

บทที่ 2

หลักการและทฤษฎี

2.1 สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter)

สารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter, NOM) เป็นสารประกอบเชิงซ้อนของสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในแหล่งน้ำ ซึ่งมีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำเพื่อใช้ในการอุปโภคบริโภค ตามปกติแล้วกระบวนการบำบัดน้ำจะประกอบไปด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) การกรอง (Filtration) และกระบวนการฆ่าเชื้อโรค (Disinfection) หากสารอินทรีย์เหล่านี้หลงเหลืออยู่ในน้ำก็จะทำปฏิกิริยากับคลอรีนก่อให้เกิดผลิตภัณฑ์ (Disinfection by-products, DBPs) ซึ่งถือเป็นสารก่อมะเร็ง (Villanueva et al., 2004) โดยทั่วไปสามารถจัดแบ่งประเภทของสารอินทรีย์ได้ตามสถานะการละลาย ทำให้สามารถแบ่งได้เป็น 2 ส่วนหลักๆ ได้แก่ สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved Organic Matter, DOM) และสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ (Particulate Organic Matter, POM)

2.2 สารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter, DOM)

เมื่อนำน้ำมากรองโดยกระดาษกรองที่มีรูพรุนขนาด $0.45 \mu\text{m}$ สารอินทรีย์ที่หลงเหลืออยู่ในน้ำหลังจากผ่านการกรองจะถูกรเรียกว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำ (DOM) (Danielsson, 1982) ซึ่งสารอินทรีย์ดังกล่าวสามารถแบ่งออกเป็น 2 ชนิด ได้แก่ สารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic organic matter, HPI) และสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic organic matter, HPO) ซึ่งตามปกติแล้วแหล่งน้ำธรรมชาติมักพบสารอินทรีย์ชนิด HPO ถึงประมาณ 50% (Thurman, 1985)

สารอินทรีย์ชนิด HPO ประกอบไปด้วย กรดฮิวมิก (Humic acid) กรดฟุลวิก (Fulvic acid) รวมถึงฮิวมิน (Humins) ส่วนใหญ่มีโครงสร้างเป็นอะโรมาติกคาร์บอน (Aromatic carbon) โครงสร้างแบบฟีนอล (Phenolic structures) และโครงสร้างที่มีการเชื่อมต่อบนพันธะคู่ (Double bonds) ในขณะที่สารอินทรีย์ชนิด HPI มักประกอบไปด้วย สารที่มีอะลิฟาติกคาร์บอน (Aliphatic carbon)

เป็นองค์ประกอบและสารประกอบไนโตรเจน เช่น คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrate) กรดอะมิโน (Amino acids) และกรดคาร์บอกซิลิก (Carboxylic acids) (Swietlik et al., 2004)

ลักษณะของสารอินทรีย์ละลายในแหล่งน้ำธรรมชาติมักแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับลักษณะขององค์ประกอบคาร์บอนที่อยู่ในน้ำ (Rigobello et al., 2011) และขึ้นอยู่กับสถานะแวดล้อม (Fabris et al., 2008) โดยปัจจัยที่อาจส่งผลกระทบต่อลักษณะของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำ ได้แก่ อุณหภูมิ พีเอช กระบวนการของจุลชีพ รวมถึงลักษณะทางเคมีของน้ำ (Leenheer & Croué, 2003) และยังมีผลกระทบจากการเปลี่ยนแปลงของฤดูกาลที่สามารถส่งผลถึงปริมาณและลักษณะของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำอีกด้วย (Nkambule et al., 2012; Sharp et al., 2006a; Sharp et al., 2006b)

2.3 พารามิเตอร์ตัวแทนสารอินทรีย์ในน้ำธรรมชาติ

เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้บ่งบอกปริมาณและลักษณะของสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ ในการวิเคราะห์ลักษณะและปริมาณของสารอินทรีย์เหล่านี้มักจะใช้ดัชนีตัวแทนหลายๆชนิดในการพิจารณาประกอบกันเนื่องจากสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำธรรมชาติมีลักษณะที่หลากหลาย ดัชนีตัวแทนของสารอินทรีย์ในน้ำธรรมชาติที่สำคัญ ได้แก่ คาร์บอนอินทรีย์ละลาย (Dissolved organic carbon, DOC) ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (Ultraviolet absorbance at 254 nm, UV-254) และค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะ (Specific ultraviolet absorbance, SUVA) (USEPA, 1999) นอกจากนี้ยังมีพารามิเตอร์อื่นที่ถูกศึกษาเพื่อเป็นตัวแทนสารอินทรีย์ในน้ำธรรมชาติ เช่น ไนโตรเจนอินทรีย์ละลาย (Dissolved organic nitrogen, DON) และฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโกปี (Fluorescence spectroscopy)

คาร์บอนอินทรีย์ละลาย (Dissolved organic carbon, DOC) เป็นพารามิเตอร์ที่บ่งบอกปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำ หลังผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองที่มีรูพรุนขนาด 0.45 μm (Danielsson, 1982) ตามปกติแล้วสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำมักมีส่วนประกอบของคาร์บอน ดังนั้นคาร์บอนอินทรีย์ละลายจึงสามารถใช้เป็นพารามิเตอร์บ่งบอกปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำได้เป็นอย่างดี

ไนโตรเจนอินทรีย์ละลาย (Dissolved organic nitrogen, DON) เป็นพารามิเตอร์ที่บ่งบอกปริมาณไนโตรเจนอินทรีย์ละลายที่มีอยู่ในน้ำโดยไนโตรเจนนั้นเป็นส่วนประกอบหนึ่งของสารอินทรีย์เช่นเดียวกับคาร์บอน ถึงแม้ว่าปริมาณไนโตรเจนในน้ำธรรมชาตินั้นจะตรวจพบในปริมาณ

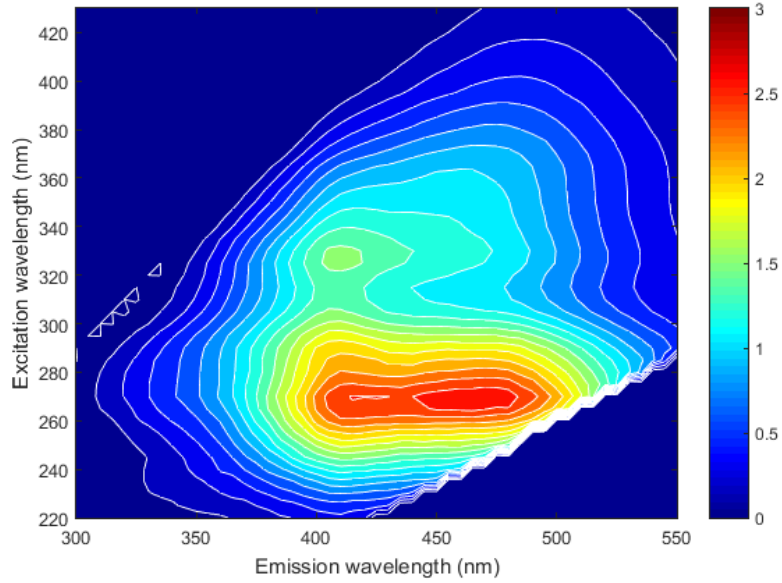
ไม่มากแต่จากการศึกษาพบว่า DBPs ที่ก่อตัวจากไนโตรเจนจะมีความเป็นพิษมากกว่า DBPs ที่ก่อตัวจากคาร์บอน (Muellner et al., 2007; Plewa et al., 2008)

ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ความยาวคลื่น 254 นาโนเมตร (Ultraviolet absorbance at 254 nm, UV-254) เป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการวัดปริมาณสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำเนื่องจากสารอินทรีย์มีความสามารถในการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตโดยเฉพาะสารอินทรีย์กลุ่มอะโรมาติก (Aromatic compound) (AWWA, 1993) ซึ่งปริมาณการดูดกลืนแสงจะมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ กล่าวคือ เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำมีค่าสูง ปริมาณการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตที่ตรวจวัดได้จะมีค่าสูงขึ้นไปด้วย การวัดการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจะทำการวัดที่ความยาวคลื่น 253.7 nm (ประมาณ 254 nm) เนื่องจากสารอินทรีย์จะดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นนี้ได้ดีที่สุดและมีการรบกวนจากสารประกอบอื่นน้อยที่สุด (Eaton, 1995) ในการวัดพารามิเตอร์ดังกล่าว น้ำตัวอย่างที่จะทำการวัดจะต้องนำมากรองด้วยกระดาษกรองก่อนเพื่อกำจัดความขุ่นเนื่องจากอนุภาคแขวนลอยในน้ำ นอกจากนี้จะต้องคำนึงถึง pH ไม่ให้มีการเปลี่ยนแปลงเพราะ pH สามารถส่งผลถึงการดูดซับแสงอัลตราไวโอเล็ต (Edzwald et al., 1985)

ค่าการดูดกลืนแสงอัลตราไวโอเล็ตจำเพาะ (Specific ultraviolet absorbance, SUVA) เป็นอัตราส่วนระหว่าง UV-254 (ในหน่วย cm^{-1}) ต่อ DOC (ในหน่วย mg/L) พารามิเตอร์ดังกล่าวเป็นพารามิเตอร์ที่เกี่ยวกับสารอินทรีย์ในน้ำ ในกรณีที่พบว่าน้ำมี SUVA สูง ($\text{SUVA} > 4 \text{ L/mg-m}$) บ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ในน้ำส่วนใหญ่จะเป็นสารอินทรีย์ชนิด HPO ในขณะที่ SUVA ต่ำ ($< 3 \text{ L/mg-m}$) บ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ในน้ำส่วนใหญ่จะเป็นสารอินทรีย์ชนิด HPI (Edzwald & Tobiasson, 1999)

2.4 ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปี

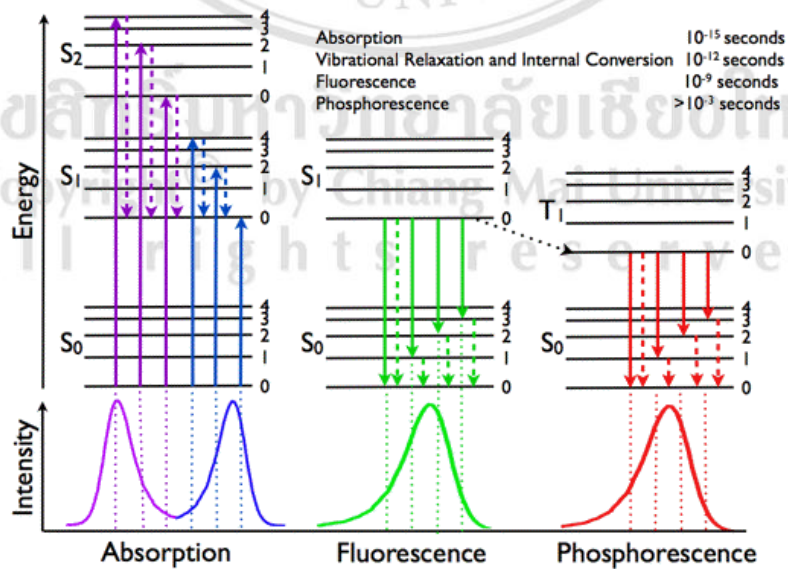
ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปี (Fluorescence spectroscopy) เป็นข้อมูลที่แสดงลักษณะทางเคมีโดยอาศัยการวาวแสงของสารอินทรีย์ ข้อมูลดังกล่าวมักใช้พิจารณาลักษณะของสารอินทรีย์ละลายในน้ำเนื่องจากเป็นกระบวนการที่ง่ายและรวดเร็วอีกทั้งต้องการใช้ปริมาณตัวอย่างไม่มากนักและสามารถตรวจวัดได้ในกรณีที่สารอินทรีย์มีความเข้มข้นต่ำ ผลที่ได้จากการวัดเป็นผลรวมของการปลดปล่อยสเปกตรัมซึ่งบันทึกเป็นเมตริกซ์ของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (Fluorescence intensity) ตัวอย่างผลการวิเคราะห์ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปีดังแสดงในภาพที่ 2.1



ภาพที่ 2.1 ตัวอย่างผลการวิเคราะห์ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปี

2.4.1 หลักการของฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปี

หลักการดังกล่าวเป็นกระบวนการไปสู่สถานะกระตุ้นและการกลับสู่สถานะพื้น (Excitation-deexcitation process) ซึ่งสามารถอธิบายได้โดย Jablonski energy diagram ดังแสดงในภาพที่ 2.2



ภาพที่ 2.2 Jablonski energy diagram (http://www.photobiology.info/Visser-Rolinski_files/fig4.png)

จากแผนภาพที่ 2.2 จะเห็นว่ามีการกระตุ้นที่เกี่ยวข้องได้แก่ กระบวนการกระตุ้น (Excitation) และกระบวนการลดระดับพลังงาน (Deexcitation หรือ Deactivation process)

1) กระบวนการกระตุ้น (Excitation) จะเกิดขึ้นเมื่อโมเลกุลดูดกลืนรังสีจากการแผ่รังสีแม่เหล็กไฟฟ้าขึ้นไปอยู่ที่สถานะกระตุ้น (Excitation state) แล้วจะมีกลไกบางอย่างที่จะลดพลังงานที่มากเกินไปลงมาสู่สถานะพื้น (Deexcitation state)

2) กระบวนการลดระดับพลังงาน (Deexcitation หรือ Deactivation process) หลังจากที่โมเลกุลถูกกระตุ้นไปสู่สถานะกระตุ้น (Excitation state) (ดังบริเวณ S2 ในภาพที่ 2.2) จะมีกลไกต่างๆเกิดขึ้นและถ้าโมเลกุลอยู่ในสารละลายก็จะสามารถลดพลังงานที่เกินไปลง โดยการชนกับโมเลกุลของตัวทำละลายกลายเป็นความร้อน โดยกระบวนการที่เรียกว่า Vibrational Relaxation (VR) ในขณะเดียวกัน โมเลกุลที่อยู่บริเวณ S2 จะมีระดับพลังงาน Vibrational energy ลดต่ำลงมาอยู่ระดับเดียวกับ Vibrational energy ที่สูงที่สุดของ excited singlet แรก นั่นคือ S2 พลังงานต่ำกลายเป็น S1 พลังงานสูง กระบวนการนี้เรียกว่า Internal Conversion (IC) โดยกระบวนการลดพลังงานทั้ง VR และ IC จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วประมาณ 10-12 วินาที จนโมเลกุลลงสู่สถานะ S1 (Lakowitz, 2006; Valeur, 2001)

