
การกำจัดสีเมทิลเรดด้วยการดูดซับ/วิธีทางชีวภาพ Removal of Methyl Red Color Employing Adsorption/Biological Treatments

สุดสายชล หอมทอง^{1*}, นเรศ เชื้อสุวรรณ² และ สุบันทิธ นิมรัตน์¹

¹ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา

²สาขาวิชอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Sudsaiichon Homthong^{1*}, Nares Chuersuwan², and Subuntith Nimrat¹

¹Department of Microbiology, Faculty of Science, Burapha University

²School of Environmental Health, Institute of Medicine, Suranaree University of Technology

บทคัดย่อ

ในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการศึกษาการบำบัดสีเมทิลเรดความเข้มข้น 0.1 มิลลิโมลาร์ ด้วยวิธีการดูดซับต่อเนื่องด้วยการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ ผลการทดลองพบว่าถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพในการกำจัดความเข้มของสี (จากระดับ 0 ลดเหลือระดับ 8) และลดค่าซีไอได้ร้อยละ 49.19 จากนั้นนำสารจากการกรองในขั้นตอนดังกล่าวที่มีค่าซีไอเท่ากับ $1,095 \pm 45$ มิลลิกรัมต่อลิตร มาทำการบำบัดต่อเนื่องด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน ผลที่ได้พบว่าตะกอนเร่งทั้งสองสภาวะไม่สามารถลดค่าซีไอของสารจากการกรองด้วยถ่านกัมมันต์ได้ แต่กลับมีค่าซีไอเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาของการทดลอง 10 วัน จากการศึกษาครั้งนี้สามารถสรุปได้ว่าการกำจัดสีเมทิลเรดความเข้มข้น 0.1 มิลลิโมลาร์ ด้วยวิธีการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพค่อนข้างสูงแต่การย่อยสลายด้วยตะกอนเร่งภายใต้ทั้ง 2 สภาวะไม่สามารถลดค่าซีไอได้ตลอดระยะเวลาการทดลอง รวมทั้งในวันสุดท้ายของการทดลองพบว่าในตะกอนเร่งทั้ง 2 สภาวะมีค่าของแข็งแขวนลอยลดลงเพียงเล็กน้อย ปริมาณของแข็งละลายน้ำมีปริมาณลดลงแต่ยังสูงกว่า 200 mg/L ส่วนพีเอชลดลงจากเดิมคือ 6.72-6.73 เป็น 5.49 และ 5.96 ภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะอโรบิกดีไนทริฟิเคชันตามลำดับ นอกจากนี้ตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันมีปริมาณไนเตรตและไนไตรต์เปลี่ยนแปลงไม่มากนักตลอดระยะเวลาการทดลอง ดังนั้นสรุปได้ว่าวิธีการย่อยสลายด้วยตะกอนเร่งทั้ง 2 สภาวะยังไม่สามารถบำบัดสารสีที่ผ่านการบำบัดด้วยวิธีการดูดซับได้

คำสำคัญ : สีเมทิลเรด การดูดซับ แอโรบิก แอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

*Corresponding author. E-mail: sudsaiich@buu.ac.th

The objective of the present study was to investigate the adsorption/biological treatment for 0.1 mM methyl red. Results showed that the adsorption process using activated carbon was capable of removing color intensity of methyl red (from score 0 to score 8) and reducing COD by 49.19%. COD of the filtrate from the adsorption treatment was $1,095 \pm 45$ mg/L and was used for further studied for biodegradation by aerobic and aerobic denitrifying activated sludges. Results showed that two cultures were not able to reduce COD but increased the COD values within 10 days of the experiment. Results concluded that it is relatively effective in removal of 0.1 mM methyl red by adsorption treatment. In contrast, two biological treatments in this study showed no efficiency for COD removal of the filtrate. At the end of the experiment, two cultures were able to slightly reduce the suspended solids. Furthermore, dissolved solids value also declined but it was still higher than 200 mg/L. The pH level decreased from 6.72-6.73 to 5.49 under aerobic and to 5.96 under aerobic denitrifying treatments, respectively. Under acclimated aerobic denitrifying cultures, nitrate and nitrite values were relatively slight fluctuation along the course of experiment. As a consequence, the adsorption/biological treatment showed no efficiency for 0.1 mM methyl red removal.

Keywords : methyl red, adsorption, aerobic, aerobic denitrification

ปัจจุบันประเทศไทยมีจำนวนโรงงานอุตสาหกรรมสิ่งทอจำนวนมากและมีการส่งออกสิ่งทอไปขายต่างประเทศปีหนึ่งๆ เป็นมูลค่าหลายหมื่นล้านบาท ซึ่งนำรายได้มาสู่ประเทศไทยอย่างสูง นอกจากอุตสาหกรรมสิ่งทอแล้วอุตสาหกรรมอื่นๆ ที่ใช้สีย้อมในกระบวนการผลิต ได้แก่ อุตสาหกรรมฟอก ย้อมผ้า สิ่งพิมพ์ การถ่ายภาพ อุตสาหกรรมพลาสติกและอื่นๆ (Rajagura *et al.*, 2000) ส่งผลให้การใช้สีย้อมมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นและสีย้อมเหล่านี้อาจก่อให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อมทางน้ำ ถ้าไม่มีการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพ น้ำเสียที่ปล่อยออกจากโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ เหล่านี้จะประกอบด้วยสีย้อมชนิดต่างๆ ปนเปื้อนอยู่และส่วนใหญ่เป็นสีย้อมที่ได้จากการสังเคราะห์มากกว่าสีย้อมจากธรรมชาติ เนื่องจากสีย้อมสังเคราะห์มีการผลิตและมีคุณภาพที่แน่นอน ติดทนนาน ละลายน้ำได้ดีและดูดซับกับเส้นใยได้ง่ายกว่าสีธรรมชาติ รวมทั้งสีสังเคราะห์ยังหาได้ง่ายและมีราคาถูก ส่งผลให้สีสังเคราะห์ได้รับความนิยมนำมาใช้ในอุตสาหกรรมต่างๆ (Zoolinger, 1987) ในระหว่างกระบวนการผลิตของโรงงานอุตสาหกรรมเหล่านี้สีย้อมสามารถปนเปื้อนลงสู่ลำน้ำเสียของโรงงานได้ตั้งแต่ร้อยละ 2-50 อันจะนำไปสู่การปนเปื้อนของสีย้อมสู่ลำน้ำผิวดินและน้ำใต้ดินรอบบริเวณโรงงานอุตสาหกรรม (O'Neill *et al.*, 1999) สีสังเคราะห์หลายชนิดสามารถเห็นการปนเปื้อนในแหล่งน้ำได้แม้จะมีความเข้มข้นต่ำ (1 มิลลิกรัมต่อลิตร) ซึ่งน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตของโรงงานอุตสาหกรรมจะมีความเข้มข้นของสีอยู่ระหว่าง 10-20 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้น้ำเสียค่อนข้างเข้ม

จากคุณสมบัติของสีย้อมสังเคราะห์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนทำให้น้ำเสียเหล่านี้มีความคงตัวสูง ทนต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในธรรมชาติ ทำให้น้ำเสียที่เกิดจากโรงงานการผลิตสีย้อมไม่สามารถที่จะกำจัดออกได้โดยวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป (Pagga & Brown, 1986) รวมทั้งสีสังเคราะห์และสารเมตาบอไลต์ของสีสังเคราะห์บางชนิดมีคุณสมบัติเป็นสารก่อมะเร็งในสิ่งมีชีวิต (Levine, 1991) ทำให้น้ำเสียที่มีสีย้อมปนเปื้อนเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตรวมทั้งมนุษย์ จากการศึกษาของ Umbuzeiro และคณะ (2005) แสดงให้เห็นว่าสีย้อมสังเคราะห์ที่แพร่กระจายในสิ่งแวดล้อมทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงและเป็นมลพิษต่อแหล่งน้ำผิวดินและแหล่งน้ำใต้ดิน สีย้อมที่ปนเปื้อนในแหล่งน้ำมีผลขัดขวางการผ่านของแสงและการแพร่ของออกซิเจนสู่แหล่งน้ำ ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำและสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ อีกทั้งยังส่งผลกระทบต่อสุขภาพอนามัยของประชาชนและแหล่งน้ำตามธรรมชาติ ซึ่ง

