

บทที่ 2

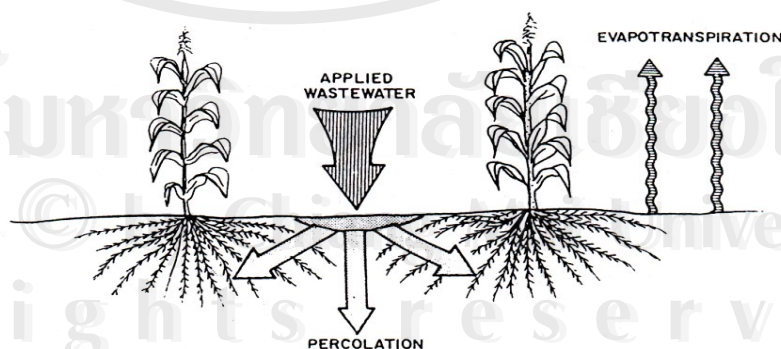
ทฤษฎีและสรุปสาระสำคัญจากเอกสารที่เกี่ยวข้อง

2.1 การบำบัดน้ำเสียโดยใช้ดิน (land treatment of wastewater)

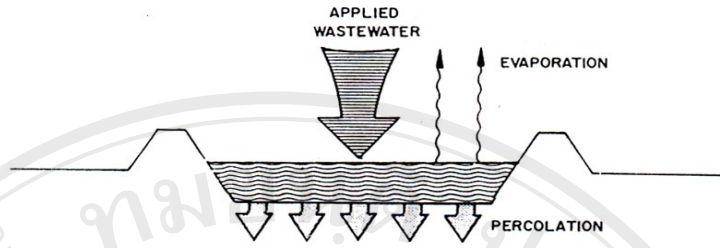
การบำบัดน้ำเสียโดยใช้ดินมีกระบวนการและวิธีการต่างๆ มากมาย โดยกระบวนการหลักคือ กระบวนการซึมช้า (slow rate process) กระบวนการซึมเร็ว (rapid infiltration process) และกระบวนการไหลล้นผิว (overland flow process) จัดเป็นการควบคุมของเสียโดยผ่านผิวดินเพื่อให้เกิดการบำบัดโดยกระบวนการทางกายภาพธรรมชาติ ทางเคมีและกระบวนการทางชีวภาพ ซึ่งจะเกิดภายในขอบเขตของดิน – รากพืช – น้ำเสีย (plant-soil-water matrix)

2.1.1 กระบวนการซึมช้า (slow rate process : SR)

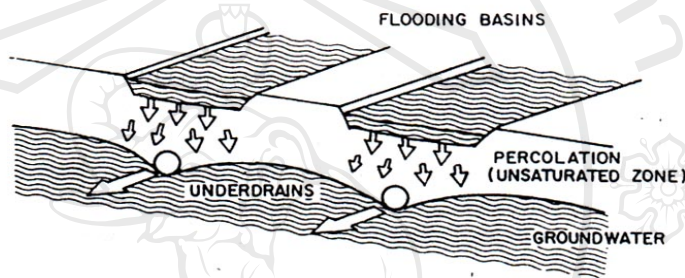
กระบวนการซึมช้าเป็นการรดน้ำสำหรับการเกษตรซึ่งมีการเพาะปลูกพืชร่วมด้วย โดยอาจใช้วิธีการปล่อยให้ น้ำเสียไหลไปตามพื้นอย่างอิสระ วิธีการกระจายน้ำเสียตามร่องน้ำทั่วบริเวณ และวิธีการฉีดพ่นกระจายน้ำให้เป็นฝอยดังรูป 2.1 โดยจะควบคุมให้การไหลของน้ำให้ไหลผ่านไปอย่างช้าๆซึ่งน้ำบางส่วนจะซึมผ่านลงไปได้ดิน บางส่วนระเหยออกไปเอง และบางส่วนจะถูกพืชดูดซึมไปใช้ วิธีการนี้ต้องการพื้นที่ประมาณ 140-1750 ไร่ และสามารถรับน้ำเสียได้ในอัตรา 1.3 – 10 ชม./สัปดาห์ (Polprasert, 1995)



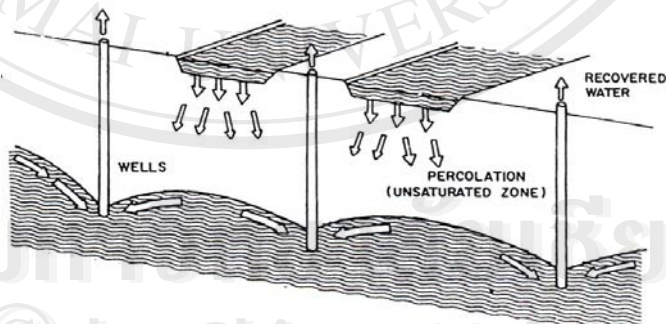
ก. แสดงการไหลของน้ำ (hydraulic pathway)



ก. แสดงการไหลของน้ำ (hydraulic pathway)



ข. น้ำไหลเข้าไปในน้ำใต้ดินเป็นการเพิ่มปริมาณน้ำใต้ดิน (recovery of renovated water by underdrains)



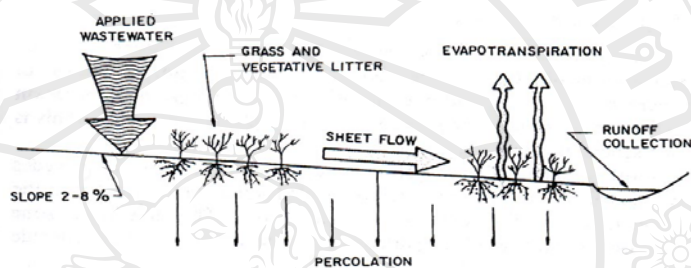
ค. สูบน้ำกลับขึ้นมาใช้ใหม่ (recovery of renovated water by wells)

รูป 2.2 กระบวนการซึมเร็ว (rapid infiltration process)

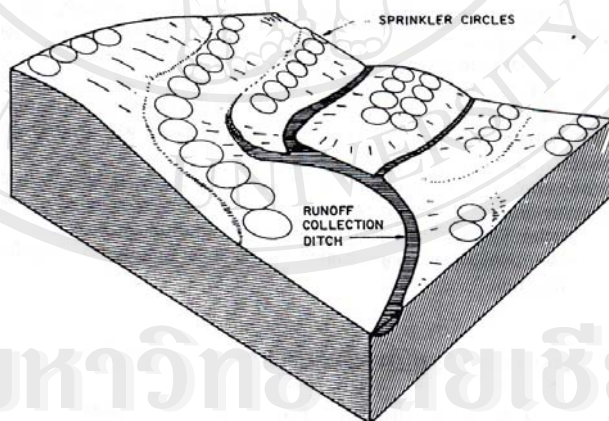
ที่มา : Polprasert, 1995

2.1.3 กระบวนการไหลล้นผิว (overland flow process : OF)

กระบวนการไหลล้นผิวเป็นกระบวนการบำบัดโดยปล่อยให้ น้ำเสียไหลไปตามพื้นที่ลาดเทประมาณ 2 – 8% น้ำเสียจะซึมผ่านชั้นผิวดินบางๆ ไปยังชั้นที่ยอมให้น้ำซึมผ่านได้น้อย และ จะปลูกพืชบริเวณที่มีน้ำเสียไหลผ่านดังรูป 2.3 ทำให้เกิดสภาพต่างๆ คือ การตกตะกอน การกรอง ด้วยหญ้า ปฏิกิริยาทางชีวเคมีและการดูดซับ วิธีนี้ต้องการพื้นที่ 40-275 ไร่ สามารถรับน้ำเสียได้ใน อัตรา 6 – 40 ชม./สัปดาห์ (Polprasert, 1995)



ก. แสดงการไหลของน้ำ (hydraulic pathway)



ข. รูปแสดงการใช้เครื่องพ่นน้ำ (pictorial view of sprinkler application)

รูป 2.3 กระบวนการไหลล้นผิว (overland flow process)

ที่มา : Polprasert, 1995

ปัญหาสำคัญของการใช้ดินในการบำบัดน้ำเสียคือ การอุดตันของดิน ซึ่งมีผลทำให้ปริมาณการรับภาระน้ำเสียและคุณภาพน้ำหลังการบำบัดต่ำ ซึ่งการอุดตันอาจเกิดจากปัจจัยทางกายภาพ ทางเคมี ทางชีวภาพหรือร่วมกันอย่างใดอย่างหนึ่งเช่น เกิดจากการที่มีสารอินทรีย์และอนินทรีย์สูง เกิดเมือกชีวภาพ (biofilm) รอบอนุภาคดินเป็นต้น อีกทั้งยังต้องใช้พื้นที่มากอีกด้วย (Wakatsuki, et al.,1993)

