

บทที่ 2

หลักการและทฤษฎี

2.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ

สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter; NOM) เป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่อยู่ในแหล่งน้ำธรรมชาติ ซึ่งมีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำ โดยทั่วไปสามารถจัดแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติตามสถานะการละลายออกเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนที่เป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ (Dissolved Organic Matter; DOM) และส่วนของสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ (Particulate Organic Matter; POM) แต่เมื่อทำการแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติ โดยใช้กระดาษกรองที่มีขนาดความพรุนแตกต่างกัน เช่น น้อยกว่า 0.1 ไมครอน น้อยกว่า 0.45 ไมครอน และน้อยกว่า 1.0 ไมครอน จะสามารถแยกประเภทของสารอินทรีย์ธรรมชาติได้เพิ่มขึ้นในส่วนของสารอินทรีย์ประเภทคอลลอยด์ (Colloidal Organic Matter; COM) ซึ่งเป็นส่วนที่อยู่ระหว่างสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำและสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ

สารอินทรีย์ที่ละลายน้ำสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนได้แก่ ส่วนที่เป็นฮิวมิก (humic substance) และส่วนที่ไม่ใช่ฮิวมิก (non-humic substance) โดยส่วนที่เป็นฮิวมิกจะเป็นส่วนประกอบหลักประมาณ 50-65 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งมีลักษณะเป็นสารที่มีขี้ สีมืดขุ่นและเป็นกรดอินทรีย์ซึ่งได้มาจากการย่อยสลายของดินและพืชน้ำ ส่วนที่เป็นฮิวมิกเป็นสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic organic matter) ประกอบด้วยกรดฮิวมิก (humic acid) และกรดฟุลวิก (fulvic acid) ในส่วนที่ไม่ใช่ฮิวมิกซึ่งเป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic organic matter) ประกอบด้วย สารที่มีอะลิฟาติกคาร์บอน (Aliphatic carbon) เป็นองค์ประกอบกรดไฮดรอฟิลิก (hydrophilic acids) โปรตีน (proteins) กรดอะมิโน (amino acids) คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) และกรดคาร์บอกซิลิก (Carboxylic acids) (Amy, 1993; Thurman, 1985)

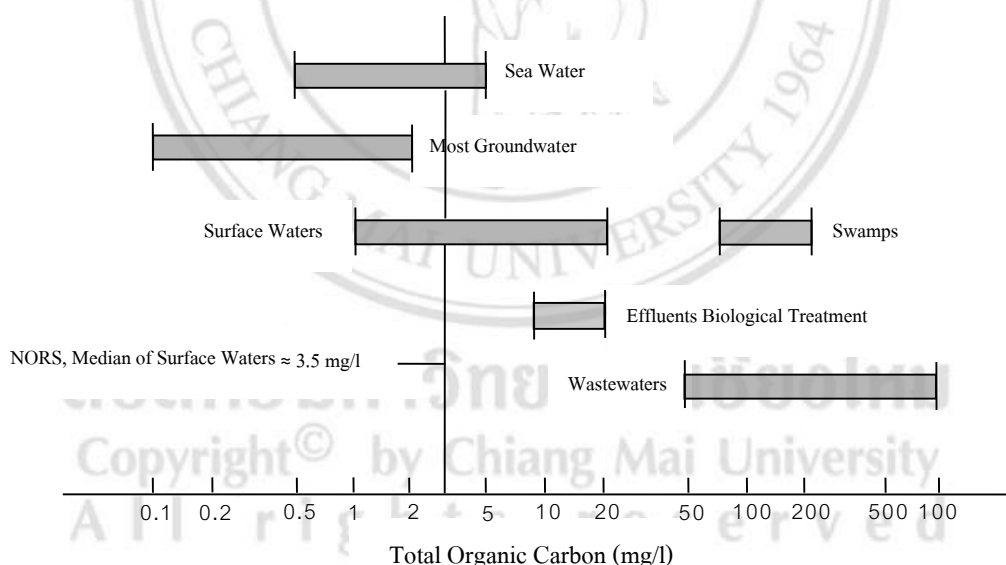
2.2 ลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

2.2.1 ดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ

ดัชนีตัวแทนถูกใช้ในการอธิบายคุณลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติ ซึ่งดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่นำมาใช้ในการพิจารณาประกอบด้วย คาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด คาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ ในโตรเจนอินทรีย์ละลายน้ำ ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะ ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์

1) คาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (Total Organic Carbon; TOC)

คาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดเป็นดัชนีตัวแทนเพื่อใช้วัดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ โดยประมาณความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดในแหล่งน้ำธรรมชาติมีช่วงที่กว้างมากซึ่งแสดงใน รูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ช่วงค่าต่างๆ ของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดในแหล่งน้ำธรรมชาติ

ที่มา : (Kavanaugh, 1978)

สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกาได้เสนอเปอร์เซ็นต์ของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดที่ถูกกำจัดออกสำหรับกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยเปอร์เซ็นต์ของการ

กำหนดขึ้นอยู่กับค่าความเข้มข้นของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด และค่าความเป็นด่างในน้ำดิบ ซึ่งแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 เปอร์เซ็นต์การลดค่าคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดโดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน

ค่า TOC ในแหล่งน้ำ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ค่าความเป็นด่างในแหล่งน้ำ (มิลลิกรัมต่อลิตร แคลเซียมคาร์บอเนต)		
	0 - 60	> 60 - 120	> 120
2.0 – 4.0	35.0%	25.0%	15.0%
4.0 – 8.0	45.0%	35.0%	25.0%
> 8.0	50.0%	35.0%	30.0%

ที่มา: (USEPA, 1999)

2) คาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved Organic Carbon; DOC)

คาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งเป็นส่วนหนึ่งของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมดสามารถแยกได้โดยการกรองผ่านกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน

3) ไนโตรเจนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved Organic Nitrogen; DON)

ไนโตรเจนอินทรีย์ละลายน้ำเป็นพารามิเตอร์ที่บ่งบอกปริมาณไนโตรเจนอินทรีย์ละลายที่มีอยู่ในน้ำ

4) ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (UV Absorbance at Wavelength 254 nm; UV-254)

การดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตถูกใช้เป็นดัชนีตัวแทนในการวัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ ซึ่งใช้ในการตรวจวัดคุณภาพน้ำจากกระบวนการบำบัดน้ำรวมถึงใช้ประเมินความสามารถในการลดปริมาณสารอินทรีย์ของกระบวนการโคแอกกูเลชัน โดยสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างจะดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตเป็นปริมาณที่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างนั้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำตัวอย่างมีค่าสูงขึ้นปริมาณการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเลตที่วัดได้จะมีค่าสูงขึ้นตาม น้ำตัวอย่างที่จะทำการวัดค่าแสงอัลตราไวโอเลตจะต้องนำมาผ่านกระดาษกรองก่อนเพื่อกำจัดอนุภาคแขวนลอยในน้ำ ซึ่งสารประกอบอินทรีย์ที่มีส่วนประกอบของสารประกอบอะโรมาติก

(aromatic compound) และโมเลกุลที่เป็นพันธะคู่จะดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตได้ดี ในขณะที่สารประกอบในกลุ่มของอะลิฟาติก (simple aliphatic acids) แอลกอฮอล์และน้ำตาลจะไม่ดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ต (Edzwald et al., 1985) กระบวนการวัดแสงอัลตราไวโอเล็ตจะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 253.7 นาโนเมตร (ประมาณ 254 นาโนเมตร) เนื่องจากสารอินทรีย์จะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีที่สุดและมีการรบกวนจากสารประกอบอื่นๆ น้อยที่สุด (Eaton, 1995)

5) ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะ (Specific Ultraviolet Absorption; SUVA) ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะเป็นดัชนีชี้วัดของสารอินทรีย์ประเภทฮิวมิกที่อยู่ในน้ำ ซึ่งสามารถคำนวณได้จากค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (ในหน่วย ต่อเซนติเมตร)หารด้วยค่าคาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (ในหน่วย มิลลิกรัมต่อลิตร) น้ำตัวอย่างที่มีค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะต่ำจะประกอบด้วย non-humic organic matter และไม่เหมาะสมที่จะใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์ ส่วนน้ำตัวอย่างที่มีค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะสูงโดยทั่วไปจะสามารถใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์ได้ดี (USEPA, 1999) ตารางที่ 2.2 เป็นตารางประเมินความเป็นไปได้ในการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์

ตารางที่ 2.2 ความเป็นไปได้ในการใช้กระบวนการโคแอกกูเลชันในการลดสารอินทรีย์

SUVA ($\ell/\text{mg}\cdot\text{m}$)	องค์ประกอบสารอินทรีย์	ผลกระทบ	ความสามารถในการลด DOC
< 2	Mostly Non-Humic, low hydrophobicity, low molecular weight	High UV absorbance	< 25 % for Alum, slightly greater for ferric chloride
2 – 4	Mixture of aquatic humic and other NOM, mixture of hydrophobic and hydrophilic NOM, mixture of molecular weights	Medium UV absorbance	25–50% for Alum, slightly greater for ferric chloride
> 4	Mostly aquatic humics, high hydrophobicity, high molecular weight	Low UV absorbance	> 50% for Alum, slightly greater for ferric chloride

ที่มา: (Edzwald J.K. and Tobiasson, 2011)

6) ค่าความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (Fluorescence excitation-emission matrices; FEEM)

FEEM ถูกใช้เป็นเทคนิคในการจำแนกประเภทและความแตกต่างระหว่างสารประกอบฮิวมิคชนิดต่างๆ ในธรรมชาติ (Chen et al., 2003) โดยเทคนิคนี้มักถูกใช้ในการจำแนกสารประกอบประเภทต่างๆ เช่น การแยกความแตกต่างของสารประกอบฮิวมิค (กรดฮิวมิค กรดฟุลวิก รวมถึงฮิวมิน) หรือส่วนประกอบอื่นๆ ของสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Hua et al., 2007) เทคนิค Excitation-Emission Matrices (EEM) ได้มาจากการสแกนทั้งความยาวคลื่นกระตุ้น (excitation wavelength) และความยาวคลื่นการคาย (emission wavelength) ในเวลาเดียวกันอย่างซ้ำๆ หลายครั้ง ข้อมูลของเทคนิค EEM จะอยู่ในรูปของ fluorescence contour plot ซึ่งได้มาจากการจุดที่ทำการตรวจวัดที่ความยาวคลื่นเท่ากันแล้วนำไปเชื่อมต่อกับแผนที่ทางภูมิประเทศ ซึ่งสามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการแยกความแตกต่างของตัวอย่างที่มีส่วนประกอบมากมายที่มาจากที่เดียวกัน แต่ไม่สามารถระบุได้โดยตรงกับส่วนประกอบของตัวอย่างที่มาจากหลายๆ ที่ (Hertz and McGown, 1992) นอกจากนี้ FEEM peak intensity สามารถตรวจวัดคุณลักษณะของสารอินทรีย์ละลายได้ทั้งในน้ำและดิน และยังสามารถติดตามการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำธรรมชาติได้ (Marhaba, 2000; Marhaba and Pu, 2000; Marhaba et al., 2003)

