

# 亜鉛を含む資材の農業利用に伴う環境影響

(独)農業環境技術研究所 板橋 直

## 1. はじめに

亜鉛は、人間を含む生物にとっての必須元素の一つであるが、成人の推奨摂取量は1日7-9mg<sup>1)</sup>とごく微量である。そのため、人でも過剰摂取による毒性が種々見いだされている<sup>2)</sup>のと同様、環境中でも生物に対して毒性を発揮する場合がある。このような亜鉛による毒性に関して、生態系の中でも環境条件の変化に敏感な水生生物を保全する目的で、公共用水域の水質環境基準の一つとして亜鉛が設定されたのは平成15年(2003年)のことである(全亜鉛濃度として、河川・湖沼で30ppb以下、海域では20または10ppb以下<sup>3)</sup>)。

亜鉛は、同時に、私たちの生活にあまりにもありふれた元素であるため、私たち自身が公共用水域の汚染源であるという意識は薄いかも知れない。私たちの生活を取り巻く亜鉛の発生源としては、もっとも身近なものは食品—食事を通じた排せつ物(および処理排水など)があり、自動車の走行に伴うタイヤの摩耗によるもの、亜鉛メッキ製品の腐食によるものがある(図1<sup>4)</sup>)。その他、亜鉛を扱う工場・事業所からの廃水、亜鉛を産出する(した)鉱山に由来するもの、そして大気沈着があり、これらによる水生生態系に及ぼすリスクはすでに評価されている<sup>4)</sup>。これらに加えて農業に起因する亜鉛の負荷があり、これらには亜鉛を含む農薬に由来する負荷、畜産排せつ物由来の負荷、そして農地土壌そのものによる負荷がある。

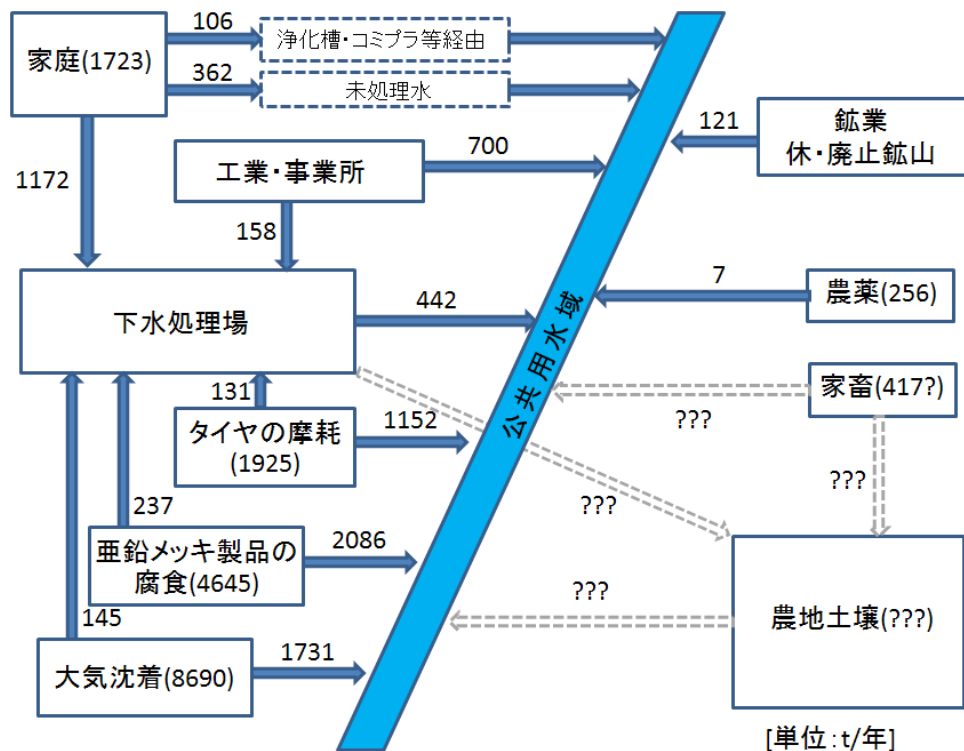


図1. 農地を含めた公共用水域への亜鉛の推定排出量の概要(2002年度、文献<sup>4)</sup>を改変)

このうち、農薬と畜産由来の負荷については、先の報告書で一応の見積もりがなされたものの<sup>4)</sup>、特に畜産由来の負荷に関しては不十分である面は否めない。例えば、後に述べるよ

