

城ヶ島におけるアワビ漁獲量減少要因の推定

誌名	神奈川県水産技術センター研究報告
ISSN	18808905
著者	今井, 利為 滝口, 直之 堀口, 敏宏
巻/号	1号
掲載ページ	p. 51-58
発行年月	2006年3月

城ヶ島におけるアワビ漁獲量減少要因の推定

今井 利為・滝口 直之・堀口 敏宏

The estimating decline factor of the abalone catch in Jyogashima

Toshitame IMAI*

Naoyuki TAKIGUCHI**

Toshihiro HORIGUCHI***

Abstract

The abalone catch has declined since the late 1980's at Jyogashima, Kanagawa prefecture, Japan. This was suspected to be resulted from the change of marine environment where abalone inhabits, for example, contamination by hazardous chemical substances, nutrients, COD (Chemical Oxygen Demand), transpiration, algal flora. Based on investigation on the recovery rate of artificial seeds in total abalone catch and fishery effort as well as the change of marine environment mentioned above, the primary factor for declining abalone stock at Jyogashima could be the decrease of reproductive potential of abalone caused by tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPT) from antifouling paints for vessels and fishing nets. The secondary factor could be the decrease of the recovery rate of artificial seeds as well as the increase of aged fishermen which indicates the decrease of their capability for catching abalone.

はじめに

神奈川県三浦市城ヶ島において、アワビはクロアワビ *Haliotis discus discus* (以下クロという)、メガイアワビ *H. gigantea* (以下メガイという)、マダカアワビ *H. madaka* (以下マダカという)の3種が第一種共同漁業権内での主要な漁獲対象種であり、サザエ、トコブシ、ウニ類、イセエビ、魚類とともに磯根における最も重要な資源となっている。

アワビは、1～5・10月には覗突き漁業、6～9月には主として素潜り漁業によって漁獲される。城ヶ島漁業協同組合「以下漁協という」では申し合わせにより潜り漁業において、ウエットスーツの着用が認められておらず、裸潜りを伝統としている。また、組合員は、神奈川県海面漁業調整規則に基づく殻長11cm以下のアワビ捕獲の禁止を厳格に守っている。

漁協では、殻長制限による資源管理と合わせてアワビ資源増大を目的とした築磯造成事業などに加え'66年から種苗放流事業を行っている。

種苗放流が始まって10年間は、その効果も順調に現れ、アワビ類3種の漁獲量は増大した^{1),2)}。しかし、3種類の漁獲組成が変化するとともに、'80年代後半から急激に漁獲量が減少している。

この原因として、漁獲努力量および漁獲強度の増加による過剰漁獲、種苗放流効果の減少、環境要因の変化などが考えられたため、今まで得られている情報に基づき、その情報の整理をしたうえで、漁獲量が減少した主要因を推定し、今後の対応を考察した。

資料

漁獲量

'73年～'81年は漁協のアワビ水揚月別集計表から、'85年～'03年までは漁協のデータベースからの日別のクロ、メガイ、マダカの種別およびキズガイの合計漁獲量・漁獲金額を抽出し、集計した。

漁業種類別漁獲量・水揚日数・従事者数・CPUE

前述の集計表およびデータベースから漁業種類別漁獲量、水揚日数・従事者数を抽出し、年別集計した。なお、'82年、'84年、'89年のデータは欠落していた。

種別種苗放流数

種別種苗放流数は、'68年～'83年までは当所に残存する記録によった。'84年以降の数値は、水産庁・社団法人日本栽培漁業協会が毎年発行している栽培漁業種苗生

産、入手、放流実績（全国）資料編³⁾によった。なお、殻径2.5cm以上の種苗のみを放流数として、2.5cm未満は放流数から除外した。

混獲率

水産試験場職員が漁協の水揚げ場に行き、水揚げされたアワビ類の殻長を測定し、螺頂部の殻の色彩を確認した。螺頂部の殻の色が緑のもの（グリーンマーク）を放流由来として種ごとに放流由来（放流貝）と天然由来（天然貝）の個体数を漁協の水揚げ場で計数した。放流貝個体数Naを全測定個体数（Na+天然産と判別不明個体（Nn））で除して100を乗じた数値を混獲率とした。