2.2.2 กระบวนการแยกชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำ

กระบวนการแยกสารอินทรีย์ในน้ำ (fractionation) มีความสำคัญมากขึ้น เนื่องจากสามารถกำหนดการเข้าทำปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์ธรรมชาติกับสารเคมีที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรคซึ่งก่อให้เกิดผลผลิตพลอยได้ที่เกิดจากสารฆ่าเชื้อและทำให้เข้าใจลักษณะทางเคมีของสารอินทรีย์ละลายน้ำ ซึ่งสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการออกแบบระบบบำบัดที่เหมาะสมเพื่อใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำ โดยกระบวนการแยกสารอินทรีย์ละลายน้ำด้วยเรซินเป็นเทคนิคที่ใช้แยกชนิดของสารอินทรีย์ในน้ำธรรมชาติตามลักษณะการชอบน้ำ โดยสามารถจำแนกออกเป็น 2 แบบ คือ แบบไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic; HPO) และแบบชอบน้ำ (Hydrophilic; HPI) โดยแบบไม่ชอบน้ำจะมีโครงสร้างเป็นแบบอะโรมาติกมากกว่าแบบชอบน้ำ (Marhaba and Pu, 2000) จากการศึกษาได้แบ่งลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์ที่ผ่านกระบวนการแยก ดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 การแบ่งลักษณะกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแยก

ชนิดของสาร		กลุ่มทางเคมี
Hydrophobic	Acids - strong	Humic acid, fulvic acid and high MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids, aromatic acids
	-Weak	Phenols, tannins, intermediate MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids, aromatic acids
	Bases	Proteins, aromatic amines, high MW alkyl amines
	Neutrals	Hydrocarbon, aldehydes, high MW methyl ketones and alkyl alcohols, ethers, furan, pyrrole
Hydrophilic	Acids	Hydroxy acids, sugar, sulfonics, low MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids
	Bases	Amino acids, purines, pyrimidines, low MW alkyl amine
	Neutrals	Polysaccharide; low MW alkyl alcohols, aldehydes and ketones

จากศึกษาพบว่า งานวิจัยส่วนใหญ่นิยมใช้เรซิน XAD (XAD-2 XAD-4 และ XAD-8) และ DAX (DAX-2 DAX-4 และ DAX-8) สำหรับแยกสารอินทรีย์กลุ่มชอบน้ำและไม่ชอบน้ำ ส่วนงานวิจัยในประเทศไทยโดยส่วนมากแล้วนิยมใช้เรซินชนิด DAX-8 เนื่องจากเป็นเรซินชนิดที่มีแรงยึดเหนี่ยวระหว่างไฮโดรคาร์บอนสูง มีความสามารถในการแลกเปลี่ยนไอออนสูง และมีความชื้นน้อยกว่า 1 เปอร์เซ็นต์ โดยน้ำหนัก (w/w) ทำให้สามารถนำมาใช้งานได้ง่ายและสามารถแยกสารอินทรีย์ออกจากน้ำได้ดี (Peuravuori et al., 2002)

2.3 ผลกระทบของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ

2.3.1 ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ

ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ (Disinfection by-products; DBPs) เกิดขึ้นในช่วงระหว่างการทำปฏิกิริยาของสารเคมีที่ใช้ในการฆ่าเชื้อโรค เช่น คลอรีน กับสารอินทรีย์ธรรมชาติที่อยู่ในน้ำ ผลิตผลพลอยได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อตรวจพบครั้งแรกในปีค.ศ. 1974 จากการนำน้ำตัวอย่างที่ถูกเติมคลอรีนมาตรวจสอบพบว่า มีสารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes; THMs) อยู่ในน้ำ ซึ่งในกระบวนการผลิตน้ำประปานั้นจะมีการเติมคลอรีนเพื่อใช้ฆ่าเชื้อโรคและเมื่อคลอรีน

เหลือจากกระบวนการฆ่าเชื้อ คลอรีนกลุ่มนี้ก็จะเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ธรรมชาติก่อให้เกิดเป็นไตรฮาโลมีเทน (Rook, 1974) ต่อมาในปีค.ศ. 1975 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกา (United States Environmental Protection Agency; USEPA) ได้นำน้ำตัวอย่างจาก 80 เมืองในประเทศสหรัฐอเมริกามาตรวจสอบ พบว่ามีสารไตรฮาโลมีเทน (Symons et al., 1975) ในปีค.ศ. 1976 สถาบันมะเร็งแห่งชาติ (National Cancer Institute) พบว่า คลอโรฟอร์มที่พบในน้ำประปาเป็นสารก่อมะเร็งและในปี 1979 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกาได้ออกกฎเพื่อควบคุมปริมาณไตรฮาโลมีเทนในน้ำดื่มให้มีค่าสูงสุดได้ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในเวลาต่อมาเมื่อการวิเคราะห์หาผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อ ถูกพัฒนาขึ้น ได้พบว่า ผลิตภัณฑ์ที่ได้ที่เกิดจากการใช้สารฆ่าเชื้อเช่น ไตรฮาโลมีเทน กรดฮาโลอะซีติก คลอไรท์และโบรเมท มีค่าอยู่ในระดับที่มีผลกระทบต่อร่างกายมนุษย์ ดังนั้นในปีค.ศ. 1998 สำนักงานพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งประเทศสหรัฐอเมริกาจึงกำหนดค่ามาตรฐานการปนเปื้อนสูงสุด (Maximum contaminant level; MCL) ขึ้นใหม่ โดยในระยะแรกกำหนดค่าไตรฮาโลมีเทนไว้ที่ 80 ไมโครกรัมต่อลิตร และระยะที่ 2 ได้ปรับลดลงเหลือ 40 ไมโครกรัมต่อลิตร (USEPA, 1998)

1) ไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes; THMs)

ไตรฮาโลมีเทนเป็นสารประกอบออร์แกโนฮาโลเจน (Organohalogen) ซึ่งมีชื่อเรียกเป็นส่วนหนึ่งของมีเทน โดยสูตรโครงสร้างทั่วไป คือ CHX_3 เมื่อ X คือ อะตอมของธาตุกลุ่มฮาโลเจน จากสูตรโครงสร้างจะมีไฮโดรเจนอยู่ 1 อะตอม และที่เหลืออีก 3 อะตอมจะเป็นอะตอมของธาตุกลุ่มฮาโลเจน เช่น ฟลูออรีน คลอรีน โบรไมด์ ไอโอดีน เป็นต้น สารประกอบไตรฮาโลมีเทนทั้ง 4 ชนิด ประกอบไปด้วย คลอโรฟอร์ม (Chloroform; CF), โบรโมไดคลอโรมีเทน (Bromodichloromethane; BDCM), ไดโบรโมคลอโรมีเทน (Dibromochloromethane; DBCM) และโบรโมฟอร์ม (Bromoform; BF) โดยชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารประกอบไตรฮาโลมีเทนจะแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารประกอบไตรฮาโลมีเทน

ชื่อ	สูตรโมเลกุล	โครงสร้าง
Chloroform (CF) หรือ Trichloromethane	CHCl_3	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$
Bromodichloromethane (BDCM)	CHBrCl_2	$\begin{array}{c} \text{Cl} \\ \\ \text{Br}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Cl} \end{array}$
Dibromochloromethane (DBCM)	CHBr_2Cl	$\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Cl}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Br} \end{array}$
Bromoform (BF) หรือ Tribromomethane	CHBr_3	$\begin{array}{c} \text{Br} \\ \\ \text{Br}-\text{C}-\text{H} \\ \\ \text{Br} \end{array}$

ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน สามารถแสดงได้ดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน

ปัจจัย	ผลต่อการเกิดสารไตรฮาโลมีเทน
1. ปริมาณของอินทรีย์ในน้ำ	ปริมาณไตรฮาโลมีเทนที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามปริมาณสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ
2. ปริมาณคลอรีน	การทำปฏิกิริยาของคลอรีนกับสารฆ่าเชื้อจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณคลอรีนเพิ่มขึ้น
3. อุณหภูมิของน้ำ	เมื่ออุณหภูมิของน้ำสูงทำให้ปฏิกิริยาการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น
4. พีเอชของน้ำ	หากน้ำมีค่าพีเอชสูงจะทำให้ปฏิกิริยาการเกิดสารไตรฮาโลมีเทนเร็วขึ้น และพีเอชยังเกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนหมู่ฟังก์ชันของสารอินทรีย์ในน้ำ
5. ระยะเวลาเวลาในการสัมผัสคลอรีน	ปริมาณของสารไตรฮาโลมีเทนขึ้นอยู่กับระยะเวลาในการสัมผัสคลอรีนในกระบวนการฆ่าเชื้อโรค

ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทนในหนูทดลองซึ่งเป็นสัตว์ที่มีรูปแบบเมตาบอลิซึม (metabolism pattern) คล้ายกับมนุษย์พบว่า มีค่า LD₅₀ (lethal dose 50%) ดังในตารางที่ 2.6 ซึ่งค่า LD₅₀ เป็นค่าปริมาณของสารเคมีที่ให้กับสัตว์ทดลองทั้งหมดเพียงครั้งเดียว แล้วทำให้กลุ่มของสัตว์ทดลองร้อยละ 50 (ครึ่งหนึ่ง) ตายลง และข้อมูลผลกระทบต่อสุขภาพของสารไตรฮาโลมีเทน

ตารางที่ 2.6 ความเป็นพิษของสารไตรฮาโลมีเทน

	LD ₅₀ (มก./กก.)	ผลกระทบต่อสุขภาพ
คลอโรฟอร์ม	908	- ถ้าสัมผัสไอระเหยของสารนี้เป็นระยะเวลานาน หรือสัมผัสถูกสารเคมีบ่อยๆอาจจะทำให้ระบบประสาทส่วนกลาง หัวใจ ตับ และไต ถูกทำลายได้ - ผลกระทบจากการสัมผัสกับของเหลวจะทำให้ไขมันถูกทำลายลง อาจจะทำให้ผิวหนังมีการระคายเคืองเรื้อรัง ทำให้ผิวหนังแห้ง และเกิดผิวหนังอักเสบได้ สารคลอโรฟอร์มนี้ถูกสงสัยว่าจะเป็นสารก่อมะเร็งต่อมนุษย์
โบรโมไดคลอโรมีเทน	916	- มีผลต่อการเกิดเนื้องอกและมะเร็งในตับและไต
ไดโบรโมคลอโรมีเทน	848	- มีผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง มีผลต่อการเกิดเนื้องอกในลำไส้ ตับและไต
โบรโมฟอร์ม	1,147	- สัมผัสถูกผิวหนังเรื้อรัง เป็นเวลานาน หรือซ้ำ ๆ กัน จะทำให้เกิดอาการผิวหนังอักเสบ ทำลายตับ และประสาท ไต ปอด - สารนี้ถูกจัดเป็นสารก่อมะเร็งประเภท B2 ตามบัญชีรายชื่อของ EPA/IRIS และเป็นสารก่อมะเร็งประเภท 3 ตามบัญชีรายชื่อของ IARC

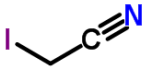
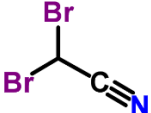
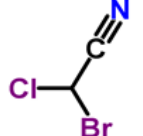
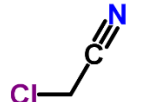
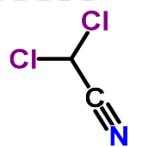
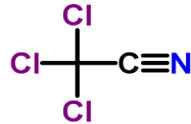
ที่มา (Pohanish, 2012)

2) ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (Haloacetonitriles; HANs)

ฮาโลอะซิโตไนไตรล์เป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอนและไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ โดยมีสูตรโครงสร้างทั่วไป คือ CNCH₂Y_n โดยตำแหน่งของ Y อาจแทนที่ด้วยธาตุหมู่ 7