うに発生量および排出量の見積もりには大きな隔たりが認められることがある。家畜排せつ物は、農政の基本となる「食料・農業・農村基本法」(1999年成)にも謳われたように<sup>5)</sup>、今後も地力増進の柱として農地に投入されるが、ここで取り上げる亜鉛による水生生物への影響を含め、環境に対する配慮もまた今後の重要な視点の一つとなるであろう。

そこで、未解明な点の多い農業由来の亜鉛による環境影響の一端を明らかにするために2008年に環境省の公害防止等試験研究費による研究課題「農業・農村域を発生源とする亜鉛等重金属の水域生態系に与えるリスクの評価」が始まった。本報告では、既存の知見を交えながら、本課題に含まれる内容のうち農地への亜鉛負荷と農地由来の亜鉛流出の実態について概観し、農地への資材施用に伴う亜鉛による環境影響について考えてみる。

## 2. 農業と農業用資材の使用をめぐる亜鉛による環境影響

### 2-1 土壌中の亜鉛濃度

我が国で農耕地土壌における亜鉛濃度を対象に設定された基準としては、「農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について」があり、管理基準値(全亜鉛)は表層土壌の乾土1kgあたり120mg(120ppm)とされている<sup>6)</sup>。亜鉛は、地殻中に73<sup>7)</sup>ないし80ppm<sup>8)</sup>の濃度で存在するとされているが、地点ごとのばらつきが大きい。

北海道の未耕地土壌の類型ごとの亜鉛濃度の分布は、黒ボク土、多湿黒ボク土、泥炭土でやや低めのほかは、地殻中の値と同程度であった(図2<sup>9)</sup>)。農地では、全地目平均で86ppmに対し、水田土壌では亜鉛濃度は平均99ppmとされた<sup>10)</sup>。同様に、全国の沖積土壌を調査した結果では、平均118ppm(標準偏差41、n=366)と高めで<sup>11)</sup>、上流からもたらされる水や土砂の影響を受けた可能性がある。このことは、上流に鉱山があるような場所では顕著であり、例えば、生野鉱山周辺(兵庫県)では、500ppmを超える高濃度の亜鉛が測定されている<sup>12)</sup>。さらに、交通量の多い道路沿いの土壌表層で高濃度の亜鉛等重金属の蓄積が見られ<sup>13)</sup>、農地の立地条件による濃度の変動が大きい。地球化学図<sup>14)</sup>にもこの様子が見て取られ、鉱山地帯および大都市近傍とそれらの下流域で高濃度の亜鉛が観測されている。

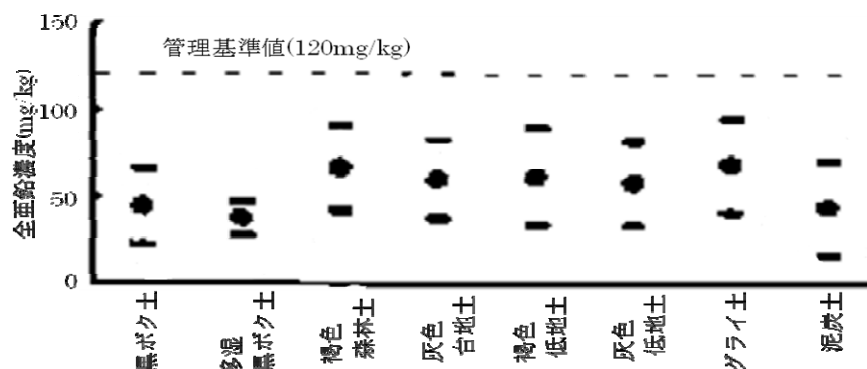


図2. 北海道における未耕地の土壌群別亜鉛濃度(文献<sup>9)</sup>に基づき作図)

### 2-2 農業用資材と亜鉛

農業用資材のうち、農地で大量に使用されることで亜鉛負荷源となりうるのは、汚泥を原料とした肥料(以下、汚泥肥料)と家畜排せつ物に由来する堆厩肥(家畜ふん堆肥)である。

汚泥肥料の生産量は年間約 137 万トンと普通肥料全体の 13%を占める(2007 年)<sup>15)</sup>。汚泥肥料中での亜鉛含有量に対する規制はないが、他の重金属の混入も懸念されるため、県によっては農地などへの多量施用を防止する条例・ガイドラインを策定している<sup>16)</sup>。試みに国内の汚泥肥料の土壌施用に伴って農地に投入される亜鉛量を見積もると、年間約 610t と膨大な量になる(亜鉛濃度を 890ppm<sup>17)</sup>、水分 50%とした場合)。

