

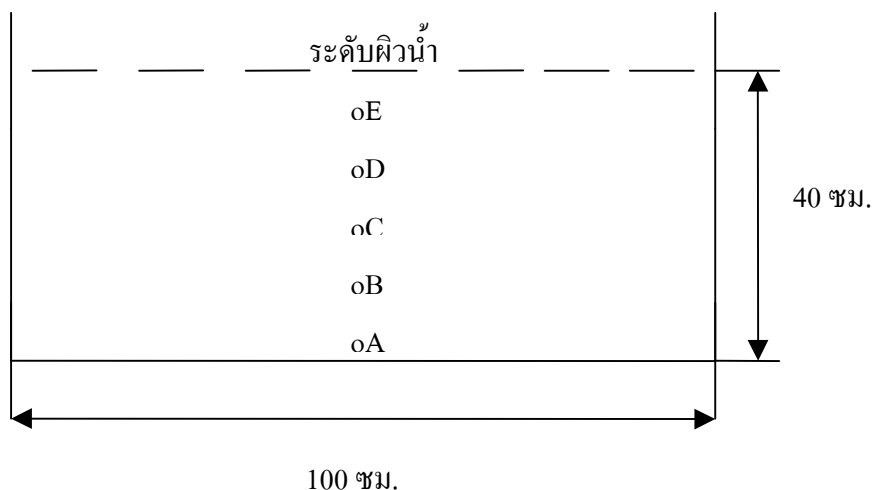
### บทที่ 3

#### ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

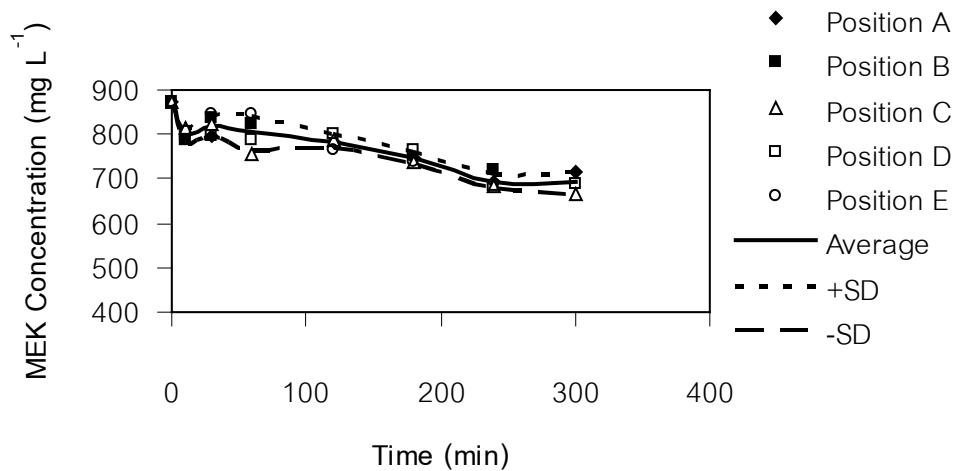
1. ผลของอัตราส่วนระหว่างเส้นทแยงมุมของถังระเหยต่อความลึกของแหล่งน้ำ (F/D) ต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล,  $K_{OLa}$

1.1 ผลของตำแหน่งในการเก็บตัวอย่างต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ MEK

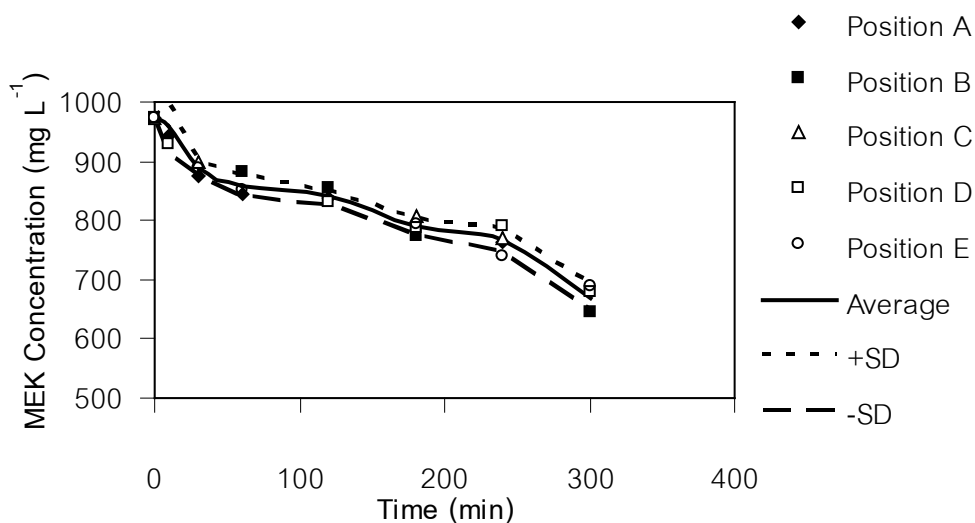
จากการวัดความเข้มข้นของ MEK ในน้ำเสีย และน้ำกรองในถังระเหยที่ตำแหน่งกึ่งกลางของถังระเหยที่ระยะ 35, 30, 20, 10 และ 5 cm จากผิวน้ำดังแสดงด้วยสัญลักษณ์ A B C D และ E ตามลำดับ (แสดงดังภาพประกอบ 3) พบว่าความเข้มข้นของ MEK ที่ ตำแหน่ง A B C D และ E สำหรับความลึก 40 cm ทั้งในกรณีของน้ำเสียและน้ำกรองมีค่าใกล้เคียงกัน ดังแสดงในภาพประกอบ 4 และ 5 ตามลำดับ ดังนั้นในการทดลองนี้จึงใช้ความเข้มข้นเฉลี่ยจากทุกตำแหน่งที่เก็บตัวอย่างเป็นตัวแทนความเข้มข้นเพื่อใช้ในการหาสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมต่อไป การเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นกับตำแหน่งความลึกที่เก็บตัวอย่างสำหรับการทดลองอื่นๆ ให้ผลในลักษณะเดียวกัน ข้อมูลการทดลองอื่นๆ แสดงไว้ในภาคผนวก ข



ภาพประกอบ 3 แสดงตำแหน่งเก็บตัวอย่างในถังระเหยโดย A = 35 cm, B = 30 cm, C = 20 cm, D = 10 cm และ E = 5 cm จากระดับผิวน้ำ สำหรับการระเหยของ MEK จากน้ำเสีย และน้ำกรองที่  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$



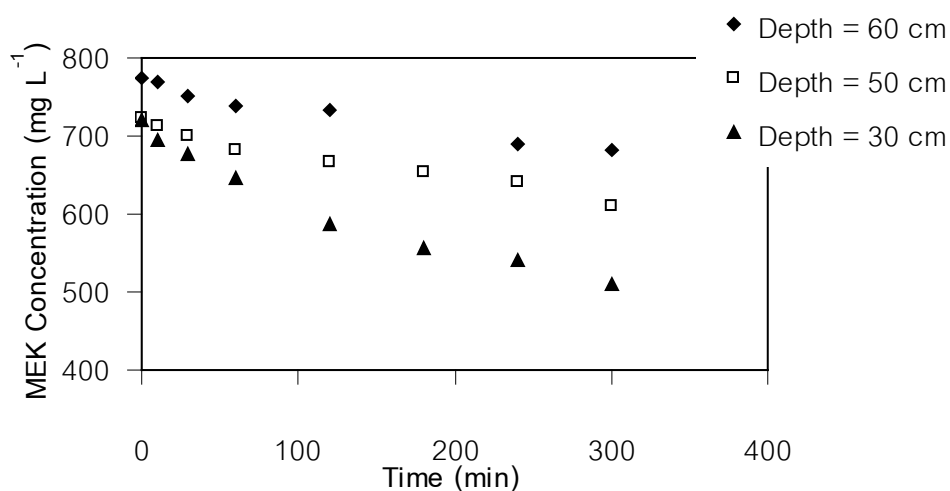
ภาพประกอบ 4 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสี้ยวความลึก 40 cm (A = 35 cm, B = 30 cm, C = 20 cm, D = 10 cm และ E = 5 cm จากระดับผิวน้ำ)  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$



ภาพประกอบ 5 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำกรองความลึก 40 cm (A = 35 cm, B = 30 cm, C = 20 cm, D = 10 cm และ E = 5 cm จากระดับผิวน้ำ)  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$

## 1.2 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลาที่ระดับความลึกต่างๆ

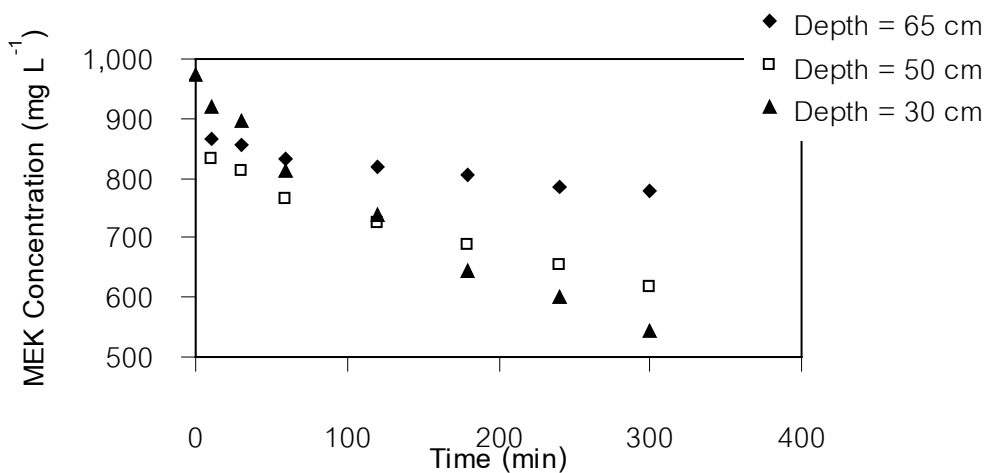
จากการศึกษาผลของความลึกของแหล่งน้ำต่อการระเหยของ MEK จากน้ำเสียและน้ำกรองดังแสดงในภาพประกอบที่ 6 และ 7 พบว่าความเข้มข้นของ MEK มีค่าลดลงเมื่อเวลาเพิ่มขึ้น และที่ระดับความลึกของแหล่งน้ำเปลี่ยนแปลงจาก 30–65 ซม. การลดลงของความเข้มข้นของ MEK กับเวลาที่ความลึกมากขึ้นจะน้อยกว่าที่ความลึกน้อยกว่าทั้งในกรณีของน้ำเสียและน้ำกรอง ทั้งนี้เนื่องมาจากเมื่อความลึกของแหล่งน้ำเพิ่มขึ้น ระยะทางในการแพร่ผ่านของ MEK จากบริเวณด้านล่างของแหล่งน้ำสู่บริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำเพิ่มขึ้น ดังนั้นการระเหยของ MEK ซึ่งจะเกิดขึ้นเฉพาะบริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำจึงลดลงเมื่อความลึกเพิ่มขึ้นสอดคล้องกับงานวิจัยที่ได้รายงานก่อนหน้านี้เกี่ยวกับการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ VOCs ที่ระดับความลึก ณ ตำแหน่งต่างๆ (Brida et al., 2001)



ภาพประกอบ 6 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ

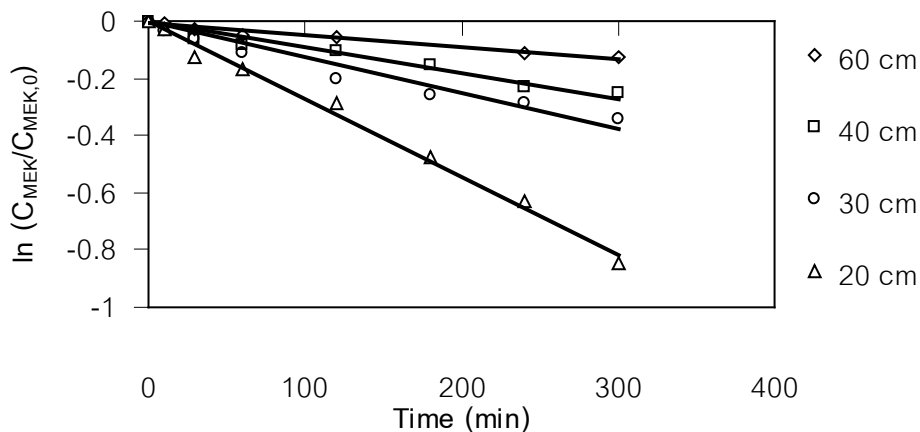
MEK ในน้ำเสียที่ระดับความลึกต่างๆ เมื่อ Depth = 30-60 cm, T

$$T_{\text{water}} = 29 \pm 2 \text{ } ^\circ\text{C}, T_{\text{air}} = 30 \pm 2 \text{ } ^\circ\text{C} \text{ และ } U_{10 \text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}$$

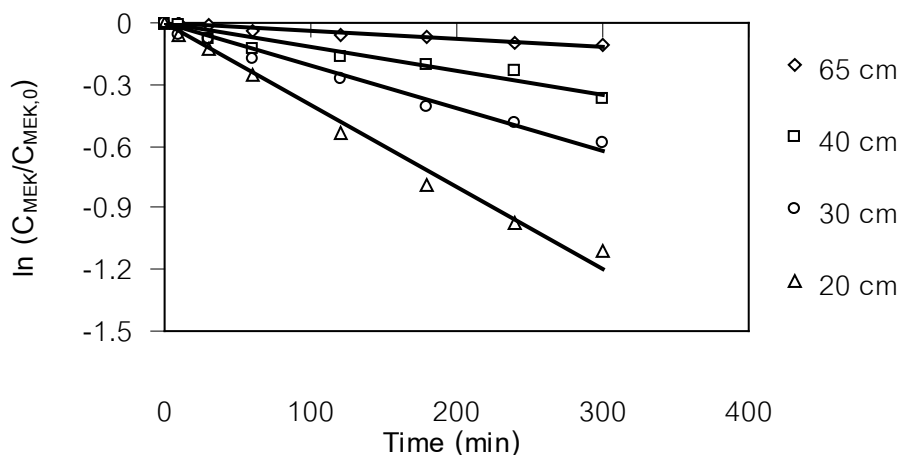


ภาพประกอบ 7 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำกรองที่ระดับความลึกต่างๆ เมื่อ Depth = 30-65 cm,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$  และ  $U_{10 \text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}$

