

บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 บทนำ

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารที่มีอยู่ในน้ำเสียชุมชนทั่วไป ไนโตรเจนที่พบในน้ำมี 4 รูปคือ อินทรีย์ไนโตรเจน (organic nitrogen) แอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia nitrogen) ไนไตรต์ไนโตรเจน (nitrite nitrogen) และไนเตรตไนโตรเจน (nitrate nitrogen) ไนโตรเจนส่วนใหญ่ในน้ำเสียชุมชนจะอยู่ในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน รวมเรียกว่าทีเคเอ็น (TKN-Total Kjeldahl Nitrogen) ส่วนฟอสฟอรัสที่พบในน้ำมีอยู่ 3 รูปคือ ออร์โธฟอสเฟต (orthophosphate) โพลีฟอสเฟต (polyphosphate) และอินทรีย์ฟอสฟอรัส (organic phosphorus) ฟอสฟอรัสส่วนใหญ่ในน้ำเสียชุมชนจะอยู่ในรูปของออร์โธฟอสเฟตและโพลีฟอสเฟต รวมเรียกว่าอนินทรีย์ฟอสฟอรัส (inorganic phosphorus) ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำเสียชุมชนจากบ้านพักอาศัย (ธงชัย พรพนสวัสดิ์ และคณะ, 2530)

สิ่งปะปน (มก./ล.)	น้ำเสีย	จากห้องอาบน้ำ		จากการซักผ้า		จากครัว		น้ำเสีย รวม
	จากส้วม	ตักอาบ	ฝักบัว	ด้วยมือ	เครื่อง	ผ่านตะแกรง	ไม่ผ่าน	
บีโอดี	700	120	260	70	150	540	1800	200
ซีโอดี	1500	230	400	200	460	960	2900	-
ไนโตรเจน	300	8	38	14	12	18	120	32
ฟอสเฟต	24	6	1	10	24	13	90	-
ของแข็งแขวนลอย	560	45	80	60	55	210	1200	230

เมื่อปล่อยน้ำเสียลงแหล่งน้ำธรรมชาติ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเป็นธาตุอาหารที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสาหร่าย ทำให้สาหร่ายเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วเพิ่มปริมาณมากมาชเรียกว่าปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) น้ำในแหล่งน้ำจะเปลี่ยนสีเป็นสีเขียวหรือสีแดง เรียกว่าปรากฏการณ์น้ำเปลี่ยนสี (algal bloom) เมื่อสาหร่ายตายทับถมทำให้เกิดสภาพน้ำเสียหากใน

น้ำทิ้งมีไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียมาก จะเกิดการออกซิไดส์เป็นไนเตรทในแหล่งน้ำ ทำให้ค่าออกซิเจนละลายในแหล่งน้ำลดลง ในการแก้ไขปัญหามีความจำเป็นต้องกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากรน้ำทิ้งโดยกระบวนการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ (Biological Nutrient Removal) ก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ ซึ่งประกอบด้วยกระบวนการต่างๆ ดังต่อไปนี้

2.2 ทฤษฎีการกำจัดไนโตรเจน

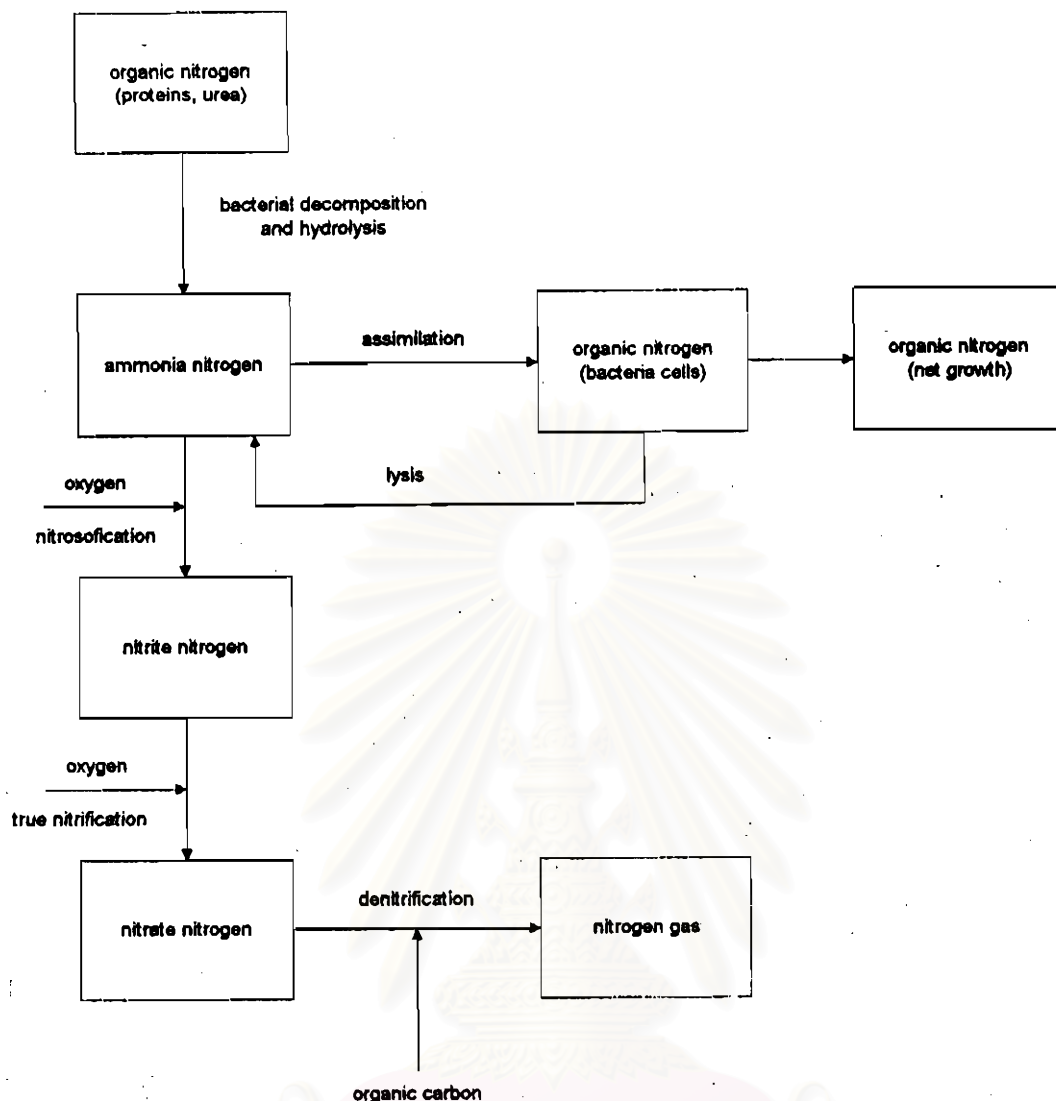
การกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพเป็นการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนให้อยู่ในรูปที่ง่ายต่อการกำจัดออกจากรน้ำเสีย กลไกหลักที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนมีอยู่ 2 อย่างด้วยกัน คือกระบวนการแอสทิมีเตชัน และกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 2.1 กระบวนการแอสทิมีเตชันเป็นการใช้แอมโมเนียไนโตรเจนในการสร้างเซลล์ของแบคทีเรีย ส่วนกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนเตรต กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นรูปที่สามารถออกสู่บรรยากาศได้โดยง่าย

2.2.1 กระบวนการแอสทิมีเตชัน

กระบวนการแอสทิมีเตชันเป็นการกำจัดไนโตรเจนโดยที่แบคทีเรียใช้แอมโมเนียไนโตรเจนในการสร้างเซลล์และการเจริญเติบโต โดยมีปริมาณไนโตรเจนประมาณร้อยละ 12-13 ของน้ำหนักเซลล์แห้ง (Sedlak, 1991) ปริมาณแอมโมเนียที่ถูกกำจัดขึ้นอยู่กับปริมาณแบคทีเรียในระบบ ซึ่งขึ้นกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย เมื่อเซลล์ตาย แอมโมเนียบางส่วนในเซลล์จะกลับคืนสู่สภาพแวดล้อมโดยกระบวนการไลซิส (lysis) เพราะฉะนั้นกระบวนการนี้จึงมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียค่อนข้างต่ำ และไม่นับเป็นกระบวนการหลักที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

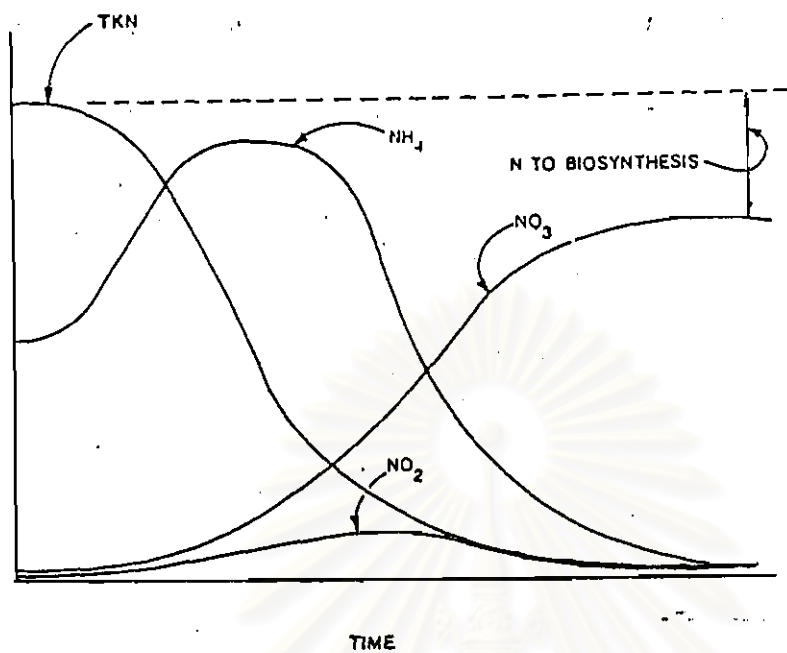
2.2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการออกซิเดชันทางชีวเคมีที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปจากแอมโมเนียไนโตรเจนไปสู่รูปไนไตรต์ไนโตรเจน และจากรูปไนไตรต์ไนโตรเจนไปสู่รูปไนเตรตไนโตรเจน โดยแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการออกซิไดส์มีทั้งแบบออโตโทรฟและเฮเทอโรโทรฟ แต่แบคทีเรียแบบออโตโทรฟมีอัตราการออกซิไดส์สูงกว่าของแบบเฮเทอโรโทรฟประมาณ 10 เท่า (Randall และคณะ, 1992) จึงพิจารณาแบคทีเรียเฉพาะแบบออโตโทรฟเป็นหลัก

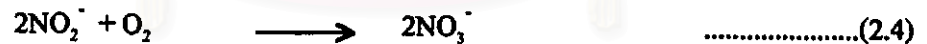
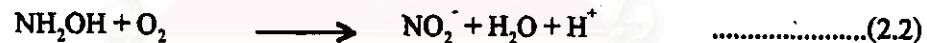


รูปที่ 2.1 การเปลี่ยนรูปไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพ (Sedlak, 1991)

ในกระบวนการไนตริฟิเคชันนี้ประกอบไปด้วย 2 ขั้นตอนด้วยกัน คือ ขั้นตอนแรกเป็นการออกซิไดส์จากแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนไตรต์ไนโตรเจน เรียกกระบวนการไนโตรโซฟิเคชัน (nitrosification) โดยมีแบคทีเรียไนโตรโซฟายอิง (nitrosifying bacteria) หลายชนิดคือ *Nitrosomonas* (พบในดิน, สิ่งปฏิกูล, น้ำจืดและน้ำทะเล) *Nitrosococcus* (พบในดินและน้ำทะเล) *Nitrospira*, *Nitrosolobus* และ *Nitrosovibrio* (พบในดินเท่านั้น) และขั้นตอนที่สองเป็นการออกซิไดส์ไนไตรต์ไปสู่นิเตรตไนโตรเจน เรียกกระบวนการไนตริฟิเคชันที่แท้จริง (true nitrification) โดยแบคทีเรียไนตริฟายอิง (true nitrifying bacteria) หลายชนิดคือ *Nitrobacter* (พบในดิน, น้ำจืดและน้ำทะเล) *Nitrospira*, *Nitrospina* และ *Nitrococcus* (พบในน้ำทะเลเท่านั้น) โดยแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ เทียบกับเวลาของการออกซิไดส์ ดังรูปที่ 2.2 ส่วนปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในขั้นตอนแรกแสดงในสมการที่ 2.1 และ 2.2 โดยปฏิกิริยารวมแสดงในสมการที่ 2.3 และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในขั้นตอนหลังแสดงในสมการที่ 2.4 (Salle, 1967)

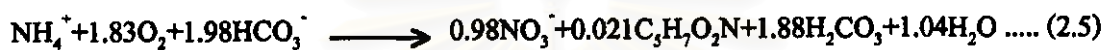


รูปที่ 2.2 การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนเทียบกับเวลาโดยวิธีทางชีวภาพ (Sedlak, 1991)



โดยทั่วไป พบว่าการออกซิไดส์แอมโมเนีย จะให้พลังงานอิสระประมาณ 66 ถึง 84 กิโลแคลอรีต่อโมลของแอมโมเนีย และการออกซิไดส์ไนไตรต์ให้พลังงานอิสระประมาณ 17.5 กิโลแคลอรีต่อโมลของไนไตรต์ (Randall และคณะ, 1992) และการออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์จะต้องใช้ออกซิเจน 3.43 กรัมต่อกรัมไนโตรเจน และจากไนไตรต์เป็นไนเตรตเท่ากับ 1.14 กรัมต่อกรัมไนโตรเจน รวมสองขั้นตอนต้องใช้ออกซิเจนทั้งหมด 4.57 กรัมต่อกรัมไนโตรเจน แต่ปริมาณของออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดส์จริงๆ มีค่าน้อยกว่านี้ เนื่องจากในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่จะดึงออกซิเจนส่วนหนึ่งร่วมกับคาร์บอนไดออกไซด์และไนโตรเจนประกอบเป็นเซลล์ใหม่ (Randall และคณะ, 1992) Wazernak และ Gannon (1967 อ้างถึงใน Randall และคณะ, 1992) พบว่าความต้องการออกซิเจนทั้งหมดในปฏิกิริยาออกซิไดส์แอมโมเนียน่าจะเป็น 4.33 กรัมต่อกรัมไนโตรเจน

โดยเป็น 3.22 กรัมต่อกรัมไนโตรเจนจากการออกซิไดส์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์ และเป็น 1.11 กรัมต่อกรัมของไนโตรเจนจากการออกซิไดส์ไนไตรต์เป็นไนเตรต ซึ่งค่าความต้องการออกซิเจนของทั้งสองชุดไม่แตกต่างกันมากนัก แสดงว่าการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ไม่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการนี้มากนัก ทั้งนี้ US.EPA (1975) เสนอสมการที่รวมทั้งการสังเคราะห์เซลล์ใหม่และการเกิดออกซิเดชัน โดยใช้ค่าyield (yield) ของไนโตรโซโมเนตเท่ากับ 0.15 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนีย และของไนโตรแบกเทอร์เท่ากับ 0.02 กรัมต่อกรัมของไนไตรต์ ดังสมการที่ 2.5 โดยค่าyieldของไนโตรโซโมเนตมีค่าประมาณ 0.05 - 0.29 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนียและของไนโตรแบกเทอร์ประมาณ 0.02 - 0.08 กรัมต่อกรัมของไนไตรต์



2.2.2.1 โคนดิกซ์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน

โคนดิกซ์ของการเติบโตและกำจัดสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์แบบออโทโทรฟและเฮเทโรโทรฟ สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการอธิบายโคนดิกซ์ของกระบวนการไนตริฟิเคชันซึ่งสามารถแสดงได้โดยสมการของโมนอด (Monod equation) (Randall และคณะ, 1992)

$$\mu_n = \frac{\mu_{n(\max)} N}{(K_n + N)} \dots \dots \dots (2.6)$$

โดย μ_n คือค่าคงที่ของอัตราการเติบโตจำเพาะของไนตริฟายเออร์ (specific growth rate) , กรัมเซลล์ใหม่ต่อกรัมเซลล์-วัน

$\mu_{n(\max)}$ คือค่าคงที่ของอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนตริฟายเออร์ (maximum specific growth rate) , กรัมเซลล์ใหม่ต่อกรัมเซลล์-วัน

K_n คือความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ μ_n เท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด (half velocity saturation), มก./ล.

N คือความเข้มข้นของแอมโมเนีย, มก./ล.

