北海道上ノ国人工湿地における重金属処理* - 湿地性植物の重金属吸収特性 -

笹木圭子¹ 萩野 激² 堀 修³ 高野 敬⁴
遠藤 祐司⁵ 櫻井 善文⁶ 入江 志潔⁷

Treatment of Heavy Metals in a Constructed Wetland, Kaminokuni, Hokkaido - Accumulation of Heavy Metals in Emergent Vegetations -

by Keiko SASAKI^a, Tagiru OGINO^b, Osamu HORI^c, Keishi TAKANO^d,
Yuji ENDO^b, Yoshifumi SAKURAI^e and Kiyoshi IRIE^e

a. Department of Earth Resources Engineering, Kyushu University
(Corresponding author E-mail: keikos@mine.kyushu-u.ac.jp)

b. Geological Survey of Hokkaido

c. Oyo Corporation

d. Hokkaido Institute of Public Health

e. Docon Co., Ltd.

Heavy metal contents in representative emergent vegetations, *Phragmites australis* and *Typha latifolia*, were investigated from March 2002 to December 2003 in a constructed wetland in Kaminokuni, Hokkaido, Japan. *Typha latifolia* was more effective to Mn^{2+} sorption than *Phragmites australis*. Manganese was accumulated in leaves in *Typha latifolia*, upto 14 mg/g-dry weight. Accumulation of Mn in leaves of *Typha latifolia* was likely the result of activated demand of Mn in photosynthesis during summer and autumn. In contrast, Fe, Zn and Cu distributions were markedly localized and mostly concentrated in root sections of both plants in all seasons. They increase in Fe, Zn and Cu contents in roots of vegetations may be a protection mechanism against excess uptake of unnecessary heavy metals in aerial parts of the plants.

KEY WORDS: Constructed Wetland, Heavy Metals, Acid Drainage, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*

1. はじめに

環境中の有害物質に対し植物を用いて吸収、分解させる方法は、ファイトレメディエーションとよばれ、省エネルギー、低コストのみならず、従来困難であった広範囲・低レベルの汚染処理に有利とされる。また、地球温暖化対策にも効果があり、自然システムを生かしたパッシブレメディエーションとして、先進諸国では注目を集めている。植物はその根から土壌中の重金属を吸収し、太陽エネルギーによる光合成を通して重金属の地上部への輸送、蓄積を可能にする。一方、多くの植物は、過剰な重金属から重要な器官を守るために、重金属イオンをキレート化し、局在化するという戦略を持っていることも知られている。

重金属処理を主眼とした人工湿地のケーススタディは歴史が浅く、種々の湿地性植物による部位別重金属蓄積特性について、デ

ータを集積することは、今後の人工湿地をデザインする際にとっても貴重な知見となる。しかし、フィールドでのケーススタディでは、水質、土壌栄養供給性、気候、季節変動、湿地性植物の個体数、光合成量、蒸発散量、根圏微生物の働きなどさまざまな要因がそれぞれ異なる上、結果を得るのに年単位の時間を要することから、数少ない事例から本来の傾向を知ることは困難である。根圏部への蓄積量 (mg/kg 乾燥重量) に対する地上部への蓄積量の比を *translocation factor* といい¹⁾、この値が大きいものほど、湿地処理に適した植物と重金属のマッチングであるといえる。Deng et al¹⁾ は湿地性植物 12 種について、Pb, Zn, Cu, Cd の *translocation factor* を調べ、この値が 0.7 以上の例として、葦の一種である *Phragmites australis* による Cd、蒲の一種である *Typha latifolia* による Cu, Cd を挙げている。一方、Shu et al.²⁾ は重金属耐性を有するとされる植物種数種の正常な根の成長を 50 % 阻害する程度の溶液中重金属濃度 (EC₅₀) の値を Pb, Zn, Cu について自他の研究結果と比較しており、とくに Cu は Pb, Zn に比べると EC₅₀ の値が桁違いに低く、1ppm 以下としている。つまり、ここでは Cu は湿地処理にあまり向かないことを意味している。Groudeva et al. は 3 種の湿地性植物について汚染を受けていない自然湿地に生育した場合と、人工湿地に生育した場合とで、Cd, Cu, Pb, Mn の含有量を比較したところ、後者は前者の 10 数倍程度であったと報告している³⁾。また、Baldantoni ら⁴⁾ は、湿地性植物は宙水植物であり、水圏根部 (water root) と土壌圏根部

