

乾性沈着量推計ファイルの開発

野口 泉 松田 和秀*

要 約

大気汚染物質の重要な沈着過程である乾性沈着量を求める方法として、気象データ、土地利用及び観測条件などから沈着速度を求めるインファレンシャル法がある。本方法による乾性沈着量推計モデルを、広く用いられている表計算ソフト (MS Excel) のファイルとして開発した。このファイルを用いて1999～2001年度の札幌における二酸化硫黄の乾性沈着量を求め、降水による非海塩由来硫酸イオンの湿性沈着量と比較検討した。その結果、両者の年沈着量は同程度と考えられ、冬には乾性沈着量が、春から秋にかけては湿性沈着量が多い傾向となった。なお、本ファイルの開発は、第3次全国酸性雨調査の解析等を目的に全国環境研協議会・酸性雨調査研究部会において行われたものであり、乾性沈着量推計ファイルは下記の北海道環境科学研究センターホームページで公開されている。

URL: http://www.hokkaido-ies.go.jp/seisakuka/acid_rain/kanseichinchaku/kanseichinchaku.htm

Key words: 二酸化硫黄、硝酸ガス、乾性沈着、インファレンシャル法

1 はじめに

大気と生態系及び土壌や陸水間における物質収支あるいは環境中の大気汚染物質の蓄積などについての研究を行うためには、降水による湿性沈着量だけでは、かなりの過小評価となることが指摘されている。このため、ガスやエアロゾルの直接沈着である乾性沈着の評価が必要であるが、Wet/Dry降水採取装置におけるバケツを用いた代理表面法ではガスや微小粒子の捕集効率が低く、極めて不十分であることが分かっている¹⁻³⁾。また林内雨及び樹幹流中の成分沈着量と林外雨の成分沈着量の差を乾性沈着量とするバジェット法では、森林以外の地域では推定できないことや代表的な林内雨及び樹幹流を採取することが難しいことが指摘されている⁴⁾。このため、大気中の汚染物質濃度を基に沈着量を算出する方法が主流となりつつある¹⁻³⁾。この方法には、渦相関法、渦集積法、濃度勾配法など、精度の高い方法があるが、3次元超音波風速計などの多くの高価な機材や設備が要求される。これらのことから二酸化硫黄や硝酸ガスなどのガスやエアロゾル成分などの乾性沈着量を求めるに当たっては、モデルを用いる汎用性の高いインファレンシャル法の研究が進められている¹⁻³⁾。

インファレンシャル法は、ガスやエアロゾルの性質 (分子拡散係数や溶解度など)、気象データなどによる輸送因子 (気温、湿度、風速及び大気安定度など) 及び沈着表面

の要素 (表面粗度、土地利用形態及び植物の活性など) から沈着速度を求める方法であり、国内でも詳細な方法が報告されている⁵⁻⁷⁾。しかしながら、インファレンシャル法の計算は複雑であり、研究者によって計算方法の一部が異なるなどのため、地方自治体などによる乾性沈着量の評価及び比較検討はほとんどなされていない。これらのことから、全国環境研協議会・酸性雨調査研究部会では、統一されたモデルにより、第3次全国酸性雨調査結果における乾性沈着量の推定を行うこと及びその方法としてインファレンシャル法の周知、普及を目指し、乾性沈着量推計ファイルの開発を行うこととなった³⁾。本報はこの部会のプロジェクトにおける開発及び検討について、担当機関の一つである北海道環境科学研究センターの成果を中心に報告するものである。

2 インファレンシャル法のモデル

本研究で用いたモデルは松田ら⁷⁾のモデルをベースに、高橋ら及びWesely⁸⁾のパラメータなどを一部用いた¹⁾。本モデルはバージョン1 (Ver.1) として二酸化硫黄 (SO₂) 及び硝酸ガス (HNO₃) の乾性沈着量評価を目的としているが、引き続き開発予定のアンモニアや窒素酸化物及びエアロゾル成分などの沈着量評価にも対応することを考慮している。

以下に乾性沈着量推計モデルの概要を示す。乾性沈着量は下記の式で表される。

* (財)日本環境衛生センター・酸性雨研究センター

$$F=V_d \times C(z)$$

F：沈着面への沈着物質のフラックス(沈着量), V_d ：沈着速度、 $C(z)$ ：基準高さzにおける沈着物濃度

ここで V_d が決定されれば、大気中の物質濃度から乾性沈着量が求められることとなる。

V_d は大気中から沈着表面までの3つの沈着過程(①乱層境界層内の輸送過程、②層流境界層内の輸送過程、③表面での捕捉過程)における沈着抵抗の和の逆数として算出される。

$$V_d=(r_a+r_b+r_c)^{-1}$$

r_a ：空気力学的抵抗、 r_b ：準層流層抵抗、 r_c ：表面抵抗

これらの各沈着抵抗は、以下の式から算出される。

(1) 空気力学的抵抗 (r_a)

r_a は大気中の物質が乱流境界層を輸送される過程での抵抗であり、大気安定度(Pasquillの分類)は気象条件により算出される。なお、計算基準高度は10mである。

$$r_a=(ku^*)^{-1}[\ln(z/z_0) - \Psi]$$

$$u^*=ku_{10}/\ln(z/z_0)$$

$$u_{10}=u(10/z)^{0.25}$$

$$0 < z/L < 1 \text{ の場合、} \Psi = -5z/L$$

$z/L < 0$ の場合、 $\Psi = \exp[0.032 + 0.448 \ln(-z/L) - 0.132(\ln(-z/L))^2]$

Ψ ：大気安定度の補正関数、 k ：von Karman定数(0.4)、 u_{10} ：基準高度における風速、 u^* ：摩擦速度(ms^{-1})、

z ：測定点高度(ここでは10m以下は10mを使用)、 z_0 ：表面粗度長(m)

L ：Monin-obukhov長(m)：

$$1/L = \text{sign}(\text{安定度}) \times (0.216586 \times \ln(1.2 + 10/Z_0))^2 \times 10^{-(4/(1+1.3^{\text{abs}(\text{安定度}^{0.85}))})}$$

(2) 準層流層抵抗 (r_b)

r_b はガス状物質が沈着表面近傍の層流境界層を輸送される過程での抵抗であり、主に分子拡散係数などの沈着物質の性質に支配され、次式により算出される。

$$r_b = 5Sc^{2/3}/u^*$$

Sc ：Schmidt数 (SO_2 の場合は1.25、空気動粘性係数 $0.15s/m^2$ を目的ガスの分子拡散係数で除したもの)

(3) 表面抵抗 (r_c)

r_c はガス状物質が沈着表面で捕捉される過程で生じる相互作用により決定され、次式により算出される。

$$r_c = (1/(r_{st}+r_m) + 1/r_{cut} + 1/r_{ic} + 1/r_{gr})^{-1}$$

$$r_{st}+r_m = r_i(1+(200/(G+0.1))^2(400/T_s(40-T_s))(D_{H2O}/D_i) + 1/(3.3 \times 10^4 H_i + 100 f_{O_i}))$$

$$r_{cut} = r_{lu}(10^{-5} H_i + f_{O_i})$$

$$r_{ic} = 100(1+1000/(G+10))/(1+1000\theta) + (10^{-5} H_i / r_{cis} + f_{O_i} / r_{dio})^{-1}$$

$$r_{gr} = r_{ac} + (10^{-5} H_i / r_{gss} + f_{O_i} / r_{gso})^{-1}$$

相対湿度85%以上の場合、 $r_{cut}=100s/m$

水面の場合、 $r_c=2.54 \times 10^4 / H_i T_s u^*$

r_{st} ：気孔抵抗(s/m)、 r_m ：葉肉抵抗(s/m)、 r_{cut} ：クチクラ抵抗(s/m)、 r_{ic} ：下層キャノピー抵抗(s/m)、 r_{gr} ：地表抵抗(s/m)、 r_i ：水蒸気の気孔抵抗*、 G ：日射量(W/m^2 ： $60 * 1.433/1000/23.89$ MJ/ m^2)、 T_s ：地表気温($^{\circ}C$)、

D_{H2O} ：水蒸気の分子拡散係数*、 D_i ：目的ガスiの分子拡散係数*、 H_i ：目的ガスiのヘンリー定数*、 F_{O_i} ：目的ガスiの規格化反応ファクター*、 r_{lu} ：上部キャノピーの表面抵抗(s/m)*、 θ ：地表面斜度(0として地表面は水平と仮定)、 r_{cis} ： SO_2 の暴露表面抵抗(s/m)*、 r_{dio} ： O_3 の暴露表面抵抗(s/m)*、 r_{ac} ：土壌の抵抗(s/m)*、 r_{gss} ： SO_2 の土壌表面の取り込み抵抗(s/m)*、 r_{gso} ： O_3 の土壌表面の取り込み抵抗(s/m)*

各抵抗や係数など(*印)はWesely⁸⁾のパラメータ(土地利用区分及び季節区分別)に従った。これは挙動が判別しやすい SO_2 及び O_3 の表面沈着抵抗を基に、他のガスの表面沈着抵抗を推定する方法である。また、高橋ら⁶⁾の報告を参考に、相対湿度85%以上の時は沈着面が濡れていると仮定し、 r_{cut} の式を、また沈着面が水面の場合は r_c の式をそれぞれ交換して用いている⁷⁾。

3 乾性沈着量推計ファイル

乾性沈着量推計ファイルVer.1は二酸化硫黄及び硝酸ガスの沈着速度算出に対応している。

本ファイルは表計算ソフトであるMS Excelのファイルであり、以下に示す7つのワークシートから構成されている。

- (1) 説明
- (2) 基礎パラメータ
- (3) 観測点パラメータ
- (4) 気象データ
- (5) r_a & r_b
- (6) SO_2 計算結果
- (7) HNO_3 計算結果

3.1 説明シート

本シートは目的、基本モデルの説明などの他、データの入力方法及び出力形態などについての説明である。データの入力方法及び出力形態は以下のとおりである。

- (1) 観測点パラメータシートの黄色表示部分に適切な数字を入れる。
- (2) 気象データシートの黄色表示部分に適切なデータ(最大2ヵ月分)を入れる。
- (3) 気象データはいずれの入力欄も空欄があるとエラーとなるので、欠側などがある場合には、予測値を入れ、空欄は作らない。
- (4) 予測値は前後の値や近隣の気象観測所などのデータから算出したものを用いる。
- (5) 期間平均の乾性沈着速度は各「計算結果シート」の第1行目に赤字で表示される。
- (6) 単位が「m/day」の乾性沈着速度の場合、単位「 $nmol/m^3$ 」の成分濃度を乗ずることによって、1日当たりの沈着量「 $nmol/m^2/day$ 」が算出できる。

(7) 観測点高さは、10m以下の場合、10mとする。

3.2 基礎パラメータシート

本シートには、用いられる主要な基礎パラメータであるカルマン定数、Pasquill安定度階級分類、Obukhov lengths (オブコフ長)、Roughness height (表面粗度)、重力加速度、シュミット数、プラントル数、各種ガスの分子拡散係数・ヘンリー定数、Wesely⁸⁾の規格化反応ファクター及び季節別入力抵抗値 (r_i , r_{lu} , r_{ac} , r_{gsS} , r_{gsO} , r_{cIS} 及び r_{cIO}) が表示されている。これらパラメータは、観測点パラメータシート、あるいは気象データシートで入力された条件によって自動的に選択されることとなる。

3.3 観測点パラメータシート

本シートは、観測点の情報を入力するシートである。図1に示すように、土地利用区分、季節区分は右の表から選択した数字を、風速の観測点高さ、汚染物質の観測点高さ、地表面斜度は単位に応じた数字をそれぞれ入力項目（黄色表示部分）に入れる。また、選択されたWesely⁸⁾の季節別入力抵抗値や表面粗度が下方に示される。

土地利用区分は市街地、森林地域、農地、草地、積雪、水面に分けられ、積雪以外は国土地理院による土地利用区分に準じている。このため、森林地域は針葉樹、広葉樹の区別がなく、Wesely⁸⁾の季節別入力抵抗値は針広混交林の

抵抗値を採用している。また積雪は農地、草地在積雪に覆われている場合に用いる。

3.4 気象データシート

本シートは、 V_d を算出するための気象データを入力するシートである。図2に示すように日時の他、風速、気温、湿度及び日射と雲量が入力項目（黄色表示部分）である。日射は日中、雲量は夜間の大気安定度を算出するのに必要とされる。気象データはいずれの入力欄も空欄があるとエラーとなるので、欠側などがある場合には、予測値を入れる必要がある。特に雲量は3時間ごと、あるいは6時間ごとのデータしか得られない場合が多く、その間の1時間値は前後の値及びその変化量を用いた予測値を入力することとなる。

3.5 r_a & r_b シート

本シートは r_a 及び r_b の算出結果を示すシートであり、エアロゾルや他のガス成分に関するシートを増やす場合に対応するためのシートである。

3.6 SO₂計算結果シート

本シートはSO₂の V_d 算出結果を示すシートである。 V_d の算出過程において、どの項目が支配的となるかを示すため、第2章で示した項目 ($1/L$, z/L , u^* , Ψ , r_a , r_b , r_i , r_{lu} ,

図1 観測点パラメータシートの概要（黄色の部分が入力範囲）

測定期間	風速 m/sec	気温 ℃	湿度 %	日射 MJ/m2	雨量 10分比	日射換算 W/m2	風速レンジ	日射・雨量	安定度	安定度ランク	1/L
2000/4/1 1:00	3.5	0.5	95	0.00	10	0	3	5	0.95	18	0.00
2000/4/1 2:00	3.8	0.9	91	0.02	10	4	3	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 3:00	1.4	1.2	92	0.08	10	22	1	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 4:00	3.4	1.5	91	0.09	10	24	3	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 5:00	5.2	2.4	80	0.52	10	144	4	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 6:00	7.4	2.8	77	1.30	10	361	5	2	-0.30	11	0.00
2000/4/1 7:00	7.4	2.5	76	0.95	10	264	5	3	-0.20	12	0.00
2000/4/1 8:00	6.7	2.1	74	1.18	10	326	5	2	-0.30	11	0.00
2000/4/1 9:00	6.7	2.2	70	1.52	10	422	5	2	-0.30	11	0.00
2000/4/1 10:00	6.2	2.4	60	2.20	10	610	5	1	-0.70	9	0.00
2000/4/1 11:00	5.8	1.6	65	1.46	10	404	4	2	-1.00	8	0.00
2000/4/1 12:00	4.6	-0.1	88	0.57	10	157	4	3	-0.50	10	0.00
2000/4/1 13:00	3.6	-0.7	92	0.33	10	90	3	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 14:00	3.6	-0.8	92	0.10	10	26	3	4	0.00	14	0.00
2000/4/1 15:00	3.5	-0.1	92	0.00	10	0	3	5	0.35	18	0.00
2000/4/1 16:00	2.7	-0.2	90	0.00	10	0	2	5	0.50	19	0.00
2000/4/1 17:00	2.4	0.2	87	0.00	10	0	2	5	0.50	19	0.00
2000/4/1 18:00	2.9	0.6	77	0.00	10	0	2	5	0.50	19	0.00
2000/4/1 19:00	3.3	0.1	82	0.00	10	0	3	5	0.35	18	0.00
2000/4/1 20:00	1.1	0.3	83	0.00	10	0	1	5	0.50	19	0.00
2000/4/1 21:00	1.5	-0.1	88	0.00	7	0	1	6	1.00	21	0.00
2000/4/1 22:00	1.0	-0.6	91	0.00	7	0	1	6	1.00	21	0.00
2000/4/1 23:00	0.9	-1.0	95	0.00	7	0	1	6	1.00	21	0.00
2000/4/2 0:00	4.8	0.3	80	0.00	7	0	4	6	0.50	19	0.00
2000/4/2 1:00	3.2	-0.4	85	0.00	7	0	3	6	0.75	20	0.00
2000/4/2 2:00	5.7	-0.9	91	0.02	7	4	4	4	0.00	14	0.00
2000/4/2 3:00	4.9	1.0	68	0.31	10	85	4	4	0.00	14	0.00
2000/4/2 4:00	5.6	1.8	63	1.03	10	285	4	3	-0.50	10	0.00
2000/4/2 5:00	5.3	2.7	60	1.26	10	350	4	2	-1.00	8	0.00
2000/4/2 6:00	5.3	2.4	67	2.16	10	599	4	2	-1.00	8	0.00
2000/4/2 7:00	5.1	2.6	67	2.00	10	554	4	2	-1.00	8	0.00
2000/4/2 8:00	4.1	2.6	76	2.03	10	563	4	2	-1.00	8	0.00

図2 気象データシートの概要（黄色の部分が入力範囲）

r_{ac} 、 r_{gsS} 、 r_{gsO} 、 r_{clS} 、 r_{clO} 、 r_{st} 、 r_{st+r_m} 、 r_{cut} 、 r_{lc} 、 r_{gr} 、 r_c 及び $r_a+r_b+r_c$)を示してある。また期間平均の乾性沈着速度は自動計算により1行目に示される。

3.7 HNO₃計算結果シート

本シートはHNO₃のV_d算出結果を示すシートである。表示項目や算出されたV_dについてはSO₂計算結果シートと同様である。

4 乾性沈着量推計結果

開発した乾性沈着量推計ファイルVer.1を用い、札幌を対象にSO₂のV_d及び乾性沈着量の評価を行い、降水による非海塩由来硫酸イオン(nss-SO₄²⁻)沈着量との比較を行った。用いたデータは、1999年4月から2002年3月の自動測定装置(乾式)によるSO₂の1時間平均濃度及び札幌管区気象台の気象データ等である。土地利用区分は市街地と森林の場合について計算を行った。なお、季節区分は4~6月を春、7~8月を夏、9~10月を秋、11月を冬(積雪なし)、12~3月を冬(積雪あり)とした。

図3に示すように、市街地のV_dは0.17~0.46cm/s(平均0.27cm/s)、森林のV_dは0.16~0.55cm/s(平均0.31cm/s)であり、文献値と同様の値を示した¹⁾。また冬は市街地で、夏は森林でV_dが大きくなる傾向を示した。市街地で夏よ

り冬のV_dが大きかったのは、沈着しやすい積雪で覆われていることによる。また森林でのV_dが冬より夏に大きかったのは、植物の活動が活発であったことによるものである。すなわち、冬は植物の活性が低く、市街地及び森林とも地表面は積雪に覆われており、植物による被覆のないほうがより沈着しやすいこととなる。また夏は植物による取り込みが著しいため、植物がないと仮定されている市街地より森林のV_dが高くなったと考えられた。

月平均濃度と月平均V_dによる乾性沈着量と1時間毎の濃度とV_dによる乾性沈着量の和(月沈着量)を図4に示す。市街地の乾性沈着量はそれぞれ9~94mmol/m²/day(平均33mmol/m²/day)、9~93mmol/m²/day(平均33mmol/m²/day)であり、森林の乾性沈着量はそれぞれ12~65mmol/m²/day(平均29mmol/m²/day)、12~61mmol/m²/day(平均26mmol/m²/day)であった。算出方法による差は市街地で0~1.5mmol/m²/day(平均0.3mmol/m²/day)、森林で0.1~8.9mmol/m²/day(平均2.6mmol/m²/day)で、両者の挙動は良く一致した。しかし、市街地では最大で2%の差(平均1%)であるのに対し、森林では最大27%の差(平均10%)がみられ、森林では時間分解能の高い測定データを用いることにより精度が高くなると考えられた。

また市街地と森林における乾性沈着量の季節変動では、いずれも冬の沈着量が多く、冬にSO₂が高濃度となること

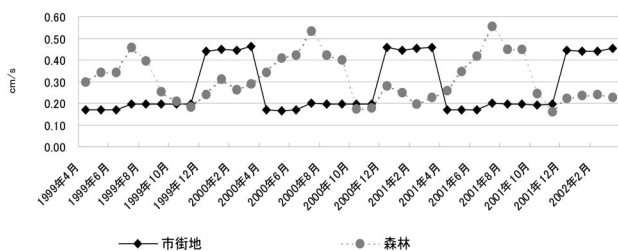


図3 札幌の市街地と森林における沈着速度 (V_d)

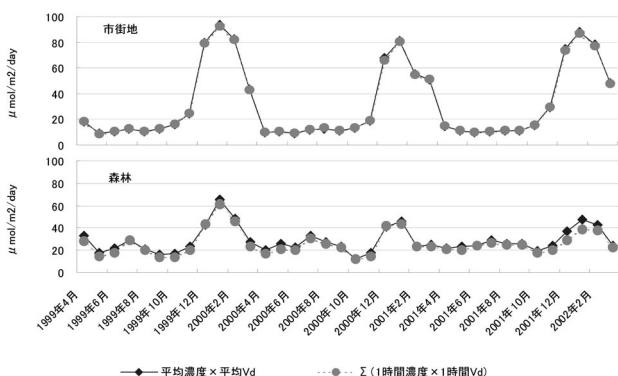


図4 月平均濃度と月平均 V_d による乾性沈着量と1時間毎の濃度と V_d による乾性沈着量の和

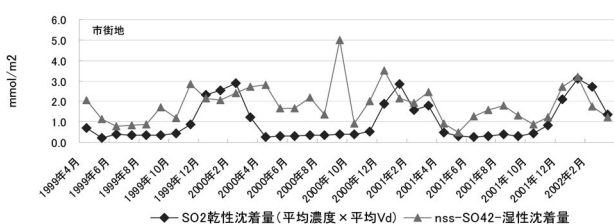


図5 SO_2 乾性沈着量（1時間毎の濃度と V_d による）とnss- SO_4^{2-} 湿性沈着量

が原因であった。また、市街地における夏と冬の沈着量の差が大きかったのは、それに加えて冬期の V_d が大きかったことによる。

SO_2 乾性沈着量（市街地、月平均濃度と月平均 V_d で算出）とnss- SO_4^{2-} 湿性沈着量の比較を図5に示す。季節変動では、冬には乾性沈着量が、春から秋にかけては湿性沈着量が多い傾向がみられた。3年分の全沈着量でみると SO_2 乾性沈着量は 36mmol/m^2 、nss- SO_4^{2-} 湿性沈着量は 51mmol/m^2 と後者が多かった。しかし、各年度の年沈着量では、乾性及び湿性はそれぞれ、1999年度が 12.6 及び 15.5mmol/m^2 、2000年度が 11.0 及び 21.6mmol/m^2 、2001年度が 12.6 及び 13.8mmol/m^2 であり、特に2000年度に極めて大きな差が見られた。これは降水によるnss- SO_4^{2-} 沈着量に対する三宅島の噴火の影響がかなり大きかったためであり⁹⁾、他の年度では両沈着量はほぼ同程度と考えられた。

5 結論

全国環境研協議会、第3次全国酸性雨調査の解析に用いることなどを目的に、インファレンシャル法による乾性沈着量推計ファイルVer.1を開発した。また、このファイルを北海道環境科学研究センターホームページ内（URL: http://www.hokkaido-ies.go.jp/seisakuka/acid_rain/kanseichinchaku/kanseichinchaku.htm）で公表した。さらに、この乾性沈着量推計ファイルを用いて求めた札幌における二氧化硫の乾性沈着量と降水による非海塩由来硫酸イオンの湿性沈着量を比較検討した結果、冬には乾性沈着量が、春から秋にかけては湿性沈着量が多い傾向を示し、両者の年沈着量は三宅島噴火の影響があった2000年度を除いては同程度と考えられた。

6 おわりに

東アジア酸性雨モニタリングネットワーク、環境省の酸性雨対策調査^{10,11)}及び全国環境研協議会の全国調査においても大気中の汚染物質濃度を測定し、インファレンシャル法による沈着速度から乾性沈着量を評価することが試みられている。本モデルのベースは東アジア酸性雨モニタリングネットワークにおいて開発中のモデル¹²⁾と同様であり、やはり開発段階でもある。今後はより多くの地点における乾性沈着量の評価を試みると同時に、苫小牧フラックスリサーチサイトなどで行われている濃度勾配法などの他の方法との比較検討により、精度を高めるための改良を続け、さらに他のガス成分及びエアロゾル成分にも対応したモデルへのバージョンアップを行う予定である。

謝辞

本モデルの開発に際し、多くのアドバイスをいただいた電力中央研究所の高橋章氏に感謝いたします。また、全国環境研協議会・酸性雨研究部会において、モデルの検証などにご尽力いただいた奈良県の松本光弘氏、大阪府の田口圭介氏、兵庫県の平木隆年氏、新潟県の大泉毅氏、東京都の古明地哲人氏をはじめとする部会委員の方々に感謝いたします。

参考文献

- 1) 全国環境研協議会 酸性雨研究部会：第3次全国調査結果，全国環境研会誌，26，pp.66-116，2001.
- 2) 全国環境研協議会 酸性雨研究部会：第3次全国調査結果，全国環境研会誌，27，pp.68-127，2002.
- 3) 全国環境研協議会 酸性雨研究部会：第3次全国調査

- 結果, 全国環境研会誌, 28, pp.127-196, 2003.
- 4) 柴田英昭, 中尾登志雄, 蔵治光一郎:「林内雨・樹幹流の測定法と問題点, 酸性雨研究と環境試料分析－環境試料の採取・前処理・分析の実際－」, 愛智出版, pp.115-127, 2000.
 - 5) 高橋 章, 佐藤一男, 若松孝志, 藤田慎一, 吉川邦夫: インフレンシャル法による森林への硫黄化合物の乾性沈着量の推定－SO₂の乾性沈着に及ぼす葉面のぬれの影響－, 大気環境学会誌, 37, pp.192-205, 2002
 - 6) Takahashi, A., Sato, K., Wakamatsu, T., Fujita, S.: Atmospheric deposition of acidifying components to a Japanese cedar forest", Water, Air and Soil Pollution, 130, pp. 559-564, 2001
 - 7) 松田和秀: 酸性物質の乾性沈着量推計のための沈着速度抵抗モデルの開発, 日本環境衛生センター所報, 29, pp.41-45, 2001.
 - 8) Wesely M.L.: Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition In regional-scale numerical model, Atmospheric Environment, 23, pp.1293-1304, 1989.
 - 9) 野口泉, 秋山雅行, 恵花孝昭: 三宅島の噴火に由来する汚染物質の挙動とその北海道への影響, 北海道環境科学研究センター所報, 29, pp.40-45, 2002.
 - 10) Matsuda, K., Fukuzaki, N., Maeda, M.: A case study on estimation of dry deposition of sulfur and nitrogen compounds by inferential method, Water, Air and Soil Pollution, 130, 553-558, 2001.
 - 11) Fujita, S., Sakurai, T., Matsuda, K.: Wet and dry deposition of sulfur associated with the eruption of Miyakejima volcano, Japan, J. Geophysical Research, Vol. 108, No. D15, 2003
 - 12) Matsuda, K., Aoki, M., Zhang, S., Kominami, T., Fukuyama, T., Fukuzaki, N., Totsuka, T.: Dry Deposition Velocity of Sulfur Dioxides on a red pine forest in Nagano, Japan. J. Jpn. Soc. Atmos. Environ. 37 (6), 387-392, 2002.

Development of Estimation Program File for Dry Deposition.

Izumi NOGUCHI
Kazuhide MATSUDA

Abstract

Inferential method is one of the estimation methods of dry deposition, which is a significant process of air pollutants deposition. Dry deposition velocities can be calculated by meteorological data, land use and observational condition in this method. This method model was developed on the spreadsheet software, MS Excel. In this study, moreover, dry deposition of sulfur dioxides was calculated using this file during 1999-2001 fiscal year in Sapporo. Annual dry deposition of sulfur dioxide was seemed to be as same magnitude of annual wet deposition of non sea-salt sulfate. In comparison between the dry deposition of sulfur dioxides and the wet deposition of non sea-salt sulfate, the dry deposition was large in winter and the wet deposition was large during spring - autumn. This file for dry deposition estimation was developed for analysis of Acid Deposition Survey Part 3 coordinated by Japan Environmental Laboratories Association during 1999 - 2001 fiscal year. In addition, the file of this model can be down load at following web site;

URL:

http://www.hokkaido-ies.go.jp/seisakuka/acid_rain/kanseichinchaku/kanseichinchaku.htm (in Japanese).

ダイオキシン類の迅速抽出法および前処理法の基礎的検討

— ソックスレー抽出法、高温還流抽出法、高圧液体抽出法の比較と活性炭分散シリカゲルリバーカラムによる分画の検討 —

大塚 英幸 姉崎 克典 山口 勝透 岩田 理樹 藤本 啓*

要 約

ダイオキシン類の抽出方法として、公定法のソックスレー抽出法と、高温還流抽出法及び高圧液体抽出法による抽出効率を比較検討した。また、活性炭分散シリカゲルを用いたリバーカラムとオープンカラムの二つの分画法による回収率の違いについても比較した。その結果、3種類の抽出法は、ほぼ同等の抽出効率であり、高温還流抽出法および高圧液体抽出法がソックスレー抽出法の代替法として採用可能であることが分かった。分画法についてはリバーカラムの方がよい回収率を示した。これらの代替法の採用によりダイオキシン類の分析時間の短縮及び使用溶媒量の減量化が可能である。

Key Words: PCDDs/PCDFs、Co-PCBs、高圧液体抽出、高温還流抽出、活性炭分散シリカゲルリバーカラム

1 はじめに

ダイオキシン類の分析は、(1) 溶媒抽出、(2) クリーンアップ（夾雑物質の除去）、(3) 分画（干渉成分を分離）、(4) GC/MSによる定量という工程を経て行われる。この工程は、通常2週間以上の作業時間を要し、多量の有機溶媒を使用する。さらに、抽出の際に溶媒を加熱するため火災などの危険を伴う。ダイオキシン類の分析を行う上で抽出、前処理の迅速化及び使用溶媒量低減化を図ることは分析従事者にとって大きな課題である。

試料の抽出方法については、公定法としてソックスレー抽出法（Soxhlet Extraction、以下「SE」と略する）が規定されているが、それに代わる方法として、高圧液体抽出法（Pressurized Liquid Extraction、以下「PLE」と略する）及び高温還流抽出法（Hot Extraction、以下「HE」と略する）が着目されている。PLEは、溶媒を用いてセル内において高温高圧条件下で抽出を行う方法であり、使用溶媒量の少ないこと、抽出時間が短いこと及び安全性においてSEよりも優れているという利点がある。これらについて、様々な試料、条件における抽出条件が検討され、試料の性状、水分含有量、抽出温度及び使用溶媒により抽出効率はかなり異なることが報告されており¹⁻⁶⁾、試料に合わせた条件の最適化が望まれる。HEは、SEにおける抽出部を加熱し一定の速度で抽出部の溶媒の一部を溶媒容器に排出する方法であり、抽出時間の短縮及び安全性の面から

有用な代替抽出法であると考えられる。

また、前処理工程のうちPCDDs/PCDFsと非平面構造のPCBsとの分画においては、PCDDs/PCDFsとCo-PCBsの同時処理が可能な活性炭分散シリカゲルカラムを用いる方法が開発され⁷⁾、公定法として広く用いられている。しかしながら、この方法においても通常行われているオープンカラムによる操作の場合は、PCDDs/PCDFsのうち7塩素化物及び8塩素化物が溶出しにくく、回収率が低くなることが確認されている。回収率を上げるために第3画分のトルエンによる溶出に300ml程度を使用する必要があり、溶出時間が長いという問題点があった。これらの問題点を解決するため、活性炭分散シリカゲルカラムをカートリッジ化して、第3画分を逆方向に溶出する試みが報告され⁸⁻¹⁰⁾、2003年より製品化されている。

今回、我々はダイオキシン分析の迅速化及び使用溶媒の減量化を図る目的で、SEに代わる迅速抽出法としてPLEとHEの抽出効率について比較検討するとともに活性炭分散シリカゲルオープンカラムと活性炭分散シリカゲルリバーカラムの回収率について比較検討を行った。

2 方法

2.1 抽出

検討に用いた試料は、平成10年度環境測定分析統一制度管理調査で配布されたばいじん試料である。試料を精秤後1時間塩酸処理し、アセトン処理のち一晚風乾したものについて、3つの抽出法により比較検討した。それぞれの

* 北海道立衛生研究所

操作について3回ずつ繰り返し、平均値と相対標準偏差を算出した。また塩酸処理、アセトン処理及び水洗時に固相から分離した液相は、トルエンにより液液抽出し、抽出液に加えた。

(1) SE

トルエンを溶媒とし、溶媒容器加熱温度130℃で16時間抽出した。

(2) HE

抽出装置にはBüchi社製B-811を使用し、トルエンを溶媒として溶媒容器を130℃で加温し、抽出部を60℃に加温し、抽出部に溜まったトルエンを数mlずつ溶媒容器に排出しながら6時間還流抽出後、抽出部のトルエンを溶媒容器に排出し、抽出部と溶媒容器の連絡管の弁を開き、30分間トルエンを還流させた。

(3) PLE

抽出装置には高圧液体抽出装置ASE300（ダイオネクス社製）を用い、以下の条件により抽出を行った。

抽出溶媒：トルエン、オープン温度：150℃、圧力：1500 psi、設定温圧保持時間：15分、溶媒入れ替え割合（対セル容積）：150%、N2ページ：60秒

また繰り返し抽出回数は、3回目においてなお数%のPCDDs/PCDFsが抽出されるとの報告³⁾を踏まえ、2回と3回の2通りについて検討した。

2.2 クリーンアップ及び分画

クリーンアップスパイクを添加した抽出液を多層シリカゲルカラムでクリーンアップ後、分画は活性炭分散シリカゲルリバースカラム及び活性炭分散シリカゲルオープンカラムにより行い、両者の回収率の違いを検討した。各カラムの条件は次のとおりである。

(1) 多層シリカゲルカラム（充填材は和光純薬社製）

コンディショニング：n-ヘキサン150ml

展開溶媒：n-ヘキサン190ml

(2) 活性炭分散シリカゲルリバースカラム（関東化学社製）

コンディショニング：なし

展開溶媒：

Fr.1 n-ヘキサン40ml

Fr.2 25%(v/v)ジクロロメタン—n-ヘキサン40ml

Fr.3（リバース後）トルエン60ml

(3) 活性炭分散シリカゲルオープンカラム（充填材は関東化学社製、充填量1g、カラム内径6mm）

コンディショニング：なし

展開溶媒：

Fr.1 n-ヘキサン40ml

Fr.2 25% (v/v)ジクロロメタン—n-ヘキサン40ml

Fr.3 トルエン300ml

なお、活性炭分散シリカゲルオープンカラムのFr.3通液

時はカラムを使い捨てカイロにより30℃程度に保温した。

2.3 濃縮

分画後の試料溶液は、濃縮後スピッツ管に移し、0.5ml程度まで濃縮、さらにシリンジスパイク添加後最終的に50μl程度に濃縮し、測定バイアルに移して測定に供した。

2.4 測定

測定はHR-GCにアジレント社製6890plus、HR-MSには日本電子社製JMS-700Dを用い、ロックマス方式の選択イオン検出法により行った。HR-GC/HR-MSの分析条件は表1のとおりである。

3 結果と考察

3.1 SE、HE及びPLEによる定量値の比較

表2に各抽出法による分析値を示す。それぞれの抽出法ごとの相対標準偏差（RSD）の値はSEで1~11%、HEで1~13%、PLE（繰り返し抽出回数3回）で0.1~13%、PLE（繰り返し抽出回数2回）で0.4~10%であり、概ね数%程度の変動であった。

表3及び図1に、HEとPLE（繰り返し抽出回数2回、3回）と、SEによる定量値の比較を示す。HE/SE比は、異性体ごとの比較では0.93~1.14の範囲であり、全体とし

表1 GC/MSの分析条件

	Te~HxCDD/Fs	Hp~OCDD/Fs	Co-PCBs
GC カラム	SP2331 (60m,0.25mm, 0.2μm)	DB17 (30m,0.32mm, 0.25μm)	HT8-PCB (60m,0.25mm)
オープン温度	100℃(1min)- 20℃/min- 200℃(0min)- 2℃/min- 260℃(24min)	100℃(1min)- 20℃/min- 280℃(10min)	120℃(1min)- 20℃/min- 180℃(0min)- 2℃/min- 260℃(0min)- 5℃/min- 300℃(13min)
注入口温度	260℃	280℃	280℃
キャリアガス流量	1.5ml/min	1.5ml/min	1.0ml/min
注入法	スプリットレス	スプリットレス	スプリットレス
分解能	10000以上	10000以上	10000以上
測定モード	EI(電子衝撃型)	EI(電子衝撃型)	EI(電子衝撃型)
ポーラリティ	+	+	+
イオン源温度	260℃	260℃	260℃
イオン化電圧	40V	40V	40V
イオン化電流	500μA	500μA	500μA
加速電圧	10kV	10kV	10kV
GCインターフェース温度	280℃	280℃	280℃
インレットパイプ温度	280℃	280℃	280℃
PFKインレット温度	70℃	70℃	70℃
イオンマルチ電圧	1.2kV	1.05kV	1.2kV
データ採取方法	SIM(ロックマス)	SIM(ロックマス)	SIM(ロックマス)

て±数%の範囲内であった。また、同族体濃度の比較では0.96~1.03とほぼ1に近い値であった。PLE（繰り返し抽出回数2回）/SEは0.87~1.08の範囲であり、Co-PCBsでやや低い傾向にあるが、全体としてみると±数%の違いであった。各抽出法における定量値のばらつきを考え合わせると、HEとSE、並びにPLE（繰り返し抽出回数2回）とSEはそれぞれ概ね良好な一致を示したと言える。PLEとSEを比較した報告^{1~6)}を見ると、水分を含んでいる試料をそのまま抽出した場合、あるいはPLEの抽出温度を高く設定した例ではSEに比べPLEでは高塩素化体で低く、低塩素化体で高くなる傾向が指摘されており、今回のような良好な一致を示していない。これは、PLEでは水分、温度などの影響により高塩素化体が壊れ、低塩素化体にシフトするためと考えられている。今回は、抽出前に塩酸処理を行い、ろ過、水洗後にアセトン処理してから風乾して、水分を十分除いた試料を、比較的穏やかな抽出温度設定でPLE抽出しており、これらの条件下では高塩素化体の分解等がおこりにくく、PLEとSEとの差がほとんど無かったと考えられる。

また、PLE(繰り返し抽出回数3回)/PLE(繰り返し抽出回数2回)は0.95~1.15の範囲で、#189-HpCBを除いたすべての異性体で1以上であり、繰り返し2回の抽出では平均数%が抽出されずに残留している可能性がある。各抽出法における相対標準偏差が数%のレベルであり、全異性体について2回と3回とで有意な差があるとはいえないものの、3回繰り返し抽出を行う方が、全体的により抽出効率が高くなると思われる。

表2 各抽出法による分析値

Compound	SE		HE		PLE(繰り返し抽出回数2回)		PLE(繰り返し抽出回数3回)	
	平均	RSD	平均	RSD	平均	RSD	平均	RSD
	ng/g	%	ng/g	%	ng/g	%	ng/g	%
2378-TeCDD	1.3	9	1.5	1	1.4	13	1.3	9
12378-PeCDD	5.0	10	5.4	6	5.4	7	5.1	5
123478-HxCDD	6.6	1	6.4	13	6.4	1	6.2	8
123678-HxCDD	16	11	15	6	16	0.1	15	7
123789-HxCDD	12	1	12	7	12	2	12	7
2378-TeCDF	4.7	8	4.7	6	5.1	1	4.5	2
12378-PeCDF	12	7	13	3	14	1	13	8
23478-PeCDF	11	2	12	2	13	4	12	6
123478-HxCDF	22	9	21	3	23	6	22	3
123678-HxCDF	20	8	22	3	23	2	22	1
123789-HxCDF	1.9	4	2.0	7	2.0	11	2.0	4
234678-HxCDF	37	4	36	4	39	4	37	6
1234678-HpCDD	210	2	210	2	220	1	210	5
1234678-HpCDF	140	1	140	2	150	2	140	5
1234789-HpCDF	19	6	20	2	22	3	21	6
OCDD	670	3	660	2	700	1	610	9
OCDF	130	5	120	2	120	0.3	120	3
#77-TeCB	1.3	4	1.3	6	1.4	1	1.3	2
#81-TeCB	0.49	4	0.49	3	0.50	2	0.47	3
#105-PeCB	0.68	4	0.70	12	0.68	3	0.67	5
#114-PeCB	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-
#118-PeCB	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-
#123-PeCB	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-	N.D.	-
#126-PeCB	1.8	11	1.8	6	1.7	4	1.7	10
#156-HxCB	1.2	4	1.1	6	1.1	3	1.0	5
#157-HxCB	0.72	4	0.75	5	0.7	4	0.64	9
#167-HxCB	0.57	6	0.57	2	0.58	11	0.52	0.4
#169-HxCB	1.2	4	1.2	6	1.1	6	1.1	3
#189-HpCB	1.6	2	1.6	5	1.6	0.1	1.6	7
TeCDDs	20	8	20	5	21	5	19	8
PeCDDs	57	7	55	8	60	5	55	6
HxCDDs	170	7	170	4	180	1	170	7
TeCDFs	130	4	140	1	130	2	120	6
PeCDFs	160	5	170	1	170	2	160	5
HxCDFs	220	5	220	3	230	4	220	3
HpCDDs	390	1	380	2	400	1	380	4
HpCDFs	240	1	230	2	250	2	240	5
TeCBs	1.8	2	1.8	5	1.9	1	1.7	3
PeCBs	3.3	3	3.3	3	3.3	0.4	3.3	4
HxCBs	3.7	1	3.6	4	3.5	2	3.3	3

SE: Soxhlet Extraction, HE: Hot Extraction, PLE: Pressurized Liquid Extraction, RSD: 相対標準偏差, "N.D.": 定量下限値未満

出回数2回)は0.95~1.15の範囲で、#189-HpCBを除いたすべての異性体で1以上であり、繰り返し2回の抽出では平均数%が抽出されずに残留している可能性がある。各抽出法における相対標準偏差が数%のレベルであり、全異性体について2回と3回とで有意な差があるとはいえないものの、3回繰り返し抽出を行う方が、全体的により抽出効率が高くなると思われる。

表3 各抽出法間の濃度比

Compound	HE/SE	PLE(2回)/SE	PLE(3回)/SE	PLE(3回)/PLE(2回)
2378-TeCDD	1.14	1.01	1.07	1.06
12378-PeCDD	1.07	1.02	1.07	1.05
123478-HxCDD	0.97	0.95	0.97	1.02
123678-HxCDD	0.93	0.95	1.01	1.06
123789-HxCDD	1.01	0.98	1.04	1.06
2378-TeCDF	1.00	0.95	1.07	1.12
12378-PeCDF	1.05	1.02	1.09	1.07
23478-PeCDF	1.03	1.03	1.12	1.09
123478-HxCDF	0.97	1.00	1.05	1.06
123678-HxCDF	1.10	1.06	1.12	1.05
123789-HxCDF	1.02	1.03	1.05	1.01
234678-HxCDF	0.96	1.00	1.03	1.04
1234678-HpCDD	0.97	0.99	1.03	1.04
1234678-HpCDF	0.97	1.01	1.03	1.02
1234789-HpCDF	1.00	1.08	1.13	1.05
OCDD	0.98	0.91	1.04	1.15
OCDF	0.93	0.92	0.97	1.06
#77-TeCB	1.00	0.98	1.07	1.09
#81-TeCB	1.02	0.97	1.03	1.06
#105-PeCB	1.04	0.99	1.00	1.01
#126-PeCB	1.01	0.95	0.98	1.02
#156-HxCB	0.96	0.88	0.91	1.04
#157-HxCB	1.04	0.89	0.97	1.09
#167-HxCB	1.01	0.91	1.02	1.11
#169-HxCB	0.96	0.87	0.92	1.05
#189-HpCB	0.99	1.00	0.95	0.95
TeCDDs	0.99	0.95	1.04	1.10
PeCDDs	0.97	0.97	1.06	1.09
HxCDDs	0.96	0.97	1.03	1.06
TeCDFs	1.03	0.94	0.98	1.04
PeCDFs	1.03	0.99	1.08	1.10
HxCDFs	0.99	1.00	1.05	1.05
HpCDDs	0.97	0.98	1.02	1.05
HpCDFs	0.97	1.01	1.05	1.03
TeCBs	1.01	0.98	1.06	1.08
PeCBs	1.01	1.00	1.00	1.00
HxCBs	0.98	0.89	0.94	1.06

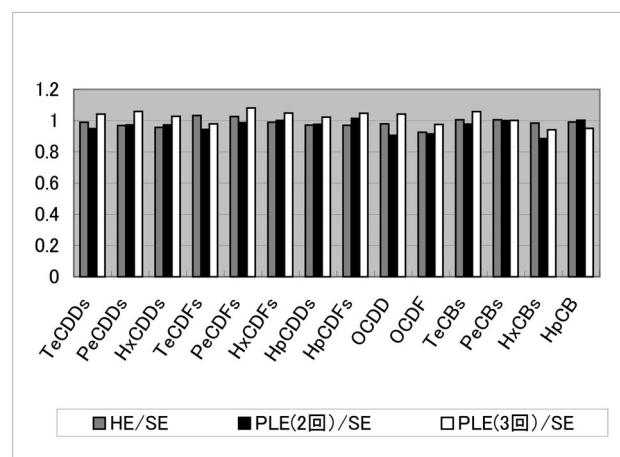


図1 各抽出法間の濃度比

3.2 活性炭分散シリカゲルを用いたリバースカラムとオープンカラムによる回収率の比較

表4に活性炭分散シリカゲルを用いたリバースカラムとオープンカラムによる回収率の比較を示す。いずれの方法もすべての異性体について公定法に定められた回収率50～120%の範囲内であった。オープンカラムではOCDD/OCDFと殆どのCo-PCBs異性体で90%以下となっていたが、一方のリバースカラムでは91～104%と、オープンカラムと比べ同等以上の回収率であり、ここで用いた市販のリバースカラムは十分分画操作に適する性能を有することが確認できた。また、リバースカラムの第3画分に使用したトルエンの量はオープンカラムの5分の1の60mlであり、1検体あたり240ml削減でき、溶出時間も1回につき4時間程度短縮することができた。

表4 活性炭分散シリカゲルリバースカラムとオープンカラムの回収率の比較

Compound	Isomer	リバースカラム 回収率(%)	オープンカラム 回収率(%)
13C-TeCDD	2378	95	95
13C-PeCDD	12378	103	100
13C-HxCDD	123678	103	102
13C-TeCDF	2378	95	101
13C-PeCDF	12378	101	100
13C-HxCDF	123478	100	97
13C-HpCDD	1234678	97	98
13C-HpCDF	1234678	92	92
13C-OCDD	12346789	97	89
13C-OCDF	12346789	94	86
13C-TeCB	#81	91	84
13C-TeCB	#77	92	83
13C-PeCB	#105	96	85
13C-PeCB	#114	98	89
13C-PeCB	#118	101	93
13C-PeCB	#123	98	88
13C-PeCB	#126	97	83
13C-HxCB	#167	100	86
13C-HxCB	#156	100	85
13C-HxCB	#157	100	85
13C-HxCB	#169	104	86
13C-HpCB	#189	102	83

4 まとめ

ダイオキシン類の抽出方法として公定法に指定されているソックスレー抽出法(SE)に代わる方法として、高圧液体抽出法(PLE)が、使用溶媒量の少ないこと、抽出時間が短いこと及び安全性において優れているという理由で着目されている。また、高温還流抽出法(HE)も、抽出時間の短縮の面から有用な代替抽出法であると考えられる。これらの抽出方法を比較検討した結果、PLE及びHEは、SEとほぼ同等の抽出効率であった。これらのことか

ら、今回、十分水分を除去したばいじん試料を用いて検討した結果、HE及びPLEがSEとほぼ同等の抽出効率を得ることができ、SEの代替法として採用可能であることが分かった。

また、活性炭分散シリカゲルを用いたリバースカラムとオープンカラムによる回収率を比較した結果、リバースカラムの方が上回った。さらにリバースカラムではオープンカラムに比べ使用するトルエンの量を減量でき、溶出時間を短縮することができた。

これらの代替法を採用することにより、ダイオキシン分析の効率化及び安全性の向上を図ることが可能である。

参考文献

- 1) 大高広明, 石渡康尊, 西岡信浩, 王効拳, 梅津令士, 高速溶媒抽出(ASE)法によるダイオキシン類迅速抽出法の検討(その1) - 土壌試料の抽出効率についての検討 -, 第11回環境化学討論会講演要旨集, 388-389, 2002
- 2) 岸田真男, 山本仁史, 服部幸和, 高速溶媒抽出装置を用いた底質中のダイオキシン類の分析, 第12回環境化学討論会講演要旨集, 602-603, 2003
- 3) 村山等, 鈴木貴博, 種岡裕, 高井透, 谷中和子, 渋谷信雄, 橋本俊次, 伊藤裕康, ダイオキシン類迅速抽出法の検討 - 1 - 高圧液体抽出による試料に応じた抽出条件の最適化 -, 第12回環境化学討論会講演要旨集, 604-605, 2003
- 4) 半野勝正, 依田彦太郎, 吉澤正, 石渡康尊, 仁平雅子, 中村朋之, 宮崎雅弘, 村山等, 佐々木裕子, 村瀬秀也, 岡本拓, 橋本俊次, 伊藤裕康, ダイオキシン類迅速抽出法の検討 - 2 - 灰試料におけるソックスレー抽出, 高圧液体抽出(PLE), 超音波抽出の比較 -, 第12回環境化学討論会講演要旨集, 606-607, 2003
- 5) 飯村文成, 佐々木裕子, 佐々木啓行, 半野勝正, 橋本俊次, 伊藤裕康, ダイオキシン類迅速抽出法の検討 - 3 - 高圧液体抽出による選択的抽出法の検討 -, 第12回環境化学討論会講演要旨集, 608-609, 2003
- 6) 日浦盛夫, 大原俊彦, 岡本拓, 橋本俊次, 伊藤裕康, ダイオキシン類迅速抽出法の検討 - 4 - 高圧液体抽出による湿泥試料の高効率抽出法の検討 -, 第12回環境化学討論会講演要旨集, 610-611, 2003
- 7) 村山等, 茨木剛, 種岡裕, 高井透, ダイオキシン類及びコプラナーPCB同時定量のための前処理方法の検討, 新潟県保健環境科学研究所年報, Vol.16, 98-103, 2001
- 8) 増崎裕子, 松村徹, 小林幹夫, 活性炭分散シリカゲルによるダイオキシン類分析前処理分画条件の検討, 第

11回環境化学討論会講演要旨集, 139-140, 2002

- 9) 清家伸康, 横石英樹, Hee-Soo Eun, 上垣隆一, 桑原雅彦, 上路雅子, カートリッジ化活性炭分散シリカゲルを用いたダイオキシン類の分析, 第11回環境化学討論会講演要旨集, 648-649, 2002
- 10) 小林幹夫, ダイオキシン類分析用活性炭分散シリカゲルリバースカラム, The Chemical Times, Vol.188, 18-21, 2003

Basic Study of Rapid and Simplified Analysis for Dioxins

OTSUKA Hideyuki, ANEZAKI Katsunori,
YAMAGUCHI Katsuyuki, IWATA Riki,
FUJIMOTO Toru

Abstract

Comparison of the dioxin extraction efficiency of three methods was carried out. Consequently, Soxhlet Extraction, Hot Extraction and Pressurized Liquid Extraction were the almost same extraction efficiency. In these conditions, Hot Extraction and Pressurized Liquid Extraction can adopt as a method of substituting for Soxhlet Extraction. Moreover, as a result of comparing the recovery rate by active carbon-dispersed silica gel reverse column and the open column, reverse column showed good recovery rate. It is possible to reduce the analysis time and the amount of solvents for dioxin analysis by adopting these substitute methods.

