

# 清浄地域におけるエアロゾル中の水溶性成分

## －長距離輸送の影響評価－

秋山 雅行 大塚 英幸 加藤 拓紀

### 要 約

北海道内の清浄地域においてエアロゾルを採取し、硫酸イオンを中心とした水溶性成分の実態と長距離輸送の影響について検討した。その結果、非海塩由来の硫酸イオン ( $\text{nss-SO}_4^{2-}$ ) は全道的に春季に濃度が高くなる傾向を示した。流跡線解析を利用して、気塊の流入方向を領域別に分類し、濃度の出現状況を比較した結果、中国・韓国・日本(本州)からの気塊の流入時に最も高く、オホーツク方面から気塊が流入するケースと比較して4～5倍の濃度を示した。近年注目されている粒径 $2.5\mu\text{m}$ 以下の粒子 ( $\text{PM}_{2.5}$ ) も同様に春の濃度上昇が認められたほか、森林火災の影響と考えられる濃度の上昇も認められた。採取地点の2点付近を通過する後方流跡線を選択し、そのときの濃度出現状況から清浄地域における $\text{nss-SO}_4^{2-}$ の北海道内外の寄与を推定した結果、65%以上は道外からの寄与で、大陸から気塊が流入し、濃度が上昇する際には87%を上回る寄与があるものと推定され、北海道内の清浄地域では、 $\text{nss-SO}_4^{2-}$ 濃度の変動は長距離輸送の影響が大きいことが確認された。

**Key words:** 清浄地域 水溶性成分 長距離輸送 硫酸イオン

### 1. はじめに

1990年以降、東アジア地域の化石燃料の消費量及び汚染物質排出量は増加傾向を示し、中でも中国はアジア最大の石炭消費国で、二酸化硫黄の排出量は日本の20倍以上に達する。<sup>1) 2)</sup> こうした大陸起源の汚染物質が日本へと長距離輸送されるケースを示す報告例も多い。例えば森らは九州北部地域における離島などにおける調査から、冬季に限らず、梅雨期においても大陸起源の長距離輸送が生じていること示した。<sup>3)</sup> また、日置らは京都府において、Pbと $\text{SO}_4^{2-}$ を同時観測することで、大気汚染物質の長距離輸送現象がより明確に示されることを報告する<sup>4)</sup> など西日本を中心に報告例が多いが、北海道における大気汚染物質の長距離輸送の状況を示した報告例は少ない。

一方、アジア域での二酸化硫黄の排出量の長期的な変化に目を向けると、中国における石炭の消費量は1990年代に入り急増し、1996年をピークに減少の傾向を示していたが、2001年には再び前年度の実績を上回っており<sup>1)</sup>、さらには近年の高度成長もあって二酸化硫黄の排出量は増加の傾向にある。こうした状況から大陸起源の汚染物質が北海道に与える影響について長期的な視点で把握していくことは非常に重要なことである。また、大陸での砂漠化の進行が伝えられる中、近年北海道においても大陸起源である黄砂の

観測回数が増加傾向を示している。特に2002年3月の黄砂は過去に例のないほどの大規模なものであり、道東で初観測となった事例である。黄砂によるSPM濃度の環境基準超過の現象も1998年以降数多く見られ、こうした動向も注目すべき点である。

本研究は、清浄な地域における大気の長期モニタリングから、粒子状物質、特に人体への影響が懸念されている $\text{PM}_{2.5}$ の濃度レベルや季節的、長期的な濃度変動傾向の特徴を把握し、北海道をとりまく大気環境の微小変化をいち早く捉えること、粒子状物質濃度レベルと発生地域(発生源)との関連性や気塊の流入方向の違いによる濃度状況を把握し、長距離輸送による影響について評価すること、また、都市域における汚染物質濃度の評価基準とすることを目的として行っている。本報では2002～2003年度の調査結果を中心に、エアロゾルの季節別濃度出現状況や長距離輸送の影響について報告する。

### 2. 調査概要

#### 2.1 調査地点

エアロゾル試料の採取は清浄地域4地点で行った。利尻町仙法志にある国設利尻酸性雨離島局(以下利尻という:  $141^{\circ} 07' \text{ E}$ ,  $45^{\circ} 12' \text{ N}$ 、海拔約40m)、根室市落石

岬にある落石岬地球環境モニタリングステーション（以下落石という：145° 30′ E、43° 09′ N、海拔約50m）、静内町春別ダム（以下春別という：142° 50′ E、42° 50′ N、海拔約300m）、江差町にある檜山支庁舎屋上（以下江差という：140° 08′ E、41° 52′ N、海拔約40m）の4地点である。図1に試料採取地点を示す。

利尻島は北海道本島の北端稚内の西側約50kmに位置し、中央に標高1,721mの利尻山を有する周囲約63kmの円形状の島である。島の面積は182.1km<sup>2</sup>、人口は8千人ほどで、漁業を基幹産業としている。観測点の国設利尻酸性雨離島局は利尻島南部の海岸線沿いに集落を形成する仙法志の、海岸線から700mほど中心部に入り込んだ場所に位置し、周辺500mには人為汚染発生源はない。気候は寒冷で冬季の季節風は厳しく、また、30℃を超える真夏日は1989年以降記録されておらず、最暖期の平均気温は20℃前後とあまり高くはない。なお、年平均気温は約7℃である。中央にそびえる利尻山が島内の天候を左右し、北側で雨の天候でも南側では快晴といった正反対の天気も出現することもある。風系は春から夏にかけてはWまたはE方向の風向頻度が増え、秋から冬にかけてはW～Nが主体となるが、利尻山の影響で島内での風向の違いが見られることがあり、特に弱風時にその傾向が強くなる。冬季においては日本海から直接吹き付ける季節風の影響で風が強く10m/sec以上の風速になることも多い。

根室市は北海道の最東端に位置し、太平洋に突き出た根室半島中央に市街地を有する人口3万人ほどの漁業を中心とした街である。根室市落石は根室市街から南南西約21km、根室半島の付け根にあり、落石港を起点とした漁業中心の集落を形成している。観測点の落石岬地球環境モニタリングステーションは落石の集落の南に位置する落石岬の先端にあり、集落からは約2km離れている。落石岬は全体が北方湿原となっており、台地状の平坦な地形を形成し、天然記念物のサカイツツジが湿原内に自生している。周囲には目立った人為汚染発生源はなく、比較的大きな都市としては西方約100kmに釧路市がある。気候は冷涼で、夏季においても30℃を超える日はほとんどなく1995年以降真夏日を記録した日は1999年の8月、2004年の7月にそれぞれ1日のみであり、年平均気温は約6℃と低い。また、春から夏にかけては海霧に覆われやすく、霧日数は年間100日前後にも及ぶ。風系は春から夏にかけてはS～Wが多くなるのに対し、秋から冬にかけては季節風の影響でW～Nが主体となるが、冬季の降雪量は少ない。また、風が強いことも特徴で、風速20m/secを超える強風もたびたび出現する。

静内町春別ダムは、太平洋に面した静内町市街地からNE方向にあり、日高山脈に沿って内陸部に進んだ場所に位置する。海岸線からは25km離れており、周囲を山々に囲まれている。

周辺に気象観測所がないため、気象データは得られていないが、標高がやや高いことから気温はあまり上がらない。また、山間部ではあるが太平洋側に位置するため冬季の降雪量は少ない。なお、周囲に人為汚染発生源はない。

江差町は北海道の南西地方に位置する渡島半島の西側南部にあり、日本海に面している。総面積109.57km<sup>2</sup>、東西10km、南北17kmと縦長で、東部は山岳が多く、山麓は丘陵になって海岸に迫っている。人口は約1万人で、かつては漁業を中心とした1次産業が盛んであったが、現在では1次産業に従事する人口が減少し、サービス業等の3次産業が中心となっている。市街地は日本海に面した海岸部の中央に位置するが、丘陵が海岸部に迫っているため東西方向の幅は狭い。そのほぼ中央部に檜山支庁舎が立地しており、海岸線までは約300mと近いが丘陵地となっているため標高は約40mと、海岸部としては比較的高い。

気候は北上する対馬海流の影響を受けて比較的温暖で、年平均気温は10.0℃と道内でも気温の高い地域である。また、海岸部は冬期間における季節風が強く、11月～3月にかけての月平均風速は5.0m/s以上と道内でも有数の強風地帯である。積雪量は沿岸部では少なく、山間部では比較的多い。

## 2.2 試料採取及び分析方法

エアロゾルの採取はハイボリュウムサンプラー（HV）、10ライングローバルサンプラー（GS-10）を用いた。それぞれの試料採取期間はHVが2002年4月～2003年3月、GS-10が2003年4月～2004年7月までである。HVについては、利尻、落石、春別の3地点で、GS-10については落石、江差の2地点で行った。

HV試料は石英繊維製ろ紙（Palflex 2500QAT）上に、吸引流量1.3m<sup>3</sup>/分で毎週月曜0時～火曜0時、火曜0時～



図1 試料採取地点図

水曜0時までの2日間連続の24時間採取を2週間毎に行なった。また、GS-10については石英繊維製ろ紙（Palflex 2500QAT）上に、吸引流量25l/分で24時間採取を各月の任意の10日間連続で行った。なお、GS-10については、インバクターを用いて粒径2.5 $\mu\text{m}$ 以上の粒子をカットし、それ以下の粒径の粒子（PM<sub>2.5</sub>）を採取した。

試料採取後のろ紙は恒温（20℃）、恒湿（50%）室に48時間放置後秤量した後、HVろ紙の1/16、GS-10ろ紙の全部を用いて水溶性成分（SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、Cl<sup>-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、Na<sup>+</sup>、K<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>）の分析に使用した。分析に際しては、これを細断して純水20mlを加え、30分間超音波抽出を行い、抽出液をポアサイズ0.2 $\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターでろ過後、陰陽両イオンともイオンクロマト法によって定量した。

### 3. 結果及び考察

#### 3.1 HV採取試料

各地点におけるHV採取試料の浮遊粉じん、水溶性成分の測定結果を表1に、浮遊粉じん、Na<sup>+</sup>、nss-Ca<sup>2+</sup>、Cl<sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の変動を図2に示す。

浮遊粉じん濃度の年平均値は利尻が27.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （5.5～183.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、落石が30.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （7.4～113.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）、春別が14.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （3.7～113.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）で、海岸部に位置する落石の濃度が最も高く、やや内陸に位置した春別が最も低かった。

各地点における浮遊粉じん濃度は、試料によりかなりの差がみられ、特に落石、利尻ではNa<sup>+</sup>、Cl<sup>-</sup>等の海塩成分が浮遊粉じん濃度の変動に大きく影響していることが伺えた。季節変動の比較から、海域に近い落石、利尻では春及び秋に海塩の影響を受け、浮遊粉じん濃度が上昇するのに対し、春別は海岸から25kmほど内陸に入った場所にあることから、海塩の影響をほとんど受けず、その結果、落石、利尻と比較して浮遊粉じん濃度が低くなったことがわかる。

nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>では、各地点ともに春及び秋に濃度の上昇が

みられた。この原因としては、局地的な影響と長距離輸送による広域的な汚染気塊の流入によるものが考えられるが、比較的距離の離れた3地点ともに濃度が上昇している点を考慮すると、汚染物質の長距離輸送による影響が大きいと予想される。これは、春や秋は移動性高気圧が大陸から日本を通過するケースが多く、大陸から汚染気塊が流入しやすい状況下にあるため、高濃度の試料が多くなったと考えられる。これらの結果は、鶴野らの報告でも示されているように、春季の移動性高気圧の通過時にSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の上昇が見られる点と一致している。<sup>7)</sup> また、このときnss-Ca<sup>2+</sup>濃度の上昇もみられ、汚染物質と共に土壌成分が大陸方面から移流してきたことが伺えた。特に4/15、4/16、11/12にはnss-Ca<sup>2+</sup>濃度に顕著な上昇が見られている。2000年以降は北海道での黄砂の飛来が増加傾向にあり、2002年の3月に北海道で大規模な黄砂現象が観測されたのをはじめ、4月にも数回、11/12には道東では初観測となる秋の黄砂が道内15地点で観測された。こうしたことから、広域的な移流による成分濃度の上昇が春、秋を中心に生じていることがわかる。

大気の流れ経路と成分濃度との関係について検討するため、後方流跡線解析を行い各HV試料の分析結果との対応状況について調べた。後方流跡線解析は、独立行政法人国立環境研究所地球環境研究センターの「対流圏モニタリングデータ評価のための支援システムCGER-GMET」を利用した。計算に際しては、ヨーロッパ中期予報センター（ECMWF）のデータを利用し、Hayasida et al. の方法<sup>6)</sup>で利尻、春別、落石の上空1,500m（海拔）から9:00、21:00（JST）をstart timeとして72時間等温位面に沿ってさかのぼって計算した。

流入経路の区分については、4つの領域（Ⅰ：ロシア側、Ⅱ：中国・朝鮮半島、日本（主に本州）、Ⅲ：太平洋側、Ⅳ：カムチャッカ半島側）を設定した。落石における領域区分図の例を図3に示す。1試料につき2本の後方流跡線（試料採取日の9:00、21:00をstart timeとして計算した流跡線）を解析の対象とし、各流跡線の1日前、2日前、3日前の気塊の存在領域をそれぞれ調べ、出現頻度が5割以

表1 浮遊粉じん及び水溶性成分の結果（HV試料、2002.4～2003.3）

		Dust	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	nss-Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
		( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
利尻 (n=44)	Ave.	27.6	0.36	2.83	0.17	0.33	0.22	0.11	4.13	0.55	2.66	1.96
	Max.	183.7	1.74	12.8	0.58	1.39	1.06	0.83	22.4	1.95	7.63	5.92
	Min.	5.5	0.02	0.25	0.02	0.03	0.02	0.00	0.04	0.04	0.23	0.15
落石 (n=54)	Ave.	30.8	0.48	4.03	0.20	0.44	0.23	0.08	6.05	0.82	2.70	1.69
	Max.	113.1	1.46	15.6	0.62	1.65	1.17	0.79	20.2	3.40	8.03	7.12
	Min.	7.4	0.07	0.24	0.04	0.04	0.03	0.00	0.13	0.07	0.41	0.03
春別 (n=54)	Ave.	14.7	0.42	0.27	0.09	0.04	0.13	0.12	0.18	0.25	1.74	1.67
	Max.	113.2	1.40	1.81	0.38	0.27	1.63	1.57	2.28	1.86	8.34	8.06
	Min.	3.7	0.02	0.01	0.02	0.00	0.01	0.01	0.02	0.02	0.07	0.05



上の領域をその試料の代表領域とした。なお、すべての領域で出現頻度が5割未満の場合および5割の領域が2つ存在する場合は区分不能とした。領域区分された試料数は落石、春別が54試料中43試料、利尻は機器の故障があったため少なく、44試料中34試料であった。各試料について代表領域を求めた後、同一領域での浮遊粉じん、水溶性成分の大気中濃度の平均値を算出し、領域による大気質の違いについて検討を行った。

各地点の領域別浮遊粉じん、水溶性成分の大気中濃度を表2に、 $nss-SO_4^{2-}$ の領域別大気中濃度を図4に示す。領域の出現頻度の特徴として、領域Ⅲ～領域Ⅳに分類された試料よりも大陸側の領域Ⅰ、領域Ⅱに分類された試料数が多かった。特に利尻では領域Ⅰ、領域Ⅱに分類された試料数の合計が区分された試料全体の8割を占め、大陸からの影響を受けやすいことが示された。試料採取日以外の分類を行っていないため、年間の詳しい傾向を捉えてはいないが、大陸性気塊の流入頻度の増減が、北海道の環境に与え

る影響にも変化をもたらす可能性があることから、こうした傾向が今後継続するかどうか、長期的かつ広域的な気流の変動について注目していくことが重要と考えられる。

領域毎の濃度を比較すると、全成分が領域Ⅱで最高濃度を示し、中国・韓国方面や日本国内からの気塊の流入が道内の濃度変動に大きく影響していることが伺えた。前述したように春と秋に各成分とも高濃度を示すことが多かったが、黄砂の出現がこの時期に見られることからわかるように、この高濃度時の流跡線はほとんどが中国方面からの気塊の流入を示していた。また、春と秋以外の高濃度時の流跡線においても領域Ⅱにあたる中国方面からの気塊の流入を示しており、大陸からの汚染物質の流入の可能性が示された。

領域Ⅰにおける $nss-SO_4^{2-}$ 濃度は領域Ⅱと比較して低く、人為汚染発生源の影響は領域Ⅱよりも少なかった。領域Ⅰに分類される試料は、冬型の気圧配置が優勢となる秋から冬に集中し、この時期は北海道、特に日本海側において降水を伴う気象条件となりやすい。この降水により、大気中から汚染物質等の成分が除去され、濃度の減少が生じたものと考えられる。領域Ⅱからの気塊の流入の際にも道内山間部を通過する場合があるが、領域Ⅰの場合と違い、領域Ⅱは比較的春に出現頻度が高い。春季は、冬型の気圧配置時のように寒気が入り込み雪雲が生じやすい気象条件下とは違い、大陸方面から暖かく乾燥した空気が北海道へ流れ込むため、山間部を気塊が通過しても雨雲は殆ど発生せず、高濃度の状態を維持したまま道内全域に到達するものと考えられる。

領域Ⅲ～領域Ⅳは領域Ⅰ、領域Ⅱと比較して各成分とも濃度が低く、 $nss-SO_4^{2-}$ 濃度では最も低い領域Ⅳの濃度が最も高い領域Ⅱの1/5～1/4程度であった。領域Ⅲ、領域Ⅳともに人為汚染発生源がほとんど存在せず、発生源の

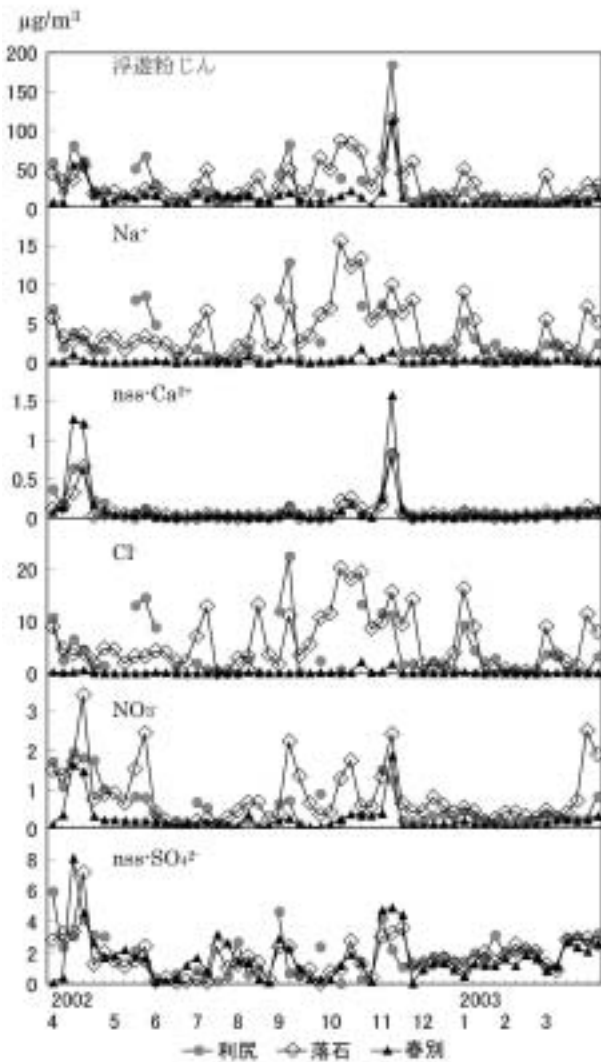


図2 各地点における浮遊粉じん、 $Na^+$ 、 $nss-Ca^{2+}$ 、 $Cl^-$ 、 $NO_3^-$ 、 $nss-SO_4^{2-}$ 濃度の変動 (HV試料、2002.4～2003.3)



図3 流跡線解析のための領域区分図 (落石)

存在状況を反映した結果が得られた。

nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の地点間比較では、領域Ⅱの濃度が大陸に近い利尻において最も高く、落石では最も低い値であった。これは、大陸から運ばれてきたnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>が北海道内を通過する際に、地表面への沈着等により濃度の距離減衰が生じ、3地点の中で最も大陸から離れている落石におけ

表2 浮遊粉じん及び各水溶性成分の領域別大気中濃度

	成分	単位	大気中濃度			
			領域Ⅰ	領域Ⅱ	領域Ⅲ	領域Ⅳ
利尻	頻度		18	9	2	5
	浮遊粉じん	μg/m <sup>3</sup>	23.4	60.3	8.7	17.6
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.38	0.72	0.07	0.10
	Na <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	3.2	4.2	0.92	2.1
	K <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.17	0.30	0.06	0.09
	Mg <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.37	0.48	0.11	0.24
	nss-Ca <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.06	0.32	0.02	0.03
	Cl <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	4.8	6.5	0.94	3.2
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.42	1.0	0.09	0.41
	nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	2.0	3.1	1.1	0.67
落石	頻度		13	14	8	8
	浮遊粉じん	μg/m <sup>3</sup>	19.0	45.7	36.4	21.9
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.68	0.70	0.32	0.19
	Na <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	2.9	5.4	4.7	3.1
	K <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.17	0.30	0.20	0.15
	Mg <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.30	0.61	0.50	0.34
	nss-Ca <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.04	0.19	0.02	0.03
	Cl <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	4.1	8.0	7.8	5.3
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	1.1	1.3	0.47	0.34
	nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	2.0	2.6	1.0	0.45
春別	頻度		13	14	8	8
	浮遊粉じん	μg/m <sup>3</sup>	8.0	29.0	10.8	9.2
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.49	0.62	0.24	0.20
	Na <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.21	0.61	0.11	0.19
	K <sup>+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.05	0.17	0.07	0.05
	Mg <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.03	0.09	0.02	0.02
	nss-Ca <sup>2+</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.04	0.32	0.02	0.02
	Cl <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.06	0.47	0.09	0.10
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	0.15	0.48	0.10	0.18
	nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	μg/m <sup>3</sup>	1.7	3.0	0.80	0.73

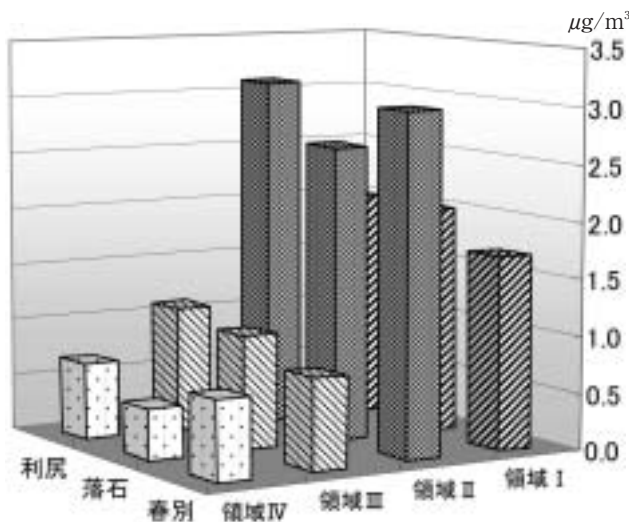


図4 各地点における領域別nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の比較 (HV試料、2002.4~2003.3)

る濃度が低くなったと推測される。

### 3.2 GS-10採取試料 (PM<sub>2.5</sub>)

GS-10によるPM<sub>2.5</sub>とnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度及び非海塩由来のK<sup>+</sup> (nss-K<sup>+</sup>)の結果を図5に示す。同日採取の試料を比較すると、4月~6月にかけて両地点ともPM<sub>2.5</sub>濃度の上昇が見られ、その傾向は江差で顕著であった。両地点ともに年間を通して10 μg/m<sup>3</sup>以下の濃度を示す試料が多かったが、4月~6月には30 μg/m<sup>3</sup>を超える高濃度が観測された。先にも述べたように、春に大陸から汚染物質が移流しやすくなるのに加え、気象庁のレポートでも報告されているように2003年春のロシア極東地域における森林火災<sup>7)</sup>の影響が大きかったことが原因と予想される。このことは、4~6月にかけてnss-K<sup>+</sup>濃度が上昇している点からも、森林火災の影響が示唆される。この期間の江差と落石の濃度差を見ると、明らかに江差の濃度が高く、両地点の大陸との距離の差が影響したと考えられる。

4~6月以外では、2004年2月に濃度上昇が見られたが、その他の試料については両地点で明らかな濃度差は見られず低濃度で推移しており、人為汚染発生源の少ない領域から流入する気塊の濃度レベルを反映しているものと考えられる。

nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>についてもPM<sub>2.5</sub>と同様の濃度変動を示し、両地点で春に高い値が見られていた。また、江差では2004年7月に20 μg/m<sup>3</sup>を超える高濃度も観測され、大都市圏以外でもかなりの高濃度現象が出現することが確認された。

### 3.3 nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の道外からの影響の見積り

HV試料における後方流跡線解析の結果から、大気の流れ方向が同じでも、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>平均濃度に地点間差が生じることが確認された。角皆らは、黄砂時における観測結果から、大陸からの距離と共に土壌粒子や粒径の小さいPbにおいても濃度の減少が認められるとし、その状況をそれぞれ最小二乗法により曲線近似式で表している。<sup>8)</sup>このときの半減距離は土壌粒子で約500~700km、微小粒径であるPbにおいても約700kmと両者に大きな違いがないこと示している。このことから、約470km離れた江差、落石間を気塊が移動する際に、粒径が小さいnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>においても距離による濃度の減少が生じ、地点間差が生じたと推測できる。

この研究では、北海道内といった限られた範囲の測定点のため、濃度の減少の状況を近似式で示すことは難しいが、GS-10試料では北海道の気塊の流入、流出口として選定可能な江差、落石での日単位連続採取を行っていることから、これらのデータを用いて、道内通過時におけるnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の濃度減少割合や道内発生源の寄与について見積りを試みた。

