

安定同位体比及び土壌微量成分分析を用いた
河床低下に伴う土丹露出・流出による
河川生態系への影響についての研究

2012年

浅枝 隆

埼玉大学大学院理工学研究科 環境科学領域 教授

共同研究者：内田 哲夫（埼玉大学大学院博士後期）

安定同位体比及び土壌微量成分分析を用いた河床低下に伴う
土丹露出・流出による河川生態系への影響についての研究

2012 年

浅枝 隆

埼玉大学大学院理工学研究科 教授

目 次

| | |
|---|----|
| 1. 背景と目的..... | 1 |
| 1-1. 背 景..... | 1 |
| 1-2. 目 的..... | 2 |
| 2. 方法と材料..... | 3 |
| 2-1. 観測地点..... | 3 |
| 2.2. 各調査地点の踏査観察状況..... | 6 |
| 2-3. サンプルの採取および処理方法..... | 9 |
| 2-4. 測定前処理および分析方法..... | 9 |
| 2-5. 安定同位体比の分析について..... | 10 |
| 2-6. 統計解析..... | 11 |
| 3. 結果と考察..... | 12 |
| 3-1. 含水率と粒径組成..... | 12 |
| 3-2. 全窒素(TN)、全炭素(TC)、全リン(TP)、硫黄(S)..... | 13 |
| 3-2. 窒素及び炭素の安定同位体比..... | 16 |
| 3-3. 溶存態窒素濃度..... | 18 |
| 3-4. カルシウム(Ca)、カリウム(K)、マグネシウム(Mg)..... | 20 |
| 3-5. 銅(Cu)、マンガン(Mn)、亜鉛(Zn)..... | 23 |
| 3-4. 分析データ整理..... | 26 |
| 4. まとめ..... | 27 |
| 5. 参考文献..... | 28 |

1. 背景と目的

1-1. 背景

高度経済成長期から近年にかけての河川整備、ダム建設といった河川改修工事は、治水安全性の向上、安定した水資源の供給といった恩恵をもたらした。しかしその一方で、人工的な環境改変は自然環境、特に河川生態系に多大な負の影響を及ぼしている(中村太士 1999; 谷田 と 竹門 1999; 辻本 1999)。

例として、ダムの建設は建設地周辺の土地を水没させ、その土地に存在していた森林や河川を破壊してしまい、そこに生息していた動植物の生息域を奪う危険性がある。河道内の砂州や河原においては、人工的な流量調整や河川整備によって洪水による攪乱頻度が減少しており、それに伴い土壌中の栄養塩が蓄積し、植生の形態も変化し(Asaeda and Rajapakse 2008)、結果として河道内の植生が増加し樹林化という問題を引き起こしている(Akamatsu et al. 2011; Asaeda et al. 2009)。

地球温暖化が代表的な環境問題として取りざたされる中、河道内の樹林化は一見してプラスの印象を受ける。しかしながら、樹林化は種の多様性や治水安全性において深刻な問題を引き起こす(傳甫ら 2010)。生物群集の生息地は自然環境によって異なり、それぞれに、森林での生態系、河川での生態系、海域での生態系と様々な体系を成している。河道内の礫河原においても固有の動植物が生息しており、樹林化はそうした固有の生態系を損なう恐れがある(村中と鷺谷 2001)。また、植生増加に伴う治水容量の減少は洪水時の氾濫の危険性を高め、流木となった木本類が下流の構造物を傷めるなど、人間の生活にも負の影響を与えることが知られている(小山内ら 1998; 松本ら 2001; 石川ら 1989)。

河道内の樹林化を抑制するために、河道内に供給される栄養塩類の抑制、および植生にとって基盤となる細粒土壌の供給を抑制する必要がある、これらの全容解明を進めるとともに今後の河川管理のあり方について検討していくべき必要がある。

1-2. 目 的

河道内樹林化問題に関して、栄養塩収支についての研究は多く成されてきている(平生ら 2011 ; 浅枝ら 2011)。窒素固定を行う特定の種による植生繁茂の遷移に関する研究や、窒素の量的な見積りによる樹林化機構の解明などが行われている(Akamatsu et al. 2011; Asaeda, et al. 2011)。しかし、未だ複雑な栄養塩循環や物質収支に関して全容の解明には至っていない現状が有る。また樹林化問題においては、一旦砂州に植生が侵入すると、植物の根や地上茎によって細粒土壌や有機物がトラップされ、更に植生繁茂の進行しやすい土壌を作り上げてしまう側面がある(Asaeda, et al. 2009; Asaeda, et al. 2011)。栄養塩のみならず上流からの細粒土壌の供給についても研究を進める必要がある(Asaeda and Rashid 2012)。

本研究においては河道内樹林化問題に関して一因となっている上流からの土壌堆積についての解明するため、一級水系の多摩川において河川敷に繁茂する樹木や草本類が生育している地点の細粒土壌中の多元素濃度および安定同位体比を分析することによって、土壌のトレーサーと成りうる元素の検討を行なった。

2. 方法と材料

2-1. 観測地点

観測地である多摩川においては、現在までの研究調査で、クズやアレチウリなどの蔓植物の大群落を観察されており(Asaeda, et al. 2011)、ニセアカシアやヤナギ類などの木本類も多く確認されている(浦口ら. 2004; 高橋ら 2005)。これらの植生の増加は、礫河原の消失や在来植生群の衰退、河川治水能力の低下や、洪水時の治水安全性の低下を引き起こす要因の一つとして考えられている。また、固有植生を衰退させ、河川景観を急速に変化させるとして地元の市民団体が積極的に駆除活動を進めている。しかしながら目立った効果は挙がっていない現状がある(倉本と小林 2001; 倉本と野村 2004)。

本研究における観測地点は図 1 に示される場所である。一級河川の多摩川の河口から 46.5km の左岸に位置する昭島 (以後昭島 Akishima, A と記す)、34.6km の左岸に位置する府中四谷橋の上流地点 (以後府中 Fuchu, F と記す)、および、22.1km の左岸に位置する狛江水辺の楽校内 (以後狛江 Komae, K と記す) である。

