

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ปรอท (Mercury) เป็นโลหะหนักที่มีสถานะเป็นของเหลวที่อุณหภูมิห้อง มีสีขาวคล้ายเงิน มีคุณสมบัติในการสะท้อนแสงได้ดี และเป็นตัวนำไฟฟ้าที่ดี โดยปกติปรอทในธรรมชาติสามารถจำแนกออกได้หลายรูปแบบ ไม่ว่าจะเป็น ปรอทอนินทรีย์ และปรอทอินทรีย์ โดยปรอทแต่ละรูปแบบก็จะมีคุณสมบัติแตกต่างกัน (ดังแสดงในตารางที่ 1 และ 2) (รัตนกรณ์ ชื่นไพศาลศิลป์, 2545)

ตารางที่ 1 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของปรอท (รัตนกรณ์ ชื่นไพศาลศิลป์, 2545)

คุณสมบัติ	Hg
สัญลักษณ์	
น้ำหนักโมเลกุล (Molecular Weight)	200.590
ความหนาแน่น (Density) ที่ 20 องศาเซลเซียส	13.546 กรัมต่อมิลลิกรัม
จุดเดือด (Boiling Point)	356.9 องศาเซลเซียส
จุดเยือกแข็ง (Melting Point)	-38.870 องศาเซลเซียส
ความร้อนแฝงของการหลอมเหลว	2.82 แคลอรีต่อกรัม
ความร้อนแฝงของการกลายเป็นไอ	65 แคลอรีต่อกรัม
ความดันไอ	1.20×10^{-3} มิลลิเมตร ที่ 20 องศาเซลเซียส
ความถ่วงจำเพาะ (Specific Gravity)	13.545
ความสามารถในการละลายน้ำ	ต่ำ
(Solubility in Water)	

ตารางที่ 2 คุณสมบัติทางกายภาพและทางเคมีของปรอทอินทรีย์ (เมทิลเมอร์คิวรีคลอไรด์)
(ATSDR, 1999; Kaufman, 1969)

คุณสมบัติ	
สูตรทางเคมี	CH_3HgCl
สูตรโครงสร้าง	$\text{CH}_3\text{-Hg}^+\text{Cl}^-$
น้ำหนักโมเลกุล (Molecular Weight)	251.10 (g/ mol)
คุณสมบัติทางกายภาพ (25 องศาเซลเซียส)	White Crystal
จุดเดือด (ที่ 25 mm Hg)	No Data
จุดเยือกแข็ง	170 องศาเซลเซียส
ความหนาแน่น (25 องศาเซลเซียส)	4.06 g/ mL
ความดันไอ (25 องศาเซลเซียส)	0.0085 mm Hg
ความสามารถในการละลายน้ำ (21 องศาเซลเซียส)	< 100 mg/ L
Log Octanol/ Water Partition Coeff.	No Data
Odor Threshold (Air)	No Data
Conversion Factors (Air)	1 ppm = 10.27 mg/ m ³ ; 1 mg/ m ³ = 0.0974 ppm

แหล่งที่มาของปรอทในสิ่งแวดล้อม

ปรอทที่กระจายออกสู่สิ่งแวดล้อมมาจากแหล่งใหญ่ ๆ 2 แหล่ง ได้แก่

1. แหล่งธรรมชาติ (Natural Sources)

ปรอทที่พบมากในธรรมชาติ คือ โลหะปรอท และปรอทซัลไฟด์ ซึ่งสามารถกระจายออกสู่สิ่งแวดล้อมโดยการละลายและระเหย หรือผุกร่อนของหิน ดิน แร่ ที่มีปรอทเป็นส่วนประกอบอยู่ จากการศึกษาเกี่ยวกับการสลายตัวของปรอทตามธรรมชาติ โดย National Academy of Science (NAS) ในปี ค.ศ. 1978 พบว่า ปริมาณของปรอทที่ระเหยออกมาตามเปลือกของผิวโลก ออกมากับก๊าซภูเขาไฟ และระเหยจากมหาสมุทร จะมีจำนวนประมาณ 2,700 – 5,000 ตัน/ ปี (รัตนกรณั์ ชื่นไพศาลศิลป์, 2545) อย่างไรก็ตาม การกระจายจากแหล่งธรรมชาตินั้นมีปริมาณน้อยมาก เมื่อเทียบกับปรอทที่ได้จากการกระทำของมนุษย์ ทำให้สมดุลของธรรมชาติเปลี่ยนไป ก่อให้เกิดอันตรายต่อมนุษยชาติ และสิ่งมีชีวิตอื่น ๆ (วรวิทย์ ชีวาพร, 2543)

2. แหล่งที่มาจากการกระทำของมนุษย์ (Anthropogenic Sources)

ปรอท เป็นสารที่มนุษย์นำมาใช้ประโยชน์ได้อย่างกว้างขวางและเป็นจำนวนมาก มนุษย์รู้จักใช้ประโยชน์จากสารปรอทหลายอย่าง เช่น ใช้เมอร์คิวริกออกไซด์ (HgO) และซินนาบาร์ (HgS) ทำเป็นเม็ดสี (Pigment) และเครื่องสำอาง มาตั้งแต่ยุคก่อนประวัติศาสตร์ ในปัจจุบันมีการนำมาใช้อย่างกว้างขวาง เช่น

2.1 ด้านอุตสาหกรรม ได้แก่ อุตสาหกรรมทำสี อุตสาหกรรมพลาสติก อุตสาหกรรมโซดาไฟ และคลอรีน อุตสาหกรรมชุบโลหะ อุตสาหกรรมผลิตภัณฑ์ไฟฟ้า เป็นต้น

2.2 ด้านการเกษตร ได้แก่ การใช้สารประกอบอินทรีย์ของปรอทในการฆ่าเชื้อรา บางครั้งฉาบบเมล็ดพืช เพื่อป้องกันแมลง และโรคพืช

2.3 จากผลิตภัณฑ์ไฟฟ้า เช่น แบตเตอรี่ เทอร์โมมิเตอร์ บารอมิเตอร์ หลอดไฟ ฟลูออเรสเซนต์ สวิตช์ไฟฟ้า เป็นต้น

ด้วยเหตุนี้เอง ทำให้มีการใช้ปรอทกันอย่างกว้างขวาง ทำให้เกิดการปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมที่เกิดจากการกระทำของมนุษย์มากกว่าในธรรมชาติในปริมาณสูง โดยพบว่า ปรอทถูกปล่อยจาก โรงงานอุตสาหกรรมมีมาก ตั้งแต่ปี 1960 มีอยู่ในช่วงประมาณ 10,000 ตัน/ปี (รัตนกรณ ชื่นไพศาลศิลป์, 2545) เช่น

1. จากน้ำเสียจากชุมชน และห้องปฏิบัติการ
2. จากการเผาไหม้ถ่านหิน น้ำมัน และก๊าซธรรมชาติ ซึ่งมีปรอทเป็นส่วนประกอบอยู่
3. จากการชำรุดของอุปกรณ์ที่มีปรอทเป็นส่วนประกอบอยู่ เป็นต้น

ตัวอย่างการกระจายตัวของปรอทโดยการกระทำของมนุษย์จนเกิดอันตรายต่อมนุษย์นั้น เคยเกิดมาแล้วที่อ่าวมินามาตะทางตอนใต้ของประเทศญี่ปุ่น เมื่อปี 1952 ทำให้ผู้คนล้มป่วย และตายลงเป็นจำนวนมาก เนื่องจาก บริโภคปลา และหอย ที่มีปริมาณของปรอทที่อยู่ในรูปของ เมทิลเมอร์คิวรีในปริมาณที่สูง สาเหตุที่ปลาในอ่าวมีปริมาณปรอทสูงมาก เนื่องมาจากโรงงาน อุตสาหกรรมผลิต ไวนิลคลอไรด์ ที่ตั้งอยู่บริเวณริมอ่าวปล่อยสารเมอร์คิวริกคลอไรด์ที่ใช้เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในกระบวนการผลิตลงสู่อ่าวเป็นประจำ และอีกเหตุการณ์หนึ่งในปี พ.ศ. 2515 ที่ประเทศอิรักมีรายงานว่า มีผู้คนล้มป่วย และเสียชีวิตในปริมาณมาก เนื่องจากรับประทานข้าวสาลี ที่ได้รับการฉีดพ่นด้วยยากำจัดเชื้อราที่ผสมปรอท (รัตนกรณ ชื่นไพศาลศิลป์, 2545)

รูปของปรอทในสิ่งแวดล้อม

รูปของปรอทที่ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำมีอยู่ 5 รูปดังนี้

1. Divalent Mercury, Hg^{2+}
2. Metallic Mercury, Hg^0

3. Phenylmercury, $C_6H_5Hg^+$
4. Methylmercury, CH_3Hg^+
5. Alkoxyalkylmercury, $CH_3OCH_2CH_2Hg^+$

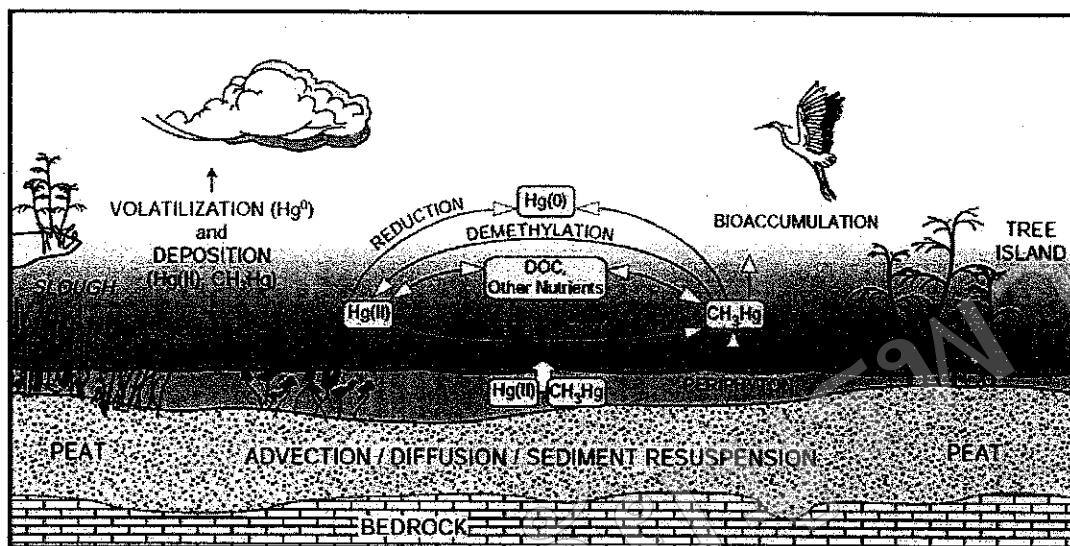
เมื่อปรอทได้ถูกปลดปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อมของน้ำแล้ว บางส่วนจะเข้าไปดูดซับอยู่กับอินทรีย์วัตถุที่แขวนลอยอยู่ในน้ำ สิ่งแขวนลอยในน้ำจะทำหน้าที่คล้าย ๆ ตัวกำจัดปรอทออกไปจากมวลน้ำ โดยเหนี่ยวนำให้ปรอทไอออนมาเกาะติด และตกตะกอนลงสู่พื้นของแหล่งน้ำในเวลาต่อมา (Hannerz, 1969)

ในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anoxic) ปรอทในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นปรอทซัลไฟด์ แล้วเกิดการตะกอน ปรอทในรูปนี้จะละลายน้ำได้น้อยหรือไม่ละลายเลย แต่อย่างไรก็ดี ปรอทซัลไฟด์นี้อาจถูกออกซิไดซ์ได้โดยเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) และมีโอกาสละลายน้ำออกมาได้อีก แหล่งน้ำที่มีการขาดออกซิเจนนั้น บริเวณพื้นท้องน้ำอาจมีไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่มาก ซึ่งไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถทำปฏิกิริยากับเมทิลเมอร์คิวรีให้เป็นปรอทอินทรีย์ ในรูปของไดเมทิลเมอร์คิวรีซัลไฟด์ ($(CH_3)_2S-Hg-CH_3$) ได้

ปรอทอินทรีย์เหล่านี้สามารถเข้าไปสะสมในห่วงโซ่อาหาร และเข้าสู่ร่างกายมนุษย์ได้ ในที่สุด การเปลี่ยนรูปของปรอทอินทรีย์นั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมหลายประการ เช่น ความเป็นกรด และค่าของน้ำ ความเป็นกรด และค่าของน้ำ มีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนรูปของปรอท คือ ในสภาวะที่เป็นด่าง จะทำให้เกิดไดเมทิลเมอร์คิวรี แต่ถ้าอยู่ในสภาวะที่เป็นกลาง หรือ ด่างเล็กน้อย จะทำให้มีการเปลี่ยนรูปไปเป็นเมทิลเมอร์คิวรี นอกจากนี้ สภาวะที่เป็นกรด จะมีผลทำให้ไดเมทิลเมอร์คิวรี เปลี่ยนรูปเป็นเมทิลเมอร์คิวรีได้ง่าย (เปี่ยมศักดิ์ เมนะเสวต, 2539)

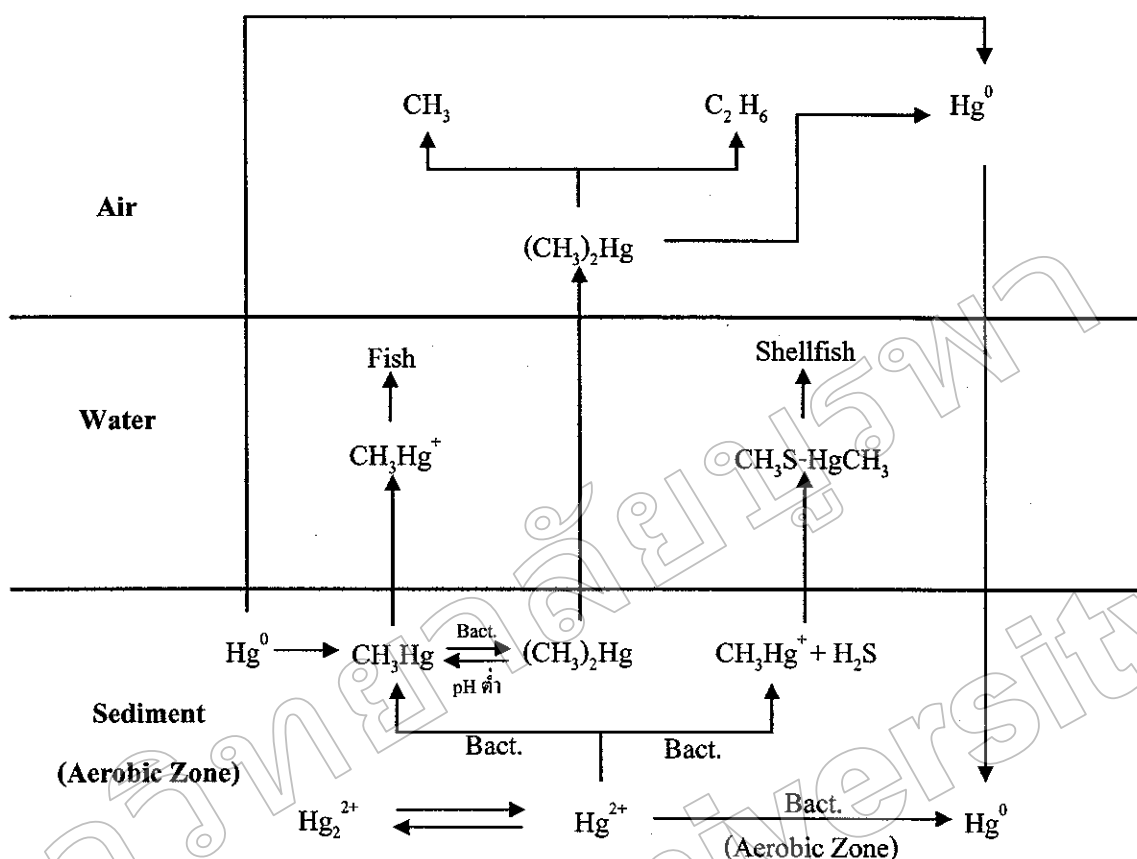
วัฏจักรของปรอท

ปรอทอินทรีย์ และปรอทอนินทรีย์ สามารถเปลี่ยนรูปแบบไปมาได้ และหมุนเวียนเป็นวัฏจักร (ดังแสดงในภาพที่ 1) กล่าวคือ ปรอทที่อยู่ในบรรยากาศส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของธาตุปรอท (Hg^0) ซึ่งเป็นรูปที่มีความดันไอสูง และละลายน้ำได้เล็กน้อย ด้วยคุณสมบัตินี้จึงทำให้ปรอทที่อยู่ในบรรยากาศมีค่าครึ่งชีวิตยาวประมาณ 1 ปี หรือมากกว่านั้น โดยปรอทที่อยู่ในบรรยากาศส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไอปรอท (Mercury Vapour) (Piotrowski & Coleman, 1980) ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในรูปของปรอทอนินทรีย์ เช่น Hg^{2+} จะตกสะสมลงสู่ผิวพื้นน้ำโดยการตกของฝน ด้วยกระบวนการตกสะสม (Deposition) โดยปนมากับน้ำฝนลงสู่แหล่งน้ำ (นฤกษ์ วัฒนวิฑูร, 2545)