江差、落石両地点で同時期採取を行った日の後方流跡線を引き、江差、落石上空を通過するケースを確認したところ、図6に示すような2つのCase (Case1: 2003年5月2日、Case2: 6月27日) が得られたことから、これらの日を代表Caseとして試算に用いることとした。ただし、Case1では江差から落石まで気塊の到達に半日ほどの時間を要していることから、解析に用いる江差のデータは5月1日と2日の平均値を採用することとした。また、6月27日のCaseでは落石から江差への気塊の到達に24時間程度の差が見られていることから、落石のデータとして1日前の6月26日における濃度を採用した。それぞれのCaseで採用したnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の濃度は次のとおりである。

Case1: 江差 3.6 μg/m<sup>3</sup>、落石 2.3 μg/m<sup>3</sup>

Case2: 江差 0.9 μg/m<sup>3</sup>、落石 1.1 μg/m<sup>3</sup>

これらの濃度は、HV試料での領域別評価において中国・韓国・日本(本州)領域(領域II)からの気塊流入時のnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度が2.6~3.1 μg/m<sup>3</sup>、太平洋・オホーツク領域(領域III、IV)からの流入時に0.45~1.1 μg/m<sup>3</sup>であることを考慮すると、ほぼ近い値を示しており、各領域から流入する気塊の平均的な濃度を十分に反映していると考えられ、評価に利用する濃度としては適当であると考えられる。

いずれのケースも気塊の流入口の濃度が流出口よりも高く、距離と共に濃度が減衰している状況を示していると思われるが、流出口の濃度は北海道内発生源由来の寄与も含まれていることを考慮する必要がある。道内からの発生量は、季節、気象条件等で変化すると考えられるが、両Case時に季節的に大きな差がないことから、ここでは北海道内発生源の寄与濃度(C<sub>H</sub>)は同じであると仮定する。また、北海道外から流入したnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の江差-落石間で

の減少率(R)は地表面の状況などで変化するが、ここでは一定と仮定して計算することとする。なお、流入口の濃度はすべて道外からの寄与として試算する。これらを式で表現すると以下ようになる。

$$\text{流出口濃度} = \text{流入口濃度} \times R + C_H$$

上式とCase1, 2の濃度からC<sub>H</sub>及びRを算出すると、C<sub>H</sub>はおよそ0.3 μg/m<sup>3</sup>、Rは0.56と見積もられる。曲線近似を行っていないため、この結果から半減距離の算出はできないが、仮に直線的に減少するものと想定するとおよそ530kmと推計される。実際には直線的な減少よりも緩やかであることから、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の半減距離は先に示したPbの半減距離700kmと比較して大差はなく、求められた推計値はほぼ妥当な結果であると考えられる。

実測濃度と見積もられたCHから、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の道外からの寄与を試算すると、太平洋・オホーツク海方面から流入する低濃度時で65%程度、大陸から高濃度の気塊が流入する際には87%程度と、清浄地域における道外からの影響が大きいことが示された。ただ、季節による発生量の変化や、通過経路の違いなど試算結果に与える影響が大きいことから、今後は様々なケースで試算を行い、この結果の妥当性について検討することが必要である。

#### 4. まとめ

本研究により次の成果が得られた。

- ・ 道内清浄地域におけるnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度は、都市域に比べかなり低いですが、春季には都市域レベルの濃度が出現することが確認された。
- ・ PM<sub>2.5</sub>は、道内各地点ともに春季において濃度の上昇傾向がみられ、特に2003年春にはロシア極東域森林火

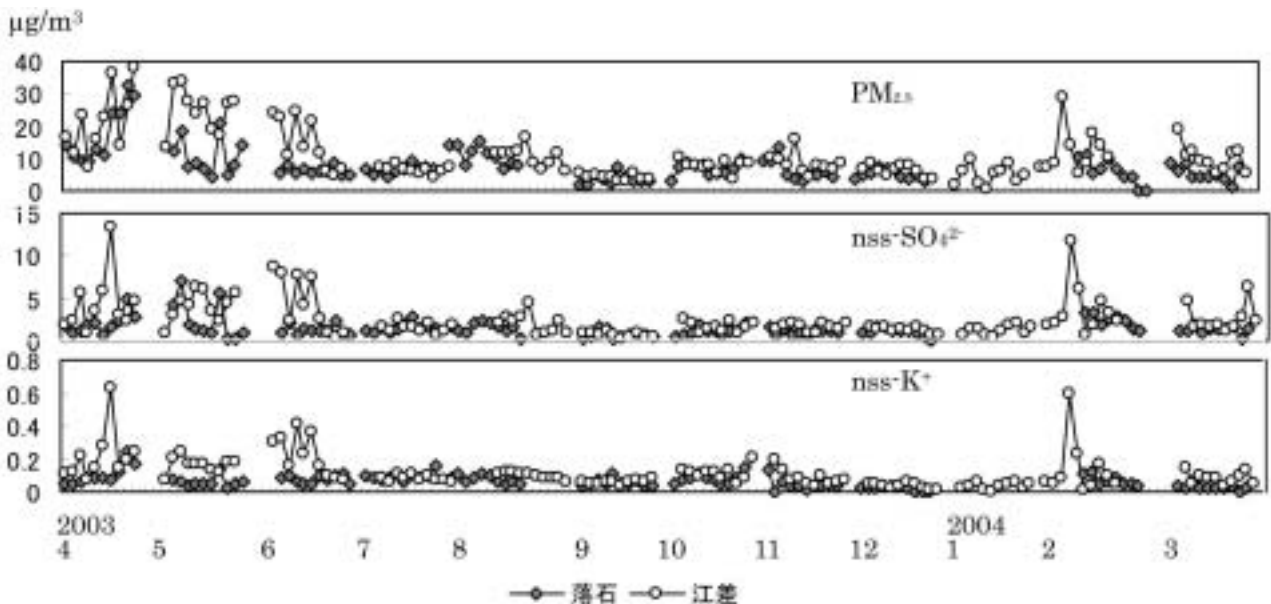


図5 江差、落石におけるPM<sub>2.5</sub>、nss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、nss-K<sup>+</sup>濃度の比較 (GS-10試料、2003.4~2004.7)



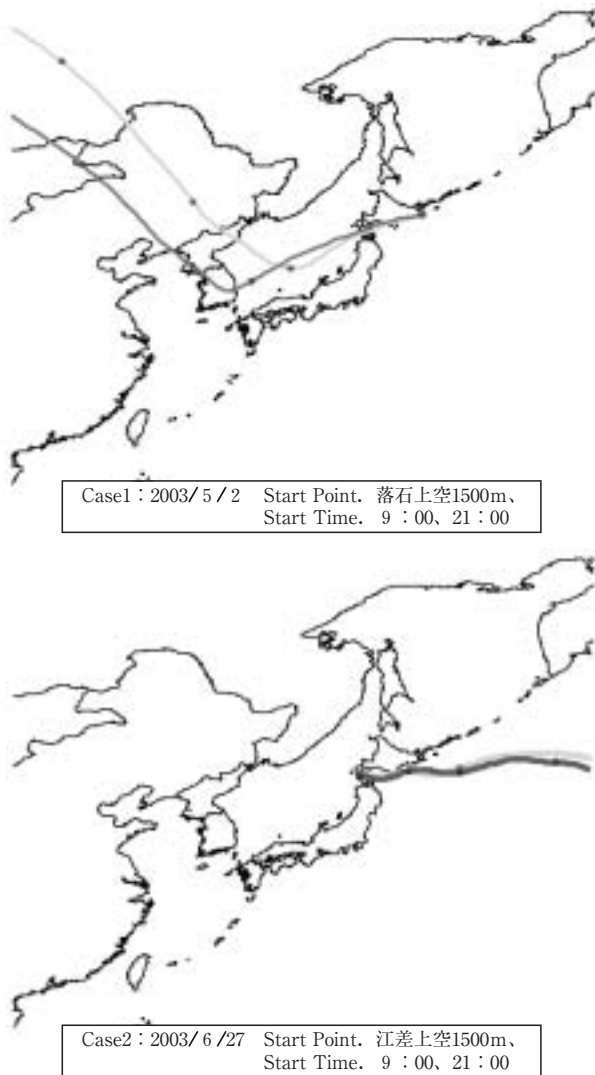


図6 江差、落石付近を通過する流跡線の例

災の影響と思われる高濃度の状況が確認された。

- ・ 後方流跡線解析の結果、大陸側からの気塊の流入時に、汚染物質濃度が高くなる傾向が示された。
- ・ 多地点同時採取データを用いて道外からの寄与を試算した結果、周囲に発生源のない清浄地域における $\text{SO}_4^{2-}$ の道外からの寄与は65%以上を占め、濃度が上昇する春には87%を上回ると推定され、長距離輸送による影響が大きいことが示された。

## 5. 謝辞

この研究の一部は、独立行政法人国立環境研究所の委託調査として行った。また、後方流跡線解析は、独立行政法人国立環境研究所地球環境研究センターの「対流圏モニタリングデータ評価のための支援システム (CGER-GMET)」を利用した。ご指導くださいました地球環境研究センターの皆様へ深く感謝いたします。また、試料採取に際しまして、

ご協力いただいた皆様に深く感謝いたします。

- 1) 中華人民共和国国家統計局 編、中国統計年鑑2002
- 2) 平成18年版 環境白書、環境省
- 3) 森淳子、宇都宮彬、鵜野伊津志、若松伸司、大原利眞：九州北部地域におけるエアロゾル濃度の変動と高濃度エピソードの解析、大気環境学会誌、32、73～88、1997
- 4) 日置正、中西貞博、向井人史、村野健太郎：日本海沿岸で粒経別連続採取したエアロゾル中の水可溶性イオン種および微量金属成分による長距離輸送現象の解析—2002年春の黄砂イベントを中心に—、エアロゾル研究、21、160～175、2006
- 5) 鵜野伊津志、村野健太郎、若松伸司：春季の移動性高気圧通過時の二次大気汚染物質の長距離輸送と変質過程の数値解析、大気環境学会誌、33、164～178、1998
- 6) Hayasida, A.S., Sasano, Y. And Iikura, Y.: Volcanic disturbances in the stratospheric aerosol layer over Tsukuba, Japan, observed by the National Institute for Environmental Studies lidar from 1982 through 1986, J. Geophys. Res., 96 15469～15478, 1991
- 7) 気候変動監視レポート2003、気象庁
- 8) 名古屋大学水圏科学研究所 編、大気水圏の科学—黄砂、p85～108、1991

## Measurements of atmospheric aerosol soluble components at the background region in Hokkaido and influence of long-range transportation

Masayuki Akiyama, Hideyuki Otsuka  
Takunori Kato

### Abstract

Monitoring of soluble components in the atmospheric aerosols collected at the background area in Hokkaido were carried out, and influence of the long-range transportation was discussed. Concentration of sulfate from the non-sea salt origin showed the tendency which becomes high in the spring. Using the backward trajectory analysis, it classified the direction of the inflow of air mass into four sectors and it compared each concentration. As a result, concentration of sulfate was the highest when the air mass from China, Korea, Japan (main land) flows in, showed 4 - 5 times of concentration than the case from the Okhotsk area with the lowest concentration.

Concentration of  $\text{PM}_{2.5}$  also was highest in spring, and

influence of forest fire in eastern Russia was confirmed. Contribution from the outside of Hokkaido of sulfate in the background area was estimated. As a result, as for equal to or more than 65 %, with the contribution from the Hokkaido outside, air mass flowed in from the continent and when having a high concentration, there was estimated to be contribution which exceeds 87 %. In the background area in Hokkaido, as for the variation of the sulfate concentration, that the influence of the long-range transportation dominated was confirmed.



# Ahレセプターとの親和性から見た 大気浮遊粉じんのリスク評価

## －札幌における30年間（1975－2004）の調査から－

芥川 智子 酒井 茂克 姉崎 克典 岩田 理樹

### 要 約

札幌市内で過去30年間（1975～2004年）採取、保存してきた大気浮遊粉じんを、ダイオキシン類等の毒性発現に深く関与するAhレセプターとの親和性から評価した。市販の抗Ahレセプター複合体を利用したイムノアッセイ法を用いて、各年の粗抽出試料および精製試料についてAhイムノアッセイ値（DEQ）の長期的な変動を調べた。また、粗抽出試料について、多環芳香族炭化水素（PAHs）のDEQに及ぼす寄与を明らかにした。その結果、粗抽出試料および精製試料のDEQは、この30年間で約10分の1に減少している事が示された。特に、精製試料におけるDEQの減少は、1990年代後半からのダイオキシン類の規制の効果を反映していると考えられた。また、粗抽出試料のDEQとPAHs濃度が類似した傾向を示すことから、PAHsがDEQの変動の主要因であると考えられた。しかしながら、近年、PAHsのDEQへの寄与率は減少しており、大気環境が質的に変化していることが示唆された。

**Key words:** ダイオキシン類等、Ahレセプター、バイオアッセイ、大気浮遊粉じん、多環芳香族炭化水素（PAHs）、リスク評価

## 1. はじめに

私たちを取り巻く生活環境中に存在する化学物質は数千種におよび、これらによる複合的な汚染がもたらす健康影響が大きな社会問題となっている。しかし、毒性が不明な物質も数多く存在し、生体影響等については未解明な点が多いのが現状である。有害化学物質の中でも、ダイオキシン類は、廃棄物焼却施設等の燃焼過程で非意図的に生成し、大気中に排出されており<sup>1)</sup>、健康影響への社会的関心も高く、環境対策の実施が求められている物質の一つである。また、ベンゾ（a）ピレンに代表される多環芳香族炭化水素（PAHs）は発がん性等が指摘され<sup>2)</sup>、人への健康影響が懸念されている。これらダイオキシン類やPAHsによる生体内での毒性発現にはAhレセプター（Aryl hydrocarbon Receptor）が関与していることが明らかになっている<sup>3)</sup>。

本研究ではダイオキシン類やPAHsの毒性発現の第一段階であるAhレセプターとの結合能を測定するバイオアッセイ法を用いて、大気浮遊粉じんの毒性総量を測定し、大気汚染状況について、包括的かつ長期的なリスク評価を行うとともに、PAHs濃度を測定し、その寄与について検討したので報告する。

## 2. 調査方法

### 2.1 Ahイムノアッセイ

ダイオキシン類の毒性発現にはAhレセプターとARNT（Ah Receptor Nuclear Trans-locator）と呼ばれるタンパク質が関与していることが知られている。生体内では、細胞膜を通過したダイオキシン類はAhレセプター及びARNTと結合・変形し複合体を形成する。この複合体はDRE（Dioxin Responsive Element）と呼ばれる特定のDNA配列と結合し酵素誘導が行われ、毒性が誘発される<sup>3)</sup>。

このメカニズムを利用したダイオキシン類の検出法の一つにAhイムノアッセイ<sup>4), 5)</sup>がある。本法は細胞内での一連の反応を模擬しており、ダイオキシン類・Ahレセプター・ARNT複合体を、DREを介してプレートに固定（Ahレセプターバインディング法）し、この複合体に特異的に結合する抗体によりダイオキシン類の複合物を定量する方法である。Ahレセプターに結合したダイオキシン類の量（公定法によるダイオキシン類濃度（TEQ）と区別するためDEQと表記）は、2,3,7,8-TCDDに対する毒性等価値として定量される。今回は、市販の（株）クボタ製Ahイムノアッセイ<sup>TM</sup>を用いて試験を行い、操作等はキットの指示に従った。

この手法では、ダイオキシン類だけではなく、PAHsや臭素化ダイオキシン類、また、未知物質などAhレセプターと結合する化学物質の毒性総量を包括的に捉えることができる。これの特性を利用し、大気浮遊粉じんの長期間にわたる包括的毒性評価を行った。

## 2.2 試料調製

試験に供した大気試料は、1975～2004年まで当センター屋上において毎月5～15日間ハイボリウムエアサンプラーによりガラス繊維または石英繊維ろ紙に採取し、密閉、低温（-20℃）保存してきたものである。各年の試料を冬（12～2月）、春（3～5月）、夏（6～8月）、秋（9～11月）にまとめ、ジクロロメタン-超音波抽出を行い、得られた抽出液を減圧濃縮して季節別の粗抽出試料とし、更に、この季節別試料を一年毎にまとめて各年の粗抽出試料とした。

この粗抽出試料には、PAHs等のAhレセプターと反応する物質や反応抑制物質が含まれるので、ダイオキシン類のTEQ（又はDEQ）を求める場合にはこれらの物質を除去しなければならない。そこで、これらを除去するため、各年の粗抽出試料を分取して、硫酸処理、多層シリカゲルカラム処理を行い、これを精製試料とした。また、ダイオキシン類の公定法と比較するための試料は、更に活性炭カラム処理を行った。これらをジメチルスルホキシドに転溶し、イムノアッセイの試験試料とした。

なお、ろ紙の長期保存による安定性についてはPAHs濃度の測定結果の比較から確認した<sup>6)</sup>。

## 2.3 ダイオキシン類の分析

ダイオキシン類は、公定法<sup>7)</sup>に従い分析した。

## 2.4 多環芳香族炭化水素（PAHs）の分析

分析したPAHsは、フルオランテン（Fl）、ピレン（Py）、ベンゾ（a）アントラセン（BaA）、クリセン（Ch）、ベンゾ（b）フルオランテン（BbF）、ベンゾ（k）フルオランテン（BkF）ベンゾ（a）ピレン（BaP）、及びベンゾ（ghi）ペリレン（BghiP）の8成分である。分析は、粗抽出試料の一部をアセトニトリルに転溶した後、高速液体クロマトグラフ（HPLC）-蛍光分光法によって行った<sup>6)</sup>。

## 3. 結果及び考察

### 3.1 大気中Ahイムノアッセイ値（DEQ）と公定法によるダイオキシン類濃度（TEQ）の比較

1992年の季節別試料を用いて、大気中Ahイムノアッセイ値（DEQ）と公定法によるダイオキシン類濃度（TEQ）の比較検討を行った。その結果を表1及び図1に示す。大

気中イムノアッセイ値は粗抽出試料で2500～8700 pgDEQ/m<sup>3</sup>、精製試料で1.1～1.8pgDEQ/m<sup>3</sup>であり、精製試料は粗抽出試料の約2,000～5,000分の1の値であった。これは、精製することによって、Ahレセプターと反応するPAHs等が除かれたためと考えられる。公定法によるダイオキシン類濃度は0.086～0.16pgTEQ/m<sup>3</sup>で、精製試料のAhイムノアッセイ値と比較して10～14分の1であった。これは、ダイオキシン類（PCDD、PCDF、DL-PCB）のWHO-TEFとAhイムノアッセイの反応性の違い（交差反応性の違い<sup>4)</sup>）や、WHO-TEFが定められていない塩素化及び臭素化ダイオキシン類<sup>8)</sup>や未知の毒性物質の存在などによって、Ahイムノアッセイ値が高くなったためと考えられる。

表1 大気中Ahイムノアッセイ値（pgDEQ/m<sup>3</sup>）及び公定法によるダイオキシン類濃度（pgTEQ/m<sup>3</sup>）

	Ah-イムノアッセイ値 (pgDEQ/m <sup>3</sup> )		ダイオキシン類濃度 (pgTEQ/m <sup>3</sup> )
	粗抽出試料	精製試料	
1992-冬	8,700	1.8	0.16
1992-春	3,100	1.2	0.096
1992-夏	2,500	1.1	0.11
1992-秋	4,900	1.1	0.086

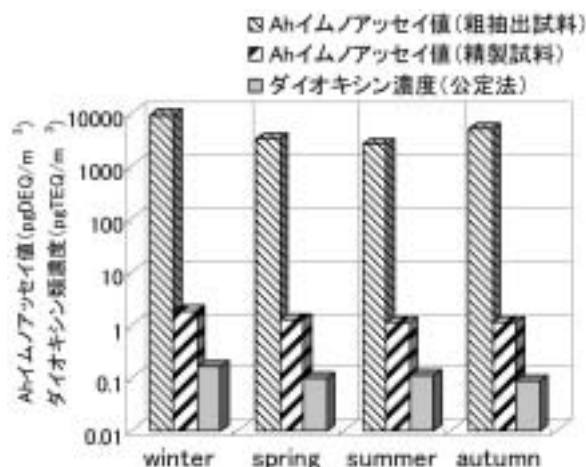


図1 大気中Ahイムノアッセイ値（pgDEQ/m<sup>3</sup>）及び公定法によるダイオキシン類濃度（pgTEQ/m<sup>3</sup>）の比較

## 3.2 大気浮遊粉じんの長期的評価

### 3.2.1 Ahイムノアッセイ値の長期変動

表2及び図2～6、に1975～2004年の粉じん濃度および粗抽出試料と精製試料の大気中イムノアッセイ値（pgDEQ/m<sup>3</sup>）、及び粉じん中イムノアッセイ値（pgDEQ/mg）の長期変動を示す。

粉じん濃度は0.038～0.14mg/m<sup>3</sup>であり1980年代を境に年々減少傾向を示し、1975年と比較して2004年には約4分の1となった。

粗抽出試料の大気中Ahイムノアッセイ値は2,800～38,000pgDEQ/m<sup>3</sup>であり、1975～1995年の20年間で約10

分の1へと急激な減少傾向を示した後、緩やかに減少し、2004年では1975年の約13分の1となった。一方、精製試料のAhイムノアッセイ値は0.31~3.8pgDEQ/m<sup>3</sup>であり、粗抽出試料の3,000~10,000分の1の値を示した。1980年頃を境に緩やかな減少傾向が続き、1975年と比べて2004年では約10分の1となった。

ダイオキシン類対策における排出量削減の基準とされる1997年からの変動(図4)を見ると、粗抽出試料ではほとんど変化が見られないが、精製試料では段階的に減少しており、2004年は1997年と比較して約60%削減されているこ

表2 大気中、粉じん中Ahイムノアッセイの長期変動

年	粉じん濃度 (PM) mg/m <sup>3</sup>	大気中Ahイムノアッセイ値 (pgDEQ/m <sup>3</sup> )		粉じん中Ahイムノアッセイ値 (pgDEQ/mg)	
		粗抽出試料	精製試料	粗抽出試料	精製試料
1975	0.14	38,000	3.8	270,000	26
1976	0.13	29,000	2.8	220,000	21
1977	0.13	28,000	1.6	210,000	12
1978	0.12	25,000	2.0	210,000	17
1979	0.13	23,000	2.2	180,000	17
1980	0.11	24,000	2.0	220,000	18
1981	0.10	19,000	2.3	200,000	24
1982	0.13	18,000	2.6	140,000	22
1983	0.13	15,000	2.6	120,000	21
1984	0.13	17,000	2.1	130,000	16
1985	0.10	8,600	1.4	87,000	14
1986	0.091	9,300	1.8	100,000	19
1987	0.091	8,100	1.7	89,000	19
1988	0.10	7,900	1.5	80,000	15
1989	0.10	5,900	1.3	61,000	14
1990	0.079	5,200	1.2	67,000	16
1991	0.080	5,400	1.3	67,000	16
1992	0.069	4,000	1.1	57,000	16
1993	0.058	4,200	1.0	72,000	17
1994	0.056	4,200	1.3	75,000	24
1995	0.053	3,700	1.4	71,000	27
1996	0.050	3,300	0.87	66,000	17
1997	0.055	3,300	1.0	59,000	18
1998	0.051	3,100	0.68	61,000	13
1999	0.053	3,100	0.70	58,000	13
2000	0.040	3,300	0.68	83,000	17
2001	0.048	3,000	0.52	62,000	11
2002	0.045	3,700	0.49	82,000	11
2003	0.038	3,200	0.31	83,000	8.1
2004	0.039	2,800	0.40	71,000	10

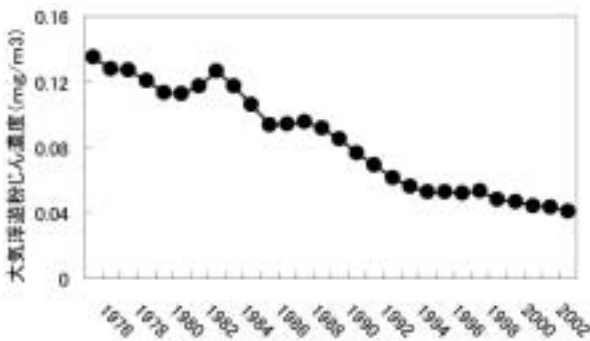


図2 大気浮遊粉じん濃度の長期変動(3ヶ年移動平均値)

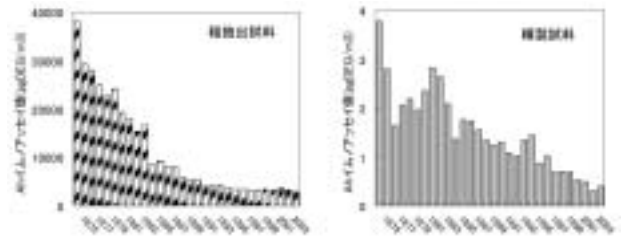


図3 大気中Ahイムノアッセイ値(1975~2004)

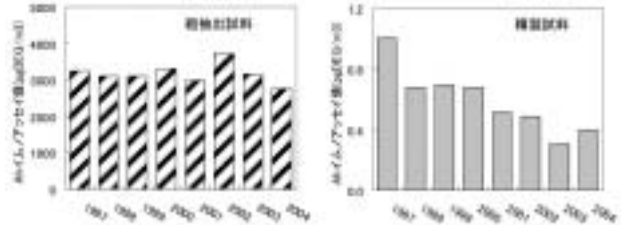


図4 大気中Ahイムノアッセイ値(1997~2004)

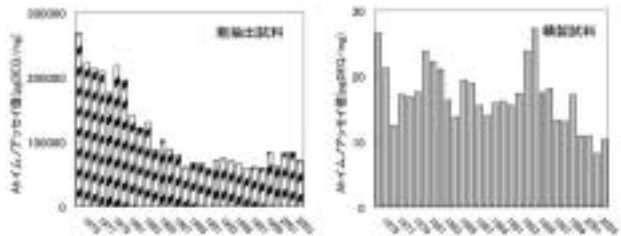


図5 大気浮遊粉じん中Ahイムノアッセイ値(1975~2004)

