

Upptag av tungmetaller i maskros (*Taraxacum officinale*)

- förekomst och påverkan av bly och kadmium vid odling i Malmö stad

Uptake of heavy metals in common dandelion (*Taraxacum officinale*)

- the prevalence and impact of lead and cadmium on urban grown crops in the city of Malmö

Emma Lundström



Upptag av tungmetaller i maskros (*Taraxacum officinale*)

- förekomst och påverkan av föroreningar vid odling i Malmö stad

Uptake of heavy metals in common dandelion (*Taraxacum officinale*)

- the prevalence and impact of lead and cadmium on urban grown crops in the city of Malmö

Emma Lundström

Handledare: Håkan Asp, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Examinator: Helene Larsson Jönsson, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Kandidatarbete i biologi

Kurskod: EX0493

Program/utbildning: Hortonomprogrammet

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2016

Omslagsbild: W.R. Woolf, 2016

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Tungmetaller, upptag, urban odling, växter, skyddsmekanismer, kontaminering, hälsoeffekter

Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds-
och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för biosystem och teknologi

Sammanfattning

För att få en uppfattning av innehållet av tungmetall i urbant odlade grödor analyserades halterna av bly och kadmium i maskrosor (*Taraxacum officinale*) och jordprov från i Malmö stad. Provpunkterna fördelades brett i staden och kategoriserades efter markanvändning och grad av förorening. Innehållet av tungmetall i jordproverna extraherades med DTPA och HNO₃ och växtproverna våtförbrändes med mikrovågsteknik. Halterna av bly och kadmium analyserades därefter med atomabsorptionsspektrofotometer med grafitugn. Signifikanta samband kunde påvisas mellan halterna av både bly och kadmium i växt och jord. Resultaten visade även att halterna av tungmetall i jorden på många platser (varav en del används för odling) ligger på höga värden för odlingsmark. Om detta kan leda till halter i grödor som gör dem olämpliga för förtäring är svårt att bedöma endast baserat på denna studie, då upptagsmekanismerna i växt påverkas av ett så stort antal faktorer. Metoden som används skulle efter utveckling kunna vara användbar vid övervakning av nivåer av föroreningar i både växt och jord.

Abstract

To estimate the heavy metal content in urban grown crops the levels of lead and cadmium in leaves of common dandelion (*Taraxacum officinale*) and samples of soil from the city of Malmö were analysed. The sample sites were divided into categories based on land use and degree of contamination. The heavy metal content in the soil samples was extracted with DTPA and HNO₃, and the plant material was digested by microwave-induced combustion. The levels of lead and cadmium for the different methods were then analysed with graphite furnace atomic absorption spectroscopy. Significant correlations could be detected between the levels of both lead and cadmium in the plant material and soil. The results also showed high levels of lead and cadmium in many areas of the city, of which some are currently used for urban agriculture. Due to the complexity in the mechanisms of heavy metal uptake, it is hard to evaluate if this may lead to levels in crops making them unsuitable for consumption, based only on this study. With further development, the method can be used for monitoring levels of contamination in both plants and soil from urban areas.

Innehåll

| | |
|--|----|
| 1. Inledning..... | 5 |
| 1.1 Syfte | 5 |
| 1.2 Avgränsningar | 6 |
| 1.3 Frågeställningar..... | 6 |
| 2. Metod | 6 |
| 2.1 Metodbeskrivning..... | 6 |
| 2.2 Försöksupplägg | 6 |
| 3. Teori..... | 8 |
| 3.1 Tungmetaller | 8 |
| 3.1.1 Definition och spridning..... | 8 |
| 3.1.2 Bly och kadmium | 9 |
| 3.1.3 Förekomst i stadsmiljö | 11 |
| 3.2 Växt | 12 |
| 3.2.1 Upptag och transport | 12 |
| 3.2.2 Påverkan och skyddsmekanismer..... | 14 |
| 3.2.3 Maskros | 14 |
| 3.3 Koppling till samhället | 15 |
| 3.3.1 Urban odling..... | 15 |
| 3.3.2 Riktvärden och bestämmelser kring odling | 15 |
| 3.3.3 Hälsoeffekter av tungmetaller | 17 |
| 4. Försök..... | 18 |
| 4.1 Provtagningsmetodik..... | 18 |
| 4.2 Analys..... | 19 |
| 4.2.1 Våtförbränning med mikrovågsteknik..... | 19 |
| 4.2.2 Tungmetallextraktion av jord med HNO ₃ | 19 |
| 4.2.3 DTPA-extraktion av jord för spårämnesanalys | 19 |
| 4.2.4 Analys av metallhalter med atomabsorptionsspektrofotometer med grafitugn | 20 |
| 4.2.5 Statistik..... | 20 |
| 5. Resultat av försök..... | 21 |
| 6. Diskussion | 31 |
| 6.1 Slutsatser | 36 |
| Referenser..... | 37 |

1. Inledning

Alla organismer förlitar sig varje dag på ett upptag av ämnen från omgivningen för att kunna upprätthålla viktiga biologiska funktioner. För växter är systemen för upptag komplexa och påverkas av ett stort antal egenskaper hos både växt och jord. Samma system som försörjer växter med livsnödvändiga ämnen fungerar i vissa fall även som en inkörsport för icke-essentiella eller toxiska ämnen, exempelvis vissa tungmetaller. Växter tar på så vis i många fall omedvetet upp och lagrar tungmetaller vilket kan leda till negativa effekter för organismer högre upp i näringskedjan (Furini, 2012).

Begreppet tungmetall används i vardagligt tal framförallt för att beskriva de tyngre metaller som har negativ miljöpåverkan när de finns i omlopp i naturen, exempelvis kadmium, kvicksilver, bly eller koppar. De största källorna till utsläpp är antropogena aktiviteter som trafik eller industriverksamhet. Föroreningar är därför ofta ett vanligt problem i urbana områden där förekomsten av dessa aktiviteter är stor. Att halten av tungmetaller är hög i städer är problematiskt eftersom det också är där koncentrationen av människor är som störst. År 2007 bodde globalt sett för första gången fler människor i städer än på landsbygden. Andelen ökar ständigt och Förenta nationernas livsmedels- och jordbruksorganisation räknar med att över två tredjedelar av populationen kommer att bo i städer år 2050 (FAO, 2009).

I samband med att mängden människor i städer blir fler ökar behovet av matförsörjning och det kan i framtiden därför bli aktuellt med odling i stadsnära miljöer som en metod för att möta det ökande behovet av föda. Det finns idag dessutom redan en trend med stigande intresse för odling hos människor bosatta i städer.

Malmö är ett bra exempel på en plats där problematiken med tungmetaller och den stadsnära odlingen möts. Malmö har historiskt varit en viktig industri- och hamnstad, men är även en av de städer i Sverige där intresset för odling är som störst. År 1895 grundades det första koloniområdet i Sverige i just Malmö, i Pildammsparken, och idag finns det ca 6000 kolonilotter i Malmö stad (Delshammar, 2011).

Om man odlar i förorenad mark riskerar tungmetaller i marken att överföras till växter i så stora mängder att det på lång sikt kan vara skadligt att äta det man har odlat. Vilka faktorer som påverkar upptaget i växt och hur väl det korrelerar med halten i mark är inte helt klarlagt. I tidigare studier på upptag av tungmetaller i Polen har en viss koppling mellan halten av föroreningar i jord och växt kunnat konstateras (Królak, 2002; Ligocki et al., 2011). I denna studie undersöks förhållandena i svensk stadsmiljö och kopplas till förekomsten av stadsodling.

1.1 Syfte

Syftet med arbetet är att göra en bedömning av tungmetallupptaget i urbant odlade grödor genom att undersöka eventuella samband mellan halten av bly och kadmium i bladen på maskros (*Taraxacum officinale*) och den jord som plantorna har vuxit i. Ett andra syfte är att kartlägga förekomsten av bly- och kadmiumföroreningar i Malmö stad och relatera resultatet till aktuella riktvärden för metaller och förekomst av odling i staden.

1.2 Avgränsningar

Studien berör till viss del påverkan av tungmetaller som grupp, men endast två metaller (bly och kadmium) har valts ut för analys. Avsnitten om urban odling, påverkan i växt och hälsoeffekter på människor kommer inte att vara alltför djupgående då fokus ligger på de faktorer som styr upptaget i växt och bedömning av markens lämplighet.

1.3 Frågeställningar

- I vilka mängder överförs tungmetaller från mark till växt?
- Vilka faktorer styr i vilken utsträckning upptaget i växt sker?
- Var och i vilka halter förekommer tungmetaller i Malmö?
- Kan eventuell förekomst ha någon negativ påverkan på människor vid odling i staden?

2. Metod

2.1 Metodbeskrivning

Detta kandidatarbete består av två delar; dels en litteraturstudie av aktuell information på ämnet och dels ett försök där halten tungmetaller i växt- och jordprov från Malmö kartläggs.

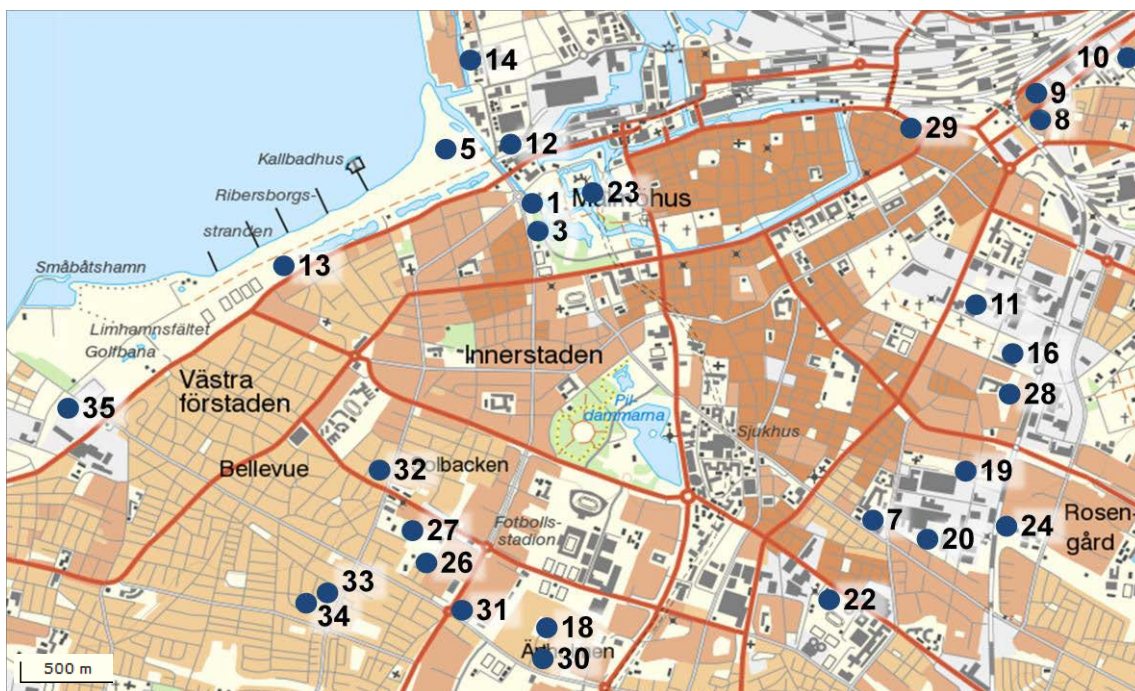
I litteraturstudien har vetenskapliga artiklar och böcker studerats för att ta fram en bakgrund kring tungmetaller och deras förekomst i miljön samt aspekter relaterade till markfysiologi och upptag i växter. Informationen har sedan använts som stöd för att göra en djupgående analys av resultaten från försöket i diskussionsdelen av rapporten. Litteratur om urban odling hälsoeffekter på människor har studerats på en mer ytlig nivå för att få ett bredare perspektiv och öka samhällsnyttan med kandidatarbetet. För att få information kring hur man hanterar förorenade områden i stadsmiljö har även en intervju med Miljökontoret i Malmö gjorts.

2.2 Försöksupplägg

Försöket gjordes i Malmö 23 april 2015. I försöket samlades 41 prover av växtmaterial och jord in på 30 olika platser i staden, på vissa större fastigheter togs två eller tre prov för att täcka hela ytan (bilaga 1, beskrivning av provpunkter). De växtprov som togs bestod av blad av maskros, *Taraxacum officinale*. På grund av maskrossläktets komplicerade systematik kom växtmaterialet troligtvis från ett antal olika underarter, detta tros dock inte ha påverkat upptagningsförmågan av tungmetaller nämnvärt. En anledning till att maskros valdes var för att den är mycket allmän och förekommer i de flesta urbana miljöer. Man kan därför använda maskros för att undersöka ackumulering och påverkan av antropogena föroreningar. Eftersom en del av syftet med försöket var att kunna relatera halten i maskros till halten i urbant odlade grödor, var detta ett viktigt kriterium. Av samma anledning valdes endast blad för provtagning, då de grödor som ingår samma familj som maskros (Asteraceae) främst utgörs av bladgrönsaker. En annan anledning till att blad valdes var för att det rent praktiskt var enklare och för att kunna undersöka om ovanjordiska växtdelar kan användas för att ge en indikation på halter av metall i jorden. Provtagningen gjordes så tidigt som möjligt på säsongen för att minska mängden atmosfäriskt nedfall på bladen.

De tungmetaller som valdes ut för analys var kadmium (Cd) och bly (Pb). Kadmium valdes för dess höga toxicitet och för att det är ett aktuellt ämne i debatten gällande tungmetallinnehåll i livsmedel. Bly valdes främst på grund av dess stora förekomst och spridning i stadsmiljö. Halterna i växt extraherades genom våtförbränning med mikrovågsteknik. Vid extraktion av jorden användes två olika metoder, extraktion med salpetersyra (HNO₃) samt extraktion med dietyltriäminpentaättiksyra (DTPA) för att få en bild av både totalhalten och den biotillgängliga fraktionen av tungmetaller.

De 30 provtagningsplatserna bestämdes utifrån förutsättningen att få ett så brett spann av halterna av tungmetall i provresultaten som möjligt. Innan försöket gjordes ett besök på Miljöförvaltningen i Malmö där det med hjälp av arkivet togs fram ett antal platser som var konstaterat eller misstänkt förorenade av tungmetaller. I den mån det var möjligt valdes fatigheter som var förorenade av just bly eller kadmium. På en del av dessa platser var föroreningarna delvis avhjälpda, men många var obehandlade. De konstaterat förorenade platserna är märkta med F i beskrivningen över provtagningsplatserna (bilaga 1). Utöver de förorenade platserna valdes även ett antal platser där odling förekommer, främst i form av kolonilotter eller stadsodling, dessa bestämdes med hjälp av Malmö stads hemsida och är märkta med O i beskrivningen. Utöver dessa två kategorier valdes även en del övriga grönområden som till exempel parker, vägrenar och villatomter. Dessa är märkta med Ö i beskrivningen. En del platser är märkta F/Ö; det är platser som endast var misstänkt förorenade, eller som har valts utan information om förorening från Miljöförvaltningen, men där sannolikheten för förorening i någon grad ändå ansågs vara relativt hög, exempelvis vid vägkanter eller i industriområden. Alla provplatser är belägna i Malmö stad bortsett från två, nr 36 och 37, som ligger i Alnarp. Provtagningsplatserna i Alnarp valdes för att få ett jämförande värde mellan jordbruksmark och stadsmiljö.



Figur 1. Provtagningsplatser i Malmö stad utmärkta med provnummer. Två provplatser i Alnarp, nr 36 och 37, är inte utmärkta (Lantmäteriet, 2016).

3. Teori

3.1 Tungmetaller

3.1.1 Definition och spridning

Den kemiska definitionen för tungmetaller är tyngre metaller med en densitet högre än 5 g/cm³. Var gränsen sätts varierar, men man brukar säga att det finns 53 tungmetaller (metalloiden arsenik inkluderad). De är stabila ämnen med hög persistens vilket innebär att de kan ligga oförändrade i mark och vatten under långt tid och har egenskaper lämpade för bioackumulation (Nadgórska-Socha et al., 2013). Endast ett mindre antal tungmetaller är lösliga i de förhållanden som råder i marken (Furini, 2012).