食品類中のエストロゲン活性の調査

永洞 真一郎 阿賀 裕英 芥川 智子 沼辺 明博 村田 清康 坂田 康一

要 約

内分泌かく乱物質（いわゆる環境ホルモン）は、生体内の内分泌系、特に性ホルモンの作用をかく乱するとされている。その中で特に女性ホルモン（エストロゲン）活性を示す物質が、生物のオスをメス化する可能性が指摘されている。一方、食品中には女性ホルモンと同様の働きをする物質の存在が知られており、機能的食品として重要視されている。こうした食品が廃棄され環境中に排出された場合、生態系に対して何らかの影響を及ぼす可能性が考えられる。このことから、水環境への混入の可能性が高い液体状の食品（ジュース、調味料等）12種類のエストロゲン活性を酵母Two-Hybrid法を用いて測定した。その結果、フルーツジュース類や酒類、液状調味料はエストロゲン活性を示さず、みそ汁上澄み液のみが弱いながらもエストロゲン活性を示した。これは、みその原料である大豆に含まれるダイゼインやゲニスタインによるものと推察された。

Key words: 内分泌かく乱物質、エストロゲン活性、酵母Two-Hybrid法

1 はじめに

1997年ころから、化学物質による生物への影響、特に性ホルモンのかく乱が指摘され、「環境ホルモン」として関心が集まっている。その中でも、あたかも女性ホルモン（エストロゲン）であるかのように働き、生物のオスをメス化する化学物質の存在が懸念されている¹⁾³⁾。その中で、大豆などの植物体には図1に示すようなエストロゲン活性を有する物質（ダイゼイン、ゲニスタイン、クメストロールなどの植物エストロゲンと呼ばれる物質）が含まれており、こうした植物の過剰摂取などによりウシやヒツジが不妊症を発症する生物例も報告されている⁴⁾。一方、女性ホルモンの働きを有するとされる食品類が、女性らしさを保つといった理由から機能的食品として注目されている。こうした食品類が環境中に排出された場合、その食品に含まれるエストロゲン活性が生態系に対して何らかの影響を及ぼす可能性が考えられる。また、一般家庭から排出される下水は水洗あるいは汲み取りによって処理されるものの、雑排水などは直接河川へ排出されてしまう可能性もある。このことから、水環境への混入の可能性が高いと考えられる液体状の食品類（飲料、調味料等）のエストロゲン活性を測定し、河川などの水質調査における基礎的知見を得ることを試みた。

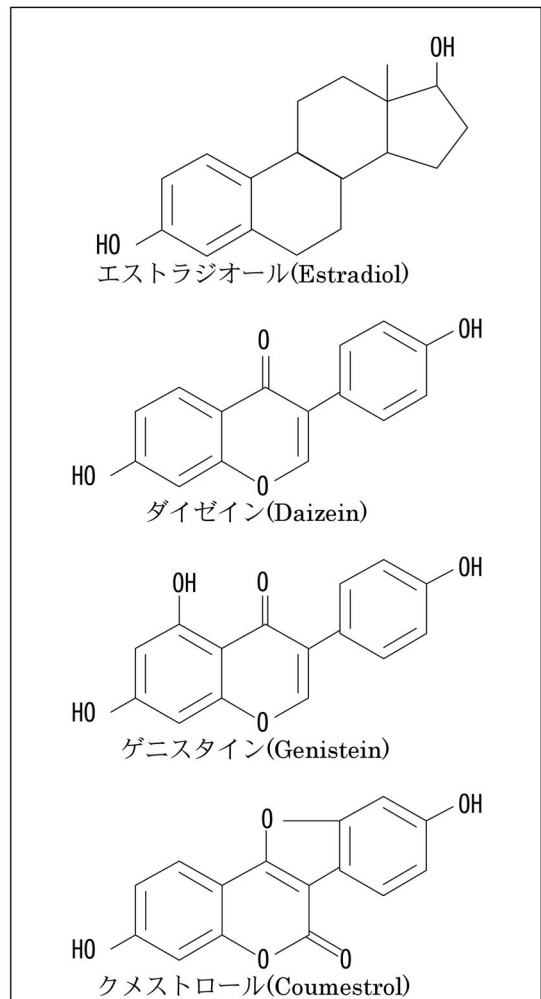


図1 エストラジオールと主な植物エストロゲンの構造

2 方法

2.1 試料の選定と前処理

事前に国内外の文献から、エストロゲン活性物質が含まれる食品に関する報告例の検索を行った。その結果、エストロゲン活性を有する食品としてザクロ⁵⁾、ワイン⁶⁾、大豆製品⁷⁾が報告されていた。特に大豆製品にはダイゼイン、ゲニスタインといった物質が含まれており、これらの物質はエストロゲン活性を有するとされている。これらの検索結果から、フルーツジュース6種（オレンジ、アップル、グレープフルーツ、グレープ、プルーン、ザクロ）、酒類3種（赤ワイン、白ワイン、ビール）、大豆関連3種（しょうゆ、みそ汁上澄み、豆腐浸漬液）の合計12種類を選定した。これらの原材料名などを表1に示す。この表からわかるとおり、フルーツジュースはすべて濃縮果汁還元（プルーンジュースのみ乾燥果実還元）の100%タイプである。ザクロジュースは水で3倍に希釈して飲用するよう記してあったため、Milli-Q水で3倍に希釈して試験に供した。なお、オレンジ、グレープフルーツ、プルーンの各ジュースは遠心分離法によって沈殿を除去してから試験に供した。ワイ

表1 試料の原材料名その他

サンプル名	原材料名その他
オレンジジュース(濃縮還元)	オレンジ, 香料
アップルジュース(濃縮還元)	りんご, 香料, 酸化防止剤(ビタミンC)
グレープフルーツジュース(濃縮還元)	グレープフルーツ, 香料
グレープジュース(濃縮還元)	ぶどう, 香料
プルーンジュース(濃縮還元)	プルーン
ザクロジュース(濃縮還元)	ザクロ, ザクロ種子エキス
赤ワイン	アルコール分14%未満 酸化防止剤(亜硫酸塩)
白ワイン	アルコール分14%未満 酸化防止剤(亜硫酸塩)
ビール	ホップ, 米, コーンスターチ アルコール分約5%
しょうゆ	脱脂加工大豆(遺伝子組換えでない), 大豆(遺伝子組換えでない), 小麦, 食塩, アルコール
みそ汁上澄液	米みそ(大豆: 遺伝子組換えでない)わかめ, かつおエキス, 発酵調整剤(エタノール), 調味料(アミノ酸, 核酸)
豆腐浸漬液	丸大豆, 塩化マグネシウム含有物(にがり)

ンは赤、白ともにフルーツジュースを添加したタイプをそのまま用いた。ビール（生）も一般的なものをそのまま用いた。みそ汁は生味噌タイプの即席みそ汁（わかめ）の素に、Milli-Q水を指定量（160ml、室温）を添加してよく攪拌した後、遠心分離法を用いて沈殿物を除去し、Whatman社製ガラスフィルターGF/D（保持粒径 $2.7\mu\text{m}$ ）を用いてろ過してから試験に供した。豆腐浸漬液は、絹ごし豆腐の浸漬してある淡黄色透明の溶液を、Whatman社製ガラスフィルターGF/Dを用いてろ過してから試験に供した。

2.2 固相抽出および溶出

各試料は、固相抽出法を用いてエストロゲン活性物質を抽出した。この操作の流れを図2に示す。固相抽出材にはGL Science社製GL Pak Aquasis PLS-3を用いた。溶出溶媒はジクロロメタンを用い、溶出後 N_2 パージによってジクロロメタンを留去した後、酢酸エチルに溶解してからりん酸バッファ（ $\text{pH}=9.1$ ）を加えて水溶性色素などを抽出除去し、酢酸エチル相を分取した。この酢酸エチル相を N_2 パージによって乾固した後ただちにジメチルスルホキシド（DMSO）に溶解して実験試料とした。

2.3 酵母Two-Hybrid法

酵母菌は大阪大学の西原らによって開発された、ヒトエストロゲンレセプター α を導入した菌株を用いた⁸⁾。エストロゲン活性の検出は、この酵母菌がエストロゲン活性物質の存在下において産生する β ガラクトシダーゼの活性を、発光強度として測定する簡便法を用いた⁹⁾。

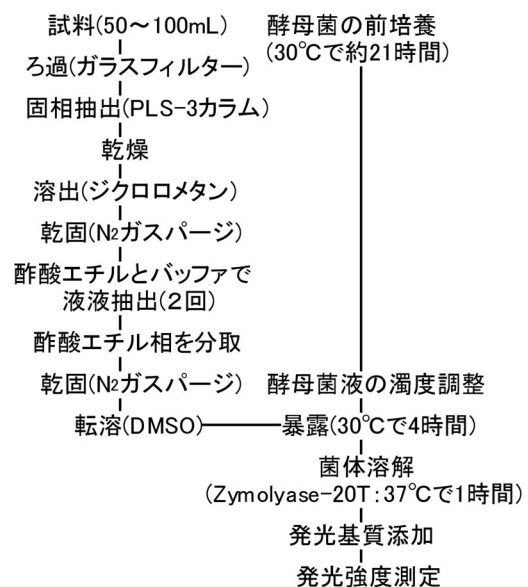


図2 酵母Two-Hybrid法とその前処理の操作手順

3 結果

3.1 酵母Two-Hybrid法によるエストロゲン活性(-S9)

酵母Two-Hybrid法による、-S9における陽性対照物質(ポジティブコントロール)として使用したβエストラジオール(E2)のEC×10(ベースラインに比べて発光強度が10倍になる濃度)はおおよそ100pM~200pMであった。この結果、みそ汁上澄み液のみが発光強度が3倍以上増幅され、陽性と判定された。この応答曲線を図3に示す。この応答曲線から線形近似法によりエストラジオール換算濃度を算出すると2.4ng(E2)/Lであった。

3.2 酵母Two-Hybrid法によるエストロゲン活性(+S9)

酵母Two-Hybrid法による、+S9試験も同様に行った。+S9試験とは、動物体内において有害化学物質の分解をつかさどる肝臓の酵素(チトクロムP450群)を反応させることによって、生体内における代謝生成物の活性を評価する実験系である。この試験における陽性対照物質(ポジティブコントロール)として使用したメトキシクロール(MxC)のEC×10(ベースラインに比べて発光強度が10倍になる濃度)はおおよそ1.7nM~2.4nMであった。各試料の測定の結果、すべての試料において発光強度が3倍を超過せず、陰性と判定された。

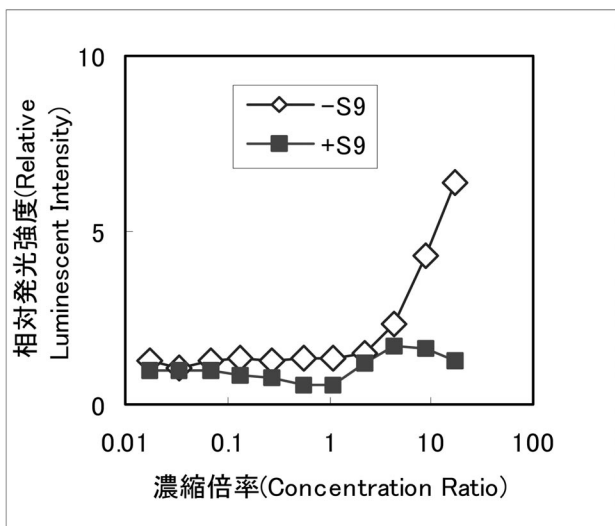


図3 みそ汁上澄み液のエストロゲン活性応答

4 考察とまとめ

植物は動物と違って移動することができない。そのかわりに太陽光を浴びることによって自ら栄養分を合成することができる。また、移動できないために捕食者から逃れることができない。植物がエストロゲン活性物質や、アレロパシー(フィトンチッドとも呼ばれる)と総称される生理活性物質を合成するのは捕食生物に対して悪影響を与えたり、子孫を残さないためであるという説もある^{10,11)}。香山らは、卵巣がん由来の培養細胞を用いて、大豆、黒豆、モヤシ、インゲン、菊の花、山東菜、黄ニラ、青シソ、ターサイ、サンショウ、きぬさや、ザクロ、ホップでエストロゲン活性を確認したと報告している¹³⁾。今回の調査においては、みそ汁上澄み液のみが発光強度を示した。これはみその原料である大豆に含まれるゲニスタインやダイゼインによるものと推察された。検出されたエストロゲン活性が、ゲニスタインのみによるものと仮定すると、ゲニスタインのエストロゲン活性はエストラジオールの約4500分の1であったことから、みそ汁上澄み液のゲニスタイン濃度は10.9μg/Lと推算された。さらにこの結果からみそのゲニスタイン含有量を推算すると99.0ng/g(wet)と求められた。この値は文献値¹²⁾と比較すると0.05%程度であり、わかめや調味料の重量を考慮しても0.1%以下であった。このことはゲニスタインのほとんどがみそ汁の残渣(沈殿する部分)に含まれていることを示唆している。一方、ビールや豆腐浸漬液からはエストロゲン活性は検出されなかった。しかし本報と同一あるいは同等の手法(酵母Two-Hybrid法やYes-Assay法)において豆腐¹⁴⁾そのものはエストロゲン活性を示すとされている。また、国立環境研究所の白石不二雄らは、ビールのエストロゲン活性を酵母Two-Hybrid法によって検出している。本報において採用した固相抽出法は、実際の環境試料に採用しているものであるが食品の場合、色素などの妨害物質が大量に含まれているため、必ずしも今回の抽出条件が最善ではないと考えられる。また、ワインに関してはアルコール含量が高いため、あるいは色素成分の妨害のため固相抽出法によってエストロゲン活性物質が抽出されなかった可能性がある。こうした、食品に含まれるエストロゲン活性物質が水環境に及ぼす影響を報告した例はまだない。今後の詳細な調査研究が必要と思われる。

5 参考文献

- 1) 化学物質安全情報研究会編「環境ホルモンの問題とその対策」オーム社(1999)
- 2) 社団法人日本水環境学会関西支部編「アプローチ環境

- ホルモン～その基礎と水環境における最前線～」技報堂出版 (2003)
- 3) 西川洋三「環境ホルモン～人心を「攪乱」した物質～」日本評論社 (2003)
 - 4) C.L.Hughes Jr., Phytochemical mimicry of reproductive hormones and modulation of herbivore fertility by phytoestrogens. *Environmental Health Perspectives* 78 171-174 (1988)
 - 5) N.M.A.Moneam, A.S.El Sharaky and M.M. Badreldin, Oestrogen content of pomegranate seeds. *Journal of Chromatography* 438 438-442 (1988)
 - 6) C.M.Klinge, K.E.Risinger, M.B.Watts, V.Beck, R. Eder and A.Jungbauer, Estrogenic Activity in White and Red Wine Extracts. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51 1850-1857 (2003)
 - 7) Y.Nakamura, S.Tsuji and Y.Tonogai, Determination of the levels of isoflavonoids in soybeans and soy-derived foods and estimation of isoflavonoids in the Japanese daily intake. *Journal of AOAC International* 83 635-650 (2000)
 - 8) J.Nishikawa, K.Saito, J.Goto, F.Dakeyama, M. Matsuo and T.Nishihara, New screening methods for chemicals with hormonal activities using interaction of nuclear hormone receptor with coactivator. *Toxicology and Applied Pharmacology* 154 76-83 (1999)
 - 9) 白石不二雄, 白石寛明, 西川淳一, 西原力, 森田昌敏; , 酵母Two-Hybrid Systemによる簡便なエストロゲンアッセイ系の開発 *環境化学* 10 57-64 (2000)
 - 10) B.P.トーキン, 神山恵三「植物の不思議な力=フィトンチッド: 微生物を殺す樹木の謎を探る」講談社ブルーバックス (1983)
 - 11) 畑中顯和「みどりの香り」中公新書 (1988)
 - 12) K.Toyomura and S.Kono, Soybeans, soy foods, isoflavones and risk of colorectal cancer: a review of experimental and epidemiological data. *Asian Pacific Journal of Cancer Prevention* 3 125-132 (2002)
 - 13) 香山不二雄, 荒尾行知, 池田和博; , 植物エストロゲンの作用機序とベネフィット評価 *環境ホルモン学会ニュースレター* Vol.6 No.3 (2003)
 - 14) T.Takamura-Enya, J.Ishihara, S.Tahara, S.Goto, Y.Totsuka, T.Sugimura, K.Wakabayashi, Analysis of estrogenic activity of foodstuffs and cigarette smoke condensates using a yeast estrogen

screen method. *Food and Chemical Toxicology* 41 543-550 (2003)

The investigation on the estrogenic activities in foodstuffs.

**Shinichiro NAGAHORA, Hirohide AGA,
Tomoko AKUTAGAWA,
Akihiro NUMABE,
Kiyoyasu MURATA and Koichi SAKATA**

Abstract

Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs), so called environmental hormones, are suspected to induce the abnormality to human and wildlife by disturbing the endocrine function, especially sex hormone system. Estrogenic active chemicals were suspected to feminize the male organisms. Meanwhile, the foods containing estrogenic substances are regarded as valuable to keep feminine and to reduce post menopausal diseases. The possibility of causing some effects for the ecosystem is considered when these foods are disposed, and discharged into the water environment. We investigated the estrogenic activity in foodstuffs, juices and drinks by Yeast Two-Hybrid system. Only the supernatant fluid of miso-soup showed estrogenicity. The source of estrogenicity was considered daizein and genistein. But assuming that estrogenicity caused by only genistein, the content of genistein was too low compared with literature. This showed that almost of estrogenic substances was contained in the precipitation part.

マルチセンサデジタル画像データの スケーリングアップに関する研究

布和敖斯尔 高田 雅之 福山 龍次

要 約

本研究では、衛星画像データにおけるスケーリングアップ技術（低解像度画像から高解像度画像に変換させる技術）としてIHS変換及びCN変換を提案し、北海道空知支庁管内のモデル地域において、Landsat ETM+ (30m×30m)とIRS-1C (5.8m×5.8m)データを使用してIHS変換とCN変換を試み、画像の空間解像度を5倍以上改善することに成功した。その結果、IHS変換は操作が比較的容易であるが、変換して得られた画像が元の低解像度画像の、すべてのスペクトル情報を保つことができず、カラー合成の際に選定した3バンドのスペクトルしか持たないことがわかった。一方、CN変換は変換して得られた画像が元の低解像度画像のすべてのスペクトル情報を保つことが可能である反面、マルチスペクトルの全てのバンドに有効ではなく、パンクロマティック画像（モノクロ画像）がカバーしているスペクトルの範囲内のバンドだけに有効であることがわかった。

Keywords: Scaling-up transformation, data fusion, IHS transformation, CN transformation

1 はじめに

センサ技術の進歩とデジタルカメラの衛星プラットフォームでの応用に伴い、今日、様々な時・空間解像度及びスペクトル解像度の衛星データが入手可能である。これらのデータをより複合的に利用し、各センサのもつ潜在的な利用価値を引き出すことがリモートセンシングの新たな課題である。

衛星画像データの解像度には、一般に時間解像度、空間解像度、スペクトル解像度の3つがあるとされ (J. Ma, et al., 2002)、時間解像度の高い衛星（例えばNOAAやMODISなど）は空間解像度が低く、空間解像度の高い衛星（例えばIKONOS、Quick Bird、IRSなど）は時間解像度が低いという特徴がある。時間解像度には、回帰衛星のように同じ地域の上空（同じ軌道）に再び戻ってくる回帰周期と、衛星センサの1ピクセル画像を構成するに必要とするスキャナー時間、即ち瞬時視野角（IFOV）のスキャナー時間が含まれており、受信した衛星デジタル画像データの時間解像度を交換することは理論的に不可能であるのに対して、空間解像度（ピクセルサイズ）を交換することは可能であるとされている。

空間解像度について、解像度を細かくする変換をスケーリングアップといい、その変換手法をデータフュージョンという。反対に解像度を荒くする変換をスケーリングダウンといい、その変換手法をピクセルシミュレーションと称

している。

本研究では、スケーリングアップを行うデータフュージョン手法を検討した。データフュージョンとはデータの融合を意味し、複数のセンサのデータを複合的に利用し、より有用な情報を抽出する技術である。通常、より高い空間解像度を持つパンクロマティック（モノクロ）データやIKONOSやIRSの単バンドを使用して、他のマルチスペクトルデータセットの空間解像度を向上させるために使用される。これを時間解像度は高いが空間解像度の低い衛星画像に応用すると、時間解像度と空間解像度を共に上げることを可能にすることが期待される。

本研究では、データフュージョン手法としてIHS変換（IHS transformation）とCN変換（color normalized transformation）の二つの手法を用いて同じセンサ間と異なるセンサ間について実証的に研究し、低解像度マルチスペクトルの衛星データと、高解像度パンクロマティックデータの融合精度を向上させることを目的とした。

2. データフュージョン技術の検討

2.1 操作のプロセス

リモートセンシングデータにおけるデータフュージョン技術は、統計学的モデル、知識ベースルールの分析モデル、ベクトルデータの積み重ねるアプローチ（the stacked vector approach）及び決定支配理論などの原理から構成

されている (John A. Richards, et al., 1999)。本研究では、写真測量の分野でよく用いられているIHS変換とCN変換の2つの手法を比較しながらLandsat ETM+データとIRS-1Cデータを用いてマルチスペクトルデータのスケーリングアップを試みた。図1にデータフュージョンの一般のプロセスを示した。インプット画像と融合対象の画像を放射輝度補正及び幾何補正したのち、リサンプリング (再抽出) する手順となるが、その際、同じ座標系、ピクセル数 (bit数)、ピクセルサイズにする必要があり、リサンプリングの精度 (Reprojection and Resize) が極めて重要である。リサンプリングしたデータを引き続き正規化し、その上で様々なデータフュージョンモデルを適用していくこととなる。

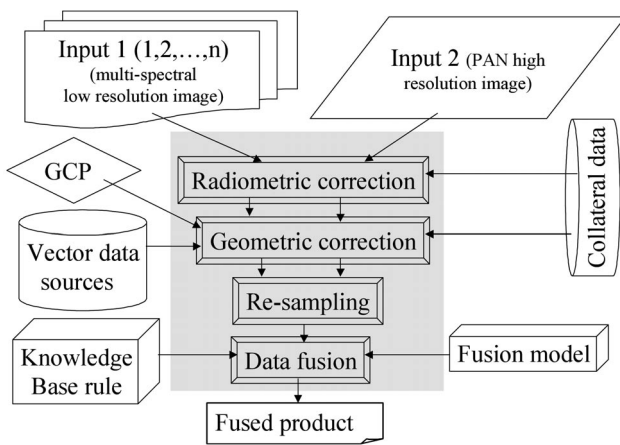


図1 データフュージョンのプロセス

2.2 IHS変換

IHS変換とは、Intensity (明度：同じ赤でも明るい赤と暗い赤がある)-Hue(色相：0~255色を0~360°(円)で固定する)-Saturation(飽和度あるいは彩度で鮮やかさの度合いである)の頭文字をとったもので、マルチスペクトル画像データのカラー表示などに使われる。IHS変換は図2のように次の三つのプロセスから構成している。

(1) プロセス1 (RGBからIHSへ)

マルチスペクトルから必要な3バンドをRGB (R:赤、G:緑、B:青) として取り出し、I、H、Sをそれぞれ次のように変換させる。

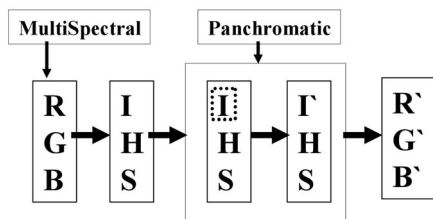


図2 IHS transformation process

$$I = \frac{R + G + B}{3} \quad (1)$$

$$H = \cos^{-1} \left\{ \frac{1}{2} \frac{[(R-G) + (R-B)]}{\sqrt{[(R-G)^2 + (R-B)(G-B)]}} \right\} \quad (2)$$

$$S = 1 - 3 \times \frac{\min(R, G, B)}{(R + G + B)} \quad (3)$$

ただしIf S = 0, then H is meaningless.

If (B/I) > (G/I) then H = 360° - H

(Hの正規化はH ∈ [0, 1], $H = \frac{H}{360^\circ}$)

(2) プロセス2 (IHSからΓHSへ)

高解像度のPAN画像からIを取り出し、元画像のI成分に代入し、ΓHSシステムとする。

(3) プロセス3 (ΓHSからR'G'B'へ)

さらに以下によりRGBに再変換し、IHS変換が終了する。

$$H = 360 \times H$$

If 0 < H <= 120 then,

$$B = 1/3(1-S)$$

$$R = 1/3(1 + [(S \cos H) / (\cos(60 - H))])$$

$$G = 1 - (B + R)$$

If 120 < H <= 240 then,

$$H = H - 120$$

$$R = 1/3(1-S)$$

$$G = 1/3(1 + [(S \cos H) / (\cos(60 - H))])$$

$$B = 1 - (R + G)$$

If 240 < H <= 360 then,

$$H = H - 240$$

$$G = 1/3(1-S)$$

$$B = 1/3(1 + [(S \cos H) / (\cos(60 - H))])$$

$$R = 1 - (G + B)$$

2.3 CN変換

CN変換は、低解像度のマルチスペクトル画像データのスペクトルと空間データセットを、高解像度のパンクロマティックデータと重ねて、マルチスペクトルの高解像度のデータセットを作成する手法であり、次の式から求める。

$$XS_i^H = \frac{3 \times (XS_i^R + 1) \times (PAN + 1)}{\left(\sum_i XS_i^R\right) + 3} - 1 \quad (4)$$

XS_i^H : 変換後の高解像度マルチスペクトルデータ

XS_i^R : 変換前の低解像度マルチスペクトルデータ

PAN : 変換前の高解像度パノクロマティックデータ

IHS変換と比べて、CN変換はオリジナル画像データの、すべてのスペクトル情報を保持することが可能である反面、重ね合わせるバンドのスペクトルがずれている場合は、CN変換ができない。例えば、SPOT衛星の近赤外とパノクロマティックではスペクトルが重ねあわないので、SPOTの近赤外バンドでCN変換はできないこととなる。

Table 1. Characteristics of ETM+ and IRS-1C spectral data used in data fusion

Sensors	Spectral bands (nm)	Spatial resolution	Quantization Level	Swath width
Landsat-7ETM+	Blue: 450-515 Green: 525-605 Red: 630-690 NIR: 750-900 SWIR: 1550-2350 TIR: 10400-12500 PAN: 500-900	30m 15m	9 bit	185km
IRS -1C	PAN:500-750	5.8m	6 bit	70km

2.4 実データによる検証

(1) IHS変換

Table 1 で示したように、ETM+のピクセルサイズは30mでIRS-1C (PAN) のピクセルサイズ5.8mの5倍以上である。即ち、ETM+の1ピクセル中にIRS-1C (PAN) を5×5ピクセル以上含んでいる。両センサのピクセル位置を合わせるため、まず精密幾何補正を行い、その後IRS-1C (PAN: 5.8m × 5.8m) の空間解像度を利用して、ETM+のマルチスペクトル (30m × 30m) にリサンプリングを行い、ピクセルのサイズとピクセル数 (bit数) を同じように正規化し、さらにIHS変換モデルに入力して、IHS変換を行い結果画像を出力した。

本研究では空知支庁管内のETM+とIRS-1Cデータを用いて、IHS変換を試みた。その結果 (図3)、30m空間解像度を持つマルチスペクトルデータセットから新たに5.8m空間解像度を持つマルチスペクトルデータセットを作成することができた。

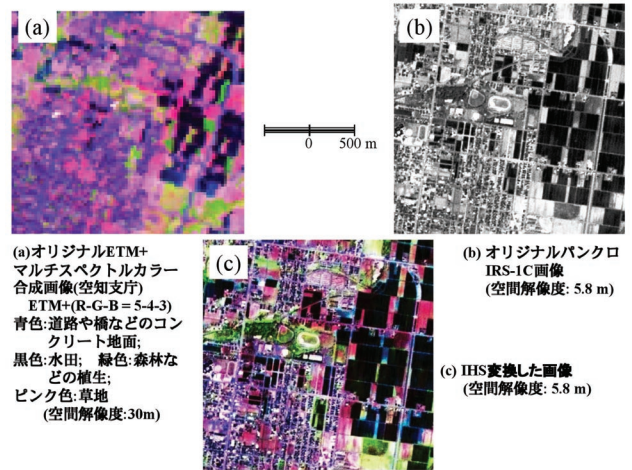


図3 ETM+マルチスペクトルデータとIRS-1Cパノクロデータ間にIHS変換した結果

(2) CN変換

次に、Table 1 で示したETM+のマルチスペクトル(30m × 30m)と IRS-1C (PAN: 5.8m × 5.8m)を用いて、空知支庁管内を対象地域として選定し、CN変換を試みた。リサンプリングしたETM+のマルチスペクトルデータセットから可視光域のバンド1、2、3を選び、IRS-1Cのデータに変換した。その結果を図4に示した。

(3) IHS変換とCN変換の比較

IHS変換とCN変換はいずれもオリジナルETM+マルチスペクトルの空間解像度を数倍以上に向上させることができることが判明したが、相互に違う特徴が見られた。すなわち、CN変換はオリジナルマルチスペクトル画像データのすべてのスペクトル情報を保持するのに対して、IHS変換はオリジナルマルチスペクトル画像の内、当初に選択したRGBの3バンドのスペクトルしか保持しないことが検証された。また、CN変換は低解像度のマルチスペクトルバンドの内、高解像度パノクロマティック画像データのスペクトルの範囲に含まれているバンドだけに有効で、パノクロマティック画像のスペクトルの範囲を外れたバンドを融合させるとデータが破壊されて変換ができないことも判明した (Table 2 と図5を参照)。例えば、Landsat ETM+の場合は、短波長バンドが、またSPOTのマルチスペクトル画像とパノクロマティック画像の間では近赤外バンドがCN変換できないこととなる。

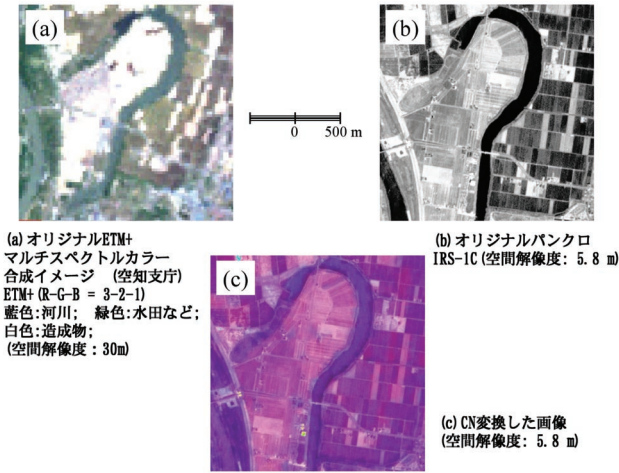


図4 ETM+マルチスペクトルデータとIRS-1Cパナクロデータ間にCN変換した結果

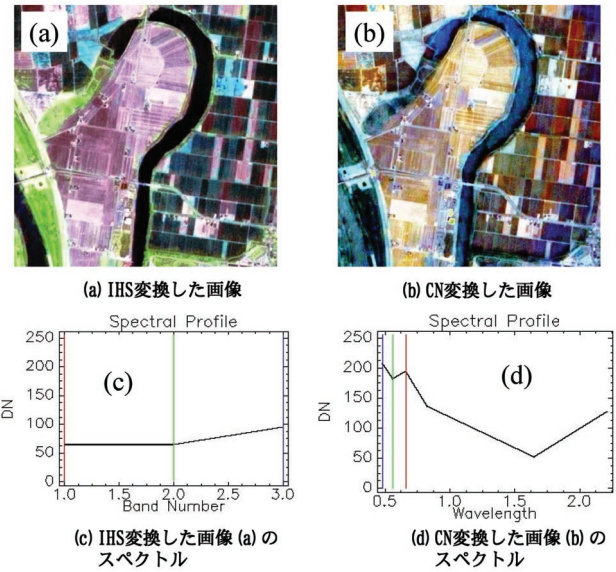


図5 IHS変換とCN変換画像のスペクトル特徴の比較

(c)と(d)はそれぞれIHS変換した画像(a)とCN変換した画像(b)のスペクトルのプロファイルである。(d)はすべてのバンドのスペクトルを持つものに対して、(c)では単なるR-G-B合成に使用した3バンドのスペクトルしか持たない。

Table2 Quality evaluation of fusion techniques with Landsat ETM+ (Were, IHS-Intensity, hue, saturation transformation; CN-color normalized transformation; RMS-root-mean-square)

Fusion techniques	Spectral correlation of bands			RMS error of bands			Spatial absorption of bands		
	2	3	4	2	3	4	2	3	4
IHS	0.92	0.32	0.85	9.58	66.5	36.9	0.55	0.49	0.48
CN	0.82	0.90	--	24.5	8.3	--	0.95	0.91	--

3 結論

本研究では、空知支庁管内におけるLandsat ETM+とIRS-1C衛星データを用いて、IHS変換とCN変換手法により、データフュージョンを行った。その結果、IHS変換は操作が比較的簡単だが、変換して得た画像がオリジナルマルチスペクトル画像のすべてのスペクトル情報を保持することができず、カラー合成の際に選んだ3バンドだけのスペクトルを保つのみであった。これに対して、CN変換は変換して得た画像が元の低解像度マルチスペクトル画像のすべてのスペクトル情報を保持している一方で、マルチスペクトルのすべてのバンドに有効ではなく、パナクロマティック画像のスペクトル範囲に含まれるバンドだけに有効であることが明らかとなった。

今後の課題としては、ウェーブレット変換 (wavelet transformation) 手法を用いたデータフュージョンを試み、IHS変換及びCN変換との違いを調べることと、マルチセンサ衛星データに対するデータフュージョンの技術的な制限を明らかにすることである。

謝辞

本研究は北海道の5試験研究機関の共同研究として行っている「リモートセンシング及びGISを活用した資源・環境評価と産業応用に関する研究」として行ったものであり、野外調査及びデータ収集及び技術指導について、酪農学園大学の金子正美助教授と(財)広島地球環境情報センターの土屋清教授の指導をいただきました。ここにお礼申し上げます。

Research on Scaling-up Transformation of Remote Sensing Digital Image with Multiple Resolutions from Different Sensors

BUHE Aosire, Masayuki TAKADA, Ryuji FUKUYAMA

Abstract

Environmental researches often require satellite images with specific scale, both high and low resolution to serve a variety of purposes, which IHS highly dependent on methods of scaling transformation. As an approach to scale up the resolution of images, data fusion is one

of the most effective techniques. In order to acquire high resolution, data fusion technique can be used to combine multiple data from different sensors. This study practices two methods of data fusion: IHS transformation method and color normalized (CN) transformation method. The result shows that IHS transformation method is a relatively simply one to be used, but it cannot remain all information except for three bands of RGB. However, the CN transformation method is relatively complicate and it can get high-resolution images in all bands.

Keywords: Scaling-up transformation, data fusion, IHS transformation, CN transformation

参考文献

- 1) Ma Jianwen, Zhao Zhongming, Buheaosier. Remote Sensing Data Model and Processing Method. Beijing: Sciences & Technology Press, 2001. 149-190.
- 2) Buheaosier, K. Tsuchiya, M. Kaneko, S. J. Sung, Comparison of image data acquired with AVHRR, MODIS, ETM+ AND ASTER over Hokkaido Japan, Advances in Space Research, Vol. 32, No. 11, 2003. 2211-2216.
- 3) Elachi, C., Introduction to the Physics and Techniques of Remote Sensing. New York: Wiley. 1987. 114-141.
- 4) Liu J G., Smoothing Filter Based Intensity Modulation: a Spectral Preserve Image Fusion Technique for Improving Spatial Details. International Journal of Remote Sensing, Vol. 21, No. 18. 2000. 3461-3472.
- 5) J. Nunez, X. Otazu, O. Fors, A. Prades, V. Pala, and R. Arbiol. Multiresolution-Based Image Fusion with Additive Wavelet Decomposition. IEEE Trans. On Geoscience and Remote Sensing, vol. 37, no. 3, May 1999.
- 6) John A. Richards and Xiuping Jia, Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer-Verlag. Berlin, Germany: 1999. 293-335.
- 7) ENVI Tutorials (Research Systems Softwave) アダムネット株式会社 (2003年)。

天塩川下流・浜里地区の海岸植生とその変化

助野 実樹郎 宮木 雅美

要 約

北海道北部、天塩川下流の幌延町浜里地区において、航空写真の判読と現地踏査から植生復元図（1964年）と現存植生図（2003年）を作成し、土地利用の影響による植生変化を調べた。その結果、砂利採取の始まった1977年以降、ミズナラ群落や海岸草原といった自然植生の一部が消失し、ヒメスイバ・ブタナ群落やススキ群落、クサヨシ群落といった代償的な植生が成立したことがわかった。

Key words: 幌延町浜里、海岸植生、植生変化、植生復元図、現存植生図

1 はじめに

護岸工事、テトラポットなどの人工構築物の設置や港湾開発によって全国的に人工海岸が増加し、自然海岸の減少が報告される¹⁾ようになってから久しい。また現存する自然海岸においても砂利採取による人為的地形改変²⁾や四輪駆動車などによるレクリエーション利用^{3) 4) 5)}によって海岸植生の分断化や消失が起きていることが報告されている。海岸植生は飛砂や侵食の防止を通して防災に貢献するだけでなく、多様な生物の生息の場として生態的重要性も大きい。そのため海岸植生の現状を把握するとともに、その保全や復元の処置を講じる必要がある。

北海道北部、天塩川下流域では天塩川と泥炭地、砂丘に対応した特徴的な植生が成立している。海岸の砂丘上には帯状に発達した典型的な海岸植生を見ることができ、夏期にはエゾスカシユリ、ゼンテイカ、ハマナスなど多くの美しい花が咲く原生花園となる⁶⁾。しかし、天塩川下流部に位置する幌延町浜里地区では1977年（昭和52年）から始まった砂利採取により自然植生が消滅し、また採取跡地が放置されているため、跡地復元が大きな課題となっている²⁾。このような現状から、本稿では既存の航空写真の判読と現地踏査により浜里地区の植生復元図と現存植生図を作成し、植生調査も実施して土地利用の影響による海岸植生の変化について調べた。

2 調査地の概観

調査地は北海道北部の日本海側、天塩川下流域に位置し、天塩川右岸と日本海とに挟まれた幅約500mの砂丘帯である（図1）。砂丘砂は、天塩川の運搬した砂が日本海の巻

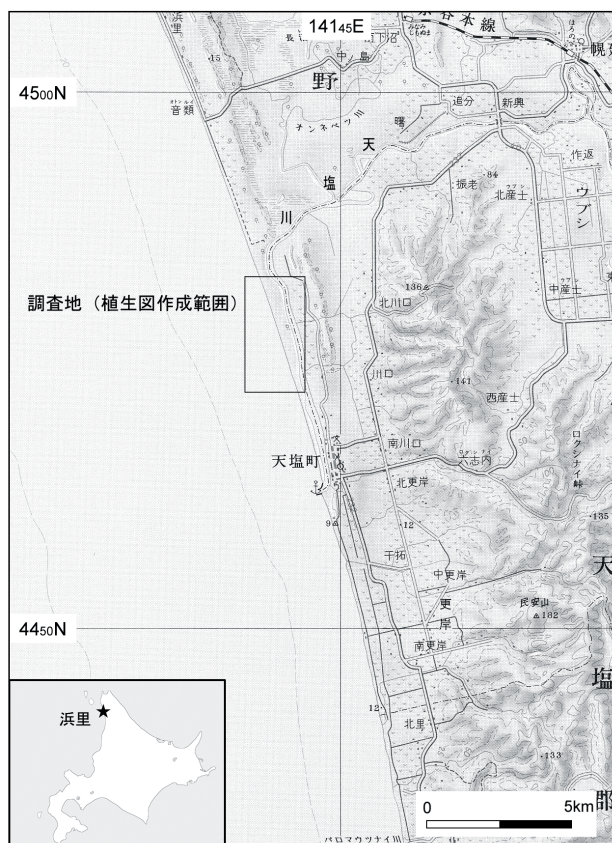


図1 調査地位置図

国土地理院20万分の1地形図「天塩」（平成3年発行）を用いて作成した。

き波及び西寄りの卓越風によって飛砂となり、堆積したものである⁷⁾。天塩測候所によると2002年の月平均気温は最暖月の8月が17.4℃、最寒月の1月が-5.1℃で、年降水量1,023mm、最大積雪深は69cmであった⁸⁾。

新幌延町史²⁾によると浜里地区にはかつて漁村があったが、砂浜海岸のため漁港が形成されず、漁業は大きく発展しなかった。また建設資材用の砂の採取が1977年（昭和52年）から始められ、砂利採取によって表土を削りとった跡地は荒廃した凹地や平坦地となっている。

3 調査方法

1994年撮影の航空写真（HO-94-7X C7-2、C7-3）の実体視判読と、2003年6月30日～7月4日に行った現地踏査から現存植生図を作成した。植生図作成に際しては優占種の他、相観的な差異に基づいて植生を区分した。現地踏査によって区分した植生を照合し、必要に応じて修正した。また人為的な地形改変がおよぶ前の植生と現在の植生を比較するため、1964年撮影の航空写真（HO-64-1X C10-2、C10-3）の判読と、現存植生図との比較から植生復元図を作成した。なお、各植生図のベースマップとしては幌延町地形地番合成図（縮尺5千分の1、平成13年修正図化）を用いた。さらに画像処理ソフト「Adobe Photoshop 6.0」を用いて、区分された植生などの面積を算出した。

2003年7月3日、人為的に地形が改変されていない汀線から道道稚内天塩線までの間において植生調査を実施した。汀線側から内陸側へ1m×1mの方形区を設け（図2右）、P1～P7とした。調査では各方形区に出現する種の高さ（cm）と被度（%）、全体の植生率（%）を記録した。

4 結果と考察

4.1 浜里地区調査地の植生

図2は調査地における1964年の植生復元図及び2003年の現存植生図である。以下に区分された植生について述べる。

ミズナラ群落は樹高5m程度の低木林であり、調査地では天塩川右岸に面した最も内陸側の砂丘上に成立している。ミズナラが優占し、エゾイタヤ、ヤマゲワ、コマユミ、イボタノキなどが混生する。

ヤナギ群落は樹高が5m程度の河畔林であり、天塩川右岸に見られる。主要構成種はオノエヤナギ、タチヤナギで、林床にスギナ、アキタブキなどが生育している。

ハマニガナーテンキグサ群落は植生の高さが32～80cm、植生率が10～25%、出現種数は2～3種であった（表1）。テンキグサが優占し、その他にハマニガナ、ハマヒルガオ、エゾノコウボウムギが見られるが、それらの被度は小さい。汀線に最も近い最前列の砂丘に広く認められる。

海岸草原は植生の高さが0.5～1m程度であり、植生率は70%以上、出現種数は13～16種であった（表2）。砂丘上ではハマナスが優占する場合が多く、砂丘間の低地又は内陸に向かうにしたがってクマイザサやナガハグサ、カモ

ガヤなどのイネ科植物を混生するようになる。ナガハグサやカモガヤは帰化植物であり、20%の被度で出現する方形区もあった。エゾニューヤエゾノシシウドなどのセリ科大型草本、ゼンテイカ、ナミキソウ、ツリガネニンジン、スズメノヤリ、エゾノカワラマツバ、ヒメイズイ、アキカラマツなどの海岸植物が数多く見られる。最も海寄りの砂丘上ではテンキグサが出現するが、内陸に向かうにしたがって見られなくなる。調査地の北部ではブタナ、シロツメクサ、ススキが高被度で出現する場所もあった。またミズナラ群落の林縁などで、ワラビが優占的に出現する場所があった。

クサヨシ群落は植生の高さが1.5～2.5mであり、出現種は概ねクサヨシに限られる。砂丘上や、道道稚内天塩線に沿う凹状地に見られる。

ヨシ群落は植生の高さが1.5～2.5mであり、天塩川右岸の川辺、内陸の一部にまとまった群落が見られる。川辺では出現種が概ねヨシに限られているが、内陸側では局所的にミズゴケが生育しており、ヤマドリゼンマイ、ヒメハリイ、ホソバノヨツバムグラ、ヤナギトラノオなど湿原性の植物が分布する。もともと砂丘間低地に成立した湿地であったと考えられる。

ヒメスイバ・ブタナ群落は砂利採取によって砂丘が消失し、裸地化した場所に見られる。植生の高さは10～50cm程度であり、主な出現種であるヒメスイバ、ブタナ、コウボウが散生する。他にハマハタザオ、ウンラン、エゾオオバコ、シロヨモギといった海岸植物、コウリントンポポ、コスカグサなどの帰化植物も生育している。ススキ群落や海岸草原へ移行する場所ではカモガヤ、クマイザサなどが混生して出現種数が多くなり、植生率も高くなる。宮木・一澤³⁾はオホーツク海側のベニヤ原生花園で帰化植物であるブタナと、在来の海岸植物であるハマハタザオの生育特性を比較し、ブタナは砂の堆積（移動）に対してハマハタザオほどの適応性はないと述べている。砂丘の消失によって風衝が弱まったり、土性が変化したりした結果、土壌表層部が安定化し、ヒメスイバ・ブタナ群落が成立した可能性がある。この群落は砂利採取跡地の埋め戻しによって平坦化した場所にも成立しており、埋め戻しが土性の変化だけでなく、帰化植物の種子の移入をもたらしたことも考えられる。

ススキ群落はヒメスイバ・ブタナ群落同様、砂利採取により裸地化し、平坦になった場所に見られる。植生の高さは1～1.8m程度である。ススキが群生し、カモガヤ、オニウシノケグサなどのイネ科草本、オオヨモギ、センダイハギなども生育する。またオノエヤナギが局所的に見られ、このような場所ではヤナギの低木群落が形成されると予想される。

現存植生図



植生復元図(1964)



図2 天塩川下流・浜里試験地の原植生復元図及び現存植生図

表1 ハマニガナーテンキグサ群落における植生調査の結果

調査年月日:2003年7月3日				
種名	P2		P3	
	高さ(cm)	被度(%)	高さ(cm)	被度(%)
在来植物				
テンキグサ	32	10	80	10
エゾノコウボウムギ	・	・	20	12
ハマニガナ	・	・	5	10
ハマヒルガオ	2	+	・	・
出現種数	2		3	
全体植被率 (%)	10		25	

表2 海岸草原における植生調査の結果

調査年月日:2003年7月3日										
種名	P4		P5		P6		P7		P8	
	高さ(cm)	被度(%)	高さ(cm)	被度(%)	高さ(cm)	被度(%)	高さ(cm)	被度(%)	高さ(cm)	被度(%)
在来植物										
ハマナス	61	30	・	・	30	50	37	20	73	80
クマイザサ	・	・	42	60	29	15	43	40	56	20
ヒメズイ	32	1	16	5	16	1	14	2	・	・
エゾノカワラマツバ	27	2	38	3	・	・	39	3	37	1
ツリガネニンジン	74	15	・	・	33	1	33	10	88	3
ナミキソウ	31	+	28	1	20	+	・	・	・	・
アキノキリンソウ	・	・	45	3	12	+	38	50	・	・
オオヤマフスマ	・	・	10	+	15	+	12	+	・	・
アキカラマツ	・	・	49	1	・	・	55	2	57	1
シュムシュノコギリソウ	50	3	・	・	・	・	15	+	・	・
ゼンテイカ	58	1	・	・	・	・	・	・	88	25
オオヨモギ	62	3	・	・	・	・	・	・	76	5
ナワシロイチゴ	28	1	・	・	・	・	・	・	20	1
チャシバ	・	・	40	10	8	1	・	・	・	・
コウゾリナ	・	・	30	3	・	・	30	1	・	・
クサフジ	・	・	42	5	・	・	・	・	75	1
テンキグサ	80	40	・	・	・	・	・	・	・	・
ツルウメモドキ	35	20	・	・	・	・	・	・	・	・
エゾノシシウド	40	2	・	・	・	・	・	・	・	・
スゲ属の一種	32	+	・	・	・	・	・	・	・	・
エゾスカシユリ	29	+	・	・	・	・	・	・	・	・
オオバナノミノナグサ	・	・	・	・	17	1	・	・	・	・
スズメノヤリ	・	・	・	・	・	・	5	10	・	・
キジムシロ	・	・	・	・	・	・	4	+	・	・
ハマハタザオ	・	・	・	・	・	・	1	+	・	・
ヒルガオ	・	・	・	・	・	・	・	・	82	1
フロリアザミ	・	・	・	・	・	・	・	・	32	1
スズラン	・	・	・	・	・	・	・	・	28	1
帰化植物										
カモガヤ	90	3	97	20	22	+	60	+	95	1
ナガハグサ	42	3	46	10	33	20	・	・	98	15
ブタナ	・	・	・	・	58	5	50	30	・	・
ヒメスイバ	・	・	・	・	28	1	22	+	・	・
ヘラオオバコ	・	・	・	・	54	3	・	・	・	・
シロツメクサ	・	・	7	+	・	・	・	・	・	・
出現種数	15		13		14		16		14	
全体植被率(%)	80		90		70		80		95	

1964



1994



図3 1964年及び1994年撮影の航空写真から見た植生変化の例
ミズナラ群落と海岸草原が成立していた場所は平坦化し、一部裸地化している。

表3 植生復元図と現存植生図における各植生の面積

区 分	植生復元図 (1964)		現存植生図 (2003)	
	ha	(%)	ha	(%)
ミズナラ群落	25.3	(18.4)	9.0	(7.4)
ヤナギ林	0.0	(1.4)	0.0	(0.6)
海岸草原	89.9	(65.5)	58.7	(47.8)
ハマニガナーテンキグサ群落	11.3	(8.2)	11.9	(9.7)
クサヨシ群落	0.0	(0.0)	0.0	(0.6)
ヨシ群落	0.0	(0.0)	0.0	(1.1)
ススキ群落	0.0	(0.0)	0.0	(1.3)
ヒメスイバーブタナ群落	0.0	(0.0)	23.7	(19.3)
砂利採取地	0.0	(0.0)	5.7	(4.6)
道路・駐車場等	0.0	(0.0)	3.9	(3.1)
開放水面(天塩川・日本海を除く)	0.0	(0.0)	0.1	(0.1)
河岸・砂浜	8.8	(6.4)	6.4	(5.4)
計	137.2	(100.0)	122.0	(100.0)

※小数点第2位以下は四捨五入。

以上のように帰化植物の優占する植生や、在来種と帰化植物の混生する植生が成立している。2003年の現地踏査では調査地とその周辺で7科15種の帰化植物が確認された(付表)。浜里地区調査地には帰化植物が広く分布していることがわかる。

4.2 浜里地区調査地における1964年以降の植生変化

浜里地区調査地における1964年以降の植生変化について述べる。

1964年当時の調査地では植生景観を大きく変貌させるような開発行為は認められなかった。また道路や橋梁も建設されていなかった。そのため自然植生が広く存在していた

と考えられる(図2左)。一方2003年には砂利採取による自然植生の消滅が顕著であり、ヒメスイバーブタナ群落は調査地に広く見られるようになった(図2右)。砂利採取地は、道道稚内天塩線に沿って直線距離500m以上、最大幅100m以上に及んでいる。1964年から2003年の40年間に自然植生であるミズナラ群落と海岸草原の面積はそれぞれ25.3ha(18.4%)、89.9ha(65.5%)から9.0ha(7.4%)、58.7ha(47.8%)へと減少し、同じ期間に23.7haのヒメスイバーブタナ群落が新たに形成された(表3)。2003年には、新たに見られるようになったススキ群落やクサヨシ群落、ヨシ群落が3.8ha(3.0%)、砂利採取地や道路・駐車場等が9.6ha(7.7%)を占めていた(表3)。ヒメスイバーブタナ群落やススキ群落が成立しているのは砂丘、砂丘間低地のような砂丘列の起伏が見られない平坦な場所や、砂利採取によって形成された大規模な凹地である。これらの群落が成立した場所は、以前ミズナラ群落や海岸草原の見られた場所であり、砂丘列の起伏が存在した(図3左)。砂利採取は砂丘帯の地形を大きく改変するものであったため、海洋からの風衝の強弱や、植物の生育する場所の土性を大きく変化させたと考えられる。

以上のことから、浜里地区では1977年以降の砂利採取によって人為的に地形が改変された結果、ミズナラ群落や海岸草原といった自然植生が消滅し、これらの代償植生としてヒメスイバーブタナ群落やススキ群落、クサヨシ群落が成立したといえる。

一方、ハマニガナーテンキグサ群落の面積は1964年で11.3ha(8.2%)、2003年で11.9ha(9.7%)となっており、群落面積の大きな変動は見られなかった(表3)。またヤナギ林の面積は1.1ha減少した(表3)。

5 おわりに

天塩川下流の幌延町浜里地区では、砂利採取などによって自然植生の一部が消失し、主に帰化植物からなる代償的な植生が成立した。今後は海岸植物と帰化植物の競合関係などをモニタリングする必要がある。また海浜環境の復元を目標とした砂利採取跡地の復元を行う場合には、原地形や土性を考慮する必要があると考えられる。

謝辞

調査地におけるコナラ節樹種の分布について、北海道立林業試験場の清水一さんに御助言・御指導いただきました。また北海道立地質研究所の濱田誠一さんには地図の入手について御協力いただきました。記して感謝いたします。

引用文献

- 1) 環境庁自然保護局・アジア航測株式会社：第4回自然環境保全基礎調査海岸調査報告書(349p). 1994.
- 2) 新幌延町史編纂委員会：第4編第4章第4節砂・砂利採取業。『新幌延町史』(1387p), 幌延町, 836-844, 2000.
- 3) 長谷川榮：第2章石狩海岸 植物。「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), 北海道環境科学研究センター, 90-112, 1993.
- 4) 宮木雅美・西川洋子：石狩海岸における海浜植生の復元試験。北海道環境科学研究センター所報, 第26号, 78-81, 1999.
- 5) 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別冊, 社団法人環境情報科学センター, 295-300, 2000.
- 6) 西川洋子・宮木雅美：天塩川下流域植物。「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), 北海道環境科学研究センター, 89-93, 1994.
- 7) 松澤逸巳：天塩川下流域 地形・地質。「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), 北海道環境科学研究センター, 87-88, 1994.
- 8) 札幌管区気象台ホームページ：観測・統計データ
- 9) 宮木雅美・一澤麻子：帰化種ブタナはなぜ海岸地域に進出したか1.ベニヤ原生花園におけるブタナの集団構造。北海道環境科学研究センター所報, 第28号, 138-140, 2001.

10) 清水建美編：『日本の帰化植物』(337p), 平凡社, 2003.

Changes of the coastal vegetation in Hamasato region, the lower reaches of the Teshio river

Mikio SUKENO
Masami MIYAKI

Abstract

The changes of the coastal vegetation in Hamasato region, the lower reaches of the Teshio river, Horonobe-cho, was investigated to obtain the basic materials for restoration of the coastal landscape. The original vegetation map (1964) and the actual vegetation map (2003) were made from aerial photographs and the field works. The coastal forest and the coastal meadow area had decreased because of the mining of sand and gravel since 1977. In the mining sites, the area had been replaced by substitutional vegetations. These vegetations were dominated by *Miscanthus sinensis* A. and *Phalaris arudinaceae* L., and naturalized plants such as *Rumex acetosella* L. and *Hypochoeris radicata* L..

