

การกำจัดยาโคลิสตินในน้ำโดยการดูดซับด้วยเกล็ดถ่านกัมมันต์ ที่ดัดแปรด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์

Adsorption removal of colistin from aqueous solution using NaOH-modified granular activated carbon

สินีนภา ไทยบุญรอด¹, ชญาณิน หานวารินโรจ¹, อรรถจริย สมัตตะ¹, อาเรรัตน์ ษณะรัตน์¹,
เอกนรินทร์ ธนายุงพงศ์¹, พิทักษ์ งามเมืองตึง¹, พีรภานต์ บรรเจิดกิจ²,
เสาวลักษณ์ เฉลียวเลิศอำพล¹, ณัฐพร พิมพะ¹

Sineenat Thaiboonrod¹, Chayanin Hanwarinroj¹, Attajaree Smata¹, Areerat Kanarat¹,
Eknarin Thanayupong¹, Pitak Ngammuangtueng¹, Peerakarn Banjerdki²,
Saowaluk Chaleawler-umpon¹, Nuttaporn Pimpha¹

รับบทความ 30 พฤษภาคม 2567 แก้ไขบทความ 4 กันยายน 2567 ยอมรับตีพิมพ์ 2 ตุลาคม 2567

บทคัดย่อ

ปัจจุบันมีการตรวจพบยาปฏิชีวนะปนเปื้อนในแหล่งน้ำมากขึ้นซึ่งเป็นสาเหตุหนึ่งของการเกิดเชื้อดื้อยา โคลิสตินเป็นยาปฏิชีวนะชนิดสุดท้ายที่ใช้รักษาโรคติดเชื้อที่ดื้อต่อยาปฏิชีวนะชนิดอื่นที่ใช้รักษาโรคทั้งในมนุษย์และในสัตว์ แต่ร่างกายของมนุษย์และสัตว์ไม่สามารถดูดซึมยาโคลิสตินได้อย่างสมบูรณ์จึงถูกขับออกและปนเปื้อนอยู่ในสิ่งแวดล้อม งานวิจัยนี้ศึกษาการใช้ถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ (m-GAC) ในการดูดซับยาโคลิสตินในน้ำโดยใช้วิธีการดัดแปรพื้นผิวถ่านกัมมันต์ที่ทำได้ง่าย ไม่ซับซ้อน และไม่ต้องกระตุ้นด้วยอุณหภูมิสูง จากนั้นทดสอบการดูดซับยาด้วยวิธีแบบกะที่ความเข้มข้นของยาโคลิสติน 250 มิลลิกรัมต่อลิตร จากผลการดูดซับพบว่าถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์สามารถดูดซับยาโคลิสตินได้สูงสุด 83.9 มิลลิกรัมต่อกรัมของถ่านกัมมันต์ ซึ่งสูงกว่าถ่านกัมมันต์ที่ไม่ได้ดัดแปรพื้นผิว (GAC, 31 มิลลิกรัมต่อกรัม) อย่างมีนัยสำคัญ ไอโซเทิร์มการดูดซับสอดคล้องกับสมการของฟรุนดลิชและจลนพลศาสตร์การดูดซับสอดคล้องกับปฏิกิริยาอันดับสองเทียม และมีอัตราเร็วในการดูดซับยาโคลิสตินสูงกว่าถ่านกัมมันต์ที่ไม่ได้ดัดแปรพื้นผิว ความเป็นไปได้ของกลไกการดูดซับยาโคลิสตินของถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์คือการดูดซับทางกายภาพ เกิดผ่านแรงดึงดูดแบบไฟฟ้าสถิตและพันธะไฮโดรเจนระหว่างหมู่ฟังก์ชันที่มีออกซิเจนเป็นองค์ประกอบบนพื้นผิวของถ่านกัมมันต์ที่เพิ่มขึ้นหลังจากการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ผลการศึกษานี้ได้นำเสนอข้อมูลพื้นฐานในการปรับปรุงประสิทธิภาพถ่านกัมมันต์ด้วยวิธีที่สามารถนำไปขยายการผลิตได้ เพื่อเป็นประโยชน์กับการนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดยาโคลิสตินที่ปนเปื้อนในน้ำ และเพื่อลดผลกระทบการเกิดการดื้อยาโคลิสตินของจุลชีพต่อไปได้

คำสำคัญ: การดูดซับ, โคลิสติน, ถ่านกัมมันต์

¹ศูนย์นาโนเทคโนโลยีแห่งชาติ สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ

²ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์

Abstract

Nowadays, antibiotic contamination in water sources is increasingly being detected, contributing to the rise of the causes of drug resistance. Colistin is a last-resort antibiotic used to treat infections that are resistant to other antibiotics in both humans and animals. However, it is not completely adsorbed by both human and animal bodies, leading to its excretion and subsequent environmental contamination. This research studies the use of sodium hydroxide modified granular activated carbon (m-GAC), prepared by a simple and low temperature activation process for the adsorption of colistin in water. Batch adsorption experiment was investigated at a colistin concentration of 250 mg/L. The maximum adsorption capacity of the m-GAC was significantly higher (83.9 mg/g) than the unmodified activated carbon (GAC, 31 mg/g). The adsorption behavior matched well with the Freundlich isotherm, and the pseudo-second-order kinetic model. Additionally, the m-GAC exhibited a higher rate of colistin absorption compared to GAC. The predominant adsorption mechanisms are likely a strong physical adsorption, including electrostatic attraction and hydrogen bonding. The increase in oxygen-containing groups on the surface of m-GAC enhances its adsorption efficiency. This study offers foundational insights for improving the adsorption efficiency of activated carbon on a scalable production level for colistin removal application in water and further aiding in the control of colistin resistance-spread among microorganisms.

Keywords: Adsorption, Colistin, Activated carbon

¹National Nanotechnology Center, National Science and Technology Development Agency

²Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Kasetsart University

^{*}Corresponding author e-mail address: sineenat@nanotec.or.th, saowaluk@nanotec.or.th, nuttaporn@nanotec.or.th

1. บทนำ (Introduction)

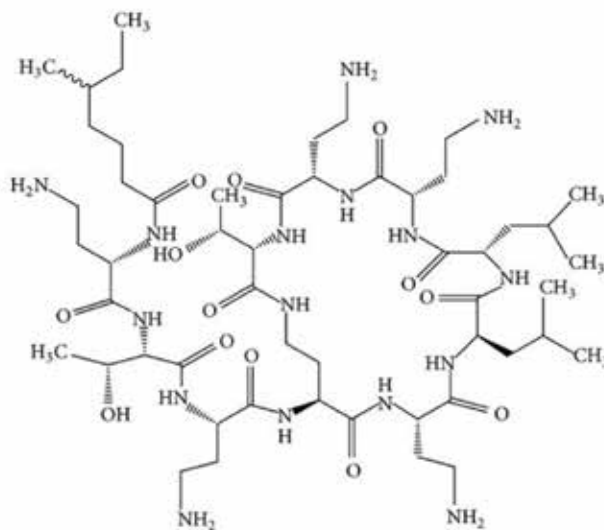
ปัจจุบันมีการตรวจพบยาปฏิชีวนะที่ใช้ในการรักษาพยาบาลและปศุสัตว์ปนเปื้อนในแหล่งน้ำมากขึ้น โดยยาปฏิชีวนะปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อมจากกิจกรรมต่าง ๆ ของมนุษย์ เช่น อุตสาหกรรมยา น้ำเสียชุมชน ปศุสัตว์ และการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ รวมถึงน้ำชะขยะมูลฝอย น้ำเสียจากโรงพยาบาลถือเป็นแหล่งสำคัญของการปนเปื้อนยาปฏิชีวนะ ดังนั้นโรงบำบัดน้ำเสียรวมจะได้รับน้ำเสียที่มียาปฏิชีวนะดังกล่าว หากไม่มีวิธีเฉพาะในการกำจัดยาปฏิชีวนะเหล่านี้ ยาปฏิชีวนะจะตกค้างอยู่ในสิ่งแวดล้อมและส่งผลกระทบต่ออย่างรุนแรง ถึงแม้ว่าความเข้มข้นยาปฏิชีวนะที่ตรวจพบในสิ่งแวดล้อมจะต่ำมากเมื่อเทียบกับมลพิษหลัก แต่การตกค้างของยาปฏิชีวนะระดับนาโนกรัมถึงไมโครกรัมสามารถส่งผลกระทบต่อเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตในน้ำได้ นอกจากนี้ยังสามารถกระตุ้นให้เกิดการดื้อยาต้านจุลชีพ (Antimicrobial resistance, AMR) ส่งผลกระทบต่อภาวะแทรกซ้อนที่มากขึ้นในการรักษาผู้ป่วยติดเชื้อในโรงพยาบาล [1] รวมทั้งส่งผลกระทบต่อสุขภาพคน สุขภาพสัตว์ และสิ่งแวดล้อม ก่อให้เกิดการสูญเสียทางเศรษฐกิจทั้งในระดับประเทศและระดับโลก ทั่วโลกมีผู้เสียชีวิตจากการดื้อยาต้านจุลชีพประมาณปีละ 70,000 คน สำหรับประเทศไทยการคาดประมาณจากช่วงปี 2553 มีผู้เสียชีวิตจาก AMR ประมาณปีละ 38,000 ราย คิดเป็นการสูญเสียทางเศรษฐกิจไม่ต่ำกว่า 40,000 ล้านบาท เนื่องจากเชื้อดื้อยาต้านจุลชีพสามารถแพร่กระจายข้ามไปมาระหว่างคน สัตว์ และสิ่งแวดล้อม