結 果

種類別の漁獲量

クロは、'73年に1,825kgであったが、'84年には5,241kgの最高水準を示し、その後、'93年の729kgまで漸減した。

メガイは、'72年から'92年までは、2,000~4,000kgの間を上下していたが、'93年から急激に減少し'01年には729kgとなった。

マダカの漁獲量は、'73年に870kgであったが、'75年に4,030kgまで増加し、その後減少し、'93年に143kgまで下落した。

'86年~'00年にかけてメガイ・クロ・マダカを合わせた漁獲量は約500kg/年ペースで減少した(表1)。

表1 アワビの年別・種別漁獲量

年	漁獲量(kg)				合計	単価 円/kg	年	漁獲量(kg)				合計	単価 円/kg
	クロ	メガイ	マダカ	キス含				クロ	メガイ	マダカ	キス含		
66							85	4396	3798	1484	10940	3682	
67							86	5053	2390	640	7216	3855	
68							87	3040	3210	419	6914	4271	
69				2131			88	2365	3469	246	6492	4969	
70				1692			89	2043	3946	316	6306	5761	
71				1097			90	2077	3621	271	6170	6619	
72				10465			91	1600	2872	215	4822	6810	
73	1825	1795	870	4490	1771		92	1377	3540	287	5204	7098	
74	2587	2870	2848	8305	2579		93	729	2101	143	3252	7927	
75	2738	2185	4030	8953	2240		94	978	2070	225	4480	7602	
76	1648	1418	2496	5563	2573		95	1167	1505	737	3852	8089	
77	2238	2983	2344	7565	2844		96	1107	1265	715	3644	7901	
78	2739	3820	3200	9859	2640		97	1275	1299	512	3307	7640	
79	4137	2826	2856	9820	3173		98	762	1061	279	2680	7349	
80	4281	1980	2022	8293	3744		99	911	870	139	2011	6714	
81	4308	2277	1410	7994	3845	0	0	678	748	240	1745	7265	
82	3697	2929	1330	8279	3976	1	665	729	450	1904	7219		
83	3840	3374	2062	9276	3638	2	994	777	988	2868	6717		
84	5241	3320	2140	10701	3688	3	485	731	830	2122	6075		

視突漁業と潜り漁業の漁獲量

視突漁業での漁獲量は、'74年に660kgであったが、'83年に5,244kgとなり、'73年から'03年の31年間で最高の値を示した。その後、減少し、2000年に469kgの最小値となった。

潜り漁業での漁獲量は、'73年の3,036kgから'78年の9,548kgまで増加し、'80年から'87年までの間では、7,400kgから4,400kgの間を安定的に推移したが、'88年

以降漁獲は減少し、'98年に1,005kgまで低下した(表2)。

表2 城ヶ島アワビ漁業の漁獲量と水揚日数

年	漁獲量(kg)				潜り	漁獲量(kg)			
	漁獲量(kg)	水揚日数	従事者数	CPUE		漁獲量(kg)	水揚日数	従事者数	CPUE
73	278	376	51	0.74	3036	1123	25	2.7	
74	660	1262	48	0.52	4510	1279	33	3.53	
75	1688	719	59	2.35	5615	1405	24	4	
76	1113	2929	48	0.38	3489	980	21	3.56	
77	707	466	57	1.52	5588	1296	31	4.31	
78	933	1456	54	0.64	9548	1834	27	5.21	
79	1369	1466	54	0.93	7004	1685	21	4.16	
80	1962	1444	60	1.36	5332	1294	21	4.12	
81	1835	1648	53	1.11	5326	1764	22	3.02	
82	3853				4959				
83	5244	1251		4.19	6705	1166		5.75	
84	3679				7445				
85	3698	1493	47	2.48	6716	1119	22	6	
86	2798	1423	47	1.97	4412	989	18	4.46	
87	1820	1329	44	1.37	5067	915	20	5.54	
88	2074	1216	44	1.71	4416	833	19	5.3	
89	2500		39		4313		20		
90	2443	1357	43	1.8	3726	696	14	5.35	
91	1956	1036	38	1.89	2775	619	19	4.48	
92	1227	865	37	1.42	1607	306	11	5.25	
93	987	932	38	1.06	2146	452	9	4.75	
94	1824	1145	34	1.59	2561	564	15	4.54	
95	1392	980	29	1.42	1999	518	11	3.86	
96	1770	877	30	2.02	1567	320	11	4.9	
97	1216	784	34	1.55	1567	320	11	4.9	
98	1119	689	27	1.62	1005	331	10	3.04	
99	869	640	26	1.36	1027	369	11	2.78	
0	469	524	27	0.9	1309	381	8	3.44	
1	595	506	28	1.18	1309	381	8	3.44	
2	1285	658	26	1.95	1422	401	13	3.55	
3	913	636	26	1.44	1179	372	6	3.17	

視突漁業と潜り漁業の水揚日数

視突漁業の水揚日数は、'78年から'90年までは、1,688日から1,216日の間を推移していたが、'91年の1,036日から減少し始め、'01年には506日となった。この値は、'80年代の1/3、'90年代前半の1/2の水準である。

潜り漁業の水揚日数は、'81年の1,764日から'97年には320日まで減少し、'98年から僅かに増加した(表2)。

視突漁業と潜り漁業従事者数

視突漁業の従事者数は、'80年代初めまでは55人前後であったが、'98年以降26~28人であり、'70年代の1/2の水準となった。

潜り漁業の従事者数は、'73年から'85年まで55人から33人であったが、'03年には6人にまで減少した。この人数は、'70年代の1/8、'80年代の1/3、'90年代の1/2の水準である(表2)。

