

---

**การพัฒนาวิธีการบำบัดสีอะมิโดแบล็คด้วยการดูดซับ/ตะกอนเร่ง**  
**Development of Amido Black Treatment Using Adsorption/Activated Sludge**

สุนันทิติ นิมรัตน์<sup>1\*</sup>, รัตติชล ศิริโรจน์มหาวงษ์<sup>2</sup> และ วีรพงศ์ วุฒิพันธุ์ชัย<sup>3</sup>  
<sup>1</sup>ภาควิชาจุลชีววิทยาและโครงการวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา  
<sup>2</sup>ภาควิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา  
<sup>3</sup>ภาควิชาวาริชศาสตร์ คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยบูรพา

Subuntith Nimrat<sup>1\*</sup>, Rattichon Sirojromhawong<sup>2</sup> and Verapong Vuthiphandchai<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Microbiology and Environmental Science Program, Faculty of Science, Burapha University

<sup>2</sup>Department of Microbiology, Faculty of Science, Burapha University

<sup>3</sup>Department of Aquatic Science, Faculty of Science, Burapha University

---

### บทคัดย่อ

การศึกษาในครั้งนี้ได้ทำการศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คโดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์เพียงอย่างเดียวและการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ต่อเนื่องด้วยการย่อยสลายด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (แบบผสมผสาน) ผลการทดลองพบว่าถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพในการดูดซับสีอะมิโดแบล็คได้ดีแต่จะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสีเริ่มต้น โดยถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพในการดูดซับสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ได้ดีที่สุด รองลงมา คือ 2 มิลลิโมลาร์ แต่ยังคงพบสารสีที่คงเหลือหลังจากการดูดซับทั้ง 2 ความเข้มข้น จากนั้นเมื่อนำสารที่ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มากำจัดต่อเนื่องด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนเป็นระยะเวลา 7 วัน พบว่าวิธีการกำจัดแบบผสมผสานสามารถกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ได้อย่างสมบูรณ์โดยไม่มีสารสีหลงเหลืออยู่ ดังนั้นจากการศึกษาสรุปได้ว่าการกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีผสมผสานน่าจะเป็นวิธีที่นำมาใช้ในการกำจัดน้ำเสียที่มีสีขุ่นปนเปื้อนโดยเฉพาะมีประสิทธิภาพดีเมื่อสีมีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ เนื่องจากกำจัดสีได้สมบูรณ์จากการตรวจวัดของความยาวคลื่นระหว่าง 350-700 นาโนเมตร อย่างรวดเร็วภายใน 1 วันของการทดลองเท่านั้น

**คำสำคัญ :** สีอะมิโดแบล็ค การดูดซับ ตะกอนเร่ง สภาวะที่มีออกซิเจน

### Abstract

Removal of amido black using adsorption only and adsorption with activated carbon sequenced by degradation with aerobic activated sludge was studied. Results concluded that activated carbon showed ability for amido black removal; however, its efficiency was depended on the initial concentration of dye. Activated carbon showed the highest efficacy for 1 mM amido black, in the less extent was 2 mM. However, the filtrates from 1 and 2 mM amido black treated with activated carbon adsorption showed some dye residues. In the next step, the filtrate from adsorption treatment was mixed with aerobic activated sludge for 7 days. Results showed that activated sludge was able to eliminate the dye residues in the amido black at 1 and 2 mM samples, respectively. Thus, this study concluded that the removal of amido black using adsorption with activated carbon sequenced by degradation with aerobic activated sludge showed the appropriate treatment in 1 and 2 mM amido black solution because amido black was adsorbed and then degraded completely within (in a range of 350 – 700 nm) 1 day of the experiment.

**Keyword :** Amido black, Adsorption, Activated sludge, Aerobic condition

---

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

ลิกลุ่มอะโซเป็นลิกลุ่มลีสที่นิยมใช้กันอย่างกว้างขวางในอุตสาหกรรมต่างๆ เช่น อุตสาหกรรมสิ่งทอ อาหาร ยา เครื่องสำอางและกระดาษ เป็นต้น (Pandey *et al.*, 2007) เนื่องจากเป็นลีสที่ใช้ง่าย สะดวก ทนทานและมีหลายเฉดสีเมื่อเทียบกับสีธรรมชาติ ลักษณะของลิกลุ่มอะโซ เป็นสารประกอบอะโรมาติก มีพันธะคู่ของไนโตรเจน (N=N) หนึ่งพันธะหรือมากกว่านั้น (Manu & Chaudhari, 2002) ลิกลุ่มนี้มีความคงตัวสูง ลักษณะโครงสร้างย่อยสลายได้ยากภายใต้สภาวะธรรมชาติ (Rajaguru *et al.*, 2000) หรือในกระบวนการระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ทั่วไป (Wamik *et al.*, 1998) นอกจากนี้ยังก่อให้เกิดมะเร็งและก่อให้เกิดโรคมะเร็ง (Waldmann & Vakilzadeh, 1997)

