บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

ปัจจุบันประเทศไทยมีปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมเพิ่มมากขึ้น โดยเฉพาะอย่างยิ่งปัญหาเกี่ยวกับแหล่งน้ำเน่าเสียที่ไม่มีการจัดการอย่างจริงจัง และประชาชนส่วนใหญ่ยังไม่ตระหนักถึงความสำคัญของปัญหาที่จะเกิดขึ้นในอนาคต ปัจจัยหนึ่งที่เป็นสาเหตุทำให้เกิดมลพิษทางน้ำคือ น้ำเสียที่เกิดจากแหล่งชุมชน เนื่องจากในปัจจุบันประชากรในประเทศเพิ่มขึ้นมากทำให้เขตชุมชนหรือเขตเมืองต่างๆมีการขยายตัวตามไปด้วย จึงทำให้เกิดปัญหาน้ำเสียจากแหล่งชุมชนที่เพิ่มมากขึ้นด้วย ซึ่งพบว่าน้ำเสียเหล่านี้ ได้มีการบำบัดขั้นต้นระยะหนึ่งแล้ว แต่มักไม่เพียงพอที่จะทำให้ความสกปรกในรูปของสารอินทรีย์หรือบีโอดีลดลงในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม การลดปัญหาดังกล่าวสามารถทำได้หลายวิธี เช่น การใช้บ่อตกตะกอน บ่อเติมอากาศ ซึ่งระบบดังกล่าวใช้ต้นทุนค่อนข้างสูงและสามารถลดค่าบีโอดีได้เพียงส่วนหนึ่งเท่านั้น จึงควรต้องมีการบำบัดขั้นตอนต่อไปอีก จึงเป็นที่มาของการศึกษาวิจัยโดยการนำพืชลอยน้ำขนาดเล็กเช่น แหน (Duckweed) มาใช้ร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากลักษณะความลึก อัตราการไหลและการใช้พืชน้ำในการบำบัดน้ำเสียทำให้ลักษณะของการบำบัดน้ำเสียเปลี่ยนจากระบบบึงประดิษฐ์เป็นระบบบ่อบำบัดน้ำเสียมากกว่า ซึ่งเป็นระบบที่นิยมใช้กันมากระบบหนึ่งเนื่องจากเป็นระบบที่ไม่ยุ่งยาก ซับซ้อน ไม่ต้องใช้เทคโนโลยีสูง ค่าใช้จ่ายในการควบคุมการทำงานของระบบต่ำและสามารถเข้ากับสิ่งแวดล้อมได้ดีจึงเป็นอีกระบบที่น่าสนใจ อีกทั้งยังมีประสิทธิภาพค่อนข้างดี ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียเป็นระบบที่ต้องใช้พื้นที่มาก เมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่น ๆ เช่น ระบบคลองวนเวียน ระบบแอกทิเวดเต็ดสลัดจ์ โดยทั่วไประบบบ่อบำบัดน้ำเสียจะอาศัยหลักการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยใช้จุลินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียตามธรรมชาติ จึงนิยมใช้ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง ได้แก่น้ำเสียจากชุมชน น้ำเสียจาการเกษตร แต่ในระบบมักพบปัญหาสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้นเนื่องจากน้ำเสียมีธาตุอาหาร (nutrients) สูง การใช้ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียร่วมกับพืชลอยน้ำ จึงเป็นวิธีหนึ่งที่สามารถแก้ปัญหาดังกล่าวได้ จึงเป็นแนวคิดในการนำพืชลอยน้ำขนาดเล็ก เช่น แหนมาใช้ร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากแหน

เป็นพืชที่พบมากในพื้นที่แถบร้อนและเจริญเติบโตได้ดีจึงน่าจะมีความเหมาะสมในการนำมาใช้กับการบำบัดน้ำเสียจากแหล่งชุมชน

ในช่วงทศวรรษที่ผ่านมาได้มีการพัฒนาอย่างมากเกี่ยวกับการจัดการและการบำบัดน้ำเสีย (Gijzen, 2001a) แต่ในขณะเดียวกันพบว่าในปี 1997 ประชากรสามพันล้านคนของโลกยังคงขาดแคลนระบบสุขาภิบาลที่เหมาะสม โดยเฉพาะอย่างยิ่งในประเทศแถบแอฟริกาอย่างเดียวพบว่าประชากรประมาณ 80 ล้านคนมีความเสี่ยงในการติดเชื้ออหิวาตกโรคและอีก 16 ล้านคนเสี่ยงต่อการเป็นโรคไทฟอยด์ซึ่งแต่ละปีเกิดจากการขาดแคลนน้ำดื่มที่สะอาดและการสุขาภิบาลที่ดี (WHO, 1996) ได้มีการประมาณกันว่าร้อยละ 95 ของน้ำเสียที่เกิดขึ้นบนโลกถูกปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมโดยไม่มีการบำบัด (Niemczynowics, 1997) ซึ่งน้ำเสียเหล่านี้ถูกระบุว่าเป็นสาเหตุสำคัญของการปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมในแถบชายฝั่งทะเล (UNEP/GPA, 2000) การเพิ่มขึ้นของประชากรเป็นสาเหตุหลักทำให้น้ำเสียเพิ่มขึ้นด้วย จากสาเหตุดังกล่าวจึงเป็นความท้าทายอย่างยิ่งที่จะมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียในหลายๆประเทศของโลก ในปัจจุบันความพยายามที่จะจัดหาสาธารณสุขพื้นฐานและการจัดการระบบบำบัดน้ำเสียให้แก่ประเทศที่กำลังพัฒนายังคงมีอุปสรรคในหลายๆด้าน ซึ่งปัญหาหลักคือด้านการเงินและการคลังของแต่ละประเทศ การพัฒนาเทคโนโลยีของการจัดการระบบน้ำของชุมชนเมืองเกิดจากแนวความคิด 3 ประการ (Gizen 1999, Harremoes, 2000) คือ การป้องกันโรคอันมีสาเหตุมาจากน้ำ ความต้องใช้น้ำที่มีคุณภาพจำนวนมากและการกำจัดน้ำทิ้งออกจากชุมชน

ในปัจจุบันแนวคิดเกี่ยวกับการจัดการน้ำเสียตั้งอยู่บนพื้นฐานของการหาวิธีการแก้ปัญหาที่มีลักษณะเฉพาะซึ่งมีหลายวิธีที่สามารถลดระดับของสารอินทรีย์และไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากชุมชนได้ เช่น การใช้ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในการบำบัดขั้นที่สามซึ่งสามารถลดค่าไนโตรเจนจากน้ำทิ้งได้แต่พบว่าระบบนี้มีค่าใช้จ่ายในการดูแลระบบค่อนข้างสูง (Gijzen, 2002) Gijzen et al. (2002) ได้เสนอ 3 ขั้นตอนที่มีประสิทธิภาพในการจัดการน้ำเสียได้แก่

1. การป้องการเกิดน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน
2. การใช้ระบบบำบัดน้ำเสีย
3. การปล่อยน้ำเสียโดยให้ผ่านกระบวนการทำความสะอาดตัวเองตามธรรมชาติ

ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิคเป็นที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย ระบบนี้ต้องใช้พลังงานเป็นจำนวนมากในการผลิตอากาศหรือก๊าซออกซิเจนบริสุทธิ์สำหรับใช้ในการออกซิเดชันสารอินทรีย์ ในส่วนของการกำจัดไนโตรเจนของระบบสามารถเกิดได้โดยผ่าน

กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) และดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) ซึ่งจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำไปเป็นก๊าซไนโตรเจนก่อนจะปล่อยสู่บรรยากาศต่อไป

ตลอดระยะเวลา 30 ที่ผ่านมาระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิค (aerobic) ได้รับความสนใจจากนักวิจัยเป็นอย่างมากภายหลังจึงได้มีการพัฒนาเป็นระบบบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆ ตามมา เช่น Anaerobic filter (AF) (Young and McCarty, 1967), Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) (Lettinga et al., 1980), Fluidised and Expanded Bed Reactor (Switzenbaum and Jewell, 1980) และ Downflow Stationary Fix Film Reactor (Murray and Van der berg, 1981)

ในส่วนของการกำจัดเชื้อโรคสามารถใช้ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (waste stabilization pond) โดยพบว่าระบบแบบนี้สามารถกำจัดเชื้อโรคได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Pearson et al., 1995) นอกจากนี้ระบบแบบนี้ยังสามารถกำจัดสารอาหารออกจากน้ำเสียได้อีกด้วย (Silva et al., 1995) ข้อได้เปรียบของระบบบ่อบำบัดน้ำเสียคือเป็นระบบที่ใช้ต้นทุนต่ำมากเมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศและยังมีประสิทธิภาพสูงและเหมาะกับประเทศที่กำลังพัฒนา

1.2 การตรวจเอกสาร

น้ำเสีย

น้ำเสีย (wastewater) หมายถึงน้ำที่ผ่านการใช้ประโยชน์ต่างๆ และมีสิ่งเจือปนอาทิ เช่น การชำระร่างกาย การประกอบอาหาร การขับถ่ายของเสีย การล้างวัตถุดิบในโรงงานอุตสาหกรรม การล้างเครื่องจักร การหล่อเย็นเครื่องจักร ฯลฯ ทำให้คุณลักษณะของน้ำเปลี่ยนไปจากเดิมเนื่องจากมีสิ่งสกปรกต่าง ๆ ทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ถ่ายเทลงมาเจือปนอยู่ในน้ำ ปริมาณสิ่งสกปรกในน้ำเสียหรือความสกปรกของน้ำเสียจึงขึ้นอยู่กับการใช้ประโยชน์ของน้ำ (เสริมพล รัตนสุข และไชยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2526:1) แหล่งที่มาของน้ำเสียแบ่งเป็น 3 ประเภทใหญ่ๆ คือ

1.1 น้ำเสียชุมชน (domestic wastewater) หมายถึง น้ำเสียจากแหล่งชุมชนได้แก่ น้ำเสียจากบ้านพักอาศัย อาคาร ตลาด โรงแรม เกิดจากกิจกรรมต่างๆในการดำเนินชีวิตของมนุษย์ เช่น การชำระร่างกาย การซักเสื้อผ้า การประกอบอาหาร การขับถ่าย สิ่งสกปรกต่าง ๆ ในน้ำเสียประเภทนี้ส่วนมากเป็นสารอินทรีย์

1.2 น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม (industrial wastewater) น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมได้แก่ น้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการต่าง ๆ ในอุตสาหกรรม เช่น การล้างเครื่องจักร การระบายความร้อน การล้างวัตถุดิบ สิ่งปรกในน้ำเสียเหล่านี้มีทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ขึ้นอยู่กับลักษณะการใช้น้ำและชนิดของโรงงานอุตสาหกรรม (เสริมพล รัตนสุข และไชยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2526:1)

1.3 น้ำเสียจากการเกษตรกรรม (agriculture wastewater) น้ำเสียจากการเกษตรกรรมเกิดจากกิจกรรมทางการเกษตร การปศุสัตว์ มีสารพิษตกค้างจากสารเคมีที่ใช้ในการเกษตร เช่น ยาปราบศัตรูพืชตลอดจนซากมูลสัตว์และกากของเสียจากปศุสัตว์ ซึ่งกระจายออกไปเป็นอาณาบริเวณที่กว้างขวางยากต่อการรวบรวม การป้องกันและการกำจัดเป็นสิ่งที่กระทำได้ยากเพราะน้ำเสียจากการเกษตรกรรมมีแหล่งกำเนิดแบบกระจาย (non-point source) (ฉัตรไชย รัตนไชย, 2539:199)

มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภท

น้ำเสียจากอาคารมีหลายประเภท เช่น โรงแรม มหาวิทยาลัย หอพัก โรงพยบาล สถานที่ราชการ โดยกฎหมายได้มีการกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารตามประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 44 (พ.ศ. 2538) ออกตามความในพระราชบัญญัติควบคุมอาคาร พ.ศ. 2522 ไว้ดังนี้

ข้อ 1 ในประกาศนี้

"อาคาร" หมายความว่า อาคารที่ก่อสร้างขึ้น ไม่ว่าจะมีลักษณะเป็นอาคารหลังเดียวหรือเป็นกลุ่มของอาคารซึ่งตั้งอยู่ในพื้นที่ซึ่งเป็นบริเวณเดียวกัน และไม่ว่าจะมีท่อระบายน้ำท่อเดียว หรือมีหลายท่อที่เชื่อมติดกันระหว่างอาคารหรือไม่ก็ตามซึ่ง ได้แก่

1. อาคารชุดตามกฎหมายว่าด้วยอาคารชุด
2. โรงแรมตามกฎหมายว่าด้วยโรงแรม
3. หอพักตามกฎหมายว่าด้วยหอพัก
4. สถานบริการประเภทสถานอาบน้ำ นวดหรืออบตัว ซึ่งมีผู้ให้บริการแก่ลูกค้าตามกฎหมายว่าด้วยสถานบริการ
5. โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาล
6. อาคาร โรงเรียนราษฎร์ตามกฎหมายว่าด้วยโรงเรียนราษฎร์และโรงเรียนของทางราชการและอาคารสถาบันอุดมศึกษาของเอกชนตามกฎหมายว่าด้วยสถาบันอุดมศึกษาของเอกชนและสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ
7. อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ หรือองค์การระหว่างประเทศและของเอกชน
8. อาคารศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้า
9. ตลาดตามกฎหมายว่าด้วยการสาธารณสุข
10. ภัตตาคารหรือร้านอาหาร

"น้ำทิ้ง" หมายความว่า น้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดน้ำเสียแล้วจนเป็นไปตามมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้ง

ข้อ 2 ให้แบ่งประเภทของอาคารตามข้อ 1 ออกเป็น 5 ประเภท คือ

1. อาคารประเภท ก.
2. อาคารประเภท ข.
3. อาคารประเภท ค.