การเกิดฟลูออเรสเซนซ์ของโมเลกุลจะเกิดขึ้นเมื่ออิเล็กตรอนภายในโมเลกุลมีการรับและปล่อยพลังงาน โดยพลังงานที่อยู่ในโมเลกุลจะคงที่ เรียกว่า สถานะพื้น เมื่อโมเลกุลดูดกลืนรังสีจากการแผ่รังสีขึ้นไปอยู่ที่ชั้นระดับพลังงานสูงขึ้น เรียกว่า สถานะกระตุ้น โมเลกุลที่ถูกกระตุ้นจะกลับสู่สถานะพื้นโดยการลดพลังงานในกระบวนการที่เรียกว่า การลดการกระตุ้น การลดพลังงานอาจเรียกได้ว่าเป็นการสูญเสียพลังงานซึ่งบางโมเลกุลหลังจากสูญเสียพลังงานจากการชนกันแล้วอิเล็กตรอนจะกลับสู่สถานะพื้น โดยการคายพลังงานในรูปแบบแสง ปรากฏการณ์ดังกล่าวเรียกว่า “ฟลูออเรสเซนซ์” (Senesi et al., 1993; Coble, 1996)

2.4.2 การใช้เทคนิคฟลูออเรสเซนซ์ในการตรวจวัดปริมาณสารอินทรีย์ที่ละลายในน้ำ

ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปีเป็นวิธีที่นำมาใช้ในการหาลักษณะของสารอินทรีย์ โดยเฉพาะสารอินทรีย์ในน้ำซึ่งเทคนิคในการตรวจวัดสามารถแบ่งออกเป็น 3 แบบ ดังต่อไปนี้

1) เทคนิค Conventional fluorescence spectroscopy (CFS) เป็นเทคนิคที่ใช้ความยาวคลื่นกระตุ้น (Excitation wavelength, Ex) ที่เจาะจงเพียงค่าเดียวที่สแกนความยาวคลื่นการคาย

พลังงาน (Emission wavelength, Em) จนได้ผลออกมาเป็นสเปกตรัม เทคนิคนี้ถือเป็นเทคนิคที่ง่าย ข้อจำกัดน้อย สามารถใช้ตรวจวัดได้โดยตรง (Patra & Mishra, 2002; Rodríguez & Padrón, 2000)

2) เทคนิค Synchronous fluorescence spectroscopy (SFS) เป็นการแสกนทั้งความยาวคลื่นกระตุ้น (Excitation wavelength, Ex) และความยาวคลื่นการคายพลังงาน (Emission wavelength, Em) พร้อมๆกัน โดยให้ความแตกต่างของความยาวคลื่นทั้งสองคงที่และทำการบันทึกค่าความเข้มของแสง (intensity) ทั้งในสถานะกระตุ้นและคายพลังงาน

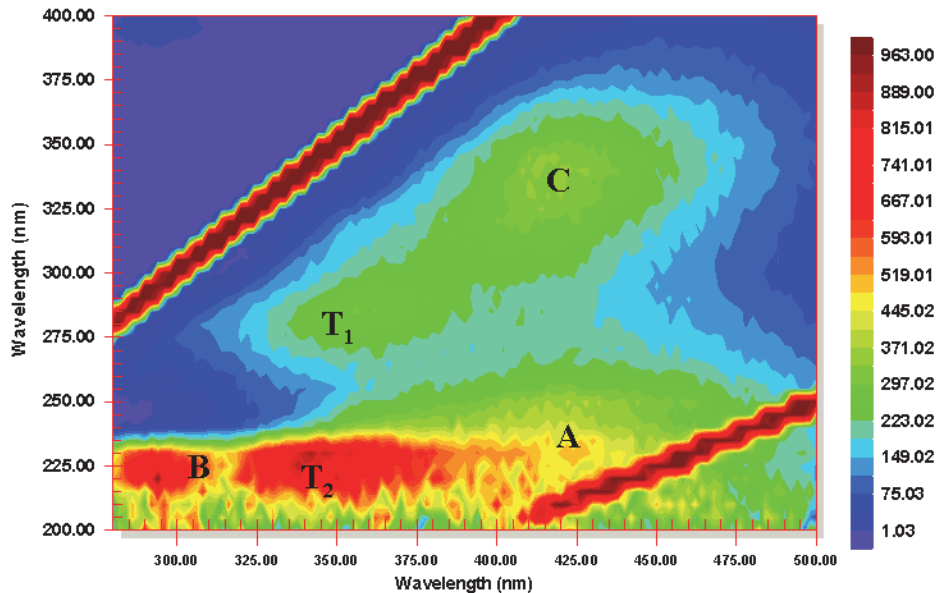
3) เทคนิค Excitation-Emission Matrices (EEM) คล้ายกับเทคนิค CFS แต่แตกต่างกันตรงที่ ความยาวคลื่นกระตุ้น (Excitation wavelength, Ex) และความยาวคลื่นการคายพลังงาน (Emission wavelength, Em) จะไม่เจาะจงเพียงค่าเดียว ตามปกติมักกำหนดความยาวคลื่นกระตุ้นให้เป็นค่าใดค่าหนึ่งก่อนแล้วจึงทำการแสกนความยาวคลื่นการคายพลังงานทุกๆค่า จากนั้นจะค่อยๆเพิ่มความยาวคลื่นกระตุ้นแล้วแสกนความยาวคลื่นการคายพลังงานทุกๆค่าไปเรื่อยๆจนกว่าจะเสร็จสิ้นช่วงความยาวคลื่นกระตุ้นที่ต้องการ ข้อมูลที่ได้จะแสดงออกมาในรูปของคอนทัวร์ฟลูออเรสเซนซ์ (Fluorescence contour plot) นอกจากนี้ยังสามารถใช้ระดับของคอนทัวร์ฟลูออเรสเซนซ์ในการวัดลักษณะของสารอินทรีย์ละลายในน้ำและสามารถใช้ติดตามการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำธรรมชาติได้ (Marhaba & Pu, 2000; Marhaba & Van, 2000)

2.4.3 ฟลูออเรสเซนซ์ของสารอินทรีย์ละลายน้ำ

สารอินทรีย์ละลายน้ำนั้นประกอบไปด้วยองค์ประกอบต่างๆมากมาย ได้แก่ สารประกอบฮิวมิก กรดไขมัน สารประกอบฟีนอล กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก คาร์โบไฮเดรต ไฮโดรคาร์บอนและสารประกอบอื่นๆ ซึ่งปัญหาหนึ่งในการระบุสารประกอบต่างๆ คือ สารประกอบบางชนิดมีการวางแสงในบริเวณที่คล้ายและใกล้เคียงกับบริเวณที่ใช้เป็นมาตรฐานทำให้ไม่สามารถระบุสารประกอบเหล่านั้นได้อย่างชัดเจน (Hudson et al., 2007) จึงมีการจัดกลุ่มของสารประกอบโดยแบ่งออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ Humic-like, Fulvic-like และ Protein-like (โดยเฉพาะ Tryptophan-like หรือ Tyrosine-like)

Coble (1996) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับจุดสูงสุดของความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์ (peak) ของสารประกอบต่างๆและพบว่า สารประกอบฮิวมิก (Humic substances) จะมี peak อยู่ที่จุด A (Excitation = 230 nm, Emission = 400 – 500 nm) และที่จุด C (Excitation = 300 – 350 nm, Emission

= 400 – 500 nm) ทริปโตเฟน (Tryptophan) จะมีจุด peak อยู่ 2 จุด ได้แก่ ที่จุด T1 (Excitation = 290 nm, Emission = 345-350 nm) และที่จุด T2 (Excitation = 230 nm, Emission = 340-345 nm) และ ไทโรซีน (Tyrosine) จะมีจุด peak อยู่ที่จุด B (Excitation = 225 nm, Emission = 305-310 nm) ข้อมูลดังกล่าวดังแสดงในภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 Excitation – emission matrix ที่แสดงถึง peak ของสารประกอบที่ Ex, Em ต่างๆ ได้แก่ จุด A และ C สารประกอบฮิวมิก (humic and humic-like substances), B ไทโรซีน (Tyrosine), T1 และ T2 ทริปโตเฟน (Tryptophan) (Coble, 1996)

การศึกษาอื่นๆที่เกี่ยวข้องกับฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปียังสามารถใช้บอกความสัมพันธ์ต่างๆได้ เช่น คาร์บอนอินทรีย์จะมีความสัมพันธ์กับความเข้มของแสงฟลูออเรสเซนซ์ที่แสดง ณ จุด Peak C (ในภาพที่ 2.3) (Smart et al., 1976; Vodacek et al., 1995; Ferrari et al., 1996) และจุดดังกล่าวมีความสัมพันธ์เชิงเส้นกับสารประกอบอะโรมาติก (McKnight et al., 2001) นอกจากนี้จุด Peak C ยังมีความสัมพันธ์กับน้ำหนักโมเลกุลของสารอินทรีย์โดยสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลน้อยจะทำให้ความเข้มแสงฟลูออเรสเซนซ์มีค่าต่ำ (Stewart and Wetzel, 1980) และยังสามารถใช้บอกความไม่ชอบน้ำ (Hydrophobicity) ของสารประกอบอินทรีย์โดยพบว่ายิ่งสารประกอบอินทรีย์มีความไม่ชอบน้ำมาก Emission wavelength (Em) ก็จะมีค่ามาก (Wu et al., 2003) ยิ่งไปกว่านั้นได้มีการศึกษาพบว่า ณ จุด peak T มีความสัมพันธ์กับปริมาณความต้องการออกซิเจนของแบคทีเรีย (biological oxygen demand, BOD) (Reynolds and Ahmad, 1999; Hudson et

al., 2008) และสามารถชี้จุดดังกล่าวในการหาความสัมพันธ์ของปฏิกิริยาทางชีวภาพของแพลงก์ตอน
ในน้ำรวมถึงอัตราการเมตาบอลิซึมของสาหร่าย (Bierozza et al., 2009)

นอกจากงานวิจัยที่ได้กล่าวมาแล้ว ยังมีงานวิจัยอื่นๆที่ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับลักษณะ
ของสารอินทรีย์ด้วย ฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโคปี ซึ่งผลการศึกษาเกี่ยวกับช่วงความยาวคลื่น
กระตุ้น (Excitation wavelength, nm_{Ex}) และความยาวคลื่นการคายพลังงาน (Emission wavelength,
nm_{Em}) ได้รวบรวมและแสดงไว้ในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ช่วง Excitation (nmEx)/Emission (nmEm) กับลักษณะของสารอินทรีย์

Fluorescent organic matter	Excitation (nm _{Ex})/Emission (nm _{Em})
Tyrosine-like and protein-like substances	220-275/300-305 (Wolfbeis, 1985)
	275/310 (Coble, 1996)
	270-280/300-320 (Leenheer et al., 2003)
	270-275/300-302 (Yamashita et al., 2003)
Tryptophan-like and protein-like substances	220-275/340-350 (Wolfbeis, 1985)
	275/340 (Coble, 1996)
	270-280/320-350 (Leenheer et al., 2003)
	280/342-346 (Yamashita et al., 2003)
Fulvic acids and fulvic-like substances	330-350/420-480 (Coble, 1996)
	290-340/395-430 (Baker and Genty 1999)
	320-340/410-430 (Baker, 2001)
	315/437-441 (Yamashita et al., 2003)
Humic acids and humic-like substances	260/460, 310/440 (Sierra 2005)
	250-260/380-460, 330-350/420-480 (Coble, 1996)
	235-255/435-465 (Nakajima et al., 2002)
	250-260/380-480, 330-350/420-480 (Leenheer et al., 2003)
	350-365/446-465 (Yamashita et al., 2003)
	265/525, 360/520 (Sierra, 2005)

2.4.4 ปัจจัยที่ส่งผลต่อฟลูออเรสเซนซ์สเปกโตรสโกปี

1) อุณหภูมิ (Temperature) อุณหภูมิที่เพิ่มขึ้นจะทำให้ความเข้มแสงของฟลูออเรสเซนซ์ลดลงเนื่องจากจะทำให้โมเลกุลเกิดการชนกันมากขึ้น การที่โมเลกุลที่อยู่ในสถานะกระตุ้นชนกับโมเลกุลที่อยู่ในสถานะพื้นจะทำให้เกิด Internal Conversion (IC) เป็นเหตุให้ความเข้มแสงของฟลูออเรสเซนซ์ที่วัดได้มีค่าลดลง

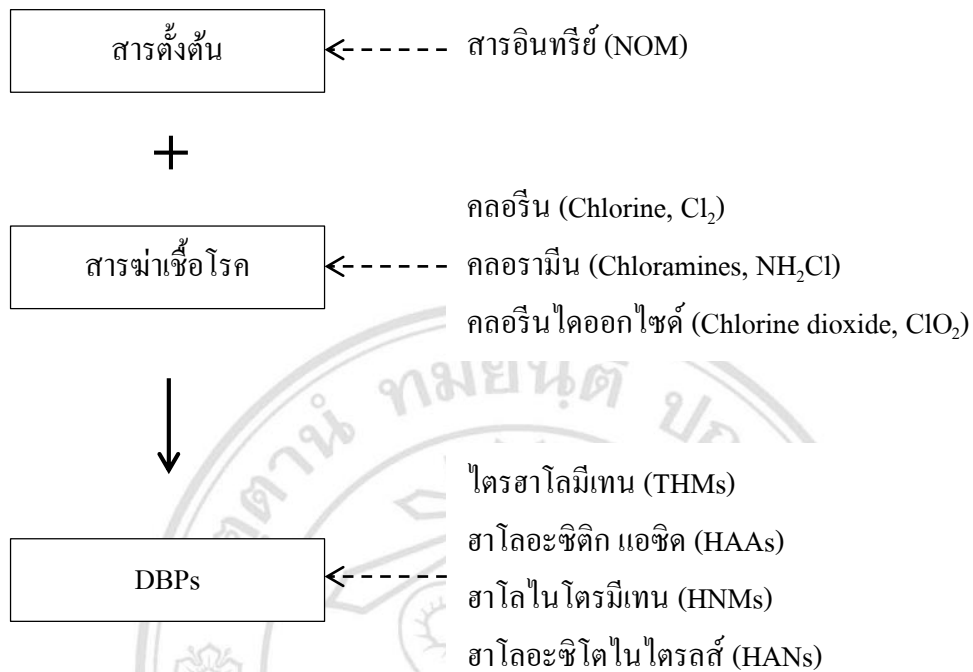
2) พีเอช (pH) เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงพีเอชอาจทำให้สารประกอบในน้ำที่อยู่ในรูปของโมเลกุลเปลี่ยนไปอยู่ในรูปไอออนการเปลี่ยนแปลงดังกล่าวช่วยอมทำให้ความเข้มแสงของฟลูออเรสเซนซ์เปลี่ยนแปลงไป

3) ออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen) ออกซิเจนที่ละลายอยู่ในสารละลายอาจจะไปลดความเข้มแสงของฟลูออเรสเซนซ์เนื่องจากอาจเกิดออกซิเดชันกับสารที่ให้แสงฟลูออเรสเซนซ์

4) สารเคมีอื่นๆที่เจือปน (Impurities) หากในสารละลายมีสารเคมีเจือปนอาจทำให้ความเข้มแสงของฟลูออเรสเซนซ์เปลี่ยนแปลงไปเนื่องจากสารเจือปนอาจไปดูดกลืนแสงหรือให้แสงออกมาที่ความยาวคลื่นเดียวกันกับแสงที่ให้ออกมาจากสารตัวอย่าง

2.5 ผลิตผลพลอยได้จากการทำปฏิกิริยาของสารฆ่าเชื้อโรคกับสารอินทรีย์ในน้ำ (Disinfection by-products, DBPs)

ผลิตผลพลอยได้ (Disinfection by-products, DBPs) เป็นผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการทำปฏิกิริยาระหว่าง สารฆ่าเชื้อโรค (Disinfectants) และสารอินทรีย์ที่หลงเหลืออยู่ในน้ำ (Richardson et al., 2007) ปฏิกิริยาระหว่างสารอินทรีย์และสารฆ่าเชื้อดังแสดงในภาพที่ 2.4



ภาพที่ 2.4 ปฏิกริยาระหว่างสารอินทรีย์และสารฆ่าเชื้อที่ก่อให้เกิด DBPs คัดแปลงจาก

DBPs นั้นสามารถส่งผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์เนื่องจากการศึกษาพบว่าเป็นสารก่อมะเร็ง อีกทั้งยังส่งผลต่อสิ่งแวดล้อมถึงก่อให้เกิดการกลายพันธุ์ (Ashbolt & Nicholas, 2004; Richardson, Plewa, Wagner, Schoeny, & DeMarini, 2007; Villanueva et al., 2004) การศึกษาเรื่อง DBPs ดำเนินมาเป็นระยะเวลายาวนานและมีการตรวจพบ DBPs มากกว่า 600 ชนิด

การศึกษาเกี่ยวกับชนิดของ DBPs นั้นได้มีการแบ่ง DBPs ออกเป็น 2 ประเภทหลัก ได้แก่ DBPs ที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบ (Carbon-containing DBPs, C-DBPs) เช่น ไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes, THMs) และ ฮาโลอะซีติก แอซิด (Haloacetic acids, HAAs) และ DBPs ที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ (Nitrogen-containing DBPs, N-DBPs) เช่น ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (Haloacetonitriles, HANs) ฮาโลไนโตรมีเทน (Halonitromethanes, HNMs) และ ฮาโลอะเซตามิด (Haloacetamides, HAcAms) (Krasner et al., 2006; Zhang et al., 2009) จากการศึกษาพบว่า N-DBPs มีความเป็นพิษมากกว่า C-DBPs (Muellner et al., 2007) นอกจากนี้ยังมีการศึกษาพบว่าลักษณะของ DBPs ที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันไปตามลักษณะของสารตั้งต้นซึ่งได้แก่สารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำ (Archer & Singer, 2006; Fabris et al., 2008; Sharp et al., 2006a; Sharp et al., 2006b)

DBPs สามารถเข้าสู่ร่างกายโดยเส้นทางต่างๆ ได้แก่ ปาก ทางเดินอาหาร ทางเดินหายใจ และการซึมผ่านผิวหนัง นอกจากนี้ยังมีรายงานการวิจัยของสถาบันมะเร็งแห่งชาติประเทศสหรัฐอเมริกา ซึ่งทำการทดลองกับหนู ในการทดลองนั้นจะให้หนูรับคลอโรฟอร์ม (Chloroform) ซึ่งเป็นสารประกอบในกลุ่ม THMs ในปริมาณที่แตกต่างกัน โดยหนูตัวผู้ได้รับคลอโรฟอร์มเป็นปริมาณ 90 และ 180 mg/kg เป็นเวลา 78 สัปดาห์และหนูตัวเมียได้รับคลอโรฟอร์มเป็นปริมาณ 125 และ 250 mg/kg เป็นเวลา 22 สัปดาห์แรกหลังจากนั้นจะให้คลอโรฟอร์มในปริมาณเท่ากับหนูตัวผู้จนครบ 111 สัปดาห์ ผลการทดลองพบว่าคลอโรฟอร์มทำให้หนูเป็นเนื้องอกที่ตับและสามารถทำให้เกิดมะเร็งในหนูที่ทดลอง นอกจากนี้พบว่าสารโบรมไฮโดรคาร์บอน (Bromohydrocarbon) เป็นอันตรายต่อยีนส์ของหนู โดยเป็นตัวเหนี่ยวนำทำให้เกิดเนื้องอกที่ตับและกระเพาะอาหารของหนู

ความสามารถในการก่อตัวของ DBPs (Disinfection by product formation potential, DBPFPs) เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้ในการศึกษาความเข้มข้นสูงสุดของ DBPs ที่อาจเกิดขึ้นได้เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารฆ่าเชื้อกับสารอินทรีย์ในน้ำ โดย DBPFPs นั้นเป็นผลต่างระหว่างความเข้มข้นของ DBPs หลังจากเติมคลอรีนด้วยปริมาณที่เหมาะสม แล้วปล่อยตัวอย่างไว้เป็นระยะเวลา 7 วัน ($DBPs_7$) กับความเข้มข้นเริ่มต้นของ DBPs ($DBPs_0$) ถ้าน้ำตัวอย่างเป็นน้ำตัวอย่างที่ไม่มีคลอรีนจะทำให้ $DBPs_0$ มีค่าเข้าใกล้ศูนย์ ค่า DBPFPs จะเท่ากับค่า $DBPs_7$ ยกตัวอย่างเช่น ความสามารถในการก่อตัวของไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes formation potential, THMFPS) สามารถหาได้ตามสมการที่ 2.1

$$THMs_7 - THMs_0 = THMFPS \quad \text{สมการที่ 2.1}$$

โดย

$THMs_7$ = ความเข้มข้นของ THMs ที่ตรวจวัดได้
หลังจาก เติมคลอรีนเป็นเวลา 7 วัน

$THMs_0$ = ความเข้มข้นของ THMs เริ่มต้น

THMFPS = ความสามารถในการก่อตัวของ THMs

2.6 ไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes, THMs)

สารไตรฮาโลมีเทน (Trihalomethanes, THMs) เป็น DBPs ชนิดหนึ่ง ซึ่งเป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอน 1 อะตอมเป็นองค์ประกอบมีสูตรทั่วไปคือ CHX_3 โดยตำแหน่งของ X อาจมีการแทนที่ด้วยฟลูออรีน (F) ไอโอดีน (I) คลอรีน (Cl) โบรมีน (Br) หรือธาตุเหล่านี้รวมกัน สารกลุ่มที่พบ

มากในน้ำประปามี 4 ชนิด ได้แก่ คลอโรฟอร์ม (Chloroform, CF) หรือไตรคลอโรมีเทน (Trichloromethane, TCM) โบรโมไดคลอโรมีเทน (Bromodichloromethane, BDCM) ไดโบรโมคลอโรมีเทน (Dibromochloromethane, DBCM) และโบรโมฟอร์ม (Bromoform, BF) หรือไตรโบรโมมีเทน (Tribromomethane, TBM) ตัวอย่างชื่อและโครงสร้างของสารประกอบ THMs แสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ตัวอย่าง ชื่อและโครงสร้างของสารประกอบ THMs

Chloroform (CF)	CHCl_3	
Bromodichloromethane (BDCM)	CHBrCl_2	
Dibromochloromethane (DBCM)	CHBr_2Cl	
Bromoform (BF)	CHBr_3	

THMs ถูกตรวจพบครั้งแรกในปี ค.ศ. 1974 จากการตรวจสอบน้ำตัวอย่างที่ถูกเติมคลอรีนต่อมาในปี ค.ศ.1975 USEPA ได้นำน้ำตัวอย่างจาก 80 เมืองในประเทศสหรัฐอเมริกามาตรวจสอบพบ THMs ซึ่งประกอบไปด้วย คลอโรฟอร์ม (CF), โบรโมไดคลอโรมีเทน (BDCM), ไดโบรโมคลอโรมีเทน (DBCM) และโบรโมฟอร์ม (BF) (Symons et al.,1975) สารดังกล่าวถูกนำไปตรวจสอบและพบว่า มีพิษต่อเซลล์ในตับและไตของหนูทดลองนอกจากนั้นยังมีผลเล็กน้อยต่อระบบสืบพันธุ์และระบบพัฒนาการ นอกจากนี้ คลอโรฟอร์ม โบรโมไดคลอโรมีเทนและโบรโมฟอร์ม สามารถก่อให้เกิด

เนื้องอกในส่วนลำไส้ใหญ่ของหนูทดลอง ก่อให้เกิดโรคมะเร็งในตับและไตเมื่อได้รับในปริมาณที่สูงตลอดช่วงชีวิต (IPCS, 2000)

ปัจจัยที่มีผลต่อการก่อตัวของ THMs ได้แก่ ความเข้มข้นของสารตั้งต้น ปริมาณสารคลอรีน ระยะเวลาการทำปฏิกิริยา ความขุ่น อุณหภูมิ และพีเอช ปัจจัยดังกล่าวและผลต่อการก่อตัวของ DBPs ได้สรุปและแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการก่อตัวของ THMs

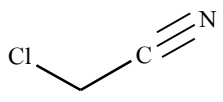
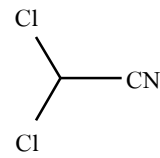
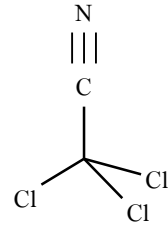
ปัจจัยที่เกี่ยวข้อง	ผลต่อการเกิด THMs	อ้างอิง
เวลาสัมผัส	เมื่อระยะเวลาสัมผัสระหว่างสารตั้งต้น เช่น คาร์บอนอินทรีย์กับสารฆ่าเชื้อมีมากขึ้น โอกาสในการก่อตัวของ DBPs จะมีมากขึ้น	(Department of Environmental and labor, 2000)
ปริมาณสารคลอรีน	การทำปฏิกิริยาของคลอรีนกับสารฆ่าเชื้อจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีปริมาณคลอรีนเพิ่มขึ้น	
ความขุ่น	ความขุ่นจะขัดขวางการเข้าทำปฏิกิริยาระหว่างสารฆ่าเชื้อกับสารอินทรีย์ส่งผลให้การก่อตัวของ DBPs ลดลง	
อุณหภูมิของน้ำ	ประสิทธิภาพการก่อตัวของ DBPs จะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิของน้ำเพิ่มขึ้น	
พีเอช	ภายใต้สภาวะที่อุณหภูมิ TOC และ ปริมาณคลอรีนคงที่ ความเข้มข้นของ DBPs จะลดลงเมื่อค่า pH ลดลง	
ความเข้มข้นของสารตั้งต้น	ความเข้มข้นของ DBPs ทั้งหมดจะเพิ่มขึ้น เมื่อสารตั้งต้นเพิ่มขึ้น สารตั้งต้นดังกล่าว เช่น คาร์บอนอินทรีย์	

2.7 ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (Haloacetonitriles, HANs)

ฮาโลอะซิโตไนไตรล์ (Haloacetonitriles, HANs) เป็น DBPs ชนิดหนึ่ง ซึ่งเป็นสารประกอบฮาโลเจนที่มีคาร์บอนและไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ มีสูตรทั่วไปคือ $CN-CH_mY_{3-m}$ โดยตำแหน่ง

ของ Y อาจแทนที่ด้วยคลอรีน (Cl) หรือ โบรมีน (Br) หรือ ทั้งคลอรีนและโบรมีนรวมกัน โดย m จะมีค่าระหว่าง 0-2 ตัวอย่างสารกลุ่มที่มีการศึกษาพบมาก ได้แก่ โมโนคลอโรอะซิโตนไนไตรล์ (Monochloroacetonitrile, MCAN) ไดคลอโรอะซิโตนไนไตรล์ (Dichloroacetonitrile, DCAN) และ ไตรคลอโรอะซิโตนไนไตรล์ (Trichloroacetonitrile, TCAN) โครงสร้างของสารประกอบ HANs แสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ตัวอย่าง ชื่อและโครงสร้างของสารประกอบ HANs

Monochloroacetonitrile (MCAN)	ClCH_2CN	
Dichloroacetonitrile (DCAN)	Cl_2CHCN	
Trichloroacetonitrile (TCAN)	CCl_3CN	

MCAN มักถูกใช้ในการกำจัดศัตรูพืช เกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่าง คลอรีนกับกรดฮิวมิก (Meier et al., 1985) DCAN เป็น DBPs ที่มักถูกตรวจพบในน้ำดื่ม (Fielding and Horth, 1986) มักเกิดจากการทำปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนกับ สารฮิวมิก (Meier et al., 1985; Horth, 1989) หรือคลอรีนกับ กรดอะมิโน (Horth, 1989) การศึกษาของ Krasner et al. (1989) พบว่า DCAN ถูกตรวจพบในน้ำดื่มซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.2 $\mu\text{g/L}$ องค์การอนามัยโลกได้กำหนดค่ามาตรฐานไว้ที่ 90 $\mu\text{g/L}$ สำหรับ DCAN ในน้ำดื่ม (WHO, 1994) และ TCAN มักถูกใช้ในยาฆ่าแมลง (Sax and Lewis, 1987) มักเกิดจากปฏิกิริยาระหว่าง คลอรีนกับ กรดฮิวมิก (Curieux et al. 1994) องค์การอนามัยโลกได้กำหนดค่ามาตรฐาน TCAN ในน้ำดื่มไว้ที่ 1 $\mu\text{g/L}$ (WHO, 1994) ในการศึกษา TCAN พบว่ามีมีแนวโน้มทำให้ตัวอ่อนในสัตว์ทดลองตายหรือเกิดความผิดปกติ (Smith et al., 1988)