เช่น ไอโอดีน คลอรีน โบรมีน หรือทั้งคลอรีนและโบรมีนรวมกัน สารประกอบฮาโลอะซิโตไนไตรล์ทั้ง 7 ตัว ได้แก่ ไอโอโนอะซิโตไนไตรล์ (Iodoacetonitrile; IAN) โบรโมอะซิโตไนไตรล์ (Bromoacetonitrile; BAN) ไดโบรโมอะซิโตไนไตรล์ (Dibromoacetonitrile; DBAN) โบรโมคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Bromochloroacetonitrile; BCAN) โมโนคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Monochloroacetonitrile, CAN) ไดคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Dichloroacetonitrile, DCAN) และไตรคลอโรอะซิโตไนไตรล์ (Trichloroacetonitrile, TCAN) โดยชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์แสดงในตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ชื่อ สูตรโมเลกุลและโครงสร้างของสาร ฮาโลอะซิโตไนไตรล์

ชื่อ	สูตรโมเลกุล	โครงสร้าง
Iodoacetonitrile (IAN)	ICH_2CN	
Dibromoacetonitrile (DBAN)	Br_2CHCN	
Bromochloroacetonitrile (BCAN)	BrClCHCN	
Monochloroacetonitrile (CAN)	ClCH_2CN	
Dichloroacetonitrile (DCAN)	Cl_2CHCN	
Trichloroacetonitrile (TCAN)	Cl_3CCN	

ความเป็นพิษของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ในหนูทดลองซึ่งเป็นสัตว์ที่มีรูปแบบเมตาโบลิซึม (metabolism pattern) คล้ายกับมนุษย์พบว่า มีค่า LD_{50} (lethal dose 50%) ดังใน

ตารางที่ 2.8 ซึ่งค่า LD₅₀ เป็นค่าปริมาณของสารเคมีที่ให้กับสัตว์ทดลองทั้งหมดเพียงครั้งเดียว แล้วทำให้กลุ่มของสัตว์ทดลองร้อยละ 50 (ครึ่งหนึ่ง) ตายลง

ตารางที่ 2.8 ปริมาณ LD₅₀ ของสารฮาโลอะซิโตไนไตรล์ในหนู

Compound	Species	LD ₅₀ (mg/kg BW)	Route/vehicle
CAN	Mice	136	Oral
DBAN	Rats (M)	245	Oral/CO
	Rats (F)	361	Oral/CO
	Mice (M)	289	Oral/CO
	Mice (F)	303	Oral/CO
DCAN	Rats (M)	339	Oral/CO
	Rats (F)	330	Oral/CO
	Mice (M)	270	Oral/CO
	Mice (F)	279	Oral/CO
BAN	Rats (M)	26	Oral/DMSO
DBAN	Rats (M)	99	Oral/DMSO
DCAN	Rats (M)	202	Oral/DMSO
CAN	Rats (M)	153	Oral/DMSO

haloacetonitriles; HANs, body weight; BW, Male; M, Corn oil; CO, Female; F, Dimethyl sulfoxide; DMSO

ที่มา (Lipscomb et al., 2009)

จากการศึกษาพบว่า DCAN, BCAN, CAN และ TCAN สามารถทำให้เกิดการกลายพันธุ์ในเชื้อ *Salmonella typhimurium* (Bull et al., 1985; Muller-Pillet et al., 2000) นอกจากนี้ HANs ยังสามารถทำให้เกิดการเปลี่ยนของโครงสร้างเซลล์รังไข่ในหนูแฮมสเตอร์จีน (Bull et al., 1985) เมื่อจัดลำดับความเป็นพิษซึ่งออกฤทธิ์โดยตรงของ HANs แล้วจะเรียงได้ดังนี้ DBAN > BCAN > TCAN > DCAN > CAN ซึ่งเมื่อมีการเปลี่ยนสารทำปฏิกิริยากจากคลอรีนเป็นโบรมีนความเป็นพิษก็จะยิ่งเพิ่มขึ้น (Daniel et al., 1986; Lin et al., 1986)

3) ค่ามาตรฐานที่เกี่ยวข้อง

เนื่องจากความเป็นพิษของ DBPs จึงมีการกำหนดมาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด (Maximum contaminant level, MCLs) เพื่อเป็นการลดผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ มาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุดของ DBPs ในน้ำประปา ดังตารางที่ 2.9

ตารางที่ 2.9 มาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด ของ DBPs ในน้ำประปา

หน่วยงาน/ประเทศ	กลุ่มสาร	Maximum contaminant levels (MCLs, µg/L)
WHO*	Total THMs	100
US-EPA**	Total THMs	80
	HAAs	60
European Union (EU)	Total THMs	10
	CHCl ₃	200
Thailand***	CHCl ₂ Br	60
	CHClBr ₂	100
	CHBr ₃	100
	CHCl ₃	60
	CHCl ₂ Br	30
Japan	CHClBr ₂	10
	CHBr ₃	90
Italy	THMs	30
Germany	THMs	50
Spain	THMs	100
Austria	THMs	30
Belgium	THMs	30

หมายเหตุ * อยู่ในช่วงการกำหนดมาตรฐานสำหรับ THMs แต่ละชนิด

** ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

*** กำหนดค่ามาตรฐานตามคำแนะนำขององค์การอนามัยโลก (WHO) ปี 2536

2.3.2 ผลกระทบต่อคุณภาพน้ำ

สารอินทรีย์ธรรมชาติมีผลกระทบโดยตรงต่อสี รสชาติและกลิ่นที่ไม่พึงประสงค์ของแหล่งน้ำธรรมชาติ การควบคุมรสชาติและกลิ่นเป็นสิ่งสำคัญในแหล่งน้ำดื่มทั่วโลก แม้ว่าปัญหาเรื่องสี รสและกลิ่นจะไม่ได้เป็นปัญหาที่เกี่ยวข้องกับด้านสุขภาพโดยตรงเมื่อเทียบกับปัญหาทางด้านจุลชีววิทยาและการปนเปื้อนสารมลพิษ เช่น โลหะหนัก แต่ผู้บริโภคก็มีปฏิกิริยาไวต่อการเปลี่ยนแปลงในคุณภาพทางประสาทสัมผัสในการดื่มน้ำ (Peter, 2008)

2.3.3 ผลกระทบต่อการบำบัดและการจัดจำหน่าย

สารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นตัวการที่ช่วยในการส่งเสริมการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เนื่องจากสารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นแหล่งอาหารของจุลินทรีย์ในน้ำและการสะสมของสารอินทรีย์ธรรมชาติในการจัดจำหน่ายยังทำให้เกิดการเพิ่มขึ้นของความขุ่นในคอนแทค (Olivieri V.P., 1984) นอกจากนี้สารอินทรีย์ธรรมชาติยังเป็นตัวการสำคัญในการรบกวนการทำงานของกระบวนการบำบัดหลายประเภท อาทิเช่น ปริมาณมากของสารอินทรีย์ธรรมชาติอาจนำไปสู่ความต้องการที่ตกตะกอนสูง (Liu et al., 2002) การอุดตันอย่างรวดเร็วของตัวกรองไบโอฟิล์มบนตัวกลาง (J. Haarhoff and Staden, 2006) การอึดตัวอย่างรวดเร็วของถ่านกัมมันต์ซึ่งเป็นการเพิ่มความถี่ในการฟื้นฟู ความต้องการสารฆ่าเชื้อในปริมาณสูง และการเสื่อมสลายอย่างรวดเร็วของโอโซน นอกจากนี้ยังเป็นตัวการที่สำคัญที่ทำให้เกิดการอุดตันของเมมเบรน (Lee et al., 2004)

2.3.4 ผลกระทบด้านสิ่งแวดล้อม

สารอินทรีย์ธรรมชาติเป็นแหล่งของสารอาหารสำหรับแบคทีเรียซึ่งเป็นสาเหตุให้เกิดโรคต่อมนุษย์และส่งผลในด้านลบต่อระบบน้ำดื่ม โดยสารอินทรีย์ธรรมชาติจะทำให้แบคทีเรียในน้ำดื่มเจริญเติบโตอีกครั้งหลังจากผ่านกระบวนการฆ่าเชื้อ ซึ่งแบคทีเรียนี้เองจะเป็นตัวสร้างไบโอฟิล์มซึ่งมีผลให้สีและความขุ่นของน้ำเพิ่มขึ้น (Musikavong and Wattanachira, 2007)

2.4 การกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติออกจากน้ำ

ลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติมีความเฉพาะเจาะจงในแต่ละแหล่งน้ำ ซึ่งก็มีสาเหตุมาจากความแตกต่างทางภูมิศาสตร์และฤดูกาล เมื่อสารอินทรีย์ธรรมชาติมีลักษณะที่แตกต่างกันวิธีการกำจัดก็จะแตกต่างกันไป ซึ่งการเลือกกระบวนการบำบัดน้ำนี้เองจะพิจารณาจากชนิดของน้ำดิบ ค่าใช้จ่าย

ของวิธีการบำบัด ความแปรปรวนและความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติ (เกศแก้ว ปานสมุทร, 2554)

2.4.1 กระบวนการโคแอกกูเลชัน

กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) คือ กระบวนการสร้างและรวมตะกอน ซึ่งเป็นกระบวนการที่ทำให้คอลลอยด์หรือสารแขวนลอยในน้ำรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนตะกอนขนาดใหญ่ ทั้งนี้เนื่องจากสารแขวนลอยนั้นมีประจุเป็นลบจึงเกิดการผลักกันไม่สามารถรวมตัวกันเป็นตะกอนขนาดใหญ่ได้ ดังนั้นจึงต้องมีการสะเทินประจุที่ผิวของสารแขวนลอยทำให้แรงผลักระหว่างอนุภาคลดลงและรวมตัวกันเป็นตะกอนใหญ่ขึ้น เมื่อกลุ่มตะกอนมีขนาดใหญ่ขึ้นน้ำหนักก็มากขึ้นทำให้สามารถจมตัวลงสู่ก้นถังได้เร็วมากขึ้น

2.4.2 กระบวนการเติมโอโซน

กระบวนการออกซิเดชันเป็นกระบวนการที่นิยมใช้ในการบำบัดสารอินทรีย์ธรรมชาติละลายน้ำได้ ซึ่งโดยพบทั่วไปในรูปของกระบวนการเติมโอโซน (Ozonation) ซึ่งถือเป็นกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูง (Advance Oxidation Process) เพราะสามารถกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติได้มากกว่าประมาณ 60 เปอร์เซ็นต์ (Siddiqui et al., 1997) โอโซนที่ใช้บำบัดนั้นได้มาจากการใช้สนามไฟฟ้าแรงสูงหรือจากรังสีอัลตราไวโอเลตผ่านไปยังออกซิเจนโมเลกุล (O_2) จนแตกตัวเป็นออกซิเจนอะตอม (O) จากนั้นออกซิเจนอะตอมที่ได้ก็จะไปรวมตัวกับออกซิเจนโมเลกุลตัวอื่นในบริเวณใกล้เคียงเกิดเป็นโอโซน (O_3) และออกซิไดซ์โมเลกุลของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ละลายอยู่ในน้ำ อย่างไรก็ตามกระบวนการออกซิเดชันโดยการเติมโอโซนนั้นก็สามารถทำให้เกิดสารตกค้างจากการฆ่าเชื้อโรคซึ่งเป็นสารก่อมะเร็งได้เช่นกัน