น้ำเสียที่มีลีสยอมปนเปื้อนเมื่อถูกปล่อยออกจากอุตสาหกรรมหรือชุมชนสู่สิ่งแวดล้อมจะทำให้สภาพแวดล้อมเป็นพิษ โดยเฉพาะอย่างยิ่งน้ำเสียที่มีลีสยอมปนเปื้อนที่ปล่อยออกจากอุตสาหกรรมสิ่งทอซึ่งเป็นอุตสาหกรรมแหล่งใหญ่ที่ใช้ลีสยอมจำนวนมากจะมีความเข้มข้นของลีสสูงประมาณ 10-200 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากลีสไม่เกาะกับเส้นใยผ้าทั้งหมดจึงปนเปื้อนออกมากับน้ำเสียมากถึงประมาณ 2-50% ของลีสที่ใช้ (Ganesh *et al.*, 1994) ซึ่งมีลีสยอมหลายชนิดที่มองเห็นได้อย่างชัดเจนเมื่อปนเปื้อนลงในแหล่งน้ำถึงแม้ว่าจะมีความเข้มข้นต่ำเพียง 1 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม การมีลีสยอมปนเปื้อนอยู่ในแหล่งน้ำมีผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและการสังเคราะห์แสงของพืชที่อยู่ในน้ำโดยพบว่าลีสเป็นอนุภาคคอลลอยด์จะไปบดบังแสงที่ส่องผ่านลงสู่แหล่งน้ำส่งผลให้พืชที่อยู่ในน้ำไม่สามารถสังเคราะห์แสงได้ทำให้ปริมาณออกซิเจนในน้ำลดลงทำให้คุณภาพของน้ำจึงเสื่อมลง นอกจากนี้ลีสยอมหรือโมเลกุลของลีสยอมอาจจะส่งผลเป็นพิษต่อพืชและสัตว์อีกด้วย (Talarposhti *et al.*, 2001) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียที่มีลีสยอมปนเปื้อนก่อนปล่อยออกสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ วิธีการบำบัดน้ำเสียทางเคมีและกายภาพเป็นวิธีการที่มีข้อจำกัดและราคาค่อนข้างสูง (Quezada *et al.*, 2000) และสารประกอบที่ได้อาจก่อให้เกิดพิษโดยทั่วไปจะมีการให้ออกซิเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย แต่ไม่ค่อยมีประสิทธิภาพในการกำจัดลีสอะโซที่ปนเปื้อนในน้ำเสียเนื่องจากโมเลกุลลีสอะโซมีแรงดึงดูดอิเล็กตรอนที่แข็งแรงซึ่งจะต่อต้านการเติมออกซิเจนลงสู่แหล่งน้ำ (Nigam *et al.*, 1996)

ในสมัยก่อนการย่อยสลายลีสทางชีวภาพในสภาวะไม่มีออกซิเจนค่อนข้างเป็นที่สนใจเป็นอย่างมาก (Larsen *et al.*, 1976)

โดยการกำจัดลีสเป็นผลมาจากขั้นตอนแรกในการตัดพันธะคู่ของไนโตรเจน (N=N) โดยจุลินทรีย์ (Brown & Laboureur, 1983; Zaoyan *et al.*, 1992) จุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดลีสอะโซได้ เช่น แบคทีเรียแกรมบวก แบคทีเรียแกรมลบ (Kodam *et al.*, 2005; Moosvi *et al.*, 2005) หรือรา (Balan & Monteneiro, 2001) ในการศึกษาครั้งนี้ได้พัฒนาวิธีการบำบัดแบบผสมผสานของการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพโดยการย่อยสลายลีสด้วยตะกอนเร่งในสภาวะที่มีออกซิเจน ซึ่งทั้ง 2 วิธีเป็นวิธีที่นิยมใช้ในการบำบัดลีสอื่นที่มีประสิทธิภาพและเป็นวิธีที่เสียค่าใช้จ่ายน้อยและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม

## วิธีการทดลอง

### 1. การเก็บและการเตรียมตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่ทำการศึกษ (Acclimated Activated Sludge)

#### 1.1 การเก็บตะกอนเร่ง

เก็บตะกอนเร่งจากโรงบำบัดน้ำเสียแสนสุขใต้จังหวัดชลบุรี โดยใช้ถังน้ำตักจากบ่อเติมอากาศแบบวนเวียน

#### 1.2 การเตรียมตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่ทำการศึกษา

(ดัดแปลงจาก Nimrat *et al.*, 2004)

เมื่อได้ตะกอนเร่งจากโรงบำบัดน้ำเสียแสนสุขใต้จังหวัดชลบุรีแล้ว นำมาปรับสภาพให้คุ้นเคยกับแหล่งคาร์บอนภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic condition) ในโหลแก้วทรงกระบอก จากนั้นเติมโซเดียมเบนโซเอต (Sodium benzoate) ให้มีความเข้มข้นในตะกอนเร่งเท่ากับ 1 มิลลิโมลาร์ ทุกวัน ๆ 1 ครั้ง เป็นระยะเวลา 1 เดือน และมีการเติมอากาศตลอดเวลา

### 2. วิเคราะห์ลักษณะของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่ทำการศึกษา

วิเคราะห์หาปริมาณตะกอนเร่งก่อนการปรับสภาพและหลังจากการปรับสภาพภายใต้สภาวะที่ทำการศึกษาคะกอนเร่งดังนี้

#### 2.1 การหาค่าความเป็นกรด-ด่าง

วัดค่าความเป็นกรด-ด่างของตะกอนเร่งด้วยเครื่องวัดค่าความเป็นกรด-ด่าง (HORIBA D-54E, ญี่ปุ่น)

#### 2.2 การหาค่า Sludge Volume Index (SVI) และ Mixed Liquor Suspended Solid (MLSS)

2.2.1 การหาค่า Sludge Volume Index (SVI) และ Mixed Liquor Suspended Solid (MLSS) ด้วยวิธีมาตรฐาน (APHA-AWWA-WPCF., 1981)

### 3. วิธีเตรียมและวิเคราะห์สโอะมิโดแบล็ค (Nimrat et al., 2004)

เตรียมสโอะมิโดแบล็คด้วยการละลายด้วยตัวทำละลาย DMSO ให้มีความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็คเท่ากับ 1 และ 2 มิลลิโมลาร์

### 4. การศึกษาการบำบัดสโอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางเคมีกายภาพ (ดัดแปลงจาก Nimrat et al., 2004)

นำสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ ปริมาตร 250 มิลลิลิตรที่ได้จากการละลายด้วยตัวทำละลาย DMSO กรองผ่านถ่านกัมมันต์ ปริมาณ 250 มิลลิลิตรบรรจุอยู่ประมาณ 1 ส่วน 3 ของคอลัมน์ จากนั้นนำสารที่ผ่านการกรองมาวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง Spectrophotometer (ยี่ห้อ Eppendorf centrifuge 5804R, เยอรมนี) ในช่วงความยาวคลื่น 350-700 นาโนเมตร

### 5. การศึกษาการบำบัดสโอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางชีวภาพภายใต้สภาวะอะโรบิกซีเจน (Aerobic condition) (ดัดแปลงจาก Asad et al., 2007; Nimrat et al., 2004)