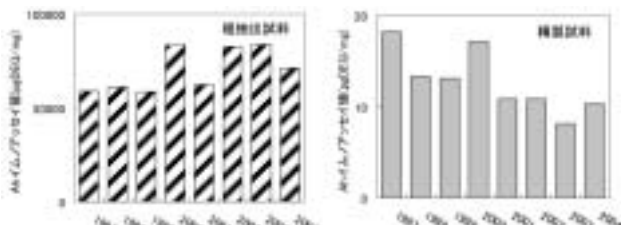


図6 大気浮遊粉じん中Ahイムノアッセイ値(1997~2004)

とが示された。

粗抽出試料の粉じん中Ahイムノアッセイ値は57,000~270,000pgDEQ/mgであり、大気中イムノアッセイ値と比較してその減少率は小さいものの、1975~1990の15年間で約5分の1に減少した。しかし、その後の10年は横ばい傾向にあり、最近の5年間ではむしろ増加する傾向が見られた。

一方、精製試料の粉じん中Ahイムノアッセイ値は各年ではばらついており、粗抽出試料のような明らかな減少傾向は見られなかった。しかし、1995年頃を境にそれ以降減少傾向を示しており、2004年は1997年と比較して約2分の1となった。この結果から、ダイオキシン類に関する規制の後に粉じんの質が変化していることが明らかとなった。

図7に粗抽出試料に対する精製試料のAhイムノアッセイ値の割合についての長期変動(3ヶ年移動平均値)の様相を示す。Ahレセプターとの親和性から毒性評価をした



場合、この割合は試料全体の毒性に対するダイオキシン類の寄与と仮定できる。ダイオキシン類の寄与は1975~1995年頃間に0.01~0.03%へと緩やかな上昇傾向を示し、1995年頃から減少に転じている。このことは、ダイオキシン類に関する規制の効果によるものと考えられ、大気浮遊粉じん全体の毒性に対するダイオキシン類の寄与が1990年代後半から減少してきていることを示している。

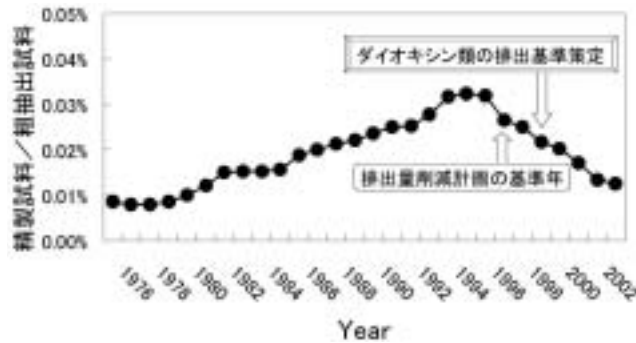


図7 精製試料と粗抽出試料のAhイムノアッセイ値の割合（3ヶ年移動平均値）

### 3.2.2 Ahイムノアッセイ値の季節変動

前述の1992年と2002年の試料を用いて、Ahイムノアッセイ値の季節変動について比較、検討した。その結果を表3、図8及び9に示す。（1992年については再掲）

大気中イムノアッセイ値は粗抽出試料では1992年、2002年ともに冬>秋>春>夏の順であり、各季節の値は10年間で約半分に減少した。精製試料では1992年、2002年ともに冬>春>秋>夏であり、各季節の値は10年間で約3~5分の1に減少した。粗抽出試料、精製試料ともに大気中イムノアッセイ値は冬に最も高く、その要因としては、冬季間の暖房による燃料消費量の増加や逆転層などに伴う大気安定度などの気象条件<sup>9)</sup>の影響が考えられた。

粉じん中Ahイムノアッセイ値は粗抽出試料で1992年、2002年ともに冬>秋>夏>春の順であり、各季節の値は10年間ほとんど変わっていなかった。精製試料では1992年は冬>秋>夏>春、2002年では冬>夏>秋>春であり、10年間で春、夏、秋は半分以下に減少したが、冬はほぼ同じレベルであった。粗抽出試料、精製試料ともにAhイムノアッセイ値は冬に高く、春に低くなる明瞭な季節的差異がみられた。

冬に粉じん中のAhイムノアッセイ値が高くなる原因としては、降雪や積雪による土壌粒子などの毒性が少ない粒子の大気中からの除去、地表からの土壌の巻き上げ現象の抑制などが挙げられ、このために毒性の強い燃焼由来の大気浮遊粉じんの影響が直接反映されたと考えられる。一方、春に粉じん中Ahイムノアッセイ値が低くなるのは土壌粒子など自然由来の粒子濃度が高くなるためと考えられ、Ahイムノアッセイ値からみた季節による大気浮遊粉じん

表3 季節別Ahイムノアッセイの結果

年	粉じん濃度 (PM) mg/m <sup>3</sup>	大気中Ahイムノアッセイ値 (pgDEQ/m <sup>3</sup> )		粉じん中Ahイムノアッセイ値 (pgDEQ/mg)	
		粗抽出試料	精製試料	粗抽出試料	精製試料
1992-冬	0.073	8,700	1.8	120,000	25
1992-春	0.096	3,100	1.2	33,000	13
1992-夏	0.068	2,500	1.1	36,000	16
1992-秋	0.055	4,900	1.1	89,000	21
2002-冬	0.034	5,000	0.75	140,000	22
2002-春	0.088	2,400	0.26	27,000	3.0
2002-夏	0.027	1,300	0.21	49,000	7.9
2002-秋	0.031	2,700	0.22	85,000	7.2

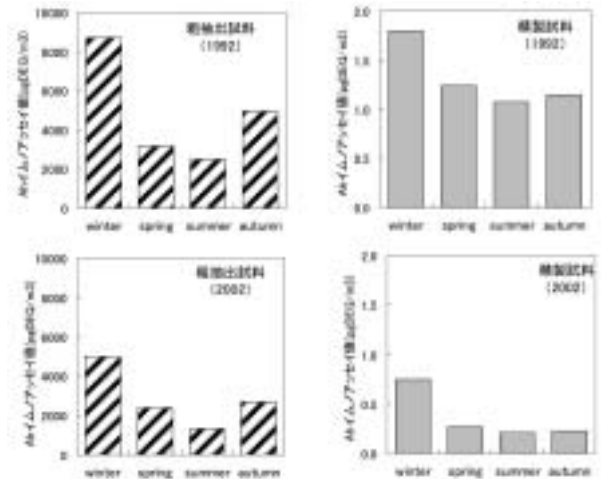


図8 大気中Ahイムノアッセイ値（季節別）

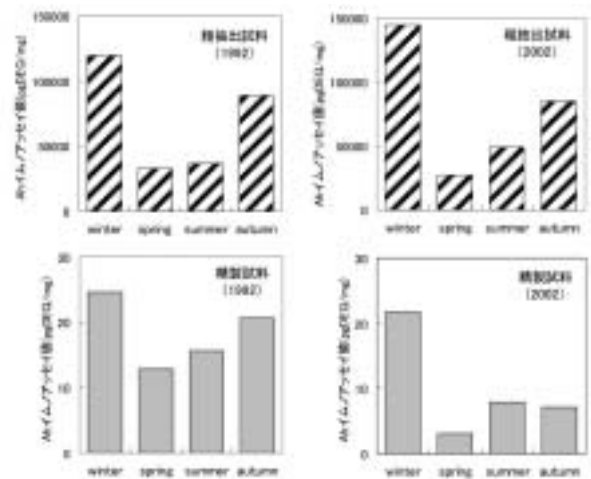


図9 粉じん中Ahイムノアッセイ値（季節別）

の質的な違いが観察された。

### 3.2.3 多環芳香族炭化水素 (PAHs) の長期変動

図10に大気中PAHsの長期変動の様相を示す。Flは0.35~2.4ng/m<sup>3</sup>、Pyは0.40~2.8ng/m<sup>3</sup>、BaAは0.16~2.9ng/m<sup>3</sup>、ChIは0.31~3.4ng/m<sup>3</sup>、BbFは0.32~4.7ng/m<sup>3</sup>、BkFは0.12~2.9ng/m<sup>3</sup>、BaPは0.13~5.4ng/m<sup>3</sup>、BghiPは0.41~4.6ng/m<sup>3</sup>、8成分の合計PAHs濃度は2.2~29ng/m<sup>3</sup>であった。

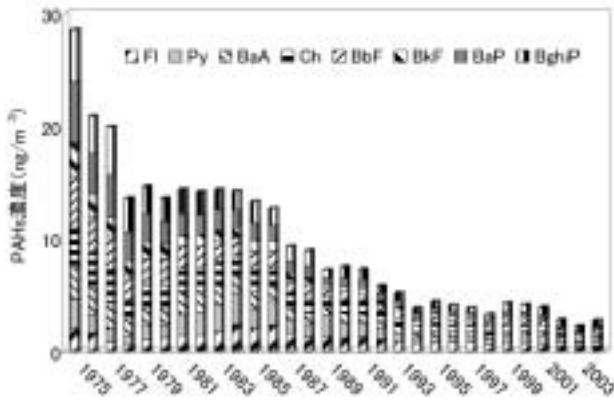


図10 大気中多環芳香族炭化水素 (PAHs) 濃度 (1975~2004)

2004年の結果を最も濃度が高かった1975年と比較すると、全PAHs濃度は30年間で10分の1以下へと減少した。この結果は粗抽出試料のAhイムノアッセイ値と類似した傾向を示していた。一般に石炭の不完全燃焼により高濃度のPAHsが発生することはよく知られている。図11に示すように札幌市内の事業場や家庭での暖房のための石炭消費量はこの25年間に50分の1になっており、その影響がPAHs濃度の減少に大きく現れていると考えられる。PAHs濃度減少の他の要因としては、自動車の燃焼効率の改善、廃棄物焼却施設への排出規制や野外焼却の禁止、及び暖房用燃料の良質重油への切り替えなどが挙げられる。

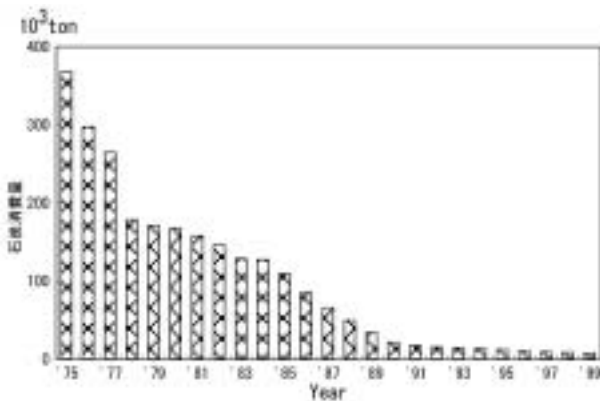


図11 石炭消費量の長期変動 (札幌市)<sup>10)</sup>

図12に全PAHs濃度に占めるBaP濃度の割合を示す。種々のPAHsのなかでもBaPは、長い間大気汚染による発ガン性の指標とされ、平成9年からは全国的なモニタリング調査<sup>11)</sup>が実施されている。このBaP濃度は1975~2004年の30年間で約40分の1へと大幅な減少傾向を示した。一方、全PAHs濃度に対するBaP濃度の割合は20%から6%へと3分の1以下へ減少しており、大気浮遊粉じん中PAHsの組成の変化が示唆された。このことから、長期間にわたる肺ガンのリスクを考えた場合、BaP濃度のみを大気汚染による健康影響の指標とすることは必ずしも適当とは言えない。

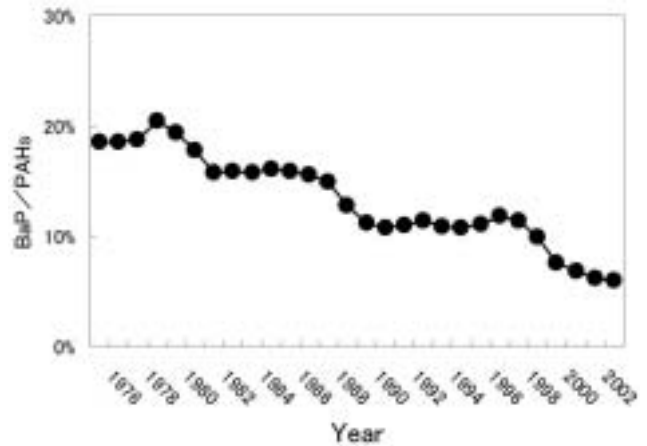


図12 大気中BaP/PAHsの長期変動 (3ヶ年移動平均値)

### 3.2.4 多環芳香族炭化水素 (PAHs) の交差反応

ダイオキシン類 (PCDD、PCDF、Co-PCB) やPAHsはAhレセプターと反応する。Ahイムノアッセイにおける2,3,7,8-TCDDの反応性を基準としたPAHsの反応性(交差反応値)<sup>4)</sup>を表4に挙げる。今回測定した8成分については、そのうち4成分が交差反応を起こすことがわかっている。なかでもBbFやBkFは、交差反応値が1と2,3,7,8-TCDDと同等であり、粗抽出試料の大気中Ahイムノアッセイ値が精製試料と比較して数千倍も高いのは、これらPAHsの影響が大きいためと考えられる。これらの交差反応値を各成分濃度に乗じ、BbF、BkF、BaP、BaAの4成分の大気中Ahイムノアッセイ値への寄与を求めた。その結果を図13に示す。

表4 多環芳香族炭化水素 (PAHs) の交差反応値

異性体	交差反応値
ベンゾ (b) フルオランテン	1
ベンゾ (k) フルオランテン	1
ベンゾ (a) ピレン	0.2
ベンゾ (a) アントラセン	0.001
フルオランテン	ND
2,3,7,8-TCDD	1

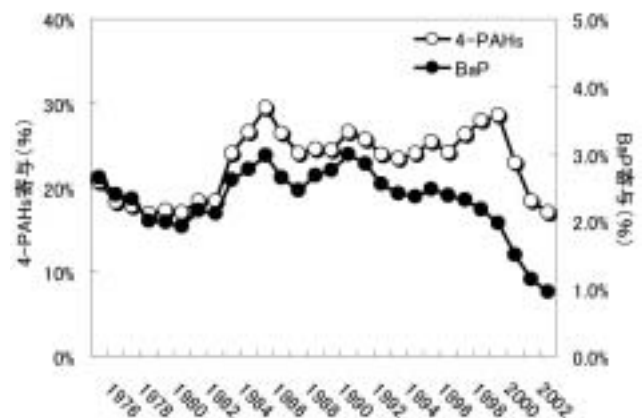


図13 BaP、4-PAHsのAhイムノアッセイ値への寄与 (3ヶ年移動平均値)

4成分の寄与は約20~30%であり、2000年以降急激に減少している。また、BaPのみの寄与は全期間を通して3%以下であり、1991年から減少しはじめ、最近では1%を下回っている。ダイオキシン類の規制により、焼却施設の改善等の対策が進んだことで、PAHsの燃焼由来の排出量も減少し、大気中濃度も減少してきたと考えられる。しかしながら、粗抽出試料のAhイムノアッセイ値は1997年以降ほぼ横ばいであるのに対し、PAHs4成分の寄与はここ数年で急激に減少していることから、他のPAHsやPAHs以外の大気汚染物質の存在割合の増加が示唆された。

#### 4. まとめ

札幌市内で採取した大気浮遊粉じん中のダイオキシン類等について、Ahイムノアッセイ法とダイオキシン類分析の公定法の結果を比較検討した。その結果、粗抽出試料のAhイムノアッセイ値は精製試料と比べて数千倍高く、精製試料のAhイムノアッセイ値はダイオキシン類の化学分析値と比べて約10倍高かった。

また、同地点の過去30年間の大気浮遊粉じんについて、Ahイムノアッセイ法を用いて包括的な毒性の長期的評価を行った結果、粗抽出試料の大気中Ahイムノアッセイ値は1975~1994年の20年間で約10分の1に減少したが、最近の10年間はほとんど変化が見られなかった。精製試料のAhイムノアッセイ値は1980年代はじめ以降減少し30年間で約10分の1となっており、1990年代後半からのダイオキシン類の規制の効果が顕著に現れていると考えられた。

PAHs濃度の長期変動は粗抽出試料のAhイムノアッセイ値とよく似た傾向を示したが、PAHs濃度のAhイムノアッセイ値への寄与は近年急激に低下し、大気浮遊粉じんが質的に変化していることが示唆された。

粗抽出試料と精製試料のAhイムノアッセイ値の大きな差は多環芳香族炭化水素 (PAHs) の影響、WHO-TEFとの交差反応値の違い、臭素化ダイオキシン類やAhレセプターと反応する未知物質の存在によるものと推察される。環境中に存在する数多くの有害物質による健康影響を総合的に考えた場合、ダイオキシン類のTEQ (DEQ) 値だけではなく、PAHsなどの共存物質も含めた総合的な毒性値の測定が必要である。現在は化学分析値が健康影響指標の代替値であるが、今後はバイオアッセイのように汚染物質の総合的な毒性を把握できる手法の活用が求められる。

#### 引用文献

- 1) 環境省：ダイオキシン類の排出量の目録 (排出イベントリー) (平成18年12月)
- 2) Pelkonen, O.; Nebert, D. W. Metabolism of polycyclic

aromatic hydrocarbons: etiologic role in the carcinogenesis. *Pharmacological Reviews* **1982**, *34*, 189-222.

- 3) Nebert, D. W.; Roe, A. L.; Dieter, M. Z.; Solis, W. A.; Yang, S. Y.; Dalton, T. P. Role of the aromatic hydrocarbon receptor and [Ah] gene battery in the oxidative stress response, cell cycle control, and apoptosis. *Biochem. Pharmacol.* **2000**, *59*, 65-85.
- 4) 山田隆生、抗Ahレセプター複合体を用いたイムノアッセイ法、資源環境対策Vol. 40 No. 9 2004
- 5) 小林康男、中西俊夫、AhイムノアッセイTMによる環境サンプルのダイオキシン類測定の実例、造水技術 Vol.27 No.4 2002
- 6) Matsumoto, Y.; Sakai, S.; Kato, T.; Nakajima, T.; Satoh, H. Long-Term Trends of Particulate Mutagenic Activity in the Atmosphere Sapporo. 1. Determination of Mutagenic Activity by the Conventional Tester Strains TA98 and TA100 during an 18-Year Period (1974-1992). *Environ. Sci. Technol.* **1998**, *32*, 2665-2671.
- 7) 環境省「ダイオキシン類に係る大気環境調査マニュアル」、2001
- 8) (財) 廃棄物研究財団「廃棄物に係わるダイオキシン類等の分析方法の体系化に関する研究」報告書H13年3月
- 9) 松本寛、酒井茂克、中嶋敏秋、佐藤洋：「寒冷地の都市大気浮遊粉じん変異原活性の経時変動、環境化学、Vol 4, No. 4, PP575-581, 1996
- 10) 北海道通産局「北海道における暖房用石炭取引高の推移」1999
- 11) 環境省：有害大気汚染物質モニタリング調査結果 (平成18年10月)

Ah Receptor Reactivity of Airborne Particulates  
- A Survey over 30 years (1975-2004) in Sapporo -  
Tomoko AKUTAGAWA  
Shigekatsu SAKAI,  
Katsunori ANEZAKI  
Riki IWATA

#### Abstract

Airborne particulates, collecting at a period of 30-years (1975-2004) in Sapporo, were examined from a reactivity of aryl hydrocarbon receptor (AhR). A long-term trend of the AhR affinities for annual crude and cleaned airborne particulates was evaluated by an



immunoassay method using the anti-Ah receptor complex, which is commercially available. From the concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in crude airborne particulates, the contribution of PAHs for the value of the immunoassay (DEQ) was obtained. [About 90 % decrease of DEQ for crude and cleaned samples was confirmed in the period of 30-years.] It is apparent that regulatory control of dioxins is responsible for the decrease in DEQ of cleaned samples. Since a similar tendency was observed in the PAHs concentrations and the DEQ in crude samples, the PAHs should be a dominant factor to decrease the DEQ. The contribution of PAHs for DEQ in the crude samples has a tendency to decrease in recent years, suggesting the qualitative change of airborne particulates.

# アポイ岳におけるヒダカソウの開花時期と地表面温度との関係

西川 洋子 住田真樹子\*

## 要 約

北海道アポイ岳に生育するヒダカソウについて、開花時期と温度との関係を明らかにすることを目的として、生育地3カ所の地表面温度の測定と開花開始日の記録を行い、開花までの日平均温度の積算温量による開花予測の有効性を、開花に必要な限界温度と積算開始日を変化させた18モデルについて比較した。生育地間で、ヒダカソウの開花開始日は異なっており、積算温量が高い値で推移した場所ほど、開花が早かった。開花予測は、限界温度を0℃、積算開始日を4月1日と仮定した場合に、最も正確であった。ヒダカソウは、冬芽を地表面近くに形成するため、地表面温度の上昇に敏感に反応すると考えられることや、開花後に葉を展開するため、開花前に光合成による物質生産をほとんど行わないことから、一般に開花に必要な限界温度とされる5℃より低い限界温度をもつと考えられる。また、積雪の少ないヒダカソウの生育地では、2月でも地表面温度が0℃を超える日があるが、厳冬期の一時的な温度上昇は、ヒダカソウの開花を早める効果はなく、開花時期を決定する有効期間は凍結土壌が融解する4月以降と考えられる。

**Key words:** ヒダカソウ, 開花開始日, 地表面温度, 積算温量, 発育限界温度

## 1 はじめに

IPCC第三次評価報告書<sup>1)</sup>は、この20年間の地球温暖化によって、動植物の分布や生活史にも変化が現れていることを指摘している。日本でも、「地球温暖化の日本への影響2001」報告書<sup>2)</sup>において、様々な自然生態系への影響の可能性が指摘されるとともに、温暖化の影響を受けやすい脆弱な生態系の一つとして高山生態系があげられており、高山生態系における温暖化の影響の検出が急がれる。

温暖化の影響によって、ただちに植物群落の分布に変化がもたらされるわけではなく、それ以前に、群落構成種のフェノロジー（生物季節）の変化、とりわけ繁殖に関わる開花時期に変化が現れることが考えられる<sup>3)</sup>。温暖化の進行を早期にとらえるためには、高山植物の開花と、これを規定する環境要因との関係を明らかにする必要がある。

植物のフェノロジーに影響を与える重要な要因は、温度である<sup>4, 5)</sup>。フェノロジーの研究には、ある生育ステージ開始までの、植物の生育に必要な限界温度（発育零点）以上の温度の積算値である「有効積算温量」が用いられてきた。開花の時期についても、これまで多くの植物について、積算温量を求めることによって温度との関係が明らかにされてきた<sup>3, 6, 7, 8)</sup>。

本研究は、北海道東南部に位置するアポイ岳に生育する

多年生草本ヒダカソウについて、開花開始日と温度との関係を明らかにすることを目的として行った。アポイ岳は、低標高でありながら高山植物群落が成立している。気象データを用いて高山植生の分布の将来予測が行われた結果、アポイ岳は、道内の高山植生帯のなかでも温暖化の影響を受けやすい脆弱性の高い場所であることが指摘されている<sup>9)</sup>。一般に、一定量の積雪がある場所では、雪の断熱作用により地表面の温度は冬期でも0℃に保たれる。しかし、ヒダカソウの生育地であるアポイ岳の風衝地は、降雪量が少なく、積雪による保温効果が得られないことが予想され、冬期に地表面温度が大きく変動すると考えられる。そこで、生育地3カ所の地表面温度の測定を行い、日平均温度の積算温量による開花日予測を、開花に必要な限界温度と積算開始日を変化させて行い、その有効性を検証した。

## 2 調査地

調査は、北海道東南部、日高山脈の南端に位置するアポイ岳（北緯42°6′ 東経143°2′）を中心とするアポイ山塊で行った。アポイ岳は、標高810.6mという低標高であるにもかかわらず、夏季の低温と日照不足、冬期の少雪という気象条件と、カンラン岩地の特殊な土壌条件により、森林が成立せず、多くの固有種を含む高山植物群落が分布する<sup>10)</sup>。アポイ岳に近接する浦河町における2005年の気象データによると、年平均気温7.9℃（最高気温28.3℃、最低気

\*アポイ岳ビジターセンター（当時）

表1 調査を行ったヒダカソウ生育地の標高.

Site	Altitude
H	600m
Y	750m
M	740m

温 $-11.0^{\circ}\text{C}$ )、年降水量972.5mm、冬期における最深積雪は26cmであった(気象庁電子閲覧室: <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>)。

### 3 材料及び調査方法

#### (1) 材料

ヒダカソウ (*Callianthemum miyabeianum* Tatew.) は、キンポウゲ科キタダケソウ属の多年生草本で、アポイ山塊の固有種である<sup>11)</sup>。5月～6月に、株あたり1～数個の白い花を咲かせる。生育地は、標高500m以上の尾根や斜面上部の風衝地、また岩壁基部の岩屑堆積地にみられる<sup>12)</sup>。

#### (2) 地表面温度の測定及び開花日の特定

ヒダカソウの生育地を3カ所 (Site H, Y, M) 選定し、地表面温度の測定と、ヒダカソウの開花開始日の調査を行った。3カ所の生育地のうち、Site Y及びMは標高がほぼ同じであるが、Site Hは標高600mと他の2カ所に比べて低い(表1)。

地表面温度は、防水型温度計測ロガー(テイドビット:  $-20\sim+50^{\circ}\text{C}$ : オンセット社, USA) を各生育地に5～7個設置し、Site Hでは2005年及び2006年1月1日～5月31日の期間、他の2生育地では2006年1月1日～5月31日の期間について測定した。ロガーは、直射日光を遮るためにアルミホイルで包み、ハイマツ等によって積雪が影響を受けない場所を選んで地表面に置き、針金で固定した。

また、2005年にSite H、2006年にはSite H, Y, Mの3カ所において、ヒダカソウの開花前から2～3日毎に踏査し、開花の有無を調査した。各生育地で、最初に開花を確認した日を開花開始日として記録した。

#### (3) 開花予測モデル

ヒダカソウの開花日と地表面温度との関係を明らかにするために、次式に示したように、地表面温度の日平均温度( $T$ )から開花に必要な限界温度( $T_{thr}$ )を差し引いた温量を、積算開始日から開花開始前日までの期間について積算し、積算温量( $K$ )を求めた。

$$K = \sum_{i=1}^n (T_i - T_{thr}) \quad T_i > T_{thr} \text{ の場合のみ積算.}$$

限界温度( $T_{thr}$ )は $0^{\circ}\text{C}$ 、 $1^{\circ}\text{C}$ 、 $2^{\circ}\text{C}$ 、 $3^{\circ}\text{C}$ 、 $4^{\circ}\text{C}$ 、

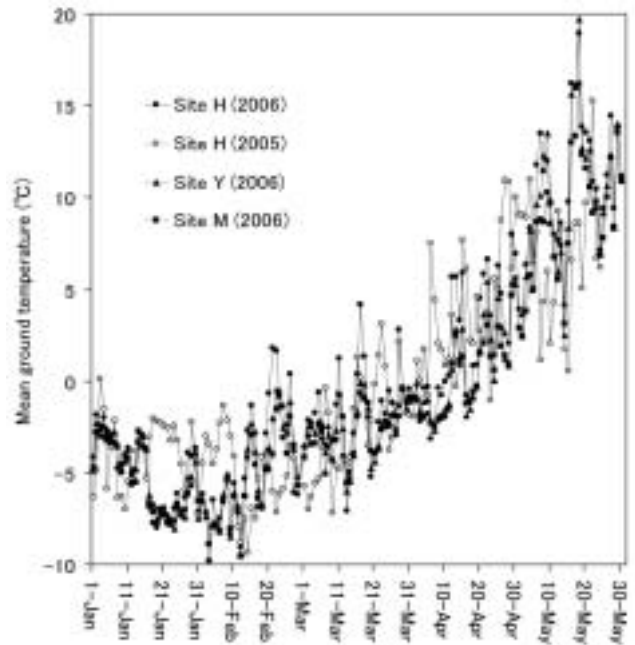


図1 各生育地における1～5月の日平均地表面温度の変化.