2.4.3 กระบวนการดูดซับ

กระบวนการดูดซับ (Adsorptive techniques) เป็นกระบวนการที่นำมาใช้ในการบำบัดกลิ่นและสีอันเกิดจากสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ละลายน้ำ โดยมักจะนิยมใช้ถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon) เป็นสารดูดซับ เนื่องจากมีความสามารถในการดูดซับสูง มีรูพรุนขนาดเล็กจำนวนมากและมีราคาถูก วัสดุดิบที่นำมาใช้ในการผลิตถ่านกัมมันต์ก็หาได้ง่าย ในการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์นั้นโมเลกุลของสารอินทรีย์ธรรมชาติจะถูกกำจัดออกจากน้ำโดยไปเกาะติดอยู่บนผิวถ่านกัมมันต์ ซึ่งส่วนใหญ่จะเกาะจับอยู่กับผิวภายในโพรงของถ่านกัมมันต์ ทั้งนี้เมื่อถ่านกัมมันต์ถูกใช้งานเป็นเวลานาน

พอรุนของถ่านจะถูกอุดตันด้วยโมเลกุลของสารอินทรีย์ธรรมชาติ ทำให้หมดประสิทธิภาพในการดูดซับ ดังนั้นจึงต้องมีการฟื้นฟูสภาพของถ่านกัมมันต์

2.4.4 กระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรน (Membrane filtration) นั้นถือเป็นการกรองโดยใช้เทคโนโลยีเมมเบรนที่อาศัยแรงดันเพื่อจะให้น้ำไหลผ่านตัวเมมเบรนและเกิดการแยกระหว่างน้ำกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ ระบบเมมเบรนที่นิยมใช้ ได้แก่ ระบบไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration; MF) ระบบอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration; UF) ระบบนาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration; NF) และระบบออสโมซิสผันกลับหรืออาร์โอ (Reverse Osmosis; RO) ซึ่งความแตกต่างของกระบวนการเหล่านี้จะอยู่ที่ความสามารถในการแยกสารแขวนลอยที่มีขนาดต่างๆ และแรงดันที่ทำให้เกิดการแยกสารอินทรีย์ธรรมชาติและน้ำออกจากกัน กระบวนการเมมเบรนเป็นระบบที่ใช้มากในปัจจุบันเนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ธรรมชาติที่ไม่ละลายน้ำ ซึ่งพบว่าสามารถบำบัดได้ถึง 80 เปอร์เซ็นต์ (Sentana et al., 2009) และยังเหมาะสมสำหรับแหล่งน้ำที่มีสารอินทรีย์ธรรมชาติในปริมาณสูงอีกด้วย อย่างไรก็ตามกระบวนการนี้จำเป็นต้องมีอย่างหนึ่งที่จะต้องมีการบำบัดน้ำในขั้นต้น (Pretreatment) เพื่อลดการอุดตันบนผิวของเมมเบรนและเพื่อยืดอายุการใช้งาน รวมทั้งช่วยลดต้นทุนของการเปลี่ยนตัวเมมเบรนเนื่องจากผลของการอุดตันบนตัวเมมเบรน

2.4.5 กระบวนการโฟโตคะตะไลติก

กระบวนการโฟโตคะตะไลติก (Photocatalytic Process) ถือเป็นกระบวนการออกซิเดชันโดยใช้ตัวเร่งปฏิกิริยาตัวแสง (Photo catalyst) ประกอบด้วยกันสองขั้นตอน คือ การดูดติด (Adsorption) และการฉายแสง (Irradiation) ซึ่งมีองค์ประกอบพื้นฐานที่สำคัญอยู่สองอย่าง ได้แก่ พลังงานแสงและตัวเร่งปฏิกิริยาตัวแสงเพื่อเพิ่มอัตราเร็วของปฏิกิริยา สามารถบำบัดสารอินทรีย์ธรรมชาติได้อย่างมีประสิทธิภาพมากโดยการดูดติดโมเลกุลของสารอินทรีย์ธรรมชาติไว้บนผิวของตัวเร่งปฏิกิริยาตัวแสงและเกิดการออกซิไดส์จนได้ผลิตภัณฑ์ตัวสุดท้ายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

2.5 กระบวนการดูดซับ

การดูดซับ (adsorption) เป็นปรากฏการณ์ของการสะสมสารประกอบชนิดหนึ่งเป็นอย่างน้อย ณ บริเวณผิวร่วม (interface) ระหว่างเฟส (phase) เช่น ผิวร่วมระหว่างเฟสของก๊าซกับของเหลว ผิวร่วมระหว่างเฟสของเหลวกับของเหลวที่แยกชั้น ผิวร่วมระหว่างเฟสก๊าซกับของแข็ง และผิวร่วม

ระหว่างเฟสของเหลวกับของแข็ง เป็นต้น ของแข็งมีพื้นที่ผิวจำเพาะคงตัว ผิวร่วมระหว่างเฟสของระบบที่มีของแข็งจึงสามารถกำหนดได้อย่างชัดเจน ดังนั้นระบบดูดซับทั่วไปจึงมักมีของแข็งเป็นส่วนประกอบ การดูดซับที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายจึงหมายถึง ปรากฏการณ์ของการสะสมสารประกอบชนิดหนึ่งหรือสารประกอบหลายชนิดไว้บนผิวของแข็ง โดยไม่มีการเปลี่ยนโครงสร้างของแข็งนั้น ระบบของแข็งที่เก็บสะสมสารประกอบอื่นๆ ไว้บนผิว เรียกว่า ตัวดูดซับ (adsorbent) ส่วนสารประกอบต่างๆ ที่สะสมบนผิวของตัวดูดซับ เรียกว่า ตัวถูกดูดซับ (adsorbate) (เดชา, 2552)

2.5.1 กลไกการดูดซับ

ปรากฏการณ์ดูดซับขึ้นอยู่กับลักษณะ โครงสร้างของตัวดูดซับ สมบัติทางเคมีที่ผิวของตัวดูดซับและสารที่เป็นตัวถูกดูดซับ โดยกลไกการดูดซับมี 2 ประเภท ดังนี้

1) การดูดซับทางกายภาพ เป็นการดูดซับที่เกิดขึ้นจากแรงยึดเหนี่ยวระหว่างโมเลกุลของตัวดูดซับกับตัวถูกดูดซับโดยแรงยึดเหนี่ยวแบบแวนเดอร์วาลส์ ดังนั้นจึงเป็นการยึดเหนี่ยวที่ไม่แข็งแรงและไม่มีพันธะเคมีเกิดขึ้น ปรากฏการณ์นี้เกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิปกติให้ความร้อนออกมาเล็กน้อย แต่มากกว่าความร้อนของการควบแน่น สามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วในทันทีที่โมเลกุลเดินทางมาถึงผิวหน้า แต่กรณีที่ตัวดูดซับมีความพรุนสูง อัตราการดูดซับจะช้าลงเพราะถูกจำกัดด้วยอัตราเร็วของการแพร่ภายในรูพรุน การดูดซับทางกายภาพเกิดขึ้นได้บนพื้นผิวทั้งหมดของตัวดูดซับ ทำให้ปริมาณการดูดซับสูงมากต่อหนึ่งหน่วยน้ำหนักของตัวดูดซับ การดูดซับอาจเกิดขึ้นได้มากกว่าหนึ่งชั้นของโมเลกุลที่ถูกดูดซับ การลดความดันหรือเพิ่มอุณหภูมิของระบบจะทำให้ความสามารถในการดูดซับลดลงและทำให้ตัวถูกดูดซับเคลื่อนที่ออกจากตัวดูดซับ ปรากฏการณ์ช่วงนี้เรียกว่า desorption ซึ่งเป็นวิธีการนำตัวดูดซับกลับมาใช้ใหม่อีกครั้ง

2) การดูดซับทางเคมี เกิดขึ้นได้ดีที่อุณหภูมิสูงซึ่งจะแตกต่างกับการดูดซับทางกายภาพ โดยจะเกิดปฏิกิริยาเคมีระหว่างตัวดูดซับกับตัวสารที่ถูกดูดซับ เกิดเป็นสารประกอบระหว่างตัวถูกดูดซับกับตัวดูดซับที่ผิวของตัวดูดซับทำให้ปริมาณของตัวดูดซับลดลง จะให้ความร้อนออกมาสูงมาก เพราะการเกิดปฏิกิริยาเคมีไม่ขึ้นกับความดันมากนัก และดูดซับตัวถูกดูดซับไว้ได้ในปริมาณน้อย ต่อหนึ่งหน่วยน้ำหนักของตัวดูดซับ เนื่องจากการดูดซับโดยเกิดปฏิกิริยาทางเคมีบนพื้นผิวนั้นเกิดได้บนพื้นที่ผิวบางแห่งเท่านั้น แต่การดูดซับทางกายภาพเกิดขึ้นได้บนพื้นผิวทั้งหมด และการดูดซับแบบนี้จะไม่สามารถเกิด desorption ได้เพราะองค์ประกอบที่ถูกดูดซับมีการเปลี่ยนแปลงสมบัติทางเคมี และปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นแบบผันกลับไม่ได้ ปรากฏการณ์นี้จะขึ้นกับสารถูกดูดซับและ

สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสม ซึ่งพบว่าสารบางชนิดที่อุณหภูมิปกติไม่เกิดการดูดซับทางเคมี แต่เมื่อเพิ่มอุณหภูมิก็สามารถเกิดการดูดซับทางเคมีได้

2.5.2 ขั้นตอนการดูดซับ

ขั้นตอนในการดูดซับหรือการเคลื่อนที่ของตัวถูกดูดซับไปยังตัวดูดซับสามารถแบ่งได้เป็น 4 ขั้นตอนดังต่อไปนี้ (ปัญญพหลกุล, 2557)

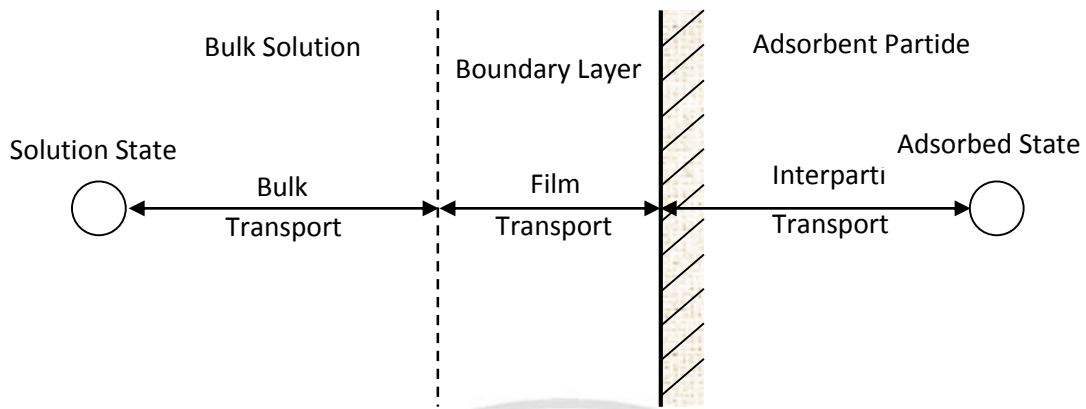
ขั้นตอนที่ 1 การขนส่งทั้งก้อน (bulk transfer) จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วโดยโมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะเคลื่อนที่ไปยังบริเวณฟิล์มหรือโมเลกุลที่ล้อมรอบตัวดูดซับ

ขั้นตอนที่ 2 การขนส่งชั้นฟิล์ม (film transport) โมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะแทรกตัวผ่านชั้นฟิล์มหรือโมเลกุลที่ล้อมรอบตัวดูดซับโดยกระบวนการนี้สามารถเรียกได้ว่าเป็นกระบวนการแพร่ผ่านฟิล์ม (film diffusion) ซึ่งเป็นหนึ่งในขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับ

ขั้นตอนที่ 3 การขนส่งภายในอนุภาค (Interparticle transport) โมเลกุลของตัวถูกละลายจะเคลื่อนที่เข้าสู่รูพรุนของตัวดูดซับโดยกระบวนการนี้สามารถเรียกได้ว่าเป็นกระบวนการแพร่เข้าสู่โพรงหรือรูพรุน (pore diffusion) ซึ่งเป็นหนึ่งในขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับเช่นเดียวกัน

ขั้นตอนที่ 4 การดูดซับ (adsorption) ขั้นตอนสุดท้ายของกระบวนการดูดซับซึ่งโมเลกุลของสารต่างๆจะถูกดูดซับบนตัวดูดซับโดยจะมีปฏิสัมพันธ์ระหว่างหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวและโครงสร้างโมเลกุลของตัวถูกดูดซับ

โดยขั้นตอนในการดูดซับขั้นต้นนี้สามารถแสดงได้ดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการดูดซับ
ที่มา: (มันลิน, 2542)

2.5.3 ไอโซเทอมของการดูดซับ

การดูดซับเป็นปฏิกิริยาคายความร้อน ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับ คือ ความดันหรือความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับ อุณหภูมิ ชนิดของสารถูกดูดซับ และสารดูดซับ ดังนั้นในการดูดซับจะต้องคำนึงถึงปัจจัยเหล่านี้ด้วย โดยทั่วไปมักจะควบคุมให้อุณหภูมิของการดูดซับให้คงที่และศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณของตัวถูกดูดซับกับความดันหรือความเข้มข้นของสารละลายที่สภาวะสมดุลของการดูดซับ โดยเส้นกราฟที่แสดงความสัมพันธ์ดังกล่าวเรียกว่า “ไอโซเทอม (isotherm)”

1) ไอโซเทอมการดูดซับของแลงเมียร์ (Langmuir isotherm)

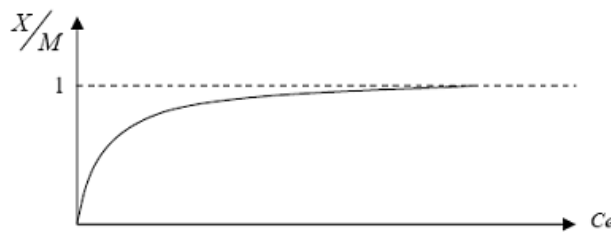
ไอโซเทอมการดูดซับของแลงเมียร์เป็นไอโซเทอมที่เสนอโดย เออร์วิง แลงเมียร์ (Irving Langmuir) ใช้สำหรับการดูดซับแบบชั้นเดียว (monolayer adsorption) มีสมมติฐาน คือ โมเลกุลที่ถูกดูดซับมีจำนวนและมีตำแหน่ง (adsorption site) ที่แน่นอน โดยในแต่ละโมเลกุลของตัวดูดซับ จะดูดซับโมเลกุลของตัวถูกดูดซับได้เพียงหนึ่งโมเลกุลเท่านั้น ในแต่ละตำแหน่งมีค่าความร้อนของการดูดซับเท่ากันและคงที่ ไม่มีแรงกระทำระหว่างโมเลกุลที่อยู่ในตำแหน่งใกล้เคียงกัน

จากการศึกษาไอโซเทอมของแลงเมียร์ที่สภาวะสมดุล สามารถแสดงความสัมพันธ์ของการดูดซับสารละลายบนผิวของแข็งได้ดังสมการ

$$q_e = \frac{X}{m} = \frac{Q^0 b C_e}{1 + b C_e}$$

เมื่อ	q_e	=	เป็นปริมาณของตัวถูกดูดซับบนตัวดูดซับ หนัก 1 กรัม
	X	=	เป็นปริมาณของตัวถูกดูดซับ
	m	=	เป็นปริมาณตัวดูดซับ
	C_e	=	เป็นความเข้มข้นของสารละลายที่สภาวะสมดุล
	Q^0	=	เป็นปริมาณของตัวถูกดูดซับอิ่มตัวแบบชั้นเดียว
	b	=	เป็นค่าคงที่ที่อุณหภูมิหนึ่งๆ

เมื่อพล็อตกราฟระหว่าง $\frac{X}{m}$ และ C_e จะได้ดังรูปที่ 2.3



รูปที่ 2.3 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $\frac{X}{m}$ และ C_e โดยอาศัยสมการการดูดซับของแลงเมียร์
ที่มา: (Paul N. Cheremisinoff and Ellerbusch, 1980)

2) ไอโซเทอมการดูดซับของฟรอนด์ลิช (Freundlich isotherm)

ไอโซเทอมการดูดซับของฟรอนด์ลิชเป็นไอโซเทอมที่เสนอโดย ฟินเลย์ ฟรอนด์ลิช (Findlay Freundlich) ใช้สำหรับการดูดซับบนพื้นผิวที่ไม่สม่ำเสมอ (rough surface) โดยแต่ละพื้นผิวที่เกิดการดูดซับจะให้ค่าความร้อนของการดูดซับออกมาไม่คงที่ และมีการรวมพื้นผิวที่ให้ค่าความร้อนของการดูดซับเท่ากันเข้าด้วยกัน ข้อเสียของสมการฟรอนด์ลิช คือ ใช้อธิบายการดูดซับแบบชั้นเดียวที่ความดันสูงๆ ได้ไม่ดี

จากการศึกษาไอโซเทอมของฟรอนด์ลิชที่สภาวะสมดุล สามารถแสดงความสัมพันธ์ของการดูดซับสารละลาย บนผิวของแข็งได้ดังสมการ

$$q_e = \frac{X}{m} = kC_e^{1/n}$$

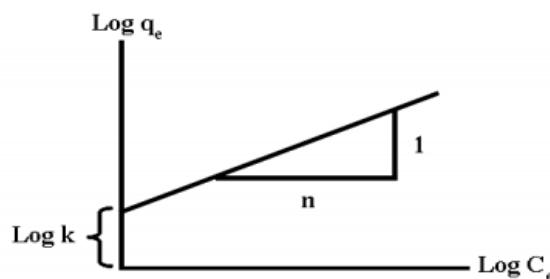
เมื่อ	q_e	=	เป็นปริมาณของตัวถูกดูดซับบนตัวดูดซับ หนัก 1 กรัม
-------	-------	---	--

X = เป็นปริมาณของตัวดูดซับ
 m = เป็นปริมาณตัวดูดซับ
 C_e = เป็นความเข้มข้นของสารละลายที่สภาวะสมดุล
 n, k = เป็นค่าคงที่

จากสมการของฟรอยด์ลิช เมื่อใส่ลอการิทึม (logarithm) จะได้สมการ

$$\log q_e = \log \frac{X}{m} = \log k + \frac{1}{n} \log C_e$$

เมื่อพล็อตกราฟระหว่าง $\log \frac{X}{m}$ กับ $\log C_e$ ที่อุณหภูมิคงที่ จะได้กราฟเส้นตรง จุดตัดแกน Y สามารถนำมาหาค่า k ได้ และความชันของกราฟเป็น $\frac{1}{n}$ ก็สามารถหาค่า n ได้ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ซึ่งเป็นตัวอย่างไอโซเทอมของฟรอยด์ลิช



รูปที่ 2.4 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $\log \frac{X}{m}$ กับ $\log C_e$ โดยอาศัยสมการการดูดซับของฟรอยด์ลิช

ที่มา: (Paul N. Cheremisinoff and Ellerbusch, 1980)

2.5.4 ถ่านกัมมันต์ (Activated Carbon)

ถ่านกัมมันต์เป็นตัวดูดซับที่นิยมใช้อย่างแพร่หลายเนื่องจากมีความสามารถในการดูดซับกลิ่น ดูดซับแก๊ส และมีความสามารถในการกำจัดสีตกค้างในน้ำทำให้น้ำสะอาดบริสุทธิ์ โดยถ่านกัมมันต์สามารถผลิตจากวัสดุหลายชนิดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลัก เช่น ถ่านหิน ถ่านลิกไนต์ ถ่านโค้ก และวัสดุจากชีวมวลและผลิตภัณฑ์ที่เหลือใช้จากการเกษตร เป็นต้น โดยทั่วไปวัสดุที่นำมาผลิตถ่านกัมมันต์จะมีพื้นที่ผิวประมาณ 10 ตารางเมตรต่อกรัม จึงมีกระบวนการเร่งประสิทธิภาพ (activation process) เพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ให้สูงขึ้นทำให้ประสิทธิภาพใน

การบำบัดสูงขึ้นโดยถ่านกัมมันต์ที่ผ่านกระบวนการดังกล่าวอาจมีพื้นที่ผิวสูงถึงประมาณ 1000 ตารางเมตรต่อกรัม ดังนั้นขั้นตอนในการผลิตถ่านกัมมันต์จะประกอบด้วย 2 ขั้นตอนหลัก ได้แก่ การเปลี่ยนวัตถุดิบให้กลายเป็นถ่านและขั้นตอนการเร่งประสิทธิภาพด้วยการสร้างรูพรุนและเพิ่มพื้นที่ผิว

ถ่านกัมมันต์ที่นิยมใช้มีอยู่ 2 ชนิด ได้แก่ ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (Powder Activated Carbon; PAC) และถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (Granular Activated Carbon; GAC) การเปรียบเทียบการใช้งานหลักและข้อดีข้อเสียของถ่านกัมมันต์ทั้งสองชนิดแสดงในตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 การใช้งานหลัก ข้อดีและข้อเสียของถ่านกัมมันต์ชนิดผงและชนิดเกล็ด

	ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)	ถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (GAC)
การใช้งานโดยทั่วไป	ควบคุมกลิ่นและรส และสามารถดูดซับยาฆ่าแมลงและมลสารอินทรีย์อื่นๆ ที่ระดับความเข้มข้นต่ำ (<10 ไมโครกรัม/ลิตร)	- ควบคุมมลสารอินทรีย์ที่เป็นพิษในแหล่งน้ำใต้ดิน - กำจัดมลพิษในกรณีปนเปื้อนฉุกเฉินในแหล่งน้ำผิวดินรวมถึงสีกลิ่น รส - ควบคุม DBPs และสารต้นกำเนิด เช่น สารอินทรีย์ละลายน้ำ
ข้อดี	ใช้งานได้ง่าย สามารถเติมได้โดยตรง ตั้งแต่จุดเริ่มต้นน้ำเข้าสู่ระบบบำบัด และสามารถแยกออกจากน้ำได้ในระบบตกตะกอนโดยทั่วไป	- สามารถฟื้นฟูสภาพได้ง่าย - มีค่าอัตราการใช้ถ่านกัมมันต์ (carbon usage rate) ต่ำกว่าถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)
ข้อเสีย	- ทำการฟื้นฟูสภาพได้ยากและแยกออกจากสลัดจ์ทั่วไปได้ยาก - มีค่าอัตราการใช้ถ่าน (Carbon usage rate) สูงกว่าถ่านกัมมันต์ชนิดผง (GAC)	- ต้องการระบบปฏิบัติการเฉพาะในการนำถ่านกัมมันต์ที่ใช้แล้วออกจากระบบ - อาจเกิดการคายออกของมลสารที่ถูกดูดซับไว้จากถ่านน้ำที่ทำการบำบัดได้

ที่มา: (ปัญญาพลกุล, 2557)

2.5.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการดูดซับของถ่านกัมมันต์