อย่างไรก็ตามการแก้ไขปัญหาการดื้อยาต้านจุลชีพเป็นงานที่มีความซับซ้อนอย่างมากเนื่องจากเกี่ยวข้องกับสุขภาพคน สุขภาพสัตว์ และสิ่งแวดล้อม โดยยาปฏิชีวนะที่ตกค้างเป็นปัจจัยสำคัญที่ส่งเสริมให้เชื้อดื้อยาส่งผลกระทบต่อในวงกว้าง ยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมไม่ว่าจะเป็นในน้ำใต้ดิน น้ำผิวดิน และน้ำเสีย ถึงแม้จะพบที่ความเข้มข้นต่ำมากแต่ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิต การบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปแบ่งได้เป็นสองขั้นตอนหลัก ได้แก่ การบำบัดน้ำเสียขั้นต้น (Primary treatment) เป็นการกำจัดของแข็งขนาดใหญ่ออกจากน้ำเสียก่อนที่จะมีการปล่อยเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อป้องกันการอุดตันของท่อ และไม่ก่อให้เกิดความเสียหายต่อระบบบำบัดน้ำเสีย และการบำบัดน้ำเสียขั้นที่สอง (Secondary treatment) เป็นการกำจัดน้ำเสียที่เป็นกลุ่มสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสารละลายหรืออนุภาคคอลลอยด์ ซึ่งโดยทั่วไปมักจะเป็นการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีววิทยาเนื่องจากต้องอาศัยแบคทีเรียในการย่อยสลายสิ่งสกปรกต่าง ๆ โดยการบำบัดน้ำเสียในปัจจุบันจำเป็นต้องมีการบำบัดถึงขั้นที่สองเพื่อให้ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพตรงตามมาตรฐานน้ำทิ้งที่ทางราชการกำหนด อย่างไรก็ตามน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดมาแล้วสองขั้นตอนนี้พบการปนเปื้อนของยาปฏิชีวนะอยู่ในระดับที่ก่อให้เกิดอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตได้ จึงจำเป็นต้องมีการบำบัดในขั้นที่สามด้วยกระบวนการขั้นสูง (Advanced method) ได้แก่ เทคนิคการแยกด้วยเยื่อกรอง (Membrane separation) การแยกไอออนโดยใช้ไฟฟ้า (Electrodialysis) การใช้ปฏิกิริยาออกซิเดชัน (Oxidation process) โดยโอโซน (Ozonation) หรือตัวเร่งปฏิกิริยา การดูดซับ (Adsorption) หรือใช้หลายกระบวนการร่วมกัน [2-3]

เทคนิคการดูดซับเป็นหนึ่งในวิธีการที่ใช้กันแพร่หลายมากที่สุดสำหรับการกำจัดยาปฏิชีวนะ เนื่องจากทำได้ง่าย มีประสิทธิภาพสูง เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม สามารถนำกลับมาใช้ซ้ำได้ ลดการปลดปล่อยมลภาวะอื่นเพิ่ม รวมถึงสามารถขยายขนาดทำในปริมาณมากได้ นอกจากนี้ยังสามารถกำจัดยาปฏิชีวนะความเข้มข้นต่ำที่ปนเปื้อนในน้ำเสียได้ [4] วัสดุดูดซับเพื่อใช้กำจัดยาปฏิชีวนะสามารถเลือกได้จากหลายชนิด ได้แก่ วัสดุที่มีคาร์บอนเป็นส่วนประกอบหลัก (เช่น ถ่านกัมมันต์ ท่อนาโนคาร์บอน กราฟีน และถ่านชีวภาพ) ดินเหนียวและแร่ธาตุ เรซินโพลีเมอร์ โลหะออกไซด์ (เช่น อลูมิเนียมออกไซด์ และอนุภาคนาโนแมกนีเซียมออกไซด์) พอลิเมอร์พิมพ์ลายโมเลกุล (Molecular imprinted polymers) ไคโตซานและเจล เป็นต้น ถ่านกัมมันต์ (Activated carbon) เป็นตัวดูดซับที่ได้รับความนิยมเป็นอย่างมากเป็นวัสดุคาร์บอนที่มีโครงสร้างรูพรุน และพื้นที่ผิวสูง สามารถเตรียมได้ง่าย จากวัสดุเหลือทิ้งทางการเกษตร ราคาไม่แพง นอกจากนี้ยังสามารถปรับแต่งหมู่ฟังก์ชันเคมีบนพื้นผิวเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการดูดซับได้อีกด้วย [4-6]

โคลิสติน (Colistin) เป็นยาปฏิชีวนะที่มีฤทธิ์ต้านแบคทีเรียแกรมลบ ใช้รักษาโรคติดเชื้อแบคทีเรียแกรมลบที่ดื้อต่อยาปฏิชีวนะชนิดอื่น การใช้ยาโคลิสตินในมนุษย์มีทั้งแบบรับประทานและแบบใช้เฉพาะที่ ตลอดจนการให้ยาทางหลอดเลือดดำและละอองลอย เนื่องจากผู้ร่างกายดูดซึมยาโคลิสตินได้ไม่สมบูรณ์จึงมียาโคลิสตินจำนวนมากถูกขับออก

ทางปัสสาวะและปนเปื้อนออกสู่สิ่งแวดล้อม นอกจากนี้ยังมีการใช้ยาโคลิสตินในการเลี้ยงสัตว์เพื่อป้องกันและรักษาโรค ส่งผลให้มีการใช้ในปริมาณมาก แต่ยาโคลิสตินถูกดูดซึมในลำไส้ของสัตว์ได้น้อยเช่นกัน ส่วนใหญ่จึงถูกขับออกทางอุจจาระ และปัสสาวะ การปนเปื้อนของโคลิสตินในน้ำทิ้งส่งผลให้ยาปฏิชีวนะสะสมในสิ่งแวดล้อม ไม่ว่าจะเป็นในดิน แหล่งน้ำ หรือ แม่น้ำ ซึ่งก่อให้เกิดการแพร่กระจายของแบคทีเรียดื้อยาที่ควบคุมได้ยาก สร้างผลกระทบต่อระบบนิเวศสัตว์น้ำและความสมดุลทางชีวภาพ หากน้ำที่ปนเปื้อนไม่ได้รับการบำบัดอย่างถูกต้องและเข้าสู่แหล่งน้ำสำหรับใช้ในการอุปโภคบริโภค จะก่อให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพมนุษย์ เนื่องจากโคลิสตินมีความเป็นพิษสูง นอกจากนี้ การปนเปื้อนดังกล่าวยังทำให้เกิดการแพร่กระจายของยีนดื้อยา ซึ่งนำไปสู่การติดเชื้อแบคทีเรียที่ดื้อต่อยาปฏิชีวนะ ส่งผลให้การรักษาโรคติดเชื้อในอนาคตทำได้ยากขึ้น [7-8] ในปี 2558 พบการดื้อยาโคลิสตินในฟาร์มหมูเป็นครั้งแรกของโลก เมื่อศึกษาหาสารพันธุกรรมดื้อยาโคลิสตินทั้งในคนและสัตว์ทำให้พบว่าการส่งสายพันธุกรรมหรือเชื้อดื้อยาข้ามจากสัตว์มาคน และจากคนไปสัตว์ รวมทั้งสัตว์เลี้ยงด้วย หากมีการดื้อยาโคลิสตินหมายความว่าอาจไม่มียาชนิดอื่นใช้รักษาได้ผลอีกแล้ว เนื่องจากยาโคลิสตินเป็นยาชนิดสุดท้ายที่ใช้ในการรักษาเชื้อแบคทีเรียดื้อยาของมนุษย์ [9]