2.2 กลไกการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ดิน

ในการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ดินนั้นจะอาศัยทั้งกลไกทางกายภาพ ทางเคมี และทางชีวภาพร่วมกันดังนี้

2.2.1 กลไกทางกายภาพ

ก. การกรอง (filtration)

เมื่อน้ำเสียเคลื่อนที่ผ่านช่องว่างในดินของแข็งแขวนลอยและคอลลอยด์ (colloid) ในน้ำจะขยจะถูกกำจัดออกไปโดยการกรอง ประสิทธิภาพของการกรองนั้นจะขึ้นอยู่กับขนาดอนุภาคของดิน เนื้อดิน โดยดินที่มีเม็ดละเอียดจะสามารถกรองได้ดี ค่าการซึมผ่านของน้ำสามารถแสดงได้ดังตาราง 2.1 หากน้ำเสียมีปริมาณของแข็งแขวนลอยมากเกินไปจะทำให้ช่องว่างในดินเกิดการอุดตันได้

ตาราง 2.1 คุณสมบัติของดิน

ชนิดของดิน	ขนาดอนุภาคดิน (ม.ม.)	ค่าการซึมผ่านของน้ำ (ซม./วินาที)	ความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (meq/100g)
Clay	0.002 หรือน้อยกว่า	10^{-8} - 10^{-6}	มากกว่า 20
Silt loam	0.002 – 0.05	10^{-6} - 10^{-3}	12 - 20
Sandy soils	0.05 – 0.25	10^{-3} - 10^{-1}	1 - 10

ที่มา : Qasim, et al., 1994

2.2.2 กลไกทางเคมี

ก. การแลกเปลี่ยนประจุ (ion exchange)

การแลกเปลี่ยนประจุเป็นการแลกเปลี่ยนประจุชนิดหนึ่งกับประจุอีกชนิดหนึ่ง เพื่อให้เกิดเสถียรภาพทางเคมี โดยปราศจากการรบกวนทางโครงสร้างของแร่ โดยทั่วไปดินมีความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวก (cation exchange capacity : CEC) อยู่ในช่วง 10 – 30 meq/100g โดยค่า CEC ของดินแต่ละชนิดจะแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ เช่นฮิวมัส

พีเอชของดิน และขนาดอนุภาคของดิน ค่าความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกสามารถเรียงตามลำดับจากน้อยไปหามากได้ดังนี้ gravel < sands < loams < clay loams (FAO, 1979) โดยอิวมัสและแร่ดินเหนียว (clay) มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกสูงสุด อีกทั้งค่าพีเอชที่เพิ่มขึ้นทำให้ความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกเพิ่มขึ้น ค่า CEC ของดินได้แสดงดังตาราง 2.1 ข้างต้น

โดยธรรมชาติกลไกในการแลกเปลี่ยนประจุกับอนุภาคเคลย์จะเกิดกับประจุบวกในน้ำชะขยะ ได้แก่ แอมโมเนีย (NH_4^+) แคลเซียม (Ca^{2+}) โซเดียม (Na^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และโพแทสเซียม (K^+) เป็นส่วนใหญ่ แต่สิ่งสำคัญที่ควรจะต้องระวังคือไม่ควรให้สัดส่วนของโซเดียม (Na^+) ต่อไอออนบวกตัวอื่นๆ มีมากเกินไป ซึ่งถ้าสัดส่วนของมีค่ามาก โซเดียม (Na^+) จะเข้าไปแทนที่ประจุบวกตัวอื่นๆบนอนุภาคเคลย์และกระจายไปทั่วอนุภาคเคลย์ ทำให้ดินมีประสิทธิภาพในการซึมน้ำลดลง (Polprasert, 1989)

ข. การดูดติดผิว (adsorption)

การดูดติดผิวเป็นกระบวนการที่โมเลกุลของมวลสารถูกดูดติดอยู่กับพื้นผิวของอนุภาคดิน ซึ่งทำให้สามารถปริมาณของแข็งละลายน้ำ (dissolved solids) ในน้ำเสียนลง ส่วนปฏิกิริยาที่ตรงข้ามกับการดูดติดผิวเรียกว่า การหลุดออกจากผิว (desorption) ความสามารถในการดูดติดผิวจะขึ้นอยู่กับปริมาณอนุภาคเคลย์ (clay particle) พีเอช และส่วนประกอบของน้ำเสีย โดยกลไกการดูดติดผิวมักจะเกิดไปพร้อมๆ กับกลไกการแลกเปลี่ยนประจุ

ค. การตกผลึก (precipitation)

การตกผลึกเกิดจากการที่สารละลายมีค่าความเข้มข้นเกินค่าจำกัดการละลาย (solution limit) จึงเกิดการตกผลึกและตกตะกอน ซึ่งจะเกิดกับสารประกอบที่มีค่าความเข้มข้นในระดับสูง (macro concentration) ส่วนสารประกอบที่มีค่าความเข้มข้นอยู่ในระดับต่ำจะเกิดกระบวนการดูดติดผิวเป็นกระบวนการหลัก ส่วนค่าจำกัดการละลายจะขึ้นกับชนิดของไอออน ความเข้มข้นของสารละลายที่ละลายในน้ำเสีย อุณหภูมิ พีเอช และค่า Eh (redox potential) แต่องค์ประกอบที่สำคัญในการควบคุมกลไกคือ พีเอช และค่า Eh (ชาญวิทย์, 2537)

2.2.3 กลไกทางชีวภาพ

กลไกทางชีวภาพที่สำคัญที่เกิดขึ้นในดินในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ได้แก่ การย่อยสลายสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในดิน จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับการสลายตัวของสารอินทรีย์

ได้แก่พวก heterotrophic คือพวกที่ต้องได้รับแหล่งพลังงานและคาร์บอนจากอินทรีย์สาร การสลายตัวของสารอินทรีย์ในดินถูกควบคุมโดยปัจจัยต่างๆ เช่น อุณหภูมิ การถ่ายเทอากาศ ความชื้น พีเอช แร่ธาตุต่างๆ และอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนของสารอินทรีย์ที่ใส่ลงไป เป็นต้น

ออกซิเจนในดินมีความสำคัญต่อการย่อยสลายของอินทรีย์ในโตรเจน และผลิตภัณฑ์สุดท้าย (end-product) เป็นอย่างมาก โดยในสภาพที่มีออกซิเจน (aerobic) สารประกอบอินทรีย์คาร์บอน ซัลไฟด์ ฟอสฟอรัส เหล็ก และแมงกานีส จะถูกทำให้เปลี่ยนรูปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ ซัลเฟต ฟอสเฟต เหล็กออกไซด์ และแมงกานีสออกไซด์ ตามลำดับ อีกทั้งจะเกิดกระบวนการที่เรียกว่าไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ทำให้แอมโมเนียที่ได้จากการสลายตัวของอินทรีย์ในโตรเจนถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนโตรที่โดยแบคทีเรียไนโตรโซมอนาส (Nitrosomonas) และจากนั้นไนโตรที่ก็จะถูกออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนเตรทโดยแบคทีเรียไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter)

ส่วนในสภาพที่ไม่มีออกซิเจน (anaerobic) สารประกอบคาร์บอนจะถูกเปลี่ยนให้เป็นกรดอินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์ มีเทน และสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อนอื่นๆ อีกทั้งยังเกิดกระบวนการที่เรียกว่าดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งมีความสำคัญต่อการกำจัดไนเตรทออกไปจากแหล่งน้ำโดยไนเตรทจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งปฏิกิริยาดังกล่าวนี้คืออาศัยการทำงานของจุลินทรีย์เช่นเดียวกัน และเกิดได้ดีในสภาพที่มีดินเนื้อละเอียดมีอินทรีย์วัตถุสูง มีการขังน้ำอย่างต่อเนื่อง มีพีเอชปานกลางหรือเป็นด่างเล็กน้อย และมีอุณหภูมิปานกลาง แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในกระบวนการ denitrification ได้แก่ Psuedomonas, Micrococcus, Bacillus และ Achromobacter เป็นต้น