他方、家畜ふん堆肥の中で、亜鉛濃度で問題になるのは豚ふんと鶏ふんである。ただし、鶏ふんは肥料成分を考慮して施用されることが多く、多量施用は考えにくい。これに対し、豚ふん堆肥では、むしろ土作り資材としての効果も期待され、多量に投入される場合もある。豚飼料中の亜鉛濃度は平均 121.8ppm であるが、ふん中の濃度はこのほぼ 4 倍(471.7ppm)、さらに堆肥中では 716.2ppm ともとの飼料中濃度の 5.8 倍に濃縮されていた<sup>18)</sup>。このため、豚ふん堆肥施用にあたっては、土壌中の亜鉛濃度の上昇に注意する必要がある。一方で、国内で家畜排せつ物による亜鉛の排出量は 2863t(豚ふん由来は 983t)、うち農地に施用される亜鉛量は 1551t(同 208t)と推計されている(1997 年)<sup>19)</sup>。これらに占める豚ふんの割合が小さいのは、ふんの排せつ量としては、豚に比べて牛(亜鉛濃度は低い)が圧倒的に多いためである。このように、全畜種を合わせた家畜ふん堆肥として農地に投入される亜鉛量は、先の報告書による見積もり(417t、図 14)の 3 倍以上になる。

以上のように、これら資材の農地土壌への亜鉛投入量は年間 2000t を超え、タイヤの摩耗(1925t、図 14)をしのぐ巨大な亜鉛負荷発生源となっており、この一部は環境中へも放出されてきたとみられる。そのため、農業由来の亜鉛による水生生物への影響を評価するには、これら有機性資材の農業利用を通じた公共用水域への亜鉛流出量の見積もり精度を向上させることが重要である。

### 2-3 農地からの亜鉛流出

農地からの亜鉛の流出を把握するには、土壌中での亜鉛の動態を理解する必要がある。下水汚泥堆肥の連用試験の結果では、土壌への添加に伴い土壌中亜鉛濃度は上昇し、連用を中止しても深さ 20cm までの土層にほとんどが留まっていたとされる(亜鉛の不溶化が進んだため)<sup>20)</sup>。このような特性から、土壌亜鉛の農地外への流出を考える際には、不溶化した亜鉛(おそらく土壌への吸着)の移動に注目する必要がある。我が国における土壌の農地外流出は、降雨時の土壌侵食に伴う流出が主要であるが、後に述べる理由もあり、これまで土壌侵食に伴う亜鉛流出量を精度良く見積もった研究は見あたらない。そこで、土壌の物理性改善や肥沃度向上のために有機性資材が多量に投入されている黄色土地帯<sup>21)</sup>の小河川流域において、土壌流亡量の把握に用いられる傾斜枠による観測を行い、亜鉛流出の実態解明を行っている<sup>22)</sup>。

#### 【傾斜枠試験の概要】

黄色土の傾斜枠(長さ 10m、幅 2.5m、勾配は 5°)は愛知県農業総合試験場東三河農業研究所(豊橋市)内に設置した。試験区として、堆肥無施用区と過剰量(30tDW/ha、年 1 回施用)の牛ふん堆肥区および豚ふん施用区を設けた上に、地域の慣行的な露地野菜(キャベツ)を栽培している。降雨時に表面流出する水は、自動採水器を用いて短い時間間隔(5 分〜)で採取し、流出水中の土壌懸濁物(SS)と亜鉛流出量の変化を精度良く把握可能としている。

### 【堆肥施用に伴う土壌中亜鉛濃度の変化】

試験開始前の土壌中亜鉛濃度は 92mg/kg であった。開始後 2 回の堆肥施用により、堆肥無施用区や牛ふん堆肥区に比べ、明らかに豚ふん堆肥区での亜鉛濃度が上昇し、土壌管理基準値(120mg/kg)を超過した(表 1)。本試験に用いた豚ふん堆肥中の亜鉛濃度は 613mg/kg と特に高いわけではなかったが、亜鉛濃度は投入後すぐに上昇したと見られる。

表 1. 傾斜枠試験における土壌中亜鉛濃度の変化と物理性<sup>22)</sup>

処理区	土壌中亜鉛濃度(mg/kg)			物理性	
	施用前	1回施用後	2回施用後	仮比重	間隙率
堆肥無施用区	92	93	92	1.49	0.42
牛ふん堆肥区	92	96	97	1.02	0.60
豚ふん堆肥区	92	134	139	1.34	0.48
豚ふん堆肥	613				