2.8 ค่ามาตรฐานที่เกี่ยวข้อง

เนื่องจากความเป็นพิษของ DBPs จึงมีการกำหนดมาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุด (Maximum contaminant level, MCLs) เพื่อเป็นการลดผลกระทบต่อสุขภาพของมนุษย์ มาตรฐานค่าความเข้มข้นสูงสุดของ DBPs ในน้ำประปา ดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 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
Thailand***	CHCl ₃	200
	CHCl ₂ Br	60
	CHClBr ₂	100
	CHBr ₃	100
	CHCl ₃	60
Japan	CHCl ₂ Br	30
	CHClBr ₂	10
	CHBr ₃	90
Italy	THMs	30
Germany	THMs	50
Spain	THMs	100
Austria	THMs	30
Belgium	THMs	30

หมายเหตุ * อยู่ในระหว่างการกำหนดมาตรฐานสำหรับ THMs แต่ละชนิด

** ค่าเฉลี่ยตลอดทั้งปี

*** กำหนดค่ามาตรฐานตามคำแนะนำขององค์การอนามัยโลก (WHO) ปี 2536

2.9 การแยกแฟรกชันโดยใช้เรซิน (Resin fractionation)

การแยกแฟรกชันโดยใช้เรซิน (Resin Fractionation) เป็นกระบวนการที่ใช้แยกชนิดของสารอินทรีย์ตามลักษณะทางเคมี (AWWA, 1993) ในเบื้องต้นสามารถแยกออกเป็น 2 ชนิด ชนิดแรก ได้แก่ สารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic organic matter, HPI) และสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic organic matter, HPO) มีการศึกษาเกี่ยวกับสารอินทรีย์ทั้งสองชนิดและพบว่าสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำมีโครงสร้างเป็นแบบอะโรมาติกมากกว่าสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Marhaba et al., 2003) นอกจากนี้การศึกษาของ Leenheer, Noyes และคณะ (1982) Leenheer และ Noyes (1984) Reckhow และคณะ (1992) ได้ศึกษาเกี่ยวกับการแบ่งลักษณะและกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์ที่ผ่านการแยกองค์ประกอบโดยใช้เรซิน ข้อมูลดังกล่าวแสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 การแบ่งลักษณะกลุ่มทางเคมีของสารอินทรีย์หลังผ่านกระบวนการแฟรกชัน

HPO	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	Neutrals	Proteins, aromatic amines, high MW alkyl amines
HPI	Acids	Hydroxy acids, sugar, sulfonics, low MW alkyl monocarboxylic and dicarboxylic acids	
	Bases	Amino acids, purines, pyrimidines, low MW alkyl amine	

10 การดูดซับ (Adsorption)

2.10.1 หลักการของการดูดซับ

กระบวนการดูดซับเป็นปรากฏการณ์ที่ตัวถูกดูดซับถูกเคลื่อนย้ายจากน้ำเข้าสู่พื้นผิวของตัวกลางดูดซับโดยการดูดซับจะเกิดขึ้นระหว่างเฟส 2 เฟส โดยเกิดปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นที่พื้นที่ผิวสัมผัส (Interface) ซึ่งเป็นพื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างของเหลวและแก๊ส ของแข็งและแก๊ส ของแข็งและของเหลว ของเหลวและของเหลวโดยสารที่ผิวเกิดการดูดซับเรียกว่า ตัวดูดซับ (Adsorbent) ส่วนสารที่ถูกดูดซับเรียกว่า ตัวถูกดูดซับ (Adsorbate)

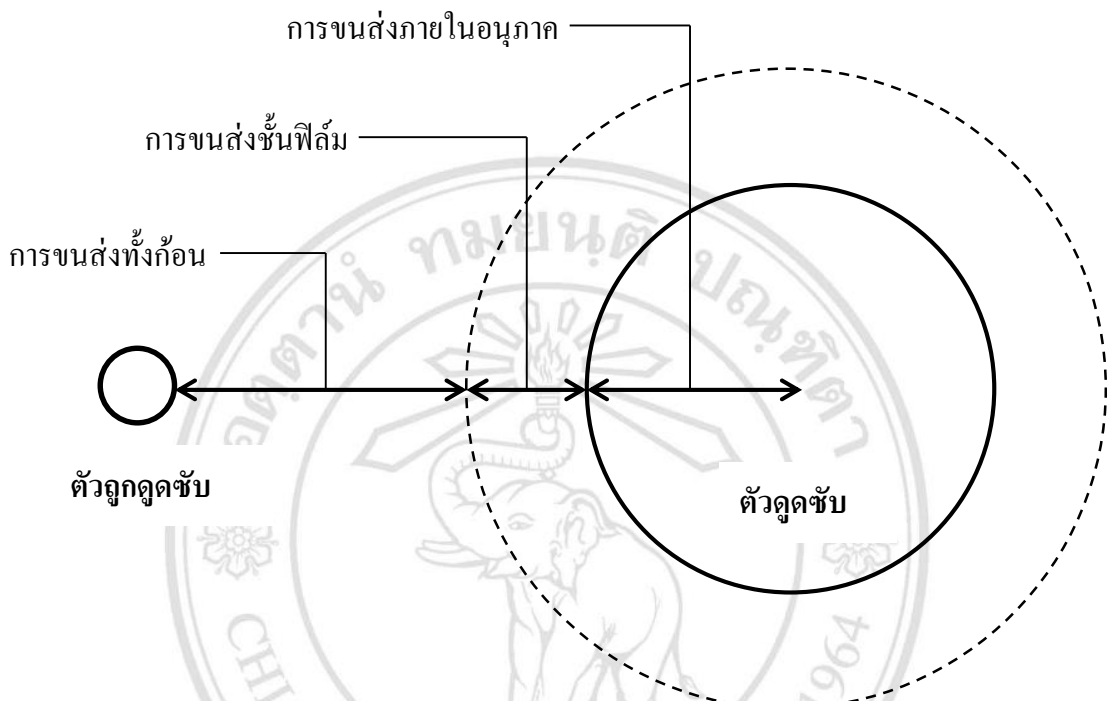
2.10.2 กลไกการดูดซับ

- 1) การแพร่ภายนอก (External diffusion) เป็นกระบวนการที่ตัวถูกดูดซับซึ่งได้แก่สารต่างๆที่ต้องการบำบัดออกจากน้ำจะแพร่ผ่านชั้นฟิล์มของตัวดูดซับ ชั้นฟิล์มของตัวดูดซับนั้นอาจเป็นชั้นของเหลวบางๆที่หุ้มรอบๆตัวดูดซับ
- 2) การแพร่ภายใน (Internal diffusion) โมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะแพร่เข้าสู่รูพรุนหรือโพรงของตัวดูดซับทำให้เกิดการดูดซับ
- 3) ปฏิกิริยาพื้นผิว (Surface reaction) เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วโดยโมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะติดที่ผิวของตัวดูดซับหากเทียบกับกระบวนการแพร่แล้วกระบวนการนี้ถือว่าเกิดขึ้นรวดเร็วกว่ามาก ทำให้ความต้านทานจากกระบวนการนี้มักไม่ถูกนำมาพิจารณา

2.10.3 ลำดับขั้นตอนของการดูดซับในน้ำ

- 1) การขนส่งทั้งก้อน (Bulk transfer) การขนส่งทั้งก้อน (Bulk transfer) จะเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วโดยโมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะเคลื่อนที่ไปยังบริเวณฟิล์มหรือโมเลกุลที่ล้อมรอบตัวดูดซับ
- 2) การขนส่งชั้นฟิล์ม (Film transport) โมเลกุลของตัวถูกดูดซับจะแทรกตัวผ่านชั้นฟิล์มหรือโมเลกุลที่ล้อมรอบตัวดูดซับโดยกระบวนการนี้สามารถเรียกได้ว่าเป็นกระบวนการแพร่ผ่านฟิล์ม (film diffusion) ซึ่งเป็นหนึ่งในขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับ
- 3) การขนส่งภายในอนุภาค (Interparticle transport) โมเลกุลของตัวถูกละลายจะเคลื่อนที่เข้าสู่รูพรุนของตัวดูดซับ โดยกระบวนการนี้สามารถเรียกได้ว่าเป็นกระบวนการแพร่เข้าสู่โพรงหรือรูพรุน (Pore diffusion) ซึ่งเป็นหนึ่งในขั้นตอนที่จำกัดอัตราการดูดซับเช่นเดียวกัน
- 4) การดูดซับ (Adsorption) ขั้นตอนสุดท้ายของกระบวนการดูดซับซึ่งโมเลกุลของสารต่างๆจะถูกดูดซับบนตัวดูดซับ โดยจะมีปฏิสัมพันธ์ระหว่างหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวและโครงสร้างโมเลกุลของตัวถูกดูดซับ

กระบวนการข้างต้นเป็นขั้นตอนในกระบวนการดูดซับหรืออาจเรียกว่าเป็นขั้นตอนการเคลื่อนย้ายโมเลกุลของตัวถูกดูดซับเข้าสู่ตัวดูดซับ แผนภาพสรุปกระบวนการดังกล่าวแสดงในภาพที่ 2.5



ภาพที่ 2.5 ขั้นตอนการเคลื่อนย้ายโมเลกุลของตัวถูกดูดซับเข้าสู่ตัวดูดซับ (ดัดแปลงจาก มั่นสิน, 2542)

2.10.4 ประเภทของการดูดซับ

1) การดูดซับทางกายภาพ (Physical adsorption) เป็นการดูดซับด้วยแรงยึดเหนี่ยวระหว่างโมเลกุลอย่างอ่อนๆ และเป็นแรงที่ไม่กำหนดทิศทาง เช่น แวนเดอร์วาลส์ หรือ พันธะไฮโดรเจน โดยจะไม่มีพลังงานเข้ามาเกี่ยวข้อง ความร้อนของการดูดซับมีค่าน้อยสามารถกำจัดตัวถูกดูดซับออกจากผิวของวัสดุดูดซับได้ง่ายและอาจเกิดการดูดซับแบบเชิงซ้อนได้ (Multilayer) โดยการดูดซับชนิดนี้สามารถเกิดได้ที่อุณหภูมิปกติและจะเกิดอย่างรวดเร็วทันทีที่โมเลกุลเคลื่อนที่มาสัมผัสบริเวณผิวหน้าตัวดูดซับ ความสามารถในการดูดซับจะลดลงเมื่อมีการเพิ่มอุณหภูมิหรือเพิ่มความดัน เนื่องจากตัวถูกดูดซับจะเคลื่อนที่ออกจากตัวดูดซับ (Desorption) ซึ่งวิธีการเพิ่มอุณหภูมิหรือเพิ่มความดันนั้นจะใช้ในกรณีที่ต้องการนำตัวดูดซับที่ใช้แล้วกลับมาใช้ใหม่อีกครั้ง

2) การดูดซับทางเคมี (Chemical adsorption) เป็นการดูดซับที่เกิดขึ้นเมื่อตัวถูกดูดซับเกิดพันธะเคมีกับตัวดูดซับ เช่น การใช้วาเลนซ์อิเล็กตรอนร่วมกัน เป็นต้น ซึ่งจะส่งผลให้ตัวถูกดูดซับเดิมเกิดการเปลี่ยนแปลง คือ มีการทำลายแรงยึดเหนี่ยวระหว่างอะตอมหรือกลุ่มอะตอมเดิม จากนั้นจะมีการจัดเรียงอะตอมเป็นสารประกอบใหม่โดยมีพันธะเคมีซึ่งเป็นพันธะที่แข็งแรง มีพลังงานกระตุ้นเข้ามาเกี่ยวข้อง ความร้อนของการดูดซับมีค่าสูง พันธะทางเคมีที่เกิดขึ้นเป็นแรงยึดเหนี่ยวที่มีความแข็งแรง จึงทำให้การกำจัดตัวถูกดูดซับออกจากวัสดุดูดซับทำได้ยากหรือนำกลับมาใช้ใหม่ได้ยาก เพราะองค์ประกอบที่ถูกดูดซับมีการเปลี่ยนแปลงสมบัติทางเคมีและการดูดซับจะเป็นแบบชั้นเดียว (Monolayer)

3) การดูดซับแบบแลกเปลี่ยน (Exchange) เป็นการดูดซับที่เกิดขึ้นเมื่อตัวถูกดูดซับกับตัวดูดซับเป็นไอออนที่มีประจุตรงข้ามกัน อาจเกิดจากการแทนที่ของประจุที่ผิวของวัสดุดูดซับกับไอออนของตัวถูกดูดซับ

4) การดูดซับแบบเจาะจง (Specific adsorption) เป็นการดูดซับที่เกิดขึ้นเมื่อมีแรงยึดเหนี่ยวระหว่างโมเลกุลตัวดูดซับกับตัวถูกดูดซับที่มีหมู่ฟังก์ชันแนลอยู่บนผิว แต่จะไม่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของตัวดูดซับ การดูดซับชนิดนี้จะมีค่าพลังงานในการยึดเหนี่ยวอยู่ระหว่างพลังงานของการดูดซับทางกายภาพและการดูดซับทางเคมี การดูดซับที่เกิดขึ้นนั้นจะขึ้นอยู่กับชนิดของตัวดูดซับกับตัวถูกดูดซับชนิดนั้นๆ

2.10.5 ปัจจัยที่ส่งผลต่อการดูดซับ

1) ขนาดและพื้นที่ผิวของตัวดูดซับ ความสามารถในการดูดซับนั้นมีความสัมพันธ์กับพื้นที่ผิวจำเพาะ เนื่องจากตัวดูดซับที่มีพื้นที่ผิวมากจะสามารถดูดซับโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับได้มาก ในทางตรงกันข้ามตัวดูดซับที่มีพื้นที่ผิวน้อยจะสามารถดูดซับโมเลกุลของสารที่ถูกดูดซับได้น้อย โดยอัตราการดูดซับนั้นจะแปรผกผันกับขนาดของตัวดูดซับ เช่น ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) จะมีอัตราเร็วในการดูดซับสูงกว่าถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (GAC)