2.3 น้ำชะขยะ

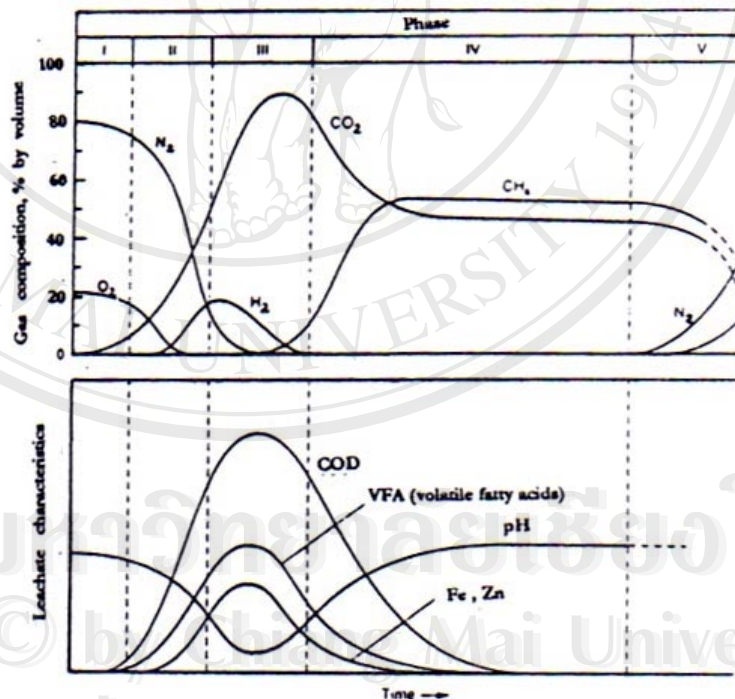
น้ำชะขยะหมายถึง ของเหลวใดๆซึ่งไหลซึมผ่านชั้นขยะมูลฝอยบริเวณที่ฝังกลบขยะ แล้วได้ละลายหรือชะเอาสารต่างๆทั้งที่ละลายน้ำหรือแขวนลอย จากขยะมูลฝอยไปด้วย ซึ่งโดยทั่วไป น้ำชะขยะที่มาจากพื้นที่ฝังกลบขยะจะมาจากปฏิกิริยาที่เกิดจากการย่อยสลายของขยะมูลฝอย และการไหลซึมของของเหลวจากภายนอกเช่น น้ำผิวดิน น้ำฝน น้ำใต้ดิน น้ำพุใต้ดิน ที่ไหลผ่านเข้ามาในชั้นขยะมูลฝอย

2.3.1 องค์ประกอบของน้ำชะขยะ

องค์ประกอบทางชีววิทยาของน้ำชะขยะจะมีค่าแตกต่างกันไปตามเวลาที่เกิดการย่อยสลายทางชีววิทยาดังรูป 2.4 ซึ่งสามารถตรวจสอบได้จากอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดี

(BOD₅/COD) โดยในตอนเริ่มต้นที่มีการย่อยสลายนั้นอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดี จะมีค่าอยู่ในช่วง 0.5 หรือมากกว่า ถ้าอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีอยู่ในช่วงระหว่าง 0.4 – 0.6 แสดงว่าสารอินทรีย์ในขยะมูลฝอยนั้นสามารถถูกย่อยสลายทางชีววิทยาได้อย่างรวดเร็ว เมื่อทำการฝังกลบมูลฝอยได้ที่แล้วค่าอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีจะมีค่าลดลงมาอยู่ในช่วง 0.05 – 0.2 เสมอ การที่อัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีมีค่าลดลงเพราะว่าในระยะนี้มูลฝอยจะประกอบด้วย กรดฮิวมิก (Humic acid) และกรดฟัลวิก (Fulvic acid) ซึ่งไม่สามารถถูกย่อยสลายได้ง่าย

ส่วนองค์ประกอบทางเคมีของน้ำชะขยะ จะมีค่าแตกต่างกันมากขึ้นอยู่กับอายุของพื้นที่ฝังกลบมูลฝอย และช่วงเวลาเก็บตัวอย่าง เช่น ถ้าเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะในช่วงที่มีการย่อยสลายแบบแอซิดเฟส (acid phase) ค่าพีเอชจะต่ำ และความเข้มข้นของซีโอดี ทีโอดี บีโอดี หารอาหารและโลหะหนักจะมีค่าสูง แต่ถ้าเก็บตัวอย่างน้ำชะขยะในช่วงที่มีการย่อยสลายแบบมีเทนเฟส (methane phase) ค่าพีเอชจะมีค่าในช่วงระหว่าง 6.5 – 7.5 และความเข้มข้นของซีโอดี ทีโอดี บีโอดี หารอาหารจะมีค่าต่ำลง และค่าโลหะหนักจะมีค่าต่ำลงเช่นกันเนื่องจากที่พีเอชเป็นกลางโลหะส่วนมากจะละลายได้น้อย



Generalized phases in the generation of landfill gases (I = initial adjustment, II = transition phase, III = acid phase, IV = methane fermentation, and V = maturation phase).

รูป 2.4 ความเข้มข้นของมลสารในน้ำชะขยะและก๊าซที่ได้จากพื้นที่ฝังกลบขยะในแต่ละเฟส
ที่มา : Tchobanoglous, et al., 1993

เมื่อน้ำหรือของเหลวได้ไหลซึมผ่านชั้นฝังกลบมูลฝอยที่ได้เกิดการย่อยสลายทางชีววิทยาและทางเคมีแล้ว ของเหลวจะทำการชะเอาสารต่างๆของมูลฝอยที่เกิดการย่อยสลายไปกับของเหลวด้วยในตาราง 2.2 จะแสดงองค์ประกอบของน้ำชะขยะทั้งพื้นที่ฝังกลบใหม่และพื้นที่ฝังกลบเก่า

ตาราง 2.2 องค์ประกอบทางเคมีของน้ำชะขยะ

องค์ประกอบทางเคมี	หน่วย , มก./ ล.		
	พื้นที่ฝังกลบใหม่ (อายุน้อยกว่า 2 ปี)		พื้นที่ฝังกลบเก่า (อายุมากกว่า 10 ปี)
	ช่วงค่า	ค่าเฉลี่ย	
BOD ₅	2,000-30,000	10,000	100-200
TOC	1,500-20,000	6,000	80-160
COD	3,000-60,000	18,000	100-500
Total suspended solids	200-2,000	500	100-400
Organic nitrogen	10-800	200	80-120
Ammonia nitrogen	10-800	200	20-40
Nitrate	5-40	25	5-10
Total phosphorus	5-100	30	5-10
Ortho phosphorus	5-80	20	4-8
Alkalinity as CaCO ₃	1,000-10,000	3,000	200-1,000
pH	4.5-7.5	6	6.6-7.5
Total Hardness as CaCO ₃	300-10,000	3,500	200-500
Calcium	200-3,000	1,000	100-400
Magnesium	50-1,500	250	50-200
Potassium	200-1,000	300	50-400
Sodium	200-2,500	500	100-200
Chloride	200-3,000	500	100-400
Sulfate	50-1,000	300	20-50
Total iron	50-1,200	60	20-200

ที่มา : Tchobanoglous, et al., 1993

จากเหตุผลข้างต้นจะเห็นได้ว่าลักษณะของน้ำชะขยะจะมีความแตกต่างกัน ดังนั้นในการออกแบบระบบบำบัดน้ำชะขยะของพื้นที่ฝังกลบใหม่จะแตกต่างจากระบบบำบัดน้ำชะขยะของพื้นที่ฝังกลบเก่า ซึ่งทำให้มีความยุ่งยากมากขึ้น

2.3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดน้ำชะขยะ

ก. ลักษณะและองค์ประกอบของมูลฝอยที่นำมาฝังกลบ เช่น มูลฝอยเปียกได้แก่ มูลฝอยที่ประกอบด้วย เศษอาหาร ผัก ผลไม้ เป็นต้น ซึ่งมูลฝอยเหล่านี้จะทำให้ปริมาณน้ำชะขยะมีค่าเพิ่มมากขึ้นและมากกว่ามูลฝอยแห้งเช่น กระดาษ พลาสติก