เนื่องจากอัตราการออกซิไดส์ในไทด์โคยในโครแบกเทอร์สูงกว่าอัตราการออกซิไดส์แอมโมเนียโคยในโคโรไซโมนัสมาก จึงพิจารณาทางด้านโคเนคติกเฉพาะกิจกรรมของในโคโรไซโมนัสเท่านั้น

จากค่าของอัตราการเติบโตเฉพาะที่ได้ สามารถนำมาหาค่าเอสอาร์ทีของระบบได้ดังสมการที่ 2.7 (Randall และคณะ, 1992)

$$SRT = \frac{1}{\mu_n - K_m} \dots\dots\dots (2.7)$$

โคย K_m คืออัตราการสลายตัวของในครีฟายเออร์ , กรัมเซลล์ที่สลายต่อกรัมเซลล์ - วัน

ในการออกแบบดังปฏิกิริยาควรถิคเอสอาร์ทีเพื่อสำหรับปริมาณแอมโมเนียสูงสุด ดังสมการที่ 2.8 (Sedlak, 1991)

$$SRT = S.F. (SRT) \dots\dots\dots (2.8)$$

โคย SRT คือเอสอาร์ทีที่ใช้ออกแบบ
S.F. คือค่าสัมประสิทธิ์ความปลอดภัย คิคจากภาวะสูงสุดต่อภาวะเฉลี่ยของแอมโมเนีย (อยู่ระหว่าง 1.5-2.5)

2.2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการ ในครีฟิเคชัน

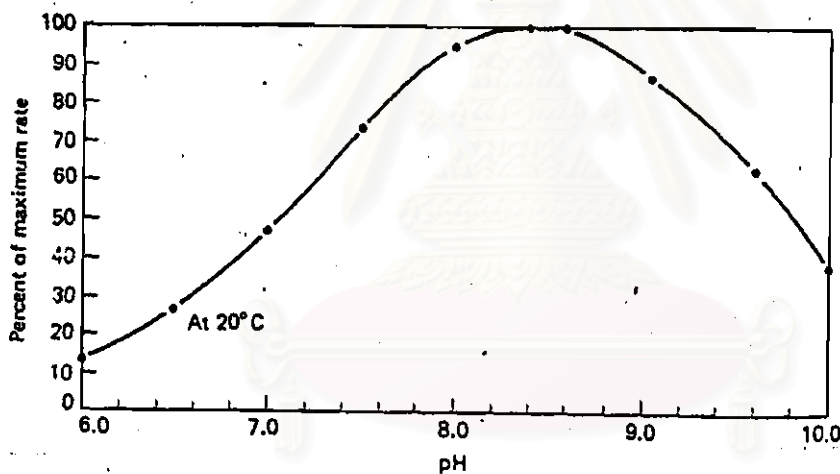
ปัจจัยต่างๆ อาจมีผลต่อแบคทีเรียในครีฟายเออร์โดยเพิ่มหรือลดประสิทธิภาพการทำงาน ของระบบดังต่อไปนี้

ก) พีเอช

ผลของพีเอชมีความสำคัญต่อโคเนคติกส์ของกระบวนการในครีฟิเคชัน โดยแยกพิจารณาเป็น 2 ประการคือ ผลของพีเอชที่เกิดจากการเปลี่ยนแปลงสภาพค่างในกระบวนการในครีฟิเคชัน โคยในการออกซิไดส์แอมโมเนียในโคโรเจน 1 มิลลิกรัม จะใช้สภาพค่างเท่ากับ 7.14 มิลลิกรัม ในรูปของหินปูน (Sedlak, 1991) มีผลให้ค่าพีเอชลดต่ำลง เพื่อควบคุมค่าพีเอชให้เหมาะสมต่อการ

ทำงานของกระบวนการไนตริฟิเคชัน จึงควรมีการเติมสภาพต่างลงในระบบให้มากเกินไป ส่วนผลของพีเอชที่มีต่อประสิทธิภาพการทำงานของกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากการศึกษาของ Wild และคณะ (1971) พบว่าค่าพีเอชที่ดีที่สุดสำหรับอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเท่ากับ 8.4 และอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันสูงมากกว่าร้อยละ 90 เกิดขึ้นเมื่อค่าพีเอชอยู่ในช่วง 7.8 - 8.9 ดังรูปที่ 2.3 Chong และ Loehr (1975) อ้างถึงใน Sedlak, 1991) พบว่าในช่วงพีเอชระหว่าง 7.0 ถึง 8.0 พีเอชมีผลต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันน้อยมาก ดังแสดงในรูปที่ 2.4 Painter และ Loveless (1983) พบว่าไนตริฟิเคชันเกิดได้ดีที่ค่าพีเอชในช่วง 7.5-8.0 และอัตราการเติบโตของไนตริฟายอิงแบคทีเรียมีค่าสูงสุดที่พีเอช 8.5 ส่วน US.EPA (1975) เสนอการแสดงผลค่าพีเอชที่มีต่อค่า μ_n สำหรับไนโตรโซโมไนต์ เมื่อพีเอชมีค่าต่ำกว่า 7.2 ไว้ดังสมการที่ 2.9

$$\mu_n = \mu_{n,7.2} [1 - 0.833 (7.2 - \text{pH})] \dots\dots\dots (2.9)$$

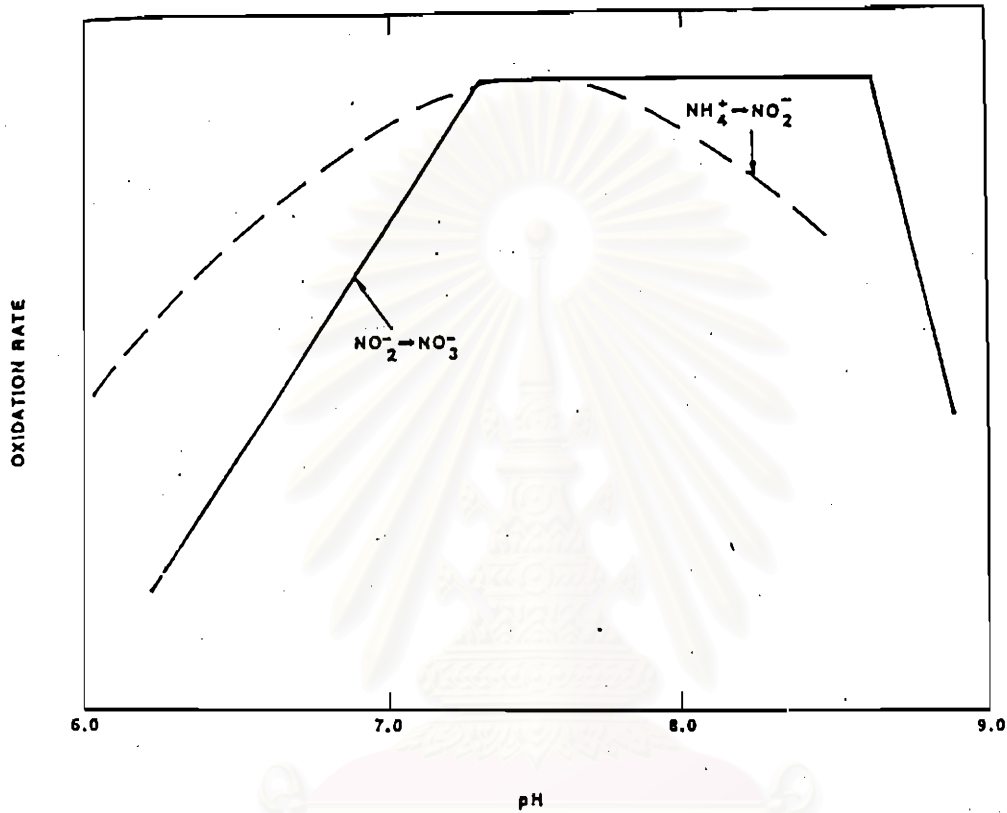


รูปที่ 2.3 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชันสูงสุด (ที่ 20°C) (Wild และคณะ, 1971)

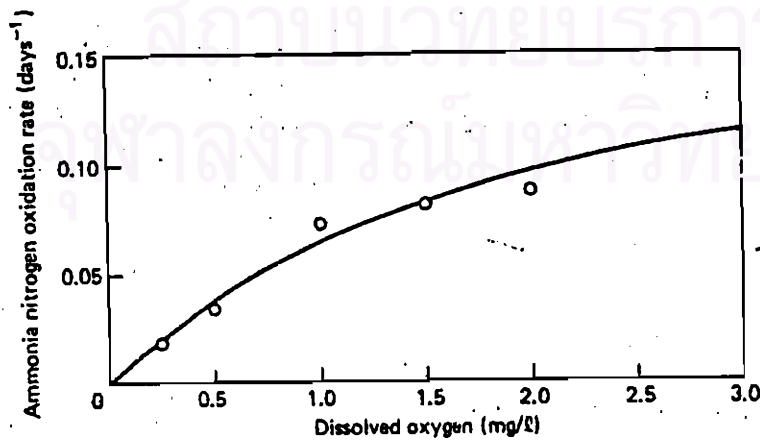
บ) ออกซิเจนละลาย

ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมีความสำคัญต่อโคเนดิกส์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน ในการศึกษาของ Wild และคณะ (1971) ได้ปรับค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มก./ล. เพื่อให้ไม่มีผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน ส่วน Schober และ Engel (1964 อ้างถึงใน Randall และคณะ, 1992) พบว่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะไม่มีผลกระทบจากความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย เมื่อค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 1 มก./ล. สำหรับไนโตรโซโมไนต์ และ 2 มก.

/ล. สำหรับไนโตรแบคทีเรีย ส่วน Nagel และ Haworth (1969 อ้างถึงใน Benefield และ Randall, 1980) พบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของออกซิเจนละลายให้มากกว่า 1 มก./ล. จะเพิ่มอัตราการออกซิไดส์แอมโมเนีย ดังรูปที่ 2.5 ดังนั้นจึงควรควบคุมค่าออกซิเจนละลายให้มีค่ามากเกินพอจนไม่เป็นตัวจำกัดการเกิดปฏิกิริยา (ไม่ควรต่ำกว่า 2 มก./ล.)



รูปที่ 2.4 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Sedlak, 1991)



รูปที่ 2.5 ผลของออกซิเจนละลายต่ออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน (Benefield และ Randall, 1980)

ผลของออกซิเจนที่มีต่ออัตราการเติบโตจำเพาะของไนตริฟายเออร์ แสดงดังสมการที่ 2.10 (Sedlak, 1991)

$$\mu_n = \frac{\mu_{n(\max)} \cdot N \cdot DO}{(K_n + N) \cdot (K_o + DO)} \dots\dots\dots (2.10)$$

โดย DO คือความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย, มก./ล.

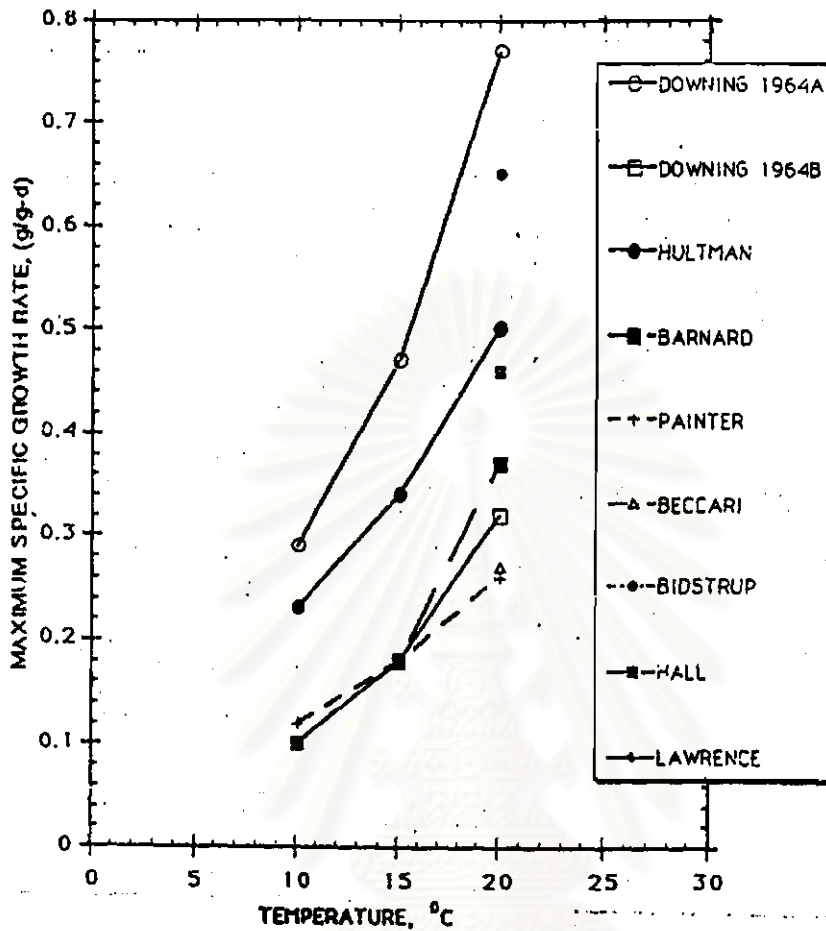
K_o คือความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่ μ_n เท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด, มก./ล.

ค) อุณหภูมิ

อุณหภูมิมิผลต่ออัตราการเติบโตของแบคทีเรียไนตริฟายเออร์ จากการศึกษาที่ผ่านมาได้มีการหาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดกับอุณหภูมิ ดังแสดงในตารางที่ 2.2 และรูปที่ 2.6

ตารางที่ 2.2 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดในการบวนการไนตริฟิเคชัน (Randall และคณะ, 1992)

อ้างอิง	$\mu_{n(\max)}$ กับอุณหภูมิ	$\mu_{n(\max)} (t^\circ)$		
		10 ^o	15 ^o	20 ^o
Downing (1964a)	$0.47 \cdot e^{0.098(t-15)}$	0.29	0.47	0.77
Downing (1964b)	$0.18 \cdot e^{0.119(t-15)}$	0.10	0.18	0.32
Hultman (1971)	$0.50 \cdot 10^{0.033(t-20)}$	0.23	0.34	0.50
Barnard (1975)	$0.33 \cdot 1.127^{(t-20)}$	0.10	0.18	0.37
US. EPA. (1975)	$0.45 \cdot e^{0.098(t-15)}$		0.45	
Painter (1983)	$0.18 \cdot e^{0.0729(t-15)}$	0.12	0.18	0.26
Lawrence (1976)				0.50
Beccari (1979)				0.27
Hall (1980)				0.46
Bidstrup (1988)				0.65



รูปที่ 2.6 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของไนคริฟายอิงแบคทีเรีย (Randall และคณะ, 1992)

ง) ความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์

Randall และคณะ (1992) เสนอความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบคทีเรียที่ค่าพีเอชต่างๆดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ช่วงความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไตรต์ที่เป็นพิษต่อไนโตรแบกเทอร์
ที่ค่าพีเอชต่างๆ ที่ 20°C (Randall และคณะ, 1992)

พีเอช	NH ₄ ⁺ -N (มก./ล.)	NO ₂ ⁻ -N (มก./ล.)
6.0	210-2100	30-330
6.5	70-700	88-1050
7.0	20-210	260-3320
7.5	7-70	
8.0	2-20	

จ) ปัจจัยอื่นๆ

สารเคมีต่างๆ จากน้ำทิ้งจากชุมชนและอุตสาหกรรม มีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียไนคริฟายเออร์ โดยมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตหรือลดอัตราการออกซิไดส์แอมโมเนีย ทั้งนี้ความเป็นพิษของสารพิษต่อแบคทีเรียขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่าง เช่น พีเอช อุณหภูมิ ออกซิเจนละลาย ปริมาณสารอินทรีย์ และอื่นๆ (Randall และคณะ, 1992) ส่วน Volsch และคณะ(1990 อ้างถึงใน Gorska และคณะ, 1996) พบว่า อัลลิลไทโอยูเรีย (Allylthiourea) ยับยั้งการทำงานของไนโตรโซโมนัสที่ความเข้มข้น 5 มก./ล. และ โซเดียมคลอเรต (NaClO₂) ยับยั้งการทำงานของไนโตรแบกเทอร์ที่ความเข้มข้น 20 มิลลิโมล ขณะที่ Nowak และคณะ(1994) พบว่า อัลลิลไทโอยูเรียที่ความเข้มข้น 10 มก./ล. และมีระยะเวลาสัมผัสไม่ต่ำกว่า 10 นาที ยับยั้งการทำงานของไนโตรโซโมนัสและยังไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของไนโตรแบกเทอร์และเฮเทอโรโทรฟที่ความเข้มข้นสูงถึง 30 มก./ล. ส่วนโซเดียมคลอเรตที่ความเข้มข้น 10 มิลลิโมล ก็เพียงพอดต่อการยับยั้งการทำงานของไนคริฟายเออร์แบคทีเรียและยังไม่มีผลต่อเฮเทอโรโทรฟ

2.2.3 กระบวนการดีไนคริฟิเคชัน

ดีไนคริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนออกจากริ่บน้ำเสีย เกิดขึ้นต่อจากไนคริฟิเคชัน มีการเปลี่ยนรูปจากไนเตรดไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งสามารถแยกจากริ่บน้ำเสียสู่อากาศได้ ทำให้น้ำทิ้งมีปริมาณไนโตรเจนน้อยลง

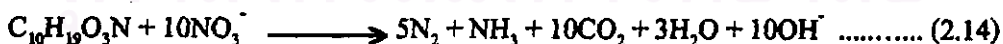
กระบวนการดีไนคริฟิเคชันที่ใช้จุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทรฟนี้เป็นการที่จุลินทรีย์ทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์คาร์บอนซึ่งเป็นตัวให้อิเล็กตรอนออกมา และมีไนเตรดเป็นตัวรับอิเล็กตรอน กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด ขั้นตอนของการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนในกระบวนการดีไนคริฟิเคชันแสดงได้ดังในสมการที่ 2.11 (Randall และคณะ, 1992)



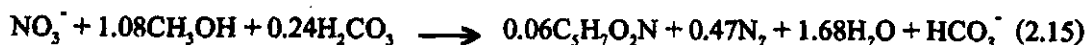
จุลินทรีย์ที่สามารถทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันนั้นเป็นได้ทั้งเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟ แต่ส่วนมากที่กล่าวถึงในระบบบำบัดน้ำเสียจะเป็นแบบเฮเทอโรโทรฟ ซึ่ง Payne (1981 อ้างถึงใน Randall และคณะ, 1992) ได้บันทึกตัวอย่างของแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันดังนี้ *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arothrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* และ *Vibrio*

ระบบเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับการดีไนตริฟิเคชันของไนเตรดมีสองแบบ คือ แอสติมิลาทอรีและคิสติมิลาทอรี การวัดกัมมันต์ของไนเตรดแบบแอสติมิลาทอรีเป็นการแปลงไนเตรดให้เป็นแอมโมเนีย ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้ในการสร้างเนื้อเยื่อเซลล์ ส่วนการวัดกัมมันต์ของไนเตรดแบบคิสติมิลาทอรีเป็นการแปลงไนเตรดให้อยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจนซึ่งสามารถแยกตัวจากน้ำได้ การวัดกัมมันต์แบบนี้จึงเป็นที่ต้องการให้เกิดขึ้นในระบบน้ำเสีย

โดยทั่วไปปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอาจแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ตามชนิดของสารคาร์บอนคือปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ใช้แหล่งคาร์บอนจากภายนอกเซลล์ของจุลินทรีย์ และจากภายในเซลล์ของจุลินทรีย์เอง แหล่งคาร์บอนจากภายนอกเซลล์ของจุลินทรีย์อาจเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียหรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไปเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และใช้ในเตรดเป็นตัวรับอิเล็กตรอนโดยสารอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมใช้มากที่สุดแก่ เมธานอล เนื่องจากเป็นสารที่มีความสามารถในการถูกรีดิวซ์ได้สูงและมีค่ายึดค้ำต่ำ รวมทั้งกรโคอะซิดิก ปฏิกิริยาของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็น เมธานอล กรโคอะซิดิก และสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย แสดงในสมการที่ 2.12 ถึง 2.14 (Randall และคณะ, 1992)

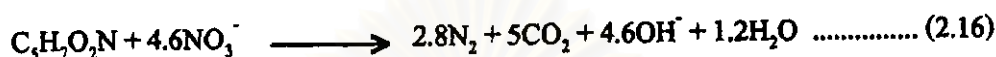


ถ้ารวมการสังเคราะห์เซลล์แล้ว (สำหรับเมธานอล) ปฏิกิริยาจะเป็นดังสมการที่ 2.15 (Sedlak, 1991)



ปฏิกิริยานี้อธิบายได้ว่าสำหรับไนเตรดไนโตรเจน 1 กรัมที่ถูกรีดิวต์ต้องใช้เมฆานอล 2.47 กรัม (มีซีไอซีประมาณ 3.7 กรัม) ก่อให้เกิดเซลล์ใหม่ 0.45 กรัม และสร้างสภาพต่าง 3.57 กรัม

การดีไนตริฟิเคชันแบบที่ใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์ของจุลินทรีย์จะเกิดขึ้นเมื่อขาดแหล่งอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก ซึ่งการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนต่ำ โดยปฏิกิริยาแบบนี้แสดงดังสมการที่ 2.16 (Sedlak, 1991)



จากสมการนี้ได้ว่าในการเปลี่ยนไนเตรด 1 กรัมจุลินทรีย์ต้องย่อยสลายตัวเองให้หมดไปเท่ากับ 0.34 กรัม

ในการกำจัดไนเตรดออกจากรู้น้ำเสีย ควรต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่มากเกินไป แต่สารอินทรีย์คาร์บอนก็เป็นเป้าหมายหนึ่งที่ต้องกำจัด จึงควรเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณเท่าที่จำเป็นต่อการกำจัดไนเตรดเท่านั้น เพื่อให้ น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมีค่าคาร์บอนอินทรีย์และค่าไนเตรดต่ำทั้งสองค่า

2.2.3.1 โคนดิคทีของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

หลักของโคนดิคทีในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีตัวแปรที่กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยา คือ ปริมาณไนเตรดและปริมาณอินทรีย์คาร์บอน โดยมีสมการโมโนคิงแสดงดังสมการที่ 2.17 (US.EPA., 1975)

$$\mu_D = \frac{\mu_{D(\max)} (\text{NO}) (S)}{(K_{\text{NO}} + \text{NO}) (K_S + S)} \dots\dots\dots (2.17)$$

โดย μ_D คือค่าคงที่ของอัตราการเติบโตจำเพาะของดีไนตริฟายเออร์, กรัมเซลล์ใหม่ต่อกรัมเซลล์-วัน

$\mu_{D(\max)}$ คือค่าคงที่ของอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุดของดีไนตริฟายเออร์, กรัมเซลล์ใหม่ต่อกรัมเซลล์-วัน

NO คือความเข้มข้นของไนเตรด, มก./ล.

S คือความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอน, มก./ล.

K_D คือความเข้มข้นของไนเตรดที่ μ_D เท่ากับครึ่งหนึ่งของ
อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด , มก./ล.

K_S คือความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนที่ μ_S เท่ากับครึ่งหนึ่ง
ของอัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด , มก./ล.

ค่า K_{NO} ของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีการเติบโตของจุลินทรีย์แบบแขวนลอย
เท่ากับ 0.16 มิลลิกรัมต่อลิตรของไนเตรด และของจุลินทรีย์แบบเกาะติดเท่ากับ 0.06 มิลลิกรัมต่อ
ลิตรของไนเตรด ซึ่งนับว่าค่ามาก โคนดิกซ์ของดีไนตริฟิเคชันจึงไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของไน
เตรด จากสมการพบว่า หากไนเตรดมีค่า 1-2 มิลลิกรัมต่อลิตรขึ้นไป อัตราส่วนของ NO ต่อ ($K_{NO} +$
NO) สามารถตัดทิ้งได้ จึงสามารถลดรูปเป็นสมการที่ 2.18

$$\mu_D = \frac{\mu_{D(max)} (S)}{(K_S + S)} \dots\dots\dots (2.18)$$

2.2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

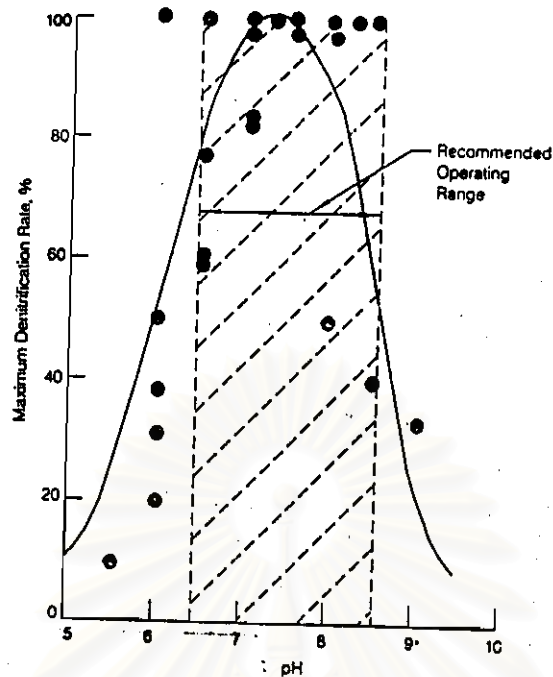
ปัจจัยต่างๆ อาจมีผลต่อแบคทีเรียดีไนตริฟายเออร์โดยเพิ่มหรือลดประสิทธิภาพ
การทำงานของระบบดังต่อไปนี้

ก) ฟิเอช

การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันทำให้ฟิเอชของระบบสูงขึ้นเนื่องจากปฏิกิริยา
ทำให้เกิดสภาพต่าง Randall และคณะ (1992) สรุปจากผลของนักวิจัยหลายกลุ่มว่าค่าฟิเอชในช่วง
7.0 ถึง 8.0 ไม่มีผลยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน Water Environment Federation (WEF) และ
American Society of Civil Engineers (ASCE, 1992) ได้สรุปผลจากการศึกษาของ Wukash และ
Batchelor แสดงในรูปที่ 2.7 เห็นได้ว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันมีค่าสูงที่ฟิเอชระหว่าง 6.5 ถึง
8.5

ข) ออกซิเจนละลาย

ค่าออกซิเจนละลายมีผลยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน Lie และ Welander
(1994) สรุปผลจากการศึกษาของนักวิจัยหลายกลุ่มว่า ดีไนตริฟิเคชันเกิดได้ไม่ดีที่ค่าออกซิเจน
ละลายมากกว่า 0.2 มก./ล. เช่นเดียวกับ Alleman และ Irvine (1980) พบว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิ
เคชันสูงสุดเมื่อค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่า 0.3-0.4 มก./ล.



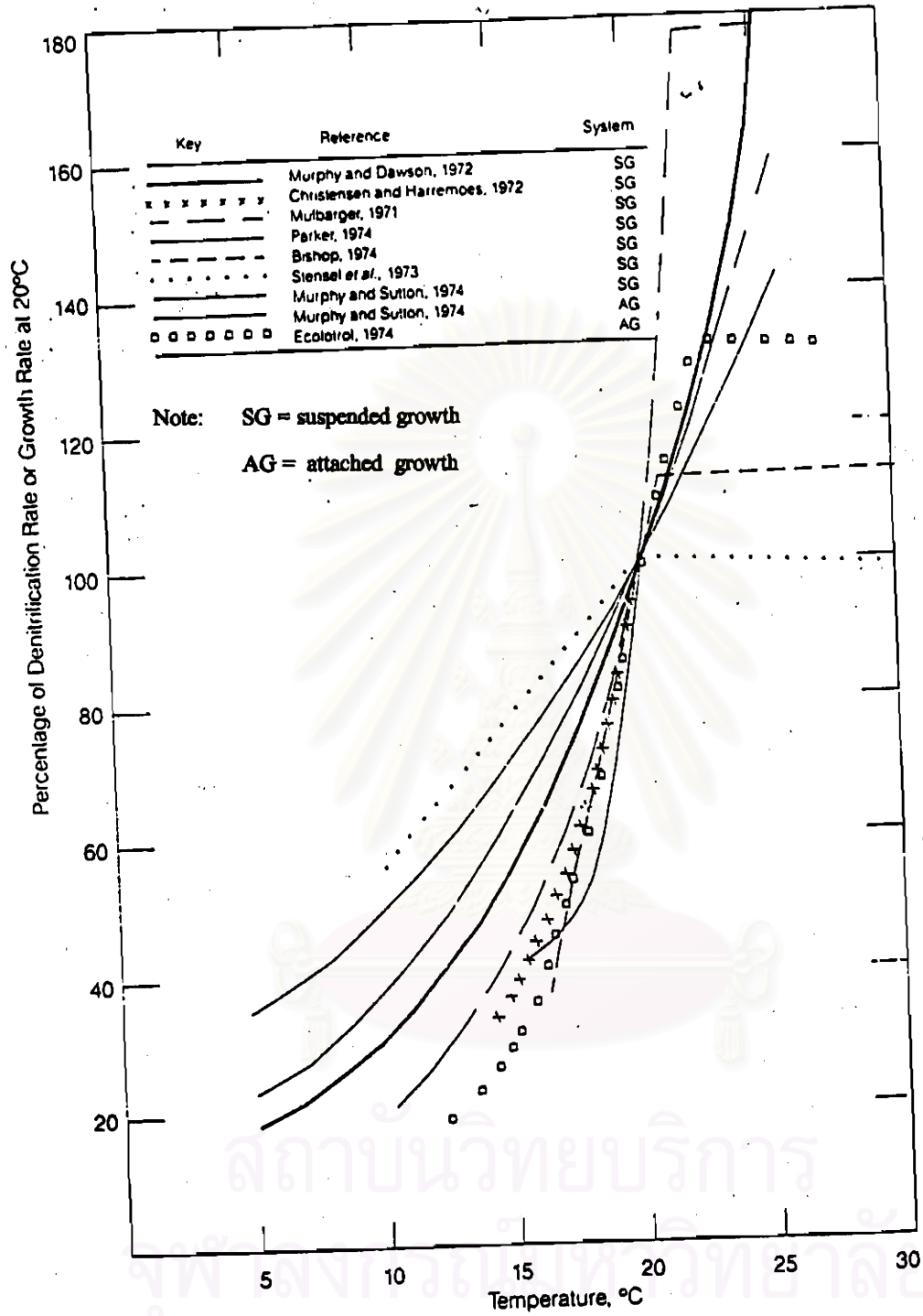
รูปที่ 2.7 ผลของพีเอชต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันสูงสุด (WEF และ ASCE, 1992)

ค) อุณหภูมิ

WEF และ ASCE(1992) ได้นำผลการรวบรวมข้อมูลของนักวิจัยหลายท่านเกี่ยวกับผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เสนอด้งรูปที่ 2.8

ง) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน

ในการกำจัดไนเตรดจำเป็นต้องมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนโตรเจนมากพอ แต่ไม่มากเกินไป เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือจะเป็นปัญหาต่อการกำจัดต่อไป Montieith และคณะ (1979) อ้างถึงใน Tam และคณะ, 1994) พบว่าอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันมากที่สุดเมื่ออัตราส่วนของ COD/NO_x-N อยู่ระหว่าง 3:1 ถึง 6.6:1 ขึ้นกับชนิดและปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติม โดยอัตราส่วนของ COD/NO_x-N สำหรับเมฆานอลประมาณ 6.2:1 ขณะที่ Randall และคณะ (1992) แนะนำให้ใช้แหล่งคาร์บอนอื่นเพื่อเพิ่มอัตราการกำจัดไนโตรเจนสำหรับน้ำเสียที่มี COD/TKN น้อยกว่า 9



รูปที่ 2.8 ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (WEF และ ASCE, 1992)

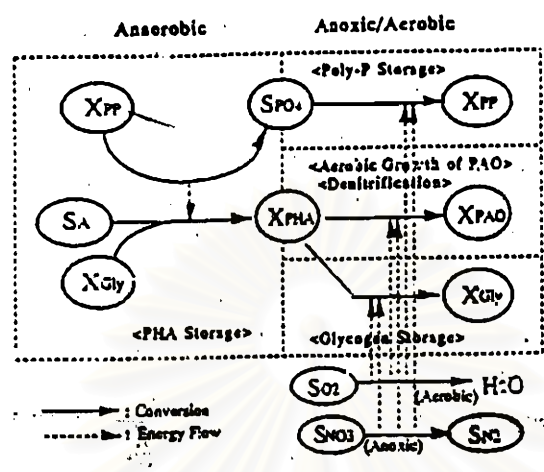
2.3 ทฤษฎีการกำจัดฟอสฟอรัส

โดยทั่วไปเซลล์จุลินทรีย์จะมีฟอสฟอรัสเป็นส่วนประกอบร้อยละ 1.5 ถึง 2.0 ของน้ำหนักเซลล์แห้ง ในการระบายสัณฐานส่วนเกินออกจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั่วไปสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้เพียงร้อยละ 10 ถึง 30 ขึ้นกับอัตราส่วนซีโอติต่อฟอสฟอรัสในน้ำเข้าการเก็บรวบรวมสัณฐาน และวิธีการบำบัด (WEF และ ASCE, 1992) การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพทำได้โดยให้น้ำเสียอยู่ในสภาวะแอนแอโรบิกแล้วตามด้วยสภาวะแอโรบิก แบคทีเรียสามารถสะสมฟอสเฟตได้มากกว่าที่เซลล์จะใช้ในการเจริญเติบโตตามปกติ เรียกว่า luxury phosphorus uptake แบคทีเรียกลุ่มนี้รวมเรียกว่าโพลีพีแบคทีเรีย (poly-P bacteria) (Wentzel และคณะ, 1988) หรือเรียกว่า ไบโอพีแบคทีเรีย (bio-P bacteria) (Okada และคณะ, 1991) หรือ PAOs (polyphosphate accumulating organisms) (Mino และคณะ, 1995) โดยสามารถจับฟอสฟอรัสไว้ได้ถึงร้อยละ 4 ถึง 12 ของน้ำหนักเซลล์แห้ง ทำให้การระบายสัณฐานออกจากระบบนี้สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าระบบธรรมดา 2.5 ถึง 4 เท่า (WEF และ ASCE, 1992)

เดิมเชื่อว่าแบคทีเรียที่ทำหน้าที่หลักในการกำจัดฟอสฟอรัสมีอยู่เพียงประเภทเดียว นั่นคือ *Acinetobacter* (Fuhs and Chen, 1975 อ้างถึงใน Brodisch และ Joyner, 1983) แต่จากการศึกษาของ Brodisch และ Joyner พบว่าแบคทีเรียที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสไม่ได้มีเพียงดังที่กล่าวมาแล้วเพียงชนิดเดียวเท่านั้น แต่พบว่ามีแบคทีเรียชนิด *Aeromonas* และ *Pseudomonas* ในปริมาณที่มากกว่าร้อยละ 50 ของจำนวนแบคทีเรียทั้งหมดในระบบ และกลับพบว่ามีแบคทีเรีย *Acinetobacter* เพียงร้อยละ 15 เท่านั้น ส่วน Randall และคณะ(1992) พบว่าในการกำจัดฟอสฟอรัสมีแบคทีเรียชนิด *Aeromonas/Vibrio*, *Coliforms* และ *Pseudomonas* ในปริมาณที่มากกว่า *Acinetobacter* ซึ่งมีเพียงร้อยละ 5 ของแบคทีเรียทั้งหมดเท่านั้น

กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสโดยการปล่อยและจับใช้ฟอสฟอรัสของแบคทีเรียจะสามารถอธิบายได้ตามรูปที่ 2.9 (WEF และ ASCE, 1992) โดยในสภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดการหมัก (fermentation) จุลชีพผลิตเทททิฟปลีตคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids, VFA) ชนิดที่มีคาร์บอนจำนวนน้อยๆ เช่น กรดน้ำส้ม (acetic acid, HAc) หรือกรดไพรูวิก (pyruvic acid) เป็นต้น แบคทีเรียที่สะสมฟอสฟอรัสได้เป็นพิเศษจะดูดซึมกรดไขมันระเหยง่ายเหล่านี้เข้าไปไว้ในเซลล์ ส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในกระบวนการเมแทบอลิซึมโดยตรง อีกส่วนหนึ่งจะถูกเก็บสะสมไว้เป็นอาหารสำรองในรูปพืเอชเอ (PHA, poly- β -hydroxyalkanoates) อันประกอบด้วยพืเอชบี (PHB, poly- β -hydroxybutyrates) ซึ่งอยู่ในรูปของ 3-hydroxybutyrate และ 3-hydroxy-2-methylbutyrate กับพืเอชวี (PHV, poly- β -hydroxyvalerates) ซึ่งอยู่ในรูปของ 3-hydroxyvalerate และ 3-hydroxy-2-methylvalerate (Satoh และคณะ, 1992) ทั้งนี้ แบคทีเรียจะต้อง

นำพลังงานจากการสลายตัวของ ATP (adenosine triphosphate) มาใช้ในการสะสมพีเอชเอ ดังสมการที่ 2.19



รูปที่ 2.9 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสแบบชีวภาพ (Mino และคณะ, 1995)



จากสมการข้างต้นอธิบายได้ว่า ATP จะสลายตัวทำให้เกิดออร์โทฟอสเฟต สารประกอบ ADP (adenosine diphosphate) และพลังงานที่แบคทีเรียสามารถนำไปใช้ในการสะสมพีเอชเอ นั่นคือในสภาวะแอนแอโรบิกแบคทีเรียจะดูดเอากรดไขมันระเหยง่ายโมเลกุลน้อยๆเข้าไปในเซลล์และปล่อยสารออร์โทฟอสเฟตออกมานอกเซลล์

ในสภาวะแอโรบิก พีเอชเอที่ได้ถูกเก็บไว้ในเซลล์จะถูกย่อยสลายโดยดึงออกซิเจนจากภายนอกเซลล์มาใช้ ทำให้ได้เซลล์ใหม่และพลังงานเกิดขึ้นพร้อมกับปล่อยคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำออกมา พลังงานที่ได้จะถูกใช้ในการดึงออร์โทฟอสเฟตจากภายนอกเซลล์มารวมกับ ADP ภายในเซลล์และเก็บสะสมในรูปของ ATP ซึ่งเป็นรูปที่มีศักย์พลังงานสูงกว่า ดังสมการที่ 2.20

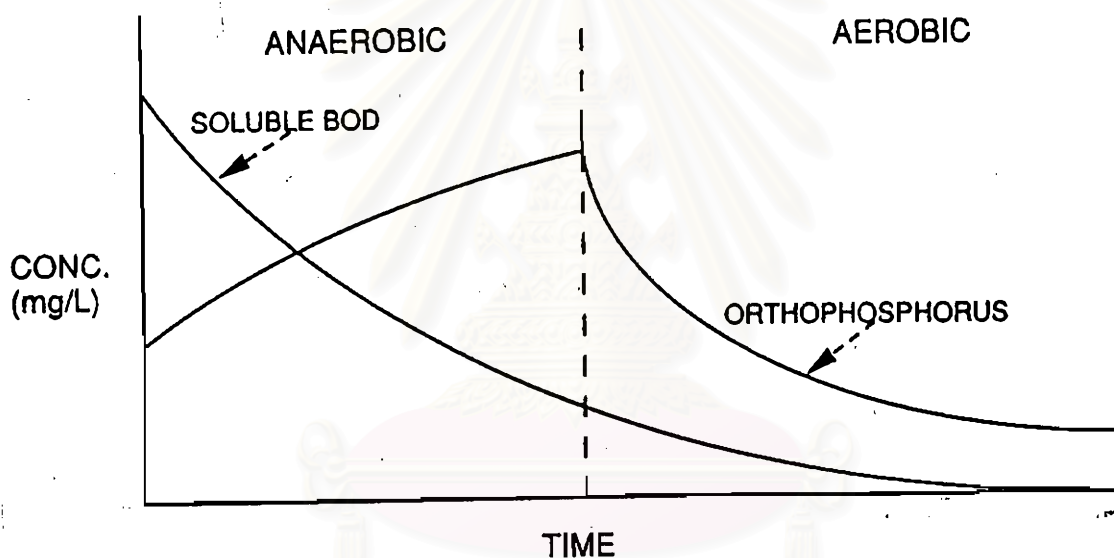


ภายในสภาวะแอโรบิกที่ต่อจากสภาวะแอนแอโรบิกนี้จะเกิดการเก็บกักฟอสเฟตไว้ในเซลล์มากกว่าที่ต้องการสำหรับการเจริญเติบโตมากดังที่ได้กล่าวมาแล้ว การกำจัดฟอสฟอรัสจะสมบูรณ์ก็ต่อเมื่อมีการนำสลัดจ์ที่มีฟอสเฟตมากนี้ออกจากระบบและนำไปกำจัด และจากที่กล่าวมาแล้วจะ