$5^{\circ}\text{C}$ の6パターン、積算開始日は2月1日、3月1日、4月1日の3パターンを仮定し、生育地及び年毎(2005年: Site H, 2006年: Site H, Site Y, Site M)に、合計18パターンの積算温量を求めた。

積算温量による開花日予測の正確さを評価するために、積算温量の生育地間(site Hについては2年分)の変動係数(CV)を求め、パターン間で比較した。また、パターン毎に各生育地(site Hについては2年分)の積算温量の平均値を求め、これを有効積算温量として各生育地の開花日を予測した。予測開花日と観察された開花日との差を、標準偏差(SD)によってパターン間で比較した。統計解析は、Diekmannの方法<sup>7)</sup>を参考にした。

## 4 結果

#### (1) 地表面温度の変化

日平均地表面温度は、厳冬期においても変動があり、保温効果が得られるほどの積雪はなかったと考えられる(図1)。いずれの生育地でも、日変動は大きいものの、2月から徐々に温度は上昇傾向を示した。2006年は、Site Y及びMでは2～3月の日平均温度が $0^{\circ}\text{C}$ 以下で推移し、4月12日にはじめて $0^{\circ}\text{C}$ を超えた。一方、Site Hでは、1月は $0^{\circ}\text{C}$ 以下で推移したが、2月21日には $0^{\circ}\text{C}$ を超え、その後2～3月の期間に $0^{\circ}\text{C}$ を超えた日は8日あった。また、2005年においても3月16日に $0^{\circ}\text{C}$ を超え、3月31日までに $0^{\circ}\text{C}$ 以上の日は6日あった。

2006年2月1日～5月31日の期間における $0^{\circ}\text{C}$ を超えた場合の積算温量は、Site Hが常に最も高い値で推移し、最



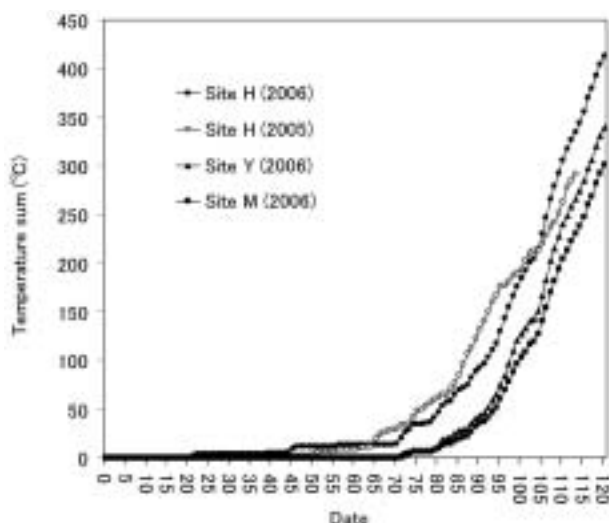


図2 各生育地における2～5月の日平均地表面温度が0℃を超えた場合の積算温度の推移。  
2月1日をDate1とした。

も低い値で推移したのはSite Mであった(図2)。Site Hでは、2月1日から65日目まで2005年の値が2006年より高くなり、104日目まで再び逆転して2006年の値が高くなった。2005年は2006年と比較して4月に高温の日が多かったが、5月に入ってヒダカソウの開花直前に低温を示す日が多く、5月7日～15日の期間に5℃以下の日が6日記録された(図1)。

(2) 開花開始日

生育地間で、ヒダカソウの開花開始日は異なっており、2006年は、5月11日に開花したSite Hが最も早く、最も遅い生育地はSite Mであった(表2)。生育地間の開花順序は、2005年も2006年と変わらなかった(西川・住田, 未発表)。

(3) 開花予測の比較

積算温度の変動係数(CV)は、モデル間で大きな差はなかったが、限界温度を0℃、積算開始日を4月1日と仮定した場合に最小値を示し(0.12)、生育地間や年間の開花開始日までの積算温度の変異が最も小さかった(表3)。

予測開花日と観察された開花日との差の標準偏差(SD)は、積算開始日を2月1日とした場合には、限界温度が0℃の時、最小値である3.08となり、積算開始日を4月1日とした場合には、限界温度が0℃、1℃、4℃で最小値が得られた(表3)。標準偏差の最大値は、積算開始日に関わらず、限界温度が5℃の場合であった。

従って、開花日の予測に最適であったのは、限界温度を0℃、積算開始日を4月1日に仮定した場合である。

最適モデルに従って求めた予測開花日と実際に観察された開花日を表2に示す。Site Hでは、2006年は実際の開花日と予測日が一致したが、2005年は実際よりも予測日が5

表2 各生育地におけるヒダカソウの開花開始日。

予測開花日は、限界温度0℃、積算開始日4月1日と仮定した積算温度モデルに基づく。実際の開花日に対し予測開花日が高い場合は+、低い場合は-で差を示した。

Site	Flowering date		Difference
	Observed	Predicted	
H (2006)	May 11	May 11	0
H (2005)	May 11	May 6	5
Y (2006)	May 13	May 17	-4
M (2006)	May 18	May 19	-1

表3 18パターンでの積算温度モデルによる開花予測の比較。

限界温度( $T_{thr}$ )として0, 1, 2, 3, 4, 5℃、積算開始日( $i$ )として2月1日, 3月1日, 4月1日を仮定した。3生育地の4データセット(Site H:2005及び2006年, Site Y及びSite M:2006年)で求めた積算温度の変動係数(CV)と、実際の開花日に対する予測開花日の差の標準偏差(SD)を示した。

$T_{thr}$	$i$	CV	SD
0℃	February 1	0.152	3.082
1℃	February 1	0.146	3.122
2℃	February 1	0.143	3.122
3℃	February 1	0.149	3.122
4℃	February 1	0.137	3.122
5℃	February 1	0.136	3.500
0℃	March 1	0.149	3.122
1℃	March 1	0.144	3.122
2℃	March 1	0.143	3.122
3℃	March 1	0.149	3.122
4℃	March 1	0.137	3.082
5℃	March 1	0.136	3.500
0℃	April 1	0.124	3.082
1℃	April 1	0.128	3.082
2℃	April 1	0.133	3.122
3℃	April 1	0.146	3.122
4℃	April 1	0.137	3.082
5℃	April 1	0.136	3.500

日早く、実際の開花日との差が最も大きかった。しかし、2006年における生育地間の開花順序の予測は、実際の開花順序と一致した。

5 考察

ヒダカソウの予測開花日は、実際の開花日と最大で5日の差があったが、予測した生育地間の開花順序は実際と一致した。Diekmann<sup>7)</sup>が29種の林床植物について行った研究によると、限界温度5℃の積算気温を用いた最適モデルの予測と実際の開花日の差の全体の標準偏差は3.602であった。ヒダカソウで求めた標準偏差の値はそれ以下であり、日平均地表面温度の積算温度を利用したヒダカソウの開花予測はおおむね有効である。

一方、ヒダカソウの開花日までの積算温度の変動係数は、Diekmann<sup>7)</sup>が測定した積算温度の変動係数0.085より大きかった。地表面温度の日変動が大きいことが、変動係数の

値を大きくしたと考えられる。

Site Hでは、2006年及び2005年の実際の開花開始日が同じ日であったが、2006年は予測が一致したものの、2005年は5日早い予測となった。2005年は2006年に比べ、積算温度が高く推移したが、開花直前に低温の日が続いたことにより、ヒダカソウの発育が一時的に遅くなり、有効積算温度に達するまでわずかであっても、開花までに多くの日数を要することになったのであろう。すなわち、開花直前の低温は、予測の誤差を大きくする。

積算温度を求める場合、開花に必要な限界温度は一般に5℃と仮定される<sup>3, 7, 8)</sup>。高山植物の限界温度を5℃以上とすることの妥当性については、光合成効率や花芽の発達が始まる時期の気温によって説明されている<sup>3, 8)</sup>。また、限界温度を0℃、3℃、5℃と仮定して予測開花日と実際の開花日との差を比較したところ、5℃で差が小さかった<sup>7)</sup>。しかし、ヒダカソウでは、積算開始日を4月1日とした場合に、限界温度を0℃に仮定すると、最も予測が正確になった。開花を規定する環境要因に対する反応は、植物の生活形や花芽の発達時期によって、異なることが確かめられている<sup>6)</sup>。ヒダカソウは、冬芽を地表面近くに形成するため、土壤凍結が融解した後は、地表面温度の上昇に敏感に反応することが考えられる。また、開花後に葉を展開するため、光合成による開花前の物質生産はほとんど行わない。従って、開花に必要な限界温度は、一般に用いられる5℃より低いと考えられる。

積算温度を求める際の積算開始日を、地表面温度が0℃以下を示すことが多い2月1日あるいは3月1日からよりも4月1日とした方が、開花予測日は実際の開花日に近い値になった。多雪地域の植物では、生育期間の長さを決定する雪解け時期が開花時期に強い影響を与える<sup>6, 8, 13)</sup>。ヒダカソウの生育地は風衝地であり、冬期の積雪が少ないために地表面温度の変動は大きい。Site Hのように厳冬期の2月でも0℃を超える日がある。しかし、積雪による保温効果が得られないため、土壤凍結が起こっていると考えられ、ヒダカソウの生育期間は、凍結土壤の融解後であるとされる。従って、冬期における一時的な温度上昇は、ヒダカソウの開花を早める効果はないと考えられる。

ヒダカソウの開花時期は比較的低い地表面温度によっても大きく影響受けると考えられるが、開花時期を決定する有効期間は、積雪の少ないアポイ岳においても地表面温度がほぼ0℃を超える4月以降であることがわかった。

## 6 謝辞

ヒダカソウの開花調査は、アポイ岳ファンクラブの皆さんの協力を得て実施した。また、現地調査に対し、様似町教育委員会及び十勝支庁環境生活課に様々な便宜を図って

いただいた。記して深く感謝の意を表する。

なお、この研究は、独立行政法人国立環境研究所 受託研究「高山植生による温暖化影響検出のモニタリングに関する研究」の一環として実施した。

## 7 引用文献

- 1) IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2001. Climate change 2001 - Impacts, Adaptation and Vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 2) 環境省地球温暖化問題検討委員会 温暖化影響評価ワーキンググループ, 2001. 地球温暖化の日本への影響 2001, 環境省.
- 3) Huelber, K., Gottfried, M., Pauli, H., Reiter, K., Winkler, M. and Grabherr, G., 2006. Phenological responses of snowbed species to snow removal dates in the central Alps: implications for climate warming. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, **38**: 99–103.
- 4) Jackson, M. T., 1966. Effects of microclimate on spring flowering phenology. Ecology, **47**: 407–415.
- 5) Rathcke, B. and Lacey, E. P., 1985. phenological patterns of terrestrial plants. Annual Review of Ecology and Systematics, **16**: 179–214.
- 6) Molau, U., Nordenhäll, U. and Eriksen, B., 2005. Onset of flowering and climate variability in an alpine landscape: a 10-year study from Swedish Lapland. American Journal of Botany, **92**: 422–431.
- 7) Diekmann, M., 1996. Relationship between flowering phenology of perennial herbs and meteorological data in deciduous forest of Sweden. Canadian Journal of Botany, **74**: 528–537.
- 8) Kudo, G., 1992. Pre-flowering and fruiting periods of alpine plants inhabiting a snow-bed. Journal of Phytogeography and Taxonomy, **40**: 99–106.
- 9) 名取俊樹, 清水庸, 大政謙次, 増沢武弘, 東野外志男, 野崎英吉, 小川弘司, 野上達也, 林哲, 2002. 高山生態系の脆弱性と指標性の評価. 地球温暖化による生物圏の脆弱性の評価に関する研究. 平成11年度～平成13年度 環境省地球環境研究総合推進費終了研究報告書. 27–47.
- 10) 高橋諒, 1985. アポイ岳の高山植物. 様似観光開発公社.
- 11) Tatewaki, M., 1928. A new species of *Callianthemum* from Japan. Transactions of the Sapporo Natural History Society. **10**: 79–80.
- 12) 北海道環境科学研究センター, 2000. アポイ岳の高山

植物群落. 自然環境影響把握調査報告書.

- 13) Dunne, J. A., Harte, J. and Taylor, K. J., 2003. Subalpine meadow flowering phenology responses to climate change: integrating experimental and gradient methods. *Ecological Monographs*, **73** : 69–86.

**Relationship between flowering time of *Callianthemum miyabeanum* and soil surface temperature on Mt. Apoi, Hokkaido**

Yoko Nishikawa and Makiko Sumita

**Abstract**

The relationship between flowering time of *Callianthemum miyabeanum* and soil surface temperature was studied on Mt. Apoi in Hokkaido, northern Japan. Flowering date and soil surface temperature were surveyed at three sites, and 18 models of the cumulative temperatures of daily mean for flowering were compared for the accuracy of predicting flowering. Earlier flowering date was shown at the sites with higher value of cumulative temperature. The temperature sum model with a 0°C threshold base and a starting date of April 1 showed the highest accuracy of prediction. The threshold temperature for flowering of *C. miyabeanum* was lower than general value (5°C). Growth initiation seems to be sensitive to surface temperature rather than air temperature, because winter buds of this species are located at soil surface. Furthermore, flowering occurs prior to the vegetative growth and it makes smaller thermal requirement for flowering. Although soil surface temperature sometimes increases above zero even in winter season, it is not be effective for flowering acceleration. Thus, the effective period of thermal accumulation determining the flowering time starts after melting of frozen soil in spring.

**Key words:** *Callianthemum miyabeanum*, Flowering date, soil surface temperature, cumulative temperature, threshold temperature



# 石狩浜の海岸植生衰退と砂の移動量との関係

島村 崇志 宮木 雅美 濱田 誠一\* 西川 洋子

## 要 約

北海道石狩浜において、2000年から2006年までの7年間にわたり、出現植物種とその被度を追跡調査した。優占種であった海岸植物のハマニンニクの被度が減少し、ハマハタザオや牧草であるカモガヤの被度が増加したが、その後内陸性のススキの被度が年々増加して優占種となった。内陸性の植物が増加し海岸植物が衰退していることが示された。その重要な要因の一つとして、砂の移動量に着目し、植物分布との関係を調査した。その結果、砂の移動量が比較的多く不安定な区域には、ハマニンニクやコウボウムギなどの海岸植物が分布していた。砂の移動量が比較的少なく安定した区域では、ハマナスなどの海岸植物の他、ススキ、チャシバスケ、牧草のナガハグサなどの内陸性の植物が多く分布していた。また、これら2区域の間に位置する半安定な区域には、ハマハタザオやハマヒルガオなどの海岸植物に加え、牧草のカモガヤが多くみられた。このように植物の分布は、砂の移動量に応じて変化していた。植生の経年変化は、砂の移動量と植物分布との関係に対応していると考えられ、石狩浜の海岸植生衰退は、砂の移動量の減少によってもたらされていると推察される。

**Key words:** 石狩浜 海岸植生 海岸植物 内陸性の植物 砂の移動量

## 1 はじめに

海岸地域は、強風による砂の移動、塩分飛沫を含む強風、土壌の貧養性、地表面の乾燥、暴浪による浸食など不定期な攪乱などの厳しい環境条件下にある<sup>1, 2)</sup>。海岸植生は、これらの環境条件と構成種それぞれの性質とのバランスの上に微妙な動的平衡状態を保っていると考えられ<sup>1)</sup>、環境条件の変化により平衡状態が崩れると大きな影響を受けることが予想される。

海岸植物をはじめとして約170種の多様な植物が生育している<sup>3, 4)</sup>。石狩浜においても、1989年と2002年とを比較した調査で、内陸性の植物であるススキとチャシバスケが増加傾向にあり<sup>5)</sup>、海岸植物の衰退が懸念されている。

そこで、石狩浜において植生モニタリング調査を行うことにより、海岸植生の動態を把握するとともに、海岸植生に影響を与える重要な要因の一つとして、砂の移動量に着目し、植物分布との関係を調べた。

## 2 方法

### 2.1 調査地

石狩浜は、石狩市南西部の石狩湾新港と石狩川河口に挟

まれた全長約9 kmの砂浜海岸である<sup>6)</sup>。石狩海岸地域の植生は、汀線に平行な帯状構造が明瞭に認められ、汀線側から内陸に向かって、オカヒジキ群落、コウボウムギ群落、ハマニンニク群落、ハマナス群落、ススキ群落、チマキザサ群落、さらにカシワ林などの海岸林へと続いている<sup>3)</sup>。また、海岸線については、1971年以降、石狩湾新港の南西側では浸食が目立つ一方、北東側では堆積傾向が続いている<sup>7)</sup>。

調査は、石狩川河口左岸から5.5km南西の石狩浜（北緯43°13'46"、東経141°19'46"）で行った（図1）。



図1 調査地位置図。国土地理院発行 5万分の1地形図「石狩」を使用。

\*北海道立地質研究所

## 2.2 海岸植生モニタリング調査

ハマニンニクが優占する第1砂丘上に10m×10mの植生モニタリング調査区を設置した。2000年から2006年まで毎年9月に、1m×1mを基本単位として、出現植物種を記録し、被度(%)を測定した。

## 2.3 砂の移動量と植物分布調査

汀線からハマナス群落に至る汀線に垂直なライン上に、植生タイプや微地形に応じて13の調査地点を設定した。各調査地点に、砂の移動量を測定するためのトラップと植生調査区を設置した

砂の移動量の測定は、2004年8月から2005年10月にかけて行った。トラップには直径11.6cmのカップを用い、カップ上面が地表面と同じ高さとなるよう地中に埋設した。流入した砂の乾燥重量(g/m<sup>2</sup>/日)を各測定地点における砂の移動量と定義した。

各植生調査区のサイズは2m×2mとし、1m×1mを基本単位として、出現植物種を記録し、被度(%)を測定した。

## 3 結果

### 3.1 海岸植生の変化

植生モニタリング調査区において7年間で記録された出現植物は、14種であった。これらの植物種を海岸植物と内陸性の植物に分類した<sup>8,9)</sup>(表1)。ここでは、海岸にもみられるが内陸でも普通にみられる種については、内陸性の植物に分類した。その結果、調査区内の出現植物は、海岸植物が8種、内陸性の植物が6種であった。調査を開始した2000年は、全出現種数9種のうち、海岸植物は7種と78%を占めた。しかし、2001~2006年にかけては、海岸植物種数は7種のままであったが、内陸性の植物種数のみが増加することにより全出現植物種数が12~13種となり、海

表1 植生モニタリング調査区において7年間に記録した植物。

出現植物	
和名	学名
海岸植物	ハマエンドウ <i>Lathyrus Japonicus</i> Willd.subsp.japonicus
	ハマハタザオ <i>Arabis stelleri</i> DC.var.japonica (A.Gray) Fr.Schm.
	ハマニンニク <i>Elymus mollis</i> Trin.
	ハマヒルガオ <i>Calystegia soldanella</i> (L.) Roem.et Schult.
	コウボウムギ <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
	ハマニガナ <i>Ixeris repens</i> (L.) A.Gray
	エゾカワラナデシコ <i>Dianthus superbus</i> L.var.superbus
	ハマボウフウ <i>Glehnia littoralis</i> Fr.Schm.ex Miq.
内陸性の植物	ススキ <i>Miscanthus sinensis</i> Anderss.
	カモガヤ <i>Dactylis glomerata</i> L.
	チャシバスケ <i>Carex caryophyllaea</i> Latour.var.microtricha (Franch.) Kù.kenth.
	ナガハグサ <i>Poa pratensis</i> L.
	スズメノヤリ <i>Luzula capitata</i> (Miq.) Miq.
	ヒメムカシヨモギ <i>Erigeron canadensis</i> L.

岸植物種数の占める割合が、54~58%に低下した。

各年の出現植物種の合計被度に対する、海岸植物と内陸性植物の被度の割合を図2に示す。2000年から2006年にかけて海岸植物の被度の割合が72%から14%と約1/5にまで減少し、内陸性の植物の被度の割合が29%から86%と約3倍に増加した。

7年間の平均被度が高かった植物9種の被度の経年変化を図3に示す。選定した植物9種は、海岸植物のハマエンドウ、ハマハタザオ、ハマニンニク、ハマヒルガオ、コウボウムギ、内陸性の植物のススキ、カモガヤ、チャシバスケ、ナガハグサである。海岸植物のハマニンニクとコウボウムギは、調査区を設定した2000年から減少し、2004年から2006年にかけてはほとんどみられなくなった。特にハマニンニクは調査区設置当初は優占種であり、被度が15%であったが、2004年以降は1%未満にとどまっている。海岸植物のハマエンドウとハマハタザオ、内陸性の植物のカモガヤの被度は、2002年から2004年にかけてそれぞれ一時的に増加し、その後は減少または低い値で推移した。内陸性のチャシバスケとナガハグサは、徐々に被度が増加し、2006年にはそれぞれ9.1%と3.8%になった。最も増加した種は、内陸性のススキであり、2000年には10%であった被度が、2006年には43%に増加した。

このように、内陸性の植物は種数、被度ともに増加し、海岸植物は種数は維持しているものの被度が大きく減少し、衰退傾向にあることが示された。

### 3.2 砂の移動量と植物分布との関係

汀線から各測定地点までの距離と砂の移動量との関係を図4に示す。汀線から内陸に向かって、砂の移動量が減少する傾向がみられた。

植物分布については、合計20種の植物がみられた。植生モニタリング調査区でも出現した8種に、ライン上の植生調査区で被度の高かった海岸植物のハマナス(*Rosa rugosa* Thunb.)を加えた9種について、被度と砂の移動