平常時の水面からの高さは、それぞれ 0.3–2.4、0.6–2.6、0.6–3.2m 程度であり、冠水の頻度は、昭島、府中、狛江の順である。

図 2 に、2009 年 4 月から 2012 年 1 月における洪水と各地点の水面からの高さを示す。水位は石原観測所のデータを示す。

昭島は年間を通して数十回程度と頻繁に冠水しており、府中は年に 2 度、狛江は年に 3 度程度の頻度で冠水している。

また、各調査地のサンプル採取地点は図 3 (昭島 A)、図 4 (府中 F)、図 5 (狛江 K) に示す通りである。

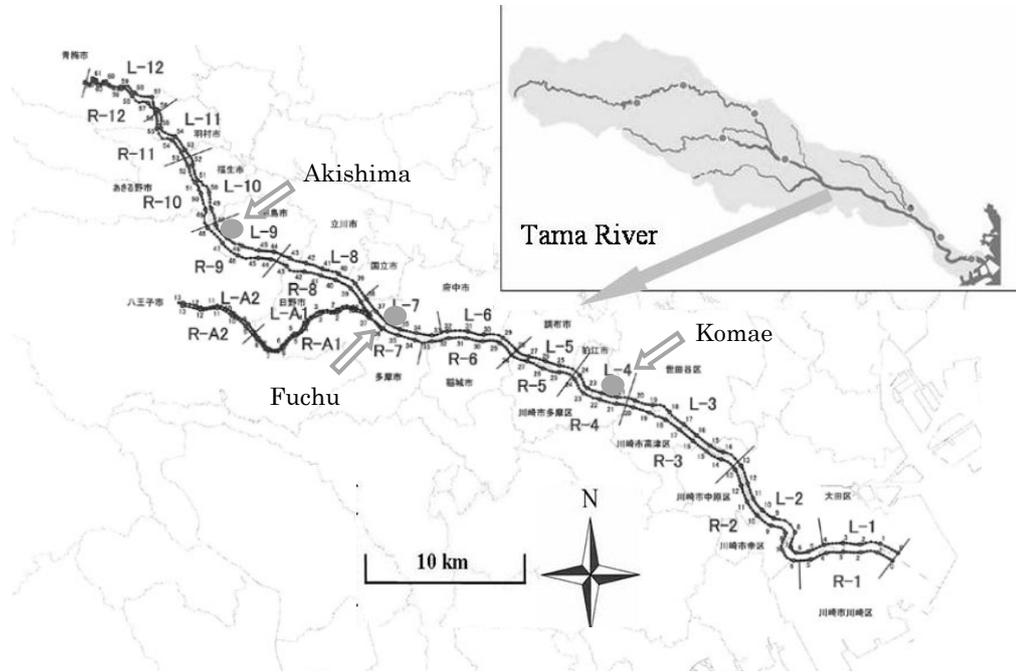


図 1 観測地点

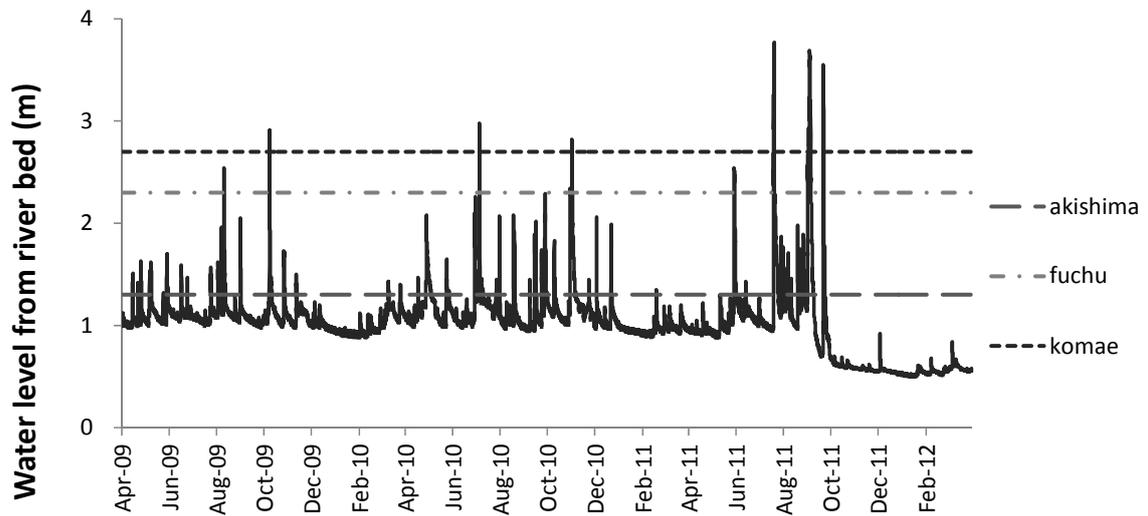


図 2 河川水位と各調査地点の比高（2009年4月～2012年1月）
 水位は石原観測所のデータを示す。



図 3 昭島(A)のサンプル採取地点



図 4 府中(F)のサンプル採取地点



図 5 狛江(K)のサンプル採取地点

2.2. 各調査地点の踏査観察状況

河道内の陸地において植生の繁茂が促進される要因として、外部から供給される窒素やリンなどの栄養塩類の他に、植物が根を張る基盤となる細粒土壌による影響が挙げられる。特に多摩川においては中流から下流にかけて比較的粒径の細かな土壌の堆積が目立って確認されており、これが植生拡大の一因であることが予測される。

本研究の調査地の踏査時の概況を示すと、上流に位置する昭島(A)地点の付近では広範囲に渡って粘土層の土壌が確認されており、強固な土丹層によって形成されているような特徴が見られた(写真 1、写真 2)。また、中流に位置する府中(F)では土丹層の露出は見られなかったが、砂州上において土丹で形成されたとみられる土壌塊が確認された(写真 3、写真 4)。下流の狛江(A)では、二ヶ領宿河原堰下流から狛江水辺の楽校上流において土丹層が広域に露出している。更に狛江の水辺の楽校の下流側に広がる砂礫河原上に土丹で形成されたと考えられる土壌塊が確認された(写真 5)。

したがって、3 調査地点は、土丹層の露出している区間の下流及び洪水などによりと単相から剥離した土壌塊が上流から供給される地点となっている。



写真 1 昭島(A)の土丹層(1)



写真 2 昭島(A)の土丹層(2)



写真 3 府中(F)の砂州



写真 4 府中(F)の砂州上の土丹塊



写真 5 狛江(K)の土丹層

2-3. サンプルの採取および処理方法

観測は各場所において概ね月一度の頻度で行った。昭島においては、昭和用水堰の下流に土丹層が確認され、その土壌試料を採取した。府中では、浅川との合流地点で、四谷橋上流における砂州において礫質土壌、および河岸に堆積が確認された土丹土壌のサンプリングを行った。狛江においても土丹が堆積している土壌が確認され、それらの採取を行うとともに河原において植生繁茂地域（主にニセアカシア、ヤナギが繁茂する周辺の地域）の細粒土壌の採取も行った。

土壌は地表面から0～10cm、10～20cm、20～30cmの3層の土壌を掘り起こして採取し、容器に保管し冷蔵状態で速やかに持ち帰った。また、植生が自生している地点においては植物個体を根や地下茎を含めて全て採取した。植物については、採取地点や種ごとにラベリングし他の植物と混合しないように注意深く持ち帰った。

植物に関しては、実験室内において蒸留水で洗浄後、根、茎、葉に分け、73℃の乾燥炉に48h以上入れておき、重量変化がなくなるまで乾燥させた後に各部位の乾燥重量を測定した。更に、植物サンプルは化学分析のために粉碎作業を行った。

また、土壌サンプルに関しては、湿潤重量および乾燥重量を測定し含有水分量を測定した(Black 1965)。炉乾燥後の土壌については、ふるい分け試験を行い粒径別に重量を測定することで粒径分布を得た(ASTM D422-63 2002)。土壌サンプルの分析は、植物の利用に関する細粒分(0.1mm程度以下)についてののみ分析に用いた。

2-4. 測定前処理および分析方法

土壌中の硝酸態窒素(NO_3^-)、亜硝酸態窒素(NO_2^-)、アンモニア態窒素(NH_4^+)は、採取後の土壌を2mol KClと1:5の質量比で混合し、1h浸透、フィルタリング後に抽出された溶液を分析に使用しAuto Analyzer (BLtec社製)で分析を行い計算処理によって単位土壌あたりの量として換算した(APHA 1998)。また、乾燥試料中の全窒素(TN)、全炭素(TC)はCHNコーダー(YANACO社製)、TPに関してはモリブデン青法(Murphy and Riley 1962)に従って分析を行なった。硫黄(S)はMicroVario (Elementar Analysensysteme GmbH社製)により分析した。

土壌中の各種鉱物の測定は、乾燥試料を過塩素酸と硝酸を1:1で混合した溶液を用いて過塩素酸分解法により溶出し上澄み液をフィルタリングしたものを分析に用いた(APHA 1998)。そして、カルシウム(Ca)、カリウム(K)、マグネシウム(Mg)、銅(Cu)、マンガン(Mn)、亜鉛(Zn)の6元素について原子吸光法のフレーム(アセチレン-空気)分析にて、測定元素に合わせて希釈を行い、必要に応じて緩衝剤と混合し適正濃度での測定を行なった(APHA 1998)。分析には原子吸光光度計AA-6300 (SHIMADZU社製)を用いた。

2-5. 安定同位体比の分析について

植物サンプルおよび土壌サンプルに含まれる炭素および窒素について、MicroVario (Elementar Analysensysteme GmbH 社製)で燃焼し、それぞれのガスに分離した後に、IspPrime (Micromass UK Ltd 社製)を用いて安定同位体の量を測定した。

一般的に、生物体を構成する主要な元素とされる水素、炭素、窒素、酸素、硫黄などは、生物圏、地圏、水圏、気圏を大小様々なサイクルで循環しているが、これらの元素には、中性子の数は異なるが化学的性質の良く似た安定同位体 **Stable isotope** が存在する。仮に、温度一定条件下を考えると、大気はこの温度に対応するエネルギーを持ち、空気中には分子が飛散している状態である。この場合に、質量数の小さな分子（例えば ^{14}N により構成される分子）は、質量数の大きなもの（ ^{15}N によるもの）と比べて飛散スピードが速くなる。このことは、同じ元素であっても質量数の差によって反応速度、反応効率に差が生じることを意味している。

実際に、窒素の安定同位体では、 ^{14}N は ^{15}N の 1.01~1.03 倍の反応速度であるという(永田 and 宮島 2008)。この現象により、化学・生化学反応、蒸発などの相変化、飛散などの物理的なプロセスにおいて、反応速度に差が生まれる現象を同位体分別 **isotope fractionation** (もしくは同位体効果 **isotope effect**) と呼ぶ。安定同位体比分析を利用し、重い同位体をトレースすることで、自然界の元素循環における様々な知見が得られている。

研究において用いた $\delta^{15}\text{N}$ は単純な ^{15}N と ^{14}N との比ではなく、下記の式により導かれるものであり大気中の窒素を基準物質としたものである。

$$\delta^{15}\text{N} = \left(R_{\text{sample}} / R_{\text{ref}} - 1 \right) \cdot 1000 \text{ [‰]}$$

R_{sample} : 試料中の $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (モル比)

R_{ref} : 大気中の $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (モル比)

大気中の存在比 (モル分率) : ^{14}N : 0.996337、 ^{15}N : 0.003663

この式で導かれる $\delta^{15}\text{N}$ は、河川域において窒素の循環を推定する指標として用いることができる。一般的に植物は土壌から窒素を吸収するので、植物体内の $\delta^{15}\text{N}$ は土壌中のものより等しくなるはずである。

しかし、実際には植物の根は反応効率の良い ^{14}N を優先的に吸収するために、植物体中の $\delta^{15}\text{N}$ は土壌中のものより低い値になることがある。更には、植物体内の各部位においても、根から茎、枝、葉というように栄養分が移動する際にも分別が行われており、最終的には吸

収時と異なる $\delta^{15}\text{N}$ を有する葉がリターとして土壌に還ると予想できる。また、土壌内においても分別が行われており、リターが微生物によって無機化される反応や、土壌中窒素の硝化、脱窒などの過程でも $\delta^{15}\text{N}$ が変化すると考えられている。

以上のように、河川においては、微生物や植物の働きによって、吸収、無機化、硝化、脱窒といった窒素化合物の生成や返還が極めて複雑に行われており、窒素濃度だけでこの循環を説明するのは難しい。 $\delta^{15}\text{N}$ を用いることで、窒素汚染の原因物質の特定や、生物間における窒素供給形態の解明などが可能になるといえる。