เป็นแหล่งน้ำที่ใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำนานาชนิด ดังนั้นการมีสีย้อมปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำตามธรรมชาติจะก่อให้เกิดผลกระทบโดยตรงต่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เพราะสีดังกล่าวมีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ เช่น กุ้งกุลาดำ ปลาชนิดต่างๆ เป็นต้น

สีกลุ่มอะโซเป็นสีที่มีโครงสร้างเป็นสารประกอบอะโรมาติกที่มีหมู่อะโซ ($-N=N-$) 1 หมู่หรือมากกว่า 1 หมู่ในโครงสร้าง เช่น สีเมทิลเรด (Methyl red) สีอะโซเป็นสีที่มีการสังเคราะห์มาใช้ในการค้ามากที่สุดกลุ่มหนึ่ง (Zollinger, 1991) และเป็นสีที่นิยมใช้มากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับสีย้อมชนิดต่างๆ ถึง 60-70% ของสีทั้งหมด (Shaul *et al.*, 1991; Chen, 2002) ในปี ค.ศ. 1994 มีการใช้สีสังเคราะห์ประมาณ 1 ล้านตัน โดยมากกว่าร้อยละ 50 ของปริมาณที่ใช้เป็นสีอะโซ (Stolz, 1999) สีอะโซนิยมใช้อย่างแพร่หลายในโรงงานอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมย้อมผ้า อาหาร เครื่องสำอาง กระดาษ ผลิตภัณฑ์หนังฟอก เป็นต้น

จากคุณสมบัติที่มีความคงตัวสูงและทนต่อการย่อยสลายจึงทำให้ปัจจุบันมีการศึกษาทั้งในประเทศไทยและต่างประเทศเพื่อเป็นแนวทางในการพัฒนาวิธีการย่อยสลายสารสีอะโซทั้งวิธีการทางกายภาพ ทางเคมีและชีวภาพ แต่ในปัจจุบันประเทศไทยยังคงมีปัญหาในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีย้อมปนเปื้อน ซึ่งการบำบัดน้ำเสียจากสีย้อมส่วนใหญ่นิยมใช้การบำบัดทางเคมี (Reife & Freeman, 1996 อ้างโดย Razo-Flores *et al.*, 1997) เนื่องจากน้ำทิ้งที่เกิดจากกระบวนการย้อมสีผ้าจะมีความเข้มข้นของสีอยู่ระหว่าง 10-20 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้น้ำเสียค่อนข้างเข้มและมีความเป็นพิษค่อนข้างสูง (Levine, 1991) ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางเคมีจึงเป็นวิธีที่สะดวกและรวดเร็วกว่าวิธีอื่นๆ แต่อย่างไรก็ตามการบำบัดน้ำทิ้งด้วยวิธีเคมีต้องใช้พลังงานและค่าใช้จ่ายสูง เพราะต้องซื้อสารเคมีในการบำบัดจำนวนมาก รวมทั้งต้องเสียค่าใช้จ่ายในการบำบัดกากตะกอนที่เกิดจากการบำบัดน้ำเสีย นอกจากนี้การบำบัดด้วยวิธีทางเคมี เช่น การเติมคลอรีนยังทำให้เกิดสารประกอบอินทรีย์คลอรีนที่มีความเป็นพิษ (Sarasa *et al.*, 1998) ดังนั้นวิธีบำบัดทางเคมีจึงเป็นวิธีที่ไม่คุ้มค่าต่อการบำบัดน้ำเสียดังกล่าว เพราะมีค่าใช้จ่ายที่สูงจนเกินไปทำให้ต้นทุนการผลิตสูงขึ้นและอาจเกิดสารที่มีความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิต

ดังนั้นจึงมีการศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานสีย้อมด้วยวิธีทางชีวภาพ ซึ่งการบำบัดน้ำทิ้งด้วยวิธีทางชีวภาพนั้นเป็นวิธีที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมและสามารถนำไปสู่การย่อยสลายสีย้อมได้อย่างสมบูรณ์และมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าวิธีทางเคมี การบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพที่ได้รับความนิยมคือ การบำบัดด้วยระบบตะกอนเร่ง (Activated sludge process) ซึ่งเป็นการใช้จุลินทรีย์ที่มีอยู่

ตามธรรมชาติย่อยสลายสารอินทรีย์ จุลินทรีย์หลายชนิดไม่ว่าจะเป็นรา แบคทีเรีย ยีสต์และสาหร่ายมีความสามารถในการย่อยสลายสื้อโซได้อย่างสมบูรณ์ในสภาวะแวดล้อมปกติ (Vandevivere *et al.*, 1998; O'Neill *et al.*, 1999; Stolz, 1999) การบำบัดด้วยระบบตะกอนเร่งจะให้ผลในการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงสามารถลดมลพิษประมาณ 40% ของสารมลพิษที่มีอยู่ในน้ำเสียและองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูป COD หรือ BOD จะถูกย่อยสลายสุดท้ายไปเป็นน้ำและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ทำให้ปริมาณของเสียลดลงอย่างชัดเจน (นฤมล ศิริทรรณ, 2539) จากการศึกษาพบว่าสื้อโซบางชนิดถูกย่อยได้บางส่วนภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน ดังนั้นจึงมีการศึกษาการย่อยสลายสื้อโซภายใต้สภาวะอื่นๆ เช่น การย่อยสลายสื้อโซภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ยกตัวอย่างเช่น Brown และ Laboureur (1983) ได้ทำการศึกษาความเป็นไปได้ของการใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลายสื้อย้อมบางชนิดภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน ซึ่งพบว่ามีความเป็นไปได้สูง แต่อย่างไรก็ตามพบว่าสื้อย้อมหลายชนิดไม่สามารถบำบัดได้อย่างสมบูรณ์ด้วยวิธีใดวิธีหนึ่ง

จากข้อมูลดังกล่าวข้างต้น ทำให้คณะผู้วิจัยมีแนวคิดที่จะพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบผสมผสานโดยเริ่มต้นจากการศึกษาถึงการบำบัดสื้อเมทิลเรดซึ่งเป็นสื้อกลุ่มอะโซชนิดหนึ่งที่นิยมใช้ในโรงงานอุตสาหกรรมมากที่สุด และยังมีผู้ศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดสื้อชนิดนี้ไม่มากนักเพื่อเป็นพื้นฐานในการบำบัดน้ำเสียจริงต่อไป โดยเริ่มพัฒนาจากการศึกษาเปรียบเทียบความสามารถในการดูดซับด้วยตัวกลางที่เหมาะสมและมีราคาถูก และนำมาบำบัดต่อเนื่องด้วยการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพที่นิยมใช้ทั่วโลกและในประเทศไทย คือ ระบบตะกอนเร่งและวิธีประยุกต์ที่มีการเติมไนเตรตเพื่อให้เป็นสภาวะที่เรียกว่า Aerobic denitrification ซึ่งอาจจะเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีสื้อผสม ดังนั้นจากการศึกษาดังกล่าวจะทำให้ทราบถึงการย่อยสลายสื้อเมทิลเรดภายใต้สภาวะต่างๆ คือ สภาวะแอโรบิก (Aerobic conditions) และสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน (Aerobic denitrification) ว่าสภาวะใดจะให้ผลต่างกันอย่างไร และสภาวะใดจะเหมาะสมที่สุดในการย่อยสลายสื้อเมทิลเรดร่วมกับการพัฒนาการบำบัดสื้อเมทิลเรดด้วยวิธีทางกายภาพด้วยสารธรรมชาติ เช่น ดิน และสารดูดซับที่มีราคาถูกและผลิตในประเทศไทยเพื่อทำให้เกิดระบบบำบัดที่ประหยัดค่าใช้จ่ายและคุ้มค่าเหมาะต่อการประยุกต์ต่อเนื่องไปยังระดับอุตสาหกรรมต่อไป