ภาพที่ 1 วงจรของปรอทในสิ่งแวดล้อม (Williams et al., 2000)

ปรอทเมื่อลงสู่แหล่งน้ำส่วนใหญ่จะถูกดูดซับ (Absorb) เข้าไปอยู่ในอนุภาคตะกอนที่แขวนลอย ทั้งที่เป็นพวกสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ และตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำในเวลาต่อมา ปรอทสามารถเปลี่ยนรูปแบบ (Speciation) จากธาตุปรอท (Hg^0) ไปเป็น Inorganic Divalent (Hg^{2+}) หรือปรอทอินทรีย์ในรูปของเมทิลเมอร์คิวรี (CH_3Hg^+) และไดเมทิลเมอร์คิวรี ($(CH_3)_2Hg$) ซึ่งการเปลี่ยนรูปแบบเกิดขึ้นโดย Hg^0 จะถูกออกซิไดส์ไปเป็น Hg^{2+} จากนั้น Hg^{2+} จะถูกเมทิลเลต (Methylate) ได้เป็นเมทิลเมอร์คิวรี และไดเมทิลเมอร์คิวรี โดยกระบวนการทางชีวภาพ โดยจุลินทรีย์ที่มีความสามารถเปลี่ยนรูปของปรอทอินทรีย์ให้เป็นปรอทอินทรีย์ ได้แก่ Methanogenic Bacteria ซึ่งจะทำการเปลี่ยนปรอทอนินทรีย์เป็นปรอทอินทรีย์ ทำให้เกิดปรอทอินทรีย์ทั้งสองรูปแบบ คือ เมทิลเมอร์คิวรี และ ไดเมทิลเมอร์คิวรี แต่ไดเมทิลเมอร์คิวรี ($(CH_3)_2Hg$) เป็นรูปแบบที่มีความสามารถในการระเหยสูง ส่วนใหญ่จึงระเหยจากแหล่งน้ำไปอยู่ในบรรยากาศ อีกกระบวนการหนึ่งที่ทำให้ปรอทในแหล่งน้ำกลับสู่บรรยากาศอีกครั้ง คือ เมทิลเมอร์คิวรีและไดเมทิลเมอร์คิวรีจะถูกดีเมทิลเลต (Demethylate) เป็นธาตุปรอท และระเหยเข้าสู่บรรยากาศ หมุนเวียนเป็นวัฏจักร (ดังแสดงในภาพที่ 2) (วรวิทย์ ชีวาพร, 2543)



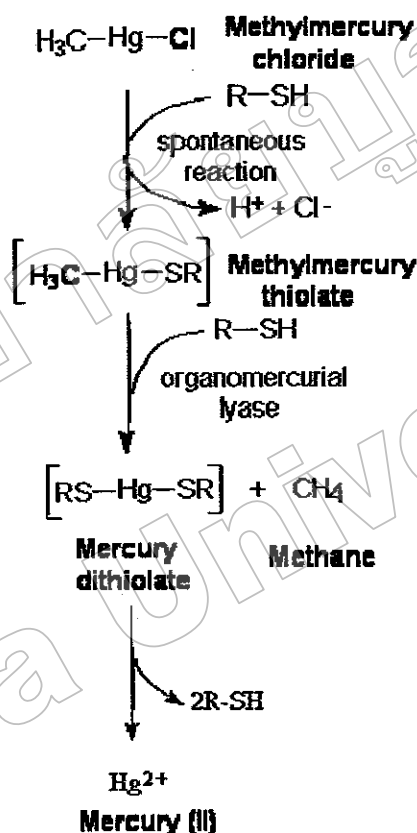
ภาพที่ 2 วัฏจักรทางชีวภาพของปรอทในสิ่งแวดล้อม (Wood, 1975)

กระบวนการเกิดเมทิลเลชัน (Methylation Process)

เมทิลเลชัน เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นในดินตะกอน เนื่องจากปรอทสามารถเปลี่ยนรูปแบบทางกายภาพ และทางเคมีได้ง่าย โดยสามารถเปลี่ยนไปเป็น CH_3Hg^+ , $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ และเป็นปรอทที่สามารถระเหยได้ นอกจากนี้บางส่วนก็สูญหายไปอยู่ในดินตะกอน ปรอทสามารถเคลื่อนย้ายเข้าไปติดอยู่ในดินตะกอนในรูปของ CH_3Hg^+ หรือ $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ หรือสารอินทรีย์ในรูปของก๊าซ โดยการเปลี่ยนรูปของปรอท จะเริ่มจากปรอทในรูปโลหะ (Metallic Mercury) จะถูกออกซิไดส์ (Oxidize) ส่วนปรอทฟีนิล (Phenyl Mercury) และปรอทอัลคิล (Alkyl Mercury) จะถูกสลายพันธะ จากนั้นด้วยกระบวนการทางชีววิทยา อีออนปรอทจะถูกเมทิลเลต (Methylate) ได้เป็นปรอทโมโนเมทิล (Monomethyl Mercury) หรือ ปรอทไดเมทิล (Dimethyl Mercury) ทั้งนี้ปริมาณสัมพัทธ์ของการเกิดปรอทโมโนเมทิล (Monomethyl Mercury) และปรอทไดเมทิล (Dimethyl Mercury) ขึ้นอยู่กับชนิดของจุลชีพ ปริมาณสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของปรอท อุณหภูมิ และ pH ในแหล่งน้ำ (Jensen & Jernelov, 1969; Wood, 1968) โดยความเข้มข้นของ CH_3Hg^+ จะสูงเมื่อ pH ของน้ำต่ำ เพราะ $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ถูกย่อยสลายไปเป็น CH_3Hg^+ ได้ที่สภาพ pH ต่ำ จะเกิดในสภาพ ที่ไม่มีออกซิเจนในดินตะกอน (วรวิทย์ ชีวาพร, 2543)

กระบวนการเกิดเมทิลเลชันสามารถเกิดได้ 2 ขั้นตอน คือ

1. เมทิลเลชัน (Methylation) เป็นการรวม Hg เข้ากับ CH_3 -Group
2. ดีเมทิลเลชัน (Demethylation) เป็นการเคลื่อนย้าย CH_3 -Group ออกจาก Hg เป็นขั้นตอนสำคัญในการลดความเป็นพิษ และการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอน (ดังแสดงในภาพที่ 3)



ภาพที่ 3 กระบวนการดีเมทิลเลชัน (Mercury Methylation, 2005)

การเปลี่ยนปรอทในรูปแบบต่าง ๆ ให้เป็นปรอทในรูปเมทิลเมอร์คิวรีนั้นพบว่า เกิดในชั้นของดินตะกอน ถ้าปรอทอยู่ลึกลงไปชั้นดินตะกอนก็จะมีผลต่อการเกิดเมทิลเลชัน ถ้าไม่ถูกรบกวน อย่างไรก็ตามการเคลื่อนไหวของกระแสน้ำ และปรากฏการณ์ทางกายภาพอื่น ๆ เช่น สัตว์เล็ก ๆ จำพวก Worm สามารถรบกวนชั้นของดินตะกอนที่มีปรอทลึก 2 เซนติเมตร พวกสัตว์ที่มีขนาดใหญ่ขึ้น เช่น หอย สามารถรบกวนชั้นดินตะกอนได้ลึกอย่างน้อย 9 เซนติเมตร และในบริเวณที่มีการขุดลอกผิวหน้าของดินตะกอน จะมีการรบกวนในระดับลึกหลาย ๆ ฟุต (D'Itri & D'Itri, 1977)

ปัจจัยที่ส่งผลต่อกระบวนการเกิดเมทิลเลชันของปรอทในดินตะกอน

การเปลี่ยนแปลงของปรอทอินทรีย์ไปเป็นปรอทอินทรีย์นั้นขึ้นอยู่กับองค์ประกอบทางสิ่งแวดล้อมหลายประการ เช่น ชนิด และปริมาณของแบคทีเรียในดินตะกอน ความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ สภาพการมีออกซิเจน และขาดออกซิเจน ปริมาณสารอินทรีย์ในดินตะกอน อุณหภูมิ และปริมาณซัลเฟต (Matsumura, Gotoh & Boush, 1972)

1. ปริมาณซัลเฟต

นอกจากนี้ยังพบว่า ซัลเฟต ยังมีผลกระทบต่อกระบวนการ Hg Methylation อีกด้วย ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Jean et al. (1998) ที่ทำการศึกษาในห้องปฏิบัติการพบว่า กระบวนการ Hg Methylation ในน้ำนั้น เกิดขึ้นน้อยมาก ส่งผลทำให้ปริมาณ MeHg ในน้ำมีความเข้มข้นอยู่ในปริมาณที่ต่ำมาก คือ น้อยกว่า 0.05% ของปรอทรวมที่ตรวจพบในน้ำ หรือมีความสามารถในการเกิดกระบวนการ Hg Methylation ที่เกิดในน้ำเพียง $< 2 \times 10^{-5} \% \text{ ml}^{-1} \text{ h}^{-1}$ เท่านั้น นอกจากนี้ยังพบว่า Hg Methylation Rate ยังมีปัจจัยอีกตัวที่สำคัญนั่นคือ ปริมาณความเข้มข้นของซัลเฟตในตะกอนดิน ซึ่งจากการศึกษาพบว่า ซัลเฟต จะไปมีผลต่อ SRB: Sulfate Reducing Bacteria ซึ่งจัดเป็น Methanogenesis Bacteria

ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Devereux et al. (1996) ที่ทำการศึกษา ปริมาณของ SRB: Sulfate Reducing Bacteria และกระบวนการเกิด Hg Methylation ในดินตะกอนปากแม่น้ำ ตามระดับความลึกพบว่า ปริมาณของซัลเฟต มีผลต่อ Hg Methylation โดยพบว่า ซัลเฟต จะมีปริมาณสูงในช่วงรอยต่อระหว่างน้ำกับดินตะกอนที่ระดับความลึก +4 ถึง -4 เซนติเมตร แล้วจะค่อย ๆ ลดลง ตามระดับความลึกของดินตะกอน โดยเมื่อทำการเปรียบเทียบกับ Hg Methylation Rate พบว่า Hg Methylation Rate จะมีความสัมพันธ์กันแบบแปรผกผันตรงกับปริมาณความเข้มข้นของซัลเฟตในดินตะกอน กล่าวคือ เมื่อปริมาณซัลเฟตมีปริมาณลดลง กระบวนการ Hg Methylation ก็จะลดลงด้วยเช่นกัน เนื่องจากกิจกรรมของ Sulfate Reducing Bacteria: SRB ลดลง

Jelena et al. (2004) พบว่า กระบวนการเกิด Hg Methylation มีความสัมพันธ์กับอัตราเร็วของกระแส น้ำ โดยถ้ากระแส น้ำมีความเร็วต่ำ อัตราการเกิด Hg Methylation จะมีความสามารถเกิดได้ในอัตราที่สูง อีกทั้งอัตราการเกิดกระบวนการ Hg Methylation จะขึ้นอยู่กับระดับของซัลเฟต ในดินตะกอนด้วย โดยถ้าดินตะกอนบริเวณใดมีระดับของซัลเฟตต่ำ บริเวณนั้นจะเกิดกระบวนการ Hg Methylation ในอัตราที่สูง และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยตัวอื่น ๆ อีก ที่เกี่ยวข้องกับการสะสมปรอทในดินตะกอน เช่น Sulfur, DOC (Dissolve Organic Carbon), ขนาดของตะกอน เป็นต้น

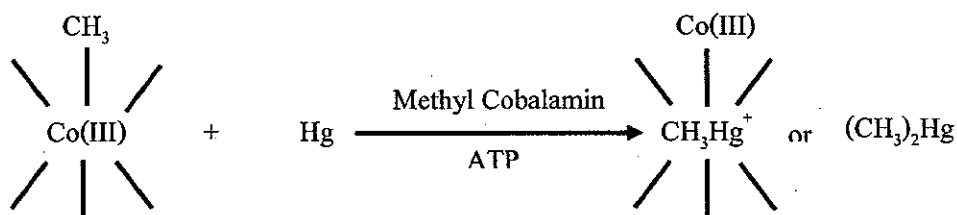
2. แบคทีเรียกับการเกิดเมทิลเลชัน

แบคทีเรีย เป็นสาเหตุในการเปลี่ยนแปลงปรอทรูปต่าง ๆ ให้เป็นเมทิลเมอร์คิวรี ในธรรมชาติ เพราะสามารถเปลี่ยนแปลงรูปปรอทได้หลายทาง แบคทีเรียบางประเภทจะดูดซึมปรอทภายนอกของผนังเซลล์ให้เปลี่ยนเป็นไอปรอทโดยตรง เช่น *Escherichia Coli* จะดูดซึมปรอทไว้ แล้วไอออนปรอท (Mercuric Ion) จะรวมตัวกับของเหลวภายในเซลล์ (Cytoplasm) และสลายตัวเป็นสารประกอบอื่นให้อยู่ในรูปที่ระเหยได้ และพบว่า แบคทีเรียชนิด *Clostridium cochlearium* สามารถสร้างเมทิลเมอร์คิวรีจากปรอทอนินทรีย์ สำหรับ *Pseudomonas aeruginosa proteus* สามารถเปลี่ยนเมอร์คิวริกไอออนให้เป็นปรอทในรูปโลหะได้ ซึ่งต่อมา (Jensen & Jernelov, 1969) สามารถแสดงให้เห็นได้ว่าสิ่งมีชีวิตในดินตะกอนสามารถทำให้เกิดเมทิลเลดปรอทอนินทรีย์ได้ (มาลี เลาสุทแทน, 2528)

Jensen and Jernelov (1969) พบว่า ปรอทในรูปไดวาเลนต์ (Hg^{2+}) ในโคลนตม สามารถถูกเปลี่ยนให้เป็นปรอทอนินทรีย์ในรูปเมทิลเมอร์คิวรี และไดเมทิลเมอร์คิวรีได้ โดยกระบวนการทางชีวภาพ

Wood (1968) พบว่า แบคทีเรียที่สามารถเปลี่ยนปรอทอนินทรีย์ให้กลายเป็นปรอทอนินทรีย์ ได้แก่ Methanogenic Bacteria การเปลี่ยนรูปดังกล่าว จะทำให้เกิดปรอทอนินทรีย์ได้ทั้งสองรูปแบบคือ เมทิลเมอร์คิวรี และไดเมทิลเมอร์คิวรี โดยทำการศึกษากระบวนการเมทิลเลชันแบบ Nonenzymatic โดยสกัดเซลล์อิสระของ Methanogenic Bacterium กับ Methyl Cobalamin (Vitamin B_{12} - CH_3) ที่ให้ CH_3 -Group สรุปได้ว่า จุลชีพ ที่สามารถสังเคราะห์วิตามิน B_{12} ได้ ก็จะสามารถสังเคราะห์เมทิลเมอร์คิวรีได้

Dunlap (1971) พบว่า ปรอทอนินทรีย์ที่สะสมในสิ่งแวดล้อมสามารถถูกเปลี่ยนเป็นปรอทอนินทรีย์ซึ่งมีความเป็นพิษสูงได้ โดยแบคทีเรียที่สามารถสังเคราะห์สารมีเทน (Methane Synthesizing Bacteria) ได้โดยใช้โคบอลท์ (III) ในวิตามิน B_{12} เป็นตัวช่วย กลุ่มเมทิล (CH_3 -Group) จะจับตัวกับ โคบอลท์ (III) และถูกเคลื่อนย้ายต่อไปจับกับประจุ Hg^{2+} โดยผ่านเมทิลคอบาลามิน (Methyl Cobalamin) (ดังแสดงในภาพที่ 4)



ภาพที่ 4 กระบวนการเมทิลเลชันโดยแบคทีเรียที่สามารถสังเคราะห์สารมีเทนได้โดยใช้โคบอลท์ (III) ในวิตามิน B₁₂ เป็นตัวช่วย (Dunlap, 1971)

3. อุณหภูมิ

จากการศึกษาของ Jean et al. (1998) ในห้องปฏิบัติการพบว่า ช่วงของอุณหภูมิที่ส่งผลให้เกิด Hg Methylation ที่ดีที่สุดอยู่ในช่วง 35- 45 องศาเซลเซียส ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของ Bacteria และกระบวนการ Hg Methylation จะหยุดลง เมื่ออุณหภูมิประมาณ 55 องศาเซลเซียส เนื่องจากอุณหภูมิมิผลต่อการทำงานของ Enzyme และการทำงานของ แบคทีเรีย ซึ่งจัดว่าเป็นปัจจัยจำกัดทางชีวภาพต่อกระบวนการ Hg Methylation.