เห็นได้ว่าการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียโดยวิธีนี้เป็นการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์ในน้ำไปด้วยในขณะเดียวกัน ดังแสดงในรูปที่ 2.10

Sato และคณะ (1992) พบว่า การสร้างฟิเอชเองจากอะซิเตทหรือโพรไพโอเนตผ่านทาง acetyl-CoA เพื่อเข้าสู่ TCA cycle นั้น ต้องใช้ reducing power และพลังงานจากการสลายคาร์โบไฮเดรตภายในเซลล์หรือ ไกลโคเจนซึ่งเรียกว่า กระบวนการไกลโคไลซิส (glycolysis)

Cech และคณะ (1993) พบจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่งซึ่งมีความสามารถในการแย่งการเจริญเติบโตจากจุลินทรีย์เฮโอโรบิกได้สภาวะแอนแอโรบิก-แอโรบิก โดยมักจะเจริญเติบโตได้ดีในน้ำเสียที่มีกลูโคส เรียกจุลินทรีย์กลุ่มนี้ว่า G-bacteria หรือ GAOs (Glycogen Accumulating Organisms) (Mino และคณะ, 1995)



รูปที่ 2.10 การเปลี่ยนแปลงของฟอสฟอรัสและบีโอดีในแต่ละขั้นตอนของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Sedlak, 1991)

2.3.1 ปัจจัยที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส

ปัจจัยต่างๆอาจมีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งมีอยู่หลายประการ ดังนี้

ก) ฟิเอช

Matsuo และ Hosobora (1988) พบว่าอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสจะลดลงที่ฟิเอชต่ำกว่า 7 และมีค่าสูงสุดที่ฟิเอช 7.5-8.5 ส่วน Liu และคณะ (1996) พบว่า อัตราการปล่อยคาย

ฟอสฟอรัสมีค่าสูงขึ้นต่อเนื่องจากพีเอช 6.5-8.0 แต่ลดลงที่พีเอชมากกว่า 8.0 ขณะที่อัตราการใช้ อะซิเตดคองที่ช่วงพีเอช 6.5-8.0 แต่มีค่าน้อยลงที่พีเอชสูงหรือต่ำกว่านี้ เช่นเดียวกับ Sedlak (1991) เสนอว่า ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มขึ้นที่พีเอช 7.5-8.0 ขณะที่ Smolders และคณะ (1994) พบว่าปริมาณพลังงานที่จุลินทรีย์ใช้ในการจับใช้อะซิเตดในช่วงแอนแอโรบิก (ซึ่ง ได้จากการปล่อยคายฟอสฟอรัสในเซลล์ออกมา) จะขึ้นกับค่าพีเอชในระบบ โดยการจับใช้อะซิเตด ที่พีเอชต่ำใช้พลังงานน้อยกว่าที่พีเอชสูง มีผลให้จุลินทรีย์ปล่อยคายฟอสฟอรัสที่พีเอชต่ำกว่าที่พี เอชสูง

ข) ออกซิเจนละลาย

Sedlak (1991) บอกว่าค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 2 มก./ล. ก็เพียงพอต่อการจับ ใช้ฟอสฟอรัสของจุลินทรีย์

ค) บีโอดี

เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูง และฟอสฟอรัสที่ออกจากระบบมี ค่าน้อยกว่า 1 มก./ล. Randall และคณะ (1992) พบว่าอัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสควรมากกว่า 20:1 ส่วน Sedlak (1991) เสนออัตราส่วนบีโอดีต่อฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 20:1 ถึง 30:1

ง) ซีโอดี

Randall และคณะ (1992) แนะนำให้ใช้อัตราส่วนซีโอดี 50 มก./ล. ต่อการกำจัด ฟอสฟอรัส 1 มก./ล. เช่นเดียวกับ Pitman (1991) บอกว่า ถ้าอัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสน้อยกว่า 50 นาทีจะไม่ได้ตามมาตรฐาน ส่วน Siebritz และคณะ (1983) พบว่า การกำจัดฟอสฟอรัสจะเกิด ขึ้นเมื่อค่าซีโอดีที่ข่อยสลายได้ทางชีวภาพอย่างรวดเร็วมีไม่น้อยกว่า 25 มก./ล.

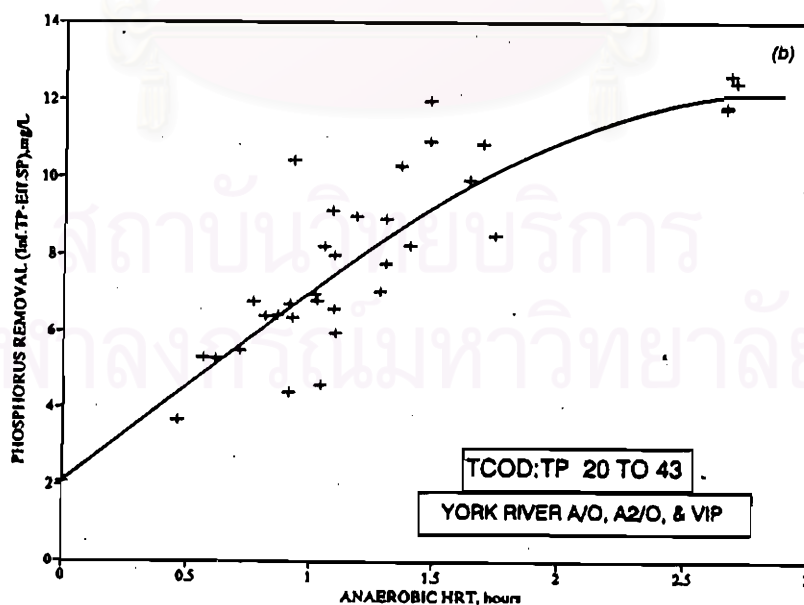
จ) อายุสัณคั (SRT - sludge retention time)

Okada และคณะ (1991) ศึกษาผลของอายุสัณคัที่มีต่อจุลินทรีย์เฟอโอในระบบแอก ทิวเต็ดสัณคัแบบเอสปีอาร์ พบว่าแบคทีเรียจะไม่เพิ่มจำนวนที่ค่าอายุสัณคัต่ำกว่า 25 วัน ส่วน Sedlak (1991) กล่าวว่า ที่ค่าอายุสัณคัมากขึ้น ทำให้ปริมาณสัณคัลดลง และมีผลทำให้การกำจัด ฟอสฟอรัสลดลงด้วย เนื่องจากฟอสฟอรัสจะถูกกำจัดออกไปพร้อมกับสัณคัในการระบายสัณคั ส่วนเกิน ซึ่งแย้งกับ Randall และคณะ (1992) ที่กล่าวว่า อายุสัณคัต่างกัน ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพ ของการกำจัดฟอสฟอรัส เนื่องจากเมื่ออายุสัณคัเพิ่มขึ้น (ซึ่งมีผลให้ระบายสัณคัส่วนเกินน้อยลง ทำให้กำจัดฟอสฟอรัสได้ลดลง) แต่ปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์จะเพิ่มขึ้น ทำให้ระบบสามารถ กำจัดฟอสฟอรัสได้เท่าเดิม อย่างไรก็ตาม Randall และคณะ ก็ได้แนะนำค่าอายุสัณคัที่เหมาะสมไว้

ที่ 3-60 วัน เช่นเดียวกับ WEF และ ASCE (1992) ก็แนะนำให้ใช้ค่าอายุสลัดจ์ในการออกแบบระบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์แบบบีเอ็นอาร์เท่ากับ 4-27 วัน และ Mamais และ Jenkins (1992) พบว่าระบบกำจัดฟอสฟอรัสจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพที่อายุสลัดจ์มากกว่า 2.9 วัน

จ) เวลาถักน้ำ (HRT - hydraulic retention time)

Okada และคณะ (1991) กล่าวว่าเวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกที่เพียงพอจะเป็นผลดีต่อการเพิ่มจำนวนของจุลชีพเฟือโอ ส่วน Sedlak (1991) พบว่า เวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกเพียง 1-2 ชั่วโมง ก็พอต่อการปล่อยคาสฟอสฟอรัสของจุลชีพเฟือโอ ทั้งนี้ระยะเวลาดังกล่าวต้องมากพอให้เกิดการหมักสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่ายด้วย ในขณะที่ Randall และคณะ (1992) พบว่าเมื่อเวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกมากขึ้น (หรือมีสัดส่วนมวลแอนแอโรบิกเพิ่มขึ้น) ระบบจะกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีขึ้น ดังรูปที่ 2.11 แต่ Randall และคณะก็ได้กล่าวว่าในกรณีที่อัตราส่วนซีโอดีต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดมีค่าสูงมากพอและเดินระบบได้อย่างถูกต้องแล้ว ปริมาณฟอสฟอรัสในสลัดจ์จะต่ำและเวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกที่ต่างกันจะมีผลเพียงเล็กน้อยต่อประสิทธิภาพของระบบ ส่วน Barnard (1984) พบว่า ระยะเวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกที่นานเกินไปจนจุลชีพใช้กรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียหมดแล้ว จุลชีพเฟือโอจะคายฟอสเฟตออกมา ทำให้จุลชีพเฟือโอไม่สามารถจับใช้ฟอสฟอรัสในช่วงแอนแอโรบิกได้หมดเนื่องจากมีพลังงานในตัวเองเพียงพอ เรียกปรากฏการณ์นี้ว่า Secondary P release



รูปที่ 2.11 ผลของเวลาถักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกต่อการกำจัดฟอสฟอรัส (Randall และคณะ, 1992)

ข) ชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

Abu-ghararha และ Randall (1991) อ้างถึงใน Randall และคณะ, (1991) พบว่ากรดอะซิติกเป็นแหล่งคาร์บอนที่ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่าแหล่งคาร์บอนที่มาจากกรดอินทรีย์ชนิดอื่นๆ ส่วน Comeau และคณะ (1986) พบว่าเมื่อเติมอะซิติกในช่วงแอนแอโรบิก จะมีการปล่อยคายฟอสฟอรัสมากขึ้นเป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณอะซิติกที่เติม เช่นเดียวกับ Randall และ Chapin (1997) ที่พบว่าเมื่อปริมาณกรดอะซิติกในน้ำเสียเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสจะสูงขึ้น แต่เมื่อเติมมากเกินไป (800 มก./ล. อะซิติก) การกำจัดฟอสฟอรัสลดลง และการจมตัวของสลัดจ์ไม่ดี ขณะที่ Cech และคณะ (1993) สรุปว่าอัตราส่วนโมลของฟอสเฟตที่ปล่อยออกต่อโมลของอะซิติกที่ถูกใช้ในช่วงแอนแอโรบิกอยู่ระหว่าง 0-0.78 ขึ้นกับอัตราส่วนปริมาณจุลินทรีย์เพื่อออกซิเดชันในกระบวนการ ส่วน Satoh และคณะ (1992) พบว่าโมลอะซิติกที่ใช้ต่อโมลฟอสเฟตที่สะสมในเซลล์ต่อโมลไกลโคเจนที่ถูกใช้ไปในช่วงแอนแอโรบิกเท่ากับ 6 : 4 : 1 เช่นเดียวกับ Liu และคณะ (1996) พบว่าโมลฟอสฟอรัสที่ถูกปล่อยออกในช่วงแอนแอโรบิกต่อโมลอะซิติกที่ถูกใช้เท่ากับ 0.7-0.75 ที่พีเอช 5.5-6.5 และ Smolders และคณะ (1994) พบว่าโมลฟอสเฟตที่ปล่อยคายต่อโมลของอะซิติกที่จับใช้เท่ากับ 0.25-0.75 ที่พีเอช 5.5-8.5 นักวิจัยบางกลุ่มพบการแก่งแย่งเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เอโอแทนที่จุลินทรีย์เอโอเมื่อใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนในน้ำเสีย (Tasli และคณะ, 1997; Carucci และคณะ, 1995)

ข) ไนโตรเจน

Matsuo และ Hosobora (1988) พบว่า ที่ความเข้มข้นไนโตรเจนมากกว่า 15 มก./ล. จะยับยั้งการจับใช้ฟอสฟอรัส และการยับยั้งมีมากขึ้นที่พีเอชต่ำ

ค) ไนเตรต

Randall และคณะ (1992) กล่าวว่ากรณีที่มีไนเตรตในช่วงแอนแอโรบิก ไนเตรตจะเป็นสารยับยั้งการเจริญเติบโต ทำให้กระบวนการหมักไม่เกิดขึ้น คาร์บอนอินทรีย์ในรูปแบบต่างๆจะไม่ถูกเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหยง่าย จึงไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัส จึงควรควบคุมไม่ให้มีไนเตรตในช่วงแอนแอโรบิก ส่วน Kuba และคณะ (1994) พบว่ากรณีที่มีไนเตรตในช่วงแอนแอโรบิก การปล่อยฟอสฟอรัสจะลดลง เนื่องจากจะเกิดคิโนคริฟิเคชันก่อน และแบคทีเรียคิโนคริฟิเคชันจะแข่งขันแย่งใช้สารอาหารจากแบคทีเรียกำจัดฟอสฟอรัส ส่วน Barnard (1982) เสนอว่าอัตราส่วนซีไอคือไนโตรเจนทั้งหมดในช่วงแอนแอโรบิกไม่ควรต่ำกว่า 10:1 เพื่อให้มีผลลบจากไนเตรตน้อยที่สุด

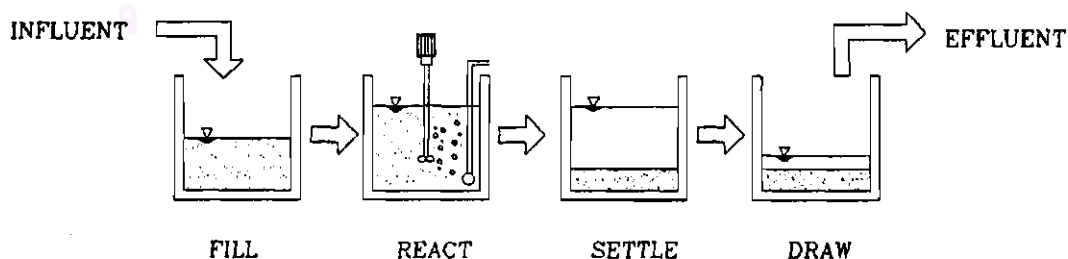
2.4 ทฤษฎีการบำบัดน้ำเสียแบบเอสปีอาร์

ระบบเอสปีอาร์ เป็นระบบที่คล้ายคลึงกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศรุ่นแรก ซึ่งคิดค้นขึ้นโดย Arden และ Lockett ในปี ค.ศ. 1914 (Irvine และคณะ, 1979) ระบบเติมอากาศที่ใช้กันครั้งแรกเป็นระบบแบบ Fill and Draw กล่าวคือ ปล่อยน้ำเสียเข้าให้เต็มถังก่อน แล้วปิดท่อน้ำเข้าและเป่าอากาศ แบบที่เรือในน้ำเสียจะกำจัดคาร์บอนอินทรีย์ แล้วทิ้งให้ตกตะกอน ปล่อยน้ำใสส่วนบนออก จากนั้นก็เริ่มต้นวัฏจักรใหม่ ในสมัยนั้นลักษณะการใช้ถังเติมอากาศเช่นนี้ไม่สะดวกที่จะใช้กับน้ำเสียที่ไหลตลอดเวลา ทั้งนี้ระบบเอสปีอาร์ยังไม่เป็นที่รู้จัก ด้วยเหตุนี้ ระบบ Fill and Draw จึงถูกแทนที่ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไหลต่อเนื่องที่ใช้กันอยู่ในปัจจุบันนี้

ระบบเอสปีอาร์ที่เรียกกันในปัจจุบันมีกำเนิดมาจาก Irvine ได้ทดลองใช้โดยเป็นวิธีบำบัดน้ำเสียแบบแบตช์ (batch) อย่างไรก็ดีไม่ได้หมายความว่า ระบบแบบเอสปีอาร์จะไม่สามารถใช้กับแหล่งน้ำเสียที่ไหลตลอดเวลา เพราะอันที่จริงแล้วโดยการออกแบบที่เหมาะสม ระบบเอสปีอาร์จะทำได้เช่นเดียวกับระบบที่ทำงานติดต่อกันตลอดเวลา ดังเช่นระบบ ICEAS (Intermittent Cycle Extended Aeration System) ซึ่งดัดแปลงจากระบบเอสปีอาร์ โดยประกอบด้วย ถังพักน้ำและถังปฏิกริยาเอสปีอาร์ หรือถังปฏิกริยาเอสปีอาร์สองถังขึ้นไป (US.EPA., 1986) งานวิจัยขั้นพื้นฐานที่กระทำในสหรัฐอเมริกาพบว่าถ้าระบบเอสปีอาร์ประกอบด้วยถังเติมอากาศจำนวน 3 ใบ การควบคุมดูแลระบบจะทำได้ดีที่สุดในที่สุดและสามารถบำบัดน้ำเสียที่ไหลตลอดเวลาได้ (Irvine และคณะ, 1979)

2.4.1 หลักการทำงานของระบบเอสปีอาร์

ในการทำงานของระบบเอสปีอาร์ ขั้นตอนการบำบัดทั้งหมดจะเกิดขึ้นภายในถังปฏิกริยาแบบกวนผสมรูปทรงใบเคียว ซึ่งประกอบด้วยวงจรการทำงาน 4 อย่าง คือ รับน้ำเสีย (fill) เกิดปฏิกริยา (react) ตกตะกอน (sedimentation) และ ระบายน้ำใส (draw) ดังแสดงในรูปที่ 2.12 ในกรณีที่ระบบเอสปีอาร์ใช้ถังปฏิกริยามากกว่า 1 ถังในเวลาใดเวลาหนึ่ง ถังแต่ละใบจะมีหน้าที่ไม่ตรงกัน เพื่อให้สามารถบำบัดน้ำเสียที่ไหลติดต่อกันตลอดเวลาได้โดยไม่ขาดตอน



รูปที่ 2.12 การทำงานของกระบวนการเอสปีอาร์

ลักษณะการทำงานของระบบเอสบีอาร์ เริ่มจากปล่อยน้ำเสียให้เข้าถังปฏิกริยาในระชระรับ น้ำเสียจนถังแรกเต็ม ก็จะถูกเปลี่ยนทางเดินน้ำเสียให้ไหลลงถังที่สองแทน ถังใบแรกจะเข้าสู่ระยะ เกิดปฏิกริยา ซึ่งในระชระนี้จะมีการเติมอากาศให้กับน้ำเสียตลอดเวลา เมื่อปฏิกริยาสิ้นสุดแล้ว จะหยุดเติมอากาศแล้วเข้าสู่ระยะตกตะกอน หลังจากนั้น น้ำใสที่อยู่ตอนบนของถังจะถูกระบายออกไป ปกติแล้วน้ำประมาณ 3/4 ของถังจะถูกระบายออกไป เหลือน้ำประมาณ 1/4 ของถัง ซึ่งเป็นส่วนที่มี จุลินทรีย์ตกตะกอนอยู่เพื่อรอการเติมน้ำเสียลงในถังนี้อีกครั้ง (Metcalf and Eddy, 1991) ถังใบอื่นๆ จะมีลักษณะการทำงานเหมือนกับถังใบแรก มีข้อแตกต่างอยู่เพียงความเหมือนกันของหน้าที่ของแต่ละถัง ดังรูปที่ 2.13 แสดงวงจรการทำงานของระบบเอสบีอาร์แบบสี่ถังขนานที่สามารถรับน้ำเสียได้ตลอดเวลา