2-6. 統計解析

土丹土壌と砂質土壌を比較する時は、スチューデントの t 検定(Student 1908)を用いた。検定は両側検定とし、 $P < 0.05$ で有意性があると判断した。

また、すべての統計解析については Microsoft Excel 2010(Microsoft 社製)の統計機能を用いた。

3. 結果と考察

分析に用いた土壌サンプルは、昭島(A)で土丹土壌 5 地点、府中(F)で土丹土壌 1 地点と砂質土壌 5 地点、狛江(K)で土丹土壌 2 地点、砂質土壌 4 地点である。

以下、分析結果を示す。

3-1. 含水率と粒径組成

図 8 に土壌中の含水率(%)を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌の含水率の平均値は $14.89\% \pm 7.564$ であった。府中(F)の土丹土壌の含水率の平均値は $7.16\% \pm 2.663$ 、砂質土壌の平均値は $7.03\% \pm 6.212$ であった。狛江(K)の土丹土壌の含水率の平均値は $22.38\% \pm 4.154$ 、砂質土壌の平均値は $18.6\% \pm 10.247$ であった。

また、3 地区全体の土丹土壌の含水率の平均値は $13.76\% \pm 8.271$ 、砂質土壌の平均値は $12.23\% \pm 11.695$ であった。両土壌中の含水率の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えないことから土丹土壌と砂質土壌の含水率は差がない(t-test, $t=0.269$, $P=0.794$)。

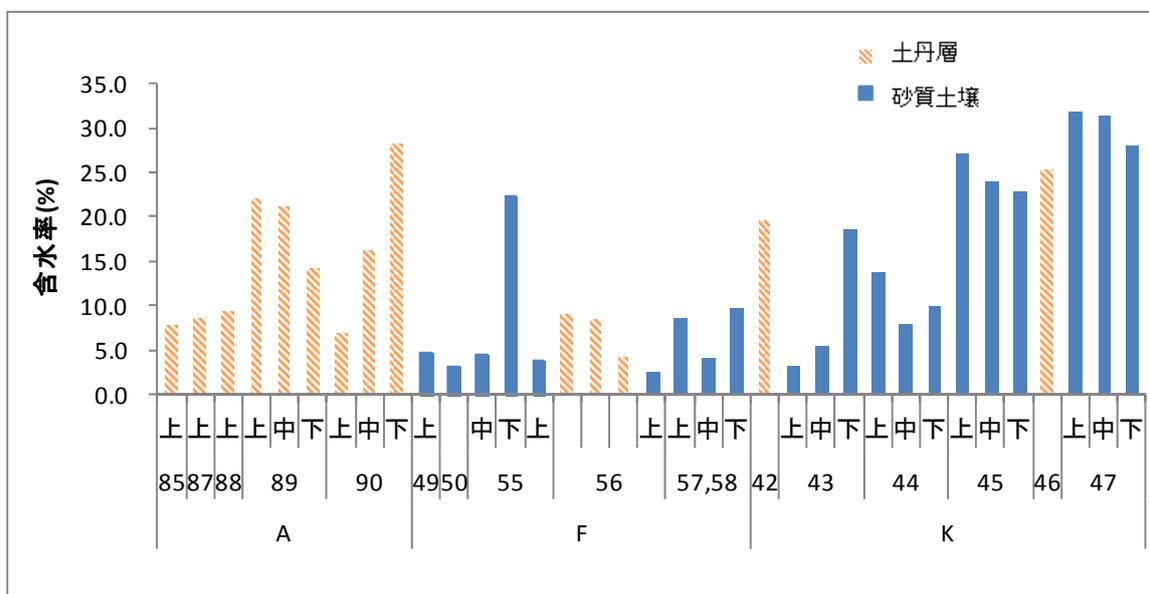


図 6 土壌の含水率

図 7 に乾燥土壌中の粒径加積曲線を示す。粒径加積曲線から通過百分率で 50%の値を代表粒径(D50)として土丹土壌と砂質土壌の比較を行う。

昭島(A)の土丹土壌の D50 の平均値は $0.24\text{mm} \pm 0.074$ であった。府中(F)の土丹土壌の D50 は 0.38mm 、砂質土壌の平均値は $2.66\text{mm} \pm 4.140$ であった。狛江(K)の土丹土壌の D50 の平均値は $0.23\text{mm} \pm 0.002$ 、砂質土壌の平均値は $1.58\text{mm} \pm 2.447$ であった。

また、3 地区全体の土丹土壌の D50 の平均値は $0.27\text{mm} \pm 0.071$ 、砂質土壌の平均値は $2.11\text{mm} \pm 3.776$ であった。

両土壌中の D50 の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えないことから土丹土壌は砂質土壌に比べ D50 の含有量が少ないという結果になった(t-test, $t=-1.091$, $P=0.337$)。

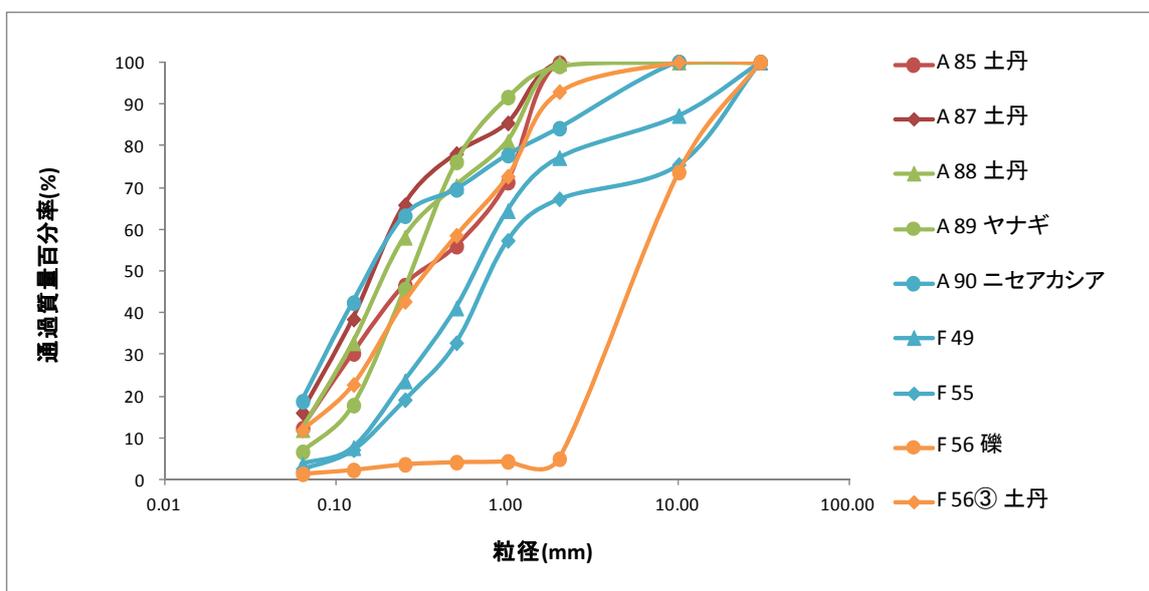


図 7 土壌の粒径組成

3-2. 全窒素(TN)、全炭素(TC)、全リン(TP)、硫黄(S)

図 8 に乾燥土壌中の全窒素(TN)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌の全窒素の平均値は $0.04\% \pm 0.020$ であった。府中(F)の土丹土壌の全窒素の平均値は $0.02\% \pm 0.007$ 、砂質土壌の平均値は $0.12\% \pm 0.045$ であった。狛江(K)の土丹

土壌の全窒素の平均値は $0.03\% \pm 0.007$ 、砂質土壌の平均値は $0.19\% \pm 0.115$ であった。

また、3地区全体の土丹土壌の全窒素の平均値は $0.04\% \pm 0.018$ 、砂質土壌の平均値は $0.16\% \pm 0.098$ であった。両土壌中の全窒素の平均値の差を検定すると有意に異なることから土丹土壌は砂質土壌に比べ全窒素の含有量が少ないと言える(t-test, $t=-5.625$, $P<0.01$)。

また、全窒素に関しては水際部から遠くかつ植物が自生している土壌において濃度が大きく、土丹土壌中の全窒素は比較的低濃度となる傾向が示された。

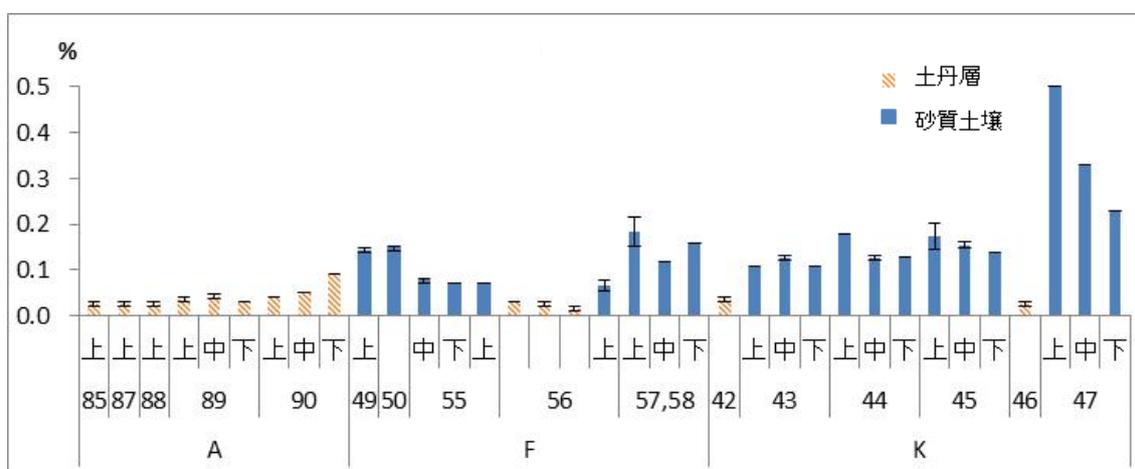


図 8 土壌中の全窒素(TN)濃度

続いて、図 9 に乾燥土壌中の全炭素(TC)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌の全炭素の平均値は $0.98\% \pm 0.700$ であった。府中(F)の土丹土壌の全炭素の平均値は $0.08\% \pm 0.005$ 、砂質土壌の平均値は $1.29\% \pm 0.462$ であった。狛江(K)の土丹土壌の全炭素の平均値は $0.28\% \pm 0.189$ 、砂質土壌の平均値は $2.15\% \pm 1.382$ であった。

