บทนำ

สารป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิต (Antifouling) โดยเฉพาะสารกลุ่ม Butyltins ได้แก่ สาร Tributyltin (TBT), Dibutyltin (DBT) และ Momobutyltin (MBT) นั้นเป็นสารที่มีการใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลายโดยเฉพาะอย่างยิ่งในอุตสาหกรรมการต่อเรือ ผสมในสีกันเพรียงเพื่อป้องกันการเกาะติดของเพรียงบริเวณใต้ท้องเรือหรือวัสดุต่างๆที่ติดตั้งในทะเล ปัจจุบันพบว่ามีการปนเปื้อนของสาร TBT ในสิ่งแวดล้อมทางทะเลและส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำและสิ่งมีชีวิตกลุ่มต่างๆ อาทิ กลุ่มหอย ปู ปลา หรือ สัตว์กลุ่ม Crustacean ทั้งชนิดที่มีความสำคัญทางเศรษฐกิจและระบบนิเวศทางทะเล โดยผลกระทบที่มีความสำคัญคือ การเหนี่ยวนำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางเพศหรือที่เรียกว่า imposex กล่าวคือ สัตว์เพศเมียจะมีการพัฒนาระบบการสืบพันธุ์ของเพศผู้ (Pseudopenis) โดยเฉพาะอย่างยิ่งในหอยทะเลฝาเดียว (Marine gastropods) โดยแหล่งกำเนิดของการปนเปื้อนสารในกลุ่ม Butyltins บริเวณชายฝั่งทะเล ได้แก่ บริเวณชายฝั่งทะเลที่มีกิจการท่าเรือการขนส่งทางทะเลขนาดใหญ่ การต่อเรือและการซ่อมเรือเดินทะเลขนาดใหญ่ และบริเวณพื้นที่อุตสาหกรรมหนัก รวมถึงกิจกรรมการเลี้ยงปลาในกระชัง (Marine cage culture) เพราะชาวประมงนิยมใช้สีที่มีส่วนผสมของสารดังกล่าว สำหรับการทาเคลือบโครงกระชังที่เป็นเหล็ก เพื่อป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิตประเภทเพรียง หอยสองฝา สาหร่าย ฯลฯ ซึ่งสาเหตุดังกล่าวจะทำให้โครงกระชังรับน้ำหนักเพิ่มขึ้น

ปรากฏการณ์ Imposex หากเกิดแก่สัตว์ทะเลชนิดต่างๆ เป็นจำนวนมากในแหล่งน้ำธรรมชาติแล้วจะส่งผลกระทบทางลบต่อการสืบพันธุ์และการแพร่ขยายพันธุ์ของสัตว์น้ำนั้นๆ กล่าวคือ สัตว์น้ำจะไม่สามารถสืบพันธุ์และขยายพันธุ์ได้ตามปกติ โดยความผิดปกติทางเพศ (Imposex) ของสัตว์น้ำสามารถก่อให้เกิดผลกระทบแก่เศรษฐกิจการประมงและระบบนิเวศทางทะเลดังนี้ 1) Imposex ส่งผลกระทบต่อสภาพสังคมและเศรษฐกิจของชาวประมงอย่างมหาศาล กล่าวคือ หากเกิด imposex แก่สัตว์น้ำชนิดต่างๆ ที่มีคุณค่าทางเศรษฐกิจและการประมง จะส่งผลถึงปริมาณผลผลิตทางการประมงและมูลค่าทางเศรษฐการประมง รวมถึงอาชีพและสภาพทางสังคมของเกษตรกรชาวประมงด้วย ทั้งนี้เนื่องจากรายงานการศึกษาพบว่า imposex สามารถเกิดขึ้นกับสัตว์น้ำทุกกลุ่มทั้ง ปู หอยฝาเดียว หอยสองฝา และปลา ซึ่งล้วนมีความสำคัญทางเศรษฐกิจของการประมงชายฝั่งและประมงใกล้ฝั่ง 2) ทำให้จำนวนประชากรของสัตว์น้ำลดลงและหากไม่มีมาตรการในการแก้ไขปัญหาดังกล่าวอาจนำไปสู่สัตว์น้ำหายากหรือสูญพันธุ์ได้ในระยะยาวในบริเวณที่เกิดผลกระทบ 3) ทำให้ขาดความสมดุลย์ของระบบนิเวศทางทะเลกล่าวคือ ผลกระทบต่อห่วงโซ่อาหาร (Food chain) ในระบบนิเวศ และ 4) ผลกระทบทั้งทางตรงและทางอ้อมที่มีต่อมนุษย์ที่บริโภคสัตว์น้ำเศรษฐกิจต่างๆ ที่ปนเปื้อนสารกลุ่มนี้ในระดับต่างๆ

ด้วยเหตุผลดังกล่าวคณะนักวิจัยจึงมีความสนใจที่จะศึกษาการเกิดความผิดปกติทางเพศของหอยทะเลฝาเดียวบริเวณชายฝั่งทะเลตะวันออกของอ่าวไทย ตั้งแต่จังหวัดชลบุรีถึงจังหวัดตราด ซึ่งเป็นบริเวณที่มีท่าเทียบเรือขนาดใหญ่ เช่น ท่าเทียบเรือแหลมฉบัง และท่าจอดเรือในทะเลบริเวณหมู่เกาะสีชัง เป็นต้น

ที่มีเรือเดินสมุทรขนาดใหญ่เข้ามาจอดรับส่งสินค้าจำนวนมากในแต่ละปี และในพื้นที่อื่นที่มีกิจกรรมแตกต่างกัน ได้แก่ แหล่งประมงขนาดเล็ก และแหล่งเพาะเลี้ยง ทั้งนี้เพื่อศึกษาเปรียบเทียบถึงความรุนแรงของผลกระทบจากการใช้สารในกลุ่ม TBT ต่อหอยทะเลฝาเดียวในบริเวณดังกล่าว ซึ่งในปัจจุบันถึงแม้มีข้อตกลงเลิกใช้กันสีทากันเพรียงที่มีสาร TBT ในหลายประเทศแล้ว แต่ยังมีอีกหลายประเทศรวมทั้งประเทศไทยด้วย ที่ยังไม่มีการควบคุมการใช้สารกลุ่มนี้อย่างเป็นทางการ จึงอาจยังมีการใช้สีที่มีส่วนผสมของสาร TBT ปนอยู่ และเพื่อเป็นข้อมูลในการศึกษาหาชนิดหอยฝาเดียวที่สามารถใช้เป็นดัชนีชี้วัดคุณภาพสิ่งแวดล้อม (Bioindicator) หรือเป็นตัวบ่งชี้สภาพแวดล้อม (Environmental indicator) ของการปนเปื้อนของสารในกลุ่ม TBT ในอ่าวไทย รวมถึงอาจใช้เป็นข้อมูลในการจัดการหรือการวางแผนการปรับปรุงคุณภาพสิ่งแวดล้อมต่อไปในอนาคต