4. อาคารประเภท ง.

5. อาคารประเภท จ.

ข้อ 3 อาคารประเภท ก. หมายถึง อาคารดังต่อไปนี้

1. อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ 500 ห้องนอนขึ้นไป

2. โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 200 ห้องขึ้นไป

3. โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาลที่มีเตียงสำหรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 30 เตียงขึ้นไป

4. อาคารโรงเรียนราษฎร์ โรงเรียนของทางราชการ สถาบันอุดมศึกษาของเอกชนหรือสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ ที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 25,000 ตารางเมตรขึ้นไป

5. อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศหรือของเอกชนที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 55,000 ตารางเมตรขึ้นไป

6. อาคารศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้าที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 25,000 ตารางเมตรขึ้นไป

7. ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 2,500 ตารางเมตรขึ้นไป

8. ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 2,500 ตารางเมตรขึ้นไป

ข้อ 4 อาคารประเภท ข. หมายถึงอาคารดังต่อไปนี้

1. อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคารตั้งแต่ 100 ห้องนอน แต่ไม่ถึง 500 ห้องนอน

2. โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 60 ห้อง แต่ไม่ถึง 200 ห้อง

3. หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 250 ห้องขึ้นไป

4. สถานบริการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 5,000 ตารางเมตร ขึ้นไป

5. โรงพยาบาลของทางราชการหรือสถานพยาบาลตามกฎหมายว่าด้วยสถานพยาบาลที่มีเตียงสำหรับผู้ป่วยไว้ค้างคืนรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 10 เตียง แต่ไม่ถึง 30 เตียง

6. อาคารโรงเรียนราษฎร์ โรงเรียนของทางราชการ สถาบันอุดมศึกษาของเอกชนหรือสถาบันอุดมศึกษาของทางราชการ ที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 5,000 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 25,000 ตารางเมตร

7. อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศหรือของเอกชนที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 10,000 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 55,000 ตารางเมตร

8. อาคารศูนย์การค้าหรือห้างสรรพสินค้าที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 5,000 แต่ไม่ถึง 25,000 ตารางเมตร

9. ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 1,500 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 2,500 ตารางเมตร

10. ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 500 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 2,500 ตารางเมตร

ข้อ 5 อาคารประเภท ค. หมายถึงอาคารดังต่อไปนี้

1. อาคารชุดที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มของอาคาร ไม่ถึง 100 ห้องนอน

2. โรงแรมที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นห้องพักรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารไม่ถึง 60 ห้อง

3. หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 50 ห้อง แต่ไม่ถึง 250 ห้อง

4. สถานบริการที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 1,000 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 5,000 ตารางเมตร

5. อาคารที่ทำการของทางราชการ รัฐวิสาหกิจ องค์การระหว่างประเทศหรือของเอกชนที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 5,000 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 10,000 ตารางเมตร

6. ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 1,000 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 1,500 ตารางเมตร

7. ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 250 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 1,000 ตารางเมตร

ข้อ 6 อาคารประเภท ง. หมายถึงอาคารดังต่อไปนี้

1. หอพักที่มีจำนวนห้องสำหรับใช้เป็นที่อยู่อาศัยรวมกันทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 10 ห้อง แต่ไม่ถึง 50 ห้อง

2. ตลาดที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 500 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 1,000 ตารางเมตร

3. ภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ใช้สอยรวมกันของทุกชั้นของอาคารหรือกลุ่มอาคารตั้งแต่ 100 ตารางเมตร แต่ไม่ถึง 250 ตารางเมตร

ข้อ 7 อาคารประเภท จ. หมายถึงภัตตาคารหรือร้านอาหารที่มีพื้นที่ให้บริการรวมกันของทุกชั้นไม่ถึง 100 ตารางเมตร

ข้อมูลระบบบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่

ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ประกอบด้วยบ่อเติมอากาศและบ่อผึ่งซึ่งทั้งสองบ่อต่อแบบอนุกรมกันแต่ละบ่อมีขนาดดังนี้คือ

- บ่อเติมอากาศจำนวน 1 บ่อ มีลักษณะโครงสร้างเป็นบ่อดิน มีขนาด 35×66×1.4 ลบ.ม. (กว้าง×ยาว×ลึก) ระดับน้ำลึกประมาณ 1 ม. มีเครื่องเติมอากาศจำนวน 2 ตัว (ปัจจุบันไม่สามารถใช้ได้แล้ว)

- บ่อผึ่งจำนวน 1 บ่อ มีลักษณะโครงสร้างเป็นบ่อดิน มีขนาด 35×66×1.7 ลบ.ม. (กว้าง×ยาว×ลึก) ระดับน้ำลึกประมาณ 1.2 ม.

พื้นที่ให้บริการ

บริการบำบัดน้ำเสีย ครอบคลุมพื้นที่ประมาณ 300 ไร่ ประกอบด้วยหอพักนักศึกษา บ้านพักบุคคลากร โรงอาหาร และคณะต่าง ๆ ภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ซึ่งน้ำเสียที่เข้ามาในระบบบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ จัดอยู่ในประเภทน้ำเสียชุมชน

การบำบัดน้ำเสีย

การเลือกระบบบำบัดน้ำเสียขึ้นกับปัจจัยต่าง ๆ ได้แก่ ลักษณะของน้ำเสีย ระดับการบำบัดน้ำเสียที่ต้องการ สภาพทั่วไปของท้องถิ่น ค่าลงทุนก่อสร้างและค่าดำเนินการดูแลและบำรุงรักษา และขนาดของที่ดินที่ใช้ในการก่อสร้างเป็นต้น ทั้งนี้เพื่อให้ระบบบำบัดน้ำเสียที่เลือกมีความเหมาะสมกับแต่ละท้องถิ่น ซึ่งมีสภาพแวดล้อมที่แตกต่างกัน โดยการบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งได้ตามกลไกที่ใช้ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสีย ได้ดังนี้

1. การบำบัดทางกายภาพ (physical treatment) : เป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่ กระดาษ พลาสติก เศษอาหาร กรวด ทราย ไขมันและน้ำมัน โดยใช้อุปกรณ์ในการบำบัดทางกายภาพ คือ ตะแกรงดักขยะ ถังดักกรวดทราย ถังดักไขมันและน้ำมัน และถังตกตะกอน ซึ่งจะเป็นการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่มีในน้ำเสียเป็นหลัก

2. การบำบัดทางเคมี (chemical treatment) : เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมี เพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่งดังต่อไปนี้คือค่าพีเอชสูงหรือต่ำเกินไป มีสารพิษ มีโลหะหนัก มีของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก มีไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ มีไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไป และมีเชื้อโรค ทั้งนี้อุปกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางเคมี ได้แก่ ถังกวนเร็ว ถังกวนช้า ถังตกตะกอน ถังกรอง และถังฆ่าเชื้อโรค

3. การบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment) : เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทาง ชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์ ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสียโดยเฉพาะสารคาร์บอนอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหารและเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในถังเลี้ยงเชื้อเพื่อการเจริญเติบโต ทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกลดลง โดยจุลินทรีย์เหล่านี้อาจเป็นแบบใช้ออกซิเจน (aerobic organisms) หรือไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic organisms) ก็ได้ ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยหลักการทางชีวภาพ ได้แก่ ระบบ แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activate Sludge, AS) ระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (Rotating Biological Contactor, RBC) ระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch, OD) ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon, AL) ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (Stabilization Pond) ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB) และ ระบบกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter, AF) เป็นต้น

การบำบัดน้ำเสีย สามารถแบ่งได้ตามขั้นตอนต่างๆ ดังนี้

1. การบำบัดขั้นเตรียมการ (preliminary treatment) และการบำบัดขั้นต้น (primary treatment) : เป็นการบำบัดเพื่อแยกทราย กรวด และของแข็งขนาดใหญ่ ออกจากของเหลวหรือน้ำเสีย โดยเครื่องจักรอุปกรณ์ที่ใช้ประกอบด้วย ตะแกรงหยาบ (coarse screen) ตะแกรงละเอียด (fine screen) ถังดักกรวดทราย (grit chamber) ถังตกตะกอนเบื้องต้น (primary settling tank) และเครื่องกำจัดไขฝ้า (skimming devices)

2. การบำบัดขั้นที่สอง (secondary treatment) : เป็นการบำบัดน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นต้นและการบำบัดเบื้องต้นมาแล้ว แต่ยังคงมีของแข็งแขวนลอยขนาดเล็กและสารอินทรีย์ทั้งที่ละลายและไม่ละลายใน น้ำเสียเหลือค้างอยู่ โดยทั่วไปการบำบัดขั้นที่สองหรือเรียกอีกอย่างว่าการบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment) จะอาศัยหลักการเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบภายใต้สภาวะที่สามารถควบคุมได้ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกินสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติ และแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้งโดยใช้ถังตกตะกอน (secondary settling tank) ทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพดีขึ้น จากนั้นจึงผ่านเข้าระบบฆ่าเชื้อโรค (disinfection) เพื่อให้แน่ใจว่าไม่มีจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรคปนเปื้อน ก่อนจะระบายน้ำทิ้งลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ หรือนำกลับไป ใช้ประโยชน์ (reuse)

3. การบำบัดขั้นสูง (advance treatment หรือ tertiary treatment) : เป็นกระบวนการกำจัดสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) สี สารแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก และอื่นๆ ซึ่งยังไม่ได้ถูกกำจัดโดยกระบวนการบำบัดขั้นที่สอง ทั้งนี้เพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำให้ดียิ่งขึ้นเพียงพอที่จะนำกลับมาใช้ใหม่ (recycle) ได้ นอกจากนี้ยังช่วย ป้องกันการเติบโตผิดปกติของสาหร่ายที่เป็นสาเหตุทำให้เกิดน้ำเน่า แก้ไขปัญหาความน่ารังเกียจของแหล่งน้ำอันเนื่องจากสี และแก้ไขปัญหาอื่นๆ ที่ระบบบำบัดขั้นที่สองมิสามารถกำจัดได้

ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (Waste Stabilization Ponds)

ระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้กันมากระบบหนึ่ง เนื่องจากเป็นระบบที่ไม่ยุ่งยาก ซับซ้อน และไม่ต้องใช้เทคโนโลยีสูงในการควบคุมการทำงานของระบบ โดยทั่วไประบบบำบัดน้ำเสียจะอาศัยหลักการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในธรรมชาติอย่างไรก็ตาม การออกแบบและการควบคุมการทำงานของระบบให้มีประสิทธิภาพ ก็มีตัวแปรต่าง ๆ ที่ต้องคำนึงถึงอยู่มาก โดยทั่วไปนิยมใช้ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียเพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความ เข้มข้นของสารอินทรีย์สูง หรือใช้เป็นบ่อปรับสภาพน้ำครั้งสุดท้ายเพื่อให้ได้มาตรฐานที่กำหนด ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียเป็นระบบต้องใช้พื้นที่มากเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่น

ระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะเป็นบ่อดินธรรมดา ขอบบ่อจะเป็นคันดินลาดเอียงลงสู่ก้นบ่อเพื่อป้องกันการพังทลายของขอบบ่อ ในปัจจุบันระบบบ่อบำบัดน้ำเสียนิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย เพราะมีความสามารถในการบำบัดน้ำเสีย ทั้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและจากชุมชนที่มีสารอินทรีย์ (organic matter) เป็นองค์ประกอบหลัก

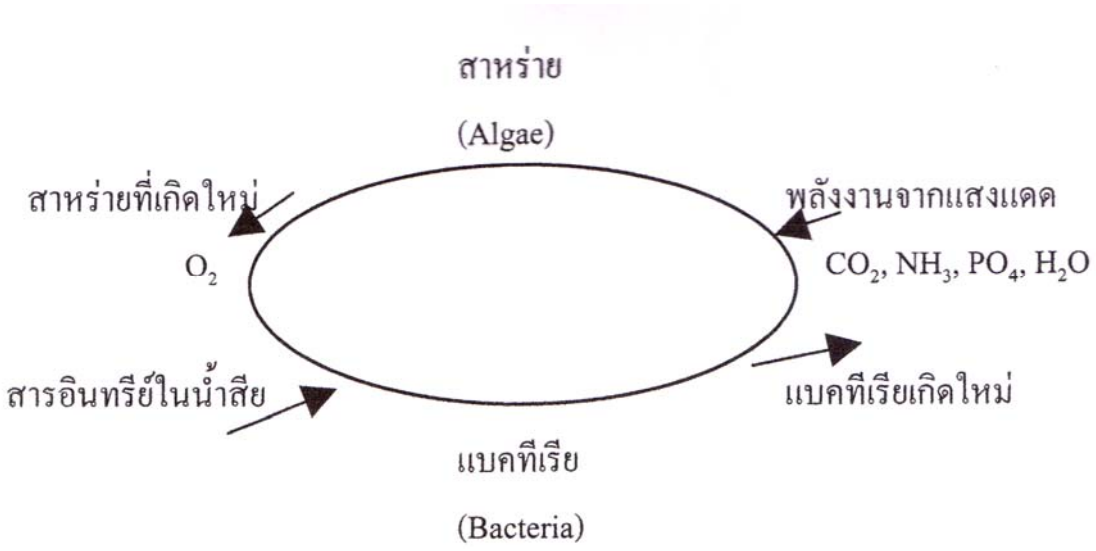
ประเภทของระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

ตามปกติระบบบ่อบำบัดน้ำเสียจะหมายถึงบ่อบำบัดน้ำเสียที่ไม่ใช้เครื่องจักรกลช่วยในการเติมอากาศ ซึ่งสามารถจำแนกประเภทบ่อบำบัดน้ำเสียตามปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในบ่อบำบัดน้ำเสียได้เป็น 5 ประเภทใหญ่คือ

1. บ่อผึ่ง (Oxidation Ponds)
2. บ่อปรับสภาพ (Polishing หรือ Maturation Ponds)
3. บ่อแบบผสม (Facultative Ponds)
4. บ่อแอนแอโรบิค (Anaerobic Ponds)
5. บ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon)

1. บ่อผึ่ง (Oxidation Ponds)

บ่อผึ่งหรือบางทีเรียกว่า stabilization pond หรือ lagoon เป็นระบบที่ทำให้น้ำเสียได้พักตัวอยู่ในสระ เป็นที่นิยมใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีค่าไม่สูงมากนักเหมาะสำหรับใช้บำบัดน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดอื่นๆมาแล้ว จึงใช้เป็นบ่อบำบัดน้ำในตอนท้ายของระบบบำบัดน้ำเสีย บางครั้งมีการเรียกบ่อชนิดว่าบ่อเขียว เนื่องจากมีสาหร่ายซึ่งเป็นสาหร่ายสีเขียวเกิดขึ้นในบ่อ ซึ่งในสระนี้จะมีปฏิกิริยาการย่อยสลายของสารอินทรีย์เกิดขึ้น เป็นการอาศัยซึ่งกันและกันระหว่างบักเตรีและสาหร่ายในภาวะที่มีออกซิเจนเพียงพอดังแสดงในภาพประกอบที่ 1.1 บักเตรีจะย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ได้คาร์บอนไดออกไซด์ แอมโมเนีย และแร่ธาตุอื่น ๆ เมื่อมีแสงแดดสาหร่ายก็ทำให้เกิดกระบวนการสังเคราะห์โดยใช้แสงทำให้ได้ออกซิเจนออกมาช่วยในการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อไปอีก



ภาพประกอบที่ 1.1 การทำงานร่วมกันระหว่างแบคทีเรียและสาหร่าย

2. บ่อปรับสภาพ (Polishing or Maturation Ponds)

บ่อปรับสภาพ มีลักษณะเป็นแอโรบิคตลอดทั้งบ่อ จึงมีความลึกไม่มากและแสงแดดส่องถึงก้นบ่อใช้รองรับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เพื่อฟอกน้ำทิ้งให้มีคุณภาพน้ำดีขึ้นและอาศัยแสงแดดทำลายเชื้อโรคหรือจุลินทรีย์ที่ปนเปื้อนมากับน้ำทิ้งก่อนระบายออกสู่สิ่งแวดล้อม

3. บ่อแบบผสม (Facultative Ponds)

บ่อแบบผสมหรือบ่อแฟคคัลเททีฟเป็นบ่อที่นิยมใช้กันมากโดยภายในบ่อมีลักษณะการทำงานแบ่งเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนบนของบ่อเป็นแบบแอโรบิค ได้รับออกซิเจนจากการถ่ายเทอากาศที่บริเวณผิวน้ำและจากการสังเคราะห์แสงของสาหร่าย และส่วนล่างของบ่ออยู่ในสภาพแอนแอโรบิค บ่อแฟคคัลเททีฟนี้โดยปกติแล้วจะรับน้ำเสียจากที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นมาก่อน กระบวนการบำบัดที่เกิดขึ้นในบ่อแฟคคัลเททีฟเรียกว่าการทำความสะอาดตัวเอง (self-purification) สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำจะถูกย่อยสลาย โดยจุลินทรีย์ประเภทที่ใช้ออกซิเจน (aerobic bacteria) เพื่อเป็นอาหารและสำหรับการสร้างเซลล์ใหม่และเป็นพลังงาน โดยใช้ออกซิเจนที่ได้จากการสังเคราะห์แสงของสาหร่ายที่อยู่ในบ่อส่วนบน สำหรับบ่อส่วนล่างจนถึงก้นบ่อซึ่งแสงแดดส่องไม่ถึง จะมีปริมาณออกซิเจนต่ำ จนเกิดสภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic condition) และมีจุลินทรีย์ประเภทไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic bacteria) ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์และแปรสภาพเป็นก๊าซเช่นเดียวกับบ่อแอนแอโรบิค แต่ก๊าซที่ลอยขึ้นมาจะถูกออกซิไดซ์โดยออกซิเจนที่อยู่ช่วงบนของบ่อทำให้ไม่เกิดกลิ่นเหม็น อย่างไรก็ตาม ถ้าหากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบสูงเกินไป จนออกซิเจนในน้ำไม่เพียงพอ เมื่อถึงเวลากลางคืนสาหร่ายจะหายใจเอาออกซิเจนและปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมา ทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ลดต่ำลง และปริมาณออกซิเจนละลายน้ำต่ำลงจนอาจเกิดสภาวะขาดออกซิเจนและเกิดปัญหากลิ่นเหม็นได้

4. บ่อแอนแอโรบิค (Anaerobic Ponds)

บ่อแอนแอโรบิคเป็นระบบที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูงโดยไม่ต้องการออกซิเจน บ่อนี้จะถูกออกแบบให้มีอัตรารับสารอินทรีย์สูงมาก จนสาหร่ายและการเติมออกซิเจนที่ผิวหน้าไม่สามารถผลิตและป้อนออกซิเจนได้ทัน ทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนละลายน้ำภายในบ่อ จึงเหมาะกับน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์และปริมาณของลอยสูง เนื่องจากของแข็งจะตกลงสู่

ก้นบ่อและถูกย่อยสลายแบบแอนแอโรบิค น้ำเสียส่วนที่ผ่านการบำบัดจากบ่อนี้จะระบายต่อไปยังบ่อแฟคคัลเททีฟ (Facultative Pond) เพื่อบำบัดต่อไป การทำงานของบ่อแบบนี้จะขึ้นอยู่กับสมดุลระหว่างแบคทีเรียที่ทำให้เกิดกรดและแบคทีเรียที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน ดังนั้นอุณหภูมิของบ่อควรมากกว่า 15 องศาเซลเซียส และค่าพีเอช (pH) มากกว่า 6

5. บ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon)

บ่อเติมอากาศเหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ที่มีความเข้มข้นสูง หรือมีค่า BOD_5 สูงจึงมักใช้เป็นบ่อบำบัดขั้นแรก ๆ ของระบบบำบัดน้ำเสีย โดยการเพิ่มเครื่องมือในการเติมอากาศให้กับน้ำในบ่อเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัด เครื่องมือเติมอากาศอาจเป็นแบบใบพัด ทุ่นลอย หรือแบบอื่น ๆ การนำเครื่องเติมอากาศมาใช้ในการเพิ่มออกซิเจนในบ่อให้อยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนอย่างเพียงพอ (Aerobic หรือ Facultative Condition) ซึ่งระบบนี้จะแตกต่างกับระบบตะกอนเร่งตรงที่ไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอนและการสูบตะกอนกลับสู่ถังเติมอากาศเหมือนกับระบบตะกอนเร่ง นอกจากนี้บ่อเติมอากาศยังมีความเหมาะสมกว่าบ่อแอนแอโรบิคตรงที่ไม่มีปัญหาจากกลิ่นเหม็นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ แต่มีค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้นในการซื้อเครื่องเติมอากาศมาติดตั้งและต้องจ่ายค่าไฟฟ้าในการเดินเครื่องเติมอากาศซึ่งต้องทำงานอยู่อย่างต่อเนื่องตลอดเวลา

ข้อจำกัดและอุปสรรคของเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสีย

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิคนั้นมีค่าใช้จ่ายในการสร้างและการดูระบบค่อนข้างสูงจึงทำให้เป็นข้อจำกัดไม่สามารถนำไปใช้กับประเทศที่รายได้น้อยถึงแม้ว่าระบบแบบนี้จะสามารถผลิตก๊าซชีวภาพ (biogas) ได้ในปริมาณที่สูงแต่พบว่า 90% ของก๊าซชีวภาพนั้นไม่สามารถนำมาใช้ในทางการค้าได้ (Zimmo, 2003) นอกจากนี้ยังพบว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอโรบิคมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหาร (N, P) และการกำจัดเชื้อโรคค่อนข้างต่ำ ดังนั้นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบนี้แล้วจึงควรได้มีการบำบัดต่ออีกขั้นตอนหนึ่ง จึงได้มีการนำระบบบ่อบำบัดน้ำเสียมาใช้บำบัดน้ำเสียต่อไปอีกขั้นตอนหนึ่ง

การนำแหน (duckweed) มาใช้ร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำนั้นจึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่ใช้ต้นทุนต่ำ (Araujo, 1987; Brix and Schierup, 1989; Reddy and DeBusk, 1987; Skillicorn

et al., 1993) Gijzen (2001) ได้รายงานว่าแหนเป็นพืชที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอาหารในน้ำเสียได้ดี

แหน (duckweed) คืออะไร

แหนจัดเป็นพืชลอยน้ำขนาดเล็กอยู่ในวงศ์ Lemnaceae ซึ่งสามารถพบได้ทั่วโลกบนผิวน้ำที่มีสารอาหารสูง ประกอบด้วย 4 สายพันธุ์คือ Lemna, Spirodella, Wolffia และ Wolfiella และมีอีกมากกว่า 37 ชนิดทั่วโลก แหนเป็นพืชที่มีเส้นใย (fiber) ต่ำคือมีประมาณ 5% ของน้ำหนัก ซึ่งทำให้แหนสามารถดูดเอาสารอาหารและเปลี่ยนเป็นสารที่สามารถดูดซึมได้และจะเปลี่ยนเป็นโปรตีนและเก็บสะสมไว้ในลำต้น ด้วยเหตุผลนี้เองเมื่อนำแหนมาอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103.5 องศาเซลเซียสก็จะพบว่าแหนนั้นมีโปรตีนเป็นส่วนประกอบมากกว่า 40% โดยน้ำหนักแห้ง (dry weight basis) (Oron et al., 1985; Landolt, 1986; Skillicorn et al., 1993) ด้วยคุณสมบัติการดูดซึมสารอาหารนี้เองจึงได้มีการประยุกต์ใช้แหนเป็นพืชที่ใช้ในระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