รูปที่ 1 โครงสร้างเคมีของยาโคลิสติน

จากการทบทวนวรรณกรรมการดูดซับยาโคลิสติน พบว่ามีงานวิจัยที่ศึกษาการใช้ซีโอไลต์สองชนิด ได้แก่ ซีโอไลต์จากเถ้าลอย (NaP1_FA) และซีโอไลต์จากเถ้าลอยที่มีคาร์บอนสูง (NaP1_C) ในการดูดซับยาโคลิสตินในน้ำ [10] โดยสังเคราะห์ซีโอไลต์ผ่านปฏิกิริยาระหว่างเถ้าลอยกับสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ในสภาวะที่เหมาะสม จากผลการทดลองพบว่าซีโอไลต์ทั้งสองชนิดสามารถดูดซับโคลิสตินที่ความเข้มข้นเริ่มต้น 100 ไมโครกรัมต่อลิตร ได้มากกว่าร้อยละ 90 ภายในเวลา 2 นาที โดยประสิทธิภาพการกำจัดโคลิสตินสูงสุดเมื่อใช้ NaP1_C ปริมาณ 0.1 กรัมต่อลิตร และ NaP1_FA ปริมาณ 2 กรัมต่อลิตร อย่างไรก็ตามการใช้ซีโอไลต์ในรูปแบบผงยังคงมีข้อจำกัด เช่น การเก็บผงเพื่อใช้ซ้ำหรือกำจัดออกทำได้ยาก เนื่องจากต้องแยกผงออกจากน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว อีกทั้งการใช้ตัวดูดซับในรูปแบบผงไม่สามารถนำไปใช้ในระบบกรองน้ำแบบน้ำไหลผ่านได้ และยังมีความเสี่ยงที่ผงดูดซับจะปนเปื้อนน้ำที่ผ่านการบำบัดหากไม่มีการป้องกันที่เพียงพอ นอกจากการบำบัดโคลิสตินด้วยการดูดซับแล้ว ยังมีงานวิจัยที่ศึกษาการย่อยสลายยาโคลิสตินในน้ำโดยปฏิกิริยาออกซิเดชันด้วยโพแทสเซียมเฟอร์เรต (Potassium ferrate (K_2FeO_4 , Fe(VI))) ซึ่งเป็นสารออกซิไดซ์ที่มีความรุนแรง พบว่าสามารถย่อยสลายยาโคลิสติน ความเข้มข้น 30 ไมโครโมลาร์ ได้มากกว่าร้อยละ 90 หลังจากการทำปฏิกิริยา 5 วินาที ผลการทดสอบทางจุลชีววิทยาพบว่าผลิตภัณฑ์ที่เกิดจากการย่อยสลายไม่มีฤทธิ์ต้านเชื้อแบคทีเรียและมีความเป็นพิษต่ำ

[11] อย่างไรก็ตามงานวิจัยนี้ไม่ได้อธิบายถึงกลไกการย่อยสลายและไม่ได้ระบุผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น จึงไม่สามารถยืนยันความปลอดภัยของการกำจัดโคลิสตินด้วยวิธีนี้ได้ นอกจากนี้ โพรทอสเต็มเพอร์เรตเป็นสารเคมีที่มีความเป็นพิษสูง ดังนั้นจึงต้องใช้ความระมัดระวังในการขนส่ง การใช้งานและการจัดเก็บ นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่ศึกษาการบำบัดตะกอนทางเภสัชกรรม (Pharmaceutical sludge) ที่มีส่วนประกอบของยาปฏิชีวนะรวมถึงโคลิสติน ด้วยกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพในสภาวะที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic digestion) พบว่าสามารถกำจัดโคลิสตินซัลเฟตได้อย่างสมบูรณ์ [12] อย่างไรก็ตามการบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพมีข้อจำกัดหลายประการ เช่น ต้องควบคุมสภาวะและสารอาหารให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ใช้เวลายาวนาน และอาจเกิดก๊าซขึ้นระหว่างกระบวนการ ดังนั้นจึงต้องมีการออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดที่เหมาะสม ซึ่งมีต้นทุนสูงกว่าการบำบัดด้วยวิธีอื่น

จากการทบทวนวรรณกรรมพบว่างานวิจัยที่ศึกษาการกำจัดยาโคลิสตินนั้นมีค่อนข้างน้อยและยังไม่พบงานวิจัยที่ศึกษาการกำจัดยาโคลิสตินในน้ำโดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มาก่อน ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงนับเป็นครั้งแรกที่มีการศึกษาการใช้ถ่านกัมมันต์รูปแบบเกล็ดดูดซับยาโคลิสติน โดยมุ่งเน้นศึกษาการใช้ถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ซึ่งเป็นวิธีที่ทำได้ง่าย ไม่ซับซ้อน และไม่ต้องกระตุ้นด้วยอุณหภูมิสูง สำหรับดูดซับยาโคลิสตินในน้ำด้วยวิธีการทดสอบการดูดซับยาแบบกะและศึกษาหลักการดูดซับผ่านไอโซเทิร์มและจลนพลศาสตร์การดูดซับยาโคลิสตินบนพื้นผิวถ่านกัมมันต์ คณะผู้วิจัยหวังว่าผลการศึกษานี้จะให้ข้อมูลพื้นฐานที่เป็นประโยชน์สำหรับนำไปประยุกต์ใช้ในการกำจัดยาโคลิสตินในน้ำ เพื่อลดผลกระทบจากการดื้อยาโคลิสตินของจุลชีพในอนาคต

2. วิธีการวิจัย (Experimental methods)

2.1 สารเคมี

ถ่านกัมมันต์จากกะลามะพร้าวในรูปเกล็ด (Granular activated carbon, GAC) ได้จากบริษัท คาร์โบกาญจน์ จำกัด (ไทย) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) และยาโคลิสตินซัลเฟต (Colistin sulfate) จาก Sigma-Aldrich (สหรัฐอเมริกา)

2.2 การเตรียมถ่านกัมมันต์ที่ดัดแปรด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ NaOH (NaOH modified granular activated carbon, m-GAC) โดยดัดแปลงจากงานวิจัยที่มีการทำการก่อนหน้านี้ [13]

เตรียมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ความเข้มข้น 0.1 โมลาร์ ผสมกับถ่านกัมมันต์จำนวน 5 กรัม ปั่นกวนเป็นเวลา 24 ชั่วโมงที่อุณหภูมิห้อง ก่อนนำไปต้มที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 3 ชั่วโมง ในตู้อบลมร้อน จากนั้นนำถ่านกัมมันต์มาล้างเพื่อปรับสภาพให้เป็นกลางและอบแห้งในตู้อบลมร้อนอุณหภูมิ 60 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 18 ชั่วโมง

2.3 การวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของวัสดุดูดซับ

2.3.1 ตรวจสอบสัณฐานวิทยาของพื้นผิววัสดุโดยใช้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราดควบคู่กับเครื่องเอ็กซ์เรย์สเปกโทรสโกปีแบบกระจายพลังงาน (Scanning electron microscope coupled with an energy dispersive X-ray spectroscopy, SEM-EDX) ยี่ห้อ Hitachi รุ่น SU8230 (ญี่ปุ่น)