視突漁業と潜り漁業のCPUE

視突漁業のCPUEは、'77年から'03年までほぼ1~2kg/日/人の間を推移し、比較的安定していた。

潜り漁業のCPUEは、'83年から'92年までは、6~4.48kg/日/人の範囲であったが、'99年には2.78kg/日/人まで減少した(表2)。

視突漁業者と潜り漁業者の年齢による年間漁獲量

'73年~'03年までの視突漁業者の年齢と年間漁獲量の

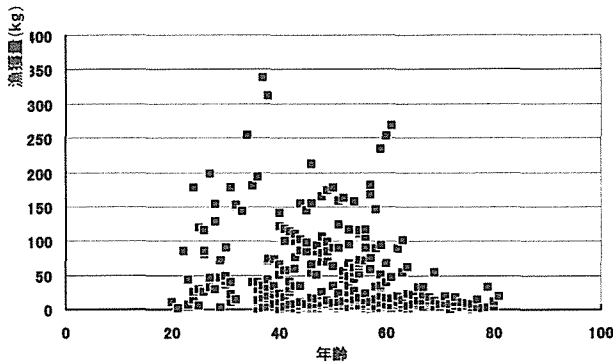


図1 視突漁業者の年齢と漁獲量の関係

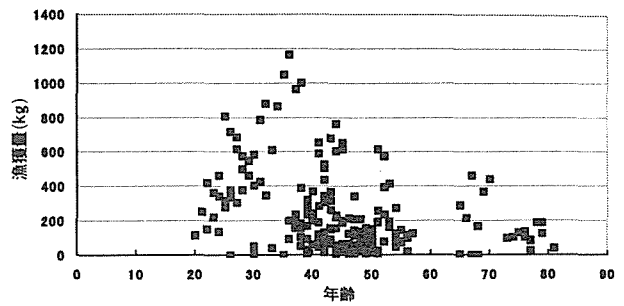


図2 潜り漁業者の年齢と漁獲量の関係

関係を図1, 潜り漁業者の年齢と年間漁獲量の関係を図2に示した。

視突では20～81歳まで操業している。平均漁獲量は、20歳台から年齢を重ねるにつれて増加し、50歳台で125kgの最大となり、60歳台で下降する。最大漁獲量を記録したのは20歳台の338kgであった。

潜りでも、20～82歳まで操業している。平均漁獲量は20歳台の392kgが最も多く、40歳台～60歳台で145kg～189kgと比較的安定している。最大漁獲量は30歳台の1,169kgであり、その後、40歳台の766kgから70歳台の444kgまで漸減していた。

混獲率

混獲率を調べた結果を表3に示す。'85年はマダカのみであり、'87年からは、クロ、メガイ、マダカ3種類の混獲率が毎年調査されている。'87年から'90年にかけては、クロの混獲率は61%から73%であった。メガイは40%から68.4%、マダカは8%から53.4%であった。'91年はク

ロとメガイが98%、マダカが100%と急増し、これ以降、漁獲物の殆どが放流貝の個体によって占められるようになった。'97年にメガイとクロが71%、'93年にメガイが82%、'98年にマダカが74%、メガイが80%であり、2003年にクロが74.1%であった以外は、常に90%を超える混獲率であった。

種苗放流数

城ヶ島におけるクロ、メガイ、マダカの種苗放流数の推移を表4に示す。

'66年～'71年まではクロとマダカが放流されていたが、'72年から10年間は単価が高いクロが19,000個～150,000個放流された。'83年からはクロの種苗生産が不調となったため、メガイに一部を移行し、'85年～'95年の11年間はメガイ単独かクロとの混合によって放流数を確保していた。'98年からは再びクロの放流が3年間途絶え、マダカが優占するようになり、'01年と'03年にはクロ、メガイ、マダカ3種の混合放流が行われた。

表3 種別測定個体数と混獲率の経年変化

種年	クロ				メガイ				マダカ			総計					
	天然	不明	放流	計混獲率%	天然	不明	放流	計混獲率%	天然	放流	計混獲率%	放流	計混獲率%				
87	108		230	338	68	180	120	300	40	26	18	44	40	368	682	54	
88	256		401	657	61	554	600	1154	52	214	18	232	8	1019	2043	50	
89	122		350	472	74	602	1304	1906	68	14	17	31	53	1671	2409	69	
90	26		72	98	73	103	148	251	59	5	3	8	33	223	357	62	
91	8		372	380	98	13	623	636	98	0	113	113	100	1108	1129	98	
92	12		193	205	94	10	965	975	99	0	7	7	100	1165	1187	98	
93	2		29	31	94	39	178	217	82	0	3	3	100	210	251	84	
94					-				-								
95	25		441	466	95	71	12	837	920	91	3	19	290	86	19	22	86
96	1		1	2	50					14	94	108	87	95	110	86	
97	15		40	55	72	18		42	60	71	2	25	40	93	25	27	93
98	3		71	74	96	24		96	120	80	43	124	167	74	291	361	81
99	2		80	82	98	9		219	228	96	5	84	89	94	383	399	96
0	7		127	134	95	12	1	256	269	95	3	174	177	98	557	580	96
1			1	1	100	7	2	136	145	94	2	180	183	98	317	328	97
2	6	1	88	95	93	7	2	189	198	95	5	273	278	98	550	571	96
3	13		37	50	74	5	2	99	106	93	3	129	132	98	265	288	92