จุลินทรีย์จะอยู่ในถังปฏิกริยาแต่ละใบจนกว่าจะมีการระบายบางส่วนออกไป ความดีและปริมาณการระบายจุลินทรีย์ออกไปจะขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่เติมลงในระบบและเวลากักเชลล์เฉลี่ย (MCRT - Mean Cell Residence Time) โดยมีกระบายจุลินทรีย์ออกในช่วงปลายระยะเกิดปฏิกริยา เพื่อให้ง่ายแก่การคุมปริมาณการระบายจุลินทรีย์

	60 Min		60 Min		60 Min		60 Min	
REACTOR 1	FA		FA		FS		D	FI
REACTOR 2	FS		D	FI	FA		FA	
REACTOR 3	FA		FS		D	FI	FA	
REACTOR 4	D	FI	FA		FA		FS	

Cycle Steps

FA Fill-Aerate

D Decant

FS Fill-Settle

FI Fill-Idle

รูปที่ 2.13 วงจรการทำงานของระบบเอสบีอาร์แบบหลายถังขนานหนึ่ง (Pfrang, 1997)

2.4.2 ข้อดีและข้อเสียของระบบเอสบีอาร์

ในอดีตมักใช้ระบบเอสบีอาร์บำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม หรือชุมชนที่อยู่อาศัยขนาดเล็กที่มีเงินลงทุนน้อย เช่น หมู่บ้านจัดสรร เพื่อไม่ต้องการการควบคุมดูแลระบบบำบัดน้ำเสีย

ที่ยู่ยากสลับซับซ้อน แต่ในปัจจุบัน ระบบเอสปีอาร์มีแนวโน้มที่จะได้รับความสนใจมากขึ้นและกำลังถูกนำมาใช้บำบัดน้ำเสียในปริมาณมาก เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนของเขตยานนาวา กรุงเทพมหานคร เรียกว่าระบบ CASS (Cyclic Activated Sludge System) (Pfrang, 1997) ซึ่งเป็นระบบเอสปีอาร์ที่มีขนาดใหญ่ที่สุดในประเทศ เป็นต้น เนื่องจากระบบเอสปีอาร์มีข้อดีหลายประการจากข้อมูลใน WEF และ ASCE (1992) และ US.EPA. (1986) ดังนี้

1. จากสภาพแวดล้อมในระบบที่เปลี่ยนไปตามเวลา ทำให้เกิดการคัดพันธุ์ ซึ่งจะช่วยป้องกันการไม่งอมตัวของสลัดจ์อันเกิดจากการเจริญเติบโตของแบคทีเรียชนิดเส้นใย (filamentous bacteria) ซึ่งมักจะถูกคัดออกไปจากระบบนี้

2. ไม่ต้องมีถังตกตะกอนและระบบเวียนกลับสลัดจ์ ทำให้ไม่มีปัญหาทางกายภาพเกี่ยวกับการใช้ถังตกตะกอน เช่น ปัญหาการไหลลัดวงจร (short circuit) เนื่องจากความแตกต่างของอุณหภูมิในถังกับน้ำที่เข้ามา หรือปัญหาของประสิทธิภาพของอุปกรณ์กวาดสลัดจ์ไปที่หลุมเก็บสลัดจ์ (sludge hopper) เป็นต้น

3. ตามทฤษฎี ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบแบบคัชช่อมดีกว่าแบบไหลต่อเนื่องสามารถรองรับน้ำเสียในกรณีที่มีปริมาณมากหรือมีความเข้มข้นสูงในช่วงเวลาสั้นๆ ได้ดี

4. สามารถคัดแปลงหน้าที่การทำงานให้สามารถกำจัดคาร์บอนอินทรีย์ ในโคโรเจน หรือฟอสฟอรัสได้โดยไม่ต้องปรับปรุงโครงสร้างถัง

5. มีความยืดหยุ่นในการปรับระยะเวลาในแต่ละหน้าที่การทำงาน ให้เหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสียที่แปรเปลี่ยน

6. ในการเดินระบบในช่วงแรกของช่วงการใช้งาน ปริมาณน้ำเสียอาจน้อยกว่าที่ออกแบบไว้มาก สามารถปรับระดับน้ำในถังให้เหมาะกับปริมาณน้ำเสียได้

ทั้งนี้ ระบบเอสปีอาร์ก็มีข้อเสียที่สำคัญบางประการดังนี้

1. ถ้าน้ำเสียไหลติดต่อกันตลอดวันในปริมาณที่ไม่คงที่ การควบคุมดูแลระบบเอสปีอาร์แบบหลายถังจะต้องการระบบอัตโนมัติหลายอย่างที่ไม่จำเป็นต้องมีในระบบเดิมอากาศแบบอื่น

2. ในกรณีที่ใช้ถังใบเดียว ต้องใช้ถังขนาดใหญ่มาก

3. อาจมีปัญหาการอุดตันของอุปกรณ์เดิมอากาศในช่วงตกตะกอนและระบายน้ำไต่ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของอุปกรณ์เดิมอากาศด้วย

2.5 การประยุกต์กระบวนการเอสบีอาร์ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

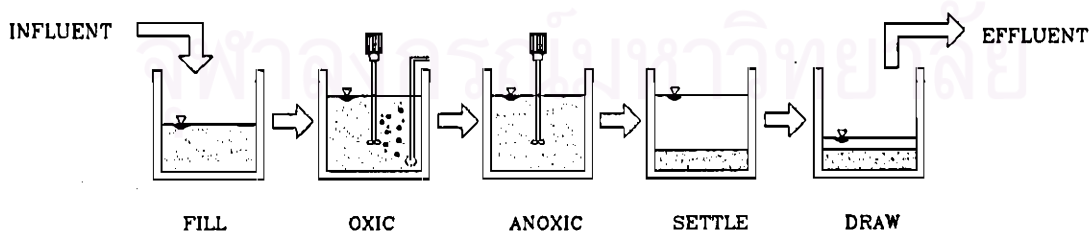
ในปัจจุบันนอกจากความสามารถในการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์แล้ว กระบวนการเอสบีอาร์ ยังได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยปรับเปลี่ยนขั้นตอนการทำงานให้มีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม โดยมีทั้งการกำจัดไนโตรเจนอย่างเคียว การกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเคียว และการกำจัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยมีรายละเอียดดังนี้

2.5.1 การกำจัดไนโตรเจนอย่างเคียว

การกำจัดไนโตรเจนอย่างเคียวทำได้โดยปรับขั้นตอนการทำงานของระบบให้เป็น: เติมน้ำเสี่ย - ออกซิก - แอนออกซิก - ตกตะกอน - ระบายน้ำใส (WEF และ ASCE, 1992) แสดงในตารางที่ 2.4 และรูปที่ 2.14

ตารางที่ 2.4 รายละเอียดขั้นตอนการทำงานของระบบกำจัดไนโตรเจนอย่างเคียว

ขั้นตอน	กระบวนการ	หน้าที่
เติมน้ำเสี่ย ออกซิก แอนออกซิก ตกตะกอน ระบายน้ำใส	ไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน	เปลี่ยน org. N และ NH_4^+ ให้เป็น NO_3^- เปลี่ยน NO_3^- ให้เป็น N_2



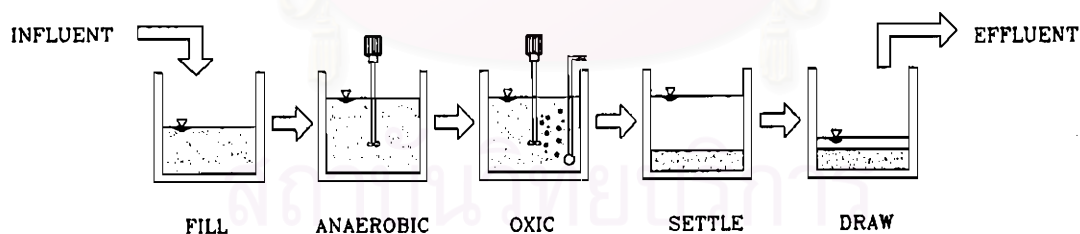
รูปที่ 2.14 ระบบกำจัดไนโตรเจนอย่างเคียว (WEF และ ASCE, 1992)

2.5.2 การกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเคีว

การกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเคีวโดยเอสปีอาร์ ทำได้เฉพาะในกรณีที่มีน้ำเสียมีไนโตรเจนอยู่เพียงเล็กน้อยแค่พอแก่การเจริญเติบโตของแบคทีเรียเท่านั้น โดยมีขั้นตอนการทำงานดังนี้ : เติมน้ำเสีย - แอนแอโรบิก - ออกซิก - ตกตะกอน - ระบายน้ำใส (WEF และ ASCE, 1992) ทั้งนี้หากน้ำเสียมีไนโตรเจนอยู่ ในเทรตที่เกิดขึ้นในช่วงออกซิกจะทำให้เกิดสภาพแอนออกซิกก่อนแอนแอโรบิกในวัฏจักรถัดไปเสมอ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง ดังแสดงในตารางที่ 2.5 และรูปที่ 2.15

ตารางที่ 2.5 รายละเอียดขั้นตอนการทำงานของระบบกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเคีว

ขั้นตอน	กระบวนการ	หน้าที่
เติมน้ำเสีย แอนแอโรบิก ออกซิก ตกตะกอน ระบายน้ำใส	การปล่อยฟอสฟอรัส การจับใช้ฟอสฟอรัส	ปล่อยฟอสเฟตในเซลล์ออกมาในรูป ortho-P จับใช้ฟอสเฟตเข้ามาในเซลล์ในรูป poly-P



รูปที่ 2.15 ระบบกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเคีว (WEF และ ASCE, 1992)

2.5.3 การกำจัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

การกำจัดทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในเอสปีอาร์ สามารถจัดขั้นตอนการทำงานได้เป็นสองแบบคือ แบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน (pre-denitrification) นั่นคือเกิดขึ้นตอนแอนออกซิกก่อนแอนแอโรบิก เพื่อกำจัดไนเตรตที่ตกค้างในระบบในวัฏจักรที่แล้วไม่ให้ไนเตรตมีผลรบกวนการ

ปล่องฟอสฟอรัส โดยมีขั้นตอนดังนี้คือ: เดิมน้ำเสีย - แอนออกซิก - แอนแอโรบิก - ออกซิก - ตกตะกอน - ระบายน้ำใส ดังแสดงในตารางที่ 2.6 และรูปที่ 2.16 (Randall และคณะ, 1992)

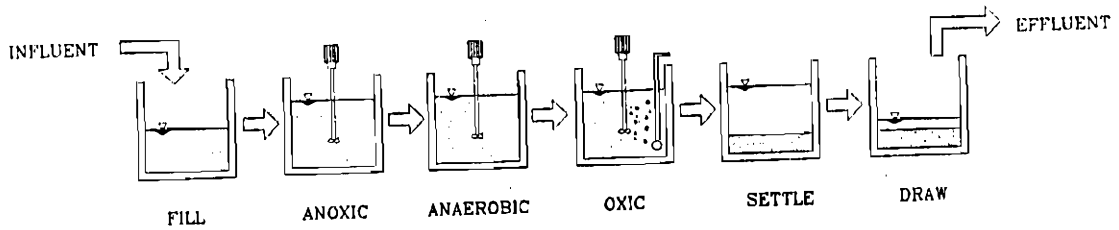
ส่วนแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง (post-denitrification) มีขั้นตอนดังนี้คือ : เดิมน้ำเสีย - แอนแอโรบิก - ออกซิก - แอนออกซิก - ออกซิก2 - ตกตะกอน - ระบายน้ำใส โดยช่วงเวลาในช่วงออกซิกให้เหลือคาร์บอนเท่าที่จำเป็นในขั้นตอนแอนออกซิก ดังแสดงในตารางที่ 2.7 และรูปที่ 2.17

ตารางที่ 2.6 รายละเอียดขั้นตอนการทำงานของระบบกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบบ ดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน

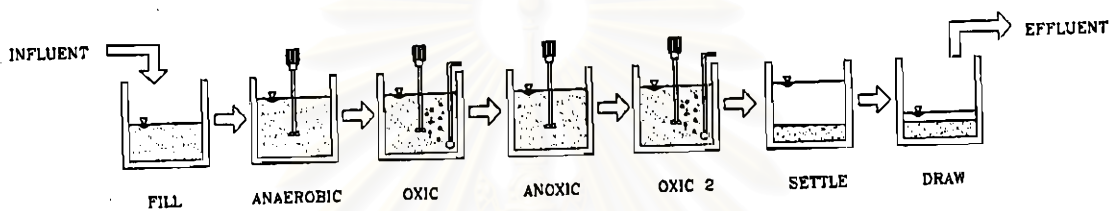
ขั้นตอน	กระบวนการ	หน้าที่
เดิมน้ำเสีย แอนออกซิก แอนแอโรบิก ออกซิก ตกตะกอน ระบายน้ำใส	ดีไนตริฟิเคชัน การปล่อยฟอสฟอรัส การจับใช้ฟอสฟอรัส ในดีไนตริฟิเคชัน	เปลี่ยน NO_3^- ที่ค้างอยู่ให้เป็น N_2 ปล่อยฟอสเฟตในเซลล์ออกมาในรูป ortho-P จับใช้ฟอสเฟตเข้ามาในเซลล์ในรูป poly-P และเปลี่ยน org. N และ NH_4^+ ให้เป็น NO_3^-

ตารางที่ 2.7 รายละเอียดขั้นตอนการทำงานของระบบกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบบ ดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง

ขั้นตอน	กระบวนการ	หน้าที่
เดิมน้ำเสีย แอนแอโรบิก ออกซิก แอนออกซิก ออกซิก2 ตกตะกอน ระบายน้ำใส	การปล่อยฟอสฟอรัส การจับใช้ฟอสฟอรัส ในดีไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟิเคชัน ได้ก๊าซ N_2	ปล่อยฟอสเฟตในเซลล์ออกมาในรูป ortho-P จับใช้ฟอสเฟตเข้ามาในเซลล์ในรูป poly-P และเปลี่ยน org. N และ NH_4^+ ให้เป็น NO_3^- เปลี่ยน NO_3^- ที่ค้างอยู่ให้เป็น N_2 ได้ก๊าซ N_2 ที่ติดอยู่ในสัดค์ออกจากระบบ



รูปที่ 2.16 ระบบกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน (Randall และคณะ, 1992)



รูปที่ 2.17 ระบบกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง

2.6 ดีซ็อม (Dyes)

ธงชัย(2527) กล่าวว่าดีซ็อมที่นำมาใช้ในการย้อมเส้นใยมีอยู่ด้วยกันมากมายหลายชนิด การที่จะนำดีซ็อมใดๆมาใช้ย้อมให้ได้ผลดีนั้น ขึ้นอยู่กับอำนาจการรวมตัวของดีซ็อมกับเส้นใยซึ่งต้องมีมากกว่าอำนาจการรวมตัวของดีซ็อมกับน้ำ เราจะสามารถทำให้เกิดสภาวะเช่นนี้ขึ้นได้เมื่อโมเลกุลของดีซ็อมมีหมู่อะตอมซึ่งถูกจัดให้เรียงตัวกันในลักษณะที่จะทำให้เกิดการดูดติด (substantivity) กับเส้นใยแล้วเกิดพันธะ (bond) ยึดกันแน่น อาจกล่าวได้อย่างกว้างๆ ว่าอิทธิพลเชิงเคมี 4 ชนิดที่ทำให้ดีซ็อมดูดติดกับเส้นใยได้คือ

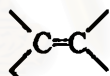
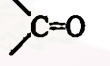
- 1) พันธะไฮโดรเจน (hydrogen bond)
- 2) แรงแวนเดอร์วาลส์ (van der waals' forces)
- 3) แรงไอออน (ionic forces)
- 4) พันธะโควาเลนต์ (covalent bond)

กำลังแรงเหล่านี้มักจะไม่ทำหน้าที่แค่เพียงลำพัง การดูดติดกันระหว่างโมเลกุลของดีซ็อมกับโมเลกุลของเส้นใยอย่างน้อยจะต้องประกอบไปด้วยแรง 2 ชนิดขึ้นไป บางครั้งก็อาจจะเกิดแรงทั้ง 4 ชนิดผสมผสานกัน สำหรับแรงยึดติดทางเคมีที่จะให้การยึดติดได้ดีที่สุดคือพันธะโควาเลนต์

การยึดติดของโมเลกุลสีเชื่อมกับโมเลกุลเส้นใยนอกจากจะเป็นอิทธิพลเชิงเคมีของแรงทั้ง 4 ชนิดแล้ว อิทธิพลด้านเรขาคณิตของโมเลกุลของสี หรืออาจกล่าวง่าย ๆ ว่ารูปร่างและขนาดของสีก็มีผลต่อการยึดติดหรือมีผลกระทบต่อการใช้กันอย่างมากระหว่าง เช่น ถ้าโมเลกุลของสีเชื่อมขี้ดเล็กและยาวเท่าไรก็จะผ่านช่องว่างเข้าไปในเส้นใยได้มากขึ้นเท่านั้น อันจะทำให้การติดสีดีขึ้น หรือถ้าโมเลกุลของสีเชื่อมมีลักษณะแบนและมีความกว้างมากกว่าความยาวมากๆ จะทำให้เกิดการติดสีมีความคงทนสูงมากขึ้น ดังนี้เป็นต้น

2.6.1 การเกิดสีของสีเชื่อม

Witt (อ้างถึงใน ธงชัย, 2527) ได้สรุปว่าสีซึ่งปรากฏออกมาทำให้ตามนุษย์ปกติมองเห็นได้เกิดมาจากการจัดเรียงตัวของกลุ่มอะตอมประเภทหนึ่ง ภายในโมเลกุลของสีเชื่อม กลุ่มอะตอมที่กล่าวนี้เรียกกันว่า “โครโมฟอร์” (chromophores) ซึ่งมีอยู่ด้วยกัน 7 กลุ่มคือ

1. กลุ่มไนโตรโซ (nitroso group) : $-\text{NO}$ (หรือ $=\text{N}-\text{OH}$)
2. กลุ่มไนโตร (nitro group) : $-\text{NO}_2$ (หรือ $=\text{NO}.\text{OH}$)
3. กลุ่มอะโซ (azo group) : $-\text{N}=\text{N}-$
4. กลุ่มเอทิลีน (ethylene group) : 
5. กลุ่มคาร์บอนิล (carbonyl group) : 
6. กลุ่มคาร์บอนิล-ไนโตรเจน (carbonyl-nitrogen group) : $\text{C}=\text{NH}$ และ $\text{CH}=\text{N}-$
7. กลุ่มซัลเฟอร์ (sulphur group) : $\text{C}=\text{S}$ และ $\text{C}-\text{S}-\text{S}-\text{C}$