2.3.2 ตรวจสอบพื้นที่ผิวจำเพาะโดยการดูดซับ/คายซับแก๊สไนโตรเจนด้วยวิธีเบรนนอร์ เอ็มเมทท์และเทลเลอร์ (Brunauer-Emmett-Teller, BET) โดยใช้เครื่องวิเคราะห์พื้นผิว (Surface analyzer) ยี่ห้อ Micromeritics รุ่น 3-Flex 3500 (สหรัฐอเมริกา)

2.3.3 วิเคราะห์โครงสร้างทางเคมีด้วยเทคนิคฟูเรียร์ทรานส์ฟอร์มอินฟราเรดสเปกโตรสโกปี (FTIR) ยี่ห้อ Thermo Scientific รุ่น Nicolet iS50 FT-IR (สหรัฐอเมริกา) โดยใช้วิธีบีบตัวอย่างกับโพแทสเซียมโบรไมด์ (KBr)

2.3.4 วิเคราะห์ค่า pH ที่ทำให้ประจุบนพื้นผิวเป็นศูนย์ (Isoelectric point, IEP) โดยใช้เครื่องวิเคราะห์ห้อนาโน (Zetasizer) ยี่ห้อ Malvern รุ่น ultra (สหราชอาณาจักร) โดยเตรียมถ่านกัมมันต์ 0.01 กรัม กระจายตัวในสารละลายโซเดียมคลอไรด์ความเข้มข้น 0.001 โมลาร์ จากนั้นปรับค่า pH ให้อยู่ในช่วง 3-12 ด้วยสารละลายกรดไนตริกและสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ ทำให้ถ่านกัมมันต์กระจายตัวโดยใช้อ่างอัลตราโซนิกเป็นเวลา 30 นาที ก่อนนำไปวัดค่าศักย์ไฟฟ้า

ซีต้า (Zeta potential) พล็อตกราฟระหว่าง pH กับค่าศักย์ไฟฟ้าซีต้า โดยค่า pH ที่ศักย์ไฟฟ้าซีต้าเป็นศูนย์ถือเป็นจุดไอโซอิเล็กทริก (IEP) [14]

2.3.5 วิเคราะห์ธาตุองค์ประกอบโดยใช้เครื่องวิเคราะห์ปริมาณธาตุ (Elemental analyzer) ยี่ห้อ Leco รุ่น 628 series (สหราชอาณาจักร)

2.4 ทดสอบการดูดซับยาด้วยวิธีแบบกะ (Batch adsorption)

ใช้ตัวดูดซับ (GAC หรือ m-GAC) ปริมาณ 0.5 กรัม ในสารละลายยาโคลิสตินปริมาตร 100 มิลลิลิตร ที่ความเข้มข้น 250 มิลลิกรัมต่อลิตร (mg/L) บั่นกวนด้วยความเร็ว 300 รอบต่อนาที ที่อุณหภูมิห้องในสภาวะมืด เก็บตัวอย่างปริมาตร 1.5 มิลลิลิตร ที่ระยะเวลาด่าง ๆ ตั้งแต่ 5 ถึง 2,880 นาที และกรองผ่านตัวกรองไนลอนแบบเข็มฉีดยา ขนาด 0.22 ไมครอนเมตร วิเคราะห์หาความเข้มข้นของยาโคลิสตินในสารละลายด้วยเทคนิคลิควิดโครมาโทกราฟี-แมสสเปกโตรเมตรี (Liquid chromatography tandem mass spectrometer, LC-MS/MS ยี่ห้อ Agilent รุ่น 1290 infinity/6495 Triple quad) คำนวณความสามารถในการดูดซับ (q_t , mg/g) โดยใช้สมการ(1):

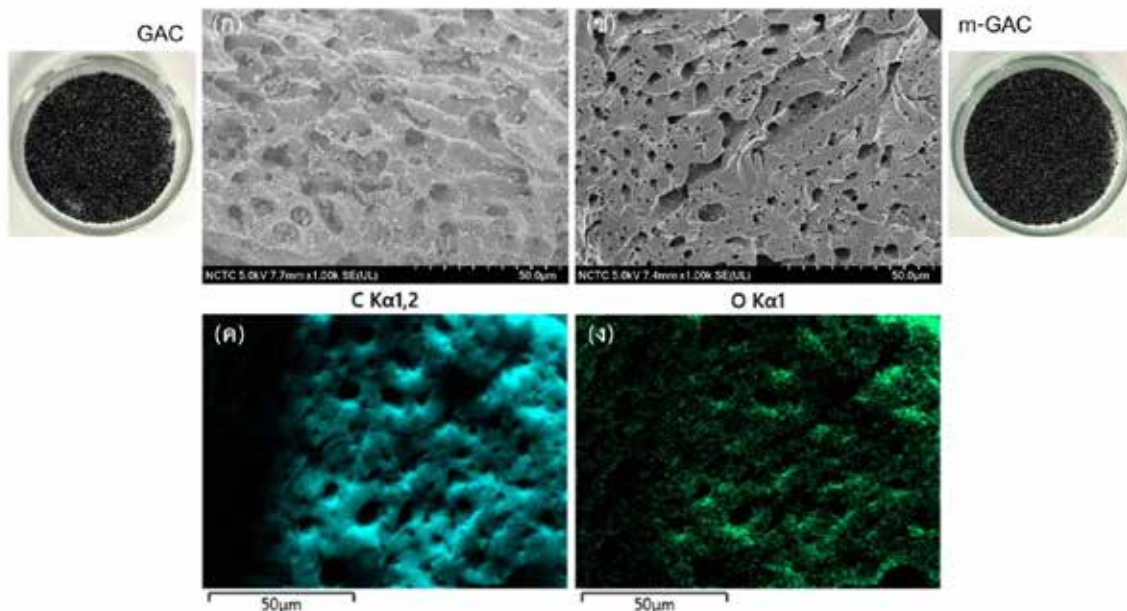
$$q_t = \frac{(C_0 - C_t) V}{m} \quad (1)$$

โดยที่ C_0^x คือความเข้มข้นเริ่มต้น (mg/L) ของยาโคลิสตินในสารละลาย, C_t คือความเข้มข้นคงเหลือของยาโคลิสตินในสารละลาย ณ เวลาการดูดซับที่กำหนด (mg/L), V คือปริมาตรของสารละลายยาโคลิสติน (L) และ m คือน้ำหนักของตัวดูดซับ (g)

3. ผลและวิจารณ์ (Results and discussion)

3.1 การศึกษาลักษณะทางกายภาพและโครงสร้างเคมีของตัวดูดซับ

งานวิจัยนี้ได้ทำการดัดแปรพื้นผิว GAC ด้วยเบสโซเดียมไฮดรอกไซด์ได้เป็น m-GAC รูปที่ 2 แสดงลักษณะพื้นผิวของ GAC และ m-GAC พบว่า พื้นผิวของตัวอย่างทั้งสองมีลักษณะขรุขระและมีโครงสร้างรูพรุนที่ไม่สม่ำเสมอ นอกจากนี้ยังพบว่า GAC ที่ผ่านการดัดแปร (m-GAC) มีรูพรุนที่ขนาดใหญ่และชัดเจนขึ้น จึงมีโอกาสดูดซับยาโคลิสตินจะแพร่เข้าไปในตัวดูดซับได้มากกว่า จากการวิเคราะห์ภาพ SEM ด้วยเทคนิค EDX แสดงให้เห็นว่า m-GAC มีองค์ประกอบของธาตุคาร์บอน ออกซิเจน และโซเดียมอยู่บนพื้นผิวซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์องค์ประกอบธาตุ (ตารางที่ 1) ที่แสดงให้เห็นว่า m-GAC มีปริมาณของธาตุออกซิเจนที่สูงกว่า GAC



รูปที่ 2 ภาพ SEM ของ (ก) GAC (ข) m-GAC และภาพการกระจายของธาตุบน m-GAC (ค) ธาตุคาร์บอน (C) และ (ง) ธาตุออกซิเจน (O)

ตารางที่ 1 ร้อยละองค์ประกอบของธาตุ พื้นที่ผิวจำเพาะ ปริมาตรรูพรุน และค่า pHPZC ของ GAC และ m-GAC