นำขวดซีรัมขนาด 150 มิลลิลิตร มา 7 ขวด โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ชุด คือ ชุด Sterile 2 ขวดโดยทำการเติมตะกอนเร่ง 90 มิลลิลิตร ปิดฝาขวดด้วยจุกยางและฟลอปป์นิเยม นำไปนึ่งฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งความดันไอน้ำที่ 121 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 15 นาที ทำ 3 ครั้งเป็นเวลา 3 วันติดต่อกัน หลังจากนั้นเติมสโอะมิโดแบล็คที่ความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ ที่ผ่านการบำบัดโดยวิธีทางกายภาพแล้วลงไป 10 มิลลิลิตร เพื่อให้ปริมาตรสุดท้ายของสารในขวดซีรัมคือ 100 มิลลิลิตร ส่วนชุด Background จำนวน 2 ขวดโดยทำการเติมตะกอนเร่ง 90 มิลลิลิตร ปิดฝาขวดด้วยจุกยางและฟลอปป์นิเยมโดยไม่ต้องนำไปนึ่งฆ่าเชื้อ และไม่มีการเติมสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการบำบัดโดยวิธีทางกายภาพ และชุด Active 3 ขวดทำการเติมตะกอนเร่ง 90 มิลลิลิตร เติมสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการบำบัดโดยวิธีทางกายภาพแล้วลงไป 10 มิลลิลิตร เพื่อให้ปริมาตรสุดท้ายของสารในขวดซีรัมคือ 100 มิลลิลิตร ปิดฝาขวดด้วยจุกยาง และฟลอปป์นิเยม นำไปบ่มที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 7 วัน โดยมีการเก็บตัวอย่างตามระยะเวลาต่างๆ เก็บตัวอย่างปริมาตร 5 มิลลิลิตร ไปปั่นเหวี่ยงที่ 7500 g นาน 4 นาที นำส่วนใสที่ได้ไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 350-700 นาโนเมตร

### 6. การวัดความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็ค (Nimrat et al., 2004)

การวัดความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็ค โดยชุดเปรียบเทียบ

มาตรฐานระดับสีซึ่งทำการเจือจางระดับสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 0.0625 มิลลิโมลาร์ ให้เป็นระดับความเข้มข้นที่สุดเรียกว่าระดับ 0 และทำการเจือจาง 1 : 2 ไปจนกระทั่งได้หลอดสุดท้ายเป็นสีใสไม่มีสีที่ความเข้มข้นเท่ากับ  $6.1035 \times 10^{-5}$  มิลลิโมลาร์ และกำหนดให้ระดับเท่ากับ 10

### 7. การวิเคราะห์ทางสถิติ

การทดลองได้ออกแบบเป็นจำนวน 3 ครั้ง ซึ่งข้อมูลจากการทดลองแสดงผลเป็นค่าเฉลี่ย  $\pm$  ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน

### ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

จากการกำจัดสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์โดยวิธีทางกายภาพเคมี (ดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์) ต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพ (ย่อยสลายด้วยตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน) เป็นระยะเวลา 7 วัน และการวิเคราะห์คุณสมบัติของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่ทำการ ศึกษาได้ผลดังนี้

#### 1. การวิเคราะห์คุณสมบัติของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่ทำการศึกษา

จากการวิเคราะห์คุณสมบัติของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนก่อนทำการศึกษาพบว่า ตะกอนเร่งมีค่าความเป็นกรด-ด่าง SVI, MLSS ดังแสดงในตารางที่ 1

#### ตารางที่ 1 คุณสมบัติของตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน

| พารามิเตอร์ | ตะกอนเร่งภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน |
|-------------|-----------------------------------|
| pH          | 8.33                              |
| SVI (mL/g)  | 60.75                             |
| MLSS (mg/L) | 2386.67                           |

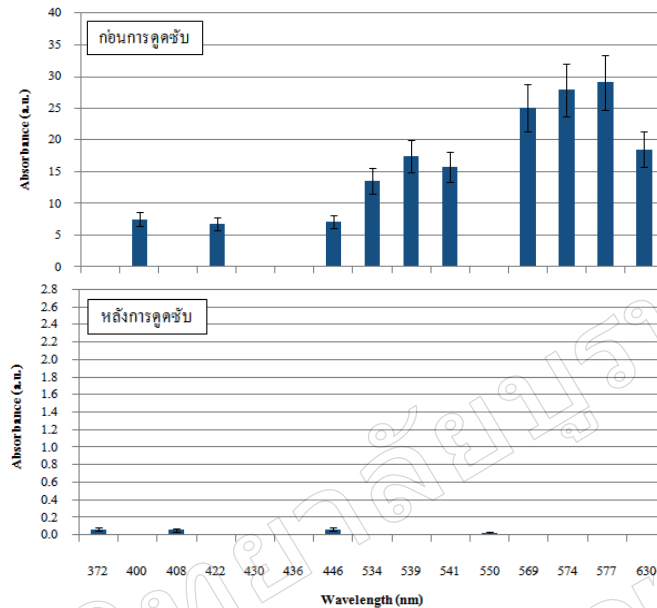
#### 2. การกำจัดสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์โดยวิธีเคมีกายภาพ

##### 2.1 การกำจัดสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์

จากการศึกษาการกำจัดสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ โดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ พบว่าสโอะมิโดแบล็คก่อนผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มีสาร ณ ความยาวคลื่นที่ 400, 422, 446, 534, 539, 541, 569, 574, 577 และ 630 นาโนเมตร หลังจากนั้นเมื่อนำสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้นดังกล่าวผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ จะทำให้ความเข้มข้นของสโอะมิโด

แบล็คคลดลงและพบสาร ณ ความยาวคลื่นที่แตกต่างจากช่วง ก่อนผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ กล่าวคือ พบสาร ณ ความยาวคลื่น 372, 408 และ 550 นาโนเมตร ในขณะที่พบสาร

ณ ความยาวคลื่น 446 นาโนเมตร เช่นเดียวกับสีอะมิโดแบล็ค ก่อนผ่านการดูดซับ แต่มีค่าการดูดกลืนแสงลดลง ดังแสดงในภาพ ที่ 1



ภาพที่ 1 ค่าการดูดกลืนแสงและค่าความยาวคลื่นของสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ ก่อนและหลังผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