また、3地区全体の土丹土壌の全炭素の平均値は $0.04\% \pm 0.687$ 、砂質土壌の平均値は $0.67\% \pm 1.152$ であった。両土壌中の全窒素の平均値の差を検定すると有意に異なることから土丹土壌は砂質土壌に比べ全炭素の含有量が少ないと言える(t-test, $t=-0.823$, $P<0.01$)。

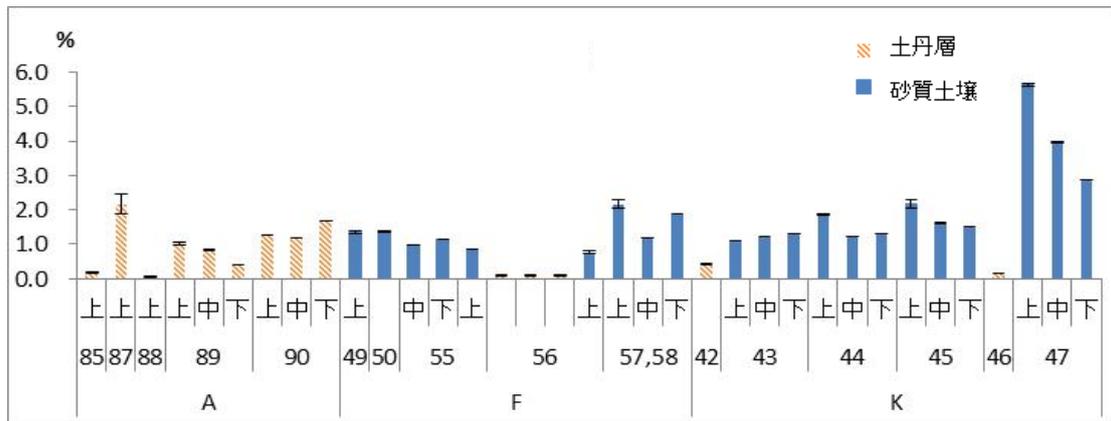


図 9 土壌中の全炭素(TC)濃度

図 10 に乾燥土壌中の全リン(TP)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌の全リンの平均値は $0.03\% \pm 0.015$ であった。府中(F)の土丹土壌の全リンの平均値は $0.03\% \pm 0.020$ 、砂質土壌の平均値は $0.02\% \pm 0.002$ であった。狛江(K)の土丹土壌の全リンは 0.04% 、砂質土壌の平均値は $0.03\% \pm 0.012$ であった。

また、3 地区全体の土丹土壌の全リンの平均値は $0.03\% \pm 0.014$ 、砂質土壌の平均値は $0.03\% \pm 0.010$ であった。両土壌中の全リンの平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えなかった(t-test, $t=0.629$, $P=0.544$)。

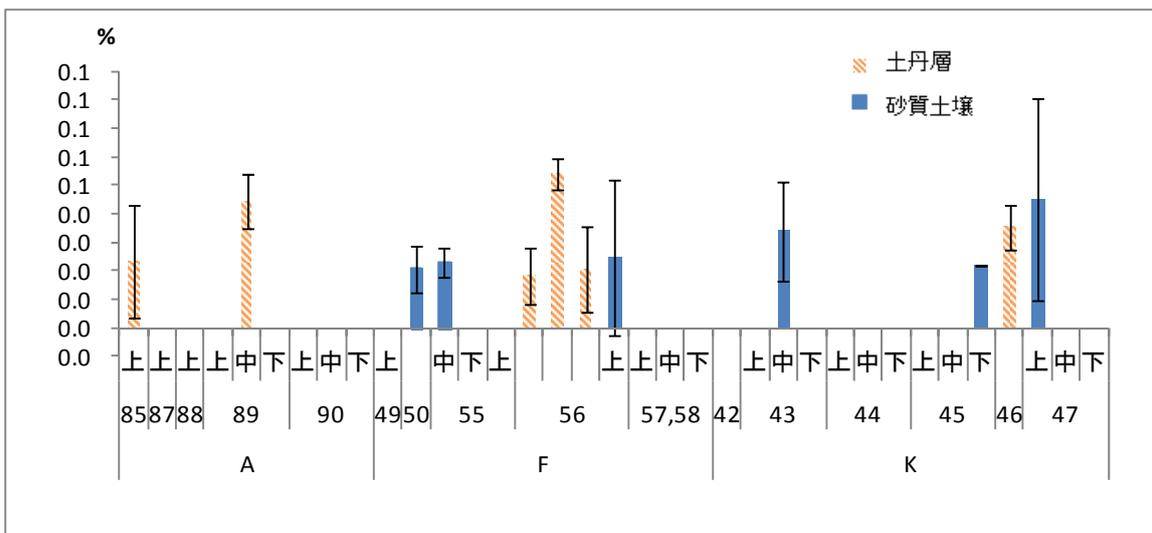


図 10 土壌中の全リン(TP)濃度

図 11 に乾燥土壌中の硫黄(S)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌の硫黄の平均値は $0.02\% \pm 0.006$ であった。府中(F)の土丹土壌の硫黄の平均値は $0.02\% \pm 0.004$ 、砂質土壌の平均値は $0.06\% \pm 0.032$ であった。狛江(K)の土丹土壌の硫黄の平均値は $0.14\% \pm 0.133$ 、砂質土壌の平均値は $0.05\% \pm 0.016$ であった。

また、3地区全体の土丹土壌の硫黄の平均値は $0.04\% \pm 0.057$ 、砂質土壌の平均値は $0.05\% \pm 0.024$ であった。両土壌中の硫黄の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えなかった(t-test, $t=-0.823$, $P=0.422$)。

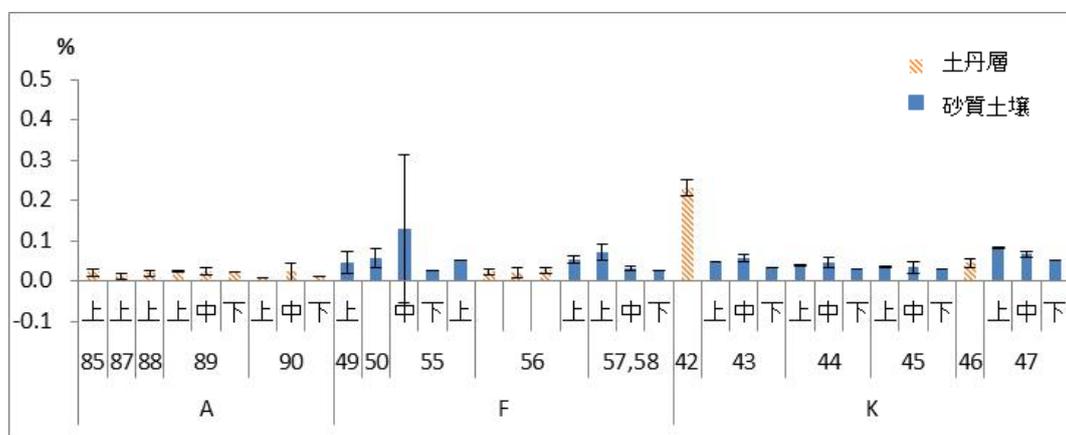


図 11 土壌中の(S)硫黄

3-2. 窒素及び炭素の安定同位体比

図 12 に乾燥土壌中の窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌の窒素安定同位体比の平均値は -5.86 ± 4.308 であった。府中(F)の土丹土壌の窒素安定同位体比の平均値は -5.81 ± 6.792 、砂質土壌の平均値は 0.91 ± 2.248 であった。狛江(K)の土丹土壌の窒素安定同位体比の平均値は -4.44 ± 7.055 、砂質土壌の平均値は 3.80 ± 01.741 であった。

