

論文 (Original)

相模湾漂着マイクロプラスチックに含まれる PCB の発生源の検証

小澤憲司*, 三島聡子**

(調査研究部, *現在 企業庁企業局水道部浄水課, **現在 湘南地域県政総合センター)

Verification of emission source of PCBs contained in the microplastics found in Sagami Bay

Kenji OZAWA* and Satoko MISHIMA**

(Research Division, *currently Water Purification Division, Waterworks Department, Public Enterprises Agency,
**currently Shonan Region Prefectural Administration Center)

Summary

In order to verify emission source of PCBs contained in the microplastics found in Sagami Bay, we measured PCBs adsorbed on the surface and included in the inside of the beached microplastics on the coast in Sagami Bay. As a result, we confirmed most of PCBs contained in the beached microplastics is adsorbed on the surface. Some of PCBs is included in the inside and is derived from the organic pigment or Kanechlor added as a plasticizer. In order to verify behavior of PCBs between the environmental water and the beached microplastics, we measured PCBs adsorbed on the surface of the beached microplastics and PCBs in sea water of the same sites and river water of the near sites. As a result, we confirmed the beached microplastics and the environmental water have no comparable PCBs isomeric compositions. We estimate the beached microplastics adsorb PCBs in distant sea or ages.

Key Words: microplastics, PCBs, emission source, Kanechlor, organic pigment

1 はじめに

近年、海洋のマイクロプラスチック(MP)汚染は世界的な関心事となっており、海洋中の有害化学物質がMPに吸着・濃縮され海洋生物に取り込まれることによって、海洋生態系への悪影響や食物連鎖を介したヒトへの健康影響が引き起こされると懸念されている。

環境省が行っているMP調査は日本近海の漂流MPが対象であり、ローカルな汚染実態の情報が不足しているため、地元自治体が主体的に調査を行う必要があり、神奈川県環境科学センターでは、相模湾を中心に沿岸海域の漂流状況を直接反映すると考えられる海岸漂着MPを対象として調査研究を行ってきた。

既報¹⁾では、2017年秋季から2018年夏季に採

取した試料MPのPCB吸着量を測定し、季節ごとの実態を把握した。また、相模湾と東京湾では、時季による吸着量の変動あるいは異性体組成が異なることから、PCBの発生源やMPへの吸着過程に違いがあることを示唆した。さらに、MPによるPCB汚染リスクの推定結果より、相模湾において注視すべきは、ポリエチレン(PE)に吸着したカネクロール由来及び有機顔料由来のPCB、ポリプロピレン(PP)に吸着した有機顔料由来のPCB、ポリスチレン(PS)に吸着したカネクロール由来のPCBであることを示した。

既報²⁾では、2018年春季の試料MPのうちPE及びPPのPCB内部含有量を測定し、PCBの大部分がMP表面に吸着したものであることを明らかにした。

Table 1 MP samples measured PCBs included in the inside

Sampling date Sampling site	Division of sample	Number of samples*				Amount of samples
		PE	PP	PS	EVA	
Apr. 2018 Kugenuma Beach	divide into PE,PP,PS (EVA is included in PE.)	3	3	1		0.03~
		2	2	0		1.1 g
Jul. 2018 Takahamadai Beach	divide into PE,PP,PS,EVA and divide into colors and shapes again	8	7	1	1	0.005~ 1.1 g

* Upper number : measured PCBs adsorbed on the surface
Lower number : measured PCBs included in the inside

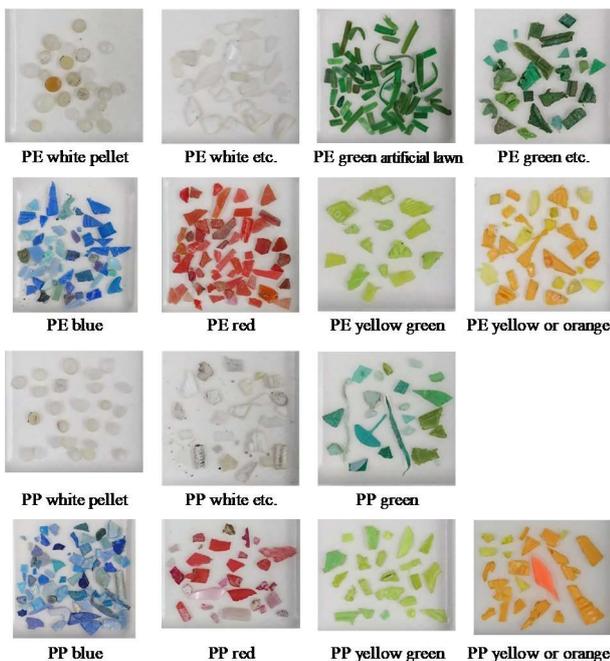


Fig. 1 MP samples in Takahamadai at Jul. 2018

本報では、既報²⁾に加えて、材質、色及び形状で分別した2018年夏季の試料MPのPCB内部含有量を測定し、プラスチック製品由来のPCBの寄与について検証を進めた。また、2020年秋季の同日に採取した海岸漂着MPのPCB吸着量と海水及び河川水中のPCB濃度を測定し、MPに関連した環境中でのPCBの挙動を検証した。

2 方法

2.1 測定試料

2.1.1 MPのPCB内部含有量の測定

既報^{1,2)}において2018年4月鶴沼海岸及び7月高浜台海岸で採取し、PCB吸着量を測定(表面に吸着したPCBを抽出)した後の試料MPをPCB内部含有量の測定試料とした。