表4 城ヶ島におけるアワビ種別放流数の経年変化

年	種苗放流数				年	種苗放流数			
	クロ	メガイ	マダカ	合計		クロ	メガイ	マダカ	合計
66	6000	0	9000	15000	85	8000	86000	0	94000
67	0	0	15000	15000	86	4000	50000	0	54000
68	12000	0	8000	20000	87	0	20000	0	20000
69	19000	0	26000	45000	88	0	25000	0	25000
70	8000	0	0	27000	89	30000	89000	0	119000
71	19000	0	5000	24000	90	20000	0	0	20000
72	76000	0	0	76000	91	64000	21000	0	85000
73	25000	0	0	25000	92	74000	42000	9000	125000
74	49500	0	0	49500	93	50000	25000	25000	100000
75	31400	0	0	31400	94	20000	80000	0	100000
76	50000	0	0	50000	95	49000	32000	0	81000
77	143000	0	0	143000	96	70000	0	0	70000
78	100000	0	0	100000	97	35000	0	0	35000
79	76500	0	0	76500	98	0	0	70000	70000
80	150000	0	0	150000	99	0	1000	74000	75000
81	130000	0	0	130000	0	0	1000	70000	71000
82	80000	0	32000	90000	1	15000	15000	40000	70000
83	80000	25000	0	45000	2	0	0	61000	61000
84	49000	0	0	49000	3	20000	10000	40000	70000

考 察

城ヶ島のアワビ漁獲量は1984年以降、減少が続き、種苗放流が始まった1968年以前の水準に戻った¹⁾。その原因を推定するにあたって①アワビ生息環境の悪化、②漁獲過多による資源の減少、③放流効果低下の三つの作業仮説を設け、それぞれの要因について分析した。

天然貝の推定漁獲量

種別の年漁獲量に混獲率を乗じて放流貝の漁獲量を求めた。次に全漁獲量から放流貝量を差し引いて天然貝の漁獲量を推定した(図3)。

クロは、'87年に973kgであったが、段階的に減少し、'91年に32kgとなった。メガイの天然貝漁獲量は、'87年に1,926kgから'89年に1,247kgと減少したが、'90年に1,485kgとやや回復した。しかし、'91年に57kgへ急減した。マダカは、'87年にすでに251kgと低水準の漁獲量であったが、'91年には0kgとなった。

このように、3種とも'91年を境にして天然貝の漁獲量が劇的に少なくなった。

天然貝激減時期の環境

'91年から見られた天然貝漁獲量の減少要因としては、アワビの再生産が何らかの要因によって阻害されていたことが考えられる。本県において3種のアワビは漁獲サイズに至る年数が4~5年かかるため⁶⁾、'80年代前半から半ばの時期に何らかの環境の変化が起こったと想定される。その要因として、この時期、漁業者は海藻植生の変化と透明度の低下を挙げ、特に、水深10m以深において海底岩面が白くなり、岩肌が見えるようになったとの指摘をしている。このことから、アワビ類幼生の変態誘