2) ลักษณะของสารดูดซับและขนาดโมเลกุลของตัวดูดซับ การดูดซับจะเพิ่มมากขึ้นเมื่อความสามารถของตัวถูกละลายลดลงสาเหตุเพราะในการดูดซับตัวถูกละลายจะต้องถูกแยกออกจากตัวทำละลาย ดังนั้นสารที่ไม่ละลายน้ำ หรือละลายได้น้อยจะสามารถถูกดูดซับได้ดีกว่าสารที่ละลายน้ำได้ดี นอกจากนี้ขนาดของสารหรือโมเลกุลมีความสัมพันธ์กับการดูดซับ คือ ถ้าอัตราการ

เคลื่อนที่ภายในรูพรุนเป็นอัตราควบคุมกลไกแล้วความสามารถในการดูดซับจะแปรผกผันกับขนาดโมเลกุลของตัวดูดซับ ดังนั้นเมื่อน้ำหนักโมเลกุลเพิ่มขึ้นความสามารถในการดูดซับจะลดลง (ประรัชกรณ์, 2546)

3) พีเอช ตามปกติแล้วพีเอชจะมีอิทธิพลต่อการแตกตัวเป็นไอออนและการละลายน้ำของสารต่างๆ ดังนั้นจึงส่งผลต่อการดูดซับด้วย

4) อุณหภูมิ มีอิทธิพลต่ออัตราเร็วและความสามารถในการดูดซับเนื่องจากอัตราเร็วเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มของอุณหภูมิและลดลงตามการลดของอุณหภูมิแต่ขีดความสามารถในการดูดซับจะลดลงที่อุณหภูมิและจะเพิ่มขึ้นที่อุณหภูมิต่ำเนื่องจากการดูดซับเป็นปฏิกิริยาแบบคายความร้อน

5) เวลาสัมผัส จะมีผลต่อประสิทธิภาพของการดูดซับ โดยเวลาที่สัมผัสมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของการดูดซับในช่วงเวลาหนึ่งเท่านั้น หากเวลาที่สัมผัสเลยจากช่วงนี้ไปแล้วก็จะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการดูดซับเลย

6) อัตราเร็วในการดูดซับ อาจขึ้นอยู่กับ การแพร่ผ่านฟิล์มของตัวดูดซับ (film diffusion) หรือการแพร่ของโมเลกุลของตัวถูกดูดซับเข้าสู่รูพรุนของตัวดูดซับ (pore diffusion) แล้วแต่ความปั่นป่วนของระบบ หากน้ำมีความปั่นป่วนต่ำ ฟิล์มน้ำรอบๆตัวดูดซับจะมีความหนาแน่นมากทำให้เกิดอุปสรรคต่อการเคลื่อนที่ของโมเลกุลที่จะเข้าไปในตัวดูดซับ ดังนั้นการแพร่ผ่านฟิล์มของตัวดูดซับจะเป็นปัจจัยที่กำหนดอัตราเร็วของการดูดซับ ในทางตรงกันข้ามถ้ามีความปั่นป่วนสูง จะเกิดฟิล์มบาง ทำให้การแพร่เข้าสู่รูพรุนของตัวดูดซับจะเป็นปัจจัยกำหนดอัตราเร็วของการดูดซับ โดยความปั่นป่วนในถังการดูดซับหมายถึงความเร็วของน้ำที่ผ่านถึงต่อหน่วยพื้นที่หน้าตัดซึ่งตามทฤษฎีหากเพิ่มความเร็วจะทำให้อัตราการดูดซับเพิ่มขึ้นเนื่องจากความปั่นป่วนสูงขึ้น (ประรัชกรณ์, 2546)

2.10.6 สมดุลการดูดซับ (Adsorption equilibrium)

เมื่อเกิดปฏิกิริยาการดูดซับในน้ำ ตัวถูกดูดซับหรือมลสารที่ต้องการดูดซับจะมีความเข้มข้นลดลงเรื่อยๆ จนถึงระยะเวลาหนึ่งความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับในน้ำจะมีค่าลดลงน้อยมากหรือเรียกได้ว่าคงที่หรือไม่มีการลดลงอีก สถานะดังกล่าวถือว่าเป็นสถานะที่ความเข้มข้นบริเวณผิวของตัวดูดซับมีความเข้มข้นเท่ากับความเข้มข้นของตัวถูกดูดซับในน้ำ สถานะดังกล่าวคือ สถานะสมดุลของ

การดูดซับ ซึ่งในแง่กลศาสตร์ได้อธิบายสภาวะดังกล่าวไว้ว่า เป็นสภาวะที่มีค่าอัตราดูดซับและอัตราคายมวลสารในปริมาณที่เท่ากัน

2.10.7 ไอโซเทอมการดูดซับ (Adsorption isotherm)

ไอโซเทอมการดูดซับเป็นการศึกษาพฤติกรรมของการดูดซับของตัวดูดซับและสามารถใช้อธิบายสมรรถนะการทำงานของตัวดูดซับได้ สมการไอโซเทอมการที่สำคัญ ได้แก่ สมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิช (Freundlich Isotherm) และสมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์ (Langmuir Isotherm)

1) สมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิช (Freundlich Isotherm) สมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชมักถูกใช้บ่อยครั้งในการอธิบายลักษณะของตัวดูดซับที่ใช้ในการบำบัดน้ำโดยเฉพาะกรณีที่ใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวดูดซับ สมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชดังแสดงในสมการที่ 2

$$x/m = K_f C_e^{1/n}$$

$$\log \frac{x}{m} = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

สมการที่ 2.2

โดย

x/m = มวลของตัวถูกดูดซับต่อมวลของตัวดูดซับ (มก. / ก.)

K_f = Freundlich capacity factor

$1/n$ = Freundlich intensity parameter

C_e = ความเข้มข้นที่สมดุลของตัวถูกดูดซับ (มก. / ล.)

สมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชมีลักษณะพิเศษคือในกรณีที่ความเข้มข้นที่สมดุลต่ำมาก (C_e เข้าใกล้ 0) สมการก็ยังคงสามารถแสดงค่าความสามารถในการดูดซับได้แต่ในกรณีที่ความเข้มข้นสูงขึ้นไปอย่างไม่มีขีดจำกัดสมการก็ยังคงแสดงความสามารถในการดูดซับสูงขึ้นไปอย่างไม่มีขีดจำกัดเช่นกันซึ่งเป็นไปไม่ได้ในทางทฤษฎี ดังนั้นการใช้พารามิเตอร์จากสมการไอโซเทอมแบบฟรุนดลิชนั้นมักใช้ค่า K_f และ $1/n$ ในแง่การประเมินความชอบระหว่างตัวดูดซับและตัวถูกดูดซับ

2) สมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์ (Langmuir Isotherm) สมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์ตั้งอยู่บนสมมติฐานสำคัญ 4 ข้อ ได้แก่ ข้อแรก การดูดซับนั้นจะเกิดขึ้นบริเวณตำแหน่งดูดซับบนพื้นผิวเท่านั้น ข้อที่สอง ณ พื้นที้นั้นตัวกลางดูดซับสามารถเกิดปฏิกิริยสัมพันธ์ได้กับมลสารเป้าหมายเท่านั้น ข้อที่สาม อนุมาณให้พลังงานในการดูดซับเท่ากันตลอดทุกตำแหน่งบนพื้นผิวของตัวดูดซับ และข้อที่สี่ ไม่มีแรงกระทำใดๆระหว่างตัวมลสาร

จากนิยามทั้ง 4 ข้อของสมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์ หมายความว่าในแต่ละตำแหน่งดูดซับบนพื้นผิวตัวกลางดูดซับ (Adsorption site) จะสามารถดูดซับสารได้เพียงชั้นเดียวและมีปริมาณพื้นที่จำเพาะจำกัดต่อหนึ่งหน่วยน้ำหนักของตัวกลางดูดซับ ดังนั้นย่อมหมาความว่าพื้นที่ผิวของตัวกลางดูดซับเมื่อถูกปกคลุมด้วยมลสารทั้งหมดยอมทำให้ตัวกลางดูดซับสิ้นความสามารถในการดูดซับสารเพิ่ม สามารถกล่าวได้ว่าการดูดซับเป็นแบบชั้นเดียว (monolayer adsorption) สมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์ดังแสดงในสมการที่ 2.3

$$x/m = \frac{abC_e}{1+bC_e}$$

$$\frac{C_e}{x/m} = \frac{1}{ab} + \frac{C_e}{a}$$

สมการที่ 2.3

โดย

x/m = มวลของตัวถูกดูดซับ ต่อ มวลของตัวดูดซับ (มก. / ก.)

a, b = ค่าคงที่

C_e = ความเข้มข้นที่สมดุลของตัวถูกดูดซับ (มก. / ลิ.)

การดูดซับในน้ำนั้น ข้อมูลที่วัดได้มักแสดงผลโดยสมการไอโซเทอมแบบแลงเมียร์และแบบฟรุนดลิช แต่จะเหมาะกับสมการไอโซเทอมแบบใดนั้น ขึ้นอยู่กับลักษณะของการดูดซับ ในกรณีที่มีการใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวดูดซับสารประกอบอินทรีย์จากน้ำมักใช้การแสดงผลไอโซเทอมในรูปแบบสมการฟรุนดลิชได้ดีกว่าแบบแลงเมียร์แต่จากการศึกษาพบว่าสมการแบบฟรุนดลิชมีช่วงความเข้มข้นสมดุลที่เข้ากันได้ดีกับสมการก่อนข้างแควบ หากใช้กับการบำบัดสารที่มีความเข้มข้นสูงหรือต่ำมากๆจะทำให้ค่าที่ได้อาจไม่สอดคล้องกับสมการ ดังนั้นในบางกรณีอาจต้องพิจารณาโดยใช้สมการแลงเมียร์

2.11 ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon)

ถ่านกัมมันต์เป็นตัวดูดซับที่นิยมใช้เนื่องจากมีความสามารถในการดูดซับกลิ่น ดูดซับแก๊ส และมีความสามารถในการกำจัดสีตกค้างในน้ำทำให้น้ำสะอาดบริสุทธิ์โดยถ่านกัมมันต์สามารถผลิตจากวัสดุหลายชนิดที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลัก เช่น ถ่านหิน ถ่านลิกไนต์ ถ่าน ไม้ และวัสดุจากชีวมวลและผลิตภัณฑ์ที่เหลือใช้จากการเกษตร เป็นต้น โดยทั่วไปวัสดุที่นำมาผลิตถ่านกัมมันต์จะมีพื้นที่ผิวประมาณ 10 ตร.ม.ต่อกรัม จึงมีกระบวนการเร่งประสิทธิภาพ (activation process) เพื่อเพิ่มพื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ให้สูงขึ้นทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น โดยถ่านกัมมันต์ที่ผ่านกระบวนการดังกล่าวอาจมีพื้นที่ผิวสูงถึงประมาณ 1000 ตร.ม.ต่อกรัม ดังนั้นขั้นตอนในการผลิตถ่านกัมมันต์จะประกอบด้วย 2 ขั้นตอนหลัก ได้แก่ การเปลี่ยนวัตถุดิบให้กลายเป็นถ่านและขั้นตอนการเร่งประสิทธิภาพด้วยการสร้างรูพรุนและเพิ่มพื้นที่ผิว

ถ่านกัมมันต์ที่นิยมใช้มีอยู่ 2 ชนิด ได้แก่ ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (Powder Activated Carbon, PAC) และถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (Granular Activated Carbon, GAC) การเปรียบเทียบและข้อดีข้อเสียของถ่านกัมมันต์ทั้งสองชนิดแสดงในตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 การใช้งาน ข้อดี ข้อเสีย ของถ่านกัมมันต์ชนิดผงและชนิดเกล็ด

	ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC)	ถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด (GAC)
การใช้งานโดยทั่วไป	ใช้บำบัดน้ำที่มีกลิ่นและรสชาติที่ไม่พึงประสงค์ สามารถดูดซับสารอินทรีย์ที่ระดับความเข้มข้นต่ำๆ (<10 µg/L) รวมถึงสารพิษเช่นยาฆ่าแมลง เป็นต้น	ใช้บำบัดสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำผิวดินและใต้ดินและใช้บำบัดน้ำที่มีกลิ่นและรสชาติที่ไม่พึงประสงค์
ข้อดี	ใช้งานง่าย สามารถเติมได้โดยตรงตั้งแร้จุดเริ่มต้นของระบบบำบัดและสามารถแยกออกจากน้ำได้โดยการตกตะกอน	สามารถฟื้นฟูสภาพได้ง่ายมีค่าอัตราการใช้ถ่านกัมมันต์ (carbon usage rate) ต่ำกว่าถ่านกัมมันต์ชนิดผง

ตารางที่ 2.7 (ต่อ) การใช้งาน ข้อดี ข้อเสีย ของถ่านกัมมันต์ชนิดผงและชนิดเกล็ด

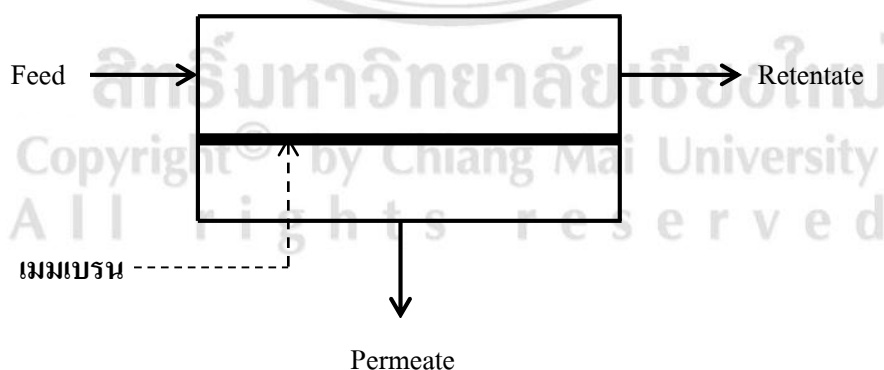
ข้อเสีย	ทำการฟื้นฟูสภาพได้ยาก มีค่าอัตราการ ใช้ถ่านกัมมันต์ (carbon usage rate) สูง กว่าถ่านกัมมันต์ชนิดเกล็ด	ต้องการระบบปฏิบัติการเฉพาะและ อาจเกิดการคายออกของสารที่ถูกดูด ซับไว้กลับสู่น้ำที่บำบัดแล้ว
---------	---	--