* 2008 年 12 月 5 日受付 2009 年 6 月 24 日受理

1. 普通会員 工博 九州大学大学院工学研究院 准教授

2. 北海道立地質研究所 科長

3. 工修 応用地質 (株) 東北支社 ジオテクニカルセンター

4. 理博 北海道立衛生研究所 研究職員

5. 普通会員 北海道立地質研究所 科長

6. 学修 (株) ドーコン 環境事業本部 環境保全部 次長

7. 農修 (株) ドーコン 環境事業本部 環境保全部 主任技師

[著者連絡先] FAX: 092-802-3338 (九大・笹木)

E-mail: keikos@mine.kyushu-u.ac.jp

キーワード: 人工湿地, 重金属, 酸性廃水, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*

Fig.1 Overview of the constructed wetland in Kaminokuni, Hokkaido.

(sediment root) とで重金属含有量に統計的に有意な差があることを認めている。このように、重金属処理を目的とした湿地において、本来の植物への重金属蓄積特性はさまざまなファクターに影響を受け、きわめて把握しにくい。

前報で述べたように、本研究フィールドの人工湿地において、とくに Mn は土壌に収着しにくく、いったん固定されたものでも再溶解する特性があることを指摘した⁵⁾。そこで、本報では、代表的湿地性植物である *Phragmites australis* および *Typha latifolia* への Mn をはじめとした重金属吸収特性を部位別に分析し、光合成速度との関係を検討した。

2. フィールドの記載および実験方法

フィールドは北海道南部上ノ国町に 2001 年 10 月に建設した第二号人工湿地である⁵⁾。湿地のサイズは長さ 40m、幅 15m で、面積は約 400m² である。Fig. 1 は 2002 年 7 月および 2003 年 8 月の湿地の上流側（南側）から眺めた写真であり、重金属含有水は手前側（南）から奥側（北）へ流れ放流される。1 年目の越冬後もなお湿地性植物は生茂り、旺盛な繁殖力を示していることがわかる。流入水中には Al が 30 ppm（2002 年 10 月測定、上流側の希釈水の流量により変動する）程度含まれており、写真手前側の植物のない水溜り部分は沈砂池で、この部分で流入水中の微粒子の除去や Al 成分の析出が起こる。Al は中性土壌ではケイ酸と結合し不溶化されているが、pH が低下すると Al³⁺ イオンとして溶解し、多くの植物にストレスとして働く。また、Al³⁺ イオンはリン酸とも強く結合し、きわめて難溶性の AlPO₄ を形成するため、植物にリン酸欠乏症を引き起こす場合がある。湿地に導入する直前の処理水の水質は Mn:20ppm、Fe:15ppm、Zn:1ppm、Cu:2ppm、pH:5～7（2002 年 10 月測定）であった。人工湿地に繁殖した優

 Fig.2 Intact plants of (a) *Phragmites australis* and (b) *Typha latifolia* in October, 2002. The length of a pen is 14.5 cm.