จากข้อมูลความเข้มข้นของ MEK ที่เวลาต่างๆ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 6 และ 7 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ MEK กับเวลาสามารถอธิบายด้วยสมการ (1.11) และสามารถพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 8 และ 9



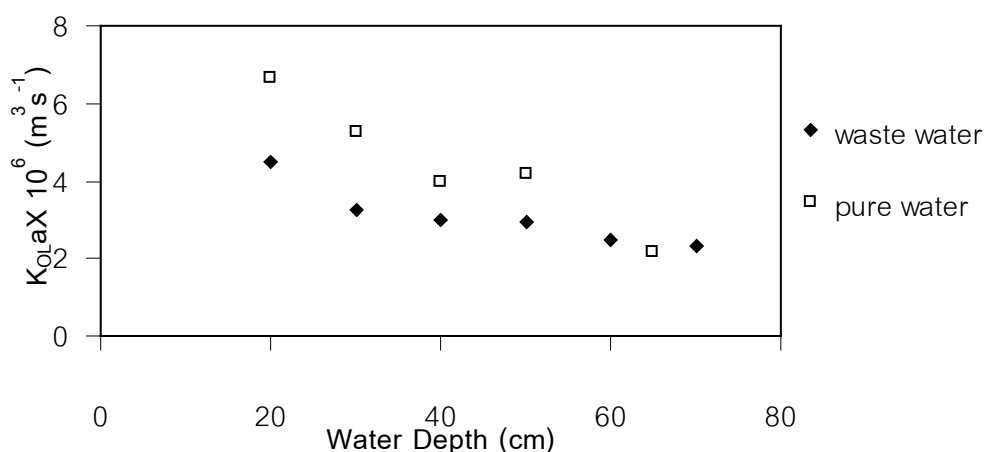
ภาพประกอบ 8 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MEK}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำเสียที่ระดับความลึก 20 – 60 cm



ภาพประกอบ 9 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{MEK}/C_{MEK,0})$  กับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำกรองที่ระดับความลึก 20 – 65 cm

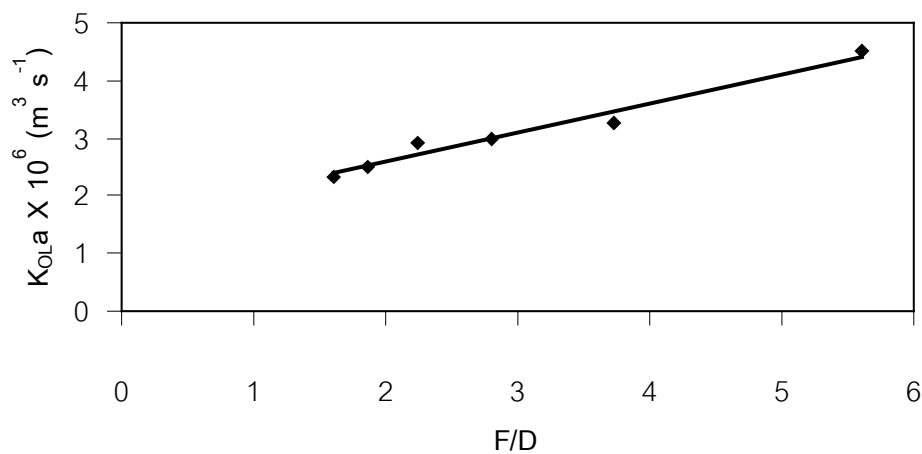
### 1.3 ผลของอัตราส่วนระหว่างเส้นทแยงมุมของถังระเหยต่อความลึกของแหล่งน้ำต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล

ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ( $K_{OLa}$ ) สามารถหาได้จากค่าความชันของค่าความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{MEK,L}/C_{MEK,0})$  กับเวลา ดังภาพประกอบที่ 8 และ 9 โดยนำค่าความชันของกราฟคูณด้วยปริมาตรของน้ำในถังระเหย ตามสมการ (1.12) จากการทดลองพบว่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ในน้ำเสียและน้ำกรองมีแนวโน้มลดลงเมื่อความลึกของแหล่งน้ำเพิ่มขึ้นแสดงดังภาพประกอบ 10



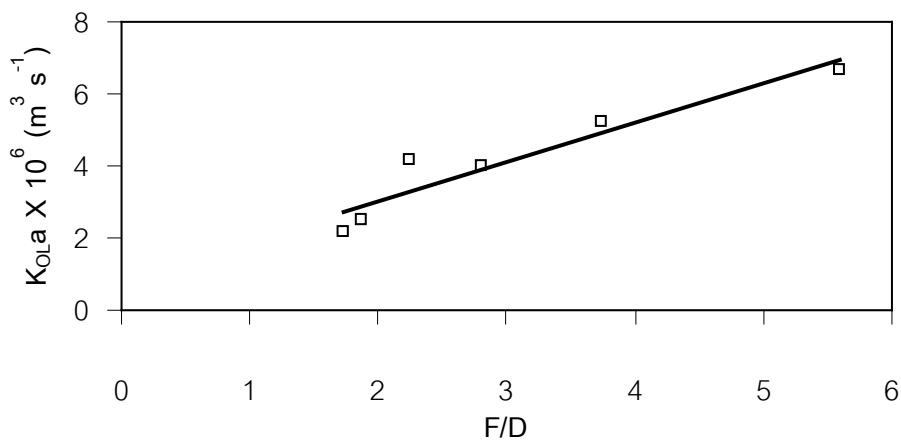
ภาพประกอบ 10 ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK จากกระบวนการระเหยของ MEK ที่ระดับความลึกต่างๆ

จากภาพประกอบที่ 10 จะเห็นได้ว่าเมื่อความลึกของแหล่งน้ำเพิ่มขึ้นมีผลทำให้ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ลดลง ความสัมพันธ์ระหว่างความลึกของแหล่งน้ำกับ  $K_{OLa}$  ของ MEK ทั้งในกรณีการระเหยจากน้ำเสียและน้ำกรอง สามารถนำเสนอในรูปแบบของอัตราส่วนระหว่างเส้นทแยงมุมของแหล่งน้ำ (Fetch, แทนด้วยสัญลักษณ์ F) ต่อความลึกของแหล่งน้ำ (Depth, แทนด้วยสัญลักษณ์ D) (F/D) เนื่องจากความลึกของระบบบำบัดน้ำเสียนั้นมีความลึกมากเมื่อเปรียบเทียบกับระดับความลึกที่ได้ทำการทดลอง ดังนั้นเมื่อพิจารณาผลของความลึกของแหล่งน้ำโดยการนำเสนอในค่าตัวแปรไร้หน่วย F/D จะทำให้สามารถประยุกต์ใช้ผลการทดลองกับระบบอื่นๆ ได้ ผลของ F/D ต่อ  $K_{OLa}$  ของ MEK ที่ระเหยจากน้ำเสียและน้ำกรองแสดงดังภาพประกอบ 11 และ 12 ตามลำดับ



ภาพประกอบ 11 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $K_{OLa}$  กับ F/D สำหรับการระเหยของ MEK จากน้ำเสียที่

$U_{10 \text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 2^\circ \text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^\circ \text{C}$  (คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$ )



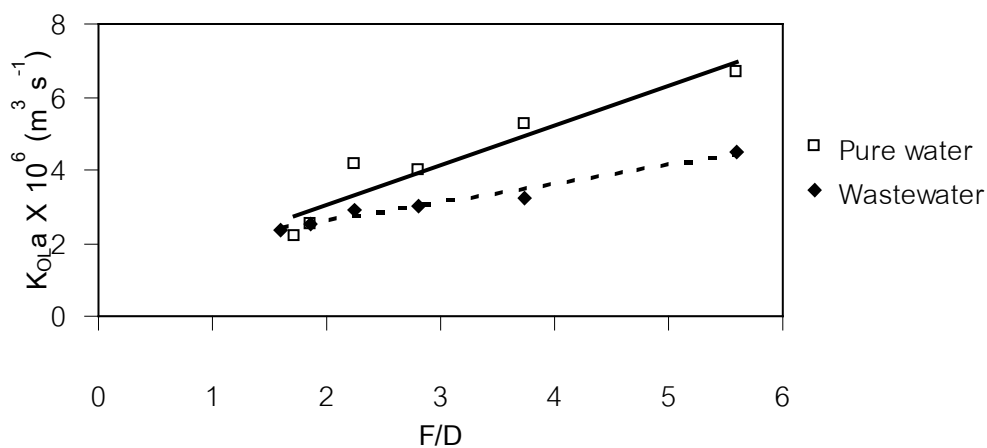
ภาพประกอบ 12 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $K_{OLa}$  กับ  $F/D$  สำหรับการระเหยของ MEK จากน้ำกรอง

$$\text{ที่ } U_{10 \text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}, T_{\text{water}} = 29 \pm 2^\circ\text{C} \text{ และ } T_{\text{air}} = 30 \pm 2^\circ\text{C}$$

จากภาพประกอบที่ 11 และ 12 พบว่าค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ทั้งจากน้ำเสียน้ำกรองมีค่าเพิ่มขึ้นกับ  $F/D$  อย่างมีนัยสำคัญ โดยพบว่าความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK กับอัตราส่วน  $F/D$  มีลักษณะความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นที่สามารถแทนได้ด้วยสมการที่ 3.1 และสมการที่ 3.2 สำหรับน้ำเสีย และน้ำกรอง โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.97 และ 0.89 ตามลำดับ

$$K_{OLa, \text{MEK}} = 0.51 \times 10^{-6} (F/D) + 1.57 \times 10^{-6} \quad (3.1)$$

$$K_{OLa, \text{MEK}} = 1.09 \times 10^{-6} (F/D) + 0.87 \times 10^{-6} \quad (3.2)$$



ภาพประกอบ 13 เปรียบเทียบค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK จากน้ำเสียน้ำกรองที่  $F/D$  ต่างๆ

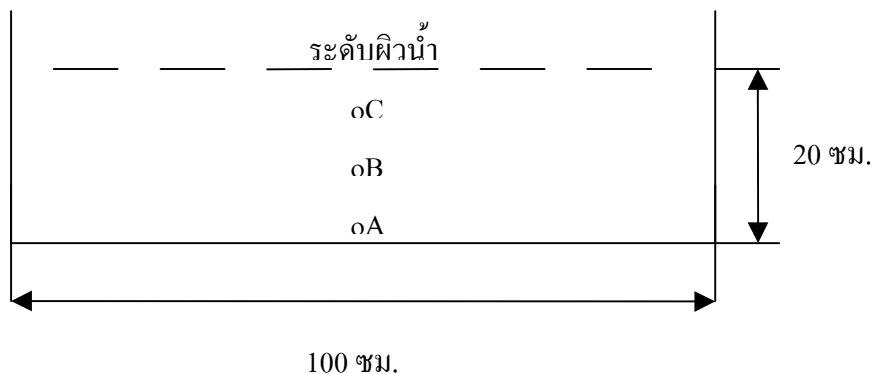
เมื่อเปรียบเทียบ ค่า  $K_{OLa}$  ของน้ำเสียบกับน้ำกรอง (แสดงดังภาพประกอบ 13) พบว่าที่ค่าอัตราส่วน F/D สูงๆ หรือค่าความลึกของแหล่งน้ำต่ำ ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ทั้งในกรณีของน้ำเสียบและน้ำกรองมีความแตกต่างกันมาก ทั้งนี้เนื่องจากว่าน้ำเสียบมีองค์ประกอบที่แตกต่างจากน้ำกรองคือ สารประกอบอินทรีย์ (organic mass) ซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวกีดกันการแพร่ผ่านของสารอินทรีย์ไปยังผิวหน้าของแหล่งน้ำ และทำหน้าที่ลดความปั่นป่วนในน้ำทำให้ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ในน้ำเสียบมีค่าน้อยกว่ากรณีของน้ำกรอง แต่เมื่อ F/D มีค่าน้อยลงพบว่าค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ในน้ำเสียบและน้ำกรองมีค่าใกล้เคียงกัน ทั้งนี้เนื่องมาจากเมื่อความลึกของแหล่งน้ำสูงขึ้นทำให้ระยะการแพร่ผ่านของ MEK จากด้านล่างของแหล่งน้ำสู่บริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำเพิ่มขึ้น ความปั่นป่วนจากปัจจัยภายนอก เช่น ความเร็วลม มีผลต่อการถ่ายโอนของ MEK จากระดับต่ำกว่าผิวหน้าของแหล่งน้ำน้อยกว่ากรณีที่ความลึกต่ำ การมีของแข็งแขวนลอยอยู่ในน้ำเสียบจึงมีผลต่อการระเหยของ MEK น้อยกว่าผลจากระยะทางในการแพร่ผ่านจากด้านล่างของถังระเหยสู่บริเวณผิวหน้าของถังระเหย จึงทำให้ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ทั้งของน้ำเสียบและน้ำกรองมีค่าใกล้เคียงกัน