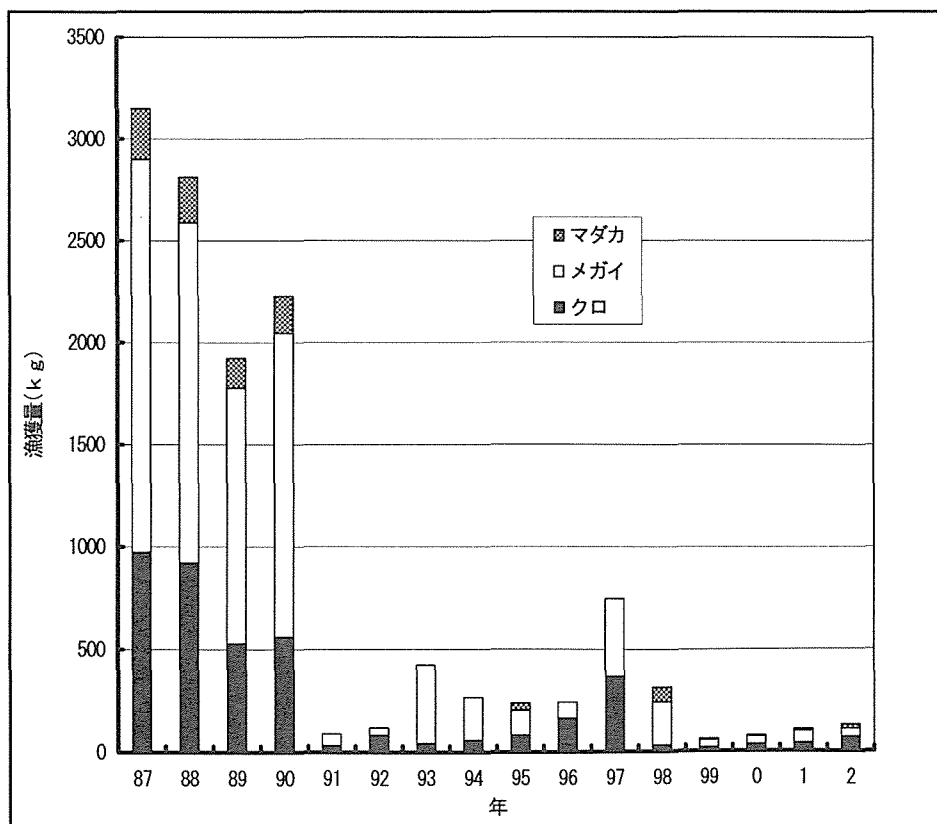


図3 天然アワビ年別・種別漁獲個体数変化

引にとって必要なサンゴ藻平原の分布との関連が推察されるが、それを裏付ける資料はない。また、'77年と'92年に行われた海藻の植生調査^{4),11)}では、城ヶ島において兩年の種類組成および現存量には違いが見られず、この期間に磯焼け現象も報告されていない。

次に、水質の変化であるが、神奈川県水産試験場が'67年～'03年までの定線観測で得た結果では、城ヶ島沖 St. 13におけるCOD、硝酸態窒素、透明度に大きな変化がない⁵⁾。

漁獲過多と漁獲量減少との関連性の検討

表2に示したように、'77年～'81年の5年間における裸潜りの水揚日数はその前後の年と比較すると、前5年より23%、後5年より31%多い。この水揚日数、すなわち漁獲努力量の増加が漁獲過多をもたらしたものかどうか、今後、資源解析でその程度を検証する必要がある。

'91年以降のCPUEは、潜り従事者の高齢化による離職と漁獲効率の低下にもかかわらず、表2のように'91年以前と同じ水準を維持している。資源が一定の水準を維持していれば、水揚日数が1/2になっているのでCPUEは上がるはずであり、CPUEが安定していたことは、資源の減少を示していることになる。資源減少の内容を見ると、混獲率の上昇がこの時期に見られたことから、放流貝の資源はあったものの、天然貝の資源がなくなったために漁獲量の減少をもたらしたものと解釈できる。

漁獲減少期以降の漁獲量と種苗放流の効果

表5に表1と表4から求めた種別放流貝漁獲個体数と種苗放流数を示した。

表5 種苗放流数と放流貝推定漁獲個体数

種類	クロ		メガイ		マダカ	
	種苗放流数	放流貝漁獲個体数	種苗放流数	放流貝漁獲個体数	種苗放流数	放流貝漁獲個体数
1987	0	7227	20000	4210	0	522
1988	0	4610	25000	6054	0	91
1989	30000	4206	89000	10626	0	239
1990	20000	3771	30000	5159	0	332
1991	64000	6101	21000	9226	0	717
1992	74000	3957	42000	10279	9000	1036
1993	50000	1559	25000	4244	25000	201
1994	20000		80000		0	
1995	49000	2520	32000	3463	0	2724
1996	70000	2139	0	2973	0	2375
1997	35000	2086	0	2305	0	1684
1998	0	1671	0	2214	70000	494
1999	0	1849	1000	2027	74000	296
2000	0	1336	1000	1876	70000	836
2001	15000	1385	15000	1934	40000	1465
2002	0	1730	0	2196	61000	3396
2003	20000	976	10000	2662	40000	2513

放流された種苗はその成長から推定してマダカ、メガイが放流3年後、クロが4年後から漁獲加入する⁶⁾。そこで、'92年、'93年に放流されたマダカは、その前後の年に放流されていないので、放流3年後の'95年～'99年

までの漁獲個体数から回収率は0.22と推定される。同じようにメガイでは'95年～'99年の合計漁獲個体数と'92年～'96年の種苗放流数によって0.09、クロでは'95年～'99年の合計漁獲個体数と'91年から95年の種苗放流数によって0.03と推定された。

'91年以降、種苗放流数は10万個から7万個台へと約30%減少したが、漁獲量は5トンから2トンへと60%減少を示していることから、近年は放流効果の低下が懸念される。

天然貝の漁獲が激減した要因の検討

以上に述べてきた海藻群落の変化、水質の変化および漁業による漁獲過多、種苗放流効果の低下では、'91年以降に現れた天然資源がほとんど漁獲されなくなった現象を説明できない。

海洋生物の再生産に重篤な影響を与える例としてイボニシ、バイで有機スズ化合物が原因でインポセックスを生じ、再生産に障害が出ていることが明らかにされている^{7),8),9),10),12),13),14),15),22)}。