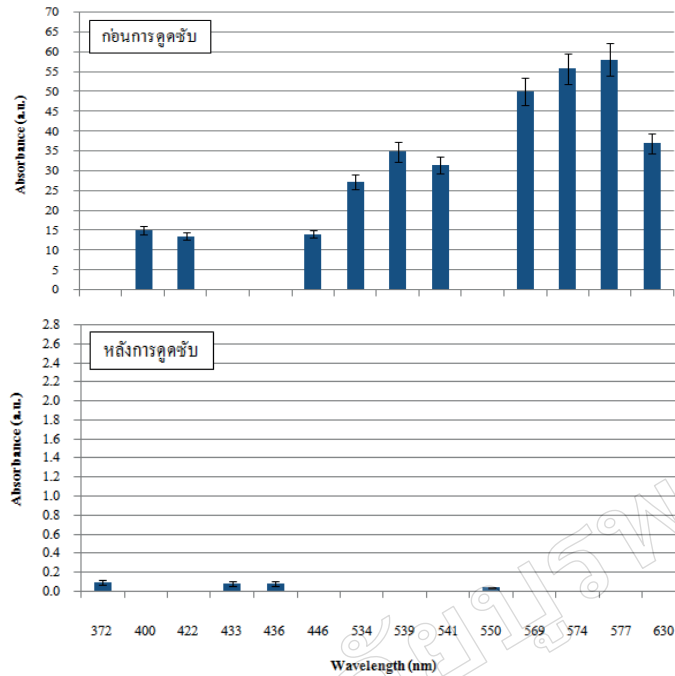
## 2.2 ผลศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์

จากการศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ โดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ พบว่าสีอะมิโดแบล็ค ก่อนผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มีสาร ณ ความยาวคลื่นที่ 400, 422, 446, 534, 539, 541, 569, 574, 577 และ 630 นาโนเมตร หลังจากนั้นเมื่อนำสีอะมิโดแบล็คความเข้มข้นดังกล่าว ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ จะทำให้ความเข้มของสีอะมิโดแบล็คลดลงและพบสาร ณ ความยาวคลื่นที่แตกต่างจากช่วง ก่อนผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ กล่าวคือ พบสาร ณ ความยาวคลื่น 372, 433, 436 และ 550 นาโนเมตร ดังแสดงในภาพที่ 2

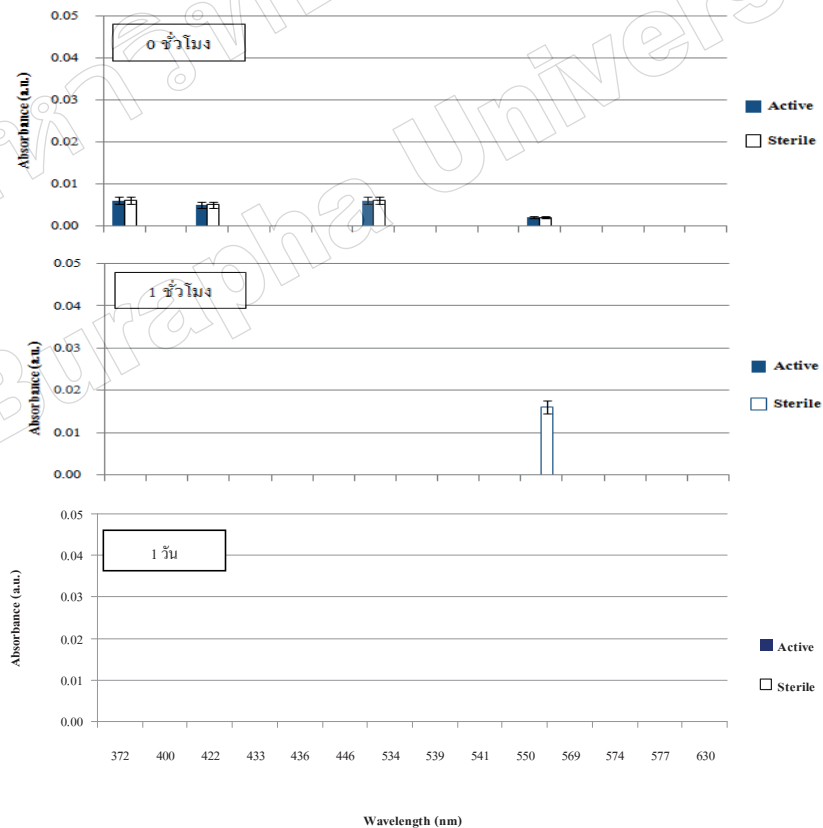
## 3. การกำจัดสีอะมิโดแบล็คโดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ ต่อเนื่องด้วยวิธีชีวภาพ

### 3.1 ผลศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คมีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์

จากการศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คพบว่า สีอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์เมื่อถูกดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ต่อเนื่องด้วยการย่อยสลายด้วยตะกอนเร่ง ในชุด Active พบสาร ณ ความยาวคลื่นที่ 372, 408, 446 และ 550 นาโนเมตร หลังจากนั้นสาร ณ ความยาวคลื่นทั้งหมดเกิดการย่อยสลายได้อย่างสมบูรณ์ภายในระยะเวลาการบ่มเพียง 1 ชั่วโมง ส่วนชุด Sterile พบสาร ณ ความยาวคลื่นต่างๆเช่นเดียวกับชุด Active กล่าวคือ พบสาร ณ ความยาวคลื่นที่ 372, 408, 446 และ 550 นาโนเมตร หลังจากนั้นสาร ณ ความยาวคลื่น 372, 408 และ 446 นาโนเมตรเกิดการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ภายในระยะเวลาการบ่มเพียง 1 ชั่วโมง ในขณะที่สาร ณ ความยาวคลื่นที่ 550 นาโนเมตร ยังคงพบเช่นเดียวกับสีอะมิโดแบล็คก่อนผ่านการย่อยสลายที่ 0 ชั่วโมงแต่มีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้น และหายไปภายใน 1 วันของบ่ม ดังแสดงในภาพที่ 3



ภาพที่ 2 ค่าการดูดกลืนแสงและค่าความยาวคลื่นของสื่อน้ำไอโอดีนที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ ก่อนและหลังผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์