勢植物種は草の一種 (*Phragmites australis*) および蒲の一種 (*Typha latifolia*) であった。それぞれの生育 pH 範囲は前者が pH4～6、後者が pH3～7 とされており、代表的耐酸性湿地植物である⁶⁾。

沈砂池を除く湿地部分を縦 2m、横 2.5m の区画に区切り、東西方向に A～F、南方方向に 1～15 の番号を付し、植物の種と株数を管理した⁵⁾。計測にあたり、植物が比較的密集して生育している区画を任意に 3 箇所選び、各区画に生えている植物の本数、株数を計測し、その平均値を密集している箇所の個体数とした。その他の区画については、密集している箇所を基準にしてその 2 分の 1、さらにその 2 分の 1 というように、おおまかに四段階に分類した。

植物試料のサンプリングは 2002 年 7 月、10 月、12 月、2003 年 4 月、7 月、10 月、12 月の計 7 回行った。*Phragmites australis* は、C1、C6、C10 の区画から 5～10 株ずつ根こそぎ採取した。*Typha latifolia* は個体数が少ないため、C1 および C13 から平均的なサイズのものを 1 株ずつ採取した。両種とも水圏根部と土圏根部との区別は明瞭ではなく、根が横方向に発達し、周囲の株同士根が絡み合っているため、一株の根を完全に取りきることは困難であった (Fig. 2)。一株当たりの重金属含有量を計算するに際して、採取した部分の根の量は完全な形の 10 分の 1 であると仮定した。*Phragmites australis*、*Typha latifolia* の生育状態は、毎年 4 月には芽が出る程度の小さなものであり、7 月に成長が進み、10 月にそのサイズは最大となった。両植物とも 12 月にはほとんど枯れかかり、倒れているものも多く見られた。Fig. 2 (a) の図中に円で示すような穂の付いた *Phragmites australis* を採取できたのは 2002 年 10 月のみであった。*Typha latifolia* は 1 年目には株数もわずかであり、サイズもあまり成長しておらず、葉と茎の区別がつかなかったためこれらはすべて葉とみなした。*Typha latifolia* が穂をつけたのは 2003 年以後であった。

採取した植物は、付着した土壌を水道水でよく洗い流し、超音波洗浄により土壌微粒子を植物体からできるだけ除去し、最後に蒸留水ですすいだ後、65℃の乾燥器で 96 時間乾燥させた⁷⁾。これらを根、茎、葉、穂の部位別に分け、乾燥重量を測った後、5 mm 以下に卓上ミキサーで粉碎した。部位別乾燥試料各 0.25 g に 65% HNO₃ 3 ml、30% H₂O₂ 0.5 ml、40% HF 0.25 ml の混酸を添加した。これをマイクロウェーブで 200℃にて 20 分間保持し完全分解した⁸⁾。分解した溶液を蒸留水で適宜希釈した。その

Fig.3 Distribution of *Phragmites australis* in the constructed wetland. The numbers indicate those of stumps. (a) October, 2002, (b) July, 2003.

Fig.4 Distribution of *Typha latifolia* in the constructed wetland in July, 2003. The numbers indicate the number of plant stumps.

希釈液を $0.25\mu\text{m}$ のメンブレンフィルターで濾過した後、溶液中の Mn, Fe, Zn, Cu について ICP-AES 法により分析した。分析値は、部位別に乾燥単位重量あたりの mg 値として整理した。

光合成速度および気孔コンダクタンスの測定は、光合成蒸散測定装置 (LI-COR Li-6400) を用いておこなった。光合成速度は植物の葉単位面積あたりの 1 秒間における CO_2 吸収量 ($\text{mmol}\cdot\text{CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) として表し、気孔コンダクタンスは植物の葉単位面積あたりの 1 秒間に発生する水蒸気量 ($\text{mmol}\cdot\text{H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) として表す。気象条件が一定ならば CO_2 の吸収は気孔コンダクタンスに比例する。測定条件は、チャンパー内温度 20°C 、二酸化炭素濃度 $380\mu\text{mol}\cdot\text{mol}^{-1}$ 、光量 $1000\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ とした。測定した葉面積は 2cm^2 、調査地点 C1, C7, C11 から各 5 個体ずつを測定対象とした。測定時期は、光合成に関わる光量が比較的安定し、個体内の部位によるバラツキが小さくなるよう、2003 年 6 月および 9

