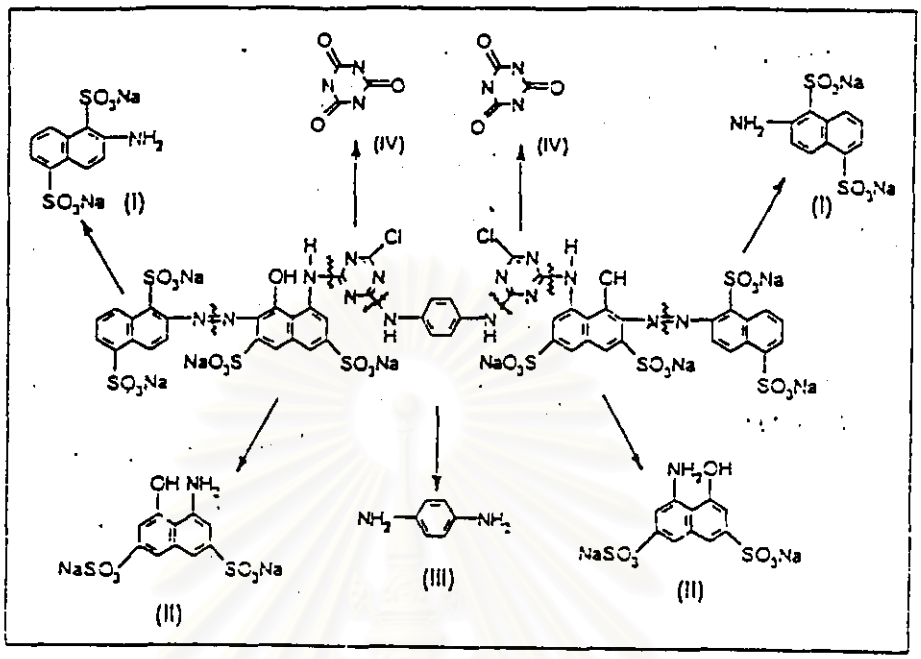
Ganesh, Boardman and Michelsen (1994) ได้ทำการศึกษาพฤติกรรมของสีย้อมอาโซในสถัดจ์ โดยใช้สีย้อมRemazol Black B และน้ำล้างสีย้อม Navy 106(สีที่ผสมด้วยสีรีแอกทีฟชนิดอาโซ 3 ชนิด) มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของหมู่ vinylsulfone และหมู่ hydroxyl ที่มีต่อการกำจัดสี Remazol Black B ในระบบแอโรบิก, บทบาทของความเข้มข้นของมวลชีวภาพที่มีต่อการกำจัดสี Navy 106 ในระบบแอโรบิก และเปรียบเทียบการกำจัดสีภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอนแอโรบิก ผลการทดลองพบว่า ในสภาวะแอโรบิก หมู่ vinylsulfone ของสีย้อม Remazol Black B สามารถทำให้สีถูกกำจัดได้ดีกว่าหมู่ hydroxyl เนื่องจากหมู่ vinylsulfone ทำให้สีย้อมอยู่ในสภาวะรวมตัวกับน้ำได้ไม่ดี(hydrophobic) จึงทำให้สีย้อมถูกกำจัดได้โดยกลไกการดูดติดบนฟล็อกเป็นหลัก ส่วนหมู่ hydroxyl ทำให้สีย้อมอยู่ในภาวะรวมตัวกับน้ำได้ดี(hydrophilic) การดูดติดจึงไม่ดี ทำให้การกำจัดสีไม่ดีตามไปด้วย และพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสี Navy 106 นั้นสูงขึ้นเมื่อความเข้มข้นของมวลชีวภาพเพิ่มขึ้น แต่จะเกิดการยับยั้งการกำจัดสี Navy 106 ในสภาวะแอโรบิกเมื่ออัตราส่วนสีต่อมวลชีวภาพสูง ส่วนในการทดลองกำจัดสีในสภาวะแอนแอโรบิกนั้นเห็นได้ว่า สี hydrolyzed Remazol Black B และน้ำล้างสีย้อม Navy 106 จะเปลี่ยนจากสีม่วงไปเป็นสีเขียวอมเหลืองเมื่อน้ำเสียสีผ่านระบบ ซึ่งแสดงถึงการกำจัดสีโดยกลไกการย่อยสลายทางชีวภาพของสารประกอบอาโซที่ละลายน้ำได้ดี