## 2. ผลของความเร็วลมเหนือผิวน้ำต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล

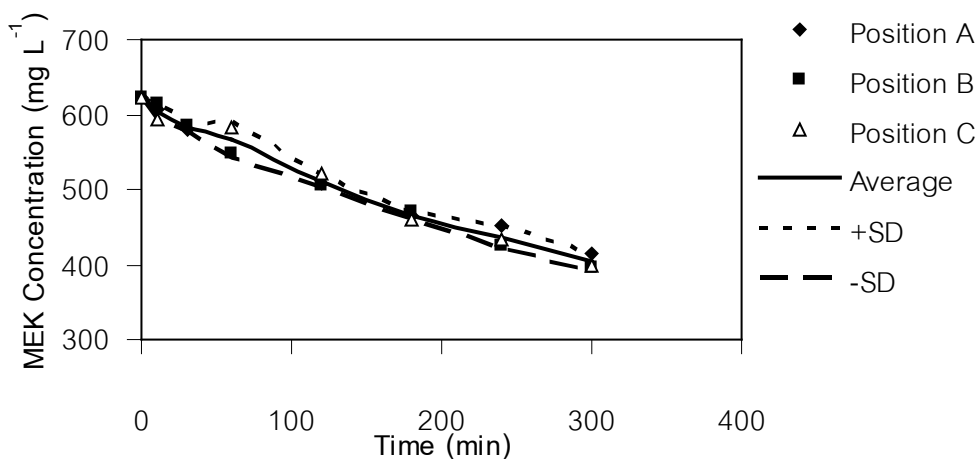
### 2.1 ผลของตำแหน่งในการเก็บตัวอย่างต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ MEK

จากการวัดความเข้มข้นของ MEK จากน้ำเสียบ และน้ำกรองในถังระเหยที่ตำแหน่งกึ่งกลางของถังระเหยที่ระยะ 15, 10 และ 5 cm จากผิวน้ำดังแสดงด้วยสัญลักษณ์ A B และ C ตามลำดับ(แสดงดังภาพประกอบ 14) พบว่าความเข้มข้นของ MEK ที่ตำแหน่ง A B และ C ที่ระดับความลึก 20 cm ทั้งในกรณีของน้ำเสียบและน้ำกรองมีค่าใกล้เคียงกันดังแสดงในภาพประกอบ 15 และ 16 ตามลำดับ ดังนั้นในการทดลองนี้จึงใช้ความเข้มข้นเฉลี่ยจากทุกตำแหน่งที่เก็บตัวอย่างเป็นตัวแทนความเข้มข้นเพื่อใช้ในการหาสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมต่อไป การเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นกับตำแหน่งความลึกที่เก็บตัวอย่างสำหรับการทดลองอื่นๆ ให้ผลในลักษณะเดียวกัน ข้อมูลการทดลองอื่นๆ แสดงไว้ในภาคผนวก ค

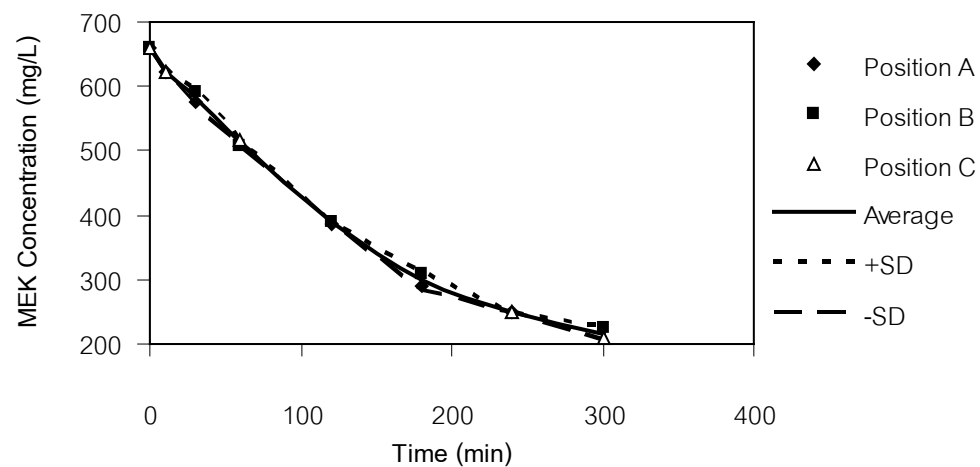




ภาพประกอบ 14 แสดงตำแหน่งเก็บตัวอย่างในถังระเหยโดย A = 15 cm, B = 10 cm และ C = 5 cm จากระดับผิวน้ำ สำหรับการระเหยของ MEK จากน้ำเสียและน้ำกรองที่  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^\circ\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^\circ\text{C}$



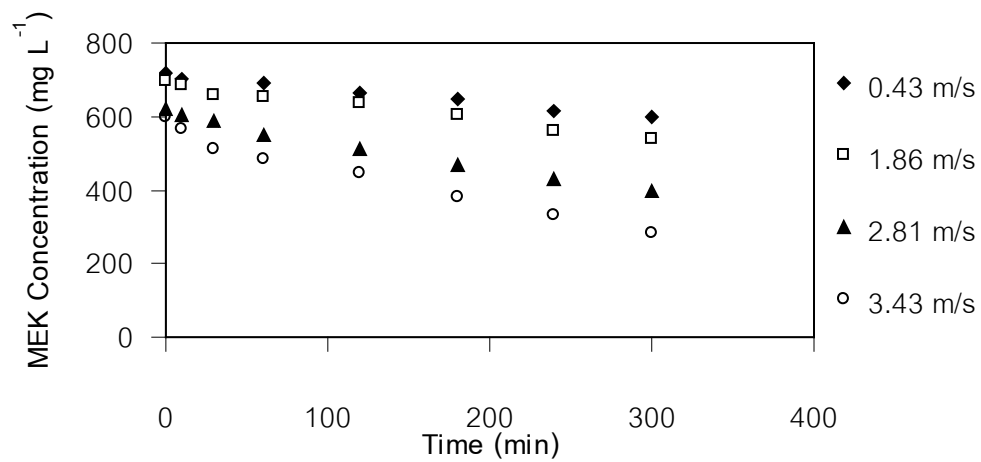
ภาพประกอบ 15 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียความลึก 20 cm (A = 15 cm, B = 10 cm และ C = 5 cm จากระดับผิวน้ำ)  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 2^\circ\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^\circ\text{C}$



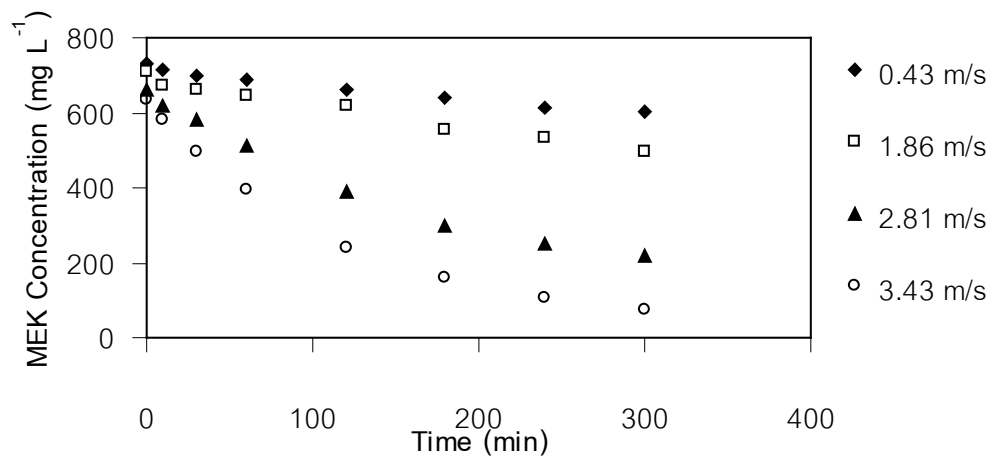
ภาพประกอบ 16 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำกรองความลึก 20 cm (A = 15 cm, B = 10 cm และ C = 5 cm จากระดับผิวน้ำ)  $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$

2.2 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลาที่ความเร็วลมวัดที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ต่างๆ

ในการศึกษานี้ใช้ความเร็วลมวัดที่ระยะ 10 cm ( $U_{10\text{ cm}}$ ) เหนือผิวน้ำซึ่งเป็นระยะอ้างอิงที่ใช้ทั่วไป (จรัญ และคณะ, 2544) จากภาพประกอบ 17 และ 18 เมื่อเปลี่ยนแปลงระดับความเร็วลมในช่วง  $0.43 - 3.43\text{ m s}^{-1}$  พบว่าความเข้มข้นของ MEK ลดลงเมื่อเวลา และความเร็วลมเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น ทั้งในกรณีของน้ำเสียและน้ำกรอง ทั้งนี้เนื่องจากความเร็วลมที่สูงขึ้นทำให้เกิดความปั่นป่วนบริเวณผิวน้ำของแหล่งน้ำ ส่งผลให้ความหนาของชั้นฟิล์มของฟิล์มของเหลวและฟิล์มของแก๊สลดลง ทำให้เกิดการถ่ายโอนมวลได้เร็วขึ้น อัตราการระเหยของ MEK จึงสูงขึ้น

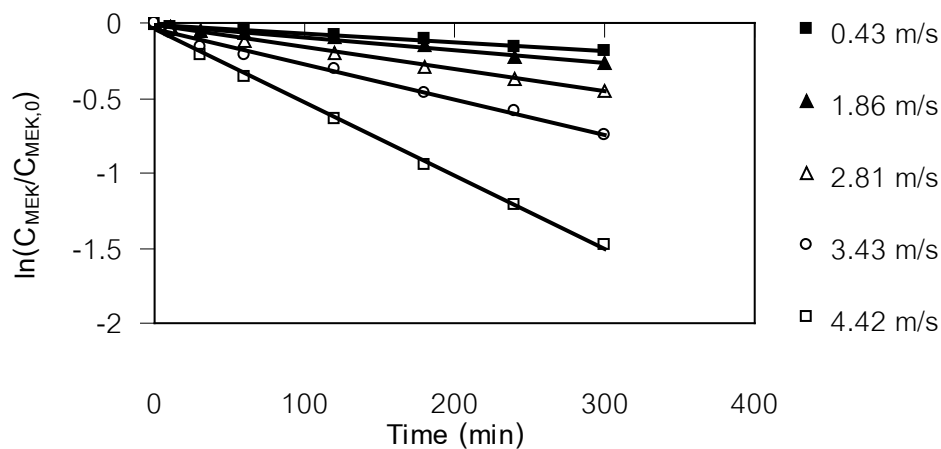


ภาพประกอบ 17 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียที่ความเร็วลมต่างๆ เมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 3.43 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $\text{Depth} = 20 \text{ cm}$

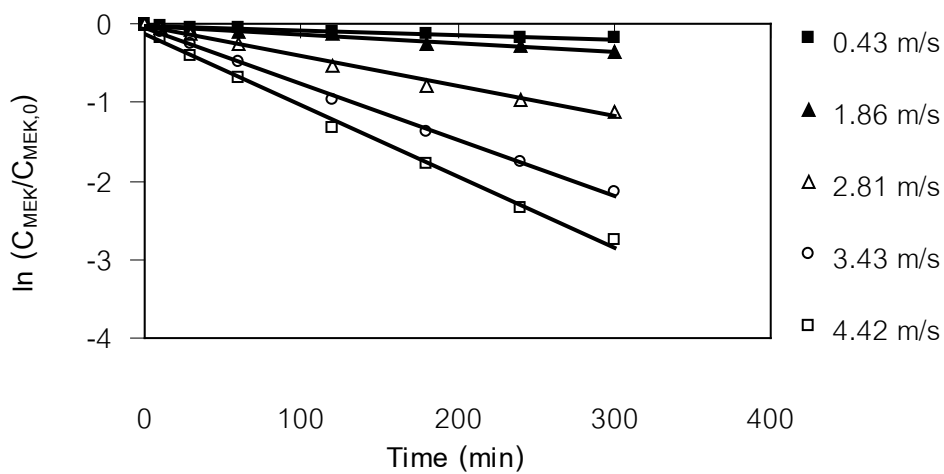


ภาพประกอบ 18 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำกรองที่ระดับความเร็วลมต่างๆ เมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 3.43 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $\text{Depth} = 20 \text{ cm}$

จากข้อมูลความเข้มข้นของ MEK ที่เวลาต่างๆ ที่แสดงในภาพประกอบที่ 17 และ 18 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ MEK กับเวลาสามารถอธิบายด้วยสมการ (1.11) และสามารถพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 19 และ 20



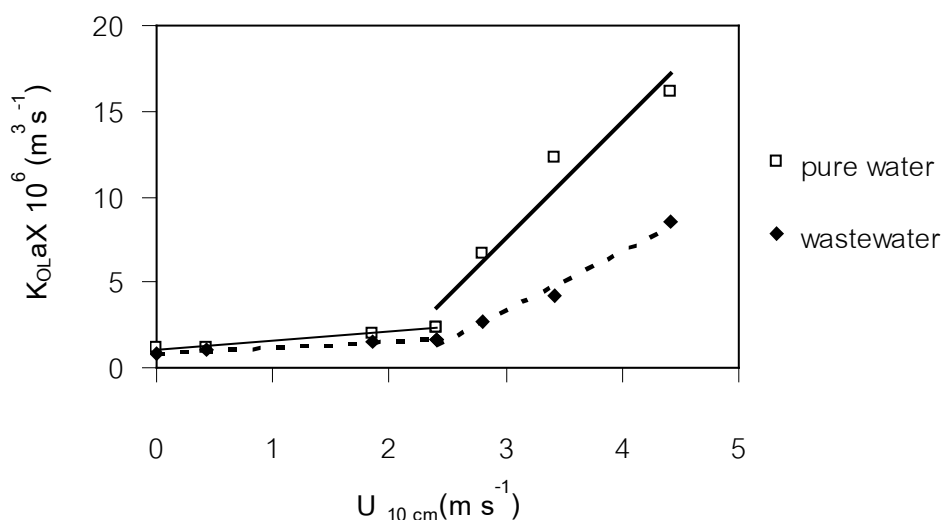
ภาพประกอบ 19 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln (C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลาสำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำเสียเมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 4.42 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ Depth = 20 cm