また、3地区全体の土丹土壌の窒素安定同位体比の平均値は -5.65 ± 4.755 、砂質土壌の平均値は 2.56 ± 2.417 であった。

両土壌中の窒素安定同位体比の平均値の差を検定すると有意に異なることから土丹土壌は

砂質土壤に比べ窒素安定同位体比が小さいと言える(t-test, $t=-5.967$, $P<0.01$)。

多摩川で採取された土壤のうち、土丹中の窒素安定同位体比は比較して低い値を示す傾向が見られる。

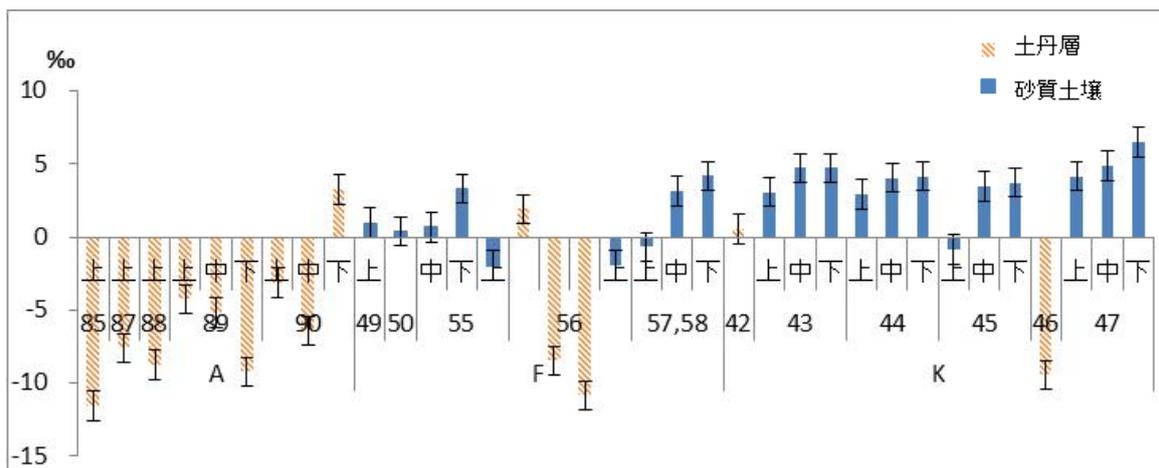


図 12 土壤中の窒素安定同位体比(δ¹⁵N)

図 13 に乾燥土壤中の炭素安定同位体比(δ¹³C)を示す。図中の上、中、下は、土壤の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壤の炭素安定同位体比の平均値は -14.33 ± 10.532 であった。府中(F)の土丹土壤の炭素安定同位体比の平均値は -30.15 ± 1.631 、砂質土壤の平均値は -21.46 ± 4.191 であった。狛江(K)の土丹土壤の炭素安定同位体比の平均値は -26.46 ± 4.191 、砂質土壤の平均値は -23.95 ± 1.803 であった。

また、3地区全体の土丹土壤の炭素安定同位体比の平均値は -19.90 ± 10.956 、砂質土壤の平均値は -22.86 ± 3.226 であった。

両土壤中の炭素安定同位体比の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えなかったことから土丹土壤は砂質土壤と炭素安定同位体比では差がないと言える(t-test, $t=0.956$, $P=0.356$)。

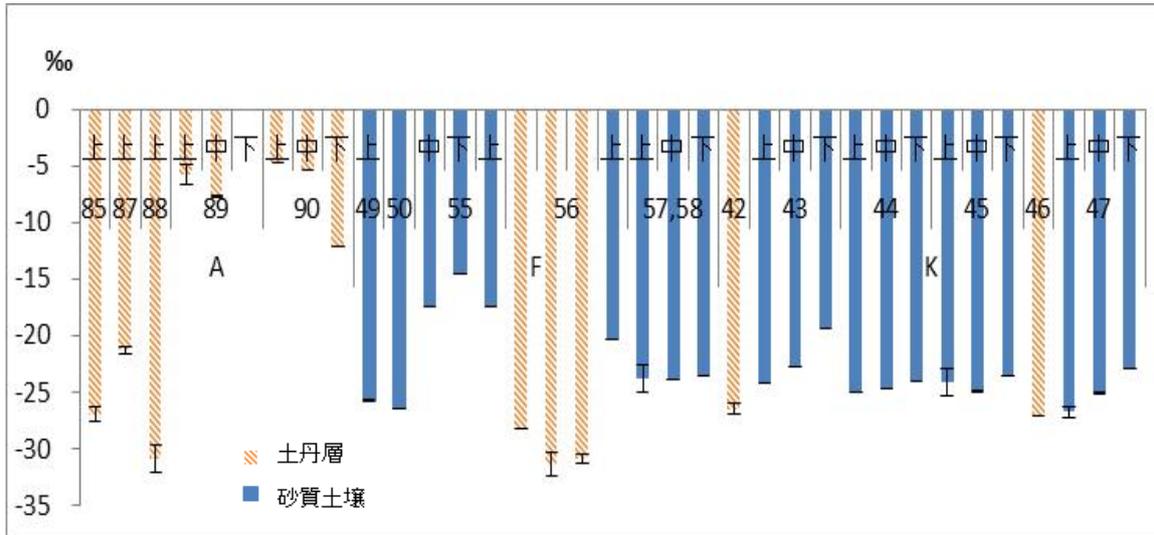


図 13 土壤中の炭素安定同位体比(δ¹³C)

3-3. 溶存態窒素濃度

図 14 に乾燥土壤中の硝酸態窒素(NO³)と亜硝酸態窒素(NO²)の合計濃度を示す。図中の上、中、下は、土壤の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壤の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度の平均値は 19.14ppm±9.513であった。府中(F)の土丹土壤の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度は 65.91ppm、砂質土壤の平均値は 40.63ppm±8.839 であった。狛江(K)の土丹土壤の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度の平均値は 2.92ppm±0.408、砂質土壤の平均値は 17.56ppm±12.374 であった。

また、3 地区全体の土丹土壤の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度の平均値は 23.20ppm±13.928、砂質土壤の平均値は 26.83±22.881 であった。

両土壤中の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えなかったことから、土丹土壤は砂質土壤に比べ硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の合計濃度の含有量には差がない(t-test, t=-0.383, P=0.707)。

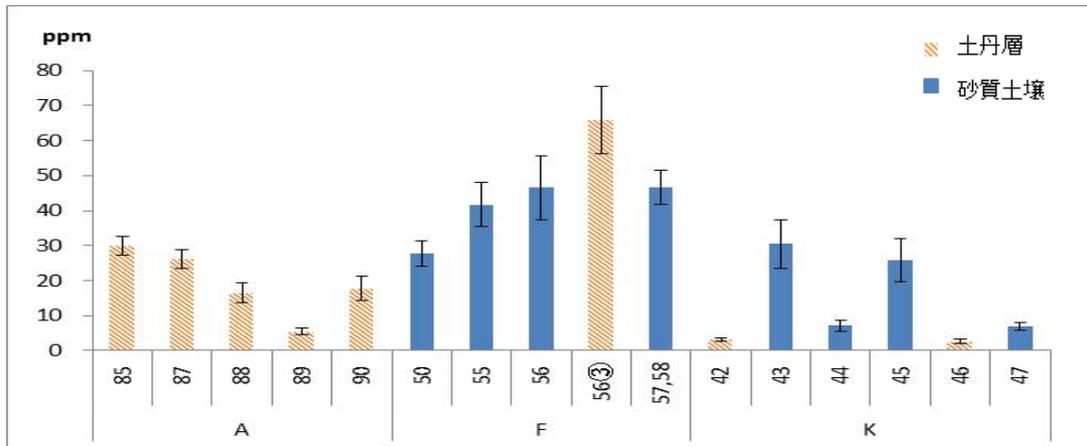


図 14 土壤中の硝酸態窒素(NO_3^-)および亜硝酸態窒素(NO_2^-)の合計濃度

図 15 に乾燥土壤中のアンモニア態窒素(NH_4^+)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌のアンモニア態窒素の平均値は $0.04\% \pm 0.037$ であった。府中(F)の土丹土壌のアンモニア態窒素の平均値は $0.02\% \pm 0.007$ 、砂質土壌の平均値は $0.10\% \pm 0.055$ であった。狛江(K)の土丹土壌のアンモニア態窒素の平均値は $0.03\% \pm 0.007$ 、砂質土壌の平均値は $0.19\% \pm 0.115$ であった。また、3地区全体の土丹土壌のアンモニア態窒素の平均値は $0.04\% \pm 0.018$ 、砂質土壌の平均値は $0.16\% \pm 0.098$ であった。

両土壌中のアンモニア態窒素の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えないことから土丹土壌と砂質土壌ではアンモニア態窒素の含有量に有意な差は見られない(t-test, $t=0.674$ $P=0.511$)。

しかしながら、アンモニア態窒素濃度に関しては植物の活動が活発な土壌と比べて、土丹土壌では低い濃度を示す傾向が見られる。

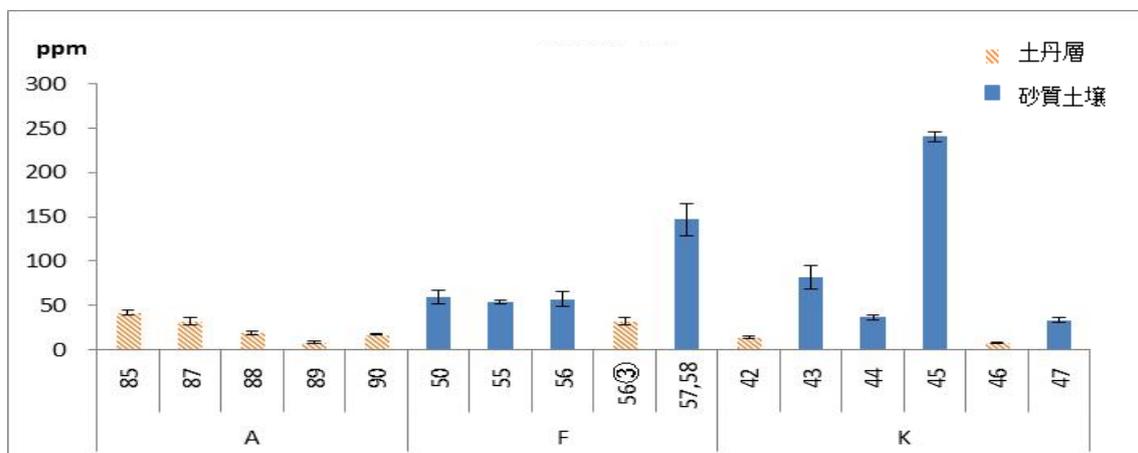


図 15 土壤中のアンモニア態窒素(NH_4^+)濃度

3-4. カルシウム(Ca)、カリウム(K)、マグネシウム(Mg)