試料MPの概要をTable 1に示す。また、材質、色及び形状で分別した2018年7月高浜台海岸の試料MPをFig. 1に示す。

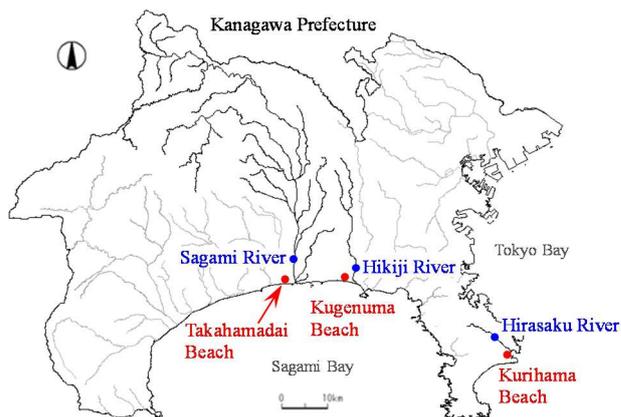


Fig. 2 Sampling sites

Table 2 MP, sea and river water samples measured PCBs

Sampling date	Sampling site	Sample type (Division of sample)	Number of samples						Amount of samples
			PE	PP	PS	EVA	PU	etc.	
Oct. 2020	Takahamadai Beach	Beached MP	1	1	1	1	1	1	0.03~ 1.8 g
Oct. 2020	Kugenuma Beach	(divide into PE,PP, PS,EVA,PU,etc.)	1	1	1	1	0	1	
Nov. 2020	Kurihama Beach		1	1	0	1	0	1	
Oct. 2020	Takahamadai Beach								11 L
Oct. 2020	Kugenuma Beach	Sea water							10 L
Nov. 2020	Kurihama Beach								12 L
Oct. 2020	Sagami River Tabata Sports Park								11 L
Oct. 2020	Hikiiji River Fujimi Bridge	River water							10 L
Nov. 2020	Hirasaku River Morisaki Bridge								12 L

2.1.2 MP、海水及び河川水のPCB測定

2020年秋季(10月又は11月)に、相模湾の高浜台海岸(平塚市)、鶴沼海岸(藤沢市)と、比較のため東京湾の久里浜海岸(横須賀市)の3地点で漂着MP及び海水を採取した。また、各海岸近くに河口があり、漂着MPの供給源と考えられる相模川、引地川及び平作川の下流域3地点で河川水を採取した。

各採取地点をFig. 2に示す。

漂着MPの採取及び材質判別は既報¹⁻³⁾と同様に行い、PE、PP、PS、エチレン酢酸ビニル共重合樹脂(EVA)、ポリウレタン及び類似物(PU等)、その他に分別し、測定試料とした。

試料の概要をTable 2に示す。

2.2 測定方法

2.2.1 MPのPCB内部含有量の測定

既報²⁾と同様に、PCB吸着量測定後の試料MPをトルエン加熱溶解し、ヘキサン添加によりプラスチックを再沈殿・除去し、クリーンアップした後、四重極型GC-MS(SIM法)でPCB内部含有量を測定した。

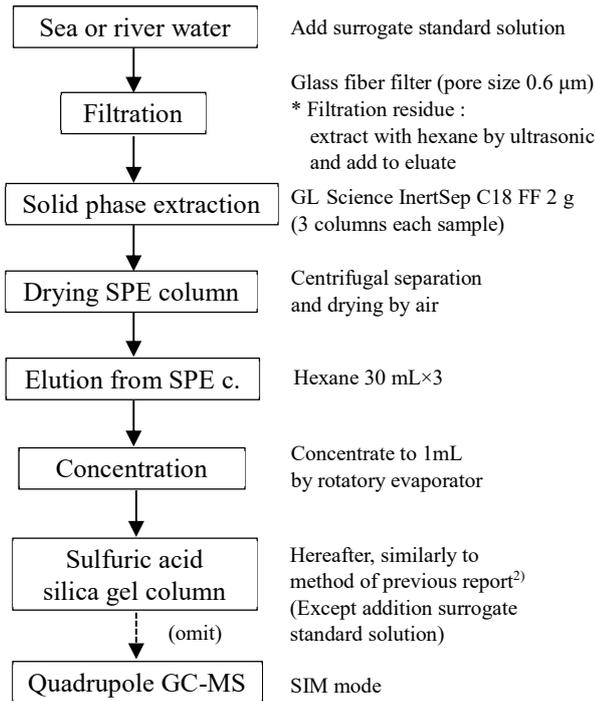


Fig. 3 Method for measuring PCBs in sea or river water

2. 2. 2 MP, 海水及び河川水の PCB 測定

試料 MP は、既報²⁾と同様に、ヘキサン浸漬抽出し、クリーンアップした後、四重極型 GC-MS(SIM 法)で PCB 吸着量を測定した。

海水及び河川水の試料は、固相抽出し、クリーンアップした後、四重極型 GC-MS(SIM 法)で PCB 濃度を測定した。

海水及び河川水の測定手順を Fig. 3 に示す。

3 結果及び考察

3. 1 MP の PCB 内部含有量の測定

3. 1. 1 測定結果の総括

2018 年 4 月 鶴沼海岸及び 7 月 高浜台海岸の漂着 MP の PCB 内部含有量について、いずれかの試料で 1 ng/g 以上であった PCB 異性体を抜粋し、各同族体 (塩素数ごと) の合計量とともに Table 3 に示す。なお、各検体の測定値を材質ごとに合算した。

2 塩素化体～5 塩素化体及び 7 塩素化体のみが検出された。既報^{1,2)}のとおり有機顔料由来と推定される⁴⁾2 塩素化体の #11 が最も多く検出され、次いで 3 塩素化体の #18, #31, 4 塩素化体の #52+#69 が多く検出された。なお、#18(2,2',5-T3CB)は有機顔料由来との文献情報等はないが、有機顔料由来と推定される #52(2,2',5,5'-T4CB)の脱塩素分解物である可能性がある。