วัตถุประสงค์โครงการวิจัย

สำรวจความผิดปกติทางเพศของหอยทะเลฝาเดียวบริเวณชายฝั่งอ่าวไทยด้านตะวันออก ได้แก่ จังหวัดชลบุรี ระยอง จันทบุรี และจังหวัดตราด เพื่อทราบสถานภาพปัจจุบันของการปนเปื้อนของสารในกลุ่ม TBT โดยการศึกษาใช้ลักษณะภายนอก คือ อวัยวะสืบพันธุ์เพศผู้เทียม (Pseudopenis) เป็นตัวบ่งชี้ความผิดปกติทางเพศของหอยทะเลฝาเดียวเปรียบเทียบระหว่างบริเวณที่มีลักษณะการใช้ประโยชน์แตกต่างกัน

ทบทวนเอกสารงานวิจัย

สารป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิตหรือสีกันเพรียง (antifauling chemical)

สารป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิตหรือสีกันเพรียงเป็นสารในกลุ่มดีบุกอินทรีย์ (organotin) เป็นสารที่มนุษย์พัฒนาขึ้นโดยมีดีบุกเป็นองค์ประกอบหลัก มีฤทธิ์เป็นสารชีวฆาต (biocide) สารในกลุ่มดีบุกอินทรีย์นี้มีการใช้ประโยชน์อย่างแพร่หลายโดยเฉพาะอย่างยิ่งในอุตสาหกรรมการต่อเรือเพื่อผสมในสีกันเพรียงเพื่อป้องกันการเกาะติดของเพรียงบริเวณใต้ท้องเรือหรือวัสดุต่าง ๆที่ติดตั้งในทะเลตั้งแต่ช่วง ปี ค.ศ. 1960 (Mensink, 1999; Harino, *et al.*, 2006) โดยเฉพาะสาร tributyltin (TBT) นอกจากนี้ยังใช้ทางด้านเกษตรกรรม โดยเป็นส่วนประกอบของ สารฆ่าเชื้อรา สารฆ่าแบคทีเรีย และสารกำจัดศัตรูพืชพวกหนอนชนิดต่าง ๆ ใช้ในระบบบำบัดน้ำในอุตสาหกรรม (disinfection of circulating industrial cooling waters) นอกจากนี้สารในกลุ่มเดียวกันซึ่งได้แก่ สาร dibutyltin (DBT) และ monobutyltin (MBT) ใช้เป็นสาร stabilizer ในอุตสาหกรรมผลิตพลาสติกพีวีซี (Sudaryanto, *et. al.*, 2004; Ismail, 2006; Antizar-Ladislao, 2008)

การปนเปื้อนและการแพร่กระจายสู่สิ่งแวดล้อมของสารกลุ่มบิวทิลทิน (Butyltin)

เนื่องจากการใช้ประโยชน์ตามที่กล่าวมาแล้วนั้นทำให้สารกลุ่มนี้เกิดการปนเปื้อนลงสู่สิ่งแวดล้อม โดยเฉพาะสาร TBT ที่มีสาเหตุสำคัญในการแพร่กระจายลงสู่สิ่งแวดล้อมจากการใช้ผสมในสีกันเพรียง โดยสารดังกล่าวจะค่อย ๆแพร่กระจายออกมาเพื่อฆ่าสิ่งมีชีวิตที่เกาะกับท้องเรือ จากหลายการศึกษาพบว่าปริมาณของสาร TBT ในแหล่งน้ำและ/หรือในดินตะกอนมีค่าสูงในบริเวณที่มีการสัญจรของเรือสูงเมื่อเปรียบเทียบกับในแหล่งที่มีการประมงเรือขนาดเล็ก แหล่งเพาะเลี้ยงและแหล่งท่องเที่ยว (Kan-atireklap, *et al.*, 1997; Sudaryanto, *et. al.*, 2004; Harino *et al.*, 2008) สารในกลุ่มบิวทิลทินเมื่อมีการปนเปื้อนลงในสิ่งแวดล้อมแล้วจะสามารถตกค้างได้เป็นเวลาที่ค่อนข้างนาน โดยสารกลุ่มดังกล่าวจะมีการสะสมในดินตะกอนมากกว่าในน้ำเนื่องจากมีความสามารถในการละลายน้ำได้น้อย ครึ่งชีวิต (half-life) ของสาร TBT ในน้ำมีอายุประมาณ 1 อาทิตย์ ทั้งนี้จะขึ้นอยู่กับการถูกดึงเข้าไปสะสมในสิ่งมีชีวิต (biological uptake) และ การย่อยสลาย (Wattayakorn, 2008) การสลายตัวของสารดังกล่าวในตะกอนดินใช้เวลาค่อนข้างนานกว่าในน้ำซึ่งครึ่งชีวิต (half-life) ของสาร TBT ที่สะสมในดินตะกอนมีอายุประมาณ 2.5 ปี (Kan-atireklap, *et al.*, 1997 อ้างจาก de Mora, *et al.*, 1995) ความสามารถของดินตะกอนในการสะสมสารในกลุ่ม BT นั้นอาจก่อให้เกิดเป็นแหล่งกักเก็บสารพิษและย้อนกลับมาปนเปื้อนในแหล่งน้ำจากการฟุ้งกระจายของดินตะกอนได้ (Kan-atireklap, *et al.*, 1997 อ้างจาก Page et al., 1996; Wattayakorn, 2008)