ภาพประกอบ 20 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln (C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลาสำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำกรองเมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 4.42 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ Depth = 20 cm

2.3 ผลของความเร็วมวลที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ( $K_{OLa}$ )

ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ( $K_{OLa}$ ) สามารถหาได้จากค่าความชันของกราฟที่พล็อตระหว่าง  $\ln(C_{MEK,L}/C_{MEK,0})$  กับเวลา ที่แสดงดังภาพประกอบที่ 19 และ 20 โดยนำค่าความชันของกราฟคูณด้วยปริมาตรของน้ำในถังระเหย ตามสมการ (1.12) จากการทดลองพบว่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ในน้ำเสียและน้ำกรองมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อความเร็วมวลเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น (แสดงดังภาพประกอบ 21)



ภาพประกอบ 21 เปรียบเทียบค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK จากน้ำเสียและน้ำกรองที่  $U_{10\text{ cm}}$  ต่างๆ เมื่อ  $T_{\text{water}} = 29 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ  $\text{Depth} = 20\text{ cm}$  (คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา:  $\text{BOD} = 50\text{-}98\text{ mg L}^{-1}$ ,  $\text{COD} = 2320\text{-}2960\text{ mg L}^{-1}$  และ  $\text{SS} = 27\text{-}38\text{ mg L}^{-1}$ )

เมื่อเปรียบเทียบ ค่า  $K_{OLa}$  ของน้ำเสียกับน้ำกรอง (แสดงดังภาพประกอบ 21) พบว่า ในช่วงความเร็วมวลต่ำๆ ( $U_{10\text{ cm}} < 2.4\text{ m s}^{-1}$ ) ค่า  $K_{OLa}$  ทั้งของน้ำเสียและน้ำกรองนั้นมีค่าที่ใกล้เคียงกันมาก โดยความแตกต่างดังกล่าวมีการเปลี่ยนแปลงกับความเร็วมวลที่เพิ่มขึ้นน้อยมาก เนื่องมาจากความเร็วมวลในช่วงดังกล่าวไม่ก่อให้เกิดความปั่นป่วนในวัฏภาคของเหลวที่ทำการศึกษา ทั้งในกรณีของน้ำเสียและน้ำกรอง แต่สำหรับในกรณีที่ความเร็วมวลเหนือผิวน้ำสูงขึ้น ( $U_{10\text{ cm}} > 2.4\text{ m s}^{-1}$ ) ส่งผลให้เกิดความปั่นป่วนบริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำซึ่งเป็นจุดที่มีการระเหยของ MEK ทำให้เกิดการถ่ายโอนมวลของ MEK จากแหล่งน้ำสู่อากาศได้ดีขึ้นตามไปด้วย และพบว่าความแตกต่างของค่า

$K_{OLa}$  ระหว่างน้ำกรองมีค่าสูงกว่าในน้ำเสียอย่างชัดเจนเนื่องมาจากปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสีย โดยปริมาณของแข็งแขวนลอยทำหน้าที่กีดกันการเคลื่อนที่ของโมเลกุลของ MEK ในน้ำเสียสู่ผิวหน้าของถังระเหย อีกทั้งยังช่วยลดความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นจากกระแสลมเหนือผิวน้ำทำให้ค่า  $K_{OLa}$  ในน้ำกรองมีค่าสูงกว่าในน้ำเสีย ผลการทดลองที่ได้นี้สอดคล้องกับการทดลองการระเหยของ VOC ในน้ำบริสุทธิ์ที่เคยศึกษาไว้ก่อนหน้านี้ (Bunyakan และคณะ, 2001) ที่พบจุดเปลี่ยนความเร็วลมเท่ากับ  $2.58 \text{ m s}^{-1}$  โดยความสัมพันธ์ระหว่างความเร็วลมเหนือผิวน้ำกับค่า  $K_{OLa}$  ในน้ำกรองและน้ำเสียสามารถอธิบายด้วยสมการแบบเชิงเส้นที่สามารถแทนได้ด้วยสมการที่ 3.3 และสมการ 3.4 สำหรับน้ำกรองและน้ำเสียตามลำดับ

$$K_{OLa} = 5.13 \times 10^{-7} U_{10 \text{ cm}} + 1.06 \times 10^{-6} \quad ; \quad U_{10 \text{ cm}} < 2.40 \text{ m s}^{-1}$$

$$K_{OLa} = 6.75 \times 10^{-6} U_{10 \text{ cm}} - 1.27 \times 10^{-5} \quad ; \quad 2.40 \text{ m s}^{-1} \leq U_{10 \text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (3.3)$$

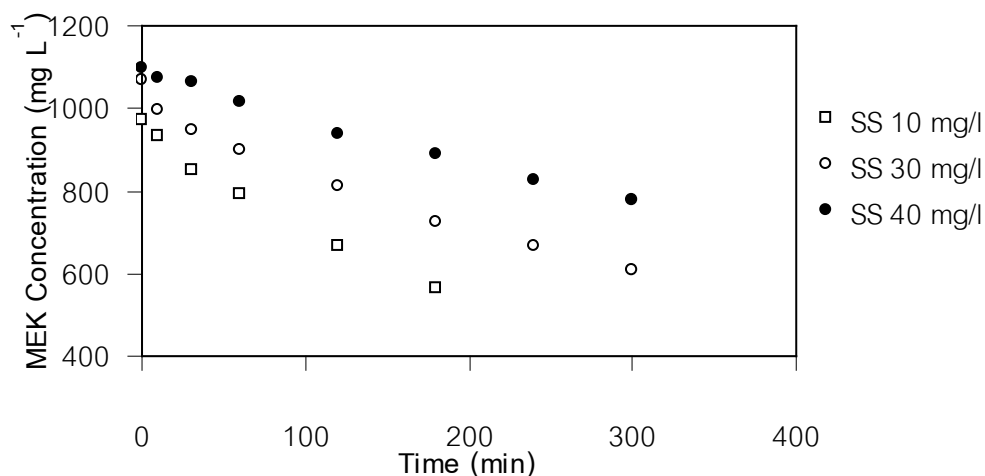
$$K_{OLa} = 3.48 \times 10^{-7} U_{10 \text{ cm}} + 8.43 \times 10^{-7} \quad ; \quad U_{10 \text{ cm}} < 2.40 \text{ m s}^{-1}$$

$$K_{OLa} = 3.38 \times 10^{-6} U_{10 \text{ cm}} - 6.80 \times 10^{-6} \quad ; \quad 2.40 \text{ m s}^{-1} \leq U_{10 \text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (3.4)$$

### 3. ผลของของแข็งแขวนลอยที่มีผลต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล

#### 3.1 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ MEK กับเวลา

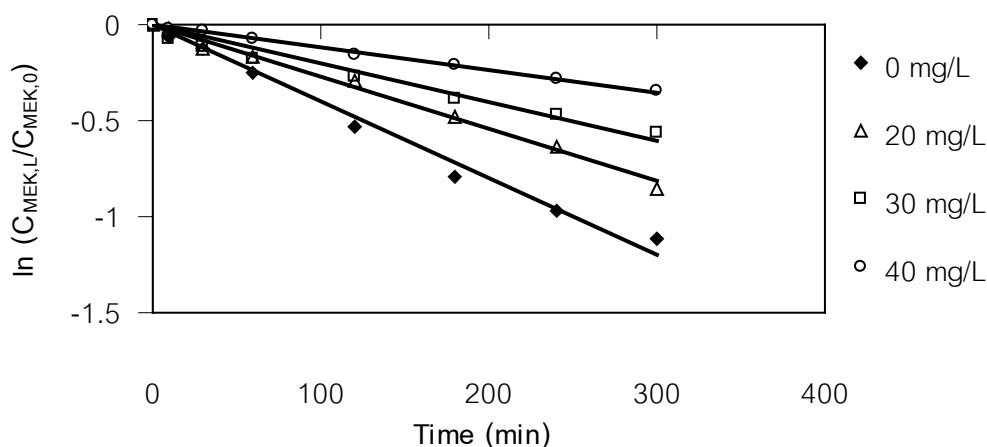
จากการวัดความเข้มข้นของ MEK เมื่อเปลี่ยนแปลงปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียเป็น  $10 - 40 \text{ mg L}^{-1}$  (แสดงดังภาพประกอบ 22) พบว่าเมื่อปริมาณของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นความเข้มข้นของ MEK มีการเปลี่ยนแปลงกับเวลาน้อยลง ทั้งนี้เนื่องมาจากปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพิ่มมากขึ้นจะไปลดความปั่นป่วนที่เกิดขึ้นบริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำ อีกทั้งปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพิ่มขึ้นยังกีดกันการเคลื่อนที่ของโมเลกุล MEK สู่บริเวณผิวหน้าของแหล่งน้ำ จึงทำให้การถ่ายโอนมวลของ MEK จากน้ำเสียสู่บรรยากาศเกิดขึ้นได้น้อยสำหรับการทดลองอื่นๆ ให้ผลในลักษณะเดียวกัน ข้อมูลการทดลองอื่นๆ แสดงไว้ในภาคผนวก ง



ภาพประกอบ 22 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำเสียที่  $U_{10\text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  และ Depth = 20 cm (คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 150-321  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 360-2400  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 10-40  $\text{mg L}^{-1}$ )

จากข้อมูลความเข้มข้นของ MEK ที่เวลาต่างๆ ดังแสดงในภาพประกอบที่ 22 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ MEK กับเวลาสามารถอธิบายด้วยสมการ (1.11) และสามารถพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่

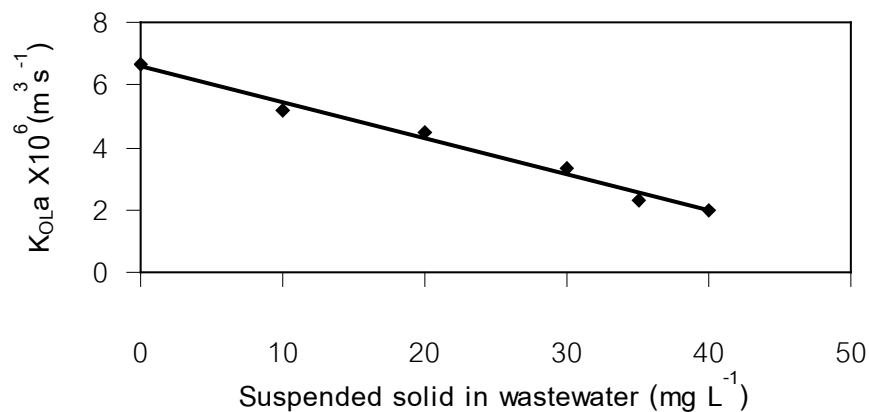
23



ภาพประกอบ 23 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MEK,L}}/C_{\text{MEK,0}})$  กับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ MEK จากน้ำเสียที่ค่า SS ต่างๆ

### 3.2 ผลของปริมาณของแข็งแขวนลอยต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล

ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ( $K_{OL}a$ ) สามารถหาได้จากค่าความชันของค่าความสัมพัทธ์ระหว่าง  $\ln(C_{MEK,L}/C_{MEK,0})$  กับเวลา (แสดงดังภาพประกอบที่ 23) โดยนำค่าความชันของกราฟมาคูณด้วยปริมาตรของน้ำในถังระเหย ตามสมการ (1.12) จากการทดลองพบว่า  $K_{OL}a$  ของ MEK ในน้ำเสียมีแนวโน้มลดลงเมื่อปริมาณของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้น (แสดงดังภาพประกอบ 24)



ภาพประกอบที่ 24 ค่า  $K_{OL}a$  ของ MEK จากกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียที่ SS ต่างๆ

จากภาพประกอบที่ 24 พบว่าค่า  $K_{OL}a$  ของ MEK กับปริมาณของของแข็งแขวนลอยมีลักษณะความสัมพันธ์แบบเชิงเส้นที่สามารถแทนได้ด้วยสมการที่ 3.5 โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.97

$$K_{OL}a = 6.59 \times 10^{-6} - (1.15 \times 10^{-7}) SS \quad (3.5)$$

ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เพิ่มสูงขึ้นมีผลต่อการระเหยของ MEK จากน้ำเสียที่ลดลง การลดลงของค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมอันเนื่องมาจากสารแขวนลอยแสดงในเทอมร้อยละการลดลงของ  $K_{OL}a$  ได้ดังสมการที่ 3.7

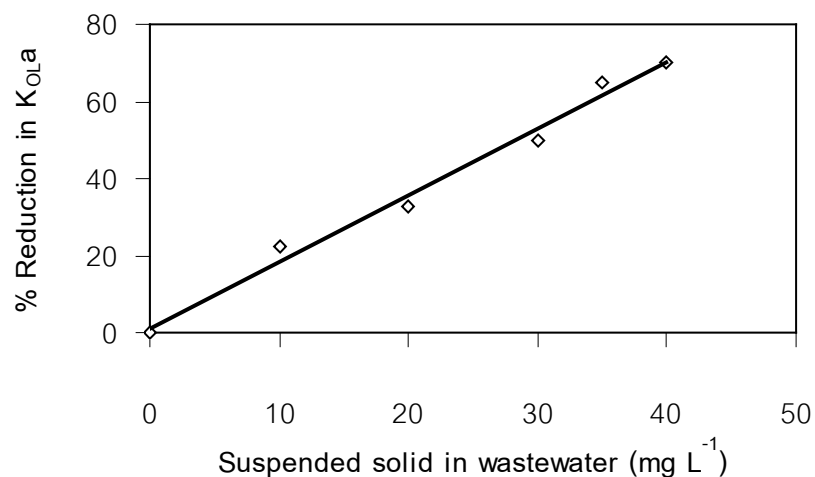
$$\%R = \frac{K_{OL}a,0 - K_{OL}a}{K_{OL}a,0} \times 100 \quad (3.7)$$