### 【降雨時に表面流出する水と土壌、亜鉛】

図 3 は、2008 年 8 月の降雨における傾斜枠からの表面流出の発生状況を示したものである。総降雨 82.4mm(図 3 左)、123.0mm(図 3 右)の 2 つの降雨に対して、各処理区の斜面下端で表面流出水の発生が観測された。ここで、降雨量に対する表面流出水の発生率は処理区ごと、および降雨強度により異なっていた。

降雨強度が 5mm/5 分以下の場合(図 3 左)、堆肥施用区からの表面流出は堆肥無施用区に比べて少なく、とくに牛ふん堆肥区で顕著であった。土壌表面はいずれも裸地状態であったが、このように処理区によって流出率に違いが生じた原因は、有機物の施用による土壌物理性の変化のためと考えられる。すなわち、堆肥施用区では、仮比重の低下と間隙率の上昇が生じ(表 1)、土壌中への降雨の浸透が促進された結果、表面流出量が低下したと解釈される。

このことは年間を通じた表面流出率にも現れていた。2008 年の年降雨 1875mm のうち、堆肥無施用区では 112mm の流出があったが(流出率 6.0%)、豚ふん堆肥区では 82mm(同 4.3%)、牛ふん堆肥区ではわずか 25mm(1.3%)と堆肥施用区で低下した。このことから、堆肥施用による物理性の改善は、降雨に対する表面流出の抑制に効果が大いと言える。

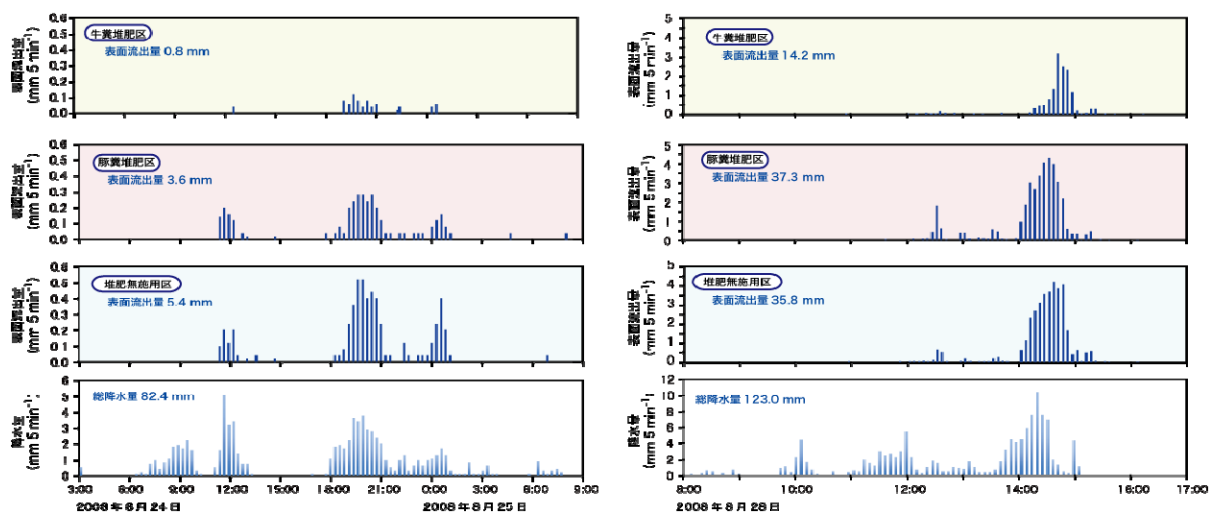


図 3. 傾斜枠からの降雨時表面流出量(2008 年 8 月)<sup>22)</sup>

しかしながら、図 3 左の降雨に続けて降った降雨強度のより大きい雨の場合(図 3 右)、堆肥施用による流出抑制効果は十分に発揮されなかったかも知れない。つまり、土壤水分が高かった影響もあるが、豚ふん堆肥区では堆肥無施用区と同程度(約 3 割)の流出が生じていた。ただ、この場合でも、牛ふん堆肥区からの流出は堆肥無施用区に比べて抑制されており、牛ふん堆肥による物理性改善効果の大きさをあらためて認識する結果となった。

次に、表面流出水量と亜鉛を含む土壌など懸濁成分(SS)の流出量の関係を見ると、各処理区において、両対数軸上で直線的な関係が見られた(図 4-SS)。処理区別には、流出水量の変化に対する SS 流出負荷の変化量として豚ふん堆肥区がもっとも敏感であった。