付表 幌延町浜里地区で確認された帰化植物一覧 (2003/6/30-7/4)

科名・種名	学名	備考
タデ科		
ヒメスイバ	<i>Rumex acetosella</i> L.	P
ナデシコ科		
ウスベニツメクサ	<i>Spergularia rubra</i> (L.) J. Presl et C. Presl	P or A
マメ科		
クスダマツメクサ	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	A
ムラサキツメクサ	<i>Trifolium pratense</i> L.	P
シロツメクサ	<i>Trifolium repens</i> L.	P
アカネ科		
メマツイグサ	<i>Oenothera biennis</i> L.	B
オオバコ科		
ヘラオオバコ	<i>Plantago lanceolata</i> L.	P or B
キク科		
アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i> L.	A
アメリカオニアザミ	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Tenore	B
コウリンタンポポ	<i>Hieracium aurantiacum</i> L.	P
ブタナ	<i>Hypochoeris radicata</i> L.	WA
フランスギク	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	P
セイヨウタンポポ	<i>Taraxacum officinale</i> Weber	P
イネ科		
コヌカグサ	<i>Agrostis gigantea</i> Roth	P
ハルガヤ	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	P
カモガヤ	<i>Dactylis glomerata</i> L.	P
オニウシノケサ	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	P
ヒロハウシノケサ	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	P
オオアワガエリ	<i>Phleum pratense</i> L.	P
ナガハグサ	<i>Poa pratensis</i> L. subsp. <i>pratensis</i>	P

※P: 多年草, B: 二年草, WA: 越年草, A: 一年草.
学名は清水編(2003)¹⁰⁾, 科の配列はエングラースシステムに依拠した。

野付風蓮道立自然公園走古丹地区における エゾシカによる植生変化

宮木 雅美 高嶋 八千代 助野 実樹郎

要 約

北海道東部、別海町走古丹地区において、エゾシカによる自然植生への影響について調査を行った。海岸草原のガンコウラン-コケモモ群落では、ガンコウランのほとんどが消滅しており、他の海浜植物も強度に採食されていた。森林の前線部のシラカンバーエゾノコリンゴ低木林では、樹皮食いや枝食いによる枯死木が多くみられた。砂州中央部のミズナラーシラカンバ林では、ミズナラ等の上層木の枯死はみられなかったが、小径木が欠如していた。自然公園の景観管理や生物多様性の保全、保安林機能の保持の観点から、エゾシカの管理とともに、衰退した植生の保全対策を早急に図る必要がある。

Key words: 別海町走古丹、エゾシカ、樹皮食い、枝食い、植生変化、ガンコウラン

1 はじめに

エゾシカが高密度に生息する地域では、シカの不嗜好植物が増加するなど植物相が変化し¹⁾、稚苗や小径木が消失するなど森林構造が変化する²⁾³⁾。さらに最近では、エゾシカによって希少植物群落が衰退し、自然公園等において生物多様性の保全を図るうえで問題となっている。野付風蓮道立自然公園においても、エゾシカが1990年代半ばから高密度で越冬するようになり、海岸草原では強度の採食によってガンコウラン等が衰退し、森林では枯死木が増加している。風蓮湖周辺の植生については、エゾシカの生息密度がまだ低かった1979年に、詳細な調査が行われている⁴⁾。そこで、ガンコウラン-コケモモ群落で当時と現在の植生を比較し、さらに森林内にも固定調査区を設けて、この地域の植生の現況を把握し、今後のモニタリングのための基礎資料とした。

2 調査地域

調査地域は、根室半島基部の別海町走古丹地区である(図1)。この地域は、根室湾の沿岸流で形成された砂州で、標高2~3mの平坦地である。内陸側に位置する風蓮湖は、この砂州によって閉鎖されてできた閉塞湖である⁵⁾。海岸の汀線から50~70mの間は砂浜が発達しているが、風蓮湖側では植物有機質粘土及び泥炭の厚い堆積物が堆積している。約20km東方の根室測候所の観測データによると、2002年の月平均気温は最暖月の9月が15.1℃、最寒月の1

月が-2.9℃で、年降水量867.5mm、最深積雪は2月の17cmであった⁶⁾。暖かさの指数は42.6で、冷温帯(汎針広混交林)から亜寒帯(常緑針葉樹林)への移行帯に属する。走古丹地区の海岸線に沿って海岸草原が発達し、海岸風衝地にはガンコウランなどの低木ヒース群落がみられる。海岸草原から内陸側にシラカンバーエゾノコリンゴ低木林が分布する。さらに内陸側に、ミズナラーシラカンバ林やヤマハンノキーヤチダモ林が成立する。

走古丹地区は、野付風蓮道立自然公園の第3種特別地域で、国設鳥獣保護区に指定されている。また地区内の森林は、魚つき保安林及び防霧保安林に指定されている。

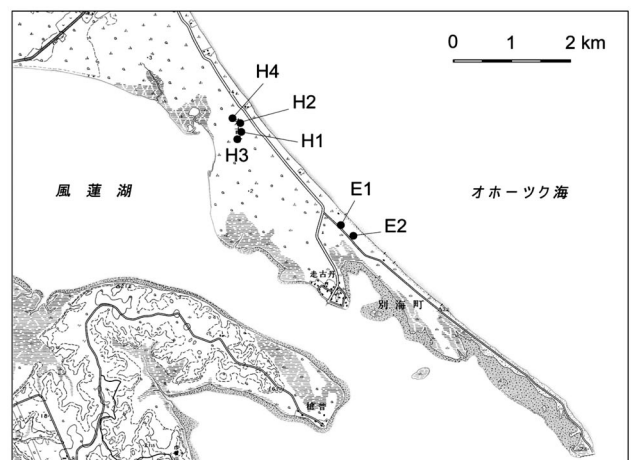


図1 調査区位置図

国土地理院平成4年発行5万分の1地形図「厚床」・「別海」を一部改変して作成した。

また、走古丹地区はエゾシカの越冬地となっており、根室支庁が2002年2月に行ったライトセンサスによると、面積約13km²の地区内で1,973頭のエゾシカが確認された。

3 調査方法

海岸草原のガンコウラン-コケモモ群落において、1979年とほぼ同じ区域に1m×1mの方形区を4カ所（E1、E2、H1及びH2）設定した（図1）。E1及びE2付近の群落ではガンコウランがほとんどみられなかったため、ガンコウランが最も多く残っている地点にH1及びH2をとり、今後のモニタリングを行う固定調査区とした（図2、図3）。各調査区では、出現種の高さ（cm）と被度（%）、全体の植被率（%）を記録した。

海岸草原と接するシラカンバーエゾノコリンゴ低木林に、5m×10mの固定調査区H3を設置した（図1、図4）。また、砂州の中央部に成立するミズナラ-シラカンバ林に、10m×10mの固定調査区H4を設置した（図1、図5）。木本種について、H3では高さ50cmの位置の直径と樹高を、H4では胸高直径と樹高を計測し、エゾシカが樹皮を門歯で削り取る「樹皮食い」と小枝を折って採食する「枝食い」の有無を記録した。立ち枯れ木についても直径を計測した。

各調査区の植生調査は、2002年8月1日及び9月3日と、2003年7月3日の2回実施し、比較を行った。

1979年の調査では植生の被度がブラウン・ブランケの全推定法によって区分されているので、1979年と2002年との比較では、2002年調査の被度を次のように区分した；+：1%以下、1：1%以上10%未満、2：10%以上25%未満、3：25%以上50%未満、4：50%以上75%未満、5：75%以上。

4 結果及び考察

4.1 ガンコウラン-コケモモ群落における1979年と2002年の植生変化

海岸草原のガンコウラン-コケモモ群落は、1979年の調査では、砂州に沿って帯状に広く分布していた⁴⁾。今回の調査区E1及びE2付近に位置する1979年の調査区125、126では、ガンコウランの被度は3~4（25%~75%）と高く、マット状に群落が成立していたと考えられる（表1）。しかし今回の調査では、E1及びE2のガンコウランの被度は、+（1%未満）と1（1%）であった。また調査区周辺でも、ガンコウランをほとんど見ることができず、残存個体も当年の新条がわずかに生育しているだけであった。一方、コケモモの被度は、2~4（10%~75%）から+（1%未満）及び2（22%）と明らかに減少傾向は認めら

表1 ガンコウラン群落における1979年及び2002年の植生

調査区名 面積(m)	1979年調査						2002年調査			
	125	126	129	142	190	198	E1	E2	H1	H2
夏緑高木										
シラカンバ	2	.	.	.	2
バッコヤナギ	2
ヤナギsp.	2	.	.	.	1
カラマツ	1	.
夏緑低木										
ハマナス	2	2	2	2	.	.	.	1	1	.
ノリウツギ	3
クミノウグイスカグラ	3
ヤチヤナギ	3
常緑小低木										
ガンコウラン	3	4	3	4	3	5	+	1	2	2
コケモモ	2	4	3	4	3	3	2	+	2	2
イソツツジ	4
ツルコケモモ	2
草本植物										
ヒメズイ	3	3	3	3	.	4	+	1	+	.
ヒロハウラジロヨモギ	3	2	2	3	.	2	1	1	1	+
エゾノカラマツバ	3	2	2	+	.	2	+	1	.	.
ススキ	3	2	.	.	.	3	1	1	2	3
エゾフウロ	2	3	3	2	.	2	1	1	1	1
エゾオオバコ	2	2	3	2	1	.
コツマトリソウ	2	2	2	2	3	.	.	.	+	+
エゾキンボウゲ	2	2	.	2
アカナムグラ	2	2
オオヤマフスマ	2	.	2	+	+
ヤブマメ	2
クロユリ	2
ツルキジムシロ	.	.	3	.	.	.	1	1	1	1
センダイハギ	.	.	3	2
ウシノケグサ	.	.	2	.	.	.	2	2	1	.
ナミキソウ	.	.	2	.	.	2	.	.	.	1
オオヤマサギソウ	.	.	+
カガホシロウモコウ	.	.	.	3	2	.	.	.	+	+
キタノコギリソウ	.	.	.	2	2	2	1	1	+	.
マイヅルソウ	.	.	.	2
アキカラマツ	.	.	.	2
スズメノヤリ	.	.	.	2	.	.	.	1	+	.
ムシャリンドウ	.	.	.	+	.	2
エゾセンタチバナ	4
ヒメシダ	3
ワタスゲ	3
モウセンゴケ	2	2
キタヨシ	2	2
ヤマドリゼンマイ	2
ノハナシヨウブ	+	2
スゲsp.	3
エゾイヌゴマ	2	.	.	+	.
エゾノカラマツ	2	.	1	.	.
ツリガネニンジン	2	.	.	.	1
ヒメジョオン	2
ツルフジバカマ	2
ヤナギタンポポ	1	+	+	.
エゾノシシウド	1	.	.
キジムシロ	1	.	.
ハマエンドウ	1	.	.
マルバトウキ	1	.	.
オトコヨモギ	1	1
コガネギク	1	1
スミレ	+	.
ハナイカリ	+	.
エゾコゴメグサ	+	+
シオガマギク	1
地衣類										
ミズゴケsp.	+	+	2	2	4	3
スギゴケ	2	1	.	+
草本植物(帰化植物)										
アラゲハンゴンソウ	.	.	3	1	.
セイヨウノコギリソウ	.	.	2
アレチマツヨイグサ	.	.	2
シロツメクサ	+	2	2	+	.	.	.	1	+	+
フランスギク	.	.	3	+	.
ムラサキツメクサ	.	.	2	+
ニワゼキショウ	.	.	3
コヌカグサ	1	.	.	+

注：各植物の数値は被度を示す（+：1%以下、1：1%以上10%未満、2：10%以上25%未満、3：25%以上50%未満、4：50%以上75%未満、5：75%以上）、1979年調査は小林他(1980)より引用した。

れるが、ガンコウランほど著しくはなかった。

草本植物では、1979年には、ヒメイズイ、ヒロハウラジロヨモギ、エゾノカワラマツバ、エゾフウロ等、海岸草原に普通に見られる多くの海浜植物が被度2～4(10～75%)で出現していた。しかし2002年には、ススキを除いて、+～2(1%未満～20%)の被度で出現するだけで、草本植物の出現種数も減少した。

地衣蘚苔類では、ミズゴケもみられなくなった。帰化植物のシロツメクサやムラサキツメクサも採食によって小型化し、減少していた。

4.2 ガンコウランーコケモモ群落の2002年～2003年の変化

ガンコウランが最も多く残っていたモニタリング調査区H1及びH2について、2002年及び2003年に行った植生調査の結果を付表1に、調査区の概況を図2及び図3に示す。H1及びH2の木本植物は、この地域の海岸に特徴的なハマナス、ガンコウラン及びコケモモの他に、カラマツ、シラカンバ、タライカヤナギといった高木～低木の稚樹がみられた。これらは風散布型の種子を持ち攪乱地に侵入するタイプの樹種である。木本植物の被度を2002年と2003年で比較すると、ガンコウランのみが共通して半減していた。草本植物では、両区ともススキの被度が高く、ウシノケグサ、ツルキジムシロ、オトコヨモギ、コガネギク、ヒロハウラジロヨモギ、エゾフウロ等の海浜植物が見られた。これらの草本植物は、両年を比較して、両区で共通する明瞭な変化は見られなかった。走古丹地区の海岸草原では、ガンコウランが現在急速に衰退していると考えられる。

海岸地域のガンコウランーコケモモ群落は、おもに強風にさらされる砂丘斜面に成立しており、冬期でも地表が露出しているか積雪深が浅く、採食が容易であると考えられる。しかし、コケモモは比較的残っているのに対し、ガン

コウランは根から引き抜かれ、折れた枝が散乱しており、シカが選択的に採食していることが推察された。

4.3 森林の現況

調査区H3及びH4における毎木調査の結果を付表2に、調査区の概況を図4及び図5に示す。

海岸草原と接するシラカンバーエゾノコリンゴ低木林の調査区H3における2002年の生存木は、高さ50cmでの平均直径が5.7cm、平均樹高が2.3mであった(付表2)。現存本数密度は、2002年の3,800本/haから2003年の3,400本/haに減少した。林内のシラカンバは枝食いをを受け、エゾノコリンゴとミズナラは樹皮食いと枝食いを受けており、幹や枝の枯損が目立っていた(図4)。2002年と2003年に確認された枯死本数は、23本(4,600本/ha)であった。枯死木は50cm高の直径が2～4cmのクラスに多く、小径木の枯死率が高い傾向が見られた(図6)。直径2cm以下の木本が2002年にはすでに少なくなっていることから、小径木の枯死は2002年よりさらに前の段階で発生していたことが考えられる。

砂州中央部のミズナラーシラカンバ林の調査区H4では、2002年の生存木は平均直径8.78cm、平均樹高5.2mであった(付表2)。現存本数密度は、2002年の3,300本/haから2003年の3,000本/haに減少した。ミズナラ、エゾイタヤなどの小径木の多くは樹皮食い又は枝食いによって枯死していたが、ミズナラやシラカンバ、エゾイタヤの残存木には樹皮食いの跡はほとんどみられなかった(図5、図6)。胸高直径2cm以下の樹木が欠如していたのは、調査区H3と同様に、エゾシカの増加初期に枯死したためと考えられる。林床は、ミヤコザサが優占していた。冬期にミヤコザサの葉が採食されるため、葉のほとんどは当年葉であった。



図2 調査区H1の概況

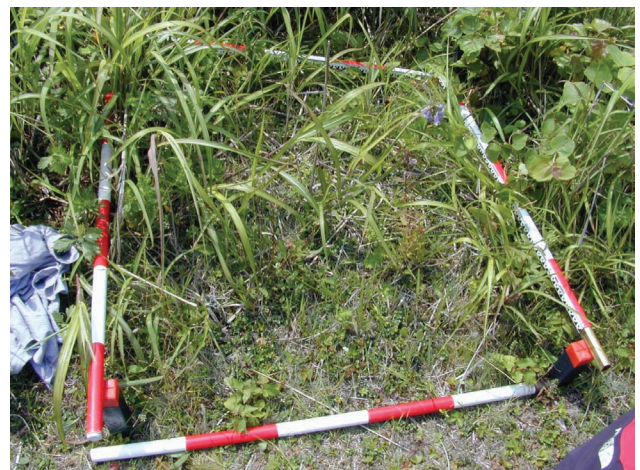


図3 調査区H2の概況

5 まとめ

海岸に成立するガンコウラン-コケモモ群落の主要な構成種であるガンコウランがエゾシカによって壊滅的な影響を受けていることが明らかになった。ガンコウランは道立公園の指定種である。また、その他の海浜植物も著しく減少していた。このような変化は、公園地域の生物多様性の低下や景観の質的低下を示すものと考えられ、海岸地域全体の植生の変化を早急に把握することが必要である。

森林の前線部に成立するシラカンバーエゾノコリンゴ低木林では、樹皮食いや枝食いによる枯損が著しかった。とくにエゾノコリンゴやミズナラの低木の樹皮食いは続いており、枯死がさらに進むことが予想される。森林の前線部は、厳しい気象条件などのために、稚樹の自然更新や植栽が困難な環境である。森林の保全・復元のための対策を検討する必要がある。

ミズナラ-シラカンバ林の林内は、小径木の樹皮食いやミヤコザサの採食などの影響が見られたが、今後エゾシカの密度の一層の増加や、えさの著しい不足などがなければ、中・大径木の樹皮食いは進行せず、枯死が急速に広がることはないと考えられる。しかし、前線部の低木林が衰退することによって、背後の高木林へ潮風が侵入するなど、間接的な影響を受けることも考えられるので、森林の変化について今後モニタリングを行う必要がある。

走古丹地区においては、自然公園の景観管理や生物多様性の保全、保安林機能の保持の観点から、エゾシカの管理とともに、植生の保全対策を早急に図ることが必要である。

謝辞

根室支庁環境生活課自然環境係の皆様には、資料の提供と現地調査についてご協力いただきました。記して感謝いたします。



図4 調査区H3の林況

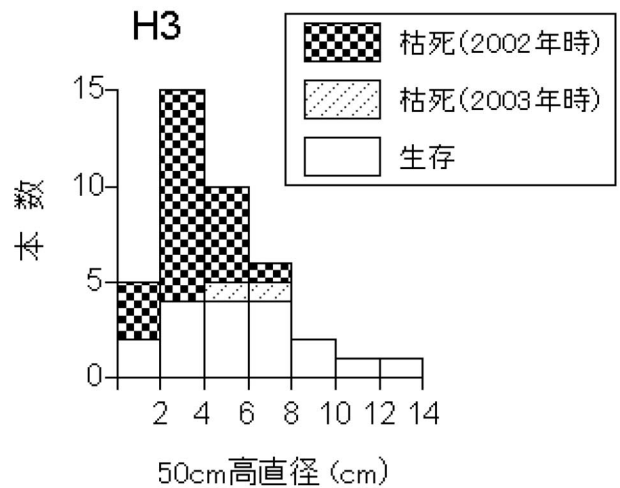


図5 調査区H4の林況

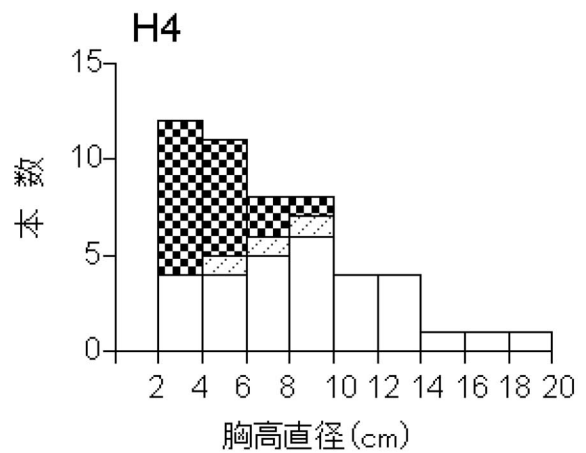


図6 調査区H3及びH4における木本の直径階別本数

引用文献

- 1) 北海道環境科学研究センター：ヒグマ・エゾシカ生息実態調査報告書 III, 63-74, 1997.
- 2) 宮木雅美, 西川洋子：道東地域の広葉樹林における夏期の利用可能量, エゾシカの保全と管理に関する研究 平成8年～12年度重点研究報告書, 北海道環境科学研究センター, 2001.
- 3) 宮木雅美, 梶 光一：エゾシカの樹皮食いを受けた森林はどのように変化したか, 森林保護 No.292, 25-28, 2003.
- 4) 小林秀雄, 伊藤 昭, 渡部雅彦, 新庄久志：風蓮湖及びその周辺の植生, 野鳥生息環境実態調査報告書－風蓮湖－, 北海道, 1980.
- 5) 北海道立地下資源調査所：5万分の1地質図幅説明書, 厚床および落石岬(釧路－第26, 39号), 1962.
- 6) 札幌管区気象台ホームページ：観測・統計データ

The influence of sika deer on the vegetation in Hashirikotan, Notsuke-Furen Prefectural National Park

Masami MIYAKI
Yachiyo TAKASHIMA
Mikio SUKENO

Abstract

The influence of sika deer on the natural vegetation was surveyed in Hashirikotan, Notsuke-Furen Prefectural National Park. In the *Empetrum nigrum* - *Vaccinium vitis-idaea* community at coastal grassland, *E. nigrum* almost disappeared and many other coast plant species suffered from intense grazing by deer. In the *Betula platyphylla* - *Malus baccata* forest, which formed at the border of the coastal grassland, many trees were dead due to bark stripping and/or browsing. Although there was no large size dead tree in the *Quercus mongolica* - *Betula platyphylla* forest, which distributed at the center of the sandbank, small trees less than 2cm in diameter at breast height did not remain. From the landscape management in the national park, maintenance of the functions in protected forests and conservation of the biodiversity points of views, it is necessary to have conservation measures on the deteriorating vegetation as soon as possible.

付表1 固定調査区H1及びH2における植生調査結果

H1 (1m×1m)				
種名	2002.8.1/9.3		2003.8.7	
	高さ(cm)	植被率(%)	高さ(cm)	植被率(%)
夏緑高木				
カラマツ	14	1	20	2
シラカンバ	.	.	5	+
夏緑低木				
ハマナス	35	7	22	10
常緑小低木				
ガンコウラン	7	20	16	12
コケモモ	3	10	5	10
草本植物				
ススキ	74	20	62	15
ウシノケグサ	32	8	35	10
ツルキジムシロ	3	4	8	3
オトコヨモギ	24	3	33	3
コガネギク	58	2	32	3
ヒロハウラジロヨモギ	22	2	16	2
エゾフウロ	17	1	32	1
キタノコギリソウ	7	+	20	1
エゾイヌゴマ	10	+	13	+
オオヤマフスマ	10	+	17	+
コツマトリソウ	12	+	15	+
スズメノヤリ	10	+	9	+
スマレ	7	+	14	+
ナガボノシロワレモコウ	8	+	16	+
ヒメイズイ	10	+	16	+
ヤナギタンポポ	12	+	14	+
エゾオオバコ	5	+	.	.
ハナイカリ	5	+	11	+
エゾコメグサ	9	+	8	+
イワノガリヤス	.	.	44	2
クサフジ	.	.	28	+
チャシバスケ	.	.	18	+
草本植物(帰化植物)				
アラゲハンゴンソウ	30	1	48	1
シロツメクサ	2	+	14	1
コヌカグサ	.	.	43	1
フランスギク	4	+	.	.
全植被率(%)	75		70	
出現種数	26		29	

H2 (1m×1m)				
種名	2002.8.1/9.3		2003.8.7	
	高さ(cm)	植被率(%)	高さ(cm)	植被率(%)
夏緑高木				
シラカンバ	44	10	45	10
夏緑低木				
タライカヤナギ	18	1	15	1
常緑小低木				
ガンコウラン	6	10	5	5
コケモモ	3	22	6	20
草本植物				
ススキ	72	26	72	30
オトコヨモギ	40	4	44	3
ヒロハウラジロヨモギ	6	+	32	3
コガネギク	35	3	37	3
エゾフウロ	9	1	15	2
シオガマギク	25	1	20	1
ツリガネニンジン	40	1	35	1
ツルキジムシロ	7	1	9	1
ナミキソウ	9	1	16	+
オオヤマフスマ	8	+	11	+
コツマトリソウ	7	+	8	+
エゾコメグサ	12	+	20	+
ナガボノシロワレモコウ	10	+	.	.
ウシノケグサ	.	.	12	3
草本植物(帰化植物)				
ムラサキツメクサ	12	+	21	3
コヌカグサ	65	+	47	1
シロツメクサ	10	+	12	+
アラゲハンゴンソウ	.	.	39	+
地衣蘚苔類				
スギゴケ	2	+	4	7
ハナゴケ属	.	.	7	1
全植被率(%)	80		80	
出現種数	20		23	

付表2 調査区H3及びH4における毎木調査の結果

H3 (5m×10m)						H4 (10m×10m)							
No.	樹種	2002			2003		No.	樹種	2002			2003	
		50cm高 直径(cm)	樹高 (m)	備考	樹高 (m)	備考			DBH (cm)	樹高 (m)	備考	DBH (cm)	備考
H3-1(草原側, 5m×5m)													
171	エゾノコリンゴ	4.6	1.7		1.8	211	イタヤカエデ	5.1	3.7		5.2		
172	シラカンバ	6.2	*	枯死	*	212	イタヤカエデ	4.8	4.1		4.8		
173	ミズナラ	2.9	*	枯死	*	213	ミズナラ	18.7	7.3		18.6		
174	シラカンバ	7.2	*	枯死	*	214	ミズナラ	8.4	*		8.4		
175	ミズナラ	2.5	*	枯死	*	215	シラカンバ	5.9	*	枯死	*		
194	シラカンバ	7.5	2.6		1.8	216	シラカンバ	3.4	*	枯死	*		
195	シラカンバ	2.6	1.5		1.3	217	シラカンバ	5.9	5.3		6.2		
196	ミズナラ	2.6	*	枯死	*	218	シラカンバ	2.4	*	枯死	*		
197	エゾノコリンゴ	1.6	*	枯死	*	219	シラカンバ	5.1	*	枯死	*		
198	エゾノコリンゴ	6.2	2.3		2.3	220	ミズナラ	11.7	*		11.5		
199	ミズナラ	4.5	*	枯死	*	381	ミズナラ	15.0	7		14.2		
200	エゾノコリンゴ	3.3	1.5		*	222	ミズナラ	13.3	*		13.4		
201	エゾノコリンゴ	5.3	2.0		2.0	383	ミズナラ	10.6	*		10.6		
202	エゾノコリンゴ	3.0	*	枯死	*	384	ミズナラ	8.2	*		8.3		
203	エゾノコリンゴ	2.4	*		1.8	225	ミズナラ	4.8	*	枯死	*		
204	エゾノコリンゴ	3.3	*	枯死	*	226	ミズナラ	4.9	*	枯死	*		
205	エゾノコリンゴ	2.6	1.0		1.0	227	シラカンバ	5.6	*	枯死	*		
206	エゾノコリンゴ	1.8	0.9		0.9	228	シラカンバ	8.5	6		8.4		
207	エゾノコリンゴ	1.8	0.8		0.8	229	シラカンバ	9.2	5.9		9.2		
208	エゾノコリンゴ	1.8	*	枯死	*	230	イタヤカエデ	3.9	3.6		4.1		
209	エゾノコリンゴ	3.4	1.6		1.5	231	シラカンバ	6.6	*	枯死	*		
210	エゾノコリンゴ	3.4	*	枯死	*	232	シラカンバ	6.0	*	枯死	*		
H3-1生存木平均値		3.9	1.6		1.5	233	シラカンバ	6.2	*		6.7		
H3-2(森林側, 5m×5m)													
176	シラカンバ	5.4	2.3		2.1	234	シラカンバ	5.1	3.9		5.1		
177	シラカンバ	5.9	*	枯死	*	235	イタヤカエデ	7.3	*		7.6		
178	ミズナラ	3.5	*	枯死	*	386	ミズナラ	9.7	7		9.9		
179	エゾノコリンゴ	4.9	*	枯死	*	387	イタヤカエデ	2.4	2.4		2.3		
180	エゾノコリンゴ	5.4	2.6		2.7	238	ミズナラ	4.0	3.5		4.0		
181	エゾノコリンゴ	6.4	3.0		2.7	239	シラカンバ	10.3	7		10.9		
182	エゾノコリンゴ	4.9	*	枯死	*	240	シラカンバ	8.3	*		8.2		
183	シラカンバ	10.0	3.7		3.8	241	ミズナラ	12.1	*		12.2		
184	エゾノコリンゴ	2.2	*	枯死	*	242	ミズナラ	12.0	*		12.2		
185	エゾノコリンゴ	3.8	*	枯死	*	243	ミズナラ	12.4	*		12.8		
186	シラカンバ	12.3	4.3		3.7	244	シラカンバ	8.6	*	枯死	*		
187	シラカンバ	8.1	3.7		3.9	245	シラカンバ	9.2	*		枯死		
188	シラカンバ	8.7	3.5		3.4	246	ミズナラ	3.3	*	枯死	*		
189	エゾノコリンゴ	1.8	*	枯死	*	247	エゾノコリンゴ	3.1	*	枯死	*		
190	エゾノコリンゴ	2.2	*	枯死	*	248	シラカンバ	7.9	*		8.0		
191	エゾノコリンゴ	4.4	*	枯死	*	249	ミズナラ	2.7	*	枯死	*		
192	シラカンバ	6.5	3.2		3.2	250	シラカンバ	7.0	*		7.0		
193	シラカンバ	4.8	*	枯死	*	251	シラカンバ	6.7	*		枯死		
H3-2生存木平均値		7.9	3.3		3.2	252	シラカンバ	7.2	*		7.1		
生存木平均値		5.7	2.3		2.3	253	シラカンバ	5.0	*		枯死		
						254	ミズナラ	12.7	7.5		13.1		
						255	イタヤカエデ	2.0	*	枯死	*		
						256	エゾノコリンゴ	3.4	*	枯死	*		
						257	シラカンバ	6.4	*	枯死	*		
						258	ミズナラ	3.3	*	枯死	*		
						259	イタヤカエデ	3.8	3.1		4.1		
						260	ミズナラ	17.2	*		17.7		
						生存木平均値		8.8	5.2		9.1		

美唄湿原における湿原植生復元試験

西川 洋子 宮木 雅美

要 約

乾燥化が進行した美唄湿原で植生復元試験を行い、植生の変化の過程を調査した。年1回の植物の地上部刈り取りを5年間行った場合は、クマイザサの密度が高い試験区で、ササに被陰されていたミズゴケ類の被度が増加した。湿原以外の植物であるクマイザサやヤマウルシの被度は減少傾向が認められたが、クマイザサは依然として優占していた。乾燥化が著しく進行した湿原では、刈り取りの効果は低いと考えられる。深さ20cmの表土はぎ取りを行った場合は、現存植生を反映した湿原植物の実生による定着がみられたのに加えて、現在の美唄湿原では出現頻度が低いミカヅキグサ、モウセンゴケ、アブラガヤも定着し、試験開始から5年後にはミカヅキグサの被度は突出して高くなった。ミズゴケ類は、試験地に散在していた植物体の一部からの再生もみられたが、試験区外からの分布拡大によって被度が増加した。クマイザサは、試験区外から地下茎の伸長による侵入が確認されたが、現在は周辺部のみにも留まっている。表土はぎ取りによって植生復元を図る場合には、クマイザサの生育を妨げる高さまで地下水位を相対的に上げるよう掘り取りの深さを決定する必要がある。

Key words: 美唄湿原、湿原植生復元試験、地上部刈り取り、表土はぎ取り、植生変化

1 はじめに

かつて、道内に広く存在した湿原は、開拓の歴史とともにその多くが消失した¹⁾。現存する湿原も周辺の開発などによって乾燥化が進行し、ササなど本来湿原以外に生育する植物の侵入と湿原植物の衰退による植生の変化が問題になっている^{2,3)}。乾燥化によってダメージを受けた湿原植生を復元するためには、地下水位を上げ、湿原植物の生育に適した環境条件を整えることが必要である。これによって、乾燥した条件を好む侵入植物が衰退し、湿原植物の生育が良好になると考えられる。一方、植物の定期的な刈り取りや表土のはぎ取りは、侵入植物の除去や相対的な地下水位の上昇といった湿原植物の生育環境の改善が図られ、湿原の一部地域など小規模な湿原植生を対象とする場合には、復元手法として有効であると考えられる。また、このような処理を実験的に行うことによって、湿原植物の種レベルの回復過程を明らかにすることができる。湿原植生の復元実験は、千葉県成東町の食虫植物群落の復元事業で実施された⁴⁾ほか、道内ではサロベツ湿原⁵⁾や美唄湿原の当調査地に隣接する地区において⁶⁾もミズゴケ群落の再生を目的として取り組まれているが、事例は少ない。

乾燥化が進行した美唄湿原において、湿原植生の復元手法開発の基礎資料とするため、定期的な植物の地上部刈り取りや表土のはぎ取りによる植生復元試験を行った。刈り

取り処理では植生の変化、特に湿原植物以外の植物の衰退とミズゴケ再生に対する効果を調べ、また表土はぎ取り処理では裸地からの植生の回復過程を明らかにすることを目的とする。試験開始から5年が経過したので、これまでの植生の変化と処理の効果について報告する。

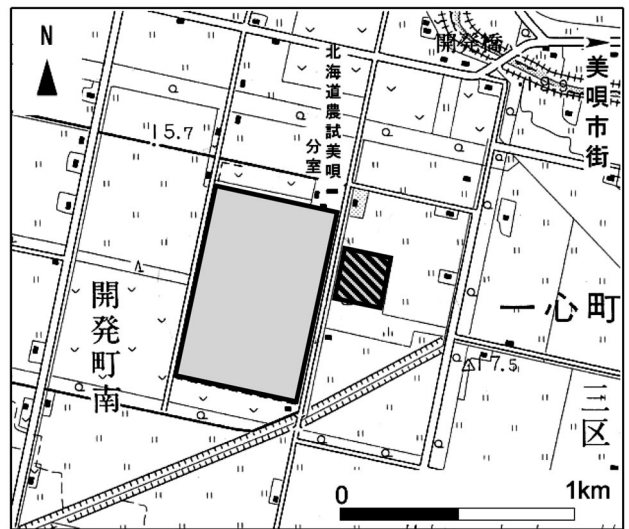


図1 調査地位置図

■：美唄湿原。斜線部分が調査地

国土地理院5万分の1地形図「岩見沢」(平成3年発行)を用いて作成した。

2 方法

2.1 調査地

美唄湿原は、開発によって大部分が失われた石狩川流域の広大な高層湿原の一部である⁶⁾。美唄市の西部に位置し、湿原全体の面積は約50haであるが、そのうち道路と明渠によって分断された約6haの地域に試験区を設定した(図1)。湿原へ流入する河川等はなく、雨水によってのみ涵養されている。湿原の周辺は開発されて農地になり、調査地の周囲は明渠が掘られている。湿原部は周囲の農地より最高で3m程度高くなっており²⁾、雨水や融雪水は速やかに湿原外へ流出すると考えられる。湿原の乾燥化が著しく進行し、植生も約40年の間に大きく変化した^{2,7)}。現在は、クマイザサが優占し、ヤマウルシも多く生育する草原化した湿原となっている。

2.2 試験区の設定

1996年に、調査地内の比較的良好な湿原植生がみられる場所に30m×30mの方形区を設定し、方形区内の地下水位を上昇させることを目的として、周囲に深さ1mまでビニール製の遮水シートを埋設した。しかし、翌年に水位を測定した結果、方形区内の水位上昇は認められず、シートに接する部分のみ滞水がみられた場所があった(宮木・西川未発表)。1997年に、方形区をさらに2m×2mの225区に細分し(図2)、乾燥化の指標としてクマイザサの地上茎の本数密度を、良好な湿原の指標としてミズゴケ類の被度を調べた。両者の間には、負の相関が認められた⁷⁾。調査の結果にもとづいて、1998年に試験区の設定を行った。ミズ

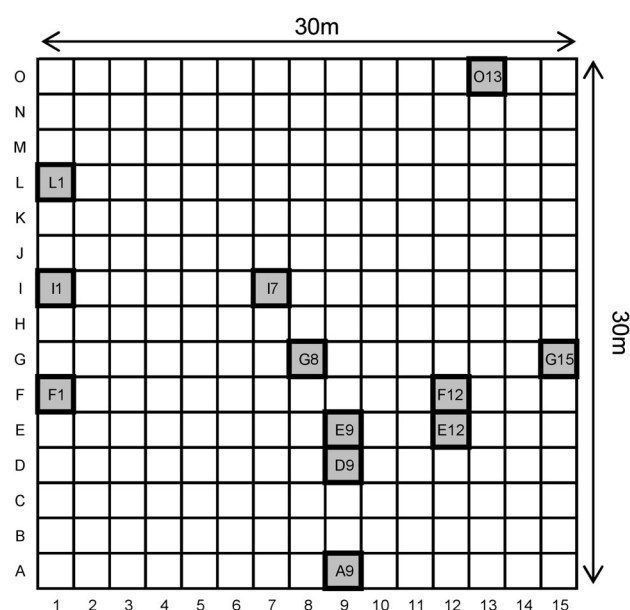


図2 各試験区の設定位置

表1 試験区の設定

		刈り取り	表土はぎ取り	コントロール
ミズゴケ 50% <	縁	O13	G15	A9
	中央	E9	F12	I7
ササ 44本/m ² ≤	縁	F1	L1	I1
	中央	D9	E12	G8

ゴケ類の被度が50%より高いミズゴケ区とクマイザサの本数密度が44本/m²以上のササ区を、方形区の縁部と中央部から1区ずつ3組選び、それぞれ刈り取り区、表土はぎ取り区、コントロール区とした(表1、図2)。試験区を縁部と中央部から選定したのは、将来遮水シートの効果が縁部で現れることを期待したためである。刈り取り区では、草刈り機を用いて、植物の地上部を地際から高さ約5cmの位置で刈り取った。刈り取りは、毎年9月上旬の調査終了後に行った。表土はぎ取り区では、主な植物の根圏に相当する約20cmの深さまで表土を掘り取り、掘り取った土壌や植物体は試験区外へ持ち出した。

2.3 調査データの記録と解析

各試験区は、50cm×50cmの16の小区画に細分し、小区画毎に、乾燥化の指標としてクマイザサの被度(%)と地上茎の最大高、ヤマウルシの被度、良好な湿原の指標としてミズゴケ類の被度を測定した。また、コントロール区および刈り取り区ではその他の生育する植物を記録し、表土はぎ取り区ではそれらの被度を記録した。調査は1999年から毎年9月上旬に実施した。

刈り取り区およびコントロール区の被度および高さの調査データは、4元配置分散分析により、位置(縁部、中央部)、植生タイプ(ミズゴケ区、ササ区)、処理(刈り取り区、コントロール区)、および調査年(1999~2003年)による比較を行い、さらに、処理毎に3元配置分散分析により比較を行った。また、両処理の試験区毎に、経年変化の有意性を1元配置分散分析により検定した。処理および試験区毎の分散分析の結果、経年変化に有意な差が認められた場合は、Dunnettの検定により試験開始年とその後の各年との比較を行った。これらの検定は、SPSS 11.0コンピュータプログラムパッケージ⁸⁾を用いた。

3 結果

3.1 刈り取り区におけるクマイザサ、ヤマウルシ、ミズゴケ類の経年変化

3.1.1 クマイザサ

4元配置分散分析の結果、クマイザサの被度は、植生タイプ(ミズゴケ・ササ)、処理(刈り取り・コントロール)、調査年(1999年~2003年)に有意な差が認められた(植生

タイプ: $F=168.74$, $p<0.001$; 処理: $F=43.66$, $p<0.001$; 調査年: $F=5.96$, $p<0.001$ 。また、処理と調査年との交互作用も認められた ($F=27.16$, $p<0.001$)。

コントロール区では、被度の経年変化に有意な差が認められ ($F=3.91$, $p<0.01$)、2002年に増加傾向が認められた ($p<0.05$)。コントロール区の4試験区のなかでは、1試験区で2002年以降被度の増加傾向がみられた (図3)。

刈り取り区でも、被度の経年変化に有意な差が認められたが ($F=16.61$, $p<0.001$)、逆に2002年以降減少傾向を示した (2002年: $p<0.05$; 2003年: $p<0.001$)。刈り取り区のうち2試験区で、2002年以降あるいは2003年に有意な減少傾向が認められた (図3)。

クマイザサの高さについては、コントロール区で年変動が認められたものの ($F=15.22$, $p<0.001$)、一定の傾向はみられず、刈り取り区では経年変化に有意な差は認められなかった ($F=2.01$, $p=0.09$)。

3.1.2 ヤマウルシ

ヤマウルシの被度は、4元配置分散分析の結果、処理 (刈り取り・コントロール) および調査年 (1999年~2003年) に有意な差が認められ (処理: $F=81.41$, $p<0.001$; 調査年: $F=15.33$, $p<0.001$)、処理と調査年との交互作用も認められた ($F=4.99$, $p<0.01$)。

コントロール区では、被度の年変動は認められたものの ($F=3.82$, $p<0.01$)、一定の傾向は認められなかった (図3)。

刈り取り区では、経年変化に有意差が認められ ($F=5.18$, $p<0.001$)、2002年以降に減少傾向を示した (2002年, 2003年: $p<0.01$)、この傾向は4試験区全てで認められた (図3)。

3.1.3 ミズゴケ類

ミズゴケ類の被度は、4元配置分散分析により、位置 (縁・中央)、植生タイプ (ミズゴケ・ササ)、および処理 (刈り取り・コントロール) で差が認められ (位置: $F=39.87$, $p<0.001$; 植生タイプ: $F=20.73$, $p<0.001$; 処理: $F=98.45$, $p<0.001$)、調査年では有意な差が認められなかった ($F=1.04$, $p=0.39$)。処理と調査年との交互作用は認められた ($F=10.75$, $p<0.001$)。位置に有意差が認められたのは、試験区を設定した時点で中央部の試験区はミズゴケの被度が低い傾向があったためである。

コントロール区では、経年変化に有意な差は認められなかったが ($F=2.36$, $p=0.05$)、2試験区で2002年以降に被度が低下した (図3)。

刈り取り区では、被度の経年変化が認められ ($F=2.54$, $p<0.05$)、2002年に有意な増加がみられた ($p<0.05$)。刈り取り区の4試験区のうちササ区の2試験区で、2000年ある

表2 2003年にコントロール区及び表土はぎ取り区の各試験区で確認された植物の平均被度 (%)

	コントロール区				表土はぎ取り区			
	A9	I7	I1	G8	G15	F12	L1	E12
ミズゴケ類	27.94	17.08	3.88	0.81	2.79	4.27	2.40	4.17
ヌマガヤ	5.91	2.19	1.81	1.63	0.125	0.01	1.44	.
ヤチヤナギ	5.00	11.94	5.69	13.00	2.28	0.29	.	0.28
クロミノイヌツゲ	0.06	28.13	0.06	5.41	0.45	.	0.01	0.01
イソツツジ	8.00	8.00	1.16	1.16	0.31	.	.	.
トマリスゲ	0.38	2.28	.	0.63	0.07	.	0.06	.
ワタスゲ	9.44	0.38	3.13	.
ホロムイソツジ	8.88	0.38
タチギボウシ	1.41	0.28
エゾチドリ	.	0.16
ツルコケモモ	1.50	.	.	.	0.21	.	.	.
ミカヅキグサ	0.75	.	.	.	37.31	2.78	0.50	10.44
ホロムイソウ	0.09	.	.	.	0.01	.	.	.
ホロムイイチゴ	0.13
アキノキリンソウ	0.13
ウメバチソウ	0.06
エゾリンドウ	0.06
モウセンゴケ	0.13	0.79	2.13	1.33
アブラガヤ	2.31	1.25	0.44
クマイザサ	55.63	61.56	89.06	72.50	0.81	0.88	0.38	1.33
ヤマウルシ	0.31	1.58	6.94	5.13	.	0.01	.	0.01
ススキ	0.72	1.25	.	0.06
ヤマドリゼンマイ	.	.	.	0.31

いは2001年以降に有意な増加傾向が認められたが、両区とも2003年には増加傾向が頭打ちになった（図3）。

3.2 表土はぎ取り区における植生回復過程

3.2.1 侵入した植物の種類

2003年までに表土はぎ取り区に侵入した植物は、コントロール区で出現頻度の高い植物ばかりではなかった（表2）。コントロール区の全てに出現する湿原植物のミズゴケ類、ヌマガヤ、ヤチヤナギ、クロミノイヌツゲおよび湿原植物以外の植物であるクマイザサは、2003年に表土はぎ取り区の3区以上で確認された。一方、コントロール区では1区のみで確認されているミカツキグサや、全く確認されていないモウセンゴケ、アブラガヤが、表土はぎ取り区の3区以上で確認された。なかでも、ミカツキグサはG15区およびE12区で被度がそれぞれ37.31%、10.44%と、他の植物と比べ非常に高かった。その他の侵入植物としては、イソツツジ、トマリスゲ、ワタスゲ、ツルコケモモ、ホロムイソウ、ヤマウルシが確認されたが、一部に限られ、被度も低かった。

3.2.2 主要な侵入植物の経年変化

2003年に表土はぎ取り区の4試験区全てで生育が確認されたミズゴケ類、ミカツキグサ、モウセンゴケ、クマイザサならびにコントロール区では確認されなかったが表土はぎ取り区では3区で確認されたアブラガヤの5種について、各試験区の小区画毎に被度の経年変化を示した（図4）。ミズゴケ類は、試験開始時に、表土の掘取りの際に残されたと思われるちぎれた植物体の一部が全体に散在していたが、定着に至らず枯死したものも多く、2000年あるいは2001年に出現区画数が減少した。しかし、一部はそのまま定着した。また、新たに試験区外に生育していたミズゴケが侵入して分布を広げており（図5）、2001年から周辺部



図5 ミズゴケ類及びクマイザサの侵入状況
(2003年：F12区の一部)

の小区画で被度が大きく増加した。

ミカツキグサは、実生が試験開始直後から多数定着し、2003年にはL1区を除く3試験区の全区画で分布が確認され、被度も増加した。G15区では、被度が70%に達する区画もあった。F12およびL1区では、2000年に多数の実生を確認したものの、その多くが枯死した。F12区はその後新たな実生の定着がみられ、分布は全体に広がったが、L1区は2区画のみで定着が確認された。

モウセンゴケも初期から実生が確認されたが、出現と消失を繰り返し、試験区内全体への分布の拡大や被度の増加は2002年以降にみられた。

アブラガヤも実生によって侵入するが、出現区画数は少なく、少数の定着した個体が成長し、被度を高めている。

2000年以降に試験区外から地下茎による周辺区画へのクマイザサの侵入が確認された（図5）。

4 考察

4.1 処理に対する効果のばらつき

試験区の設定は、ミズゴケ類の被度やクマイザサの密度を考慮して行ったにもかかわらず、処理によって全ての試験区で同じような変化がみられるとはかぎらなかった。同じ湿原内においても、微地形によって地下水位等の環境が異なるためと考えられる⁵⁾。

4.2 地上部刈り取りによるミズゴケ類の再生および湿原以外の植物の衰退に対する効果

コントロール区の一部でクマイザサの被度の増加とミズゴケ類の減少が認められ、湿原の乾燥化が進行していることを示した。

定期的な地上部刈り取りによるミズゴケ類の増加がササ区で認められたことは、クマイザサによる被陰がミズゴケ類の生育を阻害していることを意味する。しかし、増加が認められた2試験区とも、2003年には増加傾向は頭打ちになっており、水位の改善が行われない限り、十分なミズゴケ再生効果は期待できない。クマイザサとヤマウルシは、逆に刈り取りによって被度が減少する傾向にあった。刈り取りによる光合成の制限と地上部回復のための資源の過剰消費を毎年繰り返したことが、両種の生育にダメージを与えたと考えられる。しかし、刈り取りによる衰退効果が現れたのは、試験開始から4年が経過した後であり、依然としてクマイザサは優占種であり、消滅にはほど遠い。今後さらに継続観察が必要であるが、これらの植物の生育を保障する水位の条件は変わらないので、刈り取りを中止すれば、数年後には生育状況は回復すると予測される。サロベツ湿原で行われているササの刈り取り実験では、2年以上連続した刈り取りによって、ササの衰退効果が認められた

が、刈り取りを中止すると効果は長続きせず、ササの生育は回復している³⁾。また、美唄湿原の本研究の調査地よりも良好な湿原植生が残されている場所で、10年前に行われた実験では、ミズゴケ群落再生に対する地上部刈り取りの効果は大きく、クマイザサが消滅し高茎の湿原植物が出現するという種組成の変化も認められた⁵⁾。本研究も含めた3つの実験は、乾燥化の程度が異なるためにササの生育状況も異なる湿原で行われており、刈り取りによって期待されるミズゴケ類の再生やササの衰退の効果の程度は異なっている。サロベツ湿原では、ササの生育が良好な場合は2年程度の刈り取りでは効果がないことが指摘されているが³⁾、本研究の試験地のように乾燥化が非常に進行した湿原では、地上部刈り取りの効果は低いと考えられる。また、いずれの実験においても、刈り取りは継続して行う必要があることが指摘されており^{3,5)}、労力を考えると、小面積の植生復元の手法として検討されるべきである。

4.3 表土はぎ取りによる湿原植生回復過程

過去5年間に表土はぎ取り区で定着が確認された植物は、必ずしも現在の美唄湿原で出現頻度の高い植物ばかりではなかった。処理区外では出現頻度がそれほど高くないミカヅキグサ、モウセンゴケ、アブラガヤの良好な生育は、表土はぎ取りによる相対的な水位の上昇や、植物を除去したことによる被陰からの開放など、生育環境の変化に対応したものであると考えられる。これらは全て、種子が散布され、実生が定着したものである。ミカヅキグサとモウセンゴケは試験開始直後から実生が確認されており、常に多量の種子が供給されていると考えられる。サロベツ湿原で行われた植生復元実験において、最大深さ10cmの表土掘り取りまで植生の回復が認められたが、ここでもモウセンゴケやアブラガヤの生育が報告されている³⁾。また、サロベツ湿原において1991年に泥炭採掘が行われ、裸地の状態で放置された場所でも、ミカヅキグサがまず分布を広げており、モウセンゴケの定着も認められた³⁾。ミカヅキグサやモウセンゴケが定着し、その分布を拡大する段階は、湿原植生回復の第1段階であり、今後時間とともに種組成がどのように変化するのか観察を続ける必要がある。

試験区外に生育しているミズゴケ類の侵入によって、試験区内のミズゴケ類の被度が増加した。湿原植物の再生は、実生だけではなく、周辺からの分布拡大によっても期待される。

試験開始時に多数散在していたミズゴケ類は、枯死したものが多かったが、これらは地表面が裸出しているために、水位が低い時期に乾燥によって枯死したと考えられる。クマイザサの密度が高い刈り取り区では、被陰からの開放によってミズゴケ類の成長が促されたが、表土はぎ取り区のように定着前に強い日射にさらされると、かえって悪影響

を受ける。サロベツ湿原では、ササの刈り払い地において、ミズゴケ散布後にヌマガヤやササの茎葉を用いたマルチングを行っているが、有意な効果は認められていない³⁾。しかし、裸地状態である当試験地では、ある程度のマルチングを行うことにより定着率が高くなる可能性も考えられる。

表土はぎ取りによって水位が相対的に高くなったにもかかわらず、クマイザサが地下茎によって侵入したが、試験区中心部へと分布を拡大する様子はみられなかった。サロベツ湿原では、ササの分布限界が最低地下水位15cm、地下水位変動幅が10cm程度の場所であると報告されている³⁾。また、美唄湿原では、ササの生育している泥炭ブロックを用いた実験で、水位が0～-5cmより高い場合に、1年程度でササが消失している⁵⁾。1995年6月に本研究の試験地周辺の6地点で測定した地下水位は、-9～-33cmであった(宮木・西川 未発表)。夏季にはさらに水位は低下すると考えられるが、深さ20cmの表土掘り取りはクマイザサの侵入を妨げる効果はあったと考えられる。効果的な植生復元を図るためには、ササの生長期間を通した地下水位の測定結果に基づいて、ササの生育を妨げる高さまで地下水位を相対的に上げるよう掘り取りの深さを決定することが重要である。

5 謝辞

本研究の現地調査及びデータ整理等には、当センター臨時研究補助員 渡辺展之、同 助野実樹郎、同 鈴木有、環境GIS科長 高田雅之、開拓記念館学芸員 堀繁久、並びに高田早苗の各氏のご協力をいただいた。記して感謝の意を表す。

6 引用文献

- 1) 富士田祐子：北海道の湿原の現状と問題点。北海道の湿原の変遷と現状の解析—湿原の保護を進めるために—。(財)自然保護助成基金, pp.231-237, 1997.
- 2) 粕淵辰昭, 宮地直道, 神山和則, 柳谷修自：美唄湿原の水環境の特徴と保全。日本土壤肥料学雑誌, Vol.65, No.3, pp.326-333, 1994.
- 3) 富士田祐子：サロベツ湿原の植物とその復元手法。平成14年度サロベツ自然再生事業構想策定調査業務報告書。(財)北海道土地改良設計技術協会, pp.97-117, 2003.
- 4) 大賀宣彦, 小滝一夫：地表剥取り区における植生の回復調査。天然記念物「成東・東金食虫植物群落」保護増殖事業(植生回復事業)に関する報告書。成東町教育委員会, pp.41-42, 1987.
- 5) 伊藤純雄, 駒田充生, 君和田健二, 栗崎弘利：地下水

- 環境解析に基づく高層湿原植生復元・保全の試み. 北海道農業試験場研究報告. No.173, pp.1-36, 2001.
- 6) 宮地直道, 神山和則: 石狩泥炭地における湿原の消滅過程と土地利用の変遷. 北海道の湿原の変遷と現状の解析—湿原の保護を進めるために—. 財団法人自然保護助成基金, pp.49-57, 1997.
- 7) 西川洋子, 宮木雅美, 堀繁久: 学術自然保護地区「上美唄湿原」の乾燥化と植生の復元. 北海道環境科学研究センター所報. Vol.24, pp.93-94, 1997.
- 8) SPSS. 2001. SPSS 11.0J for Windows. SPSS Inc. Chicago, USA.
- 9) 西川洋子, 宮木雅美, 堀繁久: 湿原定期モニタリング「サロベツ湿原」. 北海道環境科学研究センター, 1997.

areas of the sites. For the restoration of natural vegetation, ground water level should be increased by removing peat surface layer to avoid *S. palmata* to grow.

Experiments for restoring wetland vegetation at Bibai mire

Yoko Nishikawa and Masami Miyaki

Abstract

The process of vegetational change was surveyed as experiments for restoring wetland vegetation at Bibai mire in which the vegetation had been changing to dry grassland due to the lowering of water level. At the experimental sites that had high density of *Sasa. palmata*, with the cutting off all plants that reached about 5 cm above ground level every year for 5 years, the coverage of *Sphagnum* species that was shaded by *S. palmata* increased. Although the coverage of *S. palmata* and *Rhus trichocarpa*, non-wetland species, decreased in these sites, *S. palmata* still dominated. It is considered that *S. palmata* and *R. trichocarpa* did not disappear by the treatment of cutting them off in extremely dried wetlands without improvement water level condition. At the sites where 20 cm of the peat layer from the ground level was removed, basically all of the invaded plants established by seedlings came from the outside areas of the sites. *Rhynchospora alba*, *Dorosera rotundifolia*, and *Scirpus wichuriae* which did not usually appear in this mire also established. And the coverage of *R. alba* increased rapidly in 5 years. The coverage of *Sphagnum* species increased because some *Sphagnum* species from the surrounding areas spread into the sites, and traces of *Sphagnum* species still remained on the ground started to grow. *S. palmata* had also invaded from the outside areas of experimental sites by growing their rhizomes. The growth of *S. palmata* was still limited to the fringe

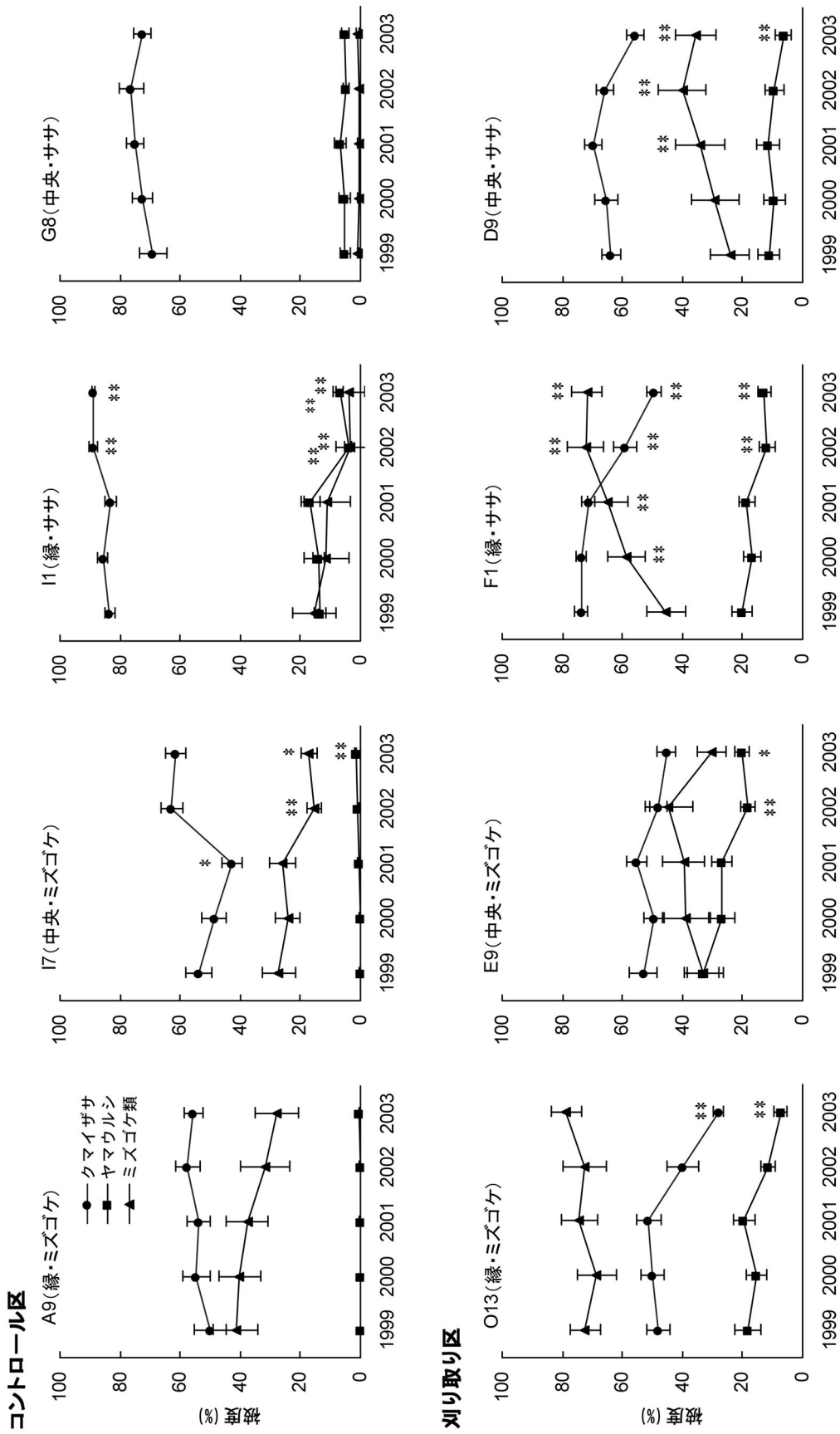


図3 コントロール及び刈り取り処理を行った各試験区のクマイザサ、ヤマウルシ、ミズゴケ類の被度の経年変化
 小区画毎に測定した被度の平均値と標準誤差を示す。
 *、**は、それぞれ1999年の値に対して有意水準 $p < 0.05$ 及び $p < 0.01$ で差があることを示す。