ข. น้ำจากภายนอกที่ไหลซึมลงสู่พื้นที่ฝังกลบ น้ำจากภายนอกได้แก่ น้ำฝน น้ำผิวดิน น้ำใต้ดิน ซึ่งสามารถไหลซึมผ่านชั้นฝังกลบมูลฝอยแล้วกลายเป็นน้ำชะขยะ หรือถ้าพื้นที่ฝังกลบมูลฝอยอยู่เหนือทางเดินของน้ำก็จะทำให้น้ำในบริเวณใกล้เคียงกับพื้นที่ฝังกลบมูลฝอยสามารถไหลเข้าสู่พื้นที่ฝังกลบได้

ค. สภาพพื้นที่ผิวของพื้นที่ฝังกลบ เช่น ลักษณะของดินได้แก่ ขนาดของอนุภาค ความชื้น ความหนาแน่น และความสามารถที่ยอมให้น้ำซึมผ่านได้ เป็นต้น นอกจากนี้ยังขึ้นอยู่กับพืชคลุมดิน และความลาดเอียงของพื้นที่ผิวน้ำของพื้นที่ฝังกลบ

ง. ความสูงของชั้นมูลฝอย โดยปริมาณของน้ำชะขยะจะแปรผันตามความสูงของชั้นมูลฝอย

ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณของน้ำชะขยะได้แสดงดังตาราง 2.3

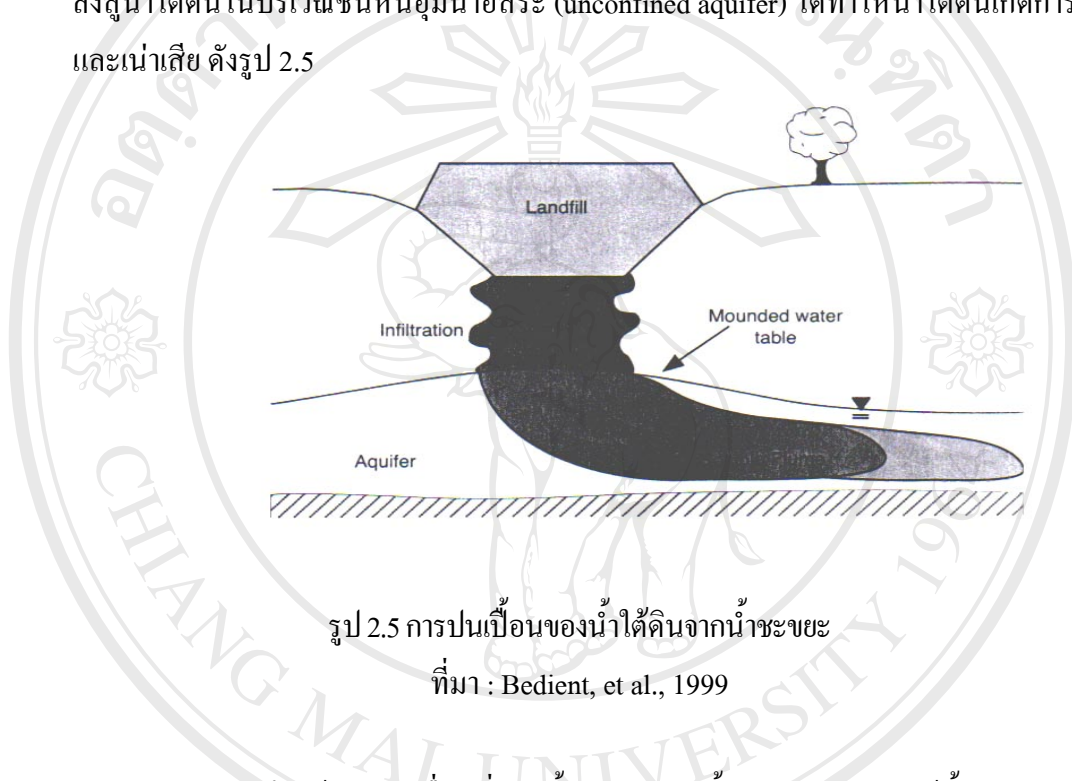
ตาราง 2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปริมาณน้ำชะขยะ

ปัจจัย	ผลต่อปริมาณน้ำชะขยะ
น้ำฝนที่ตกลงสู่พื้นที่ฝังกลบ	เพิ่มขึ้น
น้ำไหลล้นที่เข้าสู่พื้นที่ฝังกลบ	ลดลง
การระเหยของน้ำและการคายน้ำ	ลดลง
ความสามารถในการดูดซึมน้ำของชั้นมูลฝอย	ลดลงหรือคงที่
น้ำฝนที่ตกสู่บริเวณทำงาน	เพิ่มขึ้น
ความชื้นของมูลฝอย	อาจจะเพิ่มขึ้น
การซึมของน้ำใต้ดินเข้าสู่ชั้นมูลฝอย	เพิ่มขึ้น

ที่มา : O'Leary, et al., 1986

2.3.3 การปนเปื้อนของน้ำใต้ดินจากน้ำชะขยะ

ในอดีตนั้นพื้นที่ทิ้งขยะส่วนใหญ่จะนิยมใช้ดิน โดยเฉพาะดินเหนียว กรวด และทราย เป็นวัสดุปูพื้น ดังนั้นเมื่อขยะในพื้นที่ทิ้งขยะเกิดการย่อยสลาย และน้ำฝนไหลแทรกซึมเข้าไปในกองขยะ ก็จะชะหรือละลายเอาสารอินทรีย์และอนินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายของขยะไปด้วย ซึ่งน้ำชะขยะก็จะสามารถไหลซึมผ่านวัสดุปูพื้นที่เป็นดินเหนียว ลงสู่ชั้นหินและแพร่กระจายลงสู่น้ำใต้ดินในบริเวณชั้นหินอุ้มน้ำอิสระ (unconfined aquifer) ได้ทำให้น้ำใต้ดินเกิดการปนเปื้อนและนำเสีย ดังรูป 2.5



รูป 2.5 การปนเปื้อนของน้ำใต้ดินจากน้ำชะขยะ

ที่มา : Bedient, et al., 1999

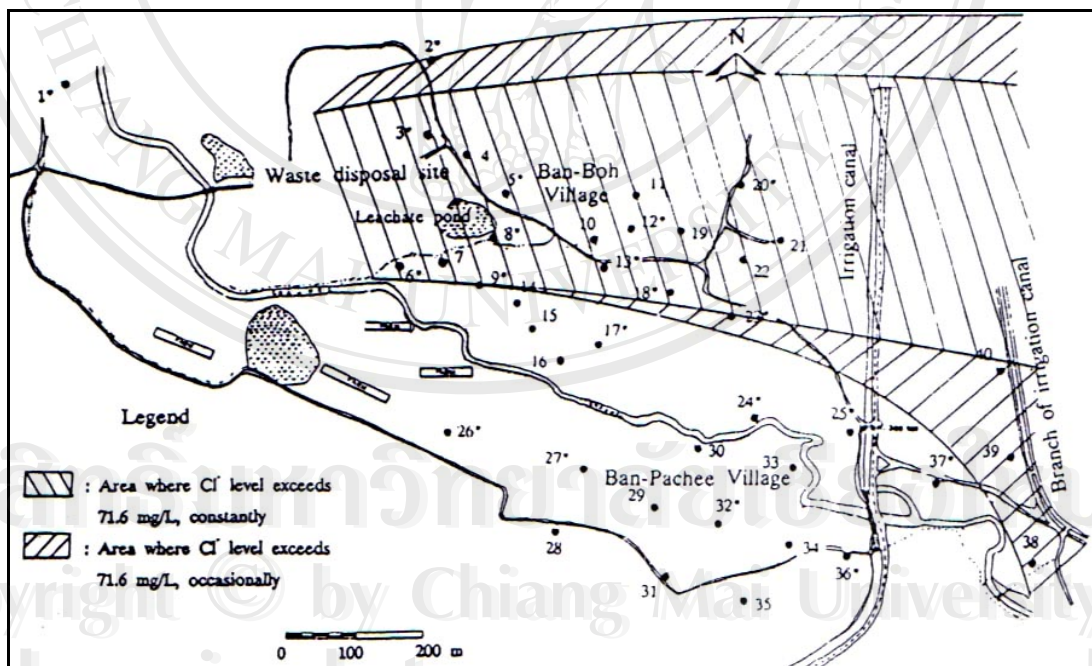
ถึงแม้ว่าการเคลื่อนที่ของน้ำชะขยะผ่านชั้นดินและหิน ทำให้น้ำชะขยะถูกลดความเข้มข้นลงได้บางส่วน แต่ก็ยังไม่สามารถลดความเข้มข้นของสารปนเปื้อนลงได้หมด จึงทำให้น้ำชะขยะสามารถปนเปื้อนลงสู่น้ำใต้ดิน เมื่อชาวบ้านที่อาศัยอยู่ในบริเวณนั้นได้เจาะบ่อน้ำและนำน้ำไปอุปโภค บริโภค ก็จะทำให้เกิดโรคร้ายตามมาได้