4. ความเค็ม

จากการศึกษาของ Jean et al. (1998) ในห้องปฏิบัติการ โดยทำการบ่มที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส และทำการศึกษาผลของความเค็มที่มีต่อ กระบวนการ Hg Methylation โดยใช้ NaCl เป็นตัวให้ความเค็ม ใน 3 ระดับ และทำการวัดค่าการนำไฟฟ้าไว้ที่ 116, 248 and 314 $\mu\text{S. cm}^{-1}$ โดยมี 116 $\mu\text{S. cm}^{-1}$ เป็นชุดควบคุม และผลที่ได้พบว่า ที่ระดับของการนำไฟฟ้าสูง ๆ จะมี Hg Methylation Rate ต่ำ โดยพบว่า 116, 248 and 314 $\mu\text{S. cm}^{-1}$ จะมี Hg Methylation Rate 0.19, 0.15, <0.05 (MeHg จาก % ของปรอทรวม) เนื่องจาก Cl^{-1} จะเข้าไปจับกับ Hg ได้เป็น HgCl_2

5. ค่าความเป็นกรด-ด่าง ในการเกิดเมทิลเลชัน

อัตราการเกิดเมทิลเลชันขึ้นอยู่กับ ค่าความเป็นกรด-ด่าง โดยการเกิดขึ้นของเมทิลเมอร์คิวรี และไดเมทิลเมอร์คิวรีนั้น ที่ค่าความเป็นกรด-ด่างสูงจะเกิดไดเมทิลเมอร์คิวรีซึ่งจะระเหยไปในอากาศได้ง่าย ไม่สะสมในสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ ซึ่งในธรรมชาติที่ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำเกิดขึ้นได้ยากมาก จึงมีการเกิดไดเมทิลเมอร์คิวรีที่ไม่อยู่ในสภาพถาวร พบว่า ที่ค่าความเป็นกรด-ด่าง มากกว่า 8-9 กระบวนการเมทิลเลชันที่เกิดขึ้นจะเกิดเป็นไดเมทิลเมอร์คิวรีมากกว่า และที่ค่าความเป็นกรด-ด่าง ต่ำกว่า 8 ลงมา จะเกิดเมทิลเมอร์คิวรีซึ่งสามารถเข้าไปสะสมในสิ่งมีชีวิตได้ (Waite, 1984 อ้างถึงใน ปิยะรัตน์ อุตสาหกรรม, 2548)

Jernelov (1969) พบว่า อัตราการเกิดเมทิลเลชันของปรอทและปรอทอินทรีย์ ในสิ่งแวดล้อมจะขึ้นกับค่าความเป็นกรด-ด่าง ของลำธาร และทะเลสาบ ความเข้มข้นของ เมทิลเมอร์คิวรีจะสูงเมื่อค่าความเป็นกรด-ด่าง ของน้ำต่ำ เพราะไคเมทิลเมอร์คิวรีจะถูกละลาย ไปเป็นเมทิลเมอร์คิวรีได้ที่สภาพค่าความเป็นกรด-ด่าง ต่ำ และจะเกิดในสภาพที่ไม่มีออกซิเจน ในดินตะกอน

Martha (1997) พบว่า ที่ค่าความเป็นกรด-ด่าง ต่ำจะเพิ่มอัตราการเกิดเมทิลเลชัน แสดงว่า การเกิดกระบวนการเมทิลเลชัน จะเพิ่มขึ้นถ้าแหล่งน้ำนั้นได้รับอิทธิพลจากฝนกรด

Larsson (1970) พบว่า ค่าความเป็นกรดด่างมีอิทธิพลต่อการเปลี่ยนรูปของปรอท ในสภาวะที่เป็นด่างจะทำให้เกิดไคเมทิลเมอร์คิวรี แต่ถ้าอยู่ในสภาวะที่เป็นกลาง หรือ เป็นกรด เล็กน้อยก็จะทำให้มีการเปลี่ยนรูปเป็นเมทิลเมอร์คิวรีมากขึ้น (Study Group on Mercury Hazards, 1970) นอกจากนี้สภาวะที่เป็นกรดจะมีผลทำให้ไคเมทิลเมอร์คิวรีเปลี่ยนรูปเป็นเมทิลเมอร์คิวรีได้ โดยง่าย

นอกจากนั้นการเพิ่มความเป็นกรดในน้ำจะทำให้ Inorganic Mercury ละลายน้ำได้ มากขึ้น ซึ่งทำให้แบคทีเรียสามารถนำไปใช้ในกระบวนการผลิต Methylmercury ได้มากขึ้น ตามไปด้วย

6. การออกซิเดชันของ Metallic Mercury (Hg^0) เป็นเมอร์คิวริกไอออน (Hg^{2+})

การออกซิเดชัน Hg^0 ให้เป็น Hg^{2+} ในดินตะกอนเกิดขึ้นได้ต่อเมื่อมี Redox Potential เพียงพอ ซึ่งพิจารณาได้จากสมการ

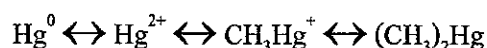
$$E = 850 + 30 \log \left(\frac{Hg^{++}}{\alpha} \right)$$

โดยที่ E = Redox Potential ที่จำเป็นในการออกซิไดซ์ Hg^0 ให้เป็น Hg^{2+}

α = ค่าประมาณแรงยึดเหนี่ยวระหว่าง Hg^{2+} กับสารอินทรีย์

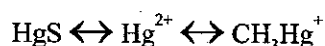
30 = ค่า Nernst Constant

ในการศึกษาของ (Werner, 1969 อ้างถึงใน ปีเยรัตน์ อุดสาห์พานิช, 2548) ได้ค่า α -Coefficient 10^{21} ฉะนั้นถ้ามีการเกิดขึ้นของ Hg^{2+} 2 มล./ล ($\approx 10^{-5}$) การออกซิเดชันจะต้องการ Redox Potential น้อยกว่า 80 มิลลิโวลต์ ซึ่งในธรรมชาติถ้าแหล่งน้ำมีออกซิเจนเพียงพอ และ pH เป็นกลางหรือใกล้เคียงเป็นกลาง จะมี Redox Potential อยู่ในช่วงประมาณ 520 มิลลิโวลต์ จึงพบว่า การออกซิเดชันจะเกิดขึ้นในทันทีที่แหล่งน้ำมีสารอินทรีย์ และออกซิเจน ซึ่งจะมีผลต่อเนื่องใน การเกิดเมทิลเลชัน (มาลี เลาสุทแสน, 2528)



7. เมธิลเลชันของเมอคิวริกซัลไฟด์ (Mercuric Sulfide)

เมอคิวริกซัลไฟด์ (HgS) เป็นรูปแบบหนึ่งของ Hg^{2+} จะถูกออกซิไดซ์ก่อนที่จะเมธิลเลชันจะเกิดขึ้น โดยที่เมอคิวริกซัลไฟด์เกือบจะไม่ละลายอยู่ในน้ำ ($\text{Solubility Product} = 10^{-53}$) เมื่อในแหล่งน้ำมีออกซิเจน เมอคิวริกซัลไฟด์จะถูกออกซิไดซ์เปลี่ยนเป็น เมอคิวริกซัลเฟต (HgSO_4) และกระบวนการทางชีววิทยาจะทำให้เกิดเมธิลเลชัน



พบว่า อัตราส่วนของอัตราการเกิดเมธิลเลชันเปรียบเทียบระหว่าง Ionic Divalent Mercury และเมอคิวริกซัลไฟด์อยู่ในช่วงประมาณ $1 : 10^{-3}$ (มาลี เลาสุทแสน, 2528)

8. สภาพการมีออกซิเจนและขาดออกซิเจนกับการเกิดเมธิลเลชัน

มีการศึกษาทางชีวเคมีเกี่ยวกับการเกิดเมธิลเลชันของปรอทโดยการใช้ Methanogenic Bacteria ซึ่งเป็น Anaerobic Bacteria ทำให้เกิดความคิดว่า Biological Methylation ในน้ำและดินตะกอนที่มีปรอทปนเปื้อนควรจะเกิดในสภาวะที่ขาดออกซิเจน (Anaerobic Condition) แต่ในน้ำและดินตะกอนในธรรมชาติในสภาวะที่ขาดออกซิเจนมีไฮโดรเจนซัลไฟด์อยู่ และจะเกิดการรวมตัวกับปรอท เป็นปรอทซัลไฟด์ ซึ่งจะเกิดเมธิลเลชันได้น้อยมาก โดยโอกาสที่จะเกิดการออกซิเดชันเปลี่ยนซัลไฟด์ (Sulfide) เป็นซัลเฟต (Sulfate) เพื่อให้ได้ Hg^{2+} ในการเมธิลเลชันได้น้อยมาก ซึ่งหมายความว่า ในระบบนิเวศของแหล่งน้ำที่อยู่ในสภาวะขาดออกซิเจน และมีไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมีผลในการยับยั้งการเกิดเมธิลเลชัน (มาลี เลาสุทแสน, 2528)

ซึ่งจากเหตุผลนี้เอง จึงทำให้มีปริมาณการสะสมตัวของ Methymercury ในดินตะกอนแม่น้ำสูงกว่าตะกอนทะเล เพราะตะกอนแม่น้ำมีปริมาณสารอินทรีย์ (Organic Matter) สูง และมีความเค็ม (Salinity) และ pH ต่ำกว่า ตะกอนดินทะเล.

การกระจายของปรอทในน้ำและดินตะกอน

แหล่งกำเนิดที่สำคัญของปรอทในน้ำทะเลที่เป็นทะเลเปิดส่วนใหญ่ จะเกิดจากการฟุ้งของหิน (GESAMP, 1990) ส่วนแหล่งกำเนิดของปรอทในน้ำทะเลชายฝั่งส่วนใหญ่เกิดจากการปนเปื้อนน้ำทิ้งในบริเวณชายฝั่ง แต่ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับกระบวนการเปลี่ยนแปลงสภาพทางกายภาพ และทางเคมีของน้ำทะเลในบริเวณชายฝั่งด้วย เช่น รูปแบบของการปล่อยน้ำทิ้ง ความสามารถของปรอทในการจับตัวกับสารแขวนลอยในน้ำทะเล อัตราการตกตะกอนของสารแขวนลอย ASEAN-Canada CPMS-II (1999) ได้ศึกษาความเข้มข้นของปรอทในน้ำทะเล และดินตะกอนที่พบในบริเวณเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ และบริเวณต่าง ๆ จากทั่วโลก (ดังแสดงในตารางที่ 3 และ 4) สำหรับความเข้มข้นของปรอทในสารแขวนลอย (Particulate Mercury, Hg-P) ที่พบในแหล่งน้ำ

อาจจะถูกตรวจวัดในรูปของปรอททั้งหมดที่ละลายน้ำ (Total Mercury, Hg-T) ได้เช่นกัน (นภฤกษ์ วัฒนวิฑูกร, 2545)

IPCS/ WHO (1989) ได้รายงานไว้ว่า ค่าเฉลี่ยปริมาณความเข้มข้นของปรอทในดินตะกอน ในบริเวณที่มีการปนเปื้อนปรอทของเอเชียตะวันออกเฉียงใต้มีค่าอยู่ระหว่าง 0.02-0.10 ไมโครกรัม ต่อกรัมน้ำหนักแห้ง Magos (1990) ได้รายงานไว้ว่า ความเข้มข้นปรอทในน้ำทะเลในบริเวณที่ไม่มีการปนเปื้อนมีค่าต่ำกว่า 0.003 ไมโครกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นปรอทในดินตะกอนในบริเวณที่ไม่มีการปนเปื้อนมีค่าต่ำกว่า 0.008 ไมโครกรัมต่อกรัม ในขณะที่ความเข้มข้นปรอทในดินตะกอน ในบริเวณที่มีการปนเปื้อนปรอทมีค่าอยู่ในช่วง 0.40-350 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง Kapauan et al. (1982) ได้ศึกษาผลกระทบต่องูเผือกจากเหมืองแร่ปรอทร้างที่ อ่าวฮอนด้า (Honda Bay) ในประเทศฟิลิปปินส์ พบว่า มีความเข้มข้นปรอทในน้ำทะเล 0-0.242 (N=53) ไมโครกรัมต่อลิตร และมีความเข้มข้นปรอทในดินตะกอน 0.001-2.433 ไมโครกรัมต่อกรัม น้ำหนักแห้ง (N=17) GESAMP (1990) ได้รายงานความเข้มข้นปรอทในน้ำทะเลเปิด และ ทะเลชายฝั่ง (Surface Water) ในทวีปเอเชีย บริเวณทะเลจีนใต้ มีค่า 0.003-0.005 ไมโครกรัมต่อลิตร (นภฤกษ์ วัฒนวิฑูกร, 2545)

ตารางที่ 3 ความเข้มข้นของปรอทในน้ำทะเลที่พบในบริเวณเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ และ บริเวณอื่น ๆ (นภฤกษ์ วัฒนวิฑูกร, 2545)

Location	Concentration ($\mu\text{g/L Hg}$)	Reference
Open Ocean (General)	0.0005 – 0.003	IPCS/ WHO (1989)
Coastal Seawater (General)	0.002 – 0.015	IPCS/ WHO (1989)
Marine Water (Unpolluted)	<< 0.003	Magos (1990)
Marine Water (Polluted)	0.02 – 0.40	Magos (1990)
Japan Sea	0.0059 $\pm$ 0.0018	GESAMP (1990)
East and South China Seas	0.0057 $\pm$ 0.0023	GESAMP (1990)
Tokyo Bay, Japan	0.003 $\pm$ 0.005	GESAMP (1990)
ASEAN REGION		
Semarang, Indonesia	1.883	Sunoko (1995)
Marunda Estuary, Jakarta Bay, Indonesia	3 – 7	Yulianda and Nurjaya (1994)
Honda Bay, Philippines	ND – 0.242	Kapauan et al. (1982)
Singapore Coastal Waters	ND – 2.7	Makjanic et al. (1995)
Chao Phraya River Estuary	0.002 – 0.018	Sirirattanachai, S. (2001*)

ND = Not detected (Detection Limit not Specified)

ตารางที่ 4 ความเข้มข้นของปรอทในดินตะกอนที่พบในบริเวณเอเชียตะวันออกเฉียงใต้
และบริเวณอื่น ๆ (นภฤกษ์ วัฒนวิฑูร, 2545)

Location	Concentration ($\mu\text{g/g Hg}$)	Reference
Marine Sediment (Unpolluted)	$<< 0.08 \text{ D}$	Magos (1990)
Marine Sediment (Polluted)	$0.4 - 350 \text{ D}$	Magos (1990)
ASEAN REGION		
Semarang, Indonesia	$0.024 - 0.046$	Sunoko (1995)
Honda Bay, Philippines	$0.001 - 2.433$	Kapauan et al. (1982)
Gulf of Thailand (4 River Mouths)	$0.07 - 3.20 \text{ D}$	Menasveta and Cheevaparanapiwat (1981)
Chao Phraya River estuary	$0.2 - 0.77$	Sirirattanachai, S. (2001*)