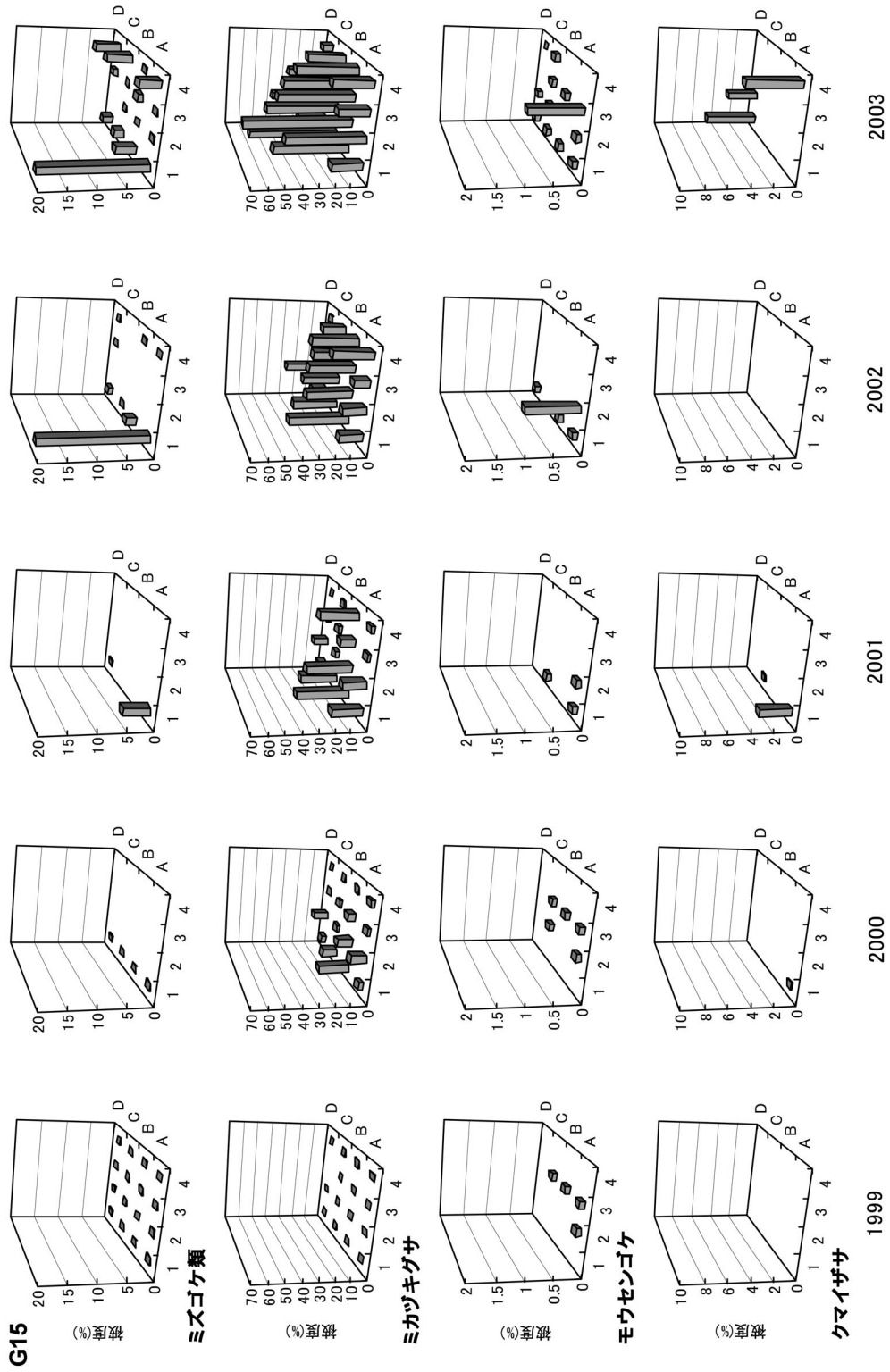


図4-1 表土はぎ取り区G15試験区におけるミズゴケ類、ミカヅキグサ、モウセンゴケ、クマイザサの被度の経年変化

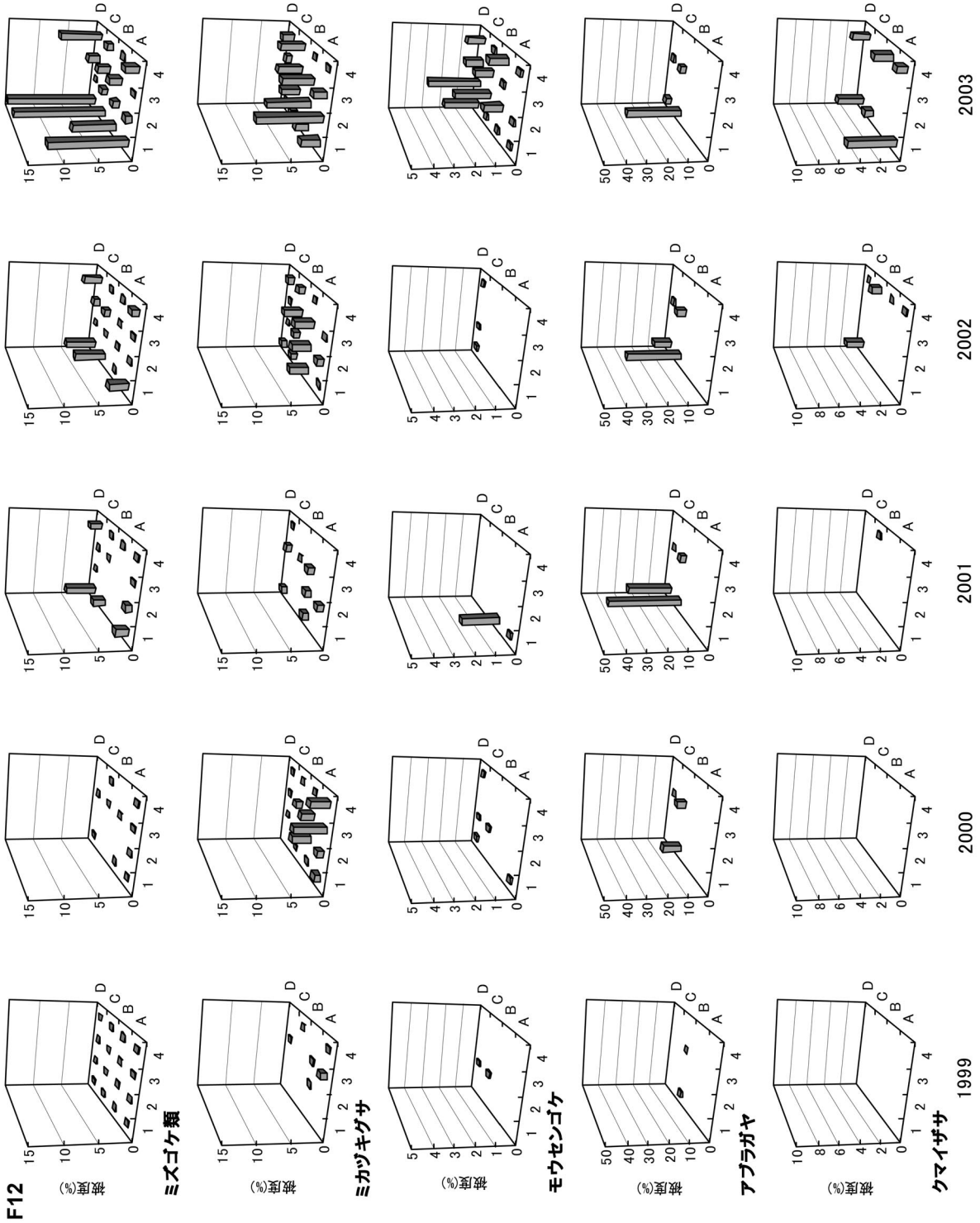


図4-2 表土はぎ取り区F12試験区におけるミズゴケ類、ミカヅキグサ、モウセンゴケ、アブラガヤ、クマイザサの被度の経年変化

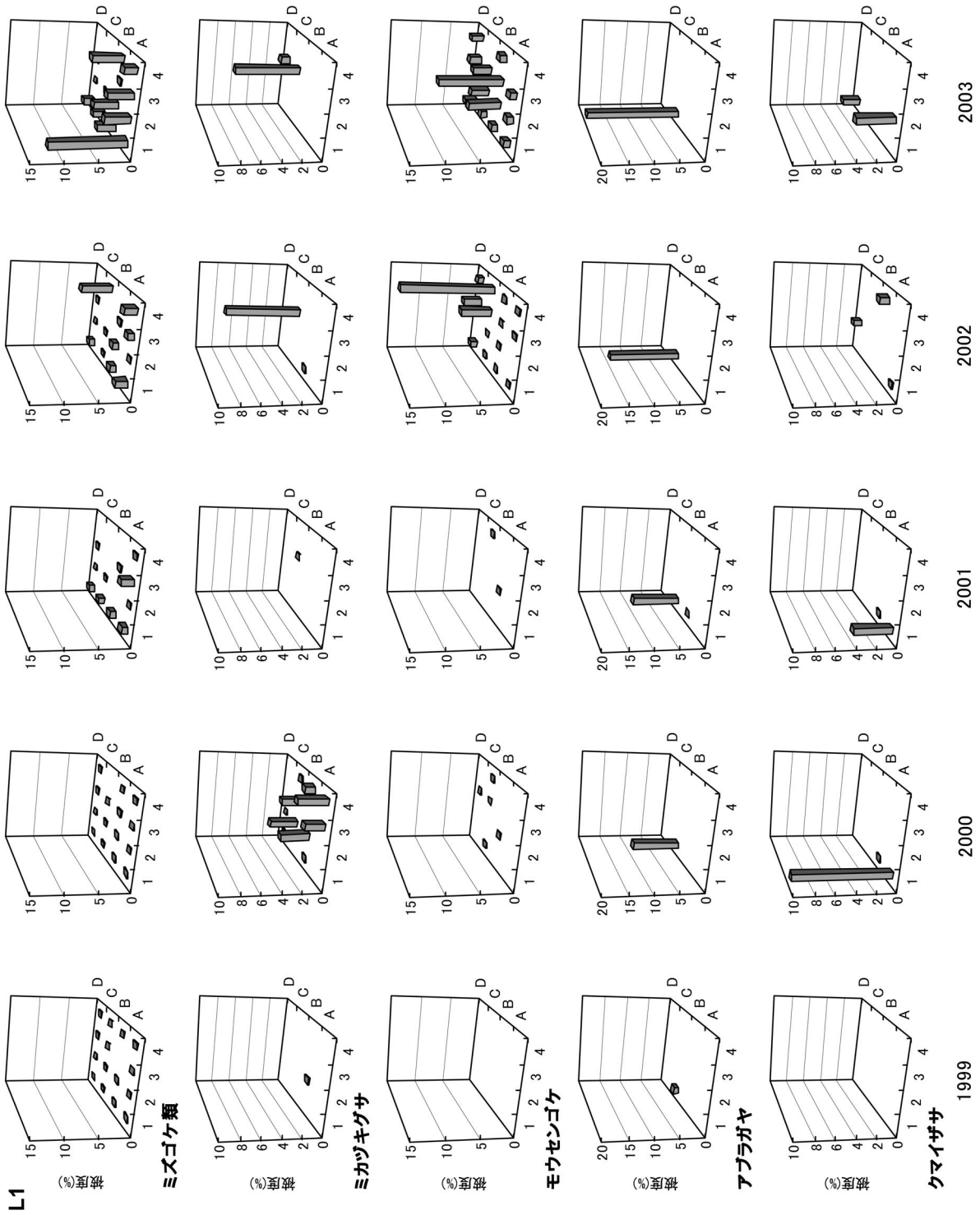


図4-3 表土はぎ取り区L1試験区におけるミズゴケ類、ミカヅキグサ、モウセンゴケ、アブラガヤ、クマイザサの被度の経年変化

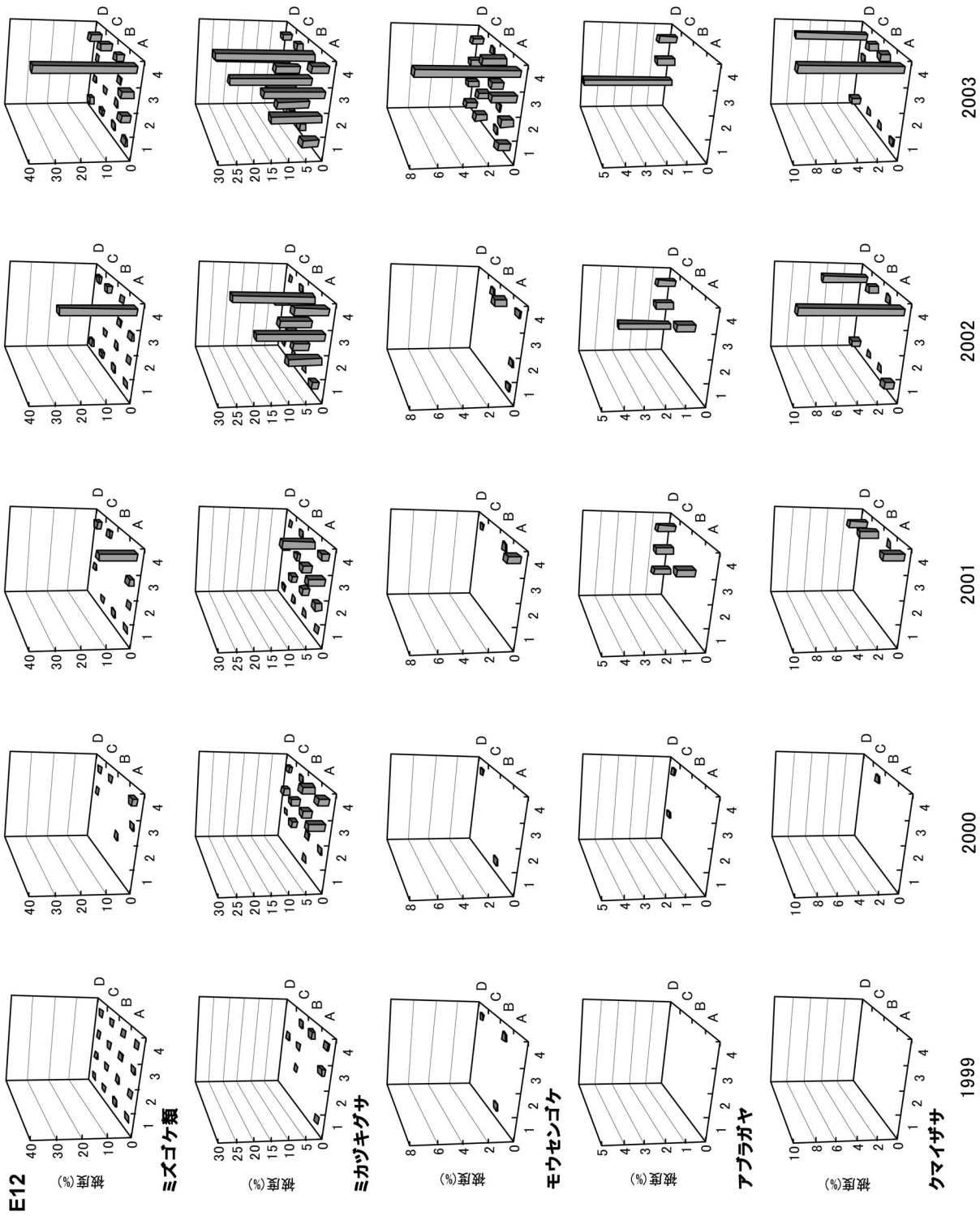


図4-4 表土はぎ取り区E12試験区におけるミズゴケ類、ミカヅキグサ、モウセンゴケ、アブラガヤ、クマイザサの被度の経年変化

休廃止鉱山から排出される重金属濃度の長期変動

石川 靖 齊藤 修 濱原 和広

要 約

北海道内では1,200を越す金属、非金属系鉱山が、早いものは開拓以前から採掘を行ってきたが、経済情勢等の変化により、現在、その稼働数は3鉱山にすぎない。休廃止した鉱山の一部は、高濃度の重金属を含有した坑内水を公共用水域に排出しており、下流の環境基準点における健康項目の基準超過の原因ともなっている。このため1973年より、河川水質に大きな影響を及ぼしている休廃止鉱山に対して国が鉱害防止対策を実施するとともに、道が環境保全の基礎資料を得るための調査を行ってきた。その対策等が一定の効果をあげたことから、これまで調査を行ってきた鉱山のうち、なお問題の残る38休廃止鉱山を選定して、1998年から2003年まで再調査を行った。その結果、7鉱山で、未だに末流点において、環境基準値を超える重金属が検出された。一部の鉱山では底質中の重金属濃度が増加する傾向も示された。新たに環境基準に追加されたZnについては、21鉱山の末流で基準値を超過するなど今後の問題点も明らかになった。

Key words: 休廃止鉱山、重金属濃度、環境基準値、負荷量、底質、Zn

1 はじめに

北海道の開拓が始まって以来、沢山の産業が豊かな自然資源の利用を試みて来た。一般的には、かつて活況を呈した石炭産業や農林水産業に注目が集まるが、過去に多くの金属、非金属鉱山が試掘、開鉱されたことは意外に意識されていない。現在、操業中の金属・非金属系鉱山が豊羽鉱山（札幌市）と他2鉱山を数える中で、これまで稼働した合計数が約1,200¹⁾以上あったことなどは想像し難いものがある。

閉山（休廃止化）は、地域経済へ打撃を与えただけでなく、流域河川に対する環境問題という負の遺産も残した。一部の休廃止鉱山の坑口や鉱滓堆積場等から、強酸性あるいは重金属を含む坑内水・浸出水が流出し、公共用水域の水質汚濁をもたらした²⁾。旧廃止鉱山からの排水がひきおこす環境問題は、戦前のものも含め多様な方面から調査がなされてきた^{3~12)}。しかし、農水産物に対する風評被害を懸念したためか、結果が十分に公表されている報告は少ない^{13,14)}。

休廃止鉱山の排水対策のために国と北海道がそれぞれに鉱害防止対策事業と水質調査を行ってきた。1973年以降、北海道公害防止研究所は、公共用水域水質の監視事業等とともに旧廃止鉱山を有する流域の水質調査に取り組んで来た^{15~21)}。この調査結果、関係機関の現地踏査や指導により、河川水質が問題化した鉱山に対しては対策が進んだ。このような状況を受けて、これまで調査を行った鉱山のうち、

その水質環境等が十分な改善に至っていないと思われる38休廃止鉱山を選定して、1998年より5年間かけて再調査を行い、2003年に2鉱山に対しての補足調査を行った。

本報告は、38鉱山の水質変化を過去の調査結果と比較し、さらに発生源から下流までの変動を捉えて明らかになった水質環境の状況を示す。

2 調査鉱山と分析方法

鉱山名は、時代により所有者の変更があるなど調査毎に名称が異なることがある。本報告では原則として一般的に広く用いられているものを使用した。

2.1 調査鉱山の選定

これまでの鉱山調査結果を検討し38鉱山を格付けした。表1に調査対象鉱山の概況を示した。

格付けについてはA～Dまでの4つに分類した。Aランクは、流域に利水または環境基準点がある公共用水域で、鉱山施設あるいはその周辺において環境基準値を超過又はそのおそれがあるものとし、27鉱山を選定した。監視回数については、毎年1回実施を原則とし、近年の調査結果等の状況に応じ回数を減らすこととした。Bランクは流域に利水はないが、鉱山施設あるいはその周辺において環境基準値を超過または超過のおそれがあるものとし、7鉱山を選定した。これらの鉱山の監視回数は基本的に2年間で1回実施することとした。Cランクは、水質的に現在問題は

ないが、施設の規模が大きいなど監視が必要なものとし、4 鉱山を選定した、これらの鉱山の監視回数は3年間で1回実施することとした。Dランクは行政の要請などその他の理由で監視が必要となるものとし、これらの鉱山の監視

回数は必要に応じて実施することとしたが、今回該当する鉱山はない。図-1に調査対象とした38鉱山の分布図を示した。

表-1 調査対象金属等鉱山一覧 (番号は図-1に対応)

支庁	鉱山名	格付け	所在地	関連水域	鉱種	休廃止等	水域利水	番号
石狩	千歳	A	千歳市	美笛川・支笏湖	Au,Ag	休止(S61. 3. 1)	支笏湖流入・水産	1
渡島	日鉄銭亀沢	A	函館市	汐泊川	Cu,Pb,Zn	廃止(S48. 5.10)	飲料・水産	2
	精進川	A	七飯町	精進川・雨鱒川	S	廃止(S44. 5.16)		3
	長万部	A	長万部町	長万部川	FeS ₂	廃止(S52. 1.25)	農業用水	4
	滝の沢	B	南茅部町	滝の沢	S	廃止(S45. 5.15)		5
	古部硫黄	B	南茅部町	古部川	S	廃止(S45. 5.15)		6
	常盤松	B	檜法華村	赤井川	S	廃止(S47.10. 6)		7
	恵山	B	恵山町	白浜川	S	休止(S47.10. 1)		8
	鶴野	B	函館市	石崎宮の川・寺の川	FeS ₂	廃止(S47. 4.10)		9
	釜栄	C	戸井町	運賃川	Cu	廃止(S48. 6. 7)		10
	日産戸井	B	戸井町	戸井川	FeS ₂	廃止(S45. 1.31)		11
	八雲	A	八雲町	遊楽部川	Mn,Zn,Pb	廃止(S48.10.20)		12
檜山	日鉄桂岡	A	上ノ国町	厚志別川・天の川	Fe	廃止(S47. 1. 7)	農業用水	13
	上国	A	上ノ国町	石崎川	Mn	休止(S61.7.1)	農業用水	14
後志	余市	A	余市町	湯内川	Cu,Pb,Zn	廃止(S48.10.4)		15
	国富	A	共和町	掘株川	Cu	廃止(H7.11.1)	農業用水	16
	轟	A	赤井川村	余市川	Au,Ag	休止(S62.6.1)	飲料・農業用水	17
	大江(稲穂坑)	A	仁木町	余市川	Mn,Zn	休止(S59.10.1)	飲料・農業用水	18
	倶知安	A	京極町	尻別川	FeS ₂	廃止(S48.1.31)	水道・水産・農業	19
	寿都	B	寿都町	宮の沢川・神社の沢川	Cu	廃止(S49.10.28)		20
	稲倉石	B	古平町	古平川	Mn,Zn	休止(S59.10.1)		21
	玉川	C	共和町	玉川	Au,Ag,Cu	廃止(S48. 8. 1)		22
上川	下川	A	下川町	名寄川	Cu	休止(S58.2.19)	水道・農業用水	23
	珊瑚(カナル)	A	下川町	名寄川	Au,Ag	休止(S61. 7. 1)	水道・農業用水	24
宗谷	本庫	A	歌登町	徳志別川	Cu	廃止(S53.5.13)	水産・水道・工業	25
網走	イトムカ	A	留辺蘂町	常呂川	Hg	休止(S49.7.19)	農業用水・水産	26
	鴻之舞	A	紋別市	藻鱒川	Au,Ag	廃止(S54.3.28)	農業用水・水産	27
	竜昇殿	A	紋別市	渚滑川	Hg	廃止(S52.7.29)	農業用水・水産	28
	北見	A	丸瀬布町	湧別川	Au,Ag,Cu	廃止(S47.7.27)	水道・水産・農業	29
	沼の上	B	紋別市	シブノツナイ川	Au,Hg	廃止(S47. 6. 1)		30
胆振	幌別硫黄	A	壮瞥町	長流川	S	廃止(S48. 9. 6)	洞爺湖に流入	31
	伊達	A	伊達市	気門別川	Au,Ag,Cu	廃止(S49. 3.30)	農業用水	32
	虻田	A	虻田町	赤川	FeS ₂	廃止(S47. 4.10)	農業用水	33
	徳舜瞥	A	大滝村	長流川	FeS ₂	廃止(S47. 4.14)	雑・飲料	34
	南白老バライト	A	白老町	白老川	重晶石・耐火粘土	休止(H2. 5. 1)	水産・水道・工業	35
	日化白老	A	白老町	白老川	重晶石	休止(S54. 4.21)	水産・水道・工業	36
	日鉄仲洞爺	A	壮瞥町	洞爺湖	Fe	廃止(S47. 2. 1)	水産・農業用水	37
十勝	阿寒硫黄	A	足寄町	足寄川	S	廃止(S54.1.16)	水道・水産・農業	38

* 休廃止等の列のSは昭和、Hは平成の略である。

表-2 選定鉱山の調査状況 (1998-2002)

支庁	鉱山名	98	99	00	01	02	支庁	鉱山名	98	99	00	01	02
石狩	千歳					○	後志	寿都		○	○	○	
渡島	日鉄銭亀沢	○						稲倉石	○				
	精進川	○	○	○		○	上川	玉川			○		
	長万部				○			下川				○	
	滝の沢		○	○		○		珊瑚(カナル)				○	
	古部硫黄	○	○	○			宗谷	本庫	○	○	○		
	常盤松	○	○	◎	◎	◎	網走	イトムカ		○	○		
	恵山		○	○	○	○		鴻之舞	○				
	鶴野	○	○					竜昇殿			○		
	釜栄				○			北見			○		
	日産戸井	○						沼の上				○	
	八雲	◎	◎		○		胆振	幌別硫黄	○	○	○		○
檜山	日鉄桂岡					○		伊達	○	○			
	上国	○						虻田					○
後志	余市	○	○					徳舜瞥				○	
	国富				○			南白老バライト					○
	轟				○			日化白老					○
	大江(稲穂坑)					○		日鉄仲洞爺			○		
	倶知安		○				十勝	阿寒硫黄	○				

* 1999年度は他に大江鉱山を行っている。2003年は恵山と滝ノ沢鉱山を補足調査した。

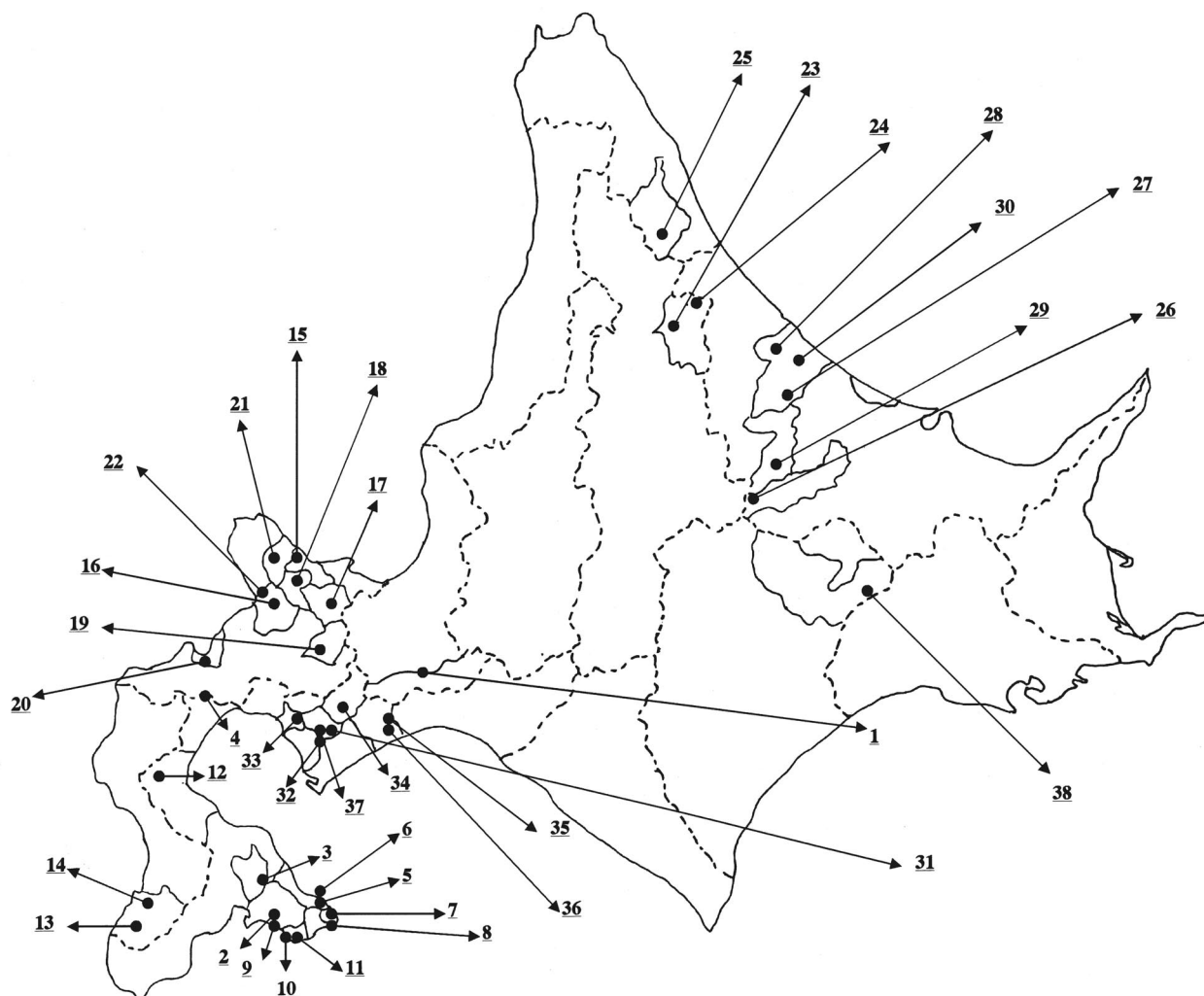


図-1 調査対象金属等鉱山位置（点線は支庁界、実線は市町村界）

2.2 調査実施状況

表-2 に1998年から2002年までの調査状況を示した。◎印は、水質に特に注意を要する鉱山として詳細調査並びに年に複数回調査を行った鉱山を示している。

2.3 採水及び分析法

調査は、発生源から下流の基準点（設定されていない場合は末流）まで行った。過年の調査²²⁾に基づいて採水地点を決めたが、土砂崩れや河川路の変更、対策等に伴う流域の人為的改変等により加減、変更した。

現地で採水は5Lのステンレス製採水缶を用いた。採水時に水温、気温、色相、臭気、透視度、流量、pH、電気伝導度（EC）等の調査を行い、試料水は、1N- HNO_3 に浸漬後に純水で洗浄したポリビンに適量を詰めて試験室に持ち帰った。また、試料の一部は溶存態分析のため、現地において濾過（whatman GF/Cフィルター、公称サイズ $1.2\mu\text{m}$ ）した。下流地点では底質を採取した。持ち帰っ

た試料水は12N-HClを体積比1%になるように加えて一昼夜以上放置したのち分析に供した。T-Hgは、酸処理せず分析した。

カドミウム（Cd）、鉛（Pb）、ヒ素（As）、総水銀（T-Hg）、銅（Cu）、亜鉛（Zn）、溶存性鉄（Sol-Fe）、溶存性マンガン（Sol-Mn）、硫酸イオン（ SO_4 ）、セレン（Se）は試験室内で分析したが、一部の項目は鉱山地質の特徴や地点の特性を考慮して省略した。これらの分析項目は、原則として底質も対象としたが、Sol-Fe、Sol-Mnは総鉄（T-Fe）、総マンガン（T-Mn）として分析を行った。各項目の分析方法は、環境庁告示、JIS規格等を参照し行った。表-3に環境基準と検出限界値を示し、以下に手順を示す。

2.3.1 Cd、Pb、Cu、Znの分析

N,N-ジエチルジチオカルバミン酸ナトリウム三水和物（DDTC）-メチルイソブチルケトン（MIBK）抽出フレーム原子吸光法により行った。Cd、Pbの分析は試料水250

表-3 環境基準と検出限界値 (単位:mg/l)

	環境基準	検出限界値
Cd	0.01	0.001
Pb	0.01 (0.05)	0.007
As	0.01 (0.05)	0.005
T-Hg	0.0005	0.0005
Se	0.01	0.002
Cu	-	0.01
Zn	-	0.01
Sol-Fe	-	0.05
Sol-Mn	-	0.05

* 括弧内は旧基準値

ml (Cu、Znは50ml) を分取し、BTB指示薬を数滴加えた後、40%-クエン酸2アンモニウム溶液を10ml (同: 5 ml) 添加、アンモニア水による中和処理後に、10%-DDTC溶液を2 ml (同: 5 ml) 添加し、MIBKを15ml加えて振盪した。振盪後直ちに、その有機層を原子吸光で測定 (分析機器: Varian AA-1475またはAA-220FS) した。

2.3.2 Sol-Fe、Sol-Mnの分析

酸処理した試料水を直接フレイム原子吸光法により分析した。使用機器は2.3.1と同様である。

2.3.3 Asの分析

試料水を20ml分取し、HCl 2 ml、50%KI溶液 2 ml、10%アスコルビン酸溶液1mlを添加、連続式水素化物発生装置 (同: Varian model-76) に試料水を導入し、(3+1) HCl、1%水素化ホウ素ナトリウム溶液を混合して、発生したガスを加熱セル原子吸光法により測定 (同: Varian AA-30A) した。

2.3.4 Seの分析

試料水を10ml分取し、HCl 10ml添加後に100°Cで10分間加熱した。放冷後に30%シュウ酸カリウム溶液 5 mlを添加、連続式水素化物発生装置に試料水を導入、1%水素化ホウ素ナトリウム溶液を混合して、Asと同様に加熱セル原子吸光法で測定した。

2.3.5 T-Hgの分析

無処理の試料水100mlを分取し、沸騰石、過マンガン酸カリウム0.2g、硫酸10mlをそれぞれ添加、煮沸後に20%硫酸ヒドロキシルアミン溶液 2 ml、10%塩化第一スズ10%硫酸10mlを加え還元気化原子吸光法で測定 (同: HIRANUMA HG-1) した。

2.3.6 SO₄

無処理の試料水を0.2 μmのフィルターで濾過し、イオ

ンクロマトグラフ法で測定 (ダイオネクス DX-100) した。

2.3.7 底質の分析

底質の分析は、底質調査方法²⁹⁾により前処理した後、2.3.1~2.3.5に準じて行った。

3 結果

調査結果については、38鉱山を支庁毎に分けて報告する。調査地点名のうち、公共用水域監視点には (以降監視点と称する) 星印 (*) を付した。また、監視点が設定されていない流域では下流部で検討を行った。以降環境基準値を基準値と称する。

なお、英文abstractのあとに、常磐松鉱山と恵山鉱山を除く35鉱山の調査地点の模式図を添付した。また、文献22には1/50000または1/25000分の地形図をもとにした採水地点が掲載されている。

3.1 石狩支庁

3.1.1 千歳鉱山

福神坑の排水は石灰による中和を、神山坑の排水は河川水で希釈・中和し関連水域に放流している。調査は、美笛川美笛橋、第三沈殿池放流水、福神坑坑内水、神山坑坑内水、神山坑沈殿池放流水の5地点を対象とした。本鉱山下流域に監視点はない。なお、調査時に福神坑は坑内で上部水と下部水とに分けて排水されていたので両部で採水した。下部水のAs濃度は0.152mg/lであり、上部水の20倍以上の濃度であった。これらの2坑内水は坑内で混合され、中和処理されるが放流水のAs濃度は検出限界値未満 (以下ND) であった。神山坑坑内水の基準設定の重金属項目はいずれもNDと1991年の調査結果と同様であった。美笛橋は各項目ともNDであった。

3.2 渡島支庁

3.2.1 日鉄銭亀沢鉱山

汐泊川椽の木橋、汐泊川捕獲場 (*), ポンピの沢上流、ポンピの沢末流、三本沢川、小滝の沢末流、木柁水路上流、木柁水路末流、浸出水の9点で調査を行った。監視点における各重金属項目はNDであった。浸出水中のCd濃度は0.044mg/lと他地点より高い値を示したものの周辺部への拡散や流出はなく、この水が下流域へ影響を与えないと考えられた。

3.2.2 精進川鉱山

1998年は大七沢末流、折戸川留の沢橋、折戸川折戸川橋 (*), 精進川駒見橋、精進川鉱山下流橋、精進川末流、一

坑内水、三坑坑内水、雨鱒川上流、雨鱒川中切坑前、雨鱒川中切坑後、雨鱒川精進合流前、雨鱒川雨鱒川橋（*）、中切坑坑内水、浸出水、大盛坑坑内水の16点を対象に調査したが、翌年からは上中流に位置する調査地点は分析結果を考慮して調査状況に応じて削減した。

両監視点ともAs、CdとPbで環境基準をしばしば超過している。調査期間中の雨鱒川橋のAs濃度0.012~0.091mg/l、Cd濃度ND~0.014mg/l、Pb濃度ND~0.033mg/lにあり、折戸川橋の各濃度は0.003~0.033mg/l、ND~0.001mg/l、ND~0.024mg/lの範囲にあった。両地点ともAsは1998年から、CdとPbは1999年から濃度が低下し始め、最終調査年度は雨鱒川橋のAsが基準値を超過した以外、他項目はNDまたは基準値内で検出される程度までに低下していた。

1998年は、両地点ともこれまでの報告^{22,24)}と比較して高いAs濃度を示した。これは雨鱒川流域にある発生源の中切坑坑内水のAs濃度1.7mg/l、大盛坑坑内水2.1mg/lと過去数年の調査時と比較して10倍以上の高濃度を示した影響を反映したためである。1995年よりこれらの坑道にアルカリ剤（NaOH）を注入する実験的工法が行われてきている。調査日の前後に注入が行われ、その量の9割が流出したことが明らかになっている²⁵⁾。調査時のpHがそれぞれ9.3、11.8と高いアルカリ性を示していた。Asは中性では溶出しないが、酸性かアルカリ性環境下では水に溶出する傾向があることが報告されている²⁶⁾。今回は坑内が高アルカリ環境下になったためにAsが溶出してきた影響も考えられる。高濃度の原因の1つは、注入に伴う坑道内崩落の影響が指摘されている²⁵⁾。

1999年の各監視点のAs濃度は前年より低下したが、中切坑坑内水0.545mg/l、大盛坑坑内水0.744mg/lと、それ以前の過去5年間(1993~1997年)濃度範囲、各0.104~0.204mg/l、0.102~0.252mg/lと比べると依然として高い値である。両坑から排出されるAs負荷量は大きく、精進川水系に位置する一坑、三坑のAs濃度が0.14mg/l、0.02mg/lであり、雨鱒川水系の各坑の流量と大きな差が無いことから、Asの環境基準超過は雨鱒川水系の鉱山排水の影響が大きい²⁷⁾。また、同年は中切、大盛の両坑ともCdとPbの濃度が前年より3~4倍ほど高い傾向を示し、この影響により雨鱒川橋ではCdとPb、折戸川橋ではPbが環境基準値を超過していた。前年はAs濃度が上昇してもこれらの項目について濃度の上昇はなかった。この変動は、地質研究所のデータ²⁷⁾と比較すると表-4に示す様になり、1999年は両坑からの排出濃度が年間を通じて高いことが分かる。同年に中和実験は行われておらず、両坑坑内水におけるpHはいずれも2.6と1997年以前の値と同様であった。高濃度の直接的な原因は不明であるが、電気伝導度と水位の変動から、坑内水の流下経路において落盤などの現象により、

表-4 1999年における雨鱒川流域の坑内水中の濃度比較（単位:mg/l）

	調査日 月.日	As		Pb		Cd	
		大盛	中切	大盛	中切	大盛	中切
地質研	5.11	0.55	0.53	0.14	0.15	0.053	0.043
地質研	6.10	0.66	0.63	0.10	0.09	0.064	0.049
環境研	8.30	0.74	0.54	0.09	0.08	0.110	0.097
地質研	11.11	1.09	0.78	0.13	0.11	0.094	0.069

新たな場所が坑内水に触れるようになり、その影響で各成分が溶出してきたとしている²⁷⁾。

2000年の調査時に両監視点のAsやPbは過去2年と同様に基準値を超過する傾向が見られたが、発生源の濃度は低下する傾向があった。

2002年は、折戸川橋でAsが環境基準値内で検出され、雨鱒川橋ではAs濃度が環境基準値を超過していたが、両点とも他の基準設定の重金属項目は検出されていない。As濃度の低下について、長期観測を行っている地質研の報告では、2000年に入ってから雨鱒川流域にある坑内から流出する濃度は低下傾向が見られ、1998年以前の状態に戻りつつあるとしている²⁸⁾。

また、精進川流域にも一坑と三坑の2つの発生源があり、4年間の調査を通して、一坑のAs濃度0.133~0.170mg/l、Cd濃度0.002~0.004mg/l、Pb濃度0.050~0.127mg/l、三坑はそれぞれ、0.010~0.020mg/l、ND~0.001mg/l、ND~0.010mg/lの範囲にあった。このような濃度で排出されているものの精進川末流（雨鱒川合流前）では、PbやAsが環境基準値前後の値を示していたことから、雨鱒川流域の鉱山排水対策を積極的に進めることが、監視点での環境基準設定の重金属項目の濃度低下につながると考えられる。

3.2.3 長万部鉱山

調査は、長万部川末流（旭橋*）、鉱山川末流、熊の沢末流の3点で行った。監視点では環境基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.2.4 滝の沢鉱山

調査は、滝ノ沢末流の1点のみで行った。本鉱山の末流は、断崖で滝となって海域に流入している。そのため、干潮時でないと、採水を行うことは出来ず、調査は1999年の1回であった。その時の結果を基準値に照らすとAsとPbが超過していることになる。2003年のAs濃度0.014mg/l、Pb濃度0.020mg/lは、1999年同様に両項目、基準値を超過しているが、1990年代の2回の調査結果²²⁾と比較した場合に高いとは言えない。また、海域の影響を見るために、昆布生息域の表層と下層、昆布未生息域の表層と下層の計4点における海水中のAsも測定したが、いずれの地点も

NDであり、海域流入後は希釈効果が大きいいため、その負荷影響はほとんどないと考えられる。

3.2.5 古部硫黄鉱山

1970年前後の当鉱山は、坑内採掘跡が陥没し、鉱滓が古部川左岸の山腹に堆積されるような放置状態であり、旧坑よりpH 2.4、As 4.4ppmで0.12m³/minの坑内水が流出していたものの、鉱害問題は発生しなかった²⁹⁾。また、対策工事は1985年より実施、1997年で終了している³⁰⁾。

1998年の調査時は、坑道までの道が崩落、崩壊の危険により封鎖されていたので、古部川末流（新世橋）で調査を行った。次年は、その封鎖が解除されていたので古部川上流、古部川旧砂防ダム後、新世橋、旧坑道坑内水4点で調査を行った。対策以前は、坑内水と浸出水の2点が発生源²⁹⁾であったが、対策により1本にまとめられていた。対策前後での砂防ダムと新世橋との濃度比較を表-5に示す。

新世橋と坑内水合流後の地点である砂防ダムの水質を比較するとAs以外は、対策後においてほぼ同様の値を示しており、1991~1993年の結果も同様の傾向である。このことから、砂防ダム以降の下流域では河川水がほとんど流入していないことが考えられ、新世橋のAs以外の環境基準を持つ重金属項目の濃度は、古部川上流と坑内水の濃度と

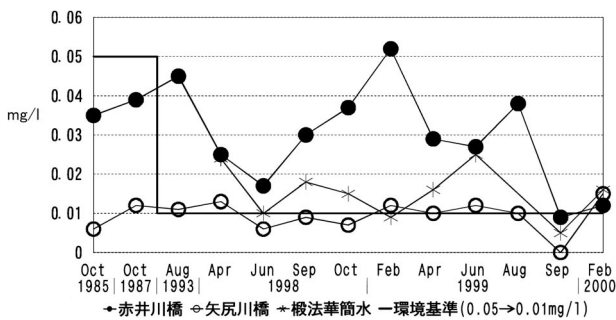


図-2 矢尻川水系におけるAsの濃度変動
(1985年,1987年,1993年,1998年10月,1999年8月は環境研分析,それ以外のデータは渡島保健所分析)

水量により、ほぼ決定されることが考えられる。

一方、As濃度は1999年の新世橋における1993年を除けば4~6割に減少している。Asは他の項目と違い砂防ダム以降の河川底質等に沈着しているのかもしれない。

対策後のPb、Cd、T-Hgは基準値を超えていないが、Asは0.012~0.027mg/lと基準値を常に超えていた。しかし、旧坑口坑内水は対策以前の半分程度の濃度に低下しており、新世橋のAs濃度がこの範囲に維持される可能性が考えられる。また、1997年、1999年、2000年のデータより旧坑内水の年間負荷量はCd、Pbは1kg以下であったが、Asは5kg~27kgが排出されていると見積られた。

3.2.6 常盤松鉱山

当鉱山は、1998年と1999年にも調査に取り組んだが、林道の工事や崩落等により過年度調査時²⁹⁾と大幅に状況が変わっていたため坑口まで行けなかった。しかしながら、図-2に示すように関連公共用水域においてはAsが改正された基準値を超えていることから2000年度より3年間の詳細調査を行った。

矢尻川水系は、Asが基準値を超過するおそれがあり1998年（平成10年）より矢尻川橋、赤井川橋、楸法華村簡水北部浄水取水口の3点で監視が開始された。

設定した調査地点を図-3、地点名を表-6に示す。

3年間の結果をまとめて、湧水の沢合流前より上流部、湧水の沢、湧水の沢合流から赤井川橋、赤井川橋から矢尻川橋までの4ブロックに分けて結果を検討する。

湧水の沢合流前より上流部に旧鉱山の稼働跡として第1、2堆積場が残っていた。これらのAs発生源は、第2堆積場浸出水、旧坑口坑内水の2点があった。第1堆積場周囲に汚染源は発見されなかった。2回の調査でのAs濃度は、第2堆積場浸出水 0.093~0.053mg/l、旧坑口坑内水 0.49~0.94mg/lと高濃度である。これらの地点は過去の報告でも0.11~1.7mg/lの濃度範囲であった³¹⁾。このような高濃度の発生源があるものの湧水F前 0.014mg/l、湧水の沢合流前 0.019mg/lと、赤井川橋より0.020mg/l以上低い

表-5 砂防ダムと新世橋の主な調査項目の濃度比較

(単位:mg/l)

	地点名	調査年	pH	Cd	Pb	As	Cu	Zn	Sol-Fe	Sol-Mn
対策前	砂防ダム	1991	3.3	0.001	ND	0.106	0.11	0.06	9.2	1.4
	新世橋		3.3	0.001	ND	0.068	0.11	0.07	8.0	1.8
	砂防ダム	1992	3.3	ND	ND	0.077	0.06	0.06	4.9	1.1
	新世橋		3.4	ND	ND	0.045	0.06	0.05	3.9	1.4
	砂防ダム	1993	3.3	0.001	0.008	0.037	0.12	0.12	6.7	2.9
	新世橋		3.4	0.001	0.010	0.044	0.11	0.15	5.0	2.8
対策後	砂防ダム	1999	3.4	ND	0.005	0.027	0.04	0.12	5.2	0.6
	新世橋		3.5	ND	0.005	0.012	0.06	0.09	5.1	0.8
	新世橋	2000	3.5	ND	0.000	0.027	0.07	0.12	2.6	0.7

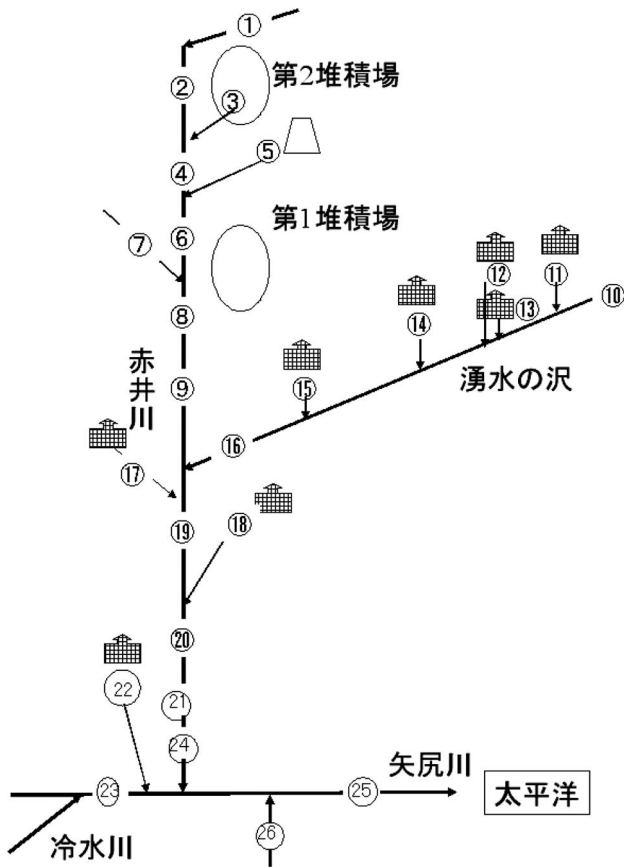


図-3 常磐松鉱山調査地点模式図

表-6 常磐松鉱山地点名

地点名	図番	地点名	図番
赤井川上流	1	湧水C	14
第2堆積場前	2	湧水B	15
第2堆積場浸出水	3	湧水の沢末流	16
旧坑口合流前	4	湧水F	17
旧坑口坑内水	5	湧水A	18
旧坑口坑内水合流後	6	湧水の沢合流後	19
第一堆積場下右岸支流	7	湧水A合流後	20
第一堆積場下	8	赤井川橋(*)	21
湧水の沢合流前	9	矢尻川湧水	22
湧水の沢上流	10	矢尻川湧水直前	23
湧水E	11	赤井川末流	24
湧水D	12	矢尻川橋(*)	25
湧水D'	13	天理川末流	26

値である。これは両発生源の流量が2回とも、 $0.001^3\text{m}^3/\text{sec}$ であることが影響していると考えられる。過去の調査³¹⁾でも $0.0015\sim 0.00017\text{ m}^3/\text{sec}$ と今回と同様の流量であった。2000年の1回目の結果は旧坑口前 ND、旧坑口坑内水合流後 0.028mg/l と発生源からの負荷があっても赤井川本流で希釈されていることが分り、この結果は過去の報告³¹⁾と同様であった。2001年以降は、湧水の沢合流前より上流部の調査は削減した。

湧水の沢には、湧水Eから湧水Bまで4点の自然汚染源があることが、過去の調査³¹⁾で判明している。2000年調査時に、湧水Dの直下に別に湧水（湧水D'とした）を発見し

て5点を発生源として調査した。湧水の沢上流は2回の調査でNDであり、1回目の調査で湧水Eより50m上流部は、河川水が枯渇していたことから見て恒常的な汚染源はないとした。1回目の調査では5点の濃度範囲は $0.045\sim 0.59\text{ mg/l}$ 、2回目は $\text{ND}\sim 2.8\text{mg/l}$ 、3回目は $0.081\sim 0.38\text{ mg/l}$ であった。2回目の変動幅が大きいのは、一部湧水が降雨により希釈されたためと考えられる。これらの湧水の流量は2回の調査でも $0.003\text{m}^3/\text{sec}$ 以下であり、流量的には旧鉱山の2発生源とほぼ同様の量と見られる。この傾向は、これまで³¹⁾ともほぼ一致している。湧水D'を除く4点を比較すると、調査時の天候状況や湧水量に左右されるためか、これらの中で突出した汚染源はない。しかし、湧水D'は2回の調査でAsが最も高い発生源であった。

この湧水は、特徴（水温が高く、pHが低く、導電率が高く、Fe濃度も比較的高い）から見て湧水A、B及びFと同様のタイプ-1³¹⁾に属すると考えられる。2回目以降の調査では硫黄由来の付着藻が発達していたことから、水質成分全体が湧水Aにさらに近い可能性がある。これら湧水が合流した湧水の沢末流の濃度は $0.021\sim 0.040\text{mg/l}$ の範囲であり、湧水の沢合流前の2倍ほどの濃度なのは、湧水の沢合流前と違い途中に流入河川がないためと見られる。2回目の調査では湧水の沢末流、湧水の沢合流前、湧水Fが統合した湧水の沢合流後は 0.034mg/l と、湧水の沢末流と変わらない値となっており、ここまでのAs濃度を決定するのは、湧水の沢からの負荷量である。湧水Fは3回の調査で値が大きく違ったが、これは湧水が赤井川本流に平行して約30~40m前後の幅を持って流入しており、採取部位により濃度差があったためと見られる。湧水Aは $0.21\sim 0.46\text{mg/l}$ と高濃度を示しただけでなく、流量も $0.005\sim 0.014\text{ m}^3/\text{sec}$ と湧水中で最も多かった。湧水A合流後の濃度は、 $0.10\sim 0.056\text{mg/l}$ と湧水の沢末流より常に高い濃度を示した。赤井川橋は、この濃度より1割から2割程度低下したに過ぎず、湧水Aの存在により赤井川橋のAsが大きく影響を受けているのは明らかである。2000年10月の結果より湧水A合流後と赤井川橋のそれぞれの負荷量に対して、湧水の沢合流前、湧水の沢末流、湧水Aが占める負荷比率を図-4に示す。

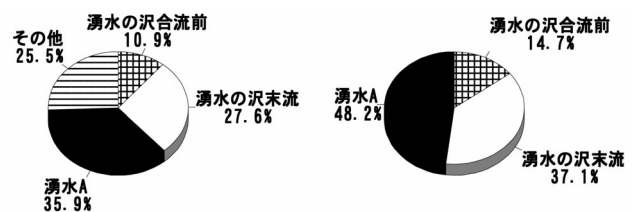


図-4 湧水A合流後（左図）と赤井川橋（右図）に対する汚染源の負荷比率

赤井川橋におけるAs濃度は鉱山廃水由来でなく、ほとんどが中間で流入してくる湧水由来であり特に赤井川橋に近い湧水Aの影響が大きいことが分った。

赤井川橋と赤井川末流（矢尻川流入前）のAs濃度を比較した結果、末流 0.045mg/l（2001年調査時0.079mg/l）と赤井川橋 0.047mg/l（同:0.095mg/l）とほとんど差が無く、この区間に負荷源がないことが分った。また、赤井川末流の約5m上流で左岸から矢尻川に流入する矢尻川湧水は、源泉が赤井川橋と赤井川末流間にある松林群中にあり、As濃度が 1.1~0.035mg/lと高い値を示した。負荷量で見ると赤井川橋と同等から2割に達した。また、矢尻川湧水直前は2回の調査で ND~0.004mg/lであり、これらの合流点より上流側には赤井川のような大きな負荷源がないと言える。2001年の結果から負荷量を求めると、赤井川橋での負荷量 533g/day、上流部の湧水A合流後 305g/dayと半分強であり、また、湧水A 111g/day、湧水の沢合流後 35g/dayで、両者合計値 146g/dayは、湧水A合流後の半分弱しかなく、2000年と違い収支バランスが取れなかった。調査時に新しい湧水や支流からの流入が見られなかったことから、この原因をもたらしたのは、河床からの懸濁態成分の影響か、調査当日の降雨に伴う流量増加に連動せず下流に向かうに従って大流量を測定した影響もあったためと考えられる。

表-7に湧水の沢合流前から赤井川橋までの負荷構造を検討したものを示す。湧水の沢合流後と湧水Aの合計（表中、合算）流量は湧水A合流後より0.020、0.016 m³/secそれぞれ低い。この合算値から求めた、As濃度は 0.047mg/l、0.091mg/lと湧水の沢合流後より0.01mg/l程度低い値である。合算値と湧水A合流後の負荷量と流量差から求めたAs濃度は2回とも0.110mg/lと算出され、流量 0.02 m³/sec、As濃度 0.110mg/lの湧水の存在を示唆するものかもしれない。この地点は、湧水Aから100m程度下った地点に位置するが、この区間を踏査した時に沢や湧水は発見されなかった。流域や河川内は人頭大の石から砂まであるような岩礁帯であったので河床にそのような湧水があったのかもしれない。また、湧水A合流後と赤井川橋を比較

表-7 赤井川橋の上流部の負荷構造

調査日時	2000.September			2001.June		
	As	負荷量	流量	As	負荷	流量
湧水の沢合流前(9)	0.019	85	0.052	-	-	-
湧水の沢末流(16)	0.033	214	0.075	0.021	15	0.008
湧水の沢合流後(19)	-	-	-	0.034	35	0.012
湧水A (18)	0.228	275	0.014	0.206	107	0.006
合算(9+16+18,19+18)	-	574	0.141	-	142	0.018
湧水A合流後	0.056	779	0.161	0.104	305	0.034
赤井川橋	0.047	564	0.142	0.095	533	0.065

単位:As:mg/l、負荷量:g/sec、流量: m³/sec

すると赤井川橋のAs濃度は減少しているが、2000年は流量減少による負荷減少、2001年は逆を示しており、その傾向は一樣ではない。赤井川橋のAs濃度に影響を反映する地点を単に湧水Aと湧水の沢末流とすると、その場合、各地点からの負荷寄与は20%~49%、3~38%と考えられた。

また、赤井川橋から赤井川末流までの負荷構造について、検討した結果を表-8に示す。負荷量は赤井川橋から赤井川末流までに2~3割程度の増減はあるが、目視では負荷源となるものは認められなかった。しかし、この変動は、Asが除去されるか、底質からAsが溶出している可能性も考えられた。

調査結果より、赤井川橋において環境基準を達成するためには、湧水Aからの負荷を削減することが必要である。

この負荷がなくなったとした場合、赤井川橋では30~49%程度濃度が低下することが見込まれる。しかし、この削減でもまだ環境基準を達成するには、不十分であり、湧水Aに加えて、湧水の沢にある湧水群についても対策は必要である。また、矢尻川湧水は、赤井川橋より負荷が高いことがあるので、この湧水に対する対策も必要である。

なお、2001年に調査点に加えた天理川の負荷量は、ほとんどなかった。

表-8 赤井川橋から赤井川末流までのAs負荷構造
(単位:g/day、カッコ内はAs濃度:mg/l)

地点名	2000年	2001年	2001年
	9月6日	6月19日	9月5日
赤井川橋	576(0.047)	533(0.095)	440(0.043)
赤井川末流	486(0.045)	607(0.079)	302(0.046)

3.2.7 恵山鉱山

調査は、白浜川高原ホテル前、白浜川末流（7号橋）、高原ホテル排水、恵山温泉排水の4点で行った。本鉱山下流域に公共用水域の監視点はない。下流部の7号橋では、As濃度の0.007~1.26mg/lと濃度変動が大きく、最大では基準値の100倍以上もの値を示していることになる。

白浜川はここ数年上流から砂防ダムの設置や河床の三面張り化構造への転換などの工事が行われてきている。これに伴い2002年の調査では、高原ホテルからの排水が流入していないなど、現地の状況が大幅に変化してきていることから、2003年に上流から下流まで詳細調査を行った。1回目の調査地点を図-5に示す。恵山1は白浜川源流部、恵山2はつつじ公園前の橋、恵山3は第2号砂防ダム、恵山4は恵山温泉排水、恵山5は石田温泉排水、恵山6は町民センター排水、恵山7は白浜川7号橋である。

第1回目の調査で、白浜川源流等の上流部で、As濃度が 0.17~0.5mg/lと環境基準値の10倍以上の値を示したが、中流部の第2号砂防ダムではNDであった。第2回目も砂防

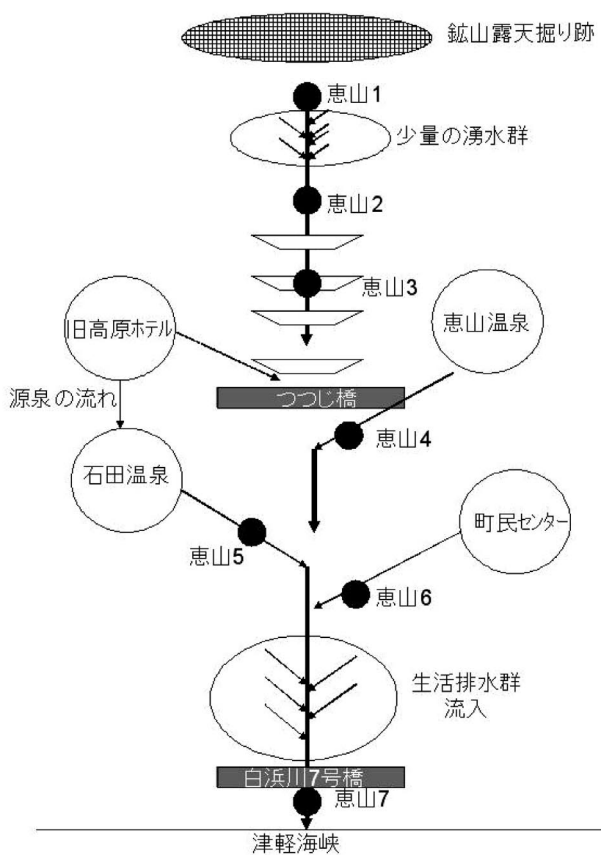


図-5 恵山鉱山調査地点模式図(2003年7月)

ダムではNDを示したことから、7号橋に対する上流部(恵山温泉前)からのAs負荷は、ほとんどないと考えられた。発生源は濃度から見て、恵山温泉排水、石田温泉排水、町民センター温泉排水である。これら3排水源は、Asの負荷源であるが、いずれも温泉水に含まれているものであり、鉱山由来とは言えない。町民センターは他2点と違い海岸に近い地点を源泉としているため、ECが測定範囲超過(塩化物濃度が高い)することやSO₄濃度が低いといった違いがあり、As濃度も2回目はNDであった。白浜川7号橋に対する各発生源の合計値を基にAs負荷量と流量について検討を行った。現地の状況を考慮して、晴天先行の第1回目は石田温泉と町民センターの計、降雨があった第2回目は石田温泉前、石田温泉、町民センターの計で比較を行った。結果を表-9に示す。

白浜川7号橋における流量の流達率は、第1回目30%、第2回目83%と下流で生活排水が流入しているにもかかわらず

表-9 恵山温泉における発生源の負荷量と下流点での比較

	調査回	恵山温泉	石田温泉前	石田温泉	町民センター	白浜川7号橋
As (g/sec)	1回	0.00210	—	0.00432	0.00003	0.00015
	2回	0.00212	0.00168	0.00119	0	0.00132
流量 (l/sec)	1回	1.0	—	1.7	1.0	0.8
	2回	1.0	2.6	0.6	1.0	3.5

らず小さく、石田温泉から白浜川橋までの間、河床が自然のままであるので、浸透したためと考えられる。1回目は調査2日以前の降雨がないのに対して、2回目は、15~28mmの日降雨量が前日の夕方から夜中に集中し、河床底質が湿潤して浸透しにくかったため2回目が1回目より高かったと考えられる。As負荷についても見積ると、第1回目35%、第2回目46%であり1回目は石田温泉の負荷比率が高く、2回目は恵山温泉からの負荷比率が高いことが分る。3点の合計と負荷から求めた混合後のAs濃度は0.683mg/lとなり、白浜川橋の濃度は0.528mg/l、7号橋の濃度は0.378mg/l、下流にいくに従い各橋で3割ほど濃度が低下する計算結果が得られる。7号橋の実測値0.378mg/lの濃度は、混合算定値0.683mg/lに対して55%であり、負荷の低下量に近い。この間の流下過程において、流水が浸透するに比率に合わせてAsもほぼ同様の比率で河床へ吸着あるいは浸透して低下すると推測される。白浜川7号橋のAs濃度は0.186~0.378mg/lと環境基準値の10倍から30倍以上であった。単純に年間負荷を計算すると25kg程度となる。