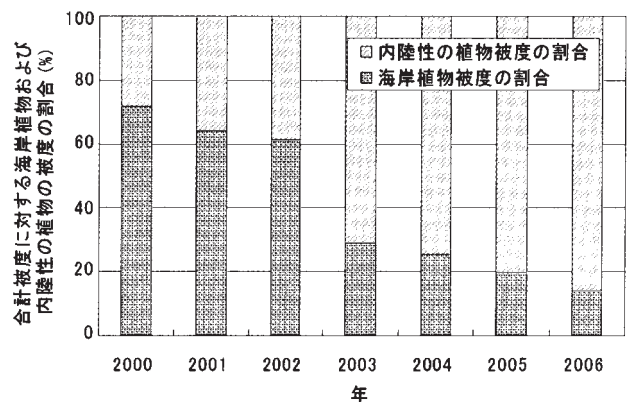


図2 植生モニタリング調査区内における各年の合計被度に対する海岸植物および内陸性植物の被度が占める割合。

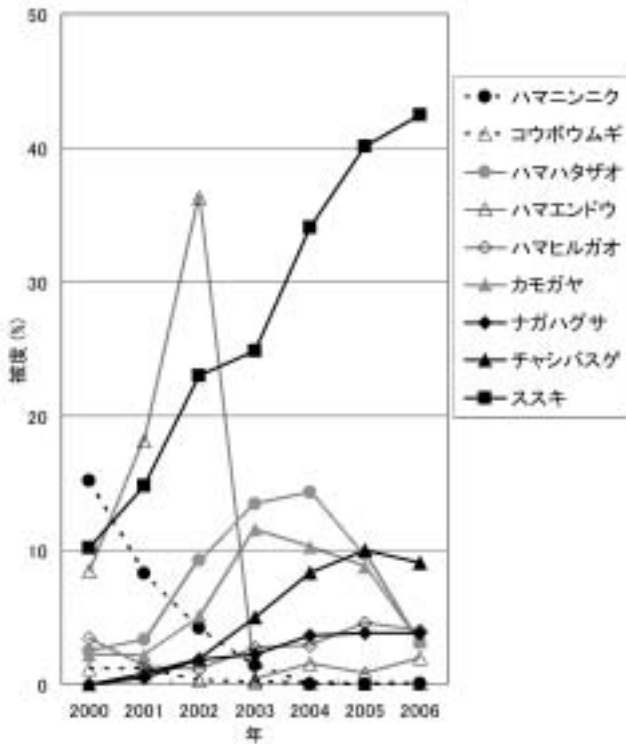


図3 植生モニタリング調査区内における主要な植物9種の経年変化。

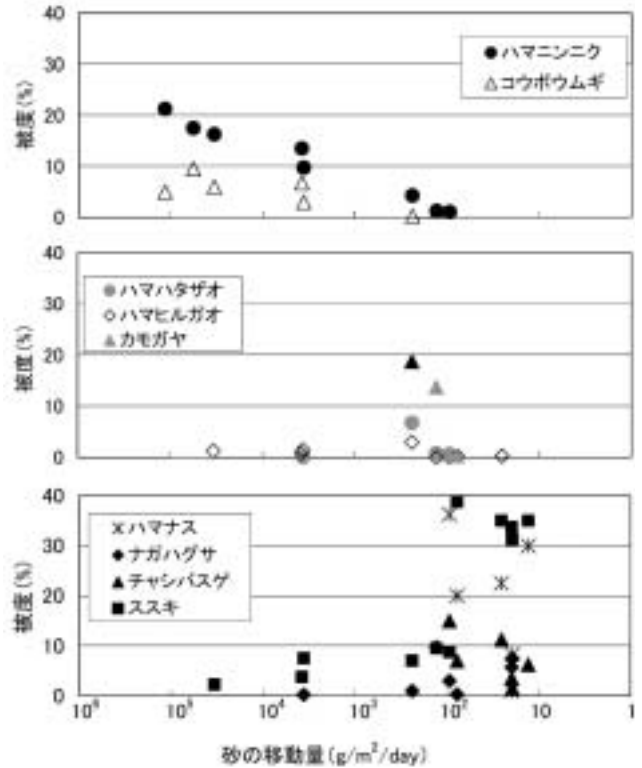


図5 主要な植物9種の生育場所における被度と砂の移動量との関係。

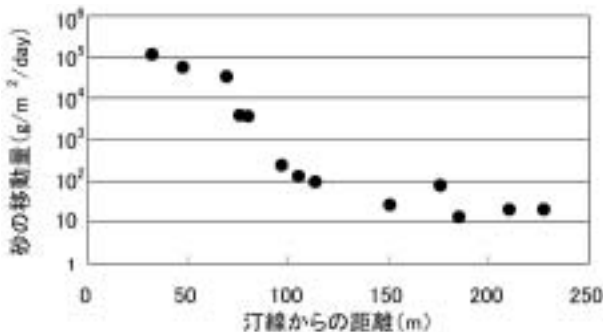


図4 汀線からの距離と砂の移動量との関係。

量との関係を図5に示す。砂の移動量が多く不安定になるほど、ハマニンニクやコウボウムギなどの海岸植物が多く分布し、砂の移動量が少なく安定するほど、海岸植物のハマナスや、ススキ、チャシバゲ、ナガハグサなどの内陸性の植物が多く分布していた。また、安定な区域と不安定な区域の中間地帯では、ハマハタザオやハマヒルガオなどの海岸植物に加え、内陸性のカモガヤが多くみられた。植物の分布は、砂の移動量に応じて変化していた。

#### 4 考察

今回モニタリング調査を行った調査区内では、内陸性の植物の増加傾向が認められ、さらに海岸植物が大きく減少する結果となった。この海岸植生の経年変化は、砂の移動量がより少なくなった場合にみられる植物分布の変化に対

応しており、砂の移動量と植物分布との関係によく一致していた。よって、石狩浜の海岸植生の衰退は、砂の移動量の減少によってもたらされていると推察される。

海岸植物の多くは、長い地下茎を持っており、砂の堆積により地上部が埋没しても、地下茎を上方へ伸ばしたり、分枝しながら上方へ移動したりすることによって、再び砂上に葉を広げる能力を持っている<sup>10, 11)</sup>。このような砂の堆積に適応した地下茎を持たない内陸性の植物は、海岸植物が優占するような砂の堆積による攪乱が大きく不安定な場所には、容易に侵入できないと考えられる。しかし、砂の移動量が減少した場合、地上部が砂で埋まることが少なくなり、内陸性の植物でも侵入し成長することが可能となる。このことから、近年、石狩浜では、海岸植物の優占していた地域の砂の移動量が減少し、内陸性の植物が生育しやすい環境条件へと変化していると推察できる。植生モニタリング調査区内では、海岸植物のハタザオが一時的に増加した。ハマハタザオは、一般にハマニンニク群落の内陸側に分布し<sup>10, 12)</sup>、海岸性ではあるが地下茎を持たない植物である。ハマハタザオの一時的な増加も、砂の移動量が減少したためと考えられる。

内陸性の植物が海岸植物やその生育環境に及ぼす影響として、被陰、地下茎成長の障害、砂地の土壌化・安定化、地温の低下などが挙げられる。ススキのように植生高の高い植物は、植生高の低い海岸植物を被陰し、海岸植物は十分な光が得られなくなり衰退する<sup>11)</sup>。一時的に増加したハ



マハタザオやカモガヤが衰退したのは、被陰によるものと考えられる。地下茎成長の阻害、砂地の土壌化・安定化、地温の低下による影響については、ハマナスとナガハグサとの関係において説明されている。ハマナスは実生のほか地下茎によっても分布を広げるが、ナガハグサの生育密度の高い場所では、ナガハグサの根が密生した地表層によって地下茎の生育が妨げられ、分布の拡大が困難になる<sup>13)</sup>。また、根が密生した地表層は、砂を固定し、砂地の安定化を促進すると考えられる。新たな砂の堆積が起きなければ、枯死した植物体が地表付近に多量にとどまることによって、肥沃化した砂地が土壌化したり<sup>11, 13)</sup>、地表付近の温度低下が起こり<sup>11, 14)</sup> ハマナスの開葉を遅らせたりする<sup>13)</sup>。この影響は、他の地下茎を有する海岸植物と内陸性の植物との間にも起きていると考えられる。

このように、砂の移動量が減少することによって内陸性の植物が一度侵入すると、多くの条件が内陸性の植物に有利に働き、内陸性の植物は加速度的に分布域を広げ、海岸植物は次第に衰退していくと考えられる。

今回、海岸植生の衰退が砂の移動量の減少によってもたらされている可能性が示されたが、気象条件の変化、植生タイプによる風速の変化、海岸線の変化、河川からの砂の供給量の変化など、海岸地域において砂の移動量を減少させると考えられる諸要因の解明が今後の課題である。

## 5 引用文献

- 1) 長谷川榮：2植物。「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書 道南圏域・道東圏域」, 第2節 石狩海岸, 北海道環境科学研究センター, pp.90-112, 1993.
- 2) 澤田佳宏, 津田智：日本の暖温帯に生育する海浜植物14種の永続的のシードバンク形成の可能性. 植生学会誌, Vol.22, pp.135-146, 2005.
- 3) 石狩町：「石狩川河口地域植物調査報告書」 pp.1-50, 1989.
- 4) 石狩町：「石狩川河口地域植物調査追加報告書」 pp.1-5, 1990.
- 5) 石狩海浜植物保護センター：「石狩浜における植生モニタリング区の設置と14年間の植生変化」, 石狩海浜植物保護センター調査研究報告第1号, 石狩市, pp.1-26, 2006.
- 6) 松島肇, 愛甲哲也, 近藤哲也, 浅川昭一郎：北海道石狩浜における海浜植生の被覆面積の変化. 第14回環境情報科学論文集, pp.295-300, 2000.
- 7) 濱田誠一, 菅和哉：石狩湾奥砂浜に見られる近年の海岸線変化. 地下資源調査所報告, 第69号, pp.29-42, 1998.
- 8) 佐竹義輔, 大井次三郎, 北村四郎, 亘理俊次, 富成忠夫編：「日本の野生植物 草本」, I - III, 平凡社, 東京, 1982.
- 9) 滝田謙讓：「北海道植物図譜」, 滝田謙讓, 釧路市, 2001.
- 10) 富士田裕子：第3章 海岸草原. 「生態学からみた北海道 (東正剛, 阿部永, 辻井達一 編)」北海道大学図書刊行会, 札幌市, pp.53-63, 1993.
- 11) 北海道環境科学研究センター, 北海道立林業試験場, 北海道立地質研究所, 石狩市石狩海浜植物保護センター：「北海道の海浜保全再生マニュアル」, 北海道環境科学研究センター, pp.1-179, 2006.
- 12) 宮木雅美：IV 環境勾配にともなう海浜植物の分布. 「海浜景観の再生をめざしたミティゲーション手法の開発」, 北海道環境科学研究センター, pp.56-61, 2004.
- 13) 斎藤満：オホーツク海沿岸におけるハマナスの生育と保全. 光珠内季報, No.67, pp.917-922, 1987.
- 14) 北海道立林業試験場：「自然公園地域における海浜植生の保全に関する調査研究報告書」, 北海道生活環境部自然保護課, pp.1-50, 1986.

### Relationship between decline of coastal vegetation and sand movement in Ishikari Beach

Takashi SHIMAMURA, Masami MIYAKI,  
Sei'ichi HAMADA, Yoko NISHIKAWA

#### Abstract

The process of vegetational change was monitored for 7 years from 2000 to 2006 in Ishikari Beach, Hokkaido, northern Japan. Coverage of a dominant coastal plant species, *Elymus mollis* decreased, and then those of *Arabis stelleri* var. *japonica* and Orchard grass (*Dactylis glomerata*) increased. After that, a gradual increase of coverage by *Miscanthus sinensis* which is normally prevalent in inland areas was observed. Then *M. sinensis* became a dominant species in this area. We also surveyed the relationship between sand movement and plant distribution in the coastal area, and distinguished following 3 types of vegetation. In the first area in which the sand was moved in large quantity and was unstable, coastal plants such as *E. mollis* and *Carex kobomugi* were prevalent. In the second area where sand movement was less and was stable, inland species such as *M. sinensis*, *Carex caryophylla* var. *microtricha* and Kentucky bluegrass (*Poa pratensis*) were prevalent in addition to coastal dwarf tree *Rosa rugosa*. In the third area where was located between the former 2 areas, Orchard grass was abundant in addition to coastal plants

such as *A. stelleri* and *Calystegia soldanella*. The vegetational change during the 7 years study corresponds to the relationship between sand movement and plant distribution. It appears that the decrease in sand movement leads to the decline of coastal vegetation in Ishikari Beach.

# 最終処分場浸出水中のPAHsについての考察

田原るり子 尾原 裕昌 中嶋 敏秋

## 要 約

北海道内の5つの管理型処分場における浸出水及び処理水に含まれる多環芳香族炭化水素（以後「PAHs」と略す。）の分析を行った。一部の浸出水からは高濃度のPAHsが検出されたが、排水処理によって処理水に含まれるPAHsの濃度は大きく低減した。対象とした5施設のうち4施設の浸出水からは廃油に由来すると思われるPAHsが主に検出された。また、他の1施設における浸出水は廃油だけではなく、焼却や内燃機関等の不完全燃焼の影響を受けている廃棄物の影響を受けていると考えられた。

**Key words:** 管理型処分場 浸出水 多環芳香族炭化水素 (PAHs)

## 1 はじめに

最終処分場からの放流水は、「一般廃棄物の最終処分場及び産業廃棄物の最終処分場に係る技術上の基準を定める命令」（昭和52年3月総理府・厚生省令第一号 最終改正：平成18年7月環境省令第二三号）により定期的な水質検査が義務付けられているが、検査項目とされていない物質が周辺水域や地下水を汚染している可能性が指摘されている。また、政令では放流水の水質検査のみを義務付けているが、浸出水からプラスチック関連物質を含め、多種類の化学物質が検出されていることから<sup>1)~4)</sup>、浸出水の水質検査も併せて行うことで、水処理の適正化や効率の確認が可能となるとともに、浸出水の漏洩が起こった場合の対応策を予め立てることができる。ここでは、最終処分場のうち、管理型処分場における浸出水及び排水処理施設による処理水に含まれる、発ガン性や変異原性が指摘されながらも検査項目とされていない多環芳香族炭化水素（以下「PAHs」と略す。）について、分析を行った。

## 2 調査方法

北海道内に設置されている管理型処分場のうち5施設の浸出水及び処理水に含まれるPAHsを定量した。また、比較対照として使用済みエンジンオイル、アスファルト、廃棄物焼却炉において採取した燃え殻及びばいじん、トンネル内で採取した道路粉塵についても同様に測定した。対象とした管理型処分場の概要を表1に示す。

水質試料分析には固相抽出法を用いた<sup>5)</sup>。すなわち、試料水（3.45 L）をガラス繊維ろ紙Whatman GF/C及び3M

Empore Disk C18 FFを用い、ろ過・抽出を行った。この際、懸濁物質（以下「SS」と略す。）が多い場合には3M Filter Aidを用いた。通水後のろ紙及び捕集剤を、自動ソックスレー装置（Büchi B-811）を用いHot Extractionモードでアセトンを用いて抽出した。抽出後の試料は、濃縮、転溶及び脱水後に5%含水シリカゲルカラムを用いて精製し、GC/MS（Hewlett-Packard 5890 Series II plus, Hewlett-Packard 5972）を用いて分析した。アスファルト及び使用済みエンジンオイルについてはシリカゲルカートリッジVarian Bond Elut Si 5g / 20ccを用いて精製後にGC/MSで分析を行った。燃え殻及びばいじんは「特別管理一般廃棄物及び特別管理産業廃棄物に係る基準の検定方法」（平成4年7月 厚生省告示一九二号）に基づき抽出した試料液をヘキサンに転溶後、精製しGC/MSで分析した。道路粉塵については、トンネル内の粉塵をハイポリウムエアサンプラーで石英繊維ろ紙上に集め、高圧流体抽出装置によりトルエンを用いて溶出し、ヘキサンに転溶、精製後にGC/MSで分析した。測定対象としたPAHsを表2に示す。

## 3 結果と考察

### 3.1 結果の概要

管理型処分場浸出水及び処理水から検出されたPAHsの濃度を表3に示した。C及びEの処理前の浸出水からは多量のPAHsが検出され、また、アルキル置換基のついたPAHsも多量検出された。しかしながら、排水処理によりPAHs濃度は低減し、ほとんどの施設の処理水からは高濃度のPAHsは検出されなかった（検出下限値140 ng /L）。



表1 管理型処分場の概要

	A		B		C		D		E		
埋立済み容積 及び内訳 <sup>a</sup>	15,000m <sup>3</sup>		100,000m <sup>3</sup>		240,000m <sup>3</sup>		180,000m <sup>3</sup>		69,000m <sup>3</sup>		
	汚泥	46%	汚泥	36%	汚泥	70%	シュレッダーダスト	57%	汚泥	49%	
	燃え殻	34%	廃プラ	26%	燃え殻	20%	無機汚泥	20%	管理型混合物	27%	
	廃プラ	4.8%	シュレッダーダスト	16%			有機汚泥	15%	ガラス・陶磁器くず	6.3%	
廃油・燃え 殻・ばいじん 埋立量	燃え殻	4,900 t	燃え殻	3,700 t	燃え殻	47,000 t	燃え殻	720 t	燃え殻	3,100 t	
	ばいじん	110 t	ばいじん	3.2 t					廃油	0.5 t	
水処理方式	凝集沈殿 生物脱窒 砂ろ過 活性炭吸着		中和 標準活性汚泥 接触酸化処理		活性汚泥 凝集沈殿		活性汚泥 凝集沈殿 活性炭吸着		加圧浮上 活性汚泥 沈殿処理		
添加薬剤	水酸化ナトリウム		炭酸ガス		塩化第二鉄溶液		メタノール LPA-A		消石灰		
	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水	
	SS <sup>c</sup>	7.8	1.6	30	54	11	0.7	2	8.8	120	93
	PAHs <sup>d</sup>	99	N.D.	350	82	140,000	N.D.	840	190	1,600	320

a 上位3品目、b 主要薬剤のみ記載、c 単位はmg/L、d 単位はng/L

PAHsは水への溶解性が非常に低いため、凝集沈殿などの水処理により、容易に水から取り除かれたと考えられ、特にSS分の低いA及びCではPAHsは検出されなかった。以後、浸出水について考察を行った。

### 3.2 埋立実績との関連

表1に示すとおり、各施設の埋立量はAで15,000m<sup>3</sup>、Bで100,000m<sup>3</sup>、Cで240,000m<sup>3</sup>、Dで180,000m<sup>3</sup>、Eで69,000m<sup>3</sup>であった。産業廃棄物のうち、PAHsが溶出すると考えられる廃油（タールピッチ）、燃え殻及びばいじんは、いずれの処分場においても最大量の埋立物ではなかったものの、燃え殻はAで4,900 t（34%）、Bで3,800 t（5.0%）、Cで47,000 t（20%）、Dで720 t（0.48%）、Eで3,100 t（4.4%）、ばいじんはA及びBでそれぞれ110 t（0.75%）及び3.2 t（0%）、タールピッチはEで0.5 t（0%）の埋立実績があった。PAHsの溶出元になり得る廃棄物の埋立量と浸出水中の総PAHs濃度については、47,000 tの燃え殻が埋立られているCの浸出水中で一番高い総PAHs（140,000 ng/L）を示した。また、Aは燃え殻の埋立量（4,900 t）がD（720 t）よりも多いものの、浸出水中の総PAHs（99 ng/L）がD（840 ng/L）よりも少なかった。このことから、燃え殻などPAHsの流出元になり得る廃棄物の埋立量と浸出水中の総PAHs濃度の間に直線性の相関は得られなかった。ばいじんやタールピッチとの関係については、これらが埋立られている施設の数が少なかったため、これらの埋立量と水中のPAHs濃度の関係は不明である。一方、PAHsは水溶解度が低く、水中ではSSとともに存在していると考えられるが、総PAHs濃度が最も高かったCのSS濃度（11 mg/L）は総PAHs濃度がCよりも80分の1程度であったEのSS濃度（120 mg/L）よりも低かった。PAHsと同

様に水溶解性が低いダイオキシンについて、SSが低いにもかかわらずダイオキシン濃度が高いときには、油分や溶存性高分子に伴って存在している可能性が言及されており<sup>3)</sup>、CにおけるPAHsの存在形態についても同様のことが考えられる。浸出水中のPAHs濃度については、埋立物の量だけではなく、SS等の共存物質や処分場内における埋立物の分布状態や処分場内での浸出水の挙動に影響されることが考えられ、埋立物から浸出水中のPAHsの濃度を推定することは困難だった。

### 3.3 PAHsの流出元の推定

一般的に環境中のPAHsの排出原因は、不完全燃焼と油漏れが原因といわれており<sup>7)</sup>、その組成から環境中のPAHsの排出元を推定する報告が数多く存在する<sup>8)-10)</sup>。本調査で対象とした5つの処分場の浸出水から検出されたPAHsについても、どのようなものに由来するかを推定するために、比較対照として使用済み潤滑油（使用済みエンジンオイル；オイル、バス使用済みディーゼルエンジンオイル；バスオイル、小型漁船使用済み；船オイル）、アスファルト、トンネル内で採取した粉塵（RD1及びRD2）、廃棄物焼却炉からの燃え殻（BA）及びばいじん（FA1～3）の分析も行った。

PAHsの発生元の推定にはPAHsの組成比が使われており<sup>7)</sup>、ここでも浸出水中のPAHsの組成比から発生元の推定を行う。各試料におけるPAHsの組成比を図1に比較対照試料の組成比を図2に示す。

図2に示されるように、ばいじん、燃え殻、道路粉塵は4員環或いはそれ以上の比較的大きなPAHsで構成されており、不完全燃焼条件下において発生するPAHs組成の一般的な傾向と一致していた<sup>7) 11) 12)</sup>。バス使用済みエンジン

表2 測定対象物質

2員環	Naphthalene (Na), Biphenyl (BiP)
3員環	Acenaphthylene (Acl), Acenaphthene (Act), Fluorene (Fl), Phenanthrene (Ph), Anthracene (An)
4員環	Fluoranthene (Flt), Pyrene (Py), 11-Benzo(b)fluorene (11B(b)F), Benzo(c)phenanthrene (B(c)P), Benz(a)anthracene (B(a)A), Chrysene + Triphenylene (Ch + TrP)
5員環以上	Benzo(b)fluoranthene + Benzo(j)fluoranthene + Benzo(k)fluoranthene (BF), Benzo(a)pyrene (B(a)P), Benzo(e)pyrene (B(e)P), Perylene (Per), Indeno(1,2,3-cd)pyrene (InP), Benzo(ghi)perylene (BPer), Dibenzo(a,h)anthracene (DBA), Dibenzo(a,h)pyrene + Dibenzo(a,i)pyrene + Dibenzo(a,l)pyrene (DBP)
アルキル化ナフタレン	1-Methylnaphthalene (1MNa), 2-Methylnaphthalene (2MNa), 1,5-Dimethylnaphthalene (1,5DMNa), 1,7-Dimethylnaphthalene (1,7DMNa), 2,3-Dimethylnaphthalene (2,3DMNa), 2,6-Dimethylnaphthalene (2,6DMNa), 2,7-Dimethylnaphthalene (2,7DMNa), 2-Ethylnaphthalene (2ENa)
アルキル化PAHs	1-Methylphenanthrene (1MPh), 3,6-Dimethylphenanthrene (3,6DMPh), 1-Methylanthracene (1MA), 2,3-Dimethylanthracene (2,3DMA), Retene (Ret), 1-Methylpyrene (1MPy), 7,12-Dimethylbenz(a)anthracene (7,12DMB(a)A), 3-Methylcholanthrene (3MCho)

( )内は略称

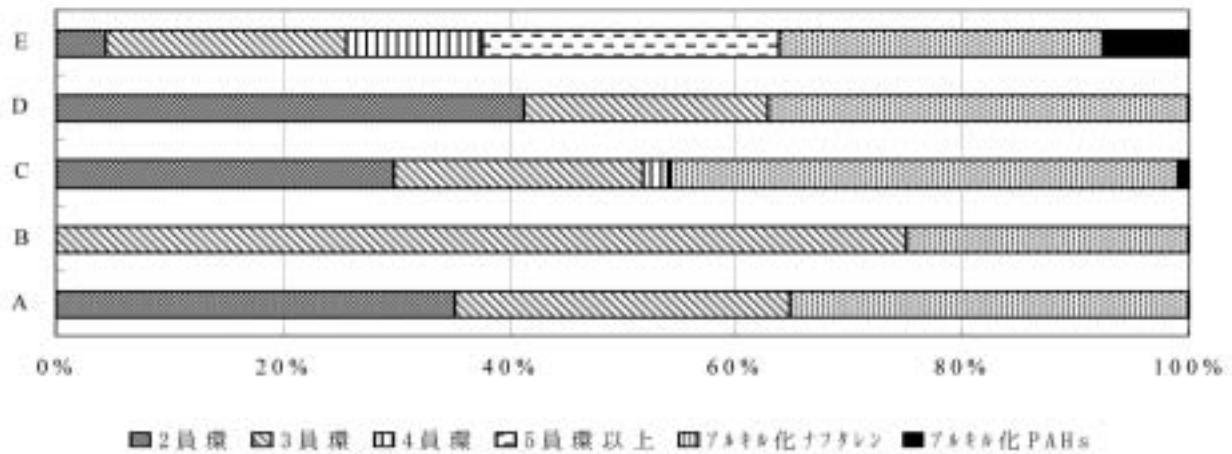


図1 浸出水中のPAHs組成

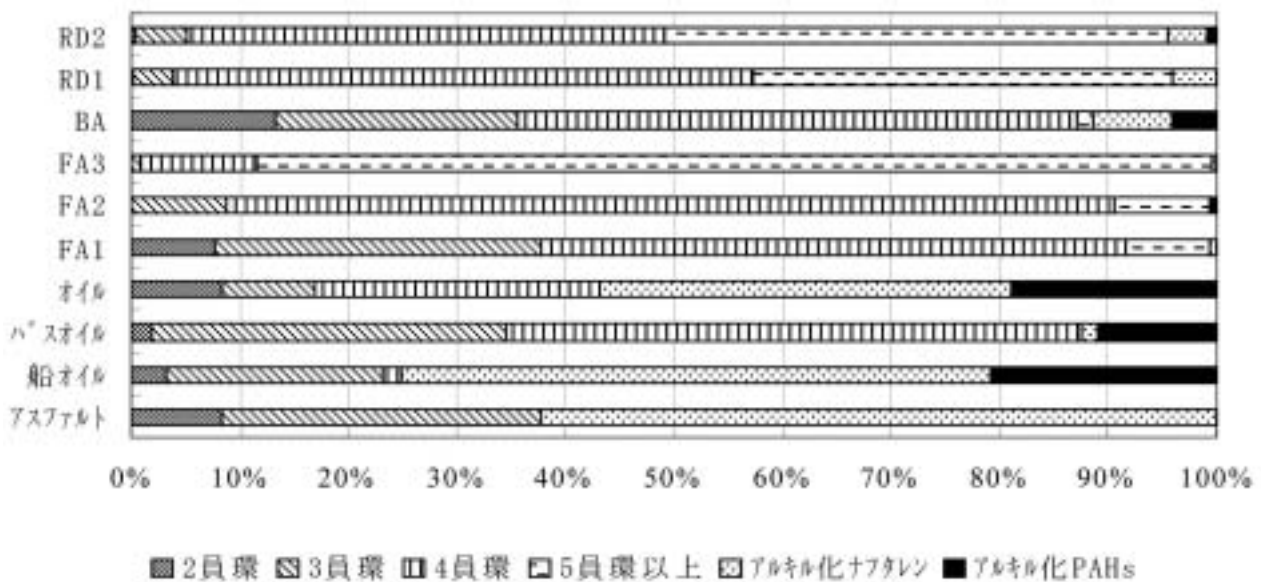


図2 廃棄物中のPAHs組成

オイルを除く使用済みの潤滑油からは、燃料に含まれるPAHs組成の一般的な傾向<sup>7)</sup>と同様に分子量の小さいアルキル置換体が主要なPAHsであった。未使用のエンジンオ

イルからは本来PAHsは検出されないものの使用に伴い燃料がエンジンオイルに混入することが知られていることから<sup>13), 14)</sup>、これらの使用済みエンジンオイルから検出された