そして、表面流出水中の SS 濃度と亜鉛濃度との間に直線関係が見られたことは(図 5)、亜鉛が土壌粒子に吸着して流出することを示唆し、そして SS として流出した土壌粒子中の亜鉛濃度は処理区ごとにはほぼ一定であったことを示している。この結果、表面流出水量と亜鉛流出負荷量の関係についても、SS 負荷と同様の直線関係が見られた(図 4-Zn)。また、図 5 における直線の傾きから、SS 中の亜鉛濃度は土壌中の亜鉛濃度(表 1)よりも若干高く、表層土壌のうちでも亜鉛濃度の高い画分が選択的に流出していることを示唆している。

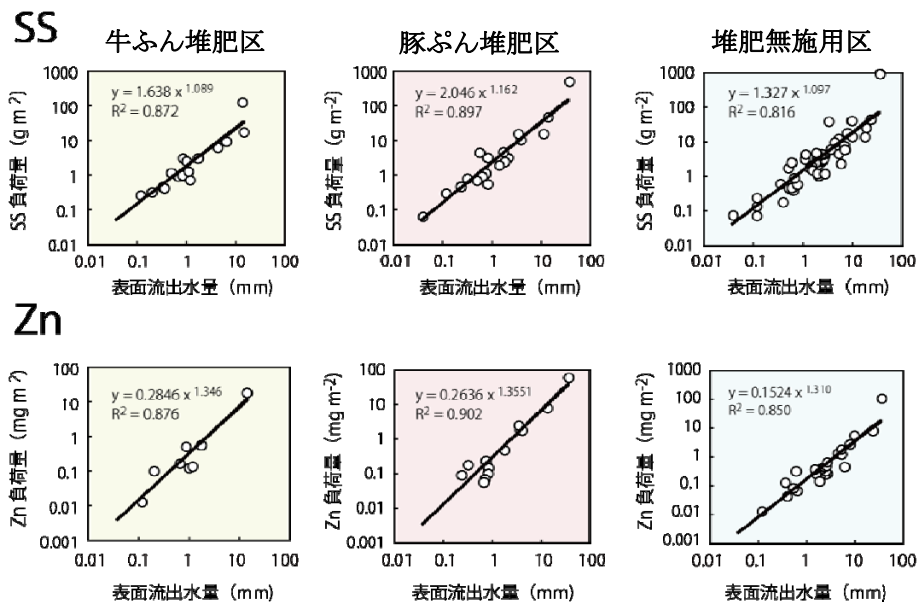


図 4. 傾斜枠から表面流出する水と SS および亜鉛負荷量の関係<sup>22)</sup>

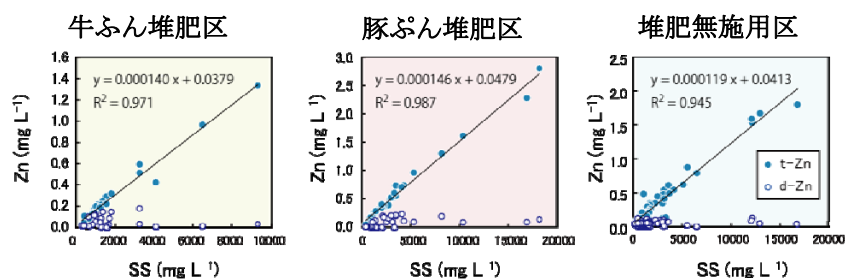


図 5. 傾斜枠から表面流出する水中 SS 濃度と亜鉛濃度の関係<sup>22)</sup>

なお、図 5 から流出水中の亜鉛濃度は、豚ふん堆肥区で高い場合には 3ppm にも達することがあり、これは環境基準値(30ppb)の 100 倍の高濃度である。ただし、水生生物に直接影

響するのは溶存性の亜鉛とされているため、この流去水が河川に流出したとしてもすぐに生態系への影響があるとは言えない。この点では、同時に測定した溶存態の亜鉛濃度は、処理区を問わずに 200ppb 以下であり、河川に流出した場合の希釈率を考慮すれば、直接的な水生生態系への影響は大きくないと見られる。また、こうした農地からの流出は、降雨時のごく短時間に生じる現象であることも特徴と言える。

【流出する SS・亜鉛の粒径の特徴】

降雨時に農地から流出する土壌由来 SS の粒径は、河川等に流出した後の移動性や SS に吸着した亜鉛の溶解性に影響する要因の一つと考えられる。そこで、傾斜枠からの流出水中の SS を篩別し粒径分布を調査した(図 6)。その結果、流出水には、 $20\mu\text{m}$  以下のシルト・粘土画分の SS および亜鉛が多くを占めており、図 5 の結果と合わせて考えると、亜鉛はこの画分に濃縮されていることが示唆された。この大きさの微粒子は沈降しにくく、流水中では浮遊して移動するために、流出の影響は流出地点から遠い下流にまで及ぶ可能性がある。