総内部含有量は 9.7～28 ng/g であり、鶴沼海岸

Table 3 Results of PCBs included in the inside of MP

		Unit (ng/g)			
		Apr. 2018		Jul. 2018	
Sampling date	Sampling site	Kugenuma Beach		Takahamadai Beach	
Material of MP		PE	PP	PE	PP
Number of samples		2	2	8	7
Amount of samples (Total)		2.0 g	2.1 g	4.5 g	3.6 g
Minimum detection limit		0.07	0.07	0.03	0.04
Minimum determination limit		0.25	0.24	0.11	0.14
2Cl	#11	19	3.2	6.3	7.0
3Cl	#18	1.0	0.71	2.3	1.7
	#20+#33	0.48	0.48	1.2	0.77
	#31	0.96	0.86	2.0	1.1
4Cl	#52+#69	1.9	0.66	1.7	1.7
	#43+#49	0.39	0.35	1.0	0.33
	#44	0.60	0.54	1.2	0.57
Mono-chlorobiphenyl(M1CB)		ND	ND	ND	ND
Di-chlorobiphenyl(D2CB)		19	3.2	6.3	7.8
Tri-chlorobiphenyl(T3CB)		3.6	2.9	7.9	6.4
Tetra-chlorobiphenyl(T4CB)		3.8	2.2	7.8	4.9
Penta-chlorobiphenyl(P5CB)		ND	ND	0.11	0.36
Hexa-chlorobiphenyl(H6CB)		ND	ND	ND	ND
Hepta-chlorobiphenyl(H7CB)		1.2	1.4	0.63	ND
Octa-chlorobiphenyl(O8CB)		ND	ND	ND	ND
Nona-chlorobiphenyl(N9CB)		ND	ND	ND	ND
Deca-chlorobiphenyl(D10CB)		ND	ND	ND	ND
Total		28	9.7	23	19

#○ : IUPAC Number * sum results of sample each material
 #○+#○ : sum of isomers
 * include results over minimum detection limit and under minimum determination limit
 ND : under minimum detection limit **Red bold** : over 1 ng/g

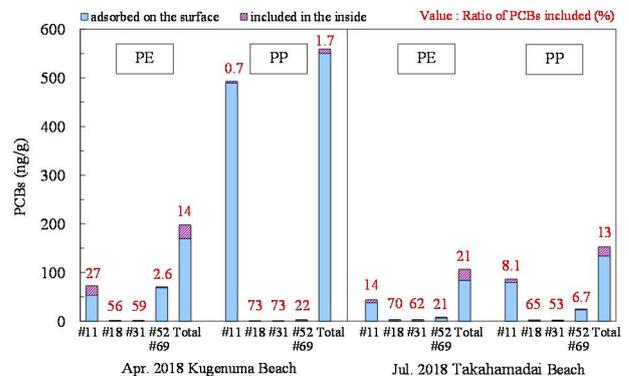


Fig. 4 Comparison between PCBs adsorbed and included

の PP でやや少なかったものの地点及び材質による変動は小さかった。

3. 1. 2 表面吸着量と内部含有量の比較

2018 年 4 月 鶴沼海岸及び 7 月 高浜台海岸の漂着 MP の PCB 内部含有量を、既報^{1,2)}の表面吸着量 (前述の吸着量と同義) と合わせて Fig. 4 に示す。

#11 の内部含有量の割合は、PE で 10～30%程度、PP で 10%未満であり、PE についてはプラスチック製品の着色に使用された有機顔料の一部

寄与があると推定された。

一方、#18 及び#31 の内部含有量の割合は、全ての試料で 50%以上と高かった。これは、#18(2,2',5-T3CB)及び#31(2,4',5-T3CB)には、紫外線による脱離が起こりやすいオルト位(2-)の置換塩素があり⁴⁾、環境中で MP 表面に当たった太陽光により分解したためと推定される。

総内部含有量の割合は 1.7~21%であり、MP に含まれる PCB の大部分は表面に吸着していることが分かった。

2018 年 7 月高浜台海岸の漂着 MP を材質、色及び形状で分別し、測定した PCB 内部含有量を、既報^{1,2)}の表面吸着量と合わせて Fig. 5 に示す。

総内部含有量の割合は、PE 黄緑色が 82%、PE 白色その他が 64%、PE 緑色人工芝が 46%、PP 赤色が 41%と高く、#11、#18、#31、#52+#69 も同様に高い傾向であった。

PE 黄緑色、PE 緑色人工芝、PP 赤色については、プラスチック製品の着色に使用された有機顔料の寄与があると推定される。

PE 白色その他（ペレット以外の破片）については、白色の有機顔料はないため、可塑剤（難燃用）として PE に添加されたカネクロールの寄与があると推定される⁵⁾。

全体としては、色及び形状による傾向は不明瞭であった。

3. 1. 3 内部含有量の同族体組成と発生源

2018 年 7 月高浜台海岸の漂着 MP を材質、色及び形状で分別し、測定した PCB 内部含有量の同族体組成を Fig. 6 に示す。

全ての試料で 2 塩素化体~4 塩素化体が主で、総内部含有量は 3.8~85 ng/g であり、材質、色及び形状による変動は小さかった。

PE 白色のペレットとその他、PE 緑色的人工芝とその他、PP 白色のペレットとその他は、それぞれ同様の同族体組成であった。これは、同じ材質及び色のプラスチック製品が、同様の同族体組成の PCB を含んでいたためと推定される。

既報^{1,2)}の表面吸着量の同族体組成と比較したところ、材質、色及び形状による傾向の一致はみられなかったため、MP 表面に吸着した PCB の全異性体が内部に移行した可能性は低いと考えられる。

また、PE 及び PP の白色のペレットとその他については、表面吸着量はペレットの方が多かったのに対して、内部含有量は同程度であったことから、既報^{1,2)}で述べたとおり、ペレットは海中の