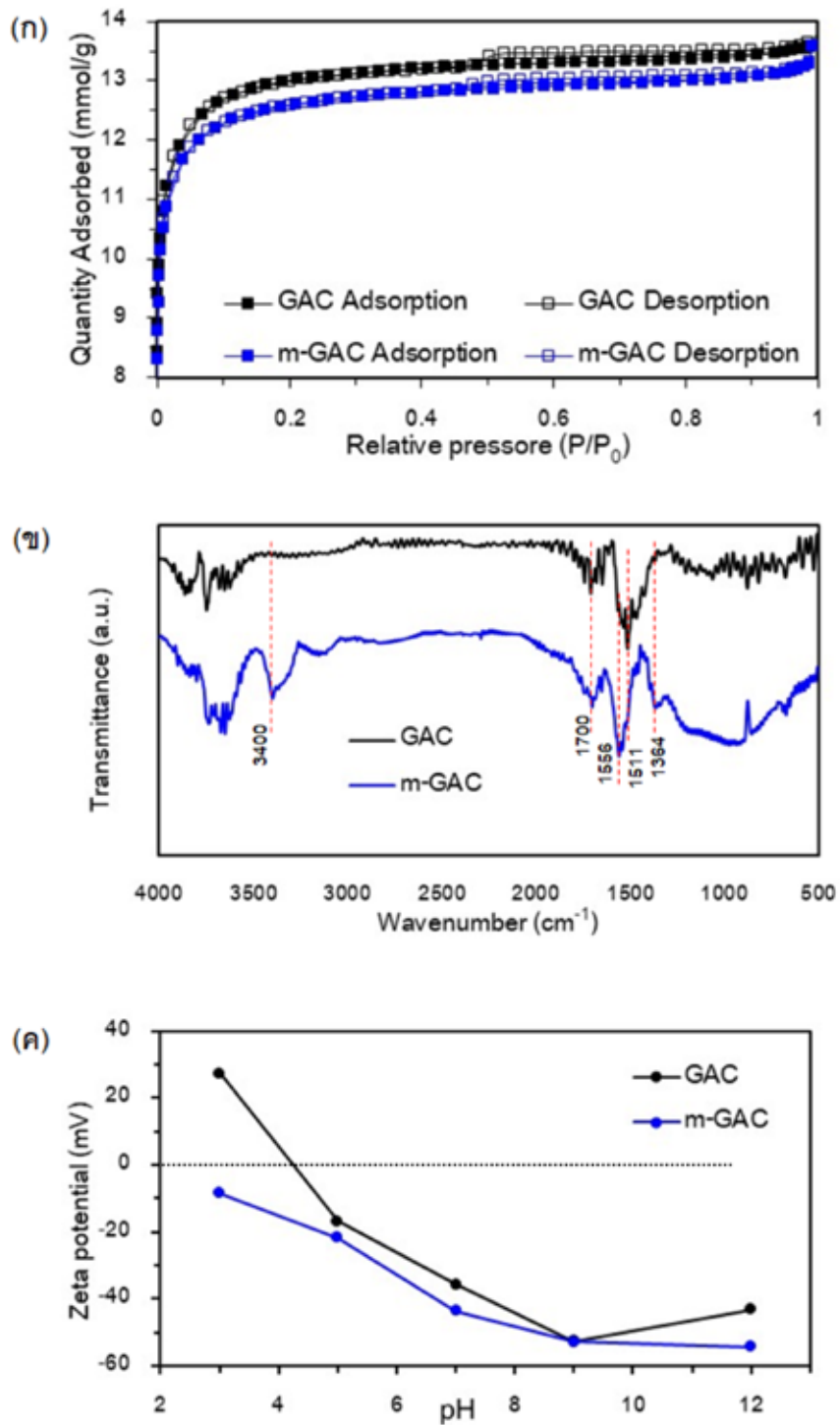
Adsorben	%Element				BET surface area ¹ (m ² /g)	Pore volume ² (cm ³ /g)		Average Pore size (nm)	IEP ³
	C	H	N	O		Micropore	Total pore		
GAC	73.9 (±0.20)	0.10 (±0.06)	0.70 (±0.30)	25.4 (±1.50)	1,145	0.40	0.45	1.64	4.3
m-GAC	68.7 (±0.4)	0.06 (±0.01)	0.80 (±0.04)	30.4 (±6.80)	1,111	0.38	0.45	1.65	<3

¹ คำนวณโดยใช้วิธี Brunauer-Emmett-Teller (BET)

² คำนวณโดยใช้วิธี t-plot

³ Isoelectric point

รูปที่ 3(ก) แสดงไอโซเทอรั่มการดูดซับ/การคายแก๊สไนโตรเจนของตัวดูดซับ GAC และ m-GAC โดยค่าพื้นที่ผิวที่ได้จากการคำนวณด้วยวิธี BET (S_{BET}) และปริมาตรรูพรุนทั้งหมด (V_t) แสดงในตารางที่ 1 จากผลการทดลองพบว่าโครงสร้างรูพรุนส่วนใหญ่ของตัวดูดซับทั้งสองแบบเป็นแบบไมโครพอร์ (Micropore) ทั้งนี้ลักษณะรูพรุนแบบไมโครพอร์ของตัวดูดซับ GAC (ทางการค้า) โดยทั่วไปเกิดขึ้นจากกระบวนการเตรียมถ่านกัมมันต์ โดยใช้เทคนิคการกักกัมมันต์ด้วยวิธีทางกายภาพหรือทางเคมี ทำให้เกิดโครงสร้างรูพรุนแบบไมโครพอร์ (ขนาด < 0.2 นาโนเมตร) เมื่อนำมาดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ภายหลัง (Post treatment process) จึงไม่ส่งผลต่อพื้นที่ผิวและปริมาตรรูพรุนทั้งหมดของถ่านกัมมันต์อย่างมีนัยสำคัญ



รูปที่ 3 (ก) ไอโซเทอรัมการดูดซับ/การคายแก๊สไนโตรเจน (ข) สเปกตรัม FTIR และ (ค) ค่าศักย์ไฟฟ้าซีตาของ GAC และ m-GAC