滝ノ沢鉱山同様に海域の影響を見るために、昆布生息域の表下層、昆布未生息域の表下層の計4点における海水中のAsを測定した。負荷があってもこのように開放系の海域は希釈効果が大きく、いずれの点もNDであった。海域生物中のAsについては多数報告されているが、当海域中の昆布中のAs量については、滝ノ沢鉱山と合わせて検討が必要である。

T-Hgについては、第1回目の調査では源泉の湧水部で0.0025mg/l、第2回目が7号橋で0.0017mg/lと環境基準値の3~5倍の濃度で検出されたため、11月にHgを対象とした3回目の調査を行った。調査地点は白浜川源泉部、恵山温泉排水前(つつじ橋)、白浜川橋、白浜川7号橋の4地点である。検出されたのは源泉部のみであり、他はNDであった。これは第1回の傾向と同じである。これまでの調査で下流の温泉排水群でT-Hgは検出されていない。2回目に検出された理由としては、上流から下流まで流水があったことから上流部からもたらされたか、調査当日に大きな地震があったことにより河床底質が震動、攪拌されたために一部が流出してきたことなどが考えられるが、7号橋底質中のT-Hgが、0.61~4.22μg/g(乾燥)と底質平均値0.45μg/gに比して高い濃度を示していることから、後者の可能性が高い。これまで7号橋でT-Hgが検出されたのは、1975年の調査のみ²²⁾であり、今回の検出は特異的なものであると思われる。

3.2.8 鶴野鉱山

石崎宮の川砂防ダム、石崎宮の川鉱山下、石崎宮の川末流、寺の川末流(中村橋)、右岸浸出水、左岸浸出水、晶

栄坑沈殿池放流水の7地点で調査を行ったが、翌年は発生源と末流の5点に絞った。本鉱山流域に監視点はないが両河川の末流では、各重金属項目ともNDであった。沈殿池放流水のAsは0.087mg/l～0.16mg/l、Pbは0.075～0.10mg/lの範囲を示し、排水基準値に照らすとそれより高い値を示した時もあった。函館市³²⁾の監視の結果では、両河川の末流のCd、As、T-Hgは、いずれもNDであった。

3.2.9 釜栄鉱山

運賀川末流、右の沢末流、2番坑排水の3点で調査を行った。本鉱山下流域に監視点はない。運賀川末流では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.2.10 日産戸井鉱山

戸井川上流、戸井川金堀沢前、戸井川砂防ダム、戸井川末流（弁才橋）、金堀沢末流、春日坑坑内水、通洞坑坑内水の7点で調査を行った。本鉱山流域に公共用水域の監視点はなく、戸井川末流では基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。1997年以前に2つの坑内水でCdが検出されたが、最新の調査ではNDであった。

3.2.11 八雲鉱山

本鉱山では1997年3月に河床や鉱山の旧坑道から濁水が突出したため、同年より緊急の対策工事がなされた。それまでの調査地点は移設、新設を余儀なくされた。1998年は、10号沢陥没地点、10号沢末流、鉛川事務所下、鉛川3号橋、鉛川友待沢前、鉛川支流合流後、鉛川鉛川橋（*）、金堀沢末流、友待沢末流、通洞坑坑内水、新通洞坑坑内水の11点で調査を行った。翌年は過去の水質分析結果により中間点を省略した。鉛川橋は1997年度の調査結果でPbが検出されたが、翌年以降の調査では他項目も含めてNDであった。また、上流部では1回目の調査の10号沢陥没地点で0.050mg/lと高いPbが検出されたものの、2回目はNDであった。

1999年の調査時には、通洞坑、新通洞坑においてCdとAsが0.01mg/lを超えた。2001年の調査時の新通洞坑でPbが0.016mg/l、通洞坑でPbが0.02mg/l、Asが0.027mg/lを示していたが、支流合流後地点では、各項目ともNDとなっており、対策工事により坑内排水の状態が安定したと判断された。

3.3 檜山支庁

3.3.1 日鉄桂岡鉱山

天の川小森大橋（*）、厚志内川中流、厚志内川農業用水取水口（*）、厚志内支流末流の4点で調査を行った。この水域の3点ある監視点での公共用水域調査によると基準設定の重金属項目はいずれもNDであり、今回調査した

2点も同様であった。また、現地の状況が過去の調査時に対して大幅に変化しており、発生源の浸出水等については確認できなかった。

3.3.2 上国鉱山

鉱業権者が中和処理事業に取り組んでいる。石崎川上流、石崎川農業取水（*）、小砂子川又八沢前、小砂子川1沈合前、小砂子川小砂子橋（*）、又八沢末流、第1沈殿池放流水、日影沢坑沈殿池放流水の8点で調査を行った。鉱山流域の監視点の重金属項目はNDであった。1991年以降毎年、調査が行われたが2つの放流水の重金属項目は、ほぼND²²⁾であった。また、公共用水域の監視として年4回の採水分析を行っているが各重金属項目ともNDであった。

3.4 後志支庁

3.4.1 余市鉱山

鉱業権者が廃水処理に取り組んでいる鉱山である。湯の沢上流（*）、湯の沢黄金橋、湯の沢入船川前、湯内川神社の沢合前、湯内川排水合流前（*）、湯内川小屋下、湯内川第三砂防ダム、湯内川湯内橋（*）、入船川末流、神社の沢末流、通洞坑坑内水、旧沈殿池放流水（第1鉱床捨石堆積場浸出水）、最終沈殿池放流水（第7沈殿池放流水）の13点で調査を行った。鉱山流域の監視点では、2年の調査期間中、排水合流前、湯内橋でCdが0.002～0.004mg/lで検出されたが、他項目はNDであった。

沈殿池放流水のCdは、0.013～0.035mg/lであるが、排水基準に照らすと基準値の数分の1程度であった。過去に高濃度のCdが検出された浸出水は両年とも検出限界値程度の濃度を示した。

3.4.2 国富鉱山

堀株川国富頭首工（*）、辰五郎川東橋、第3鉱床沢水、集水ピット、第2沈殿池放流水、シボレックス排水、第1鉱床坑内水、第1鉱床沢水の7地点で調査を行った。監視点は学橋、10号線（セトセ川合流前）、島付内橋、セトセ橋の4点あるが、これらは、過去3年間（1997～1999年）の公共用水域監視結果で重金属項目はNDと報告されていることから、調査を省略した。前回の調査では第一鉱床沢水に流水が認められた²²⁾が、今回は枯渇していた。国富頭首工では、基準設定の重金属項目はNDであった。シボレックス排水も排水基準値内であった。

3.4.3 轟鉱山

白井川銀橋、忠越坑浸出水、西卓越坑浸出水、幸越坑浸出水、秀越坑浸出水を調査対象としたが、幸越坑、西卓越坑、忠越坑は枯渇していたので残る3点で調査を行った。鉱山下流点の銀橋で重金属項目はいずれもNDであった。

3.4.4 大江(稲穂)鉱山

ルベシベ沢末流、稲穂川末流、余市川大江橋、0 m坑内水の4点で調査を行った。1994年5月に濁った坑内水が流出したために、1994年から1997年まで継続的な調査を行った経緯がある。坑内に引き込んだ河川水により、坑道内ではほぼ2倍に希釈された水を0 m坑内水として測定した。大江橋は、基準設定の重金属項目はNDであった。

3.4.5 倶知安鉱山

ワッカタサップ川支流前、ワッカタサップ川支流後、ワッカタサップ川白井川合流前、ワッカタサップ川白井川合流後、ワッカタサップ川支流末流、第2鉱床通過沢水、沈殿池放流水、白井川左沢、白井川右沢、第3鉱床通過沢水、白井川末流の11点で調査を行った。ワッカタサップ川に監視点はない。ワッカタサップ川白井川合流後では重金属項目はいずれもNDであった。

発生源である第2鉱床と第3鉱床通過沢水、放流水の3点ではAsが0.007mg/l~0.029mg/lで検出されたが、ワッカタサップ川白井川合流後ではNDであったことからその負荷は大きくないと考えられる。

3.4.6 寿都鉱山

宮沢の川中流、神社の川末流、浸出水中、浸出水下、旧佐々木宅湧水の5点で調査を行い、2000年度の調査結果は中流点を省略した。流域に公共用水域の監視点はない。2河川の水質の特徴は、Cd、Pbの濃度が高いことである。宮の沢川中流ではCdがND~0.003mg/l、PbがND~0.104mg/l、神社の川末流ではそれぞれ、0.003~0.011mg/l、0.026~0.043mg/lであり、中でもPbが基準値を超過する傾向を示している。As濃度は湧水で0.034~0.088mg/lと高い値であるが、神社の沢末流ではNDであった。

3.4.7 稲倉石鉱山

鉱業権者が週1回水質監視を行っている。古平川六志内橋、稲倉石川第3鉱床合流前、稲倉石川第3鉱床合流後、稲倉石川末流、第3鉱床放流水で調査を行った。本鉱山流域に監視点はないが、下流部の六志内橋では重金属項目はいずれもNDであった。第3鉱床放流水に対して排水基準値に照らすとAsが0.012mg/lと基準値の10分の1程度の濃度である。1991年以降毎年、調査を行ったが、六志内橋では基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.4.8 玉川鉱山

玉川通洞坑前、玉川水道橋、玉川炭坑前、玉川炭坑後、玉川河口(玉川橋)、通洞坑水(オーバーフロー)の6点で調査を行った。対策工事は1975年から1981年に行われた³⁰⁾。1980年代以降の発生源は、オーバーフロー水と通洞

坑水(パイプ)が報告されているが²⁹⁾、今調査時にパイプは、鉄錆、砂泥等で詰まっており、オーバーフロー水のみであった。河口の玉川橋では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。オーバーフロー水の濃度は過去の調査²⁹⁾ではPbが0.32mg/l、0.23mg/lの濃度で検出されていたが、今回も0.26mg/l同様の濃度であった。

3.5 上川支庁

3.5.1 下川鉱山

ペンケ川共和橋と総合排水放流口の2点で調査を行った。共和橋と放流口では重金属項目はいずれもNDであった。

3.5.2 珊瑚鉱山

御者右股川末流、12線沢末流の2点で調査を行った。末流は、基準設定の重金属項目はNDであった。

3.6 宗谷支庁

3.6.1 本庫鉱山

本鉱山は、1975年以降から中和処理を中心とした対策事業がなされ、所在地の歌登町が月1回の割合で水質監視を行っている。オファンタルマナイ川上流、オファンタルマナイ川末広橋、オファンタルマナイ川楓橋、モンジュノ沢平安坑前、モンジュノ沢末流、70m坑他坑内水、平安坑内水、昭栄坑浸出水、沈殿池放流水の9点で調査を行ったが、次年度以降は中間点を省略した。

本鉱山流域の監視点はオファンタルマナイ川新開橋であるが、これまでの調査経緯²⁹⁾から徳志別川流入前の楓橋を末流とした。楓橋ではPbがCdが基準値内で検出される年もあったが、他の項目はNDであった。放流水は、排水基準値と照らすと、基準値内に止まっていた。1998年は、pHが9.8と若干高かったが、数日前の大雨時に中和剤の炭酸カルシウムの投入量を多くした影響と思われる。

3.7 網走支庁

3.7.1 イトムカ鉱山

イトムカ川通洞坑前(*)、イトムカ川通洞坑後(*)、イトムカ川清流橋、イトムカ川天狗橋、無加川恵泉橋、無加川富士見橋(*)、清水川末流、通洞坑原水、通洞坑処理水、56号堆積場放流口の10点で調査を行った。次年度は中間地点を一部省略して8点で行った。監視点のうち1999年の通洞坑後でT-Hg 0.0005mg/lが検出された以外は、各項目も他地点でもNDであった。清水川末流でT-Hgが0.0005mg/l検出されたので、2000年の調査は、堆積場横に沿って流れる支流とその合流前の清水川で測定した。支流が0.002mg/lと検出されたのに対して、合流前の清水川はNDであった。支流での検出は処理場からの浸出水の影響によると考えられたが、水量は清水川に対して少なく、

影響は小さいものと考えられる。

3.7.2 鴻之舞鉱山

鉱業権者が中和処理に取り組んでいる鉱山である。また、本調査は、藻籠川4号橋、藻籠川8号橋、藻籠川御国橋、藻籠川宝橋、藻籠川9沈合流前、藻籠川桜橋(*)、藻籠川宝生橋(*)、クオノマイ沢末流、打止提放流水、住吉坑坑内水、住吉沈殿池放流水、第9沈殿地放流水、Mn浸出水No.1、Mn浸出水No.2、Mn浸出水側溝下で行った。鉱山流域の公共用水域監視点では重金属項目はいずれもNDであった。放流水に排水基準値を照らしてみるといずれも基準値以内であった。公共用水域監視として年2回の調査を行っているのに加えて、1991年以降、鉱山監視調査も毎年調査を行った²²⁾が、基準設定の重金属項目はほとんど検出されていない。

3.7.3 竜昇殿鉱山

豊盛川上流、豊盛川鉱山排水流入後(*)、豊盛川蛭雪橋(*)、玉田の沢末流、沈殿池放流口の5点で調査を行った。監視点では、重金属項目はいずれもNDであった。放流口ではCd 0.001mg/lと検出された以外は、重金属項目はいずれもNDであった。

3.7.4 北見鉱山

伊奈牛沢下坑前、伊奈牛沢末流、下坑沈殿池前(放流水)、西望の沢坑口前、西望の沢末流、西望の沢右坑口排水、西望の沢左坑口排水、選鉱跡浸出水の8点で調査を行った。伊奈牛沢末流、西望の沢末流では環境基準値内ではあるがCdとPbが検出された。発生源である3地点のうち、浸出水のCdとPbが他2点と比較して高い値を示していたものの、1991年の調査結果²²⁾と比較すると大きな濃度差は見られなかった。

3.7.5 沼の上鉱山

鉱の沢上流、シブノツナイ川国道橋、坑内水の3点で調査を行った。国道橋では、基準設定の重金属項目はNDであった。

3.8 胆振支庁

3.8.1 幌別硫黄鉱山

鉱業権者がいないため道が中和処理に取り組んでいる鉱山である。弁景川上流、弁景川湧水A前、弁景川湧水A後、弁景川温泉橋、弁景川弁景橋(*)、煙沢末流、渡辺の沢上流、渡辺の沢下流、湧水A、第2通洞坑坑内水、坑内湧水、沈殿池放流水の15点で調査を行った。1999年度以降は過去の結果や現地の状況を考慮して地点数を削減した。

弁景橋では、これまでの公共用水域の監視結果同様に

Asが0.011~0.020mg/lと環境基準値を超過することもあった。沈殿池放流水は排水基準値内であるが、Asは0.017~0.040 mg/lである。当鉱山の汚染源は、坑内水ではなく湧水Aであることが、これまでに報告されている^{18,21,33)}。調査期間中の湧水Aの濃度は1.99~2.91 mg/lの範囲にあった。

3.8.2 伊達鉱山

鉱業権者がいないため道が中和処理に取り組んでいる鉱山である。気門別川鉄の沢前、気門別川鉱山下、気門別川分校橋、気門別川関内橋(*)、気門別川館山橋(*)、鉄の沢上流、鉄の沢支流前、鉄の沢末流、鉄の沢支流末流、右岸湧水、湧水総合、沈殿池放流水の12点で調査を行い、翌年度は発生源と末流の7点に絞って行った。過去に突出事故もあった鉱山²²⁾でもあり、1974年より中和処理等の対策が継続的に行われている³⁰⁾。監視点では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。発生源ではAsが0.44~0.61mg/lと高濃度であるが、放流水は基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.8.3 虻田鉱山

赤川赤川橋、100m坑坑内水、100m坑坑内水北電前、100m坑坑内水北電後の4点で調査を行った。赤川橋では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.8.4 徳舜警鉱山

長流川大成橋、700m坑坑内水、浸出水、沈殿池放流水の4点で調査を行った。大成橋では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。放流水も排水基準値に照らしてみても超過はなかった。

3.8.5 南白老バライト鉱山

白老川御料池橋、鉱山沢上流、第3沈殿池流入流水、第3沈殿池放流口の4点で調査を行った。御料池橋は、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。第3沈殿池放流水ではCdが検出されたが、排水基準値の25%に止まっていた。

3.8.6 日化白老鉱山

日化白老鉱山は、その存在は認められるものの³⁴⁾、過去の調査状況では汚染状況が十分に明らかになっていない。存在したとされる調査地点を探索したが、現地状況が林道開発や河床の変化等により大きく変化していたため旧坑口等は発見出来なかった。当鉱山と南白老バライト鉱山の位置関係³⁴⁾から、バライト鉱山調査地点の上流部の河川水質の傾向²²⁾を検討したが汚染水の流入負荷は大きくないと判断して調査は中止した。

3.8.7 日鉄仲洞翁鉱山

鉱山沢末流の1点で調査を行った。基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。

3.9 十勝支庁

3.9.1 阿寒硫黄鉱山

白水小川上流、白水小川鶯橋、白水川末流、白水川白水橋、鉱山沢末流、白水川中流、白水川末流（濁川橋）、一の沢川末流、第1堆積場浸出水、第2堆積場浸出水の10地点で調査を行った。

本鉱山流域には監視点はなく、白水橋では、基準設定の重金属項目はいずれもNDであった。1982年～1989まで鉱害対策事業が行われた事³⁰⁾もあり、2つの浸出水は環境基準内でAsが検出される程度であった。

3.10 底質

調査した鉱山下流の底質中の重金属の統計結果を表一10に示す。一部の鉱山は末流点が三面張り構造（寿都、虻田）、岩盤（滝ノ沢）、未調査（日化白老）の理由で底質分析を行っていない。Cdは延べ7鉱山、T-Hgは1鉱山でNDを示した。滝らが報告した³⁵⁾全国の公共水域対象の河川中底質の平均値と比較するとZn以外は、全て1.1～2.7倍高く、

Asは15.9倍にも達し、今回調査した中ではAs排出による影響が大きいことが分る。

表一11には8項目間の濃度相関を示す。相関係数が0.5を超えたものは、4項目間であり、そのうち3項目はZnとの相関性を示した。Zn-Cdは0.845と高いが、これはZnとCdが周期表で上下関係に位置することから、発生及び底質への沈降、吸着等の挙動が似たものであると考えられる。また、AsとFeについては共沈の関係については多数報告^{36～38)}されているが、表一11中では0.301とその相関性は高くなかった。

図-6には下流域の水質が環境基準値を超過している恵山、常磐松、寿都、幌別硫黄、古部硫黄、精進川鉱山について過去のデータ²²⁾も追加して環境基準設定の重金属項目の濃度の変遷について示した。寿都については過去のデータのみによる。これらの鉱山は過去に水銀を目的に採掘はしておらず、環境基準値を超えたことはないため、T-Hgは省略した。6鉱山ともCd濃度は増減していなかった。詳細を見ると個々に違いが見られるが、各鉱山とも全体的には1980年代に比較し、PbとAsが低下している傾向がある。Asについては恵山鉱山で2000年以降、精進川鉱山で1998年以降、幌別硫黄鉱山で1997年以降上昇に転じている。図示していないが、T-FeもAsと同様の挙動を示している。

表一10 1998年から2002年まで調査した鉱山の末流の底質中重金属類の統計 (μg/g)

	Cu	Zn	Fe	Mn	Cd	Pb	As	T-Hg
Mean	93	250	48200	1340	1.2	150	111	0.5
Max	130	1100	421000	15100	8.8	2390	1900	4.7
Min	3.0	8.0	8030	26.2	ND	1.6	1.9	ND

表一11 8項目間の相関係数

	Cu	Zn	T-Fe	T-Mn	Cd	Pb	As
Cu	1						
Zn	0.574	1					
T-Fe	-0.085	-0.151	1				
T-Mn	-0.019	0.470	-0.096	1			
Cd	0.499	0.845	-0.143	0.308	1		
Pb	0.130	0.563	-0.079	0.331	0.584	1	
As	-0.075	-0.195	0.301	-0.121	-0.156	-0.049	1
T-Hg	-0.109	-0.202	0.026	-0.151	-0.117	-0.107	0.264

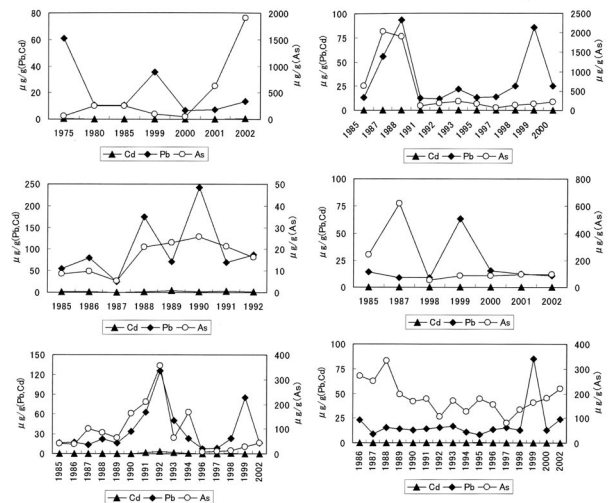


図-6 底質中の重金属濃度の長期変遷 (左上: 恵山, 左中: 寿都, 左下: 精進川, 右上: 古部硫黄, 右中: 常磐松, 右下: 幌別硫黄)

表一11 坑内水の基本統計値

	水温 °C	pH	Cd mg/l	Pb mg/l	As mg/l	T-Hg mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Sol-Fe mg/l	Sol-Mn mg/l	EC mS/m	SO ₄ mg/l
Mean	12.2	4.57	0.03	0.08	0.67	ND	0.65	7.72	34.0	7.31	110	466
Max	22.8	11.8	0.34	0.62	9.74	ND	2.94	280	325	37.5	379	1840
Min	5.3	1.97	ND		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.65

恵山は河川改修、精進川は坑内実験等との関係が考えられるものの、幌別硫黄は発生源である湧水Aの濃度は、1980年代よりは低下しており、流量も1991年～2001年の間まで0.41～0.47m³/sec)の範囲にあることから負荷³⁹⁾が増えたとは言えない。また、2001年の公共用水域監視の結果でも弁慶川で基準値以下にAs濃度が低下しており⁴⁰⁾、直接的な増加原因はない。Pbについても若干の増加があることからさらにデータの蓄積と河川への生物への影響も検討する必要がある。

4 考察

4.1 坑内水と浸出水、処理放流水の特徴

表-11に坑内水データを統計的処理した結果を示す。水温は八雲鉱山のように20℃を超える所もあるが、57試料中42試料は15℃以下であった。pHの範囲は広いが、精進川の異常値を除けば最高は国富鉱山第一鉱床の7.3である。単純平均では4.5と酸性を示し、57試料中、29試料は4以下であった。T-Hgは、採掘や地質環境からその調査数は他の重金属より少ないものの、すべてNDであった。過去の報告²²⁾でも、1970から1980年代の未対策の鉱山の坑内水でT-Hgが検出されたが、ほとんどの鉱山ではNDであった。

調査した鉱山の鉱床は硫化鉱の形態によるものが多いと考えられたのでSO₄濃度を測定した。SO₄に対する比を基に、各項目間の相関について検討した。CuとT-Hgについては、他項目と比較してデータ数が10、11と少なすぎるので検討しなかった。また、一般的にFeは、現存量が多いことからSol-Feについても比を取り、その項目間で検討した。結果を図-7に示す。

SO₄比から見て、PbとSol-Feの相関は0.77と最も高く、PbとCdが0.55であった。Sol-Fe比では、Cd、ZnとSol-Mn間で0.731～0.918と高い相関性を示した。鉱床と接触した坑内水が硫酸環境下ではPbとSol-Feがほぼ同様の反応機構で地質から流出してくることを示していると考えられる。また、そのSol-Feの挙動はCd、Zn、Sol-Mnの3成分間で関連性に影響している。この4成分は周期律表で遷移元素であり、周期または族が同じものであることから、その相関性が高くなったと思われる。

浸出水の重金属類は、Cu、Sol-Feの平均値が坑内水より高かった。鉱山排水については、14鉱山で中和・希釈処

理が行われており、排水基準設定の重金属は、いずれもその設定値内にあり、かつそのほとんどはNDを示していた。比較的高濃度の場合でも、排水基準値の半分から2割程度の範囲内にあった。

同様に浸出水についても検討を行った。その結果を表-12に示す。水温は32試料で検討した。平均値で坑内水と比較すると3.6℃高い値である。浸出水は、ほとんどのものは土壌表層から浸みだしてきており、一部では湿地帯と化している地点もあったことから気温や直射による影響かもしれない。また、32試料のpHは8以上のものはなかったが、単純平均値は坑内水の1.9よりやや低い1.8を示した。T-Hgは坑内水同様に10試料ともNDであった。

4.2 末流部におけるZn濃度

2003年に水質汚濁に係る環境基準について一部改正があり、水生生物への影響を考慮して、全亜鉛として河川で0.03mg/lの基準が設定された⁴¹⁾。37鉱山の末流は環境基準点の指定も含めると延べ91試料ある。その範囲はND～7.5mg/l、平均値は0.18と基準値の6倍であり、21鉱山の末流で基準値に照らすと値を超過している。5倍から10倍程度の超過は恵山(0.16～0.40mg/l)、10倍以上は寿都(1.0～7.5mg/l)、余市(0.47～0.67mg/l)、徳舜別(0.31mg/l)、北見(0.34～1.33mg/l)であった。

5 まとめ

今回の調査した37鉱山のうち、下流部の水質や底質で環境上問題があると判断される鉱山は、恵山、滝ノ沢、常磐

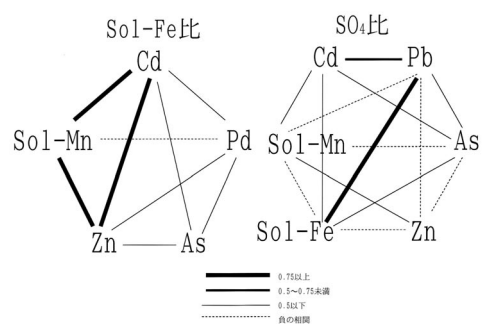


図-7 重金属/SO₄ (右図)、重金属/T-Fe比 (左図) による各金属間の相関関係

表-12 浸出水の基本統計値

	水温 ℃	pH	Cd mg/l	Pb mg/l	As mg/l	T-Hg mg/l	Cu mg/l	Zn mg/l	Sol-Fe mg/l	Sol-Mn mg/l	EC mS/m	SO ₄ mg/l
Mean	14.7	4.36	0.02	0.05	0.33	ND	0.97	3.08	47.1	6.21	131	826
Max	24.9	7.32	0.09	0.13	6.92	ND	6.20	29.5	288	33.4	318	1980
Min	8.9	1.88	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.1	11.9	185

松、精進川、古部硫黄、寿都、幌別硫黄の7鉱山である。それ以外の鉱山については対策等により以前と比較して²²⁾水質環境は改善されたと言える。7つの鉱山のうち、滝ノ沢、常磐松の両鉱山は未対策であり、精進川は関係機関により対策^{25,28)}が行われてきているところである。

2003年にZnが環境基準に追加されたように、今後も生物影響の観点から多種の重金属類が随時追加されることが予想される。鉱山は、重金属類の発生源であることから、今後も問題が残る鉱山については、その環境監視と重金属類の挙動についてさらに詳細な調査研究が望まれる。

謝辞

現地調査を行うに当たり、環境生活部環境室環境保全課水環境グループ（旧水質保全係、旧水質係）、関係支庁の地域政策部環境保全係（旧公害係）、市町村の関係部署の方々にご協力を頂き感謝申し上げます。また、本文を作成するに当たっては、北海道環境科学研究センター西野修子研究主査、前北海道立地質研究所佐藤泰子情報主幹、北海道漁業団体公害対策本部石川清氏、北海道議会事務局調査課図書資料室、経済産業省（旧通商産業省）北海道局鉱山保安監督局の方々にお忙しい中、資料の提供を頂きました。この場を借りて厚くお礼を申し上げます。現地調査に対しては、当センターの坂本孝運転技術員のご協力を得ました、記して感謝します。当センターが過年度に行った調査資料は、藤田隆男地域環境科長より提供いただきました。

引用文献

- 1) 北海道環境白書'98(1998)北海道環境生活部環境室環境保全課編,104.
- 2) 公害白書1(昭和44年版)(1996)(株)日本図書センター,72
- 3) 北海道における鮭鱒増殖基本計画書資料I(1955)水産庁北海道さけ・ますふ化場,資料102.1 34-46.
- 4) 八十島幸雄,桶屋光雄(1972)鉱山排水中のカドミウムの定量.北海道立工業試験場報告.194.1-7.
- 5) 桶屋光雄(1974)水田土壌中の微量カドミウム定量,北海道立工業試験場報告,228.1-8.
- 6) 北海道公害防止研究所10年史(1980)北海道公害防止研究所編,37-38.
- 7) 北水試80年の歩み-北海道立水産試験場80年史-(1982)北海道立中央水産試験場編,71.
- 8) 創立40周年記念誌1989(1990)北海道立衛生研究所編,60-66.
- 9) 20年の歩み(1990)北海道公害防止研究所編,44-48.
- 10) 中央農業試験場三十年の歩み(1994)北海道立中央農業試験場編,84.
- 11) 地下資源調査所40年のあゆみ1990(1991)北海道立地下資源調査所編集委員会編,3-34.
- 12) 北海道立地下資源調査所年報平成9年度(1998)北海道立地下資源調査所,33.
- 13) 五十嵐彦仁(1956)北海道に於ける鉱工業廃水と水産被害調査及び研究,北海道鮭鱒保護協力連合会編,
- 14) 徳井利信,川合禎次(1967)北海道陸水学文献目録(1893-1966),北海道さけ・ますふ化場研究報告,21,81-112.
- 15) 中村俊男,安藤和夫(1975)鉱山排水処理に関する研究(第1報)-幌別鉱山排水の中和処理-,北海道公害防止研究所報,2,163-168.
- 16) 中村俊男,安藤和夫(1975)水銀の環境汚染に関する研究(第1報)-無加川水系における水銀汚染について-,北海道公害防止研究所報,2,183-196.
- 17) 中村俊男,安藤和夫(1976)北海道の旧廃止鉱山調査(第1報),北海道公害防止研究所報,3,87-95.
- 18) 沼辺明博,和田信彦,藤田隆男,坂田康一,中村俊夫(1979)旧廃止鉱山による水質汚濁-幌別鉱山の鉱害対策調査-,北海道公害防止研究所報,5,156-172.
- 19) 坂田康一,藤田隆男,沼辺明博,安藤和夫(1981)湯内川における重金属の動態に関する研究,北海道公害防止研究所報,8,60-68.
- 20) 沼辺明博,藤田隆男,小西一夫(1983)白老川におけるヒ素の挙動,北海道公害防止研究所報,10,113-125.
- 21) 沼辺明博,太田秀樹(1990)旧幌別硫黄鉱山による水質汚濁と鉱害防止対策,北海道公害防止研究所報,16,65-73.
- 22) 環境科学研究センター(2003)北海道の鉱山-水環境から見たおもな金属鉱山-,1-156.
- 23) 底質調査方法(1988)環境庁水質保全局編.
- 24) 平成9年度公共用水域の測定結果(1999)北海道.
- 25) 平成10年度精進川鉱山鉱害対策調査報告(1999)地下資源調査所,1-69.
- 26) 金子恵美子(1979)仙台市における地下水中のヒ素濃度,地球化学,13.1-6.
- 27) 平成11年度精進川鉱山鉱害対策調査報告(2000)道立地質研究所,1-68.
- 28) 平成13年度精進川鉱山鉱害対策調査報告書(2002)北海道立地質研究所,1-46.
- 29) 私信(1974)旧水質管理係内部資料.
- 30) 北海道環境白書'00(2000)環境生活部環境室環境政策課編,120.
- 31) 常磐松鉱山(北海道)調査報告書昭和62年度(1988)金属鉱業事業団,1-24.
- 32) 函館市の公害の現況と対策平成11年度版(1999)函

- 館市環境部公害対策課,9-12.
- 33) 和田信彦,沼辺明博,鈴木守,斉藤尚志 (1983),旧幌別硫黄鉱山地域の汚濁水の性状と対策,地下資源調査所報告,54.1-92.
- 34) 松波武雄,庄谷幸夫(1985)白老地域のカオリン資源,地下資源調査所報告,56,1-22.
- 35) 瀧和夫,福島武彦,細見正明,森岡泰裕,中島宣雅,田井慎吾,三浦光通,相沢賢一 (2001) 底質データベースとその解析,水環境学会誌,24,785-794.
- 36) 藤永太郎,小山睦夫,伊豆津松佑,姫野貞之,川島宗継 (1974),日化誌,1489.
- 37) 山手昇 (1962) 衛生試報告,80,66.
- 38) 松岡功,久保田寛,中沢広,下飯坂潤三 (1980) 日鉱誌,96,325.
- 39) 平成14年度幌別硫黄鉱山鉱害対策調査報告書 (2003) 北海道立地質研究所,1-30.
- 40) 北海道環境白書'02 (2002) 環境生活部環境室環境政策課編,91.
- 41) 官報 (2003) 平成15年11月5日 第3725号,7-8.

environmental standard value in the downstream. Part of the mines showed tendency of increasing concentration of heavy metal in river sediment. Additionally, there were exceeding amount of zinc (Zn), a newly added substance to the environmental standards, found at the downstream.

追記

次ページ以降に1996年以降の調査で得られた結果と底質中の重金属類の結果を表にして示す。文献22と合わせて利用していただきたく思います。

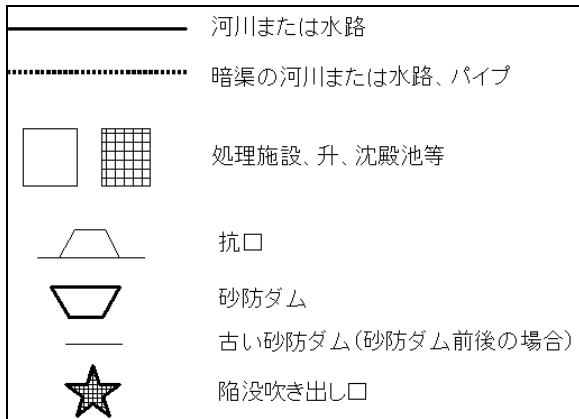
The long-term fluctuation of concentration of heavy metals discharged from closed mines

Yasushi ISHIKAWA, Osamu SAITOH
Kazuhiro HAMAHARA

Abstract

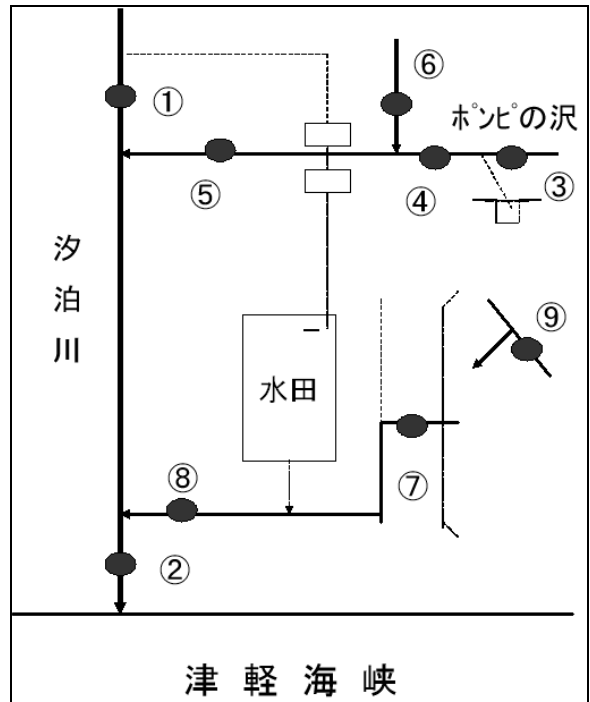
In the past, there were more 1200 metal and non-metallic mines in Hokkaido. Some of them could be traced back before the beginning of the Meiji era (1869). However, only three mines are still in operation due to the declines of their economic potential. It was found out that the mine water of some the closed mines had high concentration of heavy metal that exceeded downstream environmental standards for health flowed into public water. In 1973, as this result, the government collected fundamental information of environmental conservation, such as their effects to water quality of rivers, of Hokkaido and other prefectures, and enforcing policies to prevent mine pollution from the closed mines. The Hokkaido government surveyed water qualities of the rivers that were related to the closed mines in 1997. Furthermore, 38 of mines out of the 75 mines that found to cause pollution were reinvestigated again from 1998 to 2003. It was found out that 7 mines released concentration of heavy metals which exceeded the