Att tungmetaller per definition skulle ha negativ påverkan på organismer och miljö är inte korrekt. En del tungmetaller är förvisso toxiska, men majoriteten är livsnödvändiga för växter och djur i lagom stora mängder. Koppar, zink, järn och kobolt (med flera) är spårämnen som har essentiella funktioner i många levande organismer, det är endast när exponeringen blir för stor som de får toxisk verkan. Vad gäller bly, kadmium, krom, arsenik och kvicksilver är de inte essentiella och har i de allra flesta fall inte några kända fördelaktiga effekter (Alloway, 2012; Cuypers et al., 2012).

Tungmetaller finns världen över i varierande mängder. De har länge spridits i miljön till följd av naturliga processer som vittring, erosion och vulkanutbrott (Torres et al., 2015), men det är relativt ovanligt att de naturligt förekommer i särskilt höga koncentrationer. På grund av antropogena aktiviteter som förbränning av fossila bränslen, jordbruk, industri och transport har de dock kommit att ackumuleras i högre utsträckning i vissa områden (Nadgórska-Socha et al., 2013). Denna process började redan när stenåldersmänniskan lärde sig hantera och använda eld, men det dröjde fram till romarrikets storhetstid innan man kunde se en mer storskalig grad av tungmetallförorening i världen. Gruvdrift och handel med metaller blev under denna period allt mer betydande och halten metaller i atmosfären ökade som en följd av detta, framför allt på norra halvklotet. Efter romarrikets fall minskade mängden tungmetaller i atmosfären under några århundraden för att i samband med industriella revolutionen åter öka kraftigt. De höga skorstenar man då byggde förde luftföroreningarna rakt upp i atmosfären där de sedan effektivt kunde spridas över stora arealer (Nriagu, 1996).

I en utvald miljö finns det två huvudsakliga källor som påverkar i vilken utsträckning tungmetaller förekommer i marken; metallinnehållet i den underliggande berggrunden och metallkoncentrationen i atmosfären. Halten tungmetaller i marken i ett område bestäms alltså dels av hur mycket berggrunden vittrar och därmed släpper ifrån sig metaller, och dels av den mängd metall som tillförs som nedfall från atmosfären (Alloway, 2012; Rai et al., 2015). Frigöring av metaller från berggrunden som en följd av vittring är en naturlig process, men med vilken hastighet vittringen sker kan påverkas av mänskliga aktiviteter. Utsläpp av framförallt svavel från förbränning av fossila bränslen leder till surt regn vilket sänker pH-värdet i marken och påskyndar vittring. Vittring kan vara en betydande källa till halter djupt ner i jorden, eller i opåverkade områden. Nära bebyggelse och industrier är det istället framför allt antropogena utsläpp till atmosfären som är den viktigaste källan för halterna i ytliga

jordlager (Furini, 2012). Den största orsaken till utsläpp av tungmetaller till atmosfären är förbränning av mineraltillgångar vid höga temperaturer. Det finns fyra huvudparametrar som påverkar mängden metall som släpps ut; halten metall i råmaterialet, kemiska egenskaper hos metallerna, vilken teknik som används samt typ och effektivitet av kontrollutrustningen (Pacyna et al., 2009). Tungmetaller kan även tillföras direkt till marken antingen medvetet eller omedvetet genom till exempel spridning av slam eller gödsel i jordbrukssammanhang, eller vid hantering av kemikalier (Furini, 2012).

Metallinnehållet i marken kan delas upp i totalhalt och tillgänglig halt. Större delen av metalljonerna i jorden är bundna till jordpartiklar eller organiskt material och blir på så vis otillgängliga för upptag i levande organismer. Den biotillgängliga fraktionen är ofta ganska liten och består av fria joner och labila eller lösta komplex av metaller (Alloway, 2012).

För att få en bild av graden av tungmetallförorening i en miljö brukar man jämföra den nuvarande halten i jorden med den så kallade bakgrundshalten. När man talar om bakgrundshalt i jord syftar man på den halt av metaller i jorden som har sitt ursprung från naturliga källor, till exempel vittring eller nedfall från icke-antropogena källor. Genom att ta prover i så opåverkad jord som möjligt, ofta på avlägsen plats, kan man göra en bedömning av bakgrundshalten för ett område (Kemikalieinspektionen, 1998).

3.1.2 Bly och kadmium

Vissa tungmetaller ses som ett allvarigare problem än andra och har givits extra stor uppmärksamhet i internationella konventioner och åtgärdsprogram. Bly och kadmium är två av dessa högprioriterade tungmetaller (Pacyna et al., 2009).

Bly har använts i stora mängder under mycket långt tid vilket har lett till att det idag är en av de vanligaste metallföroreningarna i världen. Metallen förekommer i relativt stora mängder i både atmosfär och mark. Utsläppen av bly orsakas till allra största delen av mänskliga aktiviteter som gruvdrift, användning av bensin och sprängmedel, spridning av kloakslam samt tillverkning av färg och metallprodukter (Rai et al., 2015; Steinnes, 2012). Bly är en av de första metaller människan började utvinna och användes i stora mängder redan under romartiden. Analyser av iskärnor från Grönland har visat att halterna i atmosfären var fyra gånger högre än bakgrundshalten under denna period. Halten minskade sedan under en period för att långsamt börja öka igen på 1600-talet och nå en topp på 1970-talet innan nivåerna av bly i bensin först sänktes och blyad bensin sedan förbjöds helt i EU år 1985 (Nriagu, 1996). Efter förbudet har en kraftig minskning av mängden bly i atmosfären kunnat uppmätas (Pacyna et al., 2009; Rai et al., 2015).

Bakgrundshalten av bly i okontaminerad jord ligger runt 17 mg/kg jord, men på grund av den affinitet bly har för långväga spridning är halten i många fall högre (Steinnes, 2012). Gamla föroreningar från när de atmosfäriska halterna var högre ligger dessutom fortfarande kvar i marken på många platser. I marken förekommer bly framförallt som Pb^{2+} -joner, utom i reducerade jordar där det kan vara bundet i olösliga PbS -molekyler. Hur bly beter sig i jorden beror till framför allt på hur stort innehållet av organiskt material är, då metallen binder starkt

till humuspartiklar och transporteras i komplex med dessa i jorden. Vid avsaknad av organiskt material adsorberas bly istället till lerpartiklar. Affiniteten för adsorption är högre för bly än för de flesta andra tungmetaller, men varierar till viss del beroende på pH-värde (Steinnes, 2012). Fraktionen biotillgängligt bly utgör en mycket liten del av det totala innehållet, andelen varierar, men verkar ligga runt 2%. Den totala halten bly i en jord är den faktor som främst styr halten tillgängligt bly (Reaves & Berrow, 1984; Steinnes, 2012).

Kadmium är en icke-essentiell tungmetall som precis som bly förekommer överallt i världen. Halterna ligger på betydligt lägre nivåer än för de flesta andra tungmetaller, men eftersom metallen är toxisk även på spårämnesnivå är dess påverkan stor även i låga koncentrationer (Smolders & Mertens, 2012). Kadmiumföreningar släpps ut som en biprodukt vid metallutvinning (framför allt av zink och järn), förbränning av fossila bränslen och hushållsavfall, samt vid spridning av avloppsslam och P-gödsel. Den antropogena spridningen av kadmium i atmosfären har sitt ursprung i att zink började brytas på en mer storskalig nivå. Att kadmium har negativ effekt på människors hälsa (avsnitt 3.3.3) upptäcktes redan i slutet på 1800-talet, men det var först på 1950-talet som det uppmärksammades globalt och man vidtog åtgärder för att minska utsläppen av kadmium. Utsläppen nådde sin topp under mitten av 1960-talet när efterfrågan på metaller som zink och koppar var som störst (Nordberg, 2009; Steinnes, 2012). Sedan dess har utsläppen minskat kraftigt i Europa, framförallt från 80-talet och framåt. Utveckling av teknik och bättre rening av luft är det som har bidragit mest till minskningen (Pacyna et al., 2009).

Även om mängden atmosfäriskt kadmium har minskat innebär det inte nödvändigtvis att mängden biotillgängligt kadmium i jorden blir mindre. Det är en mycket persistent metall som kan ligga oförändrad i jorden i årtionden utan att dess biotillgänglighet förändras. Detta bidrar till att effekterna av kadmium ständigt är märkbara i naturen. Kadmium finns naturligt i jord i halter på 0,1-1 mg/kg jord. Sedan industrialiseringen har halterna ökat med i genomsnitt 0,1-0,3 mg/kg jord (Smolders & Mertens, 2012). I Sverige ligger bakgrundshalten i agrikulturella jordar på ungefär 0,15 mg/kg, men i urbana miljöer är halterna ofta högre (Kemikalieinspektionen, 1998). I jord förekommer kadmium nästan enbart som Cd^{2+} -joner. Dess förmåga att bindas till jordpartiklar eller kolloider är medelhög jämfört med andra metaller. Det är svårt att undersöka exakt hur kadmium är bundet i jorden, men halten löst/bundet kadmium i jorden är starkt kopplat till pH. Ju lägre pH, desto mer kadmium finns löst i jorden. Man har kunnat påvisa linjära samband mellan biotillgänglighet och totalhalt, samt biotillgänglighet och pH-värde i jorden (Smolders & Mertens, 2012). Kadmiums mobilitet och fördelning i miljön påminner om den man ser hos kalcium och zink. Likheten mellan ämnena är en av anledningarna till att kadmium har en så hög toxicitet, eftersom både kalcium och zink är essentiella metaller som tas upp av växter i hög utsträckning. (Kemikalieinspektionen, 1998).

Bly och kadmium har relativt olika mönster när det kommer till den spatiala fördelningen av utsläppen. Kadmium tenderar att i större utsträckning komma från punktkällor, så som kraftverk, metallverk och anläggningar för förbränning av avfall, medan bly istället kommer från mer diffusa rörliga källor, i första hand trafik. Mätningar av halter i luft och nederbörd av

metallerna visar att den spatiala fördelningen följer respektive metalls utsläppsmönster väl. Utsläppen av bly och kadmium får därför som störst påverkan i närområdet av utsläppskällorna (Pacyna et al., 2009).

Att utsläppen av bly och kadmium har minskat i Europa de senaste årtiondena har påverkat både halterna i atmosfären och nedfallet av metallerna. Mätningar visar att det finns ett samband på nära 100% mellan minskade utsläpp och minskad halt i luften. Sambandet mellan utsläpp och nedfall är inte riktigt lika tydligt, en minskning på 60% av utsläppen av kadmium respektive 70 % av bly har lett till en minskning på 45% av nedfallet för båda metallerna (år 2005) (Pacyna et al., 2009). Detta tyder på att det kan finnas en förskjutning i tid, eller eventuellt plats, vad gäller nedfall av metallerna.

3.1.3 Förekomst i stadsmiljö

Tungmetallföroreningar är i många fall är ett större problem i urbana områden än på landsbygden. Detta gäller inte för alla tungmetaller, men både bly och kadmium finns i högre halter i städer än ute på landet (Kemikalieinspektionen, 1998; Perugini et al., 2011). Bly- och kadmiumutsläpp är nära kopplade till trafik och vägar, bly på grund av den tidigare förekomsten i bensin, och nuvarande i bland annat smörjmedel, däck och bilbatterier. Kadmium släpps ut vid förbränning av fossila bränslen i motorer och används precis som bly i smörjmedel och för att stabilisera gummi. Utöver trafik är metallerna även associerade till andra antropogena användningsområden, bly i avloppsrör, färg och vissa takbeläggningar och kadmium i pigment, batterier och tobaksrök (Frantz et al., 2012; Rai et al., 2015). För kadmium är det speciellt vanligt med punktkällor i städer, till exempel deponier där koncentrationerna av metall är mycket höga (Kemikalieinspektionen, 1998). Historiskt sett har det varit vanligare med punktkällor för de flesta urbana föroreningar. Dessa är man idag bättre på att förebygga och förhindra genom modern teknik och rening, men de diffusa källorna är svåra att komma åt och är något man kommer att behöva jobba med även i framtiden (M. Ödegården 2015, pers. kom. 23 mars). Ytterligare en källa är vattnet i urbana miljöer, som genom infiltration genom förorenad mark kan ackumulera höga halter av tungmetaller, framför allt kadmium (Kemikalieinspektionen, 1998).

När det kommer till fördelningen av tungmetaller i städer visar en studie av Azimi et al. (2005) att halterna av tungmetall verkar vara högst i centrala delar av städer för att gradvis sjunka mot utkanterna. Liknande mönster kan ses i Buenos Aires med omgivning, där påverkan från utsläppen i staden är mätbar flera mil utanför stadsgränsen (Lavado et al. 1998).

I städer blir tungmetallernas persistens och förmåga att bioackumuleras ett stort problem på grund av närheten till människor. Utsläppen och nedfallet av tungmetaller i europeiska städer har generellt sett minskat de senaste årtiondena (Azimi et al., 2005), men det finns undantag. I en studie av Frantz et al. (2012) undersöks halterna av tungmetaller i fjädrarna hos duvor i Paris, och jämförs med andra delar av världen och Europa (Korea, Israel, Slovakien och Brasilien). Resultatet visar att nivån av föroreningar ligger på ungefär samma nivå världen över, med en tendens till att vara något högre i Paris. När värdena jämförs med de från äldre studier av samma slag i Europa har de ökat något. Även om fler försök behöver göras visar

det att tungmetaller fortsätter att ackumuleras i miljöer där de redan finns i höga halter (Frantz et al., 2012).

3.2 Växt

3.2.1 Upptag och transport

Växterns upptag av tungmetaller fungerar som en länk i den kedja som överför tungmetaller från dess källor till människor. Förmågan hos växter att absorbera joner även i små mängder gör upptaget väldigt effektivt. De ämnen som är nödvändiga för växter brukar delas in i makro- och mikronäringsämnen, utöver dessa finns det även ett antal icke-essentiella ämnen som inte har någon funktion i växten, eller som rent av är toxiska. I denna kategori ingår många tungmetaller, bland annat bly och kadmium (Furini 2012).

Det allra största upptaget av tungmetaller i växter sker via rötterna. Där finns transportsystem som transporterar de joner som behövs i växten från omgivande miljö in i roten. Lösta metalljoner binder till cellväggarna i rotcellerna och förflyttas in i cellen via transportprotein (Furini, 2012). Hur själva transporten går till beror på vilken typ av metall det rör sig om, vissa metaller transporteras passivt in i cellerna medan andra tas upp via aktiv transport. Funktion, lokalisering och specificitet för många av transportörerna är inte helt klarlagd, men man känner med säkerhet till deras existens (Furini, 2012).

En av de huvudsakliga kategorierna av metalltransportörer är ZIP (ZRT, IRT-like Protein). ZIP har identifierats i ett stort antal olika växter och transporterar divalenta katjoner (som Pb^{2+} och Cd^{2+}) över membran. NRAMP (Natural Resistance-Associated Macrophage Protein) är en annan familj av transportörer som har låg specificitet och kan transportera många olika tungmetaller i både skott och rötter (Manara, 2012).

Hur stort upptaget av en tungmetall i en viss miljö är beror framförallt på totalhalten metall i marken, men även på biotillgängligheten av metallen (Ligocki et al., 2011). Denna bestäms av kemiska egenskaper hos katjonerna och fysiokemiska egenskaper hos jorden. Faktorer som påverkar biotillgängligheten kan till exempel vara pH-värde, redoxpotential, mikrobiell aktivitet, innehåll av makronäringsämnen, vatteninnehåll och temperatur (Alloway, 2012). pH-värde är en av de viktigaste faktorerna för att bestämma biotillgängligheten hos tungmetaller, ju lägre pH desto mer mobila är de flesta tungmetaller (Furini, 2012). En annan viktig faktor när det kommer till tungmetallens upptag och påverkan är förekomsten av andra metaller och ämnen i jorden, och vilka eventuella synergistiska och antagonistiska effekter dessa kan ha på varandra (Chibuikwe et al., 2014). Vissa metaller kan till exempel konkurrera om samma transportörer (Clarkson & Lüttge, 1989) eller öka toxiciteten av andra metaller (Luo & Rimmer, 2004).