D = Dry Weight

การสะสมของปรอทในดินตะกอน

ในการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในแหล่งน้ำนั้น การวิเคราะห์ปริมาณปรอทในน้ำไม่สามารถเป็นดัชนีบอกการปนเปื้อนได้ดี ทั้งนี้เพราะปรอทที่ถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะถูกดูดซับ (Adsorb) เข้าไปอยู่ในอนุภาคของตะกอนที่แขวนลอย ทั้งที่เป็นพวกสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ และตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำในเวลาต่อมา ทำให้ปรอทมีแนวโน้มที่จะสะสมในดินตะกอนมากกว่าในน้ำ ดังนั้นการติดตามการปนเปื้อนของปรอทจึงควรตรวจสอบในดินตะกอนมากกว่าในน้ำ ดินตะกอนเป็นสิ่งที่ประกอบด้วย โคลน ซิลิกา สารอินทรีย์ ออกไซด์ของโลหะ คาร์บอนเนต ซัลไฟด์ และแร่ธาตุชนิดต่าง ๆ ซึ่งสิ่งเหล่านี้ล้วนมีผลต่อการสะสมของปรอทในดินตะกอน โดยทั่วไปมีปัจจัยที่เกี่ยวข้องกับการสะสมของปรอทในดินตะกอนอยู่ 5 ประการ คือ

1. การดูดซับกับอนุภาคต่าง ๆ ในดินตะกอน
2. การตกตะกอนของสารประกอบโลหะ
3. การตกตะกอนร่วมของโลหะโดยเหล็กไฮดรอกไซด์และแมงกานีสออกไซด์
4. การจับกับสารอินทรีย์ต่าง ๆ
5. การแทรกตัวอยู่ในผลึกของแร่ต่าง ๆ

นักวิทยาศาสตร์ที่ทำงานด้านโลหะหนักในสิ่งแวดล้อม พยายามจะแยกปริมาณโลหะหนักในดินตะกอนที่เกิดจากธรรมชาติออกจากปริมาณโลหะหนักในดินตะกอนที่เกิดจากการกระทำของมนุษย์ เพื่อที่จะได้เห็นลักษณะของภาวะมลพิษของโลหะหนักในดินตะกอนได้ชัดเจนขึ้น การแยกแยะดังกล่าวทำได้หลายวิธี วิธีการหนึ่งที่ใช้กันคือ การตรวจสอบความเข้มข้นของโลหะหนักในดินตะกอนว่ามีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นในระดับความลึกหรือไม่ ถ้าพบว่า มีความเข้มข้นของโลหะหนักในดินตะกอนชั้นบนมากกว่าในตะกอนในระดับลึกลงไป อาจสรุปได้ว่า ความเข้มข้นของโลหะหนักที่เพิ่มขึ้นในดินตะกอนชั้นบนเกิดจากการกระทำของมนุษย์ (Suess & Erlenkeuser, 1975)

ปรอทที่สะสมในดินตะกอนได้มาจากธรรมชาติ และจากการกระทำของมนุษย์ ในอ่าวมิแนมาตะที่เกิดมลภาวะ พบปริมาณปรอทในดินตะกอนสูงถึง 2,010 ไมโครกรัมต่อกรัม (น้ำหนักแห้ง) ซึ่งในระดับปกติดินตะกอนในแหล่งน้ำทั้งแม่น้ำ ทะเลสาบ และมหาสมุทร มีปรอทต่ำกว่า 70-100 นาโนกรัมต่อกรัม (Albert et al., 1990)

ปรอทเมื่อถูกปล่อยลงในแหล่งน้ำ ส่วนใหญ่จะถูกดูดซับ (Absorb) อยู่บนผิวอนุภาคของตะกอนที่แขวนลอยที่เป็นพวกสารอินทรีย์และอนินทรีย์ และตกตะกอนลงสู่พื้นท้องน้ำในเวลาต่อมา ปรอทในแหล่งน้ำพบอยู่ในหลายรูปแบบ เช่น

1. รูปที่ละลายน้ำได้
2. Non-Specification Adsorbs
3. Specific-Adsorbs
4. กิเลต
5. ตะกอน

และกระบวนการในการจับกับดินตะกอนอาจเกิดขึ้นโดย

1. การดูดซับโดยประจุบวก
2. การดูดซับบนผิวซัลไฟด์
3. เกิดเป็นสารประกอบปรอทเชิงซ้อนโดยพบว่า ในน้ำที่มีสารประกอบอินทรีย์ เช่น

Humate และ Fulvate ละลายอยู่นั้น สารละลายของสารอินทรีย์ดังกล่าวสามารถรวมตัวกับปรอทได้เป็นปรอทเชิงซ้อนทั้งที่ละลายน้ำได้ และไม่ได้ ส่วนของปรอทเชิงซ้อนที่ละลายน้ำจะตกตะกอนลงสู่ท้องน้ำ ส่วนที่ละลายน้ำได้ก็จะถูกดูดซึม

4. สร้างพันธะโคเวเลนต์ กับสารประกอบประเภท Organometallic
5. การดูดซับโดยดินและแร่ธาตุ (Jonasson, 1970 cited in Thongra-ar, 2001)

การตกตะกอนของโลหะ

ไอออนของโลหะหนักในแหล่งน้ำจะเกิดปฏิกิริยากับไอออนลบ (Anion) ในน้ำ เกิดเป็นสารประกอบ หากสารประกอบที่เกิดขึ้นไม่ละลายน้ำก็จะทำให้จมอยู่ใต้ท้องน้ำ ซึ่งความสามารถในการละลายน้ำของสารประกอบที่เกิดขึ้น สามารถพิจารณาได้จากค่าคงที่ของผลคูณของความเข้มข้นที่เป็นโมลาร์ของไอออน (Solubility Product Constant, K_{sp}) ในสารละลายที่อุณหภูมิใด ๆ ยกกำลังของจำนวนโมลของไอออนนั้น ดังนี้



$$K_{sp} \text{ สำหรับ } MX_2 = [M^{2+}]$$

โดยที่ หาก $[M^{2+}] > K_{sp}$ ทำให้ MX_2 สามารถตกตะกอนได้ จะเห็นได้ว่า โลหะไอออนที่อยู่ในน้ำ จะสามารถตกตะกอนได้ หรือไม่ ก็ขึ้นอยู่กับผลคูณความเข้มข้นของไอออนของโลหะนั้น ๆ กับความเข้มข้นชนิดของไอออนลบ (Anionic Species) เช่น ไฮดรอกไซด์ คาร์บอเนต ซัลไฟด์ และอื่น ๆ สารประกอบโลหะหนักแต่ละชนิดจะมีความสามารถในการละลายน้ำแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของสารนั้น ๆ (ไกรวิชญ์ ลุงไรสง, 2546)

ตะกอนที่ทับถมกันภายใต้อิทธิพลของแรงโน้มถ่วงของโลก จะเรียงตัวเป็นชั้น

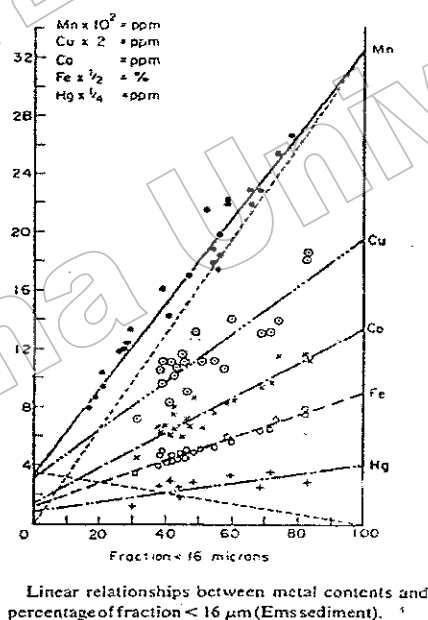
ในแนวนานกับผิวหน้าของทะเล ถ้าการตกตะกอนเป็นไปโดยมีระเบียบ ไม่มีการเลื่อนหลุดเป็นกะบิ (Slumping) ชั้นล่างของดินตะกอนจะแสดงถึงตะกอนยุคก่อน ๆ การศึกษาชั้นต่าง ๆ ของตะกอน โดยการดูสีของขนาดตะกอน ชนิดของแร่ และซากพืชซากสัตว์ (Fossils) ต่าง ๆ ในตะกอน เรียกว่า Stratigraphy (มนูดี หังสพฤกษ์ และศิริชัย ธรรมวานิช, 2529)

อิทธิพลของลักษณะของดินตะกอนกับการกระจายปรอท

เนื่องจากตะกอนทะเลมีลักษณะไม่เป็นเนื้อเดียวกัน (Heterogeneous) จากความแตกต่างของขนาดอนุภาค คุณสมบัติทางเคมี และอื่น ๆ เป็นปัจจัยทำให้ความเข้มข้นของโลหะในตะกอนไม่สามารถเปรียบเทียบกันได้ ในลักษณะน้ำหนักร่อน้ำหนักตะกอนโดยตรง ขนาดของอนุภาคตะกอนมีอิทธิพล (Grain Size Effect) กับปริมาณโลหะในตะกอนดิน (ดังแสดงในตารางที่ 28) ดังนี้ ตะกอนขนาดเล็ก (ตะกอนขนาดเล็ก เป็นตะกอนเล็กกว่า 50 ไมครอน เช่น ดินเหนียว สารอินทรีย์ คิวตซ์ขนาดเล็ก หรือเฟสปาร์) มีรูปร่างและขนาดหลากหลาย และมีคุณสมบัติที่เป็นประจุไฟฟ้า คุณสมบัติชนิดนี้เอง มีความสำคัญในการรวมตัวระหว่างอนุภาคตะกอนกับปรอท ด้วยแรงโคฮีชัน (Cohesion) เมื่ออนุภาคตะกอนถูกเคลือบด้วยสารอินทรีย์จะยิ่งทำให้การดูดซับปรอทเกิดได้ดีขึ้น เมื่อตะกอนมีขนาดเล็กจะมีความสามารถในการสะสมปรอทสูง ในขณะที่ตะกอนขนาดใหญ่สะสมปรอทได้น้อยจะมีอิทธิพลทำให้ค่าอัตราส่วนระหว่างปริมาณปรอทกับน้ำหนักตะกอนลดลงในลักษณะของการถูกเจือจางโดยมวลตัวอย่าง

Konrad (1974) พบว่า ความเข้มข้นของปรอทในดินตะกอนขึ้นอยู่กับลักษณะโครงสร้างของดินตะกอน โดยถ้าดินตะกอนมีลักษณะเป็นดินเหนียว (Clay) และมีสารอินทรีย์อยู่มาก จะมีปริมาณปรอทสูง และระดับปรอทขั้นพื้นฐาน (Background Level) ในสภาพดินต่างกัน ก็ไม่เท่ากันด้วย ในดินตะกอนที่มีลักษณะเป็นทราย มีปริมาณปรอทอยู่ในช่วงน้อยกว่า 0.01-0.05 ไมโครกรัมต่อกรัม ส่วนในดินตะกอนที่เป็นดินเหนียวที่มีสารอินทรีย์นั้นมีปริมาณปรอทอยู่ในช่วง 0.05-0.15 ไมโครกรัมต่อกรัม

โดยปรกติความเข้มข้นของโลหะจะเพิ่มขึ้น จากขนาดที่หยาบ ไปยังขนาดที่ละเอียด โดยความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง (Linear Relationship) ระหว่างปรอทที่สะสมในดินตะกอนกับขนาดของดินตะกอนพบว่า การสะสมจะมีมากเมื่อดินตะกอนมีขนาดน้อยกว่า 16 ไมครอน (DeGroot & Allersma, 1975) แต่พบว่า การดูดซับปรอทลดลงอีกครั้ง ในดินตะกอนที่มีขนาดเล็กกว่า 0.2 ไมครอน สาเหตุจากการลดลงของศักยภาพการดูดซับของผลึกที่ขนาดเล็ก หรือ พวกออสัญฐาน (ดังแสดงในภาพที่ 5)



ภาพที่ 5 ความสัมพันธ์เชิงเส้นตรง (Linear Relationship) ระหว่างปรอทที่สะสมในดินตะกอนกับขนาดของดินตะกอน (Krenkel, 1975)

การกระจายของโลหะหนักในตะกอนดินตามลำดับความลึก

จากตะกอนที่ทับถมกันภายใต้อิทธิพลแรงโน้มถ่วงของโลก จะเรียงตัวเป็นชั้นในแนวนานานกับผิวหน้าของทะเล ถ้าการตกตะกอนเป็นไปอย่างมีระเบียบ ตะกอนชั้นล่างจะแสดงถึง

ตะกอนยุคก่อน ๆ (มนูดี หังสพฤกษ์ และศิริชัย ธรรมวานิช, 2529) ดังนั้นหากใช้เครื่องเจาะตะกอนที่เรียกว่า Corer ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนเหล่านี้มาศึกษาแล้ว พบว่า ปริมาณโลหะที่สะสมอยู่ในตะกอนชั้นบน มักมีความเข้มข้นสูงกว่าในตะกอนชั้นล่าง โลหะที่เพิ่มขึ้นมานั้นน่าจะมาจากการกระทำของมนุษย์ (Trefry & Presley, 1976; Taylor, 1979) อย่างไรก็ตามวิธีการนี้จะให้ผลดีในกรณี que ตะกอนไม่ถูกรบกวนทั้งทางกายภาพ และชีวภาพ (Goldberg et al., 1978; Kramer et al., 1991) ขณะที่การศึกษาตะกอนผิวหน้าจะบอกถึงภาวะมลพิษในปัจจุบัน ตะกอนระดับลึกลงไปจะบอกถึงสิ่งที่เกิดขึ้นในอดีต เมื่อลึกลงไปถึงระดับที่การตกตะกอนเกิดก่อนยุคภาวะมลพิษ ก็จะหา ระดับพื้นฐานของ โลหะในตะกอนได้ (Bruland et al., 1974) และหากมีการหาอายุทางธรณีวิทยา (Geochronology) ด้วยวิธีกัมมันตรังสีควบคู่ไปด้วย ก็จะสามารถทราบประวัติมลพิษ (Pollution History) ตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบัน ได้ดียิ่งขึ้น (Chester & Stoner, 1975) รูปแบบการกระจายของปริมาณโลหะในแท่งตะกอนดิน บริเวณทะเลบอลติก (Baltic Sea) (Erlenkeuser et al., 1974) พบว่า ตะกอนดินที่ระดับความลึก 20 เซนติเมตร ขึ้นไป ปริมาณโลหะหนักเพิ่มขึ้น และระดับลึกลงไปจะเหมือนกับมาตรฐานหินตะกอน (Shales Standard) ที่ได้ศึกษาในบริเวณเดียวกัน (Turekian & Wedepohl, 1961)

Kamman and Engstrom (2002) ทำการศึกษาการสะสมตัวของปรอท ใน Vermont และทะเลสาบ New Hampshire ซึ่งมีสาเหตุจากการปนเปื้อนของปรอทในอากาศ และตกลงสู่ทะเลสาบ New Hampshire ก่อนที่จะสะสมในดินตะกอน ซึ่งผลการศึกษาพบว่า การสะสมตัวของปรอทในดินตะกอนจะมีการสะสมในปริมาณสูงในบริเวณผิวหน้าของดินตะกอน และลดลงเรื่อยตามระดับความลึก โดยพบว่า ค่าการสะสมปรอทในดินตะกอนจะถูกแบ่งออกเป็น 2 ช่วง โดยในช่วงบนของดินตะกอนมีค่าอยู่ในช่วง $21-83 \mu\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ และในช่วงล่างของดินตะกอนมีค่าอยู่ในช่วง $5-17 \mu\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ และเมื่อทำการศึกษาควกับกับการหาอัตราการตกตะกอนโดยใช้ ^{210}Pb ประกอบก็จะทำให้ทราบถึงช่วงเวลาของการปนเปื้อนซึ่งพบว่าช่วงที่มีการสะสมของปรอทรวมที่อยู่ในช่วง $21-83 \mu\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ จะตรงกับช่วงที่มีการขยายตัวของอุตสาหกรรม ซึ่งอยู่ในช่วงเวลา ค.ศ. 1850-2000 โดยมีค่าการสะสมปรอทสูงสุดในปี ค.ศ. 1955 และช่วงที่มีการสะสมของปรอทรวมที่อยู่ในช่วง $5-17 \mu\text{g m}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ซึ่งตรงกับช่วงที่ยังไม่มีอุตสาหกรรม ซึ่งอยู่ในช่วงเวลา ก่อนปี ค.ศ.1850