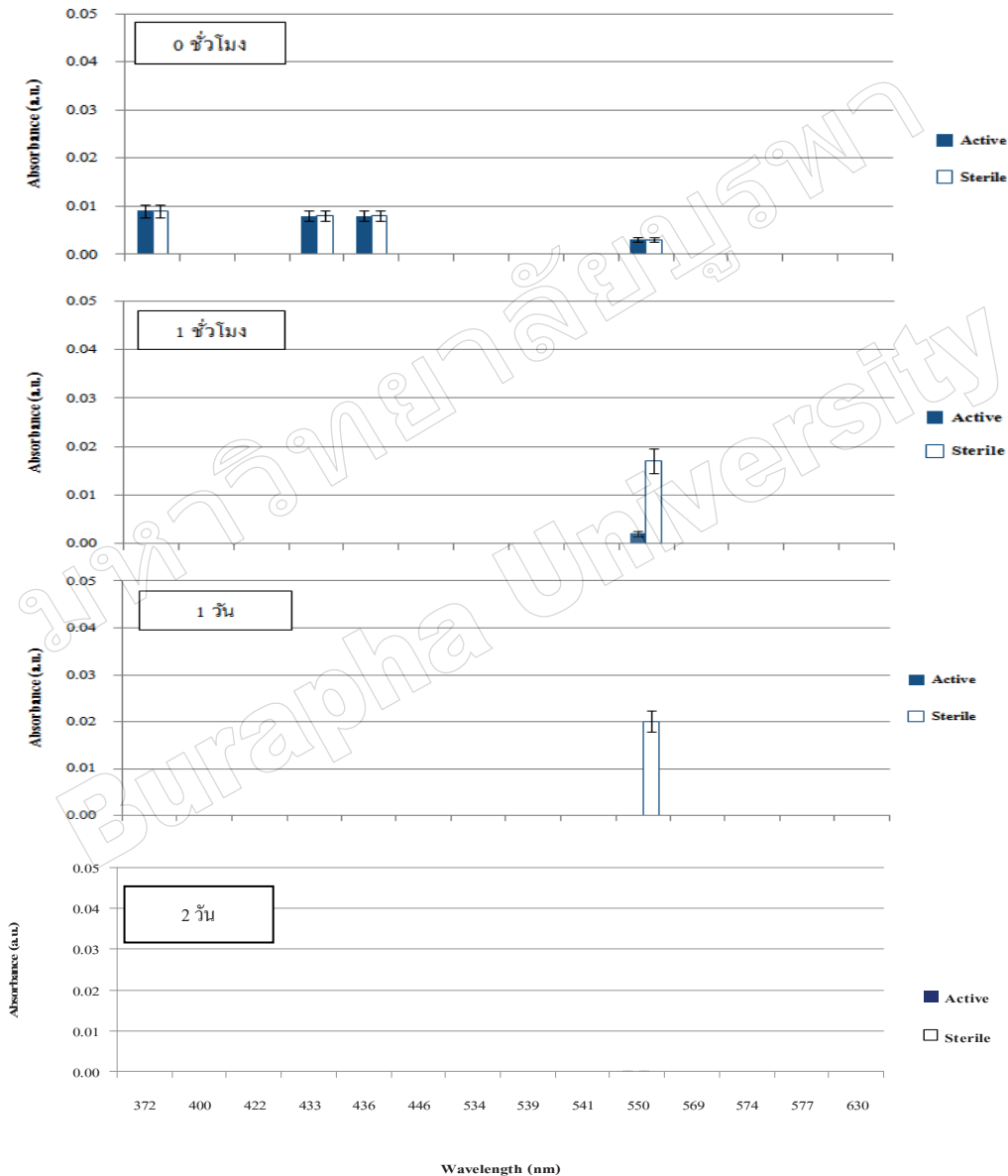


ภาพที่ 3 ค่าการดูดกลืนแสงและค่าความยาวคลื่นของสื่อน้ำไอโอดีนที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ หลังผ่านการกำจัดด้วยวิธีทางชีวภาพเป็นระยะเวลา 0 ชั่วโมง - 1 วัน

### 3.2 การกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์

จากการศึกษาการกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ ที่ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ ในชุด Active พบสาร ณ ความยาวคลื่นที่ 372, 433, 436 และ 550 นาโนเมตร หลังจากนั้นสาร ณ ความยาวคลื่น 372, 433 และ 436 นาโนเมตร เกิดการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ภายในระยะเวลาการบ่มเพียง

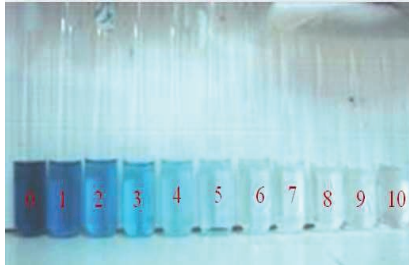
1 ชั่วโมง ส่วนสาร ณ ความยาวคลื่น 550 นาโนเมตรที่ระยะเวลาการบ่มมีค่าการดูดกลืนแสงลดลงและเกิดการย่อยสลายได้ภายในระยะเวลา 1 วัน สำหรับชุด Active พบสาร ณ ความยาวคลื่นต่างๆ เช่นเดียวกับชุด Active ดังนี้ คือ สาร ณ ความยาวคลื่นที่ 372, 433, 436 และ 550 นาโนเมตร ต่อมาพบว่า สารดังกล่าวมีค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้นในวันที่ 1 ของการทดลองและหายไปในวันที่ 2 ของการบ่ม ดังแสดงในภาพที่ 4



ภาพที่ 4 ค่าการดูดกลืนแสงและค่าความยาวคลื่นของสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ หลังผ่านการกำจัดด้วยวิธีทางชีวภาพเป็นระยะเวลา 0 ชั่วโมง - 2 วัน

#### 4. การวัดระดับความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็ค

การวัดความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็ค โดยชุดเปรียบเทียบมาตรฐานระดับสี (ระดับ 0-10) โดยกำหนดให้ 0 เป็นค่าความเข้มข้นสีน้ำเงินของสโอะมิโดแบล็คในตอนต้น และ 10 เป็นค่าความเข้มข้นของสีที่ไม่มีสีน้ำเงินของสโอะมิโดแบล็ค ดังภาพที่ 5



ภาพที่ 5 ระดับความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็ค ตั้งแต่ระดับ 0-10