Den mängd tungmetaller växter tar upp styrs alltså till stor del av miljön i jorden. Växterna kan till viss del påverka miljön i rhizosfären genom utsöndring av ämnen från rötterna. Rötternas interaktion med rhizosfären ökar biotillgängligheten av essentiella metaller och kan omvandla dem till en form som är lämplig för upptag. Växten underlättar även transporten genom att utsöndra protoner som försurar miljön i rhizosfären och skapar en elektrisk

potential över membranerna vilket gör att upptaget av katjoner går lättare. Väl inne i växten binds metallerna i kelat eller andra komplexbildare för att underlätta transport i växten. Metallerna lagras sedan i rötterna eller förflyttas till andra växtdelar. (Cuypers et al., 2012).

Växter är effektiva levande filter för bly, och ingår som en del i den biogeokemiska cykeln. Bly tas huvudsakligen upp av växter genom rötterna, via passiv transport. Eftersom bly är en icke-essentiell metall finns troligen inga specifika transportprotein anpassade för just bly, utan blyjoner transporteras in via transportprotein med låg specificitet för substrat (Furini, 2012). En studie av Arvik och Zimdahl (1974) visar att bly tas upp i relativt stora kvantiteter även om man inte känner till några fysiologiska funktioner för metallen. I studien bedömer man att bly främst tas upp passivt, icke-metaboliskt av växter. Detta baseras på att upptaget går snabbt, är starkt pH beroende, ökar med ökande koncentration i omgivningen och är okänsligt för inhibitorer.

Mängden bly i växter är inte lika starkt kopplad till totalhalten i marken som för vissa andra metaller, exempelvis kadmium. Totalhalten kan vara en indikation, men andelen fria joner i marken påverkar troligtvis halten i växten mer (Steinnes, 2012). I ett försök av Qian et al. (1996) visade sig mängden bly i alfaalfa och höstveten ha en starkare korrelation med mängden DTPA-extraherat (d.v.s. biotillgängligt) bly, än med totalhalten i jord.

För många växtslag är transporten av bly från rot till skott inte speciellt stor (Li et al., 2007; Seregin & Kozhevnikova, 2011), och på senare år har man upptäckt att förekomsten av bly i ovanjordiska växtdelar i många fall i mycket hög utsträckning verkar bero på upptag från atmosfären. I kraftigt förorenad mark kan dock halten bly i ovanjordiska växtdelar i större utsträckning ha transporterats från rötterna (Steinnes, 2012).

Kadmium tas lätt upp av växter på grund av dess höga löslighet i vatten, vilket gör den till en av de mest fytotoxiska tungmetallerna (DalCorso, 2012). Det verkar finnas ett positivt samband mellan totalhalten av kadmium i jord och i växt, och ett negativt samband mellan pH-värde och halten kadmium i växt (Smolders & Mertens, 2012). Hur upptaget går till i detalj är inte känt, men försök på risplantor har visat att kadmium har relativt stor biotillgänglighet och verkar tas upp oreglerat (Fukushima et al., 1973). Det är därför troligt att upptaget av kadmium i växten sker på samma sätt som för bly, med ospecifika transportproteiner. I en studie av Krämer et al. (2007) fann man att ZIP-transportörer var involverade i upptaget av kadmium från jord, och även vid transport från rot till skott. Kadmium transporteras även av NRAMP (Furini, 2012). Transport av kadmium från rötter till ovanjordiska växtdelar är vanligt i många växtarter. En viss del av det kadmium som finns i bladen hos växter tas dock upp direkt från atmosfären. Hur stor mängden är varierar, men det kan röra sig om upp till 60% av den totala halten i blad. Det är ovanligt med så höga halter då upptaget från atmosfären ofta är begränsat, men i miljöer med höga atmosfäriska halter av kadmium kan det utgöra en ansevärd del av totalhalten. Den största andelen kadmium i ovanjordiska växtdelar transporteras dock i de flesta fall från rot till skott via xylemet (Smolders & Mertens, 2012).

3.2.2 Påverkan och skyddsmekanismer

När nivåerna av tungmetaller blir för höga påverkas de allra flesta växter negativt. Ofta märks inte effekterna av tungmetallerna i växten förrän de når specifika tröskelvärden och hamnar på toxiska nivåer. Gemensamt för de flesta tungmetaller är att de i för höga nivåer ökar den oxidativa stressen och mängden fria radikaler i växten. Vanliga följder är minskad tillväxt, att rotsystemet blir mer kompakt och bladytan krymper. Kloros och nekros på bladen förekommer också, likaså missfärgade rötter. Hur allvarliga symptomen blir och vilken utbredning de får beror på växtart, halt och typ av tungmetall och hur långvarig exponeringen är. Det finns mekanismer som till viss del kan hindra upptaget av tungmetaller i vissa växtslag, till exempel bindningsställen på rotcellernas utsida eller symbios med svampar och bakterier som hjälper till att skydda växten (Cuypers et al., 2012).

Vissa växter klarar av att ta upp mer tungmetaller än genomsnittet. Särskilda fysiologiska egenskaper skyddar dem från skador och gör att de kan ackumulera metaller i högre utsträckning. Denna ackumulering kan ske i varierande mängd, om det gäller mycket stora mängder brukar växterna benämnas som hyperackumulatörer. Hyperackumulatörer har påvisats i runt 500 taxa, och är speciellt vanlig i Brassicaceae. Hyperackumulatörer är ofta endemiska och växer främst där metallkoncentrationen är så hög att de inte utsätts för konkurrens från andra arter (Fasani, 2012).

3.2.3 Maskros

Maskros ingår i släktet maskrosväxter i familjen korgblommiga växter (*Asteraceae*). Det är en mycket vanlig växtart som växer vilt i olika miljöer världen över, även på kraftigt förorenade platser (Ligocki et al., 2011). Maskrosor används idag i vissa fall för kartläggning av bland annat svaveloxider, polyaromatiska kolväten samt tungmetaller (Królak, 2002). Studier har visat att de tar upp halter av metaller som korrelerar med innehållet i mark, och därför är användbara för bioövervakning (Kuleff & Djingova, 1984; Djingova et al., 1986). Halten metall i växten kan variera beroende på säsong, vilket delvis kan vara relaterat till fenologiska faktorer, alltså vilket utvecklingsstadium växten befinner sig i eller dess ålder (Ligocki et al., 2011).

I en studie av Ligocki et al. (2011) kunde signifikanta samband påvisas för halten kadmium i växtmaterial från maskros och jordprover tagna i samma område. Samma samband lyckades dock inte fastställas för bly. Tendensen för bly att tas upp atmosfäriskt i blad och transporteras mellan rot och skott i högre utsträckning än kadmium kan enligt Ligocki et al. ha bidragit till att resultatet ej blev signifikant. I andra försök på *Asteraceae* har dock även kadmium visat sig transporteras relativt effektivt från rot till skott, med en koncentration i skott:rot på >0.25 (McLaughlin et al., 2011). Även Ligockis resultat visar högre halter av metall i bladen än i rötterna på maskros för nästan alla undersökta metaller, inklusive kadmium, vilket styrker att kadmium transporteras i växten.

Enligt en studie av Królak (2002) tas kadmium upp relativt lätt av maskrosor oberoende av hur låga/höga halterna i jord är, vilket gör växten lämplig för bioindikation av kadmium i miljön. Bly tas också alltid upp till viss utsträckning, men framförallt i områden där jorden är

kraftigt förorenad. Maskrosor har troligtvis förmågan att inhibera upptaget av vissa metaller (till exempel zink) vid för höga halter, men detta gäller förmodligen inte bly eller kadmium. Upptaget av dessa metaller i förhållande till totalhalten verkar ändå ha en tendens att minska procentuellt sett vid mycket höga halter av metall i jord. Det är speciellt tydligt för bly, kadmium verkar ha en något högre benägenhet för assimilering i växten även vid högre halter (Królak, 2002).

3.3 Koppling till samhället

3.3.1 Urban odling

Odling i stadsmiljö är ett gammalt fenomen som förekom redan i antika Egypten, men det är först det senaste århundradet som det har blivit vanligt i städer världen över. Idag är det populärt av flera anledningar, i västvärlden kanske främst på grund av miljöskäl och intresset för att odla egna grödor. I andra delar av världen är det dock ett viktigt bidrag till matförsörjningen (Delshammar, 2011). Odlingar i städer försörjer idag redan 700 miljoner människor globalt, och denna siffra förväntas öka i framtiden (Gatukontoret Malmö stad, 2014).

Historiskt sett har man även i Sverige odlat mycket för husbehov, på både egen och allmän mark. Idén med kolonilotter uppstod i slutet av 1800-talet och det som odlades kunde då utgöra ett viktigt tillskott till matkassan. Under andra världskriget när bristen på livsmedel var stor gjordes många parker tillgängliga för allmänheten att odla i (Delshammar, 2011). I det nutida Sverige är stadsodling snarare ett sätt för invånarna att bidra till en mer hållbar stad. Urban odling är en växande rörelse där människor från många olika bakgrunder är engagerade. Det kan vara av intresse för gemenskapen som ofta finns kring odlingen, eller av rekreations- eller försörjningsskäl. Urban odling skapar på så vis ekologiska, ekonomiska och sociala mervärden (Gatukontoret Malmö stad, 2014).

Den största andelen odling i stadsmiljö sker idag på bostadsmark. Sveriges lantbruksuniversitet och Fritidsodlingens riksorganisation har i en studie från 2008 beräknat att man genom att odla upp alla grönytor i städer (inklusive trädgårdar och kolonilotter) i Sverige skulle kunna försörja fem miljoner människor med vegetarisk kost under optimala förhållanden. Denna siffra håller inte i praktiken då man rent praktiskt varken kan eller vill odla på varenda grönyta, men visar ändå vilken potential urban odling faktiskt har ur försörjningssyfte (Delshammar, 2011).

Kommunen kan med hjälp av fysisk planering styra möjligheterna för odling i stadsmiljö. I detaljplanen delas ytor i staden in i tre kategorier; allmän plats, kvartersmark och vattenområden. På allmän plats, till exempel gator och parker, kan man anordna tillfälliga odlingsplatser som är öppna för alla. För kvartersmark har man möjlighet att i detaljplanen ange odling som planerad markanvändning för ett område (Gatukontoret Malmö stad, 2014).

3.3.2 Riktvärden och bestämmelser kring odling

Miljöförvaltningen i Malmö har sedan flera år jobbat med att kartlägga föroreningar i Malmö som en del av ett nationellt uppdrag från Naturvårdsverket. På miljöförvaltningen finns ett

arkiv över alla fastigheter i staden där misstänkta eller konstaterade föroreningar är angivna. Tungmetaller är en vanlig orsak till varför provtagningar har gjorts eller kommer att göras på en fastighet (M. Ödegården 2015, pers. kom. 23 mars).

Det finns idag inte några lagstadgade gränsvärden för vilka halter av föroreningar som är acceptabla i mark. Beroende på den planerade markanvändningen för en fastighet görs en bedömning av om eventuella föroreningar behöver avhjälpas och i så fall till vilken grad. För vissa fastigheter där föroreningarna är svåravhjälpta och risken för negativ påverkan på människa/miljö inte anses vara överhängande väljer man ofta att låta föroreningarna ligga orörda tills vidare (M. Ödegården 2015, pers. kom. 23 mars).

Som ett verktyg i bedömningen har Naturvårdsverket tagit fram allmänna riktvärden för vilka nivåer i mark föroreningar inte bör överstiga. Riktvärdena är rekommendationer och inte juridiskt bindande. Halter under riktvärdena förväntas inte ge några skador på människor och miljö, men det betyder inte nödvändigtvis att halter över riktvärdena är skadliga. Markanvändningen på en plats är viktig för att kunna bestämma riktvärden, och delas in i två kategorier; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Exempel på KM kan vara bostäder, och MKM industrier och parkeringsplatser. Odlad mark går in under KM om man planerar att förtära de grödor som odlas. För bly ligger riktvärdet för KM på 50 mg/kg jord och för MKM 400 mg/kg jord, för kadmium är siffrorna 0,5 mg/kg jord för KM och 15 mg/kg jord för MKM (Naturvårdsverket, 2009).

Som jämförelse kan man ta den kartläggning Naturvårdsverket har gjort av tungmetallhalterna i svensk åkermark (tabell 2, avsnitt 5). För bly ligger 97% av den svenska åkermarken på mycket låga till måttliga värden, upp till 30 mg/kg jord. Halter över 50 mg/kg jord anses vara toxiska för växter och mikroorganismer. Vad gäller kadmium ligger 83% av marken på måttliga värden eller lägre, upp till 0,3 mg/kg jord. Halter över 0,4 mg/kg jord kan leda till hälsofarliga halter i grödor, och det finns risker för negativa följder redan vid lägre nivåer (Naturvårdsverket, 2016).

Utöver de allmänna riktvärdena ovan kan man i vissa fall behöva räkna ut platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden, speciellt om man frångår standardanvändningen för marken, till exempel vid odling eller anläggning av kolonilotter på en grönyta som inte ursprungligen är avsedd för det syftet. Man måste ta hänsyn till att det finns ett stort antal olika exponeringsvägar när man räknar ut riktvärdena, intag av odlade eller vildväxande växter är bara en av dessa. Faktorer som man tar hänsyn till vid uträkning av riktvärden för hur stora mängder av växter som kan förtäras från ett område är upptagsfaktorer i växt, på vilket djup föroreningen ligger, andel hemodlat i området och intag per dag (en vuxen ska kunna få 10% av sitt totalintag av vegetabilier från det förorenade området utan att påverkas negativt). Naturvårdsverket håller på att utveckla en modell för att räkna ut innehållet av metallföroreningar i växter, den baseras dock på att halten föroreningar i växten har ett linjärt förhållande till halten föroreningar i marken (Naturvårdsverket, 2009).

För fastigheter som ska användas för odling bör en konsult som gör provtagningar tas in, oavsett om man misstänker föroreningar eller inte. Man är sedan ansvarig för att göra en egen bedömning av resultatet (M. Ödegården 2015, pers. kom. 23 mars).

På EU-nivå har man tagit fram gränsvärden för att skydda människor från höga halter av främmande ämnen i de livsmedel som köps i affären. Livsmedelsverket kontrollerar att dessa värden inte överstigs genom kontrollprogram med provtagning. Samma system fungerar inte för egenodlade grödor eller sådant som plockas vilt i naturen, då det är något som görs utan kontroll. Gränsvärdena är ändå en vägledning för vilka halter EU bedömer som acceptabla i livsmedel. För bladgrönsaker får innehållet av bly maximalt vara 0,3 mg/kg färskvikt och för kadmium 0,2 mg/kg färskvikt. Kadmiumvärdena genomgår just nu en revidering (EG-förordning nr 1881/2006).

3.3.3 Hälsoeffekter av tungmetaller

Människor exponeras för tungmetaller på många olika sätt; via luftvägarna, vid intag av föda och dricksvatten och genom direktkontakt med huden. Hur stor den toxiska effekten av en tungmetall blir beror dels på egenskaper hos metallen och den aktuella exponeringsvägen, men även på egenskaper hos den exponerade individen, till exempel ålder, kön och näringsstatus. Eftersom människokroppen inte har något utvecklat system för att oskadliggöra eller göra sig av med tungmetaller riskerar metaller ackumuleras över tid och på sikt få negativa effekter på hälsan (Rai et al., 2015).

För vissa tungmetaller, särskilt kadmium och kvicksilver, men även till viss del bly, är risken för att föras vidare till människor via födan stor (de Vries et al., 2012). Detta sker främst genom upptag i växter och boskapsdjur som vi sedan äter. Halterna i vegetabilier varierar beroende på ett flertal faktorer som nämnts i tidigare avsnitt. Det är dock inte bara halterna i grödorna som styr hur stort upptaget blir, utan även i vilka mängder man förtär dem. Till exempel tar de flesta grönsaker generellt sett upp större mängder tungmetaller från jorden än vad spannmål gör, men eftersom man i många länder äter mer spannmål än grönsaker får de ändå en större effekt på det dagliga intaget av metaller (Rai et al., 2015).