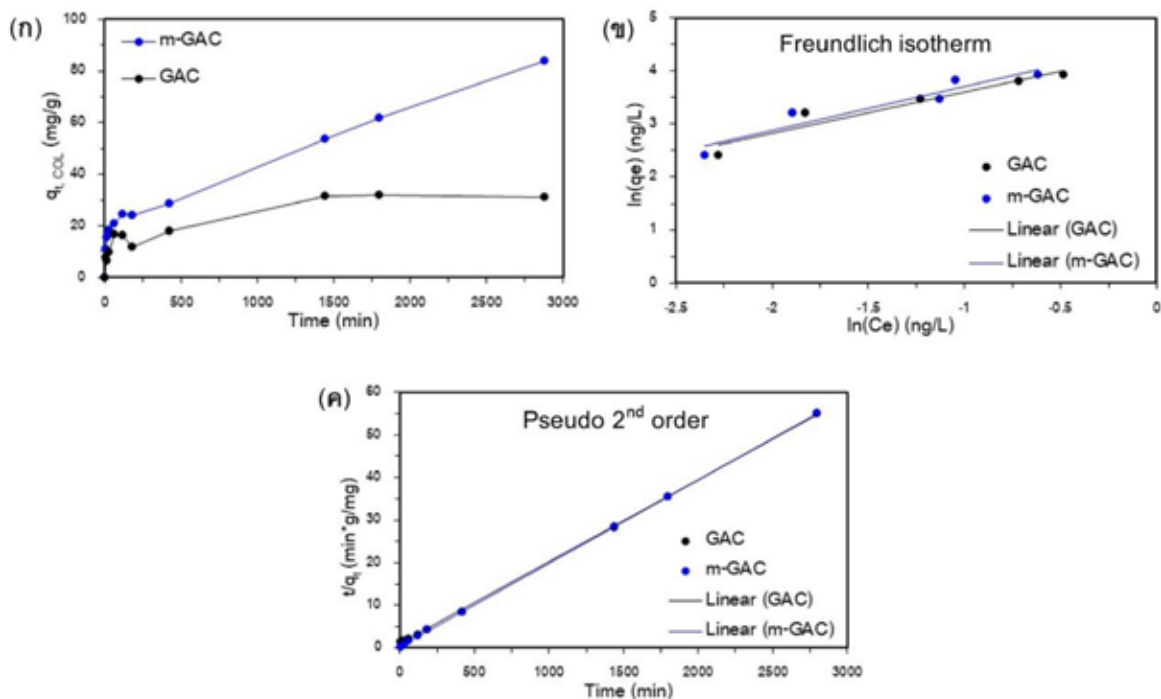
การศึกษาหมู่ฟังก์ชันของตัวดูดซับ GAC และ m-GAC เพื่อบอกอันตรกิริยาที่อาจจะเกิดขึ้นระหว่างตัวดูดซับกับโมเลกุลของยาในกระบวนการดูดซับโดยใช้เทคนิคอินฟราเรดสเปกโทรสโกปี จากรูปที่ 3(ข) พบว่า สเปกตรัมของตัวดูดซับทั้งสองชนิดปรากฏพีคที่เลขคลื่น $3200-3600\text{ cm}^{-1}$ ซึ่งเป็นของหมู่ไฮดรอกซิล (OH) ของแอลกอฮอล์หรือจากความชื้นที่อยู่ในตัวอย่าง แต่พบว่าพีคของ m-GAC มีความชัดเจนและมีความเข้มของพีคเพิ่มขึ้น รวมถึงการเกิดพีคชัดเจนที่ตำแหน่ง 3400 cm^{-1} เนื่องจากการมีหมู่ OH มากขึ้นจากการเพิ่มขึ้นของกรดคาร์บอกซิลิก (Carboxylic acid) หลังจากผ่านการดัดแปรด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ [15] ซึ่งสอดคล้องกับพีคที่ตำแหน่ง 1700 cm^{-1} ของหมู่คาร์บอกซิล (Carboxyl) ที่มีความเข้มสูงขึ้นเช่นกัน นอกจากนี้ยังพบการเลื่อนของพีคที่ตำแหน่ง 1511 ไปเป็น 1556 cm^{-1} (หมู่ $\text{C}=\text{C}$ aromatic) รวมถึงการเกิดพีคใหม่ที่ตำแหน่ง 1364 cm^{-1} และกราฟที่กว้างขึ้นที่ตำแหน่ง 1100 cm^{-1} ซึ่งเป็นของหมู่ $\text{C}-\text{O}$ แสดงให้เห็นว่าเกิดหมู่ฟังก์ชันเคมีที่มีธาตุออกซิเจน ได้แก่ หมู่คาร์บอกซิลและหมู่ไฮดรอกซิลบนพื้นผิวของ GAC ที่ผ่านการดัดแปรด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ (m-GAC) [16]

ค่าความเป็นกรด-เบสเป็นปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่อการดูดซับ เนื่องจากความเป็นกรด-เบสสัมพันธ์กับประจุบนผิวของตัวดูดซับ การศึกษาค่าประจุพื้นผิวเป็นศูนย์ (Isoelectric point, IEP) เพื่อบอกถึงประจุบนพื้นผิวของตัวดูดซับเมื่ออยู่ในสารละลาย pH ต่าง ๆ และใช้ประกอบการอธิบายกลไกการดูดซับได้ รูปที่ 3(ค) แสดงค่าศักย์ไฟฟ้าซีตาของตัวดูดซับในสารละลายช่วง pH 3-12 พบว่า ค่า IEP ของ m-GAC ต่ำกว่า 3 ขณะที่ค่า IEP ของ GAC เท่ากับ 4.2 แสดงให้เห็นว่า m-GAC มีพื้นผิวที่เป็นประจุลบมากกว่า ทั้งนี้เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของหมู่ฟังก์ชันที่มีธาตุออกซิเจนเป็นองค์ประกอบหลังกระบวนการดัดแปรพื้นผิวด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์

3.2 ไอโซเทิร์มของการดูดซับ

ไอโซเทิร์มของการดูดซับ (Adsorption isotherm) ใช้อธิบายอันตรกิริยาระหว่างโมเลกุลของตัวถูกดูดซับกับพื้นผิวของตัวดูดซับ รูปที่ 4(ก) แสดงข้อมูลการดูดซับยาโคลิสตินของ GAC และ m-GAC ที่ความเข้มข้น 250 mg/L พารามิเตอร์ของแบบจำลองไอโซเทิร์มทั้งสองแบบสรุปได้ดังตารางที่ 2 จากผลการทดลองพบว่า m-GAC มีความสามารถในการดูดซับยาโคลิสตินได้มากกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับ GAC ณ เวลาเดียวกัน และที่เวลาเพิ่มขึ้น ตัวดูดซับทั้งสองชนิดสามารถดูดซับยาได้มากขึ้น จนถึงเวลา 1500 นาที GAC จะเริ่มอิ่มตัวและไม่สามารถดูดซับยาได้อีก ขณะที่ m-GAC ยังสามารถดูดซับยาต่อไปได้ ที่เวลา 2880 นาที m-GAC สามารถดูดซับยาโคลิสตินได้สูงสุด 83.9 mg/g ผลการศึกษาไอโซเทิร์มของการดูดซับพบว่ามีความสอดคล้องกับแบบจำลองการดูดซับของฟรุนดลิช (ค่า R^2 มากกว่า 0.90) มากกว่าการใช้แบบจำลองการดูดซับของแลงเมียร์ (ค่า R^2 ของ GAC และ m-GAC เท่ากับ 0.702 และ 0.44 ตามลำดับ) ดังแสดงในรูปที่ 4(ข) แสดงให้เห็นว่าการดูดซับยาโคลิสตินบนพื้นผิวของ GAC และ m-GAC เป็นการดูดซับแบบหลายชั้น (Multilayer) ซึ่งลักษณะพื้นผิวของตัวดูดซับทั้งสองชนิดที่ได้จากเทคนิค SEM ยังสอดคล้องกับสมมติฐานการดูดซับของฟรุนดลิชที่ว่าพื้นผิวของตัวดูดซับมีลักษณะขรุขระและไม่เป็นเนื้อเดียวกัน (Heterogeneous) อีกด้วย นอกจากโมเลกุลของยาโคลิสตินจะมีอันตรกิริยากับพื้นผิวตัวดูดซับแล้ว ยังสามารถเกิดอันตรกิริยากันเองระหว่างโมเลกุลในชั้นถัดไปด้วย จึงทำให้จำนวนชั้นของการดูดซับมีได้ไม่จำกัด หรืออาจเกิดจากการดูดซับแบบชั้นเดียวที่มาซ้อนทับกันอันเนื่องมาจากโครงสร้างที่ซับซ้อนของโมเลกุลยาโคลิสติน [17-18]

เมื่อพิจารณาค่า $1/n$ ที่ได้จากแบบจำลองการดูดซับของฟรุนดลิชของทั้ง GAC และ m-GAC พบว่ามีค่าน้อยกว่า 1 แสดงว่า ปริมาณพื้นผิวบนตัวดูดซับทั้งสองชนิดมีจำกัดที่จะใช้ในการดูดซับยาโคลิสติน



รูปที่ 4 (ก) กราฟแสดงความสามารถในการดูดซับยาโคลิสตินความเข้มข้น 250 mg/L ที่เวลาต่าง ๆ (ข) กราฟไอโซเทิร์มการดูดซับแบบ Freundlich และ (ค) กราฟจลนพลศาสตร์การดูดซับแบบ Pseudo 2nd order

ตารางที่ 2 พารามิเตอร์ของแบบจำลองไอโซเทิร์มทั้งสองแบบของ GAC และ m-GAC

Adsorbent	Isotherm model						
	Langmuir				Freundlich		
	q_i (mg/g)	q_m (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2	n	K_F (L/mg)	R^2
GAC	83.9	123.5	1.2	0.702	1.3	80.2	0.926
m-GAC	32.0	151.5	1.0	0.440	1.2	92.4	0.907