เมื่อ  $\% R =$  เปอร์เซ็นต์การลดลงของ  $K_{OLa}$  เนื่องจากค่าของแข็งแขวนลอย, %  
 $K_{OLa, 0} =$  ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมที่ค่าของแข็งแขวนลอยเท่ากับ  $0 \text{ mg L}^{-1}, \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$   
 $K_{OLa, 0} =$  ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมที่ค่าของแข็งแขวนลอยใดๆ  $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

% การลดลงของ  $K_{OLa}$  เนื่องจากสารแขวนลอยแสดงดังภาพประกอบ 25 จากภาพประกอบดังกล่าวพบว่า % R กับ SS มีความสัมพันธ์เชิงเส้นตามสมการที่ 3.7 โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.98

$$\% R = 1.7263SS + 1.158 \quad (3.7)$$



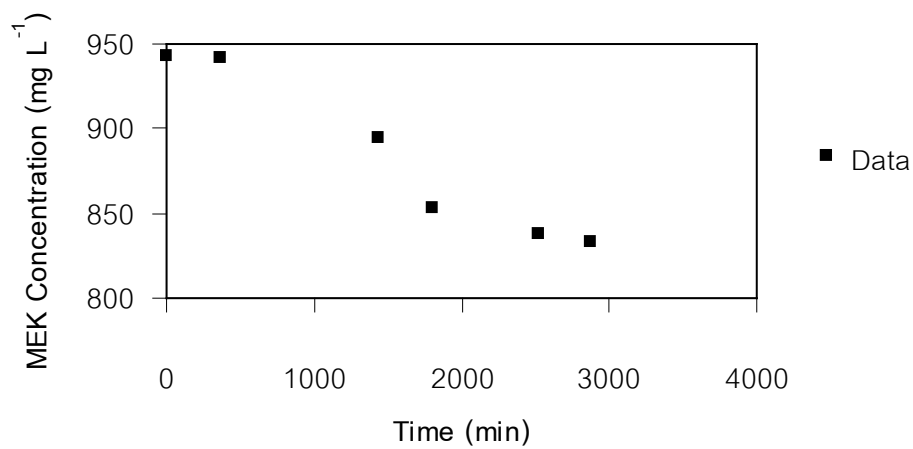
ภาพประกอบที่ 25 เปอร์เซ็นต์การลดลงใน  $K_{OLa}$  ของ MEK ในน้ำเสียที่ปริมาณ SS เท่ากับ  $0 - 40 \text{ mg L}^{-1}$

#### 4. ผลของการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวล

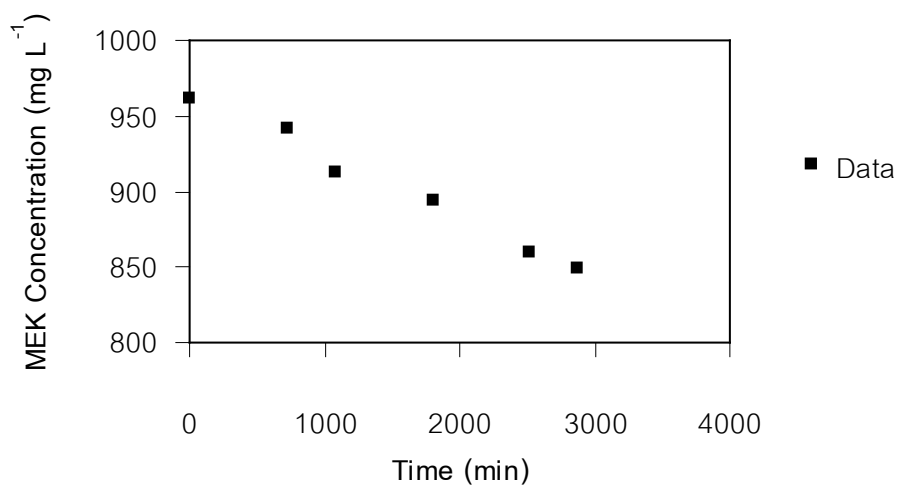
##### 4.1 การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน

ในระบบบำบัดน้ำเสียจริงนั้นยังมีอีกหนึ่งกลไกที่ส่งผลต่อการถ่ายโอนมวลของ VOC ในน้ำเสียนอกเหนือจากปัจจัยที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นนั่นก็คือ การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในน้ำเสีย ทั้งนี้การย่อยสลาย VOC โดยจุลินทรีย์เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์ในแหล่งน้ำเจริญเติบโตโดยใช้สารประกอบอินทรีย์ในแหล่งน้ำเป็นแหล่งของคาร์บอน จึงทำให้ปริมาณของ VOC ในแหล่งน้ำลดลง

จากการทดลองพบว่าการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของ MEK กับเวลาของน้ำเสีย และชุดควบคุมที่มีการเติมอากาศเป็นระยะๆ แสดงดังภาพประกอบที่ 26 ซึ่งสามารถหาความชันของความเข้มข้นของ MEK กับเวลาของน้ำเสียและชุดควบคุมได้เท่ากับ -0.0424 และ -0.0398 โดยมีค่า  $R^2$  เท่ากับ 0.95 และ 0.98 ตามลำดับ และจากผลต่างของความชันระหว่างน้ำเสีย กับชุดควบคุม เท่ากับ 0.0026 ซึ่งก็คืออัตราการหายไปของ MEK อันเนื่องมาจากการย่อยสลายโดย จุลินทรีย์เท่ากับ  $3.8 \text{ mg L}^{-1} \text{ day}^{-1}$  ซึ่งถือว่าการเปลี่ยนแปลงที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปัจจัยอื่นๆ ไม่ว่าจะเป็นความลึกของแหล่งน้ำ ความเร็วลมเหนือผิวน้ำหรือปริมาณของแฉ่งแขวนลอยที่ทำการศึกษา



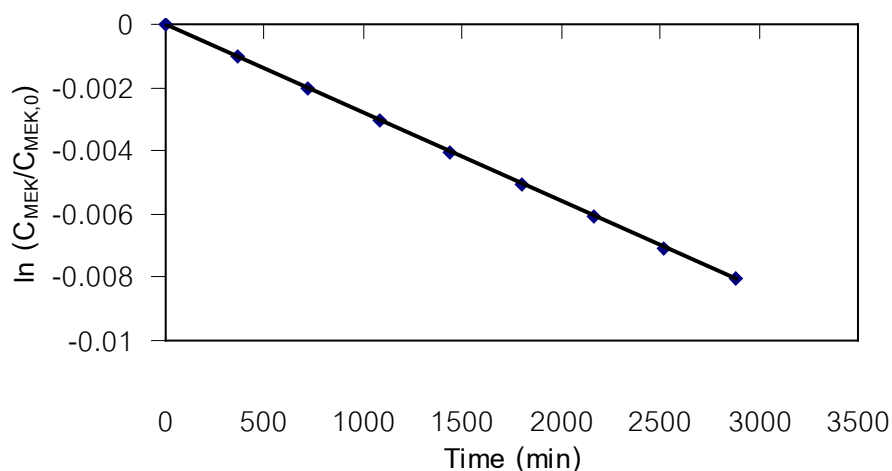
(a)



(b)

ภาพประกอบ 26 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลาในชุดทดลองการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน (a) น้ำเสียที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งอัดความดัน (autoclave) (b) น้ำเสีย เมื่อ Average = ค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของข้อมูล และ Data = ความเข้มข้นที่เวลาใดๆ

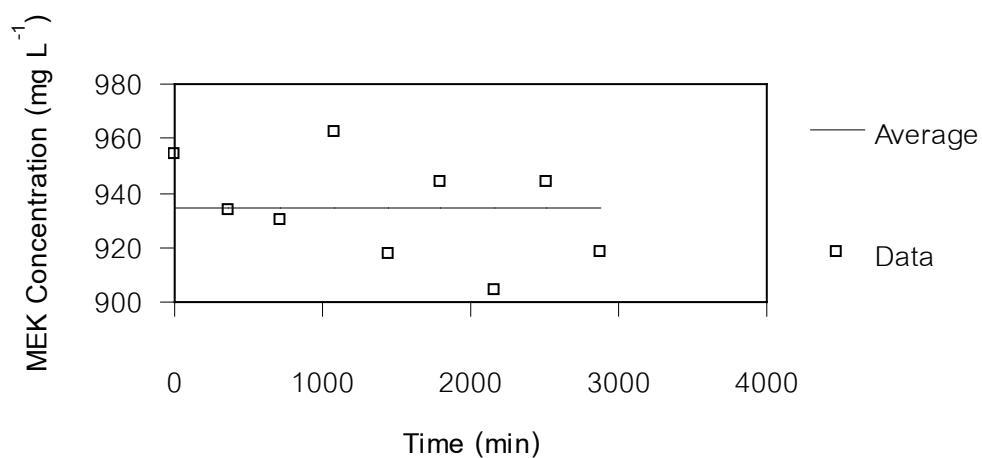
จากอัตราการหายไปของ MEK โดยจุลินทรีย์สามารถนำมาหาค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลโดยจุลินทรีย์ ( $K_{OL}$ ) ได้โดยการพล็อตหาค่าความชันระหว่าง  $\ln(C_{MEK}/C_{MEK,0})$  กับเวลา ได้ดังภาพประกอบที่ 27 ซึ่งสามารถหาค่าความชันได้เท่ากับ  $2.802 \times 10^{-6} \text{ min}^{-1}$  ดังนั้นค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลโดยจุลินทรีย์ ( $K_{OL}$ ) มีค่าเท่ากับความชันของกราฟคูณด้วยปริมาตรของน้ำเสีย ในปฏิกรณ์ ตามสมการ (1.7) พบว่า  $K_{OL}$  ของ MEK เท่ากับ  $4.67 \times 10^{-11} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  ซึ่งมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับ  $K_{OLa}$  ที่เกิดจากผลของตัวแปรอื่นๆ ที่ได้กล่าวถึงก่อนหน้านี้



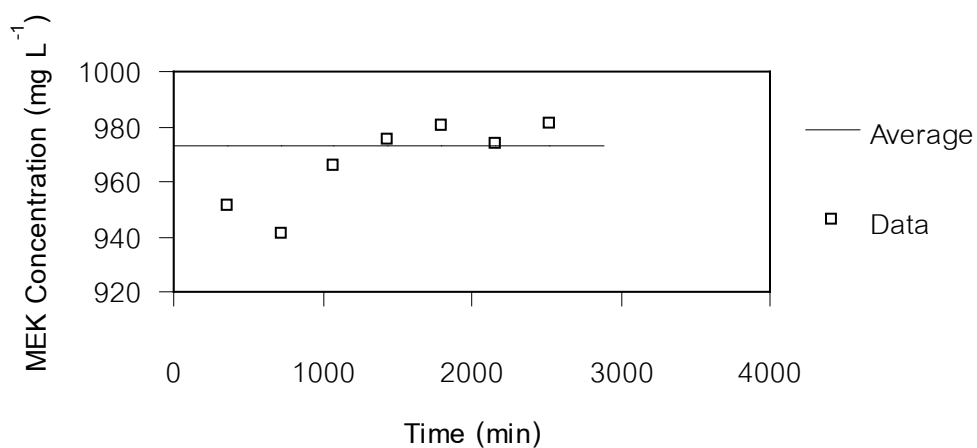
ภาพประกอบ 27 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{MEK}/C_{MEK,0})$  กับเวลา สำหรับกระบวนการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ของ MEK

#### 4.2 การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน

ส่วนในกรณีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobe) พบว่าความเข้มข้นทั้งน้ำเสีย กับน้ำเสียที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งอัดความดันไม่สามารถหาค่าความสัมพันธ์กับเวลาได้ โดยความเข้มข้นกระจายตัวและประมาณได้ว่าคงที่ตลอดเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 37 แสดงว่าการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนเกิดขึ้นน้อยมาก



(a)



(b)

ภาพประกอบ 28 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลาในชุดทดลองการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน (a) น้ำเสียที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยหม้อนึ่งอัดความดัน (autoclave) (b) น้ำเสีย เมื่อ Average = ค่าเฉลี่ยความเข้มข้นของข้อมูล และ Data = ความเข้มข้นที่เวลาใดๆ

เมื่อพิจารณาผลของการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่มีผลต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลในกรณีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนพบว่ามีความสูงกว่ากรณีการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน (บัญญัติ, 2534) และพบว่าการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ทั้ง 2 กรณีมีผลต่อค่า  $K_{OL}$  น้อยมากเมื่อเทียบกับปัจจัยอื่นๆ ดังแสดงในตารางที่ 2 ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากในน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษานั้นเป็นน้ำเสียจากครัวเรือนที่มีแหล่งคาร์บอนซึ่งจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายได้ง่ายกว่าแหล่งคาร์บอนที่มาจาก MEK อาทิเช่น ยูเรีย โปรตีน ไขมัน พอลิแซ็กคาไรด์ สบู่และผงซักฟอก เป็นต้น อีกทั้ง MEK ที่ใช้ในการทดลองมีความเข้มข้นเริ่มต้นประมาณ 1000 ppm ซึ่งเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ และมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บางกลุ่มในน้ำเสียที่ไม่ทนต่อ MEK ดังนั้นการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในน้ำเสียที่มี MEK อยู่จะเป็นแบบคัดเลือก โดย จุลินทรีย์ที่เหลือรอดและสามารถใช้แหล่งคาร์บอนจาก MEK ได้นั้นจะมีระยะในการปรับตัว (lag phase) ให้เข้ากับสภาวะแวดล้อมในน้ำเสียที่มี MEK เป็นองค์ประกอบ ซึ่งระยะเวลาที่จุลินทรีย์ในน้ำเสียจะเข้าสู่สภาวะเจริญเติบโตแบบทวีคูณ (log phase) นั้น น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดจะถ่ายเทออกสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติ โดยระบบบำบัดน้ำเสียที่ศึกษามีระยะการกักเก็บไม่เกิน 2 วัน (นักวิจัยวิทยาศาสตร์, 2540)

