



การบำบัดสารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปา
จากคลองอุตะเถา

Treatment of *N*-nitrosodimethylamine Precursors in Raw Water Supply
from the U-tapao Canal

เตือนใจ พลายด้วง
Tuanjai Plaidoung

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering
Prince of Songkla University

2560

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์



การบำบัดสารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปา
จากคลองอุตะเถา

Treatment of *N*-nitrosodimethylamine Precursors in Raw Water Supply
from the U-tapao Canal

เตือนใจ พลายด้วง
Tuanjai Plaidoung

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering
Prince of Songkla University

2560

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การบำบัดสารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซโดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปา

จากคลองอู่ตะเภา

ผู้เขียน นางสาวเตือนใจ พลายด้วง

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์)

.....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ชัยศรี สุขสาโรจน์)

.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ปฎิภาณ ปัญญาพลกุล)

.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์)

.....กรรมการ
(ดร.วิสสา คงนคร)

บัณฑิตวิทยาลัยมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์อนุมัติให้บัณฑิตวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

.....
(รองศาสตราจารย์ ดร.ธีระพล ศรีชนะ)
คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และได้แสดงความขอบคุณบุคคลที่มีส่วนช่วยเหลือแล้ว

ลงชื่อ.....

(รองศาสตราจารย์ ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ์)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ลงชื่อ.....

(นางสาวเตือนใจ พลายด้วง)

นักศึกษา

(4)

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ.....

(นางสาวเตือนใจ พลายด้วง)

นักศึกษา

| | |
|-----------------|---|
| ชื่อวิทยานิพนธ์ | การบำบัดสารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปา จากคลองอู่ตะเภา |
| ผู้เขียน | นางสาวเตือนใจ พลายด้วง |
| สาขาวิชา | วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม |
| ปีการศึกษา | 2559 |

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาการลดปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) และสารตั้งต้นผลพลอยได้จากการฆ่าเชื้อโรคในน้ำประปาที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ ได้แก่ ไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) ไดบูทิลเอมีน (dibutylamine, DBA) และอะนิลีน (aniline) ในน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปา บริเวณคลองอู่ตะเภา อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ประเทศไทย การลดสารอินทรีย์ใช้การโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์แบบผง (powder activated carbon, PAC) เมมเบรน nanofiltration (NF) และ reverse osmosis (RO) งานวิจัยนี้เก็บตัวอย่างน้ำ 3 ครั้ง ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 ใช้ทดลองการลดสารอินทรีย์ ค่า DOC DON และ trihalomethanes formation potential (THMFP) ของน้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 มีค่าเป็น 5.3 และ 4.6 mg/L 0.62 และ 0.18 mg-N/L 486 และ 348 µg/L ตามลำดับ น้ำดิบตรวจไม่พบ N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potential และน้ำประปาตรวจไม่พบสาร NDMA ที่ระดับขีดจำกัดต่ำสุดของเครื่องมือเท่ากับ 237 ng/L น้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ตรวจไม่พบสาร DMA DEA DBA และ อะนิลีน สาร DMA DEA DBA และ อะนิลีน 5 µg/L ถูกเติมลงไปในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันเพื่อทดลองกำจัดสารตั้งต้น PACl 40 mg/L ที่พีเอช 7 ลด DOC และ THMFP ได้เฉลี่ย 22 และ 37 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ลดค่า DON ได้เฉพาะน้ำดิบครั้งที่ 2 คิดเป็น 48 เปอร์เซ็นต์ และลด DMA DEA DBA และ อะนิลีน ได้เฉลี่ย 34 28 16 และ 32 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วน PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ที่พีเอช 7 ลด DOC และ THMFP ของน้ำดิบได้เฉลี่ย 27 และ 88 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และลดค่า DON ได้เฉพาะน้ำดิบครั้งที่ 2 คิดเป็น 52 เปอร์เซ็นต์ PACl 40 mg/L ที่พีเอช 7 ร่วมกับเมมเบรน NF ลด DOC DON และ THMFP ได้เฉลี่ย 74 39 และ 86 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ และลด DMA DEA DBA และอะนิลีนในน้ำสังเคราะห์ได้เฉลี่ย 31 51 92 และ 77 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วน PACl 40 mg/L ที่พีเอช 7 ร่วมกับเมมเบรน RO ลด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบได้เฉลี่ย 80 50 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และลด DMA DEA DBA และอะนิลีนได้เฉลี่ย 33 94 97 และ 87 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACl ร่วมกับ PAC เพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ได้เพียงเล็กน้อย การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับเมมเบรน RO ลด DOC DON DMA DEA DBA และอะนิลีน ได้ดีกว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับเมมเบรน NF

| | |
|----------------------|---|
| Thesis Title | Treatment of <i>N</i> -nitrosodimethylamine Precursors in Raw Water Supply from the U-tapao Canal |
| Author | Miss Tuanjai Plaidoung |
| Major Program | Environmental Engineering |
| Academic Year | 2016 |

ABSTRACT

The aim of this research is to study the reduction of dissolved organic nitrogen (DON), dissolved organic carbon (DOC) and precursors to nitrogenous disinfection by-products (N-DBPs) including dimethylamine (DMA), diethylamine (DEA), dibutylamine (DBA), and aniline in raw water from water treatment plant in the U-Tapao canal, Hat Yai, Songkhla, Thailand. A polyaluminium chloride (PACl) coagulation, PACl coagulation with powder activated carbon (PAC), PACl coagulation with PAC followed by nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) membranes were used for conducting the experiments. Water samples were collected three times. Raw water from the second and third samplings were used for the experiments of organic matter reduction. DOC, DON, and trihalomethane formation potential (THMFP) of raw water from the second and third samplings were 5.3 and 4.6 mg/L, 0.62 and 0.18 mg-N/L, and 486 and 384 µg/L, respectively. *N*-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potential of raw water and NDMA in water supply were not detected at detection limit of quantity at 237 ng/L. DMA, DEA, DBA, and aniline were not detected in raw water at the second and third samplings. DMA, DEA, DBA, and aniline of 5 µg/L were added into raw water and coagulated water for conducting the experiments of organic matter reduction. On average, the PACl of 40 mg/L at pH 7 reduced DOC and THMFP by 22 and 37 %, respectively but reduced DON in raw water of the second sampling by 48 %. The PACl of 40 mg/L at pH 7 reduced DMA, DEA, DBA and aniline by 33, 28, 16, and 32 %, respectively. The PACl 40 mg/L combined with PAC 20 mg/L at pH 7 reduced DOC and THMFP of raw water by 27 and 88 %, respectively but reduced DON in raw water of the second sampling by 52 %. The PACl 40 mg/L at pH 7 combined with NF reduced DOC, DON, THMFP by 74, 39, and 86 %, respectively and reduced DMA, DEA, DBA, and aniline by 31, 51, 92 and 77%, respectively. The PACl 40 mg/L at pH 7 combined with RO reduced DOC DON and THMFP by 80, 50, and 90 %, respectively, and reduced DMA, DEA, DBA, and aniline by 33, 94, 97 and 87%, respectively. The PACl coagulation with PAC slightly increased DON reduction. The PACl coagulation combined with RO provided the better reduction of DOC, DON, DMA, DEA, DBA, and aniline in comparison to the PACl coagulation combined with NF.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ดีด้วยคำแนะนำและความช่วยเหลือจากคณาจารย์หลายท่าน ผู้วิจัยจึงขอขอบพระคุณมา ณ ที่นี้ โดยเฉพาะอย่างยิ่งขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์ อาจารย์ที่ปรึกษาหลัก ที่กรุณาให้คำแนะนำถ่ายทอดความรู้ แนวคิด และให้คำปรึกษาในเรื่องต่างๆเป็นอย่างดี ขอขอบคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. ชัยศรี สุขสาโรจน์ และ ดร. วัสสา คงนคร สำหรับคำแนะนำและความห่วงใยตลอดระยะเวลาในการทำวิจัย ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. ปฏิภาณ ปัญญาพลกุล คณะกรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายนอก

ผู้วิจัยขอขอบคุณ ทูบบัณฑิตศึกษามหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และทุนอุดหนุนวิจัยประเภทโครงการวิจัยแบบมุ่งเป้า คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ปีงบประมาณ 2557 ที่ให้การสนับสนุนงานวิจัยนี้

ขอขอบคุณ เจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ เจ้าหน้าที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ และอาจารย์อรมาศ สุทธินุ่น สำหรับคำแนะนำและความอนุเคราะห์ในการใช้เครื่องมือ อุปกรณ์ พื้นที่วิจัย และความสะดวกในการทำวิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณเจ้าหน้าที่การประสานส่วนภูมิภาคสาขาหาดใหญ่ที่กรุณาให้ความอนุเคราะห์ในการเก็บตัวอย่างน้ำดิบและน้ำประปาจากระบบประปา

ขอขอบคุณ ดร.วรางคณา ณ พัทลุง และน้องๆ นักศึกษาระดับปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านสำหรับคำปรึกษา ความบันเทิง และกำลังใจในการทำวิจัย

ขอขอบคุณสมาชิกครอบครัว พ่อ แม่ พี่ชาย พี่สะใภ้ และหลานๆ ของข้าพเจ้า ที่คอยเป็นกำลังใจ ให้ความช่วยเหลือ สนับสนุนและอำนวยความสะดวกในศึกษาและทำวิจัยระดับปริญญาโทของข้าพเจ้า

สุดท้ายนี้ขอขอบคุณทุกความช่วยเหลือจากทุกท่านที่มีได้กล่าวถึงในนี้ ซึ่งผู้วิจัยไม่สามารถกล่าวนามได้หมด จึงขอขอบคุณทุกท่านไว้ ณ โอกาสนี้

เตือนใจ พลายด้วง

สารบัญ

| | หน้า |
|--|------|
| บทคัดย่อ | (5) |
| Abstract | (6) |
| กิตติกรรมประกาศ | (7) |
| สารบัญ | (8) |
| สารบัญตาราง | (12) |
| สารบัญรูป | (14) |
| คำย่อและคำอธิบายสัญลักษณ์ | (18) |
| บทที่ 1 บทนำ | 1 |
| 1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย | 1 |
| 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย | 5 |
| 1.3 ขอบเขตการวิจัย | 5 |
| 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ | 7 |
| 1.5 ทฤษฎีที่เกี่ยวข้อง | 7 |
| 1.5.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) | 7 |
| 1.5.2 สารฮิวมิก | 8 |
| 1.5.3 สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) | 9 |
| 1.5.4 สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) | 10 |
| 1.5.5 UV absorbance at wavelength 254-nm (UV-254) | 10 |
| 1.5.6 Specific Ultraviolet Absorption (SUVA) | 10 |
| 1.5.7 Three-dimensional fluorescence spectroscopy (fluorescent excitation-emission matrix, FEEM) | 11 |
| 1.5.8 กระบวนการ resin fractionation ชนิดของสาร NOM ในน้ำโดยใช้เรซิน | 12 |
| 1.5.9 กระบวนการโคแอกกูเลชัน | 14 |
| 1.5.10 กระบวนการเมมเบรน | 21 |
| 1.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง | 30 |

สารบัญ (ต่อ)

| | หน้า |
|--|------|
| 1.6.1 สารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethane, THMs) | 30 |
| 1.6.2 สารไนโตรซามีน | 33 |
| 1.6.3 สารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-nitrosodimethylamine, NDMA) | 34 |
| 1.6.4 การวิเคราะห์สาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-nitrosodimethylamine, NDMA) | 35 |
| 1.6.5 โอกาสการก่อตัวของสาร NDMA (NDMA-FP) | 36 |
| 1.6.6 การก่อตัวของ NDMA | 37 |
| 1.6.7 สารตั้งต้นสารก่อตัวของ NDMA | 39 |
| 1.6.8 การวิเคราะห์สารตั้งต้นของ NDMA | 43 |
| 1.6.9 การลดสารก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 44 |
| 1.6.10 การลดสารก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการเมมเบรน | 46 |
| บทที่ 2 วิธีการดำเนินการวิจัย | 49 |
| 2.1 สถานที่เก็บตัวอย่างน้ำและดำเนินการวิจัย | 49 |
| 2.2 กระบวนการทดลอง | 50 |
| 2.2.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจง สารอินทรีย์ธรรมชาติ | 50 |
| 2.2.2 การลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้นการก่อตัวสาร NDMA ด้วย การโคแอกกูเลชัน | 52 |
| 2.2.3 การลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้นของสาร NDMA ด้วยกระบวนการ การเมมเบรน | 53 |
| 2.3 วิธีการทดลองและการวิเคราะห์ข้อมูล | 55 |
| 2.3.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพและเคมี | 55 |
| 2.3.2 การวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำ | 55 |
| 2.3.3 การตรวจวัดลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเทคนิค Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) | 58 |
| 2.3.4 การวิเคราะห์ THMs และ THMFP | 59 |
| 2.3.5 การวิเคราะห์สาร NDMA | 60 |

สารบัญ (ต่อ)

| | หน้า |
|--|------|
| 2.3.6 การวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของ NDMAFP | 63 |
| 2.3.7 การวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA | 64 |
| 2.3.8 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 67 |
| 2.3.9 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบด้วยกระบวนการเมมเบรน | 71 |
| 2.3.10 การแยกกลุ่มของสารอินทรีย์โดยกระบวนการ Resin fractionation | 74 |
| บทที่ 3 ผลการทดลองและวิจารณ์ผล | 76 |
| 3.1 ลักษณะทางกายภาพ เคมี และลักษณะสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาและ น้ำประปาของระบบประปาขนาดใหญ่ | 76 |
| 3.1.1 การวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา | 80 |
| 3.1.2 การวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำดิบประปา ด้วยเทคนิค gas chromatography | 84 |
| 3.2 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 86 |
| 3.2.1 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) | 86 |
| 3.2.2 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) ร่วมกับกระบวนการดูดติด ด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) | 88 |
| 3.2.3 การแยกกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำที่ผ่านกระบวนการ โคแอกกูเลชัน | 92 |
| 3.3 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการเมมเบรน | 95 |
| 3.3.1 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process) | 95 |
| 3.3.2 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการกระบวนการออสโมซิส แบบผันกลับ (reverse osmosis process) | 99 |
| 3.4 การวิเคราะห์สารก่อมะเร็งในน้ำประปาและน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ | 106 |
| 3.5 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์ | 114 |

สารบัญ (ต่อ)

| | หน้า |
|--|------|
| 3.5.1 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดย การโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) | 114 |
| 3.5.2 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดย กระบวนการเมมเบรน | 118 |
| 3.6 แนวทางการประยุกต์ใช้ในระบบผลิตประปา | 122 |
| บทที่ 4 สรุปผลและข้อเสนอแนะ | 124 |
| 4.1 สรุปผลการศึกษา | 124 |
| 4.2 ข้อเสนอแนะ | 125 |
| บรรณานุกรม | 126 |
| ภาคผนวก | |
| ภาคผนวก ก ผลการวิเคราะห์น้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน | 147 |
| ภาคผนวก ข ผลการวิเคราะห์น้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรน | 156 |
| ภาคผนวก ค | 158 |
| ประวัติผู้เขียน | 163 |

สารบัญตาราง

| ตารางที่ | | หน้า |
|----------|--|------|
| 1-1 | คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของกรดฮิวมิกและฟัลวิก | 9 |
| 1-2 | ลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน | 13 |
| 1-3 | ขนาดอนุภาคที่พบในการปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบ | 15 |
| 1-4 | ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ของการออสโมซิสผันกลับ | 29 |
| 1-5 | ค่ากักกันไอออนของเมมเบรนแบบออสโมซิสผันกลับ (RO) และแบบนาโนฟิเตรชัน (NF) | 30 |
| 1-6 | สูตรโครงสร้างสารประกอบไตรฮาโลมีเทน | 31 |
| 1-7 | ข้อมูลทางกายภาพและเคมีของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน | 32 |
| 1-8 | รายงานการตรวจวัดปริมาณสารเอมีนตั้งต้นชนิดต่างๆ ของสารไนโตรซามีน ในน้ำแต่ละประเภท | 42 |
| 2-1 | คุณสมบัติของเมมเบรน | 54 |
| 2-2 | สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/ μ -ECD ในการวิเคราะห์สาร THMs และ THMFP | 60 |
| 2-3 | สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/NPD ในการวิเคราะห์สาร NDMA และ NDMAFP | 62 |
| 2-4 | สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/FID ในการวิเคราะห์สาร DMA DEA และ DBA | 65 |
| 2-5 | สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/FID ในการวิเคราะห์สารอะนิลีน | 66 |
| 2-6 | คุณลักษณะทั่วไปและคุณลักษณะทางเคมีของสารโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ | 67 |
| 2-7 | คุณลักษณะทางกายภาพและเคมีของถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) | 68 |
| 3-1 | ลักษณะทางกายภาพเคมีและปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปา | 77 |
| 3-2 | ลักษณะทางกายภาพเคมีและปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปา | 79 |
| 3-3 | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบในตัวอย่าง น้ำดิบประปาและน้ำประปา ครั้งที่ 1 2 และ 3 | 81 |
| 3-4 | การกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) | 83 |
| 3-5 | เปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของ HPO HPI และ TPI ในน้ำดิบ | 84 |
| 3-6 | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON | 91 |

สารบัญตาราง (ต่อ)

| ตารางที่ | หน้า |
|---|------|
| 3-7 | 94 |
| เปอร์เซ็นต์ความต่างและการกระจายมวลของ DOC ในน้ำที่ผ่าน กระบวนการโคแอกกูเลชัน | |
| 3-8 | 94 |
| ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำที่ผ่าน resin fractionation | |
| 3-9 | 105 |
| ค่า DOC UV-254 DON และประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO | |
| 3-10 | 106 |
| ประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่เพิ่มขึ้น | |
| 3-11 | 107 |
| ค่า DOC DON TDN THMFP และ NDMAFP ของแหล่งน้ำในงานวิจัยนี้ และงานวิจัยที่ผ่านมา | |
| 3-12 | 108 |
| ค่า THMs ในน้ำประปาขนาดใหญ่ | |
| 3-13 | 109 |
| ค่า THMFP ในน้ำดิบขนาดใหญ่ | |
| 3-14 | 109 |
| ค่า THMFP และประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO | |
| 3-15 | 111 |
| ค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการ resin fractionation ของ น้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulated water fraction) | |
| 3-16 | 112 |
| ค่า THMFP/DOC ในน้ำดิบ | |
| 3-17 | 113 |
| ค่า THMFP/DOC และประสิทธิภาพการลดค่า THMFP/DOC ที่สภาวะ ที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO | |
| 3-18 | 122 |
| ประสิทธิภาพการกำจัดสาร DMA DEA DBA และ aniline ในน้ำสังเคราะห์ ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (coagulation water) และกระบวนการเมมเบรน (permeated water) | |

สารบัญรูป

| รูปที่ | | หน้า |
|--------|---|------|
| 1-1 | โครงสร้างของสารประกอบฮิวมิก | 8 |
| 1-2 | Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ของสารอินทรีย์ ในน้ำดิบจากคลองอยู่ตะเภา สาร tryptrophan ความเข้มข้น 1 mg/L สารอะนิลีน 1 mg/l สาร DMA DEA และ DBA 100 mg/L | 12 |
| 1-3 | โมเดลของอนุภาคคอลลอยด์ stern layer และdiffused layer | 16 |
| 1-4 | การเกิด microfloculation (a) และ macrofloculation (b) | 17 |
| 1-5 | การแพร่กระจายเข้าสู่รูพรุนภายในของถ่านกัมมันต์ | 21 |
| 1-6 | องค์ประกอบของกระบวนการเมมเบรน | 22 |
| 1-7 | การกรองแบบ dead-end (ก) และแบบ crossflow (ข) | 24 |
| 1-9 | กลไกการกำจัดเกลือและสารอินทรีย์ของออสโมซิสผันกลับ | 28 |
| 1-10 | กลไกการกำจัดสารอินทรีย์ของออสโมซิสผันกลับ | 28 |
| 1-11 | สูตรโครงสร้างทางเคมีของสารประกอบเอ็น-ไนโตรโซ | 33 |
| 1-12 | สูตรโครงสร้างสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน | 34 |
| 1-13 | เส้นทางและปฏิกิริยาการก่อตัวของสาร N-DBPs | 39 |
| 2-1 | จุดสูบน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ | 49 |
| 2-2 | จุดเก็บน้ำประปาที่ออกจากระบบประปาขนาดใหญ่ | 50 |
| 2-3 | แผนผังขั้นตอนการวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงสารอินทรีย์ธรรมชาติ | 51 |
| 2-4 | แผนผังขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl | 52 |
| 2-5 | แผนผังขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) | 53 |
| 2-6 | ระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (mass transfer in crossflow filtration) | 54 |
| 2-7 | ชุดอุปกรณ์ dead-end filtration | 56 |
| 2-8 | ขั้นตอนการกรองด้วยเมมเบรน | 56 |
| 2-9 | อุปกรณ์ชุดสกัด Solid phase extraction (SPE) | 61 |
| 2-10 | อุปกรณ์การสกัดสาร DMA DEA และ DBA ด้วยเทคนิค liquid-liquid extraction | 64 |
| 2-11 | การโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์ | 68 |

สารบัญรูป (ต่อ)

| รูปที่ | | หน้า |
|--------|--|------|
| 2-12 | ชุดอุปกรณ์เมมเบรนระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (mass transfer in crossflow filtration) | 71 |
| 2-13 | ขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการเมมเบรน | 73 |
| 2-14 | อุปกรณ์การแยกสารด้วย resin fractionation | 75 |
| 3-1 | ตำแหน่งฟลูออเรสเซนซ์พีค A, B, C, D และ E ของตัวอย่างที่ศึกษาในงานวิจัยนี้ | 80 |
| 3-2 | โครมาโตแกรมของสารละลายมาตรฐาน DMA, DEA และ DBA ที่ระดับความเข้มข้น 1 mg/L โดยเครื่อง GC-FID | 85 |
| 3-3 | โครมาโตแกรมของสารละลายมาตรฐานอะนิลีนที่ระดับความเข้มข้น 1 mg/L โดยเครื่อง GC-FID | 85 |
| 3-4 | ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด DOC ในน้ำที่ผ่าน การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 87 |
| 3-5 | ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด UV-254 ในน้ำที่ผ่าน การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 88 |
| 3-6 | DON คงเหลือในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน ด้วย PACl ที่สภาวะ ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 88 |
| 3-7 | ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดค่า DOC ในน้ำดิบและ น้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ กระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 90 |
| 3-8 | ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด UV-254 ในน้ำดิบและ น้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ กระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 90 |

สารบัญรูป (ต่อ)

| รูปที่ | | หน้า |
|--------|--|------|
| 3-9 | ค่า DON คงเหลือ ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 | 91 |
| 3-10 | ค่าฟลักซ์เมมเบรนชนิด NF-270 ของน้ำดิบประปาที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ที่ความดัน 2 3 และ 4 bar | 96 |
| 3-11 | ค่า DOC ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 | 97 |
| 3-12 | ค่า UV-254 ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 | 98 |
| 3-13 | ค่า DON ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 | 99 |
| 3-14 | ค่าฟลักซ์เมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 เมื่อทดลองด้วยน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ที่ความดัน 2, 3 และ 4 bar | 100 |
| 3-15 | ค่า DOC ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) | 101 |
| 3-16 | ค่า UV-254 ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) | 101 |
| 3-17 | ค่า DON ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) | 102 |
| 3-18 | ปริมาณสาร DMA DEA และ DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L (แบบรายตัว) | 115 |
| 3-19 | ปริมาณสาร DMA DEA และ DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L (รวมทั้ง 3 ตัว) | 116 |
| 3-20 | ปริมาณสาร aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L | 117 |
| 3-21 | ปริมาณสาร DMA DEA DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L | 118 |
| 3-22 | ปริมาณสาร DMA DEA DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI น้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 ที่ผ่านการแอกกูเลชันด้วย PACl ก่อนและหลังกระบวนการเมมเบรนชนิด NF | 119 |

สารบัญรูป (ต่อ)

| รูปที่ | | หน้า |
|--------|---|------|
| 3-23 | ปริมาณสาร DMA DEA DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI น้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 ที่ผ่านการแยกเกลือด้วย PACl ก่อนและหลังกระบวนการเมมเบรนชนิด RO | 120 |

คำย่อและคำอธิบายสัญลักษณ์

| | |
|----------|---|
| µg/L | Microgram per liter |
| µm | Micrometer |
| cm | Centimeter |
| BSC | benzenesulfonyl chloride |
| C-DBPs | carbonaceous disinfection by-products |
| CDHS | The California Department of Health Services |
| DBA | dibutylamine |
| DBPs | disinfection by-products |
| DEA | diethylamine |
| DIN | dissolved inorganic nitrogen |
| DMA | dimethylamine |
| DMAI | 3-(dimethylaminomethyl) indole |
| DMAP | 4-dimethylaminoantipyrine |
| DOC | dissolved organic carbon |
| DOM | dissolved organic matter |
| DON | dissolved organic nitrogen |
| DPhA | di- phenylamine |
| EECD | European economic community directive |
| Em | emission wavelength |
| Ex | excitation wavelength |
| FEEM | fluorescent excitation-emission matrix |
| GC/µ-ECD | Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector |
| GC/FID | Gas chromatography Flame ionization detector |
| GC/NPD | Gas Chromatography Nitrogen Phosphorus Detector |
| GV | guideline value |
| HAAs | haloacetic acids |
| HANs | haloacetonitriles |
| HOCl | Hypochlorus |
| HPI | hydrophilic organic fraction |
| HPO | hydrophobic organic fraction |

คำย่อและคำอธิบายสัญลักษณ์ (ต่อ)

| | |
|------------------------------|--|
| IRIS | ฐานข้อมูล Information Risk Information System |
| J_v | ค่าฟลักซ์ของเมมเบรน |
| L/mg-m | Liter per milligram-meter |
| mg | Milligram |
| mg/L | Milligram per liter |
| mL | Milliliter |
| N.D. | Not detected |
| N-DBPs | nitrogenous disinfection byproducts |
| NDEA | N-nitrosodiethylamine |
| NDMA | N-nitrosodi-methylamine |
| NDMA-FP | N-nitrosodimethylamine formation potential |
| NDPA | N-nitroso-n-dipropylamine |
| NDPA-d ₁₄ | N-nitrosodipropylamine |
| NF | nanofiltration process |
| Ng/L | Nanogram per liter |
| NH ₃ | ammonia |
| NMOR | N-nitrosomorpholine |
| NO ₂ ⁻ | nitrite |
| NO ₃ ⁻ | nitrate |
| OEHHA | United States Office of Environmental Health Hazard Assessment |
| PAC | powder activated carbon |
| PACl | polyaluminium chloride |
| RO | reverse osmosis process |
| SPE | Solid Phase Extraction |
| STHMFP | specific THMFP |
| SUVA | Specific Ultraviolet Absorption |
| TDN | total Dissolved Nitrogen |
| THMFP | Trihalomethane formation potential |
| THMs | trihalomethanes |

คำย่อและคำอธิบายสัญลักษณ์ (ต่อ)

| | |
|--------|--|
| TOC | total organic carbon |
| TPI | transphilic organic fraction |
| TPP | Triphenylphosphate |
| TTHM0 | total trihalomethane ณ เวลาเก็บตัวอย่าง |
| TTHM7 | total trihalomethane หลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้ 7 วัน |
| TTHMt | total trihalomethane |
| UDMH | unsymmetrical dimethylhydrazine |
| UF | ultrafiltration membrane |
| US.EPA | United State Environmental Protection Agency |
| UV-254 | UV absorbance at wavelength 254-nm |
| WHO | World Health Organization |

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญและที่มาของการวิจัย

น้ำดิบประปาเป็นปัจจัยที่สำคัญในการผลิตน้ำประปา น้ำดิบประปาที่ปราศจากสิ่งปนเปื้อนสามารถนำไปผลิตเป็นน้ำประปาที่มีคุณภาพดีโดยไม่ต้องผ่านกระบวนการที่ซับซ้อน ทั้งนี้การขยายตัวของชุมชน เกษตรกรรม และโรงงานอุตสาหกรรมในปัจจุบันส่งผลให้แหล่งน้ำดิบสำหรับผลิตน้ำประปามีการปนเปื้อนของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ โดยเฉพาะอย่างยิ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM) ที่เป็นสาเหตุทำให้เกิดสี กลิ่น และรสในแหล่งน้ำ กระบวนการผลิตน้ำประปาสามารถกำจัดสารแขวนลอย ตะกอน และสารอินทรีย์ได้บางส่วน สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตกค้างจะเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อโรคและทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดสารผลผลิตพลอยได้จาก การฆ่าเชื้อโรค (disinfection by-products, DBPs) เช่น สารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) สารฮาโลอะซิติกแอซิด (haloacetic acids, HAAs) สารฮาโลคีโตน (haloketones, HKs) สารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (haloacetonitriles, HANs) สารไตรคลอโรไนโตรมีเทน (trichloronitromethane, TCNM) สารฮาโลไนโตรมีเทน (HNMs) และสารประกอบไนโตรซามีน (nitrosamine) ซึ่งมีคุณสมบัติเป็นสารที่มีโอกาสก่อให้เกิดมะเร็ง (Plewa *et al.*, 2004; Krasner *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2013) นอกจากนี้สารอินทรีย์ละลายน้ำก็เป็นปัจจัยสำคัญที่ทำให้ความต้องการในการใช้สารฆ่าเชื้อโรคในการผลิตน้ำประปาเพิ่มมากขึ้น

กระบวนการผลิตน้ำประปาโดยทั่วไปจะเติมสารคลอรีนในขั้นตอนสุดท้ายเพื่อเป็นการฆ่าเชื้อโรค เมื่อสารคลอรีนทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) ที่ตกค้างอยู่ในน้ำประปาสามารถก่อให้เกิดเป็นสารก่อมะเร็งกลุ่ม carbonaceous disinfection by-products (C-DBPs) ได้แก่ สารไตรฮาโลมีเทน ฮาโลอะซิติกแอซิด และสารฮาโลคีโตน ส่วนสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) เมื่อทำปฏิกิริยากับคลอรีนสามารถก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งกลุ่ม nitrogenous DBPs (N-DBPs) ได้แก่ สารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ สารฮาโลไนโตรมีเทน และสารไนโตรซามีน ผลการศึกษาทางพิษวิทยาพบว่าสาร N-DBPs เป็นสารก่อมะเร็งและก่อเกิดการกลายพันธุ์ได้มากกว่าสาร C-DBPs (Moudgal *et al.*, 2000; Plewa *et al.*, 2004)

สารไตรฮาโลมีเทนเป็นสารก่อมะเร็งในกลุ่มของฮาโลฟอร์ม สารไตรฮาโลมีเทนประกอบด้วยสารประกอบ 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม (chloroform, TCM) โบรโมไดคลอโรมีเทน (bromodichloromethane, BDCM) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (dibromochloromethane, DBCM) และโบรโมฟอร์ม (bromoform, TBM) องค์การอนามัยโลก (World Health Organization, WHO,

2005) กำหนดค่า guideline value (GV) ของคลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์ม ที่ 300 60 100 และ 100 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และองค์การอนามัยโลกยังกำหนดมาตรฐานผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นต่อค่า guideline value ไว้ไม่ควรมีค่าเกิน 1 นอกจากนี้ Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment ของประเทศแคนาดากำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของผลรวมของคลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม ในน้ำดื่มให้มีค่าไม่เกิน 100 $\mu\text{g/L}$ และกำหนดให้มาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของโบรโมไดคลอโรมีเทนไว้ไม่เกิน 16 $\mu\text{g/L}$ (Health Canada, 2006) ส่วนมาตรฐานของ United State Environmental Protection Agency. (US.EPA, 2009) กำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของผลรวมสารประกอบไตรฮาโลมีเทนไว้ไม่เกิน 80 $\mu\text{g/L}$

สารไนโตรซามีนเป็นสารก่อมะเร็งที่เกิดจากสารประกอบ เอ็น-ไนโตรโซ พบได้ในน้ำ อากาศ อาหารประเภทหมักดอง เครื่องสำอาง เครื่องดื่มแอลกอฮอล์ และไส้กรอก (Sanches Filho *et al.*, 2003; กรมวิทยาศาสตร์บริการ, 2553) จากฐานข้อมูล Information Risk Information System (IRIS) ของ US.EPA กำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-nitrosodimethylamine, NDMA) ในน้ำดื่มควรมีค่าไม่เกิน 0.7 ng/L องค์การอนามัยโลก (WHO, 2008) กำหนดค่า guideline values (GV) ของ NDMA ในน้ำดื่มที่ 100 ng/L (Shah and Mitch, 2012) ในปี 2004 ประเทศเนเธอร์แลนด์กำหนด GV ของ NDMA ในน้ำดื่มไว้เท่ากับ 12 ng/L ประเทศเยอรมันนี้กำหนด GV ของ NDMA และ เอ็น-ไนโตรโซมอร์โฟลีน (N-nitrosomorpholine, NMOR) ในน้ำดื่มไว้เท่ากับ 10 ng/L (Planas *et al.*, 2008) และ The California Department of Health Services (CDHS) กำหนด notification level ของ NDMA เอ็น-ไนโตรโซไดเอทิลเอมีน (N-nitrosodiethylamine, NDEA) และ เอ็น-ไนโตรโซ-เอ็น-ไดโพรพิลเอมีน (N-nitroso-n-dipropylamine, NDPA) ไว้เท่ากับ 10 ng/L และกำหนด Risk level ของ NDMA ไว้เท่ากับ 3×10^{-6} ng/L จากข้างต้นกล่าวได้ว่าสารกลุ่มไนโตรซามีนเป็นสารอันตรายต่อมนุษย์และสารในกลุ่มไนโตรซามีนที่ได้รับความสนใจ คือ สารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA)

สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) เป็นสารตั้งต้นหลักของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA) (Chen and Westerhoff, 2010) โดย NDMA สามารถก่อตัวได้ดีในน้ำที่มี DOC DON และแอมโมเนียเป็นองค์ประกอบ (Kristiana, 2013) โอกาสในการก่อตัวของสาร NDMA ขึ้นอยู่กับอัตราส่วน DOC/DON กรณีที่อัตราส่วนของ DOC/DON ต่ำกว่า 20 มีโอกาสก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งสูงขึ้น (Dotson, 2009) นอกจากนี้ DON เป็นดัชนีบ่งชี้ของ DOM ในการก่อตัวของสารก่อมะเร็งในน้ำได้มากกว่า DOC (HU *et al.*, 2017)

สารตั้งต้นหลักของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA) ที่เป็นสารประกอบกลุ่มอะลิฟาติกเอมีน ได้แก่ ไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) ไดบิวทิลเอมีน (dibutylamine, DBA) และ ไดฟีนิลเอมีน (di-phenylamine, DPhA) เป็นต้น สารตั้งต้นหลักที่เป็นสารประกอบกลุ่มอะโรมาติกเอมีน ได้แก่ อะนิลีน (aniline) เรนิติดีน (ranitidine) 4-ไดเมทิลอะมิโนแอนติไพรีน (4-dimethylaminoantipyrine, DMAP) และไตรโดเมทิลอะมิโนเมทิลอินโดล (3-(di-methylaminomethyl) indole ,DMAI) เป็นต้น (Wang *et al.*, 2011 Shen and Andrews ,2013 Wu *et al.*, 2015) สารตั้งต้นสามารถปนเปื้อนอยู่ในน้ำทิ้งที่ถูกปล่อยจากโรงงานอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมอาหาร โรงงานยาง โรงงานผลิตยา และจากการย่อยสลายของสารเคมีกำจัดวัชพืช ตลอดจนน้ำเสียและน้ำทิ้งจากชุมชน (Shen and Andrews, 2011; Feng *et al.*, 2009; Yurchenko and Molder, 2007; Ma *et al.*, 2015) เมื่อน้ำที่ผ่านการบำบัดจากชุมชนและอุตสาหกรรมซึ่งมีสารอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบถูกทิ้งลงสู่แหล่งน้ำดิบที่ใช้สำหรับผลิตเป็นน้ำประปา สารตั้งต้นดังกล่าวทำปฏิกิริยากับสารคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรคของระบบประปาก็ทำให้เกิดสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำประปาได้ การลดปริมาณสารตั้งต้นที่ปนเปื้อนในน้ำก่อนการเติมคลอรีนเป็นแนวทางที่เหมาะสมที่สามารถทำให้การก่อตัวของสารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำประปามีค่าลดลง

ระบบผลิตน้ำประปาโดยทั่วไปมีการปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบด้วยการโคแอกกูเลชัน การตกตะกอน และการกรอง ก่อนการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน การศึกษาที่ผ่านมาพบว่าการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) ลด DOC และ DON ในน้ำดิบประปาจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนใต้ 41 และ 37 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Sumpattana-vorachai, 2013) การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง (powder activated carbon, PAC) ลดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ดี (Matsui *et al.*, 2009; Musikavong *et al.*, 2013) การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC ลด DOC ในน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนและบางเลนใต้ 77 และ 85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และลด DON ในน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนและบางเลนใต้ 68 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (Kumsuvan, 2013) การศึกษาโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ลด DOC และ DON ได้ 36 และ 39 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC สามารถลด DOC และ DON ได้ 45 และ 21 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ (พณวรรณทองช่าง, 2013)

การประยุกต์ใช้กระบวนการขั้นสูงเพื่อลดการก่อตัวของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนได้เป็นอย่างดี โดย Hanigan *et al.*, (2012) ศึกษาการดูดซับสารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนด้วยถ่านกัมมันต์แบบผงพบว่ากระบวนการดังกล่าวลดโอกาสการก่อตัวของสาร เอ็น-ไน

ไตรโซโตเมทิลเอมีนในน้ำดิบและน้ำผิวดินจาก Phoenix metropolitan area รัฐอะริโซนา ประเทศสหรัฐอเมริกา (*N*-nitrosodimethylamine formation potential, NDMAFP) ได้ 37–91 เปอร์เซ็นต์ Liao *et al.*, (2015) พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วยสารส้ม (alum) ลดการก่อตัวของ NDMAFP ได้ 10 เปอร์เซ็นต์ กระบวนการโอโซน (ozonation process) ลดการก่อตัวของ NDMAFP ได้ 50–60 เปอร์เซ็นต์ และการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์แบบผงลดการก่อตัวของ NDMAFP ได้ 50–95 เปอร์เซ็นต์ Fujioka *et al.*, (2013) ศึกษาการลดปริมาณสาร NDMA ด้วยกระบวนการเมมเบรนในน้ำดิบประปาจาก New South Wales ประเทศออสเตรเลีย พบว่ากระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process, NF) ลดปริมาณสาร NDMA ได้ 11-34 เปอร์เซ็นต์ และกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process, RO) ลดปริมาณสาร NDMA ได้ 34-73 เปอร์เซ็นต์ และ Ersan *et al.*, (2016) พบว่ากระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (NF) ลดสารตั้งต้นของสาร NDMA ในน้ำทิ้งจากโรงงานและน้ำผิวดินจากประเทศสหรัฐอเมริกาได้ 57-83 เปอร์เซ็นต์ ลดสารตั้งต้นของสาร HNMs ได้ 48-87 เปอร์เซ็นต์ และลดสารตั้งต้นของสาร THMs ได้ 72-97 เปอร์เซ็นต์

ปัจจุบันระบบผลิตน้ำประปาเพื่อใช้อุปโภคบริโภคในจังหวัดสงขลาใช้น้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาที่เป็นลำน้ำสายหลักในจังหวัดสงขลา คลองอู่ตะเภาเป็นแหล่งน้ำที่ไหลผ่านชุมชนโรงงานอุตสาหกรรมและแหล่งเกษตรกรรมส่งผลให้น้ำดิบประปาจากกลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภามีการปนเปื้อนสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ นอกจากนี้จุดสูบน้ำดิบตั้งอยู่บริเวณท้ายน้ำของคลองอู่ตะเภา ส่งผลให้ระบบประปาต้องเผชิญกับปัญหาการปนเปื้อนของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ไนโตรเจนอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ จากการทบทวนเอกสารพบว่าน้ำจากคลองอู่ตะเภา มีค่าโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนต่อปริมาณคาร์บอนอยู่ในช่วง 35-113 μg THMs/mg C (Musikavong *et al.*, 2016) จากการวิเคราะห์น้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาบริเวณบ้านม่วงก้อง บ้านบางศาลา และ จุดสูบน้ำดิบประปาของระบบผลิตน้ำประปาของการประปาส่วนภูมิภาค สาขาหาดใหญ่มีการปนเปื้อนสารอินทรีย์ไนโตรเจน ร้อยละ 18 18 และ 3 ของสารอินทรีย์ทั้งหมดในฤดูฝน และ ร้อยละ 23 22 และ 11 ของสารอินทรีย์ทั้งหมดในฤดูแล้งตามลำดับ (Charongpun Musikavong and Suraphong Wattanachira, 2013) น้ำดิบประปาและน้ำประปาจากคลองอู่ตะเภามีสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำอยู่ในช่วง 0.32-0.4 mg/L และ 0.6-0.7 mg/L ตามลำดับ (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น, 2555) นอกจากนี้ พบว่าน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภามีการปนเปื้อนสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA โดยพบสาร DMA DEA DBA และอะนิลีน อยู่ในช่วง not detect (ND)-3.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ 3.5–4.3 $\mu\text{g}/\text{L}$ ND–6.7 $\mu\text{g}/\text{L}$ และ 112-117 $\mu\text{g}/\text{L}$ ตามลำดับ เมื่อทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl สามารถลดสารกลุ่มอะลิฟาติก (DMA DEA DBA) ได้ 22-86 เปอร์เซ็นต์ และลดสารอะนิลีนได้ 2-26 เปอร์เซ็นต์ (Na Phatthalung, 2016)

งานวิจัยที่ผ่านมาได้ศึกษาการลดสารตั้งต้นของสารไตรฮาโลมีเทน สารตั้งต้นของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน ได้แก่ DOC และ DON ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันด้วยถ่านกัมมันต์แบบผง การลดสารตั้งต้นของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนประเภทสารประกอบเอมีนด้วยกระบวนการโอแอกกูเลชัน แต่ยังไม่มีการรายงานถึงการใช้กระบวนการเมมเบรนในการลดสาร DMA DEA DBA และอะนิลีน ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา งานวิจัยนี้จึงมุ่งเน้นศึกษาการลดสารตั้งต้นของการก่อตัวของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปาแบบบรรยายตัวโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง และกระบวนการเมมเบรน (membrane separation)

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัวของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนประเภทสารประกอบเอมีนในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา
2. เพื่อศึกษาการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนประเภทสารประกอบเอมีนในน้ำดิบประปาคลองอู่ตะเภาโดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ และโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง
3. เพื่อศึกษาการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนประเภทสารประกอบเอมีนในน้ำดิบประปาคลองอู่ตะเภาด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชันและกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ

1.3 ขอบเขตการวิจัย

1. แหล่งน้ำที่ทำการศึกษาคือ แหล่งน้ำดิบประปาคลองอู่ตะเภา อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา
2. เก็บตัวอย่างน้ำ 3 ครั้ง จุดเก็บตัวอย่างได้แก่ น้ำดิบจากจุดสูบน้ำดิบระบบผลิตน้ำประปาของการประปาสวนภูมิภาค สาขาหาดใหญ่และน้ำที่ออกจากระบบประปา โดยการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 เก็บในเดือนกุมภาพันธ์ พ.ศ. 2557 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อตรวจติดตามคุณลักษณะของน้ำ สารตั้งต้นการก่อตัว และโอกาสการก่อตัวของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนในน้ำดิบประปา การเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เก็บในเดือนเมษายน พ.ศ. 2557 และครั้งที่ 3 เก็บในเดือนธันวาคม พ.ศ. 2557 โดยครั้งที่ 2 และ 3 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อศึกษาการลดสารตั้งต้นการก่อตัวค่าโอกาสการก่อตัวของสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนและสารไตรฮาโลมีเทนจากน้ำดิบประปา
3. ศึกษาคุณลักษณะของน้ำดิบประปาและน้ำที่ออกจากระบบประปา ประกอบด้วย ความขุ่น (turbidity) อุณหภูมิ (temperature) พีเอช (pH) ความเป็นด่าง (alkalinity) แอมโมเนีย (NH_3) ไนเตรท (NO_3^-) ไนไตรท์ (NO_2^-) DOC DON UV-254 SUVA THMs และ NDMA

4. วิเคราะห์การดูดกลืนแสงฟลูออเรสเซนส์ (fluorescent excitation-emission matrix, FEEM) ของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาและน้ำที่ผ่านการบำบัดโดยใช้เครื่องสเปกโทรฟลูออโรมิเตอร์ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
5. การวิเคราะห์ NDMA โดยทำการสกัดตามวิธีมาตรฐาน EPA 521 และตรวจวัดด้วยเครื่องมือ GC/Nitrogen Phosphorus Detector (NPD) ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ (ระดับการวิเคราะห์ตามค่า Detection limit ของเครื่องดังกล่าว)
6. การวิเคราะห์สาร THMs โดยการสกัดตามวิธี Standard method 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method และตรวจวัดด้วยเทคนิค Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector (GC/ μ -ECD) ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
7. วิเคราะห์สารตั้งต้นของการก่อตัวของ NDMA เช่น สารไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) และไดบิวทิลเอมีน (dibutylamine, DBA) ซึ่งเป็นสารในกลุ่มอะลิฟาติก (aliphatic precursors) และอะนิลีน (aniline) ซึ่งเป็นสารกลุ่มอะโรมาติก (aromatic precursors) โดยการสกัดตามวิธีของ Jurado-Sánchez *et al.*, (2012) และตรวจวัดด้วยเครื่องมือ Gas chromatography/Flame ionization detector (GC/FID)
8. การวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของ NDMA (NDMAFP) ใช้วิธีการของ Andreas *et al.*, (2003) และ Huy *et al.*, (2011)
9. วิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของ THMFP ตามวิธี Standard method 5710 B. Formation of trihalomethane and other disinfection by products และตรวจวัดด้วยเทคนิค Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector (GC/ μ -ECD) ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
10. การโคแอกกูเลชันทำการทดลองด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง รุ่น HRO M325-60 จากบริษัทคาร์โบกายยูจน์ ที่ความเข้มข้นต่างๆกัน และควบคุมค่าความเป็นกรดเป็นด่างที่พีเอช 7 เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม
11. การแยกด้วยเมมเบรน (membrane) ด้วยระบบที่มีการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (mass transfer in crossflow filtration) กระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process) ใช้เมมเบรนชนิด NF-270 และกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process) ใช้เมมเบรนชนิด TW30 เพื่อลดสารตั้งต้นของสารก่อมะเร็ง
12. กระบวนการ resin fractionation ใช้เรซิน DAX-8/XAD-4 ใช้เพื่อแยกสารอินทรีย์ออกเป็นสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) สารอินทรีย์

กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (transphilic organic fraction, TPI) และสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI)

13. การศึกษาการลดสาร DMA DEA DBA และ aniline ด้วยการโคแอกกูเลชันและการแยกด้วยเมมเบรนในน้ำสังเคราะห์ ทำการสังเคราะห์น้ำตัวอย่างโดยใช้วิธีเติมสารมาตรฐาน (spike standard) ลงไปในตัวอย่างน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ให้มีความเข้มข้น 5 µg/L ก่อนนำไปศึกษา

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

ไนโตรซามีนเป็นสารก่อมะเร็งที่มีความเป็นพิษสูง มีการปนเปื้อนทั้งในดิน น้ำ อากาศหรือแม้แต่อาหารและผลิตภัณฑ์หลายอย่างที่ใช้อุปโภคบริโภคในชีวิตประจำวัน ปัจจุบันมีการศึกษาวิจัยเกี่ยวกับการปนเปื้อนของสารดังกล่าวอย่างแพร่หลายทั้งในต่างประเทศรวมถึงประเทศไทย แต่ประเด็นเกี่ยวกับการปนเปื้อนในน้ำพบว่าประเทศไทยมีข้อมูลการศึกษาน้อยมากในขณะที่ปัจจุบันแหล่งน้ำผิวดินหลายแห่งในประเทศไทยมีปัญหาการปนเปื้อนของน้ำเสียเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งมีความเสี่ยงต่อการเกิดสารก่อมะเร็งชนิดนี้สูง ดังนั้นการได้มาซึ่งข้อมูลเกี่ยวกับชนิดของสารตั้งต้นของสาร NDMA การปนเปื้อนของสาร NDMA การก่อตัวของสาร NDMA และการลดสารตั้งต้นของสาร NDMA จากผลการทดลองในงานวิจัยนี้ก่อให้เกิดการพัฒนากระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำที่มีประสิทธิภาพยิ่งขึ้น มีสารปนเปื้อนอันอาจก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งลดน้อยลง ทำให้สุขภาพอนามัยของประชาชนที่อยู่ในเขตพื้นที่ที่ศึกษาดีขึ้น ไม่เพียงแต่ความคุ้มค่าที่เกิดขึ้นดังที่กล่าวไปแล้วนั้น งานวิจัยนี้จะก่อให้เกิดประโยชน์อื่นๆ อีกหากมีการนำผลการวิจัยที่ดำเนินได้เป็นผลสำเร็จไปตีพิมพ์เผยแพร่ให้เป็นที่รับทราบของบุคคลทั่วไปทั้งภายในประเทศและต่างประเทศ และมีการนำไปใช้ประโยชน์ในด้านต่างๆ ที่เกี่ยวข้องอย่างแพร่หลาย ท้ายที่สุดจุดมุ่งหมายที่ต้องดำเนินการให้สำเร็จคือคุณภาพชีวิตของประชาชนที่ดีขึ้นจากการใช้น้ำที่สะอาดปราศจากสารก่อมะเร็ง

1.5 ทฤษฎีที่เกี่ยวข้อง

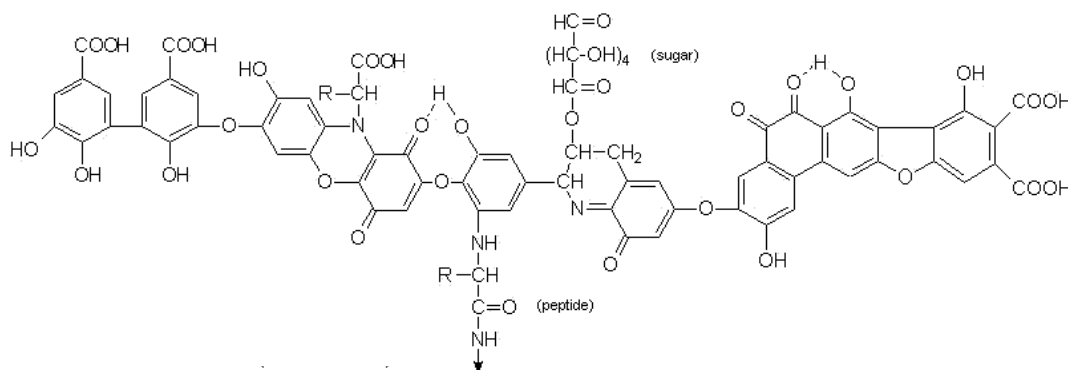
1.5.1 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (dissolved organic matter, DOM)

สารอินทรีย์ละลายน้ำที่พบในแหล่งน้ำธรรมชาติแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกคือสารอินทรีย์ธรรมชาติที่เกิดจากการเน่าเปื่อยของพืช สัตว์และกระบวนการสลายตัวของจุลินทรีย์ต่างๆ ส่วนที่สองคือสารอินทรีย์ที่เกิดมาจากกิจกรรมของมนุษย์ เช่น เกษตรกรรม สิ่งปฏิกูลจากสัตว์เลี้ยง น้ำเสียจากชุมชนและน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมที่ปล่อยทิ้งลงสู่แม่น้ำ รวมถึงการตัดไม้ทำลายป่าที่ส่งผลให้สารอินทรีย์ในดินถูกชะลงสู่แหล่งน้ำมากขึ้น จึงส่งผลให้แหล่งน้ำแต่ละแห่งมีสัดส่วนองค์ประกอบสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน

สารอินทรีย์ละลายน้ำแบ่งออกได้เป็นสองส่วน ได้แก่ ส่วนที่เป็นฮิวมิก (humic substance) และส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิก (non-humic substance) โดยส่วนที่เป็นฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) ประกอบด้วย กรดฮิวมิก กรดฟัลวิก และฮิวมิน ส่วนที่ไม่ใช่สารฮิวมิกมีสมบัติเป็นสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (HPI) ประกอบด้วยกรดไฮโดรฟลิค โพรตีน กรดอะมิโน คาร์บอกซิลิกแอซิดและคาร์โบไฮเดรต (Newcome *et al.*, 1997; Au *et al.*, 2011) โดยทั่วไปในแหล่งน้ำผิวดินมีสารอินทรีย์ละลายน้ำส่วนที่เป็นฮิวมิก 45-65 เปอร์เซ็นต์ และส่วนที่ไม่เป็นฮิวมิก 35-55 เปอร์เซ็นต์ (Owen *et al.*, 1997)

1.5.2 สารฮิวมิก

สารฮิวมิกมีลักษณะเป็นสารประกอบสีน้ำตาลหรือดำ มีสภาพความเป็นกรด พบได้ในธรรมชาติทั้งในดินและในน้ำ สารฮิวมิกมีรูปร่างที่ไม่แน่นอน มีส่วนประกอบซับซ้อน โดยรูปแบบโครงสร้างของสารฮิวมิกประกอบด้วยกลุ่ม Polyhetero condensate ที่มีหมู่ฟังก์ชันต่างๆยื่นออกมา ได้แก่ หมู่คาร์บอกซิล (carboxyl) คาร์บอนิล (carbonyl) ไฮดรอกซิล (hydroxyl) เอมีน (amine) และคีโตน (ketone) ดังแสดงในรูปที่ 1-1 กลุ่มฟังก์ชันเหล่านี้มีผลต่อการละลายน้ำของสารฮิวมิกและเป็นส่วนที่คลอรีนอิสระเข้าทำปฏิกิริยาจนเกิดเป็นสาร THMs หรือ NDMA (Trusell and Umphres, 1978)



รูปที่ 1-1 โครงสร้างของสารประกอบฮิวมิก (Stevenson, 1982)

สารฮิวมิกสามารถจำแนกได้เป็น 2 ส่วนใหญ่ๆ ได้แก่

1. กรดฮิวมิก (humic acid) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่พบมากในดินซึ่งสามารถละลายได้ดีในด่าง (alkaline solution) และไม่ละลายในสารละลายกรดที่พีเอชต่ำกว่า 2 กรดฮิวมิกในรูปของเกลือสามารถรวมตัวกับโปแตสเซียมเกิดเป็นเกลือโปแตสเซียมฮิวเมต (potassium humate) ซึ่งถูกนำมาใช้เร่งการเจริญเติบโตพืชและปรับสภาพดินในกระบวนการทางเกษตรกรรม

2. กรดฟัลวิก (fulvic acid) เป็นส่วนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในดิน มีความสามารถในการละลายได้ดีทั้งในกรดและด่าง เป็นตัวปรับกรดต่างตามธรรมชาติ (natural buffering) มีคุณสมบัติในการแลกเปลี่ยนไอออนสูงจึงเป็นแหล่งธาตุอาหารสำหรับพืช คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของกรดฮิวมิกและฟัลวิก แสดงในตารางที่ 1-1

ตารางที่ 1-1 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของกรดฮิวมิกและฟัลวิก

| คุณสมบัติ | กรดฟัลวิก | กรดฮิวมิก |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|
| การละลายในกรดแก่ | ละลาย | ไม่ละลาย |
| มวลโมเลกุล (ดัลตัน) | 100-10,000 | 100-หลายล้าน |
| องค์ประกอบธาตุ (% โดยน้ำหนัก) | | |
| C | 40-50 | 40-50 |
| H | 4-7 | 4-6 |
| O | 40-50 | 44-45 |
| N | 1-4 | <1-3 |
| S | 0.1-4 | 0-2 |
| การกระจายตัวของหมู่ฟังก์ชัน (เซนติโมลต่อกิโลกรัม) | เปอร์เซ็นต์ออกซิเจนในหมู่ฟังก์ชัน | เปอร์เซ็นต์ออกซิเจนในหมู่ฟังก์ชัน |
| ปริมาณผลรวมกรดทั้งหมด | 640-1420 | 560-890 |
| คาร์บอกซิล (carboxyl) | 520-1120 | 150-570 |
| ฟีนอล (phenol) | 30-570 | 210-570 |
| แอลกอฮอล์ (alcohol) | 260-950 | 20-490 |
| คาร์บอนิล (carbonyl) | 120-420 | 10-560 |
| เมทอกซิล (methoxy) | 30-120 | 30-80 |

ที่มา: สุภาวดี สืบสาย (2555) อ้างถึง Stevenson (1994)

1.5.3 สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC)

สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำเป็นส่วนหนึ่งของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (total organic carbon, TOC) สามารถแยกได้โดยการกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 0.45 μm DOC จึงเป็นพารามิเตอร์ที่ใช้เป็นตัวแทนของสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ (Callahan *et al.*, 2004) อย่างไรก็ตามกระดาษกรองขนาด 0.45 μm หลายชนิดทำจากสารอินทรีย์ไม่สามารถอบที่อุณหภูมิสูงเพื่อกำจัดสารอินทรีย์จากกระดาษกรองได้ ทำให้มีการใช้กระดาษกรอง Glass Fiber Filter GF/F) ซึ่งมีขนาด 0.7 μm เพื่อการกรองตัวอย่างน้ำในการวิเคราะห์ค่า DOC (Musikavong *et al.*, 2016)

1.5.4 สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON)

สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ เป็นส่วนหนึ่งของมวลของสารไนโตรเจนละลายน้ำ หรือ Total Dissolved Nitrogen (TDN) (Westerhoff and Mash, 2002 อ้างอิงใน Xu *et al.*, 2011) DON มีอยู่ประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ของ TDN ที่มีอยู่ในน้ำดิบ DON ประกอบด้วย กรดอะมิโน โปรตีน น้ำตาลอะมิโน เอไมด์ เปปไทด์ และสารประกอบเฮเทอโรไซคลิกไนโตรเจน เช่น พิริมิดีน อิมิดาโซล เพียวรีน และโพพิรีน เป็นต้น สารเหล่านี้พบทั่วไปในน้ำผิวดินซึ่งเป็นผลมาจากการเกษตรกรรม การชะของหน้าดิน การปนเปื้อนของน้ำเสีย กิจกรรมของจุลชีพ (Westerhoff and Mash, 2002 อ้างอิงใน Bond *et al.*, 2011) ความเข้มข้นของ DON ไม่มีวิธีการวิเคราะห์โดยตรงแต่สามารถคำนวณได้จากผลต่างของ TDN และสารอนินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved inorganic nitrogen)

$$\text{DON} = \text{TDN} - \text{NO}_3^- - \text{NO}_2^- - \text{NH}_3/\text{NH}_4^+$$

1.5.5 UV absorbance at wavelength 254-nm (UV-254)

การดูดกลืนแสง Ultraviolet (UV) เป็นดัชนีตัวแทนในการตรวจวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ ใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำจากกระบวนการบำบัดน้ำและประเมินความสามารถของการลดปริมาณสารอินทรีย์ในกระบวนการโคแอกกูเลชัน การวัดค่า UV-254 อาศัยหลักการที่ว่า สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างอะโรมาติก หรือสารที่มีพันธะทางเคมีเป็นพันธะคู่สามารถดูดกลืนแสงในช่วงความยาวคลื่นของรังสีอัลตราไวโอเล็ต โดยเฉพาะที่ความยาวคลื่น 254 nm ได้ดี ทำให้การวัดค่า UV-254 เป็นวิธีการที่มีความเหมาะสมในการวัดปริมาณของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