2.3.4 พื้นที่ทิ้งขยะแม่เหิยะ

สถานที่ทิ้งขยะตำบลแม่เหิยะ ของเทศบาลนครเชียงใหม่ ตั้งอยู่ในบริเวณทิศตะวันตกเฉียงใต้ประมาณ 5 กิโลเมตรจากตัวเมืองเชียงใหม่ เป็นสถานที่ที่ถูกใช้เป็นที่ทิ้งขยะในช่วงปี พ.ศ. 2501 ถึง พ.ศ. 2532 เป็นการกำจัดขยะโดยวิธีกองทิ้ง และได้ถูกปิดลงเนื่องจากการประท้วงของชาวบ้านที่อาศัยอยู่ในบริเวณใกล้เคียง เนื่องจากสาเหตุของการจัดการขยะไม่ดีพอจึงเกิดปัญหากลิ่นเหม็น และการปนเปื้อนของน้ำชะขยะที่ซึมลงสู่ใต้ดินทำให้น้ำใต้ดินเกิดการปนเปื้อน

วุฒิพงษ์ และคณะ (2539) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของน้ำใต้ดินบริเวณใกล้เคียงกับพื้นที่ฝังกลบขยะแม่เหิยะ ตั้งแต่เดือนเมษายน ถึงเดือนธันวาคม พ.ศ.2538 โดยได้ทำการเก็บน้ำจากบ่อน้ำใต้ดินจำนวน 10 บ่อ ได้แก่บ่อที่ 3, 5, 6, 9, 12, 13, 18, 20, 23 และ 40 มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำพบว่า น้ำในบ่อที่ 3 มีการปนเปื้อนของมลสารมากที่สุด คือ พีเอช 6.35 – 7.59 ค่าความนำไฟฟ้า 3330 – 4290 $\mu\text{s}/\text{cm}$. ของแข็งทั้งหมด 3400 – 3710 มก./ล ซีโอดี 99.7 – 252 มก./ล ทีโอซี 22.3 – 60.4 มก./ล ไนโตรท์ และไนเตรท ไนโตรเจน 0.244 – 3.78 มก./ล แอมโมเนียไนโตรเจน 0.22 – 8.66 มก./ล

Karnchanawong, et al. (1993) ได้ติดตามตรวจสอบคุณภาพน้ำใต้ดินบริเวณใกล้ๆ พื้นที่ฝังขยะแม่เหิยะ โดยได้ทำการเก็บน้ำจากบ่อน้ำใต้ดินจำนวน 40 บ่อ มาวิเคราะห์คุณภาพน้ำ และเมื่อเปรียบเทียบกับมาตรฐานคุณภาพน้ำดื่ม พบว่าน้ำใต้ดินไม่เหมาะที่จะนำมาบริโภค เนื่องจากการปนเปื้อนของโคลิฟอร์ม, ไนเตรท และ แมกนีเซียมสูง และศึกษาปริมาณคลอไรด์ไอออน (Cl⁻) เพื่อคาดคะเนขอบเขตการปนเปื้อนของน้ำใต้ดินพบว่าการปนเปื้อนของมลสารในน้ำใต้ดินจากทิศตะวันตกไปสู่ทางทิศตะวันออก ดังรูป 2.6



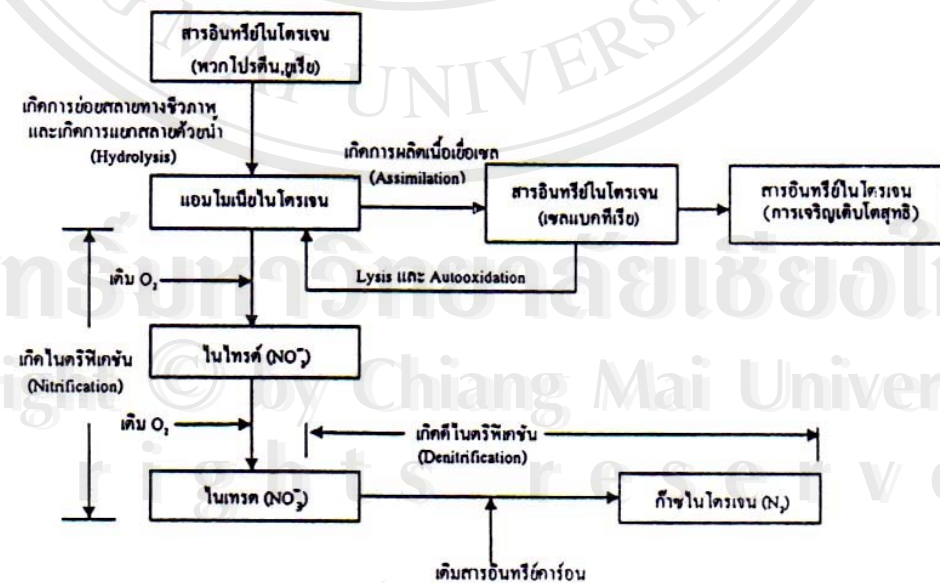
รูป 2.6 ขอบเขตการปนเปื้อนของมลสารในน้ำใต้ดิน

ที่มา : Karnchanawong, et al., 1993

2.4 การกำจัดไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนในธรรมชาติมีอยู่หลายรูปแบบโดยสารประกอบไนโตรเจนที่เกี่ยวข้องกับน้ำเสียสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 ประเภทคือ สารไนโตรเจนอินทรีย์ได้แก่ โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก ซึ่งสารประเภทนี้เป็นส่วนประกอบของร่างกายพืชและสัตว์ ในอุจจาระ ในปุ๋ยคอก เป็นต้น ส่วนอีกประเภทหนึ่งคือสารไนโตรเจนอนินทรีย์ได้แก่ แอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) ซึ่งสารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ย หรือเกลือในปัสสาวะ โดยสารประกอบไนโตรเจนสามารถเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ไปเป็นสารอนินทรีย์ได้ โดยอาศัยแบคทีเรียเป็นตัวสำคัญที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงเช่น สารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นแอมโมเนีย โดยกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) นอกจากนี้สารอนินทรีย์ในรูปต่างๆก็อาจเปลี่ยนกลับไปมาได้โดยแบคทีเรียเช่นกัน

การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนทั้งหมดจะเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาทางชีววิทยา โดยมีสภาพแวดล้อมของดินเป็นตัวกำหนด ถ้าดินอยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนเพียงพอ (aerobic) ปฏิกิริยาขั้นสุดท้ายของการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนจะได้ไนเตรท (NO_3^-) เรียกว่ากระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) แต่ถ้าดินอยู่ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน (anaerobic) ก็จะเกิดปฏิกิริยาคีโนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งทำให้ได้ก๊าซไนโตรเจน (N_2) อีกทั้งแอมโมเนียบางส่วนในน้ำชะขยะก็ยังสามารถเกิดกลไกการแลกเปลี่ยนประจุและการดูดซับโดยดินได้ การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนได้แสดงในรูป 2.7



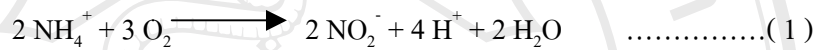
รูป 2.7 การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีววิทยา

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543

2.4.1 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันที่เกิดขึ้นทางชีววิทยา เพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรท ซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิงค์ (Nitrifying) โดยจะประกอบด้วยขั้นตอน 2 ขั้นตอนคือ ขั้นตอนแรกจะเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปไนไตรท์ โดยอาศัยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมแนส (Nitrosomonas) ส่วนขั้นตอนที่สองจะเปลี่ยนไนไตรท์ให้เป็นไนเตรทโดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ดังสมการที่ 1 ถึง 3

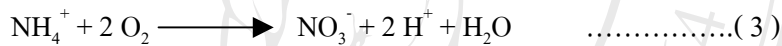
ไนโตรโซโมแนส :



ไนโตรแบคเตอร์ :



ปฏิกิริยารวม :