Bly är problematisk tungmetall när det kommer till människors hälsa eftersom den i hög utsträckning förekommer i vår närmiljö. Intag av bly sker framförallt vid inandning av blykontaminerade partiklar och aerosoler, och via föda och dricksvatten. Den totala mängden bly i livsmedel kommer dock inte från tidigare nämnda upptag i näringskedjan, utan tillförs även från behållare som mat eller vatten förvaras i. Efter intag lagras bly effektivt i kroppen, framför allt i tänderna och skelettet där det ackumuleras över tid. En del bly transporteras i blodet där det påverkar hjärnan och nervsystemet och orsakar bland annat huvudvärk, koncentrationssvårigheter och minnesförlust i tidiga stadier av förgiftning. Akut blyförgiftning kan leda till koma och i värsta fall döden (World Health Organization, 2016). Det finns idag ingen lägsta nivå av blyexponering som anses vara säker. Vid halter så låga att inga symtom på blyförgiftning kan detekteras, har det ändå visat sig finnas risk för mental funktionsnedsättning hos barn (de Vries et al., 2012). Foster och små barn är överlag särskilt utsatta för bly i miljön då deras kroppar absorberar 4-5 gånger mer av blyintaget än vad vuxna

gör. Barn har även ett annat beteendemönster som gör att de får i sig större mängder av bly via munnen. Halterna av bly i blodet hos populationen minskar generellt sett sedan 1970-talet, men är fortsatt förhöjda hos barn (Tchounwou et al., 2012).

Kadmium är en av de mest betydelsefulla metallerna vad gäller toxikologiska effekter på människor. Negativ effekt på människors hälsa sker vid betydligt lägre koncentrationer än vad som krävs för att orsaka någon synlig påverkan på växter och mikrolivet i jorden. De främsta exponeringsvägarna är inhalering (till exempel av cigarettök) och intag av föda. För normalbefolkningen utgör intag av föda över 90% av det totala upptaget (Smolders & Mertens, 2012). De vegetabilier som innehåller högst halter av kadmium är bladgrönsaker, potatis, frön och spannmål (Tchounwou et al., 2012).

Vid intag av akut toxiska halter av kadmium kan det uppstå skador på mag-tarmkanalen, lungor, lever eller njurar, med koma som följd (Tchounwou et al., 2012). Det är ovanligt med akut förgiftning orsakat av födointag, men på lång sikt kan det göra stor skada att regelbundet äta livsmedel som innehåller låga till måttliga halter av kadmium (Bernard, 2008). Så var fallet när man upptäckte farorna med höga halter av kadmium i odlingsmark, på 1960-talet i Toyama-provinsen i Japan. Det ris som odlades och förtärdes av befolkningen i Toyama hade bevattnats med kontaminerat vatten från en flod nära ett gruvområde. Följderna var försämrad njurfunktion vilket på sikt orsakade urlakning av kalcium ur skelettet och ledde till benvävsuppmjukning (Nordberg, 2009). Ett intag på 2-10 g under en livstid var i detta fall tillräckligt för att orsaka allvarlig förgiftning och dödsfall. Fatal kadmiumförgiftning sker redan vid regelbundna intag av livsmedel med värden på 10-20 gånger bakgrundshalten i föda, vilket ger anledning att anta att påverkan på hälsan sker vid betydligt lägre halter än så (Smolders & Mertens, 2012).

4. Försök

4.1 Provtagningsmetodik

Några exemplar av maskros lokaliserades, 15-20 blad från minst fem olika individer plockades och placerades i papperspåsar som märktes med provnummer. Jordprov togs med hjälp av jordborr på minst fem platser i maskrosornas närområde. Alla jordprov blandades sedan i en spann och hälldes i en plastpåse som märktes med samma nummer som växtprovet. På de platser där mer än ett prov togs förflyttade man sig minst 50 meter (ofta betydligt längre) till en ny plats inom samma område där proceduren upprepades. Vid provtagningen skedde ett misstag vid märkning av två av proven, nummer 23 och 28, som båda märktes med 23. Dessa har ingått i alla regressionsanalyser, men uteslöts i diagrammen över medelvärdena av halt i växt och jord (Fig. 9-14).

I labbet tvättades växtproverna grundligt i vatten innan de placerades i torkskåp på 70 °C i fyra dagar. För att kunna relatera innehållet av metall i växt till aktuella gränsvärden borde egentligen en färskvikt för proverna ha registrerats. Denna är svår att uppskatta i efterhand då förhållandet mellan färskvikt och torrsvikt beror på ett antal faktorer, bland annat vilken växt del som analyseras, vatteninnehåll i växten vid skörd och temperatur och luftfuktighet vid

skörd (Bashan and de-Bashan, 2005). Det finns relativt få studier som undersöker förhållandet mellan färskvikt och torrsvikt, men enligt ett försök på veteplantor av Sande-Bakhuyzen (1928) utgör torrsvikten av blad 9-25% av färskvikten, beroende på om plantan har blommat eller inte. I en nyare rapport av van den Berg (1994) antas samma siffra vara ca 12% för blad- och stjälkgrönsaker, men vad detta antagande baseras på är inte motiverat i rapporten.

Jordproverna fördes över till folieformar och ställdes för torkning i rumstemperatur i fem dagar. De siktades sedan genom ett såll med maskstorlek 2 mm. Därefter mättes pH och ledningstal (LT) genom att 30 ml jord vägdes upp och späddes med 150 ml rumstempererat avjoniserat vatten. Blandningen skakades i 1 timme innan pH och LT mättes omedelbart innan jorden hann sedimentera i behållarna.

4.2 Analys

4.2.1 Våtförbränning med mikrovågsteknik

Våtförbränning med hjälp av mikrovågor och HNO_3 är en välbeprövad metod för att uppsluta växtdelar innan halter av spårämnen och tungmetaller i växtmaterialet analyseras (Huang et al., 2004).

De torkade maskrosbladen krossades till mindre bitar och ca 0,5 g (exakt vikt noterades) av varje prov vägdes upp i speciella behållare anpassade för att motstå högt tryck. Till varje behållare tillsattes 10 ml koncentrerad HNO_3 . Behållarna laddades i CEM Mars 5 och kördes i 45 minuter. Behållarna togs ur maskinen och öppnades i dragskåp. Lösningen överfördes till mätkolvar, behållarna sköljdes ur med avjoniserat vatten och sköljvattnet hålles även det i mätkolvarna där innehållet slutligen späddes till 100 ml med avjoniserat vatten.

4.2.2 Tungmetallextraktion av jord med HNO_3

Denna extraktion gjordes för att bestämma totalhalten av bly och kadmium i jordproverna. Kokning i HNO_3 löser effektivt upp bindningar, och även metaller som är hårt bundna frigörs. Det man bör ha i åtanke är att man med denna metod även lösgör naturligt förekommande metaller från berggrunden och inte bara de som har tillförts jorden från antropogena aktiviteter (Nyhlén, 2004). 90% av totalhalten ska extraheras med denna metod.

I extraktionsrör märkta från 1-41 vägdes 5,0 g siktad jord upp, två rör lämnades tomma som blank. Till varje rör tillsattes 10 ml 2 M HNO_3 . Denna metod görs vanligen med 20 ml HNO_3 , vilket också skulle ha varit fallet i detta försök, men av misstag användes endast 10 ml. Samtliga rör ställdes i sjudande vattenbad i 2 timmar. För andra omgången rör, nr 20-41, kokade vattnet in vid ett tillfälle och rören var således inte nedsänkta i vatten under hela försökstiden. Rören togs ur vattenbadet, ställdes för att svalna i ca 30 minuter och innehållet dekanterades sedan genom filterpapper ner i E-kolvar och späddes till 100 ml med avjoniserat vatten.

4.2.3 DTPA-extraktion av jord för spårämnesanalys

Extraktion med hjälp av DTPA är en mjukare extraktionsmetod där resultatet ger en bild av den biotillgängliga mängden metall i jorden. Det betyder att den halt metaller som frigörs

under extraktionen främst utgörs av det som växten skulle kunna ta upp inom en närliggande framtid (Naturvårdsverket, 2006).

Extraktionslösning (1 L):

14,92 g TEA (trietanolamin, 97%)

1,9 g DTPA (dietyltriäminpentaättiksyra, 98%)

1,47 g CaCl₂ x 2H₂O

pH justerades till 7,3 med 6 M HCl

I provrör märkta från 1-41 vägdes 10,0 g siktad jord upp, två rör lämnades tomma som blank. I varje rör tillsattes 20 ml extraktionslösning. Rören skakades i rumstemperatur i 2 h och sattes därefter för att vila i 10 minuter. Lösningen dekanterades ner i plastbehållare genom ett filterpapper. Lösningen från varje behållare hälldes därefter i en spruta och filtrerades genom ett 0,45 µm membranfilter ner i nya behållare.

4.2.4 Analys av metallhalter med atomabsorptionsspektrofotometer med grafitugn

Samtliga lösningar från de tre olika extraktionsmetoderna analyserades med hjälp av atomabsorptionsspektrofotometer (AAS) med grafitugn för mätning av koncentrationen av bly och kadmium i lösningarna. Metoden ger en noggrann bild över halten av olika ämnen i materialet. Vid analys av lösningarna upptäcktes det att vissa prover frångick standardkurvan för mycket i koncentration och dessa fick därför spädas enligt tabell 1.

Tabell 1. Spädningar av prov utanför standardkurvan.

| Metod | Prov | Spädning |
|---------------------|--------------------------------|----------|
| HNO ₃ Pb | Samtliga exkl. 9, 16, 19A, 19B | 5 ggr |
| HNO ₃ Pb | 9, 16, 19A, 19B | 50 ggr |
| DTPA Pb | Samtliga exkl. 9, 16, 19A, 19B | 10 ggr |
| DTPA Pb | 9, 16, 19A, 19B | 50 ggr |
| DTPA Cd | Samtliga | 10 ggr |

4.2.5 Statistik

Alla statistiska analyser gjordes i programmet IBM SPSS. Linjär regressionsanalys användes för att påvisa eventuell korrelation mellan halter av bly och kadmium i jord och växt, pH, ledningstal samt mellan de två metoderna för extraktion av jord. Ett konfidensintervall på 95% användes för alla analyser. För att undersöka skillnader i halterna av bly och kadmium mellan de olika kategorierna för markanvändning och extraktionsmetod gjordes även diagram över medelvärdena av halterna bly och kadmium per prov uppdelat på de fyra olika kategorierna.

För att få en uppfattning av ungefär hur mycket av både totalhalt och biotillgänglig halt av bly och kadmium som tas upp av växter gjordes en uträkning av kvoten mellan halten i växt och halten i jord (tabell 4 och 5). Fem värden valdes slumpvis för varje klass (enligt tabell 2, Naturvårdsverkets klassificering över halter i åkermark) och ett medelvärde på ackumulationsfaktor räknades ut.

5. Resultat av försök

Provresultaten av försöket i Malmö (tabell 3) visar att det finns stor variation i halterna av bly i jorden vid extraktion med både HNO₃ och DTPA. Värdena för kadmium är generellt sett jämnare än för bly, med liten skillnad mellan extraktion med HNO₃ och DTPA. Värdena för HNO₃ ligger troligtvis så lågt beroende på fel i utförandet av extraktionen.

Tabell 2 är Naturvårdsverkets klassificering av totalhalter av bly och kadmium i åkermark (extraherade med HNO₃) och ska fungera som en guide vid avläsning av tabell 3.

Tabell 2. Färgkodstabell över totalhalter av bly och kadmium i åkermark indelat i olika klasser efter grad av förorening i marken (Naturvårdsverket, 2016).

| Klass | Benämning | Bly (mg/kg jord) | Kadmium (mg/kg jord) |
|-------|-----------------|------------------|----------------------|
| 1 | Mycket låg halt | < 8 | <0,1 |
| 2 | Låg halt | 8-15 | 0,1-0,2 |
| 3 | Måttlig halt | 15-30 | 0,2-0,3 |
| 4 | Hög halt | 30-50 | 0,3-0,4 |
| 5 | Mycket hög halt | > 50 | >0,4 |

Tabell 3. Samlade provresultat. Halterna av bly och kadmium extraherade med HNO₃ och DTPA i mg/kg jord, växt i mg/kg växt (torrvikt). Värden för halter i jord är färgade enligt en femgradig skala från mycket låg till mycket hög halt av kadmium och bly enligt Naturvårdsverkets klassificering (tabell 2).

| Provr. | Kat. | pH | LT | HNO ₃ Pb | HNO ₃ Cd | DTPA Pb | DTPA Cd | Växt Pb | Växt Cd |
|--------|------|------|-----|---------------------|---------------------|---------|---------|---------|---------|
| 1A | F/Ö | 7,97 | 130 | 47,585 | 0,245 | 6,603 | 0,268 | 0,355 | 0,021 |
| 1B | F/Ö | 7,92 | 120 | 33,093 | 0,123 | 4,301 | 0,276 | 0,337 | 0,025 |
| 3 | Ö | 8,03 | 120 | 40,090 | 0,114 | 4,776 | 0,235 | 0,654 | 0,044 |
| 5A | F | 7,65 | 120 | 19,597 | 0,246 | 1,382 | 0,224 | 0,085 | 0,027 |
| 5B | F | 8,15 | 160 | 17,740 | 0,015 | 3,704 | 0,269 | 0,162 | 0,024 |
| 5C | F | 7,65 | 120 | 22,276 | 0,226 | 3,382 | 0,242 | 0,202 | 0,023 |
| 7A | F | 7,60 | 110 | 7,653 | 0,242 | 0,918 | 0,250 | 0,271 | 0,053 |
| 7B | F | 7,47 | 80 | 13,695 | 0,014 | 1,403 | 0,172 | 0,313 | 0,026 |
| 8 | F/Ö | 7,74 | 200 | 20,979 | 0,265 | 3,715 | 0,184 | 0,580 | 0,032 |
| 9 | F | 8,14 | 120 | 86,110 | 0,541 | 49,825 | 0,569 | 0,682 | 0,102 |
| 10 | F/Ö | 7,63 | 170 | 40,512 | 0,319 | 4,927 | 0,278 | 0,580 | 0,022 |
| 11 | F/Ö | 8,06 | 100 | 44,124 | 0,360 | 4,723 | 0,275 | 0,190 | 0,015 |
| 12A | F | 8,37 | 120 | 7,282 | 0,192 | 0,998 | 0,169 | 0,168 | 0,033 |
| 12B | F | 7,62 | 70 | 4,300 | 0,170 | 0,334 | 0,116 | 0,118 | 0,035 |
| 13 | F | 8,37 | 140 | 14,486 | 0,232 | 0,784 | 0,117 | 0,106 | 0,017 |
| 14 | F/Ö | 8,33 | 130 | 7,024 | 0,010 | 0,847 | 0,141 | 0,087 | 0,030 |
| 16 | F | 7,83 | 170 | 97,440 | 0,373 | 17,159 | 0,276 | 0,923 | 0,032 |
| 18A | O | 7,93 | 210 | 8,903 | 0,191 | 0,537 | 0,133 | 0,142 | 0,027 |
| 18B | O | 8,03 | 100 | 19,091 | 0,249 | 3,729 | 0,255 | 0,219 | 0,041 |
| 19A | O | 7,11 | 80 | 44,010 | 0,095 | 18,509 | 0,360 | 1,365 | 0,045 |
| 19B | O | 7,54 | 130 | 26,810 | 0,282 | 13,819 | 0,221 | 0,731 | 0,016 |
| 20 | Ö | 7,86 | 120 | 23,718 | 0,007 | 1,820 | 0,177 | 0,297 | 0,014 |
| 22A | Ö | 8,08 | 100 | 9,923 | 0,124 | 0,758 | 0,130 | 0,169 | 0,017 |
| 22B | Ö | 8,06 | 130 | 18,361 | 0,218 | 2,878 | 0,186 | 0,232 | 0,020 |

| | | | | | | | | | |
|-------|-----|------|-----|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 23/28 | O/Ö | 8,15 | 140 | 18,901 | 0,220 | 1,259 | 0,176 | 0,168 | 0,013 |
| 23/28 | O/Ö | 7,65 | 140 | 12,738 | 0,534 | 2,607 | 0,804 | 0,070 | 0,026 |
| 24A | O | 7,52 | 170 | 15,502 | 0,273 | 1,285 | 0,242 | 0,268 | 0,074 |
| 24B | O | 9,12 | 240 | 14,229 | 0,235 | 3,350 | 0,203 | 0,147 | 0,030 |
| 26A | O | 7,33 | 70 | 6,624 | 0,169 | 0,753 | 0,166 | 0,057 | 0,046 |
| 26B | O | 7,87 | 140 | 7,284 | 0,268 | 0,685 | 0,209 | 0,024 | 0,026 |
| 27 | Ö | 6,61 | 60 | 7,479 | 0,109 | 0,976 | 0,188 | 0,060 | 0,078 |
| 29 | Ö | 7,99 | 130 | 7,331 | 0,164 | 0,620 | 0,124 | 0,314 | 0,017 |
| 30 | Ö | 7,36 | 100 | 33,767 | 0,292 | 4,862 | 0,412 | 0,145 | 0,029 |
| 31 | Ö | 7,85 | 170 | 10,119 | 0,296 | 1,345 | 0,203 | 0,073 | 0,028 |
| 32 | Ö | 8,32 | 120 | 17,932 | 0,165 | 3,249 | 0,121 | 0,063 | 0,043 |
| 33 | Ö | 8,19 | 110 | 13,473 | 0,201 | 1,793 | 0,187 | 0,077 | 0,011 |
| 34 | Ö | 7,94 | 110 | 13,278 | 0,206 | 1,919 | 0,230 | 0,118 | 0,013 |
| 35A | F/Ö | 8,48 | 120 | 16,952 | 0,406 | 3,021 | 0,444 | 0,109 | 0,060 |
| 35B | F/Ö | 8,42 | 130 | 24,753 | 0,597 | 3,109 | 0,286 | 0,548 | 0,058 |
| 36 | Ö | 6,16 | 30 | 8,257 | 0,229 | 1,208 | 0,264 | 0,098 | 0,067 |
| 37 | Ö | 8,06 | 130 | 5,810 | 0,173 | 0,648 | 0,176 | 0,098 | 0,042 |