การปนเปื้อนของสารกลุ่มบิวทิลทิน (Butyltin) ในประเทศไทย

ในประเทศไทยมีการปนเปื้อนของสารกลุ่มบิวทิลทินแพร่กระจายในสิ่งแวดล้อมทั้งในแหล่งน้ำจืดโดยเฉพาะในแม่น้ำสายหลัก (กรมควบคุมมลพิษ, 2552) และในระบบนิเวศชายฝั่งทะเลโดยบริเวณชายฝั่งทะเลสามารถตรวจวัดสารกลุ่มดังกล่าวได้ทั้งในน้ำทะเล ดินตะกอน และในสิ่งมีชีวิต ทั้งนี้ความมากน้อยของสารแตกต่างกันไปในแต่ละพื้นที่โดยสามารถตรวจพบทั้งในบริเวณที่มีการเดินเรือ/ท่าเทียบเรือ บริเวณที่เป็นแหล่งเพาะเลี้ยงรวมถึงสถานที่ที่เป็นแหล่งท่องเที่ยว (จุรีพร ล้อมเมตตา, 2544; กรมควบคุมมลพิษ, 2547; กรมควบคุมมลพิษ, 2549; Kan-atireklap *et al.*, 1997; Kan-atireklap *et al.*, 1997; Harino, *et al.*, 2006; Wattayakorn, 2008)

<u>สถานการณ์การปนเปื้อนของสารกลุ่มบิวทิลทิน (Butyltin) ในน้ำทะเล</u>

การศึกษาปริมาณของสารกลุ่มบิวทิลทินในน้ำทะเลที่ผ่านมาได้มีการวิเคราะห์ตรวจสอบทั้งพื้นที่ชายฝั่งในเขตอ่าวไทยและอันดามัน ในเขตอ่าวไทยตอนบน กรมควบคุมมลพิษได้มีการศึกษาปริมาณการปนเปื้อนของกลุ่มบิวทิลทินในน้ำทะเลบริเวณปากแม่น้ำสายหลัก ได้แก่ ปากแม่น้ำบางประกง ปากแม่น้ำเจ้าพระยา ปากแม่น้ำท่าจีน ปากแม่น้ำแม่กลอง และ ปากคลอง 12 ธันวา ในช่วงปีพ.ศ. 2546 ถึงพ.ศ. 2548 พบมีแนวโน้มการปนเปื้อนมากขึ้น ในช่วงปี พ.ศ. 2546 พบมีปริมาณ TBT อยู่ระหว่างน้อยกว่า 2 ถึง 22 ng/L ส่วนในปี พ.ศ. 2548 พบมีปริมาณสาร TBT อยู่ระหว่าง 15 ถึง 62 ng/L (กรมควบคุมมลพิษ, 2547; กรมควบคุมมลพิษ, 2549b)

พื้นที่ชายฝั่งภาคตะวันออกของอ่าวไทยได้มีรายงานการตรวจวัดปริมาณ TBT รวม 19 สถานี โดยมีการศึกษาการปนเปื้อนของสารประกอบบิวทิลทิน ได้แก่ TBT, DBT และ MBT ในน้ำทะเล ครั้งแรกในช่วงปี พ.ศ. 2543 บริเวณตั้งแต่บ้านบางทราย จังหวัดชลบุรี ถึงปากแม่น้ำตราด จังหวัดตราด พบมีค่าอยู่ระหว่าง 43.1 ถึง 277.1 ng/L, 38.5 ถึง 324.7 และ 137.2 ถึง 1,864.3 ตามลำดับ ทั้งนี้ปริมาณ TBT ที่ตรวจวัดได้มีค่าสูงที่บริเวณสถานีคุ้งกระเบน (277 ng/L) และสัตหีบ (223 ng/L) ซึ่งบริเวณดังกล่าวเป็นแหล่งเพาะเลี้ยงและเป็นท่าเทียบเรือและมีการสัญจรของเรือสูง (จุรีพร ล้อมเมตตา, 2544) จากผลการศึกษาปริมาณของสาร TBT ในน้ำทะเลในช่วงต่อมา พบมีแนวโน้มปริมาณการปนเปื้อนลดลง ดังเช่นการศึกษาในเขตจังหวัดชลบุรี ช่วงปี พ.ศ. 2546 มีปริมาณสาร TBT ในน้ำทะเลที่อ่าวชลบุรี 13.2 ng/L อ่าวอุดม 45-52 ng/L ท่าเรือแหลมฉบัง 12-43 ng/L (กรมควบคุมมลพิษ, 2547) และในปี พ.ศ. 2548 พบมีปริมาณการปนเปื้อนของสาร TBT อยู่ระหว่างน้อยกว่า 5 ถึง 69 ng/L ซึ่งพบมากที่สุดที่สถานีแหลมฉบัง รองลงมาคือ อ่าวอุดม (< 5 -56 ng/L) เกาะสีชัง (35 ng/L) และอ่าวชลบุรี (24 ng/L) นอกจากนี้จากการวิเคราะห์ปริมาณสาร DBT และ MBT พบมีค่าอยู่ระหว่าง น้อยกว่า 10 ถึง 93 ng/L และ น้อยกว่า 10 ถึง 84 ng/L โดยสารทั้งสองนี้พบมากที่สุดที่บริเวณเกาะสีชัง (กรมควบคุมมลพิษ, 2549a) นอกจากนี้ยังมีรายงานปริมาณ TBT ที่บริเวณแหลมฉบัง ศรีราชา เกาะสีชัง ในช่วงปี ปี 2005 – 2006 ซึ่งมีค่าอยู่ระหว่าง 25 – 34 ng/L (Wattayakorn, 2008)

ในเขตจังหวัดระยอง และจังหวัดตราดพบว่ามีการปนเปื้อนของสาร TBT ที่น้อยลงเช่นกัน กล่าวคือ ในช่วงปี พ.ศ. 2543 พบมีปริมาณ TBT ในเขตจังหวัดระยอง (มาบตาพุด ปากน้ำระยอง บ้านเพ) อยู่ระหว่าง 106 – 144 ng/L และบริเวณปากแม่น้ำตราดพบ 89 ng/L (จุรีพร ล้อมเมตตา, 2544) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับในช่วงปี พ.ศ. 2548 พบมีค่า TBT อยู่ระหว่าง 35 – 69 ng/L และ 56 ng/L (กรมควบคุมมลพิษ, 2549b)