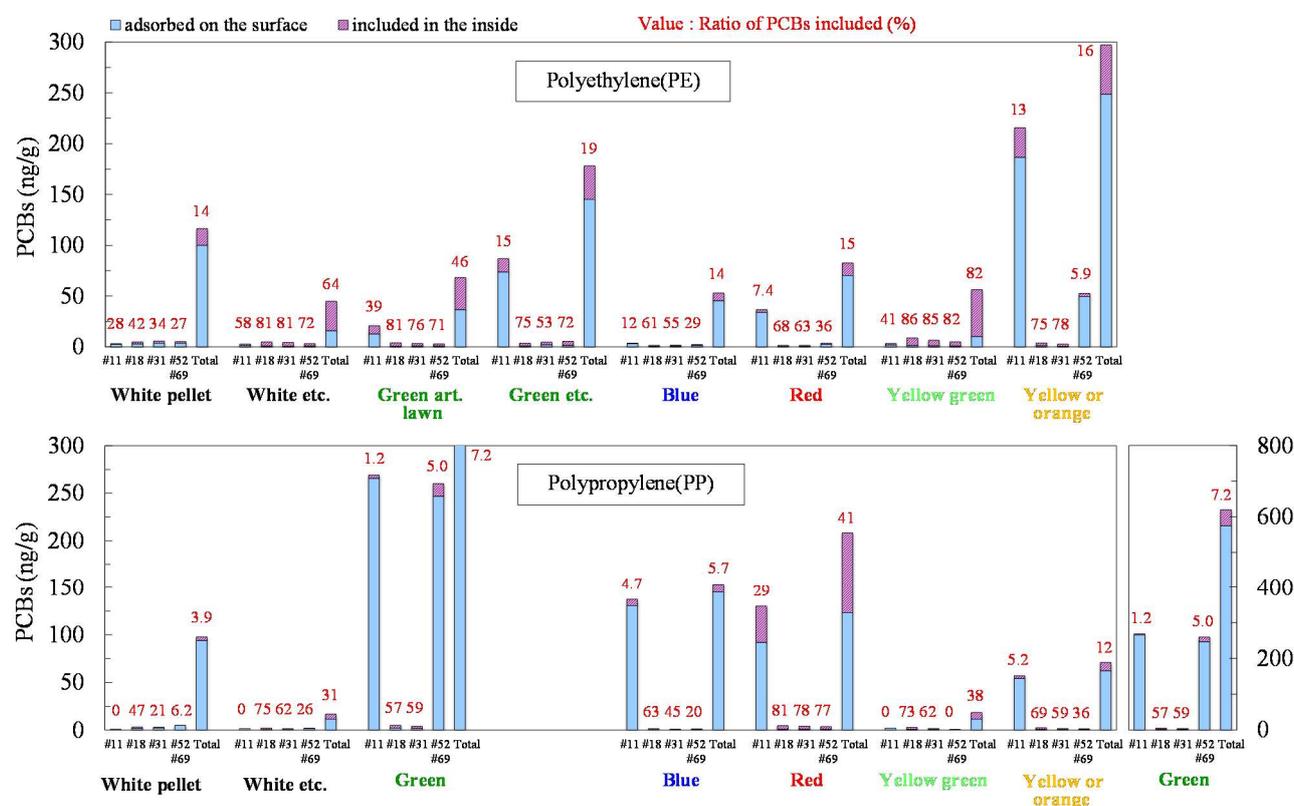


Fig. 5 Comparison between PCBs adsorbed and included (MP samples in Takahamadai at Jul. 2018)