กลุ่มอะตอมต่างๆเหล่านี้ จะเป็นตัวไปเพิ่มสีให้แก่สารประกอบอะโรมาติก โดยการดูดกลืนแถบแสงสีขาวยาวบางแถบแสงและปล่อยออกมาบางแถบแสง ทำให้มนุษย์มองเห็นสีเชื่อมมีโทนสีแตกต่างกันไป

สีเชื่อมโดยทั่วไปนอกจากจะต้องมีกลุ่มอะตอมโครโมฟอร์แล้ว ยังจำเป็นต้องมีกลุ่มอะตอมอีกชนิดหนึ่งได้แก่ กลุ่มอะตอม “ออกโซโครม” (auxochromes) อันได้แก่ $-\text{OH}$, $-\text{NH}_2$, $-\text{NHR}$, $-\text{NR}_2$, $-\text{SO}_2$ และ $-\text{COOH}$ เพื่อให้สีเชื่อมสามารถทำปฏิกิริยายึดติดกับเส้นใยได้ โมเลกุลใดที่ปราศจากกลุ่มอะตอมออกโซโครม โมเลกุลนั้นจะแสดงสมบัติของสีออกมาได้แต่จะขาดสมบัติในการยึดติดกับเส้นใย โมเลกุลดังกล่าวนี้เรียกว่า “โครมาเจน” (chromagen) ยกตัวอย่างเช่น สีเชื่อมอะมิโนอะโซเบนซีน (aminoazobenzene dyestuff) มีสูตรโมเลกุลดังนี้ คือ $\text{H}_2\text{N}-\text{C}_6\text{H}_4-\text{N}=\text{N}-\text{C}_6\text{H}_5$ ซึ่งกลุ่มอะตอมโครโมฟอร์คือ $-\text{N}=\text{N}-$ กลุ่มอะตอมออกโซโครมคือ $-\text{NH}_2$ และโมเลกุลที่เรียกว่าโครมาเจน

คือ  ทั้งกลุ่มโครโมฟอร์ ออกโซโครม และโครมาเจนนี่จะเป็นส่วนสำคัญในการพิจารณาแบ่งกลุ่มของสีย้อมตามสูตร โครงสร้างทางเคมีซึ่งจะกล่าวถึงต่อไป

2.6.2 การจำแนกสีย้อม

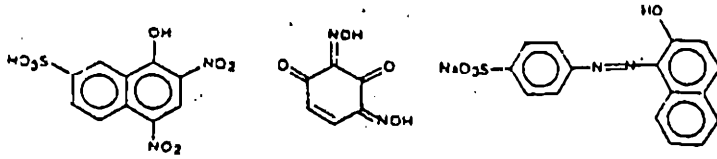
อัจฉราพร (2527) กล่าวว่าสีย้อมที่ละลายในน้ำจะจัดตามลักษณะกายภาพแบ่งออกได้เป็น 2 ชนิด ชนิดหนึ่งละลายน้ำได้เรียกกันว่าสีย้อม(dyes) อีกชนิดหนึ่งไม่ละลายน้ำเรียกว่าพิกเมนต์ (pigments) น้ำเป็นตัวทำละลายที่มีราคาถูกที่สุด ดังนั้นแม้ว่าสีย้อมบางตัวไม่ละลายในน้ำแต่สามารถละลายได้ในสารตัวอื่น โรงงานผู้ผลิตจะต้องพยายามค้นคว้าหาวิธีมาทำให้สีย้อมนั้นละลายในน้ำให้ได้ ใช้ตัวทำละลายชนิดอื่นให้น้อยที่สุดที่จะน้อยได้ สีย้อมละลายน้ำแล้วจะดูดซึมเข้าไปภายในเส้นใย บางตัวจะติดเส้นใยได้ดีพอสมควร ทนการซักและกระบวนการใช้น้ำอื่นๆ บางตัวจะมีพันธะ(linkage) เชื่อมโยงอยู่ระหว่างเส้นใยกับตัวสีย้อมที่ติดทนทานยิ่งขึ้น สีย้อมบางตัวจะติดเส้นใยได้เอง แต่ขณะเดียวกันก็หลุดออกมาได้ง่าย

พิกเมนต์ไม่ละลายน้ำ ย้อมเส้นใยให้เกิดสีได้แบบเดียวกับสีย้อมโดยให้พิกเมนต์กระจายตัว (disperse) หรือบางครั้งก็ละลายในเรซิน ยึดติดเส้นใยได้โดยเชิงกล มีบางตัวเหมือนกันที่ติดเส้นใยได้โดยเชิงเคมี เมื่อเป็นเช่นนี้จึงเป็นการยากที่จะทราบว่าสีย้อมเป็นสีย้อมและตัวไหนเป็นพิกเมนต์ ยิ่งไปกว่านั้นยังมีสีย้อมบางตัวที่เวลาจะย้อมจะต้องทำให้ละลายเสียก่อน เมื่อทำการย้อมแล้ว จึงเปลี่ยนเป็นสีย้อมที่ละลายน้ำภายในเส้นใยซึ่งก็จะกลายเป็นพิกเมนต์ ทำให้การแบ่งแยกเช่นนี้เกิดความสับสน

การจำแนกสีย้อมตามส่วนประกอบทางเคมี จะมีความยุ่งยากมากกับกรณีผู้ที่ได้ศึกษาวิชาเคมีมาแต่เพียงเล็กน้อย และค่อนข้างจะจดจำได้ยาก ในบรรดาสีย้อมที่ผลิตออกจำหน่ายในขณะนี้ สีย้อมกลุ่มเคมีเดียวกัน มีวิธีย้อมแตกต่างกัน ใช้กับเส้นใยแตกต่างกัน เช่น สีย้อมอะโซบางตัวย้อมง่าย ๆ โดยตรงเป็นสีย้อมโดยตรง (direct) บางตัวจะติดได้เมื่อน้ำย้อมมีภาวะเป็นกรดก็เป็นสีย้อมแอซิด (acid dyes) บางตัวจำเป็นต้องมีสารบางอย่างมาช่วยจึงจะติดเส้นใยได้ก็เรียกว่าสีย้อมมอร์ดันท์ (mordant dyes) จะเห็นได้ว่า การจำแนกตามการใช้งานคือเรียกตามกระบวนการย้อมบ้าง ตามลักษณะของสีย้อมบ้าง ให้ความสะดวกแก่ผู้ใช้เป็นอันมาก การจำแนกวิธีนี้จึงเป็นที่ยอมรับกันในบรรดาผู้ใช้และอุตสาหกรรมการผลิตสีย้อม แม้แต่สมาคมผู้ย้อมสีและผู้ผลิต (The Society of Dyes and Colourists) ก็ยอมรับว่าเป็นวิธีจำแนกสีย้อมที่เหมาะสมที่สุด หนังสือครรชนสี (colour index) ก็ใช้การจำแนกวิธีนี้เช่นกัน แต่อย่างไรก็ตามการจำแนกสีย้อมตามส่วนประกอบทางเคมีก็ยังมีประโยชน์ในการที่จะศึกษาถึงกลไกการกำจัดสีย้อมในน้ำเสียด้วย จึงจะนำเสนอการจำแนกสีย้อมทั้งแบบทางโครงสร้างเคมี ดังตารางที่ 2.8 และแบบการใช้งาน ดังตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.8 การจำแนกสี้อมตามโครงสร้างทางเคมี (Rangnekar, 1980)

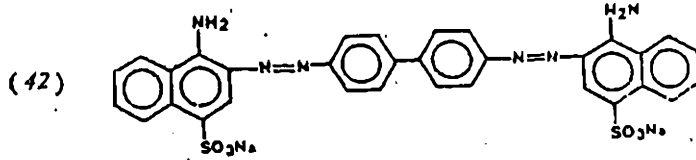
Class	Subclass	Example	Structure
Nitro	-	Naphthol yellow S	(39)
Nitroso	-	Fast Green O	(40)
Azo	Monoazo	Acid Orange II	(41)
	Diazo	Congo Red	(42)
	Trisazo	Direct Black EW	(43)
	Polyazo	-	
	Mordant azo	Eriochrome Black T	(44)
	Stilbene azo	Chrysophenine G	(45)
	Pyrazolone azo	Tartrazine	(46)
Diphenylmethane	-	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)



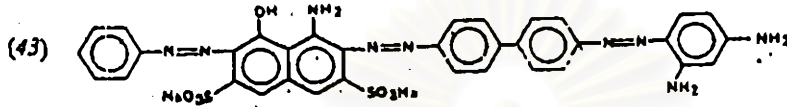
Naphthol yellow S
(39)

Fast Green O
(40)

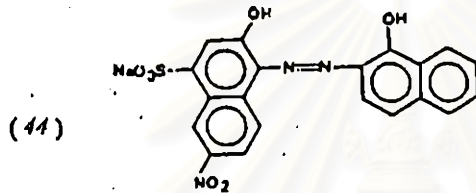
Acid Orange II
(41)



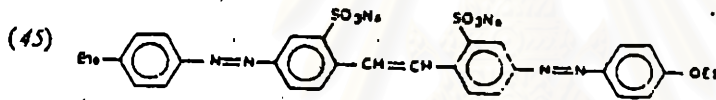
Congo Red



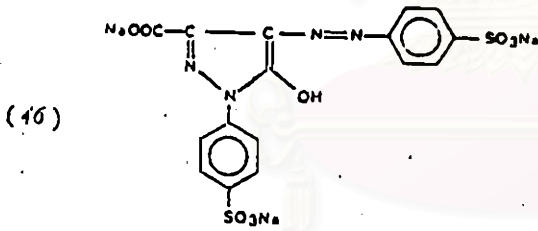
Direct Black BW



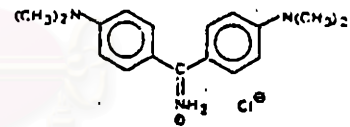
Eriochrome Black T



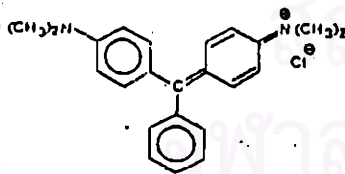
Chrysopaenic G



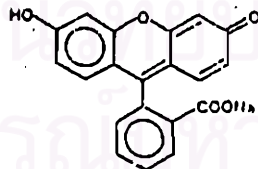
Tartrazine



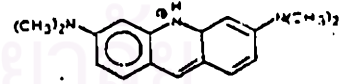
Auramine O
(47)



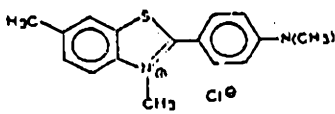
Malachite Green
(48)



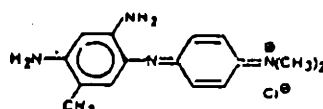
Fluorescein
(49)



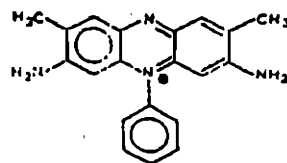
Acridine Orange NO
(50)



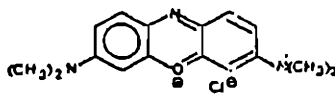
Basic Yellow T
(51)



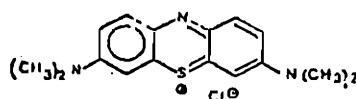
Toluylene Blue
(52)



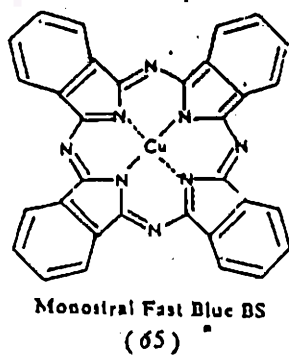
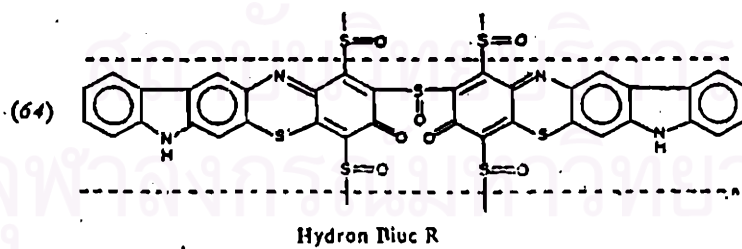
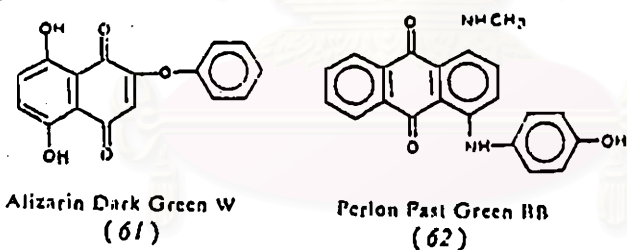
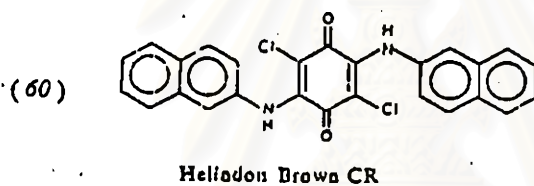
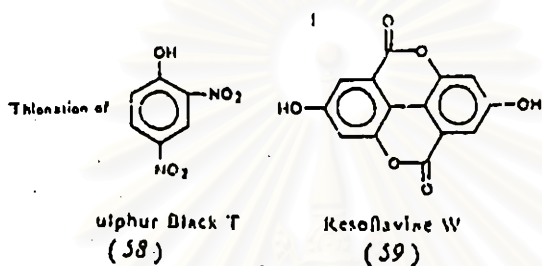
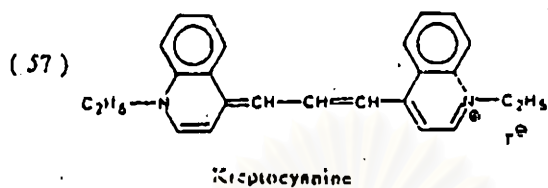
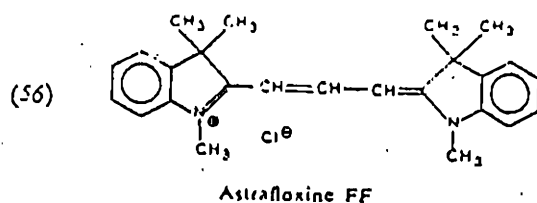
Safranin T
(53)



Capri Blue GN
(54)



Methylene Blue
(55)

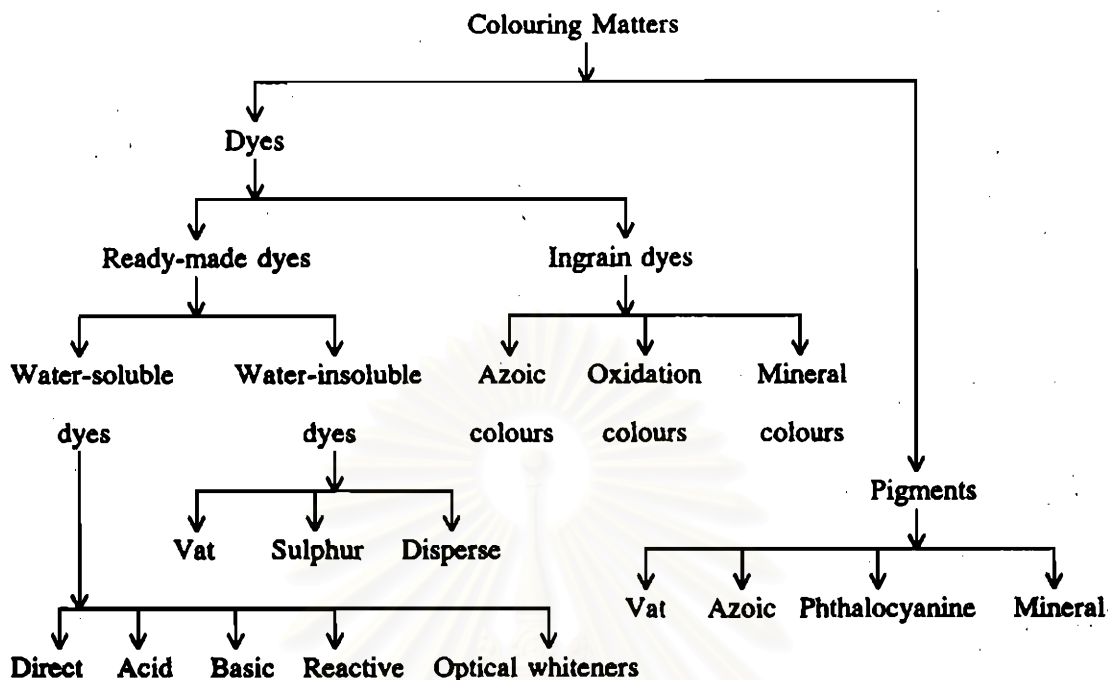


ตารางที่ 2.9 การจำแนกสีย้อมตามลักษณะการใช้งาน (Buckley, 1992 อ้างถึงใน อภิชาติ, 2539)

ประเภทสีย้อม	สมบัติกายภาพ และสมบัติเคมี	เส้นใยที่ เหมาะสมกับ สีย้อม	พันธะหรือ กลไกการติดสี	วิธีใช้ทั่วไป
สีย้อมเอซิด (acid dyes)	- ปรากฏ - ละลายน้ำดี - สติดไม่แน่น	- ไนลอน - ขนสัตว์	- พันธะไอออน นิก	- แห้งเส้นใยในสารละลายที่มี พีเอช 3-5 - เส้นใยซึ่งสมมติว่ามีประจุบวกติด กับสีย้อมที่มีประจุลบที่อุณหภูมิ 50- 110°ซ.
สีย้อมเมทัลล คอมเพล็กซ์เอซิด (metal complex acid dye)	- ปรากฏ - ละลายน้ำน้อย - สติดแน่นดี	- ไนลอน - ขนสัตว์	- พันธะไอออน นิก	- แห้งเส้นใยในสารละลายที่มี พีเอช 5-7 - เส้นใยซึ่งสมมติว่ามีประจุบวกติด กับสีย้อมที่มีประจุลบที่อุณหภูมิ 50- 110°ซ.
สีย้อมไดเรกต์ (direct dye)	- ปรากฏ - ละลายน้ำดี - สติดไม่แน่น	- ฝ้าย - วิตคอส	- พันธะไอออน นิก	- แห้งเส้นใยในสารละลายค่างอ่อน - เติมนิกโคโรไลต์ โซเดียม คลอไรด์ โซเดียมซัลเฟต และสีย้อม ที่อุณหภูมิ 98°ซ.
สีย้อมเบสิก (basic or cationic dye)	- ปรากฏ - ละลายน้ำดี	- อะคริลิก	- พันธะไอออน นิก	- แห้งเส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 4-6 - เติมสีย้อมแล้วเพิ่มอุณหภูมิให้ได้ 100-105°ซ.
สีย้อมดิสเพอร์ส (disperse dye)	- ไม่ละลายน้ำ หรือละลายน้ำได้ น้อยมาก - กระจายอยู่ใน น้ำเป็นอนุภาคคอลลอยด์ - สติดแน่นดี	- อะคริลิก - โพลีเอสเตอร์ - ไนลอน - เซลลูโลส - อะซิเตด	- คอลลอยด์ ของสีย้อมติด ผิวกับเส้น ใย	- แห้งเส้นใยในสารละลายที่มีพีเอช 4.5 - เติมสีย้อม แล้วเพิ่มอุณหภูมิให้ได้ 130°ซ.