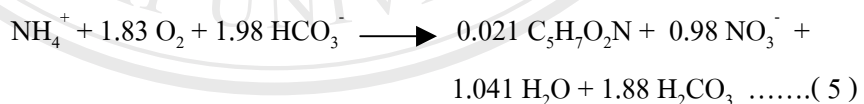


แต่แอมโมเนียอีกบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการที่ 4

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรทในสมการที่ 5 เท่ากับ 4.3 มก. $\text{O}_2/\text{mg. NH}_4^+-\text{N}$ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ โดยค่า 4.57 นี้ได้จากสมการที่ 3 โดยจะไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ (เกรียงศักดิ์, 2543)

ในกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชันนั้นพบว่าในขั้นตอนแรกที่มีการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์โดยไนโตรโซโมแนสนั้น ค่าพีเอชจะลดต่ำลงเนื่องจากในปฏิกิริยาจะเกิดไฮโดรเจนไอออนขึ้น ทำให้ส่งผลต่อการเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ ทำให้การเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ลดต่ำลงหรือถูกยับยั้งการเจริญเติบโต การเปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรทมีค่าต่ำลงจึงทำให้กระบวนการเกิดไนตริฟิเคชันลดลงหรือช้าลงกว่าเดิม ดังนั้นจึงจำเป็นต้องควบคุม

ระดับค่าพีเอช ให้มีค่าเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ ซึ่งค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์นั้นควรจะอยู่ในช่วง 7.2 – 8.0

2.4.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนที่ 2 ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีววิทยา ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นก๊าซไนโตรเจน โดยจะเกิดขึ้นที่สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนแต่สามารถนำออกซิเจนจากแหล่งอื่นมาใช้คือ ไนเตรท ไนไตรท์ หรือแม้กระทั่งซัลเฟต โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิงค์ โดยเริ่มแรกจะทำการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นไนไตรท์ ซึ่งในขั้นต่อมาจะผลิตไนตริกออกไซด์ ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนออกมาแล้วปล่อยสู่บรรยากาศดังสมการที่ 6 โดยไนเตรทจะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน สามารถจำแนกปฏิกิริยานี้ได้เป็น 2 ชนิดคือ Substrate Nitrate Denitrification คือ สารอินทรีย์คาร์บอนที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนมาจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่มาจากคาร์บอนในเซลล์ของจุลินทรีย์ โดยสารอินทรีย์คาร์บอนอาจเป็น ซีโอดี บีโอดี ที่มีอยู่ในน้ำเสีย หรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไปก็ได้ ซึ่งชนิดนี้เป็นรูปแบบการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์แบบปกติ และอีกชนิดหนึ่งก็คือ Endogeneous Nitrate Denitrification กรณีนี้จะเกิดขึ้นเมื่อไม่มีแหล่งคาร์บอนจากภายนอก จุลินทรีย์จะใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของตน ปฏิกิริยานี้จึงเสมือนว่าเป็นการย่อยตัวเอง



เมื่อความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 0.5 มก./ล. จะยับยั้งเอนไซม์ของระบบดีไนตริฟิเคชัน ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 0.1 – 0.2 มก./ล. ค่าพีเอชที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 7.0 – 8.0 แต่อย่างไรก็ตามค่าความเป็นด่างที่ผลิตออกมาในช่วงที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็เป็นผลทำให้ค่าพีเอช มีค่าสูงขึ้น อุณหภูมิก็มีผลต่อปฏิกิริยาอย่างมากซึ่งไม่ควรมีค่าต่ำกว่า 5°C และควรมีอัตราการไหลเข้าระบบต่ำ

2.5 ระบบการจัดเรียงดินหลายชั้น (Multi-Soil-Layering System : MSL)

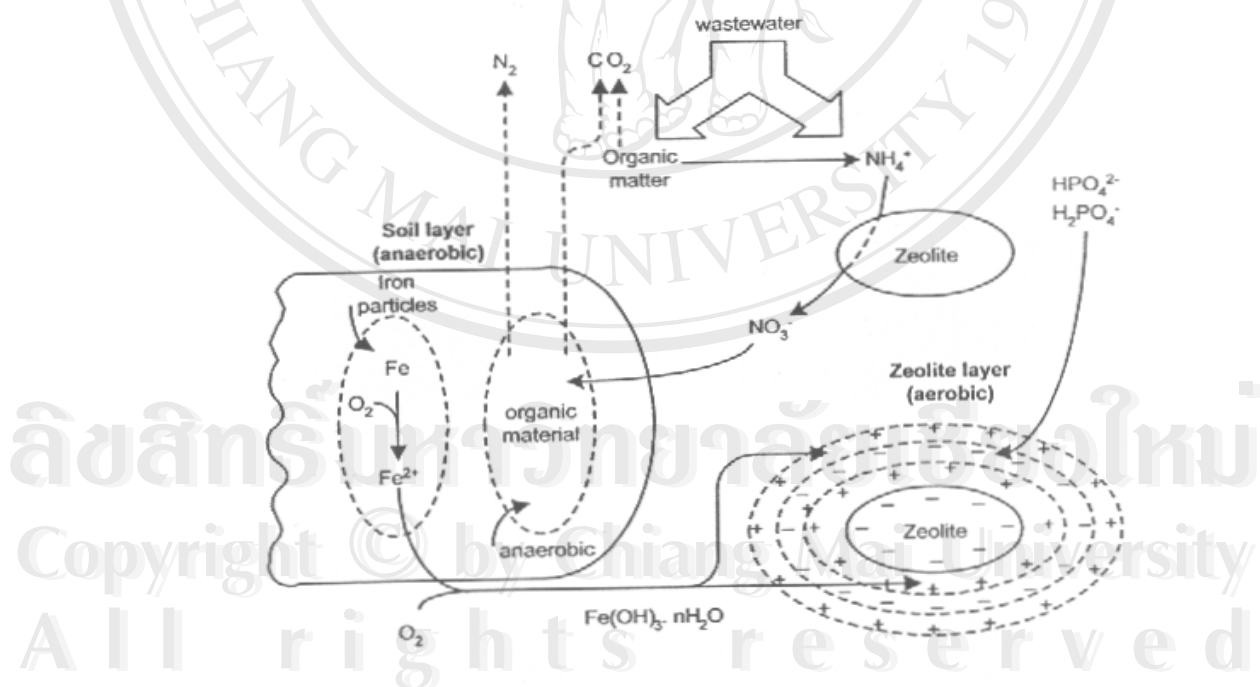
ระบบการจัดเรียงดินหลายชั้นเป็นระบบที่ใช้ดินในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งประกอบด้วย 2 ส่วน คือส่วนที่เป็นวัสดุผสม ได้แก่ ดิน เศษเหล็ก วัสดุอินทรีย์ และส่วนที่มีซีโอไลต์เป็นวัสดุแทรกวัสดุประสงค์ที่ใช้ซีโอไลต์เนื่องจากซีโอไลต์มีความพรุนสูงทำให้น้ำเสียสามารถไหลกระจายผ่าน

ระบบได้ทั่วถึง และป้องกันการอุดตันของระบบ (Wakatsuki, et al., 1993) และยังสามารถนำซีโอไลต์มาใช้ในการกำจัดแอมโมเนียมไอออนในการบำบัดน้ำเสียชุมชนเนื่องจากมีความสามารถในการแลกเปลี่ยนประจุบวกและมีพื้นที่ผิวในการดูดซับสูง

Booker, et al. (1996) พบว่าซีโอไลต์มีความสามารถในการดูดซับแอมโมเนียเท่ากับ 4.5 มก./ไนโตรเจน / ก.ซีโอไลต์ และซีโอไลต์มีความสามารถในการดูดซับฟอสฟอรัสเท่ากับ 2.15 ก./กก. (Sakadevan, et al., 1998) คุณสมบัติของซีโอไลต์นอกจากจะทำให้น้ำเสียผ่านระบบได้ทั่วถึงและลดการอุดตันแล้ว ยังมีผลทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสสูงขึ้น

2.5.1 กลไกในการบำบัดโดยระบบจัดเรียงดินหลายชั้น

กลไกในการบำบัดภายในโดยระบบจัดเรียงดินหลายชั้นสามารถแสดงได้ดังรูป 2.8 โดยสารอินทรีย์จะถูกแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนย่อยสลายในชั้นของซีโอไลต์ ซึ่งในชั้นนี้จะเป็นส่วนที่มีสภาพแบบแอโรบิก (aerobic) เนื่องจากซีโอไลต์มีความพรุนสูง และอากาศสามารถเข้าไปแทรกในระหว่างช่องว่างของเม็ดซีโอไลต์ได้