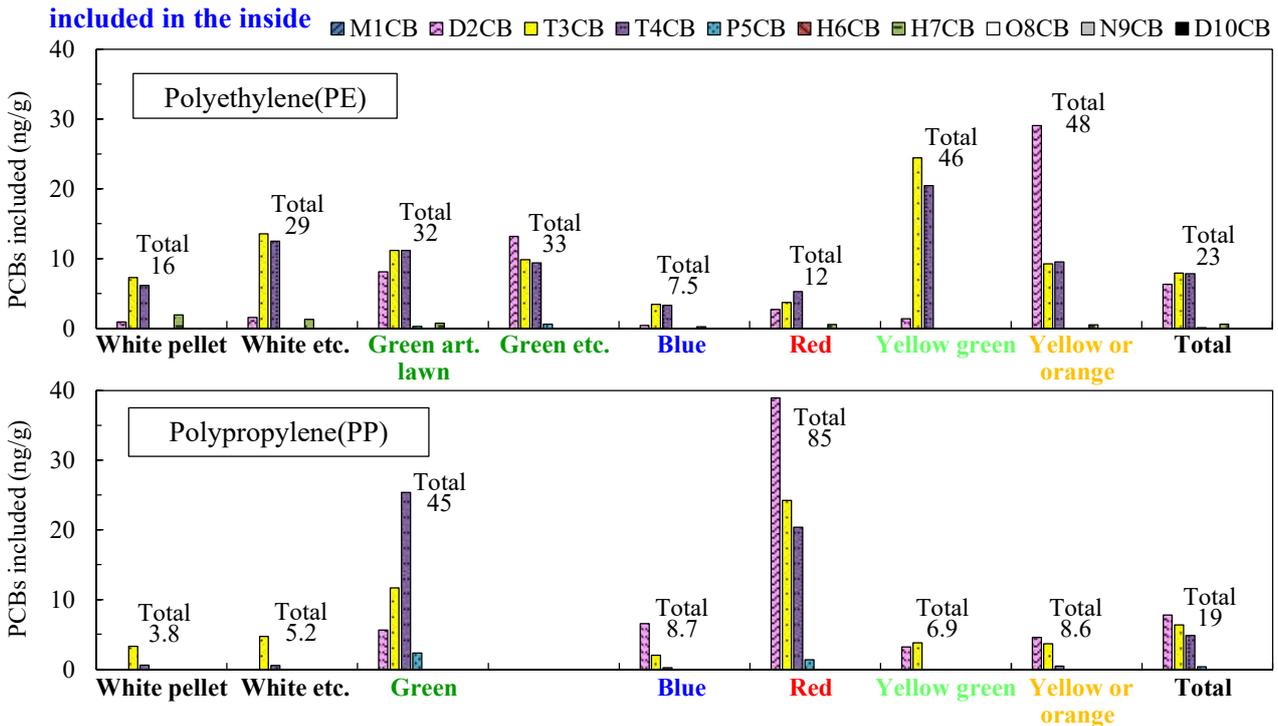


Fig. 6 Homologous compositions of PCBs included (MP samples in Takahamadai at Jul. 2018)

漂流時間が長く、多くの PCB を吸着していると推定された。

よって、MP 内部に含まれる PCB の主な発生源は、プラスチック製品の着色に使用された有機顔料であり、一部は、PE 製品に可塑剤として添加されたカネクロールであると推定された。

3. 2 MP, 海水及び河川水の PCB 測定

3. 2. 1 測定結果の総括

2020 年秋季 (10 月又は 11 月) に採取した海岸漂着 MP の PCB 吸着量と、海水及び河川水の PCB 濃度について、いずれかの試料で高い値 (漂着 MP は 5 ng/g 以上、海水及び河川水は 10 pg/L 以上) であった PCB 異性体を抜粋し、各同族体 (塩素数ごと) の合計量とともに Table 4 に示す。

全ての試料で 2 塩素化体～7 塩素化体が主に検出された。2 塩素化体の #11 は、全ての試料で高い値で、特に漂着 MP で高い傾向であった。3 塩素化体～5 塩素化体は、全ての海水及び河川水で高い傾向であった。

久里浜海岸の漂着 MP では、2 塩素化体の #11 に加えて、6 塩素化体の吸着量が多く、総 PCB 吸着量も 220 ng/g と漂着 MP で最も多かった。

引地川の河川水では、2 塩素化体～7 塩素化体が幅広く高濃度で検出され、総 PCB 濃度も 470 pg/L と海水及び河川水で最も高かった。

漂着 MP の総 PCB 吸着量は 120～220 ng/g、海水の総 PCB 濃度は 230～280 pg/L、河川水の総 PCB 濃度は 230～470 pg/L であった。

漂着 MP と海水の測定結果から、MP による PCB の濃縮倍率は 50～100 万倍程度であると推定され、東京湾の海水と漂着ペレットの濃縮倍率が 10 万～100 万倍程度であったとの論文報告^{6,7)}と一致している。

3. 2. 2 PCB の発生源と環境中での挙動

1) PCB の発生源

既報²⁾で述べたとおり、海岸漂着 MP に吸着した PCB の主な発生源は、過去にトランス、コンデンサ等に使用されたカネクロール (KC-300, KC-400, KC-500, KC-600 など) 及び有機顔料の製造工程における副生物であり、有機顔料由来と推定される異性体は、#11, #31, #35, #36, #52+#69, #153 などが検出される。また、カネクロール及び有機顔料以外 (燃焼など) の由来と推定される異性体は、#2, #14, #30, #78, #79, #209 などが検出されるが、これらの吸着量は非常に少ない。