จากการศึกษาผลของปัจจัยต่างๆ F/D,  $U_{10\text{ cm}}$ , SS และการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์สามารถสรุปผลของตัวแปรดังกล่าวต่อ  $K_{OLa}$  ของ MEK ได้ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างปัจจัยที่ส่งผลต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลเมื่อปัจจัยอื่นๆ คงที่

| ปัจจัย   | ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลของ MEK ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )  |
|--|---|
| เส้นทแยงมุมของถังระเหยต่อความลึกของแหล่งน้ำ ( $1.6 \leq F/D \leq 5.6$ )        | $K_{OLa} = 5.1 \times 10^{-7} (F/D) + 1.57 \times 10^{-6}$  |
| ความเร็วลมเหนือผิวน้ำ ( $0 \leq U_{10\text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1}$ ) | เมื่อ $U_{10\text{ cm}} < 2.40 \text{ m s}^{-1}$<br>$K_{OLa} = 5.13 \times 10^{-7} U_{10\text{ cm}} + 1.06 \times 10^{-6}$<br>และ<br>$2.40 \text{ m s}^{-1} \leq U_{10\text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1}$<br>$K_{OLa} = 6.75 \times 10^{-6} U_{10\text{ cm}} - 1.27 \times 10^{-5}$ |
| ปริมาณของแข็งแขวนลอย ( $0 \leq SS \leq 40 \text{ mg L}^{-1}$ )                 | $K_{OLa} = 6.59 \times 10^{-6} - 1.15 \times 10^{-7} SS$  |

|                          |                                 |
|--------------------------|---------------------------------|
| การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ | $K_{OL} = 4.67 \times 10^{-11}$ |
|--------------------------|---------------------------------|

จากตารางที่ 2 จะเห็นได้ว่าปัจจัยที่ส่งผลต่ออัตราการระเหยของ MEK สามารถเรียงลำดับได้ดังนี้ ความเร็วลมเหนือผิวน้ำ > ปริมาณของแข็งแขวนลอย > ความลึกของแหล่งน้ำ >> การย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ โดยพบว่าเมื่อความเร็วลมเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้นมีผลต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK สูงขึ้น ต่างจากปริมาณของแข็งแขวนลอยและความลึกของแหล่งน้ำซึ่งเมื่อมีค่าสูงขึ้นมีผลทำให้ค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ลดลง

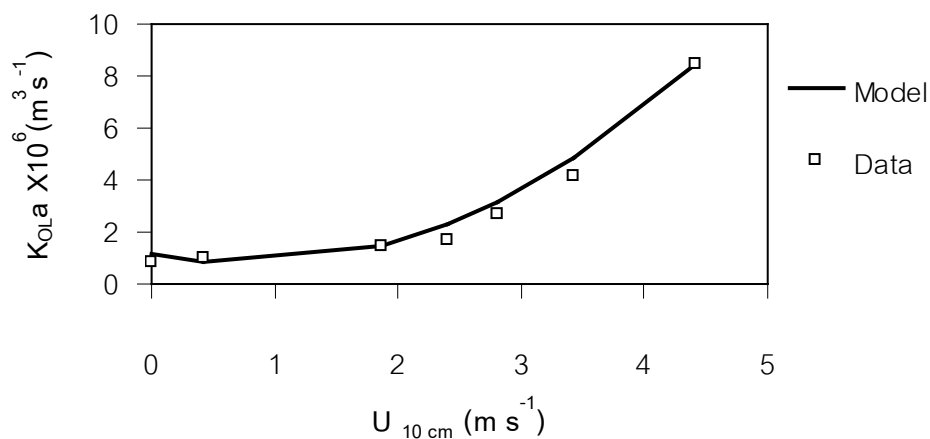
### 5. แบบจำลอง $K_{OLa}$ ของ MEK

จากข้อมูลของ  $K_{OLa}$  ของ MEK ที่ได้จากการทดลองสามารถสร้างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ได้โดยใช้โปรแกรม Essential regression ซึ่งสามารถอธิบายความสัมพันธ์ของตัวแปรดำเนินการต่างๆ ที่มีผลต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ได้แบบจำลองแสดงดังสมการที่ 3.8

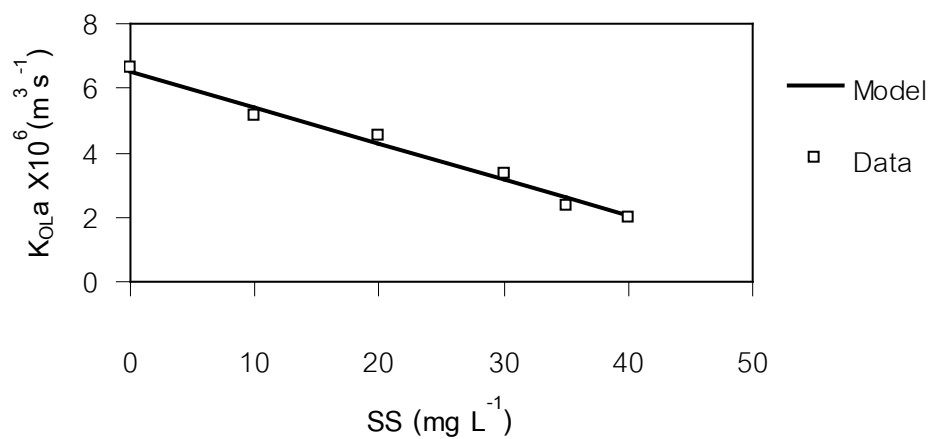
$$K_{OLa,MEK} = (1.131 + 0.584U_{10cm}^2 - 0.040U_{10cm}SS + 0.050U_{10cm}(F/D)) \times 10^{-6} \quad (3.8)$$

|       |               |   |   |
|-------|---------------|---|---|
| เมื่อ | $K_{OLa,MEK}$ | = | สัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของ MEK, $m^3 s^{-1}$           |
|       | $U_{10cm}$    | = | ความเร็วลมเหนือผิวน้ำเป็นระยะ 10 เซนติเมตร, $m s^{-1}$      |
|       | F/D           | = | อัตราส่วนระหว่างเส้นทแยงมุมของถังระเหยต่อความลึกของแหล่งน้ำ |
|       | SS            | = | ปริมาณของแข็งแขวนลอย, $mg L^{-1}$                           |

จากสมการที่ 3.8 แสดงให้เห็นถึงตัวแปรที่ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ได้แก่ ความเร็วลมเหนือผิวน้ำ ( $U_{10cm}$ ) อัตราส่วนระหว่างเส้นทแยงมุมของถังระเหยต่อความลึกของแหล่งน้ำ (F/D) และปริมาณของแข็งแขวนลอย (SS) ซึ่งในการพิจารณาความเหมาะสมของแบบจำลองที่ได้จะพิจารณาจาก P value โดยแต่ละเทอมในแบบจำลองที่มีผลอย่างมีนัยสำคัญจะให้ P value ที่ต่ำกว่า 0.05 และ P value จะมีค่าต่ำมากๆ เมื่อเทอมนั้นมีผลต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK อย่างมีนัยสำคัญมากขึ้น ส่วนเทอมที่มี P value สูงกว่า 0.05 จะตัดทิ้ง ซึ่งจากการทดลองเทอมที่มีผลต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK มากที่สุดคือ ความเร็วลมเหนือผิวน้ำ โดยมีค่า (P value =  $1.45 \times 10^{-8}$ ) โดยแบบจำลองที่ได้นี้มีค่า  $R^2$  และ  $R^2_{adj}$  เท่ากับ 0.95 และ 0.94 ตามลำดับ ค่า  $R^2$  จะบอกถึงความน่าเชื่อถือของแบบจำลอง ซึ่งค่า  $R^2$  ที่ดีควรมีค่าเข้าใกล้ 1 ส่วน ค่า  $R^2_{adj}$  หากมีค่าใกล้เคียงกับค่า  $R^2$  แสดงว่าแต่ละเทอมในแบบจำลองที่ได้ล้วนส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ทั้งสิ้น จากข้อมูลแบบจำลองที่ได้สามารถนำมาทำนายค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK จากการทดลองได้ดังภาพประกอบ 29-31

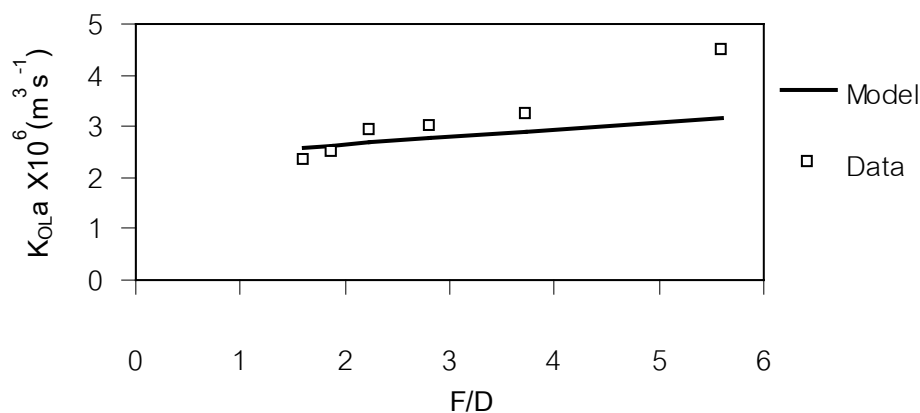


ภาพประกอบ 29 ค่า  $K_{OLa}$  จากผลการทดลองกับค่าที่ทำนายด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียที่  $U_{10\text{ cm}}$  ใดๆ เมื่อกำหนดให้  $F/D = 5.6$   $SS = 30\text{ mg L}^{-1}$  คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา:  $BOD = 50-98\text{ mg L}^{-1}$ ,  $COD = 2320-2960\text{ mg L}^{-1}$



ภาพประกอบ 30 ค่า  $K_{OLa}$  จากผลการทดลองกับค่าที่ทำนายด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียที่ SS ใดๆ เมื่อกำหนดให้  $F/D = 5.6$   $U_{10\text{ cm}} = 2.81\text{ m s}^{-1}$  คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา:  $BOD = 50-98\text{ mg L}^{-1}$ ,  $COD = 2320-2960\text{ mg L}^{-1}$





ภาพประกอบ 31 ค่า  $K_{OLa}$  จากผลการทดลองกับค่าที่ทำนายด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสียที่ F/D ใดๆ เมื่อกำหนดให้ SS =  $30 \text{ mg L}^{-1}$   $U_{10 \text{ cm}} = 2.81 \text{ m s}^{-1}$  คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD =  $50\text{-}98 \text{ mg L}^{-1}$ , COD =  $2320\text{-}2960 \text{ mg L}^{-1}$

จากการเปรียบเทียบค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ด้วยแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ดังภาพประกอบ 29-31 ที่ได้กับผลการทดลองพบที่มีความสอดคล้องกับผลการทดลองที่ได้ทำการศึกษาเกี่ยวกับปัจจัยต่างๆ แสดงว่าแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่พัฒนาขึ้นมีความถูกต้อง และสามารถใช้ในการทำนายการระเหยของ MEK จากน้ำเสียได้

## 6. การพัฒนาแบบจำลองของน้ำเสียสำหรับทำนายการระเหยของ VOC อื่นๆ

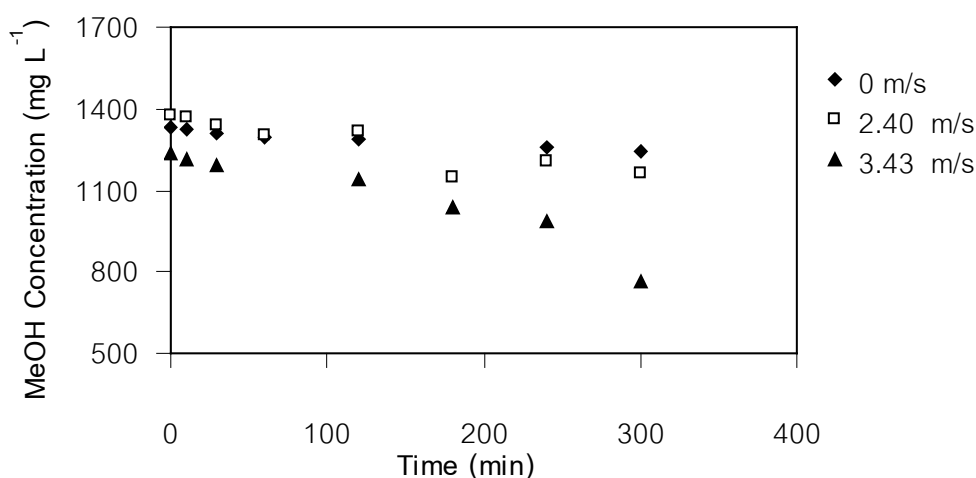
จากผลการศึกษาพบว่าความเร็วลมเป็นปัจจัยหลักที่ส่งผลให้มีการระเหยของ VOC จากแหล่งน้ำ การพัฒนาแบบจำลองเพื่อการทำนายการระเหยของ VOC ใดๆ จากน้ำเสียจึงให้ความสำคัญกับความเร็วลมเป็นหลัก แบบจำลองจะถูกพัฒนาขึ้นโดยอาศัยทฤษฎีสองฟิล์ม ซึ่งต้องทราบความสัมพันธ์ระหว่างสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊ส ( $k_{Ga}$ ) และสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลว ( $k_{La}$ ) กับความเร็วลม

### 6.1 สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สสำหรับการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย, $k_{Ga, \text{VOC}}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สสามารถหาได้จากการระเหยของ VOC ที่มีความสามารถในการละลายน้ำสูง ในที่นี้ทำการหาค่า  $k_{Ga}$  จากการระเหยของเมทานอลจากน้ำเสียโดยใช้สมการ (1.16) และทำการปรับแก้  $k_{Ga}$  ของเมทานอลสำหรับใช้กับ VOC ใดๆ โดยใช้สมการ 1.26 ต่อไป