#### 4.1 ระดับความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการกำจัดสีโดยวิธีเคมีกายภาพ

จากการทดลองการกำจัดสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ โดยวิธีเคมีกายภาพ โดยนำสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์มาวัดความเข้มข้นของสี โดยชุดเปรียบเทียบมาตรฐานระดับสีได้ผลดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 ระดับความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการกำจัดด้วยวิธีเคมีกายภาพ

| การทดลอง      | ความเข้มข้น 1 mM | ความเข้มข้น 2 mM |
|---------------|------------------|------------------|
| ก่อนการดูดซับ | 0                | 0                |
| หลังการดูดซับ | 5                | 4                |

#### 4.2 ระดับความเข้มข้นของสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการกำจัดสีโดยวิธีทางชีวภาพ

จากการทดลองการกำจัดสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ ด้วยวิธีทางชีวภาพเป็นระยะเวลา 7 วัน โดยนำสโอะมิโดแบล็คที่ได้มาวัดความเข้มข้นของสี โดยชุดเปรียบเทียบมาตรฐานระดับสีได้ผลดังตารางที่ 3

ตารางที่ 3 ระดับความเข้มข้นและการเปลี่ยนแปลงของสโอะมิโดแบล็คที่ผ่านการกำจัดโดยวิธีทางชีวภาพ

| ระยะเวลาการทดลอง | ความเข้มข้นสี 1 mM |         | ความเข้มข้นสี 2 mM |         |
|------------------|--------------------|---------|--------------------|---------|
|                  | Active             | Sterile | Active             | Sterile |
| 0 ชั่วโมง        | 10                 | เหลือง  | 10                 | เหลือง  |
| 1 ชั่วโมง        | 10                 | เหลือง  | 10                 | เหลือง  |
| 1 วัน            | -                  | -       | 10                 | เหลือง  |
| 2 วัน            | -                  | -       | -                  | -       |

หมายเหตุ : (-) ตรวจไม่พบสี

#### อภิปรายผลการทดลอง

จากการศึกษาครั้งนี้พบว่าถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพสูงในการดูดซับสโอะมิโดแบล็คซึ่งสอดคล้องกับรายงานของ Pandey *et al.* (2007) ที่พบว่าเมื่อนำสีที่ผ่านการกำจัดไปวัดค่าการดูดกลืนแสงพบว่า ถ่านกัมมันต์สามารถดูดซับสาร สี ความยาวคลื่นบางค่าของสโอะมิโดแบล็ค สาเหตุที่ทำให้สโอะมิโดแบล็คมีความสามารถในการดูดซับสีได้อย่างมีประสิทธิภาพเนื่องจากถ่านกัมมันต์มีลักษณะโครงสร้างและพื้นผิวที่มีรูพรุน จึงส่งผลให้การดูดซับมีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น (Babel & Kurniawan, 2003) นอกจากนี้พื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ยังมีหมู่ฟังก์ชันหลายหมู่ เช่น โครงสร้างอะโรมาติก หมู่คาร์บอนิล หมู่คาร์บอกซิล แลคโตน และฟีนอล (Dinesh *et al.*, 2005; Nimrat *et al.*, 2004) อีกทั้งยังพบว่า พื้นที่ผิวของถ่านกัมมันต์ยังมีหมู่ควิโนน (Pandey *et al.*, 2007; Van der Zee *et al.*, 2003)

แต่อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพของการดูดซับจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นสีเริ่มต้น โดยพบว่าถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพดูดซับสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ได้ดีที่สุด และสโอะมิโดแบล็คความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ ตามลำดับ เนื่องจากสีที่มีความเข้มข้นมากขึ้นมีผลทำให้ถ่านกัมมันต์มีพื้นที่ผิวไม่เพียงพอต่อการดูดซับ หรือกล่าวได้ว่าถึงจุดหมดสภาพนั่นเอง (Exhaustion Point) (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547) การกำจัดสโอะมิโดแบล็คด้วยวิธีเคมีกายภาพต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพของสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์นั้น พบว่าระบบดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการกำจัดสีได้ดีที่สุดกับสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ รองลงมาคือ สโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ โดยทั้งชุด Active และ ชุด Sterile สามารถกำจัดสโอะมิโดแบล็คได้ภายในเวลา 1 ชั่วโมง การกำจัดสโอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์พบว่า ในชุด Active สามารถกำจัด

สีอะมิโดแบล็คได้รวดเร็วเช่นเดียวกับการกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ โดยทั้งชุด Active และ ชุด Sterile สามารถกำจัดสีอะมิโดแบล็คได้ภายในเวลา 1 วัน และ 2 วัน ตามลำดับ

นอกจากนั้นเมื่อวิเคราะห์คุณสมบัติตะกอนเร่งก่อนทำการศึกษาพบว่า ความเป็นกรด-ด่างมีค่าเท่ากับ 8.33 ซึ่งอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเจริญของแบคทีเรีย (นันทิกาดันตวิรสัทธี, 2549) และ SVI มีค่าเท่ากับ 60.75 มิลลิเมตรต่อกรัม โดยพบว่าอยู่ในระดับค่าที่ดี คือ อยู่ในช่วง 50-100 มิลลิเมตรต่อกรัม (สุภณทิติ นิมรัตน์, 2548) สีอะมิโดแบล็คเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยากเนื่องจากมีพันธะอะโซ 2 พันธะ (Diazo) (Luo & Hepel, 2001) และมีหมู่ซัลโฟเนตเป็นองค์ประกอบ (Rajaguru *et al.*, 2000) จากการศึกษาในครั้งนี้ใช้ Spectrophotometer ซึ่งเป็นวิธีการตรวจติดตามการย่อยสลายสีและสารตัวกลางที่เป็นอะโรมาติกเอมีนที่เกิดขึ้น รวมทั้งเป็นวิธีที่มีราคาถูกและทำได้ง่าย (Pinheiro *et al.*, 2004) ซึ่งนอกจากจะวัดค่าการดูดกลืนแสงของสีเพื่อบอกปริมาณได้แล้วยังสามารถช่วยติดตามผลิตภัณฑ์อะโรมาติกที่เกิดขึ้นได้ (กัลยาณี จิรศรีพงศ์พันธ์, 2550)