En uträkning av ackumuleringsfaktor (kvoten mellan halten metall i växt och halten metall i jord) visar att procentandelen av den mängd metall som tas upp minskar för både bly och kadmium ju högre halterna i jorden är (tabell 4 och 5). Kadmium tenderar att ackumuleras i växten i högre utsträckning än bly. Värdena för kadmium extraherat med HNO₃ ligger på grund av metodfel mycket högt, speciellt för de lägre klasserna. På grund av brist på data har några klasser kombinerats, och andra saknar värden.

Tabell 4. Ackumulering av bly (%) i växt för prov med varierande halter av metall.

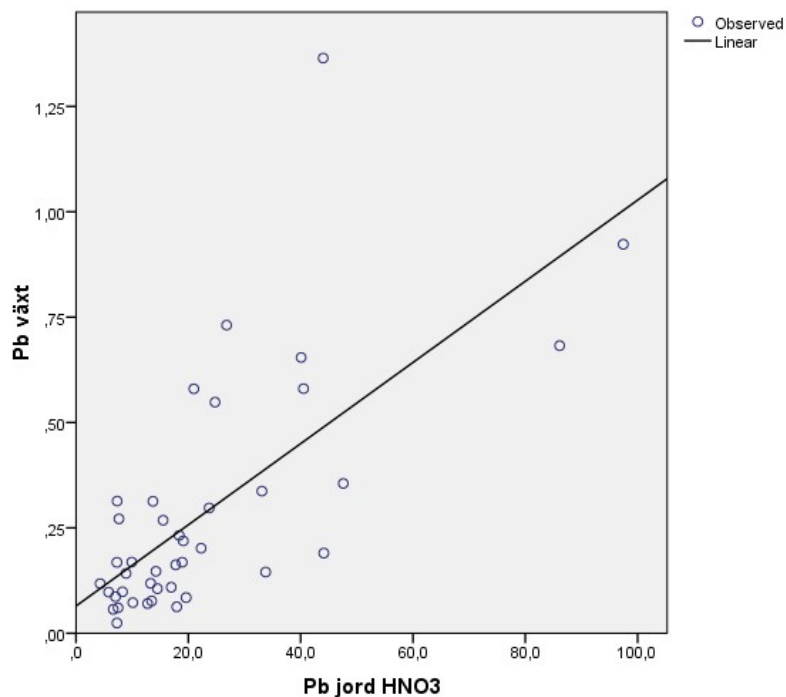
| Halt i jord | Ackumulering i växt (HNO ₃) | Ackumulering i växt (DTPA) |
|----------------|---|---------------------------------|
| Mycket låg | 2,5% | 12,7% |
| Låg | 1,2% | - |
| Måttlig | 1,4% | 4,7% (+ ett värde med hög halt) |
| Hög/mycket hög | 1,1% | - |

Tabell 5. Ackumulering av kadmium (%) i växt för prov med varierande halter av metall.

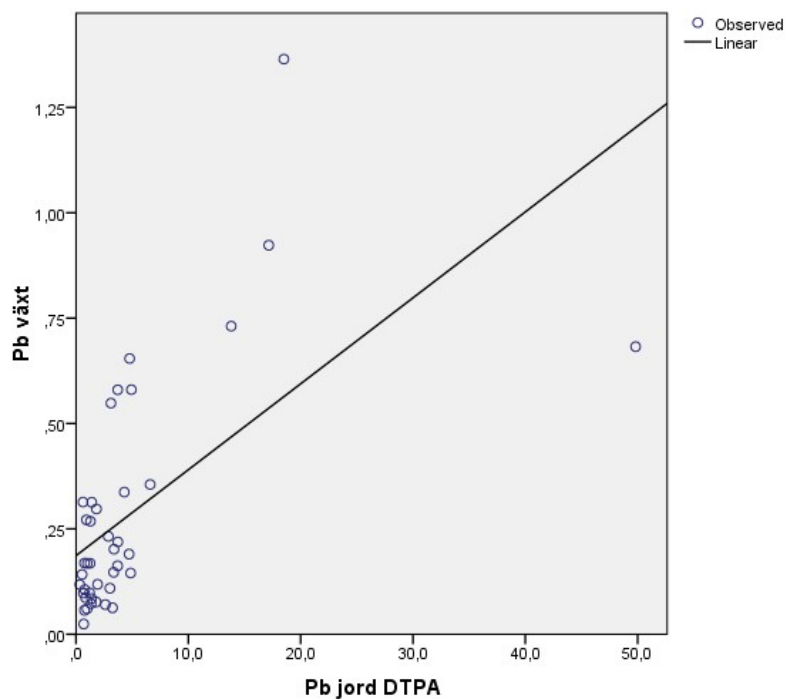
| Halt i jord | Ackumulering i växt (HNO ₃) | Ackumulering i växt (DTPA) |
|----------------|---|----------------------------|
| Mycket låg | 98,5% | - |
| Låg | 24,4% | 19,8% |
| Måttlig | 11,2% | 16,4% |
| Hög/mycket hög | 11,1% | 10,5% |

Det finns ett klart signifikant positivt samband mellan halten bly i växtmaterialet och halten i jord extraherad med både HNO₃ och DTPA (fig. 2 och 3). p-värdet ligger på <0,001 för båda metoderna och för HNO₃ kan 47,3% av mängden bly i växt förklaras av mängden bly i jord, medan motsvarande värde ligger på 37,4% för DTPA (om man utesluter det höga extremvärdet på 49,8 mg bly/kg jord för DTPA går förklaringsgraden upp till 73,5 %). Halten

i växt ökar med 0,096 mg (HNO_3) eller 0,02 mg (DTPA) för varje mg som halten i jord ökar med.

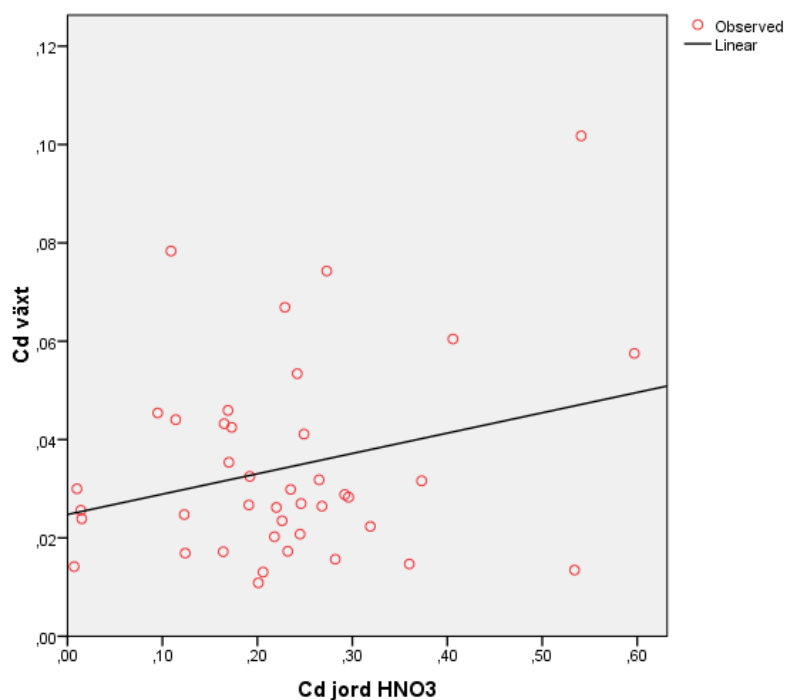


Figur 2. Linjär regression mellan halten bly i växt (mg/kg torrsvikt) och jord (mg/kg) extraherad med HNO_3 . p -värde $<0,001$.

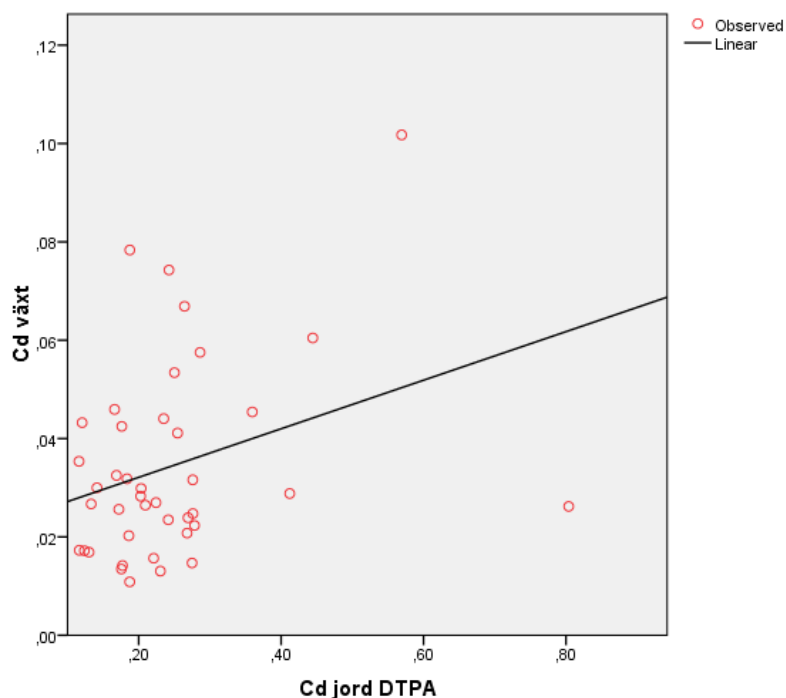


Figur 3. Linjär regression mellan halten bly i växt (mg/kg torrsvikt) och jord (mg/kg) extraherad med DTPA. p -värde $<0,001$.

Även för mängden kadmium i växtmaterialen finns ett positivt samband med halten i jord för båda extraktionsmetoder (fig. 4 och 5). Sambandet är svagare än för bly och endast signifikant för DTPA. p-värde och förklaringsgrad för respektive metod ligger på 0,083 och 7,5% för HNO₃ och 0,044 och 10% för DTPA. För varje mg halten i jord ökar, ökar halten i växt med 0,049 mg (DTPA).



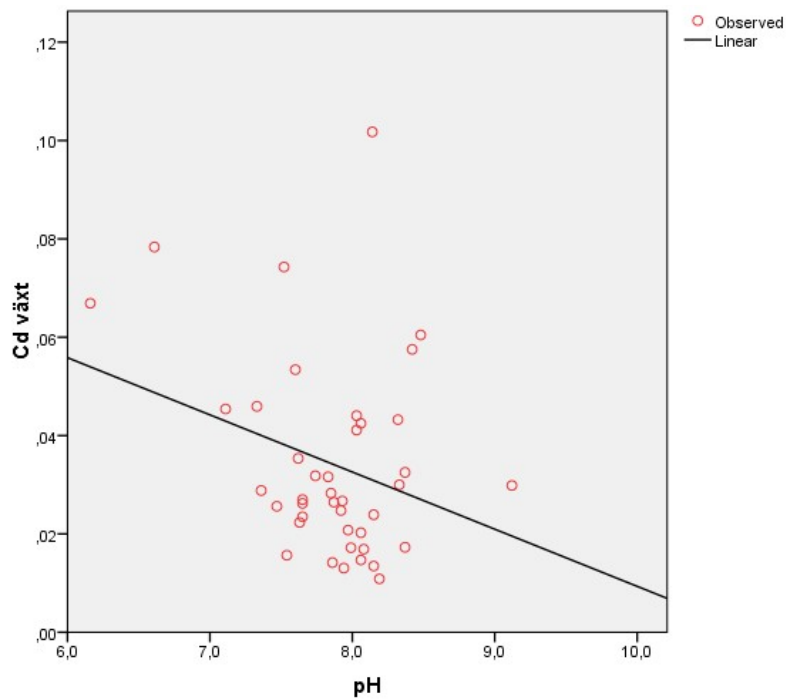
Figur 4. Linjär regression mellan halten kadmium i växt (mg/kg torrsvikt) och jord (mg/kg) extraherad med HNO₃. p-värde 0,083.



Figur 5. Linjär regression mellan halten kadmium i växt (mg/kg torrsvikt) och jord (mg/kg) extraherad med DTPA. p-värde 0,044.

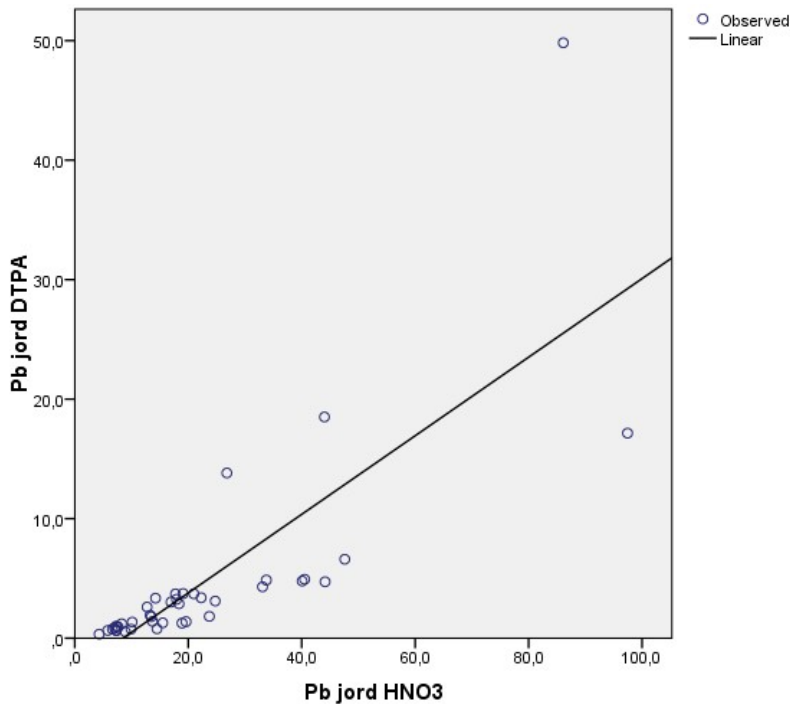
För pH-värde antyder försöket ett negativt samband mellan ökande pH och halten kadmium i växt (fig. 6). Sambandet är nära signifikant med ett p-värde på 0,064. Förklaringsgraden är 8,5%. För bly kan ingen korrelation mellan pH-värde och blyhalt i varken växt eller jord detekteras (resultat ej visade).