1.5.6 Specific Ultraviolet Absorption (SUVA)

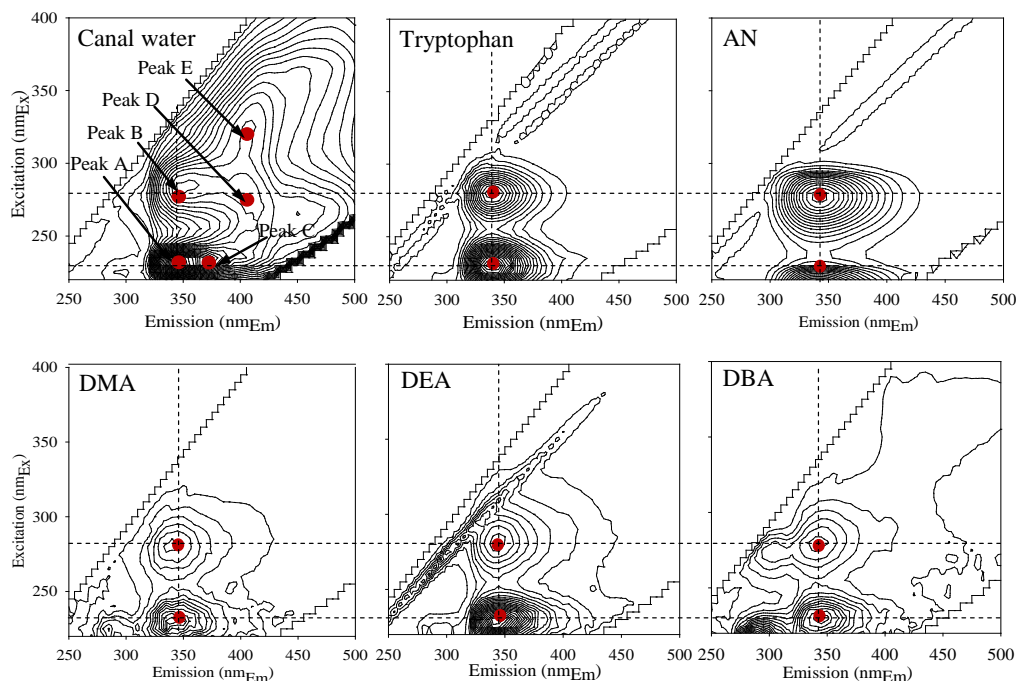
SUVA เป็นดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์กลุ่มฮิวมิกที่อยู่ในน้ำ สามารถคำนวณจากค่าของ UV-254 (ในหน่วย cm^{-1}) หารด้วยค่า DOC (ในหน่วย mg/L) ค่า SUVA มีหน่วยเป็น L/mg-m น้ำตัวอย่างที่มีค่า SUVA ต่ำโดยส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่มที่ไม่ใช่สารฮิวมิก และไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่มดังกล่าว ในอีกกรณีหนึ่งถ้า น้ำตัวอย่างมีค่า SUVA สูงมากโดยทั่วไปเหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน (US.EPA, 1999)

1.5.7 Three-dimensional fluorescence spectroscopy (fluorescent excitation-emission matrix, FEEM)

FEEM เป็นการวิเคราะห์ functional groups ของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ โดยใช้เครื่อง spectrofluorometer ใช้หลักการกระตุ้นโมเลกุลของสารจากสถานะเสถียร (stable state) ไปสู่สถานะกระตุ้น (excited state) เมื่อโมเลกุลอยู่ในสถานะกระตุ้นจะเกิดการปลดปล่อยพลังงาน (deexcited) เพื่อกลับเข้าสู่สถานะเสถียร พลังงานที่ถูกปลดปล่อยจะถูกวัดออกมาเป็นความเข้มแสง สารที่มี functional groups ต่างกันก็จะถูกกระตุ้นที่ excitation wavelength (Ex) และปลดปล่อยพลังงาน emission wavelength (Em) ที่ความยาวคลื่นต่างกัน วิธีวัด FEEM เป็นวิธีที่ง่าย รวดเร็ว มีความแม่นยำ เหมาะสำหรับการวิเคราะห์สารปริมาณน้อย (trace analysis) งานวิจัยที่ผ่านมา ศึกษาการประเมินค่า THMFP และ NDMAFP และ การวิเคราะห์โดย FEEM พบว่าความเข้มแสงของ สารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances มีผลต่อค่า THMFP และความเข้มแสงของสารกลุ่ม tryptophan-like substances มีผลต่อค่า NDMAFP (Yang *et al.*, 2015; Hua *et al.*, 2007)

Ma *et al.*, (2015) ใช้เทคนิค FEEM ศึกษาการก่อตัวของ NDMAFP ในน้ำที่พบว่า น้ำที่จากระบบ A มีสัดส่วนค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนส์ในช่วง Excitation wavelength (230 – 300 nm)/Emission wavelength (250 – 390nm) สูงที่สุด ซึ่งเป็นค่าการดูดกลืนแสงของ โพรตีน และกรดอะมิโน คิดเป็น 50 เปอร์เซ็นต์ของความเข้มรวมทั้งหมด และน้ำที่จากระบบ B มีความเข้มแสงในช่วงความยาวคลื่นดังกล่าวคิดเป็น 32 เปอร์เซ็นต์ของความเข้มรวมทั้งหมด ระบบ B มีสัดส่วนความเข้มแสงของสารกลุ่มฟัลวิก (Excitation wavelength (230 – 300 nm)/Emission wavelength (390 – 550nm)) สูงสุด ผลการศึกษาพบว่าระบบ A มีค่า NDMAFP สูงกว่า ระบบ B 2.5 เท่า จึงกล่าวได้ว่าน้ำตัวอย่างที่มีค่าการดูดกลืนแสงของ โพรตีน และกรดอะมิโนสูงสามารถก่อตัวเป็น NDMA ได้สูงกว่าน้ำตัวอย่างที่มีค่าการดูดกลืนของสารดังกล่าวต่ำ ดังนั้นการวิเคราะห์สารอินทรีย์ด้วย FEEM สามารถบ่งชี้การก่อตัวของสารก่อมะเร็งในเบื้องต้นได้

Excitation wavelength และ emission wavelength ของสารอินทรีย์ในน้ำดิบ แสดงดังรูปที่ 1-2 แสดงโดย พีค A B และ C คือ สารกลุ่ม tryptophan-like substances พีค D คือ tyrosine-like substances และ พีค E คือ สารกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances จากรูปที่ 1-2 สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA (DMA DEA DBA และ aniline) แสดงค่า Ex/Em ที่ตำแหน่งเดียวกับสารกลุ่ม tryptophan-like substances จึงกล่าวได้ว่า สารกลุ่ม tryptophan-like substances สามารถใช้เป็นตัวแทนในการวิเคราะห์สาร DON ได้ (Na Phatthalung *et al.*, 2016)



รูปที่ 1-2 Fluorescent Excitation-Emission Matrix (FEEM) ของสารอินทรีย์ในน้ำดิบจากคลองอุตตะเกา สาร tryptophan ความเข้มข้น 1 mg/L สารอะนิลีน 1 mg/l สาร DMA DEA และ DBA 100 mg/L (Na Phatthalung *et al.*, 2016)

1.5.8 กระบวนการ Fractionation ชนิดของสาร NOM ในน้ำโดยใช้เรซิน

กระบวนการ Fractionation เป็นเทคนิคที่ใช้เพื่อแยกชนิดของสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำธรรมชาติ จำแนกออกเป็นสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) ซึ่งประกอบด้วยส่วนหลัก ๆ คือ กรดฟัลวิก และกรดฮิวมิก จัดเป็นส่วนของ humic fraction อีกส่วนหนึ่งเป็นสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (HPI) หรือ non humic fraction ซึ่งประกอบด้วยคาร์โบไฮเดรต โปรตีนที่มีมวลโมเลกุลต่ำและกรดอะมิโน โดย HPO มีโครงสร้างเป็นแบบอะโรมาติกมากกว่า HPI (Leenheer *et al.*, 1982; Leenheer and Noyes, 1984) กระบวนการ fractionation ทำให้เข้าใจลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ละลายน้ำเพื่อใช้ออกแบบระบบบำบัดที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ กระบวนการแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยทั่วไปนิยมใช้เรซิน XAD (XAD-2 XAD-4 และ XAD-8) และ DAX (DAX-2 DAX-4 และ DAX-8) สำหรับแยกสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO ในประเทศไทยนิยมใช้เรซินชนิด DAX-8 เนื่องจาก DAX-8 เป็นเรซินที่มีแรงยึดเหนี่ยวระหว่างไฮโดรคาร์บอนสูง มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนสูง และมีความชื้นน้อยกว่า 1 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำหนัก (w/w) ทำให้สามารถนำมาใช้งานได้ง่ายและสามารถแยกสารอินทรีย์ออกจากน้ำได้ดี (Peuravuori *et al.*,

2002) Hwang *et al.*, (2001) ได้จำแนกสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำ (NOM) และสาร DBPs ในน้ำดิบไว้ แสดงดังตาราง 1-2

ตารางที่ 1-2 ลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน

| พารามิเตอร์ | กลุ่มสารอินทรีย์ | | | | |
|---------------------------------------|--|--|--|----------------------------------|---|
| | ไม่ชอบน้ำ (HPO) | กึ่งชอบน้ำ (TPI) | ชอบน้ำที่เป็นกรดและกลาง (AHPI, NHPI) | ชอบน้ำที่เป็นเบส (BHPI) | คอลลอยด์ |
| ค่าความต้องการคลอรีน | + | + | ++ | ++++ | + |
| การก่อตัวเป็น THM | +++ | +++ | ++++ | ++ | + |
| การก่อตัวเป็น HAA | ++ | ++ | ++++ | Variable | + |
| HAA9/THMs | THMs > HAA9 | THMs > HAA9 | THMs ~ HAA9 | HAA9 > THMs | THMs ~ HAA9 |
| DXAA/TXAA ratio | ~1.1 | ~1.6 | ~2.4 | ~2.7 | ~2.9 |
| น้ำหนักโมเลกุล. | สูงสุด | ปานกลาง | ต่ำสุด | NA | NA |
| DBP precursors (¹³ C NMR) | คีโตน อะโรมาติก คาร์บอนิล ฟีนอล | อะโรมาติก ขนาดเล็ก กรด ไฮดรอกซิล เมธีลีน | กรดไฮดรอกซิล ซิล | NA | NA |
| Composition (pyrolysis GC-MS) | อะโรมาติก และฟีนอล | อะโรมาติก โปรตีน และฟีนอล | คาร์โบ-ไฮเดรต น้ำตาล และ แอล- กอสซอส์ | โปรตีน น้ำตาลและ กรดอะมิโน | คาร์โบ-ไฮเดรต น้ำตาลอะมิโน DNA PHBs กรดไขมัน |

หมายเหตุ: + lowest yield; ++++ highest yield ($\mu\text{mol DBP}/\mu\text{mol DOC}$);

DXAA = dihalogenated acetic acids; TXAA = trihalogenated acetic acids; NA = not analyzed; DNA = deoxyribonucleic acid; PHBs = polyhydroxybutyrates.

ที่มา: Hwang *et al.*, (2001)

การจำแนกลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยกระบวนการ fractionation นั้นทำให้สามารถจำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ที่ส่งผลต่อการก่อตัวของสารก่อมะเร็งได้ Shuang *et al.*, (2008) ได้จำแนกสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำทิ้งจากโรงงานออกเป็น 5 กลุ่มใหญ่ ได้แก่ กลุ่มชอบน้ำ (HPI) กลุ่มไม่ชอบน้ำที่เป็นกรด (HPO-A) กลุ่มไม่ชอบน้ำที่เป็นกลาง (HPO-N) กลุ่มกึ่งชอบน้ำที่เป็นกรด (TPI-A) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำที่เป็นกลาง (TPI-N) ปรากฏว่ามีการกระจายตัวของ HPI HPO-A HPO-N TPI-A และ TPI-N ในน้ำทิ้งคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ได้ 34 37 9 12 และ 8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อศึกษาค่า THMFP พบว่าสารแต่ละกลุ่มสามารถเกิดเป็น THMFP ได้ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 24 51 6 12 และ 7 เปอร์เซ็นต์

ในประเทศไทยมีการศึกษาการกระจายตัวของสารอินทรีย์โดยมีการจำแนกลักษณะของน้ำดิบจากโรงผลิตน้ำประปาบางเขนเป็น 6 กลุ่ม ได้แก่ กลุ่มไม่ชอบน้ำที่เป็นกรด (HPOA) กลุ่มไม่ชอบน้ำที่เป็นกลาง (HPON) กลุ่มไม่ชอบน้ำที่เป็นด่าง (HPOB) กลุ่มชอบน้ำที่เป็นกรด (HPIA) กลุ่มชอบน้ำที่เป็นกลาง (HPIN) และกลุ่มชอบน้ำที่เป็นด่าง (HPIB) ปรากฏว่าในน้ำดิบมีการกระจายตัวของกลุ่ม HPOA HPON HPOB HPIA HPIN และ HPIB คิดเป็น 34 6 3 18 3 และ 45 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ จากข้างต้นพบว่าการกระจายตัวของ HPIN และ HPOA สูง เมื่อพิจารณาค่า specific THMFP (STHMFP) พบว่ากลุ่ม HPIB และ HPOB มีค่า STHMFP สูง (Panyapinyopol, 2005)

Musikavong *et al.*, (2016) จำแนกกลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำจากกลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภา เป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) จากการศึกษาพบว่าการกระจายตัวของกลุ่ม HPO สูงสุด รองลงมาเป็น HPI และ TPI ตามลำดับ เมื่อวิเคราะห์ค่า THMFP ต่อค่า DOC ของสารอินทรีย์กลุ่มต่างๆ (THMFP/DOC) พบว่า HPI มีค่า THMFP/DOC สูงสุด จากข้างต้นกล่าวได้ว่า สารกลุ่ม HPI เป็นสารกลุ่มที่เกิดปฏิกิริยาก่อตัวเป็น THMs ได้มากที่สุด

Wang *et al.*, (2013) ศึกษาการกระจายตัวของสารอินทรีย์ละลายน้ำต่อการก่อตัวเป็นสารไนโตรซามีน โดยแบ่งการกระจายตัวออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) กลุ่ม HPI เกิดสารไนโตรซามีนได้ดีกว่า HPO และ TPI ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลน้อยกว่า 1 kDa ก่อตัวเป็นสารไนโตรซามีนได้ดีกว่าสารที่มีมวลโมเลกุลมากกว่า 1 kDa

1.5.9 กระบวนการโคแอกกูเลชัน

กระบวนการโคแอกกูเลชันหมายถึง การเติมสารเคมีหรือสารโคแอกกูแลนต์ (coagulant) เพื่อทำลายเสถียรภาพของอนุภาคแขวนลอยและอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำดิบ เมื่อเสถียรภาพของอนุภาคถูกทำลาย แรงผลักระหว่างอนุภาคจะลดลงและเกิดการรวมตัวกันเป็นตะกอน

ขนาดใหญ่ขึ้น เรียกว่า ฟลอค (floc) เมื่อตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นน้ำหนักมากขึ้นทำให้สามารถจมตัวลงสู่ก้นถังตกตะกอนได้ (มันสิน ตันฑุลเวศน์, 2542)

กระบวนการโคแอกกูเลชัน เป็นกระบวนการที่มีวัตถุประสงค์เพื่อกำจัดความขุ่นทั้งในรูปของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ กำจัดทั้งสีแท้และสีปรากฏ กำจัดเชื้อโรคและจุลชีพรวมถึงสารที่ก่อให้เกิดกลิ่น รส และกำจัดฟอสฟอรัส ตะกอนที่อยู่ในน้ำส่วนมากมีประจุลบ ดังนั้นในขั้นตอนการทำลายเสถียรภาพจึงต้องใช้เกลือของสารที่มีประจุ +3 (อะลูมินัม หรือ เหล็ก) เพื่อให้สามารถเกิดฟลอคที่มีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ง่าย (เกรียงศักดิ์ อุทมนสินโรจน์, 2549)

ของแข็งแขวนลอยในน้ำผิวดินประกอบด้วย อนุภาคดิน ททราย สารอินทรีย์ จุลินทรีย์ และอื่นๆ สารที่มีขนาดอนุภาคใหญ่กว่า 1 ไมครอน (micron or micrometer, μm) จะตกตะกอนได้เร็ว ส่วนสารที่มีอนุภาคขนาดเล็กไม่สามารถตกตะกอนได้ทันทีจึงจัดเป็นคอลลอยด์ (colloids) ที่มีเสถียรภาพ ขนาดของอนุภาคที่พบในน้ำดิบแสดงในตารางที่ 1-3

ตารางที่ 1-3 ขนาดอนุภาคที่พบในการปรับปรุงคุณภาพน้ำดิบ

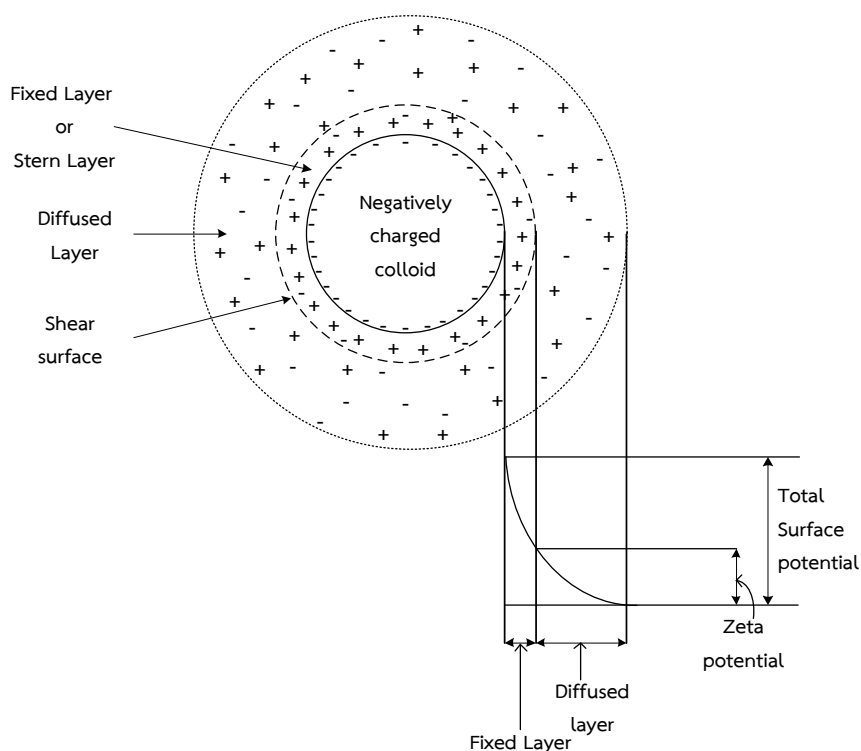
| สารต่างๆ | เส้นผ่านศูนย์กลาง (ไมครอน) |
|------------------|----------------------------|
| ไวรัส | 0.005-0.01 |
| แบคทีเรีย | 0.3-3.0 |
| คอลลอยด์ขนาดเล็ก | 0.001-0.1 |
| คอลลอยด์ขนาดใหญ่ | 0.1-1 |
| อนุภาคดิน | 1-100 |
| ทราย | 500 |
| ขนาดฟลอค | 100-2000 |

ที่มา: Qasim *et al.*, (2000); ชัยวัฒน์ โพธิ์ทอง, (2553)

คอลลอยด์เป็นสารที่มีขนาดอนุภาค 0.001-1 μm ประกอบด้วยสารที่เป็นอนินทรีย์ ได้แก่ ไยหิน ดินเหนียว และซิลท์ และสารที่เป็นสารอินทรีย์ ได้แก่ ฮิวมิก ไวรัส แบคทีเรีย และแพลงก์ตอน สารคอลลอยด์จะกระจายตัวในน้ำและบดบังการส่องผ่านของแสงซึ่งมักจะถูกวัดอยู่ในรูปของค่าความขุ่น เนื่องจากคอลลอยด์มีส่วนของพื้นที่ผิวต่อมวลมากทำให้อธิพลของแรงโน้มถ่วงมีน้อยจึงทำให้ตกตะกอนได้ยาก พฤติกรรมของคอลลอยด์เกี่ยวข้องกับ แรงทางไฟฟ้าสถิต (electrostatic forces) แรงแวนเดอร์วาลส์ (van der Waals forces) และการเคลื่อนที่แบบบราวน์เนียน (brownian motion)

Electrostatic forces เกิดจากพื้นที่ผิวของคอลลอยด์ซึ่งมีประจุลบดึงดูดไอออนที่มีประจุบวก ได้แก่ ไฮโดรเจนของโมเลกุลน้ำและไอออนอื่นๆ จนเกิดเป็นชั้นของ stern layer หรือ

fixed layer ชั้นถัดมาเป็นชั้นของ diffused layer ที่มีทั้งประจุบวกและลบซึ่งเกิดจากประจุที่ไม่สมมาตรของโมเลกุลน้ำ บริเวณ diffused layer โมเลกุลน้ำจะเกิดเป็น shear surface แสดงดังรูปที่ 1-3 โมเลกุลน้ำที่อยู่ภายใน shear surface จะอยู่ติดกับคอลลอยด์ ส่วนโมเลกุลน้ำที่อยู่นอก shear surface จะเป็นอิสระจากคอลลอยด์ ศักย์ไฟฟ้าบริเวณ shear surface จะเรียกว่า zeta potential หากอนุภาคคอลลอยด์มีค่า zeta potential มากจะมีความเสถียรมากและมีความหนาแน่นของชั้น diffused layer มากกว่าคอลลอยด์มีค่า zeta potential ต่ำกว่า

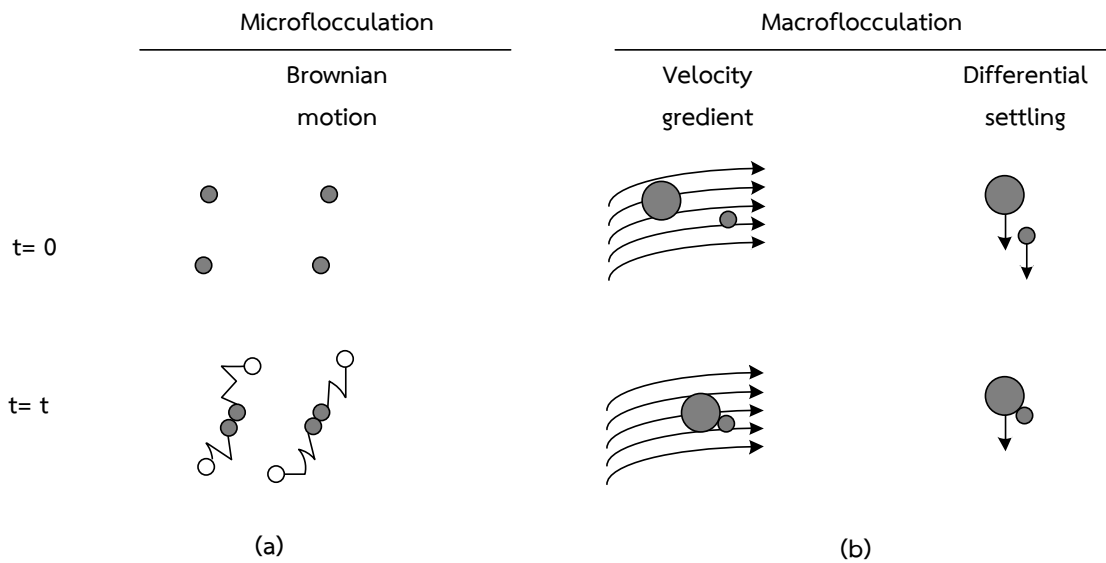


รูปที่ 1-3 โมเดลของอนุภาคคอลลอยด์ stern layer และ diffused layer (Qasim *et al.*, 2000; Sawyer *et al.*, 2003)

แรงแวนเดอร์วาลส์ (van der Waals forces) เป็นแรงดึงดูดระหว่างมวลของวัตถุ ขนาดของแรงดึงดูดขึ้นอยู่กับมวลและระยะห่างระหว่างมวล โดยแรงแวนเดอร์วาลส์จะเกิดได้ดีเมื่ออนุภาคคอลลอยด์ มีความสามารถลดแรงผลักของ Electrostatic forces ได้

Brownian motion เป็นการเคลื่อนที่มาชนกันของอนุภาคคอลลอยด์ในน้ำและทำให้แรงแวนเดอร์วาลส์มีอิทธิพลมากกว่า Electrostatic forces ซึ่งสามารถทำให้อนุภาครวมตัวกันเป็น microfloculation ที่มีขนาดระหว่าง 0.001-1 μm

ส่วนการรวมตัวแบบ macrofloculation เป็นผลมาจากความปั่นป่วนหรือการตกตะกอนแบบโคตของอนุภาคที่มีขนาดใหญ่กว่า 1-2 μm ดังแสดงในรูปที่ 1-4



รูปที่ 1-4 การเกิด microflocculation (a) และ macroflocculation (b) (Metcalf and Eddy, 2003 อ้างถึงโดย ชัยวัฒน์ โพธิ์ทอง, 2553)

กลไกการเกิดกระบวนการโคแอกกูเลชัน

เมื่อเติมสารสร้างตะกอน (coagulant) ลงไปในน้ำดิบ สารสร้างตะกอนจะแตกตัวเป็นไอออนและทำปฏิกิริยากับคอลลอยด์จนเกิดเป็นฟล็อกและรวมตัวกันจนตกตะกอน กระบวนการเหล่านี้ประกอบด้วยสองขั้นตอน คือ

1. การทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ (destabilization) สามารถเกิดกลไกดังนี้

(1) กลไกการลดความหนาของชั้น diffused layer เป็นการทำลายเสถียรภาพของอนุภาคคอลลอยด์โดยเพิ่มประจุบวกซึ่งเป็นประจุตรงข้ามกับประจุของคอลลอยด์ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงศักย์บริเวณ shear surface ส่งผลให้ชั้น diffused layer มีความหนาแน่นลดลง ค่า zeta potential (Z_p) ลดลงและความเสถียรของอนุภาคถูกทำลาย

(2) กลไกการดูดติดผิวและทำลายประจุ (adsorption and charge neutralization) เกิดจากสารที่มีประจุบวกถูกดูดติดที่ผิวของคอลลอยด์ทำให้ประจุของคอลลอยด์กลายเป็นกลางหรือเป็นประจุตรงข้ามกับประจุเดิม เนื่องจากกลไกนี้สารประจุบวกสามารถเข้าถึงผิวของอนุภาคคอลลอยด์จึงทำให้ทำลายศักย์ไฟฟ้าได้ดีกว่ากว่าการใช้ไอออนที่ไม่สามารถเข้าถึงผิวของอนุภาค แต่การใช้สารสร้างตะกอนมากเกินไปทำให้เสถียรภาพของคอลลอยด์กลับคืนมาใหม่ เนื่องจากมีการเปลี่ยนแปลงประจุไฟฟ้า ในขณะที่กลไกการลดความหนาของชั้น diffused layer ไม่เปลี่ยนประจุของคอลลอยด์ ดังนั้นไม่ว่าจะเพิ่มสารสร้างตะกอนมากเท่าใดก็ไม่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงประจุของคอลลอยด์

(3) กลไกแบบกวาด (sweep floc coagulation) เกิดได้เมื่อมีการเติมสารสร้างตะกอนมากเพียงพอจนผลึกสารอนินทรีย์เกิดการห่อหุ้มอนุภาคทำให้อนุภาคมีน้ำหนักเพิ่มขึ้นหรือขนาดใหญ่ขึ้นจนสามารถตกตะกอนได้ กลไกนี้มีความแตกต่างจากกลไกการลดความหนาของชั้น diffused layer และกลไกการดูดติดผิวคือ ความเข้มข้นของปริมาณสารสร้างตะกอนแปรผกผันกับปริมาณคอลลอยด์ ในน้ำที่มีความขุ่นต่ำ (ปริมาณคอลลอยด์น้อย) ต้องใช้สารสร้างตะกอนในปริมาณมากกว่าในน้ำที่มีความขุ่นสูง

(4) การใช้สารโพลีเมอร์เชื่อมต่อนุภาคคอลลอยด์ (polymer bridging) สารโพลีเมอร์สามารถเกาะติดบนอนุภาคคอลลอยด์ได้ทั้งจากแรงทางเคมีระหว่างประจุของโพลีเมอร์กับอนุภาคคอลลอยด์หรือปลายอิสระของโพลีเมอร์กับอนุภาคคอลลอยด์ที่สูญเสียเสถียรภาพแล้ว นอกจากนี้สารโพลีเมอร์มีแขนเชื่อมต่อที่สามารถจับกับอนุภาคอื่นๆได้หลายอนุภาค ทำให้สามารถรวมกลุ่มอนุภาคให้มีขนาดใหญ่ขึ้นจนเกิดการตกตะกอนได้

2. การรวมตัวของอนุภาคเป็นการทำให้อนุภาคคอลลอยด์เคลื่อนที่มาสัมผัสกันให้ได้มากที่สุด เป็นการสร้างโอกาสการสัมผัสกันของอนุภาคคอลลอยด์ที่สูญเสียเสถียรภาพ เมื่อเกิดการสัมผัสกันจะจับตัวและเกาะแน่นเป็นกลุ่มฟลอคขนาดใหญ่ขึ้นและตกตะกอน การควบคุมให้เกิดการโคแอกกูเลชันที่สภาวะที่เหมาะสมนั้นต้องมีการควบคุมค่าพีเอชของน้ำ ชนิดและปริมาณของสารสร้างตะกอน ระยะเวลาและความเร็วในการกวนน้ำ

กลไกการดูดติดผิวด้วยถ่านกัมมันต์ (activated carbon adsorption)

ถ่านกัมมันต์เป็นถ่านสังเคราะห์ที่มีพื้นที่ผิวในการดูดติดมากเนื่องจากโครงสร้างภายในเป็นรูพรุน การผลิตถ่านกัมมันต์โดยทั่วไปมี 2 วิธีด้วยกัน ได้แก่ 1.การกระตุ้นทางกายภาพ (physical activation) เป็นการเปลี่ยนสภาพวัตถุดิบให้กลายเป็นถ่านคาร์บอนโดยใช้อุณหภูมิ 700-800 °C ที่สภาวะไม่มีออกซิเจนเพื่อกำจัดสารอื่นๆออกจากวัตถุดิบ จากนั้นนำคาร์บอนที่ได้ไปกระตุ้นด้วยความร้อนที่อุณหภูมิ 900-1000 °C ในสภาวะที่มีไอน้ำเพื่อให้เกิดการออกซิไดซ์อย่างรวดเร็ว การกระตุ้นแบบนี้ไอน้ำไม่ควรใช้อุณหภูมิสูงกว่า 1000 °C เพราะจะลดคุณสมบัติการดูดติดของถ่านกัมมันต์ 2. การกระตุ้นทางเคมี (chemical activation) เป็นการเปลี่ยนวัตถุดิบโดยใช้สารเคมีบางชนิด เช่น กรดฟอสฟอริก โพแทสเซียมไฮดรอกไซด์ และซิงค์คลอไรด์ ทำปฏิกิริยาเคมีกับผิวคาร์บอนโดยใช้ความร้อนเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา วิธีนี้ใช้ความร้อนที่อุณหภูมิ 400-600 °C มีข้อดีคือใช้ความร้อนและระยะเวลาในการผลิตน้อยกว่าการกระตุ้นทางกายภาพ แต่ข้อเสียคืออาจมีสารเคมีตกค้างในถ่านกัมมันต์ และต้องใช้เครื่องที่สามารถทนการกัดกร่อนสารเคมีได้ (มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542; ญัฐยา พูนสุวรรณ, 2545; ปรินทร์ เต็มญารศิลป์, 2551)

ปัจจุบันความก้าวหน้าทางเทคโนโลยีสามารถผลิตถ่านกัมมันต์ออกมาได้หลายรูปแบบ แบ่งประเภทของถ่านกัมมันต์ตามลักษณะได้ดังนี้

- ถ่านกัมมันต์แบบผง (powder activated carbon, PAC)
- ถ่านกัมมันต์แบบเกล็ด (granular activated carbon, GAC)
- ถ่านกัมมันต์แบบอัดแท่ง (extruded activated carbon, EAC)
- ถ่านกัมมันต์แบบเคลือบอนุภาค (impregnated carbon)
- ถ่านกัมมันต์แบบเคลือบโพลีเมอร์ (polymer coated carbon)

การนำถ่านกัมมันต์ไปใช้งานจำเป็นต้องเลือกถ่านที่เหมาะสมกับการใช้งานแต่ละประเภท สามารถพิจารณาจากคุณสมบัติของถ่านกัมมันต์ดังนี้ (มันสิน ตัญกุลเวศม์, 2542; ปรินทร์ เต็มญารศิลป์, 2551)

1. ไอโอดีนัมเบอร์ (iodine number) เนื่องจากไอโอดีนถูกดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ได้ดี ค่าไอโอดีนัมเบอร์จึงเป็นตัวบ่งประสิทธิภาพการดูดซับของถ่านกัมมันต์ มีหน่วยวัดเป็น มิลลิกรัมของไอโอดีนต่อน้ำหนักถ่าน 1 กรัม (mg/g)

2. โมลาสันัมเบอร์ (molass number) เป็นค่าที่บอกปริมาณของแมโครพอร์ของถ่านกัมมันต์ (แมโครพอร์ คือ รูพรุนที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางมากกว่า 2 nm หรือมากกว่า 20 อังสตรอม) ถ่านที่มีค่าโมลาสันัมเบอร์สูง (มีรูขนาดใหญ่จำนวนมาก) สามารถดูดซับสารโมเลกุลใหญ่ได้ดีกว่าสารที่มีโมลาสันัมเบอร์ต่ำ (มีรูขนาดเล็กน้อย) โมลาสันัมเบอร์สามารถใช้วัดแทนค่าไอโอดีนัมเบอร์ได้

3. เมทิลีนบลู (methylene blue) เป็นค่าที่ใช้บอกความสามารถในการดูดซับสารที่มีโมเลกุลขนาดกลาง เนื่องจากถ่านกัมมันต์บางชนิดมีรูพรุนที่ใหญ่ไม่เพียงพอต่อการดูดซับสารโมเลกุลใหญ่จึงใช้สารเมทิลีนบลูเป็นตัวแทนของสารที่มีโมเลกุลขนาดกลาง จะระบุหน่วยเป็นกรัมต่อน้ำหนักถ่าน 100 กรัม (g/100g)

4. ค่าการกระจายตัวของอนุภาคถ่าน (particle size distribution) เป็นค่าที่สัมพันธ์กับความละเอียดของผงถ่าน ถ่านมีความละเอียดมากก็จะเพิ่มพื้นที่ผิวได้มากทำให้สามารถดูดซับได้มากขึ้น

5. พื้นที่ผิว (surface area) เป็นพื้นที่ผิวสัมผัสเพื่อดูดซับหรือจับกับโมเลกุลและอนุภาค มีหน่วยเป็นตารางเมตรต่อกรัม (m^2/g)

6. ความหนาแน่นปรากฏ (apparent density) เป็นความหนาแน่นของมวลต่อหนึ่งหน่วยปริมาตรของมวลรวม ความหนาแน่นสูงสามารถดูดซับอนุภาคได้ดี มีหน่วยเป็นกรัมต่อปริมาตร (g/mL, g/cc)

7. ค่าความคงทน/ค่าการขัดถู (abrasion number) เป็นค่าที่บอกถึงความสามารถในการทนแรงเสียดสีและการคงสภาพที่มีต่อกระบวนการล้างวัสดุกรอง (backwash) ซึ่งค่านี้จะขึ้นอยู่กับชนิดของวัสดุดิบและระดับการกระตุ้นในการผลิตถ่านกัมมันต์

การดูดติดผิว (adsorption) เป็นความสามารถของสารบางชนิดในการดึงดูดอนุภาคหรือโมเลกุลให้มาเกาะติดบนผิว อนุภาคหรือโมเลกุลที่ถูกดูดติดเรียกว่า adsorbate และสารดูดติดหรือสารที่มีพื้นผิวให้โมเลกุลมาเกาะจับเรียกว่า adsorbant (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

ขั้นตอนการดูดติดแบ่งได้ 4 ขั้นตอนดังนี้

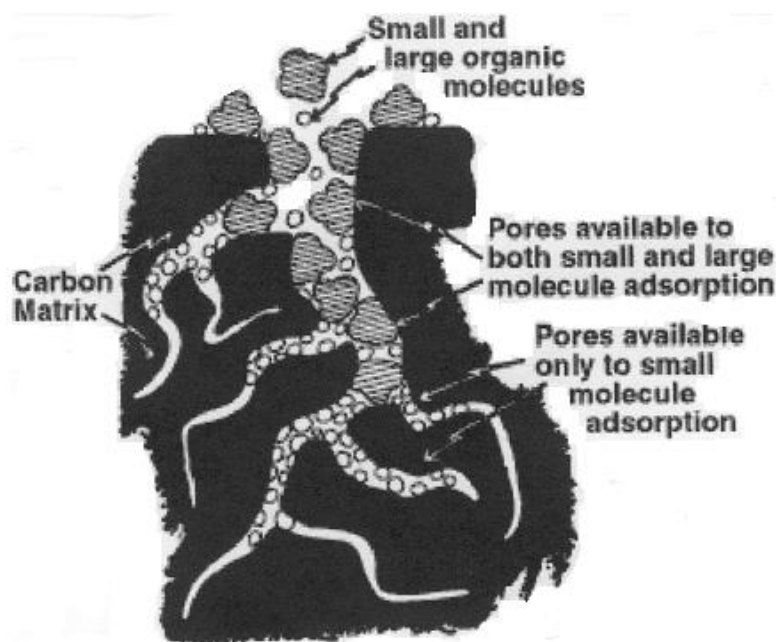
(1) ขั้นตอนการเคลื่อนที่ของอนุภาคหรือสารแขวนลอยด์เข้าหา adsorbant สำหรับถ่านกัมมันต์แบบผงการเคลื่อนที่ของอนุภาคเข้าหาผงถ่านจะเกิดขึ้นจากความปั่นป่วน ส่วนถ่านกัมมันต์แบบเกล็ดการเคลื่อนที่ของอนุภาคเข้าหาเกล็ดถ่านจะอาศัยทางการไหลของน้ำ การเคลื่อนที่แบบบราวเนียน และการแพร่กระจายไปที่ผิว

(2) ขั้นตอน film diffusion บริเวณผิวของ adsorbant จะมีฟิล์มของน้ำห่อหุ้มอยู่รอบๆ โมเลกุลของคอลลอยด์จะแทรกตัวผ่านฟิล์มเข้าไปดูดติดที่ผิว

(3) ขั้นตอนการแพร่กระจายเข้าสู่รูพรุน เนื่องจากถ่านกัมมันต์มีพื้นที่ดูดติดส่วนใหญ่เป็นรูพรุนหรือช่องว่างภายใน โมเลกุลของคอลลอยด์จึงต้องแทรกเข้าไปในช่องว่างเพื่อให้เกิดการดูดติด แสดงการแพร่กระจายเข้าสู่รูพรุนดังรูปที่ 1-5

(4) ขั้นตอนการดูดติดผิว ถ่านกัมมันต์โดยทั่วไปที่ไม่มีการเคลือบผิว (coating) จะมีการดูดติดทางกายภาพโดยอาศัยแรงแวนเดอร์วาลส์ สามารถดูดติดได้แบบชั้นเดียวหรือหลายชั้นเป็นการดูดติดแบบไม่จำเพาะเจาะจง สารต่างๆสามารถดูดติดที่ผิวของถ่านกัมมันต์ได้และสามารถแยก adsorbate ออกได้โดยเพิ่มอุณหภูมิหรือลดความดัน

ถ่านกัมมันต์แบบผง (powder activated carbon, PAC) โดยทั่วไปมีขนาด 10-50 μm หรือเล็กกว่านั้น ทำให้มีลักษณะคล้ายกับสารเคมีอื่นๆที่ใช้ในระบบผลิตน้ำประปา การเติมถ่านกัมมันต์แบบผงพร้อมกับการเติมสารโคแอกกูแลนซ์จะทำให้อนุภาคของผงถ่านรวมตัวอยู่กับตะกอนและเกิดเป็นฟลอคซึ่งสามารถแยกออกจากน้ำได้โดยการตกตะกอนหรือการกรอง ด้วยเหตุนี้การศึกษาการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงในระบบผลิตน้ำประปาจึงนิยมเติมผงถ่านลงไปก่อนกระบวนการตกตะกอนหรือกรอง ถ่านกัมมันต์แบบผงถูกใช้เพื่อกำจัดกลิ่น รส และสารฮิวมิกในน้ำ (Najm *et al.*, 1991; Uyak *et al.*, 2007) นอกจากนี้การเติมถ่านกัมมันต์แบบผงระหว่างกระบวนการโคแอกกูเลชันลด DOC ได้ 74 เปอร์เซ็นต์ (Uyak *et al.*, 2007) THMFP ได้ 70 เปอร์เซ็นต์ (Alvarez *et al.*, 2010) และ NDMAFP ได้ 91 เปอร์เซ็นต์ (Hanigan *et al.*, 2012)



รูปที่ 1-5 การแพร่กระจายเข้าสู่รูพรุนภายในของถ่านกัมมันต์
(มันลิน ตันกุลเวศม์, 2542)

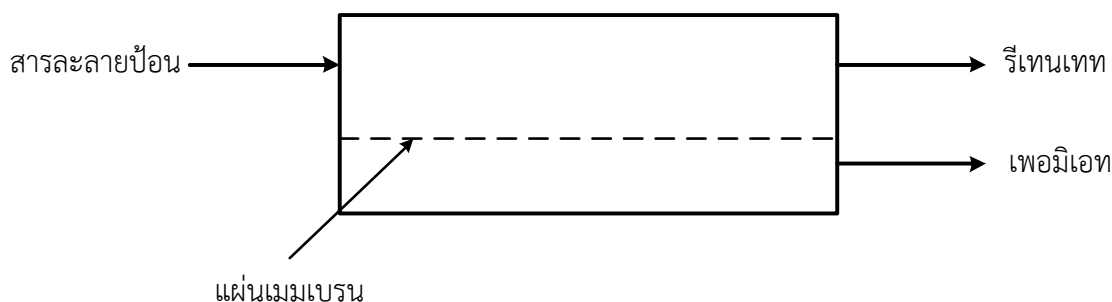
1.5.10 กระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนเป็นกระบวนการที่อาศัยเยื่อแผ่นที่เรียกว่า เมมเบรน เพื่อแยกสารหรือเพิ่มความเข้มข้นของสารละลาย กระบวนการเมมเบรนจะต้องมีแรงขับเคลื่อนที่ทำให้สารละลายไหลผ่านเยื่อเมมเบรนได้ สามารถแบ่งตามแรงขับเคลื่อนได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่

1. แรงขับเคลื่อนด้วยความดัน (pressure-driven membrane) ประกอบด้วย Microfiltration (MF) Ultrafiltration (UF) Nanofiltration (NF) และ Reverse Osmosis (RO) เมมเบรนเหล่านี้สามารถแยกสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ต่างๆออกมาได้

2. แรงขับเคลื่อนด้วยความต่างศักย์ทางไฟฟ้า (electrical voltage-driven membrane) ประกอบด้วย Electrodialysis (ED) และ Electrodialysis Reversal (EDR) สามารถแยกสารประกอบที่แตกตัวเป็นไอออนได้

รูปแบบโดยทั่วไปของระบบเมมเบรนแสดงดังรูปที่ 1-6 ประกอบด้วยส่วนที่บรรจุเมมเบรน หรือ โมดูล (module) สารละลายป้อน (feed) สารละลายส่วนที่สามารถไหลผ่านเยื่อเมมเบรน (permeate) และส่วนที่ไม่สามารถไหลผ่านเยื่อเมมเบรน (retentate หรือ concentrate) ตัวแปรสำคัญที่แสดงความสามารถในการแยกสารคืออัตราการไหลผ่านเมมเบรนหรือฟลักซ์ (flux) อาจมีหน่วยเป็นปริมาตร น้ำหนัก หรือโมลของเพอเมอเทต่อเวลา ต่อหน่วยพื้นที่ของเยื่อเมมเบรน



รูปที่ 1-6 องค์ประกอบของกระบวนการเมมเบรน (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

กระบวนการเมมเบรนแบบต่างๆ (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

กระบวนการไดอะไลซิส (dialysis process) เป็นกระบวนการที่ใช้ผลต่างของความเข้มข้นของตัวถูกละลาย 2 เฟสระหว่างเยื่อเมมเบรนเป็นแรงขับเคลื่อนให้สารถ่ายเทผ่านเยื่อเมมเบรน ตัวถูกละลายขนาดเล็กถูกถ่ายเทจากเฟสที่มีความเข้มข้นสูงไปสู่เฟสที่มีความเข้มข้นต่ำ ดังนั้นกระบวนการไดอะไลซิสจึงสามารถใช้แยกเกลือและตัวถูกละลายขนาดเล็กออกจากตัวถูกละลายขนาดใหญ่ การประยุกต์ใช้นิยมใช้เยื่อเมมเบรนเซลโลเฟน (cellophane) เพื่อแยกเกลือออกจากโปรตีนและเซรัม การทำเลือดให้บริสุทธิ์ (ไตเทียม) โดยแยกยูเรีย กรดยูริกและสารอื่นๆ จากเลือด แต่กระบวนการไดอะไลซิสไม่นิยมสำหรับอุตสาหกรรมเนื่องจากใช้เวลานานและไม่สามารถแยกสารที่มีขนาดโมเลกุลใกล้เคียงกันได้

กระบวนการอิเล็กโตรไดอะไลซิส (electrodialysis, ED) เป็นกระบวนการแยกองค์ประกอบที่มีประจุออกจากสารละลายอิเล็กโตรไลต์ โดยใช้เยื่อแลกเปลี่ยนไอออนมาต่ออนุกรมระหว่างขั้วบวก (anode) และขั้วลบ (cathode) ความต่างศักย์ระหว่างขั้วเป็นแรงขับเคลื่อนเกิดการเลือกผ่านไอออนของเยื่อเมมเบรน ไอออนบวกจะผ่านเยื่อแลกเปลี่ยนไอออนบวก ส่วนไอออนลบจะผ่านเยื่อแลกเปลี่ยนไอออนลบ การประยุกต์ใช้งานนิยมนำไปผลิตน้ำดื่ม จากน้ำกร่อยหรือน้ำทะเล การแยกไอออนโลหะกลับคืนในอุตสาหกรรมชุบเคลือบโลหะ (electroplating)

ออสโมซิสผันกลับ (reverse osmosis, RO) เป็นกระบวนการละลายโดยใช้ผลต่างของความดันระหว่างเยื่อเมมเบรนเป็นแรงขับเคลื่อน เมมเบรนชนิด RO มีความสามารถในการกักกันโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น เกลือ น้ำตาล (น้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า 1000 หรือขนาด 0.1-1 nm) แต่ยอมให้น้ำผ่านได้ แผ่นเมมเบรนมีลักษณะโครงสร้างแน่นหรือไม่มีรูพรุน การไหลผ่านเมมเบรน RO เกิดจากความสามารถในการละลายและการแพร่ (solution-diffusion) และเนื่องจากสารละลายของตัวถูกละลายโมเลกุลเล็กจะมีความดันออสโมติกสูง ทำให้ความดันที่ใช้ในการป้อนสารละลายมีค่าสูงอยู่ระหว่าง 1-10 MPa การประยุกต์ใช้นิยมนำไปแยกเกลือออกจากน้ำกร่อยหรือน้ำทะเลเพื่อผลิตน้ำจืด การเพิ่มความเข้มข้นของน้ำผลไม้ การผลิตน้ำที่มีความบริสุทธิ์สูง

นาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration, NF) เป็นกระบวนการที่มีหลักการเหมือนออสโมซิสผันกลับ ใช้สำหรับแยกสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เช่น เกลืออนินทรีย์ สารอินทรีย์เช่น กลูโคส ซูโครส และสารอินทรีย์ที่เจือปนในน้ำทิ้ง เมมเบรน NF ส่วนใหญ่มีเยื่อแผ่นที่มีโครงสร้างที่เปิดกว่าเมมเบรน RO มีขนาดรูพรุนประมาณ 2 nm และใช้ความดันต่ำกว่า การประยุกต์ใช้ได้แก่ การกำจัดเกลือจากน้ำกร่อย การลดความกระด้างของน้ำ (softening) การแยกสารพิษโมเลกุลเล็กออกจากน้ำ การแยกสารให้สีจากอุตสาหกรรมสิ่งทอ เป็นต้น

อัลตราฟิลเตรชัน (ultrafiltration, UF) เป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาดเล็ก (microporous) สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่และคอลลอยด์ออกจากน้ำ เมมเบรน UF มีขนาดรูพรุนประมาณ 2-20 nm (20-2000 อังสตรอม) นิยมใช้แยกหรือเพิ่มความเข้มข้นของโปรตีน คอลลอยด์ การบำบัดน้ำทิ้ง การทำน้ำผลไม้ให้ใส เป็นต้น

ไมโครฟิลเตรชัน (microfiltration, MF) เป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาด 0.1-10 μm สำหรับแยกโมเลกุลใหญ่ๆ สารแขวนลอย หรืออนุภาคเล็กออกจากของเหลว

ข้อจำกัดของกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนมีการประยุกต์ใช้งานที่หลากหลาย และค่อนข้างมีประสิทธิภาพสูง อย่างไรก็ตามก็มีข้อจำกัดที่สำคัญที่ควรคำนึงถึงก่อนนำไปใช้งานดังนี้ (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

1. การเกิดฟาวลิง (fouling) หมายถึงการสะสมหรืออุดตันของตัวถูกละลายที่บริเวณผิวหน้าและรูพรุนของเมมเบรน ซึ่งทำให้ฟลักซ์ลดลงและการกักกันตัวถูกละลายเพิ่มขึ้นหรือลดลง ส่งผลกระทบต่อสมรรถนะของกระบวนการเมมเบรน การฟาวลิงเกิดขึ้นด้วยกลไกที่ซับซ้อนขึ้นอยู่กับสารละลายและลักษณะของแผ่นเมมเบรน โมเลกุลที่อุดตันไม่สามารถล้างออกได้ด้วยน้ำ ต้องล้างด้วยสารเคมีที่เหมาะสม

2. Concentration polarization (CP) หมายถึงการสะสมของอนุภาคหรือโมเลกุลที่ไม่สามารถผ่านเมมเบรนได้ ทำให้ความเข้มข้นบริเวณผิวหน้าเมมเบรนสูงกว่าใน bulk solution ผลของ CP จะทำให้เกิดการฟาวลิง การลด CP ทำได้โดยออกแบบอุปกรณ์ให้มีระบบไหลผ่านแบบไหลขวาง (cross-flow) จะช่วยให้ตัวถูกละลายที่สะสมบริเวณผิวหน้าเกิดการแพร่กลับไปสู่ bulk solution

3. ความคงตัวของเมมเบรน เมมเบรนส่วนใหญ่ผลิตจากโพลีเมอร์ทำให้มีค่าความคงตัวจำกัด เช่น เมมเบรนประเภทเซลลูโลส (cellulosics) คงตัวที่พีเอช 4-8 ส่วนโพลีซัลโฟน (polysulfone) คงตัวที่พีเอช 1-13 นอกจากนี้ความคงตัวของเมมเบรนจะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ คลอรีน

และสารละลายอินทรีย์ ส่วนเซรามิกส์เมมเบรนมีความคงตัวต่ออุณหภูมิและสารเคมีดีมาก สามารถฆ่าเชื้อด้วยไอน้ำแต่ความสามารถในการแยกยังด้อยกว่าโพลีเมอร์เมมเบรนและราคาแพง

ลักษณะการกรองในกระบวนการเมมเบรน (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

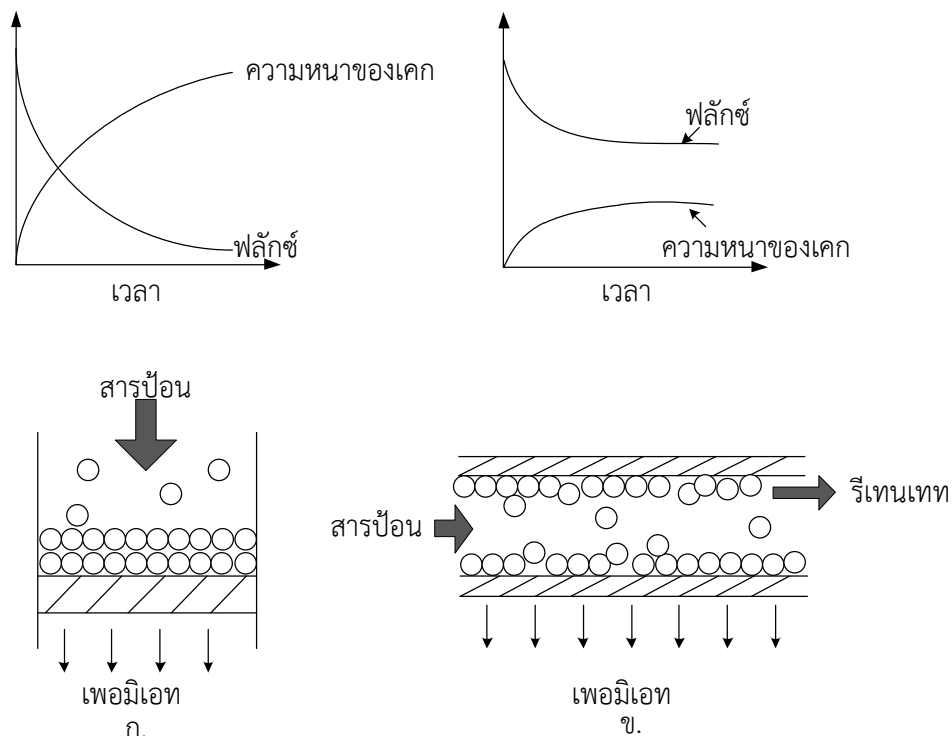
การกรองในกระบวนการเมมเบรนแบ่งเป็น 2 แบบคือ การกรองแบบ dead-end (รูปที่ 1-7 ก) และการกรองแบบไหลขวาง (crossflow) (รูปที่ 1-7 ข)

-การกรองแบบ dead-end

เป็นการป้อนสารละลายในทิศทางที่ตั้งฉากกับเมมเบรน ทำให้เกิดการสะสมของอนุภาคบนผิวเมมเบรนที่เรียกว่า เคก (cake) การสะสมของเคกทำให้เกิดความต้านทานการไหลผ่านของเมมเบรนส่งผลให้ค่าฟลักซ์ลดลงอย่างรวดเร็ว เมื่อเกิดเคกจะทำให้ต้องหยุดการกรอง ดังนั้นการกรองแบบ dead-end จึงเหมาะสมกับการใช้งานที่สารละลายประกอบด้วยอนุภาคขนาดเล็ก มีความเข้มข้นต่ำและดำเนินงานแบบกะ

-การกรองแบบ crossflow

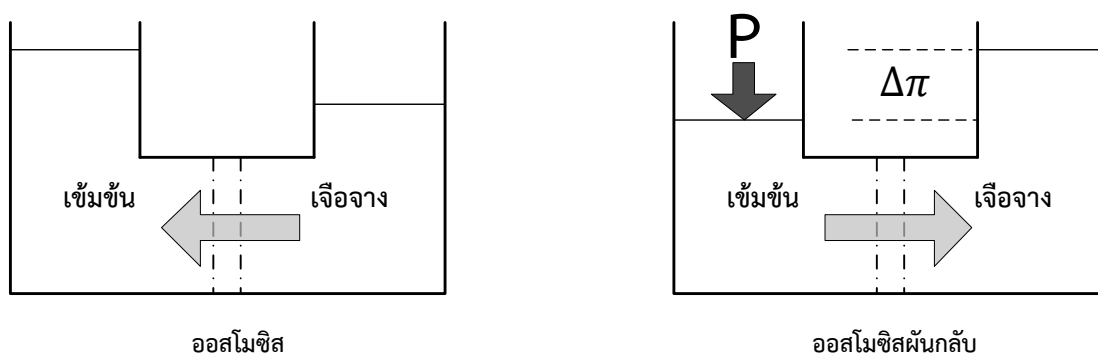
เป็นการป้อนสารละลายขนานกับเมมเบรนหรือตั้งฉากกับทิศทางการไหลของเพอมีเอท ซึ่งเป็นแบบที่นิยมใช้ในกระบวนการออสโมซิสผกกลับและอัลตราฟิลเตรชัน การป้อนแบบ crossflow มีผลของแรงเฉือนทำให้สารละลายกวาดอนุภาคออกจากผิวเมมเบรน สามารถลด concentration polarization ลดการลดลงของฟลักซ์ เหมาะสำหรับสารละลายที่มีความเข้มข้นสูง



รูปที่ 1-7 การกรองแบบ dead-end (ก) และแบบ crossflow (ข) (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

กระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

การออสโมซิส (osmosis) เป็นการเคลื่อนที่ของน้ำไปยังสารละลายเข้มข้น ในทางอุณหพลศาสตร์ยอมให้น้ำไหลผ่านได้เท่านั้น แต่ในปฏิบัติไอออนบางชนิดสามารถไหลผ่านเมมเบรนได้ เมื่อปล่อยให้ระบบออสโมซิสสมดุลเฟสที่เป็นสารละลายเข้มข้นจะมีระดับน้ำสูงกว่าระดับน้ำในเฟสที่เจือจาง ผลต่างของระดับน้ำนี้เรียกว่า แรงดันออสโมติก (osmotic pressure) ถ้าให้ความดัน (pressure, P) ทางเฟสสารละลายเข้มข้น สารละลายจะแพร่ไปทางเฟสสารละลายเจือจาง เกิดเป็นการแพร่กลับทิศทางหรือ ออสโมซิสผันกลับ (reverse osmosis) ดังรูปที่ 1-8



รูปที่ 1-8 หลักการของออสโมซิสและออสโมซิสผันกลับ (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

แบบจำลองการถ่ายเทมวล

การอธิบายกลไกของกระบวนการ reverse osmosis ได้มีการนำเสนอไว้หลายแบบจำลอง เช่น แบบจำลองการละลาย-การแพร่ (solution-diffusion) แบบจำลองการไหลผ่านรูพรุน (porous flow) และแบบจำลองอุณหพลศาสตร์ไม่ผันกลับ (irreversible thermodynamics) เนื่องจากแผ่นเมมเบรนออสโมซิสเป็นเมมเบรนเชิงประกอบที่ไม่ใช่เยื่อรูพรุนหรือเป็นแผ่นเชิงประกอบของชั้นผิวบางบนแผ่นเสริมรูพรุนจึงทำให้กลไกของแบบจำลองการไหลผ่านรูพรุนเกิดขึ้นได้ยาก (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

แบบจำลองการละลาย-การแพร่ (solution-diffusion model)

เมื่อตัวถูกละลายและตัวทำละลาย (น้ำ) เคลื่อนเข้าสู่เมมเบรนและเกิดการแพร่โดยมีผลต่างของความดันเป็นแรงขับเคลื่อนจะเกิดการแยกตัวของน้ำและตัวถูกละลาย เนื่องจากตัวถูกละลายและน้ำมีความสามารถในการละลายและแพร่ต่างกัน การที่ตัวถูกละลายถูกกักโดยเมมเบรนแสดงว่าตัวถูกละลายละลายสู่แผ่นเมมเบรนได้จำกัด สมการสำหรับคำนวณฟลักซ์ของน้ำแสดงดังนี้

$$J_v = L_p (\Delta P - \Delta \pi)$$

เมื่อ

| | | |
|--------------|---|---|
| J_v | = | ฟลักซ์ของตัวทำละลาย ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) |
| L_p | = | สัมประสิทธิ์การซึมผ่าน (permeability coefficient) ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{S} \cdot \text{Pa}$) |
| ΔP | = | ผลต่างความดันระหว่างเมมเบรน (Pa) |
| $\Delta \pi$ | = | ผลต่างความดันออสโมติกระหว่างเมมเบรน (Pa) |

L_p เป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของตัวทำละลายกับเมมเบรน แบบจำลองการละลาย-การแพร่ที่เมมเบรนมีค่า L_p สูงจะให้ค่าฟลักซ์ของตัวทำละลายสูงทำให้มีประสิทธิภาพในการแยกดีที่สุดในสำหรับออสโมซิสแบบผันกลับมีค่า L_p ประมาณ 3×10^{-3} ถึง 6×10^{-5} ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar}$)

แบบจำลองอุณหพลศาสตร์ไม่ผันกลับ (*irreversible thermodynamics model*)