Carliell et.al. (1994) ได้ทำการทดลองกำจัดสีรีแอกทีฟ ซึ่งเป็นสีที่ละลายน้ำได้ดี โดยใช้กระบวนการแอนแอโรบิกที่มีการเติมคาร์บอนเสริมแทนกระบวนการแอโรบิกที่ไม่สามารถกำจัดสีรีแอกทีฟได้ ผลการทดลองพบว่า ร้อยละ 80 ของจำนวนสีที่ทำการทดลองสามารถกำจัดสีได้ในช่วงร้อยละ 70-97 ดังตารางที่ 2.13 ยกเว้นสี C.I. Reactive Yellow 95 ที่ไม่สามารถลดสีได้เลย เนื่องจากเชื่อว่ามีองค์ประกอบของสารพิษในสีนี้ นอกจากนี้ยังเห็นได้ชัดว่า สีย้อมโครงสร้างอื่นๆ เช่น anthraquinone และ phthalocyanine การลดของสีไม่ได้ขึ้นกับการแตกโครโมฟอร์เหมือนโครงสร้างอาโซ ซึ่งน่าจะเป็นเพราะสีเหล่านี้มีความคงตัวสูงและเกิดการรีดักชันได้ยาก และจากการวิเคราะห์โดยเครื่อง column chromatography เพื่อดูผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสี C.I. Reactive Red 141 พบว่ามีการแตกพันธะสีเป็น 4 ชนิด ดังรูปที่ 2.19 โดย 3 ชนิดสามารถวิเคราะห์พบโดยอุปกรณ์ NMR คือ (1) 2-aminonapthalene-1,5-disulphonic acid (2) 1,7-diamino-8-napthol-3,6-disulphonic acid และ (3) p-diamino-benzene ส่วนสารตัวที่ 4 นั้น ไม่สามารถวิเคราะห์ได้ด้วยอุปกรณ์ NMR เพราะไม่มีไฮโดรเจนอะตอมในโมเลกุล แต่คาดได้ว่าเป็น cyanuric acid จากผลการทดลองสรุปได้ว่า การลดสีในสภาวะไร้อากาศเกิดจากการแตกพันธะอาโซในโมเลกุลของสี

ย้อมให้เป็นสารอโรมาติกอามีน ตามด้วยการแตกตัวเชื่อมระหว่างกลุ่มโครโมฟอร์กับกลุ่มรีแอกทีฟ และระหว่างกลุ่มรีแอกทีฟด้วยกันเองออกมา

ตารางที่ 2.13 ผลการกำจัดสีรีแอกทีฟด้วยระบบไร้อากาศ(Carliell et.al., 1994)

	Chemical classification	Percentage decolorisation	Reaction time (h) required to attain maximum decolorisation
Reactive dye powders			
C.I. Reactive Yellow 16	azo	80 to 90	6.5
C.I. Reactive Red 198a	azo	85 to 90	2
C.I. Reactive Red 141	azo	85 to 90	4.5
C.I. Reactive Blue 38	phthalocyanine	40	4.5
C.I. Reactive Blue 21	phthalocyanine	85 to 90	4.5
C.I. Reactive Blue 220	azo	90 to 95	1
C.I. Reactive Black 5	azo	80 to 85	4.5
Reactive dye solutions			
C.I. Reactive Yellow 95	Azo	0	-
C.I. Reactive Orange 12	Azo	90 to 95	23
C.I. Reactive Red 218	Azo	90 to 95	32
C.I. Reactive Red 24	Azo	90 to 97	32
C.I. Reactive Orange 13	Azo	85 to 90	50
C.I. Reactive Brown 11	Azo	90	23
* Blue PB	Metal complex	98	2
C.I. Reactive Blue 49	Anthraquinone	7 to 10	2
C.I. Reactive Black 39	Azo	70 to 75	5.5
* Black SG	Metal complex	75 to 80	7.5
C.I. Reactive Blue 72	Phthalocyanine	25 to 30	50
* No C.I. number available			