Inga signifikanta samband eller tydliga trender mellan ledningstal och någon av extraktionerna kan påvisas för vare sig bly eller kadmium (resultat ej visade).

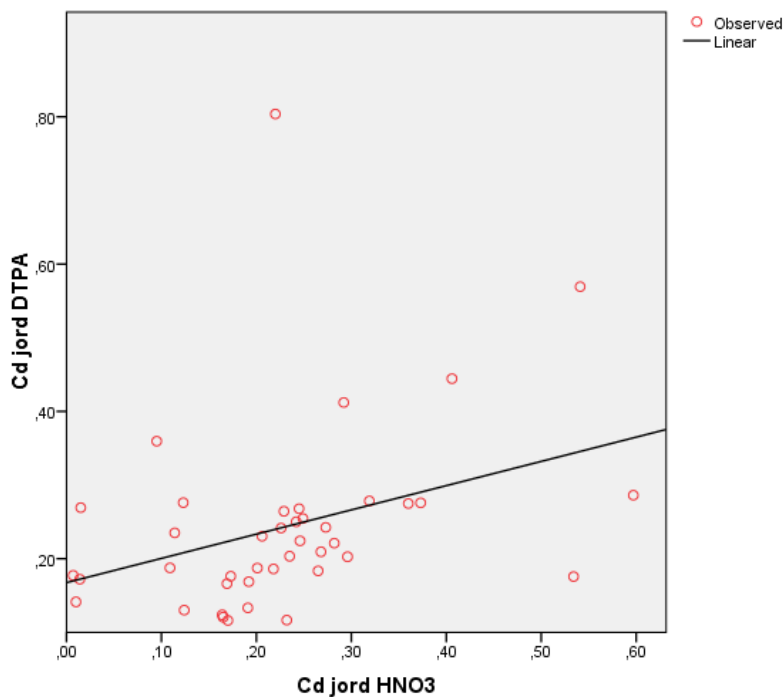


Figur 6. Linjär regression mellan halten kadmium i växt (mg/kg torr vikt) och pH-värde. p-värde 0,064.

För bly var korrelationen mellan extraktionsmetoderna hög, p-värdet ligger på $<0,001$ och 61% av variationen i blyhalten extraherad med DTPA kan förklaras av den mängd bly som extraherats med HNO_3 (fig. 7 och 8). För kadmium var metoderna inte lika jämna, det finns ett signifikant samband med ett p-värde på 0,030, men förklaringsgraden ligger endast på 11,6%.

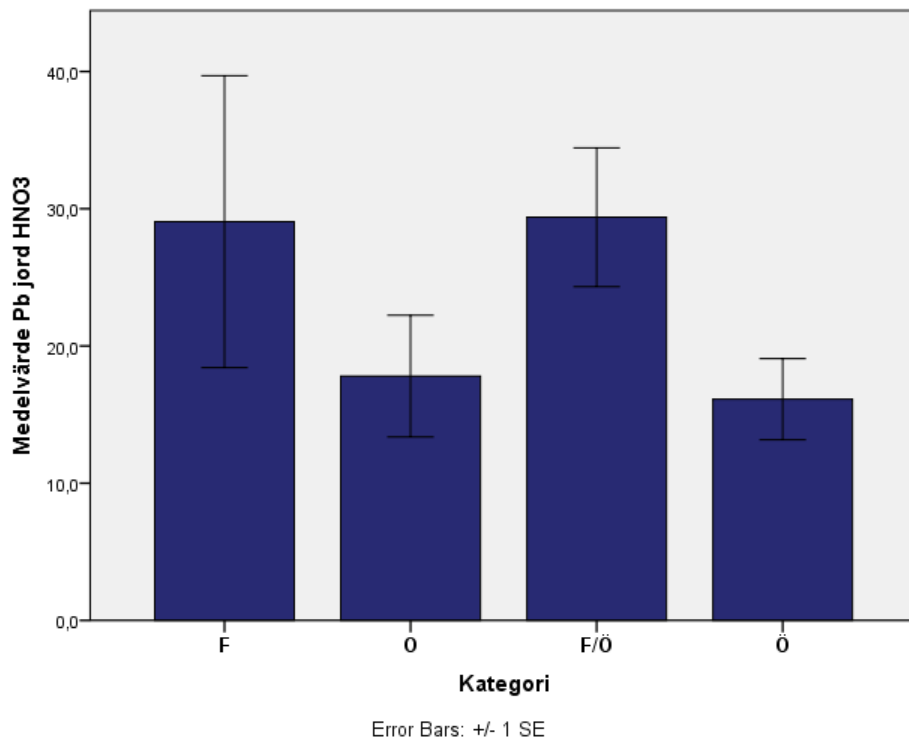


Figur 7. Linjär regression mellan halten bly i jord (mg/kg) extraherad med DTPA och HNO_3 . p-värde $<0,001$.

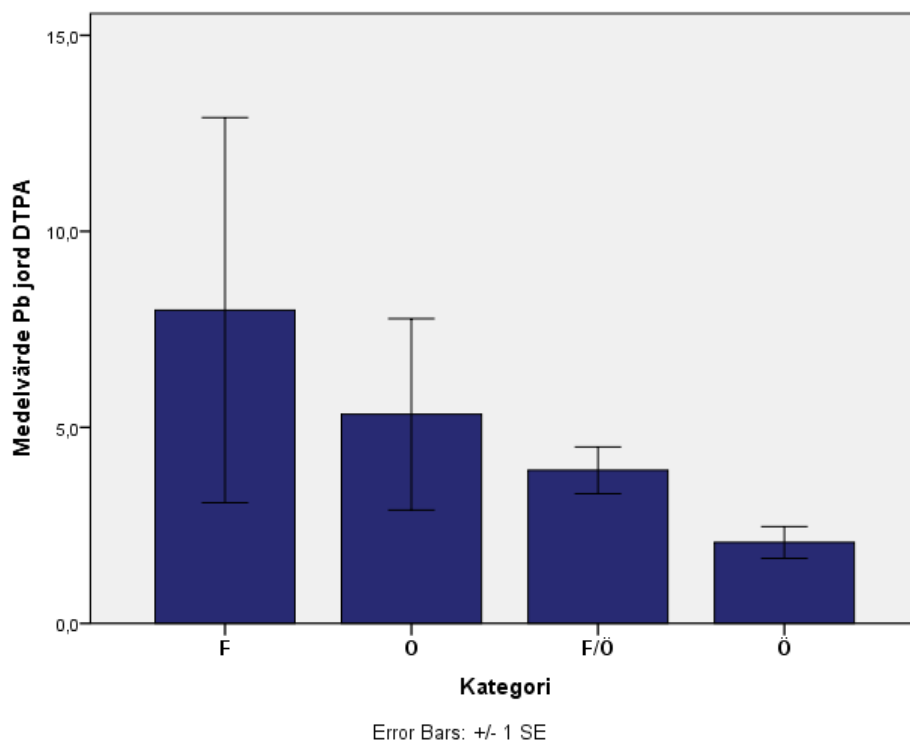


Figur 8. Linjär regression mellan halten kadmium i jord (mg/kg) extraherad med DTPA och HNO_3 . p-värde 0,030.

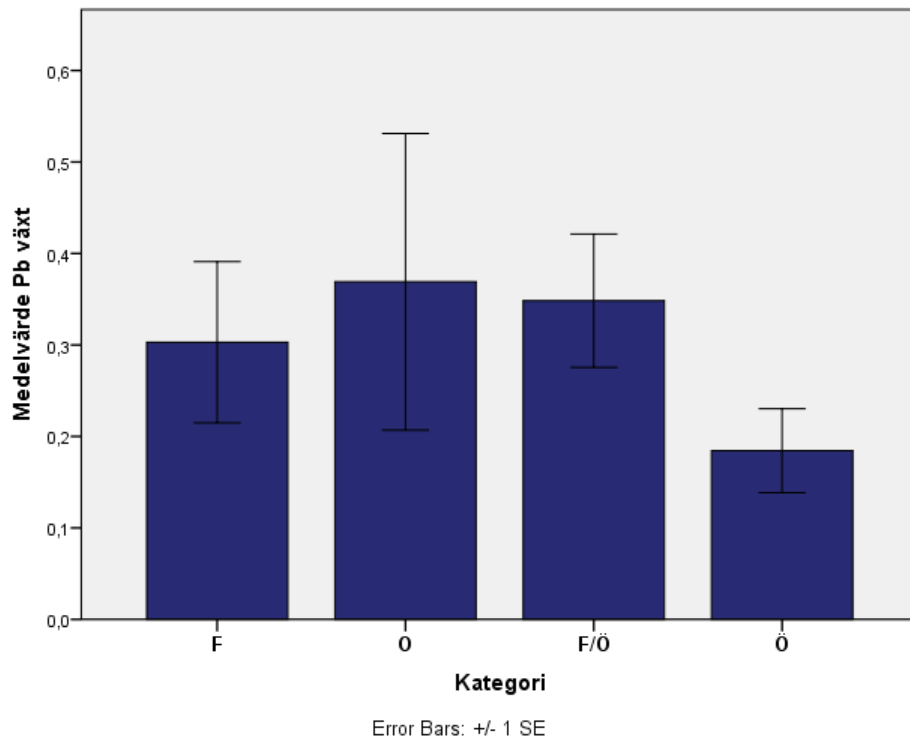
För totalhalten (extraherad med HNO_3) är medelvärdet av blyhalterna högst i de områden som konstaterats som förorenade av Miljöförvaltningen, samt de misstänkt förorenade/övriga områdena (fig.9). Halterna i områden där det bedrivs odling och övriga områden ligger lägre. För den biotillgängliga halten (extraherad med DTPA) bly i jorden är medelvärdet också högst i förorenade områden, följt av områden med odling (fig. 10). Den biotillgängliga halten av bly i förorenade/övriga områdena ligger dock betydligt lägre än vad den gör för totalhalten. Halterna i växt följer inte heller riktigt samma mönster, variationen mellan kategorierna är mindre, och medelvärdet för bly är något högre för områden där man odlar än för förorenade områden (fig. 11). Prov från övriga områden har lägst halter i alla tre diagram. Skillnaderna i medelvärde mellan kategorierna är relativt stora.



Figur 9. Medelvärde av blyhalt (mg/kg) i jordprov extraherade med HNO_3 från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.

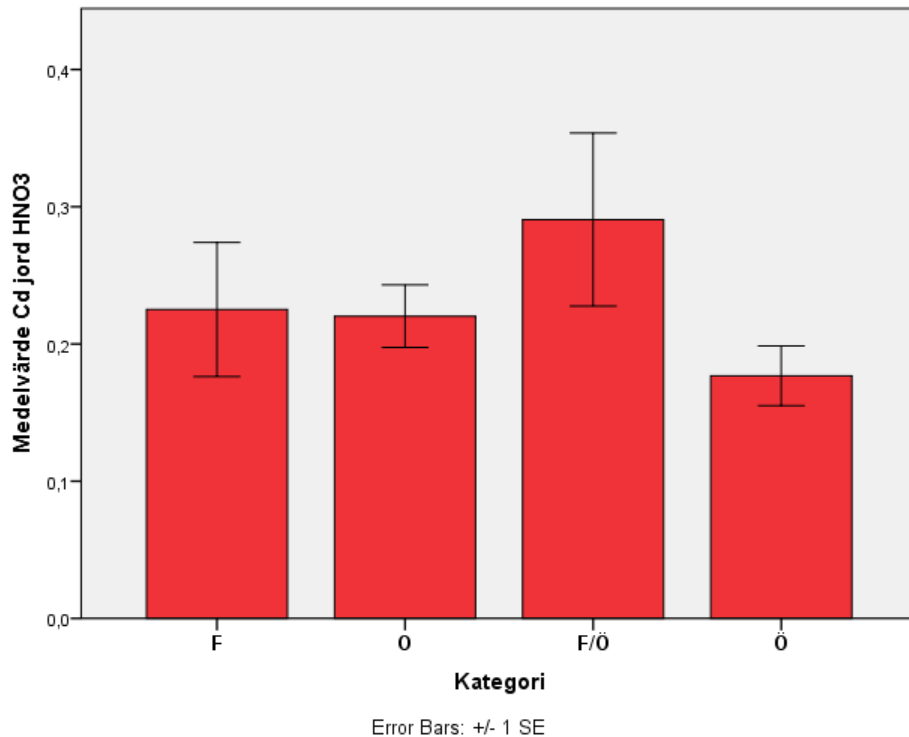


Figur 10. Medelvärde av blyhalt (mg/kg) i jordprov extraherade med DTPA från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.

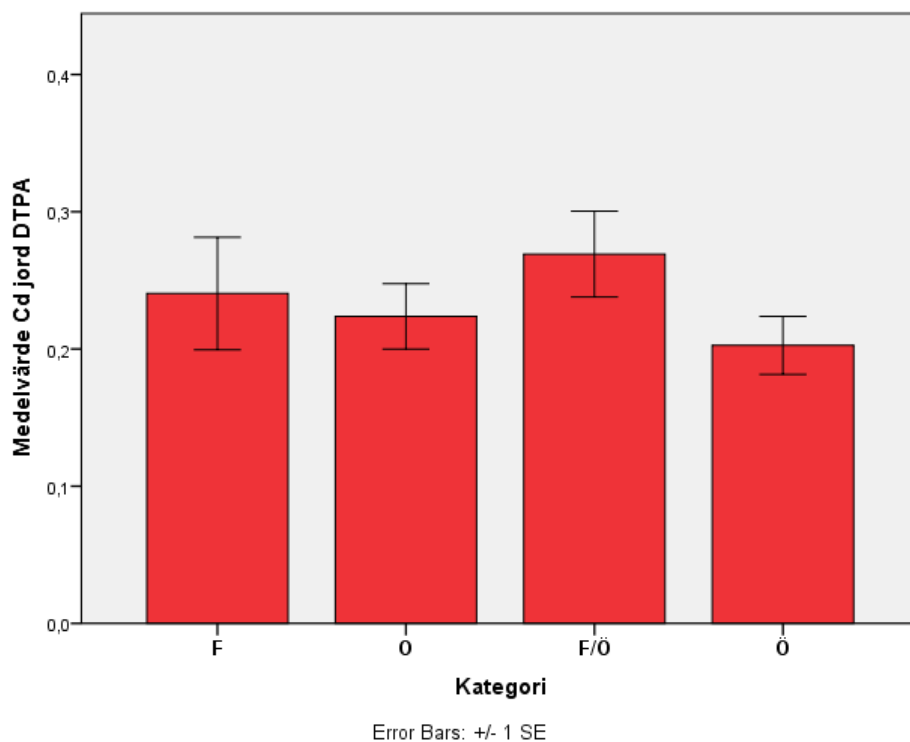


Figur 11. Medelvärde av blyhalt (mg/kg torr vikt) i växtprov från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.