บริเวณอ่าวไทยฝั่งตะวันตกได้มีการรายงานปริมาณของสารในกลุ่มบิวทิลทินใน 14 สถานี ในเขตจังหวัด เพชรบุรี ประจวบคีรีขันธ์ ชุมพร สุราษฎร์ธานี นครศรีธรรมชาติ พบว่าในปี 2546 มีปริมาณการปนเปื้อนอยู่ระหว่าง น้อยกว่า 2 ถึง 20 ng/L และมีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อมีการตรวจวัดในปี 2548 คือ พบมีค่าอยู่ระหว่าง น้อยกว่า 5 ถึง 87 ng/L (กรมควบคุมมลพิษ, 2549b) นอกจากนี้จากการตรวจวัดสารกลุ่มบิวทิลทินที่ชายฝั่งทะเลอันดามัน (จังหวัดระนอง และจังหวัดภูเก็ต) ในช่วงปี 2548 พบมีปริมาณของ TBT อยู่ระหว่าง น้อยกว่า 5 ถึง 140 ng/L โดยบริเวณที่มีปริมาณ TBT สูงเป็นบริเวณที่มีการสัญจรของเรือและกิจกรรมทางเรือมาก (กรมควบคุมมลพิษ, 2549a; กรมควบคุมมลพิษ, 2549b) ปัจจุบันประเทศไทยได้มีการกำหนดค่ามาตราฐานของสารประกอบดีบุกอินทรีย์ชนิดไตรบิวทิลทินในน้ำทะเล ให้มีค่าไม่เกิน 10 ng/L ตามประกาศคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ฉบับที่ 27 (พ.ศ.2549) เรื่อง กำหนดมาตรฐานคุณภาพน้ำทะเล ตีพิมพ์ในราชกิจจานุเบกษา ฉบับประกาศทั่วไป เล่มที่ 124 ตอนที่ 11 ง วันที่ 1 กุมภาพันธ์ 2550

<u>สถานการณ์การปนเปื้อนของสารกลุ่มบิวทิลทิน (Butyltin) ในดินตะกอน</u>

ดินตะกอนเป็นอีกแหล่งหนึ่งที่สามารถกักเก็บสาร TBT (Sarradin, et al., 1995; de Mora, *et al.*, 1995) ในแต่ละพื้นที่จะพบปริมาณแตกต่างกันไปตามลักษณะการใช้ประโยชน์ ปริมาณสารกลุ่มบิวทิลทินมักพบว่ามีค่าสูงในบริเวณที่มีเรือเดินทะเลขนาดใหญ่ และบริเวณที่มีเรือประมงขนาดเล็กอยู่หนาแน่น มากกว่าในบริเวณที่เป็นแหล่งเพาะเลี้ยง (Kan-atireklap, *et al.*, 1997; จุรีพร ล้อมเมตตา, 2544) ในประเทศมาเลเซียก็พบมีปริมาณสารในกลุ่มบิวทิลทินมากในบริเวณที่เป็นท่าเรือขนาดใหญ่ และมีกิจกรรมทางเรือสูงส่วนบริเวณที่เป็นแหล่งท่องเที่ยว แหล่งประมงขนาดเล็ก และแหล่งเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำมีปริมาณของสารกลุ่มบิวทิลทินในดินตะกอนที่น้อยกว่า (Sudaryanto, *et. al.*, 2004)

ปริมาณสารประกอบบิวทิลทินในดินตะกอนบริเวณอ่าวไทย ได้มีการศึกษาครั้งแรกในปี ค.ศ. 1995 (พ.ศ. 2538) โดย Kan-atireklap *et al.* (1997) พบปริมาณปนเปื้อนของ TBT, DBT และ MBT ระหว่าง 4 ถึง 4,500, 2 ถึง 1,900 และ 7 ถึง 410 ng/g (dry weight) ตามลำดับ ในพื้นที่อ่าวไทยตอนบนได้มีการศึกษาที่บริเวณปากแม่น้ำเจ้าพระยาและปากแม่น้ำท่าจีน พบค่า TBT อยู่ระหว่าง 430 ถึง 4500 ng/g (dry weight) (Kan-atireklap, *et al.*, 1997) ต่อมาในปี 2004 ได้มีการศึกษาที่บริเวณปากแม่น้ำสายหลักทั้ง 4 สาย พบมีปริมาณ TBT อยู่ในช่วง 10 ถึง 1,246 ng/g (dry weight) (Harino, *et al.*, 2006)

บริเวณอ่าวไทยฝั่งตะวันออกค่อนข้างมีการศึกษาหลายช่วงระหว่างปี พ.ศ. 2538 ถึง พ.ศ. 2548 ในพื้นที่ 16 สถานี โดยในช่วงปี ค.ศ. 1995 มีการศึกษาที่บริเวณ อ่างศิลา ปากน้ำระยอง ปากน้ำประแสร์ คุ้งกระเบน ปากแม่น้ำตราด และคลองใหญ่ พบมีปริมาณการปนเปื้อนของ TBT อยู่ระหว่าง 4 ถึง 480 ng/g (dry weight) โดยพบมีการปนเปื้อนสูงที่สุดที่ปากแม่น้ำตราด (Kan-atireklap *et al.*, 1997) ในปี พ.ศ. 2543 ได้มีการศึกษาในบริเวณ บ้านบางทราย อ่างศิลา ศรีราชา อ่าวอุดม พัทยา สัตหีบ มาบตาพุด ปากน้ำระยอง บ้านเพ คุ้งกระเบน แหลมสิงห์ และปากแม่น้ำตราดและได้รายงานปริมาณ TBT ว่าพบอยู่ระหว่าง 2 ถึง 115 ng/g (dry weight) (จุรีพร ล้อมเมตตา, 2544) ต่อมาในปี พ.ศ. 2547 มีการศึกษาที่บริเวณสถานีศรีราชา เกาะสีชัง อ่าวอุดม แหลมฉบัง พัทยา และสัตหีบ พบมีปริมาณการปนเปื้อนของ TBT ในดินตะกอนอยู่ระหว่าง 3 ถึง 285 ng/g (dry weight) พบมากคือที่อ่าวอุดม และแหลมฉบัง (Harino, *et al.*, 2006) ในปี พ.ศ. 2548 ได้มีการติดตามตรวจสอบการปนเปื้อนของสาร TBT โดยกรมควบคุมมลพิษที่อ่าวชลบุรี เกาะสีชัง อ่าวอุดม แหลมฉบัง พบมีปริมาณของสารดังกล่าวอยู่ระหว่าง 5 ถึง 21 ng/g (dry weight) ซึ่งพบปริมาณการปนเปื้อนมากที่สุดในบริเวณแหลมฉบัง (กรมควบคุมมลพิษ, 2549a) จากข้อมูลดังกล่าวเมื่อเปรียบเทียบปริมาณของสารกลุ่มบิวทิลทินกับการศึกษาในช่วงแรกโดย Kan-atireklap *et al.*, (1997) พบว่ามีแนวโน้มลดลง