รูปที่ 2.19 การแตกโครงสร้างของสี C.I. Reactive Red 141

Carliell et.al. (1995) ได้ทำการศึกษาถึงปัจจัยต่างๆที่เกี่ยวข้องในการกำจัดสีโดยกระบวนการแอนแอโรบิก ดังนี้

1) ทดลองเพื่อหาลำดับไคเนติกของการกำจัดสี C.I.Reactive Red 141 ในแต่ละความเข้มข้นของสีที่ 100, 150 และ 200 มก./ล. เมื่อนำผลที่ได้มาพล็อตกราฟระหว่างค่า ln(Ct/Co) (เมื่อ Co คือความเข้มข้นของสีเมื่อเวลาเริ่มต้น, Ct คือความเข้มข้นของสีที่มีเวลาใดๆ) กับเวลา(ชม.) ได้กราฟเป็นเส้นตรง ซึ่งสรุปได้ว่าการลดลงของสีกับเวลาเป็นความสัมพันธ์ลำดับที่หนึ่ง

2) การลดลงของสี C.I.Reactive Red 141 ที่ความเข้มข้น 100 มก./ล. เมื่อมีสีเป็นแหล่งคาร์บอนเพียงแหล่งเดียว อัตราการลดลงของสีต่ำกว่าเมื่อมีกลูโคสความเข้มข้น 1000 มก./ล. เป็นแหล่งคาร์บอนสริมอย่างมาก

3) เมื่อมีไนเทรตความเข้มข้น 1 mM., 5 mM. และ 10 mM. ในขวดทดลองที่มีสี C.I.Reactive Red 141 เข้มข้น 100 มก./ล. จะทำให้เวลาเริ่มต้นของการลดสีในกระบวนการแอนแอโรบิกเพิ่มขึ้น คือสภาวะที่ไม่มีไนเทรตจะเกิดการลดสีในชั่วโมงที่หนึ่ง เมื่อปริมาณไนเทรตเพิ่มขึ้นเวลาเริ่มต้นที่จะเกิดการลดสีคือชั่วโมงที่ 4, 10 และ 23 ตามลำดับ และในการทดลองที่คล้ายกัน

เพียงแค่เปลี่ยนจากการใช้ไนเทรตเป็นซัลเฟต ปรากฏว่าไม่เห็นผลที่แตกต่างกันอย่างเป็นนัยสำคัญ ซึ่งจากการทดลองนี้สามารถเรียงลำดับสารที่เป็นตัวรับอิเล็กทรอนได้ดังนี้ ไนเทรต > C.I.Reactive Red 141 > ซัลเฟต

4) ค่าโอออาร์พีที่ทำการวัดระหว่างกระบวนการแอนแอโรบิก เปรียบเทียบระหว่างขวดที่มีสีอย่างเดียว ขวดที่มีการเติมไนเทรต และขวดที่มีการเติมซัลเฟต โดยขวดที่มีสีอย่างเดียวกับขวดที่เติมซัลเฟตมีลักษณะกราฟของค่าโอออาร์พีที่ได้ไม่แตกต่างกันเท่าใดนัก แต่ขวดที่มีการเติมไนเทรตค่าโอออาร์พีจะปรับระดับสูงขึ้นไปที่ประมาณ -225 มิลลิโวลท์ ช่วงนี้แทบจะไม่มีการลดลงของสีเลย หลังจากนั้นค่าโอออาร์พีจะลดลงอย่างรวดเร็วพร้อมๆกับการลดลงของสีอย่างรวดเร็วด้วยเช่นกัน ซึ่งเป็นไปได้ว่ากระบวนการกำจัดสีที่เกิดขึ้น จะเกิดในช่วงค่าโอออาร์พีหนึ่งๆเท่านั้น และเมื่อค่าโอออาร์พีอยู่นอกช่วงนี้ก็อาจบอกได้ว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยากำลังถูกรบกวน

5) เมื่อทำการวิเคราห์ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการสลายของสี C.I.Reactive Red 141 โดยกระบวนการแอนแอโรบิก โดยใช้ column chromatography ร่วมกับการวิเคราะห์โดยใช้ NMR (Nuclear Magnetic Resonance spectroscopy) พบว่าโครงสร้างของสีถูกทำลายได้ไม่หมด เป็นเพียงการสลายพันธะใดพันธะหนึ่งให้โครงสร้างโมเลกุลที่ใหญ่แตกออกเป็นส่วนๆเท่านั้น