Amason and Fletcher (2003) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของ Hg, Cd, Pb และ U ในแท่งดินตะกอนที่ได้จาก Patroon Creek เนื่องจากบริเวณนี้ได้มีบริษัท Mercury Refining (Mereco) และบริษัท National Lead Industries (NLI) ที่ได้มีการใช้ Hg, Cd, Pb และ U ในกระบวนการผลิต ซึ่งในการศึกษาครั้งนี้ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อน Hg, Cd, Pb และ U ในแท่งดินตะกอนที่มีความยาว 3 เมตร ซึ่งพบว่า Hg จะมีลักษณะการปนเปื้อนเพิ่มขึ้นเรื่อยตามระดับความลึกที่ระดับ

ความลึกต่ำกว่า 1.68 เมตร โดยเริ่มจากความเข้มข้นที่น้อยกว่า 1 mg kg^{-1} และมีความเข้มข้นสูงสุดที่ระดับความลึก 0.8 เมตร โดยมีความเข้มข้น 6.2 mg kg^{-1} ส่วน Cd, Pb, U พบว่าจะมีแนวโน้มการปนเปื้อนเพิ่มขึ้นตามระดับความลึกที่ระดับความลึกต่ำกว่า 1.68 เมตร โดยมีค่าการปนเปื้อนสูงสุด 25, 320 และ 3600 mg kg^{-1} ตามลำดับ และเมื่อทำการศึกษาอัตราการตกตะกอนพบว่า Patroon Creek มีอัตราการตกตะกอนอยู่ที่ประมาณ 0.04 m yr^{-1} เมื่อทำการคำนวณย้อนกลับพบว่าในช่วงปี ค.ศ. 1958-1999 จะตรงกับระดับความลึกที่ 0-1.68 เมตร ซึ่งเป็นช่วงที่ Mercury Refining (Mereco) ดำเนินกิจการ ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนที่ระดับความลึกดังกล่าวมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึก ที่ระดับความลึกต่ำกว่า 1.68 เมตร ส่วนบริษัท National Lead Industries (NLI) เปิดดำเนินการในช่วงปี ค.ศ. 1958-1984 ซึ่งตรงกับการศึกษาการปนเปื้อน Cd, Pb และ U ที่มีระดับการปนเปื้อนเพิ่มขึ้นตามระดับความลึก ที่ระดับความลึกต่ำกว่า 1.68 เมตร และที่ระดับความลึกมากกว่า 1.68 เมตร จะมีการปนเปื้อนของ Cd, Pb และ U ลดลงตามระดับความลึก

Jha et al. (1999) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของ Hg, Ni ในแอ่งดินตะกอนจาก Thane Creek ในประเทศอินเดีย และทำการศึกษาอัตราการตกตะกอน (Sedimentation Rate) โดยใช้เทคนิค ^{210}Pb Dating Technique เนื่องจากในบริเวณดังกล่าวมีโรงงานอุตสาหกรรมเป็นจำนวนมากไม่ว่าจะเป็นโรงงานผลิตอุปกรณ์ไฟฟ้า, โรงงานผลิตโลหะและอุตสาหกรรมปิโตรเคมีต่าง ๆ โดยผลการศึกษาในครั้งนี้พบว่า ปริมาณการปนเปื้อนของปรอทอยู่ในช่วง $30-1,200 \text{ ng g}^{-1}$ ส่วนใหญ่มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึก ที่ระดับความลึกต่ำกว่า 15 เมตร แล้วหลังจากนั้นจะค่อย ๆ ลดลงตามระดับความลึกที่ระดับความลึกมากกว่า 15 เมตร ส่วนปริมาณการปนเปื้อนของนิกเกิลพบว่า มีแนวโน้มเช่นเดียวกับปรอท โดยมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึก และเมื่อนำค่าการปนเปื้อนของปรอท และนิกเกิล มาเปรียบเทียบกับอัตราการตกตะกอนก็จะพบว่า ในช่วงที่มีการปนเปื้อนนั้นเกิดขึ้นในช่วง 20 ปีที่ผ่านมา

Remy et al. (2003) ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในดิน และดินตะกอนจากแม่น้ำ Thur ในประเทศฝรั่งเศส ซึ่งบริเวณดังกล่าวเป็นบริเวณที่มีกิจกรรมทั้งทางการเกษตร และอุตสาหกรรม และในการศึกษานี้ได้ทำการศึกษาค่า Background Mercury Levels ในดินตะกอนของแม่น้ำ Thur ในประเทศฝรั่งเศส และศึกษาหาความสัมพันธ์ของการสะสมปรอทในดินตะกอนกับปริมาณสารอินทรีย์ในดินตะกอน โดยผลการศึกษาพบว่า มีค่าการสะสมตัวของปรอทในดินตะกอนอยู่ในช่วง $108 - 639 \text{ ng g}^{-1}$ โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 255 ng g^{-1} และพบว่ามีค่า Background Mercury Levels ที่ไม่ได้มีการปนเปื้อนจากกิจกรรมของมนุษย์ โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ $232 \pm 83 \text{ ng g}^{-1}$ และจากการศึกษาความสัมพันธ์ของการสะสมตัวของปรอทกับปริมาณสารอินทรีย์พบว่า มี

ความสัมพันธ์เชิงบวก โดยพบว่า ในเขตเกษตรกรรมจะมีแนวโน้มการสะสมตัวของปรอทและปริมาณสารอินทรีย์จะลดลงตามระดับความลึก โดยมีค่าการสะสมตัวของปรอท และปริมาณสารอินทรีย์สูงสุดอยู่ที่ระดับความลึก 30 เซนติเมตร พบว่า มีค่าการสะสมตัวของปรอทประมาณ $0.1 \mu\text{g g}^{-1}$ ส่วนเขตอุตสาหกรรมจะมีแนวโน้มการสะสมตัวของปรอทที่ระดับความลึกต่ำกว่า 85 เซนติเมตร พบว่า มีค่าการสะสมตัวของปรอทค่อนข้างคงที่ ประมาณ $12 \mu\text{g g}^{-1}$

Sunderland et al. (2004) ได้ทำการศึกษาการสะสมของปรอทในดินตะกอน จาก อ่าว Passamaquady และปากแม่น้ำ St. Croix ในประเทศสหรัฐอเมริกา ซึ่งผลจากการศึกษาครั้งนี้พบว่า การสะสมตัวของปรอทบริเวณ ปากแม่น้ำ St. Croix มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึกที่ระดับความลึกต่ำกว่า 6 เซนติเมตร และมีปริมาณการสะสมของปรอทสูงสุดที่ระดับความลึก 6 เซนติเมตร โดยมีค่าอยู่ที่ประมาณ $3000 \text{ pmol g}^{-1} \text{ dry}$ ($14,955.88 \text{ ng g}^{-1} \text{ dry}$) และจะลดลงตามระดับความลึกที่ระดับความลึกมากกว่า 6 เซนติเมตร ส่วนปริมาณการสะสมตัวของปรอทในดินตะกอนที่ได้จากบริเวณกลางอ่าว Passamaquady พบว่า มีแนวโน้มการสะสมตัวค่อนข้างคงที่ โดยมีค่าน้อยกว่า $500 \text{ pmol g}^{-1} \text{ dry}$ ($2,492.65 \text{ ng g}^{-1} \text{ dry}$)

Beldowski and Pempkowiak (2003) ได้ทำการศึกษาการแบ่งชั้นของปรอทในดินตะกอน และทำการศึกษารูปแบบของปรอทในดินตะกอน, หาความสัมพันธ์กับปริมาณสารอินทรีย์ และขนาดของอนุภาคดินตะกอน ที่ได้จากบริเวณอ่าว Gdansk ในประเทศโปแลนด์ พบว่า มีการปนเปื้อนของปรอทอยู่ในช่วง 28 -844 ng/g โดยพบว่า รูปแบบของปรอทที่ปนเปื้อนในดินตะกอนส่วนใหญ่จะจับอยู่กับสารจำพวก Humins ซึ่งเป็นรูปที่มีความคงตัวในสิ่งแวดล้อมสูง ซึ่งจัดเป็น Less Bioavailability และในสถานที่ใกล้เคียงกับปากแม่น้ำพบว่า การสะสมตัวของปรอทนั้นไม่ชัดเจนเนื่องจาก ได้รับอิทธิพลจากกระแสน้ำ แต่ในสถานที่ไกลจากปากแม่น้ำพบว่า การสะสมตัวของปรอทที่จับตัวกับ Humins มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึก และเมื่อเปรียบเทียบปริมาณสารอินทรีย์พบว่า มีความสัมพันธ์เชิงบวกกับการสะสมตัวของปรอท ส่วนขนาดอนุภาคของดินตะกอนพบว่ายิ่งดินตะกอนมีขนาดเล็ก ยิ่งมีปริมาณการสะสมของปรอทเพิ่มขึ้น

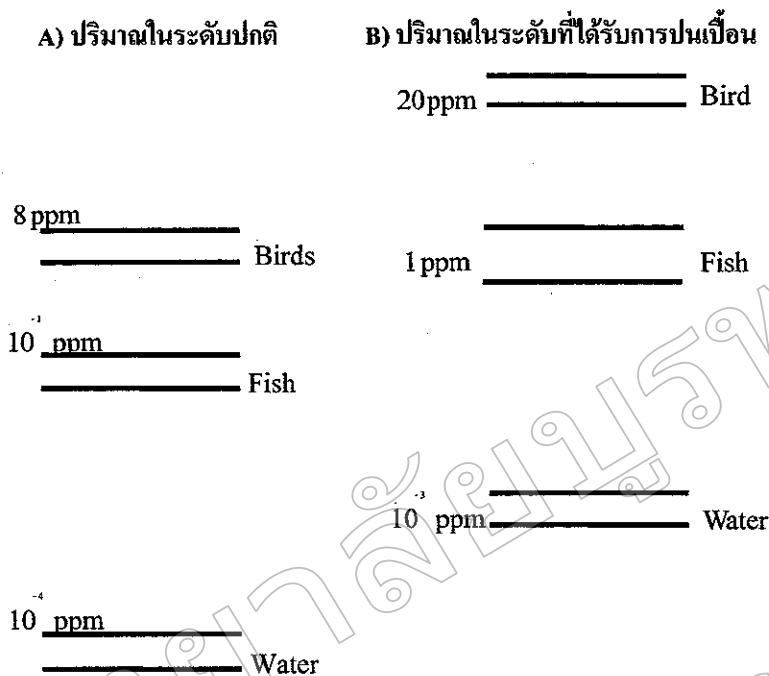
Lockhart et al. (2000) ได้ทำการตรวจสอบความถูกต้องของการสะสมของปรอทในแท่งดินตะกอนเพื่อหาประวัติของการปนเปื้อนของปรอท จากทะเลสาบ Stuart ใน Ontario ประเทศแคนาดา ซึ่งทะเลสาบ Stuart ที่ใช้การศึกษานี้จัดว่าเป็นทะเลสาบที่มีขนาดใหญ่ โดยมีพื้นที่ 358 ตารางกิโลเมตร ซึ่งอยู่ใกล้กับเหมืองปรอท โดยเหมืองปรอทที่ศึกษานี้ได้เริ่มดำเนินการถลุงแร่ ซินนาบาร์ (Cinnabar) มาตั้งแต่ปี ค.ศ. 1940-1944 และ ปี ค.ศ. 1968-1975 โดยทำการเก็บแท่งดินตะกอนมาหาปริมาณการสะสมตัวของปรอทโดยเทคนิค Cold Vapour Atomic Absorption และทำการหาอายุดินตะกอนด้วยเทคนิค ^{210}Pb Isotope และจากผลการศึกษาพบว่า

ปริมาณการสะสมตัวของปรอทมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นตามระดับความลึกจนถึงระดับหนึ่งก่อนที่จะลดลง โดยพบว่า มีค่าเฉลี่ยของการสะสมของอยู่ที่ 150 ng g^{-1} และเมื่อทำการเปรียบเทียบกับค่าหาอายุของดินตะกอนพบว่า การสะสมตัวของปรอทจะมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างชัดเจน โดยเริ่มตั้งแต่ปี ค.ศ. 1934 – 1943 ก่อนที่การสะสมตัวของปรอทจะค่อยลดลงจนถึงปี ค.ศ. 1991 ซึ่งตรงกับกาณ์ดำเนินกิจการของเหมืองปรอท (ถลุงแร่จีนนาบาร์) ในช่วงปี ค.ศ. 1940-1944 ซึ่งจากการศึกษาครั้งนี้ ช่วยสนับสนุนความน่าเชื่อถือในการศึกษาถึงการปนเปื้อนตั้งแต่อดีตจนถึงปัจจุบัน (Historical of Mercury Contamination) ได้เป็นอย่างดีจากแท่งดินตะกอน ทำให้ทราบถึงช่วงเวลาที่เกิดการปนเปื้อนของปรอทได้ แต่ทั้งนี้ก็ควรที่จะศึกษาหาอายุของดินตะกอนหรืออัตราการตกตะกอนควบคู่กันไปด้วย

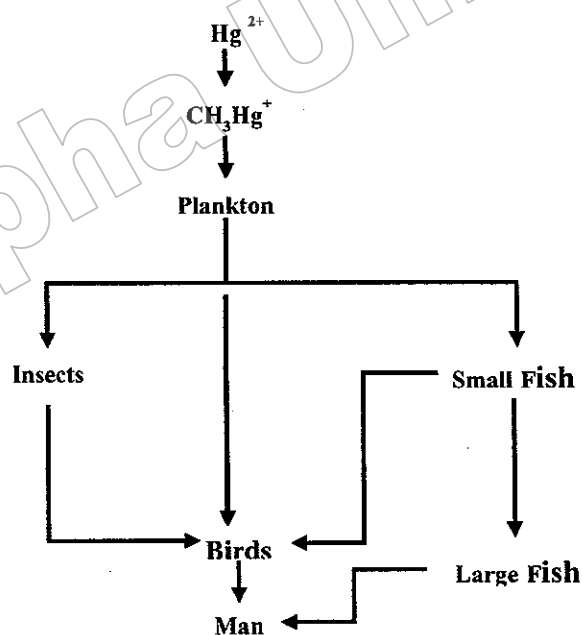
การสะสมปรอทในสิ่งมีชีวิต

ปรอทเมื่อถูกปลดปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะถูกดูดซับ โดยอินทรีย์วัตถุที่แขวนลอยอยู่ในแหล่งน้ำนั้น และสามารถเคลื่อนย้ายเข้าสู่ห่วงโซ่อาหารได้ โดยแพลงก์ตอนพืชซึ่งเป็นผู้ผลิตที่สำคัญในห่วงโซ่อาหาร ได้ดูดซับปรอทจากน้ำ และอินทรีย์วัตถุที่แขวนลอยในน้ำเข้าสะสมในร่างกาย เมื่อสิ่งมีชีวิตขนาดเล็ก หรือ ผู้บริโภคอันดับที่หนึ่ง บริโภคแพลงก์ตอนพืช ปรอทก็สามารถที่จะเข้าไปสะสมในร่างกายของสิ่งมีชีวิตนั้นได้ และจะสะสมเพิ่มมากขึ้นเรื่อย ๆ ตามลำดับชั้นในห่วงโซ่อาหาร (ดังแสดงในภาพที่ 6) (วรวิทย์ ชีวาพร, 2542) ซึ่งการสะสมนี้จะขึ้นอยู่กับชนิดของสัตว์น้ำ (Species) ช่วงเวลาที่ได้รับสาร (Exposure Interval) ลักษณะนิสัยการกินอาหาร (Feeding Habit) อัตราเมตาบอลิซึม (Metabolic Rate) อายุหรือขนาดของสิ่งมีชีวิต คุณภาพน้ำ และปริมาณของ Methylmercury (Albert et al., 1990)

ปรอทในสิ่งแวดล้อมสามารถย้อนกลับเข้าสู่ร่างกายของมนุษย์โดยผ่านทางห่วงโซ่อาหาร (Food Chain) แล้วเป็นอันตรายต่อมนุษย์ (ดังแสดงในภาพที่ 7)



ภาพที่ 6 การขยายตัวทางชีวภาพของปรอทในห่วงโซ่อาหาร (Spiro & Stigliani, 1980)