บริเวณชายฝั่งอันดามันค่อนข้างมีรายงานเกี่ยวกับการปนเปื้อนของสารกลุ่มบิวทิลทินค่อนข้างน้อย โดยได้มีรายงานการศึกษาโดยกรมควบคุมมลพิษ (2549) ในบริเวณท่าเทียบเรือในเขตจังหวัดภูเก็ต ช่วงปี พ.ศ. 2548 พบมีปริมาณสาร TBT DBT และ MBT อยู่ในช่วง 8 ถึง 14, 9 ถึง 17 และ 7 ถึง 15 ng/g (dry weight) ตามลำดับ ในภาพรวมประเทศไทยมีแนวโน้มการลดลงของสารกลุ่มบิวทิลทินเมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาในช่วงแรกโดย Kan-atireklap *et al.*, (1997) แต่อย่างไรก็ตามประเทศไทยยังคงมีการปนเปื้อนของสาร TBT ค่อนข้างสูงเมื่อเปรียบเทียบกับประเทศอื่นในแถบเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ (Harino, *et al.*, 2006; 2008)

ผลกระทบของสารในกลุ่มบิวทิลทิน (Butyltin) ต่อสิ่งมีชีวิต

สารในกลุ่มดีบุกอินทรีย์ โดยเฉพาะสาร TBT นั้นถูกนำมาใช้เพื่อป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิตที่มาเกาะติดที่ใต้ท้องเรือแต่สารดังกล่าวสามารถส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตได้หลายกลุ่ม ได้แก่ กลุ่มหอยทะเล เช่น ทำให้เกิดความผิดปกติของการสร้างเปลือกในหอยนางรม และทำให้เกิดความผิดปกติและการตายของตัวอ่อนด้วยดังที่เกิดในอ่าว Arcachon ในประเทศฝรั่งเศษ ทำให้มีปริมาณผลผลิตของหอยนางรมลดลงอย่างมาก (Alzieu, 1991) นอกจากนี้ทำให้หอยทะเล (gastropod) เพศเมียมีการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียม หรือที่เรียกว่าปรากฏการณ์ imposex (Bryan, *et al.*, 1986; Bettin, *et al.*, 1996) ซึ่งปรากฏการณ์ดังกล่าวได้มีการศึกษาและรายงานอย่างแพร่หลายทั่วโลก สัตว์ทะเลในกลุ่มครัสเตเชียนได้มีรายงานผลกระทบจากสาร TBT ได้แก่ มีผลต่อ osmoregulation ในกุ้ง (Lignot, *et al.*, 1998) และมีผลต่อระบบสืบพันธุ์และระบบภูมิคุ้มกันในสัตว์ทะเลกลุ่มแอมฟิพอด (Jacobson, *et al.*, in press) นอกจากนี้ได้มี

รายงานว่าสารดังกล่าวสามารถกระตุ้นให้ปลาเพศเมียเกิดการเปลี่ยนแปลงเป็นเพศผู้มากขึ้น (Shimasaki, *et al.*, 2003)

ปรากฏการณ์ความผิดปกติทางเพศของหอยทะเลฝาเดียว

ปรากฏการณ์ imposex ได้มีรายงานการพบเป็นครั้งแรกโดย Blaber (1970) ในช่วงทศวรรษที่ 1970 ในหอยฝาเดียวชนิด *Nucella lapillus* (Bettin, *et al.,* 1996) imposex เป็นปรากฏการณ์ที่หอยทะเลเพศเมียมีการพัฒนาระบบการสืบพันธุ์ของเพศผู้ หรือพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียม (pseudopenis และ/หรือ pseudo vas deference) ขึ้น ปรากฏการณ์ imposex เป็นปรากฏการณ์ที่เกิดแล้วไม่สามารถหายได้ (irreversible) (Bryan et al, 1987 อ้างจาก Bech *et al.*, 2002) สาเหตุของการเกิด imposex นั้นเกิดจากการที่หอยทะเลได้รับสารในกลุ่ม organotin โดยเฉพาะสาร tributyltin (TBT) (Bryan, *et al.*, 1986; Bech, *et al.*, 2002) และสาร triphenyltin (TPT) ก็สามารถเหนี่ยวนำให้เกิด imposex ได้เช่นกัน (Horiguchi, *et al.*, 1998; Limaverde *et al.*, 2007) ทั้งนี้ความรุนแรงของการเกิด imposex แปรผันหรือขึ้นอยู่กับปริมาณการปนเปื้อนของสาร TBT (Bryan *et al.*, 1986) ซึ่งสารดังกล่าวทำให้เกิดการยับยั้งการสร้างฮอร์โมนเอสโทรเจน (estrogen) (ยับยั้งปฏิกิริยาที่เปลี่ยนฮอร์โมนแอนโดรเจน (androgens) ไปเป็นฮอร์โมนเอสโทรเจน (estrogen)) ทำให้มีปริมาณ testosterone เพิ่มมากขึ้นซึ่งการเพิ่มขึ้นของฮอร์โมน testosterone จะชักนำให้เกิดการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียม (Bettin, *et al.*, 1996) ผลจากการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมหากมีการพัฒนามากจะไปทำให้ไปขวางทางท่อนำไข่ทำให้หอยทะเลเพศเมียไม่สามารถวางไข่ได้ นอกจากนี้หากมีการสะสมไข่ในท่อนำไข่มากขึ้นจะทำให้ท่อนำไข่แตกและทำให้หอยทะเลตาย (Gibbs and Bryan, 1986; สุบัณฑิต นิ่มรัตน์ และ คณะ, 2549) ซึ่งจะนำมาสู่การลดลงของประชากรของหอยทะเลได้ การเกิด imposex สามารถเกิดได้ในหอยทะเลกลุ่มอันดับ Mesogastropoda และ Neogastropoda โดยได้มีรายงานถึงการเกิด imposex ทั่วโลกมากกว่า 140 ชนิด (Horiguchi, *et al.*, 2001)