6) จุลชีพที่เลี้ยงให้เคยชินกับน้ำเสียสีสามารถรับสภาพน้ำเสียสีที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 100 มก./ล. ได้ดีกว่าจุลชีพที่ไม่ได้มีการปรับชินสภาพอย่างเห็นได้ชัด สำหรับน้ำเสียสีที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 50 มก./ล. ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่างจุลชีพทั้งสองชนิด

Knapp and Newby (1995) ได้ทำการศึกษาแบกทีเรียในเชื้อผสมในการลดสีจากโรงงานอุตสาหกรรมพบว่า มีแบกทีเรียในเชื้อผสมประมาณ 20 ชนิดที่สามารถลดสีได้ดีภายใน 15 วันของการบ่มเชื้อในสภาวะแอนแอโรบิก โดยสามารถลดสีอาโซได้อย่างน้อยร้อยละ 77 และลดสีได้ดีที่สุดถึงร้อยละ 85 และในการทดลองที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนที่ความเข้มข้นสูงๆ (2 %) ไม่ได้ช่วยให้การกำจัดสีดีขึ้นและอาจเกิดการยับยั้งการลดสีด้วยซ้ำ และในการทดลองที่ใช้สารอาหารที่มีโปรตีนสูง ได้แก่ Nutrient Broth และBrain Heart Infusion ทำให้เกิดการกำจัดสีได้ร้อยละ 77 และ 80 ตามลำดับ ภายในเวลา 3 วันของการบ่มเชื้อ จากการวิเคราะห์แยกสารด้วย Thin Layer Chromatograpy(TLC) พบว่าจุดที่แสดงตำแหน่งโครโมฟอร์ของสีหายไปและพบสารใหม่เกิดขึ้น

ในโครมาโตแกรม เมื่อน้ำเสียสีผ่านระบบแอนแอโรบิก โดยแบคทีเรียที่พบในเชื้อที่เพาะเลี้ยงมีจีนัส Bacillus และ Clostridium sp.

Nigam et.al. (1996) ได้ศึกษาผลของการกำจัดสีของโรงฟอกย้อมภายใต้สภาวะไร้อากาศ พบว่า การกำจัดน้ำเสียสีจะขึ้นกับแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดยในการทดลองจะใช้ยีสต์-เอ็กซทรกซ์ กลูโคส กลีเซอรอล แล็คโตส แป้ง และน้ำเสียจากโรงกลั่นเหล้า เป็นแหล่งคาร์บอน การใช้แหล่งคาร์บอนดังกล่าวสามารถกำจัดสี Remazol Black B ความเข้มข้นเริ่มต้น 500 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 26 องศาเซลเซียส ภายใน 24 ชม.ได้ร้อยละ 67, 82, 71, 71, 52 และ 39 ตามลำดับ(วัดที่ความยาวคลื่นแสง 600 นาโนเมตร) ในขณะที่ในระบบควบคุมมีแค่สีเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานเพียงแหล่งเดียวไม่เกิดการกำจัดสีภายใน 24 ชม.(หมายเหตุ : ที่ไม่เกิดการกำจัดสีเมื่อมีสีเป็นแหล่งคาร์บอนเพียงอย่างเดียวนี้ น่าจะเกิดจากระยะเวลากักน้ำน้อยเกินไป ทำให้ไม่เห็นความแตกต่างของสีที่ลดลง ซึ่งจากงานวิจัยของ Carliell et.al.(1995) พบว่าอัตราการลดสี Reactive Red 141 ที่ความเข้มสีเริ่มต้น 100 มก./ล. โดยไม่เติมแหล่งคาร์บอนเสริมมีค่า -0.012 ชม.$^{-1}$ มีค่าอัตราการลดสีช้ามากๆ เมื่อเทียบกับที่มีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริม(กลูโคส 1 ก./ล.) ซึ่งมีอัตราการลดสีเท่ากับ -0.441 ชม.$^{-1}$)