ดังนั้นจึงพบว่าสีอะมิโดแบล็คหลังจากถูกดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ประกอบด้วยสารหลายชนิด โดยสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ พบสาร 4 ชนิด โดยมีความยาวคลื่น 372, 408, 446 และ 550 นาโนเมตร และที่ความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ พบสาร 4 ชนิดโดยมีความยาวคลื่น 372, 433, 436 และ 550 นาโนเมตร และเมื่อนำสีอะมิโดแบล็คที่ผ่านการดูดซับดังกล่าวมาย่อยสลายต่อเนื่องด้วยตะกอนเร่งทำให้สารที่พบในสารละลายสี ณ สีอะมิโดแบล็คเริ่มต้นที่ความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ถูกย่อยสลายได้อย่างสมบูรณ์และไม่เกิดสารตัวกลางภายใน 1 ชั่วโมงและ 1 วัน ตามลำดับ สารตัวกลาง ณ ความยาวคลื่น 372 นาโนเมตรนั้นอาจจะเป็นสารชนิด *p*-Nitroaniline ดังรายงานของ Pinheiro *et al.* (2004) ที่ได้สรุปไว้ว่า *p*-Nitroaniline เป็นสารตัวกลางกลุ่มอะโรมาติกเอมีนที่เกิดจากการย่อยสลายสีอะโซ โดยมีการดูดกลืนแสง 373 นาโนเมตร นอกจากนั้นสาร ณ ความยาวคลื่นอื่นๆ ที่พบจากการย่อยสลายสีอะมิโดแบล็คอาจจะเป็นสาร Aniline, Benzidine, *p*-Aminobenzoate, 3,4-Diaminonaphthalene และ 2-Naphthylamine ซึ่งสารเหล่านี้เป็นสารที่เป็นพิษ และบางชนิดเป็นสารก่อมะเร็ง โดยเฉพาะ Aniline มีความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำอีกด้วย (Brown & Laboureur, 1983; Pandey *et al.*, 2007, Pinheiro *et al.*, 2004)

ส่วนชุด Sterile สีอะมิโดแบล็คมีความเข้มของสีลดลงเรื่อยๆ เช่นเดียวกับชุด Active โดยวันที่ 0 มีสีระดับ 3 วันที่ 1 สีลดลงเป็นระดับ 4 สอดคล้องกับรายงานของ Asad *et al.* (2007) กล่าวว่า การหายไปของสีอาจเกิดจากการดูดซับไว้ที่ตัวเซลล์แบคทีเรีย และวันที่ 2 จนถึงวันที่ 7 สีได้เปลี่ยนแปลงเป็นสีม่วง เมื่อนำสีอะมิโดแบล็คที่ผ่านการกำจัดสีของชุด Sterile ไปวัดค่าการดูดกลืนแสง พบว่ามีค่าความยาวคลื่นแตกต่างไปจากเดิมคาดว่าอาจเกิดจากปฏิกิริยาทางเคมีอื่นๆ ภายในระบบ ทำให้สารประกอบโมเลกุลสีเปลี่ยนเป็นสารประกอบตัวอื่นซึ่งมีการดูดกลืนแสงในช่วงความยาวคลื่นเปลี่ยนแปลงไป แต่ค่าการดูดกลืนแสงเพิ่มขึ้นตลอดระยะเวลาในการทดลอง ดังนั้นจึงตรวจสอบได้ว่าสารตัวกลางที่คาดว่าเป็น *p*-Nitroaniline ไม่สามารถถูกกำจัดโดยการดูดซับที่ผิวเซลล์หรือทางปฏิกิริยาทางเคมีอื่นๆ ภายในระบบได้ แตกต่างกับการทดลองของรุ่งโรจน์ วงศ์อนุรักษ์ชัย (2545) กล่าวว่า การหายไปของสีย่อมไม่ได้เกิดจากการเกาะติดกับผนังเซลล์ของจุลินทรีย์ และยืนยันได้ว่าการย่อยสลายสีย่อมเกิดจากการเมแทบอลิซึมโดยเซลล์ที่ยังมีชีวิตอยู่เท่านั้น

ดังนั้นการกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางกายภาพและต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน รวมทั้งด้วยความเข้มข้นที่เหมาะสมและจากการศึกษาในครั้งนี้พบว่าความเข้มข้นที่เหมาะสมต่อการกำจัดสีด้วยวิธีผสมผสานดังกล่าว ได้แก่ สีอะมิโดแบล็คที่ความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ ซึ่งสามารถคำนวณว่าอยู่ในช่วง 616.5-1,233 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจากการศึกษาในครั้งนี้สามารถสรุปได้ว่าการกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีผสมผสานนี้น่าจะเป็นทางเลือกในการบำบัดน้ำเสียที่มีสีปนเปื้อนเนื่องจากเป็นวิธีที่เสียค่าใช้จ่ายที่ไม่แพงมากเท่ากับการใช้วิธีทางกายภาพหรือทางเคมีและเป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อม (Quezada *et al.*, 2000)

## สรุปผลการทดลอง

1. สีอะมิโดแบล็คประกอบด้วยสารหลายชนิด ซึ่งจากการศึกษาในครั้งนี้พบว่า สีอะมิโดแบล็คประกอบด้วยสารอย่างน้อย 10 ชนิด โดยมีความยาวคลื่นดังนี้ คือ 400, 422, 446, 534, 539, 541, 569, 574, 577 และ 630 นาโนเมตร
2. การกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางกายภาพโดยการดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ พบว่าถ่านกัมมันต์สามารถดูดซับสีได้แตกต่างกันขึ้นอยู่กับความเข้มข้นเริ่มต้นของสี โดยถ่านกัมมันต์มีประสิทธิภาพดูดซับสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น



1 มิลลิโมลาร์ได้ดีที่สุดคือ ลดสีจากระดับ 0 เป็นระดับ 5 และมีสารคงเหลือ 4 ชนิด รองลงมา คือ สีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 (คือ ลดสีจากระดับ 0 เป็นระดับ 4 และมีสารคงเหลือ 4 ชนิด)

3. การกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางกายภาพต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพพบว่า เมื่อนำสีอะมิโดแบล็คที่ผ่านดูดซับด้วยถ่านกัมมันต์ มากำจัดต่อยด้วยตะกอนแร่ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนเป็นระยะเวลา 7 วัน พบว่า การกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 มิลลิโมลาร์ ตะกอนแร่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสีได้ดีที่สุด รองลงมา คือ สีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 2 มิลลิโมลาร์ และสามารถกำจัดสีอะมิโดแบล็คที่มีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ได้อย่างสมบูรณ์