そこで、産卵形態は異なるものの、有機スズ化合物がアワビの再生産にも影響を与えているとの作業仮説を設定し、既往資料をもとにこの仮説の検討を行った。

アワビに含まれる有機スズ化合物の濃度及び生殖腺の変化に関する観察所見

検討資料として、城ヶ島産と対照区である対馬産アワビの筋肉におけるTBT, TPT濃度を調べた堀口らのデータを引用した^{18),23)}。

表6 対馬と城ヶ島におけるマダカ・メガイの有機スズ化合物の含有量と雄性化率

採集年月	有機スズ化合物	Horiguchi et al. (2000) ¹⁸⁾ 及び Horiguchi et al. (2005b) ²³⁾ より		種類	城ヶ島産アワビの卵巣中の精子形成(雄性化)率
		対馬産、筋肉中濃度(ng/g wet. wet.)	城ヶ島産、筋肉中濃度(ng/g wet. wet.)		
Sep.1995	TBT	0.8±0.8 (n=125)	4.9±4.4 (n=83)	マダカ	20%
Nov.1996	TPT	0.6±1.3 (n=125)	6.3±6.6 (n=83)	マダカ	
Jan.1998	TBT	0.4±0.6 (n=87)	2.2±2.5 (n=73)	マダカ	19%
Mar.1999	TPT	0.5±0.9 (n=87)	5.8±5.1 (n=73)	マダカ	
Jan.1998	TBT	1.2±0.9 (n=67)	2.6±1.3 (n=95)	メガイ	29%
Mar.1999	TPT	1.5±1.8 (n=67)	4.8±3.6 (n=95)	メガイ	

'95年～'96年の城ヶ島と対馬での結果は表6になり、城ヶ島産は対馬産と比較すると平均値ではTBTで6倍、TPTで10倍の含有量であった。なお、卵巣及び精巣中の濃度は、TBT, TPTともに筋肉中濃度より10～20倍ほど高い¹⁸⁾。この時点で城ヶ島のマダカについて卵巣に精子様細胞が観察された個体の出現率(雄性化率)は約20%であった¹⁸⁾。'98年～'99年にかけての同種の調査結果では

城ヶ島のマダカ筋肉中のTBTでは5倍、TPTでは10倍の差があり、また城ヶ島のメガイ筋肉中のTBTでは2倍、TPTでは3倍の差があった。このときに城ヶ島マダカの雌の19%及びメガイの雌の29%に雄性化がみられ、対馬産の個体では雌の雄性化が見られなかった²³⁾。

また、生殖腺組織検査による生殖周期に関する調査では、城ヶ島産のアワビに雌雄間で性的成熟盛期の不一致（性成熟盛期の非同調性）が起こっていることが示唆され¹⁸⁾、この雌雄間で性的成熟盛期の不一致（性成熟盛期の非同調性）は'98年～'99年にかけての調査でも、引き続き、観察された²³⁾。

さらに、対馬産のメガイを城ヶ島へ移植して7ヶ月後に取り上げて筋肉中のTBTとTPTの濃度を調べた結果、それらの有機スズ化合物の有意な蓄積とともに雌の90%の卵巣で精子形成などの雄性化が認められた¹⁸⁾。さらに、実験室内で人工海水を用いて実施したTBTとTPTの2ヶ月間の流水式連続曝露試験をした結果、TBTもTPTも設定濃度100ngL⁻¹で対照区と比べて有意に高い確率でメガイ卵巣中に精子形成が引き起こされていたことが確認された¹⁹⁾。

有機スズ化合物を使用した歴史

有機スズ化合物は、日本国内で60年代半ばから船底塗料や漁網用の防汚剤として使用が始まり、通産省により統計がとられはじめた'84年にはトリブチルスズ化合物は3,897トン、以降'90年まで4,000から6,000トンが毎年製造・輸入されていた¹²⁾。'90年にトリブチルスズ化合物の一種であるビス(トリブチルスズ)=オキシド(TBTO)が化学物質審査規制法に基づく第一種特定化学物質に指定され、指定化学物質であったトリフェニルスズ化合物7物質及びTBTOを除くトリブチルスズ化合物13物質が同法に基づく第二種化学物質にそれぞれ指定されている。しかし、化学物質審査規制法による規制が始まった直後の'91年には約3,000トン、'92年には約1,000トンが出荷されており、日本塗料工業会が国内における製造中止を表明した1997年まで、減少傾向にあったとはいえ、国内における製造等は継続していた¹²⁾。

環境省では、日本全国の水質、底質、生物中のTBT、TPTの濃度の経年変化をモニタリングしている。その中で横浜港のTBT水質調査の結果を'90年から通覧する。'90年には0.027 μg/L⁻¹であったが、'93年には、0.004 μg/L⁻¹程度に減少して、'01年まで横這い状況であった。また、底質は'89年に250ng/g-dry、'99年に140ng/g-dryであり、底質中でのTBTの低減率が水中のそれよりも小さいことが伺えた²¹⁾。

このことは、水中濃度の低減にもかかわらず、底質中では有機スズ化合物が依然高濃度で残留していることをうかがわせる。

有機スズ化合物の毒性

アワビ資源減少の主要因として作業仮説を設定した有機スズ化合物の毒性は、主に、急性毒性と慢性毒性の2つに分けられる。急性毒性については、Horiguchi et al (1998)¹⁶⁾およびTreuner et al (2005)²⁴⁾によれば、アワビ幼生に対する有機スズ化合物の半数致死濃度(LC₅₀)と胚発生途上の奇形に着目した半数影響濃度(EC₅₀)及び10%影響濃度(EC₁₀)は、表7に示すとおりである。これより、TBT及びTPTともに48h LC₅₀はクロのTBTで5.4 μg/L⁻¹、それ以外で1.4 μg/L⁻¹前後、48h EC₅₀はTBTで0.16～0.56 μg/L⁻¹及びTPTで0.18～0.19 μg/L⁻¹、また48h EC₁₀はTBTで0.04～0.07 μg/L⁻¹及びTPTで0.03～0.15 μg/L⁻¹と推定される^{16), 24)}。