รูป 2.8 กลไกในการบำบัดน้ำเสียโดยระบบจัดเรียงดินหลายชั้น

ที่มา : Wakatsuki, et al., 1993

อีกทั้งอาจเกิดการย่อยสลายทางชีววิทยาในบริเวณผิวของวัสดุผสมวุ้นเป็นส่วนที่สัมผัสกับซีโอไลต์ ทำให้ในชั้นนี้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีววิทยา ซึ่งจะได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification) โดยจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิงค์แบคทีเรียจะทำหน้าที่ย่อยสลายแอมโมเนียในโตรเจนทำให้ได้ในเตรท (NO_3^-) เป็นผลิตภัณฑ์สุดท้าย (end product) อีกทั้งแอมโมเนียบางส่วนจะเกิดกลไกการดูดซับผิว (adsorption) โดยซีโอไลต์

เศษเหล็กที่ผสมอยู่ในดินนั้นเมื่อได้รับออกซิเจนก็จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) ตามลำดับซึ่งเฟอร์ริกไอออนจะถูกดูดซับที่ผิวของซีโอไลต์ที่มีประจุลบอยู่มาก ทำให้สามารถดูดซับฟอสเฟตไอออน (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) ในน้ำเสียได้

วัสดุอินทรีย์ที่ผสมอยู่ในดินนั้นเมื่อได้รับออกซิเจนก็เกิดการย่อยสลาย ซึ่งในการย่อยสลายของสารอินทรีย์และการออกซิไดซ์ของเหล็กในดินนั้นได้มีการใช้ออกซิเจนทำให้ออกซิเจนเหลือน้อยทำให้เกิดสภาวะขาดออกซิเจน (anaerobic condition) ภายในชั้นวัสดุผสม ซึ่งทำให้จุลินทรีย์สามารถใช้แหล่งคาร์บอนจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ ดังนั้นในเตรทจากกระบวนการไนตริฟิเคชันก็จะถูกย่อยสลายกลายเป็นก๊าซในโตรเจน (Wakatsuki, et al., 1993) โดยกลไกในการบำบัดน้ำเสีย

2.6 สรุปสาระสำคัญของเอกสารที่เกี่ยวข้อง

Wakatsuki, et al. (1993) ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบจัดเรียงดินหลายชั้นในการบำบัดน้ำเสียจากชุมชน ที่ประเทศญี่ปุ่น ซึ่งประกอบด้วยวัสดุผสมที่มีดิน ปอกระเจาอัดเม็ด ฟางเม็ดเหล็กกลม ผสมกันในอัตราส่วนร้อยละ 60 : 10 : 15 : 15 โดยน้ำหนักจัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง และใช้ซีโอไลต์เป็นวัสดุแทรกระหว่างชั้น ทำการทดลองในแบบจำลองขนาด 1.75 x 2.5 x 1.2 ม. รับน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นต้น โดยมีปริมาณมลสารในน้ำเสียดังนี้ ของแข็งแขวนลอย 29-75 มก./ล. บีโอดี 42-116 มก./ล. ซีโอดี 32-56 มก./ล. ไนโตรเจนทั้งหมด 29-86 มก./ล. ฟอสฟอรัสทั้งหมด 6-11 มก./ล. ป้อนเข้าระบบในอัตรา 100-150 ล./(ม².วัน) และอัตราเติมอากาศ 60 ล./นาที่ พบว่าสามารถกำจัดมลสารในน้ำเสียได้เหลือ ของแข็งแขวนลอย 15 มก./ล. บีโอดี 8.7 มก./ล. ซีโอดี 11 มก./ล. ไนโตรเจนทั้งหมด 6.8 มก./ล. ฟอสฟอรัสทั้งหมด 0.86 มก./ล. โดยไม่เกิดการอุดตันของระบบ และได้ศึกษากลไกภายในระบบจัดเรียงดินหลายชั้น พบว่าการควบคุมการเติมอากาศ ในระบบจัดเรียงดินหลายชั้นให้เพียงพอจะช่วยส่งเสริมการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน การย่อยสลายสารอินทรีย์ แต่หากมีการเติมอากาศมากเกินไปจะทำให้กำจัดไนเตรทและฟอสเฟตได้

ต่ำ วัสดุอินทรีย์จะเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับจุลินทรีย์ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันให้มีประสิทธิภาพมากขึ้น ส่วนเศษเหลือจะในการช่วยตรึงฟอสเฟต

ประไพ (2543) ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพของวัสดุอินทรีย์ที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้แก่จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ จีเลื้อย ปอแก้ว ฟางข้าว และ ช้างข้าวโพด โดยนำวัสดุอินทรีย์มาผสมกับดินเหนียวและเศษเหล็ก ในอัตราส่วนร้อยละ 75 : 12.5 : 12.5 โดยนำหนักแห้งจัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง โดยมีผงดำนปิดทับส่วนบนของวัสดุผสม และใช้ชีโอไลต์เป็นวัสดุแทรกระหว่างชั้น โดยทำการทดลองในแบบจำลองขนาด 15 x 50 x 100 ซม. ใช้น้ำเสียจากห้องสุขาผสมกับโรงอาหารซึ่งมีปริมาณมลสารต่างๆดังนี้ ของแข็งแขวนลอย 94.6 มก./ล. บีโอดี 236.4 มก./ล. ซีโอดี 341.2 มก./ล. ไนโตรเจนทั้งหมด 518.5 มก./ล. แอมโมเนียม 511.6 มก./ล. ไนไตรท์ 0.016 มก./ล. ฟอสฟอรัสทั้งหมด 30.7 มก./ล. พีเอช 8.09 ป้อนเข้าระบบในอัตรา 133.3 ล./ม².วัน พบว่า ระบบบำบัดที่ใช้จีเลื้อยสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอย บีโอดี ไนโตรเจนทั้งหมดและ ฟอสฟอรัสทั้งหมด ได้ดีที่สุด และยังได้ศึกษาเปรียบเทียบวัสดุแทรกต่างๆ ได้แก่ เพอร์ไลต์ ซีโอไลต์สังเคราะห์ ทราฮายาบ ถ่านหยาบ เทียบกับชีโอไลต์ในการกำจัดมลสารในน้ำเสีย ซึ่งผลการทดลองพบว่าระบบที่ใช้ชีโอไลต์เป็นวัสดุแทรกสามารถกำจัดแข็งแขวนลอย บีโอดี ซีโอดี และฟอสฟอรัสทั้งหมด ได้ดีที่สุด ระบบที่ใช้เพอร์ไลต์และถ่านหยาบ ให้ผลในการบำบัดใกล้เคียงกับชีโอไลต์

ศุภกาญจน์ (2540) ทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างชุดดินปากช่องซึ่งเป็นดินเหนียวและทรายในการกำจัดไนเตรทและฟอสเฟต พบว่าชุดดินปากช่องสามารถกำจัดไนเตรทและฟอสเฟตได้ดีกว่าทราย และเปรียบเทียบประสิทธิภาพระหว่างเศษเหล็กจากการกลึง และลวดเหล็กที่ตัดเป็นชิ้นเล็กๆในการตรึงฟอสเฟต พบว่าการใช้เศษเหล็กสามารถกำจัดฟอสเฟตได้ดีกว่าการใช้ลวดเหล็กในอัตราเดียวกัน อีกทั้งยังได้ทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของวัสดุแทรก ได้แก่ ชีโอไลต์ ทราย หินปูน ในระบบจัดเรียงดินหลายชั้น โดยใช้ชุดดินปากช่องผสมกับเศษเหล็กและวัสดุอินทรีย์ ในอัตราส่วนร้อยละ 75 : 12.5 : 12.5 โดยนำหนักแห้งจัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง โดยมีผงดำนปิดทับส่วนบนของวัสดุผสม ทำการทดลองในแบบจำลองขนาด 15 x 50 x 100 ซม. พบว่าระบบที่ใช้ชีโอไลต์เป็นวัสดุแทรกสามารถกำจัดมลสารได้พอๆกับระบบที่ใช้ทราย แต่ระบบที่ใช้ทรายจะเกิดการอุดตันเร็วกว่า