การถ่ายเทมวลผ่านเมมเบรนสามารถอธิบายด้วยแนวคิดของอุณหพลศาสตร์แบบไม่ผันกลับโดยสามารถเขียนสมการค่าฟลักซ์ของตัวทำละลายและตัวถูกละลายในรูปของ Phenomenological equations ซึ่งระบุว่า การถ่ายเทมวลของแต่ละองค์ประกอบมีผลกระทบซึ่งกันและกัน (เกิด coupling) มีสมการอย่างง่ายคือ

$$J_s = \bar{C}_s (1 - \sigma) J_v + \omega \Delta \pi$$

เมื่อ

| | | |
|-------------|---|--|
| J_s | = | ฟลักซ์ของตัวถูกละลาย ($\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) |
| J_v | = | ฟลักซ์ของตัวทำละลาย (น้ำ) ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$) |
| ω | = | สภาพการซึมผ่านของตัวถูกละลาย (solute permeability) ($\text{mol}/\text{m}^2 \cdot \text{s} \cdot \text{Pa}$) |
| \bar{C}_s | = | ความเข้มข้นเฉลี่ยของตัวถูกละลาย (mol/m^3) |
| σ | = | สัมประสิทธิ์รีเฟลคชัน (reflection coefficient) |

σ เป็นค่าที่แสดงค่าการเลือกผ่านของเมมเบรน มีค่าอยู่ระหว่าง 0 กับ 1

| | | |
|----------|---|---|
| σ | = | 1 สำหรับเมมเบรนอุดมคติ ตัวถูกละลายไม่สามารถผ่านเมมเบรนได้ |
| σ | < | 1 ตัวถูกละลายผ่านเมมเบรนได้บางส่วน |
| σ | = | 0 เมมเบรนไม่เลือกผ่าน ตัวถูกละลายผ่านได้ทั้งหมด |

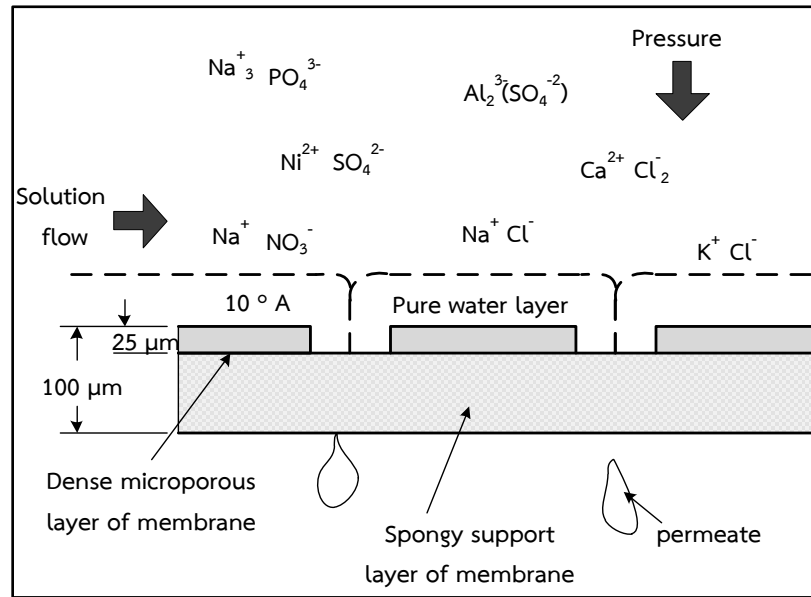
ผลการทดลองของ Nakao และ Kimura (1981) พบว่าค่า σ เพิ่มขึ้นเมื่อขนาดโมเลกุลเพิ่มขึ้น แบบจำลองอุณหพลศาสตร์ไม่ผันกลับ เมื่อนำมาอธิบายการถ่ายเทมวลของออสโมซิสผันกลับมีการพิจารณาการเกิด coupling แต่ไม่ได้พิจารณากลไกในแผ่นเมมเบรน ดังนั้นการประยุกต์ใช้จึงต้องศึกษาผลของค่าตัวแปรต่างๆที่ค่อนข้างซับซ้อนด้วย

กลไกการทำงานของ RO ในการกำจัดสารอนินทรีย์และอินทรีย์

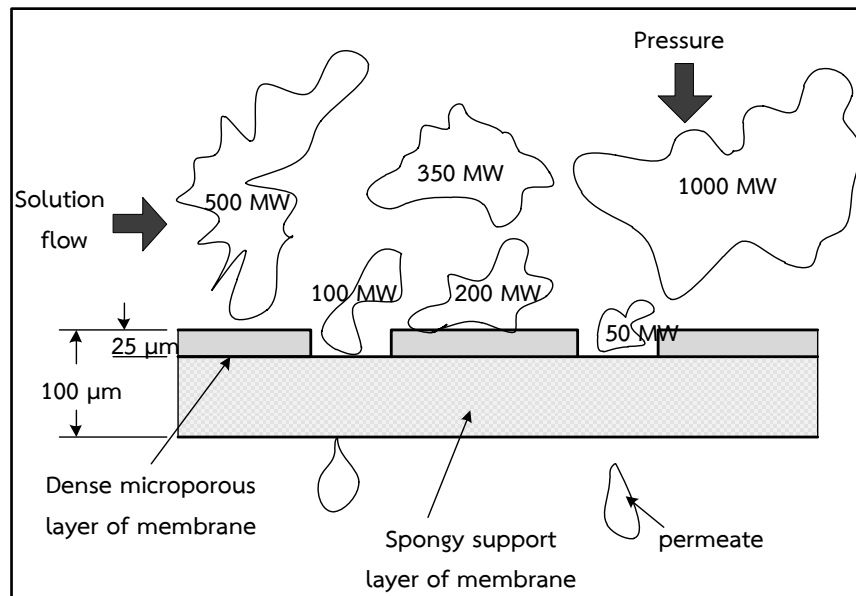
Reverse osmosis (RO) มีกลไกการกำจัดเกลือและสารอินทรีย์ที่แตกต่างจากกลไกของการแลกเปลี่ยนไอออน (ion exchange) หรือการดูดติดผิว (adsorption) นอกจากนี้ระบบ RO มีกลไกในการแยกเกลือแร่หรือไอออนต่างๆ ไม่เหมือนกับกลไกการแยกสารอินทรีย์ (มันลิน ตันซุล เวศม์, 2542)

กลไกในการกำจัดเกลือหรือสารอนินทรีย์

กลไกในการกำจัดเกลือแร่ขึ้นอยู่กับจำนวนวาเลนซ์ (valance) ของไอออนต่างๆ ไอออนที่มีวาเลนซ์สูงจะถูกเมมเบรนผลักได้ไกลกว่าไอออนที่มีวาเลนซ์ต่ำ แรงผลักนี้เกิดจากมี dielectric interaction ไอออนที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะถูกผลักให้อยู่ห่างผิวเมมเบรนประมาณ 1 μm ซึ่งห่างเท่ากับน้ำสองโมเลกุลต่อกัน แรงผลักดันระหว่างเกลือและเมมเบรนทำให้เกิดชั้นน้ำอิสระ (boundary layer) เป็นชั้นน้ำบริสุทธิ์ที่ปกคลุมผิวหน้าของเมมเบรนและยื่นเข้าไปถึงช่องว่างของเมมเบรนที่ชั้น dense layer การเคลื่อนที่ของน้ำผ่านชั้นเมมเบรนไม่ได้เป็นการเคลื่อนที่แบบการไหลในท่อ น้ำจะค่อยๆ ไหลผ่านเมมเบรนทีละโมเลกุลโดยซึมเข้าไปในช่องว่างของโครงสร้างพอลิเมอร์ที่ใช้ผลิตเมมเบรน ในเชิงปฏิบัติการกักกันไอออนยังมีการรั่วไหลของไอออนได้ 1-10% ของความเข้มข้นทั้งหมด เนื่องจากไอออนที่มีวาเลนซ์ต่ำสุดจะถูกผลักออกน้อยสุด จึงมีโอกาสอยู่ใกล้ผิวและช่องว่างของเมมเบรนส่งผลให้เกิดการรั่วซึม กลไกการกักกันไอออนและสารอนินทรีย์ของระบบ RO แสดงดังรูปที่ 1-9



รูปที่ 1-9 กลไกการกำจัดเกลือและสารอนินทรีย์ของออสโมซิสผันกลับ (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)



รูปที่ 1-10 กลไกการกำจัดสารอนินทรีย์ของออสโมซิสผันกลับ (มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

กลไกในการกำจัดสารอนินทรีย์

กลไกการกำจัดสารอนินทรีย์ด้วยระบบ RO เป็นการกำจัดแบบกรองติดค้าง (sieve) โมเลกุลขนาดใหญ่ถูกกำจัดออกเพราะไม่สามารถลอดผ่านรูพรุนไปได้ โมเลกุลที่มีขนาดเล็กกว่ารูพรุนสามารถลอดผ่านรูพรุนไปได้ กลไกแสดงดังรูปที่ 1-10 ระบบ RO สามารถกำจัดสารอนินทรีย์ที่มีมวล

โมเลกุลมากกว่า 200 ได้หมด ส่วนสารอินทรีย์ที่มีมวลโมเลกุลน้อยกว่า 200 สามารถทะลุผ่านเมมเบรนไปได้ขึ้นอยู่กับรูปร่างและขนาดของโมเลกุล ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ชนิดต่างๆของระบบ RO แสดงดังตาราง 1-4

ตาราง 1-4 ความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ของการออสโมซิสผันกลับ

| สารอินทรีย์ | มวลโมเลกุล (g) | การกักกัน, (%) | ความเข้มข้นสูงสุด (%) |
|---|----------------|----------------|-----------------------|
| น้ำตาลซูโครส | 342 | 100 | 25 |
| น้ำตาลแลคโตส | 360 | 100 | 25 |
| โปรตีน | 10000+ | 100 | 10-20 |
| กลูโคส | 198 | 99.9 | 25 |
| ฟินอล | 94 | * | - |
| อะซิติกแอซิด | 60 | * | - |
| ฟอร์มัลดีไฮด์ | 30 | * | - |
| สีย้อม | 400-900 | 100 | - |
| ความต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ (Biochemical oxygen demand, BOD) | (BOD) | 90-99 | - |
| ความต้องการออกซิเจนที่ใช้เพื่อออกซิเดชันสารอินทรีย์ในน้ำ (Chemical oxygen demand, COD) | (COD) | 80-95 | - |
| ยูเรีย | 60 | 40-60 | - |
| แบคทีเรียและไวรัส | 50000-500000 | 100 | - |
| ไฟโรเจน | 1000-5000 | 100 | - |

หมายเหตุ: * = permeate is enriched in material due to preferential passage through the membrane

ที่มา: มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542

กระบวนการนาโนฟิลเตรชัน

กระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (NF) เป็นกระบวนการที่ใช้ผลต่างความดันเป็นแรงขับเคลื่อนในการแยกตัวถูกละลายออกจากสารละลายเหมือนกระบวนการออสโมซิสผันกลับ (RO) โดย NF ใช้สำหรับแยกสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เช่นสารอินทรีย์ เกลืออนินทรีย์ กลูโคส กรดอินทรีย์และ

สารเจือปนในน้ำทั้ง เมมเบรนที่ใช้ส่วนใหญ่เป็นเมมเบรนเชิงประกอบที่มีรูพรุนของชั้นผิวประมาณ 2 nm มีโครงสร้างที่เปิดกว่าเมมเบรนออสโมซิสผันกลับ เยื่อกรองที่ใช้ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบโพลีเมอร์ เช่น อะโรมาติกโพลีเอไมด์และ โพลีไวนิลแอลกอฮอล์ เป็นต้น เยื่อกรองจะอยู่บนชั้นรองรับที่มีรูพรุนขนาดใหญ่กว่า เมื่อเปรียบเทียบค่ากักกันไอออนจะเห็นว่าเมมเบรน NF มีค่ากักกันน้อยกว่า RO ดังตารางที่ 1-5

ตาราง 1-5 ค่ากักกันไอออนของเมมเบรนแบบออสโมซิสผันกลับ (RO) และแบบนาโนฟิเตรชัน (NF)

| ตัวถูกละลาย | ออสโมซิสผันกลับ | นาโนฟิเตรชัน |
|---|-----------------|--------------|
| ไอออนประจุเดี่ยว (Na^+ , K^+ , Cl^-) | >98% | <50% |
| ไอออนประจุคู่ (Ca^{+2} , Mg^{+2} , SO_4^{-2} , CO_3^{-2}) | >99% | >90% |
| แบคทีเรีย, ไวรัส | >99% | <99% |
| สารโมเลกุลเล็กที่น้ำหนักโมเลกุล < 100 | >90% | >50% |
| สารโมเลกุลเล็กที่น้ำหนักโมเลกุล > 100 | 0-99% | 0-50% |

ที่มา: รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541

1.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

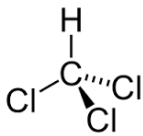
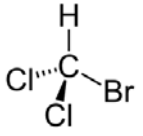
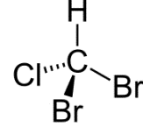
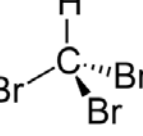
กระบวนการผลิตน้ำประปาแบบทั่วไป (conventional process) มีกระบวนการการดักเศษสกปรกขนาดใหญ่ด้วยตะแกรง การสร้างตะกอน (coagulation) การรวมตะกอน (flocculation) การตกตะกอน (sedimentation) การกรอง (filtration) เพื่อให้ได้น้ำที่ใสสะอาด ปราศจากความขุ่นและเติมคลอรีนเพื่อฆ่าเชื้อโรค (chlorine disinfection) การกระบวนการดังกล่าวไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำออกจากระบบได้หมด จึงส่งผลให้สารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้มีอนุภาคเล็กซึ่งกำจัดออกจากระบบได้ค่อนข้างยากบางส่วนตกค้างอยู่ในระบบ สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตกค้างอยู่ในน้ำทำปฏิกิริยากับคลอรีนในขั้นตอนการเติมคลอรีนเกิดเป็นสารผลผลิตพลอยได้จากการฆ่าเชื้อโรค (DBPs) ซึ่งเป็นสารที่มีความเป็นไปได้ในทางก่อมะเร็ง เช่น สารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) สารฮาโลอะซิติกแอซิด (haloacetic acids, HAAs) สารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (haloacetonitriles, HANs) และสารประกอบไนโตรซามีน (nitrosamine) เป็นต้น

1.6.1 สารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethane, THMs)

ไตรฮาโลมีเทนจัดเป็นสารก่อมะเร็งซึ่งอยู่ในกลุ่มของฮาโลฟอร์ม ประกอบด้วยสารประกอบ 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทน และโบรโมฟอร์ม สารกลุ่มไตรฮาโลมีเทนประกอบด้วยคาร์บอน 1 ตำแหน่ง ไฮโดรเจน 1 ตำแหน่ง และหมู่ฮาโล

เจน มีสูตรโครงสร้างคือ CHX_3 ตำแหน่ง X อาจแทนที่ด้วยคลอรีน โบรมีน หรือ ไอโอดีน สูตรโครงสร้างและข้อมูลพื้นฐานทางเคมีและกายภาพ แสดงในตารางที่ 1-6 และ 1-7

ตารางที่ 1-6 สูตรโครงสร้างสารประกอบไตรฮาโลมีเทน

| ชื่อ | สูตรโครงสร้าง |
|--|---|
| คลอโรฟอร์ม (chloroform, CHCl_3) หรือ ไตรคลอโรมีเทน (trichloromethane, TCM) |  |
| โบรมไคคลอโรมีเทน (bromodichloromethane, CHBrCl_2 หรือ BDCM) |  |
| ไดโบรมไคคลอโรมีเทน (dibromochloromethane, CHBr_2Cl หรือ DBCM) |  |
| โบรมิฟอร์ม (bromoform, CHBr_3) หรือ ไตรโบรมิมีเทน (tribromomethane TBM) |  |

ที่มา: IARC (1991); จรงค์พันธ์ มุสิกะวงศ และ ชัยศรี สุขสาโรจน์ (2551)

เมื่อพิจารณาสารประกอบทั้ง 4 ชนิด พบว่าปริมาณคลอโรฟอร์มที่ทำให้หนูทดลองตาย (lethal dose, LD_{50}) มีค่าอยู่ในช่วง 36-1,366 mg/kg ของน้ำหนักตัว โบรมไคคลอโรมีเทนมีค่า LD_{50} อยู่ในช่วง 450-900 mg/kg ไดโบรมไคคลอโรมีเทนมีค่า LD_{50} อยู่ในช่วง 800-1,200 mg/kg และโบรมิฟอร์มมีค่า LD_{50} อยู่ในช่วง 1,400-1,550 mg/kg องค์การอนามัยโลก (World Health Organization, WHO, 2005) กำหนดค่า guideline value (GV) ของคลอโรฟอร์ม โบรมไคคลอโรมีเทน ไดโบรมไคคลอโรมีเทนและโบรมิฟอร์ม ที่ 300 60 100 และ 100 $\mu\text{g/L}$ ตามลำดับ และกำหนดมาตรฐานผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นต่อค่า guideline value ไม่ควรมีค่าเกิน 1 นอกจากนี้ Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment ได้กำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของผลรวมของคลอโรฟอร์ม โบรมไคคลอโรมีเทน ไดโบรมไคคลอโรมีเทนและโบรมิฟอร์ม ในน้ำดื่มมีค่าไม่เกิน 100 $\mu\text{g/L}$ และกำหนดให้มาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของโบรมไคคลอโรมีเทนไม่เกิน

16 µg/L (Health Canada, 2006) United State Environmental Protection Agency. (US.EPA, 2009) กำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของผลรวมสารประกอบไตรฮาโลมีเทนไว้ไม่เกิน 80 µg/L European Economic Community directive (EECD) ได้กำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนของสารไตรฮาโลมีเทนในน้ำดื่มไว้ไม่เกิน 100 µg/L (EECD, 1998)

ตารางที่ 1-7 ข้อมูลทางกายภาพและเคมีของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน

| พารามิเตอร์ | คลอโรฟอร์ม | โบโรมีคลอโรมีเทน | ไดโบโรมีคลอโรมีเทน | โบโรมีฟอร์ม |
|----------------------------------|---|--|----------------------------|-------------------------------------|
| ชื่อทางเคมี (IUPAC) | Trichloro-methane | Dichlorobromomethane | Chlorodibromomethane | Tribromomethane |
| มวลโมเลกุล | 119.36 | 163.83 | 208.28 | 252.73 |
| สี | ไม่มีสี | ไม่มีสี | ไม่มีสี | เหลืองอ่อนจนถึงไม่มีสี |
| สถานะ | ของเหลว | ของเหลว | ของเหลว | ของเหลว |
| จุดหลอมเหลว | -63 °C | -51.7 °C | -20 °C | 8 °C |
| จุดเดือด | 61.3 °C | 90 °C | 120 °C | 149.1 °C |
| ความหนาแน่นที่ 20 °C | 1.485 g/cm ³ | 1.980 g/cm ³ | 2.451 g/cm ³ | 2.899 g/cm ³ |
| ความสามารถในการละลายน้ำที่ 25 °C | 7.22 x 10 ³ mg/L | 4.5 x 10 ³ mg/L | 2.7 x 10 ³ mg/L | 3.10 x 10 ³ mg/L |
| ตัวทำละลาย | แอลกอฮอล์ | แอลกอฮอล์ | เอทานอล อีเทอร์ | เบนซีน |
| สารอินทรีย์ | เบนซีน อีเทอร์ ปิโตรเลียม อีเทอร์และน้ำมัน | เบนซีน อีเทอร์ คาร์บอนได ซัลไฟด์ | และอะซิโตน | ปิโตรเลียม อีเทอร์และอะ ซิโตน |
| ความดันไอที่ 20 °C | 160 mmHg | 50 mmHg | 76 mmHg | 5 mmHg |

ที่มา: จรงค์พันธ์ มุสิกวงศา และ ชัยศรี สุขสาโรจน์ (2551)

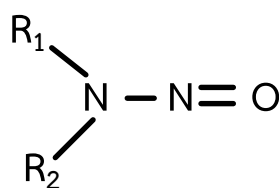
Trihalomethane formation potential, THMFP

THMFP เป็นผลต่างระหว่างความเข้มข้นของค่า total trihalomethane ณ เวลาใดๆ (TTHM_t) กับค่าความเข้มข้นของ total trihalomethane ณ เวลาเก็บตัวอย่าง (TTHM₀) เมื่อค่า TTHM เป็นความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด โดยทั่วไปถ้าน้ำตัวอย่างไม่มีการเติมคลอรีน ค่า TTHM₀ จะมีค่าเข้าใกล้ศูนย์ และหลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้ 7 วัน จะมีค่าเท่ากับ TTHM₇ และค่า

TTHM₇ เท่ากับค่า THMFP แต่ในกรณีที่น้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีน ค่า TTHM₀ จะมีค่าค่าหนึ่ง และหลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้ 7 วัน จะมีค่า THMFP เท่ากับค่า TTHM₇ - TTHM₀

1.6.2 สารไนโตรซามีน

สารไนโตรซามีน (nitrosamine) เป็นสารประกอบไนโตรโซที่สร้างขึ้นจากหมู่ di-alkyl, alkaryl, di-aryl หรือ cyclic secondary amines มีสูตรโครงสร้างทั่วไปดังรูปที่ 1-11 สารประกอบเอ็น-ไนโตรโซอาจมีโครงสร้าง R1 หรือ R2 เป็นแบบอะลิฟาติกหรือวงแหวน



รูปที่ 1-11 สูตรโครงสร้างทางเคมีของสารประกอบเอ็น-ไนโตรโซ

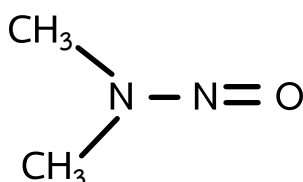
ที่มา : Gangolli *et al.*, (1994)

ไนโตรซามีน เป็นกลุ่มสารก่อมะเร็งที่พบได้ น้ำ อากาศ และในอาหารประเภทต่างๆ ได้แก่ อาหารหมักดอง ยาสูบ เครื่องสำอาง เครื่องดื่มแอลกอฮอล์ และไส้กรอก (Sanchez Filho *et al.*, 2003.; กรมวิทยาศาสตร์บริการ, 2553) สารก่อมะเร็งในกลุ่มไนโตรซามีนที่สำคัญมี 9 ชนิด คือ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA) เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอทิลเอมีน (NMEA) เอ็น-ไนโตรโซไดเอทิลเอมีน (NDEA) เอ็น-ไนโตรโซ-เอ็น-ไดโพรพิลเอมีน (NDPA) เอ็น-ไนโตรโซ-ได-เอ็น-บิวทิลเอมีน (NDBA) เอ็น-ไนโตรโซ-ไดฟีนิลเอมีน (NDPhA) เอ็น-ไนโตรโซไพโรลิดีน (NPYR) เอ็น-ไนโตรโซมอร์โฟลีน (NMOR) และเอ็น-ไนโตรโซไพเพอริดีน (NPIP) จากการศึกษาพบว่าสารกลุ่มไนโตรซามีนเป็นสารก่อมะเร็งที่มีความหลากหลายในสัตว์ทดลองและมีความเฉพาะเจาะจงกับบางอวัยวะ เช่น สารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA) เป็นสารก่อเกิดมะเร็งตับในหนูทดลอง สารเอ็น-ไนโตรโซไดเอทิลเอมีน (NDEA) เป็นสารก่อเกิดมะเร็งในโพรงจมูกของหนูแฮมเตอร์ (Jensen and Sleight, 1987) และ เอ็น-ไนโตรโซมอร์โฟลีน (NMOR) เป็นสารก่อเกิดมะเร็งในกล่องเสียงและหลอดลมของหนูทดลอง (Ketkar *et al.*, 1983) เป็นต้น สารไนโตรซามีนที่เกิดขึ้นมีการก่อตัว โดยเกิดปฏิกิริยาแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับสารตั้งต้นที่ทำปฏิกิริยากัน เช่น อุตุสาหกรรมอาหาร สารกลุ่มไนโตรซามีนเกิดจากปฏิกิริยาระหว่างไนโตรเจนออกไซด์ (NO_x) กับเอมีนทุติยภูมิ (Altkofer *et al.*, 2005) ปัจจุบันตรวจพบว่า N-nitrosodimethylamine (NDMA) เป็นสายพันธุ์ที่มีความเสถียรและโดดเด่นที่สุดของสารกลุ่มไนโตรซามีน สำหรับไนโตรซามีนชนิดอื่นตรวจพบว่ามีระดับความเข้มข้นต่ำเกินไปซึ่งไม่เพียงพอที่จะแสดงคุณลักษณะการก่อตัวที่จำเพาะในกระบวนการผลิตน้ำประปา

หน่วยงานประเมินอันตรายต่อสุขภาพจากสิ่งแวดล้อมของประเทศสหรัฐอเมริกา (United States Office of Environmental Health Hazard Assessment, OEHHA) ได้กำหนดค่าความเข้มข้นของสาร NDMA ที่มีผลต่อสุขภาพประชาชนไว้ที่ 3 ng/L (OEHHA, 2006) US.EPA จัดให้สารประกอบไนโตรซามีนอยู่ในกลุ่ม B2 บ่งชี้ว่าเป็นสารก่อมะเร็งที่อาจเกิดขึ้นกับมนุษย์ได้ US.EPA กำหนดความเข้มข้นสูงสุดที่ยอมรับได้สำหรับการปนเปื้อนของ NDMA ในน้ำดื่มควรมีค่าไม่เกิน 0.7 ng/L และกำหนดค่าโอกาสเสี่ยงต่อการเกิดโรคมะเร็งของสาร NDMA ที่ระดับ 10^{-6} (US.EPA, 2012) องค์การอนามัยโลก (WHO, 2008) กำหนดค่า guideline values (GV) ของ NDMA ในน้ำดื่มที่ 100 ng/L หน่วยงานบริการด้านสุขภาพของรัฐแคลิฟอร์เนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา ได้กำหนดระดับปลอดภัยในน้ำดื่มไว้ที่ 10 ng/L (California Department of Health Services, 2010) ประเทศแคนาดาได้จัดตั้งค่าขีดจำกัดที่ยอมรับได้ของสาร NDMA ในน้ำดื่มไว้เท่ากับ 10 ng/L และกำหนด Risk level ของ NDMA ไว้เท่ากับ 3×10^{-6} ng/L โดยทั่วไปตรวจพบความเข้มข้นของสาร NDMA ได้ที่ระดับต่ำกว่า ng/L

1.6.3 สาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-nitrosodimethyl-amine, NDMA)

สาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-Nitrosodimethylamine, NDMA) เป็นสมาชิกของกลุ่มไนโตรซามีน NDMA มีโครงสร้างแสดงดังรูปที่ 1-12 ซึ่งมีศักยภาพมากต่อการก่อโรคมะเร็ง (US.EPA, 2002) NDMA ตรวจพบได้ทั่วไปในน้ำดื่ม (ระดับต่ำในช่วง ng/L) ตรวจพบในน้ำดื่มเป็นครั้งแรกในประเทศแคนาดาในปี 1989 และในปี 1998 พบว่ามีการปนเปื้อนของ NDMA ในน้ำใต้ดินใกล้กับพื้นที่ที่มีการทำการบินและอวกาศ ทางตอนเหนือของแคลิฟอร์เนีย ประเทศสหรัฐอเมริกา (Charrois *et al.*, 2007; Najm and Trussel, 2001 อ้างอิงใน Asami *et al.*, 2009) เนื่องมาจากเกิดการออกซิเดชันของ unsymmetrical dimethylhydrazine (UDMH) ซึ่งเป็นส่วนประกอบสำคัญที่ใช้ในการผลิตหัวเชื้อเพลิงจรวด ส่วนในน้ำดิบและน้ำเสียที่มีสารคลอรามินหรือคลอรีนตรวจพบได้ที่ระดับความเข้มข้นสูงกว่าหรือเท่ากับ 1000 ng/L (Sacher *et al.*, 2008; Krasner *et al.*, 2009) NDMA เป็นสาเหตุของโรคมะเร็งในอวัยวะต่าง ๆ ของสัตว์ ได้แก่ ตับ ปอด และไต



รูปที่ 1-12 สูตรโครงสร้างสาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน

ที่มา : NIH Pubchem chemistry database

NDMA เป็นสารอินทรีย์กึ่งระเหย (semi volatile organic compounds, SVOC) ไม่มีสี ละลายได้ในน้ำ มีความเป็นพิษสูง เมื่ออยู่ในอากาศ NDMA จะสลายไปอย่างรวดเร็วเนื่องจากแสงแดดหรือแสงอัลตราไวโอเล็ต (ultraviolet,UV) ครึ่งชีวิตของไอ NDMA เท่ากับ 5-30 นาที เมื่ออยู่ในน้ำและผิวดินที่แดดส่องถึงจะสามารถสลายหรือระเหยไปได้ มีครึ่งชีวิตประมาณ 1-2 ชั่วโมง สำหรับ NDMA ที่อยู่ใต้ผิวน้ำเกินกว่าแสงจะส่องถึง มักจะสลายไปโดยจุลินทรีย์ที่ใช้อากาศและไม่ใช้อากาศอย่างช้าๆ มีครึ่งชีวิตเฉลี่ย 50-55 วัน การสลายโดยใช้จุลินทรีย์จะก่อให้เกิดฟอร์มัลดีไฮด์และเมทิลเอมีน (เบญจลักษณ์ กาญจนเศรษฐ์, 2555)

1.6.4 การวิเคราะห์สาร เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (N-nitrosodimethyl-amine, NDMA)

Mitch *et al.*, (2003) ศึกษาการก่อดัวของสารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนโดยการทำปฏิกิริยาคลอรีนชันของสารไดเมทิลเอมีนกับโซเดียมไฮโปคลอไรต์และตรวจวัดด้วยเครื่อง GC/MS การสกัดตัวอย่างใช้เทคนิคLiquid-Liquid Extraction น้ำตัวอย่าง 500 mL ถูกสกัดด้วยสารละลายเมทิลีนคลอไรด์ปริมาตร 30 mL 2 ครั้งแล้วนำไปประเหยสารละลายด้วยเครื่อง rotary evaporator ให้เหลือปริมาตร 1 mL เติม NDMA-d6 เป็น internal standard พบว่ามีเปอร์เซ็นต์การได้กลับคืนเท่ากับ 21 เปอร์เซ็นต์และสารไดเมทิลเอมีนสามารถก่อดัวเป็นสาร NDMA ได้

Jurado-Sánchez *et al.*, (2007) เปรียบเทียบประสิทธิภาพตัวตรวจวัดสารไนโตรซามีนด้วย mass spectrometry (MS), flame ionization detector (FID) และ nitrogen-phosphorus detector (NPD) ด้วยเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟี โดยตัวตรวจวัด MS และ FID ใช้สาร 2-tert-butyl-4-methylphenol เป็นinternal standard ส่วนตัวตรวจวัด NPD ใช้สาร bromophosmethyl เป็น internal standard สารตัวอย่างก่อนวิเคราะห์อยู่ในสารละลาย (9:1) ethylacetate-acetonitrile และทำการวิเคราะห์โดยใช้เครื่องแก๊สโครมาโทกราฟียี่ห้อ Agilent รุ่น 6890 ในการวิเคราะห์ด้วยตัวตรวจวัด NPD และFID ใช้คอลัมน์ HP-5MS (cross-linked 5% phenylmethylpolysiloxane fused-silica capillary column สำหรับตัวตรวจวัด MS ใช้ Fisons MD 800 mass spectrometer อุณหภูมิ ion source เป็น250 °C electron impact ionization mode ที่ 70 eV ผลการศึกษาพบว่า detection limit ของตัวตรวจวัด FID NPD และ MS อยู่ในช่วง 2.0-3.5 µg/L 20-80 ng/L และ 3-13 ng/L ตามลำดับ ตัวตรวจวัด MS มีความเหมาะสมในการตรวจวัดสารไนโตรซามีนมากที่สุด

Lee *et al.*, (2007) ศึกษาโอกาสการก่อดัวของเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีนโดยการทำปฏิกิริยาคลอรีนชันและคลอรามีนชันของสารก่อดัวกลุ่มไนโตรเจน (Nitrogen disinfection byproducts, N-DBPs) ในงานวิจัยนี้ทำปฏิกิริยาคลอรีนชันโดยเติมคลอรีนอิสระลงไปในตัวอย่างไม่ให้มีความเข้มข้น 5 mgCl₂ นำไปเก็บไว้ที่ อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 7 วันแล้วนำมา

วิเคราะห์ด้วย GC/MS การทำปฏิกิริยาคลอรามินเนชันโดยเติมโมโนคลอรามินในน้ำตัวอย่างให้มีความเข้มข้น 45 mg-Cl₂ นำไปเก็บไว้ที่ อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 10 วัน แล้วนำมาวิเคราะห์ด้วย GC/MS ปรากฏว่าสามารถตรวจวัด NDMA ได้ 0.16-1.87 ng/L มีค่าการตรวจวัดต่ำสุด 0.03 nmol และปฏิกิริยาคลอรามินเนชันสามารถก่อสร้าง NDMAFP ได้มากกว่าปฏิกิริยาคลอริเนชัน

Kim and Han (2011) วิเคราะห์สารเอ็น-ไนโตรโซไดโพรพิลเอมีนในน้ำดื่มจากตัวอย่างน้ำดื่ม 12 ตัวอย่าง โดยสกัดตัวอย่างด้วยเทคนิค solid phase extraction (SPE) ใช้ Ambersorp 572 เป็นตัวดูดซับ หลังจากนั้นนำไปผ่านการ derivatization และตรวจวัดด้วยเทคนิค High-performance liquid chromatography fluorescence detection (HPLC-FLD) วิเคราะห์สภาวะที่เหมาะสมในช่วงความยาวคลื่น Excitation 340 nm และ Emission 530 nm พบว่า Calibration curve ของ NDMA มีค่า r^2 เท่ากับ 0.9942 มีค่าขีดจำกัดการตรวจวัด (detection limit, DL) เท่ากับ 4.4 ng/L ค่า signal to noise (S/N) เท่ากับ 3 ผลการตรวจวัดน้ำตัวอย่างพบว่า พบ NDMA อยู่ในช่วง 26.1-112 ng/L

Pozzi *et al.*, (2011) วิเคราะห์สารไนโตรซามีนในน้ำโดยสกัดสารตัวอย่างตาม EPA Method 251 มีเอ็น-ไนโตรโซไดโพรพิลเอมีน(N-nitrosodipropylamine, NDPA-d14) เป็น internal standard จากนั้นวิเคราะห์ด้วยเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟีที่มีตัวตรวจวัดเป็นแมสสเปกโตรมิเตอร์ (GC/MS) งานวิจัยนี้หาสภาวะที่เหมาะสมของเครื่องมือวิเคราะห์โดยการทำการ Calibration ด้วยสารมาตรฐานในช่วง 1-200 µg/L และเติมสาร internal standard 25 µg/L การวิเคราะห์หาค่าขีดจำกัดการตรวจวัด (detection limit, DL) ด้วยวิธี signal to noise (S/N) และ standard deviation (SD) method เมื่อทำการสกัดและวิเคราะห์พบว่าวิธี S/N มีค่า DL เท่ากับ 1 ng/L วิธี SD มีค่า DL เท่ากับ 0.3 ng/L เปอร์เซ็นต์การได้กลับคืนอยู่ในช่วง 96-98 เมื่อทำการวิเคราะห์ตัวอย่างจริงพบว่าไม่สามารถตรวจพบสารไนโตรซามีนในน้ำดิบได้แต่หลังจากนำน้ำดิบมาทำปฏิกิริยากับคลอรีนสามารถตรวจพบสารกลุ่มไนโตรซามีนในช่วง 8.1-83.7 ng/L นอกจากนี้สามารถตรวจพบสารไนโตรซามีนในน้ำจากสระว่ายน้ำมีค่าอยู่ในช่วง 53.2-127 ng/L

1.6.5 โอกาสการก่อตัวของสาร NDMA (NDMAFP)

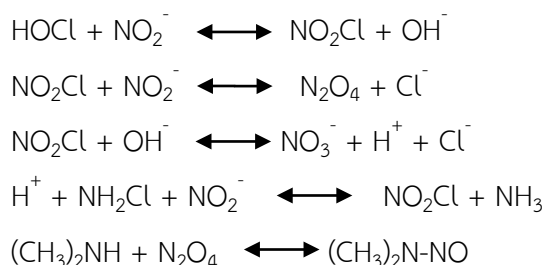
โอกาสการก่อตัวของสาร NDMA เป็นการวิเคราะห์หาโอกาสการก่อตัวของ NDMA โดยมีหลักการเช่นเดียวกันกับการวิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethane formation potential, THMFP) NDMAFP คือ ความเข้มข้นทั้งหมดของ NDMA มากที่สุดที่สามารถเกิดขึ้นได้ โดยเป็นค่าผลต่างระหว่างความเข้มข้นของค่า total NDMA ณ เวลาใดๆ (NDMA_T) กับค่า NDMA₀ ณ เวลาที่เก็บตัวอย่าง ค่า NDMA_T เป็นค่าของ NDMA หลังจากเก็บน้ำตัวอย่างไว้เป็นระยะเวลา 7 วัน ส่วนค่า NDMA₀ เป็นค่าความเข้มข้นของ NDMA ณ เวลาเก็บน้ำตัวอย่าง ถ้าหากน้ำตัวอย่างยังไม่มีคลอรีนในขณะที่เก็บ NDMA₀ จะมีค่าเท่ากับศูนย์ ค่า

NDMAFP เป็นค่า NDMA₇ และหากน้ำตัวอย่างมีการเติมคลอรีนในขณะที่เก็บน้ำตัวอย่างทำให้เกิด NDMA ส่วนหนึ่ง และ NDMA เป็นค่าความแตกต่างระหว่าง NDMA₇ กับ NDMA₀

1.6.6 การก่อตัวของ NDMA

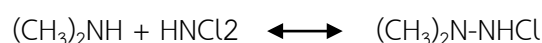
การปนเปื้อนของ NDMA ในน้ำเกิดจากการก่อตัวระหว่างสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจน เป็นองค์ประกอบกับคลอรีนหรือคลอรา민ที่ใช้เป็นสารฆ่าเชื้อโรค สารตั้งต้นที่สามารถก่อตัวเกิดเป็น NDMA ได้แก่ ไดเมทิลเอมีน ไดเอทิลเอมีน อะมิโนโพรตีน สารอินทรีย์ไนโตรเจน และเอมีนชนิดอื่น ๆ ที่สามารถเกิดการออกซิไดซ์เป็นไดเมทิลเอมีนได้ในระหว่างกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำ

Choi และ Valentine (2002) ทำการศึกษาการก่อตัวของ NDMA จากปฏิกิริยาระหว่างโมโนคลอรา민กับไดเมทิลเอมีนเปรียบเทียบกับปฏิกิริยาระหว่างไนไตรท์กับไดเมทิลเอมีน และปฏิกิริยาระหว่างไฮโปคลอไรต์กับไดเมทิลเอมีน พบว่าปฏิกิริยาระหว่างโมโนคลอรา민กับไดเมทิลเอมีนเกิด NDMA 12 µg/L ส่วนปฏิกิริยาระหว่างไนไตรท์กับไดเมทิลเอมีนเกิด NDMA 2 µg/L และปฏิกิริยาระหว่างไฮโปคลอไรต์กับไดเมทิลเอมีนไม่เกิด NDMA เนื่องจากไม่มีแอมโมเนีย แสดงให้เห็นว่า NDMA ก่อตัวได้ดีจากปฏิกิริยาระหว่างโมโนคลอรา민กับไดเมทิลเอมีน ในปี 2003 Choi และ Valentine ได้เสนอถึงการก่อตัวของ NDMA โดยเกิดจากการก่อตัวระหว่างไดเมทิลเอมีนกับไนไตรท์ โดยมีไฮโปคลอไรต์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา โดยกลไกการเกิดปฏิกิริยานี้เรียกว่า การเร่งปฏิกิริยาไนโตรเซชันด้วยไฮโปคลอไรต์ แสดงดังสมการที่ 1



สมการที่ 1 ปฏิกิริยาการเกิด NDMA ผ่านปฏิกิริยาไนโตรเซชันโดยมีไฮโปคลอไรต์เป็นตัวเร่ง อย่างไรก็ตาม ปฏิกิริยานี้เกิดขึ้นได้ช้าและคาดว่าจะไม่ทำให้ NDMA เกิดขึ้นในปริมาณสูง (Nawrocki and Angrzejewski, 2011)

Schreiber and Mitch, (2006) เสนอถึงการก่อตัวของ NDMA จากปฏิกิริยาระหว่างไดคลอรา민กับเอมีนทุติยภูมิโดยจะเกิดสารตัวกลางคือ chlorinated unsymmetrical dialkylhydrazine จากนั้นสารตัวกลางนี้จะถูกออกซิเดชันโดยออกซิเจนละลายน้ำ (dissolved oxygen, DO) เกิดเป็น NDMA แสดงดังสมการที่ 2

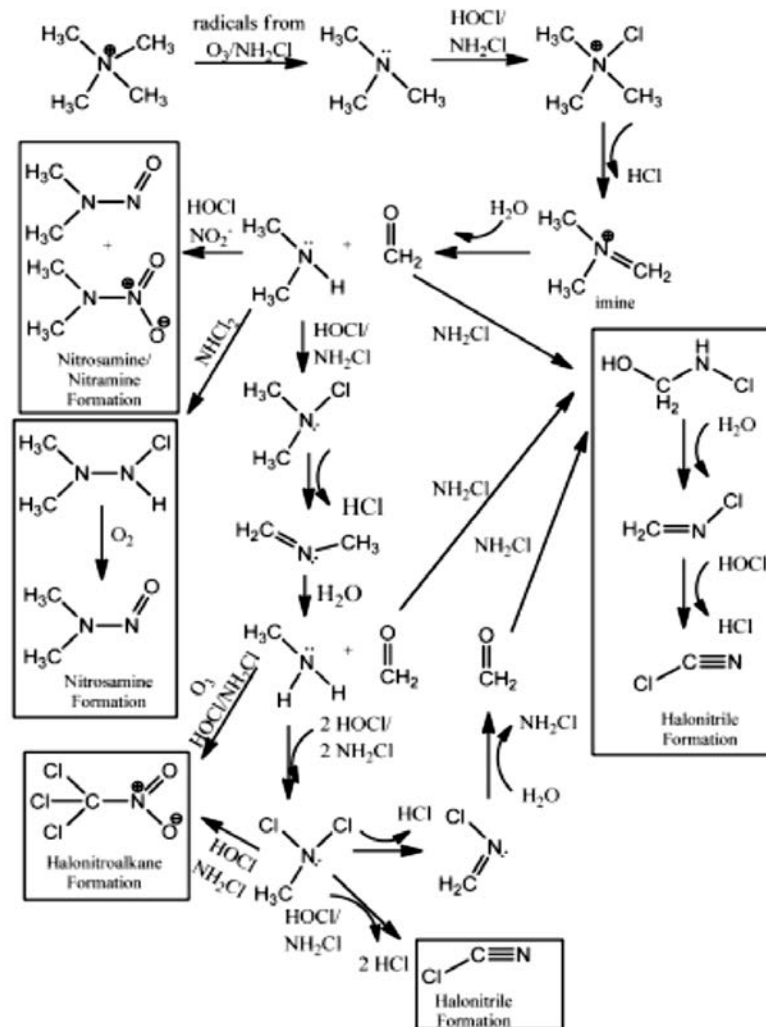




สมการที่ 2 ปฏิกิริยาการเกิด NDMA จากปฏิกิริยาระหว่างไดคลอรามินกับเอมีนทุติยภูมิ

Chen *et al.*, (2007) ทำการศึกษาการก่อตัวของ NDMA จาก humic substance ในแหล่งน้ำ โดยใช้ตัวอย่างน้ำจาก Iowa River Water (IRW) เพื่อศึกษาผลของสารอินทรีย์ธรรมชาติในการก่อตัวของ NDMA (NDMAFP) ในแหล่งน้ำที่ใช้ผลิตน้ำดื่ม NDMA 120 ng/L สามารถก่อตัวได้ โดยไม่มีการเติมไดเมทิลเอมีน โดยที่ไดเมทิลเอมีน 0.5 µg/L สามารถก่อตัวเป็น NDMA ได้เพียง 15 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ NDMA ส่วนใหญ่เกิดจากการก่อตัวของสารอินทรีย์ธรรมชาติ จากข้างต้น แสดงให้เห็นว่าการก่อตัวของ NDMA มีผลจากการก่อตัวโดยสารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นหลัก

Shah and Mitch, (2012) ศึกษาพบว่าในน้ำที่มีปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนสูงจะมีปริมาณสารตั้งต้นของ N-DBPs สูงเช่นกัน เมื่อศึกษาปฏิกิริยาการก่อตัวของสาร N-DBPs พบว่าการก่อตัวของสาร N-DBPs ขึ้นอยู่กับลักษณะโครงสร้างของสารตั้งต้นที่เข้าทำปฏิกิริยา โดยเส้นทางการก่อตัวสามารถเกิดขึ้นได้หลายเส้นทาง เช่น การทำปฏิกิริยาระหว่างเมทิลเอมีนกับคลอรีนหรือเอมีนกับคลอรามิน การทำปฏิกิริยาของเอมีนจตุรภูมิ (quaternaryamine) กับโอโซนและคลอรามินแล้วเปลี่ยนไปเป็นเอมีนทุติยภูมิ (secondaryamine) การทำปฏิกิริยาของเอมีนตติยภูมิ (tertiaryamine) กับคลอรีนอิสระหรือโอโซนหรือคลอรามินแล้วเปลี่ยนไปเป็นเอมีนทุติยภูมิ ซึ่งเอมีนทุติยภูมิเป็นสารตัวกลาง (intermediates) ในการเกิดปฏิกิริยาก่อตัวเป็น N-DBPs เส้นทางในการเกิดปฏิกิริยา (pathways) ต่างๆในการก่อตัวของสาร N-DBPs แสดงดังรูปที่ 1-13



รูปที่ 1-13 เส้นทางและปฏิกิริยาการก่อตัวของสาร N-DBPs (Shah and Mitch, 2012)

1.6.7 สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA

สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA เป็นสารที่มีอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นสารประกอบเอมีน เช่น เอมีนทุติยภูมิ (secondary amine) ได้แก่ ไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) เอทิลเมทิลเอมีน (ethylmethylamine, EMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) และ ไดโพรพิลเอมีน (dipropylamine, DPA) เป็นต้น สารในกลุ่มเอมีนตติยภูมิ (tertiary amine) ที่มี DMA เป็นหมู่ฟังก์ชัน ได้แก่ ไตรเมทิลเอมีน (trimethylamine, TMA) 4-ไดเมทิลอะมิโนแอนติไพรีน (4-dimethylaminoantipyrine, DMAP) และ 3-ไดเมทิลอะมิโนเมทิลอินโดล (3-(dimethylaminomethyl) indole, DMAI) เป็นต้น

สารตั้งต้นในการก่อตัวของ NDMA ที่เป็นไปได้นั้นมีอยู่หลายชนิด ได้แก่

(1) ไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) เป็นสารตั้งต้นของ NDMA ที่พบมากที่สุดในประเทศไทย ความเข้มข้นของ DMA โดยทั่วไปมักจะมีค่าน้อยกว่า 0.1 mg/L (Gerecke and Sedlak, 2003) ผลการวิจัยของ Andrzejewski *et al.*, (2005) พบว่าการเกิดปฏิกิริยาของคลอรีนในน้ำที่มีสารไดเมทิลเอมีนจะนำไปสู่การก่อตัวของ NDMA ซึ่งอธิบายได้จากความสัมพันธ์ระดับสูงระหว่างความเข้มข้นของ NDMA กับอัตราส่วนของสารคลอรีน ไอออนแอมโมเนีย และสารไดเมทิลเอมีน นอกจากนี้ตรวจสอบพบว่าสภาพที่มีความเป็นกรดต่าง (pH) 7-8 จะมีความเข้มข้นของ NDMA สูงสุด ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการใช้สารฆ่าเชื้อในน้ำ เช่น คลอรีน คลอรีนอิสระในฟอร์มของกรดไฮโปคลอรัส (Hypochlorous, HOCl) (Choi and Valentine, 2003) และคลอรีนไดออกไซด์ (chlorine dioxide) นำไปสู่การก่อให้เกิดสาร NDMA ซึ่งตรวจวัดได้ที่ความเข้มข้นระดับไมโครกรัม จากผลการทดลองในสถานะของสารละลายที่มีสาร DMA และแอมโมเนียไอออน (NH₄⁺) อยู่รวมกันและทดสอบการเติมสารฆ่าเชื้อต่างๆ เช่น โมโนคลอรามิน ไดคลอรามิน ยังพบว่ามีความสำคัญต่อการเพิ่มการก่อตัวของ NDMA ได้เป็นอย่างมาก (Schreiber and Mitch, 2006)

(2) สารประกอบเอมีนอื่น ๆ เช่น สารที่มีโครงสร้างเอมีนตติยภูมิ (tertiary-) หรือจตุรภูมิ (quaternary-) จะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นสาร DMA และมีนัยสำคัญต่อปริมาณของ NDMA ที่เกิดขึ้นในน้ำจากระบบบำบัดน้ำ (Lee *et al.*, 2007) สำหรับเอมีนตติยภูมิบางตัวมีต้นเหตุจากมนุษย์ เช่น Dimethylaminomethyl furfuryl alcohol ซึ่งเป็นหนึ่งในสารประกอบที่ใช้ผลิตยา Ranitidine (Roux *et al.*, 2012)

(3) สารไดเมทิลซัลฟาไมด์ (dimethylsulfamide, DMS) เป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสารกำจัดเชื้อรา tolylfluanid ที่นิยมใช้อย่างแพร่หลาย ตรวจวัดความเข้มข้นได้ในช่วง 100-1000 และ 50-90 ng/L ในน้ำใต้ดินและน้ำผิวดิน ตามลำดับ (Schmidt and Brauch, 2008) กระบวนการใช้โอโซนในน้ำที่มีสาร DMS ส่งผลให้เกิดสาร NDMA อย่างไรก็ตามมีงานวิจัยก่อนหน้านี้ อธิบายได้ว่า NDMA สามารถฟอร์มตัวได้หากในน้ำนั้นมีโบรไมด์ (bromide) ปรากฏ (Von Gunten *et al.*, 2010)

(4) สารรวมตะกอนชนิดประจุบวก (cationic flocculants) ที่นิยมใช้ในระบบบำบัดน้ำ จากการศึกษาล่าสุดพบว่ากระบวนการฆ่าเชื้อด้วยสารคลอรามินและการบำบัดน้ำด้วยโอโซนส่งผลต่อการฟอร์มตัวของ NDMA (Padhye *et al.*, 2011) และพบว่าการบำบัดน้ำประปาที่ใช้สารโพลิไดอัลลิลไดเมทิลแอมโมเนียมคลอไรด์ (poly-diallyldimethylammoniumchloride หรือ PolyDADMAC) ซึ่งเป็นสารเพิ่มประสิทธิภาพในการสร้างตะกอนจะเพิ่มความเสี่ยงในการก่อตัวของสาร NDMA


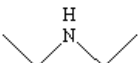
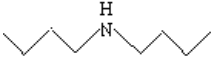

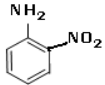
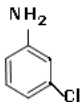
(5) เรซินชนิดแลกเปลี่ยนไอออนลบ (anion exchange resins) ซึ่งนำไปใช้ในระบบแลกเปลี่ยนไอออนของกระบวนการบำบัดน้ำ (Najm and Trussell, 2001) อาจเป็นแหล่งที่มาของสารโดเมทิลเอมีน และสารอินทรีย์ไนโตรเจนอื่นๆ ที่เป็นสารตั้งต้นในการก่อตัวของ NDMA ได้

(6) โพลีไซคลิกเอมีน (polycyclicamine) ในกลุ่มของยารักษาโรค ได้แก่ เรนิติดีน (ranitidine) นีซาติดีน (nizatidine) และเตตระไซคลิน (tetracycline) เมื่อโพลีไซคลิกเอมีนทำปฏิกิริยาคลอรีเนชัน (chlorination) พบว่าเรนิติดีน สามารถก่อตัวเป็น NDMA ได้ 80 เปอร์เซ็นต์ นีซาติดีนก่อตัวเป็น NDMA ได้ 5 เปอร์เซ็นต์ และเตตระไซคลินสามารถก่อตัวเป็น NDMA ได้ 0.5 เปอร์เซ็นต์ (Shen and Andrews, 2013)

ในบรรดาสารตั้งต้นในการก่อตัวทั้งหมดของไนโตรซามีนนั้น โดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) เป็นสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนที่ถูกตรวจพบได้บ่อยที่สุดในน้ำผิวดิน และมีศักยภาพในการก่อตัวของ NDMA มากที่สุด นอกจากนี้ยังพบว่ามีสารประกอบเอมีนทุติยภูมิอื่นๆ ที่ส่งผลสำคัญต่อการก่อตัวของไนโตรซามีน ได้แก่ diphenylamine (DPhA) diethylamine (DEA) methylethylamine (MEA) di-n-propylamine (DPA) di-n-butylamine (DBA) morpholine (Mor) pyrrolidine (Pyr) and piperidine (Pip) โดยส่วนใหญ่สารเหล่านี้จะถูกนำไปใช้ในอุตสาหกรรมทางเคมีและยา (Kim *et al.*, 2009) ผลการตรวจสอบหาปริมาณสารเอมีนชนิดต่างๆ ที่เป็นสารตั้งต้นในการก่อตัวที่สำคัญของไนโตรซามีนในน้ำจากหลายสรุปได้ดังตารางที่ 1-8

สารตั้งต้นในการก่อตัวของ NDMA ที่ถูกระบุได้ในน้ำตามธรรมชาติหลายชนิดมีต้นเหตุมาจากมนุษย์ได้แก่ สีย้อม (เช่น *N,N*-dimethyl-*p*-phenylenediamine, DMPD) (Oya *et al.*, 2008) สารกำจัดศัตรูพืช (เช่น *N'*-(3,4-dichlorophenyl)-*N,N*-dimethylurea (Diuron) (Chen and Young, 2008) ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายสารกำจัดเชื้อรา tolylfuanid (เช่น dimethylsulfamide, DMS) สารทำให้ยางคงรูป (vulcanizing agent) (เช่น dimethyl-dithiocarbamate) (Vocht *et al.*, 2007) และมลพิษที่เกิดจากกิจกรรมของมนุษย์ (Aydin *et al.*, 2012)

ตารางที่ 1-8 รายงานการตรวจวัดปริมาณสารเอมีนตั้งต้นชนิดต่างๆ ของสารไนโตรซามีนในน้ำ

| สารตั้งต้นของไนโตรซามีน | โครงสร้าง | ตัวอย่าง | ความเข้มข้น (µg/L) | อ้างอิง |
|-------------------------|---|--|----------------------------------|---|
| aliphatic amines | | | | |
| dimethylamine (DMA) |  | น้ำดิบ น้ำผิวดิน น้ำทะเล น้ำผิวดิน | ND - 3.9 ND - 0.5 ND - 4.0 | Wang <i>et al.</i> , 2011 Akyuz and Ata, 2006 Wang <i>et al.</i> , 2011 |
| MW = 45.08 g/mol | | | | |
| diethylamine (DEA) |  | น้ำดิบ น้ำผิวดิน น้ำทะเล | ND - 2.4 ND - 63 | Wang <i>et al.</i> , 2011 Akyuz and Ata, 2006 |
| MW = 71.14 g/mol | | | | |
| dibutylamine (DBA) |  | น้ำผิวดิน | ND-0.24 ng/L | Kamarei <i>et al.</i> , 2010 |
| MW = 129.25 g/mol | | | | |
| aromatic amines | | | | |
| Aniline |  | น้ำดิบ น้ำผิวดิน | 2.2 - 12 1.2 - 27 | |
| MW = 93.13 g/mol | | | | |
| 2-Nitroaniline (2-NA) |  | น้ำดิบ น้ำผิวดิน | < 0.13 3.5 - 120 | Jurado-Sanchez <i>et al.</i> , 2012 |
| MW = 138.13 g/mol | | | | |
| 3-chloroaniline |  | น้ำดิบ น้ำผิวดิน | 0.22 - 5.5 1.5 - 25 | |
| MW = 127.57.13 g/mol | | | | |

ND: not detected.