月におこなった。重金属含有酸性水の影響を受けない対照試料として、*Typha latifolia* は人工湿地の東側へ 500 m 離れた場所から、*Phragmites australis* は人工湿地の西側へ 3 km 離れた場所 (上ノ国高校付近) から採取したものを同様に測定した。この場所の水質は Mn 濃度 10ppm 以下、Fe 濃度 10ppm 以下、Zn 濃度 5ppm 以下、Cu 濃度 3ppm 以下であった。

3. 結果および考察

2002 年 10 月および 2003 年 7 月に計測した *Phragmites australis* および *Typha latifolia* の株数の概数を Figs. 3, 4 に示す。造成時 (2001 年 10 月) に湿地土壌に *Phragmites australis* の根茎を混ぜたため、2002 年 10 月には西側を除き、*Phragmites australis* は上流から下流までほぼ全面に生育した。越冬後 2003 年 7 月には総株数は 4 ~ 5 倍になった。*Typha latifolia* は人工的に移植しなかつ

Fig.5 Seasonal variation in (a) Mn, (b) Fe, (c) Zn, and (d) Cu contents (mg/g) in *Phragmites australis*.

たため、2002 年 10 月には南側の C1, E1 以外にはほとんど見られなかったが、2003 年 7 月には *Phragmites australis* が繁殖しにくい部分に *Typha latifolia* が増えた。とくに A1～B3 の区画では *Typha latifolia* が *Phragmites australis* の勢力を取って代わったようにみえる。

Fig. 5 は *Phragmites australis* の部位別単位乾燥重量あたりの Mn, Fe, Zn, Cu の含有量 (mg/g) の 2002 年 7 月から 2003 年 12 月までの経年変化を示している。また Fig. 6 (e) には、一株の個体サイズの指標として、C1, C6, C10 から採取した植物試料の平均乾燥重量の変化を示している。Fig.5 (a) より、*Phragmites australis* の Mn 濃度は根：520-2140 (mg/kg)、葉：650-1630 (mg/kg)、茎：0-500 (mg/kg)、穂：230 (mg/kg) であり、Mn は全期間にわたり根と葉に比較的多く分布しており、茎にはほとんど含まれていなかった。Mn 濃度の季節変動は植物の個体乾燥重量と連動しており (Fig. 6 (e))、Mn 濃度 (mg/kg) は個体サイズが比較的小さい春季には低く、サイズが大きい秋季には高くなっていることは興味深い。この傾向は 2 年繰り返して認められ、特に葉において顕著であった。Table 1 は湿地性植物中の各種重金属含有量に関する先行報告例をまとめたものである。本研究で得られた上記の値は他の研究結果と比較しても高いことがわかる。1 株あたりの Mn 含有量 (mg/stump) (Fig. 6 (a)) は 2002 年、2003 年ともに 10 月に

Fig.6 Seasonal variation in (a) Mn, (b) Fe, (c) Zn, and (d) Cu contents (mg/stump) and (e) dry weight of *Phragmites australis*.

最大となり、2 年目に 2 倍以上に蓄積し、根への蓄積が大部分を占めた。

Phragmites australis のなかの Fe は、圧倒的に根に偏っており、含有量は春季に低く、秋～冬季に最大になり、季節により周期的に変動していた (Fig.5 (b))。これらの値は他の報告例と比較すると、根の Fe 含有量は高い値であるがその他の部位は同程度であった (Table 1)。一株あたりの総 Fe 含有量は、Mn の場合と同じ

Table 1 Summary of heavy metal contents accumulated in *Phragmites australis*.