2.12 กระบวนการเมมเบรน

กระบวนการเมมเบรน (Membrane process) เป็นกระบวนการที่มีวัตถุประสงค์เพื่อแยกสารหรือเพิ่มความเข้มข้น หรือทำสารให้บริสุทธิ์ขึ้น สำหรับสารละลาย หรือก๊าซผสม กระบวนการเมมเบรนถูกค้นพบมานานกว่า 30 ปีและมีการพัฒนาขึ้นมาเป็นลำดับ จนปัจจุบันมีการใช้กระบวนการเมมเบรนในอุตสาหกรรมต่างๆ โดยอาจนำไปใช้แทนกระบวนการแยกธรรมดา หรือใช้เสริมในกระบวนการเดิม

2.12.1 หลักการของกระบวนการเมมเบรน

หลักการสำคัญของกระบวนการเมมเบรน คือ จะต้องมีแรงขับเคลื่อนที่ทำให้สารละลายไหลผ่านเมมเบรนและเกิดการแยกโดยผ่านแผ่นเมมเบรนเป็น 2 ส่วน คือ ส่วนรีเทนเตท (retentate) เป็นส่วนที่ถูกกักกันด้วยเมมเบรนและส่วนเพอมีเอท (permeate) ซึ่งเป็นส่วนที่ผ่านเมมเบรนโดยหลักการของการกรองด้วยเมมเบรนดังแสดงในภาพที่ 2.6



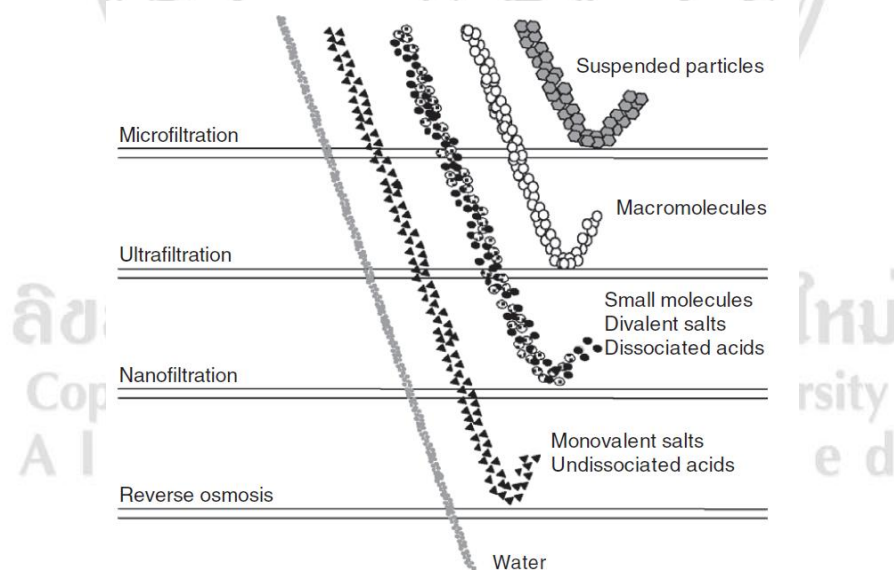
ภาพที่ 2.6 หลักการของกระบวนการกรองด้วยเมมเบรน

เมมเบรนที่ใช้งานอยู่ทั้งหมดนั้นส่วนใหญ่เป็นเมมเบรนที่มีการสังเคราะห์หรือผลิตขึ้น (Synthetic membrane) หรือ ไม่ใช้เมมเบรนจากธรรมชาติ ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่า เมมเบรน คือ

ตัวกลางซึ่งอาจเป็นฟิล์มบางๆ หรือหยดขนาดเล็กมากๆ ที่ทำหน้าที่กั้นระหว่าง 2 เฟส โดยทั่วไป เมมเบรนเป็นฟิล์มที่เป็นของแข็งหรืออาจเป็นของเหลว ซึ่งลักษณะที่สำคัญที่สุดของเมมเบรน คือ มีคุณสมบัติในการเลือกผ่านสารหนึ่งมากกว่าสารอื่น (semi-permeable/ perm selective membrane) การเลือกผ่านสารเป็นผลมาจากโครงสร้างทางเคมี หรือทางกายภาพ ซึ่งอาจพิจารณาได้จากขนาดรูพรุน หรือจากการมีประจุของเมมเบรน เป็นต้น (Kutklom, 2013)

2.12.2 ประเภทของเมมเบรน

กระบวนการบำบัดด้วยเมมเบรนเป็นกระบวนการบำบัดน้ำที่ถูกละเอียดอย่างแพร่หลายทั้งการบำบัดน้ำเสียและการบำบัดน้ำเพื่อผลิตน้ำประปา เมื่อพิจารณาเมมเบรนที่ใช้ในกระบวนการบำบัดจะสามารถแบ่งออกเป็น 4 ประเภทตามขนาดรูพรุนของเมมเบรน ได้แก่ Microfiltration (ขนาดรูพรุน 0.05-10 micron), Ultrafiltration (ขนาดรูพรุน 0.001-0.1 micron), Nanofiltration (ขนาดรูพรุน 0.005-0.0005 micron) and Reverse Osmosis (ขนาดรูพรุนน้อยกว่า 0.0005 micron หรือไม่มีรูพรุน) (Luque et al., 2008) โดยเมมเบรนแต่ละประเภทนั้นจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดต่างกัน ดังแสดงในภาพที่ 2.7

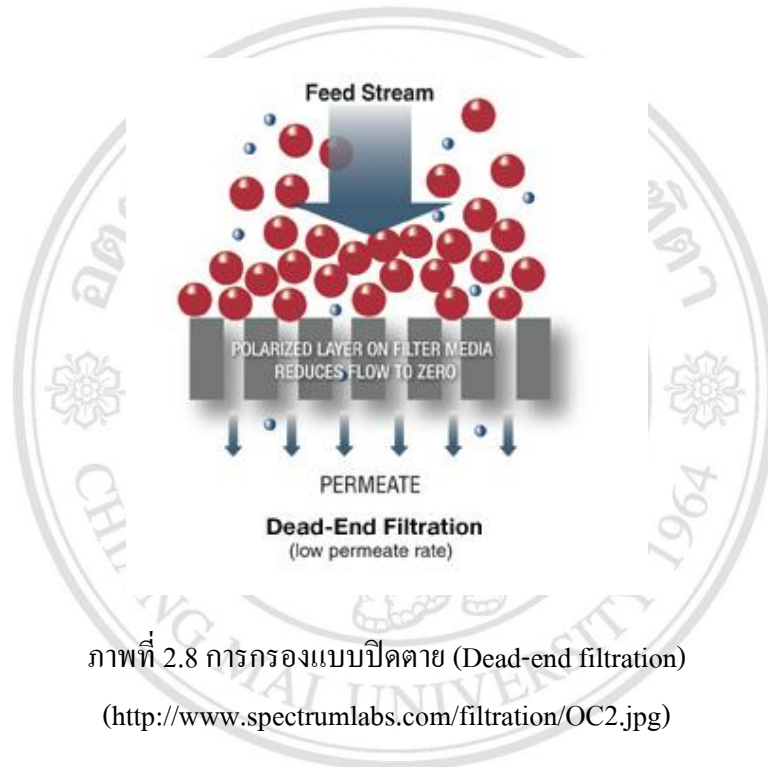


ภาพที่ 2.7 ประสิทธิภาพของกระบวนการเมมเบรน (Luque et al., 2008)

2.12.3 รูปแบบการดำเนินระบบ

กระบวนการเมมเบรนสามารถแบ่งรูปแบบการดำเนินระบบตามทิศทางการไหลของสารป้อนเป็น 2 รูปแบบ คือ

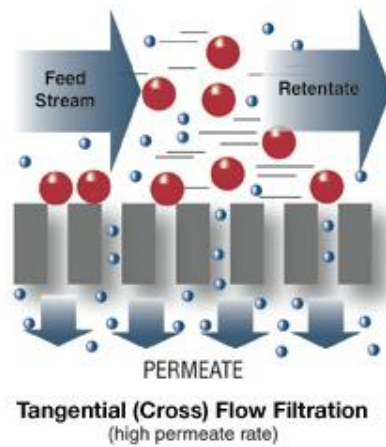
1) การป้อนสารละลายในทิศทางตั้งฉากกับเมมเบรน (Dead-end filtration) การป้อนสารละลายในทิศทางดังกล่าวทำให้เกิดการสะสมของอนุภาคบนผิวหน้าของเมมเบรนส่งผลให้มีค่าความต้านทานการกรองเพิ่มขึ้นและทำให้ค่าฟลักซ์ลดลงอย่างรวดเร็ว การกรองแบบนี้จะเหมาะสำหรับสารละลายที่มีความเข้มข้นไม่มากนัก กระบวนการกรองแบบปิดตายดังแสดงในภาพที่ 2.8



ภาพที่ 2.8 การกรองแบบปิดตาย (Dead-end filtration)

(<http://www.spectrumlabs.com/filtration/OC2.jpg>)

2) การป้อนสารละลายในทิศทางขนานกับเมมเบรนหรือตั้งฉากกับทิศทางการไหลของเพอมีเอท (Cross-flow filtration) การกรองแบบนี้สามารถลดการสะสมของอนุภาคที่ผิวหน้าเยื่อเมมเบรนได้ ดังนั้นจึงมีความเหมาะสมกับสารละลายที่มีความเข้มข้นสูง กระบวนการกรองแบบไหลขวางดังแสดงในภาพที่ 2.9



ภาพที่ 2.9 กระบวนการกรองแบบไหลขวาง (Cross-flow filtration)
 (<http://www.spectrumlabs.com/filtration/OC2.jpg>)

2.12.4 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการเมมเบรน

ตัวแปรที่แสดงสมรรถนะในกระบวนการเมมเบรน ได้แก่ ค่าความซึมผ่าน (Hydraulic permeability) คือปริมาณของน้ำที่ซึมผ่านรูพรุนของเมมเบรน ซึ่งมีตัวแปรบ่งชี้ที่สำคัญได้แก่ ฟลักซ์ (volumetric permeate flux, J_v) โดยค่าฟลักซ์จะแสดงถึงปริมาตรของเพอมีเอทที่ผ่านเมมเบรนต่อหน่วยพื้นที่ต่อเวลา สมการสำหรับตัวแปรดังกล่าวแสดงในสมการที่ 2.4

$$J_v = \frac{M_p}{\rho \times A}$$

สมการที่ 2.4

ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
 Copyright © by Chiang Mai University
 All rights reserved

โดย

J_v = ฟลักซ์ของเพอมีเอท

M_p = mass flow rate

A = membrane surface area

ρ = permeate density

ฟลักซ์ (volumetric permeate flux, J_v) นั้นจะมีความสัมพันธ์กับ ผลต่างของความดันระหว่างเมมเบรน(transmembrane pressure, TMP) โดยสมการสำหรับความสัมพันธ์ดังกล่าวแสดงในสมการที่ 2.5

$$J_v = L_p \times \text{TMP} \quad \text{สมการที่ 2.5}$$

โดย

L_p = hydraulic permeability of the membrane ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$)

TMP = transmembrane pressure (bar, Pa, $\text{N} \cdot \text{m}^{-2}$)

ค่าความเข้มข้นของน้ำบริสุทธิ์ที่ไม่มีสิ่งเจือปนจะใช้เป็นตัวบอกปริมาณน้ำที่ถูกกรองผ่านเมมเบรนต่อหน่วยเวลาโดยคุณ สมบัติดังกล่าวจะใช้เพื่อบ่งบอกอัตราการผลิตน้ำและประสิทธิภาพของการบำบัด

ค่าแฟคเตอร์ความเข้มข้นเชิงปริมาตร (Volume concentration factor, VCR) เป็นค่าที่นำมาใช้ในการคำนวณหาปริมาณความเข้มข้นระหว่างการกรอง (Vanillan et al., 1999) ค่าดังกล่าวสามารถคำนวณ โดยสมการที่ 2.6

$$\text{VCR} = \frac{\text{Volume of feed}}{\text{Volume of feed} - \text{Volume of permeate}} \quad \text{สมการที่ 2.6}$$

ค่าการกักกัน (Rejection coefficient, R_j) คือร้อยละของตัวถูกละลายที่ถูกเมมเบรนกักกันไว้ซึ่งไม่สามารถผ่านเมมเบรนไปได้ ค่าดังกล่าวสามารถหาได้จากสมการที่ 2.7 (Cheryan, 1998)

$$R_j = \left(1 - \frac{C_p}{C_r}\right) \times 100 \quad \text{สมการที่ 2.7}$$

โดย

C_p = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในเฟอมีเอท

C_r = ความเข้มข้นของตัวถูกละลายในรีเทนเทท

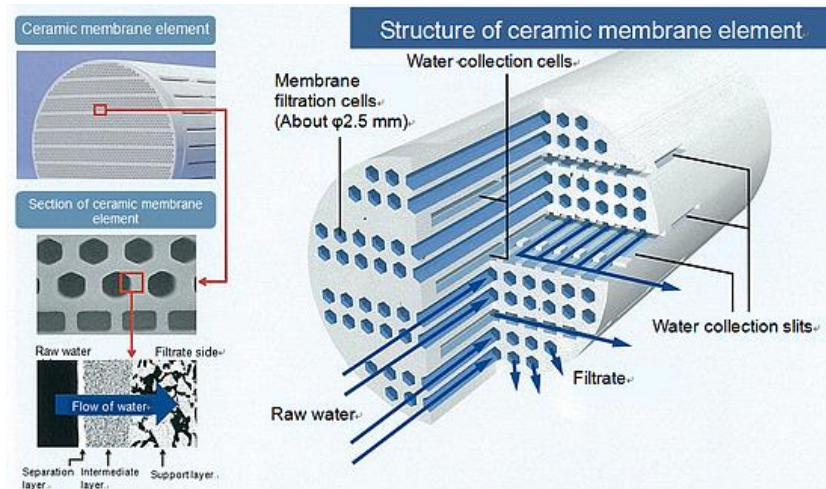
การลดลงของฟลักซ์ขณะดำเนินการบำบัดด้วยเมมเบรนเป็นปรากฏการณ์ปกติที่เกิดขึ้นตลอดเวลาเนื่องจากสาเหตุ 2 ประการ คือ เนื่องจากเกิดการสะสมของโมเลกุลหรืออนุภาคของตัวถูกละลายที่บริเวณผิวหน้าของเมมเบรน (Concentration polarization, CP) และเกิดการอุดตัน (Fouling) ของตัวถูกละลายทั้งบนผิวหน้าและภายในรูพรุน