PAHsはエンジンオイルに混入した燃料由来のものと考えられた。一方、バス使用済みオイルについては、分子量の大きいPAHsが高い比率で検出された。エンジンオイルは、使用当初においては、分子量が小さいアルキル置換体が主に検出されるが、使用に伴って不完全燃焼由来の分子量の大きいPAHsが検出されるようになることから<sup>13)</sup>、ここでのバス使用済みオイルについても長距離の使用により分子量の大きいPAHsがエンジンオイルに混入したものと考えられる。以上のことから、使用済みエンジンオイルについては、使用状況により燃料由来と燃焼由来のいずれのPAHsも検出される。

浸出水試料については、A～Dについては、分子量の小さいPAHsやアルキル基のついたPAHsの組成比が高いが、Eについては分子量の大きいPAHsの組成比も高くなっている。

A～Dについては、使用済み潤滑油中に含まれるPAHs組成と似ていることから、潤滑油に混入した燃料が主なPAHs溶出元と考えられる。これらの施設では廃油の埋立て実績はないものの、PAHsの検出濃度が低いAを除いた3施設では、PAHsの検出が確認されたシュレッダーダスト<sup>6)</sup>の埋立て実績があり、これらに残存した廃油中の燃料が溶出元と考えられる。SSが11 mg/Lと他の施設と比べ極めて高いとはいえないにも関わらず、140,000 ng/Lと極めて高い濃度のPAHsが検出されたCについては、浸出水中の油分あるいは溶存性高分子の濃度が高く、埋立物に混入した燃料油由来のPAHsが高濃度で検出されたと考えられる。Cについては、検出されたPAHsの物質数は多いものの、ほとんどが燃料由来と思われるものだった。一方、Eにおいては、他の4施設と同様に汚泥及び燃え殻の埋立実績があるほか、タールピッチも埋立てられ、燃料由来のPAHsだけではなく、燃焼由来のPAHsも検出された。EにおけるSSは120 mg/Lで、他の4施設よりも非常に高く、このSSに付着して多種類のPAHsがこの施設における浸出水から検出されたと考えられるものの、不完全燃焼由来のPAHsの溶出元として、一般的にいわれているばいじんや燃え殻だけではなく、長距離運転を行った使用済みエンジンオイルも挙げられ、PAHs組成に主に寄与している埋立物の特定は困難であった。

#### 4 結論

今回対象とした管理型処分場では、浸出水から高濃度のPAHsが検出された施設があったが、排水処理により、放流水中に含まれるPAHsの濃度は低減した。また、浸出水中に含まれるPAHsの組成から、廃油の埋立を行っていない処分場A～Dにおいても、廃油が混入している可能性が示唆された。

#### 参考文献

- 1) Asakura H., Matsuo T. and Tanaka N.; Behavior of endocrine-disrupting chemicals in leachate from MSW landfill sites in Japan, *Waste Manag.*, 24, pp 613-612, 2004
- 2) 庄司良, 酒井康行, 迫田章義, 山田正人, 毛利紫乃, 安原昭夫, 井上雄三; バイオアッセイを活用する廃棄物最終処分場浸出水の毒性原因物質の推定, *水環境学会誌*, Vol. 26, pp 643-648, 2003
- 3) 川越保徳; 廃棄物処分場浸出水で検出される環境ホルモン物質とエストロゲン様活性, *用水と廃水*, Vol. 44, pp 61-67, 2002
- 4) 山田和哉, 浦瀬太郎, 松尾友矩, 浦木規之; 異なる形式の廃棄物処分場の浸出水中の微量有機成分の計測とその浸出処理過程での挙動, *水環境学会誌*, Vol. 22, p 40-45, 1999
- 5) 環境庁環境保健部環境安全課, 「化学と環境 平成10年度 化学物質分析法開発調査報告書(その2)」 pp 1-70, 平成12年1月
- 6) 独立行政法人国立環境研究所, 「国立環境研究所特別研究報告 廃棄物埋立処分における有害物質の挙動解明に関する研究(特別研究)平成10～12年度」 pp 8, 平成13年9月
- 7) Irwin R. J. and National Park Service; ENVIRONMENTAL CONTAMINANTS ENCYCLOPEDIA PAHS ENTRY, National Park Service, Colorado, 1997 <http://www.nature.nps.gov/hazardssafety/toxic/pahs.pdf>
- 8) Mai B. X., Fu J. M., Sheng G. Y., Kang Y. H., Lin Z., Zhang G., Min Y. S. and Zeng E. Y.; Chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine and estuarine sediments from Pearl River Delta, China, *Environ. Pollut.*, 117, pp 457-474, 2002, Mai B., Qi S., Zeng E. Y., Yang Q., Zhang G., Peng P. and Wang Z.; Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Coastal Region off Macao, China: Assessment of Input Sources and Transport Pathways Using Compositional Analysis, *Environ. Sci. Technol.*, 37, pp 4855-4863, 2003
- 9) Harrison R. M., Smith D. J. T. and Luhana L.; Source Apportionment of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Collected from an Urban Location in Birmingham, U.K., *Environ. Sci. Technol.*, 30, pp 825-832, 1996
- 10) Ohura, T., Amagai, T., Fusaya M. and Matsushita H.; Spatial Distributions and Profiles of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Two Industrial



- Cites in Japan, Environ. Sci. Technol., 38, pp 49-55, 2004
- 11) Lee W. J., Liow M. C., Tsai P. J. and Hsieh L.T.; Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from medical waste incinerators, Atmos. Environ., 36, pp 781-790, 2002
  - 12) 小田淳子；トンネル大気中の多環芳香族炭化水素類から推定される移動発生源の寄与，吉備国際大学政策マネジメント学部研究紀要，創刊号，pp 49-57, 2005
  - 13) Pruell R.I. and Quinn J.G.; Accumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Crankcase Oil, Environ. Pollut., 49, pp 89-97, 1988
  - 14) Agency for Toxic Substances and Disease Registry; Toxicological Profile for Used Mineral-Based Crankcase oil, 1997, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp102-c1.pdf>

#### Discussion on PAHs in Leachates

Ruriko Tahara, Hiroaki Ohara, Toshiaki Nakajima

#### Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in leachates that were collected before and after wastewater treatment at five controlled landfill sites in Hokkaido were determined. As the result, the followings became clear; (1) PAHs concentrations decreased significantly after water treatment, (2) Dominant PAHs in four leachates before treatment were thought as ones from fuel oil, (3) PAHs in the other leachate before treatment would come from both oil and combustion product emitted from such as incinerators and vehicles.

表3 各地点におけるPAHs濃度

単位；ng/L

	A		B		C		D		E	
	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水	浸出水	処理水
Na	35	N.D.	N.D.	N.D.	38000	N.D.	350	35	23	41
BiP	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	4300	N.D.	N.D.	N.D.	46	N.D.
2員環合計	35	0	0	0	42000	0	350	35	69	41
Acl	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	23	N.D.
Act	N.D.	N.D.	64	N.D.	25000	N.D.	29	N.D.	41	81
Fl	N.D.	N.D.	93	N.D.	1900	N.D.	70	46	70	N.D.
Ph	29	N.D.	70	41	4100	N.D.	81	29	170	200
An	N.D.	N.D.	35	N.D.	700	N.D.	N.D.	N.D.	35	N.D.
3員環合計	29	0	260	41	32000	0	180	75	340	280
Flt	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1000	N.D.	N.D.	N.D.	35	N.D.
Py	N.D.	N.D.	N.D.	41	810	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
11B(b)F	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	49	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
B(c)P	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	58	N.D.	N.D.	N.D.	64	N.D.
B(a)A	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	430	N.D.	N.D.	N.D.	70	N.D.
Ch+TrP	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	520	N.D.	N.D.	N.D.	23	N.D.
4員環合計	0	0	0	41	2900	0	0	0	190	0
BF	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	170	N.D.	N.D.	N.D.	29	N.D.
B(e)P	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	29	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
B(a)P	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	99	N.D.	N.D.	N.D.	58	N.D.
Per	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
InP	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	81	N.D.
Bper	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	81	N.D.
DBA	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	70	N.D.
DBP	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	99	N.D.
5員環以上合計	0	0	0	0	300	0	0	0	420	0
1MNa	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	11000	N.D.	61	N.D.	46	N.D.
2MNa	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	15000	N.D.	72	N.D.	67	N.D.
1,5DMNa	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1400	N.D.	N.D.	N.D.	29	N.D.
1,7DMNa	N.D.	N.D.	35	N.D.	5800	N.D.	35	N.D.	100	N.D.
1,8DMNa	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	67	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2,3DMNa	N.D.	N.D.	23	N.D.	2600	N.D.	N.D.	N.D.	46	N.D.
2,6DMNa	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	4300	N.D.	N.D.	N.D.	35	N.D.
2,7DMNa	N.D.	N.D.	29	N.D.	4900	N.D.	N.D.	N.D.	75	N.D.
2ENa	35	N.D.	N.D.	N.D.	18000	N.D.	140	52	52	N.D.
アルキル化ナフタレン合計	35	0	87	0	63000	0	310	52	450	0
1MPh	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	350	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3,6DMPh	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	120	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
1MAn	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	750	N.D.	N.D.	N.D.	23	N.D.
2,3DMAAn	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	87	N.D.	N.D.	26	N.D.	N.D.
Ret	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
1MPy	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	150	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
3MCho	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	99	N.D.
アルキル化PAHs合計	0	0	0	0	1500	0	0	26	120	0
全濃度	99	0	350	82	140000	0	840	190	1600	320

# 酸性化モニタリングのための湖沼調査

阿賀 裕英

## 要 約

湖沼酸性化の早期発見を目的としたモニタリング対象湖沼を検出するため、道内7湖沼の水質について概況調査を行った。その結果、酸緩衝能に乏しいうえ、イオン濃度が低くて酸性雨の影響を判別しやすい湖沼として、登別市の橋湖と鹿追町の駒止湖の2湖沼を見出した。これら2湖沼の酸緩衝能は、現在、酸性化モニタリングを行っている蘭越町のコックリ湖や、環境省が酸性化モニタリングを行っている湖沼の中でも特に酸緩衝能の低い3湖沼と同等であり、酸性化モニタリングを行う必要性が認められた。

**Key words:** 酸性雨、湖沼、酸緩衝能、橋湖、駒止湖、国立公園

## 1 はじめに

酸性雨による湖沼の酸性化については、1960年代頃から北欧や北米地域で深刻な被害が頻発した。一方、日本では、少なくとも1983年度から2002年度の20年にわたり、欧米と同程度かそれ以上の酸性雨が降り続けているが<sup>1)</sup> (平均pHは全国4.77に対し、北海道では札幌4.82、野幌4.90、利尻4.89、落石岬4.89と若干高い<sup>2)</sup>)、顕著な被害例は今のところ報告されていない。これは一般に、日本の土壤の酸緩衝能、ひいては湖沼の酸緩衝能が比較的大きいためと考えられている。しかし一部には酸緩衝能に乏しい湖沼も存在し、今後、東アジア諸国の経済発展に伴い、酸性雨原因物質排出量の増加も予想されることから、影響が顕在化する可能性もある。そのため、湖沼酸性化の早期発見、早期対策に備えて酸緩衝能に乏しい湖沼をモニタリングしておく必要がある。

陸水の酸緩衝能として代表的な指標はアルカリ度で、これが0.200meq/l以下の陸水は酸性雨に対する感受性が高いと報告されている<sup>3)</sup>。当センターでは現在、アルカリ度が0.030meq/l前後しかない蘭越町のコックリ湖(ニセコ積丹小樽海岸国立公園に属する)でモニタリングを行っており、酸性化の兆候が疑われるデータが得られつつあることのほか<sup>4)</sup>、道内には他にも酸緩衝能に乏しい湖沼が潜在している可能性があることを報告してきた<sup>5,6)</sup>。このため、筆者は湖沼概況調査を実施し、新たに酸緩衝能に乏しい2湖沼を見出したので、環境省がモニタリングを行っている湖沼との比較も交えて概説する。

## 2 調査対象湖沼の選出と概要

酸緩衝能に乏しい湖沼の探索にあたっては、調査対象湖沼として以下の3事項に着目し、7湖沼を選出した。

- ① 文献<sup>7)</sup>や過去の調査データ等から、アルカリ度が低いこと。アルカリ度のデータがない場合は、pHが低いこと(pHが低いと、一般にアルカリ度も低い)。
- ② 集水域土壤の酸緩衝能が低いとみられること。
- ③ 山岳地帯にあること(耐性の低い土壤が分布することが多く、土壤層厚も薄いため、陸水の酸緩衝能も小さいことが多い<sup>8)</sup>)。

以下に、選出した7湖沼の概要を記す。

### オコタンペ湖

千歳市西部、恵庭岳の西隣に位置し、支笏洞爺国立公園の特別保護地区に指定されている。標高599m、最大水深21.0m、面積0.40km<sup>2</sup>の淡水湖である。流入河川は複数見られ、流出河川はオコタンペ川の本川である<sup>7,9)</sup>。

集水域の表層地質は主に安山岩質岩石からなり、土壤は暗色系褐色森林土-ポドゾル化土壤からなる<sup>10)</sup>。これら土壤の耐酸性区分は、6段階でそれぞれ4番目、3番目の弱さに分類される<sup>11)</sup>ことから、集水域土壤の酸緩衝能は中程度であるとみられる。

しかしながら、湖水のpHは1986年のデータで6.0と低く<sup>7)</sup>、湖水の酸緩衝能は低いと予想される。

魚類は、放流魚のヒメマスが生息するほか、サケとヒメマスの交雑種の移植放流も試みられた記録がある<sup>12)</sup>。

### 新中野ダム

函館市西部の亀田川上流部に設けられた総貯水量334万



m<sup>3</sup>、湛水面積0.18km<sup>2</sup>、利用水深24.6mの多目的ダムである<sup>13)</sup>。

集水域の表層地質は火山角礫岩、凝灰角礫岩からなり、土壌はくろぼく土からなる<sup>14)</sup>。くろぼく土の耐酸性区分は6段階で5番目の弱さに分類される<sup>11)</sup>ことから、集水域土壌の酸緩衝能は高めであるとみられる。

しかしながら、湖水のpH、アルカリ度は、1994年のデータ<sup>15)</sup>でそれぞれ6.98、0.102meq/l、1999年のデータ<sup>16)</sup>でそれぞれ7.0、0.129meq/lと、アルカリ度が低い。

魚類は未確認である。

#### 笹流ダム

函館市西部の亀田川支流、笹流川に設けられた総貯水量60万6千m<sup>3</sup>、湛水面積0.076km<sup>2</sup>、利用水深13.6mの多目的ダムである<sup>13)</sup>。

集水域の表層地質は泥岩からなり、土壌は新中野ダムと同様である<sup>14)</sup>ことから、集水域土壌の酸緩衝能は高めであるとみられる。

しかしながら、湖水のpH、アルカリ度は、1992年のデータ<sup>17)</sup>でそれぞれ7.1、0.045meq/l、1997年のデータ<sup>18)</sup>でそれぞれ6.7、0.093meq/lと、アルカリ度がかなり低い。

魚類は未確認である。

#### 真簾沼

札幌市南東部の空沼岳中腹に位置し、支笏洞爺国立公園に属する標高1060m、面積0.08km<sup>2</sup>の小さな淡水湖である<sup>19)</sup>。

集水域の表層地質は安山岩質岩石からなり、土壌はオコタンベ湖と同様である<sup>10)</sup>ことから、集水域土壌の酸緩衝能は中程度であるとみられる。

魚類は未確認である。

#### 万計沼

同じく空沼岳中腹に位置し、支笏洞爺国立公園に属する標高910m、面積0.03km<sup>2</sup>の小さな淡水湖である。流出河川は万計沢川の一本が存在する<sup>19)</sup>。

集水域の表層地質、土壌は、真簾沼と同様であり<sup>10)</sup>、集水域土壌の酸緩衝能は中程度であるとみられる。

魚類はオショロコマが生息している<sup>20)</sup>。

#### 橋湖

登別市の北東に位置し、支笏洞爺国立公園に属するとともに、日本では珍しい私有湖となっている。標高400m、水深(最大13.8m、平均6.0m)、面積0.07km<sup>2</sup>の小さな淡水湖で<sup>19)</sup> 流入・流出河川はない。

集水域の表層地質は安山岩質岩石からなり、土壌は褐色森林土-粗粒火山放出物未熟土壌からなる<sup>10)</sup>。これら土壌の耐酸性区分は、6段階でそれぞれ3番目、2番目の弱さに分類される<sup>11)</sup>ことから、集水域土壌の酸緩衝能は低めで

あるとみられる。

魚類はニジマス、ヒメマス、鯉が生息している<sup>21,22)</sup>。

#### 駒止湖

鹿追町の北東に位置し、大雪山国立公園に属する。標高855m、水深(最大5.0m、平均1.6m)、面積0.04km<sup>2</sup>の小さな淡水湖で、流入・流出河川はない<sup>7)</sup>。

集水域の表層地質は安山岩質岩石からなり、土壌は高山性岩屑土壌-岩石地からなる<sup>23)</sup>。高山性岩屑土の耐酸性区分は6段階で最弱に分類され<sup>11)</sup>、岩石地の酸緩衝能はそれより低いとみなせることから、集水域土壌の酸緩衝能は非常に低いとみられる。

湖水のpHは、1983年および1985年のデータから5.7~6.2と低い。また、魚類は生息していない<sup>7)</sup>。

### 3 調査方法

各湖沼の調査実施日を表-1、調査地点を図-1に示す。オコタンベ湖については、北東部にある最深地点(地点1)、南部(地点2)、西岸中央部の最大流入河川(地点3)の3地点について調査を行った。また、新中野ダムについては流入河川水(地点1)を、その他の湖沼は湖岸から表層水(全て地点1と標記)を採取した。採水後、直ちに水温、電気伝導度(以後、ECと略記)、pHを測定した。

表-1 調査実施日

湖沼名	調査実施日
オコタンベ湖	2002年10月24日
新中野ダム	2002年5月21日
笹流ダム	2002年5月21日
真簾沼	2002年9月16日
万計沼	2002年9月16日
橋湖	2002年11月10日
	2003年11月1日
	2005年6月4日
	2006年5月13日
駒止湖	2006年9月26日

アルカリ度測定用以外の試水はガラス繊維濾紙(Whatman,GF/F)を用いて濾過を行って実験室に持ち帰り、溶存金属分析用の試水はさらに硝酸酸性として分析に供した。クロロフィル-a(以後、Chl-aと略記)の測定は、現地で試水100mlを濾過したガラス繊維濾紙(Whatman,GF/F)を持ち帰り、分析に供した。アルカリ度は硫酸滴定、Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>,Ca<sup>2+</sup>,Mg<sup>2+</sup>は原子吸光光度法、溶存態アルミニウム(以後、D-Alと略記)は電気加熱原子吸光光度法、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,NO<sub>2</sub><sup>-</sup>,NH<sub>4</sub><sup>+</sup>,リン酸態リン(以後、PO<sub>4</sub>-Pと略記)はそれぞれカドミウム-銅カラム法、ジアゾ化法、インドフェノール法、モリブデン青法、SiO<sub>2</sub>はモリブデン青法、溶存有機態炭素(以後、DOCと略記)は燃焼-非

調査結果を、2004年のコックリ湖の調査データ、および過去の文献値が存在するものについてはそれらも合わせて表-2に示した。

#### 4.1 オコタンベ湖、新中野ダム、笹流ダム

オコタンベ湖は2002年の調査で、pHが流入河川（地点3）も含めて6.00~6.08と低く、アルカリ度は地点1の深層（20m）を除いて0.050meq/l以下と極めて低かった。また、 $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度は日本の降水中平均濃度（2.64mg/l、 $19.2 \mu\text{mol/l}=1.84\text{mg/l}$ ）<sup>24, 25)</sup>と比較して39.51~46.27mg/lと非常に高かった。

水質の文献値は1930年からのデータがあり、1930年における地点4の表層水においても46.29mg/lの $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度が観測され、1931年の地点1や地点5のpHは、2002年よりかなり低い4.9~5.0が観測されている。オコタンベ湖の東に隣接する恵庭岳は活火山であることから、水源が火山性の温泉等による影響を受けているものとみられる。

また、各調査で地点の違いは一部見られるが、一連のデータから、pHやアルカリ度が高くなっていく傾向と同時に、栄養塩（ $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ ）、Chl-a、CODの増加や透明度の低下傾向も認められ、酸性化が緩和し、生物生産活性が高まっていることも伺えた。

新中野ダム流入河川や笹流ダムは、2002年の調査でpHがそれぞれ6.59、6.15と低めで、アルカリ度がそれぞれ0.118meq/l、0.058 meq/lと笹流ダムで特に低かった。また、 $\text{SO}_4^{2-}$ 濃度はともに18mg/l以上とかなり高かった。新中野ダムの上流域には、かつて赤沼鉱山（褐鉄鉱）が操業していたほか、これらのダムの上流域周辺には、硫黄鉱床の生成に関係あると思われる変質帯が認められる雁皮山や庄司山があることから<sup>26)</sup>、水源がこれら地質の影響を受けているものと推測される。

以上の3湖沼については、酸性雨の主要成分である $\text{SO}_4^{2-}$ が、温泉や鉱山等による影響を受けている可能性が高いことから、酸性雨による影響を効果的にモニタリングすることは

難しいと判断された。

#### 4.2 真簾沼、万計沼

真簾沼はアルカリ度が0.180meq/lで、前記した酸性雨に対する感受性の判断基準値0.200meq/lを若干下回るが、調査した湖沼の中では高い方であり、pHは7を上回ってい

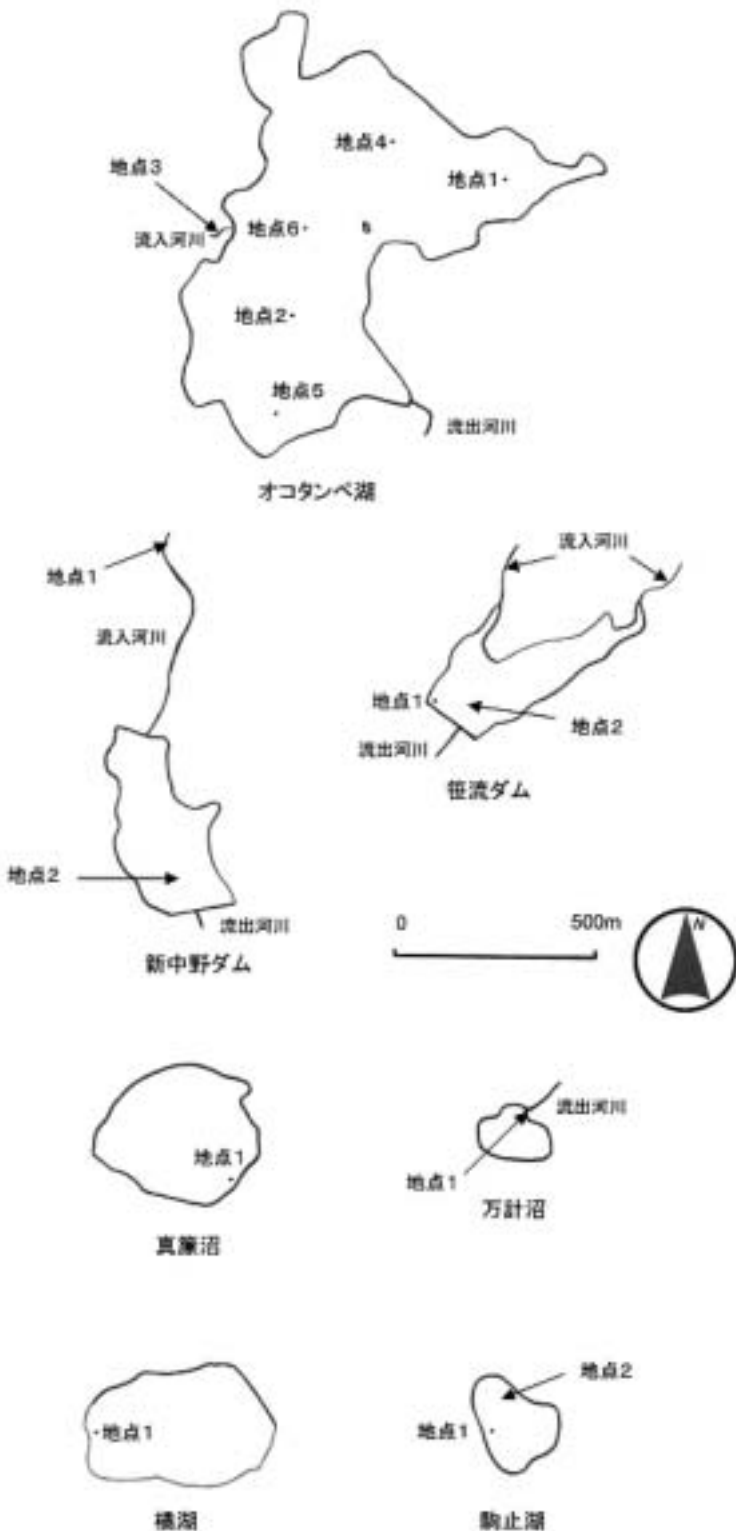


図1 各湖沼の調査地点図

分散形赤外線ガス分析法、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ はイオンクロマトグラフ法、Chl-aはメタノール抽出-蛍光光度法により測定した。