นอกจากนี้ยังได้ทำการบำบัดน้ำเสียสีจากโรงฟอกย้อมโดยใช้ยีสต์-เอ็กซทรกซ์ 5 ก./ล. เป็นแหล่งคาร์บอนพบว่า สามารถกำจัดสีได้ร้อยละ 76 ภายใน 3 วัน และร้อยละ 81 ภายใน 7 วัน (วัดที่ความยาวคลื่นแสงง 514 นาโนเมตร)

Oxspring et.al. (1996) ได้ทำการศึกษาต่อจากงานวิจัยของ Nigam (1996) โดยใช้ระบบถังกรองไร้อากาศแบบไหลขึ้น(upflow anaerobic filter) และใช้เชื้อจุลินทรีย์ที่มีพวก Alcaligenes faecalis และ Commamonas acidovorans เป็นจุลชีพหลัก แล้วเลี้ยงเชื้อให้ยึดติดกับตัวกลางที่เป็นกรวด(เส้นผ่าศูนย์กลาง 2 – 4 มม.) ถังกรองไร้อากาศนี้มีปริมาตร 0.125 ลิตร และมีอัตราการไหล 0.1 ลิตร/ชั่วโมง ทดลองกับสี Remazol Black B ถังกรองไร้อากาศในงานวิจัยนี้สามารถลดสีได้เกือบทั้งหมดภายในระยะเวลา 48 ชม. ซึ่งการลดสีในระบบนี้สามารถลดสีได้เร็วกว่าการลดสีในกลุ่มจุลชีพที่เลี้ยงในตัวกลางของหลว(Nigam et.al., 1996) งานวิจัยนี้แสดงให้เห็นว่าระบบถังกรองไร้อากาศสามารถเพิ่มความสามารถของกลุ่มจุลชีพในการลดสีได้

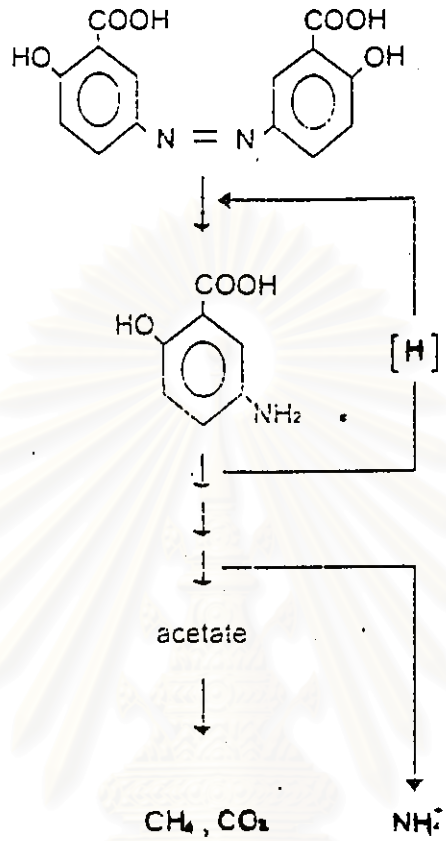
จินตนา แป้นสุวรรณ (2539) ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียสีจากโรงงานฟอกย้อม โดยกระบวนการเอสบีอาร์แบบธรรมดาและแบบแอนนอกซิก+แอนแอโรบิก/ออกซิก(เอทู/โอ-เอสบีอาร์) และศึกษาผลของการเติมและไม่เติมแหล่งคาร์บอนเสริม และผลของช่วงเวลาแอนนอกซิก+แอนแอโรบิกที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดสี จากการศึกษาสรุปได้ว่า

1)ประสิทธิภาพการกำจัดสีของระบบเอทู/โอ-เอสบีอาร์สูงกว่าระบบเอสบีอาร์แบบธรรมดา

2) ในระบบที่มีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริม ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสีดีขึ้น เนื่องจากเป็นการเพิ่มตัวให้อิเล็กทรอนในการรีดักชันสี(หมายเหตุ : สารคาร์บอนที่เติมลงไปน่าจะทำให้เกิด co-metabolism มากกว่า)