2.13 เซรามิกเมมเบรน

เซรามิกเป็นสสารที่มีพันธะแข็งแรงจึงมีจุดหลอมเหลวสูง นอกจากนี้เซรามิกเมมเบรนยังสามารถนำไปใช้งานได้ที่ทุกๆที่เอช และกับตัวทำละลายอินทรีย์ ดังนั้นจึงสามารถเลือกสารทำความสะอาดเมมเบรนได้หลายชนิด หรือไม่มีข้อจำกัด เซรามิกเมมเบรน (ceramic membranes) ทำจากแผ่นอนินทรีย์ (inorganic membrane) อาจผลิตจากโลหะ โพลีเมอร์อนินทรีย์หรือจากวัสดุเซรามิกส์ เช่น ซิลิกา (silica, SiO_2) อะลูมินา (alumina, Al_2O_3) (Manno et al.1998; Santos et al. 2001; Narong & James 2008) ปัจจุบันมีการผลิตเซรามิกเมมเบรนสำหรับใช้ในกระบวนการอัลตราฟิลเตรชัน ไมโครฟิลเตรชัน และกระบวนการแยกก๊าซ

2.13.1 ลักษณะโครงสร้างและคุณสมบัติ

เซรามิกเมมเบรนมีโครงสร้างแบบไม่สมมาตร ประกอบด้วยชั้นรองรับ (support layer) ซึ่งมีรูพรุน หยาบและแข็งแรง หนาประมาณ 2-3 มิลลิเมตร และมีชั้นผิวหรือ (separation layer) โดยทำหน้าที่ในการแยก มีความหนาไม่เกิน $10\mu m$ เมมเบรนบางชนิดอาจมีชั้นกลาง (intermediate layer) อยู่ระหว่างชั้นผิวและชั้นรองรับลักษณะดังกล่าวดังแสดงในภาพที่ 2.10



ภาพที่ 2.10 ลักษณะ โครงสร้างของเซรามิกเมมเบรน

(http://www.metawater.co.jp/eng/news/2013/image/img_1129_02.jpg)

2.13.2 ข้อดีและข้อจำกัดของเซรามิกเมมเบรน

คุณสมบัติต่างๆของเซรามิกเมมเบรนมักถูกนำไปเปรียบเทียบกับ โพลีเมอร์เมมเบรนเนื่องจาก เมมเบรนดังกล่าวเป็นที่นิยมใช้ในอุตสาหกรรม ตารางเปรียบเทียบข้อดีและข้อจำกัดของเซรามิกเมมเบรนดังแสดงในตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ข้อดีและข้อจำกัดของเซรามิกเมมเบรน

ข้อดี	ข้อจำกัด
<ol style="list-style-type: none"> 1. ทนอุณหภูมิสูงกว่าโพลีเมอร์เมมเบรน 2. ทนต่อสารเคมี ความเป็นกรด-ด่างและสารที่ใช้ทำความสะอาด 3. ทนต่อจุลินทรีย์ซึ่งเป็นปัญหาในโพลีเมอร์เมมเบรน 4. โครงสร้างแข็งแรงมีความต้านทานทางกลสูง 5. อายุการใช้งานนานถึง 3-5 ปี 	<ol style="list-style-type: none"> 1. ราคาสูงกว่าโพลีเมอร์เมมเบรน 2. สามารถแตกหักได้ 3. ความสามารถกักกัน โมเลกุลอยู่ในช่วงแคบเมื่อเทียบกับโพลีเมอร์ 4. เมื่อใช้กับการแยกก๊าซจะให้ค่าฟลักซ์ต่ำเพราะกลไกถูกควบคุมด้วยการละลายและการแพร่ของสาร

จากตารางที่ 2.8 หากทำการเปรียบเทียบคุณสมบัติของเซรามิกเมมเบรนกับโพลีเมอร์เมมเบรนแล้วจะพบว่าเซรามิกเมมเบรนมีข้อได้เปรียบที่เซรามิกเมมเบรนนั้นมีความทนทานต่อการสึก

กร่อนและทนทานต่อสารเคมีมากกว่าและยังมีโครงสร้างที่แข็งแรง ทนทานต่ออุณหภูมิสูงและมีประสิทธิภาพการบำบัดที่ดี (Heidenreich et al., 2011) เนื่องจากคุณสมบัติของเซรามิกเมมเบรนที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดมลสารในน้ำและกระบวนการบำบัดไม่ซับซ้อนจนเกินไปทำให้เหมาะกับการบำบัดสารแขวนลอยจากน้ำที่มีความขุ่นสูง (Watanabe et al., 2005)

2.13.3 ลักษณะการใช้งานของเซรามิกเมมเบรน

เซรามิกเมมเบรนถูกใช้งานอย่างแพร่หลายในการผลิตน้ำสะอาดโดยเฉพาะ เมมเบรนชนิดอัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration , UF) เพราะนอกจากประสิทธิภาพในการบำบัดแล้วยังพบว่าสามารถกำจัดจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรคบางชนิดได้ (Anselme & Jacobs 1996; Chen et al. 2006).

ในแง่ของการกำจัด DOM เซรามิกเมมเบรนถูกพัฒนาขึ้นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการบำบัดน้ำสะอาด (Conventional treatment processes) นอกจากนี้ยังมีข้อดีในการใช้พื้นที่ไม่มาก ซึ่งสามารถใช้ในการพัฒนากระบวนการบำบัดเดิม เช่น กระบวนการ โคแอกกูเลชันที่ยังมีประสิทธิภาพการกำจัด DOM ไม่มากนัก ประกอบกับกระบวนการดังกล่าวต้องการพื้นที่ในการดำเนินระบบ (Lou et al., 2011) ประกอบกับความแข็งแรงทนทานเมื่อเทียบกับ โพลีเมอร์เมมเบรน ทำให้ในระยะหลัง เซรามิกเมมเบรนเป็นที่ได้รับความสนใจในการศึกษา จนถึงการพัฒนาเทคโนโลยีต่างๆ ที่ใช้ร่วมกับเซรามิกเมมเบรนในการบำบัดน้ำสะอาดให้มีคุณภาพและมีความเสถียรมากขึ้น (Mo et al., 2002) หากพิจารณาถึงการกำจัด DOM แล้วจะพบว่า เซรามิกเมมเบรนมักถูกใช้ร่วมกับกระบวนการต่างๆ เช่น โคแอกกูเลชัน เป็นต้น Laine (1990) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับเซรามิกเมมเบรน และพบว่าหากใช้เซรามิกเมมเบรนในการกำจัด DOM เพียงอย่างเดียว อาจมีประสิทธิภาพการกำจัดเพียงแค่ 20% การศึกษาของ Hata และคณะ (2009) พบว่าหากใช้กระบวนการ โคแอกกูเลชันร่วมกับเซรามิกเมมเบรนแล้วจะทำให้การกำจัด DOM เพิ่มขึ้น รวมถึงอาจทำให้การอุดตันในเมมเบรนลดลง (Wiesner et al., 1989; Jacangelo et al., 1995).

2.14 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Chu และคณะ (2011) ได้ทำการศึกษาผลของการบำบัดเบื้องต้นต่อลักษณะของ DBPs สำหรับการนำดิบจากแม่น้ำ Taihu มาผลิตเป็นน้ำดื่ม โดยการศึกษาจะทำการแบ่งการบำบัดเบื้องต้น 3 รูปแบบ ได้แก่ การใช้กระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง (PAC) KMnO_4 การออกซิเดชันด้วย KMnO_4 (KMnO_4) และ biological contact oxidation (BCO) ควบคู่กับกระบวนการบำบัดน้ำตามปกติที่

ประกอบด้วย กระบวนการโคแอกูเลชัน การตกตะกอน การกรอง และการเติมสารฆ่าเชื้อ ผลการศึกษาพบว่า การใช้ PAC เป็นการบำบัดเบื้องต้น สามารถลด คลอโรฟอร์ม (CF), ไคคลอโรอะซีโตไนไตรล์ (DCAN), ไคคลอโรอะเซตาไมด์ (DCAcAm) และ ไตรคลอโรไนโตรมีเทน (TCNM) ได้ถึง 42.7%, 28.6%, 27.2% และ 35.7% ตามลำดับ ซึ่งการบำบัดเบื้องต้นด้วยวิธีการดังกล่าวมีประสิทธิภาพสูงกว่าการบำบัดด้วย $KMnO_4$ และ BCO อย่างไรก็ตามการบำบัดแบบ BCO สามารถบำบัด DOC ได้มากที่สุด ประมาณ 76.5% ในขณะที่การบำบัดโดย PAC และ $KMnO_4$ สามารถบำบัด DOC ได้ 69.9% และ 61.4% ตามลำดับ อย่างไรก็ตามการบำบัดโดย BCO ทำให้ DON มีปริมาณเพิ่มมากขึ้นส่งผลให้มีการก่อตัวของ N-DBPs มากขึ้นตามไปด้วย

Coble (1996) ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับช่วงความยาวคลื่นกระตุ้น (Excitation wavelength, Ex) และความยาวคลื่นการคายพลังงาน (Emission wavelength, Em) ของสารประกอบฮิวมิก ทริฟโตเฟน และไทโรซีน จากการศึกษาพบว่า สารประกอบฮิวมิกจะมีช่วงค่าดังกล่าว 2 ช่วง ได้แก่ ที่ช่วงค่า Ex = 230 nm, Em = 400 – 500 nm และที่ช่วงค่า Ex = 300 – 350 nm, Em = 400 – 500 nm ทริฟโตเฟน (tryptophan) จะมีช่วงค่าดังกล่าว 2 ช่วง ได้แก่ ที่ช่วงค่า Ex = 290 nm, Em = 345-350 nm และที่ช่วงค่า Ex = 230 nm, Em = 340-345 nm ไทโรซีน (tyrosine) จะมีช่วงค่า Ex = 225 nm, Em = 305-310 nm

Ho และ Newcombe (2005) ได้ทำการศึกษาการใช้ถ่านกัมมันต์ชนิดผง (powder activated carbon, PAC) และสารส้มในการกำจัดความขุ่นและสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural organic matter, NOM) โดยพบว่า การใช้ PAC มีประสิทธิภาพกำจัดความขุ่นและ NOM ได้ดีกว่าสารส้ม โดย PAC สามารถกำจัดความขุ่นและ NOM ได้เท่ากับร้อยละ 79 และ 90 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่า PAC สามารถดูดซับ NOM ที่มีโมเลกุลขนาดเล็กได้ดีกว่า NOM ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่

Homklin (2004) ได้ทำการตรวจวัดปริมาณคาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic carbon) ของน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอ่างแก้ว อ่างเก็บน้ำแม่กวัง และอ่างเก็บน้ำแม่สาในจังหวัดเชียงใหม่ ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) นั้นมีร้อยละของคาร์บอนอินทรีย์ละลายน้ำมากที่สุดซึ่งอยู่ในช่วงร้อยละ 53-69 เมื่อพิจารณาจากทั้งสามแหล่งน้ำ

Hou และคณะ (2012) ได้ทำการศึกษา DBPs จากแหล่งน้ำสองแหล่งที่ใช้ในการผลิตน้ำประปา ได้แก่ น้ำผิวดินและน้ำใต้ดินของ Yellow River จากการศึกษาพบว่าแหล่งน้ำทั้งสองแหล่งมีการตรวจพบ Trihalomethanes (THMs) สี่ชนิด Haloacetic acids (HAAs) เก้าชนิด N-DBPs เก้าชนิด ได้แก่ dichloroacetamide, trichloroacetamide, dichloroacetonitrile, trichloroacetonitrile,

bromochloroacetonitrile, dibromoacetonitrile และ trichloronitromethane นอกจากนี้ยังพบ volatile chlorinated compounds แปดชนิด ได้แก่ dichloromethane, 1,2-dichloroethane, tetrachloroethylene, chlorobenzene, 1,2-dichlorobenzene, 1,4-dichlorobenzene, 1,2,3-trichlorobenzene และ 1,2,4-trichlorobenzene โดยความเข้มข้นของสารเหล่านี้ตรวจพบในปริมาณที่ต่ำกว่าค่ามาตรฐาน โดย standard drinking water quality of china (GB5749-2006) ทั้งหมดยกเว้น dichloromethane ซึ่งมีค่าเกินมาตรฐาน จากการศึกษพบว่าแหล่งน้ำผิวดินจะตรวจพบ DBPs ที่มีความเข้มข้นสูงกว่าแหล่งน้ำใต้ดิน เช่นเดียวกับการทดสอบ DBPFPs เนื่องจากแหล่งน้ำผิวดินจะมีสารตั้งต้นในการทำปฏิกิริยามากกว่าแหล่งน้ำใต้ดิน สารตั้งต้นดังกล่าวได้แก่ DOC และ DON

Krutklo (2013) ใช้เรซินในการแยกองค์ประกอบของสารอินทรีย์ละลายโดยศึกษาจากน้ำในแม่น้ำปิง จังหวัดเชียงใหม่พบว่าสารอินทรีย์ละลายในแหล่งน้ำดังกล่าวมีองค์ประกอบเป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (hydrophilic) และสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำนั้นเป็นองค์ประกอบหลักของสารอินทรีย์ละลายในแหล่งน้ำดังกล่าว

Marhaba และ Van (2000) ได้ทำการจำแนกสารอินทรีย์ในน้ำจาก Passaic River แม่น้ำของรัฐ New Jersey ประเทศสหรัฐอเมริกาพบว่าประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (hydrophilic) มากกว่าร้อยละ 50 และจากการศึกษาเกี่ยวกับ DBPs พบว่า THMs ก่อตัวมาจากสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (hydrophilic) ถึงร้อยละ 69 ในขณะที่ก่อตัวจากสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) เพียงร้อยละ 6 ซึ่งมีความขัดแย้งกับการศึกษาของ Liang และ Singer (2003) ที่ได้ศึกษาเกี่ยวกับ THMFPs และพบว่าสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) เป็นองค์ประกอบหลักในการก่อตัวของ THMs