土壌中のカルシウム(Ca)、カリウム(K)、マグネシウム(Mg)、銅(Cu)、マンガン(Mn)、亜鉛(Zn)の濃度を順に示す。下ラベルには土丹や礫など土壌の種類、およびその地点に生息していた植物名を示した。

図 16 に乾燥土壌中のカルシウム(Ca)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌のカルシウムの平均値は 2747.93ppm±2875.112 であった。府中(F)の土丹土壌のカルシウムは 711.26ppm、砂質土壌の平均値は 783.21ppm±210.790 であった。狛江(K)の土丹土壌のカルシウムの平均値は 854.19ppm±19.787、砂質土壌の平均値は 600.70ppm±185.010 であった。

また、3地区全体の土丹土壌のカルシウムの平均値は 1,915.90ppm±2283.048、砂質土壌の平均値は 710.21ppm±201.908 であった。

両土壌中のカルシウムの平均値の差を検定すると有意に異なるとはいえなかったため、土丹土壌は砂質土壌とカルシウムの含有量に差がない(t-test, $t=1.390$, $P=0.214$)。

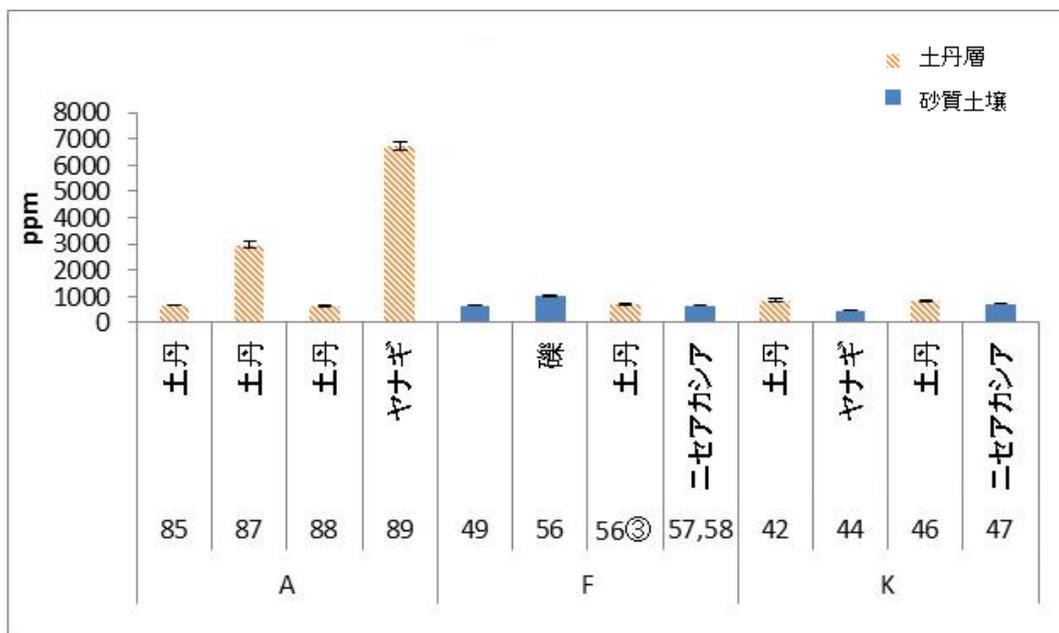


図 16 土壌中のカルシウム(Ca)濃度

図 17 に乾燥土壌中のカリウム(K)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌のカリウムの平均値は $206.72\text{ppm} \pm 52.413$ であった。府中(F)の土丹土壌のカリウムは 239.65ppm 、砂質土壌の平均値は $227.21\text{ppm} \pm 51.839$ であった。狛江(K)の土丹土壌のカリウムの平均値は $205.16\text{ppm} \pm 5.048$ 、砂質土壌の平均値は $214.84\text{ppm} \pm 18.467$ であった。

また、3地区全体の土丹土壌のカリウムの平均値は $210.98\text{ppm} \pm 39.220$ 、砂質土壌の平均値は $222.26\text{ppm} \pm 38.402$ であった。

両土壌中のカリウムの平均値の差を検定すると有意に異なることいえないことから土丹土壌は砂質土壌に比べカリウムの含有量に変わりはない(t-test, $t=-0.495$, $P=0.631$)。

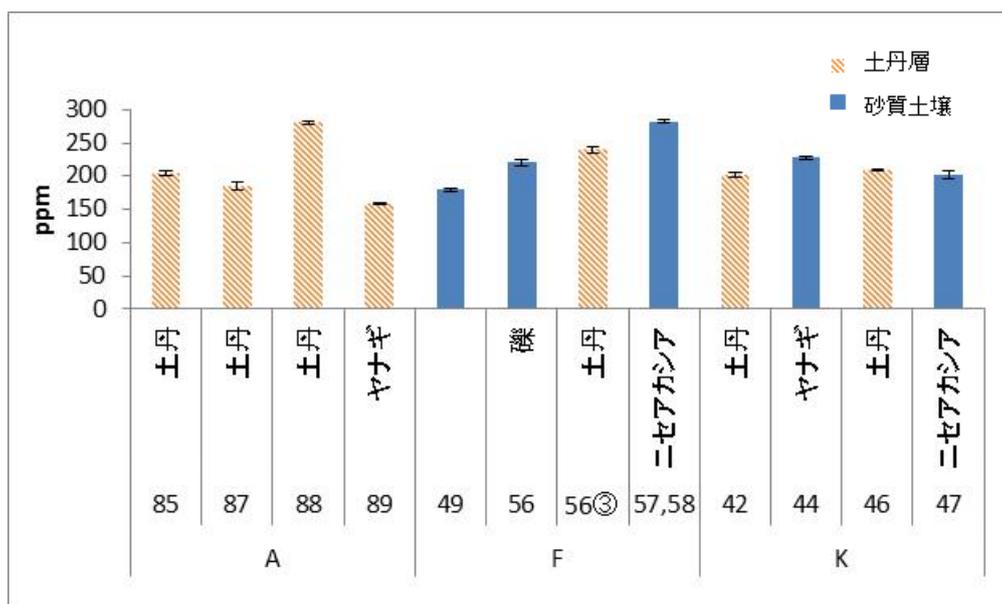


図 17 土壌中のカリウム(K)濃度

図 18 に乾燥土壌中のマグネシウム(Mg)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌のマグネシウムの平均値は $594.75\text{ppm} \pm 0.064$ であった。府中(F)の土丹土壌のマグネシウムの平均値は 534.25ppm 、砂質土壌の平均値は $429.69\text{ppm} \pm 0.068$ であった。狛江(K)の土丹土壌のマグネシウムの平均値は $494.91\text{ppm} \pm 0.006$ 、砂質土壌の平均値は $471.36\text{ppm} \pm 0.001$ であった。したがって、マグネシウム濃度は昭島(A)、府中(F)、狛江(K)とも標準偏差が小さい。

また、3地区全体の土丹土壌のマグネシウムの平均値は $557.58\text{ppm} \pm 0.018$ 、砂質土壌の平均値は $446.36\text{ppm} \pm 0.098$ であった。

両土壌中のマグネシウムの平均値の差を検定すると有意に異なることから土丹土壌は砂質土壌に比べマグネシウムの含有量が多いと言える(t-test, $t=-2.402$, $P=0.037$)。

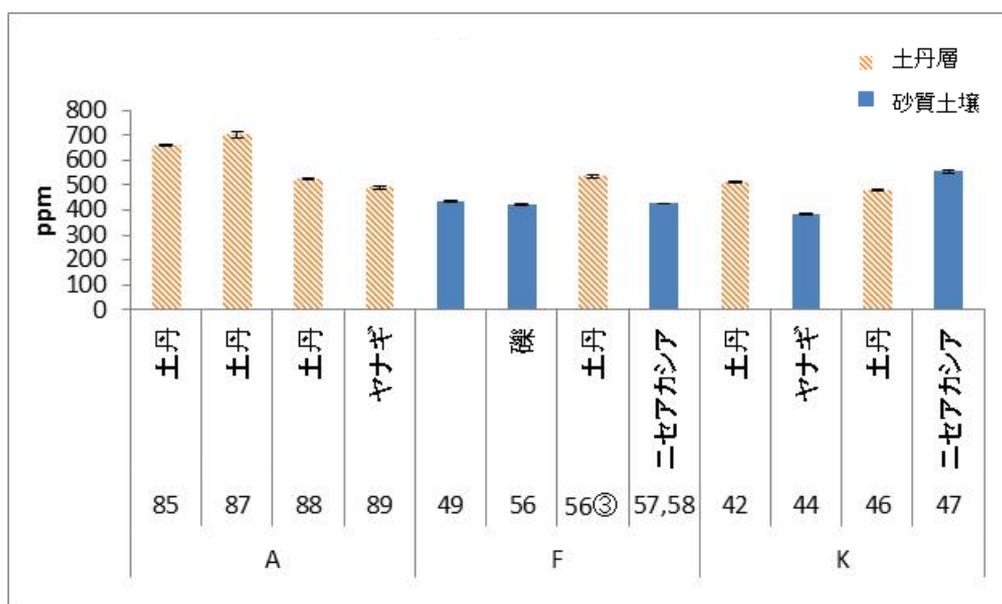


図 18 土壌中のマグネシウム(Mg)濃度

3-5. 銅(Cu)、マンガン(Mn)、亜鉛(Zn)