海水及び河川水中の PCB の発生源についても、漂着 MP と同様に解析を行った。

Table 4 Results of PCBs adsorbed on MP, in sea and river water

Sampling date Sampling site Sample type	Oct. 2020			Oct. 2020			Nov. 2020		
	Takahamadai Beach		Sagami River	Kugenuma Beach		Hikiji River	Kurihama Beach		Hirasaku River
	Beached MP	Sea water	River water	Beached MP	Sea water	River water	Beached MP	Sea water	River water
Amount of samples	1.9 g	11 L	11 L	4.0 g	10 L	10 L	2.2 g	12 L	12 L
Measured item	Absorbed	Concentration	Concentration	Absorbed	Concentration	Concentration	Absorbed	Concentration	Concentration
Unit	(ng/g)	(pg/L)	(pg/L)	(ng/g)	(pg/L)	(pg/L)	(ng/g)	(pg/L)	(pg/L)
Minimum detection limit	0.008	0.7	0.7	0.004	0.7	0.7	0.007	0.6	0.6
Minimum determination limit	0.027	2.3	2.3	0.012	2.4	2.4	0.022	2.2	2.2
2Cl #4	ND	5.2	6.6	0.054	6.3	10	0.043	7.7	22
#11	88	15	15	22	23	20	52	20	31
3Cl #18	2.1	15	15	1.8	18	17	0.95	20	29
#20+#33	0.64	10	5.0	0.58	8.1	5.2	0.63	5.7	6.8
#28	1.3	25	7.3	2.7	19	13	1.4	11	19
#31	1.2	15	9.1	3.0	12	11	1.4	14	19
#36	11	ND	ND	0.10	ND	ND	0.37	ND	ND
4Cl #43+#49	1.2	6.8	5.0	4.3	6.4	12	1.5	8.3	5.9
#44	1.1	9.3	7.5	2.2	8.2	8.5	1.3	10	7.4
#52+#69	2.0	9.7	9.5	5.3	9.1	19	2.5	11	10
#66+#80	1.5	13	5.9	2.6	7.9	6.5	1.9	8.1	5.8
5Cl #93+#95+#98+#102	2.4	8.2	9.4	2.3	5.8	19	3.5	8.6	7.1
#101	2.8	8.8	9.0	3.3	6.2	17	4.0	9.2	6.3
#110+#120	3.7	8.2	9.1	3.1	5.4	17	5.4	7.5	5.9
#118	2.4	9.9	7.9	2.2	5.5	11	4.9	6.5	4.3
6Cl #128	0.64	2.3	2.1	0.94	ND	3.7	5.6	ND	ND
#132+#146	4.4	2.5	3.1	1.8	2.2	10	6.9	2.7	2.2
#138+#160	3.0	ND	ND	3.8	ND	ND	18	ND	ND
#139+#149	3.8	4.9	4.5	3.2	4.4	22	10	6.6	3.4
#153	4.4	5.9	5.9	4.4	6.1	24	19	7.3	4.3
#163+#164	0.98	2.0	1.8	1.8	1.5	8.6	8.9	2.6	ND
7Cl #174	0.24	0.71	0.72	0.80	0.93	13	2.1	1.3	ND
#180	0.68	2.3	1.8	2.5	2.8	25	5.0	4.8	1.9
#182+#187	0.40	1.5	1.4	1.4	1.7	18	3.5	4.6	0.84
10Cl #209	0.23	ND	17	0.12	ND	ND	0.18	ND	ND
Mono-chlorobiphenyl (M1CB)	0.29	ND	ND	0.53	ND	ND	0.32	ND	ND
Di-chlorobiphenyl (D2CB)	89	23	22	22	30	30	52	27	57
Tri-chlorobiphenyl (T3CB)	24	93	54	14	76	70	7.8	73	110
Tetra-chlorobiphenyl (T4CB)	12	79	56	31	69	81	18	77	57
Penta-chlorobiphenyl (P5CB)	21	56	53	20	36	95	31	50	33
Hexa-chlorobiphenyl (H6CB)	25	22	20	21	16	96	84	22	19
Hepta-chlorobiphenyl (H7CB)	2.6	6.3	3.9	8.8	7.6	94	22	18	2.7
Octa-chlorobiphenyl (O8CB)	0.66	ND	ND	1.4	ND	ND	2.0	ND	ND
Nona-chlorobiphenyl (N9CB)	0.16	ND	ND	0.16	ND	ND	0.14	ND	ND
Deca-chlorobiphenyl (D10CB)	0.23	ND	17	0.12	ND	ND	0.18	ND	ND
Total	170	280	230	120	230	470	220	270	270

#○: IUPAC Number

* include results over minimum detection limit and under minimum determination limit

#○+#○: sum of isomers

ND: under minimum detection limit

Red bold : over 5 ng/g

Pink bold : over 10 pg/L

2) 各発生源の寄与率

既報^{1,2)}と同様に、改良したケミカルマスバランス法により、漂着MP、海水及び河川水について、カネクロール由来、有機顔料由来及びその他(燃焼など)由来のPCB吸着量又は濃度をそれぞれ算出し、各発生源の寄与率を求めた。

漂着MP、海水及び河川水について、各発生源の寄与率をFig. 7左に示す。

漂着MPについては、高浜台海岸では、PEの#11の吸着量が多かったため、有機顔料が70%と高くなり、PP~その他ではカネクロールが58~82%と高かったものの、MP合算では有機顔料が61%と高くなった。鶴沼海岸では、各材質のカネクロールが56~90%と高く、MP合算でも73%と

高くなった。久里浜海岸では、PEのカネクロールが54%、PPの有機顔料が57%であり、MP合算ではカネクロールが53%、有機顔料が35%であった。

海水及び河川水については、カネクロールが65~94%と全ての地点で高かった。

漂着MP、海水及び河川水について、カネクロールの製品別(KC-300, KC-400, KC-500, KC-600)の寄与率をFig. 7右に示す。

漂着MPについては、高浜台海岸では、PEのKC-500が70%と高く、MP合算でも60%と高くなった。鶴沼海岸では、各材質のKC-400が30~47%と高くなったが、MP合算ではKC-400が37%、KC-500が30%、KC-600が26%と拮抗していた。