表7 アワビ幼生の有機スズ化合物半致死濃度

(Horiguchi et al 1998, Treuner et al 2005)^{16), 24)}

半数致死濃度 (LC ₅₀) ¹⁶⁾	TBT		TPT	
	24h LC ₅₀	48h LC ₅₀	24h LC ₅₀	48h LC ₅₀
	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L
クロ		5.4		1.4
マダカ	3.9	1.2	2.4	1.5
半数影響濃度 (EC ₅₀) ²⁴⁾	TBT		TPT	
	24h EC ₅₀	48h EC ₅₀	24h EC ₅₀	48h EC ₅₀
	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L
クロ		0.29		
メガイ	0.18			
マダカ	0.34-0.85	0.16-0.56	0.33	0.18-0.19
10%影響濃度 (EC ₁₀) ²⁴⁾	TBT		TPT	
	24h EC ₁₀	48h EC ₁₀	24h EC ₁₀	48h EC ₁₀
	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L
クロ		0.04		
メガイ	0.04			
マダカ	0.03-0.04	0.04-0.07	0.03	0.03-0.15

一方、三浦市のヨットハーバーや造船所前面海域における'95年～'96年の表層海水中のTBT濃度は6～290ng/L⁻¹(=0.006～0.29 μg/L⁻¹)であった¹⁶⁾。表7に示した48h LC₅₀の値と比較するとおよそ1/250～1/5であり、高濃度検出域ではLC₅₀よりも一桁低いに過ぎない。水域が異なると、TBTの毒性を示す濃度と実環境濃度との差は変化する。例えば、前述の横浜港の場合、水中TBT濃度が0.004 μg/L⁻¹であったことから、マダカ幼生に対するTBTの48h LC₅₀である1.2 μg/L⁻¹と比較すると1/300程度である。しかし、それでも、こうしたTBTの毒性を示す濃度と実環境濃度との差は、重金属や農薬などの

他の有害物質と較べてかなり小さい^{7,20)}。実環境中から検出されるTBTの濃度が海産生物(ここでは、アワビ幼生)に対して毒性を示す濃度に接近しているのである。さらに憂慮されることは、クロ、メガイ及びマダカ幼生に対するTBTの48h EC₅₀やEC₁₀の値と比べて、実環境で検出された濃度の一部がそれらの値を上回っている点である^{16),24)}。48時間に限定しても幼生全体の10~50%程度に奇形等をもたらすと推定され、現実にはアワビ幼生はより長期にわたってTBTに曝露されると考えれば、アワビ幼生の生残や加入に対するTBTの影響も無視できないであろう。

さらに、既往の知見では、ヨーロッパチヂミボラがおよそ1ngL⁻¹のTBTでもインポセックスを発症することが知られている²⁵⁾。イボニシではインポセックスの発症限界となる体内有機スズ濃度(ただし、軟組織全体の湿重量あたり)が、TBTでは10~20ng/g-wt程度と推定されている⁹⁾。なお、アワビの雌の雄性化(卵巣での精子形成)に関しては、有機スズの閾値の推定例がない。

以上のことを総合すると、'90年代よりも汚染レベルが高かったと考えられる'80年代に有機スズ化合物が天然アワビの再生産に対し、慢性毒性として親貝の性成熟と産卵に、また急性毒性として幼生の生残に、それぞれ悪影響を及ぼしたことが強く疑われる。

今後の対応

現在は、天然資源がほとんどない状況の中、アワビ資源は種苗放流に依存せざるを得ず、放流を止めた場合には、アワビの漁獲はほとんどなくなることが予想される。したがって、しばらくの間、放流を続けていくことが、磯根漁業にとっては不可欠となる。

しかし、有機スズ化合物による再生産への影響が少なくなった後、親貝資源の回復を図り、天然資源の回復を目指すことが必要である。当面、城ヶ島においては、'86年~'00年まで年間500kgのペースで減少した資源の回復を目標とすることが求められる。

さらに、漁業者の所得を高位安定化させ、潜り漁業、視突漁業の若手加入を確保していく方策が必要である。

謝 辞

本研究にあたり、城ヶ島漁業協同組合のアワビ水揚げ資料を収集してきた近山通正元所長、高田啓一郎資源環境部長、資料のとりまとめを行った杉浦紀久以さん、水質資料のとりまとめを行った山田佳昭主任研究員ならびに元水産試験場増殖研究部、栽培技術部の多くの方々に謝意を表す。