วัสดุอุปกรณ์และวิธีการ

1. วิธีการเตรียมและทำการวิเคราะห์สื้อเมทิลเรด (Nimrat *et al.*, 2004)

การเตรียมสื้อเมทิลเรดจะเตรียมด้วยการละลายด้วยตัวทำละลาย Dimethyl sulfoxide (DMSO) เพราะสื้อเมทิลเรดละลายในน้ำได้น้อยมาก รวมทั้งการเติมเกลือโซเดียมคลอไรด์ความเข้มข้น 7% (w/v) เพื่อทำให้เป็นสารสื้อที่มีลักษณะคล้ายกับน้ำเสียที่ปนเปื้อนโรงงานผลิตสื้อที่จะมีปริมาณเกลือโซเดียมคลอไรด์อยู่ร้อยละ 7

2. การทดสอบการกำจัดสื้อเมทิลเรดด้วยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

การทดสอบการกำจัดสื้อเมทิลเรดด้วยการดูดซับด้วยตัวกลางถ่านกัมมันต์ ซึ่งเป็นสารตัวกลางที่มีราคาถูกและผลิตในประเทศไทย โดยนำถ่านกัมมันต์บรรจุลงในคอลัมน์ขนาดความกว้าง 5 เซนติเมตร x ความยาว 12 เซนติเมตร x ความสูง 17 เซนติเมตร จากนั้นเทสื้อเมทิลเรดความเข้มข้น 0.1 mM ปริมาตร 250 มิลลิลิตร ลงในคอลัมน์โดยให้อัตราการไหลของสื้อผ่านคอลัมน์เท่ากับ 2.40 มิลลิลิตร ต่อนาที (ทำการทดลอง 3 ซ้ำ) การกรองสื้อเมทิลเรดผ่านคอลัมน์กระทำที่อุณหภูมิห้อง (ประมาณ 25 องศาเซลเซียส) จากนั้นนำสารที่ได้จากการกรองมาวัดปริมาณสื้อไอดีและความเข้มข้นของสื้อที่จะได้กล่าวต่อไปในข้อที่ 4

3. การทดสอบการกำจัดสื้อเมทิลเรดด้วยวิธีผสมผสานโดยวิธีการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ต่อเนื่องด้วยการย่อยสลายทางชีวภาพ

นำตัวอย่างจากข้อที่ 2 ที่ผ่านการดูดซับแล้วมาทำการทดสอบต่อเนื่องด้วยการย่อยสลายด้วยตะกอนเร่งที่ปรับสภาพภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันตามรายละเอียดข้อ 3.1 ร่วมกับวิเคราะห์ความเข้มข้นของสื้อ คาส์ไอดี ของแข็งแขวนลอยของแข็งละลายน้ำและพีเอชในตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน ส่วนปริมาณไนเตรตและปริมาณไนโตรเจนจากการตรวจวัดในตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

3.1 การเตรียมตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

เก็บตัวอย่างตะกอนเร่งจากบ่อเติมอากาศของระบบตะกอนเร่งและเลี้ยงเชื้อให้คุ้นเคยกับสารละลายโซเดียมเบนโซเอตความเข้มข้น 0.5 M ที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนของทั้ง 2 สภาวะ และเติมสารละลายโพแทสเซียมไนเตรตให้ถึงความเข้มข้นสุดท้ายเท่ากับ 0.5 M ลงในตะกอนเร่งที่เป็นสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันเพื่อใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนและตัวรับอิเล็กตรอน

3.2 วิเคราะห์ลักษณะของตะกอนเร่งที่ผ่านการปรับสภาพ

วิเคราะห์ลักษณะของตะกอนเร่งในแต่ละสภาวะที่ผ่านการปรับสภาพตามวิธีมาตรฐานของ APHA (APHA, 1995) คือ การวัดค่าพีเอช ปริมาณสารแขวนลอยหนัก (Sludge volume index; SVI) และปริมาณสารแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ แร่ธาตุ และจุลินทรีย์ (Mixed-liquor suspended solids; MLSS)

3.3 การศึกษาการย่อยสลายสีเมทิลเรดภายในสภาวะตะกอนเร่งที่ผ่านการปรับสภาพทั้ง 2 สภาวะ (Nimrat *et al.*, 2004)

โดยทำการทดลองด้วยขวดทดลองเป็นส่วนของการทดลองในห้องปฏิบัติการขั้นต้น

3.3.1 ศึกษาการย่อยสลายสีเมทิลเรดภายใต้สภาวะแอโรบิก

โดยทำการทดลองนำขวดซีรัมขนาด 100 มิลลิลิตร 7 ขวด แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุด คือ ชุด Sterile 2 ขวด โดยทำการเติมตะกอนเร่งปริมาตร 44 มิลลิลิตร และปิดฝาขวดด้วยจุกยางและตัวปิดล้อยอะลูมิเนียม นำไปฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ 3 ครั้ง 3 วันติดต่อกัน หลังจากนั้นเติมสารละลายสีเมทิลเรดลงไป 5 มิลลิลิตร และโซเดียมคลอไรด์ความเข้มข้น 7% (w/v) ปริมาตร 1 มิลลิลิตร เพื่อทำให้ปริมาณสารในขวดทดลองสุดท้ายคือ 50 มิลลิลิตร ส่วนชุด Background จำนวน 2 ขวด โดยทำการเติมตะกอนเร่งปริมาตร 44 มิลลิลิตร และเติมโซเดียมคลอไรด์ความเข้มข้น 7% (w/v) ปริมาตร 1 มิลลิลิตร และปิดฝาขวดด้วยจุกยางและตัวปิดล้อยอะลูมิเนียม (ไม่ต้องนำไปฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งไอน้ำ) และ ชุด Active 3 ขวด ทำการเติมตะกอนเร่งปริมาตร 44 มิลลิลิตร เติมโซเดียมคลอไรด์ความเข้มข้น 7% (w/v) ปริมาตร 1 มิลลิลิตร และเติมสารละลายสีเมทิลเรดไป 5 มิลลิลิตร และปิดฝาขวดด้วยจุกยางและตัวปิดล้อยอะลูมิเนียม

เมื่อเตรียมชุดทดสอบเรียบร้อยแล้วทำการปรับระดับความดันอากาศให้เท่ากันทั้งขวดด้วยเข็มฉีดยาและนำไปบ่มที่อุณหภูมิห้องในที่มืด สังเกตการเปลี่ยนแปลงของสีเมทิลเรดและเก็บตัวอย่าง ตั้งแต่วันแรกของการทดลอง (Day 0) เพื่อศึกษาการย่อยสลายสีเมทิลเรดของเชื้อผสม (Mixed culture) ในช่วงเวลาต่างๆ

3.3.2 ศึกษาการย่อยสลายสีเมทิลเรดภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

เตรียมชุดทดสอบเหมือนกับสภาวะแอโรบิก แต่มีการเติมโพแทสเซียมไนเตรดความเข้มข้น 250 มิลลิโมลาร์ ปริมาตร 1 มิลลิลิตร และนำตัวอย่างมาทดสอบเหมือนในข้อ 3.3.1