1.6.8 การวิเคราะห์สารตั้งต้นของ NDMA

Jurado-Sánchez *et al.*, (2010) ศึกษาประสิทธิภาพการแยกสารประกอบเอมีนในน้ำด้วยคอลัมน์ของเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟี 4 ชนิด ได้แก่ DB-1 DB-5 SPB-50 และ Supelcowax-10 ตลอดจนศึกษาประสิทธิภาพการตรวจจับ (detector) 3 ชนิด ได้แก่ MS FID และ NPD จากการศึกษาพบว่าคอลัมน์ DB-5 ให้ประสิทธิภาพการแยกสารประกอบเอมีนดีที่สุด และตัวตรวจจับ MS ให้ขีดจำกัดการตรวจจับต่ำที่สุดอยู่ระหว่าง 0.2 – 6.3 ng/L นอกจากนี้ Jurado-Sánchez ได้ใช้เทคนิค Solid Phase Extraction (SPE) ในการสกัดน้ำตัวอย่างปรับพีเอชของน้ำตัวอย่างให้มีค่าเป็น 12 สำหรับการวิเคราะห์อะลิฟาติกเอมีนและปรับพีเอชของน้ำตัวอย่างให้มีค่าเป็น 7.4 สำหรับการวิเคราะห์อะโรมาติกเอมีน หลังจากนั้นนำตัวอย่างไปไหลผ่านตัวดูดซับชนิด LiChrolut EN และชะสารตัวอย่างให้อยู่ในตัวทำละลาย 9:1 เอทิลอะซิเตต-อะซิโตรไนไทรล์ ก่อนนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟี

Sacher *et al.*, (1997) วิเคราะห์สารอะลิฟาติกเอมีนในน้ำเสียและน้ำผิวดินด้วยวิธีเดริเวอไทซ์เซชัน โดยเปรียบเทียบสารเดริเวอไทซ์เอเจนต์ 2 ชนิด ได้แก่ 2,4-ไดไนโตรฟลูออโรเบนซีน (2,4 dinitrofluorobenzene, DNFB) และเบนซีนซัลโฟนิลคลอไรด์ (benzene sulfonylchloride, BSC) จากการศึกษาพบว่าวิธีเดริเวอไทซ์เซชันด้วยเบนซีนซัลโฟนิลคลอไรด์มีความจำเพาะเจาะจงและให้สัญญาณการตรวจจับที่ดีกว่าการเดริเวอไทซ์ ด้วย สาร 2, 4-ไดไนโตรฟลูออโรเบนซีน

Wang *et al.*, (2011) ศึกษาการก่อตัวของสารไนโตรซามีนโดยการทำคลอรีนชันของสารไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) สารไดเอทิลเอมีน (diethylamine DEA) และไดเอินบิวทิลเอมีน (di-n-butylamine, DBA) พบว่าการทำปฏิกิริยาดังกล่าวสามารถก่อเป็นสารไนโตรซามีน 6 ชนิด ได้แก่ เอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (*N*-nitrosodimethylamine, NDMA) เอ็น-ไนโตรโซไดเอทิลเอมีน (*N*-nitrosodiethylamine, NDEA) เอ็น-ไนโตรโซมอร์โฟลีน (*N*-nitrosomorpholine, NMor) เอ็น-ไนโตรโซไดเอินบิวทิลเอมีน (*N*- nitrosodi-n-butylamine, NDBA) เอ็น-ไนโตรโซเมทิลเอทิลเอมีน (*N*-nitrosomethylethylamine, NMEA) และเอ็น-ไนโตรโซไดฟีนิลเอมีน (*N*-nitrosodiphenylamine, NDPhA) นอกจากนี้ยังพบว่า DEA และ DBA สามารถก่อตัวเป็นไนโตรซามีนอื่นๆ ได้มากกว่า DMA ที่เป็นสารก่อตัวของ NDMA ดังนั้นการปนเปื้อนของ DEA และ DBA มีความสำคัญในการก่อตัวเป็น NDEA NMor และ NDBA จากการศึกษาวิเคราะห์สารไนโตรซามีนในน้ำดิบ 9 แหล่งและน้ำดื่ม 12 แหล่งจากประเทศจีนพบว่าในน้ำดิบมีการปนเปื้อนของไนโตรซามีนในช่วงที่ไม่สามารถตรวจวัดได้ ถึง 42.4 ng/L และในน้ำดื่มอยู่ในช่วงที่ไม่สามารถตรวจวัดได้ถึง 26.3 ng/L

Bei *et al.*, (2016) วิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำที่เข้าสู่ระบบผลิตประปาพบว่า มีสารประกอบเอมีน 6 ชนิด ได้แก่ 5-[(dimethylamino)methyl]-2-furanmethanol *N,N*-benzyl dimethylamine *N,N*-dimethyl-3-aminophenol *N,N*-dimethylaniline และ Ziram

จากการทำปฏิกิริยาคลอรามีนเนชันพบว่า Ziram เป็นสารตั้งต้นหลักในการก่อตัวเป็น NDMA โดย Ziram 4.6 mg/L ทำปฏิกิริยากับโมโนคลอรามิน 40 mg/L เกิดเป็นสาร NDMA 74 µg/L ซึ่งเป็นปริมาณที่สูงมากเนื่องจากหน่วยงานต่างๆกำหนดมาตรฐานการปนเปื้อนของ NDMA ไว้ที่ระดับ ng/L

Leavey-Roback *et al.*, (2016) วิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในกลุ่มยาปฏิชีวนะที่ใช้ในปศุสัตว์ ซึ่งมีการตรวจพบยาปฏิชีวนะในน้ำทิ้งจากโรงงานบำบัดน้ำเสียชุมชนและในน้ำดื่ม ยาปฏิชีวนะ 10 ชนิดที่นำมาศึกษานั้นมี DMA เป็นหมู่ฟังก์ชัน จากการศึกษพบว่า Minocycline และ spiramycin มีเปอร์เซ็นต์การก่อตัวเป็น NDMA สูง เนื่องจากโครงสร้างของยาทั้งสองชนิดนี้มี DMA เป็นฟังก์ชันอยู่ 2 ตำแหน่งในโครงสร้าง จึงสามารถทำปฏิกิริยาและก่อตัวเป็น NDMA ได้สูงกว่ายาชนิดอื่นๆ จึงกล่าวได้ว่าดัชนีหลักที่ส่งผลต่อการก่อตัวของ NDMA คือ DMA

Na Phatthalung *et al.*, (2016) วิเคราะห์สารไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) ไดบูทิลเอมีน (dibutylamine, DBA) และอะนิลีน (aniline, AN) จากอ่างเก็บน้ำสะเดา อ่างเก็บน้ำคลองหลาและจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา บริเวณต้นน้ำ กลางน้ำ และท้ายน้ำ พบว่าน้ำจากอ่างเก็บน้ำสะเดามีการปนเปื้อนของ DMA DEA และ DBA 6.1 5.3 และ 7.9 µg/L ตามลำดับ บริเวณอ่างเก็บน้ำคลองหลามีการปนเปื้อนของ DMA DEA และ DBA 3.0 5.3 และ 9.7 µg/L ตามลำดับ ในส่วนของจุดสูบน้ำดิบบริเวณต้นน้ำไม่ตรวจพบสาร DMA แต่พบค่าของ DEA และ DBA อยู่ในช่วง 3.4-21.2 และ ND-5.4 µg/L จุดสูบน้ำดิบบริเวณลำน้ำช่วงกลางน้ำตรวจพบค่าสาร DMA DEA และ DBA อยู่ในช่วง ND-4.6 ND-4.2 และ 5.2-7.4 µg/L จุดสูบน้ำดิบบริเวณท้ายน้ำตรวจพบค่าสาร DMA DEA และ DBA อยู่ในช่วง ND-3.6 3.5-4.3 และ ND -6.7 µg/L ผลของการตรวจวัดอะนิลีนพบว่าอ่างเก็บน้ำสะเดาและคลองหลามีการปนเปื้อนอะนิลีนอยู่ในช่วง 123-129 ng/L บริเวณต้นน้ำ ลำน้ำช่วงและท้ายน้ำ มีการปนเปื้อนอะนิลีนอยู่ในช่วง 132-163 124-141 และ 112-177 ng/L ตามลำดับ และจากการวิเคราะห์หาค่าโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) พบว่าน้ำจากอ่างเก็บน้ำมีค่าการก่อตัวของไตรฮาโลมีเทนอยู่ในช่วง 175-248 µg/L น้ำดิบจากน้ำคลองอู่ตะเภามีค่าการก่อตัวของไตรฮาโลมีเทนอยู่ในช่วง 241-429 µg/L ส่วนค่าการก่อตัวของสารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMAFP) มีค่าต่ำกว่าขีดจำกัดการตรวจวัดที่ 237 ng/L

1.6.9 การลดสารก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

การลดการก่อตัวของ NDMA ทำได้โดยการลดปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนซึ่งเป็นสารตั้งต้นที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำก่อนการเติมคลอรีนหรือคลอรามินเพื่อฆ่าเชื้อโรคเมื่อระดับสารอินทรีย์ไนโตรเจนลดลง โอกาสการก่อตัวของ NDMA ก็จะลดลงด้วย การลดสารอินทรีย์ไนโตรเจนสามารถทำได้หลายวิธีได้แก่

1. การโคแอกกูเลชัน โดยงานวิจัยที่ผ่านมาได้ศึกษาการลด NDMAFP โดยใช้สารส้ม (Krasner, 2009), ปูนขาว (Mitch *et al.*, 2008) และเฟอริกคลอไรด์ (Sacher *et al.*, 2008) เป็นสารโคแอกกูแลนต์ ผลการศึกษาพบว่าสารโคแอกกูแลนต์ทั้ง 3 ชนิด สามารถลด NDMAFP ได้น้อยกว่าร้อยละ 10 Lee *et al.*, (2006) ศึกษาการโคแอกกูเลชันด้วยอะลูมิเนียมซัลเฟต และ cationic polymer เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON) พบว่าการใช้อะลูมิเนียมซัลเฟตเพียงอย่างเดียวกำจัด DON ได้น้อยกว่าการกำจัด DOC เมื่อเพิ่มประสิทธิภาพด้วยการเติมพอลิเมอร์พบว่าสามารถกำจัด DON ได้ดีกว่า DOC เล็กน้อย ส่วนการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันโดยการเติม polyDADMAC ในปริมาณเล็กน้อย สามารถช่วยกำจัด DON ได้ประมาณ 15-20 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเปรียบเทียบกับการใช้อะลูมิเนียมซัลเฟตเพียงอย่างเดียว และ Krasner *et al.*, (2013) ศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย polyDADMAC เพื่อลดการก่อตัวของเอ็น-ไนโตรโซในน้ำดื่ม พบว่าการใช้ polyDADMAC ทำให้เพิ่ม NDMAFP

2. การดูดซับ Chu *et al.*, (2011) ประยุกต์ใช้การปรับสภาพน้ำเบื้องต้นแบบ 3 ขั้นตอน ได้แก่ (1) การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) (2) การออกซิเดชันของโพแทสเซียมเปอร์แมงกาเนต (KMnO₄) และ (3) การออกซิเดชันแบบสัมผัสทางชีวภาพ (biological contact oxidation, BCO) ควบคู่กับกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบทั่วไป ผลการศึกษาพบว่า การดูดซับด้วย PAC กำจัดสารตั้งต้นได้อย่างมีประสิทธิภาพสำหรับสารคลอโรฟอร์ม (chloroform) (42.7 %) ไดคลอโรอะซิโตไนไตร์ล (dichloroacetonitrile, DCAN) (28.6 %) ไดคลอโรอะเซตาไมด์ (dichloroacetamide, DCAcAm) (27.2 %) และไตรคลอโรไนโตรมีเทน (trichloronitromethane) (35.7 %) ค่าดังกล่าวซึ่งมีค่าสูงกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพในการบำบัดเบื้องต้นด้วยการออกซิเดชันของสาร KMnO₄ และกระบวนการ BCO สำหรับประสิทธิภาพในการกำจัดคาร์บอนอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (DOC) โดยกระบวนการ BCO (76.5 %) ดีกว่าการดูดซับด้วย PAC (69.9 %) และการออกซิเดชันด้วย KMnO₄ (61.4 %) อย่างไรก็ตามกระบวนการปรับสภาพน้ำด้วยวิธีทางชีวภาพแบบ BCO เพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) โดยการฟอร์มตัวขึ้นในระหว่างกระบวนการฆ่าเชื้อด้วยคลอรีน

Hanigan *et al.*, (2012) ศึกษาการดูดซับสารตั้งต้นของการก่อตัวของ NDMA ด้วยผงถ่านกัมมันต์ (PAC) และถ่านกัมมันต์แบบเกล็ด (GAC) พบว่าการใช้ PAC 3 8 และ 75 mg/L ลด NDMAFP ได้ร้อยละ 37 59 และ 91 ตามลำดับ และ GAC ลด NDMAFP ร้อยละ 60 -90 นอกจากนี้ Beita-Sandi *et al.*, (2016) ศึกษาการดูดซับสารตั้งต้นของ NDMA ด้วย PAC พบว่าการดูดซับบนผิวของผงถ่านเกิดได้ทั้งแบบ electrostatic และ non-electrostatic นอกจากนี้ยังพบว่าการเพิ่มปริมาณ PAC จาก 15 mg/L เป็น 30 mg/L ไม่ทำให้ประสิทธิภาพการดูดซับเพิ่มขึ้น การใช้

PAC ปริมาณ 15 mg/L ลด NDMAFP ได้ 70 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าถ่านกัมมันต์สามารถลดสารตั้งต้นของการก่อตัวของ NDMA ได้

3. การโคแอกกูเลชันร่วมกับการดูดซับ Matsui *et al.*, (2009) ศึกษากระบวนการกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ (poly aluminium chloride, PACl) ร่วมกับถ่านกัมมันต์แบบผง (PAC) และกระบวนการไมโครฟิลเตรชัน พบว่าการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงร่วมกับโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ ลดสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC) ได้มากกว่าการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงอย่างเดียว พนมวรรณ ทองช่าง (2559) ศึกษาการลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์และโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ลด DOC และ DON ได้ 36 และ 39 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงลด DOC และ DON ได้ 45 และ 21 เปอร์เซ็นต์และพบว่าการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ลด DON ได้มากกว่าการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง

Kumsuvan (2013) ศึกษาการลดสารตั้งต้นของสาร NDMA ในน้ำดิบประปาจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนและบางเลนโดยการโคแอกกูเลชัน พบว่าโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ลด DOC และ DON ในน้ำดิบจากบางเขนได้ 42 และ 41 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ลด DOC และ DON ในน้ำดิบจากบางเลนได้ 38 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อทำการเพิ่มประสิทธิภาพของการโคแอกกูเลชันด้วยการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วยโพลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับการใช้ถ่านกัมมันต์แบบผง ลด DOC และ DON ในน้ำดิบจากบางเขนได้ 77 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และลด DOC และ DON ในน้ำดิบจากบางเลนได้ 85 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ นอกจากนี้ Xue *et al.*, (2017) ศึกษาการลดสารตั้งต้นของ NDMA (DMA DEA DPA และDMAI) โดยเติมสารตั้งต้นลงในน้ำตัวอย่างให้มีความเข้มข้น 25 µg/L และทำการโคแอกกูเลชันด้วย alum ร่วมกับ PAC และ alum ร่วมกับ zeolite ผลปรากฏว่าการใช้ alum ร่วมกับ PAC ลด DMAI ได้ดีที่สุด (77.9 เปอร์เซ็นต์) ลด DMA ได้ 0.5 เปอร์เซ็นต์ แต่ไม่สามารถลด DEA และ DPA ได้ ส่วนการใช้ alum ร่วมกับ zeolite ไม่สามารถลด DMAI แต่สามารถลด DMA DEA และ DPA ได้ 100 91.9 และ 100 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

1.6.10 การลดสารก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการเมมเบรน

Xu *et al.*, (2010) ศึกษาศักยภาพในการแยกสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON) ในน้ำดื่มด้วยกระบวนการแยกด้วยเยื่อแผ่นสังเคราะห์ (membrane) แบบนาโนฟิลเตรชัน โดยเปรียบเทียบศักยภาพในการลด dissolved inorganic nitrogen (DIN)/total dissolved nitrogen (TDN) และการแยกสาร DON ของเยื่อแผ่นสังเคราะห์ 3 ชนิด ได้แก่ NF90 NF270 และ HL พบว่า

เยื่อแผ่นสังเคราะห์ทั้ง 3 ชนิดสามารถลด DIN/TDN และแยก DON จากน้ำได้ เยื่อแผ่นสังเคราะห์ชนิด NF270 ให้ประสิทธิภาพในการแยก DON สูงสุด เมื่อนำเยื่อแผ่นสังเคราะห์ชนิด NF270 ไปประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียขั้นสูงพบว่าลด DON ได้ร้อยละ 70

Xu *et al.*, (2011) ศึกษาปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON) ในกระบวนการผลิตน้ำดื่ม พบว่าน้ำดิบมี DON 0.34 mg/L เมื่อผ่านกระบวนการกรองขั้นต้นด้วยเยื่อแผ่นสังเคราะห์แบบอัลตราฟิลเตรชันเพื่อแยกสารตามน้ำหนักโมเลกุล พบว่าส่วนของสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า 5 kDa มีค่า DON ร้อยละ 60 ของ DON ทั้งหมด และส่วนของสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า 1 kDa สามารถก่อให้เกิด NDMA ได้มากที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการก่อดัวเท่ากับ 69.5 เปอร์เซ็นต์ ของ NDMA ทั้งหมด จึงสรุปได้ว่า สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำที่มีโอกาสก่อดัวเป็น NDMA ได้มากที่สุด นอกจากนี้พบว่าในระบบการผลิตน้ำดื่มที่มีกระบวนการ pre-O₃ การรวมตะกอนและการกรอง ไม่สามารถกำจัดสารที่มีน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่า 1 kDa ได้

Fujioka *et al.*, (2013) ศึกษาผลกระทบการฟาว์ลิงของเมมเบรนต่อการกักสารไนโตรซามีนด้วยเทคนิคนาโนฟิลเตรชันโดยใช้เมมเบรนชนิด NF90 และออสโมซิสผันกลับโดยใช้เมมเบรนชนิด ESPA2 และ ESPAB ซึ่งเมมเบรนทั้ง 3 ชนิดผลิตจากวัสดุโพลีเอไมด์ กำหนดค่าฟลักซ์เริ่มต้นที่ 60 L/m² h ผลการศึกษาพบว่าเมมเบรนทั้ง 3 ชนิดกักสารไนโตรซามีนได้และสามารถกักได้แม้กระทั่งสาร NDMA ซึ่งมีขนาดโมเลกุลเล็กที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับสารตัวอื่นในกลุ่มนี้ เมื่อทดสอบการกักสาร NDMA ของเมมเบรน NF90 ESPA2 และ ESPAB พบว่าสามารถกักสารได้ 11-34 34-73 และ 82-88 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมมเบรนชนิด ESPAB สามารถกักสารไนโตรซามีนได้ดีที่สุด ประสิทธิภาพการกักสาร NDMA ได้มากส่งผลให้สามารถลดการปนเปื้อนของ NDMA ในน้ำที่ไหลผ่านได้มากเช่นกัน

Sumpattanavorachai (2013) ศึกษาการลดสารตั้งต้นการก่อดัว NDMA ในน้ำดิบระบบผลิตผลิตน้ำประปาบางเขนและบางเลนที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับระบบเมมเบรนชนิด NF และ RO พบว่าสำหรับน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนเมมเบรนชนิด NF ลด DOC และ DON ได้ 92 และ 69 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเมมเบรนชนิด RO ลด DOC และ DON ได้ 95 และ 85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนเมมเบรนชนิด NF ลด DOC และ DON ได้ 97 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเมมเบรนชนิด RO ลด DOC และ DON ได้ 97 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Ersan *et al.*, (2016) ศึกษาการลดโอกาสการก่อดัวของ NDMA และ THM ด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน โดยใช้เมมเบรน 3 ชนิด ได้แก่ ESNA TS80 และ NF270 พบว่า เมมเบรน ESNA TS80 และ NF270 ลดโอกาสการก่อดัวของ NDMAFP ได้ 57-62 78-82 และ 51-58 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และสามารถลดโอกาสการก่อดัวของ THMFP ได้ 87-91 83-87 และ 72-80

เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมมเบรน NF270 ลด NDMAFP และ THMFP ได้น้อยสุดเนื่องจาก NF270 มีค่า molecular weight cutoff (MWCO) มากสุด (200-400 dalton) ส่วน เมมเบรน TS80 ลด NDMAFP และ THMFP ได้น้อยสุด เนื่องจากมีค่า MWCO น้อยสุด (150 dalton)

บทที่ 2

วิธีการดำเนินการวิจัย

2.1 สถานที่เก็บตัวอย่างน้ำและดำเนินการวิจัย

งานวิจัยนี้เก็บตัวอย่างน้ำจากแหล่งน้ำดิบประปาคลองอู่ตะเภา อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยเก็บตัวอย่างน้ำ 3 ครั้ง จากจุดสูบน้ำดิบของระบบประปาการประปาส่วนภูมิภาค หาดใหญ่และน้ำประปาที่ออกจากระบบประปา (รูปที่ 2-1 และ 2-2) ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 1 เก็บวันที่ 20 กุมภาพันธ์ พ.ศ. 2557 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อตรวจติดตามคุณลักษณะของน้ำและสารตั้งต้นการก่อตัวของสารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA precursors) ในน้ำดิบประปา ตัวอย่างครั้งที่ 2 เก็บเมื่อวันที่ 29 เมษายน พ.ศ. 2557 เพื่อเป็นตัวแทนของน้ำตัวอย่างในฤดูร้อน และตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 เก็บเมื่อวันที่ 16 ธันวาคม พ.ศ. 2557 เพื่อเป็นตัวแทนของน้ำตัวอย่างในฤดูฝน การเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อศึกษาการลดสารตั้งต้นและค่าโอกาสการก่อตัวของเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลเอมีน (NDMA formation potential, NDMAFP) ในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการเมมเบรน น้ำตัวอย่างถูกนำไปเก็บในห้องรักษาความเย็นที่อุณหภูมิ 4°C



รูปที่ 2-1 จุดสูบน้ำดิบประปาหาดใหญ่

การดำเนินการวิจัยทำการทดลองที่สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่ ส่วนการวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัวของสาร NDMA สาร NDMA และ NDMAFP ด้วยเทคนิค Gas chromatography flame ionization detector (GC/FID) และเทคนิค Gas chromatography with nitrogen phosphorus detector (GC/NPD) วิเคราะห์กลุ่มสารไตรฮาโลมีเทนด้วยเทคนิค Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector (GC/ μ -ECD) ตลอดจนการวิเคราะห์ fluorescent excitation-emission matrix (FEEM) ด้วยเครื่อง fluorospectroscopy และ total

dissolved nitrogen (TDN) ด้วยเครื่องมือ High performance TOC/TN_b analyzer ดำเนินการที่ ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ วิทยาเขตหาดใหญ่



รูปที่ 2-2 จุดเก็บน้ำประปาที่ออกจากระบบประปาหาดใหญ่

2.2 กระบวนการทดลอง

การทดลองแบ่งออกเป็น 3 ส่วน ส่วนที่ 1 เป็นการวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติ ส่วนที่ 2 เป็นการลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้น การก่อตัวของ NDMA ด้วยการโคแอกกูเลชัน ส่วนที่ 3 เป็นการลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันแล้วด้วยเมมเบรน

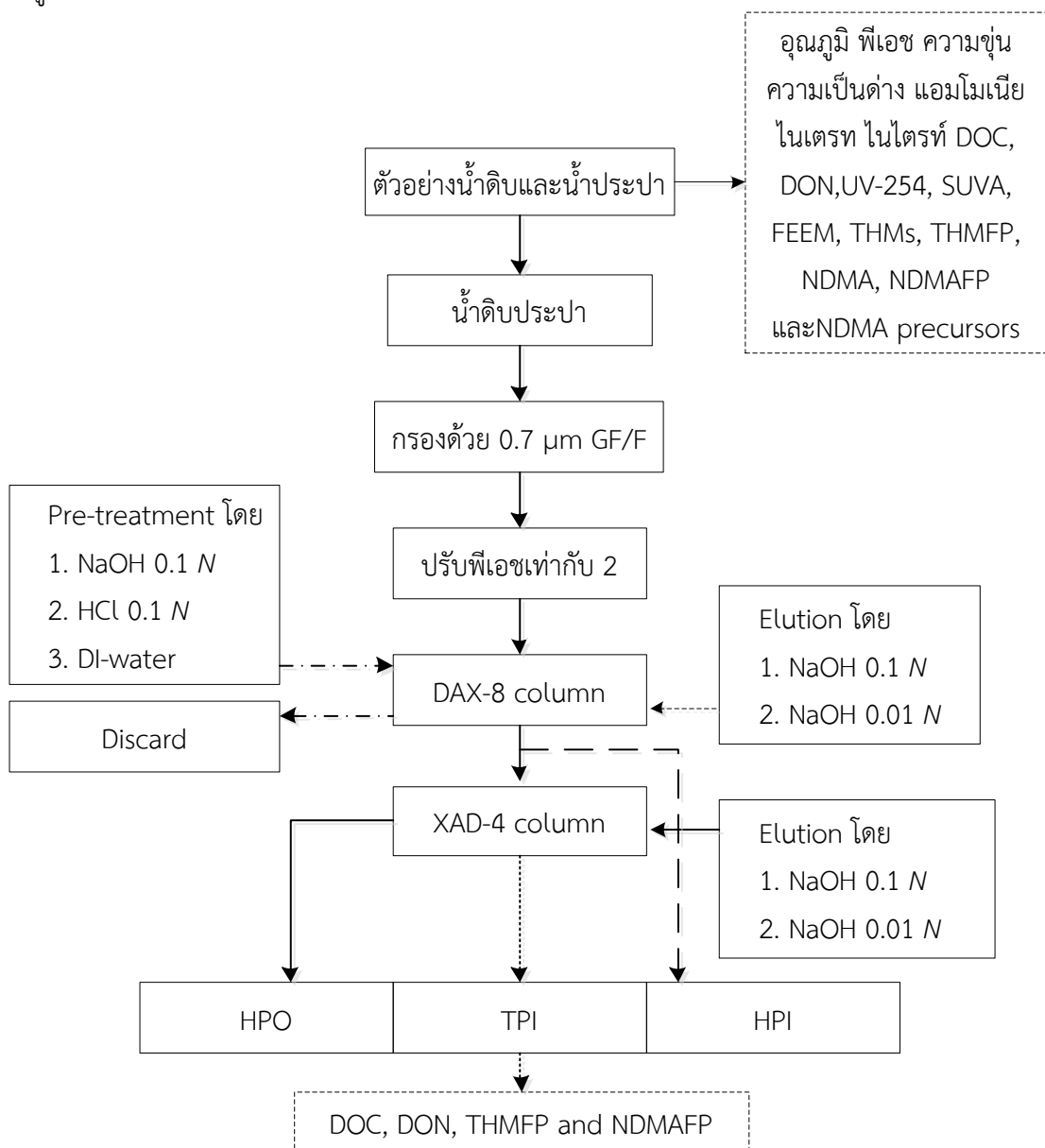
2.2.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงสารอินทรีย์ธรรมชาติ

1. วิเคราะห์ อุณหภูมิ พีเอช ค่าความขุ่น ความเป็นด่าง แอมโมเนีย ไนเตรต ไนไตรต์ สารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ สารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ UV-254 SUVA และ FEEM
2. วิเคราะห์สารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) ในน้ำประปา และ THMFP ในน้ำดิบประปา ตามวิธี Standard method for the examination of water and wastewater 6232 และ 5710 B. และตรวจวัดด้วยเทคนิค Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector (GC/ μ -ECD)
3. วิเคราะห์สาร NDMA ในน้ำประปาและ NDMAFP ในน้ำดิบประปา โดยสกัดด้วยวิธี Solid Phase Extraction ตามวิธีมาตรฐานของ EPA521 และตรวจวัดด้วยเทคนิค Gas chromatography with nitrogen phosphorus detector (GC/NPD)
4. วิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในน้ำดิบประปาโดยแบ่งสารตั้งต้นเป็นสองกลุ่ม คือ 1. กลุ่มอะลิฟาติก ได้แก่ ไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) และไดบิวทิลเอมีน (di-butylamine, DBA) ทำการสกัดตามวิธีของ Sacher

et al., (1997) 2. กลุ่มอะโรมาติก ได้แก่ สารอะนิลีน (Aniline, AN) ทำการสกัดตามวิธีของ Jurado-Sanchez *et al.*, (2009) และตรวจวัดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ด้วยเทคนิค Gas chromatography flame ionization detector (GC/FID)

5. แยกสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบ โดยแยกออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (transphilic organic fraction, TPI)

6. วิเคราะห์หาค่า DOC THMFP NDMAFP ของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO HPI และ TPI โดยแสดงแผนผังขั้นตอนการวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงสารอินทรีย์ ดังรูปที่ 2-3



รูปที่ 2-3 แผนผังขั้นตอนการวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพ เคมี และการแจกแจงสารอินทรีย์ธรรมชาติ

2.2.2 การลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้นการก่อตัวสาร NDMA ด้วยการโคแอกกูเลชัน

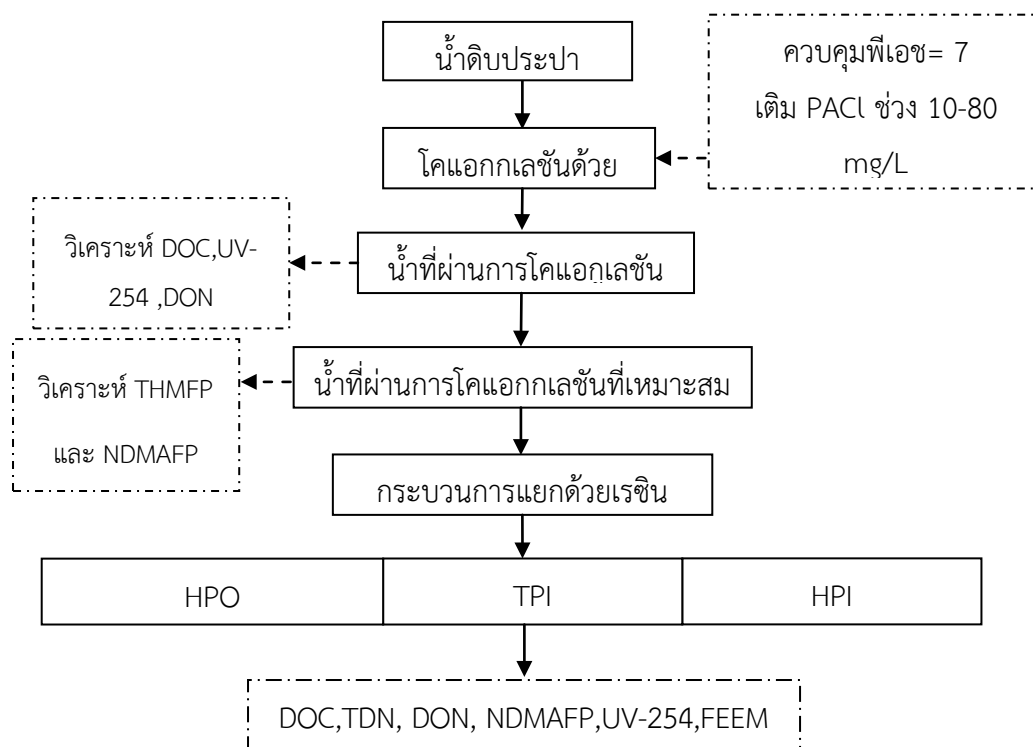
กระบวนการโคแอกกูเลชันทำการทดลองโดยใช้น้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 ทำการโคแอกกูเลชันด้วยเครื่องจาร์เทส โดยใช้โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) เป็นสารสร้างตะกอน และใช้ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (powder activated carbon, PAC) เป็นสารดูดซับร่วมในการสร้างตะกอน

1. ทำการการโคแอกกูเลชันน้ำดิบด้วย PACl ที่ความเข้มข้น 10 20 40 60 และ 80 mg/L โดยควบคุมพีเอชที่ 7 วิเคราะห์ค่า UV-254 DOC และ DON ในน้ำที่ผ่านการบำบัดเพื่อหาสถานะที่เหมาะสม

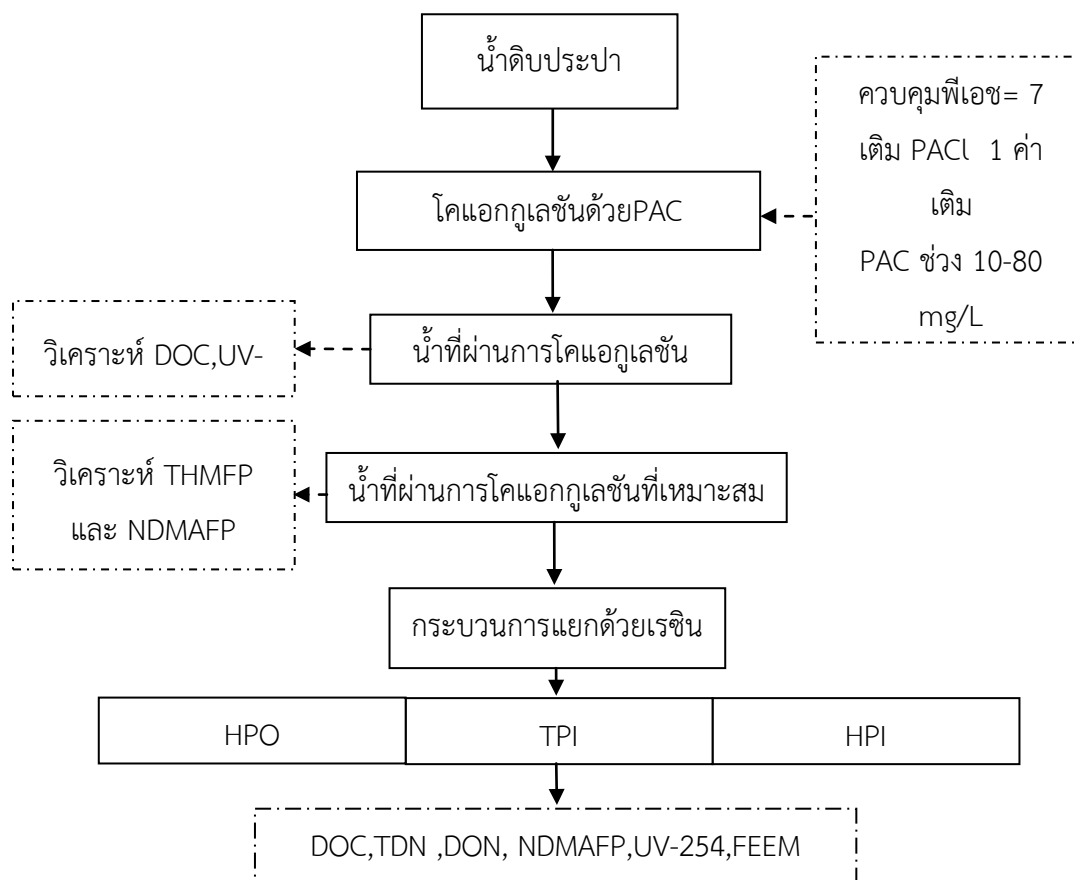
2. เลือกความเข้มข้นของ PACl ที่สถานะที่เหมาะสมมาทำการโคแอกกูเลชันร่วมกับถ่านกัมมันต์ชนิดผง ที่ความเข้มข้น 10 20 40 60 และ 80 mg/L เพื่อหาปริมาณถ่านที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ โดยควบคุมพีเอชที่ 7 และวิเคราะห์ค่า UV-254 DOC และ DON ในน้ำที่ผ่านการบำบัด

3. นำน้ำตัวอย่างที่ได้จากกระบวนการข้อที่ 1 และ 2 ที่สถานะที่เหมาะสมมาวิเคราะห์ THMFP NDMAFP และแยกสารอินทรีย์เป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ HPO HPI และ TPI และทำการวิเคราะห์ DOC THMFP และ NDMAFP ของสารอินทรีย์ทั้ง 3 กลุ่ม ดังรูป 2-4 และ 2-5

4. ศึกษาประสิทธิภาพการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สถานะที่เหมาะสมจากข้อ 1 ในน้ำสังเคราะห์ การสังเคราะห์น้ำในขั้นตอนนี้เป็นการใช้น้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างมาเติมสาร DMA DEA DBA และ สารอะนินีน ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐานดังกล่าวที่ 5 µg/L



รูปที่ 2-4 แผนผังขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl



รูปที่ 2-5 แผนผังขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับ ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)

2.2.3 การลดสารอินทรีย์และสารตั้งต้นของสาร NDMA ด้วยกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนใช้ระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (mass transfer in crossflow filtration) ดังรูปที่ 2-6 ทำการศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process) โดยใช้เมมเบรนชนิด NF-270 และศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process) โดยใช้เมมเบรนชนิด TW30 คุณสมบัติของเมมเบรนแสดงไว้ในตารางที่ 2-1

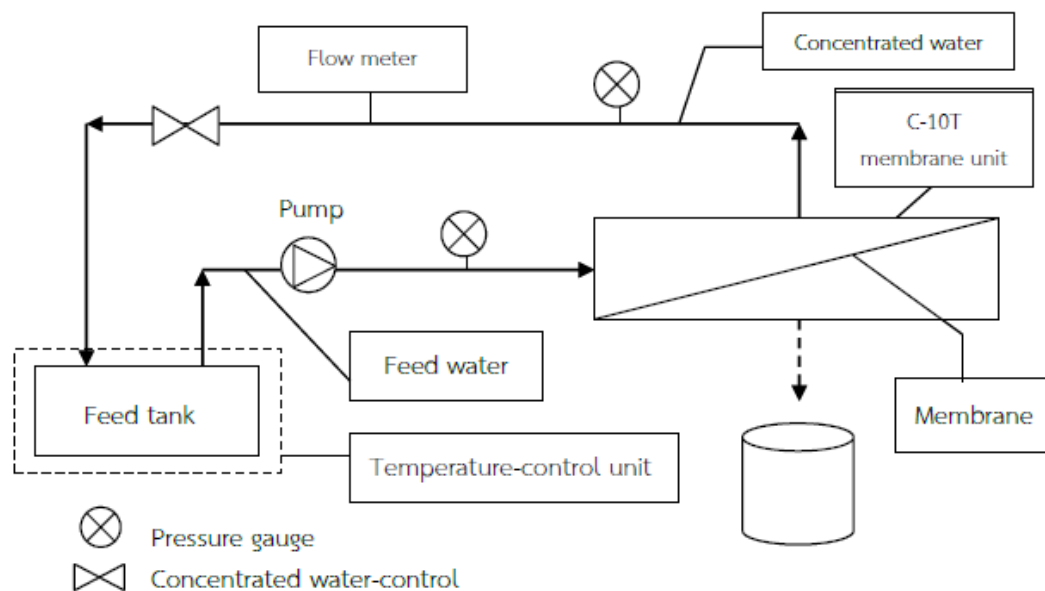
1. ศึกษาค่าฟลักซ์ของเมมเบรนทั้ง 2 ชนิดในน้ำ DI และน้ำตัวอย่างที่ช่วงความดัน 2 ถึง 4 บาร์
2. หาความดันที่เหมาะสมในการลด DOC และ DON ของเมมเบรนทั้ง 2 ชนิด โดยทำการทดลองที่ช่วงความดัน 2 ถึง 4 บาร์
3. เลือกความดันที่เหมาะสมสำหรับการแยกสารด้วยเมมเบรนชนิด NF270 มาทดลองกับตัวอย่างน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่สภาวะที่เหมาะสม 1 ค่า วิเคราะห์ค่า DOC UV-254 DON FEEM THMFp และ NDMAFP ในน้ำที่ผ่านการแยก

4. เลือกความดันที่เหมาะสมสำหรับการแยกสารด้วยด้วยเมมเบรน TW30 มาทดลองกับตัวอย่างน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะที่เหมาะสม 1 ค่า วิเคราะห์ค่า DOC UV-254 DON FEEM THMFP และ NDMAFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรน

5. ศึกษาประสิทธิภาพการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในน้ำสังเคราะห์ด้วยเมมเบรนทั้ง 2 ชนิดที่สภาวะที่เหมาะสม (4 บาร์) การสังเคราะห์น้ำในขั้นตอนนี้เป็นการใช้ตัวอย่างน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะที่เหมาะสม 1 ค่า มาเติมสาร DMA DEA DBA และสารอะนินีน ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐาน 5 µg/L แล้วนำไปผ่านระบบเมมเบรน

ตารางที่ 2-1 คุณสมบัติของเมมเบรน

| คุณสมบัติ | NF270 | TW30 |
|---|-------------|-------------|
| ผู้ผลิต | DOW/Filmtec | DOW/Filmtec |
| ความซึมผ่านได้ของน้ำ ($L m^{-2} h^{-1} bar^{-1}$) | 13.5 | 2 |
| น้ำหนักโมเลกุลสารที่กักกันได้ (Daltons) | 170-300 | 100 |
| Contact angle (°) | 55.0 | N.A. |
| Zeta potential (mV) | -19 | -20.6 |
| ความสามารถในการกักกัน NaCl (%) | 70% | 92% |



รูปที่ 2-6 ระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (crossflow filtration)

2.3 วิธีการทดลองและการวิเคราะห์ข้อมูล

2.3.1 การวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพและเคมี

ทำการวิเคราะห์คุณลักษณะทางกายภาพและเคมีในตัวอย่างน้ำดิบประปาและน้ำประปาจากการเก็บตัวอย่างทั้ง 3 ครั้ง โดยวิเคราะห์พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ดังนี้

| พารามิเตอร์ | วิธีการ/เครื่องมือวิเคราะห์ |
|---|--|
| อุณหภูมิ (temperature, °C) | เทอร์โมมิเตอร์ (thermometer) |
| พีเอช (pH) | เครื่องวัดพีเอช (pH meter) |
| ค่าความขุ่น (turbidity, NTU) | เครื่องวัดความขุ่น (turbidity meter) ของ HACH รุ่น 2100 N |
| ความเป็นด่าง (alkalinity , mg/L as CaCO ₃) | วิเคราะห์ค่าความเป็นด่างของน้ำโดยการไทเทรตตามวิธี Standard method 2320 B. Titration method |
| แอมโมเนีย (ammonia, NH ₃ , mgN/L) | วิเคราะห์โดยวิธี Salicylate method โดยใช้เครื่อง Portable Spectrophotometer ของ HACH รุ่น DR 2700 TM |
| ไนเตรท (nitrate, NO ₃ ⁻ , mgN/L) | วิเคราะห์โดยวิธี Cadmium reduction method โดยใช้เครื่อง Portable Spectrophotometer ของ HACH รุ่น DR 2700 TM |
| ไนไตรท์ (nitrite, NO ₂ ⁻ , mgN/L) | วิเคราะห์โดยวิธี Diazotization method โดยใช้เครื่อง Portable Spectrophotometer ของ HACH รุ่น DR 2700 TM |

2.3.2 การวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำ

การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ ศึกษาโดยใช้ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำได้แก่ DOC DON UV-254 SUVA และ FEEM

1) การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (DOC)

ประยุกต์วิธีจาก Standard method 5310B Combustion method ร่วมกับคู่มือการวิเคราะห์สารอินทรีย์ด้วยเครื่องวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ ยี่ห้อ SHIMADSHU รุ่น TOC-L with TOC Control-L และวิเคราะห์ตัวอย่างด้วยเครื่องวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ ยี่ห้อ SHIMADSHU รุ่น TOC-L with TOC Control-L

2) การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON)

วิเคราะห์ค่า DON ในน้ำตัวอย่างโดยประยุกต์วิธีการจาก Xu *et al.*, (2010) ดำเนินการโดยกรองน้ำตัวอย่างด้วยชุด Dead-end filtration ที่ทำจากวัสดุ stainless steel ดังรูปที่ 2-7 และนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการกรองด้วยชุดเมมเบรนแล้วไปวิเคราะห์ค่า Total Dissolved Nitrogen (TDN) โดยใช้เครื่อง High performance TOC/TN analyzer, multi N/C 3100, Analytic Jena AG, Germany ที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์



รูปที่ 2-7 ชุดอุปกรณ์ dead-end filtration



รูปที่ 2-8 ขั้นตอนการกรองด้วยเมมเบรน

ขั้นตอนการกรองด้วยชุดอุปกรณ์ Dead-end filtration แสดงในรูปที่ 2-8 ดังนี้ ขั้นที่ (1) ตัดแผ่นเมมเบรนชนิด NF270 และแผ่นตาข่ายรองรับ เป็นวงกลมขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 75 mm ขั้นที่ (2) นำแผ่นตาข่ายและแผ่นเมมเบรนวางลงในชุดกรอง ขั้นที่ (3) ประกอบชุดอุปกรณ์ทั้งหมดและรัดให้แน่นด้วยท่อรัด (clamp) ขั้นที่ (4) เติมน้ำตัวอย่างปริมาณ 200 mL ลงในชุดกรองทางด้านบน และขั้นที่ (5) ต่อชุดอุปกรณ์กับท่อแก๊สไนโตรเจน (N₂) และปรับให้ได้ความดันที่ 40 psi จากนั้นปล่อยให้ตัวอย่างไหลผ่านเมมเบรนจนกระทั่งเหลือน้ำส่วนบน (retentate) ประมาณ 50 mL จึงหยุดการเดินระบบ จากนั้นเก็บตัวอย่างน้ำ retentate มาทำการวิเคราะห์ค่า TDN NH₃ NO₃⁻ และ NO₂⁻ เพื่อนำไปคำนวณค่า DON การกรองตัวอย่างน้ำแต่ละครั้งใช้เวลาประมาณ 2 ชั่วโมง โดยแต่ละตัวอย่างจะกรอง 2 ครั้ง เพื่อให้ได้น้ำตัวอย่างที่เพียงพอในการวิเคราะห์

ค่าสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON) เป็นผลต่างของค่าไนโตรเจนละลายน้ำทั้งหมด (total Dissolved Nitrogen, TDN) กับสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved inorganic nitrogen, DIN) โดยที่ค่า DIN เป็นผลรวมของ NH₃ NO₃⁻ และ NO₂⁻ แสดงดังสมการที่ (1), (2) และ (3)

$$DIN = NO_3^- + NO_2^- + NH_3 \quad (1)$$

$$TDN = DIN + DON \quad (2)$$

$$\text{ดังนั้น } DON = TDN - (NO_3^- + NO_2^- + NH_3) \quad (3)$$

การหาค่า DON คำนวณได้จากสมการต่อไปนี้ Xu *et al.*, (2010)

$$C_F = \frac{C_R V_R + C_P V_P}{V_F} \approx \frac{C_R (V_F - V_P)}{V_F}$$

โดย C_F คือ ความเข้มข้นของ DON ในน้ำที่เข้าระบบ

V_F คือ ปริมาตรของน้ำที่เข้าระบบ

C_R คือ ความเข้มข้นของ DON ในน้ำส่วนที่เหลือจากการกรอง (retentate)

V_R คือ ปริมาตรของน้ำส่วนที่เหลือจากการกรอง (retentate)

C_P คือ ความเข้มข้นของ DON ในน้ำส่วนที่ผ่านการกรอง (permeate)

V_P คือ ปริมาตรของน้ำส่วนที่ผ่านการกรอง (permeate)

3) ค่าการดูดกลืนแสง UV ที่ 254 นาโนเมตร (UV-254)

วิเคราะห์ตามวิธีจาก Standard method 5910 B. Ultraviolet absorption method โดยใช้เครื่อง UV-visible spectrophotometer รุ่น Thermo spectronic, England

4) ค่าการดูดกลืนแสง UV จำเพาะ (SUVA)

ค่า SUVA เป็นค่าดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์กลุ่มฮิวมิกที่อยู่ในน้ำ คำนวณได้จากค่าของ UV-254 (หน่วย cm⁻¹) หารด้วยค่า DOC (หน่วย mg/L)

2.3.3 การตรวจวัดลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเทคนิค Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

การวิเคราะห์ด้วยเทคนิค FEEM เป็นการกระตุ้นโมเลกุลของสารอินทรีย์ให้มีการปลดปล่อยพลังงานด้วยแสงฟลูออเรสเซนซ์จากหลอด xenon ซึ่งตรวจวัดโดยใช้เครื่อง Spectrofluorometer มีรายละเอียดและวิธีการต่างๆ ดังนี้

1) การเตรียมสารมาตรฐานด้วยสาร Quinine sulfate

สาร quinine sulfate $[(C_{20}H_{24}N_2O_2)H_2SO_4 \cdot 2H_2O]$ เป็นสารที่นำมาใช้ในการตรวจสอบค่ามาตรฐานของเครื่อง Spectrofluorometer ทำได้โดยเตรียม quinine sulfate ในสารละลายกรดซัลฟูริกเข้มข้น 0.1 M ที่ความเข้มข้น 10 $\mu\text{g/L}$ แล้วนำไปวัดค่าเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์โดยสแกนความยาวคลื่นที่ emission wavelength (E_m) เท่ากับ 450 นาโนเมตร และใช้ความยาวคลื่นกระตุ้นที่ excitation wavelength (E_x) เท่ากับ 345 nm ซึ่ง 10 quinine sulfate unit (QSU) เท่ากับความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารมาตรฐานที่ความเข้มข้น 10 $\mu\text{g/L}$ (Kasuga *et al.*, 2003)

2) สภาวะการทำงานของเครื่อง Spectrofluorometer ในการตรวจวัดตัวอย่าง Advance Mode

Measurement mode: emission

Excitation band width: 5 nm

Emission band width: 5 nm

Response: 0.1 sec

Sensitivity: medium

Excitations wavelengths range : 220 nm-600 nm

Emissions wavelengths range : 230 nm-730 nm

Scanning speed: 2000 nm/ min

3) ขั้นตอนการตรวจวัด FEEM

(1) เตรียมน้ำตัวอย่างโดยกรองด้วยแผ่นกรอง GF/F ขนาด 0.7 μm และปรับค่าพีเอชในน้ำให้มีค่าเท่ากับ 7

(2) เปิดเครื่องคอมพิวเตอร์และเครื่อง Spectrofluorometer และปล่อยให้วอร์มอย่างน้อย 30 นาที เพื่อให้พลังงานแสงคงที่ (photometric stability)

(3) นำสารมาตรฐาน Quinine sulfate ที่ความเข้มข้น 10 $\mu\text{g/L}$ ใส่ในคิวเวทโปร่งแสงทั้ง 4 ด้าน เพื่อวัดค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ที่ Emission wavelength (E_m) เท่ากับ 450 นาโนเมตร และ ที่ Excitation wavelength (E_x) เท่ากับ 345 นาโนเมตร

(4) วัดค่า FEEM ของน้ำ Milli-Q ที่ E_x ตั้งแต่ 220 nm จนกระทั่งครบ 600 nm (เปลี่ยนความถี่ทุกๆ 5 นาโนเมตร) โดยที่ E_x หนึ่งค่าทำการวัดค่า E_m ตั้งแต่ 230 ถึง 700 nm

(5) วัดค่า FEEM ของน้ำตัวอย่างที่ E_x ตั้งแต่ 220 nm จนกระทั่งครบ 600 nm (เปลี่ยนความถี่ทุกๆ 5 นาโนเมตร) โดยที่ E_x หนึ่งค่าทำการวัดค่า E_m ตั้งแต่ 230 ถึง 700 nm

(6) นำข้อมูลที่ได้ในรูปแบบฐานข้อมูล ASCII (*.TXT) มาประมวลผลในโปรแกรม Excel โดยทำการนำค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำตัวอย่างมาลบค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำ Milli-Q และนำมาหารด้วยค่าความเข้มแสงของ Quinine sulfate จะได้ค่าในหน่วย QSU

(7) นำผลข้อมูลจากโปรแกรมมาสร้างกราฟในรูปแบบเส้นชั้นความสูง (contour) และสามมิติ (3D) และอ่านค่า Ex และ Em จากกราฟ สำหรับวิเคราะห์กลุ่มของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนอยู่ในน้ำ

2.3.4 การวิเคราะห์ THMs และ THMFP

วิเคราะห์โดยการสกัดตามวิธี Standard method 6232 B. Liquid-liquid extraction gas chromatography method และตรวจวัดด้วยเทคนิค Gas chromatography Micro-cell Electron Capture Detector (GC/ μ -ECD) มีขั้นตอนการวิเคราะห์ดังนี้

1) การเตรียมสารละลายมาตรฐาน (calibration curve) ของ THMs เตรียมสารละลายมาตรฐานของ THMs mixture (Stock standard solution) ที่ความเข้มข้น 200 mg/L เติมสารมาตรฐานลงในน้ำ DI 35 mL ให้ได้ความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐาน THMs เป็น 10, 100, 500, 800, และ 1000 μ g/L จากนั้นนำไปสกัดตามขั้นตอนการสกัดและตรวจวัดด้วยเครื่อง GC- μ ECD

2) การเก็บตัวอย่าง เก็บใส่ขวดสีชาขนาด 250 mL ปิดฝาให้สนิท และเก็บรักษาตัวอย่างน้ำที่อุณหภูมิ 4°C ก่อนการตรวจวิเคราะห์

3) การสกัดตัวอย่าง เติมน้ำตัวอย่าง 35 mL ลงในขวดสีชาขนาด 40 mL เติม Internal standard (Bromofluorobenzene) เขย่าให้เข้ากัน จากนั้นเติมตัวทำละลายเพนเทนปริมาตร 2 mL และเขย่าด้วยมือเป็นเวลา 2 นาที วางทิ้งไว้จนเกิดการแยกชั้น แล้วดูดเอาสารละลายในส่วนของตัวทำละลายเพนเทน (ชั้นบน) เก็บในขวด vial ขนาด 2 mL และเก็บรักษาที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4°C ก่อนการตรวจวิเคราะห์ด้วย GC- μ ECD

4) การวิเคราะห์สาร THMs ด้วยเทคนิคแก๊สโครมาโทกราฟีตัวตรวจวัดชนิดไมโครเซลล์อิเล็กตรอนแคปเจอร์ (GC/ μ -ECD) โดยใช้บริการเครื่องมือที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการวิเคราะห์สาร THMs และ THMFP ของเครื่องมือแสดงดังตารางที่ 2-2

5) วิเคราะห์โอกาสการก่อตัวของ THMFP ตามวิธี Standard method 5710 B. Formation of trihalomethane and other disinfection by products. โดยวิเคราะห์หาปริมาณคลอรีนคงเหลือ (free chlorine residual) ตามวิธีการ Standard method 4500-Cl B. Iodometric Method และ Standard method 4500-Cl G. DPD colorimetric method. จากนั้นนำตัวอย่างไปสกัดและตรวจวัดด้วย GC/ μ -ECD ตามขั้นตอนที่ 3 และ 4 ตามลำดับ

ตารางที่ 2-2 สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/ μ -ECD ในการวิเคราะห์สาร THMs และ THMFP

| Program/mode | Condition |
|-----------------|---|
| Inlet condition | Mode : split Injector temperature : 225 °C Pressure : 28.93 psi Split ratio : 5:1 Total flow : 60.1mL/min Gas type : Helium |
| Column | Restex (5%diphenyl/95%dimethyl polysiloxane) Length : 30 m Diameter : 320 μ m Film thickness : 0.25 μ m Mode : constant flow Pressure : 28.95 psi Flow : 9.6 mL/min Average velocity : 97 cm/sec |
| Oven | Initial temperature : 40 °C, time 4 min 15°C/min to 180, time 1 min Post run 250, time 0.5 min |
| Detector | μ -ECD Temperature : 270 °C Nitrogen flow : 60 mL/min Makeup gas : Nitrogen (constant makeup flow) Electrometer : on |

2.3.5 การวิเคราะห์สาร NDMA

วิเคราะห์โดยการสกัดตามวิธีมาตรฐาน EPA521 และตรวจวัดด้วยเครื่อง GC-NPD มีขั้นตอนดังนี้

1) การเตรียมสารละลายมาตรฐาน (calibration curve) ของ NDMA เตรียมสารละลายมาตรฐานของ NDMA จาก stock solution ที่ความเข้มข้น 200 mg/L โดยการปรับปริมาตรด้วยไดคลอโรมีเทนให้ได้ความเข้มข้นของสารละลายมาตรฐาน NDMA เป็น 20, 30, 40, 50, 70, 90 และ 100 μ g/L นำแต่ละขวดสารมาตรฐานไปฉีดเข้าเครื่อง GC ด้วยปริมาตร 5

μL และสร้างเป็นกราฟสารละลายมาตรฐานที่มีความสัมพันธ์ระหว่างสัดส่วนของพื้นที่ใต้พีค (peak area) ของ NDMA ต่อ Internal standard คือสาร *N*-nitroso-di-n-propylamine-d14 (NDPA-d14) กับค่าความเข้มข้นของ NDMA และคำนวณโดยใช้ linear regression equation ($y = ax+b$)

การเตรียมสารละลายมาตรฐานควรเตรียมด้วยความระมัดระวัง ขณะปฏิบัติการทุกครั้งต้องสวมหน้ากากป้องกันสารเคมีที่มีตัวกรองสารเคมีระเหยได้ สวมถุงมือ สวมเสื้อผ้าให้มิดชิด และสวมแว่นครอบตาป้องกันสารเคมี ต้องดำเนินการในตู้ดูดควัน (fume hood) และปฏิบัติงานในห้องที่ปราศจากแสงยูวี เนื่องจาก NDMA สลายตัวได้เมื่อโดนแสงยูวี

2) การเก็บตัวอย่างน้ำ เก็บตัวอย่างใส่ขวดสีชาปริมาตร 1 L เต็มขวดโดยไม่ให้มีพื้นที่ว่างภายในขวดและทำการ dechlorination ด้วยโซเดียมไทโอซัลเฟต 80-100 mg/L ทันที ณ จุดเก็บตัวอย่าง นำตัวอย่างเก็บไว้ในห้องรักษาความเย็นที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส

3) การสกัด (Extraction) นำน้ำตัวอย่างมากรองด้วยกระดาษกรอง GF/F และ สกัดตามวิธีการมาตรฐาน EPA 521 SPE Extraction Gas chromatography Method โดยใช้ชุดสกัด Resprep EPA 521 solid phase extraction ดังรูปที่ 2- 9 ขั้นตอนการสกัดมีดังนี้



รูปที่ 2-9 อุปกรณ์ชุดสกัด Solid phase extraction (SPE)

การเตรียม cartridges

(1) เติมนเมทิลีนคลอไรด์ ปริมาตร 3 mL ลงใน SPE cartridge ขนาด 6 mL ที่บรรจุ coconut activated charcoal ปริมาณ 1.8-2.2 g เปิดปั๊มสุญญากาศดูดเมทิลีนคลอไรด์จนหมด แล้วทำซ้ำอีก 1 ครั้ง

(2) เติมนเมทานอล ปริมาตร 3 mL ลงใน cartridge และเปิดปั๊มสุญญากาศดูดเมทานอลจนหมด แล้วทำซ้ำอีก 1 ครั้ง

(3) เติมนเมทานอล ปริมาตร 3 mL ลงใน cartridge และเปิดปั๊มสุญญากาศดูดเมทานอลออก โดยให้มีเมทานอลเหลืออยู่เหนือ frit เล็กน้อย แล้วทำซ้ำอีก 1 ครั้ง (ขั้นตอนนี้ห้ามให้ cartridge แห้ง)

(4) เติมน้ำ DI ปริมาตร 3 mL ลงใน cartridge และเปิดปั๊มสุญญากาศดูดน้ำ DI ออก โดยให้น้ำ DI เหลืออยู่บน frit เล็กน้อย แล้วทำซ้ำอีก 5 ครั้ง (ขั้นตอนนี้ห้ามให้ cartridge แห้ง)

การสกัดตัวอย่าง

(1) ต่อท่อสำหรับดูดตัวอย่างกับ cartridge และเปิดปั๊มดูดน้ำตัวอย่างผ่าน cartridge ที่อัตราการไหล 10 mL/min

(2) เมื่อดูดน้ำตัวอย่างผ่าน cartridge หมดแล้ว ปล่อยให้ปั๊มดูดอากาศไหลผ่าน cartridge เป็นเวลา 10 นาที จากนั้นจึงปิดปั๊ม

การชะตัวอย่าง

(1) นำหลอดเก็บตัวอย่างบรรจุใน extraction tank เติมนเมทิลีนคลอไรด์ลงใน cartridge และเปิดปั๊มสุญญากาศโดยใช้ความดันต่ำๆ เพื่อให้เมทิลีนคลอไรด์เข้าไปในตัวดูดซับให้ทั่ว ปิดปั๊มและแช่ตัวดูดซับให้อยู่ในเมทิลีนคลอไรด์เป็นเวลา 1 นาที

(2) เปิดปั๊มเพื่อดูดเมทิลีนคลอไรด์ออก และค่อยๆ เติมนเมทิลีนคลอไรด์ลงใน cartridge จนได้สารสกัดปริมาตรสุดท้าย 12- 13 mL

(3) เตรียม cartridge สำหรับกำจัดน้ำออกจากสารสกัดโดยอบโซเดียมซัลเฟตแอนไฮไดรส์ (Na_2SO_4) ที่ความร้อน 400 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 2 ชั่วโมง จากนั้นบรรจุโซเดียมซัลเฟตแอนไฮไดรส์ ประมาณ 5-7 g ลงใน cartridge ขนาด 6 mL เติมนเมทิลีนคลอไรด์ 2- 3 mL ลงใน cartridge ก่อนเติมสารสกัด

(4) นำสารสกัดที่ได้จาก ข้อ 2 มากำจัดน้ำโดยผ่าน cartridge ที่บรรจุโซเดียมฟอสเฟตแอนไฮไดรส์ และนำสารสกัดที่ได้ไป purge ด้วยแก๊สไนโตรเจนบริสุทธิ์สูงให้เหลือปริมาตรสุดท้ายประมาณ 0.9 mL (ห้ามเหลือน้อยกว่า 0.5 mL) จากนั้นนำไปปรับปริมาตรให้เป็น 1 mL ก่อนนำไปวิเคราะห์ด้วยเทคนิค GC-NPD โดยใช้สภาวะของเครื่องมือดังตารางที่ 2-3

ตารางที่ 2-3 สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/NPD ในการวิเคราะห์สาร NDMA และ NDMAFP

| Program/mode | Condition |
|-----------------|--|
| Inlet condition | Mode : splitless Injector temperature : 220 °C Pressure : 19.29 psi Split vent : 60 mL/min @ 0.75 min Total flow : 64.8 mL/min Gas type : Helium |
| Column | Stabilwax (carbowax polyethylene dlycal) Length : 30 m, Diameter : 250 µm Film thickness : 0.25 µm Mode : constant flow Pressure : 19.30 psi Flow : 2.0 mL/min Average velocity : 41 cm/sec |

ตารางที่ 2-3 สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/NPD ในการวิเคราะห์สาร NDMA และ NDMAFP (ต่อ)

| Program/mode | Condition |
|--------------|--|
| Detector | NPD Temperature : 250 °C Hydrogen flow : 2.5 mL/min Air flow : 60 mL/min (constant makeup flow) Nitrogen flow : 30mL/min |

4) การวิเคราะห์สาร NDMA และ NDMAFP

วิเคราะห์สาร NDMA NDMAFP ด้วยเครื่องแก๊สโครมาโทกราฟี ตัวตรวจวัดชนิดไนโตรเจน-ฟอสฟอรัส (Gas chromatography with nitrogen phosphorus detector, GC-NPD) โดยใช้บริการเครื่องมือที่ศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เครื่องที่ใช้คือ GC ยี่ห้อ Hewlett Packard รุ่น 6890 คอลัมน์ Stabilwax (Carbowax polyethylene glycol) ยาว 30 m. เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.25 mm. ฟิล์มหนา 0.25 μm สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการวิเคราะห์สาร NDMA และ NDMAFP ของเครื่องมือแสดงดังตารางที่ 2-3

2.3.6 การวิเคราะห์โอกาสการก่ตัวของ NDMAFP

วิเคราะห์โดยใช้วิธีการในการวิเคราะห์ THMFP ประยุกต์ร่วมกับวิธีของ Mitch *et al.*, (2003) และ Lee *et al.*, (2007) โดยมีรายละเอียดดังนี้

การตรวจวัดปริมาณคลอรีนคงเหลือ (free chlorine residual)

การหาปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำตัวอย่าง เริ่มต้นจากการนำน้ำตัวอย่าง (pH = 7 ± 0.2) มาเติมสารคลอรีน (chlorine) และเติมสารละลายฟอสเฟต (phosphate solution) เพื่อรักษาสภาพน้ำให้เป็นกลาง นำไปบ่มในตู้บ่มที่อุณหภูมิ 25 ± 2 °C เป็นระยะเวลา 7 วัน หลังจากนั้นวัดปริมาณคลอรีนที่คงเหลือในน้ำ ตามวิธีการใน Standard method ในส่วน 4500-Cl G. DPD Colorimetric method

การสกัด (extraction)

ทำการสกัดน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิห้อง ตามวิธีการมาตรฐาน EPA521 โดยวิธีการสกัด Solid phase extraction (SPE)

การวิเคราะห์ตัวอย่าง

ทำการวิเคราะห์สาร NDMAFP โดยใช้เทคนิคแก๊สโครมาโทกราฟี (Gas chromatography with Nitrogen Phosphorus Detector, GC-NPD) ด้วยสภาวะของเครื่องดังตารางที่ 2-3

2.3.7 การวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA

1) การวิเคราะห์สารกลุ่มอะลิฟาติกเอมีน ได้แก่ dimethylamine (DMA), diethylamine (DEA) และ dibutylamine (DBA) ทำการวิเคราะห์ด้วยวิธี benzenesulfonyl chloride (BSC) derivatization และสกัดตัวอย่างด้วยวิธี liquid-liquid extraction ที่ดัดแปลงจาก Sacher *et al.*, (1997) จากนั้นทำการตรวจวัดด้วยเครื่อง GC with Flame Ionization Detector (GC-FID) ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

การเตรียมตัวอย่างน้ำ

เก็บตัวอย่างน้ำ 1 L ในขวดเก็บตัวอย่างและเก็บรักษาที่อุณหภูมิ 4°C ก่อนทำการวิเคราะห์ นำตัวอย่างน้ำมากรองผ่านกระดาษกรอง GF/F

การสกัด (Extraction)

(1) เตรียมตัวอย่างน้ำ 200 mL เติมน้ำในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 mL และเติม Triphenylphosphate (TPP) เป็น Internal standard เพื่อให้ได้ความเข้มข้น 1 mg/L (ppm) จากนั้นเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ความเข้มข้น 10 M ปริมาตร 10 mL และเติม 2 mL ของ Benzenesulfonyl chloride (BSC) (0.5 g/mL stock solution) เป็น derivatizing agent

(2) นำสารละลายไปกวนบนเครื่อง Magnetic Stirrer จน BSC แตกตัวเป็นเม็ดเล็กๆ จากนั้นนำไปเข้าเครื่องเขย่าที่อุณหภูมิ 80 °C เพื่อทำปฏิกิริยา derivatization เป็นเวลา 30 นาที และทำการ cooling down ด้วยน้ำหล่อเย็น

(3) นำตัวอย่างที่ผ่านการ derivatization มาสกัดด้วยเมทิลีนคลอไรด์ 20 mL 2 ครั้ง (เขย่า 2 นาทีโดยใช้กรวยแยก) ดังแสดงในรูปที่ 2-10 จากนั้นนำสารที่สกัดได้ไป concentrate ด้วยเครื่องระเหยสารละลาย (evaporator) จนได้ปริมาตรสุดท้ายประมาณ 1 mL และนำสารสกัดไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC-FID ตามสภาวะที่เหมาะสมของเครื่องดังตารางที่ 2-4



รูปที่ 2-10 อุปกรณ์การสกัดสาร DMA DEA และ DBA ด้วยเทคนิค liquid-liquid extraction

2) วิเคราะห์สารกลุ่มอะโรมาติกเอมีน คือสารอะนิลีน (aniline) ด้วยวิธี SPE โดยประยุกต์จากวิธีของ Jurado-Sanchez *et al.*, (2012) มีรายละเอียดดังนี้

การเตรียมตัวอย่างน้ำ

ทำการสกัดสารอะนิลีน ในน้ำตัวอย่างที่อุณหภูมิห้อง โดยนำตัวอย่างน้ำมากรองผ่านกระดาษกรอง GF/F และ ปรับ pH เป็น 7.4 ด้วยโซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO₃)

ตารางที่ 2-4 สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/FID ในการวิเคราะห์สาร DMA DEA และ DBA

| Program/mode | Condition |
|-----------------|--|
| Inlet condition | Mode : splitless Injector temperature : 250 °C Pressure : 7.08 psi Split vent : 5:1 Total flow : 100 mL/min @ 0.5 min Gas type : Helium |
| Column | Restex:(5%-diphenyl/95%-dimethyl polysiloxane) Length : 30 m Diameter : 320 µm Film thickness : 0.25 µm Mode : constant flow Pressure : 7.08 psi Flow : 1.0 mL/min Average velocity : 22 cm/sec |
| Oven | Initial temperature : 120 °C, time 0 min 5°C/min to 220, time 5 min Post run 300, time 2.0 min |
| Detector | FID Temperature : 290 °C Hydrogen flow : 30 mL/min Air flow : 300 mL/min (constant makeup flow) Nitrogen flow : 20mL/min |

การสกัด (Extraction)

(1) เตรียมตัวดูดซับของแข็ง (Solid-phase extraction, SPE) ชนิด LiChrolut EN sorbent ปริมาณ 75 mg ที่บรรจุลงใน cartridge ตามวิธีการที่ดัดแปลงจาก Jurado-Sanchez *et al.*, (2009)

(2) นำตัวอย่างน้ำ 250 mL ไหลผ่านคอลัมน์ LiChrolut EN sorbent ที่อัตราการไหล 8 mL/min เมื่อน้ำไหลผ่านจนหมด ไล่น้ำตัวอย่างที่เหลือในคอลัมน์ด้วย air stream เป็นเวลา 2 นาที

(3) ชะสารที่สกัดได้ด้วยเมทิลีนคลอไรด์ 500 μ L จากนั้นนำไปปรับปริมาตรให้เป็น 1 mL ด้วยเมทิลีนคลอไรด์ และนำไปวิเคราะห์ด้วยเทคนิค GC-FID ตามสภาวะที่เหมาะสมของเครื่องดังตารางที่ 2-5

ตารางที่ 2-5 สภาวะที่เหมาะสมของเครื่อง GC/FID ในการวิเคราะห์สารอะนาลีน

| Program/mode | Condition |
|-----------------|---|
| Inlet condition | Mode : splitless Injector temperature : 250 °C Pressure : 11.45 psi Split vent : 60 mL/min @ 0.75 min Total flow : 63.8 mL/min Gas type : Helium |
| Column | Stabilwax (carbowax polyethylene glycol) Length : 30 m Diameter : 250 μ m Film thickness : 0.25 μ m Mode : constant flow Pressure : 11.46 psi Flow : 1.0 mL/min Average velocity : 25 cm/sec |
| Oven | Initial temperature : 40 °C, time 1 min 50 °C/min to 250, time 2 min Post run 200, time 1 min |
| Detector | FID Temperature : 250 °C Hydrogen flow : 40 mL/min Air flow : 300 mL/min (constant makeup flow) Nitrogen flow : 25mL/min |

2.3.8 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

สารโคแอกกูแลนต์

ในงานวิจัยนี้ใช้สารโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) เป็นสารโคแอกกูแลนต์ซึ่งเป็นสารที่ใช้งานจริงในระบบผลิตประปาของการประปาขนาดใหญ่ โดยได้รับความอนุเคราะห์จากการประปาขนาดใหญ่เพื่อนำมาใช้ในการวิจัย คุณลักษณะทั่วไปและคุณลักษณะทางเคมีของสารโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์แสดงดังตารางที่ 2-6

ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (powder activated carbon, PAC)

ถ่านกัมมันต์ชนิดผงที่ใช้ในงานวิจัยนี้คือ (Coconut shell base powdered activated carbon เกรด HRO M325-60 ผลิตโดยบริษัทคาร์โบกาญจน์ จำกัด โดยมีคุณลักษณะทางกายภาพและเคมีดังตารางที่ 2-7

ตารางที่ 2-6 คุณลักษณะทั่วไปและคุณลักษณะทางเคมีของสารโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์

| คุณลักษณะทั่วไป | คุณสมบัติ |
|------------------|---|
| | <ul style="list-style-type: none"> - ลักษณะเป็นผงหรือเกล็ดสีเหลือง - เป็นสารสร้างตะกอนชนิดอินทรีย์ - เป็นสารสร้างตะกอนที่ไม่มีพิษภัยต่อมนุษย์ สัตว์และสิ่งแวดล้อม สามารถนำไปใช้สร้างตะกอนในกระบวนการผลิตน้ำบริโภคได้ - เป็นสารสร้างตะกอนที่สามารถนำไปละลายน้ำเพื่อเตรียมเป็นสารละลายที่ความเข้มข้นต่างๆได้ง่าย |
| คุณลักษณะทางเคมี | ประกอบด้วย |
| | <ul style="list-style-type: none"> - อะลูมิเนียมออกไซด์ (Al_2O_3) ไม่น้อยกว่า 29 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก - เบสิกซิตี (basicity) ตั้งแต่ 65 ถึง 85 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก - ความเป็นกรด-ด่าง 3.5-5.0 กรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร - ซัลเฟต ไม่เกิน 10.5 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก - เหล็ก (Fe) ไม่เกิน 1.0 เปอร์เซ็นต์โดยน้ำหนัก - เกลือแอมโมเนียม ไม่เกิน 300 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมไนโตรเจน - สารหนู (As) ไม่เกิน 3.0 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม - แคดเมียม (Cd) ไม่เกิน 3.0 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม - ตะกั่ว (Pb) ไม่เกิน 15 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม - โครเมียม (Cr) ไม่เกิน 15 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม |

ตารางที่ 2-7 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)

| คุณสมบัติทางกายภาพ | ข้อกำหนด |
|---|-----------|
| ค่าการกระจายตัวของอนุภาค: ขนาดไม่เกิน 325 mesh (.045 mm) (ASTM MESH/MM) | MIN. 60% |
| ความหนาแน่นปรากฏ (g/cc) | MIN. 0.50 |
| ความชื้น (%w/w) | MAX. 10 |
| เถ้า (%w/w) | MAX. 8 |
| พีเอช | 9-11 |
| พื้นที่ผิว (m ² /g) (Calculated) | MIN. 1000 |
| ไอโอดีน นัมเบอร์ (mg/g) (AWWA B 604) | MIN. 950 |

กระบวนการโคแอกกูเลชัน

กระบวนการโคแอกกูเลชันทำการทดลองโดยใช้ตัวอย่างน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2 และ 3 การทดลองแบ่งเป็น 3 ส่วน การทดลองส่วนที่ 1 เป็นการโคแอกกูเลชันด้วยโพสโธลูมิเนียมคลอไรด์ การทดลองส่วนที่ 2 เป็นการโคแอกกูเลชันด้วยโพสโธลูมิเนียมคลอไรด์ร่วมกับการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง และการทดลองส่วนที่ 3 เป็นการศึกษาลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันในน้ำสังเคราะห์ โดยการทดลองโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์ (รูปที่ 2-11) ทำตามวิธีการของ US.EPA (1999) และ Masschelein (1992)



รูปที่ 2-11 การโคแอกกูเลชันด้วยวิธีจาร์เทสต์

ขั้นตอนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl)

ทำการทดลองเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชัน ด้วยการใช้น้ำที่ความเข้มข้นแตกต่างกัน 5 ค่า ได้แก่ 10, 20, 40, 60 และ 80 mg/L ตามลำดับ ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 มีขั้นตอนการทดลองดังนี้

1. เติมน้ำตัวอย่าง 1 L ลงในแต่ละบีกเกอร์
2. ดูดสารละลาย PACl (stock solution) ที่ความเข้มข้น 10, 20, 40, 60 และ 80 g/L อย่างละ 1 mL ใส่ลงในแต่ละบีกเกอร์ จะได้ความเข้มข้นของ PACl แต่ละบีกเกอร์เป็น 10, 20, 40, 60 และ 80 mg/L ตามลำดับ
3. ทำการกวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที โดยควบคุมพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วย สารละลาย H_2SO_4 และ NaOH จากนั้นกวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที เป็นเวลา 30 นาที ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลา 60 นาที
4. นำน้ำใส (supernatant) ส่วนหนึ่งไปวิเคราะห์ความขุ่น ความเป็นต่าง และน้ำส่วนหนึ่งไปกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F เพื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254, DOC และ DON
5. เลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl มาทำการกระบวนการจาร์เจสท์เพื่อให้ได้น้ำตัวอย่าง 20 L นำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F เพื่อนำไปวิเคราะห์ NDMA NDMAFP THMs THMFP และใช้ในกระบวนการเมมเบรนและกระบวนการ resin fraction

ขั้นตอนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)

ใช้ค่า PACl ที่ระดับความเข้มข้นที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ 1 ค่า มาทำการโคแอกกูเลชันร่วมกับการเติมถ่านชนิดผงที่ปริมาณแตกต่างกัน 5 ค่า ได้แก่ 10, 20, 40, 60 และ 80 mg ตามลำดับ ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 มีขั้นตอนการทดลองดังนี้

1. เติมน้ำตัวอย่าง 1 L ลงในแต่ละบีกเกอร์
2. ดูดสารละลาย PACl (stock solution) ที่ความเข้มข้นที่เหมาะสม 1 mL ใส่ลงในแต่ละบีกเกอร์ ทำการกวนเร็วด้วยอัตราเร็ว 100 รอบต่อนาที เป็นเวลา 1 นาที โดยควบคุมพีเอชของน้ำเท่ากับ 7 ด้วย สารละลาย H_2SO_4 และ NaOH จากนั้นทำการกวนช้าด้วยอัตราเร็ว 30 รอบต่อนาที
3. เมื่อการกวนช้าผ่านไป 15 นาที จึงเติม PAC ที่เตรียมไว้ 10, 20, 40, 60 และ 80 mg ลงไปในแต่ละบีกเกอร์ตามลำดับ เมื่อสิ้นสุดกระบวนการกวนช้าตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนเป็นเวลา 60 นาที
4. นำน้ำใส (supernatant) ส่วนหนึ่งไปวิเคราะห์ความขุ่น ความเป็นต่าง และน้ำส่วนหนึ่งไปกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F เพื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของ UV-254, DOC และ DON

5. เลือกสภาวะที่เหมาะสมของกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) มาทำกระบวนการจาร์เทสต์เพื่อให้ได้น้ำตัวอย่าง 10 L น้ำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F เพื่อนำไปวิเคราะห์ NDMA NDMAFP THMs THMFP และใช้ในกระบวนการเมมเบรนและกระบวนการ resin fraction

ขั้นตอนการลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI

น้ำสังเคราะห์ในงานวิจัยนี้เป็นการเตรียมน้ำดิบที่มีการปนเปื้อนสารตั้งต้น โดยการเติมสารมาตรฐานที่รู้ความเข้มข้นแน่นอนลงไปในตัวอย่งน้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 4 ชุดการทดลอง ได้แก่

1. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติก (แบบรายตัว)
2. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติก (แบบทั้ง 3 ตัว)
3. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะโรมาติก
4. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติก

เมื่อเตรียมน้ำสังเคราะห์เรียบร้อยแล้ว จากนั้นนำไปศึกษาประสิทธิภาพการลดสารตั้งต้นด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACI การทดลองมีรายละเอียดพอสังเขปดังนี้

การเตรียมน้ำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์

1. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติก (แบบรายตัว) ประกอบด้วย 4 ปีกเกอร์ ปีกเกอร์ที่ 1 เติม Deionized water ปริมาตร 1 L และปีกเกอร์ที่ 2-4 เติมตัวอย่างน้ำดิบจากเก็บตัวอย่างน้ำ ครั้งที่ 2 ปีกเกอร์ละ 1 L จากนั้นเติมสารมาตรฐาน DMA DEA และ DBA จาก stock solution 100 µg/L ลงในปีกเกอร์ที่ 1 ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐานแต่ละตัวเท่ากับ 5 µg/L ส่วนปีกเกอร์ที่ 2 เติมสารมาตรฐาน DMA ปีกเกอร์ที่ 3 เติมสารมาตรฐาน DEA และปีกเกอร์ที่ 4 เติมสารมาตรฐาน DBA ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐาน 5 µg/L หลังจากนั้นนำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์ที่ได้ไปทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่สภาวะที่เหมาะสม แล้วนำน้ำส่วน supernatant ไปสกัดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ด้วยวิธี benzenesulfonyl chloride (BSC) derivatization และตรวจวัดด้วยเครื่อง GC/FID (ทำซ้ำอีกครั้งโดยใช้ตัวอย่างน้ำดิบจากเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3)

2. ชุดการทดลองของน้ำตัวอย่างที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติก (แบบทั้ง 3 ตัว) ประกอบด้วย 3 ปีกเกอร์ ปีกเกอร์ที่ 1 Deionized water ปริมาตร 1 L ปีกเกอร์ที่ 2 และ 3 เติมตัวอย่างน้ำดิบจากเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 ปริมาตร 1 L ตามลำดับ จากนั้นเติมสารมาตรฐาน DMA DEA และ DBA จาก stock solution 100 µg/L ลงในปีกเกอร์ที่ 1 2 และ 3 ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐานแต่ละตัวเท่ากับ 5 µg/L นำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์ที่ได้ไปทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACI ที่สภาวะที่เหมาะสม แล้วนำน้ำส่วน supernatant ไปสกัดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ด้วยวิธี benzenesulfonyl chloride (BSC) derivatization และตรวจวัดด้วยเครื่อง GC/FID

3. ชุดการทดลองของน้ำสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะโรมาติก (อะนิลีนตัวเดียว) ประกอบด้วย 3 ปีกเกอร์ ปีกเกอร์ที่ 1 เติม Deionized water ปริมาตร 1 L ปีกเกอร์ที่ 2 และ 3 เติมตัวอย่างน้ำดิบจากเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 ปริมาตร 1 L ตามลำดับ จากนั้นเติมสารมาตรฐานอะนิลีน จาก stock solution 100 $\mu\text{g/L}$ ลงในปีกเกอร์ที่ 1 2 และ 3 ให้มีความเข้มข้นอะนิลีนเท่ากับ 5 $\mu\text{g/L}$ หลังจากนั้นนำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์ที่ได้ไปทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะที่เหมาะสมแล้วนำน้ำส่วน supernatant ไปสกัดสารตั้งต้นการก่อตัวNDMA ด้วยวิธี Solid-phase extraction และตรวจวัดด้วยเครื่อง GC/FID

4. น้ำสังเคราะห์ที่ปนเปื้อนสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติก ประกอบด้วย 3 ปีกเกอร์ ปีกเกอร์ที่ 1 เติม Deionized water ปริมาตร 1 L ปีกเกอร์ที่ 2 และ 3 เติมตัวอย่างน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ตามลำดับ จากนั้นเติมเติมสารมาตรฐาน DMA DEA DBA และอะนิลีน จาก stock solution 100 $\mu\text{g/L}$ ลงในปีกเกอร์ที่ 1 2 และ 3 ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐานแต่ละตัวเท่ากับ 5 $\mu\text{g/L}$ หลังจากนั้นนำตัวอย่างน้ำสังเคราะห์ที่ได้ไปทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะที่เหมาะสมแล้วนำน้ำส่วน supernatant ไปสกัดสารตั้งต้นการก่อตัวNDMA ด้วยวิธี benzenesulfonyl chloride (BSC) derivatization และ วิธี Solid-phase extraction ก่อนนำไปตรวจวัดด้วยเครื่อง GC/FID

2.3.9 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบด้วยกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนใช้ระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (crossflow filtration) แสดงดังรูปที่ 2-12 โดยมีพื้นที่ผิวเมมเบรนที่ใช้ในการแยกสารเท่ากับ 60 cm^2 ทำการศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process) ด้วยเมมเบรนชนิด NF-270 และศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process) ด้วยเมมเบรนชนิด TW30



รูปที่ 2-12 ชุดอุปกรณ์เมมเบรนระบบการถ่ายเทมวลแบบไหลขวาง (mass transfer in crossflow filtration)

หาค่าฟลักซ์ของเมมเบรน

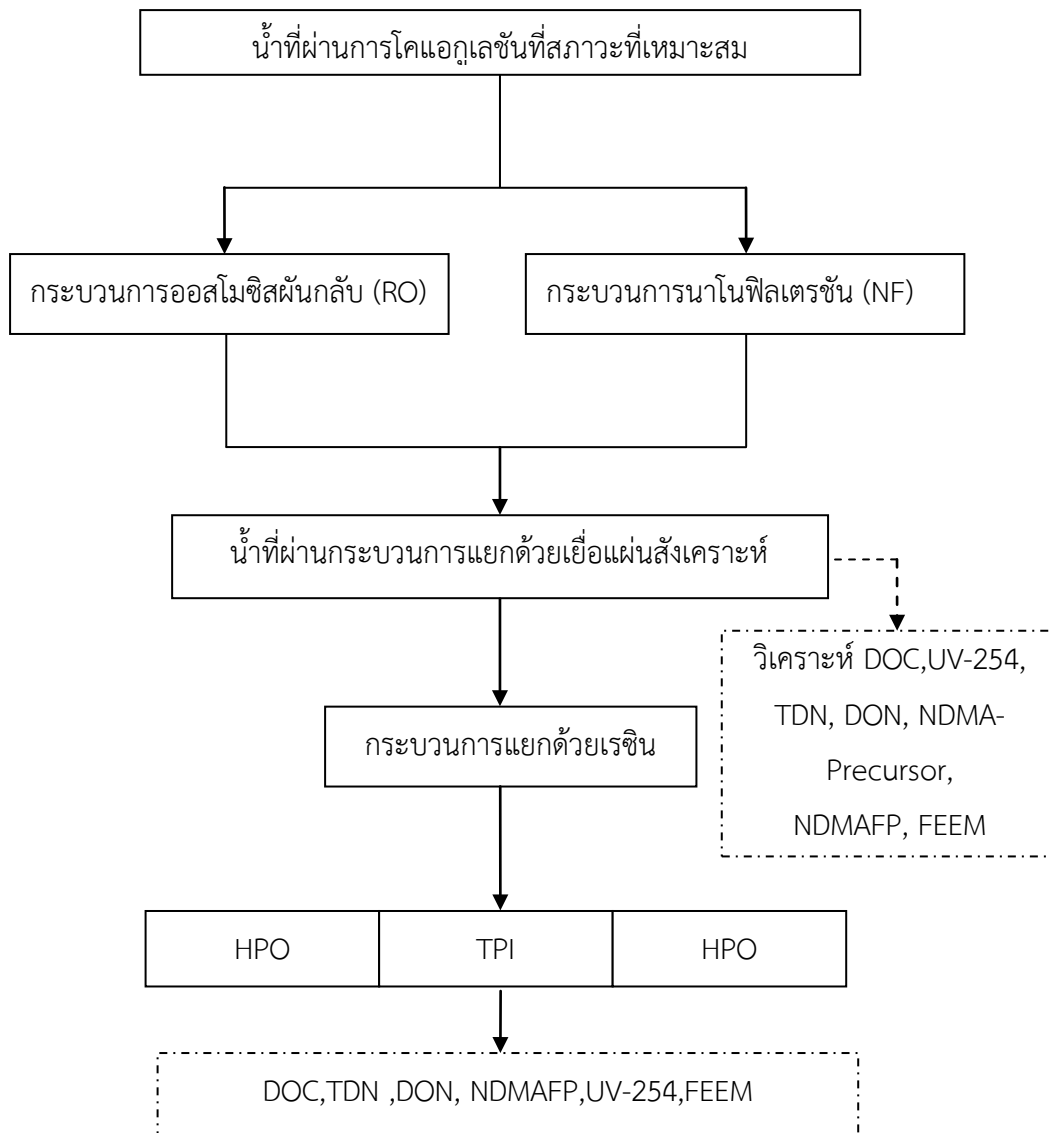
ค่าฟลักซ์ของเมมเบรน หมายถึง ปริมาณของสารที่ผ่านเยื่อแผ่นเมมเบรนได้ต่อพื้นที่ ในหนึ่งหน่วยเวลา มีหน่วยเป็น $\text{Kg}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ หรือ $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ สามารถคำนวณค่าฟลักซ์ได้จากสูตรดังนี้

$$\text{ค่าฟลักซ์เมมเบรน } (J_v) = \frac{\text{ปริมาตรของเพอมีเอท } (\text{cm}^3)}{\text{พื้นที่ผิวเมมเบรน}(\text{cm}^2) \cdot \text{เวลา } (\text{sec})}$$

ทำการทดลองหาค่าฟลักซ์ของเมมเบรนด้วยน้ำ DI และตัวอย่างน้ำดิบที่ความดัน 2, 3 และ 4 บาร์

หาความดันที่เหมาะสมในการลด DOC และ DON ของเมมเบรน

ทำการทดลองหาความดันที่เหมาะสมในการสารด้วยเมมเบรนชนิด NF270 และเมมเบรนชนิด TW30 โดยศึกษาที่ความดัน 2, 3 และ 4 บาร์ ตามลำดับ ควบคุมอุณหภูมิตัวอย่างที่ 30 ± 2 °C หลังจากนั้นเลือกความดันที่เหมาะสมสำหรับการแยกมาทดลองกับตัวอย่างน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl วิเคราะห์ค่า DOC UV-254 DON FEEM THMFP NDMAFP และกระบวนการ resin fraction ดังรูปที่ 2-13



รูปที่ 2-13 ขั้นตอนการลดสารอินทรีย์ด้วยกระบวนการเมมเบรน

ขั้นตอนการลดสารตั้งต้นการก่อตัวNDMAในน้ำสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเมมเบรน

น้ำสังเคราะห์ในขั้นตอนนี้เป็นการเตรียมตัวอย่างน้ำที่มีการปนเปื้อนสารตั้งต้น โดยเติมสารมาตรฐาน DMA DEA DBA และอะนิลีน จาก stock solution 100 µg/L ลงในน้ำดิบที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะที่เหมาะสม ให้มีความเข้มข้นของสารมาตรฐานแต่ละตัวเท่ากับ 5 µg/L หลังจากนั้นนำไปไหลผ่านระบบเมมเบรน โดยควบคุมอุณหภูมิ 30 ± 2 °C ศึกษาประสิทธิภาพการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของNDMA ในน้ำสังเคราะห์ด้วยเมมเบรนทั้ง 2 ชนิดด้วยการตรวจวัดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ก่อนและหลังผ่านกระบวนการเมมเบรน ในงานวิจัยนี้ศึกษาทั้งใน Deionized water น้ำดิบที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ของตัวอย่างน้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3

2.3.10 การแยกกลุ่มของสารอินทรีย์โดยกระบวนการ Resin fractionation

ทำการการศึกษาการแยกกลุ่มของสารอินทรีย์โดยกระบวนการ resin fractionation ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 โดยแยกสารอินทรีย์ในน้ำออกเป็น 3 กลุ่ม คือ สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI) สารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (transphilic organic fraction, TPI) ประกอบด้วยชุดการทดลองดังนี้

1. การแยกสารอินทรีย์กลุ่ม HPO HPI และ TPI ในน้ำดิบประปาหาดใหญ่
2. การแยกสารอินทรีย์กลุ่ม HPO HPI และ TPI ในน้ำดิบประปาหาดใหญ่ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC ที่สภาวะที่เหมาะสม

ขั้นตอนการเตรียมเรซินสำหรับกระบวนการ Resin fractionation

การเตรียมเรซินเพื่อนำมาใช้ในกระบวนการ Resin fractionation เพื่อแยกสารอินทรีย์ออกเป็นกลุ่ม HPO TPI และ HPI ใช้เรซินชนิด DAX-8 และ DAX-4

โดยเรซินชนิด DAX-8 เป็นเรซินที่มีค่าความพรุนเท่ากับ 0.6 (superlite™ DAX-8, supelco park, Bellefonte, PA) ขั้นตอนการล้างเรซิน DAX-8 เริ่มจากการนำเรซินมาแช่ในสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ที่มีความเข้มข้น 0.1 นอร์มัล (N) เป็นเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำเรซินมาทำความสะอาดโดยใช้เครื่องมือ soxhlet extraction โดยใช้ acetone และ Hexane กลั่นทำความสะอาดเรซินอย่างละ 24 ชั่วโมง นำเรซินที่ผ่านการทำความสะอาดแล้วมาแช่ใน methanol เพื่อรักษาสภาพ

ส่วนเรซินชนิด XAD-4 เป็นเรซินที่มีค่าความพรุนเท่ากับ 0.5 (amberlite® XAD-4) ขั้นตอนในการล้างเรซิน XAD-4 เริ่มจากการนำเรซินมาแช่ในสารละลาย NaOH ที่มีความเข้มข้น 0.1 N เป็นเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำเรซินมาทำความสะอาดโดยใช้เครื่องมือ soxhlet extraction โดยใช้ methanol และ acetonitrile กลั่นทำความสะอาดเรซินอย่างละ 24 ชั่วโมง นำเรซินที่ผ่านการทำความสะอาดแล้วมาแช่ใน methanol เพื่อรักษาสภาพ

ในส่วน of ขั้นตอนการบรรจุเรซิน DAX-8 และ XAD-4 ลงในคอลัมน์มีวิธีการดำเนินการเหมือนกันคือ บรรจุ glass wool ลงในคอลัมน์ (ขนาด 2.5 x120 cm) โดย glass wool ต้องผ่านการทำความสะอาดด้วย methanol โดยการกลั่นด้วยเครื่อง soxhlet extraction เป็นเวลา 24 ชั่วโมงก่อนนำมาบรรจุในคอลัมน์ จากนั้นบรรจุเรซินลงไปคอลัมน์ เมื่อบรรจุเรซินลงในคอลัมน์เรียบร้อยแล้วทำการล้างเรซินด้วย NaOH เข้มข้น 0.1 N ตามด้วย HCl เข้มข้น 0.1 N เป็นปริมาณเท่ากับ 2.5 เท่า bed volume ตามลำดับ จากนั้นล้างเรซินด้วยน้ำ DI จนกระทั่งมีค่าการนำไฟฟ้าต่ำกว่า 10 ไมโครซีเมนต่อเซนติเมตร ($\mu\text{S}/\text{cm}$) และมีค่า DOC ต่ำกว่า 0.2 mg/L (Leenheer, 1981; Mahaba, *et al.*, 2003)

ขั้นตอนการแยกกลุ่มของสารอินทรีย์โดยกระบวนการ Resin fractionation

นำน้ำตัวอย่าง 5 L กรองผ่านกระดาษกรอง GF/F จากนั้นปรับพีเอชเป็น 2 ด้วย H_2SO_4 เพื่อนำไปใช้ในกระบวนการ fraction แยกสารอินทรีย์กลุ่ม HPO และ HPI ด้วยเรซินชนิด DAX-8 ที่บรรจุในคอลัมน์ที่เตรียมไว้โดยให้มีอัตราเร็วในการไหลผ่านเรซินต่ำกว่า 12 bed

volumes/hr น้ำส่วนที่ไหลผ่านเรซิน DAX-8 จะเป็นส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI จากนั้นล้างเรซินด้วยน้ำ DI เป็นปริมาณ 1 bed volumes และปล่อยทิ้ง จากนั้นเติมสารละลาย NaOH 0.1 N ปริมาณเท่ากับ 0.25 bed volumes และ NaOH 0.01 N ปริมาณเท่ากับ 1.25 bed volumes ปล่อยให้ไหลผ่านเรซินด้วยความเร็วไม่เกิน 2 bed volumes/hr จะได้ส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO จากนั้นนำส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI มาผ่านเรซิน XAD-4 ที่บรรจุในคอลัมน์ที่เตรียมไว้ ปล่อยให้ไหลผ่านเรซินโดยให้มีอัตราเร็วในการไหลต่ำกว่า 15 bed volumes/hr น้ำที่ไหลผ่านเรซิน XAD-4 จะเป็นส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPI จากนั้นเติมสารละลาย NaOH 0.1 N ปริมาณเท่ากับ 0.25 bed volumes และ NaOH 0.01 N ปริมาณเท่ากับ 1.25 bed ปล่อยให้ไหลผ่านเรซินด้วยความเร็วไม่เกิน 1 bed volumes/hr จะได้ส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ซึ่งนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการ fraction ต้องปรับพีเอชเท่ากับ 7 ก่อนนำไปวิเคราะห์ DOC DON THMFP และ NDMAFP การแยกกลุ่มสารอินทรีย์โดยกระบวนการ fraction ด้วยเรซิน ชนิด DAX-8 และ XAD-4 ดังรูปที่ 2-14



รูปที่ 2-14 อุปกรณ์การแยกสารด้วย resin fractionation

บทที่ 3

ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

3.1 ลักษณะทางกายภาพ เคมี และลักษณะสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาและน้ำประปาของระบบประปาหาดใหญ่

ลักษณะทางกายภาพ เคมีและลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำดิบประปาจากการประปาส่วนภูมิภาค สาขาหาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งแสดงดังตารางที่ 3-1 น้ำดิบประปามีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 6.4-6.7 อุณหภูมิมีค่าอยู่ในช่วง 26-31 °C ความเป็นด่างอยู่ในช่วง 14-46 mg/L as CaCO₃ โดยทั่วไปค่าความเป็นด่างที่ยอมรับได้สำหรับน้ำที่ใช้โคแอกกูเลชันควรอยู่ในช่วง 30-500 mg/L as CaCO₃ (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542) ค่าความเป็นด่างของน้ำดิบประปามีค่าค่อนข้างต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับค่าความเป็นด่างที่ยอมรับได้สำหรับการโคแอกกูเลชัน ค่าความขุ่นอยู่ในช่วง 36-139 NTU ค่าความขุ่นน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีค่าสูงมากเนื่องจากช่วงสองสัปดาห์ก่อนการเก็บน้ำตัวอย่างเป็นช่วงที่มีฝนตกชุกมีปริมาณน้ำฝนสะสมเท่ากับ 167 mm (สถาบันสารสนเทศทรัพยากรน้ำและการเกษตร, 2557) ส่งผลให้ค่าความขุ่นมีค่าสูง เมื่อพิจารณาค่าไนเตรต ไนไตรต์และแอมโมเนียของน้ำดิบประปาพบว่าอยู่ในช่วง 1.3-3.2 mg-N /L 0.004-0.277 mg-N /L และ 0.27-1.97 mg-N/L ตามลำดับ ค่าแอมโมเนียในน้ำดิบประปาของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 และ 2 มีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐาน โดยมาตรฐานของกรมควบคุมมลพิษกำหนดให้ค่าแอมโมเนียในน้ำผิวดินต้องมีค่าไม่เกิน 0.5 mg/L (คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2537)

ปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำวิเคราะห์ได้โดยใช้ดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำ ได้แก่ dissolved organic carbon (DOC) dissolved organic nitrogen (DON) และ ultraviolet adsorption at wavelength 254 nm ค่า DOC เป็นพารามิเตอร์ตัวแทนของสารละลายอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดซึ่งประกอบด้วยสารอินทรีย์กลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติก ค่า UV-254 ใช้ในการตรวจวัดสารกลุ่มอะโรมาติก โดยสารอินทรีย์จะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 254 nm ได้ดีที่สุด ส่วนค่า DON เป็นพารามิเตอร์ตัวแทนของสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำทั้งหมด เมื่อพิจารณาค่าดัชนีตัวแทนของปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ ในน้ำดิบพบว่าค่า UV-254 ในน้ำดิบประปามีค่าอยู่ในช่วง 0.127-0.374 cm⁻¹ เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาที่มีการศึกษาคุณลักษณะน้ำดิบจากคลองอุตตะเทพพบว่าค่า UV-254 ในน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 0.159-0.414 cm⁻¹ (Musikavong, and Wattanachira, 2013) 0.330-0.465 cm⁻¹ (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธิบุญ, 2555) และ 0.078-0.244 cm⁻¹ (พนวรรณ ทองช่าง, 2559) จากข้างต้นแสดงให้เห็นว่าน้ำดิบในงานวิจัยนี้มีการปนเปื้อนสารอินทรีย์ละลายน้ำ ค่า UV-254 มีค่าใกล้เคียงกันกับงานวิจัยที่ผ่านมา ค่า DOC ของน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 4.0 - 5.3 mg/L เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าน้ำดิบจากคลองอุตตะเทพมีค่า DOC อยู่ในช่วง 3.9-5.5 mg/L (Musikavong and Wattanachira, 2013) และ 4.3-4.5 mg/L (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธิบุญ, 2555) จากข้างต้นแสดงให้เห็นว่าในน้ำดิบมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำที่ใกล้เคียงกันกับค่าจากงานวิจัยที่ผ่านมา

ค่า specific ultraviolet adsorption (SUVA) เป็นดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์กลุ่มอะโรมาติกไฮโดรคาร์บอนต่อสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด SUVA ของน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 3.2 – 6.3 L/mg-m เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า SUVA ของน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภามีค่าอยู่ในช่วง 2.8-8.1 L/mg-m (Musikavong and Wattanachira, 2013) และ 0.07-0.10 L/mg-m (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น, 2555) แสดงให้เห็นว่าน้ำดิบมีปริมาณสารอินทรีย์กลุ่มฮิวมิกปนเปื้อน นอกจากนี้สามารถกล่าวได้ว่ากรณีที่มีค่า SUVA ในน้ำมากกว่า 2 L/mg-m กระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำได้ดี (US.EPA, 1999)

Total dissolved organic nitrogen (TDN) ของน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 3.0 – 6.3 mg/L DON ของน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 0.18 – 0.62 mg-N/L เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า DON ในน้ำดิบและน้ำประปามีค่าอยู่ในช่วง 0.32-0.4 mg-N/L (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น, 2555) ค่า DOC/DON ของน้ำดิบมีค่าอยู่ในช่วง 6 – 26 จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าน้ำที่มีค่า DOC/DON ต่ำกว่า 20 มีโอกาสก่อให้เกิดสารก่อมะเร็งกลุ่มที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบในปริมาณสูง (Dotson *et al.*, 2009) ดังนั้นน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 และ 2 มีโอกาสเกิดเป็น NDMA สูง

ตารางที่ 3-1 ลักษณะทางกายภาพเคมีและปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปา

| พารามิเตอร์ | น้ำดิบหาดใหญ่ | | |
|---|---------------|------------|------------|
| | ครั้งที่ 1 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| พีเอช | 6.6 | 6.7 | 6.4 |
| อุณหภูมิ (°C) | 30 | 31 | 26 |
| ความเป็นด่าง (mg/L as CaCO ₃) | 46 | 33 | 14 |
| ความขุ่น (NTU) | 41 | 36 | 139 |
| ไนเตรต (mg-N /L) | 2.8 | 3.2 | 1.3 |
| ไนไตรต์ (mg-N /L) | 0.277 | 0.135 | 0.004 |
| แอมโมเนีย (mg-N /L) | 1.97 | 0.71 | 0.27 |
| DOC (mg/L) | 4.03 | 5.28 | 4.59 |
| UV-254 (cm ⁻¹) | 0.127 | 0.374 | 0.224 |
| SUVA (L/mg-m) | 3.2 | 6.3 | 4.9 |
| TDN (mg-N /L) | 6.29 | 4.14 | 3.01 |
| DON (mg-N /L) | 0.62 | 0.60 | 0.18 |
| DOC/DON | 6 | 9 | 26 |

ผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพ เคมีและลักษณะสารอินทรีย์ละลายน้ำของน้ำประปาจากการประปาส่วนภูมิภาค สาขาหาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างทั้ง 3 ครั้งแสดงดังตารางที่ 3-2 น้ำประปาหาดใหญ่มีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 6.5-6.9 โดยอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานที่การประปาส่วนภูมิภาคกำหนดไว้ให้น้ำประปามีค่าพีเอชอยู่ในช่วง 6.5-8.5 (การประปาส่วนภูมิภาค, 2550) อุณหภูมิของน้ำประปามีค่าอยู่ในช่วง 26-32 °C ความเป็นด่างมีค่าอยู่ในช่วง 8-31 mg/L as CaCO₃ ค่าความขุ่นมีค่าอยู่ในช่วง 2-4 NTU เป็นค่าความขุ่นที่อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานน้ำประปาโดยการประปาส่วนภูมิภาคได้กำหนดค่าความขุ่นของน้ำประปาที่ยอมรับได้ไม่เกิน 5 NTU ในเทรตมีค่าอยู่ในช่วง 0.1-2.6 mg-N /L ไนโตรตมีค่าอยู่ในช่วง 0.002-0.013 mg-N /L สำหรับมาตรฐานน้ำดื่ม มีการกำหนดค่าผลรวมของไนเตรตและไนไตรต์ไม่ควรมีค่าสูงกว่า 10 mg-N /L (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542) จากการเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 3 ครั้งพบว่าผลรวมของไนเตรตและไนไตรต์มีค่าผ่านมาตรฐานส่วนแอมโมเนียมีค่าอยู่ในช่วง 0.01-0.09 mg-N /L โดยในน้ำประปาไม่ได้มีมาตรฐานค่าแอมโมเนียกำหนดไว้แต่ได้มีการกำหนดไว้ในมาตรฐานสำหรับน้ำผิวดินต้องมีค่าแอมโมเนียไม่เกิน 0.5 mg-N /L (มาตรฐานคุณภาพน้ำผิวดิน, 2537) จากการเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 3 ครั้งพบว่าน้ำประปามีค่าแอมโมเนียผ่านมาตรฐานสำหรับน้ำผิวดิน

เมื่อพิจารณาตัวแทนสารอินทรีย์ธรรมชาติพบว่า น้ำประปามีค่า DOC อยู่ในช่วง 2.9-4.3 mg/L ค่า DON อยู่ในช่วง 0.09-0.43 mg-N /L และ UV-254 มีค่าค่อนข้างต่ำอยู่ในช่วง 0.040-0.085 cm⁻¹ เมื่อพิจารณาค่า DOC DON และ UV-254 พบว่าค่า DOC มีค่าสูงกว่างานวิจัยที่ผ่านมา โดยจรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น (2555) พบว่าน้ำประปาหาดใหญ่มีค่า DOC ในช่วง 2.5-2.6 mg/L พณวรรณ ทองช่าง (2559) พบว่าน้ำประปาหาดใหญ่มีค่า DOC อยู่ในช่วง 1.4-3.2 mg/L ส่วนค่า DON มีค่าใกล้เคียงกับงานวิจัยที่ผ่านมาอยู่ในช่วง 0-1.3 mg-N /L (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น, 2555) และ 0.06-1.07 mg-N /L (พณวรรณ ทองช่าง, 2559) ค่า UV-254 ในน้ำประปาของงานวิจัยนี้มีค่าน้อยกว่างานวิจัยที่ผ่านมาที่มีค่าอยู่ในช่วง 0.11-0.17 cm⁻¹ (จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ อรมาศ สุทธินุ่น, 2555) และ 0.02-0.06 cm⁻¹ (พณวรรณ ทองช่าง, 2559) เมื่อพิจารณาค่า SUVA พบว่าอยู่ในช่วง 1.2-2.3 L/mg-m ค่า TDN อยู่ในช่วง 0.6 – 5.3 mg-N/L ซึ่งมีค่าค่อนข้างสูง และค่า DOC/DON อยู่ในช่วง 7-39 น้ำประปาจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 มีค่า DOC/DON สูงกว่าน้ำประปาจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 จึงกล่าวได้ว่า น้ำประปาจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 มีสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำเป็นองค์ประกอบหลักสูงกว่า ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3

ตารางที่ 3-2 ลักษณะทางกายภาพเคมีและปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำประปา

| พารามิเตอร์ | น้ำประปา | | |
|---|------------|------------|------------|
| | ครั้งที่ 1 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| พีเอช | 6.5 | 6.9 | 6.6 |
| อุณหภูมิ (°C) | 29 | 32 | 26 |
| ความเป็นด่าง (mg/L as CaCO ₃) | 31 | 21 | 8 |
| ความขุ่น (NTU) | 4 | 2 | 2 |
| ไนเตรต (mg-N /L) | 2.6 | 1.3 | 0.1 |
| ไนไตรต์ (mg-N)/L | 0.002 | 0.013 | 0.002 |
| แอมโมเนีย (mg-N /L) | 0.06 | 0.09 | 0.01 |
| DOC (mg/L) | 2.9 | 4.3 | 3.2 |
| UV-254 (cm ⁻¹) | 0.068 | 0.084 | 0.040 |
| SUVA (L/mg-m) | 2.3 | 1.8 | 1.2 |
| TDN (mg-N)/L | 5.31 | 3.47 | 0.61 |
| DON (mg-N /L) | 0.43 | 0.11 | 0.09 |
| DOC/DON | 7 | 39 | 35 |

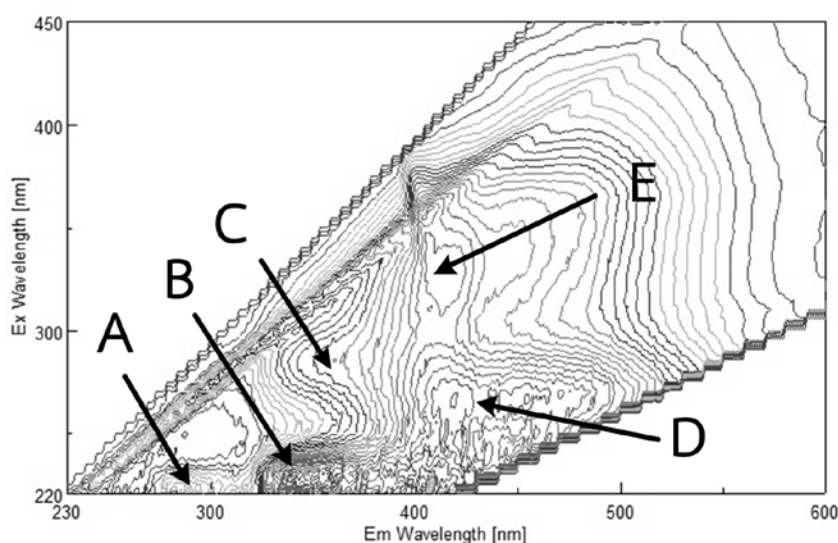
จากการวิเคราะห์ค่าของดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ละลายน้ำแสดงให้เห็นว่าระบบผลิตน้ำประปาในปัจจุบันมีประสิทธิภาพในการลดสารดัชนีตัวแทนของโอกาสการก่อตัวของสาร NDMA ค่อนข้างต่ำ เมื่อเปรียบเทียบค่าดัชนีตัวแทนระหว่างน้ำดิบและน้ำประปาที่ผ่านระบบการผลิต ทั้ง 3 ครั้งดังแสดงในตารางที่ 3-1 และ 3-2 พบว่าจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 ระบบผลิตประปาลดกลุ่มสารที่เป็นดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ได้แก่ DOC UV-254 SUVA และ DON อยู่ในช่วง 16-47 เปอร์เซ็นต์ จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 พบว่าระบบผลิตประปาลดกลุ่มสารที่เป็นดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 19-84 เปอร์เซ็นต์ และจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 พบว่าระบบผลิตประปาลดกลุ่มสารที่เป็นดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์อยู่ในช่วง 30-82 เปอร์เซ็นต์ จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 ซึ่งพบว่าระบบผลิตประปาลดค่าดัชนีตัวแทนได้ต่ำกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ดังนั้นน้ำประปาที่ผลิตในช่วงของการเก็บน้ำครั้งที่ 1 จึงมีโอกาสก่อตัวเป็นสาร NDMA ได้สูง เมื่อพิจารณาสารดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์แต่ละตัวพบว่าระบบผลิตน้ำประปามีประสิทธิภาพการกำจัด DOC ได้ 28 – 82 เปอร์เซ็นต์ ค่า UV-254 ได้ 23 - 82 เปอร์เซ็นต์ ค่า SUVA ได้ 28 – 76 เปอร์เซ็นต์ ค่า TDN ได้ 16 – 84 เปอร์เซ็นต์ และค่า DON ได้ 19-47 เปอร์เซ็นต์ กล่าวได้ว่าระบบผลิตน้ำประปากำจัด DON ได้ต่ำกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งกำจัดได้น้อยที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับดัชนีอื่นๆ ค่า DON เป็นดัชนีสำคัญที่เป็นตัวแทนของสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ดังนั้นจึงจำเป็นต้องศึกษาวิธีการกำจัดสารอินทรีย์ในโตรเจนละลายน้ำและการลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในระบบผลิตน้ำประปา

3.1.1 การวิเคราะห์กลุ่มสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปา

การวิเคราะห์ลักษณะสารอินทรีย์ด้วยเทคนิค Fluorescent excitation-emission matrix (FEEM)

Three-dimensional fluorescent spectroscopy (excitation-emission matrix, FEEM) เป็นวิธีการวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ อย่างไรก็ตาม FEEM เป็นวิธีการวัดที่สะดวก รวดเร็ว ใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างน้อยและสามารถใช้บ่งชี้ลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำได้ตลอดจนสามารถปรับปรุงและพัฒนาเพื่อใช้งานจริงได้อย่างมีประสิทธิภาพ

การวัด FEEM นั้น โมเลกุลของสารอินทรีย์ละลายน้ำถูกกระตุ้นโดยพลังงานแสงฟลูออเรสเซนซ์จากหลอดซินอนทำให้โมเลกุลดังกล่าวเปลี่ยนจาก ground state ไปสู่ low energy state แล้วโมเลกุลของสารอินทรีย์ดังกล่าวจะปล่อยพลังงานส่วนเกินที่รับเข้าไปออกมาเพื่อเปลี่ยนจาก low energy state ไปสู่ ground state อีกครั้งหนึ่ง โดยพลังงานที่ปล่อยออกมาจะมีค่าน้อยกว่าพลังงานที่ใช้กระตุ้นและความยาวคลื่นที่วัดได้ในขณะที่โมเลกุลปล่อยพลังงานออกมาจะสูงกว่าความยาวคลื่นที่ใช้ในการกระตุ้น ผลการตรวจวัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเทคนิค FEEM ของน้ำดิบประปาและน้ำประปาจากคลองอู่ตะเภาแสดงตำแหน่งฟลูออเรสเซนซ์พิกัดดังรูปที่ 3-1



รูปที่ 3-1 ตำแหน่งฟลูออเรสเซนซ์พิกัด A, B, C, D และ E ของตัวอย่างที่ศึกษาในงานวิจัยนี้ (พิกัด A คือ Tyrosine พิกัด B, และ C คือ Tryptophan-like substances; พิกัด D และ E คือ Humic and fulvic acid-like substances)

เมื่อพิจารณาความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำดิบและน้ำประปาจากการประปาสาขาหาดใหญ่ (ตารางที่ 3-3) พบว่าน้ำดิบและน้ำประปามีความเข้มแสงของสารกลุ่ม Tryptophan-like substances สูงที่สุด รองลงมาคือ Humic and fulvic acid-like substances และสารกลุ่ม Tyrosine มีความเข้มแสงน้อยที่สุด สารกลุ่ม Tryptophan-like substances เป็นกลุ่มที่มีกรดอะมิ

โนหรือเอมีนเป็นองค์ประกอบ สารกลุ่ม Tyrosine เป็นกลุ่มที่มีอะโรมาติกโปรตีนอย่างง่ายเป็นองค์ประกอบ (Chen *et al.*, 2003) และ Humic and fulvic acid-like substances เป็นกลุ่มที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลัก ดังนั้นจึงกล่าวได้ว่าน้ำดิบและน้ำประปาขนาดใหญ่มีสารกลุ่มอะมิโนหรือเอมีนซึ่งเป็นสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (DON) ค่อนข้างสูง นอกจากนี้ Na Phatthalung *et al.*, (2016) ศึกษาตำแหน่งฟลูออเรสเซนซ์ฟีกของ DMA DEA DBA และ aniline พบว่าตำแหน่ง Excitation/Emission (Ex/Em) ที่ตำแหน่งเดียวกับสารกลุ่ม Tryptophan-like substances ดังนั้นน้ำดิบขนาดใหญ่จึงโอกาสปนเปื้อนสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA สูง

เมื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพการลดสารกลุ่มต่างๆ ของระบบผลิตน้ำประปาขนาดใหญ่ โดยเปรียบเทียบความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำดิบและน้ำประปาที่ผ่านระบบผลิตน้ำประปาพบว่า ระบบประปาลดความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของสารกลุ่ม Tryptophan-like substances ได้ 15-48 เปอร์เซ็นต์ ลดความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของของสารกลุ่ม Humic and fulvic acid-like substances ได้ 19-68 % และลดความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของของสารกลุ่ม Tyrosine ได้ 0-78 เปอร์เซ็นต์ (แสดงในภาคผนวก ตารางที่ ก.9) การลดสารกลุ่ม Tryptophan-like substances ซึ่งเป็นกลุ่ม DON มีประสิทธิภาพในระดับปานกลาง อย่างไรก็ตามการใช้เทคนิคฟลูออเรสเซนซ์ในการวิเคราะห์สารอินทรีย์ละลายน้ำทำได้ในเชิงคุณภาพเท่านั้น หรือใช้การเปรียบเทียบการลดลงของสารในตัวอย่างเดียวกันยังไม่สามารถระบุได้ในเชิงปริมาณที่แท้จริงได้ หากต้องการระบุผลในเชิงปริมาณควรมีการศึกษาวิธีการวิเคราะห์เพิ่มเติม

ตารางที่ 3-3 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ ณ ตำแหน่งต่างๆ ที่ตรวจพบในตัวอย่งน้ำดิบและน้ำประปา ครั้งที่ 1 2 และ 3

| ตัวอย่างน้ำ | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (QSU) | | | | |
|-----------------------|---------------------------------|----------------------------|-----------------|---------------------------------------|-----------------|
| | Excitation(nmEx)/Emission(nmEm) | | | | |
| | Tyrosine-like substances | Tryptophan-like substances | | Humic and fulvic acid-like substances | |
| | 230/295 (ฟีก A) | 230/345 (ฟีก B) | 285/345 (ฟีก C) | 275/420 (ฟีก D) | 330/415 (ฟีก E) |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 1) | 0.9 | 80.5 | 42.2 | 10.2 | 13.4 |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 2) | 0.4 | 48.8 | 22.4 | 8.4 | 13.7 |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 3) | 3.2 | 4.7 | 3.9 | 3.3 | 3.7 |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 1) | 0.5 | 71.1 | 33.4 | 5.0 | 6.9 |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 2) | 0.4 | 26 | 10.7 | 3.3 | 3.8 |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 3) | 0.7 | 3.2 | 1.5 | 2.9 | 2.8 |

การกระจายมวลของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

งานวิจัยนี้แยกสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาออกเป็น 3 กลุ่มด้วยกระบวนการ resin fractionation โดยใช้เรซิน DAX-8 และ XAD-4 ได้แก่ สารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI) และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (transphilic organic fraction, TPI) โดยศึกษาการแยกกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพกระบวนการ resin fractionation โดยการหาสมดุลมวล (mass balance) ซึ่งเป็นค่าผลต่างระหว่างมวล DOC ในน้ำก่อนกระบวนการ fraction กับผลรวมของมวล DOC ในน้ำหลังกระบวนการ fraction โดยเปอร์เซ็นต์ผลต่างของมวล DOC ที่ยอมรับได้มีค่าอยู่ในช่วง 10-15 เปอร์เซ็นต์ (Marhaba, 2000) กรณีที่ค่าผลรวมมวล DOC หลังกระบวนการ fraction มากกว่ามวล DOC ก่อนกระบวนการ fraction อาจเกิดจากขั้นตอนการล้างเรซิน โดยมีสารอินทรีย์ในน้ำที่นำมาล้างเรซินถูกดูดซับอยู่บนเรซิน เมื่อชะสารอินทรีย์ในขั้นตอนการแยกสารอินทรีย์ทำให้สารอินทรีย์จากน้ำที่ใช้ล้างเรซินถูกชะออกมาด้วยส่งผลให้มวลของ DOC ในน้ำตัวอย่างหลังกระบวนการ fraction เพิ่มขึ้น กรณีที่มวล DOC ในน้ำหลังกระบวนการ fraction หายไปอาจเกิดจากการชะสารอินทรีย์ออกจากเรซินไม่หมดส่งผลให้มีสารอินทรีย์บางส่วนติดอยู่ในเรซิน เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์ผลต่างระหว่างมวล DOC ในน้ำก่อนกระบวนการ fraction กับผลรวมของมวล DOC ในน้ำหลังกระบวนการ fraction ดังแสดงในตารางที่ 3-4 พบว่ามีค่า 9 และ 13 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้

เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์สัดส่วนการกระจายตัวมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 พบว่ามีสัดส่วนการกระจายตัวอยู่ในกลุ่มไม่ชอบน้ำมากที่สุด 52 และ 59 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ รองลงมาคือกลุ่มชอบน้ำ (31 และ 21 เปอร์เซ็นต์) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (17 และ 21 เปอร์เซ็นต์) ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Musikavong *et al*, (2016) ที่ศึกษาการกระจายตัวมวลของ DOC ในน้ำจากกลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภา โดยทั้งน้ำจากอ่างเก็บน้ำและน้ำจากคลองอู่ตะเภามีการกระจายตัวของ DOC ในกลุ่มไม่ชอบน้ำมากที่สุด รองลงมาคือกลุ่มชอบน้ำ (HPI) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) มีการกระจายตัวของ DOC น้อยที่สุด

ตารางที่ 3-4 การกระจายมวล DOC ของสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI)

| ตัวอย่างน้ำ | ค่า DOC ของกลุ่มสารอินทรีย์ | | | | Inf. DOC | % Diff |
|---------------------|-----------------------------|-----------|-----------|-------------|----------|--------|
| | HPO | HPI | TPI | HPO+HPI+TPI | | |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 2) | 3.10 (52) | 1.84 (31) | 1.02 (17) | 6.0 | 5.28 | 13 |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 3) | 2.94 (59) | 1.08 (21) | 0.99 (20) | 4.8 | 4.60 | 9 |

หมายเหตุ : HPO = hydrophobic organic fraction, HPI = hydrophilic organic fraction, TPI = transphilic organic fraction, Inf.DOC = DOC ก่อนกระบวนการ fraction, %Diff = $(\text{Inf.DOC} - (\text{HPO} + \text{HPI} + \text{TPI})) * 100 / \text{Inf.DOC}$, ()=เปอร์เซ็นต์การกระจายตัว

เมื่อพิจารณาเปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของความเข้มข้นฟลูออเรสเซนซ์ของน้ำหลังกระบวนการ resin fractionation แสดงในตารางที่ 3-5 พบว่ามีเปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของกลุ่ม Tryptophan-like substances มากที่สุด รองลงมาคือกลุ่ม humic and fulvic acid-like substances และกลุ่ม Tyrosine-like substances จากงานวิจัยของ Na Phatthalung *et al.*, (2016) พบว่า DMA DEA DBA และอะนิลีน มีตำแหน่งฟลูออเรสเซนซ์อยู่ในช่วงเดียวกับกลุ่ม Tryptophan-like substances จึงกล่าวได้ว่าเมื่อพิจารณาด้วยเทคนิคฟลูออเรสเซนซ์ DMA DEA DBA และ อะนิลีน เป็นส่วนหนึ่งของ Tryptophan-like substances

Leenheer *et al.*, (1982) และ Reckhow *et al.*, (1992) เสนอไว้ว่าสารกลุ่ม HPO มีองค์ประกอบของ โพรตีน กรดอะโรมาติก ฟีนอล อะโรมาติกเอมีน และเอมีนที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูง ส่วนสารกลุ่ม HPI มีองค์ประกอบของ น้ำตาล กรดคาร์บอกซิลิก กรดอะมิโน อะลิฟาติกเอมีน และเอมีนที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เมื่อพิจารณากลุ่มสารอินทรีย์และความเข้มข้นฟลูออเรสเซนซ์พบว่า HPO ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 มีเปอร์เซ็นต์การกระจายตัวของ Tryptophan-like substances มากที่สุด จึงกล่าวได้ว่าน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 มีสารกลุ่มอะโรมาติก และเอมีนที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงอยู่มากที่สุด ส่วนในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 HPI และ TPI มีการกระจายตัวของ Tryptophan-like substances มากที่สุด จึงกล่าวได้ว่าน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีกรดอะมิโนและอะลิฟาติกเอมีนที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำมาก

ตารางที่ 3-5 เปอร์เซนต์การกระจายตัวของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ของ HPO HPI และ TPI ในน้ำดิบ

| ตัวอย่างน้ำ | แฟรกชัน | % ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ | | |
|--------------------------|---------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| | | Tyrosine-like substances | Tryptophan-like substances | Humic and fulvic acid-like substances |
| น้ำดิบประปา (ครั้งที่ 2) | HPO | 5 | 63 | 32 |
| | HPI | 9 | 49 | 42 |
| | TPI | 23 | 40 | 37 |
| น้ำดิบประปา (ครั้งที่ 3) | HPO | 11 | 49 | 40 |
| | HPI | 6 | 77 | 17 |
| | TPI | 11 | 74 | 15 |

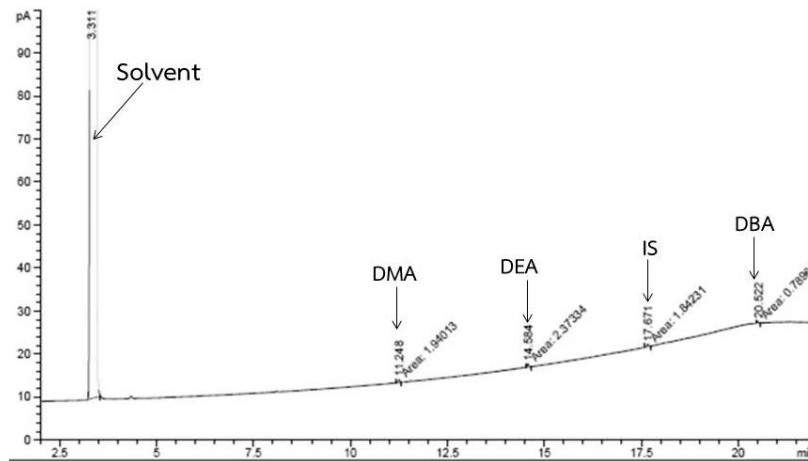
หมายเหตุ : HPO = hydrophobic organic fraction, HPI = hydrophilic organic fraction, TPI = transphilic organic fraction

3.1.2 การวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำดิบประปาด้วยเทคนิค gas chromatography

จากงานวิจัยก่อนหน้านี้ Na Phatthalung *et al.*, (2016) ได้วิเคราะห์สารไดเมทิลเอมีน (dimethylamine, DMA) ไดเอทิลเอมีน (diethylamine, DEA) ไดบูทิลเอมีน (dibutylamine, DBA) และอะนิลีน (aniline) จากอ่างเก็บน้ำสะเดา อ่างเก็บน้ำคลองหลาและจุดสูบน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา พบว่าน้ำจากอ่างเก็บน้ำสะเดามีการปนเปื้อนสาร DMA DEA และ DBA อยู่ในช่วง (not detectable) N.D. - 10 µg/L ปนเปื้อนสารอะนิลีน 123-129 ng/L และพบว่าตัวอย่างน้ำจากจุดสูบน้ำดิบมีการปนเปื้อนของ DMA DEA และ DBA อยู่ในช่วง N.D.- 21.2 µg/L ปนเปื้อนสารอะนิลีน 112-177 ng/L จากข้างต้นกล่าวได้ว่าน้ำจากอ่างเก็บน้ำและน้ำจากจุดสูบน้ำดิบมีการตรวจเจอสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA จึงควรมีการศึกษาวิธีการลดสารตั้งต้นดังกล่าวต่อไป

สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA กลุ่มอะลิฟาติก

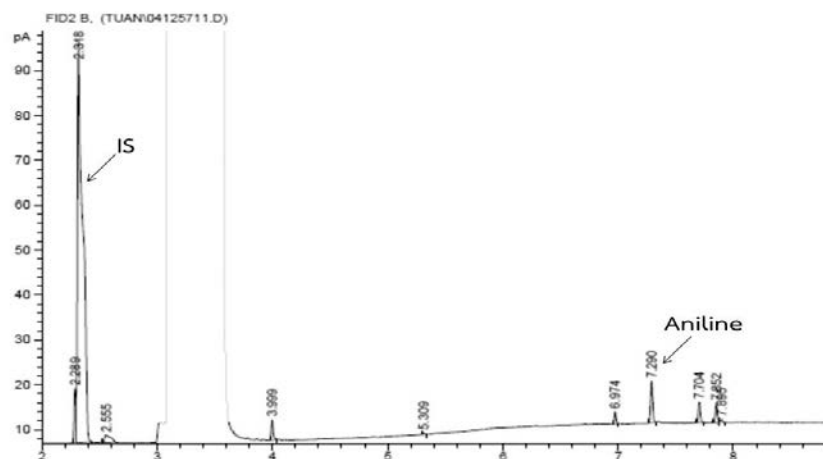
โครมาโทแกรมจากการตรวจวัดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในกลุ่มอะลิฟาติก ได้แก่ DMA DEA และ DBA ด้วยเครื่อง Gas chromatography-Flame Ionization Detector (GC-FID) แสดงดังรูปที่ 3-2 ปรากฏพีคของสาร DMA DEA และ DBA ที่ retention time (RT) 11.24, 14.58 และ 20.55 นาที ตามลำดับและปรากฏพีคของ Internal standard ซึ่งได้แก่สาร triphenylphosphate ที่ RT 17.669 นาที จากการตรวจวัดสารตั้งต้นการก่อตัวในน้ำดิบขนาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างน้ำดิบทั้ง 3 ครั้งปรากฏว่า น้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 ตรวจไม่พบ สาร DMA และ DBA แต่ตรวจพบว่ามี DEA ปริมาณ 2.9 µg/L ส่วนน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ตรวจไม่พบสาร DMA DEA และ DBA



รูปที่ 3-2 โครมาโตแกรมของสารละลายมาตรฐาน DMA, DEA และ DBA ที่ระดับความเข้มข้น 1 mg/L โดยเครื่อง GC-FID

สารตั้งต้นการก่อตัว NDMA กลุ่มอะโรมาติก

โครมาโตแกรมจากการตรวจวัดตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในกลุ่มอะโรมาติก ได้แก่ สารอะนิลีน (aniline) แสดงดังภาพที่ 3-3 โดยปรากฏพีคของอะนิลีน (aniline) ที่ retention time (RT) เท่ากับ 7.29 นาที และปรากฏพีคของ Internal standard ซึ่งได้แก่ สาร triphenylphosphate, TPP ที่ retention time (RT) 2.31 นาที จากการตรวจวัดสารอะนิลีนในน้ำดิบขนาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างน้ำดิบทั้ง 3 ครั้งปรากฏว่าไม่สามารถตรวจพบสารอะนิลีนในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 2 และ 3 ได้



รูปที่ 3-3 โครมาโตแกรมของสารละลายมาตรฐานอะนิลีนที่ระดับความเข้มข้น 1 mg/L โดยเครื่อง GC-FID

3.2 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

3.2.1 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl)

โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) เป็นสารสร้างตกตะกอนที่มีประสิทธิภาพสูงและได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวางในการกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ละลายน้ำธรรมชาติ เนื่องจากโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์เป็นเกลือสังเคราะห์ของอะลูมิเนียมคลอไรด์ที่มีคุณสมบัติละลายน้ำได้ดี เมื่อโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ละลายน้ำจะไฮโดรไลซ์เป็นอะลูมิเนียมไฮดรอกซ์ซึ่งเป็นสารเชิงซ้อนที่ส่งผลให้เกิดกลไกในการทำละลายประจุของคอลลอยด์ให้เป็นกลางทางไฟฟ้าและทำลายเสถียรภาพของคอลลอยด์ (Wu *et al.*, 2007) อนุภาคคอลลอยด์จะเกิดการรวมตัวกันจนเกิดเป็นฟlocsขนาดใหญ่และตกตะกอน ความขุ่นและสารอินทรีย์บางส่วนถูกกำจัดไปพร้อมกับการตกตะกอน ซึ่งพีเอชและความเข้มข้นของโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ

การลด DOC, UV-254 และ DON

ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ของน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 แสดงดังรูปที่ 3-4 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACl ส่งผลให้ค่า DOC ลดลง ที่ความเข้มข้น PACl 40 mg/L ลดค่า DOC ในน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 5.3 mg/L เหลือ 4.1 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 22 เปอร์เซ็นต์ ที่สภาวะเดียวกันลดค่า DOC ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 จาก 4.6 mg/L เหลือ 3.5 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 23 เปอร์เซ็นต์

ค่า UV-254 ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 แสดงดังรูปที่ 3-5 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACl ส่งผลให้ค่า UV-254 ลดลง ที่ความเข้มข้น PACl 40 mg/L ลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 0.374 cm^{-1} เหลือ 0.103 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์ ที่สภาวะเดียวกันลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 จาก 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.103 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์

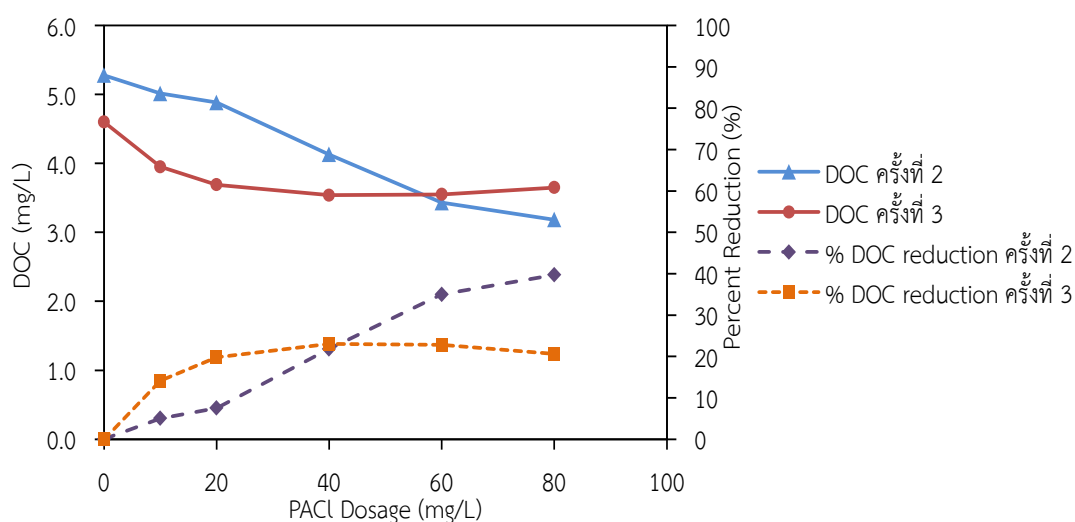
ค่า DON คงเหลือ ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ของน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 แสดงดังรูปที่ 3-6 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PACl ส่งผลให้ค่า DON ลดลง ที่ความเข้มข้น PACl 40 mg/L ลดค่า DON ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 0.60 mg-N /L เหลือ 0.31 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 48 เปอร์เซ็นต์ ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 ที่ PACl ความเข้มข้น 20 mg/L ลดค่า DON จาก 0.18 mg-N /L เหลือ 0.15 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 17 เปอร์เซ็นต์

เมื่อเปรียบเทียบค่า DON จากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 กับงานวิจัยของของพนวรรณ ทองช่าง (2559) ที่ตรวจวัด DON ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาได้เท่ากับ 0.31 mg-N /L และ 1.12 mg-N /L พบว่าน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 มีค่า DON ค่อนข้างต่ำ ดังนั้นการโค

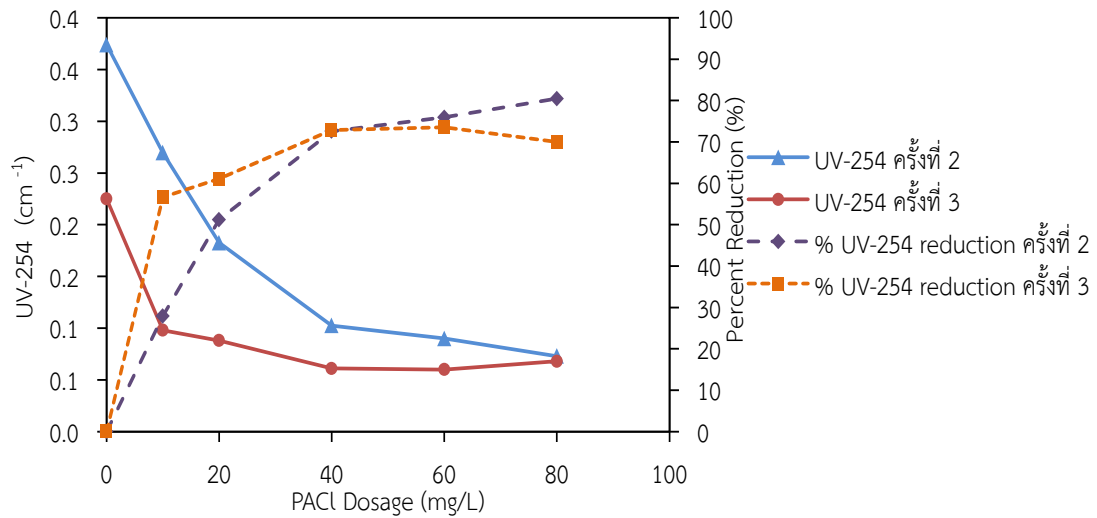
แอกกูเลชันด้วย PACl ที่ความเข้มข้นต่างๆ ส่งผลให้ค่า DON ในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันมีค่าที่ใกล้เคียงกัน และจากผลการวิเคราะห์ในหัวข้อ 3.1.1 น้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีองค์ประกอบของอะลิฟาติกเอมีนที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ จึงอาจส่งผลให้การรวมกลุ่มของฟลอคไม่สามารถกำจัด DON ได้ เมื่อพิจารณาค่า DON ในน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 ร่วมกับค่า DOC และ UV-254 พบว่าสภาวะที่เหมาะสมในการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ของน้ำดิบควรเลือกที่ความเข้มข้นโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ 40 mg/L

จากการทดลองข้างต้น การใช้ PACl ความเข้มข้น 40 mg/L ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในการลดค่า DOC UV-254 และ DON ของน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างทั้ง 2 ครั้ง ผลการทดลองดังกล่าวสอดคล้องกับผลการศึกษาจากงานวิจัยของพจนวรรณ ทองช่าง (2559) และ Srimuang (2011) ที่พบว่าการใช้ PACl ที่ระดับความเข้มข้น 40 mg/L ควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในการแอกกูเลชันน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภา

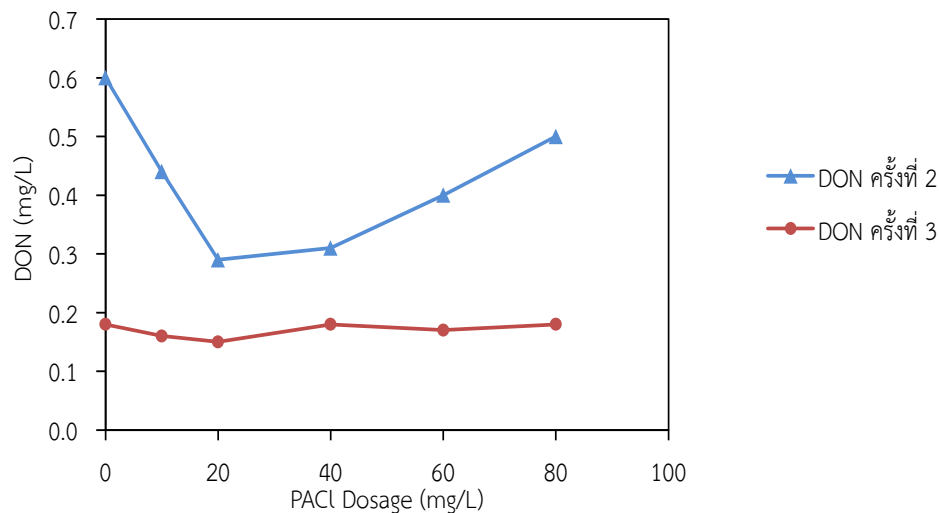
เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการลดสารอินทรีย์โดยการโคแอกกูเลชันด้วย PACl พบว่าสามารถลดค่า UV-254 อยู่ในช่วง 28-80 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งมีประสิทธิภาพสูงกว่าการลดค่า DOC ที่อยู่ในช่วง 5-40 เปอร์เซ็นต์ ทั้งนี้ค่า UV-254 เป็นดัชนีตัวแทนของสารกลุ่มฮิวมิกและสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ที่สามารถถูกกำจัดได้ด้วยการโคแอกกูเลชัน (Yan *et al.*, 2008; Ji *et al.*, 2008) ส่วนค่า DOC เป็นดัชนีที่บอกปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำรวมถึงสารโมเลกุลเล็กที่เป็น non-humic ซึ่งสารโมเลกุลเล็กมีโมเลกุลน้ำห่อหุ้มล้อมรอบส่งผลต่อการรวมตัวกันเกิดเป็นฟลอค (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542) ดังนั้นการใช้โพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์เพียงอย่างเดียวไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กได้เพียงพอ งานวิจัยนี้จึงใช้ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) ในการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชัน



รูปที่ 3-4 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด DOC ในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3



รูปที่ 3-5 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด UV-254 ในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACL ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3



รูปที่ 3-6 ค่า DON คงเหลือในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACL ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3

3.2.2 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl)

ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)

การลด DOC UV-254 และ DON

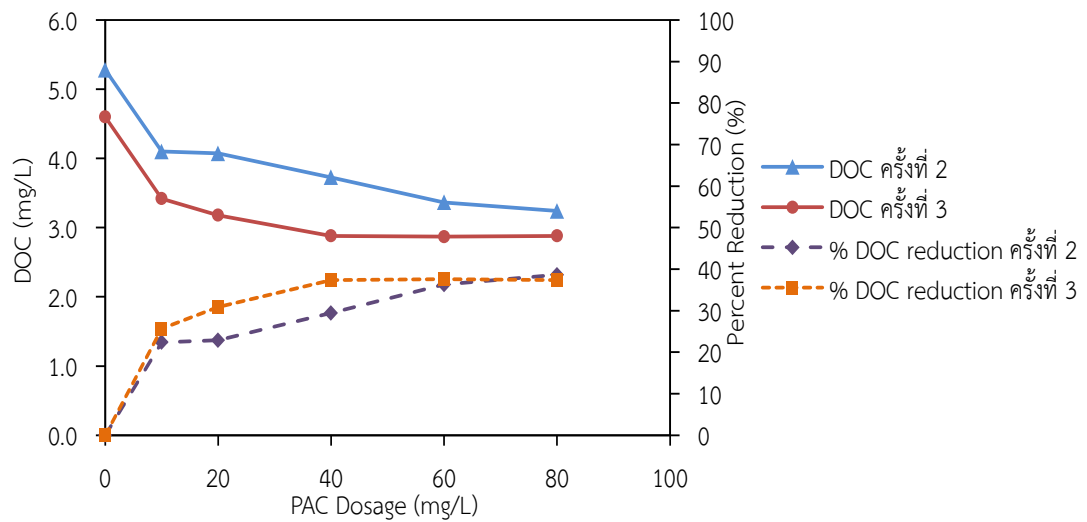
ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ของน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 แสดงดังรูปที่ 3-7 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PAC ส่งผลให้ค่า DOC ลดลง การใช้ PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ลดค่า DOC ในน้ำดิบจากการเก็บ

ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 5.3 mg/L ให้ลดลงเหลือ 4.0 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 23 เปอร์เซ็นต์ ที่สภาวะเดียวกันลดค่า DOC ในน้ำดิบประปาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 จาก 4.6 mg/L ให้ลดลงเหลือ 3.2 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 31 เปอร์เซ็นต์

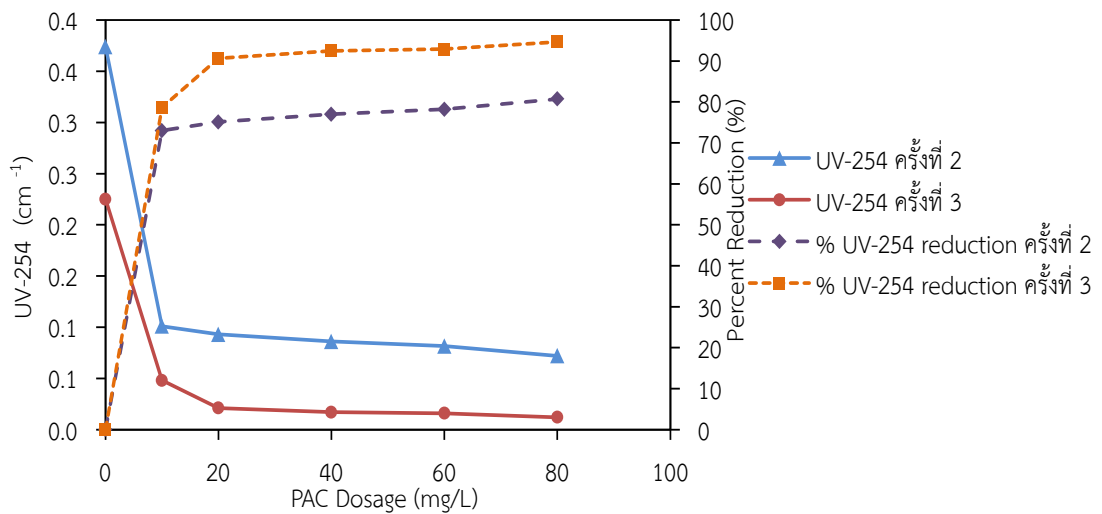
ค่า UV-254 ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 แสดงดังรูปที่ 3-8 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของ PAC ส่งผลให้ค่า UV-254 ลดลง การใช้ PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 0.374 cm^{-1} เหลือ 0.093 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 75 เปอร์เซ็นต์ ที่สภาวะเดียวกันลดค่า UV-254 ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 จาก 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.021 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 91 เปอร์เซ็นต์

ค่า DON คงเหลือ ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7 ของน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 แสดงดังรูปที่ 3-9 โดยความเข้มข้น PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ลดค่า DON ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 จาก 0.60 mg-N/L เหลือ 0.29 mg-N/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 43 เปอร์เซ็นต์ ค่า DON ของน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 พบว่าเมื่อใช้ PACl ความเข้มข้น 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ส่งผลให้ค่า DON สูงกว่าค่า DON ในน้ำดิบเล็กน้อย ทั้งนี้อาจเป็นผลมาจากวิธีที่ใช้ในการหาค่า DON และข้อจำกัดด้านเครื่องมือวิเคราะห์ ปัจจุบันค่า DON ไม่สามารถวิเคราะห์ได้โดยตรงต้องคำนวณจากผลต่างระหว่างค่า TDN กับ แอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต โดยการวิเคราะห์ค่า TDN ดำเนินการโดยใช้ TOC/TDN Analyzer ส่วน แอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต ดำเนินการโดยใช้ Portable Spectrophotometer ก่อนวิเคราะห์ค่า TDN แอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต ต้องนำตัวอย่างไปผ่านกรองด้วยกระดาษกรอง NF-270 แล้วนำน้ำส่วนที่เหลือจากการกรองไปวิเคราะห์ค่า TDN แอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต การดำเนินการดังกล่าวเป็นการเก็บกัก DON ไว้ในน้ำที่เหลือจากการกรอง และให้แอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต หลุดไปอยู่ในน้ำที่ผ่านการกรองให้มากที่สุด ค่าแอมโมเนีย ไนโตรต และไนเตรต ในน้ำส่วนที่เหลือจากการกรองจึงมีค่าน้อย เมื่อนำไปลบออกจากค่า TDN จะได้ค่า DON ที่เป็นบวก ค่า DON ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีค่าเป็น 0.18 mg-N/L ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่าขีดจำกัดการตรวจวัดเชิงปริมาณ (LOQ) ของเครื่อง TOC/TDN Analyzer ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.12 mg-N/L กรณีที่ค่า DON ในน้ำมีค่าต่ำใกล้เคียงกับขีดจำกัดการตรวจวัดเชิงปริมาณของเครื่องมือวัด เช่นน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการบำบัดจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 ความแม่นยำทางการวิเคราะห์และประสิทธิภาพการเก็บกัก DON ด้วยเมมเบรนอาจส่งผลให้ค่าที่วิเคราะห์เกิดความคลาดเคลื่อนได้

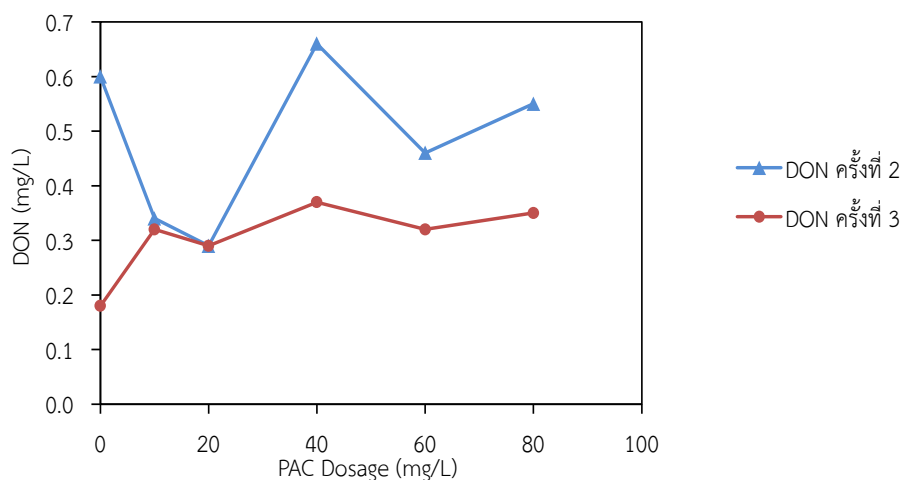
จากผลข้างต้นกล่าวได้ว่าการศึกษาเรื่อง DON ในน้ำที่มีค่า DON ต่ำต้องใช้เครื่องมือวิเคราะห์ที่มีค่าขีดจำกัดการตรวจวัดเชิงปริมาณ (LOQ) ต่ำ และมีการวิเคราะห์ค่าขีดจำกัดการตรวจวัดของเครื่องอย่างสม่ำเสมอเพื่อตรวจสอบความถูกต้องของผลการวิเคราะห์ ทั้งนี้ในขั้นตอนการศึกษาการลดสารตั้งต้นในน้ำสังเคราะห์ในหัวข้อ 3.5 ของงานวิจัยนี้ได้เลือกศึกษากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วยโพลีอะลูมิเนียมคลอไรด์ 40 mg/L เพียงอย่างเดียวเท่านั้น



รูปที่ 3-7 ค่า DOC คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลดค่า DOC ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PAC 40 mg/L ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3



รูปที่ 3-8 ค่า UV-254 คงเหลือและเปอร์เซ็นต์การลด UV-254 ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PAC 40 mg/L ร่วมกับกระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3



รูปที่ 3-9 ค่า DON คงเหลือ ในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ กระบวนการดูดติดด้วย PAC ที่สภาวะควบคุมพีเอชเท่ากับ 7 ของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3

จากการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON โดยการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC ดังตารางที่ 3-6 พบว่าการใช้ PACl ร่วมกับ PAC สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ UV-254 ได้เฉลี่ย 6 และ 38 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของพนวรรณ ทองช่วง (2559) ที่พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 60 mg/L ในน้ำดิบจากคลองอู่ตะเภาสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ UV-254 ได้เฉลี่ย 6 และ 5 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC กับน้ำดิบจากการเก็บน้ำครั้งที่ 2 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DON ได้ 6 เปอร์เซ็นต์ Kumsuvan (2013) พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 80 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ในน้ำดิบระบบผลิตน้ำประปาบางเขนสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ DON ได้ 35 และ 27 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 150 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ในน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ DON ได้ 38 และ 52 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACl ร่วมกับ PAC เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ได้แตกต่างกันตามลักษณะของสารในแหล่งน้ำ

ตารางที่ 3-6 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON

| ตัวอย่างน้ำ | ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ (%) | | | | | |
|---------------------------|------------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | DOC | | UV-254 | | DON | |
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| PACl 40 mg/L | 22 | 23 | 72 | 73 | 48 | 0 |
| PACl 40 mg/L +PAC 20 mg/L | 23 (1) | 31 (10) | 75 (10) | 91 (66) | 52 (6) | N.A (N.A) |

หมายเหตุ : () = ประสิทธิภาพการกำจัดที่เพิ่มขึ้น; N.A = Not available

3.2.3 การแยกกลุ่มของสารอินทรีย์ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน

จากตารางที่ 3-7 น้ำจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 มีค่าเปอร์เซ็นต์ผลต่างระหว่างมวลของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L และ PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L เท่ากับ 5 และ 7 ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ ส่วนน้ำจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีค่าเปอร์เซ็นต์ผลต่างระหว่างมวลของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L เท่ากับ 8 เปอร์เซ็นต์ซึ่งเป็นค่าที่ยอมรับได้ ส่วนค่าเปอร์เซ็นต์ผลต่างระหว่างมวลของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มีค่าเปอร์เซ็นต์ผลต่างมวลเท่ากับ 19 ซึ่งมีค่าสูงกว่าเกณฑ์ที่ยอมรับได้ Marhaba และ Pipada (2000) รายงานค่าเปอร์เซ็นต์ผลต่างของ DOC จากกระบวนการ resin fractionation ที่อยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้คือมีค่าอยู่ในช่วง 10-15 เปอร์เซ็นต์จากการศึกษาครั้งนี้ น้ำตัวอย่างก่อนทำการ fraction มีค่า DOC น้อยกว่า 2 mg/L ซึ่งเป็นค่า DOC ที่ค่อนข้างต่ำเมื่อทำการ fraction สารอินทรีย์ออกเป็น 3 กลุ่ม ค่าผลรวมมวล DOC หลังการทำ fraction มากกว่ามวล DOC ก่อนการทำ fraction ซึ่งอาจเกิดจากมีสารอินทรีย์ที่ดูดซับอยู่บนเรซินถูกชะออกมาส่งผลให้มวลของ DOC ในน้ำตัวอย่างหลังการทำ fraction มีค่าเพิ่มขึ้น

เมื่อพิจารณาสัดส่วนการกระจายมวล DOC ของน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L และน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L พบว่ามีการกระจายมวล DOC ในกลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) กลุ่มชอบน้ำ (HPI) และกลุ่มกึ่งชอบน้ำ (TPI) เฉลี่ยเท่ากับ 58 23 และ 18 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Srimuang (2011) ที่พบว่าน้ำจากคลองอุตะเกาที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC มีการกระจายมวลในกลุ่มไม่ชอบน้ำมากที่สุด

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัด DOC ของกลุ่มสารอินทรีย์ ดังตารางที่ 3-8 พบว่าจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 การใช้ PACl 40 mg/L กำจัดสารอินทรีย์ HPI ได้มากที่สุดเท่ากับ 42 เปอร์เซ็นต์ กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ได้เท่ากับ 42 เปอร์เซ็นต์และกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้เท่ากับ 16 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้ PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ได้มากที่สุดเท่ากับ 62 เปอร์เซ็นต์ กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ได้เท่ากับ 32 เปอร์เซ็นต์และกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้เท่ากับ 23 เปอร์เซ็นต์ การใช้ PAC เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชัน กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI และ HPO เพิ่มขึ้น 34 และ 9 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ การใช้ PAC ไม่สามารถเพิ่มการกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้

จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 การใช้ PACl 40 mg/L สามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้เท่ากับ 28 เปอร์เซ็นต์ กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ได้เท่ากับ 27 เปอร์เซ็นต์และกำจัดสารอินทรีย์ HPI ได้เท่ากับ 15 เปอร์เซ็นต์ เมื่อใช้ PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO ได้เท่ากับ 60 เปอร์เซ็นต์ กำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม TPI ได้เท่ากับ 57 เปอร์เซ็นต์และกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPI ได้เท่ากับ 47 เปอร์เซ็นต์ การใช้ PAC เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันสามารถกำจัดสารอินทรีย์กลุ่ม HPO TPI และ HPI เพิ่มขึ้น 44 41 และ 37 เปอร์เซ็นต์ตามลำดับ

จากผลการศึกษาพบว่าสัดส่วนการกระจายมวลของ HPO HPI และ TPI ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 ครั้งที่ 3 มีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก อย่างไรก็ตามเมื่อใช้การโคแอกกูเล

ชั้นด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC สามารถกำจัดกลุ่มสารอินทรีย์ได้แตกต่างกัน โดย HPI ในน้ำดิบจากเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 ถูกกำจัดได้ดี สำหรับน้ำดิบจากส่วนเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 HPO ถูกกำจัดได้ดี ทั้งนี้อาจกล่าวได้ว่าความแตกต่างของลักษณะน้ำดิบทั้งสองครั้งส่งผลต่อประสิทธิภาพของการโคแอกกูเลชัน โดยน้ำตัวอย่างจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 มีค่าความขุ่นต่ำแต่ค่าความเป็นด่างสูง แต่ น้ำตัวอย่างจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 มีค่าความขุ่นสูงแต่ค่าความเป็นด่างต่ำ

เมื่อพิจารณาการเพิ่มประสิทธิภาพการโคแอกกูเลชันด้วยการดูดติด PAC พบว่า PAC เพิ่มการกำจัดสารอินทรีย์ในกลุ่ม HPI ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 34 และ 37 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เนื่องจากสารกลุ่ม HPI เป็นสารอินทรีย์ non-humic ประกอบด้วยเอมีน โมเลกุลต่ำ กรดอะมิโน อัลดีไฮด์และคีโตน ซึ่งเป็นโมเลกุลขนาดเล็กมีโครงสร้างเป็นอะลิฟาติก สามารถเกาะติดที่ผิวคาร์บอนได้ดี (Uyak *et al.*, 2007) สารอินทรีย์กลุ่ม HPI จึงถูกกำจัดและตกตะกอนไปพร้อมกับ PAC อย่างไรก็ตามที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันแล้วก็ยังคงมีสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่ม HPO มากกว่ากลุ่ม HPI ซึ่ง HPO เป็นสารอินทรีย์กลุ่มฮิวมิกที่สามารถเกิดเป็นสาร THMs ได้เมื่อเข้าสู่กระบวนการฆ่าเชื้อโรค ดังนั้นจึงจำเป็นต้องศึกษากระบวนการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น งานวิจัยนี้จึงได้นำน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันมาศึกษาต่อด้วยระบบการกรองด้วยเมมเบรน

ตารางที่ 3-7 เปรอ์เซ็นต์ความต่างและการกระจายมวลของ DOC ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน

| ตัวอย่างน้ำ | กลุ่มสารอินทรีย์ | | | | | |
|---|------------------|-----------|-----------|-------------|---------|--------|
| | HPO | HPI | TPI | HPO+HPI+TPI | Inf.DOC | % Diff |
| PACl 40 mg/L (ครั้งที่ 2) | 2.62 (60) | 1.06 (25) | 0.64 (15) | 4.32 | 4.13 | 5 |
| PACl 40 mg/L + PAC 20 mg/L (ครั้งที่ 2) | 2.39 (63) | 0.70 (18) | 0.71 (19) | 3.79 | 4.07 | 7 |
| PACl 40 mg/L (ครั้งที่ 3) | 2.11 (56) | 0.91 (25) | 0.72 (19) | 3.75 | 3.54 | 8 |
| PACl 40 mg/L + PAC 20 mg/L (ครั้งที่ 3) | 1.18 (54) | 0.58 (26) | 0.43 (20) | 2.18 | 1.83 | 19 |

หมายเหตุ : HPO = hydrophobic organic fraction, HPI = hydrophilic organic fraction, TPI = transphilic organic fraction, Inf.DOC = DOC ก่อนทำการ fraction, % Diff = $(\text{Inf.DOC} - (\text{HPO} + \text{HPI} + \text{TPI})) * 100 / \text{Inf.DOC}$, ()=เปอร์เซ็นต์การกระจายตัว

ตารางที่ 3-8 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำที่ผ่าน resin fractionation

| ตัวอย่างน้ำ | ประสิทธิภาพการกำจัด DOC (%) | | |
|---|-----------------------------|---------|----------|
| | HPO | HPI | TPI |
| PACl 40 mg/L (ครั้งที่ 2) | 16 | 42 | 38 |
| PACl 40 mg/L + PAC 20 mg/L (ครั้งที่ 2) | 23 (9) | 62 (34) | 31 (N.A) |
| PACl 40 mg/L (ครั้งที่ 3) | 28 | 15 | 27 |
| PACl 40 mg/L + PAC 20 mg/L (ครั้งที่ 3) | 60 (44) | 47 (37) | 57 (41) |

หมายเหตุ : HPO = hydrophobic organic fraction, HPI = hydrophilic organic fraction, TPI = transphilic organic fraction; ()=ประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากการใช้ PACl อย่างเดียว; N.A. = Not available

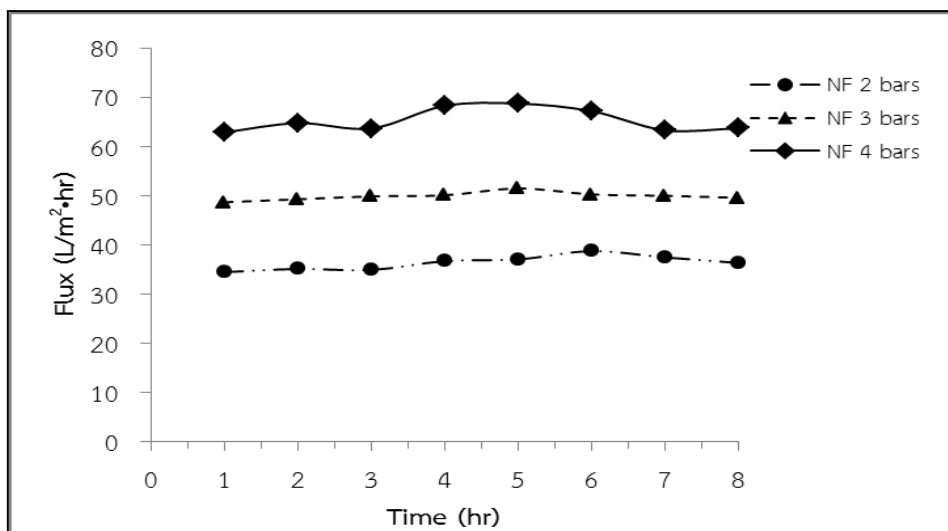
3.3 การลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการเมมเบรน

จากการศึกษาในหัวข้อ 3.2 พบว่ายังคงมีสารอินทรีย์ละลายน้ำบางส่วนตกค้างอยู่ในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ตกค้างอยู่นั้นสามารถทำปฏิกิริยากับคลอรีนและมีโอกาสก่อให้เกิดเป็นสารก่อมะเร็งได้ ดังนั้นผู้วิจัยจึงได้นำน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันจากหัวข้อ 3.2 มาศึกษาต่อด้วยกระบวนการเมมเบรนโดยศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process) โดยใช้เมมเบรนชนิด NF-270 และศึกษาการแยกสารด้วยกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process) โดยใช้เมมเบรนชนิด TW30 น้ำตัวอย่างที่นำมาทดลองนั้นเป็นน้ำดิบประปาครั้งที่ 2 และ 3 ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L และการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L และแบ่งกรณีศึกษาออกเป็น 4 กรณี ได้แก่

1. การแยกสารด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน โดยใช้น้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L
2. การแยกสารด้วยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน โดยใช้น้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L
3. แยกสารด้วยกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ โดยใช้น้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L
4. แยกสารด้วยกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ โดยใช้น้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L

3.3.1 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการนาโนฟิลเตรชัน (nanofiltration process)

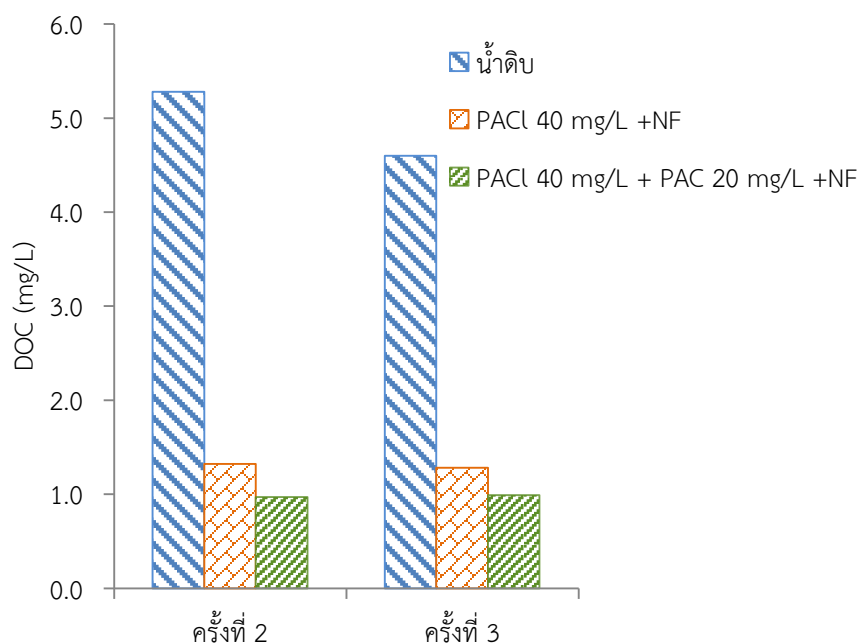
จากการศึกษาค่าความดันและค่าฟลักซ์ที่เหมาะสมสำหรับการลดสารอินทรีย์ในน้ำด้วยกระบวนการเมมเบรนพบว่าเมื่อใช้น้ำ DI เป็นน้ำตัวอย่างในการทดลอง เมมเบรนชนิด NF-270 มีอัตราการไหลของเพอมีเอทที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ อยู่ในช่วง 3.2-3.9 4.8-5.5 และ 6.8-7.6 mL/min ตามลำดับ เมื่อคำนวณค่าฟลักซ์ที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ ปรากฏว่ามีค่าฟลักซ์อยู่ในช่วง 33-39 48-52 และ 68-74 L/m²-hr ตามลำดับ เมื่อพิจารณาการหาค่าฟลักซ์เมมเบรนโดยใช้น้ำดิบที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L แสดงดังรูปที่ 3-10 ปรากฏว่าน้ำดิบที่ผ่านการโคแอกกูเลชันมีอัตราการไหลของเพอมีเอทที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ อยู่ในช่วง 3.4-3.9 4.8-5.2 และ 6.3-6.9 mL/min ตามลำดับ เมื่อคำนวณค่าฟลักซ์ที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ ปรากฏว่ามีค่า ฟลักซ์อยู่ในช่วง 34-39 49-52 และ 63-69 L/m²-hr ตามลำดับ ค่าฟลักซ์ของน้ำผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มีค่าใกล้เคียงกับค่าฟลักซ์ของน้ำ DI และมีค่าฟลักซ์สูงสุดที่ความดัน 4 บาร์ ดังนั้นในการลดสารอินทรีย์ในน้ำด้วยกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 จึงเลือกใช้ความดัน 4 บาร์



รูปที่ 3-10 ค่าฟลักซ์เมมเบรนชนิด NF-270 เมื่อทดลองด้วยน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ที่ความดัน 2 3 และ 4 bar

ค่า DOC คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 แสดงดังรูปที่ 3-11 จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 5.3 mg/L เหลือ 1.3 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 75 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 5.3 mg/L เหลือ 0.97 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 82 เปอร์เซ็นต์

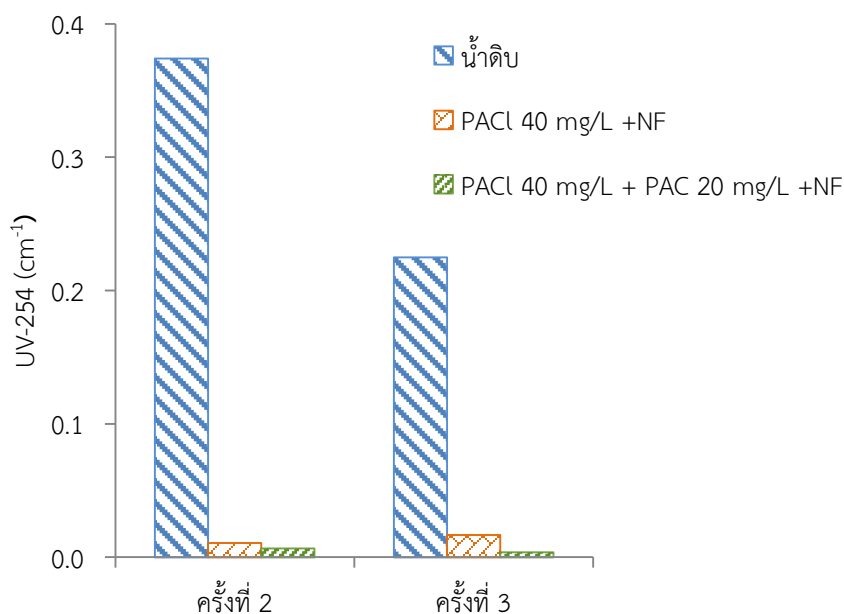
จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 4.6 mg/L เหลือ 1.3 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 4.6 mg/L เหลือ 0.99 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 78 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-11 ค่า DOC ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270

ค่า UV-254 คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 แสดงดังรูปที่ 3-12 การเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.374 cm^{-1} เหลือ 0.011 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 97 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.374 cm^{-1} เหลือ 0.007 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์

จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 สามารถลดค่า UV-254 จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.017 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 92 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.004 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์



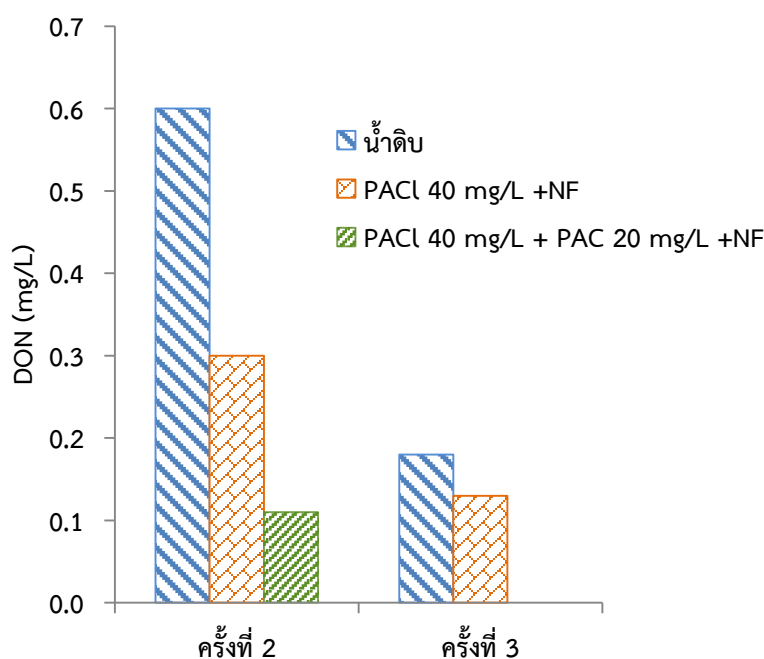
รูปที่ 3-12 ค่า UV-254 ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270

ค่า DON คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 แสดงดังรูปที่ 3-13 จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DON ลดลง จากค่า DON ในน้ำดิบ 0.6 mg-N /L เหลือ 0.30 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 50 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DON ลดลง จากค่า DON ในน้ำดิบ 0.6 mg-N /L เหลือ 0.11 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 82 เปอร์เซ็นต์

จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีค่า DON ลดลง จากค่า DON ในน้ำดิบ 0.18 mg/L-N เหลือ 0.11 mg/L-N คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 28 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่าไม่สามารถหาค่าเปอร์เซ็นต์การลด DON ได้ เนื่องจาก DON ของน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PAC และน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 มีค่าสูงกว่าค่า DON ของน้ำดิบซึ่งอาจเกิดจากวิธีที่ใช้ในการหาค่า DON และข้อจำกัดด้านเครื่องมือวิเคราะห์

Sumpattanachai (2013) ศึกษาการลดสารอินทรีย์ในน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนและบางเลนด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับกระบวนการเมมเบรน โดยการโคแอกกูเลชันน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนด้วย PACl ความเข้มข้น 80 mg/L แล้วนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันมาผ่านระบบเมมเบรนชนิด NF-270 ลด DON ได้ 69 เปอร์เซ็นต์ และการโคแอกกูเลชันน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเลนด้วย PACl ความเข้มข้น 150 mg/L แล้วนำน้ำที่

ผ่านการโคแอกกูเลชันมาผ่านระบบเมมเบรนชนิด NF-270 ลด DON ได้ 70 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ Xu *et al.*, (2010) ศึกษาการกำจัด DON ด้วยเมมเบรน NF-270 ของระบบผลิตน้ำดื่มพบว่า เมมเบรน NF-270 กำจัด DON ในน้ำจาก Yangshupu Drinking Water Treatment Plant (YDWTP) จาก 0.37 mg-N/L เหลือ 0.11 mg-N/L คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัด 70 เปอร์เซ็นต์ และกำจัด DON ในน้ำจาก Shijuiyang Drinking Water Treatment Plant (SDWTP) จาก 0.18 mg-N/L เหลือ 0.11 mg-N/L คิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัด 39 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งค่า DON ในน้ำเพอมีเอทของเมมเบรน NF-270 จากงานวิจัยของ Xu มีค่าใกล้เคียงกันกับค่า DON ในน้ำเพอมีเอทในงานวิจัยนี้ จึงกล่าวได้ว่าเมมเบรน NF-270 สามารถกำจัด DON ในน้ำได้ โดยประสิทธิภาพขึ้นอยู่กับลักษณะและปริมาณของสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำของน้ำดิบ

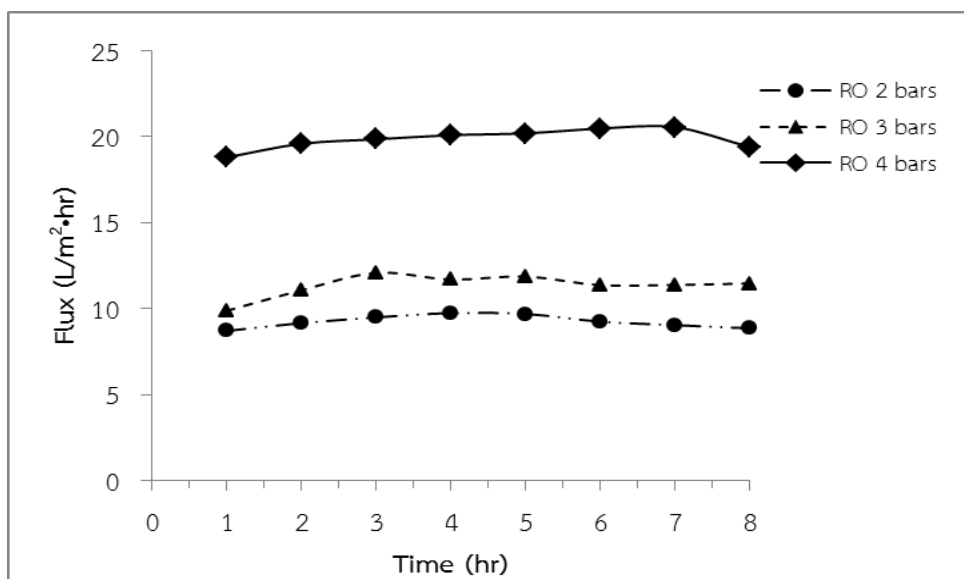


รูปที่ 3-13 ค่า DON ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270

3.3.2 การลดสารอินทรีย์โดยกระบวนการกระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับ (reverse osmosis process)

จากการศึกษาความดันและค่าฟลักซ์ที่เหมาะสมสำหรับการลดสารอินทรีย์ในน้ำด้วยกระบวนการเมมเบรนพบว่าเมื่อใช้น้ำ DI เป็นตัวอย่างในการทดลองเมมเบรนแบบ RO ด้วยเมมเบรนชนิด TW-30 มีอัตราการไหลของเพอมีเอทที่ความดัน 2, 3 และ 4 บาร์ อยู่ในช่วง 1.1-1.3 1.2-1.5 และ 1.8-2.7 mL/min ตามลำดับ เมื่อคำนวณค่าฟลักซ์ที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ ปรากฏว่ามีค่าฟลักซ์อยู่ในช่วง 9-13, 10-15 และ 18-28 (L/m²-hr) ตามลำดับ เมื่อพิจารณาการหาค่าฟลักซ์เมมเบรนโดยใช้น้ำดิบประปาที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ซึ่งแสดงดังรูปที่ 3-14 ปรากฏ

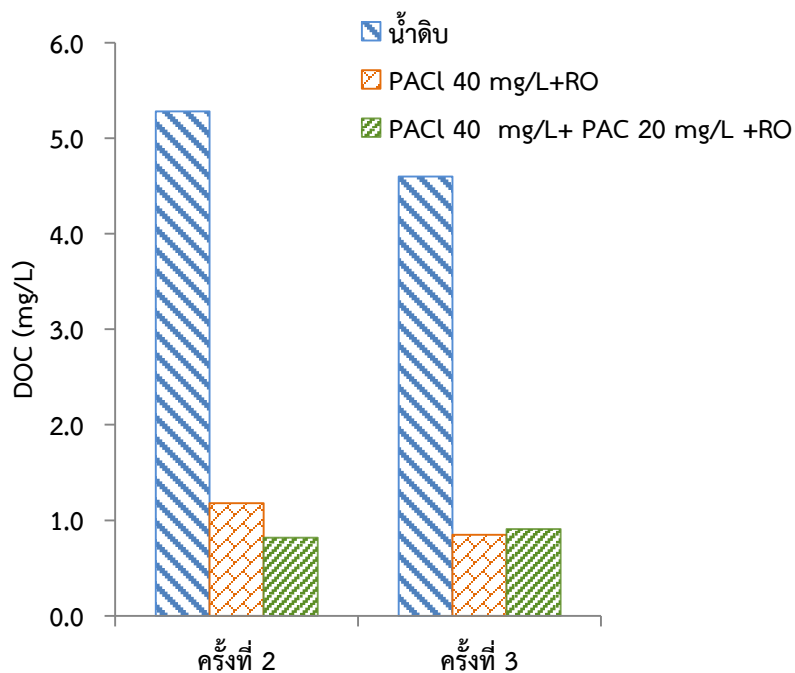
ว่าค่าฟลักซ์มีค่าใกล้เคียงกับค่าฟลักซ์ของน้ำ DI โดยน้ำดิบประปาที่ผ่านการโคแอกกูเลชันมีอัตราการไหลของเพอมีเอทที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ 0.9-1.3 1.0-1.2 และ 1.9-2.1 mL/min ตามลำดับ เมื่อคำนวณค่าฟลักซ์ที่ความดัน 2 3 และ 4 บาร์ ปรากฏว่ามีค่าฟลักซ์อยู่ในช่วง 8-10 10-12 และ 19-20 (L/m²-hr) ตามลำดับ ดังนั้นในการลดสารอินทรีย์ในน้ำด้วยกระบวนการเมมเบรนแบบ RO จึงเลือกใช้ความดันที่ 4 บาร์



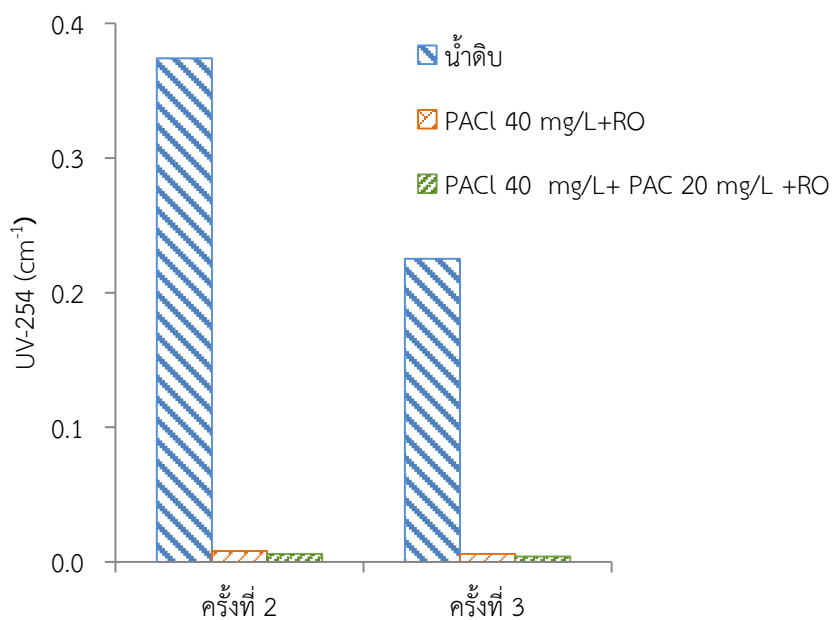
รูปที่ 3-14 ค่าฟลักซ์เมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 เมื่อทดลองด้วยน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ที่ความดัน 2 3 และ 4 bar

ค่า DOC คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 แสดงดังรูปที่ 3-15 จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 5.3 mg/L เหลือ 1.2 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 78 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 5.3 mg/L เหลือ 0.82 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 84 เปอร์เซ็นต์

จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 4.6 mg/L เหลือ 0.85 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 82 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DOC ลดลง จากค่า DOC ในน้ำดิบ 4.6 mg/L เหลือ 0.91 mg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DOC ที่ลดลงได้เท่ากับ 80 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-15 ค่า DOC ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30)

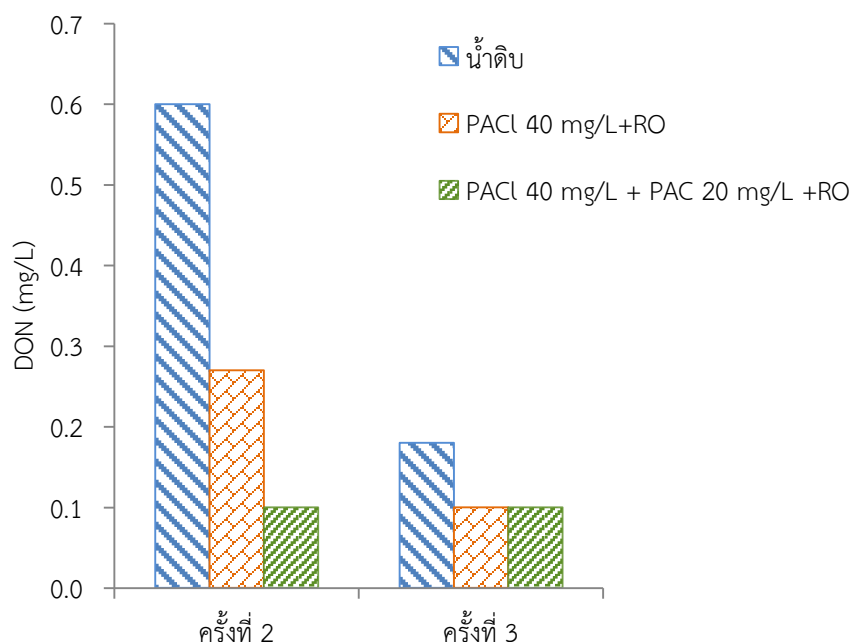


รูปที่ 3-16 ค่า UV-254 ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30)

ค่า UV-254 คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 แสดงดังรูปที่ 3-16 จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.374 cm⁻¹ เหลือ

0.008 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.374 cm^{-1} เหลือ 0.006 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์

จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.006 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า UV-254 ลดลง จากค่า UV-254 ในน้ำดิบ 0.225 cm^{-1} เหลือ 0.004 cm^{-1} คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ UV-254 ที่ลดลงได้เท่ากับ 98 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-17 ค่า DON ของน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30)

ค่า DON คงเหลือในน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนแบบ RO แสดงดังรูปที่ 3-17 จากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO มีค่า DON ลดลง จากค่า DON ในน้ำดิบ 0.6 mg-N /L เหลือ 0.27 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 55 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนแบบ RO พบว่าค่า DON ลดลงจากค่า DON ในน้ำดิบจาก 0.6 mg-N /L เหลือ 0.10 mg-N /L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 83 เปอร์เซ็นต์

การเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DON ลดลง จาก DON ในน้ำดิบ 0.18 mg/L-N เหลือ 0.10 mg/L-N คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 44 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO พบว่ามีค่า DON ลดลง จาก DON ในน้ำดิบ 0.18 mg/L-N เหลือ 0.10 mg/L-N คิดเป็นเปอร์เซ็นต์ DON ที่ลดลงได้เท่ากับ 44 เปอร์เซ็นต์