ตารางที่ 2.9 การจำแนกสีย้อมตามลักษณะการใช้งาน (Buckley, 1992 อ้างถึงใน อภิชาติ, 2539)(ต่อ)

ประเภทสีย้อม	สมบัติกายภาพ และสมบัติเคมี	เส้นใยที่ เหมาะสมกับ สีย้อม	พันธะหรือ กลไกการติดสี	วิธีใช้ทั่วไป
สีย้อมรีแอคทีฟ (reactive dye)	- ประจุลบ - ละลายน้ำดี - สติคคแนนดี	- ฝ้าย - วิสคอส - ขนสัตว์	- พันธะโควา เลนท์	- แช่เส้นใยในสารละลายกรด - เดิมเกลือเพื่อกระจายสีสู่เส้นใย - เดิมด่างเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาระหว่างเส้นใยกับสีย้อม
สีย้อมซัลเฟอร์ (sulphur dye)	- เป็นคอลลอยด์ หลังจากเกิด ปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สติคคแนน	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาคก ตะกอนผลึก ภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มี โซเดียม ซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใย ด้วยอิเล็กโทรไลต์
สีย้อมเวท (vat dye)	- เป็นคอลลอยด์ หลังจากเกิด ปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สติคคแนน	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาคก ตะกอนผลึก ภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มี โซเดียม ซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใย ด้วยอิเล็กโทรไลต์
สีย้อมอะโซอิก (azoic dye)	- เป็นคอลลอยด์ หลังจากเกิด ปฏิกิริยาในน้ำ - ไม่ละลายน้ำ - สติคคแนน	- ฝ้าย - วิสคอส	- ปฏิกิริยาคก ตะกอนผลึก ภายในเส้นใย	- ละลายสีย้อมในสารละลายด่างที่มี โซเดียม ซัลเฟอร์ - สีย้อมจะแพร่กระจายไปสู่เส้นใย ด้วยอิเล็กโทรไลต์ - ต้มเพื่อให้เกิดตะกอนผลึก
สีย้อมมอร์แตนท์ หรือ โครม (mordant or chrome)	- ประจุลบ - ละลายน้ำได้ - สติคคแนนดี	- ขนสัตว์	- พันธะเชิง ซ้อนของเส้น ใยโครมและสี ย้อม	- แช่เส้นใยในสารละลายกรด - เดิมโซเดียมไดโครมต และสีย้อม - เพิ่มอุณหภูมิถึง 98°C.



รูปที่ 2.18 สมบัติของสีย้อม (Shenai, 1977)

2.6.3 สีย้อมรีแอคทีฟ

ในอดีตได้มีนักวิจัยหลายท่านพยายามค้นคว้าหาวิธีย้อมใยเซลลูโลสให้ติดทนทานดี ให้ตัวสีทำปฏิกิริยาโดยตรงกับเซลลูโลส การค้นคว้าที่เด่นชัดและผลิตออกจำหน่ายเป็นครั้งแรก คือ บริษัท อิมพีเรียล เคมิคัล อินคอปอเรชัน (Imperial Chemical Inc.) มีชื่อเรียกย่อๆว่า ไอซีไอ (I.C.I.) เมื่อปีพ.ศ.2499 กระบวนการย้อมวิธีต่างๆและการพิมพ์ก็ได้ได้รับความสนใจพัฒนาตามขึ้นมาด้วย นับว่าเป็นตัวสีซึ่งมีความสำคัญ เป็นตัวแทนของสีตัวอื่นๆที่ทำให้เกิดเทคนิคการย้อมใหม่ๆ ตัวสีเองก็สามารถใช้ประโยชน์ได้หลายอย่าง ไม่ว่าจะเป็นโรงงานขนาดใหญ่หรือเล็กสามารถย้อมได้ผลดีเหมือนกันทั้งสิ้น มีสีหลายสี มีความคงทนดี ย้อมง่าย

ตัวสีของบริษัทไอซีไอ ใช้ชื่อทางการค้าว่าโปรเซียน (Procion) ประกอบด้วยตัวสี 3 หมู่ ผลิตออกจำหน่ายแล้วมากกว่า 70 สี ต่อมาก็มีอีกหลายบริษัทที่ผลิตออกจำหน่าย ใช้ชื่อทางการค้าต่าง ๆ กัน เช่น บริษัทซิบา (Ciba) เรียกซิบาครอน (Cibacron), บริษัทเฮกท์ เรียกเรมาซอล (Remazol) เป็นต้น ตัวสีเหล่านี้มีฮาโลเจนอะตอมซึ่งสามารถทำปฏิกิริยากับหมู่ไฮดรอกซิลของเซลลูโลสได้ เมื่อมีตัวเกิดเป็นพันธะโควาเลนต์ทำให้ติดได้ดี และมากกว่าสีซึ่งติดโดยแรงกายภาพ-เคมี (physical-chemical forces) ซึ่งสามารถสลายตัวได้

สีรีแอกทีฟที่มีโครงสร้างทางเคมีคล้ายกับพวกสีแอซิด แต่สีรีแอกทีฟมีหมู่ labile ที่ไม่เสถียร ได้แก่ หมู่ $-Cl$ หรือ $-O-SO_3Na$ ซึ่งเป็นตัวทำให้สีรีแอกทีฟสร้างพันธะโควาเลนต์กับเส้นใยผ้า เซลลูโลสได้

สีรีแอกทีฟที่เป็นสีเหลือง ส้ม แดง ม่วง น้ำตาล และดำ โดยส่วนใหญ่จะเป็นโครงสร้างอะโซ แต่สีฟ้าหรือน้ำเงินจะมีทั้งที่เป็นโครงสร้างอะโซ (Azo) แอนทราควินอน (Anthraquinones) และพทาโลไซยานิน (Phthalocyanines) สีข้อมอะโซบางตัวมีโครงสร้างเป็นคอปเปอร์ นอกจากนี้สีดำ สีน้ำตาลบางตัว และสีรีแอกทีฟสำหรับข้อมผ้าขนสัตว์ มักจะมีโครงสร้างเป็นโครเมียมหรือโคบอลท์คอมเพล็กซ์ (Venkataraman, 1977) ซึ่งสามารถแยกเป็นเปอร์เซ็นต์โครงสร้างทางเคมีของสีรีแอกทีฟตามโทนสีได้ ดังตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 เปอร์เซ็นต์โครงสร้างทางเคมีของสีรีแอกทีฟที่แบ่งตามโทนสี (Shore, 1990)

Chemical class	การกระจายของโทนสี (%)								% ของสีรีแอกทีฟทั้งหมด
	เหลือง	ส้ม	แดง	ม่วง	น้ำเงิน	เขียว	น้ำตาล	ดำ	
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
รวม	100	100	100	100	100	100	100	100	100

สีรีแอกทีฟเป็นสีข้อมชนิดที่นิยมใช้กันมากในการข้อมสีปัจจุบัน โดยสารประกอบของสีสังเคราะห์เหล่านี้โดยทั่วไปประกอบด้วย โครมาเจนและออกโซโครม (Chiu, 1978 อ้างถึงใน Hu, 1992) โครมาเจนมักจะประกอบด้วยสารอะโรมาติก ซึ่งเป็นสารที่มีความคงตัวสูง กำจัดยาก (Hu, 1992)

2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องเกี่ยวกับการใช้ระบบชีวภาพในการกำจัดสี

2.7.1 ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

ระบบทางชีวภาพที่ใช้โดยทั่วไปคือระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ แต่ความสามารถในการกำจัดสีบางชนิดโดยเฉพาะสีรีแอกทีฟชนิดอะโซไดค่อนข้างน้อยหรือไม่ได้เลย ดังงานวิจัยของนักวิจัยหลายท่านดังต่อไปนี้

Shaul และคณะ (1982) ได้ทดลองกำจัดสีจากน้ำเสียจากโรงงานฟอกย้อมหลายแห่ง โดยระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เท่ากับ 8 วัน เปรียบเทียบระหว่างระบบปลั๊กโฟลวและซีเอสทีอาร์ พบว่าประสิทธิภาพของระบบทั้งสองไม่แตกต่างกันคือกำจัดบีโอดีได้ร้อยละ 95-99 ซีโอดีร้อยละ 63-75 และกำจัดสีได้ร้อยละ 11-34 และเมื่อเติมผง PAC ในปริมาณที่เหมาะสม พบว่าสามารถกำจัดซีโอดีและสีได้มากกว่าร้อยละ 99 และ 90 ตามลำดับ

Shaul และคณะ (1987) ได้ศึกษาการกำจัดสีซ้อมแอซิด 7 ชนิดซึ่งเป็นสีอะโซทั้งหมดที่ความเข้มข้น 1 และ 5 มก./ล. ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ 2.7 วัน และเวลากักน้ำ 7 ชั่วโมง พบว่าระบบสามารถกำจัดสี 5 ใน 7 ชนิดได้มากกว่าร้อยละ 70 และกำจัดสีอีก 2 ชนิดได้น้อยกว่าร้อยละ 20 ไม่พบความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสีที่ความเข้มข้นต่างกัน และจากการวิเคราะห์โครงสร้างสีด้วย HPLC พบว่ามีการกำจัดโดยการดูดติดผิว(adsorption)ร่วมกับการย่อยสลายทางชีวภาพ

Tepper และคณะ (1997) ได้ทำการศึกษาการกำจัดสีโดยจุลินทรีย์ *Sphingomonas* 3 สายพันธุ์ ใช้ระบบ Rotating Drum Biological Reactors ซึ่งเป็นระบบฟิล์มชีวะ ภายใต้สภาวะแอโรบิก พบว่าสามารถกำจัดสี Acid Orange 7 ซึ่งเป็นสีอะโซได้ถึงร้อยละ 98 หลังจากเดินระบบได้ 16 วัน เมื่อทดลองกับจุลินทรีย์รวมโดยใช้ระบบเดียวกัน ได้ประสิทธิภาพการกำจัดสีร้อยละ 15-41

2.7.2 ระบบแอนแอโรบิก

Banat และคณะ(1996) ได้รวบรวมจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการกำจัดสีจากงานวิจัยของท่านอื่นๆ ดังแสดงในตารางที่ 2.11

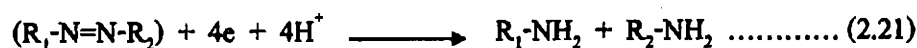
ตารางที่ 2.11 งานวิจัยความสามารถในการกำจัดสีของจุลินทรีย์ต่างๆ

Table 3. Recent reports on bacterial cultures capable of dye decolorizations

Culture	Dye and concentration	Percent removal/time	Mechanism	Reference
<i>Aeromonas hydrophila</i> var 24B	various azo dyes (0.2 mmol/l)	40-100% (24 h)	azoreductase (cell free extract)	Yatome <i>et al.</i> (1987)
<i>Aeromonas hydrophila</i> var 24B	various azo dyes (10-100 mg/l)	50-90% (24 h)	azoreductase (cell free extract)	Idaka & Ogawa (1978)
<i>Bacillus subtilis</i> IFO 13719	2-carboxy 4' dimethyleamino benzene (0.045 mmole)	100% (20 min)	azoreductase (in growing cells)	Yatome <i>et al.</i> (1991)
<i>Bacillus subtilis</i> IFO 3002	p-aminoazobenzene (30 mg/l)	80-90% (30 h)	azoreductase	Horitsu <i>et al.</i> (1977)
<i>Klebsiella pneumoniae</i> RS-13	Methyl Red (MR) (100 mg/l)	100% (24 h)	azoreductase	Wong & Yuen (1996)
<i>Pseudomonas cepacia</i> 13NA	C.I. Acid Orange 12 (10 mg/l)	65% (8 h)	azoreductase	Ogawa <i>et al.</i> (1986)
	C.I. Acid Orange 20 (10 mg/l)	87% (8 h)	azoreductase	
	C.I. Acid Red 88 (37 mg/l)	94% (8 h)	azoreductase	
<i>Pseudomonas cepacia</i> 13NA	Orange I (0.045 mmole)	= 90% (10 h)	azoreductase (cell free extract and growing cells)	Yatome <i>et al.</i> (1991)
<i>Pseudomonas cepacia</i> 13NA (immobilized system)	p-aminoazobenzene (10 mg/l)	60-80% (10 h RT)	azoreductase	Ogawa & Yatome (1990)
<i>Pseudomonas luteola</i>	Red G (100 mg/l)	37.4% (2 days)	azoreductase	Hu (1994)
	RBB (100 mg/l)	93.2% (2 days)	azoreductase	
	RP ₂ B (100 mg/l)	92.4% (2 days)	azoreductase	
	V ₂ RP (100 mg/l)	88.0% (2 days)	azoreductase	
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	various azo dyes (0.1 mmol/l)	90% (8-20 min)	azoreductase (cellular extract)	Yatome <i>et al.</i> (1990)
<i>Pseudomonas stutzeri</i> IAM 12097	Orange I (0.045 mmole)	= 80% (20 h)	azoreductase (cell free extract)	Yatome <i>et al.</i> (1991)
	Orange II (0.045 mmole)	= 80% (20 h)	azoreductase (cell free extract)	
<i>Streptomyces</i> 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 <i>et al.</i> (1991)

RT = Retention time.

Wuhrmann และคณะ (1980) กล่าวว่าจุดชีพจะย่อยสลายสีอะโซในสภาวะแอนแอโรบิก โดยทำลายพันธะโครงสร้างของสี ดังสมการ 2.21 ซึ่งส่วนที่สลายออกมาสามารถย่อยสลายต่อในสภาวะแอโรบิก



Brown และ Laboureur (1983) ได้ทำการศึกษาดังความเป็นไปได้ในการย่อยสลายทางชีวภาพขั้นต้น (การลดสี) ของน้ำเสียจากการฟอกย้อมผ้าได้สภาวะแอนแอโรบิก ทำการทดลองกับสีย้อม 23 ชนิด โดยใช้แบคทีเรียจากโรงบำบัดน้ำเสียที่บำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นหลัก แล้วทำการทดลองในขวดแก้วที่ปิดสนิท มีวาล์วสำหรับระบายก๊าซที่เกิดขึ้น ประกอบเข้ากับเครื่องกวนด้วยแม่เหล็ก สีย้อมแบ่งตามลักษณะการใช้งานที่นำมาใช้ในการทดลองได้แก่สีย้อมชนิด เอซิด, เบสิก, มอร์แดนท์, ไครมท์ และรีแอกทีฟ ที่มีโครงสร้างแตกต่างกันดังนี้ Monoazo, Diazo, Polyazo, Anthraquinone, Triphenylmethane, Stilbene, Oxazine, Phtalocyanine, Nitro และ Methine

ผลการย่อยสลายทางชีวภาพของสีย้อม Monoazo 4 ชนิด และ Diazo 6 ชนิด ปรากฏว่าสามารถย่อยสลายได้ดี แต่ก็มีผู้วิจัยบางท่าน เช่น Wuhrmann, Mechsner และ Kappeler (1980) ศึกษาถึงการที่สีย้อมอะโซทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และเกิดการแตกพันธะในกระบวนการแอนแอโรบิก ซึ่งมีความเป็นไปได้ที่จะเกิดสารที่เป็นพิษขึ้น

สำหรับสีย้อม Polyazo 2 ชนิด ได้ผลสรุปที่ยังไม่ชัดเจน แต่ก็พอจะบ่งบอกได้ว่าสีย้อม Polyazo ถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากกว่าชนิด Monoazo หรือ Diazo

สีย้อม Anthraquinone 4 ชนิด และสีย้อมโครงสร้างอื่นๆอีก 6 ชนิด ผลการทดลองไม่ได้มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันเท่าใดนัก จากผลการทดลองทั้งหมดจึงพอจะสรุปได้ว่าการสลายสีย้อมในสภาวะไร้อากาศมีความเป็นไปได้สูง

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

1. การแตกพันธะของสีย้อมในสภาวะแอนแอโรบิก โดยทำการทดลองในสภาพเดียวกับที่ใช้ในปี 1983 ใช้สีย้อมความเข้มข้น 100 มก./ล. ทั้งหมด 16 ชนิด เป็นสีย้อมชนิดเอซิด 8 ชนิด, ไครมท์ 5 ชนิด, เบสิก 1 ชนิด และมอร์แดนท์ 2 ชนิด โดยแบ่งเป็นโครงสร้างอะโซ 14 ชนิด, anthraquinone 1 ชนิด, phenoxazine 1 ชนิด โดยใช้เวลาในการย่อยสลายมากที่สุดคือ 56 วัน จากนั้นนำของเหลวส่วนที่ได้จากการย่อยสลายมาวิเคราะห์หาชนิดและปริมาณของสารอโรมาติกอะมีนที่คาดว่าจะเกิดขึ้น ผลการทดลองพบว่าสีย้อมหลายตัวได้สารผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการย่อยสลายแบบ

แอนแอโรบิกตามที่คาดการณ์ไว้ สรุปได้ว่าการย่อยสลายสีในสภาวะแอนแอโรบิกเกิดสารอโรมาติกอามีนขึ้นจริงๆ โดยคาดว่าเป็นสารอามีนที่เป็นโครงสร้างพื้นฐานของสีนั้นๆ

2. การสลายสารอามีนที่เกิดขึ้นโดยกระบวนการแอโรบิก ทดสอบโดยนำของเหลวที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกมาเข้าระบบแยกที่เวเคิลสตัดจ์ แล้ววัดค่าที่ไอซี, ในสีข้อมบางตัวก็จะทำการวิเคราะห์ปริมาณของอโรมาติกอามีนที่ลดลง ปรากฏว่าสีข้อมที่ทำการทดลองทั้ง 9 ชนิดมีค่าไอซีลดลง และจากผลการวิเคราะห์ปริมาณของอโรมาติกอามีนก็ลดลงด้วย

3. การทดลองทำการสลายสารอโรมาติกอามีนเปรียบเทียบกับระหว่างกระบวนการแอนแอโรบิกกับกระบวนการแอโรบิก โดยใช้สารอโรมาติกอามีนที่คาดว่าน่าจะเกิดในกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกของสีข้อมอะโซมา 8 ชนิด ทำการวัดค่าที่ไอซีและสีบางชนิดก็จะทำการวัดปริมาณของสารอโรมาติกอามีนที่ลดลงด้วย ปรากฏว่าการสลายแบบแอโรบิกให้ผลการสลายสารอโรมาติกอามีนได้ดีกว่ากระบวนการแอนแอโรบิก

Rahman (1991) ได้ศึกษาตัวแปรต่างๆที่มีผลต่อการเติบโตของจุลชีพที่กำจัดสี โดยทดลองแบบแบดซ์ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสี Red B 600 มก./ล. และน้ำตาล(ซึ่งเป็นส่วนประกอบในน้ำเสียที่มีการใช้แปงเป็นสาร desizing) โดยได้บ่มเพาะเชื้อให้ชินกับสี Red B นาน 16 เดือน ได้มีการศึกษาตัวแปร 6 ตัวคือ อุณหภูมิ, พีเอช, ความเข้มข้นสี, ความเข้มข้นของกลูโคส, ปริมาณการเติมอากาศ และความเข้มข้นของมวลจุลชีพ โดยวิธี factor analysis พบว่าความเข้มข้นสี, ความเข้มข้นของกลูโคส และอุณหภูมิเป็นตัวแปรที่มีอิทธิพลมากที่สุดต่อการเติบโตของจุลชีพและควรนำมาพิจารณาเป็นประการแรกในการปรับปรุงระบบกำจัดสีทางชีวภาพ