4. การวิเคราะห์ปริมาณสารต่างๆ ที่อยู่ในสารตัวอย่าง

4.1 การวัดค่าซีโอดี

ทำการวัดซีโอดีด้วยชุด COD Kit ด้วยวิธีการของ Henderson *et al.* (1997)

4.2 การวัดปริมาณของแข็งแขวนลอย (Suspended solids) (ด้วยวิธีการของ Clescerl *et al.*, 1998)

การวัดปริมาณของแข็งแขวนลอยกระทำโดยนำกระดาษกรอง มาอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นในโถดูดความชื้น แล้วนำมาชั่งน้ำหนัก จากนั้นนำกระดาษกรองวางในกรวยบุคเนอร์ซึ่งต่อเข้ากับเครื่องดูดอากาศ ใช้น้ำกลั่นฉีดกระดาษกรองให้เปียกแล้วเปิดเครื่องเปิดอากาศเพื่อให้กระดาษกรองติดกรวยบุคเนอร์ และกรองตัวอย่างน้ำที่ผสมเข้ากันดีแล้ว 50-100 มิลลิลิตร โดยใช้เครื่องดูดอากาศแล้วล้างเครื่องกรองด้วยน้ำกลั่น 10 มิลลิลิตร แล้วเปิดเครื่องทิ้งไว้ 3 นาที เมื่อแห้งแล้วนำกระดาษกรองมาไว้ในภาชนะเดิม (อาจเป็นถ้วยหรือกระดาษอะลูมิเนียมก็ได้) แล้วนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ทิ้งให้เย็นในโถดูดความชื้น แล้วชั่งน้ำหนักจนได้น้ำหนักคงที่ และนำไปคำนวณหาปริมาณของแข็งแขวนลอย

4.3 การวัดปริมาณของแข็งที่ละลายน้ำ (Dissolved solids) (ด้วยวิธีการของ Clescerl *et al.*, 1998)

การวัดปริมาณของแข็งละลายน้ำกระทำโดยนำน้ำส่วนที่ได้จากการกรองที่เหลือจากการหาของแข็งแขวนลอย ใส่ลงในถ้วยระเหยที่อบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส ทิ้งให้เย็นในโถดูดความชื้นและชั่งน้ำหนัก จากนั้นนำประเหยนน้ำให้แห้งบนเครื่องอังไอน้ำ นำเข้าตู้อบ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลาอย่างน้อย 1 ชั่วโมง ทำให้เย็นในโถดูดความชื้นและชั่งน้ำหนักจนได้น้ำหนักคงที่ และนำไปคำนวณหาปริมาณของแข็งละลายน้ำ

4.4 การวัดปริมาณไนเตรด

การวัดปริมาณไนเตรดด้วยวิธีการทดลองของ ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และอุษา วิเศษสุนัน (2535) ซึ่งมีวิธีการดังนี้ คือทำการเจือจางตัวอย่างให้เป็น 40 เท่า โดยการดูดตัวอย่างจริง 50 ไมโครลิตร เจือจางด้วย NaCl 7% 1,950 ไมโครลิตร ให้มีปริมาตรรวมทั้งหมดในหลอดทดลองเท่ากับ 2,000 ไมโครลิตร ทำให้เย็นโดยนำไปแช่ในอ่างน้ำแข็ง เติมสารละลาย NaCl 400 ไมโครลิตร ผสมให้เข้ากัน แล้วเติมสารละลายกรดซัลฟิวริก 2,000 ไมโครลิตร นำไปแช่ต่อในอ่างน้ำแข็งอีกครั้งจนเกิดสี แล้วนำไปวัดค่าทราเนสมีทแดนซ์ด้วย Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 410 นาโนเมตร จะได้เป็นค่าแปลงค์ของแต่ละ

ตัวอย่าง นำไปแช่น้ำในอ่างน้ำแข็งอีกครั้ง เติมน้ำละลายบรูซิน กรดซัลฟานิลิก 100 ไมโครลิตร เข้าให้เข้ากัน จากนั้นนำไปแช่ในเครื่องอังน้ำที่มีอุณหภูมิคงที่ไม่ต่ำกว่า 95 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 20 นาที จากนั้นนำมาแช่น้ำในอ่างน้ำแข็งให้อุณหภูมิลดลง จนเท่าอุณหภูมิห้องจึงนำไปวัดค่าทรานสมิตแทนซ์ที่ค่าที่ได้ไปหักกับ ค่าเบี่ยงที่วัดได้ครั้งแรกของแต่ละตัวอย่าง นำค่าทรานสมิตแทนซ์ ที่ได้ไปคำนวณหาความเข้มข้นโดยการเทียบกับกราฟมาตรฐาน

4.5 การวัดปริมาณไนไตรต

การวัดปริมาณไนไตรตด้วยวิธีการทดลองของ ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และอุษา วิเศษสมุน (2535) ซึ่งวิธีนี้ได้ประยุกต์ มาจากข้อมูลวิเคราะห์น้ำเสียเช่นเดียวกับไนเตรต ซึ่งมีวิธีการดังนี้ คือ ทำการเจือจางตัวอย่างให้เป็น 50 เท่า โดยการดูดตัวอย่างจริง 48 ไมโครลิตร เจือจางด้วย NaCl 7% 2,352 ไมโครลิตร ให้มี ปริมาตรรวมทั้งหมดในหลอดทดลองเท่ากับ 2,400 ไมโครลิตร เติมน้ำละลาย EDTA 16 ไมโครลิตร และกรดซัลฟานิลิก 16 ไมโครลิตร ผสมให้เข้ากันทำให้เกิดปฏิกิริยา 3-10 นาที จากนั้น นำมาเติมน้ำยาแวนทิลลามีไฮโดรคลอไรด์ 16 ไมโครลิตร และ โซเดียมอะซิเตตบัฟเฟอร์ 16 ไมโครลิตร ผสมให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ 10-30 นาที จะเกิดสีม่วงแดง แล้วนำไปวัดค่าทรานสมิตแทนซ์ที่ ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตร

4.6 การวัดความเข้มข้นของสีเมทิลเรด (ด้วยวิธีการของ Nimrat et al., 2004)

การวัดความเข้มข้นของสีเมทิลเรดกระทำโดยนำตัวอย่างสี ที่ผ่านการกรองและสีที่ผ่านการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพทั้ง 2 วิธี

มาเปรียบเทียบความเข้มข้นกับความเข้มข้นมาตรฐานของสีเมทิลเรด ที่ได้เจือจางและแบ่งระดับความเจือจางสีออกเป็น 10 ระดับ โดยกำหนดให้ 0 เป็นระดับที่มีความเข้มข้นสีสูงที่สุด (สีแดงเข้ม) และ 10 เป็นระดับที่มีความเข้มข้นสีต่ำที่สุด (ใสไม่มีสี)

5. วิธีการประเมินผล/สังเคราะห์ข้อมูล

นำผลการทดลองมาทำการเปรียบเทียบด้วยรูปและตาราง และคำนวณเปรียบเทียบทางสถิติของข้อมูลโดยใช้การวิเคราะห์ ความแปรปรวน และวิธี Duncan' multiple rank test โดยใช้ โปรแกรม SPSS 10.0 เพื่อทดสอบความแตกต่างที่ระดับนัยสำคัญ ($P\text{-value} = 0.05$)