## 4 結果と考察

表一 2 湖沼調査結果

市町村名	湖沼名	年月日	地点名 (水深/m)	透明度 (m)	水温 (℃)	pH	EC ( $\mu\text{S}/\text{m}$ )	7日移動 (meq/l)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Chl-a ( $\mu\text{g}/\text{l}$ )	DOC (mg/l)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	D-Al (mg/l)	COD (mg/l)	SiO <sub>2</sub> (mg/l)	備考		
蘭越町	コックリ湖	2004/5/27	最深地点(0)	—	18.0	6.04	5.04	0.025	4.02	0.38	10.51	<0.01	5.99	0.52	0.97	0.86	1.76	1.23	<0.01	<0.001	0.01	—	1.89	—		
		2004/8/24	最深地点(0)	—	21.6	5.93	4.79	0.026	3.77	<0.04	10.13	<0.01	5.81	0.57	0.88	0.77	1.56	1.98	<0.01	<0.001	0.01	—	0.51	—		
		2004/11/24	最深地点(0)	—	4.8	6.05	5.09	0.017	4.10	<0.04	11.92	<0.01	6.89	0.61	0.92	0.87	6.04	1.79	<0.01	<0.001	<0.01	—	1.55	—		
千歳市	オコタンベ湖	1930/9/21	地点4(0)	—	15.3	≤5.40	—	—	46.20 <sup>注4</sup>	—	5.40	0.07 <sup>注3</sup>	—	—	11.33 <sup>注1</sup>	2.73 <sup>注2</sup>	—	—	—	0.002 <sup>注5</sup>	—	—	—	19.0	文庫より引用	
			地点4(19)	—	11.5	≤5.40	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.002 <sup>注5</sup>	—	—	—	13.5	—	
			地点3	—	10.4	5.50	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.001 <sup>注5</sup>	—	—	—	22.0	—	
		1931/8/31	地点1(0)	—	17.8	5.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.004 <sup>注5</sup>	—	—	—	16.5	文庫より引用	
			地点1(21)	—	10.5	5.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.003 <sup>注5</sup>	—	—	—	14.7	—	
			地点5(0)	—	17.3	4.9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.24	—	—	
函館市	新中野ダム	1973/10/9	地点6(0)	11.2	12.3	5.35	—	0.024 <sup>注6</sup>	37.33	0.35	7.40	<0.01	—	—	13.28	—	—	—	—	0.007	—	—	0.24	19.8	文庫より引用	
			地点6(10)	—	11.8	5.35	—	0.024 <sup>注6</sup>	37.42	0.09	7.61	<0.01	—	—	13.57	—	—	—	—	0.001	—	—	0.5	19.6	—	
		1986/7/28	地点1(0)	7.0	—	6.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.7	—	—	—	—	0.5	—	文庫より引用	
			地点2(0)	7.0	—	6.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.6	—	—	—	—	1.5 <sup>注6</sup>	—	—	
		2002/10/24	地点1(0)	5.6	10.1	6.04	12.90	0.049	46.27	0.75	2.57	0.02	3.95	0.48	3.95	0.48	13.81	2.27	0.98 <sup>注6</sup>	0.64	0.02	0.005	0.02	1.8 <sup>注6</sup>	21.7	—
			地点1(20)	—	8.4	6.08	13.68	0.131	45.43	0.29	2.77	0.28	4.01	0.50	4.01	0.50	15.32	2.52	0.80 <sup>注6</sup>	0.90	0.02	0.005	0.03	1.9 <sup>注6</sup>	19.9	—
			地点2(0)	5.2	10.0	6.06	12.81	0.046	46.13	0.77	2.55	0.02	3.95	0.49	3.95	0.49	14.17	2.40	1.10 <sup>注6</sup>	0.70	0.02	0.007	0.02	<0.5 <sup>注6</sup>	21.1	—
			地点3	—	7.6	6.00	11.32	0.038	39.51	1.23	2.46	<0.01	3.78	0.47	3.78	0.47	11.63	2.17	—	0.41	0.03	0.009	0.06	1.2	23.41	—
		1994/9/8	地点2(0)	4.4	19.5	6.98	9.60	0.102	—	<0.02	8	0.06	—	—	—	—	—	—	0.67	—	<0.02	<0.003	—	1.2	27.0	文庫より引用
			地点1	—	18.9	7.03	9.86	0.046	—	<0.02	7	0.01	—	—	—	—	—	—	1.1	—	<0.02	<0.003	—	1.3	28.7	—
1999/8/23	地点2(0)	3.00	18.4	7.0	6.69	0.129	—	0.35	4	0.17	—	—	—	—	—	—	—	<0.02	0.007	—	3.3	12	文庫より引用			
函館市	笹尾ダム		地点1	—	15.1	6.9	6.94	0.134	—	0.62	4	0.12	—	—	—	—	—	—	—	<0.02	<0.003	—	—	11	—	
		2002/5/21	地点1	—	9.8	6.59	7.45	0.118	18.55	0.33	4.46	<0.01	4.84	0.84	0.84	4.99	1.32	—	0.76	0.02	0.013	0.17	0.6	27.1	—	
		1992/6/23	地点2(0)	6.8	19.2	7.1	6.8	0.045	—	0.10	9.1	0.05	—	—	—	—	—	0.48	—	<0.01	<0.001	—	1.0	17.1	文庫より引用	
			地点2(10)	—	14.7	7.1	6.8	0.076	—	0.38	7.8	0.05	—	—	—	—	—	0.50	—	<0.01	<0.001	—	2.0	16.4	—	
		1997/10/27	地点2(0)	2.0	9.9	6.7	4.54	0.093	11.0	0.31	7	<0.06	—	—	—	—	—	0.43	—	<0.02	<0.003	—	1.9	15	文庫より引用	
			地点2(10)	—	9.5	7.1	4.52	0.093	11.2	0.35	7	<0.06	—	—	—	—	—	0.36	—	<0.02	<0.003	—	—	15	—	
		2002/5/21	地点1(0)	—	13.6	6.15	7.45	0.058	18.08	0.31	6.28	<0.01	5.48	0.90	5.48	0.90	4.18	1.38	—	0.52	0.02	0.006	<0.01	3.09	19.5	—
		2002/9/16	地点1	—	15.8	7.30	2.87	0.180	1.48	0.15	2.13	<0.01	2.10	0.38	2.10	0.38	2.37	0.54	2.83	1.46	<0.01	0.001	0.02	0.55	9.46	—
		2002/9/16	地点1	—	11.2	8.36	4.95	0.347	1.59	0.60	2.61	<0.01	3.02	0.79	3.02	0.79	4.27	1.04	2.10	0.49	<0.01	0.002	<0.01	—	19.9	—
		2002/11/10	地点1(0)	—	4.5	6.61	1.94	0.045	2.08	0.09	2.90	0.02	1.98	0.28	1.98	0.28	0.68	0.25	1.11	<0.01	0.002	<0.01	—	2.49	—	
2003/11/1	地点1(0)	—	11.6	6.76	1.79	0.035	1.98	0.04	2.70	<0.01	1.90	0.27	1.90	0.27	0.67	0.25	1.79	1.24	<0.01	0.001	<0.01	—	1.96	—		
2005/6/4	地点1(0)	—	13.4	6.27	2.06	0.025	2.38	0.30	3.39	0.02	2.12	0.27	2.12	0.27	0.75	0.29	1.17	1.01	<0.01	<0.001	<0.01	—	1.74	—		
1983/7/17	地点1(0)	—	10.4	6.09	2.09	0.031	2.25	0.25	3.20	0.05	2.44	0.32	2.44	0.32	0.77	0.34	1.31	0.85	<0.01	<0.001	<0.01	2.9	0.09	文庫より引用		
1985/10/8	地点2(0)	3.3	—	5.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.4	—	—	—	—	—	—	文庫より引用		
2006/9/26	地点2(0)	>4.0	—	6.2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.5	—	—	—	—	—	—	文庫より引用		
2006/9/26	地点1(0)	—	16.0	5.81	1.13	0.017	2.11	<0.04	1.03	0.02	0.77	0.27	0.77	0.27	0.71	0.16	0.27	1.60	<0.01	<0.001	0.05	—	1.52	—		

—はデータなし

注1) 文献のCaO換算値をCa<sup>2+</sup>値に換算  
 注2) 文献のMgO換算値をMg<sup>2+</sup>値に換算  
 注3) 文献のNH3換算値をNH<sub>4</sub><sup>+</sup>値に換算  
 注4) 文献のSO3換算値をSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>値に換算

注5) 文献のP2O5換算値をPO<sub>4</sub>-P値に換算  
 注6) 文献の総アルカリ度 (CaCO<sub>3</sub> ppm) をアルカリ度 (meq/l) に換算

表一3 平成16年度 酸性雨陸水モニタリング調査 集計表 (年平均値) 30 より主要部分抜粋  
陸水モニタリング

県名	湖沼名	地点名	年4回必須項目													年1回必須項目					年1回選択項目	
			水温 (°C)	pH	EC (mS/m)	アルカリ度 (meq/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Na <sup>+</sup> (mg/L)	K <sup>+</sup> (mg/L)	Ca <sup>2+</sup> (mg/L)	Mg <sup>2+</sup> (mg/L)	Chl-a (μg/L)	DOC (mg/L)	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	Al <sup>3+</sup> (mg/L)	COD (mg/L)		
山形県	今神御池	湖心表層	18.7	6.5	4.1	0.066	3.9	<0.1*	6.9	<0.03**	5.3	0.42	0.57	2.5	-	<0.01**	<0.05**	0.04*	2.9**			
栃木県	刈込湖	湖心表層	15.9	6.8	3.1	0.14	5.68	0.39	0.72	<0.10**	2.93	0.52	2.17	4.7	1.64	<0.10**	<0.015**	-	-			
長野県	雄池・雌池 (双子池)	雄池表層*3	15.0	7.03	1.85	0.115	1.48	0.90	0.42	<0.02**	1.05	0.25	2.07	0.27	1.00	0.006	<0.003**	0.018	1.23			
		雌池表層*3	17.1	5.75	0.684	0.022	1.25	<0.05**	0.39	<0.02**	0.30	0.16	0.36	0.09	1.04	1.35	<0.001**	<0.003**	0.027	2.06		
新潟県	山居池	湖心表層	15.3	6.88	8.80	0.114	4.54	<0.03**	18.76	<0.01**	11.81	1.20	1.70	9.0	1.6	<0.02**	<0.03**	<0.01**	-			
石川県	大島池	湖心表層	18.2	6.44	4.20	0.116	1.47	0.18	6.78	<0.05**	4.48	0.97	1.31	17.65	1.84	<0.10**	<0.03**	<0.02**	4.53			
福井県	夜叉ヶ池	湖心表層	17.9	5.32	1.83	0.022	1.70	0.59	2.67	0.04	1.60	0.37	0.52	25.8	1.2*	<0.01**	0.003	0.05	3.0			
岐阜県	伊自良湖	湖心表層	18.7	7.17	4.05	0.145	4.79	1.88	2.34	0.12	2.15	0.23	2.71	2.4	1.1	<0.02**	<0.03**	-	-			
京都市	沢の池	池中央部表層	17.4	5.70	1.70	0.021	1.43	<0.06**	2.86	<0.04**	1.51	0.19	0.50	2.1	1.9	<0.03**	<0.05**	0.085	1.7			
香川県	永富池	湖心表層	16.6	7.11	8.37	0.40	7.51	2.41	5.28	0.07	6.95	0.85	6.52	6	-	0.01	<0.01**	0.037	4.0			
島根県	蟠竜湖	N0.2(湖心)表層	19.2	7.10	10.7	0.165	3.96	0.160	23.0	0.05	14.0	1.84	1.05	3.6	3.3	<0.003**	<0.003**	0.02	4.8			
		N0.3 表層	19.0	6.95	10.6	0.170	4.11	0.143	22.7	0.04	13.6	1.81	1.08	1.64	3.2	<0.003**	<0.003**	0.01	4.5			
山口県	山の口ダム	湖心表層	18.0	6.51	5.75	0.101	4.47	0.65	9.72	<0.01**	7.11	0.95	1.20	1.4	1.1*	<0.02**	<0.02**	0.01	-			

・表示桁数は原則各自治体報告書通りとした。  
 ・測定値が定量下限値未満の場合は0とみなし、年平均値は計算された。また、計算した平均値が定量下限未満の場合は、定量下限未満とした。

- \*1: 年1回測定値
- \*2: 年2回測定値
- \*3: 年3回測定値
- \*4: 定量下限未満の値
- \*5: 年4回実施
- \*6: 9月のデータ

た。

万計沼はアルカリ度が0.345meq/lで、pHは8を上回っていた。

以上の2湖沼については、2章で述べたように集水域土壌の酸緩衝能は中程度であるが、山岳地帯のため、土壌層厚が薄くて湖水の酸緩衝能が低い可能性が懸念された。しかし現在のところ、湖水の酸緩衝能はある程度保たれていると考えられる。したがって、1章で触れたコックリ湖ほど酸性化の懸念される湖沼ではなく、モニタリングの必要性も高くはないと判断された。

### 4.3 橋湖、駒止湖

橋湖は、これまで4回行った調査では、pHが6.09~6.76で、5月や6月の春の調査時に6.09~6.27の低めの値を示した。また、アルカリ度は0.025~0.045meq/lと極めて低かった。2章で述べたように、橋湖は集水域土壌の酸緩衝能が低いとみられるほか、火口湖<sup>19)</sup>のために集水域面積が非常に小さく、降水の大部分は土壌との接触をあまり受けずに、あるいは直接、湖に入るとみられ、このように酸緩衝能に乏しい水質が形成されていると考えられる。また、調査した年が異なるが、11月より5、6月のSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度が高く、pHやアルカリ度が低くなっており、積雪中に蓄積した酸性沈着物が融雪により短期集中的に負荷され、一時的に僅かながら酸性化が生じているものと推察された。

次に駒止湖について見ると、2006年の調査でpHは5.81と低く、アルカリ度は0.017meq/lと極めて低かった。2章で述べたように、集水域土壌の酸緩衝能が非常に低いとみられることから、酸緩衝能に乏しい水質が形成されていると考えられる。

さらに橋湖と駒止湖の双方に関しては、ECがそれぞれ1.79~2.09mS/m、1.13mS/mと非常に低く、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>をはじめ、特に高い濃度を示すイオンはないことから、温泉や鉱山等の影響はほとんどないとみられる。

以上の点から、橋湖と駒止湖は酸性雨による酸性化が懸念されるとともに、その影響を判別しやすい湖沼でもある。したがって、酸性化の早期発見、早期対策に備えたモニタリングを行う必要があると判断さ



れた。なお、既にモニタリングを行っているコックリ湖も、海塩由来成分以外はイオン濃度が低く、同様な湖沼である。

#### 4.4 環境省が酸性化モニタリングを行っている湖沼との比較

環境省は、酸性雨の沈着状況および影響の経年的変化といった長期的なトレンドの検討を行うためには、長期的モニタリングが不可欠との観点から、「酸性雨長期モニタリング計画」を平成14年3月に策定し、平成15年度より「長期モニタリング」を開始している。平成16年度の報告書で、生態影響調査は、主として国立公園をはじめとした生態系を保護すべき地域の調査に重点を置くこととなったと報告されており<sup>27)</sup>、陸水モニタリングの対象に選出された湖沼は表-3の12湖沼となっている。

このうち、アルカリ度が0.050meq/l以下と極めて低いうえ、温泉や鉱山等の影響はほとんど考えられない湖沼は、雌池、夜叉ヶ池、沢の池の3湖沼であり、酸性化モニタリングを行う必要性が特に高い湖沼とみなされる。すなわち、これら3湖沼と同様な湖沼である道内のコックリ湖、橋湖、駒止湖は、酸性化モニタリングを行う必要性が国内においても特に高い湖沼と判断される。

## 5 結論

道内7湖沼の概況調査の結果、現在、酸性化モニタリングを行っているコックリ湖に加えて、橋湖や駒止湖もアルカリ度が0.050meq/l以下と極めて低く、イオン濃度も低いことから、酸性雨による酸性化が懸念されるとともに、その影響を判別しやすい湖沼であることが判明した。環境省のモニタリング対象湖沼の中に北海道の湖沼はないが、アルカリ度が0.050meq/l以下のものは12湖沼のうち3湖沼であり、モニタリングの必要性が国内でも特に高い湖沼とみなされる。橋湖や駒止湖は国立公園内の貴重な生態系の一部でもあり、酸性化モニタリングが必要であると判断された。

また、環境省が酸性化モニタリングを行っている湖沼のうち、岐阜県の伊自良湖では、流入河川や湖水のアルカリ度が0.100meq/l以上あるが、酸沈着量が国内で特に多い地域という実態もあり、流入河川や湖水、周辺土壌の酸性化が疑われるデータが得られつつある<sup>31)</sup>。道内では伊自良湖ほど酸沈着量の多い地域は認められていないが、酸性雨による湖沼生態系への影響を的確に把握するためには、酸性沈着物のモニタリングはもちろんのこと、集水域土壌、水生生物なども含めた総合モニタリングを行うことが重要である。

## 6 謝辞

一部の湖沼の現地調査にあたり、当センターの諸氏にご協力を頂きました。この場をお借りして深謝いたします。

## 参考文献

- 1) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりまとめ報告書 概要版（平成16年6月（2004））pp.27-30.
- 2) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりまとめ報告書 概要版（平成16年6月（2004））pp.5.
- 3) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりまとめ報告書（平成16年6月（2004））pp.139.
- 4) 阿賀裕英：北海道環境科学研究センター所報31（2004）93.
- 5) 阿賀裕英、野口泉、三上英敏、五十嵐聖貴、藤田隆男、坂田康一：北海道環境科学研究センター所報27（2000）46.
- 6) 阿賀裕英、野口泉、藤田隆男、坂田康一：北海道環境科学研究センター所報28（2001）112.
- 7) 北海道公害防止研究所：北海道の湖沼（1990）.
- 8) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりまとめ報告書（平成16年6月（2004））pp.207.
- 9) 高安三次、五十嵐彦仁：陸水学雑誌5（1935）117.
- 10) 国土庁土地局：土地分類図01（北海道Ⅰ）（1975）.
- 11) 環境庁：酸性雨の土壌への影響予察図（1984）.
- 12) 田中正明：日本湖沼誌（名古屋大学出版会、1992）pp.166
- 13) 北海道広域利水調査会：北海道のダム1986（1986）.
- 14) 国土庁土地局：土地分類図01（北海道Ⅴ）（1978）.
- 15) 北海道環境科学研究センター：平成6年度湖沼等環境保全基礎調査（湖沼環境監視調査）報告書（1995）.
- 16) 北海道環境科学研究センター：平成11年度湖沼等環境保全基礎調査（湖沼環境監視調査）報告書（2000）.
- 17) 北海道環境科学研究センター：平成4年度湖沼等環境保全基礎調査（湖沼環境監視調査）報告書（1993）.
- 18) 北海道環境科学研究センター：平成9年度湖沼等環境保全基礎調査（湖沼環境監視調査）報告書（1998）.
- 19) 大木隆志：北海道 湖沼と湿原 水辺の散歩道（北海道新聞社、2000）.
- 20) 北海道：第2回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書（1979）.
- 21) <http://www.city.noboribetsu.hokkaido.jp/spa/sub12.html>
- 22) <http://www.htb.co.jp/archives/archives03.html>
- 23) 国土庁土地局：土地分類図01（北海道Ⅱ）（1976）.

- 24) 日本化学会：季刊 化学総説14 陸水の化学（1992）  
pp.71.
- 25) 環境省：平成16年度酸性雨調査結果 湿性沈着モニタ  
リング結果  
[http://www.env.go.jp/earth/acidrain/monitoring/  
h16/data/03.xls](http://www.env.go.jp/earth/acidrain/monitoring/h16/data/03.xls).
- 26) 北海道開発庁：5万分の1地質図幅説明書 東海（札  
幌－第81号）（1969）pp20-26.
- 27) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりま  
とめ報告書（平成16年6月（2004））pp.199, pp205,  
pp209.
- 28) 環境庁自然保護局：国立公園湖沼水質調査報告書（第  
3集）（1973）.
- 29) 北海道環境科学研究センター：平成14年度湖沼等環境  
保全対策調査報告書（2003）.
- 30) 環境省：平成16年度酸性雨調査結果 陸水モニタリン  
グ結果  
[http://www.env.go.jp/earth/acidrain/monitoring/  
h16/data/11.xls](http://www.env.go.jp/earth/acidrain/monitoring/h16/data/11.xls).
- 31) 環境省酸性雨対策検討会：酸性雨対策調査総合とりま  
とめ報告書（平成16年6月（2004））pp.147, pp164-  
168.

#### Lakes survey for acidification monitoring

Hirohide Aga

#### Abstract

The selected seven lakes in Hokkaido were surveyed on the water quality to find the monitoring sites aimed at early detection of lake acidification. As the result, two lakes, the Lake Tachibana in Noboribetsu City and the Lake Komadome in Shikaoi Town, were found that they are poor in acid buffering capacity, and easily detectable in effects of acid deposition due to their low ionic concentrations. The acid buffering capacities of these two lakes are as low as those of the Lake Kokkuri we are monitoring now and the three lakes whose acid buffering capacities are especially low among the lakes in the acidification monitoring program of the Ministry of Environment. Thus it was recommended that the acidification monitoring at new two lakes should be also started.

# 札幌市と小樽市の鳥獣保護区に生息する繁殖期の鳥類

玉田 克巳 梅木 賢俊\*

## 要 約

札幌市と小樽市の8カ所の鳥獣保護区において、ラインセンサス法による繁殖期の森林性鳥類調査を実施した。落葉広葉樹林を主体とした11カ所の調査コースを設定し、合計66種を確認した。確認された主なものは、キジバト、アオバト、ツツドリ、アカゲラ、コゲラ、ヒヨドリ、コルリ、トラツグミ、クロツグミ、アカハラ、ヤブサメ、ウグイス、センダイムシクイ、キビタキ、オオルリ、ハシブトガラ、ヒガラ、シジュウカラ、アオジ、ハシボソガラス、ハシブトガラスであった。ハシボソガラスとハシブトガラスを除くと、同様の調査が行われている野幌森林公園や阿寒地域の落葉広葉樹林の調査結果と比べて共通種が多く、今回の調査で確認された鳥類は北海道の落葉広葉樹林に生息する代表的な鳥類であると考えられる。また、札幌市と小樽市ではヒヨドリ、クロツグミ、ヤブサメ、センダイムシクイの4種の生息密度が阿寒地域に比べて高かった。

**Key words:** 札幌市、小樽市、鳥獣保護区、鳥類相、繁殖期

## 1. はじめに

鳥獣保護区は、「鳥獣の保護及び狩猟の適正化に関する法律」に基づいて、鳥獣の保護を目的として指定された区域であり、北海道には、国指定の鳥獣保護区が14ヶ所、道指定の鳥獣保護区が304ヶ所ある（2006年度現在）。区域の面積は1haから44,053haまで大小さまざまであるが、300～1,000haの鳥獣保護区が多い。

北海道では、水鳥の渡来地として重要な湖沼とその周辺の調査<sup>1)、2)、3)、4)、5)</sup>、自然公園内の調査<sup>6)、7)、8)、9)、10)</sup>、すぐれた自然地域の調査<sup>11)、12)、13)、14)、15)、16)</sup>などが行われてきたが、鳥獣保護区に生息する鳥類の実態を明らかにするために行われた調査は少なく、札幌市内の羊ヶ丘白旗山鳥獣保護区<sup>17)</sup>や道南地方の鳥獣保護区での調査<sup>18)、19)、20)</sup>が行われている程度である。

本研究では、札幌市と小樽市の鳥獣保護区における繁殖期の鳥類を、ラインセンサス法により明らかにした。さらに、同様の方法で調べられた野幌森林公園<sup>21)、22)</sup>や阿寒地域<sup>23)</sup>の鳥類生息状況調査の結果と比較することにより、札幌市と小樽市の鳥獣保護区に生息する鳥類相の特徴について考察した。

## 2. 調査地及び方法

今回調査を実施した鳥獣保護区は、すべて道指定である。調査コースは、定山溪鳥獣保護区、円山・藻岩鳥獣保護区、羊ヶ丘白旗山鳥獣保護区にそれぞれ2ヶ所ずつ、真駒内緑ヶ丘鳥獣保護区、手稲鳥獣保護区、小樽水源地鳥獣保護区、赤岩鳥獣保護区、小樽市旭町鳥獣保護区にそれぞれ1ヶ所ずつ設置し、合計8カ所の鳥獣保護区に11カ所の調査コースを設定した（表-1）。なお、豊平峡コースと真駒内コースは鳥獣保護区の区域外であるが隣接する地域に調査コースを設定した。このほか100ha未満の鳥獣保護区が札幌市内に4ヶ所、小樽市内に1ヶ所あるが、小面積のため調査を実施しなかった。また、野幌鳥獣保護区は同様の方法で鳥類相が明らかになっているため<sup>21)、22)</sup>、調査を実施しなかった。調査コース周辺の植生は、一部にカラマツやトドマツの造林地があったが、ほぼすべてのコースがミズナラ、イタヤカエデ、ハルニレなどを主体とする落葉広葉樹林であった。

調査はラインセンサス法により実施した。設定した2kmの調査コースを、5月から7月までの各月に1回、時速約2kmで歩きながら確認できた鳥類を記録した。ただし、円山・藻岩鳥獣保護区に設置した藻岩山コースと円山コースは急勾配であったため、時速約1.5kmで行った。調査の時間帯は日の出から午前8時までとし、調査コースから左右25m、合計50mの範囲内で確認できた鳥類について、種ごとに個体数を記録した。また、25mより外側あるいは調査終了後に確認した鳥類については種名のみを記録した。調査には8～10倍の双眼鏡を用いた。