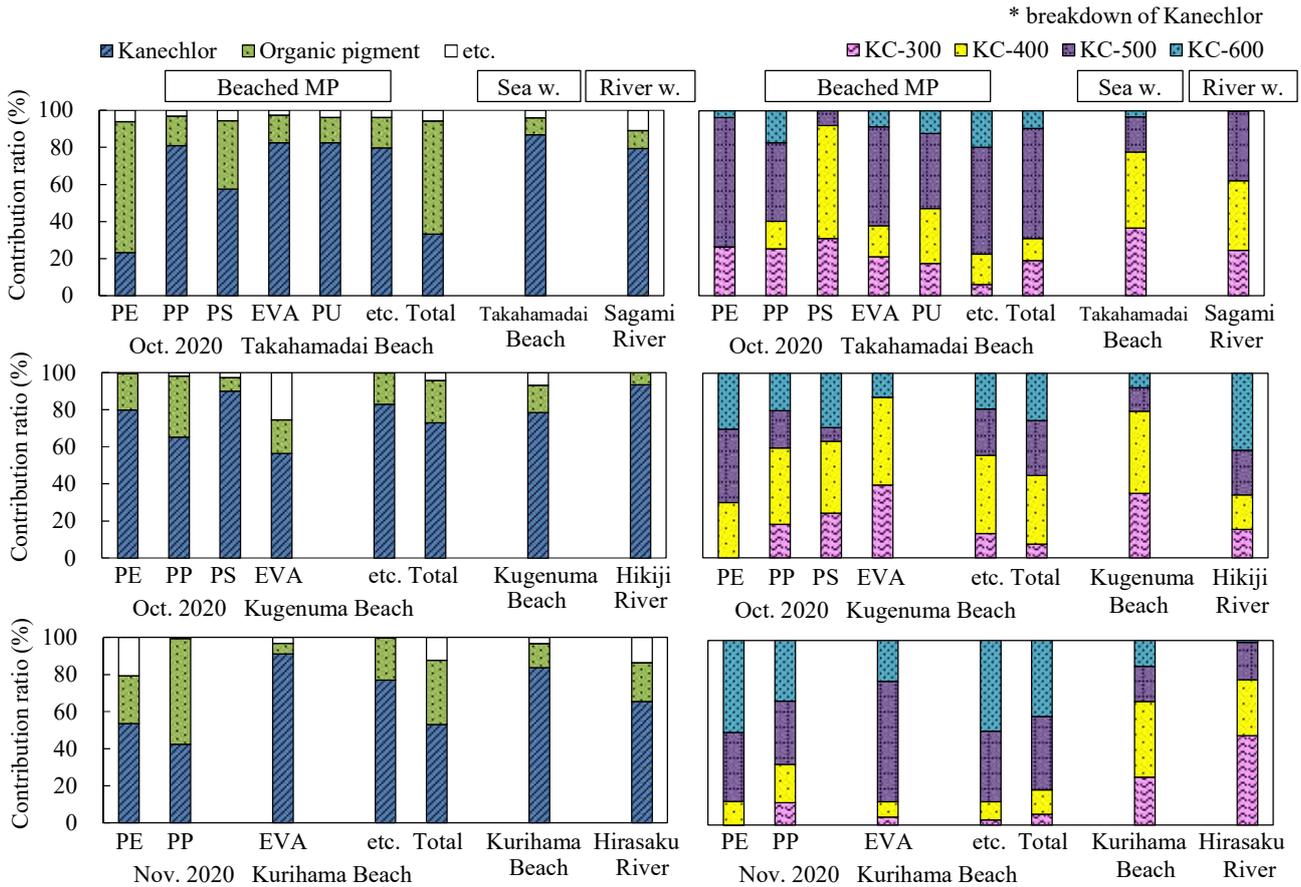


Fig. 7 Contribution ratio of PCBs emission sources (MP, sea and river water samples in autumn 2020)

久里浜海岸では、PE の KC-600 が 50%と高くなっていたが、MP 合算では KC-500 が 40%、KC-600 が 41%と拮抗していた。

海水については、KC-300 が 26~37%、KC-400 が 41~45%と全ての地点で高かった。

河川水については、相模川では KC-400 及び KC-500 がともに 38%と高く、引地川では KC-600 が 42%と高く、平作川では KC-300 が 49%と高く、各地点で傾向が異なっていた。

全体的な傾向としては、漂着 MP 及び河川水の各発生源の寄与率は多様であったのに対して、海水の各発生源の寄与率は類似しており、河口近くであっても河川水の影響は小さく、海流によって相模湾及び東京湾沿岸の海水は均一化されていると推定された。

各発生源の寄与率では、漂着 MP と海水及び河川水に明らかな相関はみられなかった。

3) 発生源別の測定結果

漂着 MP の PCB 吸着量と海水及び河川水中の PCB 濃度の測定結果を、カネクロール由来と有機顔料由来に分けて Fig. 8 に示す。

漂着 MP の PCB 吸着量については、カネクロール由来では既報^{1,2)}とほぼ同様の結果であったのに対して、有機顔料由来では、高浜台海岸の PE が 300 ng/g と多く、高浜台海岸及び鵜沼海岸の PP が少ない傾向であった。各地点及び材質の組成は多様であった。

海水の PCB 濃度については、カネクロール由来、有機顔料由来ともに、3 地点の濃度及び組成が極めて類似しており、2) で述べたとおり、相模湾及び東京湾沿岸の海水は均一化されていると推定された。

河川水の PCB 濃度については、カネクロール由来では、相模川及び平作川の組成が類似しており、海水とも類似していた。一方、引地川は濃度が高く、組成も異なっていたが、相模川及び平作川と比較すると、5 塩素化体~7 塩素化体が上乘せされた組成であった。これは、河川流域に 5 塩素化体~7 塩素化体のカネクロール (KC-500 及び KC-600) の発生源が過去に存在し、底質などから河川水に溶出している可能性が考えられる。有機顔料由来では、平作川の濃度がやや高いが、