1) ความปั่นป่วน

ความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นจากการกวนสารละลายหรือการไหลผ่านคอลัมน์จะมีผลต่อการดูดซับของถ่านกัมมันต์ เนื่องจากถ่านกัมมันต์มีขนาดและคุณลักษณะทางกายภาพต่างกันทำให้การดูดซับของถ่านกัมมันต์ต้องการความปั่นป่วนในระดับที่ต่างกันออกไป เช่น ถ่านกัมมันต์แบบผงต้องการความปั่นป่วนสูงจึงจะเกิดการดูดซับดี เนื่องจากอัตราเร็วของการดูดซับขึ้นอยู่กับอัตราการแพร่ผ่านรูพรุนของโมเลกุลที่ถูกดูดซับเข้าสู่โพรงช่องว่างของถ่านกัมมันต์ แต่ถ่านกัมมันต์แบบเกร็ดต้องการความปั่นป่วนต่ำ เนื่องจากอัตราเร็วของการดูดซับขึ้นอยู่กับอัตราการแพร่ผ่านฟิล์มออกไซด์ไฮดรอกไซด์

2) ขนาดและพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์

ขนาดของถ่านกัมมันต์เป็นสัดส่วนผกผันกับอัตราการดูดซับของถ่านกัมมันต์ ดังนั้นถ่านกัมมันต์แบบผงจึงมีอัตราเร็วในการดูดซับสูงกว่าถ่านกัมมันต์แบบเกล็ด ส่วนพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์นั้นมีความสัมพันธ์โดยตรงกับความสามารถในการดูดซับไอโอดีน (capacity of iodine adsorption) กล่าวคือ กรณีสี่ที่มีพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ส่วนมากเป็นพื้นที่ผิวของช่องว่างหรือโพรงภายใน ขนาดภายนอกของถ่านกัมมันต์จะไม่ค่อยมีผลต่อการกำหนดพื้นที่ผิวถ่านกัมมันต์ทั้งแบบผงและแบบเกล็ดจึงมีพื้นที่ผิวต่อหน่วยน้ำหนักไม่แตกต่างกัน จึงทำให้ถ่านกัมมันต์ทั้งสองชนิดมีความสามารถในการดูดซับใกล้เคียงกัน แต่ถ่านกัมมันต์แบบผงจะมีอัตราการดูดซับสูงกว่าถ่านกัมมันต์แบบเกล็ด

3) ความสามารถในการละลายน้ำของสารที่ถูกดูดซับบนผิวของถ่านกัมมันต์

เมื่อเกิดการดูดซับ โมเลกุลของสารจะถูกดึงออกจากน้ำและไปเกาะติดบนผิวถ่านกัมมันต์ สารที่สามารถแตกตัวเป็นไอออนจะละลายน้ำได้ย่อมมีแรงยึดเหนี่ยวกับน้ำอย่างเหนียวแน่น ทำให้สารนี้เกิดการดูดซับบนผิวของถ่านกัมมันต์ได้ยาก แต่อย่างไรก็ตามสารที่ละลายน้ำได้บางชนิดสามารถเกาะติดผิวถ่านกัมมันต์ได้

4) ขนาดของสารที่ถูกดูดซับบนผิวถ่านกัมมันต์

ขนาดของสารที่ถูกดูดซับบนผิวถ่านกัมมันต์มีความสำคัญอย่างมากต่อการดูดซับของถ่านกัมมันต์ เนื่องจากการดูดซับส่วนใหญ่เกิดขึ้นภายในโพรงของถ่านกัมมันต์ จากการวิจัยพบว่าการดูดซับจะเกิดขึ้นได้ดีเมื่อสารที่ถูกดูดซับมีขนาดเล็กกว่าโพรงของถ่านกัมมันต์เพียงเล็กน้อย เนื่องจากจะเกิดแรงดึงดูดระหว่างสารและถ่านกัมมันต์มากที่สุด จึงทำให้สารขนาดเล็กนี้ถูกดูดเข้าสู่รูพรุนของถ่านกัมมันต์ก่อน จากนั้นสารขนาดใหญ่จึงจะถูกดูดเข้าสู่รูพรุนตามลำดับ

5) ค่าความเป็นกรดด่าง (pH) ของสารละลาย

เนื่องจากถ่านกัมมันต์ส่วนใหญ่ถูกนำมาใช้ในการดูดซับสารออกจากสารละลาย ดังนั้นค่าความเป็นกรดด่างของสารตัวทำละลายจะมีผลต่อการดูดซับของถ่านกัมมันต์ เนื่องจากค่าความเป็นกรดด่างของสารละลายจะมีผลต่อการแตกตัวของไอออนของตัวถูกละลาย ถ้าสารละลายเป็นกรดจะทำให้ประสิทธิภาพการดูดซับของถ่านกัมมันต์ลดลง เนื่องจากไฮโดรเจนไอออน (H^+) จะเกาะติดที่ผิวของถ่านกัมมันต์ได้ดีทำให้ถ่านมีรูพรุนน้อยลง

6) อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีผลต่อการดูดซับอย่างมากถ้าอยู่ในสถานะของเหลว เมื่อเพิ่มอุณหภูมิของสารละลาย จะทำให้อัตราการดูดซับสูงขึ้น แต่ความสามารถในการดูดซับลดลง

2.6 กระบวนการกรองด้วยเซรามิกเมมเบรน

2.6.1 หลักการของเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนเป็นกระบวนการแยกสาร/การเพิ่มความเข้มข้น/การทำสารให้บริสุทธิ์ขึ้น ซึ่งเมมเบรนเป็นเทคโนโลยีที่มีการพัฒนาอย่างรวดเร็วและมีการประยุกต์ใช้อย่างกว้างขวางในช่วงหลายทศวรรษที่ผ่านมา หลักการทำงานของกระบวนการเมมเบรน คือ การอาศัยความดันเป็นแรงขับเคลื่อนทำให้สารละลายไหลผ่านเมมเบรนและเกิดการแยก โดยลักษณะที่สำคัญที่สุดของเมมเบรน คือ คุณสมบัติในการเลือกผ่านสารหนึ่งมากกว่าสารอื่น การเลือกผ่านสารเป็นผลมาจากโครงสร้างทางเคมีหรือทางกายภาพ ซึ่งอาจพิจารณาได้จากขนาดรูพรุนหรือจากประจุของเมมเบรน (จิระรัตนานนท์, 2541)

รูปแบบการทำงานของเมมเบรนสามารถแสดงได้ดังรูปที่ 2.5 ซึ่งสารละลายป้อน (feed) ไหลผ่านเมมเบรนโดยแรงขับ สารละลายส่วนที่สามารถผ่านเมมเบรนได้ คือ เพอมิเอท (permeate) และส่วนที่ไม่สามารถผ่านได้ คือ รีเทนเทท (retentate หรือ concentrate)



รูปที่ 2.5 หลักการของกระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรนมีข้อได้เปรียบกระบวนการแยกอื่นๆ ดังนี้

- 1) การแยกตามขนาดของโมเลกุล (รูปร่างหรือชนิดของประจุ) ทำให้สามารถดำเนินการที่อุณหภูมิปกติ จึงเหมาะสำหรับแยกสารที่อาจเสื่อมสภาพเพราะความร้อนได้
- 2) กระบวนการเมมเบรนส่วนใหญ่ใช้พลังงานในการแยกค่อนข้างต่ำ เพราะสามารถแยกได้โดยไม่ต้องเปลี่ยนเฟส
- 3) ไม่ก่อให้เกิดของเหลือทิ้ง เพราะกระบวนการเมมเบรนทำให้สามารถแยกผลิตภัณฑ์ที่ต้องการได้ สามารถใช้ประโยชน์ได้ทั้งเพอมิเอท และรีเทนเทท เช่น ในการผลิตน้ำผลไม้เข้มข้น ส่วนของเพอมิเอทคือ ผลิตภัณฑ์น้ำผลไม้ที่มีความใสและส่วนของรีเทนเททคือ ส่วนที่นำไปผลิตน้ำผลไม้เข้มข้น
- 4) สามารถขยายขนาดจากระดับต้นแบบเป็นระดับอุตสาหกรรมได้ไม่ยาก เนื่องจากมีลักษณะการติดตั้งเป็นชุดหรือเป็นหน่วย สามารถนำหน่วยย่อยๆ มาประกอบเพื่อเพิ่มพื้นที่กรองได้โดยง่าย

5) สามารถดำเนินการแบบกะ (batch) หรือแบบต่อเนื่อง (continuous) ตลอดจนติดตั้งระบบคุมงานแบบอัตโนมัติได้ไม่ยาก

6) มีขนาดกะทัดรัดไม่เปลืองพื้นที่ เพราะชุดอุปกรณ์เมมเบรนมีการออกแบบให้มีศักยภาพในการกรองต่อหน่วยปริมาตรของอุปกรณ์สูง

7) ไม่มีปฏิกิริยาเคมีมาเกี่ยวข้อง สามารถแยกได้โดยไม่เปลี่ยนสถานะและไม่ต้องใช้สารเคมีในการแยก สามารถกำจัดสิ่งปนเปื้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

8) ใช้เวลาในการเดินระบบสั้นกว่า ส่งผลให้ต้นทุนการผลิตต่ำ

2.6.2 ค่าที่แสดงสมรรถนะในกระบวนการเมมเบรน

ค่าที่แสดงสมรรถนะในกระบวนการเมมเบรนคือ ค่าฟลักซ์และค่าการกักกัน โดยที่ค่าฟลักซ์จะแสดงถึงปริมาณของเพอมีเอทที่ผ่านเมมเบรนต่อหน่วยพื้นที่ต่อเวลา (Kumar et al., 2003) และสามารถเขียนให้อยู่ในรูปของแรงขับเคลื่อน และความต้านทานการไหลได้ดังนี้

$$J = \frac{TMP}{\mu \cdot R_t}$$

โดย J = ฟลักซ์ของเพอมีเอท ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ หรือ $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)

TMP = ความแตกต่างของความดัน (Pa)

โดย TMP ของการกรองแบบไหลขวางสามารถหาได้จากสมการ

$$TMP = \frac{P_{in} + P_{out}}{2} - P_p$$

เมื่อ P_{in} = ความดันขาเข้า หรือความดันของสารป้อน (Pa)

P_{out} = ความดันขาออก หรือความดันของรีเทนเทท (Pa)

P_p = ความดันด้านเพอมีเอท (Pa)

μ = ความหนืดของเพอมีเอท (Pa.s)

R_t = ความต้านทานรวม (m^{-1})

โดย

$$R_t = R_m + R_f$$

$$R_f = R_{rf} + R_{irf}$$

เมื่อ	R_m	=	ความต้านทานของเมมเบรน (m^{-1})
	R_f	=	ความต้านทานของการเกิดการอุดตัน (m^{-1})
	R_{rf}	=	ความต้านทานการอุดตันแบบผันกลับได้ (reversible fouling) (m^{-1})
	R_{irf}	=	ความต้านทานการอุดตันแบบผันกลับไม่ได้ (irreversible fouling) (m^{-1})

ความต้านทานที่เกิดขึ้นมีผลต่อเพอมีเอทฟลักซ์ของกระบวนการเมมเบรนในสภาวะปกติ ความต้านทาน R_m คำนวณโดยตรงจากฟลักซ์น้ำก่อนใช้งาน ค่า R_f หาได้จากฟลักซ์น้ำของเมมเบรนหลังใช้งาน และ R_t คือความต้านทานรวม จากการศึกษาของนักวิจัยพบว่า R_m มีค่าคงที่ โดยทั่วไป R_{irf} มีค่าขึ้นกับสมบัติของสารป้อน สภาวะการดำเนินการ และการทำความสะอาดเมมเบรน ส่วน R_{rf} ขึ้นกับความเร็วดำเนินการ ความดัน และฟลักซ์ และจะมีการแปรผกผันกับอัตราการไหลผ่านเมมเบรน เนื่องจากอัตราการไหลมีผลต่อชั้นเค้ก คืออัตราการไหลสูงจะทำให้การเกาะติดของอนุภาคที่สะสมเป็นชั้นเค้กหลุดออกและมีความหนาลดลง ค่าความต้านทาน R_{rf} มีค่าสูงกว่าค่า R_m และ R_{irf} มาก จึงเป็นความต้านทานที่มีความสำคัญต่อการเปลี่ยนแปลงค่าฟลักซ์ของเพอมีเอท (Chiang and Cheryan, 1986)