調査地点模式図

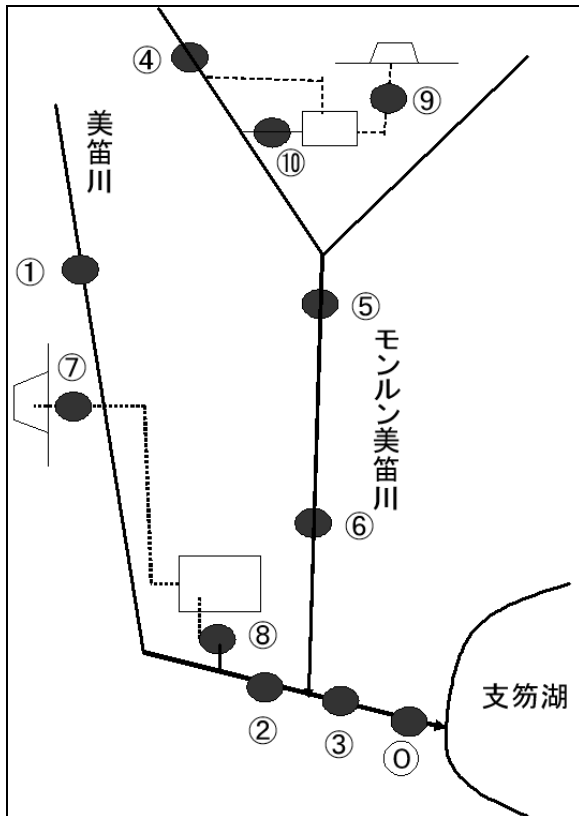


模式図の凡例

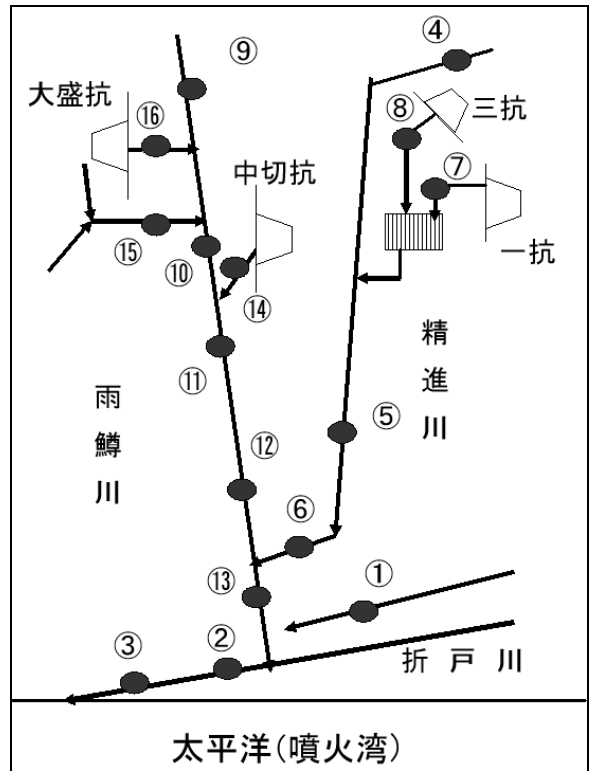
図中の丸数字は、データ集の地点番号である。



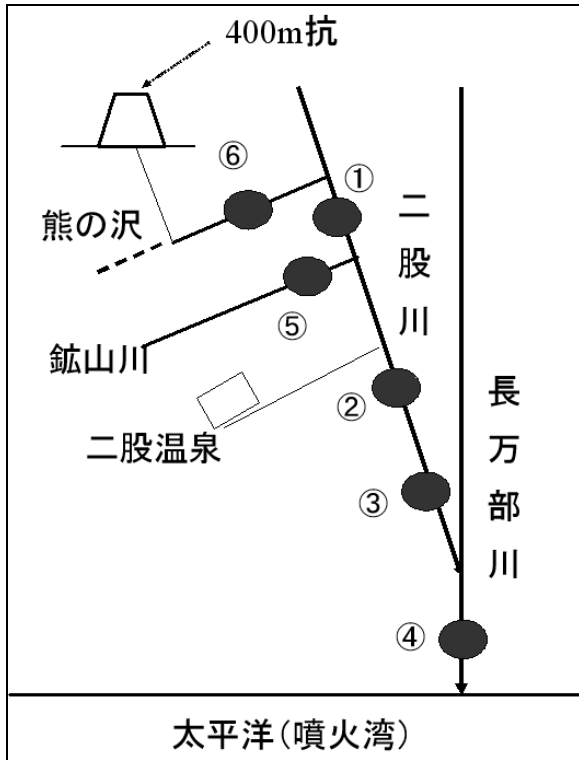
日鉄銭亀沢鉱山



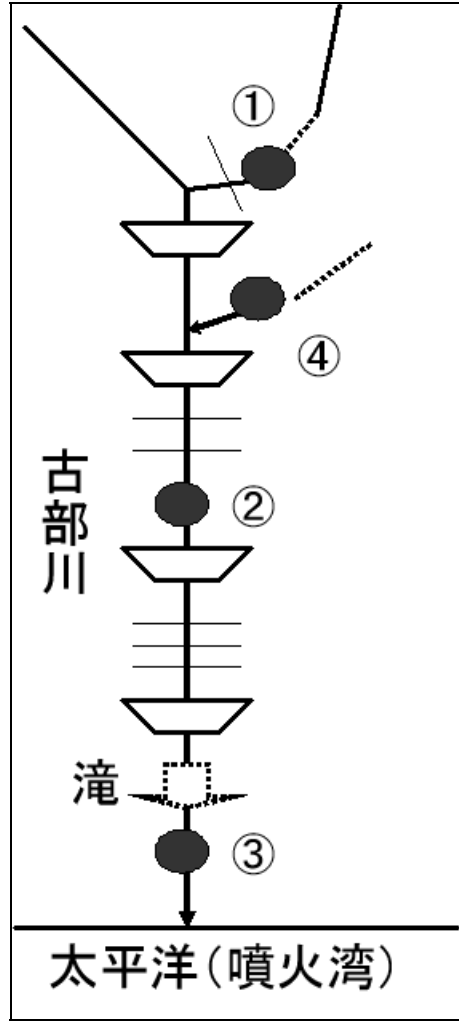
千歳鉱山



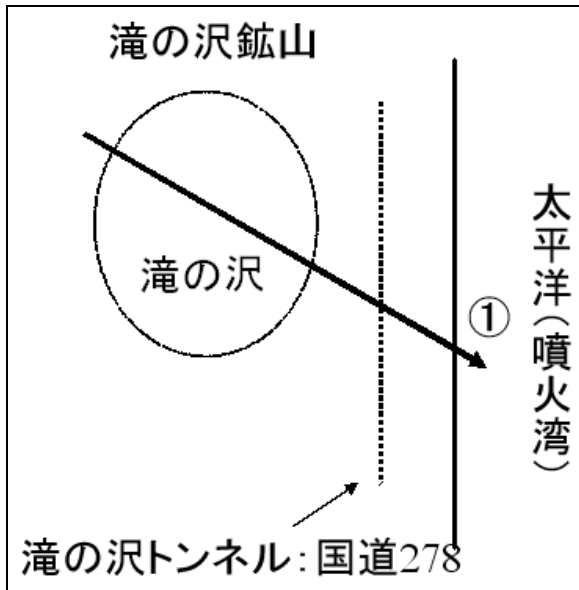
精進川鉱山



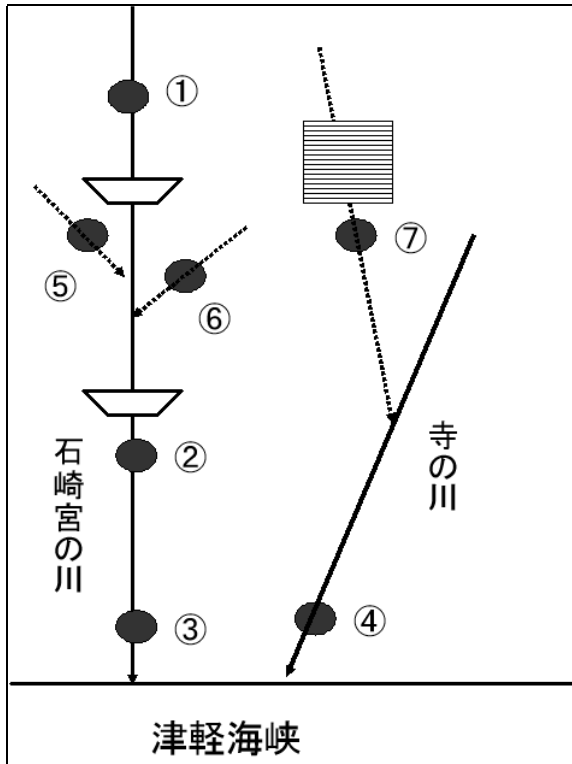
長万部鉱山



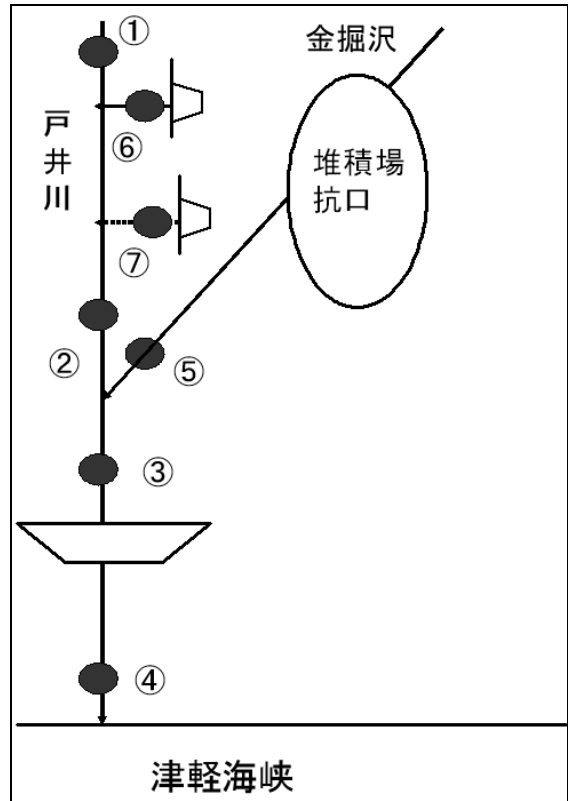
古部硫黄鉱山



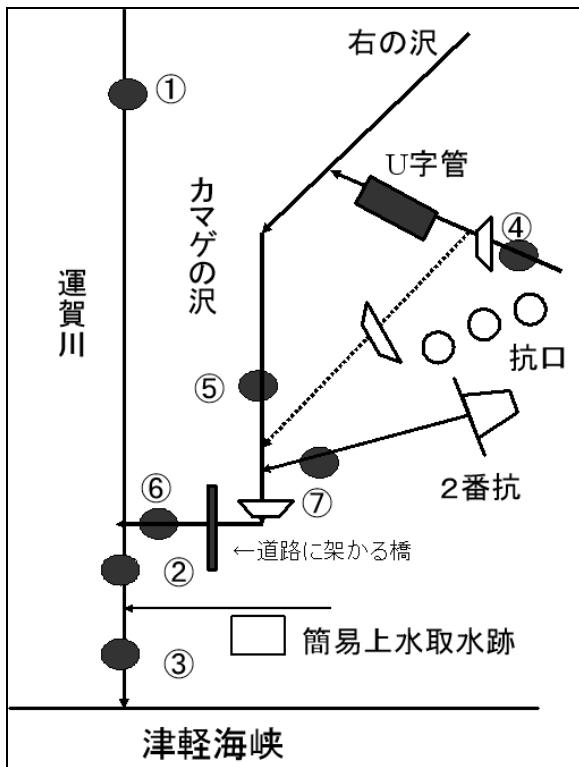
滝の沢鉱山



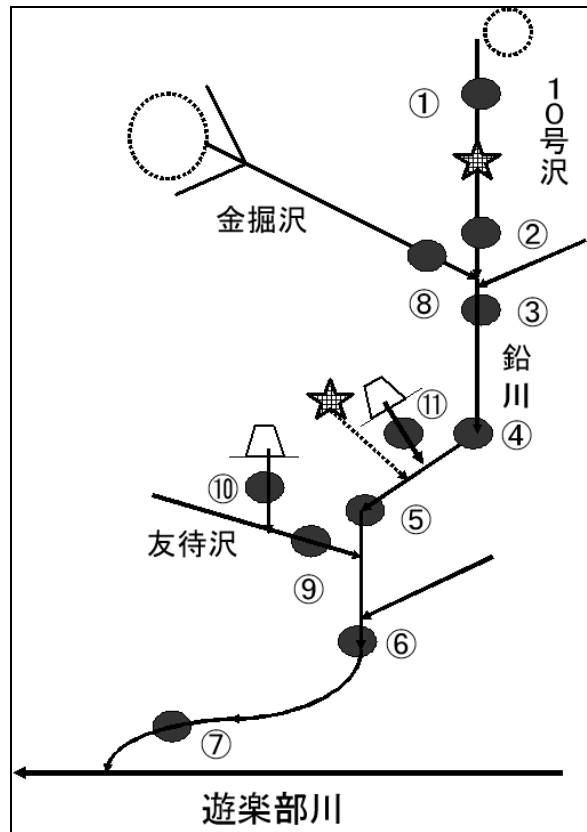
鶴野鉱山



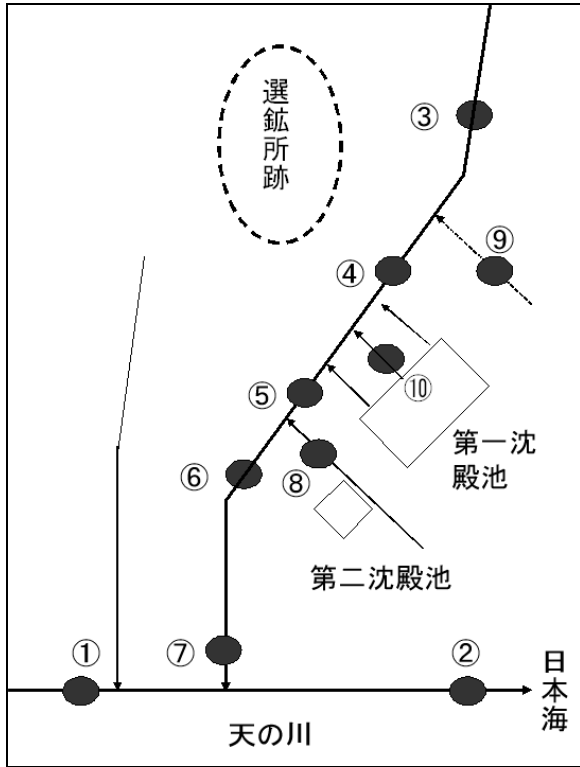
日産戸井鉱山



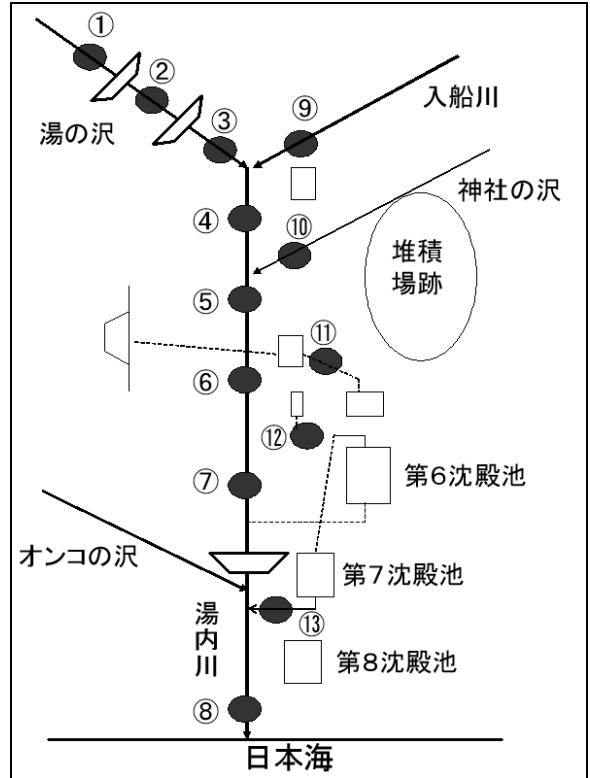
釜栄鉱山



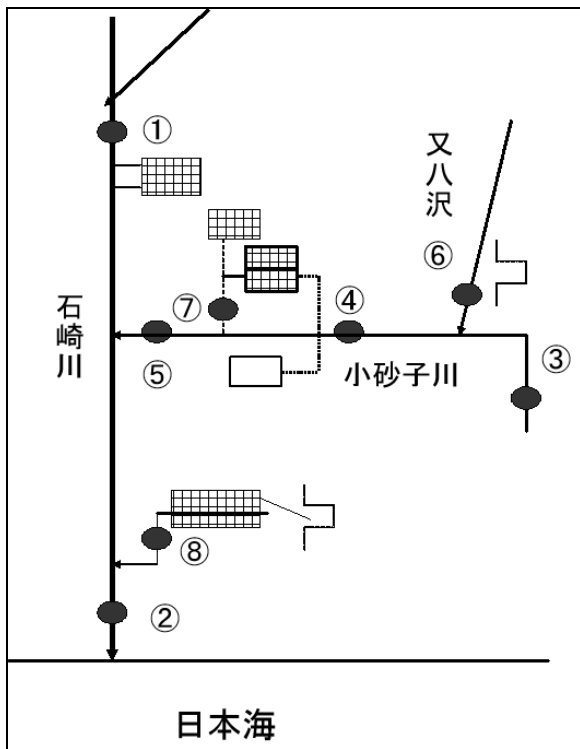
八雲鉱山



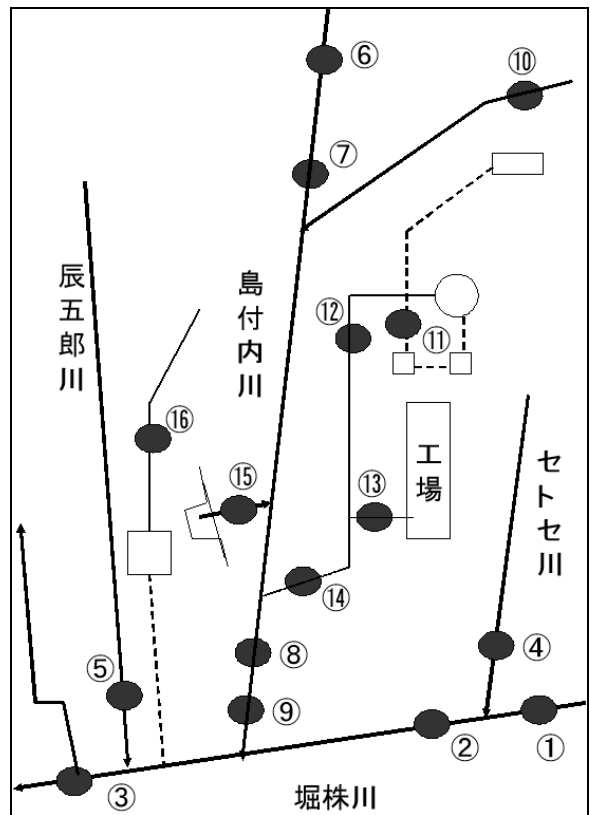
日鉄桂岡鉱山



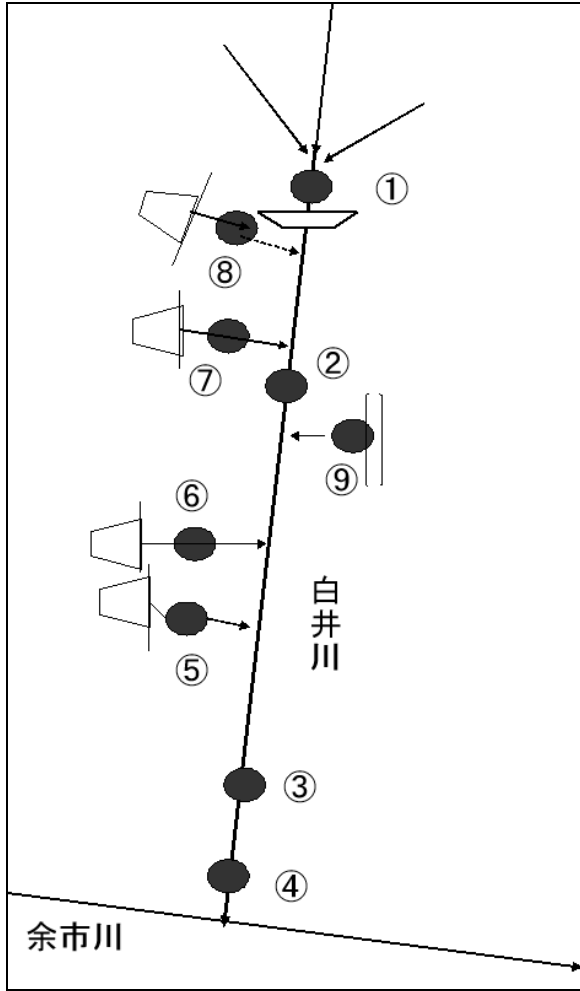
余市鉱山



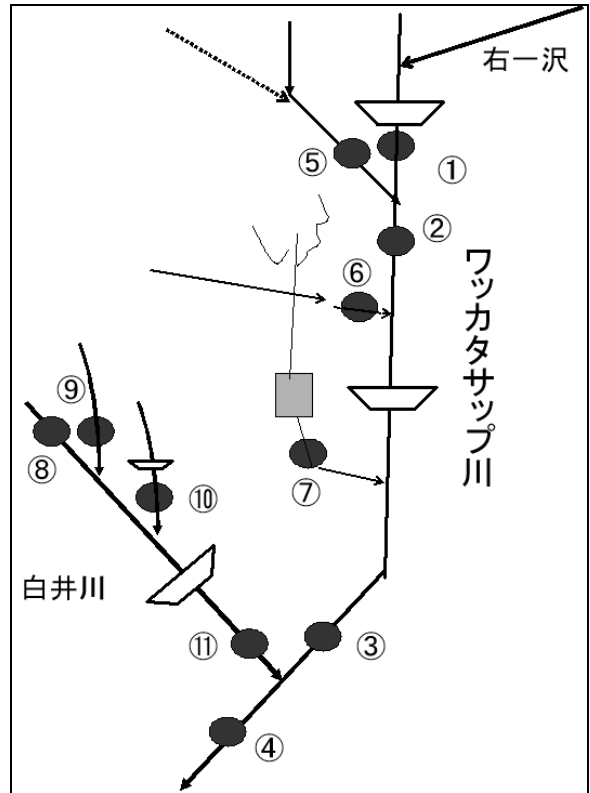
上国鉱山



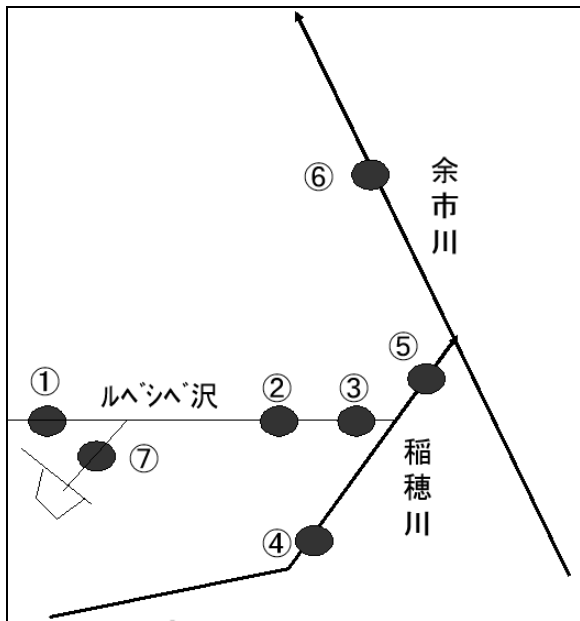
国富鉱山



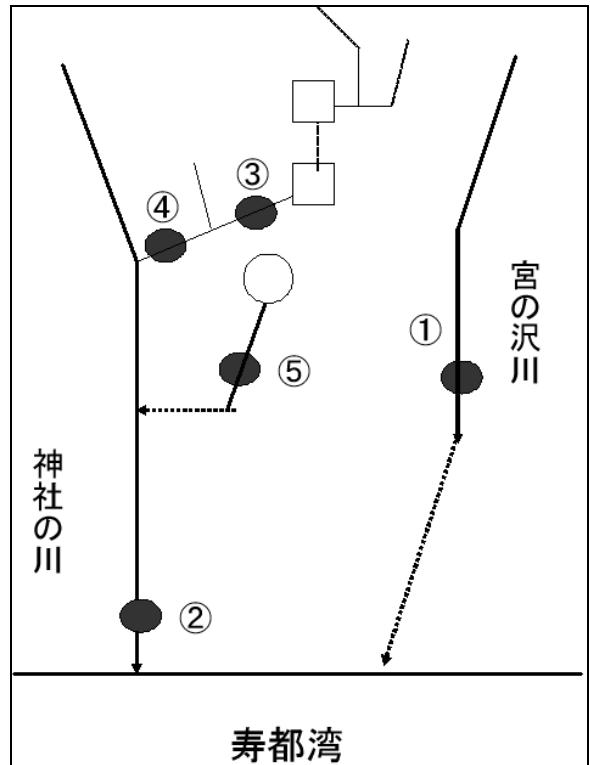
轟鉱山



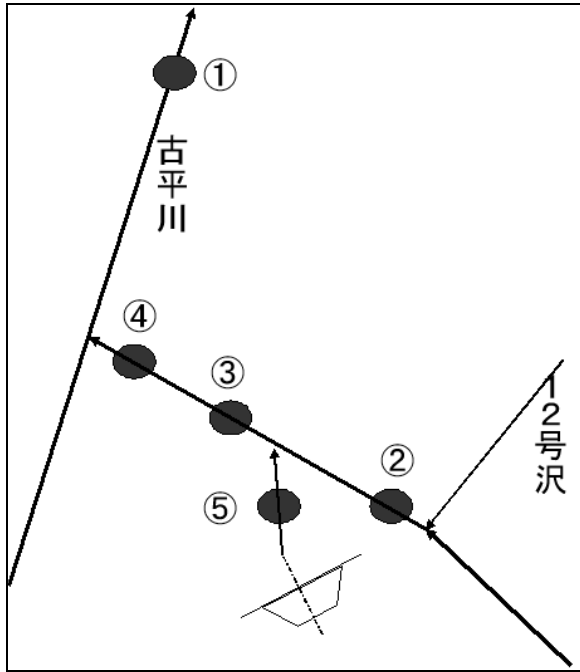
倶知安鉱山



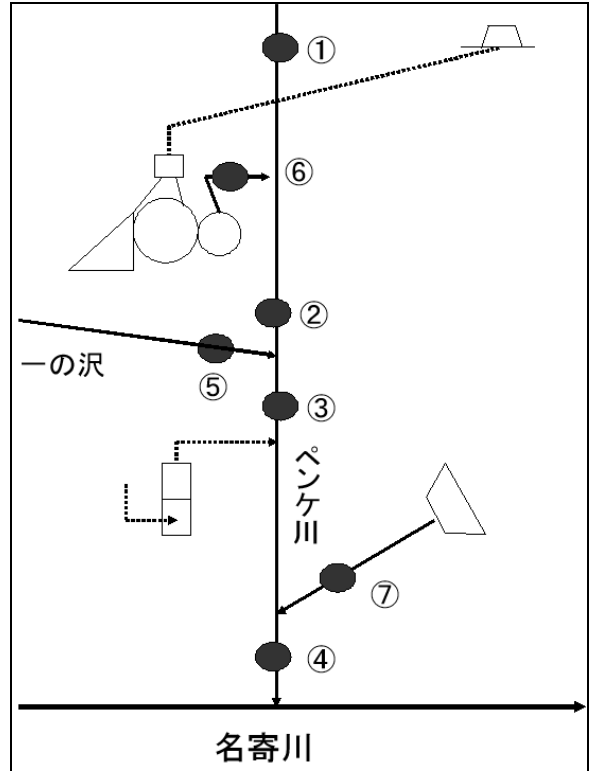
大江（稲穂抗）鉱山



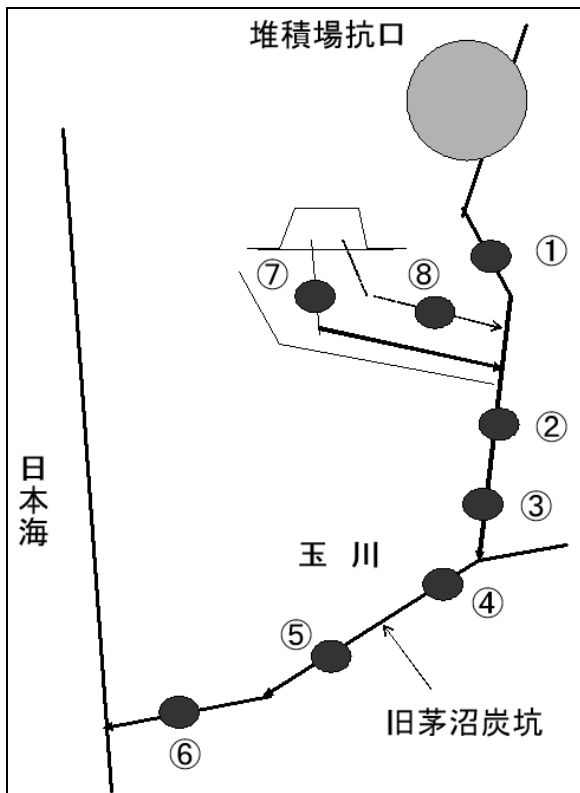
寿都湾
寿都鉱山



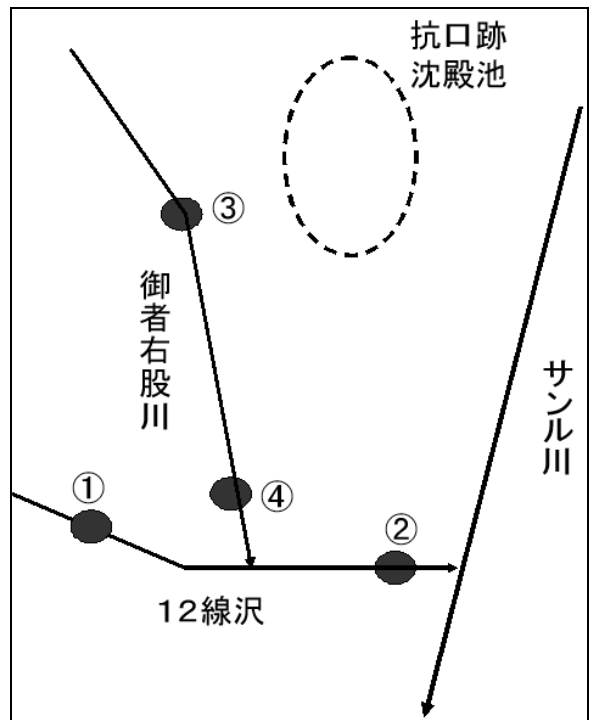
稲倉石鉱山



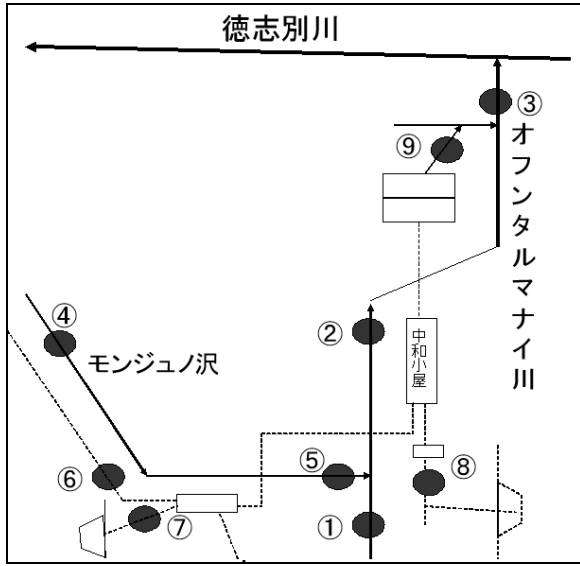
下川鉱山



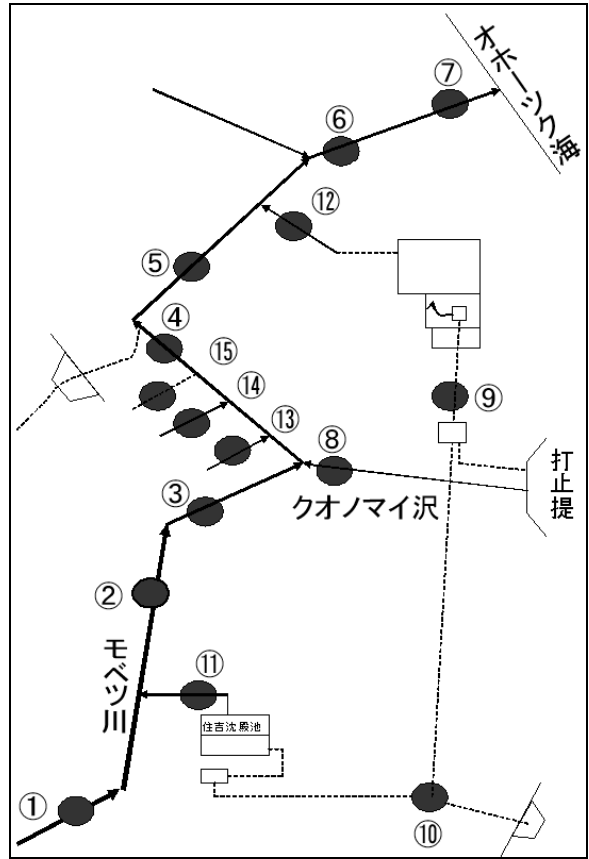
玉川鉱山



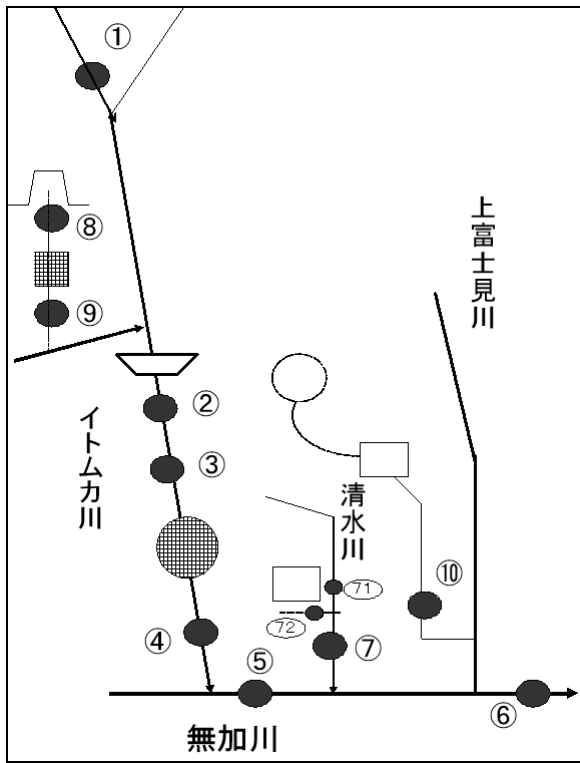
珊留鉱山



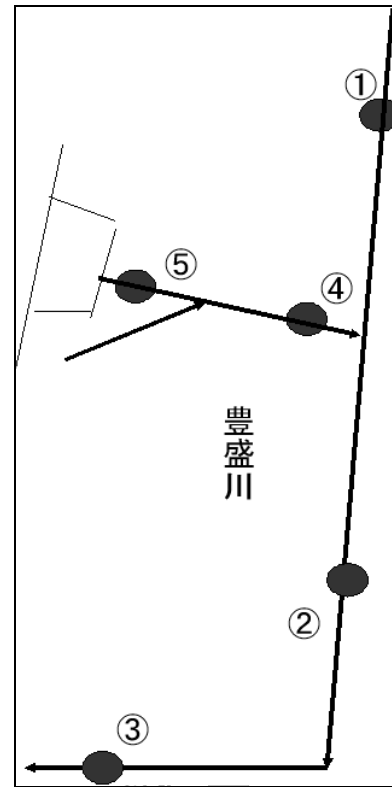
本庫鉱山



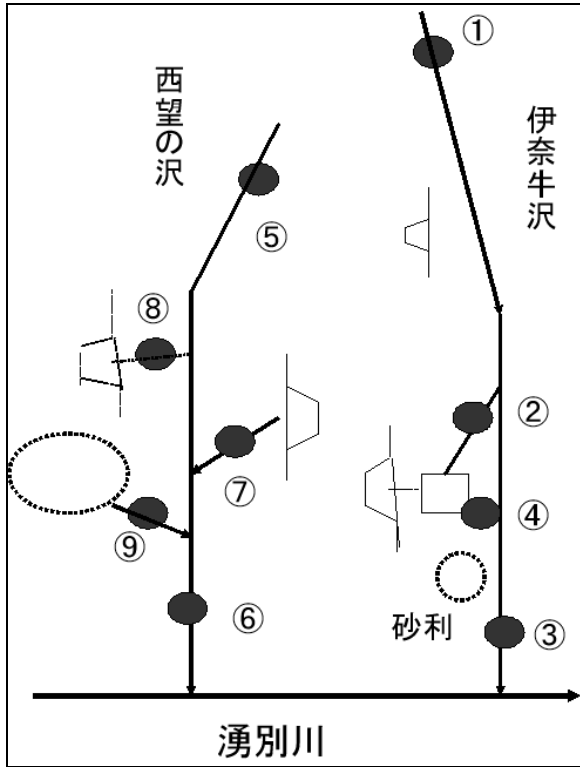
鴻之舞鉱山



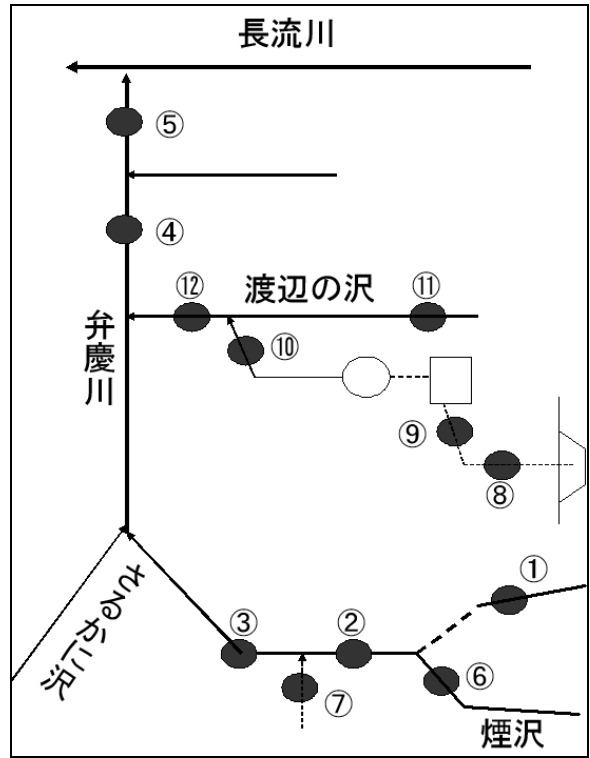
イトムカ鉱山



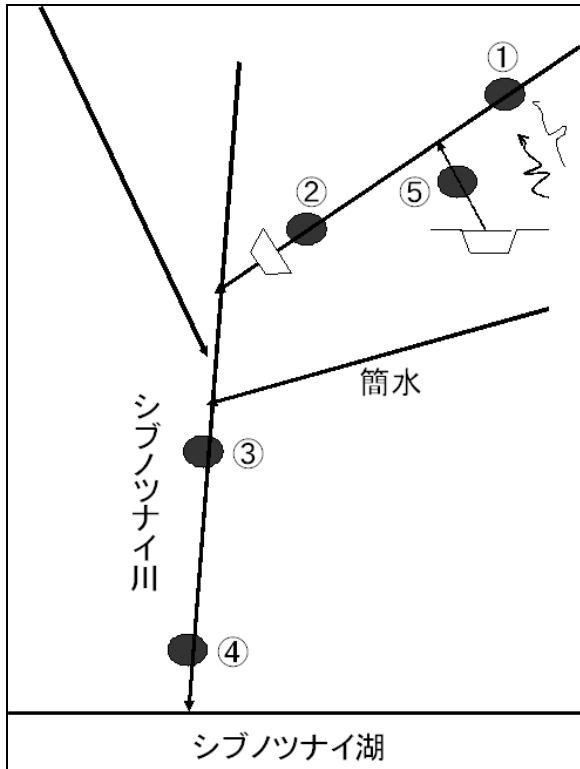
竜昇殿鉱山



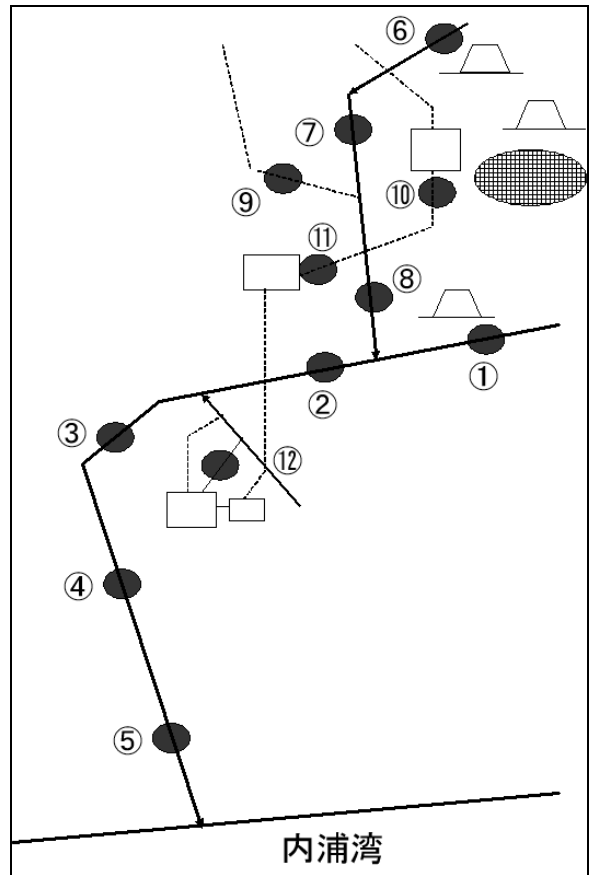
北見鉾山



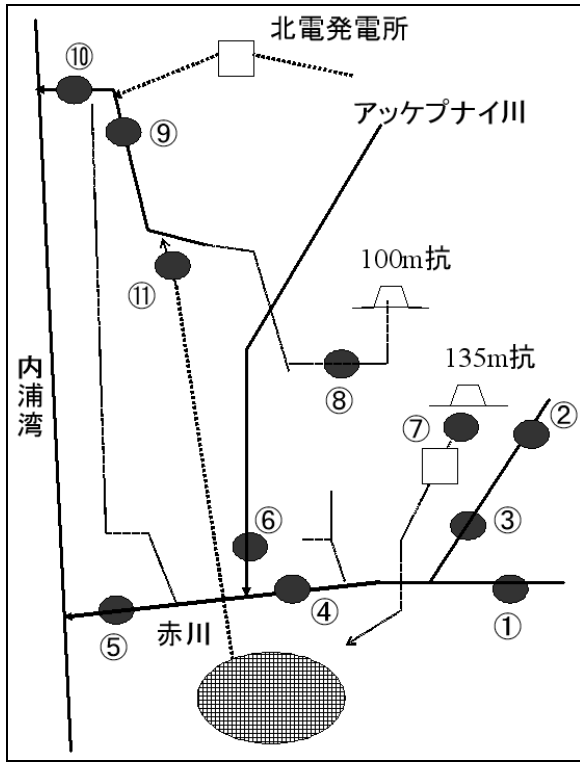
幌別硫黄鉾山



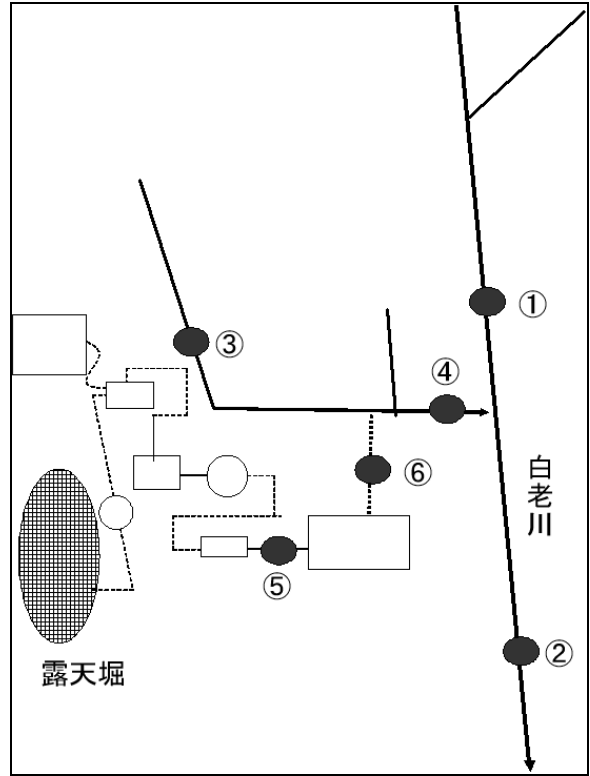
沼の上鉾山



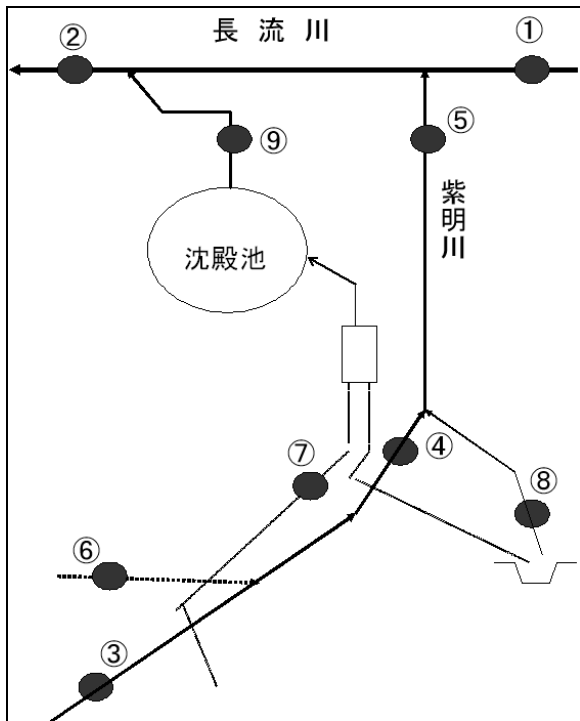
伊達鉾山



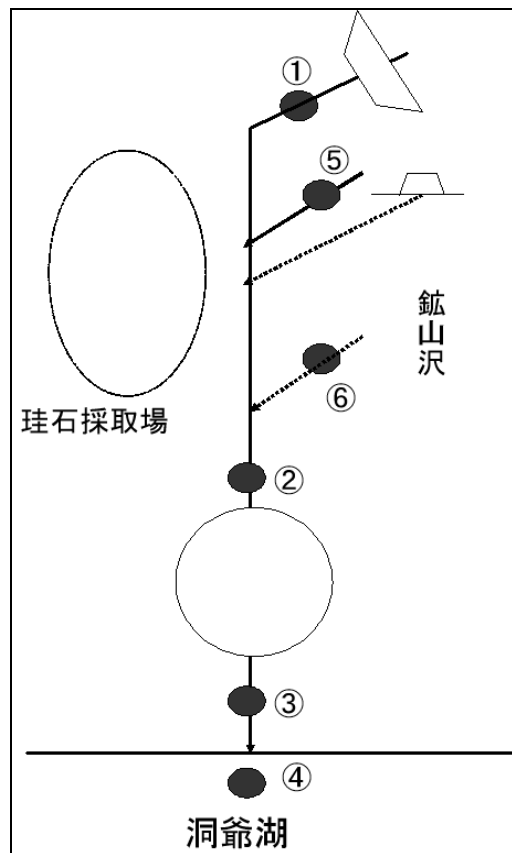
蛇田鉱山



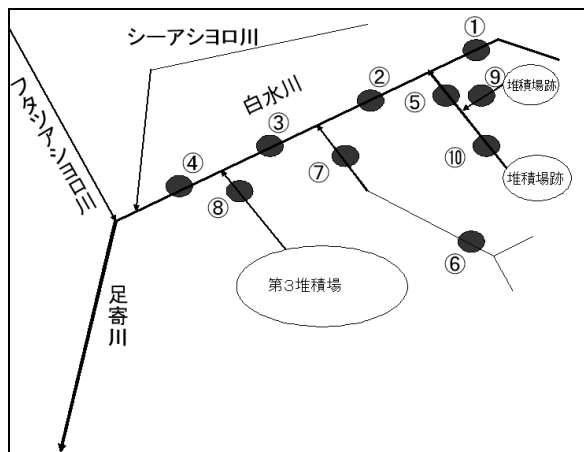
南白老バライト鉱山



徳舜別鉱山



日鉄仲洞爺鉱山



阿寒硫黄鉱山

底質分析結果表 (1974~2002)

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
イトムカ	上流	1974	7.17	粗粒~中粒	淡黄灰	12.5	61	42000	406	0	7	6.11	11.97
イトムカ	清流橋	1974	7.17	中粒	淡黄灰	13.6	80	38000	639	0	7	6.78	8.27
イトムカ	5 6号ろか池	1974	7.17	中粒~細粒	灰白	18.4	60	42000	540	0	12	14.2	200
鴻之舞	毛べつ川上流	1974	6.19	細粒	淡褐	17.3	120	83800	803	0.3	15.7	9.15	0.065
鴻之舞	宝生橋	1974	6.19	細粒	淡褐	35.1	193	29300	1080	Tr	22.5	19.8	0.046
鴻之舞	坑内水	1974	6.19	中粒	黄褐	22.9	59	487000	45.1	Tr	8.2	1250	0.023
鴻之舞	住吉沈殿池流入水路	1974	6.19	細粒	黒褐	76.4	5626	30700	291	1.2	24	41.1	0.62
鴻之舞	7号沈殿池中和排水沈殿池	1974	6.19	中粒	淡黄褐	273	1518	94900	1100	1.9	21.8	70.4	1.48
竜昇殿	豊盛川排水流入後	1974	6.17	細粒	灰	43.4	97	44700	425	0	15.7	8.49	0.933
竜昇殿	坑内すり	1974	6.17	粗粒	暗灰	42.7	100	48900	341	0	15.7	14.4	3.91
竜昇殿	精練焼澤	1974	6.17	中粒	暗灰	21.2	68	29300	164	Tr	6.8	42	41.8
本庫	オフタルマルナイ川排水流入後	1974	6.18	粗粒	淡褐	100.8	453	39100	1210	3.1	191	74.6	0.058
本庫	モンジユ沢支流	1974	6.18	中粒	淡黄褐	302.4	2660	41900	794	20	1060	426	0.041
本庫	原沈殿池	1974	6.18	細粒	淡翠灰	1032	2530	92200	93	16.6	1040	426	0.148
下川	ペンケ川上流	1974	5.24	細粒	灰	23.9	75	40200	778	0	14	4.66	0.004
下川	ペンケ川鉱山排水流入後	1974	5.24	細粒	黄灰	145	194	42400	546	0	13	4.51	0.021
下川	ペンケ川井和橋	1974	5.24	細粒	黄灰	72.5	175	33500	494	0	11	3.99	0.022
サンル	鉱山沢上流b	1974	5.24	粗粒~細粒	淡褐	13.5	75	30200	428	0	12	2.61	0.121
サンル	鉱山沢排水流入後	1974	5.24	粗粒~細粒	淡褐	18	175	35700	642	0.8	22	39.3	0.125
サンル	原水	1974	5.24	細粒	黄褐	25.5	22.5	293000	54.8	0	76	18300	0.053
大江	ボン然別川沢水	1974	6.04	細粒	淡黄褐	12.6	78.1	40200	701	Tr	28	14.2	0.027
大江	ボン然別川鉱山後	1974	6.04	中粒~細粒	淡黄褐	154	200	169000	6500	6.9	504	40.9	0.048
大江	山許沈殿池放流口	1974	6.04	粗粒~細粒	灰	473	4000	33500	69000	8	528	13.8	0.032
轟	白井川上流	1974	6.03	細粒	淡黄褐	24.5	67.5	42400	623	0	16	9.95	0.058
轟	幸越坑付近堆積物	1974	6.03	粗粒	淡乳灰	36.5	22.5	22300	5270	0.5	139	15.3	0.894
轟	白井川超盛橋	1974	6.03	細粒	淡黄灰	18	71.3	3800	738	0.8	13	10.3	0.061
余市	湯内川上流	1974	6.03	細粒	淡黄褐	72.5	769	39100	540	4.6	492	19.1	0.037
余市	ずり	1974	6.03	粗粒~細粒	黄白	457	1750	58100	298	10.2	360	95.5	0.247
余市	湯内川河口	1974	6.03	中粒~細粒	淡黄褐	195	713	82700	899	2.2	198	28.6	0.072
国富	島付内川新鷹橋	1974	6.04	粗粒~細粒	淡黄灰	67.7	62.5	51400	3450	0.7	264	29.6	0.012
国富	第2沈殿池	1974	6.04	中粒~細粒	淡黄褐	53.6	200	33500	784	0.7	34	277	0.089
国富	総合排水口	1974	6.04	中粒	滞青黒	3780	2560	217000	2460	5.5	1020	375	0.085
上国	小砂子川上流	1974	7.02	粗粒	黒灰	26.2	298	34900	22000	0	54	77.4	0.023
上国	小砂子堆積場	1974	7.02	粗粒~中粒	黒灰	23.8	5950	48900	44300	3.8	281	138	0.044
上国	第1沈殿池	1974	7.02	細粒	淡黄白	16.7	5220	39100	128000	0	94	106	0.02
桂岡	厚志内川上流	1974	7.02	粗粒~中粒	淡黄灰	38.9	84.8	41900	313	Tr	16.5	25.4	0.034
桂岡	厚志内川農業用水取水口	1974	7.02	粗粒~中粒	淡褐	51.8	334	44700	1160	1.9	35.5	9.07	0.036
桂岡	坑内直下	1974	7.02	粗粒~細粒	淡褐	313	1330	101000	3890	5.6	282	115	0.039
桂岡	体積場	1974	7.02	粗粒~細粒	茶褐	745	3180	184000	5090	15.6	811	70.5	0.059
八雲	鉛川上流	1974	7.03	粗粒~中粒	淡黄褐	9.9	77.9	36300	775	0	38.6	6.45	0.322
八雲	鉛川下流	1974	7.03	粗粒~中粒	黒灰	3.7	594	37700	6850	1.6	79.6	17.1	0.035
八雲	ずり	1974	7.03	粗粒~中粒	淡黄褐	24.6	476	30700	391	2	710	47.3	0.231
八雲	坑内直下	1974	9.03	粗粒~細粒	淡黄褐色	51.1	321	27900	695	5	59	34.5	0.018
長万部	二股橋	1974	9.03	粗粒~中粒	滞緑	95	316	173000	0	4.1	289	953	0.105
長万部	赤川鉱山	1974	7.15	粗粒	淡黄灰	47.8	748	43300	1450	7.9	72	12.2	0.046
長万部	左沢	1974	7.15	粗粒~中粒	淡黄褐	24.8	62	57200	419	0	17.1	37	0.868
虻田	赤川鉱山後	1974	7.15	粗粒~中粒	淡黄灰	29.2	45.6	92200	355	0	27.5	103	1.04
虻田	下鉱口付近	1974	7.15	細粒	灰	121	30.7	127000	264	0	71	151	11.5
虻田		1974	7.15	細粒				193000	93	Tr	184	67.8	0.021

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
徳舜別	紫明川支流湧水	1974	6.11	粗粒	淡黄灰	50.4	72	78200	518	0	15.7	72.7	0.023
徳舜別	7.0 m坑付近堆積物	1974	6.11	粗粒	淡黄褐	34.6	44	176000	75.2	Tr	39.8	322	0.125
徳舜別	長流川大成橋	1974	6.11	中粒	淡黄灰	28.5	60	33500	273	0	10.9	20.2	0.045
伊達	気門別川上流	1974	6.10	粗粒	淡灰白	54	117	25100	533	0.4	55.8	72	0.232
伊達	気門別橋	1974	6.10	粗粒	褐灰	81.6	93	36300	453	Tr	36.8	31.3	0.082
伊達	ずり	1974	6.10	中粒	滯黄灰白	288	346	27900	33	2.6	272	166	1.25
千歳	八千代橋	1974	7.16	粗粒	淡乳白	22.7	95.4	27900	840	0.4	10.4	20	0.041
千歳	福神坑付近ずり	1974	7.16	粗粒	淡灰	151.2	482	41900	967	3.2	195.8	75.7	0.135
古部	坑口前	1974	8.30	粗粒	黄褐～淡灰	44.8	63	51700	757	Tr	26	6130	0.158
古部	未流	1974	8.30	中粒～細粒	淡黄褐	63.1	58	58600	233	Tr	70	1550	0.328
古部	精錬所跡堆積物	1974	8.30	粗粒～細粒	灰白	224	50	8400	0	0.5	167	953	7.72
古部	堆積場	1974	8.30	粗粒～細粒	黄白	47.5	20	22300	1.55	0.3	296	35200	0.51
精進川	未流	1974	7.03	粗粒～中粒	淡黄灰	16	49.8	36300	234	0	14.1	5.81	0.105
精進川	未流	1974	7.03	黄褐	黄褐	20.1	31.8	72600	148	0	11.6	37.8	0.37
常盤松	精錬焼かす	1974	8.28	粗粒～細粒	淡乳灰色	2.9	8	5600	542	0	12.2	7.31	6.95
常盤松	堆積場ずり	1974	8.28	粗粒	淡乳白	1.1	30	5600	13.6	Tr	19	10.4	5.48
常盤松	赤井川滝前	1974	8.28	中粒～細粒	白～滯黄白	8.7	19	700	37.9	0	31	52	2.25
常盤松	赤井川未流	1974	8.28	中粒～細粒	淡黄灰	52.6	60	55900	515	0	40	315	0.985
					茶褐	34.3	54	61400	360	Tr	18	794	0.866
鴻之舞	もべつ川上流	1975	7.01	粗粒～中粒	灰～白	6.8	56	11200	138	0.27	7.9	18.3	0.2
鴻之舞	もべつ川下流	1975	7.01	中粒～細粒	淡黄灰	27.7	89.1	22400	626	0.29	55.6	47.3	0.14
竜昇殿	豊盛川上流	1975	7.01	粗粒	暗灰	34	87	44700	406	0.36	11.1	12.4	-
竜の上	豊盛川鉱山排水流入後	1975	7.01	粗粒	粗粒	31.7	134	44700	1040	0.52	24.6	20	13.15
沼の上	シブツツナイ川中流	1975	7.01	粗粒～中粒	淡黄白	7.7	46.9	28999	23.4	0.21	22.5	67	0.17
沼の上	シブツツナイ川国道橋	1975	7.01	中粒～細粒	淡黄灰	3	20.1	19500	215	0.19	5.8	10	0.11
沼の上	ずり堆積物	1975	7.01	粗粒	淡黄白	2.9	5.3	27900	22.3	0	29.3	201	1.62
本庫	オファンタルマナイ川上流	1975	7.02	粗粒～中粒	淡黄	11.7	109	36300	484	0.62	245	60.1	0.1
本庫	オファンタルマナイ川下流	1975	7.02	粗粒～中粒	淡黄	4.34	26.8	33500	924	4.34	292	77.8	0.06
サンル	御軍右股川上流	1975	5.08	中粒	淡黄褐	13	91.9	14000	316	0	21.3	5.6	0.24
サンル	御軍右股川鉱山下流	1975	5.08	中粒	淡黄褐	14.1	50	20000	368	0	11.6	24.5	0.21
大江	ボン然別川上流	1975	6.02	粗粒	淡黄～灰白	18.7	45.8	22000	564	0.27	9	14.6	0.04
大江	湯内川上流	1975	6.02	粗粒～中粒	淡黄～灰白	274	1750	29000	9080	6.38	260	20.6	0.03
余市	湯内川河口	1975	6.03	粗粒～中粒	淡黄～灰白	63.9	639	31000	974	5.01	250	20.6	0.03
余市	湯内川河口	1975	6.03	中粒	黄褐	199	771	22000	1020	2.58	280	24.6	0.06
玉川	上流	1975	10.31	中粒～粗粒	淡灰	35.4	496	22300	1780	2.02	74.9	4.29	0.01
玉川	下流	1975	10.31	細粒～中粒	淡黄灰	179	117	39100	285	1.01	35.7	7.99	0.03
玉川	探鉱前	1975	10.31	細粒～中粒	淡黄灰	399	360	16800	1220	0.7	45.2	5.19	0.01
玉川	河口	1975	10.31	細粒～中粒	黄灰	70.9	192	11200	626	1	25.9	16.5	0.04
玉川	ずり堆積物	1975	10.31	中粒～粗粒	淡黄白	554	111	16800	46.5	1.18	153	5.12	0.16
徳舜別	長流川清流橋	1975	5.29	粗粒～中粒	淡黄～灰白	22.4	57.9	16800	153	0.24	4.3	7.74	0.02
徳舜別	長流川大成橋	1975	5.29	中粒	淡黄～灰白	23.8	44.2	11200	208	0.24	3.4	21.5	0.07
徳舜別	紫明川上流	1975	5.29	粗粒	淡黄灰	20.2	27.2	11200	143	0.19	18.3	48.2	0.16
徳舜別	紫明川紫明橋	1975	5.29	粗粒～中粒	茶褐	17.4	24.3	22300	119	0.19	13.9	227	0.02
徳舜別	紫明川支流上流	1975	5.29	粗粒～中粒	淡黄灰	29.8	42.7	27900	202	0.19	17.8	79.8	0.04
伊達	気門別川上流	1975	5.28	粗粒	灰～淡黄	119	654	23100	86.8	2.79	52.2	59.2	0.26
伊達	気門別川分校前	1975	5.28	粗粒～細粒	灰～淡黄灰	116	227	39000	276	0.5	53.6	82	0.26
伊達	布袋坑ずり堆積物	1975	5.28	中粒～細粒	白～淡黄灰	71	1530	36000	0	5.56	283	263	1.5
千歳	美笛川上流	1975	6.09	粗粒～細粒	淡黄～灰	18.3	61.2	17000	530	0.32	11.1	17.9	0.05

鉱山名	地点名	年度	月日	外觀	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
千歳	モンリソ部笛川上流	1975	6.09	粗粒～中粒	淡黄褐	34.1	55.9	22000	602	0.37	10.4	149	0.36
千歳	八千代橋	1975	6.09	中粒～粗粒	淡褐灰	33.9	127	22000	1220	1.07	13.6	37.2	0.08
八雲	鉛川上流	1975	6.09	粗粒～中粒	淡黄褐	13.5	117	22000	710	0.54	27.9	11.7	0.19
八雲	鉱山沢末流	1975	6.09	粗粒～中粒	黒～監青	22.4	958	28000	13400	4.94	551	24.4	0.06
古部	古部川上流	1975	7.29	中粒～細粒	淡黄褐	37.5	47.8	50300	632	0.31	36.9	135	0.77
古部	古部川末流	1975	7.29	粗粒～中粒	淡黄褐	43.6	60.2	67000	583	0.26	37.7	1520	0.19
精進川	上流	1975	8.27	中粒～粗粒	泡黄灰	33.6	72.5	55300	564	0.48	19.4	12.4	0.14
精進川	末流	1975	8.27	極細粒～細粒	淡黄褐	28	40.5	60300	329	0.3	19.3	42.1	0.69
日産戸井	金堀沢合流前	1975	8.27	中粒	淡灰～淡青灰	49.1	153	14100	1100	0.59	41.7	4.74	0.12
日産戸井	戸井川砂防ダム	1975	8.27	粗粒～中粒	淡黄灰	-	10.9	22300	1100	-	-	7.76	0.05
日産戸井	金堀沢末流	1975	8.27	極細粒～中粒	淡黄灰	-	4.5	78300	850	-	-	8.4	0.08
日鉄龜沢	錢龜沢上流	1975	8.26	粗粒～細粒	灰	295	471	33500	2770	1.43	86	17.8	0.07
日鉄龜沢	錢龜沢末流	1975	8.26	細粒	灰	367	762	33500	1100	3.3	155	54.1	0.13
日鉄龜沢	鉱山沢末流	1975	8.26	粗粒～中粒	淡黄～淡灰	94.4	752	33500	1690	2.13	255	16.6	0.09
日鉄龜沢	漫出水谷地	1975	8.26	粗粒～細粒	淡褐灰	563	951	39100	1330	3.94	259	64.6	0.16
鶴野	崎の川砂防ダム上	1975	8.27	中粒～極粗粒	淡灰	250	2220	39100	822	6.16	367	17.7	0.07
鶴野	崎の川砂防ダム下	1975	8.27	中粒～極粗粒	淡灰	51.4	111	39100	936	0.4	41.5	7.79	0.05
鶴野	寺の川末流	1975	8.27	細粒～粗粒	淡黄～白	17.5	52.9	39100	251	0.27	4	1.3	0.03
常盤松	赤井川上流	1975	7.29	中粒～極粗粒	淡灰	51.4	89.2	39100	1540	0.5	10.7	21.5	1.18
常盤松	赤井川末流	1975	7.29	粗粒～中粒	淡褐	26.6	39.7	78200	573	0.25	18.6	688	1.07
長万部	鉱山川砂防ダム	1975	6.1	細粒～粗粒	淡黄灰	27.6	179	25000	874	1.2	202	75.2	0.05
長万部	鉱山川末流	1975	8.26	中粒～細粒	黄褐	26.2	89.1	28000	744	0.88	106	47.3	0.03
上国	小砂子川上流	1975	8.26	中粒～細粒	青灰	-	-	44700	15300	-	-	55.3	0.05
上国	小砂子川小砂子橋	1975	8.26	粗粒～中粒	青灰	-	-	33500	21900	-	-	74.5	0.08
恵山	白浜川上流	1975	7.28	細粒～極細粒	青灰	18.3	46.6	39100	236	0	2.9	19.1	2.08
恵山	白浜川末流	1975	7.28	細粒	青灰	14.9	25.8	33500	105	0.3	60.9	57.9	2.33
北見	伊奈牛沢上流	1975	6.2	粗粒	淡黄	22.7	116	39100	555	0.32	35	49.7	0.09
北見	伊奈牛沢末流	1975	6.2	粗粒	淡黄	245	386	33500	676	0.8	199	35.7	0.33
北見	ずり堆積物	1975	6.2	粗粒	淡黄	542	188	86600	1140	0.4	1730	141	1.15
イトムカ	イトムカ川上流	1975	6.11	粗粒～中粒	淡黄～灰	13.6	88.8	17000	623	0.21	7.9	11.2	0.4
イトムカ	無加川富士見橋	1975	6.11	粗粒～中粒	灰	3.9	28.9	11000	363	0.27	5.1	3.2	1.39
八雲	鉛川上流	1976		中～粗粒	淡黄褐	4.13	22.4	27900	139	0	14.2	5.44	0.64
八雲	鉛川下流	1976		細粒	淡黄褐	25.7	668	44600	5300	1.86	58.6	13.2	0.11
イトムカ	56号堆積場排水跡	1976		細～中粒	灰白	7.32	40.1	55400	2230	0	3.7	-	41.2
イトムカ	イトムカ川砂防ダム	1976		中～粗粒	淡黄灰	8.5	56.7	36300	176	0	3.3	-	11
イトムカ	無加川富士見橋	1976		中～粗粒	灰	2.93	27.4	16800	83.7	0	2.6	-	9.41
鴻之舞	もべつ川上流	1976		中粒	淡黄灰	8.65	28.5	22300	231	0	6.9	27	0.37
鴻之舞	もべつ川桜橋	1976		中～粗粒	淡黄灰	14.3	116	44600	781	0.21	27.5	28.8	0.1
竜昇殿	豊盛川上流	1976		中～粗粒	淡黄灰	16.9	84.9	50200	434	0	5.5	10.9	0.77
竜昇殿	豊盛川下流	1976		細粒	淡黄灰	17.3	61.1	32500	329	0	6.2	10.1	5.24
竜昇殿	玉田の沢末流	1976		細粒	淡黄灰	14.2	60	39100	651	0	3.9	23	21.7
本庫	わがけ川下流	1976		中粒	淡黄灰	117	644	44600	1360	5.54	12.2	27.8	0.95
下川	ペンケ川上流	1976		粗粒	青灰	7.36	54.1	33400	608	0	4.2	3.25	0.01
下川	ペンケ川末流	1976		中～粗粒	淡黄灰	32.4	79.8	33400	326	0	4.5	3.14	0.01
サントリー	御車右股沢末流	1976		中～粗粒	淡褐灰	12.4	77.6	44600	1190	0	6.7	26.4	0.11
大江	ボン然別川上流	1976		中粒	淡黄白	14	71.7	33500	409	0.19	14.2	10.8	0.05
大江	ボン然別川下流	1976		中粒	淡黄白	132	1060	36300	5770	3.76	1050	24.8	0.05
余市	湯内川上流	1976		中～粗粒	淡褐灰	20.5	620	27900	657	2.88	679	10.6	0.3

鉱山名	地点名	年度	月日	外觀	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
奈市	湯内川神社の沢後	1976		細～中粒	淡黄灰	143	598	27900	1190	2.51	417	22	0.08
奈市	湯内川湯内橋	1976		中～粗粒	淡黄灰	160	629	33500	800	1.38	564	20.9	0.03
玉川	上流	1976		粗粒	淡褐灰	11.1	300	61300	2440	1.2	144	4.15	0.04
玉川	釜山下流	1976		粗粒	淡黄褐	168	266	128000	912	0.33	117	10.7	0.08
玉川	河口	1976		中～粗粒	褐	114	333	89200	546	0.61	48	12.3	0.04
虻田	右沢上流	1976		細～中粒	淡黄灰	7.77	64.9	94600	830	0	3.6	3.13	0.04
虻田	左沢上流	1976		中～粗粒	淡黄灰	34.2	40.4	39000	192	0	5.3	12.1	0.31
虻田	赤川橋	1976		細粒	淡黄灰	27.2	71	78100	416	0	17.2	50.2	2.7
徳舜別	紫明川支流上流	1976		中～粗粒	淡黄褐	22	35.2	89000	353	0	9.5	102	0.02
徳舜別	紫明川紫明橋	1976		中～粗粒	淡黄褐	23.3	35.8	50300	291	0	10.7	164	0.01
徳舜別	落合橋	1976		中～粗粒	淡灰	8.5	22.6	27900	290	0	4.1	2.24	0.01
徳舜別	大成橋	1976		粗粒	淡黄褐	14.8	35.8	27900	293	0	5.7	12.3	0.1
伊達	気門別川上流	1976		中～粗粒	淡黄褐	117	113	39000	716	0.49	66.7	55.8	0.43
伊達	気門別川関内橋	1976		中～粗粒	淡黄褐	156	91.9	36200	282	0.31	22.3	26.5	0.07
千歳	美苗川上流	1976		中～粗粒	淡褐灰	6.43	25.7	50200	291	0	2.3	11.8	0.04
千歳	モンルン部笛川上流	1976		中～粗粒	淡黄灰	38.4	37.7	27900	499	0	9.1	97.6	0.5
千歳	八千代橋	1976		中～粗粒	淡灰	10.5	77.1	24600	454	0.26	3.3	20.9	0.07
古部	古部川上流	1976		中粒	淡黄褐	15.3	30.7	33400	390	0	12.9	136	0.55
古部	古部川末流	1976		中～粗粒	淡褐灰	14	27.8	39000	208	0	31.8	1530	0.25
精進川	上流	1976		中～粗粒	淡褐灰	24.5	51.8	41900	149	0	14.3	9.12	0.3
精進川	末流	1976		中粒	黄褐	12.2	32.4	33500	136	0	3.2	23	0.66
日鉄銭亀沢	鉱山沢上流	1976		中粒	淡黄灰	18.3	144	22300	322	0.35	8.9	4.38	0.07
日鉄銭亀沢	鉱山沢末流	1976		粗粒	灰、白、褐	188	1150	22300	2320	3.84	371	29.5	0.05
日鉄銭亀沢	銭亀沢末流	1976		粗粒	淡灰、白	175	530	23500	788	1.25	333	32.7	0.08
鶴野	崎の川砂防ダム上流	1976		粗粒	淡緑灰	96.2	281	19500	608	0.57	485	9.8	0.05
鶴野	崎の川砂防ダム下流	1976			淡黄灰	32.2	177	33500	583	0.4	34.7	12.5	0.06
常盤松	赤井川上流	1976		中～粗粒	淡灰	43.6	35.5	66800	1150	0.24	5.8	3.21	0.04
常盤松	赤井川橋	1976		中～粗粒	淡黄褐	11.5	30.9	50200	360	0	5.8	288	0.74
長万部	二股川上流	1976		細粒	黄褐	8.74	103	36300	1200	0.51	52.7	47.5	0.03
長万部	二股川二股橋	1976		細粒	淡褐灰	12.5	569	29300	871	2.83	16.4	15.6	0.06
長万部	鉱山川ダム	1976		中～粗粒	黄褐	5.3	109	40500	608	0.2	99.6	65	0.02
長万部	鉱山川末流	1976		中～粗粒	淡黄褐	4.26	50.8	33500	978	0.2	45	31.5	0.03
上国	石崎川上流	1976		細～中粒	淡灰	21.1	79.4	39100	549	0	10.6	10.4	0.03
上国	石崎川農取点	1976		細粒	淡褐灰	20.5	81.5	27900	1490	0	10.9	11	0.03
仲洞爺	鉱山沢上流	1976		中～粗粒	淡褐灰	17	36.6	33400	366	0	6.3	7.79	0.15
北見	伊奈牛沢境界の橋	1976		細～中粒	淡褐灰	28.6	104	39100	688	0.22	55.9	30.3	0.61
北見	伊奈牛沢末流	1976		中～粗粒	淡褐灰	135	483	39100	943	0.79	149	38.7	0.89
稲倉石	稲倉石川上流	1976		中～粗粒	淡褐灰	-	-	61300	36000	-	-	-	0.04
稲倉石	稲倉石末流	1976		中～粗粒	黒褐	-	-	29000	39400	-	-	-	0.03
イトムカ	イトムカ川清流橋	1977	8.31	細粒	淡黄灰	12.7	83	26200	125	0	6.7	6.07	18.8
イトムカ	無加川富士見橋	1977	8.31	中粒	淡褐灰	2.74	34	12600	164	0	5	14	11.1
鴻之舞	もべつ川4号橋	1977	10.05	中～粗粒	淡黄灰	3.52	29	6270	93.7	0	3.4	19.5	0.44
鴻之舞	もべつ川9号下流	1977	10.05	粗粒	淡黄褐	12.5	82	5780	679	0.19	21	27.7	0.22
本庫	オファンタルマナイ川上流	1977	7.27	粗粒	黄白、灰、褐	6.7	69.9	14600	307	0.25	11.5	27.9	0.06
本庫	オファンタルマナイ川下流	1977	7.27	中粒	淡黄褐	69.4	685	17100	410	7.57	107	37.4	0.18
下川	ペンケ川上流	1977	7.26	中～粗粒	暗灰、藍色	20.4	112	22300	381	0	4.9	4.17	0.01
下川	ペンケ川下流	1977	7.26	中～粗粒	淡褐灰	69.9	136	22100	176	0	6.7	3.04	0.05
サンル	御車右股川末流	1977	7.26	中粒	淡褐灰	11.1	135	31900	37.8	0	6.7	10.9	0.12