Luanmanee, et al. (2002) ทำการศึกษาอัตราการเติมอากาศที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารโดยระบบจัดเรียงดินหลายชั้น โดยได้ทำการทดลองในบ่อคอนกรีตขนาด 100 x 200 x 150 ซม. โดยใช้วัสดุดินผสมที่ประกอบด้วยดินเหนียว จี๊เลื้อยและเศษเหล็ก ในอัตราส่วนร้อยละ 75 : 10 : 15 โดยนำหนักแห้งตามลำดับมาจัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง โดยมีผงดำนปิดทับส่วนบนของวัสดุดินผสมและใช้ซีโอไลท์เป็นวัสดุแทรกกระหว่างชั้นรับน้ำเสียจากโรงอาหารผสมกับน้ำสุกในอัตรา 100–600 ล./ (ม².วัน) ทำการเปลี่ยนอัตราเติมอากาศเป็น 0, 4000 และ 20000 ล./ (ม³.วัน) โดยใช้ค่าพีเอชเป็นตัวกำหนดระยะเวลาในการเปิดปิดเครื่องเติมอากาศ ซึ่งจะทำการหยุดเติมอากาศเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.5 และจะทำการเติมอากาศอีกครั้งเมื่อพีเอชเพิ่มมากกว่า 7 จากการทดลองพบว่าเมื่อเติมอากาศในอัตรา 4000 ล./ (ม³.วัน) เป็นเวลา 1 สัปดาห์ และหยุดให้อากาศ 1.5 เดือน ทำให้สามารถกำจัดบีโอดี ซีโอดี และฟอสฟอรัสได้ 87.4%, 53.2% และ 80.3% ตามลำดับแต่ไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้เนื่องจากการเติมอากาศที่มากเกินไป ส่วนการเติมอากาศในอัตรา 20000 ล./ (ม³.วัน) เป็นเวลา 3 วัน สลับกับหยุดเติมอากาศเป็นเวลา 2 เดือนพบว่าสามารถกำจัดบีโอดี ซีโอดี ฟอสฟอรัสรวม และไนโตรเจนได้ดีกว่า

Masunaga, et al. (2002) ทำการศึกษานาขนาดของวัสดุดินผสมที่มีผลต่อการกำจัดมลสาร โดยได้ใช้วัสดุดินผสมที่ประกอบด้วยดิน จี๊เลื้อย เม็ดเหล็กกลม และถ่านมาผสมกัน ในอัตราส่วนร้อยละ 67.5 : 11.25 : 11.25 : 10 โดยนำหนักแห้งตามลำดับ ซึ่งมีค่า bulk density 0.9 ก./ซม³ จัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง และใช้ซีโอไลท์วัสดุแทรกกระหว่างชั้น โดยได้ทำการทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารของวัสดุดินผสมที่มีขนาดความหนาต่างกันแบบจำลองขนาด 50 x 10 x 60 ซม. โดยใช้วัสดุดินผสมที่มีความกว้าง 12 ซม. ยาว 10 ซม. และความหนา 2, 4 และ 8 ซม. ซึ่งมีจำนวนชั้นวัสดุดินผสม 3, 6, 12 ชั้นตามลำดับ รับน้ำเสียเข้าในอัตรา 1 ม³/ (ม².วัน) โดยไม่มีการเติมอากาศ จากการทดลองพบว่าวัสดุดินผสมที่มีความหนา 2 ซม. สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอย บีโอดี และซีโอดี ได้ดีที่สุด และวัสดุดินผสมที่มีความหนา 4 ซม. สามารถกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ดีที่สุด และกำจัดมลสารอื่นๆได้ในปริมาณใกล้เคียงกับความหนา 2 ซม. และได้ทำการทดลองเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดมลสารของวัสดุดินผสมที่มีขนาดความกว้างต่างกันแบบจำลองขนาด 80 x 56 x 134 ซม. โดยใช้วัสดุดินผสมที่มีความหนา 10 ซม. ยาว 56 ซม. และความกว้าง 15, 20 และ 30 ซม. รับน้ำเสียเข้าในอัตรา 4 ม³/ (ม².วัน) เติมอากาศ 5 ล./ (ม³.นาท) จากการทดลองพบว่าวัสดุดินผสมที่มีความกว้าง 15 ซม. สามารถกำจัดมลสารได้ดีที่สุด สามารถสรุปได้ว่าวัสดุดินผสมที่บางกว่าจะสามารถกำจัด บีโอดี ซีโอดี ของแข็งแขวนลอย และฟอสฟอรัสรวมได้ดีกว่าเนื่องจากมีพื้นที่ผิวหน้าของวัสดุดินผสมมากกว่า และมีการซึมผ่านของน้ำ

สูงกว่า ส่วนวัสดุผสมที่แคบกว่าจะสามารถกำจัดบีโอดี และฟอสฟอรัสรวมได้ดีกว่า และลดการอุดตันของระบบ ซึ่งสามารถนำไปประยุกต์ใช้โดยได้แนะนำให้ใช้ระบบจัดเรียงดินหลายชั้นที่ประกอบด้วยวัสดุผสมที่มีความบางในการบำบัดน้ำที่มีการปนเปื้อนสูง เช่นน้ำจากห้องสุขาหรือห้องอาหาร ด้วยอัตราการป้อนน้ำเข้าต่ำ และใช้ระบบที่ประกอบด้วยวัสดุผสมที่แคบในการบำบัดที่ต้องการความรวดเร็ว หรือน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนต่ำ เช่นน้ำในแม่น้ำ บ่อน้ำ หรือบึง หรืออาจใช้วัสดุผสมที่ทั้งบางและแคบในการบำบัดที่ต้องการบำบัดในอัตราสูง เช่นน้ำจากท่อระบายน้ำ เป็นต้น

Sato, et al. (2002) ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารในน้ำเสีย ในแต่ละชั้นวัสดุผสมในระบบจัดเรียงดินหลายชั้น โดยทำการทดลองในแบบจำลองขนาด 10 x 50 x 73 ซม. ใช้วัสดุผสมที่ประกอบด้วยดิน จีเลื้อย เม็ดเหล็กกลม และถ่านมาผสมกัน ในอัตราส่วนร้อยละ 71.6 : 10.5 : 11.9 : 6 โดยน้ำหนักแห้งตามลำดับ จัดเรียงในลักษณะเรียงอิฐก่อสร้าง และใช้ซีโอไลต์ขนาด 3-5 ม.ม. เป็นวัสดุแทรกกระหว่างชั้น จำนวนชั้นวัสดุผสมมีทั้งหมด 6 ชั้น น้ำเสียเข้าระบบมีปริมาณซีโอดี 7 มก./ล. ในโตรเจนทั้งหมด 10 มก. /ล. ฟอสฟอรัสทั้งหมด 1 มก./ล. ป้อนน้ำเสียเข้าในอัตรา 1 ม³/(ม².วัน) และได้ทำการเก็บตัวอย่างน้ำที่ผ่านทุกบล็อวัสดุผสม พบว่าเมื่อทดลองทำการบำบัดแบบเติมอากาศและไม่เติมอากาศให้แก่ระบบนั้น ระบบที่เติมอากาศสามารถกำจัดมลสารได้ทุกตัวยกเว้นไนเตรทซึ่งมีค่าเพิ่มมากขึ้นในน้ำออกจากระบบ ส่วนมลสารตัวอื่น ๆ นั้นปริมาณความเข้มข้นของมลสารจะลดลงที่ความลึกเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะค่าซีโอดีที่สามารถกำจัดได้เหลือ 8% ในบริเวณชั้นบนสุดของระบบ ส่วนระบบที่ไม่เติมอากาศจะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้น้อยกว่าและกำจัดไนเตรทได้เพียงเล็กน้อยเท่านั้น แต่ระบบที่ไม่เติมอากาศเกิดการอุดตันเมื่อทำการทดลองไปได้ 203 วัน ส่วนระบบที่เติมอากาศไม่เกิดการอุดตันแต่อย่างใด อีกทั้งได้ทำการทดลองเปลี่ยนอัตราป้อนน้ำเข้าเป็น 1, 3, 5 ม³/(ม².วัน) พบว่าเมื่ออัตราป้อนน้ำเข้าสู่ระบบเพิ่มมากขึ้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดมลสาร โดยเฉพาะซีโอดีนั้นลดลง และพบว่าในชั้นของซีโอไลต์นั้นน้ำเสียสามารถซึมผ่านได้เร็วกว่าในชั้นของวัสดุผสม