図 19 に乾燥土壌中の銅(Cu)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層(地表面から 0-10cm)、中層(地表面から 10-20cm)、下層(地表面から 20-30cm)を示す。

昭島(A)の土丹土壌の銅(Cu)の平均値は $0.47\text{ppm} \pm 0.044$ であった。府中(F)の土丹土壌の銅(Cu)は 0.36ppm 、砂質土壌の平均値は $0.52\text{ppm} \pm 0.084$ であった。狛江(K)の土丹土壌の銅(Cu)の平均値は $0.44\text{ppm} \pm 0.063$ 、砂質土壌の平均値は $0.94\text{ppm} \pm 0.124$ であった。

また、3地区全体の土丹土壌の銅(Cu)の平均値は $0.44\text{ppm} \pm 0.056$ 、砂質土壌の平均値は $0.69\text{ppm} \pm 0.312$ であった。

両土壌中の銅(Cu)の平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えないことから、土丹土壌と砂質土壌の銅(Cu)の含有量に差は見られない(t-test, $t=-1.729$, $P<0.159$)。

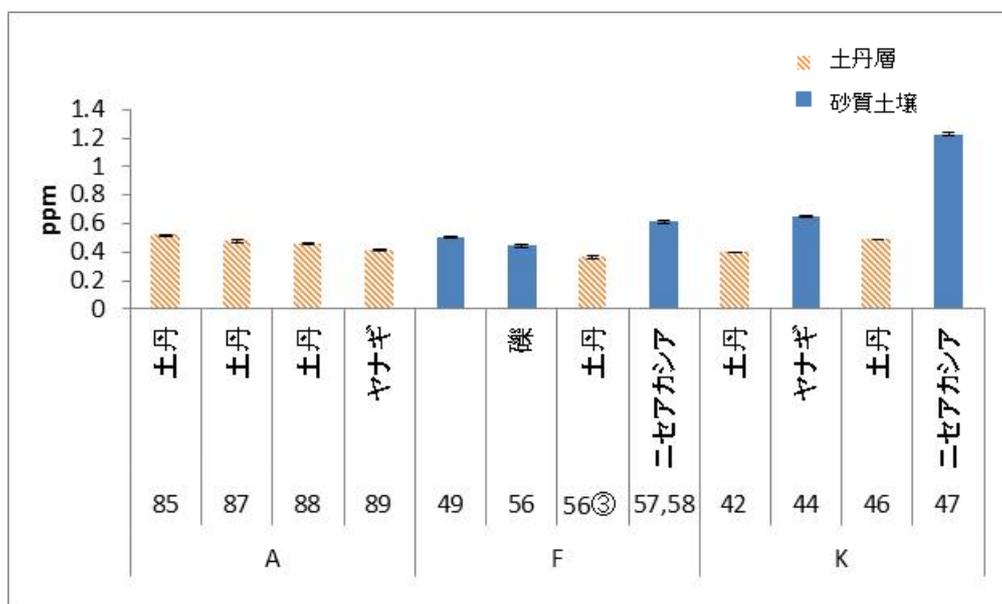


図 19 土壌中の銅(Cu)濃度

図 20 に乾燥土壌中のマンガン(Mn)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌のマンガンの平均値は 63.89ppm±53.784 であった。府中(F)の土丹土壌のマンガンは 29.20ppm、砂質土壌の平均値は 49.19ppm±49.568 であった。狛江(K)の土丹土壌のマンガンの平均値は 38.46ppm±8.016、砂質土壌の平均値は 58.81ppm±21.793 であった。

また、3 地区全体の土丹土壌のマンガンの平均値は 51.67ppm±40.167、砂質土壌の平均値は 53.04ppm±12.138 であった。

両土壌中のマンガンの平均値の差を検定すると有意に異なるとは言えないことから、土丹土壌と砂質土壌はマンガンの含有量に差がない(t-test, $t=-0.085$, $P=0.935$)。

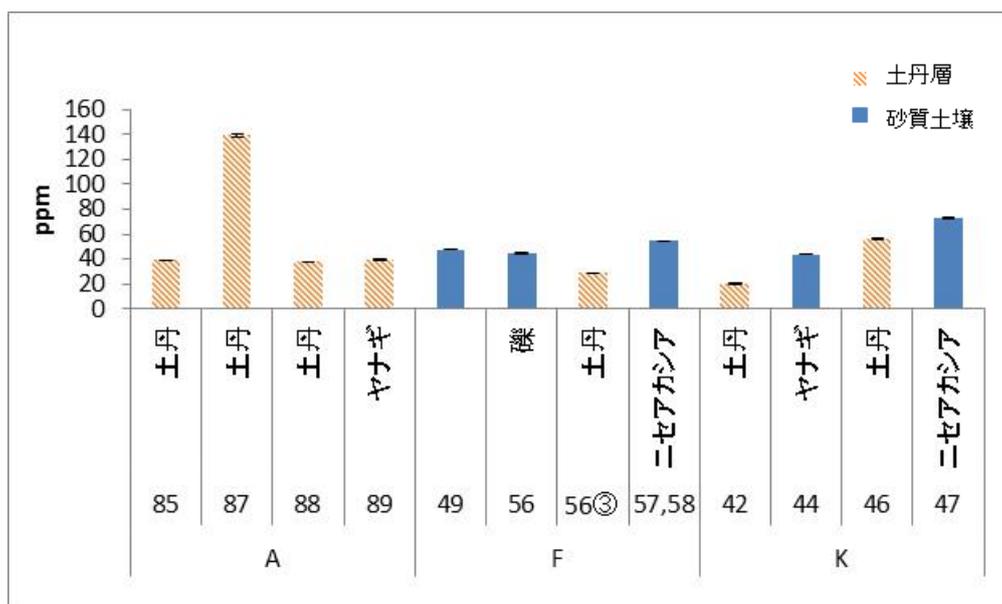


図 20 土壌中のマンガン(Mn)濃度

図 21 に乾燥土壌中の亜鉛(Zn)濃度を示す。図中の上、中、下は、土壌の各採取地点の上層（地表面から 0-10cm）、中層（地表面から 10-20cm）、下層（地表面から 20-30cm）を示す。

昭島(A)の土丹土壌の亜鉛の平均値は $1.59\text{ppm} \pm 0.071$ であった。府中(F)の土丹土壌の亜鉛は $1.78\text{ppm} \pm$ 、砂質土壌の平均値は $2.72\text{ppm} \pm 0.802$ であった。狛江(K)の土丹土壌の亜鉛の平均値は $1.87\text{ppm} \pm 0.229$ 、砂質土壌の平均値は $3.33\text{ppm} \pm 0.262$ であった。

また、3 地区全体の土丹土壌の亜鉛の平均値は $1.70\text{ppm} \pm 0.174$ 、砂質土壌の平均値は $2.965\text{ppm} \pm 0.672$ であった。

両土壌中の亜鉛の平均値の差を検定すると有意に異なることから、土丹土壌は砂質土壌に比べ亜鉛の含有量が少ないと言える(t-test, $t=-4.106$, $P=0.014$)。

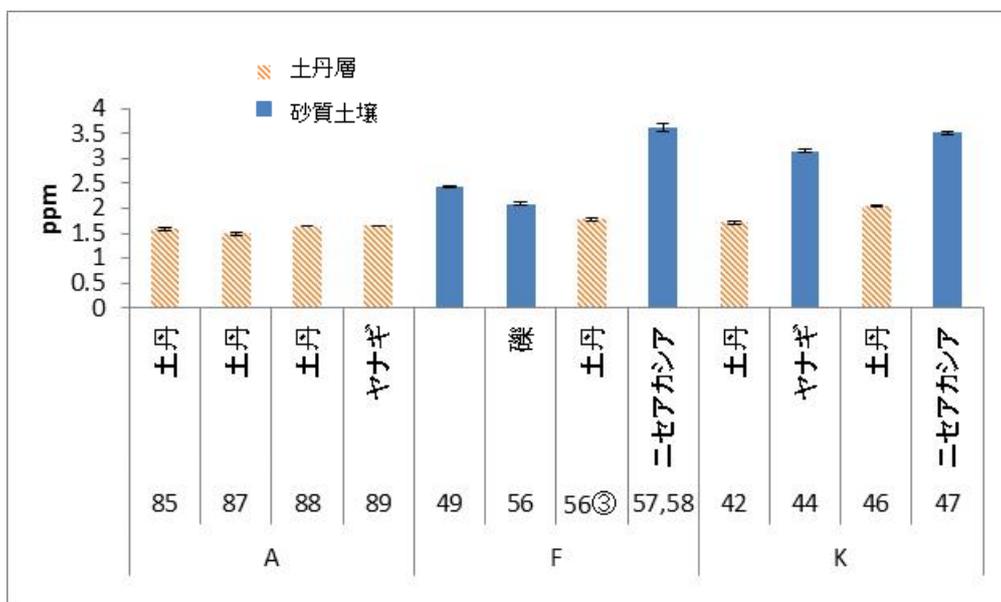


図 21 土壌中の亜鉛(Zn)濃度

3-4. 分析データ整理

ここで、土丹土壤と砂質土壤の分析の一連の結果と両土壤の平均の差の検定の結果を整理したものを表 1 に整理する。土壤中の窒素、炭素濃度および窒素安定同位体比については有意水準 1% で差が認められ、マグネシウムと亜鉛の 2 元素は 5% で有意な差が認められる結果となった。