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
沼の上	ワツカサッ川国道橋	1977	10.04	中～粗粒	淡乳白	0.82	9.4	2200	39	0	3.4	8.7	0.07
大江	ボン然別川鉱山下流	1977	5.13	中～粗粒	淡褐色	119	2170	24700	7360	7.82	690	28.6	0.07
稻倉石	古平川上流	1977	5.12	中粒	淡褐色	13.2	216	32000	588	0.5	27.4	13.6	0.03
稻倉石	古平川元志内橋	1977	5.12	中粒	淡褐色	16.3	289	19300	3710	0.71	43.3	36	0.03
稻倉石	稲倉石川未流	1977	5.12	中粒	黒褐	104	1440	28900	20600	3.06	252	178	0.13
余市	湯の沢上流	1977	5.12	粗粒	淡褐色	17.4	259	18800	303	1.91	188	11.4	0.06
余市	湯の沢入舟川流入前	1977	5.12	中～粗粒	淡黄褐	221	2000	44200	215	5.82	330	36.4	0.15
轟	白井川上流	1977	9.19	細粒	淡黄灰	15.7	91	27200	474	0.22	6.5	4.08	0.25
轟	白井川銀橋	1977	9.19	中粒	淡黄灰	23.1	188	24700	303	0.49	12	4.75	0.15
玉川	玉川上流	1977	5.23	中～粗粒	淡褐色	36.8	472	16500	1050	0.69	109	4.97	0.03
玉川	玉川河口	1977	5.23	中粒	淡黄灰	202	220	26900	234	0.21	35	14.4	0.05
倶知安	ワツカサッ川白井川合流前	1977	5.24	中～粗粒	淡黄褐	24.7	352	39600	322	0.18	21	259	0.3
倶知安	白井川左沢	1977	5.24	細粒	淡黄褐	31.3	215	36800	115	0.17	11	15.1	0.25
倶知安	白井川ワツカサッ川合流前	1977	5.24	中粒	淡黄褐	31.7	79	39700	75.6	0.21	9.2	135	0.23
倶知安	ワツカサッ川白井川合流前	1977	5.24	中粒	淡黄褐	24.8	92	42800	107	0	11	198	0.2
上国	石崎川上流	1977	7.06	中粒	淡褐色	11.5	85	24500	320	0.27	11	6.03	0.02
上国	石崎川河口	1977	7.06	細粒	淡褐色	8.92	185	23500	1870	0.35	15	4.2	0.03
八雲	鉛川上流	1977	7.07	中～粗粒	淡黄褐	2.27	67	13300	117	0	20	10.1	0.21
八雲	鉛川下坑口後	1977	7.07	中粒	淡黄褐	29.1	526	25900	4780	1.93	67	13.6	0.09
長万部	二股川鉱山川前	1977	7.07	中粒	淡黄褐	26.9	149	23200	595	0.87	121	49.1	0.07
長万部	鉱山川未流	1977	7.07	中粒	淡黄褐	11.1	106	16700	264	0.29	61	25.3	0.06
精進川	上流	1977	9.27	中～粗粒	淡褐色	12.9	37	11800	95.6	0.63	11.9	7.29	0.68
精進川	未流	1977	9.27	中粒	黄褐	11.9	25	32100	78.1	0	7.7	5.51	0.43
銭亀沢	赤川上流	1977	10.25	細粒	淡黄褐	1100	1850	24800	1210	8.94	618	328	0.17
常盤松	赤川未流	1977	10.25	中粒	淡褐色	36.1	60	7800	407	0	5.7	17.9	1.12
常盤松	運賃川上流	1977	10.25	粗粒	淡黄褐	14.3	35	35500	188	0	8.4	232	1.63
釜栄	運賃川下流	1977	10.25	粗粒	灰藍	19.3	190	11700	425	0.49	15	2.3	0.02
釜栄	古部川上流	1977	10.25	中～粗粒	淡黄褐	72.1	251	22700	352	0.54	24.2	4.73	0.05
古部	古部川下流	1977	10.25	中粒	淡乳白	27.7	30	14000	91.7	0	12	71.9	0.77
古部	右沢上流	1977	7.29	中粒	淡黄褐色	25.2	31	32000	102	0	43	1380	0.62
虻田	左沢上流	1977	7.29	中粒	淡褐色	22.3	118	24700	234	0.28	14.4	3.13	0.1
虻田	赤川赤川橋	1977	7.29	細粒	淡黄褐	19.8	83	33600	444	0.18	8.6	7.97	0.6
徳舜別	長流川落合橋	1977	6.06	粗粒	淡黄褐	41.1	126	72000	75.1	0	59.6	22.5	1.49
徳舜別	長流川大成橋	1977	6.06	粗粒	淡灰	16.9	56	20900	134	0	6.1	4.05	0.03
徳舜別	紫明川支流上流	1977	6.06	中～粗粒	淡黄灰	18.8	54	22700	244	0	8.9	19.3	0.06
徳舜別	紫明川紫明橋	1977	6.06	粗粒	淡褐色	46.9	136	67800	249	0.18	11	68.4	0.04
伊達	気門別川上流	1977	7.28	粗粒	黄褐	43	197	92800	132	0	42	313	0.05
伊達	気門別川関内橋	1977	7.28	粗粒	淡黄褐	96.1	149	14600	267	0.33	57	72.1	0.56
仲洞爺	鉱山沢上流	1977	6.07	中粒	黄褐	103	498	11300	193	0.25	29	19.6	0.12
千歳	モッルン美笛川上流	1977	6.06	中～粗粒	淡褐色	23.4	312	35100	254	0.17	11	6.68	0.29
千歳	モッルン美笛川未流	1977	6.06	中粒	淡褐色	38.6	126	16600	434	0.26	8.6	36	0.13
千歳	美笛川上流	1977	6.06	中粒	淡褐色	30.6	64	23900	234	0	13	130	0.54
千歳	美笛川3沈後	1977	6.06	中～粗粒	淡褐色	19.2	152	16300	239	0	7.6	14.8	0.46
千歳	美笛川八千代橋	1977	6.06	中粒	淡褐色	30.9	187	15100	395	0.57	12	11.7	0.08
千歳		1977	6.06	中粒	淡褐色	25.9	242	13400	335	0.62	7.3	18.5	0.08
常盤松	赤井川上流	1978	11.08			45	69	-	-	0	6	7.6	0.6
常盤松	赤井川未流	1978	11.08			26	37	-	-	0	15	467	1.12
古部	古部川未流	1978	11.06			43	40	-	-	0	97		0.7

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
精進川	精進川上流	1978	7.12			24	62	-	-	0.17	13	7.28	0.23
精進川	精進川未流	1978	7.12			15	24	-	-	0	9.2	16.6	0.34
精進川	精進川未流	1978	11.08			14	23	-	-	0	9.2	17.4	0.31
八雲	鉛川上流	1978	7.12			10	73	-	-	0.23	51	8.94	0.25
八雲	鉛川鉱山沢未流	1978	7.12			26	494	-	-	1.43	64	12.3	0.09
長万部	二股川二股橋	1978	11.09			32	721	-	-	5.14	36	16.2	0.06
上国	石崎川河口	1978	79.3.06			22	136	-	-	0.28	20	7.36	0.06
倶知安	ワッカタサツブ川上流	1978	5.11			27	49	-	-	0	8.9	17.2	0.21
倶知安	ワッカタサツブ川白井川合流	1978	5.11			26	59	-	-	0	13	128	0.21
玉川	玉川上流	1978	5.31			37	286	-	-	0.95	151	5.59	0.05
玉川	玉川支流合流前	1978	5.31			331	203	-	-	1.02	171	6.69	0.06
轟	白井川銀橋	1978	8.07			28	110	-	-	0.49	17	15	0.06
大江	ボソ然別川鉱山下流	1978	8.08			820	10000	-	-	35.6	3130	56.9	-
稲倉石	稲倉石川未流	1978	8.08			64	1460	-	-	5.46	303	176	0.02
徳舜別	長流川清流橋	1978	6.13			17	58	-	-	0	9	9.27	0.06
徳舜別	長流川大成橋	1978	6.13			17	50	-	-	0	6	16.1	0.03
虻田	右沢上流	1978	6.14			14	45	-	-	0	4.4	1.26	0.03
虻田	左沢上流	1978	6.14			17	48	-	-	0.1	7.7	4.32	0.38
虻田	赤川橋	1978	6.14			21	57	-	-	0	8.9	135	1.02
伊達	気門別川関内橋	1978	7.11			56	74	-	-	0.17	16	7.84	0.08
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1978	6.13			30	66	-	-	0.1	13	13.5	0.25
精進川	折戸川折戸川橋	1979	7.26	細粒	黄褐色	16	45	37100	148	0.18	19	47	-
古部硫黄	古部川未流	1979	8.28	粗粒	黄褐色	31	44	38800	167	0.107	74.3	1780	0.5
八雲	鉛川支流合流前	1979	7.26	粗粒	黒褐色	23	264	25900	3200	0.49	29.7	11.4	0.15
長万部	鉱山沢未流	1979	7.26	粗粒	淡黄褐色	17	110	42100	633	0.23	179	50.3	0.07
長万部	二股川二股橋	1979	7.26	粗粒	褐灰色	33	664	29200	1180	4.37	24.4	15.2	0.06
日産戸井	戸井川未流	1979	8.28	中粒	褐灰色	9.1	65	27700	234	0.107	5.3	4.86	0.02
上国	石崎川未流	1979	7.25	中粒	滞緑暗灰色	24	132	29100	1510	0.29	19	17.3	0.04
玉川	玉川河口	1979	5.08	粗粒	褐灰色	205	225	30100	788	0.16	36	11.8	0.05
稲倉石	稲倉石川未流	1979	7.11	粗粒	黒褐色	70	1260	39700	28000	3.34	206	127	0.02
大江	ボソ然別川下流	1979	9.05	中粒	滞緑暗灰色	992	7000	48200	20600	27.6	1560	45.5	0.06
千歳	八千代橋	1979	7.26	中粒	褐灰色	78	171	19800	433	2.1	39	23.2	0.05
サンル	御車右股川未流	1979	6.27	中粒	褐色	2.9	31	23200	555	0.107	6.9	29	0.03
下川	ペンケ川1の沢	1979	6.27	中～粗粒	暗褐灰色	149	138	26800	255	0.107	8.8	4.79	0.01
下川	ペンケ川閘運橋	1979	6.27	中～粗粒	褐灰色	333	196	20800	300	0.12	10	3.89	0.04
下川	ペンケ川共和橋	1979	6.27	粗粒	褐灰色	112	131	11300	133	0.14	8.8	3.92	0.06
本庫	オフタルマナイ川下流	1979	9.11	粗粒	褐灰色	188	700	29100	1110	5.38	202	53.1	0.09
竜昇殿	豊盛川鉱山下流	1979	10.23	粗粒	褐灰色	30	60	12900	33.3	0.107	9.5	18.3	6.85
鴻之舞	もべつ川桜橋	1979	10.23	粗粒	褐灰色	19	87	20000	1070	0.2	29	27.7	0.13
イトムカ	無加川富士尻橋	1979	9.18	中粒	褐灰色	2.2	27	16200	197	0.107	6.5	3.55	18.1
北見	伊奈牛沢未流	1979	10.22	中粒	褐灰色	224	545	31800	622	1.05	206	34.2	0.55
伊達	気門別川閘内橋	1979	5.22	粗粒	褐灰色	77	44	8200	144	0.18	14	18.9	0.03
虻田	赤川橋	1979	5.22	中粒	黄褐色	9	26	27200	158	0.107	6.5	13.6	0.47
徳舜別	長流川大成橋	1979	6.06	粗粒	褐灰色	8.2	22	16000	113	0.107	11	30.3	0.15
徳舜別	紫明川紫明橋	1979	6.06	中～粗粒	淡茶褐色	27	26	77700	120	0.107	26	258	0.04
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1979	9.26	粗粒	黄褐色	21	24	39400	103	0.107	29	367	1.3
南白老バラ	白老川森野橋	1979	6.05	粗粒	淡黄褐色	7.5	16	16000	113	0.1>	6.9	48	0.04
南白老バラ	白老川バライト下流	1979	6.05	中～粗粒	褐灰色	53	86	21400	261	0.29	13.7	30.1	0.39

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
千歳	美笛川八千代橋	1980	10.28	細～中粒	淡黄灰白色	16	65	27300	322	0.29	8.2	10.9	0.07
銭亀沢	ボンビの沢未流	1980	9.04		淡褐灰色	1360	3060	21400	3040	16.6	950	62.3	0.11
精進川	未流	1980	8.19	粗粒	茶褐色	23	25	52000	149	0.1>	19	62.7	0.46
長万部	二股川二股橋	1980	8.02	細～中粒	淡褐灰色	54	1480	41300	1650	11.2	80	45.3	0.09
上国	石崎橋	1980	9.03	細～中粒	淡褐灰色	24	125	30000	1470	0.37	34	16.3	0.1
国富	島付内川島付内橋	1980	9.17	粗粒	褐灰黑色	1340	14800	135000	659	7.33	1720	255	0.03
玉川	玉川、玉川橋	1980	6.16	粗粒	茶褐色	179	255	34100	620	0.77	76	29.9	0.06
稲倉石	稲倉石川未流	1980	6.17	粗粒	黒褐色	84	919	34100	27800	3.07	349	291	0.09
余市	湯内川湯内橋	1980	6.17	中～粗粒	淡茶褐色	247	538	55700	863	1.63	199	30.6	-
大江	ボン然別川鉱山下流	1980	6.17	中粒	淡黄褐色	99	1430	28000	6120	5.33	533	24.1	0.07
轟	白井川銀橋	1980	9.17	中～粗粒	淡褐灰色	23	104	28300	366	0.52	17	11	-
下川	ペンケ川共和橋	1980	10.08	細～中粒	淡褐灰色	232	347	22700	220	0.45	9.8	5.36	0.07
サンル	御車右股川未流	1980	10.08	粗～中粒	淡褐灰色	12	64	32000	565	0.13	11	39	0.16
本庫	オファンタルマナイ川下流	1980	10.08	中粒	淡黄褐色	126	609	38900	541	4.53	277	72.4	0.33
竜昇殿	豊盛川蛭雪橋	1980	9.09	細粒	暗黄灰色	23	77	29300	212	0.1>	12	10.2	4
鴻之舞	もべつ川至生橋	1980	10.08	中～粗粒	黒褐色	9.1	82	20800	3500	0.13	8.2	28	0.14
イトムカ	無加川富士見橋	1980	9.17	中粒	淡褐灰色	7.5	52	24000	510	0.11	9	10	2.24
北見	伊奈牛沢未流	1980	10.07	細～中粒	淡茶褐色	1560	1320	73300	530	2	462	45	0.7
伊達	気門別川菌内橋	1980	10.07	粗粒	褐灰色	163	56	20000	276	0.15	28	23	0.05
虹田	赤川橋	1980	10.29	細～中粒	淡黄褐色	32	53	64000	196	0.11	29	67.7	2.04
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1980	10.07	粗粒	茶褐色	31	33	45300	157	0.1>	28	287	0.68
南白老バラ	白老川白老橋	1980	10.28	中～粗粒	淡褐灰、白色	31	56	21900	243	0.21	14	13.3	0.15
千歳	美笛川八千代橋	1981	11.04	細～中粒	淡褐灰色	23	95	25900	663	0.56	41	13.6	0.05
精進川	未流	1981	7.08	中～粗粒	淡黄褐色	21	62	76000	495	0.1>	22	82.8	0.14
長万部	二股川二股橋	1981	9.25	細～中粒	淡褐灰色	37	758	37400	1200	4.05	68	54.6	0.07
古部硫黄	古部川新世橋	1981	10.08	中粒	淡褐灰色	73	47	42000	268	0.12	62	654	0.19
上国	石崎橋	1981	10.07	細～中粒	淡褐灰色	25	142	36000	2160	0.34	28	14.6	0.03
大江	ボン然別川鉱山下流	1981	9.09	中粒	淡褐灰色	324	4400	43100	29300	18.8	2380	75.6	0.07
稲倉石	稲倉石川未流	1981	9.01	中～粗粒	黒褐色	169	2360	39000	28000	4.39	399	119	0.03
玉川	玉川、玉川橋	1981	12.01	中～粗粒	淡黄褐色	182	203	32200	683	0.47	44	14.7	0.02
寿都	神社の沢未流	1981	5.11	細～粗粒	淡黄褐色	55	932	59700	683	1.33	133	35.8	0.06
余市	湯内川湯内橋	1981	9.1	中～粗粒	淡褐灰色	276	818	44800	951	2.49	255	20.7	0.04
国富	島付内川国道橋	1981	9.08	中粒	淡褐灰色	507	2440	43700	1510	5.74	411	117	0.12
下川	ペンケ川共和橋	1981	10.2	細～中粒	淡褐灰色	124	273	31300	712	0.21	13	5.13	0.06
サンル	1 2 線沢未流	1981	10.2	中～粗粒	淡褐灰色	8	79	25300	561	0.14	7.8	20.8	0.11
本庫	オファンタルマナイ川楓橋	1981	10.21	中粒	淡褐灰色	182	800	33800	1170	5.84	375	52.3	0.3
イトムカ	無加川富士見橋	1981	9.09	中～粗粒	淡灰色	4.9	47	22400	356	0.1>	6	5.42	1.27
北見	伊奈牛沢未流	1981	10.19	中～粗粒	淡褐灰色	471	937	40400	1110	2.45	454	115	0.25
竜昇殿	豊盛川蛭雪橋	1981	10.13	細～中粒	淡褐灰色	32	88	35200	639	0.2	19	9.74	11.2
鴻之舞	もべつ川桜橋	1981	10.2	細～粗粒	淡黄褐色	23	169	29600	1720	0.17	44	29.1	0.2
鴻之舞	マンガンバンド	1981	10.2	細～粗粒	黒褐色	-	-	20200	146000	-	-	-	-
鴻之舞	浸出水付近	1981	10.2	中～粗粒	淡褐灰色	-	-	28200	732	-	-	-	-
鴻之舞	浸出水付近	1981	10.2	粗粒	黄褐色	-	-	238000	1910	-	-	-	-
南白老バラ	白老川バライト下流	1981	8.17	中～粗粒	灰白色	8.7	22	9580	137	0.1>	82	2.71	0.02
伊達	気門別川菌内橋	1981	12.03	中～粗粒	淡褐灰色	138	68	26300	417	0.17	16	4.73	0.05
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1981	10.12	細～粗粒	淡黄褐色	28	38	39900	244	0.2	21	14.8	0.31
虹田	赤川橋	1981	8.18	中～粗粒	淡黄褐色	30	94	68600	439	0.16	22	28.4	0.53

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
徳舜別	紫明川紫明橋	1981	7.22	細～粗粒	黄褐色	35	53	175000	293	0.24	35	234	0.04
千歳	八千代橋	1982	6.22	中粒	淡褐灰色	24	100	26600	701	0.34	10	18.8	0.05
精進川	折戸川橋	1982	6.8	中～粗粒	淡褐灰色	4.2	48	50600	484	0.1>	6.3	13.7	0.02
精進川	折戸川橋	1982	11.15	細～中粒	淡黄褐色	41	56	60800	135	1.45	96	137	0.24
銭亀沢	ボソビの沢未流	1982	9.01	中粒	淡褐灰色	992	1780	29400	1130	7.15	557	112	0.17
二股川	二股川橋	1982	6.9	中粒	淡黄褐色	42	873	36800	1310	6.51	64	21.6	0.08
古万部	旭橋	1982	11.15	細～中粒	淡褐灰色	34	457	41000	488	3.31	64	22.9	0.08
長万部	新世橋	1982	9.1	細～中粒	淡乳灰色	50	33	48000	178	0.1>	71	20.20	0.52
上国	石崎川農業用水取水点	1982	10.04	粗粒	淡褐灰色	21	90	35200	1370	0.21	20	10.2	0.03
国富	島付内川国道橋	1982	5.25	中～粗粒	淡褐灰色	400	2180	47400	1710	5.01	308	55.5	0.16
国富	堀株川国富頭首工	1982	9.02	中～粗粒	淡褐灰色	128	952	35200	1080	2.67	167	31.9	0.06
寿都石	稲倉石川未流	1982	7.21	粗粒	淡黒褐色	127	1710	45400	47600	4.48	435	211	0.04
寿都	神社の沢未流	1982	5.24	細～中粒	黄褐色	54	718	82200	252	1.44	212	33.1	0.07
余市	湯内川湯内橋	1982	7.21	中～粗粒	淡黄褐色	549	1230	41000	1000	3.73	261	24.4	0.05
大江	ボン然別川鉱山下流	1982	7.2	細～中粒	淡乳灰色	96	2180	51200	92000	8.64	957	18.3	0.03
轟	白井川銀橋	1982	12.03	中～粗粒	淡褐灰色	32	268	59800	677	1.41	21	16.9	0.07
下川	ペンケ川共和橋	1982	7.06	細粒	淡灰色	204	273	35200	538	0.3	18	5.47	0.09
サナル	1 2 緑沢三輪橋	1982	7.06	中～粗粒	淡濁灰色	8.5	56	26600	639	0.107	7.7	21.2	0.15
本庫	木ヶ野々川橋	1982	7.07	中～粗粒	淡濁灰色	212	927	28200	861	6.29	334	65.5	0.27
鴻之舞	もべつ川桜橋	1982	10.26	中～粗粒	淡褐灰色	14	109	28200	3720	0.14	33	38.8	0.27
北原	伊盛牛沢未流	1982	10.25	中～粗粒	淡黄褐色	328	836	38400	1100	1.76	322	41.2	0.83
竜昇殿	豊盛川雪橋	1982	10.25	細～中粒	淡褐灰色	19	70	27200	294	0.1>	11	6.34	6
イトムカ	無加川富士原橋	1982	8.03	中～粗粒	淡褐灰色	4.8	43	30400	428	0.1>	5.2	3.89	3.2
伊達	気門別川館山橋	1982	8.06	細～中粒	淡灰色	31	70	21400	449	0.23	11	8.54	0.04
幌別硫黄	弁景橋	1982	6.23	中～粗粒	淡黄色褐色	25	56	55000	368	0.1>	18	145	0.47
南日老バラ	赤川橋	1982	8.18	中～粗粒	淡褐灰色	67	105	35200	422	0.58	25	18.3	0.28
虹田	長流川大成橋	1982	8.16	細～中粒	淡黄褐色	23	49	58200	310	0.1>	17	23.2	0.94
徳舜別	長流川大成橋	1982	6.22	中～粗粒	淡褐灰色	20	46	24600	298	0.1>	9.4	13.3	0.04
千歳	八千代橋	1983	9.26	粗粒	淡褐灰色	15	122	33300	807	0.21	7	11.2	0.02
銭亀沢	ボソビの沢未流	1983	8.09	細粒	黒褐色	3610	4050	78100	1340	25.8	1090	82.9	0.13
精進川	折戸川橋	1983	10.27	細～中粒砂	淡褐灰色	9	38	34200	284	0.1>	7	6.9	0.02
日産戸井	弁才橋	1983	10.26	細粒	淡褐灰色	10	56	16900	244	0.14	4	6.8	0.03
常盤松	赤井橋	1983	10.26	粗粒	淡茶褐色	34	58	69200	604	0.32	17	546	1.14
古部硫黄	古部川新世橋	1983	10.26	細～粗粒	淡黄褐色	59	50	54400	578	<0.1	12	69.1	0.05
長万部	二股橋	1983	8.1	粗粒	淡褐灰色	24	696	34800	1190	3.86	27	8.2	0.04
長万部	旭橋	1983	8.1	細粒	淡褐灰色	10	191	28800	567	0.59	16	9.3	0.03
上国	石崎川農業用水取水口	1983	8.08	細粒	淡褐灰色	17	134	43700	1750	0.2	14	8.3	0.02
寿都	神社の川未流	1983	8.31	中粒	淡褐灰色	32	1520	47900	655	2.09	85	5.1	0.02
国富	島付内川国道橋	1983	11.01	細～粗粒	淡褐灰色	1830	8120	61500	1560	7.65	500	28.2	0.11
玉川	五川橋	1983	9.01	粗粒	淡茶褐色	73	207	45400	1260	0.39	20	9.7	0.01
稲倉石	稲倉石川未流	1983	8.31	粗粒	黒褐色	54	1270	40200	45100	4	260	119	0.02
大江	ボン然別川鉱山下流	1983	9.01	細粒	帯緑暗灰色	1040	11200	55800	68200	23.9	1800	62.1	0.09
余市	湯内川湯内橋	1983	7.26	細粒	淡褐灰色	1710	1400	45200	1220	3.86	226	5.8	0.02
轟	白井川銀橋	1983	7.25	粗粒	淡暗褐灰色	26	266	33100	790	1	20	6.8	0.06
下川	ペンケ川共和橋	1983	10.17	細～中粒砂	淡褐灰色	58	230	32900	986	0.2	2	3.7	0.04
本庫	木ヶ野々川橋	1983	6.29	中粒	淡茶褐色	110	668	31300	1040	2.38	297	41.1	0.05
鴻之舞	もべつ川桜橋	1983	1018	中粒	淡茶褐色	17	186	32300	5690	0.18	15	10.1	0.22

鉱山名	地点名	年度	月日	外觀	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
竜昇殿	豊盛川雪室橋	1983	7.19	細粒	暗緑灰色	22	76	30800	660	0.1	10	9.8	8.49
イトムカ	無加川富士見橋	1983	7.19	細～中粒	淡褐灰色	6	47	21500	417	0.14	6	4.4	5.6
北見	伊奈牛沢末流	1983	6.27	粗粒	淡茶褐色	266	1210	40000	1290	1.27	263	17.5	0.25
伊達	気門別川関内橋	1983	7.12	中粒	淡褐灰色	28	65	27300	517	0.21	12	11.4	0.05
伊達	気門別川館山橋	1983	7.12	中粒	淡褐灰色	20	56	27700	517	<0.1	4	1.5	0.03
虹田	赤川橋	1983	9.26	細～中粒	淡茶褐色	27	50	61000	395	<0.1	14	21.5	0.82
徳舜別	長流川大成橋	1983	7.11	中粒	淡茶褐色	17	52	30800	436	<0.1	4	7.7	0.03
阿寒硫黄	39 纒沢末流	1983	11.29	中～細粒	淡褐灰色	146	118	33500	430	1.72	16	10.6	0.1
銭亀沢	ボンビの沢末流	1984	6.05	細粒	黒褐色	1250	1520	40400	2880	7.72	716	109	0.06
精進川	折戸川橋	1984	10.18	細粒	淡褐灰色	10.3	52	39600	368	<0.1	6.6	5.2	0.01
常盤松	赤井橋	1984	10.17	中～細粒	淡茶褐色	28.4	56	33700	659	0.18	7.9	1340	0.22
古部硫黄	古部川新世橋	1984	10.17	細～中粒	淡黄褐色	53.9	34	40200	32	<0.1	16	331	0.08
長万部	旭橋	1984	6.04	細粒	淡褐灰色	18.3	180	32500	550	0.44	20.1	8.7	0.02
上国	石崎川農業用水取水口	1984	8.2	細粒	淡褐灰色	19.5	190	33500	4500	0.4	34.5	24.4	0.02
桂岡	厚志内川末流	1984	8.2	細粒	淡褐色	154	610	43300	1920	6.95	38.3	20.5	0.02
春都	神社の川末流	1984	5.15	中～細粒	淡褐色灰色	29.5	590	45100	664	0.99	108	16.1	0.01
国富	堀株川国富頭首工	1984	5.16	中～細粒	淡褐灰色	140	1360	32800	951	1.84	212	24.6	0.02
余市	湯内川湯内橋	1984	9.03	中粒	淡褐灰色	373	1080	32900	1750	2.98	141	16.7	0.02
本庫	町ツカガリ川橋	1984	6.19	細粒	淡褐灰色	171	626	29700	986	4.17	294	49.2	0.07
鴻之舞	もべつ川桜橋	1984	10.02	中粒	淡褐灰色	9.7	130	26100	4320	0.12	29.8	23.7	0.17
イトムカ	無加川富士見橋	1984	8.06	中粒	淡褐灰色	3.4	36	15700	540	0.22	6.7	2.7	1.25
沼の上	ツカガリ川	1984	10.02	中～粗粒	淡黄褐色	2.3	24	8500	347	0.16	9	9.1	0.04
伊達	気門別川関内橋	1984	7.24	中粒	淡褐灰色	23.7	124	67700	744	0.47	21.6	18.1	0.01
伊達	気門別川館山橋	1984	7.24	中粒	淡褐灰色	20.7	56	30800	565	0.22	9.9	8.3	0.03
虹田	赤川橋	1984	9.19	細～中粒	淡褐灰色	22.2	60	63600	427	<0.1	18.9	31.9	0.77
徳舜別	長流川大成橋	1984	7.25	細～中粒	淡褐灰～黒色	14.2	52	34900	437	0.12	10.8	3.8	0.02
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1984	9.18	中～粗粒	淡茶褐色	29.9	29	36200	293	<0.1	18.5	183	0.19
南白老パライ	白老川パライト下流	1984	11.26	中～粗粒	淡褐色灰色	114	103	35100	416	0.71	22	12.3	0.12
仲洞爺	鉱山沢末流	1984	9.18	細～中粒	茶褐色	16	14	318000	34.7	0.41	12.4	256	0.02
阿寒硫黄	39 纒沢	1984	7.1	細粒	黒灰色	13	26	31600	336	<0.1	3.2	13.4	0.15
日鉄銭亀沢	ボンビの沢末流	1985	10.15	細～中粒砂	黒褐色	950	1720	90400	1840	3.94	461	114	0.06
精進川	折戸川折戸川橋	1985	10.16	細～中粒砂	淡茶褐色	7.7	34	48500	390	<0.1	16.6	41.7	0.01
日産戸井	戸井川弁才橋	1985	10.16	中粒砂～礫	淡褐灰色	28.8	147	40900	572	<0.1	21.2	4.3	0.02
常盤松	赤井川赤井橋	1985	10.16	中粒砂	淡茶褐色	28.1	62	75700	666	<0.1	14.3	242	0.43
古部硫黄	古部川新世橋	1985	8.06	細粒砂	黄白色	44.5	30	48800	334	<0.1	13	627	0.09
長万部	長万部旭橋	1985	6.12	細粒砂	淡褐灰色	25.3	220	37300	620	0.61	30.2	8.5	0.03
恵山	白い浜川7号橋	1985	8.06	細～中粒砂	淡黄白色	8.5	17	32500	138	<0.1	10.3	247	0.43
寿都	神社の川末流	1985	7.09	細～中粒砂	淡茶褐色	38	744	45000	687	2.09	54.4	8.5	0.02
国富鉱山	堀株川国富頭首工	1985	9.17	中粒砂～礫	淡褐灰色	115	1610	39500	969	1.26	190	25.8	0.01
玉川	玉川玉川橋	1985	7.09	中粒砂	淡茶褐色	42.5	147	38000	544	<0.1	23.1	13.5	0.01
余市	湯内川湯内橋	1985	7.1	中粒砂	淡茶褐色	418	1300	41300	2410	1.29	121	119	0.01
喜茂別	赤井川末流	1985	11.06	中粒砂～礫	茶褐色	18.7	50	68800	525	<0.1	25	712	0.06
大江	ボン然川鉱山下流	1985	9.18	細～中粒砂	淡茶褐色	132	3360	57000	23600	13.6	1900	70.3	0.01
稻倉石	稲倉石川末流	1985	9.18	中粒砂	黒灰色	53.9	551	33100	18600	<0.1	194	86.4	0.02
下川	ペンケ川共和橋	1985	9.3	中粒砂	褐灰色	59.1	356	29400	1120	<0.1	6.8	2.3	0.01
本庫	町ツカガリ川橋	1985	6.25	細粒砂～礫	淡褐灰色	100	553	37300	946	1.42	173	30.7	0.04
鴻之舞	もべつ川桜橋	1985	8.19	細～中粒砂	淡褐灰色	12.9	156	31100	4870	<0.1	23.4	23.8	0.07

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
イトムカ	無加川富士見橋	1985	9.11	細～中粒砂	淡褐色	4	33	19700	70.5	<0.1	4.6	1.8	0.82
北見	伊奈牛沢未流	1985	6.27	細～中粒砂	茶褐色	266	703	48500	1200	1.26	189	28.8	0.15
伊達	気門別川館山橋	1985	7.08	細粒砂	淡灰色	18.1	48	27100	624	<0.1	6.2	2.6	0.01
虻田	赤川橋	1985	7.08	細～中粒砂	淡茶褐色	23.9	52	64800	388	<0.1	19.3	18.4	0.25
徳舜別	長流川大成橋	1985	11.06	細～中粒砂	淡茶褐色	11.7	45	34900	635	<0.1	7.9	16.7	0.01
阿寒硫黄	39線沢未流	1985	9.05	細粒砂	灰色	11.6	14	25700	306	<0.1	3.2	6.8	0.15
日鉄銭亀沢	ボソビの沢未流	1986	6.1	極細粘土～シ	黒色	499	861	29800	1190	5.85	360	31.1	0.2
鶴野	宮の川中村橋	1986	6.1	細～中粒砂	暗褐色	12	104	22100	512	0.7	13.5	2.2	0.01
精進川	折戸川橋	1986	10.21	中～粗粒砂	茶褐色	6	14	27600	146	0.1	17.7	38.1	0.23
日産戸井	戸井川弁才橋	1986	10.21	中～粗粒砂	淡褐色	24.5	190	41000	855	0.29	27.9	7.4	0.06
長万部	長万部川旭橋	1986	10.22	中～粗粒砂～礫	淡褐色	8.9	112	21400	503	0.4	28.5	5.5	0.04
千歳	美田川八千代橋	1986	9.08	細～粗粒砂	暗褐色	14.6	100	31300	898	0.54	16.8	17.4	0.07
寿都	神社の川未流	1986	7.22	細～中粒シルト	黒灰色	65	646	36600	746	1.14	80.4	9.7	0.09
余市	湯内橋	1986	11.2	中粒砂	淡褐色	264	846	35700	1230	2.09	352	15.5	0.08
大江	ボソ然別川鉱山下流	1986	9.01	細粒シルト～砂	暗褐色	331	3660	44700	17500	11.8	2280	49.4	0.27
本庄	わがわが川橋	1986	6.25	粗粒砂～礫	淡褐色	72.9	596	32500	1080	3.95	336	44.4	0.26
鴻之舞	モベツ川桜橋	1986	6.24	細～中粒砂	淡褐色	14.3	139	26700	4860	0.24	30	25.2	0.28
イトムカ	無加川富士見橋	1986	7.21	細～中粒シルト	暗褐色	3.6	41	17500	710	0.24	13.8	3.4	0.07
伊達	気門別川藪内橋	1986	7.08	細～中粒砂	暗灰色	66.2	70	21800	525	0.32	17.4	12.7	0.56
伊達	気門別川館山橋	1986	7.08	細～中粒砂	暗灰色	24.8	80	30100	545	0.29	13.8	5.3	0.04
虻田	赤川橋	1986	7.08	細粒シルト～砂	淡褐色～暗灰色	19.9	58	61000	506	<0.1	18.3	12.7	1.58
幌別硫黄	弁景橋	1986	11.18	細～粗粒砂	淡褐色	17.9	42	50300	371	<0.1	23.4	270	0.94
南白老	白老川御料地橋	1986	11.17	細～中粒砂	暗黄褐色	21.5	68	16700	438	0.7	15.3	12.6	0.35
阿寒硫黄	39線沢白水橋	1986	9.25	細～中粒砂	淡褐色	7.5	10	12400	101	<0.1	12	6.4	0.41
千歳	美田川八千代橋	1987	9.16	中粒砂～礫	淡褐色	29.6	132	28900	1210	0.53	5.9	42.6	0.1
精進川	精進川未流	1987	6.08	中～粗粒砂	淡茶褐色	14.3	28	44600	192	0.04	15.6	96.6	0.4
精進川	折戸川折戸橋	1987	6.08	細粒砂～礫	茶褐色	11.3	46	90100	554	0.04	13.2	100	0.12
古部硫黄	古部川新世橋	1987	10.26	細～中粒砂	淡褐色	44.4	26	35000	223	0.06	55.9	2030	0.53
長万部	長万部川旭橋	1987	6.09	シルト～細粒砂	淡褐色	29.6	687	37700	756	3.51	59.4	33.1	0.2
日鉄銭亀沢	ボソビの沢未流	1987	8.11	細粒砂～礫	暗褐色	1500	2370	33000	3030	8.76	371	157	0.26
日産戸井	戸井川弁才橋	1987	8.1	中粒砂～礫	淡褐色	14.3	152	33100	581	0.04	13.2	7.7	0.03
常盤松	赤井川赤井橋	1987	10.27	細～中粒砂	淡褐色	33.1	65	110000	811	0.06	8.9	621	1.76
鶴野	宮の川中村橋	1987	8.11	細～粗粒砂	淡褐色	6.7	142	85900	1040	0.06	1.7	1.93	0.02
上国	石崎川農業用水取水口	1987	8.11	細～粗粒砂	淡褐色	12	152	33300	3090	0.29	10.8	19.7	0.05
玉川	玉川玉川橋	1987	5.25	中粒砂～礫	茶褐色	110	293	101000	1270	0.53	25.2	65.5	0.59
余市	湯内川湯内橋	1987	7.07	中粒砂	淡茶褐色	523	1130	37400	1770	3.26	132	28.8	0.12
大江	ボソ然別川鉱山下流	1987	7.07	細～粗粒砂	淡褐色	109	1290	34100	12100	4.14	445	30.7	0.12
寿都	神社の川未流	1987	5.25	細～中粒砂	淡褐色	9	191	28000	967	0.04	25.2	5.18	0.08
国富	姫株川富頭首工	1987	7.06	中粒砂～礫	淡褐色	789	8720	95500	1920	1.91	988	39.2	0.04
鴻之舞	モベツ川桜橋	1987	7.21	中粒砂～礫	淡褐色	12	101	25900	7210	0.08	11.9	32.1	0.31
イトムカ	無加川富士見橋	1987	7.22	細～中粒砂	淡褐色	4.5	53	21200	664	0.04	3.5	3.13	4.91
北見	井奈牛沢未流	1987	7.21	中粒砂～礫	淡茶褐色	488	1270	36000	1890	1.77	176	41.7	0.38
伊達	気門別川藪内橋	1987	6.29	細粒砂～礫	淡褐色	72.5	95	23700	584	0.29	8.3	9.21	0.18
伊達	気門別川館山橋	1987	6.29	中粒砂	淡褐色	15.1	71	25800	404	0.04	1.1	6.02	0.04
虻田	赤川赤川橋	1987	6.29	シルト	淡茶褐色	44.7	113	46900	397	0.04	13.2	31.6	2
徳舜別	長流川大成橋	1987	9.16	細粒砂	淡褐色	14.3	51	31500	575	0.04	3.5	30.7	0.24
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1987	11.11	中粒砂	淡茶褐色	19.2	32	41900	354	0.06	8.9	251	0.48

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
南老バラ	白老川御料地橋	1987	11.09	中粒砂～礫	淡褐灰色	23.7	142	116000	912	0.43	1.7	16.2	0.06
阿寒硫黄	3.9線沢白水橋	1987	9.09	細粒砂	淡褐色	10.5	28	30800	740	0.04	1.1	13.8	0.81
千歳	美笛川八千代橋	1988	9.26	細～粗粒砂	暗褐色	15.3	76	17100	458	0.05	6.6	15.7	0.07
精進川	折戸川折戸川橋	1988	11.28	細～中粒砂	暗茶褐色	9	82	91300	568	0.05	22.2	84.9	0.24
古部硫黄	古部川新世橋	1988	11.29	シルト～中粒砂	淡黄灰色	19.6	44	57600	336	0.05	93.4	1900	0.84
長万部	長万部旭橋	1988	8.03	細～中粒砂	淡褐色	12.5	160	30800	580	0.15	19.2	9.7	0.08
日鉄銭亀沢	ボソビの沢未流	1988	6.08	粘土～シルト	黒褐色	4000	1990	68000	1570	8.28	887	48.4	0.28
日産戸井	戸井川弁才橋	1988	11.29	シルト～細粒砂	黒灰色	15	131	97100	712	0.04	6.9	3.2	0.01
鶴野	宮の川中村橋	1988		細～中粒砂	暗褐色	41	340	15800	872	2.32	12.6	3.7	0.07
上国	石崎川農業用水取水口	1988	8.01	細粒砂	淡黄灰色	15.7	152	38700	2960	0.15	21.6	17.4	0.07
玉川	玉川橋	1988	7.05	中粒砂	暗茶褐色	111	250	36300	1370	0.1	29.4	18.6	0.05
寿都	湯内川湯内橋	1988	7.06	中粒砂	暗茶褐色	283	757	41900	1290	2.14	156	23.9	0.08
寿都	神社の川未流	1988	9.12	シルト～中粒砂	淡黄褐色	70.7	1210	52800	428	2.03	175	21.1	0.08
国富	姫株川国富頭首工	1988	9.13	細～中粒砂	淡黄灰色	49.2	811	49200	910	1.11	87.4	16.2	0.02
本庫	木ノ外々川楳橋	1988	10.25	中粒砂～礫	淡茶褐色	145	929	37200	961	3.91	255	51.3	0.28
鴻之舞	モベツ川楳橋	1988	7.13	中～粗粒砂	暗褐色	16.5	135	26400	3120	0.05	26.1	31.5	0.2
イトムカ	無加川富士見橋	1988	9.19	中粒砂	淡褐色	3.4	54	11800	667	0.05	5.2	3.6	6.15
伊達	気門別川関内橋	1988	9.29	シルト～粗粒砂	淡褐色	77.3	92	24800	525	0.15	14.4	10.3	0.11
伊達	気門別川龍山橋	1988	9.29	シルト～粗粒砂	淡褐色	35.1	102	23400	497	0.05	9.6	8.1	0.05
虻田	赤川赤川橋	1988	7.11	シルト～細粒砂	暗黄灰色	21	52	39200	371	0.04	9	11.3	0.53
幌別硫黄	弁景川弁景橋	1988	11.17	中～粗粒砂	淡茶褐色	15.2	37	45400	241	0.04	15.6	333	0.53
南老バラ	白老川御料地橋	1988	11.14	中粒砂	淡褐色	18.1	94	34000	344	0.05	6.9	14.8	0.07
阿寒硫黄	3.9線沢白水橋	1988	7.19	シルト～細粒砂	淡黄灰色	8.9	8	17000	127	0.04	5.7	10.2	0.79
精進川	折戸川橋	1989	10.31	細～中粒砂	暗褐色	9.5	43	39800	324	<0.05	16.8	65.5	0.07
長万部	旭橋	1989	6.21	シルト～細粒砂	暗灰色	10.3	282	29800	429	0.98	26.1	17.4	0.1
日鉄銭亀沢	ボソビの沢未流	1989	6.19	粘土～細粒砂	黒褐色	1800	781	162000	549	2.7	449	30.1	0.13
日産戸井	弁才橋	1989	10.3	中粒砂～礫	暗黒灰色	15	144	30800	512	<0.05	20.9	6.79	0.03
鶴野	中村橋	1989	6.19	粘土～細粒砂	黒褐色	46	736	25200	1250	5	18.7	2.92	0.05
日鉄桂阿	厚志内川農取	1989	5.08	細～中粒砂	淡褐色	58.8	678	34200	1510	3.4	26.1	15.5	0.03
上国	石崎川農取口	1989	7.31	細～中粒砂	暗褐色	23.9	196	32200	4900	0.44	23.9	16.5	0.03
玉川	玉川橋	1989	5.22	中粒砂～礫	暗褐色	76.6	209	42800	783	0.27	27.6	19.3	0.12
余市	湯内橋	1989	9.12	細～中粒砂	暗褐色	528	1100	36500	2370	3.6	187	22.5	0.13
寿都	神社の川未流	1989	5.22	細～中粒砂	暗茶褐色	140	1920	58600	528	3.9	70.7	23	0.06
大江	ボソ燃別川下流	1989	7.11	細粒砂～礫	淡黄灰色	104	1700	37000	8440	5.8	768	34.4	0.09
稻倉石	稻倉石川未流	1989	7.11	シルト～礫	灰色	59.8	1080	28500	21500	1.7	152	39.2	0.05
下川	共和橋	1989	10.02	中粒砂～礫	暗褐色	23.9	231	18000	908	<0.05	3.9	2.53	0.04
本庫	楓橋	1989	10.03	中粒砂～礫	淡黄褐色	79.2	717	25500	1090	3.5	166	61.8	0.26
鴻之舞	桜橋	1989	10.04	中粒砂	淡褐色	10	159	19900	2870	<0.05	31.9	23.1	0.2
イトムカ	富士見橋	1989	10.04	細～中粒砂	暗褐色	3.2	37	14600	459	<0.05	2.1	3.6	5.07
伊達	関内橋	1989	9.28	細～中粒砂	暗褐色	35	68	17200	472	<0.05	8.3	15.2	0.07
伊達	館山橋	1989	9.28	中粒砂	暗褐色	23.1	58	15200	434	<0.05	3	6.5	0.05
虻田	赤川橋	1989	6.26	シルト～細粒砂	暗褐色	26.3	67	37400	396	<0.05	12.2	14.5	0.56
幌別硫黄	弁景橋	1989	11.15	中～粗粒砂	淡茶褐色	14.4	41	27500	299	<0.05	14.2	196	0.51
南老バラ	御料地橋	1989	11.06	細～中粒砂	淡褐色	10	81	24000	366	<0.05	5.2	12	0.04
阿寒硫黄	白水橋	1989	8.21	シルト～細粒砂	暗褐色	11.7	15	13000	112	<0.05	1.2	7.5	0.63
精進川	折戸川橋	1990	10.31	シルト～細粒砂	暗褐色	14.5	36	70900	271	<0.05	34	163	0.26

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
長万部	二股橋	1990	6.06	中粒砂-礫	淡茶褐色	15.9	577	35900	1400	3.64	36.7	14.5	0.41
長万部	旭橋	1990	6.06	シルト-細粒砂	暗黄灰色	15.8	378	53200	675	1.23	37.8	14.6	0.14
日鉄鉄壱沢赤光の沢未流		1990	6.05	粘土-シルト	暗褐色	3120	1140	73800	2060	7.6	673	58	0.18
日産戸井	弁才橋	1990	10.3	細粒砂	暗黒灰色	9.7	80	34900	298	<0.05	6	5.4	0.03
鶴野	中村橋	1990	6.05	細-中粒砂	暗黒灰色	22.1	163	13200	462	0.48	7.9	1.68	0.03
日鉄桂岡	厚志内川農取	1990	8.2	中粒砂	淡茶褐色	37.5	387	28400	1120	1.8	18.5	11.1	0.04
上国	石崎川国道橋	1990	8.2	中粒砂	淡茶褐色	6.3	53	22800	3340	<0.05	7.5	13.6	0.04
玉川	玉川橋	1990	7.02	細-中粒砂	暗茶褐色	55.3	163	29600	869	0.26	20.1	11.8	0.07
余市	湯内橋	1990	9.11	細-粗粒砂	暗茶褐色	367	1210	42000	2930	3.9	134	16.7	0.1
寿都	神社の川未流	1990	9.1	細-粗粒砂	黒褐色	22	934	55500	438	1.14	243	25.7	0.12
稲倉石	稲倉石川未流	1990	9.11	細-中粒砂	暗黒灰色	26.4	411	31000	13000	0.41	108	27.6	0.04
サンル	三輪橋	1990	10.01	細-中粒砂	暗黄灰色	4.3	40	22300	363	<0.05	5.7	7.3	0.1
本庫	楓橋	1990	10.02	中粒砂-礫	淡茶褐色	94.9	736	36700	1110	4.62	184	70	0.27
鴻之舞	桜橋	1990	10.03	細-中粒砂	淡褐色	12.9	115	25800	1790	<0.05	23.8	26.5	0.22
イトムカ	富士見橋	1990	10.15	細-中粒砂	暗褐色	3.4	40	15700	470	0.15	3.7	2.25	4.28
伊達	館山橋	1990	8.22	中粒砂	暗褐色	26.4	63	31300	533	<0.05	6.9	4.82	0.09
虹野	赤川橋	1990	7.09	シルト-細粒砂	黒灰色	40.4	74	74400	402	<0.05	13.3	13.6	0.66
幌別硫黄	弁景橋	1990	11.2	細-中粒砂	淡黄褐色	12.7	38	38300	288	<0.05	12.6	167	0.51
南白老バラ御料地橋		1990	10.16	中粒砂-礫	暗黒灰色	12.6	62	35100	344	<0.05	4.7	8.87	0.02
阿寒硫黄	白水橋	1990	9.18	細-中粒砂	淡黒灰色	9.4	15	15900	148	<0.05	1.5	8.1	0.34
千歳	八千代橋	1991	10.01	細-粗粒砂	淡褐色	14.8	86	26300	963	0.21	8.2	19.5	0.09
精進川	折戸川橋	1991	11.12	シルト-細粒砂	暗褐色	21.3	45	55500	228	1.51	63.2	209	0.14
長万部	旭橋	1991	6.18	シルト-細粒砂	暗褐色	11.7	287	32400	502	1.2	44.8	13.8	0.1
日鉄鉄壱沢赤光の沢未流		1991	6.17	粘土-シルト	暗褐色	802	508	42000	813	3.17	131	32.3	0.2
古部硫黄	新世橋	1991	10.29	細粒砂	茶褐	21.7	24	37000	256	0	12.8	124	0.19
上国	農業取水	1991	8.19	細-中粒砂	淡茶褐	15.5	104	33200	3590	0.08	21.3	14.6	0.07
国富	農富頭工	1991	11.19	シルト-細粒砂	暗褐色	131	1580	45700	1350	1.2	241	18.5	0.04
余市	湯内橋	1991	7.22	細-粗粒砂	暗褐色	819	1580	29300	3580	8.61	198	20.2	0.15
寿都	神社の川未流	1991	8.05	細-粗粒砂	黒褐	72.3	1470	41700	445	2.89	69.3	21.2	0.05
稲倉石	稲倉石川未流	1991	7.22	細粒砂-礫	暗黒灰	59.4	784	34300	27700	3.08	226	60.8	0.05
本庫	楓橋	1991	9.09	中粒砂-礫	淡茶褐	149	723	27500	1200	7.83	235	67.6	0.23
鴻之舞	桜橋	1991	9.11	細-中粒砂	淡褐色	12.4	109	25600	2540	0	24.4	26.5	0.23
伊達	富士見橋	1991	9.12	細-中粒砂	暗褐色	3.1	31	16000	498	0.21	7.5	3.1	5.4
北見	伊奈牛沢未流	1991	9.11	細粒砂-礫	淡褐色	190	696	34800	1710	0.95	282	35	0.58
伊達	館山橋	1991	8.21	中粒砂	暗褐色	14.3	37	21500	493	0	2.3	2.7	0.04
虹野	赤川橋	1991	11.13	シルト-細粒砂	黒灰	19.5	51	57600	395	0	10.3	16.3	0.71
幌別硫黄	弁景橋	1991	11.14	細-粗粒砂	淡黄褐	15.6	26	22600	202	0	14.3	179	0.45
南白老	御料地橋	1991	10.22	中粒砂-礫	暗黒灰	12.9	42	21200	314	0	3.6	12.1	0.07
精進川	折戸川橋	1992	10.26	粘土-シルト	黒灰	95.9	138	232000	179	3.79	126	355	0.18
精進川	雨降精進川前	1992	10.26	細粒砂-礫	暗褐色	2.5	30	52200	245	0	14.6	206	0.02
精進川	精進川未流	1992	10.26	細-中粒砂	茶褐	15.9	43	20600	459	0	16.6	61.2	0.14
長万部	旭橋	1992	6.1	細粒砂-礫	暗灰	15.9	260	31700	698	1.51	28	9.4	0.07
日鉄鉄壱沢赤光の沢未流		1992	8.04	細粒砂-礫	暗褐色	1170	1430	35400	1360	6.93	310	30.8	0.26
日産戸井	弁才橋	1992	9.08	シルト-細粒砂	暗褐色	74.1	297	60900	410	0.13	572	8.2	0.25
古部硫黄	新世橋	1992	9.08	細-中粒砂	淡黄褐	60.4	29	42000	175	0	11.7	183	0.4
上国	石崎橋	1992	8.05	細-中粒砂	暗褐色	15.9	103	39300	268	0	10.6	12.1	0.03
玉川	玉川橋	1992	8.24	中粒砂-礫	黒褐	11.7	130	17600	399	0	21.1	9.3	0.04

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
余市	湯内橋	1992	8.25	細-中粒砂	淡褐灰	568	1220	36900	2240	3.44	128	16.7	0.09
寿都	神社の川未流	1992	8.24	ソト-細粒砂	黒	32.6	700	35000	365	1.79	86.8	16.2	0.05
稲倉石	稲倉石川未流	1992	8.25	細粒砂-礫	黒褐	138	983	35500	2840	2.24	176	51.7	0.07
本庫	楓橋	1992	9.29	細粒砂-礫	暗黄褐	120	619	36600	1070	3.7	134	64.5	0.14
鴻之舞	楓橋	1992	9.3	細粒砂	淡褐灰	17.2	49	29900	986	0	24.8	30.3	0.27
鴻之舞	9沈合前	1992	9.3	細-中粒砂	淡褐灰	-	-	-	907	-	-	-	0.37
伊達	宝橋	1992	9.3	細粒砂	淡褐灰	-	-	-	749	-	-	-	0.31
伊達	富士見橋	1992	7.07	細-中粒砂	暗褐灰	4	34	21400	520	0.28	2.1	2.3	4.79
伊達	館山橋	1992	6.11	細-粗粒砂	暗灰	29.7	81	33400	500	0	2.8	2.7	0.06
幌別硫黄	弁景橋	1992	10.27	細粒砂-礫	淡黄褐	37.2	69	62800	450	0	15.4	106	0.67
南白老	御料池橋	1992	10.13	細-粗粒砂	淡黒灰	12.5	76	52900	369	0	1.5	8.8	0.05
徳舜別	大成橋	1992	8.06	細-中粒砂	暗灰	16.1	36	37200	421	0	6.1	13.2	0.09
精進川	折戸川橋	1993	10.19	粘土-ソト	黒灰	15.7	89	83600	348	2.08	50.8	64.8	0.09
長万部	旭橋	1993	8.16	細粒砂-礫	暗灰	15	304	31500	460	1.9	24.8	14	0.04
古部硫黄	新世橋	1993	8.18	細-中粒砂	淡黄褐	28.5	28	41400	271	0	21.6	237	0.23
日産戸井	弁才橋	1993	8.18	ソト-細粒砂	暗褐灰	43.2	281	42900	541	0.12	21.3	6.3	0.01
上国	石崎橋	1993	8.17	細-中粒砂	暗褐灰	10	97	29200	2250	0	10.7	10.9	0.02
稲倉石	稲倉石川未流	1993	9.07	細粒砂-礫	黒褐	61.7	891	30100	59000	2.24	260	74.4	0.02
本庫	楓橋	1993	9.05	細粒砂-礫	暗黄褐	85.2	602	33700	953	3.09	285	83.9	0.03
鴻之舞	桜橋	1993	7.2	細粒砂	淡褐灰	9.6	94	28700	1470	0	25	23.7	0.09
幌別硫黄	弁景橋	1993	11.15	細粒砂-礫	淡褐灰	11.4	33	35500	294	0	17	171	0.14
伊達	館山橋	1993	8.24	細-粗粒砂	暗灰	13.2	44	18100	392	0	3.1	3.4	0.01
精進川	折戸川橋	1994	11.07	ソト	黒灰	33.2	127	50000	234	0.91	23.5	169	0.33
長万部	二股橋	1994	8.23	細粒砂-礫	淡褐灰	32.5	1340	31400	2960	14.8	98.3	35.8	0.08
長万部	旭橋	1994	8.23	細粒砂-礫	暗灰	23.1	220	34000	561	2.94	29.1	16.4	0.1
上国	石崎橋	1994	8.22	細-中粒砂	暗褐灰	12.6	82	30400	2190	0.19	16	7.9	0.03
余市	湯内橋	1994	11.01	細-中粒砂	淡褐灰	275	775	36600	1610	3.31	186	15	0.06
稲倉石	稲倉石川未流	1994	9.2	細粒砂-礫	黒灰	88.3	870	41500	2690	3.03	197	112	0.02
大江(稲穂川)	楓橋	1994	9.19	細粒砂-礫	淡黄褐	182	652	49700	3420	3.25	324	22.2	0.04
本庫	桜橋	1994	10.03	ソト-中粒砂	暗褐灰	93.4	609	34000	743	2.79	271	63	0.2
鴻之舞	桜橋	1994	10.05	細-中粒砂	淡褐灰	8.9	87	41800	395	0.37	8.9	5.4	0.39
伊達	館山橋	1994	6.07	細粒砂-礫	暗褐灰	23.8	43	13700	415	0.31	3.6	3.2	0.02
幌別硫黄	弁景橋	1994			暗褐灰	24.5	47	26500	381	0.28	11.1	126	0.48
古部硫黄	新世橋	1995	11.07	細-中粒砂	淡茶褐灰	28	33	41200	276	0.05	13	161	0.02
日産戸井	弁才橋	1995	11.07	細-中粒砂	暗褐灰	8.1	65	48200	347	0.05	6.2	2.9	0.01
上国	石崎橋	1995	7.31	中-粗粒砂	淡黒緑灰	6.4	79	24700	1260	0.23	8.1	6.1	0.02
稲倉石	稲倉石川未流	1995	9.05	細粒砂-礫	暗黒灰	23.2	289	30800	9880	1.31	95.9	44.1	0.01
大江(稲穂川)	楓橋	1995	9.04	ソト-細粒砂	淡褐灰	381	680	52400	4270	3.48	267	21.1	0.04
本庫	楓橋	1995	10.02	細-中粒砂	淡黄褐	69.9	646	34700	1070	2.98	251	73.4	0.02
鴻之舞	桜橋	1995	10.04	細-中粒砂	淡褐灰	8.8	90	35100	1220	0.4	13.3	14.6	0.02
幌別硫黄	弁景橋	1995		細粒砂-礫	暗茶褐灰	14.1	48	28700	292	0.4	8.7	177	0.04
精進川	折戸川橋	1996	11.05	細-中粒砂	暗褐灰	3.4	13	20900	147	0	7.8	7.6	0.02
上国	石崎橋	1996	8.05	細-中粒砂	暗褐灰	22.3	145	45200	2640	0.28	27.7	15.9	0.06
余市	湯内橋	1996	9.09	細-中粒砂	淡褐灰	458	1200	48300	2040	4.75	198	23.1	0.07
大江稲穂	川上流	1996	9.09	細粒砂-礫	淡黄褐	290	691	67000	4440	4.08	451	25.9	0.09