ภาพที่ 7 กลไกการถ่ายทอดปรอทผ่านห่วงโซ่อาหารสู่มนุษย์ (Knauer & Martin, 1972)

ความเป็นพิษของปรอทต่อมนุษย์

ปรอทในธรรมชาติมีหลายรูปแบบ ทั้งปรอทอนินทรีย์และปรอทอินทรีย์นอกจากนี้ยังสามารถเปลี่ยนรูปแบบได้ ซึ่งปรอทแต่ละรูปจะมีความเป็นพิษ ไม่เท่ากัน (ดังแสดงในตารางที่ 5)

ตารางที่ 5 รูปแบบทางเคมี และความเป็นพิษของปรอท (De, 1994)

รูปแบบ	ความเป็นพิษ
Hg^0	โลหะปรอท: ค่อนข้างเฉื่อยและไม่เป็นพิษ แต่ไอปรอทเป็นพิษอย่างร้ายแรงเมื่อสูดเข้าไป
Hg^{2+}	ประจุเมอร์คิวริก: เป็นพิษแต่ยังไม่สามารถที่จะเคลื่อนย้ายข้ามเนื้อเยื่อ เช่น BBB ซึ่งกั้นระหว่างกระแสโลหิตกับเนื้อเยื่อสมอง (ช่วยป้องกันไม่ให้สารพิษผ่านจากกระแสโลหิตเข้าสู่เนื้อเยื่อประสาทส่วนกลาง) สามารถสะสมและทำอันตรายต่อไต เช่น เมอร์คิวริกคลอไรด์ (HgCl_2)
RHg^+	ปรอทอินทรีย์เชิงเดี่ยว: มีความเป็นพิษสูง โดยเฉพาะ CH_3Hg^+ (Methylmercury) ทำลายระบบประสาทและสมองอย่างถาวร สามารถเคลื่อนย้ายผ่านเนื้อเยื่อกีดกัน เช่น BBB สะสมได้ดีในเนื้อเยื่อไขมัน
R_2Hg	ปรอทอินทรีย์เชิงคู่: มีความเป็นพิษต่ำ สามารถเปลี่ยนรูปแบบเป็น RHg^+ ได้ในตัวกลางที่เป็นกรด เช่น $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$
HgS	ปรอทซัลไฟด์: ไม่ละลายน้ำและไม่เป็นพิษ พบตามธรรมชาติในรูปของแร่ซินนาบาร์ (Cinnabar)
Hg_2^{2+}	ประจุเมอร์คิวรัส: ไม่ละลายน้ำ ในรูปปรอทกลอไรด์ความเป็นพิษไม่มาก เช่น เมอร์คิวรัสคลอไรด์ (Hg_2Cl_2)

ปรอทเป็นพิษต่ออวัยวะหลายแห่ง โดยจะเป็นพิษต่ออวัยวะใดนั้นขึ้นอยู่กับรูปของปรอทดังนี้

พิษต่อระบบประสาทส่วนกลาง

พิษต่อระบบประสาทส่วนกลางเกิดจาก การได้รับไอปรอท และ Alkyl Mercury เช่น สูด Methyl Mercury เข้าไป ไอปรอทจะมีพิษต่อระบบประสาทที่เกี่ยวข้องกับจิตใจทำให้มีอาการสั่นอย่างรุนแรง โดยขั้นแรกจะมีอาการมือสั่นแล้วตามด้วยตัวสั่น ถ้าได้รับเข้าไปไม่มากจะมีอาการหวาดกลัวผู้คน นอนไม่หลับ มีอารมณ์แปรวนแปรคือ เก็บกดสลับตื่นเต้น ส่วนผลของปรอทในรูป

สารอินทรีย์ เช่น Methyl Mercury นั้นมีต่อระบบประสาทสัมผัสมากกว่า โดยอาการเริ่มแรกพบว่าผู้ป่วยจะเห็นภาพซ้อน กล้ามเนื้อบีบตัว และชาโดยไม่ทราบสาเหตุ หากปริมาณที่ได้รับสูงขึ้นประสาทหูจะเสื่อม และสูญเสียความรู้สึกรับรส และกลิ่น แขนขาทำงานไม่ประสานกัน และเป็นอัมพาตในที่สุด นอกจากนี้คนที่ได้รับพิษจากปรอทยังมีอาการทางประสาท คือ เดียวหัวเราะ เดียวร้องไห้สลับกันอีกด้วย

สำหรับพิษของปรอทที่อยู่ในรูปสารอนินทรีย์นั้น มีต่อระบบประสาทสัมผัสคล้าย ๆ กับผลที่เกิดจาก Methyl Mercury แต่ความเป็นพิษรุนแรงน้อยกว่า อย่างไรก็ตามการที่ปรอทในรูปสารอนินทรีย์ไปสะสมอยู่ที่ผนังกันระหว่างเส้นเลือดกับสมองจะทำให้การเคลื่อนที่เข้าออกของกรดอะมิโนในสมองผิดปกติ ส่งผลให้การสังเคราะห์โปรตีนที่ควรเกิดขึ้นในสมองถูกยับยั้งจนเกิดการเปลี่ยนแปลงในระบบประสาทและกระบวนการ Glycolysis ของสมองด้วย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2544)

พิษของปรอทต่อไต

ปรอทสามารถสะสมในไตได้มากกว่าอวัยวะอื่น ๆ แต่พบว่า ไตเป็นอวัยวะเป้าหมายเฉพาะปรอทที่อยู่ในรูปสารอนินทรีย์เท่านั้น ส่วนปรอทที่อยู่ในรูปสารอินทรีย์ เช่น Methyl Mercury มักไปออกฤทธิ์ที่ระบบประสาทส่วนกลางมากกว่า

อาการเริ่มต้นของพิษจากปรอทในรูปสารอนินทรีย์ คือ ไตขับปัสสาวะไม่ได้ (Anuria) ซึ่งเป็นผลมาจากส่วนของทิวบูล (Tubules) ของไตอุดตัน หรือเกิดการแพร่ของสารในทิศทางตรงข้ามจากเดิม (Reabsorb) ในบริเวณทิวบูล สำหรับคนที่ได้รับปรอทเข้าไปมาก ๆ เป็นเวลานาน ๆ จะมีการสูญเสียโปรตีนในปัสสาวะสูงจนเกิดอาการบวมที่ข้อเท้า (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2544)

พิษของปรอทต่ออวัยวะอื่น ๆ

ผู้ที่สูดไอบปรอทเข้าไปนาน ๆ จะมีอาการเยื่อช่องปากอักเสบ เหงือกอักเสบ และรู้สึกมีรสเผื่อนของโลหะในปาก สีของเลนส์ตาอาจลง หากสูดเข้าไปมาก ๆ จะมีอาการระคายเคืองที่ปอด ถ้ารับประทานเข้าไปจะทำให้ปาก และระบบทางเดินอาหารไหม้พองได้ แต่ถ้าร่างกายดูดซึมสารเข้าไปจะเกิดอาการบวมไหม้ในลำไส้เล็ก และไส้ตรงด้วย (มลิวรรณ บุญเสนอ, 2544)

ความเป็นพิษของปรอทต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ

1. ความเป็นพิษของปรอทต่อพืชน้ำ (Toxicity to Aquatic Plants)

จากการศึกษาของ Boney (1971) พบว่า Mercury Chloride มีผลไปยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตของสาหร่ายสีเขียว *Plumaria elegans* โดยพบว่าที่ความเข้มข้นของปรอทที่ 1.0, 0.5 และ 0.25 มิลลิกรัมต่อลิตร จะไปยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตลง 50% หลังจากที่ได้รับปรอทเป็น

ระยะเวลา 6, 12 และ 24 ชั่วโมงตามลำดับ นอกจากนั้นยังพบว่า โปรทอนินทรีย์ (Methyl, Butyl และ Propylmercuric Chlorides) มีความเป็นพิษมากกว่าปรอทอนินทรีย์มาก ซึ่งจากการศึกษาพบว่า อัตราการเจริญเติบโตจะลดลง 50% เมื่อได้รับปรอท (Methylmercury) ที่ความเข้มข้น 0.08 และ 0.04 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 17.5 และ 25 นาทีตามลำดับ ในขณะที่ Propylmercury เข้มข้น 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร จะมีผลไปยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตลง 50% เมื่อได้รับเป็นระยะเวลา 2.5 นาที และไปยับยั้งอัตราการเจริญเติบโตลง 70% เมื่อได้รับเป็นระยะเวลา 5 นาที

จากการศึกษาของ Brown and Rattigan (1979) ทำการศึกษาความเป็นพิษของ Mercuric Chloride ที่มีผลต่อ Macrophyte (*Eloдея Canadensis*) และ Duckweed (*Lemna minor*) พบว่า เมื่อพืชทั้งสองชนิดได้รับ Mercuric Chloride เป็นเวลา 28 และ 14 วันตามลำดับ ที่ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร พืชทั้งสองชนิดจะตาย นอกจากนั้นยังพบว่า ที่ความเข้มข้น 7.4 และ 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร พืชทั้งสองชนิดจะตายลงประมาณ 50% ตามลำดับ ส่วน Macrophyte (*Eloдея Canadensis*) ที่ได้รับ Mercuric Chloride ที่ความเข้มข้น 0.8 และ 1.69 มิลลิกรัมต่อลิตร จะมีการปริมาณสังเคราะห์แสง และการผลิออกซิเจนลดลง 50% และ 90% ตามลำดับ

2. ความเป็นพิษของปรอทต่อสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในน้ำ (Toxic to Aquatic Invertebrates)

ปัจจัยที่ส่งผลต่อความเป็นพิษของปรอทต่อสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในแหล่งน้ำนั้น มีหลายปัจจัยด้วยกัน เช่น ประเภทของปรอท, ระยะของสิ่งมีชีวิต (Stage of The Organism), อุณหภูมิ, ความเค็ม, ความกระด้าง, ความเร็วของกระแสน้ำ เป็นต้น โดยพบว่า ปรอทจะเป็นพิษสูงขึ้นถ้าอยู่ในแหล่งน้ำที่มีอุณหภูมิสูง, ความกระด้างต่ำ, ความเค็มต่ำ โดยพบว่า ปรอทที่ระดับความเข้มข้นตั้งแต่ 1-10 มิลลิกรัมต่อลิตร จะก่อให้เกิดความเป็นพิษขึ้นกับสิ่งมีชีวิต ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของสัตว์ไม่มีกระดูกสันหลังในแหล่งน้ำ เป็นต้น

Wisely and Blick (1967) พบว่า ความเข้มข้นของปรอท (Mercuric Chloride) ที่ทำให้ Bryozoans (*Watersipora cucullata*, *Bugula neritina*), Tubeworms (*Spirobia lamellose*, *Galeolaria caespitosa*), Bivalve mollusks (*Mytilus edulis*, *Crassostrea commercialis*) และ Brine shrimp (*Artemia salina*) ตายลง 50% ภายในเวลา 2 ชั่วโมง (2-h LC₅₀) ได้แก่ 5×10^{-7} , 1×10^{-6} , 7×10^{-7} , 6×10^{-6} , 6.5×10^{-5} , 9×10^{-4} และ 9×10^{-3} mol mercuric chloride/ liter ตามลำดับ

Howell (1984) ทำการศึกษาหาค่า LC₅₀ ของ Mercuric Chloride ใน Marine Nematodes โดยทำการเก็บตัวอย่าง Marine Nematode จำนวน 2 ประเภท ได้แก่ ประเภทที่หนึ่ง เป็นประเภทที่ทนต่อระดับการเปลี่ยนแปลงความเค็มได้ในช่วงกว้าง Euryhaline (*Enoplus brevis*) โดยทำการเก็บจาก 2 แหล่ง ได้แก่ แหล่งที่มีการปนเปื้อน และแหล่งที่ไม่มีการปนเปื้อน และประเภทที่สองเป็น

ประเภทที่ทนต่อการเปลี่ยนแปลงความเค็มได้ในช่วงแคบ *Stenohaline* (*Enoplus communis*) ซึ่งพบว่า *Enoplus communis* มีค่า LC_{50} ที่ระดับความเข้มข้นของ Mercuric Chloride 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 65 ชั่วโมง ในขณะที่ *Enoplus brevis* ที่ทำการเก็บจากแหล่งที่ไม่มีการปนเปื้อนพบว่า มีค่า LC_{50} ที่ระดับความเข้มข้นของ Mercuric chloride 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 415 ชั่วโมง และ *Enoplus brevis* ที่ทำการเก็บจากแหล่งที่มีการปนเปื้อนพบว่า มีค่า LC_{50} ที่ระดับความเข้มข้นของ Mercuric Chloride 0.1 มิลลิกรัม ต่อลิตร เป็นเวลา 600 ชั่วโมง

Dorn (1974) พบว่า หอยสองฝา (*Congeria leucophaeata*) ที่ได้รับปรอท (Mercuric Chloride) ที่ระดับความเข้มข้น 0, 0.001, 0.01, 0.1 และ 1 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 48 ชั่วโมง มีอัตราการหายใจเพิ่มขึ้นในทุกระดับความเข้มข้นเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุม

MacInnes (1981) ทำการศึกษาผลกระทบของปรอทที่มีต่อ Embryos ของ American Oyster (*Crassostrea virginica*) โดยเริ่มทำการทดสอบหลังปฏิสนธิ 2 ชั่วโมง และทำการทดลองต่อไปอีกเป็นเวลา 48 ชั่วโมง ซึ่งพบว่า หลังจากนั้น Embryos เริ่มมีพัฒนาการที่ผิดปกติ (Not Undergo Embryogenesis) ที่ระดับความเข้มข้นของ Mercuric Chloride 5 และ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร จะมี Embryos ที่มีพัฒนาการที่ผิดปกติคิดเป็น 6% และ 15.7% ตามลำดับ

3. ความเป็นพิษของปรอทต่อปลา (Toxicity to Fish)

ปรอทอนินทรีย์มีความสามารถก่อให้เกิดพิษต่อปลาได้ในระดับความเข้มข้นต่ำ ๆ โดยพบว่า ค่า LC_{50} ของปรอทอนินทรีย์มีค่าอยู่ในช่วง 33-400 ไมโครกรัมต่อลิตร โดยในปลาน้ำจืดจะมีค่า LC_{50} ต่ำกว่าในปลาทะเล ในขณะที่ปรอทอนินทรีย์จะมีความเป็นพิษที่สูงกว่าปรอทอนินทรีย์ โดยความเป็นพิษของปรอทนั้น จะขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายปัจจัย เช่น อุณหภูมิ, ความเค็ม, ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ และความกระด้างของน้ำ เป็นต้น

3.1 ความเป็นพิษเฉียบพลันของปรอทต่อปลา (Acute and Short Term Toxicology to Fish)

Rodgers et al. (1951) ทำการศึกษาความเป็นพิษเฉียบพลันของปรอท (Pyridyl Mercuric Acetate) ต่อปลา Trout 2 ชนิด ได้แก่ Brown Trout และ Rainbow Trout พบว่า ที่ระดับความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 1 ชั่วโมง พบว่า Brown Trout ไม่มีการตาย ในขณะที่ Rainbow Trout มีอัตราการตายถึง 99% ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส และ 33% ที่ 8.5 องศาเซลเซียส และที่ความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า Rainbow Trout มีอัตราการตาย 3% ที่อุณหภูมิ 8.5 องศาเซลเซียส และมีอัตราการตาย 36% ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส ในขณะที่ระดับความเข้มข้น 2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า มีอัตราการตายที่น้อยลง คือ ที่ระดับความเข้มข้น

2.5 มิลลิกรัมต่อลิตร มีอัตราการตาย 0% ที่อุณหภูมิ 8.5 องศาเซลเซียส และมีอัตราการตาย 2% ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส

3.2 ความเป็นพิษของปรอทต่อระยะสืบพันธุ์ของสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ (Reproductive Effect and Effect on Early Life Stages)

Ram and Sathyanesan (1983) ทำการศึกษาผลของ Mercuric Chloride ที่มีต่อระบบสืบพันธุ์ของปลาน้ำจืด (*Channa punctatus*) โดยทำการศึกษาที่ระดับความเข้มข้น 0.01 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 6 เดือน พบว่า Mercuric Chloride จะไปยับยั้งกระบวนการพัฒนาของไข่ในรังไข่ และพัฒนาการของสเปิร์มในอณฑะ โดย Mercuric Chloride จะไปยับยั้งการทำงานของต่อม Gonadotrophs และ Pituitary ซึ่งจะส่งผลต่อการพัฒนาของเซลล์ไข่ และสเปิร์ม