Hu (1994) ศึกษาการกำจัดสีรีแอกทีฟ 4 ชนิดโดยจุลชีพ *Pseudomonas luteola* ใน media ที่เป็นกลูโคสผสมกับเปปโทนและ yeast extract พบว่ามีการกำจัดสี Red G และ RBB ได้มากกว่าร้อยละ 80 และค่าพีเอชเพิ่มจาก 7.0 เป็น 8.6 และยังพบว่าเมื่อทำการเขย่าต่อเนื่อง 5 วัน จุลชีพเจริญเติบโตได้ดีแต่กำจัดสีได้น้อยลง อาจเนื่องจากการเขย่าทำให้ออกซิเจนละลายเพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพแต่จะขาดความสามารถในการกำจัดสี และพบว่าการตั้งทิ้งไว้เฉยๆทำให้จุลชีพเติบโตได้ไม่ดีแต่สามารถกำจัดสีได้ร้อยละ 23-76 นอกจากนี้ยังทดลองเปรียบเทียบเปปโทนที่ความเข้มข้น 0.3 และ 0.03% พบว่าเมื่อลดปริมาณไนโตรเจนในรูปเปปโทนจุลชีพสามารถกำจัดสีได้ใกล้เคียงกัน

Jian และคณะ (1994) ศึกษาการกำจัดสีจากน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมโดยใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีตัวกลางแบบแอนแอโรบิกเปรียบเทียบกัน 3 ถัง โดยในถังแรกใส่จุลชีพ 4 สายพันธุ์คือ *Aeromonas* สองสายพันธุ์, *Alcaligenes* และ *Pseudomonas* อย่างละหนึ่งสายพันธุ์ ในถังที่สามใส่จุลชีพ

Pseudomonas 4 สายพันธุ์ และใส่จุลชีพทั้งสองแบบรวมในถังกลาง แล้วนำบำบัดด้วยระบบเอเอส พบว่าถังแอนแอโรบิกสามารถกำจัดได้ร้อยละ 77, 62 และ 45 ตามลำดับ และยังคงค่าซีไอดีจากประมาณ 2000 มก./ล.เหลือไม่เกิน 70 มก./ล. และทำให้ค่าอัตราส่วนบีไอดีต่อซีไอดีสูงขึ้น ซึ่งแสดงว่าจุลชีพสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ย่อยยากเช่นซีไอดีอยู่ในรูปที่ย่อยสลายได้ง่ายขึ้น

Carliell และคณะ (1995) ได้ทำการศึกษาถึงปัจจัยต่างๆที่เกี่ยวข้องในการกำจัดซีไอดี โดยกระบวนการแอนแอโรบิก ดังนี้

ทดลองเพื่อหาลำดับโคเนตคของการกำจัดซีไอดี Reactive Red 141 ในแต่ละความเข้มข้นของซีไอดี 100, 150 และ 200 มก./ล. เมื่อนำผลที่ได้มาพล็อตกราฟระหว่างค่า $\ln(C_0/C_t)$ (เมื่อ C_0 คือความเข้มข้นของซีไอดีเมื่อเวลาเริ่มต้น, C_t คือความเข้มข้นของซีไอดีที่มีเวลาใดๆ) กับเวลา(ชม.) ได้กราฟเป็นเส้นตรง ซึ่งสรุปได้ว่าการลดลงของซีไอดีกับเวลาเป็นความสัมพันธ์ลำดับที่หนึ่ง

การลดลงของซีไอดี Reactive Red 141 ที่ความเข้มข้น 100 มก./ล. เมื่อมีซีไอดีเป็นแหล่งคาร์บอนเพียงแหล่งเดียว อัตราการลดลงของซีไอดีต่ำกว่าเมื่อมีกลูโคสความเข้มข้น 1000 มก./ล. เป็นแหล่งคาร์บอนเพิ่มอีกแหล่งหนึ่งด้วย อย่างมาก

เมื่อมีไนเตรดความเข้มข้น 1, 5 และ 10 มิลลิโมล ในขวดทดลองที่มีซีไอดี Reactive Red 141 ความเข้มข้น 100 มก./ล. จะทำให้เวลาเริ่มต้นของการลดซีไอดีในกระบวนการแอนแอโรบิกเพิ่มขึ้น คือสถานะที่ไม่มีไนเตรดจะเกิดการลดซีไอดีในชั่วโมงที่หนึ่ง เมื่อปริมาณไนเตรดเพิ่มขึ้น เวลาเริ่มต้นที่จะเกิดการลดซีไอดีคือชั่วโมงที่ 4, 10 และ 23 ตามลำดับ

ในการทดลองที่คล้ายกันเพียงแต่เปลี่ยนจากการใช้ไนเตรดเป็นซัลเฟต ปรากฏว่าไม่เห็นผลที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งพอจะนำมาสรุปได้ว่าความสามารถในการเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เรียงตามลำดับได้ดังนี้ ไนเตรด > Reactive Red 141 > ซัลเฟต

ค่าโออาร์พีที่ทำการวัดระหว่างกระบวนการแอนแอโรบิก เปรียบเทียบระหว่างขวดที่มีซีไอดีอย่างเดียว ขวดที่มีการเติมไนเตรดและขวดที่มีการเติมซัลเฟต ขวดที่มีซีไอดีอย่างเดียวกับขวดที่เติมซัลเฟตลักษณะกราฟของค่าโออาร์พีที่ได้ไม่แตกต่างกันเท่าใดนัก แต่ขวดที่มีการเติมไนเตรดค่าโออาร์พีจะปรับระดับสูงขึ้นไปที่ประมาณ -225 มิลลิโวลต์ ช่วงนี้แทบจะไม่มีอัตราการลดลงของซีไอดี หลังจากนั้นค่าโออาร์พีจะลดลงพร้อมๆกับการลดลงของซีไอดีอย่างรวดเร็วด้วย เป็นไปได้ว่ากระบวนการกำจัดซีไอดีที่เกิดขึ้น จะเกิดในช่วงค่าโออาร์พีหนึ่งๆเท่านั้น และเมื่อค่าโออาร์พีอยู่นอกช่วงนี้ แสดงถึงอัตราการเกิดปฏิกิริยากำลังถูกรบกวน

เมื่อทำการวิเคราะห์ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการสลายของซีไอดี Reactive Red 141 โดยกระบวนการแอนแอโรบิก พบว่าโครงสร้างของซีไอดีทำลายได้ไม่หมด เป็นเพียงการสลายพันธะโคเวเลนต์หนึ่งให้โครงสร้างโมเลกุลที่ใหญ่ แยกออกเป็นหลายๆเท่านั้น

จุลชีพที่เลี้ยงให้เคยชินกับน้ำเสียสามารถรับสภาพน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงกว่า 100 มก./ล. ได้ดีกว่าจุลชีพที่ไม่ได้มีการปรับชินสภาพอย่างเห็นได้ชัด

Knapp และ Newby (1995) พบว่า จุลชีพเชื้อผสมในสภาวะแอนแอโรบิกมากกว่า 20 พันธุ์สามารถกำจัดดีโอะโซจากน้ำเสียโรงงานได้ถึงร้อยละ 77-85 หลังจากการบ่มเพาะเชื้อโดยใช้กฏโคสและเปปโทนเป็น medium 15 วัน เมื่อเทียบกับจุลชีพเคียวกันที่ไม่ได้ทำการบ่มเพาะเชื้อแล้วจะกำจัดดีโอะโซเพียงร้อยละ 6 เท่านั้น เมื่อบ่มเพาะเชื้อต่อไปถึง 35 วันพบว่าการกำจัดดีโอะโซเพิ่มขึ้นอีกเล็กน้อยเท่านั้น เมื่อเปลี่ยน medium เป็น yeast extract พบว่าการกำจัดดีโอะโซเพิ่มขึ้นน้อยมาก และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของกฏโคสขึ้นถึง 2% พบว่าไม่ได้เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดดีโอะโซแต่อย่างใด และยังสามารถยับยั้งการทำงานของจุลชีพด้วย ขณะที่เมื่อใช้นิวเทรียนบรอนเป็น medium พบว่าการกำจัดดีโอะโซได้ใกล้เคียงกันแต่หลังจากบ่มเพาะเชื้อแค่ 3 วันเท่านั้น และยังพบว่าค่าพีเอชหลังการกำจัดดีโอะโซเพิ่มขึ้นจาก 7.0 เป็น 8.0 ซึ่ง Knapp ตั้งนิยามว่าเกิดจากอะโรมาติกอามีนที่เกิดขึ้นซึ่งมีสภาวะเป็นด่างมากกว่าตัวตัวเอง

Nigam และคณะ (1996) ศึกษาการใช้จุลชีพแบบแฟคัลเททีฟแอนแอโรบิกในการกำจัดดีโอะโซจากน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกกับสปีดต่างกัน 9 ชนิด เข้มข้น 500 มก./ล. พบว่าในกรณีที่ไม่เติมคาร์บอนเสริมจากภายนอกจุลชีพไม่สามารถกำจัดดีโอะโซได้เลย เมื่อบ่มกับ yeast extract 5 กรัม/ลิตร พบว่า มีการกำจัดดีโอะโซ 8 ใน 9 ชนิดอย่างน้อยร้อยละ 67 ภายใน 24 ชั่วโมง เมื่อเปลี่ยนชนิดคาร์บอนภายนอกเป็นกฏโคส, กลีเซอรอลและแลคโตส พบว่าจุลชีพกำจัดดีโอะโซ Remazol Black B หลังจากบ่มเพาะเชื้อ 7 วันได้ร้อยละ 82, 71 และ 71 ตามลำดับ แต่กำจัดดีโอะโซได้เพียงร้อยละ 62 และ 39 ในกรณีที่ใช้น้ำทิ้งและของเสียโรงกลั่น (distillery waste) เป็นแหล่งคาร์บอน

Oxspring และคณะ (1996) ได้ทดลองกำจัดดีโอะโซที่ฟชนิดโคอะโซด้วยระบบ UAF (upflow anaerobic filter) โดยเพาะเชื้อ *Alcaligenes faecalis* และ *Commamonas acidovorans* ในระบบเป็นเวลา 7 วัน แล้วป้อนน้ำเสียซึ่งเกิดจากการผสมดีโอะโซ Remazol Black B 500 มก./ล. เข้ากับ basal culture medium ซึ่งประกอบด้วยกฏโคส 5 กรัม/ล. และธาตุอาหารอื่นๆ เติบระบบต่อเนื่องเป็นเวลา 96 ชั่วโมง ปรากฏว่าระบบสามารถกำจัดดีโอะโซได้มากกว่าร้อยละ 95 ภายในเวลา 48 ชั่วโมง (วัดค่าแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุดที่ความยาวคลื่น 600 นาโนเมตร)

2.7.3 ระบบแอนแอโรบิก-แอโรบิก

Bhattacharya และคณะ (1990) ได้ทำการทดลองการกำจัดสี Acid Orange 10 ซึ่งเป็นสีโมโนอะโซโดยระบบแอนแอโรบิก-แอโรบิกที่ 8 และ 25 มก./ล. ได้ประสิทธิผลการกำจัดสีในชั้นแอนแอโรบิกเท่ากับร้อยละ 30-50 และในชั้นแอโรบิกเท่ากับร้อยละ 1-18 โดยพบว่าที่สีเข้มข้นถึง 25 มก./ล. ยังไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์ และได้ทำการทดลองการกำจัดสีภายใต้สภาวะแอนแอโรบิกโดยใช้ขวดเซรุ่ม ได้ประสิทธิผลการกำจัดสีที่ 10-1000 มก./ล.เท่ากับร้อยละ 90-95 ส่วนที่สี 2000-3000 มก./ล. การกำจัดสีลดลงอย่างมากเหลือร้อยละ 48-50 และปริมาณก๊าซที่ผลิตได้ในขวดลดลงร้อยละ 20-40 และยังพบว่าเมื่อมวลจุลินทรีย์ในขวดสูงขึ้นจะกำจัดสีได้มากขึ้น

Zaoyan และคณะ (1992) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมโดยใช้กระบวนการแอนแอโรบิกอาร์บีซีสามชุดต่อเนื่องกันตามด้วยแอโรบิกอาร์บีซีผสมกับเอเอสโดยมีการเติมอากาศช่วยสามชุดต่อเนื่องกัน เวลาพักน้ำในช่วงแอนแอโรบิกและแอโรบิกเท่ากับ 7-8 และ 5 ชั่วโมงตามลำดับ มวลจุลินทรีย์ในถังเท่ากับ 100-200 และ 2000-3000 มก./ล.ตามลำดับ ผลการกำจัดบีโอดี, ซีโอดีและทีเท่ากับร้อยละ 95, 74-82 และ 71.6 ตามลำดับ

Randall และคณะ (1993) ได้ศึกษาการกำจัดสีน้ำเสียโรงงานฟอกย้อมด้วยระบบแอนแอโรบิกตามด้วยระบบแอโรบิก โดยผสมน้ำเสียโรงงานฟอกย้อม 3 ส่วนกับน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียโรงงานทั่วไป 1 ส่วน ทดลองที่เวลากักน้ำ(HRT)ของระบบแอนแอโรบิก 12 และ 6 ชั่วโมง และเทียบระหว่างการเติมและไม่เติมสารรีดิวซิงคือ ไรโอยูเรียไดออกไซด์ที่ตำแหน่งก่อนเข้าถังแอโรบิก ผลปรากฏว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสีของระบบที่ไม่เติมสารรีดิวซิงที่ถังแอนแอโรบิกที่เวลากักน้ำ 12 ชั่วโมงเท่ากับร้อยละ 55-60 ขณะที่ที่เวลากักน้ำ 6 ชั่วโมงเท่ากับร้อยละ 15-20 เท่านั้น และที่ถังแอโรบิกกำจัดสีได้เล็กน้อยคือประมาณร้อยละ 10 ประสิทธิภาพการกำจัดคาร์บอนในรูปทีโอซีของทั้งสองเวลาเท่ากับร้อยละ 70-75 โดยการกำจัดเกิดในช่วงแอโรบิกเท่านั้น ส่วนระบบที่เติมสารรีดิวซิงพบว่ามีการกำจัดคาร์บอนในรูปทีโอซีเพิ่มขึ้นพอสมควรแต่กำจัดสีเพิ่มขึ้นน้อยมาก

Ganesh และคณะ (1994) ได้ทำการทดลองนำสัณฐานจากที่ต่างๆเพื่อศึกษาการกำจัดสี Remazol Black 5 และ Navy 106 (ซึ่งเกิดจากการผสมของสีรีแอคทีฟอะโซ 3 ชนิด) ที่ความเข้มข้นต่างกัน ทำการทดลองแบบแบคทีเรียกับระบบ anaerobic และ aerobic digestion และแปรความเข้มข้นมวลจุลินทรีย์ในถัง พบว่าระบบกำจัดสีได้มากขึ้นที่ความเข้มข้นสูงขึ้นไปแต่ยังเหลืออยู่มากขึ้นด้วย และระบบมีอัตรากำจัดสีภายใต้สภาวะแอโรบิกสูงขึ้นเมื่อมวลจุลินทรีย์มากขึ้น ซึ่งส่วนหนึ่งน่าจะเกิดจาก

การดูดซับ(adsorb)สีและอีกส่วนหนึ่ง Ganesh สันนิษฐานว่าอาจเกิด anaerobic transformation ของสีใน micro-anaerobic zone ในฟล็อกภายใต้สภาวะแอโรบิก ซึ่งจะลดลงอย่างรวดเร็วในสภาวะแอนแอโรบิกภายในวันแรกขณะที่ค่าที่ไอซีและซีไอดีเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วด้วยเช่นกัน อาจเนื่องจากการย่อยสลายสารอาหารหรือตัวจุลินทรีย์เอง

Seshadri และคณะ (1994) ศึกษาการกำจัดน้ำเสียสีโดยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดกับสีรีแอกทีฟอะโซ 4 ชนิดคือ Acid Orange 7, 8, 10 และ 14 ที่ซีไอดีน้ำเข้าประมาณ 160-185 มก./ล. เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสีที่เวลากักน้ำ 1-24 ชั่วโมง และที่ความเข้มข้น 5, 10 และ 15 มก./ล. พบว่าความสามารถในการกำจัดสีเพิ่มขึ้นเมื่อค่าเวลากักน้ำมากขึ้น โดยกำจัดสีได้ร้อยละ 90, 82, 98 และ 86 ที่เวลากักน้ำ 24 ชั่วโมงสำหรับสีทั้งสี่ชนิดตามลำดับ โดยระบบสามารถกำจัดสีได้มากกว่าร้อยละ 80 ที่เวลากักน้ำตั้งแต่ 8, 10, 6 และ 12 ชั่วโมงตามลำดับสี เมื่อเพิ่มความเข้มข้นจาก 5 ถึง 15 มก./ล. ความสามารถในการกำจัดสีลดลงโดยเท่ากับร้อยละ 82, 79 และ 64 ตามลำดับสำหรับสี AO7 ในขณะที่สี AO8 แทบจะไม่มีผลแตกต่างในการกำจัดสี เมื่อพิจารณาการกำจัดซีไอดีสำหรับสี AO7 พบว่าระบบกำจัดซีไอดีได้เพิ่มขึ้นที่เวลากักน้ำมากขึ้น โดยเท่ากับร้อยละ 15, 25 และ 40 ที่เวลากักน้ำ 2, 8 และ 24 ชั่วโมงตามลำดับ และการกำจัดซีไอดีลดลงร้อยละ 16 เมื่อความเข้มข้นสูงขึ้นจาก 5 ถึง 15 มก./ล. ที่สี AO8 แต่ความเข้มข้นที่ต่างกันไม่มีผลต่อการกำจัดซีไอดีสำหรับสี AO7 และ AO10 และยังพบอีกว่าค่าสภาพค่างในน้ำออกลดลงเมื่อเวลากักน้ำเพิ่มขึ้น

จินตนา (2540) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงฟอกย้อมโดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพชนิดเอสปีอาร์แบบธรรมชาติ(เอเอส)กับแบบแอนนออกซิก+แอนแอโรบิก/ออกซิก(เอชไอ) พบว่าการลดสีและการกำจัดสารอินทรีย์โดยใช้ระบบเอชไอได้ประสิทธิภาพสูงกว่าระบบเอเอส และยังพบว่าการลดสีรีแอกทีฟที่มีการเติมคาร์บอนเสริมโดยใช้ระบบเอชไอที่มีการทำงานในช่วงแอนนออกซิก+แอนแอโรบิก 20 ชั่วโมง และช่วงออกซิก 2 ชั่วโมง (20+2) ได้ประสิทธิภาพในการกำจัดสี(ในหน่วยเอสยู)ร้อยละ 42.8 ขณะที่ระบบ 8+2 มีประสิทธิภาพกำจัดสีแค่ร้อยละ 29.2 เท่านั้น สรุปว่า ระบบที่มีระยะเวลาแอนแอโรบิกนานมากขึ้นจะสามารถกำจัดสีได้ดีขึ้น