鉱山名	地点名	年度	月日	外觀	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
稻倉石	稻倉石川末流	1996	9.1	細粒砂-礫	黒灰	106	985	43700	17400	4.05	269	77.5	0.06
本庫	楓橋	1996	10.01	細-中粒砂	暗黄濁	103	644	38300	836	5.29	273	58.5	0.29
仆幼	富士尾橋	1996	7.1	鴻之舞	暗褐灰	4.4	173	24400	618	3.4	6.5	2.7	1.59
仆幼	常呂橋	1996	7.1	細-中粒砂	暗褐灰	-	-	-	-	-	-	-	0.12
仆幼	北見大橋	1996	7.1	細粒砂	暗褐灰	-	-	-	-	-	-	-	0.38
仆幼	無加川橋	1996	7.1	細-細粒砂	淡褐灰	-	-	-	-	-	-	-	1.03
仆幼	開成橋付近	1996	7.1	細粒砂-礫	暗褐灰	-	-	-	-	-	-	-	0.07
鴻之舞	桜橋	1996	10.02	細-中粒砂	暗褐灰	13.1	112	34900	2620	0.18	26.3	30.3	0.32
鴻之舞	9沈流入前	1996	10.02	細粒砂-礫	暗褐灰	-	-	-	-	-	-	-	0.33
伊達	宝橋	1996	10.02	細粒砂-礫	暗褐灰	-	-	-	-	-	-	-	0.37
幌別硫黄	館山橋	1996	8.06	細粒砂-礫	暗灰	17	50	20500	395	0.14	3.8	3.3	0.04
	弁景橋	1996		中粒砂-礫	暗黄濁	20.6	30	34100	353	0.17	13.4	154	0.76
精進川	折戸川橋	1997	10.28	細-中粒砂	暗褐灰	6.9	123	48200	354	0.16	8.3	10.9	0.09
古部硫黄	新世橋	1997	10.29	細-中粒砂	淡黄濁	49.8	40	40600	344	0.14	14.2	69.9	0.62
日産戸井	弁才橋	1997	10.29	中-粗粒砂	暗褐灰	36.7	127	37700	425	0.18	49.2	9.3	0.05
八雲	鉛川支流合流後	1997		細-中粒砂	暗褐灰	28.9	417	36300	5190	2.15	107	20.1	0.39
上国	石崎橋	1997	8.04	細-中粒砂	暗褐灰	33.2	186	32300	2260	0.53	40	15.4	0.09
余市	湯内橋	1997	9.09	細-中粒砂	淡褐灰	311	587	45600	1790	3.37	233	21.3	0.05
大江稻穂	川内川末流	1997	9.08	細粒砂-礫	淡黄濁	189	316	48100	2040	2.82	263	23.4	0.07
稻倉石	稻倉石川末流	1997	9.1	細粒砂-礫	黒灰	48	753	32600	17100	3.37	178	41.1	0.05
余市豊丘	対川滝山橋	1997	9.09	細粒砂-礫	淡褐灰	77.5	828	32100	1830	9.54	30.8	6.7	0.16
本庫	楓橋	1997	9.3	細-中粒砂	淡黄濁	101	551	31700	914	5.01	226	57.3	0.98
鴻之舞	桜橋	1997	10.01	細-中粒砂	淡褐灰	14.7	115	28000	2470	0.25	30.6	29.5	0.34
幌別硫黄	弁景橋	1997	6.11	中粒砂-礫	暗黄濁	22.1	36	24300	337	0.19	15.6	79.9	0.83
阿寒硫黄	白水橋	1997	8.28	細-中粒砂	淡褐灰	9.7	18	16900	127	0.12	3.1	11.3	2.82
日鉄鐵龜沢	沼川捕獲場	1998	10.26	粗粒砂-礫	暗褐灰	1310	1130	28200	968	5.1	194	42.1	0.05
精進川	折戸川橋	1998	10.27	細-中粒砂	暗褐灰	16.7	121	27900	219.4	0.5	23.6	12.2	0.06
古部硫黄	新世橋	1998	10.27	中-粗粒砂	淡黄濁	55.4	44	43200	320.4	0	25.3	129.7	0.32
常盤松	矢尻川橋	1998	10.27	中粒砂-礫	暗褐灰	36.4	104	83300	695	0	5.7	53.2	4.76
鶴野	中村橋	1998	10.26	細粒砂	暗褐灰	3	114	95300	755.8	0.1	5.7	2.5	ND
日産戸井	弁才橋	1998	8.04	中-粗粒砂	暗褐灰	49	160	41200	459.3	0.3	52.2	7	0.02
八雲	鉛川支流合流後	1998	8.05	中粒砂-礫	暗褐灰	28.5	689	32900	9279.5	1.7	53.6	21.1	0.12
上国	石崎橋	1998	8.03	細-中粒砂	暗褐灰	17.1	97	24200	1670	0.3	18.3	9.7	0.03
余市	湯内橋	1998	8.07	中粒砂-礫	淡褐灰	400	804	35200	1670	4.4	279	22.9	0.04
稻倉石	稻倉石川末流	1998	8.07	中粒砂-礫	黒灰	26.6	377	35600	15100	1.6	113	61.5	0.03
本庫	楓橋	1998	9.07	中粒砂-礫	淡黄濁	211	626	30600	802.7	8.8	392	50.6	1.05
鴻之舞	桜橋	1998	9.08	中粒砂-礫	淡褐灰	17.7	89	28400	651.3	0.2	29.3	27.6	0.28
幌別硫黄	弁景橋	1998	8.05	中-粗粒砂	暗黄濁	24.5	49	25200	302.6	0.1	12.9	133.2	0.38
伊達	館山橋	1998	8.05	細粒砂	暗灰	23.6	54	21600	385	0.2	6.9	4.7	0.03
阿寒硫黄	白水橋	1998	10.13	細-中粒砂	淡褐灰	6.6	24	16900	139.9	0	1.6	3	0.12
精進川	折戸川橋	1999	8.3	粗粒砂-礫	暗褐灰	335	69	62500	480	0.3	85.1	28.2	0.03
古部硫黄	新世橋	1999	8.03	中-粗粒砂	暗褐灰	50.5	50	51400	317	0.1	85.1	158	0.21
常盤松	矢尻川橋	1999	8.03	中粒砂-礫	淡黄濁	37.8	50	32800	407	0.1	63.5	85.8	0.96
鶴野	中村橋	1999	8.02	細粒砂	暗褐灰	12.8	120	23200	482	0.7	42.7	1.9	0.01
八雲	鉛川支流合流後	1999	8.31	中-粗粒砂	暗褐灰	23	754	36200	7630	3.4	281	17.4	0.11
恵山	7号橋	1999	8.03	中粒砂-礫	暗褐灰	18.4	8	13400	43	0	35.4	90.1	4.22

鉱山名	地点名	年度	月日	外観	色相	Cu μg/dry-g	Zn μg/dry-g	Fe μg/dry-g	Mn μg/dry-g	Cd μg/dry-g	Pb μg/dry-g	As μg/dry-g	T-Hg μg/dry-g
倶知安	カカツ下流	1999	9.01	細-中粒砂	暗褐色	30.3	47	74700	432	0.1	403	720	0.21
大江	ホリ然別下流	1999	7.07	中粒砂-礫	淡褐色	55.9	1142	34500	8220	5.5	2390	27.9	0.06
余市	湯内橋	1999	7.07	中粒砂-礫	黒灰	478	1149	33400	2060	6.6	974	18.2	0.03
本庫	楓橋	1999	7.08	中粒砂-礫	淡黄褐色	75.6	375	29400	804	3.7	1510	44	0.15
イトム力	富士尾橋	1999	8.16	中粒砂-礫	淡褐色	26.2	138	21600	474	2.9	26.8	2.8	1.04
幌別硫黄	弁慶橋	1999	8.04	中-細粒砂	暗黄褐色	27.7	52	41800	346	0.3	85.1	162	0.44
伊達	館山橋	1999	8.04	細粒砂	暗灰	17.2	88	54700	581	0.2	24.4	3	0.01
本庫	楓	2000	7.31	中粒砂-礫		82.4	480	35100	1070	3.6	238	40.2	0.25
北見	伊奈末	2000	8.01	中粒砂-礫		179	821	36100	909	1.6	130	26.2	0.3
古部硫黄	古部新世	2000	5.24	中粒砂-礫		50.3	64	58300	493	0.1	25.3	223	0.16
常磐松	矢尻川	2000	5.24	細粒砂-礫		41.8	95	63700	670	0.1	15.5	84	0.62
恵山	白浜7号	2000	9.04	細-中粒砂		14.9	11	17300	75.7	0	6.9	48.5	1.28
日鉄仲洞爺	仲洞爺	2000	9.07	マト状		14.6	10	421000	26.2	0	3.1	217	0.06
幌別硫黄	弁慶	2000	9.07	細-粗粒砂		20.9	40	45700	359	0.1	12.6	181	0.33
玉川	玉川	2000	6.27	中-粗粒砂		114	325	36900	1040	0.6	88.2	12	0.05
常磐松	矢尻川橋	2001	6.19	中粒砂-礫	淡褐色	38	72	41400	518	0.1	12.5	93.9	0.95
恵山	白浜7号橋	2001	6.19	中粒砂-礫	淡黄褐色	29	37	106000	31.8	0.1	7.4	625.5	0.61
釜栄	運貫川未流	2001	6.18	中粒砂-礫	暗褐色	549	386	26000	1010	1.8	20.1	4	0.08
八雲	支流合流後	2001	6.19	中-粗粒砂	暗褐色	18.2	786	43300	2620	3.1	28.8	8	0.1
轟	銀橋	2001	6.21	細-粗粒砂	暗褐色	22	113	28900	604	0.5	13.7	11	0.07
下川	共和橋	2001	7.23	粘土-シト	暗褐色	20.1	103	20100	426	0.1	9.4	2	0.02
カレ	12線沢未流	2001	7.23	細粒砂	暗褐色	8	70	21500	485	0.1	6	17.7	0.16
沼の上	鉱山沢抗口前	2001	8.21	細-粗粒砂	暗褐色	3.5	204	8030	152	0	5.8	9.7	0.11
徳舜別	大成橋	2001	9.06	細-粗粒砂	暗褐色	18.7	46	24100	430	0.1	8	13.6	0.07
千歳	八千代橋	2002	8.05	細~粗粒砂	暗褐色	19.9	65	29500	580	0.2	6.8	11.8	0.04
精進	折戸川橋	2002	6.12	細-中粒砂	暗褐色	9.1	93	92000	674	0.2	16.9	43	0.03
常磐松	矢尻川橋	2002	10.01	中粒砂-礫	淡褐色	31.3	56	42000	540	0.1	10.5	95.7	0.67
恵山	白浜7号橋	2002	6.12	中粒砂-礫	淡黄褐色	49.1	49	119000	81	0.3	13.6	1900	2.16
日鉄桂岡	厚志内川農取	2002	10.01	中粒砂	暗褐色	78.4	609	65400	1010	3.6	31.6	30.4	0.03
大江(稲穂)	大江未流	2002	9.04	細粒砂-礫	淡黄褐色	30.4	137	37000	924	0.7	31.2	24.2	0.07
幌別硫黄	弁慶橋	2002	6.13	中粒砂-礫	暗黄褐色	50.3	37	32700	278	0.2	23.7	219	0.54
南白老	御料池橋	2002	6.14	中粒砂-礫	暗黒灰	24.4	69	26000	442	0.4	8.3	14.2	0.05

Tr.:検出限界値前後の値を示す

道路交通騒音常時監視システムの検証調査

上野 洋一 高橋 英明

要 約

北海道が独自に作成した自動車騒音評価システムの評価精度を高めるための検証を行った。その結果、障害物の影響が少ない場合、システムの評価は高い精度であることがわかった。一方、評価区間全体が平面構造と見なされていても、部分的に道路構造が異なる場合、実際とは異なった推計結果になる可能性も示唆された。

Key words : 自動車騒音、自動車騒音評価システム

1 はじめに

環境基準の改正によって、環境騒音の評価方法が変更になった。そのなかで道路に面する地域の評価は、従来の「その地域を代表とすると思われる」測定点での騒音レベルで評価する方法から、幹線道路に面する地域（道路端から50mの範囲、以下、評価範囲）にある全ての住宅等がうける騒音レベルで評価することになった。このように膨大な地点の騒音状況を把握する必要があるため、GIS（Geographic Information System）を利用した評価システムを使用することが現実的である。又、自動車騒音の常時監視業務が都道府県に法定受託業務化されたことから、道では独自に自動車騒音評価システムを作成する必要があった。すでに、運用はしているが、より評価精度を高めるための検証作業を行っている。

今回は平成14年度に行った検証調査結果の一部について報告する。

2 自動車騒音評価システムによる評価方法の概要

道で作成した自動車騒音評価システムは、環境庁（現在は環境省）で作成した「騒音にかかる環境基準の評価マニュアルⅡ、地域評価編（道路に面する地域）」に基づいている。評価のおおよその流れを図1に示す。

3 調査の概要

平成14年度は3つの地域で検証作業を行った。それぞれの地域で道路端の騒音と評価点（評価される住宅等）の騒音を測定し、これを実測値とした。一方、システムの推計値は代表となる点の実測値や既存のデータ（交通量、道路

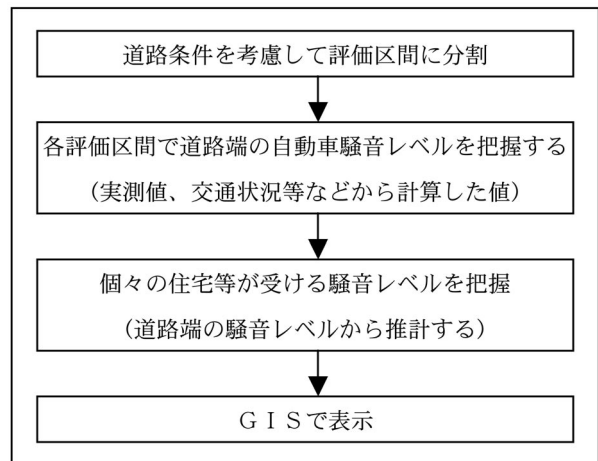


図1 自動車騒音システムの評価の流れ（概略）

幅、等）から音響学会式を用いて計算された値を用いて推計されている。

4 調査結果と考察

それぞれの地域の調査結果及び考察について以下に示す。

(1) 北広島市大曲

道央自動車道 北広島IC付近（下り車線側）

法定速度 100km/時

車道幅 26m

車線数 4車線（片側2車線）

道路構造 平面構造

測定場所 道路端

推計の評価点 道路から鉛直方向に
28m離れた建物

実測の評価点 道路から鉛直方向に
20m離れた地点

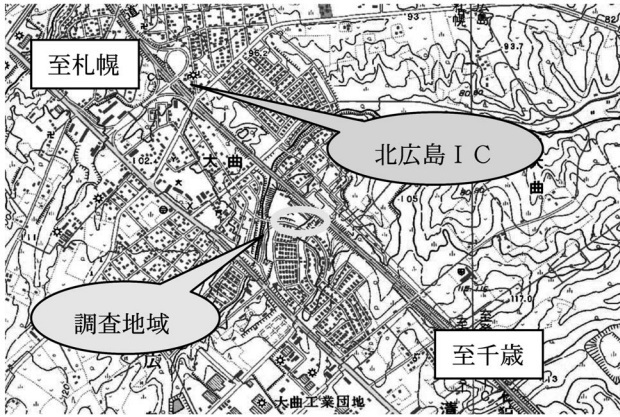


図2 北広島市大曲付近

この地域では、道路と住居の間に障害物がない場合を想定した調査を行った。実測の評価点は道路から鉛直方向20mの位置に設定した。

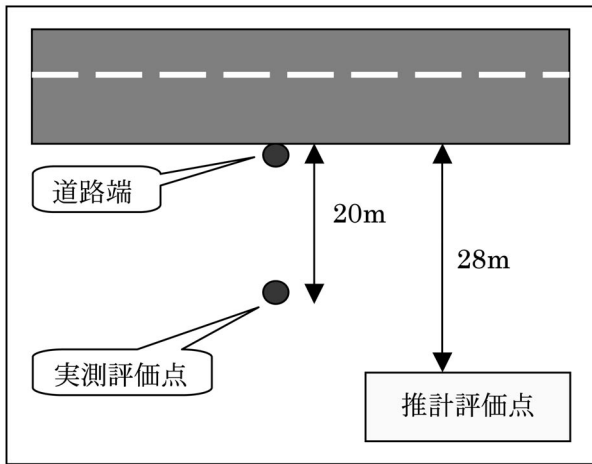


図3 測定地点概略図

この地点における推計値と実測値を表1に示す。

表1 北広島市大曲付近における測定結果

		道路端(dB)	評価点(dB)	減衰量(dB)
昼	推計	8 0	7 4	6
	実測	7 6	7 2	4
夜	推計	7 4	6 8	6
	実測	6 9	6 2	7

※評価点は推計と実測で条件が異なるため単純に比較できない

道路端では推計値と実測値は若干異なる値を示した。ここで、道路端の騒音レベルを左右すると思われる条件として交通量に着目すると、推計で用いられている既存のデータと実測値では比較的良く一致していた。又、道路幅等の条件についても大きな差は見られず、騒音レベルが異なる値を示す原因については、検討していく必要がある。

一方、評価点の推計は、道路端の騒音レベルと減衰量(道路端から評価点まで騒音レベルがどれだけ減少するか)の算出によって得られる。減衰量に着目すると、推計では昼夜共に6dBで実測は各々4及び7dBであった。道路端からの距離の違いを考慮してもおおむね一致した結果となった。

以上から、道路から評価点の間に障害物がない場合は、システムによる減衰量の推計で妥当な値が得られる事がわかった。

(2) 室蘭市東町

国道37号線 国道36号線との合流点付近

(上り車線側)

法定速度 50 km/時

車道幅 28m

車線数 4車線(片側2車線)

道路構造 平面構造

測定点 道路端

推計の評価点 道路から鉛直方向に42mの地点

見通し角約90°

実測の評価点 道路から鉛直方向に25m離れた地点

見通し角約80°



図4 室蘭市東町付近

この地域では、障害物により騒音が若干遮られてしまう場合を想定して調査を行った。評価点は道路から鉛直方向に25mの位置に設定した。

この地域での推計値と実測値を表2に示す。道路端では実測の方が昼夜各々7及び8dBも低い値を示した。これは、推計と実際では、用いられている交通量や道路の幅などの条件が異なるためと考えられる。

一方、減衰量をみると、推計の昼夜は各々11及び12dBであり、実測では8及び9dBとなっている。道路からの距離の違い、見通し角の違いなどを考慮すると、良く一致

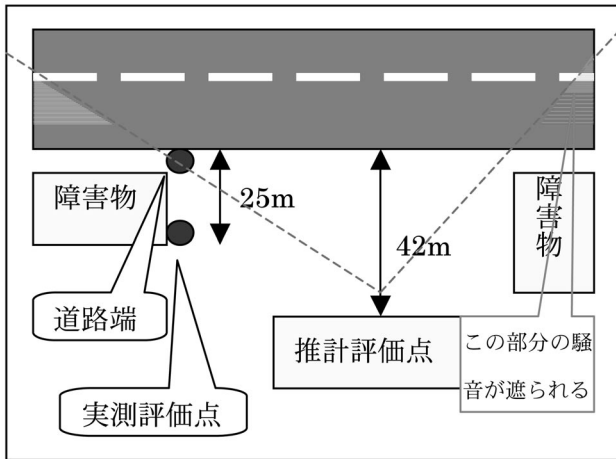


図5 調査地点概要



図6 調査地域周辺図

表2 室蘭市東町付近における測定結果

		道路端(dB)	評価点(dB)	減衰量(dB)
昼	推計	74	63	11
	実測	67	59	8
夜	推計	69	57	12
	実測	61	52	9

※評価点は、推計と実測で条件が異なるため単純に比較できない。

した結果と考えられる。

以上から、多少の障害物があっても、システムによる減衰量の推計で妥当な値が得られる事がわかった。

(3) 小樽市新光地域

札幌自動車道 朝里IC付近(下り車線側)

法定速度 80 km/時

車道幅 26m

車線数 4車線(片側2車線)

道路構造 平面構造(後述)

測定点 道路端

推計の評価点 道路から鉛直方向に
13m離れた地点

実測の評価点 道路から鉛直方向に
11m離れた地点

システムの推計では、この地域の平面な道路構造と異なり、部分的に盛り土になっている道路構造に着目して調査を行った。

この地域での推計値と実測値を表3に示す。

道路端の騒音レベルは良く一致していたが、評価点での騒音レベルは大きく異なっている。

この理由は次のように考えられる。

現評価システムでは道路の構造を平面構造とみなし、道路路面で発生している騒音が直接住宅位置に届くように計算される。しかし、実際は盛り土構造なので、道路路面で発生している騒音は道路端を回り込んで(回折)住宅位置に届

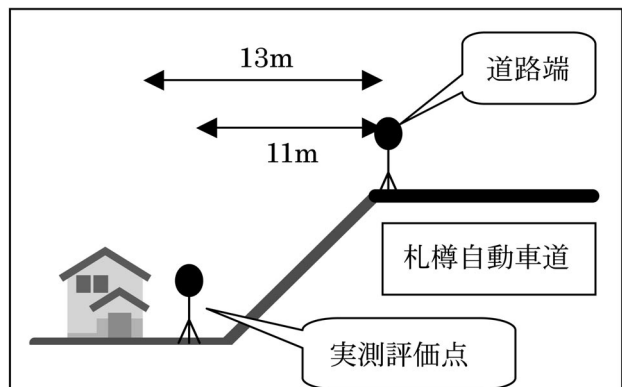


図7 調査地域断面図概要

表3 小樽市新光地域における推計値と実測値

		道路端(dB)	評価点(dB)	減衰量(dB)
昼	推計	76	74	2
	実測	74	61	13
夜	推計	69	67	2
	実測	67	55	12

※評価点は、推計と実測で条件が異なるため単純に比較できない。

くため、余分に減衰していると考えられる。

影響が大きい手前車線に注目して道路端から評価点までの減衰量を回折を考慮して試算すると、1 KHz付近の音では、およそ13dBになった。実測値の昼及び夜は13及び12dBとほぼ一致しているので、住宅の位置では自動車騒音は回折して伝わると考えられる。

(4) その他

北広島地域と小樽市新光地域では、測定期間中に降雨があり、降雨時の騒音レベルが高くなる傾向が見られた。

5 まとめ

今回の検証で、道路端から評価点の間で騒音があまり遮られない場合は、システムを用いた減衰量の推計は、比較

的高い精度であることがわかった。従って、道路端の騒音レベルを正確に推計することができれば、評価点の騒音レベルもかなり正確に推計できると考えられる。

一方、道路端の推計値については、地域差がみられたので、評価区間を細分化したり、実測値を蓄積していく等の対応が必要であると考えられる。

又、小樽市新光地域のように評価区間全体が平面構造と見なされていても、部分的に道路構造が異なると実際とは異なった推計結果になる可能性が高い。したがって、システムの推計値を実測に近づけるために、平面構造地域と盛り土構造地域を完全に区分して、個別の評価区間として推計する必要があると考えられる。

参考文献

- (1) 騒音にかかる環境基準の評価マニュアルⅡ，地域評価編（道路に面する地域）
環境庁
- (2) 騒音振動対策ハンドブック
社団法人 日本音響材料協会 編

クッチャロ湖の流入河川の水質について

三上 英敏 藤田 隆男 五十嵐 聖貴* 永洞 真一郎

要 約

我々は、2000年および2001年にクッチャロ湖の流入河川において水質調査を実施した。その結果、集水域の牛密度の高い地点ほど、河川水の全窒素、全リン濃度が高いことがわかった。

Key words: クッチャロ湖、河川、集水域、牛、栄養塩

1 はじめに

クッチャロ湖は、北海道北部の宗谷管内浜頓別町に位置する、湖面積14.02km²、最大水深2.5m、平均水深1.5mの浅い海跡湖である¹⁾。また、それは下流側の大沼と上流側の小沼の両湖盆間は狭まった形状的特徴を持っている²⁾。流出先は、浜頓別町市街地側のクッチャロ川で、3～4 kmほどで頓別川河口付近に合流し、頓別川を通じてオホーツク海に通じる(図-1)。時折頓別川とクッチャロ川を通じて海水が逆流してくるものと思われ、湖内は汽水環境を呈している。クッチャロ湖の集水域は、浜頓別町と猿払村にまたがり、おもな流入河川が5本存在する。それらのうち、ボン沼川、安別川、オビンナイ川、クッチャロ川は小沼側に流入し、レカセウシュナイ川は大沼側に流入する。

クッチャロ湖では漁業が盛んであり、また、湖を含む周囲一帯はラムサール条約に指定された湿地帯^{2,3)}となっており、産業面および野生生物保護の面にとっても重要な湖沼である。一方、クッチャロ湖の集水域を含むこの地域一帯は、酪農が主要な産業となっている。その集水域の酪農による土地利用は、クッチャロ湖やその流入河川の水質環境に対して、牛の糞尿に起因する栄養塩類(窒素、リン)や有機物の流出といった環境問題を懸念させている⁴⁾。

我々は、2000年度および2001年度において、クッチャロ湖の流入河川の現地調査と水質分析を行う機会を得た。また、この地域の特徴である酪農による環境影響を評価するために、各調査地点の集水域の牛密度を算出した。本報告では、それらの調査結果を記し、集水域牛密度と河川水質との関連性について若干の考察を加えて簡潔にまとめた。

2 調査地域の概要と方法

2.1 調査地点の概要

本調査地域の2000年および2001年の年降水量は、それぞれ1329mmおよび1237mmであった⁵⁾。全体的に見て、1 mm以上の降水量が認められた日が多く(2000年、2001年ともに年間の53%)、本地域は1年間を通して雨や雪が降る日が多い地域であり⁶⁾、多かれ少なかれ河川の水質環境はこの影響を受けていると考えられる。

表-1 調査地点位置

地点名	河川名	緯度	経度
P-1	ボン沼川	N45° 10. 29'	E142° 16. 89'
P-2	ボン沼流入1	N45° 10. 45'	E142° 16. 09'
P-A	ボン沼流入2	N45° 10. 38'	E142° 16. 01'
Y-1	安別川	N45° 9. 38'	E142° 14. 67'
O-1	オビンナイ川	N45° 7. 16'	E142° 16. 09'
O-A	二号沢川	N45° 7. 75'	E142° 16. 02'
N-1	クッチャロ川	N45° 6. 44'	E142° 16. 53'
N-2	仁達内川	N45° 5. 99'	E142° 16. 00'
N-3	仁達内川	N45° 4. 78'	E142° 14. 63'
N-4	中島沢川	N45° 4. 45'	E142° 13. 91'
N-A	ボン仁達内川	N45° 6. 66'	E142° 18. 29'
N-B	柳井川	N45° 6. 01'	E142° 15. 96'
N-C	柳井川	N45° 7. 52'	E142° 13. 05'
R-1	レカセウシュナイ川	N45° 6. 84'	E142° 20. 80'

調査地点は、図-1および表-1に示した通り、14地点である。

ボン沼川はクッチャロ湖小沼の北側から流入する河川である。特徴として、すぐ上流に富栄養化したボン沼がある。P-1は、ボン沼川最下流の橋下の地点であり、P-2およびP-Aは、ボン沼に流入する小河川の沼流入直前の地点である。

* 国立環境研究所地球環境研究センター

安別川は、小沼の西側から流入する河川であり、Y-1は、その下流部の地点である。

オビナイ川は、クッチャロ川と共に、小沼の南側すなわち最奥部に流入する河川である。オビナイ川は、支流の二号沢川と湖流入直前で合流しているため、O-1（オビナイ川）とO-A（二号沢川）を調査地点とした。

クッチャロ川は、最大流入河川である。これも湖流入直前で支流のポン仁達内川と合流しているため、N-1（クッチャロ川）とN-A（ポン仁達内川）を調査地点とした。また、クッチャロ川は仁達内川とオサチナイ川の集水域の大きな2河川の合流によって形成されていることから、それら2河川のそれぞれ合流手前（N-2：仁達内川、N-B：オサチナイ川）と、人為影響のほとんど無いそれぞれの上流（N-3：仁達内川、N-4：仁達内川支流中島沢川、N-C：オサチナイ川）に、調査地点を設けた。

レカセウシュナイ川は、大沼側の南側から流入する河川であり、R-1はその最下流の橋下の地点である。この川は最もクッチャロ湖流出口の近くに流入することから、海水

の影響を受けやすいと考えられる。

2.2 調査の方法

現地調査は、2000年7月25日、8月29日～30日、10月11日、2001年6月26～27日、7月24日、9月11日の計6回実施した。2000年8月調査は全14地点にて、分析項目も多い詳細な調査を行った。それ以外の調査は、P-1、Y-1、O-1、O-A、N-1、N-2、N-3（またはN-4）、N-A、N-B、N-C、R-1の計11地点について実施した。

採水はステンレス採水缶を用いて橋上から行った。採水直後ただちに水温、pH、電気伝導度（EC）を測定した。また、採水直後ハンディー濾過器を用い、あらかじめ450℃で焼いたワットマンGF/Fフィルターにて、一部のサンプルを濾液試料とフィルター試料に分別した。試料は、冷蔵環境にて持ち帰り、直ちに分析を行った。本調査に関する水質分析項目とその方法は、表-2に示した。

採水時に流量の測定も行った。河川垂直断面の適当な間隔で深さと流速を測定し、流量を算出した。流速は電磁流

表-2 分析項目とその方法

項目	分析方法
全調査	
浮遊懸濁物質(SS)	ワットマンGF/Fによる重量法
化学的酸素要求量(COD)	試料原水を過マンガン酸カリウム酸性法
懸濁態化学的酸素要求量(P-COD)	ワットマンGF/Fにて濾過後 フィルターを過マンガン酸カリウム酸性法
溶解態化学的酸素要求量(D-COD)	COD と P-COD の差
硝酸態窒素(NO ₃ -N)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をAACS-II(ブランレー)にて分析
亜硝酸態窒素(NO ₂ -N)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をAACS-II(ブランレー)にて分析
アンモニア態窒素(NH ₄ -N)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をAACS-II(ブランレー)にて分析
全窒素(TN)	試料原水をアルカリ性過硫酸カリウム分解の後、NO ₃ -Nの測定
リン酸態リン(PO ₄ -P)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をAACS-II(ブランレー)にて分析
全リン(TP)	試料原水を過硫酸カリウム分解の後、PO ₄ -Pの測定
2000年8月調査のみ	
溶存珪酸(SiO ₂ -Si)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をAACS-II(ブランレー)にて分析
全有機炭素(TOC)	DOC と POC の和
溶解態有機炭素(DOC)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液を全有機炭素計(島津製作所 TOC-5000)にて分析
懸濁態有機炭素(POC)	ワットマンGF/Fにて濾過後 フィルターをCHNコーダ(ヤナコ MT-5)にて分析
クロロフィルa(Chl-a)	メタノール抽出の後 蛍光光度法(ターナ 10-AU)にて分析
アルカリ度(Alkalinity)	N/100硫酸による滴定(pH 4.8)
塩化物イオン(Cl ⁻)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をイオンクロマトグラフ法(ダイオネクス DX-100)にて分析
硫酸イオン(SO ₄ ²⁻)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液をイオンクロマトグラフ法(ダイオネクス DX-100)にて分析
ナトリウムイオン(Na ⁺)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液を原子吸光法(ハリアン SpectrAA 200FS)にて分析
カリウムイオン(K ⁺)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液を原子吸光法(ハリアン SpectrAA 200FS)にて分析
カルシウムイオン(Ca ²⁺)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液を原子吸光法(ハリアン SpectrAA 200FS)にて分析
マグネシウムイオン(Mg ²⁺)	ワットマンGF/Fにて濾過後 濾液を原子吸光法(ハリアン SpectrAA 200FS)にて分析

速計（アレック ACM100-D）を用いて測定した。

2.3 集水域の解析

集水域の土地利用の影響を検討するため、集水域の解析を行った。まず、クッチャロ湖全体の集水域界を、国土地理院発行の5万分の1地形図から読みとった。次に、各流入河川河口および湖への直接流入域（隣あった流入河川の河口間）の集水域に分けるため、それらの集水域界を同様に読みとった。さらに全調査地点における集水域界も読みとった。地形図上に分割されたそれらの小集水域の形状を、それぞれスキャナーでパソコンに読みとり、各小集水域の面積を算出した。

クッチャロ湖の集水域は山林などの自然環境が保全されている地域も広く分布しているが、それ以外のほとんどが酪農に利用されていることから、それぞれの小集水域ごとの人口に加えて牛の頭数を求めた。その方法は、農家を含む各家屋の位置を小集水域に分割された地図上に落とし、それら小集水域ごとに各家屋の世帯人口と飼育している牛の頭数を積算して求めた。

3 結果と考察

3.1 各調査日の気象状況

いずれの調査も、多かれ少なかれ降雨影響を伴ったものであった⁵⁾。2000年7月25日は、調査中に大きな降雨があった。2000年8月29～30日は、2～3日前には大きな降雨が無いものの、4～6日前に60mmもの降雨があった。2000年10月11日は、調査当日と2～3日前に降雨が認められていた。2001年6月26～27日の調査においては、6月27日未明に小時間の雷雨があった。2001年7月24日においては、当日の未明に雷を伴った強い雨が降った。2001年9月11日の調査においては、9月10～11日の台風15号とそれに伴う秋雨前線の影響で長時間にわたる大雨（140mm）があり、全河川が日常の河川形状がわからないほどの洪水状態であった。

3.2 集水域の解析結果

表-3に、クッチャロ湖直接流入域および各流入河川（河口と各調査地点）のそれぞれの集水域における、面積、人口、牛頭数、およびそれらから計算できる人口密度、牛密度について示した。集水域界上に家屋が位置している場合、その家屋の世帯人口と飼育牛頭数を算術的に除してそれぞれの小集水域に分配したため、人口や牛頭数は必ずしも自然数とはなっていない。

クッチャロ湖集水域全体として、その面積は132.46km²であり、飼育されている牛の頭数は3387頭、牛密度は25.6頭/km²であった。各河川下流地点（P-1、Y-1、O-1、

O-A、N-1、N-A、R-1）の中で、最も集水域の牛密度が高い地点は、P-1（151.3頭/km²）であり、続いてN-A（38.2頭/km²）である。また、その中で集水域に牛が存在しないのはO-1である。一方、最大流入河川クッチャロ川の上流は山地溪流の状況を呈しており、N-3、N-4およびN-Cいずれも集水域に牛は存在しない。

集水域に人と牛の居住がないO-1を除く、各河川下流6地点（P-1、Y-1、O-A、N-1、N-A、R-1）において、人口に対する牛頭数は12.7～23.3 [頭/人]の範囲にある。全窒素（TN）および全リン（TP）に関する牛の原単位（96.3～305.5gN/頭/日 および14.2～44.2gP/頭/日）⁶⁾は、人の原単位（12gN/人/日 および1.8gP/人/日）⁷⁾よりはるかに大きいことを合わせて考えると、この地域の河川の水質環境（栄養塩類）に対する集水域の影響に関して、牛の影響に比べると人の影響は無視できる程小さなものであると言える。

3.3 水質調査結果

表-4に6回の各調査における測定結果を示した。また、表-5に2000年8月調査の追加項目の測定結果を示した。2001年9月11日は、地点によっては橋が冠水するほど河川水が増加している大洪水時の結果であり、注意を要する。

ポン沼川のP-1は他の河川に比べて、窒素、リン、CODともに濃度が高い。2000年8月にはポン沼の物質収支を検討するため、そのポン沼流入河川P-2およびP-Aにて調査も行ったが、P-2とP-Aの合計流量は、P-1の流量よりはるかに小さかった。集水域面積（表-3）から見て、P-2において大部分の水は伏流してポン沼に流入しているものと考えられる。

P-1でCOD濃度が高い理由は、クロロフィルa（Chl-a）濃度も高いこと、懸濁態COD（P-COD）や懸濁態有機炭素（POC）濃度も高いことから、ポン沼における植物プランクトンの内部生産による有機物濃度の上昇が原因の一つと考えられる。

一方、最大流入河川クッチャロ川においては、上流部（仁達内川とオサチナイ川）の調査も実施したが、その上流部は清澄であり、有機物および栄養塩類濃度も下流地点に比べて明らかに低かった。

また全体的に、溶存態有機炭素（DOC）および溶存態COD（D-COD）に関して、下流部で高くなる傾向を示しており、これは湿地環境下における腐植物質による影響と考えられる。溶存珪酸（SiO₂-Si）は、オビナイ川とその支流の二号沢川（O-1、O-A）およびポン仁達内川（N-A）で高かった。また、主要陰イオンと陽イオンについては、レカセウシュナイ川のR-1で極端にCl⁻とNa⁺が高く海水の影響と考えられた。そのR-1を除いた地点において、ポン沼川でCl⁻とNa⁺が他より高かったが、これは土

壤pH中和のために施用される石灰⁹⁾に起因するアルカリ度 (HCO₃⁻) とCa²⁺とが連動して高いこと、集水域の牛密度

が高いことから、酪農活動の影響と考えられる。

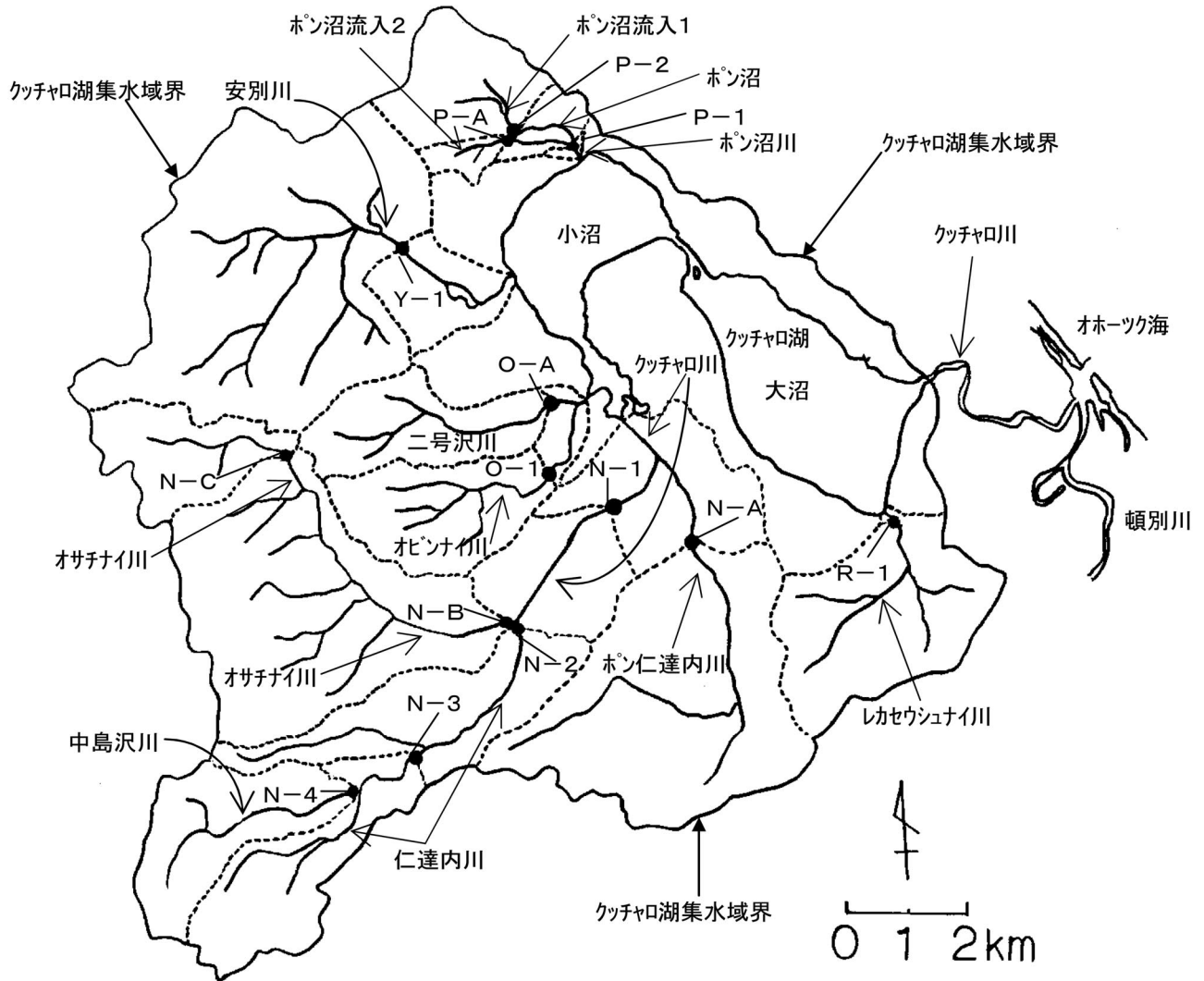


図-1 調査地域の概要図

クッチャロ湖とその流入河川を囲む実線は、クッチャロ湖全体の集水域を示す。点線は小集水域を示す。
●は調査地点を示す。

表-3 直接流入域と各流入河川（河口と各調査地点）の集水域における、面積、人口、牛頭数、および人口密度、牛密度

集水域の対象	面積 km ² A	人口 人 P	乳牛頭数 頭 C ₁	肉牛頭数 頭 C ₂	牛頭数 頭 C (=C ₁ +C ₂)	人口密度 [人/km ²] P/A	牛密度 [頭/km ²] C/A
直接流入域							
出口-ポン沼川	4.30	2.0	49.0	0.0	49.0	0.47	11.4
ポン沼川							
河口*	5.75	44.3	855.5	0.0	855.5	7.70	148.8
P-1*	5.65	44.3	855.5	0.0	855.5	7.83	151.4
P-2	4.14	39.0	729.0	0.0	729.0	9.41	176.1
P-A	0.70	5.3	126.5	0.0	126.5	7.57	180.7
直接流入域							
ポン沼川-安別川	2.36	5.3	126.0	0.0	126.0	2.25	53.4
安別川							
河口	23.71	39.2	678.5	0.0	678.5	1.65	28.6
Y-1	20.91	19.7	404.5	0.0	404.5	0.94	19.3
直接流入域							
安別川-オビンナイ川	3.32	3.9	80.0	0.0	80.0	1.17	24.1
オビンナイ川							
河口	11.42	3.9	91.0	0.0	91.0	0.34	8.0
O-1	5.55	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
O-A	4.90	3.9	91.0	0.0	91.0	0.80	18.6
直接流入域							
オビンナイ川-クッチャロ川	0.53	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
クッチャロ川							
河口	63.76	95.5	1397.0	15.0	1412.0	1.50	22.1
N-1	42.08	21.6	456.0	0.0	456.0	0.51	10.8
N-2	18.00	2.3	52.0	0.0	52.0	0.13	2.9
N-3	11.39	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
N-4	5.37	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
N-A	15.76	47.3	602.5	0.0	602.5	3.00	38.2
N-B	19.93	4.5	89.0	0.0	89.0	0.23	4.5
N-C	4.10	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
直接流入域							
クッチャロ川-レカセウシュナイ川	7.46	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
レカセウシュナイ川							
河口	8.66	6.5	95.0	0.0	95.0	0.75	11.0
R-1	8.64	6.5	95.0	0.0	95.0	0.75	11.0
直接流入域							
レカセウシュナイ川-出口	1.19	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0
集水域合計*	132.46	200.5	3372.0	15.0	3387.0	1.51	25.6

注) *については、ポン沼(0.20km²)を除いた結果である。

表-5 2000年8月調査における追加分析項目の結果

地点	年	月日	SiO ₂ -Si mg-Si/L	TOC mg-C/L	DOC mg-C/L	POC mg-C/L	Chl-a μg/L	Alkalinity meq/L	Cl ⁻ meq/L	SO ₄ ²⁻ meq/L	Na ⁺ meq/L	K ⁺ meq/L	Ca ²⁺ meq/L	Mg ²⁺ meq/L
P-1	2000	8/29	4.91	16.05	10.11	5.94	54.5	0.570	0.461	0.086	0.484	0.098	0.268	0.254
P-2	2000	8/30	6.36	6.21	4.71	1.50		0.266	0.465	0.062	0.495	0.023	0.146	0.230
P-A	2000	8/30	7.74	8.31	6.39	1.92		0.533	0.579	0.062	0.562	0.086	0.336	0.306
Y-1	2000	8/29	8.41	7.89	5.84	2.05		0.599	0.346	0.100	0.490	0.035	0.214	0.284
O-1	2000	8/29	11.48	8.96	6.37	2.59		0.197	0.320	0.064	0.352	0.020	0.114	0.114
O-A	2000	8/29	12.05	8.61	6.00	2.61		0.254	0.344	0.104	0.381	0.043	0.124	0.130
N-1	2000	8/29	7.26	6.25	4.95	1.30		0.536	0.264	0.088	0.421	0.032	0.244	0.210
N-2	2000	8/29	7.32	5.58	3.91	1.67		0.442	0.245	0.086	0.410	0.025	0.228	0.140
N-3	2000	8/29	5.99	3.99	3.16	0.83		0.442	0.225	0.108	0.384	0.022	0.232	0.134
N-4	2000	8/29	6.11	4.61	3.67	0.94		0.523	0.230	0.086	0.432	0.025	0.272	0.156
N-A	2000	8/29	10.91	11.00	7.90	3.10		0.473	0.332	0.132	0.380	0.081	0.278	0.236
N-B	2000	8/29	6.80	5.67	4.32	1.35		0.618	0.274	0.084	0.417	0.035	0.248	0.284
N-C	2000	8/29	5.95	4.16	3.35	0.81		0.786	0.243	0.076	0.358	0.021	0.280	0.452
R-1	2000	8/29	5.43	14.32	10.11	4.21		0.637	23.3	1.96	16.5	0.468	1.05	4.09

3.4 栄養塩類の濃度および負荷量と集水域の牛密度

クッチャロ湖の水質環境（特に富栄養化）に影響を与える流入河川の窒素およびリンの濃度や負荷量と、集水域の牛密度との関連性について、検討を試みる。

図-2に、集水域の牛密度と全窒素（TN）、硝酸態窒素（NO₃-N）および全リン（TP）、リン酸態リン（PO₄-P）の濃度の関係について示した。図に使用した濃度データは、大雨時の2001年9月の調査結果を除き、複数回調査を行った地点の濃度データは平均値を用いた。

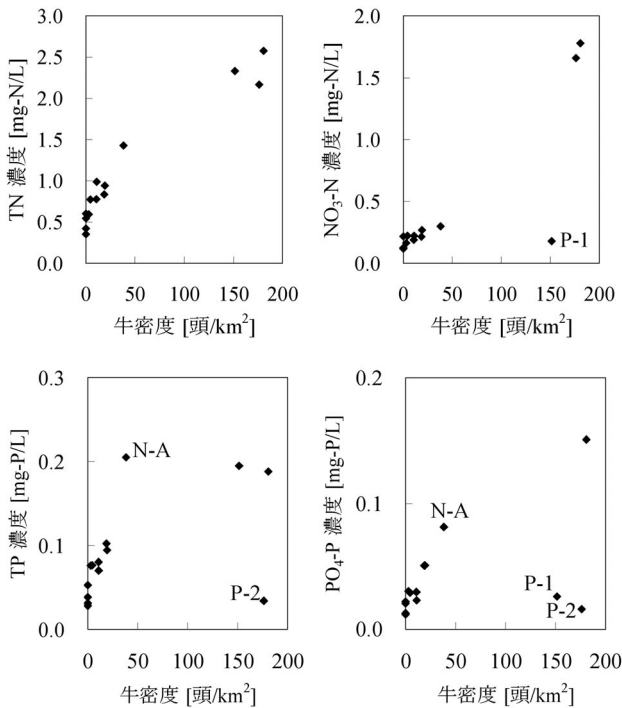


図-2 牛密度とTN、NO₃-N、TP、PO₄-P、の各濃度との関係

TNは牛密度が極端に大きいボン沼川関連の地点（P-1、P-2、P-A）で濃度が高く、牛密度と直線的な関係が見られ、風蓮湖集水域河川⁹⁾の結果と同様な傾向を示していた。また、Ekholm et. al.¹⁰⁾が示している、集水域の農業地割合とTN濃度が直線的な関連性があることも類似している。

一方、集水域の牛密度（または農業地割合）と河川のNO₃-N濃度との間には、風蓮湖集水域の結果¹⁰⁾、塘路湖集水域の結果¹¹⁾、Ekholm et. al.⁹⁾や志村ら¹²⁾の報告のような直線関係が見られるものが多く、TNよりも懸濁態のノイズが少なくなるため関係が良くなる。本調査においても、P-1を除いて同様な傾向が見られた。牛密度が高いにもかかわらず、P-1のNO₃-N濃度が低いのは、ボン沼で植物プランクトン増殖のためにNO₃-Nが消費され、植物プランクトン態（懸濁態窒素）に変換したためである。しかしながら、ボン沼流入河川（P-2、P-A）ではNO₃-N濃度レベルが高く、これらは明らかに集水域の酪農影響であると言える。

T-Pについては、一部の地点N-AとP-2を除いて、牛密度が高くなればなるほど、濃度が上昇していた。リンは土壌吸着性が高く、河川への流出は懸濁態の流出が大きな割合を占める¹³⁾。そのため、集水域牛密度と河川濃度との間に大きな関係が見られないことも多い^{9),11)}。しかし、本調査で比較的直線的な関連性が見られた理由としては、この地域の降雨日が多く安定的な降雨影響を受けているため、地点による流出特性が類似しているため、などが考えられる。一方、PO₄-Pに関しては、P-1で濃度が低く、これはNO₃-Nと同様、植物プランクトンに利用されているためである。ところでボン仁達内川のN-Aは飼育牛密度に比べてリン濃度が特異的に高かった。N-Aは全有機炭素濃度

(TOC)が高いことに加えて、流速が極端に遅いといった特徴があり、それらに起因してリンに対して他とは異なる溶出機構を持っていることも考えられる^{14),15)}。

次に、クッチャロ湖内への栄養塩類に関する流入負荷特性を検討するため、流入5河川の最下流7地点の調査結果を用いて解析を行った。解析には、大雨時の2001年9月のデータを除く5回のデータの平均値を用いて行った。オビシナイ川はO-1とO-Aの和、クッチャロ川はN-1とN-Aの和で算出した。

図-3に流量、TN負荷量、TP負荷量の総流入量と各河川寄与率を示した。クッチャロ湖への流入河川による流量、TN負荷量、TP負荷量の合計流入量はそれぞれ 2.75×10^5 m³/日、305kgN/日、28.2kgP/日と見積もられた。流入流量における各河川寄与率に関して、最も集水域面積の大きなクッチャロ川から約半量流入していた。安別川とレカセウシュナイ川がそれぞれ約20%ずつ、ボン沼川は6%程度である。TNおよびTP負荷量の寄与率になると、流量の大きなクッチャロ川の寄与も大きいが、濃度の高いボン沼川の寄与も10%以上に大きくなる。

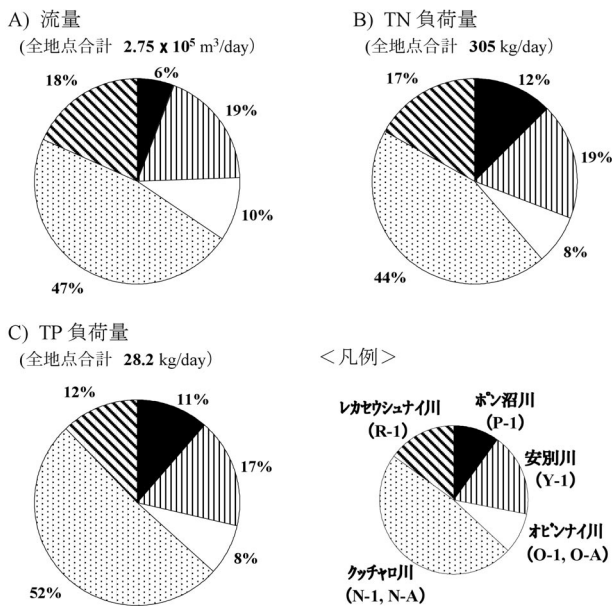


図-3 クッチャロ湖への流入河川合計の流入水量(A)、TN負荷量(B)、TP負荷量(C)に対する河川別寄与率

集水域の酪農活動によるクッチャロ湖流入負荷影響を検討するために、下流地点のデータから算出できる各河川河口付近の集水域牛密度と平均比負荷量との関係について示した(図-4)。TNおよびTPともに、集水域牛密度の高いボン沼川で極端に平均比負荷量が大きい傾向がみられ、牛密度との関連性が認められた。しかし、レカセウシュナイ川は牛密度に比べて、TNおよびTPともに平均比負荷量が大きかった。レカセウシュナイ川以外の比流量は2200~2800m³/日/km²と互いに類似していたが、レカセウシュ

ナイ川の比流量は5800 m³/日/km²と大幅に大きかった。そのため、R-1の比負荷量が大きい理由は、比流量が大きいためであった。レカセウシュナイ川の比流量が大きいためについては不明であるが、水文的な流出機構の相違などが考えられる。

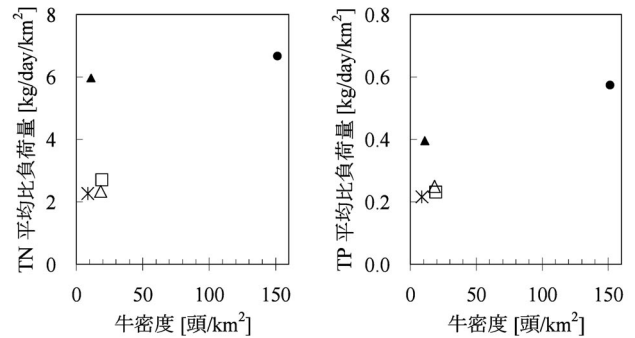


図-4 クッチャロ湖河口付近における、各流入河川の牛密度と平均比負荷量(TN, TP)の関係
●ボン沼川、□安別川、*オビシナイ川、△クッチャロ川、▲レカセウシュナイ川

一方、各河川間の比流量の違いによる影響を除いて特性を比較するために、比負荷量を比流量で除した値、すなわち流入河川河口付近の濃度の平均値に相当するものを算出して、牛密度との関係をプロットし直した(図-5)。レカセウシュナイ川は平均濃度はTNおよびTPいずれも、集水域牛密度の類似している他の河川と同様なレベルであった。図-2の結果と合わせ、クッチャロ湖流入河川のTNとTPについて、集水域牛密度との間には、それらの比負荷量よりも濃度の方に強い関連性が認められた。

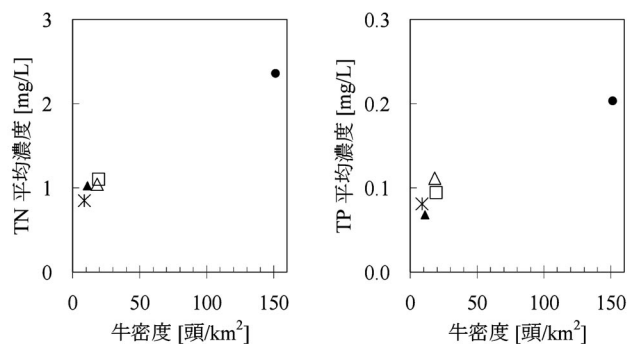


図-5 クッチャロ湖河口付近における、各流入河川の牛密度と平均濃度(TN, TP)の関係
●ボン沼川、□安別川、*オビシナイ川、△クッチャロ川、▲レカセウシュナイ川

4 謝辞

集水域の解析にあたり、地形図のご提供および土地利用状況についてのご教示など、浜頓別町および猿払村の両役場のご関係の皆様には多大なるご協力を頂きました。また、元林野庁北海道森林管理局旭川分局宗谷森林管理署浜頓別事務所・三上司所長（現旭川分局国有林野管理課課長）には、調査地域の概況や、特にポン沼およびその集水域の状況等について、詳細にご教示頂きました。厚くお礼申し上げます。

5 参考文献

- 1) 北海道公害防止研究所: 北海道の湖沼, 1990
- 2) 大木隆志: 湖沼と湿原（水辺の散歩道）, 北海道新聞社, p.12, p.144- 145, 2000
- 3) 北海道: 北海道湿原保全マスタープラン, 1994
- 4) 北海道漁業団体公害対策本部: クッチャロ湖環境調査, 水質汚濁防止に関する調査報告書, Vol.12 p.245-256, 1985
- 5) 日本気象協会北海道支社: 気象データベース
- 6) 田中康男: 畜産業における汚水処理技術の現状と今後の展望, 水環境学会誌, Vol.26, pp.557- 562, 2003
- 7) 田淵俊雄, 高村義親: 集水域からの窒素・リンの流出, 東京大学出版会, p.188, 1985
- 8) 寶示戸雅之: 草地土壌の経年的酸性化と牧草の生育特性に関する研究, 北海道立農業試験場報告, Vol.83, p.10- 11, 1994
- 9) 三上英敏, 坂田康一, 藤田隆男, 阿賀裕英, 五十嵐聖貴, 永洞真一郎: 酪農地域における河川の窒素、リン環境について, 第34回日本水環境学会年会講演集, pp.5, 2000
- 10) Ekholm, P., K. Kallio, S. Salo, O.-P. Pietilainen, S. Rekolainen, Y. Laine and M. Joukola: Relationship between catchment characteristics and nutrient concentrations in an agricultural river system, Water Research, Vol.34, pp.3709- 3716, 2000
- 11) 北海道環境科学研究センター, 北海道立水産孵化場, 北海道立衛生研究所, 山形大学理学部: 塘路湖における環境保全と漁獲の安定化に関する研究,
- 12) 志村もと子, 田淵俊雄: 養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係（畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究(IV)）, 農業土木学会論文集, Vol.189, pp.45- 50, 1997
- 13) Mikami, H., S. Hino, K. Sakata and J. Arisue: Variations in environmental factors and their

effects on biological characteristics of meromictic Lake Abashiri, Limnology, Vol.3, pp.97- 105, 2002

- 14) Reddy, K.R., O.A. Diaz, L.J. Scinto and M. Agami: Phosphorus dynamics in selected wetlands and streams of the lake Okeechobee Basin, Ecological Engineering, Vol.5, pp.183- 207, 1995
- 15) 渡辺紀元, 岸政美, 矢部和夫: 美々湿原水の水質特性と植生の関係（ハンノキ林周辺の水質について）, 用水と廃水, Vol.38, pp.452- 458, 1996

Water qualities of the influent rivers of Lake Kuccharo

Hidetoshi MIKAMI, Takeo FUJITA
Seiki IGARASHI, Shinichiro NAGAHARA

Abstract

We observed water qualities of the influent rivers of Lake Kuccharo from 2000 to 2001. The river water which was affected by the catchment with dense cattle included TN and TP with high concentrations.