ตารางที่ 3-9 แสดงค่า DOC UV-254 DON และประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ควบคุมพีเอช 7 มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC UV-254 และ DON เป็น 22 72 และ 24 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนพบว่า เมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC UV-254 และ DON จากน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl เป็น 66 81 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC UV-254 และ DON จากน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl เป็น 74 91 และ 29 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC และ UV-254 เป็น 27 และ 83 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพในการกำจัด DON จากน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 เท่ากับ 52 เปอร์เซ็นต์ เมื่อน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนพบว่าเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่ามีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC และ UV-254 จากน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC เป็น 73 และ 88 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพในการกำจัด DON ในตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC เป็น 62 เปอร์เซ็นต์ และไม่สามารถหาค่าประสิทธิภาพการกำจัด DON ในตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 ได้ เมื่อน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านกระบวนการเมมเบรนพบว่าเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC เป็น 75 88 และ 66 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

จากผลการทดลองข้างต้นสามารถกล่าวได้ว่า กระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาสามารถลดสารอินทรีย์ละลายน้ำเมื่อพิจารณาจากค่า UV-254 และ DON (เฉพาะตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2) ได้ดีประมาณ 70 และ 50 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แต่ลด DOC ได้น้อยประมาณ 25 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเพิ่มกระบวนการเมมเบรนต่อจากการโคแอกกูเลชันสามารถลดสารอินทรีย์ละลายน้ำเมื่อพิจารณาจากค่า UV-254 DOC และ DON ได้ดีมากประมาณ 95 75 และ 44 เปอร์เซ็นต์ และ เมื่อเพิ่มกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์และเมมเบรนต่อจากการโคแอกกูเลชันสามารถลดสารอินทรีย์ละลายน้ำเมื่อพิจารณาจากค่า UV-254 DOC และ DON (เฉพาะตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2) ได้ดีมากประมาณ 98 80 และ 80 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

เมื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการเมมเบรนจากงานวิจัยนี้ พบว่าสอดคล้องกับผลการศึกษาศึกษาของ Xu *et al.*, (2010) เรื่องประสิทธิภาพการลด สารอินทรีย์ละลายน้ำโดยใช้เมมเบรนแบบนาโนฟิลเตรชัน เมมเบรนชนิด NF-90 NF-270 และ HL กำจัด DOC ได้ 77 78 และ 82 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และกำจัด UV-254 ได้ 83 87 และ 88 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ Ersan *et al.*, (2016) ศึกษาการลดสารตั้งต้นของ NDMA HNM และ THMs ด้วยเมมเบรนแบบนาโนฟิลเตรชัน 3 ชนิด ได้แก่ ESNA TS80 และ NF270 พบว่าเมมเบรนแบบนาโนฟิลเตรชันกำจัด DOC อยู่ในช่วง 77-97 เปอร์เซ็นต์ และกำจัด DON อยู่ในช่วง 37-80 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ Sumpattanachai (2013) พบว่าน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 80 mg/L ร่วมกับกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 ลด DOC และ DON ได้ 92 และ 69 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 ลด DOC และ DON 95 และ 85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ส่วนน้ำดิบจากระบบผลิตน้ำประปาบางเขนที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 150 mg/L ร่วมกับกระบวนการเมมเบรนชนิด NF-270 ลด DOC และ DON ได้ 97 และ 70 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันร่วมกับเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 ลด DOC และ DON ได้ 97 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ค่าประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นเมื่อใช้กระบวนการต่างๆ เพิ่มเติมจากการโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียวมีความสำคัญเป็นอย่างยิ่งต่อการเลือกกระบวนการต่างๆ ไปใช้งาน โดยค่าประสิทธิภาพการบำบัดที่เพิ่มขึ้นแสดงดังตารางที่ 3-10 เมมเบรนชนิด NF 270 เพิ่มประสิทธิภาพเฉลี่ยการลด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียว 51 และ 23 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 2 และ 28 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อพิจารณาการใช้เมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 เพิ่มประสิทธิภาพเฉลี่ยการลด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียว 57 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 7 และ 44 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PAC เพิ่มประสิทธิภาพเฉลี่ยการลด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันเพียงอย่างเดียว 5 และ 25 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ได้ 3 เปอร์เซ็นต์ เมมเบรนชนิด NF-270 และ RO-30 เพิ่มประสิทธิภาพการลด DOC และ UV-254 ได้ดีและค่าประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นได้ใกล้เคียงกัน การใช้ PAC เพิ่มประสิทธิภาพการลด UV-254 ได้เพียงอย่างเดียวเพิ่มประสิทธิภาพการลด DOC ได้น้อยมาก การใช้เมมเบรนชนิด NF-270 ,TW-30 และ PAC เพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ได้น้อย

เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันร่วมกับถ่านกัมมันต์ผ่านเมมเบรนชนิด NF-270 เพิ่มประสิทธิภาพเฉลี่ยการลด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันร่วมถ่านกัมมันต์ 54 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ได้ 30 เปอร์เซ็นต์ ส่วนเมมเบรนชนิด RO-30 เพิ่มประสิทธิภาพเฉลี่ยการลด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันร่วมถ่านกัมมันต์ 56 และ 16 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และเพิ่มประสิทธิภาพการลด DON ในน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ได้ 32 เปอร์เซ็นต์ การใช้การโคแอกกูเลชันร่วมกับถ่านกัมมันต์และเมมเบรนเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ UV-254 จากการใช้การโคแอกกูเลชันร่วมเมมเบรนเล็กน้อย แต่เพิ่มเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DON ได้ดี

ตารางที่ 3-9 ค่า DOC UV-254 DON และประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO

| ตัวอย่างน้ำ | DOC (mg/L) | | | UV-254 (cm ⁻¹) | | | DON (mg/L) | | |
|------------------------------|--------------|--------------|---------------|----------------------------|---------------|----------------|------------|------------|------------|
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| น้ำดิบ | 5.28 | 4.60 | 0.374 | 0.225 | 0.60 | 0.18 | | | |
| PACl 40 mg/L | 4.13 (22) | 3.54 (23) | 0.103 (72) | 0.061 (73) | 0.31 (48) | 0.18 (0) | | | |
| PACl 40 mg/L+NF | 1.32 (75,68) | 1.28 (72,64) | 0.011 (97,89) | 0.017 (92,72) | 0.30 (50,3) | 0.13 (28,28) | | | |
| PACl 40 mg/L+RO | 1.18 (78,71) | 0.85 (82,76) | 0.008 (98,92) | 0.006 (97,90) | 0.27 (55,13) | 0.10 (44,44) | | | |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L | 4.07 (23,1) | 3.18 (31,10) | 0.093 (75,10) | 0.021 (91,66) | 0.29 (52,6) | 0.29 (N.A,N.A) | | | |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L+NF | 0.97 (82,76) | 0.99 (78,69) | 0.007 (98,92) | 0.004 (98,84) | 0.11 (82, 62) | 0.26 (N.A,N.A) | | | |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L+RO | 0.82 (84,80) | 0.91 (80,71) | 0.006 (98,94) | 0.004 (98,81) | 0.10 (83, 66) | 0.10 (44,66) | | | |

หมายเหตุ: (x,y) = ประสิทธิภาพการกำจัด (เปอร์เซ็นต์); x = เปอร์เซนต์ประสิทธิภาพกำจัดเมื่อเปรียบเทียบกับน้ำดิบ (เปอร์เซ็นต์), y = ประสิทธิภาพการกำจัดของแต่ละกระบวนการ, N.A (Not available) = ไม่สามารถหาค่าได้

ตารางที่ 3-10 ประสิทธิภาพการกำจัด DOC UV-254 และ DON ที่เพิ่มขึ้น

| ตัวอย่างน้ำ | ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้น | | | | | |
|------------------------------|--|------------|------------|------------|------------|------------|
| | DOC | | UV-254 | | DON | |
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| PACl 40 mg/L+NF | 53 | 49 | 25 | 20 | 2 | 28 |
| PACl 40 mg/L+RO | 56 | 58 | 25 | 24 | 7 | 44 |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L | 1 | 8 | 26 | 25 | 3 | N.A |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L+NF | 59 | 48 | 23 | 8 | 30 | N.A |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 mg/L+RO | 62 | 49 | 23 | 8 | 32 | N.A |

หมายเหตุ: N.A (Not available) = ไม่สามารถหาค่าได้

3.4 การวิเคราะห์สารก่อมะเร็งในน้ำประปาและน้ำดิบประปาขนาดใหญ่

การวิเคราะห์สาร NDMA ในน้ำประปา และ NDMAFP ในน้ำดิบทำการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง GC/NPD งานวิจัยตรวจพบไม่พบ NDMA และ NDMAFP ที่ระดับขีดจำกัดต่ำสุดของเครื่องมือและวิธีการตรวจวัดสาร NDMA เท่ากับ 237 ng/L ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยก่อนหน้านี้ที่ Na Phatthalung *et., al* (2015) และ พนมวรรณ ทองช่วง (2559) ได้มีการวิเคราะห์ NDMAFP ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภาพบว่าตรวจพบไม่พบค่า NDMAFP ที่ระดับขีดจำกัดต่ำสุดของเครื่องมือและวิธีการตรวจวัดสาร NDMA เท่ากับ 237 ng/L

เมื่อพิจารณาค่า DOC DON และ TDN กับค่า THMFP และ NDMAFP ของน้ำดิบจากการเก็บน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ครั้ง พบว่าน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 1 มีค่า DOC DON TDN และ THMFP เท่ากับ 4.0 mg/L 0.62 mg-N/L 6.3 mg-N/L และ 642 µg/L ตามลำดับ น้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 มีค่า DOC DON TDN และ THMFP เท่ากับ 5.3 mg/L 0.59 mg-N/L 4.1 mg-N/L และ 486 µg/L ตามลำดับ และน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 มีค่า DOC DON TDN และ THMFP เท่ากับ 4.6 mg/L 0.18 mg-N/L 3.0 mg-N/L และ 348 µg/L

งานวิจัยนี้ได้มีการทบทวนเอกสารเพื่อหาค่า DOC DON TDN THMFP และ NDMAFP ของน้ำในหลายแหล่งน้ำจากงานวิจัยที่ผ่านมาดังแสดงในตารางที่ 3-11 เพื่อหาสมการในการทำนายค่า NDMAFP จากค่า DOC และ DON จากการวิเคราะห์สมการถดถอยเชิงเส้นของค่า DOC และ NDMAFP และ DON กับ NDMAFP พบว่าค่าสัมประสิทธิ์การตัดสินใจของทั้งสองกรณีมีค่าต่ำไม่สามารถนำเสนอสมการในการทำนายค่า NDMAFP จากค่า DOC และ DON ได้

ตารางที่ 3-11 ค่า DOC DON TDN THMFP และ NDMAFP ของแหล่งน้ำในงานวิจัยนี้และงานวิจัยที่ผ่านมา

| ตัวอย่างน้ำ | DOC (mg/L) | DON (mg/L) | TDN(mg/L) | THMFP (µg/L) | NDMAFP (ng/L) | เอกสารอ้างอิง |
|-------------|------------|------------|-----------|--------------|---------------|----------------------------------|
| น้ำดิบ-2 | 5.28 | 0.60 | 4.14 | 486 | < 237 | จากงานวิจัยนี้ |
| น้ำดิบ-3 | 4.59 | 0.18 | 3.01 | 348 | < 237 | จากงานวิจัยนี้ |
| น้ำผิวดิน | 2.2 | 0.6 | - | 230 | 112 | Ersan <i>et al.</i> , 2016 |
| น้ำผิวดิน | 6.5 | 0.6 | - | 578 | 148 | |
| น้ำดิบ | 4.65 | 0.57 | - | - | 208 | Liao <i>et al.</i> , 2015 |
| น้ำดิบ | 3.2 | 0.30 | - | - | 21 | Wang <i>et al.</i> , 2013 |
| น้ำดิบ | * 4.3 | 2.2 | 12.9 | - | 113.9 | Bei <i>et al.</i> , 2016 |
| น้ำดิบ | * 4.0 | 1.3 | 10.7 | - | 121.5 | |
| แหล่งน้ำ | 5.2 | - | 1.1 | 42 | 44 | An <i>et al.</i> , 2017 |
| แหล่งน้ำ-1 | 2.3 | - | 0.64 | - | 42 | Beita-sandi <i>et al.</i> , 2017 |
| แหล่งน้ำ-2 | 2.6 | - | 0.63 | - | 70 | |
| แหล่งน้ำ-3 | 7.1 | - | 0.34 | - | 20 | |
| น้ำดื่ม | 2.78 | 0.29 | - | 118 | 33 | Chen and Westerhoff, 2010 |
| น้ำใต้ดิน | 1.15 | 0.23 | - | 54 | 16 | |
| น้ำดิบ | 6.98 | 0.65 | - | 243 | 339 | |
| น้ำดิบ-1 | 4.4 | - | - | 386 | - | Wang <i>et al.</i> , 2013 |
| น้ำดิบ-2 | 3.4 | - | - | 265 | - | |

หมายเหตุ: - หมายถึง ไม่มีการตรวจวัดหรือรายงานผลการวิเคราะห์, * หมายถึง ค่า Total organic carbon (TOC)

ตารางที่ 3-12 ค่า THMs ในน้ำประปาขนาดใหญ่

| น้ำตัวอย่าง | คลอโรฟอร์ม (CHCl ₃) (µg/L) | โบรโมคลอโร มีเทน (CHBrCl ₂) (µg/L) | ไดโบรโมคลอโร มีเทน (CHBr ₂ Cl) (µg/L) | โบรโม ฟอร์ม (CHBr ₃) (µg/L) | ผลรวม ทั้งหมด (µg/L) |
|---------------------|--|---|---|--|----------------------------|
| น้ำประปา ครั้งที่ 1 | 12.1 | 4.2 | 1.2 | 0.1 | 17.6 |
| น้ำประปา ครั้งที่ 2 | 42.4 | 13.4 | 3.0 | 0.1 | 58.9 |
| น้ำประปา ครั้งที่ 3 | 11.6 | 1.9 | 0.3 | N.D | 13.7 |

หมายเหตุ : N.D. = Not detected (ไม่สามารถตรวจวัดได้)

การวิเคราะห์สาร THMs ในน้ำประปาขนาดใหญ่ด้วยเครื่อง GC/µECD แสดงผลการวิเคราะห์ดังตารางที่ 3-12 น้ำประปาจากการประปาขนาดใหญ่ตรวจพบสารคลอโรฟอร์ม (CHCl₃) สารโบรโมไดคลอโรมีเทน (CHBrCl₂) สารไดโบรโมคลอโรมีเทน (CHBr₂Cl) และสารโบรโมฟอร์ม (CHBr₃) อยู่ในช่วง 11-42, 2-13, 0.3-3 และ N.D (Not detected) -0.1 µg/L ตามลำดับ ค่าดังกล่าวมีค่าต่ำกว่า Guideline values (GV) ขององค์การอนามัยโลก (WHO, 2005) ที่กำหนดค่า GV คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทน ไดโบรโมคลอโรมีเทนและสารโบรโมฟอร์มไว้ที่ 300 60 10 และ 10 µg/L นอกจากนี้ WHO กำหนดผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นต่อค่ามาตรฐาน(GV) ไว้ไม่เกิน 1 ปรากฏว่าผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นต่อค่ามาตรฐานของน้ำประปาขนาดใหญ่ครั้งที่ 1 2 และ 3 มีค่าเท่ากับ 0.2 0.7 และ 0.1 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาผลรวมของสารประกอบทั้ง 4 ชนิดพบว่าปริมาณผลรวมสารประกอบ THMs ในน้ำประปาขนาดใหญ่มีค่าน้อยกว่า 80 µg/L ซึ่งยังอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของ US.EPA (2009)

ผลการวิเคราะห์ค่า THMFp ในน้ำดิบประปาขนาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 3 ครั้ง แสดงดังตารางที่ 3-13 สารคลอโรฟอร์ม สารโบรโมไดคลอโรมีเทน สารไดโบรโมคลอโรมีเทนและสารโบรโมฟอร์มอยู่ในช่วง 325-585, 22-51, 1-5 และ N.D (Not detected) -0.2 µg/L ตามลำดับ น้ำดิบมีโอกาสก่อตัวเป็นสารคลอโรฟอร์มสูงกว่าค่า Guideline values (GV) ขององค์การอนามัยโลก (WHO, 2005) เมื่อพิจารณาผลรวมของอัตราส่วนความเข้มข้นต่อค่ามาตรฐาน(GV) ปรากฏว่าน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ครั้งที่ 1 2 และ 3 มีค่าผลรวมของอัตราส่วนเท่ากับ 3 2 และ 2 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าน้ำดิบมีโอกาสก่อตัวเป็นสาร THMs สูงกว่าค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ให้มีค่าผลรวมของอัตราส่วนไม่เกิน 1 และเมื่อพิจารณาผลรวมของโอกาสการก่อตัวของสารประกอบทั้ง 4 ชนิดพบว่าน้ำดิบมีโอกาสก่อตัวเป็นสาร THMs สูงกว่า 80 µg/L ซึ่งเกินกว่าเกณฑ์มาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของ US.EPA (2009)

ตารางที่ 3-13 ค่า THMFP ในน้ำดิบขนาดใหญ่

| น้ำตัวอย่าง | คลอโรฟอร์ม | โบรโมคลอโร | ไดโบรโมคลอโร | โบรโมฟอร์ม | ผลรวม ทั้งหมด |
|-------------------|--------------------------------|---|---|--------------------------------|------------------|
| | (CHCl ₃) (µg/L) | มีเทน (CHBrCl ₂) (µg/L) | มีเทน (CHBr ₂ Cl) (µg/L) | (CHBr ₃) (µg/L) | |
| น้ำดิบ ครั้งที่ 1 | 585 | 51 | 5 | 0.2 | 642 |
| น้ำดิบ ครั้งที่ 2 | 460 | 24 | 2 | 0.2 | 486 |
| น้ำดิบ ครั้งที่ 3 | 325 | 22 | 1 | N.D. | 348 |

หมายเหตุ : N.D. = Not detected

ตารางที่ 3-14 ค่า THMFP และประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO

| น้ำตัวอย่าง | THMFP (µg/L) | | ประสิทธิภาพการกำจัดเมื่อ เปรียบเทียบกับน้ำดิบ (%) | |
|-------------------------|-----------------|------------|--|------------|
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| น้ำดิบ | 486 | 348 | | |
| Coagulated water | | | | |
| PACl 40 mg/L | 142 | 339 | 71 | 2 |
| PACl 40+ PAC 20 mg/L | 12 | 76 | 97 (91) | 78 (78) |
| Permeated water | | | | |
| PACl 40 + NF | 23 | 84 | 95 (84) | 76 (75) |
| PACl 40+ RO | 1 | 71 | 100 (99) | 79 (79) |
| PACl 40 + PAC 20 + NF | 59 | 93 | 90 (N.A) | 73 (N.A) |
| PACl 40 + PAC 20 + RO | 19 | 38 | 96 (N.A) | 89 (N.A) |

หมายเหตุ : N.A (Not available) = ไม่สามารถหาค่าได้, () = ประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการคำนวณจากค่าการลดลงของ THMFP ในหน่วย µg/L

ผลการวิเคราะห์ค่า THMFP ของน้ำตัวอย่างที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการเมมเบรน แสดงดังตารางที่ 3-14 พบว่ากระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัดค่า THMFP จากน้ำดิบ 37 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่า มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัดค่า THMFP จากน้ำดิบ 86 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 พบว่า มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการกำจัด THMFP จากน้ำดิบ 90 เปอร์เซ็นต์ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มีประสิทธิภาพเฉลี่ยใน

การกำจัดค่า THMFP จากน้ำดิบ 88 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่า มีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการลดค่า THMFP จากน้ำดิบ 81 เปอร์เซ็นต์ เมื่อนำน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 พบว่ามีประสิทธิภาพเฉลี่ยในการลดค่า THMFP จากน้ำดิบ 93 เปอร์เซ็นต์

จากข้างต้นกล่าวได้ว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl มีประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ได้ เฉลี่ย 37 เปอร์เซ็นต์ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับเมมเบรน NF-270 และ RO เพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด THMFP เฉลี่ย 71 และ 85 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACl ร่วมกับ PAC เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด THMFP ได้ เฉลี่ย 84 เปอร์เซ็นต์ การโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PAC ร่วมกับเบรน NF-270 และ RO ไม่สามารถกำจัด THMFP เพิ่มขึ้นได้

เมื่อพิจารณาค่า THMFP ของน้ำโคแอกกูเลชันที่ผ่านกระบวนการ fraction ดังตารางที่ 3-15 พบว่า ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 ที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L มีค่า THMFP อยู่ในสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (HPO) มากที่สุด เนื่องจาก PACl 40 mg/L กำจัด DOC ในกลุ่ม HPO ได้น้อยที่สุด (ผลการทดลองในหัวข้อ 3.2.3) ส่วนตัวอย่างน้ำที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มีค่า THMFP อยู่ในสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (HPI) มากที่สุด แต่จากผลการทดลองในหัวข้อ 3.2.3 พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ของน้ำครั้งที่ 2 กำจัด DOC ในกลุ่ม HPI มากที่สุด จึงกล่าวได้ว่า DOC ของกลุ่ม HPI ที่ถูกกำจัดด้วย PAC ไม่ใช่ DOC หลักที่ส่งผลต่อการเกิด THMFP

ตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 ที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L พบว่ามีค่า THMFP อยู่ในสารอินทรีย์กลุ่ม HPI มากที่สุด และตัวอย่างน้ำที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มีค่า THMFP อยู่ในสารอินทรีย์กลุ่ม HPI มากที่สุด ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในหัวข้อ 3.2.3 ที่พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl และ PACl ร่วมกับ PAC กำจัด DOC ของสารกลุ่ม HPI ได้น้อยสุด ส่งผลให้กลุ่ม HPI เกิดเป็น THMFP ได้มากที่สุด

เมื่อต้องการพิจารณาว่าน้ำตัวอย่างใดมีสูงโอกาสการก่อให้เกิด THMs สูงหรือต่ำ สามารถพิจารณาได้ในรูปแบบของค่า THMFP/DOC โดยในหัวข้อถัดไปนำเสนอการวิเคราะห์ค่าโอกาสการการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนในรูปแบบของ THMFP/DOC

ตารางที่ 3-15 ค่า THMFP ในน้ำที่ผ่านกระบวนการ resin fractionation ของน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulated water fraction)

| น้ำตัวอย่าง | คลอโรฟอร์ม (CHCl ₃) | | | โบรมีนคลอโรฟอร์ม (CHBrCl ₂) | | | ไดโบรมีนคลอโรฟอร์ม (CHBr ₂ Cl) | | | โบรมีนฟอร์ม (CHBr ₃) | | | ผลรวมทั้งหมด | | |
|-----------------------------|---------------------------------|------------|------------|---|------------|------------|---|------------|------------|----------------------------------|------------|------------|--------------|------------|------------|
| | (µg/L) | | | (µg/L) | | | (µg/L) | | | (µg/L) | | | (µg/L) | | |
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| PACl 40 mg/L | | | | | | | | | | | | | | | |
| HPO | 26 | 40 | | N.D. | 0.7 | | N.D. | 0.1 | | N.D. | 0.1 | N.D. | N.D. | 26 | 41 |
| HPI | 13 | 38 | | 4 | 11 | | 0.1 | 0.9 | | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | 17 | 50 |
| TPI | 6 | 24 | | 0.3 | 0.8 | | N.D. | 0.2 | | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | 6 | 25 |
| PACl 40 mg/L+ PAC 20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| HPO | 0.2 | 16 | | N.D. | 0.8 | | N.D. | 0.1 | | N.D. | 0.1 | N.D. | N.D. | 0.2 | 16 |
| HPI | 23 | 24 | | 7 | 10 | | N.D. | 0.1 | | N.D. | 0.1 | N.D. | N.D. | 30 | 34 |
| TPI | 12 | 15 | | N.D. | 0.5 | | N.D. | 0.1 | | N.D. | 0.1 | N.D. | N.D. | 12 | 16 |

หมายเหตุ : N.D. = Not detected (ไม่สามารถตรวจวัดได้), HPO = hydrophobic organic fraction, HPI = hydrophilic organic fraction, TPI = transphilic organic fraction

ตารางที่ 3-16 ค่า THMFP/DOC ในน้ำดิบ

| น้ำตัวอย่าง | คลอโรฟอร์ม (CHCl ₃) (µg/mg) | โบรโมคลอโร มีเทน (CHBrCl ₂) (µg/mg) | ไดโบรโมคลอโร มีเทน (CHBr ₂ Cl) (µg/mg) | โบรโมฟอร์ม (CHBr ₃) (µg/mg) | THMFP (µg/mg) |
|-------------------|---|--|--|---|------------------|
| น้ำดิบ ครั้งที่ 1 | 145 | 13 | 1 | N.A | 159 |
| น้ำดิบ ครั้งที่ 2 | 87 | 5 | N.A | N.A | 92 |
| น้ำดิบ ครั้งที่ 3 | 71 | 5 | N.A | N.A | 76 |

หมายเหตุ : N.D. = Not detected

เมื่อวิเคราะห์ค่า THMFP/DOC ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำทั้ง 3 ครั้ง แสดงดังตารางที่ 3-16 พบว่าผลรวมของค่า THMFP/DOC มีค่าเท่ากับ 159 92 และ 76 µg/mg ตามลำดับ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับ Na Phatthalung *et al.*, (2016) ได้รายงานว่ามีค่าจากกลุ่มน้ำคลองอุต๊ะเกษามีค่า THMFP/DOC อยู่ในช่วง 73-131 µg /mg ในงานวิจัยนี้ น้ำดิบครั้งที่ 1 มีค่า THMFP/DOC สูงกว่าน้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 เนื่องจากน้ำดิบครั้งที่ 1 2 และ 3 มีค่า DOC/DON เท่ากับ 6 9 และ 26 ตามลำดับ ค่า DOC/DON แปรผกผันกับค่า THMFP/DOC อาจกล่าวได้ว่าสัดส่วนของ DOC และ DON ที่ปนเปื้อนในน้ำดิบมีผลต่อการก่อตัวของ THMFP

เมื่อพิจารณาค่า THMFP/DOC จากตารางที่ 3-17 พบว่าการโคแอกกูเลชันด้วย PACl อย่างเดียว ลดค่า THMFP/DOC จากน้ำดิบได้ โดยลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 60 และ 1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl อย่างเดียว มาผ่านเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่าลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 81 และ 13 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl อย่างเดียว มาผ่านเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 พบว่าลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ได้ 81 และ ไม่ลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 3 ได้

การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L ลดค่า THMFP/DOC จากน้ำดิบได้ โดยลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 97 และ 68 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนชนิด NF-270 พบว่าลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ได้ 44 เปอร์เซ็นต์ และ ไม่สามารถลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 3 ได้ เมื่อนำน้ำตัวอย่างที่โคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับ PAC 20 mg/L มาผ่านเมมเบรนแบบ RO ชนิด TW-30 พบว่าลดค่า THMFP/DOC ของน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ได้ 75 และ 45 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ตารางที่ 3-17 ค่า THMF/DOC และประสิทธิภาพการลดค่า THMF/DOC ที่สภาวะที่เหมาะสมโดย PACl PACl ร่วมกับ PAC NF และ RO

| น้ำตัวอย่าง | THMF/DOC (µg/mg) | | | ประสิทธิภาพการกำจัด (%) | | |
|-------------------------|---------------------|------------|------------|-------------------------|------------|------------|
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 3 |
| น้ำดิบ | 92 | 76 | | | | |
| Coagulated water | | | | | | |
| PACl 40 mg/L | 34 | 75 | | 63 | | 1 |
| PACl 40+ PAC 20 mg/L | 3 | 24 | | 97 (91) | | 68 (68) |
| Permeated water | | | | | | |
| PACl 40 + NF | 18 | 66 | | 81 (49) | | 13 (12) |
| PACl 40+ RO | 1 | 84 | | 99 (97) | | N.A (N.A) |
| PACl 40 + PAC 20 + NF | 51 | 94 | | 44 (N.A) | | N.A (N.A) |
| PACl 40 + PAC 20 + RO | 23 | 41 | | 75 (N.A) | | 45 (N.A) |

หมายเหตุ : N.A. = Not available (ไม่สามารถหาค่าได้), () = ประสิทธิภาพการกำจัดของกระบวนการ

3.5 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์

ผลการศึกษากำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในงานวิจัยนี้ พบว่า การเก็บน้ำดิบ 3 ครั้ง เพื่อเป็นตัวแทนของฤดูฝนและฤดูแล้ง (ปริมาณน้ำฝนสะสมก่อนการเก็บตัวอย่างแสดงในตารางที่ ก 10) โดยการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 และ 2 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อเป็นตัวแทนของฤดูแล้ง และการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 เป็นการเก็บตัวอย่างเพื่อเป็นตัวแทนของฤดูฝน เมื่อนำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ซึ่งเป็นตัวแทนของฤดูแล้ง และ ฤดูฝน มาศึกษากำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันและกระบวนการเมมเบรน พบว่าในน้ำตัวอย่างของฤดูแล้ง การโคแอกกูเลชันด้วย PACl กำจัดสารกลุ่ม non humic ซึ่งเป็นสารกลุ่มอะลิฟาติกเอมีนและสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กได้ดีที่สุด ส่วนในน้ำตัวอย่างของฤดูฝนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl กำจัดสารกลุ่ม humic ซึ่งเป็นสารกลุ่มอะโรมาติกเอมีนและสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ได้ดีที่สุด ทั้งนี้จึงกล่าวได้ว่าคุณลักษณะของน้ำในแต่ละฤดูมีผลต่อการกำจัดกลุ่มสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ต่างกัน และการประยุกต์ใช้กระบวนการเมมเบรนต่อจากกระบวนการโคแอกกูเลชันสามารถลดสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น 50 เปอร์เซ็นต์

เนื่องจากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ตรวจไม่พบสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA แต่จากรายงานของ Na phatthalung (2016) สามารถตรวจพบสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา ดังนั้นในงานวิจัยนี้ ผู้วิจัยได้สังเคราะห์น้ำตัวอย่างที่มีการปนเปื้อนสาร DMA DEA DBA และอะนิลีน โดยการเติม (spike) สารมาตรฐานของ DMA DEA DBA และอะนิลีน ลงไปในน้ำตัวอย่างจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 การลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในน้ำสังเคราะห์ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L เป็นการเติมสารมาตรฐานลงไป ในน้ำดิบ ส่วนที่การลดสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ในน้ำสังเคราะห์ด้วยกระบวนการเมมเบรนเป็นการเป็นการเติมสารมาตรฐานลงไปในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L

3.5.1 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดยการโคแอกกูเลชันด้วยโพลี

อะลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl)

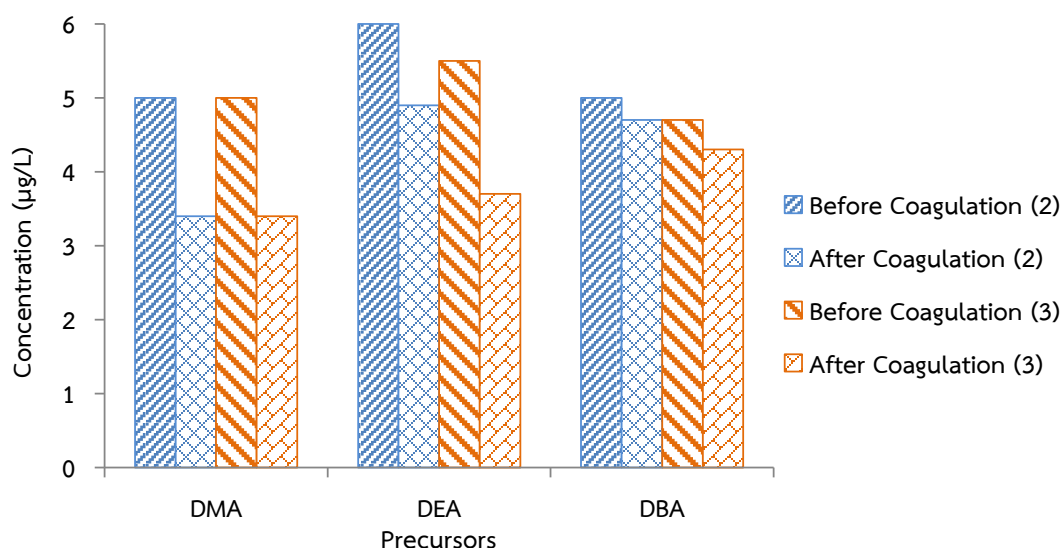
การศึกษากำจัดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์ ทำการสังเคราะห์น้ำตัวอย่างที่มีสารตั้งต้นในปริมาณที่แน่นอนและสามารถตรวจวัดได้ การทดลองนี้ทำการเติม (spike) สารมาตรฐานลงในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 2 และ 3 หลังจากนั้นนำน้ำที่สังเคราะห์ไปทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl เลือกใช้ค่า PACl 40 mg/L ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมที่ได้จากการทดลอง การทดลองแบ่งออกเป็น 4 กรณี ได้แก่ กรณีที่ 1 มีสารกลุ่มอะลิฟาติกในน้ำตัวอย่างแบบรายตัว กรณีที่ 2 มีสารอะลิฟาติกในน้ำตัวอย่างครบทั้ง 3 ตัว กรณีที่ 3 มีสารกลุ่มอะโรมาติกในน้ำตัวอย่างและกรณีที่ 4 มีทั้งสารกลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติกอยู่ในน้ำตัวอย่าง

กรณีที่ 1 มีสารกลุ่มอะลิฟาติกในน้ำตัวอย่างแบบรายตัว ผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 3-18 จากการทดลองพบว่าการโคแอกกูเลชันลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 32 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 32 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 6 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.9 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 18 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.5 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.7 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 33 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชันลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.7 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 6 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 4.7 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.3 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 9 เปอร์เซ็นต์

จากการทดลองการลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA กลุ่มอะลิฟาติกในน้ำสังเคราะห์แบบรายตัวพบว่าการโคแอกกูเลชันลดสาร DMA ได้มากที่สุด รองลงมาคือสาร DEA และลดสาร DBA ได้น้อยที่สุดเนื่องจาก DMA เป็นสารที่



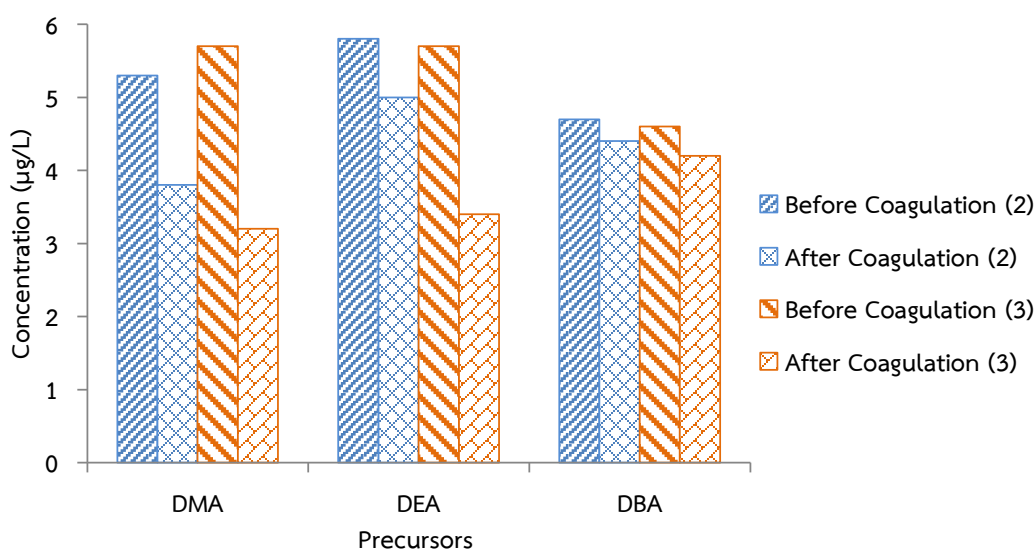
รูปที่ 3-18 ปริมาณสาร DMA DEA และ DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L (แบบรายตัว)

กรณีที่ 2 มีสารอะลิฟาติกในน้ำตัวอย่างทั้ง 3 ตัว ผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 3-19 จากการทดลองพบว่าการโคแอกกูเลชันลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5.3 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.8 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 28 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.7 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.2 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 44 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5.8 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 5.0 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 13 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.7 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 40 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการโคแอกกูเลชันลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 4.7 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 6 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 4.6 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.2 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 9 เปอร์เซ็นต์

การลดสารตั้งต้นกลุ่มอะลิฟาติกโดยการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L กรณีที่ 1 (แบบรายตัว) และกรณีที่ 2 (แบบรวม 3 ตัว) มีเปอร์เซ็นต์การลดลงของ DMA DEA และ DBA ใกล้เคียงกัน โดยลด DMA ได้สูงสุด รองลงมาคือ DEA และ DBA ตามลำดับ รูปแบบการปนเปื้อนกรณีที่มีการปนเปื้อนแบบรายตัวหรือมีการปนเปื้อนรวมกันทั้ง สามชนิดไม่ส่งผลต่อการการลด DMA DEA และ DBA ด้วยการโคแอกกูเลชัน เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการลดสาร DMA DEA และ DBA จากน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 และ น้ำตัวอย่างครั้งที่ 3 พบว่า น้ำตัวอย่างครั้งที่ 3 ซึ่งมีค่าความขุ่นสูงและมีค่าความเป็นด่างต่ำการโคแอกกูเลชันมีประสิทธิภาพในการลดสาร DMA DEA และ DBA ได้ดีกว่าน้ำตัวอย่างครั้งที่ 2 ที่มีค่าความขุ่นต่ำและความเป็นด่างสูง



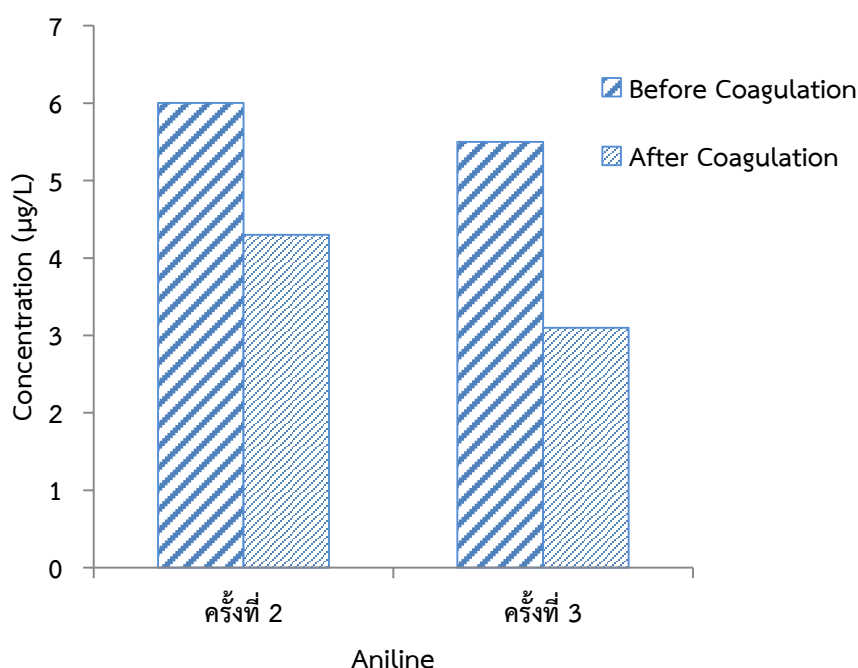
รูปที่ 3-19 ปริมาณสาร DMA DEA และ DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L (รวมทั้ง 3 ตัว)

กรณีที่ 3 มีสารกลุ่มอะโรมาติกในน้ำตัวอย่างได้แก่อะนิลีน ผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 3-20 จากการทดลองพบว่าการโคแอกกูเลชันลดสารอะนิลีน ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 6 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.3 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 28 เปอร์เซ็นต์ และลดสารอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.5 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.1 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 43 เปอร์เซ็นต์

กรณีที่ 4 มีสารกลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติกอยู่ในน้ำตัวอย่างผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 3-21 จากการทดลองพบว่าการโคแอกกูเลชันลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5.2 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.1 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้

เท่ากับ 21 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.6 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 2.8 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 50 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5.8 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.9 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 33 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.2 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.8 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 27 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-20 ปริมาณสาร aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L

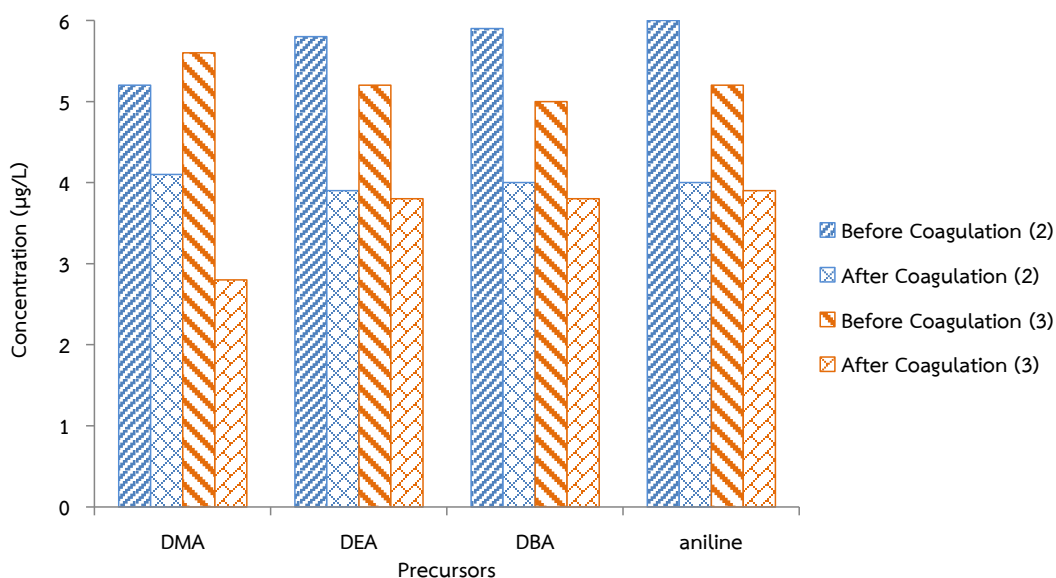
การโคแอกกูเลชันลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 5.9 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.0 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 42 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.8 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 24 เปอร์เซ็นต์

การโคแอกกูเลชันลดสารอนิลิน ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 จากปริมาณ 6.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 4.0 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 33 เปอร์เซ็นต์ และสามารถลดสาร aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.2 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.9 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 25 เปอร์เซ็นต์

จากการทดลองทั้ง 4 กรณี พบว่าการโคแอกกูเลชันลดสาร DMA ได้อยู่ในช่วง 21 – 50 เปอร์เซ็นต์ DEA ได้อยู่ในช่วง 11-33 เปอร์เซ็นต์ DBA ได้อยู่ในช่วง 6-32 เปอร์เซ็นต์ และ อนิลิน อยู่ในช่วง 25-28 เปอร์เซ็นต์ กรณีที่ 4 มีการปนเปื้อนทั้งสี่ตัวได้แก่ DMA DEA DBA และ อนิลิน การลดลงโดยเฉลี่ยของ DMA DEA และ อนิลิน โดยการโคแอกกูเลชันมีค่าใกล้เคียงกันกับกรณีที่ 1-

3 แต่การลดลงของ DBA เพิ่มขึ้นอย่างมีนัยยะสำคัญ การปนเปื้อน อะนิลีนที่มีลักษณะเป็นสารอินทรีย์ประเภทอะโรมาติกส่งผลให้เกิดการกำจัดสาร DBA ได้ดีขึ้น

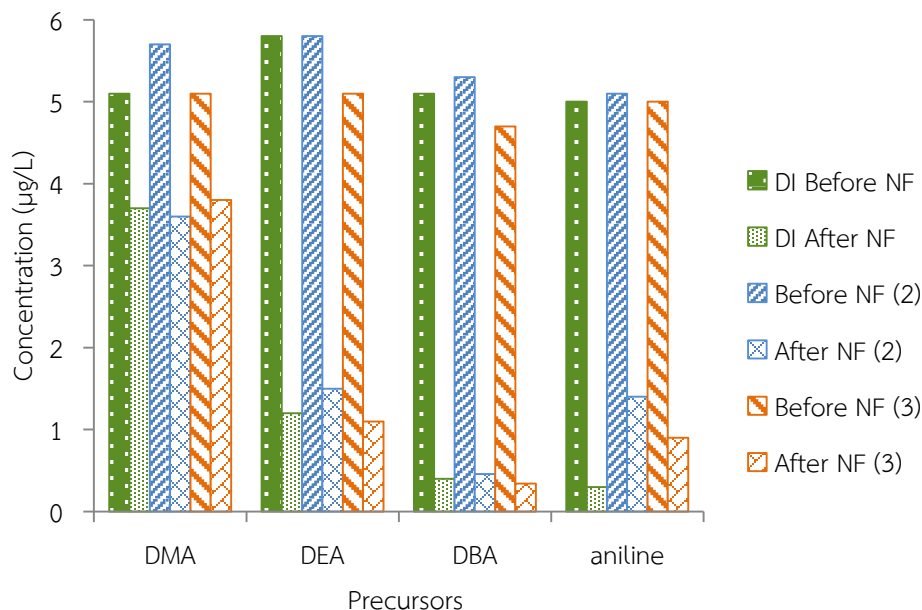
การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ลดสาร DMA ได้ดีสุดทั้งนี้อาจเนื่องมาจาก DMA มีค่า pKa เท่ากับ 10.73 ซึ่งมีค่าน้อยสุด เมื่อเปรียบเทียบกับ DBA และ DEA ที่มี pKa เท่ากับ 11.09 และ 11.31 ตามลำดับ เมื่อ DMA มีค่า pKa น้อยกว่าจะสามารถแตกตัวให้โปรตอนได้ดีกว่า (ชนิดา, 2547; Chang, 2012) เมื่อมีการแตกตัวดีกว่า โมเลกุลของ DMA จะมีความเป็นเบสเพิ่มขึ้นจึงสามารถเข้าทำปฏิกิริยากับสารโคแอกกูแลนต์ได้ดีกว่าจึงส่งผลให้ถูกกำจัดออกจากน้ำตัวอย่างได้ดี อะนิลีน มีค่า pKa เท่ากับ 4.6 ซึ่งมีค่าน้อยกว่า DMA แต่ถูกกำจัดใกล้เคียงกันเนื่องจากอะนิลีนมีโครงสร้างเป็นวงแหวนทำให้สามารถถูกกำจัดโดยการโคแอกกูเลชันได้ง่าย



รูปที่ 3-21 ปริมาณสาร DMA DEA DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากตัวอย่างน้ำดิบของการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ก่อนและหลังทำการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L

3.5.2 การลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดยกระบวนการเมมเบรน

ส่วนนี้ทำการสังเคราะห์น้ำตัวอย่างโดยการเติม (spike) สารมาตรฐานลงในน้ำที่ผ่านการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L จากนั้นนำน้ำที่สังเคราะห์ที่ได้ไปผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF และ RO ทำการศึกษาในกรณีที่มีสารตั้งต้นทั้งกลุ่มอะลิฟาติกและกลุ่มอะโรมาติกอยู่ในน้ำ DI ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน และน้ำที่ดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน



รูปที่ 3-22 ปริมาณสาร DMA DEA DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI น้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 ที่ผ่านการแอกกูเลชันด้วย PACl ก่อนและหลังกระบวนการเมมเบรนชนิด NF

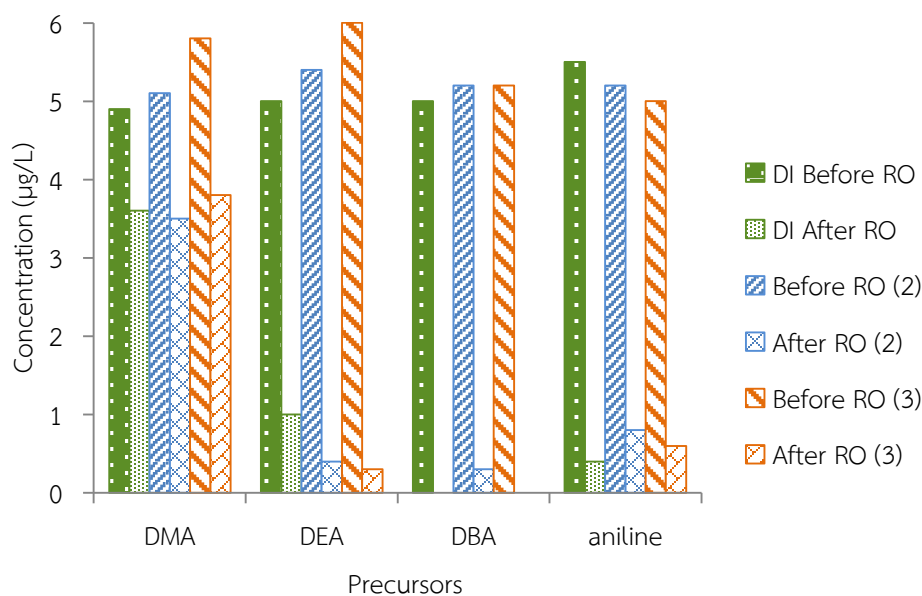
ผลการลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดยกระบวนการเมมเบรนชนิด NF แสดงดังรูปที่ 3-22 พบว่าเมมเบรนชนิด NF ลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.1 µg/L ให้เหลือ 3.7 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 27 เปอร์เซ็นต์ ลด DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.7 µg/L ให้เหลือ 3.6 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 37 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.1 µg/L ให้เหลือ 3.8 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 25 เปอร์เซ็นต์

ที่สภาวะการใช้กระบวนการเมมเบรนชนิด NF ลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.8 µg/L ให้เหลือ 1.2 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 79 เปอร์เซ็นต์ ลด DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.8 µg/L ให้เหลือ 1.5 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 74 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.1 µg/L ให้เหลือ 1.1 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 78 เปอร์เซ็นต์

โดยที่สภาวะเดียวกันกระบวนการเมมเบรนชนิด NF ลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.1 µg/L ให้เหลือ 0.4 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 92 เปอร์เซ็นต์ ลด DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.3 µg/L ให้เหลือ 46 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 91 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 จากปริมาณ 4.7 µg/L ให้เหลือ 0.34 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการเมมเบรนชนิด NF ลดสาร aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 0.3 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 94 เปอร์เซ็นต์ ลดอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.1 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 1.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 72 เปอร์เซ็นต์ และลดสารอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชันจากปริมาณ 5.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 0.9 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 82 เปอร์เซ็นต์

ค่าการลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ในน้ำสังเคราะห์โดยกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) แสดงดังรูปที่ 3-23 กระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) ลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 4.9 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.6 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 27 เปอร์เซ็นต์ ลด DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.1 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.5 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 31 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DMA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.8 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 3.8 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 34 เปอร์เซ็นต์



รูปที่ 3-23 ปริมาณสาร DMA, DEA, DBA และ Aniline ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI น้ำดิบครั้งที่ 2 และ 3 ที่ผ่านการแอกกูเลชันด้วย PACl ก่อนและหลังกระบวนการเมมเบรนชนิด RO

ที่สภาวะดังกล่าวกระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) ลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 1.0 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 80 เปอร์เซ็นต์ ลด DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.4 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 0.4 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DEA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 6.0 $\mu\text{g/L}$ ให้เหลือ 0.3 $\mu\text{g/L}$ คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 95 เปอร์เซ็นต์

กระบวนการเมมเบรนชนิด RO (TW-30) ลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.0 µg/L จนไม่สามารถตรวจวัดได้ (not detect, n.d.) คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 100 เปอร์เซ็นต์ ลด DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.2 µg/L ให้เหลือ 0.3 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 94 เปอร์เซ็นต์ และลดสาร DBA ในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.2 µg/L จนไม่สามารถตรวจวัดได้คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 100 เปอร์เซ็นต์

ที่สภาวะดังกล่าวลดสารอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำ DI จากปริมาณ 5.5 µg/L ให้เหลือ 0.4 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 93 เปอร์เซ็นต์ ลดสารอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 2 ที่ผ่านการโคแอกกูเลชัน จากปริมาณ 5.2 µg/L ให้เหลือ 0.8 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์การลดลงได้เท่ากับ 85 เปอร์เซ็นต์ และลดสารอะนิลีนในน้ำที่สังเคราะห์จากน้ำดิบครั้งที่ 3 จากปริมาณ 5.0 µg/L ให้เหลือ 0.6 µg/L คิดเป็นเปอร์เซ็นต์เท่ากับ 88 เปอร์เซ็นต์

จากการทดลองพบว่า กระบวนการเมมเบรนลดสารก่อตัวของสาร NDMA ในน้ำสังเคราะห์ได้ โดยเมมเบรนทั้ง 2 ชนิด มีการกักกันสารตั้งต้นแบบคัดกรองขนาด จึงทำให้ลดสาร DBA ได้สูงสุด รองลงมาคือ อะนิลีน DEA และ DMA เนื่องจาก DBA มีน้ำหนักโมเลกุลสูงสุดและมีโครงสร้างขนาดใหญ่จึงถูกเมมเบรนกักกันไว้ได้มากที่สุด เมื่อวิเคราะห์น้ำหนักโมเลกุลและลักษณะโครงสร้าง DMA DEA DBA และอะนิลีน ซึ่งมีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 45.08 73.14 129.25 และ 93.13 g/mol ตามลำดับพบว่า DBA มีน้ำหนักโมเลกุลมากที่สุด รองลงมาคืออะนิลีน DEA และ DMA ซึ่งสอดคล้องกับผลการทดลองในงานวิจัยนี้

เมื่อวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์การลดลงของ DMA DEA DBA และอะนิลีน จากตารางที่ 3-18 พบว่าความแตกต่างการปนเปื้อนของสารกลุ่มอะลิฟาติกแบบรายตัวและแบบ 3 ตัว ไม่มีผลต่อกระบวนการโคแอกกูเลชัน การโคแอกกูเลชันสามารถลด DMA ได้มากที่สุด กระบวนการเมมเบรนลด DBA ดีที่สุด และเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการลดสารตั้งต้นของกระบวนการโคแอกกูเลชัน (กรณี 4) และกระบวนการเมมเบรนพบว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACl ลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ได้อยู่ในช่วง 21-50 เปอร์เซ็นต์ กระบวนการเมมเบรนแบบ NF ลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ได้อยู่ในช่วง 25-93 เปอร์เซ็นต์ กระบวนการเมมเบรนแบบ RO ลดสารตั้งต้นการก่อตัว NDMA ได้อยู่ในช่วง 31-100 เปอร์เซ็นต์ จากข้างต้นกล่าวได้ว่ากระบวนการเมมเบรนแบบ RO มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นจากกระบวนการเมมเบรนแบบ NF เล็กน้อยเท่านั้น อย่างไรก็ตามกระบวนการเมมเบรนยังไม่สามารถลดสาร DMA ซึ่งเป็นสารตั้งต้นหลักของการก่อตัวของ NDMA ได้มีประสิทธิภาพมากพอ ดังนั้นในอนาคตจึงควรมีการศึกษาการลดสาร DMA ในน้ำดิบประปาด้วยกระบวนการอื่นๆต่อไป

ตารางที่ 3-18 ประสิทธิภาพการกำจัดสาร DMA DEA DBA และ aniline ในน้ำสังเคราะห์ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน (coagulation water) และกระบวนการเมมเบรน (permeated water)

| น้ำตัวอย่าง | ประสิทธิภาพการกำจัดสารตั้งต้น (%) | | | | | | | |
|--------------------|-----------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| | DMA | | DEA | | DBA | | Aniline | |
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| Coagulation | | | | | | | | |
| กรณีที่ 1 | 32 | 32 | 18 | 33 | 6 | 9 | - | - |
| กรณีที่ 2 | 28 | 40 | 3 | 44 | 6 | 9 | - | - |
| กรณีที่ 3 | - | - | - | - | - | - | 28 | 43 |
| กรณีที่ 4 | 21 | 50 | 33 | 27 | 42 | 24 | 33 | 25 |
| Membrane | | | | | | | | |
| NF (NF-270) | 37 | 25 | 74 | 28 | 91 | 93 | 72 | 82 |
| RO (TW-30) | 31 | 34 | 93 | 95 | 94 | 100 | 85 | 88 |

หมายเหตุ: กรณีที่ 1 = การโคแอกกูเลชันด้วยน้ำสังเคราะห์ที่มีสารกลุ่มอะลิฟาติกแบบแยกตัว, กรณีที่ 2 = การโคแอกกูเลชันด้วยน้ำสังเคราะห์ที่มีสารกลุ่มอะลิฟาติกแบบรวมทั้ง 3 ตัว, กรณีที่ 3 = การโคแอกกูเลชันด้วยน้ำสังเคราะห์ที่มีสารกลุ่มอะโรมาติกเพียงตัวเดียว, กรณีที่ 4 = การโคแอกกูเลชันด้วยน้ำสังเคราะห์ที่มีสารกลุ่มอะลิฟาติกและอะโรมาติก

3.6 แนวทางการประยุกต์ใช้ในระบบผลิตประปา

งานวิจัยนี้พบว่า การโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L เป็นสภาวะที่เหมาะสมในการลดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำดิบประปาจากคลองอู่ตะเภา และการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L ร่วมกับการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์แบบผง (PAC) รุ่น HRO M325-6 ความเข้มข้น 20 mg/L เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด DOC ได้สูงสุด 10 เปอร์เซ็นต์ และกำจัด DON ได้เพิ่มขึ้นสูงสุด 6 เปอร์เซ็นต์ เนื่องจาก PAC รุ่น HRO M325-6 มีราคากิโลกรัมละ 50 บาท ระบบผลิตน้ำประปาสาขาหาดใหญ่ มีการผลิตน้ำประปา 194,400 ลูกบาศก์เมตร/วัน จะต้องใช้ PAC 3,888 กิโลกรัม/วัน ดังนั้นระบบผลิตประปาสาขาหาดใหญ่จะมีรายจ่ายเพิ่มขึ้น 194,400 บาท/วัน การใช้ PAC ในระบบผลิตน้ำประปาสาขาหาดใหญ่สามารถทำได้ในบางกรณี เช่น มีการปนเปื้อนสารก่อมะเร็งในน้ำประปาปริมาณสูงกว่าเกณฑ์ที่กำหนดไว้ อย่างไรก็ตามการใช้ PAC ในการผลิตน้ำประปาแบบถาวรจำเป็นต้องใช้ถ่านในปริมาณมาก ควรมีการศึกษา PAC รุ่นอื่น หรือถ่านกัมมันต์ชนิดอื่นที่มีราคาไม่สูงมากนัก

การประยุกต์กระบวนการเมมเบรนร่วมกับกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่าเมมเบรนชนิด NF-270 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ใกล้เคียงกับการใช้เมมเบรนชนิด TW-30 เมมเบรนชนิด NF-270 มีราคาตารางเมตรละ 5,000 บาท และเมมเบรน RO ชนิด TW-30 FILMTEC รุ่น 1812-50 มีราคาตารางเมตรละ 5,400 บาท แต่เมื่อพิจารณาจากค่าพลังค์ของ NF-

270 และ TW-30 ที่ความดัน 4 บาร์ซึ่งมีค่าเป็น 66 และ 19.5 L/m²-h การใช้เมมเบรนแบบ NF ต้องการพื้นที่ผิวของเมมเบรนน้อยกว่าพื้นที่ผิวของ RO ประมาณ 3 เท่า การเลือกใช้เมมเบรน NF จึงต้องการการลงทุนน้อยกว่า แบบ RO อย่างไรก็ตามหากระบบการผลิตน้ำประปามีความจำเป็นต้องใช้กระบวนการเมมเบรนในการผลิตน้ำประปาจำเป็นต้องมีการศึกษารูปแบบ (module) และระบบควบคุมความดันเพิ่มเติม