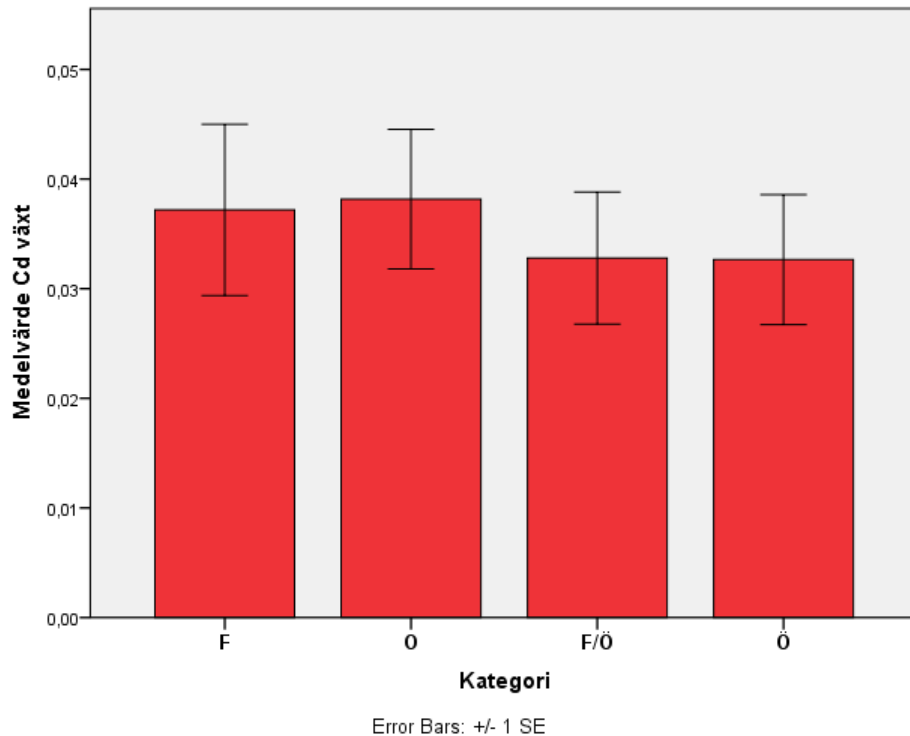
Medelvärdet av totalhalten kadmium i jord är högst för de förorenade/övriga områdena, följt av förorenade områden och odling (fig. 12). Den biotillgängliga halten följer samma mönster som totalhalten, men med lite mindre variation (fig. 13). Medelvärdet över halterna i växt är precis som för bly en aning högre för odling, men skillnaden mellan kategorierna är liten (fig. 14). Även för kadmium är värdena för övriga områden lägst i alla diagram. Medelvärdena för kadmium ligger jämnare över alla kategorier än vad de gör för bly, både för halter i jord och växt.



Figur 12. Medelvärde av kadmiumhalt (mg/kg) i jordprov extraherade med HNO_3 från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.



Figur 13. Medelvärde av kadmiumhalt (mg/kg) i jordprov extraherade med DTPA från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.



Figur 14. Medelvärde av kadmiumhalt (mg/kg torr vikt) i växtprov från de olika kategorierna för indelning av mark; F= förorenade områden, O= områden där man bedriver odling, F/Ö= övriga områden där misstanke om förorening finns, och Ö= övriga områden där ingen misstanke om förorening finns.

6. Diskussion

För extraktionen av jord med HNO_3 hade de i Nyhléns rapport (2004) använt sig av 7 M HNO_3 , men i detta försök användes 2 M. Att volymen HNO_3 av misstag halverades gjorde att det var en mindre mängd vätska för jorden att koka i. Under koktiden borde jord/syra-blandningen även ha rörts om (exempelvis med hjälp av magnetloppor) då det vid uppkok bubblade upp jord och syra på provrörets väggar som sedan till viss del blev kvar där när det kokade lugnare. Vattnet som provrören stod i kokade dessutom in vid ett tillfälle. Alla dessa faktorer kan ha bidragit till mer ojämna och möjligtvis lägre halter av metall som ett resultat av HNO_3 -extraktionen. Utöver detta verkar extraktionen ha fungerat sämre för kadmium än för bly, då de förväntade totalhalterna av kadmium ligger på ungefär samma nivå eller i vissa fall lägre än för extraktionen med DTPA, som ska visa biotillgängliga halt.

Det finns en del variation i hur mycket bly och kadmium växterna har tagit upp, både mellan enskilda prov och i förhållande till de halter som extraherats med DTPA och HNO_3 . Detta kan utöver naturliga variationer i biotillgänglig halt och upptag även bero på att det vid provtagningen var svårt att endast ta blad av samma ålder. Hur länge bladen har varit exponerade för föroreningar i marken varierar därför sannolikt en del mellan proven vilket kan ha påverkat resultatet av försöket.

I försöket kan signifikanta samband mellan metallhalterna i växt- och jordprov påvisas för både bly och kadmium (fig. 2,3 och 5). Sambandet med totalhalt är tydligare och endast signifikant för bly vilket är en aning oväntat då kopplingen mellan kadmium i växt och totalhalten i jord enligt teorin borde vara starkare än för bly (Smolders & Mertens, 2012; Steinnes 2012). Sambandet mellan halten bly i växt och den biotillgängliga halten stämmer däremot väl överens med det Steinnes (2012) skriver om att upptaget av bly i växter är starkare kopplat till tillgängliga joner än till totalhalt, vilket också är logiskt då det är just tillgängliga joner som tas upp av växter. Att korrelationen mellan bly i växt och totalhalten bly i jord är så stark i detta försök är därför överraskande.

Bly ska enligt Steinnes (2012) inte i någon högre utsträckning transporteras mellan rot och skott. Ligocki et al. (2011) menar dock att transporten av bly mellan växtdelar i Asteraceae är relativt stor. Om halterna av bly i de ovanjordiska växtdelarna skulle bero på atmosfäriskt upptag skulle sannolikt inte korrelationen med halten i jord vara så hög. Detta tyder på att det för maskrosorna i försöket verkar ha transporterats metall från rötterna till ovanjordiska växtdelar.

Att korrelationen mellan kadmium i växt och jord inte är lika hög som den är för bly kan ha sin grund i att det finns andra faktorer som påverkar kadmiumhalten i växtmaterialet utöver totalhalten i jord. En sådan faktor skulle kunna vara pH-värde, då det i tidigare studier har visat sig ha stor inverkan på biotillgängligheten av kadmium (Smolders & Mertens, 2012). Den trend försöket visar där halten kadmium i växt minskar med stigande pH (fig. 6) styrker denna teori. Blyhalten följer inte någon tydlig trend beroende på pH-värde för varken växt eller jordhalter, och verkar i högre utsträckning styras av totalhalten i jord än av andra undersökta faktorer.

Tabellen över provresultaten (tabell 3) visar att storleken på upptaget av bly och kadmium i växt inte alltid korrelerar helt med halterna i jord. Denna tendens undersöks närmare i en uträkning av ackumuleringsfaktor (tabell 4 och 5) och även om det hade behövts mer data styrker dessa uträkningar det Królak (2002) skriver om att det verkar finnas en skillnad i upptaget i växt beroende på hur förorenad jorden är. Vid mycket höga halter av tungmetall i jorden är halten i växt i många fall procentuellt sett lägre än för platser med låga eller medelhöga värden. Maskrosor verkar dessutom ta upp en lägre andel bly än kadmium, vilket även det stämmer överens med resultaten av Królaks studie. För kadmium är graden av ackumulation relativt hög för både totalhalt och biotillgänglig halt. Visserligen ligger värdena för HNO₃-extraktionen av kadmium för lågt, vilket i sin tur ger ett för högt värde på ackumulationsfaktorn, men samma mönster syns i värdena för DTPA. Vid låga halter i mark tar växten alltså upp en större procentandel av den biotillgängliga mängden än vid höga halter. Detta skulle kunna bero på skyddsmekanismer hos växten som motverkar upptag av toxiska halter av tungmetaller.

Diagrammen över medelvärdena för de olika kategorierna av provplatser visar några intressanta resultat. För halterna av bly i jord (fig. 9 och 10) kan man se en del skillnader mellan totalhalten och den biotillgängliga halten. Totalhalten följer ett någorlunda väntat mönster med högre värden där marken är kategoriserad som förorenad/misstänkt förorenad och lägre i de övriga kategorierna. Den biotillgängliga halten av bly för kategorin "Förorenat/Övrigt" ligger dock mycket lågt i förhållande till totalhalten. Varför det förhåller sig så är inte känt.

I diagrammet för halterna i växt (fig. 11) har kategorin "Odling" oväntat nog ett högre medelvärde för bly än vad den förorenade marken har. En del av förklaringen till detta resultat skulle kunna vara att de höga extremvärdena för bly i jord inte längre drar upp medelvärdet för förorenade områden på samma vis i värdena för växt. Det skulle även kunna bero på att maskrosorna generellt sett har ett bättre allmäntillstånd med större tillgång till vatten och näring på platser där man odlar. Tillväxthastigheten kan därmed ha varit högre och mer bly tagits upp än på andra platser där växtförhållandena var sämre.

Halterna av kadmium visar en svag tendens till samma mönster som bly, det vill säga att halterna är högst i förorenade och misstänkt förorenade områden för mark (fig. 12 och 13), men att det för växt verkar tas upp en aning mer i odlade områden jämfört med de andra kategorierna (fig. 14). Halterna av kadmium i jord i de områden där man bedriver odling ligger dock inte särskilt lågt i förhållande till övriga kategorier. Detta kan vara en följd av att man har gödlat odlingsmarken och på så vis tillfört små mängder av kadmium. Att kadmiumhalten ligger relativt jämt över alla prov är lite oväntat då kadmium enligt teorin i större utsträckning förväntades komma från punktkällor, till skillnad från bly vars utsläppsmönster skulle vara mer diffust (Pacyna et al., 2009). Detta kan eventuellt ha orsakats av metoden, men mer troligt är att fördelningen av kadmium i Malmö är jämnare än förväntat. Att halterna är lägst för kategorin "Övrigt" för både bly och kadmium beror troligtvis på att många av dessa prover togs i parker, trädgårdar och även i Alnarp där halterna var låga.

Värt att tillägga är att även om vissa platser är kategoriserade som förorenade har det i ibland varit otydligt om föroreningar redan har avhjälpts på platsen och i så fall till vilken grad. Det är också svårt att veta precis var på fastigheten jordprover har tagits tidigare och hur utbredd föroreningen är. Kategorisering gjordes framförallt för att få en så stor spridning av halterna av bly och kadmium i jord som möjligt, och ska ses som en uppskattning, inte som fakta. Undantaget är kategorin för odlad mark, där det med säkerhet går att säga att det bedrevs odling på platserns.

Värdena för totalhalt av bly i jord ligger i flera fall (till exempel för provnr 9 och 16) på halter som är långt över den gräns som enligt Naturvårdsverket kan vara toxisk för växter och mikroorganismer,. De biotillgängliga halterna av bly i jord ligger i förhållande till totalhalten även de mycket högt med tanke på att de enligt Reaves och Berrow (1984) endast ska utgöra cirka 2% av totalhalten. På vissa platser är denna siffra så hög som 50%. Även för kadmium är halterna av den biotillgängliga fraktionen höga, enligt Naturvårdsverkets klassificering för *totalhalt* (tabell 2) ligger de i många fall på måttliga till höga halter, även på platser där man bedriver odling. Naturvårdsverkets tabell gäller förvisso åkermark, men kan ändå fungera som en fingervisning, speciellt för de fastigheter där odling är aktuellt. Anledningen till att de biotillgängliga halterna ligger på så hög nivå kan vara att extraktionen med DTPA var mer effektiv än väntat och har extraherat en större fraktion än bara den biotillgängliga. En annan förklaring kan vara att extraktionen med HNO₃ inte har lyckats extrahera hela totalhalten och att den biotillgängliga mängden därför till synes verkar utgöra en större del av totalhalten än vad som är fallet. Detta skulle dock innebära oerhört höga totalhalter av bly i mark. Lösningen kan också vara en kombination av dessa två orsaker.

I många fall kan man se ett samband mellan hög totalhalt och hög biotillgänglig mängd (till exempel för provnr 9,16, 19B), men i vissa fall är kopplingen svagare, speciellt för kadmium (provnr 19A, 30). Detta kan dels bero på tillvägagångssättet vid provtagningen och analysen, men även på att andra faktorer än totalhalten, till exempel pH, påverkar den biotillgängliga mängden.

De höga extremvärden som detekterades vid provtagning har framförallt kommit från kraftigt förorenade platser där möjligheten att bedriva odling är liten. Prov nummer 9 och 30 är till exempel från kanten av vältrafikerade vägar. Nummer 16 och 35 är tagna på grusplaner i industriområden. Det finns däremot några resultat som sticker ut, som prov 19 som är taget i Enskifteshagen där man bedriver stadsodling och flera grödor odlades direkt i marken. Här togs två prov på olika platser inom området och båda visar på måttliga till höga halter av både kadmium och bly. Det finns ett annat intressant extremvärde för kadmium, nämligen nr 23/28 där proverna tyvärr blandades ihop på grund av ett skrivfel. Det ena provet är taget i Gröningen (en stor park), och det andra i Slottsträdgården. Värdet för kadmium i mark ligger mycket högt både för både totalhalt och biotillgänglig halt, men halten i växt är lägre än eller på samma nivå som för många andra provplatser. Hur det kan förhålla sig så finns det inga teorier om.

Trots relativt höga halter av bly och kadmium i marken på många platser är det egentligen inget av analysresultaten för innehållet i växt som är oroväckande högt, speciellt inte när man endast ser till platser där man bedriver odling. Att halterna av metall i jord ligger högt behöver alltså inte nödvändigtvis innebära höga halter av föroreningar i växt. Tabellen över provresultaten (tabell 3) och uträkningen av ackumuleringsfaktorn (tabell 4 och 5) visar att växterna endast tar upp en del av den biotillgängliga fraktionen av metaller och att halterna i växt kan ligga på en relativt jämn nivå trots stora skillnader i halterna i jord. Det går dock ändå inte att säga att ett område är riskfritt att odla i baserat på resultaten av denna eller liknande studier då upptaget av metaller styrs av så många olika faktorer. Om förhållandena på växtplatsen förändras kan även upptaget göra det.

Vad gäller halter i grödor som används som livsmedel är det svårt att göra en bedömning då aktuella gränsvärden gäller färskvikt och inte torrsvikt, som mättes i detta försök. Trots låg ackumulering av bly i växt verkar halterna i maskros ändå kunna nå upp i förhållandevis höga nivåer, beroende på hur stor del av färskvikten man bedömer att torrsvikten utgör. Gränsvärdet för bly i livsmedel är 0,3 mg/kg färskvikt, och den högsta halten som uppmätts i detta försök är 1,365 mg/kg torrsvikt. Detta innebär att torrsvikten uppskattningsvis behöver utgöra runt 22% av färskvikten för att provet ska hamna på halter runt gränsvärdet. Värt att nämna är att teorin kring förhållandet mellan färskvikt och torrsvikt är baserad på odlade grödor som troligtvis har haft ett högre vatteninnehåll och tillväxthastighet än maskrosorna i detta försök. Det är därför inte orimligt att tänka sig att halten i växt i just detta fall kan ligga nära gränsvärdet, men med tanke på den bristfälliga bakgrunden kan inga säkra slutsatser dras. Provet är dessutom taget vid kanten av en stor väg, och inte på en plats där man odlar.

Halterna av kadmium ligger mycket lågt för samtliga prov i förhållande till gränsvärdet på 0,2 mg/kg färskvikt. Kanske beror det egentligen inte på att halterna är speciellt låga i försöket, utan snarare på att gränsvärdet ligger för högt. I förhållande till bly motsvarar det 2/3 av gränsvärdet, men i jord ligger halterna av kadmium normalt på ca 1/100-1/10 av halterna för bly, och metallen har en högre grad av toxicitet.

Om man relaterar halterna i maskrosorna i försöket till de halter av bly och kadmium som har visat sig ha negativ påverkan på människor, kan man definitivt utesluta att det finns någon risk för akut förgiftning vid förtäring av dessa plantor. Det är svårare att uttala sig om risker med ett långvarigt intag av grödor som odlats i staden. Om intaget enbart gällde maskros borde risken även där vara liten, så länge man odlar i områden avsedda för ändamålet. Situationen skulle dock kunna se annorlunda ut för andra grödor med större potential för upptag ur mark, med tanke på att den biotillgängliga halten av tungmetall i marken är relativt hög på vissa ställen. För bly finns det ingen säker lägsta nivå och kadmium har visat sig ha negativ effekt även vid låga till måttliga halter (Bernard, 2008; de Vries et al., 2012). Troligtvis skulle dock inte intag av urbant odlade grödor vara det enskilt största bidraget, utan snarare utgöra en källa av många. Även i livsmedel köpta i butik förekommer varierande halter av tungmetaller. För kadmium är det relativt enkelt att göra en uppskattning av vilken vikt halterna i livsmedel har med tanke på att en så stor del av intaget kommer via födan. För

bly är det mer komplext att avgöra hur viktig denna källa är eftersom det finns flera andra lika stora, eller större, exponeringskällor.