จากการศึกษาและค้นพบของนักวิทยาศาสตร์ทำให้ทราบว่าความรุนแรงของการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมต่อปริมาณความเข้มข้นของสาร TBT ในแหล่งน้ำและตะกอนดินมีความสัมพันธ์กัน (Bettin, *et al.*, 1996) ทำให้ในปัจจุบันนิยมใช้ปรากฏการณ์ดังกล่าวเป็นตัวชี้วัด (bioindicator) การปนเปื้อนของ TBT ในสิ่งแวดล้อม เนื่องจากเป็นวิธีที่ง่ายและรวดเร็วกว่าการวิเคราะห์ทางเคมี (Smith, 1996) จากผลกระทบในทางลบที่เกิดขึ้นอย่างชัดเจนจากสารในกลุ่มบิวทิลทิน ตามที่ได้กล่าวมานั่นทำให้หลายประเทศได้มีการระงับการใช้สาร TBT และได้มีการศึกษาสถานการณ์การเกิด imposex หลังการระงับใช้พบว่าสามารถลดปริมาณการเกิด imposex ลงได้ ดังเช่นการศึกษาของ Smith (1996) ได้รายงานการลดลงของการเกิด imposex และการลดลงของค่า relative penis size index (RPSI) ในหอยทะเลชนิด *Lepsiella scobina* บริเวณ Porirua Basin ในประเทศนิวซีแลนด์ โดยศึกษาเปรียบเทียบกันระหว่างปี ค.ศ. 1988/1989 และ ปี ค.ศ. 1994/1995 คือช่วงก่อนและหลังการห้ามขายและห้ามใช้สาร TBT ในปี 1993 อย่างไรก็ตามจากผลการศึกษาไม่พบการลดลงของเปอร์เซ็นต์การเกิด imposex แต่พบการลดลง

ของ relative penis size index (RPSI) ในบริเวณที่เป็นท่าเรือสินค้าขนาดใหญ่ (Wellington Harbor) อาจเนื่องมาจาก สาร TBT ที่สะสมอยู่บริเวณ Wellington Harbor อาจถูกกวนขึ้นมาจากกิจกรรมการเดินเรือ และ การขุดลอกได้ นอกจากนี้ในประเทศนิวซีแลนด์ไม่ได้มีการเก็บข้อมูลเกี่ยวกับการใช้สีกันเพรียงของเรือจากต่างชาติซึ่งเรือดังกล่าวอาจเป็นแหล่งของการปล่อยสารปนเปื้อน นอกจากนี้จากรายงานของ Reitsema *et al.* (2003) ที่ได้ศึกษาการเกิด imposex ของหอยทะเลชนิด *Thais orbita* บริเวณชายฝั่งเมือง Perth ทางฝั่งตะวันตกของประเทศออสเตเรีย จำนวน 16 สถานี ในช่วงปี 1998 – 1999 เปรียบเทียบกับปี 1993 พบว่ามีอัตราการเกิดลดลง 11 สถานี โดยสถานีที่ยังคงมีปริมาณ imposex สูงคือจุดที่เป็นท่าเทียบเรือพาณิชย์ขนาดใหญ่ และอู่ต่อเรือ ทั้งนี้น่าจะมีผลมาจากการระงับการใช้สาร TBT กับเรือที่มีขนาดยาวกว่า 25 เมตร ตั้งแต่ปี 1991

การศึกษาเกี่ยวกับการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียม (imposex) ในประเทศไทย

จากรายงานการวิจัยที่ผ่านมา ประเทศไทยได้มีการศึกษาถึงผลกระทบจากการปนเปื้อนของสาร TBT โดยศึกษาการเกิด Imposex ในหอยทะเลฝาเดียวในหลายพื้นที่ทั้งบริเวณอ่าวไทยและอันดามัน จากผลการศึกษาพบหอยทะเลที่เกิดการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมอย่างน้อย 35 ชนิด ใน 10 วงศ์ ได้แก่ วงศ์ Buccinidae, Bursidae, Cassidae, Melongenidae, Muricidae, Nassariidae, Littorinidae, Planaxidae, Turridae และ Volutidae ซึ่งได้มีรายงานการการเกิด imposex มากที่สุดในวงศ์ Muricidae (19 ชนิด)

<u>สถานการณ์การเกิด Imposex ในชายฝั่งทะเลอ่าวไทย</u>

การศึกษา imposex บริเวณอ่าวไทยที่ผ่านมาได้มีการสำรวจกระจายครอบคลุมพื้นที่ในหลายจังหวัด ในบริเวณอ่าวไทยภาคตะวันออกโดยเฉพาะจังหวัดชลบุรีเป็นอีกจังหวัดหนึ่งที่เป็นที่ได้รับความสนใจในการตรวจติดตามคุณภาพสิ่งแวดล้อมเพราะเป็นพื้นที่ที่เสี่ยงต่อการปนเปื้อนของสารมลพิษต่างๆ รวมถึงสารไตรบิวทิลทิน เนื่องจากเป็นจังหวัดที่มีการขยายตัวทางเศรษฐกิจมากและบริเวณชายฝั่งมีกิจกรรมที่หลากหลาย ไม่ว่าจะเป็นการท่องเที่ยว การประมง การเพาะเลี้ยง แหล่งอุตสาหกรรม และท่าเรือพาณิชย์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2549a) ช่วงปี ค.ศ. 1996 (พ.ศ. 2539) ได้มีรายงานการเกิด imposex ในบริเวณ บ้านอำเภอ ตำบลนาจอม บางละมุง ศรีราชา เกาะสีชัง อ่างศิลา อยู่ระหว่าง 27 ถึง 100 เปอร์เซ็นต์ โดยสถานีที่พบการเกิด imposex สูงมากที่สุดคือสถานี ศรีราชา ทั้งนี้ชนิดที่พบว่ามีเปอร์เซ็นต์ของการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมสูง ได้แก่ *Bursa rana, Murex* sp. และ *Nassarius livescens* (Swennen, *et al.*, 1997) ในช่วงปี พ.ศ. 2548 ได้มีการตวรจวัดการเกิด imposex ที่บริเวณท่าเทียบเรือในจังหวัดชลบุรี และได้รายงานการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมในหอยทะเลฝาเดียวชนิด *Planaxis sulcatus* ที่บริเวณท่าเรือแหลมฉบัง 50 เปอร์เซ็นต์ และพบร้อยละการเกิด imposex ในหอยทะเลชนิด *Littorina ardouinian* ที่สถานีอ่าวชลบุรี 10 เปอร์เซ็นต์ (กรมควบคุมมลพิษ