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

ผลการทดลอง

จากผลการทดลองพบว่าถ่านกัมมันต์มีความสามารถในการ ดูดซับสีเมทิลเรด 0.1 มิลลิโมลาร์ โดยพบว่าค่าซีโอดีลดลง 49.19 เปอร์เซ็นต์ และค่าเข้มของสีลดลงอย่างสูง โดยลดลงจาก Score 0 เป็น 8 ดังแสดงในตารางที่ 1 และลักษณะของตะกอนเร่งที่ผ่าน กระบวนการปรับตัวภายใต้ 2 สภาวะ คือ สภาวะแอโรบิกและ แอโรบิกดีไนทริฟิเคชันมีค่าพีเอชค่อนข้างจะเป็นกรด (6.72-6.73) และมีปริมาณสารแขวนลอยหนักในเกณฑ์ที่ดี รวมทั้งมีปริมาณ สารแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ แร่ธาตุและจุลินทรีย์ที่อยู่ในเกณฑ์ มาตรฐาน ดังแสดงในตารางที่ 2

เมื่อเวลาผ่านไปพบว่าปริมาณซีโอดีในการย่อยสลายสีเมทิลเรด ด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

ตารางที่ 1 ค่าซีโอดีและความเข้มของสีเมทิลเรดก่อนและหลังการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

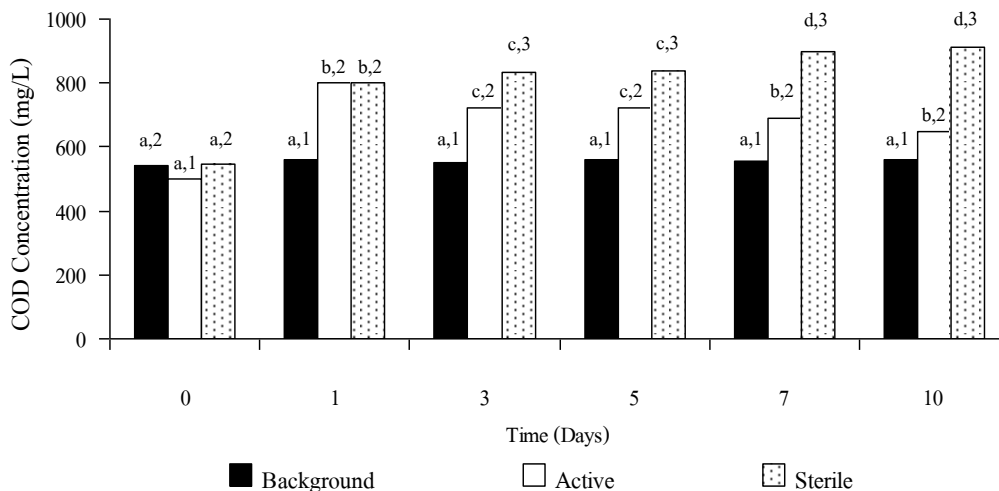
ตัวอย่าง	ค่าซีโอดี (mg/L)	%ค่าซีโอดีที่ลดลง	ความเข้มสี
ก่อนการบำบัด	2,155±5	49.19	0
หลังการบำบัด	1,095±45		8

ตารางที่ 2 ลักษณะของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันหลังผ่านกระบวนการปรับสภาพ

พารามิเตอร์	ตะกอนเร่งสภาวะ	
	แอโรบิก	แอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน
พีเอช	6.73	6.72
ปริมาณสารแขวนลอยหนัก (mL/g)	65.58	56.98
ปริมาณสารแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ แร่ธาตุและจุลินทรีย์ (mg/L)	2,986.86	3,757.03

เพิ่มปริมาณขึ้นทั้งในขวด Active และขวด Sterile ส่วนปริมาณซีโอดีเมื่อเปรียบเทียบกับระหว่างการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันนั้นพบว่าในสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันมีปริมาณซีโอดีเพิ่ม

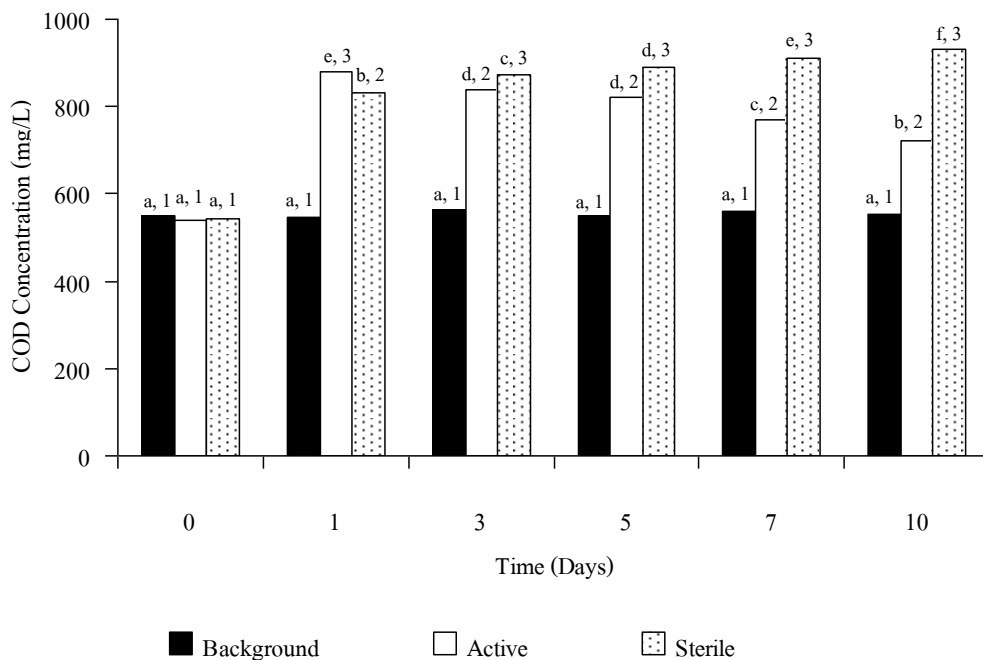
สูงกว่าสภาวะแอโรบิกเล็กน้อยในวันที่ 1-7 ส่วนในวันที่ 10 พบว่าปริมาณซีโอดีของทั้งสองสภาวะมีค่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($P < 0.05$) ดังแสดงในภาพที่ 1-3



ภาพที่ 1 ปริมาณซีโอดีในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิก

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

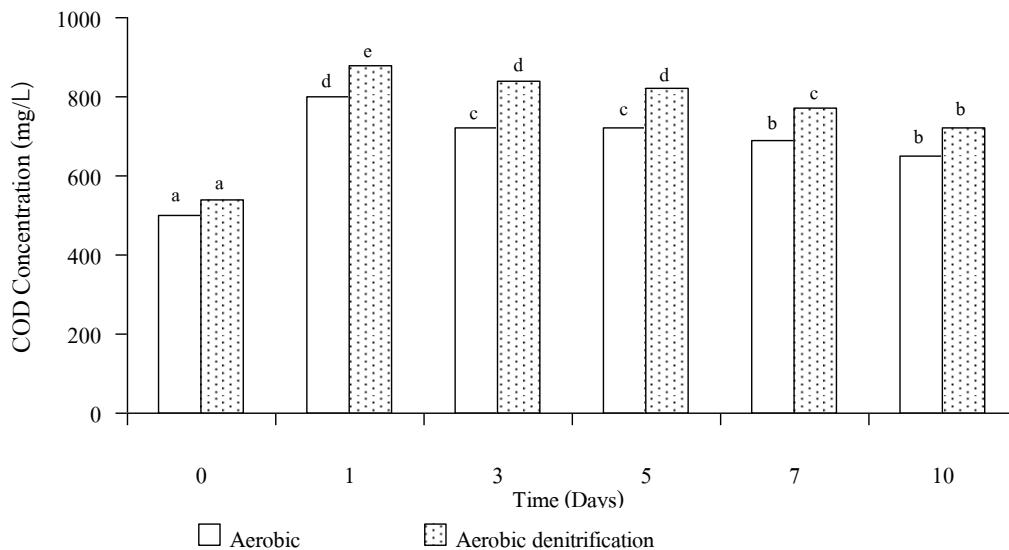
ตัวเลขที่เหมือนกันของวันเดียวกันแต่ต่างชุดการทดลอง แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพที่ 2 ปริมาณซีโอดีในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