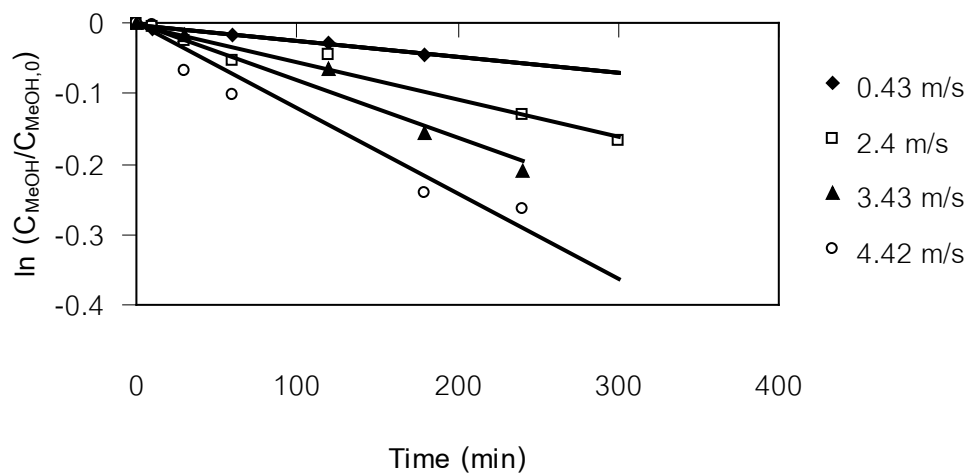
1. ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของเมทานอลกับเวลาที่ความเร็วลมวัดที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ต่างๆ

จากภาพประกอบ 32 เมื่อเปลี่ยนแปลงระดับความเร็วลมในช่วง  $0 - 3.43 \text{ m s}^{-1}$  พบว่าความเข้มข้นของเมทานอลลดลงเมื่อเวลา และความเร็วลมเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากความเร็วลมที่สูงขึ้นทำให้เกิดความปั่นป่วนบริเวณผิวน้ำของแหล่งน้ำ ส่งผลให้ความหนาของชั้นฟิล์มแก๊สลดลง ทำให้เกิดการถ่ายโอนมวลผ่านชั้นฟิล์มแก๊สเกิดได้เร็วขึ้น อัตราการระเหยของเมทานอลจึงสูงขึ้น



ภาพประกอบ 32 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ เมทานอลในน้ำเสียที่ความเร็วลมต่างๆ เมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0 - 3.43 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

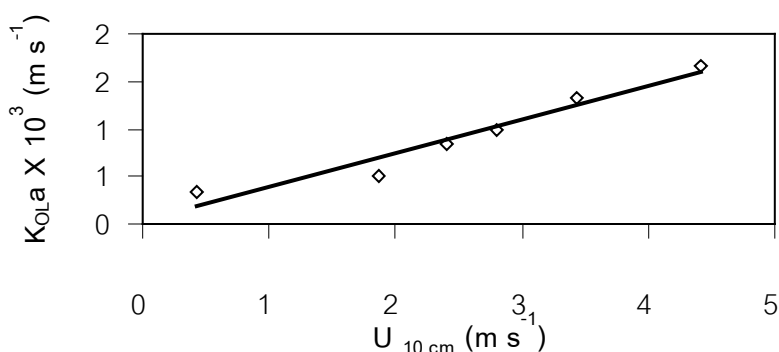
จากข้อมูลความเข้มข้นของเมทานอลที่เวลาต่างๆ ที่แสดงในภาพประกอบที่ 32 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของเมทานอลกับเวลาสามารถอธิบายด้วยสมการ (1.11) และสามารถพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{MeOH,L}}/C_{\text{MeOH,0}})$  กับเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 33



ภาพประกอบ 33 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln (C_{\text{MeOH,L}}/C_{\text{MeOH,0}})$  กับเวลาสำหรับ กระบวนการระเหยของเมทานอลจากน้ำเสียเมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 4.42 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{water}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการ ศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

2. ผลของความเร็วมวลที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวม ( $K_{\text{OLa}}$ ) ของเมทานอล

ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของเมทานอล ( $K_{\text{OLa, MeOH}}$ ) สามารถหาได้จาก ค่าความชันของกราฟที่พล็อตระหว่าง  $\ln (C_{\text{MeOH,L}}/C_{\text{MeOH,0}})$  กับเวลา ที่แสดงดังภาพประกอบที่ 33 โดยนำค่าความชันของกราฟคูณด้วยปริมาตรของน้ำเสียในถังระเหย ตามสมการ (1.12) จากการทดลองพบว่า  $K_{\text{OLa, MeOH}}$  ในน้ำเสียมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อความเร็วมวลเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น (แสดงดังภาพประกอบ 34)



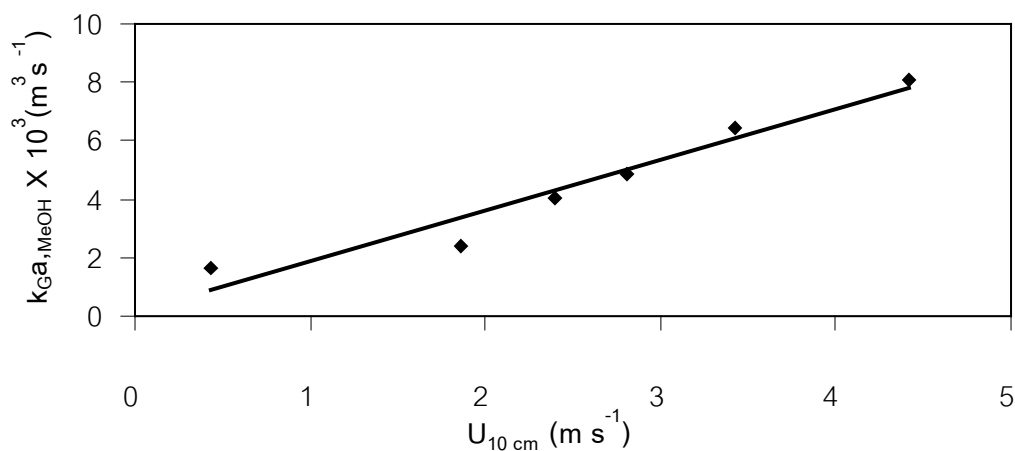
ภาพประกอบ 34 ค่า  $K_{OLa}$  ของเมทานอลจากน้ำเสียที่  $U_{10 \text{ cm}}$  ต่างๆ เมื่อ  $T_{\text{water}} = 29 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

จากภาพประกอบ 34 เมื่อทราบความสัมพันธ์ระหว่าง  $K_{OLa}$  ของเมทานอลกับ  $U_{10 \text{ cm}}$  สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของเมทานอล ( $k_{Ga, \text{MeOH}}$ ) โดยใช้สมการ (1.16) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{Ga, \text{MeOH}}$  กับความเร็วลมเหนือผิวน้ำ ( $U_{10 \text{ cm}}$ ) ในช่วงที่ศึกษาแสดงดังภาพประกอบที่ 35 และสามารถหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC ใดๆ ( $k_{Ga, \text{VOC}}$ ) ได้จาก  $k_{Ga, \text{MeOH}}$  โดยใช้สมการ (1.26) จากการทดลองพบว่าค่า  $k_{Ga, \text{MeOH}}$  แปรผันโดยตรงกับความเร็วลม เนื่องจากความเร็วลมที่เพิ่มขึ้นทำให้ความหนาของชั้นฟิล์มแก๊สที่อยู่เหนือผิวน้ำลดลงส่งผลให้การถ่ายโอนมวลของ เมทานอลเพิ่มขึ้นตามความเร็วลมตลอดช่วงความเร็วลมที่ศึกษา ซึ่งให้ผลสอดคล้องกับกรณีการระเหยของเมทานอลจากน้ำบริสุทธิ์ที่เคยศึกษาก่อนหน้านี้ (จรัญ และคณะ, 2544) และจากความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{Ga, \text{MeOH}}$  กับความเร็วลมสามารถอธิบายได้ด้วยสมการเชิงเส้นตามสมการที่ (3.24) โดยมีค่า  $R^2 = 0.94$  และสามารถปรับแก้สมการที่ได้ให้ใช้กับ VOC ตัวอื่นๆ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{Ga}$  กับสมบัติเฉพาะตัวของสารคือ ค่าสัมประสิทธิ์การแพร่ของสาร ( $D_{\text{VOC}}$ ) จะได้สมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มแก๊สของ VOC ใดๆ ดังแสดงตามสมการที่ (3.25)

$$k_{Ga, \text{MeOH}} = 1.73 \times 10^{-3} U_{10 \text{ cm}} + 1.59 \times 10^{-4} \quad (3.24)$$

$$k_{Ga, \text{VOC}} = \left[ 1.73 \times 10^{-3} U_{10 \text{ cm}} + 1.59 \times 10^{-4} \right] \left[ \frac{D_{\text{VOC-air}}}{D_{\text{MeOH-air}}} \right] \quad (3.25)$$

เมื่อ  $0 \leq U_{10 \text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1}$



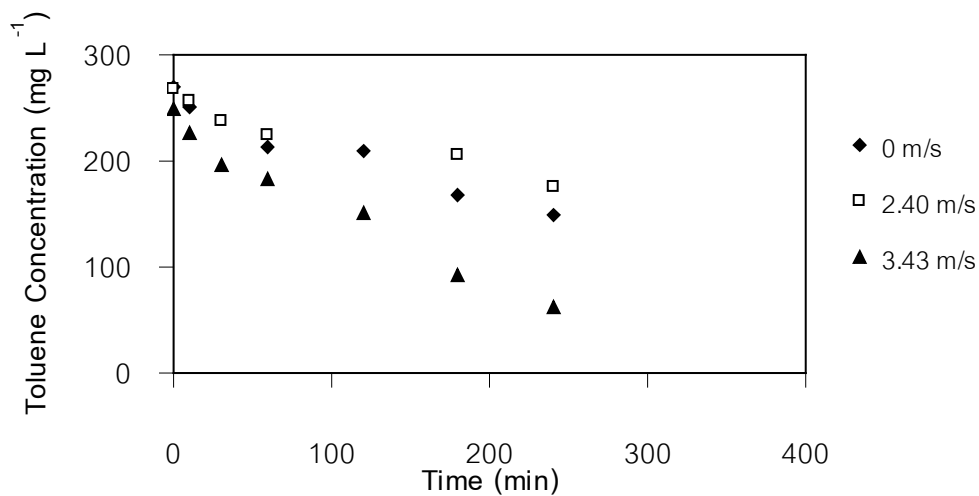
ภาพประกอบ 35 ค่า  $k_{Ga}$  ของเมทานอลในน้ำเสียที่ความเร็วลมต่างๆ  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 1^\circ\text{C}$ . Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

#### 6.2 สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวสำหรับการระเหยของ VOC จากน้ำเสีย, $k_{La, \text{VOC}}$

สัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวสามารถหาได้จากการระเหยของ VOC ที่มีความสามารถในการละลายน้ำต่ำ ในที่นี้ทำการหาค่า  $k_{La}$  จากการระเหยของโทลูอินในน้ำเสียตามสมการ (1.15) และทำการปรับแก้  $k_{La}$  ของโทลูอินสำหรับใช้กับ VOC ใดๆ โดยใช้สมการ 1.25

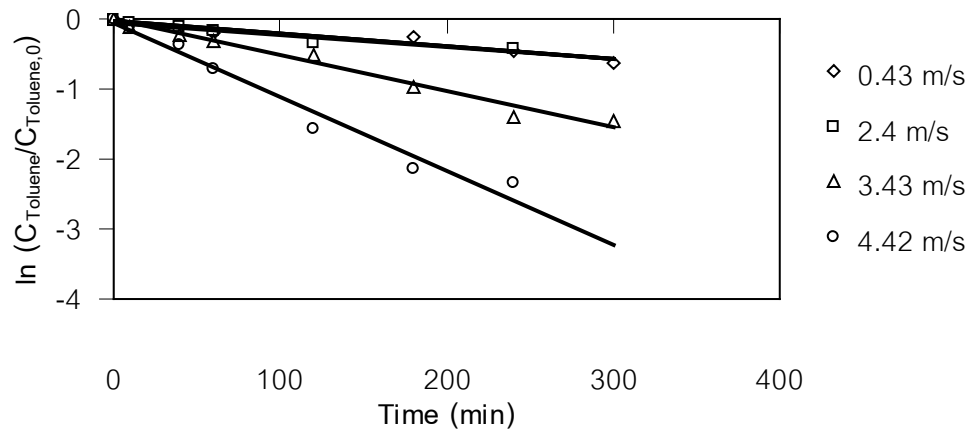
1. ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของโทลูอินกับเวลาที่ความเร็วลมวัดที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10 \text{ cm}}$ ) ต่างๆ

จากภาพประกอบ 36 เมื่อเปลี่ยนแปลงระดับความเร็วลมในช่วง  $0 - 3.43 \text{ m s}^{-1}$  พบว่าความเข้มข้นของโทลูอินลดลงเมื่อเวลา และความเร็วลมเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น ทั้งนี้เนื่องจากความเร็วลมที่สูงขึ้นทำให้เกิดความปั่นป่วนบริเวณผิวน้ำของแหล่งน้ำ ส่งผลให้ความหนาของชั้นฟิล์มของเหลวลดลง ทำให้เกิดการถ่ายโอนมวลผ่านฟิล์มของเหลวเกิดได้เร็วขึ้น อัตราการระเหยของโทลูอินจึงสูงขึ้น และจากภาพดังกล่าวพบว่าการลดลงของความเข้มข้นของโทลูอินเร็วกว่ากรณีของเมทานอลมาก