ค่าแฟกเตอร์ความเข้มข้นเชิงปริมาตร (Volume concentration factor; VCR) สามารถนำมาใช้ในการคำนวณหาปริมาณความเข้มข้นในระหว่างการกรอง (Vaillant et al., 1999) สามารถหาด้วยสมการ

$$VCR = \frac{\text{feed of Volume}}{\text{permeate of Volume} - \text{feed of Volume}}$$

สำหรับค่าการกักกัน (Rejection coefficient; R_j) หมายถึง เปอร์เซ็นต์ของตัวถูกละลายที่ถูกเมมเบรนกักกันไว้ หรือไม่สามารถผ่านเมมเบรนไปได้ ซึ่งค่าการกักกันที่หาได้สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้ (Cheryan, 1998)

$$R_j = \left(1 - \frac{C_p}{C_R}\right) \times 100$$

เมื่อ C_P = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในเฟอมีเอท
 C_R = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในรีเทนเทท

การลดลงของฟลักซ์ในระหว่างการดำเนินงานเป็นปรากฏการณ์ที่พบเห็นได้ตลอดเวลา สาเหตุสำคัญ 2 ประการที่ทำให้เกิดการลดลงของฟลักซ์ คือ ผลของการเกิดคอนเซนเตรชันโพลาไรเซชัน (Concentration polarization; CP) และการอุดตัน (Fouling) โดย CP หมายถึง การสะสมของโมเลกุลหรืออนุภาคของตัวถูกละลายที่บริเวณผิวหน้าของเมมเบรน ส่งผลให้บริเวณผิวหน้าเมมเบรนมีความเข้มข้นสูงขึ้นเกิดเป็นเกรเดียนต์ (Gradient) ความเข้มข้น ในขณะที่การอุดตันจะเกิดจากการสะสม/อุดตันของตัวถูกละลายทั้งบนผิวหน้าและภายในรูพรุน ทำให้ฟลักซ์ลดลง

2.6.3 กระบวนการเมมเบรนระดับไมโครฟิลเตรชัน

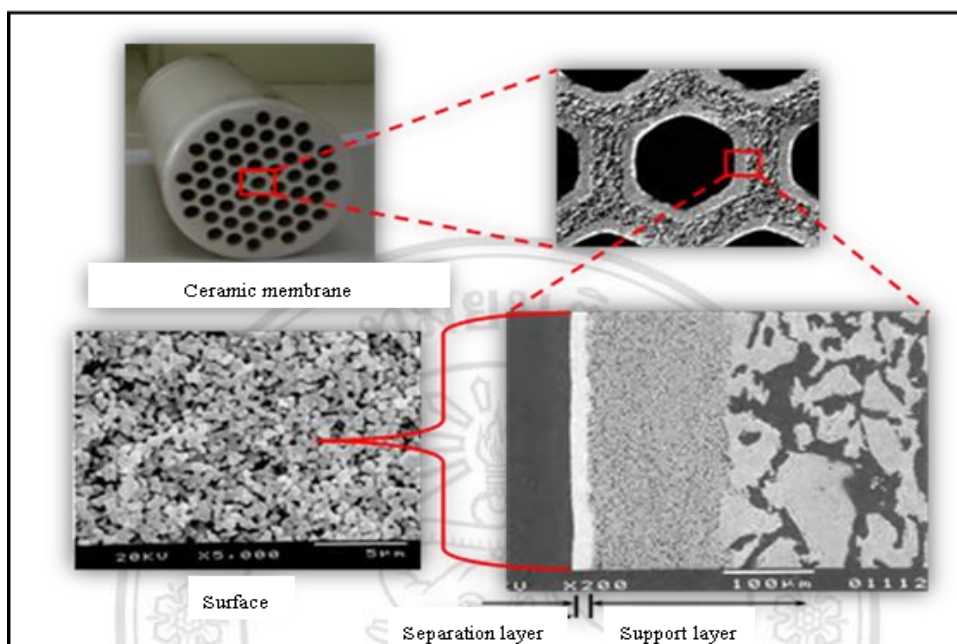
ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration; MF) เป็นกระบวนการที่ใช้ในการแยกสารละลายโมเลกุลใหญ่ๆ เช่น คอลลอยด์ อิมัลชัน และสารแขวนลอยหรืออนุภาคเล็กๆ ออกจากของเหลว โดยความดันที่ใช้ในการดำเนินการอยู่ในช่วง 100 – 500 kPa (1-5 bar) รูพรุนของเมมเบรนมีขนาดอยู่ในช่วง 0.1 - 10 ไมโครเมตร (μm) (จิระรัตนานนท์, 2541) ตัวอย่างการใช้งานหลักของไมโครฟิลเตรชัน เช่น ใช้บำบัดน้ำทิ้ง อุตสาหกรรมเครื่องดื่ม เช่น ไวน์ น้ำผลไม้ เพื่อการทำให้ใส เป็นต้น (Lightfoot et al., 1996)

2.6.4 เซรามิกเมมเบรน

เซรามิกเป็นสารที่พันธะแข็งแรงจึงมีจุดหลอมเหลวสูง ดังนั้นจึงเป็นวัสดุที่ใช้สำหรับกระบวนการแยกที่อุณหภูมิสูง นอกจากนี้เซรามิกเมมเบรนยังสามารถนำไปใช้งานได้ทั้งที่ทุกๆ พีเอช และตัวทำละลายอินทรีย์ ดังนั้นจึงสามารถเลือกสารทำความสะอาดเมมเบรนได้หลายชนิด เซรามิกเมมเบรนอาจถูกผลิตจากโลหะ โพลีเมอร์ อินทรีย์หรือจากวัสดุเซรามิก เช่น ซิลิกา (silica, SiO_2) อะลูมินา (alumina, Al_2O_3) ปัจจุบันมีการผลิตเซรามิกเมมเบรนสำหรับใช้ในกระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน ไมโครฟิลเตรชัน และกระบวนการแยกก๊าซ แต่ยังไม่เหมาะสำหรับออสโมซิสผันกลับ

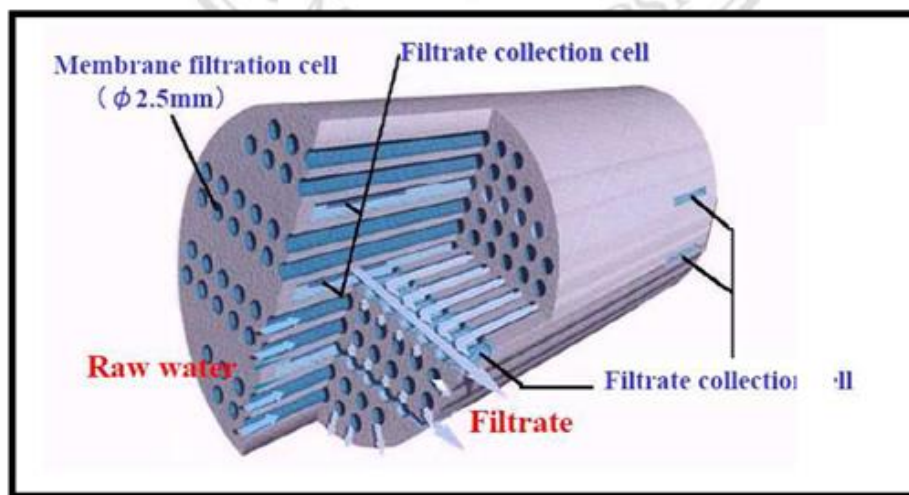
เซรามิกเมมเบรนมีโครงสร้างแบบไม่สมมาตร ประกอบด้วยชั้นรองรับ (support layer) ซึ่งมีรูพรุน หยิบและแข็งแรง หนาประมาณ 2-3 มิลลิเมตร และมีชั้นผิวหรือ active layer ซึ่งทำหน้าที่ในการแยก มีความหนาไม่เกิน 10 ไมโครเมตร เมมเบรนบางชนิดอาจมีชั้นกลาง (intermediate layer)

อยู่ระหว่างชั้นผิวและชั้นรองรับ ดังรูปที่ 2.6 และ 2.7 แสดงลักษณะโครงสร้างของชั้นผิวเมมเบรน ใน ส่วนของข้อดีและข้อจำกัดของเซรามิกเมมเบรนนั้นได้ทำการสรุปไว้ในตารางที่ 2.11



รูปที่ 2.6 แสดงลักษณะ โครงสร้างของชั้นผิวเมมเบรน

ที่มา: (Nicha, 2013)



รูปที่ 2.7 โครงสร้างของเซรามิกเมมเบรน

ที่มา: Koji Hattori PE. Jp, METAWATER Co., Ltd.

ตารางที่ 2.11 ข้อดีและข้อจำกัดของเซรามิกเมมเบรนสามารถสรุปได้ดังนี้

ข้อดี	ข้อจำกัด
• เซรามิกเมมเบรน สามารถทนอุณหภูมิได้สูงกว่าโพลิเมอร์เมมเบรน เช่น สามารถใช้งานได้ที่อุณหภูมิสูงถึง 300 °C ทำให้ได้ฟลักซ์สูงสามารถใช้ไอน้ำในการฆ่าเชื้อได้สำหรับในงาน ของอุตสาหกรรมอาหาร และเทคโนโลยีชีวภาพ • ทนต่อตัวกลางที่ไม่ใช่ น้ำ เช่น สารเคมี ทนความเป็นกรด-ด่าง และสารที่ใช้ทำความสะอาด • ทนต่อตัวถูกทำลายด้วยจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นปัญหามากในโพลิเมอร์เมมเบรน • มีความต้านทานทางกลสูง • อายุการใช้งานนาน 3-5 ปี	• ยังมีราคาสูงโดยสูงกว่าโพลิเมอร์ เมมเบรน ถึง 10 เท่า • เปราะ แตกหักง่าย • ความสามารถกักกันโมเลกุลอยู่ในช่วงแคบเมื่อเทียบกับเมมเบรนแบบโพลิเมอร์ ทำให้มีการสูญเสียโมเลกุลในการแยก • เซรามิกเมมเบรนสำหรับการแยกก๊าซให้ค่าฟลักซ์ต่ำมาก เพราะกลไกถูกควบคุมด้วยการแพร่และการละลาย

ที่มา: (จิระรัตนานนท์, 2541)

2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

(Busaya, 2013) ได้ทำการทดลองหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำในน้ำบ่อต้นป่นเปื่อนน้ำชะขยะในบริเวณพื้นที่เทกองขยะมูลฝอยที่ไม่ถูกหลักสุขาภิบาลที่ปิดดำเนินการแล้ว ต.แม่เหียะ อ.เมือง จ.เชียงใหม่ โดยใช้กระบวนการผสมผสานการดูดซับและการกรองผ่านเซรามิกเมมเบรนซึ่งใช้ถ่านกัมมันต์แบบผงเป็นตัวดูดซับในกระบวนการดูดซับและเซรามิกเมมเบรนขนาดรูพรุน 0.1 ไมโครเมตร โดยมีการใช้การทดลองจลนพลศาสตร์การดูดซับในการหาเวลาที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาของถ่านและใช้สมการไอโซเทอมช่วยในการหาปริมาณถ่านที่เหมาะสม ซึ่งพบว่า เวลาที่เหมาะสมในการทำปฏิกิริยาคือ 6 ชั่วโมง และปริมาณถ่านที่เหมาะสม คือ 1,000 มก./ล. น้ำตัวอย่างที่เก็บมาจากบ่อจะถูกแบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกจะนำไปบำบัดด้วยกระบวนการดูดซับเพียงอย่างเดียว และส่วนที่สองจะนำไปบำบัดด้วยวิธีผสมผสาน ผลการทดลองพบว่า น้ำที่ผ่านกระบวนการดูดซับเพียงอย่างเดียวสามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ 78.1% ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการผสมผสานการดูดซับและการกรองผ่านเซรามิกเมมเบรนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ละลายน้ำได้ 66.1% อย่างไรก็ตามการผสมผสานการดูดซับถ่านกัมมันต์และการกรองเซรามิกเมมเบรนมีประสิทธิภาพ

ในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำต่ำกว่าการดูดติดถ่านกัมมันต์เพียงอย่างเดียว ซึ่งอาจเนื่องมาจากการดูดตันของเซรามิกเมมเบรนและการคายสารอินทรีย์คาร์บอนละลายน้ำที่ดูดติดบนผิวผิวด้านกัมมันต์ นอกจากนี้ น้ำบ่อต้นปนเปื้อนมีค่าความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดเท่ากับ 10.84 ไมโครกรัม/ล. หลังจากที่มีน้ำบ่อต้นปนเปื้อนผ่านการผสมผสานการดูดติดผิวด้านกัมมันต์และการกรองเซรามิกเมมเบรนพบว่า ค่าความเข้มข้นของสารไตรฮาโลมีเทนทั้งหมดลดลงเหลือ 3.06 ไมโครกรัม/ล.