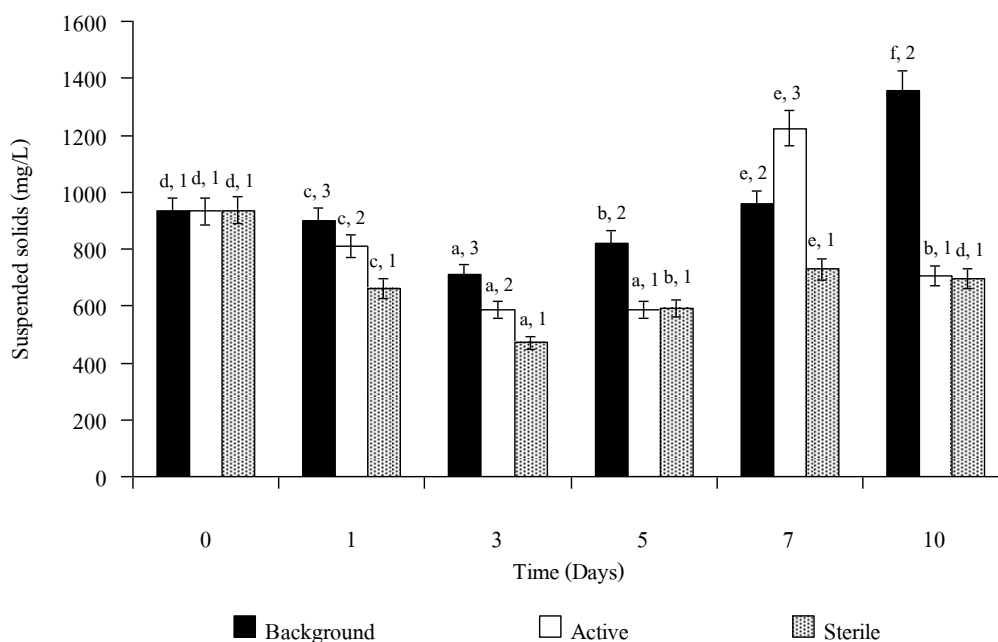
ตัวเลขที่เหมือนกันของวันเดียวกันแต่ต่างชุดการทดลอง แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพที่ 3 การเปรียบเทียบปริมาณซีโอดีในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน
หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

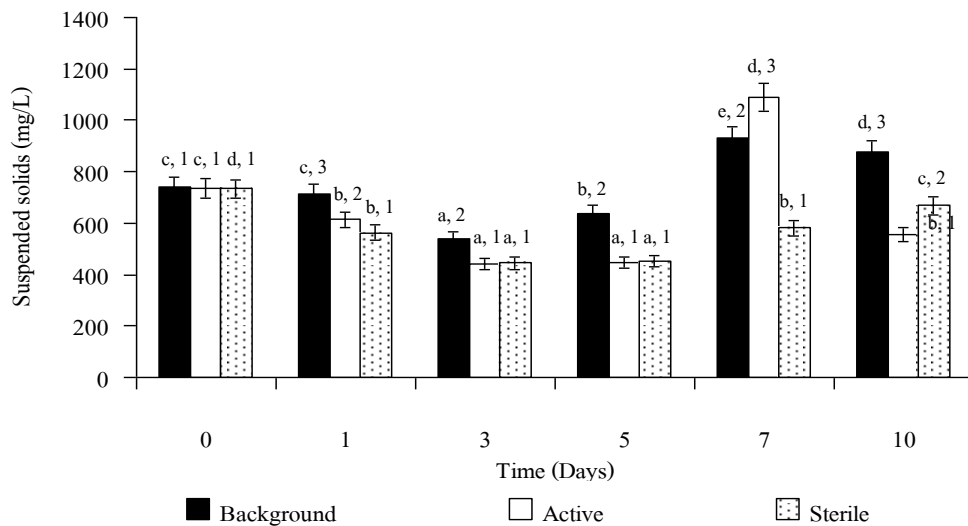
ปริมาณของแข็งแขวนลอยในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันพบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยในชุด Active ลดลงภายใน 3 วัน และมีค่าคงที่ในวันที่ 5 ของการทดลอง แต่ต่อมามีปริมาณ

ของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นในวันที่ 7 และลดลงในวันที่ 10 ของการทดลองอีกครั้ง แสดงในภาพที่ 4-6 ส่วนในชุด Sterile ปริมาณของแข็งแขวนลอยค่อยๆ ลดลงในวันที่ 3 และค่อยๆ เพิ่มขึ้นจนมีปริมาณใกล้เคียงกับวันที่ 1 ของการทดลองในวันที่ 10



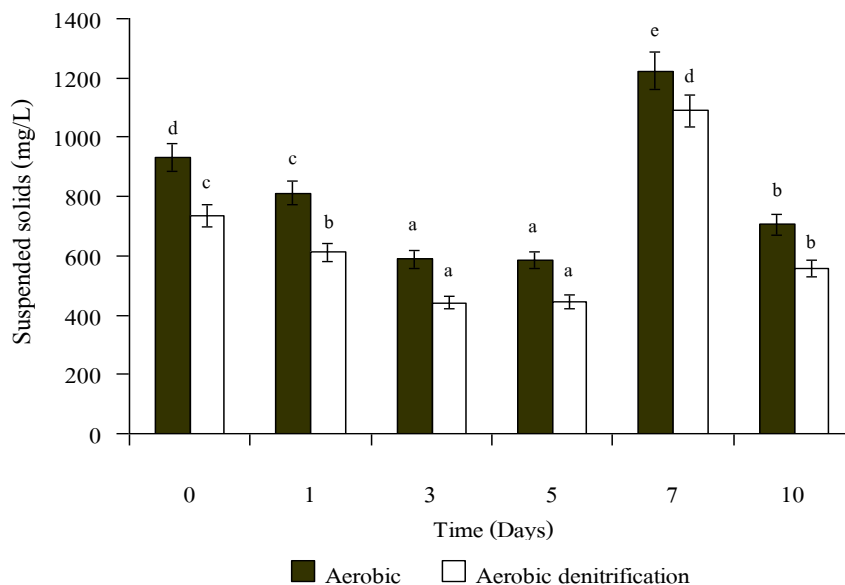
ภาพที่ 4 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิก

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)
 ตัวเลขที่เหมือนกันของวันเดียวกันแต่ต่างชุดการทดลอง แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพที่ 5 ปริมาณของแข็งแขวนลอยในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)
ตัวเลขที่เหมือนกันของวันเดียวกันแต่ต่างชุดการทดลอง แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)



ภาพที่ 6 การเปรียบเทียบปริมาณของแข็งแขวนลอยในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่ง ภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน

หมายเหตุ: ตัวอักษรที่เหมือนกันของชุดการทดลองเดียวกันที่วันต่างกัน แสดงว่าไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$)

ของการทดลอง รวมทั้งในขวด Background มีการลดลงคล้ายกับขวด Active แต่ลดในปริมาณที่น้อยกว่าและคงเหลือสูงกว่าในวันที่ 10 ของการทดลอง

ปริมาณของแข็งละลายน้ำในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนเร่งภายใต้ทั้ง 2 สภาวะในขวด Background ค่อนข้างคงที่

รวมทั้งปริมาณของแข็งละลายน้ำในขวด Active และ Sterile ที่เปลี่ยนแปลงใกล้เคียงกันโดยมีการลดลงในวันที่ 1-3 และค่อยๆ เพิ่มขึ้นในวันที่ 5-7 และค่อยๆ ลดลงอีกครั้งในวันที่ 10 โดยค่าของแข็งละลายน้ำในตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกสูงกว่าตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน (ไม่ได้แสดงผล)