När det kommer till tillämpbarheten av metoden har de starkt signifikanta sambanden mellan halterna av tungmetall i växt och jord visat att växtprov av maskros kan fungera bra för att ge en bild av halten tungmetall i jord, framförallt för bly. Det ger även ett riktvärde på vilken nivå metallinnehållet i växt generellt sett kan ligga på, men eftersom upptaget är så komplext går det inte att använda resultaten för maskros som ett facit för halter i alla andra grödor. De faktorer som påverkar upptaget i växt, som förhållanden på växtplatsen och val av gröda, kan göra stor skillnad för vilket resultat man får. För att utesluta en del av variationen i dessa faktorer skulle försöksupplägget i denna studie kunna modifieras och användas för ett mer kontrollerat fältförsök där en eller flera grödor sås/planteras på plats för att efter en viss tid skördas och analyseras. Man skulle då kunna återskapa förhållandena vid urban odling och utesluta skillnader i vattentillgång och konkurrerande växtlighet på platsen, kanske även näringsstatus, genom skötsel av grödorna. Eftersom maskros verkar ha en tendens att ta upp högre halter i områden där man odlar skulle man på så vis få ett mer rättvisande resultat för jämförelse av halter i urbant odlade grödor. Man skulle även kunna välja grödor som faktiskt odlas för konsumtion. Det finns litteratur som visar att sallat, spenat och även kål har affinitet för att ackumulera tungmetaller (McLaughlin et al., 2011), så dessa hade kunnat vara lämpliga val. Kanske hade det även varit intressant med något gröda som skördas ur jorden, till exempel morot, för att se om det finns någon skillnad mellan ovanjordiska växtdelar och rötter. Det finns dock troligtvis en praktiskt svårighet i att få odlade platser i stadsmiljö att förbli opåverkade av de människor som rör sig i området under någon längre tid.

Informationsspridningen kring förekomsten av föroreningar till dem som bedriver odling i Malmö är idag mycket liten. Även i broschyrer som vänder sig direkt till dem som odlar (till exempel den från Gatukontoret 2014) är det inte något som nämns. Man bör enligt Miljöförvaltningen alltid ta jordprov innan odling bedrivs på mark inne i staden. Detta görs dock i långt ifrån alla fall, vilket kan leda till att föroreningar inte upptäcks och därmed kan ackumuleras i växter och vidare i människor. Efter ytterligare utveckling skulle det kunna gå att använda liknande metoder som den som används i detta försök för att göra en bedömning av ett områdes lämplighet för odling. Metoden ger en mer omfattande bild av vilka halter som kan bli aktuella i odlade grödor än vad enbart jordprovtagning gör. Man skulle därför kunna tänka sig att växtprov av maskrosor som redan växer på en aktuell plats kan fungera som komplettering till eventuella jordprov som tas. Ett annat intressant framtida användningsområde för växter är rening av mark med hjälp av hyperackumulatorer, genom så kallad fytoremediering. Maskros har i detta försök visat sig ackumulera en icke försumbar procentandel av halten kadmium i mark och skulle eventuellt kunna användas för någon slags rening av förorenade områden, även om växten per definition inte är någon hyperackumulator. Eftersom den redan växer vild på många platser och inte heller kräver någon speciell skötsel skulle metoden troligtvis vara relativt kostnadseffektiv.

För att kunna använda sig av och förlita sig på den här typen av metoder för kartläggning av tungmetaller i växt och jord behöver det för både bly och kadmium göras ytterligare studier på

mobiliteten i miljön och upptaget i växter. I många fall finns det stora skillnader i resultaten av de studier som gjorts på ämnet och beroende på källa kan man därför få olika uppfattning av hur metallerna rör sig i och påverkar miljön. Det märks även i detta försök, och beror inte bara på mänskliga felkällor utan även på den stora variation som finns i naturen och i de faktorer som påverkar tungmetallers mobilitet.

6.1 Slutsatser

- Signifikanta samband mellan den biotillgängliga halten av tungmetall i jorden och halten i växt kunde påvisas för både bly och kadmium. För bly fanns det även signifikant korrelation mellan totalhalten i jord och halten i växt.
- Upptaget av kadmium i växt verkar utöver halten i jord även påverkas av pH, medan upptaget av bly främst styrs av totalhalt.
- De starka sambandet mellan halterna i växt och jord tyder på att det har skett en transport av metall från rötter till ovanjordiska växtdelar, och att halterna i blad inte i första hand beror på atmosfäriskt upptag.
- Maskrosor skulle kunna vara lämpliga för bioindikation då sambandet mellan halt i jord och växt är starkt.
- Det finns risk för att halterna av bly och kadmium i jord kan överstiga aktuella riktvärden för odlingsmark. De stora skillnaderna i upptag i växt beroende på växtslag och platsspecifika faktorer gör det dock svårt att tillämpa metoden för att förutse halter i andra grödor än maskros enbart baserat på detta försök.
- Informationen till de som bedriver odling i städer behöver bli bättre, och fler studier av relationen mellan tungmetaller och växter behövs för att med större säkerhet kunna bedöma i vilken utsträckning upptag sker.

Referenser

- Alloway, B.J. (Ed.), 2012. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, 3rd ed. 2013 edition. Springer, Dordrecht, Netherlands ; New York.
- Arvik, J.H., Zimdahl, R.L., 1974. The Influence of Temperature, pH, and Metabolic Inhibitors on Uptake of Lead by Plant Roots. *J. Environ. Qual.* 3, 374.
- Azimi, S., Rocher, V., Garnaud, S., Varrault, G., Thevenot, D.R., 2005. Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere* 61, 645–651.
- Bashan, Y., de-Bashan, L.E., 2005. Fresh-weight measurements of roots provide inaccurate estimates of the effects of plant growth-promoting bacteria on root growth: a critical examination. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1795–1804.
- Bernard, A., 2008. Cadmium & its adverse effects on human health. *Indian J. Med. Res.* 128, 557–564.
- Chibuike, G.U., Obiora, S.C., 2014. Heavy Metal Polluted Soils: Effect on Plants and Bioremediation Methods. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2014
- Clarkson, D.T., Lüttge, U., 1989, in: Behnke, H.-D., Esser, K., Kubitzki, K., Runge, M., Ziegler, H. (Eds.), *Progress in Botany*. Springer Berlin Heidelberg.
- Cuypers, A., Remans, T., Weyens, N., Colpaert, J., Vassilev, A., Vangronsveld, J., 2012. , in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Springer, Dordrecht, Netherlands ; New York.
- DalCorso, G., 2012. , in: Furini, A. (Ed.), *Plants and Heavy Metals*. Springer, Dordrecht; New York.
- de Vries, W., Engelbert Groenenberg, J., Loftis, S., Tipping, E., Posch, M., 2012. , in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Springer, Dordrecht, Netherlands ; New York.
- Delshammar, T., 2011. *Urban odling i Malmö* (No. 181), Stad & Land. Movium SLU, Alnarp.
- Djingova, R., Kuleff, I., Penev, I., Sansoni, B., 1986. Bromine, copper, manganese and lead content of the leaves of *Taraxacum officinale* (dandelion). *Sci. Total Environ.* 50, 197–208.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2009. *Food for the cities*.
- Fasani, E., 2012. , in: Furini, A. (Ed.), *Plants and Heavy Metals*. Springer, Dordrecht; New York.
- Frantz, A., Pottier, M.-A., Karimi, B., Corbel, H., Aubry, E., Haussy, C., Gasparini, J., Castrec-Rouelle, M., 2012. Contrasting levels of heavy metals in the feathers of urban pigeons from close habitats suggest limited movements at a restricted scale. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 168, 23–28.
- Fukushima, M., Ishizaki, A., Sakamoto, M., Kobayashi, E., 1973. Cadmium Concentration in Rice Eaten by Farmers in the Jinzu River Basin. *Nippon Eiseigaku Zasshi* 28, 406–415.
- Furini, A. (Ed.), 2012. *Plants and heavy metals*. Springer, Dordrecht; New York.
- Gatukontoret Malmö stad, 2014. *Stadsodling - program för odling på allmän plats i Malmö stad*.
- Huang, L., Bell, R.W., Dell, B., Woodward, J., 2004. Rapid Nitric Acid Digestion of Plant Material with an Open-Vessel Microwave System. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 35, 427–440.
- Kemikalieinspektionen, 1998. *Cadmium exposure in the Swedish environment* (No. 1/98). Kemikalieinspektionen, Stockholm.
- Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 - *Fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel*
- Krämer, U., Talke, I.N., Hanikenne, M., 2007. Transition metal transport. *FEBS Lett.* 581, 2263–2272.
- Królak, E., 2002. Accumulation of Zn, Cu, Pb and Cd by Dandelion (*Taraxacum officinale* Web.) in Environments with Various Degrees of Metallic Contamination. *Pol. J. Env. Stud.* Vol. 12, No. 6 (2003), 713–721.
- Kuleff, I., Djingova, R., 1984. The dandelion (*Taraxacum officinale*) — A monitor for environmental pollution? *Water. Air. Soil Pollut.* 21, 77–85.
- Lantmäteriet, 2016. Topografisk webbkarta över Malmö stad.
- Lavado, R.S., Rodriguez, M.B., Scheiner, J.D., Taboada, M.A., Rubio, G., Alvarez, R., Alconada, M., Zubillaga, M.S., 1998. Heavy metals in soils of Argentina: Comparison between urban and agricultural soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29, 1913–1917.
- Li, J.X., Yang, X.E., He, Z.L., Jilani, G., Sun, C.Y., Chen, S.M., 2007. Fractionation of lead in paddy soils and its bioavailability to rice plants. *Geoderma* 141, 174–180.
- Ligocki, M., Tarasewicz, Z., Anisko, M., 2011. The common dandelion (*Taraxacum officinale*) as an indicator of anthropogenic toxic metal pollution of environment. *Acta Sci. Pol. Zootech.* 10.
- Luo, Y., Rimmer, D.L., 2004. Zinc-copper interaction affecting plant growth on a metal-contaminated soil. *Research Gate* 88, 79–83.
- Manara, A., 2012. , in: Furini, A. (Ed.), *Plants and Heavy Metals*. Springer, Dordrecht; New York.
- McLaughlin, M.J., Smolders, E., Degryse, F., Rietra, R., 2011. Uptake of Metals from Soil into Vegetables, in: Swartjes, F.A. (Ed.), *Dealing with Contaminated Sites*. Springer Netherlands, pp. 325–367.

- Nadgórska-Socha, A., Ptasíński, B., Kita, A., 2013. Heavy metal bioaccumulation and antioxidative responses in *Cardaminopsis arenosa* and *Plantago lanceolata* leaves from metalliferous and non-metalliferous sites: a field study. *Ecotoxicol. Lond. Engl.* 22, 1422–1434.
- Naturvårdsverket, 2006. *Metallers mobilitet i mark* (text No. 5536). Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2009. *Riktvärden för förorenad mark* (text No. 5976). Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2016. *Tungmetaller i åkermark*. Naturvårdsverket. URL [http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Odlingslandskap/Akermarkens-kvalitet/Tungmetaller/](http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Odlingslandskap/Akermarkens-kvalitet/Tungmetaller/) (accessed 7.31.16).
- Nordberg, G.F., 2009. Historical perspectives on cadmium toxicology. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 238, 192–200.
- Nriagu, J.O., 1996. A History of Global Metal Pollution. *Science* 272, 223–224.
- Nyhlén, E., 2004. *Laktester för riskbedömning av förorenad mark*. Examensarbete vid SLU.
- Pacyna, J.M., Pacyna, E.G., Aas, W., 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. *Atmos. Environ.*, 43, 117–127.
- Perugini, M., Manera, M., Grotta, L., Abete, M.C., Tarasco, R., Amorena, M., 2011. Heavy metal (Hg, Cr, Cd, and Pb) contamination in urban areas and wildlife reserves: honeybees as bioindicators. *Biol. Trace Elem. Res.* 140, 170–176.
- Qian, J., Shan, X., Wang, Z., Tu, Q., 1996. Distribution and plant availability of heavy metals in different particle-size fractions of soil. *Sci. Total Environ.* 187, 131–141.
- Rai, S., Gupta, S., Mittal, P.C., 2015. Dietary Intakes and Health Risk of Toxic and Essential Heavy Metals through the Food Chain in Agricultural, Industrial, and Coal Mining Areas of Northern India. *Hum. Ecol. Risk Assess. Int. J.* 21, 913–933.
- Reaves, G., Berrow, M., 1984. Extractable Lead Concentrations in Scottish Soils. *Geoderma* 32, 117–129.
- Sande-Bakhuyzen, H.L.V.D., 1928. Studies upon wheat grown under constant conditions —II. *Plant Physiol.* 3, 7–30.
- Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D., 2011. Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. *Russ. J. Plant Physiol.* 55, 1–22.
- Smolders, E., Mertens, J., 2012. , in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Springer, Dordrecht, Netherlands ; New York.
- Steinnes, E., 2012. , in: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*. Springer, Dordrecht, Netherlands ; New York.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J., 2012. Heavy Metals Toxicity and the Environment. *EXS* 101, 133–164.
- Torres, P., Rodrigues, A., Soares, L., Garcia, P., 2015. Metal Concentrations in Two Commercial Tuna Species from an Active Volcanic Region in the Mid-Atlantic Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 70, 341–347.
- van den Berg, R., 1994. *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values* (partly revised edition).
- World Health Organization, 2016. *WHO | Lead poisoning and health*. URL <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs379/en/> (accessed 8.30.16).

Bilaga 1. Beskrivning av provpunkter

| Nummer | Antal prov | Kategori | Beskrivning |
|--------|------------|----------|---|
| 1 | 2 | F/Ö | Mariehage 1. Förskola med tidigare förorening av Pb/Cd. Avhjälppt. |
| 3 | 1 | Ö | Mariedalsparken |
| 5 | 3 | F | Limhamn 10:3. Förorening av metaller. Ej avhjälppt. |
| 7 | 2 | F | Sofielundsskolan. Förorening av tungmetaller. Bitvis avhjälppt. |
| 8 | 1 | F/Ö | Gerlachs park. Ingen specifik förorening, men hela Kirseberg är misstänkt förorenat. |
| 9 | 1 | F | Almedal 13. Förorening av tungmetaller. Prov taget vid kanten av fastigheten vid Stockholmsvägen. |
| 10 | 1 | F/Ö | Dalhemsparken. Ingen specifik förorening, men hela Kirseberg är misstänkt förorenat. |
| 11 | 1 | F | Brännaren 2. Förorening av Pb. Ej avhjälppt. |
| 12 | 2 | F | Skolan 1. Ev. förorening av Pb. Okänt om avhjälppt. |
| 13 | 1 | F | Järnvägen i slutet av Ribersborgsstien. |
| 14 | 1 | F/Ö | Ankarparken. Ingen specifik förorening, men stora delar av hamnen är misstänkt förorenade. |
| 16 | 1 | F | Degeln 8. Ev. förorening av Pb. Ej avhjälppt. |
| 18 | 2 | O | Koloniträdgårdar Ärtholmen |
| 19 | 2 | O | Mykorrhizaodling Enskifteshagen |
| 20 | 1 | Ö | Gullängen |
| 22 | 2 | Ö | Heleneholmsparken |
| 23 | 1 | O | Stadsodling Slottsparken |
| 24 | 2 | O | Odlingslotter Persborg |
| 26 | 2 | O | Odlingslotter Bellevueparken |
| 27 | 1 | Ö | Bellevueparken |
| 28 | 1 | Ö | Gröningen (park) |
| 29 | 1 | Ö | Korsningen Hornsgatan/Drottninggatan |
| 30 | 1 | Ö | Väggkanten utanför Ärtholmen |
| 31 | 1 | Ö | Grönområde vid LIDL Delsjögatan |
| 32 | 1 | Ö | Villatomt Ellingegatan |
| 33 | 1 | Ö | Bilmekaniker/bensinstation Trolleholmsgatan |
| 34 | 1 | Ö | Villatomt Vanåsgatan |
| 35 | 2 | F/Ö | Ödetomt Geijersgatan |
| 36 | 1 | Ö | Blå Caféet, Alnarp |
| 37 | 1 | Ö | Tor Nitzelius park, Alnarp |