引用文献

- 1) 農林水産省統計情報部(1951-1973): 神奈川県農林水産統計
- 2) 神奈川県(1968): 相模湾総合開発事業海中牧場環境調査
- 3) 水産庁・日本栽培漁業協会(1978~2002): 栽培漁業種苗生産、入手・放流実績(全国), 資料編.
- 4) 高間 浩 (1979): 三浦市沿岸におけるアラメ・カジメの現存量と群落構造について, 相模湾資源環境調査報告書一II, 137-152, 神奈川県水産試験場.
- 5) 山田佳昭(未発表): 相模湾の水質経年変化
- 6) 神奈川県水産試験場(1989): 平成元年度放流技術開発事業報告書, 放漁場高度利用技術開発事業(アワビ・ウニ類), 神水試資料No. 359, pp80.
- 7) 堀口敏宏・清水 誠(1992): 貝類及び他の水生生物, 有機スズ汚染と水生生物影響(里見至弘・清水 誠編, 恒星社厚生閣, 174p.), pp. 99-135.
- 8) 堀口敏宏(1993): 有機スズ化合物による海産巻貝類のimposex. 東京大学博士学位論文, 1-210p.
- 9) Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M., Morita, M. (1994): Imposex and organotin compounds in *Thais clavigera* and *T. bonni* in Japan. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **74**: 651-669.
- 10) Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M., Yamazaki, S., Morita, M. (1995): Imposex in Japanese gastropods (Neogastropoda and Mesogastropoda): Effects of tributyltin and triphenyltin from antifouling paints. *Mar. Pollut. Bull.*, **31**: 402-405.
- 11) 神奈川県水産試験場(1995): 沿岸植生調査報告書, 神水試資料No. 406, pp174.
- 12) 堀口敏宏(1996): 化学物質の生物濃縮と生態系への影響, 海洋と生物, 18(5), 351-355, 生物研究社, 東京.
- 13) Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M., Morita, M. (1997a): Imposex in sea snails, caused by organotin (tributyltin and triphenyltin) pollution in Japan: a survey. *Appl. Organomet. Chem.*, **11**: 451-455.
- 14) Horiguchi, T., Shiraishi, H., Shimizu, M., Morita, M. (1997b): Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell, *Thais clavigera*. *Environ. Pollut.*, **95**(1): 85-91.
- 15) Horiguchi, T., Cho, H. S., Shiraishi, H., Shibata, Y., Soma, M., Morita, M., Shimizu, M. (1998a): Field studies on imposex and organotin accumulation in the rock shell, *Thais clavigera*, from the Seto Inland Sea and the Sanriku region, Japan. *Sci. Total Environ.*, **214**: 65-70.
- 16) Horiguchi, T., Imai, T., Cho, H. S., Shiraishi,

- H., Shibata, Y., Morita, M., Shimizu, M. (1998b): Acute toxicity of organotin compounds to the larvae of the rock shell, *Thais clavigera*, the disk abalone, *Haliotis discus* and the giant abalone, *Haliotis madaka*. *Mar. Environ. Res.*, **46**(1-5): 469-473.
- 17) 堀口敏宏(2000): 貝類. 水産環境における内分泌攪乱物質(川合真一郎・小山次朗編, 恒星社厚生閣, 129p.), pp. 54-72.
- 18) Horiguchi, T., Takiguchi, N., Cho, H. S., Kojima, M., Kaya, M., Shiraishi, H., Morita, M., Hirose, H., Shimizu, M. (2000): Ovo-testis and disturbed reproductive cycle in the giant abalone, *Haliotis madaka*: possible linkage with organotin contamination in a site of population decline. *Mar. Environ. Res.*, **50**: 223-229.
- 19) Horiguchi, T., Kojima, M., Kaya, M., Matsuo, T., Shiraishi, H., Morita, M., Adachi, Y. (2002): Tributyltin and triphenyltin induce spermatogenesis in ovary of female abalone, *Haliotis gigantea*. *Mar. Environ. Res.*, **54**: 679-684.
- 20) 堀口敏宏(2002): アワビ類における内分泌攪乱と有機スズ化合物の影響. *海洋*, **34**(7): 522-528,
- 21) 環境省(2003): 平成14年度版化学物質と環境 平成14年度版資料編、
- 22) Horiguchi, T., Kojima, M., Hamada, F., Kajikawa, A., Shiraishi, H., Morita, M., Shimizu, M. (2005a): The impact of tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPhT) on the ivory shell (*Babylonia japonica*) populations. *Environ. Health Perspectives* (in press), 2005.
- 23) Horiguchi, T., Kojima, M., Takiguchi, N., Kaya, M., Shiraishi, H., Morita, M. (2005b): Continuing observation of disturbed reproductive cycle and ovarian spermatogenesis in the giant abalone, *Haliotis madaka* from an organotin-contaminated site of Japan. *Mar. Pollut. Bull.*, **51**: 817-822.
- 24) Treuner, A. B., Horiguchi, T., Takiguchi, N., Imai, T., Morita, M. (2005): Sublethal effects of tributyltin and triphenyltin on larvae of four species of marine gastropods, the abalone *Haliotis madaka*, *H. gigantea* and *H. discus* and the topshell *Batillus cornutus* from Japan. *Environ. Toxicol. Chem.* (submitted).
- 25) Gibbs, P. E., Bryan, G. W., Pascoe, P. L., Burt, G. R. (1987): The use of the dogwhelk, *Nucella lapillus*, as an indicator of tributyltin (TBT) contamination. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **67**: 507-523.