3.3 จลนพลศาสตร์การดูดซับ

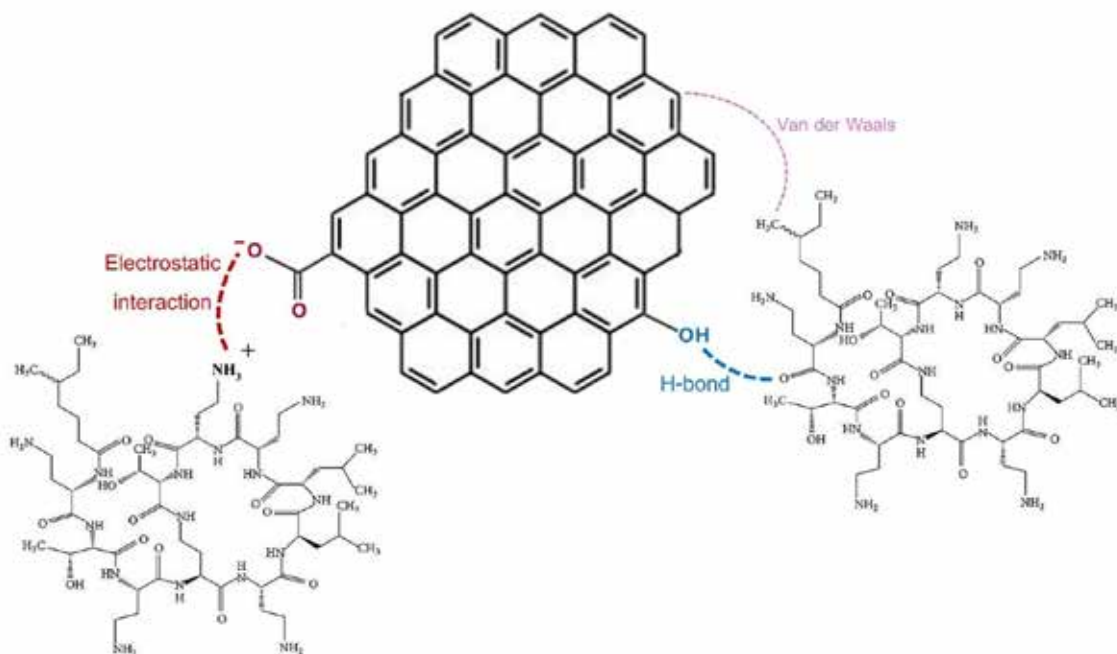
เมื่อนำผลการศึกษาการดูดซับมาศึกษากลไกการดูดซับโดยใช้แบบจำลองจลนพลศาสตร์การดูดซับ 2 รูปแบบ ได้แก่ สมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเทียม (Pseudo-first order) และสมการปฏิกิริยาอันดับสองเทียม (Pseudo-second order) เพื่อคำนวณค่าคงที่อัตราการดูดซับ (ตารางที่ 3) พบว่าค่า R^2 ของทั้งสมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเทียมและสมการปฏิกิริยาอันดับสองเทียมไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญและมีค่าใกล้เคียง 1 ทั้งคู่ จึงคาดว่า การดูดซับยาโคลิสตินบนพื้นผิวตัวดูดซับในการทดลองนี้เป็นการดูดซับทางกายภาพแบบแข็งแรงเป็นหลัก นอกจากนี้ยังพบว่า ค่าคงที่การดูดซับ (K_2) ของ m-GAC สูงกว่าค่าของ GAC แสดงให้เห็นว่า m-GAC สามารถดูดซับยาโคลิสตินได้เร็วกว่าการใช้ GAC ที่ไม่ผ่านการดัดแปรซึ่งสอดคล้องกับกราฟการดูดซับยาโคลิสตินของ GAC และ m-GAC ที่ความเข้มข้น 250 mg/L (รูปที่ 4(ค)) พารามิเตอร์ของจลนพลศาสตร์การดูดซับจากทั้งสองสมการแสดงดังตาราง 3

ตารางที่ 3 พารามิเตอร์ของจลนพลศาสตร์การดูดซับจากทั้งสองสมการของ GAC และ m-GAC

Adsorbent	Pseudo-first order			Pseudo-second order		
	q_e (mg/g)	K_1 (1/min)	R^2	q_e (mg/g)	K_2 (g/mg.min)	R^2
GAC	27.80	-0.0050	0.973	52.08	0.021	0.999
m-GAC	16.60	-0.0038	0.935	51.28	0.056	0.993

3.4 กลไกการดูดซับ

ยาโคลิสตินมีค่า pKa ประมาณ 10 [19-20] โครงสร้างโมเลกุลของยาโคลิสตินจะปรากฏอยู่ในรูปประจุบวก (Cationic form) ที่ตำแหน่งของหมู่เอมีน เมื่อทดสอบการดูดซับในสภาวะที่เป็นกลาง (ทั้งนี้ การทดสอบการดูดซับในการศึกษานี้เลือกใช้ค่า pH ของสารละลายยาโคลิสติน ที่ 6.2 โดยอ้างอิงข้อมูลค่า pH ของน้ำเสียในบ่อบำบัดจากโรงพยาบาลพระนั่งเกล้า จังหวัดนนทบุรี ประเทศไทย) จากลักษณะประจุบนพื้นผิวของ m-GAC ที่เป็นลบมากกว่า GAC ที่ pH ดังกล่าว ทำให้อัตราเร็วในการดูดซับโคลิสตินบนพื้นผิวของ m-GAC เร็วกว่า GAC เนื่องจากอาศัยแรงดึงดูดแบบไฟฟ้าสถิต (Electrostatic interaction) และการเกิดพันธะไฮโดรเจน (Hydrogen bond) เป็นหลัก [21-22] นอกจากนี้เมื่อพิจารณา ค่า R^2 ของสมการปฏิกิริยาอันดับหนึ่งเทียมก็ใกล้เคียง 1 เช่นกัน จึงมีความเป็นไปได้ว่าการดูดซับที่เกิดขึ้นบางส่วนจะอาศัยการดูดซับทางกายภาพแบบอ่อนร่วมด้วย เช่น แรงแวนเดอร์วาลส์ (Van der Waals force) [8,23] กลไกที่เป็นไปได้ในการดูดซับยาโคลิสตินด้วย m-GAC แสดงดังรูปที่ 5 ประกอบด้วยการดูดซับทางกายภาพแบบแข็งแรง (Electrostatic interaction และ Hydrogen bond) และการดูดซับทางกายภาพแบบอ่อน (Van der Waals force) ระหว่างหมู่ฟังก์ชันของโคลิสตินกับหมู่ฟังก์ชันบนพื้นผิวของ m-GAC สอดคล้องกับงานวิจัยที่ทำศึกษาการดูดซับโคลิสตินด้วยซีโอไลต์ [10]



รูปที่ 5 กลไกที่เป็นไปได้ในการดูดซับยา Colistin โดยใช้ m-GAC

4. สรุป (Conclusion)

ถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยไฮดรอกไซด์ (m-GAC) มีหมู่ฟังก์ชันที่มีออกซิเจนเป็นองค์ประกอบ (หมู่คาร์บอกซิลและไฮดรอกซิล) เพิ่มขึ้น ทำให้ลักษณะประจุรวมของพื้นผิวมีประจุลบ (IEP<3) มากขึ้นเมื่อกระจายตัวอยู่ในน้ำ แม้ว่าลักษณะพื้นผิวหรือรูพรุนไม่ได้เปลี่ยนแปลงไปจากถ่านกัมมันต์เริ่มต้น การศึกษาประสิทธิภาพการดูดซับยาโคลิสตินพบว่า ถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยไฮดรอกไซด์สามารถดูดซับยาโคลิสตินได้สูงสุด 83.9 มิลลิกรัมต่อกรัมของถ่านกัมมันต์ มีพฤติกรรมดูดซับสอดคล้องกับสมการการดูดซับของฟรุนดลิช คณะผู้วิจัยประเมินความเป็นไปได้ของกลไกการดูดซับยาโคลิสตินของถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยไฮดรอกไซด์ว่าสามารถเกิดผ่านการดูดซับทางกายภาพแบบแข็งแรง (การเกิดพันธะไฮโดรเจนและแรงดึงดูดแบบไฟฟ้าสถิต) ร่วมกับการดูดซับทางกายภาพแบบอ่อน (แรงแวนเดอร์วาลส์) ทำให้เกิดการดูดซับด้วยอัตราเร็วที่สูงกว่าถ่านกัมมันต์ที่ไม่ได้ดัดแปรพื้นผิว ดังนั้นจะเห็นได้ว่า มีความเป็นไปได้ที่จะนำถ่านกัมมันต์ที่ผ่านการดัดแปรพื้นผิวด้วยไฮดรอกไซด์ไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อดูดซับยาโคลิสตินในน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ ด้วยวิธีการเตรียมที่ง่าย ไม่ซับซ้อน สามารถขยายกำลังการผลิตได้ นอกจากนี้ถ่านกัมมันต์แบบเกล็ดมีความสะดวกในการรวบรวมและกำจัด ไม่แพร่กระจาย และไม่ก่อให้เกิดผลิตภัณฑ์ที่เป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม สามารถใช้งานได้หลายรูปแบบ เช่น ในระบบบำบัดน้ำแบบต่อเนื่อง (Flow-through) หรือแบบกะ (Batch treatment) ซึ่งทำให้สามารถปรับใช้ในระบบการบำบัดน้ำต่าง ๆ ให้เหมาะสมต่อไปได้