また、従来、圃場からの侵食土砂の捕捉により土壌流亡量の観測に用いられてきた沈砂池では、そこに沈降する粒径の大きな土砂が捕捉される。しかし、ここで示したように、亜鉛の流亡は、沈降しにくい粒径の小さな画分が主体であることから、沈砂池を用いる観測では亜鉛の流出を過小に評価する可能性がある。

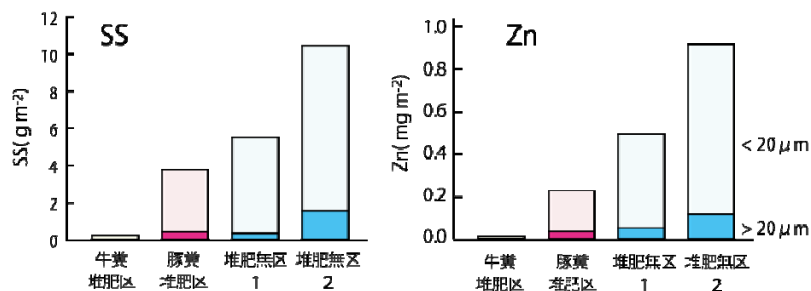


図 6. 傾斜枠から表面流出した SS と亜鉛の粒径による分画<sup>22)</sup>

2-4 農地から流出する亜鉛の河川水質への影響

上で示したように農地からの亜鉛の流出は降雨時に短時間だけ生じる現象である。続いて、この農地から流出した亜鉛が河川水質に与える影響を、同地域の梅田川の支流阿羅田川(愛知県豊橋市)における調査結果に見てみたい(図 7)。

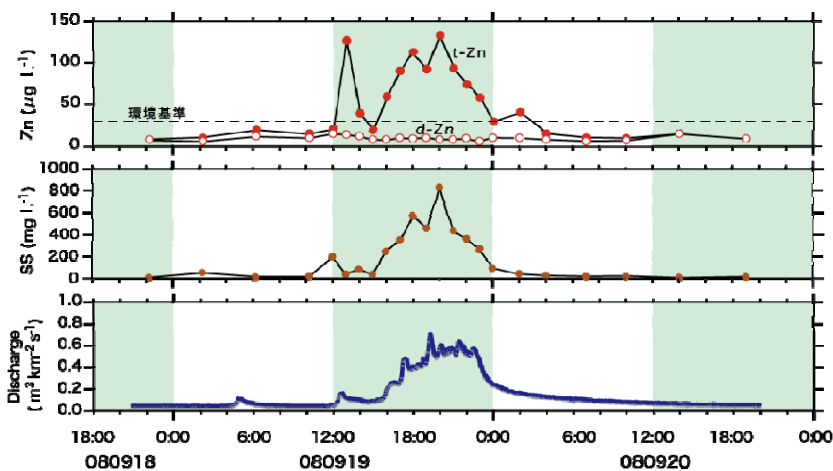


図 7. 阿羅田川における降雨時の SS、亜鉛濃度の変動(2008 年 8 月 18 日－19 日)

降雨に伴って、河川流量は増加し、SS濃度が増加した。このSSの増加分は、流域内の農地から表面流出する土壌に由来すると推定されている<sup>23)</sup>。また、河川水中の亜鉛濃度の変化は、流量、SS濃度の消長とほぼ同調していることから、流域内農地からの表面流出に由来する土壌懸濁物が河川に流入した結果と考えられた。流量増加時の亜鉛濃度は、環境基準値である30ppbの5倍である150ppbにも達していたが、このうちの溶存態亜鉛濃度は、河川流量の変動に係わらずほぼ一定で推移しており、環境基準値を超過することはなかった。

このように、降雨時の表面流出に伴って河川水中亜鉛濃度は顕著に上昇するが、増加分のほとんどは懸濁態であり、生態系への直接的な影響が懸念される溶存態亜鉛濃度は環境基準値以下だった。さらに、高濃度を示した持続時間は短いことが特徴であり、こうした河川水中亜鉛濃度の急激な変動による生態系への影響については、まだよく分かっていない。