\*日本野鳥の会小樽支部

表1-1 調査コースの位置および調査日

調査コース名 (鳥獣保護区名)	調査コースの位置	メッシュ番号	コースの標高	調査年月日	備考
豊平峡コース (定山溪鳥獣保護区)	豊平峡ダム専用道路上を調査コースとし、同道路と一番道の交点を起点に、冷水トンネル付近の駐車場までの2kmのコース	6441-31-22,12,13	340~480m	2004年5月16日 2004年6月27日 2006年7月6日	鳥獣保護区域外
百松沢コース (定山溪鳥獣保護区)	百松沢川沿いの林道上を調査コースとし、百松橋から約20m北側の同林道と神居沢川沿いの林道との交点を起点に北東進し、高見橋までの2kmのコース	6441-31-66,67,77	230~300m	2004年5月9日 2004年6月19日 2006年7月6日	
藻岩山コース (円山・藻岩鳥獣保護区)	南区藻岩下地区にある自然歩道の市民スキー場入口を起点にして尾根まで進み、標高377mの小ピークを経由して山頂に向かい、自然歩道と観光自動車道との交点までの2kmのコース	6441-42-17,26	160~490m	2005年5月14日 2006年6月3日 2006年7月2日	
円山コース (円山・藻岩鳥獣保護区)	円山公園東側の坂下野球場付近の公衆トイレ前を起点として、円山川沿いの園路を西進し、大師堂前から円山山頂を経由して円山登山道動物園裏入口までの2kmのコース	6441-42-65,55	30~225m	2005年5月13日 2005年6月19日 2006年7月8日	
真駒内コース (真駒内緑ヶ丘鳥獣保護区)	鳥獣保護区の東側を流れる精進川沿いの道路を調査コースで、水源に通と道道西野真駒内清田線の交点を起点に、水源地通、石山西岡線、真駒内滝野線を南進する2kmのコース	6441-32-99,89,79	80~100m	2004年5月15日 2004年6月24日 2006年7月4日	鳥獣保護区域外
白旗山コース (羊ヶ丘白旗山鳥獣保護区)	白旗山都市環境林南側のふれあいの森の入口を起点とし自然歩道上を白旗山山頂に至るまでの2kmのコース	6441-33-24,34,33	120~321m	2006年5月17日 2004年6月21日 2006年7月4日	
西岡水源地コース (羊ヶ丘白旗山鳥獣保護区)	西岡公園北側にある駐車場の自然歩道入口を起点として、水源地と月寒川の西側にある自然歩道を南進し、西岡水源地南線との交点に至るまでの2kmのコース	6441-33-80,70,60	130~160m	2004年5月15日 2004年6月14日 2006年7月3日	
手稲山コース (手稲鳥獣保護区)	琴似発寒川沿いに、平和の滝から手稲山に至るまでの自然歩道上を調査コースとし、大平和寺裏側の自然歩道入口を起点に西進し、布敷の滝より約500m手前にある琴似発寒川の二股を終点とする2kmのコース	6441-41-67,66,75	240~430m	2006年5月13日 2006年6月4日 2006年7月10日	
奥沢水源地コース (小樽水源地鳥獣保護区)	小樽市天神の市道若松線と天神浄水場取り付け道の交点を起点にして、同市道を南西に進み、白沢沢林道の分岐に至る2kmのコース	6440-57-88,87,77	150~180m	2005年5月30日 2005年6月17日 2005年7月12日	
赤岩コース (赤岩鳥獣保護区)	小樽市赤岩の市道赤岩道線と赤岩無線中継所取り付け道の交点を起点にして、同取り付け道を西に進み、赤岩山の山頂に至る2kmのコース	6440-67-79,78	170~371m	2005年5月31日 2005年6月20日 2005年7月13日	
小樽旭町コース (小樽市旭町鳥獣保護区)	市道高商通り線と市道松山線の交点(小樽商業高校北側)から市道松山線を北東に約500m進んだ地点を起点にして、同市道を西に進み、市道松山第二線の分岐に至る2kmのコース	6440-67-38,38,27	120~270m	2005年5月30日 2005年6月16日 2005年7月4日	



今回調査を行った地域の平均確認個体数と出現率は以下のように算出した。各調査コースにおいて両側25mの範囲内で確認した個体数のうち、5月から7月に実施した3回の調査結果から種ごとに最大の個体数を選んで、そのコースの確認個体数とし、11カ所の調査コースの平均値を平均確認個体数とした。また、種ごとに11カ所の調査コースのうち、何カ所で確認できたかを求めた割合を出現率とした。なお、出現率の算出では25mより外側や調査終了後に確認した種も含めた。

札幌市と小樽市の鳥獣保護区における鳥類相の特徴を明らかにするため、同様の方法によって落葉広葉樹林内で調査を行った野幌森林公園桂コースの調査結果<sup>21)、22)</sup>と阿寒地域の調査結果<sup>23)</sup>と比較した。比較にあたっては、今回の調査と同時期である5月から7月までの調査結果のみを用い、同様の方法で平均確認個体数と出現率を算出した。ただし野幌森林公園の調査結果は1コースのみの結果であるため確認個体数のみを算出した。

### 3. 結果及び考察

今回調査を行った11カ所の調査コース全体で66種の鳥類を確認した。各調査コースで確認した鳥類を表-2、3及び4に、また平均確認個体数と出現率を表-5に示す。確認種数は真駒内コースが22種で最も少なく、赤岩コースが38種で最も多かった。出現率が高かった種はキジバト、アオバト、ツツドリ、アカゲラ、コゲラ、ヒヨドリ、コルリ、トラツグミ、クロツグミ、アカハラ、ヤブサメ、ウグイス、センダイムシクイ、キビタキ、オオルリ、ハシブトガラス、ヒガラ、シジュウカラ、アオジ、ハシボソガラス、ハシブトガラスであった。ハシボソガラスとハシブトガラスを除くこれらの種は、北海道の落葉広葉樹林に生息する代表的な鳥類である<sup>24)、25)</sup>。今回の調査でハシボソガラスやハシブトガラスが多く確認された理由としては、調査地が比較的市街地に近かったことが考えられる。

今回の調査結果を、野幌森林公園桂コースの調査結果<sup>21)、22)</sup>及び阿寒地域の調査結果<sup>23)</sup>と比較した。野幌森林公園では47種が確認されているが、ヤマシギ、オオジシギ、コガラを除くほかの44種すべてが今回の調査においても確認され、野幌森林公園では確認されていないカワガラス、ミソサザイ、コマドリなどが今回の調査では確認された。ヤマシギは、北海道の森林でも繁殖するが、夕方から夜間にかけての行動が活発で、日中はあまり活発でなく<sup>26)</sup>、オオジシギは農耕地などの開けた環境に生息するため<sup>24)</sup>、今回の調査では確認されなかったものと思われる。カワガラスは河川の上流部、ミソサザイとコマドリは山地の森林などのやや標高が高い地域に生息する種であり<sup>25)、27)</sup>、今回調査を行った豊平峡コース、百松沢コース、手稲山コースは、野

幌森林公園に比べて、標高が高い地域を含み、コースが溪流沿いに設置されていたためにこの3種が確認されたものと思われる。ただし、今回調査を行った藻岩山コースと赤岩コースも同様に標高がやや高い地域を含んでいたが、この3種は確認されていないことから、標高以外にも生息に及ぼす原因があると考えられる。阿寒地域では51種が確認されているが、ノスリ、オオジシギ、ヒバリ、ビンズイ、ノゴマ、ノビタキ、コガラ以外の44種は今回の調査においてもすべて確認された。このうちオオジシギ、ヒバリ、ノゴマ、ノビタキは農耕地などの開けた環境を主な生息地とする種であり<sup>25)</sup>、これらの種は阿寒地域の草地を含む調査コースで確認されたものである<sup>23)</sup>。これらのことから、札幌市と小樽市における鳥獣保護区の鳥類相は、野幌森林公園や阿寒地域との共通種が多く、北海道の落葉広葉樹林における代表的な鳥類が生息していた。

今回の調査結果と阿寒地域での確認個体数について統計学的な比較を行った。札幌市と小樽市で確認個体数が多かったのはヒヨドリ (Mann-WhitneyのU検定;  $P<0.01$ )、クロツグミ ( $P<0.05$ )、ヤブサメ ( $P<0.01$ )、センダイムシクイ ( $P<0.05$ )、ハシブトガラス ( $P<0.01$ ) の5種であった。また、ビンズイは札幌市と小樽市では確認されなかったが、統計学的に有意な差が認められた ( $P<0.05$ )。ヒヨドリは、北海道の中部や南東部の広い地域でラインセンサス法による生息状況の分析が進められており、東部では出現率が低いことが明らかになっている<sup>28)</sup>。今回の調査結果では阿寒地域に比べてヒヨドリの出現率は高く、この研究報告の結果と一致し、さらに今回の調査結果では確認個体数も有意に多いことが明らかになった。クロツグミは、北海道内における分布に偏りがあり、日高山脈の東部では少ないことが知られており<sup>29)、30)</sup>、このことから今回の調査結果では阿寒地方に比べて確認個体数が多かったと考えられる。ヤブサメとセンダイムシクイについては、ヤブサメが根室地方で少ないこと<sup>31)、32)</sup>以外には、北海道内における分布の偏りに関する報告はない。今回の調査結果では、この2種の確認個体数が阿寒地域に比べて高いことが明らかになった。この2種の生息密度は地域によって偏りがあり、北海道の東部で密度が低く、西部で高い可能性がある。ビンズイは、平地の明るい林や林縁などに生息する種であるが<sup>27)</sup>、生息環境に関する詳しい研究はない。本種は北海道東部の落葉広葉樹林においても確認できない地域があり (玉田未発表)、本研究の結果だけで生息密度が北海道の東部と西部で偏りがあるとは考えられない。

これらのことから、札幌市や小樽市の鳥獣保護区では、北海道の森林に生息する主要な鳥類が確認されたが、他の地域の森林に比べてハシボソガラスとハシブトガラスが多いことが明らかになった。また、ヒヨドリ、クロツグミ、ヤブサメ、センダイムシクイの4種は、阿寒地域に比べて

生息密度が高いことが明らかになった。

#### 4. 引用文献

- 1) 北海道：野鳥生息環境実態調査報告書—クッチャロ湖—。p82, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1975.
- 2) 北海道：野鳥生息環境実態調査報告書—トウフツ湖—。p85, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1976.
- 3) 北海道：野鳥生息環境実態調査報告書—湧洞沼—。p76, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1978.
- 4) 北海道：野鳥生息環境実態調査報告書—風蓮湖—。p125, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1980.
- 5) 北海道：野鳥生息環境実態調査報告書—ウトナイ沼—。p130, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1980.
- 6) 北海道：大雪山系自然生態系総合調査報告書—中間報告(第2報)石狩川流域—。p288, 北海道, 札幌, 1976.
- 7) 北海道：日高山系自然生態系総合調査報告書。p106, 北海道, 札幌, 1979.
- 8) 北海道：知床半島自然生態系総合調査報告書(動物篇)。p200, 北海道生活環境部自然保護課, 札幌, 1981.
- 9) 北海道自然保護協会：道立自然公園総合調査(厚岸道立自然公園)報告書。p210, 北海道自然保護協会, 札幌, 1986.
- 10) 北海道自然保護協会：道立自然公園総合調査(野付風蓮道立自然公園)報告書。p203, 北海道自然保護協会, 札幌, 1987.
- 11) 北海道：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書別寒辺牛湿原・別当賀川下流域。p157, 北海道保健環境部自然保護課, 札幌, 1992.
- 12) 北海道：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書道東圏域(平野・海岸部)。p292, 北海道保健環境部自然保護課, 札幌, 1994.
- 13) 北海道環境科学研究センター：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書道南圏域道央圏域。p302, 北海道環境科学研究センター, 札幌, 1993.
- 14) 北海道環境科学研究センター：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書道北圏域17地域道央圏域2地域。p258, 北海道環境科学研究センター, 札幌, 1994.
- 15) 北海道環境科学研究センター：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書大雪山・日勝圏域。p363, 北海道環境科学研究センター, 札幌, 1995.
- 16) 北海道環境科学研究センター：「すぐれた自然地域」自然環境調査報告書道東圏域(山岳部)12地域。p322, 北海道環境科学研究センター, 札幌, 1996.
- 17) 富沢昌章：羊ヶ丘白旗山鳥獣保護区の鳥類リストについて。北海道環境科学研究センター所報, Vol.22, pp61-68, 1995.
- 18) 富沢昌章：歌才・檜山・大釜谷鳥獣保護区の鳥類リストについて。北海道環境科学研究センター所報, Vol.26, pp63-71, 1999.
- 19) 富沢昌章・福島豪：花岡・見市・濁川・湯の沢鳥獣保護区の鳥類リスト。北海道環境科学研究センター所報, Vol.27, pp31-41, 2000.
- 20) 富沢昌章・福島豪：鉄山・北檜山・貝取澗川・椴川鳥獣保護区の鳥類リストについて。北海道環境科学研究センター所報, Vol.28, pp80-89, 2001.
- 21) 梅木賢俊・武田忠義・永安芳江：野幌森林公園内の鳥類リストについて。北海道環境科学研究センター所報, Vol.28, pp90-97, 2001.
- 22) 梅木賢俊・武田忠義・永安芳江：2001年度野幌森林公園内の鳥類調査結果について。北海道環境科学研究センター所報, Vol.29, pp85-90, 2002.
- 23) 藤巻裕蔵・黒沢信道：阿寒の鳥類。阿寒国立公園の自然1993, pp909-963, 1994.
- 24) 藤巻裕蔵：北海道の鳥類。北海道の自然と生物, Vol.6, pp18-26, 1992.
- 25) 藤巻裕蔵：北海道鳥類目録改訂2版。pp83, 帯広畜産大学野生動物管理学的研究室, 帯広, 2000.
- 26) 高野伸二：野鳥識別ハンドブック。p327, 日本野鳥の会, 東京, 1980.
- 27) 藤巻裕蔵：北海道中部・南東部におけるミソサザイの生息状況。森林野生動物研究会誌, Vol.24, pp13-19, 1998.
- 28) 藤巻裕蔵：北海道中部・南東部におけるヒヨドリ繁殖期の生息状況。Strix, Vol.22, pp35-43, 2004.
- 29) 藤巻裕蔵：帯広市における標識結果4。アカハラ, クロツグミ。日本鳥類標識協会誌, Vol.7, pp21-23, 1992.
- 30) 環境省自然環境局生物多様性センター：種の多様性調査鳥類繁殖分布調査報告書。pp343, 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田, 2004.
- 31) 高田勝：根室支庁管内鳥類リスト。根室市博物館開設準備室紀要, Vol.5, pp1-19, 1991.
- 32) 高田令子：根室支庁管内鳥類リスト。根室市博物館開設準備室紀要, Vol.15, pp95-114, 2001. .

## Breeding birds of Wildlife Protection Area in Sapporo and Otaru

Katsumi TAMADA and Masatoshi UMEKI

### Abstract

Line transect census for breeding birds were conducted at 8 Wildlife protection areas in Sapporo and Otaru. Eleven census routes were set up in deciduous broad leaf forest and 66 bird species were recorded. Major species were *Streptopelia orientalis*, *Sphenurus sieboldii*, *Cuculus saturatus*, *Dendrocopos major*, *D. kizuki*, *Hypsipetes amaurotis*, *Luscinia cyane*, *Zoothera dauma*, *Turdus cardis*, *T. chrysolaus*, *Urosphena squameiceps*, *Cettia diphone*, *Phylloscopus coronatus*, *Ficedula narcissina*, *Cyanoptila cyanomelana*, *Parus palustris*, *P. ater*, *P. major*, *Emberiza spodocephala*, *Corvus corone*, *C. macrorhynchos*, and these species were common forest bird in Hokkaido except *C. corone* and *C. macrorhynchos*. To compare the result with the study conducted in Nopporo Forest Park and Akan region, most bird recorded in three study areas and these species might be common in deciduous broad leaf forest in Hokkaido. The population densities of 4 species (*H. amaurotis*, *T. cardis*, *U. squameiceps*, *P. coronatus*) in Sapporo-Otaru were higher than Akan region.

**Key words:** Sapporo, Otaru, Wildlife Protection Area, Avifauna, Breeding Season

表一2. 定山溪、円山・藻岩鳥獣保護区で確認された鳥類

種名	豊平峡コース			百松沢コース			藻岩山コース			円山コース		
	5月	6月	7月	5月	6月	7月	5月	6月	7月	5月	6月	7月
アオサギ					*							
マガモ				*		*					*	
トビ				1		*		**				
キジバト	1	2		1	2		*		*	*		*
アオバト		*	*		*				*			
ツツドリ	*	1	*	*	*	*	1	1	*	1		
フクロウ										1		
アマツバメ								*				
ヤマゲラ	1											
アカゲラ	*	1	2			*	1	1	1	1	2	
オオアカゲラ											1	1
コゲラ							1					3
キセキレイ	1			2	2							
ヒヨドリ	2	4	5	1	2	5	5	6	*	*	2	*
モズ		1										
カワガラス				*								
ミンサザイ	1		*	*	1							
コルリ	*	1	1				1	3	*	1	*	
ルリビタキ	*											
トラツグミ	*	*		*		*						
クロツグミ		2	*		*	*	*	**		1	2	
アカハラ	1			2	*		*		**			
マミチャジナイ										1		
ヤブサメ	7	4	1	4	4	4	5	2	1	7	5	7
ウグイス	1	1	3	1	*	1	*	*	*	*		*
エゾセンニュウ								**				
エゾムシクイ				*		*						
センダイムシクイ	7	2	2	*	2	3	5	4	*	7	*	2
キビタキ	3	2	2		2	*	*	1	1	*	1	3
オオルリ	1			3	1		*	*		*	*	
コサメビタキ	3											
エナガ							2					
ハシブトガラ	*		1	*			*	2	4	5		8
ヒガラ	1	*		2	*			1		5	1	
ヤマガラ							1			4	3	
シジュウカラ		*		2	1	1	2	2	1	8	*	5
ゴジュウカラ	1						3		1	4	1	1
ホオジロ				3				1	**			
アオジ	1	2	3	2	*	2	1	1	1	1		
クロジ	2			1								
アトリ	1											
カワラヒワ	1						2		*			
ウン							*	*				
イカル					*	1		1				
シメ				*								
スズメ											3	
カケス		*		2								
ハシボソガラス		*		1	1	*	*	2			1	
ハシブトガラス	2	2	1	*	1	*	1	3	1	27	9	4
確認種数		31			31			31			25	

\* : 25m外で確認

\*\* : 調査時間外に確認



表一3. 真駒内緑ヶ丘、羊ヶ丘白旗山、手稲鳥獣保護区で確認された鳥類

種名	真駒内コース			白旗山コース			西岡水源地コース			手稲山コース		
	5月	6月	7月	5月	6月	7月	5月	6月	7月	5月	6月	7月
アオサギ								*				
マガモ							*	1	3			
カルガモ							1					
オオセグロカモメ							4					
キジバト	2	1	*	3	*	2	*			*		
アオバト					*	*		*	*			
ツツドリ				*	*	*	**	*	*		*	*
カワセミ							**					
クマゲラ	*											
アカゲラ		1		*			*		1			
オオアカゲラ							1					
コゲラ	3	2	1				4	2	1	**		
キセキレイ	1											
ハクセキレイ	1											
ヒヨドリ	8	2	6	5	2	2	2	1	4		*	*
カワガラス											1	
ミソサザイ											2	1
コマドリ												1
コルリ	*			4	1						*	4
トラツグミ			*			*					1	
クロツグミ		*	1	1	1	7	1		*	**	*	
アカハラ				6		3	1	*		1		
ヤブサメ	3	1	3	8	2	6	6	3	4	1	2	3
ウグイス	*		*	*	*	*	1	1	*	2	1	*
エゾムシクイ										1	1	
センダイムシクイ	6	7	7	11	4	9	8	3	6	3	7	3
キビタキ	2	*	1		*	2	*	3	2	*	3	5
オオルリ	5	1	*	*			1			*	*	1
コサメビタキ						1					1	1
ハシブトガラ	2	3	1	3		2	3		3	1	**	3
ヒガラ				2	*		1	1	1	1		
シジュウカラ	4	1	1			*	3	2	4	**	**	
ゴジュウカラ				*			*			*		
メジロ	5		2			3	2		*			
アオジ	4	1		8	1	8	6	5	3	9	1	1
クロジ											1	
カワラヒワ				8								
マヒワ											1	
イカル				4			**	*	1			
シメ	2						*					
ニュウナイスズメ							1					
カケス											**	
ハシボソガラス	1		*			*		*	*			
ハシブトガラス	*	2	3	2	*	*	*	*	3			
確認種数		22			25			30			25	

\* : 25m外で確認  
 \*\*: 調査時間外に確認

表-4. 小樽水源地、赤岩、小樽市旭町鳥獣保護区で確認された鳥類

種名	奥沢水源地コース			赤岩コース			小樽旭町コース		
	5月	6月	7月	5月	6月	7月	5月	6月	7月
トビ		1		**	*		1	*	
キジバト	1	4	2		1		2		*
アオバト	*			*	*	2	*		3
カッコウ				*	*		*	*	
ツツドリ	*	1	1	**	2		*	*	2
アマツバメ			*	*	*	**	**		
アカゲラ		1			1		2	3	2
コゲラ	1	2	1	1					2
イワツバメ							**		
キセキレイ		1			*				
ヒヨドリ	3	5	5	3	3	1	7	3	9
モズ	**	1		**					
コルリ	1	4	4	7	14	4	3	2	1
トラツグミ	1					**			
マミジロ				1					
クロツグミ	1	1	*	*			*	3	*
アカハラ			2	1	4	2	1		1
ヤブサメ	6	6	6	1	3	2	2	3	4
ウグイス	3	3	2	*	*	*	*		*
メボソムシクイ	3			*			1		
エゾムシクイ					1				
センダイムシクイ	14	14	5	1	1		3	3	4
キクイタダキ				2		*			
キビタキ	4	14	7	6	5	2	4	2	4
オオルリ	1	*	*	1			1	2	
コサメビタキ	8	1				**		1	1
エナガ							2	2	
ハシブトガラ		2	3	4	5	3	*	2	3
ヒガラ		1	*	5	4	8	1	8	3
ヤマガラ		2	4	2			1	2	2
シジュウカラ	1	1	2		1		1	1	1
ゴジュウカラ		1	1						
キバシリ		2				1	2	1	
メジロ	**	2	4	1	1		4	*	*
ホオジロ							*		
アオジ	3	3	4	4	4	3	15	8	12
クロジ	2	1	2						
カワラヒワ	4	1	*	2	1	4	4	1	3
イスカ						*			
ベニマシコ			*						
イカル	*	4	*	1	1		5		
シメ	2	1	1	3	1	1			
ニューナイスズメ								1	
スズメ								2	
ハシボソガラス				**			*	6	3
ハシブトガラス		1		6	5		3	4	8
確認種数		35			38			35	

\* : 25m外で確認

\*\* : 調査時間外に確認

表一5. ラインセンサ法による鳥類の確認個体数と出現率。同様の調査方法で行われた野幌森林公園<sup>21), 22)</sup>、阿寒地方<sup>23)</sup>の調査結果と比較した。  
 +: 調査範囲外もしくは調査終了後に確認された種。アスタリスクは、札幌小樽と阿寒地方の確認個体数の比較で有意な差が認められた種 (Mann-WhitneyのU検定、\*: P<0.05、\*\*: P<0.01)

種名	札幌小樽		阿寒地域		種名	野幌森林公園		阿寒地域	
	確認個体数 AV±SE	出現率 (%)	確認個体数 AV±SE	出現率 (%)		確認個体数 AV±SE	出現率 (%)	確認個体数 AV±SE	出現率 (%)
アオサギ	18	18	2	100	ウグイス	0.9±0.4	100	4	100
マガモ	0.3±0.3	27	+	+	エゾセンニユウ	+	9	+	9
カルガモ	0.1±0.1	9	+	+	メボソムシクイ	0.4±0.3	27	3	27
トビ	0.3±0.1	45	1	45	エゾムシクイ	0.2±0.1	27	2	27
ノスリ	+	+	+	20	センダイムシクイ	6.7±1.1	100	18	100
ヤマシギ	+	+	1	100	キクイタダキ	0.2±0.2	9	+	9
オオシギ	0.4±0.4	9	+	60	キビタキ	4.1±1.1	100	15	100
オオセグロカモメ	1.5±0.4	91	3	80	オオルリ	1.4±0.5	100	5	100
キジバト	0.5±0.3	73	3	20	コサメビタキ	1.3±0.7	55	+	55
アオバト	+	+	+	40	エナガ	0.4±0.2	18	1	18
カウコウ	0.7±0.2	91	+	100	ハシブトガラ	3.3±0.6	100	8	100
ツツドリ	0.1±0.1	9	+	+	コガラ	2.7±0.9	91	2	91
フクロウ	+	+	+	+	ヒガラ	1.2±0.5	45	5	45
アマツバメ	+	36	+	36	ヤマガラ	2.2±0.7	100	4	100
カワセミ	0.1±0.1	9	2	80	シジュウカラ	0.8±0.4	64	5	64
ヤマゲラ	1.1±0.3	91	3	80	ゴジュウカラ	0.5±0.2	36	2	36
クマゲラ	0.2±0.1	18	1	60	キバシリ	0.1±0.1	9	2	9
アカゲラ	1.5±0.4	73	7	80	メジロ	1.7±0.6	55	1	55
オオアカゲラ	+	+	+	20	ホオジロ	0.4±0.3	27	+	27
コゲラ	0.5±0.2	45	1	20	アオジ	5.2±1.3	100	25	100
ヒバリ	0.1±0.1	9	+	20	クロジ	0.5±0.2	36	+	36
イワツバメ	0.2±0.2	9	+	20	アトリ	0.1±0.1	9	+	9
キセキレイ	0.4±0.2	45	1	20	カワラヒワ	2.1±0.8	55	9	55
ハクセキレイ	0.1±0.1	9	+	20	マヒワ	0.1±0.1	9	+	9
ビンズイ	0.8±0.2*	80	+	80	イスカ	+	9	4	9
ヒヨドリ	4.7±0.8	100	9	20	ベニマシコ	+	9	+	9
モズ	0.2±0.1	27	+	20	ウン	+	9	+	9
カワガラス	0.1±0.1	18	+	20	イカル	1.5±0.6	64	+	64
ミソサザイ	0.4±0.2	27	+	40	シメ	0.6±0.3	45	2	45
コマドリ	0.1±0.1	9	1	20	ニウナニスズメ	0.2±0.1	18	15	18
ノゴマ	3.1±1.2	82	6	20	スズメ	0.5±0.3	18	+	18
コルリ	+	9	+	60	カケス	0.2±0.2	27	4	27
ルリビタキ	0.2±0.1	73	1	60	ハシボソガラス	1.0±0.5	82	1	82
ノビタキ	0.1±0.1	9	+	20	ハシブトガラス	5.1±2.3	91	6	91
トラツグミ	0.1±0.1	9	5	40					
マミジロ	1.5±0.6	100	1	40					
クロツグミ	1.6±0.6	82	1	40					
アカハラ	0.1±0.1	9	20	80					
マミヤチザナイ	5.1±0.5	100	20	80					
ヤブサメ									