ภาพประกอบ 36 ลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นกับเวลา สำหรับกระบวนการระเหยของ โทลูอินในน้ำเสียที่ความเร็วลมต่างๆ เมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0 - 3.43\text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 2^\circ\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^\circ\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

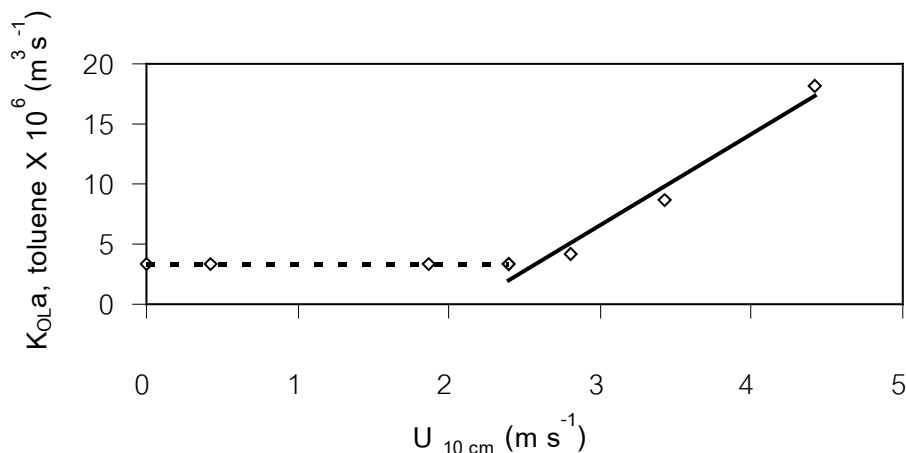
จากข้อมูลความเข้มข้นของโทลูอินที่เวลาต่างๆ ที่แสดงในภาพประกอบที่ 36 พบว่าความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของโทลูอินกับเวลาสามารถอธิบายด้วยสมการ (1.11) และสามารถพล็อตกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln(C_{\text{Toluene,L}}/C_{\text{Toluene,0}})$  กับเวลา ดังแสดงในภาพประกอบที่ 37



ภาพประกอบ 37 ลักษณะทั่วไปของความสัมพันธ์ระหว่าง  $\ln (C_{\text{Toluene,L}} / C_{\text{Toluene,0}})$  กับเวลาสำหรับ กระบวนการระเหยของโทลูอินจากน้ำเสียเมื่อ  $U_{10\text{ cm}} = 0.43 - 4.42 \text{ m s}^{-1}$ ,  $T_{\text{wastewater r}} = 29 \pm 2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

2. ผลของความเร็วลมวัดที่ระยะ 10 cm เหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ต่อค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของโทลูอิน ( $K_{\text{OL}a,\text{Toluene}}$ )

ค่าสัมประสิทธิ์การถ่ายโอนมวลรวมของโทลูอิน ( $K_{\text{OL}a,\text{Toluene}}$ ) สามารถหาได้จากค่าความชันของกราฟที่พล็อตระหว่าง  $\ln (C_{\text{Toluene,L}} / C_{\text{Toluene,0}})$  กับเวลา แสดงดังภาพประกอบที่ 37 โดยนำค่าความชันของกราฟคูณด้วยปริมาตรของน้ำเสียในถังระเหย ตามสมการ (1.12) จากการทดลองพบว่า  $K_{\text{OL}a}$  ของ โทลูอินในน้ำเสียนั้นมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อความเร็วลมเหนือผิวน้ำเพิ่มขึ้น (แสดงดังภาพประกอบ 38)



ภาพประกอบ 38 ค่า  $K_{OLa}$  ของโทลูอินจากน้ำเสียที่  $U_{10\text{ cm}}$  ต่างๆ เมื่อ  $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\text{air}} = 30 \pm 2^{\circ}\text{C}$  Depth = 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$

จากภาพประกอบ 38 เมื่อทราบความสัมพันธ์ระหว่าง  $K_{OLa}$  ของเมทานอลกับ  $U_{10\text{ cm}}$  สามารถหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของโทลูอิน ( $k_{La, \text{Toluene}}$ ) โดยใช้สมการ (1.15) ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{La, \text{Toluene}}$  กับความเร็วลมเหนือผิวน้ำ ( $U_{10\text{ cm}}$ ) ในช่วงที่ศึกษาแสดงดังภาพประกอบที่ 39 และสามารถหาค่าสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC ใดๆ ( $k_{La, \text{VOC}}$ ) ได้จาก  $k_{La, \text{Toluene}}$  โดยใช้สมการ (1.25) จากภาพประกอบที่ 42 แสดงให้เห็นว่า ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{La, \text{Toluene}}$  กับ  $U_{10\text{ cm}}$  สามารถแบ่งออกได้เป็นสองช่วง คือในช่วงความเร็วลมต่ำ ( $U_{10\text{ cm}} \leq 2.40 \text{ m s}^{-1}$ ) พบว่าค่า  $k_{La, \text{Toluene}}$  ไม่เปลี่ยนแปลงกับความเร็วลมโดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $3.35 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  และเมื่อ  $U_{10\text{ cm}}$  สูงกว่า  $2.40 \text{ m s}^{-1}$  พบว่าความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{La, \text{Toluene}}$  กับ  $U_{10\text{ cm}}$  อธิบายได้ด้วยสมการเชิงเส้นตามสมการที่ (3.26) โดยมีค่า  $R^2 = 0.96$  และสามารถปรับแก้สมการที่ได้ให้ใช้กับ VOC ตัวอื่นๆ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_{La}$  กับค่าสัมประสิทธิ์การแพร่ของสาร ( $D_{\text{VOC}}$ ) จะได้สมการสัมประสิทธิ์ฟิล์มของเหลวของ VOC ใดๆ ดังแสดงตามสมการที่ (3.27) และ (3.28) สำหรับช่วงความเร็วต่ำ และช่วงความเร็วสูงตามลำดับ

$$k_{La, \text{Toluene}} = 3.35 \times 10^{-6}, U_{10\text{ cm}} \leq 2.40 \text{ m s}^{-1}$$

$$k_{La, \text{Toluene}} = 7.61 \times 10^{-6} U_{10\text{ cm}} - 1.62 \times 10^{-5}, 2.40 < U_{10\text{ cm}} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1} \quad (3.26)$$

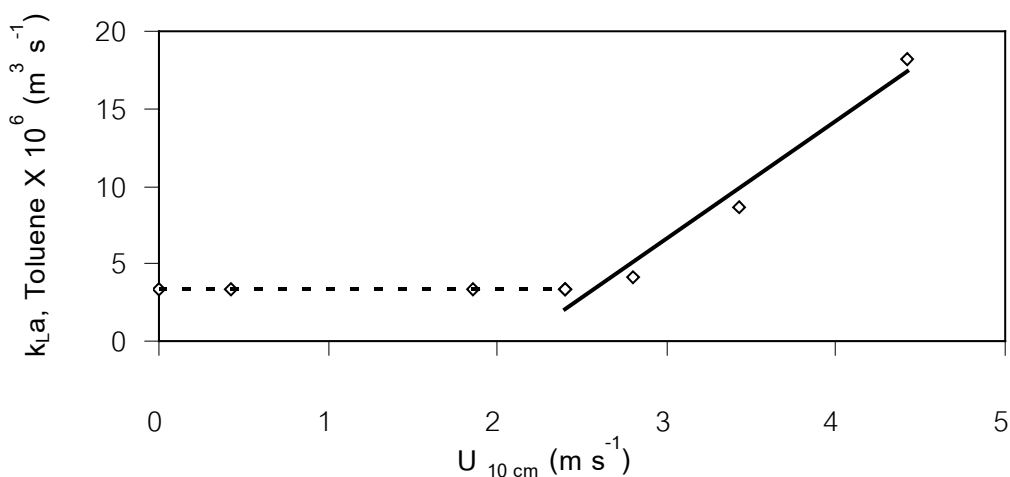


$$k_L a_{,VOC} = 3.35 \times 10^{-6} \left[ \frac{D_{VOC-liquid}}{D_{Toluene-liquid}} \right], U_{10cm} \leq 2.40 \text{ m s}^{-1} \quad (3.27)$$

$$k_L a_{,VOC} = \left[ 7.61 \times 10^{-6} U_{10cm} - 1.62 \times 10^{-5} \right] \left[ \frac{D_{VOC-liquid}}{D_{Toluene-liquid}} \right] \quad (3.28)$$

เมื่อ  $2.40 < U_{10cm} \leq 4.42 \text{ m s}^{-1}$

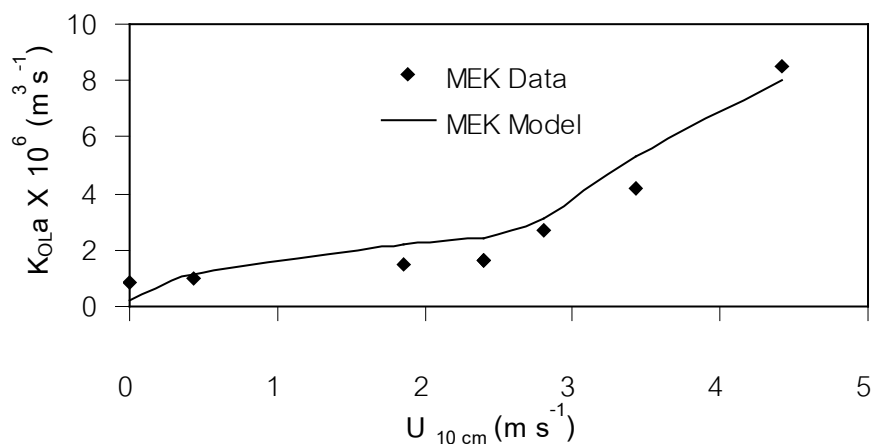
จากความสัมพันธ์ระหว่าง  $k_L a_{,Toluene}$  กับ  $U_{10cm}$  ดังกล่าวจะเห็นได้ว่าการระเหยของโทลูอินในน้ำเสียจากงานวิจัยนี้มีจุดเปลี่ยนความชันที่ความเร็วลมเท่ากับ  $2.40 \text{ m s}^{-1}$  ผลการทดลองที่ได้นี้ให้ผลใกล้เคียงกับการทดลองการระเหยของโทลูอินจากน้ำบริสุทธิ์ที่เคยศึกษาไว้ก่อนหน้านี้ (จรัญ และคณะ, 2544) ที่พบจุดเปลี่ยนความชันที่ความเร็วลมเท่ากับ  $2.58 \text{ m s}^{-1}$  ทั้งนี้เนื่องจากความต้านทานการระเหยของโทลูอินจากน้ำเสียอยู่ในชั้นฟิล์มในวัฏภาคของเหลว การระเหยของโทลูอินจึงขึ้นอยู่กับความปั่นป่วนในวัฏภาคของเหลว ดังนั้นในช่วงความเร็วลมต่ำ ( $2.40 \text{ m s}^{-1} > U_{10cm}$ ) แรงแฉกที่เกิดขึ้นไม่สูงพอที่จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงความหนาของชั้นฟิล์มในวัฏภาคของเหลวได้ ทำให้ค่า  $k_L a_{,Toluene}$  ในช่วงความเร็วลมต่ำมีค่าคงที่ แต่เมื่อความเร็วลมสูงกว่า  $2.40 \text{ m s}^{-1}$  ( $U_{10cm} > 2.40 \text{ m s}^{-1}$ ) แรงแฉกที่เกิดขึ้นบนผิวน้ำมีค่าสูงพอที่จะทำให้เกิดความปั่นป่วน และทำให้ความหนาของชั้นฟิล์มในวัฏภาคของเหลวลดลง ซึ่งสามารถสังเกตได้จากการเปลี่ยนแปลงลักษณะของผิวน้ำที่จะเริ่มเกิดคลื่นขึ้นเมื่อความเร็วลมสูงกว่า  $2.40 \text{ m s}^{-1}$  ส่งผลให้ค่า  $k_L a_{,Toluene}$  เพิ่มขึ้นกับความเร็วมอย่างรวดเร็วจนในช่วงความเร็วลมสูง



ภาพประกอบ 39 ค่า  $k_L a$  ของโทลูอินในน้ำเสียที่ความเร็วลมต่างๆ ( $T_{\text{wastewater}} = 29 \pm 1^\circ \text{C}$ , ความลึกของแหล่งน้ำเท่ากับ 20 cm คุณสมบัติของน้ำเสียที่ทำการศึกษา: BOD = 50-98  $\text{mg L}^{-1}$ , COD = 2320-2960  $\text{mg L}^{-1}$  และ SS = 27-38  $\text{mg L}^{-1}$ )

### 6.3 ตรวจสอบความถูกต้องของแบบจำลอง $k_G a$ , $k_L a$ เทียบกับผลการทดลอง

ทำการตรวจสอบแบบจำลอง  $k_G a$  และ  $k_L a$  โดยใช้สมการ  $k_G a$  และ  $k_L a$  (3.25, 3.27 และ 3.28) ที่พัฒนาขึ้นทำนายค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK โดยใช้ทฤษฎีสองฟิล์มตามสมการ (1.7) และทำการเปรียบเทียบค่าที่คำนวณได้กับค่าที่วัดได้จริงจากการทดลอง จากภาพประกอบ 40 พบว่าค่า  $K_{OLa}$  ของ MEK ที่ได้จากแบบจำลองมีความสอดคล้องกับผลการทดลองตลอดช่วงความเร็วลมที่ศึกษา แสดงว่าแบบจำลอง  $k_G a$  และ  $k_L a$  ที่พัฒนาขึ้นมีความถูกต้อง และสามารถใช้ในการระเหยของ VOC อื่นๆ จากน้ำเสียได้



ภาพประกอบ 40 ค่า  $K_{OLa}$  จากผลการทดลองกับค่าที่ทำนายด้วยสมการเอ็มพริคัลของกระบวนการระเหยของ MEK ในน้ำเสีย