### 2-5 底質中の亜鉛と河川水中濃度の関係

鉱山廃水や工場排水の流入のある河川においては、河川底質中の亜鉛濃度が高い場所で、河川水中亜鉛濃度も高いことが指摘され、これは底質と河川水との間で亜鉛の交換が生じているためと解釈されている<sup>4)</sup>。農地土壌に由来する亜鉛流出のある河川においても、底質中に亜鉛が高濃度で蓄積すれば、河川水質の汚濁を引き起こす可能性が考えられる。この点では、先の阿羅田川の下流・梅田川の河口近くにおいては、河川底質中の亜鉛濃度は42ppmと特に高い値ではなかった<sup>14)</sup>。とはいえ、農地に由来する高濃度の亜鉛を含む浮遊性の粘土・シルト画分は、降雨時に生じた水流に押し流されて梅田川の河床には蓄積せず、さらに下流に流出した可能性は残される。

さらに下流、梅田川が流入する三河湾は閉鎖性水域であり、第6次水質総量規制の対象である伊勢湾の東部に位置する。梅田川の流出先は、三河湾の中でも南東部にある神野・田原地先海域であるが、この海域の海水中の亜鉛濃度は10ppb内外と顕著な汚濁は認められていない(2002-2008<sup>24)</sup>)。しかしながら、海底堆積物の調査によれば、同海域の底質には、155-173ppmの高濃度の亜鉛が堆積しており<sup>14)</sup>、海水中亜鉛の長期的な汚染源となる可能性がある。この堆積物中亜鉛に対する農地由来の亜鉛の寄与については明らかでないが、先に示したように農地由来の粘土・シルト画分の沈降・蓄積による影響を否定できる知見も得られていない。

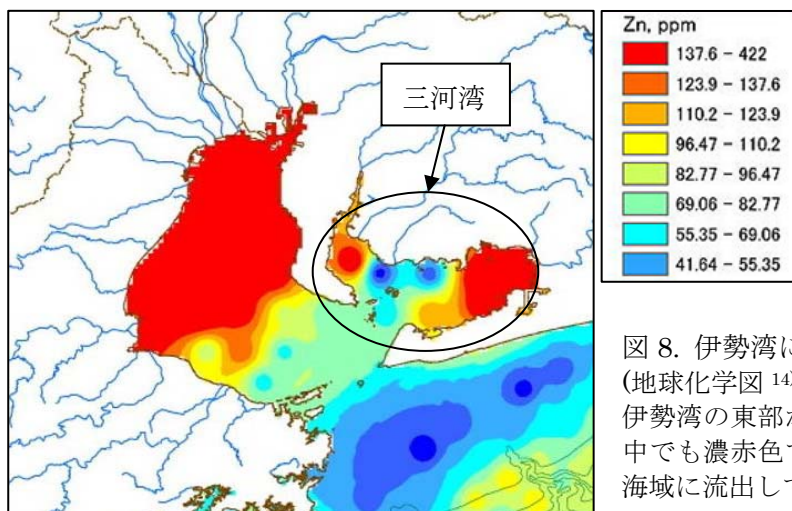


図8. 伊勢湾における底質中亜鉛濃度分布 (地球化学図<sup>14)</sup>を改変)  
伊勢湾の東部が三河湾で、梅田川は三河湾の中でも濃赤色で示された亜鉛濃度の高い東部海域に流出している。

### 3. おわりに

以上概観したように、家畜ふん堆肥が施用される畑土壌からの亜鉛の流出は、降雨時の表面流出による。そのため河川等水系への排出量は土壌侵食に係る要因(降雨条件、土壌の被覆状態や物理性)の影響を受けるほか、流出水中の亜鉛濃度に影響する要因(土壌中の亜鉛濃度)、流出経路の状態などによっても変動する。また主要な流出形態は、懸濁態のうち粘土・シルト相当の微小画分であるため、流出先の河川を通過して下流域に運ばれていると考えられる。

農地からの亜鉛の流出が水生生物にどれだけ影響を及ぼしているかは明らかでない。しかし、亜鉛を含む資材を農地で利用することが、土壌中の亜鉛濃度を上昇させ、流出先の水質汚濁に寄与する可能性は現時点では否定できない。有機物の農地施用が農業にもたらす恩恵についてはあらためて触れるまでもないが、一方で、不適切な使用が環境に対して長期的に負の影響を及ぼす可能性があることについても十分留意する必要がある。

### 謝辞

本資料の作成にあたり、愛知県農業総合試験場東三河農業研究所の糟谷真宏主任研究員にデータを提供いただきました。また環境省の公害防止等試験研究費課題「農業・農村域を発生源とする亜鉛等重金属の水域生態系に与えるリスクの評価」担当者諸氏より有益なコメントをいただきました。記して感謝申し上げます。