การเปลี่ยนแปลงปริมาณไนเตรตในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนแร่ภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันในขวด Active และ Sterile ไปในทิศทางเดียวกันคือไม่มีการลดลงตลอดการทดลอง ส่วนปริมาณไนเตรตที่สะสมในขวด Background จะมีการลดลงเล็กน้อย (ไม่ได้แสดงผล)

ปริมาณไนเตรตในการย่อยสลายสีเมทิลเรดด้วยตะกอนแร่ภายใต้สภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันในขวด Active จะเพิ่มขึ้นในวันที่ 7 และลดลงในวันสุดท้ายของการทดลอง ส่วนในขวด Sterile มีการเปลี่ยนแปลงคล้ายกับขวด Active เพียงแต่มีปริมาณที่สูงกว่าขวด Active ตั้งแต่วันที่ 7 จนถึงวันสุดท้ายของการทดลอง ส่วนปริมาณไนเตรตในขวด Background จะมีค่าคงที่ตลอดการทดลอง (ไม่ได้แสดงผล)

วิจารณ์ผล

การศึกษาในครั้งนี้ได้ทำการปรับสภาพตะกอนแร่เพื่อให้เหมาะสมต่อสภาวะ 2 สภาวะ คือสภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันพบว่าหลังจากที่มีการปรับตัว (Acclimate) แล้วจะมีลักษณะที่เปลี่ยนแปลงไปของตะกอนแร่ที่ผ่านการปรับสภาพภายใต้ทั้งสภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน คือ พบว่าพีเอชของตะกอนแร่ทั้ง 2 สภาวะมีค่าพีเอชลดลงเล็กน้อยและมีค่าพีเอชไม่แตกต่างกันมากนัก (ช่วง 6.72-6.73) สารเบนโซเอทที่เติมไปในขณะการปรับสภาพเนื่องจากโซเดียมเบนโซเอทมีโครงสร้างเป็นวงแหวนอะโรมาติก ซึ่งคล้ายกับโครงสร้างของสีเมทิลเรดและเพื่อกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์ย่อยสลายสีเมทิลเรดได้รวดเร็วขึ้น (Limbergen *et al.*, 1998)

นอกจากนี้ยังพบว่าตะกอนแร่ทั้ง 2 สภาวะมีปริมาณสารแขวนลอยหนักที่ใกล้เคียงกันคืออยู่ในช่วง 56.98-65.58 มิลลิกรัมต่อกรัม ซึ่งเป็นช่วงที่ตะกอนแร่ยังมีประสิทธิภาพที่เหมาะสมในการทำงานต่อไป ส่วนปริมาณสารแขวนลอยที่เป็นสารอินทรีย์ แร่ธาตุและจุลินทรีย์นั้นพบว่าตะกอนแร่ภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันมีปริมาณสารดังกล่าวอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานของระบบตะกอนแร่โดยทั่วไปคืออยู่ในช่วง 2,986-3,757.03 มิลลิกรัมต่อลิตร (สุบันจิต นิมรัตน์, 2548)

จากผลการทดลองการดูดซับของสีเมทิลเรดที่ความเข้มข้น 0.1 มิลลิโมลาร์ พบว่า ถ่านกัมมันต์มีความสามารถในการกำจัดสีได้ดี คือ เปลี่ยนจากสีแดงเข้มและคงเหลือเป็นสีแดงที่จางในระดับ 8 และสามารถลดค่าซีไอดีจาก $2,155 \pm 5$ มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น $1,095 \pm 45$ มิลลิกรัมต่อลิตร ดังนั้นสรุปได้ว่าถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพในการดูดซับสีเมทิลเรดได้ดีมีประสิทธิภาพซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Lee *et al.* (2006) ซึ่งได้ทำการศึกษา

ถึงความสามารถในการดูดซับของสีกลุ่มอะโซ (Orange 16 และ Black 5) พบว่าถ่านกัมมันต์มีความสามารถในการดูดซับสี Orange 16 และ Black 5 ได้ รวมทั้งยังสอดคล้องกับรายงานของ สุดสายชล หอมทอง และสุบันจิต นิมรัตน์ (2551) ที่พบว่าถ่านกัมมันต์สามารถกำจัดสีอะมิโนแบคทีเรียให้จางลงจากสีดำ (0) เป็นระดับ 10 ส่วนค่าซีไอดีพบว่าถ่านกัมมันต์สามารถลดค่าซีไอดีของสีอะมิโนแบคทีเรียร้อยละ 99.68 ± 21.12 คือเหลือเพียง 10.5 ± 3.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จาก $3,266.67 \pm 25.2$ มิลลิกรัมต่อลิตร

หลังจากนั้นได้นำสารที่กรองได้จากถ่านกัมมันต์มาศึกษาการย่อยสลายสีเมทิลเรดต่อเนื่องด้วยตะกอนแร่ภายใต้สภาวะแอโรบิกและแอโรบิกดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากสีเมทิลเรดที่ผ่านกระบวนการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ลดความเข้มข้นของสีได้อย่างมีประสิทธิภาพแต่ลดค่าซีไอดีเพียงบางส่วน โดยลดค่าซีไอดีจาก $2,155 \pm 5$ มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ $1,095 \pm 45$ มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งยังเป็นค่าซีไอดีที่ยังสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐานที่กำหนดของโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรมก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมมากตามประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อมฉบับที่ 3 พ.ศ. 2539 (กระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม, 2539) ดังนั้นจึงสามารถสรุปได้ว่าสารที่หลงเหลือของสีเมทิลเรดในน้ำกรองที่ผ่านการดูดซับของถ่านกัมมันต์นั้นเป็นสารอินทรีย์ที่ไม่มีสีสะสมอยู่ในปริมาณสูง ในขั้นตอนต่อมาพบว่าเมื่อทำมาทำการย่อยสลายสารที่หลงเหลือในน้ำกรองด้วยตะกอนแร่ภายใต้ 2 สภาวะคือ สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกดีไนทริฟิเคชันพบว่าตะกอนแร่ทั้ง 2 สภาวะไม่สามารถย่อยสลายดังกล่าวโดยพบว่ามีค่าซีไอดีในปริมาณที่ไม่ลดลงจากเดิมจากการศึกษาในครั้งนี้สรุปได้ว่าที่ความเข้มข้นของสีเมทิลเรดในการศึกษาครั้งนี้ไม่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการดูดซับด้วยสารกัมมันต์หรือการดูดซับด้วยสารกัมมันต์ต่อเนื่องด้วยตะกอนแร่ทั้ง 2 สภาวะ

ดังนั้นเพื่อให้การบำบัดสีเมทิลเรดด้วยกระบวนการดังกล่าวจะต้องทำการปรับเปลี่ยนและทดลองปัจจัยในการย่อยสลาย เช่น การเปลี่ยนแปลงพีเอช ดังรายงานของ Nozaki *et al.* (2008) ที่พบว่าการย่อยสลายสีจำนวน 27 ชนิดได้ดีภายใต้สภาวะพีเอชในช่วง 3.0-5.0 ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการศึกษาเพียงสภาวะที่มีพีเอชเท่ากับ 5.49-6.73 เท่านั้น หรืออาจจะต้องทำการลดปริมาณสารกรองในขั้นตอนการย่อยสลายเนื่องจากอาจจะมีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายยากในปริมาณที่สูงจนเกินกว่าความสามารถของจุลินทรีย์ในตะกอนแร่ดังกล่าวในการย่อยสลายได้ดังรายงานของ Gopinath *et al.* (2009)