Plant section	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Reference
Na ^a	112	140	32.3	6.19	8)
Na ^a	164	1980	33	7.5	11)
Na ^a	- ^b	-	-	230	12)
root	-	-	1300	60	1)
root	-	-	233-588	55.1-184.6	13)
root	266	3700	45	65	14)
sediment	200-2000	1000-9000	40-150	15-100	4)
root					
water root	10-950	500-10000	5.0-120	10-100	4)
rhizome	38	199	12	6.5	14)
root	520-2140	2030-12600	30-100	40-490	present work
top	87	94	16	2.9	14)
shoot	-	-	170	5	1)
stem	-	-	26.6-75.3	1.60-19.2	13)
stem	0-500	0-610	10-40	2-50	present work
leaf	70-200	90-230	3.0-32	2-7.5	4)
leaf	-	-	11.52-79.03	3.73-10.7	13)
leaf	650-1630	190-2280	30-80	10-710	present work
ear	230	110	50	6	present work

^a Na, whole plant^b -, data was not available

ように時間の経過に伴い増加し、2年目には2倍以上になり、大部分は根に分布していた (Fig.6 (b))。Feは根から吸収されたのち、それより上部器官に運搬されることはほとんどないといえる。

Zn含有量は4元素の中で最も低く、すべての部位に満遍なく分布していた (Fig.5 (c))。流入水中のZn濃度はFe濃度の10分の1程度であるが、*Phragmites australis*へのZnの蓄積はFeの蓄積の10分の1以下である。Znは植物の呼吸における酵素反応を活性化させ、光合成およびDNA合成の補酵素として働くことが知られており⁶⁾、植物にとっては微量ではあるが必須元素である。含有濃度は根: 30-100 (mg/kg)、葉: 30-80 (mg/kg)、茎: 10-40 (mg/kg)、穂: 50 (mg/kg)であり、これらの値は他のデータと比較するとほぼ同程度といえる (Table 1)。また、非汚染地区における植物中のZn濃度は10-100 mg/kgという報告があり⁶⁾、本結果はその範囲にとどまっており、必要以上の摂取をしていないことを示している。1株あたりのZn含有量 (mg/stump) はFeと同様、個体サイズの増加に伴い増大したが、根のほか茎にも比較的多くが分布した (Fig.6 (c))。

*Phragmites australis*のなかのCu含有量は、2003年4月を例外としてすべての期間で根に偏在し、葉、茎、穂の順で含有量は減少し、Feの分布にほとんど連動していた (Fig. 5 (d))。根のCu含有量は年々に伴い蓄積したが、その他の部位では目立った変化はなかった。含有濃度は根: 40-490 (mg/kg)、葉: 10-710 (mg/kg)、茎: 2-50 (mg/kg)、穂: 6 (mg/kg)であり、これらの値は他のデータと比較するとやや高い値であった (Table 1)。一株あたりの総Cu含有量は他の元素と同じく時間の経過に伴い増加した (Fig. 6 (d))。部位別の分布を見ると、根が大部分を占めていた。

一株あたりのこれら重金属含有量は、2年目秋に最大となり、Mn 90 mg, Fe 380 mg, Zn 6.1 mg, Cu 20 mg に達した。いずれも半分以上は根に分布し、これらの重金属が*Phragmites australis*にはほとんど不必要であり、重要な器官を守るために過剰な重金属を根に局在化させる戦略が働いていると思われる。

Fig. 7 は *Typha latifolia* の部位別単位乾燥重量当たりの Mn, Fe,

Fig.7 Seasonal variation in (a) Mn, (b) Fe, (c) Zn, and (d) Cu contents (mg/g) in *Typha latifolia*.

Table 2 Summary of heavy metal contents accumulated in *Typha latifolia*.

Plant section	Mn (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Reference
Na ^a	154	- ^b	-	118	3)
Na ^a	280	2500	9	1	15)
leaf & rhizome	-	-	20-100	-	17)
root	-	-	3089	25	1)
root	1786-2012	7427-28660	1.2-41	1.2-6.5	7)
root	-	-	391.7	-	16)
root	-	-	300-700	-	17)
root	<1890	2490-20810	40-160	30-300	present work
shoot	-	-	180	26	1)
shoot	1752-2076	346-327	7.5-16	1.0-1.2	7)
stem	500-700	<20	10-20	<10	present work
leaf	-	-	60.8	-	16)
leaf	1210-14220	120-2350	10-100	8-180	present work
ear	<1360	<130	20-40	<41	present work

^a Na, whole plant

^b -, data was not available

Fig.8 Seasonal variation in (a) Mn, (b) Fe, (c) Zn, and (d) Cu contents (mg/stump) and (e) dry weight of *Typha latifolia*.