### 参考文献

- 1) 厚生労働省健康局総務課生活習慣病対策室 (2004) 日本人の食事摂取基準について、  
<http://www.mhlw.go.jp/houdou/2004/11/h1122-2.html#betu>
- 2) 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (2008) 有害性評価書、ver.1.0、No.131、亜鉛の水溶性化合物、<http://www.safe.nite.go.jp/management/data/131/hazard.pdf>
- 3) 環境省 (2003 改訂) 水質汚濁に係る環境基準について、  
<http://www.env.go.jp/kijun/mizu.html>
- 4) 中西準子ら (2008) 詳細リスク評価書シリーズ 20 亜鉛、pp260、丸善、東京
- 5) 農林水産省 (1999) 食料・農業・農村基本法、  
<http://www.maff.go.jp/j/kanbo/kihyo02/newblaw/newkihon.html>
- 6) 環境庁 (1974) 農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について、  
<http://www.env.go.jp/hourei/syousai.php?id=06000049>
- 7) Rudnick R.L. and Fountain D.M. (1995) Nature and composition of the continental crust: a lower crustal perspective. *Reviews of Geophysics*, 33:267-309
- 8) Taylor S.R. and McLennan S.M. (1985) The Continental Crust: its composition and evolution. pp312, Blackwell Scientific Publishers, Oxford
- 9) 北海道立中央農試 (1994) 優良耕地保全のための重金属(亜鉛)管理指標、(優良耕地保全のための重金属管理指標の確立)、  
<http://www.agri.pref.hokkaido.jp/center/kenkyuseika/gaiyosho/h06gaiyo/1993136.htm>
- 10) Iimura K. (1981) Background Contents of Heavy Metals in Japanese Soils, Heavy



metal pollution in soils of Japan, p19-26、Japan Scientific Societies Press、Tokyo

- 11) 加藤邦彦ら (2000) 日本の沖積土壌における元素組成 —その地域性および農耕地土壌分類との関係—、日土肥誌、71:143-153
- 12) 直原 毅 (1998) 重金属汚染の現場における対応と問題点、土壌の有害金属汚染、p59-88、日本土壌肥料学会編、博友社、東京
- 13) 坂上寛一ら (1981) 降下ばいじんによる重金属の土壌への付与、日土肥誌、52:181-186
- 14) 産業技術総合研究所地質調査総合センター、日本の地球化学図、海の地球化学図、  
<http://riodb02.ibase.aist.go.jp/geochemmap/index.htm>
- 15) 農林水産消費・安全局農産安全管理課監修 (2009) 肥料の種類別生産量(暦年)、ポケット肥料要覧-2008-、p7-8、農林統計協会、東京
- 16) 農林水産省消費・安全局 (2008) 第2回汚泥肥料の規制のあり方に関する懇談会、参考資料、  
[http://166.119.78.61/j/syouan/nouan/kome/k\\_hiryo/odei\\_hiryo/pdf/02\\_ref\\_data.pdf](http://166.119.78.61/j/syouan/nouan/kome/k_hiryo/odei_hiryo/pdf/02_ref_data.pdf)
- 17) 斎野秀幸・森田弘昭 (2001) 土木研究所での近年の調査—下水汚泥コンポスト施設便覧の発刊に寄せて—、再生と利用、24(93):22-28
- 18) 磯部 等・関本 均 (1999) 栃木県における豚用試料、豚ふんおよび豚ふん堆肥の重金属含量の実態、日土肥誌、70:39-44
- 19) Mishima S. et al. (2005) Estimation of Zinc and Copper Balance in Japanese Farmland Soil Associated with the Application of Chemical Fertilizers and Livestock Excreta, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 51:437-442
- 20) 後藤茂子ら (1997) 下水汚泥コンポストの長期連用に伴う重金属の土壌への蓄積、日土肥誌、68:156-162
- 21) 山田良三ら (2002) 赤黄色土露地野菜畑地帯における河川及び地下水の硝酸性窒素動態、愛知県農総試研報、34:79-87
- 22) 糟谷真宏ら (2009) 土壌侵食に伴う傾斜畑からの亜鉛の流出、日本陸水学会講演要旨集、74:P080
- 23) 板橋 直ら (2009) 河川水中リン負荷に対する農地の寄与とその変動要因、日土肥中部支部第89回例会講演要旨集、19-20
- 24) あいちの環境 (2002-2008) 愛知県環境部、  
<http://www.pref.aichi.jp/kankyo/envdata/index.html>