ที่พบว่าที่ระดับความเข้มข้น 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตรของสีคองโกเรดจะทำให้การย่อยสลายของสีคองโกเรดด้วยแบคทีเรียกลุ่ม *Bacillus* sp. หยุดชะงักได้

สรุปผลการวิจัย

การกำจัดสีเมทิลเรดความเข้มข้น 0.1 มิลลิโมลาร์ โดยวิธีการดูดซับด้วยตัวกลางคือ ถ่านกัมมันต์ พบว่าถ่านกัมมันต์มีความสามารถในการกำจัดสีเมทิลเรดได้บางส่วนโดยลดความเข้มข้นของสีจากสีเข้มสุด (ระดับ 0) จนได้สีเข้มเพียงระดับ 8 และสามารถลดค่าซีไอได้ร้อยละ 49.19 และจากนั้นได้นำสีเมทิลเรดที่ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มาทำการบำบัดด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิกและสภาวะแอโรบิกตีในทรีฟิเคชันภายในระยะเวลา 10 วัน พบว่าทั้ง 2 สภาวะไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีเมทิลเรดที่เหลือจากการดูดซับได้ แต่พบว่าค่าซีไอมีค่าสูงขึ้นมากกว่าเดิม (จากค่าระหว่าง 500-540 เพิ่มขึ้นค่าซีไอระหว่าง 650-720 มิลลิกรัมต่อลิตร) ภายในระยะเวลา 10 วัน รวมทั้งลดค่าของแข็งแขวนลอยได้เพียงเล็กน้อย โดยในวันแรกและวันสุดท้ายของการทดลองมีปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าใกล้เคียงกันแต่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p < 0.05$) และทั้งสองสภาวะนี้สามารถลดปริมาณของแข็งละลายน้ำได้ แต่ยังมีปริมาณของแข็งละลายน้ำที่เหลือในวันสุดท้ายสูงกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตร

ดังนั้นสรุปได้ว่าการบำบัดสีเมทิลเรดความเข้มข้น 0.1 มิลลิโมลาร์ ที่มีประสิทธิภาพคือ การกำจัดด้วยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ ส่วนการย่อยสลายด้วยระบบตะกอนเร่งภายใต้สภาวะแอโรบิก และแอโรบิกตีในทรีฟิเคชันไม่สามารถกำจัดสีเมทิลเรดที่ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ที่มีค่าซีไอสูงได้ ดังนั้นอาจจะต้องมีการศึกษาถึงสภาวะที่เหมาะสม หรืออาจปรับเปลี่ยนวิธีการในการย่อยสลายสีเมทิลเรดที่เหมาะสมต่อไป

เอกสารอ้างอิง

- ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และอุษา วิเศษสุนน. (2535). *คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย*. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรสิ่งแวดล้อมและ World environment center.
- นฤมล ศิริทรงธรรม. (2539). เทคโนโลยีในการบำบัดน้ำเสียในโรงงานอุตสาหกรรมฟอกย้อมสิ่งทอ. *วารสารศิลปศาสตร์*, 2(10), 45-53.

- ประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ฉบับที่ 3 (พ.ศ. 2539) ลงวันที่ 3 มกราคม 2539 เรื่องกำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรมและนิคมอุตสาหกรรม ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา เล่มที่ 113 ตอนที่ 13 ลงวันที่ 13 กุมภาพันธ์ 2539
- สุดสายชล หอมทอง และสุบัติน นิมรัตน์. (2551). การพัฒนาระบบบำบัดสีกลุ่มอะโซด้วยวิธีผสมผสาน. *วารสารมหาวิทยาลัยราชภัฏสุราษฎร์ธานี*, 1(1), 101-112.
- สุบัติน นิมรัตน์. (2548). *จุลชีววิทยาของน้ำเสีย*. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์.
- APHA, AWWA & WPCF (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19th Edition. APHA, Inc., New York.
- Brown, D. & Laboureur, P. (1983). The degradation of dyestuffs: Part I – primary biodegradation under anaerobic conditions. *Chemosphere*, 12(3), 397-404.
- Chen, B-Y. (2002). Understanding decolorization characteristics of reactive azo dyes by *Pseudomonas luteola*: toxicity and kinetics. *Process Biochemistry*, 38, 437-446.
- Chescerl L.S., Greenberg A.E. & Eaton A.D. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th Edition. APHA, Washington, D.C.
- Gopinath, K.P., Sahib, H.A.M., Muthukumar, K., & Velan, M. (2009). Improved biodegradation of congo red by *Bacillus* sp. *Bioresource Technology*, 100, 670-675.
- Henderson A.L., Schmitt T.C., Heinze T.M. & Cerniglia C.E. (1997) Reduction of malachite green to leucomalachite green by intestinal bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, 63, 99-101.
- Lee, J-W., Choi, S-P., Thiruvengkatachari, R., Shim, W-G., & Moon, H. (2006). Evaluation of the performance of adsorption and coagulation processes for the maximum removal of reactive dyes. *Dyes and Pigments*, 69, 196-203.
- Levine, W.G. (1991). Metabolism of azo dyes: implication for detoxification and activation. *Drug Metabolism Review*, 23, 253-309.

- Limbergen, H. V., Top, E. M., & Verstraete, W. (1998). Bioaugmentation in activated sludge current features and future perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 50, 16-23.
- Nimrat, S., Sawangchit, P. & Vuthiphandchai, V. (2004). Removal of malachite green employing physical and biological processes. *Science Asia*, 30, 351-357.
- Nozaki, K., Beh, C.H., Mizuno, M., Isobe, T., Shiroishi, M., Kanda, T., & Amano, H. (2008). Screening and investigation of dye decolorization activities of basidiomycetes. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 105, 69-72
- O'Neill, C., Hawkes, F.R., Hawkes, D.L., Lourenco, N.D., Pinheiro, H.M. & Delee, W. (1999). Color in textile effluents sources, measurement, discharge consents and simulation: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 74, 1009-1018.
- Pagga, U. & Brown, D. (1986). The degradation of dyestuffs. Part II. Behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation test. *Chemosphere*, 15, 479-491.
- Rajaguru, P., K. Kalaiselvi, M. Palanivel & Subburam V. (2000). Biodegradation of azo dyes in a sequential anaerobic-aerobic system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 54, 268-273.
- Razo-Flores, E., Lujten, M., Donlon, B., Lettinga, G. & Field, J. (1997). Biodegradation of selected azo dyes under methanogenic conditions. *Water Science and Technology*, 36, 65-72.
- Reife, A. & Freeman, H.S. (1996). *Environmental chemistry of dyes and pigment*. John Wiley & Sons, New York.
- Sarasa, J., Roche, M.P., Ormad, M.P., Gimeno, E., Puig, A. & Ovelheiro, J.L. (1998). Treatment of a wastewater resulting from dyes manufacturing with ozone and chemical coagulation. *Water Research*, 32 (9), 2721-2727.
- Shaul, G.M., Holdsworth, T.J., Dempsey, C.R. & Dostal, K.A. (1991). Fate of water soluble azo dyes in the activated sludge process. *Chemosphere*, 22, 107-119.
- Stolz, A. (1999). Degradation of substituted naphthalenesulfonic acids by *Sphingomonas xenophaga* BN6. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 23, 391-399.
- Umbuzeiro, G.A., Freeman, H., Warren, S.H., Oliveira, D.P., Terao, Y., Watanabe, T. & Claxton, L.D. (2005). The contribution of azo dyes to the mutagenic activity of the Cristais River. *Chemosphere*, 60, 55-64.
- Vandevivere, P.C., Binachi, R. & Verstrate, W. (1998). Treatment of wastewater from textile wet processing industry: review of emerging technologies. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 72, 289-302.
- Zoolinger, H. (1987). *Color chemistry-syntheses, properties and applications of organic dyes and pigments*. VCH, New York.