การบำบัดน้ำเสียโดยใช้แหนในปัจจุบันกำลังเป็นที่สนใจของนักวิจัยทั่วโลก อย่างเช่น ประเทศจีน เบลเยี่ยม สหรัฐอเมริกา ได้มีนำแหนไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ full scale (Edwards, 1980; Zirschky and Reed, 1988; Alearts et al., 1996)

ข้อดีของการใช้แหนร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

1. แหนสามารถป้องกันการเกิดปรากฏการณ์ที่เรียกว่าสาหร่ายบูม (algae bloom) อันเนื่องมาจากแสงอาทิตย์

2. ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหนมีอัตราการระเหยคายน้ำ (evapotranspiration) ต่ำกว่าการระเหย (evaporation) โดยตรงจากผิวน้ำสู่บรรยากาศภายใต้สภาวะเดียวกัน

3. แหนสามารถนำไปเป็นอาหารของปศุสัตว์ได้ (Skillicon et al., 1993)

4. ใช้ต้นทุนต่ำมากในการดูแลระบบ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดแบบอื่นๆ

5. ไม่ต้องพึ่งพาเทคโนโลยีระดับสูง

กลไกในการบำบัดน้ำเสีย

1. การกำจัดสารอินทรีย์

สารอินทรีย์ในน้ำเสียส่วนใหญ่ที่ละลายน้ำอยู่จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ทั้งที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน การดูดซับสารอินทรีย์ของพืชถือว่าน้อยมากเมื่อเทียบกับกลไกการบำบัดอื่นจุลินทรีย์ต้องการแหล่งคาร์บอนและแร่ธาตุบางชนิดในการสร้างเซลล์ จุลินทรีย์สามารถแบ่งได้เป็นสองประเภทตามแหล่งคาร์บอนที่ใช้คือ จุลินทรีย์ในกลุ่มออโตโทรพ (Autotrophs) ซึ่งใช้คาร์บอนจากคาร์บอนไดออกไซด์และกลุ่มเฮทเทอโรโทรพ (Heterotrophs) ซึ่งใช้คาร์บอนในสารอินทรีย์และมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วทำให้จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้เป็นส่วนสำคัญในการบำบัดน้ำเสีย โดยในสภาพที่มีออกซิเจนจะมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ที่ทำการย่อยสลายส่วนใหญ่จะเกาะอยู่กับผิวของแข็ง เช่นรากพืช การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนจะได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ส่วนในการย่อยสลายที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะแบ่งเป็น 2 ระยะ ระยะแรกจะได้ผลผลิตเป็นกรดไขมัน คาร์บอนไดอออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจน ขั้นต่อมาเป็นการสร้างมีเทน โดยจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่สร้างมีเทนซึ่งจะทำหน้าที่ได้ดีเฉพาะในพีเอช 6.5-7.5 เท่านั้น จุลินทรีย์จะรับออกซิเจนที่ส่งผ่านมาทางรากพืชและจากการแพร่ลงสู่ผิวดิน ดังนั้นความลึกของดินและความยาวของรากพืชจึงมีส่วนในการกำหนดลักษณะของการย่อยสลายที่จะเกิดขึ้น

2. การกำจัดของแข็งแขวนลอย

โดยทั่วไประบบบึงประดิษฐ์ที่มีระยะเวลากักน้ำหลายวัน กระบวนการที่สำคัญที่กำจัดสารแขวนลอยคือ การตกตะกอนและการกรอง ส่วนมากของแข็งจะถูกกรองออกและตกตะกอนตั้งแต่ 2-3 เมตร แรกจากทางน้ำเข้า จากการทดลองในออสเตรเลียคาดว่าร้อยละ 80-90 ของของแข็งแขวนลอยเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ (Vymazal, 1998) ส่วนของแข็งที่ย่อยสลายยากหรือเป็นสารอนินทรีย์จะสะสมรวมตัวกันเป็นส่วนหนึ่งของดิน

3. การกำจัดไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นสารประกอบทั้งอินทรีย์และอนินทรีย์ซึ่งมีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิต ไนโตรเจนในรูปอนินทรีย์ที่มีความสำคัญมากในระบบบึงประดิษฐ์คือแอมโมเนียม (NH_4^+) ไนไตรท์ (NO_2^-) และไนเตรท (NO_3^-) ก๊าซไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปของไดไนโตรเจน (N_2) ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ไนตริกออกไซด์ (NO_2 และ N_2O_4) และแอมโมเนีย (NH_3) ไนตรัสออกไซด์เป็นผลที่เกิดในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ปริมาณของ N_2O ที่เกิด ขึ้นอยู่กับปริมาณของไนโตรเจนที่ถูกรีดิวซ์ (ดีไนตริไฟด์) และสัดส่วนของ N_2 ต่อ N_2O ที่เกิดขึ้น ซึ่งสัดส่วนนี้ขึ้นอยู่กับการเติมอากาศ พีเอช อุณหภูมิและสัดส่วนระหว่างไนเตรทต่อแอมโมเนียในระบบดีไนตริไฟด์ ไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์อาจอยู่ในรูปแบบสารอินทรีย์ต่าง ๆ เช่น ยูเรีย กรดอะมิโน เอมีนส์ ฟีวรีนส์และไรมิดีนส์

สารประกอบไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญในน้ำเสียเพราะทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ซึ่งมีผลต่อการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำและยังมีพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน (inorganic nitrogen compound)

แอมโมเนีย :
แอมโมเนียไนโตรเจนมีไฮโดรเจนอะตอม 3 หรือ 4 อะตอม ขึ้นกับอุณหภูมิและพีเอชของน้ำ ดังสมการที่ 1.1

$$NH_3 + H_2O \leftrightarrow NH_4^+ + OH^- \qquad (1.1)$$

NH_3 คือ แอมโมเนียที่ไม่แตกตัว (unionized ammonia)
NH_4^+ คือ แอมโมเนียที่แตกตัว (ammonia ion)
} แอมโมเนียทั้งหมด

ในระบบบึงประดิษฐ์ส่วนมากไนโตรเจนในรูปที่แตกตัวจะเด่นและเรียกว่าแอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia nitrogen) โดยปกติพบว่าที่พีเอช 7 และอุณหภูมิเท่ากับ 25 ^{0}ซ ซึ่งเป็นสภาพแวดล้อมของบึงประดิษฐ์โดยทั่วๆไป พบว่ามีแอมโมเนียที่ไม่แตกตัวเพียง 0.6 เปอร์เซ็น

ของแอมโมเนียทั้งหมดที่มีอยู่ ส่วนที่พีเอช 9.5 และอุณหมิ 30 ^{0}ซ จะเพิ่มเป็น 72 เปอร์เซ็น และในสภาวะที่อุณหภูมิและพีเอชต่ำจะมีค่าลดลงอย่างชัดเจน ในสภาวะที่มีพีเอชและอุณหภูมิสูงจะเกิดการเปลี่ยนแปลงไปเป็นก๊าซแอมโมเนีย

แอมโมเนียไนโตรเจนมีความสำคัญในระบบบึงประดิษฐ์ ด้วยเหตุผล 3 ประการ

1. แอมโมเนียเป็นอาหารของพืชในระบบบึงประดิษฐ์และแบคทีเรียในกลุ่มออโตโทรฟิค
2. แอมโมเนียสามารถถูกออกซิไดซ์ทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำ (4.3 กรัม O_2/ 1 กรัม NH_3)
3. แอมโมเนียที่ไม่แตกตัวเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตหลายชนิดในน้ำแม้ในความเข้มข้นต่ำ ๆ (>0.2 มก./ล) (Kadlec and Knight, 1996)

ไนไตรท์ :

ไนไตรท์เป็น Intermediate Oxidation State ของไนโตรเจนและไม่ค่อยเสถียร ในระบบบึงประดิษฐ์ส่วนมากจะพบไนไตรท์ในปริมาณน้อย ถ้าพบไนไตรท์มากมักเป็นข้อบ่งชี้ว่ามีการใช้ไนโตรเจนไม่สมบูรณ์ และมีแหล่งไนโตรเจนที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์

ไนเตรท :

ไนเตรทจะคงรูปและเป็นแหล่งอาหารของพืช นอกจากนี้แล้วยังทำให้เกิดยูโทรฟิเคชันในแหล่งน้ำ ถ้าพบในน้ำดื่มจะเป็นพิษต่อทารกทำให้เกิดโรค Methaemoglobinemia มาตรฐานน้ำดื่มในสหรัฐกำหนดค่าไนเตรทที่ 10 มก./ล.

ไนโตรเจนในสถานะก๊าซ:

โดยทั่วไปจะพบก๊าซไนโตรเจนในรูปของไดไนโตรเจน ไนตรัสออกไซด์ ไนตริกออกไซด์ (NO_2 และ N_2O_4) และแอมโมเนีย ในสภาพปกติก๊าซไนโตรเจนจะมีมากในบรรยากาศถึง 78 เปอร์เซ็นโดยปริมาตร เช่นเดียวกับก๊าซออกซิเจน ก๊าซไนโตรเจนและไนตรัสออกไซด์ละลายในน้ำเป็นสัดส่วนกับ partial pressure ในบรรยากาศกลไกการกำจัดไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์มีหลายอย่าง เช่น การเปลี่ยนรูปไปอยู่ในสถานะก๊าซของแอมโมเนีย การดูดซับ กระบวนการไนตริฟิเคชัน กระบวนการดีไนตริฟิเคชันและ การดูดซึมโดยพืชรวมทั้งการเก็บเกี่ยว แต่กลไกหลักที่ทำหน้าที่กำจัดไนโตรเจนคือ แบคทีเรียในกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

ทฤษฎีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้พืชน้ำ

การบำบัดน้ำเสียโดยพืชน้ำ (aquatic plants for wastewater treatment) อาศัยปัจจัยหลักคือ การเจริญเติบโตของพืชน้ำนและจุลินทรีย์ซึ่งอาศัยอยู่บริเวณรากของพืชซึ่งจุลินทรีย์เหล่านี้จะทำการย่อย (metabolite) สารอาหาร เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสให้อยู่ในภาพประกอบที่พืชสามารถนำไปใช้ได้ นอกจากนี้แล้วยังอาศัยหลักการตกตะกอน (physical sedimentation) ของน้ำเสียเอง ซึ่งถ้าพิจารณาถึงข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียโดยพืชน้ำแล้วพอจะกล่าวได้ดังนี้ (อภิชัย, 2533)

1. สภาพภูมิประเทศของประเทศไทยเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของพืชน้ำโดยทั่วไป

2. ระบบบำบัดน้ำเสียโดยพืชน้ำไม่ต้องการใช้พลังงานจากแหล่งใด ๆ นอกจากพลังงานแสงอาทิตย์

3. การควบคุมการทำงานของระบบไม่ยุ่งยาก ไม่ต้องใช้ผู้ดูและที่มีความรู้มาก

4. พืชน้ำส่วนใหญ่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ต่าง ๆ ได้ เช่นทำปุ๋ยหมัก ผลิตก๊าซมีเทน หรือทำผลิตภัณฑ์หัตถกรรม เป็นต้น

แบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้ ใช้รากของพืชน้ำและลำต้นของพืชน้ำในระบบเป็นที่อาศัยอยู่ ออกซิเจนซึ่งเป็นสิ่งที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรียในการย่อยสลายของเสียแบบใช้ออกซิเจน ได้มาจากการที่ออกซิเจนละลายลงในน้ำส่วนหนึ่ง แต่ส่วนใหญ่แล้วแบคทีเรีย จะได้ออกซิเจนจากการสังเคราะห์แสงของพืชน้ำในระบบ ซึ่งบางส่วนของออกซิเจนเหล่านี้จะถูกส่งไปยังรากและลำต้นที่มีแบคทีเรียอาศัยอยู่

การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบพืชลอยน้ำนี้ สามารถลดค่าบีโอดี (biochemical oxygen demand) ซีโอดี (chemical oxygen demand) ของแข็งแขวนลอยรวม (total suspended solids) ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โลหะหนัก สารอินทรีย์ได้ดีและสามารถกำจัดแบคทีเรียที่เป็นอันตรายได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่น ๆ ที่ต้องใช้เครื่องจักรและพลังงานเชื้อเพลิงในการบำบัด เช่น ระบบโปรยกรอง ระบบตะกอนเร่ง ระบบคลองวนเวียน เป็นต้น พบว่าแม้แต่ละระบบจะมีประสิทธิภาพต่างกันแต่ข้อดีกว่าของระบบบำบัดโดยใช้พืชน้ำก็คือ ไม่ต้องการพลังงานหรือใช้น้อยมาก ดูแลรักษาง่าย ไม่ต้องการผู้เชี่ยวชาญในการควบคุมกระบวนการบำบัด แต่ในขณะเดียวกันข้อเสียคือ ต้องใช้เวลานาน ใช้เนื้อที่มากในการบำบัดและต้องมีการนำพืชนำพืชออกกจากระบบ

กลไกการกำจัดไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์

ในระบบบึงประดิษฐ์ไนโตรเจนจะถูกกำจัดจากน้ำเสียได้หลายวิธี เช่น การดูดซึม (adsorption) การระเหยง่ายของแอมโมเนีย การดูดซึมและนำไปใช้โดยพืชและการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันซึ่งถือว่าเป็นกลไกสำคัญในการกำจัดไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์

แม้ว่ากลไกการปลดปล่อยไนโตรเจนเช่น การระเหยง่ายของแอมโมเนีย ดีไนตริฟิเคชัน การสะสมในพืช (ร่วมกับการเก็บเกี่ยว) การดูดซับแอมโมเนียและการทับถมของสารอินทรีย์ไนโตรเจน รวมทั้งกระบวนการอื่น ๆ เช่น แอมโมนิฟิเคชัน หรือไนตริฟิเคชันซึ่งเป็นเพียงการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจน แต่ไม่ได้กำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยตรง เช่น แอมโมนิฟิเคชันจะเปลี่ยนอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นแอมโมเนียและยังทำให้เพิ่มปริมาณแอมโมเนียอีกด้วย

การระเหยง่ายของแอมโมเนีย (ammonia volatilization) อาจเป็นการกำจัดไนโตรเจนที่สำคัญในบึงประดิษฐ์ ถ้ามีสาหร่ายที่ช่วยให้พีเอชของน้ำสูงขึ้นซึ่งในสภาพเช่นนี้อาจมีพีเอชมากกว่า 10 ในเวลากลางวัน

แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) กระบวนการนี้ไม่ช่วยในการกำจัดไนโตรเจน มักพบในระยะเวลาที่พืชมีการย่อยสลายและพบในบึงประดิษฐ์ทุกชนิด

ไนตริฟิเคชัน (nitrification) คล้ายกับแอมโมนิฟิเคชันที่ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนจากระบบได้ แต่การเกิดไนตริฟิเคชันร่วมกับดีไนตริฟิเคชัน เป็นกลไกหลักของการกำจัดไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์

ไนเตรทแอมโมนิฟิเคชัน (nitrate-ammonification) ในบึงประดิษฐ์มีการศึกษากลไกนี้น้อยที่สุด กลไกนี้สามารถเกิดได้ในสภาพที่มีค่า Redox Potential ต่ำ หรือเกิดสภาพไร้ออกซิเจน อย่างไรก็ตามกลไกนี้ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้

ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification) เป็นกลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนในบึงประดิษฐ์ซึ่งจำต้องมีปัจจัยอื่นๆที่เหมาะสมในการเกิดด้วย

การตรึงไนโตรเจน (nitrogen fixation) เมื่อมีการย่อยสลายของพืชและสัตว์ในบึงประดิษฐ์ไนโตรเจนที่ถูกเปลี่ยนจากสารอินทรีย์จะถูกปล่อยลงในน้ำ กระบวนการนี้มักถูกตัดทิ้งไปในการประเมิณการกำจัดไนโตรเจน และแทบจะไม่มีข้อมูลไม่มีข้อมูลการวัดค่าไว้ ดูเหมือนว่าส่วนใหญ่จะเกิดจากการตรึงโดยสาหร่ายสีน้ำเงินแกมเขียว (Cyanobacteria)

การสะสมในพืช (plant uptake) เป็นกลไกการกำจัดที่สำคัญในระบบพืชลอยน้ำ (free floating macrophytes) ผลของการกำจัดจะประเมิณที่ความถี่ของการเก็บเกี่ยวพืช ในพืชโผล่พ้นน้ำก็พบได้สูงแต่ส่วนมากจะไม่การเก็บเกี่ยวในช่วงเวลาที่เหมาะสมสูงสุด หรือไม่มีการเก็บเกี่ยวใด ๆ เลย ซึ่งในเขตร้อนซึ่งมีการสะสมอาหารแปรผันตามฤดูการน้อย การเก็บเกี่ยวอาจมีความสำคัญต่อการกำจัดไนโตรเจน

การดูดซับแอมโมเนีย (ammonium adsorption) กระบวนการนี้ถูกจำกัดให้ใช้ได้เฉพาะในระบบบึงประดิษฐ์ที่มีการไหลของน้ำใต้ผิวดินเนื่องจากมีการสัมผัสของน้ำเสียและตัวกลาง

การระเหยง่ายของแอมโมเนีย (ammonia volatilization)

แอมโมเนียที่ไม่แตกตัวจะเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซและออกสู่บรรยากาศ โดยการซึมผ่านน้ำและการส่งผ่านของมวลจากผิวน้ำขึ้นสู่บรรยากาศ การส่งผ่านของมวลอาจถูกจำกัดในระบบบึงประดิษฐ์ ปัจจัยที่มีผลต่อการระเหยง่ายของแอมโมเนียมีดังนี้

1.ปัจจัยต่าง ๆ ในดิน เช่น พีเอช ความเค็ม (salinity) สภาพด่าง (alkalinity) ปริมาณแคลเซี่ยมคาร์บอเนต ($CaCO_3$)

2.ปัจจัยของบรรยากาศ เช่น อุณหภูมิของอากาศ แสงอาทิตย์

แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)

เป็นกระบวนการทางชีวภาพที่เปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นแอมโมนีย เป็นขั้นแรกของการย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจน สารอินทรีย์ไนโตรเจนส่วนมาก (อาจถึง 100 เปอร์เซ็น) ในน้ำเสียพร้อมที่จะถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย ในกระบวนการนี้แอมโมเนียจะถูกเปลี่ยนจากรูปของอินทรีย์สารโดยมีการปล่อยพลังงานออกมา ในบางกรณีพลังงานนี้จะถูกใช้โดยจุลินทรีย์ในการเติบโตและแอมโมเนียจะถูกใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงเกิดดังนี้

$$\text{Amino acid} \rightarrow \text{Imino acid} \rightarrow \text{Keto acid} \rightarrow NH_3 \qquad (1.2)$$

โดยทางจลนพลศาสตร์แล้วแอมโมนิฟิเคชันเกิดได้เร็วกว่าไนตริฟิเคชัน (Kadlec and Knight, 1996) ปฏิกิริยาแอมโมนิฟิเคชันนั้นเกิดได้ช้าในสภาวะไร้ออกซิเจนเมื่อเทียบกับสภาพที่มีออกซิเจนเพราะประสิทธิภาพการรีดิวซ์ของการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์พวกเฮทเทอโรโทฟิค (Heterotrophic) ในสภาพไร้ออกซิเจนมีต่ำกว่า นอกจากนี้แอมโมเนียไนโตรเจนยังเกิดการสะสมมากกว่าในสภาพไร้ออกซิเจน ดังนั้นในระบบบึงประดิษฐ์ที่มีออกซิเจนน้อยจึงพบแอมโมเนียมากกว่า

อัตราการเกิดแอมโมนิฟิเคชันในบึงประดิษฐ์ขึ้นอยู่กับ อุณหภูมิ พีเอช สัดส่วน C/N ลักษณะโครงสร้างของดิน ปริมาณจุลินทรีย์ อัตราการเกิดแอมโมนิฟิเคชันจะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ โดยอัตราการเกิดแอมโมนิฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น 10 ^{0}ซ ช่วงอุณหภูมิเหมาะสมอยู่ที่40-60 ^{0}ซ และพีเอชที่ 6.5-8.5 (Reddy and Patrick, 1984)

ไนตริฟิเคชัน (nitrification)

เป็นกระบวนการออกซิเดชันทางชีวภาพของแอมโมเนียไปเป็นไนเตรทโดยมีไนไตรท์เป็นสารระหว่างกลางของการเกิดปฏิกิริยา ไนตริฟิเคชันเกิดในชั้นน้ำหรือในชั้นดินที่มีออกซิเจนและในบริเวณรอบราก ออกซิเจนที่ซึมผ่านจากรากพืชสู่บริเวณโดยรอบทำให้เกิดสภาพแอโรบิครอบ ๆ ราก ซึ่งบริเวณนี้สามารถทำให้เกิดไนตริฟิเคชันของแอมโมเนียอิออน (NH_4^+)

อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันในดินของบึงประดิษฐ์ขึ้นอยู่กับปริมาณของแอมโมเนียอิออนที่มีอยู่ในบริเวณแอโรบิคนั้น รวมทั้งค่าพีเอช และสภาพด่างของน้ำ อุณหภูมิ ปริมาณไนตริฟายอิงแบคทีเรียและความหนาของชั้นดินที่เป็นแอโรบิค (Vymazal, 1995b) ไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่เรียกว่า Chemoautotrophic โดยไนตริฟายอิงแบคทีเรียได้พลังงานจากการออกซิเดชันของแอมโมเนียหรือไนไตรท์และคาร์บอนไดออกไซด์ถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับสังเคราะห์เซลล์ใหม่ จุลินทรีย์เหล่านี้ต้องการออกซิเจนในระหว่างการออกซิเดชันของแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท การออกซิเดชันของแอมโมเนียไปเป็นไนเตรทมีสองขั้นตอน ขั้นตอนแรกคือการออกซิเดชันแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ดังแสดงในสมการที่ 1.1 ซึ่งจะทำโดยแบคทีเรียพวก Chemolithotrophic ซึ่งเป็นพวกที่ใช้ออกซิเจน (Strictly Aerobic) การสร้างพลังงานสำหรับการเจริญเติบโตขึ้นอยู่กับการออกซิเดชันของแอมโมเนียทั้งหมด ในดินพบว่าเป็นพวก Nitrosospira Nitrosovibrio Nitrosolobus Nitrosococus และ Nitrosomanas ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในการออกซิเดชันของแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์โดยกลุ่ม Nitroso คือ (Hauck, 1984)

$$\underset{(NH_3/NH_4^+)}{\text{Ammonia}} \rightarrow \underset{(NH_2OH)}{\text{Hydroxylamine}} \rightarrow \underset{(NOH)}{\text{Nitroxyl}} \rightarrow \underset{(NO_2NH_2OH)}{\text{Nitrohydroxylamine}} \rightarrow \underset{(NO_2^-)}{\text{Nitric}} \qquad (1.4)$$

สารประกอบตัวกลาง NOH และ NO_2NH_2OH นี้ไม่เคยมีการแยกได้แต่มีปฏิกิริยาเกี่ยวข้องคือมี 2 อิเล็กตรอนถูกส่งไปสำหรับขั้นตอนการออกซิเดชันระหว่าง NH_4^+ และ NO_2^-

ขั้นตอนที่สองของไนตริฟิเคชันคือการออกซิเดชันของไนไตรท์ไปเป็นไนเตรทดังแสดงในการที่ 1.6 ซึ่งกระทำโดยแบคทีเรียกลุ่ม Facultative Chemolithotrophic ซึ่งสามารถใช้สารประกอบอินทรีย์เช่นกันในการสร้างพลังงานเพื่อการเจริญเติบโต เมื่อเปรียบเทียบกับแอมโมเนียออกซิไดซิงแบคทีเรีย พบว่ามีแบคทีเรียเพียงชนิดเดียวของไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรียที่พบในดินและน้ำเช่น Nitrobactor winogradskyi

ในระบบบึงประดิษฐ์ที่ใช้บำบัดน้ำเสียจะเกิดปฏิกิริยาหลักอยู่ 2 สมการ (Reedy and Patrick, 1984) คือ