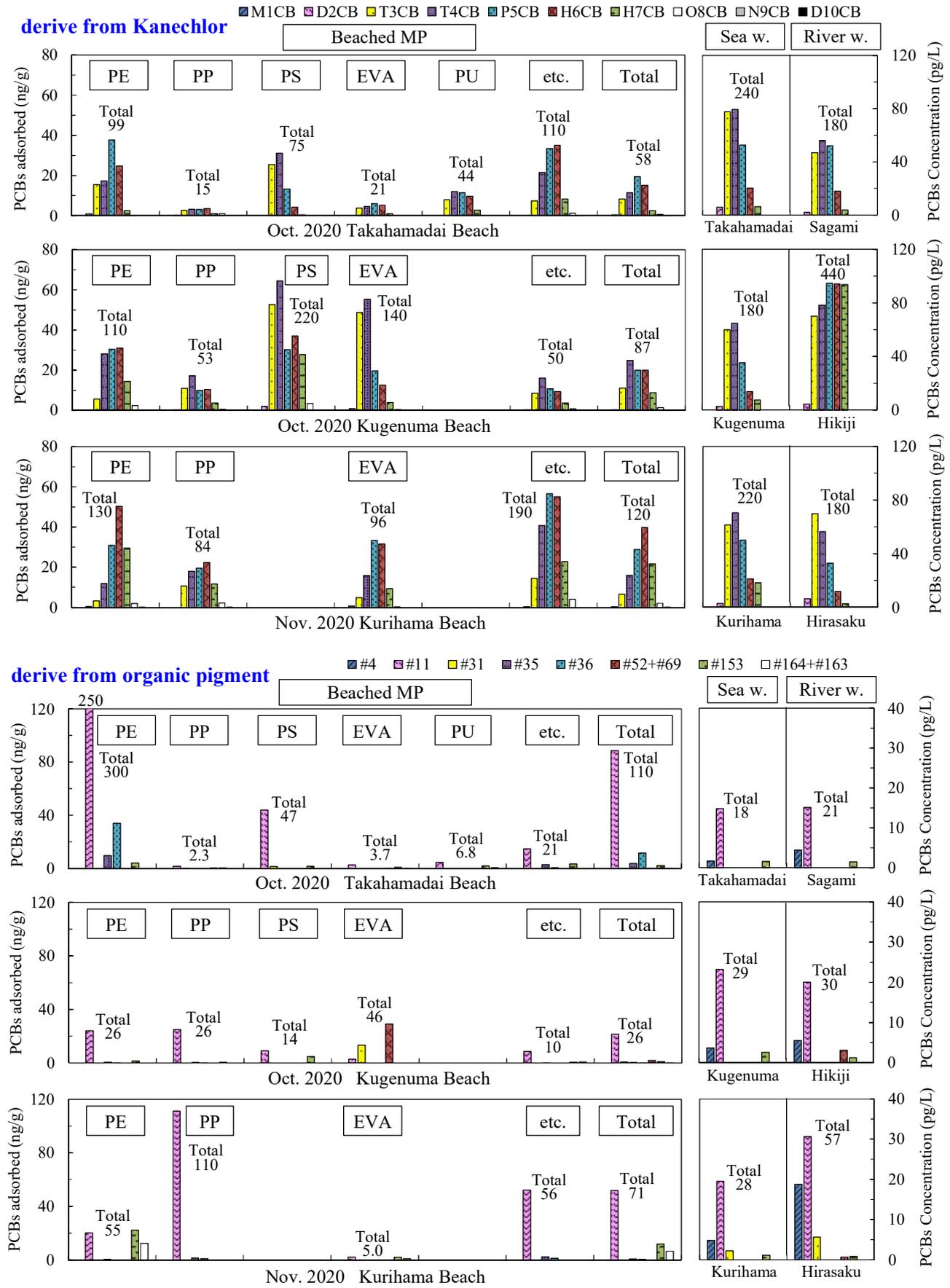


Fig. 8 Results of PCBs adsorbed on MP, in sea and river water each emission sources

組成は類似しており、海水とも類似していた。神奈川県内の河川水は、河川によっては特異な発生源があるものの、ベースとなる PCB 濃度及び組成は、海水と同様であると推定された。

漂着 MP の PCB 吸着量と海水及び河川水中の PCB 濃度の相関については、カネクロール由来では、高浜台海岸の PS と海水、鵠沼海岸の PS 及び EVA と海水の組成が類似していたが、PS 及び EVA は採取量が少ないため、MP 合算では相関はみられなかった。また、有機顔料由来では明らかな相関はみられなかった。

よって、相模湾及び東京湾沿岸では、漂着 MP の PCB 吸着量及び組成は多様性が大きいのに対して、海水及び河川水中の PCB 濃度は類似しており、漂着 MP の PCB 吸着量と海水及び河川水中の PCB 濃度の相関があまりみられないことから、漂着 MP への PCB 吸着は、主に近隣の水環境で起こったものではなく、既報りで述べたとおり、過去に流出又は遠方で流出した MP が長期間漂流している間に起こった可能性が示唆された。

4 まとめ

相模湾沿岸域で採取した漂着 MP の PCB 表面吸着量及び内部含有量を測定し、漂着 MP に含まれる PCB の大部分が表面に吸着していること、一部、プラスチック製品中の有機顔料や可塑剤として添加されたカネクロールに由来する PCB が内部に含まれていることが推定された。

また、同日に採取した海岸漂着 MP、海水及び河川水の PCB 吸着量及び PCB 濃度を測定し、組成の類似性などを検証したところ、漂着 MP への PCB 吸着は、主に近隣の水環境で起こったものではなく、過去に流出又は遠方で流出した MP が長期間漂流している間に起こった可能性が示唆された。

MP に PCB などの有害化学物質が吸着することによる汚染リスクを低減させるためには、プラスチック製品の回収や不法投棄対策を行い、MP の供給元を絶つこと、特にペレットなど長寿命なものを排出抑制することが重要である。

本研究は、神奈川県成果展開型研究事業費（平成 31 年度～令和 2 年度）により実施した。

参考文献

1) 小澤憲司, 三島聡子: 相模湾漂着マイクロプ

ラスチックに吸着した PCB の実態調査及び発生源別のリスク推定, 全国環境研会誌, 46(1), 10-17 (2021)

2) 小澤憲司, 三島聡子: 相模湾漂着マイクロプラスチックに吸着した PCB の実態及び発生源の推定, 神奈川県環境科学センター研究報告, 43, 18-27 (2020)

3) 池貝隆宏, 三島聡子, 菊池宏海, 難波あゆみ, 小林幸文: 相模湾沿岸域のマイクロプラスチック漂着特性, 神奈川県環境科学センター研究報告, 41, 1-10 (2018)

4) 中野武, 姉崎克典, 高橋玄太, 俵健二: 有機顔料製造過程での PCB 生成, 環境化学, 23, 107-114 (2013)

5) 環境省環境再生・資源循環局廃棄物規制課: ポリ塩化ビフェニル(PCB)使用製品及び PCB 廃棄物の期限内処理に向けて, 2 (2021)

6) Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T.: Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment, Environ. Sci. Technol., 35, 318-324 (2001)

7) 高田秀重: International Pellet Watch(IPW): 海岸漂着プラスチックを用いた地球規模での POPs モニタリング, 地球環境, 19, 135-145 (2014)