Mozia และ Tomaszewska (2004) ได้ศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดน้ำผิวดินด้วยการใช้ถ่านกัมมันต์ชนิดผงและเมมเบรนชนิด UF โดยใช้ปริมาณถ่านกัมมันต์เท่ากับ 100 mgPAC/L และดำเนินระบบเมมเบรนแบบ Cross-flow ศึกษาที่ pH เท่ากับ 8.7 และ 6.5 ผลการศึกษาพบว่าการใช้ถ่านกัมมันต์ร่วมกับเมมเบรนในการบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าการใช้เฉพาะเมมเบรนและการบำบัดที่ pH เท่ากับ 8.7 มีประสิทธิภาพสูงกว่าที่ pH 6.5

Muttamara และคณะ (1995) ได้ทำการศึกษาการเกิด THMs ณ สภาวะที่กรดฮิวมิกมีความเข้มข้นต่าง ๆ กัน ได้แก่ 3, 5, 10 mg/L จากการทดลองพบว่าในสภาวะที่มีปริมาณคลอรีนเริ่มต้นเท่ากัน ปริมาณของ THMs ที่เกิดขึ้นนั้นขึ้นกับความเข้มข้นของปริมาณกรดฮิวมิกกล่าวคือเมื่อความเข้มข้นของกรดฮิวมิกมีปริมาณสูงจะมีผลทำให้เกิดปริมาณ THMs สูงตามไปด้วย

Oh และคณะ (2006) ทำการศึกษาเกี่ยวกับการอุดตันในเมมเบรนชนิด UF ที่ดำเนินระบบแบบ Cross-flow เมื่อใช้บำบัดร่วมกับถ่านกัมมันต์ชนิดผง การศึกษาพบว่าเมื่ออัตราการสะสมของคาร์บอนและอัตราการไหลเท่ากับ 10 mg/L และ 117 g/m²-d ตามลำดับและยังพบว่าถ่านกัมมันต์ชนิดผงช่วยป้องกันอนุภาคที่มีขนาดมากกว่า 6 um รวมถึงไอออนของโลหะไม่ให้สะสมอยู่ที่เมมเบรน แต่อย่างไรก็ตามการล้างย้อนก็ไม่สามารถกำจัดถ่านกัมมันต์ที่อุดตันอยู่ที่เมมเบรนได้ทั้งหมด

Phumpaisanchai (2005) ทำการศึกษาเกี่ยวกับการแยกองค์ประกอบของสารอินทรีย์โดยใช้เรซิน (resin fractionation) โดยศึกษาจากน้ำในอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะจังหวัดเชียงใหม่และเขื่อนภูมิพลจังหวัดตากในประเทศไทย พบว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำ (Dissolved organic matter, DOM) สามารถแยกองค์ประกอบได้เป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (hydrophilic) และสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (hydrophobic) ซึ่งจากการศึกษาพบว่าปริมาณของสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำมีมากกว่าปริมาณของสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำโดยผลการศึกษาเป็นไปในทางเดียวกันเมื่อพิจารณาจากน้ำตัวอย่างทั้งสองแหล่ง

Ramavendi และคณะ (2014) ได้ศึกษาความสามารถในการก่อตัวของฮาโลอะซิโตนไนไตรล์ (HANFPs) ของน้ำในแม่น้ำ Dez ประเทศอิหร่าน น้ำตัวอย่างที่นำมาศึกษาเป็นน้ำดิบก่อนเข้าสู่กระบวนการบำบัดในโรงบำบัดน้ำ ในการศึกษาจะทำการศึกษาผลของพารามิเตอร์ต่างๆที่อาจส่งผลต่อการก่อตัวของ HANs ได้แก่ ระยะเวลาทำปฏิกิริยา (Reaction time), pH, ปริมาณคลอรีน การเปลี่ยนแปลงของคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (TOC) อุณหภูมิ ผลการศึกษาพบว่า การเพิ่มระยะเวลาทำปฏิกิริยาระหว่างคลอรีนและสารอินทรีย์ในน้ำดิบที่เวลา 80 ชั่วโมง ส่งผลให้มีปริมาณ HANFPs มากที่สุด การเพิ่มปริมาณคลอรีนทำให้ HANFPs เพิ่มขึ้นและยังพบความสัมพันธ์ระดับดี ($R^2 = 0.97$) ระหว่างปริมาณคลอรีนและ HANFPs นอกจากนี้ยังพบว่าปริมาณ TOC ที่เพิ่มขึ้นยังส่งผลให้ HANFPs มีปริมาณเพิ่มขึ้นแต่อย่างไรก็ตามไม่พบความสัมพันธ์ระหว่าง TOC และ HANFPs นอกจากนี้ยังพบว่าในสภาวะที่ pH เป็นกรดส่งผลให้มีปริมาณ HANFPs สูงขึ้นกว่าสภาวะเป็นกลาง เช่นเดียวกันในกรณีที่มีการเพิ่มอุณหภูมิจะทำให้ HANFPs เพิ่มขึ้น โดย HANFPs ที่ตรวจพบสูงสุดมีค่าเท่ากับ 17 µg/L

Roccaro และคณะ (2014) ศึกษาผลของกระบวนการโคแอกกูเลชันและแฟกชันของสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อ DBPs ซึ่งได้แก่ ไตรฮาโลมีเทน (THMs) ฮาโลอะซิติกแอซิด (HAAs) และฮาโลอะซิโตนไนไตรล์ (HANs) ที่ก่อตัวหลังจากได้รับคลอรีน ทำการศึกษาจากอ่างเก็บน้ำ Ancipa ในประเทศอิตาลี และแม่น้ำ Potomac ในประเทศสหรัฐอเมริกา ผลการศึกษาพบว่าสารตั้งต้นของ HAAs

และ THMs ส่วนใหญ่แล้วจะเป็นสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (HPO) ในทางตรงกันข้าม สารตั้งต้นของ HANs ส่วนใหญ่จะเป็นสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (HPI) มีเพียงส่วนน้อยที่เป็น HPO และ Transphilic fraction เมื่อนำปริมาณ HANs ที่ก่อตัวในน้ำดิบและน้ำหลังผ่านการบำบัดมาเปรียบเทียบกันจะพบว่า น้ำหลังการบำบัดจะมีปริมาณ HANs สูงกว่า นอกจากนี้ยังพบความสัมพันธ์ระดับดีระหว่าง THMs, HAAs และ HANs การศึกษาการกำจัด THMs และ HAAs โดยกระบวนการโคแอกกูเลชัน พบว่า กระบวนการดังกล่าวสามารถกำจัด THMs และ HAAs ในขณะที่สามารถกำจัด HANs ได้เล็กน้อย

Wattanachira และคณะ (2004) ได้ทำการศึกษาการกำจัดตัวแทนของสารอินทรีย์ธรรมชาติ เช่น TOC DOC และ UV-254 ในน้ำดิบและน้ำประปาที่ผลิตจากการประปาขนาดเล็กที่ใช้น้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอ่างแก้วและอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ ในจังหวัดเชียงใหม่ ซึ่งมีการผลิตน้ำด้วยกระบวนการโคแอกกูเลชัน การตกตะกอน การฆ่าเชื้อโรคด้วยคลอรีนและการกรอง จากการศึกษาพบว่า TOC DOC และ UV-254 เหลือในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำอ่างแก้วมีค่าเท่ากับ 3.52 mg/L 0.78 mg/L และ 0.1278 1/cm ตามลำดับ ส่วนในน้ำดิบจากอ่างเก็บน้ำแม่เหิยะ TOC DOC และ UV-254 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.59 mg/L 0.42 mg/L และ 0.1447 1/cm ตามลำดับ และตรวจไม่พบสารไตรฮาโลมีเทนในแหล่งน้ำดิบทั้งสองแหล่งส่วนในน้ำประปาที่ผลิตได้จากการประปาทั้งสองแหล่งมีค่าไตรฮาโลมีเทนเฉลี่ยเท่ากับ 60.0 และ 62.5 µg/L ตามลำดับโดยค่าความขุ่น พีเอช และความเป็นด่าง มีค่าผ่านมาตรฐานน้ำดื่มของประเทศไทย

Xia, Liu และคณะ (2007) ศึกษาเกี่ยวกับประสิทธิภาพการบำบัดน้ำผิวดินโดยใช้เมมเบรนชนิด UF และการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผง จากการศึกษาพบว่ากระบวนการบำบัดดังกล่าวสามารถลดความขุ่นจนเหลือ 0.2 NTU และยังพบว่า การดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ชนิดผงสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำ เนื่องจากเมื่อมีการใช้กระบวนการบำบัดทั้งสองร่วมกันสามารถบำบัด COD และ DOC ได้ถึงร้อยละ 41 และ 46 ตามลำดับ

Xu และคณะ (2011) ได้ทำการศึกษาลักษณะของไนโตรเจนอินทรีย์ละลายในน้ำดิบจากแม่น้ำ Huangpu ซึ่งเป็นแหล่งน้ำดิบสำหรับโรงบำบัดน้ำดื่ม Yangshupu ในประเทศจีน พบว่า DON ของน้ำดิบมีค่าประมาณ 0.34 mg/L คิดเป็นประมาณ 5 % ของ TDN และยังมีการแยกสารอินทรีย์ละลายออกเป็นห้ากลุ่มตามมวลโมเลกุลโดยใช้เมมเบรนชนิด UF ได้แก่ >30, 10-30, 3-10, 1-3 และ <1 kDa ผลการศึกษาพบว่า สำหรับน้ำดิบแล้วสารอินทรีย์ละลายกลุ่มที่มีมวลโมเลกุล <1 kDa มีการก่อตัวของ N-nitrosodimethylamine (NDMA) ได้มากที่สุด นอกจากนี้ยังมีการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างสารอินทรีย์ละลายและการก่อตัวของ DBPs ภาพหลังนำน้ำดิบเข้าสู่การบำบัดด้วยกระบวนการโอโซน

การตกตะกอนและการกรองทราย พบว่า DON มีความสัมพันธ์ปานกลางกับ DOC, UV-254 และ THMFPS ในขณะที่มีความสัมพันธ์ที่ดีกับ HAAFPs และ NDMAFP

Xue และคณะ (2014) ทำการศึกษาผลของการเปลี่ยนแปลงลักษณะของน้ำดิบ ที่มีต่อความเข้มข้นของ C-DBPs ได้แก่ THMs และ N-DBPs ได้แก่ HANs ในน้ำดื่ม เก็บตัวอย่างจากโรงบำบัดน้ำ Zhejiang ในประเทศจีน ทุกๆเดือนเป็นระยะเวลา 2 ปี โดยกระบวนการในการบำบัดน้ำประกอบด้วย การโคแอกกูเลชัน การตกตะกอน และการกรองทราย ผลการศึกษาพบว่า DOC และ DON ของน้ำดิบ ในปี ค.ศ. 2010 มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 4.8 mg/L และ 0.52 mg/L ตามลำดับ และมีค่าลดลงในปี ค.ศ. 2012 ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.4 mg/L และ 0.17 mg/L ตามลำดับ ทำให้ความเข้มข้นเฉลี่ยของ HANs และ THMs ลดลงจาก 5.3 µg/L และ 28.5 µg/L เหลือ 0.85 µg/L และ 8.2 µg/L ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่ามีความสัมพันธ์ที่ดีระหว่าง DOC และ THMs แต่ไม่พบความสัมพันธ์ระหว่าง DON และ HANs

Zhang, Qu และคณะ (2009) ได้ทำการศึกษาความสัมพันธ์ระหว่างลักษณะของสารอินทรีย์ละลาย (Dissolved organic matter, DOM) และ DBPs จากการศึกษาพบว่าลักษณะของ DOM จะส่งผลถึงกลไกการก่อตัวของ DBPs โดย Organic acids จะมีบทบาทสำคัญในแง่ของสารตั้งต้นในการก่อตัวเป็น total trihalomethanes (TTHMs) และพบว่า pH ยังสามารถส่งผลถึงโครงสร้างการก่อตัวของ TTHMs อีกด้วย นอกจากนี้ยังมีการศึกษาลักษณะของ DOM โดยใช้การศึกษา fluorescence spectroscopy พบว่า humic acid-like substances จะทำปฏิกิริยากับคลอรีนได้ดีและสารอินทรีย์ชนิดไม่ชอบน้ำ (Hydrophobic organic) เมื่อได้รับคลอรีนจะสามารถแตกตัวเป็น โมเลกุลเล็กๆและทำปฏิกิริยากับคลอรีนได้ดีกว่าสารอินทรีย์ชนิดชอบน้ำ (Hydrophilic organic)

Harman และคณะ 2010 ทำการศึกษาประสิทธิภาพของเซรามิกเมมเบรนชนิด UF ที่มีความแตกต่างกันของขนาดรูพรุน ได้แก่ รูพรุนขนาด 4 nm และรูพรุนขนาด 10 nm ในการกำจัดสารอินทรีย์ (NOM) โดยใช้การดำเนินระบบแบบ cross-flow การศึกษาพบว่า ที่ความดันคงที่ เซรามิกเมมเบรนที่มีขนาดรูพรุน 10 nm จะมีค่าฟลักซ์และการอุดตันที่สูงกว่าเซรามิกเมมเบรนที่มีขนาดรูพรุน 4 nm การอุดตันของเมมเบรนขนาดรูพรุน 10 nm เกิดขึ้นเนื่องจากสารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กกว่า 1 µm การศึกษาการลดลงของ UV-280 พบว่า เซรามิกทั้ง 2 ชนิด สามารถลด UV-280 ได้ถึงประมาณ 90% โดยเซรามิกเมมเบรนที่มีขนาดรูพรุน 4 nm สามารถลดค่า UV-280 ได้มากกว่าเซรามิกเมมเบรนที่มีขนาดรูพรุน 10 nm โดยหากมีการเพิ่มความดันจาก 4 ถึง 12 บาร์ จะทำให้การลดลงของค่า UV-280 เพิ่มขึ้น การกำจัด DOC ของเซรามิกเมมเบรนทั้ง 2 ชนิดมีประสิทธิภาพประมาณ 55-73% โครการเพิ่มความดันจาก 4 ถึง 12 บาร์ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด DOC จะเพิ่มขึ้น ผลการศึกษาทั้งหมดทำให้ทราบว่า เซรามิก

เมมเบรน โดยเฉพาะที่มีขนาดรูพรุน 4 nm มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ซึ่งเป็นสารตั้งต้น
ของ DBPs



ลิขสิทธิ์มหาวิทยาลัยเชียงใหม่
Copyright© by Chiang Mai University
All rights reserved