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

$$NO_2^- + 0.5O_2 \rightarrow NO_3^- \quad (1.6)$$

ในขั้นตอนแรกจะเป็นแบคทีเรียในกลุ่ม Nitrosomanas ส่วนในขั้นตอนที่สองจะเป็นแบคทีเรียในกลุ่ม Nitrobactor ทั้งสองปฏิกิริยาจะเกิดในสภาพที่มีออกซิเจน แต่อาจเกิดได้ที่มีออกซิเจนต่ำเพียง 0.3 มก./ล. (Reddy and Patrick, 1984) อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นจริงสามารถควบคุมโดยปริมาณของออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) ที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งเป็นการส่งผ่านของมวลจากบรรยากาศสู่น้ำ เนื่องจากการส่งผ่านของมวลเป็นกระบวนการลำดับที่ 1 อัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน จึงพิจารณาว่าเป็นลำดับที่ 1 ดังนี้ (Kadlec and Knight, 1996)

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad (1.7)$$

ทั้งสองสมการเป็นการปล่อยพลังงานดังแสดงในภาพประกอบที่ 1.2 ซึ่งใช้โดย Nitrosomanas และ Nitrobactor เพื่อสร้างเซลล์ ($C_5H_7NO_2$) ในขณะที่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน สามารถสรุปปฏิกิริยาได้ดังนี้ (US.EPA, 1993)

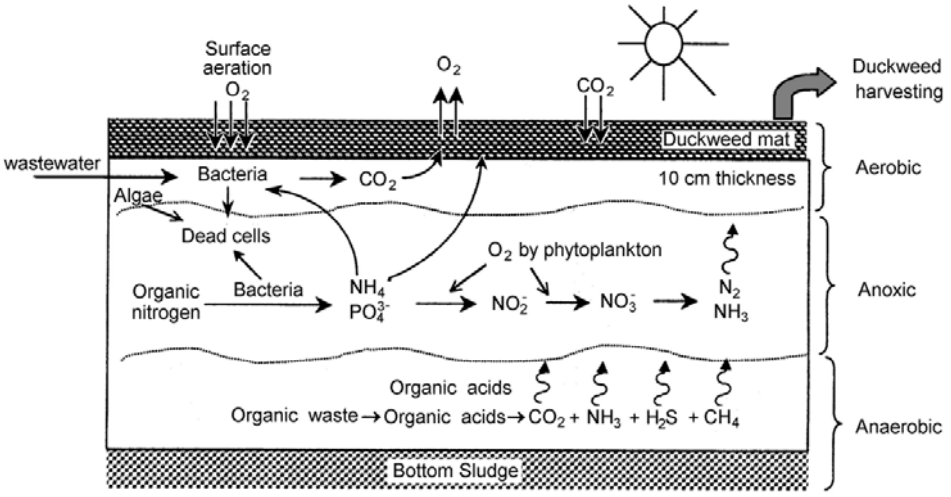
$$55NH_4^+ + 76O_2 + 109HCO_3^- \rightarrow C_5H_7NO_2 + 54NO_2^- + 57H_2O + 104H_2CO_3 \quad (1.8)$$

สมการการสังเคราะห์เซลล์ของ Nitrosomanas และตามด้วย Nitrobactor จะได้ดังนี้

$$400NO_2^- + NH_4^+ + 4H_2CO_3 + 195O_2 \rightarrow C_5H_7NO_2 + 3H_2O + 400NO_3^- \quad (1.9)$$

เมื่อรวมทั้งสองสมการจะได้สมการที่แสดงถึงการออกซิเดชันของแอมโมเนียและการสร้างเซลล์ในช่วงการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดังนี้

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \rightarrow 0.021C_5H_7NO_2 + 1.04H_2O + 0.98NO_3^- + 1.88H_2CO_3 \quad (1.10)$$



ภาพประกอบที่ 1.2 กระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบบึงประดิษฐ์
ที่มา: www.chem.uw.edu.pl

จากสมการที่ 1.10 จะเห็นว่า 1 โมลของแอมโมเนียไนโตรเจนจะสร้างเพียง 0.021 โมลของมวลจุลินทรีย์ (0.17 กรัมน้ำหนักแห้ง/กรัมแอมโมเนียไนโตรเจนที่ใช้) ซึ่งเป็นเพียงสัดส่วนเล็กน้อยของการสร้างมวลชีวภาพของพวกเฮทเทอโรโทรฟิคเพราะปฏิกิริยานี้จะให้พลังงานเพียงเล็กน้อยเท่านั้น จากสมการที่ 1.8 จะเห็นว่าไนตริฟิเคชันจะเป็นการใช้ออกซิเจนและไบคาร์บอเนตอิออนและปลดปล่อยน้ำและกรดคาร์บอร์นิค นอกเหนือไปจากการสร้างมวลชีวภาพและไนเตรทไนโตรเจน ปฏิกิริยาเหล่านี้คาดว่าใช้ออกซิเจนประมาณ 3.22 กรัมต่อกรัมของแอมโมเนียมไนโตรเจน (NH_4^+ - N) ที่ถูกออกซิไดซ์ และออกซิเจน 1.11 กรัม ถูกใช้ไปในการออกซิไดซ์ไนเตรท 1 กรัม คิดเป็น 4.3 ของออกซิเจนที่ถูกใช้ในการเกิดไนตริฟิเคชันของแอมโมเนียมไนโตรเจน 1 กรัม ในสภาวะจริงมีออกซิเจนที่ถูกใช้ตามสมการที่ 1.10 น้อยกว่า 4.6 กรัม (Kadlec and Knight, 1996) เนื่องจากมีการใช้ออกซิเจนจากการใช้คาร์บอเนตในการสังเคราะห์เซลด้วย ความเป็นด่างรวมประมาณ 7.14 มก./ล. (ในรูปของ $CaCO_3$) ถูกใช้ไปในการเกิดไนตริฟิเคชัน 1 มก./ล. ของแอมโมเนียมไนโตรเจน และ 1.98 โมลของแอมโมเนียมไนโตรเจนถูกปล่อยออกมาต่อทุก 1 โมลของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ใช้ไป (Kadlec and Knight, 1996) ดังนั้นปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมีอัตราการเกิดสูงในสภาวะที่มีความเป็นด่างรวมและพีเอชต่ำ

Vymazal (1995b) ได้สรุปว่าปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันคือ อุณหภูมิ พีเอช สภาพด่างของน้ำ แหล่งอนินทรีย์คาร์บอน ปริมาณจุลินทรีย์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน และออกซิเจนละลาย อุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเกิดไนตริฟิเคชันสำหรับเชื้อบริสุทธิ์ คือ 25-35 ^{0}ซ และ 30-40 ^{0}ซ ในดิน Cooper et al. (1996) ได้ชี้ว่าอุณหภูมิต่ำสุดสำหรับการเติบโตของ Nitrosomanas และ Nitrobactor คือ 5 และ 4 ^{0}ซ ตามลำดับ Pual และ Clark (1996) ได้รายงานว่าพีเอชที่เหมาะสมอาจอยู่ระหว่าง 6.6-8.0 โดยทั่วไปแล้วอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันในดินที่เพาะปลูกจะลดต่ำลงที่ค่าต่ำกว่า 6 และจะไม่เกิดที่ค่าต่ำกว่า 4.5 ที่พีเอชสูง ๆ พบว่าจะมีการยับยั้งการเปลี่ยนรูปของ NO_2^- ไปเป็น NO_3^- Pual และ Clark (1996) กล่าวว่าไนตริฟายอิงแบคทีเรียจะไวต่อสิ่งยับยั้งหลายอย่างรวมถึงแอมโมเนียไนโตรเจนที่ความเข้มข้นสูง ๆ ประมาณ 4.3 มก.ของออกซิเจนต่อ 1 มก.ของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรท ในกระบวนการนี้มีการใช้สภาพด่างจำนวนมากคือการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก. ต้องการด่าง 8.64 มก. HCO_3^-

ไนตริฟายอิงแบคทีเรียสามารถสร้าง NO และ N_2O ซึ่งแปรผันกับค่าความเข้มข้นของออกซิเจน โดยทั่วไปมีค่าไม่เกิน 1% ของ NO_2^- แต่มีรายงานว่าเคยพบมีค่าสูงถึง 10% ของไนโตรเจนในอาหารนั้น การรีดิวซ์ไนไตรท์คิดว่าเป็นกระบวนการหลักทำให้เกิดก๊าซเหล่านี้ โดยที่การออกซิไดซ์ NH_4^+ จะให้อิเล็กตรอนที่เกี่ยวข้องสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันซึ่งกระบวนการนี้เชื่อว่ามีการเก็บออกซิเจนไว้สำหรับ Ammonia Mono-oxydasc ซึ่งทำให้ไนไตรท์ไม่ถึงจุดที่เป็นพิษและรักษาระดับรีดอกซ์ที่เหมาะสม

แบคทีเรียกลุ่มเฮทเทอโรโทรพที่เกี่ยวข้องกับการเกิดไนตริฟิเคชันได้เริ่มมีรายงานในปี 1984 ในปัจจุบันนี้พบว่าแบคทีเรีย Heterotrophic Nitrifier สามารถสร้างไนเตรทจากทั้งแหล่งสารอินทรีย์และอนินทรีย์โดยมีตัวกลางมีแบคทีเรียกลุ่มเฮทเทอโรโทรพจำนวนมากรวมทั้งสาหร่ายและเชื้อรา ที่สามารถออกซิไดซ์สารประกอบไนโตรเจนได้

ดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการรีดักชันที่ต้องการพลังงานโดยอิเล็กตรอนจะถูกเติมให้ไนเตรทหรือไนไตรท์ไนโตรเจนจะเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) ไนตรัสออกไซด์

(N_2O) หรือไนตริคออกไซด์ (NO) ดีไนตริฟิเคชันจะเกิดในสภาพแอน๊อกซิกซึ่งเป็นสภาพที่ไม่มีออกซิเจนที่ละลายน้ำหรือออกซิเจนอิสระอยู่ (anoxic) ดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่เกิดโดยแบคทีเรีย แบคทีเรียในกลุ่ม Facultative ที่พบเสมอคือ Bacillus, Enterobacter, Micrococcus, Pseudomanas และ Spirillum โดยไนโตรเจนไดออกไซด์ (ในรูปของอิออนและก๊าซ) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้ายสำหรับการส่งผ่านอิเล็กตรอนในการหายใจ อิเล็กตรอนจะถูกส่งจากสารอาหารที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน (ส่วนมากเป็นสารประกอบอินทรีย์) ผ่านไปเป็นไนโตรเจนที่มีสภาพออกซิไดซ์มากขึ้น ผลคือพลังงานอิสระจะถูกเก็บอยู่ใน ATP ตามด้วย Phosphorylation และถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิง (Denitrifying) ในการหายใจ

ไนไตรท์และไนเตรทไนโตรเจนมักเรียกรวมกันว่า ออกซิไดซ์ไนโตรเจน (oxidized nitrogen, NO_x-N) หรือ Total Oxidized Nitrogen (TON) เพราะมักพบปริมาณไนไตรท์ที่ต่ำมากบางครั้งจึงเรียกรวมกันว่า “ ไนเตรทไนโตรเจน” ปฏิกิริยาแสดงได้ดังนี้

$$NO_3^- + 0.833CH_3OH \rightarrow 0.5N_2 + 0.833CO_2 + 1.167H_2O + OH^- \qquad (1.11)$$

ที่ปริมาณแอมโมเนียละลายน้ำต่ำ ๆ ไนเตรทอาจถูกใช้เพื่อการสังเคราะห์เซลล์ด้วย ($C_5H_7NO_2$) และมีผลต่อความเป็นด่างรวมดังนี้

$$NO_3^- + 1.08CH_3OH + 0.24H_2CO_3 \longrightarrow 0.056\ C_5H_7NO_2 + 0.47N_2 + 1.68H_2O + HCO_3^- \qquad (1.12)$$