表 1 各項目の分析および検定結果

| 分析項目 | 土丹土壤 | | | 砂質土壤 | | | P 値 | |
|---|------|--------|--------|------|-------|-------|------|------|
| | n | 平均値 | 標準偏差値 | n | 平均値 | 標準偏差値 | | |
| TN % | 14 | 0.04 | 0.02 | 21 | 0.16 | 0.10 | 0.00 | ** |
| TC % | 14 | 0.69 | 0.69 | 21 | 1.78 | 1.15 | 0.00 | ** |
| S % | 14 | 0.04 | 0.06 | 21 | 0.05 | 0.02 | 0.42 | n.s. |
| $\delta^{15}\text{N} \text{ ‰}$ | 14 | -5.6 | 4.8 | 21 | 2.6 | 2.4 | 0.00 | ** |
| $\delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$ | 14 | -19.9 | 11.0 | 21 | -22.9 | 3.2 | 0.36 | n.s. |
| NO ₃ ,NO ₂ ppm | 8 | 23.2 | 13.9 | 8 | 26.8 | 22.9 | 0.71 | n.s. |
| NH ₄ ppm | 8 | 65.3 | 73.9 | 8 | 44.6 | 45.6 | 0.51 | n.s. |
| TP % | 6 | 0.03 | 0.01 | 6 | 0.03 | 0.01 | 0.54 | n.s. |
| Ca ppm | 7 | 1915.9 | 2283.0 | 5 | 710.2 | 201.9 | 0.21 | n.s. |
| K ppm | 7 | 211.0 | 39.2 | 5 | 222.3 | 38.4 | 0.63 | n.s. |
| Mg ppm | 7 | 557.6 | 87.7 | 5 | 446.4 | 64.0 | 0.04 | * |
| Cu ppm | 7 | 0.4 | 0.1 | 5 | 0.7 | 0.3 | 0.16 | n.s. |
| Mn ppm | 7 | 51.7 | 40.2 | 5 | 53.0 | 12.1 | 0.93 | n.s. |
| Zn ppm | 7 | 1.7 | 0.2 | 5 | 3.0 | 0.7 | 0.01 | * |
| D50 mm | 7 | 0.3 | 0.1 | 5 | 2.1 | 3.8 | 0.34 | n.s. |
| 含水率 % | 7 | 13.8 | 8.3 | 5 | 12.2 | 11.7 | 0.79 | n.s. |

n.s.(not significant), ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$

4. まとめ

分析を行なった項目について検定を行なったところ、土丹層の土壌と砂質土壌では、土壌中の全窒素濃度、全炭素濃度、および窒素安定同位体比において高い相違が見られた。また、鉍物元素として、マグネシウムや亜鉛についても異なる傾向を示すことが確認された。

これらの項目が今後上流から下流への土壌の輸送を追っていく上で重要な指標と成り得ると考えられる。今後は更なる他元素の分析を行うことで含有濃度での評価だけではなく、各元素の組成比についても検討していく必要がある。

5. 参考文献

- APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. edited by American Public Health Association. Washington, D.C.: American Water Works Association and Water Environment Federation.
- ASTM D422-63. 2002. "Standard Test Methods for Particle-Size Analysis of Soils." edited by American Society for Testing and Materials. Philadelphia.
- Akamatsu, Fumikazu, Koichi Ide, Koji Shimano, and H. Toda. 2011. "Nitrogen stocks in a riparian area invaded by N-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia* L.)." *Landscape and Ecological Engineering* 7:109-115.
- Asaeda, Takashi, and Larith Rajapakse. 2008 "Effects of spates of different magnitudes on a *Phragmites japonica* population on a sandbar of a frequently disturbed river." *River Research and Applications* 24: 1310-1324.
- Asaeda, Takashi, Siong Kian, Kawashima Takayuki, and Kentaro Sakamoto. 2009 "Growth of *Phragmites japonica* on a sandbar of regulated river: Morphological adaptation of the plant to low water and nutrient availability in the substrate." *River Research and Applications* 25: 874-891.
- Asaeda, Takashi, PIA Gomes, Kentarou Sakamoto, and Rashid Harun, Md. 2011. "Tree colonization trends on a sediment bar after a major flood." *River Research and Applications* 27(8):976-984.
- Asaeda, Takashi, Pattiyage I. A. Gomes, and Eisuke Takeda. 2009. "Spatial and temporal tree colonization in a midstream sediment bar and the mechanisms governing tree mortality during a flood event." *River Research and Applications* 26:960-976.
- Asaeda, Takashi, and Md H. Rashid. 2012. "The impacts of sediment released from dams on downstream sediment bar vegetation." *Journal of Hydrology* 430-431:25-38.
- Asaeda, Takashi, Md Harun Rashid, Souichirou Kotagiri, and Tetsuo Uchida. 2011. "The role of soil characteristics in the succession of two herbaceous lianas in a modified river floodplain." *River Research and Applications* 27(5):591-601.

- Black, CA. 1965. "Method of Soil Analysis." in *Physical and Mineralogical Properties*, edited by Inc. American Society of Agronomy. Wisconsin, USA: Madison.
- Murphy, J, and J Riley. 1962. "A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters." *Analytica Chimica Acta* 27:31-36.
- Student. 1908. "The Probable Error of a Mean." *Biometrika* 6(1):1-25.
- 中村太士. 1999. "ダム影響評価の背景と課題 特集を編集するにあたって." *応用生態工学* 2(2):101-102.
- 倉本宣, and 小林美絵. 2001. "多摩川におけるカワラノギクのレストレーション." *ランドスケープ研究* 65(4):298-301.
- 倉本宣, and 野村康弘. 2004. "多様な市民との協働による絶滅危惧植物カワラノギクの復元における合意形成." *日本緑化工学会誌* 29(3):408-411.
- 傳甫潤也, 堀岡和晃, and 田代隆志. 2010. "河畔ヤナギ林の林分構造と流水抵抗:堆積土砂の粒度を使用した林分構造の解析." *応用生態工学* 13(2):155-163.
- 小山内信智, 平松晋也, and 石川芳治. 1998. "流木対策施設の効果と維持管理体制の現状." *砂防学会* 50(6):48-51.
- 平生昭二, 浅枝隆, and 坂本健太郎. 2011. "アロメトリー関係を用いた河畔樹木の生長モデルの開発とその応用." *土木学会論文集 B1 (水工学)* 67(4):I_1375-I_1380.
- 村中孝司, and 鷺谷いづみ. 2001. "鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入." *応用生態工学* 4(2):121-132.
- 松本健作 et al. 2001. "流木塊の橋脚への堆積に関する研究." *水工学論文集* 45:925-930.
- 永田俊, and 宮島利宏. 2008. *流域環境評価と安定同位体*. 京都: 京都大学学術出版会.
- 浅枝隆, 中村祐太, 坂本健太郎, 関根秀明, and 平生昭二. 2011. "礫床河川の砂州や氾濫原の樹林化が栄養塩循環に与える影響と樹林化促進機構の可能性について." *土木学会論文集 B1 (水工学)* 67(4):I_1369-I_1374.
- 浦口晋平, 渡邊泉, 久野勝治, 星野義延, and 坂上寛一. 2004. "多摩川中流域における河川敷土壌の化学性とその変動—2001年の調査—." *応用生態工学* 6(2):165-176.

石川芳治, 水山高久, and 福澤誠. 1989. “土石流に伴う流木の発生及び流下機構.” *砂防学会誌* 42(3):4-10.

谷田一三, and 竹門康弘. 1999. “ダムが河川の底生動物へ与える影響.” *応用生態工学* 2(2):153-164.

辻本哲郎. 1999. “ダムが河川の物理的環境に与える影響—河川工学及び水理学的視点から—.” *応用生態工学* 2(2):103-112.

高橋俊守, 畠瀬頼子, 皆川朋子, and 星野義延. 2005. “多時期植生図の解析による河道内植生の変遷に関する考察.” *ランドスケープ研究* 68(5):647-650.

安定同位体比及び土壌微量成分分析を用いた河床低下に伴う土丹露出・流出による河川生態系への影響についての研究

(研究助成・学術研究VOL. 41—NO. 302)

著 者 浅枝 隆

発行日 2012年12月1日

発行者 公益財団法人とうきゅう環境財団

〒150-0002

東京都渋谷区渋谷1-16-14 (渋谷地下鉄ビル内)

TEL (03) 3400-9142

FAX (03) 3400-9141

<http://www.tokyuenv.or.jp/>