Zn, Cu の含有量 (mg/g) の 2002 年 7 月から 2003 年 12 月までの経年変化を示している。*Typha latifolia* の Mn 含有量 (mg/g) の部位分布は圧倒的に葉の部分に偏在しており、*Phragmites australis* の葉における含有量の数倍から 10 倍含まれていることは、特筆すべきことであった (Fig.7 (a))。*Typha latifolia* の葉の Mn 濃度は他の研究によるデータと比較しても非常に高い値であった (Table 2)。その他の部分は葉と比べると僅かであったことから、Mn は光合

成に必須元素で、呼吸や窒素代謝の酵素コファクターとして使われ⁹⁾、葉への Mn の能動輸送機構が働いていることがわかる。

また、Mn 含有量 (mg/kg) は *Phragmites australis* と同様に春に少なく秋に多いという個体サイズに連動した経年的蓄積傾向が見られた (Fig.8 (a))。Barton ら¹⁰⁾ は不成功であった人工湿地を修復し、*Typha latifolia* のこの特性を利用して、Mn 含有酸性水の処理をうまく達成している。すなわち、流入水を深さ 70 cm 程

Fig.9 Relationship between photosynthesis rate and stomatal conductance. (a) *Phragmites australis* in June, 2003, (b) *Phragmites australis* in September, 2003, (c) *Typha latifolia* in June, 2003, (d) *Typha latifolia* in September, 2003.

Table 3 Mn, Fe, Zn and Cu accumulated mass in *Phragmites australis* and *Typha latifolia* in unit area of a wetland (kg/ha)

		Mn	Fe	Zn	Cu
2002	<i>Phragmites australis</i>	0.91	1.09	0.03	0.01
October	(aerial parts)	(0.861)	(0.436)	(0.0275)	(0.0012)
	<i>Typha latifolia</i>	1.67	0.293	0.025	0.005
	(aerial parts)	(1.57)	(0.0488)	(0.016)	(0.002)
	Total	2.58	1.38	0.055	0.015
	(aerial parts)	(2.43)	(0.484)	(0.043)	(0.0032)
2003	<i>Phragmites australis</i>	9.24	39.4	0.63	2.09
July	(aerial parts)	(5.13)	(1.35)	(0.476)	(0.697)
	<i>Typha latifolia</i>	4.47	4.10	0.058	0.028
	(aerial parts)	(4.10)	(1.02)	(0.0421)	(0.014)
	Total	13.7	43.5	0.688	2.12
	(aerial parts)	(9.23)	(2.37)	(0.518)	(0.711)

度まで掘り下げて、Sub-Surface Flow (SSF) 方式にして、23 cm の厚さのライム層を通しまず酸性水を中和して、その上層に *Typha latifolia* の根部を 46 cm の層に肥料を混ぜて植えておき、中和後の水中の Mn を植物に吸収させるという考え方である。

Fig. 9 に 2003 年 6 月および 9 月の *Phragmites australis* および *Typha latifolia* の光合成速度と気孔コンダクタンスの関係を表した。同図中に示す上流、中流、下流の区画からそれぞれの種を 4-5 株ずつ採取し、測定値をプロットした。両者とも 6 月の方が 9 月よりも光合成速度と気孔コンダクタンスはともに高く、とくに *Typha latifolia* は夏に旺盛な光合成活動が行われていることがわかる (Fig.9 (c))。また、湿地内の場所による差異は光合成活