4. การกำจัดสีอะมิโดแบล็คด้วยวิธีทางกายภาพต่อเนื่องด้วยวิธีทางชีวภาพมีประสิทธิภาพดีที่สุดเมื่อสีอะมิโดแบล็คมีความเข้มข้น 1 และ 2 มิลลิโมลาร์ เนื่องจากสีสามารถถูกดูดซับได้ดีและย่อยสลายได้สมบูรณ์อย่างรวดเร็ว

## เอกสารอ้างอิง

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. (2547). *วิศวกรรมบำบัดน้ำเสีย*.  
นนทบุรี: เอส. อาร์. พรินติ้ง แมสโปรดักส์ จำกัด.  
กัลยาณี จิรศรีพงศ์พันธ์. (2550). การกำจัดสีอะโซและสารก่อมะเร็งอะโรมาติกเอมีนในน้ำทิ้งโดยจุลินทรีย์. *วารสารมหาวิทยาลัยศิลปากร*, 27(1), 164-182.  
นันทิกา ต้นติวรสิทธิ์. (2549). *การพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียสีย้อมแบบผสม*. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิทยาศาสตร์ชีวภาพ, บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยบูรพา.  
รุ่งโรจน์ วงศ์อนุรักษ์ชัย. (2545). *การบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตสีย้อมและการย่อยสลายสีย้อมกลุ่มอะโซบางชนิดโดยจุลินทรีย์ผสม*. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิทยาศาสตร์ชีวภาพ, บัณฑิตวิทยาลัย, มหาวิทยาลัยบูรพา.  
สุบัณฑิต นิมรัตน์. (2548). *จุลชีววิทยาของน้ำเสีย*. กรุงเทพฯ : สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.  
APHA-AWWA-WPCF. (1981). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (15). Washington DC : American Public Health Association.

Asad, S., Amoozegar, M. A., Pourbabae, A. A., Sarbolouki, M. N., & Dastgheib, S. M. M. (2007). Decolorization of textile azo dyes by newly isolated halophilic and halotolerant bacteria. *Bioresource Technology*, 98, 2082-2088.  
Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water. *Journal Hazardous Water*, 97, 219-243.  
Balan, D. S. L., & Monteneiro, R. T. R. (2001). Decolorization of textile indigo dye by ligninolytic fungi. *Journal of Biotechnology*, 89, 141-145.  
Brown, D., & Laboureur, P. (1983). The aerobic biodegradability of primary aromatic amines. *Chemosphere*, 12, 405-414.  
Dinesh, M., Singh, K. P., Sinha, S., & Gosh, D. (2005). Removal of pyridine derivatives from aqueous solution by activated carbons development from agricultural waste materials. *Carbon*, 43, 1680-1693.  
Ganesh, R., Boardman, G. D., & Michelson, D. (1994). Fate of azo dyes in sludges. *Water Research*, 28, 1367-1376.  
Kodam, K. M., Soojhawon, I., Lohande, P. D., & Gawai, K. R. (2005). Microbial decolorization of reactive azo dyes under aerobic condition. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 21, 367-370.  
Larsen, J. C., Meyer, T., & Scheline, R. R. (1976). Reduction of sulphonated waste soluble azo dyes by cercal microorganisms from the rat. *Acta Pharmacologica et Toxicologica*, 38, 353-357.  
Luo, J., & Hepel, M. (2001). Photoelectrochemical degradation of naphthol blue black diazo dye on WO<sub>3</sub> film electrode. *Electrochimica Acta*, 46, 2913-2922.  
Manu, B., & Chaudhari, S. (2002). Aerobic decolorization of simulated textile wastewater containing azo dyes. *Bioresource Technology*, 82, 225-231.

- Moosvi, S., Kehaira, H., & Madamwar, D. (2005). Decolorization of textile dye Reactive Violet 5 by a newly isolated bacterial consortium RVM11.1. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 21, 667-672.
- Nigam, P., Banat, I. M., Singh, D., & Marchant, R. (1996). Microbial Process for the decolorization of textile effluent containing azo, diazo and reactive dyes. *Process Biochemistry*, 31, 435-442.
- Nimrat, S., Sawangchit, P., & Vuthiphandchai, V. (2004). Removal of malachite green employing physical and biological processes. *ScienceAsia*, 30, 351-357.
- Pandey, A., Singh, P., & Iyengar, L. (2007). Bacteria decolorization and degradation of azo dyes. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 59, 73-84.
- Pinheiro, H. M., Touraud, E., & Thomas, O. (2004). Aromatic amines from azo dye reduction: status review with emphasis on direct UV spectrophotometric detection in textile industry wastewaters. *Dyes and Pigments*, 61, 121-139.
- Quezada, M., Linares, I., & Buitron, G. (2000). Use of sequencing batch biofilter for degradation of azo dyes (acids and bases). *Water Science and Technology*, 42, 329-336.
- Rajaguru, P., Kalaiselvi, K., Palanivel, M., & Subburam, V. (2000). Biodegradation of azo dyes in a sequential anaerobic-aerobic system. *Applied and Environmental Microbiology*, 54, 268-273.
- Talarposhti, A. M., Donnelly, T., & Anderson, G. K. (2001). Colour removal from a simulated dye wastewater using a two phase anaerobic packed bed reactor. *Water Research*, 35, 425-532.
- Van der Zee, F. P., Bisschops, I. A. E., Lettings, G., & Field, J. A. (2003). Activated carbon as an electron acceptor and redox mediator during the anaerobic biotransformation of azo dyes. *Environmental Science and Technology*, 37, 402-408.
- Wamik, A., Rajesh, K. S., & Uttam, C. B. (1998). Biodegradation of triphenylmethane dyes. *Enzyme and Microbial Technology*, 22, 185-191.
- Waldmann, I., & Vakilzadeh, F. (1997). Delayed hypersensitivity to red azo dyes in tattoos. *Der Hautarzt*, 48, 666-670.
- Zaoyan, Y., Ke, S., Guangliang, S., Fan, Y., Jinshan, D., & Huanian, M. (1992). Anaerobic-aerobic treatment of dye wastewater by combination with activated sludge. *Water Science and Technology*, 26, 2093-2096.