เมื่อพิจารณาจากการลดสารตั้งต้นการก่อตัว หากในน้ำดิบประปาจากคลองอยู่ตะกามีการปนเปื้อนของสาร DMA DEA DBA และอะนิลีนสูง จนมีการตรวจพบสาร NDMA ในปริมาณที่สูงกว่าเกณฑ์ที่หน่วยงานต่างๆได้กำหนดไว้ และจำเป็นจะต้องมีการเพิ่มขึ้นขั้นตอนการผลิตขั้นสูงในกระบวนการผลิตน้ำประปา จากผลงานวิจัยนี้หากในน้ำดิบมีการปนเปื้อนสารอะลิฟาติกยกเว้น DMA หรือสารอะโรมาติกควรเลือกกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเมมเบรนชนิด NF

NDMA สลายได้อย่างรวดเร็วเนื่องจากแสงแดดหรือแสงอัลตราไวโอเล็ต (ultraviolet, UV) NDMA เมื่ออยู่ในน้ำและผิวน้ำที่แดดส่องถึงจะสามารถสลายหรือระเหยไปได้ภายใน 10-60 นาที สำหรับ NDMA ที่อยู่ใต้ผิวน้ำเกินกว่าแสงจะส่องถึงจะสลายภายใน 2-4 ชั่วโมง และ NDMA ที่อยู่ใต้ผิวดินจะสลายไปโดยจุลินทรีย์ที่ใช้อากาศและไม่ใช้อากาศอย่างช้าๆ ใช้เวลาเฉลี่ย 100-110 วัน (เบญจลักษณ์, 2555) ดังนั้นหากพบว่ามีสารปนเปื้อนของ NDMA ในน้ำประปา ผู้อุปโภคและบริโภคสามารถนำน้ำประปาไปผ่านแสง UV เป็นเวลา 30-60 นาทีก่อนนำมาใช้งาน และไม่ควรรำน้ำไปผ่านการต้มเนื่องจากการต้มเป็นเพิ่มความเข้มข้นของ NDMA (Kim and Han, 2011)

บทที่ 4

สรุปผลและข้อเสนอแนะ

4.1 สรุปผลการศึกษา

1. น้ำดิบจากคลองอุตตะเภามาจากการเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 1 2 และ 3 มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำ (dissolved organic carbon, DOC) 4.0 5.3 และ 4.6 mg/L ตามลำดับ มีปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนละลายน้ำ (dissolved organic nitrogen, DON) 0.62 0.59 และ 0.18 mg-N/L ตามลำดับ น้ำประปาจากระบบผลิตประปาการประปาส่วนภูมิภาคสาขาหาดใหญ่การเก็บตัวอย่างน้ำครั้งที่ 1 2 และ 3 มีปริมาณ DOC 2.9 4.3 และ 3.2 mg/L และ 3 มีปริมาณ DON 0.43 0.11 และ 0.09 mg-N/L ตามลำดับ

2. น้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างทั้ง 3 ครั้ง มีสัดส่วนของสารอินทรีย์กลุ่มไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic fraction, HPO) เฉลี่ย 56 เปอร์เซ็นต์ สารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำ (hydrophilic organic fraction, HPI) เฉลี่ย 26 เปอร์เซ็นต์ และสารอินทรีย์กลุ่มกึ่งชอบน้ำ (transphilic organic fraction, TPI) เฉลี่ย 18 เปอร์เซ็นต์

3. การวิเคราะห์สาร *N*-nitrosodimethylamine (NDMA) ในน้ำประปา และ NDMA formation potential (NDMAFP) ในน้ำดิบด้วยเครื่อง GC/NPD พบว่าไม่ตรวจพบที่ระดับขีดจำกัดต่ำสุดของเครื่องมือและวิธีการตรวจวัดเท่ากับ 237 ng/L ได้

4. ในน้ำประปา ครั้งที่ 1 2 และ 3 ตรวจพบสารไตรฮาโลมีเทน (trihalomethanes, THMs) ปริมาณ 18 59 และ 14 µg/L ตามลำดับ ซึ่งมีค่าต่ำกว่า Guideline values (GV) ขององค์การอนามัยโลก (WHO, 2006) และต่ำกว่ามาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุดของ US.EPA (2009) น้ำดิบครั้งที่ 1 2 และ 3 ตรวจพบ THM formation potential (THMFP) ปริมาณ 642 486 348 µg/L ตามลำดับ

5. การใช้โพอลิอะลูมิเนียมคลอไรด์ (polyaluminium chloride, PACl) 40 mg/L ควบคุมฟิเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 22 48 และ 71 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 23 และ 2 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACl ไม่สามารถกำจัด DON ในตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 ได้

6. การใช้ PACl 40 mg/L ร่วมกับถ่านกัมมันต์ชนิดผง (powder activated carbon, PAC) 20 mg/L ควบคุมฟิเอชเท่ากับ 7 มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 23 52 และ 97 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 31 และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ การใช้ PACl ร่วมกับ PAC ไม่สามารถกำจัด DON ในตัวอย่างน้ำครั้งที่ 3 ได้ การใช้ PACl ร่วมกับ PAC สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำดิบและการก่ตัวของ THMFP ในน้ำดิบได้

7. การแอกกูเลชันด้วย PACl อย่างเดียวร่วมกับเมมเบรนชนิด NF-270 ควบคุมความดันที่ 4 บาร์ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 75 50

และ 95 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 72 28 และ 76 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

8 การแอกกูเลชันด้วย PACl อย่างเดียวร่วมกับเมมเบรนชนิด TW-30 ควบคุมความดันที่ 4 บาร์ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 75 50 และ 100 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 78 55 และ 79 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

9. การแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC และเมมเบรนชนิด NF-270 ควบคุมความดันที่ 4 บาร์ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 82 82 และ 90 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 78 และ 73 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ไม่สามารถกำจัด DON ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้

10 . การแอกกูเลชันด้วย PACl ร่วมกับ PAC และเมมเบรนชนิด TW-30 ควบคุมความดันที่ 4 บาร์ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC DON และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 2 ได้ 84 83 และ 96 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัด DOC และ THMFP ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้ 80 และ 89 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ไม่สามารถกำจัด DON ในน้ำดิบครั้งที่ 3 ได้

11. การวิเคราะห์สารตั้งต้นการก่อตัวสารเอ็น-ไนโตรโซไดเมทิลามีน (N-nitrosodimethylamine, NDMA) ในน้ำดิบขนาดใหญ่จากการเก็บตัวอย่างน้ำดิบทั้ง 3 ครั้ง พบ DEA ปริมาณ 2.9 µg/L ในน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 1 เท่านั้น ส่วนน้ำดิบจากการเก็บตัวอย่างครั้งที่ 2 และ 3 ตรวจไม่พบสาร dimethylamine (DMA) diethylamine (DEA) และ dibuthylamine (DBA)

12. การลดสารตั้งต้นการก่อตัวของสาร NDMA ในน้ำดิบที่มีการเติมสารตั้งต้น โดยการโคแอกกูเลชันด้วย PACl 40 mg/L สามารถกำจัด DMA ดีสุด มีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 21-50 เปอร์เซ็นต์ รองลงมาคือ DEA DBA และอะนิลีน มีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 13-33 6-32 และ 25-28 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

13. การลดสารตั้งต้นการก่อตัวของสาร NDMA ในน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันที่มีการเติมสารตั้งต้นพบว่ากระบวนการนาโนฟิลเตรชันกำจัด DBA ได้มากที่สุด มีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 91-100 เปอร์เซ็นต์ รองลงมาคือ อะนิลีน DEA และ DMA มีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 72-94 74-78 และ 25-37 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ กระบวนการออสโมซิสแบบผันกลับกำจัด DBA ได้มากที่สุด มีประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ในช่วง 94-100 เปอร์เซ็นต์ รองลงมาคือ อะนิลีน DEA และ DMA มีประสิทธิภาพการลดลงอยู่ในช่วง 85-92 80-95 และ 26-3 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

4.2 ข้อเสนอแนะ

1. ผลการวิจัยนี้พบว่าถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) ไม่สามารถใช้ร่วมกับ PACl เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด DON ในน้ำดิบจากคลองอยู่ตะเภาได้และการใช้ PAC งานวิจัยในอนาคตจึงควรเลือกใช้ถ่านกัมมันต์ชนิดอื่น หรือ สารเพิ่มประสิทธิภาพชนิดอื่น

บรรณานุกรม

- กระทรวงอุตสาหกรรม. 2521. ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรม. ฉบับที่ 332 (พ.ศ. 2521) ออกตามความใน พระราชบัญญัติมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรม พ.ศ. 2511 เรื่องกำหนดมาตรฐานผลิตภัณฑ์อุตสาหกรรมน้ำบริโภค ราชกิจจานุเบกษา เล่ม 95 ตอนที่ 68 ลงวันที่ 4 กรกฎาคม 2521
- คณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ. 2537. ประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ ๘ (พ.ศ. ๒๕๓๗) ออกตามความในพระราชบัญญัติ ส่งเสริมและรักษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ พ.ศ. ๒๕๓๕ เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน ราชกิจจานุเบกษา เล่ม 111 ตอนที่ 16 ง
- จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และ ชัยศรี สุขสาโรจน์. 2551. การลดสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบประปาเพื่อควบคุมปริมาณการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา. รายงานการวิจัย. คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
- จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์ และอรมาศ สุทธิรัตน์ 2555. รายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์ การตรวจวัดสารตั้งต้นและโอกาสการก่อตัวของสารเอ็น-ไนโตรซามีนของน้ำดิบประปาจากกลุ่มน้ำคลองอู่ตะเภา.
- จรงค์พันธ์ มุสิกวงค์, ชัยศรี สุขสาโรจน์, ธันวดี เตชะภัทวรกุล, พยอม รัตนมณี, ภัทรธร เอื้อกฤดาธิการ, วรพจน์ วงศ์นิรามัยกุล, อุดุลย์ เบญญู 2555. การจำแนกลักษณะสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำผิวดินเพื่อนำมาควบคุมการเกิดสารก่อมะเร็งในน้ำประปา รายงานการวิจัย. ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
- ชนิตา พงษ์ลิมานนท์ 2547. เคมีอินทรีย์เบื้องต้น. ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
- ณัฐยา พูนสุวรรณ, 2545. การเตรียมและวัดสมบัติถ่านกัมมันต์จากถ่านหินลิกไนต์และชานอ้อยโดยวิธีการกระตุ้นทางเคมี, วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมเคมี มหาวิทยาลัยสุรนารี

- เบญจลักษณ์ กาญจนเศรษฐ. 2555. ไนโตรโซไดเมทิลอามีน สารพลอยได้จากการฆ่าเชื้อโรคในน้ำ. วารสารสิ่งแวดล้อม ปีที่ 16 ฉบับที่ 2 เมษายน-มิถุนายน.สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.สืบค้นจาก
(<http://www.eric.chula.ac.th/journal/ej/v16y2555/no2/article2.pdf>)
- ปริญทร เต็มถาวรศิลป์. 2551. การเตรียมและการวิเคราะห์คุณลักษณะเฉพาะของถ่านกัมมันต์จากไม้ตง และ ไม้หมาจู้. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (เคมี) สาขาเคมีอินทรีย์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์
- พนวรรณ ทองช่าง. 2559. การลดกลุ่มสารอินทรีย์และปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำดิบจากกลุ่มน้ำคลองอยู่ตะเภาด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
- มันสิน ตัณฑุลเวศ. 2542. วิศวกรรมประปา เล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ : สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตัณฑุลเวศ. 2542. วิศวกรรมประปา เล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 3. กรุงเทพฯ : สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สำนักหอสมุดและศูนย์สารสนเทศวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี.กรมวิทยาศาสตร์บริการ. กระทรวงวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. 2553. อันตรายจากสารไนโตรซามีน.
- รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541. กระบวนการแยกด้วยเยื่อแผ่นสังเคราะห์. ภาควิชาวิศวกรรมเคมี มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี
- สุภาวดี สืบสาย. 2555. การศึกษาระดับการเกิดฮิวมิคของปุ๋ยหมักด้วยการใช้หมู่ฟังก์ชันที่เป็นกรดร่วมกับเทคนิคฟูรีเออร์ทรานสฟอร์มอินนพาราเรตสเปกโทรสโกปี. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยศิลปากร.

- Akyuz, M., and Ata, S. 2006. Simultaneous determination of aliphatic and aromatic amines in water and sediment samples by ion-pair extraction and gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 1129, 88-94.
- Altkofer, W., Braune, S., Ellendt, K., Kettl-Großminger, M., Steiner, G., 2005. Migration of nitrosamines from rubber products are balloons and condoms harmful to the human health? *Mol. Nutr. Food Res.* 49: 235–238.
- Alvarez, U., Iriarte, U., Chimeno, N., Gonzales, J.R. 2010 The effect of mixed oxidant and powdered activated carbon on the removal natural organic-matter. *Journal of Hazardous Material*. 181: 426-431.
- American Public Health Association. 2012. Standard method for the examination of water and wastewater. 22nd edition. American Public Health Association, Washington, DC
- Andreas, C., Gereck, Sedlak, D.L., 2003. Precursors of N-nitrosodimethylamine in Natural Waters. *Environmental Science and Technology*. 37:1331-1336.
- Andrzejewski, P., Kasprzyk-Hordern, B. and Nawrocki, J. 2005. The hazard of N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation during water disinfection with strong oxidants. *Desalination* 176(1–3): 37-45.
- Asami, M., Oya, M., and Kosaka, K. 2009. A nationwide survey of NDMA in raw and drinking water in Japan. *Science of the Total Environment*. 407(11): 3540-3545.
- Au, K-K (A.), Alpert, S.M and Pernitsky, D.J. 2011. Chapter 1: Particle and Natural Organic Matter Removal in Drinking Water. AWWA manual M37.

- Aydin, E., Yaman, F.B., Genceli, E.A., Topuz, E., Erdim, E., Gurel, M., Ipek, M., and Pehlivanoglu-Mantas, E. 2012. Occurrence of THM and NDMA precursors in a watershed: Effect of seasons and anthropogenic pollution. *Journal of Hazardous Materials*. 221-222: 86-91.
- Bei, E., Liao, X., Meng, X., Li, S., Wang, J., Sheng, D., Chao, M., Chen, Z., Zhang, X. and Chen, C. 2016. Identification of nitrosamine precursors from urban drainage during storm events: A case study in southern China. *Chemosphere* 160 : 323-331.
- Beita-Sandi, W., Ersan, M.S., Uzun, H. and Karanfil, T. 2016. Removal of N-nitrosodimethylamine precursors with powdered activated carbon adsorption. *Water Research* 88 : 711-718
- Bond, T., Huang, J., Templeton, M.R., Graham, N., 2011. Occurrence and control of nitrogenous disinfection by-products in drinking water- A review. *Water Research*.45.: 4341-4354.
- California Department of Health Services. 2010. NDMA in California Drinking Water. <http://www.dhs.ca.gov/ps/ddwem/chemicals/NDMA/history.htm>.(accessed September 18, 2012)
- Callahan, J., Dai, M., Chen, R.F., Li, X., Lu, Z. and Huang, W. 2004. Distribution of dissolved organic matter in the Pearl River Estuary, China. *Marine Chemistry* 89(1-4): 211-224.
- Charrois, J.W.A., Boyd, J.M., Froese, K.L., and Hrudey, S.E. 2007. Occurrence of N-nitrosamines in Alberta public drinkingwater distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*. 6(1): 103-114.
- Chang, R. 2012. *Chemistry 2*. McGraw-Hill

- Chen, B. and Westerhoff, P. 2010. Predicting disinfection by-product formation potential in water. *Water Research* 44(13): 3755-3762
- Chen, W.H., and Young, T.M. 2008. NDMA formation during chlorination and chloramination of aqueous diuron solutions. *Environmental Science and Technology*. 42(4): 1072-1077.
- Chen, Z. and Valentine, R.L. 2007. Formation of N-Nitrosodimethylamine (NDMA) from Humic Substances in Natural Water. *Environmental Science & Technology* 41(17): 6059-6065.
- Choi, J., and Valentine, R.L. 2002. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from reaction of monochloramine: a new disinfection by-product. *Water Research*. 36: 817-824.
- Choi, J., and Valentine, R.L. 2003. N-Nitrosodimethylamine formation by free-chlorine-enhanced nitrosation of dimethylamine. *Environmental Science and Technology*. 37(21): 4871-4876.
- Chu, W., Gao, N., Deng, Y., Templeton, M.R. and Yin, D. 2011. Impacts of drinking water pretreatments on the formation of nitrogenous disinfection by-products. *Bioresource Technology* 102(24): 11161-11166.
- Dotson, A., and Westerhoff, P. 2009. Occurrence and removal of amino acids during drinking water treatment. *Journal of the American Water Works Association (AWWA)*. 101: 101-117
- Ersan, M.S., Ladner, D.A. and Karanfil, T. 2016. The control of N-nitrosodimethylamine, halonitromethane, and trihalomethane precursors by nanofiltration. *Water Research*. 105 : 274-281.

EECD (European Economic Community Directive) 1998. Amended proposal for a Council Directive concerning the quality of water intended for human consumption-common position, In Proceedings of council of the European Union, Directive 80/778/EEC, Com(97) 228 final 95/00100 SYN, Brussels.

Environmental Protection Agency (EPA 521). 2012. Determination of Nitrosamines in Drinking Water by Solid-Phase Extraction and Capillary Column Gas Chromatography with Large Volume Injection and Chemical Ionization Tandem Mass Spectrometry.

<http://www.epa.gov/nerlcwww/ordmeth.htm>

Feng, D., Wang, H., Cheng, X., Wang, J., Ning, L., Zhou, Q., Zhou, Y. and Yang, Q. 2009. Detection and toxicity assessment of nitrosamines migration from latex gloves in the Chinese market. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212(5): 533-540.

Fujioka, T., Khan, S.J., McDonald, J.A., Henderson, R.K., Poussade, Y., Drewes, J.E. and Nghiem, L.D. 2013. Effects of membrane fouling on N-nitrosamine rejection by nanofiltration and reverse osmosis membranes. *Journal of Membrane Science* 427: 311-319.

Gangolli, S.D., van den Brandt, P.A., Feron, V.J., Janzowsky, C., Koeman, J.H., Speijers, G.J., Spiegelhalder, B., Walker, R., and Wisnok, J.S. 1994. Nitrate, nitrite and N-nitrosocompounds. *European Journal of Pharmacology: Environmental Toxicology and Pharmacology*. 292(1): 1-38.

Gerecke, A.C. and Sedlak, D.L. 2003. Precursors of N-Nitrosodimethylamine in Natural Waters. *Environmental Science & Technology* 37(7): 1331-1336.

- Hanigan, D., Zhang, J., Herckes, P., Krasner, S.W., Chen, C. and Westerhoff, P. 2012. Adsorption of N-Nitrosodimethylamine Precursors by Powdered and Granular Activated Carbon. *Environmental Science & Technology* 46(22) :12630-12639.
- Health Canada. 2006. Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water of the Federal-Provincial-Territorial Committee on Health and the Environment.
- Hu H., Jiang C., Ma H., Ding L., Geng J., Xu K., Huang H. and Ren H. 2017. Removal characteristics of DON in pharmaceutical wastewater and its influence on the N-nitrosodimethylamine formation potential and acute toxicity of DOM. *Water Research*. 109:114-121
- Hua, B., Veum, K., Koirala, A., Jones, J., Clevenger, T. and Deng, B. 2007. Fluorescence fingerprint to monitor total trihalomethanes and N-nitrosodimethylamine formation potentials in water. *Environmental Chemistry Letters* 5: 73-77.
- Hwang, C. J., Krasner, S.W., Scrimanti, M. J., Amy, G. L., Dickenson, E., Bruchet, A., Prompsy, C., Filippi, G., Croué, J.-P., Violleau, D. and Leenheer, J. L.: 2001. Polar NOM: Characterization, DBPs, Treatment, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, U.S.A.
- Huy.N.V., Muakami.M., Sakai.H., Oguma.K., Kosaka.K., Asami.M. and Takizawa.S. 2011. Occurrence and formation potential of N-nitrosodimethylamine in ground water and river water in Tokyo. *Water Research*.45:3369-3377.

- IARC 1991. Chlorinated drinking-water; chlorination by-products; some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Monographs for the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 52
- Jenkins, S.W.D., Koester, C.J., Taguchi, V.Y., Wang, D.T., Palmentier, J.P.F., and Hong, K.P. 1995. N-nitroso dimethylamine in drinking water using a rapid, solid-phase extraction method. *Environmental Science and Pollution Research*. 2(4): 207-210
- Jensen, R.K. and Sleight, S.D. 1987. Toxic effects of N-nitrosodiethylamine on nasal tissues of Sprague-Dawley rats and golden Syrian hamsters. *Fundamental and Applied Toxicology* 8(2): 217-229.
- Ji, Q., Lui, H., Hu, C., Wang, D. and Li, J. 2008. Removal of disinfection by-products precursors by polyaluminum chloride coupled with chlorination. *Separation and Purification Technology*. 62: 464-469.
- Jurado-Sanchez, B., Ballesteros, E. and Gallego, M. 2007. Comparison of the sensitivities of seven N-nitrosamines in pre-screened waters using an automated preconcentration system and gas chromatography with different detectors. *Journal of Chromatography A*. 1154: 66-73
- Jurado-Sanchez, B., Ballesteros, E., and Gallego, M. 2009. Comparison of several solid-phase extraction sorbents for continuous determination of amines in water by gas chromatography-mass spectrometry. *Talanta*. 79, 613-620
- Jurado-Sanchez, B., Ballesteros, E. and Gallego, M. 2010. Screening of N-nitrosamines in tap and swimming pool waters using fast gas chromatography. *Journal of Separation Science*. 33(4-5): 610-616.

- Jurado-Sanchez, B., Ballesteros, E. and Gallego, M. 2012. Occurrence of aromatic amines and N-nitrosamines in the different steps of a drinking water treatment plant. *Water Research*. 46: 4543-4555.
- Kamarei, F., Ebrahimzadeh, H. and Yamini, Y. 2010. Optimization of solvent bar microextraction combined with gas chromatography for analysis of aliphatic amines in water samples. *Journal of hazard materials*. 178: 747-752.
- Kasuga, I., Nakajima, F. and Furumai, H. 2003. Analysis of dissolved organic matter and bacterial community in degradation of algal bloom by EEMs and PCR-DGGE. *Journal of Japan Society on Water Environmental*. 26(3). 171-174.
- Ketkar, M.B., Holste, J., Preussmann, R. and Althoff, J. 1983. Carcinogenic effect of nitrosomorpholine administered in the drinking water to Syrian golden hamsters. *Cancer Letters* 17(3): 333-338.
- Kim, M.K., Mah, J.H., and Hwang, H.J. 2009. Biogenic amine formation and bacterial contribution in fish, squid and shellfish. *Food Chemistry*. 116(1): 87-95.
- Kim, H. and Han, K. 2011. Ingestion exposure to nitrosamine in chlorinated drinking water. *The Korea Society of Environmental Health and Toxicology*. 26: 1-7
- Krasner, S.W., Westerhoff, P., Chen, B., Rittmann, B.E., and Amy, G. 2009. Occurrence of disinfection byproducts in United States wastewater treatment plant effluents. *Environmental Science and Technology*. 43: 8320-8325.

- Krasner, S.W., Mitch, W.A., McCurry, D.L., Hanigan, D. and Westerhoff, P. 2013. Formation, precursors, control, and occurrence of nitrosamines in drinking water: A review. *Water Research* 47(13): 4433-4450.
- Kristiana I1, Tan J, Joll CA, Heitz A, von Gunten U, Charrois JW. 2013. Formation of N-nitrosamines from chlorination and chloramination of molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research*. 47(2):535-546
- Kumsuvan, J. 2013. Reduction of N-nitrosodimethylamine precursors in raw water supply by enhanced coagulation with powder activated carbon. Master's thesis, Science program in environmental management (Interdisciplinary program), Graduate school Chulalongkorn university.
- Leavay-Roback, S.L., Krasner, S.W. and Suffet, I. 2016. Veterinary antibiotics used in animal agriculture as NDMA precursors. *Chemosphere* 164 : 330-338
- Lee, W., Westerhoff, P. and Croues, J.P., 2007. Dissolved organic Nitrogen as a precursor for chloroform, dichloroacetonitrile, N-nitrosodimethylamine and trichloronitro methane. *Environ. Sci. Technol.* 41: 5485-5490.
- Leenheer, J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural water and wastewaters. *Environmental Science and Technology*. 15(5):578-587
- Leenheer, J.A. and Noyes, T.I. 1984. A filtration and column-adsorption or system for onsite concentration and fractionation of organic substances from large volume of water. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2230 U.S. govt. Printing office Washington, D.C.

- Leenheer, J.A., Noyes, T.I. and Steer, H.A. 1982. Determination of polar organic solute in oil-shale report water. *Environmental Science and Technology* 16(10): 714-723.
- Liao, X., Bei, E., Li, S., Ouyang, Y., Wang, J., Chen, C., Zhang, X., Krasner, S.W. and Suffet., I.H. 2015. Applying the polarity rapid assessment method to characterize nitrosamine precursors and to understand their removal by drinking water treatment processes. *Water Research*. (87): 292-298
- Ma, Q., Xi, H-W., Wang, C., Bai, H., Xi, G-C., Su, N., Xu, L-Y., and Wang, J-B. 2011. Determination of Ten Volatile Nitrosamines in Cosmetics by Gas Chromatography Tandem Mass Spectrometry. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*. 39(8), 1201-1207.
- Ma, D., Meng, Y., Xia, C., Gao, B. and Wang, Y. 2015. Fractionation, characterization and C-, N-disinfection byproduct formation of soluble microbial products in MBR peocesses. *Bioresource Technology* 198.: 380-387.
- Masschelein, W. 1992. Unit process in drinking water treatment. New York, America: Marcel Dekker, INC.
- Matsui, Y., Hasegawa, H., Ohno, K., Matsushita, T., Mima, S., Kawase, Y. and Aizawa, T. 2009. Effects of super-powdered activated carbon pretreatment on coagulation and trans-membrane pressure buildup during microfiltration. *Water Research* 43(20): 5160-5170.
- Mahaba, T.F. and Pipada, N.J. 2000. Coagulation effectiveness in removeing dissolved organic matter fractions. *Environmental Engineering Science*. 17: 107-115.

- Mahaba, T.F., Pu, Y. and Bengraïne. 2003. Modified dissolved organic matter fractionation technique for natural water. *Journal of Hazardous Materials*. 101(1):43-53
- Metcalf and Eddy. 2003. *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York : McGraw-Hill Inc.
- Mitch, W.A., Gerecke, A.C. and Sedlak, D.L. 2003. A N-Nitrosodimethylamine (NDMA) precursor analysis for chlorination of water and wastewater. *Water Research* 37(15): 3733-3741.
- Mitch, W.A., Schreiber, I.M., 2008. Degradation of tertiary alkylamines during chlorination/chloramination: Implications for formation of aldehydes, nitriles, halonitroalkanes, and nitrosamines. *Environmental Science & Technology* 42 (13): 4811-4817
- Moudgal CJ1, Lipscomb JC, Bruce RM. 2000. Potential health effects of drinking water disinfection by-products using quantitative structure toxicity relationship. *Toxicology*. 2000 147(2):109-31.
- Musikavong, C. and Wattanachira, S. 2013. Identification of dissolved organic matter in raw water supply from reservoirs and canals as precursors to trihalomethanes formation. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 48(7): 760-771.
- Musikavong, C., Inthanuchit, K., Srimuang, K., Suksaroj, T.T. and Suksaroj, C. 2013. Reduction of fractionated dissolved organic matter and their trihalomethane formation potential with enhanced coagulation. *ScienceAsia*. 39: 56-66.

- Musikavong, C., Srimuang, K., Tachapattaworakul, T. and Suksaroj, C. 2016. Formation of trihalomethanes of dissolved organic matter fractions in reservoir and canal waters. *Journal of Environmental Science and Health*. 51(9): 782–791
- Najm, I., Snoeyink, V.L., Lykins .B.W.Jr. and Adams, J.Q. 1991. Using powdered activated carbon: a critical review. *Journal American Water Works Association*. 83(1): 65-76.
- Najm, I., and Trussell, R.R. 2001. NDMA formation in water and wastewater. *Journal of American Water Works Association*. 93(2): 92-99.
- Nakao, S. and Kimura, A. 1981. Analysis of solute rejection in ultrafiltration. *Journal of Chemical Engineering Japan* 14 :32-37
- Na Phatthalung, W., Musikavong, C. and Suttinun, O. 2016. The presence of aliphatic and aromatic amines in reservoir and canal water as precursors to disinfection by-products. *Journal of Environmental Science and Health*. 51(11): 900-913
- Nawrocki, J., and Andrzejewski, P. 2011. Nitrosamines and water. *Journal of Hazardous Materials*. 189: 1-18.
- Newcombe, G., Drikas, M., Assem, S. and Becketi, R. 1997. Influence of characterised natural organic material on activated carbon adsorption: I characterization of concentrated reservoir water. *Water Research*. 31: 956-972.
- NIH (National Institutes of Health) U.S. National Library of Medicine, National Center for Biotechnology Information สืบค้นเมื่อ 11 มกราคม 2559 จากเว็บไซต์ (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/6124#section=Top>)

- OEHHA. 2006. Public Health Goal for N-Nitrosodimethylamine in Drinking Water, Office of Environmental Health Hazard Assessment, CA.
- Owen, D.M., Amy, G.L. and Chowdhury, Z.K. 1995. Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability. *Journal America Water Works Association*. 87: 5-6.
- Oya, M., Kosaka, K., Asami, M. and Kunikane, Sh. 2008 Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) by ozonation of dyes and related compounds. *Chemosphere*.73(11) :1724-1730
- Padhye, L., Luzinova, Y., Cho, M., Mizaikoff, B., Kim, J., and Huang, C. 2011. PolyDADMAC and dimethylamine as precursors of N-nitrosodimethylamine during ozonation: reaction kinetics and mechanisms, *Environmental Science and Technology*. 45: 4353-4359.
- Panyapinyopol, B., Marhaba, T.F., Kanokkantapong, V. and Pavasant, P. 2005. Characterization of precursors to trihalomethanes formation in Bangkok source water. *Journal of Hazardous Materials*.: 229-236
- Peuravuori, J., Lehtonen, T. and Pihlaja, K. 2002. Sorption of aquatic humic matter by DAX-8 and XAD-8 resins comparative study using pyrolysis gas chromatography. *Analytica Chimica Acta*.: 219-226.
- Planas, C., Palacios, Ó., Ventura, F., Rivera, J. and Caixach, J. 2008. Analysis of nitrosamines in water by automated SPE and isotope dilution GC/HRMS: Occurrence in the different steps of a drinking water treatment plant, and in chlorinated samples from a reservoir and a sewage treatment plant effluent. *Talanta* 76(4): 906-913.

- Plewa, M.J., Wagner, E.D., Jazwierska, P., Richardson, S.D., Chen, P.H. and McKague, A.B. 2004. Halonitromethane drinking water disinfection byproducts: chemical characterization and mammalian cell cytotoxicity and genotoxicity. *Environmental Science and Technology*. 38(1): 62-8
- Pozzi, R., Bocchini, P., Pinelli, F. and Galletti, G.C. 2011. Determination of nitrosamines in water by gas chromatography/chemical ionization/selective ion trapping mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 1218: 1808-1814.
- Qasim, S. R., Motley, E.M. and Zhu, G. 2000. *Water Works Engineering*. Chiang, Patel and Yerby, Inc., Dallas, Texas.
- Recknow, D.A., Bose, O., Bezbarua, B., Hesse, E.M. and Mcknight, A.P. 1992. Transformations of natural organic material during preozonation. EPA report. US.EPA, drinking water research division, Cincinnati, Ohio.
- Richardson, S.D. 2003. Disinfection By-Products and Other Emerging Contaminants in Drinking Water. *Trends in Analytical Chemistry*. 22(10): 666-684.
- Roux, J.L., Gallard, H., and Croué, J.-P. 2012. Formation of NDMA and Halogenated DBPs by Chloramination of Tertiary Amines: The Influence of Bromide Ion. *Environmental Science and Technology*. 46: 1581-1589.
- Sacher F., Lenz S. and Brauch, H. (1997). Analysis of primary and secondary aliphatic amines in waste water and surface water by gas chromatography-mass spectrometry after derivatization with 2,4-dinitrofluorobenzene or benzenesulfonyl chloride. *Journal of Chromatography A*. 764: 85-93

- Sacher, F., Schmidt, C., Lee, C., and von Gunten, U. 2008. Strategies for Minimizing Nitrosamine Formation during Disinfection. AWWA Research Foundation, Denver, CO, USA.
- Sanches Filho, P.J., Rios, A., Valcárcel, M., Zanin, K.D. and Bastos Caramão, E. 2003. Determination of nitrosamines in preserved sausages by solid-phase extraction–micellar electrokinetic chromatography. *Journal of Chromatography A* 985(1–2): 503-512
- Sawyer, C.N., McCarty, P.L., and Parkin, G.F. 2003. Chemistry for environmental engineer and science. 5th edition, Singapore : McGraw-Hill Inc
- Schmidt, C.K., and Brauch, H.J. 2008. N,N-dimethylsulfamide as precursor for N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation upon ozonation and its fate during drinking water treatment. *Environmental Science and Technology*. 42: 6340-6346.
- Schreiber, I.M., and Mitch, W.A. 2006. Nitrosamine formation pathway revisited: The importance of chloramine speciation and dissolved oxygen. *Environmental Science and Technology*. 40(19): 6007-6014.
- Shah, A.D. and Mitch, W.A. 2012. Halonitroalkanes, Halonitriles, Haloamides, and N-Nitrosamines: A Critical Review of Nitrogenous Disinfection Byproduct Formation Pathways. *Environmental Science & Technology* 46(1): 119-131.
- Shen and Andrews ,2013 NDMA formation from amine-based pharmaceuticals-- impact from prechlorination and water matrix. *Water Research*. 47(7):2446-57

- Shen, R. and Andrews, S.A. 2011. Demonstration of 20 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) as nitrosamine precursors during chloramine disinfection. *Water Research* 45(2): 944-952.
- Shuang, X., Qingliang, Z., Liangliang, W. and Ting, J. 2008. Trihalomethane formation potential of organic fraction in secondary effluent. *Journal of environmental sciences*. 20: 520-527.
- Stevenson, F.F. 1982. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. A Wiley-Interscience publication. University of California.
- Srimuang, K. 2011. Characterization and reduction dissolved organic matter in raw water supply from U-tapao canal by enhanced coagulation. Master thesis. Environmental Engineering, Prince of Songkla University.
- Sumpattavorachai, S. 2013. Treatment of N-nitrosodimethylamine precursors in coagulated water by nanofiltration and reverse osmosis membrane. Master's thesis, Science program in environmental management (Interdisciplinary program), Graduate school Chulalongkorn university.
- Taguchi, V.Y., Jenkins, S.W.D., and Wang, D.T., Palmentier, J.F.P., and Reiner, E.J. 1994. Determination of N-nitrosodimethylamine by isotope dilution, high-resolution mass spectrometry. *Canadian Journal of Applied Spectroscopy*. 39(3): 87-93.
- Trusell, R. R. and Umphres, M.D. 1987. The formation of trihalomethanes. *Journal of the American Water Works Association*. 70(11): 604-612.
- USEPA. 1999. Enhanced coagulation and enhanced precipitate softening guidance manual. (online) Available from:
<http://www.epa.gov/safewater/mdbp/coaguide.pdf>.

- USEPA. 2002. Integrated Risk Information System. Office of Research and Development (ORD), National Center for Environmental Assessment; <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/search.htm>. (accessed November 20, 2012)
- U.S.EPA. 2009. List of established maximum contaminant levels (MCL) and their maximum contaminant level goals (MCLG) (online) Available from <http://www.epa.gov/safewater/chemicalcontaminantrules/basicinformation.html>
- U.S.EPA. 2012. Technical Fact Sheet: N-Nitroso-dimethylamine (NDMA) (online) Available from http://www.epa.gov/fedfac/pdf/technical_fact_sheet_ndma.pdf
- Uyak, V., Yavuz, S., Toroz, I., Ozaydin, S. and Genceli, E. 2007. Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and PAC adsorption. *Desalination*. 216: 334-344
- Vocht, F. de., Burstyn, I., Straif, K., Vermeulen, R., Jakobsson, K., Nichols, L., Peplonska, B., Taeger, D., and Kromhout, H. 2007. Occupational exposure to NDMA and NMor in the European rubber industry. *Journal of Environmental Monitoring*. 9(3): 253-259
- Von Gunten, U., Salhi, E., Schmidt, C.K., and Arnold, W.A. 2010. Kinetics and mechanisms of N-nitrosodimethylamine formation upon ozonation of N,Ndimethylsulfamide-containing waters: Bromide Catalysis. *Environmental Science and Technology*. 44: 5762-5768.
- Wang, W., Ren, S., Zhang, H., Yu, J., An, W., Hu, J., and Yang, M. 2011. Occurrence of nine nitrosamines and secondary amines in source water and drinking water: Potential of secondary amines as nitrosamine precursors. *Water Research*. 45: 4930-4938.

- Wang, C., Zhang, X., Wang, J. and Chen, C. 2013. Characterization of dissolved organic matter as N-nitrosamine precursors based on hydrophobicity, molecular weight and fluorescence. *Journal of Environmental Sciences* 25(1): 85-95.
- Westerhoff, P. and Mash, H. 2002. Dissolved organic nitrogen in drinking water supplies. A review. *AQUA* 51: 415-488.
- WHO. 2005. Trihalomethanes in drinking-water: background document for development of who guidelines for drinking-water quality; WHO/SDE/WSH/05.08/64.
- WHO. 2005. Trihalomethanes in drinking-water: background document for development of who guidelines for drinking-water quality : Summary statement (online data : http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/trihalomethanes_summary_statement.pdf)
- WHO. 2008. N-Nitrosodimethylamine (NDMA). Guidelines for Drinking-water Quality 3rd edition 1st and 2nd addenda.
- Wu Q, Shi H, Ma Y, Adams C, Eichholz T, Timmons T, Jiang H. 2015 Determination of secondary and tertiary amines as N-nitrosamine precursors in drinking water system using ultra-fast liquid chromatography-tandem mass spectrometry *Talanta*. 131:736-741
- Wu, X., Ge, D., Wang, D. and Tang, H. 2007. Distinct coagulation mechanism and model between alum and high Al₁₃-PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochem Engineering*. 305: 89-96.

- Xu, B., Li, D.-P., Li, W., Xia, S.-J., Lin, Y.-L., Hu, C.-Y., Zhang, C.-J. and Gao, N.-Y. 2010. Measurements of dissolved organic nitrogen (DON) in water samples with nanofiltration pretreatment. *Water Research* 44(18): 5376-5384.
- Xu, B., Ye, T., Li, D.-P., Hu, C.-Y., Lin, Y.-L., Xia, S.-J., Tian, F.-X. and Gao, N.-Y. 2011. Measurement of dissolved organic nitrogen in a drinking water treatment plant: Size fraction, fate, and relation to water quality parameters. *Science of The Total Environment* 409(6): 1116-1122.
- Xue, R., Donovan, A., Zhang, H., Ma, Y., Adams, C., Yang, J., Hua, B., Innis, E., Eichholz, T. and Shi, H. 2017. Simultaneous removal of ammonia and N-nitrosamine precursors from high ammonia water by zeolite and powdered activated carbon. *Journal of Environmental science* (article in press)
- Yan, M., Wang, D., Ni, J., Qu, J., Chow, C. and Liu, H. 2008. Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Research*. 42: 3361-3370.
- Yang, L., Kim, D., Uzun, H., Karanfil, T. and Hur, J. 2015. Assessing trihalomethanes (THMs) and N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation potentials in drinking water treatment plants using fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. *Chemosphere* 121: 84-91
- Yurchenko, S. and Mölder, U. 2007. The occurrence of volatile N-nitrosamines in Estonian meat products. *Food Chemistry* 100(4): 1713-1721.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก

ผลการวิเคราะห์น้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ตารางที่ ก-1 ค่าความเป็นต่างและความขุ่นของน้ำดิบประปาหาคีใหญ่ที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชัน

| Dose (mg/L) | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | |
|----------------|---|-------------------|---|-------------------|---|-------------------|
| | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 3 | |
| | Alkalinity (mg/L as CaCO ₃) | ความขุ่น (NTU) | Alkalinity (mg/L as CaCO ₃) | ความขุ่น (NTU) | Alkalinity (mg/L as CaCO ₃) | ความขุ่น (NTU) |
| 0 | 33 | 35.9 | 19 | 232 | 28 | 2.2 |
| 10 | 31 | 14.0 | 14 | 3.65 | 20 | 3.4 |
| 20 | 30 | 8.0 | 12 | 2.89 | 29 | 3.6 |
| 40 | 28 | 2.2 | 10 | 40.5 | 30 | 8.4 |
| 60 | 27 | 1.8 | 9 | 85.6 | 31 | 10.0 |
| 80 | 27 | 1.3 | 6 | 94.2 | 30 | 14.0 |
| | | | | | 10 | 40.5 |
| | | | | | 13 | 41.15 |
| | | | | | 19 | 43.85 |
| | | | | | 18 | 50.7 |
| | | | | | 18 | 56.1 |
| | | | | | 18 | 61.3 |

ตารางที่ ก-2 ค่า UV-254 และประสิทธิภาพการกำจัด UV- 254 ในน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ที่ผ่านกระบวนการแอกกูเลชัน

| Dose (mg/L) | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | | | | | | | |
|----------------|-------------------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------------------|---------------------|
| | ครั้งที่ 2 | | | ครั้งที่ 3 | | | ครั้งที่ 2 | | | ครั้งที่ 3 | | |
| | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery | UV-254 (cm ⁻¹) | Percent Recovery |
| 0 | 0.374 | 0 | 0.225 | 0 | 0.374 | 0 | 0.225 | 0 | 0.374 | 0 | 0.225 | 0 |
| 10 | 0.270 | 28 | 0.098 | 57 | 0.101 | 73 | 0.048 | 79 | 0.101 | 73 | 0.048 | 79 |
| 20 | 0.183 | 51 | 0.088 | 61 | 0.093 | 75 | 0.021 | 91 | 0.093 | 75 | 0.021 | 91 |
| 40 | 0.103 | 73 | 0.061 | 73 | 0.086 | 77 | 0.017 | 92 | 0.086 | 77 | 0.017 | 92 |
| 60 | 0.090 | 76 | 0.06 | 74 | 0.082 | 78 | 0.016 | 93 | 0.082 | 78 | 0.016 | 93 |
| 80 | 0.073 | 80 | 0.068 | 70 | 0.072 | 81 | 0.012 | 95 | 0.072 | 81 | 0.012 | 95 |

ตารางที่ ก-3 ค่า DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ในน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ที่ผ่านกระบวนการแอกกูเลชัน

| | | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | | | |
|-------------|------------|--------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|------------------|------------|
| | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | |
| Dose (mg/L) | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) |
| 0 | 5.28 | - | 4.60 | - | 5.28 | - | 4.60 | - | - |
| 10 | 5.01 | 5 | 3.95 | 14 | 4.10 | 22 | 3.42 | 26 | 3.42 |
| 20 | 4.88 | 8 | 3.69 | 20 | 4.07 | 23 | 3.18 | 31 | 3.18 |
| 40 | 4.13 | 22 | 3.54 | 23 | 3.73 | 29 | 2.88 | 37 | 2.88 |
| 60 | 3.43 | 35 | 3.55 | 23 | 3.36 | 36 | 2.87 | 38 | 2.87 |
| 80 | 3.18 | 40 | 3.65 | 21 | 3.24 | 39 | 2.88 | 37 | 2.88 |

ตารางที่ ก-4 ค่า DON และประสิทธิภาพการกำจัด DON ในน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ที่ผ่านกระบวนการแยกเกลือ

| Dose (mg/L) | PACl | | | | | | | | | |
|----------------|---------------|---------------------|--------------------|---------------------|--------------------|---------------------|---------------|---------------------|---------------|---------------------|
| | PACl | | PACl 40 mg/L + PAC | | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | |
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | | | | |
| | DON (mg/L) | Percent Recovery | DON (mg/L) | Percent Recovery | DON (mg/L) | Percent Recovery | DON (mg/L) | Percent Recovery | DON (mg/L) | Percent Recovery |
| 0 | 0.60 | 0 | 0.18 | -13 | 0.31 | 0 | 0.18 | 0 | 0.18 | 0 |
| 10 | 0.44 | 27 | 0.16 | 0 | 0.34 | -10 | 0.32 | -78 | 0.32 | -78 |
| 20 | 0.29 | 52 | 0.15 | 6 | 0.29 | 6 | 0.29 | -61 | 0.29 | -61 |
| 40 | 0.31 | 48 | 0.18 | -13 | 0.66 | -113 | 0.37 | -106 | 0.37 | -106 |
| 60 | 0.40 | 33 | 0.17 | -6 | 0.46 | -48 | 0.32 | -78 | 0.32 | -78 |
| 80 | 0.50 | 17 | 0.18 | -13 | 0.55 | -77 | 0.35 | -94 | 0.35 | -94 |

ตารางที่ ก-5 ค่า SUVA และประสิทธิภาพการกำจัด SUVA ในน้ำดิบประปาหาคีใหญ่ที่ผ่านกระบวนการแยกเกลือชั้น

| Dose (mg/L) | PACl | | | | | | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | |
|----------------|------------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------|---------------------|--------------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------|---------------------|
| | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | |
| | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery | SUVA (L/mg-m) | Percent Recovery |
| 0 | 7.1 | 0 | 4.9 | 0 | 7.1 | 0 | 4.9 | 0 | 7.1 | 0 | 4.9 | 0 |
| 10 | 5.4 | 24 | 2.5 | 50 | 2.5 | 50 | 2.5 | 50 | 2.5 | 65 | 1.4 | 71 |
| 20 | 3.7 | 47 | 2.4 | 52 | 2.3 | 52 | 2.3 | 52 | 2.3 | 68 | 0.7 | 87 |
| 40 | 2.5 | 65 | 1.7 | 65 | 2.3 | 65 | 2.3 | 65 | 2.3 | 67 | 0.6 | 88 |
| 60 | 2.6 | 63 | 1.7 | 66 | 2.4 | 66 | 2.4 | 66 | 2.4 | 66 | 0.6 | 89 |
| 80 | 2.3 | 68 | 1.8 | 62 | 2.2 | 62 | 2.2 | 62 | 2.2 | 69 | 0.4 | 91 |

ตารางที่ ก-6 ตารางความเข้มข้นฟลูออเรสเซนต์ (FEEM) ที่ตำแหน่งต่างๆ ในน้ำดิบประปาขนาดใหญ่ครั้งที่ 2 ที่ผ่านกระบวนการแยกเกลือ

| Dose (mg/L) | PACl | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|---------------------|-----------------------|---------|-----------------------------|---------|---------------------|-----------------------|---------|-----------------------------|---------|---------------------|-----------------------|---------|-----------------------------|---------|
| | PACl | | | | | | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | | | | |
| | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 | 285/345 | Humic and fulvic 235/420 | 330/415 | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 | 285/345 | Humic and fulvic 235/420 | 330/415 | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 | 285/345 | Humic and fulvic 235/420 | 330/415 |
| 0 | 0.4 | 49 | 22 | 8 | 14 | 0.4 | 49 | 22 | 8 | 14 | 0.4 | 49 | 22 | 8 | 14 |
| 10 | 0.4 | 39 | 15 | 3 | 4 | 0.3 | 23 | 9 | 2 | 2 | 0.3 | 23 | 9 | 2 | 2 |
| 20 | 0.4 | 38 | 14 | 3 | 4 | 0.1 | 17 | 7 | 1 | 1 | 0.1 | 17 | 7 | 1 | 1 |
| 40 | 0.4 | 33 | 14 | 2 | 2 | 0.2 | 11 | 5 | 1 | 1 | 0.2 | 11 | 5 | 1 | 1 |
| 60 | 0.3 | 32 | 13 | 3 | 2 | 0.1 | 7 | 3 | 1 | 1 | 0.1 | 7 | 3 | 1 | 1 |
| 80 | 0.4 | 30 | 12 | 2 | 2 | 0.2 | 7 | 3 | 1 | 1 | 0.2 | 7 | 3 | 1 | 1 |

ตารางที่ ก-7 ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (FEEM) ที่ตำแหน่งต่างๆในน้ำดิบประปาหาดใหญ่ครั้งที่ 3 ที่ผ่านกระบวนการออกฤทธิ์

| Dose (mg/L) | PACl | | | | | | | | | | | |
|----------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|---------------------|-----------------------|
| | PACl | | | | | | PACl 40 mg/L + PAC | | | | | |
| | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 | Tryptophan 285/345 | Humic and fulvic 235/420 | Humic and fulvic 330/415 | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 | Tryptophan 285/345 | Humic and fulvic 235/420 | Humic and fulvic 330/415 | Tyrosine 230/295 | Tryptophan 230/345 |
| 0 | 3.2 | 4.7 | 3.9 | 3.3 | 3.6 | 3.18 | 4.71 | 3.87 | 3.30 | 3.63 | | |
| 10 | 0.0 | 2.8 | 5.6 | 2.2 | 2.4 | 0.1 | 0.6 | 2.1 | 0.9 | 1.2 | | |
| 20 | 0.4 | 2.4 | 4.1 | 1.6 | 2.2 | 0.1 | 1.1 | 1.0 | 0.6 | 0.7 | | |
| 40 | 0.7 | 2.3 | 2.1 | 1.5 | 1.7 | 0.1 | 1.1 | 0.7 | 0.6 | 0.7 | | |
| 60 | 0.3 | 2.0 | 4.6 | 1.3 | 1.7 | 0.1 | 1.1 | 0.7 | 0.5 | 0.5 | | |
| 80 | 0.5 | 1.3 | 1.6 | 1.1 | 1.3 | 0.5 | 0.9 | 0.9 | 0.4 | 0.6 | | |

ตารางที่ ก-8 ตารางค่าความเข้มข้นแสงฟลูออเรสเซนซ์ (FEEM) ในน้ำดิบประปาหาดใหญ่ครั้งที่ 2 และ 3 ที่ผ่าน resin fractionation

| ตัวอย่างน้ำ | แฟรกชัน | % ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ | | |
|--------------------------|---------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| | | Tyrosine-like substances | Tryptophan-like substances | Humic and fulvic acid-like substances |
| น้ำดิบประปา (ครั้งที่ 2) | HPO | 0.2 | 2.7 | 1.4 |
| | HPI | 0.3 | 1.7 | 1.5 |
| | TPI | 1.0 | 1.6 | 1.5 |
| น้ำดิบประปา (ครั้งที่ 3) | HPO | 0.6 | 2.5 | 2.1 |
| | HPI | 0.2 | 2.5 | 0.6 |
| | TPI | 0.3 | 2.1 | 0.4 |

ตารางที่ ก-9 ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (FEEM) ของสารอินทรีย์ในน้ำดิบและน้ำประปาหาคาใหญ่ครั้งที่ 1 2 และ 3 และประสิทธิภาพการลดสารอินทรีย์ของระบบผลิตน้ำประปา

| ตัวอย่างน้ำ | ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ | | |
|-----------------------|--------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| | Tyrosine-like substances | Tryptophan-like substances | Humic and fulvic acid-like substances |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 1) | 0.9 | 123 | 24 |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 2) | 0.4 | 71 | 22 |
| น้ำดิบ (ครั้งที่ 3) | 3.2 | 9 | 7 |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 1) | 0.5 (44) | 105 (15) | 12 (50) |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 2) | 0.4 (0) | 37 (48) | 7 (68) |
| น้ำประปา (ครั้งที่ 3) | 0.7 (78) | 5 (45) | 6 (19) |

หมายเหตุ () = ประสิทธิภาพการลดสารอินทรีย์ของระบบผลิตน้ำประปา

ตารางที่ ก-10 ปริมาณน้ำฝนสะสมก่อนการเก็บตัวอย่างสองสัปดาห์

| วันที่เก็บตัวอย่าง | ปริมาณน้ำฝนสะสมภายใน 14 วัน ก่อนการเก็บตัวอย่าง (mm) |
|--------------------|--|
| 20 กุมภาพันธ์ 2557 | 0 |
| 29 เมษายน 2557 | 58 |
| 16 ธันวาคม 2557 | 296 |

ภาคผนวก ข

ผลการวิเคราะห์น้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรน

ตารางที่ ข-1 ค่า DOC และประสิทธิภาพการกำจัด DOC ด้วยกระบวนการเมมเบรนชนิด NF และ RO

| DOC | PACl 40 mg/L | | | PACl 40 mg/L + PAC 20 | | |
|-----|--------------|------------------|------------|-----------------------|------------|------------------|
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) | Percent Recovery | DOC (mg/L) | Percent Recovery |
| NF | 1.32 | 75 | 1.28 | 72 | 0.97 | 82 |
| RO | 1.18 | 78 | 0.85 | 82 | 0.82 | 84 |
| | | | | | 0.99 | 78 |
| | | | | | 0.91 | 80 |

ตารางที่ ข-2 ค่า UV-254 และประสิทธิภาพการกำจัด UV-254 ด้วยกระบวนการเมมเบรนชนิด NF และ RO

| UV-254 | PACl 40 mg/L | | | PACl 40 mg/L + PAC 20 | | |
|--------|---------------|------------------|---------------|-----------------------|---------------|------------------|
| | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 | ครั้งที่ 2 | ครั้งที่ 3 |
| | UV-254 (cm-1) | Percent Recovery | UV-254 (cm-1) | Percent Recovery | UV-254 (cm-1) | Percent Recovery |
| NF | 0.011 | 97 | 0.017 | 92 | 0.007 | 98 |
| RO | 0.008 | 98 | 0.005 | 98 | 0.006 | 98 |
| | | | | | 0.004 | 98 |
| | | | | | 0.004 | 98 |

ตารางที่ ข-3 ค่า DON และประสิทธิภาพการกำจัด DON ด้วยกระบวนการเมมเบรนชนิด NF และ RO

| Sample | PACl 40 mg/L | | | | | | PACl 40 mg/L + PAC 20 | | | | | |
|--------|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|-----------------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
| | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | | ครั้งที่ 2 | | ครั้งที่ 3 | |
| | DON (mg-N/L) | Percent Recovery | DON (mg-N/L) | Percent Recovery | DON (mg-N/L) | Percent Recovery | DON (mg-N/L) | Percent Recovery | DON (mg-N/L) | Percent Recovery | DON (mg-N/L) | Percent Recovery |
| NF | 0.30 | 50 | 0.13 | 28 | 0.11 | 82 | 0.26 | -44 | | | | |
| RO | 0.27 | 55 | 0.10 | 44 | 0.10 | 83 | 0.10 | 44 | | | | |

ตารางที่ ข-4 ค่าความเข้มข้นของเรซินที่ตำแหน่งต่างๆ ของน้ำที่ผ่านกระบวนการเมมเบรนชนิด NF และ RO

| sample | Int. of Sample | | | | | |
|--------------------------------|----------------|---------|------------|---------|------------------|---------|
| | Tyrosine | | Tryptophan | | Humic and fulvic | |
| | Ex/Em | 230/295 | Ex/Em | 285/345 | Ex/Em | 235/420 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 PACl 40 | | 0.6 | 2.7 | 2.2 | 0.6 | 0.4 |
| | NF | | | | | |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 PACl 40 | | 0.3 | 2.7 | 2.1 | 0.5 | 0.4 |
| | RO | | | | | |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 PACl 40 | | 0.5 | 1.2 | 1.0 | 1.0 | 0.6 |
| | NF | | | | | |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 PACl 40 | | 0.2 | 0.6 | 0.5 | 0.3 | 0.6 |
| | RO | | | | | |

ภาคผนวก ค

ผลการวิเคราะห์ สารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน และกระบวนการเมมเบรน

ตารางที่ ค-1 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง การโคแอกกูเลชัน (กรณีที่ใช้ 1 แบบรายตัว) และประสิทธิภาพของการแอกกูเลชัน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | DMA | 5 | 3.4 | 32 |
| | DEA | 6 | 4.9 | 18 |
| | DBA | 5 | 4.7 | 6 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | DMA | 5 | 3.4 | 32 |
| | DEA | 5.5 | 3.7 | 33 |
| | DBA | 4.7 | 4.3 | 9 |

ตารางที่ ค-2 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นของการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง การโคแอกกูเลชัน (กรณีที่ 2 แบบรวม 3 ตัว) และประสิทธิภาพของการแยกยูเรซิน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | DMA | 5.3 | 3.8 | 28 |
| | DEA | 5.8 | 5.0 | 13 |
| | DBA | 4.7 | 4.4 | 6 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | DMA | 5.7 | 3.2 | 44 |
| | DEA | 5.7 | 3.4 | 40 |
| | DBA | 4.6 | 4.2 | 9 |

ตารางที่ ค-3 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นของการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง การโคแอกกูเลชัน (กรณีที่ 3 อะนิลินตัวเดียว) และประสิทธิภาพของการแยกยูเรซิน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | Aniline | 6.0 | 4.3 | 28 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | aniline | 5.5 | 3.1 | 43 |

ตารางที่ ค-4 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง การโคแอกูเลชัน (กรณีนี้ที่ 4 มีอะติฟาทิกและอะนิตินตัว) และประสิทธิภาพของการแยก
 ภูเลชัน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | DMA | 5.2 | 4.1 | 21 |
| | DEA | 5.8 | 3.9 | 33 |
| | DBA | 5.9 | 4 | 42 |
| | aniline | 6 | 4 | 33 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | DMA | 5.6 | 2.8 | 50 |
| | DEA | 5.2 | 3.8 | 27 |
| | DBA | 5 | 3.8 | 24 |
| | aniline | 5.2 | 3.9 | 25 |

ตารางที่ ค-5 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง กระบวนการเมมเบรนชนิด NF และประสิทธิภาพของกระบวนการเมมเบรน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| DI water | DMA | 5.1 | 3.7 | 27 |
| | DEA | 5.8 | 1.2 | 79 |
| | DBA | 5.1 | 0.4 | 92 |
| | Aniline | 5 | 0.3 | 94 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | DMA | 5.7 | 3.6 | 37 |
| | DEA | 5.8 | 1.5 | 74 |
| | DBA | 5.3 | 0.46 | 91 |
| | Aniline | 5.1 | 1.4 | 72 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | DMA | 5.1 | 3.8 | 25 |
| | DEA | 5.1 | 1.1 | 78 |
| | DBA | 4.7 | 0.34 | 93 |
| | AN | 5 | 0.9 | 82 |

ตารางที่ ค-6 ค่าความเข้มข้นสารตั้งต้นการก่อตัวของ NDMA ก่อน-หลัง กระบวนการเมมเบรนชนิด RO และประสิทธิภาพของกระบวนการเมมเบรน

| Sample | Precursors | ก่อน (ug/L) | หลัง (ug/L) | % reduction |
|------------------------|------------|-------------|-------------|-------------|
| DI water | DMA | 4.9 | 3.6 | 27 |
| | DEA | 5 | 1 | 80 |
| | DBA | 5 | 0 | 100 |
| | Aniline | 5.5 | 0.4 | 93 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 2 | DMA | 5.1 | 3.5 | 31 |
| | DEA | 5.4 | 0.4 | 93 |
| | DBA | 5.2 | 0.3 | 94 |
| | Aniline | 5.2 | 0.8 | 85 |
| น้ำดิบประปา ครั้งที่ 3 | DMA | 5.8 | 3.8 | 34 |
| | DEA | 6 | 0.3 | 95 |
| | DBA | 5.2 | 0 | 100 |
| | AN | 5 | 0.6 | 88 |

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล นางสาวเตือนใจ พลายด้วง
 รหัสประจำตัวนักศึกษา 5510120001
 วุฒิการศึกษา

| | | |
|-----------------------------|--------------------------|---------------------|
| วุฒิ | ชื่อสถาบัน | ปีที่สำเร็จการศึกษา |
| วิทยาศาสตร์บัณฑิต (เคมี) | มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ | 2553 |

ทุนการศึกษา

- ทุนอุดหนุนการวิจัยเพื่อวิทยานิพนธ์ ประจำปีงบประมาณ 2556
- ทุนอุดหนุนการวิจัยประเภทโครงการมุ่งเป้า คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

Tuanjai Plaidoung and Charongpun Musikavong. 2016. Reduction of Dissolved Organic Nitrogen in Raw Water from the U-Tapao Canal by Enhanced Coagulation. Proceeding of 5th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management. The Twin Towers Hotel, Rong Muang, Bangkok, Thailand, May 11-13, 2016.