3) ระบบกำจัดสีที่มีช่วงเวลาแอนนอกซิก+แอนแอโรบิกที่นาน สามารถลดสีได้ดีกว่าระบบที่มีช่วงเวลาแอนนอกซิก+แอนแอโรบิกสั้นกว่า

Razo-Flores et.al. (1997) ทำการศึกษาการลดสีโดยใช้ระบบไร้อากาศแบบยูเอเอสบีขนาด 160 มล. ทำการทดลองกับสีอาโซ 2 ชนิด คือ Mordant Orange 1(MO1) และ Azodisalicylate(ADS) ผลการทดลองพบว่าระบบยูเอเอสบีนี้มีประสิทธิภาพในการลดสีทั้งสองชนิดสูง เมื่อมีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริมเพื่อเป็นcosubstrate ซึ่งมีทั้งการใช้กรดระเหยง่ายและกลูโคส และพบว่ากลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนที่ดีกว่ากรดระเหยง่าย เนื่องจากทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสีได้มากกว่า 2 เท่า โดยในการทดลองลดสีMO1 เห็นได้ว่ามีสาร 5-aminosalicylic acid (5-ASA) และ 1,4-phenylenediamine เกิดขึ้นเป็นสารอินเทอร์มีเดียทที่เกิดจากการสลายพันธะอาโซ และหลังจากที่ดำเนินการทดลองเป็นระยะเวลานาน ปรากฏว่าสาร5-ASAซึ่งเป็นสารอโรมาติกอามีนสามารถย่อยสลายจนสมบูรณ์ได้ต่อไป ส่วนสี ADS ซึ่งเป็นสีที่ใช้ในการผลิตยามีส่วนประกอบของสาร 5-ASA อยู่ 2 หน่วย/โมเลกุลสี สามารถสลายด้วยอย่างสมบูรณ์(mineralization) แม้ว่าจะไม่มีการเติมอาหารเสริมให้แก่ระบบ Razo-Floresจึงกล่าวว่า การย่อยสลายสาร5-ASA เกิดจากการใช้สาร5-ASAเป็นสารให้อิเล็กทรอนกับการสลายพันธะอาโซ ดังรูปที่ 2.20



รูปที่ 2.20 การย่อยสลายสีที่สมบูรณ์โดยกระบวนการชีวภาพของ ADS ภายใต้สภาวะไร้อากาศ (Razo-Flores et.al.,1997)

โสภา ชินเวชกิจวานิชย์ และคณะ (2540) ได้ทำการทดลองบำบัดน้ำเสียสีกึ่งสังเคราะห์ซึ่งเป็นน้ำย้อมสีดำที่เป็นสีรีแอกทีฟ โดยใช้น้ำจากการย้อมครั้งที่ 1 มาเจือจางให้ได้ความเข้มสีในน้ำเข้าประมาณ 150 SU และใช้ระบบบำบัดไร้อากาศแบบยูเอเอสบี 2 ขั้นตอน ซึ่งแบ่งเป็นขั้นตอนการสร้างกรดที่มีระยะเวลากักน้ำ 12 ชม. และขั้นตอนการสร้างมีเทนที่มีระยะเวลากักน้ำ 12 ชม. เช่นกัน โดยมีการแปรผันความเข้มข้นของแป้งมันที่เติมเป็นแหล่งคาร์บอนที่ 500, 1000 และ 1500 มก./ล. จากการทดลองพบว่าในการทดลองที่ใช้แป้งมัน 500, 1000 และ 1500 มก./ล. สามารถลดสีในถังสร้างกรดได้ร้อยละ 45, 47 และ 41 ในหน่วยSU และมีประสิทธิภาพรวมของระบบเมื่อผ่านขั้นตอนสร้างมีเทนเท่ากับร้อยละ 67, 71 และ 69 ในหน่วย SU ตามลำดับ ซึ่งจากประสิทธิภาพการลดสีนี้สรุปได้ว่า ในการเติมแป้งมันในช่วงความเข้มข้น 500 ถึง 1500 มก./ล. ไม่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสีแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ หรือกล่าวได้ว่าการเติมแป้งมันเพียง 500 มก./ล. ก็เพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำเสียสีโดยกระบวนการยูเอเอสบีแบบ 2 ขั้นตอน