Mcintyre (1973) ทำการศึกษาผลของ Methylmercuric Chloride ที่มีผลต่อไข่ *Salmo gairdneri* ที่ระดับความเข้มข้น 1 ไมโครกรัมต่อลิตร และ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 30 นาที พบว่า ไข่จะได้รับการปฏิสนธิภายในเวลา 17 วัน ในขณะที่ไข่ที่ได้รับ Methylmercuric Chloride ที่ระดับความเข้มข้น 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 30 นาที พบว่า ไข่ที่ไม่ได้รับการปฏิสนธิคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 12.5 ในขณะที่ชุดควบคุมมีไข่ที่ไม่ได้รับการปฏิสนธิคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 9.1 ตามลำดับ

3.3 ความเป็นพิษของปรอทต่อสรีระและกระบวนการทางชีวเคมีของสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำ (Physiological and Biochemical Effects)

Panigrahi and Misra (1978) ทำการศึกษาผลของ Mercuric Nitrate ที่มีผลต่อสรีระและกระบวนการทางชีวเคมีของปลา *Anabas scandens* ที่ระดับความเข้มข้น 5 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ปลาจะตายหมดเมื่อเวลาผ่านไป 24 ชั่วโมง ในขณะที่ระดับความเข้มข้น 3 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่า ปลาจะเริ่มมีความผิดปกติทางสรีระ และกระบวนการทางชีวเคมี (เริ่มมีอาการว่ายน้ำช้าลง และมีการกินอาหารที่ลดลง) หลังจากที่ได้รับ Mercuric Nitrate เป็นเวลา 5 วัน และหลังจากที่ได้รับเป็นเวลา 3 สัปดาห์ พบว่า อัตราการหายใจลดลง 29% และหลังจากที่ได้รับเป็นเวลา 4 สัปดาห์ อัตราการหายใจลดลงถึง 71% นอกจากนั้นยังพบว่า ปริมาณ Haemaglobin ในเลือด, Erythrocyte และปริมาณโปรตีน มีปริมาณที่ลดลง

Lindahl and Hell (1970) ทำการศึกษาผลของ Phenylmercuric hydroxide ที่มีผลต่อปลาโรซ (Roach: *Leuciscus rutilus*) ที่ระดับความเข้มข้น 1 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 40 นาที พบว่า อัตราการหายใจลดลง 30% เนื่องจาก Secondary Lamellae ถูกทำลาย และพบว่า ปริมาณของออกซิเจนในเลือดลดลงถึง 82%

Dawson et al. (1977) ทำการศึกษาผลของ Mercuric Chloride ที่มีต่อ Striped Bass (*Morone saxatilis*) ระยะ Juvenile ที่ระดับความเข้มข้น 1.0, 5.0 และ 10 ไมโครกรัมต่อลิตร ในช่วงระยะเวลา 30-120 วัน ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า ที่ระดับความเข้มข้นต่ำ ๆ อัตราการหายใจ ไม่มีความแตกต่างจากชุดควบคุม ในขณะที่ระดับความเข้มข้น 5 ไมโครกรัมต่อลิตร เป็นเวลา 30 วัน พบว่า อัตราการหายใจลดลง ซึ่งแตกต่างจากชุดควบคุม แต่ไม่มีความแตกต่างกันระหว่าง วันที่ 30 และวันที่ 60 นอกจากนั้นยังพบว่า ที่ระดับความเข้มข้น 10 ไมโครกรัมต่อลิตร อัตราการหายใจลดลงมากกว่าที่ระดับความเข้มข้น 5 ไมโครกรัมต่อลิตร

Roales and Perlmutter (1977) พบว่า Methylmercury ที่ระดับความเข้มข้น 9 ไมโครกรัมต่อลิตร และ Copper ทั้งสอง ส่งผลต่อระบบภูมิคุ้มกันของ Blue Gourami (*Trichogaster trichopterus*) ที่ก่อให้เกิดโรค IPN: infectious pancreatic necrosis ที่ตับอ่อน และ *Proteus vulgaris* เป็นต้น

4. ความเป็นพิษของปรอทต่อสัตว์เลี้ยงลูกด้วยนมในแหล่งน้ำ (Toxicity to Aquatic Mammals)

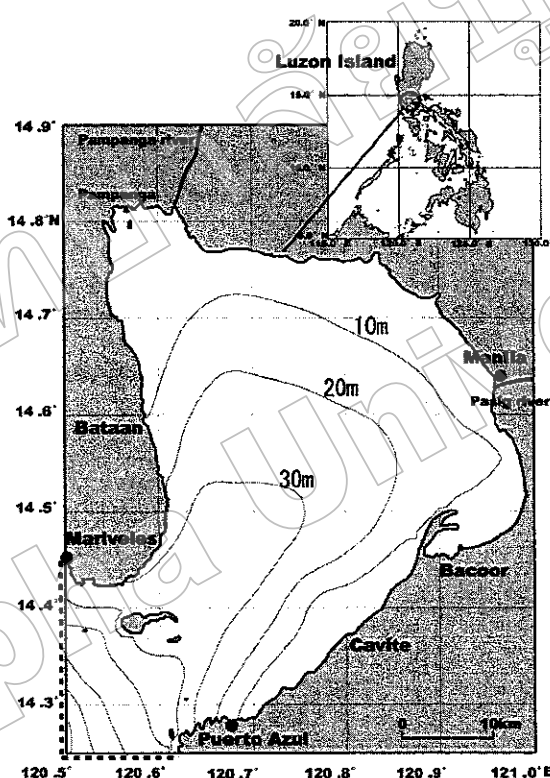
Ronald et al. (1977) ทำการศึกษาความเป็นพิษของ Methylmercury ที่มีต่อแมวน้ำ โดย ทำการศึกษาด้วยการผสม Methylmercury ในปลาแฮริง โดยแบ่งแมวน้ำออกเป็น 2 กลุ่ม กลุ่มละ 2 ตัว ได้แก่ กลุ่มแรกจะให้ ปลาแฮริงที่ผสม Methylmercury ที่ระดับความเข้มข้น 0.25 มิลลิกรัมต่อ กิโลกรัมของน้ำหนักตัว และกลุ่มที่ 2 จะให้ปลาแฮริงที่ผสม Methylmercury ที่ระดับความเข้มข้น 25 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมของน้ำหนักตัว ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า ในกลุ่มที่ระดับความเข้มข้น 0.25 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมของน้ำหนักตัว ไม่พบความผิดปกติ ในกลุ่มที่ระดับความเข้มข้น 25 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมของน้ำหนักตัว พบว่า แมวน้ำจะตายภายใน 20 และ 26 ตัวตามลำดับ และเมื่อ ทำการผ่าพิสูจน์พบว่า มีอาการตับอักเสบ, โลหิตเป็นพิษ เนื่องจากกรองของเสียออกจากปัสสาวะ ไม่ได้ และการทำงานของไตล้มเหลว

รายละเอียดของพื้นที่ทำการศึกษา

อ่าวมะนิลา

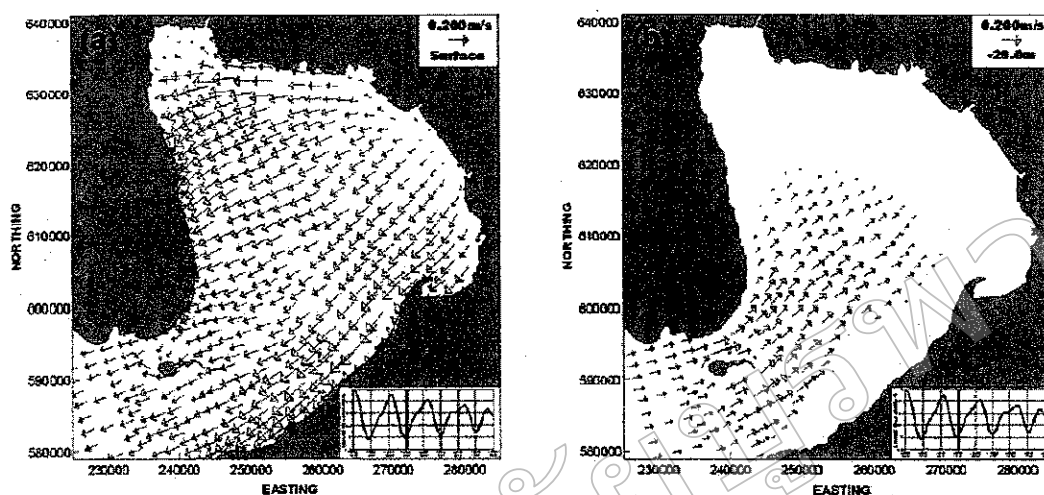
อ่าวมะนิลาอยู่ทางทิศตะวันตกของเกาะ Luzon ประเทศฟิลิปปินส์ อยู่ระหว่างละติจูด 14.23°-14.87°N และลองจิจูด 120.53°-121.03°E โดยมีเมือง Cavite อยู่ทางทิศตะวันออก เหนือของอ่าว และมีเมืองหลวง (Manila) เมือง Rizal อยู่ทางทิศตะวันออกของอ่าว มีเมือง Bulacan และ Pampanga อยู่ทางทิศเหนือของอ่าว และมีเมือง Bataan อยู่ทางทิศตะวันตก และ

ตะวันตกเฉียงใต้ของอ่าว โดยอ่าวมะนิลา มีเนื้อที่ประมาณ 1,700 ตารางกิโลเมตร มีความยาวโดยประมาณ 60 กิโลเมตร มีความกว้างบริเวณที่เชื่อมต่อกับทะเลจีนใต้ประมาณ 22 กิโลเมตร และความกว้างบริเวณด้านที่ติดกับชายฝั่ง 60 กิโลเมตร มีความลึกเฉลี่ย 17 เมตร ปริมาตรรวม $30 \times 10^9 \text{ m}^3$ โดยอ่าวมะนิลาจะได้รับน้ำจืดจากแม่น้ำหลัก 2 สายด้วยกัน ได้แก่ แม่น้ำ Pasig และแม่น้ำ Pampanga โดยปริมาณน้ำจืดที่ได้รับจากแม่น้ำทั้งสองสายนี้มีปริมาณรวมกันแล้วกว่า 75% ของน้ำจืดที่ได้รับทั้งหมด โดยน้ำจืดที่ได้รับจากแม่น้ำ Pasig ประมาณ 21% และแม่น้ำ Pampanga ประมาณ 49% แม่น้ำอื่น ๆ อีกประมาณ 26% และจากฝนอีกประมาณ 4% (ดังแสดงในภาพที่ 8)



ภาพที่ 8 ลักษณะของอ่าวมะนิลา ประเทศฟิลิปปินส์ (South China Sea, 2005)

จากการศึกษาของ Hughes et al. (2004) ที่ทำการศึกษารูปแบบการไหลเวียนของกระแสน้ำในอ่าวมะนิลา พบว่า ในช่วงฤดูมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ ในช่วงเดือน ตุลาคม ถึง มกราคม กระแสน้ำบริเวณผิวน้ำจะมีการไหลจากทิศตะวันออกเฉียงเหนือไปทิศตะวันตกเฉียงใต้ของอ่าว ในขณะที่มวลน้ำด้านล่างจะไหลเข้ามาแทนที่โดยมีทิศทางการไหลจากทิศตะวันตกเฉียงใต้ไปทิศตะวันออกเฉียงเหนือ แต่พบว่า มวลน้ำด้านล่างจะไหลไปแทนที่ถึงแค่บริเวณกลางอ่าวเท่านั้น ดังแสดงในภาพที่ 9



ภาพที่ 9 การไหลเวียนของกระแสน้ำในอ่าวมะนิลาในช่วงฤดูมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ

(a) การไหลของกระแสน้ำบริเวณผิวหน้า (b) การไหลเวียนของมวลน้ำด้านล่าง

มลสารที่ถูกปล่อยลงสู่อ่าวมะนิลา มีลักษณะเป็นของเสียที่มาจากชุมชนเมือง และจากภาคอุตสาหกรรม โดยอ่าวมะนิลาเป็นที่รองรับของเสีย อันเกิดจากการกระทำของประชากรของประเทศฟิลิปปินส์ จำนวน 16 ล้านคน (ปี ค.ศ. 1991) ซึ่งคิดเป็น 27% ของประชากรทั้งประเทศ โดยพบว่า ในจำนวน 16 ล้านคนนั้นมีปริมาณถึง 8 ล้านคนที่ปล่อยของเสียออกมากับแม่น้ำ Pasig โดยมีปริมาณของเสียในกลุ่มสารอินทรีย์ ที่ถูกปล่อยออกมากับแม่น้ำ Pasig คิดเป็นปริมาณถึง 70% ซึ่งส่วนใหญ่ถูกปล่อยมาจากเมืองหลวง (Manila) นอกจากนั้นยังพบว่า มลสารที่ถูกปล่อยลงสู่อ่าวมะนิลานั้น นอกจากจะมีของเสียที่ถูกปล่อยมาจากชุมชนแล้ว ยังพบว่า ยังมีของเสียที่ถูกปล่อยออกจากภาคเกษตรกรรม และภาคอุตสาหกรรมอีกด้วย (Jacinto, Diego-McGlone, Velasquez & Smith, 2005)

โดยพบว่า ของเสียที่ถูกพัฒมากับแม่น้ำ Pasig นั้นเป็นของเสียจากภาคอุตสาหกรรม ซึ่งมีอยู่ประมาณ 315 โรงงานที่ตั้งอยู่ริมฝั่งแม่น้ำ โดยมีปริมาณของเสียที่ถูกปล่อยถึง 45% และมาจากแหล่งชุมชนอีก 45% และที่เหลืออีก 10% เป็น Solid Waste ที่มาจากชุมชน (Pollution Manila Bay, 2005)

จากการศึกษาพบว่า ปริมาณของเสียจากชุมชนที่ถูกปล่อยลงสู่อ่าวมะนิลามีปริมาณถึง 290 (ตัน BOD) และ 350 (ตัน Solid Wastes) และมีปริมาณของเสียที่ถูกปล่อยมาจากภาคอุตสาหกรรมที่ถูกปล่อยลงสู่อ่าวมะนิลา มีปริมาณถึง 26 (ตัน BOD) และ 114 (ตัน Solid Wastes) โดยเฉพาะอย่างยิ่ง ของเสียที่ถูกปล่อยจากโรงงานผลิตรถยนต์ ซึ่งพบว่าบริเวณอ่าวมะนิลา มีโรงงานผลิตรถยนต์ถึง 24 โรงงานซึ่งโรงงานเหล่านี้ได้ปล่อยของเสียลงสู่อ่าวมะนิลา ซึ่งส่งผล