5. กิตติกรรมประกาศ (Acknowledgement)

งานวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจากสำนักงานการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ปี 2566 (สัญญาเลขที่ N25A660471), หน่วยบริหารและจัดการทุนด้านการพัฒนากำลังคน และทุนด้านการพัฒนาสถาบันอุดมศึกษา การวิจัยและการสร้างนวัตกรรม (สัญญาเลขที่ B13F670069) และศูนย์นาโนเทคโนโลยีแห่งชาติ สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) (เลขที่โครงการ P2351315)

6. เอกสารอ้างอิง (References)

- [1] Chiemchaisri W, Chiemchaisri C, Hamjinda NS, Jeensalute C, Buranapakdee P, Thamlikitkul V. Field investigation of antibiotic removal efficacies in different hospital wastewater treatment processes in Thailand. *Emerging Contam.* 2022;8:329-39. doi: 10.1016/j.emcon.2022.07.002.
- [2] Bhandari G, Chaudhary P, Gangola S, Gupta S, Gupta A, Rafatullah M, et al. A review on hospital wastewater treatment technologies: current management practices and future prospects. *JWPE.* 2023;56:104516. doi: 10.1016/j.jwpe.2023.104516.
- [3] Verlicchi P, Al Aukidya M, Zambelloa E. What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — an overview and a discussion on perspectives. *Sci Total Environ.* 2015;514:467-91. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.020.
- [4] Xiang Y, Xu Z, Wei Y, Zhou Y, Yang X, Yang Y, et al. Carbon-based materials as adsorbent for antibiotics removal: mechanisms and influencing factors. *JEM.* 2019;237:128-38. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.02.068.
- [5] Yu F, Li Y, Han S, Ma J. Adsorptive removal of antibiotics from aqueous solution using carbon materials. *Chemosphere.* 2016;153:365-85. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.083.
- [6] Ahmed MB, Zhou JL, Ngo HH, Guo W. Adsorptive removal of antibiotics from water and wastewater: progress and challenges. *Sci Total Environ.* 2015;532:112-26. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.130.

- [7] Sharma E, Chen Y, Kelso C, Sivakumar M, Jiamg G. Navigating the environmental impacts and analytical methods of last-resort antibiotics: colistin and carbapenems. *SEH*. 2024;2(1):100058. doi: 10.1016/j.seh.2024.100058.
- [8] Peng L, Peng C, Fu S, Qiu Y. Adsorption-desorption and degradation of colistin in soils under aerobic conditions. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2022;243:113989. doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.113989.
- [9] ศูนย์วิชาการเฝ้าระวังและพัฒนาระบบยา (กพย.). สยองสูตรอาหารฟาร์มหมูให้กิน "โคลิสติน" ตัวแพร่ยีนดื้อยา [อินเทอร์เน็ต] 2560 [เข้าถึงเมื่อ 15 พฤษภาคม 2567]. เข้าถึงได้จาก: https://www.thaidrugwatch.org/news_detail.php?n_no=1373
- [10] Bajda T, Grela A, Pamuła J, Kuc J, Klimek A, Matusik J, et al. Using zeolite materials to remove pharmaceuticals from water. *Materials*. 2024;17(15):3848. doi: 10.3390/ma17153848.
- [11] Wang L, Lv S, Wang X, Liu B, Wang Z. Ferrate (VI) oxidation is an effective and safe way to degrade residual colistin-a last resort antibiotic in wastewater. *Front Vet Sci*. 2021;8:773089. doi:10.3389/fvets.2021.773089.
- [12] Yin F, Wang D, Li Z, Ohlsen T, Hartwig P, Czekalla S. Study on anaerobic digestion treatment of hazardous colistin sulphate contained pharmaceutical sludge. *Bioresource Technol*. 2015;177:188-93. doi: 10.1016/j.biortech.2014.11.091.
- [13] Dehkordi SSR, Delavar Q, Ebrahim HA, Partash SS. CO₂ adsorption by coal-based activated carbon modified with sodium hydroxide. *Mater Today Commun*. 2022;33:104776. doi: 10.1016/j.mtcomm.2022.104776.
- [14] Ntakirutimana S, Tan W, Wang T. Enhanced surface activity of activated carbon by surfactants synergism. *RSC Adv*. 2019;9:26519-31. doi: 10.1039/c9ra04521j.
- [15] Hafizuddin MS, Lee CL, Chin KL, H'ng PS, Khoo PS, Rashid U. Fabrication of highly microporous structure activated carbon via surface modification with sodium hydroxide. *Polymers*. 2021;13(22):3954. doi: 10.3390/polym13223954.
- [16] Kristianto H, Arie AA, Susanti RF, Halim M, Lee JK. The effect of activated carbon support surface modification on characteristics of carbon nanospheres prepared by deposition precipitation of Fe-catalyst. *IOP Conf Ser: Mater Sci Eng*. 2017;162:012034. doi: 10.1088/1757-899X/162/1/012034.
- [17] ดรณิ์ สุขชิต, ปันดดา ศรีแก้ว, จุฑามาศ นาทองห่อ, สายสมร ล้าลอง, มาลี ประจวบสุข, สมจินตนา ทวีพานิชย์ และคณะ. การดูดซับสีย้อมบิลิเลี่ยน กรีน ด้วยซีโอไลต์ เอ ที่เตรียมจากเถ้าขาน้อย. ใน: การประชุมวิชาการระดับชาติ มอบ. วิจัย ครั้งที่ 16; วันที่ 11-12 ก.ค. 2565; อุบลราชธานี. [อุบลราชธานี]: มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี; 2565. น. 185-194.
- [18] วรวิทย์ จันทรสุวรรณ, สิริรัตน์ พานิช. การกำจัดโลหะหนักจากสารละลายโดยตัวดูดซับจากวัสดุชีวภาพ [รายงานวิจัย]. กรุงเทพฯ: มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลพระนคร; 2563.
- [19] Drider D, Boukherroub R, Devendec LL, Belguesmia Y, Hazime N, Mourand G, et al. Impact of colistin and colistin-loaded on alginate nanoparticles on pigs infected with a colistin-resistant enterotoxigenic *Escherichia coli* strain. *Vet Microbiol*. 2022;266:109359. doi: 10.1016/j.vetmic.2022.109359.
- [20] Ma Z, Wang J, Nation LR, Li J, Turnidge JD, Coulthard K, et al. Renal disposition of colistin in the isolated perfused rat kidney. *Antimicrob Agents Chemother*. 2009;53(7):2857-64. doi: 10.1128/AAC.00030-09.
- [21] Dutta J, Mala AA. Removal of antibiotic from the water environment by the adsorption technologies: a review. *Water Sci Technol*. 2020;82(3):401-26. doi: 10.2166/wst.2020.335.

- [22] Cruz AC, Rivas-Sanchez A, Gallareta-Olivares G, González-González RB, Cárdenas-Alcaide MF, Iqbal HMN, et al. Carbon-based materials: adsorptive removal of antibiotics from water. *Water Emerging Contam Nanoplast*. 2023;2(2):1-17. doi: 10.20517/wecn.2022.19.
- [23] Davis CA, Janssen E. M-L. Environmental fate processes of antimicrobial peptides daptomycin, bacitracins, and polymyxins. *Environ Int*. 2020;134:105271. doi: 10.1016/j.envint.2019.105271.