動にほとんど影響を与えておらず、*Phragmites australis* は水に重金属類が含まれていることが光合成活動に重大な影響を及ぼしていないが、*Typha latifolia* は重金属によるストレスが光合成速度に影響しているようにみえる。前者は日中の明反応と夜間の暗反応を行っているのに対して、後者はそれほど明確な明暗反応を示さないことも関係しているかもしれない。それでもなお春から夏に *Typha latifolia* の葉が 3-4 倍に成長し光合成活動が活発になって、Mn 蓄積量が最大となっている。

Typha latifolia のなかの Fe は明らかに根に偏在していた。部位ごとの Fe 含有濃度は根：2490-20800 (mg/kg)、葉：120-2350 (mg/kg)、茎：0-20 (mg/kg)、穂：0-130 (mg/kg) であった (Fig.7 (b))。

根の Fe 含有濃度の季節変動は 2002 年 7 月を除いて緩やかに増加し、2 年目にはほぼ一定に達した。*Typha latifolia* 一株当たりの Fe 含有量 (mg/stump) は *Phragmites australis* よりやや少ない傾向が見られた (Fig.8 (b))。

Typha latifolia 中の Zn は *Phragmites australis* と同様各部位に広く分布していたが絶対量は *Phragmites australis* と同等あるいはそれ以下であった。含有濃度は根: 40-160 (mg/kg), 葉: 10-100 (mg/kg), 茎: 10-20 (mg/kg), 穂: 20-40 (mg/kg) であり (Fig.7 (c)), 他の報告例と比較すると大きな違いは見られなかった (Table 1)。Zn の蓄積量の変動は、*Phragmites australis* と異なり、Fe の蓄積量とあまり連動していないようにみえる。

2003 年 12 月を除き、*Typha latifolia* 中の Cu の含有量は *Phragmites australis* よりも少なく (Fig. 7 (d)), 総量の季節変動はほとんど見られなかった (Fig. 8 (d))。Cu は *Typha latifolia* よりも *Phragmites australis* によく吸収される傾向があった。

流入水中の Zn 濃度および Cu 濃度が Fe 濃度のそれぞれ約 6% および 13% であることを考慮すれば、*Typha latifolia* も *Phragmites australis* もともに 1 個体当たりの吸収量は Fe に比べて Zn, Cu では小さいことがわかる。従って Zn, Cu の上部器官への吸収特性はつかみにくい結果となっている。これに対して流入水中の Mn 濃度は Fe 濃度と同等もしくはそれ以上で、植物個体が大きく成長する 10 月に個体当たりの葉への Mn 蓄積量が、*Phragmites australis* が 18-22 mg/stump, *Typha latifolia* が 170-180 mg/stump と、2 年にわたりほぼ一定量を示していることは興味深いことである。種ごとに必要量だけを葉に吸収し、過剰分を茎や根にとどめる制御が働いているように思われる。

本人工湿地における 2002 年 10 月および 2003 年 7 月における *Phragmites australis* と *Typha latifolia* の個体数 (Figs.3,4) に基づき、さらに根部の採取重量が全体の 10% という仮定のもとに、1 ha 当たりの *Phragmites australis* および *Typha latifolia* の全部位および地上部のみへの Mn, Fe, Zn および Cu 蓄積量を計算すると Table 3 の通りであった。2 年目の *Phragmites australis* を除き、Mn の湿地性植物の地上部への移行率はいずれも 90% 以上であり、2003 年 7 月の個体数では合計 9.23kg/ha の Mn が植物の地上部に移行し、2002 年 10 月の 4 倍程度を蓄積したことになる。Mn のファイトレメディエーションは他の重金属イオンに比べると効果的であることが示された。この水質のまま人工湿地を数 10 年管理することを考えると、地上部分を刈り取る手入れが必要で、Mn のファイトレメディエーションをさらに促進するために、葉への蓄積が多く、草刈などによる除去効果が大きな *Typha latifolia* を増やす工夫が提言できるであろう。