ในทางทฤษฎีพบว่าดีไนตริฟิเคชันจะไม่เกิดขึ้นถ้ามีออกซิเจนละลายน้ำอยู่ แต่ก็มีการพบว่าในระบบบำบัดแบบการเจริญเติบโตแบบแขวนลอย (suspended growth) ที่มีออกซิเจนละลายน้ำต่ำมาก ๆ ก็สามารถเกิดดีไนตริฟิเคชันได้ ทั้งนี้อาจอธิบายว่ามี Microscropic Anoxic Zone ในฟิล์มแบคทีเรีย ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียจำนวนมากเป็น Chemoheterotrophs ได้รับพลังงานทั้งหมดจากปฏิกิริยาเคมีและการใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นตัวกลางให้อิเล็กตรอนและเป็นแหล่งอาหารของ Cellular carbon (Hauck, 1984) เนื่องจากดีไนตริฟิเคชันส่วนมากเกิดขึ้นโดย Facultative Anaerobic Heterotroph ซึ่งใช้ออกซิไดซ์ไนโตรเจนแทนออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการหายและพบว่ากระบวนการเหล่านี้เกิดตามปฏิกิริยา Aerobic Biochemical ทำให้มีการเข้าใจผิดว่าดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการไร้ออกซิเจนซึ่งความจริงเกิด

ภายใต้สภาพแอน็อกซิก (Hauck, 1984) เป็นที่ยอมรับกันว่าการเปลี่ยนรูปไนเตรทไปเป็นก๊าซไนโตรเจนเกิดดังนี้

$$2NO_3^- \longrightarrow 2NO^- \longrightarrow 2NO \longrightarrow N_2 \qquad (1.13)$$

ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียจะมีมากชนิดกว่าไนตริฟายอิงแบคทีเรียและพบมากในบึงประดิษฐ์มากกว่าบึงธรรมชาติ ในระบบบึงประดิษฐ์พบว่ามีการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเช่นกัน โดยออกซิเจนมีการลดลงจากผิวน้ำสู่ตะกอนก้นบึงทำให้เกิดทั้งสภาพแอโรบิคและแอน๊อกซิก ดังนั้นไนเตรทที่เกิดในบึงประดิษฐ์จะถูกดูดซึมในชั้นดินที่ไม่มีออกซิเจนและเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันต่อไป (Reddy and Patrick, 1984) อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันในชั้นนี้ขึ้นอยู่ปริมาณไนเตรทที่มีอยู่ แหล่งพลังงานจุลินทรีย์และอุณหภูมิ ไนเตรทที่มีอยู่ในดินเกิดจากไนตริฟิเคชันของ NH_4^+ ในชั้นที่มีออกซิเจนตามด้วยการซึมของไนเตรทจากชั้นที่มีออกซิเจนลงสู่ชั้นที่ไร้ออกซิเจนส่วนล่าง อัตราการซึมของไนเตรทในดินของบึงประดิษฐ์พบว่าอยู่ในช่วง 1.2-1.9 ซ.ม./วัน ซึ่งเร็วกว่าการซึมของ NH_4^+ 7 เท่า (Reddy and Patrick, 1984) การซึมอย่างรวดเร็วของไนเตรทตามด้วยอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันเป็นสาเหตุหลักของปริมาณไนเตรทสะสมที่ต่ำ ในน้ำท่วมขังและในชั้นดินที่มีออกซิเจน ทั้งไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันต้องการคาร์บอน ปัจจัยอื่นที่มีผลต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชันรวมถึงสภาพที่ไม่มีออกซิเจน อุณหภูมิ พีเอช ปริมาณคาร์บอน (Vymazal, 1995b)

ไนเตรทที่หายไปในบึงประดิษฐ์เกิดจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน แต่มีกลไกอื่น ๆ ร่วมด้วย เช่น การนำไปใช้ของพืช ใช้โดยจุลินทรีย์และการเปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน การดูดซับไนเตรทโดยพืชจะน้อยกว่าการดูดซับแอมโมเนียแต่ในน้ำที่มีไนเตรทมาก ไนเตรทก็อาจเป็นแหล่งอาหารที่สำคัญของพืชได้ พืชจะใช้เอนไซม์ Nitrate Reductase และ Nitrite Reductase เพื่อเปลี่ยนออกซิไดซ์ไนโตรเจนไปเป็นภาพประกอบที่สามารถใช้ได้ ในการศึกษาที่ Santee, CA โดยระบบบึงประดิษฐ์แบบน้ำไหลบนผิวดิน Gerberg et al. (1984) พบว่าไนเตรทที่หายไปทั้งหมดเกิดจากการดูดซับโดยพืชในสภาพที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนจากภายนอกใดๆ และไม่พบแอมโมเนียในน้ำเข้าระบบเลย

การสะสมในพืช (plant uptake and assimilation)

การสะสมในพืชเป็นกระบวนการทางชีววิทยาที่เปลี่ยนอนินทรีย์ไนโตรเจนเป็นรูปของสารประกอบอินทรีย์ ซึ่งทำหน้าที่เป็น Building Block ของเซลล์เนื้อเยื่อมีไนโตรเจน 2 รูปที่ใช้ในการ assimilation คือแอมโมเนียและไนเตรทไนโตรเจน เนื่องจากแอมโมเนียอยู่ในสภาพรีดิวซ์มากกว่าไนเตรท จึงเป็นแหล่งของไนโตรเจนสำหรับ assimilation ได้ดีกว่า นอกจากในกรณีที่มีความเข้มข้นของไนเตรทสูงกว่ามาก สารอาหารจะถูก assimilation จากชั้นตะกอน โดยพืชโผล่พ้นน้ำและพืชลอยน้ำแต่มีรากในดิน

ในเขตอบอุ่นพืชน้ำจะดูดสารอาหารได้ดีในช่วงฤดูร้อนซึ่งมีการเจริญเติบโตของพืช ปริมาณสารอาหารในต้นพืชมีปริมาณสูง ตัวอย่างปริมาณการสะสมไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของพืชลอยน้ำ เช่น แหน แสดงดังตารางที่ 1.1 รูปแบบการเปลี่ยนแปลงตามฤดูการทั้งจากชนิดของพืชและชนิดของสารอาหารยังไม่สามารถทราบได้แน่ชัด ส่วนมวลชีวภาพของลำต้นเมื่อย่อยสลายจะได้ คาร์บอนและไนโตรเจน ทำให้มีไนโตรเจนในน้ำออกจากบึงประดิษฐ์

ตารางที่ 1.1 ปริมาณการสะสมของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสของแหน (duckweed)

Region	Species	Daily removal ($g/m^2.d$)		Reference
		N	P	
Louisiana	Duckweed	0.47	0.16	Culley et al. (1978)
Italy	L.gibba/L. minor	0.42	0.01	Corradi et al. (1981)
USA	Lemma	1.67	0.22	Zirschky and Reed (1998)
India	Lemma	0.5-0.59	0.14-0.30	Tripathi et al. (1991)
Minnesota	Lemma	0.27	0.04	Lemna corporation
Florida	Spirodella polyrrhiza	-	0.015	Sutton and Ornes (1977)
CSSR	Duckweed	0.2	-	Kvet et al. (1979)
Bangladesh	Spirodella polyrrhiza	0.26	0.05	Alearts et al. (1996)
Yamen	Lemma	0.05-0.2	0.01-0.05	Al-Nozaily (2001)

ที่มา : Zimmo (2003)

การสะสมไนโตรเจนในระบบบึงประดิษฐ์

สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เป็นส่วนประกอบสำคัญของพืชในระบบบึงประดิษฐ์รวมทั้งซากพืช สัตว์ จุลินทรีย์ต่าง ๆ นอกจากนี้ยังเป็นส่วนประกอบที่สำคัญในของแข็งละลายน้ำ (total dissolved solid) และของแข็งแขวนลอย (suspended solid) โดยปริมาณแตกต่างไปตามชนิดของระบบบำบัดน้ำเสีย

ความเข้มข้นของไนโตรเจนในมวลชีวภาพแปรผันไปตามชนิดของพืชและเวลาระหว่างปีไนโตรเจนจะถูกดูดซับและสะสมตลอดช่วงการเจริญเติบโต โดยเฉพาะในช่วงแรกของฤดูการเติบโตปริมาณสารอาหารในพืชจะถูกควบคุมโดยแหล่งที่พืชอยู่และความหลากหลายของพืช พืชแต่ละชนิดมีอัตราการเจริญเติบโตของส่วนบนดินกับใต้ดินแตกต่างกัน

สารอาหารที่สะสมในพืชเรียกว่า Standing Stock ซึ่งคำนวณได้จากความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อคูณกับมวลชีวภาพต่อหน่วยพื้นที่ หมายความว่าอาหารที่สะสมในมวลชีวภาพที่มีชีวิตขึ้นอยู่กับทั้งความเข้มข้นของสารอาหารในเนื้อเยื่อพืชและปริมาณของมวลชีวภาพ อย่างไรก็ตามเป็นที่รู้ดีว่าปริมาณสารอาหารที่สูงสุดและมวลชีวภาพที่สูงสุดจะไม่เกิดขึ้นในเวลาเดียวกันในฤดูกาลเจริญเติบโตในแถบอบอุ่น ซึ่งพบว่าปริมาณสารอาหารสูงสุดจะพบในช่วงต้นของการเจริญเติบโต (Vymazal, 2001) ส่วนของพืชจะมีปริมาณไนโตรเจนสะสมแตกต่างกันไปตามช่วง

ปัจจัยอื่นที่มีผลต่อการกำจัดไนโตรเจนรวม

ระบบบึงประดิษฐ์ส่วนมากสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดี เพราะมีสภาพทางกายภาพ เคมี และชีววิทยาที่เหมาะสมประกอบกับมีระยะเวลากักเก็บน้ำที่ยาวนาน ปัจจัยบางอย่างที่จำกัดปฏิกิริยาได้แก่

- ระยะเวลากักเก็บน้ำสั้นและภาระบรรทุกทางชลศาสตร์สูง
- อุณหภูมิต่ำ
- พีเอชต่ำหรือสูงเกินไป (ยับยั้งปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน)
- มีสารอินทรีย์ไนโตรเจนจากมวลชีวภาพที่ย่อยสลายมากพอ
- ไม่มีออกซิเจนเพียงพอสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน
- ไม่มีแหล่งคาร์บอนที่เพียงพอสำหรับการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

การกำจัดฟอสฟอรัส

ฟอสฟอรัสจะถูกกำจัดโดยกระบวนการดูดซึมของพืช เกิดจากสารประกอบเชิงซ้อนและการตกตะกอน ส่วนใหญ่การกำจัดเกิดในชั้นดินก้นบึง หากดินมีส่วนผสมของเหล็ก อลูมิเนียและแคลเซียมก็จะส่งเสริมให้การกำจัดดีขึ้น ส่วนพืชจะดูดซับฟอสฟอรัสผ่านทางรากและส่งผ่านไปยังเนื้อเยื่อเพื่อนำไปใช้สร้างเซลล์ เมื่อพืชตายและถูกย่อยสลายฟอสฟอรัสจะออกมาบางส่วนและส่วนที่เหลือจะจมอยู่กับซากพืช

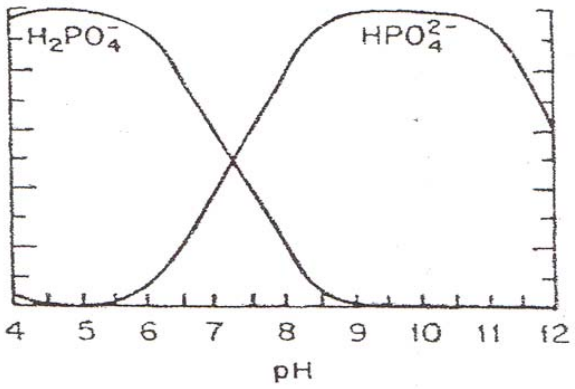
ระบบบึงประดิษฐ์สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ทั้งในระยะสั้นและในระยะยาว ปกติในระบบนิเวศน์ สัดส่วนของ คาร์บอน: ไนโตรเจน : ฟอสฟอรัส ที่เหมาะสมคือ 106:16:1 หรือ 4:7:1 (Mass Basis) แต่โดยทั่วไปในน้ำเสียจะมีฟอสฟอรัสมากเกินพอ

ฟอสฟอรัสในบึงประดิษฐ์มักอยู่ในรูปสารละลาย แร่ธาตุฟอสฟอรัส และสารอินทรีย์ฟอสฟอรัสในรูปของแข็ง ในสารละลายการแตกตัวของกลุ่มอนินทรีย์ จะขึ้นกับพีเอช ดังนี้ดังภาพประกอบที่ 1.3

$$H_3PO_4 \longleftrightarrow HPO_4^- + H^+ \qquad (1.14)$$

$$H_2PO_4^- \longleftrightarrow HPO_4^{2-} + H^+ \qquad (1.15)$$

$$HPO_4^{2-} \longleftrightarrow PO_4^{3-} + H^+ \qquad (1.16)$$



ภาพประกอบที่ 1.3 การกระจายของอนินทรีย์ฟอสฟอรัสที่อุณหภูมิน้ำ 25 ^{0}ซ
ที่มา : Kadlec and Knight (1996)

ในฤดูกาลเติบโตปริมาณของฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัดในระบบบึงประดิษฐ์จะมีน้อยกว่าฟอสฟอรัสที่ถูกดูดซับโดยพืชมาก รากพืชเป็นส่วนสำคัญของพืชในการสะสมฟอสฟอรัส พืชสามารถรับฟอสฟอรัสโดยกระบวนการดูดซับ การรวมตัวทางเคมี หรือการแพร่ผ่านน้ำในช่องว่างระหว่างเม็ดดิน กระบวนทางกายภาพที่สำคัญ 2 กระบวนการในการกำจัดฟอสฟอรัสในบึงประดิษฐ์คือกระบวนการตกตะกอนของอนุภาคฟอสฟอรัสและการดูดซึมฟอสฟอรัสที่ละลาย อนุภาคฟอสฟอรัสที่เข้าสู่ระบบอาจมีทั้งฟอสฟอรัสที่ใช้ได้และใช้ไม่ได้โดยพืชถ้าอนุภาคนี้เป็นพวกแพลงค์ตอนสุดท้ายจะถูกย่อยสลาย และปล่อยฟอสฟอรัสในรูปสารละลายออกมา แต่ถ้าอนุภาคมีฟอสฟอรัสในรูปแบบแร่ธาตุที่ไม่ละลายหรือสารประกอบ Organophosphorus ก็อาจถูกกำจัดได้อย่างถาวรโดยการรตกตะกอนได้

การกำจัดเชื้อโรค

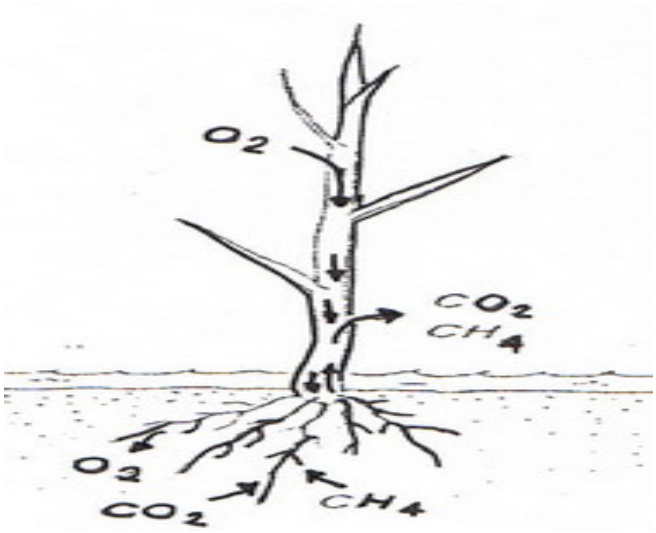
กลไกในการกำจัดเชื้อโรคมีทั้งการตกตะกอนและการกรอง การใช้รังสีอัลตราไวโอเลต การตายตามธรรมชาติ (natural die off) และการถูกกิน (predation) เชื้อโรคและไข่พยาธิจะตกตะกอนและถูกกำจัด นอกจากนี้อาจถูกดูดซับด้วยอนุภาคในน้ำ และบางส่วนอาจถูกดูดซึมบนผิวของพืชน้ำที่ปลูกในบึงนั้น ประสิทธิภาพการบำบัดขึ้นอยู่กับชนิดเชื้อโรค เวลาการกักเก็บน้ำ และอุณหภูมิ

การส่งผ่านออกซิเจนในระบบบึงประดิษฐ์

ออกซิเจนถูกส่งผ่านไปยังส่วนรากของพืชทาง Lentical และ Aerenclymous Tissue ซึ่งสามารถวัดได้ 208 กรัม ออกซิเจน/ตร.ม.วัน (Brix and Schieriep, 1998) และ 5-12 กรัม ออกซิเจน/ตร.ม.วัน ในบึงประดิษฐ์ที่ใช้กรวดทรายและปลูกด้วยอ้อ (Amstrong et al., 1990)

การแพร่ (diffusion) เป็นกระบวนการที่มีการส่งผ่านจากส่วนหนึ่งของระบบไปยังอีกส่วนหนึ่งของระบบ อันเป็นผลให้เกิดการเคลื่อนย้ายโมเลกุลแบบสุ่ม โดยการเคลื่อนย้ายสุทธิจะเกิดจากตำแหน่งที่มีความเข้มข้นสูง (หรือมี partial pressure สูง) ไปยังตำแหน่งที่มีความเข้มข้นต่ำกว่าดังแสดงในภาพประกอบที่ 1.4 อัตราการแพร่ของก๊าซขึ้นอยู่กับตัวกลางที่ก๊าซแพร่ผ่าน

กลไกการส่งผ่านก๊าซภายในต้นพืช เชื่อว่าเป็น passive diffusion ความแตกต่างของความเข้มข้นของก๊าซนั้น ๆ เช่น ความแตกต่างของออกซิเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยออกซิเจนจะมีความเข้มข้นมากในส่วนที่อยู่เหนือดิน และคาร์บอนไดออกไซด์จะมีความเข้มข้นมากเมื่ออยู่ใต้ดินและส่งผ่านในทิศทางตรงข้ามกัน



ภาพประกอบที่ 1.4 การแพร่ของก๊าซจากตำแหน่งที่มีความเข้มข้นสูงไปยังที่มีความเข้มข้นต่ำ
ที่มา : Vymazal (1998)

นอกจากนี้ยังมีการพบกลไกการพาของก๊าซ (convection) ในพืชประเภทลอยน้ำ ซึ่งเกิดจากความแตกต่างของอุณหภูมิและความดันไอน้ำ (water vapor pressure) ของภายในใบและบรรยากาศรอบ

ๆ อากาศจะถูกนำเข้าสู่ลำต้นใต้ดินและใบที่แก่จากนั้นจะกลับคืนสู่บรรยากาศอีกครั้งด้วยแรงขับ (driving force) นี้เรียกว่า thermal transpiration และ humidity induced pressurization ทั้งสองกระบวนการต้องมีช่องว่างที่พรุนภายในเนื้อเยื่อ

งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Alearts และคณะ (1995) ได้ศึกษาระบบบึงประดิษฐ์ในการบำบัดน้ำเสียโดยใช้แหน โดยใช้ระยะในเวลาในการศึกษา 4 ปี พบว่าในช่วงฤดูแล้งที่อัตราเฉลี่ยของ hydraulic residence time เท่ากับ 20.4 วัน สามารถลดค่า COD, BOD_5, TKN ได้ 90-97%, 95-99%, 74-77% ตามลำดับและนอกจากนี้ยังพบว่าระบบยังมีความสามารถในการยับยั้งการเจริญเติบโตของสาหร่ายได้อีกด้วยและยังพบอีกว่าการลดลงของค่า BOD_5 นั้นขึ้นอยู่กับปริมาณของออกซิเจนที่ละลายน้ำ

Zimmo (2003) ได้ศึกษาระบบบ่อบำบัดน้ำเสียแบบจำลองโดยใช้พืชสองชนิดในการบำบัดน้ำเสียคือ สาหร่ายและแหน (Lemna gibba) ซึ่งแต่ละระบบประกอบด้วย 4 บ่อย่อยต่อแบบอนุกรมกัน ทั้งสองระบบนี้จะดำเนินการภายใต้สภาวะแวดล้อมเดียวกัน ที่อัตราการไหลคงที่และมีระยะเวลากักเก็บน้ำเท่ากับ 21 วัน โดยมีระยะเวลาการศึกษา 12 เดือน และน้ำที่เข้าระบบเป็นน้ำเสียจากมหาวิทยาลัย Birzeit จากผลการทดลองพบว่าระบบที่ใช้สาหร่ายในการบำบัดน้ำเสียจะมีค่าพีเอชและปริมาณออกซิเจนละลายสูงกว่าระบบที่ใช้แหนในการบำบัดน้ำเสีย ในส่วนของการกำจัดสารอินทรีย์พบว่าแหนมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ (BOD_5) ได้ดีกว่าระบบที่ใช้สาหร่าย นอกจากนี้ยังพบอีกว่าแหนสามารถกำจัดฟีคอลโคลิฟอร์มแบคทีเรียได้ดีกว่าสาหร่าย ในส่วนของการกำจัดไนโตรเจนพบว่าในช่วงฤดูร้อนสาหร่ายสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 80 ซึ่งมากกว่าแหนซึ่งสามารถกำจัดไนโตรเจนได้เพียงร้อยละ 55 เท่านั้น

Dalu และ Ndamba (2003) ได้ศึกษาการใช้แหนในการบำบัดน้ำเสียจากเมืองขนาดเล็กสองเมืองที่มีประชากรประมาณ 23,000 คนในประเทศซิมบัพเว โดยการศึกษาเป็นการเปรียบเทียบคุณภาพของน้ำเข้าและออกจากระบบโดยใช้ตัวแปรคือ บีโอดี ซีโอดี ความขุ่น ของแข็งแขวนลอยรวม ฟอสฟอรัส ไนเตรท เหล็กและค่าความนำไฟฟ้า พบว่าแหนสามารถลดค่าตัวแปรต่างๆได้มากกว่าร้อยละ 60 อย่างมีนัยสำคัญ ยกเว้นค่าบีโอดี และซีโอดีที่สามารถลดได้เพียงร้อยละ 30 และ 50 ตามลำดับ การลดลงของประสิทธิภาพการบำบัดคาดว่าเป็นผลมาจากการตายของแหนก่อนการเก็บเกี่ยว ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง

Noemi และคณะ (2004) ได้ศึกษาระบบบึงประดิษฐ์แบบจำลองโดยใช้แหน พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเฉลี่ย เท่ากับ 4.26±0.61วัน อัตราการไหลเท่ากับ 0.234±0.027 ลบ.ม./วัน และภาระบรรทุกทางชลศาสตร์เท่ากับ 0.22±0.03 ลบ.ม/ตร.ม.วัน ระบบบึงประดิษฐ์จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยและอินทรีย์สารสูงสุด และยังสามารถลดค่า COD, BOD_5, TSS ได้ถึง 67.5%, 70.6%, 77.7% ตามลำดับ และสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ 10-20% และยังได้รายงานว่าการกำจัดสารอินทรีย์จะเป็นไปตามปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง (first order reaction) ซึ่งค่าตัวแปรต่างๆสามารถทราบได้จากออกแบบการทดลองเช่น ระยะเวลากักเก็บน้ำ ความเข้มข้นของบีโอดีก่อนเข้าและออกจากระบบ และจากการทดลองที่ได้ทำให้ทราบค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียที่มีพืชลอยน้ำคือมีค่าเฉลี่ยที่ 0.28±0.08 ม./วัน

1.3 วัตถุประสงค์

1. ศึกษาประสิทธิภาพของแหนร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสียในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชนของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ อ.หาดใหญ่ จ.สงขลา

2. หาค่าคงที่ทางจลนพลศาสตร์ที่ใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียของแหนร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับ

1. สามารถนำพืชลอยน้ำ เช่น แหนมาใช้บำบัดน้ำเสียร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสียได้

2. สามารถนำไปประยุกต์ใช้กับน้ำเสียจากการเกษตรหรืออุตสาหกรรมอื่น ๆ

3. เมื่อสิ้นสุดโครงการสามารถนำข้อมูลที่ได้มาสร้างเกณฑ์การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหนในการบำบัดน้ำเสียร่วมกับระบบบ่อบำบัดน้ำเสีย (suggested criteria for secondary treatment with duckweed in an oxidation ponds)

1.5 ขอบเขตและวิธีการดำเนินงานวิจัย

1. เป็นโครงการที่ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียจริงของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์มาใช้ในการบำบัดน้ำเสียร่วมกับแหน

2. น้ำเสียชุมชนที่ใช้ในโครงการนี้มาจากหอพักนักศึกษา โรงอาหารและบ้านพักบุคคลากรภายในมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

3. ระบบบ่อบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาครั้งนี้เป็นระบบบ่อบำบัดน้ำเสียของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ซึ่งมีขนาด 35×66×1.7 เมตร

4. ตัวแปรที่ทำการวิเคราะห์น้ำคือ pH, DO, BOD_5, TKN, NH_3-N, TSS, TP และ Fecal Coliform Bacteria