(Huo et al., 2008) ได้ทำการศึกษาลักษณะของ DOM ในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบขยะที่มีอายุต่างกัน โดยตัวอย่างจะถูกเก็บมาจากน้ำชะขยะที่ถูกเก็บรวบรวมจากหลุมฝังกลบขยะ Asuwei ซึ่งตั้งอยู่ในกรุงปักกิ่ง ประเทศจีน โดยที่หลุมฝังกลบมีอายุการฝังกลบแต่ละจุดที่แตกต่างกัน โดยจุดที่มีการฝังกลบในช่วงปี 2003-2006 จะเป็นตัวแทนของหลุมฝังกลบใหม่ ในช่วงปี 1994-2003 จะเป็นตัวแทนของหลุมฝังกลบกลาง และในช่วงปีมากกว่า 10 จากเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพจะเป็นตัวแทนของหลุมฝังกลบเก่า ซึ่งน้ำชะขยะทั้งหมดจะถูกเก็บจากบ่อสูมตัวอย่างแนวตั้งโดยใช้เครื่องสูบน้ำ แล้วเก็บรักษาในขวดพลาสติกไว้อย่างน้อยต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียส ตัวอย่างน้ำชะขยะจะถูกนำมาเหวี่ยงด้วยความเร็ว 12,000 รอบ/นาทิต เป็นเวลา 20 นาทีที่อุณหภูมิต่ำกว่า 4 องศาเซลเซียสและกรองด้วย glass-fiber membrane (0.45 μm) ก่อนนำไปวัดดัชนีตัวแทนสารอินทรีย์ ผลการทดลองพบว่า เมื่อนำน้ำชะขยะมาแยกด้วยเรซิน XAD-8 แล้ว น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบใหม่จะมีปริมาณสารประกอบโปรตีนสูง ส่วนน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบกลางและเก่ามีปริมาณสารประกอบส่วนใหญ่เป็นกรดฮิวมิก และกรดฟูลวิก การวิเคราะห์แสดงให้เห็นว่าปริมาณธาตุคาร์บอน ไฮโดรเจน และไนโตรเจนจะลดลงตามอายุที่เพิ่มขึ้นของหลุมฝังกลบขยะในขณะที่ธาตุออกซิเจนเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ปริมาณไนโตรเจนในน้ำชะขยะที่ผ่านการแยกแล้วส่วนใหญ่จะอยู่ในกลุ่มของกรดฮิวมิก รองลงมาเป็นกลุ่มของกรดฟูลวิกตามลำดับ และจากการวิเคราะห์ยังพบว่า เมื่อหลุมฝังกลบมีอายุมากขึ้นน้ำชะขยะก็จะมีองค์ประกอบของกลุ่มอะโรมาติกคาร์บอน และสารประกอบอะลิฟาติกเพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน

(Zhang et al., 2015) ได้ทำการหาประสิทธิภาพการกำจัด NOM โดยใช้กระบวนการกรองเมมเบรนแบบอัตราก้าวหน้า ซึ่งมีการเปรียบเทียบการปรับสภาพ (pretreatment) 3 แบบต่างหากคือ กระบวนการโคแอกกูเลชัน กระบวนการดูดซับ และกระบวนการเติมโอโซน โดยกระบวนการโคแอกกูเลชันร่วมกับเมมเบรนนั้นจะทำโดยการเติมสารส้มลงในถังกวนผสมก่อนเข้าสู่กระบวนการกรองเมมเบรน โดยเติมในปริมาณ 0.06 มิลลิโมล/ลิตร แล้วกวนด้วยความเร็ว 150 รอบ/นาทีและความถี่ 15 นาที ต่อมากระบวนการดูดซับร่วมกับเมมเบรนจะมีการเติมถ่านกัมมันต์แบบผงลงในถังกวนผสมก่อนเข้าสู่กระบวนการกรองเมมเบรน โดยเติมในปริมาณ 6 มก./ล. แล้วกวนด้วยความเร็ว 150

รอบ/นาที่และความกักเก็บที่ 15 นาที่ สุดท้ายกระบวนการเติมโอโซนร่วมกับเมมเบรนนั้นจะมีการเติมโอโซนในคอลัมน์ก่อนเข้าสู่กระบวนการกรองเมมเบรน โดยใช้โอโซนที่ความเข้มข้น 1.5 มก./ล. โดยมีเวลาสัมผัสโอโซน 15 นาที่และเวลากักเก็บในคอลัมน์ 20 นาที่ ผลการทดลองพบว่า กระบวนการดูดซับร่วมกับเมมเบรนสามารถลด NOM ได้มากที่สุด ซึ่งลดได้ถึง 44.58 %

(Tomaszewska and Mozia, 2002) ได้ทำการศึกษาอิทธิพลของผงถ่านกัมมันต์ (PAC) ต่อประสิทธิภาพการทำงานของกระบวนการกรองแบบอัตราฟิลเตรชัน (UF) ในส่วนประสิทธิภาพของการกำจัดกรดฮิวมิกและฟีนอลในน้ำ โดยในการทดลองนี้จะใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งได้จากการเติมกรดฮิวมิก 10 มิลลิกรัมต่อลิตรกับฟีนอล 1 มิลลิกรัมต่อลิตรลงในน้ำสะอาด ผลการทดลองพบว่า ระบบที่การประยุกต์ใช้ PAC ร่วมกับ UF มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูงทั้งสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลต่ำและสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลสูง โดยที่สามารถกำจัดกรดฮิวมิกและฟีนอลได้ประมาณ 90% เมื่อใช้ปริมาณผงถ่านกัมมันต์เท่ากับ 100 มิลลิกรัมของผงถ่านกัมมันต์ต่อน้ำ 1 ลิตร ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับระบบที่ใช้ UF อย่างเดียวพบว่า สามารถกำจัดกรดฮิวมิกได้เพียง 40% และไม่สามารถกำจัดฟีนอลได้เลย

(Zhang et al., 2009) ได้ทำการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่าง DOM และ DBPs จากการศึกษาพบว่าลักษณะของ DOM จะส่งผลถึงโอกาสการก่อตัวของ DBPs โดย Organic acids จะมีบทบาทสำคัญในแง่ของสารตั้งต้นในการก่อตัวเป็น total trihalomethanes (TTHMs) และยังพบว่า pH ยังสามารถส่งผลถึงโครงสร้างการก่อตัวของ TTHMs อีกด้วย นอกจากนี้ยังมีการศึกษาลักษณะของ DOM โดยใช้การศึกษา fluorescence spectroscopy พบว่า humic acid จะทำปฏิกิริยากับคลอรีนได้ดี และสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic organic) เมื่อเจอกับคลอรีนสามารถแตกตัวเป็น โมเลกุลเล็กๆ และเข้าทำปฏิกิริยากับคลอรีนได้ดีกว่าสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ

(Vasuree, 2003) ได้ทำการทดลองหาความสัมพันธ์ระหว่างโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทน (THMFP) กับตัวแทนสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำดิบและน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและฟล็อกคูเลชันของบ่อน้ำดินไกล์พื้นที่เทกองขยะมูลฝอยที่ไม่ถูกหลักสุขาภิบาลที่ปิดดำเนินการแล้ว บริเวณ ต.แม่เหียะ จ.เชียงใหม่ โดยในกระบวนการโคแอกกูเลชันและฟล็อกคูเลชันจะใช้สารส้มบริสุทธิ์ 97% ปริมาณ 20 มก./มล. ในการศึกษาจะใช้ตัวอย่างจำนวน 3 บ่อ โดยบ่อหมายเลข 1 และ 3 จะอยู่ใกล้พื้นที่เทกองขยะมูลฝอย ส่วนบ่อหมายเลข 2 จะอยู่ในพื้นที่เทกองขยะมูลฝอย ผลการทดลองพบว่า ในน้ำบ่อที่ 1 2 และ 3 ความเข้มข้นเฉลี่ยของ TOC เท่ากับ 2.58 12.22 และ 1.28 มก./ล. ความเข้มข้นของ DOC เท่ากับ 1.78 9.24 และ 2.57 มก./ล. และ UV-254 มีค่าเท่ากับ 0.25 15.65 และ

0.32 ต่อชม. ตามลำดับ THMFP ที่พบนั้นอยู่ในรูปของคลอโรฟอร์มประมาณร้อยละ 60 ส่วนความสัมพันธ์ระหว่างโอกาสการก่อตัวของสารไตรฮาโลมีเทนกับตัวแทนสารอินทรีย์ธรรมชาติ พบว่า THMFP กับ TOC ในน้ำดิบมีความสัมพันธ์กัน ส่วนน้ำที่ผ่านกระบวนการโคแอกกูเลชันและฟล็อกกูเลชันแล้ว พบว่า ค่า THMFP จะมีความสัมพันธ์กับค่าความต้องการคลอรีน DOC และ UV-254

(Xue et al., 2014) ทำการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงของปริมาณ DOC และ DON ของน้ำดิบที่มีต่อความเข้มข้นของ THMs และ HANs ในน้ำหลังการบำบัด น้ำตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษามาจากโรงบำบัดน้ำ Zhejiang ในประเทศจีน โดยกระบวนการในการบำบัดน้ำใช้กระบวนการโคแอกกูเลชัน การตกตะกอน การกรองทรายและการฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีน ซึ่งผลการศึกษาพบว่า DOC และ DON ของน้ำดิบในปี ค.ศ. 2010 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4.8 และ 0.52 มก./ล. ตามลำดับ และมีค่าลดลงในปี ค.ศ. 2012 ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.4 และ 0.17 มก./ล. ตามลำดับ ปริมาณเฉลี่ยของ HANs และ THMs ลดลงจาก 5.3 และ 28.5 ไมโครกรัม/ล. ในปี ค.ศ. 2010 เหลือ 0.85 และ 8.2 ไมโครกรัม/ล. ในปี ค.ศ. 2012 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่ามีความสัมพันธ์ที่ดีระหว่าง DOC และ THMs แต่ไม่พบความสัมพันธ์ระหว่าง DON และ HANs