, 2549a) นอกจากนี้ในช่วงปี พ.ศ. 2549 – 2550 ได้มีการศึกษาในบริเวณพื้นที่บริเวณอ่าวชลบุรี เกาะสีชัง อ่าวอุดม แหลมฉบัง ท่าเทียบเรือบริษัท โอเชียน มารีน่า ยอช์ท คลับ พบเกิด imposex ในหอยทะเลชนิด *Pugilina cochlidium, Ergalatax contracta, Ergalatax margariticola, Nassarius livescens* และ *Cymbiola nobilis* โดยมีอัตราการเกิด imposex อยู่ระหว่าง 4 – 100 เปอร์เซ็นต์ นอกจากนี้ยังพบความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณการสะสมของสารกลุ่มบิวทิลทินในหอยทะเลต่อเปอร์เซ็นต์การเกิด imposex และ ความยาวของ pseudopenis ด้วย (พัณณิตา เอี่ยมสะอาด, 2550) นอกจากในจังหวัดชลบุรีแล้วได้มีรายงานการเกิด imposex ในส่วนสถานีระยองและสถานีน้ำริน ซึ่งพบมีการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมในพื้นที่อยู่ระหว่าง 9.0 ถึง 16.4 เปอร์เซ็นต์ (Swennen, *et al.*, 2009)

ในส่วนพื้นที่อ่าวไทยตอนล่างได้มีรายงานการเกิด imposex ในสถานีบางตาวา อ่าวปัตตานี แหลมตาชัย และในพื้นที่จังหวัดนราธิวาส ซึ่งการเกิด imposex มีค่าอยู่ระหว่าง 2 ถึง 86 เปอร์เซ็นต์ อย่างไรก็ตามไม่พบ imposex ในพื้นที่ เพชรบุรีและบ้านควน (Swennen, *et al.*, 1997) ในช่วงปี ค.ศ. 2006 Swennen *et al.* (2009) ได้ทำการศึกษา imposex ในพื้นที่เดียวกับที่ศึกษาในช่วงปี ค.ศ. 1996 และได้เปรียบเทียบข้อมูลพบว่ามีแนวโน้มของการเกิด imposex มากขึ้นในสถานี ปัตตานี เพชรบุรี บ้านควน รูสะมิแล และ ปะนาเระ อย่างไรก็ตามพบมีแนวโน้มการเกิด imposex ลดลงที่สถานี ศรีราชา แหลมนก และปากน้ำปัตตานี นอกจากนี้ยังได้แบ่งระดับความรุนแรงของการเกิด imposex ออกเป็นบริเวณที่เกิด imposex สูง (พบมากกว่า 50 เปอร์เซ็นต์) ที่สถานี พัทยา และศรีราชา บริเวณที่พบระดับการเกิด imposex ปานกลาง (15-49 เปอร์เซ็นต์) ได้แก่ สถานี บ้านควน บางตาวา รูสะมิแล แหลมนก ปากอ่าวปัตตานี และบริเวณที่พบระดับการเกิด imposex น้อย (พบน้อยกว่า 15 เปอร์เซ็นต์) ได้แก่ สถานี ระยอง น้ำริน เพชรบุรี สงขลา ปะนาเระ และตากใบ (Swennen *et al.*, 2009)

<u>สถานการณ์การเกิด Imposex บริเวณชายฝั่งทะเลอันดามันของประเทศไทย</u>

การศึกษาการเกิด imposex บริเวณชายฝั่งทะเลอันดามันส่วนใหญ่เป็นการศึกษาในพื้นที่จังหวัดภูเก็ต ในช่วงระหว่างปี ค.ศ. 1996 ถึงปี ค.ศ. 2000 ได้มีรายงานการเกิด imposex โดยเน้นศึกษาในหอยทะเลกลุ่ม Muricids ได้แก่ *Thais distinguenda, T. bitubercularis, T. rufotincta, Morula musiva, M. margariticora, M. granulata* และ *Chicoreus capucinus* พบว่า มีอัตราการเกิด imposex มากขึ้นในช่วงระหว่างที่ทำการศึกษา คือ ในปี ค.ศ. 1996 พบเกิด imposex 22.5 เปอร์เซ็นต์ ส่วนในปี ค.ศ. 2000 พบเพิ่มมากขึ้นเป็น 62.0 เปอร์เซ็นต์ ทั้งนี้ยังพบมีการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียม (Relative Penis Length Index) ในหอยเพศเมียเพิ่มมากขึ้นอีกด้วย (Bech, 2002a) นอกจากนี้ยังพบว่าเปอร์เซ็นต์การเกิด imposex และขนาดของ pseudopenis ในหอยชนิด *Chicoreus capucinus* มีความสัมพันธ์กับระยะห่างระหว่างท่าเรือ และระยะเวลาในการเปิดใช้งานของท่าเรือ กล่าวคือบริเวณที่ใกล้ท่าเรือ มีแนวโน้มการเกิด imposex สูงกว่าบริเวณที่ไกลออกไป และพบแนวโน้มการเกิด imposex มากขึ้นตามระยะเวลาในการเปิดใช้ท่าเรือ (Bech, 2000b) อย่างไรก็ตามนอกจากบริเวณท่าเรือแล้ว