4. ま と め

北海道ノ国町に建設された重金属処理を目的としたわが国最初の本格的な人工湿地において、湿地性植物である *Phragmites australis* および *Typha latifolia* への Mn, Fe, Zn, Cu の取り込み特性について調べた。本研究で扱った重金属の種類およびその濃度では、重金属類摂取による光合成速度や気孔コンダクタンスへの目立った影響は見られなかった。*Typha latifolia* の葉に著しい Mn の蓄積を示したことは、*Typha latifolia* は *Phragmites australis* よりも光合成速度および気孔コンダクタンスが大きく、夏から秋にかけて Mn を蓄積した結果と考えられる。Mn 処理を必要とするシステムには *Phragmites australis* よりも *Typha latifolia* の個体数を増やすことが有利である。大部分の重金属類は植物の根圏にとどまっていたが、Fe がとくに顕著であった。これらの重金属類が根圏にとどまる理由は直接光合成と関係せず、上部器官の保護のための植物個体の戦略によると思われる。両種への Zn の取り込みは比較的低濃度であり、植物の全部位に拡散しようとする傾向がある。Cu は *Typha latifolia* よりも *Phragmites australis* に蓄積しやすい傾向がやや認められた。

謝辞 本研究は H14-16 年度北海道重点領域研究課題「人工湿地の生態系を利用した酸性廃水処理技術の開発研究」(代表者 荻野激) および H13 年度ホクサイテック財団「自然湿地における酸性鉱山排水の浄化機構に関する研究」(代表者 笹木圭子) に対する研究助成により行われた。上ノ国人工湿地の調査に御協力いただいた北海道函館土木現業所上ノ国ダム建設事務所の関係者各位に謝意を表す。

References

- 1) H. Deng, Z.H. Ye and M.H. Wong: Environ. Pollut., **132** (2004), 29-40.
- 2) W. S. Shu, Z. H. Ye, C. Y. Lan, Z. Q. Zhang and M. H. Wong: Environ. Pollut., **120** (2002), 445-453.
- 3) V. I. Groudeva, S. N. Groudev, A. S. Doycheva: Int. J. Miner. Process., **62** (2001), 293-299.
- 4) D. Baldantoni, R. Ligrone and A. Alfani: J. Geochem. Explor., in press.
- 5) K. Sasaki, O. Hori, T. Ogino, K. Takano, Y. Endo, M. Tsunekawa and T. Hirajima: Journal of MMIJ, **125** (2009), 445-452.
- 6) R. T. Kadlec and R. L. Knight: Treatment Wetlands. Boca Raton, Florida, (1996) CRC Lewis. Florida, pp. 5-18.
- 7) P.A. Mays and G.S. Edwards: Ecol. Eng., **16** (2001), 487-500.
- 8) G. D. Laing, F. M. G. Tack and M. G. Verloo: Anal. Chim. Acta **497** (2003), 191-198.
- 9) R. R. Goulet and F. R. Pick: Ecol. Eng. **17** (2001), 373-384.
- 10) C. D. Barton and A. D. Karathanasis: Environ. Geol., **39** (1999), 39-50.
- 11) A. Samecka-Cymerman and A. J. Kempers: Sci. Total Environ., **281** (2001), 87-98.
- 12) Z. H. Ye, S. N. Whiting, Z. Q. Line, C. M. Lytle, J. H. Qian and N. Terry: J. Environ. Qual., **30** (2001), 1464-1473.
- 13) L. Windham, J. S. Weis and P. Weis: Coast. Shelf Sci., **56** (2003), 63-72.
- 14) J. H. Peverly, J. M. Surface and T. Wang: Ecol. Eng., **5** (1995), 21-35.
- 15) W. J. Mitsch and K. M. Wise: Wat. Res., **32**, (1998), 1888-1900.
- 16) T. Manios, E. I. Stentiford and P. Millner: Chemosphere, **53** (2003), 487-494.
- 17) T. Zhang, J. B. Ellis, D. M. Revitt and R. B. Shutes: Proc. Intl. Conf. On the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control (P. F. Cooper and B. C. Findlater, eds.). Oxford, UK, Pergamon Press, (1990), pp. 451-459.