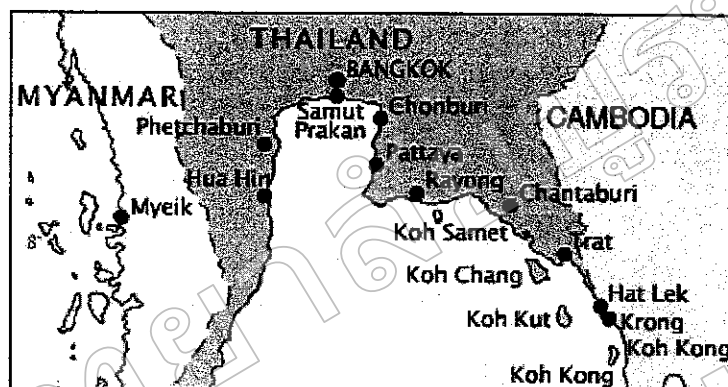
ทำให้เกิดความเสียหายต่อคุณภาพน้ำชายฝั่งเป็นอย่างยิ่ง นอกจากนั้นยังพบว่า บริเวณอ่าวมะนิลาที่ทำการเกษตรได้มีการใช้ ปุ๋ย ยาฆ่าแมลง ในภาคเกษตรกรรมกันอย่างกว้างขวาง ซึ่งทำให้เกิดการตกค้าง และก็จะถูกน้ำฝนชะลงสู่แม่น้ำ และอ่าวมะนิลาในที่สุด ซึ่งส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมบริเวณชายฝั่งในที่สุด ซึ่งจากการสำรวจการปนเปื้อนของยาฆ่าแมลงบริเวณชายฝั่ง และปากแม่น้ำจำนวนทั้งหมด 24 สถานี พบว่า มีค่าระดับการปนเปื้อนน้อยกว่า 0.5 ppb ในน้ำทะเล นอกจากนั้นจากการศึกษาของ Nationwide พบว่า ปริมาณการปนเปื้อนของปรอท และ โลหะหนักในน้ำทะเล และในสิ่งมีชีวิต ที่ได้จาก Manila Bay และ Palawan Island (Puerto Princesa) พบว่า มีค่าระดับการปนเปื้อนของปรอทในน้ำทะเลน้อยกว่า 1 ppb และน้อยกว่า 0.1 ppm ในสิ่งมีชีวิต นอกจากนั้นพบว่า ยังมีปัญหามลพิษที่สำคัญอีกหนึ่งปัญหาที่เกิดขึ้นในบริเวณอ่าวมะนิลา คือ การปนเปื้อนของคาบอน้ำมันบริเวณชายฝั่งของอ่าวมะนิลา ได้แก่ บริเวณทางทิศตะวันตกของ Borneo, Enter the Sulu Sea, บริเวณชายฝั่งของเมือง Palawan, Mindoro และ Luzon เป็นต้น (Alonzo-Pasicolan, Foundation & Howes, 2005) นอกจากนั้นบริเวณรอบอ่าวมะนิลาเองมีโรงงานผลิตส่วนประกอบของรถยนต์ และ โรงงานผลิตชิ้นส่วนอิเล็กทรอนิกส์ ต่าง ๆ ซึ่งเป็นสาเหตุทำให้เกิดการปนเปื้อนของโลหะหนักต่าง ๆ ในอ่าวมะนิลา (Manila Bay Wastes, 2005)

อ่าวไทย

อ่าวไทยตั้งอยู่ในประเทศไทย โดยตั้งอยู่ทางทิศตะวันตกของทะเลจีนใต้ อยู่ระหว่างละติจูด 1 องศา 30 ลิปดาเหนือ กับ 13 องศา 30 ลิปดาเหนือ และลองจิจูด 99 องศา 00 ลิปดาตะวันออก ถึง 105 องศา 00 ลิปดาตะวันออก มีระยะความกว้างของปากอ่าวตั้งแต่ปลายแหลมมาลาโยไปจนถึงปลายแหลมอินโดจีน ประมาณ 750 กิโลเมตร ครอบคลุมพื้นที่ประมาณ 320,000 ตารางกิโลเมตร ความลึกเฉลี่ย 45 เมตร ความลึกมากที่สุดอยู่ระหว่าง 70 - 85 เมตร ซึ่งอยู่บริเวณตอนกลางของอ่าว ลักษณะการกระจายของความลึกจะเพิ่มขึ้นตามระยะห่างจากฝั่ง โดยจะมีสันดอนที่อยู่ระดับความลึก 55 เมตร เป็นตัวกั้นระหว่างอ่าวไทยกับทะเลจีนใต้ (สมชาย ศรีปัญญาวิทย์, 2531) และมีบริเวณทางเปิดปากอ่าวที่ผิวน้ำกว้างประมาณ 320 กิโลเมตร แต่ปากอ่าวที่มีระดับความลึก 50 เมตร จะกว้างเพียง 50 กิโลเมตรเท่านั้น โดยทั่วไปจะทำการแบ่งอ่าวไทยออกเป็น 2 ส่วน (ดังแสดงในภาพที่ 10) คือ

1. อ่าวไทยตอนบน หรืออ่าวไทยตอนใน เริ่มจากเส้นละติจูด 12 องศา 30 ลิปดาเหนือ ขึ้นมาถึงบริเวณปากแม่น้ำเจ้าพระยา รูปร่างอ่าวเป็นสี่เหลี่ยมคล้ายรูปตัว ก. บริเวณนี้มีความลึกเฉลี่ยเพียง 15 เมตร พื้นที่ประมาณ 10,000 ตารางกิโลเมตร (100 X 100 ตารางกิโลเมตร) ปริมาตรความจุน้ำประมาณ 131 ลบ.กม. (จากระดับน้ำทะเลปานกลาง) ทะเลด้านทิศเหนือค่อนข้างตื้น และค่อย ๆ ลาดจนถึงระดับความลึก 25 เมตร บริเวณปากอ่าวระหว่างสัตหีบ และหัวหิน (อัปสรสุดา ศิริพงศ์, 2528)

2. อ่าวไทยตอนล่าง หรืออ่าวไทยตอนนอก เริ่มจากเส้นละติจูด 12 องศา 30 ลิปดาเหนือ ลงมาถึงแนวระหว่างแหลมคาเมา และปากแม่น้ำโกตาบารู มีความลึกเฉลี่ยประมาณ 45 เมตร บริเวณไหล่ทวีปถัดจากอ่าวไทย และชายฝั่งทะเลเวียดนามใต้พื้นที่ท้องทะเลไม่เรียบ มีสันเนิน และ หุบเหวตื้น ๆ อยู่มากความลึกจะค่อย ๆ เพิ่มขึ้นจนถึงสุดไหล่ทวีป นอกอ่าวไทยมีความลึกประมาณ 130 เมตร (อัปสรสุดา ศิริพงศ์, 2528)



ภาพที่ 10 ลักษณะของอ่าวไทย ประเทศไทย (Thailand, 2005)

อ่าวไทยตอนบนได้รับอิทธิพลจากลมมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ และตะวันตกเฉียงใต้ โดยในช่วงมรสุมตะวันออกเฉียงเหนือ มวลน้ำในอ่าวไทยตอนบนจะมีลักษณะการไหลเวียนแบบตามเข็มนาฬิกา ในขณะที่ช่วงมรสุมตะวันตกเฉียงใต้ มวลน้ำในอ่าวไทยตอนบนจะมีลักษณะการไหลเวียนแบบทวนเข็มนาฬิกา

ปรอทถูกปล่อยลงสู่อ่าวไทยได้ 2 ทาง คือ การปนเปื้อนในอากาศก่อนจะตกลงสู่อ่าวไทย และการปนเปื้อนที่มากับแม่น้ำ โดยอ่าวไทยได้รับน้ำจืดจากแม่น้ำเจ้าพระยาเป็นหลัก ซึ่งแม่น้ำเจ้าพระยาเป็นแม่น้ำที่รองรับของเสียไม่ว่าจะเป็นของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ หรือจากชุมชน ซึ่งจากการสำรวจของสำนักงานสถิติแห่งชาติพบว่า ประชากรในเขตกรุงเทพในปี พ.ศ. 2548 มีประชากรประมาณ 5,658,953 คน และมีประชากรในกลุ่มน้ำเจ้าพระยาประมาณ 10,136,400 คน ซึ่งนอกจากอ่าวไทยจะได้รับน้ำจืดจากแม่น้ำเจ้าพระยาแล้วยังได้รับน้ำจืดจากแม่น้ำอีก 3 แม่น้ำด้วยกัน ได้แก่ แม่น้ำแม่กลอง, แม่น้ำบางปะกง และแม่น้ำท่าจีน ซึ่งบริเวณแม่น้ำทั้ง 4 สายนี้เป็นที่ตั้งของโรงงานอุตสาหกรรมอย่างหนาแน่น ซึ่งเป็นแหล่งที่มาของปรอทที่ปนเปื้อนในอ่าวไทยไม่ว่าจะเป็นโรงแยกก๊าซธรรมชาติ โรงกลั่นน้ำมัน โรงงานปิโตรเคมี โรงงานผลิตสี เป็นต้น นอกจากนั้นปรอทอาจมีการปนเปื้อนจากภาคการเกษตรกรรมได้ด้วย ซึ่งในอ่าวไทยเองก็มีแหล่งที่มาของปรอทที่ทำให้เกิดการปนเปื้อนเองด้วยนั่นคือ แท่งขูดเจาะน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติ เนื่องจากปรอทจะถูกปล่อยมากับน้ำที่ได้จากการผลิต (Produce Water) (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

โดยพบว่า การขุดเจาะน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติในอ่าวไทย ได้เริ่มมีการดำเนินการ ตั้งแต่ปี ค.ศ. 1982 และเริ่มพบการปนเปื้อนของปรอทที่มาจากกิจกรรมการขุดเจาะก๊าซธรรมชาติ ในปี ค.ศ. 1985 ที่บริเวณแท่นขุดเจาะ Platong ในอ่าวไทย โดยพบว่า การปนเปื้อนของปรอทนั้นมีสาเหตุมาจากน้ำทิ้งที่ได้จากกระบวนการขุดเจาะก๊าซธรรมชาติ และหลังจากนั้นอีก 3 ปี คือในปี ค.ศ. 1988 ก็ได้พบว่า มีการปนเปื้อนของปรอทที่มาจากกิจกรรมการขุดเจาะน้ำมัน ในบริเวณแท่นขุดเจาะ Erawan จากการสำรวจของบริษัท Unocal ในปี 1995 พบว่า ปรอทถูกปล่อยออกมาจากกระบวนการผลิตน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติในช่วงปี ค.ศ. 1991-1996 จากแท่นขุดเจาะทั้ง 4 (Erawan, Platong, Satun และ Funan) มีปริมาณประมาณ 40-330 กิโลกรัมต่อปี โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 187 กิโลกรัมต่อปี (Tetra Tech, 1997) ซึ่งในแต่ละปีประเทศไทยได้มีการผลิตน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติโดยเฉลี่ยต่อวันอยู่ที่ 55,830 Barrels และ 1,950 Million Cubic Feet ตามลำดับ ส่งผลทำให้เกิดน้ำทิ้งจากกระบวนการผลิตน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติ ในปี ค.ศ. 2000 โดยเฉลี่ยต่อวันอยู่ที่ 56,340 Barrels

Tetra Tech Inc (2000) ทำการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนรอบ ๆ แท่นขุดเจาะน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติในอ่าวไทย พบว่า ระดับการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนที่ได้จาก Nort Pailin Production Platform และ Welhead Platform มีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.015-0.027 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม ในขณะที่ระดับการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนที่ได้จาก Fuann Production Platform มีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.02-5.01 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม

ตารางที่ 6 ปริมาณปรอทที่พบจากการขุดเจาะน้ำมัน และก๊าซธรรมชาติ (Unocal Thailand Water Treatment System, 1998)

Sources	Range of Mercury
Natural Gas	10-25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Condensate	500-800 $\mu\text{g}/\text{l}$
Produced Water	30-800 $\mu\text{g}/\text{l}$

นอกจากนั้น ปรอทยังได้มีการนำมาใช้ในกระบวนการผลิตเครื่องสำอาง, กระบวนการผลิตแบตเตอรี่ และอุปกรณ์การแพทย์ อีกด้วย เช่น Amalgam ที่ใช้ในค้ำทันตกรรม เป็นต้น นอกจากนี้ยังพบว่า ปรอทถูกใช้ใน โรงพยาบาล, อุตสาหกรรมผลิตสี, อุตสาหกรรมผลิตหลอดฟลูออเรสเซนต์ และโรงงานผลิตกระแสไฟฟ้า เป็นต้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

โดยในปี ค.ศ. 2001 กรมควบคุมมลพิษได้ทำการติดตามการปนเปื้อนของปรอท ใน น้ำทะเลบริเวณอ่าวไทยตอนบน, อ่าวไทยทางทิศตะวันตก และบริเวณ ESB: Eastern Seaboard และ ทะเลอันดามัน โดยพบว่า มีค่าการปนเปื้อนของปรอทในน้ำทะเลอยู่ในช่วง 0.02-0.09 ไมโครกรัม ต่อลิตร โดยพบว่า มีค่าเฉลี่ยของปริมาณปรอทที่ปนเปื้อนในน้ำทะเลอยู่ที่ 0.039, 0.05, 0.06 และ 0.04 ไมโครกรัมต่อลิตร ในบริเวณอ่าวไทยตอนบน, อ่าวไทยทางทิศตะวันตก, ESB: Eastern Seaboard และทะเลอันดามัน ตามลำดับ และในปี ค.ศ. 2002 พบว่า ค่าการปนเปื้อนของปรอทใน น้ำทะเลมีค่าอยู่ในช่วง 0.02-0.08 ไมโครกรัมต่อลิตร โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.02 ไมโครกรัมต่อลิตร และในปี ค.ศ. 2003 พบว่า ค่าการปนเปื้อนของปรอทในน้ำทะเลมีค่าอยู่ในช่วง 1.1-87.6 นาโนกรัม ต่อลิตร โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 9.22 นาโนกรัมต่อลิตร ในขณะที่ปริมาณการปนเปื้อนของปรอทในน้ำ จากแม่น้ำ 16 สาย ได้แก่ Bang Pa Kong, Chao Phra Ya, Tha Chin, Mae Klong, Rayong, Phang Rat, Trad, Phetchaburi, Pran Buri, Lang Suan, Tapee, Pak Phanang, Tapa, Pattani และ Sai Buri โดยช่วงระยะเวลาของการศึกษาตั้งแต่ปี ค.ศ. 1996-2000 พบว่า มีค่าการปนเปื้อนของปรอทในน้ำ อยู่ในช่วง $<0.05 - 1.5$ ไมโครกรัมต่อลิตร ซึ่งถือว่ายังมีค่าการปนเปื้อนที่ต่ำกว่ามาตรฐานปรอท ในน้ำทะเลชายฝั่ง (2 ไมโครกรัมต่อลิตร) Siriratanachai (2001) ทำการศึกษาปริมาณการปนเปื้อน ของปรอทในน้ำจากแม่น้ำเจ้าพระยาพบว่า มีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.024-0.133 ไมโครกรัม ต่อลิตร (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

นอกจากนั้นกรมควบคุมมลพิษได้ทำการศึกษาถึงระดับการปนเปื้อนของปรอทในน้ำที่ อยู่บริเวณเขตอุตสาหกรรม (นิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด และนิคมอุตสาหกรรมแหลมฉบัง) ใน ปี ค.ศ. 2001-2003 โดยพบว่า ระดับการปนเปื้อนของปรอทที่ได้มีค่าระดับการปนเปื้อนต่ำกว่า ระดับมาตรฐานในน้ำทะเลชายฝั่ง (1 ไมโครกรัมต่อลิตร: The National Coastal Water Quality Standard for Mercury) โดยพบว่า มีค่าเฉลี่ยการปนเปื้อนของปรอทอยู่ในช่วง 0.04, <0.02 และ 0.007 ไมโครกรัมต่อลิตร ตามลำดับ (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

ส่วนการศึกษากการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอน จากอ่าวไทยตอนบน อ่าวไทยทาง ทิศตะวันตก ESB: Eastern Seaboard และทะเลอันดามัน โดยกรมควบคุมมลพิษ พบว่า ในปี 1998 มี ระดับการปนเปื้อนของปรอทอยู่ในช่วง 0.005-2.135 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักแห้ง โดยมีค่าเฉลี่ย การปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนอยู่ที่ 0.138 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักแห้ง ในปี 1999 มี ระดับการปนเปื้อนของปรอทอยู่ในช่วง 0.003-0.872 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักแห้ง โดยมีค่าเฉลี่ย การปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนอยู่ที่ 0.067 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมน้ำหนักแห้ง นอกจากนี้ยัง พบว่า ในปี ค.ศ. 1999 ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนที่ได้จาก

แม่น้ำเจ้าพระยา ระหว่างในช่วงฤดูร้อน และฤดูฝนพบว่า ระดับการปนเปื้อนของปรอทในดิน ตะกอน จากแม่น้ำเจ้าพระยา ในช่วงฤดูฝนมีค่ามากกว่าฤดูร้อน โดยในฤดูฝนมีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.304-0.448 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง และฤดูร้อนมีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.05-0.397 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง และในปี ค.ศ. 2002 สถาบันวิทยาศาสตร์ทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา ได้ทำการศึกษาการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอน จากบริเวณ ESB: Eastern Seaboard พบว่า มีค่าการปนเปื้อนอยู่ในช่วง 0.21-4.96 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง และในปี ค.ศ. 2002 กรมควบคุมมลพิษ ได้ทำการศึกษาพบว่า ระดับการปนเปื้อนของปรอทในดินตะกอนที่ได้จากบริเวณ สมุทรปราการ และนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด มีค่าการปนเปื้อนอยู่ที่ 0.0054-0.188 และ 0.001-0.293 ไมโครกรัมต่อกรัมน้ำหนักแห้ง (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)