บริเวณจุดจอดเรือหรือจุดทอดสมอ (Mooring sites) ก็พบการเกิด imposex เช่นกัน โดยจากการศึกษาที่เกาะพีพี และเกาะราชา ที่บริเวณอ่าวด้านในของเกาะสามารถพบได้มากถึง 100 เปอร์เซ็นต์ และพบน้อยลงเมื่อระยะทางห่างออกไปทางทะเลเปิด (Bech, 2000b) นอกจากการศึกษาในหอยกลุ่ม Muricids แล้ว ได้มีรายงานการเกิด imposex ในหอยทะเลชนิด *Littorina ardouinian* บริเวณท่าเรือหลายแห่งในจังหวัดภูเก็ตโดยพบมีเปอร์เซ็นต์การพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมอยู่ระหว่าง 3.5 ถึง 35.7 เปอร์เซ็นต์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2549) นอกจากการสำรวจการเกิด imposex แล้ว Bech *et al.* (2002) ได้ทำการทดลองศึกษาถึงผลกระทบของการปนเปื้อนของสาร TBT โดยนำหอยชนิด *Thais distinguenda* จากบริเวณที่ไม่มีการปนเปื้อนจากสาร TBT (ไม่พบการเกิด imposex) นำไปปล่อยยังบริเวณที่มีการปนเปื้อนของ TBT สูง คือ บริเวณที่พบว่ามีการเกิด imposex ในหอยชนิดดังกล่าว 100 เปอร์เซ็นต์ จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างในช่วงระยะเวลา 1 ปี หลังจากที่ปล่อยเพื่อวิเคราะห์หาการเกิด imposex จากผลการทดลองพบเปอร์เซ็นต์การเกิด imposex เพิ่มมากขึ้นตามระยะเวลาที่ได้ปล่อยหอยทะเลในพื้นที่ศึกษา

จากข้อมูลการศึกษาการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมพบว่าการตอบสนอง (sensitivity) ของหอยทะเลแต่ละชนิดต่อสาร TBT แตกต่างกันไป ผลการศึกษาของ Bech (2002a) ที่จังหวัดภูเก็ตพบว่า ชนิด *Thais distinguenda, T. bitubercularis* และ *Chicoreus capucinus* มีการตอบสนองค่อนข้างไวต่อสาร TBT ส่วนชนิด *Molura musiva, Molura granulate, Molura margariticola* และ *Thais rufotincta* มีการตอบสนองต่อสาร TBT ค่อนข้างต่ำเนื่องจากพบมีการพัฒนา อวัยวะเพศผู้เทียมในบริเวณที่มีการสัญจรเรือหนาแน่นเท่านั้น (Bech, 2002a) นอกจากนี้ Swenen, *et al.* (2009) ได้รายงานว่าหอยทะเลชนิด *Morula musiva* เป็นชนิดที่มีการตอบสนองค่อนข้างน้อยเช่นกันและพบว่าหอยทะเลชนิด *Lataxiena blosvillei* มีการตอบสนองค่อนข้างดีเปรียบเทียบกับชนิดอื่นๆที่ได้ทำการศึกษา (Swenen, *et al.*, 2009) อย่างไรก็ตามหอยทะเลบางชนิดสามารถเกิด imposex ได้โดยไม่ถูกการเหนี่ยวนำจากสารในกลุ่มดีบุกอินทรีย์ดังเช่นหอยทะเลในวงศ์ Volutidea บางชนิด ได้แก่ *Cymbiola nobilis, C. vespertilio, Melo amphora, M. melo* และ *M. umbilicata* เนื่องจากสามารถเกิด imposex ได้เองในสภาพธรรมชาติ (Natural phenomenon) ทั้งนี้ได้มีการศึกษาตัวอย่างในวงศ์นี้ที่ได้เก็บตัวอย่างก่อนปี ค.ศ. 1960 ซึ่งเป็นช่วงที่ยังไม่ได้มีการนำ TBT มาใช้ประกอบในสารป้องกันการเกาะติดของสิ่งมีชีวิตก็พบการพัฒนาอวัยวะเพศผู้เทียมเช่นกัน (Swennen and Horpet, 2008)

จากข้อมูลการศึกษาที่ผ่านมาจะเห็นได้ว่าการศึกษาเกี่ยวกับปริมาณการปนเปื้อนของสาร TBT ในสิ่งแวดล้อมหรือในสิ่งมีชีวิตยังคงเป็นสิ่งจำเป็น เนื่องจากสารในกลุ่มนี้สามารถตกค้างอยู่ในสิ่งแวดล้อมได้นานโดยเฉพาะในตะกอนดิน (Sarradin, et al., 1995; de Mora, *et al.*, 1995) ผลจากการศึกษาจะเป็นข้อมูลสำคัญในการประเมินสถานการณ์ (evaluation) การปนเปื้อนของสารกลุ่มดังกล่าว (Wattayakorn, 2008) รวมถึงอาจใช้เป็นข้อมูลในการจัดการหรือวางแผนปรับปรุงคุณภาพสิ่งแวดล้อมต่อไปในอนาคตได้ ทั้งนี้ยังมีอีกหลายบริเวณที่มีกิจกรรมเกี่ยวกับการเดินเรือและเป็นท่าเทียบเรือในชายฝั่งทะเลด้าน

ตะวันออก (จังหวัดชลบุรี ระยอง จันทบุรี และตราด) ที่น่าสนใจสำรวจศึกษาและยังไม่มีการศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบของสารกลุ่ม TBT ต่อหอยทะเลฝาเดียว ทั้งนี้หากมีการศึกษาจะทำให้มีข้อมูลในส่วนนี้ของประเทศไทยเพิ่มมากขึ้น นอกจากนี้เพื่อเป็นข้อมูลในการศึกษาหาชนิดหอยฝาเดียวที่สามารถใช้เป็นดัชนีชี้วัดคุณภาพสิ่งแวดล้อม (Bioindicator) หรือเป็นตัวบ่งชี้สภาพแวดล้อม (Environmental indicator) ของการปนเปื้อนของสารในกลุ่ม Tributyltin (TBT) ในอ่าวไทยต่อไป